



ISF-Arbeitsbericht 2019



ISF-Arbeitsbericht 2019

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg 76231 Karlsruhe, Postfach 100163, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
BEARBEITUNG	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de Institut für Seenforschung, Langenargen, isf@lubw.bwl.de
BEZUG	https://pd.lubw.de/10214
STAND	Juni 2021
BERICHTSUMFANG	172 Seiten
TITELBILD	Die ISF-Crew ist bei Wind und Wetter unterwegs, um Proben zu nehmen
BILDNACHWEIS	Diagramme und Abbildungen, sofern nicht anders angegeben: LUBW
SATZ UND BARRIEREFREIHEIT	Satzweiss.com Print Web Software GmbH Mainzer Straße 116 66121 Saarbrücken

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

1	BODENSEE	7
1.1	Jährlicher IGKB-Zustandsbericht	7
1.1.1	Physikalische Entwicklung	7
1.1.2	Chemische Entwicklung	11
1.1.3	Biologische Entwicklung	14
1.2	Mikroverunreinigungen im Bodensee	39
1.2.1	IGKB-Untersuchung der anthropogenen Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen	39
1.2.2	Jährliche Untersuchungen auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel	44
1.3	Entwicklung der Fischbestände	45
1.3.1	Felchenlaich-Monitoring	45
1.3.2	Fischbestandserfassung	46
1.4	Verankerungen im Bodensee-Obersee	46
1.4.1	Temperatur- und Sauerstoffmesswerte an den Verankerungen	46
1.4.2	Sedimenteinträge an den Verankerungen	49
1.5	Neozoen- und Quaggamonitoring	51
1.5.1	Allgemeines Neozoenmonitoring	51
1.5.2	Quaggamonitoring	52
1.6	Veränderungen der Makrophytenvegetation und der Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees	55
1.7	Hochwasser im Juni 2019 – Wassereintrag, Stofftransporte und Auswirkungen auf den Bodensee – eine kombinierte Betrachtung der wasserchemischen Befunde und der Simulationsergebnisse eines gekoppelten Modellsystems	57
2	BODENSEEZUFLÜSSE	63
2.1	Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe	63
2.2	Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen	64
3	KLEINE SEEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG	67
3.1	Illmensee	67
3.1.1	Seenphysikalische Untersuchungen	68
3.1.2	Chemische Untersuchung	75
3.1.3	Biologische Untersuchung	79
3.1.4	Zusammenfassung und Fazit	84
3.2	Ruschweiler See	85
3.2.1	Seenphysikalische Untersuchungen	87
3.2.2	Chemische Untersuchung	92
3.2.3	Biologische Untersuchung	97
3.2.4	Zusammenfassung und Fazit	102
3.3	Schurmsee	102
3.3.1	Seenphysikalische Untersuchungen Schurmsee	103
3.3.2	Chemische Untersuchung	106
3.3.3	Biologische Untersuchung	111
3.3.4	Zusammenfassung und Fazit	117
3.4	Mummelsee	117
3.4.1	Seenphysikalische Untersuchung	119
3.4.2	Chemische Untersuchung	123
3.4.3	Biologische Untersuchung	128
3.4.4	Zusammenfassung und Fazit	133
3.5	Modellstudien zu den vertikalen Austauschprozessen in Baggerseen	134

4	METHODEN UND KONZEPTE, QUALITÄTS- UND DATENSICHERUNG	138
4.1	Weiterentwicklung FisGeQua	138
4.2	Analytische Qualitätssicherung	138
4.3	Überprüfung Probenahmetiefe Zooplankton	138
5	PROJEKTE	141
5.1	BMBF-Projekt HyMoBioStrategie: Handlungsempfehlungen und Auswirkungen der Fahrgastschifffahrt in der FWZ	141
5.2	SAMOSEE-BW – ein Projekt der Digitalisierungsstrategie	143
5.2.1	Kurzvorstellung des Projektes	143
5.2.2	Die Arbeitspakete	144
5.2.3	Aktueller Stand und bisherige Ergebnisse	145
5.3	INTERREG-V-Projekt: SeeWandel	147
5.3.1	Projektstruktur	147
5.3.2	Teilprojekt P7: „Verteilung von planktischen Lebensgemeinschaften im Bodensee-Obersee“	147
5.3.3	Messkonzept	147
5.3.4	Erste Ergebnisse	149
5.4	Mobilisierung von Arsen im Sediment des Bodensees	149
5.5	Seismische Untersuchungen im Bodensee	151
5.6	Tests zur Entwicklung eines Bohrgerätes für sehr lange Sedimentkerne	155
6	ÖFFENTLICHKEITSARBEIT	158
6.1	Kolloquien des Instituts für Seenforschung	158
7	ANHANG	159
8	ABBILDUNGEN UND TABELLEN	160
8.1	Abbildungsverzeichnis	160
8.2	Tabellenverzeichnis	168
9	LITERATUR UND QUELLEN	170

1 Bodensee

1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht

Der Bodensee wird im Rahmen des IGKB-Messprogramms seit Jahrzehnten in regelmäßigem Turnus an verschiedenen Messstellen untersucht (Abbildung 1.1).

2019 war

- gekennzeichnet durch eine massive weitere Ausbreitung der Quagga-Muschel,
- die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel mit $6,2 \mu\text{g/L}$ ähnlich zum Wert von 2012, nachdem diese zuletzt aufgrund mehrerer aufeinanderfolgender Jahre mit schlechter Zirkulation (2013 – 2017) im Bereich zwischen 7 und $8 \mu\text{g/L}$ lag. Der minimale Sauerstoffgehalt im tiefen Hypolimnion des Obersees zeigte mit $7,5 \text{ mg/L}$ den zweithöchsten Wert der letzten knapp 60 Jahre und lag seit 2012 erstmals wieder über 7 mg/L .

1.1.1 Physikalische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Im Gegensatz zum Jahr 2018 zeigte das Jahr 2019 eine im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten recht ausgeglichene Entwicklung der **Wasserstände**, die saisonal keine besonders ausgeprägten Trends aufwies. Ab Mitte August wurde bis Ende des Jahres ein gegenüber den langjährigen mittleren Wasserständen im Wesentlichen leicht höherer Wasserstand registriert. Auffällig sind die beiden relativ raschen Anstiege des Pegelstandes Mitte Mai und Mitte Juni, die mit Abflussereignissen im Alpenrhein verbunden sind.

Das Jahr 2019 zeigte bezüglich der **Zuflussmengen** im Hauptzufluss Alpenrhein ein durchschnittliches Abflussverhalten bis auf die erwähnten Ereignisse im Mai und Juni. Zur Zeit der Schneeschmelze im alpinen Einzugsgebiet des Alpenrheins wurden im Juni die mit Abstand höchsten Monatsmittelwerte (MMW) mit $708 \text{ m}^3/\text{s}$ gemessen. Die zweithöchsten MMW wurden für den Juli mit $364 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt.

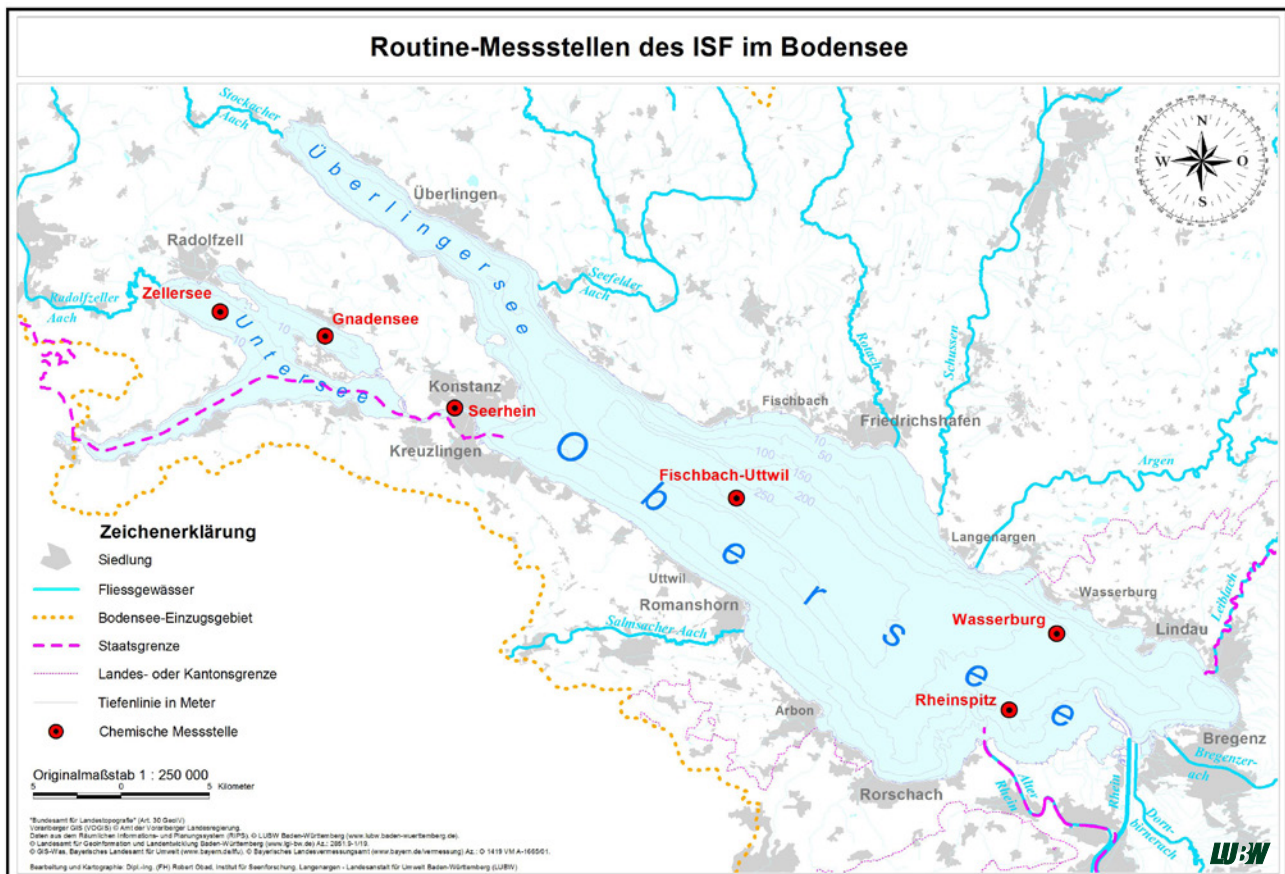


Abbildung 1.1: Regelmäßig beprobte Messstellen am Bodensee.

Der höchste Tagesmittelwert wurde mit 1410 m³/s am 12.06.2019 registriert. An diesem Tag wurde auch die höchste Maximalabflussmenge mit 1879 m³/s gemessen, womit dieses Hochwasserereignis deutlich über einem Hochwasserereignis mit zweijähriger Jährlichkeit einzuordnen ist (Hochwasser mit 2-jähriger Wiederkehrperiode HQ2 1296 m³/s – Hochwasser mit 10-jähriger Wiederkehrperiode HQ10 1944 m³/s, Quelle Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz). Weitere kleinere Abflussereignisse wurden am 21.05.2019, dem 13.08.2019 und 21.08.2019 mit Tagesmittelwerten von 678 m³/s, 749 m³/s und 843 m³/s beobachtet. Ab Mitte September sind für die Station Diepoldsau keine Daten mehr verfügbar.

Meteorologisch ist das Jahr 2019 mit einer Mitteltemperatur von 10,3 °C nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes zusammen mit dem Jahr 2014 das zweitwärmste bisher registrierte Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 (Klimastatusbericht Deutschland 2019, DWD). Zum aktuellen Vergleichszeitraum 1981 – 2010 ergibt sich eine Abweichung von +1,4 K und gegenüber der international gültigen Klimareferenzperiode 1961 – 1990 eine Abweichung von +2,0 K. Mit 1834 Sonnenstunden war 2019 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches

Jahr, das über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenscheinstunden lag.

An der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurden mit Ausnahme des Monats Mai (Mittelwert 11,6 °C, Abweichung -2,6 K) für alle Monate des Jahres 2019 gegenüber den langjährigen Referenzwerten erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperatur gemessen. Die größten positiven Abweichungen gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden im Februar (+2,4 K), im März (+2,2 K) und im Juni mit einer positiven Temperaturabweichung von +3,3 K ermittelt.

Die oberflächennahen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2019 waren durch den milden Winter 2018/2019 geprägt (Abbildung 1.3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 15.01.2019 und 05.02.2019 mit 5,6 °C und 5,3 °C leicht unter denen des Jahres 2018 zu dieser Zeit. Während an der Oberfläche Anfang Februar noch 5,3 °C gemessen wurden, hatte im Wassertiefenbereich von 5 m bis 100 m bereits eine weitgehende Homogenisierung der Wassertemperatur auf 4,9 °C stattgefunden, die sich von der Temperatur von 4,7 °C in 250 m Wassertiefe nur geringfügig unterschied. Vernachlässigt

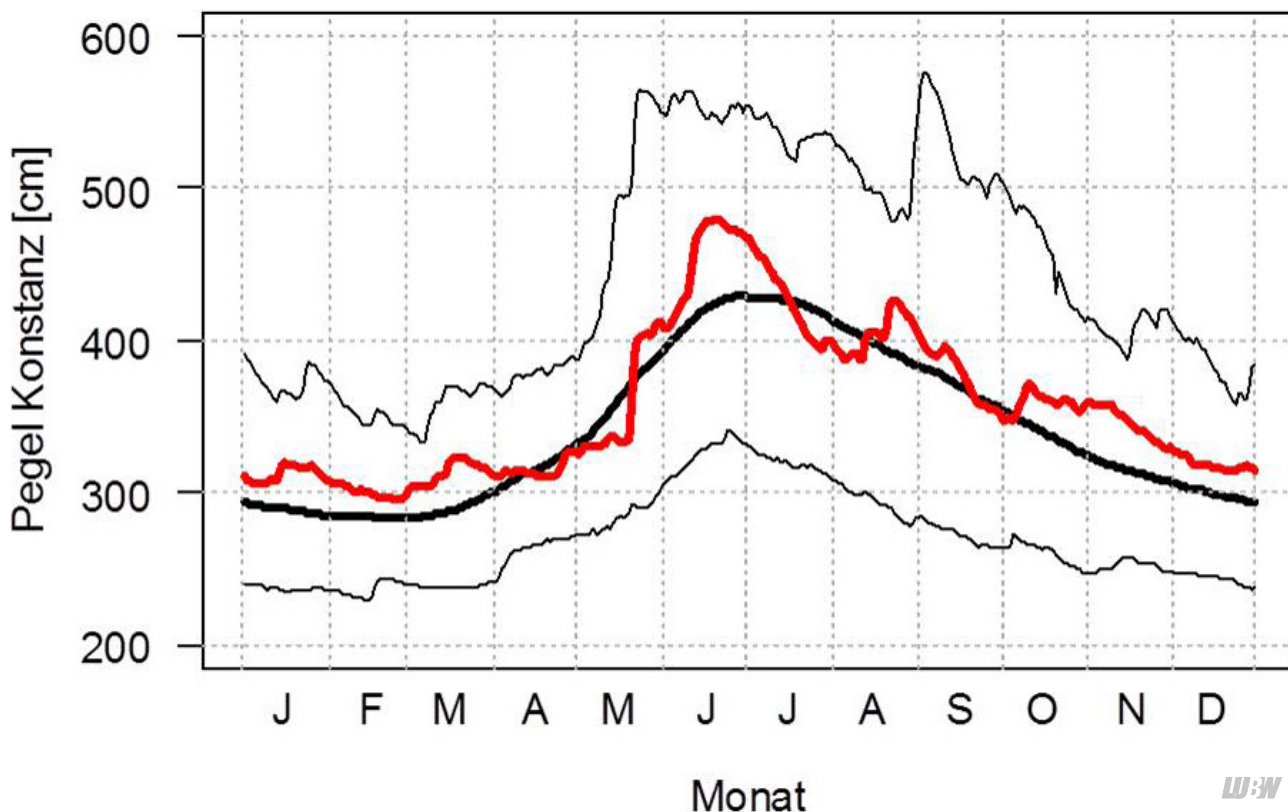


Abbildung 1.2: Wasserstandsverlauf für den Bodensee-Obersee an der Pegelstation Konstanz (Daten: LUBW). Die rote Linie zeigt den Verlauf für das Jahr 2019, die dicke schwarze Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1888 – 2018 und die dünnen schwarzen Linien die Maximal- und Minimalwerte dieses Zeitraums.

sigt man in der Betrachtung der vertikalen Temperaturgradienten die unmittelbare Oberflächentemperatur, die für die Durchmischung des tiefen Wasserkörpers nur geringe Bedeutung hat und betrachtet die Temperaturunterschiede zwischen der Temperatur in 5 m Wassertiefe und 250 m Wassertiefe, haben wir zu diesem Zeitpunkt mit einer Temperaturdifferenz von 0,2 K für das Jahr 2019 die geringsten Temperaturunterschiede in der Wassersäule. Die Auswertung entsprechender stofflicher Gradienten bzw. des Durchmischungsindex (Abbildung 1.5 Mitte in Kapitel 1.1.2 Chemische Entwicklung) zeigt, dass es trotz dieser relativ geringen Temperaturunterschiede keine gute vertikale stoffliche Durchmischung der Wassersäule gab.

Bereits am 01.04.2019 kann die beginnende Temperaturschichtung des Wasserkörpers beobachtet werden, wenn oberflächlich eine Wassertemperatur von 7,1 °C gemessen wird. Die 5°C-Isotherme befand sich zu diesem Zeitpunkt in einer Wassertiefe von etwa 125 m.

Am 05.08.2019 wurde an der Oberfläche an der Station Fischbach-Uttwil mit 23,2 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2019 gemessen – am 02.07.2019 mit 23,1 °C die zweithöchste Wassertemperatur. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit immer noch in einer Tiefe von

etwa 125 m. Am 08.10.2019 wurde an der Oberfläche eine Wassertemperatur von 15,1 °C gemessen. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen dann bis auf 9,1 °C am 03.12.2019 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,8 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme wurde zu diesem Zeitpunkt in einer Tiefe von 150 m registriert.

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den relativ milden Winter 2018/2019 sowie durch das relativ warme Jahr 2019 geprägt (Abbildung 1.4).

Im **Rheinsee** (Wassertiefe: 45 m) wurde am 15.01.2019 eine homotherme Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von konstant 4,6 °C gemessen. Am 12.03.2019 wurde dann oberflächlich bereits wieder eine Temperatur von 6,1 °C und bodennah von 5,6 °C registriert. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 09.07.2019 mit 23,7 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von $T_{\min} = 3,7$ °C am 19.02.2019 und $T_{\max} = 9,1$ °C am 18.11.2019.

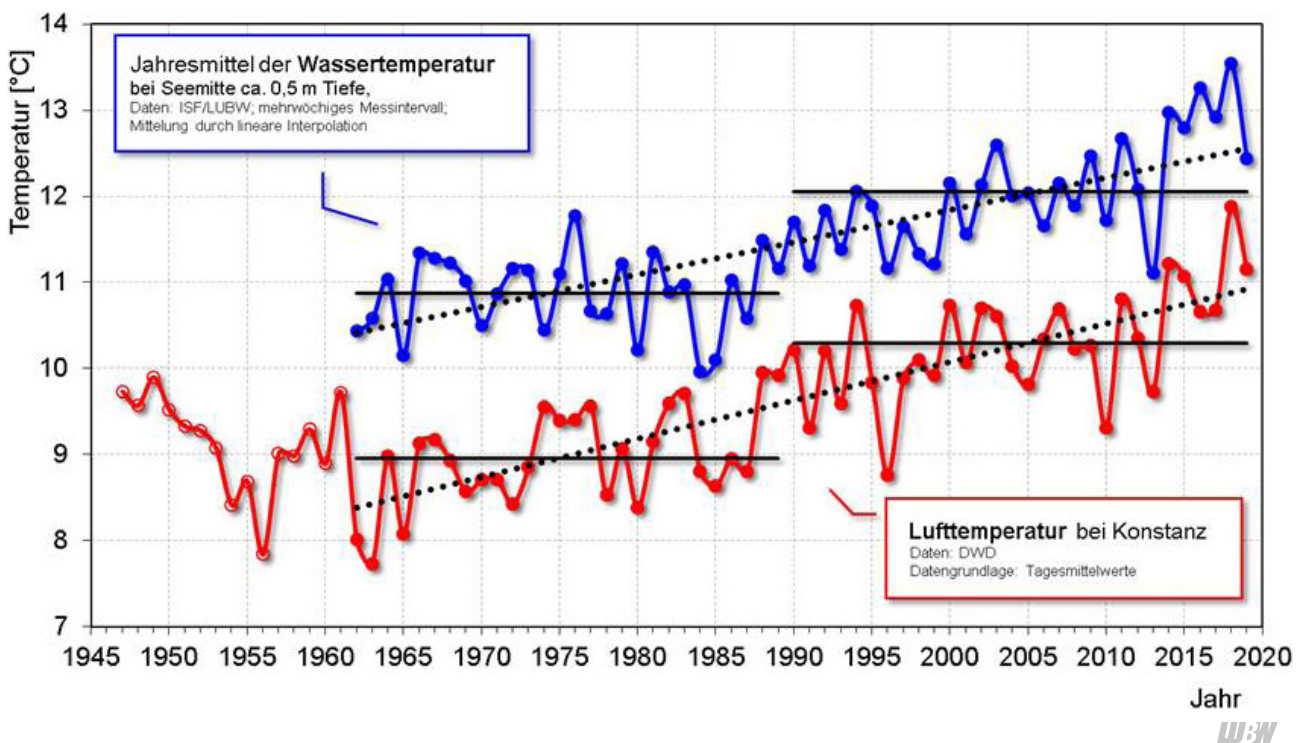


Abbildung 1.3: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und Oberflächenwasser im Obersee (blau). Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie die Lufttemperatur in Konstanz (rot).

Im **Zellersee** (Wassertiefe: 22 m) wurden wie im Rheinsee am 07.01.2019 weitgehend homotherme Verhältnisse mit einer Oberflächentemperatur von 5,4 °C und einer Temperatur von 5,3 °C in 22 m Wassertiefe registriert. Im weiteren Verlauf kühlte sich der Wasserkörper weiter aus und bildete eine leicht inverse Temperaturschichtung, wobei am 04.02.2019 eine Oberflächentemperatur von 3,3 °C und in 22 m eine Wassertemperatur von 3,6 °C registriert wurde.

Im **Gnadensee** (Wassertiefe: 19 m) wurden am 04.02.2019 mit 2,6 °C an der Oberfläche und mit 2,8 °C in 19 m Wassertiefe weitgehend ausgeglichene Temperaturen vorgefunden. Die Messung am 06.03.2019 markiert den erneuten Beginn der Schichtungsperiode mit einer Oberflä-

chenwassertemperatur von 6 °C und einer Wassertemperatur von 5,4 °C in 19 m Wassertiefe.

Die **oberflächennahen Höchsttemperaturen** wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 01.07.2019 gemessen (Gnadensee 25,4 °C und Zellersee: 27,1 °C).

Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere **Tiefenwassertemperaturen** an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert (minimale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\min} = 2,8$ °C und im Zellersee $T_{\min} = 3,6$ °C am 04.02.2019; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\max} = 11,0$ °C und Zellersee $T_{\max} = 11,1$ °C jeweils am 04.11.2019).

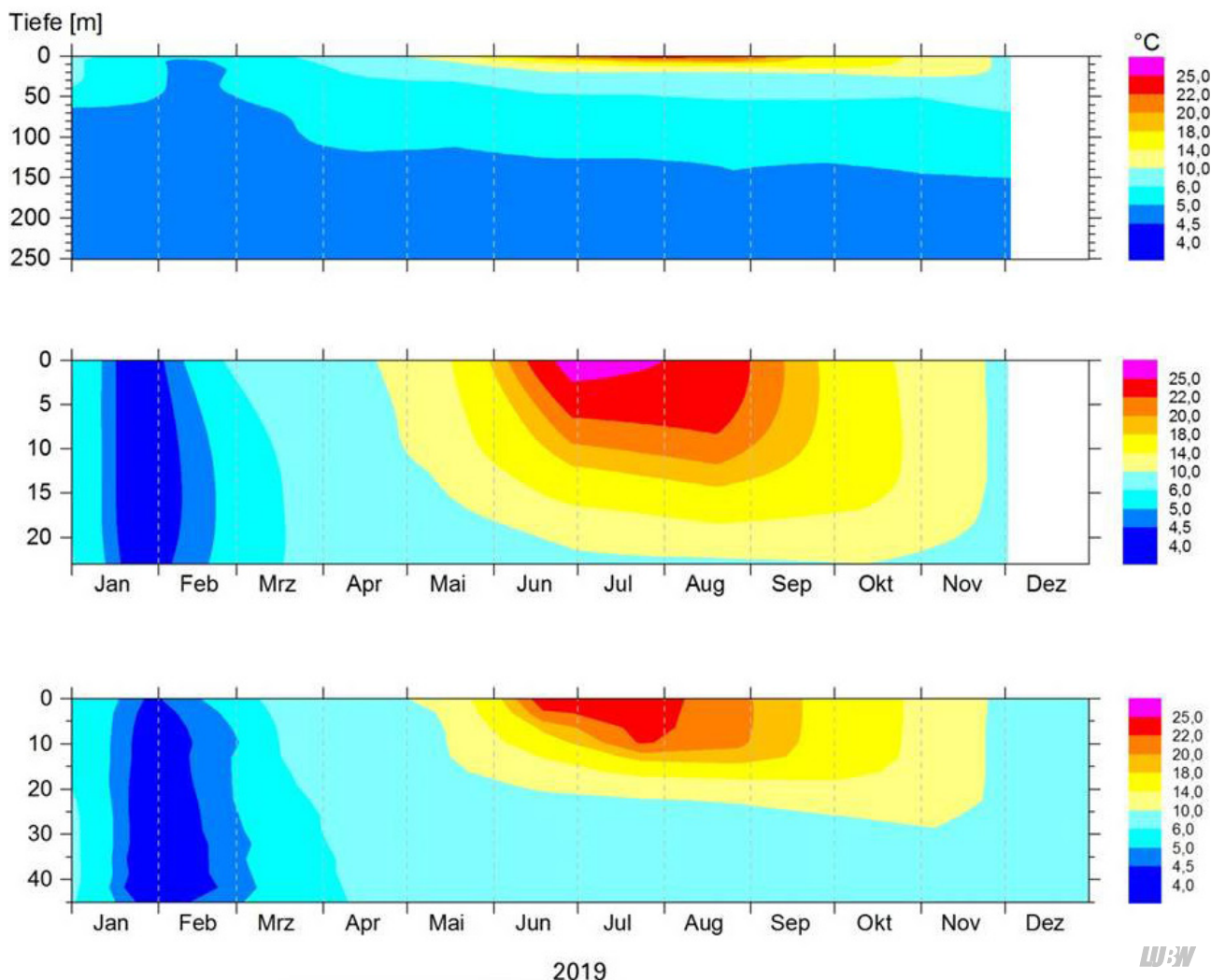


Abbildung 1.4: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2019 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

1.1.2 Chemische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Die Konzentration des Gesamtphosphors betrug 2019 im volumengewichteten Jahresmittel $6,2 \mu\text{g/L}$ und lag damit niedriger als in den Jahren zuvor (2018: $7,6 \mu\text{g/L}$, 2017: $7,5 \mu\text{g/L}$) (Abbildung 1.5). Die mittlere Konzentration war wieder im Bereich von 2012 ($6,3 \mu\text{g/L}$). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große tiefe Alpenseen typischen Bereich erreicht. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2019 wurden $7,1 \mu\text{g/L}$ festgestellt (2018: $7,9 \mu\text{g/L}$, 2017: $8,0 \mu\text{g/L}$).

Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kam es seit 2013 zu einer Zunahme der Phosphorkonzentration in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigte sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe (Abbildung 1.6). 2018 konnte nach fünf Jahren mit schlechter

Zirkulation eine gute Durchmischung beobachtet werden, wodurch sich die Phosphorkonzentration über die gesamte Wassersäule angleichen konnte. 2019 war wieder ein Jahr mit schlechter Zirkulation, allerdings wurde keine ausgeprägte Rücklösungsphase im Sommer beobachtet. Die Beobachtung deckt sich auch mit den gemessenen Sauerstoffwerten über Grund.

Der minimale Sauerstoffgehalt im tiefen Hypolimnion des Obersees 2019 zeigte mit $7,5 \text{ mg/L}$ den zweithöchsten Wert der letzten knapp 60 Jahre (Abbildung 1.5) und lag seit 2012 erstmals wieder über 7 mg/L (2013 – 2018: $5,2 - 6,5 \text{ mg/L}$). In Übereinstimmung zur geringeren Phosphorrücklösung über Grund konnte ein niedriger Sauerstoffverbrauch beobachtet werden und die Sauerstoffkonzentration über Grund blieb trotz schlechterem Startwert im Vergleich zu 2018 auf höherem Niveau (Abbildung 1.7).

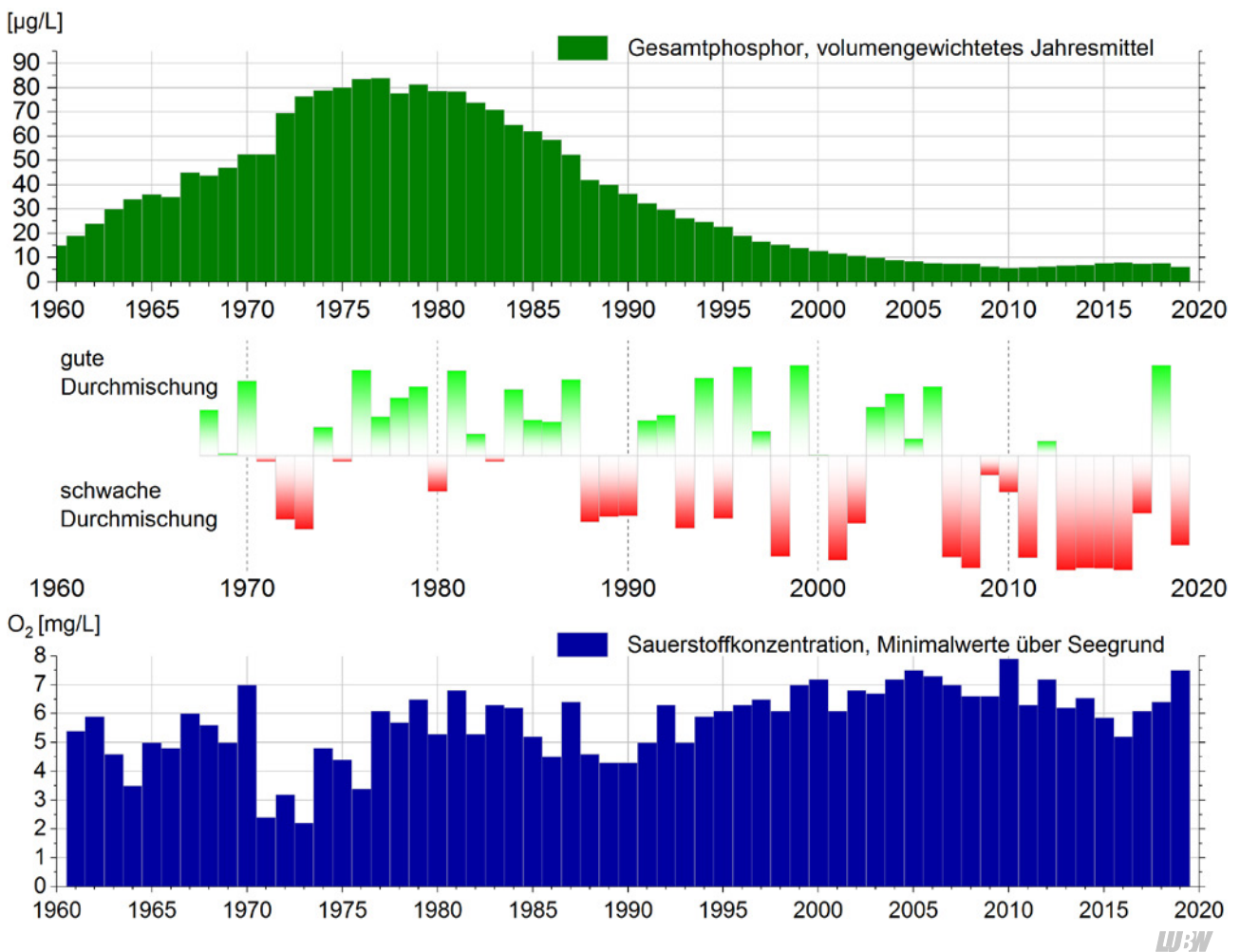


Abbildung 1.5: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

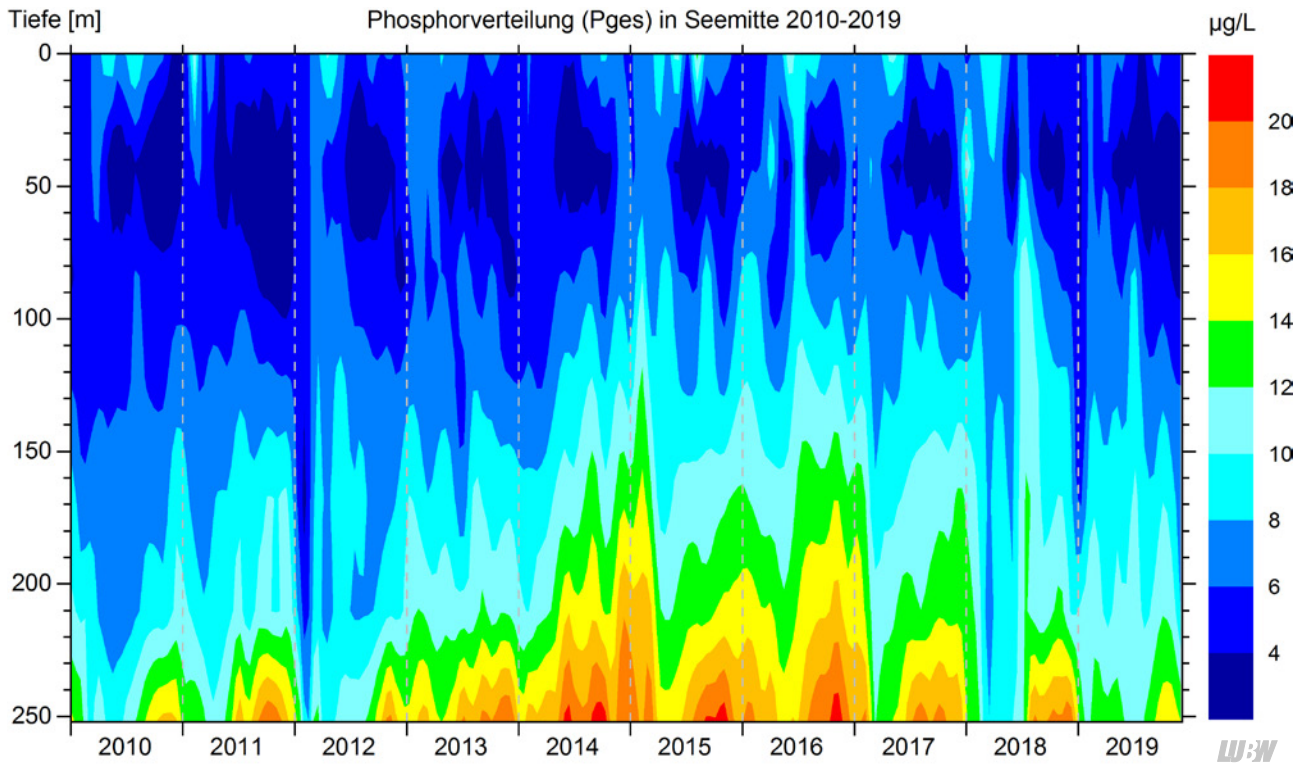


Abbildung 1.6: Gesamtposphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.

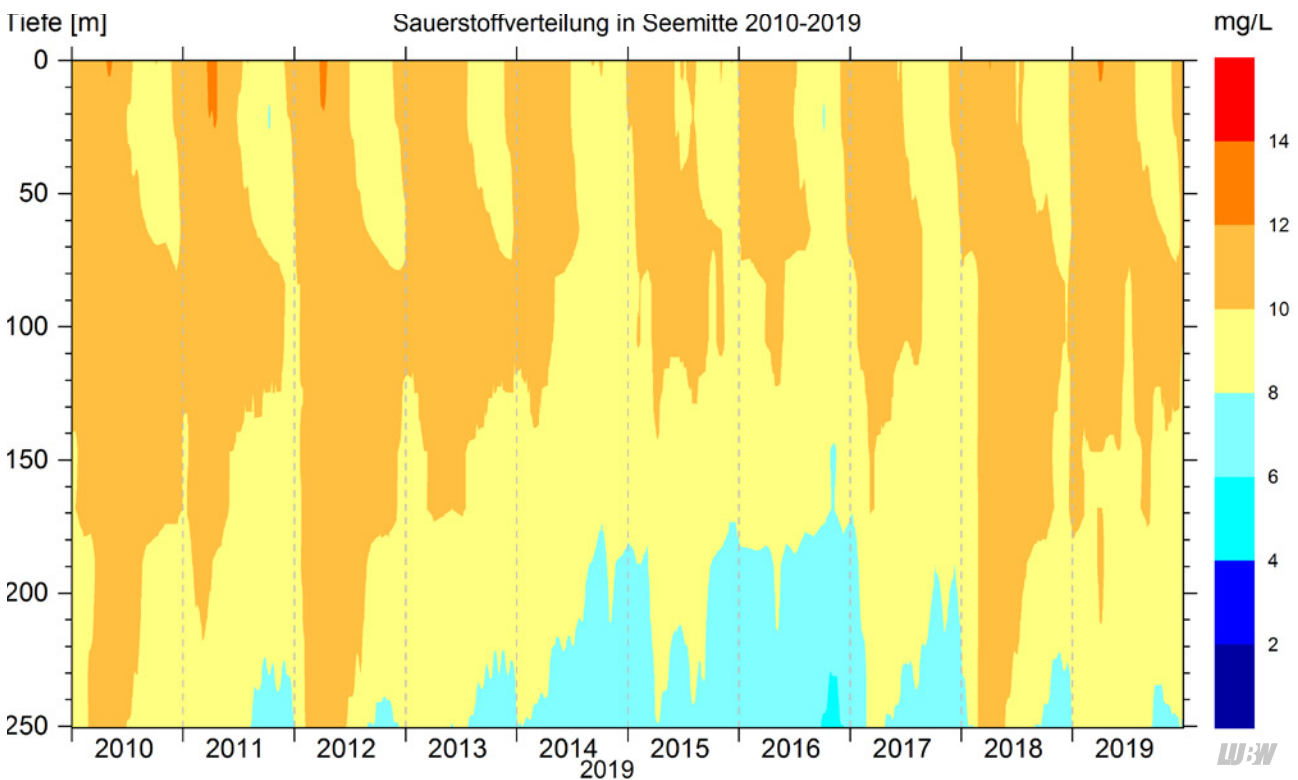


Abbildung 1.7: Sauerstoffverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.

Ob der beobachtete Effekt der geringen Phosphorrücklösung 2019 eine Folge der Kombination aus guter Durchmischung und geringer Phytoplanktonbiomasse 2018 war oder ob andere Einflussfaktoren ursächlich waren, werden möglicherweise die Ergebnisse der kommenden Untersuchungsjahre zeigen.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2019 weiterhin bei 0,89 mg/L wie auch in den Jahren 2017 und 2018. Damit liegt die Konzentration seit Anfang der 1980er Jahre im Bereich von ca. 0,9 – 1,0 mg/L (Abbildung 1.8).

Bei Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abbildung 1.8). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf 6,9 mg/L und lag 2019 bei 7,3 mg/L. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Bodensee-Untersee

Die Konzentration des Gesamtphosphors lag 2019 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 6,5 µg/L auf Vorjahresniveau (2018: 6,7 µg/L) und somit nahe dem Wert

im Obersee (2019: 6,2 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Im Zellersee hatte der Jahresmittelwert 2019 mit 13,1 µg/L im Vergleich zu 2018 mit 16,0 µg/L etwas abgenommen. Im Gnadensee zeigte sich 2019 mit einem Gesamtphosphorgehalt von 12,1 µg/L ein leichter Rückgang (2018: 12,8 µg/L).

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag im Rheinsee 2019 mit 0,79 mg/L etwas über den Vorjahreswert von 0,76 mg/L. Der N-Gehalt im Zellersee entsprach 2019 mit 0,84 mg/L nahezu dem Vorjahreswert von 0,85 mg/L. Im Gnadensee lag der Wert für anorganischen Stickstoff bei 0,64 mg/L (2018: 0,66 mg/L).

Der minimale Sauerstoffgehalt über dem Seeboden betrug 2019 im Rheinsee 1,8 mg/L (2018: 1,2 mg/L). Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde 2019 ein Sauerstoff-Minimum im September von 0,6 mg/L beobachtet. Im Jahr 2018 lag dieses im Oktober bei 0,3 mg/L. Der Gnadensee wies über dem Seeboden zwischen September und November 2019 keinen Sauerstoff auf. Die Sauerstofffreiheit war auch in den Jahren zuvor zu beobachten. Im Dezember konnten sich die Sauerstoffwerte in allen Seeteilen des Untersees wieder erholen und lagen über 9 mg/L.

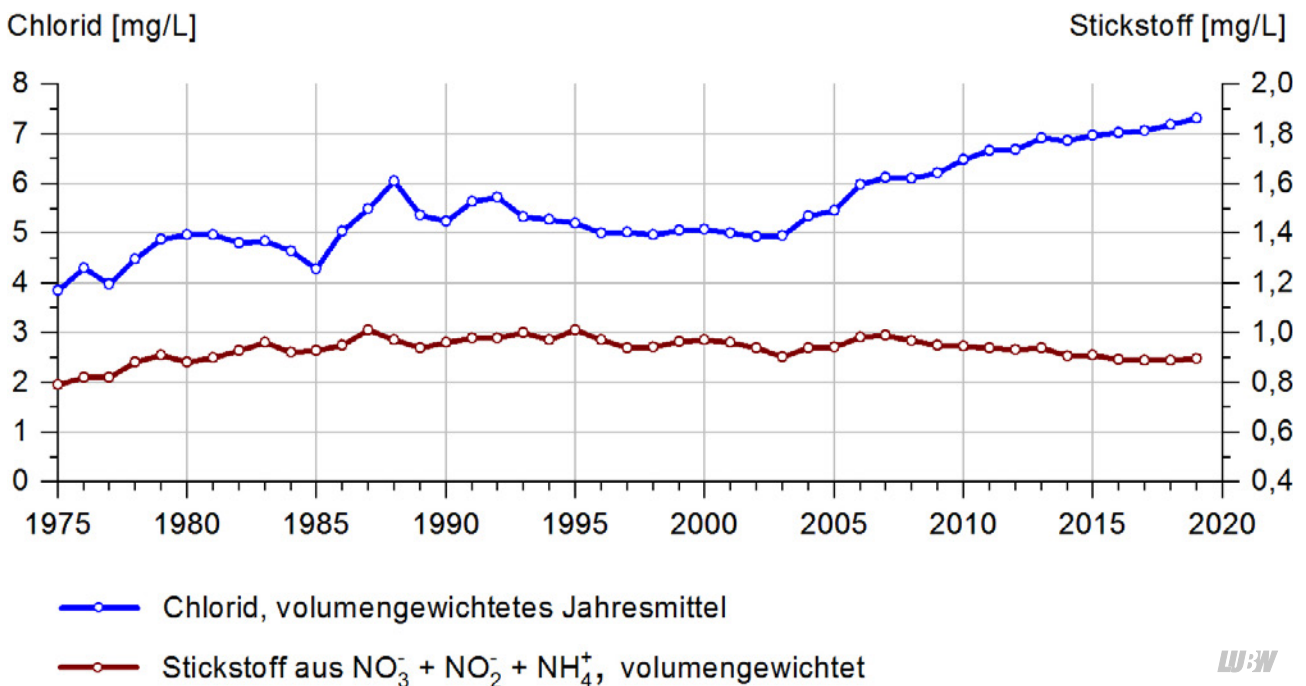


Abbildung 1.8: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

1.1.3 Biologische Entwicklung

1.1.3.1 Station Fischbach-Uttwil

2018 stellte bereits in mehrerer Hinsicht klimatisch ein Ausnahmejahr dar und auch 2019 ging als überdurchschnittlich warmes Jahr in die Wetteraufzeichnungen ein. Während sich jedoch im Jahr 2018 an der Station Fischbach-Uttwil Chrysophyceen und Dinophyceen ungewöhnlich stark entwickelten, traten im Jahr 2019 vor allem Kieselalgen (Bacillariophyceae) mit einem Anteil der Phytoplankton-Biomasse von 56,8 % (2017: 36,9 %) als dominante Großgruppe über weite Teile des Jahres auf

(vgl. Abbildung 1.9 und 1.10). Der hohe Anteil von Kieselalgen entspricht dabei eher den „normalen“ Beobachtungen an der Messstelle Fischbach-Uttwil. Über das Jahr gemittelt betrug die Phytoplankton-Biomasse 0,52 mg/L und liegt damit geringfügig höher als 2018 (0,47 mg/L). Neben den erwähnten Kieselalgen setzt sich die Biomasse des Phytoplanktons aus 18,6 % Cryptophyceen, 13,0 % Dinophyceen, 8,8 % Chrysophyceen und sonstigen Algenklassen, die jeweils unter 1 % liegen, zusammen. *Planktotrix rubescens* trat 2019 an der Messstation Fischbach-Uttwil nicht in hohen Abundanzen auf.

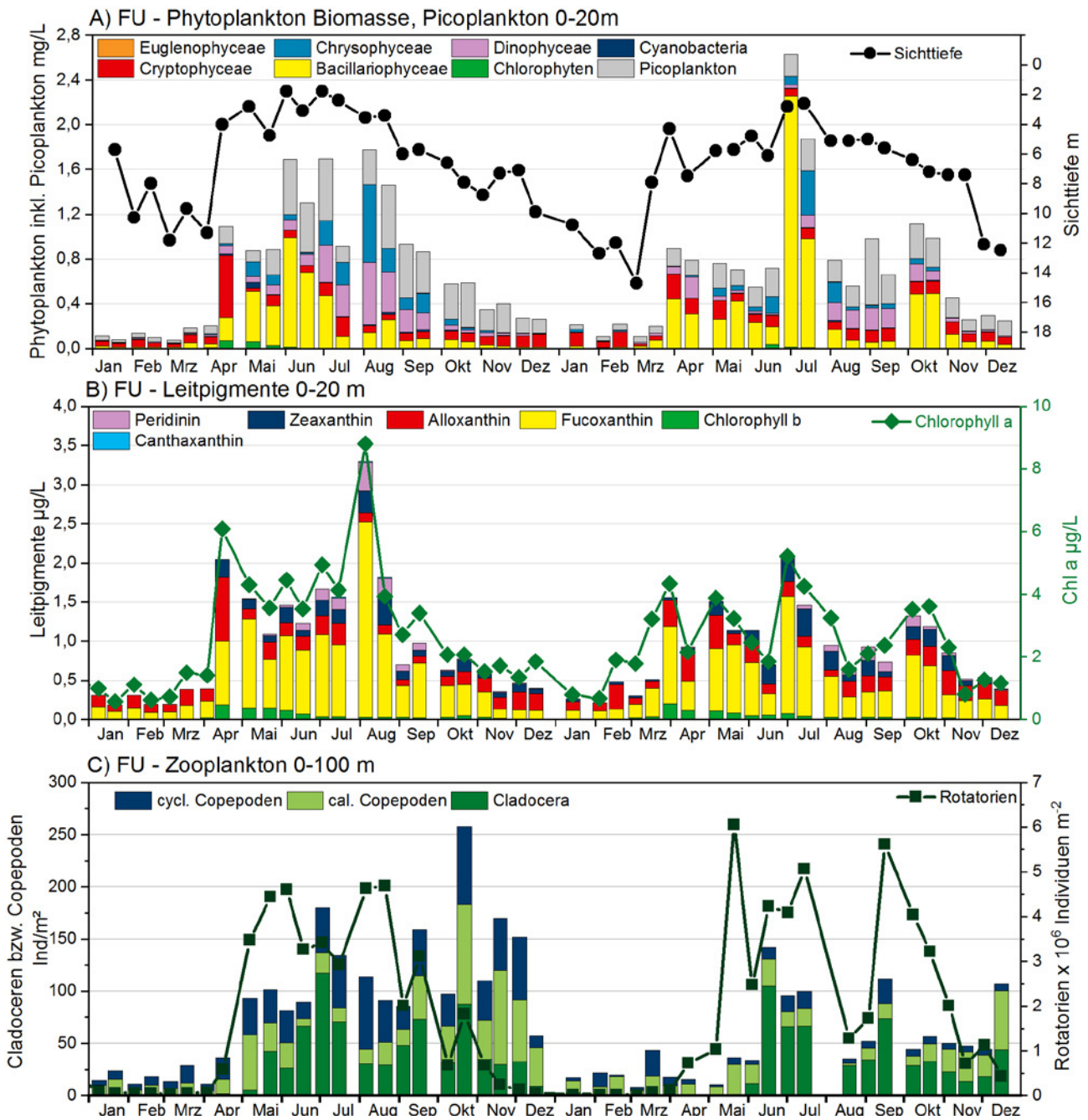


Abbildung 1.9: Biologische Parameter an der Station Fischbach-Uttwil (FU) 2018 – 2019. A) Phytoplankton und Picoplankton Biomassen (0 – 20 m) mit Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a. C) Zooplanktonzusammensetzung (0 – 100 m).

Tabelle 1.1: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Fischbach-Uttwil.

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,83	gut
2017	1,79	gut
2018	1,83	gut
2019	1,83	gut

LUBW

Tabelle 1.2: Vergleich der Abundanz und der Biomassen des autotrophen Picoplankton für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019.

Jahr	Abundanz [Zellen/ml]	Biomasse [mg/l]
2016	3,21E+04	0,13
2017	4,62E+04	0,19
2018	5,52E+04	0,23
2019	4,36E+04	0,18

LUBW

Tabelle 1.3: Übersicht über Leitpigmente für Algengruppen.

Leitpigment	Algengruppe
Alloxanthin	Cryptophyceen
Peridinin	Dinophyceen
Fucoxanthin	Bacillariophyceen
Chlorophyll-b	Chlorophyceen
Zeaxanthin und Canthaxanthin	Cyanobakterien/Picoplankton

LUBW

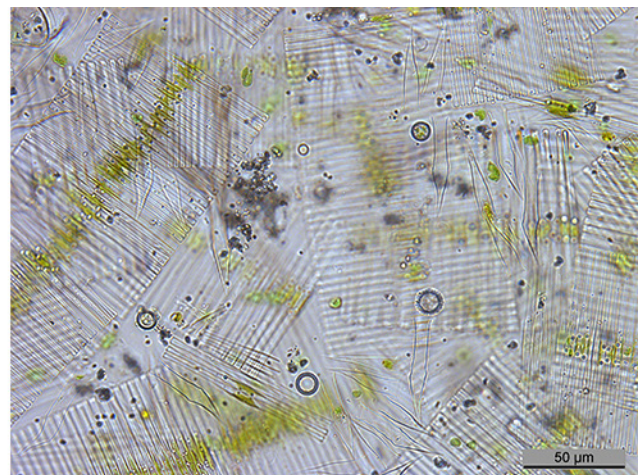
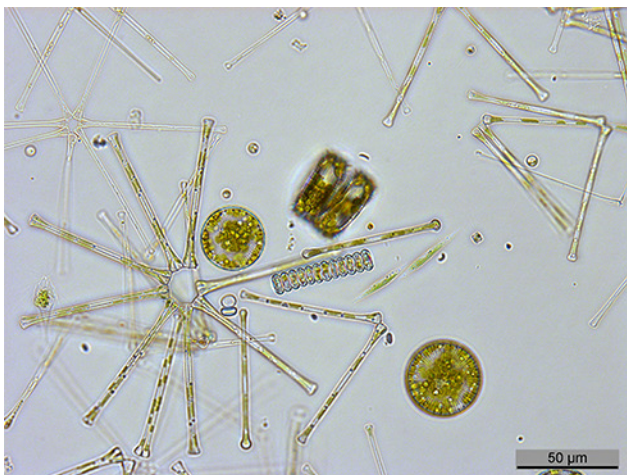
Die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand des Phytoplanktons mit dem Bewertungstool PhytoSee 7.0 ergab einen Indexwert von 1,83, was einem guten ökologischen Zustand entspricht. Der Indexwert liegt auf dem gleichen Niveau wie in den Jahren 2018 und 2016.

Die anhand von PAR-Daten (PAR = Photosynthetic Active Radiation) modellierte **Tiefengrenze für Wachstum von Phytoplankton** lag 2019 im Median bei 23,6 m. Da die PAR-Messungen erst seit Mitte 2018 durchgeführt werden, kann derzeit noch keine Entwicklungstendenz abgeleitet werden.

Die mittlere Zelldichte des **autotrophen Picoplanktons** (Cyanobakterien und Phytoplankton < 2 µm) betrug im Jahr 2019 an der Station Fischbach-Uttwil $4,36 \times 10^4$ Zellen/ml. Gegenüber dem Vorjahr (Tabelle 1.2) ist dies ein leichter Rückgang, der Wert liegt aber im Rahmen der üblichen Schwankungen. Der Wert entspricht einer Biomasse von 0,18 mg/L.

Im Januar 2019 wies das Picoplankton Zelldichten von rund 1×10^4 Zellen/ml auf. Nach einem Anstieg im Frühjahr schwankte die Abundanz zwischen $3,4$ und $6,8 \times 10^4$ Zellen/ml und erreichte im September ein kurzes Maximum von $1,42 \times 10^5$ Zellen/ml (entspricht einer Biomasse von 0,60 mg/L). Im Dezember des Jahres 2019 waren noch $3,05 \times 10^4$ Zellen/ml bzw. $3,16 \times 10^4$ Zellen/ml in den Proben nachweisbar.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen im Obersee (0 – 20 m) lagen im Jahresmittel bei 2,5 µg/L und geringfügig niedriger als im Vorjahr (2018: 2,8 µg/L). Im Jahresverlauf waren verschieden Hochpunkte (01.04.2019, 4,4 µg/L; 07.05.2019, 3,9 µg/L; 21.10.2019, 3,6 µg/L) und ein Maximum am 02.07.2019 mit 5,2 µg/L gemessen worden.



LUBW

Abbildung 1.10: Links: typisches Frühjahrsplankton aus Kieselalgen, vorwiegend Asterionella und Stephanodiscus (Lebendfang vom 01.04.2019), rechts: Sommeraspekt mit Kieselalgen (Fragilaria crotonensis) und Chrysophyceen (Dinobryon).

Die Maxima der Chlorophyll-a Konzentration korrelierten hierbei deutlich mit der Analyse der **Leitpigmente** (Übersicht über die Leitpigmente: Tabelle 1.3). Die Befunde von mikroskopischer Analyse und die Messungen der Leitpigmente Alloxanthin, Fucoxanthin und Peridinin zeigen ebenfalls sehr ähnliche Verläufe bei Leitpigmenten und korrespondierenden Algenklassen. Zeaxanthin als Leit-

pigment für Cyanobakterien wurde in erhöhten Konzentrationen von Juni bis Anfang November gemessen, eine dazu passende Erhöhung der Phytoplankton-Biomasse ist jedoch nicht sichtbar, was damit begründet ist, dass viele Cyanobakterien als phytoautotrophes Picoplankton, nicht aber in der detaillierteren mikroskopischen Untersuchung erfasst werden.

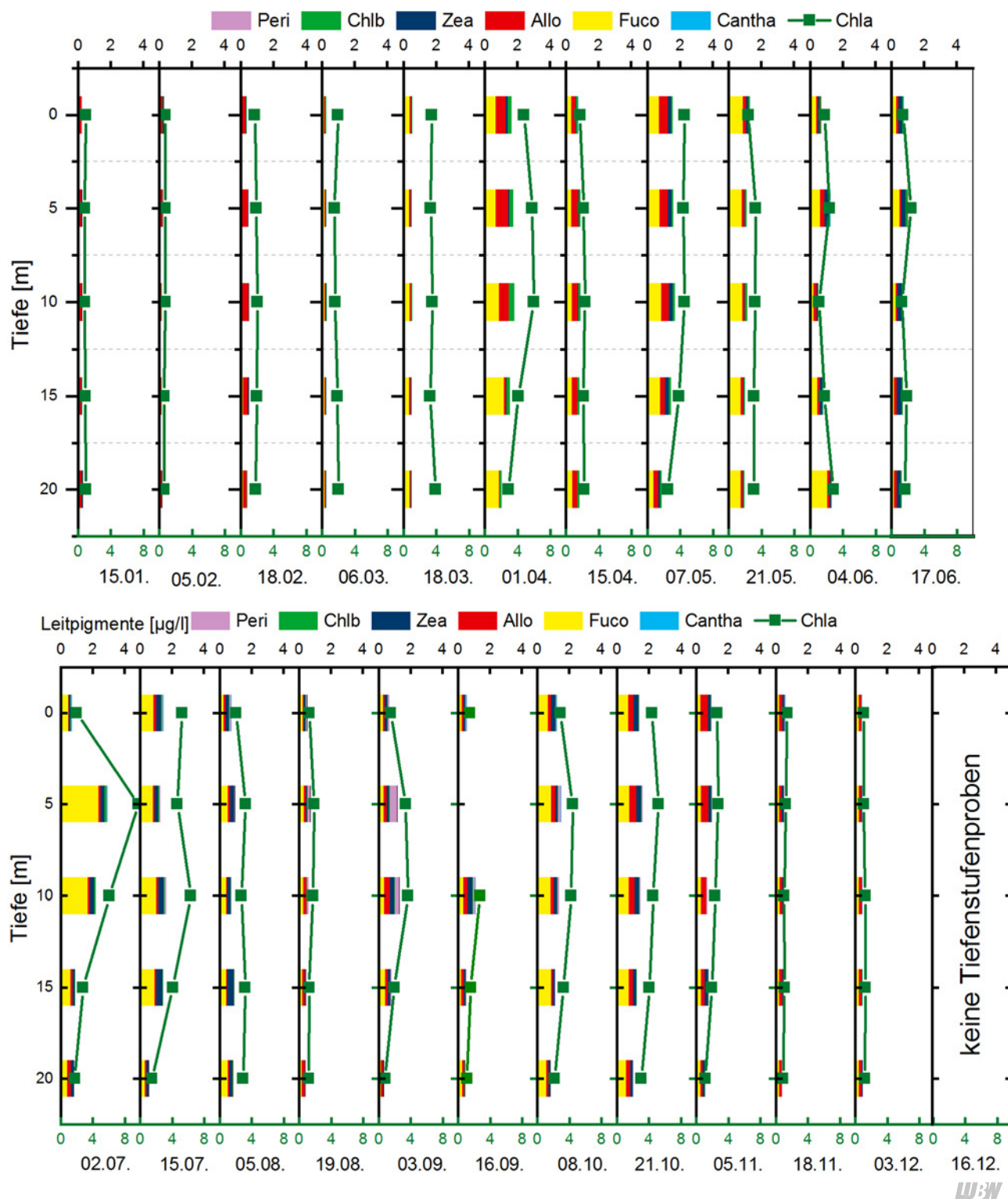


Abbildung 1.11: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Fischbach – Uttwil im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

Die Pigmentzusammensetzung an der Messstelle Fischbach-Uttwil wurde zusätzlich in Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m mittels HPLC detektiert (Abbildung 1.11), um räumlich aufgelöste Daten zu erhalten. Des Weiteren wurden mit einer BBE-Sonde Tiefenprofile in situ gemessen (Abbildung 1.12). Das fluoreszenz-basierte Messverfahren der BBE-Sonde erlaubt dabei eine Messung in verschiedenen Kanälen, die sich an der Pigmentzusammensetzung der Algenklassen orientieren. Eine Unterscheidung zwischen Chrysophyceen, Bacillariophyceen und Dinophyceen ist nicht möglich, die genannten Gruppen werden im gleichen Kanal detektiert. Leider sind die Daten für den Chlorophyta-Kanal im Jahr 2019 nicht plausibel. Die Ergebnisse für die ausgewerteten Kanäle sind in Abbildung 1.12 dargestellt. Insbesondere die Kiesalgenblüten lassen sich in beiden Messmethoden sehr gut nachvollziehen (vgl. Abbildung 1.11 Leitpigment für Kieselalgen gelb eingefärbt und Abbildung 1.12 Grafik unten rechts).

Das **Bakterienplankton** stellt eine Nahrungsquelle für filtrierende Zooplanktonorganismen dar. Im Ökosystem des Sees spielen Bakterien in unterschiedlichsten Funktionen eine wichtige Rolle. Die Zelldichte des Bakterienplanktons wurde mittels DAPI-Färbung und automatisierter Zählung der Zellen ermittelt. Es wurden Integralproben in den Tiefenstufen 0 – 10 m, 10 – 30 m und 30 – 150 m ausgewertet. Das Jahresmittel über alle Tiefenstufen lag 2019 bei $1,22 \times 10^6$ Zellen/ml. Im Vergleich zu den Vorjahren ist der Wert geringfügig niedriger (2018: $1,33 \times 10^6$ Zellen/ml; 2017: $1,27 \times 10^6$ Zellen/ml). Der höchste im Jahr 2019 gemessene Wert trat im September in 0 – 10 m Tiefe auf und erreichte $3,22 \times 10^6$ Zellen/ml. Im Vergleich der Tiefenstufen enthielten die Proben aus 0 – 10 m Tiefe mit $1,54 \times 10^6$ Zellen/ml im Jahresmittel am meisten Zellen. Die Proben aus 10 – 30 m enthielten im Jahresmittel $1,35 \times 10^6$ Zellen/ml während die Proben aus 30 – 150 m mit $7,02 \times 10^5$ Zellen/ml im Jahresmittel die geringste Bakteriendichte aufwiesen.

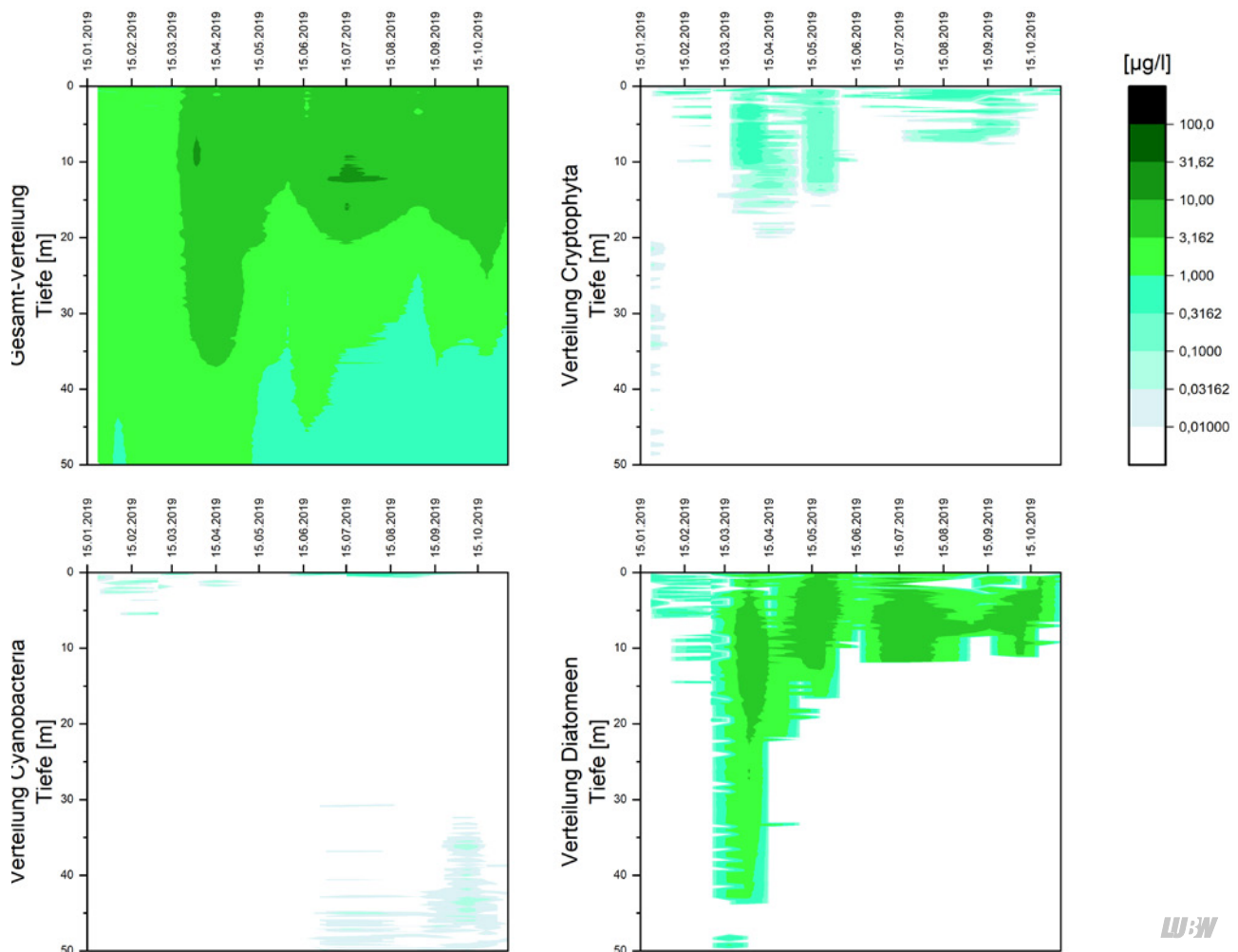


Abbildung 1.12: Messdaten der BBE-Sonde an der Station Fischbach-Uttwil. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.

In monatlichen Abständen wurden an der Messstation FU auch Keimzahlen von **coliformen Bakterien** und *E. coli* ermittelt. Zur Bestimmung wurde das MPN-Verfahren „Colilert“ verwendet. Die coliformen Bakterien zeigen mit einer gewissen Regelmäßigkeit über die untersuchten Jahre ein in der Tiefenausdehnung begrenztes Maximum zwischen 0 m und 20 m im Sommer (Abbildung 1.13). Darauf ist ein oftmals bis in 100 m nachweisbares verstärktes Wachstum im Herbst aufgetreten. Dieses Muster zeigte sich auch im Jahr 2019. Für 2018 liegen leider keine Daten vor. *E. coli* tritt naturgemäß in kleineren Zahlen auf als coliforme Bakterien. Bei *E. coli* ist kein ausgeprägtes wiederkehrendes saisonales Muster offensichtlich (Abbildung 1.14). 2019 gab es zwei verstärkte Vorkommen in 10 – 40 m (Juni und Juli) und in 20 m im November.

Im Obersee wurden im aktuellen Jahr 2019 45 Taxa des **Metazooplanktons** nachgewiesen (23 Rädertier- 14 Cladoceren-, 8 Ruderfußtaxa) sowie Dreikantmuschellarven. Larven der Büschelmücken waren nicht in den Proben vorhanden. Insgesamt sind die Taxazahlen als hoch zu bezeichnen. Bei (Eu)Bosminen und Daphnien war eine relativ starke morphologische „Variationsbreite“ zu beobachten. Erwähnenswert ist auch das Auftreten von Arten, die früher (in den Arbeiten von U. Einsle) noch nicht für die Obersee bzw. im Bodensee genannt wurden, wie z. B. *Thermocyclops oithonoides*, der mittlerweile im Untersee relativ häufig, im Obersee konstant aber in geringen Individuendichten vorkommt.

Die dominanten Rädertiere (bezogen auf das gesamte Jahr) waren im Obersee das allgemein häufige Rädertier *Keratella cochlearis* sowie Flosserädertiere (*Polyarthra* spp.), die insbesondere in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes das Bild bestimmten. Im Frühjahr waren Arten der Gattung *Synchaeta* häufig, in den Monaten Juni/Juli noch Arten der Gattung *Conochilus*. Nahrungsspezialisten, wie *Asplanchna priodonta*, *Gastropus stylifer* oder *Ascomorpha* spp. waren präsent aber nicht bildbestimmend. Erwähnenswert ist das relativ starke Aufkommen von *Kellicottia longispina* in den Monaten Mai bis August, einer Art, die oligotrophe Bedingungen indiziert.

Bei den Cladoceren waren die Daphnien die aspektbestimmende Gruppe, wobei mit einem Anteil von gut 20 % an der Gesamtmasse des Metazooplanktons *Daphnia cucullata* dominierte. Im Juni / Juli stellte die Art sogar knapp 60 % der Metazooplanktonmasse und weist insgesamt etwas höhere Anteile an der Gesamtmasse auf als in den Untersee-Becken. Noch häufig traten *D. hyalina*- (bzw. *D. longispina hyalina*) Morphen auf (durchschnittlich knapp 15 % der Gesamtmasse des Metazooplanktons). Daphnien waren vor allem ab Juni mit bildbestimmend (Abbildung 1.17). Im Vergleich zu 2018 war die Abundanz und Biomasse von *D. cucullata* 2019 etwas geringer, wohingegen *D. galeata* wieder etwas zulegen konnte (Abbildung 1.15). Rüsselkrebse sind hinsichtlich der Biomasseanteile schwach vertreten und erreichen nur im September und Oktober 7 – 11 % der jeweiligen Metazooplankton-Masse. Erwähnenswert

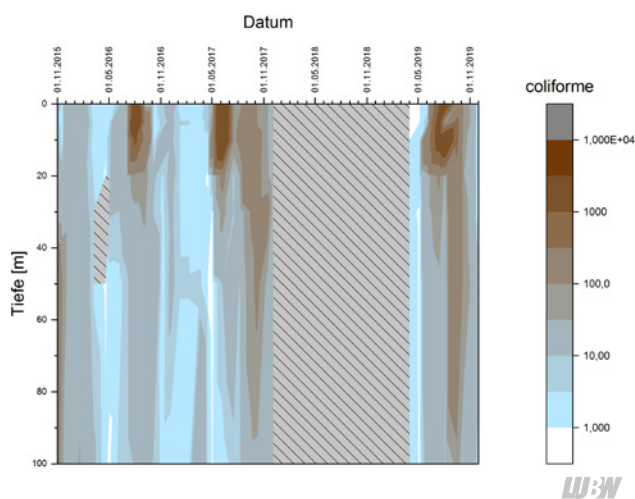


Abbildung 1.13: Tiefenverteilung coliformer Bakterien an der Messstation Fischbach-Uttwil, schraffierte Bereiche: Keine Daten vorhanden.

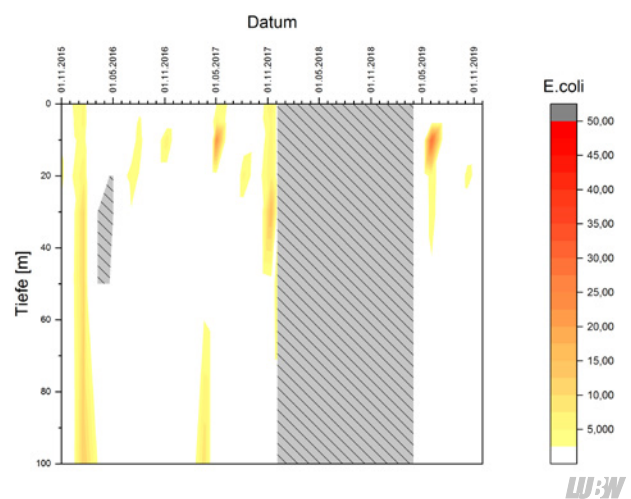


Abbildung 1.14: Tiefenverteilung von *E. coli* an der Messstation Fischbach-Uttwil, schraffierte Bereiche: Keine Daten vorhanden.

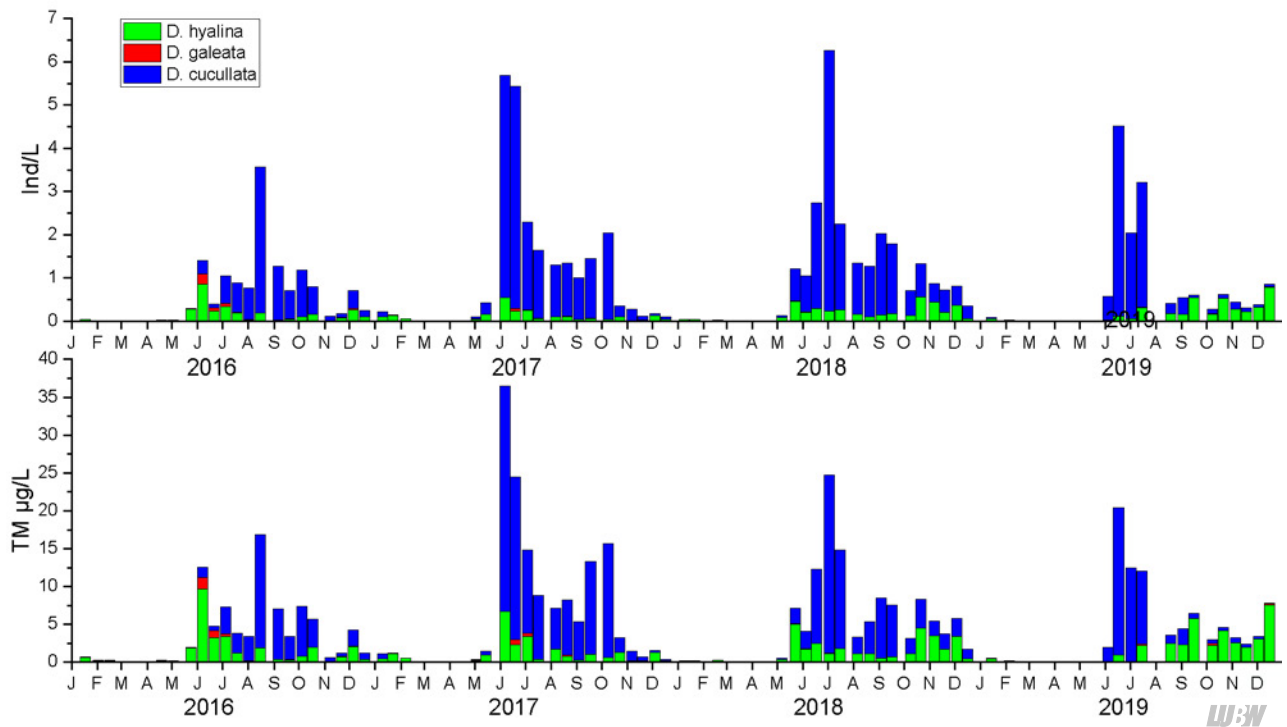


Abbildung 1.15: Abundanz und Biomasse der Hauptarten der Daphnien an der Messstelle FU (0–100 m) von 2016–2019.

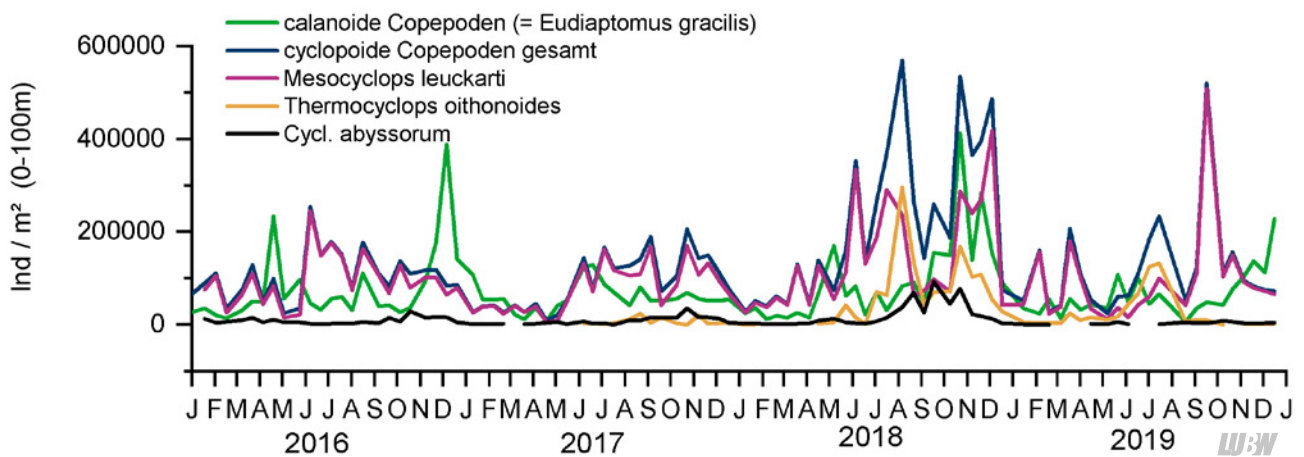


Abbildung 1.16: Abundanz der wichtigsten Copepoden-Arten 2016–2019.

ist das Vorkommen der räuberisch lebenden Cladocere *Bythotrephes longimanus*, die von Bodenseefelchen präferiert wird [PALMER et al. 2001], aktuell aber in den Unterseeproben nicht vorhanden war. *Bythotrephes longimanus* machte in den Monaten August und September zwischen 6 % und 15 % der Metazooplankton-Masse aus. Weitere prä-sente Cladoceren waren die ebenfalls räuberisch lebende Art *Leptodora kindtii* sowie die im Sommer aufkommende Art *Diaphanosoma brachyurum*. Beiden Arten erreichten nur geringe Anteile an der Biomasse (weniger 1 % im Jahres-durchschnitt). Ceriodaphnien, die im Untersee vorkom-men, wurden im Obersees nicht gefunden.

Bei den Ruderfußkrebsen dominierten praktisch ganz-jährig *Eudiaptomus gracilis* und *Mesocyclops leuckarti* (Abbil-dung 1.16). Auffällig ist die extrem schwache Präsenz der sonst häufigen Arten der Gattung *Cyclops*, vorrangig re-präsentiert durch *C. abyssorum*, die selbst in den Frühjahrs und Wintermonaten maximal 2,5 %, im Jahresdurchschnitt < 2 % der Metazooplanktonmasse stellten. *Thermocyclops*-Arten (insbesondere *Thermocyclops oithonoides*), die schon mindestens 10 Jahre lang wichtige Komponenten des Som-merplanktons im Untersee sind, treten seit 2017 konstant auch im Obersee auf, waren aber anteilig deutlich schwä-cher vertreten als im Vorjahr (Abbildung 1.16) und als im

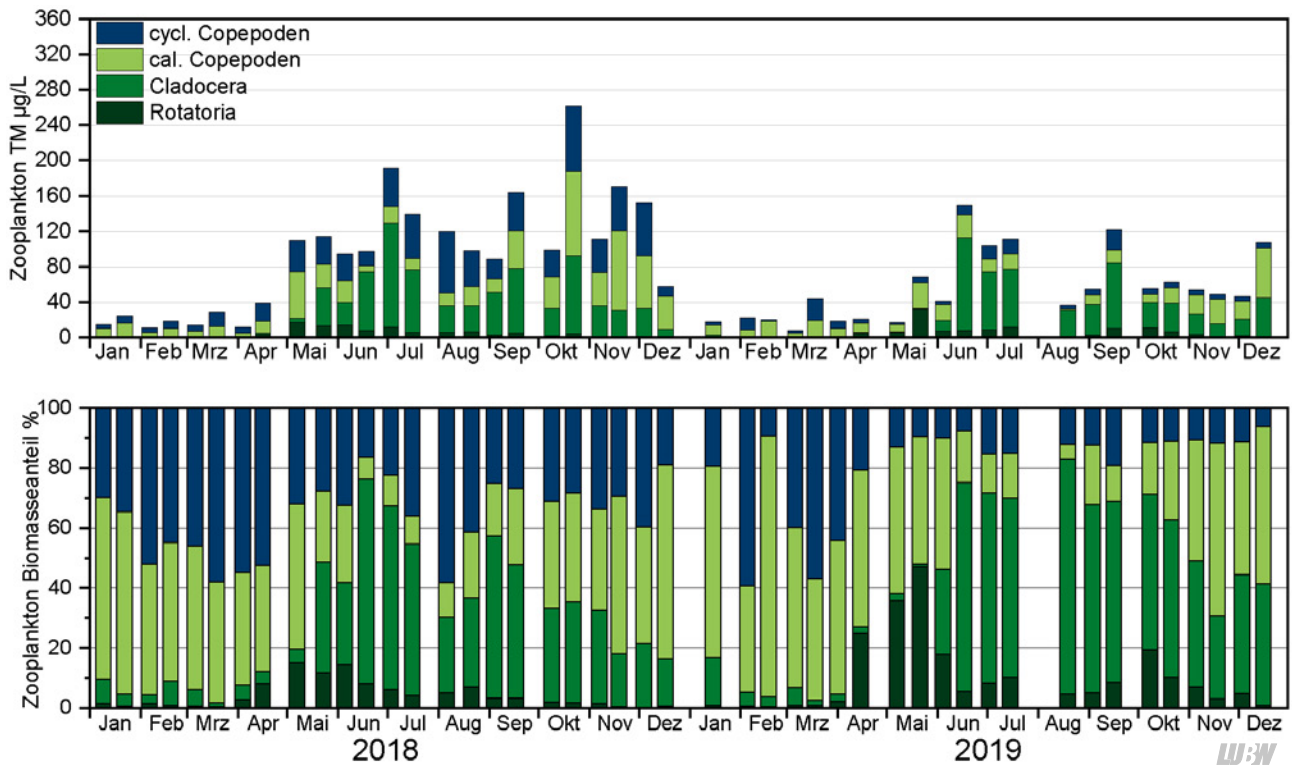


Abbildung 1.17: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Obersee im Jahre 2018 und 2019 bezogen auf 20 m Wassersäule (ca. Mächtigkeit des Epilimnions). Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Untersee. *Eudiaptomus graciloides*, der schon mehrere Jahre im Untersee vorkommt konnte im Obersee (zumindest im Rahmen des Monitoring-Programmes) noch nicht nachgewiesen werden.

Die durchschnittliche Biomasse (angegeben als Trockenmasse) des Metazooplankton lag im aktuellen Jahr 2019 – berechnet auf 20 m Netzzuglänge – bei 56 (Mittelwert) bzw. 48 µg TM/L (Median) und damit deutlich im oligotrophen Bereich. Im Vergleich zum Vorjahr war – wie tendenziell im Rheinsee (siehe Kapitel 1.1.3.2) – eine Abnahme der mittleren Biomasse zu verzeichnen. Im Jahr 2018 wurden durchschnittlich 93 (Mittelwert) bzw. 98 µg TM/L (Median) gemessen. Ein abhängiger T-Test liefert signifikante Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsjahren ($T = -5,99$, $FG = 21$, $P < 0,0001$).

Der Größenindex der Cladoceren (berechnet als Maß für den Fisch-Prädationsdruck) lag bei 6,71 (Mittelwert) bzw. 7 µg TM/Ind. (Median) und damit etwas oberhalb der Masse einer 1 mm langen Daphnie. In den Monaten Juni und Juli fiel der Wert unter 5, Anfang Juni und Mitte Juli unter 4 µg TM/Ind., was zumindest auf moderaten Fraßdruck durch Fische hinweist.

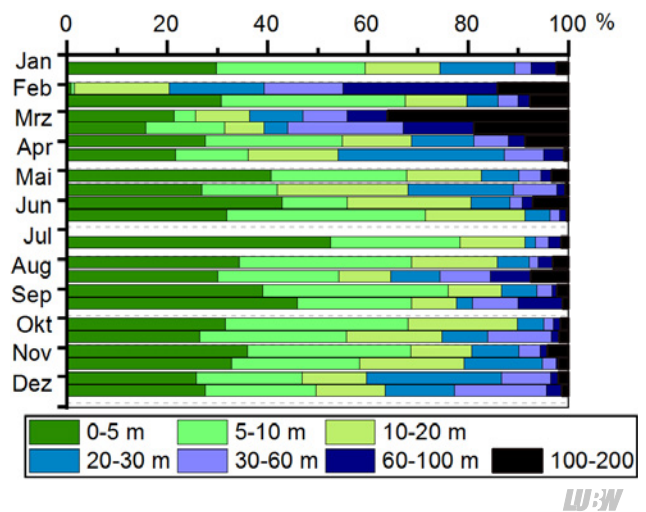
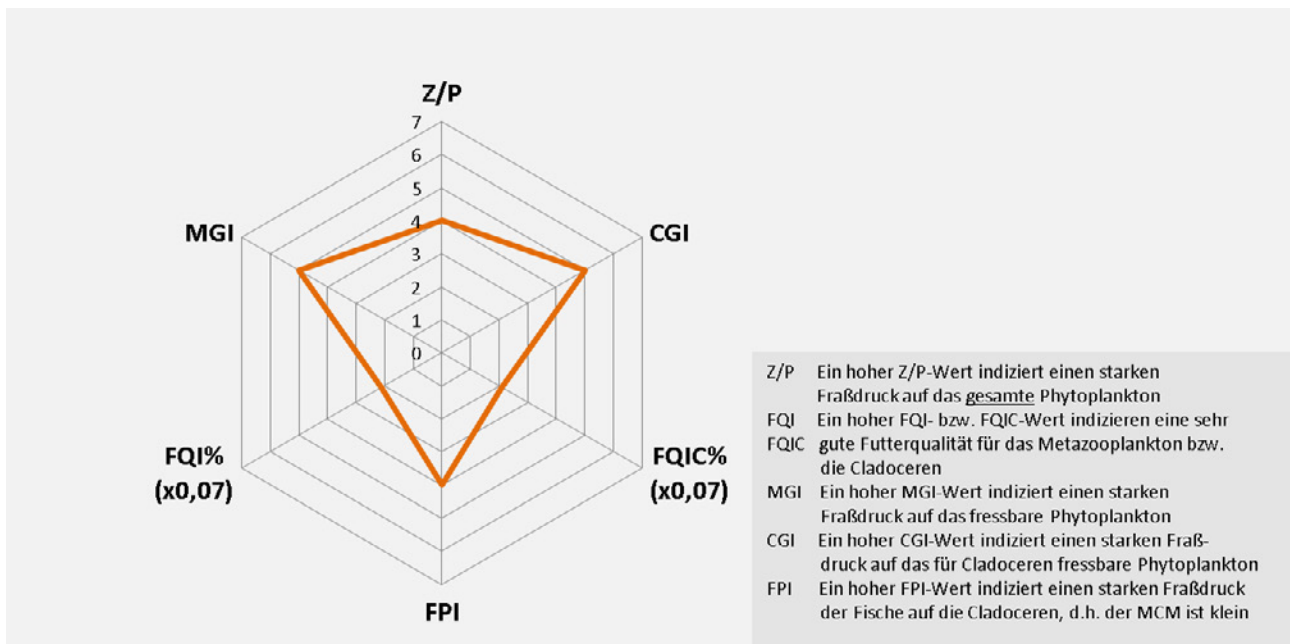


Abbildung 1.18: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2019.

Die Absetzvolumina weisen darauf hin, dass sich in den Sommermonaten mehr als 60 % der Zooplanktonmasse in den oberen 20 m befindet (Abbildung 1.18). An einigen Probenahmen im Winter und Frühjahr waren die Massenteile unterhalb von 20 m höher als in den oberen 20 m, allerdings war zu diesen Zeiten die Biomasse insgesamt noch gering (vgl. Abbildung 1.17).



U:W

Abbildung 1.19: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Obersee (0 – 20 m) im Jahr 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

Der über das Modul PhytoLoss errechnete Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonbiomasse lag mit Effektklasse 4 im mittleren Bereich, bei gleichzeitig etwas erhöhtem Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das Phytoplankton (Effektklasse 5). Die Futterqualität lag mit 30 % fressbaren Algen im mittleren Bereich, ebenso der über das Modul errechnete Fraßdruck auf das Zooplankton durch Fische (Effektklasse 4; Abbildung 1.19).

Eine Nahrungslimitierung für die Reproduktion der Filtrierer lag im Obersee nicht vor. Daphnien trugen im Sommer 1 – 4 Eier im Brutraum, calanoide Ruderfußkrebse 7 – 15 Eier in ihrem Eiballen.

1.1.3.2 Station Rheinsee

Die Station Rheinsee wurde vom Kanton Thurgau monatlich beprobt. Das **Phytoplankton** hatte im Jahr 2019 eine durchschnittliche Biomasse von 0,35 mg/L und lag damit in einem ähnlichen Bereich wie 2018 (0,39 mg/L). Wie schon in 2018 trugen mit 40,3 % (2018:40,4 %) die Cryptophyceen den größten Anteil zur Biomasse bei. Der Anteil der Kieselalgen erhöhte sich gegenüber 2018 leicht und betrug 37,4 % (2018: 35,9 %). Die Chrysophyceen erreichten 7,5 % und liegen damit unter dem Wert von 2018 (11 %), aber auf dem gleichen Niveau wie 2017 (7,5 %). Erwähnenswert ist der im Vergleich zu den übrigen Seeteilen hohe Gehalt an Haptophyceen (in Abbildung 1.20: Haptophyceen und

Chrysophyceen sind zusammengefasst als Chrysophyceen) von 3,1 % der Phytoplankton-Biomasse, der vor allem von *Chrysochromulina parva* verursacht wird sowie die Blüte von *Willea vilhelmii* (Grünalge) im August 2019 (vgl. Abbildung 1.20 und Abbildung 1.21).

Im Juli 2019 trat im Rheinsee eine deutliche Phytoplanktonblüte mit einer Biomasse von 1,12 mg/L auf. *Fragilaria crotonensis* war mit einer Biomasse von 0,66 mg/L die dominante Art. Ein starkes Wachstum von *Planktotbrix rubescens* trat in 2019 nicht auf.

Die **Chlorophyll-a** Konzentration betrug an der Station Rheinsee im Jahresmittel 2019 1,13 µg/L (2018: 1,45 µg/L). Ein Maximum der Chlorophyll-a Konzentration trat bereits im Februar auf – in den Vorjahren wurde das Maximum meist im April gemessen. Die starke Kieselalgenblüte im Juli spiegelte sich nicht im Chlorophyll-a Gehalt wider. Da viele pennate Kieselalgen, wie die maßgeblich an der Blüte beteiligte *Fragilaria crotonensis*, trotz relativ großem Zellvolumen sehr kleine Chloroplasten besitzen, stellt dies keinen Widerspruch dar. Weitere Leitpigmente wurden durch das Labor des Kantons Thurgau nicht untersucht.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde ein Indexwert von 0,99 ermittelt, was einem sehr guten ökologischen Zustand entspricht. Verglichen

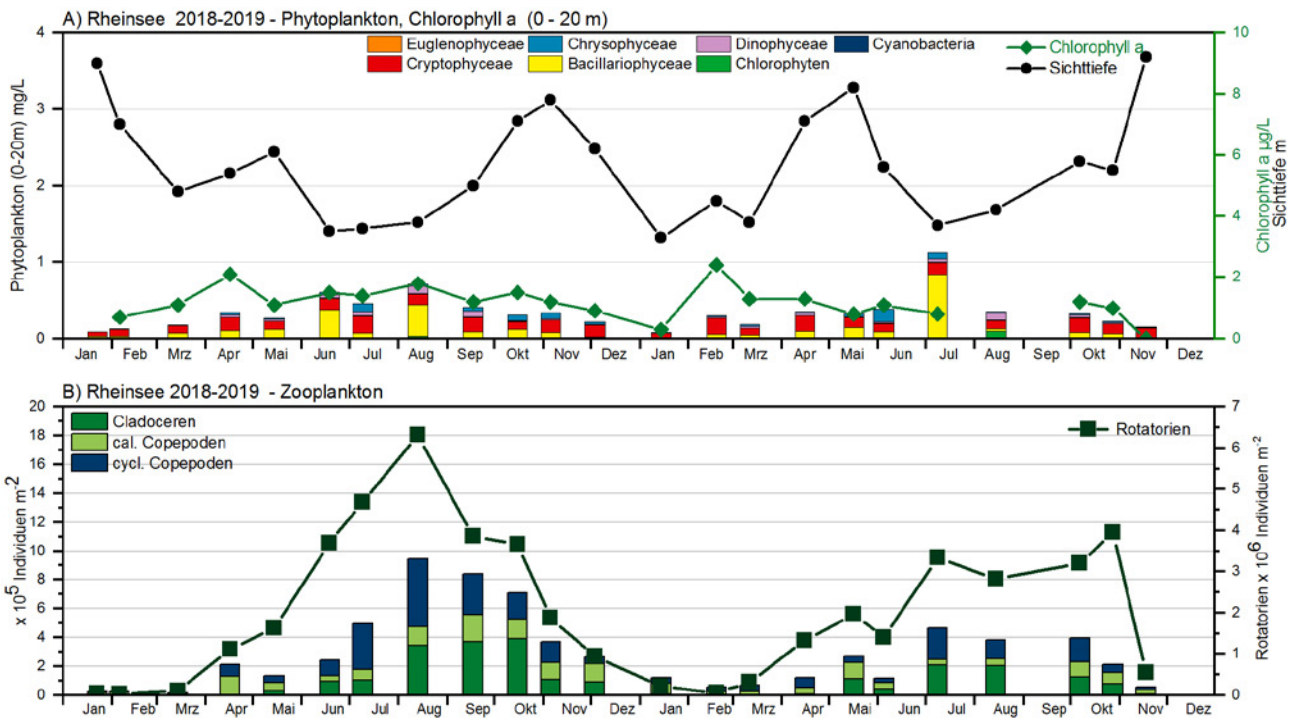


Abbildung 1.20: Biologische Parameter an der Station Rheinsee 2018 und 2019. A) Phytoplankton Biomasse sowie Chlorophyll-a (0 – 20 m) und Sichttiefe. B) Zooplankton (0 – 30 m) (berechnet zur beprobten Netzöffnung).

mit den Vorjahren wurde der ökologische Zustand sehr ähnlich bewertet. Die leichte Verbesserung, die für 2018 errechnet wurde hat sich in 2019 nicht verstetigt.

Im Rheinsee (0 – 30 m) wurden im aktuellen Jahr 51 Taxa des **Metazooplanktons** nachgewiesen (26 Rädertier-, 15 Cladoceren-, 10 Ruderfußtaxa) sowie zusätzlich Larven der Dreikantmuscheln. Larven der Büschelmücken waren nicht in den Proben vorhanden. Erwähnenswert ist das Vorkommen von mehreren („Eu“)Bosmina und *Daphnia* Morphen bzw. Hybridformen. Taxonomische Besonderheiten waren nicht in den Proben vorhanden.

Bei den Rädertieren dominierten im Januar die Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Im Februar/März kamen Synchaeten stark auf. Das Sommer- und Herbstplankton wurde wieder von den allgemein häufigen Flossenrädertieren (*Polyarthra* spp.) sowie von *Keratella cochlearis* bestimmt, wobei Synchaeten bis in den Juli häufig blieben. Nahrungsspezialisten waren präsent aber nicht bildbestimmend.

Das Cladocerenplankton wurde von Daphnien dominiert, wobei *D. cucullata* das häufigste Taxon war und durchschnittlich etwa 14 % der gesamten Metazooplanktonmasse stellte. Rüsselkrebse („Eu“)Bosmina coregoni coregoni) waren im Mai und wieder im Oktober wichtig und stellten in

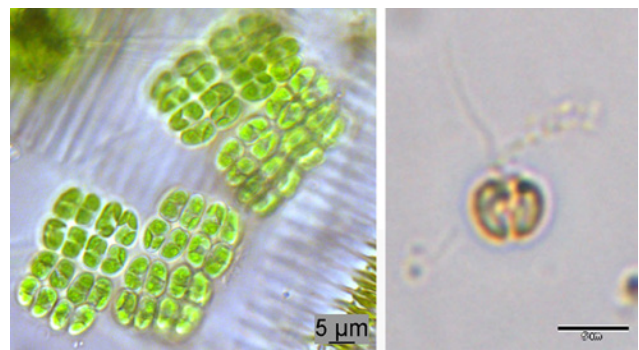


Abbildung 1.21: Links: *Willea vilhelmii*, rechts: *Chrysochromulina parva*.

Tabelle 1.4: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungs-jahre 2016 – 2019, Station Rheinsee, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0.

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	0,98	Sehr gut
2017	0,99	Sehr gut
2018	0,90	Sehr gut
2019	0,99	Sehr gut

diesen Monaten 11 – 15 % der Metazooplankton-Masse. Weitere Cladoceren (z. B. *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Leptodora kindtii*) waren präsent, aber nicht bildbestimmend.

Das Ruderfußplankton wurde im Frühjahr von *Cyclops* Arten dominiert, wobei *C. strenuus* das vorherrschende Taxon

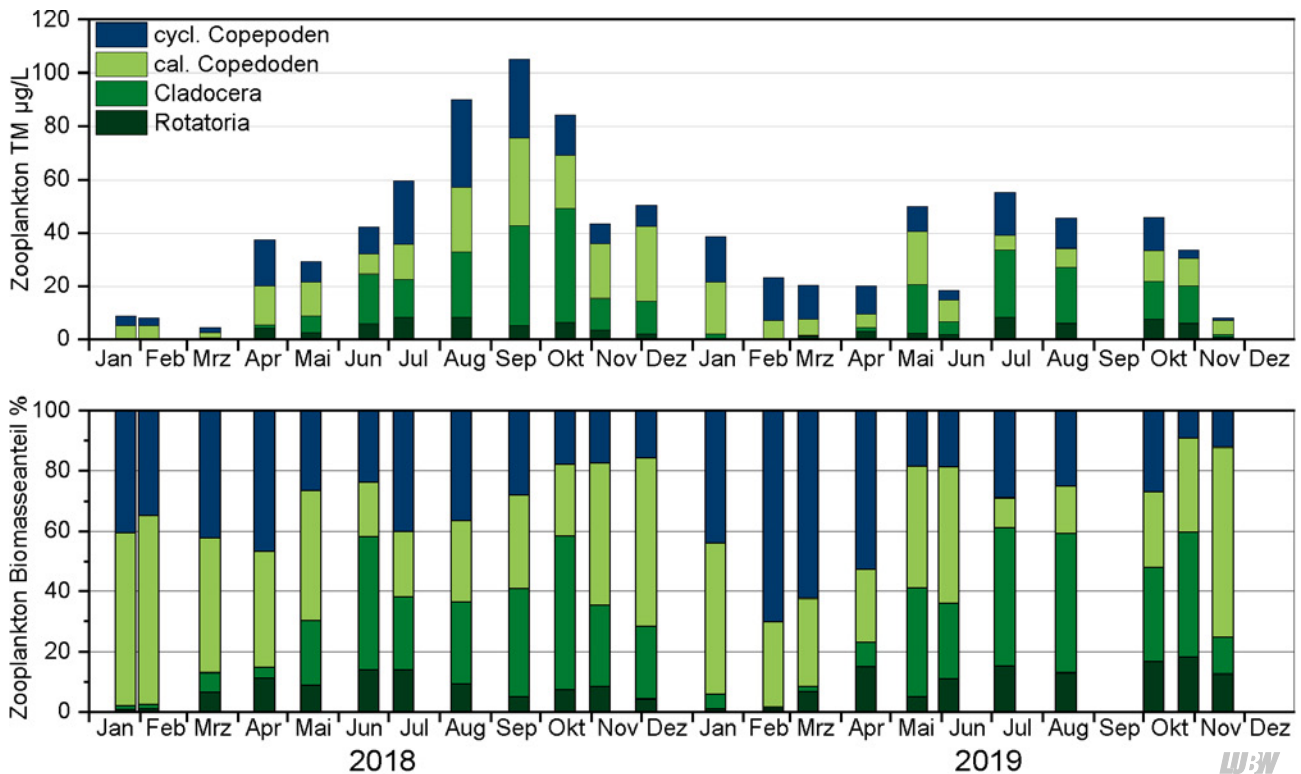


Abbildung 1.22: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Rheinsee in den Jahren 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

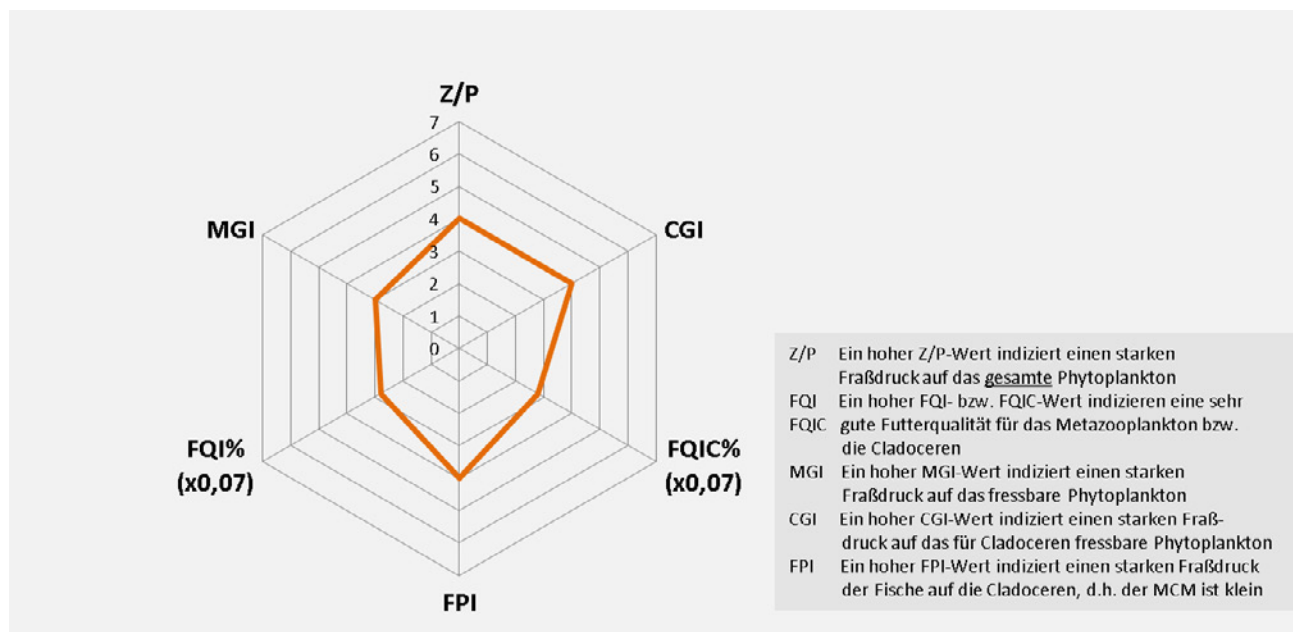


Abbildung 1.23: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Rheinsee (0 – 30m) in den Jahren 2018 und 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

war. Im Sommer kamen *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops*-Arten (v. a. *T. oithonoides*) stark auf. Innerhalb der calanoiden Copepoden kamen sowohl *Eudiaptomus gracilis* als auch *E. graciloides* vor, wobei – im Gegensatz zu den beiden anderen Untersee-Becken – *E. gracilis* etwa doppelt so häufig war wie *E. graciloides*.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) lag im Rheinsee auch im aktuellen Jahr mit 33 (Mittelwert) bzw. 34 µg/L (Median) im unteren Bereich. Sie war etwas aber nicht signifikant niedriger als im Vorjahr mit einem Mittelwert von 47 µg TM/L bzw. Median: 43 µg TM/L (abhängiger T-Test: T = 0,159, FG = 10, P = 0,169 ns). Die durchschnittliche

liche Trockenmasse indiziert oligotrophe Bedingungen. Wie in den übrigen Seeteilen und vielen anderen Seen dominierten im Frühjahr die omnivoren, cyclopoiden Ruderfußkrebse, im Sommer die Filtrierer (Wasserflöhe und calanoide Ruderfußkrebse; Abbildung 1.22). Mit durchschnittlich 10 % waren die Rädertiere im Rheinsee etwas stärker an der Biomassenbildung beteiligt als an den beiden anderen Untersee-Stationen.

Der durchschnittliche Cladoceren-Größenindex (GIC) lag bei 5,09 (Mittelwert) bzw. 5,16 µg/Ind. (Median). In den Monaten Juni bis Oktober fiel der Größenindex aber auf Werte < 4 µg/Ind. ab, was für deutliche Fraßdruck-Effekte durch Fische spricht.

Das über das Modul PhytoLoss ausgegebene Radardiagramm (Abbildung 1.23) hat sich gegenüber dem Vorjahr beim Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse um eine Effektklasse verringert. Der Umsatz von Phytoplankton-Masse in Zooplankton-Masse (Z/P) war mit Effektklasse 4 eher moderat, ebenso der Fraßdruck des gesamten Metazooplankton auf das fressbare Phytoplankton mit Effektklasse 3. Die Futterqualität für das Zooplankton lag wie im Vorjahr mit 40 % fressbaren Algen auf relativ hohem Niveau. Der Fisch-Prädationsdruck ist als mindestens moderat, anhand der berechneten GIC Werte (vgl. oben) im Sommer eher vergleichsweise hoch einzuschätzen.

Die Gelegegröße betrug bei Daphnien im Sommer ca. 1 – 3 Eier im Brutraum, calanoide Ruderfußkrebse trugen etwa 6 – 10 Eier in ihrem Eiballen.

1.1.3.3 Station Zellersee

Die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Zellersee erreichte 2019 0,62 mg/L und ist damit zwar höher, als der sehr niedrige Wert in 2018 (0,45 mg/L), aber dennoch deutlich niedriger als der Wert von 2017 (0,87 mg/L).

Kieselalgen (Bacillariophyceae) waren 2019 im Zellersee die dominante Algenklasse. Sie bildeten im Jahresmittel 49,9 % der Phytoplankton-Biomasse (vgl. Abbildung 1.20). Im Juli 2019 wurde eine deutliche Bacillariophyceenblüte festgestellt, an der vor allem *Fragilaria crotonensis* beteiligt war. Des Weiteren gehörten die Kieselalgen *Asterionella formosa* und *Stephanodiscus neoaestrea* zu den biomassestärksten Taxa im Zellersee. Wichtigste Algenklasse neben den

Kieselalgen waren 2019 die Cryptophyceen, die im Jahresmittel einen Anteil von 27,8 % zur Phytoplankton-Biomasse beitrugen. Die dominanten Taxa bei den Cryptophyceen waren *Rhodomonas lacustris var. lacustris* und *Rhodomonas lens* (Abbildung 1.21). Chrysophyceen hatten 2019 einen Anteil von 10,5 %, Dinophyceen 10,1 %.

Betrachtet man die Zellzahlen, fand im August eine starke Entwicklung von coccalen Cyanobakterien der Gattungen *Aphanocapsa* und *Aphanothece* statt (Abbildung 1.21). Die als *Aphanothece* klassifizierten Zellen erreichten Abundanzen von 12 415 Zellen/ml, was sich aber wegen des sehr kleinen Biovolumens nicht in der Biomasse niederschlug.

Die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens*, die in der Vergangenheit mehrfach eine Massenentwicklung im Zellersee zeigte, trat 2019 nur in geringen Mengen auf.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde mit einem Indexwert von 1,63 (PhytoSee Version 7.0) ein guter ökologischer Zustand ermittelt. Gegenüber 2018 (Indexwert 1,13) hat sich die Bewertung des ökologischen Zustandes verschlechtert (Tabelle 1.5). Im Überblick der letzten Jahre ist aber sichtbar, dass der Wert im Rahmen der im Zellersee auftretenden Schwankungen liegt.

Die modellierte **Tiefengrenze für Wachstum von Phytoplankton** lag 2019 im Median bei 21,7 m. Im zweiten Halbjahr 2018 lag der Wert bei 19,8 m. Da die zugrundeliegenden PAR-Messungen erst seit Mitte 2018 durchgeführt werden, kann derzeit noch keine Entwicklungstendenz abgeleitet werden.

Das autotrophe Picoplankton erreichte 2019 im Jahresdurchschnitt eine Zelldichte von $2,5 \times 10^4$ Zellen/ml bzw. eine Biomasse von 0,11 mg/L. Die Werte liegen somit etwas unter den Werten von 2018 ($3,2 \times 10^4$ Zellen/ml, 0,13 mg/L) und 2017 ($3,9 \times 10^4$ Zellen/ml, 0,16 mg/L). Der niedrigste Wert im Jahresverlauf wurde im Februar mit $4,5 \times 10^3$ Zellen/ml gemessen. Maxima traten im Mai ($4,2 \times 10^4$ Zellen/ml) und September ($5,2 \times 10^4$ Zellen/ml) auf.

Die **Chlorophyll-a** Konzentration nahm gegenüber 2018 geringfügig zu und lag im Jahresdurchschnitt bei 3,9 µg/L (2018: 3,2 µg/L). Im März wurde das Chlorophyll-a Maximum mit 7,6 µg/L erreicht. Ein zweiter Hochpunkt

war im Juli sichtbar. Hier wurden Chlorophyll-a-Konzentrationen von 7,4 µg/L gemessen. Das Leitpigment Zeaxanthin korreliert nicht immer deutlich mit den Cyanobakterien-Biomassen aus der mikroskopischen Analyse, was darauf hinweist, dass das autotrophe Picoplankton zu den gegebenen Zeitpunkten aus Cyanobakterien bestand. Der Verlauf der anderen Leitpigmente stimmte mit der mikroskopisch ermittelten Phytoplankton-Zusammensetzung gut überein (Abbildung 1.24 A und B).

An der Messstelle Zellersee wurde die **Pigmentzusammensetzung** in den **Tiefenstufen** von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m detektiert (Abbildung 1.25). Von März bis Oktober zeigten die Tiefenprofile eine deutliche Schichtung. Die Tiefenprofile zeigen, dass während des Sommers Zeaxanthin vor allem in den oberen 5 m detektiert wird. Die Kieselalgenblüte im Juli war vor allem in der 10-m-Probe sichtbar.

Der Zellersee wies mit insgesamt 48 **Metazooplankton**-Arten (27 Rädertier-, 13 Cladoceren-, 8 Ruderfußtaxa) ein artenreiches Zooplankton auf. Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln waren noch zusätzlich in den Proben vorhanden. Bemerkenswert ist auch in diesem Jahr das syntope Vorkommen der beiden calanoiden Ruderfußkrebse *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides* (Maier & Teiber-Sießegger, 2019). Taxonomische Besonderheiten waren – außer den intermediären Morphen („Hybridformen“) bei den (Eu)Bosminen und Daphnien – nicht zu verzeichnen.

Bei den Rädertieren waren im Januar und Februar die allgemein häufigen Taxa der Gattung *Keratella* (insbesondere *K. cochlearis* und *K. hiemalis*) zusammen mit Flossenrädertieren (*Polyarthra* spp.) aspektbestimmend. Im März kamen Arten der Gattung *Synchaeta* stark auf und in den Monaten Juni / Juli waren Arten der Gattung *Conochilus* (*C. unicornis* und *C. hippocrepis*) relativ stark vertreten. Am Ende

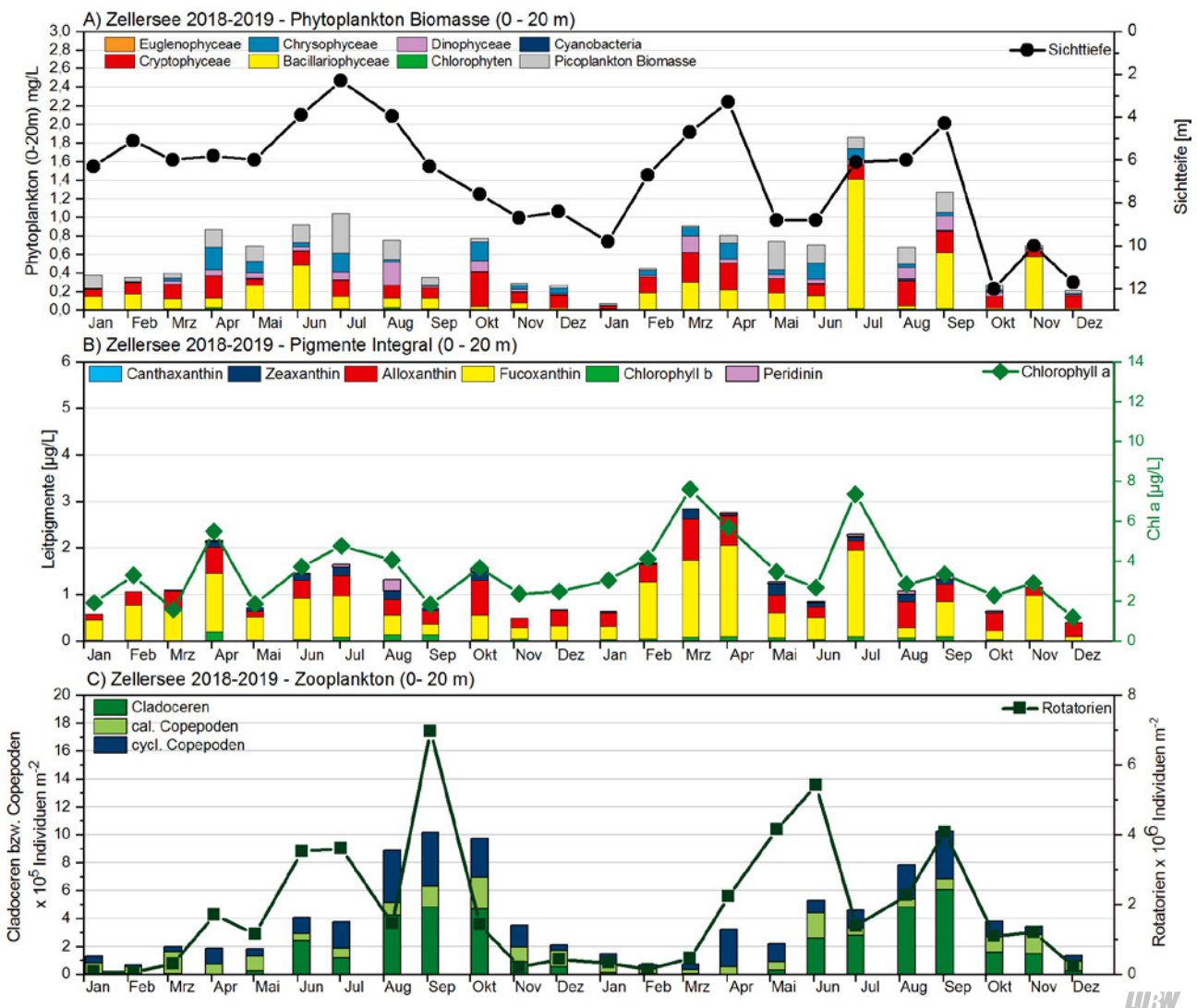


Abbildung 1.24: Biologische Parameter an der Station Zellersee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0–20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0–20 m). C) Zooplankton (0–20 m).

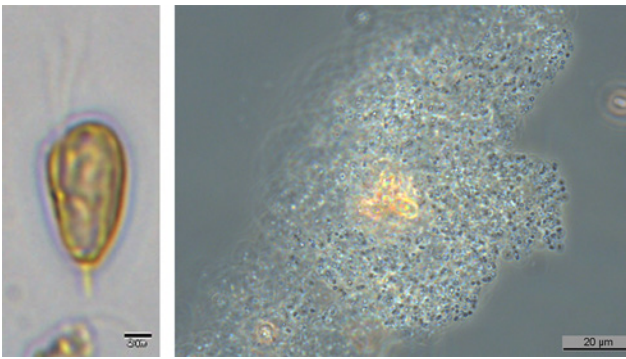


Abbildung 1.25: Links: *Rhodomonas lacustris lacustris*, rechts: *Aphanothece*-Kolonie mit unzähligen Zellen.

des Untersuchungszeitraums (ab Oktober) bestimmten Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.) das Bild. An Nahrungsspezialisten waren *Ascomorpha* Arten (*A. ovalis* und *A. ecaudis*), *Gastropus stylifer* sowie das räuberische Rädertier *Asplanchna priodonta* präsent, traten aber in ihrer Abundanz nicht hervor. Bezogen auf die Abundanz und den gesamten Untersuchungszeitraum waren *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.), gefolgt von Arten der Gattungen *Conochilus* und *Synchaeta* die häufigsten Taxa.

Das Cladocerenplankton wurde von Daphnien bestimmt, wobei *D. cucullata* die bildbestimmende Art war, die Biomassenanteil im August bis zu knapp 50 % der Metazooplankton-Masse erreicht. Noch relativ häufig sind

Tabelle 1.5: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016–2019, gerechnet mit der Toolversionen 7.0 für die Station Zellersee.

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,35	Sehr gut
2017	1,76	Gut
2018	1,16	Sehr gut
2019	1,63	Gut



D. galeata Morphen und Hybriddaphnien (*D. x krausi*). Stark vertreten waren die Daphnien ab Juni. Rüsselkrebse (insbesondere „Eu“Bosminen) traten in der zweiten Untersuchungshälfte (ab Juni) ebenfalls relativ stark auf, wobei „Eu“*Bosmina longispina* (determiniert nach Lieder 1999) sowie Hybride mit „Eu“*Bosmina coregoni* dominierten. Noch präsent, aber nicht bildbestimmend waren *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia* Arten sowie von den Raubcladoceren *Leptodora kindtii*. Die im Bodensee sonst vertretene Raubcladocere *Bythotrephes longimanus* wurde im aktuellen Jahr in den Proben des Zellersees nicht nachgewiesen.

Das Ruderfußplankton wurde im Frühjahr durch Arten der Gattung *Cyclops* (insbesondere *C. strenuus*) dominiert, die in den Monaten Januar bis einschließlich April >50 % des gesamten Metazooplanktons stellten. Im Sommer kamen *Mesocyclops leuckarti* und Thermocyclops-Arten (insbeson-

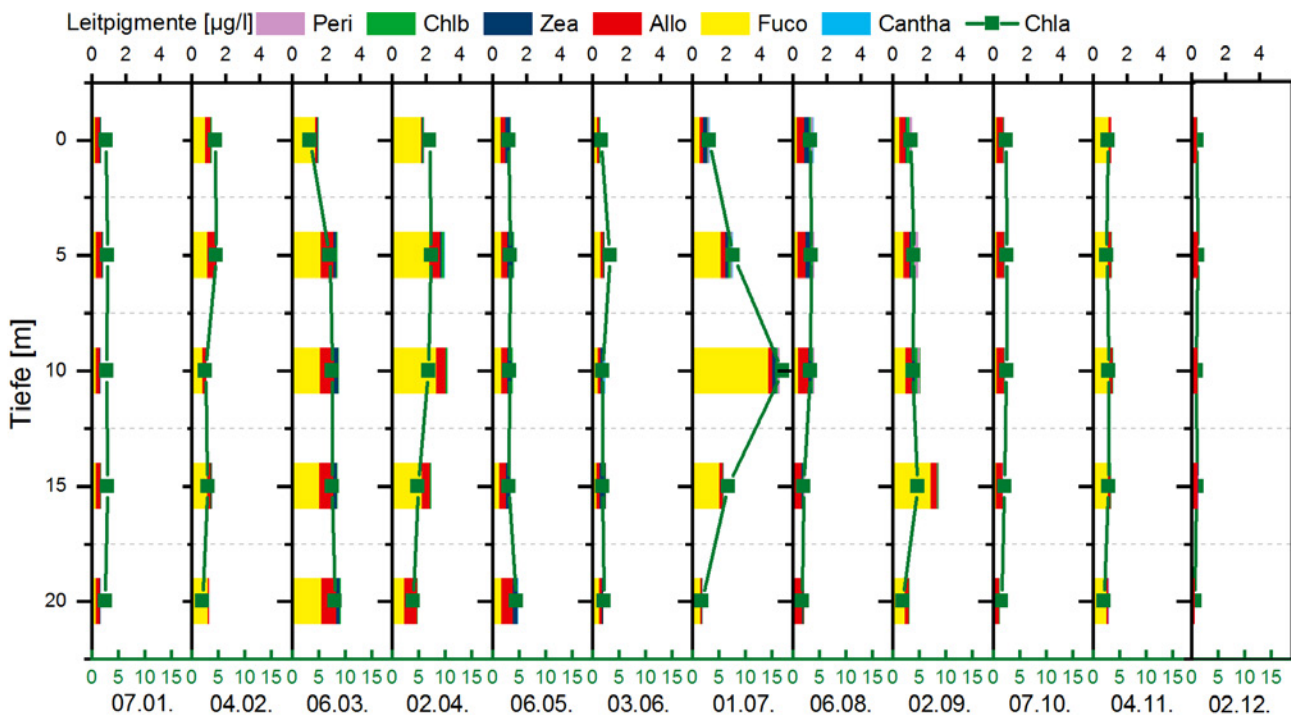


Abbildung 1.26: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Zellersee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

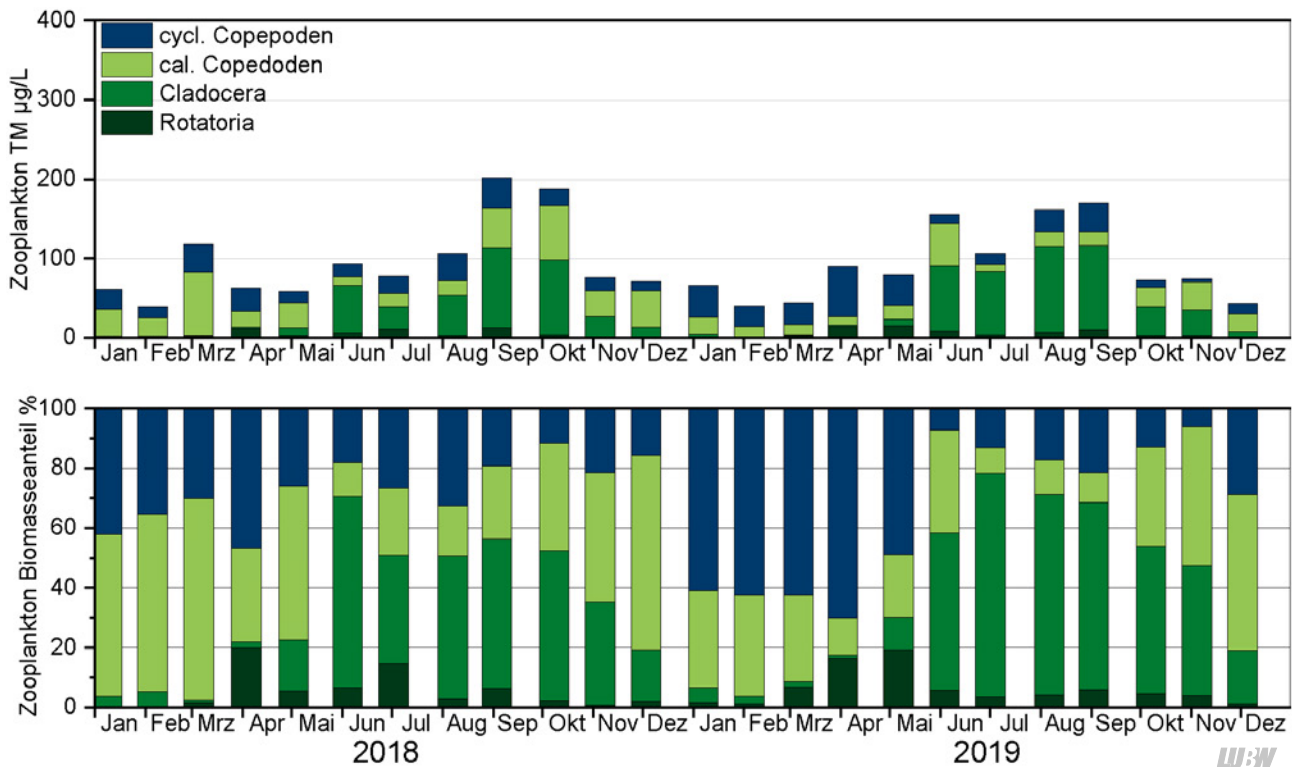


Abbildung 1.27: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Zellersee im Jahr 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

dere *T. oithonoides*) stark auf, wobei Biomassen-anteilig über den Untersuchungszeitraum gesehen *T. oithonoides* gegenüber *T. crassus* bei weitem überwog. Die beiden calanoiden Ruderfußkrebse *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides* waren ganzjährig präsent und stellten zusammen im Jahresdurchschnitt etwas mehr als 20 % der Metazooplankton-Masse.

Die durchschnittlichen Biomassen (Trockenmassen = TM) lagen im Zellersee im aktuellen Jahr 2019 bei 92 (Mittelwert) bzw. 77 µg TM/L (Median); sie waren damit praktisch identisch zu den Trockenmassen im Vorjahr (96 bzw. 77 µg TM/L im Jahr 2018) und liegen nach wie vor im Übergangsbereich von oligo- zu mesotroph. Starke Massenbildner waren im Frühjahr die omnivoren, cyclopoiden Ruderfußkrebse, im Sommer und Herbst die herbivoren Cladoceren und calanoiden Ruderfußkrebse (Abbildung 1.27). Rädertiere stellten im Mai knapp 20 % der Zooplankton-Masse, waren sonst aber anteilig schwach vertreten; ihr durchschnittlicher Anteil an der Jahres-Metazooplankton-Masse betrug nur 7 %.

Der Cladoceren-Größenindex lag im Jahresdurchschnitt bei 5,58 (Mittelwert) bzw. 5,51 (Median) µg/Ind. und damit grob im Bereich einer 1 mm langen Daphnie. Er indiziert moderate Prädations-Effekte durch Fische. Im Hochsommer zur Hauptfrazzeit der Fische fiel der Cladoceren-Größenindex

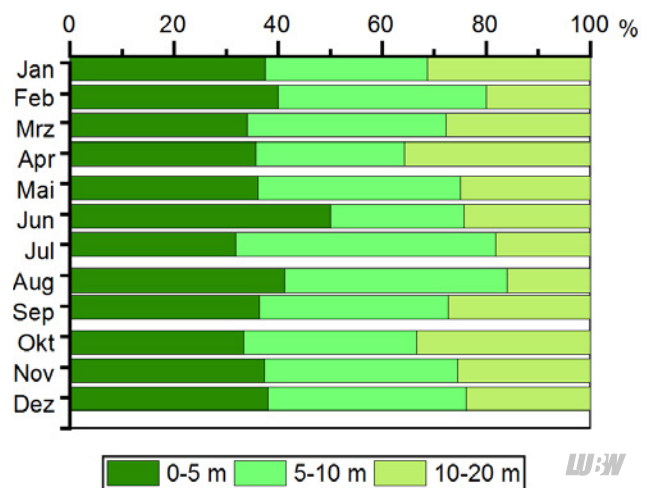
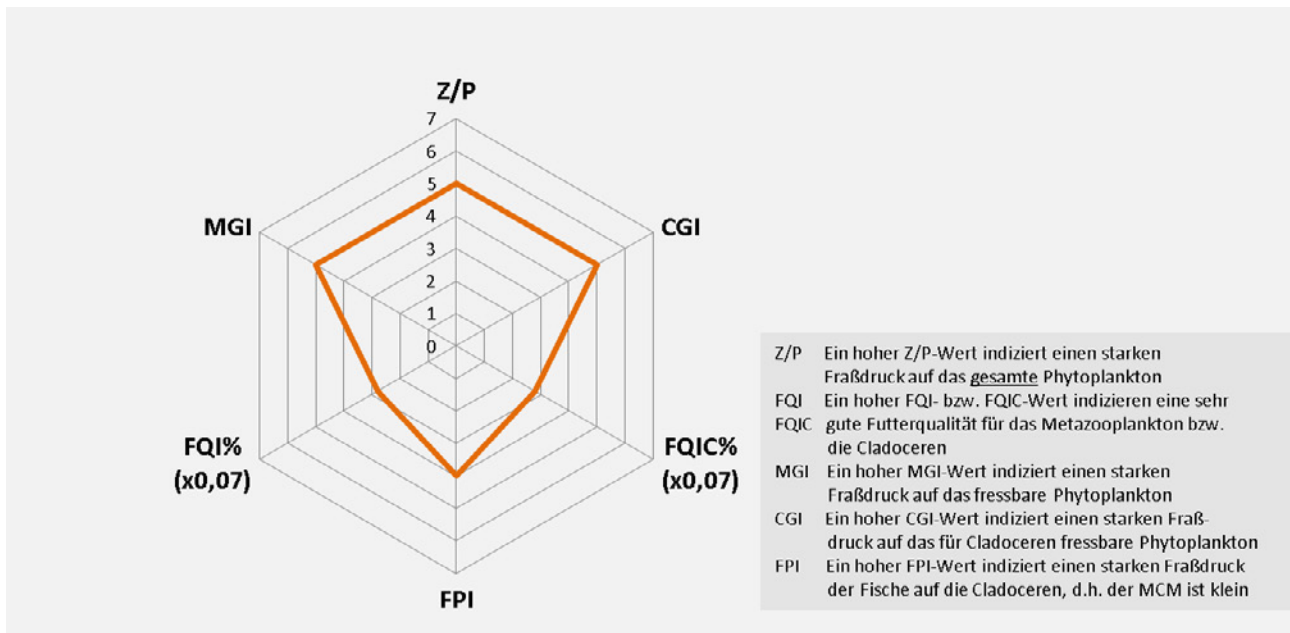


Abbildung 1.28: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Zellersee im Jahr 2019.

aber deutlich auf 4,5 bis 3,5 µg TM/Ind. ab, was eher auf deutliche Fraßeffekte durch Fische zu dieser Zeit hinweist.

Die Absetzvolumina zeigen, dass sich über die gesamte Untersuchungsperiode mehr als 60 % der Zooplankton-masse oberhalb von 10 m befanden (Abbildung 1.28).

Das über das Modul PhytoLoss ausgegebene Radardiagramm (Abbildung 1.29) ähnelt dem Diagramm des Vorjahres, wobei der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplankton-Masse sowie der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton durch Cladoceren um eine Effektklasse



LUBW

Abbildung 1.29: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Zellersee (0 – 20 m) in den Jahren 2018 und 2019 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

niedriger waren. Insgesamt waren der Umsatz von Phytoplankton-Masse in Zooplankton-Masse mit Effektklasse 5 noch gut bzw. relativ hoch, der Fraßdruck durch das Zooplankton auf das Phytoplankton erhöht (Abbildung 1.29). Die Futterqualität lag mit 40 % an fressbaren Algen im günstigen Bereich. Gut fressbare Algen, wie beispielsweise Cryptophyceen waren ganzjährig präsent. Der Fischprädatoren-Druck war mit Effektklasse 4 moderat bis erhöht.

Eine Reproduktion der dominanten Zooplankter war aufgrund des relativ günstigen Nahrungsangebotes ganzjährig möglich. Daphnien trugen im Frühjahr bis zu 16 Eier in ihren Bruträumen, im Sommer immerhin 1 – 5 Eier. Die Eiballen der calanoiden Ruderfußkrebse enthielten im Hochsommer immerhin noch 6 – 9 Eier.

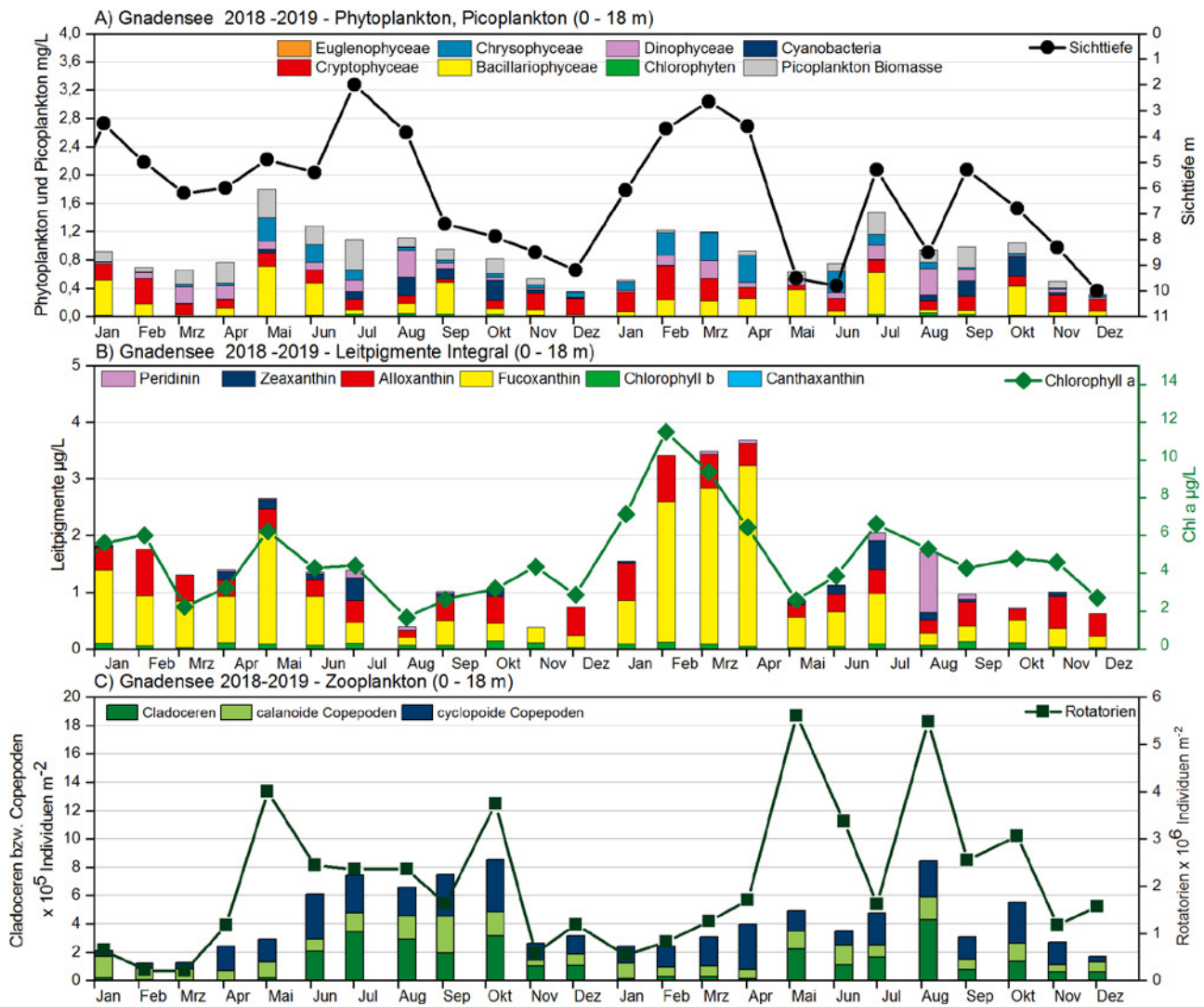
1.1.3.4 Station Gnadensee

Der Jahresmittelwert der **Phytoplankton**-Biomasse an der Station Gnadensee betrug 2019 0,76 mg/L und liegt damit in einem sehr ähnlichen Bereich wie 2018 (0,74 mg/L) und 2016 (0,72 mg/L). Änderungen haben sich vor allem hinsichtlich der Großgruppen im Phytoplankton ergeben. 2019 hat die Dominanz der Kieselalgen deutlich abgenommen. Ihr Anteil an der Phytoplankton-Biomasse be-

trug 27,0 % (2018:41,8 %). Zugenommen haben dagegen die Cryptophyceen, die einen Anteil von 27,5 % (2018: 24,2 %) hatten, und somit die Biomasse der Kieselalgen sogar übertrafen. Dinophyceen trugen mit einem Anteil von 16,3 %, Haptophyceen mit 11,1 % und Chrysophyceen mit 9,3 % zur Biomasse des Phytoplanktons bei. Der Anteil an Cyanobakterien ist mit 6,9 % verglichen mit den übrigen Seeteilen relativ hoch.

Im Jahresverlauf fällt bei der Pigmentanalyse, den Chlorophyll-a-Konzentrationen und der Sichttiefe eine deutliche Algenblüte von Januar bis April auf, die sich jedoch nicht in dieser Deutlichkeit in Biomasse wiederfindet (Abbildung 1.30). Einen hohen Anteil an dieser Blüte hat *Chrysochromulia parva*, die als Haptophycee¹ ähnlich wie Kiesel- und Goldalgen Fucoxanthin besitzt. Bei einer Abundanz von $9,6 \times 10^3$ Zellen/ml im März 2019 bildet sie nur 0,37 mg/L Biomasse, was die scheinbare Diskrepanz von mikroskopischer Zählung und Pigmentanalyse erklärt. Weitere, aber weniger markante Algenmaxima traten im Juli und im Oktober auf, in beiden Fällen unter Beteiligung der Kieselalge *Fragilaria crotonensis*. Im Juli trug sie 0,45 mg/L bzw. 38,8 % zur Phytoplanktonbiomasse bei, im Oktober 0,37 mg/L bzw. 41,1 %. Das Maximum im Okto-

1 Haptophyceae sind in der Grafik zusammen mit den Chrysophyceae als „Chrysophyceae“ dargestellt.



LUBW

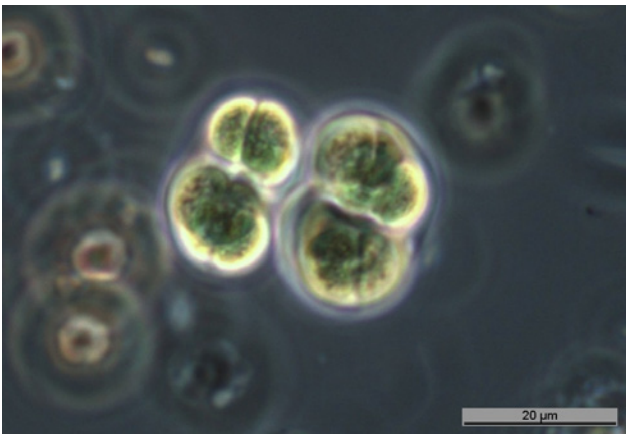
Abbildung 1.30: Biologische Parameter an der Station Gnadensee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0 – 20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0 – 20 m). C) Zooplankton (0 – 20 m).

ber hatte darüber hinaus einen relativ hohen Anteil an Cyanobakterien. Am meisten Biomasse wurde hierbei von *Chroococcus limneticus* (Abbildung 1.31) (0,14 mg/L) und der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* (0,10 mg/L) gebildet. Letztere trat 2019 am Messpunkt Gnadensee vor allem in den Monaten August bis November auf. Der Höhepunkt der *Planktothrix*-Entwicklung war hierbei im September mit einer Biomasse von 0,15 mg/L zu beobachten. Das Maximum im Jahr 2018 lag bei 0,21 mg/L.

Mit dem WRRL-Bewertungstool PhytoSee/Version 7.0) wurde auf Basis der Phytoplanktondaten ein PhytoSee-Index von 1,65 errechnet. Das entspricht einem guten ökologischen Zustand. Ein Überblick über die letzten Jahre zeigt, dass der Indexwert relativ stark schwankt und dabei auch zwischen gutem und sehr gutem ökologischen Zustand wechselt (vgl. Tabelle 1.6).

Die anhand von PAR-Daten modellierte **Tiefengrenze für Wachstum von Phytoplankton** lag 2019 im Median bei 19,0 m. An mehreren Messtagen war das Wachstum von Phytoplankton bis zum Grund möglich. Die Tiefengrenze für 2019 liegt etwas tiefer als im zweiten Halbjahr 2018 (16,7 m), jedoch können aus den vorliegenden Daten noch keine Entwicklungstendenzen abgeleitet werden, da die PAR-Daten erst seit Mitte 2018 erhoben wurden.

Die Biomasse des **autotrophen Picoplanktons** lag 2019 im Jahresdurchschnitt bei 0,11 mg/L bzw. $2,7 \times 10^4$ Zellen/ml. 2018 wurden hier 0,21 mg/L gemessen (2017: 0,22 mg/L). Die Biomasse hat somit abgenommen. Im Juli und September erreichte das autotrophe Picoplankton Maxima mit 0,31 mg/L und 0,29 mg/L Biomasse.



LU:W

Abbildung 1.31: *Crocococcus limneticus* aus dem Gnadensee.

Die **Chlorophyll-a**-Konzentration lag im Jahresdurchschnitt bei 5,8 µg/L (2018: 4,1 µg/L, 2017: 5,2 µg/L, 2016: 3,1 µg/L, 2015: 5,1 µg/L) (Abbildung 1.30 B). Die Chlorophyll-a-Konzentration erreichte wie auch im Vorjahr bereits im Februar einen Hochpunkt mit 11,5 µg/L (2018: 6,0 µg/L). Einen weiteren Hochpunkt erreichte die Chlorophyll-a-Konzentration im Juli. Sowohl die mittlere als auch die maximale Konzentration hat gegenüber dem Vorjahr etwas zugenommen, aber im mehrjährigen Vergleich sind die Werte im Bereich der „normalen“ Schwankungen.

Wie bereits erläutert weichen in den ersten Monaten des Jahres 2019 die **Leitpigmente** von den mikroskopischen

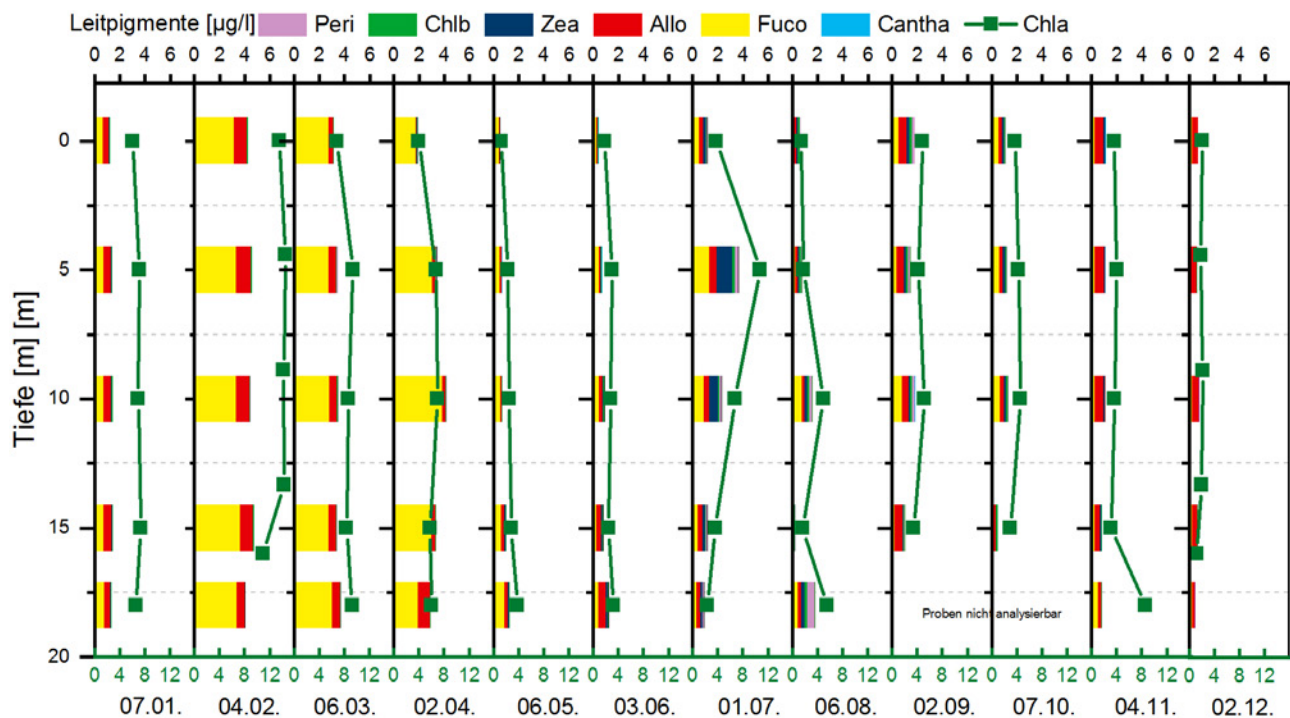
Tabelle 1.6: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungs-jahre 2016–2019, gerechnet mit der Toolversionen 7.0 für die Station Gnadensee.

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2016	1,22	Sehr gut
2017	1,63	Gut
2018	1,26	Sehr gut
2019	1,65	Gut

LU:W

Analysen ab. In den Monaten ab Mai korrelieren die Ergebnisse der beiden Analysen wieder stärker. Im Juli wurde anhand der Zeaxanthin-Konzentrationen ein verstärktes Wachstum von Cyanobakterien festgestellt. Bei Betrachtung der Biomasse findet sich zu dem Zeitpunkt ein starkes Auftreten des Picoplanktons, in dem viele Cyanobakterien enthalten sind.

Die Pigmentzusammensetzung wurde auch im Gnadensee in distinkten Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 18 m detektiert (Abbildung 1.32). Die hohen Fucoxanthin-Konzentrationen in den Monaten Februar bis April werden durch diese genauer aufgeschlüsselte Analyse bestätigt. Sie sind über alle Wassertiefen verteilt. Die höheren Zeaxanthin-Konzentrationen im Juli finden sich dagegen vor allem in 5 m Wassertiefe und noch etwas in 10 m Wassertiefe.



LU:W

Abbildung 1.32: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Gnadensee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in grün unten.

Der Gnadensee wies (wie der Zellersee) mit insgesamt 48 Taxa des **Metazooplanktons** (26 Rädertier-, 13 Cladoceren-, 9 Ruderfußtaxa) sowie zusätzlich Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln ein artenreiches Zooplankton auf. Taxonomische Besonderheiten waren nicht in den Proben vorhanden. Zu nennen sind allenfalls (wie auch im Zellersee) das Vorkommen von verschiedenen Daphnien- und Bosminen-Morphen sowie das syn- typische Auftreten der calanoiden Ruderfußkrebse *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides*.

Bei den Rädertieren dominierten im Januar und Februar das allgemein häufige Rädertier *Keratella cochlearis* sowie Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Im März kamen daneben *Keratella hiemalis* und Synchaeten auf und im Sommer/Herbst Arten der Gattung *Conochilus* (insbesondere *C. unicornis*) und *Collotheca*. Bezogen auf das gesamte Jahr stellten *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere knapp 60 % der Rädertiere.

Innerhalb der Cladoceren waren die Daphnien die Aspekt bestimmenden Taxa, wobei allerdings im Gegensatz zu den übrigen Seeteilen *Daphnia galeata* Morphen (nicht *D. cucullata*!) das Bild bestimmten. Biomassen-anteilig stellte *D. galeata* im Jahresdurchschnitt 20 % der Metazooplanktonmasse. Rüsselkrebse waren im Gnadensee mit

durchschnittlich nur ca. 1 % der Metazooplanktonmasse ganzjährig schwach vertreten. Im Oktober und November bildeten Hybrid-Daphnien (*D. byalina/galeata*) über 30 % der Metazooplanktonmasse. Ceriodaphnien (*C. quadrangula* und *C. pulchella*) waren ebenfalls schwach vertreten (durchschnittlich < 1 % der Metazooplanktonmasse).

Das Ruderfußplankton wurde im Frühjahr typischerweise durch Arten der Gattung *Cyclops* (insbesondere *C. strenuus*) bestimmt. Im Sommerplankton überwogen *Mesocyclops leuckarti* und Thermocyclops-Arten (v. a. *T. oithonoides*), wobei letzteres Taxon etwas häufiger auftrat als *M. leuckarti*. Calanoide Ruderfußkrebse der Gattung *Eudiaptomus* waren ganzjährig stark vertreten (durchschnittlich ca. 20 % der Metazooplanktonmasse). *E. graciloides* war insgesamt etwa doppelt so häufig wie *E. gracilis*.

Die durchschnittliche Trockenmasse lag im Gnadensee bei 141 µg TM/L (Mittelwert) bzw. 159 µg TM/L (Median) und damit im mesotrophen Bereich. Gegenüber dem Vorjahr mit durchschnittlich knapp 140 µg TM/ sind praktisch keine Veränderungen festzustellen. Bildbestimmend waren im Frühjahr die omnivoren, cyclopoiden Ruderfußkrebse, im Sommer/Herbst die Cladoceren (Abbildung 1.33). Rädertiere stellten im Jahresmittel nur 4 % der Metazooplanktonmasse.

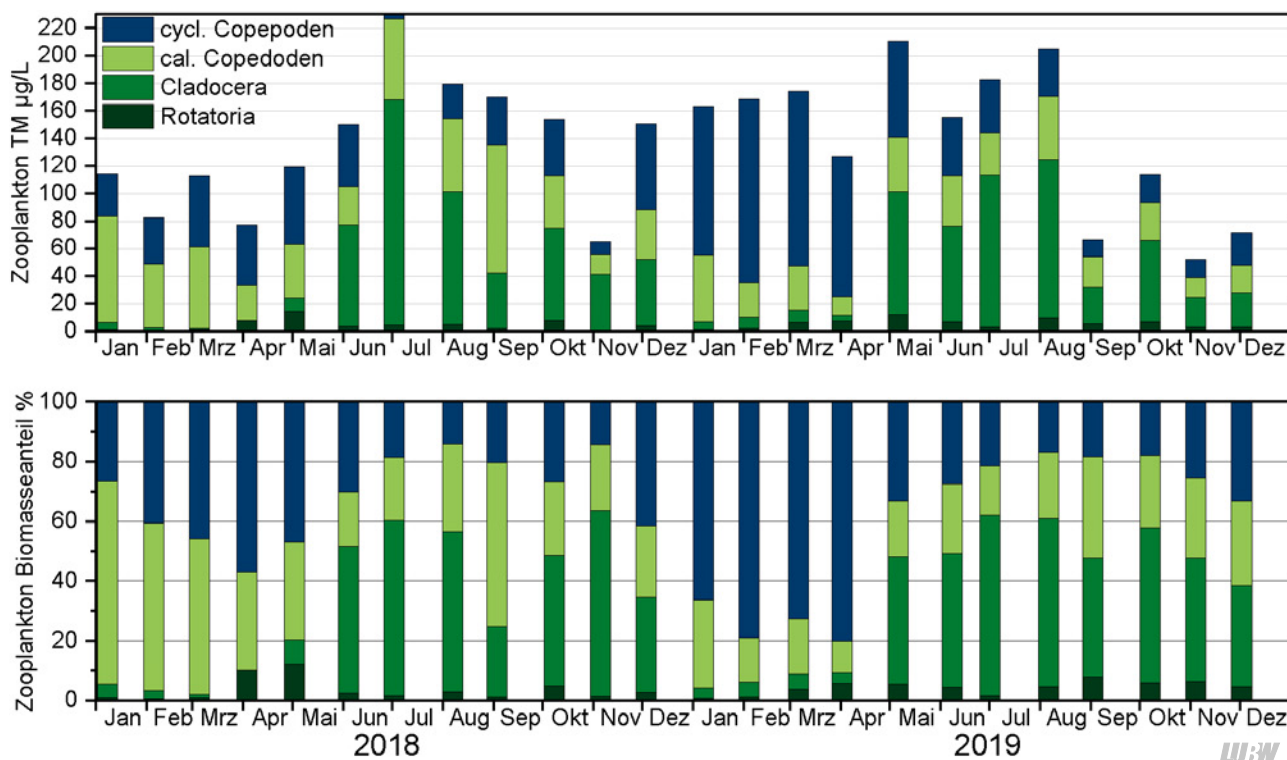


Abbildung 1.33: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Gnadensee in den Jahren 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

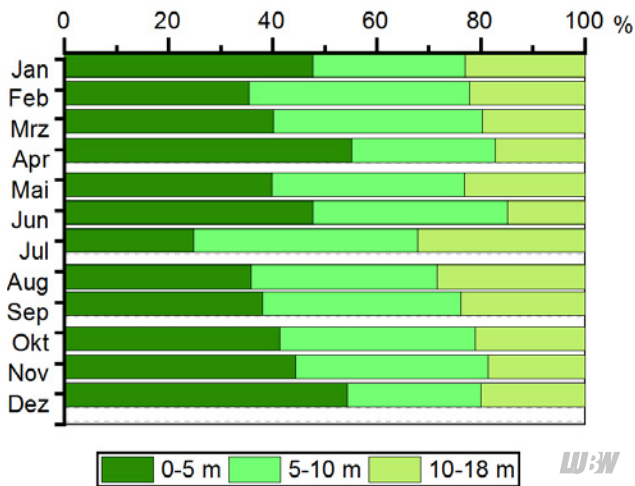


Abbildung 1.34: Absatzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Gnadensee im Jahr 2019.

Der mittlere Größenindex der Cladoceren war mit 6,97 (Mittelwert) bzw. 7,64 $\mu\text{g TM/Ind.}$ hoch, was auf eher geringe Fraß-Effekte durch Fische hinweist. Größenindexwerte unter der Masse einer 1 mm langen Daphnie wurden mit 4,86 $\mu\text{g TM/Ind.}$ nur im Monat Juli erreicht.

Die Absatzvolumina ergaben für den gesamten Untersuchungszeitraum immer Metazooplankton Massenanteile >70 % oberhalb von 10 m Wassertiefe (Abbildung 1.34).

Die über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes für den Gnadensee ähnelten wie beim Zellersee den Indizes des Vorjahres. Der Umsatz von Phytoplankton- in Zoo-

planktonmasse war gut bzw. relativ hoch, der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton hat mit Effektklassen 4 (moderat) gegenüber dem Vorjahr um 1 Effektklasse abgenommen, die Futterqualität für Cladoceren dementsprechend um 1 Effektklasse zugenommen (Abbildung 1.35). Auffällig war – wie im Vorjahr – der gegenüber den übrigen See-teilen des Bodensees etwas geringere Fraßdruck der Fische (FPI = Effektklasse 3) auf das Zooplankton. Diese Vermutung wird gestützt durch die im Vergleich zu anderen See-teilen relativ starke Präsenz der Büschelmückenlarven im Gnadensee.

Aufgrund der relativ günstigen Nahrungssituation mit gut fressbaren Cryptophyceen, Picoplankton und Bacillariophyceen war die Reproduktionsleistung bzw. die Gelegetgröße der Filtrierer relativ hoch. Daphnien trugen selbst im Hochsommer überwiegend 2 – 4 Eier im Brutraum, calanoide Ruderfußkrebse immerhin 4 – 11 Eier pro Eiballen.

1.1.3.5 Vergleich zwischen Obersee und Untersee

Phytoplankton

Vergleicht man die Phytoplankton-Biomassen der einzelnen Stationen, fanden sich an der Station Rheinsee im Mittel die niedrigsten Biomassen, der Median der Biomasse war im Rheinsee aber auf ähnlichem Niveau wie im Obersee. Die höchsten Phytoplankton-Biomassen wie der Gnadensee auf (Abbildung 1.36, links). Die dominieren-

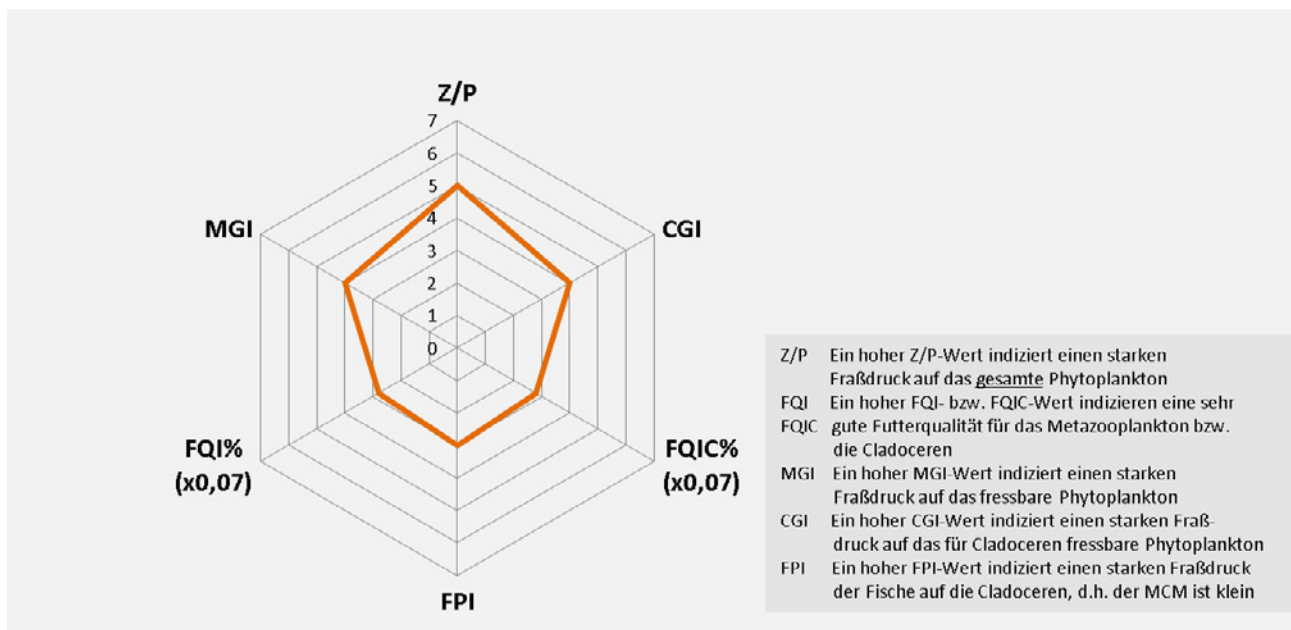


Abbildung 1.35: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Gnadensee (0 – 18 m) im den Jahren 2018 und 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

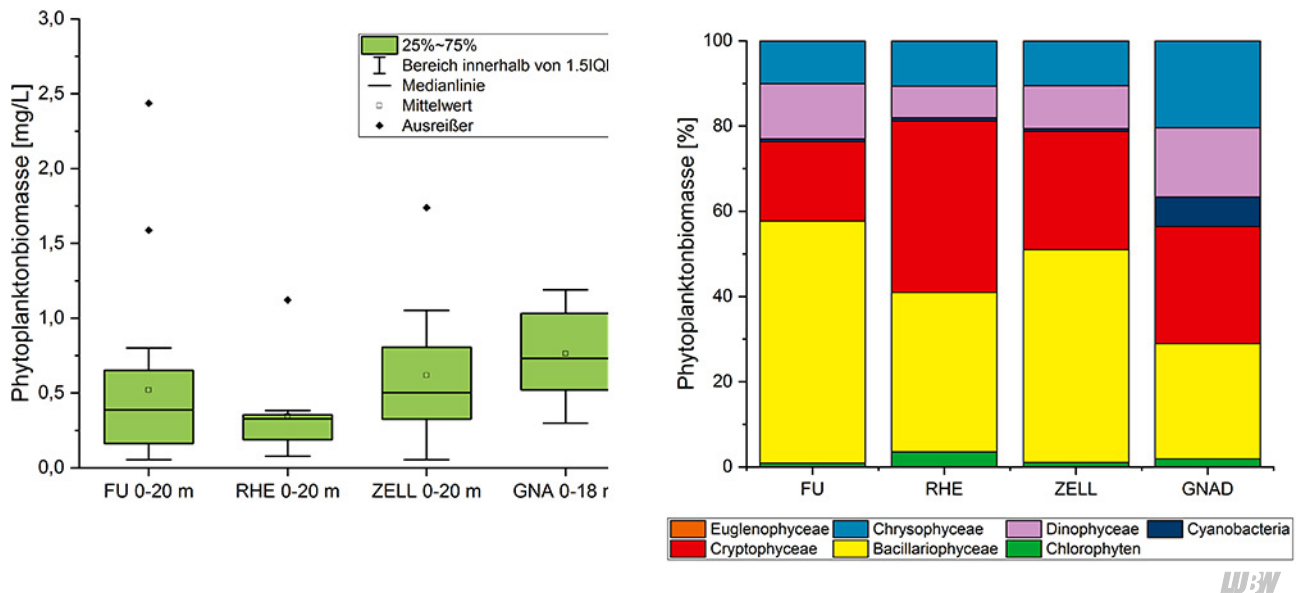


Abbildung 1.36: Links: Box-Whisker-Plot der Phytoplankton-Biomasse an den Stationen Fischbach-Uttwil (FU), Rheinsee (RHE), Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA). Rechts: Zusammensetzung der Phytoplankton-Biomasse.

Tabelle 1.7: Vergleich der PhytoSee-Indices für das Untersuchungsjahr 2019 für die unterschiedlichen Seeteile, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0.

Seeteil	Jahresdurchschnitts-Biomasse (mg/L)	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
Bodensee-Obersee	0,52	1,83	gut
Bodensee- Zellersee	0,62	1,63	gut
Bodensee-Gnadensee	0,76	1,65	gut
Bodensee-Rheinsee	0,35	0,99	sehr gut

den Großgruppen hinsichtlich der Biomasse waren in allen Seeteilen Kieselalgen (Bacillariophyceae) und Schlundalgen (Cryptophyceae) (Abbildung 1.36, rechts).

Die Phytoplanktonbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie kategorisiert den Bodensee-Obersee als Seetyp 4 „geschichteter Alpensee“, die Unterseeteile als Seetyp 2 „geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet“. Den unterschiedlichen Seetypen liegen verschiedene Referenzzustände hinsichtlich der Trophie und der zu erwartenden Phytoplanktonbiozönose zu Grunde. Daher wird durch das Bewertungsverfahren der Obersee in einen guten, der Rheinsee sogar in einen sehr guten Zustand eingestuft (vgl. Tabelle 1.7). Zellersee und Gnadensee wurden 2019 „nur“ als gut bewertet.

Pigmente

Neben den bereits vorgestellten Leitpigmentanalysen wurden auch die Stationen Bregenzer Bucht, Rheinspitz, Wasserburg und Langenargen-Arbon 14-täglich beprobt und die Pigmentzusammensetzung analysiert (Abbildung 1.37).

Insbesondere die Verläufe der Leitpigmentkonzentrationen im Obersee ohne Bregenzer Bucht (Abbildung 1.37 B – E) ähnelten sich, auch wenn die diversen Algenmaxima nicht immer deckungsgleich waren. In der Bregenzer Bucht sind die Werte insgesamt niedriger und auch die sommerlichen Maxima nicht so deutlich. Das erste Maximum im März, das an den übrigen Stationen des Obersees beobachtet werden konnte, trat in der Bregenzer Bucht nicht auf. An der Station Zellersee waren die Leitpigmente bereits in den ersten Monaten des Jahres in höheren Konzentrationen vorhanden. Anteilig handelte es sich vor allem um Fucoxanthin und Alloxanthin. Der hohe Pigmentgehalt von Januar bis März 2019 trat auch im Gnadensee auf, hier waren die Pigmentkonzentrationen sogar noch höher als im Zellersee. Fucoxanthin machte hierbei den höchsten Anteil aus. Abweichend von den anderen Seeteilen wurde hier im August eine verhältnismäßig hohe Peridinin-Konzentration gemessen, die sich auch in den Phytoplanktonzählungen mit hohen Biomassen bei den Dinophyceen wiederfindet. Zu diesem Zeitpunkt konnte eine Blüte von *Ceratium hirundinella* im Gnadensee beobachtet werden.

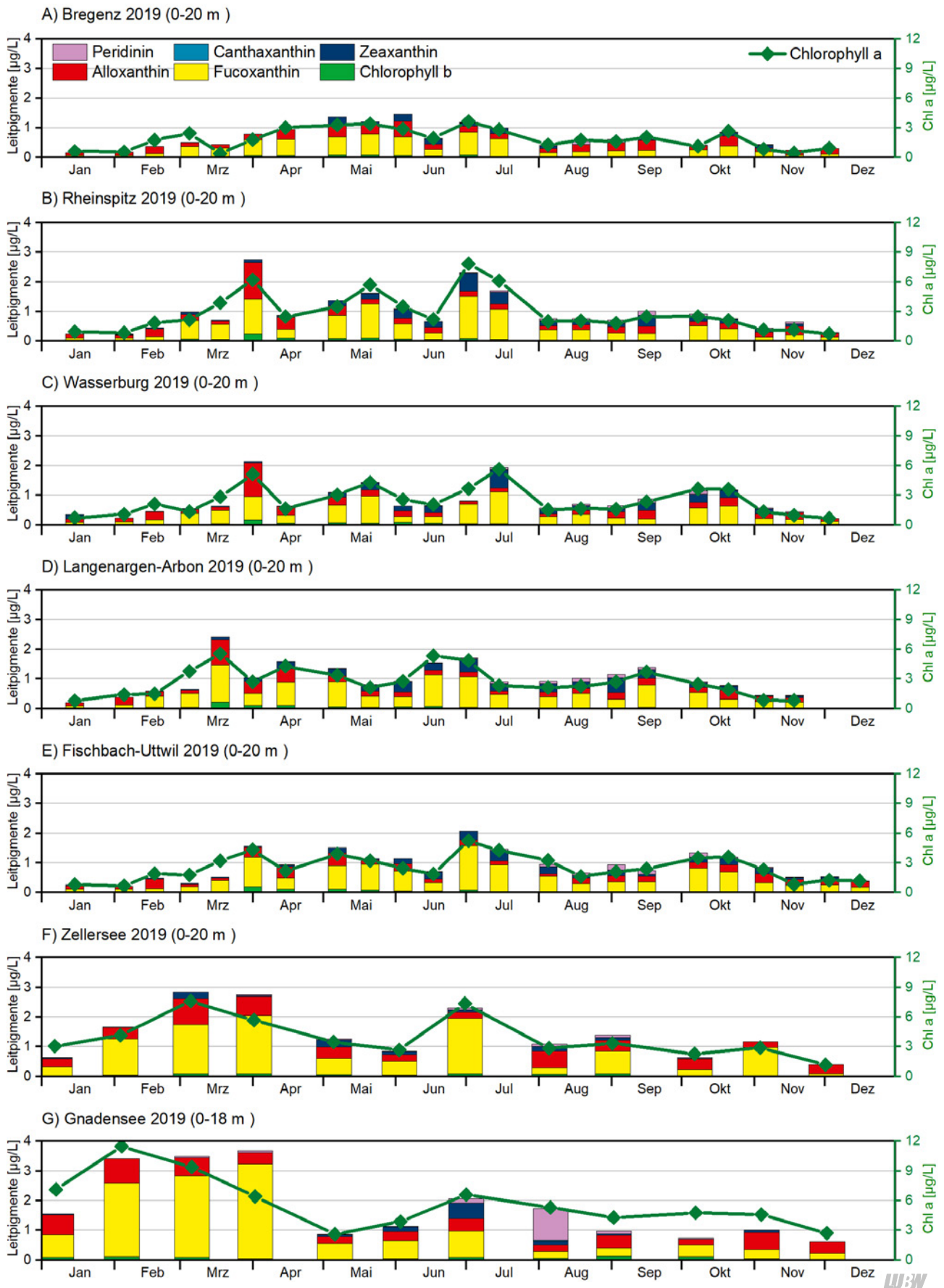


Abbildung 1.37: Vergleich der Leitpigmente aus den Integralproben an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (A), Rheinspitz (B), Wasserburg (C), Langenargen-Arbon (D), Fischbach-Uttwil (E) sowie an den Unterseeestationen Zellersee (F) und Gnadensee (G).

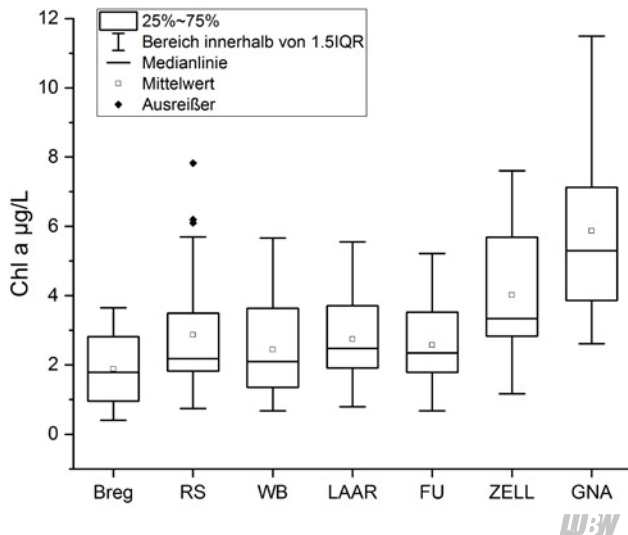


Abbildung 1.38: Box-Whisker-Plot der Chlorophyll-a-Konzentrationen an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (Breg), Rheinspitz (RS), Wasserburg (WB), Langenargen-Arbon (LAAR), Fischbach-Uttwil (FU) sowie an den Unterseeestationen Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA).

Der Verlauf der Chlorophyll-a-Gehalte folgte an allen Messpunkten im Wesentlichen dem der übrigen Leitpigmente (Abbildung 1.37). Die Jahresmittelwerte der Obersee-Stationen lagen zwischen 1,9 µg/L und 2,9 µg/L, am Zellersee bei 3,9 µg/L und am Gnadensee bei 5,8 µg/L.

Der Vergleich der Chlorophyll-a-Gehalte der Seeteile im Box-Whisker-Plot zeigt, dass die Konzentrationen an der Station Bregenzer Bucht tendenziell etwas niedriger sind, als die des restlichen Obersees. Der Zellersee wies etwas höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen auf. Im Gnadensee wurden die höchsten Konzentrationen gemessen. (Abbildung 1.38).

Zooplankton

In den verschiedenen Seebecken des Bodensees wurden im aktuellen Untersuchungsjahr 2019 zwischen 46 (Obersee) und 51 (Rheinsee) Taxa des Metazooplanktons erfasst. Die Unterschiede hinsichtlich der Taxazahl zwischen den Seeteilen sind gering; die Taxazahl war in allen Seebecken hoch (Abbildung 1.39). Innerhalb der Rädertiere wurden allerdings einige Taxa nur bis zur Gattung bestimmt. Hinzu kommt, dass zumindest im Untersee nur monatlich beprobt wurde. Die tatsächlichen Taxazahlen sind deshalb sicherlich höher.



Abbildung 1.39: Anzahl der in den verschiedenen Seebecken des Bodensees im Jahr 2019 nachgewiesenen Zooplankton-Taxa.

Die durchschnittlichen Trockenmassen waren im Bodensee niedrig (Obersee, Rheinsee) bis leicht erhöht (Zellersee, Gnadensee) und indizieren oligotrophe bis schwach mesotrophe Bedingungen (Abbildung 1.40). Gegenüber dem Vorjahr waren die Biomassen im Obersee und tendenziell im Rheinsee niedriger. Die Biomassen im Zellersee und Gnadensee waren praktisch identisch zum Vorjahr.

Ein paarweiser Vergleich (abhängiger T-Test) ergab keine Biomassen-Unterschiede zwischen Obersee und Rheinsee ($t = 0,235$, $FG = 10$, $P = 0,757$ ns), aber signifikante Unterschiede zwischen Obersee und Zeller See ($t = -4,65$, $FG = 10$, $P < 0,001$), zwischen Obersee und Gnadensee ($t = -5,84$, $FG = 10$, $P < 0,001$), zwischen Rheinsee und Zeller See ($t = -4,88$, $FG = 10$, $P < 0,001$), zwischen Rheinsee und Gnadensee ($t = -8,036$, $FG = 10$, $P < 0,0001$) und marginal signifikante Unterschiede zwischen Zeller See und Gnadensee ($t = -2,29$, $FG = 10$, $P < 0,05$).

Eine Zusammenfassung der über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes für die Sommermonate zeigt Abbildung 1.41. Insgesamt weisen die Radardiagramme zwischen den Seebecken große Ähnlichkeit auf. Geringe Unterschiede ergaben sich im Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse, wobei die Effektklassen im Ober- und Rheinsee um eine Stufe niedriger sind als die Effektklassen im Zeller- und Gnadensee. Der Fraßdruck seitens der

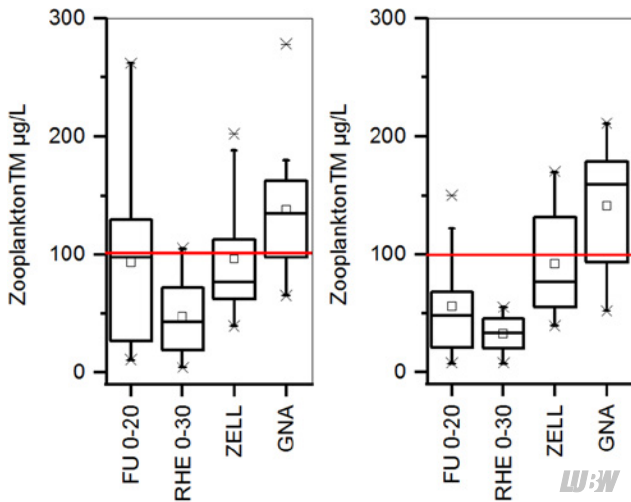


Abbildung 1.40: Durchschnittliche Trockenmassen für die verschiedenen Becken des Bodensees für das Untersuchungsjahr 2018 (linke Graphik) und das aktuelle Jahr 2019. Trockenmassen bis ca. 100 µg/L indizieren oligotrophe Bedingungen (rote Linie).

Fische auf das Zooplankton ist im Gnadensee am niedrigsten. Die Effektklasse der Futterqualität für den Obersee war im Vergleich zu den übrigen Seebecken um eine Klasse niedriger. Ein etwas niedrigerer Fraßdruck des gesamten Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton errechnete sich für den Rheinsee und Gnadensee (Abbildung 1.41).

Im Vergleich zum Vorjahr (Tabelle 1.8 und 1.9 ergaben sich nur geringe Unterschiede (maximal eine Effektklassenstufe). Beispielsweise hat sich der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse (Z/P) in drei Seebecken (Obersee, Rheinsee, Zeller See) um eine Effektklasse verringert.

Die Gelegegrößen und damit sicherlich auch die Reproduktionsleistung zeigten in allen Seebecken den typischen

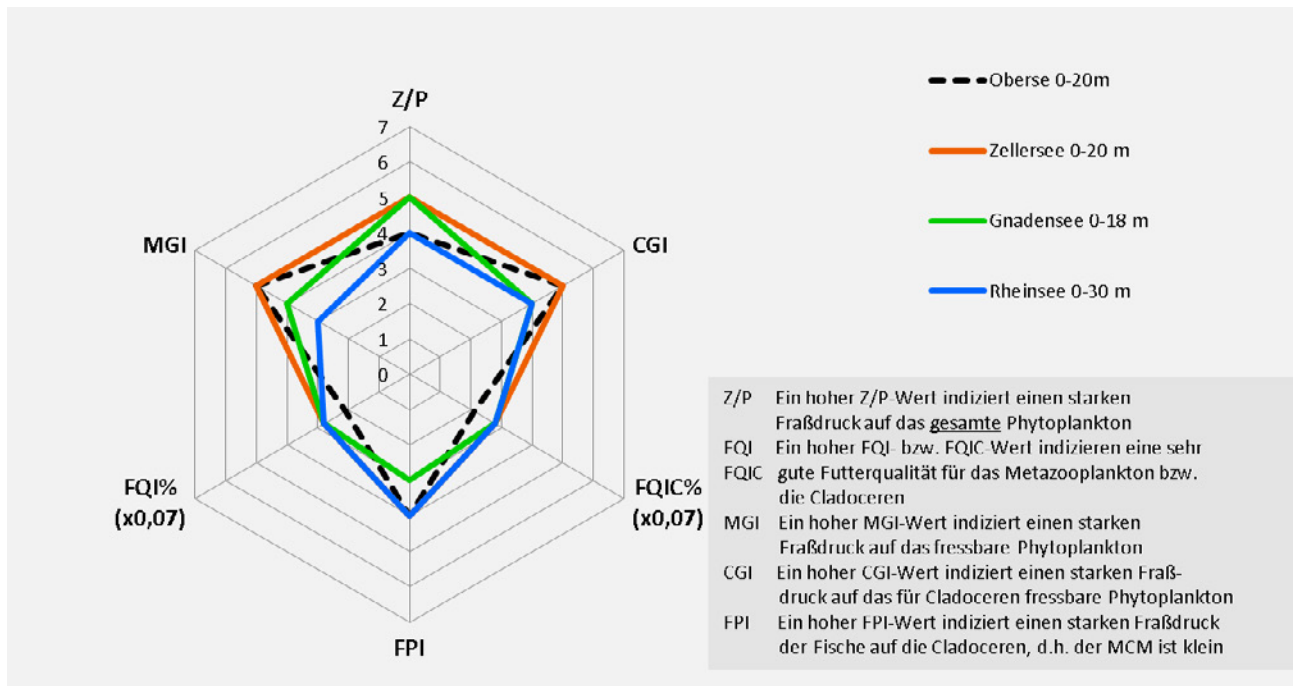


Abbildung 1.41: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für die 4 Seeteile im Jahr 2019 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

Jahresgang mit hohen Eizahlen pro Gelege im Frühjahr und niedrigen Eizahlen pro Gelege im Sommer. Aufgrund der insgesamt günstigen Nahrungssituation mit gut fressbaren Algen selbst im Sommer sind alle Filtrierer in der Lage Gelege zu produzieren. Eine Nahrungslimitation für Reproduktion liegt daher im Bodensee aktuell nicht vor.

In der Summe ist die Biomassen-Verringerung im Obersee und tendenziell im Rheinsee die gravierendste Veränderung gegenüber dem Vorjahr. In wie weit sich dieser „Trend“ evtl. auch in den anderen Unterseebecken fortsetzt und in wie weit eine eventuelle derartige Entwicklung mit dem Aufkommen der Quagga Muschel zusammenhängt bleibt abzuwarten bzw. zu untersuchen. Auffällig war die – wie bereits im Vorjahr – unterschiedliche Zusammensetzung

der Daphnien in den verschiedenen Seebecken, wobei der Obersee, der Rheinsee und der Zellersee eine Dominanz von *Daphnia cucullata* aufwies, während im Gnadensee (nach wie vor) die größere *D. galeata* überwiegt. Dieser Umstand spiegelte sich auch im Fischprädatoren-Index wider, der im Gnadensee vergleichsweise niedrig war. Zeiger erhöhter Trophie fehlten bzw. waren nur schwach vorhanden Die starke Präsenz der calanoiden Ruderfußkrebse, die durchschnittlich > 20 % der Metazooplankton-Masse stellen, bestätigt die niedrigen „trophischen Zustand“ in den Bodensee-Becken.

Eine nochmalige Zusammenstellung wichtiger Parameter zeigt Tabelle 1.10.

Tabelle 1.8: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2018.

	Z/P	CGI	FQIC% (x0,07)	FPI	FQI% (x0,07)	MGI
Gnadensee 2018	5	5	2,1	3	2,8	5
Obersee 2018 0 – 100 m	2	3	2,8	4	2,8	2
Obersee 2018 0 – 20 m	5	5	2,8	4	2,8	4
Rheinsee 2018	5	4	2,8	4	2,8	4
Zellersee 2018	6	6	2,8	4	2,8	5



Tabelle 1.9: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2019.

	Z/P	CGI	FQIC% (x0,07)	FPI	FQI% (x0,07)	MGI
Gnadensee 2019	5	4	2,8	3	2,8	4
Obersee 2019 0 – 100 m	2	2	2,1	3	2,1	2
Obersee 2019 0 – 20 m	4	5	2,1	4	2,1	5
Rheinsee 2019	4	4	2,8	4	2,8	3
Zellersee 2019	5	5	2,8	4	2,8	5



Tabelle 1.10: Überblick über die wichtigsten Kenngrößen für das Zooplankton im Jahr 2019.

Seen Obersee				Obersee	Obersee	Rheinsee	Gnadensee	Zellersee
Probenzahl		N		22	22	11	12	12
Entnahmetiefe		m		0 – 100 m	bezogen auf 0 – 20 m	0 – 30 m	0 – 18 m	0 – 20 m
Anzahl Taxa	gesamt	N		46		51	48	48
	Rotatori	N		23		26	26	27
	Cladocera	N		15		15	13	13
	Copepoda	N		8		10	9	8
Abundanz	Rotatoria	Mittel	Ind. L⁻¹	20	100	58	133	95,8
		Max.	Ind. L ⁻¹	60	302	132	312	271
	Cladocera	Mittel	Ind. L⁻¹	0,9	4,6	2,4	6,1	8,3
		Max.	Ind. L ⁻¹	5	24,6	7	24	30
	Calanoida	Mittel	Ind. L⁻¹	0,6	3,3	1,8	5,4	3,8
		Max.	Ind. L ⁻¹	2	11,4	4	9	9
	Cyclopoida	Mittel	Ind. L⁻¹	1,2	6,0	2,6	10,0	6,5
		Max.	Ind. L ⁻¹	5	26,0	4	18	17
Biomasse TG	Zoopl. Gesamt	Mittel ges.	µg L⁻¹	11	56	33	141	92
		Median ges.	µg L⁻¹	10	48	34	159	77
	Rotatoria	Mittel	%	10		11	4	7
	Cladocera	Mittel	%	45		28	32	42
	Calanoida	Mittel	%	30		29	21	23
	Cyclopoida	Mittel	%	15		32	43	28
Größenindex	GIC / MCM	Mittel ges.	µg Ind.⁻¹	7,0		5	8	6
		Median ges.	µg Ind.⁻¹	6,7		5,1	7,0	5,6
		Mittel So.	µg Ind.⁻¹	6,3		3,38	7,6	4,6
		Bereich	µg Ind. ⁻¹	3,0 – 13,7		3,1 – 9,4	4,9 – 11,9	3,5 – 9,3
Sonstige	Dreissena	Nachweis		+		+	+	+
	Chaoborus	Nachweis		–		–	+	+
Raubclad.	Leptodora	Nachweis		+		+	+	+

LUBW

1.2 Mikroverunreinigungen im Bodensee

1.2.1 IGKB-Untersuchung der anthropogenen Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen

Eine erste umfangreiche Bestandsaufnahme fand 2008 statt, bei der das Freiwasser des Bodensees auf über 600 Einzelstoffe untersucht wurde, von denen 62 in mindestens einer Probe nachgewiesen werden konnten. 2009 folgte daran anlehnend die Untersuchung der zwölf größten Bodenseezuflüsse. 2015 wurde eine erneute Untersuchung durchgeführt, wobei sowohl das Freiwasser als auch die 13 größten Zuflüsse auf die 35 Einzelstoffe untersucht wurden, die 2008 als relevant eingestuft worden waren. Im folgenden Beitrag werden die Ergebnisse der neuesten Untersuchung 2019 vorgestellt. Wie 2015 wurden sowohl das Freiwasser als auch die 13 Zuflüsse auf 35 Einzelstoffe untersucht. Folgende Gruppen wurden analysiert: Arzneimittelrückstände (20), Röntgenkontrastmittel (4), perfluorierte Verbindungen (4), Benzotriazole (3) und Süßstoffe (4). Die Untersuchungen wurden vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe durchgeführt.

Bodensee Freiwasser

Die Freiwasserbeprobung 2019 wurde vom ISF im März und September mit dem Forschungsschiff Kormoran vorgenommen. In den vier Seebecken Bregenzer Bucht (0, 10, 50, 60 m), Seemitte Fischbach-Uttwil (0, 10, 100, 230, 250 m), Zellersee (0, 10, 20 m) und Rheinsee (0, 10, 40 m) wurden insgesamt 30 Proben aus den genannten Tiefenstufen genommen. Von den 35 analysierten Substanzen wurden 22 in mindestens einer Probe in einer Konzentration größer gleich der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen. 2015 waren es 25 von 35 untersuchten Stoffen. Im Vergleich zu 2015 wurden die Arzneimittel Hydrochlorothiazid und Sulfamethoxazol, das Röntgenkontrastmittel Iopromid und die perfluorierte Verbindung Perfluorbutansulfonat (PFBS) nicht mehr nachgewiesen. Erstmals traten Positivbefunde für Ibuprofen auf.

Aus der Gruppe der **Arzneimittel** wurden von den Antiepileptika Gabapentin und das Abbauprodukt 10,11,-Dihydroxycarbamazepin des Wirkstoffs Carbamazepin, das Antidiabetikum Metformin und sein Transformationsprodukt Guanylharnstoff, sowie die Abbauprodukte N-Acetyl-4-aminoantipyrin und N-Formyl-4-aminoantipyrin des Schmerzmittels Metamizol am häufigsten im Freiwasser

des Bodensees gefunden. Daneben wurden im Freiwasser Diclofenac, Lamotrigin – letzteres wie bereits 2015 nur im Untersee – und erstmalig Ibuprofen nachgewiesen. Metformin trat, wie 2008 und 2015, mit den höchsten Konzentrationen aller gefundenen Arzneimittel auf. Im Vergleich zur ersten Untersuchung 2008 ist die Konzentration im seeweiten Mittel bereits 2015 auf mehr als das doppelte gestiegen und liegt auch 2019 auf gleich hohem Niveau (Abbildung 1.43). Das Abbauprodukt Guanylharnstoff wurde 2008 nicht analysiert, 2015 lag es in vergleichbar hohen Konzentrationen vor wie Metformin selbst, 2019 wurde es in geringerer mittlerer Konzentration nachgewiesen.

Aus den anderen untersuchten Gruppen wurden die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iohexol und Amidotrizoesäure, die perfluorierten Verbindungen Perfluoroctansulfonat (PFOS), und Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluoroctanoat (PFOA) das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol und seine Metabolite 4- und 5-Methylbenzotriazol, sowie die Süßstoffe Acesulfam, Cyclamat und Sucralose, Saccharin gefunden.

Von den **Röntgenkontrastmitteln** ist im Bodensee insbesondere Iomeprol von Bedeutung, welches auch 2019 wieder in allen Proben gefunden wurde. Die Konzentrationen liegen dabei zwischen 0,016 µg/L und 0,073 µg/L und damit deutlich über der analytischen Bestimmungsgrenze. Im Mittel kann eine weitere leichte Zunahme seit 2015 beobachtet werden.

Die **perfluorierten Tenside** wurden nur in Spuren, d. h. wenigen ng/L nachgewiesen. Die Verbindung mit den höchsten gefundenen Werten war wie 2008 und 2015 Perfluoroctansulfonat (PFOS) mit Konzentrationen bis 5 ng/L. Insgesamt sind die Konzentrationen von PFOS seit 2015 weiter gesunken. Da die Umweltqualitätsnorm der EU (UQN) unter der Bestimmungsgrenze liegt, muss dennoch von häufigen Überschreitungen ausgegangen werden.

Das Korrosionsschutzmittel **Benzotriazol** wurde in allen Proben mit Konzentrationen zwischen 0,06 und 0,13 µg/L nachgewiesen. Dabei liegen die gemessenen Werte im März im Bereich von 0,1 bis 0,13 µg/L und damit höher als die im September, die sich im Bereich von 0,059 bis 0,093 µg/L bewegen. Die Konzentration in den Freiwasserproben liegt demnach oberhalb dem vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen gesundheitlichen Orientierungswert für Trinkwasser (GOW) von 0,1 µg/L.

Der **Süßstoff** Acesulfam zeigt im seeweiten Mittel mit 0,17 µg/L die höchste gefundene mittlere Konzentration aller gefundenen Substanzen, hat aber im Vergleich zu 2015 (0,22 µg/L) abgenommen. (Abbildung 1.43). Im Gegensatz dazu zeigt Sucralose einen Trend zur Zunahme mit einem seeweiten Mittelwert von 0,01 µg/L (2008), 0,06 µg/L (2015) und 0,08 µg/L (2019).

Bodensee Zuflüsse

2019 wurden wie 2015 die 13 größten Zuflüsse beprobt (2009 ohne Goldach): Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Stockacher Aach, Radolfzeller Aach, Leiblach, Alter Rhein, Steinach, Dornbirnerach, Rhein, Bregenzerach, Goldach. Die Proben wurden am 20. März, 18. Juni und 17. September 2019 genommen.

Die Resultate erlauben einen Überblick über die aktuelle Situation. Detaillierte Interpretationen sind nicht zielführend, da es sich bei den Messungen um Einzelproben in sehr tiefen Konzentrationsbereichen handelt. Zudem ist die Dynamik im Fließgewässer höher als im See, auch wenn der Frachteintrag durch Abwasserreinigungsanlagen (ARA) mehr oder weniger konstant sein dürfte (Ausgleich über die Aufenthaltszeit). Trotz dieser Unsicherheiten können einige Erkenntnisse gewonnen werden:

Der Vergleich mit den Jahren 2009 und 2015 zeigt, dass die 2019 gemessenen Konzentrationen in derselben **Größenordnung** liegen. Einige Höchstwerte von 2009 (mehrere in der Steinach) werden wie bereits 2015 auch 2019 nicht mehr erreicht.

Aufgrund der **Verdünnung** sind die Konzentrationen im See eher tiefer als in den Zuflüssen. In beiden Bereichen werden aber ähnliche Tendenzen bei Einzelstoffen festgestellt. Tiefe Konzentrationen in den Zuflüssen können auf geringe Abwasserbelastung (Stockacher Aach, Radolfzeller Aach, Leiblach, Steinach) oder aber hohe Verdünnung (Rhein, Bregenzerach) hinweisen.

Der Vergleich über die drei Messkampagnen zeigt bei zwei Zuflüssen schöne Erfolge aufgrund von Maßnahmen: Bei der **Schussen** (Ausbau ARA Ravensburg mit Spurenstoffbehandlung, Verfahren mit Pulveraktivkohle) und bei der **Steinach** (Ableitung des gereinigten Abwassers der ARA

Hofen St. Gallen nach ARA Morgental, welche direkt in den See einleitet).

Die Konzentrationen von **Sulfamethoxazol** und **Carbamazepin** haben in allen Zuflüssen deutlich abgenommen. Das Chronische Qualitätskriterium der Schweiz (CQK = 0,6 bzw. 0,5 µg/L) wird in allen Zuflüssen sehr deutlich unterschritten. Die höchsten Werte liegen bei 0,054 bzw. 0,051 µg/L.

Bei **Diclofenac** können eher tiefere Konzentrationen beobachtet werden als in den früheren Messkampagnen. Das CQK der Schweiz (0,05 µg/L) wird in der Schussen im Herbst erreicht. In der Seefelder Aach ist die Konzentration höher (0,095 µg/L) als das CQK, ebenso im Alten Rhein im Frühjahr (0,097 µg/L) und Sommer (0,055 µg/L) sowie in der Dornbirnerach im Frühjahr (0,085 µg/L), Sommer (0,087 µg/L) und Herbst (0,11 µg/L).

Guanylharnstoff (Metabolit des Antidiabetikums Metformin, 2009 keine Messung) wird wie 2015 als einzige Verbindung verbreitet im µg-Bereich gemessen, und zwar wiederum in den Zuflüssen Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Alter Rhein und Dornbirnerach. In der Schussen liegen die Konzentrationen jedoch deutlich tiefer als 2015, während sie in den anderen Zuflüssen vergleichbar mit 2015 sind. Die Konzentrationen von Metformin liegen wiederum um Faktoren tiefer.

Perfluorooctansulfonat (PFOS) wurde in den Zuflüssen Rotach, Alter Rhein und Goldach an allen Probenahmetagen gemessen, in der Argen, Stockacher Aach, Rhein und Bregenzerach an keinem der Probenahmetagen nachgewiesen. Das Bild entspricht praktisch dem von 2015. 2009 waren die Werte um Faktoren höher. Die seit Ende 2018 in der EU anzuwendende Umweltqualitätsnorm (UQN = 0,00065 µg/L) wird aber nach wie vor häufig überschritten und zwar mindestens überall dort, wo PFOS nachgewiesen werden, da die UQN unter der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L liegt.

Bei den **Süßstoffen** haben die Konzentrationen von **Acesulfam** verglichen mit 2015 mehrheitlich abgenommen, diejenigen von **Sucralose** mehrheitlich zugenommen.

Spurenstoffuntersuchungen 2019 im Bodensee und in den Zuflüssen

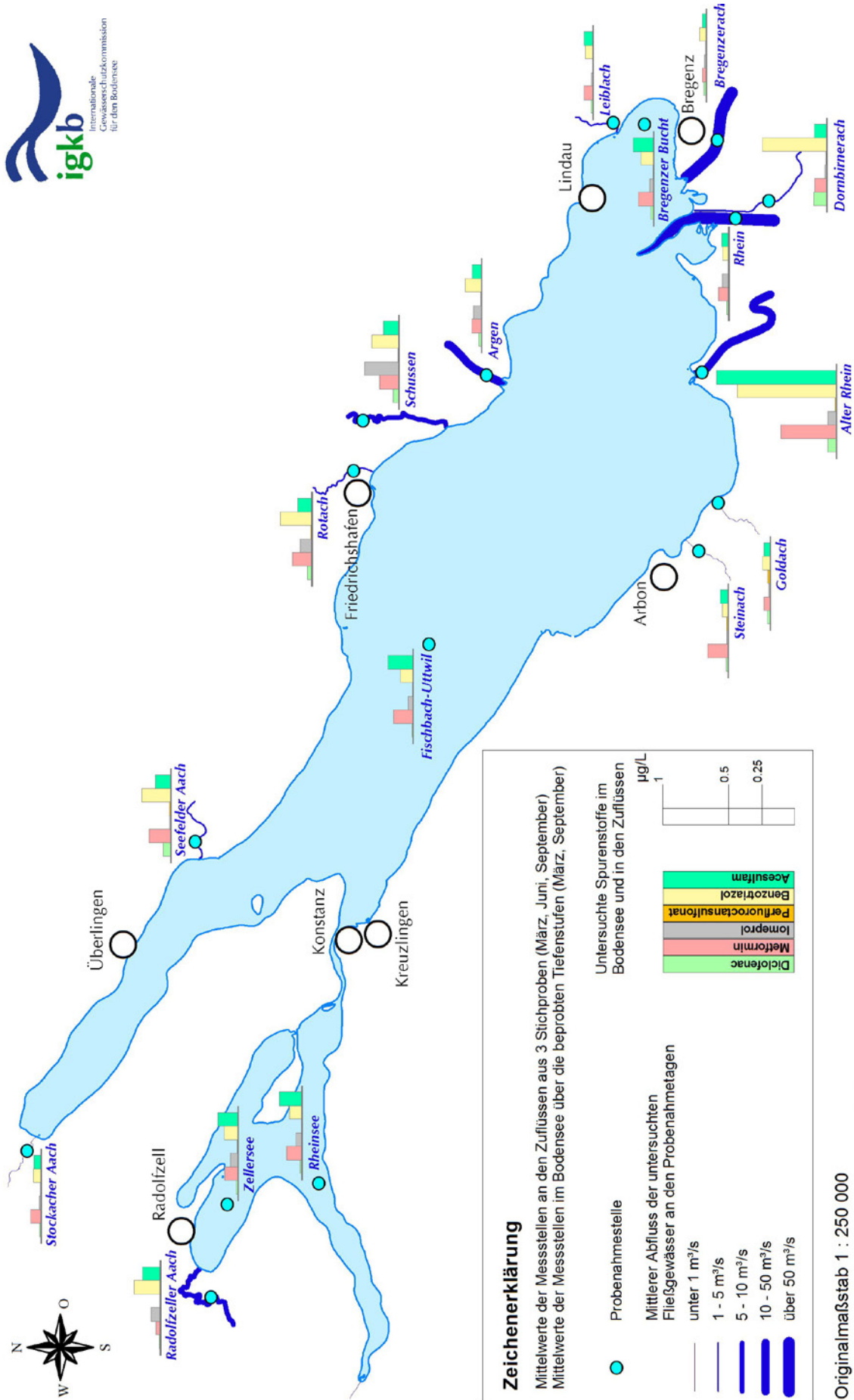


Abbildung 1.43: Mittlere Konzentrationen 2019 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluoroctansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).

Spurenstoffuntersuchungen 2015 im Bodensee und in den Zuflüssen

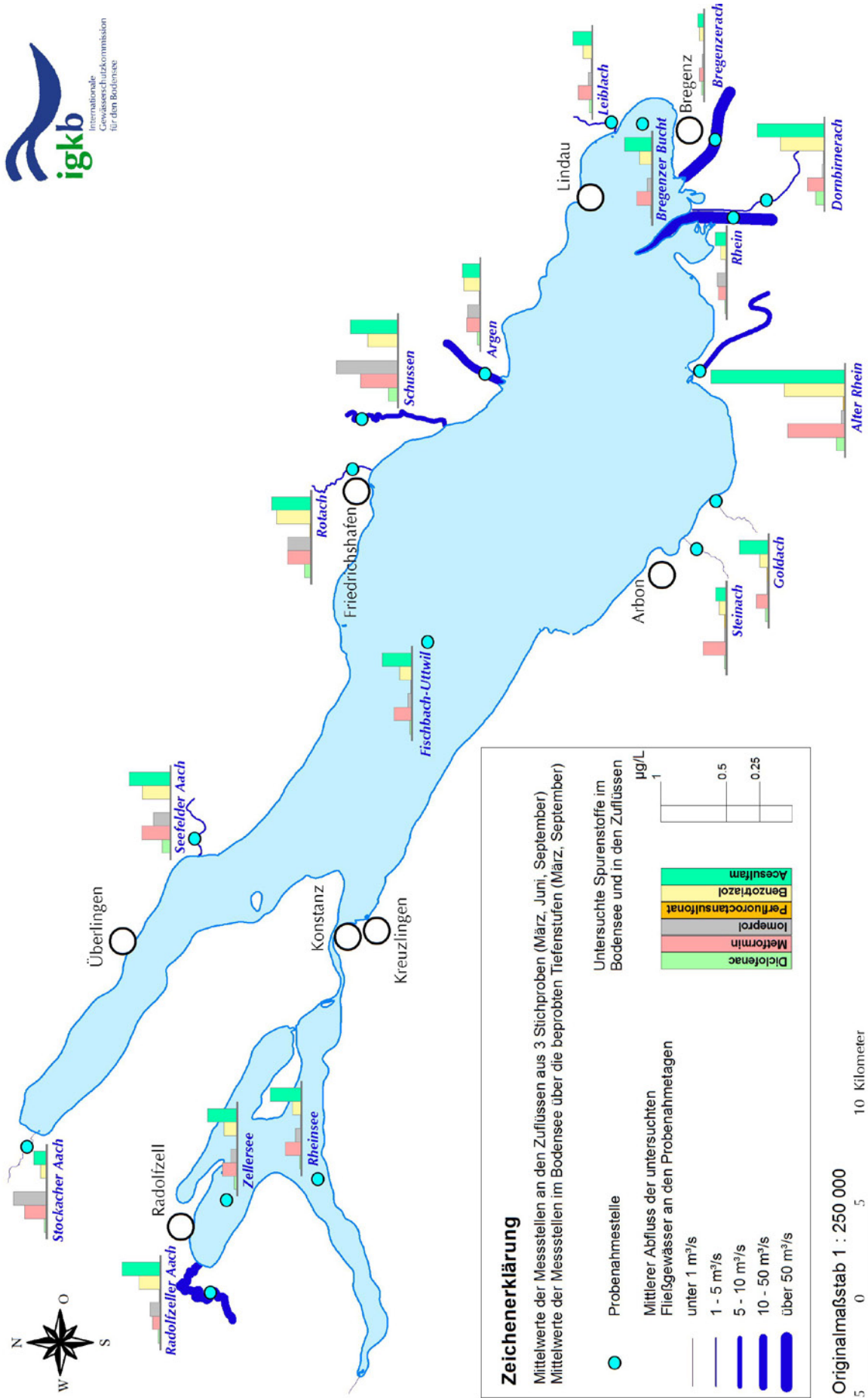


Abbildung 1.44: Mittlere Konzentrationen 2015 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluorocetansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).

Das Röntgenkontrastmittel **Iomeprol** konnte wie 2015 nicht in allen Zuflüssen nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lassen einen recht unterschiedlichen Einsatz des Mittels im Einzugsgebiet des Bodensees vermuten.

Fazit

Abbildung 1.43 zeigt vergleichend die mittleren Konzentrationen ausgewählter Substanzen jeder Stoffgruppe an allen Probenahmestellen im Jahr 2019 und Abbildung 1.44 analog dazu im Jahr 2015.

Im Freiwasser liegen die Konzentrationen für die gezeigten Substanzen auf jeweils ähnlichem Niveau. Acesulfam zeigt dabei die höchsten mittleren Konzentrationen, gefolgt von Metformin und Benzotriazol bis hin zu sehr niedrigen mittleren Konzentrationen an Perfluorooctansulfonat (PFOS).

Im Vergleich dazu zeigen die Zuflüsse erwartungsgemäß eine höhere Varianz. Aufgrund der Verdünnung im See werden in den Zuflüssen höhere Konzentrationen erreicht. Fließgewässer mit geringer Abwasserbelastung oder aber hoher Wasserführung (Verdünnung) weisen auffällig tiefe Konzentrationen auf.

Die positive Wirkung von Gewässerschutzmaßnahmen wird bei zwei Zuflüssen bestätigt. Bei der Schussen wurde die ARA mit einer Spurenstoffbehandlung erweitert, bei der Steinach die ARA-Einleitung aufgehoben.

Die PFOS liegen auch in den Zuflüssen in sehr tiefen Konzentrationen vor oder werden gar nicht nachgewiesen. Da die Umweltqualitätsnorm der EU (UQN) unter der Bestimmungsgrenze liegt, muss dennoch von häufigen Überschreitungen ausgegangen werden. Bei Diclofenac liegen einige Werte über dem Chronischen Qualitätskriterium (CQK) der Schweiz.

Abschließend kann man festhalten, dass die Bestandsaufnahme 2019 die Ergebnisse der Untersuchungen 2008/2009 und 2015 bestätigen. Die durchweg niedrigen Konzentrationen an Spurenstoffen im Freiwasser des Bodensees sprechen weiterhin für eine einwandfreie Wasserqualität. Nationale und internationale Grenzwerte, EU-Umweltqualitätsnormen und weitere Qualitätskriterien werden weitgehend eingehalten. Ausnahmen bilden die Verbindung PFOS, de-

ren Anwendung weitestgehend verboten ist sowie in wenigen Proben das Schmerzmittel Diclofenac.

1.2.2 Jährliche Untersuchungen auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel

Im Bodensee-Obersee wurden an der Seemitte-Station Fischbach-Uttwil im Mai, Juli und Oktober 2019 Wasserproben aus fünf verschiedenen Tiefen (0 m, 10 m, 20 m, 100 m und über Grund) auf 136 Substanzen untersucht. Davon waren 106 Pflanzenschutzmittel, fünf Metabolite, 21 Arzneimittelwirkstoffe und vier sonstige Substanzen (siehe Anhang, Tabelle 7.1).

Das Spektrum der gemessenen Substanzen umfasst unter anderem 45 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe, die nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20.06.2016 hinsichtlich der Einhaltung Ihre Umweltqualitätsnorm (UQN) zu überwachen sind.

Von allen untersuchten Substanzen wurde knapp ein Viertel in mindestens einer Probe größer oder gleich der Bestimmungsgrenze gemessen, ein Drittel davon zählt zu den prioritären Stoffen oder zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen nach der Oberflächengewässerverordnung. Bei keinem dieser Stoffe gab es eine Überschreitung der Umweltqualitätsnormen. Die nachgewiesenen Höchstkonzentrationen liegen mit Ausnahme von BHT im ein- bis zweistelligem ng/L-Bereich.

Butylhydroxytoluol (BHT) wurde im Jahr 2016 das erste Mal im Rahmen der Pestiziduntersuchungen im Bodensee untersucht. Während es 2016 in nur einer Probe gefunden wurde, war es 2017 bis 2018 in fast allen untersuchten Proben vorhanden. Allerdings lag die Bestimmungsgrenze 2016 noch bei 0,05 µg/L und erst seit 2017 bei 0,01 µg/L. BHT ist eine Industriechemikalie, die vielen Produkten wie Farben, Wachsen, Kosmetika und Biodiesel als Antioxidans zugesetzt wird. Es wurde aber auch nachgewiesen, dass bestimmte Grünalgen und Cyanobakterien BHT bilden können [BABU & WU 2008]. Da die BHT-Werte in den untersuchten Bodenseezuflüssen in sehr viel geringerer Konzentration als im Bodensee liegen bzw. 2019 nicht nachgewiesen wurden, deutet viel auf eine natürliche BHT-Quelle im Bodensee hin.

1.3 Entwicklung der Fischbestände

1.3.1 Felchenlaich-Monitoring

Im Rahmen des Felchenlaich-Monitorings des ISF wurden im Januar 2020 fünf Transekte im Freiwasserbereich des Bodensees (Laichgebiet der Blaufelchen) und ein Transekt im Flachwasserbereich (Laichgebiet der Gangfische) mit einem Dredgeschlitten abgefahren (Übersicht der Probestellen siehe Jahresbericht 2014). Die beprobte Fläche wurde dabei anhand von GPS-Daten ermittelt. Die Felcheneier wurden auf ihren Entwicklungszustand überprüft und gezählt. Die Anzahl der Felcheneier wurde auf die Anzahl der beprobten Quadratmeter umgerechnet

Hinsichtlich der Anzahl der abgelegten Blaufelcheneier wurde die Tendenz der letzten Jahre, in denen unterdurchschnittlich wenige Eier registriert wurden, bestätigt: im Januar 2020 lag die Rate bei lediglich 0,44 Eier/m² und damit ca. 50 % unter dem Mittelwert der vorangegangenen zehn Jahre (2009 – 2019) von einem Ei pro Quadratmeter. Hin-

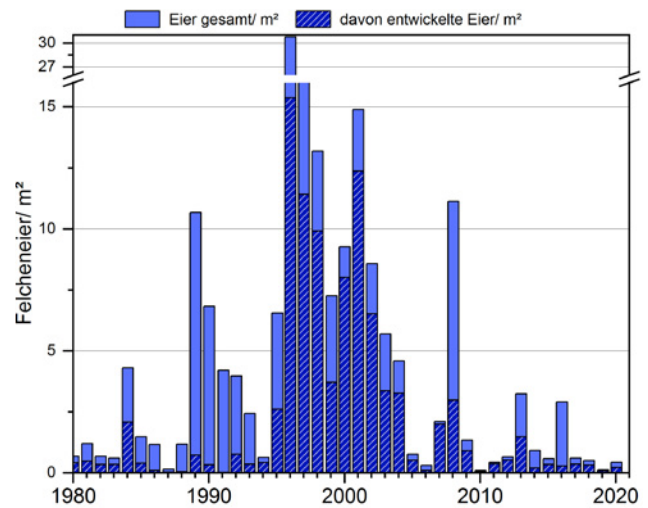


Abbildung 1.45: Anzahl der Blaufelcheneier/m² (gesamt und entwickelt) als Mittelwert der Transekte BF1-BF5 zur jeweiligen ersten Ausfahrt im Januar.

sichtlich des Anteils entwickelter Eier, der im Schnitt der letzten zehn Jahre bei 52,9 % lag, konnte 2020 mit 59,7 % kein gravierender Unterschied festgestellt werden.

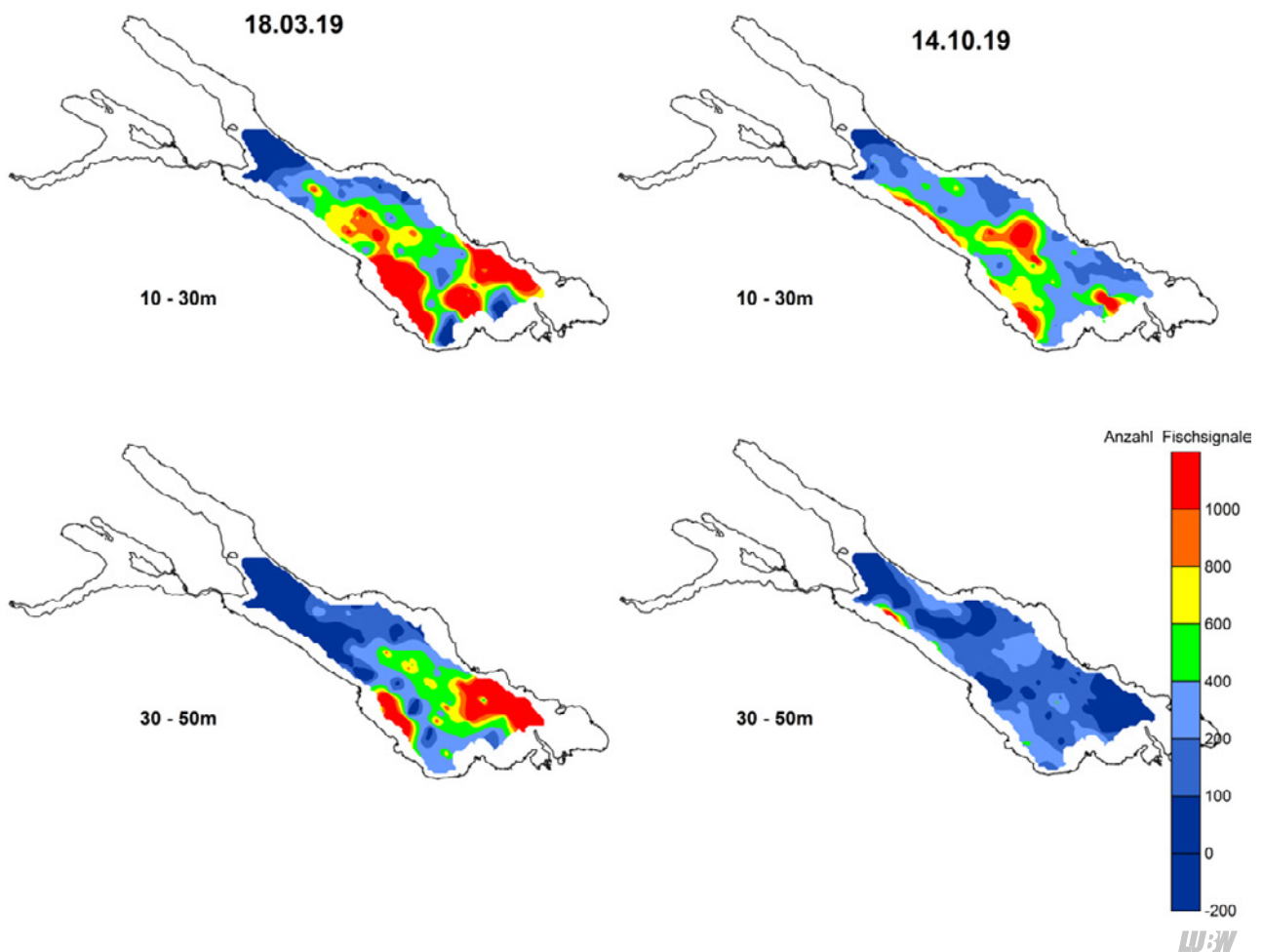


Abbildung 1.46: Hydroakustische Fischbestandserhebung (-50 dB bis -27 dB) am Bodensee-Obersee im März und November 2019. Es werden die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten dargestellt, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind. Die Farbskala zeigt die Anzahl der Fischsignale/Hektar. SED = single echo detection; Einheit aus der Software SonarPro.

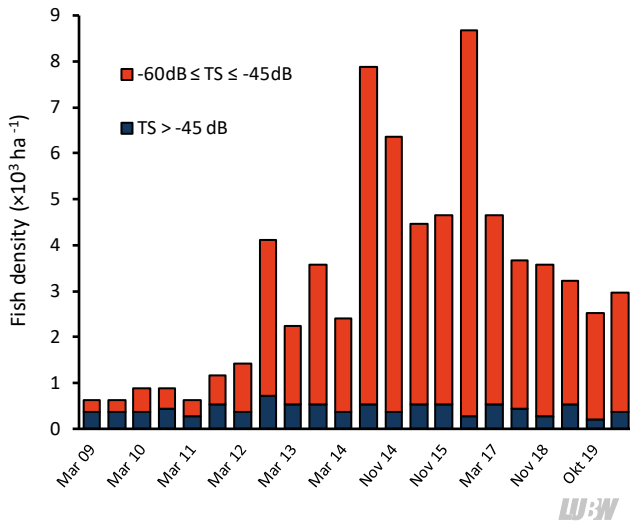


Abbildung 1.47: Balkendiagramm der hydroakustisch ermittelten Fischdichten (5 m – 55 m Wassertiefe). blau: geschätzte Körpergröße > 6 cm, TS = Target strength (Echostärke) (verändert aus Eckmann & Engesser, 2018, ergänzt).

Vergleichbar mit der Tendenz bei den abgelegten Blaufelcheneiern wurde auch bei den Gangfischeiern eine rückläufige Tendenz festgestellt: wurden 2019 noch 13,5 Eier/m² registriert, so betrug diese Rate 2020 lediglich 8,7 Eier/m². Besorgniserregend ist hierbei auch der geringe Anteil an vitalen Eiern: 2020 war lediglich jedes achte Ei noch lebensfähig, 2019 noch jedes vierte. Ein Erklärungsansatz für diesen Umstand könnte die starke Ausbreitung an Quagga-Muscheln (*Dreissena rostriformis*) im Laichgebiete der Gangfische, dem Haldenbereich sein. Die Eier werden verstärkt zwischen den Muscheln gefunden bzw. von den Muscheln überwachsen, wodurch unter Umständen die Versorgung mit Sauerstoff verschlechtert wird.

1.3.2 Fischbestandserfassung

Ähnlich wie in den Vorjahren wurden im März und November 2019 Fischbestandsabschätzungen mit hydroakustischen Methoden im Bodensee-Obersee durchgeführt. Nach Sonnenuntergang, und somit nach Auflösung des Schwarmverhaltens der Fische, wurden jeweils elf Strecken mit einem Abstand von 3 km abgefahren und die ausgewerteten Signale zwischen den einzelnen Strecken interpoliert. Dabei wurden nur Bereiche mit einer Gesamtwassertiefe von mehr als 50 m berücksichtigt.

2019 wurde eine mit den Vorjahren vergleichbare Fischverteilung beobachtet: im Frühjahr 2019 wurden die meisten Signale in der Tiefe von 10 – 30 m südlich des Fährkurses Friedrichshafen-Romanshorn festgestellt. Dabei wurden die höchsten Dichten am westlichen Ufer zwischen Ar-

bon und Rorschach und am östlichen Ufer vor Langengen und Lindau registriert. Vergleichbar mit den Vorjahren wurde in Tiefen von 30 – 50 m auch nur in diesen genannten Bereichen Fische detektiert, im übrigen See wurden unterhalb von 30 m Wassertiefe nahezu keine bis sehr wenige Fische nachgewiesen. Im Herbst 2019 änderte sich relativ wenig an der Verteilung, weiterhin erfolgte die Hauptdetektion südlich des Fährkurses. Im Gegensatz zum Frühjahr wurden jedoch unterhalb von 30 m Wassertiefe nahezu im gesamten See kaum Fische registriert.

Vergleicht man die aus den Echogrammen ermittelten gewichteten Häufigkeiten an Fischen unterhalb und oberhalb 6 cm Totallänge mit den Daten der Vorjahre (Abbildung 1.47), ist kein großer Unterschied festzustellen: Nach wie vor dominiert die Klasse an Fischen unterhalb 6 cm Körperlänge (-60 dB bis -45 dB). Dieses sind, wie unterschiedliche wissenschaftliche Arbeiten vermuten lassen, nahezu ausschließlich Stichlinge (Eckmann & Engesser 2019, Gugele et al., 2020). Diese Art hat sich 2012 im See etabliert und scheint sich derzeit, nach einem Höhepunkt 2014, auf einem Niveau von ca. 3 x 10³ Individuen/ha einzupendeln. Die Dichte an Fischen im Freiwasser mit Körpergrößen von über 6 cm Totallänge (> -45 dB) verweilen hingegen auf niedrigem Niveau.

1.4 Verankerungen im Bodensee-Obersee

Das Programm zur Beobachtung der Schwebstoffeinträge mit Sedimentfallen und der Dauerbeobachtung mit Multiparametersonden und Temperaturloggern wurde 2019 unverändert fortgeführt. Im ersten Abschnitt werden die Temperatur- und Sauerstoffmesswerte analysiert, die Schwebstoffeinträge und Trübedaten werden mit den Sedimentfallendaten im zweiten Teil näher betrachtet.

1.4.1 Temperatur- und Sauerstoffmesswerte an den Verankerungen

Der Vergleich der bodennahen Wassertemperaturen der Jahre 2018 und 2019 an den Verankerungen WH und FU (Abbildung 1.48) zeigt in der Übersicht (Abbildung 1.49) exemplarisch zwei Jahre mit sehr deutlicher (2018) und annähernd fehlender Durchmischung (2019). Nach der Durchmischung im März 2018 war an der Stelle FU nach einem Minimum von ca. 4,58°C ein kontinuierlicher Anstieg von 4,62°C auf 4,82°C zu verzeichnen (Monatsmittel-

werte). Dieser Temperaturverlauf ist auch an den Verankerungen HL und FG gut nachvollziehbar (ohne Abbildung).

2019 gab es nach dem Trockenjahr 2018 zwei längere Zeiträume mit erhöhten Abflüssen des Alpenrheins, die wiederum ein deutliches Temperatursignal an den bodennahen Temperaturloggern an der Verankerung WH verursachten. Bei den Abflussspitzen traten wie in den Vorjahren an der Stelle WH über 30 m mächtig Underflow-Ereignisse im Zeitraum 11.-15. Juni und 13. August auf, die wie meistens zuvor weder in Seemitte (FU) noch an der Verankerung vor Langenargen (HL) beobachtet wurden.

Die Sauerstoffkonzentrationen an der Verankerung FU wurden 2018 und 2019 mit der SeaCat-Sonde (bis Juni 2018) und der EXO-Sonde (ab Juli 2018) gemessen. Beide Sonden verwenden optische Sensoren zur Sauerstoffmessung und zeigen in den jeweiligen Zeiträumen sehr konsistente und vergleichbare Konzentrationsänderungen. Die Sauerstoffsensoren der Sonden sind mit einer Genauigkeit von 0,1 mg/L und einer Auflösung von 0,01 mg/L spezifiziert. Geringe Abweichungen zu den mit der Winkler-Methode bestimmten Messwerten sind vorhanden, wobei die Winkler-Werte zum Teil höher, zum Teil niedriger liegen. Diese Abweichungen liegen in derselben Größenordnung

Tabelle 1.11: Bezeichnung, Tiefen und Messintervalle der Verankerungen im Bodensee. Die Multiparametersonden sind mit unterschiedlichen Sensoren ausgestattet, darum wechselt der Parameterumfang und Messintervall an den einzelnen Stationen. Vorhanden sind Messwerte von Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll, Trübung und Druck.

Station, Wassertiefe	Tiefen und Messintervalle der Temperaturlogger	Messintervalle der Multiparameter-Sonden	Beprobung Sedimentfallen
FG, 100 m	65 m, 89 m: je 5 min., 104 m: 1 min.	30 min., ab 18.04.2019: 10 min.	4 wöchentlich
FU, 251 m	100 m, 150 m, 200 m, 230 m: je 5 min., 250 m: 1 min	30 min.	Entfällt
HL, 184 m	123 m, 153 m, 168 m, 178 m: je 5 min., 183 m: 1 min	30 min.	4 wöchentlich
WH, 145 m	84 m, 114 m, 129 m, 139 m: je 5 min., 144 m: 1 min	30 min.	4 wöchentlich

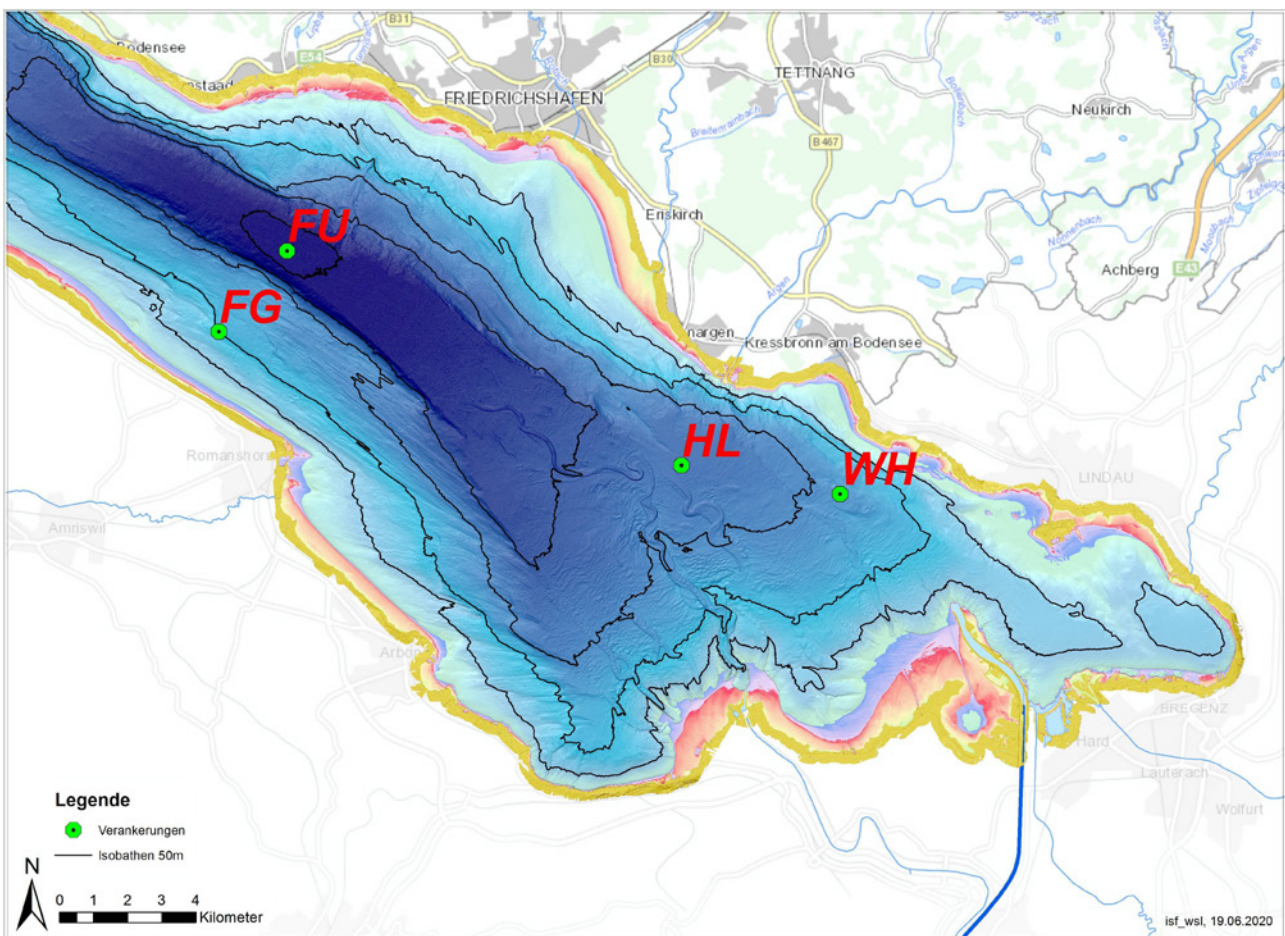


Abbildung 1.48: Lage der Verankerungen im Bodensee.

wie die hochfrequenten Änderungen der Sauerstoffkonzentrationen im Wasserkörper, die mit der Routinebeprobung nicht erfasst werden können. Ein genauerer Blick auf die zweite Jahreshälfte 2019 zeigt, dass die Variationen in den Sauerstoffkonzentrationen der EXO-Sonde ihre Entsprechung in sehr kleinen Temperaturunterschieden (gemessen mit dem RBR-Logger) haben (Abbildung 1.51). Beide Datensätze werden von unabhängigen Geräten gemessen und legen nahe, dass die beobachteten Variationen im Sauerstoffgehalt echte Konzentrationsänderungen sind. Die Daten aus den Sonden zeigen eindrucksvoll, wie wert-

voll dauerhaft registrierende Messsysteme sind und dass die monatlichen Intervallproben das tatsächliche Geschehen am Seeboden nur ansatzweise beschreiben.

Insgesamt zeigt sich an den Sauerstoffdaten der Exo-Sonde, dass es auch im Spätwinter 2018/2019 eine begrenzte Regeneration der Sauerstoffverhältnisse am Seeboden gab, obwohl die Temperaturen keine Durchmischung anzeigen. Im Verlauf des Jahres 2019 reduzierten sich die Sauerstoffverhältnisse von ca 9,5 auf 7,5 – 8 mg/L.

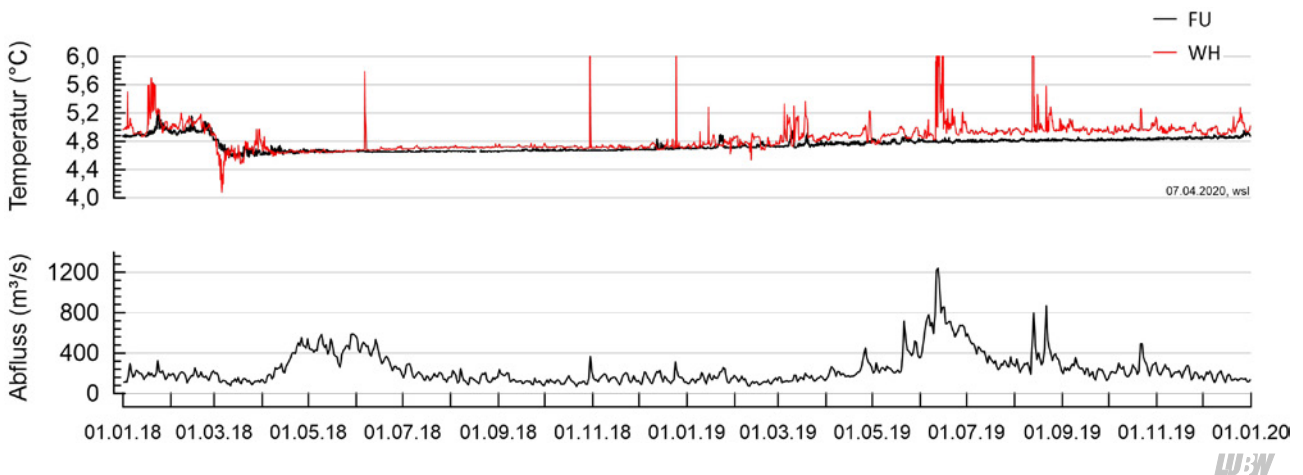


Abbildung 1.49: Bodennahe Wassertemperaturen an den Verankerungen FU und WH zeigen exemplarisch die gute bzw. fehlende Durchmischung im Spätwinter. 2019 traten Underflows bei Abfluss-Spitzen des Alpenrheins über 800 m³/s auf.

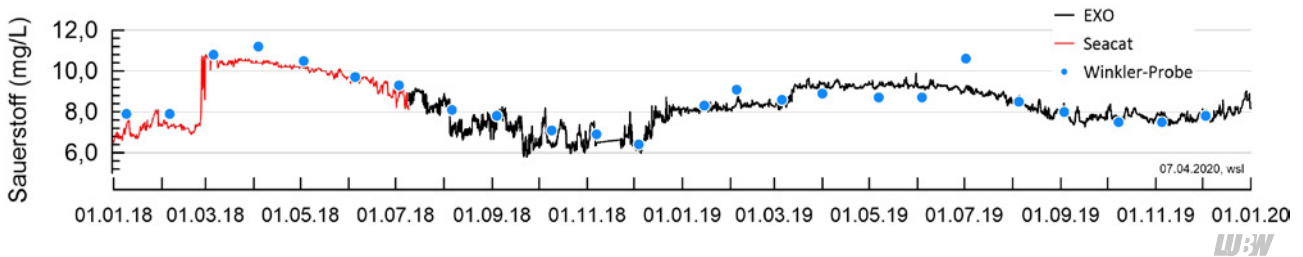


Abbildung 1.50: Mit den Sonden gemessene Sauerstoffkonzentrationen an der Verankerung Fischbach/Uttwil im Vergleich mit den nach der Winkler-Methode gemessenen Einzelproben.

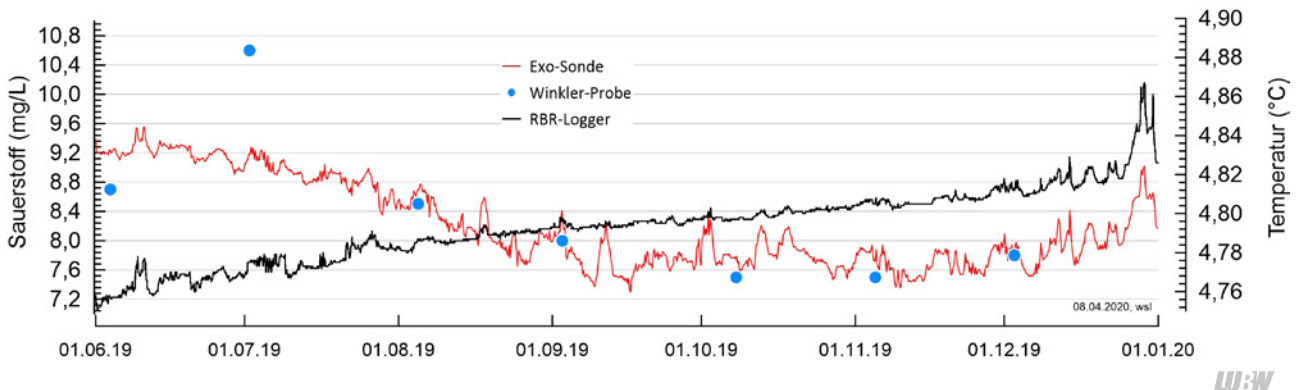


Abbildung 1.51: Temperatur und Sauerstoffkonzentrationen in der zweiten Jahreshälfte 2019 zeigen, dass die gemessenen Veränderungen der Sauerstoffkonzentrationen (rote Linie) mit minimalen Temperaturänderungen (blaue Linie) einhergehen.

1.4.2 Sedimenteinträge an den Verankerungen

Im Gegensatz zu 2018 verursachten die erhöhten Abflüsse des Alpenrheins einen erheblichen Trübungseintrag an den Verankerungen, der sich bis in den Herbst 2019 hinzog.

Die Dynamik bei diesen Ereignissen war ausgesprochen komplex, wie ein Blick auf den Juni 2019 zeigt (Abbildung 1.53). Zwischen dem 11.06. und 16.06. zeigt die Temperatur in 144 m eine ganze Serie von diskreten Ereignissen, die bis zu 30 m über dem Seeboden (114 m unter dem See-

spiegel) zu identifizieren sind. Die Trübung zeigt eine damit zunächst recht gut vergleichbare Signatur, ist jedoch über einen deutlich längeren Zeitraum als die Temperatur erhöht. Dies dürfte auf eine Aufteilung der Schwebstoffeinträge durch den Alpenrhein in einen bzw. mehrere Underflows und den Interflow an der Thermokline zurückzuführen sein: Die „Interflow-Sedimente“ sedimentieren mit einiger Verspätung durch die Wassersäule zum Seeboden, wenn die Temperaturen wieder „normale“ Verhältnisse anzeigen.

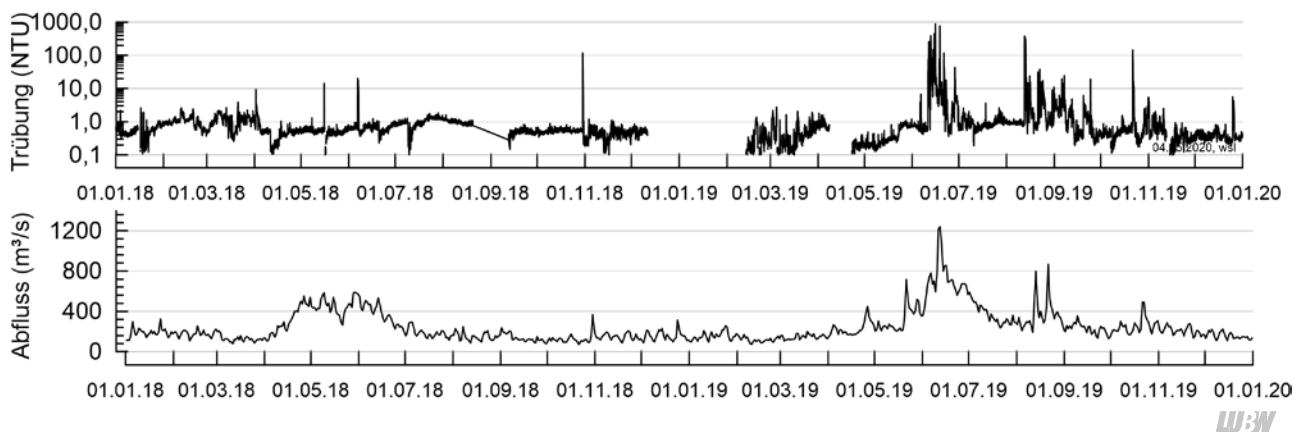


Abbildung 1.52: Die Trübungsdaten an der Verankerung WH (logarithmische Skalierung) zeigen mehrere Trübungseignisse die mit verstärkten Abflüssen des Alpenrheins zusammenfallen.

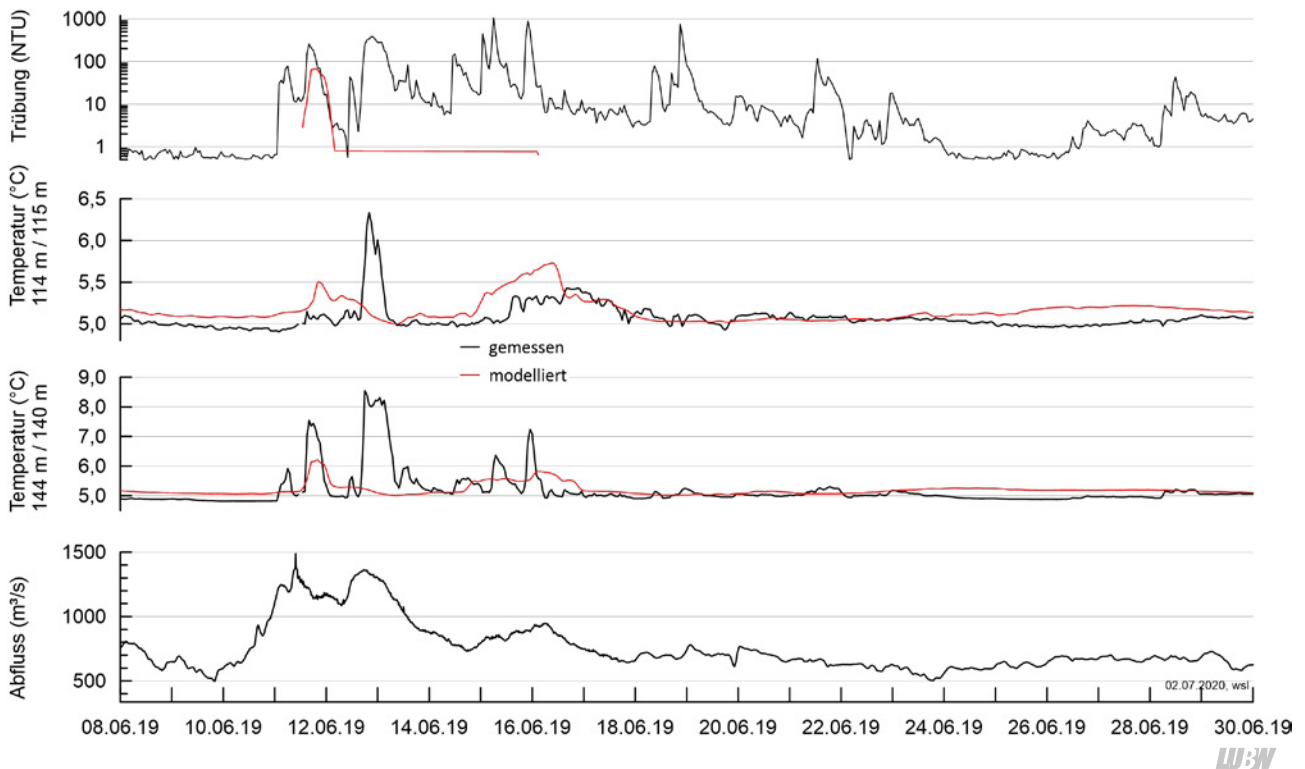


Abbildung 1.53: Abfluss des Alpenrheins bei Lustenau (Originaldaten), gemessene und modellierte Temperaturen sowie gemessene Trübungsdaten an der Verankerung WH.



Abbildung 1.54: Die Sedimentfalle der Verankerung WH war aufgrund der ungewöhnlichen Underflow-Dynamik außergewöhnlich voll.

Mit den Daten wurde zudem überprüft, ob das zur Störfallbeherrschung eingesetzte Modellsystem Bodensee-online die Komplexität der Sedimenteinträge wiedergeben kann (Abbildung 1.53). Die mit dem Teilmodell „Delft-3D“ modellierte Temperatur zeigte in zwei Tiefen (140 m und 115 m) zeitgleich mit den Sonden-Messwerten (144 m und

114 m) ein deutliches Signal. Auch die Trübung (modellerte Konzentration von 30 µm großen Sedimentpartikeln – hier nicht gezeigt) deutete auf ein underflow-Ereignis hin. Vom Modell wird die Komplexität der tatsächlich gemessenen Wassertemperatur nicht hundertprozentig wiedergegeben, die beobachtete Übereinstimmung ist allerdings erstaunlich gut und zeigt eindrücklich die hohe Güte der vom Modell berechneten Parameter und der abgebildeten Prozesse.

Deutlich wird das Sedimentationsgeschehen auch in den Sedimentationsraten in den Sedimentfallen (Abbildung 1.54, 1.55): Alle drei Sedimentfallen WH, HL am Nordhang und FG am Südhang des Obersees zeigen einen erhöhten Schwebstoffeintrag in den Fallenserien zwischen dem Juni und September, wobei die Juni-Beprobung zeitgleich mit dem Hochwasserereignis erfolgte. Die absoluten Sedimentmengen der Stelle WH können wegen der übervollen Fallen nur geschätzt werden (Abbildung 1.54). Un-

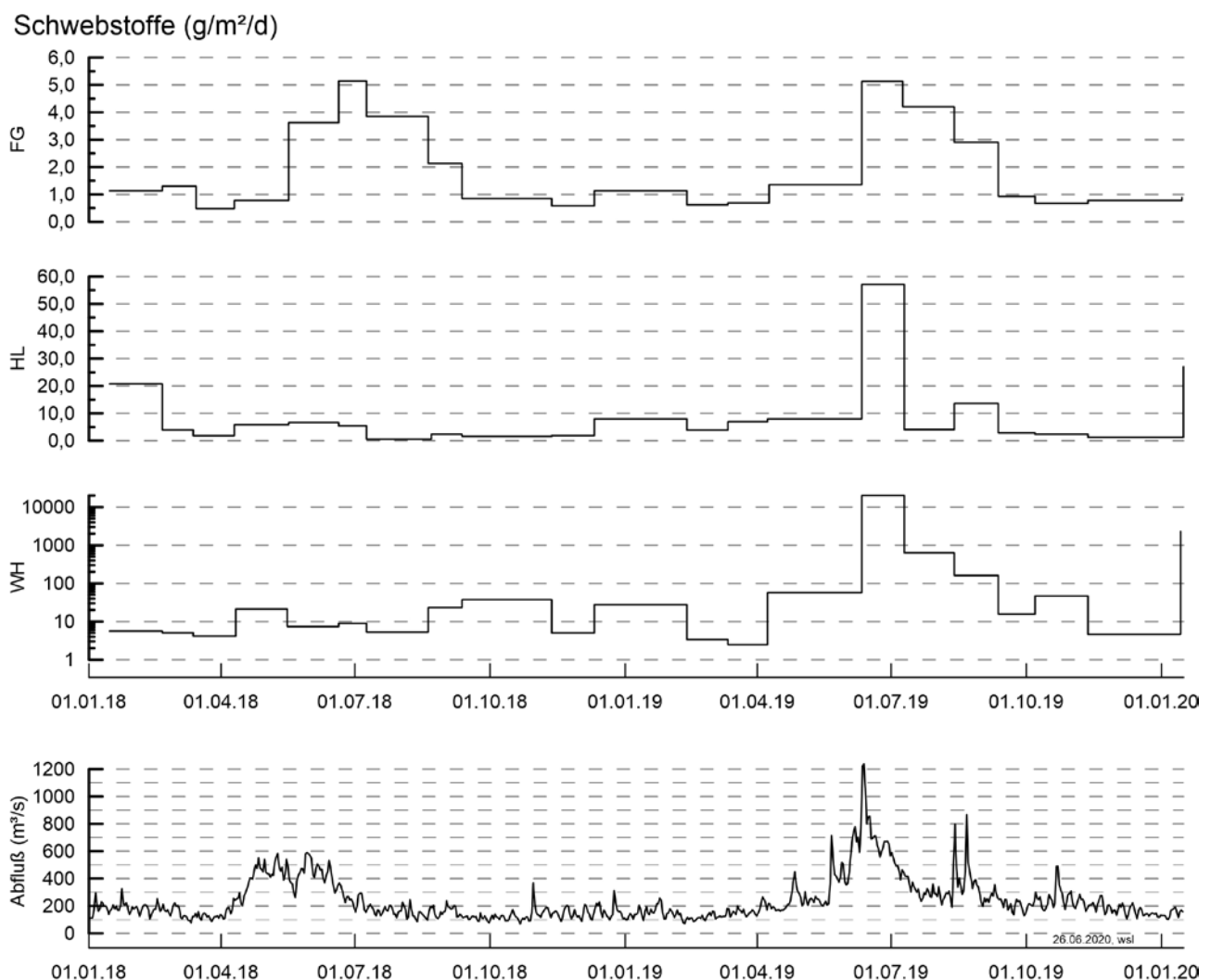


Abbildung 1.55: Schwebstoffeinträge an den drei Verankerungen im Bodensee.

klar ist zudem, ob die große Menge Schwebstoffe der Falle HL einen Anteil aus der Argen beinhaltet oder von den underflows und interflows des Alpenrheins nur zeitweise beliefert wurde.

Die von den automatischen Sonden registrierte Komplexität des Schwebstoffeintrages kann bei einer monatlichen Beprobung naturgemäß nicht erfasst werden. Allerdings wird mit den drei Fallen sehr gut deutlich, wie unterschiedlich Nordufer und Südufer von den allochthonen Einträgen beeinflusst werden und wie sich die Sedimentverteilung im See sehr kleinräumig um Größenordnungen verändert.

1.5 Neozoen- und Quaggamonitoring

1.5.1 Allgemeines Neozoenmonitoring

Ausgehend vom Interreg-Projekt ANEBO (Aquatische Neozoen Bodensee) betreibt das ISF der LUBW seit 2006 ein Neozoenmonitoring in der Uferzone des Bodensees. Das Monitoring wird seit Herbst 2016 von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) weitergeführt.

Im Rahmen des Monitoring werden jeweils im Frühjahr und im Herbst an zwölf Referenzstellen rund um den See quantitative Proben genommen (Abbildung 1.56). Zusätz-

lich erfolgt an vielen weiteren Stellen (etwa alle 10 km Uferlänge) ein qualitatives Monitoring zur Dokumentation der Ausbreitung und Dichte der Neozoen. Aus logistischen Gründen musste das qualitative Monitoring im Herbst 2019 ausfallen. Das ab 2014 durchgeführte Großkrebsmonitoring mittels Kunstsubstraten wurde nach 2018 eingestellt, da der Schwerpunkt auf das Quagga-Monitoring gelegt wurde.

Die Monitoringergebnisse zeigen, dass die räumliche und saisonale Besiedlung des Bodenseeuferes sowohl bei den Neozoen als auch bei den angestammten Arten stark variiert. An den meisten Probenstellen dominierten Neozoen die Biomasse, was vor allem auf Dreikant- bzw. inzwischen überwiegend Quaggamuscheln (*Dreissena spp.*) und Höckerflohkrebse (*Dikerogammarus villosus*) zurückzuführen war, die vergleichsweise groß sind und daher auch große Biomassen ausbilden können.

Der aus Asien stammende und 2015 erstmals am Bodensee gefundene Schlundegel *Barbronia weberi* konnte sich mittlerweile vermutlich im Bodensee etablieren, zeigte bisher aber keine invasiven Tendenzen. Seit dem Erstfund in Uttwil hat er sich bisher bis nach Rorschach/Staad ausgebreitet, in Uttwil erreichte er im Frühjahr 2019 allerdings Dichten von knapp 50 Individuen pro Quadratmeter.

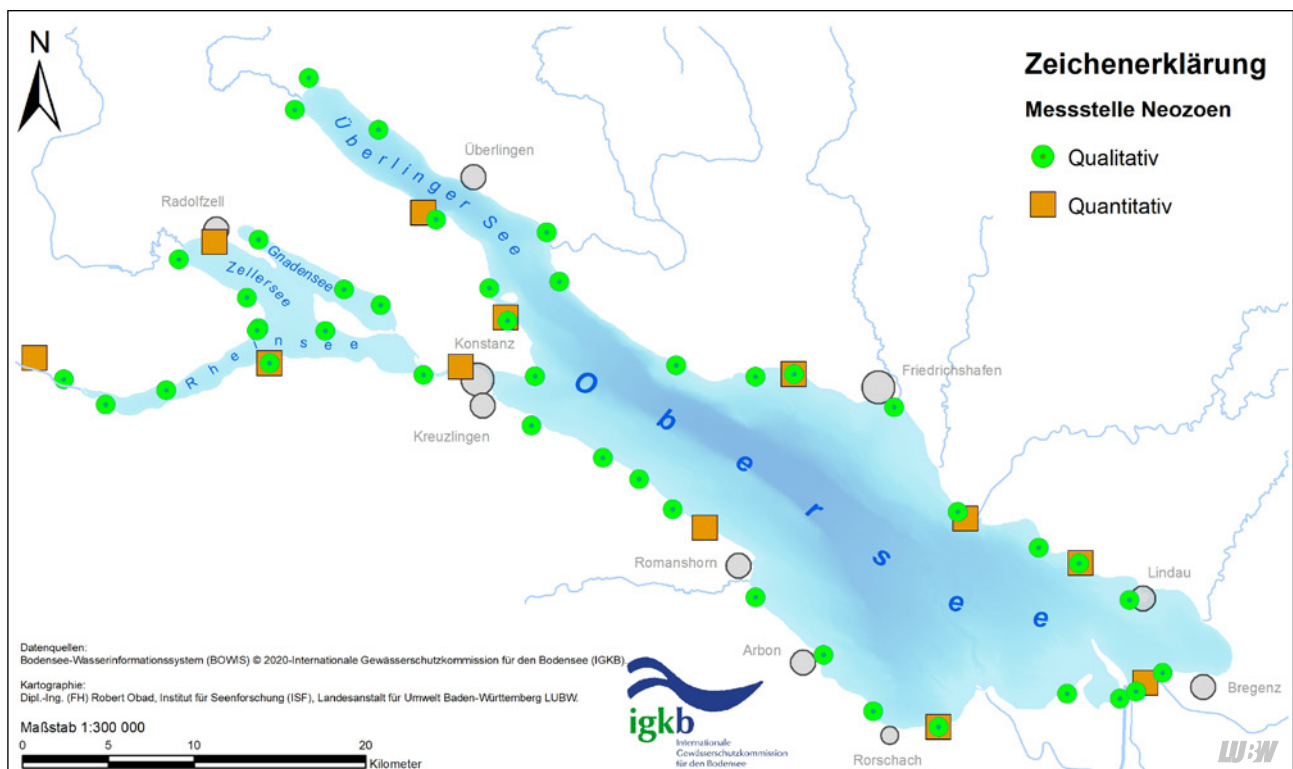
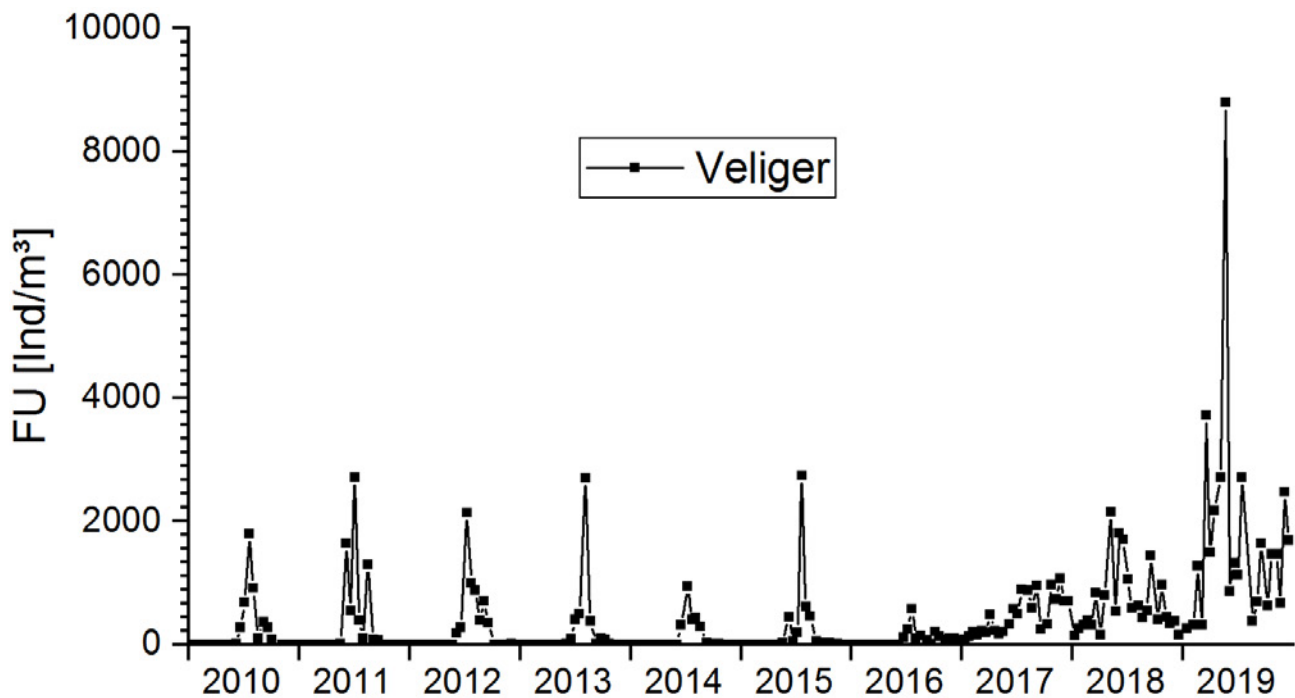


Abbildung 1.56: Überwachungsnetz für Neozoen am Bodensee.



U:W

Abbildung 1.57: Anzahl der Dreissena-Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil aus der 0 – 100 m Probe.

1.5.2 Quaggamonitoring

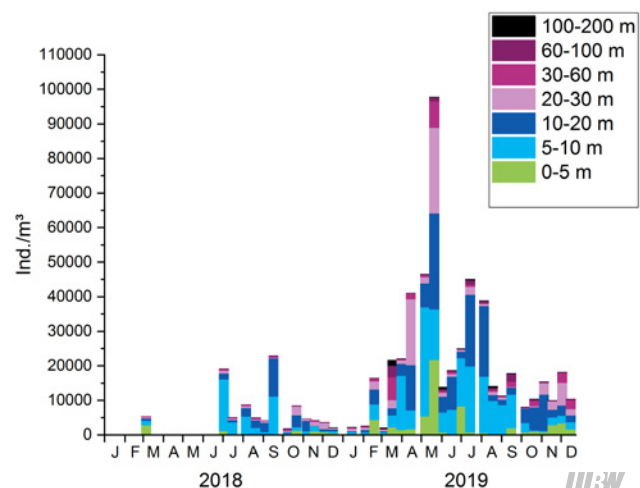
Die 2016 erstmals im Bodensee festgestellt Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*) hat sich 2019 gegenüber dem Vorjahr noch weiter ausgebreitet. Im watbaren Bereich wurde sie fast am gesamten Bodenseeufer gefunden, nur kleine Uferabschnitte am Untersee waren noch nicht besiedelt. Gleichzeitig wurde die ebenfalls fremde Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) weiter zurückgedrängt. Die Ausbreitung der Quagga-Muscheln fand auch in tieferen Wasserschichten statt, mittlerweile wurde sie vereinzelt sogar schon am Seegrund auf 250 m Tiefe gefunden.

1.5.2.1 Veliger-Entwicklung

Auch bei den Entwicklungsstadien der Dreissena-Muscheln ließ sich eine starke Zunahme beobachten. Die frei schwimmenden Veligerlarven werden im Zooplanktonfang mit erfasst und gezählt. Die höchste Larvendichte wurde am 21.05.2019 mit knapp 8800 Veligerlarven/m³ beobachtet (Abbildung 1.57). Derart hohe Werte sind im Obersee bisher nicht aufgetreten. Selbst Anfang Dezember 2019 wurden Werte von über 2400 Larven/m³ gezählt – das sind mehr als während des Hauptpeaks im Mai 2018 (Abbildung 1.57).

Dabei waren die Larven in der Regel nicht gleichmäßig in der Wassersäule verteilt (Abbildung 1.58), so dass die

Abundanzen in einzelnen Tiefenstufen durchaus höher als in der Summenprobe sein können. Die Larven waren bis März relativ gleichmäßig über die Tiefenstufen verteilt. Mit einsetzender Schichtung befanden sich die Hauptanteile in den Schichten zwischen 5 m und 20 m Wassertiefe (Abbildung 1.58). Die höchste Abundanz mit gut 31 500 Individuen/m³ konnte am 07.05.2019 in der Tiefenstufe von 5 – 10 m nachgewiesen werden. Selbst in der Tiefenstufe von 100 – 200 m lag die Larvendichte im Durchschnitt bei gut 200 Ind/m³, am 18.03.2019 bei maximal 1700 Ind/m³.



U:W

Abbildung 1.58: Tiefenverteilung von Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2018 und 2019. 2019 wurde zusätzlich der Tiefenbereich 100 – 200 m beprobt.

Da sich Muscheln vorwiegend filtrierend ernähren, könnten sie in Nahrungskonkurrenz zum filtrierenden Zooplankton stehen (COHEN et al., 1984). Die Fragestellung „Wettbewerb der Filtrierer“ soll im Projekt SeeWandel der IGKB (vgl. Kapitel 5.4) weiter untersucht werden.

Auch für die Bodensee-Untersee-Stationen werden seit Jahren im Rahmen des Zooplankton-Monitorings die Veligerlarven mitgezählt. Die höchsten Abundanzen erreichten die Veligerlarven im Zellersee im Jahr 2012 (Abbildung 1.59) Ein zweigipfliger Verlauf der Kurve (mit einem weiteren Peak im Herbst/Winter, der auf eine Quaggabesiedlung hindeutet) ist im Zellersee ab dem Jahr 2017, beim Gnadensee und Rheinsee erst ab dem Jahr 2018 zu erkennen. Die Abundanz von Veligerlarven war im Gnadensee am geringsten.

1.5.2.2 Monitoring-Strategie

Um die Entwicklung der Quagga-Muscheln auf den Seeböden in Tiefen verfolgen zu können, die im bisherigen Neozoen-Monitoring nicht erfasst werden konnten, wurden im Mai 2019 mehrere Transekte mit einem ROV (Remotely Operated Vehicle) abgefahren und der Seegrund dabei per Video dokumentiert. In bestimmten Tiefen wurden anhand der Videoaufnahmen Deckungsschätzungen vorgenommen und die Soziabilität (Verteilungsmuster) der Muscheln aufgenommen. Das Verfahren ist an eine Methode zur Vegetationsaufnahme angelehnt und verwendet eine Schätzskaala nach Braun-Blanquet, die sich in der Vegetationsökologie seit vielen Jahren bewährt hat. Um von den Deckungsschätzungen zu besser vergleichbaren Angaben

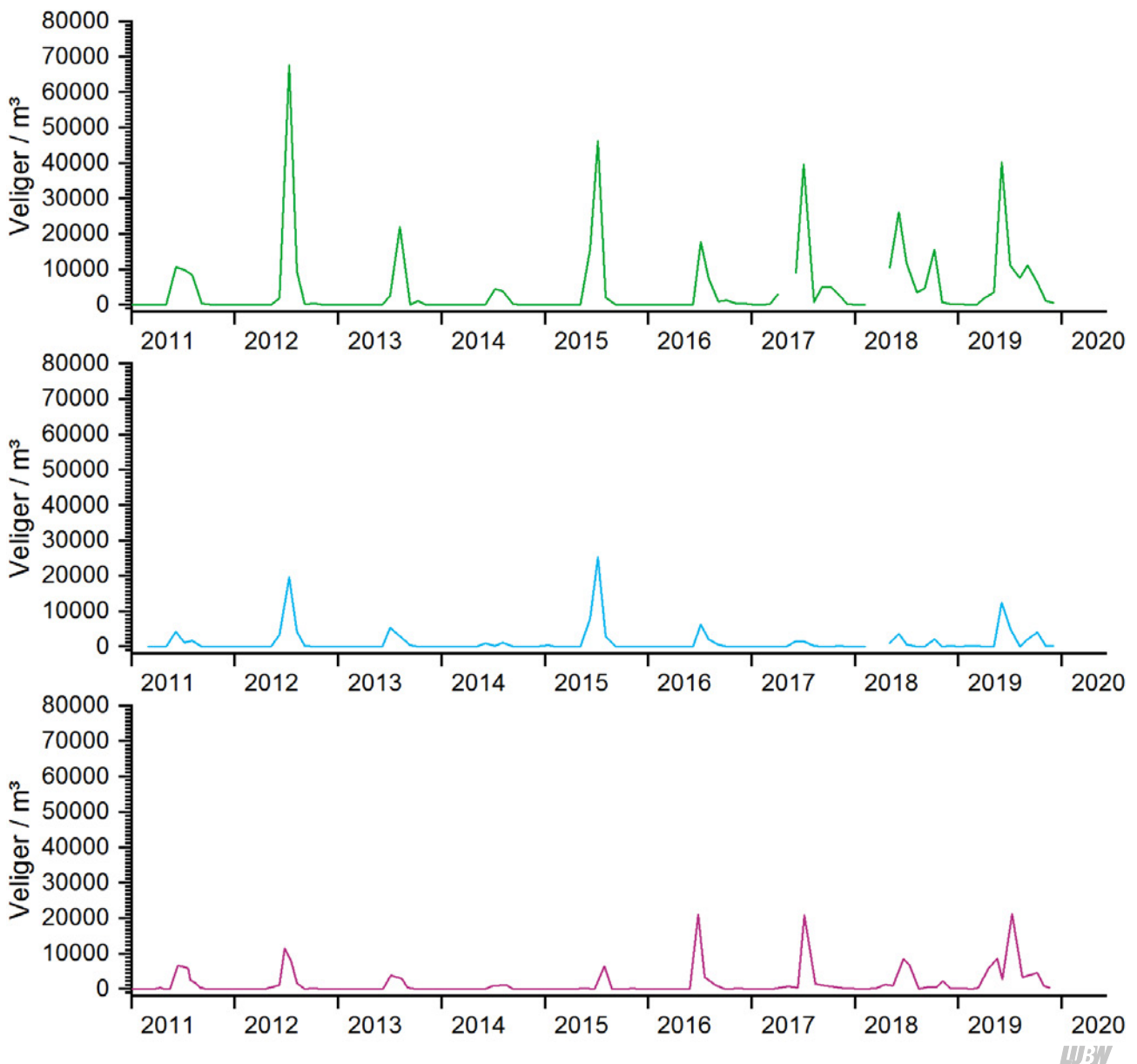


Abbildung 1.59: Abundanz von Veligerlarven: oben Zellersee 0 – 20m, Mitte: Gnadensee 0 – 18 m, unten Rheinsee 0 – 30 m (2016/2017: 0 – 20 m).

Tabelle 1.12: Angepasste Schätzskala nach Braun-Blanquet.

Schätzskala Braun-Blanquet	Deckung	Individuen
r	< 5 %	Einzelne oder sehr wenige Individuen
+	< 5 %	Wenige Individuen
1	< 5 %	Zahlreiche Individuen
2	5 – 25 %	
3	25 – 50 %	
4	50 – 75 %	
5	75 – 100 %	

LUBW

Tabelle 1.13: Schätzung der Soziabilität.

Soziabilität	Häufigkeit?	Erklärung
1	einzel-verstreut	relativ gleichmäßig verstreute Einzelexemplare, gelegentlich wenige Exemplare zusammenhängend, aber Einzeltiere aspektbestimmend
2	verstreut	relativ gleichmäßig verstreut, oft wenige Exemplare zusammenhängend
3	gehäuft	verstreute Häufen aus etlichen Tieren
4	Bänke	Muschelbänke, sich deutlich in mehreren Schichten über den Grund erhebend, zwischen den Bänken oft freier Bodengrund

LUBW

Tabelle 1.14: Ergebnisse der Deckungsschätzung entlang verschiedener Transekte im Mai 2019.

Tiefe	Kressbronn	Langenargen-Malerecke	Langenargen-Schloss	Friedrichshafen	Schussenmündung	Rohrschach
100 m	–	+ – 1	–	–	n. b.	n. b.
80 m	–	+ – 1	–	–	+ – 1	–
60 m	1 – 1	+ – 1	r – 1	–	2 – 1	r – 1
40 m	3 – 2	+ – 1	1 – 1	2 – 2	2 – 1	+ – 1
20 m	4 – 2	3 – 3	1 – 2	3 – 2	1 – 2	1 – 2
10 m	4 – 2	5 – 4	1 – 1	4 – 3	2 – 2	3 – 3
5 m	5 – 4	5 – 4	3 – 3	3 – 3	3 – 3	2 – 3
2 m	1 – 2	1 – 1	2 – 2	2 – 2	1 – 1	n. b. ¹

vordere Ziffer: Deckung, hintere Ziffer: Soziabilität, – : keine Muscheln, n. b.: nicht bewertet, ¹: schlechte Sicht

LUBW

von Muscheln pro Fläche zu gelangen, soll 2020 ein Abgleich der Deckungsschätzung mit Zählungen erfolgen.

Die Ergebnisse dieser Schätzung sind in Abbildung 1.60 dargestellt. An allen gemessenen Punkten drangen die Quagga-Muscheln in mindestens 60 m Tiefe vor, im Transekt Langenargen-Malerecke wurden auch in der tiefsten untersuchten Tiefenstufe von 100 m Muscheln gefunden. Ein

Maximum stellt sich an allen Stellen zwischen 10 und 5 m Wassertiefe ein, im flacheren Wasser nimmt die Zahl der Muscheln deutlich ab. Verschiedene Anzeichen deuten darauf hin, dass im flachen Wasser der Fraß durch Wasservögel zur Reduzierung beiträgt.

Die Erfassung der Soziabilität, zeigt, dass sich an verschiedenen Stellen bereits Muschelbänke ausprägen.

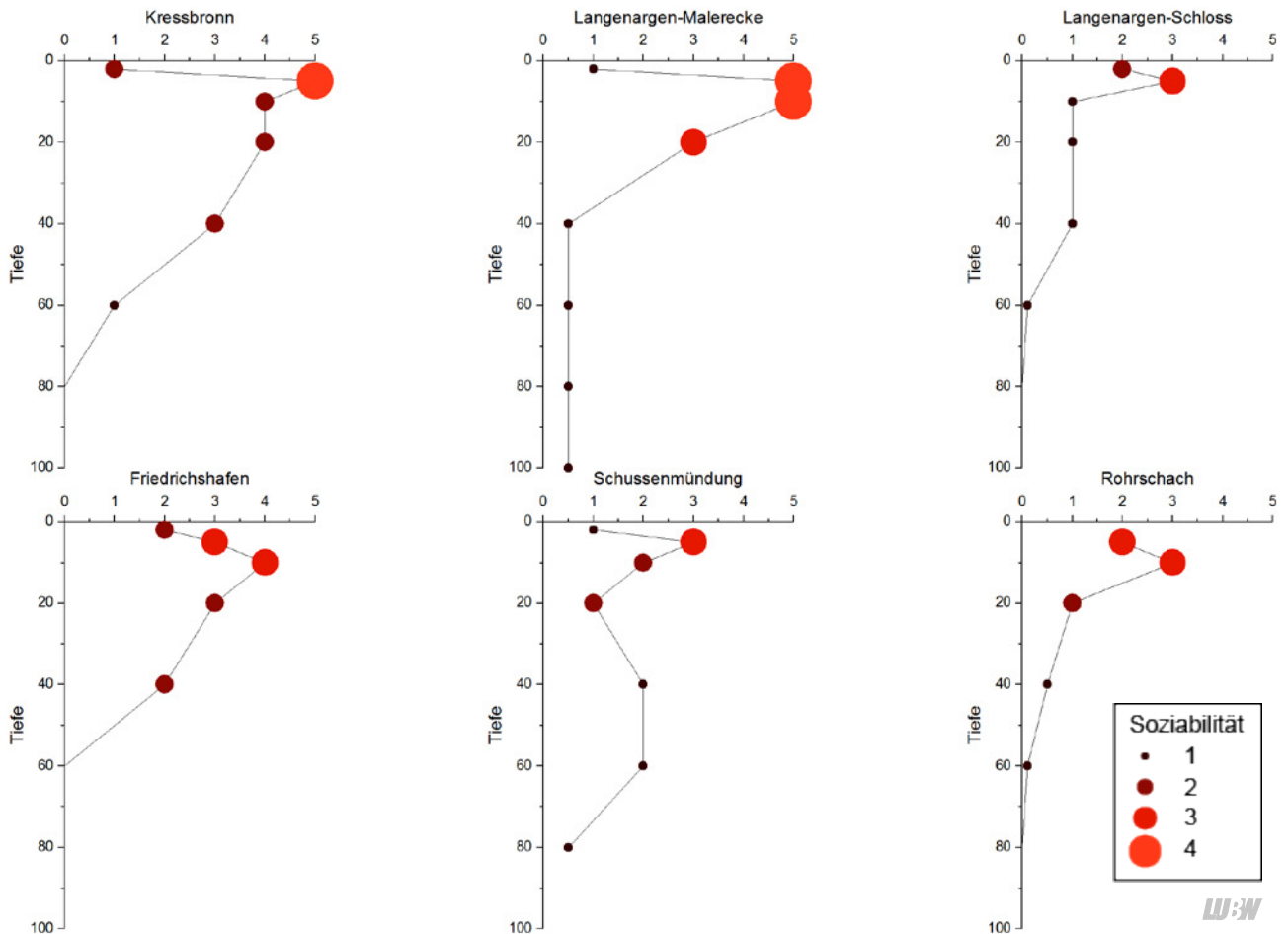


Abbildung 1.60: Deckungsschätzung von Quaggamuscheln in Tiefenstufen entlang von Transekten, Rechtswertachse: Schätzstufe, Größe/Farbe der Datenpunkte: Soziabilität.

1.6 Veränderungen der Makrophytenvegetation und der Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees

Der mittlere Wasserstandsunterschied zwischen dem Obersee und dem Untersee des Bodensees hat im Verlauf weniger Jahre deutlich zugenommen (Jahresbericht des ISF 2018). Als Ursache wurde eine Zunahme in der Makrophytenvegetation identifiziert. Hierbei spielt v. a. das Schweizer Laichkraut (*Potamogeton helveticus*) eine bestimmende Rolle, welches inzwischen eine dominierende Art in den Strömungsbereichen ist. Das Laichkraut ist wintergrün, und trägt damit ganzjährig zur Erhöhung der Wasserspielagen bei. In den letzten Jahren ging der Aufstauereffekt etwas zurück. Um die Veränderungen zu dokumentieren und besser zu verstehen, wurden im März 2019 mit Hilfe von Drohnen Luftbilder für die Ausstrombereiche der beiden Seeteile erstellt (Abbildung 1.61). Die Aufnahmen geben eine Übersicht über die Makrophytenbestände im Winter

bzw. frühen Frühjahr und zeigen damit vorwiegend das Vorkommen des Schweizer Laichkrauts. Der Vergleich mit älteren Luftbildern zeigt Veränderungen der Verbreitung des Schweizer Laichkrauts auf und unterstützt die Untersuchung der Ursachen und Auswirkungen der Entwicklung.

Abbildung 1.62 zeigt für einen Bereich im Konstanzer Trichter, wie sich die dichten Bestände des Schweizer Laichkrauts innerhalb weniger Jahre deutlich ausgedehnt haben. Das Beispiel illustriert, wie sich die Makrophyten zunehmend über ein Feld von Pfahlresten legen. Durch das Absenken der Strömungsgeschwindigkeiten verringern die Makrophyten die Erosionsgefährdung in diesen Bereichen. Für die Relikte von steinzeitlichen Pfahlbausiedlungen, welche in den Ausstrombereichen des Bodensees in den vergangenen Jahrzehnten durch Erosion teilweise stark beeinträchtigt wurden, hat die Entwicklung der Makrophytenbestände daher eine hohe Bedeutung.

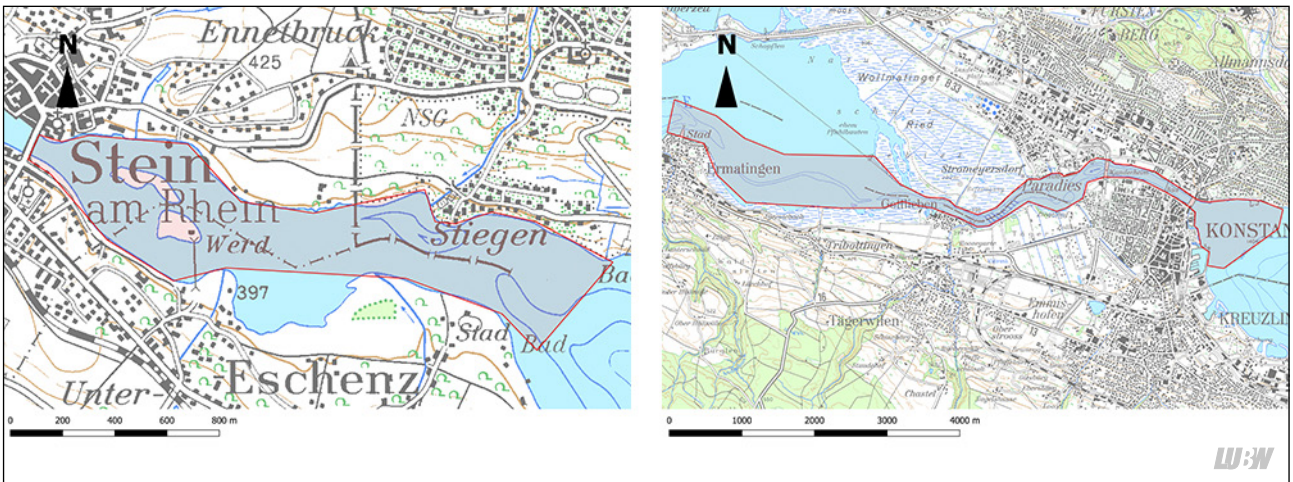


Abbildung 1.61: Für die rot markierten Bereiche wurden mit Hilfe von Drohnenüberflügen Luftbilder erstellt. Links: Ausstrom des Untersees bei Eschenz. Rechts: Ausstrom des Obersees in den Untersee zwischen Konstanz und Ermatingen. Hintergrundkarte: Landesamt für Geo-information und Landentwicklung Baden-Württemberg.



Abbildung 1.62: Luftbildaufnahme vom 23. März 2019 für einen Ausschnitt des Ausstrombereichs des Bodensee Obersees bei Konstanz (rot markierte Fläche in der Lagekarte). Die dichten Bestände des Schweizer Laichkrauts sind gut erkennbar (grün gestrichelte Markierung). Sie wachsen an dieser Stelle über ein Feld von Pfahlresten (schwarze und braune punkartige Strukturen), welche aus dem Sediment herausragen. Die roten gestrichelten Linien markieren den Bereich, der im Jahr 2014 mit dem Schweizer Laichkraut bewachsen war. In Satellitenbildern aus den Jahren 2006 und 2010 ist der dargestellte Bereich frei vom Schweizer Laichkraut, während 2012 erste Ansiedlungen des Schweizer Laichkrauts erkennbar waren.

1.7 Hochwasser im Juni 2019 – Wassereintrag, Stofftransporte und Auswirkungen auf den Bodensee – eine kombinierte Betrachtung der wasserchemischen Befunde und der Simulationsergebnisse eines gekoppelten Modellsystems

Im Jahr 2019 gab es mehrere Starkabflussereignisse im Alpenrhein (Abbildung 1.63), die das hydrologische Geschehen im Hauptzustrom des Bodensees bestimmten. Hochwässer können in kurzer Zeit große Wassermengen in den See eintragen und transportieren dabei beträchtliche Frachten verschiedener Wasserinhaltsstoffe in den See. Entsprechende chemische Signaturen und Nachweise für die Ausbreitung der Flusswasserfahne des Alpenrheins wurden im Juni 2019 im Bodensee durch das Routinemonitoringprogramm der IGKB erfasst.

Besonders das Hochwasser im Juni 2019 hebt sich von dem üblichen hydrologischen Geschehen des Jahres ab. Der höchste Tagesmittelwert des Jahres wurde mit $1410 \text{ m}^3/\text{s}$ am 12.06.2019 an der Messstation Diepoldsau Rietbrücke des Bundesamtes für Umwelt BAFU (Schweiz) registriert. An diesem Tag wurde auch die höchste Maximalabflussmenge mit $1879 \text{ m}^3/\text{s}$ gemessen, womit dieses Hochwasserereignis deutlich über den statistischen Charakteristika eines Hochwassers mit Zweijährlichkeit liegt (HQ2: $1296 \text{ m}^3/\text{s}$ – HQ10: $1944 \text{ m}^3/\text{s}$, Quelle Bundesamt für Umwelt BAFU). Weitere kleinere Starkabflussereignisse wurden außerdem am 21.05.2020, dem 13.08.2019 und 21.08.2019 mit Tagesmittelwerten von $678 \text{ m}^3/\text{s}$, $749 \text{ m}^3/\text{s}$ und $843 \text{ m}^3/\text{s}$ beobachtet.

Im Folgenden wird das Abflussgeschehen in diesem Zeitraum und insbesondere das Hochwasser Mitte Juni und dessen Auswirkungen auf die Stoffverteilungen im Bodensee detaillierter betrachtet. In dieser Zeit wurden auch underflows im Bodensee Obersee registriert (siehe Kapitel 1.4 Verankerungen im Bodensee Obersee), die in diesem Kapitel aber nicht weiter thematisiert werden. Die durch den Wasser- und Stoffeintrag bedingten Veränderungen in den Verteilungsmustern der Wasserinhaltsstoffe im Bodensee werden kurz diskutiert. Das Simulations- und Vorhersagesystem BodenseeOnline (www.bodenseeonline.de) wird benutzt, um für diese spezielle Hochwasserperiode den hydrodynamischen Kontext – die vertikalen Schichtungsverhältnisse und die dreidimensionalen Strömungsfelder –

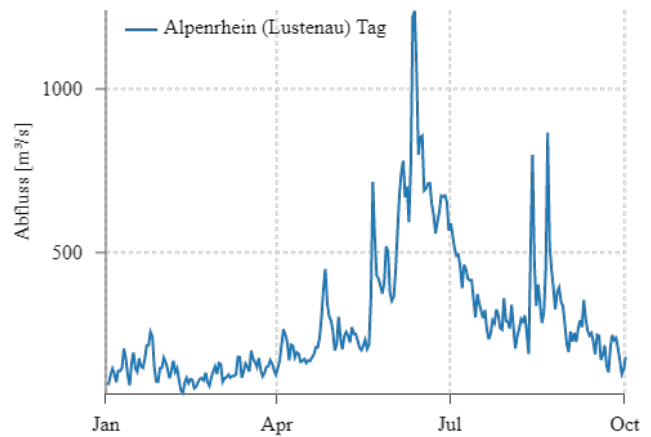


Abbildung 1.63: Tagesmittelwerte des Abflusses des Alpenrheins am Pegel Lustenau, Abbildung: Bodensee-online.

und die Transportprozesse im Bodensee mit numerischen Modellen zu simulieren. Dabei kommen ein 3-dim hydrodynamisches Modell (DELFT3D-FLOW, DELTARES) und ein Tracer-Transportmodell zur Anwendung. Anhand der Simulationsergebnisse und der gemessenen Daten werden Schlussfolgerungen zu den aus dem Hochwasser und den Transportprozessen im Bodensee resultierenden Stoffverteilungen abgeleitet.

In Abbildung 1.64 und Abbildung 1.65 wird das Einstromgeschehen im Nahbereich der Alpenrheinmündung dargestellt, das mit Hilfe des 3-dim hydrodynamischen Modells DELFT3D-FLOW simuliert wurde. Das numerische Modell ist auf einem räumlich hochauflösenden Gitter implementiert, das seeweit eine horizontale Auflösung von 100 m hat, im Bereich der Alpenrheinmündung aber lokal verfeinert wurde und dort eine Gitterauflösung von 20 m hat. Zu sehen sind die beträchtlichen Auswirkungen des Hochwasserzustroms auf das lokale Strömungsgeschehen und die hohen Strömungsgeschwindigkeiten im Nahbereich der Mündung. In Abbildung 1.66 und Abbildung 1.67 sieht man die mit dem Zustrom des Alpenrheins verbundenen Transporte von Wasserinhaltsstoffen in Form von Tracern bzw. Anteilen des Alpenrheinwassers am Mischwasserkörper. In der numerischen Simulation werden diese Stofftransporte durch einen konservativen Tracer abgebildet, mit dem der Wasserkörper des Alpenrheins dotiert wurde.

Für den Termin des 1.05.2019 (Abbildung 1.66) sieht man geringe Stofftransporte und einen geringen Eintrag von Alpenrheinwasser in den Bodensee, während am 1.06.2019 schon deutlich mehr Alpenrheinwasser in das Seewasser eingemischt wird und die entsprechenden Frachten größer sind.

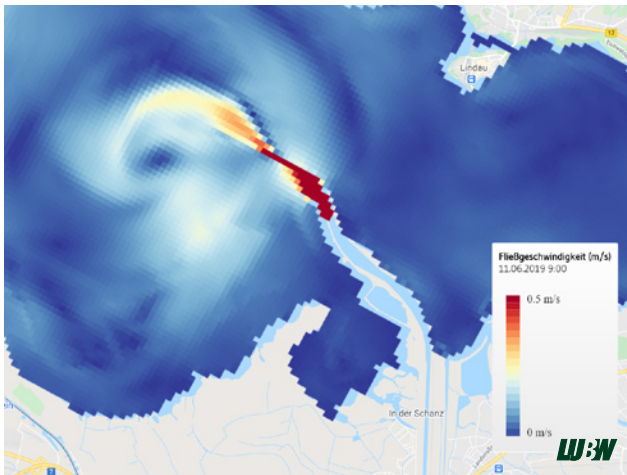


Abbildung 1.64: Strömungsgeschwindigkeiten in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 11.06.2019 um 9 Uhr.

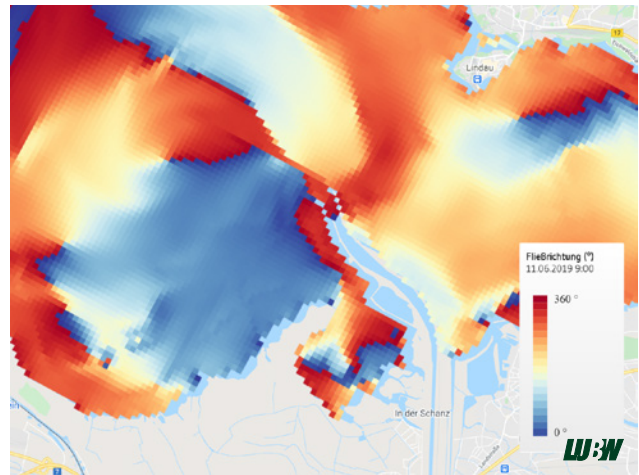


Abbildung 1.65: Strömungsrichtung in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 11.06.2019 um 9 Uhr.

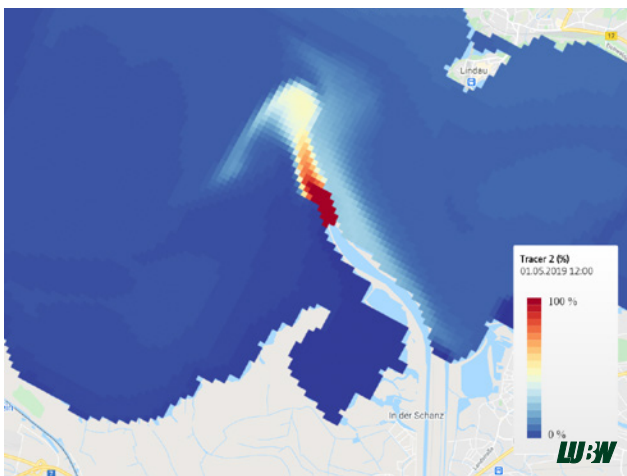


Abbildung 1.66: Simulation der Flusswasserfahne des Alpenrheins (Alpenrhein dotiert mit einem konservativen numerischen Tracer) in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 1.05.2019.

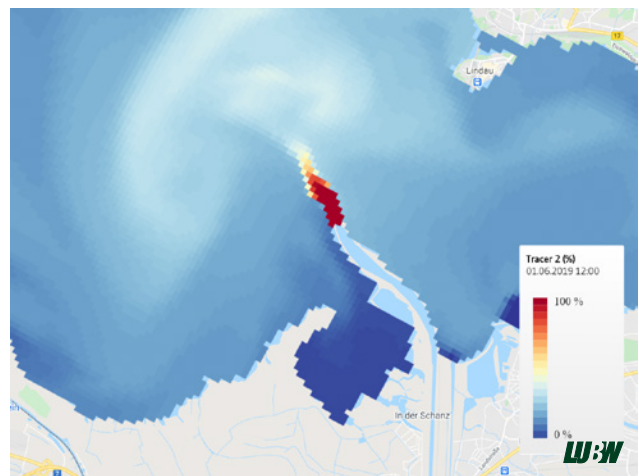


Abbildung 1.67: Simulation der Flusswasserfahne des Alpenrheins (Alpenrhein dotiert mit einem konservativen numerischen Tracer) in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 1.06.2019.

In den Abbildungen Abbildung 1.68 bis Abbildung 1.71 ist die Ausbreitung der Alpenrhein-Flusswasserfahne im gesamten See für unterschiedliche Termine abgebildet. Während am 1.05.2019 noch eine relativ geringe Beimischung von Alpenrheinwasser im Seewasser zu sehen ist (Abbildung 1.68), sind bereits am 1.06.2019 der östliche Teil, die Bregenzer Bucht und das nördliche Bodenseeufer stark durch das eingetragene Wasser beeinflusst (Abbildung 1.69). Am 1.07.2019 (Abbildung 1.70) wird dann bereits im gesamten Bodensee Obersee – speziell im Zentralteil – ein deutlich durch das Hochwasser geprägter Mischwasserkörper beobachtet. Im August hat sich dann das Alpenrheinwasser auch in den Untersee und in den Überlinger See hinein ausgebreitet (Abbildung 1.71).

Im Juni fanden am 04.06.2020 die Wasserprobenahmen an den Stationen Wasserburg, Rheinspitz und Fischbach-Uttwil (FU) statt. Hochwasserereignisse werden in den

Wasserproben durch erhöhte Anteile an beispielsweise partikulären Fe, Mn oder P-Verbindungen zumeist an den Stellen Rheinspitz und Wasserburg detektiert. Bei besonders ausgeprägten Hochwasserereignissen können diese auch an der Station Fischbach-Uttwil detektiert werden. Die Parameter geben dann wertvolle Hinweise auf Einschichttiefen des Flusswassers. Die Wasserproben vom 04.06.2019 an FU zeigen zum Teil deutlich höhere partikuläre Fe, Mn und P-Werte. Die Konzentrationsverteilung an gesamt-Fe an der Station FU 2019 ist in Abbildung 1.72 dargestellt. Im Juni und zum Teil noch im Juli finden sich deutlich erhöhte Werte in 10 bis 50 m Wassertiefe, die auf die durch das Hochwasser eingetragenen, erhöhten part-Fe-Gehalte zurückzuführen sind.

In Abbildung 1.73 werden die simulierten Flusswasseranteile am Monitoringpunkt Fischbach-Uttwil (FU) für den Monat Juni dargestellt. Zu sehen sind die oberflächlich

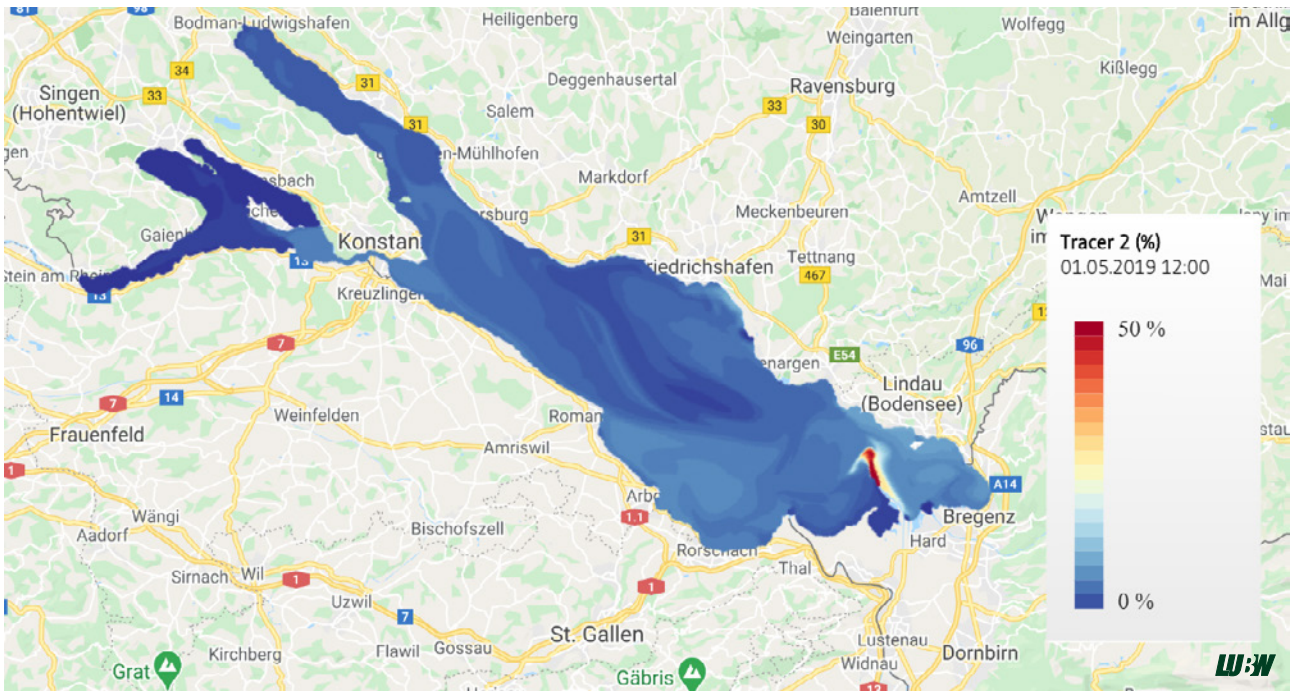


Abbildung 1.68: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.05.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.

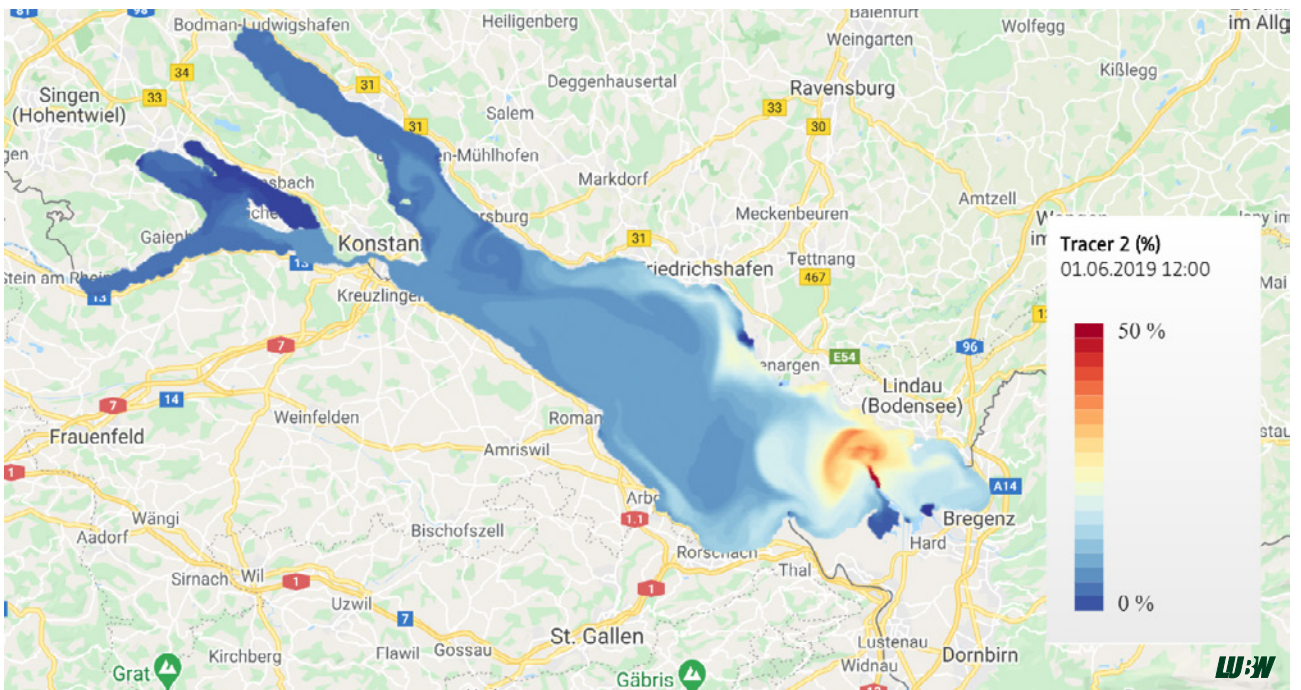


Abbildung 1.69: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.06.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.

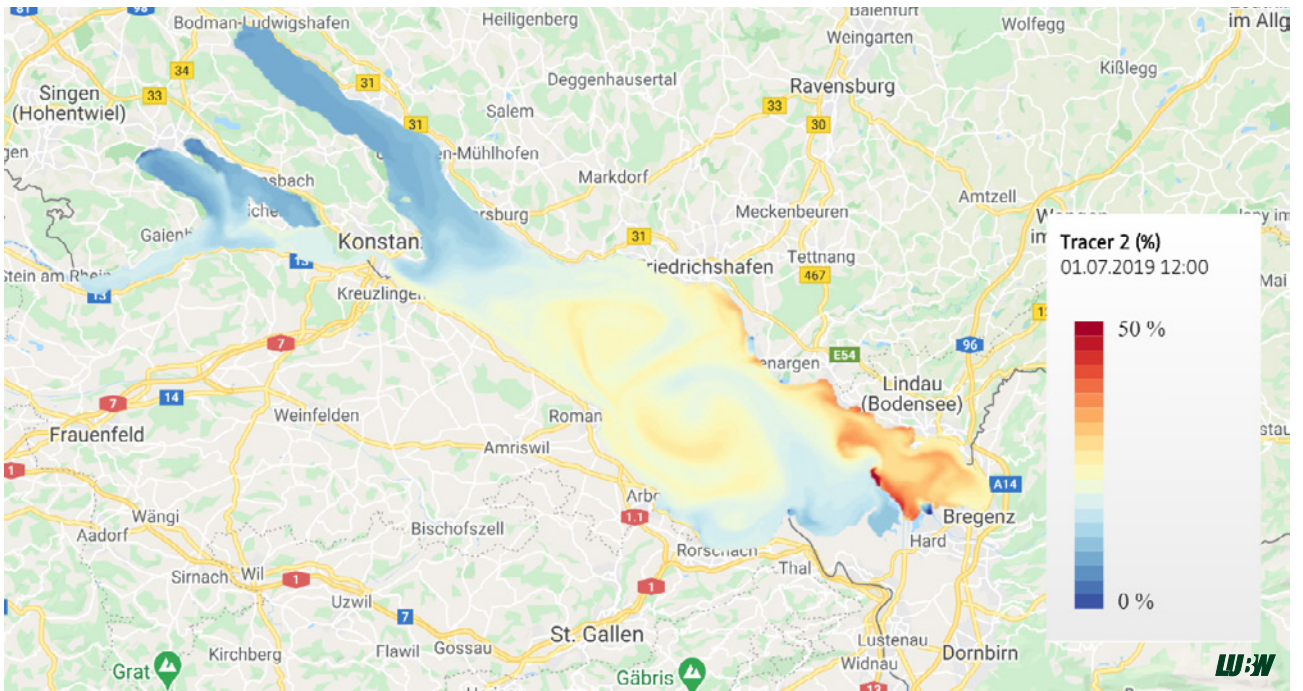


Abbildung 1.70: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 01.07.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.

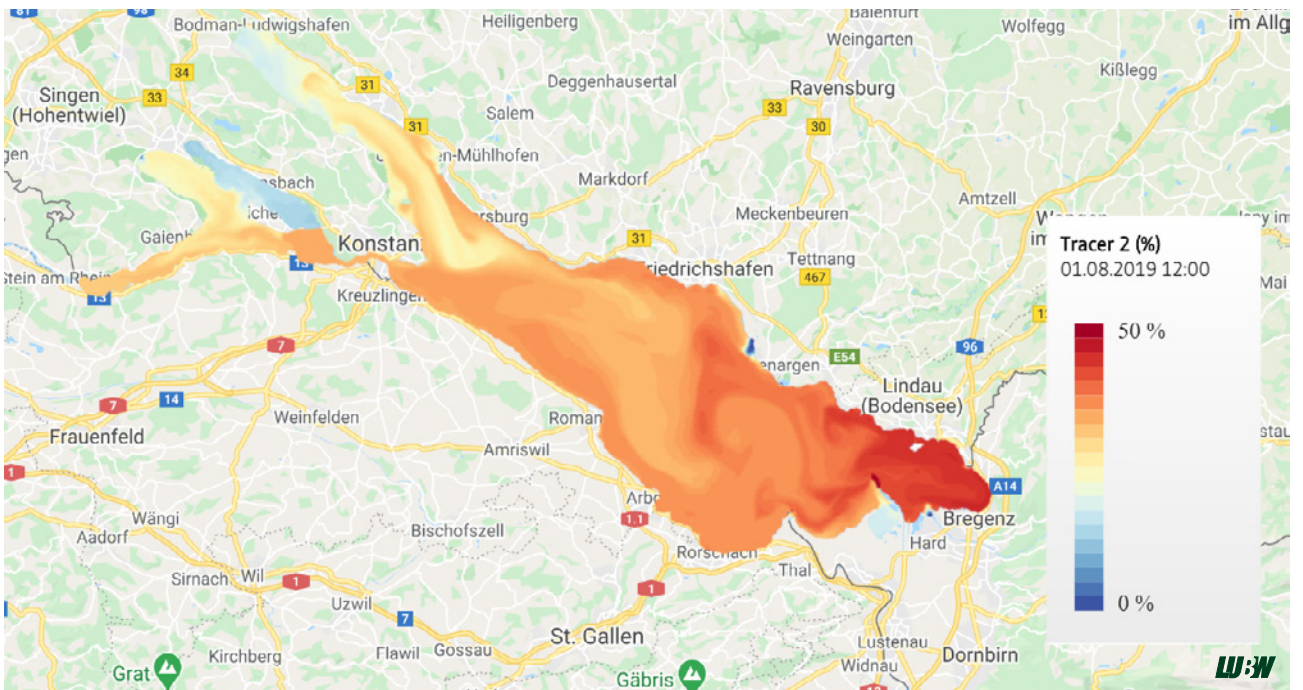


Abbildung 1.71: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 01.08.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.

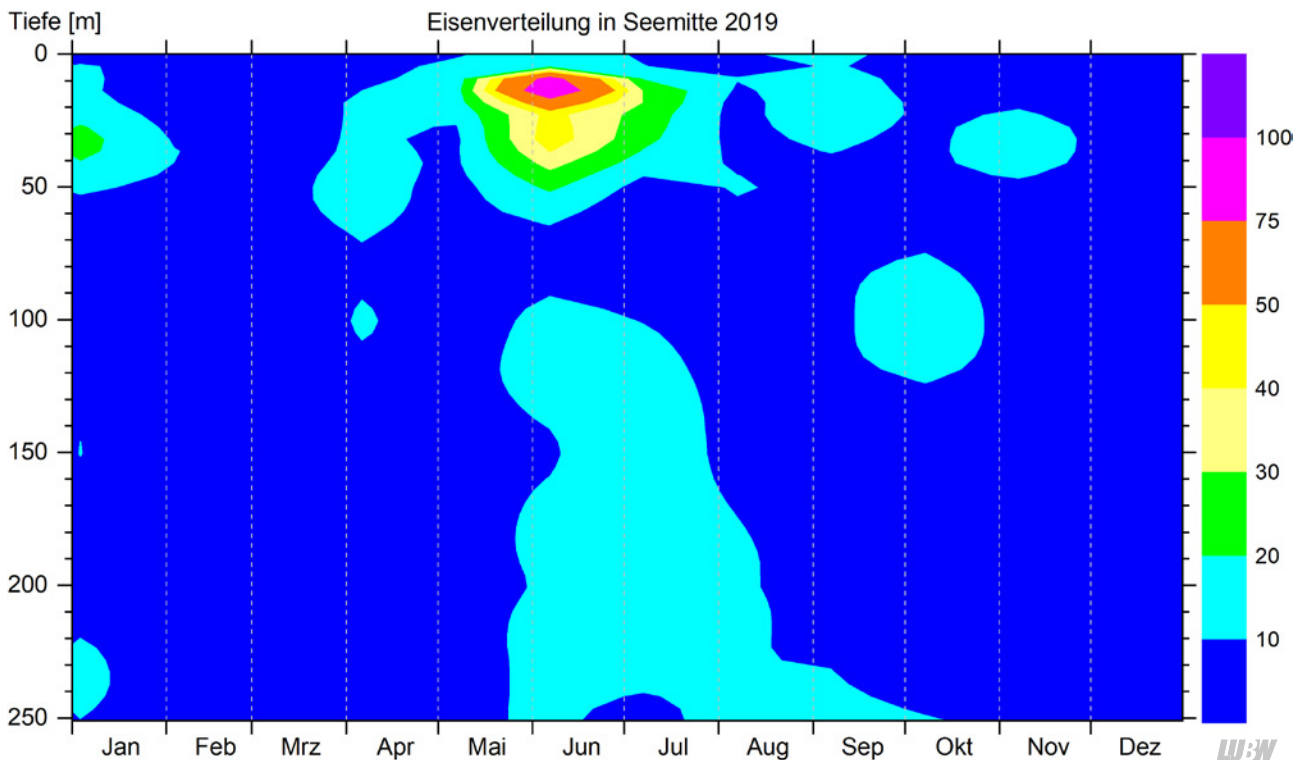


Abbildung 1.72: Verteilung von gesamt-Fe in Seemitte (Fischbach-Uttwil) 2019.

(Wassertiefe $D = 0$ m) wie auch im Metalimnionsbereich (Wassertiefe $D = 10$ m) sehr starken Flusswasseranteile in diesem Zeitraum, die die entsprechend erhöhten Werte der chemischen Befunde erklären (Abbildung 1.72). Deutlich ist, dass Anfang Juni in diesem Bereich bereits Flusswasserkonzentrationen – mit ihren spezifischen chemischen Signaturen – auftreten, die zu etwa 20 % zum oberflächliche (epilimnischen und metalimnischen) Gesamtmischwasserkörpers beitragen. Ende Juni steigt dieser Anteil dann im Metalimnion in einer Wassertiefe von $D = 10$ m bis auf 60 % an, während der oberflächliche Flusswasseranteil weiterhin bei etwa 20 % liegt.

In den tieferen Wasserschichten ($D = 50$ m) hingegen spielt der Alpenrheinflusswasserkörper in dieser Zeit nur eine geringe Rolle und hat einen Anteil von etwa 1 – 5 % am Mischwasserkörper.

Die Ergebnisse der numerischen Simulation mit einem 3-dimensionalen hydrodynamischen Modell und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell stellen die vorgefundenen Messbefunde in einen ganzheitlichen Rahmen der hydrodynamischen Entwicklung, der die Vorgänge und Transportprozesse im gesamten See zeigt und die In situ-Messungen im Kontext der Ausbreitung der Hochwasser-Flusswasserfahne interpretierbar macht.

Zu sehen ist in den Darstellungen Abbildung 1.68 bis Abbildung 1.71, wie sich die Flusswasserfahne im Modell mit ihrer charakteristischen chemischen Signatur oberflächlich und im Bereich des Metalimnions einschichtet und den Wasserkörper wesentlich prägt. Anhand dieser in der hydrodynamischen dreidimensionalen Simulation abgebildeten Einschichtungs Vorgänge und Mischungsprozesse mit dem Seewasserkörper, können die in situ gemessenen chemischen Messwerte plausibilisiert und im hydrodynamischen Kontext besser verstanden werden.

Außerdem zeigen die in-situ Messungen und die numerische Simulation, inwieweit die Messungen repräsentativ sind und für welche Areale des Sees ähnliche Bedingungen vorliegen. So sieht man in Abbildung 1.69, dass es am 1.06.2019 deutlich mehr Flusswasseranteile in den Bereichen im Osten und Norden als im westlichen und südlichen Bereich des Bodensee Obersees gibt. Der IGKB-Monitoringpunkt Fischbach-Uttwil (FU) zeigt Anfang Juni in diesem Kontext des Gesamtsees – obwohl schon deutlich durch das Hochwasser beeinflusst – relativ zu anderen Seeteilen noch geringere Flusswasseranteile.

Die numerische Simulation bildet die Ausbreitung der Flusswasserfahne und – anhand der numerischen Tracer – der Wasserinhaltsstoffe dreidimensional im raum-zeitli-

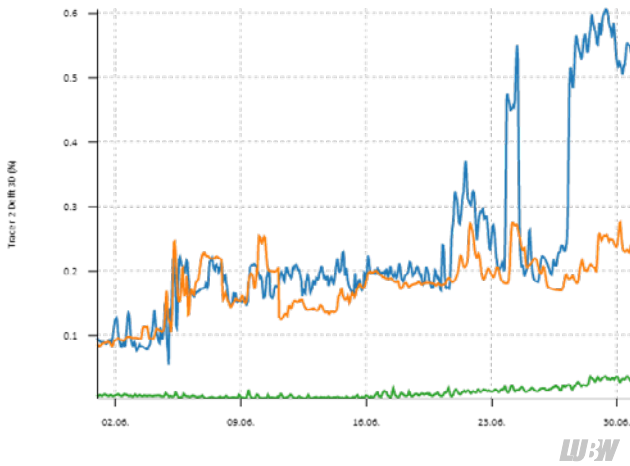


Abbildung 1.73: Simulierte Flusswasseranteile des Alpenrheins (konservativer Tracer) am IGKB-Monitoringpunkt Fischbach-Uttwil (FU) im Juni 2019 in einer Wassertiefe von $D = 0$ m (orangene Linie), 10 m (blaue Linie) und 50 m (grüne Linie).

chen Kontinuum des Bodensees ab und erweitert somit unser Verständnis für die Transport- und Ausbreitungsprozesse im Bodensee deutlich.

Fazit

Numerische Modelle, wie die im Online-Informations- und Vorhersagesystem BodenseeOnline ([www.bodensee-](http://www.bodensee-online.de)

[online.de](http://www.bodensee-online.de)) operationell eingesetzten dreidimensionalen hydrodynamischen Modelle und Tracer-Transportmodelle, ermöglichen die zeitlich und räumlich hochauflösende Simulation der in einem See ablaufenden komplexen Transport- und Mischungsprozesse. Mit dem Modellsystem von BodenseeOnline konnte das Eintrags- und Einmischungs-geschehen für die Alpenrhein-Flusswasserfahne während des Juni-Hochwassers detailliert abgebildet werden. Die chemischen Befunde der in-situ Messungen, die in dieser Zeit im Rahmen der IGKB-Monitoringprogramms erhalten wurden, werden durch die Simulationsergebnissen um weitere Informationen ergänzt und können somit plausibilisiert und besser interpretiert werden.

Numerische Modelle sind wertvolle Werkzeuge der modernen Limnologie, mit denen die komplexen Vorgänge in Seen abgebildet und raum-zeitlich kontinuierlich und quantitativ erfasst werden können. Sie ermöglichen ein neues, den gesamten See umfassendes Verständnis der Transport- und Mischungsprozesse im Bodensee und darüber hinaus generell in stehenden Gewässern.

2 Bodenseezuflüsse

2.1 Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe

Die baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach werden regelmäßig auf Hauptionen und Pflanzennährstoffe untersucht. Die Probenahme erfolgt dabei durch einen automatischen Probennehmer. Es werden jeweils 14 Tagesmischproben gesammelt und die Probe des letzten Sammeltages sowie die der höchsten Wasserführung im Labor untersucht.

Bestimmt werden die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen, sowie der Hauptionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium. Tabelle 1 zeigt die Medianwerte der jährlichen Abflüsse (aus den Tagesmitteln) und der wichtigsten gemessenen Parameter für die letzten fünf hydrologischen Jahre 2015 bis 2019.

Das Jahr 2019 war wie 2018 wieder ein sehr warmes Jahr. Das zeigt sich in den Abflussmengen an Schussen und Radolfzeller Aach, die vergleichbar gering sind wie die des Vorjahrs. Eine Ausnahme bildet die Argen, bei der das Hochwasser im Mai und weitere Starkregenereignisse im Frühjahr bzw. Herbst zu einem insgesamt leicht höheren Abfluss geführt haben.

Für die Entwicklung der Nährstoffeinträge aus den Zuflüssen sind keine wesentlichen Änderungen zu verzeichnen. Nach wie vor liefert die Schussen im Vergleich der Zuflüsse den Hauptanteil des Phosphors, größtenteils gebunden an Schwebstoffpartikel. Stickstoff – im Wesentlichen als Nitrat – stammt zum großen Teil ebenfalls aus der Schussen, gefolgt von der Radolfzeller Aach. An der Argen wurden mit den höheren Abflussmengen während des Frühjahrshochwassers auch größere Phosphormengen ermittelt, die im Vergleich zu 2018 zu einer Erhöhung der Medianwerte sämtlicher untersuchter Phosphorverbindungen geführt haben. Die Mengen liegen trotzdem unter denen von Schussen und Radolfzeller Aach. Betrachtet man die Phosphorfrachten, so sind die Werte des hydrologischen Jahres 2019 mit denen der letzten 10 Jahre vergleichbar (Abbildung 2.1).

An Argen und Schussen ist im Vergleich zu 2018 ein leichter Anstieg zu erkennen, bei der Radolfzeller Aach ein gleichbleibender Verlauf. Insgesamt lässt sich im Verlauf der letzten zehn Jahre aber ein rückläufiger Trend an allen drei Zuflüssen erkennen. Die für den Bodensee relevanten eingetragenen Frachten an gelöstem Phosphor berechnen sich für das hydrologische Jahr 2019 zu 14 t (Schussen), 11 t (Argen) und 8,8 t (Radolfzeller Aach).

Tabelle 2.1: Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach für die hydrologischen Jahre 2015 bis 2019.

Jahr Parameter	Schussen					Argen					Radolfzeller Aach				
	15	16	17	18	19	15	16	17	18	19	15	16	17	18	19
Q Jahr [m³/s]	7,3	9,3	7,8	7,1	7,0	12,6	19,3	17,0	9,1	13,5	10	8,8	6,6	6,6	6,7
Leitf. [µS/cm]	580	589	519	527	534	437	440	409	387	414	517	527	495	492	466
pH	8,4	8,3	8,4	8,4	8,4	8,3	8,3	8,3	8,35	8,3	8,4	8,3	8,4	8,4	8,3
PO ₄ -P [µg/L]	43,4	48,5	37,5	43,5	35,4	11	18	13	3	8	33,7	34,5	37,3	34,3	34,2
gelöst -P [µg/L]	55	56	44	51	42	15	22	17	7	13	39	38	39	38	39
gesamt-P [µg/L]	272	309	335	441	220	33	60	45	27	37	62	60	64	56	59
NO ₂ -N [µg/L]	3	10	14	12	18	0	4	8	9	11	0	0	8	7	9
NO ₃ -N [mg/L]	3,5	3,4	3,4	3,4	3,4	1,6	1,5	1,6	1,3	1,7	3,0	3,0	2,6	2,8	2,5
NH ₄ -N [µg/L]	14	19	18	12	18	9	12	14	11	8	7	9	10	7	7
Alkalinität [mmol/L]	5,3	5	5,1	4,9	4,8	4,4	4,4	4,4	4,1	4,2	4,0	3,9	3,6	3,8	3,5
Härte [°dH]	17	16	16	15	15	13	13	13	12	13	14	13	13	13	12
Chlorid [mg/L]	30,0	22,0	25,6	27,3	30,2	13,3	12,0	11,5	15,3	14,2	32,3	32,4	41,6	36,1	38,6
Sulfat [mg/L]	21,0	19,3	17,6	18,4	23,9	7,0	6,0	7,0	7,3	8,6	30,4	26,2	32,5	31,7	31,3

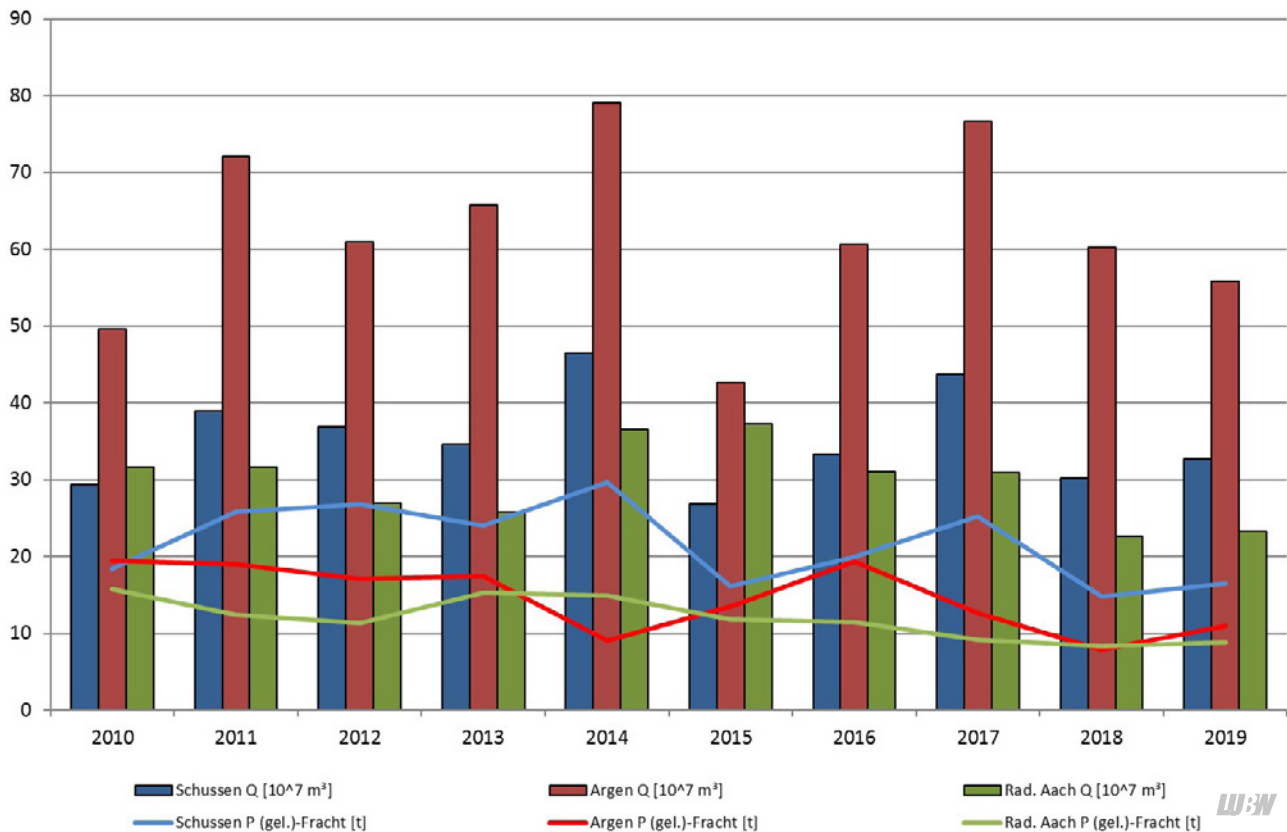


Abbildung 2.1: Jahresabfluss und Jahresfrachten an gelöstem Phosphor von Schussen, Argen und Radolfzeller Aach 2010 – 2019.

Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen, die in der Regel auf anthropogene Belastungen zurückgehen, liegen in Schussen und Radolfzeller Aach deutlich höher als in der Argen. Spitzenreiter ist in diesem Fall nicht die Schussen, sondern die Radolfzeller Aach mit einem Medianwert von 38,6 mg/l für Chlorid und 31,3 mg/l für Sulfat.

2.2 Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen

Seit 2001 werden 15 Bodenseezuflüsse drei Mal pro Jahr untersucht. 2019 fanden diese Untersuchungen im Mai, Juli und Oktober statt. Aktuell werden 136 Stoffe gemessen (siehe Anhang, Tabelle 7.1), darunter 106 Pestizide, fünf Metabolite und 21 Arzneimittel. Die restlichen Stoffe stammen aus der Gruppe der Industriechemikalien bzw. Repellents (Insektenschutzmittel). Im Vergleich zum Vorjahr sind 12 Stoffe neu dazugekommen, unter anderem Ibuprofen, ein gängiges Arzneimittel.

Insgesamt wurden in den Zuflüssen 63 unterschiedliche Stoffe mindestens einmal identifiziert. Es wurden 43 Pestizide, fünf Metaboliten, zwölf Arzneimittel, zwei Repellents (DEET, Picaridin) und eine Industriechemikalie (Bisphenol A) gefunden (Tabelle 2.2). Von den genannten Stoffen

sind fünf als prioritäre und 16 als flussgebietspezifische Schadstoffe klassifiziert.

Die meisten Stoffe, die 2017 und 2018 gefunden wurden, konnten auch 2019 nachgewiesen werden. Die Anzahl der Positivbefunde variiert allerdings leicht, da die gefundenen Konzentrationen allgemein in einem sehr niedrigen Bereich liegen und auch das Abflussgeschehen jährlichen Schwankungen unterliegt. Außerdem können durch bessere Messverfahren und damit höhere Empfindlichkeiten Konzentrationen von Stoffen ermittelt werden, die bisher nicht nachweisbar waren.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind nur die Stoffe dargestellt, die 2019 mit einer Häufigkeit >10 nachgewiesen wurden. In der Spalte „Bemerkung“ ist die Entwicklung dokumentiert. Bei Sulfamethoxazol, Imidachlopid, Myclobutanil und Simazin wurden mindestens fünf Nachweise mehr als 2018 ermittelt (braun markiert). Dagegen sind für die grün markierten Substanzen mindestens 5 Nachweise weniger verzeichnet worden (z. B. Terbutylazin). Dies kann an einem empfindlicheren Messverfahren liegen (z. B. bei Myclobutanil, Imidachlopid), aber auch ein verändertes Konsumverhalten anzeigen (z. B. Chlortoluron, Simazin).

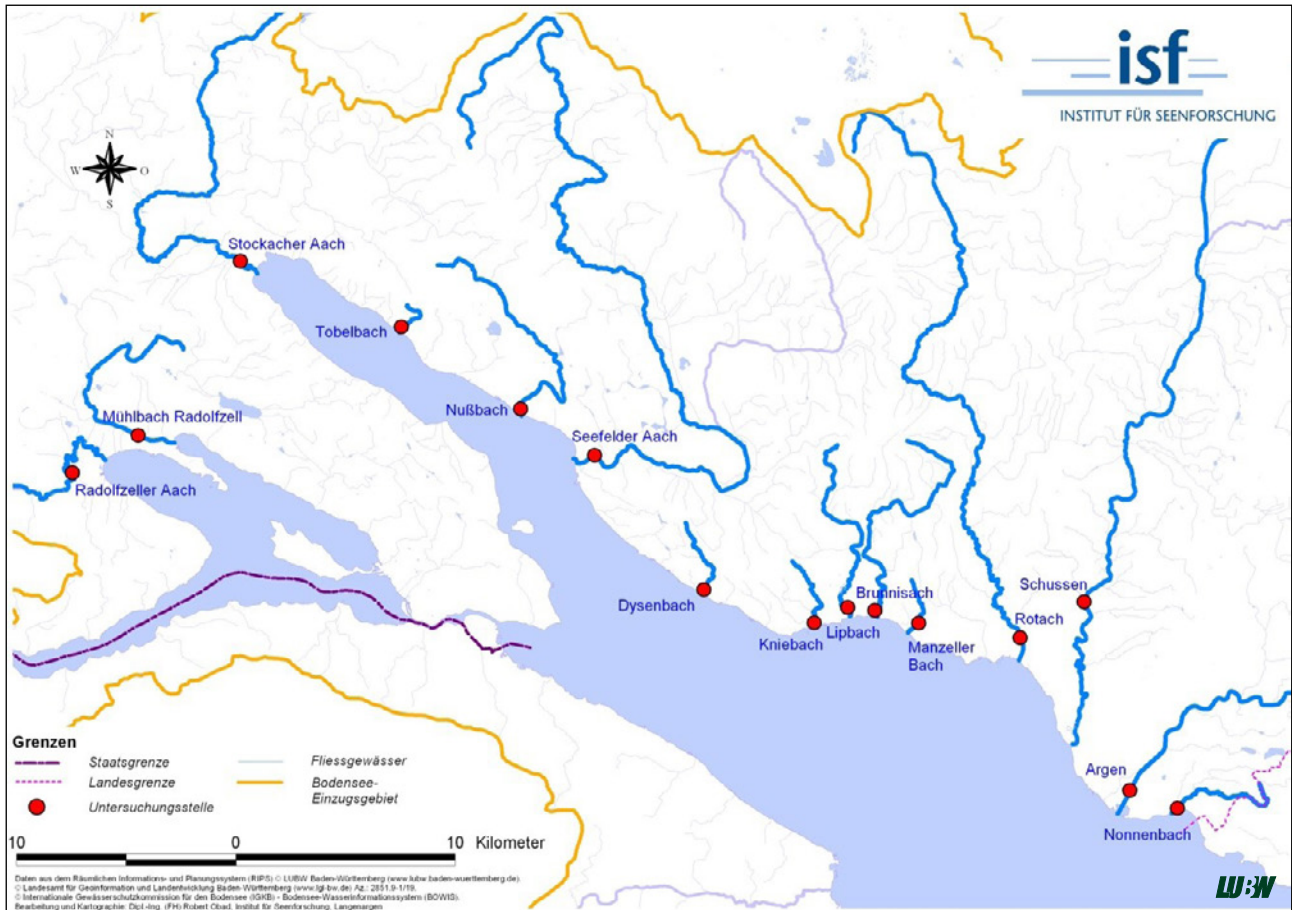


Abbildung 2.2: Karte der untersuchten 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüsse.

Tabelle 2.2: Tabelle der 2019 in den Zuflüssen gefundenen Mikroverunreinigungen im Vergleich zu den Jahren 2018 und 2017. Die Reihenfolge (Rang) richtet sich 1) nach der Häufigkeit (absteigend) in der die Stoffe 2019 gefunden wurden und 2) bei gleicher Anzahl von Befunden nach der alphabetischen Reihenfolge. Nicht-Pestizide sind farblich markiert (Arzneimittel, Metaboliten, Repellents).

Rang	Stoff	2019	2018	2017	Bemerkung
1	DEET	36	36	38	
2	Terbutryn	31	33	31	
3	Desethylatrazin	29	25	40	
4	Atrazin	27	27	32	
4	Sulfamethoxazol	27	20	24	↑
5	Propiconazol	26	30	21	
6	Carbamazepin	22	23	21	
6	Terbutylazin	22	29	21	↓
7	Diclofenac	21	17	17	
7	Methyldephenylchloridazon	21	35	39	↓
8	Imidacloprid	20	6	10	↑
8	Pirimicarb	20	20	25	
9	Azoxystrobin	19	16	10	
9	Desethylterbutylazin	19	30	26	↓
10	Penconazol	18	20	20	
10	Venlafaxin	18	0	0	neu
11	Isoproturon	16	16	19	
11	Myclobutanil	16	9	4	↑
11	Simazin	16	6	31	↑
12	Metolachlor	13	20	23	↓

Rang	Stoff	2019	2018	2017	Bemerkung
12	Boscalid	13	17	28	
12	Carbendazim	13	22	15	↓
13	Bisoprolol	11	11	0	
13	Tebuconazol	11	20	21	↓

LUBW

Tabelle 2.3: Tabelle der Zuflüsse, geordnet nach positiven Befunden 2019 mit Vergleich zu 2018 und 2017. Angegeben ist außerdem für jeden Zufluss die Anzahl der unterschiedlichen Stoffe für das Jahr 2019.

Zufluss	2019	2018	2017	Einzelstoffe
Rotach	82	92	104	37
Schussen	66	85	81	35
Seefelder Aach	61	78	96	30
Lipbach	54	69	73	31
Brunnisach	49	69	74	28
Radolfzeller Aach	48	50	58	25
Mühlbach Rad.	46	55	55	26
Kniebach	45	48	67	26
Dysenbach	42	56	50	26
Stockacher Aach	37	58	55	23
Argen	27	49	40	15
Nußbach	24	34	39	16
Nonnenbach	20	43	35	14
Manzeller Bach	13	16	37	11
Tobelbach	11	20	12	6

LUBW

Von den 12 neu hinzugekommenen Stoffen (siehe Anhang, Tabelle 7.1) wurden immerhin 9 nachgewiesen. Kein Nachweis erfolgte für die erstmals analysierten Pestizide Diflubenzuron und Etofenprox sowie das Arzneimittel Duloxetine. Venlafaxin, ein Antidepressivum rangiert mit 18 Nachweisen im vorderen Bereich der Stoffliste.

Vergleicht man die Bodenseezuflüsse nach Anzahl ihrer positiven Befunde an Mikroverunreinigungen, so liegen die Rotach, Schussen und Seefelder Aach in allen drei Untersuchungsjahren vorne (Tabelle 2.3). Auch die Anzahl der gefundenen Einzelstoffe ist in diesen drei Gewässern neben dem Lipbach am höchsten. Wenig belastet ist dagegen der Tobelbach, in dem lediglich 6 Einzelstoffe nachgewiesen wurden.

3 Kleine Seen in Baden-Württemberg

3.1 Illmensee

Der Illmensee gehört mit einer Oberfläche von knapp 66 ha zu den größeren Seen in Oberschwaben. Er ist als FFH-Gebiet (Pfrunger Ried und Seen bei Illmensee) ausgewiesen und liegt im Landschaftschutzgebiet „Illmensee, Ruschweiler See und Volzer See“. Der Hauptzufluss Andelsbach mündet im Südosten in den See (Abbildung 3.1, links, Abbildung 3.2), der gleichnamige Abfluss im Westen speist den Ruschweiler See. Der Illmensee ist maximal 16 m tief, ausgedehnte Flachwasserzonen fehlen. Er wird als Badegewässer und für den Angelsport genutzt. Das Einzugsgebiet des Illmensees ist relativ klein (Abbildung 3.1, rechts). Es umfasst ca. 834 ha und ist von Ackerland (35 %), Mischwald (26 %) und Grün- und Gartenland (22 %) geprägt [vgl. DREIBHOLZ 2012].

Der Illmensee ist für die Überblicksüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie gemeldet, so dass er mindestens alle 6 Jahre umfassend untersucht wird. Im Vorder-

grund steht hierbei die Fragestellung des langfristigen Trends. Die letzten Intensivuntersuchungen des ISF mit monatlicher Beprobung eines Tiefenprofils fanden im Jahr 2017 statt. Die monatliche Probenahme erfolgte im Untersuchungsjahr 2019 an folgenden Terminen: 18.03., 15.04., 23.05., 17.06., 15.07., 19.08., 16.09., 21.10., 19.11. und 16.12.2019. Im Januar und Februar war die Probenahme wegen Eisbedeckung nicht möglich.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2019 an der Hauptmessstelle (= tiefste Stelle, Abbildung 3.2) aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und ca. 1 m über Grund sowie für den Andelsbach, den Zufluss 2 und den Abfluss statt. Die Zuflussproben wurden, wie auch die Proben aus dem See, auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Außerdem wurden an verschiedenen Terminen Untersuchungen von Spurenstoffen durchgeführt. Im Untersuchungsspektrum enthalten waren insbesondere Pestizide, außerdem prioritäre Stoffe und

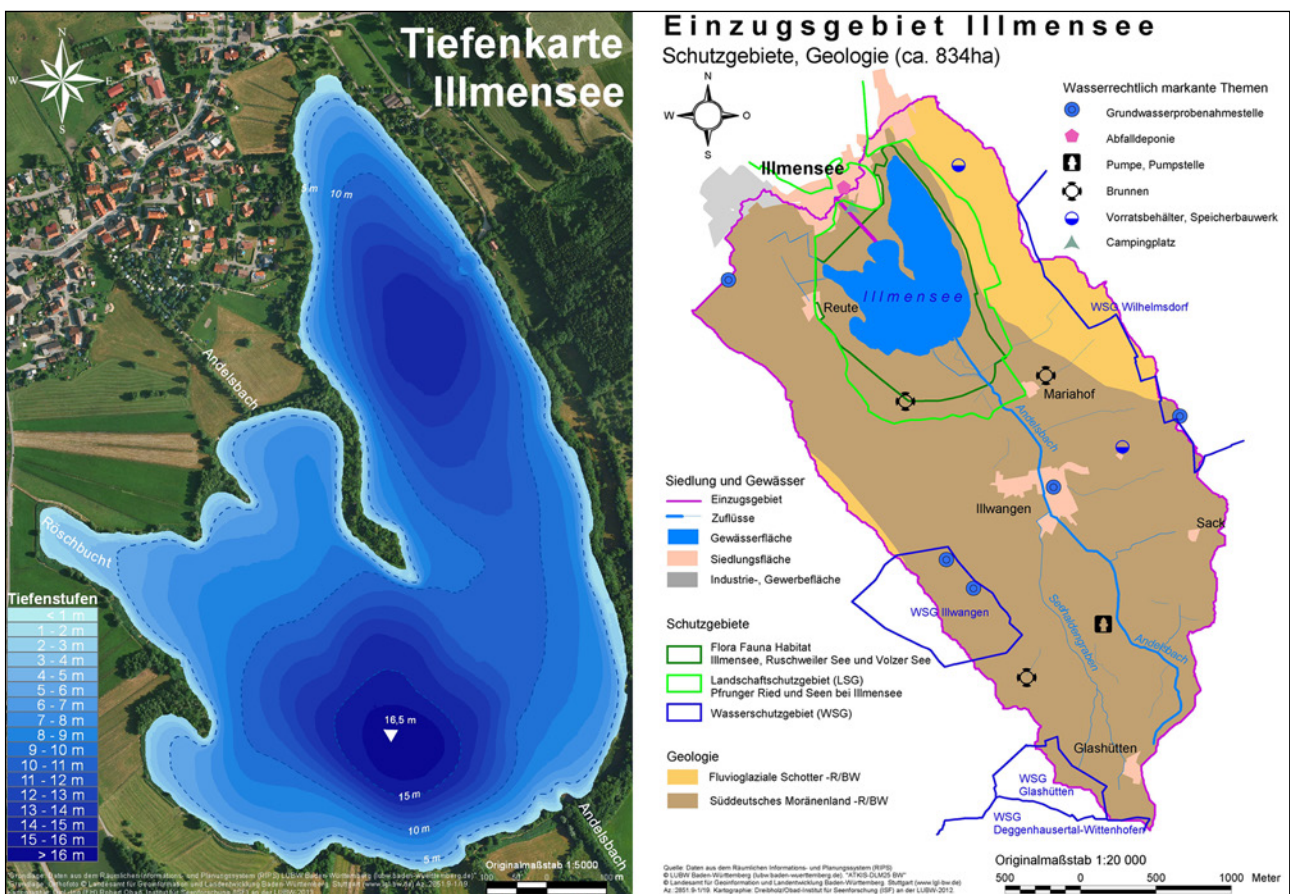


Abbildung 3.1: Links: Tiefenkarte des Illmensees nach Vermessung 2013 mit Fächerecholot. Rechts: Einzugsgebiet des Illmensees mit Schutzgebieten und Geologie (RIPS- und ATKIS-Daten).



Abbildung 3.2: Andelsbach kurz vor der Mündung in den Illmensee.

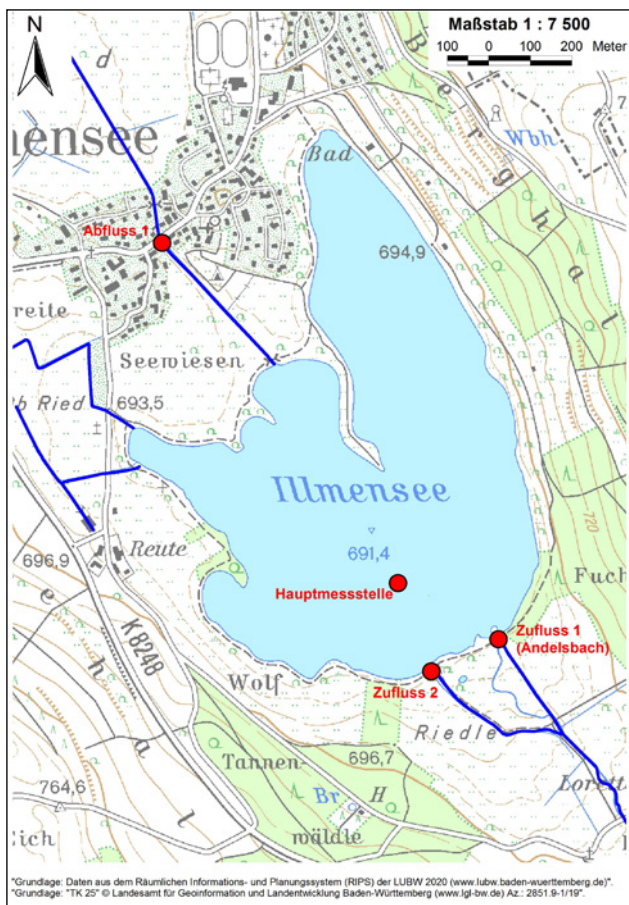


Abbildung 3.3: Übersichtskarte des Illmensees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle sowie beprobte Zuflüsse und Abfluss.

flussgebietspezifische Schadstoffe, für die eine Überwachung nach der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV vom 20.06.2016) vorgesehen ist.

Biologische Untersuchungen fanden 2019 in Seemitte statt (Abbildung 3.2). Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0 – 14 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich

von 0 – 3 m, 3 – 6 m und 6 – 14 m verwendet. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0 – 14 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und ca. 1 m über Grund.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurden eine CTD-Sonde zur Messung von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a und eine BBE-Sonde für die Algenklassen verwendet. Eine autonome Meßboje über der tiefsten Stelle zeichnete kontinuierlich meteorologische und seenphysikalische und limnologische Parameter auf.

3.1.1 Seenphysikalische Untersuchungen

Im Jahr 2019 wurden im Illmensee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. Diese liefern durch ihre zeitlich hohe Samplingfrequenz (ein Messwert alle ein bis zwei Sekunden) hochaufgelöste Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Chlorophyll-a).

In den nachfolgenden Isolethendarstellungen werden die Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen. Weitere Darstellungen zeigen Vertikalprofile ausgesuchter Parameter für einzelne Messtermine.

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Illmensee einen normalen saisonalen Verlauf der Temperaturstratifikation (Abbildung 3.4), der nach der vertikalen Durchmischung des Sees im Winter/Frühjahr die Erwärmungsphase im Frühjahr und die anschließende Stagnationsphase im Sommer sowie die Abkühlung im Herbst und die erneute Durchmischung im Winter zeigt.

Die vertikal zonierte Temperaturschichtung in Epi-, Meta- und Hypolimnion ist im Illmensee klar ausgeprägt und das Metalimnion (Temperatursprungschicht) zeigt die vertikalen Temperaturgradienten der Schichtungsphase, die sich deutlich auf die Austausch- und Durchmischungsprozesse im See auswirken und die Ausbildung stofflicher Gradienten maßgeblich beeinflussen. Im Rahmen der limnologischen Untersuchungen in 2019 fand die erste Beprobung

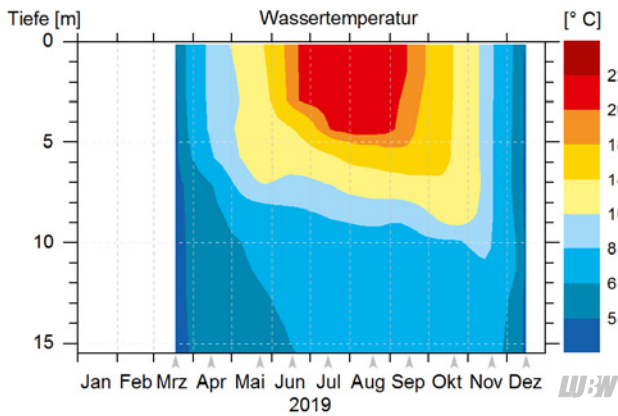


Abbildung 3.4: Isolethendarstellung der Temperaturverteilung im Illmensee für das Jahr 2019.

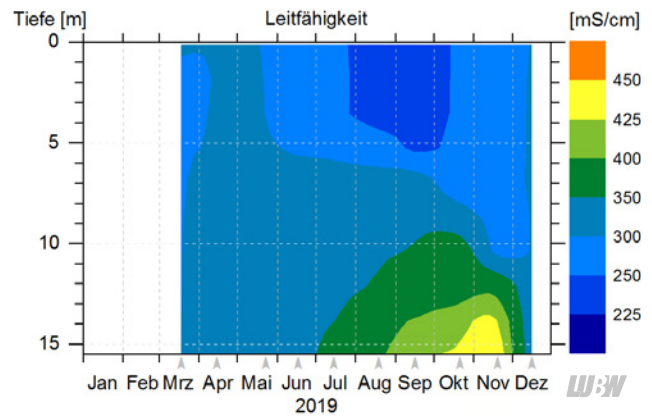


Abbildung 3.5: Isolethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Illmensee für das Jahr 2019.

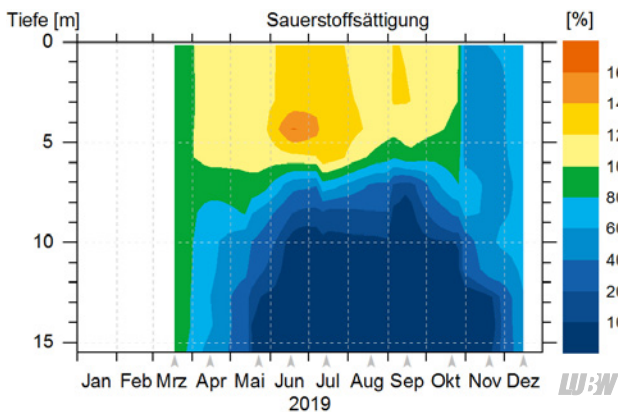


Abbildung 3.6: Isolethendarstellung der Sauerstoffsättigung (gemessen mit Optode) im Illmensee für das Jahr 2019.

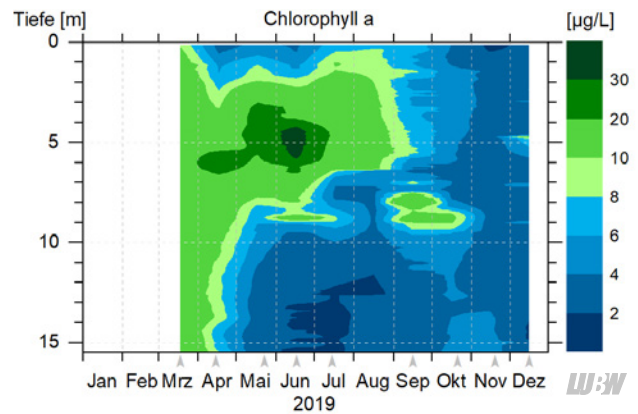


Abbildung 3.7: Isolethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Illmensee für das Jahr 2019.

am 18.03.2019 statt (Abbildung 3.8). Zu diesem Zeitpunkt wurde über dem Seeboden in 13 m Wassertiefe eine Wassertemperatur von 4,7 °C registriert. Bei den nachfolgenden Messterminen im April (5,3°C), Mai (5,7°C) und Juni (5,99°C) stieg diese bodennahe Hypolimnionstemperatur relativ rasch an. Die im Rahmen dieses Messprogrammes gemessene maximale Wassertemperatur wurde am 19.08.2019 mit $T_{\max} = 21,5^{\circ}\text{C}$ registriert. Der zweithöchste Messwert am 17.05.2019 betrug 20,8 °C. Zu beachten ist natürlich der monatliche Beprobungsrhythmus, der eine genaue Erfassung der zeitlichen Dynamik der oberflächlichen Wassertemperaturen nicht gestattet.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abbildung 3.5) zeigen ähnlich wie in den vorangegangenen Untersuchungsjahren (limnologische Untersuchungen wurden u. a. auch im Jahr 2017 und 2018 durchgeführt) eine interessante und sehr deutlich ausgeprägte raum-zeitliche Strukturierung des Illmensee. Mit Ausnahme der Mischungphase im Frühjahr und der wieder einsetzenden Durchmischungphase im Dezember sind sehr starke vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ nied-

rigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den hohen, im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimnion vorhanden. Diese großen vertikalen Leitfähigkeitsgradienten korrelieren mit den Temperaturgradienten, die eine vertikale Trennung des Seewasserkörpers in Epi-, Meta- und Hypolimnion bedingen und die vertikalen Austauschprozesse in der Schichtungsphase des Sees stark beeinflussen. Aufgrund dieser Temperaturschichtung sind im Epilimnion und Hypolimnion weitgehend voneinander entkoppelte, gegenläufige Entwicklungen der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis in den Spätherbst hinein zu beobachten, da der vertikale Austausch bzw. vertikale Mischungsprozesse minimiert werden. Im Epilimnion kommt es im Sommer zu einer Abnahme der Leitfähigkeit, während diese im Hypolimnion stark zunimmt. Dabei sieht man einen zeitlichen Versatz zwischen der oberflächlichen Abnahme der Leitfähigkeiten (Minimum am 19.08.2019 in einer Wassertiefe $D = 0$ m, $LF_{\min} = 254 \mu\text{S}/\text{cm}$) und den bodennah kontinuierlich bis zur erneuten Durchmischungphase zunehmenden Leitfähigkeiten (Maximum am 20.11.2019 in einer Wassertiefe $D = 14$ m, $LF_{\max} = 494 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Die im Jahresverlauf relativ rasch ansteigenden leicht erhöhten Temperaturen im Hypolimnion in Verbindung mit den erhöhten Leitfähigkeitswerten und den sehr niedrigen Sauerstoffsättigungswerten (Abbildung 3.6) können als mögliche Indikation für einen Grundwasserzustrom interpretiert werden, wobei auch andere Prozesse (z. B. Rücklösungsprozesse) zu entsprechenden chemischen Strukturierungen führen können. Die vorhandenen chemischen Daten geben leider keinen eindeutigen Nachweis für Grundwasserzutritte, so dass Grundwasserzutritte im Illensee weiterhin nur als eine mögliche Arbeitshypothese angesehen werden können.

Die mit einem Optoden-Sensor gemessenen Sauerstoffsättigungswerte sind in Abbildung 3.3 dargestellt. Diese Messungen zeigen wiederum – wie auch in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 – für den Illensee einige außergewöhnliche Charakteristika und sehr starke vertikale Gradienten für diesen limnologisch bedeutsamen Parameter.

Am Anfang der Messperiode am 18.03.2019 (Abbildung 3.8) wird eine weitgehend durchmischte, stofflich homogenisierte Wassersäule registriert, die über alle Tiefenbereiche hohe, überwiegend konstante Sauerstoffsättigungen aufweist. Im weiteren Verlauf des Jahres werden bodennah sehr schnell suboxische bzw. später im Jahr auch anoxische Sauerstoffwerte erreicht. So werden bereits im April am 15.04.2019 in einer etwa 1 – 2 m dicken bodennahen Wasserschicht Sauerstoffsättigungswerte < 60 % gemessen. Diese Schicht vergrößert sich im weiteren Verlauf sehr rasch und wird auch weiter sauerstoffabgereichert. Im Juni am 17.06.2019 (Abbildung 3.9) werden bereits in einer etwa 5 m dicken Wasserschicht über dem Grund stark suboxische bzw. anoxische Verhältnisse vorgefunden, die so bis in den Herbst hinein bestehen bleiben.

Demgegenüber steht eine extrem starke, mit tiefen Chlorophyll-a-Maxima (Abbildung 3.7) korrelierende Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Epi- und Metalimnion. Hier erreichen die Sauerstoffsättigungen im Laufe des Sommers sehr hohe Werte mit einem globalen Maximum von 165 % am 17.06.2019 in etwa 4 m Wassertiefe (Abbildung 3.9).

Als Resultat dieser gegenläufigen Entwicklungen ergeben sich vertikale Sauerstoffgradienten, bei denen die Sauerstoffsättigungswerte innerhalb eines Tiefenbereiches von

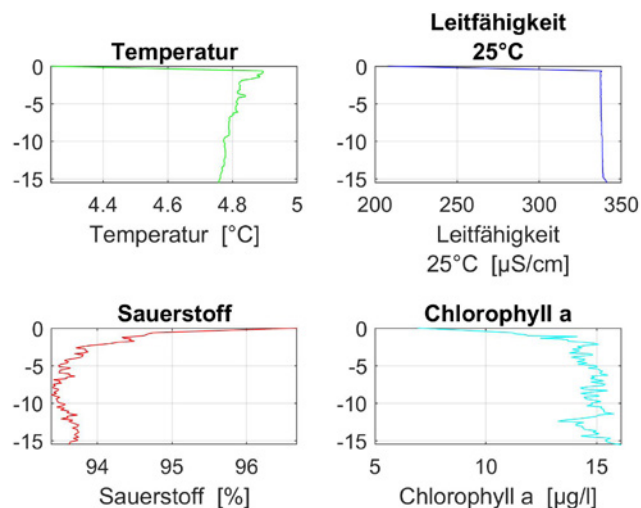


Abbildung 3.8: Vertikalprofile für eine Messung in der frühjährlichen Durchmischungsphase am 18.03.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist die durch die vorausgegangene Durchmischungsphase stofflich weitgehend homogenisierte Wassersäule. Zu diesem Zeitpunkt werden noch konstant hohe Sauerstoffsättigungswerte in allen Wassertiefen registriert.

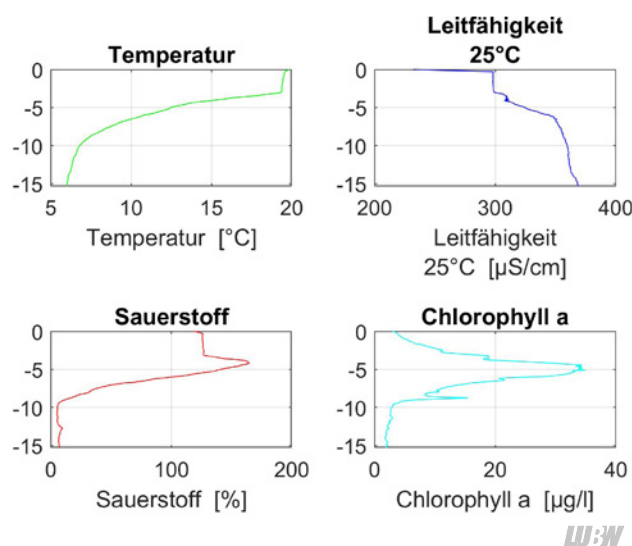


Abbildung 3.9: Vertikalprofile für eine Messung in der sommerlichen Stagnationsphase am 17.06.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen sind die sehr großen vertikalen Gradienten der Sauerstoffsättigung im Tiefenbereich von etwa 4 bis 10 m, in dem dieser Parameter von extrem übersättigten Bedingungen auf anoxische Verhältnisse wechselt. Im Metalimnion in einer Wassertiefe von etwa 4 – 8 m ist außerdem ein sogenanntes Deep Chlorophyll Maximum (DCM) anzutreffen, das zu hohen lokalen Sauerstoffübersättigungswerten führt.

nur 4 – 5 m von maximal 165 % auf suboxische bzw. nahezu anoxische Verhältnisse in 10 m Wassertiefe abfallen. Diese sehr großen vertikalen Sauerstoffgradienten werden durch die komplexen Wechselbeziehungen zwischen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen und Parametern bedingt und zeigen die Komplexität limnologischer Strukturierungsprozesse eindrücklich auf.

Die hohen Sauerstoffkonzentrationen im Metalimnion stehen in Zusammenhang mit den in dieser Tiefe beobachteten hohen Algenkonzentrationen bzw. Chlorophyll-a-Werten (Abbildung 3.7), die ein sogenanntes DCM (DCM – Deep Chlorophyll Maximum) bilden.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen zum Zeitpunkt der maximalen Sauerstoffübersättigungen im Juni 2019 (Abbildung 3.9) erreichen Werte von maximal 35 µg/l. Das DCM ist zu diesem Zeitpunkt in einem Tiefenbereich von etwa 4 – 8 m lokalisiert. Im weiteren Jahresverlauf bleibt dieser metalimnische Chlorophyll-a-Peak mit unterschiedlichen maximalen Konzentrationsgehalten bis in den Oktober hinein erhalten und an das Metalimnion gekoppelt.

Kontinuierliche Messungen mit einer im Illensee verankerten Messboje

Im Illensee wurden im Jahr 2019 zusätzlich zu den monatlichen limnologischen Terminmessungen kontinuierliche Messungen seenphysikalischer und meteorologischer Parameter mit einer Messboje durchgeführt. Dieses Messbojensystem hat verschiedene Sensoren zur Erfassung von meteorologischen, seenphysikalischen und limnologischen Parametern. Seenphysikalische Parameter und Wasserqualitätsparameter wurden mit einer Multiparametersonde aufgenommen, die in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m positioniert war. Die meteorologischen Parameter werden mit einem Kombisensormessgerät erfasst, das sich etwa 2 m über der Wasseroberfläche befindet.

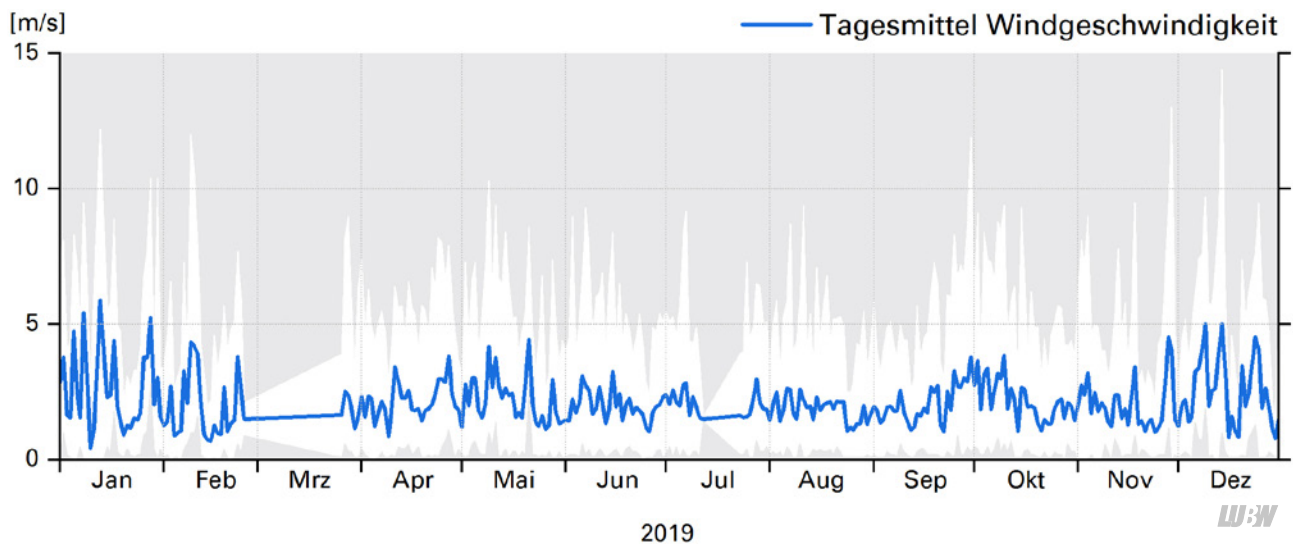


Abbildung 3.10: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Lufttemperatur.

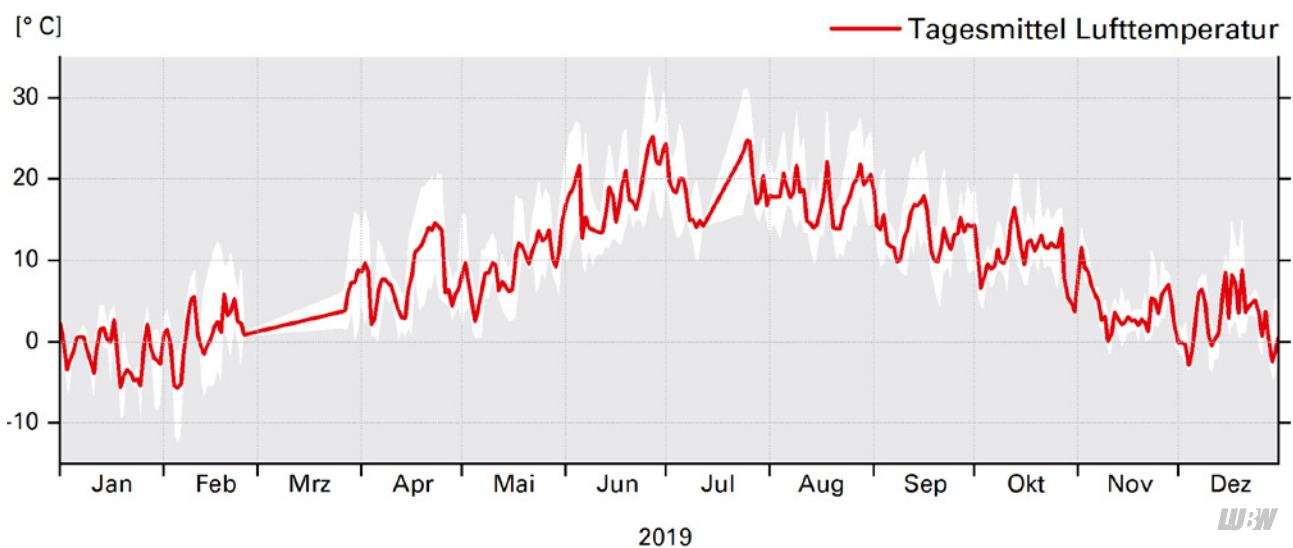


Abbildung 3.11: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Windgeschwindigkeit.

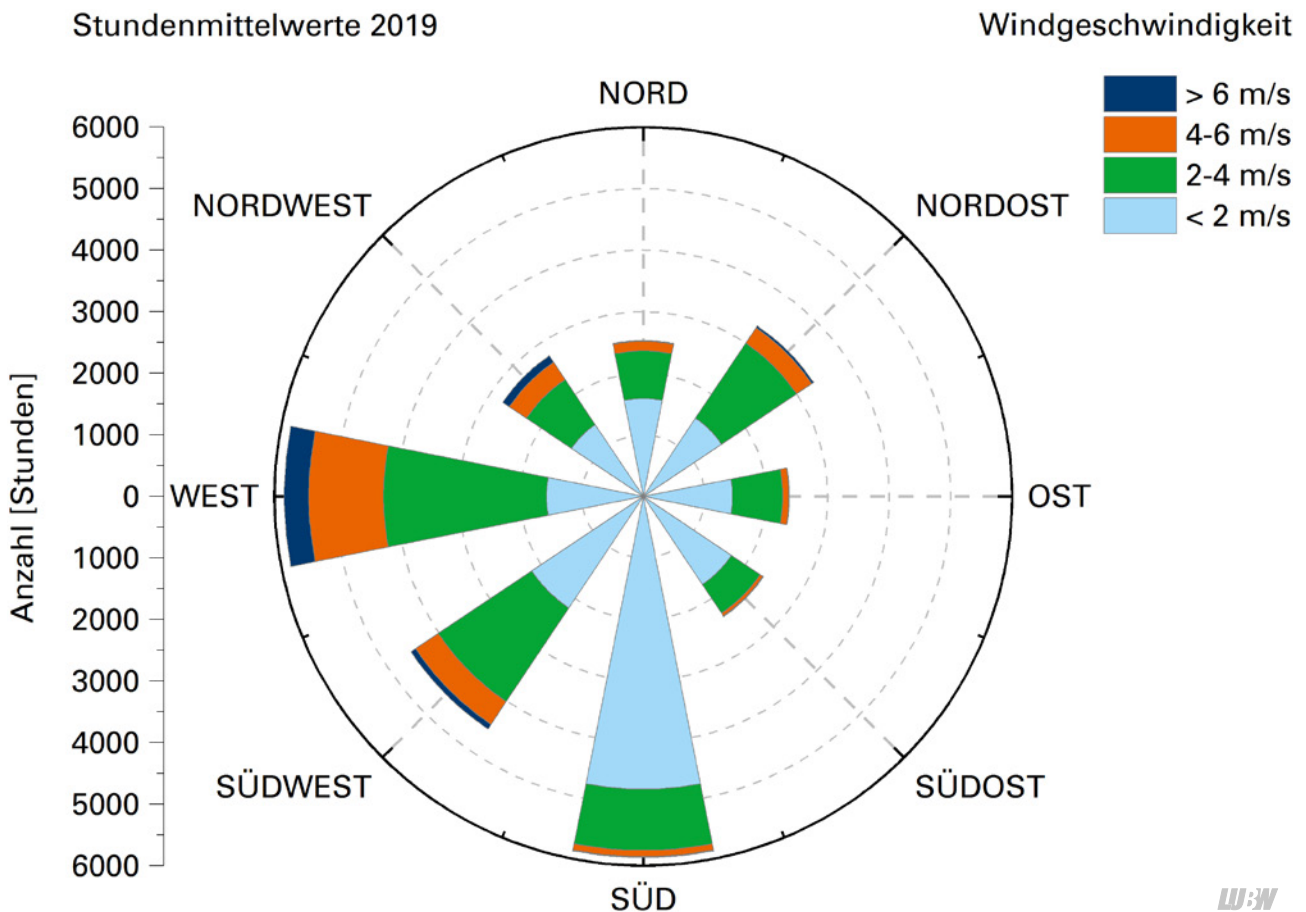


Abbildung 3.12: Windrosendarstellung der im Jahr 2019 über dem Illensee gemessenen Windgeschwindigkeiten (vektoriell).

Detaillierte Informationen zur Temperaturschichtung des Gewässers werden außerdem mit einer vertikal hochauflösenden Temperaturmesskette gewonnen (vertikaler Abstand zwischen den einzelnen Temperaturmessfühlern $dz = 1 \dots 2 \text{ m}$, Messintervall $dt = 20 \text{ min}$).

In den Abbildungen Abbildung 3.10 und Abbildung 3.11 sind für die meteorologischen Parameter Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit die Tagesmittelwerte und in Abbildung 3.12 in einem Windrosenplot die Windgeschwindigkeitsverteilung (vektoriell) für das Jahr 2019 dargestellt. Die Zeitreihe der Lufttemperatur zeigt Variationen auf verschiedenen zeitlichen Skalen, so die saisonale Entwicklung der Temperatur, eine Temperaturdynamik, die sich auf mittleren Zeitskalen von wenigen Tagen bis Wochen etabliert und die tägliche Variation (im Plot repräsentiert durch die Variationsbreite der Lufttemperatur).

Die niedrigsten Temperaturen werden im Januar registriert, die höchsten Tagesmittelwerte im Juni und Juli erreicht, wobei der Juli ebenfalls eine länger anhaltende Abkühlungsphase zeigt. Auffällig sind die zu Jahresanfang (Januar und Februar) und zum Jahresende (November und De-

zember) vermehrt auftretenden Perioden höherer Windgeschwindigkeit (Abbildung 3.11) sowie die relativ zu diesen Perioden windarmen Phasen von Juni bis September. Die Windverteilung über dem Illensee (Abbildung 3.12) zeigt die für die Region typischen Hauptwindrichtungen Südwest bis West und Nebenmaxima für Nordostwinde – für schwächere Winde werden auch häufig Winde aus Süd registriert.

In Abbildung 3.13 sind die im Jahr 2019 mit einer Thermistorkette zeitlich kontinuierlich (Samplingintervall $dt = 20 \text{ min}$) und vertikal hochauflösend (vertikaler Abstand der Sensoren untereinander $dz = 1 \dots 2 \text{ m}$) gemessenen Wassertemperaturen dargestellt, die eine detaillierte Abbildung der thermischen Schichtungssituation des Sees ermöglichen. Im Gegensatz zu den Vertikalprofilmessungen, die bei den monatlichen Probenahmen durchgeführt werden, können mit diesen kontinuierlichen Messungen auch kurzzeitige Ereignisse und Änderungen der Temperaturschichtung des Sees identifiziert werden. Zu sehen ist, wie der See auf entsprechende meteorologische Warmphasen reagiert und die oberflächliche Wassertemperatur mit der Lufttemperatur (Abbildung 3.10) gekoppelt ist.

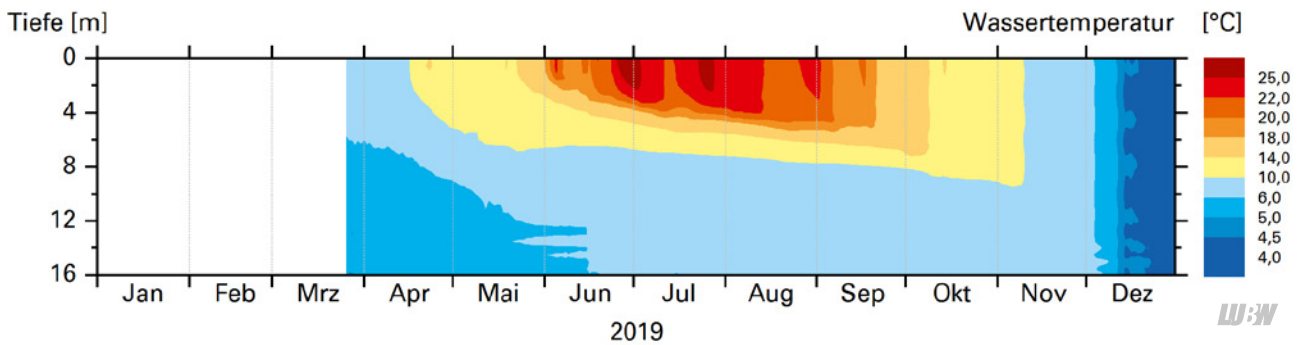


Abbildung 3.13: Isolethendarstellung der kontinuierlich mit einer Thermistorkette gemessenen Temperaturverteilung im Illmensee.

In Abbildung 3.14 sind die Tagesmittelwerte der kontinuierlich gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m abgebildet. Zu sehen sind mehrere über das Jahr bzw. den Registrierungszeitraum verteilte Maxima der Chlorophyll-a-Konzentrationen – so z. B.: im Frühjahr, stärker ausgeprägt im Juni und im Spätsommer im Monat September. Weitere Maxima können dann auch noch im Winter im Dezember beobachtet werden. Dieser Verlauf hat Ähnlichkeiten mit den monatlichen Terminmessungen, wobei durch die kontinuierliche Messung die zeitliche Dynamik dieses Parameters besser abgebildet wird und diese Messungen oberflächennah in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m durchgeführt werden. Die Chlorophyll-a Maxima an der Oberfläche und diejenigen in größerer Tiefe – speziell die großen Chlorophyll-a-Konzentrationen im Metalimnion – treten zeitlich nicht notwendigerweise synchron auf, sondern können sich auch unterschiedlich entwickeln. Diese kontinuierlichen, zeitlich hochauflösenden Messungen zeigen auch die außerordentlich hohe tägliche Variationsbreite des Parameters Chlorophyll a auf und geben somit einen deutlich besseren Einblick in die Dynamik dieses Parameters, als die Monatsterminmessung mit herkömmlicher Probenahme.

In den Abbildung 3.15 und Abbildung 3.16 sind die Tagesmittelwerte der in 1,5 m Wassertiefe kontinuierlich gemessenen Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen dargestellt. Die Sauerstoffsättigungen zeigen einen zu erwartenden saisonalen Verlauf mit teilweise deutlichen Übersättigungen in der Zeit starken Algenwachstums von Juni bis September sowie abnehmende Sauerstoffsättigungen und -konzentrationen im Herbst und Winter.

Fazit

Im Illmensee treten im Jahr 2019 wie auch in den Vorjahren 2017 und 2018 sehr große vertikale stoffliche Gradienten

sowohl für die Sauerstoffsättigung und Sauerstoffkonzentration als auch für die Leitfähigkeit auf, die außerdem als einfacher Indikator für Verteilungsmuster anderer chemischer Parameter dienen kann. Diese großen Gradienten waren mit den deutlich ausgeprägten Temperaturgradienten raum-zeitlich korreliert, die die vertikalen Austausch- und Mischungsprozesse maßgeblich beeinflussen und besonders während der sommerlichen Stagnationsphase stark minimieren.

Eine Besonderheit des Illmensees, die sich in 2019 wie auch in den Vorjahren 2018 und 2017 nachweisen lässt, ist die suboxische bzw. teilweise anoxische Zone, die sich mit Beginn der thermischen Schichtung ab etwa Mai etabliert und bis in den Herbst hinein ab Wassertiefen von etwa 7 m beobachtet werden kann.

Eine weitere Besonderheit sind die sehr stark ausgeprägten DCM (Deep Chlorophyll Maxima), die sich im metalimnischen Bereich ausbilden und in den Sommermonaten zu hohen Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungen in diesen Wassertiefenbereichen führen. Zwischen den Bereichen sehr hoher Sauerstoffkonzentrationen und den nur wenig tiefer gelegenen suboxischen bis anoxischen Bereichen des Sees bilden sich jedes Jahr große vertikale Sauerstoff-Gradienten aus.

Diese Sauerstoff-Gradienten, wie auch weitere stoffliche Gradienten, werden durch die komplexen Wechselbeziehungen zwischen physikalischen (Temperaturschichtung), chemischen (allgemein wasserchemische und Rücklungsprozesse) und biologischen (Ausbildung von vertikal eingelagerten und zonal strikt lokalisierten, spezialisierten Algenarten, wie z. B. die Burgunderblutalge) Prozessen und Parametern geprägt und zeigen die Komplexität limnologischer Strukturierungsprozesse eindrücklich auf.

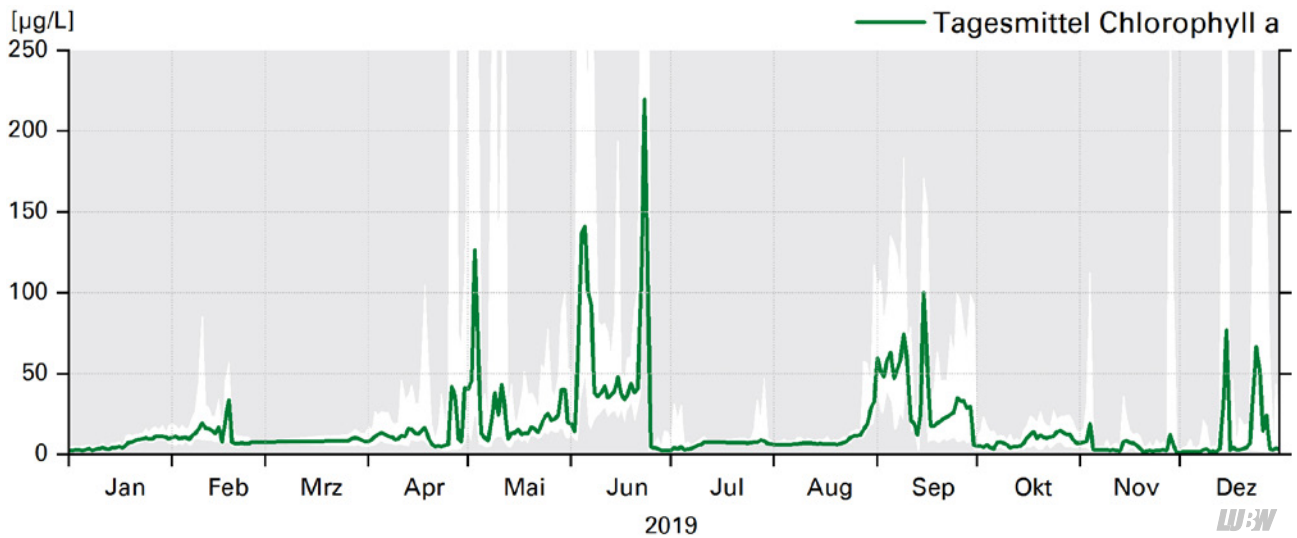


Abbildung 3.14: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

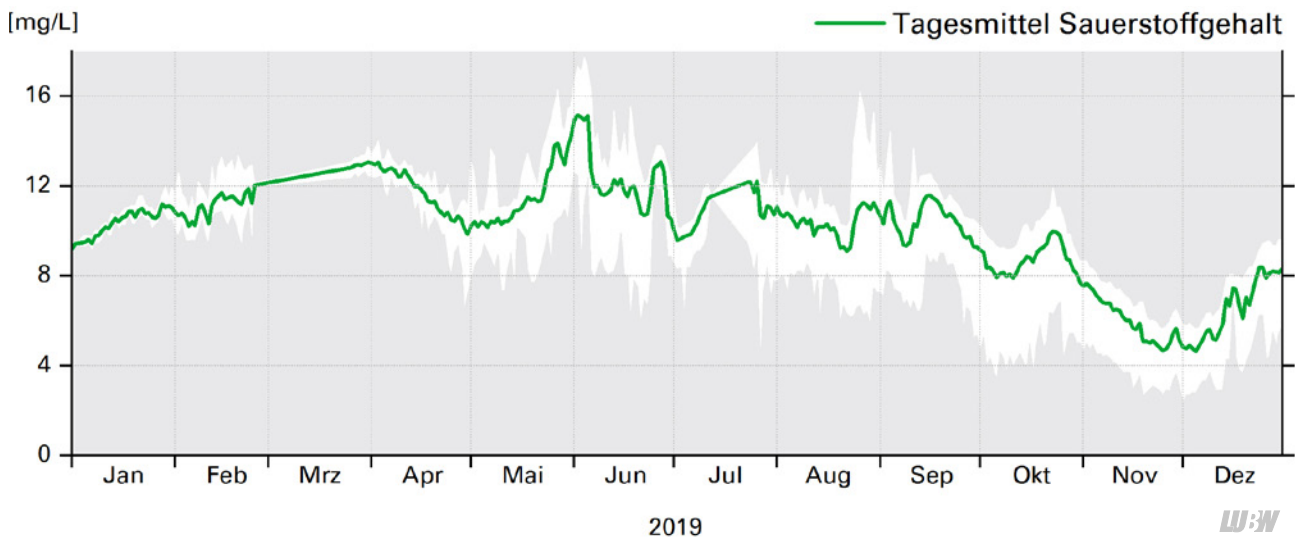


Abbildung 3.15: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

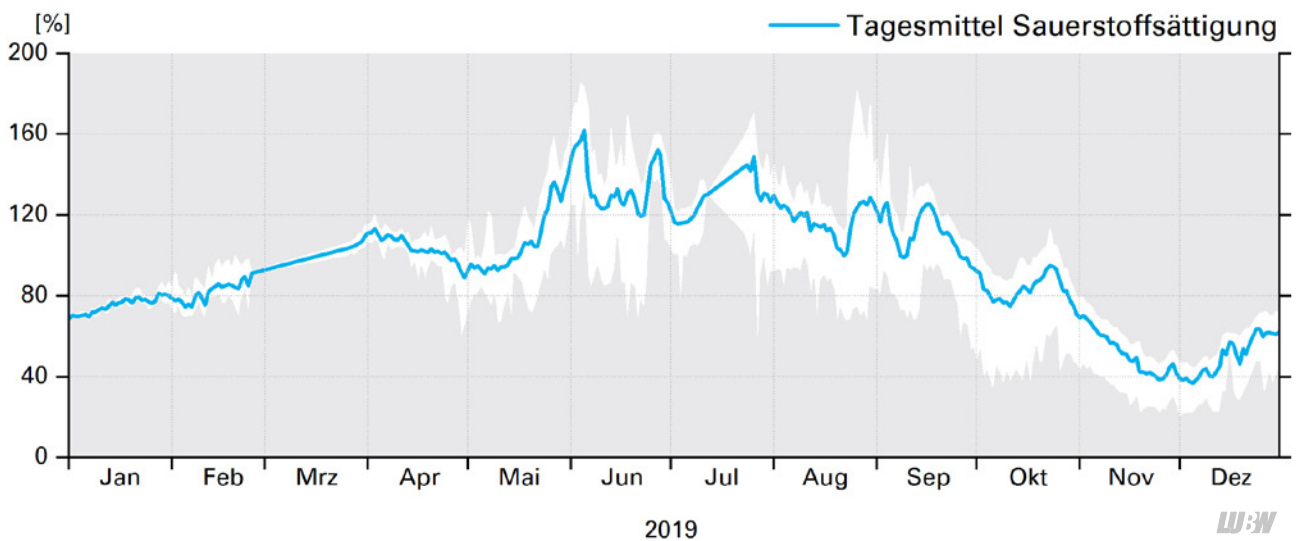


Abbildung 3.16: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffsättigungswerte in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

Die kontinuierlichen Aufzeichnungen des Messbojensystems im Illensee ergänzen die monatlichen Messungen mit den Multiparametersonden und ermöglichen die kontinuierliche, zeitlich hochauflösende und multiparametrische Überwachung der Vorgänge in Seen. Durch die umfangreiche Sensorik wird ein besseres Verständnis der ablaufenden Prozesse und Phänomene erreicht. Die Ergebnisse der Routinebeprobungen und umfangreichen Messprogramme der Biologie, Chemie und Seenphysik werden um die Resultate der Messboje wesentlich erweitert und können so besser in den seenphysikalischen und meteorologischen Kontext eingeordnet und interpretiert werden.

3.1.2 Chemische Untersuchung

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2019 für die Hauptmessstelle (= tiefste Stelle) des Illensees (Kapitel 3.1, Abbildung 3.3) ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2019 sowie für die Untersuchungsjahre 2012 und 2017 sind in Tabelle 3.1 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3.17 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2019 dargestellt.

Die Konzentrationen an Sauerstoff (O_2) über Grund verringerten sich durch Verbrauch während des biologischen Abbaus von Biomasse von 11,3 mg/L im März auf ca. die Hälfte im April (5,5 mg/L) und auf unter 1 mg/L im Mai und Juni (Abbildung 3.17). Ab Juli war in den unteren beiden Tiefenschichten kein Sauerstoff mehr nachweisbar. Diese sauerstoffarmen Bedingungen ließen sich bis einschließlich Oktober beobachten. Mit einsetzender Durchmischung im November wurde wieder Sauerstoff in tiefere Bereiche transportiert, zunächst aber nur bis einschließlich der Tiefenstufe 12,5 m. Nach fortgeschrittener Durchmischung im Dezember betrug die Sauerstoff-Konzentration über Grund 7,3 mg/L (0 m: 7,6 mg/L).

In den Untersuchungsjahren 2012, 2017 und 2019 wurde jeweils ein fünf Monate anhaltendes Sauerstoffdefizit (Juni – Oktober) in den unteren beiden Tiefenschichten beobachtet. Die Ausprägung dieses Defizits im entsprechenden Zeitraum war allerdings 2017 sowohl im Hinblick auf die tatsächlich gemessenen Konzentrationen (höchste Anzahl

der Monate, in denen Sauerstoff über Grund nicht nachweisbar war) sowie deren Ausdehnung in die Wassersäule am stärksten. Dagegen dauerte das Sauerstoffdefizit in den Jahren 2012 und 2019 länger. In diesen wurde jeweils im November in einer Tiefe von einem Meter über Grund kein Sauerstoff nachgewiesen (2017: 1,5 mg O_2 /L).

Gesamt-Phosphor (gesamt-P) über Grund erreichte ein erstes Maximum im Juli (126 $\mu\text{g/L}$) und ein zweites, etwas höheres Maximum im November (157 $\mu\text{g/L}$) (Abbildung 3.17). Die maximalen gesamt-P-Gehalte sind damit vergleichbar zu 2017 (Tabelle 3.1), jedoch gesunken gegenüber 2012 als maximal noch ca. 250 $\mu\text{g/L}$ über Grund gemessen wurden. Dabei waren im Juli 2019 ca. zwei Drittel des gesamten Phosphors partikulär. Bis September bzw. Oktober war dem gemessenen gesamt-Phosphor (62 $\mu\text{g/L}$ bzw. 83 $\mu\text{g/L}$) infolge von Abbau- und Rücklösungsprozessen unter sauerstoffarmen Bedingungen dagegen fast ausschließlich gelöst-Phosphor (54 $\mu\text{g/L}$ bzw. 75 $\mu\text{g/L}$) zuzuordnen, mit einem hohen Anteil an ortho-Phosphat. Beim zweiten Maximum im November war ca. die Hälfte des gesamten Phosphors partikulär, was vermutlich auf den zusätzlichen Eintrag von organischem Material zurückzuführen ist, der durch die Phytoplanktonblüte im Oktober begründet ist (siehe Kapitel 3.1.3). Das volumengewichtete Jahresmittel für gesamt-P war 2019 mit 22 $\mu\text{g/L}$ gegenüber 2017 (26 $\mu\text{g/L}$) und 2012 (24 $\mu\text{g/L}$) etwas niedriger (Tabelle 3.1).

Die Gehalte an anorganischem Stickstoff (N) sind mit einem Jahresmittel (volumengewichtet) von 814 $\mu\text{g/L}$ 2019 wieder höher als 2017 (644 $\mu\text{g/L}$), aber vergleichbar zu 2012 (861 $\mu\text{g/L}$) (Tabelle 3.1). Dabei waren sowohl die epilimnischen Nitrat-N-Konzentrationen im Jahresverlauf als auch die Ammonium-N-Konzentrationen im Frühjahr 2019 höher als im Untersuchungsjahr 2017. Auffällig ist dabei insbesondere die Zunahme der Nitrat-Konzentrationen im Mai und Juni in der Tiefe von 0 – 5 m trotz eines insgesamt eher hoch einzuschätzenden Verbrauchs, da in diesen Monaten bereits relativ hohe Phytoplanktonbiomassen vorhanden waren (vgl. Kapitel 3.1.3). Die oberflächliche Nitrat-Zunahme ist sehr wahrscheinlich auf erhöhte Frachten durch die Zuflüsse zurückzuführen, da sowohl im Mai als auch im Juni Starkregenereignisse zu beobachten waren.

Die aus dem Verbrauch durch Nitratreduktion verursachten Minimalkonzentrationen über Grund blieben in den Jahren

2017 und 2019 vergleichbar (59 µg/L und 51 µg/L) und wurden im Oktober erreicht. Nitrat-N stellte bis August die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen (62 – 76 % der volumengewichteten gesamt-anorganischen N-Konzentration). Ammonium-N nahm im September bis Dezember auf einen Anteil von ca. 50 % zu (47 – 54 % der volumengewichteten gesamt-anorganischen N-Konzentration). Die maximale Konzentration an Ammonium-N über

Grund wurde im November mit 2935 µg/L erreicht und war deutlich höher als 2017 (1980 µg/L) (Tabelle 3.1). Der Nitrat-N-Gehalt (volumengewichtet) nahm auf ca. 250 – 350 µg/L ab, nachdem der See zur Zeit der Frühjahrszirkulation mit ca. 630 µg/L gestartet war.

Silikat (SiO₂-Si) an der Oberfläche wurde ausgehend von einer Konzentration von 926 µg/L (0 m) im Frühjahr

Tabelle 3.1: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Illmensee 2012, 2017 und 2019.

Illmensee		2012 (Apr– Dez)	2017 (Mrz – Nov)	2019 (Mrz – Dez)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel		
Temp.	°C	11,5	11,7 ^{*1}	10,9
Sichtt.	m	2,7	3,4	2,5
Leitf.	µS/cm	325	310	291
pH		8,1	8,1	8,2
Härte	1/2 mmol/L	3,5	3,3	3,0
SBV	mmol/L	3,2	3,1	2,8
gesamt-P	µg/L	24	26	22
gelöst-P	µg/L	8,9	9,8	9,4
ortho-P	µg/L	3,5	3,3	2,9
O ₂	mg/L	7,3	7,6	8,4
anorganisch-N	µg/L	861	644	814
NH ₄ -N	µg/L	288	240	298
SiO ₂ -Si	µg/L	662	700	728
gesamt-Fe	µg/L	91	79	46
gesamt-Mn	µg/L	68	63	35
Cl	mg/L	15	11	12
gelöst-As	µg/L	0,2	0,5 ^{*2}	0,5
gelöst-Al	µg/L	1,9	1,3 ^{*2}	3,5
gelöst-Zn	µg/L	0,3	1,3 ^{*2}	1,0
gelöst-Cu	µg/L	1,6	1,0 ^{*2}	0,8
Chlorophyll-a ^{*3}	µg/L	8,9	8,9	11,4
Extrema 1 m ü. Grund (Monat)				
O ₂ Min	mg/L	0 (07 – 11)	0 (06 – 10)	0 (07 – 08, 10 – 11)
gesamt-P Max	µg/L	252 (11)	182 (06)/	
120 (10)	157 (11)			
NH ₄ -N Max	µg/L	4621 (11)	1980 (10)	2935 (11)
gesamt-Fe Max	µg/L	1038 (08)	600 (10) ^{*4}	486 (11)
gesamt-Mn Max	µg/L	613 (11)	437 (10)	435 (09)
Trophiebewertung				
LAWA Trophie (neu/alt) ^{*5}	2,2	2,1/2,1	2,4/2,4	
LAWA-Trophieindex (neu/alt) ^{*5}	m	m2/m	m2/m	
Referenz Trophie	oligotroph bis mesotroph 1			

*1: keine Messwerte für Oktober vorhanden

*2: gelöst-As, -Al, -Zn, -Cu: nur April und September (2017): Bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet

*3: Werte beziehen sich auf das Jahresmittel im Epilimnion

*4: Gesamt-Eisen wies im Juni eine höhere Konzentration (857 µg/L) auf, war aber fast ausschließlich partikulär

*5: Seit Ende 2013 wird eine aktualisierte Trophieklassifikation der LAWa zur Seebewertung eingesetzt (hier als „neu“ bezeichnet). Zu Vergleichszwecken mit früheren Untersuchungsjahren erfolgte für den Illmensee zusätzlich ein Abgleich mit dem bisherigen Bewertungsschema (hier als „alt“ bezeichnet).

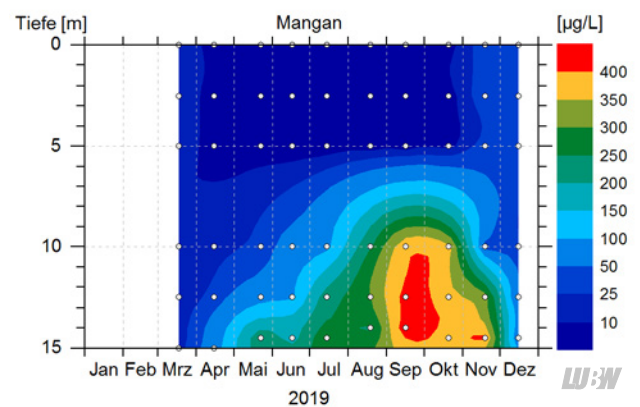
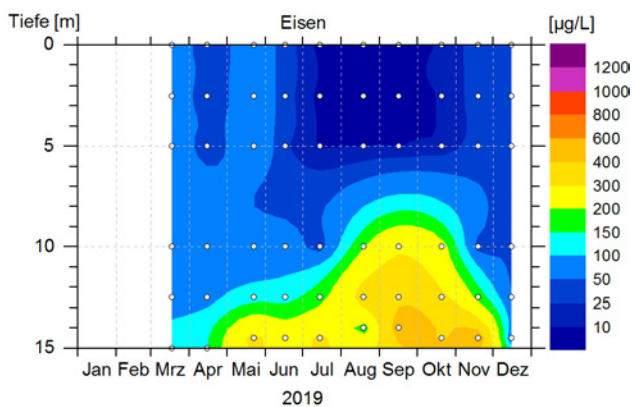
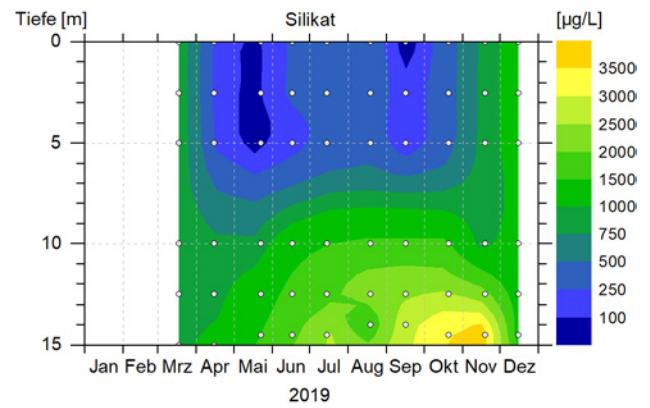
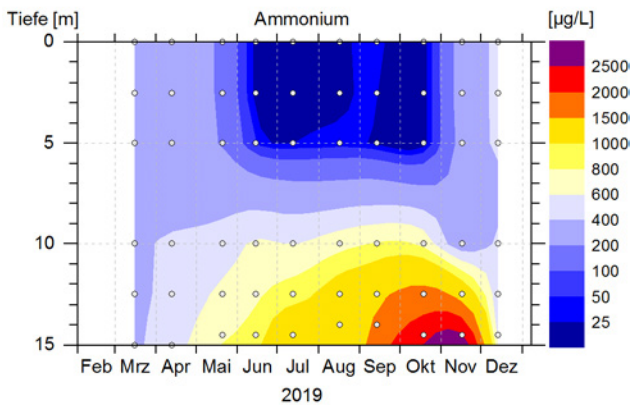
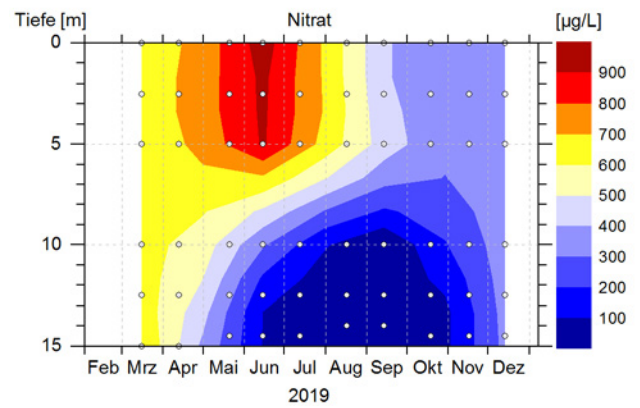
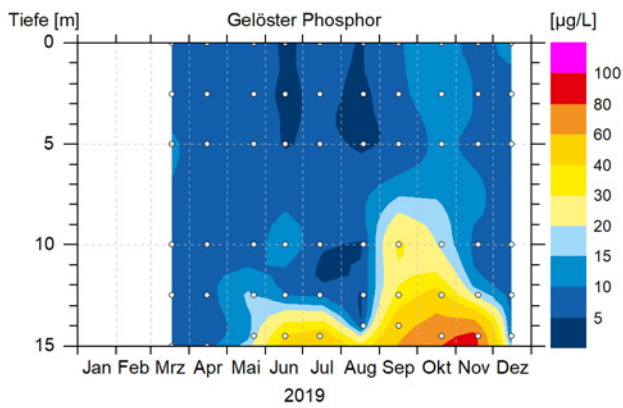
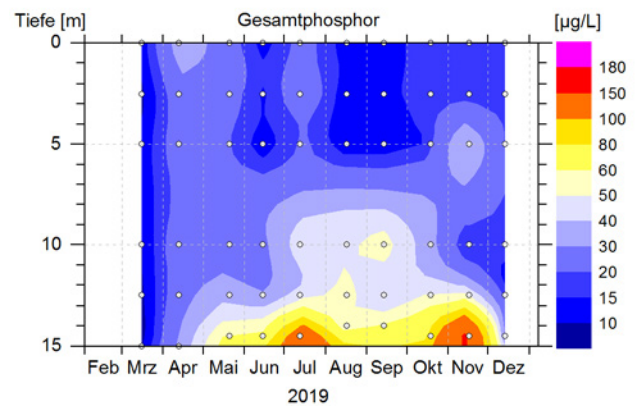
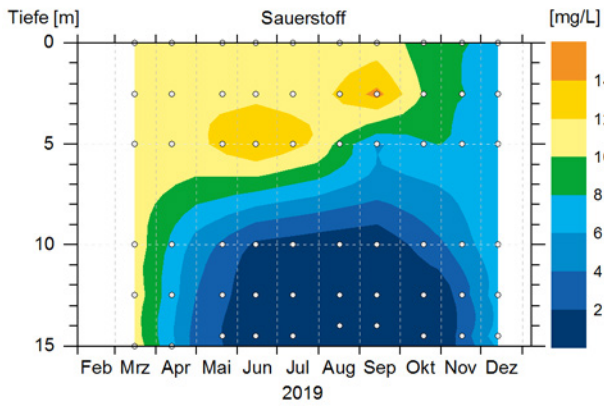


Abbildung 3.17: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Illensee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

entsprechend dem Aufkommen von Kieselalgen (siehe Kapitel 3.1.3) im April und Mai stark verbraucht (Abbildung 3.17). Dies wirkte sich auch limitierend auf die weitere Entwicklung der Kieselalgen aus. In den folgenden Monaten stiegen die Konzentrationen zwischenzeitlich wieder auf $> 400 \mu\text{g SiO}_2\text{-Si/L}$ an (Rücklösung, externe Einträge). Mit fortschreitender Sukzession der Phytoplankton-Gesellschaft wurde aber auch weiterhin Silikat verbraucht, so dass im September an der Oberfläche (0 m Tiefe) eine vollständige Zehrung beobachtet wurde. Im Tiefenbereich erreichten die Silikat-Konzentrationen durch Rücklösung bis November einen Maximalwert von $3787 \mu\text{g/L}$. Nach Durchmischung im Dezember betrug der Silikat-Gehalt über die gesamte Wassersäule ca. $1200 \mu\text{g/L}$.

Für Eisen (Fe) zeigten sich erste redoxbedingte Rücklösungsprozesse von Mai bis Juli und deutlich ausgeprägt von September bis November ($454 \mu\text{g/L}$ bzw. $390 \mu\text{g/L}$ Gesamt-Fe, $414 \mu\text{g/L}$ bzw. $374 \mu\text{g/L}$ gelöst-Fe) (Abbildung 3.17). Im November wurden noch etwas höhere Gesamt-Eisen-Gehalte über Grund ($486 \mu\text{g/L}$) beobachtet, dieses war noch zu 60 % gelöstes Eisen. Grundsätzlich waren die Maximalkonzentrationen über Grund sowohl für Gesamt- als auch für gelöst-Eisen niedriger als 2017 ($857 \mu\text{g/L}$ Ges.-Fe, $561 \mu\text{g/L}$ gel.-Fe) und 2012 ($1038 \mu\text{g/L}$ Ges.-Eisen, $935 \mu\text{g/L}$ gel.-Eisen).

Auch für Mangan wurde Rücklösung unter sauerstoffarmen Bedingungen von Mai bis Juli beobachtet, außerdem verstärkt von September bis November. Bereits im Juni war Mangan zum überwiegenden Teil, im Juli dann fast ausschließlich gelöst vorhanden. Auch im Herbst wurde fast ausschließlich gelöst-Mangan gemessen. Entsprechend

der Tatsache, dass die Manganreduktion bei höheren Redoxpotentialen abläuft als die Reduktion von Eisen, blieb gelöst-Mangan die dominante Form bis einschließlich November, als bei 12,5 m über Grund bereits wieder $1,1 \text{ mg/L}$ Sauerstoff gemessen wurden. Die maximale Konzentration an gesamt-Mangan über Grund war mit $435 \mu\text{g/L}$ (September) identisch zu 2017 mit $437 \mu\text{g/L}$ (Oktober).

Die Ergebnisse der weiteren im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies wie zum Beispiel Arsen, Aluminium, Zink und Kupfer zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an und sind vergleichbar zu 2017 (Tabelle 3.1). Beispielhaft für die untersuchten Metalle sind in Abbildung 3.18 die Isoplethen für gesamt-Arsen und gesamt-Barium dargestellt. Bei diesen beiden Metallen sind im Oktober, z. T. auch bereits im Juli deutliche Rücklösungseffekte über Grund erkennbar. Insbesondere bei Arsen verläuft die Rücklösung aus dem Sediment oft parallel zur Rücklösung von Eisen, da Arsen im Sediment häufig in Eisenhydroxiden gebunden vorliegt. Insgesamt sind die Konzentrationen der beiden Metalle jedoch gering. Möglicherweise spielt bei der Rücklösung von Barium auch die Sulfatreduktion aus dem Sediment durch Auflösung von Schwerspat (BaSO_4) eine zusätzliche Rolle. Sulfatreduktion konnte im Tiefenbereich der Wassersäule ab Juli bis einschließlich November beobachtet werden, wobei die niedrigste Sulfat-Konzentration im Oktober mit $1,3 \text{ mg/L}$ gemessen wurde.

Die Chlorid-Konzentrationen waren 2019 mit einem Jahresmittelwert von $11,7 \text{ mg/L}$ deutlich niedriger als 2012 (15 mg/L). Sie waren zwar grundsätzlich vergleichbar zum Untersuchungsjahr 2017 (11 mg/L), aber die Ausgangskon-

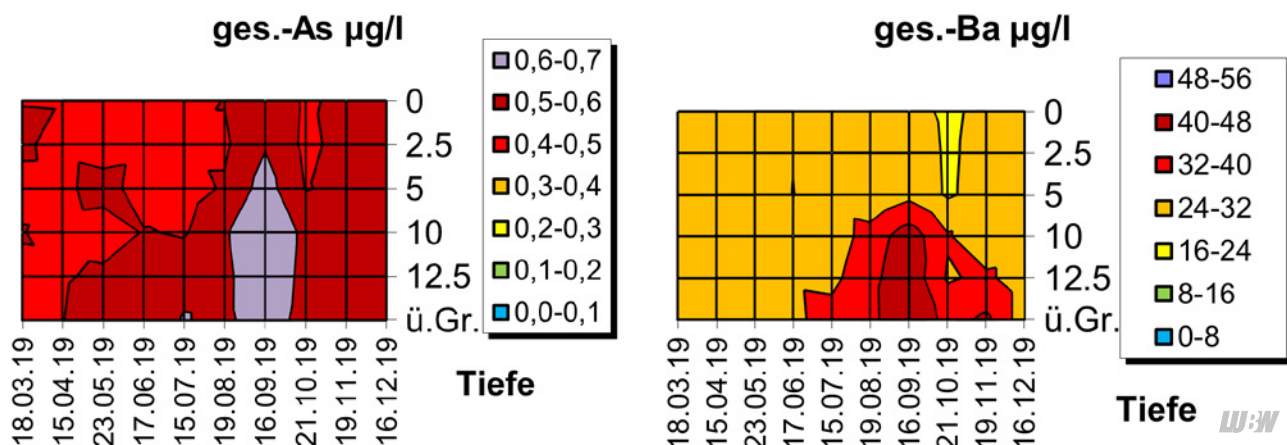


Abbildung 3.18: Isoplethendarstellungen von Arsen und Barium, zwei Metalle mit Konzentrationen auf insgesamt niedrigem Niveau, bei denen jedoch im Herbst Rücklösungseffekte über Grund erkennbar sind.

zentrationen im Frühjahr waren mit 12,0 – 12,2 mg/L höher gegenüber 11,2 – 11,3 mg/L im Jahr 2017. Es ist davon auszugehen, dass im Winter 2018/2019 – der im Januar im Alpenvorland und in höheren Lagen teilweise mit viel Schnee einherging – gegenüber dem sonnigen, trockenen Winter 2016/2017 deutlich mehr Streusalz eingesetzt wurde.

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für den Illmensee wie auch 2017 den Zustand mesotroph 2 (Tabelle 3.1). Als Referenztrophi e wird im LAWA Steckbrief für diesen Seetyp (geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) oligo- bis mesotroph 1 angegeben. Der Illmensee ist damit eine Stufe von seinem maximalen Trophiestatus im Referenzzustand (mesotroph 1) entfernt und insgesamt im guten Zustand. Auffällig ist, dass wie bereits bei der biologischen Sonderuntersuchung 2018 (vgl. [ISF 2020]) die Chlorophyll-a-Bewertung den eutrophen (e2) Bereich ergibt, wobei sich der Einzelindex (2,8 gegenüber 2,5) leicht verschlechtert hat. Im aktuellen Untersuchungsjahr waren hohe Zahlen relativ kleiner Phytoplankton-Zellen mit geringer Biomasse aber hohem Pigmentanteil zu beobachten (vgl. Kapitel 3.1.3), wodurch sich die höheren Chlorophyll-a-Gehalte erklären lassen. Auch die Sichttiefen haben im Saisonmittel gegenüber 2018 nochmals weiter abgenommen (2018: 2,8 m, 2019: 2,2 m).

Untersuchung auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel sowie auf prioritäre Stoffe und flussgebietspezifische Schadstoffe nach Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV)

Im Illmensee wurden im Mai und Juli je eine Oberflächenprobe an der Hauptmessstelle in Seemitte und eine Zuflussprobe auf 136 Substanzen untersucht. Davon waren 106 Pflanzenschutzmittel, fünf Metabolite, 21 Arzneimittelwirkstoffe und vier sonstige Substanzen (siehe Anhang, Tabelle 7.1). Da es sich beim Illmensee um einen nach WRRL zu überwachenden See handelt, wurden darüber hinaus im April und Oktober zusätzlich zu den oben genannten Stoffen weitere 74 Stoffe/Stoffgruppen in Proben untersucht, die an der Hauptmessstelle aus den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und über Grund genommen wurden. Damit wurde ein Großteil der prioritären Stoffe und der flussgebietspezifischen Schadstoffe, die nach der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV vom 20.06.2016) hinsichtlich der Einhaltung ihrer Umweltqualitätsnormen (UQN) zu überwachen sind, analysiert.

Von den 210 untersuchten Substanzen wurden 41 im See (21 im Zufluss) in mindestens einer Probe größer oder gleich der Bestimmungsgrenze gemessen. Von den 41 im See nachgewiesenen Stoffen/Stoffgruppen zählen 9 zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen und 6 zu den prioritären Stoffen nach OGewV. Bei keinem dieser Stoffe gab es eine Überschreitung der Umweltqualitätsnorm.

3.1.3 Biologische Untersuchung

Im Illmensee betrug 2019 die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** 2,52 mg/L. Das gemessene Jahresmaximum trat im Oktober mit einer Biomasse von 6,47 mg/L auf. Gegenüber den Vorjahren fällt die hohe Biomasse von Chrysophyceen bis Juli auf. Hauptart war das koloniebildende Taxon *Chrysocapsa* (Abbildung 3.20).

Über das Jahr gemittelt bildeten die Chrysophyceen 20,2 % der Phytoplankton-Biomasse. Cyanobakterien nahmen – im Jahresverlauf bis zum Maximum im Oktober zu. Mit einem Jahresmittel von 53,8 % der Phytoplankton-Biomasse stellten sie die dominante Algengruppe im Illmensee dar. Die häufigsten Arten waren *Planktothrix rubescens* und *Aphanizomenon yezoense*. Kieselalgen trugen im Jahresmittel 11,1 % zur Biomasse des Phytoplanktons bei. Mit einer mittleren Biomasse von 0,17 mg/L war unter den Kieselalgen die Gattung *Fragilaria* am häufigsten. Im Jahresdurchschnitt bildeten Cryptophyceen 1,8 mg/L (entspricht 7,3 %) der Phytoplankton-Biomasse. Häufigste Cryptophycee war *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* mit einer durchschnittlichen Biomasse von 0,09 mg/L. Vergleicht man die Biomassen des Phytoplanktons in den Untersuchungsjahren 2006, 2012, 2017, 2018 und 2019 anhand von Box-Whisker-Plots, ist eine steigende Tendenz bis einschließlich 2018 sichtbar (Abbildung 3.21, Tabelle 3.2). Der Trend zur Zunahme hat sich jedoch in 2019 nicht fortgesetzt. Die Werte in bewegten sich in einem ähnlichen Bereich wie 2017.

Das EG-WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) errechnet für den Illmensee einen mäßigen Zustand (PSI: 3,29). Der errechnete PSI ist somit besser als 2017 und 2018 (Tabelle 3.3). Gegenüber 2006 ist der Wert deutlich schlechter. In der Bewertung des Ökologischen Zustandes ändert sich auch bei Anwendung der aktuellen Toolversion auf die früheren Untersuchungsjahre nichts, der Zustand des Sees wird mit mäßig angegeben, wobei

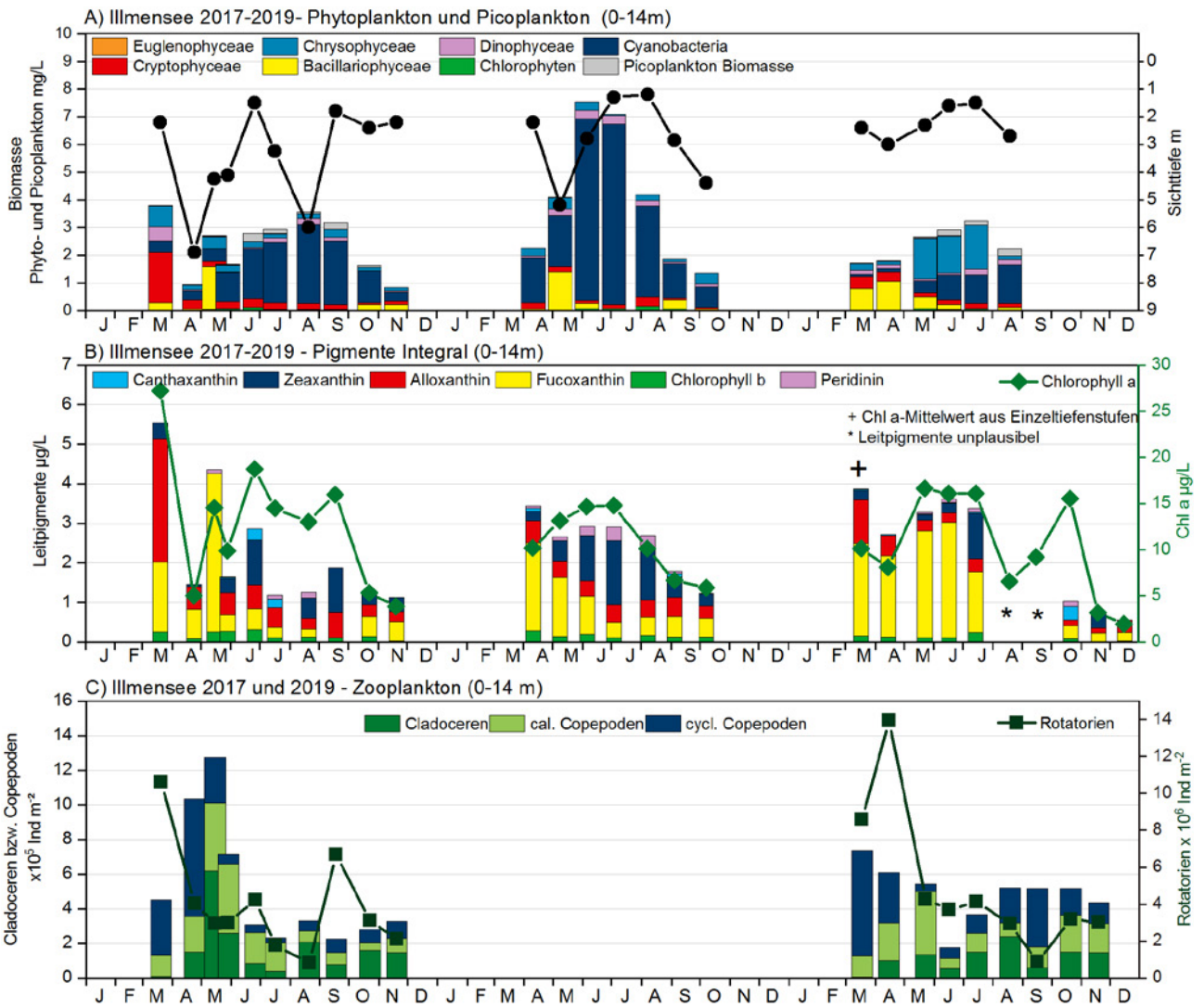


Abbildung 3.19: Biologische Parameter des Illmensees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton (nur 2017 und 2019 beprobt); B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.

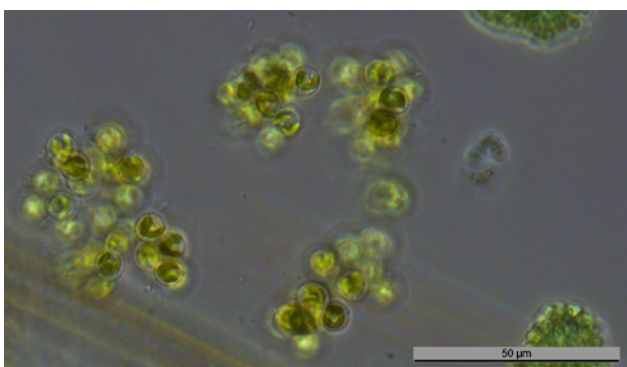


Abbildung 3.20: Chrysocapsa im Lebendfang aus dem Illmensee.

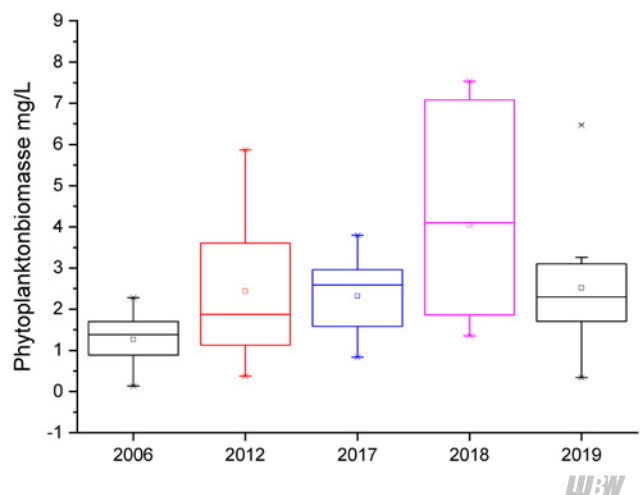


Abbildung 3.21: Box-Whisker-Plots der Phytoplanktonbiomassen der Untersuchungen seit 2006 am Illmensee.

sich die Einstufung für das Jahr 2006 noch in der Nähe zum guten Zustand befindet.

Das **autotrophe Picoplankton** wurde in der Summenprobe von 0 – 14 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abbildung 3.19, A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $2,2 \times 10^4$ Zellen/ml, was einer Biomasse von 0,09 mg/L entspricht. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im August mit 0,25 mg/L nachgewiesen. Die Messwerte sind den Messwerten von 2017 sehr ähnlich (Jahresdurchschnitt: $2,4 \times 10^4$ Zellen/ml bzw. 0,08 mg/L Biomasse, Maximum im Juni 0,29 mg/L), 2018 wurde kein Picoplankton ausgewertet. Gegenüber 2017 setzt die verstärkte Picoplankton-Entwicklung im Frühjahr zu einem früheren Zeitpunkt ein.

Die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** im Illmensee lagen im Jahresmittel bei 10,3 µg/L. Der Hauptpeak wurde im Mai mit 16,6 µg/L gemessen, wobei die Monate Mai bis Juli sehr ähnliche Messwerte aufwiesen (Abbildung 3.19, B).

Tabelle 3.2: Gegenüberstellung der Phytoplankton-Biomassen und der Chlorophyll-a-Konzentrationen in den letzten fünf Untersuchungsjahren.

Jahresdurchschnitt	2006	2012	2017	2018	2019
Biomasse [mg/L]	1,27	2,44	2,32	4,05	2,52
Chl a [µg/L]	3,6	11,4	12,8	10,8	10,3

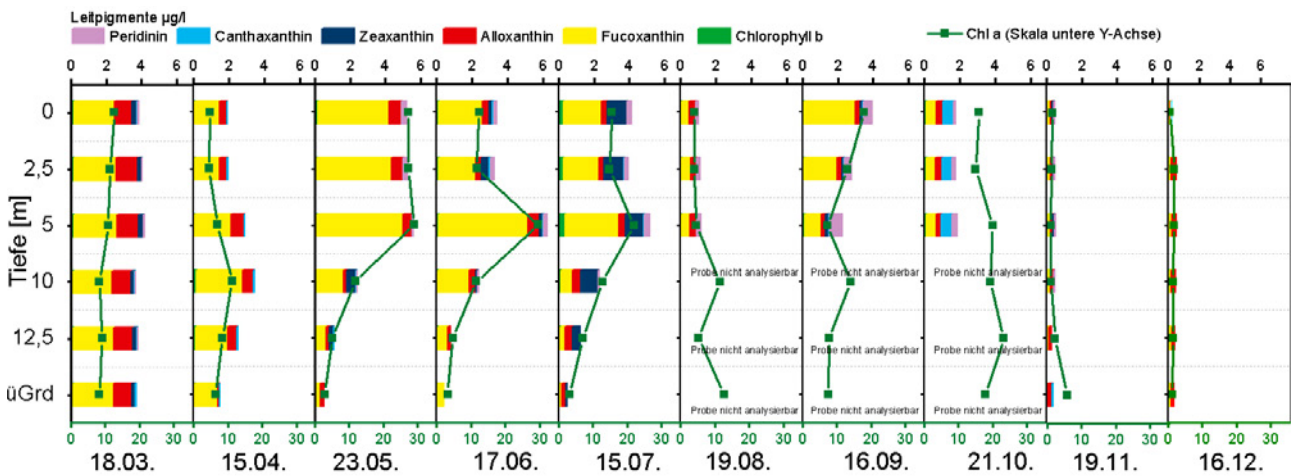
LUBW

Tabelle 3.3: Vergleich der PSI-Werte aus dem Bewertungstool PhytoSee 7.0, sowie daraus resultierende Bewertung des ökologischen Zustandes.

Jahr	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologischer Zustand
2006	2,61	mäßig
2012	3,26	mäßig
2017	3,46	mäßig
2018	3,43	mäßig
2019	3,29	mäßig

LUBW

Nach einem deutlichen Rückgang im August stiegen die Konzentrationen bis Oktober wieder auf 15,5 µg/L. Im Vergleich zu den vorhergehenden Jahren lagen die Werte in ähnlichen Bereichen (Tabelle 3.2).



LUBW

Abbildung 3.22: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Illmensee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.



Abbildung 3.23: Links: unterschiedlich gefärbte Filter am 23.05.2019 aus den verschiedenen Tiefenstufen und den Zuflüssen. Rechts: Filter aus 10 m Tiefe unter dem Binokular; die fädigen Strukturen wurden als Planktothrix rubescens identifiziert.

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen **Leitpigmente** sowohl in der Summenprobe (Abbildung 3.19, B) als auch in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und über Grund bestimmt (Abbildung 3.22). In der Summenprobe war bis Juli Fucoxanthin das am höchsten konzentrierte Leitpigment. Die hohen Konzentrationen korrelieren auf den ersten Blick jedoch nicht mit den Biomassen. Grund hierfür sind hohe Zahlen relativ kleiner Chrysophyceen-Zellen, die wenig Biomasse haben, aber einen relativ hohen Pigmentanteil, verglichen beispielsweise mit Kieselalgen. Auch in den Tiefenstufen ist Fucoxanthin das bestimmende Pigment in den Monaten März bis Juli. Die Pigmente waren im März über die Tiefenstufen gleichmäßig verteilt, der See befand sich somit noch in der Zirkulation. Im März trat auch Alloxanthin stärker in Erscheinung. Ab April war eine Schichtung des Sees sichtbar. Im April befanden sich die höchsten Pigmentkonzentrationen noch in 10 m Tiefe, in den folgenden drei Monaten lag das Maximum in 5 m Tiefe. Im Mai wurden erstmals

größere Mengen an Zeaxanthin (Cyanobakterienpigment) detektiert. Die Filter aus den Tiefenstufen in diesem Monat wiesen unterschiedliche Färbungen auf. Bei der 10-m-Probe war eine deutliche Rosafärbung zu erkennen (Abbildung 3.23), die durch die Burgunderblutalge hervorgerufen wurde. Für August bis Oktober lagen nur unvollständige Profile vor, da mehrere Proben in der HPLC nicht analysierbar waren. Im November und Dezember waren die Konzentrationen in einem sehr niedrigen Bereich und relativ gleichmäßig über die Tiefenstufen verteilt.

Um räumlich aufgelöste Daten zu Verteilung des Phytoplanktons zu gewinnen, fanden während der Probenahmen Messungen mit einer **BBE-Sonde** statt (Abbildung 3.24). Aus technischen Gründen stand die Messsonde erst ab März zur Verfügung. Die Messungen zeigten ebenfalls die gleichmäßige, zirkulationsbedingte Verteilung im März, sowie die im Herbst sich auflösende Schichtung. Von März bis Juni werden Kieselalgen und Grünalgen nicht unter-

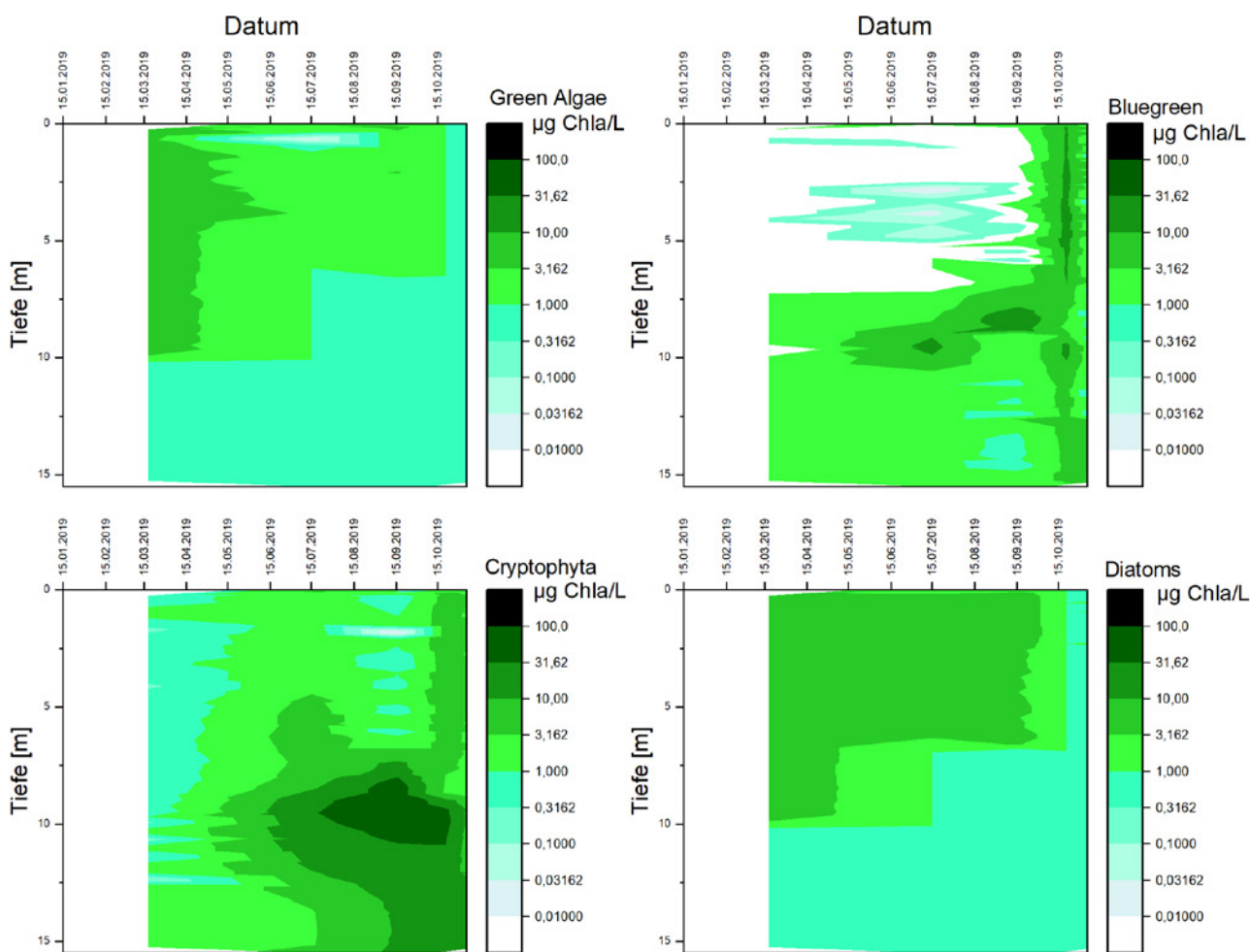


Abbildung 3.24: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Illmensee im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.

halb einer Tiefen von etwa 10 m detektiert, von Juli bis September nicht unterhalb von etwa 7 m. Dieser Befund deckt sich mit chemischen und physikalischen Messungen, die ein sauerstoffarmes Hypolimnion während der Sommerstagnation im Illmensee belegen (vgl. Kapitel 3.1.1 und 3.1.3). Cyanobakterien zeigten ihr Verbreitungsmaximum im Übergangsbereich zum sauerstoffarmen Hypolimnion. Mit Einsetzen der Zirkulation wurden sie in der ganzen Wassersäule verstärkt detektiert.

Zooplankton

Der Illmensee ist mit 45 Taxa des Metazooplanktons (26 Rädertier-, 11 Cladoceren-, 8 Ruderfußkrebs-Taxa) sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln als artenreich zu bezeichnen. Hervorzuheben ist das Vorkommen des calanoiden Ruderfußkrebses *Eudiaptomus graciloides*, der in Seen Baden-Württembergs relativ selten (in Norddeutschland häufig) auftritt, neuerdings aber auch im Bodensee-Untersee vorkommt. Die Daphnien waren mit verschiedenen intermediären Morphen (Hybridformen) vertreten.

Innerhalb der Rädertiere war *Keratella cochlearis* den gesamten Untersuchungszeitraum über (Ausnahme Dezember) das dominante Taxon. Weiterhin häufig im Frühjahr und Herbst sind Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.) und *Kellicottia longispina*. Auffällig im Illmensee war das Auftreten von Nahrungsspezialisten, insbesondere *Ascomorpha* Arten, die im Mai und September bis zu 9 % der Rädertierzönose stellen. *Ascomorpha ecaudis* (Abbildung 3.25) etwa ist dafür bekannt, dass sie mittels ihres virgaten Kauers Dinophyceen (etwa *Ceratium*) anstechen und aussaugen [STELZER 1998].

Bei den Cladoceren dominierten Daphnien mit *Daphnia hyalina* (= *D. longispina hyalina*). Rüsselkrebse (*Bosmina longirostris*) spielten nur im Hochsommer eine Rolle. Neben typisch pelagischen Arten wurden auch Litoralarten (*Acroperus harpae*, *Alona quadrangularis*) sowie an höhere Vegetation gebundene Arten (*Sida crystallina*) nachgewiesen.

Bei den Ruderfußkrebsen war *Eudiaptomus graciloides* praktisch den gesamten Untersuchungszeitraum über bildbestimmend. In der kalten Jahreszeit kamen – neben der genannten Art – *Cyclops* Arten (insbesondere *C. strenuus*) auf, im Sommer *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*.

Die durchschnittlichen Biomassen (Trockenmassen: TM) lagen mit 168 (Mittelwert) bzw. 173 µg TM/ im mittleren Bereich und indizieren mesotrophe Bedingungen. Starke Massenbildner waren während der überwiegenden Untersuchungszeit die Wasserflöhe und herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse, im zeitigen Frühjahr und gegen Ende der Untersuchungsperiode die omnivoren cyclopoiden Ruderfußkrebse (Abbildung 3.23). Der durchschnittliche prozentuale Anteil der Rädertiere betrug ca. 6 % der Metazooplankton-Masse.

Der Cladoceren-Größenindex lag bei 9,53 (Mittelwert) bzw. 9,25 µg TM/Ind. (Median) und damit im hohen Bereich. Selbst im Sommer fiel der Wert nicht unter 6 µg TM/Ind. und damit nicht unter die Masse einer 1 mm langen Daphnie, was insgesamt auf einen schwachen Prädationsdruck durch Fische schließen lässt.



Abbildung 3.25: *Keratella cochlearis hispida*, rechts *Ascomorpha ecaudis* aus dem Illmensee.

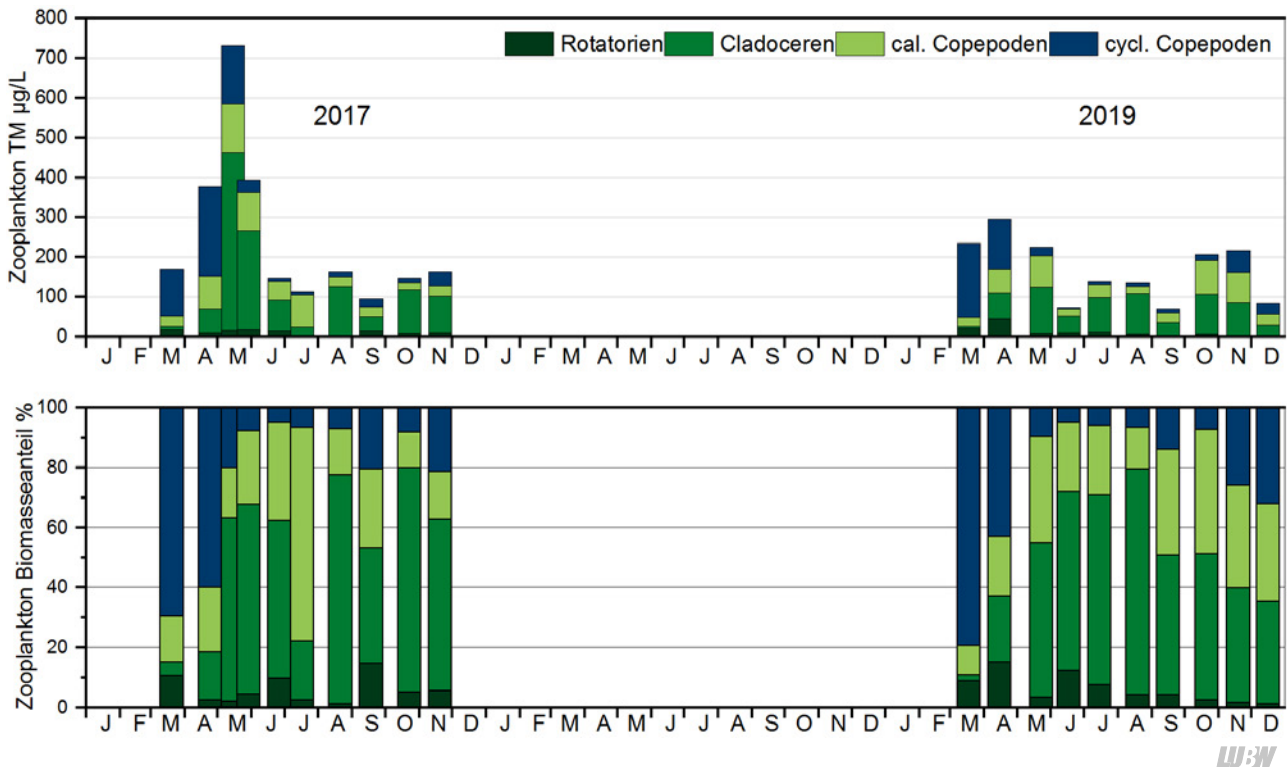


Abbildung 3.26: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Illensee in den Jahren 2017 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

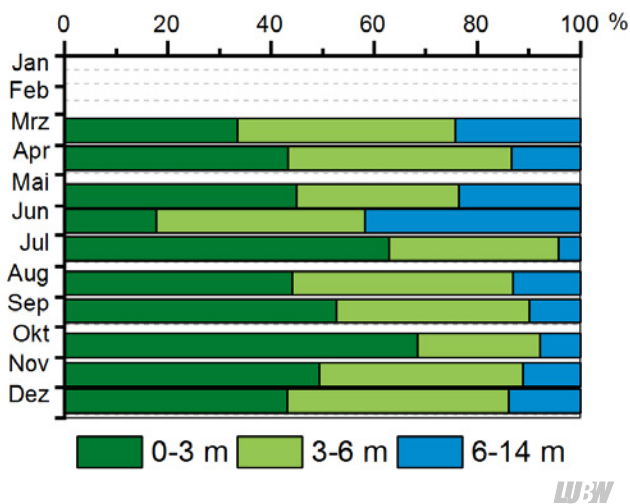


Abbildung 3.27: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben im Jahr 2019, normiert auf eine 3 m Schicht im Illensee.

Die Absetzvolumina zeigten, dass im Illensee überwiegend mehr als 80 % des Zooplanktons in den Schichten von 0 – 6 m vorkommt. Lediglich im März sowie im Mai/ Juni sind die Anteile des Zooplanktons in den oberen Wasserschichten etwas geringer (Abbildung 3.27).

Die über PhytoLoss errechneten Indizes (Abbildung 3.28) ergaben mit der Effektklasse 3 einen vergleichsweise niedrigen Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse sowie niedrige Grazing Potentiale (MGI, CGI). Niedrig war auch der Fischprädaionsindex (Effektklasse 3). Die Futterqualitätsindizes wiesen – mit 50 % fressbaren Al-

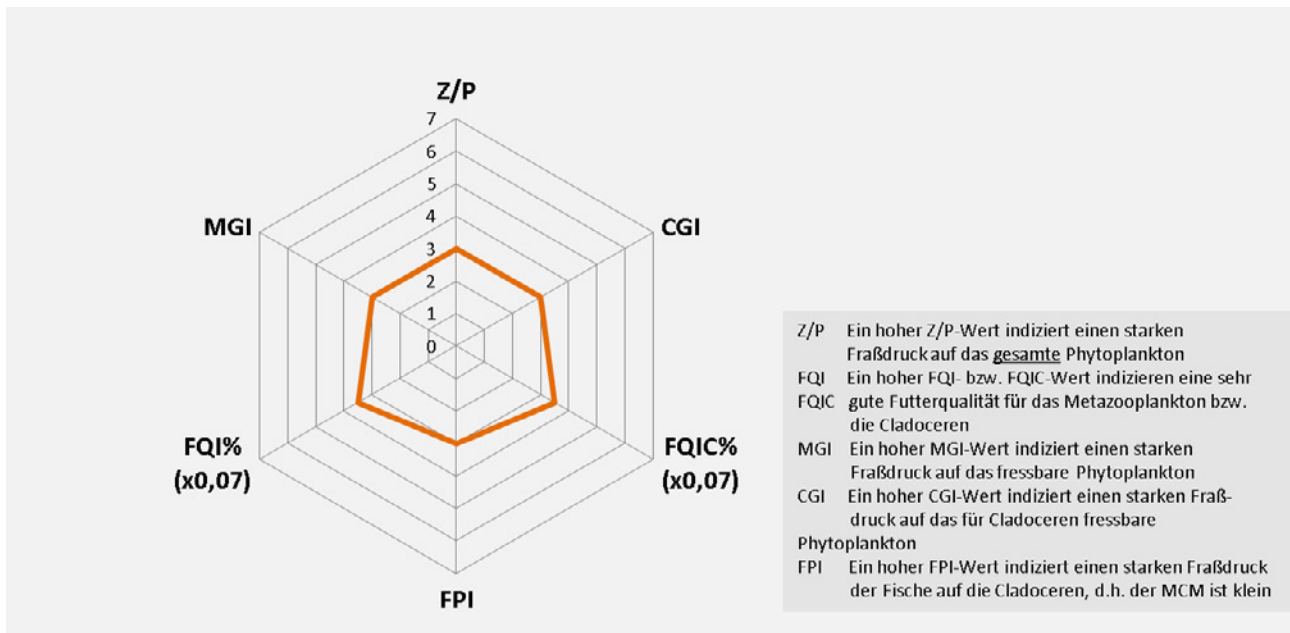
gen – auf eine günstige Futersituation hin, was angesichts der Dominanz von schlecht fressbaren und z. T. toxischen Cyanobakterien und schlecht fressbaren Dinophyceen nur durch die Präsenz der gut fressbaren, allerdings anteilig schwach vertretenen Cryptophyceen erklärbar ist.

Nahrungslimitierung für die Reproduktion schien im Illensee nicht zu bestehen, da Daphnien selbst im Sommer noch 1 – 2 Eier im Brutraum trugen und calanoide Ruderfußkrebse immerhin noch 6 – 7 Eier pro Eiballen.

3.1.4 Zusammenfassung und Fazit

Der Illensee wurde 2019 erneut untersucht, um eine in den Untersuchungen von 2017 und 2018 festgestellte Veränderung des Phytoplanktons gegebenenfalls zu validieren.

Wie in den vorherigen Untersuchungen stellte sich im Illensee eine starke Schichtung während des Sommers mit sehr steilen physikalischen und chemischen Gradienten ein. Im Metalimnion trat eine starke biogene Sauerstoffübersättigung auf, die auf ein ausgeprägtes DCM (Deep Chlorophyll Maximum) zurückzuführen war. Im Hypolimnion herrschten bereits kurz nach Beginn der Schichtung im April sauerstoffarme Bedingungen. Aufgrund der sauerstoffarmen Bedingungen kam es zu Rücklösungsprozessen u. a. von Phosphat, Eisen und Mangan sowie zur Anrei-



U:W

Abbildung 3.28: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Illmensee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. **Sommersituation !!**

Tabelle 3.4: Bewertung des Illmensees 2019.

Indikator	Wert	Bewertung
Trophie	2,4	mesotroph 2
Phytoplankton	3,29	mäßig
Chemie Wasserphase*		gut

* Anlage 8 0GewV, 2016

U:W

cherung von Ammonium. Rücklösung und anaerobe Abbauprozesse erreichten den Höhepunkt im November. Im Dezember lösten sich die Gradienten infolge der Herbstzirkulation – wie auch in den Vorjahren – auf.

Im Hinblick auf die untersuchten Spurenstoffe zeigt der Illmensee eine geringe anthropogene Belastung.

Die LAWA-Trophie-Klassifikation, berechnet aus Gesamt-Phosphor-Konzentration, Sichttiefe und Chlorophyll-a ergab 2019 einen Gesamtindex von 2,4 und damit einen mesotrophen (m2) Gesamtzustand. Im Vergleich zu 2017 (2,1) hat sich der Gesamtindex leicht verschlechtert, was insbesondere auf höheren Chlorophyll-a-Konzentrationen beruht.

Die auf Phytoplankton-Daten basierende Bewertung mittels PhytoSee 7.0 ergab für 2019 einen Indexwert von 3,29, der einen mäßigen Zustand anzeigt, sich aber gegenüber 2017 und 2018 leicht verbessert hat. Verglichen mit den Probenahmen von 2006 und 2012 zeigt sich insgesamt eine Tendenz zur Verschlechterung, die aber bisher aufgrund

interanueueller Schwankungen (2017 – 2019) nicht eindeutig gesichert ist. Eine weitere Beobachtung des Sees ist aufgrund des Status als WRRL-Gewässer angezeigt.

3.2 Ruschweiler See

Der Ruschweiler See liegt nordwestlich des Illmensees und ist ca. 22 ha groß. Er liegt im Naturschutzgebiet „Ruschweiler und Volzer See“, ist als Biotop nach § 30 BNatSchG und FFH-Gebiet (Pfrunger Ried und Seen bei Illmensee) ausgewiesen. Er liegt außerdem im Landschaftsschutzgebiet „Illmensee, Ruschweiler See und Volzer See“. Der Hauptzufluss Andelsbach ist der Abfluss des Illmensees. Er mündet im Südosten in den See, verlässt ihn im Südwesten (Abbildung 3.29, links) und entwässert über die Ablach in die Donau. Ein zweiter Zulauf im Osten nimmt Wasser aus dem RÜB (Regenüberlaufbecken) Ruschweiler auf, das allerdings nur selten entlastet. Der Ruschweiler See ist wie der Illmensee etwa 16 m tief, ausgedehnte Flachwasserzonen fehlen. Er wird für den Angelsport genutzt. Das Einzugsgebiet des Ruschweiler Sees ist insgesamt 10,7 km² groß und umfasst das direkte Einzugsgebiet und das Einzugsgebiet des Illmensees mit 830 ha (Abbildung 3.29 rechts). Der Ablauf der Kläranlage der Ortschaft Illmensee mündete bis vor ca. 30 Jahren direkt in den Zufluss Andelsbach und belastete den Ruschweiler See. Der Kläranlagenablauf wurde dann in einer Ringleitung um den Ruschweiler See herum geleitet. Aufgrund von Undichtigkeiten gelangten geklär-

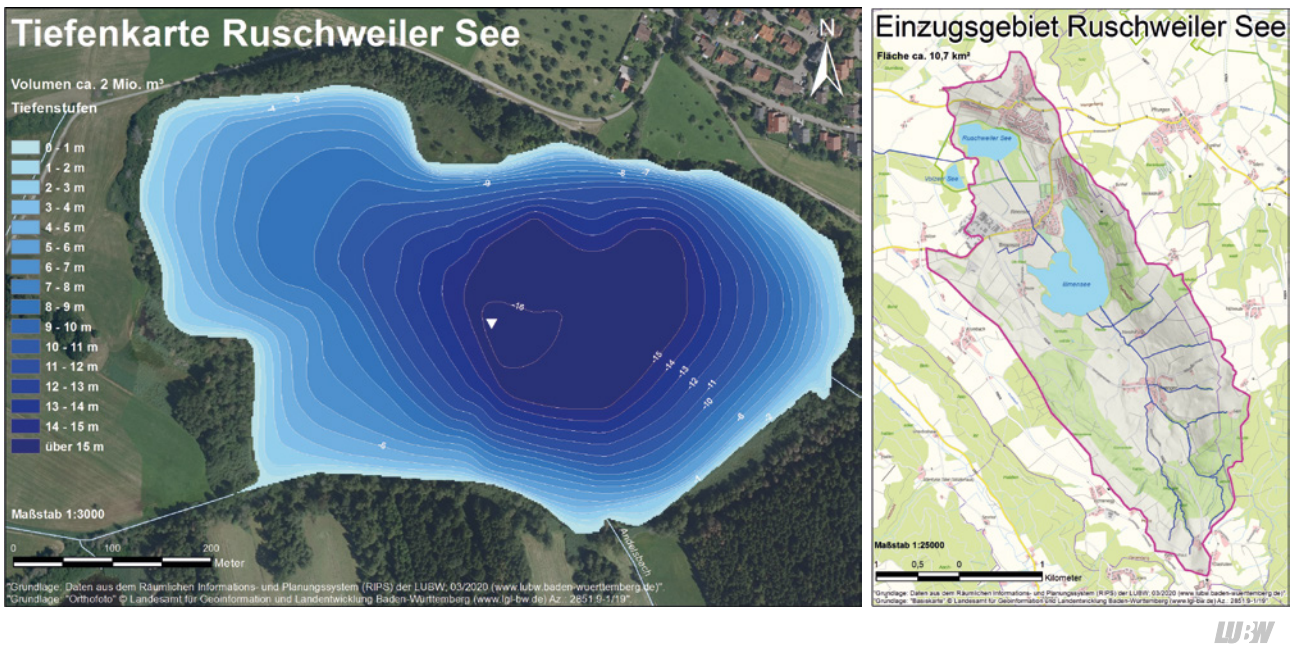


Abbildung 3.29: links: Tiefenkarte des Ruschweiler Sees. rechts: Einzugsgebiet des Ruschweiler Sees (RIPS- und ATKIS-Daten).

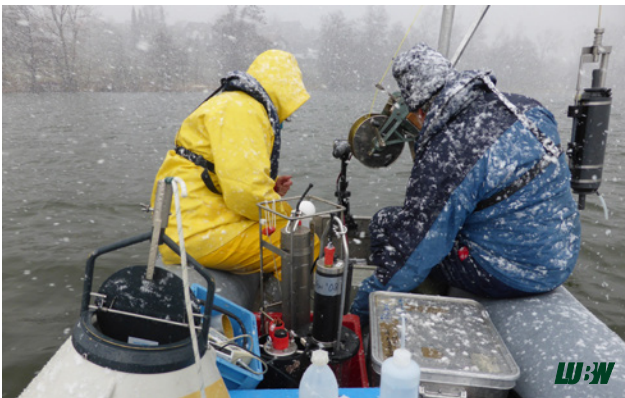


Abbildung 3.30: Die ISF-Crew ist bei Wind und Wetter unterwegs, um Proben zu nehmen.

te Abwässer in den Zulauf des Ruschweiler Sees, bis die Leitung dann vor wenigen Jahren saniert wurde. Nach wie vor entwässert aber ein Regenüberlaufbecken, das in der Ortschaft Illmensee im Jahr 2002 errichtet wurde, zeitweise bei Niederschlag in den Andelsbach.

Der Ruschweiler See wurde vom ISF zuletzt in den Jahren 1993 und 1994 untersucht. Die monatliche Probenahme (Abbildung 3.30) im Untersuchungsjahr 2019 fand an folgenden Terminen statt: 18.03, 15.04., 23.05., 17.06., 15.07., 19.08., 16.09., 29.10., 19.11. und 16.12.2019. Im Januar und Februar war die Probenahme wegen Eisbedeckung nicht möglich.

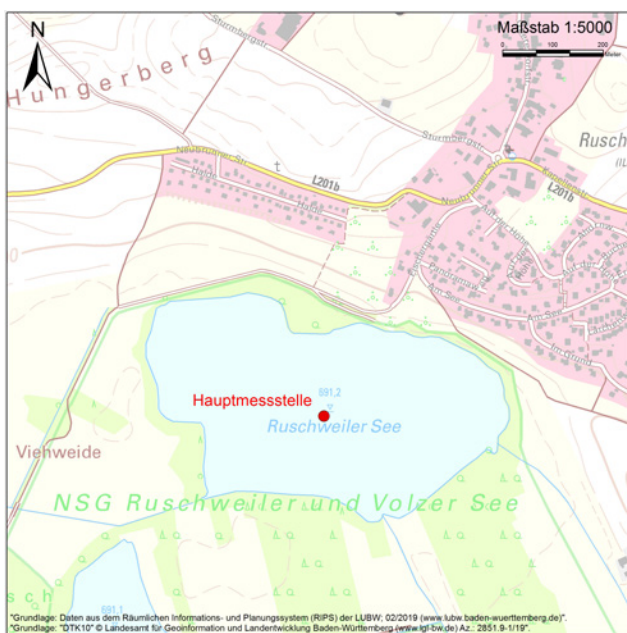


Abbildung 3.31: Übersichtskarte des Ruschweiler Sees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2019 in Seemitte (Abbildung 3.31) aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und ca. 1 m über Grund statt. Außerdem wurden an verschiedenen Terminen Sondermessungen von Spurenstoffen, insbesondere für Pestizide, durchgeführt.

Biologische Untersuchungen fanden 2019 in Seemitte statt (Abbildung 3.31). Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0 - 14 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0 - 3 m, 3 - 6 m und 6 - 14 m verwendet. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0 - 14 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und ca. 1 m über Grund.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurden eine CTD-Sonde zur Messung von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a und eine BBE-Sonde für die Algenklassen verwendet. Eine autonome Meßboje über der tiefsten Stelle zeichnete kontinuierlich meteorologische und seenphysikalische und limnologische Parameter auf.

3.2.1 Seenphysikalische Untersuchungen

Im Jahr 2019 wurden im Ruschweiler See begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen an der tiefsten Stelle des Sees Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden durchgeführt. Diese liefern durch ihre zeitlich hohe Samplingfrequenz (ein Messwert alle ein bis zwei Sekunden) während der Vertikalprofilierung des Sees hochaufgelöste Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Chlorophyll-a).

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Ruschweiler See einen normalen saisonalen Verlauf der Temperaturstratifikation (Abbildung 3.32), der ähnlich wie im Fall des Illmensee (siehe Kapitel 3.1.1) nach der im Winter (außerhalb der aktuellen Messperiode im Ruschweiler See) und im beginnenden Frühjahr stattfindenden vertikalen Durchmischung des Sees die Erwärmungsphase im Frühjahr und die anschließende Stagnationsphase im Sommer sowie die daran anschließende Abkühlung im Herbst und die erneute Durchmischung im Winter zeigt.

Im Rahmen der limnologischen Untersuchungen in 2019 fand die erste Beprobung auch im Ruschweiler See am 18.03.2019 statt (Abbildung 3.36). Zu diesem Zeitpunkt wurde über dem Seeboden in etwa 15 m Wassertiefe eine Wassertemperatur von 4,9 °C registriert. Bei den nachfolgenden Messterminen im April (5,4°C), Mai (5,6°C) und Juni (5,8°C) erwärmte sich die bodennahe Hypolimnionstemperatur – ähnlich wie im Illmensee – relativ rasch.

Wie im Illmensee kann auch im Ruschweiler See nicht abschließend geklärt werden, ob diese Erwärmung evtl. auf den Einfluss zutretenden Grundwassers zurückzuführen ist oder eine Folge der vertikalen Mischungsprozesse ist. Erste Simulationen mit einem stark vereinfachten 1-dimensiona-

len hydrodynamischen parametrischen Modell legen auch für den Ruschweiler See eine Erwärmung durch Grundwasser nahe – ein direkter Nachweis anhand der chemischen Daten kann aber auch hier nicht geführt werden.

Die im Rahmen dieses Messprogrammes gemessene maximale Wassertemperatur wurde am 19.08.2019 mit $T_{\max} = 22,3$ °C registriert.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abbildung 3.33) zeigen, ähnlich wie im Illmensee, eine starke raum-zeitliche Strukturierung, wobei der Parameter Leitfähigkeit auch als indikativ für andere stoffliche Gradienten im Gewässer angesehen werden kann und eine erste qualitative Abschätzung der im See ablaufenden Mischungsprozesse gestattet. Die Ähnlichkeiten zwischen der raum-zeitlichen Entwicklung der Leitfähigkeit im Illmensee und Ruschweiler See sind, sowohl was die Absolutwerte der gemessenen Leitfähigkeiten als auch die etwas geringere Variationsbreite der Werte angeht, relativ groß.

Mit Ausnahme der Mischungsphase im Frühjahr (Abbildung 3.36) sind sehr starke vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den hohen, im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimnion vorhanden. Diese großen vertikalen Leitfähigkeitsgradienten korrelieren mit den Temperaturgradienten, die eine vertikale Trennung des Seewasserkörpers in Epi-, Meta- und Hypolimnion bedingen und die vertikalen Austauschprozesse in der Schichtungsphase des Sees beeinflussen.

Aufgrund dieser Temperaturschichtung sind im Ruschweiler See – ebenso wie im benachbarten Illmensee – Epilimnion und Hypolimnion weitgehend voneinander entkoppelt und kann man gegenläufige Entwicklungen der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis in den Spätherbst in diesen beiden Wasserkörpern beobachten.

Im Epilimnion kommt es im Sommer zu einer Abnahme der Leitfähigkeit, während diese im Hypolimnion im Sommer und Herbst stark zunimmt. Der zeitliche Versatz zwischen der Ausbildung eines oberflächlichen Leitfähigkeitsminimums im Sommer und den parallel dazu im Hypolimnion zunehmenden Leitfähigkeiten ist dabei ähnlich wie im Illmensee. Das Minimum der oberflächlichen Ab-

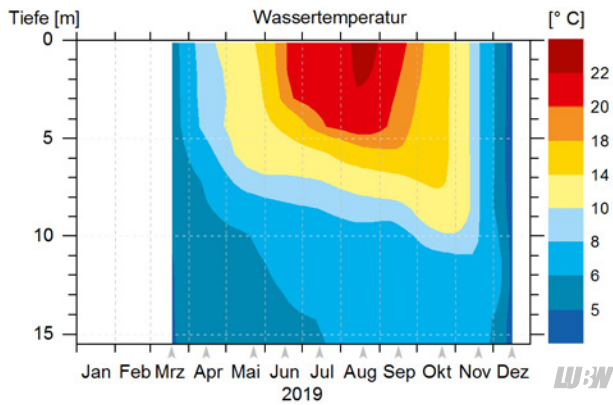


Abbildung 3.32: Isolethendarstellung der Temperaturverteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.

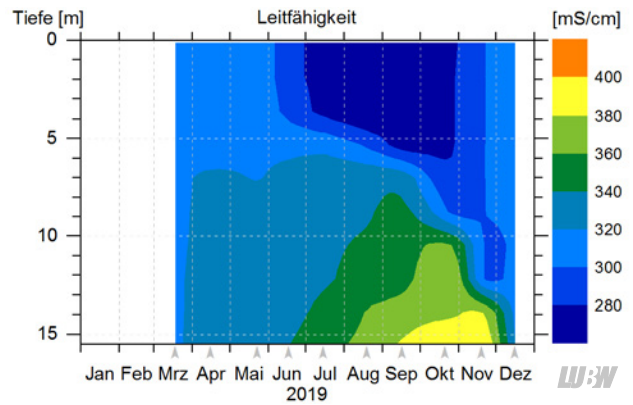


Abbildung 3.33: Isolethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.

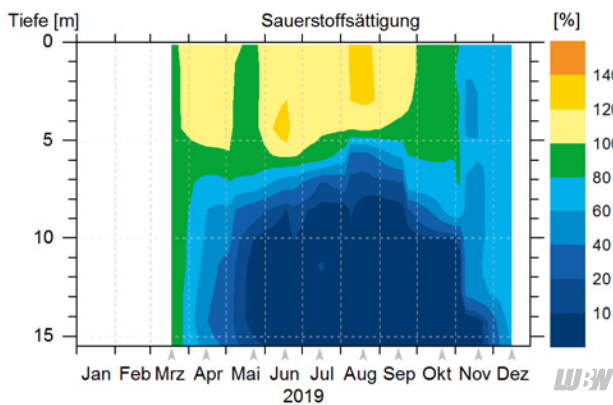


Abbildung 3.34: Isolethendarstellung der Sauerstoffsättigung (gemessen mit Optode) im Ruschweiler See für das Jahr 2019.

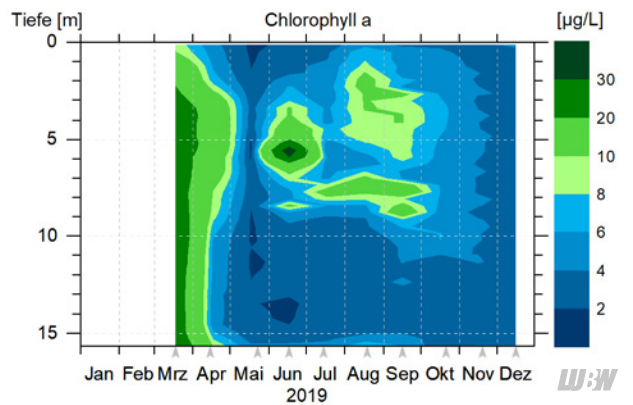


Abbildung 3.35: Isolethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.

nahme der Leitfähigkeiten wird am 19.08.2019 an der Oberfläche mit $LF_{\min} = 281 \mu\text{S}/\text{cm}$ registriert, während bodennah die Leitfähigkeit ihr Maximum mit $LF_{\max} = 450 \mu\text{S}/\text{cm}$ am 20.11.2019 in einer Wassertiefe $D = 15,5 \text{ m}$ erreicht.

Die Multiparametersonde verfügt über einen Optoden-Sauerstoffsensoren, dessen Werte für den Parameter der Sauerstoffsättigung in Abbildung 3.34 dargestellt werden. Auch dieser limnologisch wichtige Parameter zeigt eine erstaunliche Ähnlichkeit mit den Messungen im Illmensee und den dort vorgefundenen Charakteristika und großen vertikalen Gradienten.

Am Anfang der Messperiode am 18.03.2019 (Abbildung 3.36) wird gleichermaßen wie im Illmensee eine weitgehend durchmischte Wassersäule beobachtet, die über alle Tiefenbereiche hohe und konstante Sauerstoffsättigungen im Bereich von etwa 94 – 102 % aufweist. Zu sehen ist die durch die vorausgegangene Durchmischungsphase stofflich weitgehend homogenisierte Wassersäule. Die Leitfähigkeitswerte sind praktisch über die gesamte Wassersäule konstant. Zu diesem Zeitpunkt werden noch

konstant hohe Sauerstoffsättigungswerte in allen Wassertiefen registriert. Bereits an diesem Messtermin können relativ hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen in der Wassersäule festgestellt werden.

Am 17.06.20219 wird dann ein deutlich geändertes Bild vorgefunden (Abbildung 3.37), das dem im Illmensee wiederum sehr gleicht. Zu dieser Zeit befinden wir uns bereits in der Phase einer ausgeprägten fröhsommerlichen thermischen Schichtung und damit in einer Zeit des verminderten vertikalen Austausches und der Ausbildung starker stofflicher Gradienten. An diesem Termin wird eine etwa 5 m dicke Schicht in Bodennähe registriert, in der stark suboxische Verhältnisse herrschen. Diese Schicht vergrößert sich im weiteren Jahresverlauf noch etwas und bleibt dann in dieser Form bis Oktober im See erhalten.

Die vertikalen Verläufe der verschiedenen Parameter sind stark mit der Temperatur gekoppelt, die wesentlich die vertikalen stofflichen Austauschprozesse im See bestimmt. Zu sehen sind die großen vertikalen Gradienten der Sauerstoffsättigung im Tiefenbereich von etwa 4 bis 10 m, in dem

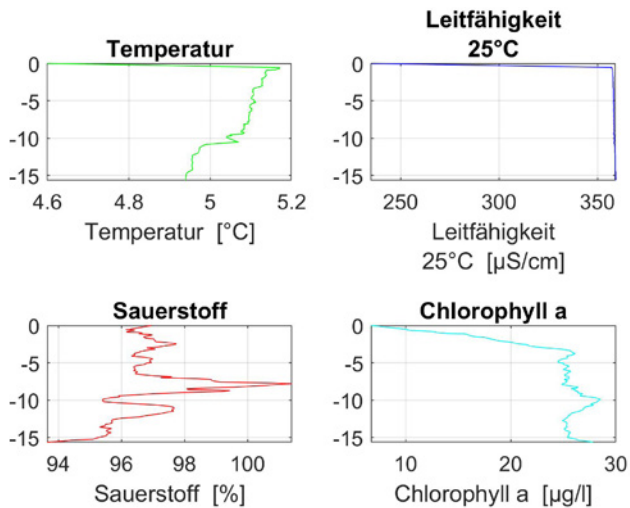


Abbildung 3.36: Vertikalprofile für eine Messung im Ruschweiler See in der frühjährlichen Durchmischungsphase am 18.03.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).

dieser Parameter von extrem übersättigten Bedingungen auf anoxische Verhältnisse wechselt. Im Metalimnion in einer Wassertiefe von etwa 4 – 8 m ist außerdem ein sogenanntes Deep Chlorophyll Maximum (DCM) anzutreffen, das zu hohen lokalen Sauerstoffübersättigungswerten führt (Abbildung 3.35).

Im November beginnt durch die Auskühlung und die wieder einsetzende Zirkulation im See eine Rückbildung der sauerstoffarmen Zone – im Dezember findet eine vollständige vertikale Durchmischung des Gewässers statt, die die Sauerstoffwerte vertikal egalisiert.

Wie im Illensee bilden sich auch im Ruschweiler See im Jahresverlauf zwischen den suboxischen bzw. teilweise anoxischen Tiefenbereichen und den sauerstoffreichen oberflächennahen Wasserschichten, sehr starke vertikale Sauerstoffgradienten aus. Dabei variieren die Sauerstoffsättigungswerte innerhalb eines Tiefenbereiches von nur etwa 5 – 6 m von maximal 139 % in etwa 4,5 m Wassertiefe auf stark suboxische Verhältnisse in 10 m Wassertiefe (Abbildung 3.37).

Die hohen Sauerstoffkonzentrationen im Metalimnion sind auch im Ruschweiler See mit den in dieser Tiefe beobachteten hohen Algenkonzentrationen (Abbildung 3.35) korreliert, die wie im Illensee ein sogenanntes DCM (DCM – Deep Chlorophyll Maximum) bilden. Die maximale Chlorophyll-a-Konzentration wird mit 36,8 µg/l am 17.06.2019 in etwa 5,5 m Wassertiefe gemessen.

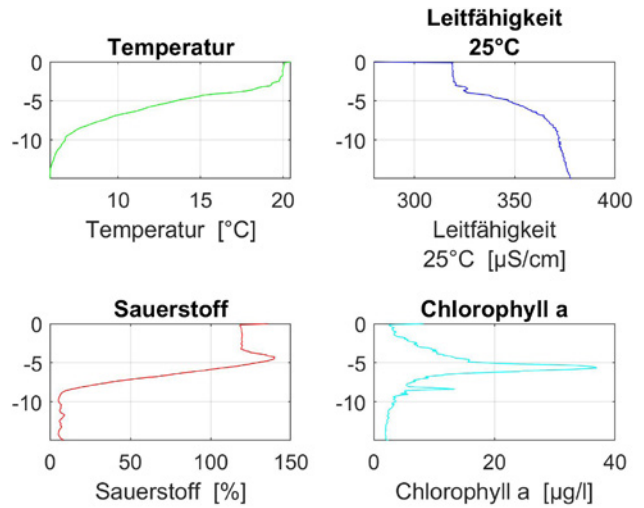


Abbildung 3.37: Vertikalprofile für eine Messung in der sommerlichen Stagnationsphase am 17.06.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).

Kontinuierliche Messungen mit einer im Ruschweiler See verankerten Messboje

Im Ruschweiler See wurden wie im Illensee im Jahr 2019 mit einer Messboje kontinuierliche Messungen seenphysikalischer und meteorologischer Parameter durchgeführt. Dieses Messbojensystem verfügt über Sensoren zur Erfassung von meteorologischen, seenphysikalischen und limnologischen Parametern. Seenphysikalische Parameter und Wasserqualitätsparameter wurden mit einer Multiparametersonde aufgenommen, die in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m positioniert war.

Durch dieses Messbojensysteme können die zeitlich hochdynamischen Vorgänge in den beobachteten Seen erfasst und kann eine kontinuierliche Beobachtung wesentlicher seenphysikalischer und limnologischer Parameter erfolgen.

In den Abbildung 3.38 und Abbildung 3.39 sind für die meteorologischen Parameter Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit als Zeitserienplot und in einem Windrosenplot (Abbildung 3.40) die Windgeschwindigkeitsverteilung (vektoriell) für das Jahr 2019 dargestellt.

Die Tagesmittelwerte der Lufttemperatur und die zugehörigen Variationsbandbreiten zeigen einen normalen saisonalen Temperaturgang, der außerdem von meteorologischen Prozessen überprägt wird, die auf unterschiedlichen zeitlichen Skalen (Tage und Wochen) wirksam werden. Der Temperaturgang, wie auch die anderen meteorologischen Parameter, ähneln den im Illensee registrierten

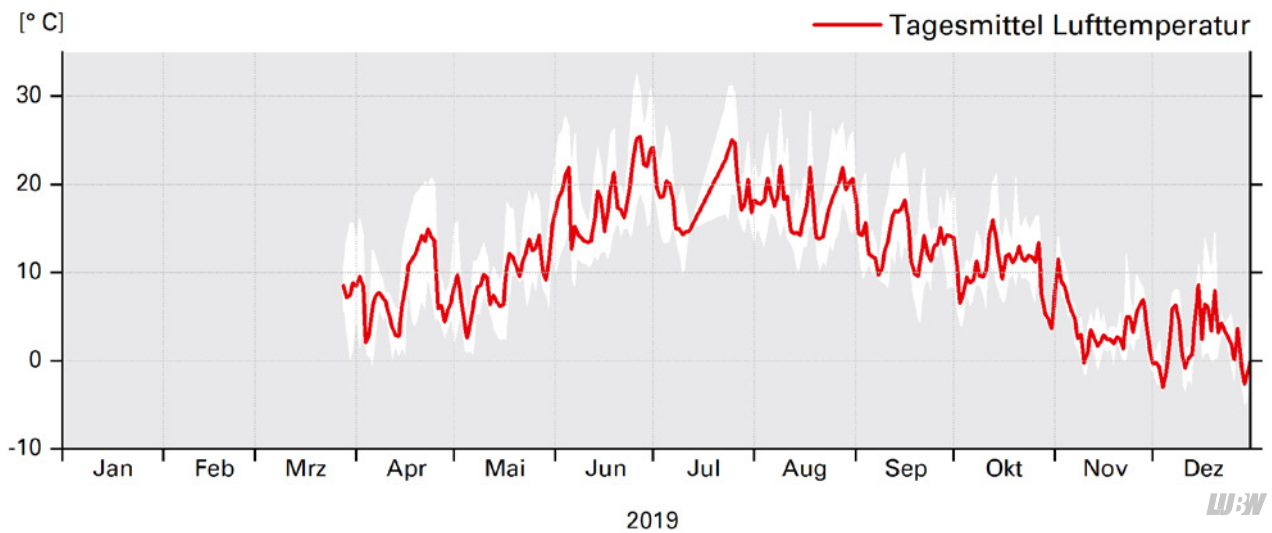


Abbildung 3.38: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Lufttemperatur.

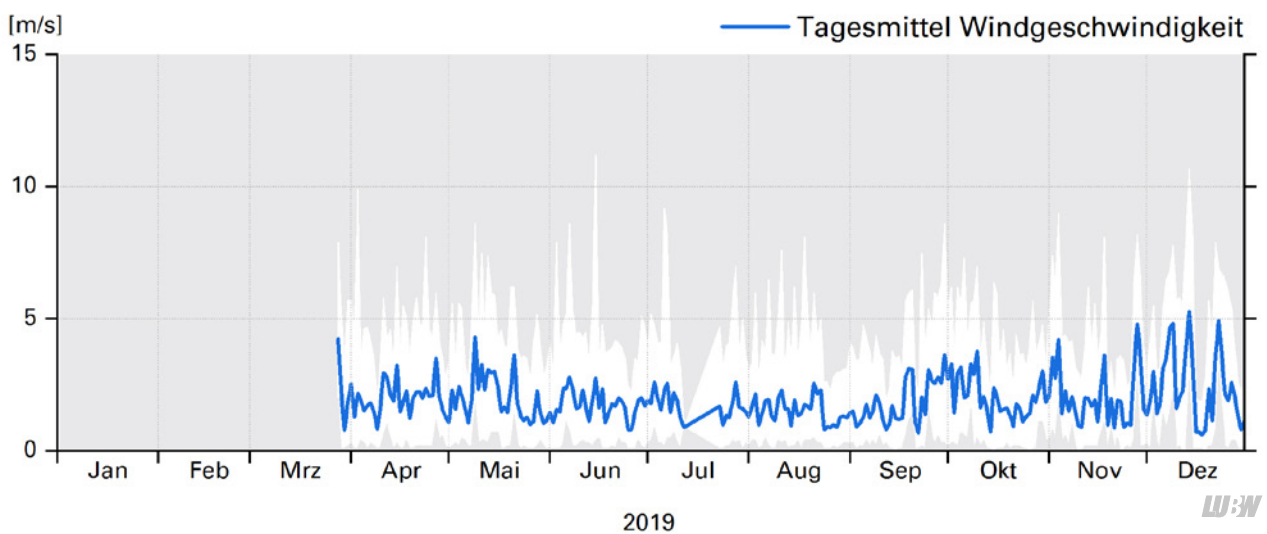


Abbildung 3.39: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Windgeschwindigkeit.

Werten natürlich aufgrund der großen Nähe zwischen den beiden Seen.

Auffällig ist das etwas höhere Niveau der Windgeschwindigkeitstagesmittelwerte in den Monaten Oktober, November und Dezember sowie die relativ zu diesen Perioden windarmen Phasen von Juni bis September. Der Windverteilungsplot für den Ruschweiler See (Abbildung 3.40) zeigt die für Region typischen Hauptwindrichtungen Nordost und Südwest aber auch eine Häufung von Windereignissen für südliche Winde. Illmensee und Ruschweiler See haben hier etwas andere Statistiken der Windgeschwindigkeitsverteilungen, was auf die etwas kürzere Messperiode im Ruschweiler See (Start der Messungen im Ruschweiler See Ende März 2019 – im Illmensee Registrierungen bereits ab Anfang Januar 2020 verfügbar) aber auch auf die lokal variierenden Windrichtungsverteilungen zurückgeführt

werden kann, die durch die lokalen, geographischen Gegebenheiten mitbestimmt werden.

In Abbildung 3.41 sind die im Jahr 2019 im Ruschweiler See mit einer Thermistorkette zeitlich kontinuierlich (Messintervall $dt = 20$ min) und vertikal hochauflösend (vertikaler Abstand der Sensoren $dz = 1 \dots 2$ m) gemessenen Wassertemperaturen dargestellt, die eine detaillierte Abbildung der thermischen Schichtungssituation des Sees ermöglichen. Klar treten in den kontinuierlichen Wassertemperaturmessungen die Schichtungsphase und die Stabilisierung speziell in den Sommermonaten hervor. Man kann auch die zeitliche Variation der Oberflächentemperaturen sehr gut nachvollziehen, deren Dynamik durch die monatlichen Terminmessungen nur bedingt wiedergegeben werden kann. Im November und Dezember ist die vertikale Durchmischung des Sees anhand der homogenisierten Temperaturprofile zu sehen.

Stundenmittelwerte 2019

Windgeschwindigkeit

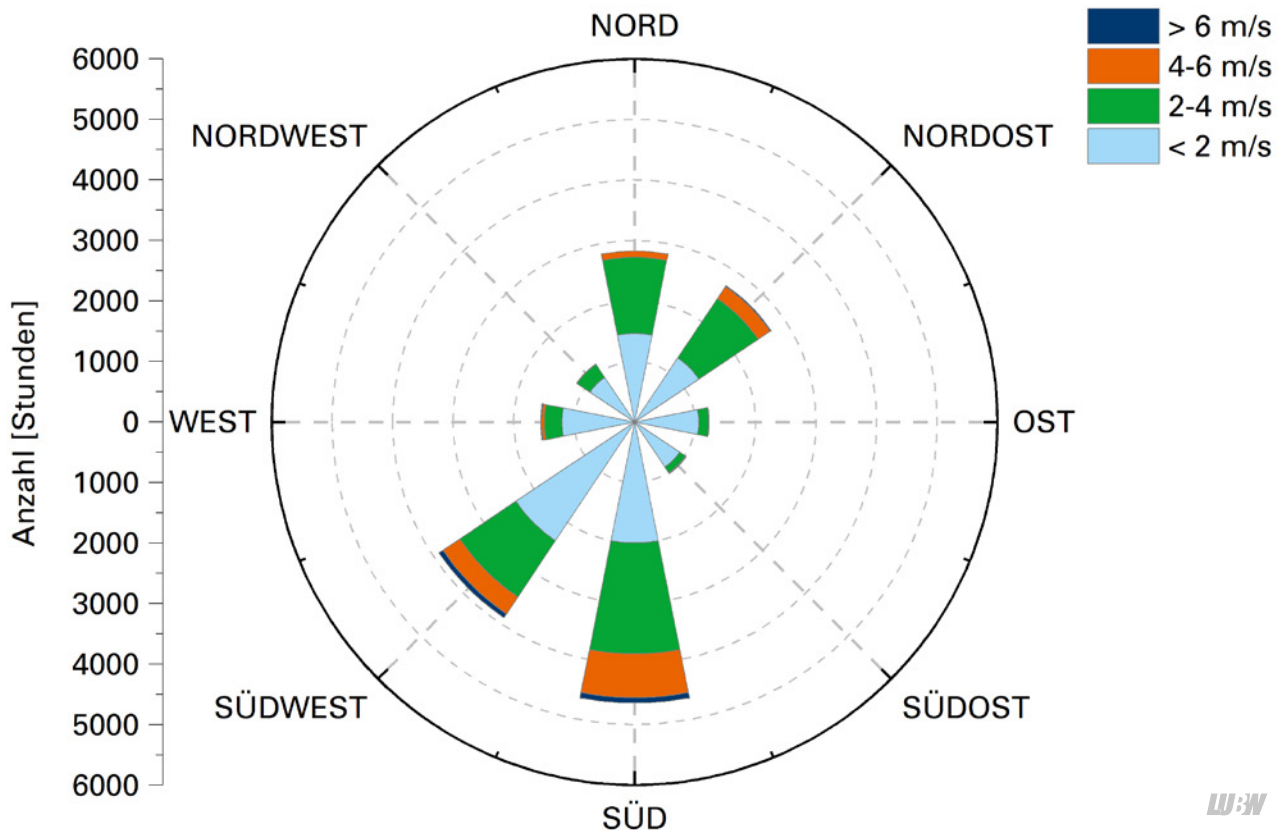


Abbildung 3.40: Windrosendarstellung der im Jahr 2019 über dem Ruschweiler See gemessenen Windgeschwindigkeiten (vektoriell).

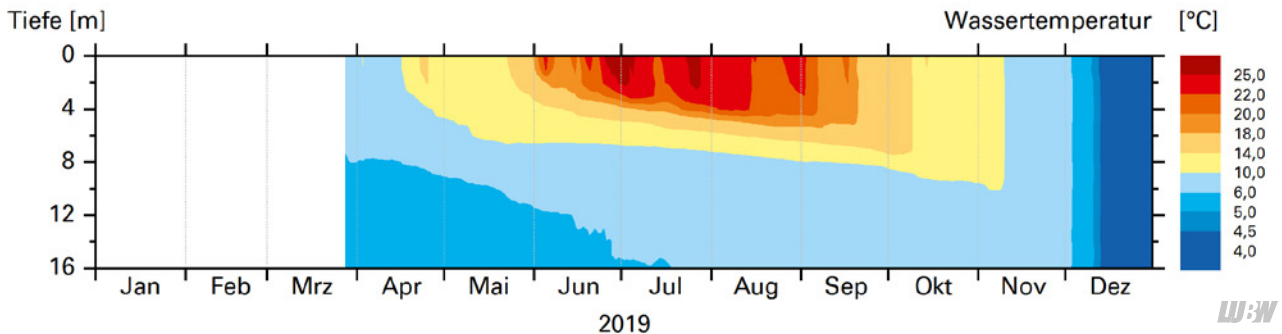


Abbildung 3.41: Isoplethendarstellung der kontinuierlich gemessenen Temperaturverteilung im Ruschweiler See.

In den Abbildungen Abbildung 3.42 und Abbildung 3.43 sind die Tagesmittelwerte der oberflächennah kontinuierlich gemessenen Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen dargestellt, die wiederum sehr große Ähnlichkeiten – sowohl hinsichtlich der Absolutwerte als auch bezüglich der zeitlichen Entwicklung – zu den Messungen im Illensee aufweisen. Die Sauerstoffsättigungen zeigen einen zu erwartenden saisonalen Verlauf mit teilweise deutlichen Übersättigungen in der Zeit starken Algenwachstums – speziell im Mai und Juni – sowie langsam abnehmenden Sauerstoffsättigungen im Herbst und Winter. Zu sehen sind auch die – speziell im Sommer – teilweise erheblichen täglichen Schwankungsbreiten dieser Parameter, die

mit den entsprechenden respiratorischen Aktivitäten der Algen und anderer Konsumenten gekoppelt sind.

Fazit:

Der Ruschweiler See zeigt wie der Illensee einen saisonal ausgeprägten Temperaturschichtungszyklus. Die relativ schnelle Zunahme der Temperatur im bodennahen Tiefenwasser könnte auf einen Grundwasserzutritt hinweisen, eine eindeutige Identifikation und ein klarer Nachweis kann aber anhand der erhobenen chemischen Daten nicht geführt werden. Die Leitfähigkeit, als ein Indikator der stofflichen Strukturierung eines Gewässers, zeigt ebenfalls saisonal variable, vertikal stark ausgeprägte stoffliche Gradienten an.



Abbildung 3.42: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

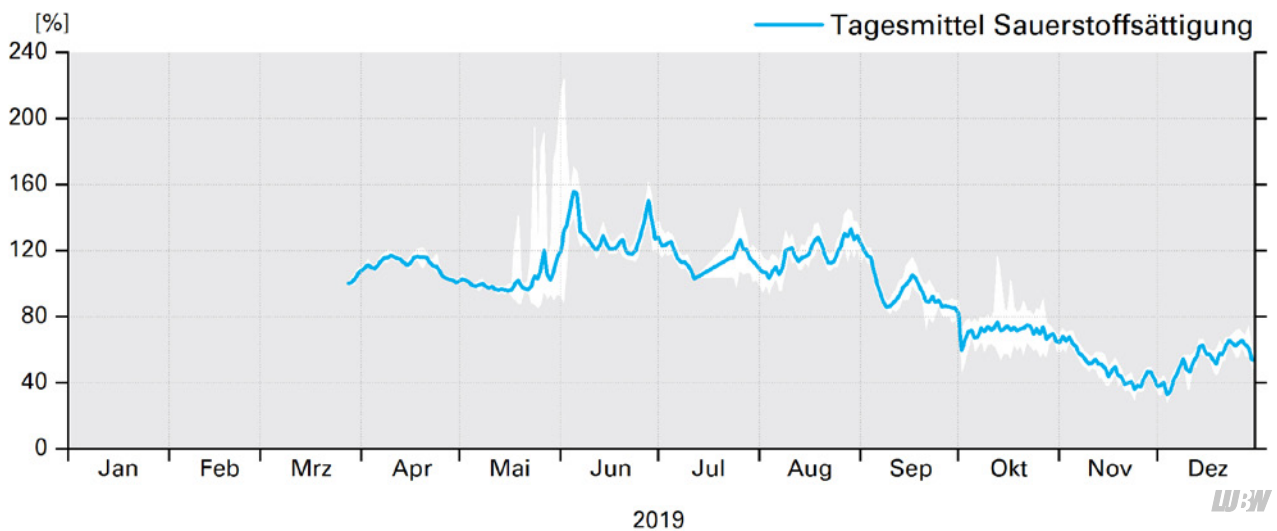


Abbildung 3.43: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffsättigungen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.

Insbesondere sind die teilweise extrem großen Sauerstoffgradienten zwischen sauerstoffübersättigten, metalimnischen Schichten und suboxischen bzw. anoxischen hypolimnischen Wasserschichten im Sommer auffällig.

Im Metalimnion treten im Sommer hohe Sauerstoffübersättigungen auf, die mit entsprechenden tiefen Chlorophyll-a-Maxima assoziiert sind. Als interessantes Phänomen werden auch noch im durchmischten Zustand im März 2019 relativ hohe Chlorophyll-a-Werte vorgefunden.

Insgesamt sind die Ähnlichkeiten zwischen Ruschweiler See und Illensee hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Dynamik wie auch der Variationsbreiten der untersuchten Parameter sehr groß. Man findet zwei miteinander verbundene, morphometrisch gleichartige und biogeo-

chemisch verblüffend ähnliche Seen vor, die durchaus als Seen-Geschwister bezeichnet werden können.

3.2.2 Chemische Untersuchung

3.2.2.1 Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2019 für die Hauptmessstelle des Ruschweiler Sees (Kapitel 3.2, Abbildung 3.31) ausführlich beschrieben und mit früheren Untersuchungen in den Jahren 1985, 1993 und 1994 verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2019 sowie für die Untersuchungsjahre 1985, 1993 und 1994 sind in Tabelle 3.5 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3.44 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2019 dargestellt.

Die Konzentrationen an Sauerstoff (O_2) über Grund verringerten sich durch Verbrauch während des biologischen Abbaus von Biomasse von 11,2 mg/L im März auf weniger als die Hälfte im April (4,6 mg/L) (Abbildung 3.44). Bereits im Mai enthielt die Tiefenschicht bei 12,5 m < 1 mg O_2 /L, über Grund lag die Konzentration bei < 0,5 mg O_2 /L. Ab Juli war über Grund, im Oktober auch noch in der darüber liegenden Tiefenschicht kein Sauerstoff mehr nachweisbar. An der Oberfläche wurde im Juli entsprechend der zu diesem Zeitpunkt geringeren Phytoplankton-Biomassen (siehe Kapitel 3.2.3) ein deutliches Sauerstoffminimum beobachtet (Abbildung 3.44). Mit einsetzender Durchmischung im November wurde wieder Sauerstoff in tiefere Regionen transportiert (über Grund: 0,8 mg O_2 /L), im Dezember wurden über die gesamte Wassertiefe Konzentrationen zwischen 8,7 und 9,0 mg/L gemessen.

Im Untersuchungsjahr 1985 war zwischen Juli und Oktober ein ausgeprägtes Sauerstoffdefizit vom Grund bis über mehrere Tiefenstufen zu beobachten, das sich im September und Oktober maximal ausdehnte (bis 10 m Wassertiefe). Die Sauerstoffdefizite im Hypolimnion 1993 und 1994 hatten von Ende Mai bis Oktober bzw. von Juli bis Oktober Bestand. Der sauerstofffreie Bereich dehnte sich 1993 vom Grund bis maximal 6 m Wassertiefe (August), 1994 bis maximal 7 m (August und September) Wassertiefe aus. Die niedrigeren Jahresmittelwerte 1985 und 1993 gegenüber 1994 und 2019 lassen sich jeweils durch einen späteren Beginn der Probenahmen (April und Mai) erklären. Zu diesem Zeitpunkt hatten die Abbauprozesse und damit die Sauerstoffzehrung bereits voll eingesetzt, während die frühen Wintermonate bis einschließlich März nicht in die Berechnungen einfließen konnten.

Die gesamt-Phosphor-Gehalte über Grund stiegen ab Mai deutlich an, mit einem ersten Maximum im Juli (160,2 $\mu\text{g/L}$) und einem zweiten Maximum im Oktober (132,5 $\mu\text{g/L}$). Dabei waren im Juli ca. zwei Drittel des gesamten Phosphors partikulär, während ab August der Anteil an gelöstem Phosphor infolge von Abbauprozessen unter sauerstoffarmen Bedingungen zunahm. Im September und auch während des zweiten Maximums im Oktober waren mehr als zwei Drittel des gesamten gemessenen Phosphors gelöst und dabei fast ausschließlich als bioverfügbares ortho-Phosphat vorhanden. In den Untersuchungsjahren 1985 und 1993 traten die Phosphormaxima ebenfalls im Juli und Oktober

auf, jedoch mit wesentlich höheren Konzentrationen (1985: 496 $\mu\text{g/L}$ und 542 $\mu\text{g/L}$, 1993: 300 $\mu\text{g/L}$ und 500 $\mu\text{g/L}$) als 2019. 1994 wurden die – ebenfalls höheren – Phosphormaxima im Juli und November beobachtet (440 $\mu\text{g/L}$ und 580 $\mu\text{g/L}$). Auch bei den früheren Untersuchungen war jeweils ein wesentlicher Anteil des gesamten Phosphors bioverfügbares ortho-Phosphat.

Das volumengewichtete Jahresmittel für gesamt-Phosphor hat sich 2019 mit 27 $\mu\text{g/L}$ gegenüber der früheren Untersuchung 1985 (69 $\mu\text{g/L}$) um mehr als die Hälfte verringert (Tabelle 3.5). Im Vergleich zum Illensee (22 $\mu\text{g/L}$) war das Jahresmittel im Ruschweiler See (27 $\mu\text{g/L}$) 2019 etwas höher, was sich vor allem durch deutlich höhere Phosphorkonzentrationen über Grund zwischen Juni und Oktober erklären lässt.

Die epilimnischen Nitrat-Konzentrationen nahmen im Jahresverlauf durch biologischen Verbrauch von ca. 950 $\mu\text{g/L}$ im März auf ein Minimum von 170 $\mu\text{g/L}$ im Oktober ab. Der Nitrat-Startwert im Illensee lag im Vergleich dazu bei ca. 620 $\mu\text{g/L}$, Nitrat wurde hier aber zwischenzeitlich durch externen Eintrag nachgeliefert (Starkregenereignisse im Mai und Juni), so dass die epilimnischen Konzentrationen trotz des niedrigeren Startwerts nur ein Minimum von 305 $\mu\text{g/L}$ im Oktober erreichten. Die Minimalkonzentration über Grund infolge des Verbrauchs durch Nitratreduktion wurde im Ruschweiler See mit 54 $\mu\text{g/L}$ im August beobachtet. Im Illensee wurde im Oktober eine Minimalkonzentration von 51 $\mu\text{g/L}$ über Grund gemessen.

Ammonium nahm bis Oktober auf ein Maximum von 1343 $\mu\text{g/L}$ zu und war damit wesentlich niedriger als im Illensee (max. 2935 $\mu\text{g/L}$ im November). Im Vergleich zum Ruschweiler See wurden im Illensee wesentlich höhere Phytoplankton-Biomassen (Jahresmittel und Maximalkonzentration, vgl. Kapitel 3.2.3) beobachtet, wodurch sich auch die höhere Ammonium-Freisetzung während Abbauprozessen im Sediment und der bodennahen Wassersäule des Sees erklärt.

Die Gehalte an anorganischem Stickstoff (N) lagen mit einem Jahresmittel (volumengewichtet) von 670 $\mu\text{g/L}$ etwas niedriger als im Illensee (814 $\mu\text{g/L}$).

Tabelle 3.5: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Ruschweiler See 1985, 1993, 1994 und 2019.

Ruschweiler See		1985* ¹ (Apr – Nov)	1993 (Mai – Dez)	1994* ¹ (Jan – Nov)	2019 (Mrz – Dez)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel			
Temp.	°C	10,5	11,4	10,1	10,7
Sichtt.	m	2,2	1,9	3,2	3,2
Leitf.	µS/cm	357	343	383	309
pH		8,0	8,2	8,1	8,1
Härte	1/2 mmol/L	3,5	–	–	3,1
SBV	mmol/L	3,0	–	–	2,9
gesamt-P	µg/L	69	40	33	27
gelöst-P	µg/L	34	–	–	12
ortho-P	µg/L	23	12	5,8	5,1
O ₂	mg/L	6,7	6,5	7,7	7,5
anorganisch-N	µg/L	1097	793	1102	670
NH ₄ -N	µg/L	332	399	213	160
SiO ₂ -Si	µg/L	456	334	275	806
gesamt-Fe	µg/L	120	–	–	65
gesamt-Mn	µg/L	–	–	–	52
Cl	mg/L	20	15	16	15
gelöst-As	µg/L	–	–	–	0,6
gelöst-Al	µg/L	–	–	–	3,1
gelöst-Zn	µg/L	–	–	–	1
gelöst-Cu	µg/L	–	–	–	0,9
Chlorophyll-a* ²	µg/L	8,8	11,8	9,3	8,7
Extrema 1 m ü. Grund (Monat)					
O ₂ Min	mg/L	0 (05 – 10)	0 (05 – 10)	0 (07 – 11)	0 (07 – 08, 10)
gesamt-P Max	µg/L	542 (10)	396 (10)	321 (11)	160 (07)
NH ₄ -N Max	µg/L	2665 (09)	3440 (10)	3270 (11)	1343 (10)
gesamt-Fe Max	µg/L	2614 (06)	–	–	557 (07)
gesamt-Mn Max	µg/L	–	–	–	405 (09)
Trophie-Berechnung					
LAWA-Trophieindex (neu/alt)* ³					
	2,8/2,49	2,75/2,65	2,38/2,41	2,18/2,13	
LAWA Trophie (neu/alt)* ³	e1/m	e1/e1	m2/m	m2/m	
Referenz Trophie	oligotroph bis mesotroph 1				

*¹: keine Messwerte für August (1985) bzw. Februar und Juni (1994) vorhanden

*²: Werte beziehen sich auf das Jahresmittel im Epilimnion, 1985: Summenprobe 0 – 10 m, 1993/1994/2019 monatliche Mittelwerte der Einzelproben bis zur Epilimnion-Tiefe

*³: Seit Ende 2013 wird eine aktualisierte Trophieklassifikation der LAWa zur Seebewertung eingesetzt (hier als „neu“ bezeichnet). Zu Vergleichszwecken mit früheren Untersuchungsjahren erfolgte für den Ruschweiler See zusätzlich ein Abgleich mit dem bisherigen Bewertungsschema (hier als „alt“ bezeichnet).



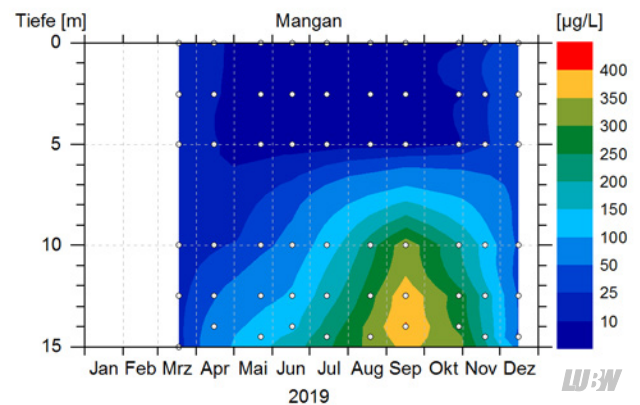
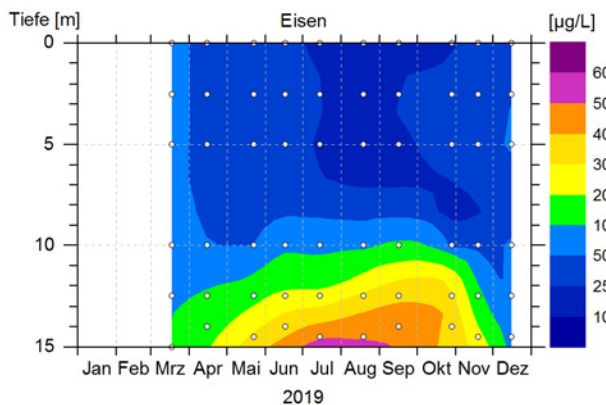
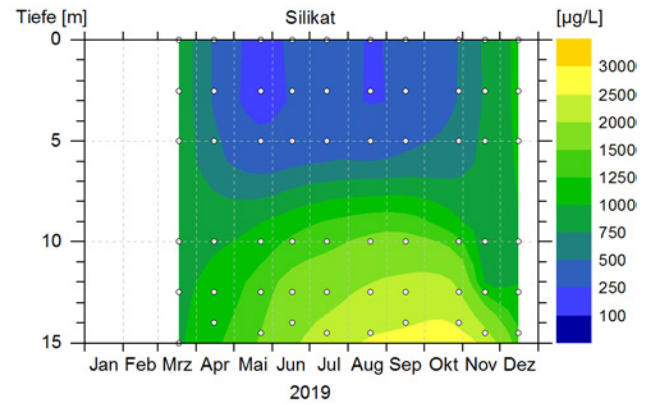
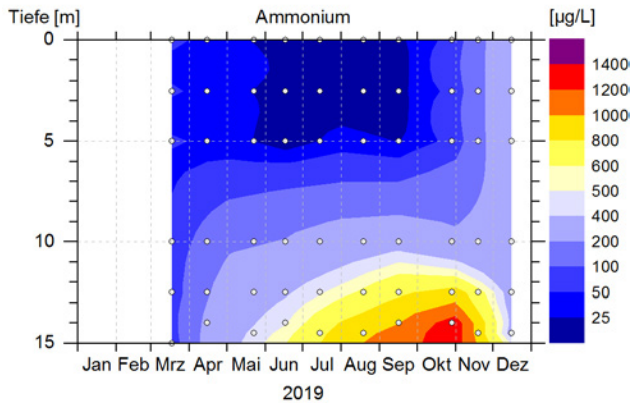
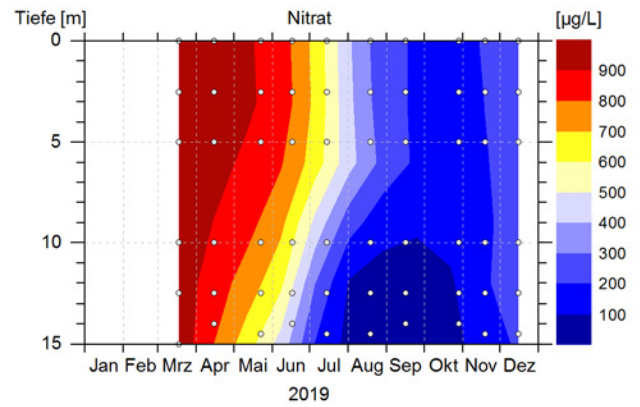
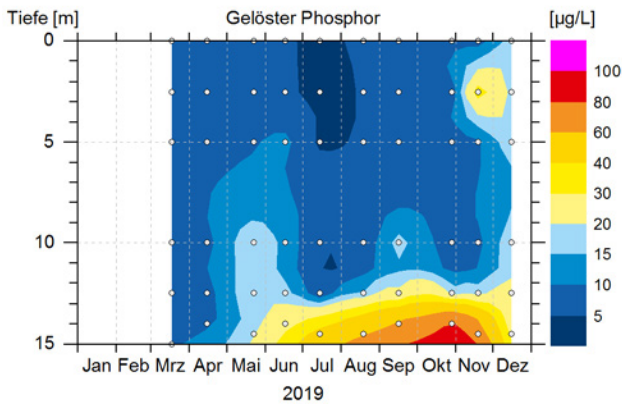
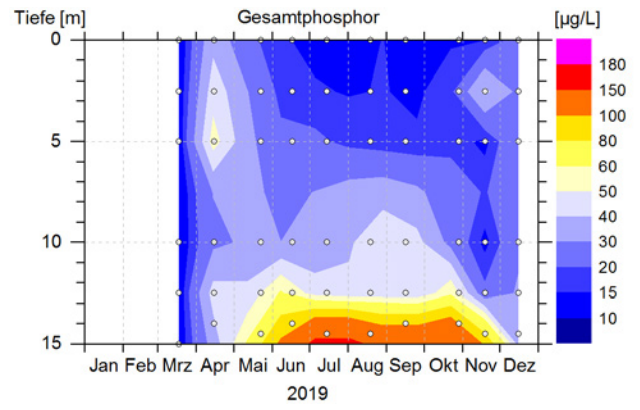
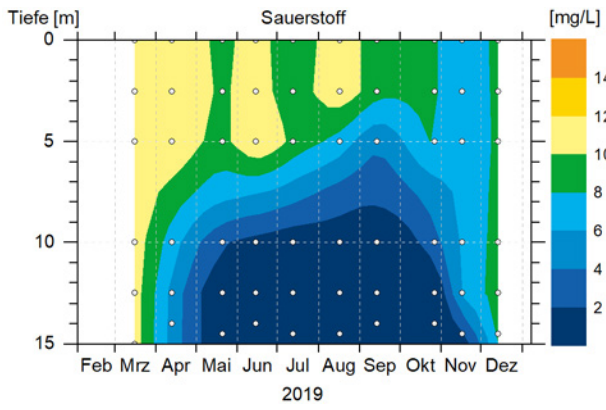


Abbildung 3.44: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Ruschweiler See 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

Das höhere Jahresmittel im Illmensee war insgesamt durch höhere Ammonium-Konzentrationen über Grund im gesamten Jahresverlauf sowie in der Oberfläche im Frühjahr begründet. Im Vergleich zu der früheren Untersuchung 1985 (Jahresmittel: 1097 µg/L) waren die anorganischen Stickstoff-Gehalte im Ruschweiler See 2019 wesentlich niedriger (Tabelle 3.5). Dabei haben die Ammonium-Konzentrationen im Jahresmittel auf die Hälfte abgenommen, und auch die Nitrat-Konzentrationen waren mit einem Jahresmittel von 490 µg/L gegenüber 730 µg/L deutlich geringer.

Silikat (SiO₂-Si) an der Oberfläche wurde ausgehend von 938 µg/L und damit einem ähnlichen Startwert wie im Illmensee (926 µg/L) im Frühjahr mit Entwicklung des Phytoplanktons verbraucht (siehe Kapitel 3.2.3). Ein erstes Minimum wurde mit 123 µg/L im Mai, ein zweites Minimum mit 214 µg/L im August (Abbildung 3.44) beobachtet. Im Vergleich zum Illmensee kam es im Ruschweiler See damit nicht zu einer vollständigen Zehrung des Silikats. Im Tiefenbereich erreichte die Silikat-Konzentration bis Oktober einen Maximalwert von 2765 µg/L, der wie auch die Ammonium-Konzentration deutlich unter der des Illmensees (3787 µg/L) lag.

Für Eisen zeigten sich erste Rücklösungsprozesse mit beginnendem Sauerstoffdefizit im Mai. Dabei blieb aber bis einschließlich des Maximums im Juli (557 µg/L) der überwiegende Anteil partikulär. Im September nahm gelöst-Eisen auf ca. 80 %, im November weiter auf ca. 95 % zu. Im Hinblick auf den Konzentrationsbereich war Eisen zwischen Juni und September (373 – 557 µg/L) höher als im Illmensee (159 – 454 µg/L). Auch das Jahresmittel von gesamt-Eisen war im Ruschweiler See mit 65 µg/L höher als im Illmensee (46 µg/L).

Mangan (Mn) zeigte ebenfalls eine deutliche Zunahme mit beginnendem Sauerstoffdefizit ab Mai, aufgrund der geringeren Oxidationsempfindlichkeit im Vergleich zu Eisen bereits zu diesem Zeitpunkt mit einem überwiegenden Anteil des gelösten Mangans (gesamt-Mn: 148 µg/L, gelöst-Mn: 120 µg/L). Die Maximalkonzentrationen traten in den Monaten August bis November mit Werten zwischen 283 µg/L und 405 µg/L und dabei jeweils fast zu 100 % als gelöst-Mangan auf. Gelöst-Mangan blieb wie im Illmensee auch die dominante Form bis einschließlich Dezember.

Die Mangan-Konzentrationen waren im Illmensee insgesamt höher als im Ruschweiler See.

Die Ergebnisse der weiteren im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies wie zum Beispiel Arsen, Aluminium, Zink und Kupfer zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an (Tabelle 3.5) und sind sehr ähnlich zum Illmensee. So zeigte sich im Herbst wie im Illmensee auch im Ruschweiler See eine leichte Rücklösung von Barium und Arsen aus dem Sediment, die jedoch deutlich schwächer ausgeprägt war (nicht dargestellt).

Wie im Illmensee wurde im Tiefenbereich ab Juli Sulfat-reduktion beobachtet. Diese dauerte allerdings – entsprechend der geringeren Produktion von Biomasse und deren Eintrag in den Tiefenbereich und das Sediment – nur bis Oktober an (Illmensee: November), danach stiegen die Konzentrationen wieder an. Die minimale Sulfat-Konzentration wurde mit 1,99 µg/L im Oktober erreicht und war damit etwas höher als im Illmensee (1,3 µg/L).

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für den Ruschweiler See den Zustand mesotroph 2 (Tabelle 3.5). Im Vergleich zur letzten Untersuchung 1994 ist die Trophie stabil geblieben, gegenüber den Jahren 1985 und 1993 hat sie sich um eine Stufe verbessert. Als Referenz-trophie ist nach LAWA Steckbrief wie für den Illmensee (geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) oligo- bis mesotroph 1 anzusetzen. Der Ruschweiler See ist damit eine Stufe von seinem maximalen Trophiestatus im Referenzzustand (mesotroph 1) entfernt und insgesamt im guten Zustand.

Untersuchung auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel

Im Ruschweiler See wurden im Mai, Juli und Oktober je eine Oberflächenprobe an der Hauptmessstelle in Seemitte und eine Zuflussprobe auf 136 Substanzen untersucht. Davon waren 106 Pflanzenschutzmittel, fünf Metabolite, 21 Arzneimittelwirkstoffe und vier sonstige Substanzen (siehe Anhang, Tabelle 7.1).

Das Spektrum der gemessenen Substanzen umfasst unter anderem 45 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe, die nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV vom 20.06.2016) hinsichtlich der

Einhaltung ihrer Umweltqualitätsnormen (UQN) zu über- wachen sind.

Von allen untersuchten Substanzen wurden 16 im See und 15 im Zufluss in mindestens einer Probe größer oder gleich der Bestimmungsgrenze gemessen. Davon zählen

jeweils 5 zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen nach OGewV. Bei keinem dieser Stoffe gab es eine Überschrei- tung der Umweltqualitätsnormen. Die nachgewiesenen Höchstkonzentrationen liegen im ein- bis zweistelligen ng/L-Bereich.

3.2.3 Biologische Untersuchung

Die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** des Ruschweiler Sees betrug im Jahr 2019 1,07 mg/L (Ab- bildung 3.45, A). In Summe waren Cyanobakterien die häufigste Algenklasse im Ruschweiler See. Sie bilde- ten 30,2 % der Phytoplankton-Biomasse und 85,6 % der Phytoplankton-Zellen, während Chrysophyceen 22,7 % der Phytoplankton-Biomasse bildeten, aber nur 0,001 % der Zellen. Dieser erhebliche Unterschied ist durch die unterschied- stadium hin. Die größte Biomasse wurde vom Phytoplank-

lichen Zellgrößen begründet. Bezogen auf die Biomasse des Phytoplanktons waren Cryptophyceen mit 22,2 % und Bacil- lariophyceen mit 9,7 % die nächsthäufigsten Algenklassen. Im Jahresverlauf war die Phytoplankton-Biomasse bereits im März mit 1,96 mg/L relativ hoch. Häufigste Art war im März *Cryptomonas ovata* (Cryptophyceae). Im Mai deuten niedrige Werte beim Phytoplankton, aber hohe Werte beim Zooplankton und der Sichttiefe auf ein Klarwasser- ton im September gebildet. Hier wurden 2,04 mg/L in der

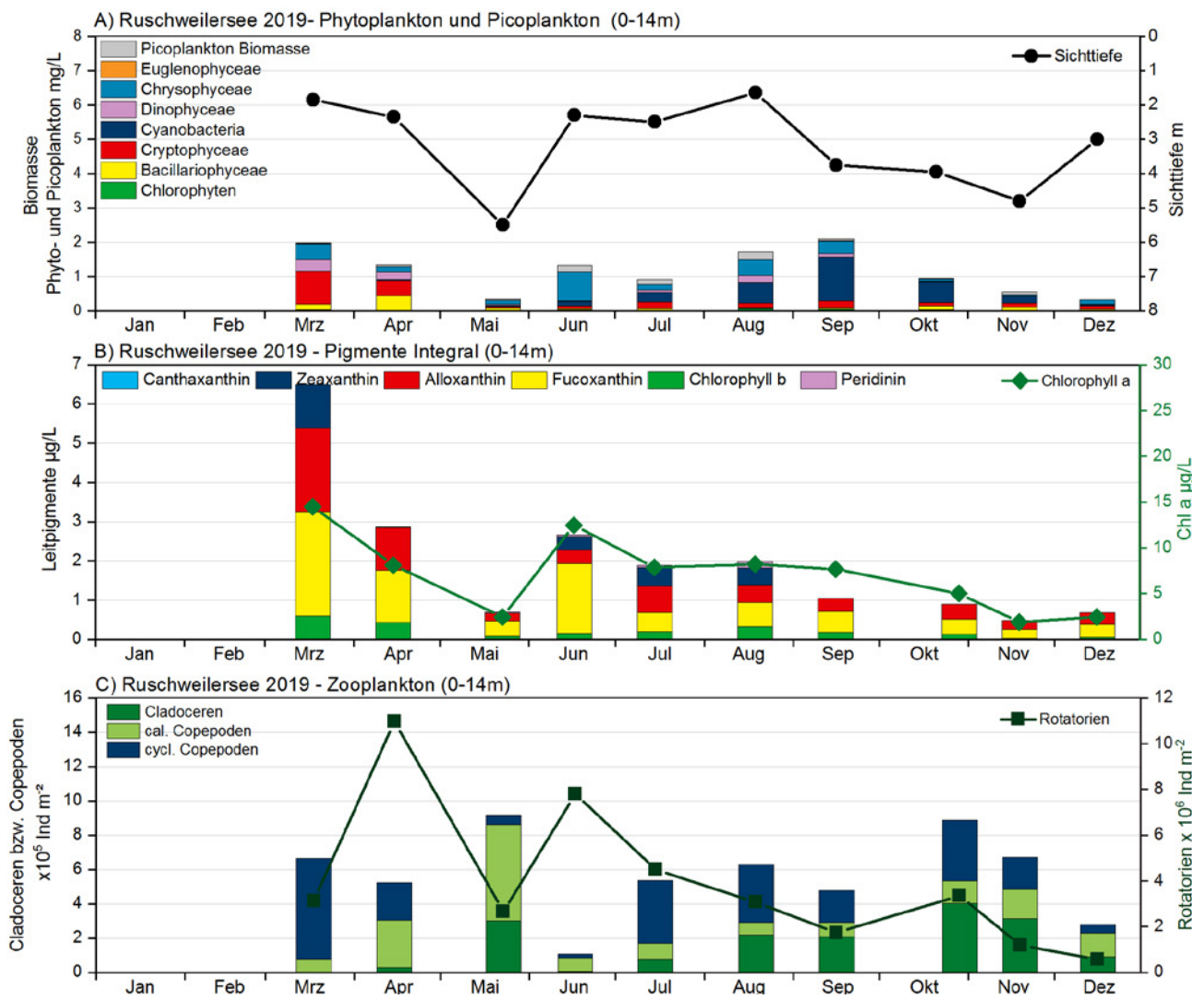


Abbildung 3.45: Biologische Parameter des Ruschweiler Sees 2019 A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.

mikroskopischen Auswertung ermittelt, wobei *Planktothrix rubescens* das häufigste Taxon war (Abbildung 3.46).

Die Bewertung des Sees anhand des WRRL-Tools für **Phytoplankton (PhytoSee 7.0)** ermittelte einem Indexwert von 3,03, was einer Einstufung des ökologischen Zustandes als „mäßig“ entspricht (Tabelle 3.6). Mit dem „alten“ Bewertungstool (PhytoSee 6.0), das vor einer Überarbeitung bis zum Jahr 2017 gültig war, würde der Ruschweiler See – ebenso wie der Illmensee noch einen guten Zustand erreichen.

Das **autotrophe Picoplankton** wurde in der Summenprobe von 0 – 14 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abbildung 3.45, A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $2,0 \times 10^4$ Zellen/ml, was einer Biomasse von 0,08 mg/L entspricht. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im August mit 0,22 mg/L nachgewiesen. Im Mai erfolgte wie beim Phytoplankton auch beim Picoplankton ein Rückgang der Biomasse, auf 0,03 mg/L bzw. $7,3 \times 10^3$ Zellen/ml. Bezogen auf die Biomasse spielte das autotrophe Picoplankton im Ruschweiler See eine untergeordnete Rolle.

Die **Chlorophyll-a**-Konzentrationen des Ruschweiler Sees lagen im Jahresmittel bei 7,0 µg/L. Der höchste Wert wurde im März mit 14,5 µg/L gemessen (Abbildung 3.45, B). Im Mai erfolgte ein starker Rückgang auf 2,5 µg/L, wie bereits diskutiert wohl als Folge eines Klarwasserstadiums. Bereits im Juni war die Chlorophyll-a Konzentration wieder auf 12,4 µg angestiegen.

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen **Leitpigmente** sowohl in der Summenprobe (Abbildung 3.45, B) als auch in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und über Grund bestimmt (Abbildung 3.47). In der Summenprobe waren Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen und Chrysophyceen), Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) und Zeaxanthin (Pigment von Cyanobakterien) die bestimmenden Pigmente. Die Pigmentzusammensetzung spiegelte die Algenzusammensetzung gut wieder. Das Tiefenprofil im März zeigte eine nur leichte Schichtung des Sees mit einer fast gleichmäßigen Verteilung der Leitpigmente über die Tiefe. Von April bis Oktober zeigten die Leitpigmentmessungen in unterschiedlichen Tiefen eine Schichtung des Sees. Dabei war auffällig,

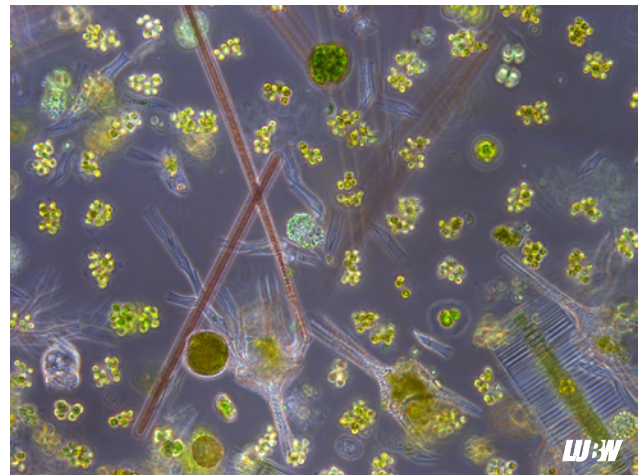


Abbildung 3.46: Übersichtsbild des Lebendfangs (30 µm-Netz) vom 16.09.2019 des Ruschweiler Sees mit *Planktothrix rubescens* (Fäden), *Chrysocapsa* (Kolonien aus kleinen Kugeln), *Ceratium hirundinella* (unter Bildhälfte: große Formen mit stabartigen Anhängen) und *Fragilaria crotonensis* (rechts unten: langes, kammartiges Band).

Tabelle 3.6: Vergleich der PhytoSee-Indices im Ruschweiler See für das Untersuchungsjahr 2019, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0.

Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	Ökologische Bewertung	PSI (PhytoSee 7.0)	Ökologische Bewertung
2019	2,40	gut	3,03	mäßig



dass mit Ausbildung eines sauerstoffarmen Hypolimnions (vgl. Kapitel 3.2.1) Fucoxanthin in den Tiefen unterhalb von 5 m kaum mehr vorkam, während Alloxanthin weiterhin bis über Grund zu finden war.

Die Beobachtungen der Leitpigmentanalyse in verschiedenen Tiefen decken sich nicht vollständig mit den Sondenaten der **BBE-Sonde** (Abbildung 3.48). Auffällig war vor allem, dass die Daten des Grünalgenkanals und des Kieselalgenkanals (in dem auch Chrysophyceen und Dinophyceen detektiert werden) im März bereits eine deutlichere Schichtung zeigten als die Pigmentanalysen. Die sommerlichen Maxima, die die Sonde bei Cyanobakterien und Cryptophyten detektierte, spiegelten sich nicht gut in den Pigmentmessungen wieder, da beide Maxima relativ scharf begrenzt und weder in der 5 m-Probe noch in der 10 m-Probe der Leitpigmentanalyse hinreichend repräsentiert waren. Das Vorkommen von Cryptophyceen im sauerstoffarmen Hypolimnion wurde dagegen durch beide Methoden festgestellt.

Interessant ist, dass im Herbst ein deutliches und sowohl räumlich als auch zeitlich sehr begrenztes Maximum im Diatomeen-Kanal in etwa 11 m Tiefe gefunden wird. Eine eindeutige Zuordnung dieses Algenvorkommens zu einem

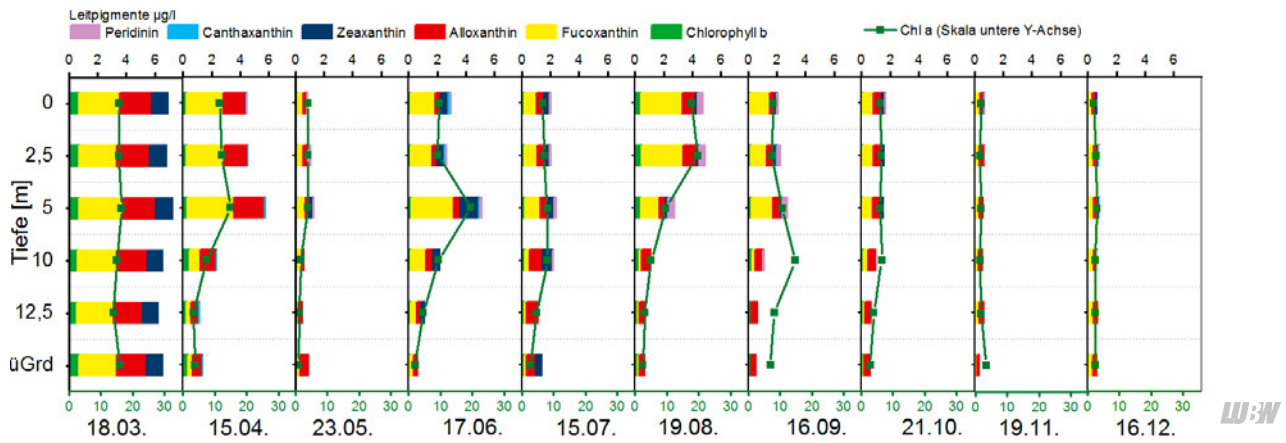


Abbildung 3.47: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Ruschweiler See im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

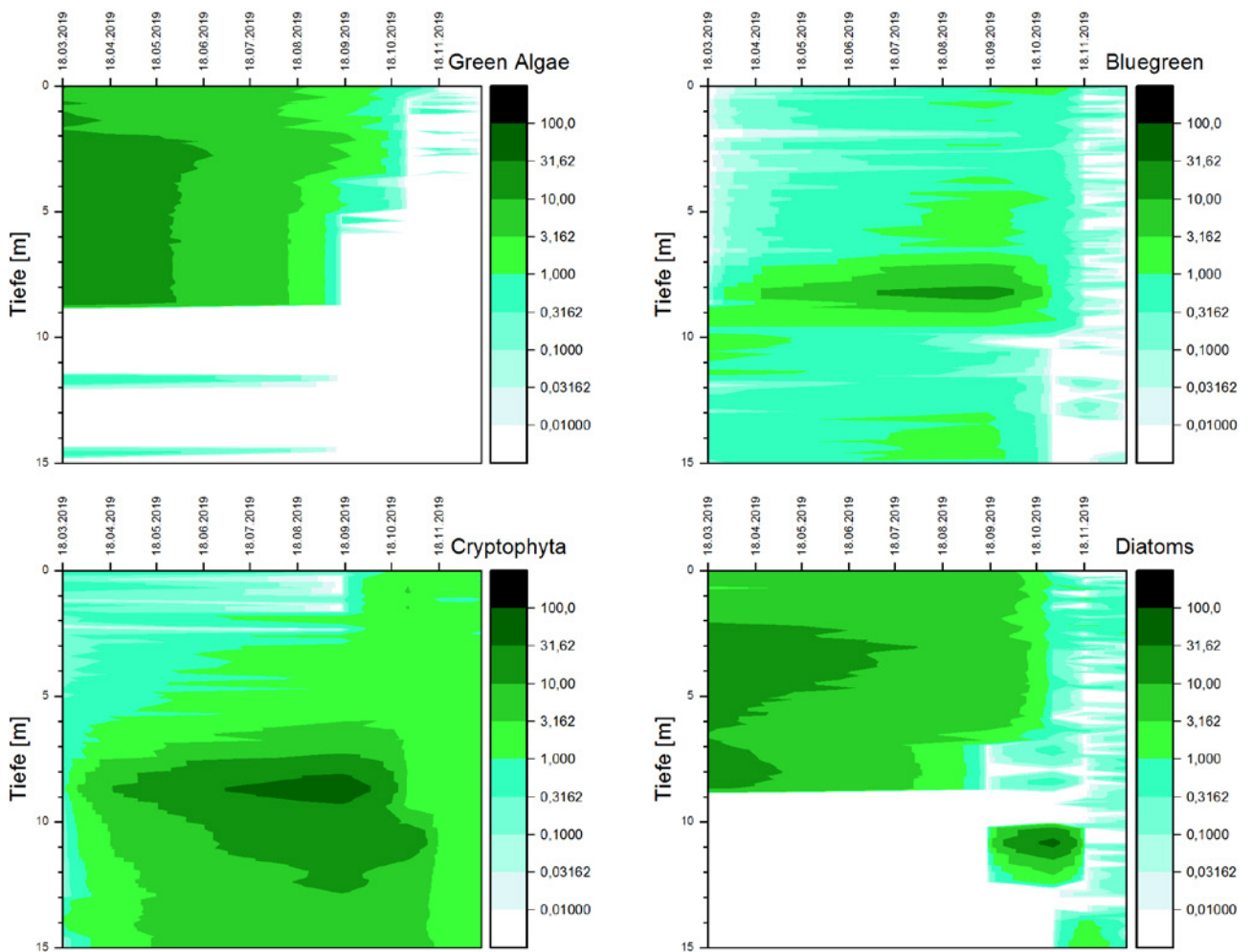
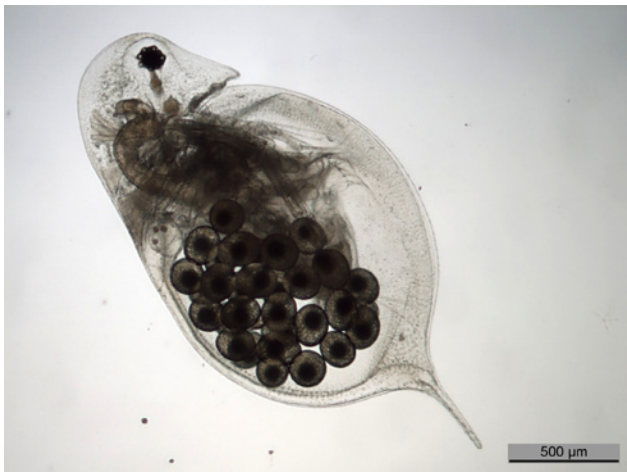


Abbildung 3.48: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Ruschweiler See im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.

Taxon der mikroskopischen Analyse ist aufgrund der vorliegenden Daten leider nicht sicher möglich.

Zooplankton

Der Ruschweiler See ist mit 43 Taxa des Metazooplanktons (19 Rädertier-, 14 Cladoceren-, 10 Ruderfußkrebs-Taxa) sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln als vergleichsweise artenreich zu bezeichnen. Hinsichtlich der vorkommenden Arten bzw. Taxa ähnelt der Ruschweiler See dem Illmensee, was daraus resultiert, dass der Ruschweiler See über den Ablauf des Illmensees gespeist



LUBW

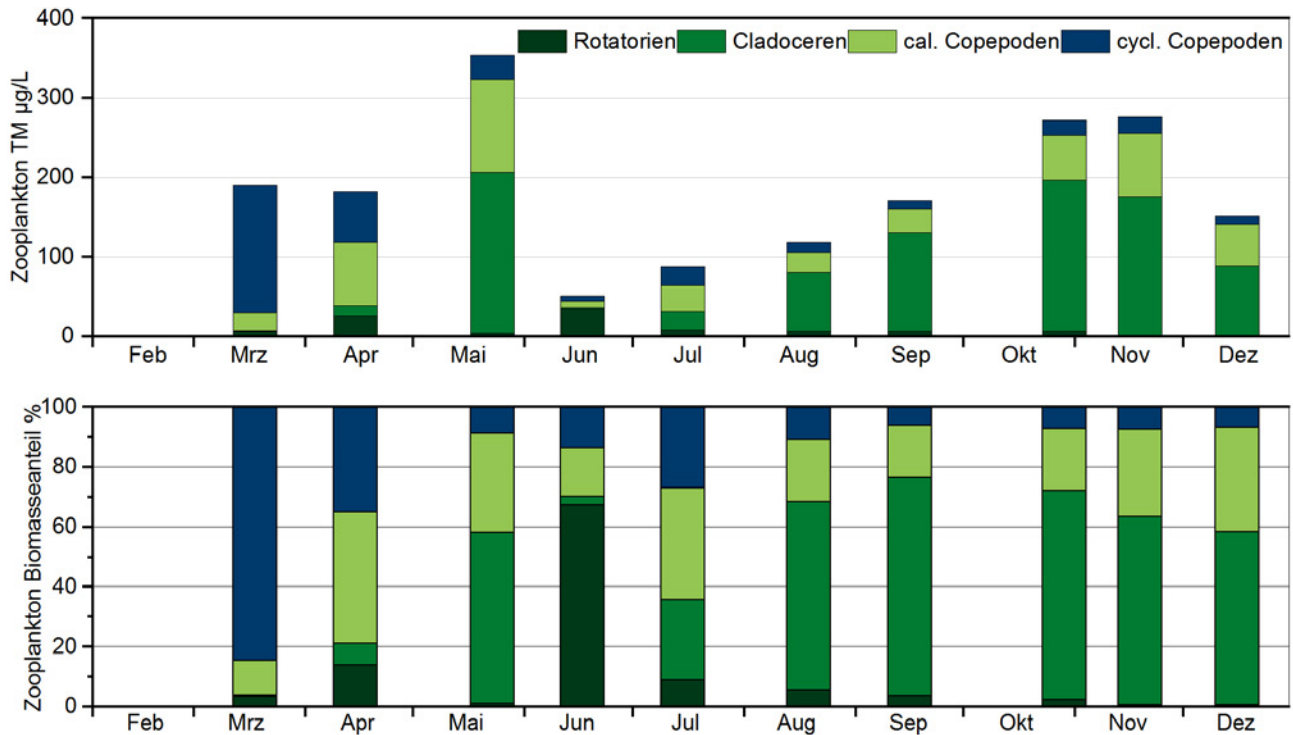
Abbildung 3.49: *Daphnia hyalina* (eiertragend) im Ruschweiler See am 15.04.2019.

wird. Erwähnenswert ist – wie bereits beim Illmensee vermerkt – das Vorkommen des in Baden-Württemberg relativ seltenen calanoiden Ruderfußkrebses *Eudiaptomus graciloides*. Die Daphnien waren wie im Illmensee formen- bzw. artenreich zusammengesetzt.

Das Rädertierplankton wurde im Ruschweiler See deutlich von der allgemein häufigen Art *Keratella cochlearis* geprägt. Weiterhin häufige Rädertiere waren *Conochilus* sp. (im Mai), Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp) (insbesondere im März, April sowie Juni bis Oktober) und Synchaeten (im Juni und September). Zeiger erhöhter Trophie waren mit *Pompholyx sulcata* vertreten und erreichten im August immerhin gut 5 % bezogen auf die Metazooplankton-Abundanzen.

Bei den Cladoceren bestimmten die Daphnien mit *D. hyalina* (= *D. longispina hyalina*) das Bild (Abbildung 3.49). Weitere Cladoceren waren artenreich vertreten, aber nicht dominant. Zu erwähnen ist wie im Illmensee das Auftreten von mehreren Litoralarten und mit *Sida crystallina* einer Art, die Makrophyten bevorzugt.

Bei den Ruderfußkrebsen war *Eudiaptomus graciloides* das dominante Taxon, insbesondere im Frühjahr und Herbst.



LUBW

Abbildung 3.50: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Ruschweiler See im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Das Ruderfuß-Sommerplankton wurde von *Thermocyclops oithonoides* bestimmt. Die Gattung *Cyclops* war wie im Illmensee mit 4 Arten vertreten, trat aber allenfalls im März etwas hervor.

Die Metazooplankton-Biomassen waren im Ruschweiler See ähnlich wie im Illmensee. Die durchschnittlichen Trockenmassen lagen bei 185 (Mittelwert) bzw. 177 µg TM/L (Median) und damit im mittleren, mesotrophen Bereich. Anteilig stark vertreten waren die Cladoceren und herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse, im März die omnivoren cyclopoiden Formen (Abbildung 3.50). Der durchschnittliche prozentuale Anteil der Rädertiere betrug 11 %, wobei der hohe Anteil im Juni (67 % bei allerdings allgemein niedrigen Gesamtmassen) stark den Mittelwert beeinflusst. In den übrigen Monaten lag der Anteil der Rädertiere an der Masse des Metazooplanktons immer bei weniger als 15 %. Bezogen auf die Gesamt-Jahresbiomasse liegt der Anteil der Rotatorien lediglich bei gut 5 %.

Der durchschnittliche Größenindex der Cladoceren betrug 7,2 bzw. 7,3 µg TM/Ind. und liegt damit über der Masse einer 1 mm langen Daphnie, was über den Untersuchungszeitraum betrachtet auf allenfalls moderaten Fraßdruck durch Fische spricht. Im Sommer (Juni – August) fiel der Cladoceren-Größenindex allerdings auf < 5 µg TM/Ind. ab.

Die Absetzvolumina weisen darauf hin, dass wie im Illmensee auch im Ruschweiler See > 80 % (Ausnahme März) des Zooplanktons in den Schichten 0 – 6 Meter vorkam (Abbildung 3.51).

Die PhytoLoss-Indizes ergaben für den Ruschweiler See mit Effektklasse 4 einen moderaten Umsatz von Phytoplankton in Zooplankton-Masse, mit Effektklasse 3 einen vergleichsweise niedrigen Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton, sowie mit Effektklasse 3 einen bestenfalls moderaten Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton (Abbildung 3.52). Die Futterqualität für

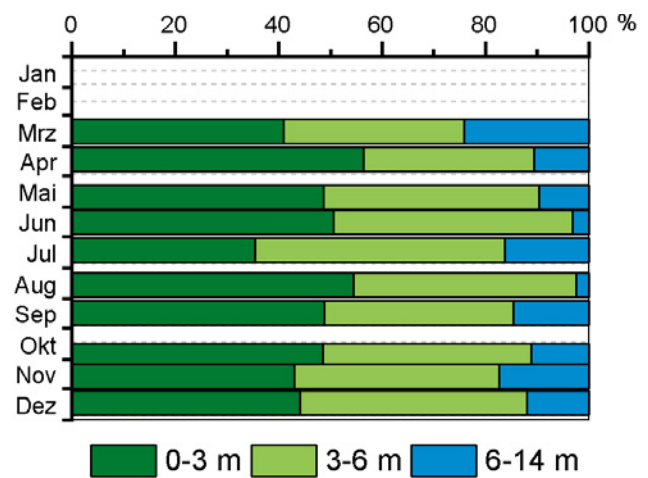


Abbildung 3.51: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben im Jahr 2019, normiert auf eine 3 m Schicht im Ruschweiler See.

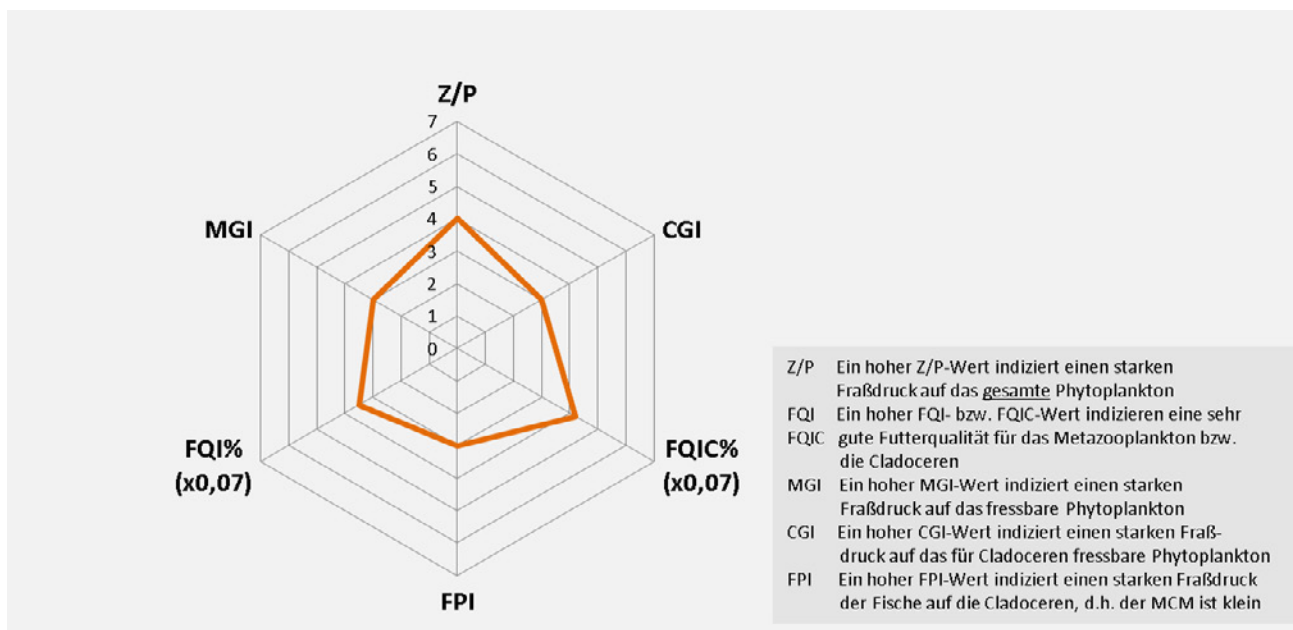


Abbildung 3.52: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Ruschweiler See im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. **Sommersituation !!**

Cladoceren lag mit 50 – 60 % an fressbaren Algen im oberen Bereich.

Auch im Ruschweiler See trugen die Daphnien im Sommer immerhin 1 – 2 Eier im Brutraum und calanoide Ruderfußkrebse 7 – 8 Eier pro Eiballen, so dass auch in diesem See ausreichend Nahrung für eine Reproduktion vorhanden war.

3.2.4 Zusammenfassung und Fazit

Der Ruschweiler See wird durch den Ablauf des Illmensees gespeist. Damit wird er direkt durch den Illmensee beeinflusst und ähnelt diesem in vielen Parametern. Die Messungen im Ruschweiler See zeigen, dass auch dieser See über den Sommer einen starken Gradienten in der Schichtung ausbildete und im Sommer 2019 im Hypolimnion sauerstoffarme Bedingungen mit Rücklösungs- und Ammonifikationsprozessen aufwies.

Im direkten Vergleich der beiden Seen ist festzustellen, dass trotz ähnlicher Konzentrationen der Phosphat-Spezies der Ruschweiler See eine geringere Phytoplankton-Biomasse, geringere Chlorophyll-a-Konzentrationen und eine größere Sichttiefe aufweist. Im Ruschweiler See sind des Weiteren die Konzentrationen der anorganischen Stickstoffspezies und von Ammonium geringer.

Die LAWA-Trophie-Klassifikation ergab für den Ruschweiler See 2019 einen Gesamtindex von 2,2 und damit einen mesotrophen (m2) Gesamtzustand. Die letzte Untersuchung durch das ISF fand 1994 statt. Die damals gemessenen Werte ergeben mit dem aktuellen Bewertungsverfahren einen Indexwert von 2,4.

Die Bewertung mittels PhytoSee7.0 ergab für 2019 einen Indexwert von 3,0. Im Vergleich mit dem Illmensee ist der Indexwert für den Ruschweiler See zwar besser, dennoch entspricht dieser Wert ebenfalls einem mäßigen ökologischen Zustand des Sees.

Tabelle 3.7: Bewertung des Ruschweiler Sees 2019

Indikator	Wert	Bewertung
Trophie	2,2	mesotroph 2
Phytoplankton	3,0	mäßig



3.3 Schurmsee

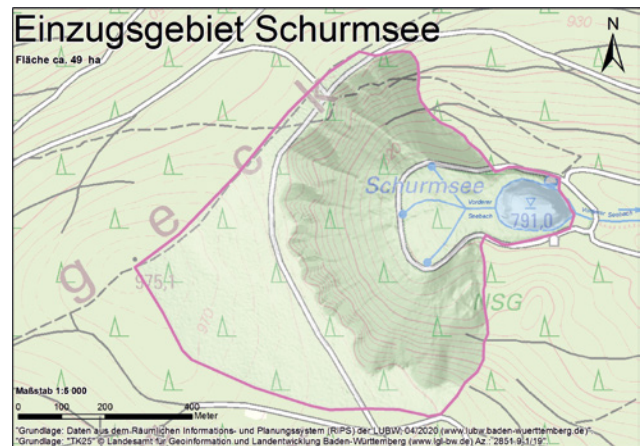
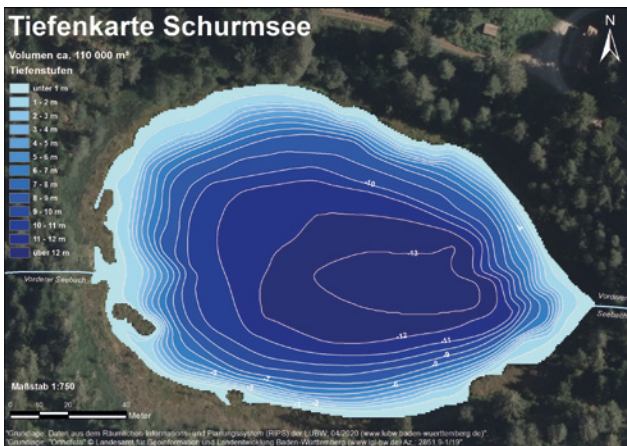
Der Schurmsee liegt auf einer Höhe von 791 m. ü. NN. im gleichnamigen Naturschutzgebiet im Nordschwarzwald. Entstehungsgeschichtlich stellt er einen wärmeiszeitlichen Karsee dar. Heute ist der 1,38 ha große und ist bis zu 13 m tiefe See auf drei Seiten von steilen Karwänden umgeben. Die Ufer sind größtenteils von Schwingrasenverlandung geprägt (Abbildung 3.53) mit Übergängen zu moorartiger Vegetation. In älteren Vegetationsaufnahmen der Ufervegetation finden sich verschiedene Torfmoosarten und rote-Liste-Arten wie *Vaccinium oxycocum* (Moosbeere), *Drosera rotundifolia* (Rundblättriger Sonnentau) und *Scheuchzeria palustre* (Blumenbinse), die auf ein oligotrophes, saures Zwischenmoor und Schnabelseggenriede hindeuten. Das Einzugsgebiet des Sees ist etwa 64 ha groß und nahezu ausschließlich bewaldet (Abbildung 3.54, links). Im Einzugsgebiet gibt es nur eine, rund um den See laufende, Forststraße, die auch als Wanderweg benutzt wird, sowie eine hinter dem Weg gelegene Hütte an der Nordostseite des Sees, unweit des östlich gelegenen Abflusses (Vorderer Seebach) (Abbildung 3.54, rechts). Dieser mündet in die Schön Münzach, kurz bevor diese in die Murg fließt.

Entsprechend seines Einzugsgebietes und der moorigen Verlandungsbereiche ist der See dystroph. Sein Sediment wird als torfig beschrieben.

Frühere Untersuchungen durch das ISF erfolgten in den Jahren 1985, 1991 und 2003. Die monatliche Probenahme im Untersuchungsjahr 2019 fand an folgenden Terminen statt: 08.04., 13.05., 11.06., 12.08., 09.09., 14.10., 11.11. und 10.12.2019. Von Januar bis März war der See eisbedeckt. Im



Abbildung 3.53: Blick auf den Schurmsee, im Vordergrund Schwingrasen.



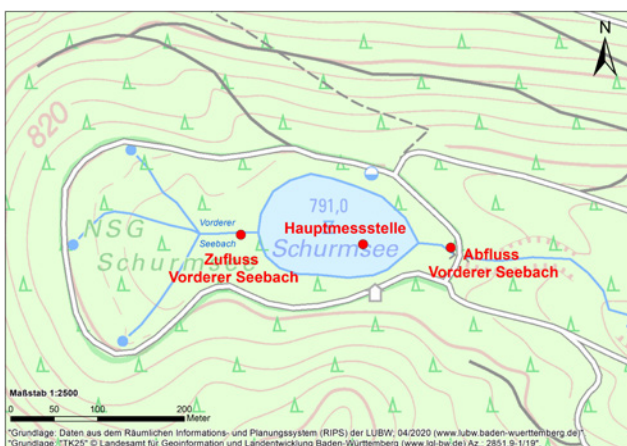
U:W

Abbildung 3.54: links: Tiefenkarte des Schurmsees. rechts: Einzugsgebiet des Schurmsees (RIPS- und ATKIS-Daten).

Juli war aufgrund sturmbedingt umgestürzter Bäume keine Zufahrt möglich.

Wasserchemische Untersuchungen wurden 2019 an der Hauptmessstelle (= tiefste Stelle) (Abbildung 3.55) aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m und ca. 1 m über Grund durchgeführt. Außerdem wurden an verschiedenen Terminen Sondermessungen von Spurenstoffen, insbesondere für Pestizide, durchgeführt.

Für die biologischen Untersuchungen wurde Phytoplankton mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0 – 11 m untersucht. Das Zooplankton wurde mit einem Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0 – 3 m, 3 – 6 m und 6 – 11 m beprobt. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0 – 11 m und aus den für die wasserchemischen Untersuchungen genannten einzelnen Tiefenstufen.



U:W

Abbildung 3.55: Übersichtskarte des Schurmsees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurden eine CTD-Sonde zur Messung von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a und eine BBE-Sonde für die Algenklassen verwendet.

3.3.1 Seenphysikalische Untersuchungen Schurmsee

Im Jahr 2019 wurden im Schurmsee begleitend zu den weiteren biologischen und chemischen Untersuchungen Terminmessungen mit einer Multiparametersonde durchgeführt, die vertikal profilierend eingesetzt wurde. Die Multiparametersonden messen verschiedene seenphysikalische (z. B.: Temperatur, Leitfähigkeit) und limnologische Parameter (z. B.: Chlorophyll-a). Aufgrund der relativ hohen Abtastraten können mit einer solchen Sonde die Veränderungen der verschiedenen Parameter im Wasserkörper sehr hoch aufgelöst abgebildet werden.

Im Weiteren werden einige der aufgenommenen Parameter diskutiert, dabei werden sowohl Isolethendarstellungen der gemessenen Größen genutzt als auch für einzelne Termine die Vertikalprofile des jeweiligen Messtages kurz besprochen.

In Abbildung 3.56 ist die Isolethendarstellung der Wassertemperatur im Schurmsee für das Jahr 2019 abgebildet. Die Messungen wurden monatlich durchgeführt und erfassen vertikal profilierend die gesamte Wassersäule am tiefsten Punkt des Sees. Zu sehen ist die Entwicklung der Wassertemperatur im Jahresverlauf und der sich dabei ausbildende saisonale Stratifikationszyklus den Seen durchlaufen. Be-

reits bei der ersten Messung im April 2019 ist der Schurmsee leicht geschichtet. Zu sehen ist an diesem Messtermin (Abbildung 3.60) die beginnende Temperaturschichtung des Sees, die bereits zu diesem frühen Zeitpunkt Auswirkungen auf die Ausbildung anderer vertikaler Gradienten im Gewässer hat. So werden die Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und Chlorophyll-a-Konzentration bereits vertikal deutlich strukturiert und weisen große Unterschiede in verschiedenen Wassertiefen auf.

Die thermische Stratifikation des Sees verstärkt sich im weiteren Verlauf des Jahres und geht in die stark geschichtete sommerliche Stagnationsphase über. Im Sommer wird am 12.08.2019 oberflächlich mit 20,5 °C den Maximalwert der Wassertemperatur für das Jahr 2019 registriert. Ab September kann dann eine erste leichte Abkühlung des Sees beobachtet werden, die einher geht mit einer Vergrößerung des epilimnischen Wasserkörpers und einer Absenkung des Metalimnions. In den Herbstmonaten erfolgt dann eine weitere Auskühlung des Sees und im Dezember kommt es zur vertikalen Durchmischung mit einer thermischen und stofflichen Homogenisierung der Wassersäule.

In Abbildung 3.57 ist die Leitfähigkeit (bezogen auf 25 °C) dargestellt. Diese kann in einem qualitativen Sinn auch als Indikation für die allgemein stofflichen Gradienten in einem See interpretiert werden. Die Leitfähigkeit im Schurmsee erreicht insgesamt nur sehr geringe Leitfähigkeitswerte (globales Minimum 22,9 µS/cm, globales Maximum 44,4 µS/cm), die auch eine geringe Variationsbreite aufweisen. Zu sehen ist die in vielen Seen vorzufindende sommerliche Verringerung der Leitfähigkeit im oberen epilimnischen Wasserkörper des Sees bei einer gleichzeitigen Erhöhung im Hypolimnion. Diese für den See relativ hohen Werte erreichen im Spätsommer bzw. Herbst bodennah die höchsten Werte ($LF_{\max} = 44,4 \mu\text{S/cm}$ gemessen am 9.09.2019 in 13 m Wassertiefe).

In Abbildung 3.58 sind die bei den Terminmessungen erhobenen Sauerstoffsättigungen dargestellt. Auch hier zeichnet sich ein ähnliches raum-zeitliches Verteilungsmuster wie bei der Leitfähigkeit ab, bei dem der See vertikal in Epi-, Meta- und Hypolimnion unterteilt ist, wobei diese unterschiedlichen Bereiche des Sees jeweils andere Charakteristika und Entwicklungen zeigen.

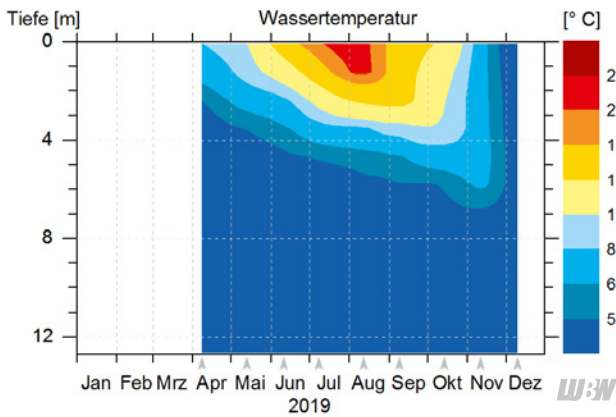


Abbildung 3.56: Isolethendarstellung der Temperaturverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.

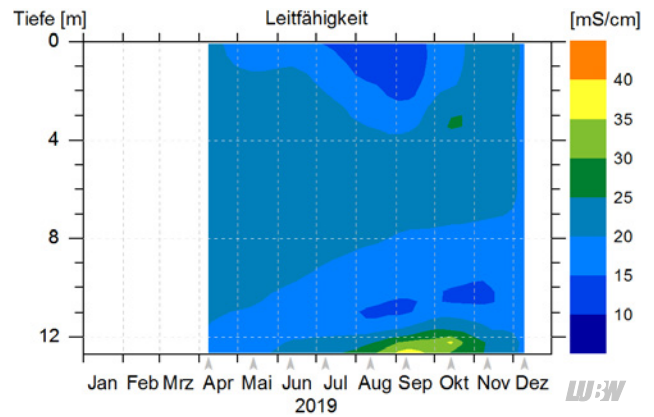


Abbildung 3.57: Isolethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.

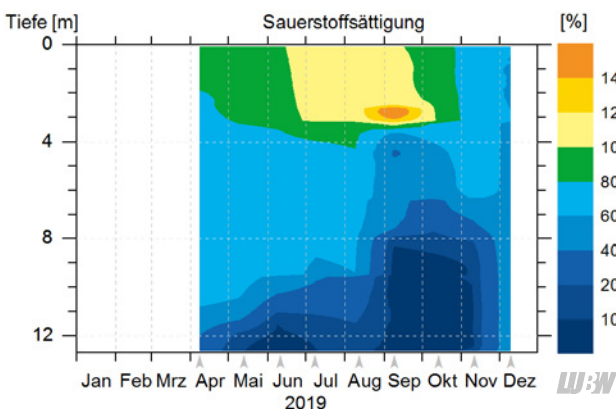


Abbildung 3.58: Isolethendarstellung der Sauerstoffverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.

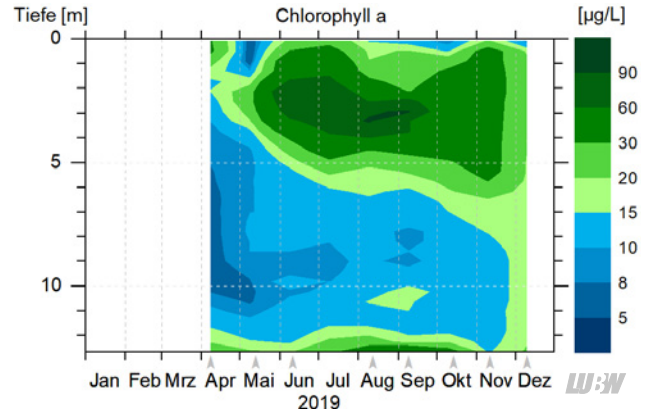


Abbildung 3.59: Isolethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.

Während oberflächennah im Epilimnion meist hohe Sauerstoffsättigungen erreicht werden, entwickelt sich im Hypolimnion eine suboxische (gering sauerstoffgesättigte) Zone bereits beginnend ab April (Abbildung 3.60), die in den Sommer- und Herbstmonaten deutlich an Mächtigkeit gewinnt und sich in höhergelegene Wasserschichten ausdehnt. Die größte Ausdehnung erreicht die suboxische Schicht, die trotz sehr geringer Sauerstoffsättigungen nie anoxische Zustände aufweist (minimale Sauerstoffsättigungswerte werden bodennah im Sommer konstant mit etwa 6 % erreicht), im September und Oktober. Ab November wird bereits eine erste leichte Erholung der Situation mit einer Sauerstoffsättigung von 11 % registriert. Im Dezember erfolgt dann im Rahmen der vertikalen Durchmischung des Sees eine erneute Sauerstoffversorgung auch der tiefer gelegenen bodennahen Wasserschichten des Sees.

Die Maximalwerte der Sauerstoffsättigung werden korreliert mit tief gelegenen Chlorophyll-a-Maxima (Deep Chlorophyll Maxima – DCM) im Metalimnion registriert, wo im September am 9.09.2019 ein Maximalwert von 164 % in etwa 3 m Wassertiefe registriert wird (ähnlich hohe Werte werden bei der Terminmessung im August erreicht).

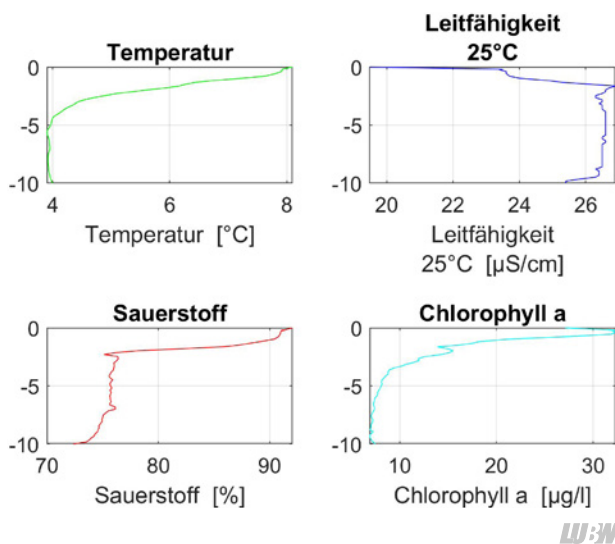


Abbildung 3.60: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee zu Beginn der thermischen Schichtungsphase am 8.04.2019. Es sind bereits vertikale Gradienten ausgebildet. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist die beginnende Temperaturschichtung des Sees, die bereits zu diesem frühen Zeitpunkt Auswirkungen auf die Ausbildung anderer vertikaler Gradienten im Gewässer hat. Zu sehen sind u. a. die bereits einsetzende Sauerstoffzehrung im Hypolimnion und die Bindung der Algenentwicklung – Chlorophyll-a-Konzentrationen – an die erwärmte epilimnische Deckschicht des Sees.

Auch beim Parameter Chlorophyll-a (Abbildung 3.59), der mit einem fluoreszenzoptischen Sensor von der Multiparametersonde erfasst wird, zeigt sich der vertikal strukturierende Charakter der Temperaturschichtung. Wie in anderen Seen auch, treten die maximalen Konzentrationen dieses Parameters im Metalimnion auf, wo wir speziell in den Monaten Juni, Juli, August zum Teil extrem hohe Werte antreffen (z. B.: 93 µg/l am 11.06.2019 in 2 m Wassertiefe, ähnliche Werte und Lokalisation am 12.08. und 19.09.2019), die für einen See mit geringen Nährstoffangebot erstaunlich hoch sind.

Exemplarisch für die Situation in der sommerlichen Stagnationsphase findet man am 11.06.2019 eine ausgeprägte Temperaturschichtung des Sees vor (Abbildung 3.61). Bodennah wird eine stark suboxische Zone registriert, die nur sehr geringe Sauerstoffsättigungswerte aufweist. Die Chlorophyll-a-Verteilung hat ihre maximalen Konzentrationen im Bereich des Temperaturübergangs – im Metalimnion.

Die extrem hohen Chlorophyll-a-Werte konnten in ihrer Dynamik zum Teil nicht mehr vollständig erfasst werden, da der Kalibrationsbereich der Multiparametersonde (Kalibrationsbereich der Chlorophyll-a-Konzentration 0 ... 100 µg/l) für den fluoreszenzoptischen Chlorophyll-a-Sensor kleiner als die maximal auftretenden Chlorophyll-a-Gehalte war.

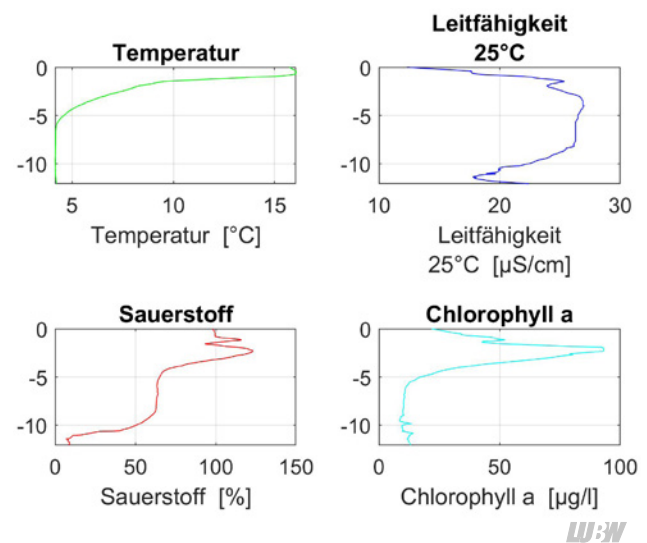


Abbildung 3.61: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee am 11.06.2019 während der sommerlichen Schichtungsphase. Suboxische Zonen werden bodennah registriert, sehr hohe Chlorophyll-a-Maxima treten im Metalimnion auf. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).

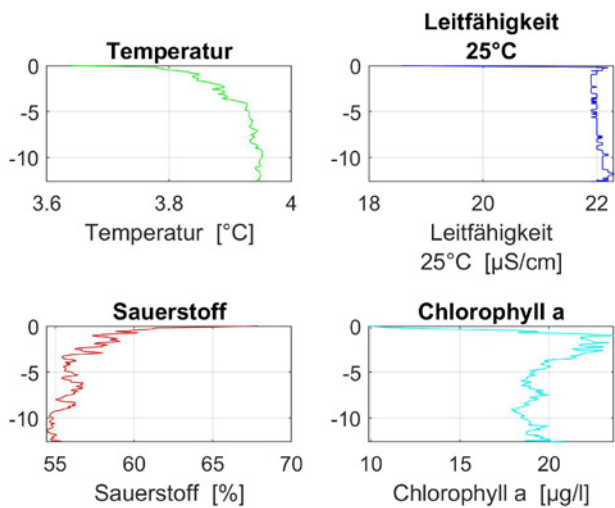


Abbildung 3.62: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee am 10.12.2019 nach starker Auskühlung des Sees und in bereits vertikal durchmischten Zustand. Konstant hohe Chlorophyll-a-Werte werden in der gesamten Wassersäule registriert. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).

Ein weiteres interessantes Phänomen wird im Dezember registriert (Abbildung 3.62), wenn der Schurmsee bereits wieder vollständig durchmischt ist. Trotz dieser vollständigen Durchmischung und der daraus und aus der Winterzeit resultierenden geringen Lichtverfügbarkeit, werden konstant hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen in der gesamten Wassersäule gemessen.

Fazit Schurmsee

Im Schurmsee wird eine für mitteleuropäische, monomiktische Seen zu erwartende saisonal variierende, thermische Strukturierung des Gewässers registriert, die eine vertikale Unterteilung des Gewässers bewirkt und die Ausbildung stofflicher Gradienten wesentlich beeinflusst.

Der Schurmsee hat sehr geringe Leitfähigkeiten sowohl hinsichtlich der absoluten Werte als auch bezüglich der Variationsbreite dieses Parameters über das Jahr.

Die Sauerstoffsättigung-Maximalwerte sind im Metalimnion lokalisiert, wo sie – ähnlich wie in anderen Seen – mit sehr hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen korreliert sind. Im See werden vom späten Frühjahr bis in den Herbst hinein langanhaltend suboxische Zonen gebildet.

Zum Teil werden mit dem fluoreszenzoptischen Sensor der Multiparametersonde extrem hohe Chlorophyll-a-Werte registriert. Diese sehr hohen Werte, die durch HPLC-

Messungen gestützt werden, führen zeitweise zu einem Überschreiten des Kalibrationsbereiches des Sensors. Die hohen Chlorophyll-a-Werte bleiben als Deep Chlorophyll Maximum (DCM) vom Sommer bis in den Herbst metalimnisch lokalisiert.

Auch im Dezember – wenn der See bereits vollständig vertikal durchmischt und homogenisiert ist – werden noch noch hohe Chlorophyll-a-Werte gemessen.

Die vorgefundenen teilweise extrem hohen Chlorophyll-a-Werte sind für einen relativ nährstoffarmen See erstaunlich.

3.3.2 Chemische Untersuchung

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2019 für die Hauptmessstelle (= tiefste Stelle) des Schurmsees (Kapitel 3.3, Abbildung 3.55) ausführlich beschrieben und mit früheren Untersuchungen aus den Jahren 1985, 1991 und 2003 verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2019 sowie die anderen Untersuchungsjahre sind in Tabelle 3.8 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3.63 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2019 dargestellt.

Die Konzentrationen an Sauerstoff (O_2) über Grund lagen bei der ersten Probenahme im April infolge des Verbrauch während des biologischen Abbaus von Biomasse aus der Frühjahrsproduktion bereits bei < 4 mg/L (Abbildung 3.63). In den folgenden Monaten nahm der Sauerstoffgehalt weiter ab, auf $< 0,5$ mg/L von September bis November jeweils in den untersten beiden Tiefenstufen. Die im November einsetzende Durchmischung wirkte sich auf den Sauerstoffgehalt erst im Dezember sichtbar aus, zu diesem Zeitpunkt wurden wieder 6 mg/L über Grund gemessen. Nahe der Oberfläche (2,5 m Tiefe) war von Juni bis September ein deutliches Sauerstoff-Maximum aus der Phytoplankton-Produktion zu beobachten. Der volumengewichtete Jahresmittelwert lag 2019 bei 6,3 mg/L und damit vergleichbar zu 1991 (6,1 mg/L). Das herbstliche Sauerstoffdefizit im Jahr 2003 war über den Tiefenbereich insgesamt etwas weniger ausgedehnt, was den etwas höheren Jahresmittelwert von 6,7 mg/L erklärt. Dagegen wurden im April und Mai 2003 bereits Sauerstoff-Konzentrationen < 1 mg/L über Grund gemessen, während

2019 der Sauerstoff erst im Juni erstmals auf < 1 mg/L über Grund abgenommen hat. Für das Untersuchungsjahr 1985 liegen für die Monate Oktober und November, die in allen Jahren sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen aufweisen, keine Messwerte vor, was sich entsprechend im dadurch höheren Jahresmittelwert (7,4 mg/L) zeigt.

Das Maximum an gesamt-Phosphor (gesamt-P) über Grund wurde mit 42,9 µg/L im September erreicht (Abbil-

dung 3.63), wobei der überwiegende Anteil des gemessenen Phosphors gelöst war. Der maximale gesamt-P-Gehalt 2019 war sehr viel niedriger als im Untersuchungsjahr 2003, als im November ein Maximum von 110 µg/L gemessen wurde. Auch wurden 2003 ab Mai im gesamten weiteren Jahresverlauf nicht unter 40 µg/L gesamt-P über Grund, in den Sommermonaten auch Werte deutlich darüber, beobachtet. Im Vergleich dazu wurden 2019 mit Ausnahme des Maximums im September ausschließlich geringere

Tabelle 3.8: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Schurmsee 1985, 1991, 2003 und 2019.

Schurmsee		1985 (Mrz – Nov*1)	1991 (Apr – Nov*1)	2003 (Apr – Nov)	2019 (Apr – Dez*1)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel			
Temp.	°C	6,4	7,7	8,1	6,0
Sichtt.	m	2,4*2	2,3	1,8	1,7
Leitf.	µS/cm	41	34	24	18
pH		4,3	4,4	4,6	4,8
Härte	1/2 mmol/L	0,1	0,11	0,05	0,03
SBV	mmol/L	0,03	0,02	0,03	0,04
gesamt-P	µg/L	7	11	30	16*3
gelöst-P	µg/L	1,9	1,0	3,9	4,3*3
ortho-P	µg/L	0,5	0,2	2,9	3,4*3
O ₂	mg/L	7,4*4	6,1	6,7	6,3
anorganisch N	µg/L	608	471	362	261
NH ₄ -N	µg/L	81	94	108	64
SiO ₂ -Si	µg/L	1706	1538	–	1665
gesamt-Fe	µg/L	405	527	338	323
gesamt-Mn	µg/L	–	–	45	31
Cl	mg/L	1,7	1,7	0,9	1,0
gelöst-As	µg/L	–	–	0,06	0,4
gelöst-Al	µg/L	876	651	454	477
gelöst-Zn	µg/L	–	–	6,3	5,7
gelöst-Cu	µg/L	–	–	1,2	1,3
Chlorophyll-a*5	µg/L	10,2	1,6	8,4	13,7
Extrema 1 m ü. Grund (Monat)					
O ₂ Min	mg/L	0 (08 – 09)	0 (05 – 11)	0 (08,10)	0 (11)
gesamt-P Max	µg/L	54 (09)	52 (11)	110 (11)	43 (9)
NH ₄ -N Max	µg/L	1275 (08)	1605 (11)	1097 (11)	585 (11)
gesamt-Fe Max	µg/L	2920 (08)	4598 (11)	1644 (11)	1188 (9)
gesamt-Mn Max	µg/L	–	–	45 (11)	42 (11)
Trophiebewertung					
LAWA-Trophieindex*6 (neu/alt)	1,84/2,00	1,67/1,99	2,50/2,54	2,62/2,61	
LAWA Trophie*6 (neu/alt)	m1/m	m1/m	m2/e1	e1/e1	
Referenz Trophie	oligotroph (entsprechend Einzugsgebiet)				

*1: keine Messwerte für Oktober (1985), August (1991) bzw. Juli (2019) vorhanden

*2: Mai bis November,

*3: April bis Oktober

*4: kein Oktober, November

*5: Werte beziehen sich auf das Jahresmittel der Summenproben 0 – 10 m (1985, 1991), 0 – 11 m (2019) bzw. der monatlichen Mischproben aus verschiedenen Tiefenstufen (0 – 12 m, 2003)

*6: Seit Ende 2013 wird eine aktualisierte Trophieklassifikation der LAWa zur Seenbewertung eingesetzt (hier als „neu“ bezeichnet). Zu Vergleichszwecken mit früheren Untersuchungsjahren erfolgte für den Schurmsee zusätzlich ein Abgleich mit dem bisherigen Bewertungsschema (hier als „alt“ bezeichnet).

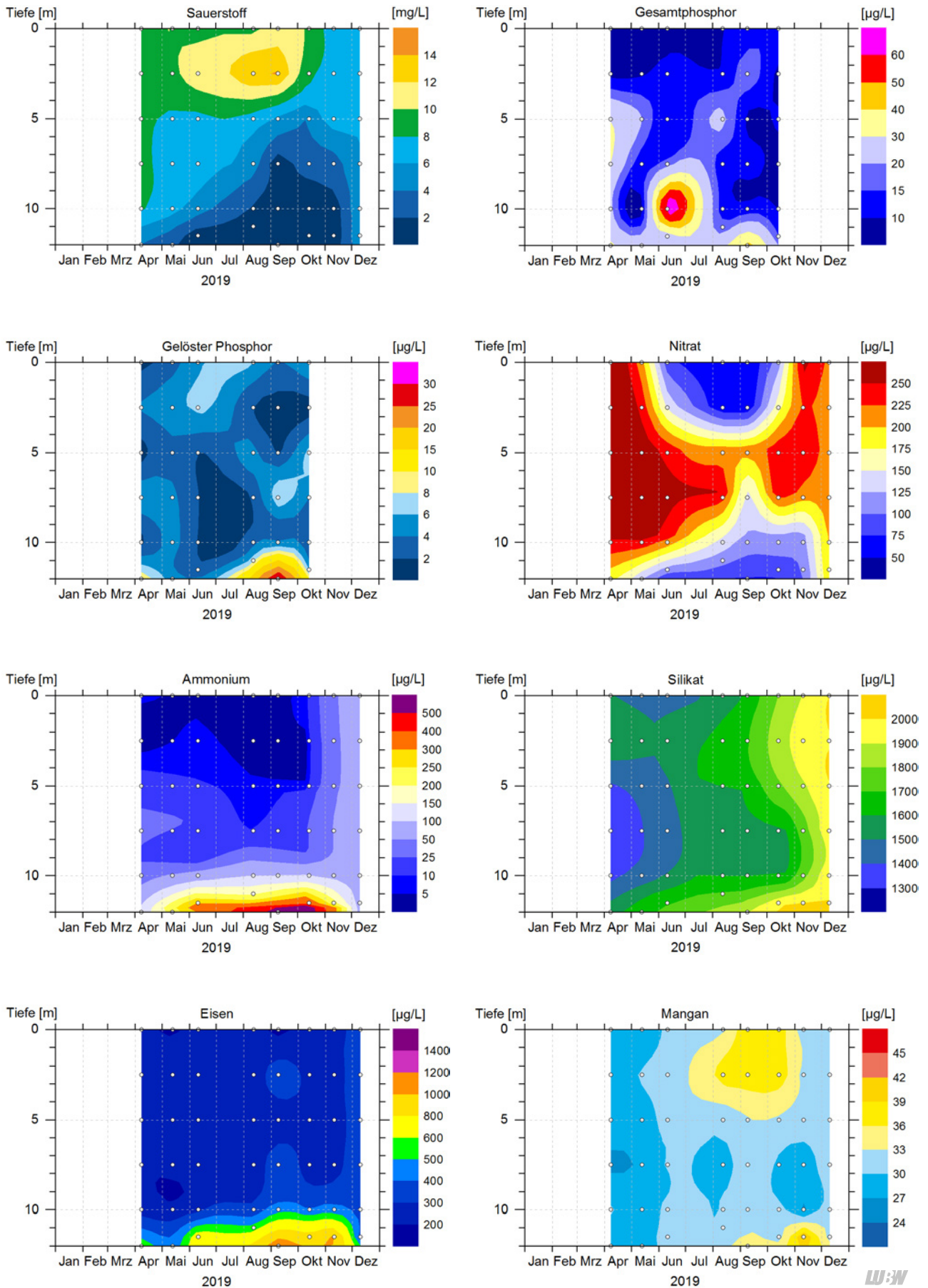


Abbildung 3.63: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Schurmsee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise). Die insgesamt niedrigeren Phosphor-Werte gegenüber 2003 zeigen sich auch im volumengewichteten Jahresmittelwert. Dieser lag 2003 bei 30 µg/L gesamt-Phosphor, 2019 mit 16 µg/L bei der Hälfte (Tabelle 3.8). Dagegen lagen die gesamt-Phosphor-Werte 1985 und 1991 mit 7 µg/L bzw. 11 µg/L noch deutlich niedriger. Auch gelöst-Phosphor und ortho-Phosphat waren in den entsprechenden Jahren geringer. Gegenüber 2003 sind die Konzentrationen von gelöstem Phosphor und ortho-Phosphat im Untersuchungsjahr 2019 vergleichbar.

Werte zwischen 15 µg/L und 32 µg/L gesamt-P gemessen. Die Messergebnisse von November und Dezember 2019 können aufgrund analytischer Probleme nicht für die Auswertung herangezogen werden.

Die Gehalte an anorganischem Stickstoff (N) im Jahresmittel sind seit 1985 (608 µg/L) kontinuierlich gefallen, auf 261 µg/L im Jahr 2019 (Tabelle 3.8). Dies ist insbesondere auf einen Rückgang der Nitrat-Konzentrationen zurückzuführen, die 1985 nahe der Oberfläche noch bei einem Startwert von 570 µg/L, 2019 bei 290 µg/L lagen. Dagegen wies Ammonium in Abhängigkeit von der Primärproduktion und den damit verbundenen Rücklösungsprozessen im Sommer und Herbst schwankende Konzentrationen bei den Jahresmittelwerten auf (Tabelle 3.8).

Die aus dem Verbrauch durch Nitratreduktion verursachte Minimalkonzentration von Nitrat-N (im Weiteren als Nitrat bezeichnet) über Grund lag 2019 bei 73 µg/L im September, während Nitrat im Mai, Juli, August und Oktober 2003 nicht mehr nachweisbar war. Sauerstoff war im April 2019 über Grund mit 3,9 mg/L noch in einer wesentlich höheren Konzentration vorhanden als 2003 (0,6 mg/L). Dementsprechend war auch der Ausgangswert der Nitrat-Konzentration über Grund mit 181 µg/L gegenüber 108 µg/L etwas höher, so dass sich bei später ähnlichen Verläufen im Sauerstoff über Grund auch die Unterschiede in der Minimalkonzentration für Nitrat erklären lassen. 1985 wurden im August und September (für Oktober und November liegen keine Messwerte vor), 1991 von Mai bis November sowohl Sauerstoff als auch Nitrat über Grund nicht mehr nachgewiesen.

Nitrat stellte im Jahresverlauf 2019 deutlich die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen, nur im September nahm der Anteil an Ammonium-N auf 46 % zu. Die maximale Konzentration an Ammonium-N über Grund wurde im November mit 585 µg/L erreicht (Tabelle 3.8). In vorherigen Untersuchungsjahren wurden noch Konzentrationen > 1000 µg/L gemessen, 1991 waren deren Maximum sogar mehr als doppelt so hoch wie 2019 (1605 µg/L im November).

Silikat (SiO₂-Si) im Oberflächenwasser nahm ausgehend von einem Startwert von 1503 µg/L (0 m) nur geringfügig ab (1420 µg/L, Juni) und stieg danach kontinuierlich wieder an (2000 µg/L im Dezember) (Abbildung 3.63). Da im Schurm-

see nur sehr geringe Biomasseanteile von Kieselalgen als Silikatkonsumenten gefunden wurden (vgl. Kapitel 3.3.3), ist die bis Juni zu beobachtende geringfügige Abnahme der Konzentrationen wahrscheinlich auf einen Verdünnungseffekt (Starkregenereignisse im Mai) zurückzuführen. Im Tiefenbereich erreichten die Silikat-Konzentrationen durch Rücklösung bis Oktober einen Maximalwert von 2025 µg/L. Nach Durchmischung im Dezember betrug der Silikat-Gehalt über die gesamte Wassersäule ca. 2000 µg/L.

Bereits bei der ersten Probenahme im April zeigte sich für Eisen (Fe) eine deutlich ausgeprägte Rücklösung unter sauerstoffarmen Bedingungen über Grund (581 µg/L), mit einem überwiegenden Anteil an gelöst-Fe (565 µg/L). Ein erstes Maximum an gesamt-Fe wurde mit 714 µg/L im Juni erreicht. Deutlich höhere Konzentrationen wurden von September bis November beobachtet, mit einem zweiten Maximum von 1188 µg/L gesamt-Fe im September (Abbildung 3.63). Auch hier war der überwiegende Anteil gelöst.

Im Untersuchungsjahr 2003 wurden von Juli bis November Konzentrationen an gesamt-Fe > 1000 µg/L gemessen, ebenfalls mit einem hohen Anteil an gelöst-Fe. Das Maximum wurde damals mit 1644 µg/L gesamt-Fe im November erreicht. Die höchsten Eisen-Konzentrationen stimmen in beiden Untersuchungsjahren mit gleichzeitig gemessenen niedrigen Sauerstoff-Konzentrationen < 0,5 mg/L überein. Im Jahresmittel (Tabelle 3.8) war die Konzentration an gesamt-Fe sehr ähnlich zu 2003 (336 µg/L und 338 µg/L), und etwas niedriger als in den Untersuchungsjahren 1985 (405 µg/L) und 1991 (527 µg/L).

Auch für Mangan wurde Rücklösung unter sauerstoffarmen Bedingungen von der ersten Probenahme im April an beobachtet. Die maximale Konzentration wurde mit 42,2 µg/L gesamt-Mangan über Grund im November beobachtet. 2003 war der Maximalwert in der über Grund mit 45,4 µg/L im November sehr ähnlich. Mangan war in beiden Jahren im gesamten Jahresverlauf fast ausschließlich gelöst.

Als typischer Schwarzwaldsee ist der Schurmsee hydrogencarbonatarm und verfügt mit einem relativ konstanten mittleren Säurebindungsvermögen von 0,02 – 0,04 mmol/L in allen Untersuchungsjahren nur über ein geringes Puffervermögen. Entsprechend gering sind die Leitfähigkeiten und der pH-Wert (Tabelle 3.8). Der pH-Wert liegt im sau-

ren Bereich und hat sich seit 1985 von einem Jahresmittelwert von 4,3 auf 4,8 im Untersuchungsjahr 2019 nur leicht verbessert. Die pH-Wert-Veränderung zeigt sich aber relativ deutlich in den gemessenen Aluminiumgehalten (Tabelle 3.8). Entsprechend des sauren Milieus liegen diese zwar 2019 mit 477 µg/L wie 2003 immer noch im dreistelligen Bereich (454 µg/L), haben aber im Vergleich zu 1985 auf ca. die Hälfte abgenommen. Aufgrund der geologischen Besonderheiten im Nordschwarzwald (u. a. Lagerstätten von Blei-Zink-Erzen) sind zum Beispiel auch die Zink-Gehalte gegenüber anderen Seen wie den beiden 2019 untersuchten oberschwäbischen Seen (Illmensee und Ruschweiler See) erhöht. In Abbildung 3.64 ist die Verteilung der gelösten Konzentrationen der beiden Metalle Blei und Zink als Isolethen dargestellt. Während bei Blei analog zu Eisen und Mangan von Juni bis Oktober die Konzentrationen über Grund durch Rücklösungseffekte etwas erhöht sind, ist die Verteilung bei Zink relativ homogen über die gesamte Wassersäule. Lediglich im Oktober liegen in der oberflächennahen Probe erhöhte Konzentrationen an Zink vor, die möglicherweise aus atmosphärischen Einträgen stammen, da direkte anthropogene Quellen aufgrund der industrie- und siedlungsfernen Lage des Schurmsees ausscheiden (z. B. verzinkte Dachrinnen etc.).

Die Chlorid-Konzentrationen sind mit einem Jahresmittelwert von 1,0 mg/L ähnlich zu 2003 (0,9 mg/L) und gegenüber den Jahren 1985 und 1991 (1,7 mg/L) leicht gesunken. Dieser Wert ist gegenüber anderen Seen, die exponierter liegen und damit durch Einflüsse aus den Siedlungsbereichen stark geprägt sind, als gering einzustufen. So wurde zum Beispiel für den Bodensee 2019 im Jahresmittel eine

Chlorid-Konzentration von 7,3 mg/L gemessen. Ein beträchtlicher Teil dieses Eintrags stammt aus der winterlichen Straßensalzung [IGKB 2010].

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für den Schurmsee 2019 den Zustand eutroph 1 (Tabelle 3.8). Als Referenztrophie wird im LAWA Steckbrief für diesen Seetyp (geschichteter calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) oligotroph angegeben. Der Schurmsee ist damit bezogen auf den potentiellen Nährstoffeintrag aus dem das Einzugsgebiet insgesamt nicht im guten Zustand. Für das Jahr 2003 ergibt sich für den Schurmsee noch eine Trophie von mesotroph 2 nach der neuen Bewertung [LAWA 2014], die mit einem Trophieindex von 2,50 aber genau auf der Grenze zu eutroph 1 liegt. Nach der alten Bewertung [LAWA 1998] ergibt sich 2003 wie 2019 die Trophie eutroph 1. Der trophische Zustand des Schurmsees ist also seit der letzten Untersuchung stabil geblieben.

Bei den frühen Untersuchungen 1985 und 1991 war die Trophie noch als mesotroph einzuordnen. Begründet ist dies wie beim Mummelsee in den damals deutlich geringeren Phosphor-Werten. Was genau der Grund für diese Veränderung im Hinblick auf die Phosphor-Zunahme ist, lässt sich nicht abschließend einordnen. Möglicherweise erfolgt eine Phosphor-Belastung aus den anstehenden moorigen Böden, die auch infolge von Degradationsprozessen je nach Witterungsbedingungen mehr oder weniger ausgeprägt sein kann.

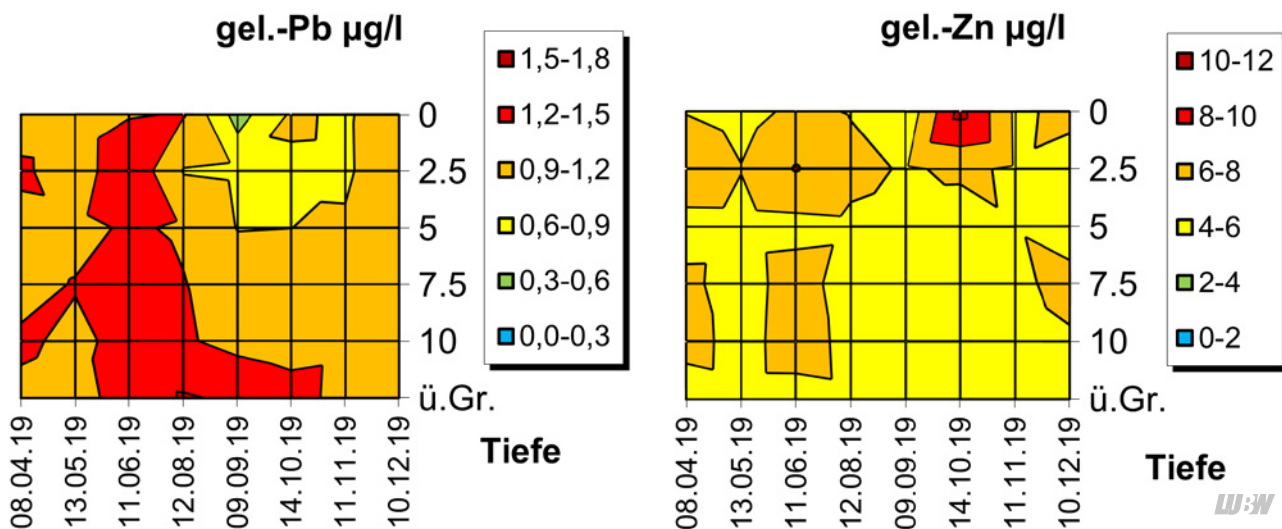


Abbildung 3.64: Isolethendarstellungen von Zink und Blei gelöst im Schurmsee 2019.

Untersuchung auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel

Im Schurmsee wurden im Mai, Juli und Oktober je eine Oberflächenprobe an der Hauptmessstelle und eine Zuflussprobe auf 136 Substanzen untersucht. Davon waren 106 Pflanzenschutzmittel, fünf Metabolite, 21 Arzneimittelwirkstoffe und vier sonstige Substanzen (siehe Anhang, Tabelle 7.1).

Das Spektrum der gemessenen Substanzen umfasst unter anderem 45 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe, die nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV vom 20.06.2016) hinsichtlich der

Einhaltung ihrer Umweltqualitätsnormen (UQN) zu überwachen sind.

Von allen untersuchten Substanzen wurden 10 im See und 2 im Zufluss in mindestens einer Probe größer oder gleich der Bestimmungsgrenze gemessen. Von den im See nachgewiesenen Stoffen zählen drei zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen nach OGewV. Bei keinem dieser Stoffe gab es eine Überschreitung der Umweltqualitätsnorm. Die nachgewiesenen Höchstkonzentrationen liegen im ein- bis zweistelligen ng/L-Bereich.

3.3.3 Biologische Untersuchung

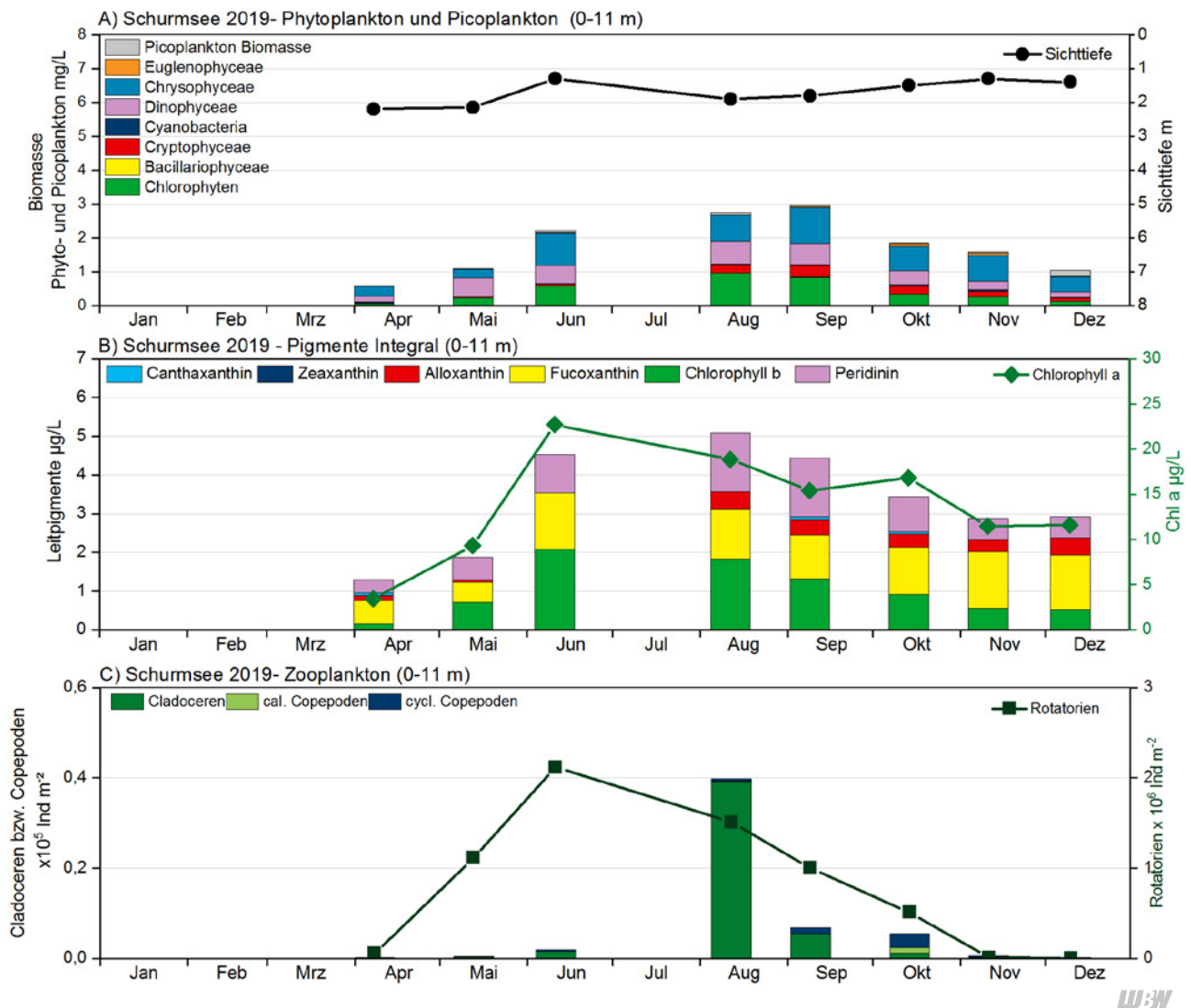
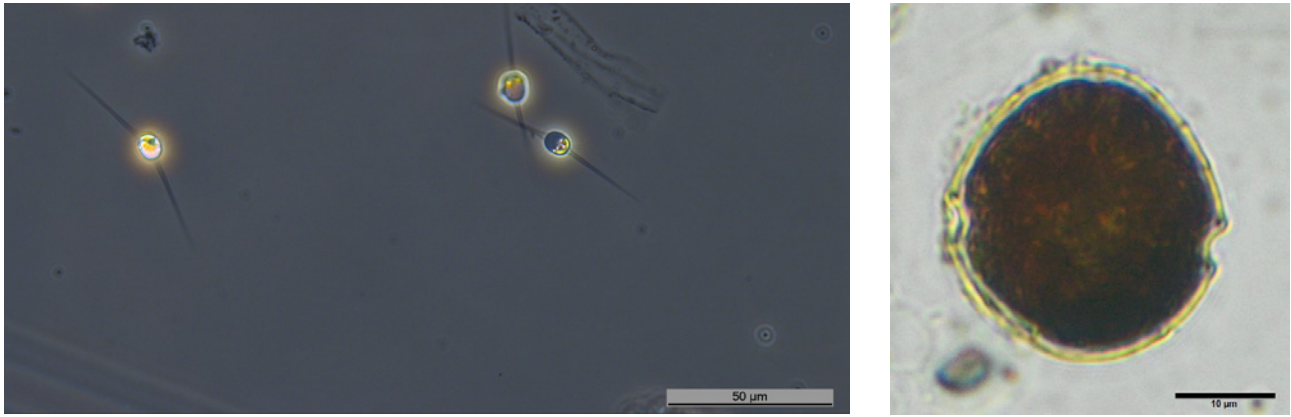


Abbildung 3.65: Biologische Parameter des Schurmsees A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton. Bis einschließlich März war der Schurmsee zugefroren bzw. es war keine Zufahrt möglich (Juli).

Die mittlere **Phytoplankton-Biomasse** im Schurmsee über den Messzeitraum im Jahr 2019 betrug 1,71 mg/L. Das gemessene Maximum lag dabei im September bei 2,94 mg/L. Die dominanten Algengruppen waren im Schurmsee die Chrysophyceen mit 38,5 % der Phytoplankton-Biomasse, die Dinophyceen mit 24,7 % und die Ulvophyceen mit 10,9 % (in der Grafik mit anderen Grünalgen

zu den Chlorophyta zusammenfasst). Kieselalgen, die in vielen Gewässern eine wichtige Rolle spielen, trugen im Schurmsee nur 0,1 % der Biomasse des Phytoplanktons bei. Die häufigsten Taxa waren *Bitrichia* sp. (Chrysophyceae), *Peridiniopsis* sp. (Dinophyceae) und *Gloeotila* sp. (Ulvophyceae) (Abbildung 3.66). Insgesamt ist das Phytoplankton eher artenarm. Mit Gattungen wie *Cosmarium* und *Eunotia*



LW:W

Abbildung 3.66: Phytoplankton aus dem Schurmsee: links *Bitrichia* sp. im Lebendfang vom 08.04.2019, rechts *Peridiniopsis* sp. aus der fixierten Probe vom 08.04.2019.

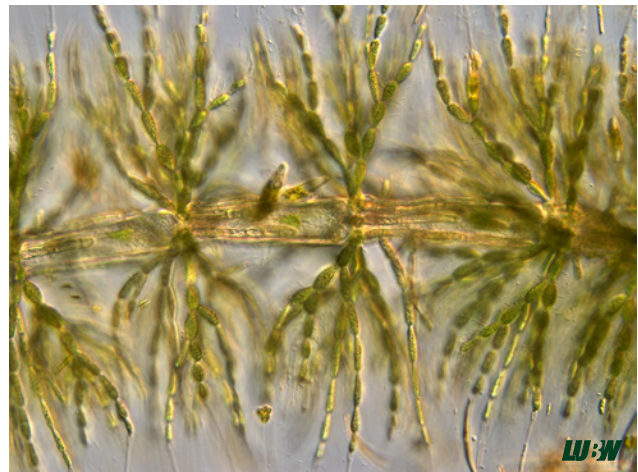


Abbildung 3.67: Links oben. Einzelzellen von *Batrachospermum* im Phytoplankton-Lebendfang. Rechts oben: *Batrachospermum* auf Totholz. Unten: Mikroskopische Aufnahmen eines Einzelsprosses.

fanden sich mehrere Taxa im Artenspektrum des Schurm-sees, die eher in moorigen oder sauren Gewässern heimisch sind. Im Jahresverlauf nahm die Biomasse des Phytoplanktons bis September stetig zu, nach dem September erfolgte eine gleichermaßen stetige Abnahme (Abbildung 3.65, A). Die Verhältnisse der Algenklassen zueinander ändern sich dabei kaum. Lediglich die Cryptophyceen nahmen ab August anteilig zu, während die Euglenophyceen vorwiegend im Oktober und November auftraten.

In den Lebend-Netzfängen wurden immer wieder Einzeläste von *Batrachospermum* gefunden (Abbildung 3.67). Eine gezielte Suche von Totholz am Ufer erbrachte den Fund von *Batrachospermum turfosum*, einer Art die auf der Roten Liste der Rotalgen geführt wird. Die Artbestimmung wurde freundlicherweise von Dr. Wolfgang Schütz durchgeführt.

Die **Chlorophyll-a-Konzentrationen** lagen im Mittel für 2019 bei 13,7 µg/L. Das Maximum der Chlorophyll-a-Konzentrationen wurde bereits im Juni mit 22,7 µg/L gemessen (Abbildung 3.65, B). Die scheinbare Diskrepanz zur mikroskopischen Analyse lässt sich mit den divergierenden Zellvolumina und Pigmentgehalten der unterschiedlichen Taxa erklären.

Die **Pigmentanalyse** (Abbildung 3.65, B) zeigte ein sehr ähnliches Bild wie die mikroskopische Analyse. Anteilig war Peridinin als Leitpigment für Dinophyceen etwas stärker vertreten, als die Biomasse der Dinophyceen an der Gesamtbiomasse. Derartige Unterschiede ergeben sich aus den unterschiedli-

chen Pigmentgehalten der einzelnen Taxa. Die Leitpigmentkonzentrationen wurden auch in verschiedenen Tiefenstufen gemessen (Abbildung 3.68). Hier zeigten die Chlorophyll-b-Konzentrationen im Juni in 2,5 m Tiefe ein Maximum, das zeitlich mit dem Chlorophyll-a-Maximum zusammenfällt. Hier trat also eine Blüte von Grünalgen (sensu lato) auf. Zum Zeitpunkt des Maximums der Phytoplankton-Biomasse (September) trat in 2,5 m Tiefe ein deutliches Maximum an Peridinin auf. Der Vergleich mit der mikroskopischen Analyse zeigt, dass in der entsprechenden Integralprobe *Peridiniopsis* mit einem sehr hohen Biomasse-Anteil vertreten war.

Die Bewertung des Sees anhand des WRRL-Tools **für Phytoplankton (PhytoSee 7.0)** ermittelte einem Indexwert von 2,84, was einer Einstufung des ökologischen Zustandes als „mäßig“ entspricht. Allerdings sind im Schurmsee weniger als vier indikative Arten vorhanden, so dass der Teilmetric „Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)“ nicht berechnet werden kann und damit die Gesamtbewertung ungültig ist. Der Biomassemetric liegt bei 3,6 und damit im unbefriedigenden Bereich während der Algenklassenmetric mit 1,69 einen guten Zustand indiziert. Zudem ist der Schurmsee durch seinen niedrigen pH-Wert und seine geringe Größe nur eingeschränkt mit dem WRRL-Tool zu bewerten, das für Seen > 50 ha entwickelt wurde. Für Mittelgebirgsseen gibt es in dem Tool keine Referenzen für saure Seen.

Die Biomasse des **autotrophen Picoplanktons** wurde in der Summenprobe von 0 – 14 m durch fluoreszenzmikro-

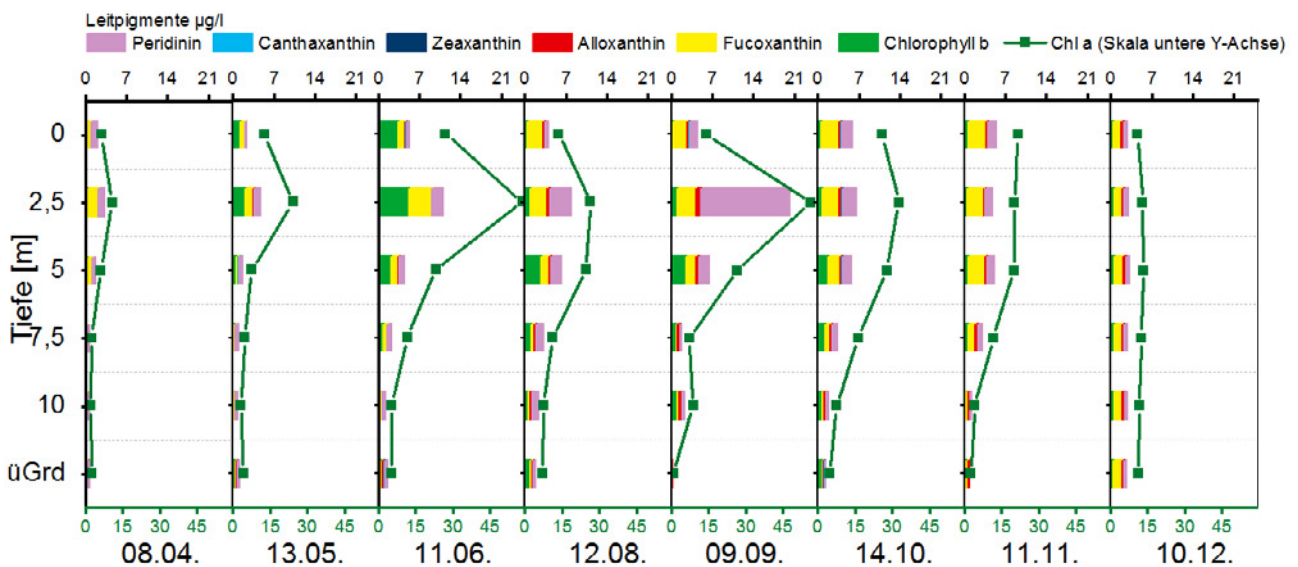


Abbildung 3.68: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Schurmsee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in Olivgrün unten.

skopische Zählungen ermittelt (Abbildung 3.65, A). Das Picoplankton im Schurmsee spielt bezogen auf die Biomasse mit 0,05 mg/L im Jahresmittel eine nur sehr untergeordnete Rolle. Die mittlere Zellzahl beträgt $1,15 \times 10^4$ Zellen/ml. Das Jahresmaximum liegt im Dezember, als $4,47 \times 10^4$ Zellen/ml bzw. 0,19 mg/L Biomasse detektiert wurden.

2019 wurden ab August im Schurmsee auch Messungen mit einer **BBE-Sonde** durchgeführt (Abbildung 3.69). Aufgrund von technischen Schwierigkeiten stand die Sonde für die ersten monatlichen Messungen im Schurmsee nicht zur Verfügung. Zu beachten ist, dass die BBE-Sonde Kieselalgen, Dinophyceen und Chrysophyceen nicht aufschlüsselt, sondern im Kanal „Diatoms“ aufzeichnet. Da im Schurmsee aber nur sehr wenig Kieselalgen vorhanden sind, zeigen die Daten vor allem Chrysophyceen und Dinophyceen. Im Messkanal für grüne Algen wurden analog

zu den Ergebnissen der Pigmentanalyse ein verstärktes Wachstum im August und September im Bereich von etwa 2,5 bis 5 m Wassertiefe festgestellt. Cyanobakterien wurden auch durch die BBE-Sonde nur in geringe Maße gefunden. Cryptophyta kamen bis in den November fast ausschließlich in Wassertiefen unter 4 m vor. Die im Diatomeen-Messkanal zusammengefassten Algengroßgruppen hatten im August 2019 ihren Verbreitungsschwerpunkt vorwiegend zwischen 2 und 4 m Wassertiefe. Im weiteren Jahresverlauf bis zum Einsetzen der Herbstzirkulation „wanderte“ der Verbreitungsschwerpunkt in geringere Wassertiefen, was (weniger augenfällig) auch an den Ergebnissen der Pigmentanalyse in diversen Tiefen sichtbar ist. Das markante Peridininmaximum der Pigmentanalyse in 2,5 m Tiefe im September wird durch die BBE-Sonde jedoch nicht abgebildet.

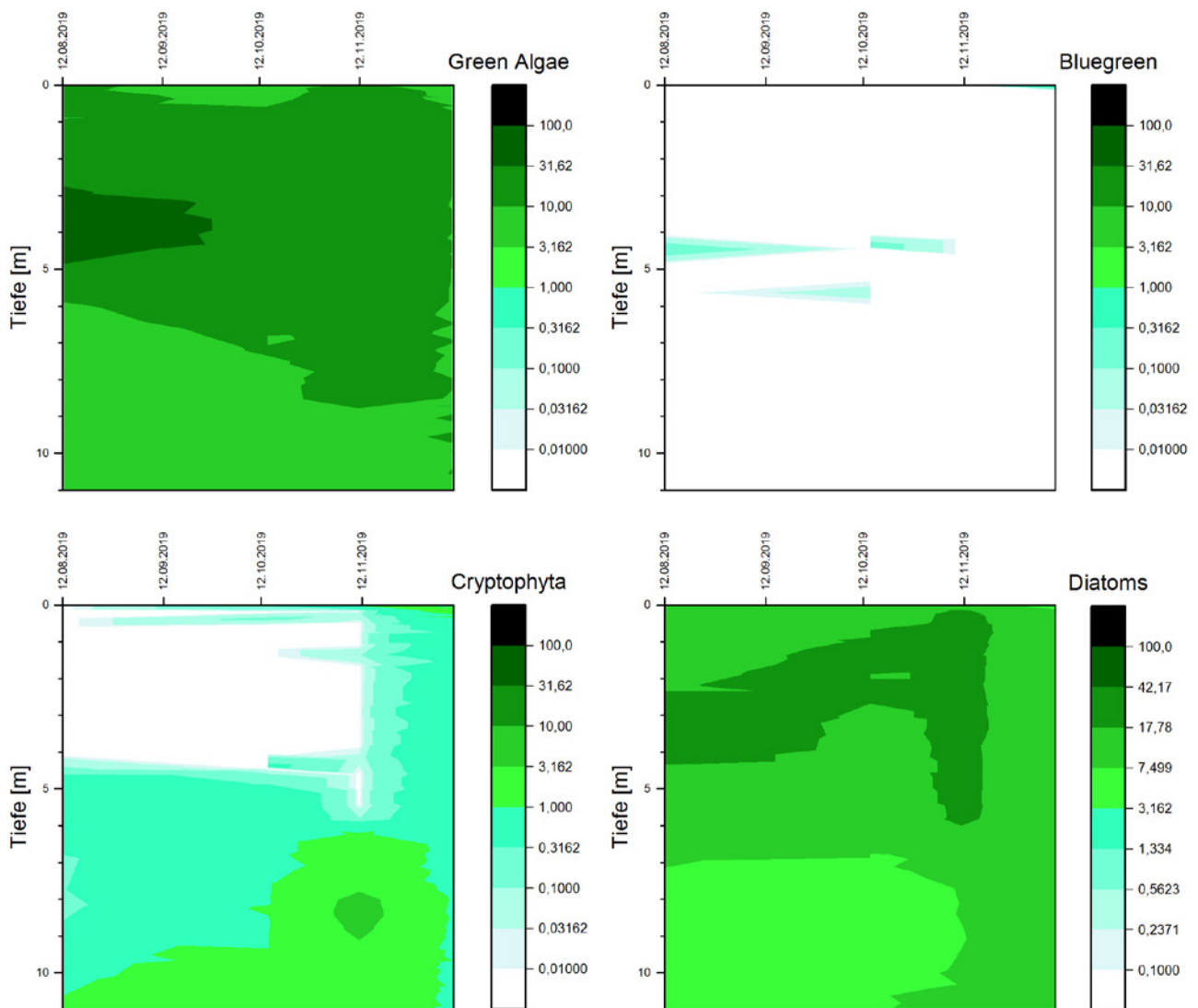


Abbildung 3.69: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Schurmsee im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in $\mu\text{g/L}$.

Der Schurmsee ist mit 35 Taxa des **Metazooplanktons** (23 Rädertier-, 7 Cladoceren-, 5 Ruderfußkrebs-Taxa) sowie Larven der Büschelmücken als artenarm zu bezeichnen. Schwach vertreten waren die Crustaceen während die Artenzahl bei Rädertieren im „normalen“ Bereich liegt. An relativ seltenen Taxa kamen bei den Rädertieren *Keratella serrulata* und *K. ticinensis* im Schurmsee vor (Abbildung 3.70). Auffällig im Schurmsee waren die vergleichsweise stark vertretenen Büschelmücken-Larven in den Sommer- und Herbstmonaten (bis zu 18 Individuen in einer Probe).

Bei den Rädertieren dominierten im Frühjahr die Synchaeten. In der zweiten Jahreshälfte wurden Arten der Gattung *Keratella* (*K. cochlearis*, *K. ticinensis*) und Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.) wichtig. An Zeigern erhöhter Trophie sind *Brachionus calyciflorus* und *Pompholyx sulcata* zu nennen, die allerdings nicht bildbestimmend auftraten. Nahrungsspezialisten (*Gastropus stylifer*, *Asomorpha ecaudis* und *Trichocerca* sp.) waren vorhanden aber ebenfalls nicht bildbestimmend.

Cladoceren waren im Schurmsee in nennenswerten Abundanzen nur von Juni bis September vertreten und praktisch nur durch das Taxon *Diaphanosoma brachyurum*. Rüs-

selkrebse (*Bosmina longirostris*, „Eu“*Bosmina longispina*) und Daphnien (*D. hyalina*, *D. cucullata*) waren vorhanden, spielten aber in ihrer Abundanz absolut keine Rolle.

Für die Ruderfußkrebse gilt im Prinzip dasselbe wie für die Cladoceren; ihre Abundanzen waren extrem niedrig. Allenfalls *Mesocyclops leuckarti* trat im Sommerplankton etwas hervor. Calanoide Ruderfußkrebse waren mit *Eudiaptomus gracilis* präsent, aber zahlenmäßig unbedeutend.

Die Biomasse (Trockenmasse) ist im Schurmsee extrem niedrig. Der Jahres-Durchschnitt lag bei 8 µg TM/L (Mittelwert) bzw. 4 µg TM/L (Median) und ist der schwachen Präsenz der Crustaceen geschuldet. Cladoceren und Ruderfußkrebse stellten im Durchschnitt nur 25 % bzw. 13 % der Metazooplanktonmasse. Auffällig im Schurmsee war das deutliche Überwiegen der Rädertiere, die im Durchschnitt 62 % der Metazooplanktonmasse stellten und deren Anteil an der Biomasse des Metazooplanktons im Frühjahr (April bis Juni) sogar > 95 % betrug (Abbildung 3.71). Auch bezogen auf die Gesamt-Jahresbiomasse lag der Anteil der Rotatorien mit knapp 80 % bei einem hohen Wert. In den meisten Seen liegt der Anteil der Rädertiermasse durchschnittlich bei weniger als 10 %.



Abbildung 3.70: *Keratella serrulata* (links) und *Keratella ticinensis* (rechts) aus dem Schurmsee (Fotos: G. Maier).

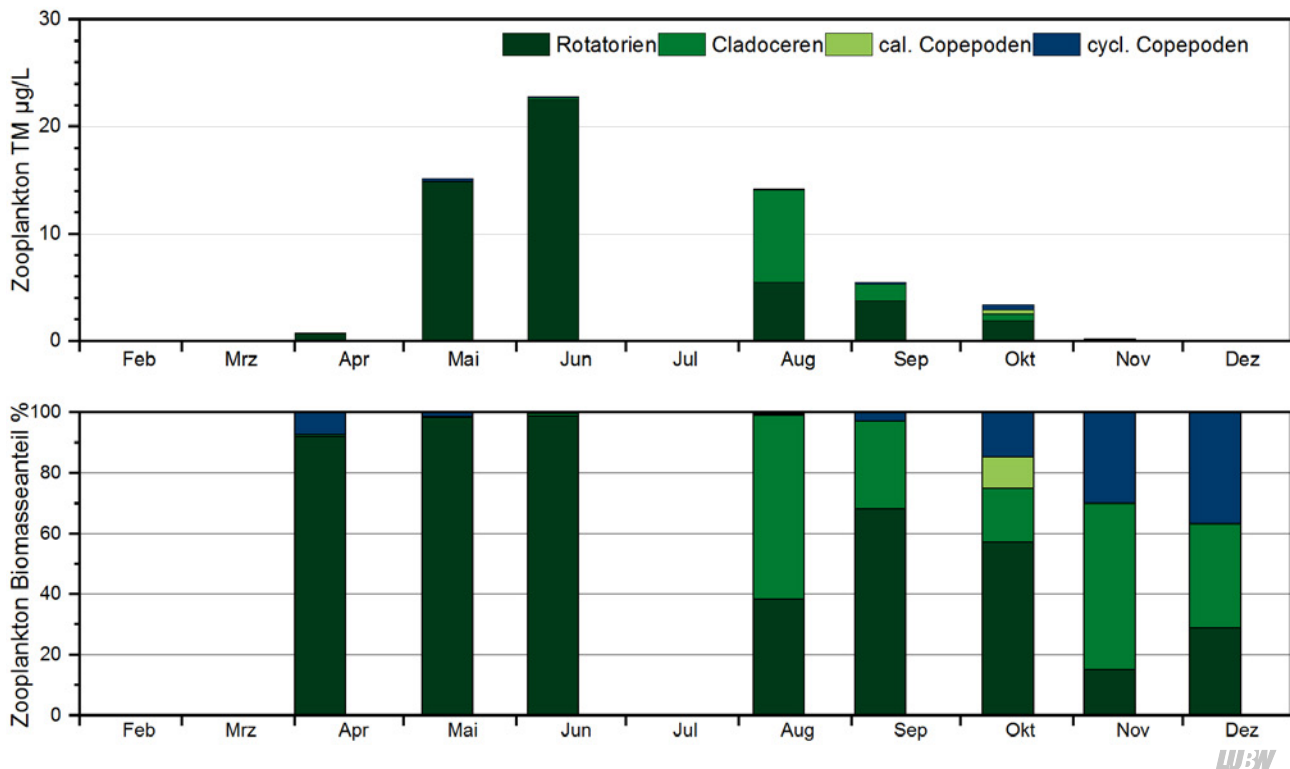


Abbildung 3.71: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Schurmsee im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Der Cladoceren-Größenindex betrug im Jahresdurchschnitt 2,8 µg TM/Ind. (Median) bzw. 3,1 µg TM/Ind. (Mittelwert) und liegt damit im niedrigen Bereich. Für die Sommermonate ergaben sich Indizes zwischen 1,4 und 3,1 µg TM/Ind.

Auch im Schurmsee lagen die Haupt-Anteile des Zooplanktons abgeschätzt nach den Absatzvolumina in 0 – 6 m; unterhalb dieser Schicht ergaben sich nur Anteile von ca. 5 – 30 % (Abbildung 3.72).

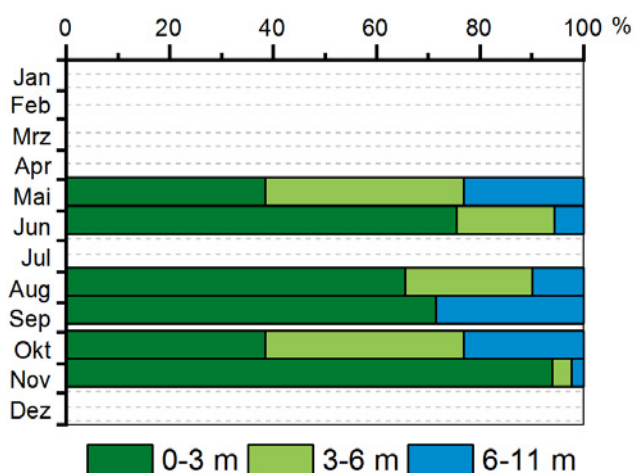
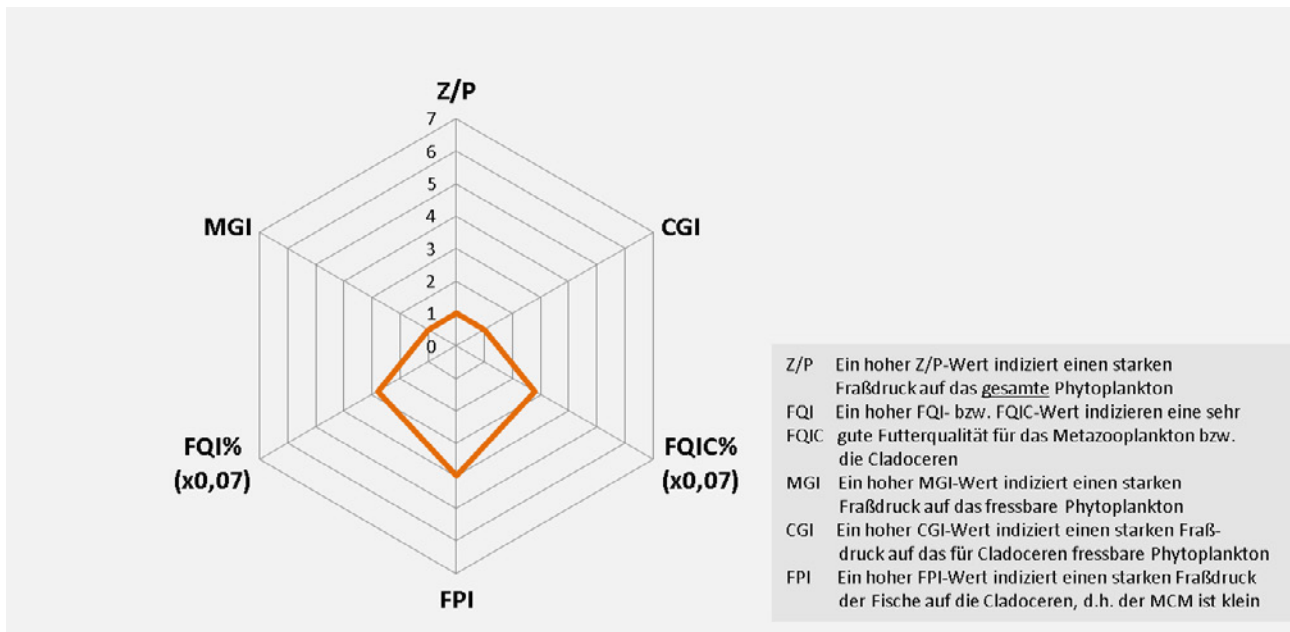


Abbildung 3.72: Absatzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 3 m Schicht im Schurmsee im Jahr 2019.

Die PhytoLoss-Indizes für den Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse (Z/P) sowie für die Grazing Indizes (MGI und CGI) sind sehr niedrig, was aus der geringen Abundanz der Filtrierer resultiert (Abbildung 3.73). Die Futterqualität liegt – trotz der vergleichsweise starken Präsenz der schlecht fressbaren Dinophyceen – bei 40 % fressbaren Algen. Der Index für den Fraßdruck (hier vermutlich nicht durch Fische sondern durch Chaoborus) auf das Zooplankton (FPI) liegt mit Effektklasse 4 im mittleren bis hohen Bereich.

In der Summe waren im Schurmsee die sehr niedrigen Biomassen der Crustaceen auffällig, die vermutlich aufgrund des geringen pH-Werts, der für Fische eher lebensfeindlich ist, vorwiegend durch Prädation der Büschelmücken-Larven zu erklären sind. Die Dominanz der Rädertiere sowie innerhalb der Cladoceren von *Diaphanosoma brachyurum* spricht dafür, dass neben dem Phytoplankton noch andere Nahrungsquellen (Bakterien) durch das Zooplankton genutzt wurden. *Diaphanosoma* weist innerhalb der Cladoceren eine geringe Maschenweite seines Filterapparates auf (Geller & Müller 1981), was das Taxon dazu befähigt, kleine Partikel wie Bakterien aufzunehmen. Die noch relativ gute Futterqualität resultierte sicherlich aus dem geringen Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf diese Nahrungskomponente.



LUBW

Abbildung 3.73: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Schurmsee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. **Sommersituation !!**

3.3.4 Zusammenfassung und Fazit

Der Schurmsee war 2019 bis einschließlich März von Eis bedeckt. Daher wurde der See nur von April bis Dezember untersucht. Dabei war im Juli die Zufahrt zum See aufgrund von Sturmschäden nicht möglich. Die Leitfähigkeit des Sees war insgesamt sehr niedrig ($< 100 \mu\text{S}/\text{cm}^2$), der pH lag mit Werten zwischen 4,1 und 4,8 im deutlich sauren Bereich. Unter diesen Bedingungen können im Schurmsee kaum Fische leben. Die Temperaturmessungen zeigen, dass sich über den Sommer eine stabile thermische Schichtung aufbaute. Die Temperatur im Hypolimnion blieb das ganze Jahr bei Werten knapp über 4°C . Es kam zwar im Hypolimnion zu einer Sauerstoffzehrung, aber selbst tiefe Schichten wurden nicht komplett sauerstofffrei. Dennoch konnten Rücklösevorgänge und die Anreicherung von Ammonium beobachtet werden.

Die Einstufung des Sees nach LAWA-Trophie, berechnet aus Phosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe, ergibt einen Trophieindex von 2,6 – also eutroph 1. Die Referenztrophie nach Lage und Einzugsgebiet wäre ein oligotropher Zustand. Der Schurmsee ist daher aktuell nicht im guten Zustand.

Die Bewertung mit PhytoSee 7.0 ist nicht gesichert, da das Phytoplankton des Schurmsees im Jahr 2019 zu wenig indikative Arten aufwies. Der errechnete PSI liegt bei 2,8. Dies entspräche einem mäßigen ökologischen Zustand.

Tabelle 3.9: Bewertung des Schurmsees 2019.

Indikator	Wert	Bewertung
Trophie	2,6	eutroph 1
Phytoplankton	2,8	mäßig (Index nicht gesichert)

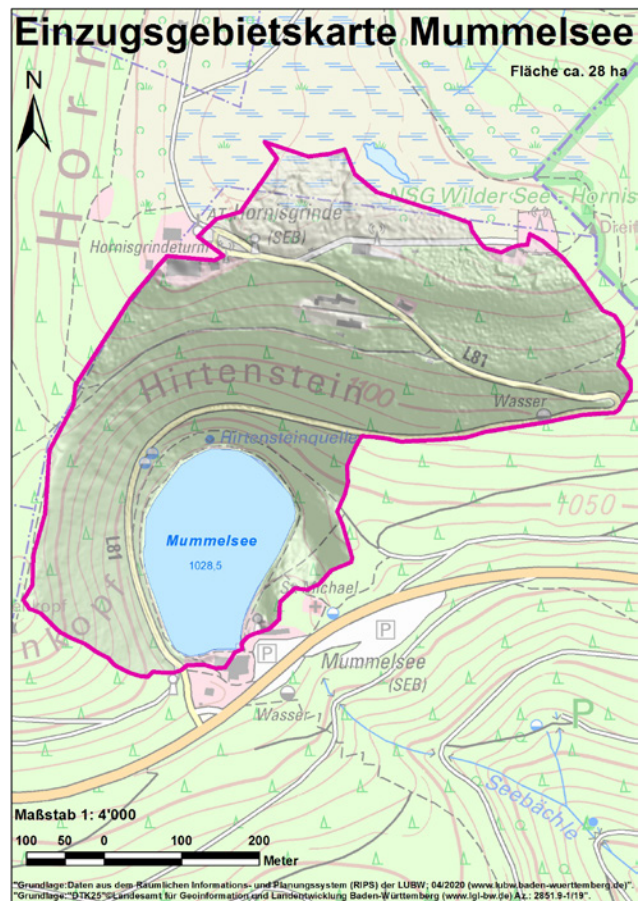
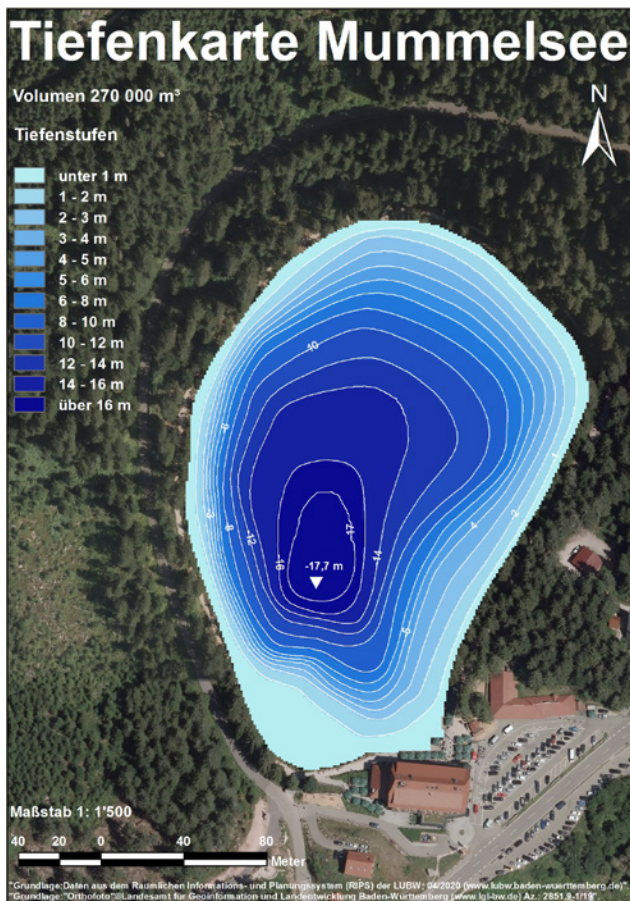
LUBW

Erwähnenswert ist das Vorkommen von *Batrachospermum turfosum* im Schurmsee – einer Rotalgenart, die auf der Roten Liste Baden-Württembergs geführt wird.

Insgesamt fallen die Bewertungen des Sees schlechter aus als erwartet, zumal anthropogene Einflüsse im See und im relativ kleinen Einzugsgebiet nur gering sind.

3.4 Mummelsee

Der im Nordschwarzwald gelegene Mummelsee ist mit einer Oberfläche von 3,7 ha zwar ein kleiner See, unter den Karseen des Gebietes ist er dennoch der größte, mit 17,7 m Tiefe zugleich auch der tiefste und mit 1028 m. ü. NN der höchstgelegene dieser Seen. Das Einzugsgebiet ist mit 18 ha relativ klein und größtenteils mit Nadelwald bestanden (vgl. Abbildung 3.74). Der Mummelsee hat im Norden einen kleineren Zulauf – die Hirtensteinquelle, die unweit des Sees an der Hornisgrinde entspringt (Abbildung 3.75). Der Abfluss des Sees ist der im Südosten aus dem See entspringende Seebach (bzw. Seebächle), der in die Acher mündet. Trotz der abgelegenen Lage gab es in



WV

Abbildung 3.74: links: Tiefenkarte des Mummelsees. rechts: Einzugsgebiet des Mummelsees (RIPS- und ATKIS-Daten).

der Vergangenheit starke anthropogenen Belastungen des Sees, unter anderem durch Abwässer einer Militäranlage.

Vom vermutlich namensgebenden dichten Bestand mit gelben Teichrosen (*Nuphar*, mit volkstümlichen Namen „Mummel“), der unter anderem durch Alois Schreiber Ende des 18. Jahrhunderts eindrucksvoll beschrieben wurde, ist heute ebenso nichts mehr übrig wie von der Abgelegenheit und der Stille, die den Mummelsee zum Mittelpunkt zahlreicher Sagen und Erzählungen machte. Durch die Nähe zur Schwarzwaldhochstraße B500 und die infrastrukturelle Erschließung mit Parkplätzen, einem Hotel, Restaurants, einem Souvenirladen, einem Kiosk und einem Bootsverleih ist der Mummelsee ein beliebtes Ausflugsziel. In relativ geringem Abstand führt rund um den See ein barrierefrei ausgebauter Fußweg (Abbildung 3.75). Das Ufer ist an vielen Stellen verbaut.

Frühere Untersuchungen des Mummelsees durch das ISF wurden in den Jahren 1985, 1991 und 2003 durchgeführt. Die monatliche Probenahme im Untersuchungsjahr 2019 fand an folgenden Terminen statt: 13.05., 11.06., 08.07., 12.08.,

09.09., 14.10., 11.11. und 10.12.2019. Von Januar bis März war der See eisbedeckt. Im April war der Zugang zum See durch Schneehaufen und umgestürzte Bäume blockiert.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2019 an der Hauptmessstelle (= tiefste Stelle, Abbildung 3.76) aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und ca. 1 m über Grund (im Folgenden als „über Grund“ bezeichnet) statt. Außerdem wurden an verschiedenen Terminen Sondermessungen von Spurenstoffen, insbesondere Pestizide, durchgeführt.

Biologische Untersuchungen fanden 2019 ebenfalls an der Hauptmessstelle statt (Abbildung 3.75). Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wassers schöpfer als Summenprobe aus 0 – 15 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0 – 4 m, 4 – 8 m und 8 – 14 m verwendet. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe 0 – 15 m und aus den für die wasserchemischen Untersuchungen genannten einzelnen Tiefenstufen.



Abbildung 3.75: Links: Blick auf den Mummelsee, im Hintergrund das neu gebaute Gaststättengebäude auf der Hornisgrinde. Rechts: Hirtensteinquelle.



Abbildung 3.76: Übersichtskarte des Mummelsees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.

Zusätzlich zu den chemischen und biologischen Untersuchungen wurden auch Sonden-Messungen durchgeführt. Hierfür wurden eine CTD-Sonde zur Messung von Vertikalprofilen der Parameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Chlorophyll-a sowie eine BBE-Sonde für die Algenklassen verwendet.

3.4.1 Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2019 wurden im Mummelsee begleitend zu den weiteren biologischen und chemischen Untersuchungen Terminmessungen mit einer Multiparametersonde durchgeführt, die vertikal profilierend eingesetzt wurde. Die Untersuchungen am Mummelsee wurden dabei zeitlich gekoppelt mit den Untersuchungen am Schurmsee reali-

siert. Die für die Untersuchungen eingesetzten Multiparametersonden messen verschiedene seenphysikalische (z. B.: Temperatur, Leitfähigkeit) und limnologische Parameter (z. B.: Chlorophyll-a). Aufgrund der relativ hohen Abtastraten können mit einer solchen Sonde die Veränderungen der verschiedenen Parameter im Wasserkörper sehr hoch aufgelöst abgebildet werden.

Die Wassertemperaturen im Mummelsee sind in Abbildung 3.77 in einer Isoplethendarstellung für das Jahr 2019 abgebildet. Die Messungen wurden ebenso wie am Schurmsee monatlich durchgeführt und erfassen vertikal profilierend die gesamte Wassersäule am tiefsten Punkt des Sees. Auch im Mummelsee ist die saisonale Entwicklung der Wassertemperatur und der normale saisonale thermische Schichtungszyklus im See zu beobachten.

Bei der ersten Messung im Mummelsee, die aufgrund seiner Lage erst im Mai 2019 realisiert werden konnte, ist der Mummelsee leicht geschichtet. Zu sehen ist an diesem Messtermin (Abbildung 3.81) sowohl die beginnende Temperaturschichtung des Sees wie auch die vertikalen Unterschiede der anderen Parameter, die durch die Temperaturentwicklung ebenfalls mit beeinflusst werden und in ihrem vertikalen Verlauf ähnliche Muster und Wasserkörperunterschiede wie die Temperatur aufweisen. Besonders klar sind bereits zu diesem Zeitpunkt die Unterschiede im Sauerstoff und in der Chlorophyll-a-Verteilung zu sehen. In den Sauerstoffsättigungswerten erkennen wir bereits einen stetigen Übergang von gesättigten zu bodennah stark suboxischen Verhältnissen. Chlorophyll-a weist bereits ein an die Temperatursprungschicht gekoppeltes metalimnisches Maximum auf.

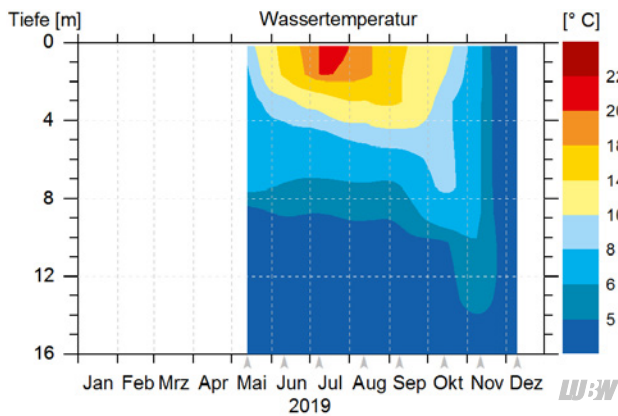


Abbildung 3.77: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Mummelsee für das Jahr 2019.

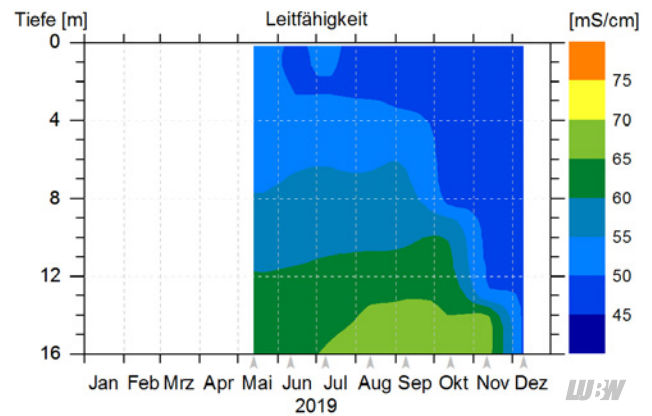


Abbildung 3.78: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Mummelsee für das Jahr 2019.

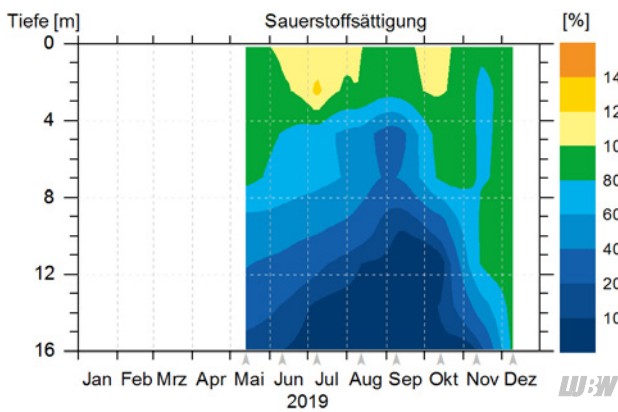


Abbildung 3.79: Isoplethendarstellung der Sauerstoffverteilung im Mummelsee für das Jahr 2019.

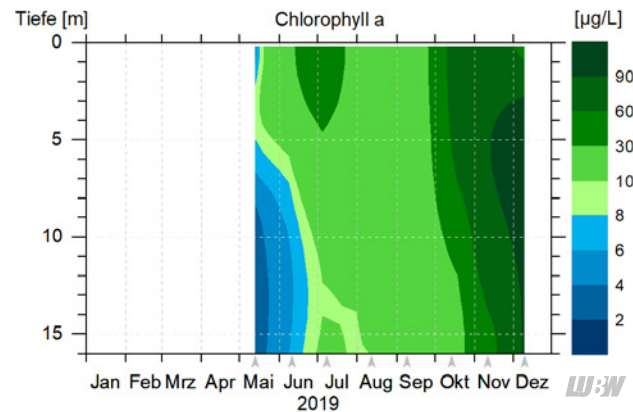


Abbildung 3.80: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Mummelsee für das Jahr 2019.

Die thermische Stratifikation des Sees verstärkt sich dann im Jahresgang weiter und geht in die stark geschichtete, sommerliche Stagnationsphase über. Während wir an der tiefsten Stelle im See weitgehend konstante Wassertemperaturen messen (Mai 3,9 °C, Juni 4,1 °C, Juli 4,1 °C) erwärmt sich der epilimnische Oberflächenwasserkörper im Lauf des Sommers. Die maximale Temperatur registrieren wir am 8.07.2019 mit einem Wert von 20,0 °C. Die meteorologisch etwas „rauheren“ Bedingungen des Schwarzwaldes zeigen sich anhand der zur Mittagszeit über der Wasseroberfläche gemessenen Lufttemperaturen, die an diesem Tag 14 °C erreichen. Eine ähnliche temperaturbedingte Schichtungssituation kann auch im August beobachtet werden (Abbildung 3.82), wenn die oberflächennahen Temperaturen bereits etwas niedriger sind, die vertikale Strukturierung der Wassersäule und die deutlich ausgeprägten stofflichen Gradienten die Verhältnisse der Stagnationsphase aber gut wiedergeben. Im Mummelsee kommt es ab September zu einer Auskühlung des Sees, die bereits im November zu einer Verringerung der gefundenen vertikalen Gradienten der gemessenen Parameter führt (Abbildung 3.83). Im Dezember 2019 (Abbildung 3.84) wird

der Mummelsee vollständig vertikal durchmischt und die Messwerte der gemessenen Parameter in der Wassersäule zeigen einen homogenen Verlauf.

In Abbildung 3.78 ist die Leitfähigkeit (bezogen auf 25 °C) dargestellt. Die Leitfähigkeit im Mummelsee ist insgesamt etwas höher als im Schurmsee, bewegt sich aber ebenso auf sehr niedrigem Niveau (Minimum $LF_{\min} = 54,6 \mu\text{S/cm}$, Maximum $LF_{\max} = 78,4 \mu\text{S/cm}$), bei etwa ähnlichen Bandbreiten der annualen Variationen dieser Größe. Auch im Mummelsee finden wir das grundsätzliche Muster der sommerlichen Abnahme der Leitfähigkeit im epilimnischen Wasserkörper und der Erhöhung der Leitfähigkeitswerte im Hypolimnion – speziell in Bodennähe, wo wir im Herbst die höchsten Werte registrieren ($LF_{\max} = 78,4 \mu\text{S/cm}$ gemessen am 9.09.2019 in 15 m Wassertiefe).

In Abbildung 3.79 sind die mit der Multiparametersonde gemessenen Sauerstoffsättigungen als Isoplethenplot dargestellt. Auch hier finden wir die Unterteilung in Epi-, Meta- und Hypolimnion, die jeweils andere Charakteristika und Entwicklungen der Parameter zeigen.

Während im Epilimnion meist hohe Sauerstoffsättigungen erreicht werden, die besonders in der Zeit der maximalen Primärproduktion Spitzenwerte erreichen, zeichnet sich im Hypolimnion für den Mummelsee – wie für eine ganze Reihe anderer Seen – eine Entwicklung ab, bei der sich mit Beginn der Schichtungsphase eine suboxische Zone im See ausbildet, die sich im Sommer und Herbst weiter ausweitet. Die größten Mächtigkeiten erreicht die suboxische Schicht in den späten Sommermonaten und zu Beginn des Herbstes, währenddessen bereits im November wieder eine weitere Absenkung des Metalimnions stattfindet, die thermischen Gradienten aufgrund der Auskühlung des Sees abnehmen und die vertikalen Mischungsprozesse an Intensität zunehmen, so dass dann wieder ein Eintrag von Sauerstoff auch in die tieferen Wasserschichten des Sees zu beobachten ist (Abbildung 3.79 und Abbildung 3.83).

Die minimale Sauerstoffsättigung wird im Mummelsee mit 5 % am 9.09.2019 bodennah registriert, wobei ähnlich niedrige Werte im gesamten Sommer und frühen Herbst in Bodennähe beobachtet werden. Tatsächlich anoxische Verhältnisse werden jedoch – wie auch im Schurmsee – während der Messperiode 2019 nicht vorgefunden, sondern es bleibt stets ein kleiner wenn auch sehr geringer Rest Sauerstoff in der Wassersäule erhalten.

Im Dezember (Abbildung 3.84) findet im Mummelsee eine vertikale Durchmischung statt, bei der die thermischen und stofflichen Gradienten im Wesentlichen egalisiert werden.

Die Maximalwerte der Sauerstoffsättigung werden im Mummelsee ebenso wie im Schurmsee nicht oberflächennah sondern in den etwas tiefer gelegenen metalimnischen Übergangszonen gefunden (Maximalwert der Sauerstoffsättigung 127,5 %), wo sie an tiefgelegene Chlorophyll-a-Maxima (Deep Chlorophyll Maxima – DCM) gekoppelt sind (Abbildung 3.80). Demgegenüber steht im scheinbaren Gegensatz die Entwicklung eines lokalen Sauerstoffsättigungsminimums in der stark geschichteten Phase des Sees im August, das sich knapp unterhalb des metalimnischen Chlorophyll-a-Maximums ausbildet (Abbildung 3.82) und die komplexe Wechselwirkung zwischen vertikalen Transport- und Mischungsprozessen, respiratorischer Aktivität von Algen und Abbau organischen Materials aufzeigt. Das miteinander gekoppelte, nichtlineare Wirkgefüge der Prozesse kann dabei je nach Prozessintensität und Wirkung

äußerer Faktoren (z. B.: Nährstoffverfügbarkeit und Lichtverfügbarkeit) gegensätzliche Effekte – Sauerstoffübersättigung bzw. leichte Sauerstoffabreicherung – bewirken.

Interessant ist weiterhin, dass die lokalen Sauerstoffübersättigungspeaks im Mummelsee nicht nur im Sommer zu beobachten sind, sondern auch im Herbst auftreten, wenn sehr starke Chlorophyll-a-Konzentrationen in diesen metalimnischen Bereichen registriert werden.

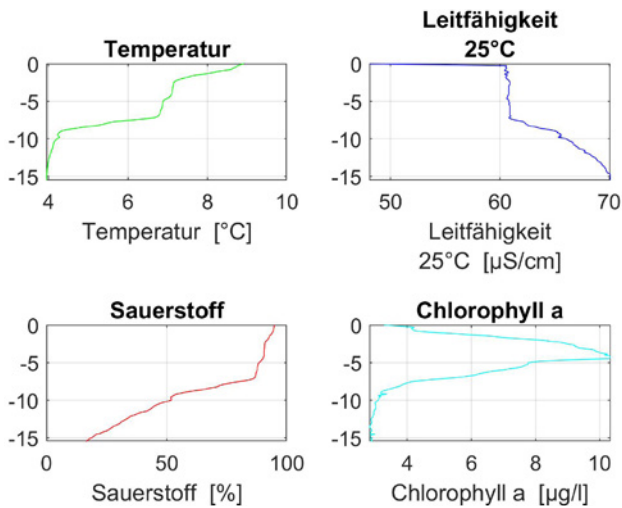
Chlorophyll-a zeigt in seinen vertikalen Verteilungsmustern, wie die Sauerstoffsättigung, eine klare Bindung an die durch die Temperaturunterschiede vorgegebenen, teilweise nur schwach gekoppelten, Wasserschichten von Epi, Meta- und Hypolimnion. Wir finden oberflächennah relativ hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen, die natürlich einem saisonalen Gangmuster folgen. Besonders hohe Werte werden – ebenso wie im Schurmsee – in der Zeit großer Primärproduktion im Sommer aber auch später im Herbst noch registriert.

Die maximalen Chlorophyll-a-Konzentrationen werden wieder im Metalimnion beobachtet, wo wir in den Sommer- und Herbstmonaten, teilweise extrem hohe Chlorophyll-a-Werte beobachten (Maximalwerte höher als 100 µg/l ⇒ oberhalb der Kalibrationsgrenze des fluoreszenzoptischen Sensors).

Interessant ist, dass diese sehr hohen Werte auch in den Monaten Oktober und November (Abbildung 3.83) und sogar im Dezember (Abbildung 3.84) auftreten, wenn bereits eine weitere Auskühlung des Sees mit einhergehender Absenkung des Metalimnions beobachtet wird und dann über die jeweils gesamte durchmischte Wassersäule noch sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen registriert werden.

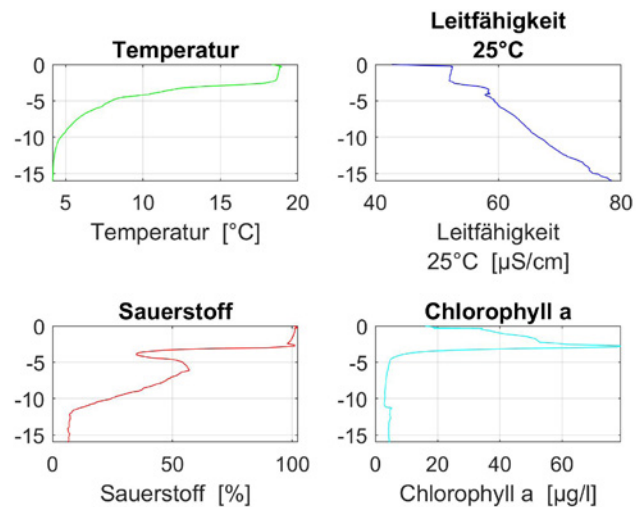
Aufgrund der sehr hohen Chlorophyll-a-Werte und der Kalibrationsgrenzenüberschreitung des fluoreszenzoptischen Sensors kann leider für den Spätsommer und Herbst die genaue Lage der Maximalwerte nicht mehr in den Vertikalprofilen identifiziert werden. Anzunehmen ist allerdings, dass – wie auch im Schurmsee – ein im Wesentlichen metalimnisch lokalisierter Chlorophyll-a-Peak auftritt.

Ebenso wie im Schurmsee ist die Größenordnung der im Mummelsee gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen



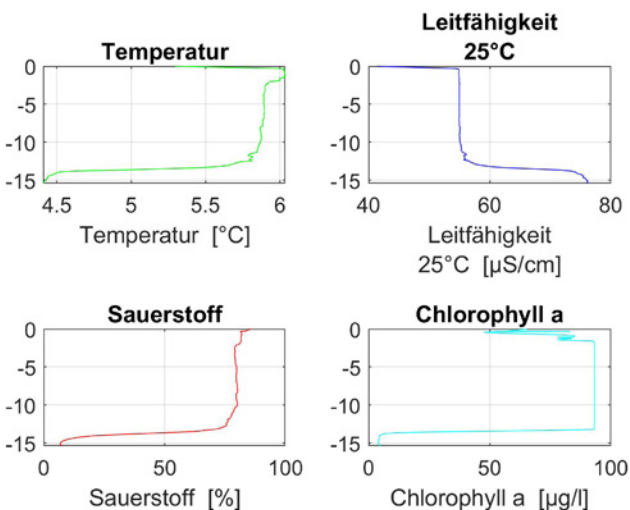
LUBW

Abbildung 3.81: Vertikalprofile für die erste Messung im Mummelsee am 13.05.2019 zu Beginn der Stratifikationsperiode. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu diesem Zeitpunkt wird bereits eine leichte Stratifikation des Gewässers gemessen, die entsprechende stoffliche Gradienten zur Folge hat (z. B.: Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung). Beobachtet wird auch ein metalimnisch lokalisiertes Chlorophyll-a-Maximum.



LUBW

Abbildung 3.82: Vertikalprofile für eine Messung im Mummelsee am 12.08.2019 während der sommerlichen Stagnationsphase. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Während dieser Stratifikationsphase des Sees werden sehr starke Sauerstoffgradienten und die Ausbildung suboxischer Zonen beobachtet. Ein Chlorophyll-a-Peak ist an die Temperatursprungschicht gebunden.

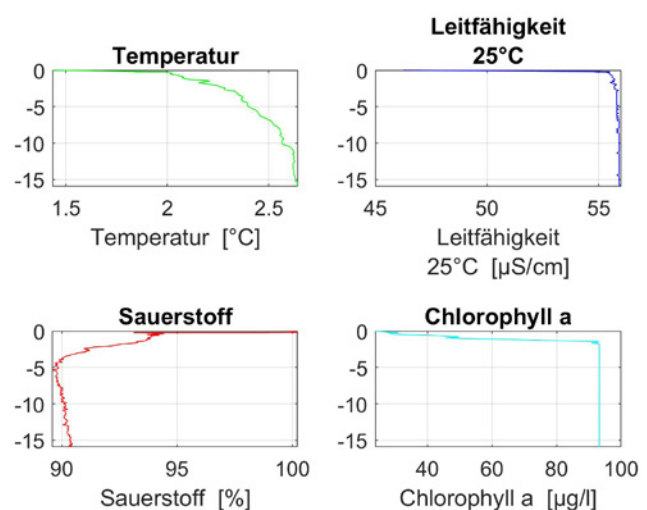


LUBW

Abbildung 3.83: Vertikalprofile für eine Messung im Spätherbst am 11.11.2019. Zu diesem Zeitpunkt ist bereits eine weitgehende Abkühlung und Durchmischung des Sees zu beobachten. Trotzdem werden bodennah noch sehr starke vertikale Gradienten in den gemessenen Parametern registriert. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).

für einen derart nährstoffarmen See verblüffend, wird jedoch durch entsprechende HPLC-Analysen von Chlorophyll-a und weiteren akzessorischen Pigmenten im Wesentlichen phänomenologisch bestätigt.

Diese Phänomenologie und die für diesen nährstoffarmen Seetyp insgesamt extrem hohen Werte Chlorophyll-a-Werte sind erstaunlich. Die absolute Größe der gemessenen Konzentrationen von HPLC und Sonde unterscheidet sich



LUBW

Abbildung 3.84: Vertikalprofile für eine Messung im Mummelsee am 10.12.2019 nach bereits erfolgter vertikaler Durchmischung des Sees. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Es hat eine bereits relativ weitgehende Homogenisierung der Parameter Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung stattgefunden. Wir finden an diesem Termin noch sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen in der gesamten Wassersäule.

dabei allerdings. Genauere artspezifische Algenklassenanalysen zeigen, dass die sowohl im Schurmsee als auch im Mummelsee vorgefundenen Extremblüten einer bestimmten Grünalgenpezies zugeordnet werden können. Es liegt die Vermutung nahe, dass die entsprechenden fluoreszenzoptischen Absorptionsbanden des akzessorischen Chlorophyll-b-Komplexes eine Überschneidung mit den zur Detektion von Chlorophyll-a verwendeten Spektral-

banden aufweisen und es deswegen zu einer Verstärkung der registrierten summativen Fluoreszenz von zwei Spektralbanden kommt, die in der Folge in den fluoreszenzoptischen Analysen zu höheren Chlorophyll-a-Werten im Vergleich zur HPLC-Analyse führt.

Sowohl was die raum-zeitliche Struktur als auch die Größenordnung der abgeleiteten Chlorophyll-a-Werte angeht, bestätigen sich jedoch die beiden voneinander unabhängigen Methoden (Fluoreszenz und HPLC-Analytik) gegenseitig und zeigen ein für diesen Seetyp erstaunliches Naturphänomen auf, das im Schurmsee und noch verstärkt im Mummelsee zu finden ist und dessen Ursachen und Wirkketten bisher nicht im Detail erklärt werden können.

Fazit Mummelsee

Mummelsee und Schurmsee zeigen sehr viele Parallelen und Ähnlichkeiten sowohl bezüglich ihrer seenphysikalischen Größen als auch hinsichtlich weiterer limnologischer und ökosystemarer Parameter.

Der jährliche thermische Stratifikationszyklus des Sees führt zu einer klaren thermischen Strukturierung des Gewässers, die entsprechende stoffliche Gradienten zur Folge hat und diese wesentlich beeinflusst. Im Mummelsee werden über das Jahr hinweg sehr geringe Leitfähigkeiten (aber etwas höher als im Schurmsee) sowohl hinsichtlich der absoluten Werte als auch bezüglich der Variationsbreite des Parameters beobachtet. Dabei ist die Variationsbandbreite des Parameters ebenfalls etwas höher als im Schurmsee aber insgesamt auf sehr niedrigem Niveau.

Sauerstoffsättigung-Maximalwerte sind im Mummelsee – wie auch im Schurmsee – ebenfalls im Metalimnion lokalisiert und korrelieren mit metalimnischen, hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen. Im See bilden sich beginnend im späten Frühjahr bis in den Herbst suboxische Zonen aus, die jedoch nicht in anoxische Bereich übergehen.

Im Mummelsee werden noch höhere Chlorophyll-a-Werte als im Schurmsee registriert. Diese extrem hohen Chlorophyll-a-Werte erreichen im Sommer und Herbst häufig die Kalibrationsgrenze des Sensors (Kalibrationsobergrenze des Chlorophyll-a-Sensors etwa 100 µg/l). Die mit dem Fluoreszenz-Sensor der Multiparametersonde gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen werden durch HPLC-Pig-

mentanalytik in ihrer raum-zeitlichen Phänomenologie und in ihren Größenordnungen bestätigt. Selbst im Dezember treten, im dann bereits vertikal durchmischten und homogenisierten See, immer noch extrem hohe Chlorophyll-a-Werte auf.

Phänomenologisch interessant sind die im November in Bodennähe angetroffenen sehr großen stofflichen Gradienten, die auf vertikal sehr kleinen Skalen registriert werden (1 – 2 Meter dicke bodennahe Wasserschichten). Diese extremen Gradienten sind eine Indikation für relativ gering ausgeprägte hypolimnische Mischungsprozesse, wobei die Bathymetrie des Sees natürlich auch eine Rolle spielt.

Die hohen Chlorophyll-a-Werte, wie auch deren Auftreten im Herbst und selbst Dezember, sind im Mummelsee wie im Schurmsee für so nährstoffarme See erstaunlich.

3.4.2 Chemische Untersuchung

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2019 im Mummelsee für die Hauptmessstelle (= tiefste Stelle) (Kapitel 3.4, Abbildung 3.76) ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2019 sowie frühere Untersuchungen in den Jahren 1985, 1993 und 2003 sind in Tabelle 3.10 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3.85 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2019 dargestellt.

Bei der ersten vollständigen Probenahme im Mai lag die Konzentration an Sauerstoff (O₂) über Grund bei nur noch 1,7 mg/L, da die Produktion sowie die einhergehenden biologischen Abbauprozesse zu diesem Zeitpunkt bereits eingesetzt hatten. Ab Juli wurden Sauerstoff-Konzentrationen < 0,5 mg/L beobachtet, im September wurde eine Minimalkonzentration von 0,1 mg/L gemessen (Abbildung 3.85). Mit einsetzender Durchmischung im November nahmen die Sauerstoff-Konzentrationen über Grund auf 2,3 mg/L zu, im Dezember wurden über die gesamte Tiefe wieder 11,0 – 11,7 mg O₂/L gemessen. Auffällig war ein Produktionsmaximum nahe der Oberfläche (0 m: 11,3 mg/L, 2,5 m: 10,8 mg/L), das im Oktober erreicht wurde.

Tabelle 3.10: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Mummelsee 1985, 1993, 2003 und 2019.

Mummelsee		1985 (Mrz – Nov) ^{*1}	1993 (Mai – Nov)	2003 (Mai – Nov)	2019 (Mai – Dez)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel			
Temp.	°C	6,6	8,2	8,9	7,6
Sichtt.	m	1,3 ^{*2}	0,9	1,5	1,3
Leitf.	µS/cm	127	63	32	54
pH		5,3	5,8	6,3	6,6
Härte	1/2 mmol/L	0,28	0,24	0,15	0,16
SBV	mmol/L	0,07	0,05	0,11	0,14
gesamt-P	µg/L	13	14	29	19 ^{*3}
gelöst-P	µg/L	3,7	2,7	4,0	8,4 ^{*3}
ortho-P	µg/L	2,1	0,5	2,7	9,1 ^{*3}
O ₂	mg/L	9,8	8,3	7,6	7,4
anorganisch N	µg/L	923	831	497	271
NH ₄ -N	µg/L	31	40	128	76
SiO ₂ -Si	µg/L	1250	1171	–	992
Fe	µg/L	140	116	131	183
Mn	µg/L	–	–	15	15
Cl	mg/L	29	12	4,1	11
gelöst-As	µg/L	–	0,4	0,1	0,4
gelöst-Al	µg/L	319	126	181	169
gelöst-Zn	µg/L	–	20	4,9	5,7
gelöst-Ba	µg/L	–	459	–	298
gelöst-Pb	µg/L	–	0,8	0,7	0,8
Cu gel.	µg/L	–	2,6	1,8	1,5
Chlorophyll-a ^{*4}	µg/L	15,7	–	11,4	15,6
Extrema 1 m ü. Grund (Monat)					
O ₂ Min	mg/L	1,4 (09)	0,7 (10)	0,1 (10)	0,1 (09)
gesamt-P Max	µg/L	80 (11)	66 (05)	53 (08)	32 (09)
NH-N Max	µg/L	665 (09)	545 (10)	965 (08)	547 (09)
gesamt-Fe Max	µg/L	1463 (09)	552 (10)	1095 (8)	1138 (09)
gesamt-Mn Max	µg/L	–	–	97 (09)	47 (09)
Trophie-Bewertung					
LAWA-Trophieindex (neu/alt) ^{*5}	2,53/2,63	2,49/2,66	2,74/2,76	2,57/2,62	
LAWA Trophie (neu/alt) ^{*5}	e1/e1	m2/e1	e1/e1	e1/e1	
Referenz Trophie	oligotroph				

*1: 1985: keine Oktober-Messung

*2: 1985: Sichttiefe nur Mai bis November

*3: 2019: für Phosphor keine Messwerte im November und Dezember vorhanden

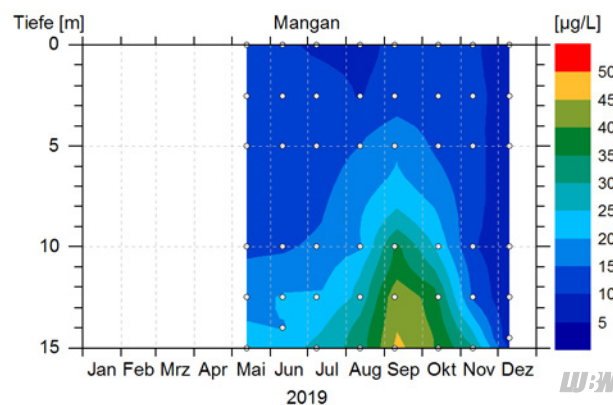
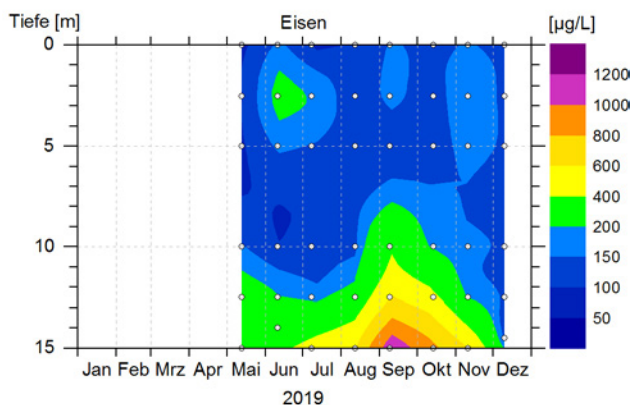
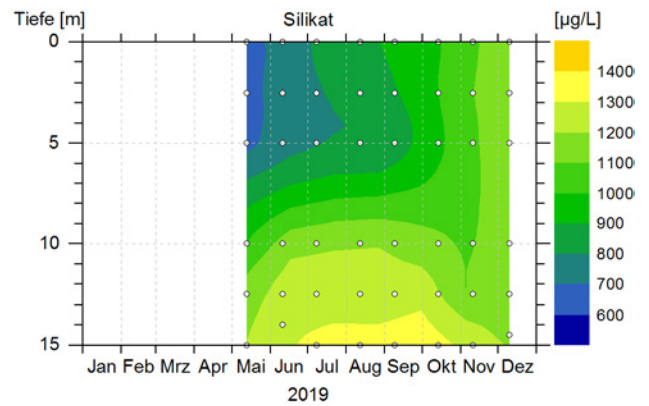
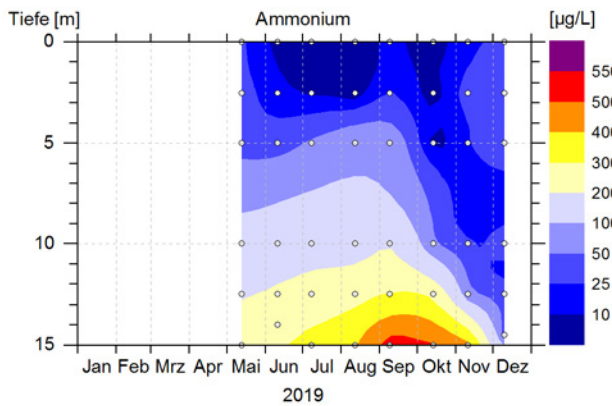
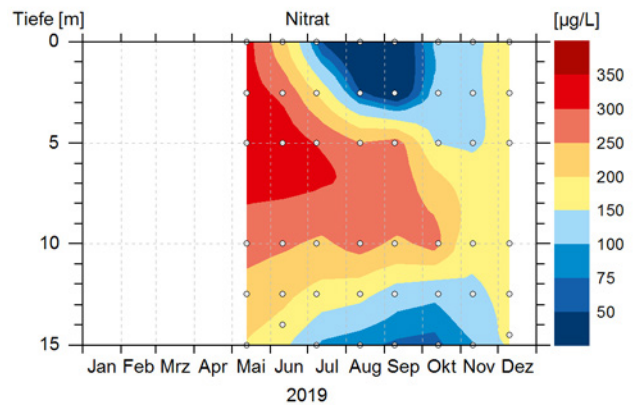
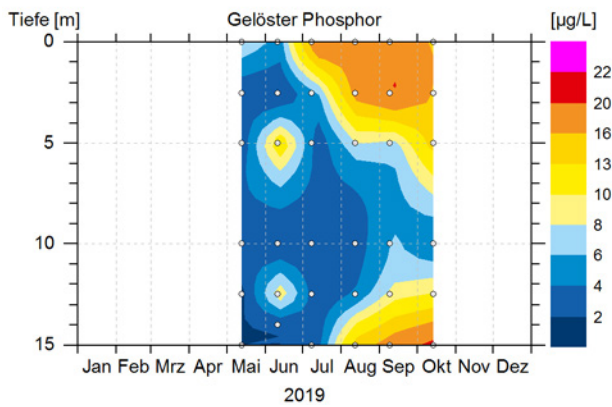
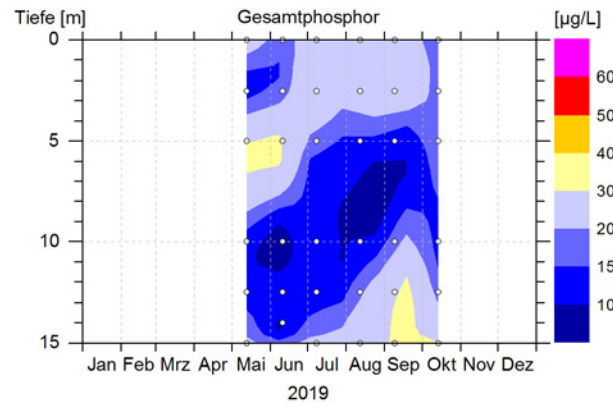
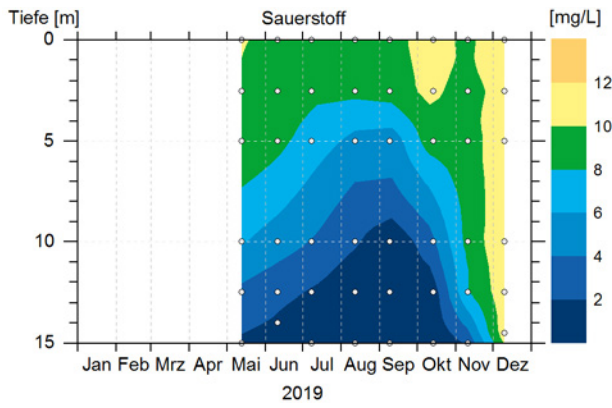
*4: Werte beziehen sich auf das Jahresmittel der Mischprobe aus den monatlichen Einzeltiefen (0 – 17 m, 2003) bzw. der Summenproben 0 – 10 m (1985, 1993) und 0 – 15 m (2019)

*5: Seit Ende 2013 wird eine aktualisierte Trophieklassifikation der LAWa zur Seenbewertung eingesetzt (hier als „neu“ bezeichnet). Zu Vergleichszwecken mit den frühen Untersuchungsjahren erfolgte für den Mummelsee zusätzlich ein Abgleich mit dem bisherigen Bewertungsschema (hier als „alt“ bezeichnet).



2003 waren die Sauerstoff-Konzentrationen über Grund insgesamt vergleichbar zur aktuellen Untersuchung. Im Mai war die Konzentration mit 0,9 mg/L etwas niedriger als 2019 und nahm in den folgenden Monaten weiter ab, ebenfalls bis auf eine Minimalkonzentration von 0,1 mg/L (Oktober). Im November war der Mummelsee bereits gut durchmischt, und die Sauerstoff-Konzentrationen lagen über die gesamte Tiefe zwischen 10,2 und 10,7 mg/L.

In den früheren Untersuchungen blieben die Sauerstoff-Konzentrationen im Tiefenbereich im Jahresverlauf insgesamt deutlich höher. 1985 wurden nicht unter 1,4 mg O₂/L (September), 1993 nicht unter 0,7 mg O₂/L (Oktober) über Grund erreicht. Der Tiefenbereich bis 10 m war gar nicht, bis 15 m (1985) bzw. 14 m (1993) nur in einzelnen Monaten (August, September, Oktober) von einem Sauerstoffdefizit (< 5 mg/L) betroffen. Dagegen umfasste das Sauerstoffde-



LUBW

Abbildung 3.85: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Mummelsee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

fizit 2019 über mehrere Monate (Mai bis September) noch die Tiefenstufe 10 m. Auch die Jahresmittel 1985 und 1993 waren mit 8,3 mg/L bzw. 9,8 mg/L entsprechend deutlich höher als 2019, als mit 7,4 mg/L ein ähnliches Jahresmittel wie 2003 (7,6 mg/L) gemessen wurde.

Gesamt-Phosphor (gesamt-P) über Grund erreichte die maximalen Konzentrationen mit ca. 30 µg/L im September und Oktober (Abbildung 3.85). Diese waren niedriger als 2003 als sowohl im Juni als auch August Konzentrationen von ca. 50 µg/L gemessen wurden. 1985 wurde einmalig eine noch höhere Konzentration von 80 µg/L im November, 1993 von ca. 70 µg/L im Mai und Juni gemessen. Der Hauptanteil war dabei partikulär, die gelöst-Phosphor (gelöst-P)-Konzentrationen erreichten maximal 36 µg/L (1985) bzw. 19 µg/L (1993) über Grund. 2003 wurden maximal 15 µg/L gelöst-P im Juni, 2019 21 µg/L gelöst-P im Oktober gemessen (Abbildung 3.85). Das volumengewichtete Jahresmittel für gesamt-P lag 2019 mit 19 µg/L niedriger als 2003 (29 µg/L) aber höher als 1993 und 1985 (14 µg/L und 13 µg/L) (Tabelle 3.10). Das lässt sich darauf zurückführen, dass die Konzentrationen an Phosphor im durchmischten oberflächlichen Bereich 2003 doppelt bis vierfach so hoch, 2019 vereinzelt bis dreifach so hoch waren wie in den früheren Jahren. Der Grund für die Zunahme in den Phosphorkonzentrationen ist nicht direkt ersichtlich, für eine genauere Untersuchung der aktuellen Ergebnisse sollte ein erneutes Monitoring durchgeführt werden.

Nitrat nahm in Oberflächennähe im Jahresverlauf bei einem Startwert von 320 µg/L durch Verbrauch während der Biomasseproduktion deutlich ab, so dass bis August eine vollständige Zehrung bei 0 m, im September auch noch in der darunter liegenden Tiefenstufe (2,5 m) auftrat (Abbildung 3.85). Im Oktober stiegen die Konzentrationen in der Oberfläche durch Kombination aus beginnender oberflächlicher Durchmischung und externen Eintrag wieder auf 120 – 140 µg/L an, im Dezember wurden über die gesamte Tiefe wieder ca. 170 µg/L gemessen. Die bodennah aus dem Verbrauch durch Nitratreduktion verursachten Minimalkonzentrationen über Grund wurden mit 68 µg/L im Oktober gemessen, 2003 wurde zwischen Juli und Oktober eine vollständige Zehrung beobachtet. Dagegen blieb 2003 bei einer höheren Startkonzentration von ca. 500 µg/L die minimale Konzentration in der Oberfläche bei 56 µg/L. In den früheren Untersuchungen erreichten die Nitrat-Kon-

zentrationen noch bis zu 880 µg/L bzw. 1060 µg/L in der Oberfläche. Dementsprechend blieb Nitrat im gesamten Jahresverlauf in allen Tiefenstufen verfügbar.

Die Gehalte an anorganischem Stickstoff (N) im Jahresmittel (volumengewichtet) haben seit 1985 von 923 µg/L bis 2003 auf etwas mehr als die Hälfte (497 µg/L) und bis 2019 auf 271 µg/L abgenommen (Tabelle 3.10). Da Nitrat-N in allen Jahren die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen ist (1985: 91 – 99 %, 2019: 51 – 83 %) stimmt die Abnahme im anorganischen Stickstoff überein mit dem beobachteten Rückgang der Nitrat-Konzentrationen.

Ammonium-N nahm 2019 im September auf einen Anteil von 47 % des anorganischen Stickstoffs zu. Die maximale Konzentration an Ammonium-N über Grund wurde im September mit 547 µg/L erreicht und war deutlich niedriger als 2003 (965 µg/L, August), allerdings vergleichbar zu den frühen Untersuchungen 1985 und 1993 (Tabelle 3.10).

Das Minimum der Silikat (SiO₂-Si)-Konzentrationen an der Oberfläche wurde mit 670 bis 760 µg/L im Mai und Juni beobachtet. Da in diesen Monaten nur geringe Phytoplanktonbiomassen ermittelt wurden und Diatomeen als typische Silikatkonsumenten nicht vorhanden waren, sind die geringen Silikat-Konzentrationen eher durch einen Verdünnungseffekt zu erklären. In beiden Monaten traten vereinzelt Starkregenereignisse auf. Während der Durchmischung im Dezember lagen die epilimnischen Silikat-Konzentrationen bei ca. 1170 µg/L. Im Tiefenbereich nahmen die Silikat-Konzentrationen durch Rücklösung von 1200 µg/L auf 1360 µg/L im Oktober minimal zu.

Für Eisen (Fe) zeigte sich das Maximum der redoxbedingten Rücklösung mit Konzentrationen von 597 µg/L bis 1138 µg/L über Grund zwischen August und November. Ab September, entsprechend des Minimums der Sauerstoffkonzentration, bis einschließlich Dezember war Eisen fast ausschließlich gelöst. 2003 zeigte Eisen ein erstes Maximum im Mai (476 g/L), das aber überwiegend partikulär war. Von Juli bis Oktober 2003 wurden deutlich höhere Konzentrationen (761 µg/L – 1095 µg/L) beobachtet, dabei war Eisen ebenfalls ab September überwiegend gelöst. Die Konzentrationen an Eisen waren 2019 insgesamt vergleichbar zu 2003. Die Rücklösung trat aber damals entsprechend der Verteilung der Sauerstoff-Konzentrationen, die 2003

schon im Juni in den untersten beiden Tiefenstufen bei 0,7 mg/L (2019: 1,8 mg/L über Grund) lag, etwas früher ein und erreichte insgesamt etwas höhere Konzentrationen im genannten Zeitraum.

Unter sauerstoffarmen Bedingungen wurde für Mangan die Rücklösung 2019 bereits bei der ersten Probenahme im Mai beobachtet, wie bei Eisen war diese maximal zwischen August und November (Abbildung 3.85). Die höchste Konzentration wurde mit 46,7 µg/L im September gemessen. Bis einschließlich Dezember lag Mangan dabei fast ausschließlich in der gelösten Form vor. 2003 waren die Konzentrationen von Mangan zwischen Juli und Oktober am höchsten (57 – 97 µg/L), auch hier fast ausschließlich als gelöstes Mangan, und mit einem Maximum ebenfalls im September.

Wie der Schurmsee ist der Mummelsee hydrogencarbonatarm und verfügt mit einem mittleren Säurebindungsvermögen von 0,05 – 0,14 mmol/L in allen Untersuchungsjahren nur über ein geringes Puffervermögen. Entsprechend gering sind die Leitfähigkeiten und der pH-Wert. Hinsichtlich des pH-Werts ist der Mummelsee deutlich weniger sauer als der Schurmsee. Mit einem Jahresmittelwert von 6,6 gegenüber 5,3 (1985) hat er sich deutlich verbessert.

Bereits die leichte pH-Wert-Veränderung zwischen 1985 (5,3) und 1993 (5,8) zeigte sich, wie auch beim Schurmsee, deutlich in den gemessenen Aluminiumgehalten (Tabelle 3.10). Entsprechend des sauren Milieus lagen diese zwar 1993 immer noch im dreistelligen Bereich (126 µg/L), haben aber im Vergleich zu 1985 auf die Hälfte abgenommen. Entsprechend der geologischen Besonderheiten im

bergbauhistorisch bedeutenden Gebiet des nördlichen Schwarzwalds (Vorkommen Blei-Zink-Erze, Schwespat) und der kalkarmen Böden/Gesteine sind auch die Zink-, Blei- und insbesondere die Bariumgehalte im Mummelsee gegenüber anderen Gewässern erhöht (Tabelle 3.10). Während die im Vergleich zu den oberschwäbischen Seen (Illmensee und Ruschweiler See) höheren Gehalte an Zink und Blei auch im Schurmsee zu finden sind, treten die erhöhten Bariumkonzentrationen nur im Mummelsee auf. Vermutlich gehen diese deutlich erhöhten Gehalte, insbesondere im Vergleich zu anderen Schwarzwaldseen, auf Bariumvorkommen im Zuflussgebiet des Mummelsees zurück, da die in den Zuflussproben gemessenen Konzentrationen höher sind als die im See (Abbildung 3.86). Durch hydrothermale Wässer wurden in der geologischen Vergangenheit des Schwarzwalds Metalle aus dem Gestein gelöst und in Form von Erz- und Mineralgängen abgelagert [WERNER et al. 2004]. In der weiteren Umgebung des Mummelsees sind mehrere Vorkommen solcher Mineralgänge (Schwespat BaSO₄, Flussspat CaF₂) bekannt. Die erhöhten Bariumgehalte wurden bereits 1993 beobachtet, damals lagen die Konzentrationen noch höher als im Untersuchungsjahr 2019 (Tabelle 3.10). Insbesondere im Hinblick auf die Verfügbarkeit von Blei ist außerdem eine größere Beeinflussung durch Luftschadstoffe in der Vergangenheit zu diskutieren [ROSSKNECHT 1992].

Der Mummelsee wurde in der Vergangenheit in erheblichem Umfang mit Natrium- und Chloridionen durch Straßensalzungen belastet [THIES et al. 1988]. Die Chloridkonzentrationen haben seit der frühen Untersuchung 1985 (Jahresmittel: 29 mg/L) um mehr als die Hälfte abgenommen. Der Streusalzeinsatz ist insgesamt deutlich zurück-

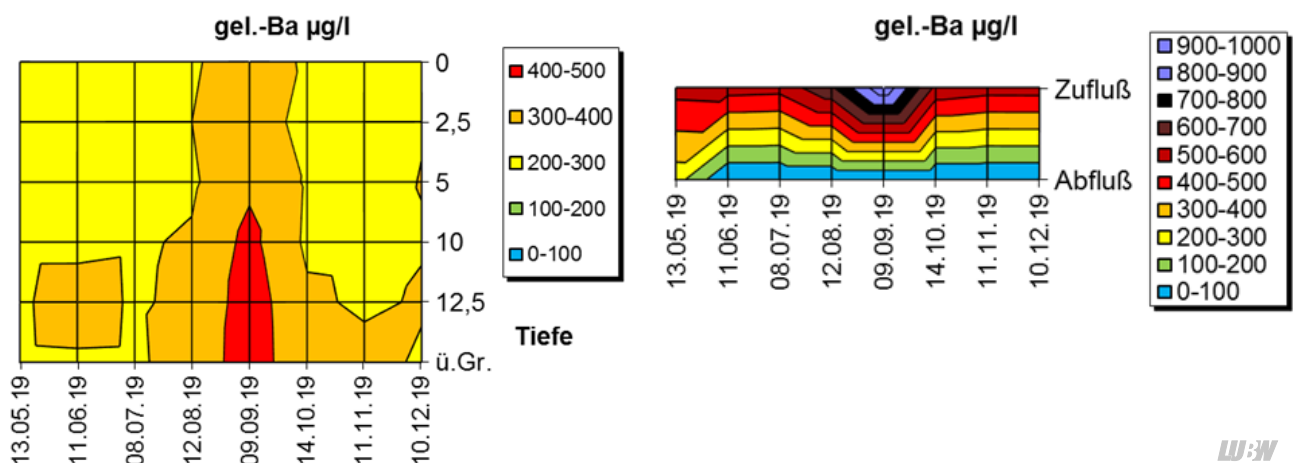


Abbildung 3.86: Isoplethendarstellungen von Barium im Mummelsee 2019 und dem beprobten Zu- und Abfluss.

gegangen, allerdings variiert dieser natürlich je nach Winterbedingungen des jeweiligen Untersuchungsjahres. So lassen sich die jährlichen Schwankungen seit 1993 erklären.

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für den Mummelsee wie in den Vorjahren den Zustand eutroph 1 (Tabelle 3.10). Als Referenztrophie wird im LAWA Steckbrief für diesen Seetyp (geschichteter calciumarmer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) oligotroph angegeben. Der Mummelsee ist damit nicht im Referenzzustand. Der See ist sehr huminstoffreich, und die dadurch verursachten niedrigen Sichttiefen beeinflussen die Trophie-Bewertung. Führt man die Bewertung für 2019 ohne die Sichttiefe durch ergibt sich als Gesamttrophie mesotroph 2. Gegenüber den früheren Untersuchungen haben sowohl 2003 als auch 2019 die mittleren gesamt-Phosphor-Gehalte zugenommen, so dass sich die Bewertung für die entsprechenden Einzelkomponenten von mesotroph 1 hin zu mesotroph 2 verschoben hat. Zur weiteren Untersuchung der Phosphor-Zunahme sollte eine Folgeuntersuchung durchgeführt werden.

Untersuchung auf Pestizide, Metabolite und Arzneimittel

Im Mummelsee wurden im Mai, Juli und Oktober je eine Oberflächenprobe an der Hauptmessstelle in Seemitte und eine Zuflussprobe auf 136 Substanzen untersucht. Davon waren 106 Pflanzenschutzmittel, fünf Metabolite, 21 Arzneimittelwirkstoffe und vier sonstige Substanzen (siehe Anhang, Tabelle 7.1).

Das Spektrum der gemessenen Substanzen umfasst unter anderem 45 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe, die nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV vom 20.06.2016) hinsichtlich der Einhaltung ihrer Umweltqualitätsnormen (UQN) zu überwachen sind.

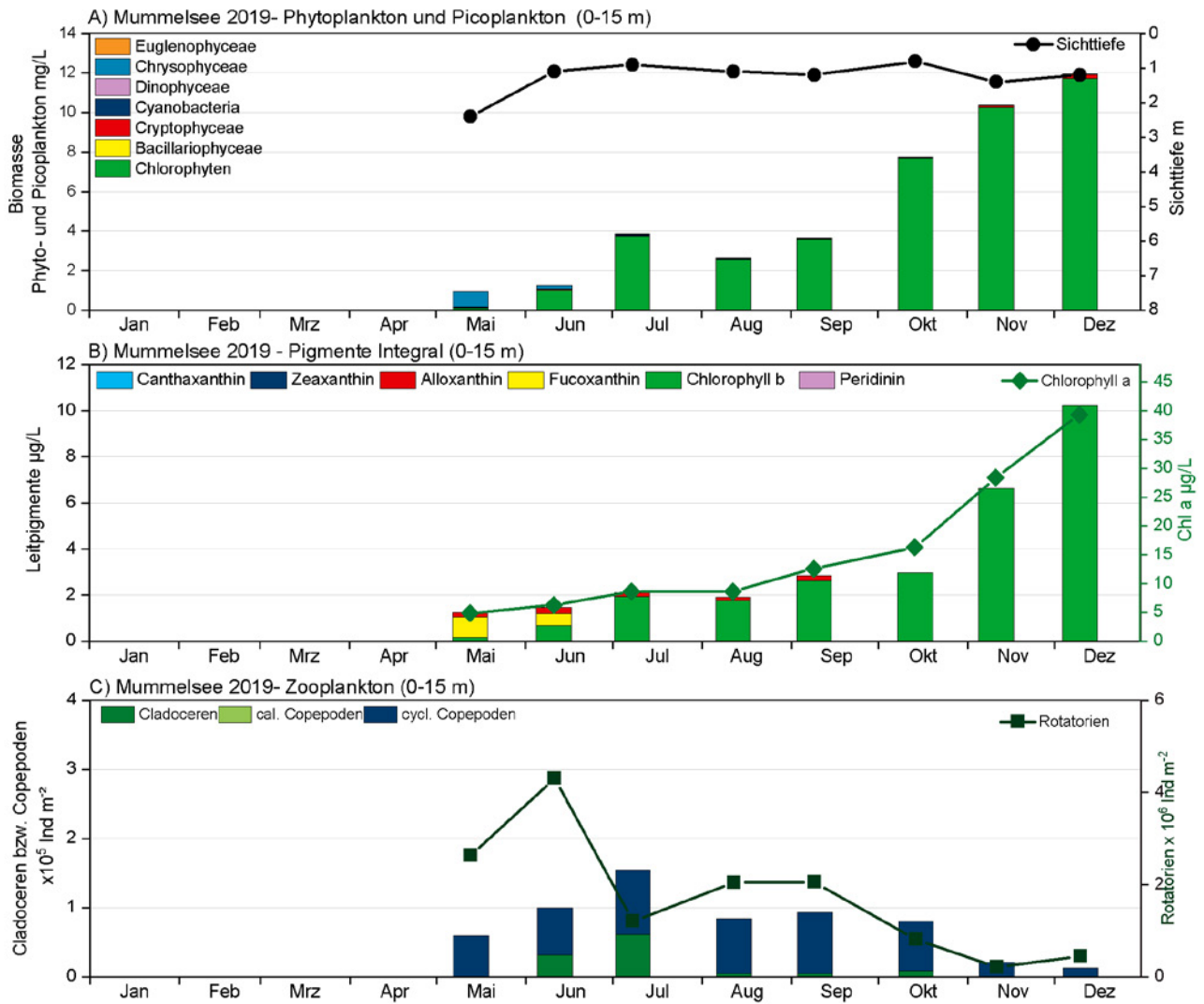
Von allen untersuchten Substanzen wurden 14 im See und 10 im Zufluss in mindestens einer Probe größer oder gleich der Bestimmungsgrenze gemessen. Von den im See nachgewiesenen Stoffen zählen drei zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen nach OGewV. Bei keinem dieser Stoffe gab es eine Überschreitung der Umweltqualitätsnorm. Die nachgewiesenen Höchstkonzentrationen liegen im ein- bis zweistelligen ng/L-Bereich.

3.4.3 Biologische Untersuchung

Im Mummelsee betrug 2019 der Mittelwert der **Phytoplankton-Biomasse** 5,31 mg/L (Abbildung 3.87, A). Die maximale Biomasse wurde im Dezember mit 11,9 mg/L gemessen. Im Juli gab es ein nur wenig ausgeprägtes Zwischenmaximum mit 3,86 mg/L. Von August bis Dezember gab es einen kontinuierlichen starken Zuwachs des Phytoplanktons. Dominante Algenklasse im Mummelsee waren die Conjugatophyceen (in der Grafik zusammen mit Chlorophyceae, unter Chlorophyta zusammengefasst) die im Jahresmittel 95,3 % der Phytoplankton-Biomasse bildeten. Innerhalb der Conjugatophyceen war wiederum eine als *Cosmarium cf. jugatum* bestimmte Population sehr dominant (Abbildung 3.88). Im Dezember bildete dieses *Cosmarium* 98,3 % der Phytoplanktonbiomasse (11,7 mg/L von insgesamt 11,9 mg/L). Unter den sonstigen Algenklassen waren Chrysophyceen im Mai und Juni noch häufiger vertreten, kommen im Jahresmittel aber nur auf 2,3 % der Phytoplankton-Biomasse. Cryptophyta als dritthäufigste Algenklasse im Mummelsee erreichten im Jahresmittel nur 1,2 %. Insgesamt ist das Phytoplankton im Mummelsee relativ artenarm.

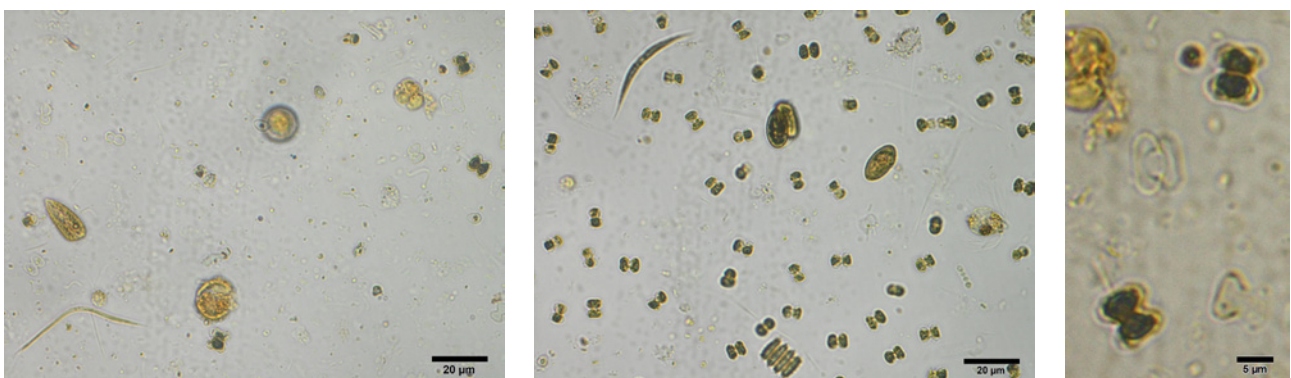
Die Bewertung des Sees anhand des WRRL-Tools für **Phytoplankton (PhytoSee 7.0)** ermittelt einen Indexwert von 3,47, was einer Einstufung des ökologischen Zustandes als „mäßig“ entspricht. Allerdings sind im Mummelsee weniger als vier indikative Arten vorhanden, so dass der Teilmetric „Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)“ nicht berechnet werden kann und damit die Gesamtbewertung ungünstig ist. Der Biomassemetric liegt bei 4,1 und damit im unbefriedigenden Bereich während der Algenklassenmetric mit 2,49 noch einen guten Zustand indiziert. Es ist allerdings anzumerken, dass das WRRL-Bewertungstool für Seen größer 50 ha entwickelt wurde, daher fehlt für kleinere Mittelgebirgsseen die Referenz.

Das **autotrophe Picoplankton** wurde durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen aus einer Summenprobe von 0 – 15 m untersucht (Abbildung 3.87, A). Die Picoplankton-Zellzahlen lagen im Jahresmittel bei $2,0 \times 10^4$ Zellen/ml. Dieser Messwert entspricht einer Biomasse von 0,08 mg/L. Das Maximum der Picoplankton-Biomasse wurde im Oktober mit 0,22 mg/L bzw. $5,2 \times 10^4$ Zellen/ml gemessen. Verglichen mit den übrigen Algen ist die Biomasse des autotrophen Picoplanktons gering.



LUBW

Abbildung 3.87: Biologische Parameter des Mummelsees A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.



LUBW

Abbildung 3.88: Übersichtsbild der Zählkammer der Phytoplanktonprobe von Mai (links), von Dezember (Mitte) mit deutlicher Zunahme von Cosmarium. Rechts: die Cosmarium-Art vergrößert.

Die **Chlorophyll-a**-Konzentrationen im Mummelsee lagen im Jahresmittel bei 15,6 µg/L. Verglichen mit der Biomasse des Phytoplanktons war das kleine Maximum der Biomasse bei den Chlorophyll-a-Konzentrationen im Juli nicht sichtbar, ansonsten stieg der Wert analog zur Biomasse bis zum Dezember hin deutlich an (Abbildung 3.87, B).

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen **Leitpigmente** sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und über Grund bestimmt. In der Summenprobe (Abbildung 3.87, B) vom Mai waren Fucoxanthin und Alloxanthin die am höchsten konzentrierten Pigmente, im Juni war bereits Chlorophyll-b das Pigment mit der höchsten Konzentration. Im Juli war Fucoxanthin schließlich unter der Bestimmungsgrenze, ab Oktober galt gleiches für Alloxanthin. Die Messungen in den Tiefenstufen zeigen, dass bis einschließlich September die Leitpigmente fast ausschließlich in den oberen 5 m der Wassersäule zu finden waren (Abbildung 3.89). Ab Oktober kamen die Leitpigmente von der Oberfläche aus zunehmend auch in den tieferen Wasserschichten vor, was auf eine einsetzende Herbstzirkulation hinweist. Im Dezember schließlich war Chlorophyll-b über die ganze Wassersäule verteilt.

Um räumlich aufgelöste Daten zu Verteilung des Phytoplanktons zu gewinnen, fanden während der Probenahmen Messungen mit einer **BBE-Sonde** statt (Abbildung 3.90). Wegen technischer Probleme mit der Sonde zu den ersten beiden Probenahmeterminen liegen nur für Juli bis Dezember Daten vor. Die Sondenmessdaten

für Grünalgen korrelieren sehr gut mit den Messdaten der Pigmentanalyse. Bei den Cyanobakterien wurden in guter Übereinstimmung mit den übrigen Messdaten insgesamt nur geringe Fluoreszenzsignale detektiert, wobei das Cyanobakterien-Vorkommen, das die BBE-Sonde im entsprechenden Kanal nahe der Oberfläche zeigt, durch die anderen Messungen nicht bestätigt wird. Möglicherweise wurde das Cyanobakterien-Vorkommen durch die geringe Ausdehnung der Schicht in der Integralprobe zu stark verdünnt. Der Messkanal für Cryptophyta zeigt bis zum langsamen Einsetzen der Herbstzirkulation ein Wachstum von Cryptophyta in tiefen Schichten. Alloxanthin als typisches Pigment der Cryptophyta wurde bei der Pigmentanalyse in den tiefen Schichten ebenfalls gemessen, jedoch sind die Befunde der BBE-Sonde hier deutlicher. Im „Diatoms“-Kanal werden neben Kieselalgen auch Chrysophyceen gemessen. Da Kieselalgen im Mummelsee eine nur sehr untergeordnete Rolle spielen, wird mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit vor allem das Vorkommen der Chrysophyceen im genannten Messkanal dokumentiert. Hier ist eine von Juni bis September stabile Schicht zwischen etwa 2,5 m und 4 m Wassertiefe auffällig, in der sich offenbar die Chrysophyceen bevorzugt vermehren.

Der Mummelsee ist mit 22 Taxa des **Metazooplanktons** (15 Rädertier-, 4 Cladoceren-, 3 Ruderfußkreb-Taxa) wie der Schurmsee als artenarm zu bezeichnen. Hervorzuheben ist das Auftreten von *Daphnia obtusa*, einer Art, die in huminsauren Kleinweihern, auch periodischen Kleingewässern oder Lehmputzen vorkommt. Die Art ist tolerant gegenüber Verschmutzung, vermutlich da sie durch

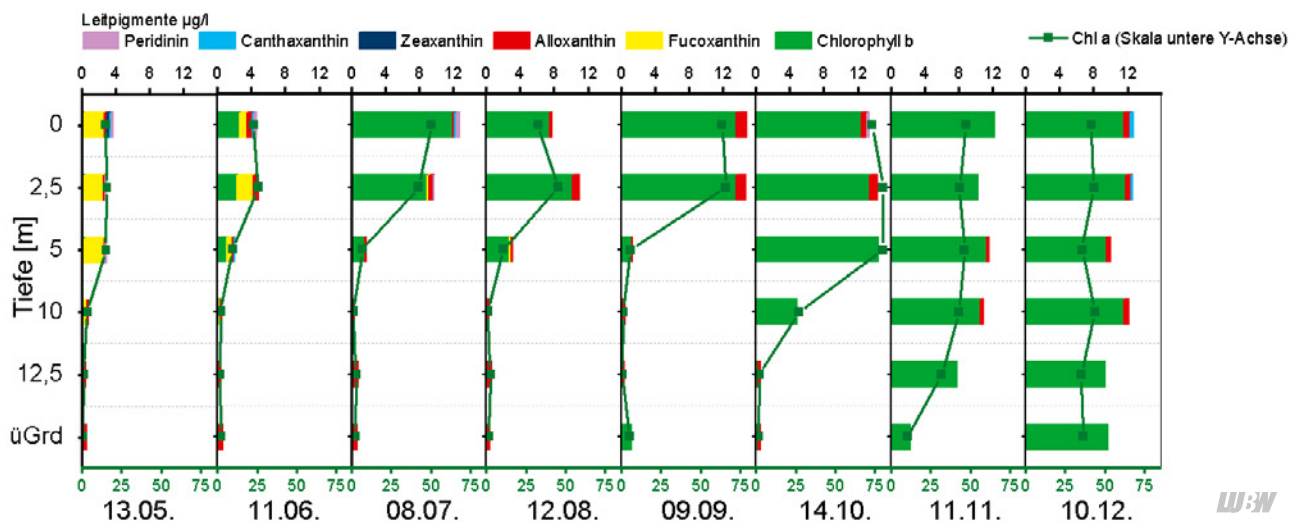


Abbildung 3.89: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Mummelsee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

„Sperrborsten“ auf der Innenseite des Carapax (ein Bestimmungsmerkmal) in der Lage ist, Schmutzpartikel von ihrem Filterapparat fern zu halten. Des Weiteren ist im Mummelsee als Besonderheit das Vorkommen des Gallertwasserflohs (*Holopedium gibberum*) zu nennen, der in Baden-Württemberg in mehreren Schwarzwaldseen vorkommt und kalkarme Gewässer bevorzugt.

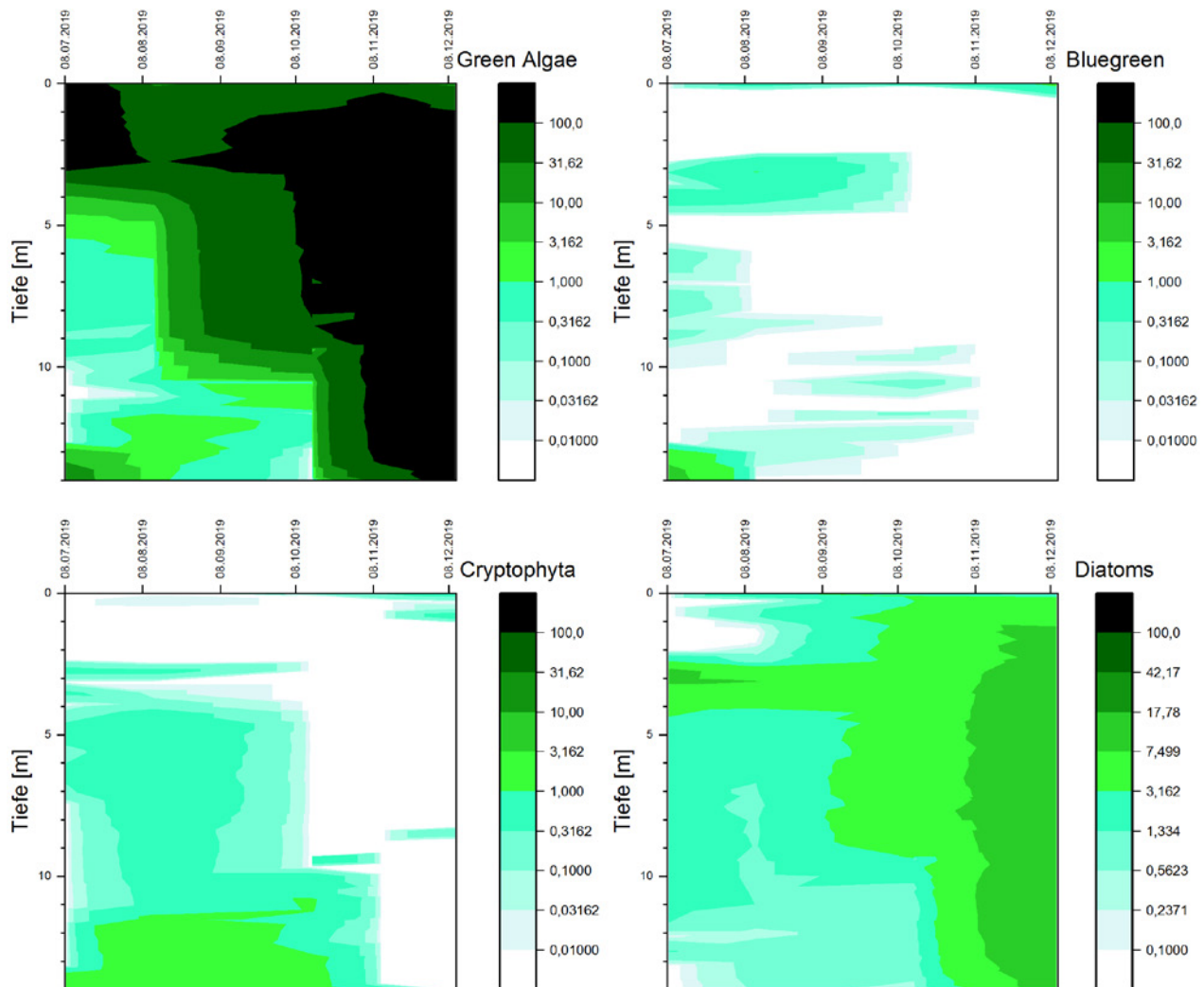
Bei den Rädertieren dominierten bei der ersten Probenahme im Mai die allgemein häufigen Taxa *Keratella cochlearis* sowie Flosserädertiere (*Polyarthra* spp.). In den Folgemonaten ging die Abundanz von Flosserädertieren zurück während *Keratella cochlearis* den gesamten Probenahmezeitraum das aspektbestimmende Taxon blieb. Noch vergleichsweise häufig war *Keratella biemalis*.

Das Cladocerenplankton wurde von 3 Arten (*Daphnia obtusa*, *Diaphanosoma brachyurum* und *Holopedium gibberum*)

bestimmt, wobei *D. obtusa* von Juni bis Oktober, *D. brachyurum* im Juli und *H. gibberum* im Juni anteilig am stärksten vertreten waren. Die ansonsten allgemein häufigen Rüsselkrebse waren nicht in den Proben vorhanden.

Bei den Ruderfußkrebsen war lediglich das Taxon *Cyclops abyssorum* von Bedeutung. Die Art kam über den gesamten Probenahme-Zeitraum vor und war neben Einzelnachweisen von *Mesocyclops leuckarti* und *Eucyclops serrulatus* das bildbestimmende Taxon.

Die Biomasse des Metazooplanktons war im Mummelsee mit 66 (Mittelwert) bzw. 71 µg TM/L (Median) im unteren, niedrigen Bereich. Bildbestimmend waren den gesamten Untersuchungszeitraum über die cyclopiden Ruderfußkrebse (Abbildung 3.91). Wasserflöhe traten im Juni/Juli und wieder im Oktober etwas hervor, erreichten aber maximal nur knapp 30 % der Metazooplankton-Masse. Der



U:W

Abbildung 3.90: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algenklassen im Mummelsee 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.

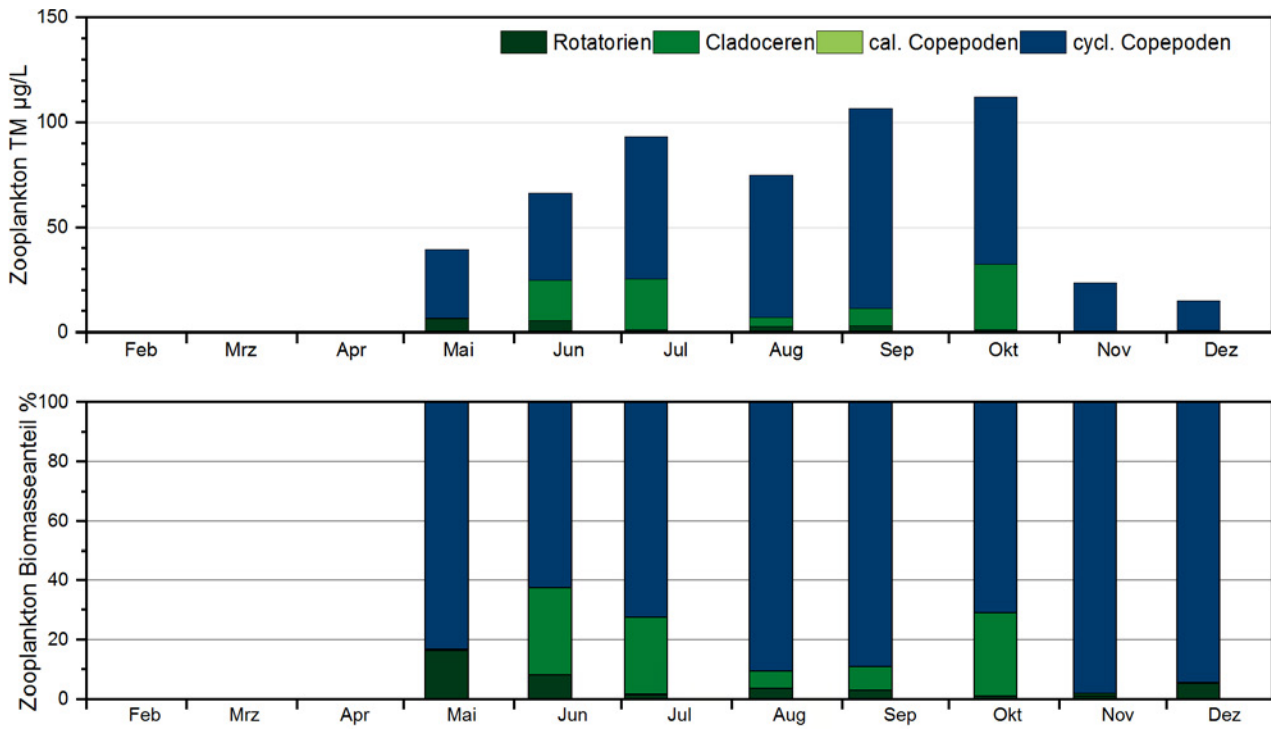


Abbildung 3.91: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Mummelsee im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

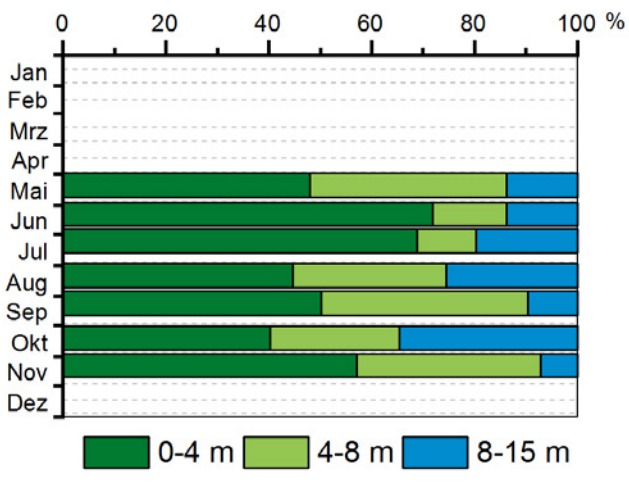


Abbildung 3.92: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 4 m Schicht im Mummelsee; Untersuchungsjahr 2019.

durchschnittliche Anteil der Rädertiere an der Gesamtmasse des Metazooplanktons lag bei nur 5 %.

Der Größenindex der Cladoceren gemittelt über den Untersuchungszeitraum betrug 18 (Mittelwert) bzw. 11 µg TM/Ind. (Median); er lag damit deutlich über der Masse einer 1 mm langen Daphnie und indiziert einen schwachen Fraßdruck durch Fische.

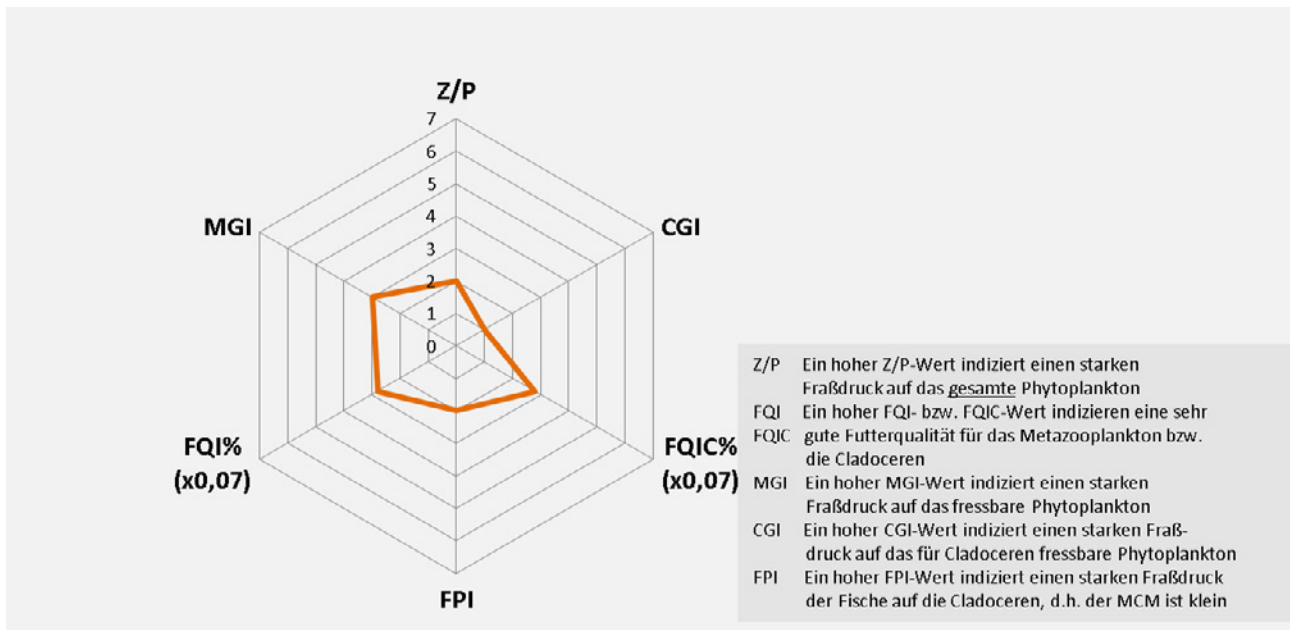
Beim Mummelsee liegen die Absetzvolumina oberhalb 8 m bei der Mehrzahl der Messungen > 80 % (Abbildung 3.92).

Ausnahmen ergeben sich für den Oktober oder August wo der Anteil am Absetzvolumen unterhalb von 8 m Wassertiefe bei knapp 40 % bzw. 30 % liegen.

Die über das Modul PhytoLoss errechneten Indizes ergaben einen niedrigen Umsatz von Phytoplankton- in Zooplankton-Masse (Effektklasse 2), d. h. eine vergleichsweise schwache bzw. schlechte Verwertung des Phytoplanktons durch das Zooplankton, schwache Grazing Effekte (CGI und MGI 0, Effektclassen 1 und 2) und einen niedrigen Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton (FPI = Effektklasse 2). Die Futterqualität für Cladoceren sowie für das gesamte Zooplankton lag bei 40 % (Abbildung 3.93).

Daphnien trugen im Hochsommer durchschnittlich 6 Eier im Brutraum. Im Herbst nahm die Eizahl auf ca. 4 Eier pro Gelege ab. Männchen waren von Juni bis September in den Proben vorhanden.

In der Summe zeigte sich im Mummelsee mit *Daphnia obtusa* und dem Gallertwasserfloh ein interessantes Artenspektrum bei den Cladoceren, wie es typischerweise in huminsauren, elektrolytarmen Gewässern vorkommt. Das Phytoplankton, das überwiegend aus dem oben genannten *Cosmarium* bestand, wurde nicht erschöpfend durch das Zooplankton verwertet. Evtl. wurde „Begleitnahrung“



U:W

Abbildung 3.93: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Mummelsee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. **Sommersituation !!**

(Bakterien) aufgenommen. Die vergleichsweise hohen Eizahlen der Daphnien indizierten ein ausreichendes Nahrungsangebot; Nahrungslimitierung für die Reproduktion bestand nicht. Fische als Prädatoren spielen im Mummelsee eine untergeordnete Rolle.

3.4.4 Zusammenfassung und Fazit

Aufgrund langer Eisbedeckung im Frühjahr wurde der Mummelsee 2019 von Mai bis Dezember beprobt. Von Mai bis September stellte sich eine stabile thermische Schichtung ein, danach erfolgte eine Abkühlung und Durchmischung von oben, die im Dezember die gesamte Wassersäule umfasste.

Bedingt durch die stabile Schichtung bildete sich bereits im Mai ein sauerstoffarmes Hypolimnion aus, das aber bei keiner der Messungen sauerstofffrei wurde. Im Hypolimnion gab es Rücklöseprozesse, die Phosphat und Metalle freisetzen, ebenso wurde in der Tiefe durch anaerobe Ammonifikation NH_4^+ (Ammonium) freigesetzt.

Der pH-Wert lag im Jahresmittel bei 6,6. Verglichen mit den Untersuchungen von 2003 (6,3) 1993 (5,8) und 1985 (5,3) war der pH höher, das Wasser also weniger sauer.

Bemerkenswert sind deutlich erhöhte Konzentrationen aller Phosphor-Spezies im Spätsommer nicht nur über Grund, sondern auch oberflächennah, was die Vermutung

Tabelle 3.11: Ökologische Bewertung des Mummelsees 2019.

Indikator	Wert	Bewertung
Trophie	3,04	eutroph 2
Phytoplankton	3,47	mäßig (Grenze zu unbefriedigend), Index nicht gesichert

U:W

nahelegt, dass es sich hierbei externe Einträge handelt. Verglichen mit den vorhergehenden Untersuchungen (1985, 1993, 2003) sind die Jahresmittelwerte insbesondere der gelösten Phosphor-Spezies 2019 deutlich erhöht. Anorganischer Stickstoff und Ammonium hingegen lagen in geringeren Konzentrationen als bei den Voruntersuchungen vor.

Korreliert mit den hohen Phosphat-Werten fand im Mummelsee ein starkes Wachstum von Jochalgen (Conjugatophyceae) statt. Bis in den Dezember hinein wurde die Phytoplankton-Biomasse kontinuierlich höher. Üblicherweise stagniert in einem See unserer Breiten die Algenproduktion mit sinkenden Temperaturen. Die weiter wachsende Biomasse im Mummelsee war ungewöhnlich.

In der LAWA-Trophieklassifizierung wurde der Mummelsee mit einem Trophieindex von 3,04 als eutroph 2 eingestuft. Ordnet man den See in den Seentyp 9 („Natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumarm, relativ kleines Einzugsgebiet, geschichtet“) zu, wäre der Referenzzustand oligotroph. Damit war der Mummelsee 2019 nicht in einem guten Zustand. Die Bewertung

Eine Messkampagne am Waidsee bei Weinheim erfolgte in den Jahren 2004 und 2005 [THORWART 2005, WOLF et al. 2007]. Ziel war es, temperaturgetriebene Dichteströme, welche sich durch die raschere winterliche Auskühlung von Wasser in den Flachwasserbereichen bilden („differential cooling“), nachzuweisen und zu quantifizieren. Die Ergebnisse zeigten, dass Dichteströme eine relevante Bedeutung für den winterlichen vertikalen Austausch haben können. Auch in größeren Seen wie dem Bodensee [HOLLAN 1993, IGKB 2015] oder dem Genfer See [FER & LEMMIN 2001, FER et al. 2002a, 2002b] wurde nachgewiesen, dass temperaturgetriebene seitliche Dichteströme effizient zum Austausch des Tiefenwassers beitragen.

Frühere Modellstudien zum vertikalen Austausch in Baggerseen mit einem eindimensionalen Modell [LfU 2000] konnten den dreidimensionalen Prozess des „differential cooling“ nicht behandeln. Für den Bodensee liegen dreidimensionale Modellstudien vor [IGKB 2015, welche seitliche Dichteströmungen berücksichtigen, jedoch nicht direkt auf kleinere Gewässer übertragen werden können.

Für die Baggerseen wurde nun eine Prinzipstudie mit dreidimensionaler Modellierung durchgeführt, um die Wirkung der Beckengestaltung auf die seeinternen vertikalen Austauschvorgänge zu untersuchen. Die Modellrechnungen wurde mit der Simulationssoftware Delft3D

Flow [DELTARES 2014] ausgeführt. In der Studie wurden verschiedene schematische Becken von 40 m Tiefe mit hoher räumlicher Auflösung (horizontal 5 oder 10 m, vertikal 0,25 bis 1 m) und variierender Gestaltung der Flachwasserbereiche modelliert (Abbildung 3.95). Eine hohe räumliche Auflösung ist erforderlich, da die zu untersuchenden dichtegetriebenen Strömungen kleinskalig verlaufen, was auch bei den Messuntersuchungen am Waidsee aufgezeigt worden war. Die hohe Auflösung bedeutet jedoch, dass mit kleinen Zeitschritten gerechnet werden muss und dadurch nur kurze Zeitspannen berechnet werden konnten. Der vertikale Wasseraustausch wurde mit Hilfe von virtuellen Wasserinhaltsstoffen analysiert.

Mit diesem Ansatz gelang eine qualitative Darstellung der Bildung von Dichteströmungen (Abbildung 3.95) und im Rahmen von Sensitivitätsuntersuchungen eine Analyse, wie sich unterschiedliche Randbedingungen auf diesen Prozess und die vertikale Durchmischung auswirken. Eine größere Flachwasserzone führte im Simulationszeitraum zu einem stärkeren vertikalen Austausch des Tiefenwassers.

Um die Modellstudien auf reale Baggerseen übertragbar zu machen und die Bedeutung der Flachwasserzone für den vertikalen Austausch auch quantitativ zu erfassen, sind jedoch weitere Entwicklungsarbeiten erforderlich. Dabei müssen weitere maßgebliche Prozesse und Randbedingun-

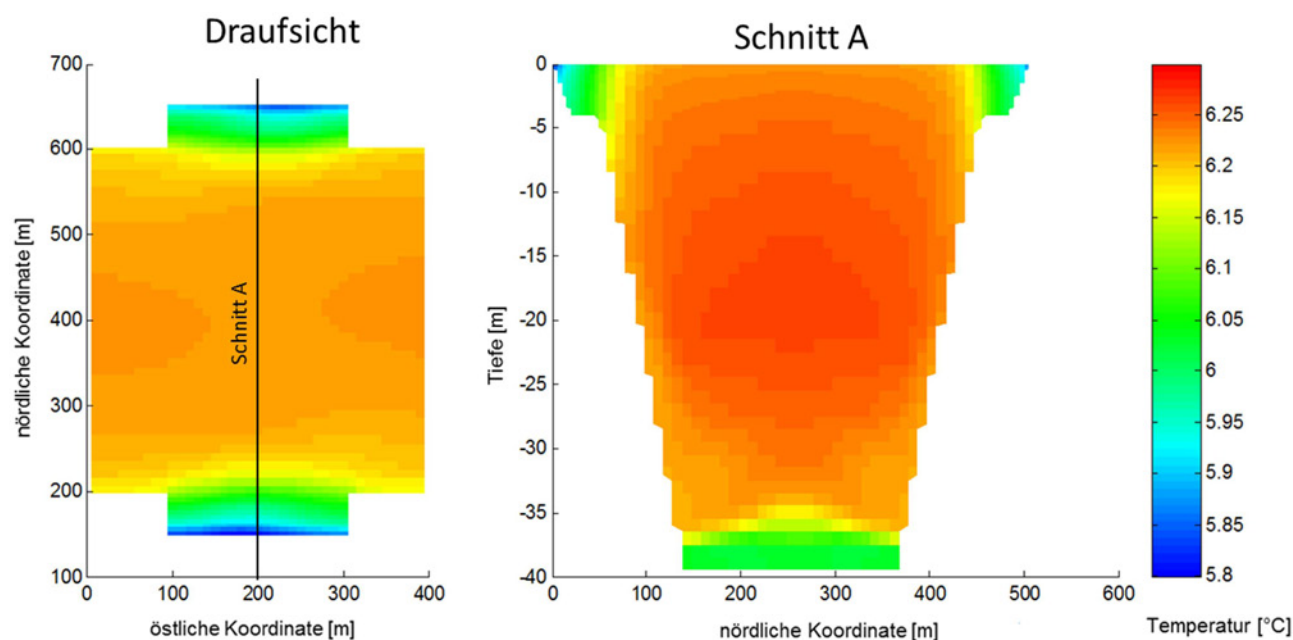


Abbildung 3.95: Beispiel einer Simulation der Temperatur in einem schematischen Modellsee: Temperaturverteilung an der Oberfläche (links, Draufsicht) und im Querschnitt entlang des Transekt A (rechts) nach 15 Tagen. Das kühlere Wasser aus den sich schneller auskühlenden Flachwasserbereiche führt zu seitlich in die Tiefe vordringenden Dichteströmungen, welche den vertikalen Wasseraustausch unterstützen.

gen in die Modellrechnungen integriert werden. Zudem ist eine Modellanpassung und -validierung mit Hilfe von repräsentativen Messdaten erforderlich.

Ein erster Schritt hin zu mehr Realitätsnähe wurde mit einer dreidimensionalen Modellnachbildung der hydrophysikalischen Vorgänge im Waidsee im Winterhalbjahr 2004/2005 gemacht, welche in der oben erwähnten Messkampagne ([THORWART 2005], [WOLF et al. 2007], Abbildung 3.96 und Abbildung 3.97 links) erfasst wurden. Für diesen See waren bereits dreidimensionale Modelluntersuchungen durch [WOLF et al. 2007] durchgeführt worden. Hierbei war die Modellauflösung jedoch noch zu grob um temperaturgetriebene Dichteströmungen abzubilden und es stand erheblich

weniger an Rechenkapazität zur Verfügung. Ein damaliges Ziel war, aufzuzeigen, dass mit einem 3-dimensionalen Modell der jährliche thermische Schichtungszyklus abgebildet werden kann. Eine Nachbildung der Messbeobachtungen, welche in der aktuellen Modellstudie angestrebt wurde, war jedoch noch nicht Ziel der Studie.

Meteorologische Antriebsdaten wurden von einer nahegelegenen Wetterstation übernommen. Zudem wurde die aus Messungen bekannte haline Schichtung des Sees berücksichtigt, welche im Waidsee zu einer Erhöhung der Dichte des Tiefenwassers beiträgt und relevant ist für die vertikalen Austauschprozesse. Die Seetopographie wurde im Modell etwas vereinfacht, wobei die beiden tieferen,

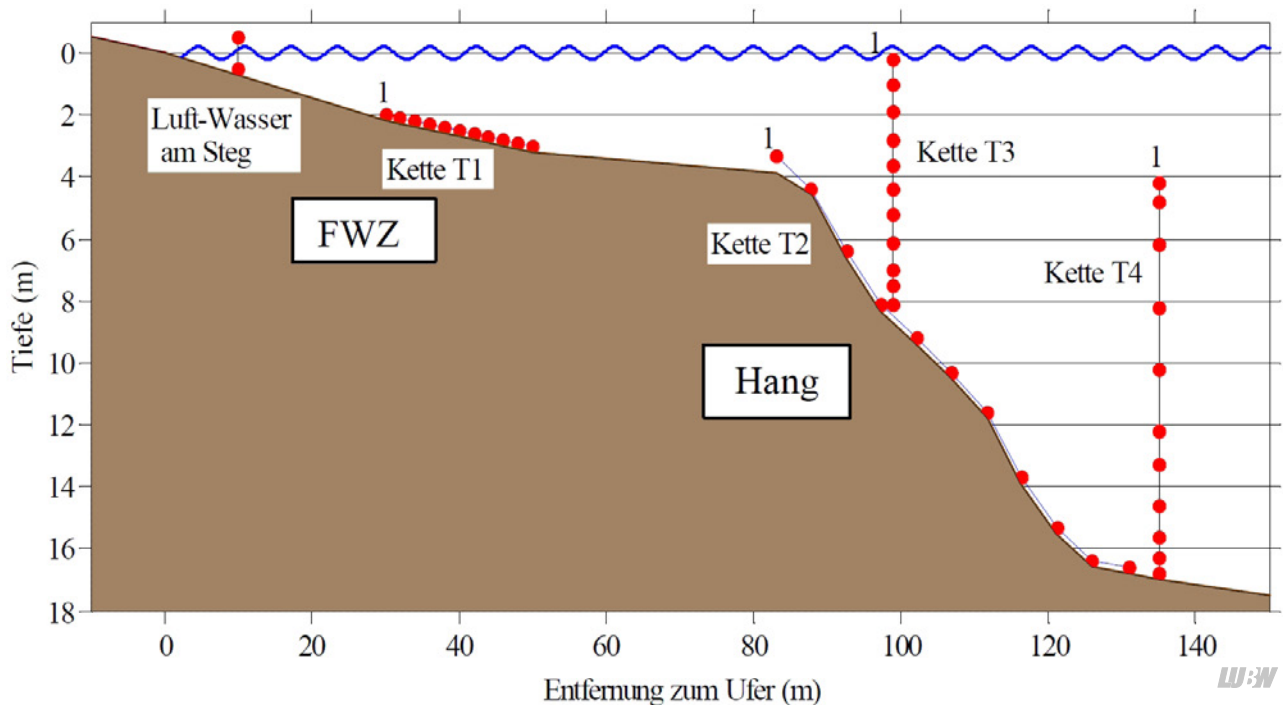


Abbildung 3.96: Darstellung der Verteilung der Temperatursensoren (rote Punkte) bei der Messkampagne im Waidsee im Winterhalbjahr 2004/2005. (Bildquelle: Thorwart 2005).

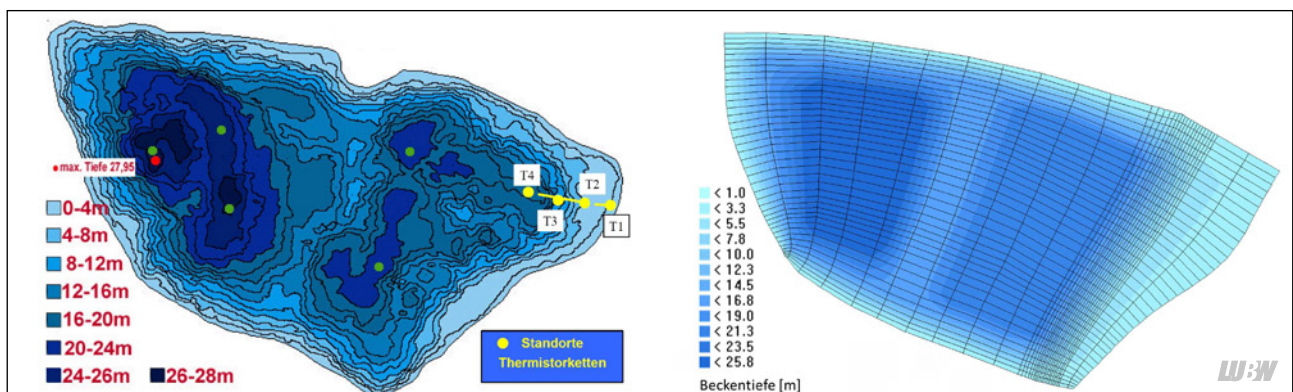
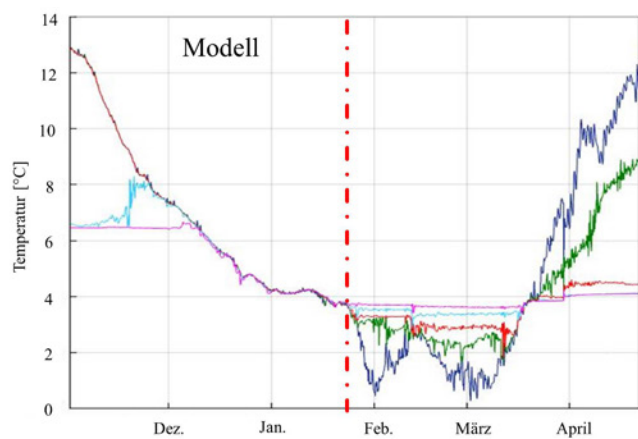
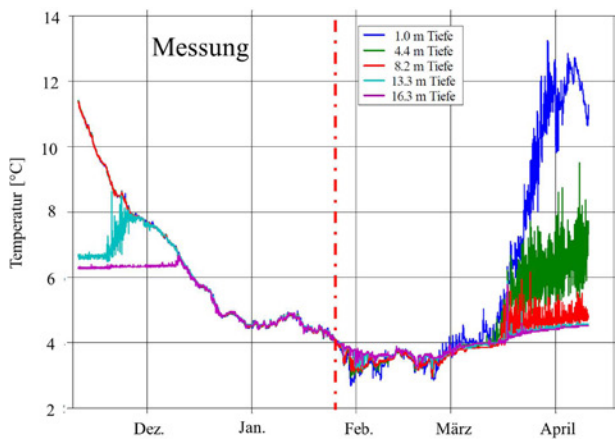


Abbildung 3.97: Links: Tiefenkarte des Waidsees mit Markierung der Messstellen der Messkampagne im Winterhalbjahr 2004/2005 (Bildquelle: Thorwart 2005). Rechts: Darstellung des Sees im Modellgitter.



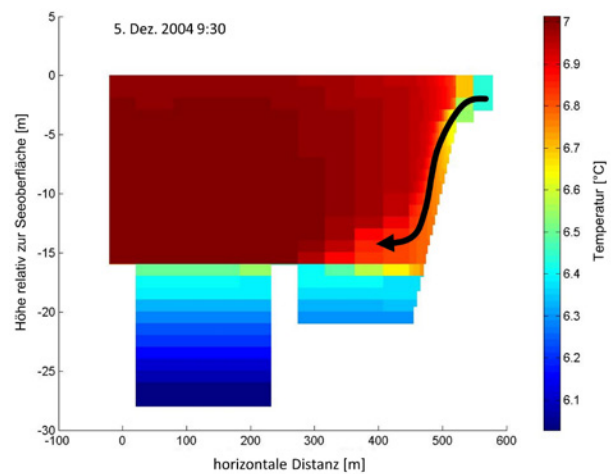
LW:W

Abbildung 3.98: Vergleich der Messwerte (links, Bildquelle: Thorwart 2005) und der entsprechenden Simulationsergebnisse (rechts) zur Messkampagne im Waidsee im Winterhalbjahr 2004/2005.

durch eine Schwelle getrennten Beckenteile und ein größerer Flachwasserbereich im Osten des Sees abgebildet wurden (Abbildung 3.97). Im Bereich der abfallenden Böschung westlich der Flachwasserzone wurde eine hohe räumliche Auflösung gewählt, während die anderen Seebereiche deutlich gröber aufgelöst waren, so dass einerseits die dichtegetriebenen Strömungen hinreichend aufgelöst werden konnten, andererseits aber ein Simulationszeitraum über mehrere Monate möglich war.

Unter Berücksichtigung, dass die meteorologischen Randbedingungen nur näherungsweise über eine in der Umgebung liegende Meteorologiestation bekannt sind, gibt das Modell die Temperaturen und markante Messzeitpunkte, wie z. B. den Anfang und das Ende der inversen Schichtung, in guter Übereinstimmung wieder (Abbildung 3.98). Die Analyse der vertikalen Durchmischung zeigt, wie die in der Flachwasserzone gebildeten Dichteströmungen in die tieferen Wasserschichten vordringen und dass die haline Schichtung im Tiefenwasser dort den Wasseraustausch behindert (Abbildung 3.99). Der starke Einfluss des Salzgehalts im Tiefenwassers auf die Dichteschichtung war auch in den Messungen aufgezeigt worden, was eine weitere Bestätigung des Modells darstellt.

Diese Modellstudie zeigt, dass mit Hilfe eines hydrophysikalischen dreidimensionalen Modells eine gute Abbildung der hydrodynamischen Vorgänge in einem Baggerseen gelingen kann. Um realitätsnahe Ergebnisse und damit eine gute Aussagekraft des Modells zu gewinnen, sind Messdaten aus dem See, wie etwa der Temperatur und dem Salzgehalt, sowie repräsentative meteorologische Antriebs-



LW:W

Abbildung 3.99: Abbildung eines Dichtestroms aus der Flachwasserzone, der sich über der halinen Tiefenschicht horizontal ausbreitet, aber nur geringfügig in diese eindringt. Der Pfeil markiert den Ausbreitungsweg. Vertikaler Schnitt von West nach Ost durch die beiden tieferen Becken und die Flachwasserzone.

daten erforderlich. Häufig spielen in Baggerseen auch Grundwasserzutritte eine wichtige Rolle. Dieser Prozess kann in Modellen ebenfalls abgebildet werden. Im Rahmen des abgeschlossenen Forschungsprojektes Seezeichen wurden solche Modelle entwickelt und für Forschungs- und Anwendungsfragen angewandt [WOLF et al. 2019a, 2019b].

Auf der Grundlage eines solchen realitätsnahen Modells können beispielsweise Szenarien unterschiedlicher Beckengestaltungen berechnet werden, oder die Wirkung sich ändernder Randbedingungen, wie sie sich z. B. auf Grund der klimatischen Entwicklung ergeben. Es liegt damit ein wertvolles Hilfsmittel vor, das Handlungs- und Gestaltungsoptionen aufzeigen und damit Entscheidungsprozesse unterstützen kann.

4 Methoden und Konzepte, Qualitäts- und Datensicherung

4.1 Weiterentwicklung FisGeQua

Das Jahr 2019 wurde genutzt, um weitere biologische Daten in das Fachinformationssystem Gewässerqualität (FisGeQua) einzulesen. Dafür stehen standardisierte Importprofile zur Verfügung, die auf die Biokomponente abgestimmt sind.

Daten zu Phytoplankton und Makrozoobenthos für den Bodensee und die Kleinen Seen sind nun im System integriert. Ein zweiter Teil der Arbeiten bestand darin, die in FisGeQua vorliegenden biologischen Befunde fachlich zu plausibilisieren und auszuwerten.

Mit der produktiv genutzten FisGeQua-Version 11.0 steht auch ein standardisiertes Importprofil für chemische Daten zur Verfügung. Über ein dazu gehörendes Excel-Makro lassen sich Datentabellen vorformatieren, so dass diese künftig für die kleinen Seen und Baggerseen direkt eingelesen werden können. Die Daten für den Bodensee werden über eine verbesserte Schnittstelle (BOWIS-Transfer) ins System eingespielt. Mit der neuen Version steht außerdem die Möglichkeit zur Verfügung, biologische Ergebnisse zur Wasserrahmenrichtlinie zusammenzufassen und in einer speziellen Maske, der sogenannten OWK-Auswertung darzustellen.

2020 werden Erweiterungen im Bereich der chemischen Auswertungen implementiert. Ziel ist es, statistische Kenngrößen wie z. B. Jahresmittelwerte in FisGeQua berechnen zu können.

4.2 Analytische Qualitätssicherung

Die Umsetzung des LUBW-weiten Qualitätsmanagementsystems, an dem das Sachgebiet „Hydrochemie“ des ISF seit April 2017 teilnimmt, wurde im Arbeitsjahr 2019 planmäßig fortgeschrieben.

Im Juni 2019 fand das zweite interne Audit durch ein Auditorenteam der LUBW statt. Dabei wurden die Regelungen zur Qualitätssicherung im Sachgebiet Hydrochemie auf Konformität mit der Norm DIN EN ISO/IEC 17025 (Qualitätssicherung in Prüf- und Kalibrierlaboratorien) überprüft. Insgesamt verlief das Audit sehr positiv und von den Auditoren konnten keine Abweichungen festgestellt werden.

Im Rahmen der kontinuierlichen Verbesserung wurde 2018 ein Massenspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) in Betrieb genommen, das seit Januar 2019 für die Routineanalyse der Metalle eingesetzt wird. Zuvor waren intensive Vergleichsmessungen zwischen ICP-MS und dem Atomabsorptionsspektrometer (AAS) durchgeführt worden, bei denen eine gute Übereinstimmung der Messergebnisse im Rahmen der Messunsicherheit festgestellt wurde. Mit Hilfe des ICP-MS kann eine große Bandbreite von Metallen in einer Probe simultan bestimmt werden, darunter Eisen, Mangan, Nickel, Blei, Arsen und Cadmium. Die Qualität der Analysenergebnisse wurde 2019 im Rahmen einer Projektarbeit an der DHBW (Duale Hochschule Baden-Württemberg) in einer durch Vergleichsmessungen zwischen dem ICP-MS des ISF und dem ICP-MS des Labors für Wasser und Boden (Ref. 61 der LUBW) bestätigt. Die Teilnahme am Ringversuch Metalle in Trinkwasser der IFA-Tulln im Dezember 2019 konnte unter anderem für die beiden wichtigen Messgrößen Eisen und Mangan mit Erfolg abgeschlossen werden.

Auch durch kontinuierliche Fort- und Weiterbildung wird die hohe Qualität der Analysenergebnisse aufrechterhalten und bleibt so auf dem aktuellen Stand der Technik. Es wurden unter anderem Seminare zur Ermittlung von Messunsicherheiten und Validierung von Messmethoden, zur Analytik mittels HPLC, sowie zur Analytik mittels GC-MS besucht.

4.3 Überprüfung Probenahmetiefe Zooplankton

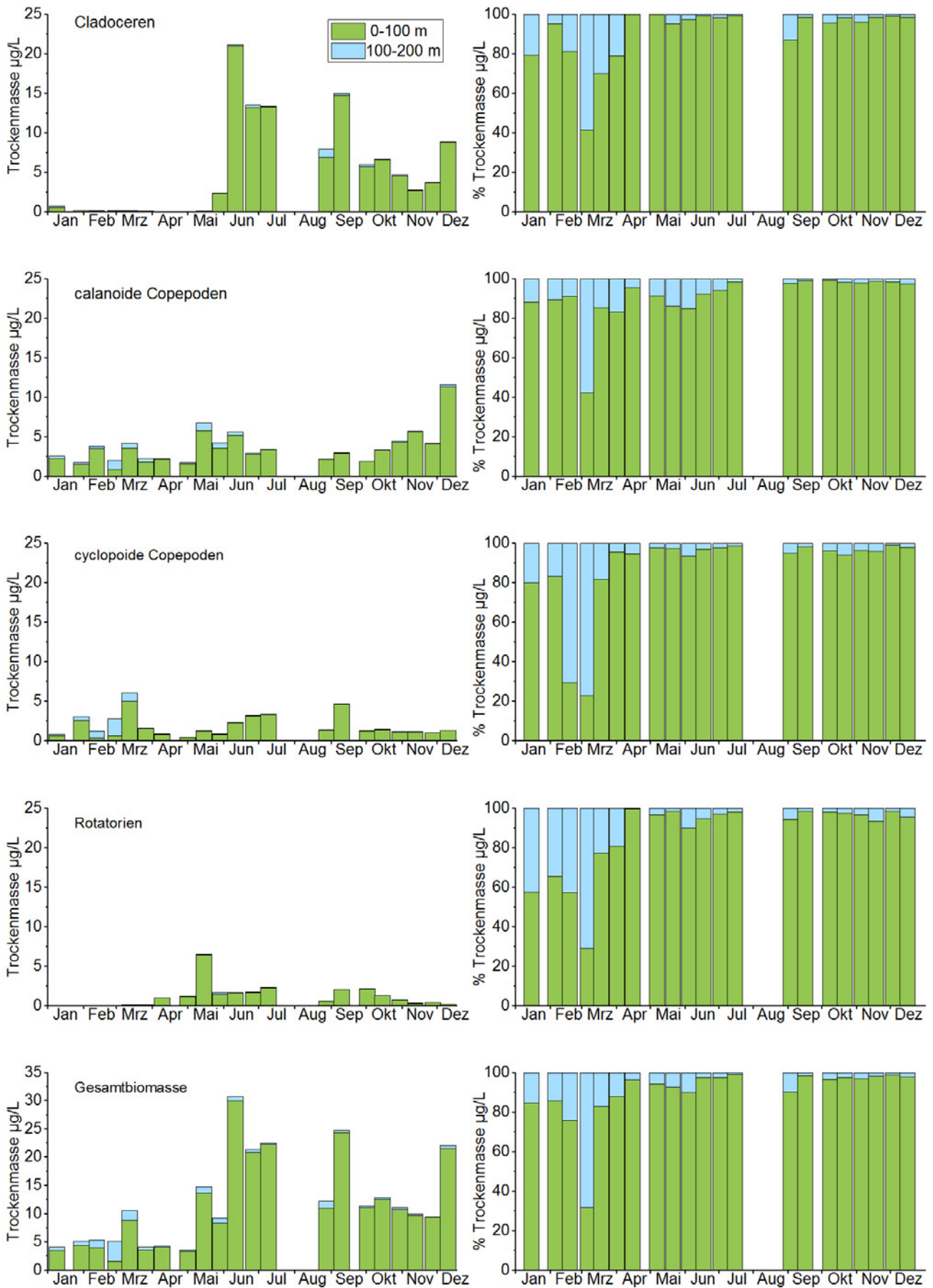
Seit vielen Jahren wird das Zooplankton an der Station Fischbach-Uttwil in einer Schicht von der Oberfläche bis 100 m Wassertiefe beprobt. Im Untersuchungsjahr 2019 wurde zusätzlich die Schicht von 100 m bis 200 m Wassertiefe mittels eines Netzzuges untersucht. Das in den Proben enthaltene Zooplankton wurde nach der gleichen Methode ausgezählt wie die Probe von 0 – 100 m. Die Ergebnisse der Zählungen sind in Abbildung 4.1 dargestellt. Auffallend ist der relativ hohe Anteil an Biomasse Anfang März. Dies liegt jedoch daran, dass zu diesem Zeitpunkt nahezu homotherme Verhältnisse im See herrschten, dieser Wasserkörper also gut durchmischt war. Es zeigt sich, dass ab Mitte April das Zooplankton nahezu vollständig in

der Schicht von 0 m bis 100 m erfasst wird (Abbildung 4.1). Für die Monate Januar bis März stellt sich die Lage für die einzelnen Gruppen unterschiedlich dar. Für die Cladoceren und Rotatorien sind die Biomasse-Anteile in der 100 – 200 m Schicht recht hoch, allerdings sind die Gesamtbiosmassen in diesem Zeitraum so gering, dass dieser Anteil im Jahresverlauf zu vernachlässigen ist. Die Copepoden weisen von Januar bis März höhere Biosmassen auf als die Cladoceren und Rotatorien. Zu Zeiten der Homothermie Anfang März befindet sich bis zu 58 % der Biomasse der Calanoida und bis zu 77 % der Biomasse der Cyclopoida in der Schicht unterhalb von 100 m. Zu dieser Zeit ist bei den cyclopoiden Copepoden nahezu ausschließlich die Art *Mesocyclops leuckarti* (> 94 %) für die Biomasse verantwortlich. Die Art überwintert im Copepodid-Stadium am Seeboden und steigt im ausgehenden Winter nach oben in die wärmeren und planktonreicheren Schichten. Daher wurde ein großer Teil der *Mesocyclops*-Biomasse noch im Bereich unterhalb von 100 m Wassertiefe gefunden. Ins-

gesamt wird die Jahres-Biomasse von *Mesocyclops leuckarti* im Jahr 2019 bei einer alleinigen Beprobung von 0 – 100 m Wassertiefe um ca. 20 % unterschätzt. Dabei ist unklar, ob sich die Tiere direkt unterhalb der 100 m Schicht aufhielten oder bei 200 m, da die gesamte Schicht mit einem Zug beprobt wurde und keine Stufenfänge stattfanden. An der Jahres-Gesamtbiosmasse (0 – 100 m) ist *Mesocyclops leuckarti* zu etwa 10 % beteiligt.

Fazit

Mit Ausnahme der Zeiten, zu denen die Copepoden, die in Diapause überwintern, aus der Tiefe in die oberflächennahen Schichten aufsteigen bzw. eine Zirkulation bis in große Tiefen stattfindet, werden die Zooplankter ausreichend quantitativ in der 0 – 100 m-Schicht beprobt. Im Mittel werden etwa 6 % der Zooplanktonbiosmasse bei einer Beprobung der 0 – 100 m Schicht nicht erfasst. In Anbetracht der Fehler, die durch Verdünnungen und Auszählungen erfolgen, ist dieser Wert für ein Monitoring tolerierbar.



U:W

Abbildung 4.1: Links: absolute Menge der Zooplanktonbiomasse (als Trockenmasse in µg/L) für die einzelnen Gruppen in den beiden Tiefenbereichen 0 – 100 m und 100 – 200 m. Rechts: prozentuale Zusammensetzung der Biomasseanteile an den Tiefenstufen.

5 Projekte

5.1 BMBF-Projekt HyMoBioStrategie: Handlungsempfehlungen und Auswirkungen der Fahrgastschifffahrt in der FWZ

Im BMBF-Projekt „HyMoBioStrategie“ wurden Auswirkungen von anthropogenen Veränderungen wie Uferverbauungen, Hafenanlagen, Renaturierungen, Erosionssicherungen von UNESCO-Welterbestätten auf Wellen und Strömungen, den Feststoffhaushalt und die Unterwasserfauna (Makrozoobenthos) und Unterwasservegetation (Makrophyten) untersucht. 2019 wurden nach dem Projektende die „Handlungsempfehlungen“ fertiggestellt und veröffentlicht (Abbildung 5.1).

In zehn Kapiteln wurde das weite Feld der Auswirkungen von Hydromorphologischen Beeinflussung von Seeufern durch Ufermauern und Wellen zusammengefasst. Inhaltlich wurde die generelle Problematik beschrieben und am



Abbildung 5.1: Das Titelbild der „Handlungsempfehlungen aus dem Projekt „HyMoBioStrategie“. Der Bericht steht unter folgender Adresse an der Universität Konstanz zum download bereit: <https://kops.uni-konstanz.de/handle/123456789/47324>.

Beispiel des Bodensee-Obersees Arbeitstechniken und Strategien entwickelt, um die Beeinträchtigungen zu analysieren und z. B. mit Hilfe von Erosionsschutz- und Renaturierungsmaßnahmen Auswirkungen zu minimieren. Im Fokus der Handlungsempfehlungen stehen:

- Klassifikations- und Bewertungsverfahren der Uferstruktur
- die Analyse von Schiffs und Windwellen
- Strömungs- und Suspensionstransport-Modellierung
- die Messung des Sohltransports und des Feststoffhaushalts
- die Messung und das langfristige Monitoring der flächenhaften Erosion und der Sedimentakkumulation in der Flachwasserzone
- ein Unterwasser-Georadar zur Erkundung der Sedimentstratigraphie
- die Funktionalität und die Anwendung der autonomen Messplattform ‚Hydrocrawler‘
- sowie die Auswirkungen auf submerse Wasserpflanzen (Makrophyten), Bodentiere (Makrozoobenthos) und den Erhaltungszustand der Unterwasserdenkmäler

In den zehn Einzelbeiträgen wurden die Projektergebnisse zusammengefasst und Handlungsempfehlungen abgeleitet, die an anderen Alpenseen und darüber hinaus anwendbar sind.

Ein zentrales Kapitel thematisiert die Fahrgastschifffahrt als wichtigen Stressor in der Flachwasserzone [HILMAR HOFMANN, IOANNA SALVARINA, KARL-OTTO-ROTHHAUPT, MARTIN WESSELS UND WOLFGANG OSTENDORP: Die Fahrgastschifffahrt als Stressor in der Flachwasserzone von Seen]. Viele Umweltbelastungen durch die Schifffahrt resultieren aus der umfangreichen Infrastruktur und ihrer Instandhaltung (Häfen, Steganlagen, Bojenfelder, Land- und Wasserliegeplätze, Schutzdämme, Seezeichen, ...) und dem Betrieb der Schiffe (Wellenbildung, lokale Strömungen, Belastung mit Abgasen, ...). Die wichtigsten Ergebnisse in dem Kapitel sollen kurz gezeigt werden:

Insbesondere zu den Auswirkungen der Wellenfelder ermöglicht modernste Messtechnik eine gute Unterscheidung von Wellen, die von Wind oder Schifffahrt erzeugt werden. Dabei kann sogar zwischen unterschiedlichen Schiffstypen unterschieden werden (siehe Abbildung 5.2).

Energieeinträge durch Schiffswellen sind zudem zyklisch und wiederkehrend (wegen der kurzzeitigen Vorbeifahrt nach Fahrplan), wodurch die Resuspension von zuvor abgelagertem Material begünstigt wird. Gut unterscheidbar ist deshalb ein deutlich erhöhter Energieeintrag durch anthropogen induzierte Schiffswellen während der Sommermonate oder auch der Tag/Nacht-Rhythmus.

Verglichen mit Windwellen reichen die bodennahen Strömungsgeschwindigkeiten von gleich hohen Schiffswellen zudem deutlich tiefer und können so überproportional zu Erosion beitragen (Abbildung 5.3).

Problematisch sind nicht zuletzt An- und Ablegemanöver der Fahrgastschiffe: Häufig wird das Heck gegen das Ufer

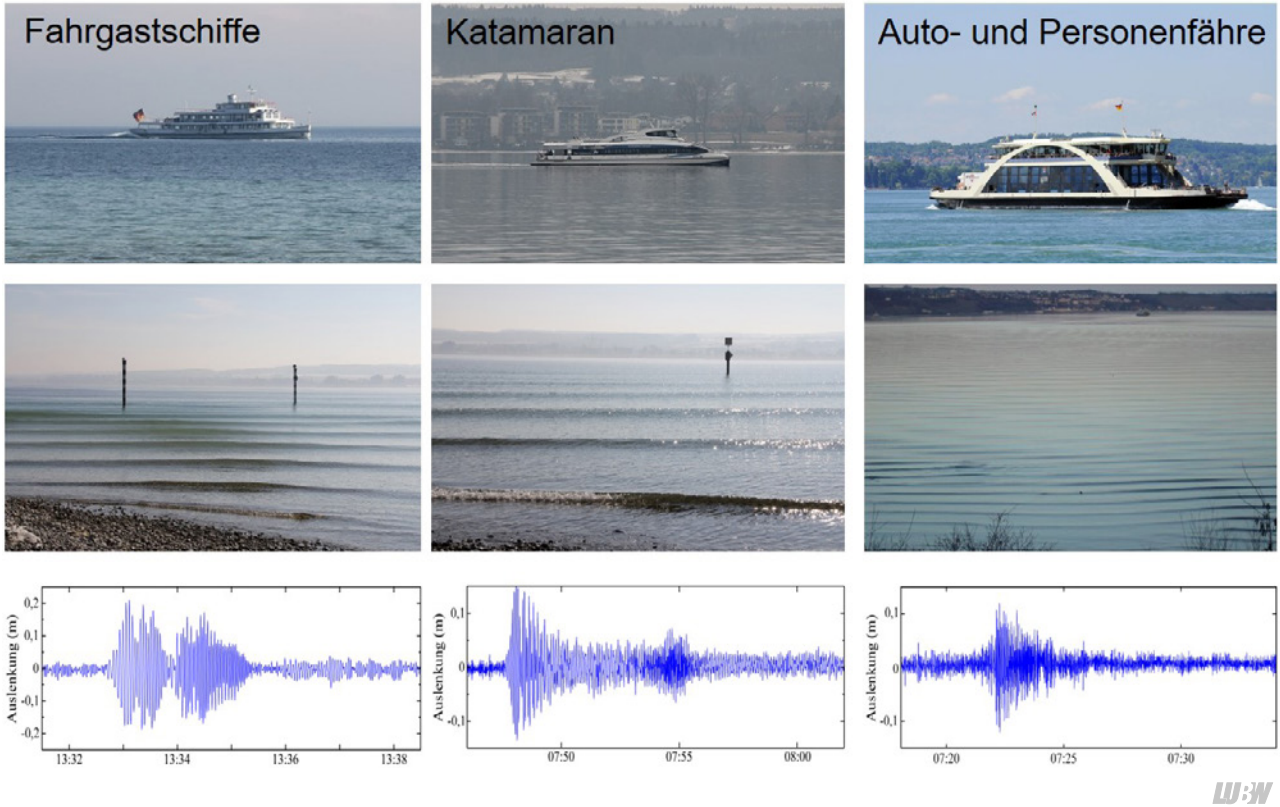


Abbildung 5.2: Wellenfelder von Fahrgastschiffen, dem Katamaran und z. B. der Autofähre haben eine individuelle Charakteristik. Quelle: [HOFMANN et al. 2019].

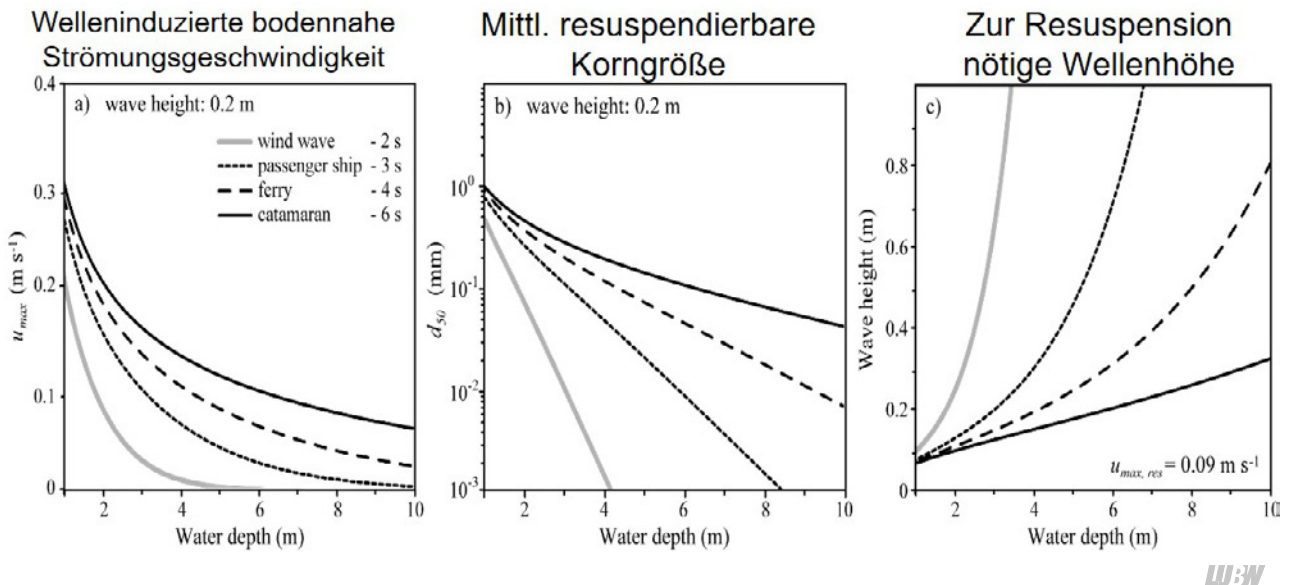
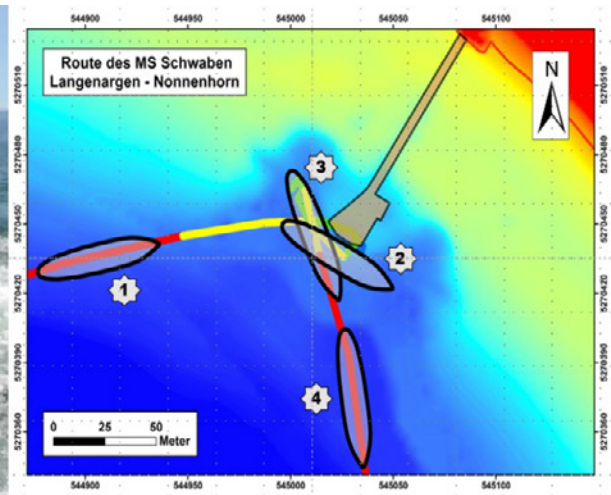


Abbildung 5.3: Schiffswellen reichen bei einer Wellenhöhe von 20 cm deutlich tiefer als Windwellen und können dort das Bodenmaterial resuspendieren. Quelle: [HOFMANN et al. 2019].



U:W

Abbildung 5.4: Bei An- und Ablegemanövern der Fahrgastschiffe entstehen große „Löcher“ in der Flachwasserzone.
Quelle: [HOFMANN et al. 2019].

gedreht und stark beschleunigt, um die knappen Fahrpläne einzuhalten. Das führt an einigen Anlegestellen zu massiver Erosion mit großen „Löchern“ – wie im Projekt Tiefenschärfe gezeigt werden konnte.

An einem Beispiel konnte exemplarisch gezeigt werden, dass hier auch Folgen für die Biologie entstehen: Durch die Schiffsantriebe werden, verglichen mit Referenzstandorten, deutlich mehr Individuen aufgewirbelt, die dann einer höheren Prädation durch Fische ausgesetzt sind. Mittelfristig können hierdurch die Taxazahlen verarmen.

Insgesamt wird eine normale ufertypische hydrodynamische Belastung durch Schiffswellen deutlich verstärkt, wodurch eine ganze Kaskade von Folgewirkungen induziert wird: Der Energieeintrag ist erhöht, in einem Tag/ Nacht- sowie im saisonalen Rhythmus wird die Wellenbasis in größere Tiefen verlagert. Das führt zu einer Veringerung der Stabilität der litoralen Sedimentoberfläche mit häufigeren Resuspensionsereignissen und einer Vergrößerung der Fläche auf der Resuspension stattfinden kann. Diese Resuspension wiederum führt zur Trübung des litoralen Wasserkörpers (Lichtklima, Ablagerung von Feinsedimenten auf Makrophyten) und zur Freisetzung von Nährstoffen (Phosphor, Ammonium-Stickstoff), ggf. auch von partikulär sorbierten Schadstoffen und Methan.

Zur Reduktion dieser Wirkungen wurden im Rahmen des Projektes einige Empfehlungen ausgesprochen:

- Anpassen der Fahrpläne, um An- und Ablegemanöver langsamer durchzuführen
- Geschwindigkeitsreduktion bei uferparalleler Fahrt und Anpassung der Schiffsrouten
- keine Intensivierung der Charterfahrten, v. a. im Winterhalbjahr
- Sensibilisierung der Schiffsführer gegenüber Wellenbelastungen
- Prüfung schiffsbautechnischer Veränderungen zur Reduktion der Wellenbildung
- Begrenzung des Trends zu immer größeren Schiffen
- Aufzeichnung und anonymisierte Auswertung der Schiffsurse zum Erkennen besonders problematischer Kurse

Diese Empfehlungen sollen im Rahmen einer moderierten Diskussion den Nutzern und Interessensvertretern nähergebracht werden. In einem ersten Schritt wurden die Vertreter der Arbeitsgruppe „Umwelt“ der Internationalen Bodensee-Konferenz (IBK) von den Ergebnissen unterrichtet.

5.2 SAMOSEE-BW – ein Projekt der Digitalisierungsstrategie

5.2.1 Kurzvorstellung des Projektes

Das Projekt „Satellitenbasiertes Monitoring von Seen in Baden-Württemberg“ (SAMOSEE-BW) startete im September 2019 und läuft bis August 2021. Es wird im Rahmen der Digitalisierungsstrategie des Landes Baden-Württemberg digital@bw im Handlungsfeld „Smarte Umweltdaten“ des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg gefördert

(<https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/nachhaltigkeit/nachhaltige-digitalisierung/projekte/samosee-bw/>). In SAMOSEE-BW werden die Arbeiten des Projektes WasMonCT („Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung“, gefördert durch das BMVI) fortgeführt. Nachdem in WasMonCT die Nutzbarkeit von Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring untersucht wurde, werden in SAMOSEE-BW die Fernerkundungsdaten der COPERNICUS-Initiative und der NASA für das landesweite Monitoring von Seen in Baden-Württemberg verwendet, um den Gewässerzustand zu bestimmen und Informationen zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung von Seen abzuleiten. Dazu sollen aus den Daten Informationsprodukte erstellt werden, die möglichst intuitiv und ohne besondere Software genutzt werden können. Hierfür werden Level1-Satellitendaten zum einen von dem Serviceprovider EOMAP (Earth Observation and Environmental Services GmbH & Co KG, www.eomap.com), zum anderen mittels der online-Plattform eoLytics, die von EOMAP bereitgestellt wird, durch das ISF zu Level2-Satellitenprodukten prozessiert. In beiden Fällen werden diese Daten anschließend von Mitarbeitern des ISF mit Hilfe von Matlab-Routinen weiterverarbeitet. Schwerpunktmäßig werden die Parameter Chlorophyll-a und Blaualgen behandelt. Untersucht wird auch die Möglichkeit, aus diesen satellitenbasierten Informationen LAWA-konforme und WRRL-relevante Bewertungskriterien wie die Trophie der Gewässer zu bestimmen. Außerdem werden die Anwendbarkeit und der potentielle Nutzen weiterer satellitenbasierte Fernerkundungsparameter (z. B. Oberflächentemperatur und Sichttiefe) für das behördliche Gewässermonitoring in einer Machbarkeitsstudie analysiert.

Wesentliche Ziele von SAMOSEE-BW sind die Überführung der entsprechenden Software-Routinen und IT-Workflows sowie der Fernerkundungsdaten in ein routinemäßiges Seenmonitoring mit den zwei Themenschwerpunkten:

- Indikatives satellitenbasiertes Gewässermonitoring für kleine Seen und
- Ergänzendes satellitenbasiertes Seemonitoring für den Bodensee

5.2.2 Die Arbeitspakete

Das Projekt besteht aus insgesamt 12 Arbeitspaketen. Nachfolgend werden die einzelnen Arbeitspakete des Projektes kurz erläutert.

Arbeitspaket 1

Durchführung einer Bedarfsanalyse im Institut für Seenforschung der LUBW und in anderen wasserwirtschaftlichen und im Gewässerschutz tätigen Fachbehörden (z. B. Landratsämter, Regierungspräsidien), um herauszufinden in welcher Form satellitengestützte Fernerkundungsergebnisse für Seen präsentiert und für den Routinebetrieb aufbereitet werden sollen.

Arbeitspaket 2

Zusammenstellen einer Datenbasis von in situ Messergebnissen und Fernerkundungsdaten für die Jahre 2018 bis 2020.

Arbeitspaket 3

Implementierung eines Workflows zur automatisierten Bearbeitung von Satellitenfernerkundungsdaten für das satellitenbasierte Monitoring von Chlorophyll-a im Bodensee. Erstellung von intuitiv nutzbaren Informationsprodukten (z. B. Tabellen, Einzelbilder, Kartendarstellung).

Arbeitspaket 4

Implementierung eines Workflows zur automatisierten Bearbeitung von Satellitenfernerkundungsdaten für das satellitenbasierte Monitoring von Chlorophyll-a in kleinen Seen. Erstellung von intuitiv nutzbaren Informationsprodukten (z. B. Tabellen, Einzelbilder, Kartendarstellung).

Arbeitspaket 5

Implementierung eines Workflows zur Nutzung von satellitenbasierte Blaualgen-Blütenindikationen. Erstellung von intuitiv nutzbaren Informationsprodukten (z. B. Tabellen, Einzelbilder, Kartendarstellung).

Arbeitspaket 6

Ableitung von limnologischen Indikatorparametern für die Bewertung von Gewässern mit dem Fokus auf Verfahren zur satellitenbasierten Trophieberechnung. Vergleich satellitengestützter Trophieberechnungen mit in situ basierten Trophiewerten für Seen in Baden-Württemberg. Imple-

mentierung eines Workflows für satellitengestützte Trophieberechnungen für Seen in Baden-Württemberg.

Arbeitspaket 7

Optimierung und weitere Anpassung der Workflows anhand von Anwendererfahrungen zum routinemäßigen Einsatz der Softwarekomponenten.

Arbeitspaket 8

Optimierung von anwenderbezogenen, intuitiv nutzbaren Informationsprodukten anhand von Diskussionen und Nutzerfeedback.

Arbeitspaket 9

Entwicklung komplexer anwenderbezogener Darstellungsformen für die übersichtsartige Zusammenschau von Satellitendaten auf landesweiter Basis. Beispielsweise großräumige Kartendarstellungen mit entsprechenden Informationen zu allen untersuchten Seen für die valide Fernerkundungsdaten vorliegen. Konzipierung eines See-Informationsblattes, das wesentliche Informationen für den jeweiligen See in Kurzform zusammenfasst.

Arbeitspaket 10

Anwendungsprüfung weiterer satellitenbasierter Parameter auf Robustheit und Anbindungsfähigkeit für das satellitenbasierte Gewässermonitoring. Insbesondere werden die Parameter Oberflächentemperatur, Trübung, Sichttiefe, Eisbedeckung und die Abbildung von Makrophytenklassen geprüft.

Arbeitspaket 11

Implementierung von Workflows für den erweiterten Parametersatz (neben Chlorophyll-a und Blaualgenblütenindikator) zur automatisierten Bearbeitung von Satellitenfernerkundungsdaten.

Arbeitspaket 12

Diskussion und gegebenenfalls Erstellung einer Konzeption zur Einbindung von Satellitendaten in das Umweltinformationssystem (UIS) der LUBW. Dies beinhaltet folgende Schritte. Erfassung und Kategorisierung von vorhandenen Daten, die Abstimmung und Ermittlung des Bedarfs für Satellitendaten im UIS und eventuell die Erarbeitung eines Konzeptes zur Einbindung von Satellitendaten in das UIS.

5.2.3 Aktueller Stand und bisherige Ergebnisse

Im Jahr 2019 konnte bereits das Arbeitspaket 1 abgeschlossen werden. Neben mehreren Gesprächen, die zwischen den Mitarbeitern des ISF stattgefunden haben, wurde ein Umfragebogen zur Bedarfsanalyse entwickelt. Dieser Umfragebogen wurde von Mitarbeitern des Landratsamtes Bodenseekreis, vom Regierungspräsidium Tübingen und von vier Mitarbeitern des ISF ausgefüllt. Im Folgenden ist der Fragebogen mit der Anzahl der jeweiligen Antworten dargestellt.

- Umfrage zum Einsatz von satellitenbasierter Fernerkundung im Gewässerschutz Projekt SAMOSEE-BW „Satellitenbasiertes Monitoring von Seen in Baden-Württemberg“
- Im Rahmen des Projektes SAMOSEE-BW der Digitalisierungsstrategie des Landes Baden-Württemberg digital@bw sollen fernerkundungsrelevante Fragestellungen und Themen des Gewässerschutzes erfasst und Interessen und Bedarfe des behördlichen Gewässerschutzes auf dem Gebiet der satellitenbasierten Fernerkundung identifiziert werden. (Kontakt: Institut für Seenforschung der LUBW, Kristina.Popp@lubw.bwl.de)
- 1. Für welche Themen bzw. Fragestellungen des Gewässerschutzes und der Wasserwirtschaft möchten Sie gern Satellitendaten nutzen?
 - 3x Gewässerschutz
 - 6x Gewässerveränderungen im Jahresvergleich
 - 6x Gewässerqualität
 - 1x Badegewässerüberwachung
 - 4x Eintrag von Stoffen in den See
 - 0x Keine
 - Sonstige: Gewässerrandstreifen
- 2. Welche Gewässer sind für Sie von Interesse?
 - 5x Kleine Seen
 - 5x Große Seen
 - 2x Flüsse
 - 2x Bäche (eher mittels Drohnenüberflug)
 - Sonstige: –
- 3. Welche weiteren indirekt mit Gewässern verbundenen Parameter sind für Sie von Interesse?
 - 5x Zuflüsse

- 4x Einzugsgebiet
 - 3x Vegetation
 - 3x Vegetationsänderungen
 - 0x Bodenfeuchte
 - 0x Bodenschutz
 - 2x Bodennutzung
 - 2x Bodennutzungsveränderungen
 - 5x Erosion
 - 6x Eintrag von Sediment ins Gewässer
 - Sonstige: –
4. Welche Gewässerparameter der satellitenbasierten Fernerkundung interessieren Sie?
- 6x Chlorophyll-a-konzentration
 - 6x Sichttiefe
 - 6x Temperatur
 - 5x Trübung
 - 5x Makrophyten
 - 5x Blaualgenkonzentration
 - 3x Trophieklassen
 - 2x Eisbedeckung
 - Sonstige: –
5. Welche räumliche Auflösung ist für Ihre Fragestellungen von Nutzen? Satelliteninformationen in der Größenordnung von:
- 4x 1 m
 - 6x 10 m
 - 1x 100 m
 - 0x 1 km
 - 1x Mittelwerte pro Gewässer ohne weitere räumliche Auflösung
 - Sonstige: abhängig vom Parameter
6. Wie soll die zeitliche Dynamik des untersuchten Parameters abgebildet werden?
- 0x zeitliche Dynamik ist uninteressant – nur Mittelwerte über das Jahr interessant
 - 3x saisonal
 - 3x mindestens einmal pro Monat
 - 2x mindestens einmal pro Woche
 - 2x einmal pro Tag
 - Sonstige: Temperatur täglich
7. Wie schnell sollte die Satelliteninformation für Sie zur Verfügung stehen und aktualisiert werden?
- 0x 1 x pro Jahr
 - 2x Saisonale Updates der Informationen
 - 2x 1 x pro Monat
 - 1x 1 x pro Woche
 - 2x 1 x pro Tag (online)
 - Sonstige: Temperatur täglich
8. Wie vertraut sind Sie mit satellitengestützter Fernerkundung?
- 1x Keine Kenntnisse
 - 4x Theoretische Kenntnisse
 - 1x Habe bereits eigene Anwendungserfahrungen
 - 0x Expertenniveau
 - Sonstige: –
9. Welche Informationsquellen und Literatur haben Sie bisher als Informationsquelle für satellitenbasierte Fernerkundung genutzt?
- 1x Keine
 - 2x Allgemeine Informationsquellen und populärwissenschaftliche Literatur
 - 2x Internetrecherche
 - 1x Übersichtsartikel, Manuale und Lehrbücher
 - 1x Wissenschaftliche Veröffentlichungen der spezifischen Publikationsplattformen
 - Sonstige: Unikurs
10. Welche Software steht Ihnen am Arbeitsplatz zur Verfügung?
- 6x Bürosoftware (Word, Excel, einfache Bildbetrachter,...)
 - 5x Geoinformationssysteme (z. B.: QGIS, GRASS oder ArcGis)
 - 2x Statistikprogramme (z. B.: R, Python, Matlab)
 - Sonstige: –
11. Welche digitalen Anwendungen/Möglichkeiten nutzen Sie bereits für die Gewässerüberwachung?
- Modellsimulationsergebnisse online
 - Messdaten-Visualisierung online
12. Welche Wünsche bzw. Interessen haben Sie in Bezug auf die satellitenbasierte Fernerkundung von Gewässern?
- Überwachung von Wassertemperatur und Wasserqualität (Trophie) für Seen und Flüsse
 - easy-to-use Anwendungen

- zentrale wieder auffindbare Ablage der Daten
 - App für Badegewässerüberwachung
 - Anwendung im Monitoring
13. Welche Wünsche bzw. Interessen haben Sie in Bezug auf die drohnenbasierte Fernerkundung von Gewässern?
- Kontrolle des Gewässerrandstreifens (5 m, 10 m Breite)
 - Monitoring von Renaturierung in Flüssen und Bächen
 - Etablierung der drohnenbasierten Fernerkundung für die Optimierung und Erweiterung des Gewässermonitorings
 - easy-to-use Anwendungen
 - zentrale wieder auffindbare Ablage der Daten

Die Umfrage bildet bereits Bedarfe des vorsorgenden Gewässerschutzes und der praktischen Wasserwirtschaft ab und zeigt auf, für welche Parameter und welche raum-zeitlichen Auflösungen besonderes Interesse in den Verwaltungsbehörden besteht. Außerdem konnten einige neue Themen und Fragestellungen identifiziert und spezielle Anforderungen und Wünsche der Praxis definiert werden.

Die Arbeitspakete 2 bis 5 wurden begonnen und werden in 2020 weitergeführt.

5.3 INTERREG-V-Projekt: SeeWandel

Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen



Abbildung 5.5: Logos des Projekts SeeWandel (links) und des Förderprogramms INTERREG (rechts).

5.3.1 Projektstruktur

Das EU-geförderte INTERREG-V-Projekt „SeeWandel“ befasst sich mit wichtigen Fragen hinsichtlich der Widerstandsfähigkeit des Bodensees, potenzieller Veränderungen von Ökosystemleistungen sowie möglicher zukünftiger Probleme und Herausforderungen. „SeeWandel“ schafft Basiswissen, auf dessen Grundlage wissenschaftlich fundierte Entscheidungen seitens der Wasserwirtschaft und der Politik über die Zukunft des Bodensees getroffen werden können. In der Projektlaufzeit von Juni 2016 bis Juni 2022 arbeiten hierbei 7 Projektpartner im Rahmen von 13 Teilprojekten zusammen. Die Leitung des Verbundprojekts nimmt die Eawag aus der Schweiz wahr. Weitere

Teilnehmerinstitutionen sind die Fischereiforschungsstelle (FFS) der LAZBW, das Institut für Seenforschung (ISF) der LUBW sowie die Universitäten Hohenheim, Konstanz, Innsbruck und Zürich. Die Projektpartner stehen kontinuierlich im engen Austausch, um die fachlichen und organisatorischen Belange des Projekts abzustimmen. Im Jahr 2019 wurden daher eine Klausurtagung, mehrere Projektpartner- und Begleitgruppensitzungen, sowie verschiedene Themengruppentreffen durchgeführt. Nähere Informationen und Aktuelles zum Projekt SeeWandel sind auf der Webseite www.seewandel.org veröffentlicht.

5.3.2 Teilprojekt P7: „Verteilung von planktischen Lebensgemeinschaften im Bodensee-Obersee“

Das am Institut für Seenforschung angesiedelte Teilprojekt P7 untersucht die Patchiness und Dynamik des Zoo- und Phytoplanktons im Kontext weiterer relevanter biologischer, physikalischer und chemischer Parameter und trägt somit zu einem verbesserten prozessbasierten Verständnis der pelagischen Zone bei. Die resultierenden Daten des Patchinessmonitorings werden mit bestehenden Langzeitmessungen aus dem gemeinsamen Monitoringprogramm der Bodenseeanrainerstaaten verknüpft. Ziel ist es, neue Messverfahren für die routinemäßige Überwachung von Seen zu erproben und zu etablieren und auf der Grundlage eines optimierten Monitorings die Abläufe, welche die räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster prägen, besser zu verstehen. Es werden Kenntnisse über die Abhängigkeiten innerhalb des limnischen Ökosystems und die Reaktionen der Lebensgemeinschaften auf veränderte Umweltbedingungen gewonnen, welche dem Gewässerschutz und dem Erhalt der Biodiversität dienen. Die Arbeiten in Teilprojekt P7 laufen bis September 2021.

5.3.3 Messkonzept

Ein Messkonzept (Abbildung 5.6) zur groß- und kleinräumigen Beprobung des Bodensees wurde entwickelt. Das Konzept umfasst sowohl traditionelle Methoden, wie die mikroskopische Bestimmung von Phyto- und Zooplankton, als auch neue Ansätze, wie fluoreszenzoptische, hydroakustische und molekularbiologische Methoden. Während die traditionellen Methoden eine hohe taxonomische, aber eine geringe räumliche und zeitliche Auflösung haben, ermöglichen neuere Methoden die Datenerhebung in situ und über breitere räumliche und zeitliche Skalen.

So wird mit fluoreszenzoptischen Sonden in situ die vertikale sowie horizontale Verteilung von Algenpigmenten registriert. Das Messverfahren erlaubt dabei eine Unterscheidung von Chlorophyten, Cryptophyceen, Diatomeen und Cyanobakterien (Abbildung 5.7). Ergänzend zu den fluoreszenzoptischen Messungen werden an ausgewählten Messstellen Phytoplanktonproben für die Analyse der Zusammensetzung und Konzentration der Algenpigmente mittels HPLC (High-Pressure-Liquid-Chromatography) genommen. Auch diese Pigmente sind charakteristisch für unterschiedliche Algengruppen und werden zur Untersuchung

der Phytoplanktonverteilung gemessen. Mit einem ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) wird hingegen das Rückstreusignal von Ultraschallimpulsen gemessen, das im Wasser vorhandene Partikel reflektieren (Abbildung 5.8). Dieses hydroakustische Messverfahren erlaubt einen Rückschluss auf die Verteilung von Zooplankton, jedoch ohne Hinweis auf die taxonomische Zusammensetzung. Durch ergänzende molekularbiologische Methoden werden Zooplankton-Mischproben mittels DNA-Metabarcoding und Hochdurchsatz-Sequenzierung effektiv und schnell auf ihre Artenzusammensetzung untersucht. Darüber hinaus

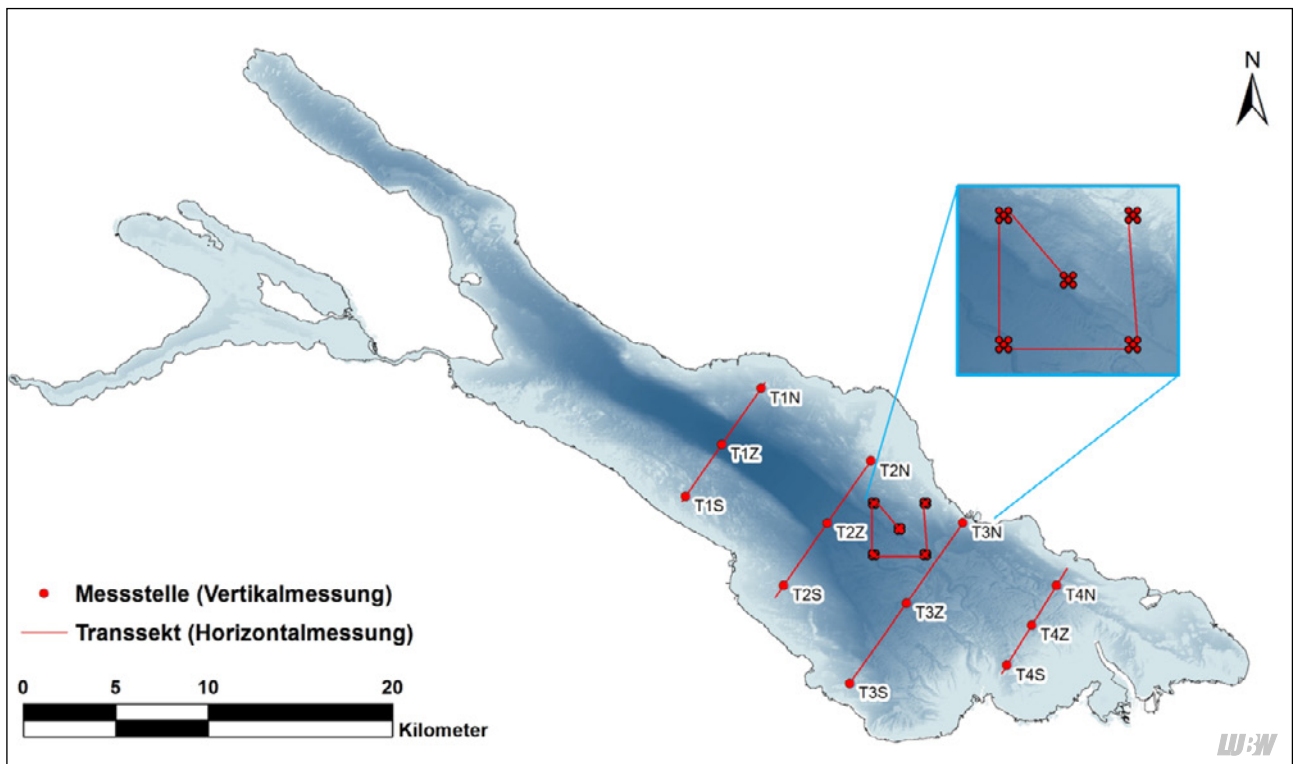


Abbildung 5.6: Abiotische und biotische Parameter werden während 12 monatlichen großräumigen Kampagnen entlang von vier Transekten sowie während vier einwöchigen kleinräumigen Kampagnen entlang von fünf Teilrastern erfasst.

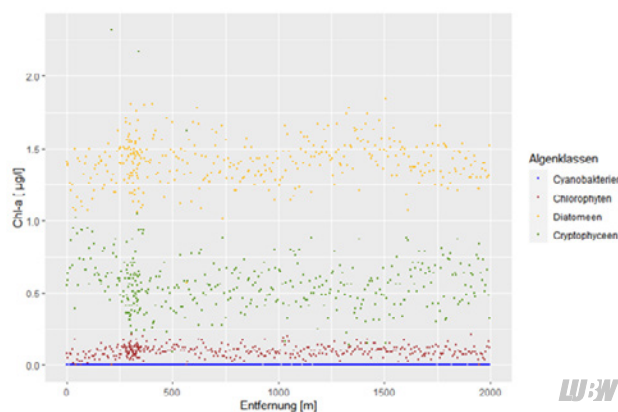


Abbildung 5.7: In situ Fluoreszenzmessungen mit einer Multispektralsonde zur Bestimmung der horizontalen Verteilung des Phytoplanktons entlang eines Transektes (25.11.2019).

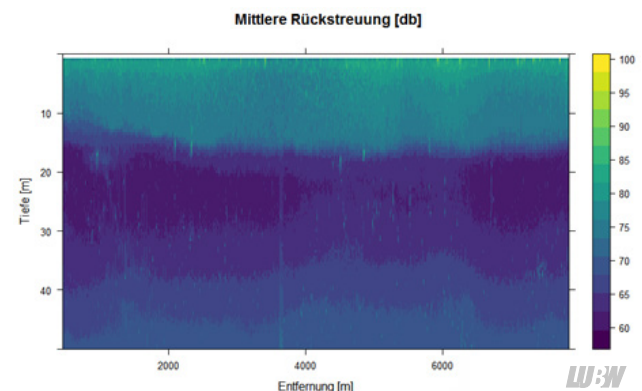


Abbildung 5.8: In situ Charakterisierung der Zooplanktonverteilung entlang eines Transektes bis zu einer Tiefe von 50 m durch Messung der mittleren akustischen Rückstreuung eines 600 kHz Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). Skala: Mittlere Rückstreuung in dB. Messung vom 28.10.2019.

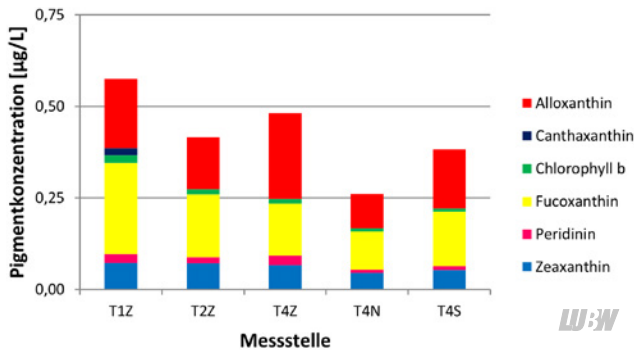


Abbildung 5.9: Konzentration der Leitpigmente, welche für unterschiedliche Algengruppen (in Klammer angegebenen) charakteristisch sind: Alloxanthin (Cryptophyceen), Canthaxanthin (Cyanobakterien), Chlorophyll-b (Chlorophyten), Fucoxanthin (Diatomeen), Peridinin (Dinophyceen) und Zeaxanthin (Cyanobakterien). Die Probenahme (Tiefenbereich 0 – 20 m) erfolgte an fünf ausgewählten Messstellen am 25. November 2019.

liefern Multiparametersonden und chemische Analysen Informationen zur wasserchemischen Beschaffenheit und zu den seenphysikalischen Vorgängen, wie etwa der thermischen Schichtung oder der Ausbreitung und Durchmischung verschiedener Wasserkörper.

5.3.4 Erste Ergebnisse

Die Umsetzbarkeit des Messkonzepts wurde im Rahmen von zwei Probefahrten mit dem Forschungsschiff Kormoran des Instituts für Seenforschung Ende Oktober 2019 getestet und bestätigt. Die erste von zwölf monatlich durchzuführenden großräumigen Messkampagnen wurde im November 2019 durchgeführt. In Laborarbeiten wurden z. B. die mit einem integrierenden Wasserschöpfer an fünf der 12 Messstellen genommenen Phytoplanktonproben (siehe Abbildung 5.6) mittels HPLC (High-Pressure-Liquid-Chromatography) auf Algenpigmente analysiert. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen teilweise deutliche Unterschiede in der Algenzusammensetzung und -konzentration an den ausgewählten Messstellen (Abbildung 5.9).

5.4 Mobilisierung von Arsen im Sediment des Bodensees

In einer Masterarbeit wurde die Freisetzung von Arsen aus den Sedimenten des Bodensees untersucht ([SIMON WAHL 2019]: „Mobilization of Arsenic in Lake Sediments (Lake Constance)“, Univ. Trier). Der folgende Abschnitt zeigt kurz die wichtigsten Ergebnisse und Folgerungen aus der Masterarbeit:

Arsen (As) ist wie Mangan (Mn) und Eisen (Fe) ein redoxsensitives Element und kommt natürlicherweise in der Umwelt und in Mineralen gebunden im Bodensee vor.

An der Sediment-Wasser-Grenze ändern sich die Redox-Bedingungen sehr stark, sodass As – wie auch Mn und Fe – am geochemischen Stoffkreislauf mit Lösung und Fällung teilnimmt, was bislang aber nur in Ansätzen untersucht ist. Im Trinkwasser gelöst kann As problematisch für die Gesundheit sein, weshalb in der Trinkwasserverordnung ein Grenzwert von 10 µg/L festgelegt ist. Sofern im Tiefenwasser bzw. am Seegrund genügend Sauerstoff vorhanden ist, wird Arsen überwiegend gemeinsam mit Eisen- und Mangan-oxiden und -hydroxiden im Sediment als Feststoff gebunden.

Als eine Auswirkung des Klimawandels wird eine schlechtere Durchmischung des Bodensees erwartet; eine der vielen möglichen Folgen sind eine Verringerung der Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser und eine Minimierung der oxischen Zone in den oberen Millimetern der Seesedimente. Daraus resultiert die Möglichkeit einer Freisetzung von zuvor mobilisiertem Arsen aus dem Sediment in das Wasser. Da über das Verhalten von Arsen in Sedimenten des Bodensees und das Rücklösungspotential in die Wasserphase unter den entsprechenden geochemischen Bedingungen sehr wenig bekannt ist, sollte vor dem Hintergrund der erwarteten Klimaänderungen ein erster Schritt zu einem besseren Verständnis unternommen werden.

In der Masterarbeit von Simon Wahl wurden vier Sedimentkerne aus einem Profil zwischen Fischbach und Uttwil entnommen. As und andere redoxsensitive Elemente wurden in den oberen 20 cm der Sedimentkerne mit verschiedenen Methoden untersucht. Dafür wurden die Sedimentproben aufgeschlossen und die Gesamtkonzentrationen der Metalle bestimmt. Zusätzlich wurde das Porenwasser mit einem Rhizon-Sampler entnommen und anschließend analysiert, sowie die Konzentration verschiedener As-Spezies (As(III), As(V)) mit einem Passivsampler (DGT-Methode, „diffusive gradients in thin films“) bestimmt (Abbildung 5.10). In einem Modellversuch wurde außerdem an einem Sedimentkern untersucht, wie das Verhalten von Arsen sich ändert, wenn das Wasser über dem Sediment sauerstofffrei ist (Inkubationsexperiment). Die Bestimmung der Metalle wurde mit dem ICP-MS (Massenspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma) im Chemie-Labor des ISF durchgeführt. Zusätzlich wurden einige Indikatorparameter zur Charakterisierung der geochemischen Bedingungen bestimmt

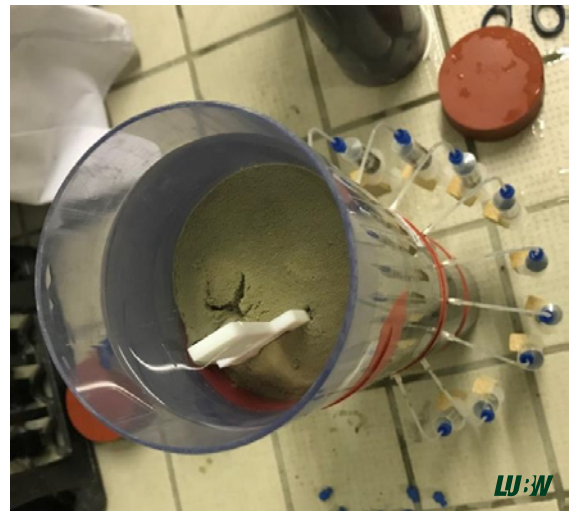
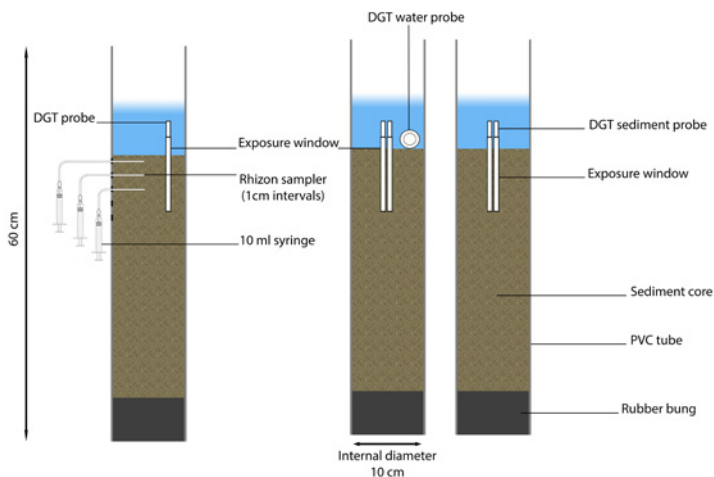


Abbildung 5.10: Schema der Beprobung mit einem Passivsamplern für die Arsenspezies und der Porenwasserbeprobung mit Rhizon-Samplern. Rechts: Foto der Beprobung mit Rhizon-Samplern und Passiv-samplern im Kühlraum. Quelle: [WAHL 2019].

(Phosphor, anorganische und organische Kohlenstofffraktionen, Stickstoff, Schwefel, Calcium).

Gebundenes Arsen ist nahe der Oberfläche angereichert (Abbildung 5.11), gelöstes Arsen nimmt unterhalb der Sediment-Wasser-Grenze zu (Abbildung 5.12). In den Sedimentkernen aus dem Bodensee wurde für Arsen eine ähnliche Verteilung wie für Eisen und Mangan gefunden. Das deutet daraufhin, dass die Arsen-Mobilisierung an die biogeochemischen Stoffkreisläufe dieser Elemente gekoppelt ist und aus tieferen Schichten des Sedimentes mobilisiertes Arsen zur Oberfläche gelangen kann. Das Inkubationsexperiment zeigte klar die Freisetzung von Arsen aus dem

Sediment, wenige Tage nachdem der Sauerstoff ausgetrieben wurde (Abbildung 5.13). Die sauerstoffreichere oberste Sedimentschicht wirkt derzeit als eine Art Barriere, an der eine Fällung der redoxsensitiven Elemente stattfindet (Abbildung 5.12).

Im Rahmen der Masterarbeit konnte gezeigt werden, dass die Mobilisierung von Arsen eng an die mikrobiell induzierte reduktive Auflösung von Eisen- und Mangan-Oxy-Hydroxiden geknüpft ist. Die DGT-Methode bietet Möglichkeiten zur Aufklärung, wie sich die Freisetzung von Fe(II), Mn(II) und Sulfidspezies (H_2S , HS^-) auf die Arsenkonzentration im Wasser auswirkt.

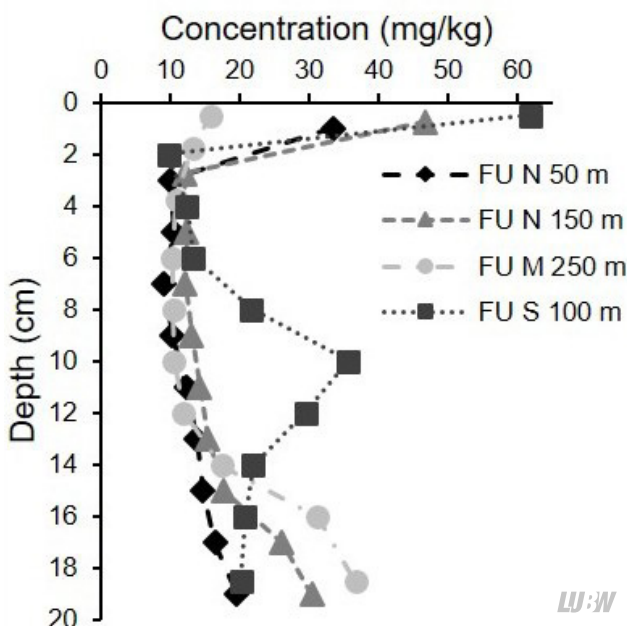


Abbildung 5.11: Arsen-Konzentrationen in den vier Sedimentkernen aus dem Bodensee. Quelle: [WAHL 2019].

In der Konsequenz bedeutet eine Verringerung der Sauerstoff-Konzentrationen am Seeboden eine Erhöhung der Wahrscheinlichkeit, dass gelöstes Arsen in den Wasserkörper freigesetzt wird. Offen ist derzeit die Frage, welche Auswirkungen ein teilweiser Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen über Grund auf die Rücklösungsprozesse haben wird, in welchen Tiefen das zu erwarten ist und wie groß die dadurch bedingte potentielle Arsen-Freisetzung im Bodensee wäre. Die Freisetzung dürfte direkt von der geochemischen Umgebung (Sauerstoffkonzentration am Seeboden, Redoxbedingungen im Sediment) in unterschiedlichen Wassertiefen abhängig sein. Weitere Einflussgrößen sind im Wasser und Sediment vorhandene Stoffe wie Phosphate, Sulfate, Carbonate sowie organisches Material welche die Lösungs- und Fällungsprozesse von Arsen bestimmen. Erst mit Kenntnis dieser geochemischen Rahmenbedingungen können mögliche Risiken einer Arsen-

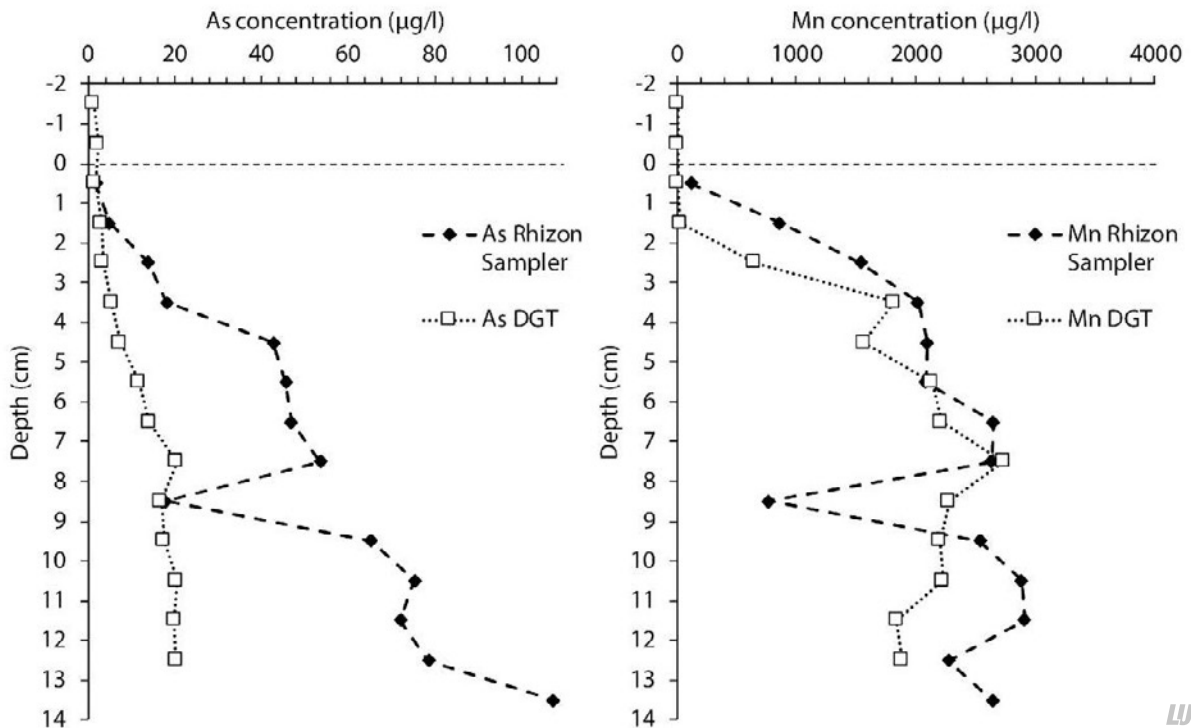


Abbildung 5.12: Konzentrationen von Arsen und Mangan im Porenwasser zeigen den sehr ähnlichen Verlauf der beiden Elemente in der Tiefe und jeweils die deutliche Abnahme zur Sedimentoberfläche. Die mit den Rhizon-Samplern und der DGT-Methode gewonnenen Ergebnisse sind aus methodischen Gründen nicht direkt vergleichbar. Quelle: [WAHL 2019].

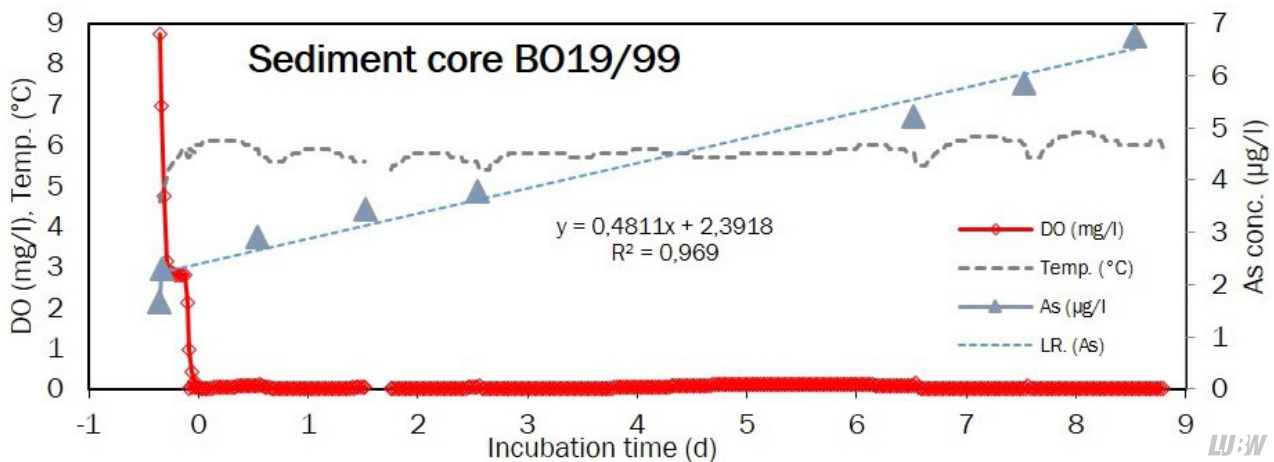


Abbildung 5.13: Nach Zugabe von Stickstoff nimmt die Konzentration von gelöstem Sauerstoff (rote Symbole) rasch ab und die Konzentration von Arsen (blaue Symbole und Trendlinie) im Überstandswasser des Sedimenkerns nimmt zu. Quelle: [WAHL 2019].

freisetzung aufgrund der absehbaren Veränderungen durch den Klimawandel bewertet werden.

5.5 Seismische Untersuchungen im Bodensee

In den Jahren 2016 wurden die ersten neueren seismischen Testfahrten (Mehr-Kanal-Reflexionsseismik) auf dem Bodensee durchgeführt, die aufgrund der vielversprechenden Resultate im Rahmen einer Kooperation verschiedener Institutionen 2017 ergänzt und systematisch ausgewertet wur-

den. Die Messfahrten dieser Kooperation wurden im Jahr 2017 durchgeführt, 2018 ausgewertet und 2019 mit einem auf Englisch verfassten Abschlussbericht zusammengefasst. Eine deutsche Kurzfassung des Projektberichtes („Tiefe Reflexionsseismische Untersuchung des Bodensees“ Projektbericht Universität Bern 2019) ist wenig verändert die Basis für diese Darstellung.

Das Konsortium bestand aus der Universität Bern (Schweiz) als Bearbeiter, der Christian-Albrechts-Univer-

sität zu Kiel (CAU Kiel, Deutschland), dem Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB, Freiburg in Br.), dem Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), dem Bundesamt für Landestopografie (swisstopo, Schweiz) und der Nationalen Genossenschaft zur Entsorgung radioaktiver Abfälle (Nagra, Schweiz). Die Ziele der Untersuchungen waren:

- detailliertere Informationen über die Sedimentverfüllung des Bodensees, sowie die vom Rheingletscher verursachte Übertiefung des Seebeckens zu erhalten
- ein besseres Verständnis für un tiefe Bruchstrukturen zu bekommen, die oft in quartären Seesedimenten beobachtet werden können, deren Ursprung aber im tieferen Fels der Molasse und mesozoischen Gesteinsschichten liegen
- eine geologisch junge Bruchstruktur zu verifizieren und näher zu beschreiben, die während der seismischen Kampagne im Jahre 2016 entdeckt wurde
- den bekannten instrumentellen und historischen Katalog mit Erdbeben in der Bodenseeregion durch die Identifizierung geologisch junger Bruchstrukturen zu erweitern und ein besseres Verständnis für die regionale Seismizität zu gewinnen

Die seismischen Profildfahrten fanden zwischen dem 13. und 24. November 2017 auf dem Bodensee (Obersee, Überlingersee, Untersee mit Zellersee und Gnadensee) statt. An acht Tagen wurden 445 km Daten aufgezeich-

net, wovon 353 km den Obersee und Überlingersee und 92 km den Untersee, den Gnadens- und Zellersee abdecken. Im östlichen Teil des Bodensees konnten wegen des hohen Gasgehaltes der Sedimente keine aussagekräftigen Daten gewonnen werden. Die seismische Datenakquisition wurde mit der „Kormoran“ gemacht, auf der ein großer Kompressor für die benötigte Luftmenge installiert wurde (Abbildung 5.14). Das seismische Instrumentarium der Uni Kiel bestand aus einer Zwei-Kammer Luftkanone für die Schallgebung und einem ca. 100 m lange Streamer mit 4 druckempfindlichen Hydrophonketten (Hydrophone im Abstand von je 1,5 m) zur Signalaufzeichnung (Abbildung 5.15). Die Signalquelle und die Hydrophonkette wurde auf möglichst geraden Kursen hinter dem Schiff hergezogen, um eine optimale Datenqualität zu erlangen (Abbildung 5.16).

Die aufgezeichneten seismischen Daten wurden an der Universität Bern nach der Datenakquisition prozessiert und interpretiert. In Abbildung 5.17 wird ein prozessiertes Querprofil über den Obersee von Friedrichshafen nach Uttwil gezeigt, das eine Unterscheidung von anstehender Molasse, darüber liegenden glazialen Ablagerungen und post-glazialen Seesedimenten erlaubt. Klare Horizonte und horizontal gelagerte Molasse-Pakete bilden den Grundstein für die Erkennung von Bruchsystemen, welche sich oftmals durch einen vertikalen Versatz von Reflexionspaketen bemerkbar machen.



Abbildung 5.14: Der Kompressor (blau) für die seismischen Untersuchungen auf dem Arbeitsdeck der Kormoran liefert die Druckluft für einen „Schuss“ mit der Luftkanone, die an einer Boje hinter dem Schiff geschleppt wird (rechts). Bildquelle: LUBW.

Eine Längslinie im tiefsten Bereich des Obersees (Abbildung 5.18) zeigt eine Verwerfung (Abschiebung). Der vertikale Versatz am Seeboden beträgt ca. 1 m und wurde von den davon unabhängigen bathymetrischen Daten des Tiefenschärfe-Projektes bestätigt. Der Ursprung des Versatzes liegt in der Molasse und ist mit dem deutlichen Versatz ein gutes Beispiel für viele Strukturen, die zahlreich im Untergrund des Bodensees zu finden sind. Selten sind sie allerdings mit solcher Kontinuität bis zum heutigen Seeboden nachvollziehbar.

Das dichte Netz an seismischen 2D Profilen erlaubt es, viele identifizierte Verwerfungen über mehrere Linien hinweg zu verfolgen. Daraus lassen sich Bruchflächen rekonstruieren, sodass im untersuchten Teil des Obersees aus insgesamt 153 Verwerfungen 60 Verwerfungen zu 23 Bruchflächen verbunden werden konnten (Abbildung 5.19). Im Untersee konnten über 30 Verwerfungen identifiziert werden.

Im Untersee war die Signalpenetration stellenweise überraschend stark, sodass Reflexionen in ca. 1100 Millisekunden Tiefe aufgezeichnet werden konnten. Diese Reflexionen

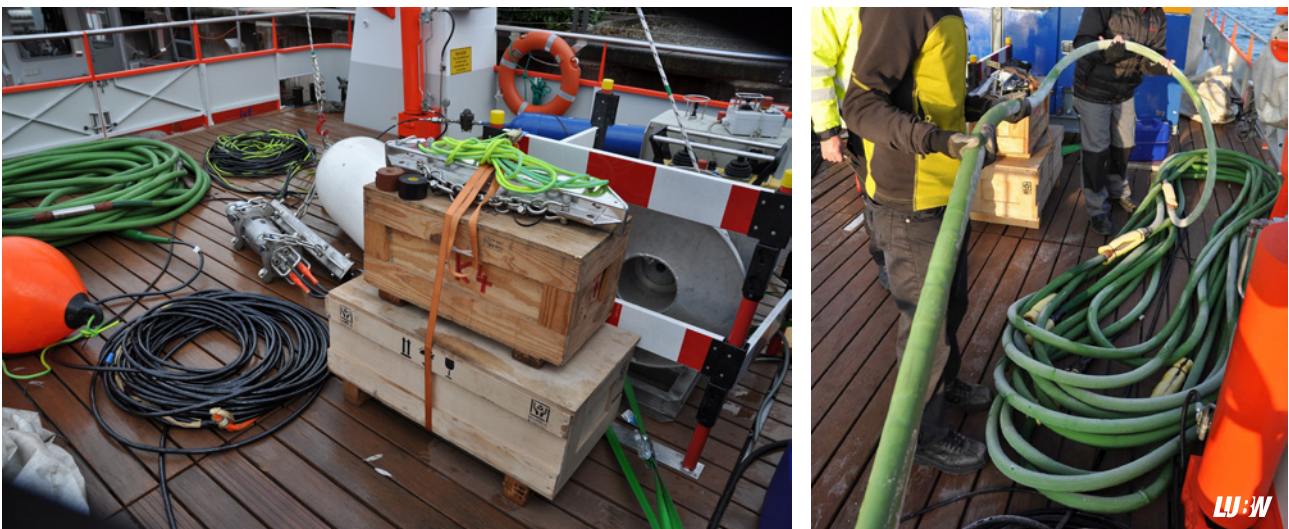


Abbildung 5.15: Luftkanone, Hydrophone und Signalkabel auf dem Arbeitsdeck der Kormoran (links) und die Hydrophonkette beim Ausbringen auf dem See. Bildquelle: LUBW.

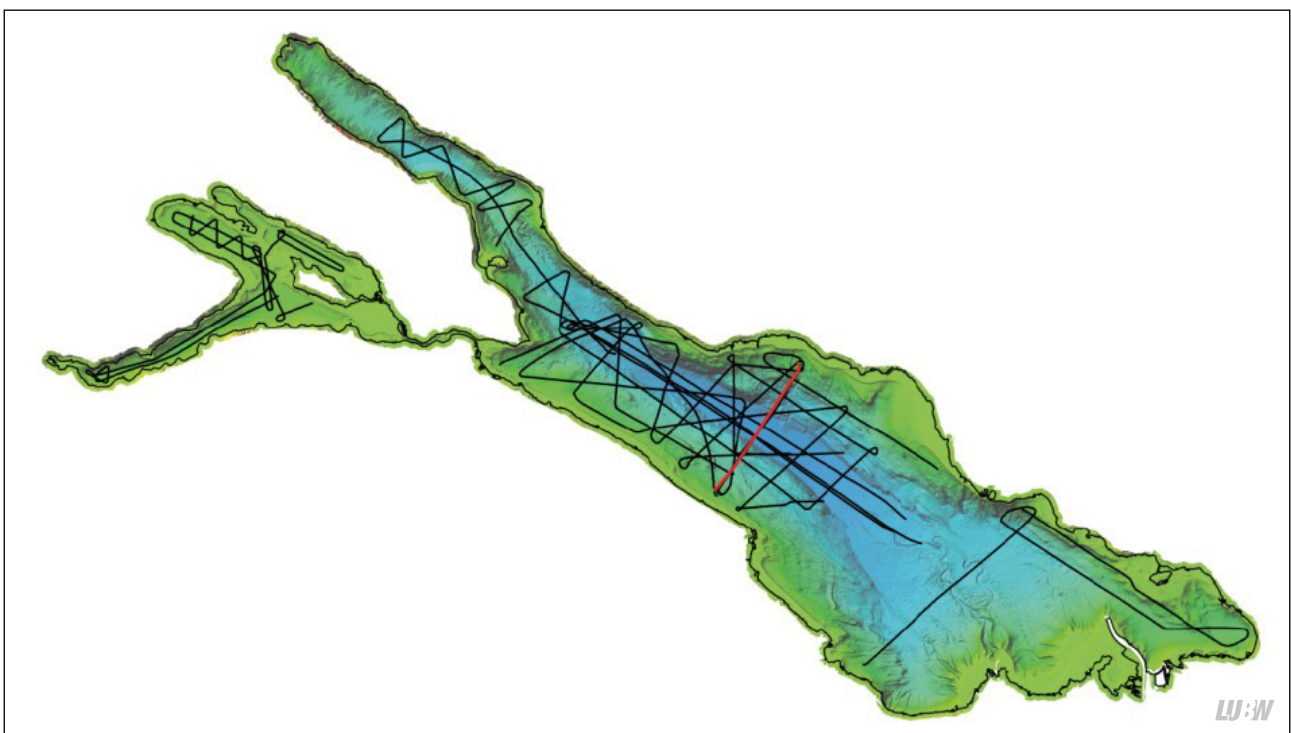


Abbildung 5.16: Die schwarzen Linien zeigen das 2017 abgefahrene Streckennetz mit der Aufzeichnung seismischer Daten. Die rote Linie zeigt die Lage eines seismischen Profils, das in Abbildung 5.17 genauer gezeigt wird. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.

in ca. 2 km Tiefe, sind im Untersee auf parallelen Linien identifizierbar und zeigen Reflexionspakete, die vermutlich mesozoischen Sedimenten angehören dürften.

Fazit: Insgesamt ermöglichte es der neue reflexionsseismische Datensatz die Molassetopografie im Bodensee zu kartieren, und die Übertiefungsstrukturen der glazio-fluvialen Erosion des Rheingletschers besser zu verstehen. Von der

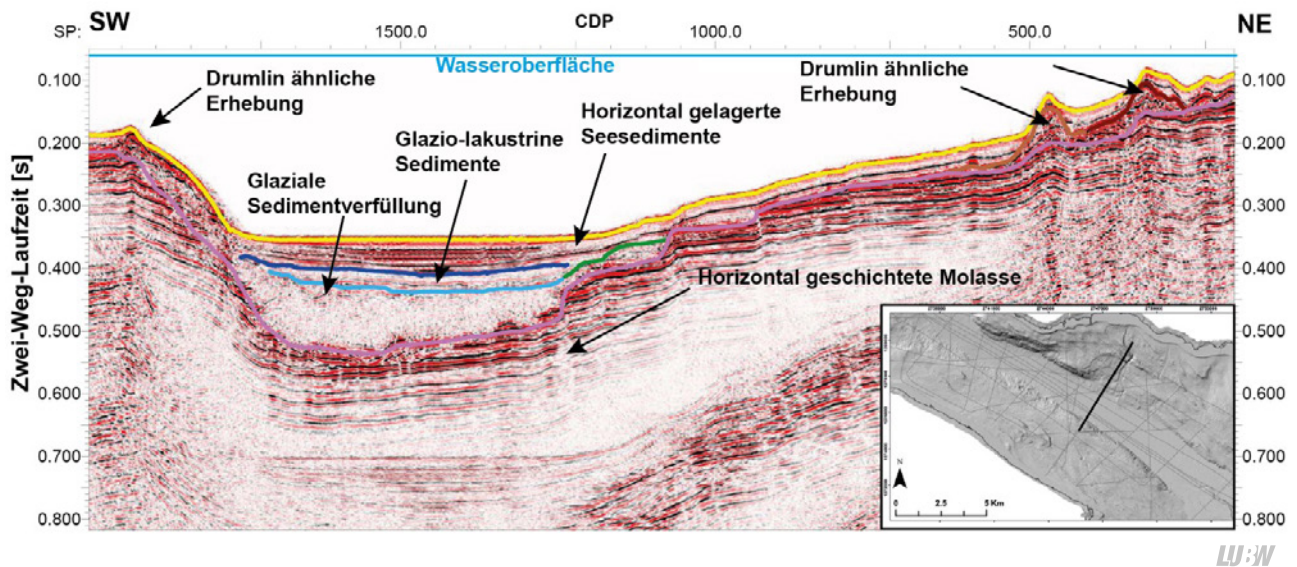


Abbildung 5.17: Seismisches Querprofil mit einer Interpretation der wichtigsten seismischen Fazies. Die Lage des Profils ist auch in Abbildung 5.16 rot gekennzeichnet. Der pinkfarbene Horizont zeigt die Topografie der Molasse, der gelbe Horizont zeigt den Seeboden. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.

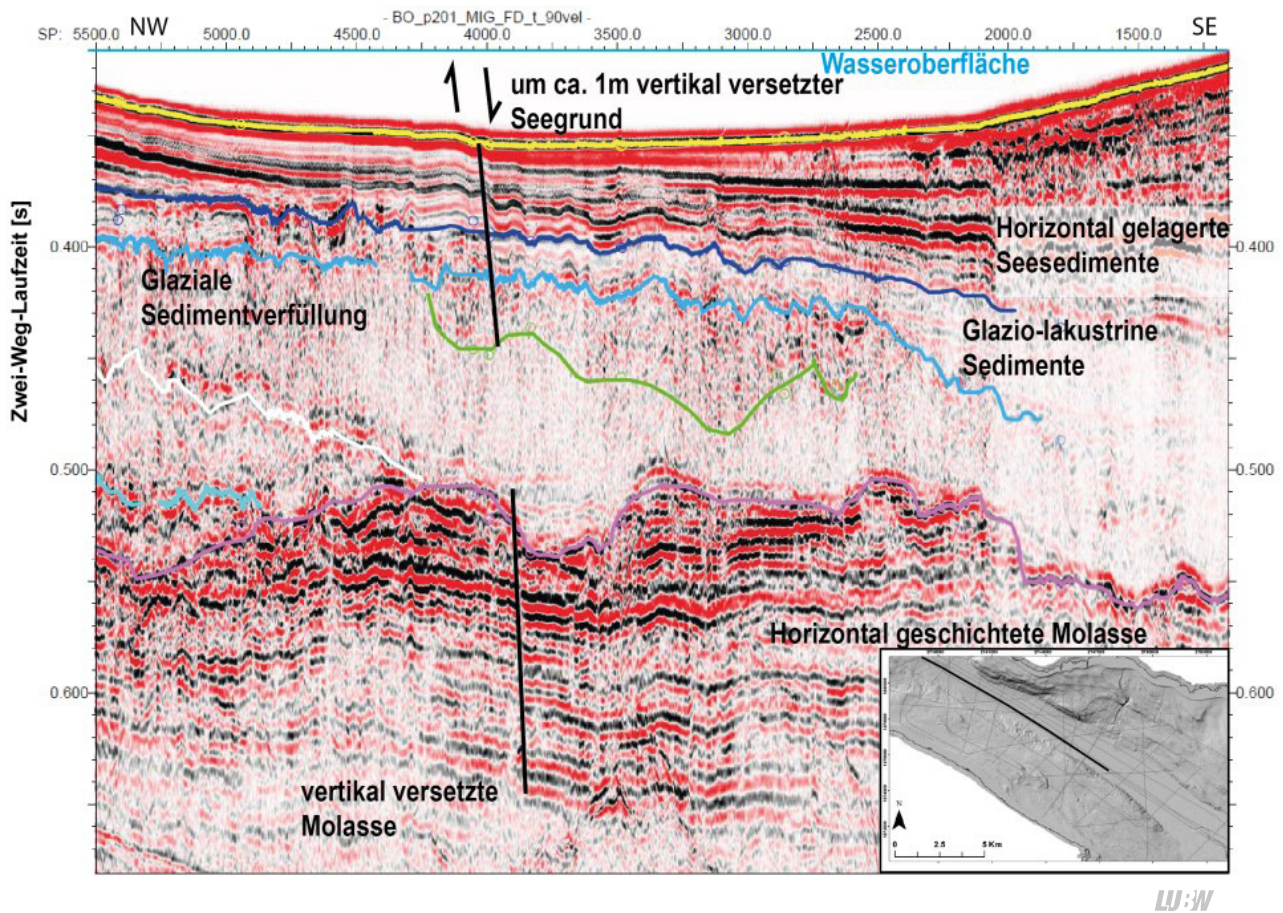
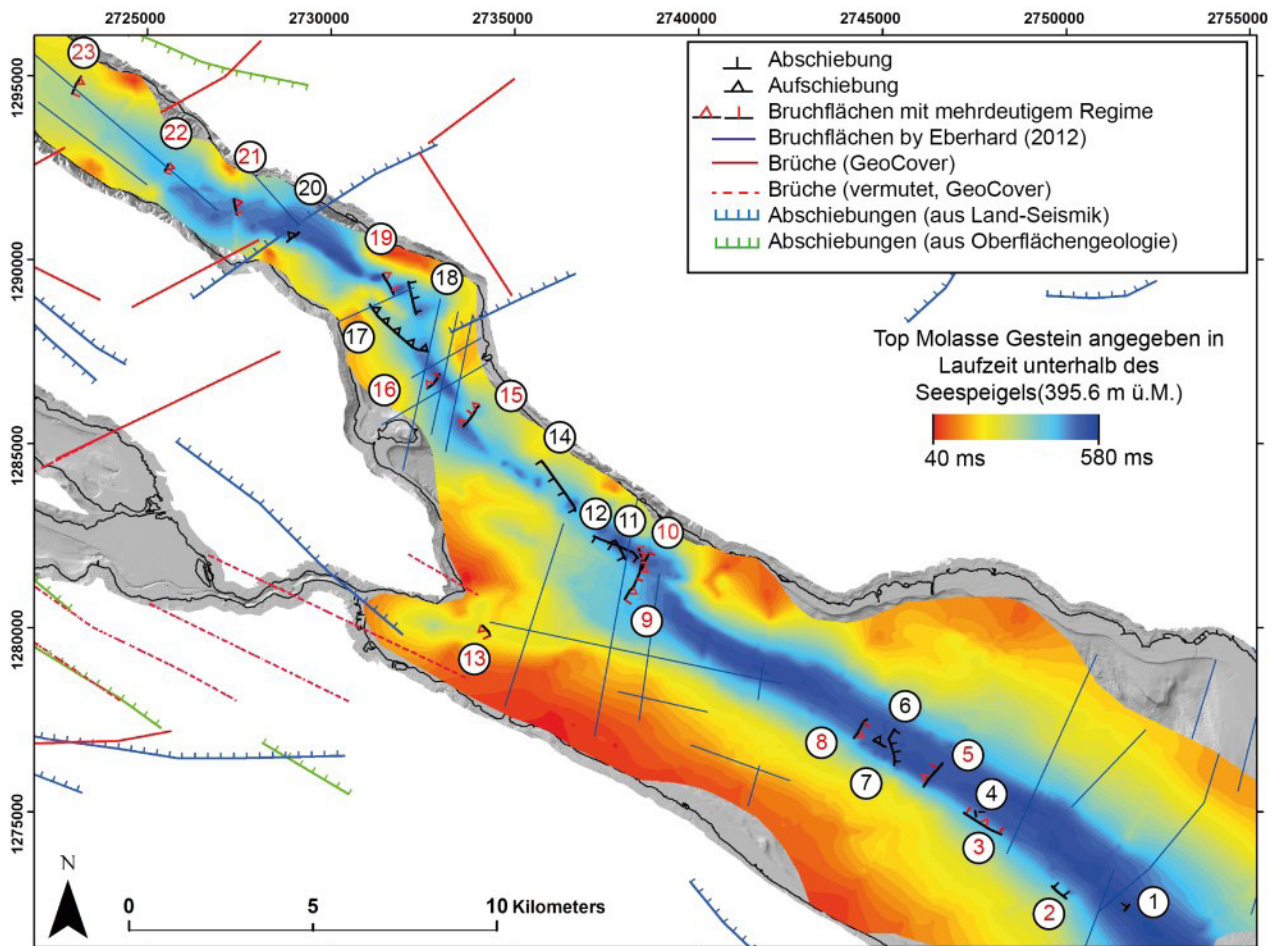


Abbildung 5.18: Längsprofil durch den Obersee. Der vertikal versetzte Seegrund lässt auf eine Abschiebung (schwarze Linie) vermuten, welche ihren Ursprung in der Molasse zu finden scheint. Die Bruchfläche ist auf mehreren seismischen Linien erkennbar. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.



LU:W

Abbildung 5.19: Übersichtskarte der Molasse-Topografie. 23 Bruchflächen mit unterschiedlichem Verwerfungsregime sind gezeigt. Zusätzlich sind Bruchflächen aus Landseismik, Oberflächen-geologie und weiteren Seeseismik-Kampagnen dargestellt. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.

Sedimentverfüllung des Bodensees über dem Molassefels kann nun ein plausibles und klares Bild gezeichnet werden. Daneben wurden zahlreiche Bruchstrukturen identifiziert und klassifiziert. Die junge, erstmals 2016 gefundene Bruchstruktur, konnte verifiziert werden und zeigt exemplarisch die auch heute andauernde Beeinflussung des Bodensees durch tektonische Bewegungen.

5.6 Tests zur Entwicklung eines Bohrgerätes für sehr lange Sedimentkerne

Ein Konsortium der TU Braunschweig, des Geoforschungszentrums Potsdam und dem Bochumer Fraunhofer Zentrum IEG ließ in den vergangenen Jahren im Rahmen eines DFG-Projektes ein neues Probenahmegerät für Sedimentkerne entwickeln. Mit einem hydraulisch angetriebenen „Im-Loch-Hammer“ sollen Kernlängen >100 m gewonnen werden, wobei als Hydraulik-Flüssigkeit das umgebende Seewasser verwendet wird (Abbildung 5.20). Mit der Tech-

nik sollen weltweit sehr alte Sedimente auch an sehr unzugänglichen Seen (z. B. Tibet-Plateau) beprobt werden, um die anthropogenen Einflüsse auf das regionale Klima besser erforschen zu können. Durch die Verwendung von Wasser als Hydraulik-Flüssigkeit soll eine Gefährdung der limnischen Ökosysteme ausgeschlossen werden.

Zum Abschluss der Entwicklung wurde das Gerät mit Unterstützung durch das ISF am Bodensee erprobt. Der Bodensee hat sehr mächtige Sedimentabfolgen, ist sehr groß und tief, besitzt mit dem Forschungsschiff Kormoran eine ausgezeichnete Infrastruktur und ist deshalb exzellent für die Erprobung technisch anspruchsvoller Geräte geeignet. Die Motivation zur Unterstützung durch das ISF war, zu dokumentieren, dass am Bodensee durch den Einsatz keine negativen Folgen für die Umwelt auftreten, um so auch für andere Seen Umweltschäden durch solche technisch anspruchsvollen Probenahmen zu minimieren.

Die Plattform („Hiperorig“) wurde im Hafen Langenargen aufgebaut und zwischen Mitte Mai und Mitte Juli 2019 an zwei Stellen in etwa 180 m Wassertiefe eingesetzt. Auftauchende technische Probleme (Verlust von casing-Rohren, Beschädigungen am Trichter für den Hydraulikhammer, Abbildung 5.21, 5.22) konnten mit Unterstützung durch das ISF an insgesamt zwei Tagen im Rahmen einer Übung mit der ferngesteuerten Unterwasserkamera behoben werden. Durch die direkte Beobachtung mit dem ROV konnten noch während der Erprobung konstruktive Verbesserungen an dem Gerät vorgenommen werden. Bei den Arbeiten zeigte sich, dass die Beeinflussung des Seebodens durch den Kernvorgang (z. B. austretende Trübung) minimal ist. Die einzige beobachtete Beeinflussung entsteht durch z. B. verlorenes Gerät oder Ausrüstung von der kleinen und sehr kompakt beladenen Plattform.

Von dem Erprobungsteam wurden zwei über 20 m lange Kerne erbohrt, die anschließend von einer internationalen Forschergruppe mit modernsten Methoden bearbeitet werden.

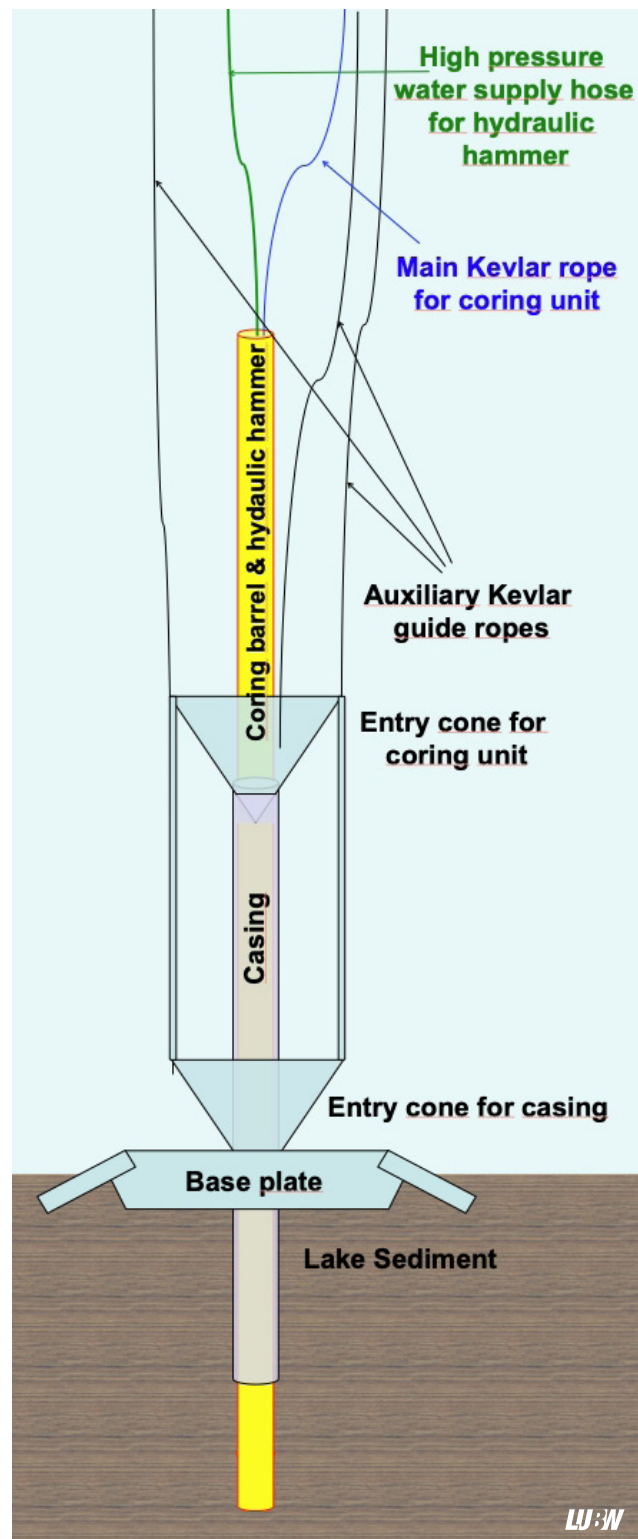


Abbildung 5.20: Prinzipskizze für die Verwendung eines Im-Loch-Hammers für lange Sedimentkerne.



Abbildung 5.21: Die „Kormoran“ neben der „Hiperorig“-Bohrplattform auf dem Bodensee während eines ROV-Einsatzes.

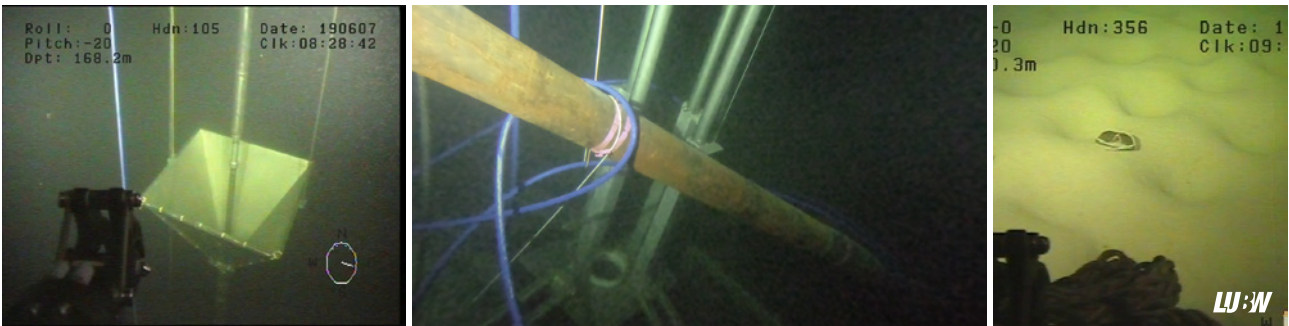


Abbildung 5.22: Links: ROV-Aufnahme des Trichters zum Einfädeln für die Verrohrung und den Hydraulikhammer. Mitte: Durch eine Fehlbedienung verlorene und in den Seilen verhedderte Casing-Rohre über der Bodenplatte konnten mit der Unterwasserkamera gebogen werden. Rechts: mit dem Sonar des ROV wiedergefundene Sonnenbrille.

6 Öffentlichkeitsarbeit

6.1 Kolloquien des Instituts für Seenforschung

Auch im Jahr 2019 fanden im Rahmen des Kolloquiums des Institutes für Seenforschung der LUBW wieder Vorträge mit einer großen Bandbreite an Themen statt, die unterschiedlichste Aspekte des Gewässerschutzes, der Limnologie und anderer seenrelevanter Themen behandelten.

Das Kolloquium wurde dabei sowohl von den Mitarbeitenden des Institutes für Seenforschung und der Fischereiforschungsstelle wie auch der externen Kollegenschaft anderer Fachbehörden und der interessierten Bürgerschaft sehr gut besucht.

Folgende Vorträge wurden gehalten

- **15.02.2019**
Leonie Pötter, Lehrstuhl für Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere, Ruhr-Universität Bochum
„Schluss mit süß? Wenn Süßgewässer und ihre Bewohner mit steigenden CO₂ ringen“
- **22.03.2019**
Dr. Timo Basen, Fischereiforschungsstelle der LAZBW, Langenargen
„Hitzesommer 2018 – Vorbote für die Zukunft unserer Fließgewässer“
- **17.05.2019**
Christian Vogelmann, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fischerei, Starnberg
„Nährtierangebot und Nahrungspräferenzen von Renken im Starnberger See“
- **19.07.2019**
Dr. Hilmar Börnick, Institut für Wasserchemie, Technische Universität Dresden
„Wechselbeziehungen von toxinbildenden Cyanobakterien und der Wasserqualität in Talsperren – Ansätze und Ergebnisse des Forschungsprojekts CYAQUATA“
- **25.10.2019**
Dr. Franziska Bauer, Limnologische Station Iffeldorf, TU München
„Cyanobakterien und Cyanotoxin(gen)e in bayerischen Gewässern“
- **13.12.2019**
Dr. Franziska Wild-Pfeiffer und Maryse Wampach, Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung
„Fernerkundung – Baden-Württemberg aus dem All“

7 Anhang

Tabelle 7.1: Tabelle, der im Rahmen des ISF-Spurenstoffprogramms untersuchten Stoffe (Pestizide, Metabolite, Arzneimittel und Sonstige).

Spurenstoff	Spurenstoff	Spurenstoff	Spurenstoff
2,4,5-T	Cyanazin	Flufenacet	Parathion-ethyl
2,4-D	Cypermethrin	Flurtamon	Parathion-methyl
2,4-DB	Cyprodinil	Gemfibrozil	Penconazol
2,4-DP	DEET	Hexazinon (GC, LC)	Pendimethalin
Acetamidiprid	Deltamethrin (neu)	Ibuprofen (neu)	Permethrin (neu)
Aclonifen	Desethyl-atrazin (GC, LC)	Imidacloprid	Phenazon
Alachlor	Desethylter-butylazin (GC, LC)	Ioxynil	Phoxim
Ametryn	Desisopropyl-atrazin	Irgarol (Cybutryn)	Picaridin (Icaridin)
Atrazin (GC; LC)	Diazinon	Irgarol M1	Picolinafen (GC, LC)
Azinphos-ethyl	Dicamba	Isoproturon	Pirimicarb
Azinphos-methyl	Dichlorvos	Ketoprofen	Prometryn
Azithromycin	Diclofenac	Linuron	Propazin
Azoxystrobin	Dicofol	Malathion	Propiconazol
Bentazon	Diflubenzuron (neu)	MCPA	Propyzamid
Bezafibrat	Diflufenican	MCPB	Proquinazid (neu)
BHT (2,6-Ditert.-butyl-4-methy	Dimethachlor	MCPP (Mecoprop)	Pyridaben (neu)
Bifenox	Dimethenamid	Metaxyl	Quinmerac
Bifenthrin (neu)	Dimethoat	Metamitron	Quinoxifen
Bisoprolol	Dimethomorph	Metazachlor (GC, LC)	Rimsulfuron
Bisphenol A	Dimoxystrobin	Methabenzthiazuron	Sebutylazin
Boscalid	Diuron	Methiocarb	Simazin (GC, LC)
Bromacil	Duloxetin (neu)	Methyl-desphenyl-chloridazon	Sulcotrion
Bromoxynil	Epoxiconazol (GC, LC)	Metobromuron	Sulfamethoxazol
Carbamazepin	Erythromycin	Metolachlor (GC, LC)	Tebuconazol
Carbendazim	Esfenvalerat (neu)	Metoxuron	Tebutam
Chlorfenvinphos	Ethofumesat	Metribuzin (GC, LC)	Terbutryn
Chloridazon	Etofenprox (neu)	Monolinuron	Terbutylazin (GC, LC)
Chloroxuron	Etrimfos	Myclobutanil	Thiacloprid
Chlorpyriphos	Fenitrothion	Napropamid	Thiamethoxam
Chlortoluron	Fenofibrat	Naproxen	Tolfenaminsäure
Clarithromycin	Fenoprop	Nicosulfuron	Triallat
Clenbuterol	Fenpropimorph	Omethoat	Triclosan
Clofibrinsäure	Fenproximat (neu)	Oxadiazon	Trifluralin
Clothianidin	Fenthion	Paracetamol	Venlafaxin (neu)



8 Abbildungen und Tabellen

8.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1:	Regelmäßig beprobte Messstellen am Bodensee.	7
Abbildung 1.2:	Wasserstandsverlauf für den Bodensee-Obersee an der Pegelstation Konstanz (Daten: LUBW). Die rote Linie zeigt den Verlauf für das Jahr 2019, die dicke schwarze Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1888 – 2018 und die dünnen schwarzen Linien die Maximal- und Minimalwerte dieses Zeitraums.	8
Abbildung 1.3:	Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und Oberflächenwasser im Obersee (blau). Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie die Lufttemperatur in Konstanz (rot).	9
Abbildung 1.4:	Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2019 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).	10
Abbildung 1.5:	Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).	11
Abbildung 1.6:	Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.	12
Abbildung 1.7:	Sauerstoffverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2010 bis 2019.	12
Abbildung 1.8:	Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).	13
Abbildung 1.9:	Biologische Parameter an der Station Fischbach-Uttwil (FU) 2018 – 2019. A) Phytoplankton und Picoplankton Biomassen (0 – 20 m) mit Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a. C) Zooplanktonzusammensetzung (0 – 100 m).	14
Abbildung 1.10:	Links: typisches Frühjahrsplankton aus Kieselalgen, vorwiegend <i>Asterionella</i> und <i>Stephanodiscus</i> (Lebendfang vom 01.04.2019), rechts: Sommeraspekt mit Kieselalgen (<i>Fragilaria crotonensis</i>) und Chrysophyceen (<i>Dinobryon</i>).	15
Abbildung 1.11:	Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Fischbach – Uttwil im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.	16
Abbildung 1.12:	Messdaten der BBE-Sonde an der Station Fischbach-Uttwil. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.	17
Abbildung 1.13:	Tiefenverteilung coliformer Bakterien an der Messstation Fischbach-Uttwil, schraffierte Bereiche: Keine Daten vorhanden.	18
Abbildung 1.14:	Tiefenverteilung von <i>E. coli</i> an der Messstation Fischbach-Uttwil, schraffierte Bereiche: Keine Daten vorhanden.	18
Abbildung 1.15:	Abundanz und Biomasse der Hauptarten der Daphnien an der Messstelle FU (0 – 100 m) von 2016 – 2019.	19
Abbildung 1.16:	Abundanz der wichtigsten Copepoden-Arten 2016 – 2019.	19
Abbildung 1.17:	Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Obersee im Jahren 2018 und 2019 bezogen auf 20 m Wassersäule (ca. Mächtigkeit des Epilimnions). Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	20
Abbildung 1.18:	Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2019.	20
Abbildung 1.19:	Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Obersee (0 – 20 m) im Jahr 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.03) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].	21
Abbildung 1.20:	Biologische Parameter an der Station Rheinsee 2018 und 2019. A) Phytoplankton Biomasse sowie Chlorophyll-a (0 – 20 m) und Sichttiefe. B) Zooplankton (0 – 30 m) (berechnet zur beprobten Netzöffnung).	22
Abbildung 1.21:	Links: <i>Willea vilhelmii</i> , rechts: <i>Chrysochromulina parva</i>	22
Abbildung 1.22:	Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Rheinsee in den Jahren 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	23
Abbildung 1.23:	Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Rheinsee (0 – 30m) in den Jahren 2018 und 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].	23

Abbildung 1.24:	
Biologische Parameter an der Station Zellersee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0 – 20 m) und Sichttiefe.	
B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0 – 20 m). C) Zooplankton (0 – 20 m).	25
Abbildung 1.25:	
Links: Rhodomonas lacustris lacustris, rechts: Aphanothece-Kolonie mit unzähligen Zellen.	26
Abbildung 1.26:	
Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Zellersee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in Olivgrün unten.	26
Abbildung 1.27:	
Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Zellersee im Jahr 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	27
Abbildung 1.28:	
Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Zellersee im Jahr 2019.	27
Abbildung 1.29:	
Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Zellersee (0 – 20 m) in den Jahren 2018 und 2019 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].	28
Abbildung 1.30:	
Biologische Parameter an der Station Gnadensee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0 – 20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe (0 – 20 m). C) Zooplankton (0 – 20 m).	29
Abbildung 1.31:	
<i>Croococcus limneticus</i> aus dem Gnadensee.	30
Abbildung 1.32:	
Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Gnadensee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in Grün unten.	30
Abbildung 1.33:	
Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Gnadensee in den Jahren 2018 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	31
Abbildung 1.34:	
Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Gnadensee im Jahr 2019.	32
Abbildung 1.35:	
Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Gnadensee (0 – 18 m) im den Jahren 2018 und 2019, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].	32
Abbildung 1.36:	
Links: Box-Whisker-Plot der Phytoplankton-Biomasse an den Stationen Fischbach-Uttwil (FU), Rheinsee (RHE), Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA). Rechts: Zusammensetzung der Phytoplankton-Biomasse.	33
Abbildung 1.37:	
Vergleich der Leitpigmente aus den Integralproben an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (A), Rheinspitz (B), Wasserburg (C), Langenargen-Arbon (D), Fischbach-Uttwil (E) sowie an den Unterseestationen Zellersee (F) und Gnadensee (G).	34
Abbildung 1.38:	
Box-Whisker-Plot der Chlorophyll-a-Konzentrationen an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (Breg), Rheinspitz (RS), Wasserburg (WB), Langenargen-Arbon (LAAR), Fischbach-Uttwil (FU) sowie an den Unterseestationen Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA).	35
Abbildung 1.39:	
Anzahl der in den verschiedenen Seebecken des Bodensees im Jahr 2019 nachgewiesenen Zooplankton-Taxa.	35
Abbildung 1.40:	
Durchschnittliche Trockenmassen für die verschiedenen Becken des Bodensees für das Untersuchungsjahr 2018 (linke Graphik) und das aktuelle Jahr 2019. Trockenmassen bis ca. 100 µg/L indizieren oligotrophe Bedingungen (rote Linie).	35
Abbildung 1.41:	
Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für die 4 Seeteile im Jahr 2019 – berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) Sommersituation!! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].	35
Abbildung 1.42:	
Spurenstoffe im Bodensee-Freiwasser 2008, 2015 und 2019 (die eingezeichneten Balken geben die Variationsbreite an: Minimum/Maximum).	40
Abbildung 1.43:	
Mittlere Konzentrationen 2019 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluorooctansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).	42
Abbildung 1.44:	
Mittlere Konzentrationen 2015 im Freiwasser und in den Zuflüssen von Diclofenac, Metformin, Iomeprol, Perfluorooctansulfonat, Benzotriazol, Acesulfam (Zuflüsse: Mittelwerte aus 3 Stichproben: März, Juni, September).	43
Abbildung 1.46:	
Hydroakustische Fischbestandserhebung (-50 dB bis -27 dB) am Bodensee-Obersee im März und November 2019. Es werden die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten dargestellt, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind. Die Farbskala zeigt die Anzahl der Fischsignale/Hektar. SED = single echo detection; Einheit aus der Software SonarPro.	45

Abbildung 1.45: Anzahl der Blaufelcheneier/m ² (gesamt und entwickelt) als Mittelwert der Transekte BF1-BF5 zur jeweiligen ersten Ausfahrt im Januar.	45
Abbildung 1.47: Balkendiagramm der hydroakustisch ermittelten Fischdichten (5 m – 55 m Wassertiefe). blau: geschätzte Körpergröße > 6 cm, TS =Target strength (Echostärke) (verändert aus Eckmann & Engesser, 2018, ergänzt).....	46
Abbildung 1.48: Lage der Verankerungen im Bodensee.	47
Abbildung 1.49: Bodennahe Wassertemperaturen an den Verankerungen FU und WH zeigen exemplarisch die gute bzw. fehlende Durchmischung im Spätwinter. 2019 traten Underflows bei Abfluss-Spitzen des Alpenrheins über 800 m ³ /s auf.	48
Abbildung 1.50: Mit den Sonden gemessene Sauerstoffkonzentrationen an der Verankerung Fischbach/Uttwil im Vergleich mit den nach der Winkler-Methode gemessenen Einzelproben.	48
Abbildung 1.51: Temperatur und Sauerstoffkonzentrationen in der zweiten Jahreshälfte 2019 zeigen, dass die gemessenen Veränderungen der Sauerstoffkonzentrationen (rote Linie) mit minimalen Temperaturänderungen (blaue Linie) einhergehen.	48
Abbildung 1.52: Die Trübungsdaten an der Verankerung WH (logarithmische Skalierung) zeigen mehrere Trübungsereignisse die mit verstärkten Abflüssen des Alpenrheins zusammenfallen.	49
Abbildung 1.53: Abfluss des Alpenrheins bei Lustenau (Originaldaten), gemessene und modellierte Temperaturen sowie gemessene Trübungsdaten an der Verankerung WH.	49
Abbildung 1.54: Die Sedimentfalle der Verankerung WH war aufgrund der ungewöhnlichen Underflow-Dynamik außergewöhnlich voll.	50
Abbildung 1.55: Schwebstoffeinträge an den drei Verankerungen im Bodensee.	50
Abbildung 1.56: Überwachungsnetz für Neozoen am Bodensee.	51
Abbildung 1.57: Anzahl der Dreissena-Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil aus der 0 – 100 m Probe.	52
Abbildung 1.58: Tiefenverteilung von Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2018 und 2019. 2019 wurde zusätzlich der Tiefenbereich 100 – 200 m beprobt.	52
Abbildung 1.59: Abundanz von Veligerlarven: oben Zellersee 0 – 20m, Mitte: Gnadensee 0 – 18 m, unten Rheinsee 0 – 30 m (2016/2017: 0 – 20 m).....	53
Abbildung 1.60: Deckungsschätzung von Quaggamuscheln in Tiefenstufen entlang von Transekten, Rechtswertachse: Schätzstufe, Größe/Farbe der Datenpunkte: Soziabilität.	55
Abbildung 1.61: Für die rot markierten Bereiche wurden mit Hilfe von Drohnenüberflügen Luftbilder erstellt. Links: Ausstrom des Untersees bei Eschenz. Rechts: Ausstrom des Obersees in den Untersee zwischen Konstanz und Ermatingen. Hintergrundkarte: Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg.	56
Abbildung 1.62: Luftbildaufnahme vom 23. März 2019 für einen Ausschnitt des Ausstrombereichs des Bodensee Obersees bei Konstanz (rot markierte Fläche in der Lagekarte). Die dichten Bestände des Schweizer Laichkrauts sind gut erkennbar (grün gestrichelte Markierung). Sie wachsen an dieser Stelle über ein Feld von Pfahlresten (schwarze und braune punktierte Strukturen), welche aus dem Sediment herausragen. Die roten gestrichelten Linien markieren den Bereich, der im Jahr 2014 mit dem Schweizer Laichkraut bewachsen war. In Satellitenbildern aus den Jahren 2006 und 2010 ist der dargestellte Bereich frei vom Schweizer Laichkraut, während 2012 erste Ansiedlungen des Schweizer Laichkrauts erkennbar waren.	56
Abbildung 1.63: Tagesmittelwerte des Abflusses des Alpenrheins am Pegel Lustenau, Abbildung: Bodensee-online.	57
Abbildung 1.64: Strömungsgeschwindigkeiten in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 11.06.2019 um 9 Uhr.	58
Abbildung 1.66: Simulation der Flusswasserfahne des Alpenrheins (Alpenrhein dotiert mit einem konservativen numerischen Tracer) in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 1.05.2019.	58
Abbildung 1.65: Strömungsrichtung in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 11.06.2019 um 9 Uhr.	58
Abbildung 1.67: Simulation der Flusswasserfahne des Alpenrheins (Alpenrhein dotiert mit einem konservativen numerischen Tracer) in der Nahzone der Alpenrheinmündung am 1.06.2019.	58
Abbildung 1.68: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.05.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.	59
Abbildung 1.69: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.06.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.	59

Abbildung 1.70: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.07.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.	60
Abbildung 1.71: Simulierte Flusswasserkonzentration des Alpenrheins im Bodensee am 1.08.2019; Alpenrheinwasser dotiert mit konservativen numerischen Tracer.	60
Abbildung 1.72: Verteilung von gesamt-Fe in Seemitte (Fischbach-Uttwil) 2019	61
Abbildung 1.73: Simulierte Flusswasseranteile des Alpenrheins (konservativer Tracer) am IGKB-Monitoringpunkt Fischbach-Uttwil (FU) im Juni 2019 in einer Wassertiefe von D = 0 m (orangene Linie), 10 m (blaue Linie) und 50 m (grüne Linie).	62
Abbildung 2.1: Jahresabfluss und Jahresfrachten an gelöstem Phosphor von Schussen, Argen und Radolfzeller Aach 2010 – 2019.	64
Abbildung 2.2: Karte der untersuchten 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüsse.	65
Abbildung 3.1: Links: Tiefenkarte des Illmensees nach Vermessung 2013 mit Fächerecholot. Rechts: Einzugsgebiet des Illmensees mit Schutzgebieten und Geologie (RIPS- und ATKIS-Daten)	67
Abbildung 3.2: Andelsbach kurz vor der Mündung in den Illensee.	68
Abbildung 3.3: Übersichtskarte des Illmensees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle sowie beprobte Zuflüsse und Abfluss.	68
Abbildung 3.4: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Illensee für das Jahr 2019.	69
Abbildung 3.6: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung (gemessen mit Optode) im Illensee für das Jahr 2019.	69
Abbildung 3.5: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Illensee für das Jahr 2019.	69
Abbildung 3.7: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Illensee für das Jahr 2019.	69
Abbildung 3.8: Vertikalprofile für eine Messung in der frühjährlichen Durchmischungsphase am 18.03.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist die durch die vorausgegangene Durchmischungsphase stofflich weitgehend homogenisierte Wassersäule. Zu diesem Zeitpunkt werden noch konstant hohe Sauerstoffsättigungswerte in allen Wassertiefen registriert.	70
Abbildung 3.9: Vertikalprofile für eine Messung in der sommerlichen Stagnationsphase am 17.06.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen sind die sehr großen vertikalen Gradienten der Sauerstoffsättigung im Tiefenbereich von etwa 4 bis 10 m, in dem dieser Parameter von extrem übersättigten Bedingungen auf anoxische Verhältnisse wechselt. Im Metalimnion in einer Wassertiefe von etwa 4 – 8 m ist außerdem ein sogenanntes Deep Chlorophyll Maximum (DCM) anzutreffen, dass zu hohen lokalen Sauerstoffübersättigungswerten führt.	70
Abbildung 3.10: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Lufttemperatur.	71
Abbildung 3.11: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Windgeschwindigkeit.	71
Abbildung 3.12: Windrosendarstellung der im Jahr 2019 über dem Illensee gemessenen Windgeschwindigkeiten (vektoriell).	72
Abbildung 3.13: Isoplethendarstellung der kontinuierlich mit einer Thermistorkette gemessenen Temperaturverteilung im Illensee.	73
Abbildung 3.14: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.	74
Abbildung 3.15: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.	74
Abbildung 3.16: Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffsättigungswerte in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.	74
Abbildung 3.17: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Illensee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).	77
Abbildung 3.18: Isoplethendarstellungen von Arsen und Barium, zwei Metallen mit Konzentrationen auf insgesamt niedrigem Niveau, bei denen jedoch im Herbst Rücklösungseffekte über Grund erkennbar sind.	78
Abbildung 3.19: Biologische Parameter des Illmensees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton (nur 2017 und 2019 beprobt); B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.	80

Abbildung 3.20:	Chrysocapsa im Lebendfang aus dem Illmensee.	80
Abbildung 3.21:	Box-Whisker-Plots der Phytoplanktonbiomassen der Untersuchungen seit 2006 am Illmensee.	80
Abbildung 3.22:	Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Illmensee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.	81
Abbildung 3.23:	Links: unterschiedlich gefärbte Filter am 23.05.2019 aus den verschiedenen Tiefenstufen und den Zuflüssen. Rechts: Filter aus 10 m Tiefe unter dem Binokular: die fädigen Strukturen wurden als <i>Planktothrix rubescens</i> identifiziert.	81
Abbildung 3.24:	Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Illmensee im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.	82
Abbildung 3.25:	<i>Keratella cochlearis hispida</i> , rechts <i>Ascomorpha ecaudis</i> aus dem Illmensee.	83
Abbildung 3.26:	Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Illmensee in den Jahren 2017 und 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	84
Abbildung 3.27:	Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben im Jahr 2019, normiert auf eine 3 m Schicht im Illmensee.	84
Abbildung 3.28:	Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Illmensee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. <i>Sommersituation!!</i>	85
Abbildung 3.29:	links: Tiefenkarte des Ruschweiler Sees. rechts: Einzugsgebiet des Ruschweiler Sees (RIPS- und ATKIS-Daten).	86
Abbildung 3.30:	Die ISF-Crew ist bei Wind und Wetter unterwegs, um Proben zu nehmen.	86
Abbildung 3.31:	Übersichtskarte des Ruschweiler Sees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.	86
Abbildung 3.32:	Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.	88
Abbildung 3.34:	Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung (gemessen mit Optode) im Ruschweiler See für das Jahr 2019.	88
Abbildung 3.33:	Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.	88
Abbildung 3.35:	Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Ruschweiler See für das Jahr 2019.	88
Abbildung 3.36:	Vertikalprofile für eine Messung im Ruschweiler See in der frühjährlichen Durchmischungsphase am 18.03.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).	89
Abbildung 3.37:	Vertikalprofile für eine Messung in der sommerlichen Stagnationsphase am 17.06.2019 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).	89
Abbildung 3.38:	Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Lufttemperatur.	90
Abbildung 3.39:	Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der Windgeschwindigkeit.	90
Abbildung 3.40:	Windrosendarstellung der im Jahr 2019 über dem Ruschweiler See gemessenen Windgeschwindigkeiten (vektoriell).	91
Abbildung 3.41:	Isoplethendarstellung der kontinuierlich gemessenen Temperaturverteilung im Ruschweiler See.	91
Abbildung 3.42:	Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.	92
Abbildung 3.43:	Tagesmittelwerte und tägliche Variationsbreiten der kontinuierlich gemessenen Sauerstoffsättigungen in einer Wassertiefe von etwa 1,5 m.	92
Abbildung 3.44:	Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Ruschweiler See 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).	95
Abbildung 3.45:	Biologische Parameter des Ruschweiler Sees 2019 A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.	97
Abbildung 3.46:	Übersichtsbild des Lebendfangs (30 µm-Netz) vom 16.09.2019 des Ruschweiler Sees mit <i>Planktothrix rubescens</i>	

(Fäden), <i>Chrysocapsa</i> (Kolonien aus kleinen Kugeln), <i>Ceratium hirundinella</i> (unter Bildhälfte: große Formen mit stabartigen Anhängen) und <i>Fragilaria crotonensis</i> (rechts unten: langes, kammartiges Band)	98
Abbildung 3.47: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Ruschweiler See im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.	99
Abbildung 3.48: Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Ruschweiler See im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.	99
Abbildung 3.49: <i>Daphnia hyalina</i> (eiertragend) im Ruschweiler See am 15.04.2019.. . . .	100
Abbildung 3.50: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Ruschweiler See im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	100
Abbildung 3.52: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Ruschweiler See im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation !!	101
Abbildung 3.51: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben im Jahr 2019, normiert auf eine 3 m Schicht im Ruschweiler See.	101
Abbildung 3.53: Blick auf den Schurmsee, im Vordergrund Schwingrasen.	102
Abbildung 3.54: links: Tiefenkarte des Schurmsees. rechts: Einzugsgebiet des Schurmsees (RIPS- und ATKIS-Daten).	103
Abbildung 3.55: Übersichtskarte des Schurmsees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.	103
Abbildung 3.56: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.	104
Abbildung 3.58: Isoplethendarstellung der Sauerstoffverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.	104
Abbildung 3.57: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.	104
Abbildung 3.59: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Schurmsee für das Jahr 2019.	104
Abbildung 3.60: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee zu Beginn der thermischen Schichtungsphase am 8.04.2019. Es sind bereits vertikale Gradienten ausgebildet. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist die beginnende Temperaturschichtung des Sees, die bereits zu diesem frühen Zeitpunkt Auswirkungen auf die Ausbildung anderer vertikaler Gradienten im Gewässer hat. Zu sehen sind u. a. die bereits einsetzende Sauerstoffzehrung im Hypolimnion und die Bindung der Algenentwicklung – Chlorophyll-a-Konzentrationen – an die erwärmte epilimnische Deckschicht des Sees.	105
Abbildung 3.61: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee am 11.06.2019 während der sommerlichen Schichtungsphase. Suboxische Zonen werden bodennah registriert, sehr hohe Chlorophyll-a-Maxima treten im Metalimnion auf. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).	105
Abbildung 3.62: Vertikalprofile für eine Messung im Schurmsee am 10.12.2019 nach starker Auskühlung des Sees und in bereits vertikal durchmischten Zustand. Konstant hohe Chlorophyll-a-Werte werden in der gesamten Wassersäule registriert. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).	106
Abbildung 3.63: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Schurmsee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise). Die insgesamt niedrigeren Phosphor-Werte gegenüber 2003 zeigen sich auch im volumengewichteten Jahresmittelwert. Dieser lag 2003 bei 30 µg/L gesamt-Phosphor, 2019 mit 16 µg/L bei der Hälfte (Tabelle 3.8). Dagegen lagen die gesamt-Phosphor-Werte 1985 und 1991 mit 7 µg/L bzw. 11 µg/L noch deutlich niedriger. Auch gelöst-Phosphor und ortho-Phosphat waren in den entsprechenden Jahren geringer. Gegenüber 2003 sind die Konzentrationen von gelöstem Phosphor und ortho-Phosphat im Untersuchungsjahr 2019 vergleichbar.	108
Abbildung 3.64: Isoplethendarstellungen von Zink und Blei gelöst im Schurmsee 2019.	110
Abbildung 3.65: Biologische Parameter des Schurmsees A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton. Bis einschließlich März war der Schurmsee zugefroren bzw. es war keine Zufahrt möglich (Juli).	111
Abbildung 3.66: Phytoplankton aus dem Schurmsee: links <i>Bitrichia</i> sp. im Lebendfang vom 08.04.2019, rechts <i>Peridiniopsis</i> sp. aus der fixierten Probe vom 08.04.2019.	112
Abbildung 3.67: Links oben. Einzelzellen von <i>Batrachospermum</i> im Phytoplankton-Lebendfang. Rechts oben: <i>Batrachospermum</i> auf Totholz. Unten: Mikroskopische Aufnahmen eines Einzelsprosses.	112

Abbildung 3.68:	Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Schurmsee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.	113
Abbildung 3.69:	Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Schurmsee im Jahr 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.	114
Abbildung 3.70:	<i>Keratella serrulata</i> (links) und <i>Keratella ticinensis</i> (rechts) aus dem Schurmsee (Fotos: G. Maier).	115
Abbildung 3.71:	Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Schurmsee im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	116
Abbildung 3.72:	Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 3 m Schicht im Schurmsee im Jahr 2019.	116
Abbildung 3.73:	Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Schurmsee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation !!	117
Abbildung 3.74:	links: Tiefenkarte des Mummelsees. rechts: Einzugsgebiet des Mummelsees (RIPS- und ATKIS-Daten).	118
Abbildung 3.75:	Links: Blick auf den Mummensee, im Hintergrund das neu gebaute Gaststättengebäude auf der Hornisgrinde. Rechts: Hirtensteinquelle.	119
Abbildung 3.76:	Übersichtskarte des Mummelsees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle.	119
Abbildung 3.77:	Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Mummensee für das Jahr 2019.	120
Abbildung 3.79:	soplethendarstellung der Sauerstoffverteilung im Mummensee für das Jahr 2019.	120
Abbildung 3.78:	Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Mummensee für das Jahr 2019.	120
Abbildung 3.80:	Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Mummensee für das Jahr 2019.	120
Abbildung 3.81:	Vertikalprofile für die erste Messung im Mummensee am 13.05.2019 zu Beginn der Stratifikationsperiode. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu diesem Zeitpunkt wird bereit eine leichte Stratifikation des Gewässers gemessen, die entsprechende stoffliche Gradienten zur Folge hat (z. B.: Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung). Beobachtet wird auch ein metalimnisch lokalisiertes Chlorophyll-a-Maximum.	122
Abbildung 3.83:	Vertikalprofile für eine Messung im Spätherbst am 11.11.2019. Zu diesem Zeitpunkt ist bereits eine weitgehende Abkühlung und Durchmischung des Sees zu beobachten. Trotzdem werden bodennah noch sehr starke vertikale Gradienten in den gemessenen Parametern registriert. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten).	122
Abbildung 3.82:	Vertikalprofile für eine Messung im Mummensee am 12.08.2019 während der sommerlichen Stagnationsphase. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Während dieser Stratifikationsphase des Sees werden sehr starke Sauerstoffgradienten und die Ausbildung suboxischer Zonen beobachtet. Ein Chlorophyll-a-Peak ist an die Temperatursprungschicht gebunden.	122
Abbildung 3.84:	Vertikalprofile für eine Messung im Mummensee am 10.12.2019 nach bereits erfolgter vertikaler Durchmischung des Sees. Vertikalprofile für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Es hat eine bereits relativ weitgehende Homogenisierung der Parameter Leitfähigkeit und Sauerstoffsättigung stattgefunden. Wir finden an diesem Termin noch sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen in der gesamten Wassersäule.	122
Abbildung 3.85:	Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Mummensee 2019. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).	125
Abbildung 3.86:	Isoplethendarstellungen von Barium im Mummensee 2019 und dem beprobten Zu- und Abfluss.	127
Abbildung 3.87:	Biologische Parameter des Mummelsees A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton.	129
Abbildung 3.88:	Übersichtsbild der Zählkammer der Phytoplanktonprobe von Mai (links), von Dezember (Mitte) mit deutlicher Zunahme von <i>Cosmarium</i> . Rechts: die <i>Cosmarium</i> -Art vergrößert.	129
Abbildung 3.89:	Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Mummensee im Jahresverlauf 2019. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.	130
Abbildung 3.90:	Räumlich-zeitliche Verteilung der Algengroßgruppen im Mummensee 2019, Messungen mittels BBE-Sonde. Angegeben wird der Chlorophyll-Gehalt der Algenklassen in µg/L.	131

Abbildung 3.91:		
	Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Mummelsee im Jahr 2019. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.	132
Abbildung 3.92:		
	Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 4 m Schicht im Mummelsee; Untersuchungsjahr 2019.	132
Abbildung 3.93:		
	Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zoo- plankton für den Mummelsee im Jahr 2019, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 3.04) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. <i>Sommersituation !!</i>	133
Abbildung 3.94:		
	Vorschlag zur Gestaltung eines Baggersees mit einer Flachwasserzone zur Verstärkung der vertikalen Zirkulation [LfU 2004].	134
Abbildung 3.95:		
	Beispiel einer Simulation der Temperatur in einem schematischen Modellsee: Temperaturverteilung an der Oberfläche (links, Draufsicht) und im Querschnitt entlang des Transekt A (rechts) nach 15 Tagen. Das kühlere Wasser aus den sich schneller auskühlenden Flachwasserbereiche führt zu seitlich in die Tiefe vordringenden Dichteströmungen, welche den vertikalen Wasseraustausch unterstützen.	135
Abbildung 3.96:		
	Darstellung der Verteilung der Temperatursensoren (rote Punkte) bei der Messkampagne im Waidsee im Winter- halbjahr 2004/2005. (Bildquelle: Thorwart 2005).	136
Abbildung 3.97:		
	Links: Tiefenkarte des Waidsees mit Markierung der Messstellen der Messkampagne im Winterhalbjahr 2004/2005 (Bildquelle: Thorwart 2005). Rechts: Darstellung des Sees im Modellgitter.	136
Abbildung 3.98:		
	Abbildung eines Dichtestroms aus der Flachwasserzone, der sich über der halinen Tiefenschicht horizontal aus- breitet, aber nur geringfügig in diese eindringt. Der Pfeil markiert den Ausbreitungsweg. Vertikaler Schnitt von West nach Ost durch die beiden tieferen Becken und die Flachwasserzone.	137
Abbildung 3.99:		
	Vergleich der Messwerte (links, Bildquelle: Thorwart 2005) und der entsprechenden Simulationsergebnisse (rechts) zur Messkampagne im Waidsee im Winterhalbjahr 2004/2005.	137
Abbildung 4.1:		
	Links: absolute Menge der Zooplanktonbiomasse (als Trockenmasse in $\mu\text{g/L}$) für die einzelnen Gruppen in den beiden Tiefenbereichen 0 – 100 m und 100 – 200 m. Rechts: prozentuale Zusammensetzung der Biomasseanteile an den Tiefenstufen.	140
Abbildung 5.1:		
	Das Titelbild der „Handlungsempfehlungen aus dem Projekt „HyMoBioStrategie“. Der Bericht steht unter folgender Adresse an der Universität Konstanz zum download bereit: https://kops.uni-konstanz.de/handle/123456789/47324	141
Abbildung 5.2:		
	Wellenfelder von Fahrgastschiffen, dem Katamaran und z. B. der Autofähre haben eine individuelle Charakteristik. Quelle: [HOFMANN et al. 2019].	142
Abbildung 5.3:		
	Schiffswellen reichen bei eine Wellenhöhe von 20 cm deutlich tiefer als Windwellen und können dort das Bodenmaterial resuspendieren. Quelle: [HOFMANN et al. 2019].	142
Abbildung 5.4:		
	Bei An- und Ablegemanövern der Fahrgastschiffe entstehen große „Löcher“ in der Flachwasserzone. Quelle: [HOFMANN et al. 2019].	143
Abbildung 5.5:		
	Logos des Projekts SeeWandel (links) und des Förderprogramms INTERREG (rechts).	147
Abbildung 5.6:		
	Abiotische und biotische Parameter werden während 12 monatlichen großräumigen Kampagnen entlang von vier Transekten sowie während vier einwöchigen kleinräumigen Kampagnen entlang von fünf Teilrastern erfasst.	148
Abbildung 5.7:		
	In situ Fluoreszenzmessungen mit einer Multispektralsonde zur Bestimmung der horizontalen Verteilung des Phytoplanktons entlang eines Transektes (25.11.2019).	148
Abbildung 5.8:		
	In situ Charakterisierung der Zooplanktonverteilung entlang eines Transektes bis zu einer Tiefe von 50 m durch Messung der mittleren akustischen Rückstreuung eines 600 kHz Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). Skala: Mittlere Rückstreuung in dB. Messung vom 28.10.2019.	148
Abbildung 5.9:		
	Konzentration der Leitpigmente, welche für unterschiedliche Algengruppen (in Klammer angegebenen) charak- teristisch sind: Alloxanthin (Cryptophyceen), Canthaxanthin (Cyanobakterien), Chlorophyll-b (Chlorophyten), Fucoxanthin (Diatomeen), Peridinin (Dinophyceen) und Zeaxanthin (Cyanobakterien). Die Probennahme (Tiefenbereich 0 – 20 m) erfolgte an fünf ausgewählten Messstellen am 25. November 2019.	149
Abbildung 5.10:		
	Schema der Beprobung mit einem Passivsammler für die Arsenspezies und der Porenwasserbeprobung mit Rhizon-Samplern. Rechts: Foto der Beprobung mit Rhizon-Samplern und Passiv-sammler im Kühlraum. Quelle: [WAHL 2019].	150
Abbildung 5.11:		
	Arsen-Konzentrationen in den vier Sedimentkernen aus dem Bodensee. Quelle: [WAHL 2019].	150
Abbildung 5.12:		
	Konzentrationen von Arsen und Mangan im Porenwasser zeigen den sehr ähnlichen Verlauf der beiden Elementen in der Tiefe und jeweils die deutliche Abnahme zur Sedimentoberfläche. Die mit den Rhizon-Samplern und	

der DGT-Methode gewonnenen Ergebnisse sind aus methodischen Gründen nicht direkt vergleichbar. Quelle: [WAHL 2019].	151
Abbildung 5.13: Nach Zugabe von Stickstoff nimmt die Konzentration von gelöstem Sauerstoff (rote Symbole) rasch ab und die Konzentration von Arsen (blaue Symbole und Trendlinie) im Überstandswasser des Sedimenkerns nimmt zu. Quelle: [WAHL 2019].	151
Abbildung 5.14: Der Kompressor (blau) für die seismischen Untersuchungen auf dem Arbeitsdeck der Kormoran liefert die Druckluft für einen «Schuss» mit der Luftkanone, die an einer Boje hinter dem Schiff geschleppt wird (rechts). Bildquelle: LUBW.	152
Abbildung 5.15: Luftkanone, Hydrophone und Signalkabel auf dem Arbeitsdeck der Kormoran (links) und die Hydrophonkette beim Ausbringen auf dem See. Bildquelle: LUBW.	153
Abbildung 5.16: Die schwarzen Linien zeigen das 2017 abgefahrte Streckennetz mit der Aufzeichnung seismischer Daten. Die rote Linie zeigt die Lage eines seismischen Profils, das in Abbildung 5.17 genauer gezeigt wird. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.	153
Abbildung 5.17: Seismisches Querprofil mit einer Interpretation der wichtigsten seismischen Fazies. Die Lage des Profils ist auch in Abbildung 5.16 rot gekennzeichnet. Der pinkfarbene Horizont zeigt die Topografie der Molasse, der gelbe Horizont zeigt den Seeboden. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.	154
Abbildung 5.18: Längsprofil durch den Obersee. Der vertikal versetzte Seegrund lässt auf eine Abschiebung (schwarze Linie) vermuten, welche ihren Ursprung in der Molasse zu finden scheint. Die Bruchfläche ist auf mehreren seismischen Linien erkennbar. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.	154
Abbildung 5.19: Übersichtskarte der Molasse-Topografie. 23 Bruchflächen mit unterschiedlichem Verwerfungsregime sind gezeigt. Zusätzlich sind Bruchflächen aus Landseismik, Oberflächen-geologie und weiteren Seeseismik-Kampagnen dargestellt. Quelle: Projektbericht Universität Bern 2019.	155
Abbildung 5.20: Prinzipskizze für die Verwendung eines Im-Loch-Hammers für lange Sedimentkerne.	156
Abbildung 5.21: Die „Kormoran“ neben der „Hiperorig“-Bohrplattform auf dem Bodensee während eines ROV-Einsatzes.	157
Abbildung 5.22: Links: ROV-Aufnahme des Trichters zum Einfädeln für die Verrohrung und den Hydraulikhammer. Mitte: Durch eine Fehlbedienung verlorene und in den Seilen verhedderte Casing-Rohre über der Bodenplatte konnten mit der Unterwasserkamera gebogen werden. Rechts: mit dem Sonar des ROV wiedergefundene Sonnenbrille.	157

8.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0 für die Station Fischbach-Uttwil.	15
Tabelle 1.2: Vergleich der Abundanz und der Biomassen des autotrophen Picoplankton für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019.	15
Tabelle 1.3: Übersicht über Leitpigmente für Algengruppen.	15
Tabelle 1.4: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019, Station Rheinsee, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0.	22
Tabelle 1.5: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019, gerechnet mit der Toolversionen 7.0 für die Station Zellersee.	26
Tabelle 1.6: Vergleich der PhytoSee-Indices für die Untersuchungsjahre 2016 – 2019, gerechnet mit der Toolversionen 7.0 für die Station Gnadensee.	30
Tabelle 1.7: Vergleich der PhytoSee-Indices für das Untersuchungsjahr 2019 für die unterschiedlichen Seeteile, gerechnet mit der aktuellen Toolversion 7.0.	33
Tabelle 1.8: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2018.	37
Tabelle 1.9: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2019.	37
Tabelle 1.10: Überblick über die wichtigsten Kenngrößen für das Zooplankton im Jahr 2019.	38
Tabelle 1.11: Bezeichnung, Tiefen und Messintervalle der Verankerungen im Bodensee. Die Multiparametersonden sind mit unterschiedlichen Sensoren ausgestattet, darum wechselt der Parameterumfang und Messintervall an den einzel-	

nen Stationen. Vorhanden sind Messwerte von Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll, Trübung und Druck.....	47
Tabelle 1.12: Angepasste Schätzskala nach Braun-Blanquet.	54
Tabelle 1.13: Schätzung der Soziabilität.....	54
Tabelle 1.14: Ergebnisse der Deckungsschätzung entlang verschiedener Transekte im Mai 2019.	54
Tabelle 2.1: Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach für die hydrologischen Jahre 2015 bis 2019.	63
Tabelle 2.2: Tabelle der 2019 in den Zuflüssen gefundenen Mikroverunreinigungen im Vergleich zu den Jahren 2018 und 2017. Die Reihenfolge (Rang) richtet sich 1) nach der Häufigkeit (absteigend) in der die Stoffe 2019 gefunden wurden und 2) bei gleicher Anzahl von Befunden nach der alphabetischen Reihenfolge. Nicht-Pestizide sind farblich markiert (Arzneimittel, Metaboliten, Repellents).	65
Tabelle 2.3: Tabelle der Zuflüsse, geordnet nach positiven Befunden 2019 mit Vergleich zu 2018 und 2017. Angegeben ist außerdem für jeden Zufluss die Anzahl der unterschiedlichen Stoffe für das Jahr 2019.....	66
Tabelle 3.1: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Illmensee 2012, 2017 und 2019.	76
Tabelle 3.2: Gegenüberstellung der Phytoplankton-Biomassen und der Chlorophyll-a-Konzentrationen in den letzten fünf Untersuchungsjahren.	81
Tabelle 3.3: Vergleich der PSI-Werte aus dem Bewertungstool PhytoSee 7.0, sowie daraus resultierende Bewertung des ökologischen Zustandes.	81
Tabelle 3.4: Bewertung des Illmensees 2019.	85
Tabelle 3.5: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Ruschweiler See 1985, 1993, 1994 und 2019.	94
Tabelle 3.6: Vergleich der PhytoSee-Indices im Ruschweiler See für das Untersuchungsjahr 2019, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0.	98
Tabelle 3.7: Bewertung des Ruschweiler Sees 2019.	102
Tabelle 3.8: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Schurmsee 1985, 1991, 2003 und 2019.....	107
Tabelle 3.9: Bewertung des Schurmsees 2019.	117
Tabelle 3.10: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Mummelsee 1985, 1993, 2003 und 2019.....	124
Tabelle 3.11: Ökologische Bewertung des Mummelsees 2019.....	133
Tabelle 7.1: Tabelle, der im Rahmen des ISF-Spurenstoffprogramms untersuchten Stoffe (Pestizide, Metabolite, Arzneimittel und Sonstige).	159

9 Literatur und Quellen

- BABU, B. UND WU, J.-T. (2008):
Production of natural butylated hydroxytoluene as an antioxidant by freshwater phytoplankton. *Journal of Phycology* 44.6: 1447 – 1454, doi: 10.1111/j.1529 – 8817.2008.00596.x.
- DELTA3D (2014):
Delft3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodynamics flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Hydro-Morphodynamics. Version 3.15.34158, 29. 28 May 2014.
- DREIBHOLZ, S. (2012):
Praktikumsbericht am Institut für Seenforschung, Langenargen.
- FER, I. & LEMMIN, U. (2001):
Cascading of water down the sloping sides of a deep lake in winter. *Geophysical Research Letters*, 28(10): 2093 – 2096.
- FER, I., LEMMIN, U., THORPE, S. A. (2002A):
Contribution of entrainment and vertical plumes to the winter cascading of cold shelf waters in a deep lake. *Limnol. Oceanogr.*, 47(2), 576 – 580.
- FER, I., LEMMIN, U., THORPE, S. A. (2002B):
Observations of mixing near the sides of a deep lake in winter. *Limnol. Oceanogr.*, 47(2), 535 – 544.
- HOLLAN, E. (1993):
Synoptische Messungen der winterlichen Tiefenwassererneuerung im Bodensee. *Berichte der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU). Jahresbericht 1992. Heft 7.*
- IGKB (2015):
KlimBo – Klimawandel am Bodensee. Ein Interreg IV-Forschungsprojekt von 2011 – 2015. Hrsg. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB). Blauer Bericht Nr. 60.
- IGKB (INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE) (2010):
Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37.
- ISF (INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG DER LUBW) (2020):
ISF Arbeitsbericht 2018
- LAWA (2014):
Trophieklassifikation von Seen – Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen, Kulturbuchverlag Berlin. 34 S.
- LfU (2000):
Seenphysikalische Prozesse in Baggerseen. Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU). *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Heft Nr. 62.*
- LfU (2004):
Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft. Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU). *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie. Heft Nr. 88.*
- PALMER, A., STICH, H. & MAIER, G. (2001)
Distribution patterns and predation risk of the coexisting cladocerans *Bythotrephes longimanus* and *Leptodora kindtii* in a large lake – Lake Constance. *Hydrobiologia* 442, 301 – 307. <https://doi.org/10.1023/A:1017530305884>
- ROSSKNECHT, H. (1992):
Chemische Untersuchungen des Wassers und der Sedimente von 44 Seen in Baden-Württemberg. *Wasserwirtschaftsverwaltung Heft 28*
- STELZER, C.-P. (1998):
Feeding behavior of the rotifer *Ascomorpha ovalis*: functional response, handling time and exploitation of individual *Ceratium* cells. *J. Plankton Res.* 20 (6): 1131 – 1144.
- THIES, H., HOEHN, E. UND SCHOEN, R. (1988):
Gewässerversauerung und Limnochemie von sechs Seen im Nordschwarzwald. In: KOHLER, A. UND RAHMANN, H. (Hrsg.): *Hohenheimer Arbeiten „Gefährdung und Schutz von Gewässern“, Tagung über Umweltforschung, 21.01.1988 in Hohenheim, 219 – 224*
- THORWART, J. (2005):
Temperaturgetriebene Dichteströme an Flachwasserzonen am Waidsee. *Interner Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU).*
- WERNER, W., DENNERT, V. (2004):
Lagerstätten und Bergbau im Schwarzwald (2004), LGBR Sonderveröffentlichung, 334 S.
- WOLF, T., EBNER, R., HARUM, T., LEIS, A., NOFFKE, A., PFLUGBEIL, T., PÖSCHKE, F., WINDE, V., GILFEDDER, B., KEIM, C., SCHWALB, A., BÖDEKKER, S., SCHICK, R., FAISST, M., LANG, U., ECKERT, D., WESSELS, M., MIRBACH, S. (2019B):
Grundwasser in Seen – eine komplexe Spurensuche. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*. 63, (5). 242-261. 10.5675/HyWa_2019.5_1.
- WOLF, T., EBNER, R., NOFFKE, A., PFLUGBEIL, T., PÖSCHKE, F., WEBER, S., WINDE, V. (2019A):
ReWaM – Verbundprojekt SEEZEICHEN: Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees, Teilprojekt 1. Abschlussbericht. 143 Seiten.
- WOLF, T., HOLLAN, E., HOPPE, A., ROBAKOWSKI, H., THORWART, J., WAHL, B. (2007):
Renewal of hypolimnetic water and simulation of hydrodynamic processes at lake Waidsee. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2006. Eigenverlag der DGL, Werder 2007. S. 409 – 413.*

