

ISF Arbeitsbericht 2016



ISF Arbeitsbericht 2016



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
STAND	Januar 2018
BERICHTSUMFANG	134 Seiten
TITELBILD	Federsee Übersicht; Froschbiss (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>); <i>Dreissena polymorpha</i> & <i>D. bugensis</i> <i>rostriformis</i> ; Detail Messstellen Projekt Seezeichen (LUBW)
BILDNACHWEIS	Diagramme und Abbildungen, sofern nicht anders angegeben, Rechte LUBW



Berichte und Anlagen dürfen nur unverändert weitergegeben werden. Eine auszugsweise Veröffentlichung ist ohne schriftliche Genehmigung der LUBW nicht gestattet.

EINLEITUNG	7
1 BODENSEE	8
1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht	8
1.1.1 Physikalische Entwicklung	8
1.1.2 Chemische Entwicklung	10
1.1.3 Biologische Entwicklung	13
1.2 Mikroverunreinigungen im Bodensee	33
1.2.1 Pestizide	33
1.2.2 Komplexbildner	34
1.3 Entwicklung Fischbestände	36
1.3.1 Felchenlaich-Monitoring	36
1.3.2 Fischbestandserfassung	37
1.4 Verankerungen im Bodensee-Obersee	38
1.5 Neozoenmonitoring	43
1.6 Untersuchungen zur Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees	45
1.7 Sedimentstrukturen und Sedimentverlagerungen in den Flachwasserbereichen des Bodensees	47
2 BODENSEE-ZUFLÜSSE	49
2.1 Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe	49
2.2 Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen	50
2.2.1 Mikroverunreinigungen	50
2.2.2 Komplexbildner	51
3 KLEINE SEEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG	53
3.1 Federsee	53
3.1.1 Chemische Untersuchung	54
3.1.2 Biologische Untersuchung	60
3.1.3 Seenphysikalische Untersuchung	69
3.2 Rohrsee	71
3.2.1 Chemische Untersuchung	74
3.2.2 Biologische Untersuchung	79
3.2.3 Seenphysikalische Untersuchung	83
3.2.4 Untersuchungen zum Grundwassereinfluss auf die Gewässerqualität des Rohrsees	85
3.3 Schluchsee	87
3.3.1 Chemische Untersuchung	89
3.3.2 Biologische Untersuchung	95
3.3.3 Seenphysikalische Untersuchung	102
3.4 Vergleich Federsee, Rohrsee und Schluchsee	104
4 METHODEN UND KONZEPTE	106
4.1 eDNA-Untersuchungen zur Quagga-Muschel	106
4.2 Zooplankton-Biomasse-Parameter	108

4.3	PhytoLoss – neues Tool als Bewertungshilfe zur Interpretation von Zooplankton-Phytoplankton-Fischinteraktionen	110
5	QUALITÄTS- UND DATENSICHERUNG	113
5.1	Übernahme der langjährigen Mengemesswerte in Oracle-Datenbanken	113
5.2	Weiterentwicklung FisGeQua	113
6	PROJEKTE MIT ANDEREN EINRICHTUNGEN	114
6.1	BMBF-Projekt: SEEZEICHEN	114
6.1.1	Ziele und Partner des Projektes	114
6.1.2	Messkampagnen	114
6.1.3	Vorläufige Ergebnisse	117
6.1.4	Hydrodynamische Modellierung	120
6.1.5	Übertragbarkeit auf andere Seen	121
6.2	BMVI-Projekt: WasMon-CT	122
6.2.1	Einleitung und Motivation	122
6.2.2	Daten: Satelliten- und in-situ-Messungen	122
6.2.3	Ziel und erste Ergebnisse der Validationsstudie	123
6.2.4	Messkampagne: Blitzenreuter Seenplatte	126
6.2.5	Werkzeugkiste und abgeleitete Produkte	126
6.2.6	Ausblick	127
6.3	BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie	127
6.4	Niedrigwasserbericht 2015	130
7	ÖFFENTLICHKEITARBEIT	132
7.1	Kolloquium des Institutes für Seenforschung	132
8	LITERATUR	133

Geleitwort

„Wie steht es um unsere Seen in Baden-Württemberg?“ Seit fast 100 Jahren beschäftigt sich das Institut für Seenforschung (ISF) mit dieser Frage. Der Bodensee blickt auf ein Jahrhundert stetigem Wandel zurück. Er durchlief den Prozess der Eutrophierung und den der Reoligotrophierung. Heute befindet er sich in einem guten ökologischen Zustand. Veränderungsprozesse im See werden aber weiter beobachtet. Im Jahr 2016 zeigt sich dieser stetige Wandel, wie in Kapitel 1 des vorliegenden Jahresberichts beschrieben, an drei Befunden sehr eindrücklich:

- das Auftreten der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* als dominierende Art im Herbst,
- der niedrigsten Wert für das herbstliche Sauerstoffminimum im Tiefenwasser seit über 20 Jahren aufgrund einer Häufung von Jahren mit unvollständiger Zirkulation im Obersee sowie
- der Erstfund einer neuen Neozoenart, der *Dreissena rostriformis bugensis* (Quagga-Muschel) im Mai 2016.

2016 wurden neben dem Bodensee die drei Wasserrahmenrichtlinienrelevante Seen Federsee, Rohrsee und Schluchsee untersucht. In Kapitel 3 finden sie die Ergebnisse vorgestellt. Gemeinsam ist dem Federsee und dem Rohrsee die Lage im Alpenvorland sowie deren flache Morphometrie und das daraus resultierende polymiktische Mischungsverhalten. Unterschiede bestehen v. a. hinsichtlich des Wasserhaushaltes. Der Rohrsee hat keinen oberirdischen Abfluss. Er korrespondiert eng mit dem Grundwasser. Der Federsee befindet sich derzeit im Wandel von einem algendominierten See in einen makrophytendominierten See. Ein ganz anderer Seetyp stellt der Schluchsee, ein Stausee um südlichen Hochschwarzwald, dar. Der Schluchsee wird als Pumpspeicher betrieben, was die Verhältnisse im See maßgeblich beeinflusst. Der ökologische Zustand ist erfreulicherweise in einem guten ökologischen Zustand.

In Kapitel 6 stellen wir Ihnen schließlich Teilergebnisse dreier BMBF- bzw. BMVI-geförderte Forschungsprojekte „See-Zeichen“, „WasMonCT“ und „HyMoBioStrategie“ mit Beteiligung des ISF vor.

Die Kombination aus langjährigem Monitoring und aktueller Forschungsarbeit, wie sie am ISF stattfindet, schafft die Grundlage dafür auch künftig frühzeitig Veränderungsprozesse erkennen zu können und dadurch in der Lage zu sein, darauf nachhaltig zu reagieren. In diesem Sinne werden wir unsere Aufgaben weiter fortführen. Mein Dank geht an alle, die uns hierbei unterstützen.

Dr. Harald Hetzenauer, Leiter Institut für Seenforschung

1 Bodensee

1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht

1.1.1 Physikalische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Die Wasserstände zeigten 2016 mit Ausnahme von Februar, März und Juni geringe Abweichungen von den langjährigen Mittelwerten. Wie in den Jahren zuvor ergab sich eine interessante Teilung des hydrologischen Jahres, in dem die Wasserstände in der ersten Jahreshälfte von Januar bis August fast ausnahmslos über den langjährigen Mittelwerten verblieben, während in der zweiten Jahreshälfte lang anhaltende trockenen Perioden zu einem nahezu kontinuierlichen Rückgang der Pegelstände führten, die durch kurze Phasen kleinerer Pegelanstiege unterbrochen wurden (Abb. 1-1).

Das Jahr 2016 war durch ein ausgeprägtes Hochwasser im Juni gekennzeichnet, in dessen Verlauf Wasserstände von maximal 5,13 m (Pegel Konstanz) am 21.06.2016 erreicht wurden, was einem 10jährigem Hochwasser entspricht (Abb. 1-1). Im Verlauf dieses Hochwassers kam es seeweit zu Überflutungen von ufernahen Flächen und Wegen und zu einem hohen Treibholzaufkommen (Abb. 1-2).

Ursächlich für das Junihochwasser waren die hohen Abflüsse des Alpenrheins, bei dem am 17.06.2016 ein maximaler Abflusswert von 2 193 m³/s (Tagesmittelwert: 1 581 m³/s) registriert wurde. Während des Hochwassers erfolgte die Ausbreitung des Flusswassers des Alpenrheins in erheblichem Maß bodennah, was sich mit Messungen an Verankerungen nachweisen ließ.

Meteorologisch ist das Jahr 2016 nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) dadurch gekennzeichnet, dass es weltweit die höchste Jahresmitteltemperatur seit Beginn der flächendeckenden meteorologischen Wetteraufzeichnungen im Jahr 1881 aufweist und damit den Rekordwert von 2015 übersteigt. Die Lufttemperaturen in der Bodenseeregion zeigten gegenüber den langjährigen Mittelwerten speziell im Januar (+2,3 °C), Februar (+3,0 °C) und im September (+3,0 °C) besonders hohe positive Temperaturabweichungen (Daten der Wetterstation Konstanz des DWD).

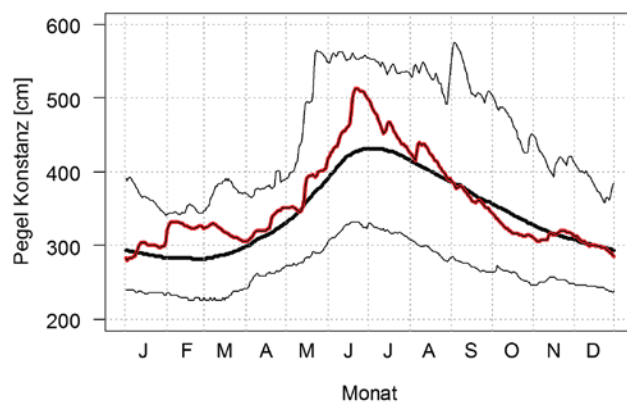


Abb. 1-1: Wasserstandsverlauf am Pegel Konstanz. Schwarz: Maximum, Mittelwert (fett) und Minimum des Zeitraums 1850-2016, rot: 2016.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2016 waren durch den sehr milden Winter 2015/2016 geprägt (Abb. 1-3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 18.01.2016 und 02.02.2016 mit 6,5 °C und 5,9 °C vergleichsweise hoch. In 250 m Wassertiefe wurden Temperaturen von 4,6 °C bzw. 4,7 °C registriert, die 5 °C-Isotherme lag in einer Tiefe von etwa 140 m. Bis Anfang März veränderte sich diese Temperatur- und Schichtungssituation nicht wesentlich. Der geringste Temperaturunterschied zwischen Oberflächentemperatur und Temperatur in 250 m Wassertiefe wurde am 08.03.2016 gemessen und betrug 0,9 °C (0 m: 5,6 °C; 250 m; 4,7 °C). Damit blieb nach den Jahren 2014 und 2015 auch Anfang des Jahres 2016 ein deutlicher vertikaler Temperaturgradient bestehen und es wurde keine vollständige Durchmischung



Abb. 1-2: Überfluteter Uferbereich mit Treibholzanschwemmungen an der Malerecke, Langenargen, am 20.06.2016. Bildnachweis: LUBW.

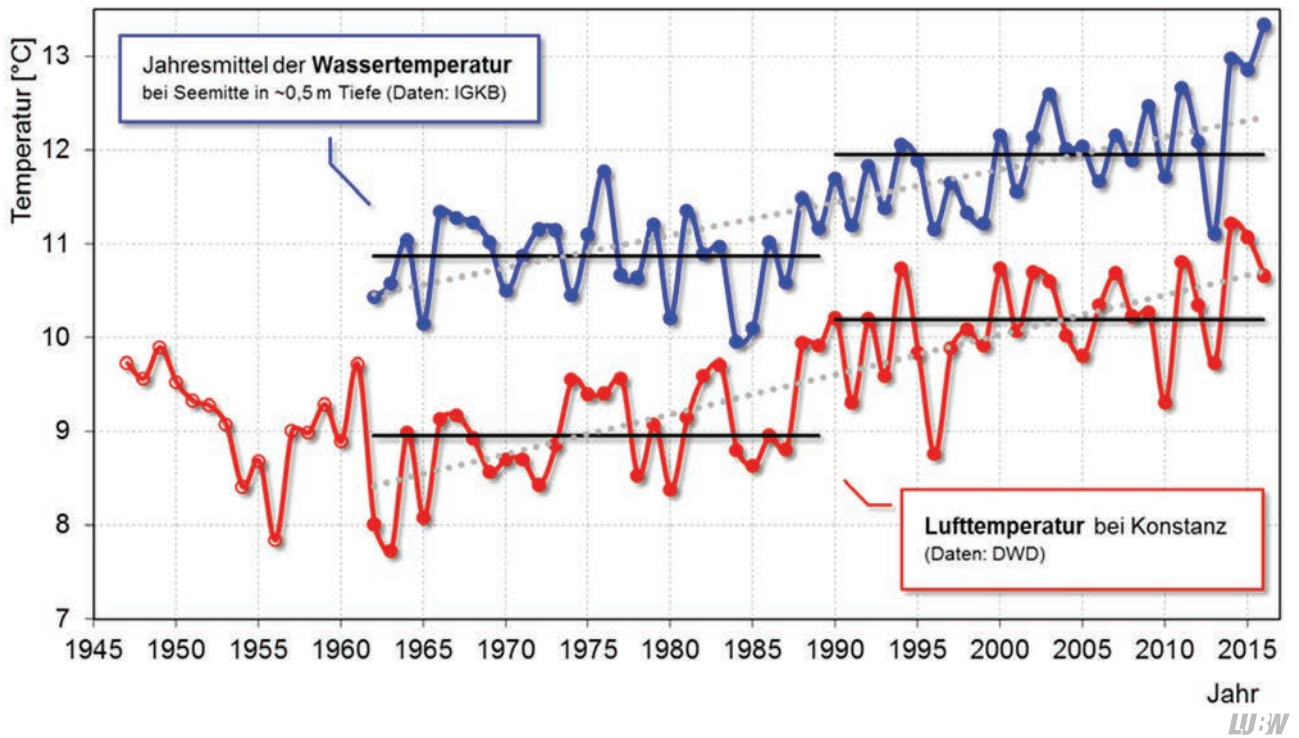


Abb. 1-3: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und des Oberflächenwassers im Obersee (blau). Wassertemperatur bei Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Tiefe (blau) sowie die Lufttemperatur in Konstanz (rot). Die schwarzen horizontalen Linien geben den Mittelwert für den jeweiligen Zeitbereich an.

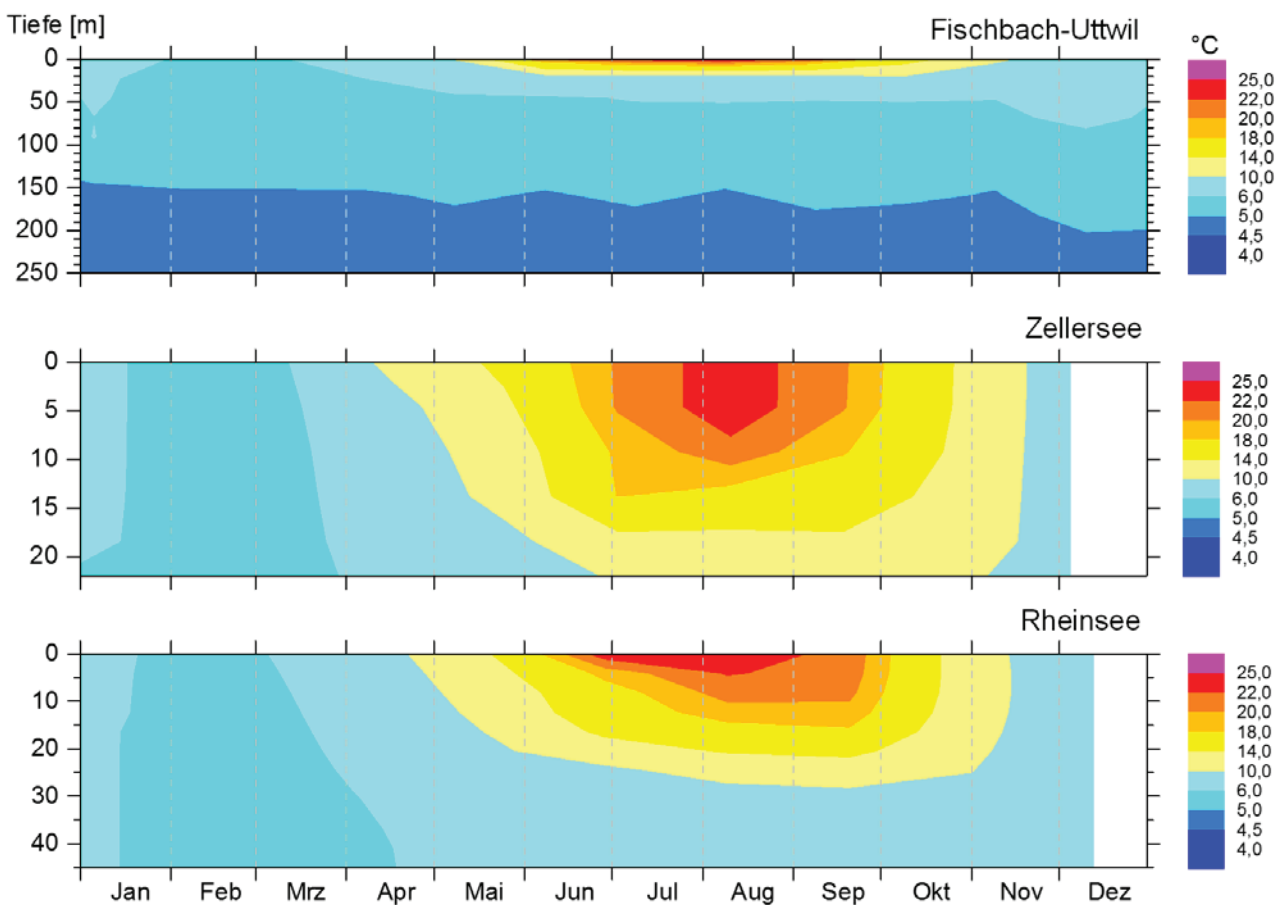


Abb. 1-4: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2016 an drei Stationen im Bodensee-Obersee: Fischbach-Uttwil (oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

des Sees erreicht (Abb. 1-4, oben). Am 02.08.2016 wurde an der Station Fischbach-Uttwil mit 23,9 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2016 gemessen. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit immer noch in einer Tiefe von etwa 150 m. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken dann die oberflächlichen Temperaturen bis auf 7,8 °C am 06.12.2016 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,8 °C gemessen. Der Jahresmittelwert der Oberflächentemperaturen (Abb. 1-3) liegt mit über 13 °C deutlich über dem langjährigen Durchschnitt von 11,4 °C seit 1962 und verstärkt den langjährigen Trend zu wärmeren Temperaturen infolge des klimatischen Wandels.

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den meteorologisch milden Winter 2015/2016 geprägt.

Im Rheinsee wurden am 14.01.2016 nahezu homotherme Verhältnisse mit Wassertemperaturen von 6,1–6,0 °C (0–45 m) erreicht. Unter winterlichen Bedingungen erfolgte im Februar 2016 eine weitere Auskühlung mit Temperaturen am 18.02.2016 zwischen 5,4 °C oberflächennah und 5,1 °C in 45 m Wassertiefe. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis am 28.06.2016 im Rahmen des monatlichen Messprogramms 23,4 °C registriert wurden. Die Temperaturen an den tiefsten Stellen folgen einem ausgeprägten Jahresgang ($T_{\min} = 5,1$ °C am 18.02.2016 und $T_{\max} = 8,5$ °C am 11.10.2016) (Abb. 1-4, unten).

Im Zellersee (Wassertiefe: 22 m) und Gnadensee (Wassertiefe: 19 m) herrschten wie auch im Rheinsee im Februar nahezu homotherme Verhältnisse. Die Höchsttemperaturen wurden jeweils am 01.08.2016 mit 23,7 °C (Gnadensee) und 23,0 °C (Zellersee) gemessen. Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden leicht höhere Maximal- und Minimaltemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert (T_{\min} Gnadensee = 4,7 °C, T_{\min} Zellersee = 5,1 °C, jeweils am 08.02.2016 und 07.03.2016; T_{\max} Gnadensee = 9,5 °C, T_{\max} Zellersee = 10,9 °C, jeweils am 07.11.2016) (Abb. 1-4, Mitte).

1.1.2 Chemische Entwicklung

Bodensee-Obersee

2016 betrug die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel 8,0 µg/L. Damit liegt diese über dem Vorjahreswert von 7,6 µg/L (Abb. 1-5). Insgesamt liegt die mittlere Konzentration an Gesamtphosphor in einem für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich. In der Zirkulationsphase 2016 (Mittelwert Februar bis April) wurde mit 7,9 µg/L ein etwas niedrigerer Wert als im Vorjahr festgestellt (2015: 8,5 µg/L, 2014: 6,1 µg/L).

Die Sauerstoffgehalte im tiefen Hypolimnion des Obersees haben sich auch 2016 durch die unzureichende Zirkulation nicht ausreichend erholen können, so dass im Jahresverlauf 2016 in 250 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme bis zum herbstlichen Minimum im November von 5,2 mg/L (2015: 5,9 mg/L) beobachtet wurde. Aufgrund der fehlenden Vollzirkulation seit 2012 zeigt das herbstliche Sauerstoffminimum über Grund immer geringere Konzentrationen (2012: 7,2 mg/L bis 2016: 5,2 mg/L), (Abb. 1-5).

Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kommt es seit 2012 zu einer Konzentrationszunahme von Gesamtphosphor in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigt sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe (Abb. 1-6).

Der anorganische Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente liegt 2016 mit einem Jahresmittel von 0,89 mg/L leicht unter den Vorjahreswert von 0,91 mg/L. Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre im Bereich von ca. 0,9–1,0 mg/L (Abb. 1-7; S. 12).

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich liegt nach zunehmendem Trend von 2008 (6,1 mg/L) bis 2013 (6,9 mg/L) seither konstant im Bereich 6,9–7,0 mg/L (Abb. 3). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht Nr.37 ausgeführt wurde [IGKB 2010].

Die durchschnittliche Silikatkonzentration ist 2016 mit 3,6 mg/L gegenüber dem auffälligen Vorjahreswert (3,8 g/L)

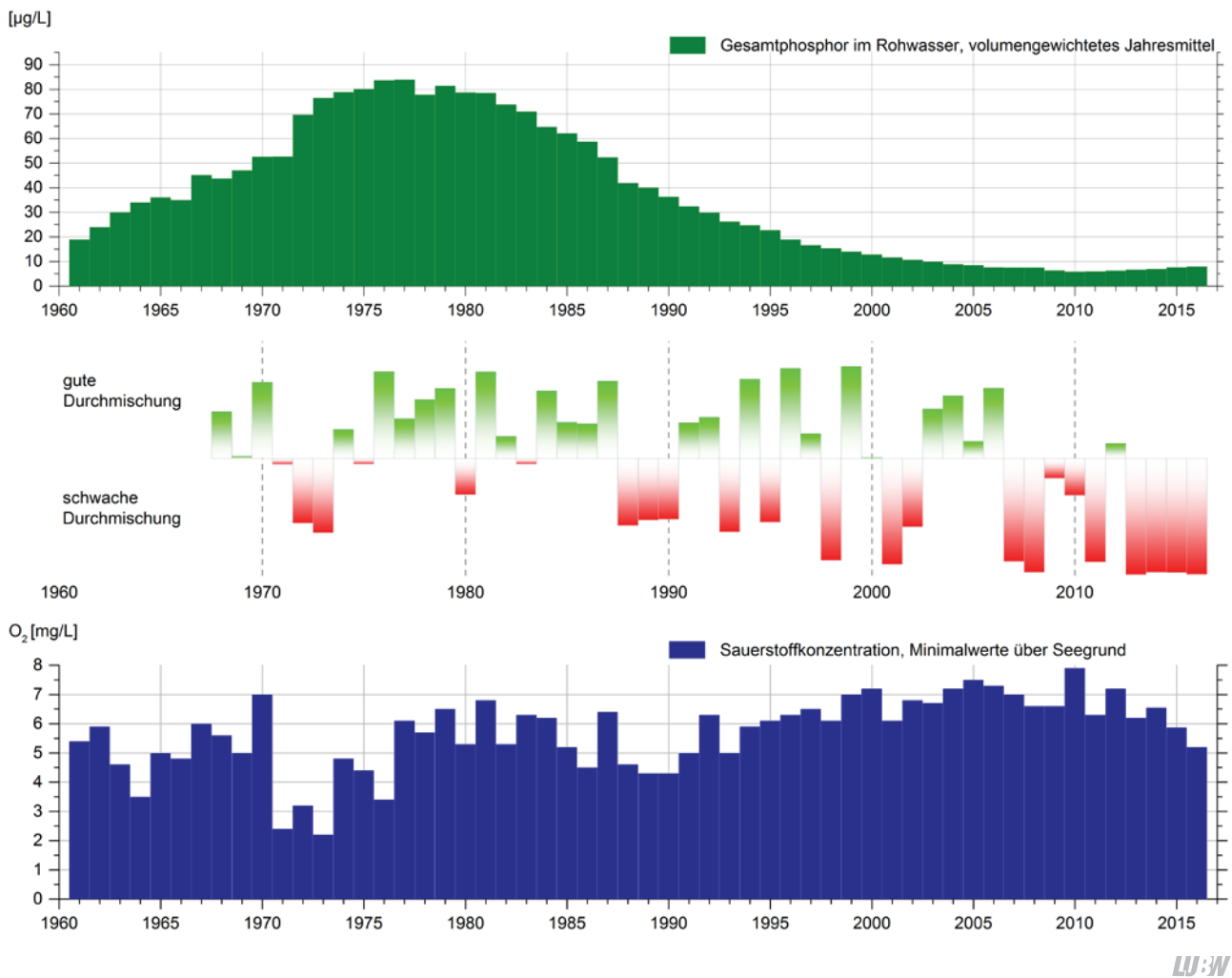


Abb. 1-5: Langfristige Entwicklung der Gesamtposphorkonzentrationen, der Zirkulation und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

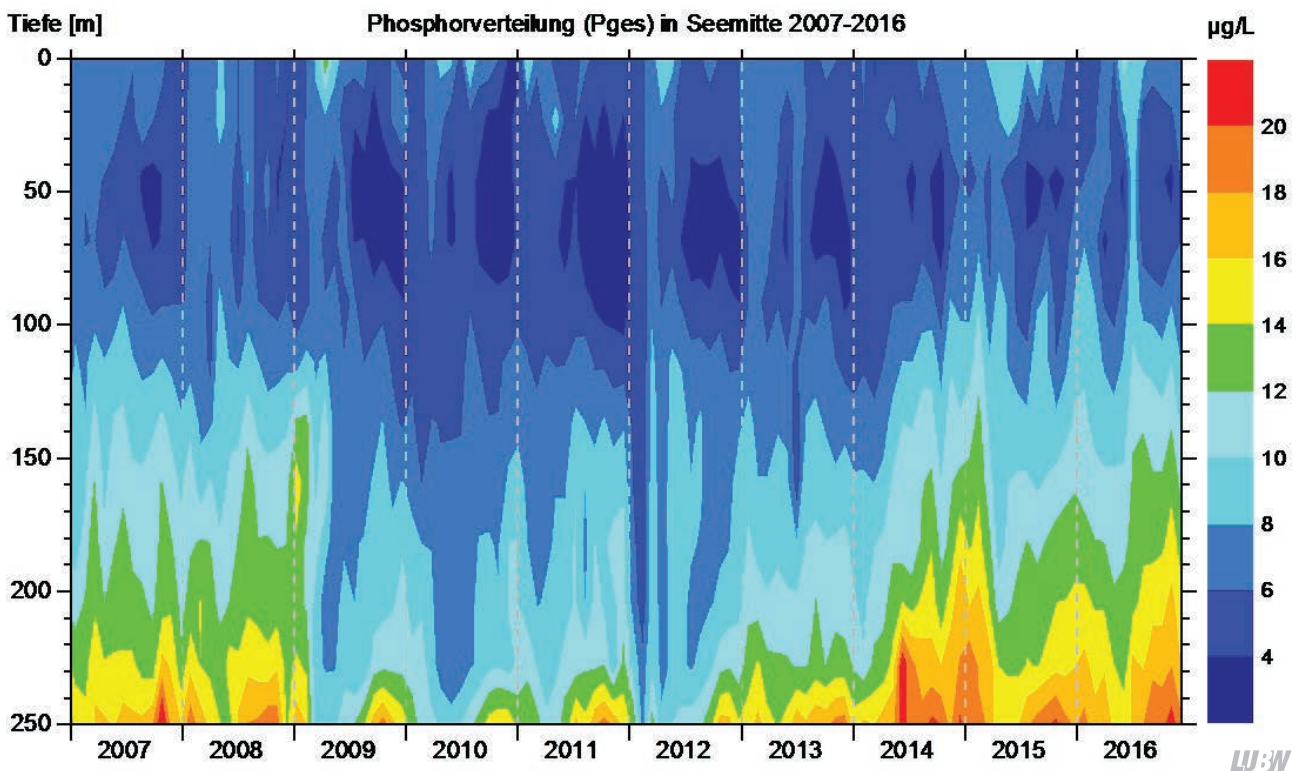
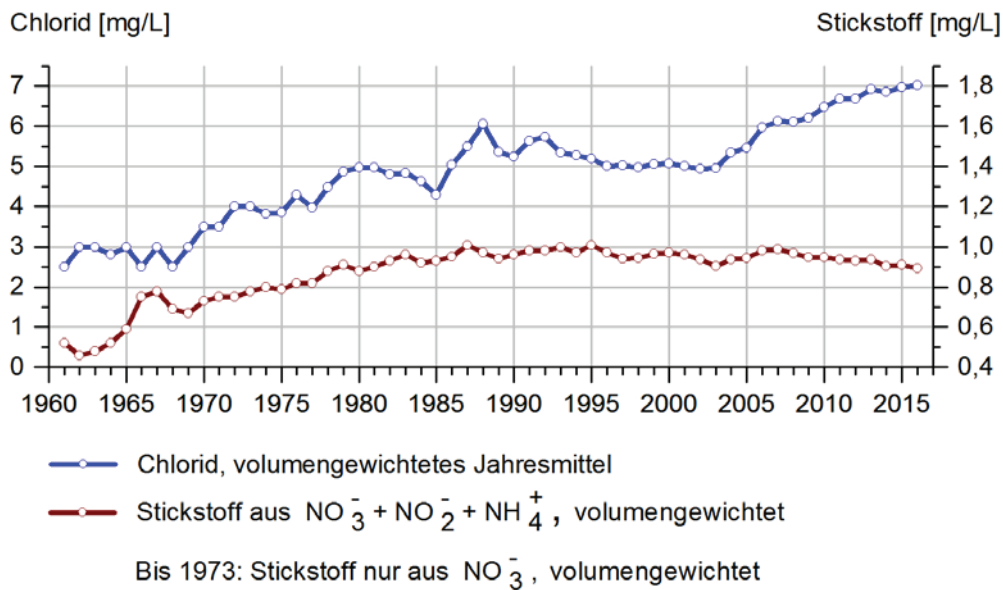


Abb. 1-6: Gesamtposphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2007 bis 2016.



LW:W

Abb. 1-7: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

wieder leicht zurückgegangen (2014 und 2013: 3,3 mg/L). Analog zu der Entwicklung bei der Gesamtphosphorkonzentration kommt es seit 2012 zu einer Zunahme in den Wasserschichten unter 100 m.

Bodensee-Untersee

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2016 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 8,4 µg/L auf Vorjahresniveau (2015: 8,5 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Auch im Zellersee ist das Jahresmittel 2016 mit 15 µg/L auf Vorjahresniveau (15 µg/L) geblieben. Es hat damit wieder das Niveau von 2010 erreicht, nachdem 2011 ein vorübergehender Rückgang auf 13 µg/L zu beobachten war. Auch der Gnadensee hat 2016 mit einem Gesamtphosphorgehalt von 12 µg/L wieder das Niveau von 2010 (13 µg/L) erreicht, nachdem er 2011 auf 10 µg/L gefallen war. Im Zellersee und Gnadensee spielt neben den Zuflusseinträgen auch die von Jahr zu Jahr variierende P-Freisetzung aus den Sedimenten eine wichtige Rolle für den P-Haushalt.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente hat im Rheinsee mit 0,78 mg/L im Vergleich zum Vorjahr (2015: 0,71 mg/L) zugenommen. Der N-Gehalt im Zellersee lag 2016 mit 0,91 mg/L anorganischem Stickstoff ebenfalls über dem Vorjahreswert (2015: 0,85 mg/L). Eine leichte Ab-

nahme an anorganischem Stickstoff im Rahmen der Schwankungsbreite wurde im Gnadensee mit 0,61 mg/L (2015 0,63 mg/L) beobachtet.

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee 2016 1,7 mg/L nachdem 2015 wie auch 2014 der Tiefenwasserbereich mit 0,1 mg/L nahezu sauerstofffrei war. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees konnte 2016 ein Sauerstoff-Minimum von 0,4 mg/L beobachtet werden. Bereits 2014 wurde ein Restgehalt an Sauerstoff von 0,6 mg/L nachgewiesen, nachdem 2013 der Tiefenwasserbereich sauerstofffrei war. Der Gnadensees wies über dem Seeboden im herbstlichen Minimum 2016 wie die Jahre zuvor keinen Sauerstoff auf. Lediglich 2013 wurde ein minimaler Sauerstoff-Restgehalt von 0,1 mg/L gefunden.

Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Nach einer Häufung von Jahren mit unvollständiger Zirkulation im Obersee weist das herbstliche Sauerstoffminimum im Tiefenwasser 2016 den niedrigsten Wert seit mehr als 20 Jahren auf.

- Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.
- Durch das regelmäßige IGKB-Monitoring können besondere Phänomene erkannt und beschrieben werden. Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Angesichts des starken Nutzungsdrucks und der Einflüsse des Klimawandels auf die Tiefenwassererneuerung gilt es weiterhin, die erreichten Erfolge nachhaltig zu sichern.

1.1.3 Biologische Entwicklung

1.1.3.1 Station Fischbach-Uttwil

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil betrug im Jahr 2016 0,66 mg/L und lag damit etwas höher als im Jahr 2015 (0,56 mg/L). Die Bacillariophyceen machten insgesamt 45,1 % der Gesamtbiomasse im Jahr aus. Die prozentualen Anteile an der Gesamtbiomasse der anderen Großgruppen Cryptophyceae (14,9 %), Cyanobacteria (16,8 %) und Dinophyceae (13,2 %) lagen in einem ähnlichen Bereich. Die niedrigen Phytoplankton-Biomassen mit der Dominanz der Kieselalgen wurden auch in den frühen 1960er Jahren ermittelt und entsprechen dem natürlichen Zustand eines nährstoffarmen Alpensees.

Die Entwicklung des Phytoplanktons zeigte 2016 den in zwischen typischen Verlauf mit einer wenig ausgeprägten Frühjahrsblüte und den höchsten, durch Kieselalgen geprägten Biomassen im Hochsommer (Abb. 1-8A; S. 14). Die Frühjahrsblüte Anfang März mit einer Gesamt-Biomasse von 0,67 mg/L war hauptsächlich durch centrische Kieselalgen (u.a. *Stephanodiscus neoastraea*) geprägt. Kleine, für Zooplankton gut fressbare Formen der Cryptophyceen (*Rhodomonas lens* u. *Rhodomonas lacustris*) traten ebenfalls auf, aber in geringerem Anteil als im Jahr 2015. Die für den Bodensee-Obersee typische kieselalgengeprägte Sommerblüte trat im Vergleich zu 2015 einen Monat früher im Juni 2016 auf. Wie im Vorjahr dominierten die pennaten Diatomeen *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa*, des Weiteren trugen auch die zentrische Kieselalge *Cyclotella balatonis* sowie *Uroglena* (Crysophycea) zur maximalen Biomasse von 2,61 mg/L bei. Nach dem Zusammenbruch der Sommer-

blüte nimmt der Anteil an Dinophyceen weiter zu, die im August und September die Biomasse dominieren (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium uberrimum*, *Peridinium willei*).

Abbildung 1-9 (S. 14) zeigt die Phytoplankton-Gemeinschaft an der Station Fischbach-Uttwil im März, Juni und August 2016.

Ab September nahm die Biomasse der Cyanobakterien zu und erreichte von Anfang Oktober bis Anfang September ein konstantes Level von etwa 0,3–0,4 mg/L. Die Cyanobakterien wurden dabei durch die Burgunderblutalge *Planktobrix rubescens* dominiert, die teilweise bis zu 68 % der gesamten Phytoplankton-Biomasse ausmachte. Das Auftreten dieses Taxons wurde im Jahr 2016 sicher für den Bodensee-Obersee anhand der Rotfärbung bei der Lebendbeobachtung und der Rotfärbung von Filtern nachgewiesen (s. u.).

Die mikroskopische Bestimmung der Lugol-fixierten Phytoplankton-Probe erlaubt keine sichere Bestimmung von *Planktobrix rubescens*, die sich nur durch Rotfärbung der Zellen von *P. agardhii* unterscheidet. Diese Rotfärbung der Zellen geht durch die Fixierung der Proben verloren. Als Indiz, dass es sich um *P. rubescens* handeln könnte, gilt eine Rotfärbung der Probe. Diese Rotfärbung war eindeutig auf Glasfaserfiltern zu sehen, über die Wasserproben aus verschiedenen Tiefenstufen für die Pigmentanalyse filtriert werden. Diese Rotfärbung war ab dem 06.09.2016 in distinkten Tiefenstufen von 10 m bis 20 m ersichtlich. Dem entsprechend wurde ab diesem Datum in den fixierten Proben *P. rubescens* bestimmt. Die in 2016 ermittelten Zellzahlen/mL erreichten Anfang Oktober ein Maximum von 5 500 Zellen/mL. Erst Ende Dezember gingen die Zellzahlen auf 320 Zellen/ml zurück (Abb. 1-10; S. 15). Abbildung 1-10 zeigt, dass sich diese Population schon seit längerem aufgebaut hat, aber erst in diesem Jahr durch die Rotfärbung der Wasserfilter eindeutig als Vorkommen von *Planktobrix rubescens* belegt ist.

Das Auftreten der Burgunderblutalge wurde auch vom Vorarlberger Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit (Probestelle Bregenzer Bucht) sowie vom Limnologischen Institut der Universität Konstanz (Überlinger See) in ähnlich hohen Zellzahlen beobachtet.

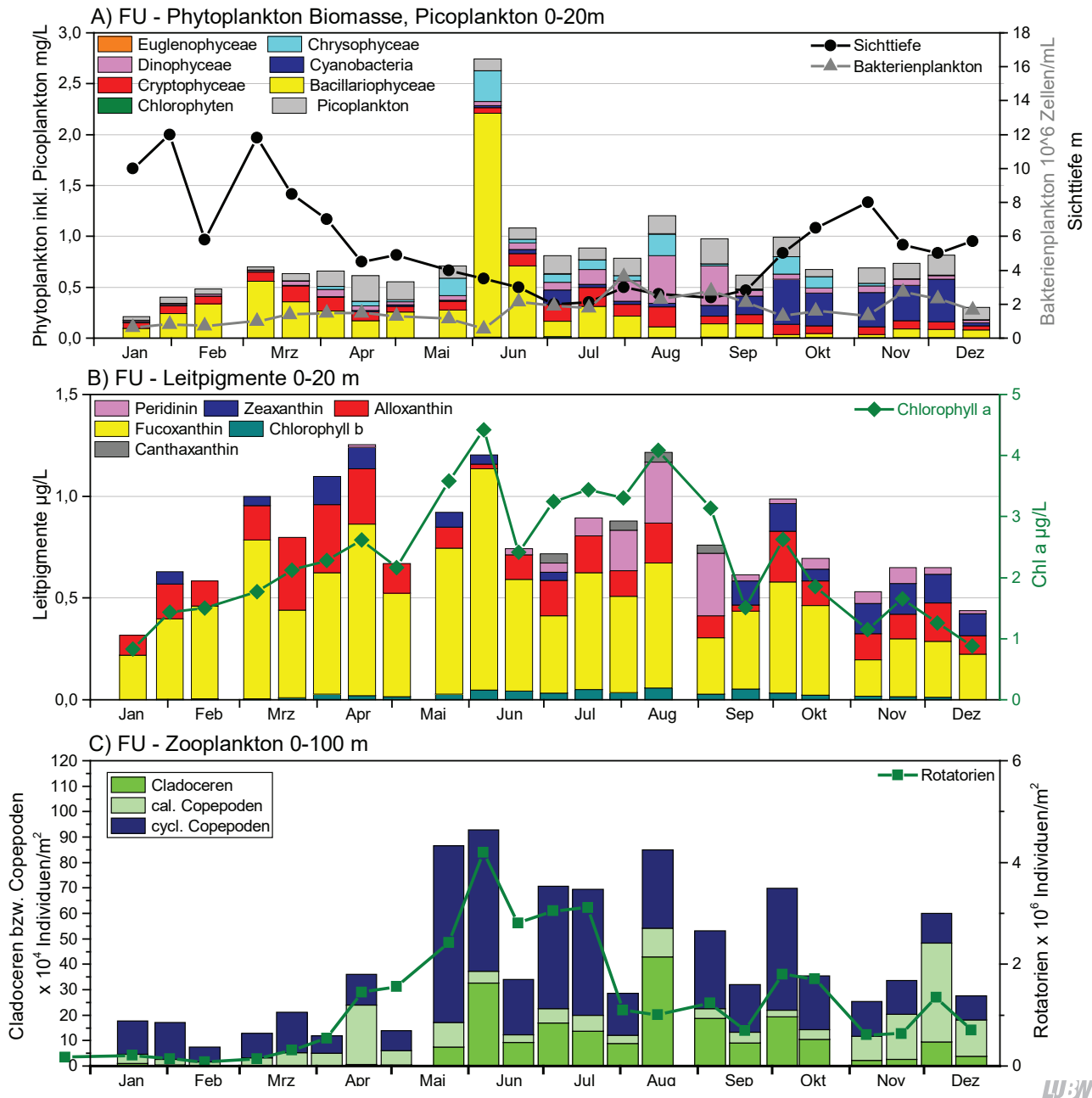


Abb. 1-8: Biologische Parameter an der Station Fischbach-Uttwil. A) Phytoplankton und Picoplankton Biomassen (0–20 m), Bakterienplankton (0–10 m) sowie Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll a. C) Zooplankton von 0–100 m.

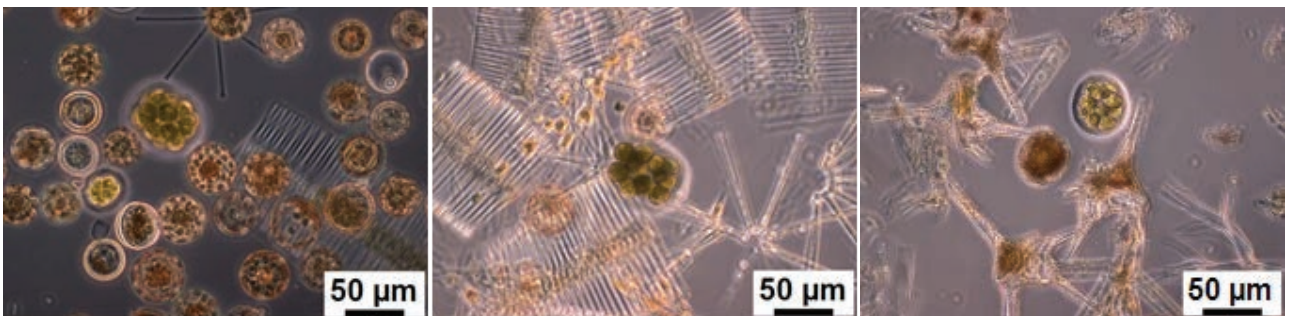


Abb. 1-9: Übersichtsbilder der Phytoplanktongemeinschaft an der Station Fischbach-Uttwil am 08.03.2016 (centrische Kieselalgen dominieren; links), am 07.06.2016 (pennate Kieselalgen dominieren; Mitte) und am 16.08.2016 (man sieht unter anderen *Ceratium hirundinella*; rechts). Bildnachweis: LUBW.

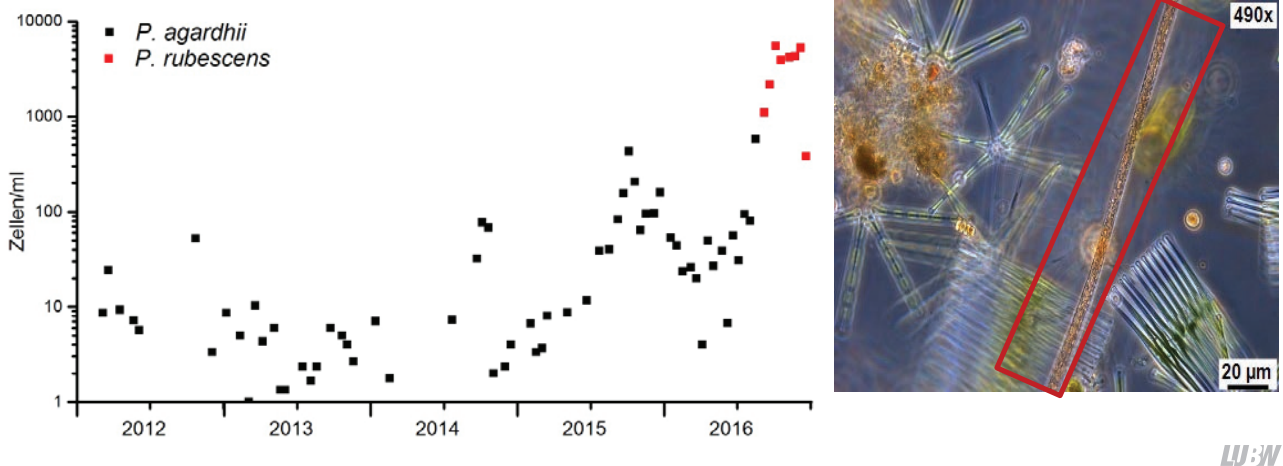


Abb. 1-10: Links: Zellzahlen von *Planktothrix agardhii* und *Planktothrix rubescens* an der Station Fischbach-Uttwil, 0–20 m, von 2012 bis 2016. Rechts: Zellfaden von *Planktothrix rubescens* (roter Kasten) im Lebendfang vom 22.11.2016, Station Fischbach-Uttwil, 0–20 m. Bildrechte: LUBW.

Bezogen auf das Biovolumen zählte im Jahr 2016 *Fragilaria crotonensis* mit 14,4 % zu den dominierenden Arten der Phytoplankton-Gemeinschaft, gefolgt von *Stephanodiscus neoastraea* (8,2 %), *Cyclotella balatonis* (7,1 %) und *Ceratium hirundinella* (6,9 %).

Die Burgunderblutalge wird als Indikator für oligo-mesotrophe Gewässer gesehen. Dem entspricht das Ergebnis des Bewertungsverfahrens für Phytoplankton nach WRRL (PhytoSee 6.0), das einen Indexwert von 1,91 ergab, also einen guten ökologischen Zustand.

Das autotrophe Picoplankton (Cyanobakterien < 2 µm) an der Station Fischbach-Uttwil in der 0–20 m Summenprobe wurde durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt. Im Jahresdurchschnitt 2016 wurden $3,2 \times 10^4$ Zellen/mL detektiert, was einer Biomasse von 0,13 mg/L entspricht. Nach einer Zunahme von Januar bis April verbleibt die Picoplankton-Biomasse für den Rest des Jahres auf einem Niveau von etwa 0,1–0,25 mg/L. Die Biomasse des Picoplanktons überstieg im Jahresverlauf niemals die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons, erreichte aber Ende April und Ende Dezember 67 %–70 % der Gesamtphytoplankton-Biomasse, wobei die Gesamtbiomasse relativ niedrig lag (Abb. 1-8A).

Die Chlorophyll-a Konzentrationen im Obersee (0–20 m) lagen im Jahresmittel bei 2,3 µg/L, das Maximum erreichte 4,4 µg/L Anfang Juni und stimmt mit dem Phytoplankton-

Biomasse-Maximum überein. Beide Werte waren niedriger als im Jahr 2015 (Jahresmittel: 2,8 µg/L, Maximum: 8,1 µg/L im Juli 2015) (Abb. 1-8B).

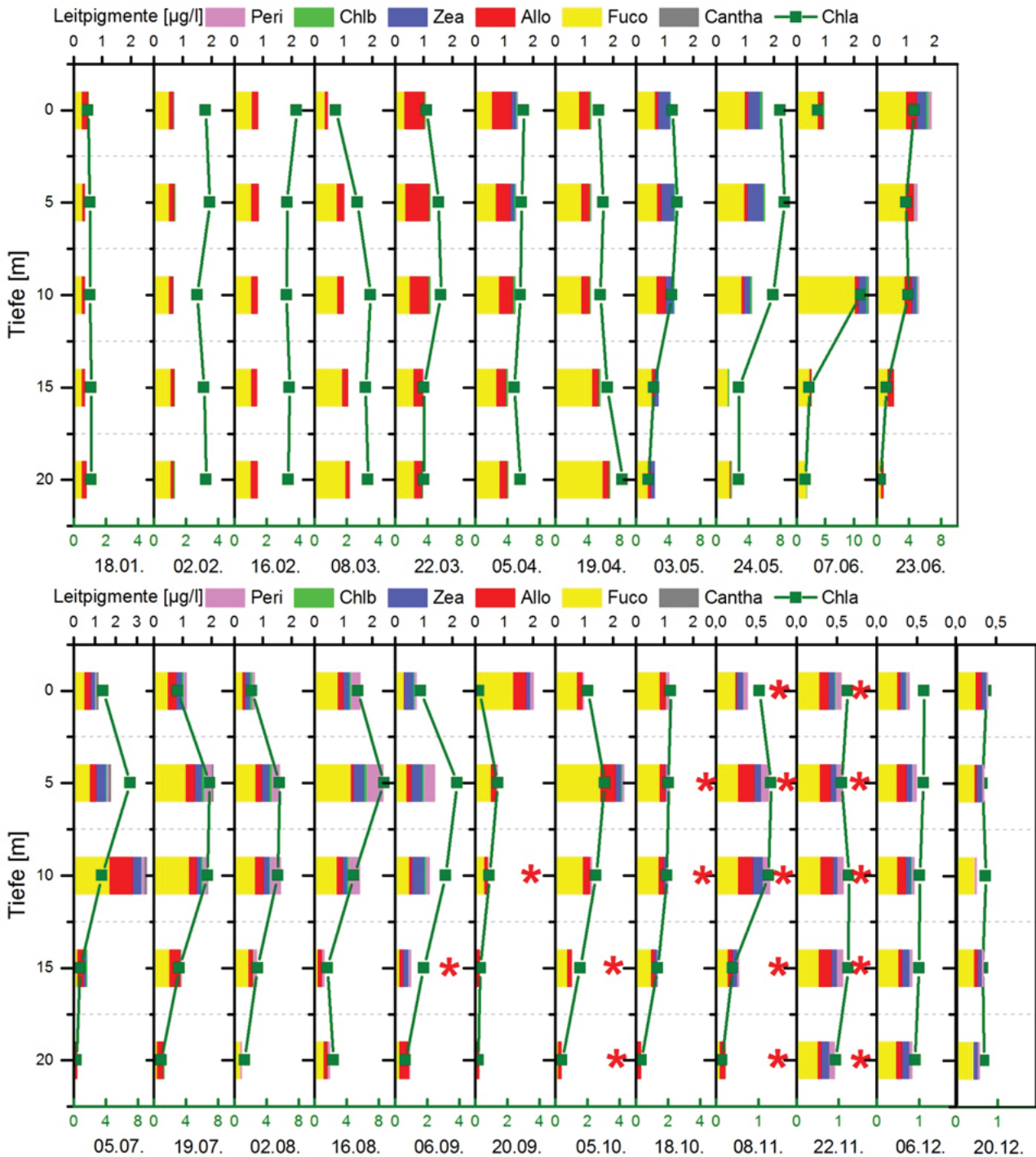
Zusätzlich zum Chlorophyll-a wurden auch die Leitpigmente für einzelne Algengruppen bestimmt (Alloxanthin: Leitpigment für Cryptophyceen; Peridinin: Leitpigment für Dinophyceen; Fucoxanthin: Leitpigment für Bacillariophyceen (Kieselalgen); Chlorophyll b: Leitpigment für Chlorophyceae; Zeaxanthin und Canthaxanthin: Leitpigmente für Cyanobakterien und Picoplankton). Der Jahresverlauf von Leitpigmenten und mikroskopisch bestimmten Algengruppen sind ähnlich (Abb. 1-8B): Das Kieselalgen-Leitpigment Fucoxanthin ist das dominierende Pigment so wie die Kieselalgen im Obersee die dominierende Phytoplankton-Gruppe sind. Das Dinophyceen-Leitpigment Peridin trat erst ab der zweiten Jahreshälfte auf, in der die Dinophyceen auch in höheren Biomassen bildeten. Zeaxanthin als Blaualgen-Indikator erscheint im Herbst, ist aber weniger vorherrschend als die tatsächlichen Cyanobakterien-Biomassen.

Auch bei den Leitpigmenten, die in den Tiefenstufen 0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m bestimmt worden sind, zeigt sich kein auffälliger Einfluss der hohen Cyanobakterien-Biomassen (Abb. 1-11; S. 16). Rote Sterne symbolisieren Tiefenstufen, bei denen der Filter für die Pigmentextraktion rot gefärbt war. In diesen Tiefenstufen waren aber weder Chlorophyll-a, noch Zeaxanthin-Konzentrationen erhöht.

Dies kann jedoch auch auf einen insgesamt niedrigeren Chlorophyll-a-Gehalt in Cyanobakterien zurückgeführt werden. Außerdem wurde beobachtet, dass der Gehalt an aktivem Chlorophyll-a bei Schwachlicht-Bedingungen, die *P. rubescens* favorisiert, reduziert ist zugunsten von Lichtsammel-Pigmenten [GREISBERGER, TEUBNER 2007]. Insgesamt werden die höchsten Pigmentkonzentrationen in der Was-

ersäule von 0–10 m gemessen, also einem Bereich der innerhalb der trophogenen Zone liegt (lichtdurchfluteter Oberflächenbereich, in dem Photosynthese stattfindet).

Das Bakterienplankton in seiner Funktion als Destruent organischen Materials im Ökosystem See repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons. Zudem



LW:W

Abb. 1-11: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Fischbach-Uttwil im Jahresverlauf 2016. Die teilweise unterschiedliche Skalierung beachten. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten.

dient es als Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen. Das Jahresmittel lag bei $1,7 \times 10^6$ Zellen/mL und damit genau so hoch wie in 2015 ($1,6 \times 10^6$ Zellen/mL). In der oberflächennahen Schicht von 0–10 m ist die maximale Dichte von $3,6 \times 10^6$ Zellen/mL Anfang August erreicht worden und war ähnlich hoch wie 2015 ($3,1 \times 10^6$ Zellen/mL).

Nachdem im Sommer 2015 von der Bodenseewasserversorgung hohe Konzentrationen von *E. coli* in Tiefen bis 50 m beobachtet worden sind, wurde am ISF das Monitoring der Gruppe der Coliformen Keime und *E. coli* in den Tiefenstufen 0 m, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m, 50 m und 100 m mittels des sogenannten Colilert®-Verfahrens aufgenommen. Mit dieser most-probable-number (MPN) Bestimmung können gleichzeitig sowohl Gesamtcoliforme als auch *E. coli* innerhalb von 24 Stunden in Wasserproben unter Verwendung zwei verschiedener Nährstoffindikatoren bestimmt werden: Gesamtcoliforme färben das Medium gelb, während die Anwesenheit von *E. coli* durch Fluoreszenz unter UV-Licht angezeigt wird. Die Bestimmungsgrenze liegt bei 1 MPN/100 ml, ist also sehr sensitiv.

Der Begriff gesamtcoliforme Bakterien bezieht sich auf eine heterogene Gruppe von Bakterien, die durch das Vorhandensein des Enzyms β -Galactosidase charakterisiert

sind. Dazu gehören u. a. die Gattungen *Klebsiella*, *Enterobacter* und *Citrobacter* und umfassen sowohl umweltbürtige Bakterien als auch Bakterien fäkalen Ursprungs. *E. coli* als Spezies innerhalb der Gattung *Enterobacter* ist eine Teilmenge der Gesamtcoliformen Bakterien und wird zu den mit Fäkalien assoziierten Bakterien gezählt. Gesamtcoliforme wurden von 1976 bis 2006 in der Badegewässerrichtlinie (Richtlinie 76/160/EWG) als Indikatororganismen bestimmt (Leitwert 500 Koloniebildende Einheit (KBE)/100 mL; Grenzwert 10'000 KBE/100 mL). Seit der neuen Richtlinie 2006/7/EG gelten *E. coli* und Enterokokken als Indikatororganismen. Sie sollen die mögliche Verunreinigung eines Gewässers mit Abwasser anzeigen. *E. coli*-Konzentrationen von weniger als 500 KBE/100 mL zeigen eine ausgezeichnete Badegewässerqualität.

Die Konzentration der Gesamtcoliformen war immer höher als die der *E. coli*, die ja eine Teilmenge der Gesamtcoliformen sind (Abb. 1-12). Es liegt keine Korrelation zwischen den beiden bakteriellen Gruppen vor. Der Verlauf der mittels DAPI (4',6-Diamidino-2-Phenylindol; Fluoreszenzfarbstoff) ermittelten Gesamtbakterienzahl aus 0–10 m ist ähnlich zu dem Verlauf der Gesamtcoliformen mit dem Jahresmaximum im August (Abb. 1-8).

Im Winter 2015/2016 war die Konzentration an Gesamtco-

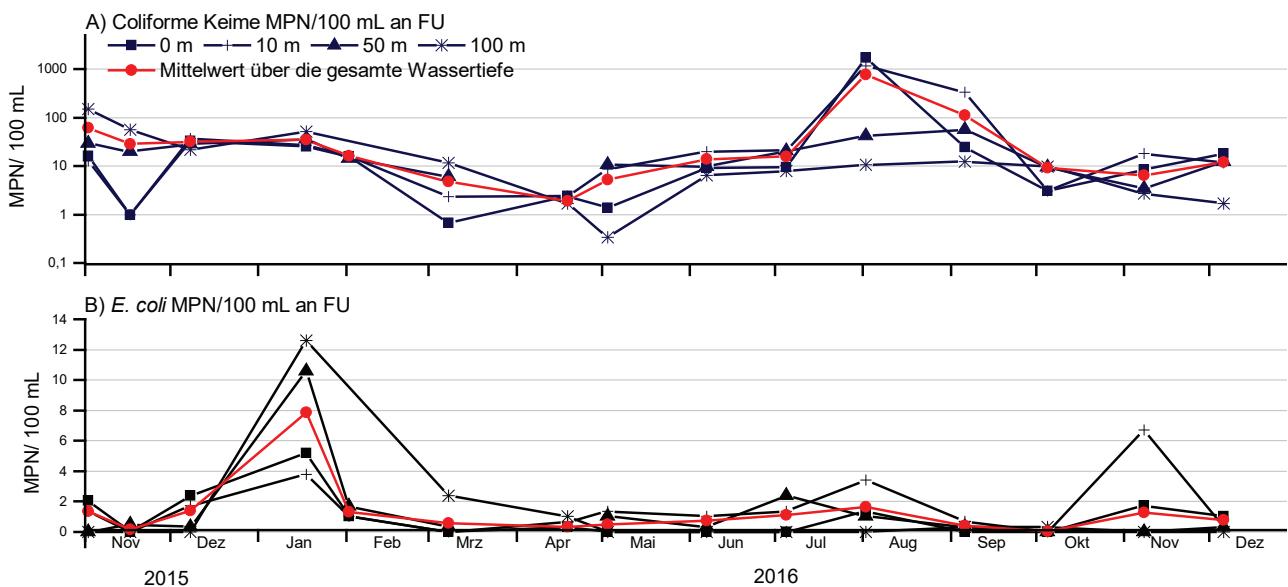


Abb. 1-12: Konzentrationen von Coliformen Keimen (oben) sowie *E. coli* in MPN/100 mL an der Station Fischbach-Uttwil. Zur besseren Übersichtlichkeit sind nur die Tiefenstufen 0 m, 10 m, 50 m und 100 m dargestellt, in den Mittelwert über die gesamte Wassertiefe sind alle Tiefenstufen eingegangen.

liformen über den gesamten beprobten Tiefenbereich fast identisch und lag im Mittel bei 32 bzw. 35 MPN/100 mL. Im Frühjahr gingen die Konzentrationen der Gesamtcoliformen zunächst weiter zurück, steigen dann ab Mai kontinuierlich an und erreichen im August das Maximum, das in den oberflächennahen Schichten von 0–10 m Werte von 1 168 MPN/100 mL bis über die Bestimmungsgrenze von 2 419,6 MPN/100 mL (in 5 m) erreicht. Danach nahmen die Konzentrationen wieder ab und lagen im Dezember im Mittel bei 12 MPN/100 mL. Im Mittel waren die höchsten Konzentrationen an Gesamtcoliformen in den Schichten zwischen 0 m und 10 m zu finden (0 m: 150 MPN/100 mL; 5 m: 232 MPN/100 mL; 10 m (136 MPN/100 mL). Der ehemals gültige Badegewässerrichtlinien-Grenzwert wurde nicht überschritten.

Die höchsten Konzentrationen des Jahres von *E. coli* wurden bereits im Januar detektiert (über alle Tiefenstufen: 7,8 MPN/100 mL). Im Laufe des Jahres lagen die Konzentrationen bei sehr geringen Werten von im Mittel 0,04 und 1,2 MPN/100 mL. Der aktuell gültige Badegewässerrichtlinien-Grenzwert für eine sehr gute Gewässerqualität wurde nicht überschritten.

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden an der Station Fischbach-Uttwil insgesamt 45 Taxa des Metazooplanktons (24 Rotatorien, 14 Cladoceren und 7 Copepoden) nachgewiesen. Die Taxazahl ist als mittel bis hoch zu bewerten. Litoraltaxa sind in den Proben praktisch nicht vorhanden, allenfalls als Einzelnachweise bei den Rädertieren. Zur Taxazahl bei den Cladoceren ist anzumerken, dass sieben von den 14 Taxa auf den Genus *Daphnia* entfallen, darunter drei Hybridformen. Die taxonomische Unterscheidung der Daphnienhybride ist nicht unumstritten und abhängig von der verwendeten Bestimmungsliteratur. Eine nachträgliche Zusammenführung ist aber immer noch möglich. Als taxonomische Besonderheit könnte man allenfalls den Raubwasserfloh *Bythotrephes longimanus* anführen, der praktisch nur in größeren Seen vorkommt und der eine wichtige Nahrungsgrundlage der Bodenseefelchen ist bzw. war. Interessant ist auch die Taxonomie der Bodensee „Eubosminen“, die wohl Hybride aus *E. coregoni* und *E. longispina* darstellen [HOFMANN 1991; LIEDER 1999].

Ganzjährig häufige Rotatorien sind das weit verbreitet auf-

tretende Rädertier *Keratella cochlearis* sowie das oligotrophe Bedingungen anzeigende Rädertier *Kellicottia longispina*, deren Anteile bis zu knapp 50 % (*Keratella cochlearis*) bzw. 40 % (*Keratella longispina*) an der Rädertierabundanz betragen kann. Häufig sind Flosserädertiere (*Polyarthra vulgaris-dolichoptera*-Gruppe) sowie Synchaeten aus der *Synchaeta oblongalakowitziana*-Gruppe, wobei Letztere vor allem im Frühjahr vorherrschen.

Bei den Cladoceren bestimmen eindeutig die Daphnien das Bild, wobei bis zum späten Frühjahr (etwa bis zum Klarwasserstadium) mittelgroße bis größere Daphnien aus der *D. galeata/longispina* Gruppe dominieren (vgl. Abb. 11). In der zweiten Jahreshälfte (zur Haupt-Fraßzeit der Fische) kommt die kleinere Daphnie *D. cucullata* stark auf und stellt über 80 % der Cladocerenabundanz. Rüsselkrebse (Eu-Bosminen, Bosminen) sind präsent, bleiben aber in ihrer Abundanz hinter den Daphnien zurück und stellen maximal ca. 30 % der Cladocerenabundanz. An Raubcladoceren ist noch der Glaswasserfloh *Leptodora kindtii* vorhanden, der deutlich häufiger ist als die bereits genannte Art *Bythotrephes*.

Bei den Copepoden bestimmen im Frühjahr und Herbst Arten der Gattung *Cyclops* – insbesondere *Cyclops abyssorum* – sowie der herbivore, calanoide, insgesamt äußerst häufige Copepode *Eudiaptomus gracilis* das Bild. Im Sommer dominiert der kleinere cyclopoide Copepode *Mesocyclops leuckarti*.

Die Biomasse (Trockenmasse) im Obersee (bezogen auf 0–20 m, vgl. Kap. 4.2) liegt ganzjährig unter 200 µg/L, im Durchschnitt (Median) bei 56 µg/L und indiziert klar oligotrophe Bedingungen [TGL 1982]. Im Frühjahr dominieren die Ruderfußkrebse, im Sommer stellen die Cladoceren die Hauptmasse des Metazooplanktons, wobei nochmals auf die starke Präsenz der kleinen Daphnie *D. cucullata* hinzuweisen ist. Der Anteil der Rotatorien bleibt ganzjährig unter 25 % und liegt im Mittel nur bei ca. 4 % (Abb. 1-12).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap. 4.3) ist im Frühjahr aufgrund der Dominanz von größeren Daphnien hoch und liegt über der Masse einer 1 mm langen Daphnie (Abb. 1-13). Im Sommer fällt der GIC allerdings deutlich ab, was auf Fisch-Prädationseffekte hinweist.

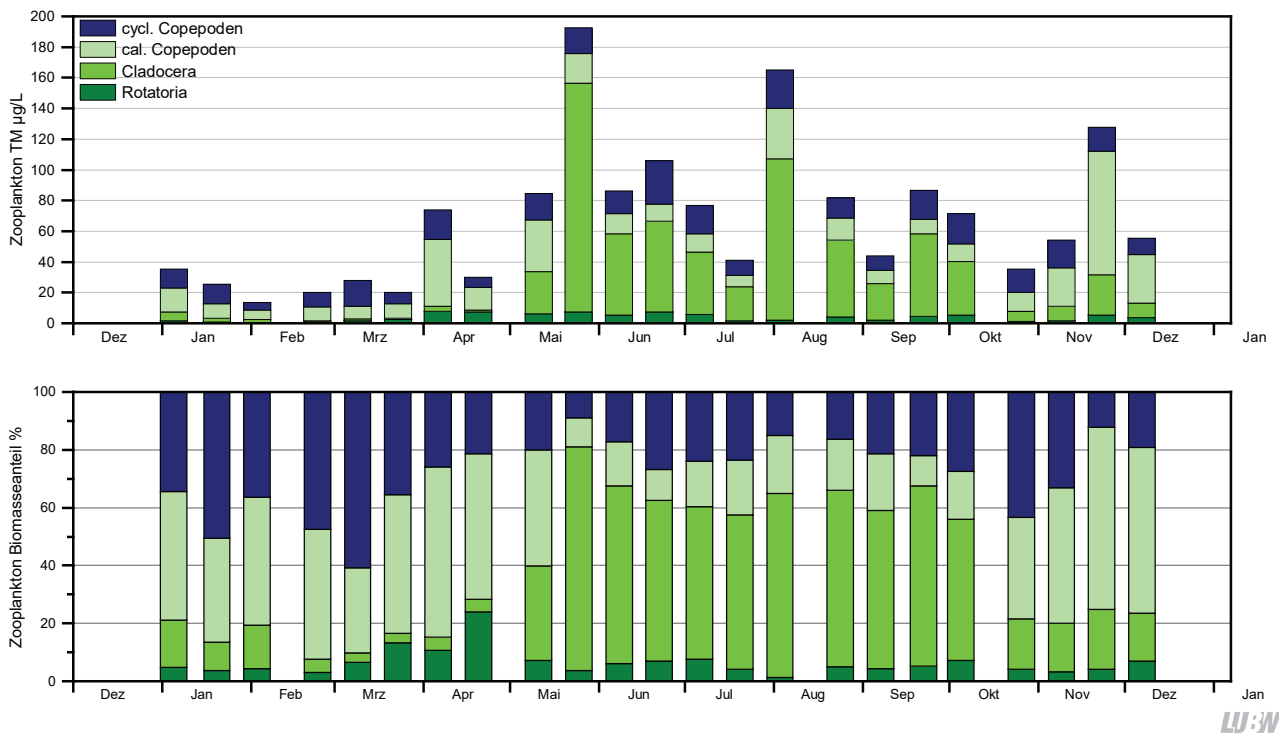


Abb. 1-12: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Bodensee-Obersee im Jahr 2016 bezogen auf 0–20 m Wassersäule (Mächtigkeit des Epilimnions). Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

Ein mindestens mittlerer bis hoher Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 4 auch über das Phytoloss Modul (vgl. Kap. 4.3) ausgegeben (Abb. 1-14; S. 20). Der Fraßdruck des Zooplanktons bzw. der Cladoceren

aufkommenden Cyanobakterien davon, dass Konkurrenzalgen durch das Daphniengrazing limitiert werden. Der Umsatz von Phytoplankton in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 4 nur mittelmäßig.

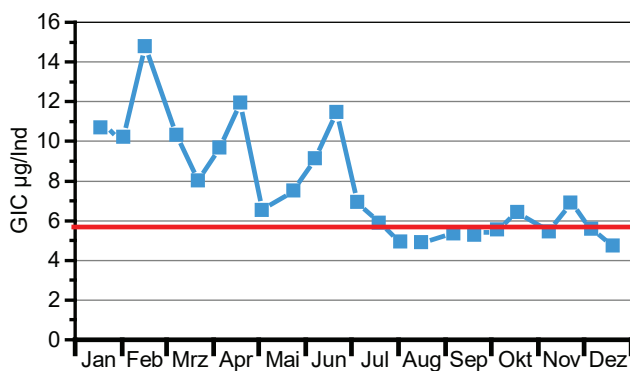


Abb. 1-13: Größenindex der Cladoceren im Obersee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

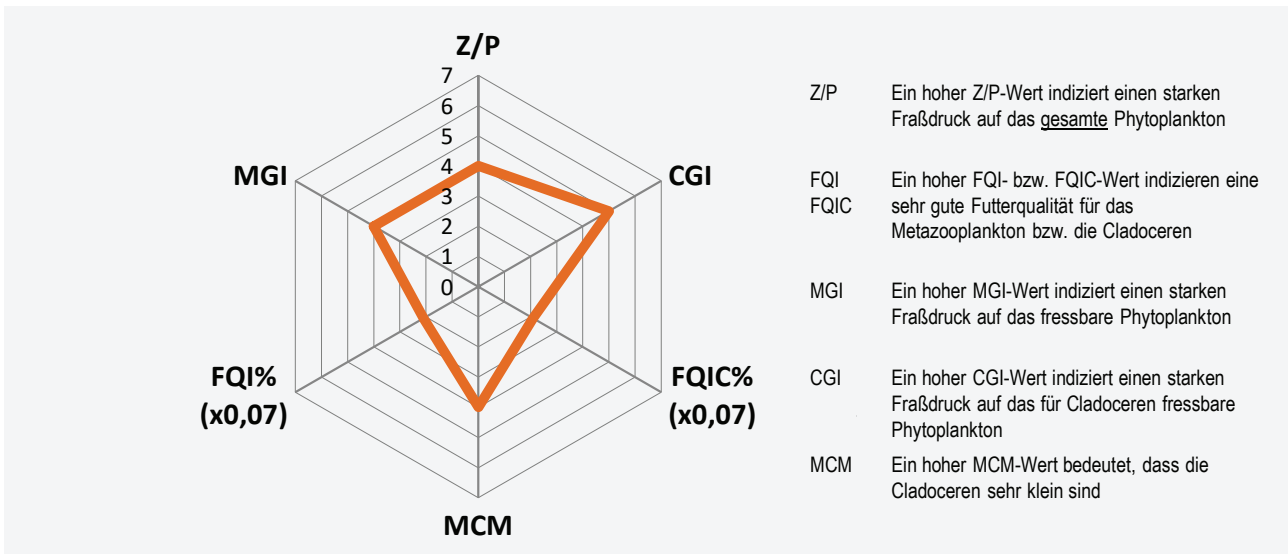
ren auf das Phytoplankton ist mit Effektklasse 4 bzw. 5 als mittel bis sogar stark einzustufen. Deshalb liegt die Futterqualität für das Zooplankton bei nur 30 % an fressbaren Algen. Offensichtlich profitieren die im Sommer stärker

Der Jahresverlauf der Gelegegröße zeigt das für die meisten Seen typische Bild (Abb. 1-15; S. 20). Im Frühjahr ist aufgrund der guten Nahrungsbedingungen (hohe Phytoplankton-Biomasse und Präsenz von gut fressbaren Taxa) bei den Filtrierern eine hohe Eiproduktion möglich. Mit dem Aufkommen der schlecht fressbaren pennaten Diatomeen und Dinophyceen im Sommer fällt die Anzahl der Eier pro Gelege bei den Daphnien auf 1–2, bei calanoiden Ruderfußkrebse auf < 10 ab. Der stärkere Anstieg der Gelegegröße bei calanoiden Ruderfußkrebse im Herbst im Vergleich zu den Daphnien könnte daran liegen, dass calanoiden Copepoden selektiv fressen und in der Lage sind größere Partikel aufzunehmen.

Auffallend im Jahr 2016 war das verstärkte Auftreten von *Daphnia cucullata* in der zweiten Jahreshälfte. EINSLE [1977] berichtete, dass *Daphnia cucullata* sich Ende der 1960er und Anfang der 1970er Jahre im östlichen Obersee stark vermehrt hat und die Tiere vor allem in der wärmeren Jahres-

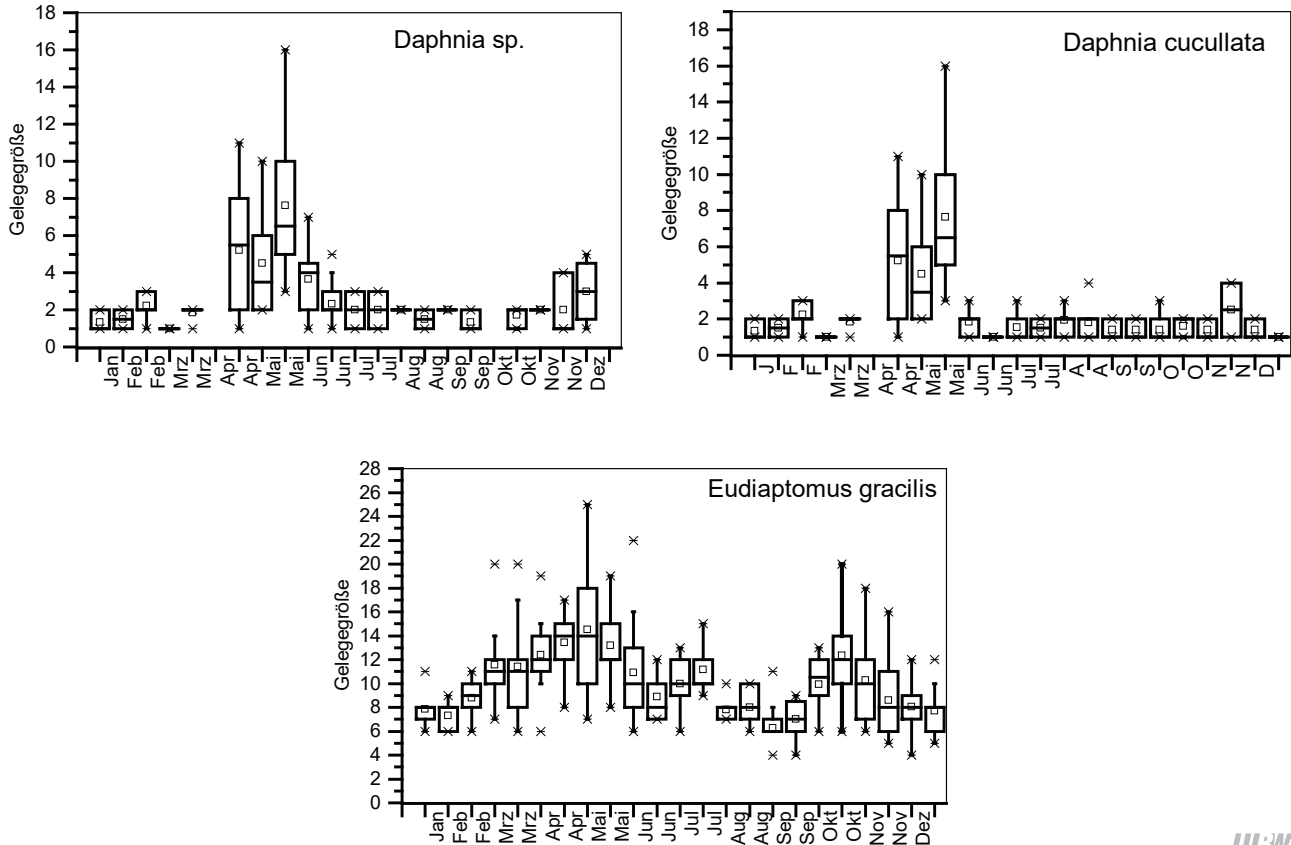
zeit bevorzugt in den oberen Wasserschichten auftraten. Für die Station Fischbach-Uttwil wurde *D. cucullata* zum ersten Mal im Jahr 2007 in geringen Abundanzen gezählt

(Abb. 1-16). Vereinzelt Exemplare traten in den Jahren 2009 und 2012 auf und erst im Jahr 2015 wurden in der zweiten Jahreshälfte konstant einige Individuen nachge-



LU:W

Abb. 1-14: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Obersee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

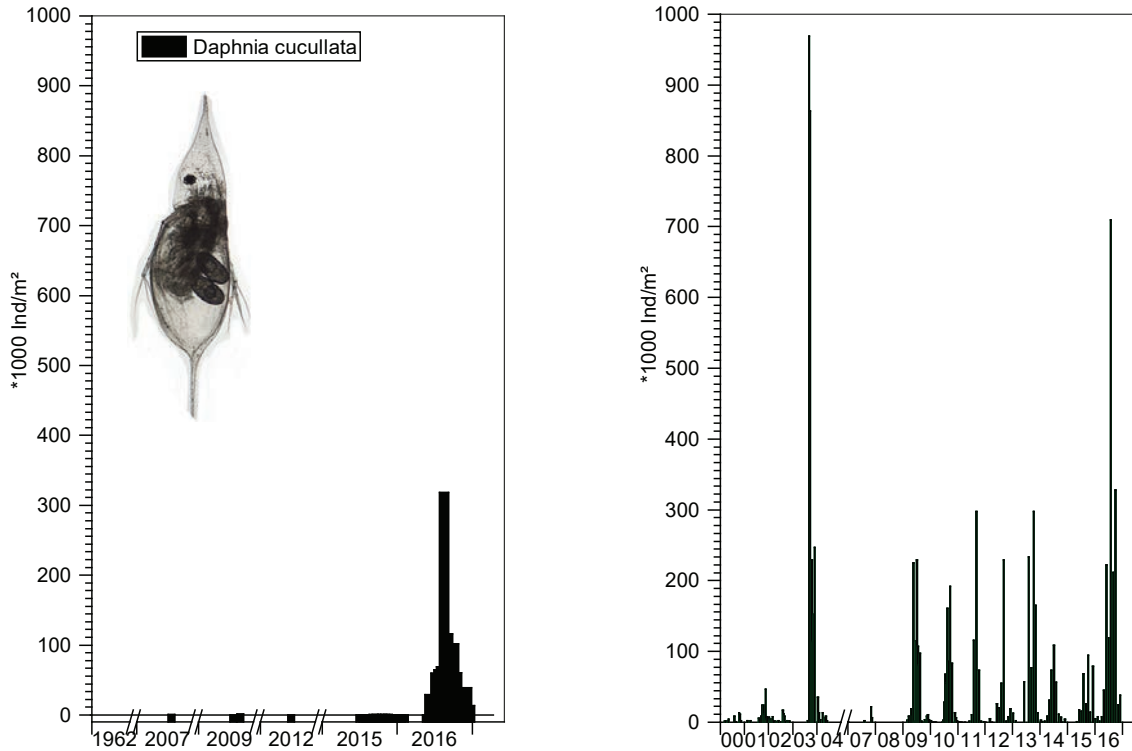


LU:W

Abb. 1-15: Jahresverlauf der Gelegegröße für Daphnien und *Eudiaptomus gracilis* (Calonoida) an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2016 (zu *Daphnia* sp. wurden *D. hyalina*, *D. galeata*, *D. obscura*, *D. longispina*, *D. krausii* & *D. tecta* zusammengefasst).

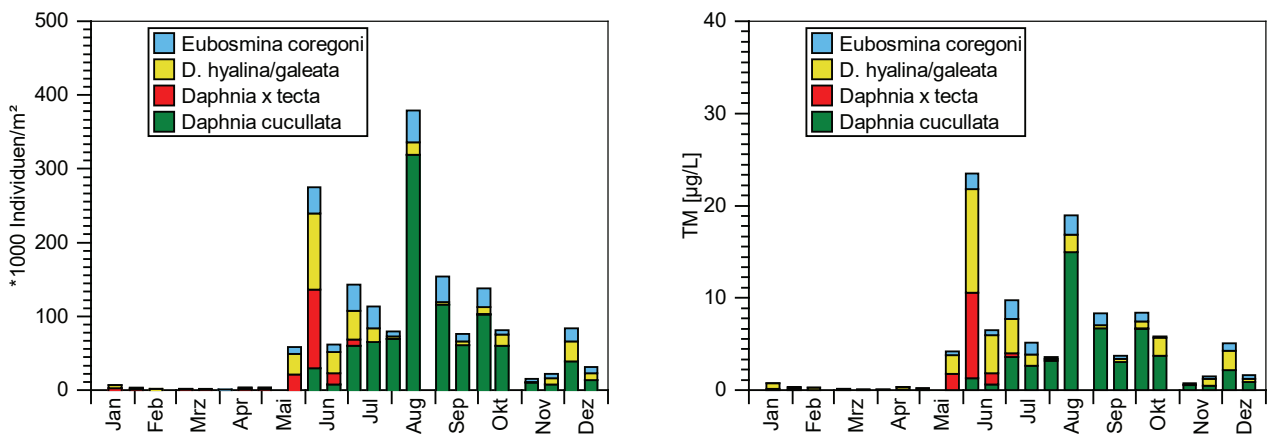
wiesen. Im Jahr 2016 stieg die Anzahl von *D. cucullata* im August auf über 300'000 Ind./m² (Abb. 1-16). Im Vergleich mit den anderen Hauptarten sind die Abundanzen und auch die Biomassen von *D. cucullata* im Sommer dominant (Abb. 1-17).

Nach LAMPERT & WOLF [1986] dient die Helmbildung bei *D. cucullata* als Schutz gegen Prädation durch Jungfische und invertebrate Räuber. Zahlreiche Wissenschaftler haben sich mit dem Phänomen der Helmbildung beschäftigt. In Experimenten konnte gezeigt werden, dass die Helmbildung durch Kairomone (= Botenstoffe) ausgelöst werden



LU:W

Abb. 1-16: Auftreten von *Daphnia cucullata*, links: Station FU (Fischbach-Uttwil) im Zeitraum von 1962 bis 2016, rechts: Station ZELL (Zellersee) von 2000 bis 2016 (die Jahre 2005 und 2006 wurden an der Station ZELL nicht beprobt).



LU:W

Abb. 1-17: Hauptarten der Cladoceren an der Station FU 2016. Links: Abundanz, rechts: Biomasse.

kann, die von räuberischen invertebraten Räubern (z. B. *Chaoborus*, *Leptodora*, *Cyclops*) ins Wasser abgegeben werden [LAFORSCH, TOLLRIAN 2004a]. Ebenso gelang es LAFORSCH & TOLLRIAN [2004b], die Helmbildung durch geringfügige Turbulenzen auszulösen. Die Autoren nehmen an, dass solche Turbulenzen durch Jungfischschwärme gebildet werden könnten.

Im Untersee war *Daphnia cucullata* bereits 1955 selten geworden und im Zeitraum 1963–1973 nicht mehr nachzuweisen [EINSLE 1977]. In Original-Zähllisten aus dem Jahr 1962 sind noch vereinzelt *D. cucullata* im Markelfinger Winkel (Gnadensee) vermerkt, später nicht mehr. Zooplanktondatensätze für den Untersee liegen für 1997 und dann ab den Jahren 2000 vor. 1997 wurden keine *D. cucullata* nachgewiesen. In den Proben aus dem Jahr 2000 war *D. cucullata* aber bereits vertreten (Abb. 1-16, rechts) und erreichte im Jahr 2003 ein Abundanzmaximum, das höher lag als das Maximum 2016.

Daphnia cucullata zählt zu den Feinfiltrierern, d. h. die Tiere können auch kleinste Nahrungspartikel wie Bakterien und Picoplankton effektiv nutzen. Dies könnte vor allem im Sommer, wenn vorwiegend große, schlecht fressbare Algen das Phytoplankton bestimmen, ein Vorteil gegenüber den größeren Daphnienarten (*D. hyalina/galeata*) sein, die gut fressbares Phytoplankton benötigen. Möglicherweise spielte im Jahr 2016 auch das Auftreten der fädigen Burgunderblutalge eine Rolle. Kleinere Cladocerenarten werden durch fädige Algen bei der Nahrungsaufnahme weniger beeinträchtigt als größere Cladoceren, die in ihrer Futteraufnahme, Filtrier- und Wachstumsrate und Vermehrung abgeschwächt werden [GLIWICZ, SIEDLAR 1980]. Dies könnte erklären, warum gleichzeitig mit dem Auftreten der Burgunderblutalge die Population von *D. cucullata* zunahm, während *D. hyalina* und *D. galeata* zunächst zurückgingen. Um die Zusammenhänge genauer zu erfassen, wären jedoch intensivere Untersuchungen notwendig.

1.1.3.2 Station Zellersee

Im Zellersee betrug die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse in 2016 0,59 mg/L und war niedriger als im Ausnahmejahr 2015 (1,1 mg/L), das durch eine äußerst markante Kieselalgenblüte im April gekennzeichnet war (siehe Jahresbericht 2015). Insgesamt dominieren Kieselalgen

(45,1 %) und Cryptophyceen (29,1 %) die Phytoplankton-Biomasse im Jahresverlauf.

Im Jahr 2016 trat die Frühjahrsblüte bereits im Februar auf und erreichte eine maximale Biomasse von 1,54 mg/L (April 2015: 4,82 mg/L). Prägend für die Frühjahrsblüte war wie im Vorjahr die Gruppe der centrischen Kieselalgen, die dominierenden Arten *Stephanodiscus alpinus* und *S. neostraea* sind Indikatoren für oligo- bis mesotrophe Bedingungen. Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte fiel zusammen mit homothermen Verhältnissen im Zellersee, wodurch sich nährstoffreiches Tiefenwasser im gesamten Wasserkörper verteilen konnte. Nach dem Rückgang der Phytoplankton-Biomasse von März bis April nahm sie im Juni wieder etwas zu und zeigte eine gering ausgeprägte Sommerblüte, dominiert durch *Fragilaria crotonensis* (Bacillariophyceae) sowie *Uroglena* und *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae). Cryptophyceen waren im gesamten saisonalen Verlauf vorhanden, besonders hohe Biomassen wurden im April und November beobachtet, die prägenden Arten waren *Cryptomonas ovata*, *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* sowie *R. lens*. Auch im Zellersee wurde die Burgunderblutalge nachgewiesen: ab August nahmen die Zellzahlen von *Planktothrix rubescens* bis Dezember zu, allerdings weniger stark als im Obersee, was sich auch in den geringeren Cyanobakterien-Biomassen zeigte. Bezogen auf das Biovolumen zählten im Jahr 2016 im Zellersee *Fragilaria crotonensis* mit 13,2 % sowie *Stephanodiscus neostraea* (11,2 %) zu den dominierenden Arten der Phytoplankton-Gemeinschaft, gefolgt *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* (9,9 %), *R. lens* (9,2 %) und *Cryptomonas ovata* (8,6 %).

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRRL wurde ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt (PhytoSee-Index V 6.0: 1,42).

Die Biomasse des autotrophen Picoplanktons zeigte wie im Vorjahr einen eingipfeligen saisonalen Verlauf. Das Maximum von 0,77 mg/L bildete sich bereits im Mai und übertraf zu diesem Zeitpunkt die Biomasse des Phytoplanktons.

Die Chlorophyll-a-Konzentration war im Vergleich zum Vorjahr etwas geringer und lag im Jahresdurchschnitt bei 3,7 µg/L (2015: 5,0 µg/L). Das Chlorophyll-a Maximum wur-

de in Übereinstimmung mit der maximalen Phytoplankton-Biomasse mit 8,5 µg/L im Februar erreicht (2015: 12,2 µg/L im März) (Abb. 1-18). Der Verlauf der anderen Leitpigmente stimmte mit der mikroskopisch ermittelten Phytoplankton-Zusammensetzung gut überein. Der Zeaxanthin-Peak im Mai wurde durch die hohen Picoplankton-Biomassen zu diesem Zeitpunkt verursacht.

Im Untersee wird das Zooplankton im monatlichen Abstand erhoben. Im Untersuchungsjahr 2016 wurden an der Station Zellersee insgesamt 49 Taxa des Metazooplanktons (27 Rotatorien, 14 Cladoceren und 8 Copepoden) nachgewiesen. Die Taxazahl ist als mittel bis hoch zu bewerten. Litoraltaxa sind in den Proben praktisch nicht vorhanden, allenfalls als Einzelnachweise bei den Rädertieren und Cla-

doceren. Im Frühjahr dominiert bei den Rotatorien das Flossenrädertier *Polyarthra* cf. *dolichoptera*. Zusammen mit den Gattungen *Conochilus* und *Synchaeta* stellen im Frühjahr die Flossenrädertiere zwischen 65 % und 85 % der Gesamt-abundanz der Rädertiere. Im Sommer wird das Rädertier *Keratella cochlearis* am häufigsten. Der Nahrungsspezialist *Gastropus stylifer* erreicht im Sommer knapp 10 % der Gesamt-abundanz. Übereinstimmend mit der höchsten Phytoplanktonbiomasse der Dinophyceen treten im September zwei Arten der Gattung *Ascomorpha* auf. *Ascomorpha* ist eine Gattung, die sich auf Dinophyceen als Nahrung spezialisiert hat. Die beiden Arten *Ascomorpha ovalis* und *Ascomorpha ecaudis* stellten im September immerhin 12 % der Rotatorien-abundanz.

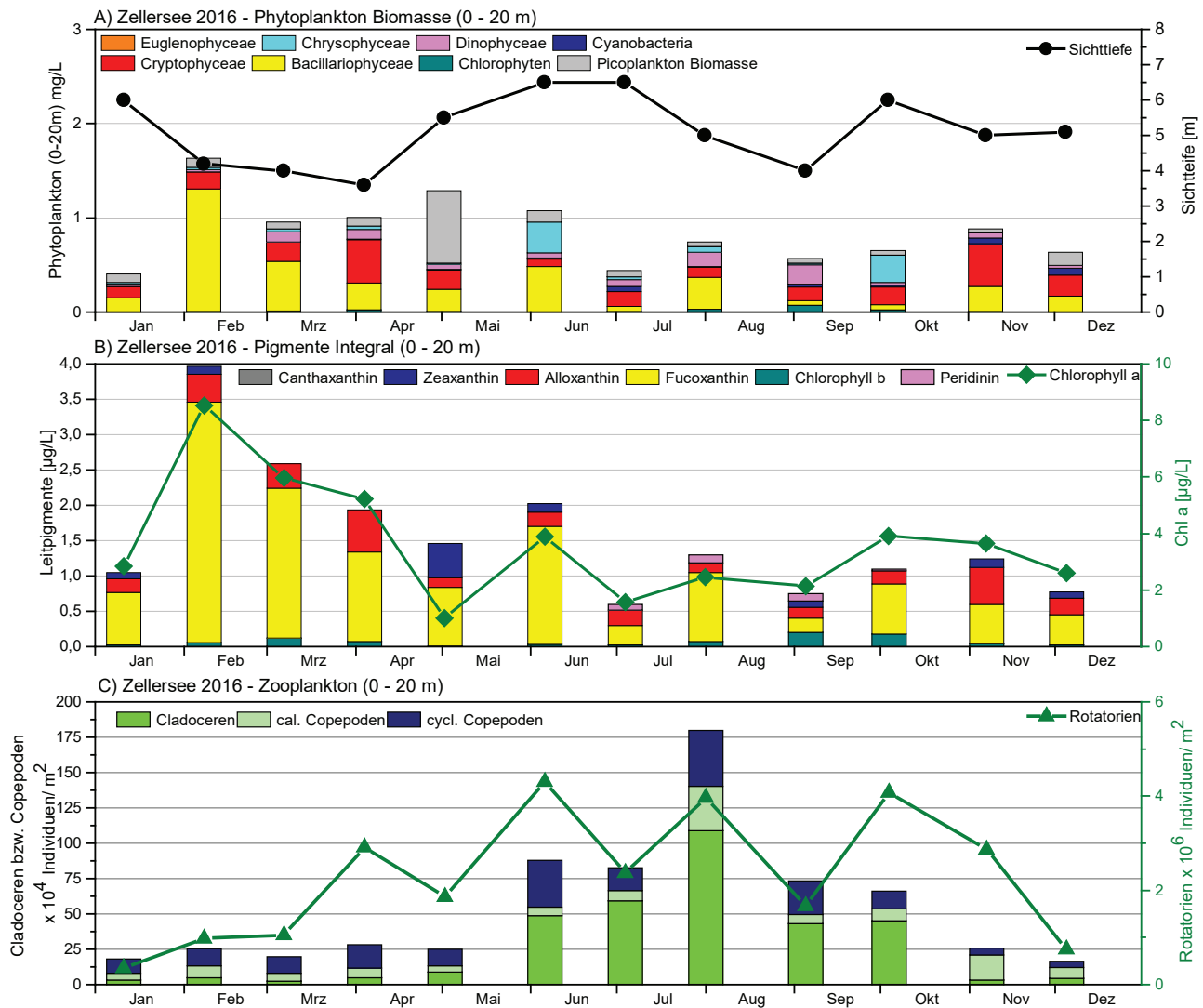


Abb. 1-18: Biologische Parameter an der Station Zellersee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0–20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a aus der Integralprobe von 0–20m. C) Zooplankton von 0–20 m.

Bei den Cladoceren bestimmen eindeutig die Daphnien das Bild, wobei bis zum April mittelgroße bis größere Daphnien (v.a. *D. galeata*) dominieren. In der zweiten Jahreshälfte (zur Haupt-Fraßzeit der Fische) kommt die kleinere Daphnie *D. cucullata* stark auf und stellt bis zu knapp 80 % der Cladocerenabundanz (vgl. Abb. 1-16). Rüsselkrebse (Eu-Bosminen, Bosminen) sind präsent, stehen aber in ihrer Abundanz hinter den Daphnien zurück und stellen maximal 46 % der Cladocerenabundanz.

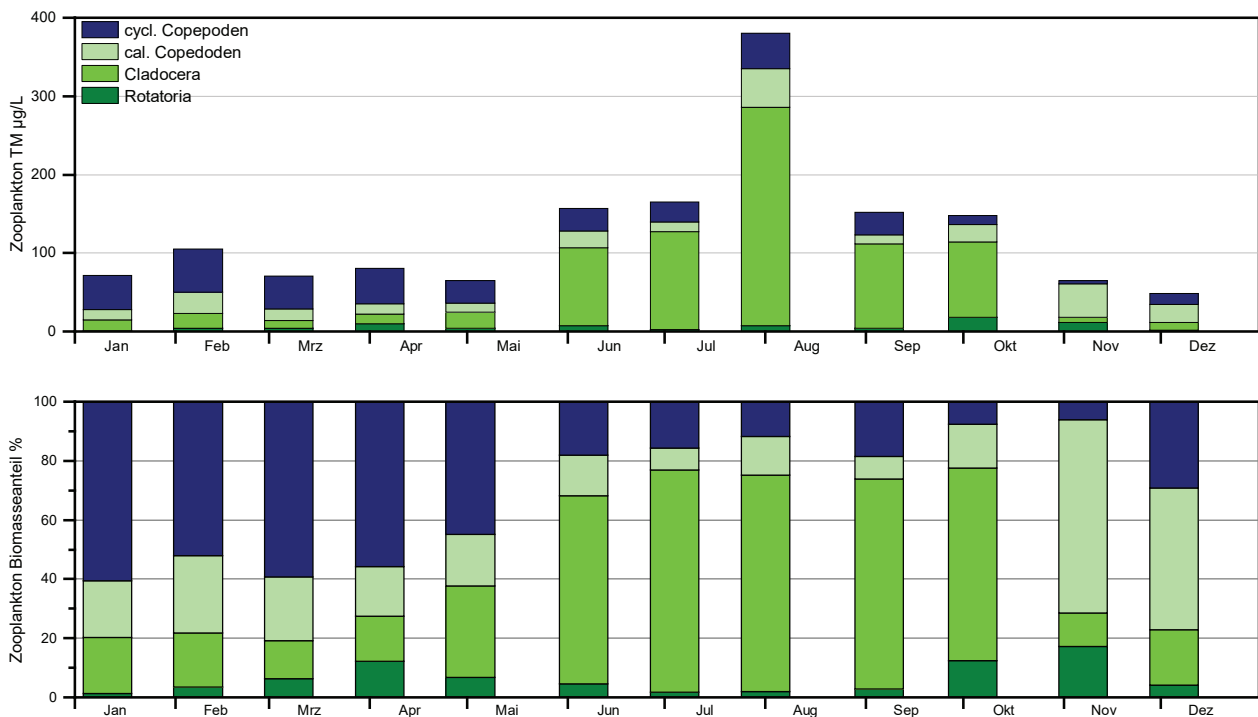
Bei den Copepoden bestimmen im Frühjahr und Herbst Arten der Gattung *Cyclops* – insbesondere *Cyclops strenuus* – sowie der herbivore (=pflanzenfressende), calanoide, insgesamt äußerst häufige Copepode *Eudiaptomus gracilis* das Bild. Während *Cyclops strenuus* den Sommer in Diapause verbringt und aus dem Pelagial verschwindet, bleibt *Eudiaptomus gracilis* das ganze Jahr über häufig. Im Sommer kommen die kleineren cyclopoiden Copepoden *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti* hinzu.

Die Biomasse (Trockenmasse) im Zellersee liegt im Durchschnitt (Median) bei 93 µg/L und indiziert noch den oligotrophen Bereich [TGL 1982]. Im Frühjahr dominieren die Ruderfußkrebse, im Sommer stellen die Cladoceren die

Hauptmasse des Metazooplanktons. Der Anteil der Rotatorien bleibt ganzjährig unter 20 % und liegt im Mittel nur bei ca. 6 % (Abb. 1-19).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) fällt bereits im Frühjahr auf Werte von 4–5 µg/Ind. ab, was anzeigt, dass nur vorwiegend kleinere bis mittelgroße Cladoceren vorhanden sind (Abb. 1-20); die Fisch-Prädationseffekte sind deshalb als moderat einzustufen.

Ein mindestens mittlerer Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 4 auch über das Phytoplankton-Modul (vgl. Kap. 4.3) ausgegeben (Abb. 1-21). Der Fraßdruck des Zooplanktons bzw. der Cladoceren auf das Phytoplankton ist mit Effektklasse 6 bzw. 7 als sehr stark einzustufen was den Rückgang des Phytoplanktons im Sommer erklärt, obwohl gut fressbare Cryptophyceen anteilig noch durchaus vorhanden sind und nicht völlig durch das Grazing der Cladoceren eliminiert werden. Trotz des hohen Grazing-Potentials insbesondere der Cladoceren liegt die Futterqualität im Sommer bei immerhin 40 %. Der Umsatz von Phytoplanktonbiomasse in Zooplanktonbiomasse ist als hoch/gut einzustufen.



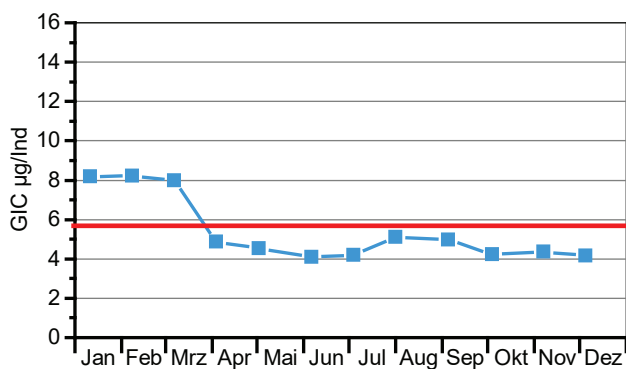
LU:W

Abb. 1-19: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Zellersee im Jahr 2016. Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

1.1.3.3 Station Gnadensee

An der Station Gnadensee lag die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse bei 0,72 mg/L und damit niedriger als im Vorjahr 2015 (1,1 mg/L), aber im direkten Jahresvergleich mit dem Zellersee deutlich höher. Die im Jahresverlauf die Phytoplankton-Biomasse dominierenden Großgruppen waren die Cryptophyceen (32,5 %) und Kieselalgen (25,7 %), während es sich im Zellersee genau entgegengesetzt verhielt (Abb. 1-18A).

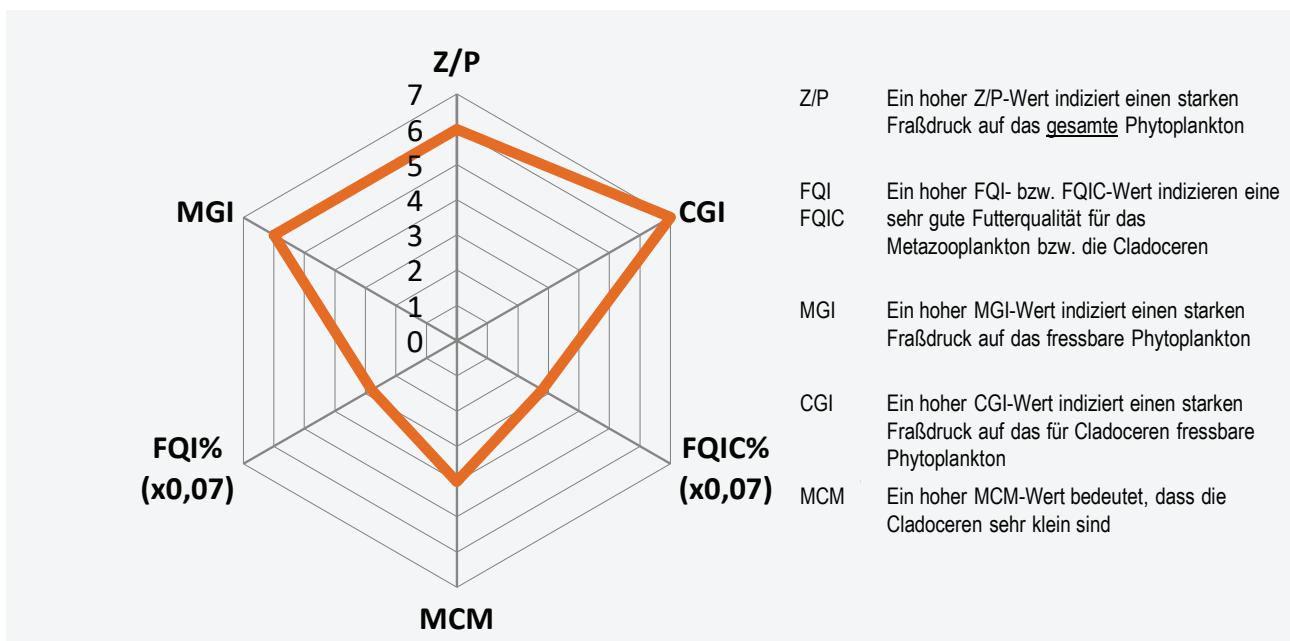
Im Jahr 2016 trat die Frühjahrsblüte bereits im Februar auf



LUBW

Abb. 1-20: Größenindex der Cladoceren im Zellersee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

und erreichte eine maximale Biomasse von 0,96 mg/L (April 2015: 4,56 mg/L). Prägend für die Frühjahrsblüte war wie im Vorjahr die Gruppe der Kieselalgen, wobei sowohl centrische Arten (*Stephanodiscus alpinus* und *S. neoastraea*) als auch pennate Arten (*Asterionella formosa*) dominierend waren. Des Weiteren machte *Rhodomonas spec.* zu diesem Zeitpunkt einen großen Anteil an der Biomasse aus. Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte fiel zusammen mit homothermen Verhältnissen im Gnadensee. Die Phytoplankton-Biomasse stagnierte von März bis Juni zwischen 0,49–0,59 mg/L. Im August und im Oktober wurden Biomassen von 0,82 bzw. 0,87 mg/L bestimmt. Während im August noch pennate Kieselalgen (*Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria flocculosa*) sowie *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) den Großteil der Biomasse ausmachten, waren es im Oktober verschiedene Blaualgen-Arten (neben *Planktothrix rubescens* auch andere fädige Formen wie *Pseudanabaena catenata* und *Aphanizomenon*). Im direkten Vergleich zum Zellersee waren die Blaualgen im Spätsommer bis in den Herbst hinein im Gnadensee in höheren Biomassen vertreten (Abb. 1-22A; S. 26). Bezogen auf das Biovolumen zählten im Jahr 2016 im Gnadensee kleine Formen der Cryptophyceen wie *Rhodomonas lacustris var. lacustris* (12,4 %) und *Cryptomonas ovata* (12,2 %) zu den dominierenden Gattungen, bezogen auf die Zellzahl/mL war es dagegen *P. rubescens*.



LUBW

Abb. 1-21: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Zellersee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

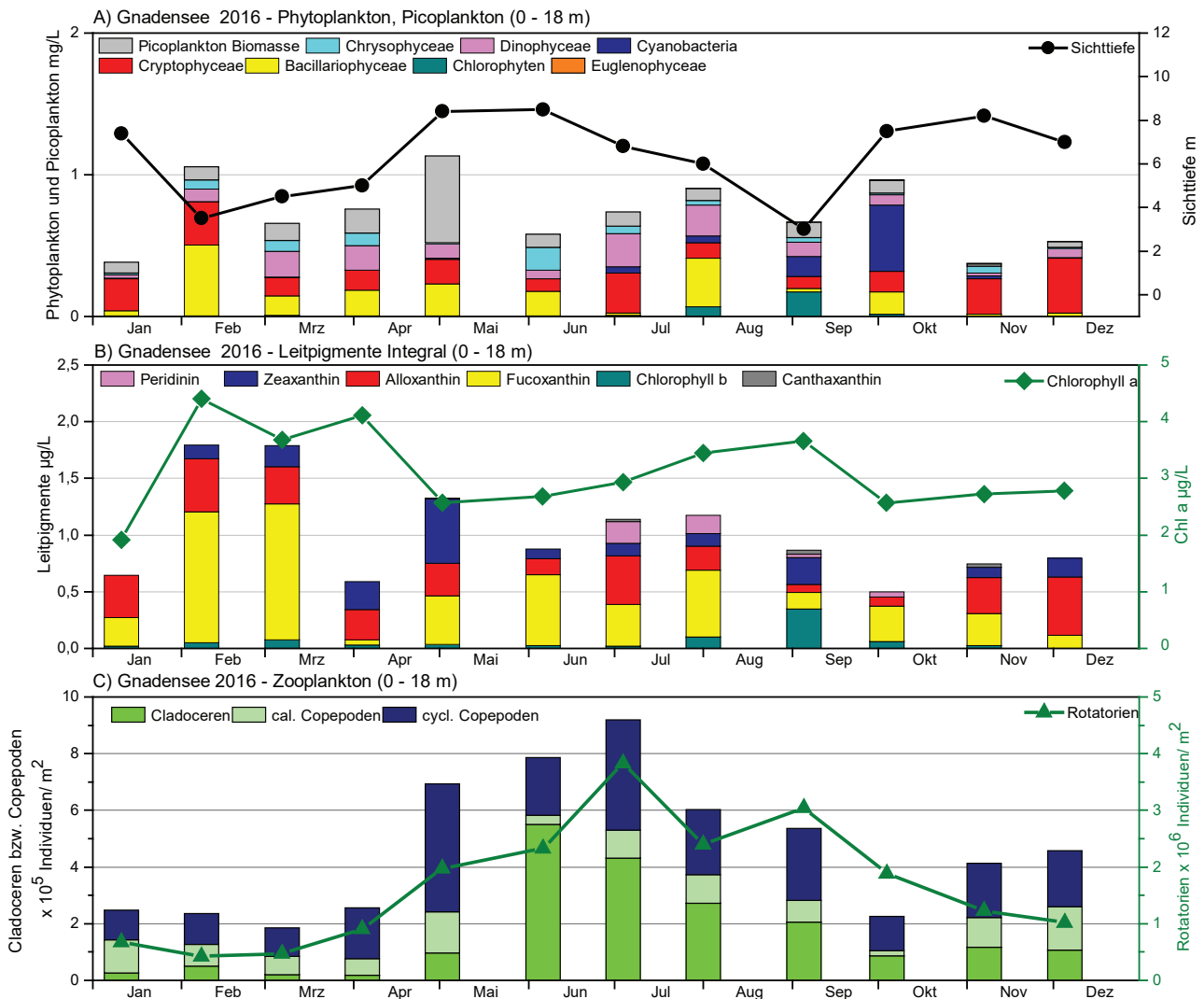
Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt (PhytoSee-Index V 6.0: 1,26).

Das autotrophe Picoplankton zeigte einen zum Zellersee vergleichbaren Verlauf mit der höchsten Biomasse von 0,61 mg/L im Mai. Zu diesem Zeitpunkt überstieg die Picoplankton-Biomasse die des Phytoplanktons.

Die Chlorophyll-a-Konzentration war im Vergleich zum Vorjahr etwas geringer und lag im Jahresdurchschnitt bei 3,1 µg/L (2015: 5,1 µg/L). Das Chlorophyll-a-Maximum wurde in Übereinstimmung mit der maximalen Phytoplankton-Biomasse mit 4,4 µg/L im Februar erreicht (2015: 8,5 µg/L im April) (Abb. 1-22B). Der Verlauf der anderen

Leitpigmente stimmte im Vergleich zum Zellersee weniger gut mit der mikroskopisch ermittelten Phytoplankton-Zusammensetzung überein. Vergleichbar ist der Zeaxanthin-Peak im Mai, der durch die hohen Picoplankton-Biomassen zu diesem Zeitpunkt verursacht worden ist. Im März allerdings bleibt die Pigment-Menge zum Vormonat Februar fast gleich, während die Phytoplankton-Biomasse zurückging. Tatsächlich ist die Biomasse der relativ großen, aber pigmentarmen Kieselalgen zurückgegangen, während sich die Biomasse von *Chrysochromulina parva* verdoppelt. Dieses Taxon wird nicht den Kieselalgen zugeordnet, enthält aber ebenfalls das Pigment Fucoxanthin [SHEATH, WEHR 2003].

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden an der Station Gnadensee insgesamt 51 Taxa des Metazooplanktons (28 Ro-



LU:W

Abb. 1-22: Biologische Parameter an der Station Gnadensee. A) Phytoplankton- und Picoplankton-Biomasse (0–18 m) sowie Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a. C) Zooplankton von 0–18 m.

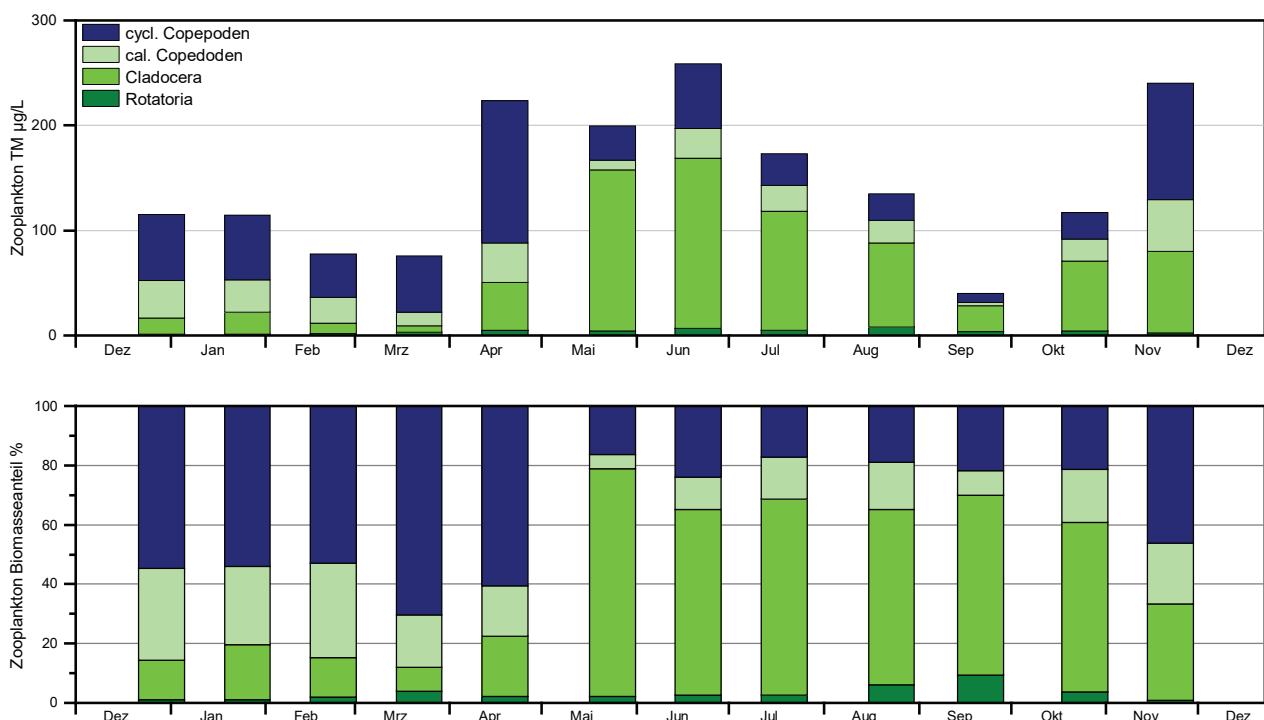
tatorien, 14 Cladoceren und 9 Copepoden) nachgewiesen. Die Taxazahl ist als mittel bis hoch zu bewerten. Litoraltaxa sind in den Proben praktisch nicht vorhanden, allenfalls als Einzelnachweise bei den Cladoceren. Im Frühjahr dominiert bei den Rotatorien (bei insgesamt niedrigen Abundanz, Abb. 1-22C) ähnlich wie im Zellersee das Flossenträdertier *Polyarthra cf. dolichoptera*. Zusammen mit den Gattungen *Conochilus* und *Keratella* stellen im Frühjahr die Flossenträdertiere zwischen 60 % und 80 % der Gesamt-abundanz der Rädertiere. Ab Mai steigen die Individuenzahlen an (Abb. 1-22C) und das Rädertier *Keratella cochlearis* wird am häufigsten. Der Nahrungsspezialist *Gastropus stylifer* (spezialisiert auf Dinophyceen) erreicht im Sommer zwischen 4 % und 9 % der Gesamt-abundanz. Die ebenfalls auf Dinophyceen spezialisierten Arten der Gattung *Ascomorpha* treten vor allem im Juli in höherer Abundanz auf (knapp 10 %-Anteil). Zu diesem Zeitpunkt machen die Dinophyceen einen relativ hohen Anteil an der Phytoplanktonbiomasse aus (Abb. 1-22A).

Bei den Cladoceren bestimmen eindeutig die Daphnien das Bild, wobei bis in den August mittelgroße bis größere Daphnien (v.a. *D. galeata*) dominieren. Der Peak im Juni

(Abb. 1-22C) setzt sich zu 60 % aus *Daphnia galeata*, knapp 30 % *D. cucullata* und knapp 10 % *Bosmina coregoni* zusammen. Im Gegensatz zum Zellersee spielt beim Gnadensee den Sommer über die kleinere *Daphnia cucullata* eine geringere Rolle. Sie erreicht lediglich knapp 40 % der Cladoceren-abundanz (im Zellersee bis zu knapp 80 %, vgl. Kap. 1.1.3.2). Rüsselkrebse (Eu-Bosminen, Bosminen) sind präsent, stehen aber hinsichtlich ihrer Abundanz deutlich hinter den Daphnien zurück.

Bei den Copepoden bestimmen im Frühjahr und Herbst Arten der Gattung *Cyclops* – insbesondere *Cyclops strenuus* – sowie der herbivore (pflanzenfressende), calanoide, insgesamt äußerst häufige Copepode *Eudiaptomus gracilis* das Bild. Das Maximum im Mai wird zu 2/3 von *Cyclops strenuus* verursacht (Abb. 1-22C). Während *Cyclops strenuus* den Sommer über in Diapause verbringt und aus dem Pelagial verschwindet, bleibt *Eudiaptomus gracilis* das ganze Jahr über präsent. Im Sommer dominieren die kleineren cyclopiden Copepoden *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti*.

Die Biomasse (Trockenmasse) im Gnadensee liegt im Durchschnitt (Median) bei 126 µg/L und indiziert den un-



LJ:W

Abb. 1-23: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Gnadensee im Jahr 2016. Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

teren mesotrophen Bereich [TGL 1982]. Im Frühjahr dominieren die Ruderfußkrebse, im Sommer stellen die Cladoceren die Hauptmasse des Metazooplanktons. Der Anteil der Rotatorien bleibt ganzjährig unter 10 % und liegt im Mittel nur bei ca. 3 % (Abb. 1-23).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) bleibt nahezu das ganze Jahr über oberhalb des Wertes, der für eine ein Millimeter große Daphnie gemessen wird (Abb. 1-24), was anzeigt, dass überwiegend große bis mittelgroße Cladoceren vorhanden sind; die Fisch-Prä-

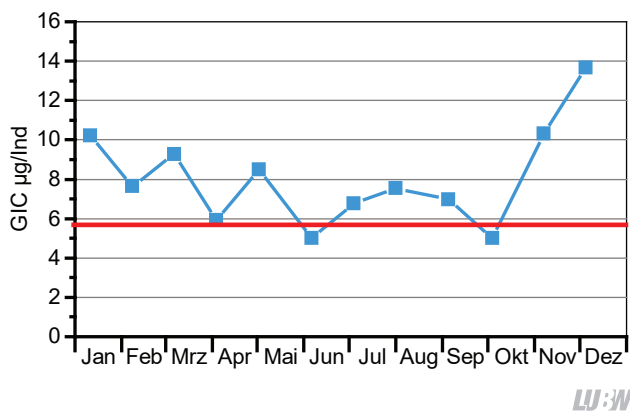


Abb. 1-24: Größenindex der Cladoceren im Gnadensee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

dationseffekte sind deshalb als relativ niedrig einzustufen.

Ein eher geringer Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 3 auch über das PhytoLoss Modul (vgl. Kap. 4.3) ausgegeben (Abb. 1-25). Der Fraßdruck des Zooplanktons bzw. der Cladoceren auf das Phytoplankton ist mit Effektklasse 5 als stark einzustufen, was vor allem den Rückgang der Cryptophyceen in den Hochsommermonaten erklärt. Trotz des hohen Grazing-Potentials insbesondere der Cladoceren liegt die Futterqualität im Sommer bei immerhin 40 %. Der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 5 als gut einzustufen.

1.1.3.4 Station Rheinsee

Die Station Rheinsee wurde vom Kanton Thurgau monatlich beprobt. Im Jahr 2016 betrug die Jahresdurchschnittsbiomasse des Phytoplanktons 0,51 mg/L (2015: 0,86 mg/L) und hatte damit die niedrigste Phytoplankton-Biomasse von allen Stationen. Die im Jahresverlauf die Phytoplankton-Biomasse dominierenden Großgruppen waren wie im Zellersee die Kieselalgen (34,5 %) und Cryptophyceen (33,5 %) (Abb. 1-26A).

Die Phytoplankton-Biomasse zeigte einen zweigipfeligen

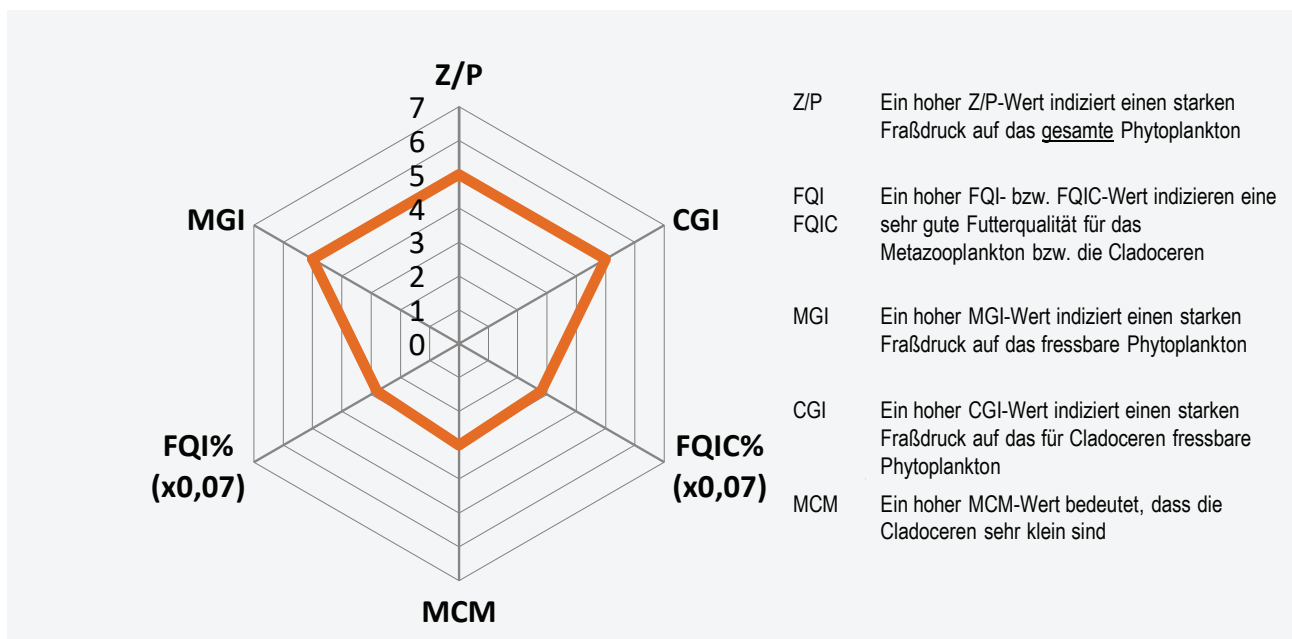


Abb. 1-25: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Gnadensee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

Verlauf mit einem ersten Peak im Februar und einem zweitem im August. Im Jahr 2016 trat die Frühjahrsblüte vergleichbar zum Gnadensee und Zellersee bereits im Februar auf und erreichte eine maximale Biomasse von 0,84 mg/L (April 2015: 3,0 mg/L). Wie im Gnadensee zählten centrische Kieselalgen *Stephanodiscus alpinus* und *S. neoastraea* und Cryptophyceen (*Rhodomonas* spec.) zu den prägenden Arten. Die Phytoplankton-Biomasse wurde im August von *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* sowie den Dinophyceen *Ceratium hirundinella* und *Peridinium williei* dominiert. Die Burgunderblutalge wurde auch an der Station Rheinsee mit vergleichbaren Zellzahlen wie im Zellersee nachgewiesen, allerdings weit weniger häufig als im Gnadensee. Die höchsten Zellzahlen wurden auch erst später im Jahr im November/Dezember beobachtet.

Die Chlorophyll-a-Konzentration betrug an der Station Rheinsee im Jahresmittel 2,1 µg/L (ohne März u. Mai) (2015: 1,4 µg/L; ohne August) mit einem Saisonmaximum im Oktober mit 4,1 µg/L. (Abb. 1-26A). Weitere Leitpigmente wurden nicht untersucht.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach

WRRL wurde ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt (PhytoSee-Index V 6.0: 1,13).

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden an der Station Rheinsee insgesamt 51 Taxa des Metazooplanktons (31 Rotatorien, 12 Cladoceren und 8 Copepoden) nachgewiesen. Die Taxazahl ist als mittel bis hoch zu bewerten. Im Vergleich mit den Stationen Zellersee und Gnadensee fällt auf, dass die Individuendichten des Zooplanktons deutlich niedriger liegen (Abb. 1-18C & 1-22C). Auch die Phytoplanktonbiomasse war an der Station Rheinsee am niedrigsten.

Bei den Rotatorien waren *Litoraltaxa* allenfalls als Einzelnachweise vorhanden. Im Frühjahr dominiert bei insgesamt niedrigen Abundanzen (Abb. 1-26C) ähnlich wie in den anderen Unterseestationen im Frühjahr das Flossenträdertier *Polyarthra* cf. *dolichoptera*, allerdings tragen auch Synchaeten deutlich zur Rotatorienabundanz bei. Das Allerweltsrädertier *Keratella cochlearis* ist im Juni und Juli am häufigsten, danach kommen die Flossenträdertiere wieder auf. Das Jahresmaximum bei den Rotatorien liegt im Oktober/November, nachdem die Abundanz der Crustaceen stark zurückgegangen ist. Die auf Dinophyceen spezialisiert

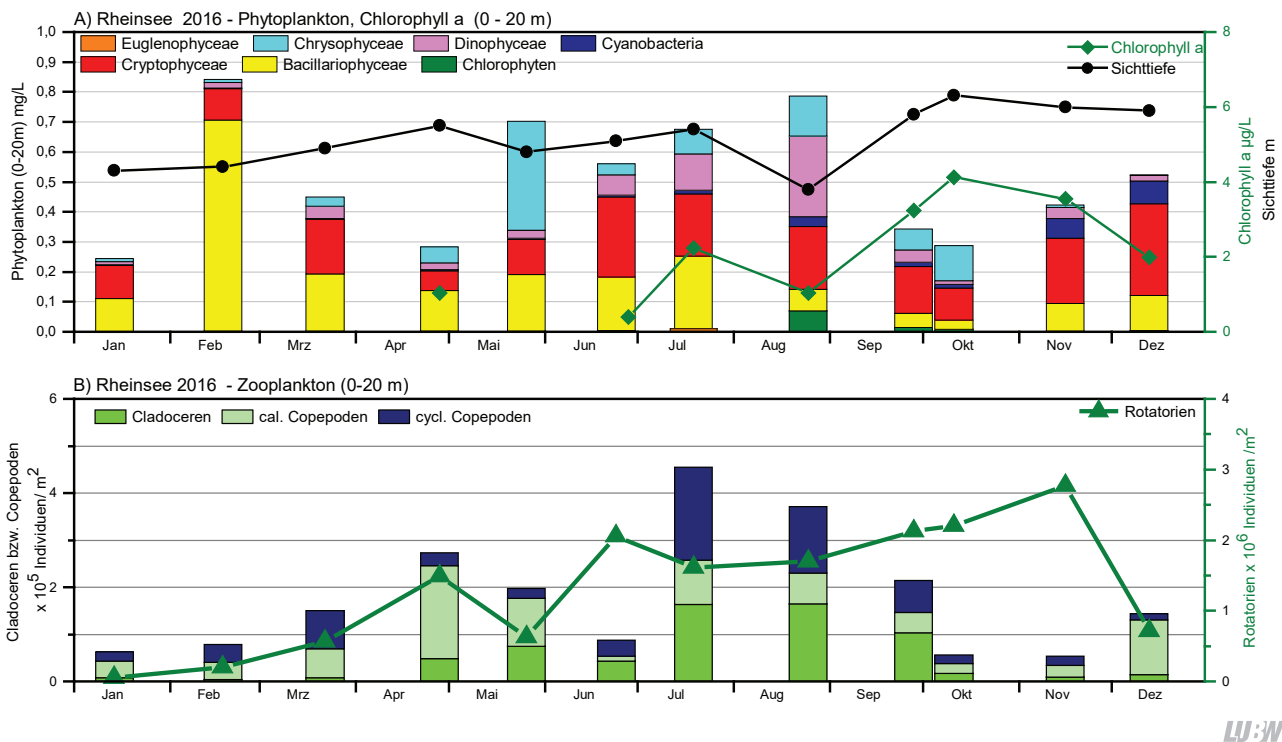


Abb. 1-26: Biologische Parameter an der Station Rheinsee 2016. A) Phytoplankton Biomasse sowie Chlorophyll-a (0–20 m) und Sichttiefe. B) Zooplankton (0–20 m) (berechnet zur beprobten Netzöffnung).

ten Arten der Gattung *Ascomorpha* waren von Juni bis September anzutreffen, parallel zu höheren Biomassen der Dinophyceen (Abb. 1-26A).

Die Cladoceren erreichen mit maximal 8 Ind/L im Juli und August nur sehr niedrige Werte. Betrachtet man die Daphnien, dann wurden im Sommer maximal 4 Ind/L erfasst. Wie im Zellersee ist in der ersten Jahreshälfte vor allem *Daphnia galeata* vertreten, während ab Juli die kleinere *Daphnia cucullata* häufiger ist. Rüsselkrebse (Bosminen) sind das ganze Jahr über vertreten und erreichen ihre höchsten Individuendichten im Sommer (maximal 3 Ind/L).

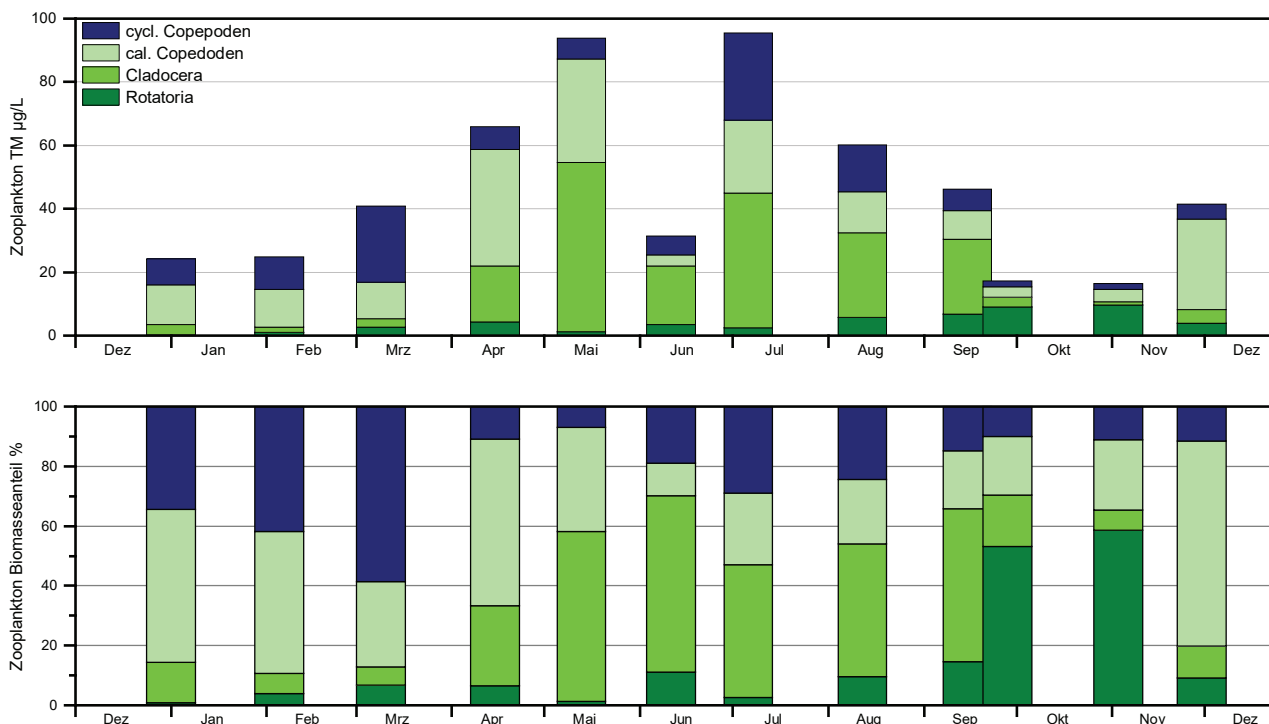
Das Copepodenplankton wird fast ganzjährig von der allgemein verbreiteten, calanoiden Art *Eudiaptomus gracilis* bestimmt. Lediglich zu Jahresbeginn ist *Cyclops strenuus* mit 2–4 Ind/L im Plankton vertreten und verbringt den Sommer über in Diapause. Im Sommer bestimmen die kleineren cyclopoiden Copepoden *Thermocyclops oithonoides* und *Mesocyclops leuckarti* das Copepodenplankton.

Die Biomasse (Trockenmasse) im Rheinsee liegt im Durchschnitt (Median) bei nur 41 µg/L und indiziert deutlich

oligotrophe Verhältnisse [TGL 1982]. Im Frühjahr dominieren die Ruderfußkrebse, im Sommer stellen die Cladoceren die Hauptmasse des Metazooplanktons. Der Anteil der Rotatorien bleibt meist unter 10 %, erreicht jedoch im Herbst bei sehr niedrigen Massen der Crustaceen (Abb. 1-26C) und der dadurch geringen Konkurrenz einen Biomasseanteil von knapp 60 % (Abb. 1-27).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) fällt ab Juli unter den Wert, der für eine 1 Millimeter große Daphnie angenommen werden kann (Abb. 1-28), was anzeigt, dass überwiegend kleine bis mittelgroße Cladoceren vorhanden sind. Im November fällt der GIC sogar auf ca. 2 µg/Ind ab; die Fisch-Prädationseffekte sind deshalb als mindestens mittel einzustufen.

Ein mittlerer Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 4 auch über das Phytoloss-Modul (vgl. Kap. 4.3) ausgegeben (Abb. 1-29). Der Fraßdruck des Zooplanktons bzw. der Cladoceren auf das Phytoplankton ist mit Effektklasse 4 ebenfalls als mäßig einzustufen. Die Futterqualität im Sommer liegt für die Cladoceren bei 50 %, bzw. für das gesamte Zooplankton bei 40 %. Der Um-



LW:W

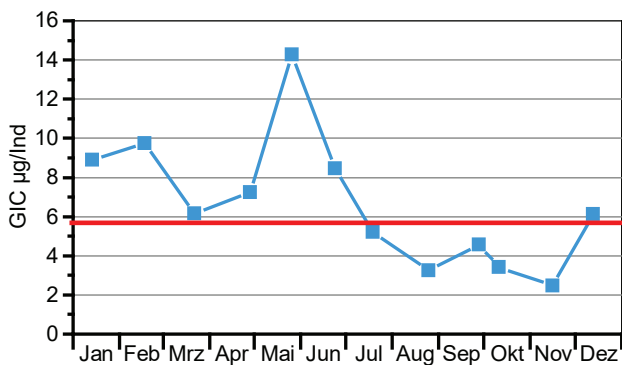
Abb. 1-27: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Rheinsee im Jahr 2016. Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

satz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 4 nur als mittelmäßig einzustufen.

1.1.3.5 Vergleiche zwischen Obersee und Untersee

Pigmente

Neben den schon vorgestellten Leitpigmentanalysen an den Stationen Fischbach-Uttwil, Zellersee und Gnadensee wurde auch die Station Bregener Bucht 14-tägig beprobt



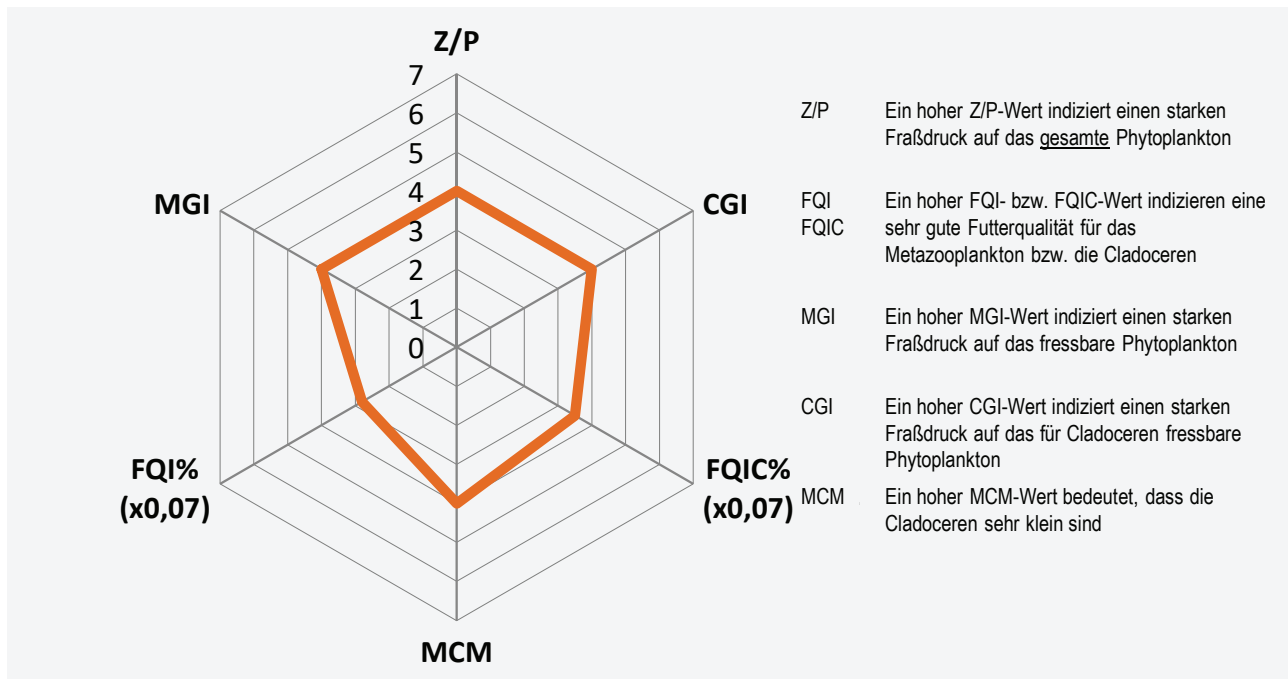
LUBW

Abb. 1-28: Größenindex der Cladoceren im Rheinsee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

und die Pigmentzusammensetzung analysiert (Abb. 1-30; S. 32).

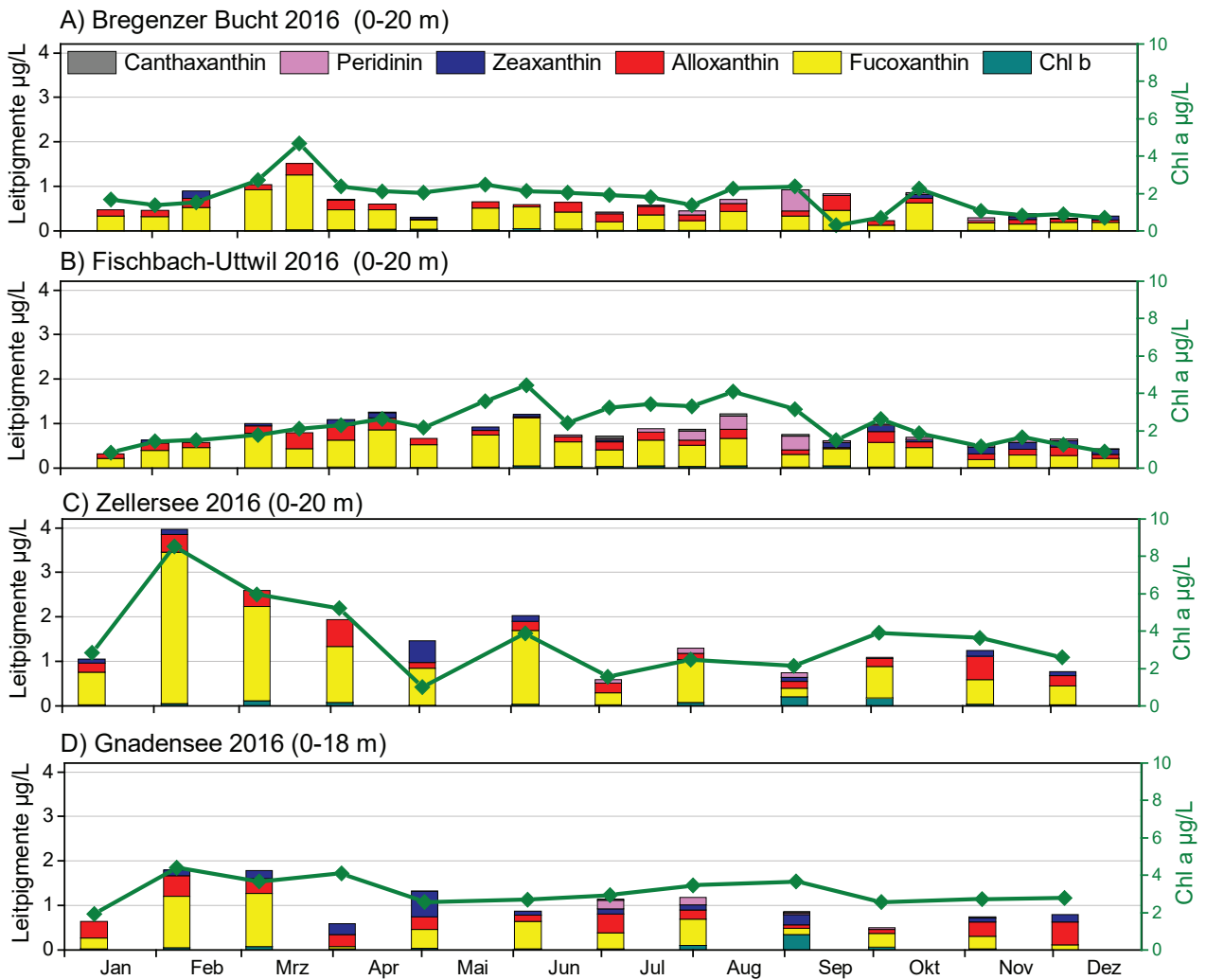
Im Gegensatz zu den Vorjahren mit vergleichbarem saisonalen Muster des Leitpigmentverlaufs an den Obersee-Stationen, zeigen Bregener Bucht und Fischbach-Uttwil Unterschiede. In der Bregener Bucht wurde das Chlorophyll-a-Maximum schon im März ermittelt, während es an Fischbach-Uttwil erst im Juni auftrat. Vermutlich war der Eintrag von Trübstoffen in der Bregener Bucht durch das Hochwasser im Juni zu stark und verhinderte eine Phytoplanktonblüte. Insgesamt war neben Chlorophyll-a das Leitpigment für Kieselalgen (Fucoxanthin) in beiden Obersee-Stationen mit den höchsten Konzentrationen vertreten, was in Übereinstimmung mit dem hohen Anteil an Kieselalgen an der Biomasse ist.

Die Untersee-Stationen Zellersee und Gnadensee zeigen im Unterschied zu den Obersee-Stationen ein vergleichbares Saisonmuster der Pigmentzusammensetzung. Bis auf den Anteil des Pigments Alloxanthin korrelieren die anderen Pigmente sehr gut miteinander. Insgesamt waren ebenfalls Chlorophyll-a und Fucoxanthin die häufigsten Vertreter der Leitpigmente, wobei der Anteil an Chlorophyll-b



LUBW

Abb. 1-29: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Rheinsee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].



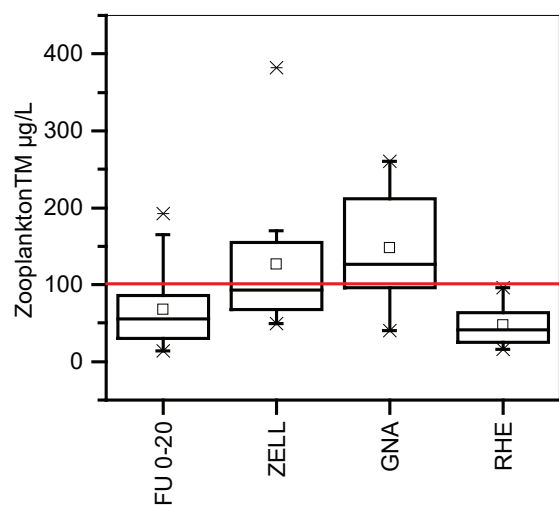
LW:W

Abb. 1-30: Vergleich der Leitpigmente aus den Integralproben an den Obersee-Stationen Fischbach-Uttwil (A) und Bregenser Bucht (B) sowie der Untersee-Stationen Zellersee (C) und Gnadensee (D).

etwas höher war als im Obersee. Bedingt durch den höheren Nährstoffgehalt im Untersee wurden insgesamt leicht höhere Pigmentkonzentrationen im Untersee ermittelt als im Obersee. Beide Seeteile sind anhand ihres Pigmentverlaufs deutlich voneinander unterscheidbar.

Zooplankton

Bei Betrachtung der Zooplankton-Trockenmassen (Abb. 1-31) ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen dem Rheinsee einerseits und den Seeteilen Gnadensee und Zellersee. Erwartungsgemäß und bedingt durch den Oberseeinstrom (vergleichsweise niedrige Temperaturen und dadurch bedingt langsamere Entwicklungszyklen beim Zooplankton und Auswaschungseffekte) weist der Rheinsee deutlich niedrigere Zooplanktonbiomassen als die beiden anderen genannten Seeteile auf, die ihrerseits (zumindest



LW:W

Abb. 1-31: Box-Whisker-Plot der Zooplanktonbiomassen an den untersuchten Stationen im Bodensee. Die rote Linie markiert die Grenze von oligotroph nach mesotroph (FU = Fischbach-Uttwil, ZELL = Zellersee, GNA = Gnadensee, RHE = Rheinsee).

was die Zooplanktonbiomassen) angeht gut übereinstimmen. Der Obersee liegt bei der Zooplanktonbiomasse im Bereich des Rheinsees (Abb. 1-31).

Wie Abbildung 1-31 zeigt, scheinen sich die Zooplanktonbiomassen des Rheinsees von denen des Zeller- und Gnadensees deutlich zu unterscheiden. Dies lässt sich auch statistisch nachweisen (Friedmann-Test: Chi-Quadrat = 16,17, FG = 2, $P < 0,001$).

Hinsichtlich der Größenzusammensetzung des Cladoceren-Zooplanktons (Abb. 1-32) zeigen die untersuchten Stellen ein Größenspektrum, dass im Median nahe an bzw. sogar über der Marke einer 1 mm langen Daphnie liegt und eher auf moderate Top-Down-Effekte durch Fische hinweist. Im Untersee fällt der etwas geringere Größenindex im Zellersee auf. Ob hier Unterschiede im Fraßdruck durch Fische im Vergleich zu den anderen Seeteilen eine Rolle spielen, ist unklar.

Bei den über das Modul PhytoLoss (vgl. Kap. 4.3) berechneten Indizes (Abb. 1-33; S. 34) zeigen sich gute Übereinstimmungen von Obersee und Rheinsee und gute Übereinstimmungen von Gnadensee und Zellersee. Der Obersee und Rheinsee zeigen einen mittleren Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse (Z/P), einen mittleren Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton (MGI bzw. CGI) und einen moderaten

Fraßdruck durch Fische (MCM) auf das Zooplankton. Aufgrund der niedrigen Biomassen im Rheinsee und des dadurch bedingten niedrigen Fraßdrucks des Zooplanktons auf das Phytoplankton bleibt der fressbare Anteil des Phytoplanktons in diesem Seeteil in den Sommermonaten bei ca. 50 %. Der Zellersee und der Gnadensee weisen einen höheren Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonbiomasse auf, der Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das Phytoplankton ist stark ausgeprägt. Aufgrund der ebenfalls noch relativ niedrigen Biomassen des Zooplanktons bleibt der fressbare Anteil des Phytoplanktons im Sommer bei ca. 40 %; d. h. das Phytoplankton wird nur bedingt durch das Zooplankton kontrolliert. Der Fraßdruck seitens der Fische ist niedrig (Gnadensee) bzw. moderat (Zellersee).

1.2 Mikroverunreinigungen im Bodensee

1.2.1 Pestizide

Im Bodensee-Obersee wurden im Mai, Juli und Oktober 2016 Wasserproben aus fünf verschiedenen Tiefen in Seemitte zum ersten Mal auf ein erweitertes Stoffspektrum von 118 Substanzen untersucht. Darin enthalten sind 95 Pestizide, fünf Metabolite und 15 Arzneimittelwirkstoffe (Tab. 1-1; S. 35).

Es wurden zehn Pestizide, vier Metabolite, ein Repellent und ein Arzneimittel mindestens in einer Probe über der Bestimmungsgrenze gefunden. Das Pestizid Terbutylazin, sein Metabolit Desethylterbutylazin und das Repellent DEET konnten in allen Proben in geringen Spuren über der Bestimmungsgrenze von 1 ng/L nachgewiesen werden. In den meisten Proben wurden auch Atrazin, sein Metabolit Desethylatrazin, Terbutryn, Metolachlor, Diuron, Propiconazol und das Arzneimittel Carbamazepin positiv bestimmt. Nur in einigen wenigen Proben wurden Metalaxyl, Penconazol, MCPA, Tebuconazol und die Metabolite Methyl-desphenylchloridazon und Irgarol M1 gefunden. Die Konzentrationen aller gefundenen Pestizide liegen weit unter den geltenden Umweltqualitätsnormen.

Verglichen mit den Ergebnissen des Vorjahrs waren die Mittelwerte für Atrazin, Desethylatrazin und Terbutryn niedriger. Die Mittelwerte für Desethylterbutylazin, Propiconazol und DEET lagen auf dem Vorjahrsniveau. Beim

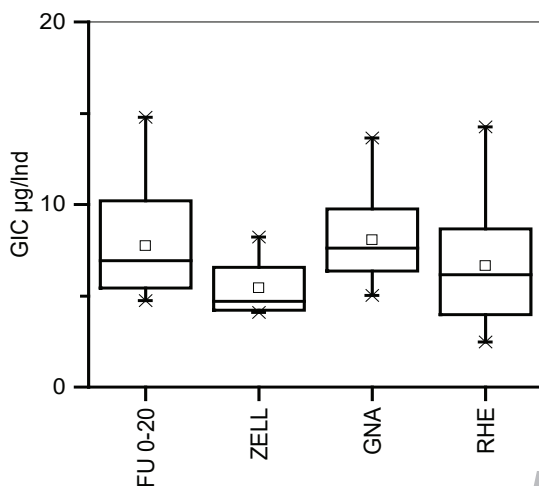


Abb. 1-32: Box-Whisker-Plot des Cladoceren-Größenindex an den untersuchten Stationen im Bodensee (FU = Fischbach-Uttwil, ZELL = Zellersee, GNA = Gnadensee, RHE = Rheinsee).

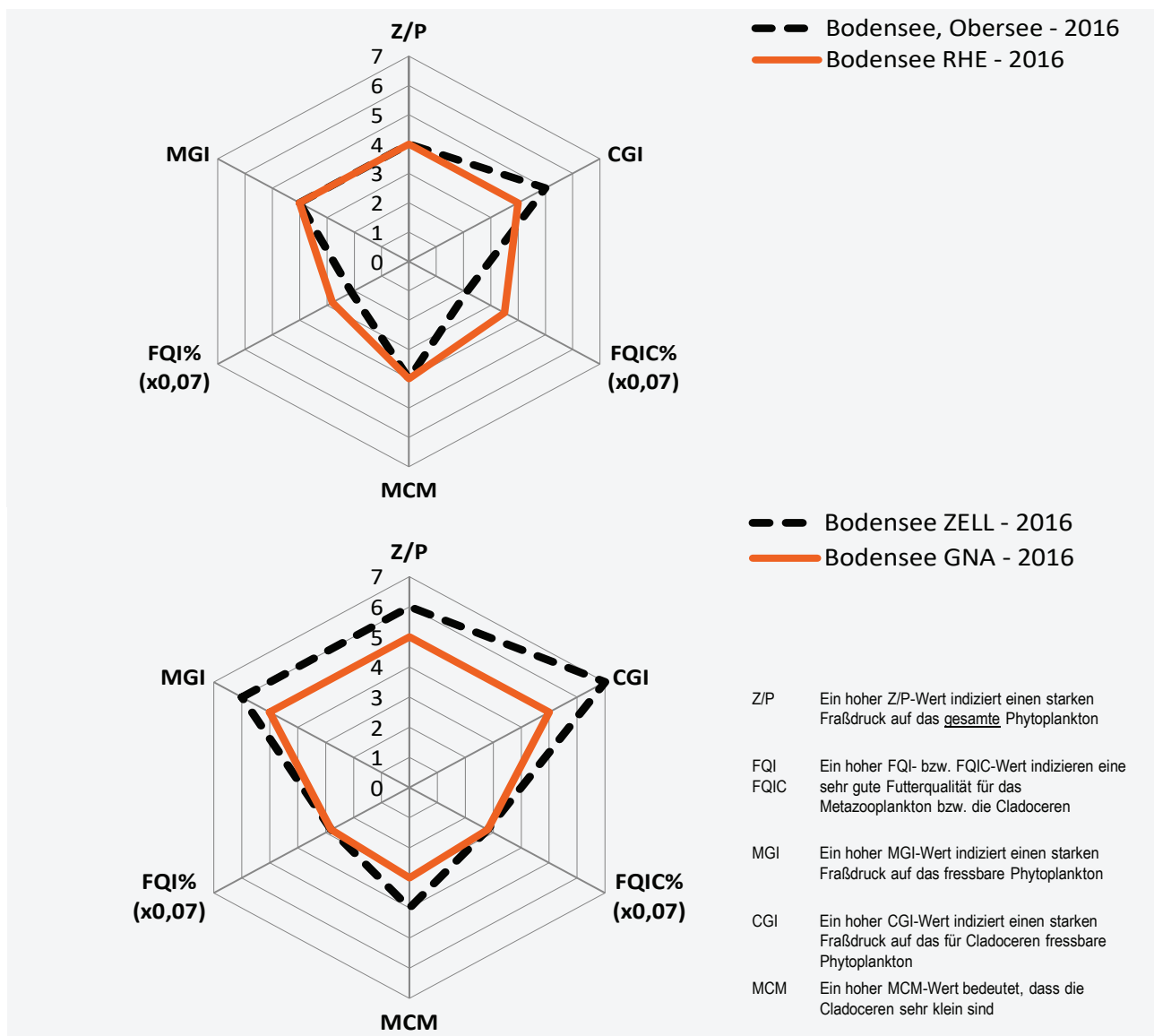
Terbutylazin und beim Metolachlor waren die Werte 2016 etwas höher als im Vorjahr.

Beim Terbutylazin findet man im Juli an der Oberfläche mit 8,2 ng/L die höchste Konzentration aller untersuchten Stoffe. Die Werte deuten auf einen Eintrag über die Zuflüsse hin, da diese sich im Sommer oberflächennah einschichten (Abb. 1-34; S. 36).

1.2.2 Komplexbildner

Im Bodensee-Obersee an der Station Fischbach-Uttwil wurden im März, April, August und September jeweils Ver-

tikalprofile auf die Komplexbildner NTA, EDTA und DTPA untersucht. Die Gehalte von NTA und DTPA lagen stets unter der Bestimmungsgrenze. Der mittlere EDTA-Gehalt ist im Jahr 2016 noch einmal stark zurückgegangen und liegt nun bei 0,33 µg/L (Abb. 1-35; S. 36). Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) ist einer der am häufigsten verwendeten Komplexbildner und wird vor allem in Wasch- und Reinigungsmitteln sowie in der Photo- und Papierindustrie verwendet. Wegen der schlechten Abbaubarkeit empfiehlt das Umweltbundesamt EDTA durch leichter abbaubare Komplexbildner zu ersetzen.



LUBW

Abb. 1-33: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für die vier Stationen im Bodensee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

Tab. 1-1: Tabelle aller untersuchten Stoffe: **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel**; *kursiv* = 2016 zum ersten Mal untersuchte Stoffe (LUBW).

Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]
Alachlor	< 0,0010	Quinoxifen	< 0,0010	Thiacloprid	< 0,0002
Ametryn	< 0,0010	DEET	< 0,0010	Omethoat	< 0,0001
Atrazin	< 0,0010	Metribuzin	< 0,0010	Quinmerac	< 0,0013
Azinphos-ethyl	< 0,0010	Epoxiconazol	< 0,0010	Azoxystrobin	< 0,0002
Chlorfenvinphos	< 0,0010	Picolinafen	< 0,0010	Dimoxystrobin	< 0,0015
Chlorpyrifos	< 0,0010	Bentazon	< 0,001	Methiocarb	< 0,0019
Cypermethrin	< 0,0040	Bromoxynil	< 0,002	Ethofumesat	< 0,0016
Desethylatrazin	< 0,0010	loxynil	< 0,000	Boscalid	< 0,0002
Desethylterbutylazin	< 0,0010	Dicamba	< 0,008	Dimethenamid	< 0,0017
Desisopropylatrazin	< 0,0020	Fenoprop	< 0,002	Propyzamid	< 0,0029
Diazinon	< 0,0010	2,4,5-T	< 0,002	Dimethomorph	< 0,0003
Dichlorvos	< 0,0010	2,4-DB	< 0,002	Flufenacet	< 0,0017
Dimethoat	< 0,0020	2,4-DP (Dichlorprop)	< 0,001	Cyprodinil	< 0,0003
Etrimfos	< 0,0010	MCPB	< 0,002	Oxadiazon	< 0,0016
Fenitrothion	< 0,0010	2,4-D	< 0,002	Azinphos-methyl	< 0,0022
Fenthion	< 0,0010	MCPB (Mecoprop)	< 0,002	Sulcotrion	< 0,0052
Hexazinon	< 0,0010	MCPA	< 0,002	Nicosulfuron	< 0,0019
Malathion	< 0,0010	Metamitron	< 0,0001	Rimsulfuron	< 0,0080
Metalaxyl	< 0,0010	Chloridazon	< 0,0002	Phoxim	< 0,0016
Metazachlor	< 0,0020	Bromacil	< 0,0003	Methyl-desphenylchloridazon	< 0,0002
Metolachlor	< 0,0010	Metoxuron	< 0,0003	Triallat	< 0,0100
Napropamid	< 0,0010	Cyanazin	< 0,0022	Bisphenol A	< 0,050
Parathion-ethyl	< 0,0010	Metabenzthiazuron	< 0,0022	Butylhydroxytoluol (BHT)	< 0,050
Parathion-methyl	< 0,0010	Chlortoluron	< 0,0003	Clofibrinsäure	< 0,004
Penconazol	< 0,0010	Monolinuron	< 0,0026	Gemfibrozil	< 0,011
Pendimethalin	< 0,0010	Diuron	< 0,0005	Tolfenaminsäure	< 0,003
Pirimicarb	< 0,0010	Isoproturon	< 0,0008	Triclosan	< 0,005
Prometryn	< 0,0010	Metobromuron	< 0,0001	Carbamazepin	< 0,0001
Propazin	< 0,0010	Sebutylazin	< 0,0002	Bezafibrat	< 0,0005
Propiconazol	< 0,0010	Linuron	< 0,0003	Clenbuterol	< 0,0002
Simazin	< 0,0010	Flurtamon	< 0,0030	Sulfamethoxazol	< 0,0026
Tebutam	< 0,0010	Chloroxuron	< 0,0003	Phenazon	< 0,0019
Terbutryn	< 0,0010	Tebuconazol	< 0,0004	Diclofenac	< 0,0038
Terbutylazin	< 0,0010	Aclonifen	< 0,0070	Fenofibrat	< 0,0027
Trifluralin	< 0,0010	Bifenox	< 0,0006	Ketoprofen	< 0,0093
Irgarol (Cybutryn)	< 0,0010	Carbendazim	< 0,0100	Paracetamol	< 0,0003
Irgarol M1	< 0,0010	Thiamethoxam	< 0,0004	Erythromycin	< 0,0035
Fenpropimorph	< 0,0010	Imidacloprid	< 0,0001	Clarithromycin	< 0,0019
Diflufenican	< 0,0010	Clothianidin	< 0,0004		
Dicofol	< 0,0010	Acetamiprid	< 0,0001		

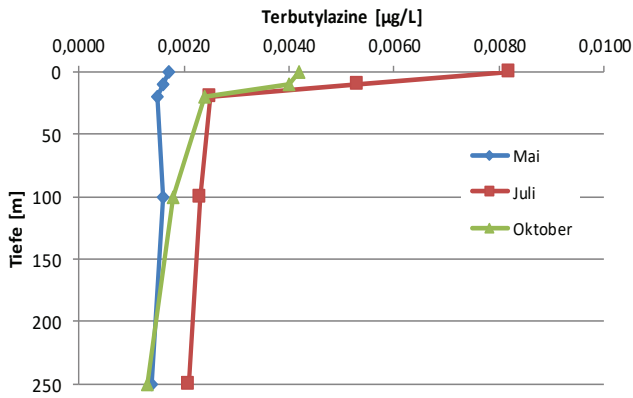


Abb. 1-34: Terbutylazin im Bodensee.

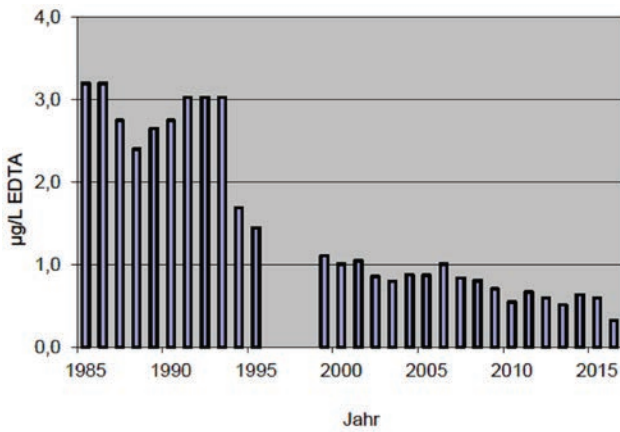


Abb. 1-35: Langfristige Entwicklung der EDTA-Konzentrationen im Bodensee-Obersee, Seemitte.

1.3 Entwicklung Fischbestände

1.3.1 Felchenlaich-Monitoring

Im Rahmen des Felchenlaich-Monitorings des ISF wurden im Bodensee sechs Transekte mit einer Fläche von jeweils 100 m² mit einem Dredgeschlitten abgefahren. Der Dredgeschlitten wird über eine bestimmte Strecke über den Seegrund gezogen, wobei die auf dem Grund liegenden Eier aufschwimmen und im Drahtkorb der Dredge gesammelt werden. Fünf der Transekte liegen im Freiwasserbereich, in dem Blaufelchen ablaichen, während das Transekt GF_6 zwischen Friedrichshafen und Langenargen im Flachwasserbereich liegt, in dem Gangfische ablaichen (Übersicht über die Probestellen s. Jahresbericht 2014). Die Felcheneier werden auf ihren Entwicklungszustand überprüft und gezählt (Abb. 1-36).

Im Januar 2017 wurden im Vergleich zum Vorjahr geringere Blaufelchen-Eidichten von 0,6 Eier/m² ermittelt (2016: 2,91 Eier/m²). Die absolute Anzahl entwickelter Eier war dabei aber etwas höher als im Vorjahr und betrug 0,36 Eier/m² (2016: 0,28 entwickelte Eier/m²). Insgesamt war die Anzahl der Eier/m² und die Anzahl entwickelter Eier/m² in 2017 ähnlich hoch wie 2015 und lag unter dem Mittelwert der letzten zehn Jahre (2007-2017) von 2,2 Eier/m². Der prozentuale Anteil entwickelter Eier schwankte dabei von 10–95 % je Dredge-Saison (Abb. 1-37).

Durch den Laichfischfang der Berufsfischerei wurde etwa dieselbe Menge an Laich gewonnen wie im Vorjahr, näm-

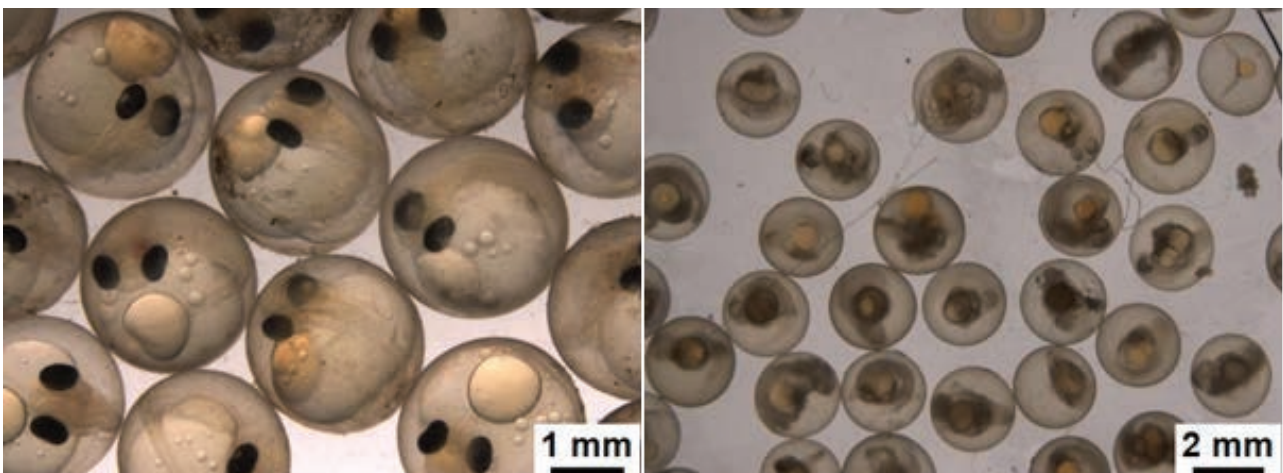
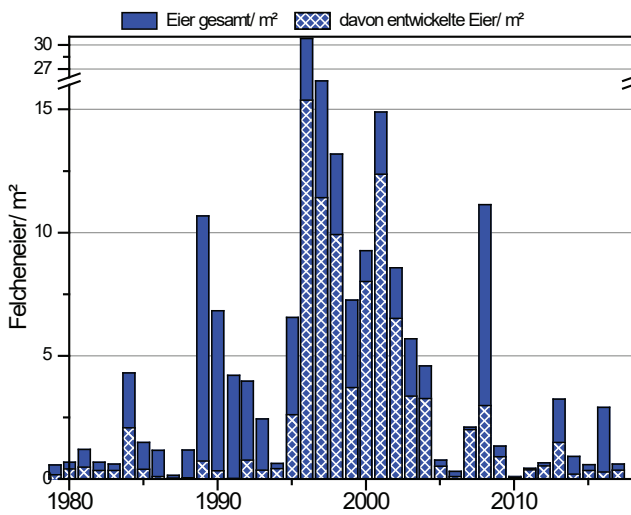


Abb. 1-36: Felchenlaich-Dredgefanges an DR4 vom 09.02.2016, das entwickelte Felcheneier zeigt (links). Beschädigte oder abgestorbene Felcheneier an DR4 vom 26.01.2016 (rechts). Bildnachweis: LUBW.



LUBW

Abb. 1-37: Anzahl der Felcheeier/m² (gesamt und entwickelt) als Mittelwert der Transekte BF1-BF5 zur jeweiligen ersten Ausfahrt im Januar.

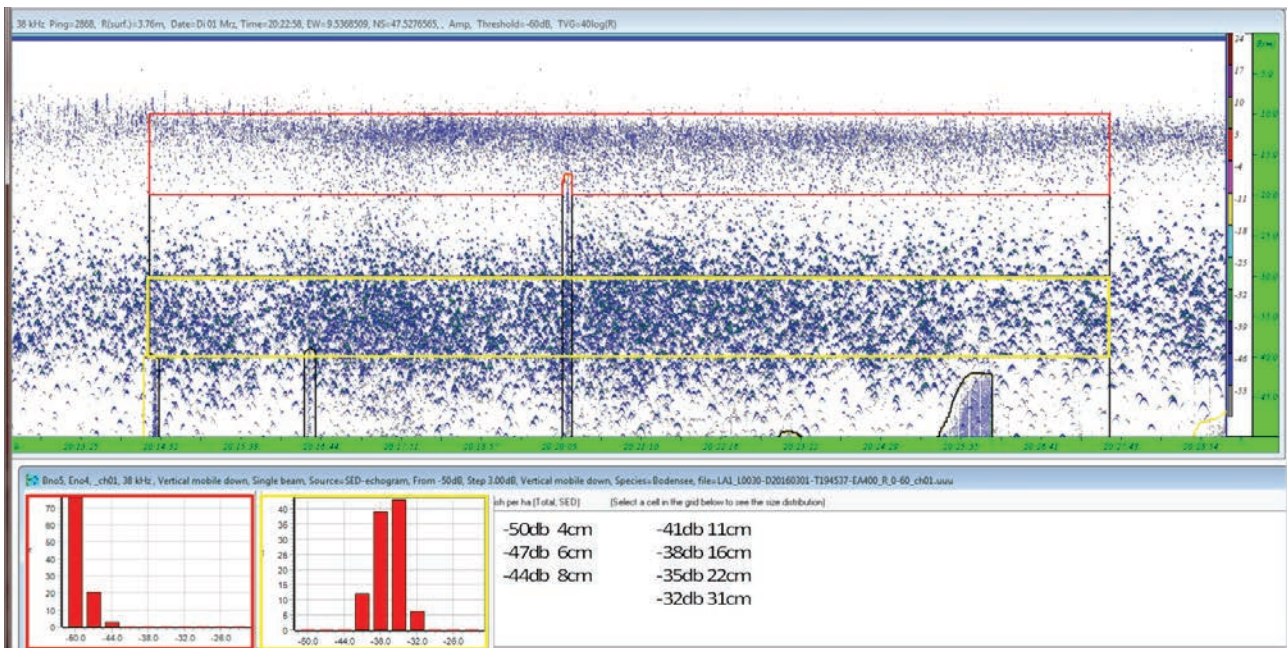
lich knapp 2000 L, mit einem hohen Anteil an Blaufelchen-Laich [RÖSCH 2017].

1.3.2 Fischbestandserfassung

Mittels hydroakustischer Methoden (Echolot) wurden vergleichbar zu den vorherigen Jahren im Februar und Dezember 2016 Fischbestandsabschätzungen im Bodensee-

Obersee durchgeführt. Bei Dunkelheit wurden jeweils elf Profile (von Nonnenhorn bis nach Meersburg in einem Abstand von 3 km) abgefahren und die ausgewerteten Signale der Profillinien interpoliert. Abbildung 1-38 zeigt die Darstellung der Fischechos in der Software Sonar5, wobei die Signalstärken der Größe der Schwimmblase entsprechen und daraus die Größenklasse der Fische abgeleitet werden können. Abbildung 1-38 stellt diese Größenverteilung dar: in einer Tiefe zwischen 10 und 15 m wurde eine Signalwolke mit Echostärken um 50 dB detektiert, was einer Fischlänge von etwa 4 cm entspricht (roter Kasten). In einer Tiefe zwischen 30 und 40 m wurden hauptsächlich Signalstärken von 35 dB und 38 dB detektiert. Diese Signalstärke reflektieren Fische mit einer Länge von 16–22 cm Länge (gelber Kasten).

Die kleineren Fische in der oberen Schicht sind vermutlich Stichlinge, die seit 2013 hohe Bestandsdichten aufgebaut haben. An der Fischereiforschungsstelle (Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg) werden zu der Stichlingsproblematik derzeit weitere Untersuchungen durchgeführt. Anhand des Schwimmblasen-Echos kann nicht zwischen verschiedenen Arten unterschieden werden.



LUBW

Abb. 1-38: Darstellung der über die Software Sonar5 detektierten Fischsignale zwischen 0–50 m Wassertiefe. Der rote Kasten im oberen Bereich der Abbildung zeigt die die Signale in der Tiefe zwischen 10 m und 15 m, im unteren Bereich der Abbildung ist im roten Kasten die Größenverteilung in dieser Tiefe dargestellt. Der gelbe Kasten im oberen Bereich der Abbildung zeigt die die Signale in der Tiefe zwischen 30 m und 40 m, im unteren Bereich der Abbildung ist im gelben Kasten die Größenverteilung in dieser Tiefe dargestellt.

Abbildung 1-39 zeigt die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten im Februar und Dezember 2016, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind.

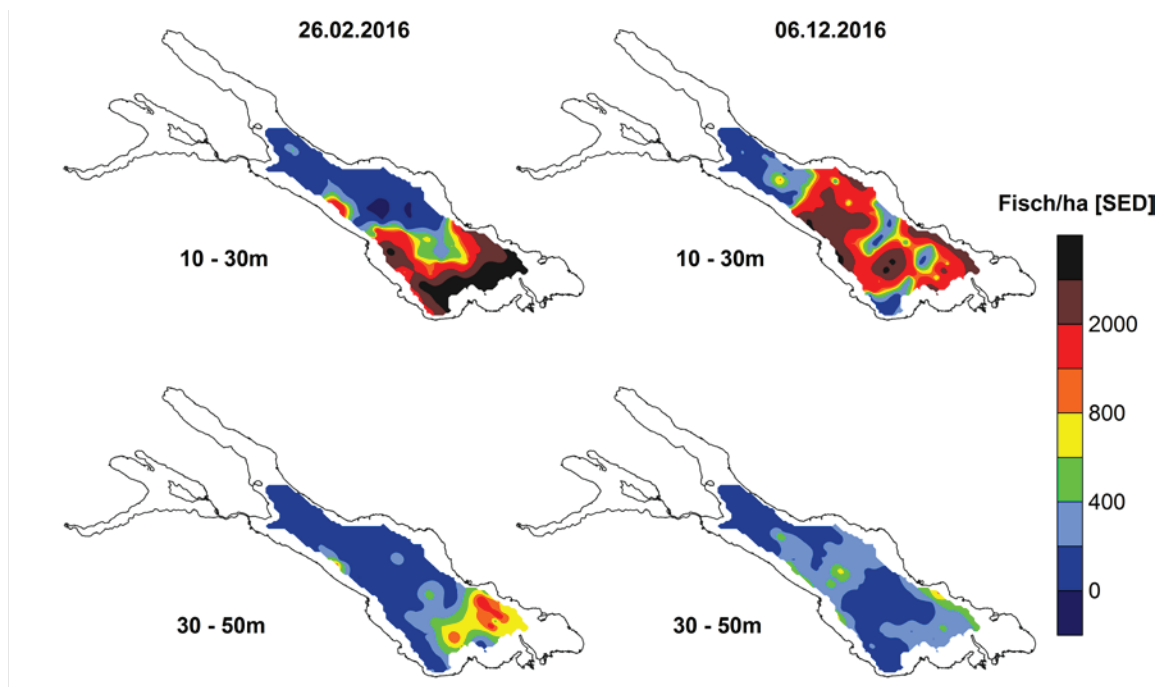
Im Februar 2016 wurden die Signale hauptsächlich in der Tiefe von 10–30 m im östlichen Bereich des Bodensee-Obersees detektiert, mit höchsten Dichten zwischen Lindau und Romanshorn. Hier fanden sich auch in der Tiefe von 30–50 m größere Fischbestände (Abb. 1-39). Eine ähnliche Verteilung wurde im März 2015 detektiert [ISF 2016]. Im Dezember 2016 verteilten sich die Fische in der Tiefe von 10–30 m in größeren Beständen beinahe über den gesamten Obersee bis etwa auf Höhe Immenstaad-Uttwil, was auch im November 2015 beobachtet worden ist. In der Tiefe von 30–50 m fanden sich zu diesem Zeitpunkt kaum Fische. Wenn in diesem Tiefenbereich Fische detektiert worden sind, dann hauptsächlich in Ufernähe zwischen Langenargen und Lindau, Arbon und Uttwil sowie an der tiefsten Stelle zwischen Fischbach und Uttwil.

1.4 Verankerungen im Bodensee-Obersee

Die Verankerungen an den Stationen Fischbach-Uttwil (FU), Güttingen (FG), Langenargen (HL) und Wasserburg (WH) wurden auch im Jahr 2016 betrieben, um die Sedimenteinträge, die bodennahen Wassertemperaturen und Wasserqualitätsparameter wie Sauerstoff und die Leitfähigkeit kontinuierlich zu erfassen. Routinemäßig werden alle Verankerungen in etwa vierwöchigem Abstand angefahren, um Wartungsarbeiten und Probenahmen mit dem Auslesen der Datenspeicher durchgeführt. An allen Verankerungen sind Temperaturlogger (Messintervall 1 min) angebracht, die Stellen FG, HL und WH sind zusätzlich mit einer Sedimentfalle ausgerüstet (Tab. 1-2). Die Stellen FU und WH besitzen zudem kontinuierlich registrierende Sonden („SeaCat“-Sonden) zur Bestimmung von Druck, Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff und Trübung (nur FU) in 1 m Abstand vom Seeboden. Eine Skizze des prinzipiellen Aufbaus der Verankerungen ist in Abbildung 1-40 gezeigt.

1.4.1 Temperaturmesswerte an den Verankerungen

Exemplarisch für die Temperaturentwicklung werden die Messwerte an den Verankerungen WH und FU gezeigt



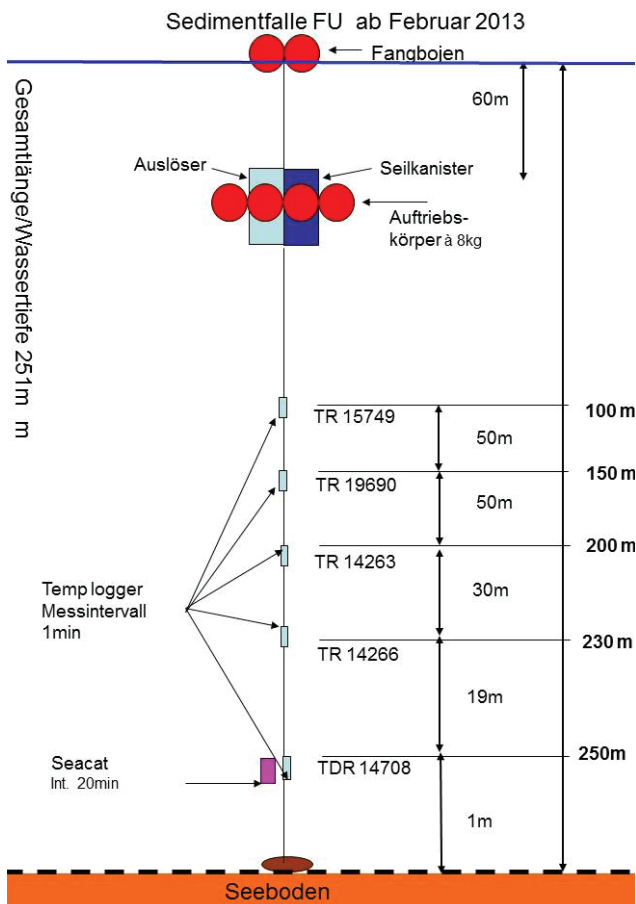
LUBW

Abb. 1-39: Hydroakustische Fischbestandserhebung am Bodensee-Obersee im Februar und Dezember 2016. 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 = signal echo detection; Einheit aus der Software Sonar5.

Tab. 1-2: Übersicht der Messinstrumente an den Verankerungen und der damit erhobenen Messwerte. Turnusgemäß wurde jeweils eine der insgesamt drei vorhandenen SeaCat-Sonden vom Hersteller gewartet und kalibriert, sodass lediglich von zwei Stellen durchgängige Datensätze vorhanden sind.

Station, Wassertiefe	Temperaturlogger (Tiefen und Messintervalle)	gemessene Parameter und Messintervalle der SeaCat-Sonden	Beprobung Sedimentfallen
FG, 100 m	65 m, 89 m, 104 m, (je 1 min.)	Entfällt	4 wöchentlich
FU, 251 m	100 m, 150 m, 200 m, 230 m, 250 m (je 1 min.)	Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Trübung, Druck (je 20 min. bis 11.04.2016 danach 30 min.)	Entfällt
HL, 184 m	123 m, 153 m, 168 m, 178 m, 183 m (je 1 min.)	Entfällt	4 wöchentlich
WH, 145 m	84 m, 114 m, 129 m, 139 m, 144 m (je 1 min.)	Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit (je 30 min.)	4 wöchentlich

LUBW



LUBW

Abb. 1-40: Prinzipskizze der Verankerungen im Bodensee (Beispiel Fischbach-Uttwil).

(Abb. 1-41; S. 40). Im Januar/Februar 2016 lassen sich an WH schwach ausgeprägte Temperatursignale durch die gesamte Wassersäule bis zum Seeboden verfolgen. Die tieferen Messstellen der Verankerung FU an der tiefsten Stelle des Sees werden davon annähernd nicht beeinflusst. Der

kontinuierliche Temperaturanstieg (mit nur minimalen Abweichungen) von etwa 4,65 °C auf 4,85 °C im Verlauf des Jahres zeigt, dass wie in den vergangenen Jahren eine Durchmischung des gesamten Wasserkörpers nicht stattgefunden hat.

Wie in früheren Jahren gab es an der Station WH ein besonders auffälliges Temperatursignal. Im Juni 2016 gab es am Boden für annähernd einen ganzen Tag ein underflow-Einstromereignis mit etwa 8 °C warmen Wasser und einem annähernd 60 m mächtigen Wasserkörper (Abb. 1-41; S. 40). An der Stelle HL (183 m Wassertiefe, ohne Abbildung) war das Ereignis noch schwach ausgeprägt in zwei bodennahen Loggern nachweisbar; an den Stellen FG und FU gab es kein Temperatursignal.

Vergleicht man das Ereignis vom Juni 2016 mit einem ähnlichen underflow im August 2014 war der Einstrom 2016 deutlich länger andauernd, rund 2 °C weniger warm und weniger mächtig. Das sehr kurze, vorlaufende Temperatursignal von lediglich 2 Minuten Dauer im Jahr 2014 (rote Pfeile in Abb. 1-42; S. 41) waren bei dem Ereignis im Juni 2016 nur schwach ausgeprägt aber deutlich erkennbar. Wie bei allen bisher registrierten Ereignissen setzte der underflow „schlagartig“ ein, mit einer Temperaturerhöhung von mehreren Grad Celsius innerhalb einer Minute. Verglichen mit 2014 gab es 2016 allerdings eine weniger deutliche zeitliche Asymmetrie und das Ereignis war lediglich etwa 8 °C warm – statt 10 °C wie im Jahr 2014.

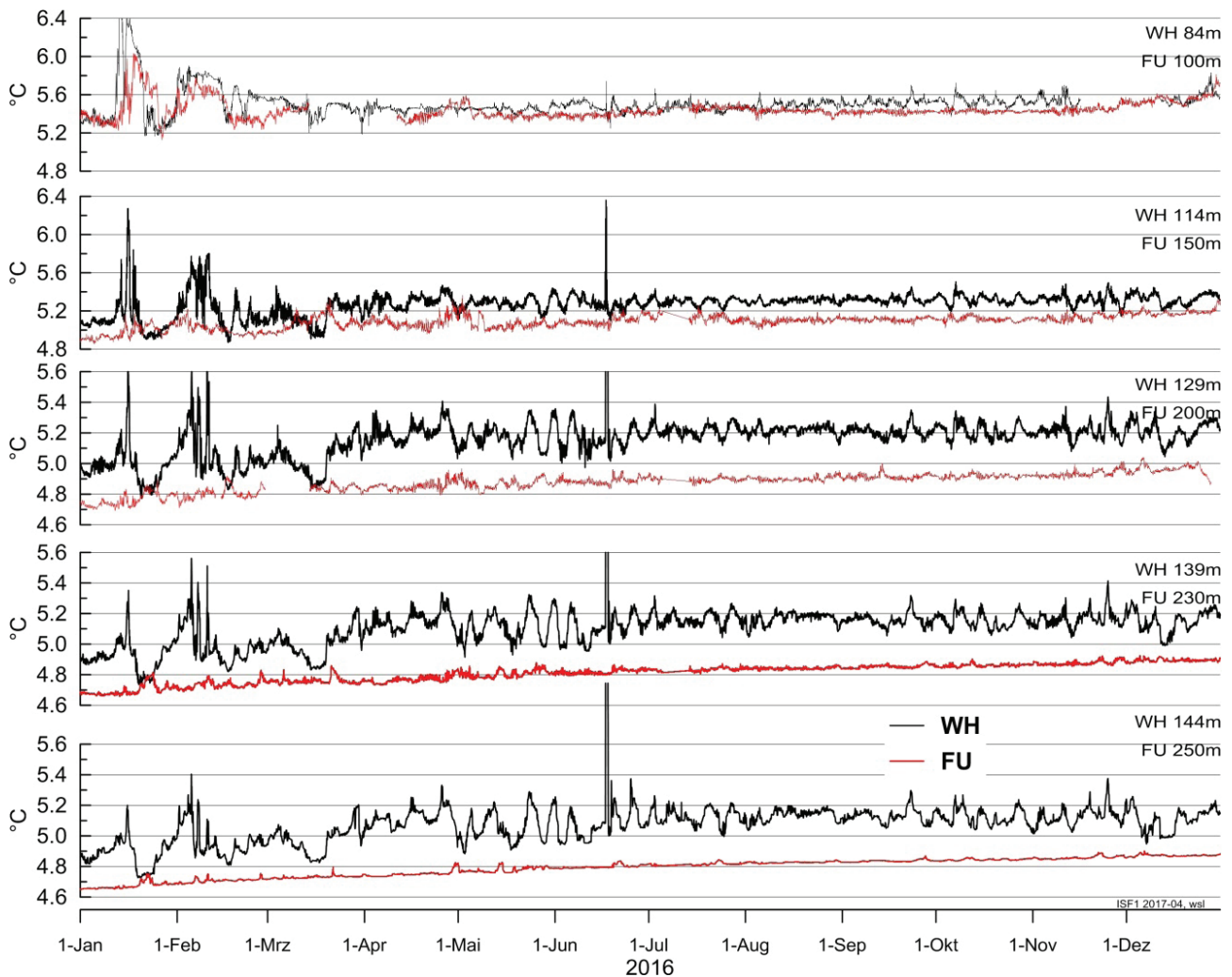


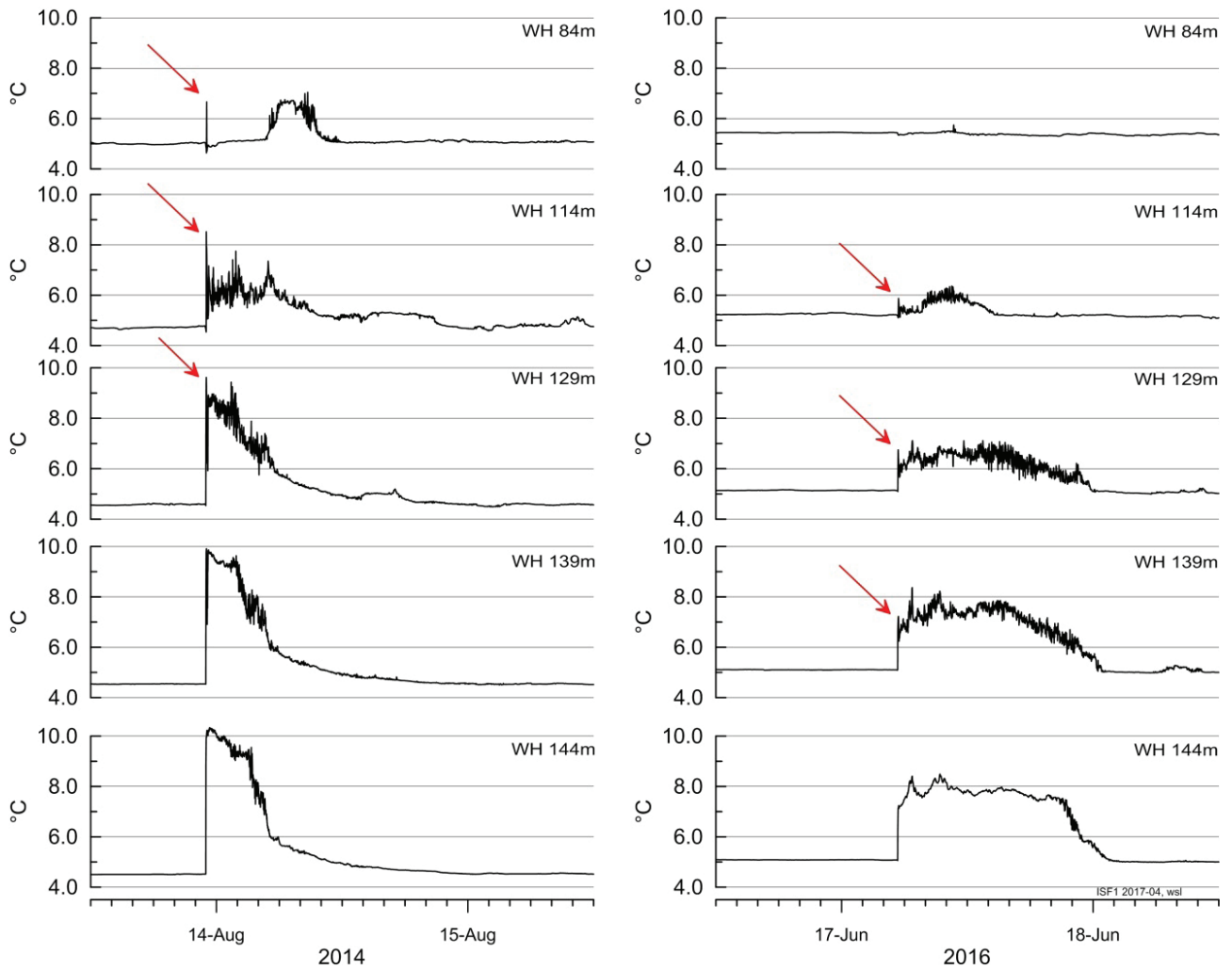
Abb. 1-41: Temperaturentwicklung an den Verankerungen FU und WH (Stundenmaxima).

Die Daten der SeaCat-Sonden (Tab. 1-2) ergänzen die kontinuierlich aufgezeichneten Temperaturmesswerte mit Informationen zur Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und Trübung, und erweitern die Aussagekraft der Beprobung des bodennahen Wasserkörpers im Rahmen des IGKB-Monitoring-Programms. Eindrücklich zeigt sich neben der im Jahresverlauf beobachteten Temperaturzunahme (Abb. 1-40) eine graduelle Abnahme der Sauerstoffkonzentration an der Stelle FU (Abb. 1-43).

Der Vergleich mit den Messungen der Wasserproben der IGKB-Ausfahrten zeigt eine gute und plausible Übereinstimmung der Datenreihen, da der verwendete optische Sauerstoffsensoren deutlich stabilere und präzisere Signale als die zuvor verwendeten Durchflusszellen ermöglicht. Beide Messverfahren zeigen deutlich den kontinuierlichen Rückgang im Jahresverlauf aufgrund der fehlenden Durchmi-

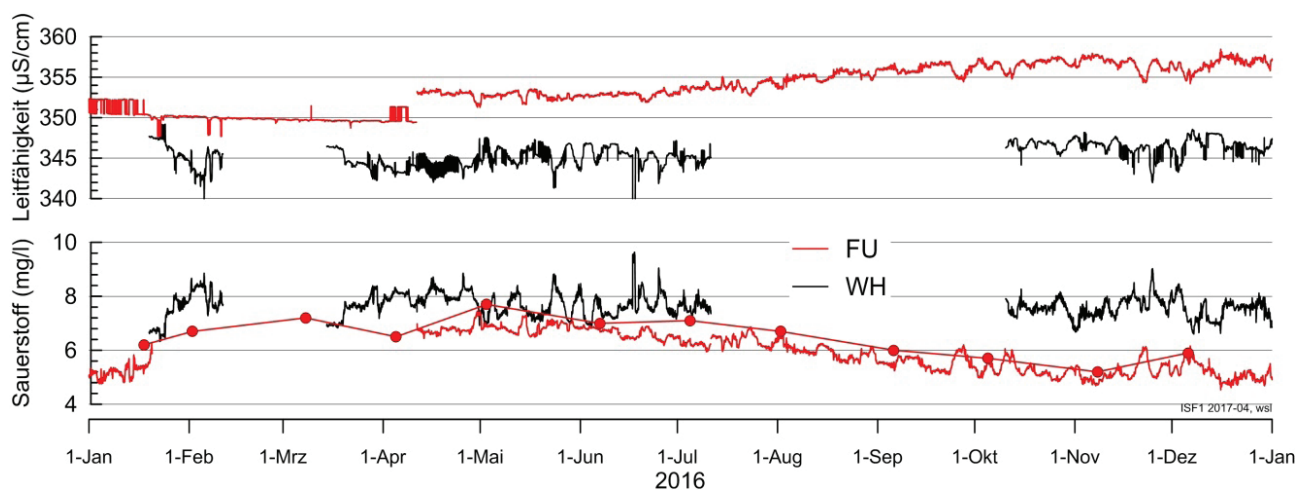
schung. Eine ähnliche Varianz wie in den Sauerstoff-Messwerten der Sonden zeigt sich auch bei der Leitfähigkeit und Temperatur, die von jeweils eigenen Sensoren gemessen werden. Es handelt sich damit um eine echte Variabilität des bodennahen Wasserkörpers, vermutlich aufgrund geringfügiger Strömungen, die den Hintergrund für eine Interpretation der regelmäßigen Beprobung der Wassersäule liefert.

Im langfristigen Vergleich sämtlicher bodennaher Temperaturmesswerte der Verankerung WH zwischen den Jahren 2005 und 2016 mit den Wasserständen des Sees und Abflussdaten des Alpenrheins (Wasserstand und Trübung der Station Lustenau) fallen mehrere Dinge auf: bodennahe Einstromereignisse an der Verankerung (als Schwellenwert wurde eine Temperaturerhöhung über 5,5 °C angenommen) kommen nur bei höheren Abflüssen des Alpenrheins



LUBW

Abb. 1-42: Der Vergleich von Einstromereignissen im Juni 2016 und August 2014 bei der Station WH zeigt die jeweils individuelle Charakteristik der underflow-Ereignisse (Originaldaten mit 1 Min. Auflösung).



LUBW

Abb. 1-43: Daten der dauerhaft registrierenden bodennahen Sonden an den Stationen WH und FU (Linien) zeigen den Hintergrund für die Interpretation der Messwerte aus den Wasserproben im Rahmen des IGKB-Messprogramms (gefüllte Kreise mit Linien).

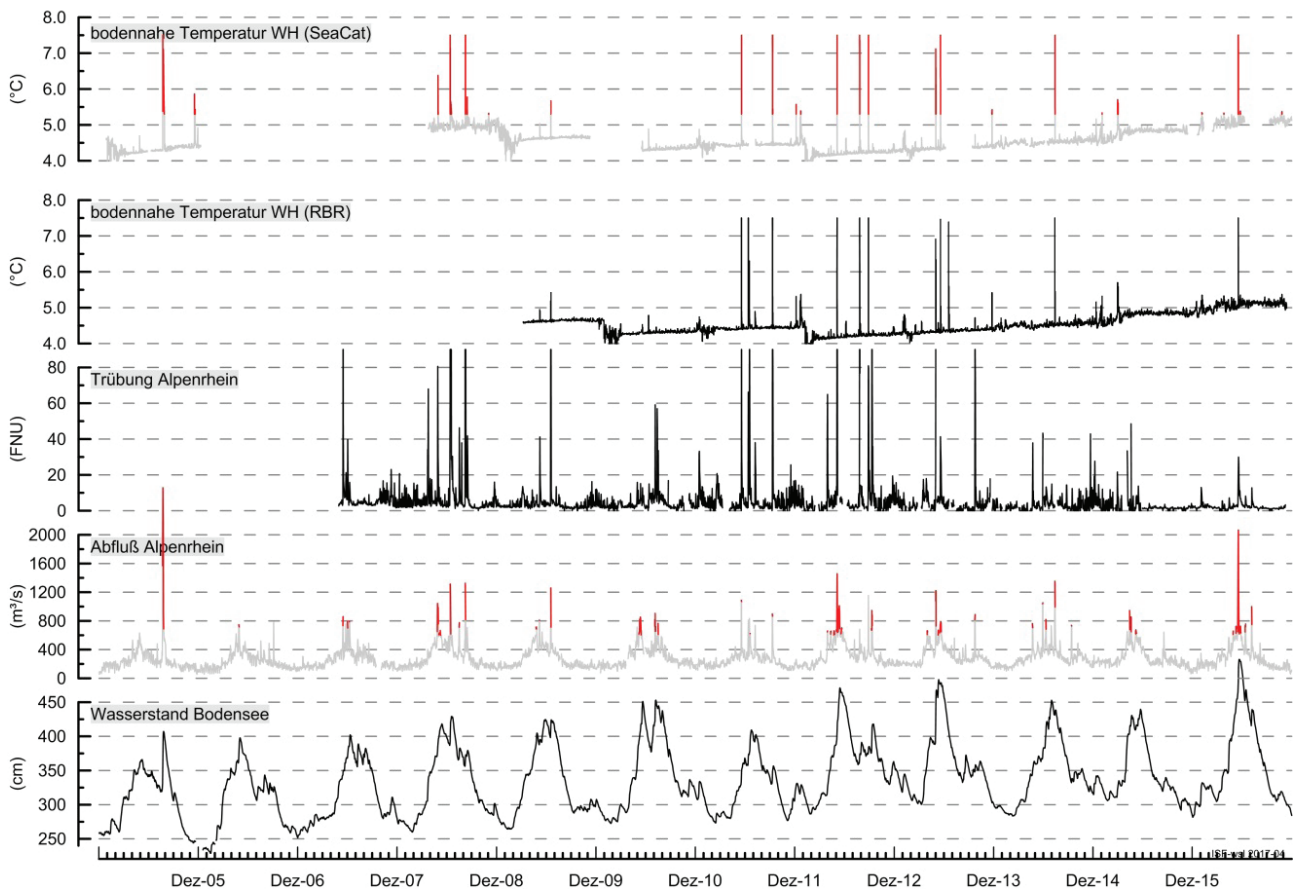
vor (ab ca. 600 m³/s), die Häufigkeit (Ereignisse/Jahr) variiert zwischen keinem und drei Ereignissen/Jahr und die Dauer einzelner Ereignisse beträgt zwischen 2 und 20 Stunden.

Vor dem Hintergrund der Diskussion um Nährstoffeinträge durch Hochwasserereignisse sind die langfristigen Daten eine wichtige Grundlage: 2016 wurde berichtet, dass wenige Wochen nach dem Hochwasser 2016 die Fangerträge der Fischer deutlich anstiegen. Es wurde argumentiert, dass das Hochwasserereignis genügend Nährstoffe eingetragen habe, um eine rasche Gewichtszunahme der Felchen zu ermöglichen, sodass sie bereits wenige Wochen nach dem Hochwasser gefangen werden konnten. Diese Argumentation ist aus mehreren Gründen unvollständig und nicht sehr stichhaltig:

- Vor dem Hintergrund der langjährigen Datenreihen stellt sich die Frage, warum frühere Jahre (zum Teil mit

mehreren und deutlich stärkeren) Hochwasserereignissen nicht zu vergleichbaren Fangerträgen geführt haben. Entsprechende Berichte liegen uns nicht vor.

- Die Häufigkeit und Mächtigkeit der Intensität der underflow-Ereignisse und der Vergleich mit den Abflussdaten des Alpenrheins zeigt, dass bei den meisten Hochwasserereignissen erhebliche Wassermengen in große Wassertiefen abtauchen – auch wenn sich ein Teil des einströmenden Flusswassers als interflow an der Thermokline einschichtet.
- Die enthaltenen Nährstoffe eines underflows können (wenn überhaupt) erst mit einer Verzögerung von Tagen bzw. Wochen in höhere Wasserschichten aufsteigen. Sie bleiben mit hoher Wahrscheinlichkeit unterhalb der jeweiligen Thermokline und stehen damit für das Algenwachstum nicht bzw. nur sehr eingeschränkt zur Verfügung. Wenn überhaupt, führen sie lediglich zu



LU:W

Abb. 1-44: Wenige Termine mit Abflüssen des Alpenrheins (über 600 m³/s, rote Linie) führen zu underflow-Ereignissen (über 5,5 °C, rote Linie) an der Station WH.

einer Erhöhung der hypolimnischen Nährstoffkonzentration, die erst mit einer ausreichenden Durchmischung des Sees verfügbar wird.

- Unabhängig von dem Vorhandensein bodennaher Einstromereignisse müssen eingetragene Nährstoffe zunächst das Algenwachstum stimulieren; diese müssen dann vom Zooplankton gefressen werden, um wiederum als Fischnahrung zur Verfügung zu stehen.

Auch wenn eine deutliche Gewichtszunahme der Fische selbst innerhalb weniger Wochen möglich ist, zeigt die Betrachtung des gesamten Nahrungsnetzes und der Eintragsprozesse, dass die obige Behauptung (Nährstoffeintrag durch Hochwasserereignisse stimuliert rasches Fischwachstum) recht spekulativ ist. Wichtiger scheint in diesem Zusammenhang, dass der hohe Wasserstand des Jahres 2016 von einem längerfristig erhöhten Zufluss des Alpenrheins mitverursacht wurde (Abb. 1-44), wodurch die insgesamt dem See zugeführte Phosphorfracht erhöht wurde. Ob schon während des Verlaufs des Alpenrheins im See eine signifikante Nährstoffnutzung stattfindet, muss mit künftigen Untersuchungen gezeigt werden.

1.5 Neozoenmonitoring

Ausgehend von dem Interreg-Projekt ANEBO (Aquatische Neozoen Bodensee) betreibt das ISF/LUBW seit 2006 ein Neozoenmonitoring in der Uferzone rund um den Bodensee. 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 zehn Referenzstellen rund um den See quantitative Proben genommen (Abb. 1-45). Zusätzlich erfolgt an vielen weiteren Stellen (etwa alle 10 km Uferlänge) ein qualitatives Monitoring zur Dokumentation der Ausbreitung und Dichte der Neozoen. Seit 2014 werden an den zehn Referenzstellen und sieben zusätzlichen Stellen im Herbst künstliche Substrate als Versteckmöglichkeit für Großkrebse ausgebracht und nach etwa 4-6 Wochen auf die Besiedlung untersucht.

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 dominieren Neozoen



LUBW

Abb. 1-45: Überwachungsnetz für Neozoen am Bodensee [aus LUBW-Werkvertrag 4500350340].

die Biomasse, was vor allem auf die beiden Arten Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Höckerflohkrebs (*Dikerozommarus villosus*) zurückzuführen ist, die vergleichsweise groß sind und daher auch große Biomassen ausbilden können.

Eine neue Neozoenart wurde 2016 erstmals im Bodensee nachgewiesen: die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (vgl. Kap. 4.1). Sie kommt ursprünglich aus dem pontokaspischen Raum und wurde durch internationalen Schiffsverkehr in viele Gewässer verbreitet. Der Erstfund gelang im Mai 2016 im Überlinger See vor Wallhausen in über 20 m Wassertiefe durch einen Taucher. Im Verlauf des Jahres 2016 wurde die Quaggamuschel an vielen weiteren Stellen im Bodensee-Obersee gefunden (bislang nicht im Bodensee-Untersee). Dabei hat sich die Tiefenverteilung im Verlauf des Jahres 2016 geändert: Anfangs beschränkten sich die Funde auf Wassertiefen im Bereich von 15–20 m. Im zweiten Halbjahr dagegen breitete sich die Art zunehmend in flachere Bereiche (3 m Wassertiefe) aus. Aktuell werden auch Funde aus bewatbaren Bereichen gemeldet. Auch im Untersee sind inzwischen Quaggamuscheln nachgewiesen worden.

In Abbildung 1-46 sind die morphologischen Unterscheidungsmerkmale zwischen Quagga- und Zebramuschel abgebildet. Die Zebramuschel hat seitlich eine deutliche Kante während die Quaggamuschel abgerundet ist.

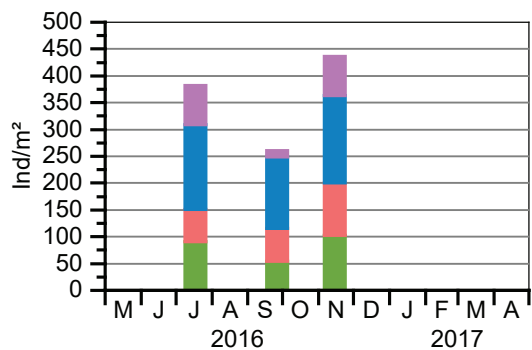
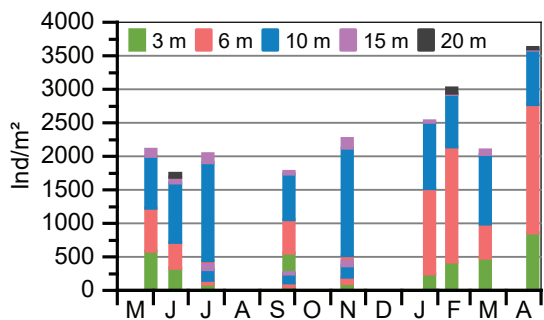
Da sich Muscheln vorwiegend filtrierend ernähren, könnten sie in Nahrungskonkurrenz zum filtrierenden Zooplankton stehen [COHEN et al. 1984]. Die Fragestellung „Wettbewerb der Filtrierer“ soll auch im Resilienzprojekt der IGKB weiter untersucht werden. Erste Vorarbeiten zur Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) fanden im Rahmen einer Bachelorarbeit der ETH Zürich statt [GERECKE 2016]. Im Rahmen der Bachelorarbeit konnten nur einmalige Probenahmen stattfinden. Um die Verteilung und Dichte der Körbchenmuschel im Jahresverlauf besser einschätzen zu können wurde ein kleines Monitoringprogramm gestartet. Dabei wurde zunächst an zwei Transekten (vor Wasserburg und vor Langenargen) monatlich in den fünf Tiefenstufen 3 m, 6 m, 10 m, 15 m und 20 m Proben mit einem Bodengreifer (van Veen, beprobte Fläche 550 cm²) jeweils drei Parallelproben genommen, über ein 500 µm Sieb ausgewaschen und die Muscheln in Größenklassen gezählt. Die Station vor Wasserburg wurde nach drei Probenahmen nicht weiter untersucht, da hier sehr festes Sediment vorherrschte und die Bearbeitung der Proben äußerst zeitaufwändig war und zudem nur geringe Muscheldichten nachzuweisen waren.

Abbildung 1-47 zeigt die Muscheldichten im Jahresverlauf und den einzelnen Tiefenstufen. Dabei fällt auf, dass die Muscheldichte vor Langenargen (Abb. 1-47, links) deutlich höher liegt als vor Wasserburg. Dies dürfte zum einen am unterschiedlichen Substrat liegen, das in Langenargen typischerweise sandig war, während in Wasserburg hohe An-



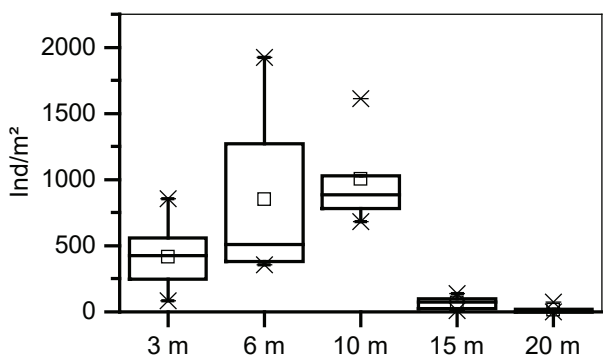
LU:W

Abb. 1-46: Im Vergleich: Zebra-Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) links Aufsicht, rechts: Seitenansicht. Häufig sind die Quaggamuscheln auch heller gefärbt als die Dreikantmuscheln.



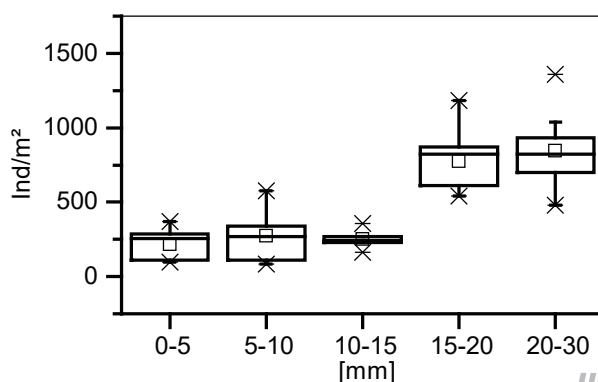
LUBW

Abb. 1-47: *Corbicula*-Dichten in den unterschiedlichen Wassertiefen in den einzelnen Monaten von Mai 2016 bis April 2017. Links: Transekt vor Langenargen, rechts: Transekt vor Wasserburg (nur 2016).



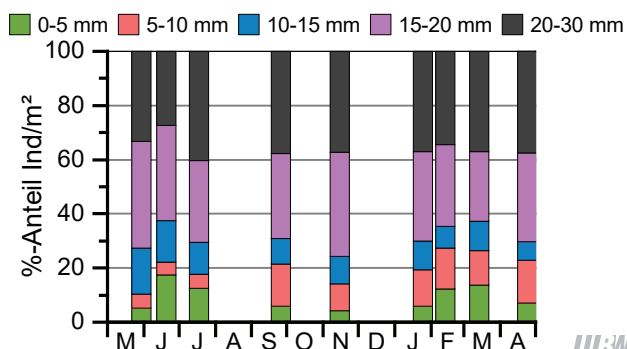
LUBW

Abb. 1-48: Box-Whisker-Plot der Individuendichten der einzelnen Tiefenstufen am Transekt vor Langenargen.



LUBW

Abb. 1-50: Box-Whisker-Plot der Individuendichten der einzelnen Größenklassen am Transekt vor Langenargen.



LUBW

Abb. 1-49: Größenverteilung der Körbchenmuscheln gemittelt über alle Tiefenstufen am Transekt Langenargen von Mai 2016 bis April 2017.

Wassertiefe nahm die Abundanz deutlich ab und in 20 m Tiefe wurden kaum noch Muscheln nachgewiesen (Abb. 1-48).

Die Größenverteilung der Körbchenmuscheln ist über das Jahr gesehen erstaunlich konstant. Mehr als 60 % der Muscheln sind größer als 15 mm (Abb. 1-49). Auch die Box-Whisker-Darstellung zeigt, dass die Abundanzen der beiden höchsten Größenklassen deutlich höher sind als die kleinerer Muscheln (Abb. 1-50).

teile an schluffig-tonigem Material die Proben prägten. Zum anderen könnte beim Transekt vor Langenargen auch die Nähe zur Schussumündung eine Rolle spielen, da über Zuflüsse größere Mengen an partikulärem organischen Material in den See gelangen, das den Muscheln als Nahrung dienen kann.

Die präferierte Tiefenzone lag bei 6 m und 10 m. In 15 m

1.6 Untersuchungen zur Hydrologie der Ausstrombereiche des Bodensees

Die Wasserstandsunterschiede zwischen Obersee und Untersee des Bodensees sowie dem Ausstrom bei Stein a. R. weisen seit einigen Jahren auffällige Veränderungen auf, über welche bereits im Jahresbericht 2015 berichtet wurde: Nach einem kurzzeitigen Minimum der mittleren Wasserstandsunterschiede um ca. 2006 nahmen die Pegelunter-

schiede kontinuierlich zu. Neben der Frage, ob dieser Trend weiter anhält, galt es zu klären, ob sich diese Veränderungen aus einem Aufstau, oder einem Absinken von Wasserständen ergaben und welche Ursachen der Entwicklung zugrunde liegen.

Die Auswertung einer aktualisierten und erweiterten Datengrundlage zeigt, dass die Wasserstandsunterschiede weiterhin deutlich zugenommen haben (Abb. 1-51). Durch eine differenzierte Analyse der Pegel-Abfluss-Beziehungen konnte aufgezeigt werden, dass sich die Veränderung aus einem Aufstau von Pegelständen ergibt. Sowohl der Untersee und stärker noch der Obersee erfahren einen verstärkten Rückstau in ihrem jeweiligen Ausstrom (Abb. 1-52).

Als mögliche Ursache für diesen Rückstau kommen Verän-

derungen im Makrophytenbewuchs der Ausstrombereiche in Betracht. Verschiedene Hinweise, wie z. B. eine stichprobenweise Beprobung von Makrophytenvorkommen, stützen diese Hypothese. Hierbei dürfte v. a. das Schweizer Laichkraut (*Potamogeton helveticus*) eine maßgebliche Rolle spielen, welches im Bodensee quasi ausschließlich in den Ausstrombereichen vorkommt und als wintergrüne Art den ganzjährig beobachteten Aufstau der Pegelstände erklären kann.

In ersten hydrodynamischen Modellrechnungen, welche erhöhte Fließwiderstände durch Makrophyten berücksichtigen, liegen die Wasserstandsveränderungen nahe bei den beobachteten Veränderungen. Sie stützen damit die Hypothese des Makrophyteneinflusses und können zur weiteren Analyse der Veränderungsvorgänge herangezogen werden.

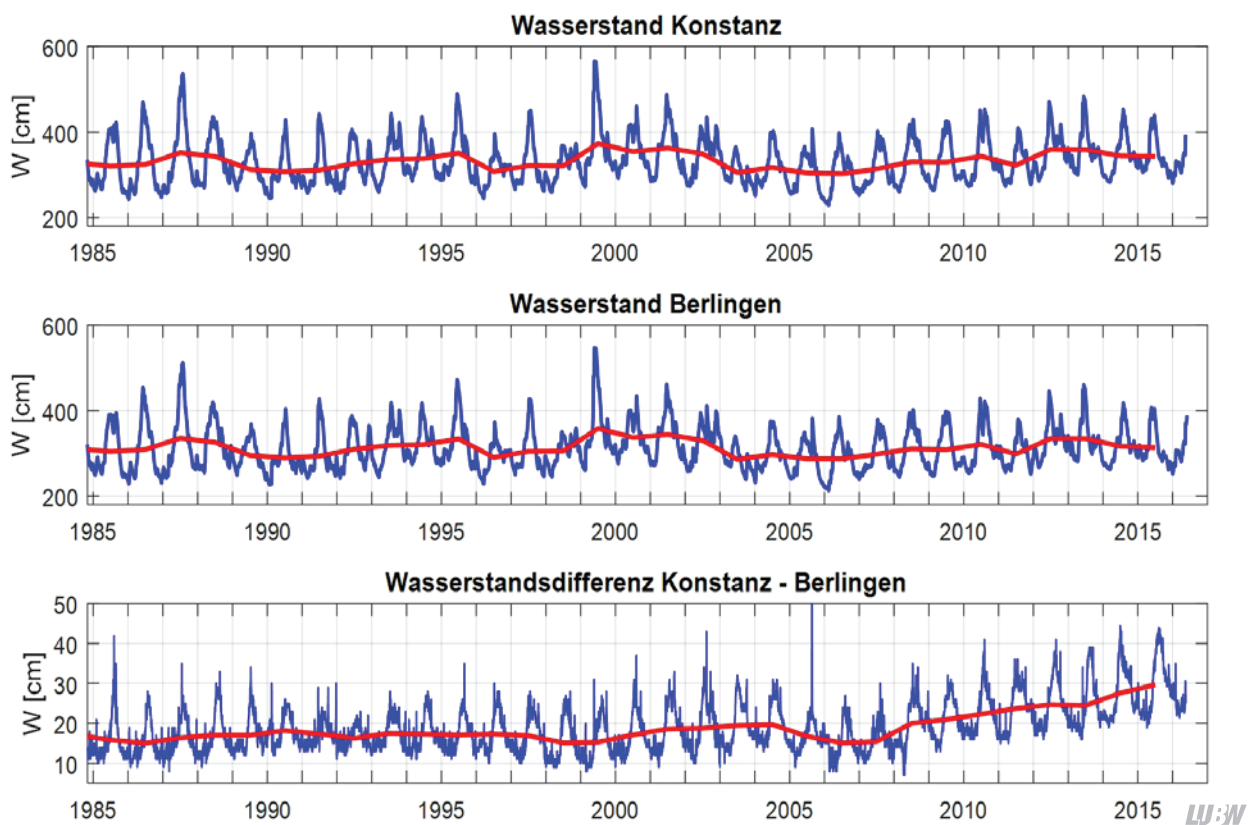


Abb.1-51: Analyse der Wasserstände und Wasserstandsdifferenzen von Obersee (Konstanz) und Untersee (Berlingen) des Bodensees.

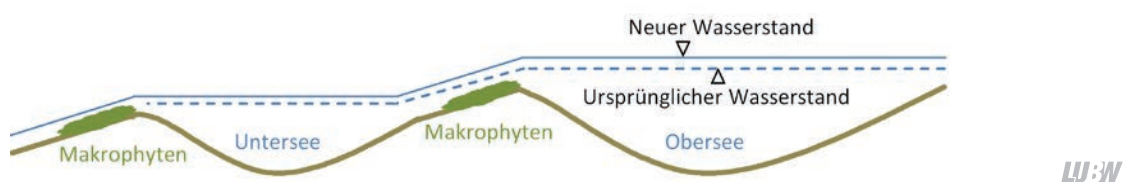


Abb.1-52: Schema zur Aufstauung des Untersees und des Obersees durch erhöhten Makrophytenbewuchs in den Ausstrombereichen.

Neben der Dokumentation der Veränderungen im Makrophytenbewuchs und der weiteren Analyse der Auswirkungen auf die Abflussverhältnisse und die Wasserstände, befassen sich die weiterführenden Arbeiten auch mit der Frage, welche Faktoren zu der Veränderung im Makrophytenbewuchs geführt haben.

1.7 Sedimentstrukturen und Sedimentverlagerungen in den Flachwasserbereichen des Bodensees

Die Ufer- und Flachwasserbereiche des Bodensees unterscheiden sich in ihrer Ausformung und Beschaffenheit, aber auch in ihrer Exposition gegenüber Wind, Wellen und Strömungen. Die Morphologie der Flachwasserbereiche sowie deren Sedimentbeschaffenheit sind prägende Faktoren für die Ökosysteme dieser Seeteile. Der Bodensee weist daher sehr unterschiedliche Flachwasserökosysteme auf. Ausgedehnte flache Bereiche mit feinkörnigem Substrat findet man z. B. zwischen Friedrichshafen und Langenargen und im Deltabereich des Alpenrheins am Rohrspitz. Auf Luft- und Satellitenbildern fallen in diesen Gebieten bandförmige Strukturen auf. Die genauere Untersuchung zeigt, dass es sich hierbei um Sedimentwellen – auch Rippel genannt – handelt, deren Wellenkämme mehrere Kilometer breit sein können. Die Wellenabstände betragen oftmals mehrere zehn Meter, die Wellenhöhen häufig mehrere Dezimeter. Teilweise werden diese Rippel durch farbliche Unterschiede des Seebodens hervorgehoben, welche sich z. B. durch unterschiedliche Ablagerungen aber auch durch unterschiedlichen Aufwuchs auf den Wellenhügeln bzw. in den Wellentälern ergeben. Auch die Makrophytengürtel zeichnen an vielen Stellen die parallelen Strukturen der Sedimentwellen nach. Dies zeigt, dass die Wachstumsbedingungen für die Makrophyten durch diese Sedimentwellen oder durch deren Verlagerungsdynamik maßgeblich beeinflusst werden.

Wenngleich es solche Großrippel auch in vielen anderen Gewässern gibt und in verschiedenen Untersuchungen aufgezeigt wurde, wie diese Wellen in Abhängigkeit von der Korngröße des Substrats und den Strömungen entstehen können, ist bislang unklar, welche Strömungsprozesse im Bodensee zur Ausbildung dieser Sedimentstrukturen führen und wie diese Strömungen entstehen. Das Ver-

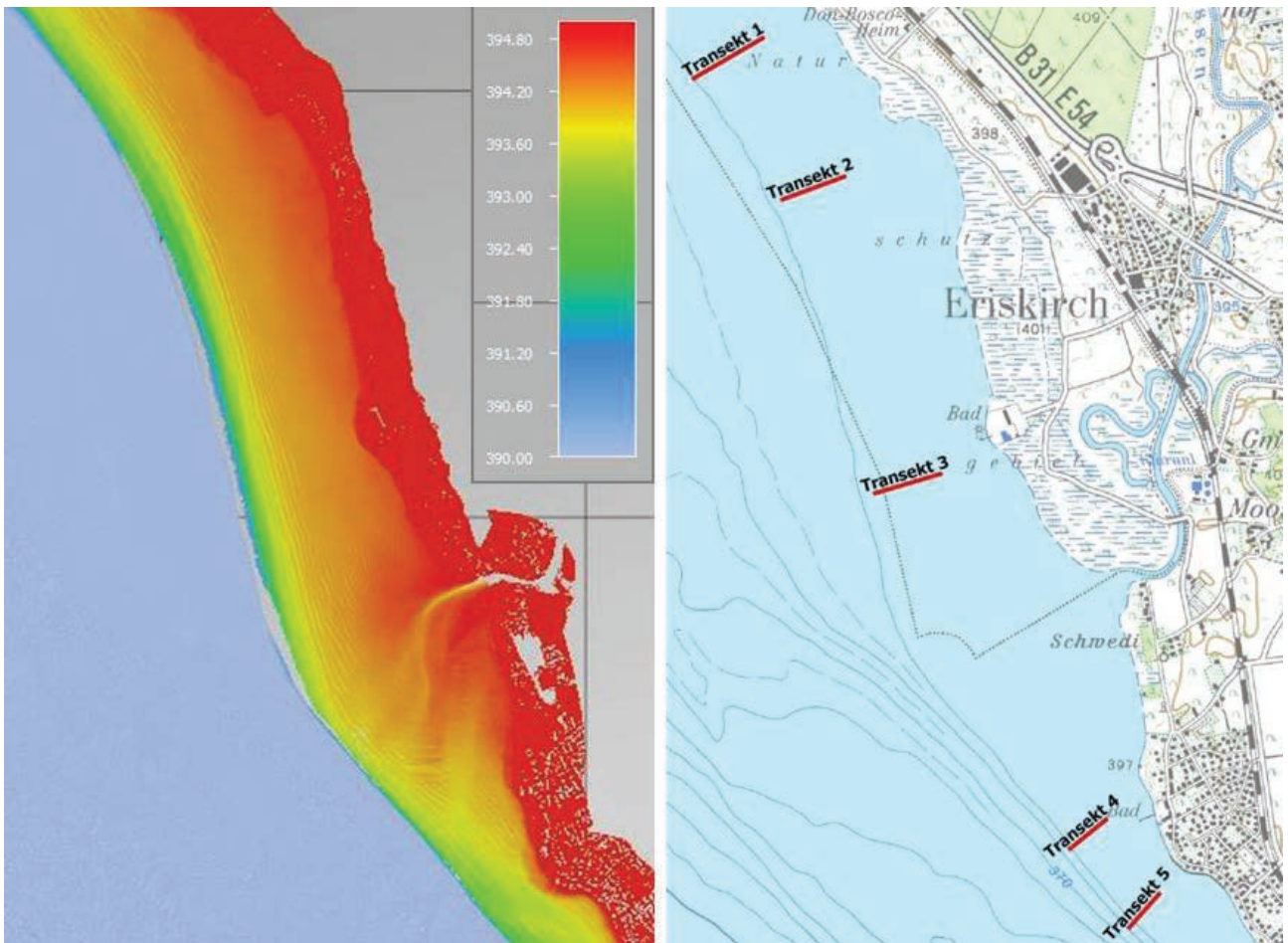
ständnis dieser Vorgänge ist nicht nur zur Erklärung der Sedimentwellenbildung selbst und deren Dynamik erforderlich, sondern gibt auch Einblick in die ökosystemaren Randbedingungen in den Flachwasserbereichen, wie etwa hinsichtlich der Austausch- und Transportvorgänge oder der Abhängigkeit des Bewuchses von den Substrat-, Morphologie- und Strömungseigenschaften.

In einer orientierenden Untersuchung wurde das hochauflösende Seebeckenmodell aus den IGKB-Vermessungen in den Jahren 2013–2015 im Rahmen des EU-geförderten Interreg-Projektes "Tiefenschärfe" ausgewertet (Abb. 1-53, links; S. 48), um die Charakteristik solcher Wellen (z. B. Wellenhöhe, Wellenlänge, Symmetrie) zu bestimmen. Zudem wurden mit Hilfe dieser detaillierten morphologischen Daten eine Messuntersuchung konzipiert, um die Frage zu beantworten, ob die wellenförmigen Strukturen annähernd statisch sind, sich also nicht oder kaum bewegen, oder ob es eine größere Verlagerungsdynamik gibt. An fünf Transekten (Abb. 1-53, rechts; S. 48) wurde mit Hilfe eines Echolots die aktuellen Seebodenhöhen aufgezeichnet. Für das Transekt 5 wurden zudem Sedimentproben zur Bestimmung der Korngrößenverteilung entnommen.

Die Korngrößenverteilung der Sedimentproben wies entlang des Transekts 5 nur geringe Unterschiede auf. Es handelte sich überwiegend um Korngrößen im Bereich zwischen etwa 150 und 400 μm (Fein- bis Mittelsand).

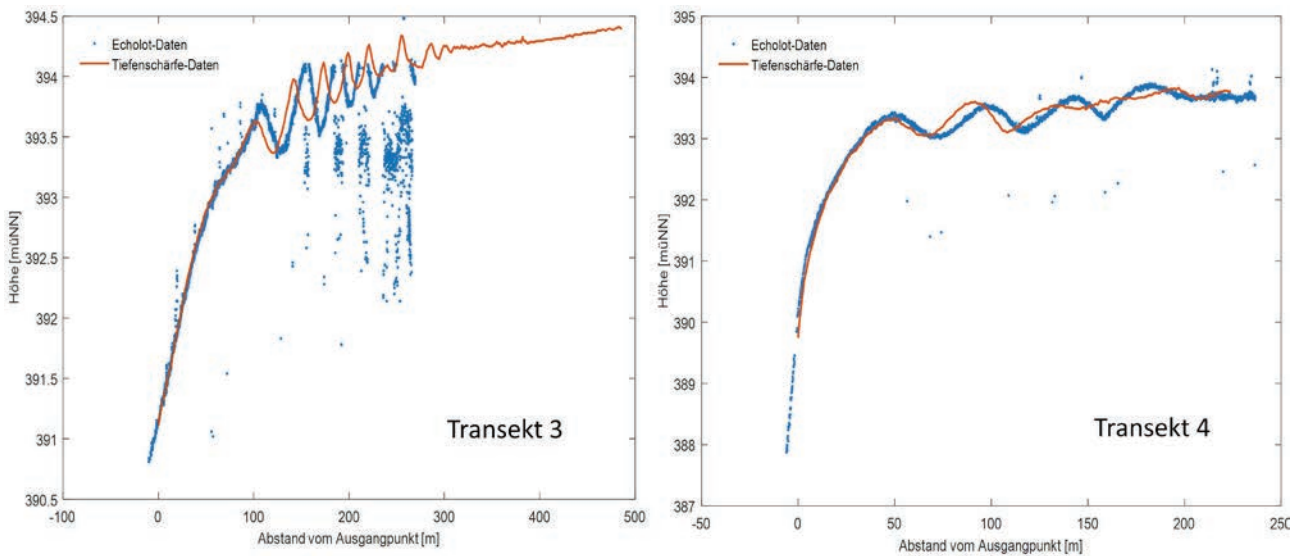
Der Vergleich der aktuellen Bodenhöhen mit den LIDAR-Messungen von 2014 zeigt, dass sich die Rippel teilweise deutlich verändert haben, teilweise nur gering (Abb. 1-54; S. 48). Am Beispiel von Transekt 3 erkennt man größere Veränderungen in der Lage und der Höhe der Wellenberge. In Transekt 4 ist der erste Wellenberg nahezu unverändert. Bei den anderen Wellenbergen im flacheren Bereich sind Verlagerungen zu erkennen und teilweise auch Veränderungen der Wellenhöhen.

Die Untersuchungen liefern die Erkenntnis, dass es eine deutliche Verlagerungsdynamik bei den Sedimentwellen gibt. Wann und wie es zu diesen Veränderungen kommt, muss mit Hilfe weiterer Messungen untersucht werden.



LW:W

Abb. 1-53: Flachwasserzone vor Eriskirch: links: Geländehöhen in m. ü. NN aus der IGKB-Vermessung im Jahr 2014 (Interreg-Projekt „Tiefenschärfe“); rechts: Lage der 5 Untersuchungstranekte (Kartengrundlage LGL).



LW:W

Abb. 1-54: Vergleich der Messungen vom 20.12.2016 mit den Daten der IGKB-Vermessung im Jahr 2014 für die Transekten 3 und 4. Die geringen Wassertiefe bei Transekt 3 führte vermehrt zu Artefakten, wenn die Analysesoftware den Seeboden nicht identifizieren konnte. Der Verlauf der Sedimentwellen ist jedoch auch hier weitgehend gut zu erkennen.

2 Bodensee-Zuflüsse

2.1 Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe

Die baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Ach werden regelmäßig auf Hauptionen und Pflanzennährstoffe untersucht. Die Probenahme erfolgt dabei zeitproportional durch einen automatischen Probenehmer. Es werden jeweils über einen Zeitraum von zwei Wochen 14 Tagesmischproben gesammelt, und die Probe des letzten Sammeltages sowie die der höchsten Wasserführung im Labor untersucht.

Bestimmt wurden die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen sowie der Hauptionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium.

Tabelle 2-1 zeigt die Medianwerte der jährlichen Abflusswerte (Tagesmittel) und der gemessenen Parameter für die letzten fünf hydrologischen Jahre 2012 bis 2016.

Die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und

Stickstoffverbindungen befinden sich unter Berücksichtigung deren großer Schwankungsbreite bis auf eine Ausnahme, auf gleichbleibendem Niveau. Auffällig ist allerdings der hohe Gesamt-P-Wert der Argen 2016 mit 60 µg/l. Zuletzt fand sich ein entsprechend hoher Wert 2007.

Seit Mai 2014 werden die Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen statt photometrisch mittels Ionenchromatographie bestimmt. Der Methodenwechsel ist für die zum Teil niedrigeren Werte im Vergleich zu den Vorjahren verantwortlich. Der Empfindlichkeitsverlust wird unter Berücksichtigung des geringeren Zeit- und Arbeitsaufwands in Kauf genommen.

Die Argen weist mit Ausnahme des hohen Gesamt-P-Gehalts 2016 im Hinblick auf die Nährstoffbelastung die niedrigsten Werte auf. Grund hierfür sind die geringeren anthropogenen Einflüsse. Gleiches gilt für die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen als typische Anzeiger anthropogener Belastungen.

Das hydrologische Jahr 2016 zeigt bei den Abflussmengen

Tab. 2-1: Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Schussen, Argen und Radolfzeller Ach für die hydrologischen Jahre 2012 bis 2016.

Parameter / Jahr	Schussen					Argen					Radolfzeller Ach				
	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016	2012	2013	2014	2015	2016
Q Jahr [m³/s]	8,0	10,9	7,3	7,3	9,3	14,7	17,9	13,3	12,6	19,3	7,5	11,0	11,4	10,0	8,8
Leitf. [µS/cm]	554	553	619	580	589	410	427	462	437	440	472	486	504	517	527
pH	8,4	8,4	8,4	8,4	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,4	8,3
PO4-P [µg/l]	59,1	48,7	44,9	43,4	48,5	12	13	9	11	18	41,3	37,5	36,5	33,7	34,5
gelöst -P [µg/l]	70	58	57	55	56	16	18	15	15	22	44	40	41	39	38
gesamt-P [µg/l]	301	321	241	272	309	30	31	35	33	60	64	60	62	62	60
NO2-N [µg/l]	15	13	12	3	10	7	7	5	0	4	5	4	4	0	0
NO3-N [mg/l]	3,5	3,9	3,4	3,5	3,4	1,5	1,8	1,6	1,6	1,5	2,7	3,1	2,8	3,0	3,0
NH4-N [µg/l]	29	30	26	14	19	19	21	16	9	12	11	10	10	7	9
Alkalinität[mmol/l]	5,2	5,1	5,3	5,3	5,0	4,3	4,2	4,4	4,4	4,4	3,7	3,9	3,6	4,0	3,9
Härte [°dH]	16,1	16,3	16,6	16,5	15,7	12,8	12,6	13,0	13,0	12,9	12,6	13,5	12,7	14,1	13,3
Chlorid [mg/l]	27,1	27,3	26,8	30,0	22,0	13	14	14	13	12	34,7	32,7	31,0	32,3	32,4
Sulfat [mg/l]	24,0	21,8	23,5	21,0	19,3	7	7	7	7	6	28,8	25,6	28,7	30,4	26,2

und den eingetragenen Phosphorfrachten keine großen Auffälligkeiten. Abbildung 2-1 stellt die Jahresfrachten an Gelöst-P in Argen, Schussen und Radolfzeller Aach gemeinsam mit den Jahresabflüssen seit 2007 dar. Nachdem 2014 durch Argen und Schussen die geringste Zuflussmengen und damit die niedrigsten Gelöst-P-Frachten in den Bodensee gelangten und 2015 die Werte im mittleren Bereich lagen, wurden 2016 wieder höhere Werte gemessen. Die Radolfzeller Aach zeigt hinsichtlich Abflusswerten und Frachteinträgen eine geringere Schwankungsbreite.

Die für den Bodensee relevanten eingetragenen Frachten an Gelöst-P berechnen sich für das hydrologische Jahr 2016 zu 19,4 t (Argen), 25,2 t (Schussen) und 11,4 t (Radolfzeller Aach).

2.2 Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen

2.2.1 Mikroverunreinigungen

Aus 15 verschiedenen Bodenseezuflüssen wurden zwischen März und Oktober 2016 jeweils drei Stichproben auf insgesamt 118 Mikroverunreinigungen, davon 95 Pestizide und fünf Metabolite, untersucht (Tab. 2-2; Abb. 2-2; Alle Stoffe siehe Tab. 1-1 Kap. 1.2.1).

Es wurden 42 Pestizide, vier Metabolite, sieben Arzneimittel und ein Repellent wenigstens einmal gefunden. Dabei ist zu beachten, dass die Bestimmungsgrenze nicht für alle Stoffe gleich ist. Am häufigsten waren das Repellent DEET, die Pestizide Terbutylazin und sein Metabolit Desethylterbutylazin, sowie Atrazin und sein Metabolit Desethylatrazin, Propiconazol und Terbutryn nachweisbar. Von den untersuchten Arzneimitteln wurde das Antiepileptikum Carbamazepin am häufigsten gefunden.

Bei den drei Untersuchungen auf 118 verschiedene Mikroverunreinigungen gab es in der Seefelder Aach die meisten positiven Befunde (Tab. 2-3). Ähnlich hoch waren die Befunde in der Rotach. Die wenigsten positiven Befunde wurden im Manzeller Bach, in der Argen und dem Tobelbach gemessen.

Obwohl von den 118 untersuchten Mikroverunreinigungen 95 Pestizide sind tauchen bei den erhöhten Einzelwerten als erstes die Arzneimittel Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol auf (Tab. 2-4). Von den Pestiziden gab es nur bei dem Insektizid Dimethoat und beim Herbizid MCPA jeweils einen erhöhten Wert. Der höchste Wert wurde in diesem Jahr beim Schmerzmittel und Entzündungshemmer Diclofenac im Mühlbach in Radolfzell mit 0,41 µg/L gefunden. Es gab aber in allen untersuchten Proben der Bodenseezuflüsse nur fünf positive Befunde von Diclo-

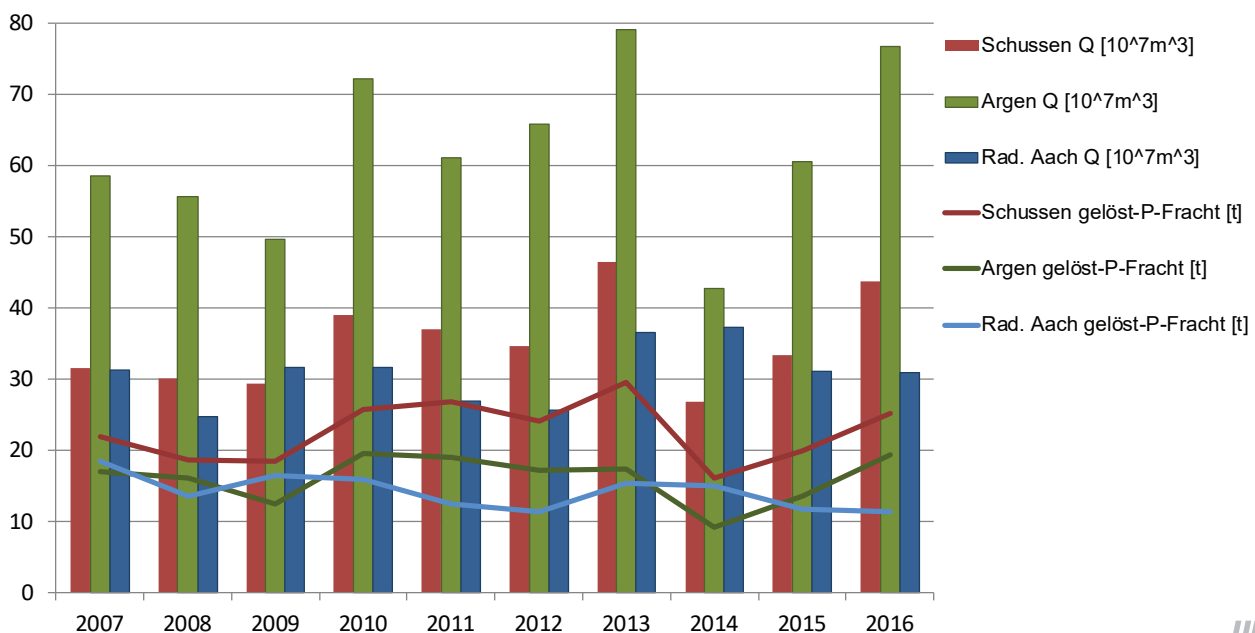


Abb. 2-1: Jahresfrachten an Gelöst-P und Jahresabfluss von Argen, Schussen und Radolfzeller Aach 2007-2016

Tab. 2-2: Gefundene Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen: **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel**.

Stoff	positive Befunde	Stoff	positive Befunde
DEET	38	Diclofenac	5
Desethylatrazin	37	Metazachlor	5
Desethylterbutylazin	35	Bentazon	5
Propiconazol	34	MCPPP (Mecoprop)	5
Terbutryn	33	Azoxystrobin	5
Atrazin	30	Dimethenamid	5
Methyldesphenylchloridazon	30	Metalaxyl	4
Terbutylazin	29	Irgarol (Cybutryn)	3
Pirimicarb	28	Thiacloprid	3
Metolachlor	28	Dimethomorph	3
Pendimethalin	27	Fenpropimorph	3
Penconazol	24	Hexazinon	2
Epoxiconazol	22	Napropamid	2
Tebuconazol	17	Ioxynil	2
Boscalid	17	2,4-DP (Dichlorprop)	2
Simazin	17	Bifenox	2
Carbamazepin	16	Ametryn	1
MCPA	15	Dimethoat	1
Sulfamethoxazol	11	2,4-D	1
Irgarol M1	8	Chlortoluron	1
Diflufenican	8	Carbendazim	1
Metribuzin	7	Thiamethoxam	1
Cyprodinil	7	Methiocarb	1
Malathion	7	Tolfenaminsäure	1
Clarithromycin	6	Triclosan	1
Diuron	6	Paracetamol	1
Isoproturon	6	Picolinafen	1



fenac. Beim Antiepileptikum Carbamazepin lag der höchste Wert bei 0,131 µg/L, aber dafür gab es in den Bodenseezuflüssen 16 positive Befunde.

2.2.2 Komplexbildner

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden an fünf Terminen von März bis Juli die sechs Bodenseezuflüsse Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Stockacher Aach und Radolfzeller Aach auf die Komplexbildner NTA, EDTA und DTPA un-

Tab. 2-3: Zuflüsse mit Anzahl der positiven Befunde.

Zufluss	Positive Befunde
Seefelder Aach	65
Rotach	63
Kniebach	55
Lipbach	53
Schussen	48
Nussbach	47
Brunnisach	42
Mühlbach	42
Stockacher Aach	41
Dysenbach	40
Radolfzeller Aach	34
Nonnenbach	29
Manzeller Bach	21
Argen	20
Tobelbach	13



Tab. 2-4: Alle Einzelwerte über dem Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/L im Jahr 2016.

Gewässer	Stoff	Konzentration
Schussen	Diclofenac	0,205 µg/L
Rotach	Carbamazepin	0,126 µg/L
Rotach	Diclofenac	0,144 µg/L
Brunnisach	MCPA	0,119 µg/L
Lipbach	Dimethenamid	0,136 µg/L
Kniebach	Dimethoate	0,381 µg/L
Dysenbach	Sulfamethoxazol	0,157 µg/L
Mühlbach	Diclofenac	0,410 µg/L
Mühlbach	Carbamazepin	0,131 µg/L



tersucht.

Nitritotriacetat (NTA) war 2016 in allen Wasserproben nachweisbar. Die Konzentrationen lagen aber deutlich unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L.

Ethylendiamintetraacetat (EDTA) konnte in allen Proben

nachgewiesen werden. Etwa zwei Drittel der Werte lagen über der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L. Der höchste Wert wurde in der Argen im April 2016 mit 3,3 µg/L gemessen. Die Argen war im Mittel aller Werte von den sechs Zuflüssen am höchsten belastet, noch vor der Schussen. Am unbelastetem war die Stockacher Aach, bei der die Werte aller untersuchten Proben unter der Bestimmungsgrenze lagen.

Bei Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA) gab es, wie in den Jahren zuvor, keine positiven Befunde.

3 Kleine Seen in Baden-Württemberg

3.1 Federsee



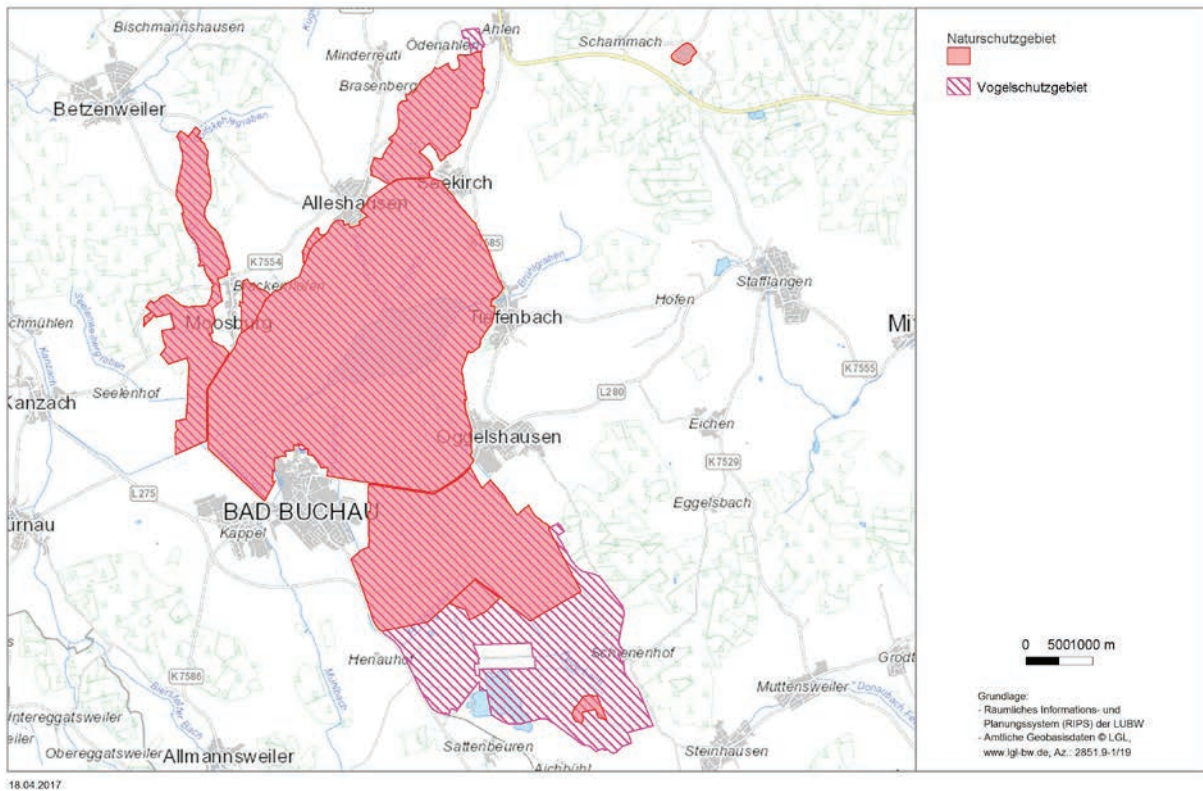
LUBW

Abb. 3-1: Blick in Richtung Nordufer des Federsees. Bildnachweis: LUBW.

Der Federsee (Abb. 3-1) ist mit ca. 140 ha Fläche und einer durchschnittlichen Tiefe von rund 1 m und einer maximalen Tiefe von 3 m der größte Flachsee Baden-Württembergs. Er liegt nordöstlich von Bad Buchau im Landkreis Biberach in Oberschwaben. Seine Entstehung geht auf die letzte Eiszeit zurück, wobei die ursprüngliche Wasserfläche ca. 33 km² betrug. Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von ca. 40 km². Durch mehrere Absenkungen des Seespiegels (Seefällungen), Einleitung häuslicher Abwässer und intensive landwirtschaftliche Nutzung seines Einzugsgebietes wurden die natürlichen Verlandungsprozesse in den letzten 200 Jahren beschleunigt und der See erfuhr eine starke Eutrophierung bis hin zum hypertrophen Zustand. Durch den Bau eines Ringkanals im Jahr 1982 konnte die Nährstoffzufuhr in den See deutlich gesenkt werden.

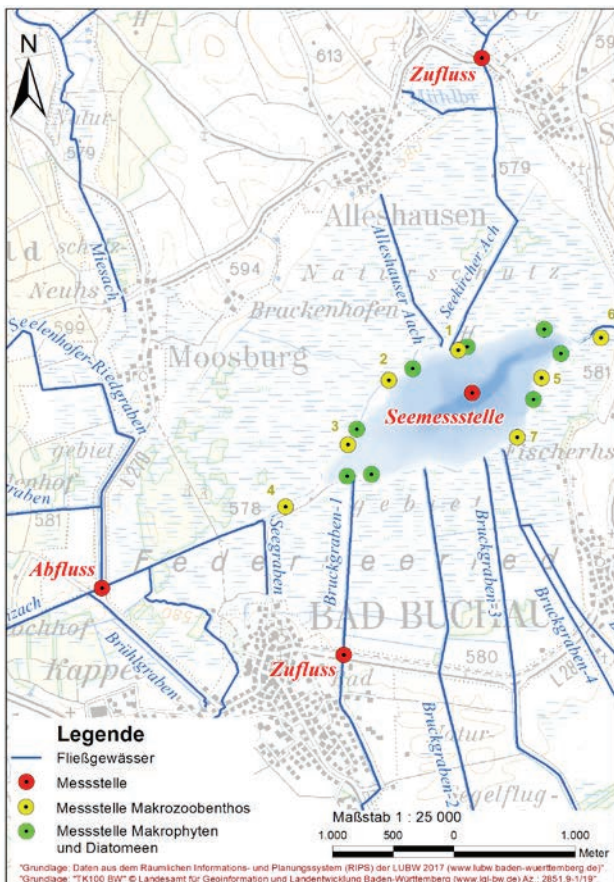
Die aktuelle Seefläche ist von einem weiten Moorgebiet umgeben, das alle Stadien der Moorentwicklung aufweist. Der Federsee ist eingebettet in das Naturschutzgebiet „Fe-

dersee“ mit den angrenzenden nördlichen, westlichen und südlichen Riedflächen, die ebenfalls als Naturschutzgebiet (NSG) ausgewiesen sind (Abb. 3-2; S. 54). Überlagert werden die Naturschutzgebiete durch das knapp 3 000 ha große Vogelschutzgebiet „Federseeried“ (Abb. 3-2; S. 54). Die Naturschutzgebiete und Teile des Vogelschutzgebiets sind auch als FFH-Gebiet gemeldet. Der Federsee wird gespeist von zahlreichen Gräben, die aus dem Moorgebiet kommen. Der Hauptzufluss ist die Kanzach (Seekircher Aach). Sie mündet wie die Alleshauser Aach auf der Nordseite in den Federsee (Abb. 3-3; S. 54). Auf der Südseite liegen die Bruckgräben und von Osten fließt der Brühlgraben in den Federsee. Der Federsee hatte ursprünglich keinen Abfluss. Ein im Zuge der Seespiegelabsenkungen künstlich angelegter Kanal entwässert den Federsee über ein Stauwehr auf der Westseite in Richtung Kanzach. Die rechnerische Wasseraustauschzeit ist mit rund zwei Monaten vergleichsweise kurz. Mit seiner Größe von weit über 50 ha ist der Federsee für die Wasserrahmenrichtlinie



LU:W

Abb. 3-2: Lage des Federsees mit Naturschutzgebieten (rot markiert) und überlagertem Vogelschutzgebiet (pink gestreift). Bildnachweis: UIS-BRS. Grundlage: Räumliches Informations- und Planungssystem RIPS (LUBW) und amtliche Geobasisdaten © LGL, Az.: 2851.9-1/19.



LU:W

Abb. 3-3: Übersichtskarte des Federsees mit den Messstellen des monatlichen Untersuchungsprogramms sowie der Messstellen für Makrophyten (grün) und Makrozoobenthos (gelb). Grundlage: RIPS (LUBW 2017) und TK100 BW © LGL, Az.: 2851.9-1/19.

(WRRL) gemeldet. Er wird aufgrund seiner Lage im Voralpengebiet und seines Schichtungsverhaltens als polymiktischer Voralensee eingestuft. Im Jahr 2016 wurden im Federsee von Februar bis November monatlich vom ISF an der tiefsten Stelle (Abb. 3-3, Seemessstelle), in zwei Zuflüssen (Abb. 3-3, Zufluss) sowie im Abfluss (Abb. 3-3, Abfluss) Proben genommen. Im Januar war der Federsee noch zugefroren, im Februar konnte lediglich am Steg eine Probe genommen werden, da starker Wind eine Ausfahrt verhinderte. Aufgrund eines Hochwassers im Juni konnten die Proben zu diesem Zeitpunkt ebenfalls lediglich vom Steg aus genommen werden. Bei einigen Parametern wird daher die Februar- und Juni-Probenahme nicht in der Auswertung berücksichtigt.

3.1.1 Chemische Untersuchung

Der Federsee wurde vor 2016 zuletzt 2009 mit einer monatlichen Beprobung in Seemitte sowie zwei seiner Zuflüsse (Seekircher Aach, Bruckgraben-1 = Federseeriedgraben) und dem Abfluss (Abb. 3-3) chemisch untersucht. In den Jahren 2010 und 2011 wurden die biologischen Probenahmen nur von einem eingeschränkten chemischen Messprogramm begleitet. Die monatliche wasserchemische Probe-

nahme fand im Untersuchungsjahr 2016 an folgenden Terminen statt: 22.02., 14.03., 18.04., 17.05., 20.06., 18.07., 15.08., 19.09., 17.10. und 21.11.2016. Es wurden die Tiefenstufen 0 m, 1 m und 2 m (= über Grund) beprobt. Die Proben von Zuflüssen und Abfluss wurden wie auch die Proben aus dem See auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden in einzelnen Monaten Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe nach WRRL durchgeführt.

Grundparameter und Nährstoffe

Die Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2016 sowie für die Untersuchungen 2009 und 2011 sind in Tabelle 3-1 gegenübergestellt. Das Untersuchungsjahr 2010 ist hier nicht mit aufgeführt, da die chemische Probenahme in diesem Jahr nur sehr eingeschränkt begleitend durchgeführt wurde. Für das Jahr 2016 wurden die Messwerte der Probenahme im Juni, die vom Steg aus durchgeführt wurde (siehe Kap. 3.1), aufgrund geringer Vergleichbarkeit zu den Daten der anderen Probenahmen nicht berücksichtigt. In den Abbildungen 1 bis 3 ist für ausgewählte Parameter zusätzlich die Entwicklung im Jahresverlauf dargestellt.

Die Frühjahrstemperaturen an der Oberfläche des Federsees lagen 2016 mit 3,5 °C gegenüber 6,5 °C im März und 11 °C gegenüber 16,5 °C im April deutlich niedriger als 2011 und auch als 2009 (16,9 °C im April) (Abb. 3-4; S. 56). Die maximale sommerliche Erwärmung blieb 2016 (21,9 °C im Juli) und 2009 (21,5 °C im August) etwas unter dem Jahr 2011 (23,2 °C im Juli). Der See blieb 2016 bis September mit 17,7 °C vergleichsweise warm (2011: 19,6 °C, 2009: 14,9 °C). Im November wurde noch eine Oberflächentemperatur von knapp 5 °C gemessen.

Die Konzentrationen an Sauerstoff über Grund nahmen durch Verbrauch während des biologischen Abbaus von Biomasse von 11,8 mg/L im März bereits im April auf 8,8 mg/L ab (Abb. 3-5; S. 57). Verglichen mit 2009 und 2011 sank die Konzentration in den Sommermonaten deutlich stärker, und es wurde eine Sauerstoffminimumkonzentration von 2,7 mg/L im Juli über Grund beobachtet. 2009 und 2011 wurden Minimalwerte von 5,2 mg/L und 6,2 mg/L jeweils im Juni erreicht.

Während 2009 und 2011 die Konzentrationen an Gesamt-

Tab. 3-1: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Federsee 2009, 2011 und 2016 (LUBW).

Federsee		2009 (Apr-Dez)	2011 (Mrz-Okt)	2016 (Mrz-Nov)*1
Parameter	Einheit	Jahresmittel*1		
Temperatur	°C	14,4	16,1	13,2
Sichttiefe	m	1,4	1,6	1,3
O ₂	mg/L	9,8	8,6	9,1
pH-Wert		8,3		8,1
Leitf.	µS/cm	326	340	380
SBV	mmol/L	3,1	2,7	3,7
Härte	1/2 mmol/L	3,4	3,2	3,2
PO ₄ -P	µg/L	14	14	4,6
gelöst-P	µg/L	33	35	20
gesamt-P	µg/L	62	67	49
NH ₄ -N	µg/L	135	45	49
anorg.-N	µg/L	578		687
SiO ₂ -Si	mg/L	3140		3213
Fe	µg/L	312		206
Mn	µg/L	83		49
Cl	mg/L	17	21	15
SO ₄	mg/L	8,5	9,5	12,5
As gelöst	µg/L			1,5*2
Al gelöst	µg/L	8,9		2,0*2
Cu gelöst	µg/L	2,5		0,6*2
Pb gelöst	µg/L	0,15		< 0,2*2
Zn gelöst	µg/L	1,4		1,2*2
Chlorophyll-a	µg/L	20	20	32

*1: 2016 ohne Juni-Beprobung

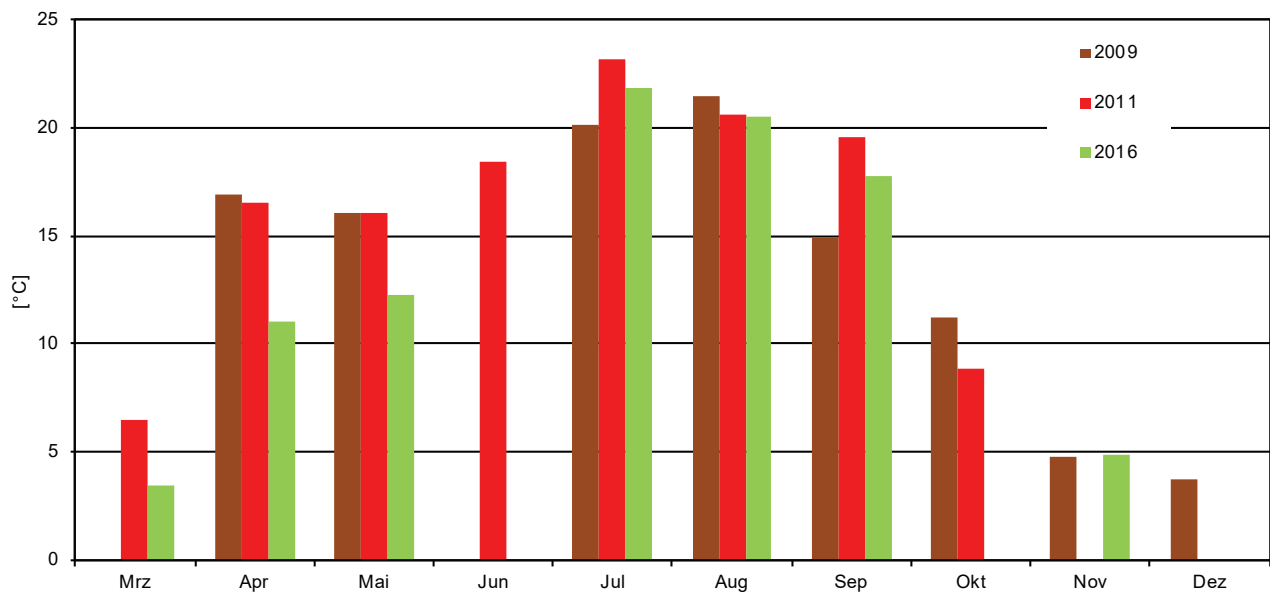
*2: As, Al, Cu, Pb, Zn: nur April, August: Bei Einzelmesswerten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zur Berechnung verwendet.

Extrema 1 m über Grund (Monat), 2016: ohne Juni-Beprobung

O ₂ Min	mg/L	5,3 (6)	6,2 (6-8)	2,7 (7)
ges-P Max	µg/L	116 (7)	167(6)	81 (7)
NH ₄ -N Max	µg/L	559 (6)	55 (5)	100 (7)
Fe Max	µg/L	574 (6)		428 (7)
Mn Max	µg/L	219 (7)		162 (7)

LAWA Trophie

Trophie	e2	e2	e2
Referenz-trophie	eutroph 2		



LUBW

Abb. 3-4: Temperaturenwicklung an (Oberfläche) des Federsees in den Untersuchungsjahren 2009, 2011 und 2016.

Phosphor über Grund infolge von sommerlichen Rücklösungsprozessen noch ≥ 100 mg/L erreichten, nahmen diese bis 2016 auf max. 80 mg/L im Juli ab (Abb. 3-5). Eine deutliche Abnahme gab es auch im Hinblick auf die Rücklösung von Gelöst-P und Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$). Diese waren 2009, bezogen auf die Höchstkonzentrationen, noch 2,5 bis 4-fach so hoch wie 2016. Auch im Jahresmittel (aus arithmetischen Monatsmitteln der Tiefen 0 m, 1 m und über Grund) ist die Konzentration an Gesamt-P mit 49 $\mu\text{g/L}$ gegenüber 62 $\mu\text{g/L}$ 2009 und 67 $\mu\text{g/L}$ 2011 deutlich gesunken (Tab. 3-1).

Während beim Phosphor die Konzentrationen im Jahr 2016 trotz Rücklösung weiter abnahmen, war die Freisetzung von Eisen und Mangan aufgrund der niedrigen minimalen Konzentrationen an Sauerstoff mit maximal 468 $\mu\text{g/L}$ und 162 $\mu\text{g/L}$ über Grund wie auch 2009 deutlich erhöht (Tab. 3-1).

Im Sommer kommt im Federsee auch dem Stickstoff-Haushalt eine das Pflanzenwachstum begrenzende und somit entscheidende Rolle zu. In allen Jahren kam es während der Vegetationsperiode zu einer starken Zehrung von Nitrat im Freiwasser (Abb. 3-6; S. 58). Während jedoch 2009 und 2011 Nitrat im Sommer über mehrere Monate nicht mehr nachweisbar war, war der Nährstoff 2016 das ganze Jahr über vorhanden. 2011 und 2016 waren die Nitratkon-

zentrationen aufgrund hoher Frühjahrsstartwerte im Jahresmittel gegenüber 2009 deutlich erhöht (Abb. 3-6; Tab. 3-1).

Die Rücklösung von Ammonium hat seit 2009 (max. 559 $\mu\text{g/L}$ über Grund im Juni) stark abgenommen. Allerdings wurde im Sommer 2016 (max. 100 $\mu\text{g/L}$ im Juli) gegenüber der vorherigen Untersuchung (max. 55 $\mu\text{g/L}$ im Mai) ein etwa doppelt so hoher Ammonium-Maximalgehalt erreicht. Da die sommerlichen Biomassen 2011 insgesamt eher höher waren als 2016 (vgl. ISF-Jahresbericht 2011/2012), lässt sich der geringere Ammoniumgehalt 2011 aufgrund des in diesem Jahr stets ausreichend vorhandenen Sauerstoffs möglicherweise durch entsprechend höhere Nitrifikation (Ammoniumoxidation zu Nitrat) erklären.

Die Trophieklassifikation nach LAWA (LAWA 2014) ergibt für das Untersuchungsjahr 2016 wie auch bereits für 2009 und 2011 den Bereich eutroph 2 (Tab. 3-1). Da die Sichttiefe in Flachseen oft bis zum Seegrund reicht, kann ihr genauer Saisonmittelwert zwangsläufig nicht ermittelt werden. Die Trophieeinstufung für den Federsee wurde daher zu Vergleichszwecken zusätzlich ohne die Sichttiefe berechnet, wobei sich ebenfalls der Zustand eutroph 2 ergibt. Die Trophie des Rohrsees 2016 entspricht damit weiterhin dem natürlichen Referenzzustand.

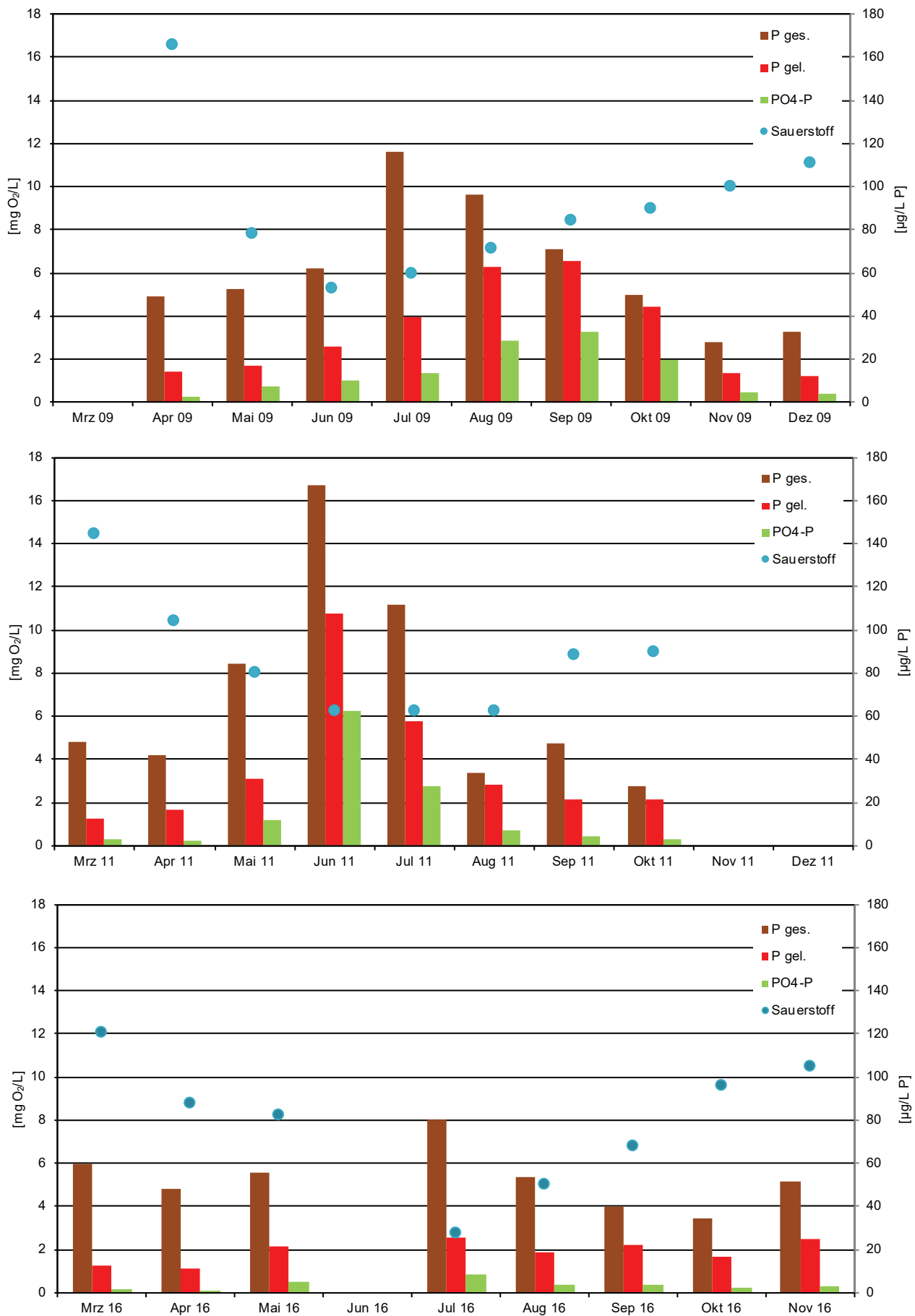
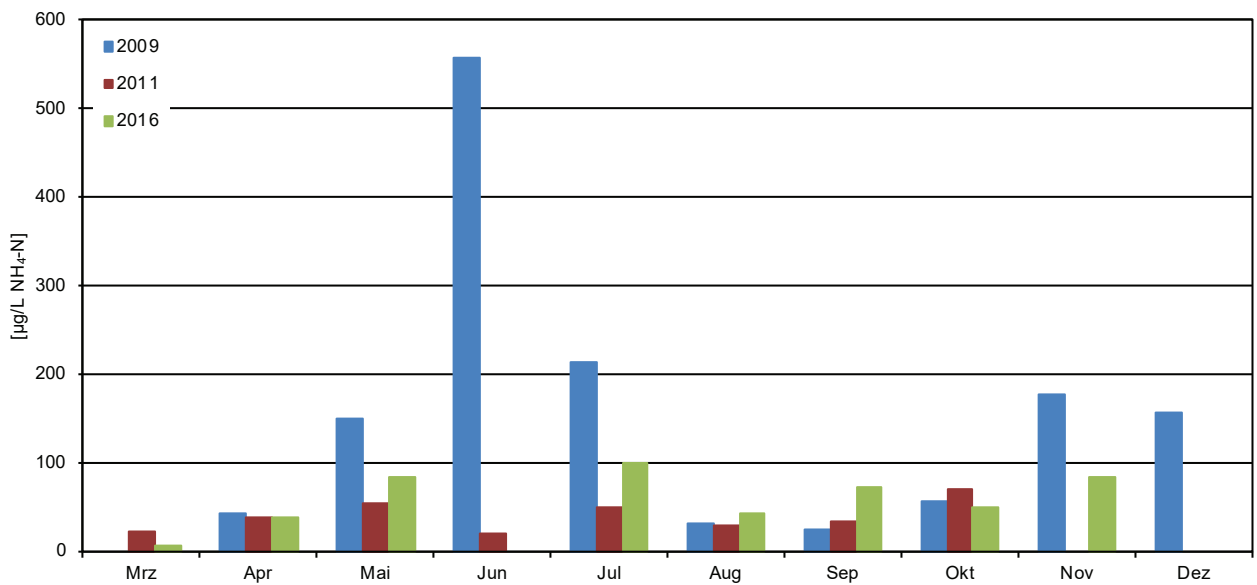
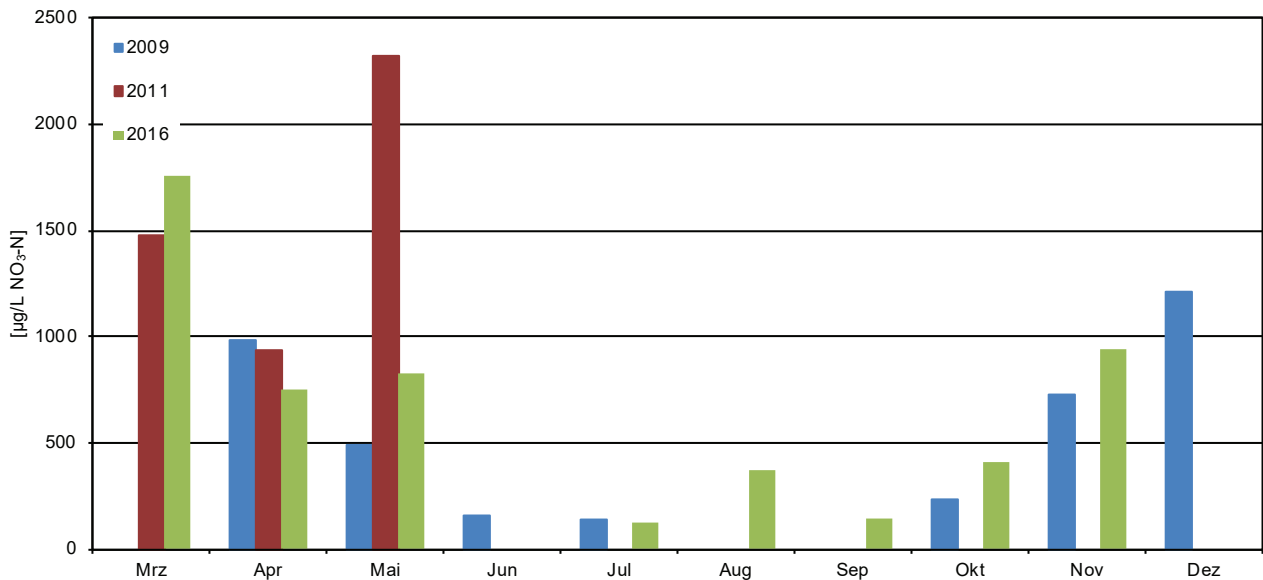


Abb. 3-5: Sauerstoff- und Phosphorentwicklung über Grund im Federsee in den Untersuchungsjahren 2009, 2011 und 2016.



LUBW

Abb. 3-6: Nitrat- und Ammoniumentwicklung über Grund im Federsee in den Untersuchungsjahren 2009, 2011 und 2016.

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies von zum Beispiel Arsen, Aluminium, Kupfer und Zink zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an (Tab. 3-1).

Prioritäre Stoffe nach WRRL und Pestizide

Im Jahr 2016 wurde der Federsee, der entsprechend seiner Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 42 der 44 prioritären Stoffe mit Wasser-Umweltqualitätsnorm (UQN) (nach RL 2013/39/EU) untersucht (Tab. 3-2). Die Proben wurden im März und Oktober von der Oberfläche und über Grund entnommen.

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der vorgegebenen UQNs. Gefunden wurden Atrazin (max. 0,0061 µg/L), Naphtalin (max. 0,0052 µg/L), Nickel (max. 0,8 µg/L), Hexabromcyclododecan (max. 0,0010 µg/L) und Terbutryn (max. 0,006 µg/L). Dabei lag der Wert für Hexabromcyclododecan auf der Bestimmungsgrenze, Nickel und die drei anderen Verbindungen um den Faktor 1,5 bis 6 darüber. Anzumerken ist, dass die Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN) für Benzo(a)pyren, Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Cypermethrin, Dichlorvos sowie Heptachlor und Heptachlorepoxyd kleiner als die Bestimmungsgrenze ist, und somit eine gesicherte Aussage hierzu nicht möglich ist.

Neben den in der Liste der prioritären Stoffe aufgeführten Verbindungen wurde der Federsee im Mai, Juli und Oktober zusätzlich in jeweils zwei Oberflächenproben (Seemitte und am Stegende) auf 80 weitere Pestizide und 5 Metabolite sowie einzelne Industriechemikalien und eine Anzahl von Arzneimitteln (siehe Tab. 1-1; Kapitel 1.2.1) untersucht.

Es wurden zehn Pestizide (Atrazin, Metazachlor, Metolachlor, Pendimethaline, Terbutryn, Terbutylazin, Fenpropimorph, Epoxiconazol, Tebuconazol und Nicosulfuron),

vier Abbauprodukte (Desethylatrazin, Desethylterbutylazin, Methyl-desphenylchloridazon und Irgarol M1), das Repellent DEET und die Industriechemikalie Bisphenol A gefunden. Die höchsten Konzentrationen wurden in Seemitte beim Herbizid Nicosulfuron mit 0,59 µg/L gemessen. Nicosulfuron wird vor allem im Maisanbau eingesetzt. Die Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe (OGewV 2016, Anlage 6) zur Beurteilung des ökologischen Zustands für Nicosulfuron liegen bei der JD-UQN bei 0,009 µg/L und bei der UQN für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK) bei 0,09 µg/L. Die höchste Konzen-

Tab. 3-2: Prioritäre Stoffe nach RL 2013/39/EU, die im Rahmen des Messprogramms „WRRL Kleine Seen 2016“ in Wasserproben untersucht wurden (JD: Jahresdurchschnitt; ZHK: zulässige Höchstkonzentration; HK: Höchstkonzentration). Nicht mit gemessen wurden die prioritären Stoffe Nr. 5, Nr. 30 (beide werden an der LUBW in der Schwebstoffphase bestimmt) und Nr. 37 (nur Biota-Grenzwert).

Nr.	Stoffname	JD-UQN [µg/L]	ZHK-UQN [µg/L]	Nr.	Stoffname	JD-UQN [µg/L]	ZHK-UQN [µg/L]
1	Alachlor	0,3	0,7	26	Pentachlorbenzol	0,007	
2	Anthracen	0,1	0,1	27	Pentachlorphenol	0,4	1
3	Atrazin	0,6	2,0	28	PAKS: Benzo(a)pyren	1,7*10 ⁻⁴	0,27
4	Benzol	10	50		Benzo(b)fluoranthen	–	0,017
5	bromierte Diphenylether		0,14		Benzo(k)fluoranthen	–	0,017
6	Cd- und Cd-Vbdgen	0,08–0,25*	0,45–1,5*		Benzo(g,h,i)-perylen	–	8,2*10 ⁻³
7	C10-13-Chloralkane	0,4	1,4		Indeno(1,2,3-cd)-pyren	–	–
8	Chlorfenvinphos	0,1	0,3	29	Simazin	1	4
9	Chlorpyrifos	0,03	0,1	30	Tributylzinnverbindungen	0,0002	0,0015
10	1,2-Dichlorethan	10		31	Trichlorbenzole	0,4	
11	Dichlormethan	20		32	Chloroform	2,5	
12	Bis(2-ethylhexyl)phtalate	1,3		33	Trifluralin	0,03	
13	Diuron	0,2	1,8	34	Dicofol	1,3*10 ⁻³	
14	Endosulfan	0,005	0,01	35	Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	6,5*10 ⁻⁴	36
15	Fluoranthen	0,0063	0,12	36	Quinoxifen	0,15	2,7
16	Hexachlorbenzol		0,05	37	Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen		nur Biota
17	Hexachlorbutadien		0,6	38	Aclonifen	0,12	0,12
18	Hexachlorcyclohexan	0,02	0,04	39	Bifenox	0,012	0,04
19	Isoproturon	0,3	1,0	40	Cybutryn	0,0025	0,016
20	Pb und Pb-Vbdgen	1,2	14	41	Cypermethrin	8*10 ⁻⁵	6*10 ⁻⁴
21	Hg und Hg-Vbdgen		0,07	42	Dichlorvos	6*10 ⁻⁴	7*10 ⁻⁴
22	Naphtalin	2	130	43	Hexabromcyclododecan	0,0016	0,5
23	Ni- und Ni-Vbdgen	4	34	44	Heptachlor und Heptachlorepo-oxid	2*10 ⁻⁷	3*10 ⁻⁴
24	Nonylphenol	0,3	2,0	45	Terbutryn	0,065	0,34
25	Octylphenol	0,1					

n.d.: nicht bestimmt

*: abhängig von Wasserhärte

LUBW

tration von Nicosulfuron lag damit knapp sechsfach über der zulässigen Höchstkonzentration. Auf knapp einem Drittel des Einzugsgebiets des Federsees wird Ackerbau betrieben (Abb. 3-7). In den letzten Jahren wird vermehrt Mais angebaut. Dies stellt eine erhebliche Belastung für den Federsee als eines der ältesten Naturschutzgebiete in Baden-Württemberg dar.

3.1.2 Biologische Untersuchung

Die durchschnittliche **Phytoplankton-Biomasse** des Federsees betrug im Jahr 2016 inklusive der vom Steg aus genommenen Proben 3,0 mg/L (ohne Stegproben: 2,3 mg/L) (Abb. 3-8A). Die maximalen Biomassen wurden im Hochsommer nachgewiesen (Juni: 7,4 mg/L vom Steg; Juli: 6,6 mg/L Seemitte). Über das gesamte Jahr betrachtet, machten Cryptophyceen mit 41,8 % und Cyanobakterien mit 30,8 % den Großteil der Gesamtbiomasse aus. Im Vergleich zum Jahr 2011, in dem der Federsee das letzte Mal

umfassend vom ISF untersucht worden ist, fällt die Phytoplankton-Biomasse geringer aus (Jahresdurchschnitt 2011: 6,85 mg/L), allerdings waren damals allein die Gruppe der Cryptophyceen vorherrschend (s. ISF-Jahresbericht 2011/2012).

Von Februar bis Mai 2016 waren unbestimmte kugelförmige Blaualgen dominierend, die sehr hohe Zellzahlen ($4,3 \times 10^5$ bis $1,8 \times 10^6$ Zellen/mL) und damit trotz eines kleinen Zellvolumens hohe Biomassen erreichten. Das Biomasse-Maximum im Sommer wurde im Juni (Stegprobe) durch *Cryptomonas ovata* (verschiedene Größenklassen) (Abb. 2, links) und im Juli durch die Kieselalge *Acanthoceras zachariasii* dominiert. Diese Art hat im Verhältnis zum Zellkörper kleine Chloroplasten (Abb. 3-9, rechts) und ist für Seen der Alpen bzw. Voralpen kein Indikatortaxon, während es für Tieflandseen meso-europäischer Nährstoffverhältnisse indiziert.

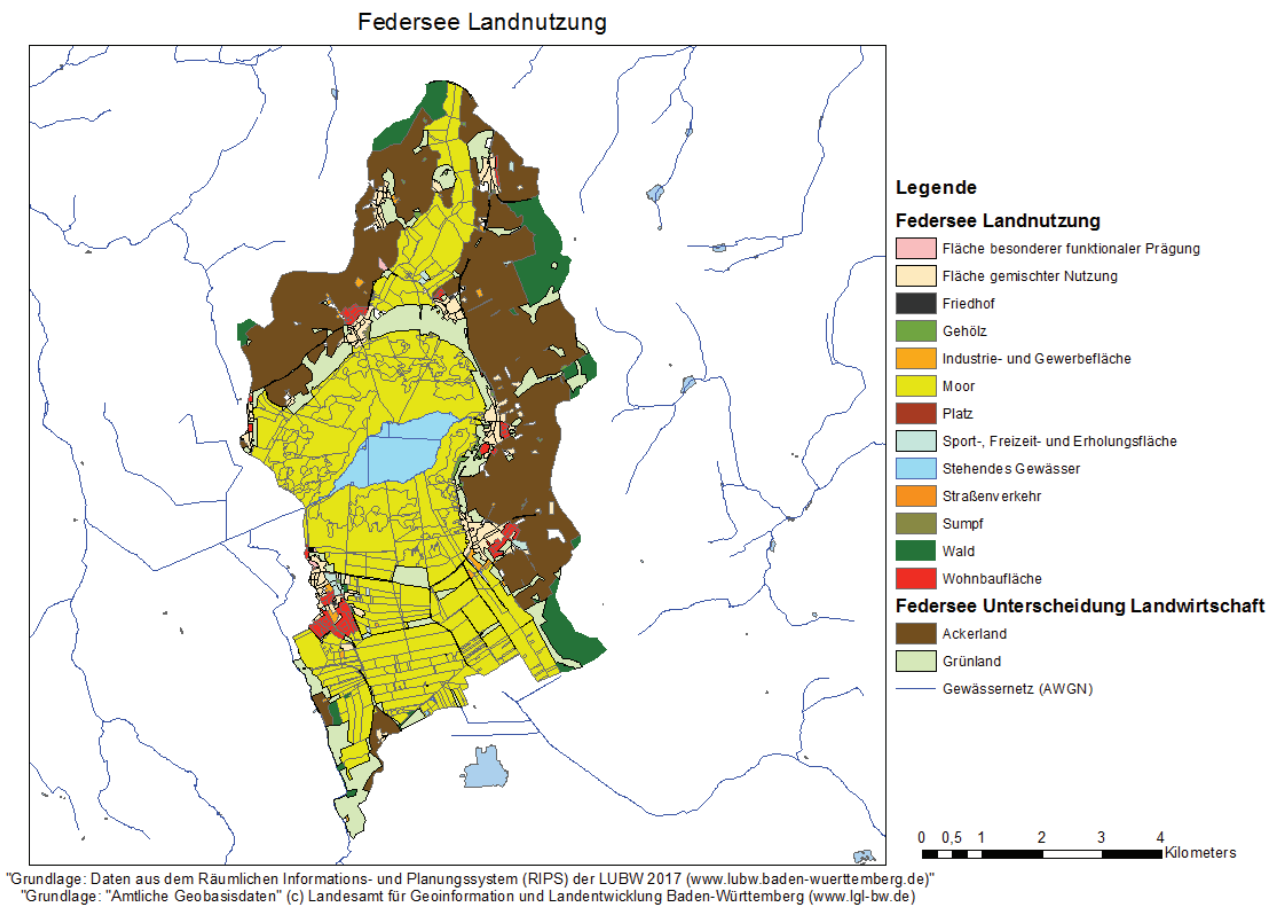


Abb. 3-7: Einzugsgebiet des Federsees mit der unterschiedlichen Landnutzung.

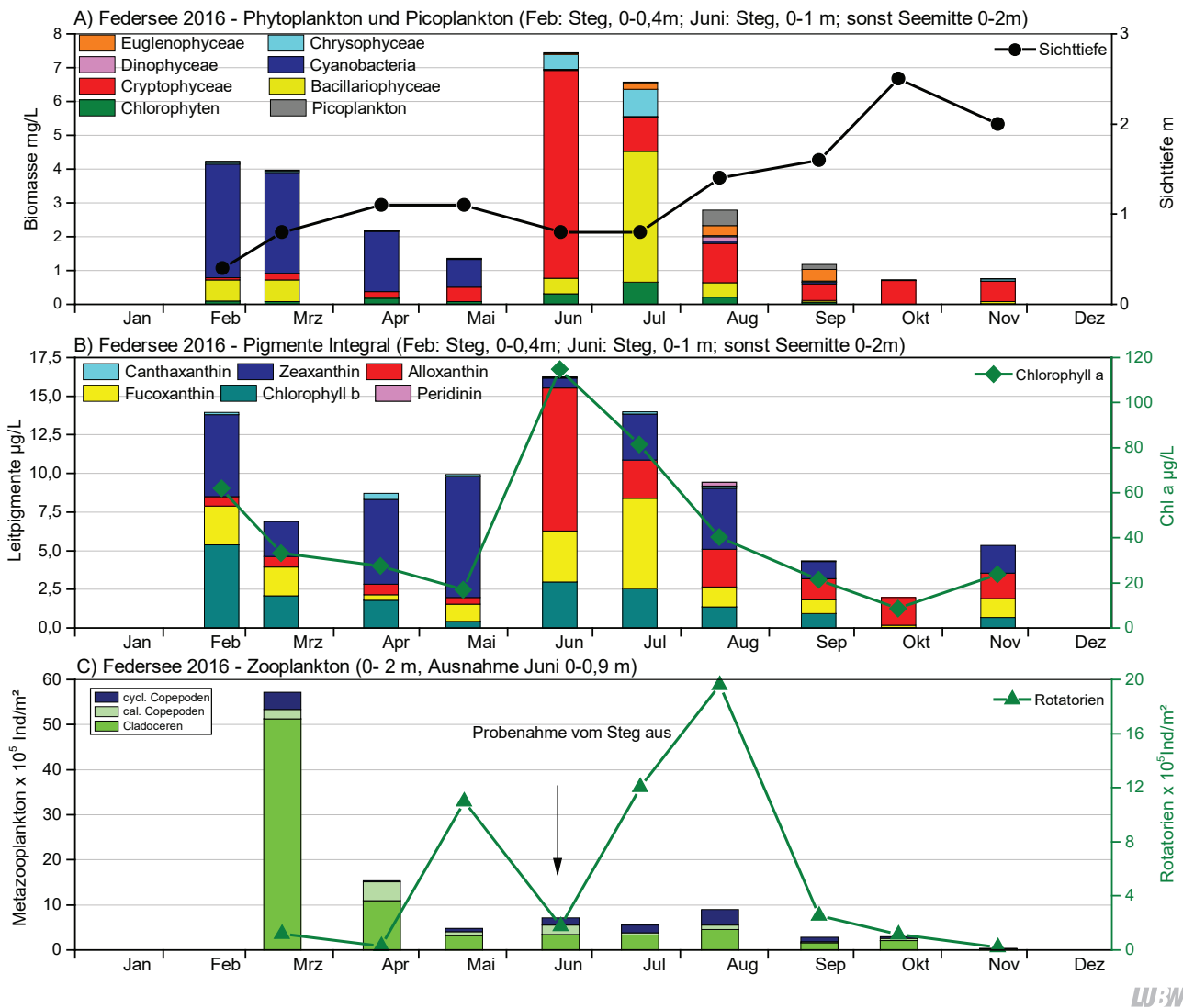


Abb. 3-8: Biologische Parameter des Federsees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll-a; C) Zooplankton. Im Februar sowie im Juni sind wegen starken Windes bzw. Hochwasser die Proben vom Steg aus genommen worden.

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton wurde sowohl mit Steg-Probe als auch ohne ermittelt. In beiden Fällen ist das Ergebnis für die Qualitätskomponente Phytoplankton ein unbefriedigender ökologischer Zustand (PhytoSeeIndex 6.0). Allerdings gibt es für den WRRL-Seetyp 1 (polymiktischer Voralpensee) insgesamt nur fünf Referenzseen. Das Bewertungsmodul lässt in diesem Fall auch zu, einen anderen passenden Seetyp zu wählen. Stuft man den Federsee als kalkreichen, ungeschichteten See des Tieflandes (Seetyp Nr. 11) ein, ergibt das Bewertungsverfahren einen guten ökologischen Zustand, was auch der Experteneinschätzung entspricht.

Das autotrophe Picoplankton wurde in der Summenprobe von 0-2 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen

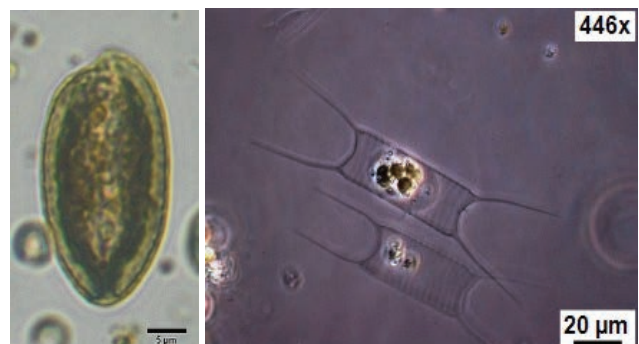


Abb. 3-9: Im Sommer dominierende Planktonarten im Federsee. Links: *Cryptomonas ovata* aus der Utermöhl-fixierten Probe vom 20.06.2016. Rechts: *Acanthoceras zachariasii* aus der Lebendprobe vom 18.07.2016. Bildrechte: LUBW.

ermittelt (Abb. 3-8A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $1,7 \times 10^4$ Zellen/mL, was einer Biomasse von 0,07 mg/L entspricht. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im August mit 0,46 mg/L nachgewiesen. Zu keinem Zeitpunkt übertraf das Picoplankton die Phytoplankton-Biomasse.

Die Chlorophyll-a Konzentrationen im Federsee lagen im Jahresmittel bei 31,7 µg/L (nur Seemitte) bzw. 43,0 µg/L (inkl. Stegbeprobung). Das Maximum erreichte 114,8 µg/L Anfang Juni (Stegbeprobung) bzw. 81,5 µg/L im Juli (Seemitte). Zu diesen Zeitpunkten war auch die Phytoplankton-Biomasse am höchsten (Abb. 3-8B). Im Vergleich zu den Untersuchungen in den 2010-er Jahren bedeutet dies eine Zunahme der durchschnittlichen Chlorophyll-a-Konzentration (2011: 19,6 µg/L; 2010: 12,7 µg/L; 2009: 19,9 µg/L).

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen Leitpigmente sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m, 1 m und 2 m bestimmt. In der Summenprobe (Abb. 3-8B) war Zeaxanthin das in der ersten Jahreshälfte bestimmende Pigment, während in der zweiten Jahreshälfte Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) sowie Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen) zunahmen. Im Vergleich zum Bodensee stimmen Phytoplankton-Biomassen und Leitpigmente weniger gut überein.

Die Leitpigmente in den Tiefenstufen spiegeln die Zusammensetzung der Summenprobe wider (Abb. 3-10). Wie bei einem Flachsee zu erwarten, verteilten sich die Pigmente relativ gleichmäßig über die gesamte Wassersäule.

Bestimmung von Chlorophyll-a aus Satellitendaten

Im Rahmen des Projekts WasMon-CT wird die Nutzbarkeit von Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring am Beispiel von Chl-a untersucht (vgl. Kapitel 6.2). Abbildung 3-11 zeigt einen Vergleich der Chl-a-Konzentrationen aus Satellitendaten und in-situ-Punktmessungen im Federsee im Jahresverlauf 2016. Man erkennt, dass die beiden Messmethoden im direkten Vergleich nur selten identische Chl-a-Werte liefern, aber dennoch die Größenordnung der Konzentrationen übereinstimmt. Näheres zu dem Projekt und der umfangreichen Validationsstudie für kleine Seen in Baden-Württemberg ist in Kapitel 6.2 zu finden.

Das Zooplankton des Federsees wurde mittels eines Planktonnetzes mit einer Maschenweite von 55 µm (ohne Aufsatzkegel, Durchmesser 25 cm, Länge 50 cm) in einer Tiefe von 0–2 m beprobt.

Der Federsee gehört mit 67 nachgewiesenen Metazooplankton-Taxa (31 Rotatorien, 24 Cladoceren und 12 Cope-

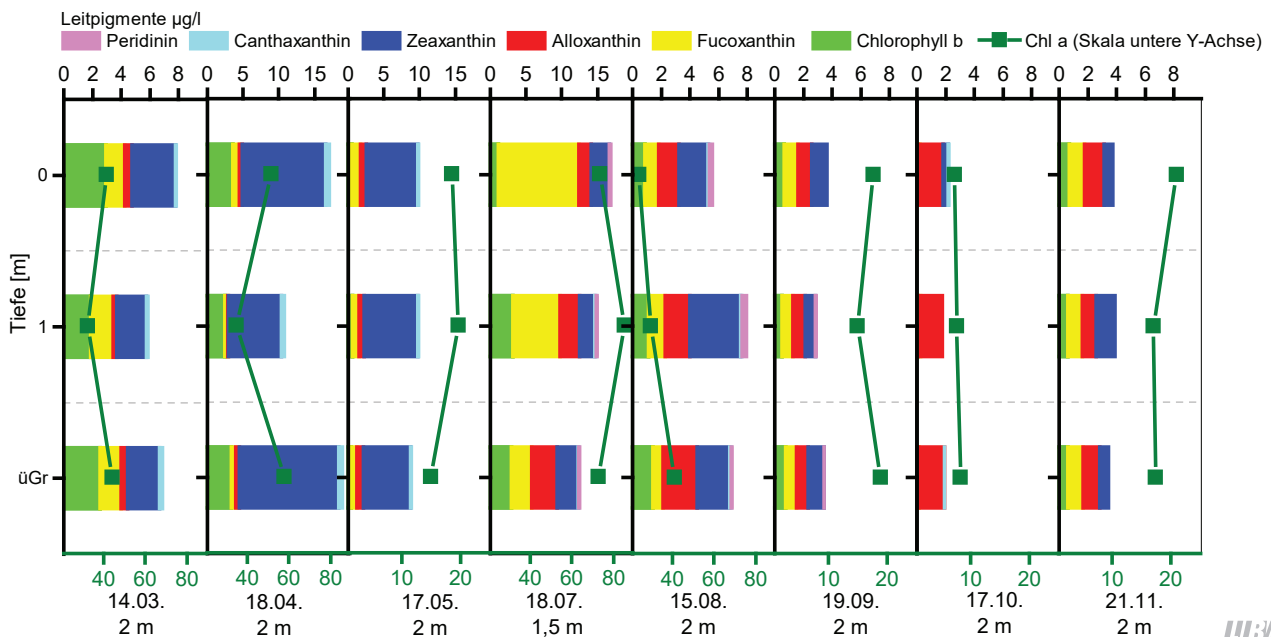


Abb. 3-10: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Federsee im Jahresverlauf 2016. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll-a in olivgrün unten. Unter dem jeweiligen Datum der Probenahme steht die genaue Tiefe der Stufe 1 m. ü. Gr. Im Februar und Juni konnte die Seemitte nicht beprobt werden, daher fehlen diese Monate in dieser Darstellung.

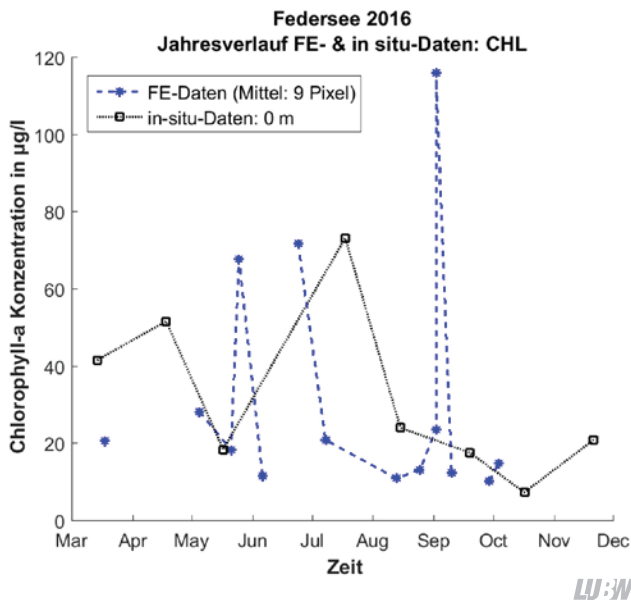


Abb. 3-11: Vergleich des Jahresverlaufs der Chl-a-Konzentration im Federsee 2016 aus in-situ-Messungen (Tiefe: 0 m; schwarz) und aus Satellitendaten (Mittel aus 9 Pixeln; blau).

poden) zu den artenreichen Seen. Hierzu ist allerdings anzumerken, dass mindestens 21 Taxa (ca. 30 %) litorale Formen sind. Besonders hoch (56 %) ist der Anteil der litoralen Taxa bei den Wasserflöhen. Taxonomische Besonderheiten bzw. besonders seltene Arten waren in den Proben nicht vorhanden.

Das Rotatorienplankton wurde im zeitigen Frühjahr (März/April) durch die Art *Keratella cochlearis* dominiert (bis zu 80 % der Rädertierabundanz). Ebenfalls häufig sind Arten der Gattung *Filinia* sowie koloniale Formen der Gattung *Conochilus*. Flossenrädertiere (*Polyarthra dolichoptera-vulgaris* Gruppe) sowie das hohe Trophie induzierende Rädertier *Pompholyx sulcata* werden im Sommer häufig und stellen

bis zu 34 % bzw. 30 % der Rädertiere. An weiteren Zeigern hoher Trophie sind vier *Brachionus* Arten präsent, die allerdings immer weniger als 10 % der Abundanz ausmachen. Nahrungsspezialisten sind mit *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Gastropus stylifer* sowie *Trichocerca* spp. vertreten, aber nicht aspektbestimmend. Die Abundanz der Rädertiere liegt mit maximal knapp 1 000 Ind./L und im Mittel (Median) mit 127 Ind./L bestenfalls im mittleren Bereich.

Bei den Cladoceren ist im Frühjahr das Rüsselkrebsschen *Bosmina longirostris* (Abb. 3-12) absolut dominant und stellt über 90 % der Cladocerenabundanz. Die Art gehört auch im weiteren Jahresverlauf zu den aspektbestimmenden Taxa. Ab Juni werden Ceriodaphnien häufig. Große Filtrierer (Daphnien) sind zwar präsent aber schwach vertreten; ihr Anteil an der Cladoceren-Abundanz liegt ganzjährig unter 3 %. Die Abundanz der Cladoceren kann bis zu 100 Ind./L betragen, liegt im Mittel (Median) jedoch bei 16 Ind./L und damit eher im niedrigen Bereich.

Das Copepodenplankton des Federsees wird im Frühjahr durch herbivore, calanoide Copepoden (*Eudiaptomus gracilis*) sowie durch den hohe Trophie induzierenden, omnivoren *Cyclops vicinus* bestimmt. In der warmen Jahreszeit treten die kleinen omnivoren cyclopoiden Ruderfußkrebse *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops crassus* (Abb. 3-12) stark hervor. Hinsichtlich ihrer Abundanz liegen die Ruderfußkrebse mit durchschnittlich ca. 11 Ind./L im niedrigen Bereich.

Die mittlere Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons im Federsee wird im aktuellen Jahr durch das Maximum im Juni (mit knapp 290 µg/L) geprägt, wobei dieser Wert auf die Probenahme am Steg zurückzuführen ist (Abb. 3-13).

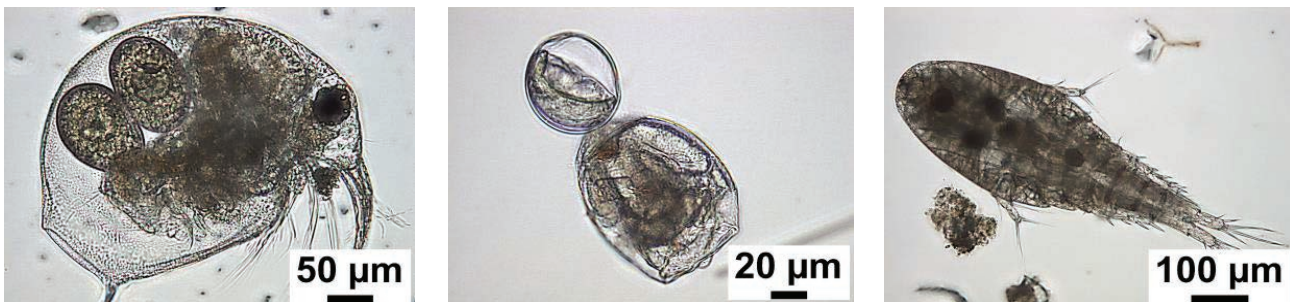
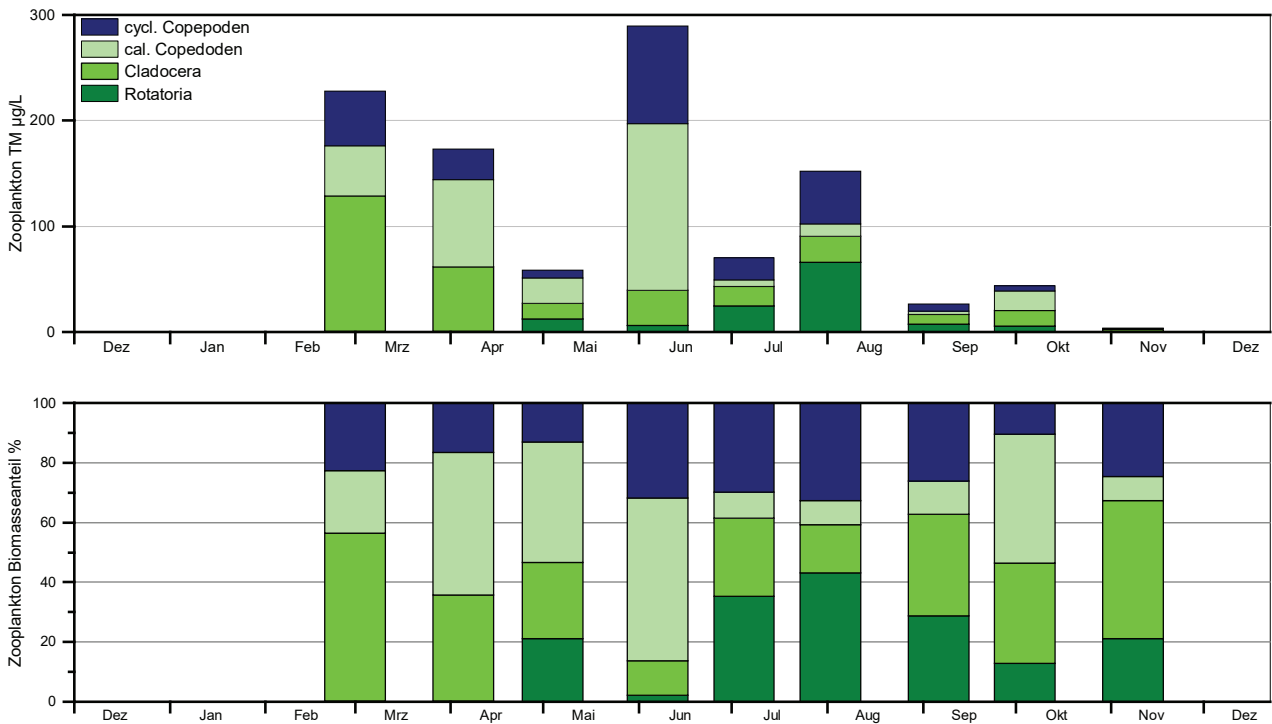


Abb. 3-12: Vertreter des Zooplanktons des Federsees. Von links nach rechts: Rüsselkrebsschen *Bosmina longirostris* eitragend; *Pompholyx* sp.; *Thermocyclops crassus*; Bildnachweis: LUBW.



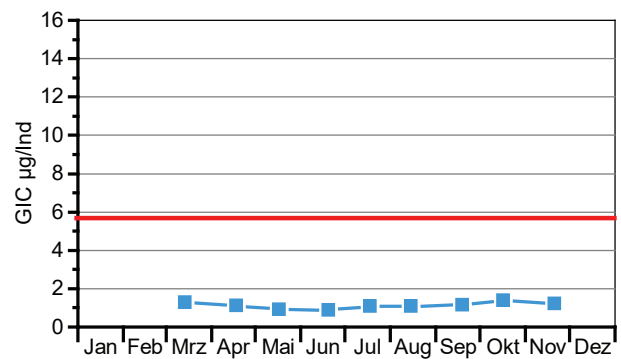
LU:W

Abb. 3-13: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Federsee im Jahr 2016. Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile. Die Juni-Probe wurde vom Steg aus genommen.

Im Sommer und Herbst sind die Biomassen niedrig ($\leq 150 \mu\text{g/L}$). Entsprechend der Biomassenschwankungen ist die Abweichung zwischen Median und Mittelwert erheblich ($70 \mu\text{g/L}$ vs. $116 \mu\text{g/L}$). Insgesamt liegt der Federsee hinsichtlich der Biomasse im oligo- bis mesotrophen Bereich [TGL 1982], was für einen Flachsee absolut untypisch ist. Starke Massenbildner sind im Frühjahr (insbesondere März, April) die Wasserflöhe sowie die herbivoren, calanoiden Copepoden. Cyclopoide Ruderfußkrebse sind nur im Sommer wichtig. Die Rotatorien machen im Sommer (August) immerhin gut 40 % der Zooplanktonmasse aus (Abb. 3-13).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) liegt im Federsee ganzjährig unter $2 \mu\text{g TM/Ind.}$ (Abb. 3-14), was auf absolut kleine, wenig effektiv filtrierende Cladoceren (Rüsselkrebse, Ceriodaphnien) schließen lässt und deutlich auf starke Prädationseffekte durch Fische hinweist. Gestützt wird diese Vermutung durch die insgesamt sehr niedrigen Biomassen des Crustaceen-Planktons insbesondere im Sommer.

Das PhytoLoss-Modul (vgl. Kap. 4.3) errechnet für die



LU:W

Abb. 3-14: Größenindex der Cladoceren im Federsee im Jahr 2016. Rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

Sommermonate verschiedene Indices. Für den Index „MCM“ (Mittlere Cladoceren Masse) ergibt sich die Effektklasse 6 (Abb. 3-15), was nochmals auf einen starken Fraßdruck durch Fische hindeutet. Der Fraßdruck seitens des Zooplanktons bzw. des Cladoceren-Planktons auf das Phytoplankton (Indices MGI und CGI) ist mit den Effektklassen 1 sehr schwach ausgeprägt. Vermutlich ernähren sich die kleinen Cladoceren neben dem Phytoplankton von Bakterien. Die im Sommer stark vertretenen, normalerweise gut fressbaren Cryptophyceen können sich aufgrund des

niedrigen Fraßdrucks durch die Cladoceren relativ gut entwickeln, insbesondere im Juni nach dem Klarwasserstadium. Die Futterqualität hält sich (aufgrund des niedrigen Fraßdruckes durch das Zooplankton) sowohl für Cladoceren als auch für das gesamte Zooplankton bei gut 50 % fressbaren Algen. Der Umsatz von Phytoplanktonmasse in Zooplanktonmasse ($Z/P = \text{Effektklasse 1}$) ist absolut niedrig.

Die niedrigen Zooplanktonbiomassen gehen vorwiegend auf das Fehlen großer Cladoceren zurück. Es stellt sich die Frage, ob die Arten tatsächlich nicht vorhanden waren, oder ob durch die Probenahmetechnik mit einem Planktonnetz größere Daphnien nicht erfasst wurden. Um diese Frage zu untersuchen sind im Jahr 2017 nochmals einige Probenahmen geplant, um gezielt nach größeren Cladoceren zu suchen, die sich möglicherweise direkt über dem Seegrund oder zwischen den Makrophyten aufhalten.

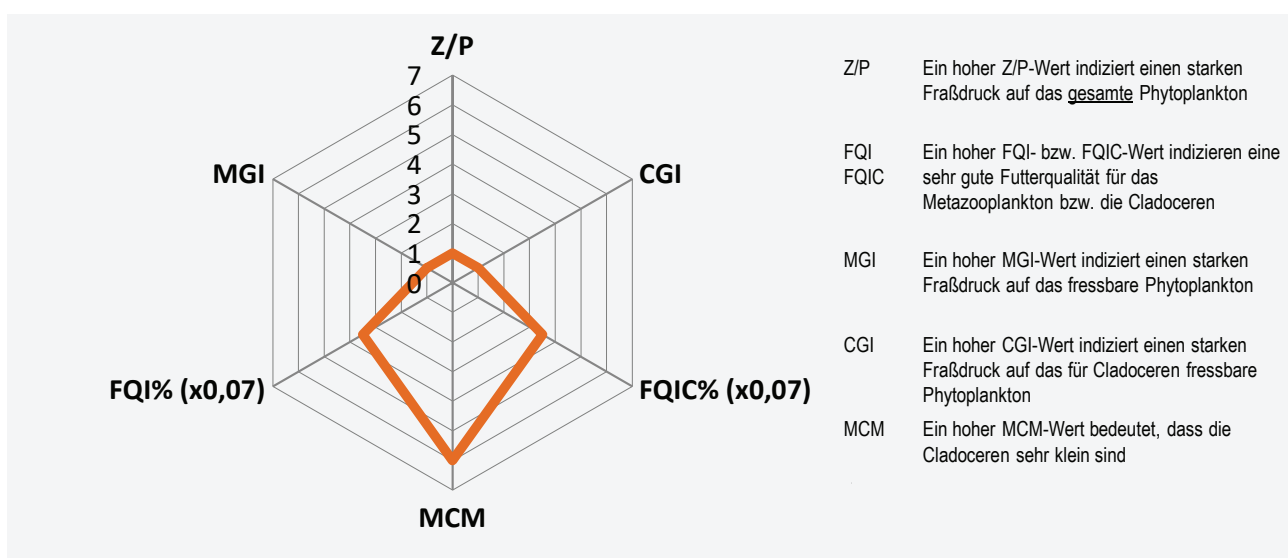
Makrophyten und benthische Diatomeen

Die Makrophytenvegetation des Federsees wurde zuletzt im Jahr 2011 im Rahmen des WRRL-Monitorings im gesamten See untersucht. 2016 erfolgte eine Kartierung an acht Transekten nach der Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie [SCHAUMBURG 2014]. Dabei wurden die Makrophytenarten auf 30 m breiten Transekten in ver-

schiedenen Tiefenstufen mit ihren Häufigkeiten kartiert. Im Uferbereich wurden zusätzlich benthische Diatomeen beprobt (vgl. Abb. 3, Kap. 3.1).

Das im Rahmen der WRRL entwickelte Bewertungsverfahren für Makrophyten und Diatomeen „Phylib“ unterscheidet verschiedene Seetypen. Der Federsee wird nach dem Bewertungsverfahren als Typ AKp-1 (karbonatische, polymiktische Wasserkörper der Alpen- und Voralpen) eingestuft. Das Bewertungsverfahren vergleicht den Ist-Zustand mit einem Referenzzustand, der für tiefere polymiktische Alpen- bzw. Voralpenseen im oligo- bis mesotrophen Bereich liegt, was auf den Federsee aber nicht zutrifft, da die Referenztrophy für den Federsee aufgrund seiner geringen Tiefe bei e2 (eutroph 2) liegt. Die Bewertungsergebnisse aus dem Verfahren sind daher nur eingeschränkt zu verwenden.

Hinzu kommt, dass im Bewertungsverfahren neben der Artenzusammensetzung und Abundanz auch die Tiefenzonierung der Vegetation berücksichtigt wird, da nur in relativ klaren Seen das Licht tief genug eindringt, um auch in unteren Tiefenzonen Pflanzenwachstum zu ermöglichen. In der Bewertungspraxis bedeutet das, dass viele empfindliche Arten erst unterhalb einer bestimmten Tiefenstufe als Gütezeiger relevant sind. So wird die im Federsee gefundene Armeleuchteralge *Chara globularis* im Phylib-Verfah-



LUBW

Abb. 3-15: Wichtigste Indices zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Federsee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

ren erst unterhalb einer Tiefe von 2 m als Gütezeiger eingestuft. Die meisten untersuchten Transekte im Federsee endeten jedoch in der Seemitte bereits vor Erreichen der Vegetationsgrenze. Für extrem flache Seen in denen wichtige Arten, die für eine gute Bewertung erforderliche Tiefe nicht erreichen können, erscheint das Bewertungsverfahren für den Typ AKp-1 als eher unpassend. Daher wurden die Kartierergebnisse mit dem Verfahren für den Seetyp MKp-6 (entspricht WRRL-Typ 6, polymiktischer, calcium-

reicher Mittelgebirgssee) berechnet, für den eine etwas höhere Grundtrophie angenommen wird.

Betrachtet man die Untersuchungsergebnisse, so wies der Federsee einen arten- und individuenreichen Makrophytenbewuchs auf. Große Flächen des Federsees werden von Teichrosen (*Nuphar lutea*) bedeckt, die allerdings stark vom Teichrosenzünsler befallen werden. Es konnten neun Arten nachgewiesen werden, die für den Federsee im Zeit-

Tab. 3-3: Makrophyten im Federsee: Artengruppe (MKp-6) gibt die Zuordnung in Indikatorgruppen für die relevanten Tiefenstufen 0–1 m und 1–2 m an A= Gütezeiger, B= Indifferente, C= Störzeiger [SCHAUMBURG et al. 2014]; 1828–1985: Makrophytenvorkommen aus RÖBBELEN [1989]; 2006: Makrophytenvorkommen nach JORDA [2006]; 2011: Makrophytenvorkommen nach HUMBERG [2011]; 2016: aktuelle Makrophytenvorkommen nach STELZER & MEILINGER [2016].

Taxonname	Artengruppe (MKp-6)	1828–1920	1931	1956	1985	2006	2011	2016
<i>Callitriche palustris</i>	A	x						
<i>Ceratophyllum demersum</i>	B/C	x	x	x			x	x
<i>Chara globularis</i>	A/B						x	x
<i>Elodea canadensis</i>	C	x	x		x		x	x
<i>Groenlandia densa</i> (Syn. <i>Potamogeton densus</i>)	B	x						
<i>Hippuris vulgaris</i>	A	x						
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	A	x	x				x	x
<i>Lemna gibba</i>	C	x						
<i>Lemna minor</i>	C	x					x	
<i>Lemna trisulca</i>	B	x					x	x
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	x	x	x				
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	A	x	x	x				
<i>Najas marina</i> ssp. <i>intermedia</i>	B							x
<i>Nitella syncarpa</i>	A							x
<i>Nuphar lutea</i>	B	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nymphaea alba</i>	B	x	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton alpinus</i>	A	x						
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	B							x
<i>Potamogeton crispus</i>	B/C	x	x	x	x	x	x	x
<i>Potamogeton lucens</i>	B	x	x	x				
<i>Potamogeton natans</i>	A	x	x			x	x	x
<i>Potamogeton nodosus</i>	B	x						
<i>Potamogeton pectinatus</i>	B/C							x
<i>Ranunculus aquatilis</i>	B	x						
<i>Ranunculus circinatus</i>	C	x	x				x	x
<i>Spirodela polyrhiza</i>	C	x						x
<i>Utricularia australis</i>	A	x						
<i>Utricularia intermedia</i>	A	x						
<i>Utricularia minor</i>	A	x						

raum von 1828 bis 1920 beschrieben wurden [RÖBBELEN 1989].

Vergleicht man die Artenliste von 2016 mit der von 1931, so sind sieben von damals elf Arten wieder im Federsee vertreten (Tab. 3-3). Die 2016 gefundenen Arten *Chara globularis*, *Najas marina*, *Nitella syncarpa*, *Potamogeton berchtoldii* und *Potamogeton pectinatus* werden für den Zeitraum von 1828 bis 1985 nicht beschrieben. Allerdings erwähnt BERTSCH [1931] das Vorkommen von *Potamogeton pectinatus* und *Najas marina* für den Zeitraum vor 1787, also bevor der Seespiegel des Federsees abgesenkt wurde. Ebenso soll es nach einer Darstellung in der Arbeit von RÖBBELEN [1989] gemäß einer mündlichen Mitteilung Characeen im Federsee bis 1954 gegeben haben. Dies zeigt, dass sich der Federsee bezüglich der Makrophyten wieder in Richtung eines natürlichen Zustandes vor der übermäßigen Eutrophierung entwickelt. Zwar sind noch nicht alle Arten gefunden worden und auch noch nicht in den ursprünglich vorhandenen Mengen, doch zeigen sich mit dem Auftreten der Characeen-Arten *Chara globularis* und *Nitella syncarpa* sowie dem Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*) durchaus anspruchsvolle Arten (Abb. 3-16).

Die Bewertung nach Phylib unter Verwendung des Seetyps MKp-6 impliziert einen „mäßigen Zustand“. Legt man jedoch natürlicherweise eutrophe Bedingungen zu Grunde tendiert der Federsee in Richtung „guter Zustand“.

Die benthischen Aufwuchsalgen (Diatomeen) sind Teil des Bewertungsverfahrens für Makrophyten und Phyto-

benthos und indizieren die Trophie und den Versauerungszustand. Die Diatomeenflora des Federsees war mit 57 bis 75 Taxa recht artenreich. Die diverse Diatomeengesellschaft des Federsees war geprägt von vielen über ein weites Trophiespektrum verbreiteten Arten. Unter den Referenzarten waren allerdings fast nur Degradationszeiger, weshalb der ökologische Zustand des Federsees bei Verwendung des Moduls DS 1.2 (karbonatische, polymiktische Wasserkörper der Alpen- und Voralpen) anhand der Diatomeen als „unbefriedigend“ eingestuft wird. Verwendet man die Auswertung für den Diatomeentyp 6.2 (polymiktischer, calciumreicher Mittelgebirgssee) so liegen die Bewertungen für den Referenzartenquotient an den einzelnen Probestellen zwischen „gut“ und „sehr gut“. Die Ergebnisse für den Trophieindex gelten nicht als gesichert, weil zwar die Anzahl der Arten ausreichend, der Anteil indikativer Arten für diesen Seeotyp aber zu gering war.

Makrozoobenthos

Zusätzlich zur trophischen Bewertung von Seen kann mit der Biokomponente „Makrozoobenthos“ (bodenlebende Kleintiere) die Degradation von Seeufern bewertet werden.

Am Federsee wurde am 20.05.2016 und 21.05.2016 an sieben Stellen die Makrozoobenthos-Biozönose untersucht (vgl. Kap. 3.1, Abb. 3-3). Die Beprobung erfolgte als Mischprobe nach der Vorschrift von Brauns et al. (2013). Im Federsee überwiegen die Substrate „FPOM“ (feinpartikuläres organisches Material) „emerse Makrophyten“ (Schilf) und submerse Makrophyten.



LUBW

Abb. 3-16: Makrophyten des Federsees: links der Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), rechts: *Chara globularis*. Bildnachweis LUBW, Fotograf: Humberg.

An den sieben Probestellen wurden insgesamt gut 100 Makrozoobenthosarten oder höhere taxonomische Einheiten (ohne Chironomiden) nachgewiesen, darunter einige Arten, die auf der Rote Liste von Baden-Württemberg geführt werden (Tab. 3-4).

Ein besonderer Fund stellt die Zwerglibelle (*Nehalennia speciosa*) dar, von der frühere Vorkommen am Federsee bekannt sind, die jedoch als erloschen eingestuft wurde

Tab. 3-4: Arten der Roten-Listen Baden-Württemberg (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste).

Art	Deutscher Name oder Gruppe	RL Ba-Wü
<i>Cyrnus crenaticornis</i>	Köcherfliege	1
<i>Nehalennia speciosa</i>	Zwerglibelle	1
<i>Triaenodes bicolor</i>	Köcherfliege	1
<i>Segmentina nitida</i>	Glänzende Tellerschnecke	2
<i>Acroloxus lacustris</i>	Teichnapfschnecke	3
<i>Planorbis carinatus</i>	Gekielte Tellerschnecke	3
<i>Erythromma najas</i>	Großes Granatauge	V
<i>Gyraulus crista</i>	Zwergposthörnchen	V
<i>Holocentropus picicornis</i>	Köcherfliege	V
<i>Musculium lacustre</i>	Häubchenmuschel	V
<i>Pisidium henslowanum</i>	Falten-Erbsenmuschel	V
<i>Radix auricularia</i>	Ohrschlamm-schnecke	V
<i>Valvata piscinalis</i>	Gemeine Federkiemen-schnecke	V

[HUNGER et al. 2006]. An den Probestellen 3 und 6 konnten die Neozoen *Dugesia tigrina* und *Potamopyrgus antipodarum* in sehr geringen Abundanzen nachgewiesen werden.

Das Makrozoobenthos des Federsees ist zahlenmäßig geprägt von Muschelkrebsschen (Ostracoden) und der Eintagsfliegenlarve *Cloeon dipterum*. Die höchste Individuendichte wurde an Probestelle 1 beobachtet. Betrachtet man die Artenzusammensetzung (Abb. 3-17, rechts), so sind an allen Probestellen nahezu alle Großgruppen vertreten. Lediglich Probestelle 4 weist eine etwas geringere Artenzahl auf, wobei trotzdem alle Großgruppen vertreten sind (Abb. 3-17, rechts). Die Trichopteren, Gastropoden und Odonaten sind zwar artenreich aber in geringen Individuendichten vertreten (Abb. 3-17, links).

Das im Rahmen der WRRL-Bewertung entwickelte AESHNA-Verfahren weist für alle Probestellen hinsichtlich des Makrozoobenthos den sehr guten Zustand auf. Da mit dem Verfahren vor allem uferstrukturelle Defizite angezeigt werden sollen und am Federsee keinerlei derartige Defizite auftreten, erscheinen die Bewertungsergebnisse plausibel (vgl. Tab. 3-5). Allerdings befindet sich das Verfahren noch in der Erprobungs- und Überarbeitungsphase, so dass diese Ergebnisse als vorläufig anzusehen sind.

Fazit

Insgesamt entwickelte sich der Federsee von einem algen-dominierten Flachsee in einen makrophytendominierten See. Die Artenzahl bei den Makrophyten hat sich seit der letzten Kartierung 2011 nochmals erhöht, die Phytoplanktonbiomasse ist im Vergleich zu 2011 zurückgegangen.

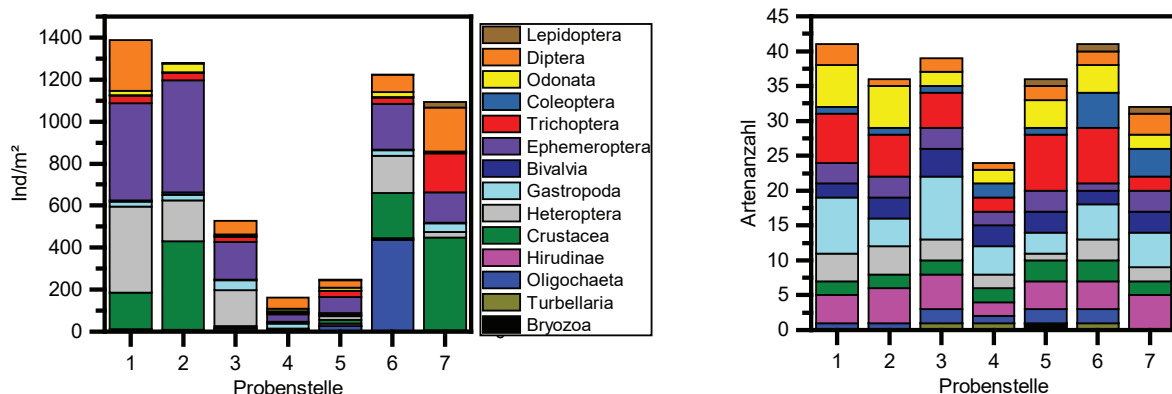


Abb. 3-17: Links: Zusammensetzung, rechts Artenverteilung des Makrozoobenthos (ohne Chironomiden) im Federsee an den sieben Probestellen (die im Vergleich zu Tab. 3-5 unterschiedlichen Artenzahlen beruhen darauf, dass AESHNA teilweise Arten zusammenfasst).

Tab. 3-5: Ergebnisse der Einstufung des Makrozoobenthos des Federsees mit dem Bewertungstool AESHNA (Version 2013).

Probestelle	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7
Datum	21.05.2016	21.05.2016	21.05.2016	21.05.2016	20.05.2016	20.05.2016	20.05.2016
MMI	1,24	1,14	1,18	1,27	1,02	1,17	1,21
Zustandsklasse	1	1	1	1	1	1	1
Anzahl ETO-Arten	14	13	9	6	14	10	7
Taxazahl	39	32	36	21	35	40	30

LUBW

Auffallend waren allerdings die relativ hohen Anteile von coccalen Cyanobakterien im Frühjahr und die niedrigen Werte bei der Zooplanktonbiomasse, sowie das Fehlen von großen Cladoceren. Bei einem Flachsee spielen die meteorologischen Verhältnisse eine wichtige Rolle bei der biologischen Entwicklung und starke jährliche Schwankungen sind möglich. Daher wird der Federsee im Jahr 2017 nochmals hinsichtlich Phyto- und Zooplankton untersucht, auch um ausschließen zu können, dass große Zooplankter durch die Probenahme an der tiefsten Stelle „übersehen“ wurden, weil sie sich beispielsweise zwischen Makrophyten aufhielten.

3.1.3 Seenphysikalische Untersuchung

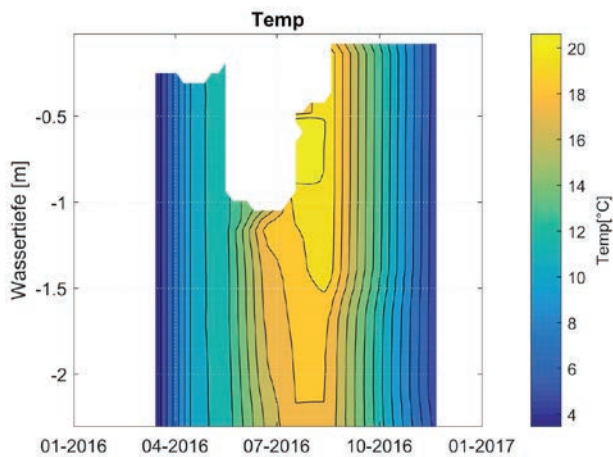
Im Jahr 2016 wurden im Federsee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen auch Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden/CTD-Sonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt (Position siehe Kap. 3.1, Abb. 3-3). Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) und anderer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert). Die Vertikalprofilierungen wurden mit Ausnahme des Termins im Juni in Seemitte am tiefsten Punkt durchgeführt. Im Juni erfolgte die Probenahme aufgrund eines sehr niedrigen Wasserstandes vom Steg aus.

In den nachfolgenden Isoplethendarstellungen werden die gemessenen Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen. Da in dem untersuchten Gewässer der Wasserstand variiert, bezieht sich diese Wassertiefe auf den maximal bei den Messterminen registrierten Wasserstand.

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur im Jahr 2016 zeigen einen für den Federsee seentypischen saisonalen Verlauf (Abb. 3-18; S. 70), wobei eine Besonderheit dieses Sees seine sehr geringe Wassertiefe ist, die zu einem polymiktischen Mischungsverhalten führt. Das führt im Fall des Federsees dazu, dass der See sehr häufig vertikal vollständig durchmischt wird. Dies kann man auch in Abbildung 3-18; (S. 70) sehen, in der nur sehr geringe vertikale Differenzierungen der Temperatur abgebildet werden. Auch wenn der See polymiktisch ist und damit häufig mischt, können – bei entsprechenden Umweltbedingungen (z. B.: Wettersituationen mit geringen Windgeschwindigkeiten) – trotzdem mehrtägige Perioden auftreten, in denen der See eine Temperaturschichtung zeigt.

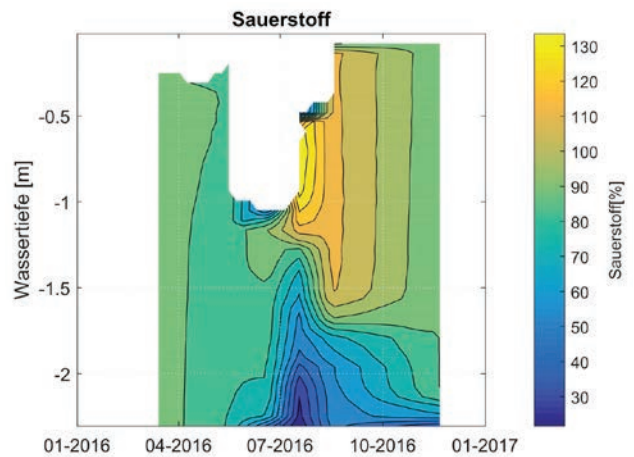
Die Leitfähigkeiten (Abb. 3-19; S. 70) spiegeln erwartungsgemäß Strukturaspekte der Temperatur wieder. Im Frühjahr treten im Wesentlichen keine größeren vertikalen Gradienten in der Leitfähigkeit auf, was auf die dann meist täglich stattfindenden Durchmischungsereignisse zurückzuführen ist. Eine ähnliche Situation wird im Spätherbst angetroffen, wenn nur geringe vertikale Gradienten vorhanden sind. Im Sommer und Frühherbst hingegen ist eine für diesen Gewässertyp deutlich ausgeprägte vertikale Strukturierung zu beobachten, bei der bodennah relativ hohe Leitfähigkeitswerte gemessen werden.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 3-20; S. 70) zeigen im Frühjahr und Herbst, wenn der See geringere thermische Stratifikationen zeigt und mit häufigeren Mischungsereignissen zu rechnen ist, relativ homogene vertikale Verteilungen. In der wärmeren Jahreszeit können dann auch deutlich ausgeprägte Schichtungsphä-



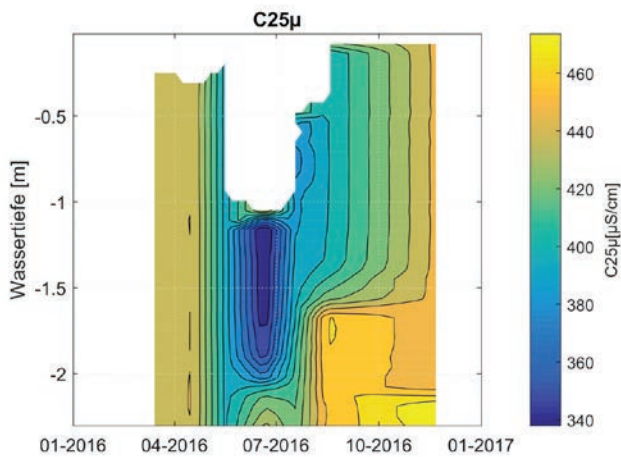
LUBW

Abb 3-18: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Federsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messstermine maximal registrierten Wasserstand).



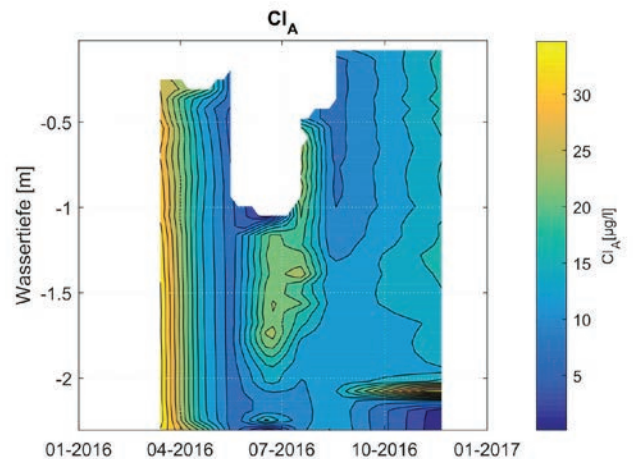
LUBW

Abb 3-20: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Federsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messstermine maximal registrierten Wasserstand)



LUBW

Abb 3-19: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Federsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messstermine maximal registrierten Wasserstand).



LUBW

Abb 3-21: Isoplethendarstellung der Chlorophyll a-Verteilung im Federsee – (fluoreszenzoptisch gemessen; Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messstermine maximal registrierten Wasserstand)

nomene beobachtet werden und es kommt zu einer vertikalen Differenzierung der Sauerstoffsättigung, bei der teilweise bodennah sehr niedrige Sättigungswerte auftreten.

Die mit einem fluoreszenzoptischen Sensor gemessenen Chlorophyll-a-Verteilungen zeigen ebenfalls ein raum-zeitlich differenziertes Bild (Abb. 3-21). Zu beachten ist bei der Interpretation dieser Daten, dass methodisch bedingt systematische Unterschiede zu den mit anderen Methoden erhobenen Chlorophyll-a-Messungen auftreten können. Im April 2016 werden mit diesem Verfahren relativ hohe

Werte Chlorophyll-a-Werte gemessen, die auch vertikal homogen verteilt in der gesamten Wassersäule nachgewiesen werden können. Danach fallen die Werte stark ab bis im Sommer oberflächennah wieder stärkere Chlorophyll-a-Konzentrationen auftreten. Die im Herbst registrierten leicht erhöhten Werte in etwa 2 m Wassertiefe sind sehr wahrscheinlich auf Messartefakte zurückzuführen.

Fazit

Der Federsee wird durch seine sehr flache Morphometrie und dem daraus resultierenden polymiktischen Mischungs-

verhalten geprägt, das zu häufigen vertikalen Durchmischungen führt. Dessen ungeachtet treten trotz der sehr geringen Wassertiefe auch vertikale Temperaturschichtungen auf und es können relativ große stoffliche Gradienten zwischen Oberfläche und bodennahen Wasserschichten beobachtet werden. Speziell von Interesse sind in diesem Zusammenhang die teilweise sehr starken Sauerstoffgradienten im Sommer, die aufgrund der biogeochemischen Wechselwirkungen mit dem Sediment zu teilwei-

se sehr geringen Sauerstoffsättigungen in Bodennähe führen können. Generell treten besonders hohe vertikale Temperatur- und Stoffgradienten in sommerlich warmen, windarmen Perioden auf.

Zu beachten ist, dass die monatlichen Routineuntersuchungen nur bedingt die zeitlich sehr raschen Wechsel der thermischen Stratifizierung und die hohe zeitliche Dynamik der Mischungsprozesse in diesem extremen Flachsee erfassen können.

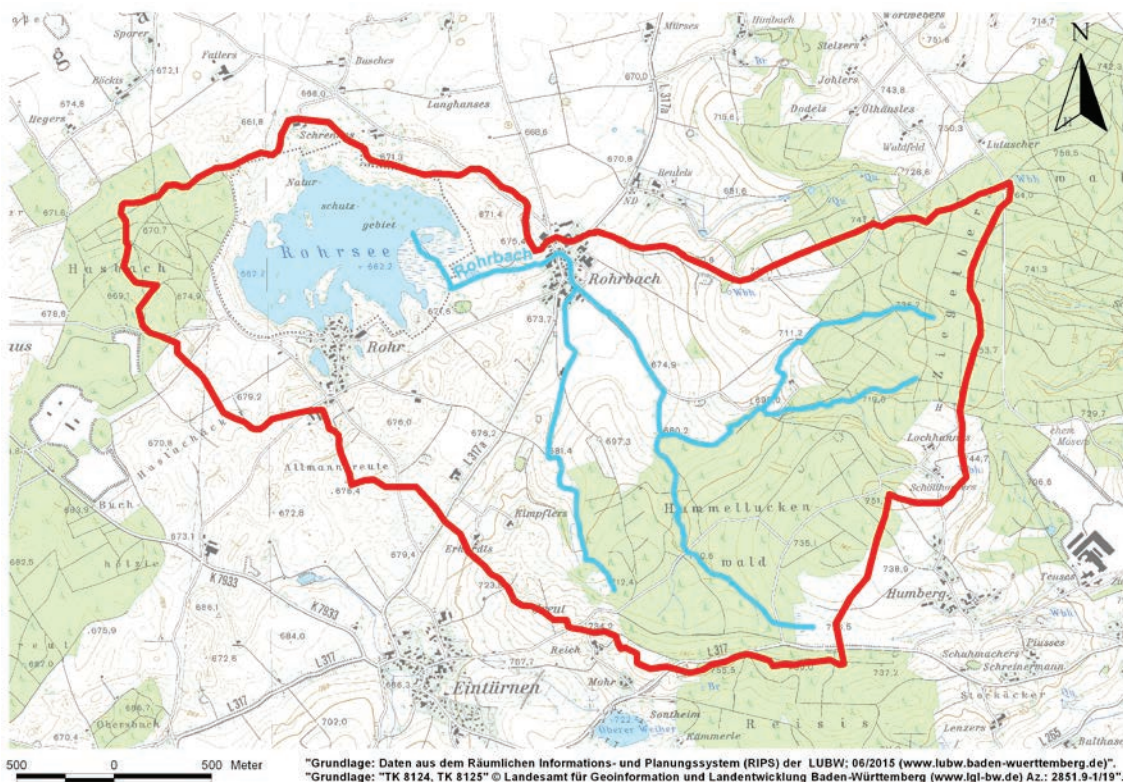


LUBW

Abb. 3-22: Rohrsee, Blick aus Ufer (LUBW).

3.2 Rohrsee

Der Rohrsee (Abb. 3-22) ist ein 54 ha großer, polymiktischer Alpenvorlandsee. Aufgrund seiner Größe zählt er zu den Seen, die für die Wasserrahmen-Richtlinie gemeldet sind. Er liegt in der Nähe von Bad Wurzach in Oberschwaben. Das oberirdische Einzugsgebiet des Rohrsees beträgt ca. 7,35 km² und liegt vor allem im Südosten des Sees (Abb. 3-23). Der Flachsee mit einer mittleren Tiefe von 1,2 m (max. 2 m) hat keinen oberirdischen Abfluss. Das Wasser, das dem See über den Rohrbach, mehrere kleinere Entwässerungsgräben sowie Niederschläge zu-



LUBW

Abb. 3-23: Oberirdisches Einzugsgebiet des Rohrsees (rot umrandet).

fließt, versickert im Untergrund oder verdunstet von der Oberfläche. Zudem liegt der Rohrsee genau auf der europäischen Wasserscheide zwischen Rhein und Donau. Der Wasserspiegel schwankt je nach Witterung und der See fiel bereits mehrmals im Sommer trocken (1911, 1927, 1949, 1950, 1955, 1967, 1969 und 1972 (Herz 2016).

Der Rohrsee ist seit 1938 als Naturschutzgebiet (Vogelfreistätte) ausgewiesen und ist insbesondere für Ornithologen interessant. Seit 2005 ist er zusätzlich als FFH-Gebiet eingestuft.

Der Rohrsee korrespondiert eng mit dem Grundwasser (vgl. Jahresbericht 2014; Krug 2017). Das Grundwassereinzugsgebiet des Sees deckt sich im Südwesten im Wesentlichen mit dem oberirdisch abgegrenzten EZG, erstreckt sich aber auch noch weiter in den Norden (Abb. 3-24).

Bis in die 1950-er Jahren handelte es sich bei dem Rohrsee um einen Makrophyten- dominierten Flachsee. Nach

einem Besatz mit Graskarpfen in den 1960-er Jahren wandelte er sich zu einem Phytoplankton-dominierten Gewässer. Die Makrophyten erholten sich in den 1980-er Jahren nach Abfischen der Karpfen wieder. Regelmäßige Untersuchungen in den letzten Jahren zeigten starke Schwankungen des Bewuchses und Artenvorkommens, deren Ursache bisher ungeklärt ist [BOLENDER, FÜRST 2014].

Im Untersuchungsjahr 2016 wurden im Rohrsee monatlich von Februar bis November an der tiefsten Stelle (Seemessstelle) und im Zufluss Proben entnommen und auf die chemischen (Kapitel 3.2.1) und biologischen (Kapitel 3.2.2) Parameter analysiert (Abb. 3-25). Begleitend wurden zudem Vertikalprofilmessungen der physikalisch-limnologischen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff und Chlorophyll-a mit Multiparamter-/CTD-Sonden durchgeführt (Kapitel 3.2.3).

Das Jahr der letzten Untersuchung durch das ISF (2014) ist das bis dahin wärmste Jahr der Wetteraufzeichnungen in

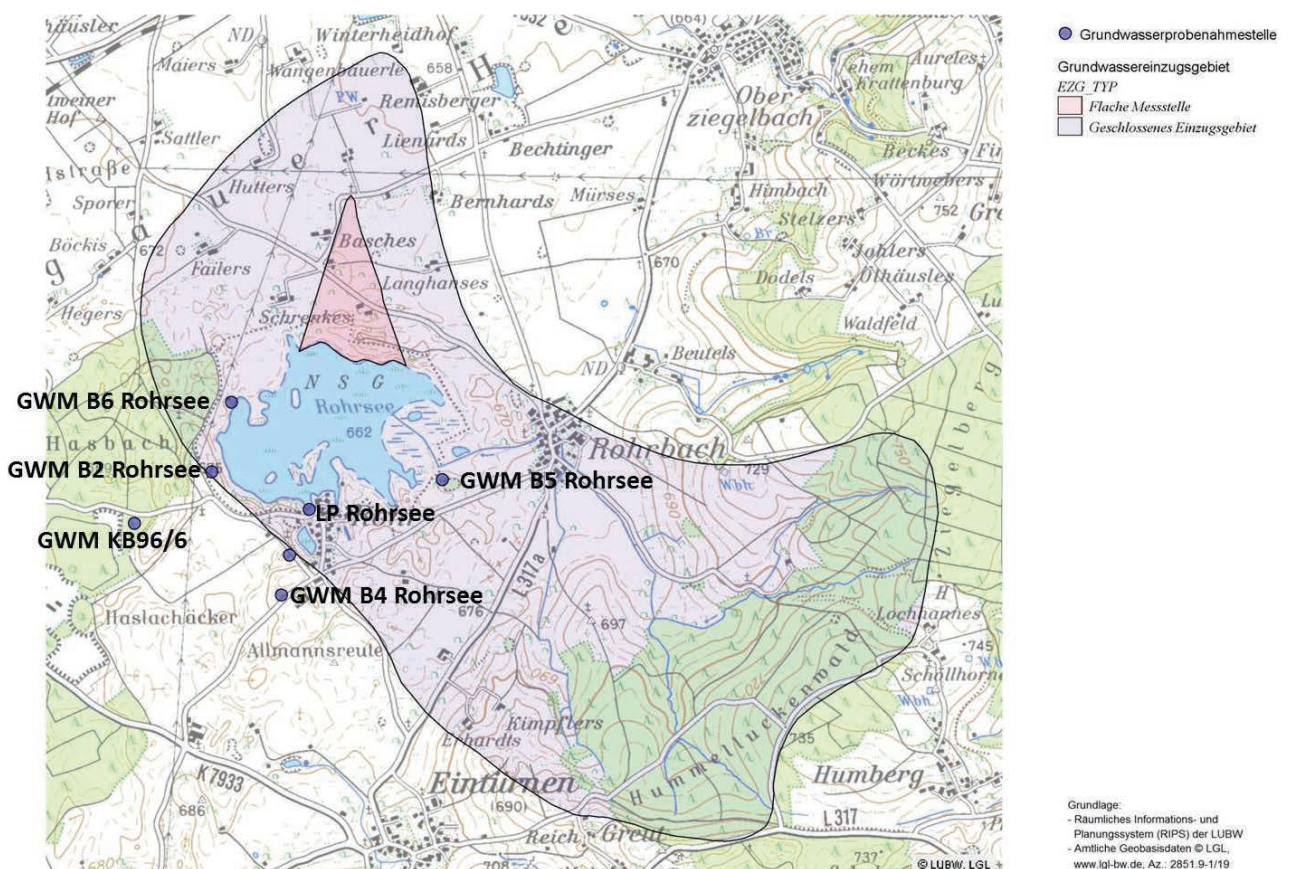
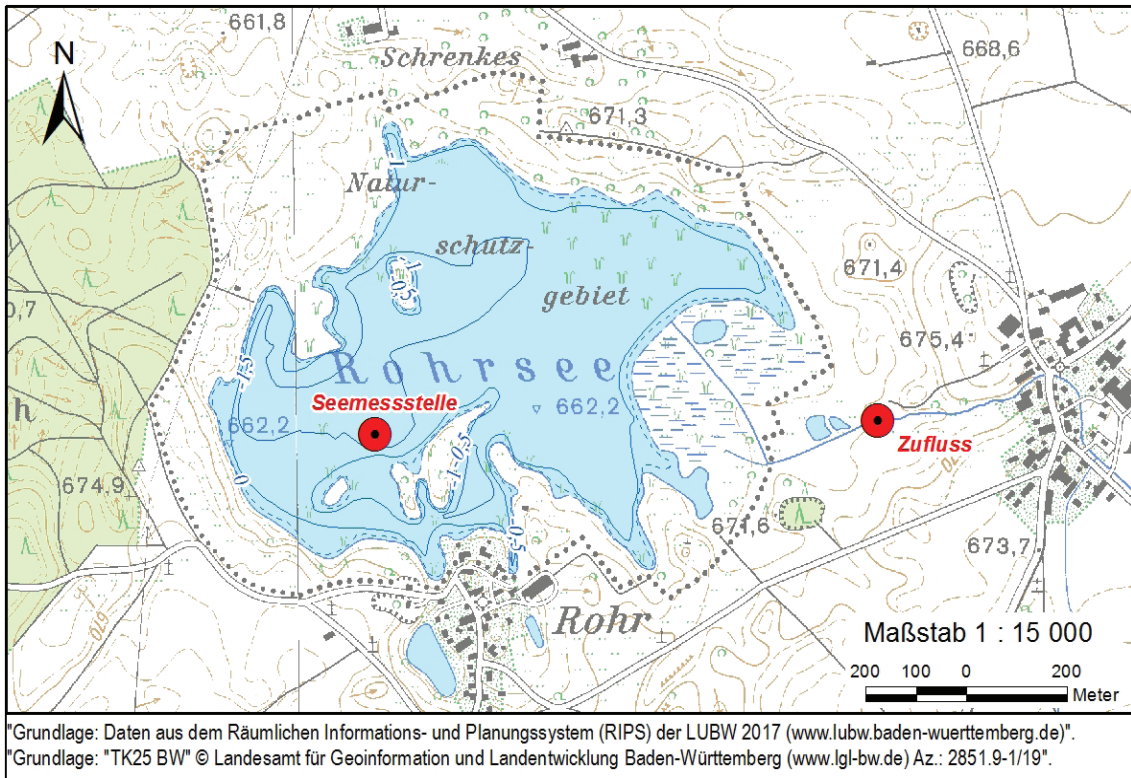
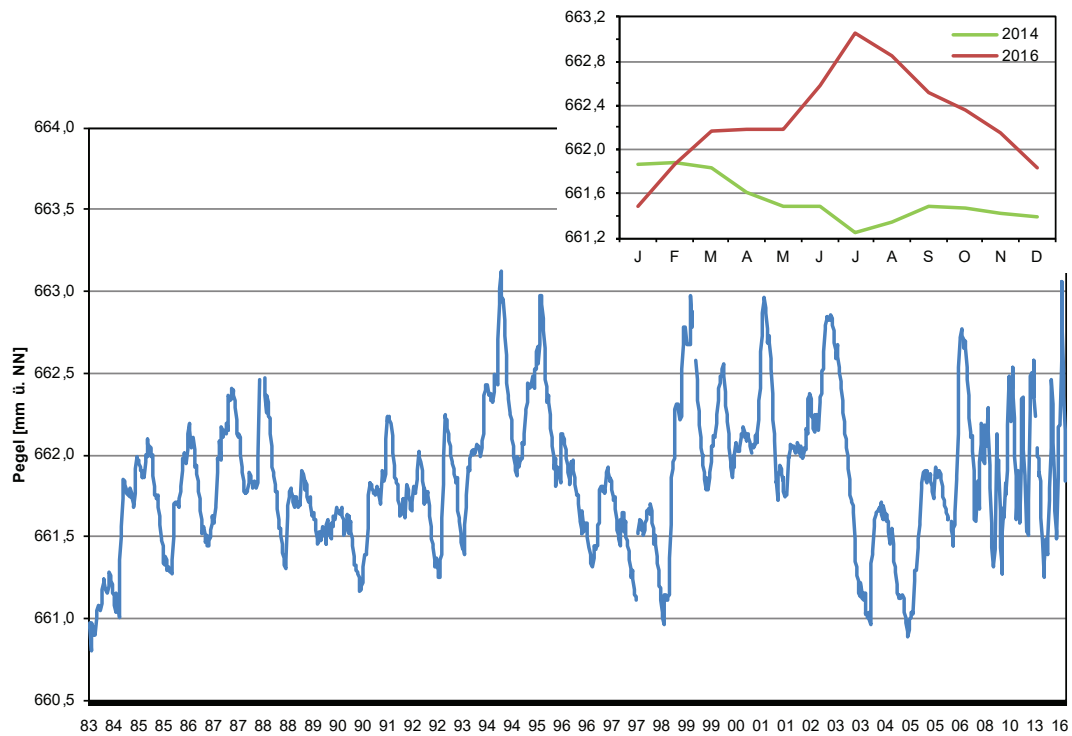


Abb. 3-24: Grundwasser-Einzugsgebiet des Rohrsees (rote Fläche) sowie Lage der Grundwassermesspunkte (blau) (Datengrundlage: RIPS der LUBW; amtliche Geobasisdaten © LGL, Az.: 2851.9-1/19).



LUBW

Abb. 3-25: Übersichtskarte des Rohrsees mit den Messstellen des monatlichen Untersuchungsprogramms (rote Punkte).



LUBW

Abb. 3-26: Pegelstandsschwankungen des Rohrsees im langjährigen Verlauf (blau) und in den Jahren 2014 (grün) und 2016 (rot) (Daten-grundlage: RIPS, LUBW).

Deutschland (DWD 2015). Für den späteren Vergleich mit der aktuellen Untersuchung 2016 wird im Folgenden kurz auf die Verläufe des Lattenpegels des Rohrsees in beiden Jahren eingegangen.

Das extrem niederschlagsarme Frühjahr 2014 und eine Hitzeperiode im Mai/Juni führten dazu, dass der Pegelstand des Rohrsees stark zurückging (min. Juli, 661,25 m ü. NN) und erst danach wieder anstieg (Abb. 3-26). Dagegen wurde 2016 der niedrigste Wasserstand im Winter (Januar, 661,5 m ü. NN) und der höchste Wasserstand im Sommer (Juli, 663,1 m ü. NN) gemessen. Der Sommerpegel lag damit um 1,85 m über dem von 2014, so dass eine Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaften im Rohrsee, wie durch den ungewöhnlichen Wasserstand 2014 beobachtet, auszuschließen war.

3.2.1 Chemische Untersuchung

Der Rohrsee wurde vor 2016 zuletzt in den Jahren 2009 und 2014 intensiv durch das ISF untersucht, mit einer monatlichen Beprobung in Seemitte (Tiefenstufen: 0 m, 1 m über Grund) sowie seinem Zufluss, dem Rohrbach (siehe Abb. 3-25, Kap. 3.2). Die monatliche wasserchemische Probenahme fand im Untersuchungsjahr 2016 an folgenden Terminen statt: 22.02., 14.03., 18.04., 17.05., 20.06., 18.07., 15.08., 19.09., 17.10. und 21.11.2016. Die Proben aus dem See wurden wie auch die Zuflussprobe auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden in einzelnen Monaten Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe nach WRRL durchgeführt.

Grundparameter und Nährstoffe

Die Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2016 sowie für die zwei vorherigen Untersuchungen (2009, 2014) sind in Tabelle 3-6 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in den Abbildungen 3-27 bis 3-30 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf dargestellt. Aufgrund der starken Wasserstandsschwankungen des Rohrsees (siehe Kapitel 3.2) werden zur besseren Vergleichbarkeit der Daten untereinander nur die Messergebnisse der Oberflächenproben gegenübergestellt.

Übergeordnet ist zu beachten, dass 2014 ein Extremjahr war. Bereits ab April wurden nur noch sehr niedrige Was-

Tab. 3-6: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Rohrsee 2009, 2014 und 2016.

Rohrsee		2009 (Mrz–Nov)	2014 (Feb–Dez)	2016 (Feb–Nov)
Parameter	Einheit	Jahresmittel*1		
Temperatur	°C	16,5	12,3	11,8
Sichttiefe	m	1,0	0,8	1,7
O ₂	mg/L	9,2	9,0	10,0
pH-Wert		8,4	8,5	8,2
Leitf.	µS/cm	208	235	251
SBV	mmol/L	2,2	2,5	2,6
Härte	1/2 mmol/L	2,3	2,7	2,7
PO ₄ -P	µg/L	3,7	2,6	2,0
gelöst-P	µg/L	16	16	12
gesamt-P	µg/L	39	35	26
NH ₄ -N	µg/L	274	224	27
anorg.-N	µg/L	326	368	326
SiO ₂ -Si	mg/L	773	658	527
Fe	µg/L	56	79	56
Mn	µg/L	14	20	11
Cl	mg/L	3,8	4,8	4,2
SO ₄	mg/L	4,4	6,6	5,6
As gelöst	µg/L		0,7 *2	0,3 *2
Al gelöst	µg/L	17	52 *2	17 *2
Cu gelöst	µg/L	2	0,7 *2	0,7 *2
Pb gelöst	µg/L	0,1	0,2 *2	0,2 *2
Zn gelöst	µg/L	1	1 *2	1,4 *2
Chlorophyll-a	µg/L	15,7	6,4	10,3

*1: 2014 nur Oberflächenwerte

*2: As, Al, Cu, Pb, Zn: nur April, August: Bei Einzelmesswerten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zur Berechnung verwendet.

Extrema 1 m über Grund (Monat), ab Sep 2009 bzw. April 2014 nur Oberfläche vorhanden

O ₂ Min	mg/L	6,9 (9)	5,7 (8)	8,1 (9)
ges-P Max	µg/L	55 (6)	68 (7)	34 (5)
NH ₄ -N Max	µg/L	992 (11)	699 (11)	79 (5)
Fe Max	µg/L	79 (7)	249 (7)	87 (6)
Mn Max	µg/L	24 (8)	68 (7)	24 (8)

LAWA Trophie

Trophie	e1	m2	e1
Referenz-trophie: oligotroph (Einzugsgeb.) bis eutroph 1 (Beckenform)			

LW:W

serstände gemessen, was sich entsprechend auf die sommerlichen Konzentrationen der physikalisch-chemischen Parameter Temperatur und Sauerstoff auswirkte.

Die Frühjahrstemperaturen an der Oberfläche des Rohrsees lagen 2016 im März um 5,2 °C und im April um 4,4 °C niedriger als in den vergleichbaren Monaten 2014 (Abb. 3-27). Im Laufe des Jahres 2016 erwärmte sich das Wasser an der Oberfläche auf eine Maximaltemperatur von 22,4 °C im August, die aber deutlich unter dem Extremwert von 2014 (29,3 °C im Juni) und auch deutlich unter der Maximaltemperatur von 2009 (26,8 °C im August) blieb. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass für Juli 2016 keine Sondenmessdaten der Temperatur vorhanden sind. Im November hatte sich die Oberfläche auf 4,5 °C abge-

kühlt und lag auch damit unter den Werten von 2014 (6,9 °C) und 2009 (8,1 °C).

Im Extremjahr 2014 wurde eine Sauerstoffminimalkonzentration von 5,4 mg/L im Oktober gemessen, die in den Jahren 2009 mit 6,9 mg O₂/L im September und 2016 mit 7,6 mg O₂/L im Juli deutlich überschritten wurde (Abb. 3-27).

Der Rohrsee ist vergleichsweise elektrolytarm und hat sehr weiches Wasser. Im Untersuchungsjahr 2016 wies er Leitfähigkeiten zwischen 204 µS/cm und 300 µS/cm an der Oberfläche auf und liegt damit insgesamt in einem ähnlichen Größenbereich wie auch in den Vorjahren (Abb. 3-28; S. 67). Zur tieferen 1 m Probe war kein Unterschied in der

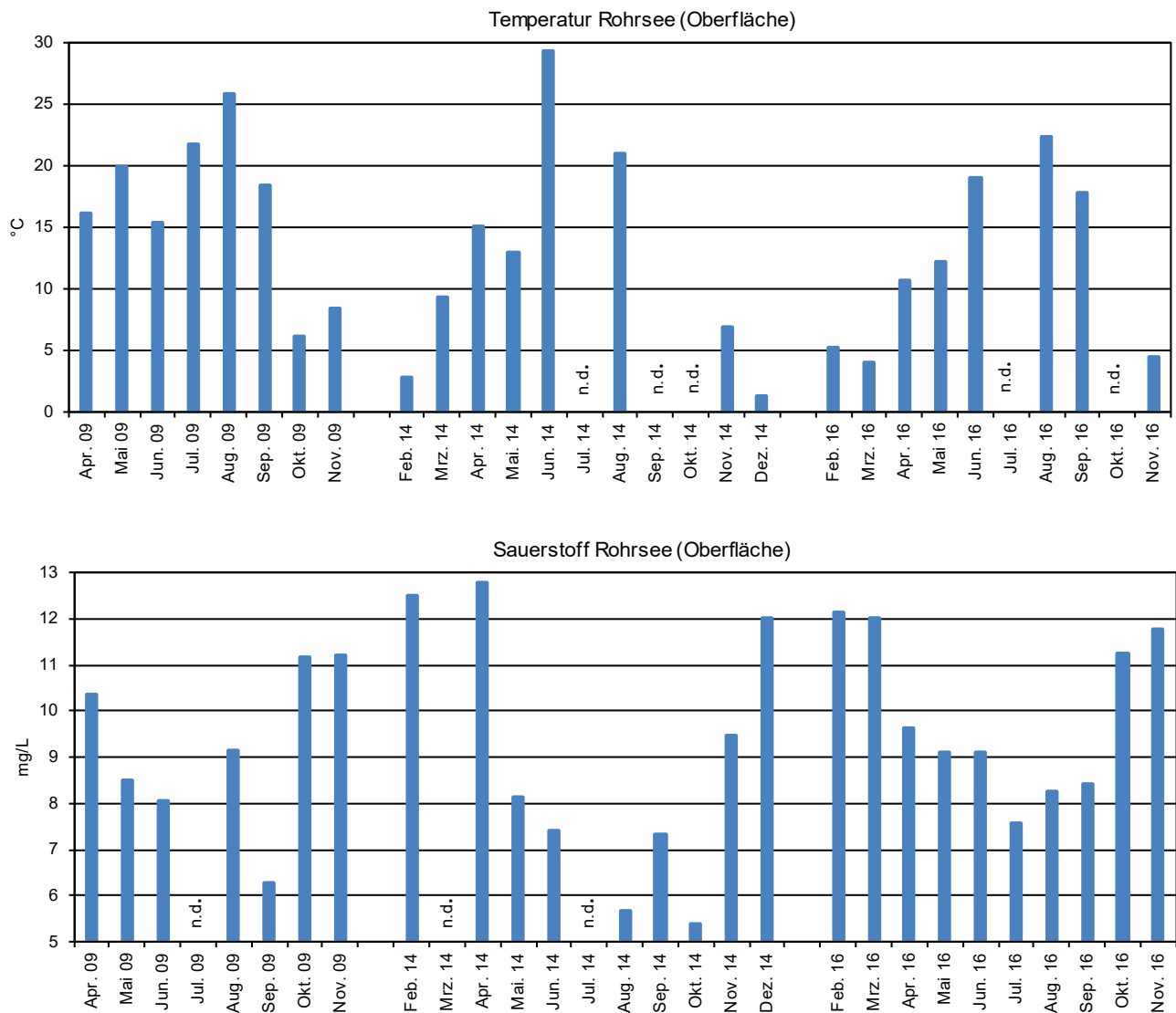


Abb. 3-27: Verlauf von Temperatur und Sauerstoff im Rohrsee in den Untersuchungsjahren 2009, 2014 und 2016.

Wie auch 2014 und 2009 hatte, anders als in der Vergangenheit, für das ganze Jahr 2016 die Rücklösung von Phosphor keine Bedeutung für den Rohrsee, und man findet, insbesondere bei den gelöst P-Spezies, relativ konstante Konzentrationen ohne deutlichen jahreszeitlichen Trend (Abb. 3-29). Die größten Phosphormengen werden bei stärkeren Niederschlägen über den Rohrbach eingetragen. Ein nicht unbeträchtlicher Teil des eingetragenen Phosphors liegt als bioverfügbares gelöstes Phosphat vor. Im Sommer kommt im Rohrsee auch dem Stickstoffhaushalt eine das Pflanzenwachstum begrenzende und somit entscheidende Rolle zu. Trotz der relativ hohen Nitratstickstoffkonzentrationen im

Zufluss kam es während der Vegetationsperiode ab April zu einer starken Zehrung von Nitrat im Freiwasser (Abb. 3-30; S. 78).

Während jedoch 2009 in den Sommermonaten kein Nitrat mehr in der Wassersäule nachgewiesen werden konnte, war Nitrat 2016 wie auch schon 2014 noch stets vorhanden. Das Jahresminimum wurde mit 83 µg/L im August beobachtet. Im Untersuchungsjahr 2016 fiel allerdings der Startwert im Februar mit 1014 µg/L gegenüber 178 µg/L deutlich höher aus als 2014, bei vergleichbaren Konzentrationen im Rohrbach. Dies lässt sich wahrscheinlich durch

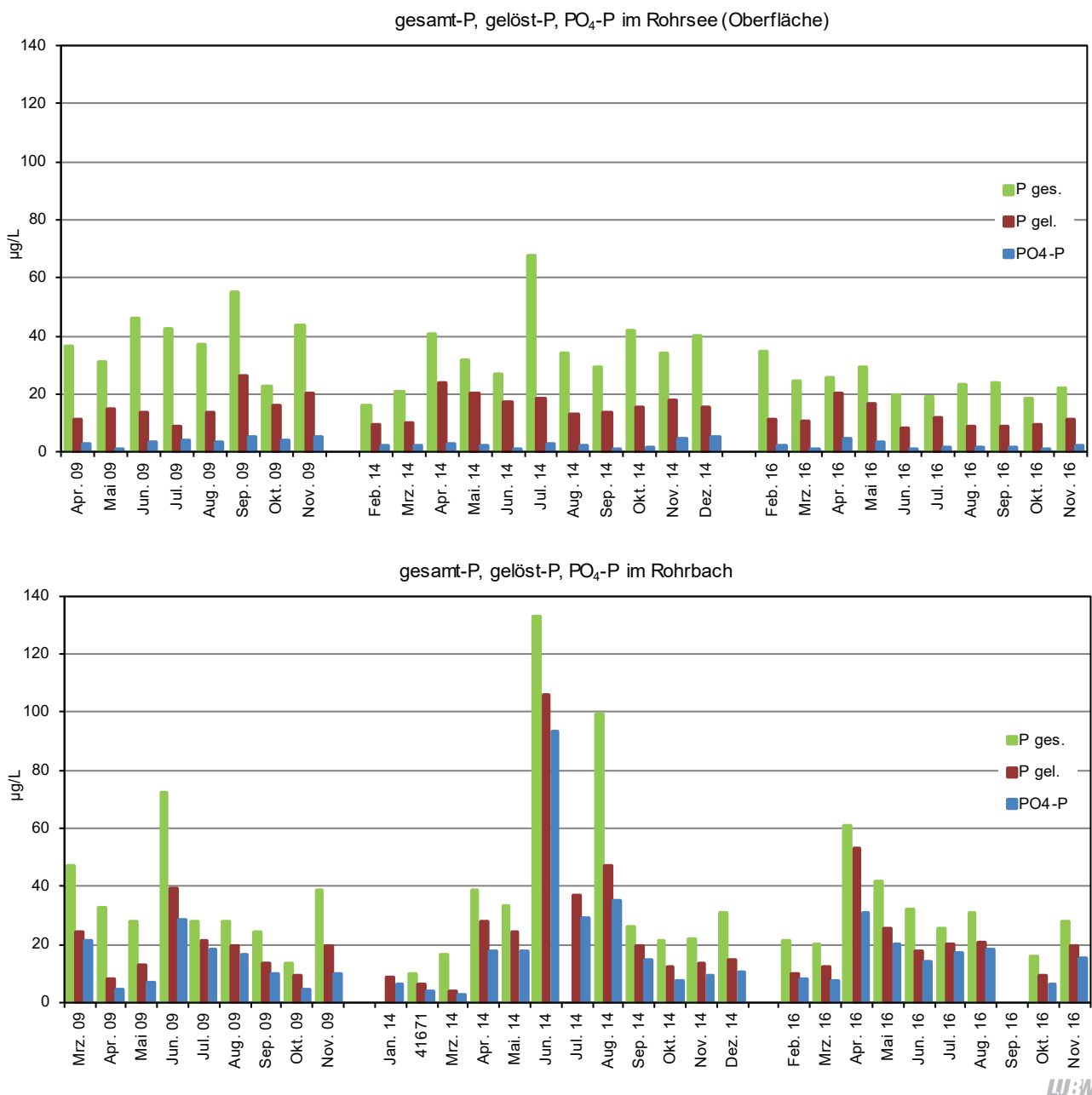


Abb. 3-29: Verlauf von gesamt-P, gelöst-P und PO₄-P im Rohrsee und seinem Zufluss in den Untersuchungsjahren 2009, 2014 und 2016.

zusätzliche externe landwirtschaftliche Einträge in den Rohrsee erklären.

Ammonium war im Zufluss nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ($\leq 15 \mu\text{g/L}$) (Abb. 3-30). Im See kam es nur zu einem geringen Anstieg der Konzentrationen durch den Abbau von Biomasse mit einem ersten Maximum im April/Mai ($58 \text{ bzw. } 79 \mu\text{g/L}$ über Grund) und einem zweitem Maximum im Juli ($62 \mu\text{g/L}$ über Grund). Von August bis November wurden auch im See in beiden Tiefenstufen nur sehr geringe Konzentrationen an Ammonium ($\leq 12 \mu\text{g/L}$) gemessen.

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms der LUBW bestimmten gelösten Spezies von zum Beispiel Arsen, Aluminium, Kupfer und Zink zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an (Tabelle 3-6).

Prioritäre Stoffe nach WRRL und Pestizide

Im Jahr 2016 wurde der Rohrsee, der entsprechend seiner Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 42 der 44 prioritären Stoffe mit Wasser-UQN (nach RL 2013/39/EU) untersucht (Tab. 3-2; S. 59). Die Proben wurden im März und Oktober von der Oberfläche und über Grund entnommen. Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Über-

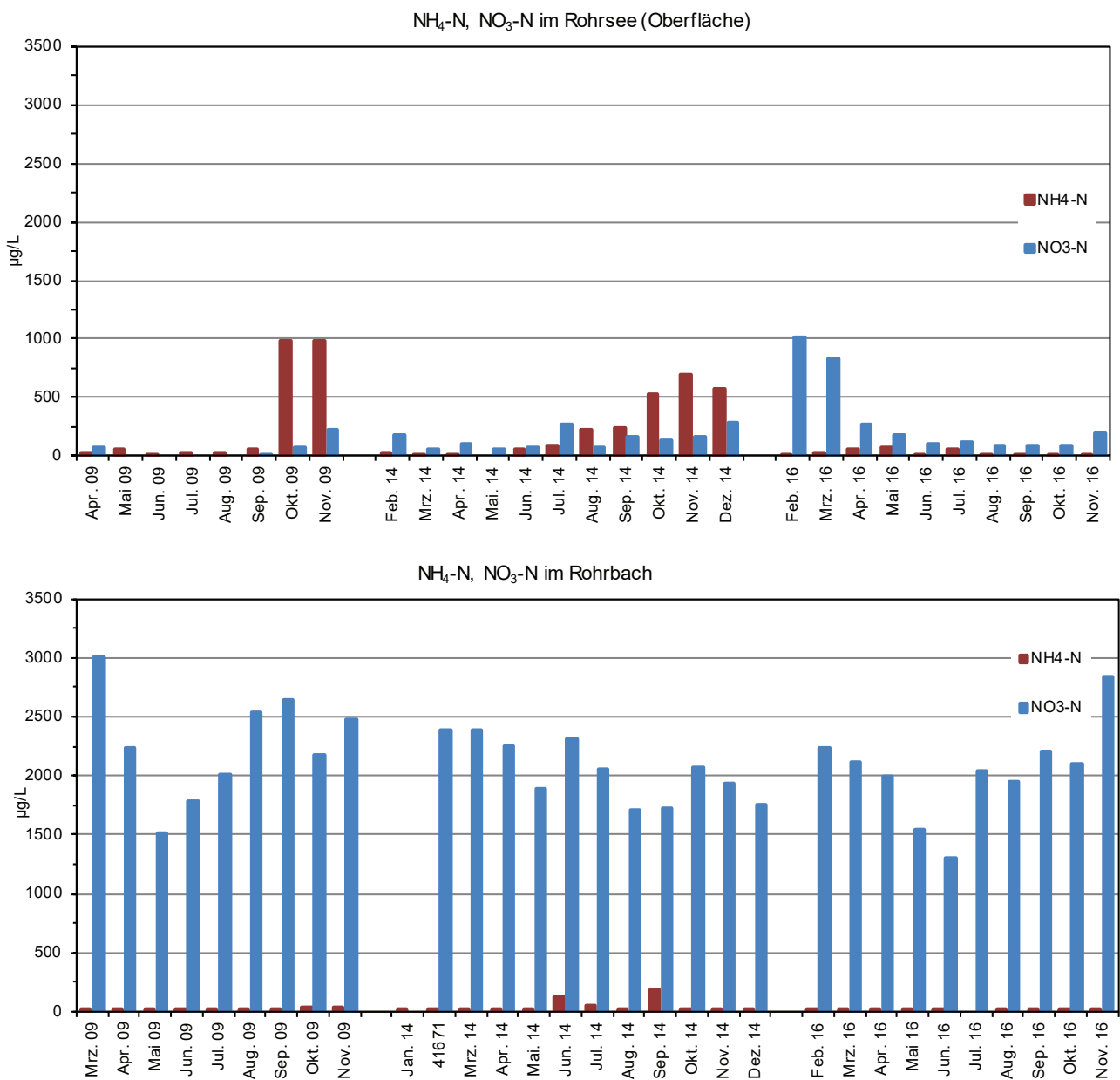


Abb. 3-30: Verlauf von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Rohrsee und seinem Zufluss in den Untersuchungsjahren 2009, 2014 und 2016.

schreitung der vorgegebenen UQN. Gefunden wurden Blei, Naphthalin und Hexabromcyclododecan mit Höchstkonzentrationen von 0,2 µg/L, 0,0037 µg/L und 0,001 µg/L. Dabei lagen die Werte für Hexabromcyclododecan und Blei genau auf der Bestimmungsgrenze, der für Naphthalin knapp um den Faktor 2 darüber. Anzumerken ist, dass die Jahresdurchschnitts-UQN für Benzo(a)pyren, Perfluorocantansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Cypermethrin, Dichlorvos sowie Heptachlor und Heptachlorepoxid kleiner als die jeweilige Bestimmungsgrenze ist, und somit eine gesicherte Aussage hierzu nicht möglich ist.

Neben den in der Liste der prioritären Stoffe aufgeführten Verbindungen wurde der Rohrsee im Mai, Juli und Oktober zusätzlich in jeweils zwei Oberflächenproben (Tiefste Stelle und vor Rohr) auf 80 weitere Pestizide und fünf Me-

tabolite sowie einzelne Industriechemikalien und eine Anzahl von Arzneimitteln untersucht (Tab. 1-1; S. 36). Es wurden die drei Pestizide Metazachlor, Metolachlor und Terbutylazin, die drei Abbauprodukte Desethyltrazin, Desethylterbutylazin und Irgarol M1 und das Repellent DEET gefunden. Die höchsten Konzentrationen wurden beim Terbutylazin mit 0,0047 µg/L und beim Abbauprodukt Desethylterbutylazin mit 0,0133 µg/L gemessen. Damit kann beim Rohrsee insgesamt von einer niedrigen Pestizidbelastung gesprochen werden.

3.2.2 Biologische Untersuchung

Phytoplanktonentwicklung und Pigmente

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse im Rohrsee betrug im Jahr 2016 2,0 mg/L und lag damit etwa doppelt so hoch wie im Jahr 2014 (1,04 mg/L; wegen Niedrig-

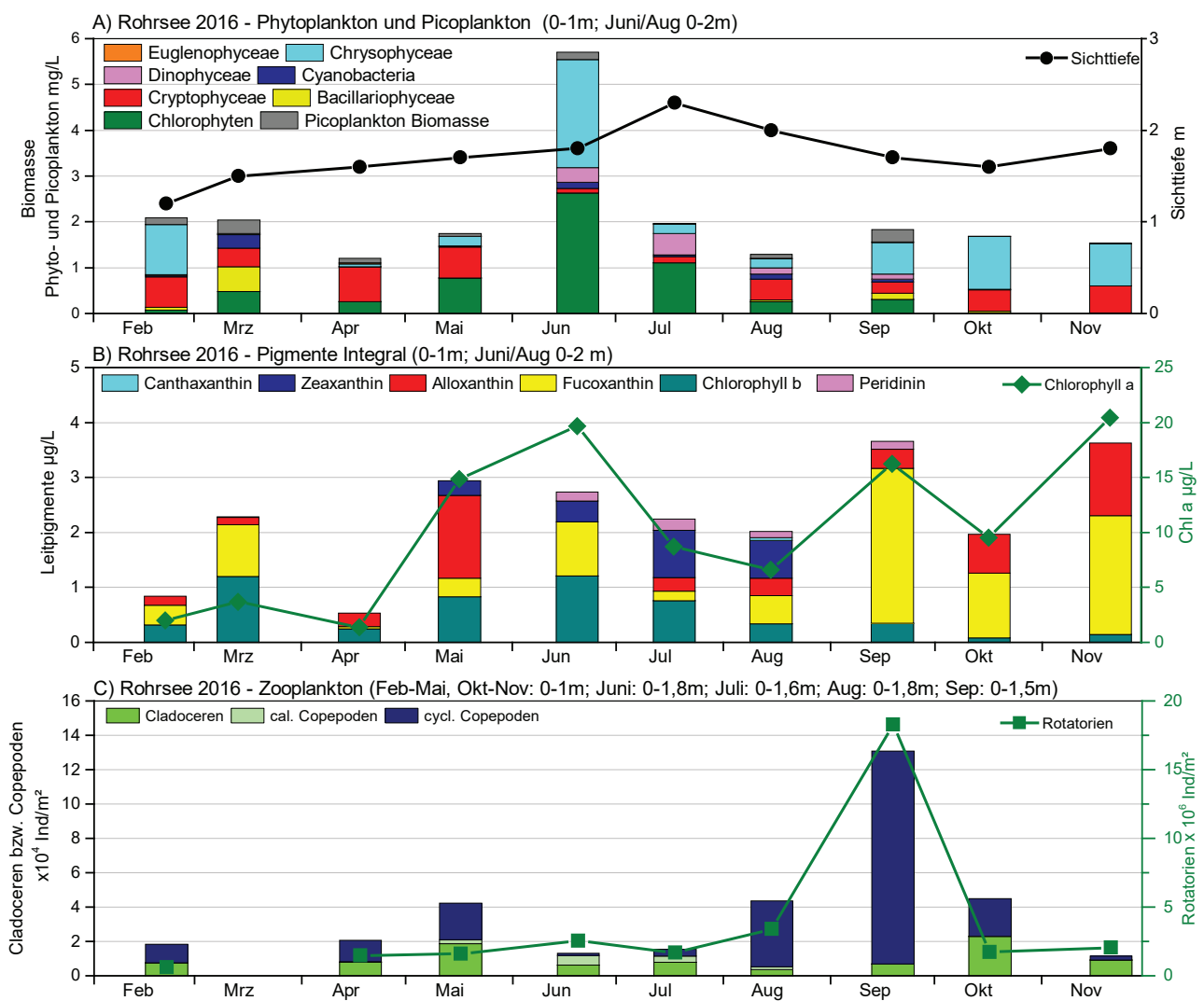


Abb. 3-31: Jahresverlauf der Biomassen von Phyto- und Picoplankton (A), der Leitpigmente (B) und des Zooplanktons im Rohrsee (C).

wasserstand des Sees ohne Juni-Probenahme; s. ISF-Jahresbericht 2014). Chryso-, Crypto- und Chlorophyceen waren 2016 in etwa gleichen Anteilen maßgeblich an der Phytoplankton-Biomasse beteiligt, während es im Jahr 2014 nur die Chrysophyceen waren (Abb. 3-31).

Von Februar bis Mai sowie Juli bis November rangierten die Phytoplankton-Biomassen in einem Bereich zwischen 1,1 und 2,0 mg/L. Im Juni bildete sich das Jahresmaximum von 5,5 mg/L, das geprägt war durch die Gattungen *Uroglena* (Chrysophyceae) und *Planktosphaeria gelatinosa* (coccale Grünalge; eher schlecht fressbar wegen Gallerthülle; Abb. 3-32). Wie in den Vorjahren gehörten ebenfalls *Cryptomonas*-Spezies sowie *Mallomonas* (Chrysophyceae) zu den dominierenden Phytoplankton-Arten.

Das autotrophe Picoplankton erreichte im Jahresdurchschnitt $2,7 \times 10^4$ Zellen/mL, was einer Biomasse von 0,11 mg/L entspricht. Sowohl im März als auch im September bildeten sich fast gleich hohe maximale Picoplankton-Biomassen von 0,3 mg/L bzw. 0,27 mg/L aus. Im Vergleich zum Federsee und Schluchsee existierten im Rohrsee die höchsten Picoplankton-Konzentrationen. Auch verglichen mit dem Untersuchungsjahr 2014 war die Picoplankton-Biomasse ebenfalls deutlich höher (Ø Mai-Dezember 2014: 0,02 mg/L).

Das WRRL-Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Phytoplankton ergab einen mäßigen ökologischen



LUBW

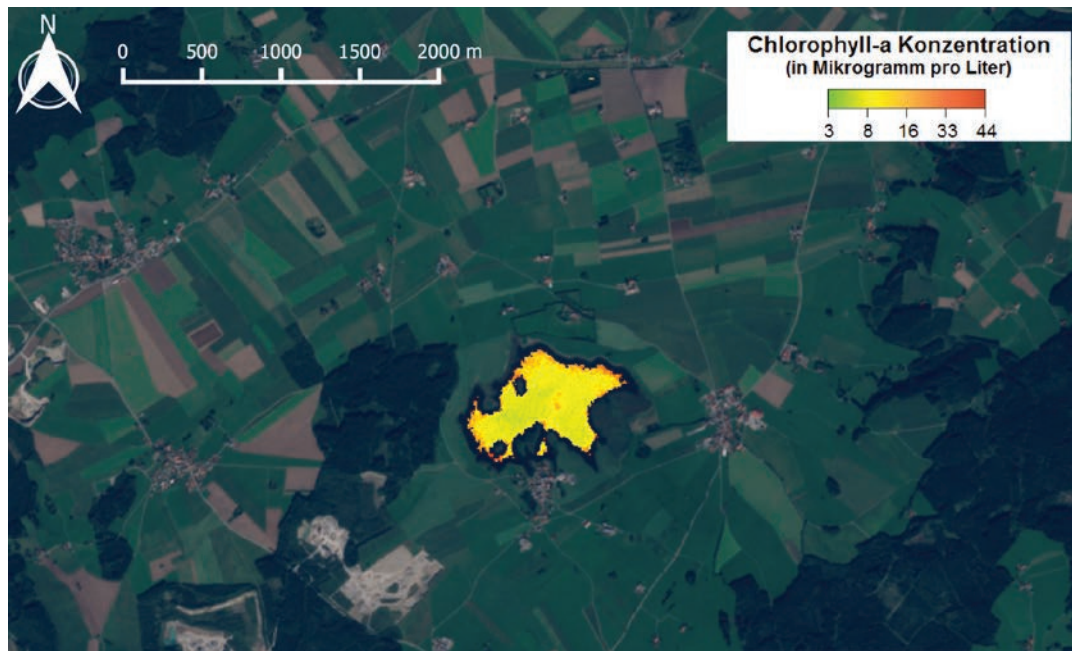
Abb. 3-32: *Planktosphaeria gelatinosa* in der Lebendfangprobe vom 20.06.2016. Die umgebende Gallerthülle ist deutlich zu erkennen. Bildnachweis: LUBW.

Zustand (Phyto-See-Index wie in 2014). Allerdings gibt es für den WRRL-Seetyp 1 (polymiktischer Voralpensee) insgesamt nur fünf Referenzseen und das Ergebnis des Phyto-See-Moduls muss im Gesamtkontext interpretiert werden.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen im Rohrsee lagen im Jahresmittel bei 10,3 µg/L (2014: 6,4 µg/L) und damit im mesotrophen Bereich. Der Verlauf der Chlorophyll-a-Kurve zeigt einen dreigipfeligen Verlauf mit einem ersten Maximum von 19,7 µg/L im Juni, einem zweiten von 16,2 µg/L im September und einem dritten Maximum von 20,1 µg/L im November. Das Chlorophyll-a-Maximum im Juni stimmt mit der höchsten Phytoplankton-Biomasse des Jahres überein.

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen Leitpigmente sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m und 1 m bestimmt. In der Summenprobe (Abb. 3-31B) gibt es häufig Diskrepanzen zwischen Phytoplankton-Biomasse und dem Leitpigment. Im Juni sowie von September bis November war die Fucoxanthin-Konzentration hoch, aber es gab keine Entsprechung bei der Biomasse an Kieselalgen. Im Juni war die Gruppe der Goldalgen durch *Uroglena* dominiert, eine Gattung, die ebenfalls Fucoxanthin enthält [PRZYTULSKA et al. 2016]. Von September bis Oktober waren neben *Uroglena* auch weitere fucoxanthinhaltige Chrysophyceen (*Mallomonas* sp., *Mallomonas caudata* sowie *Dinobryon divergens*) bestimmend für die Biomasse, die ebenfalls Fucoxanthin enthalten [SCHLÜTER et al. 2006]. In den Tiefenstufen 0 m und 1 m (Daten nicht gezeigt) waren im Frühjahr (Februar–April) sowie im Herbst (September–November) die Pigmentkonzentrationen gleichmäßig verteilt und indizieren eine Durchmischung des Sees, was die physikalischen Messungen bestätigten. Im Sommer (Mai–August) waren die Pigmentkonzentrationen bei der Tiefenstufe 1 m höher. Die CTM145-Sonde, die Chlorophyll-a fluoresszenzoptisch misst, hat ebenfalls von der Seeoberfläche zum Seegrund ansteigende Konzentrationen von Chlorophyll-a nachgewiesen.

Im Zufluss zum Rohrsee, dem Rohrbach (Daten nicht gezeigt), wurde als dominierende Pigmente Fucoxanthin und Chlorophyll-b gefunden, was für einen Bach zu erwarten und bereits in früheren Jahren ermittelt worden ist.



LUBW

Abb. 3-33: Satellitenbildaufnahme des Rohrsees am 29.09.2016 mit Sentinel-2A. Dargestellt ist das RGB-Bild überlagert mit der von EOMAP berechneten Chl-a-Konzentration im Rohrsee. ©ESA (Sentinel-2A), prozessiert durch EOMAP.

Bestimmung von Chlorophyll-a aus Satellitendaten

Das Institut für Seenforschung der LUBW untersucht im Rahmen des Projekts WasMon-CT (vgl. Kapitel 6.2) die Nutzbarkeit von Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring. Schwerpunktmäßig und beispielhaft wird der Parameter Chl-a betrachtet. Abbildung 3-33 zeigt ein Satellitenbild des Rohrsees am 29.09.2016 mit der ermittelten Chlorophyll-a-Konzentration in $\mu\text{g/L}$. Die räumliche Auflösung beträgt 10 m und damit ist es z. B. möglich, auch räumliche Verteilungen von Chl-a im See zu erkennen. Allerdings müssen die Satellitendaten für sichere Aussagen zur Gewässerqualität zunächst noch mit Daten von in-situ-Punktmessungen validiert werden. Näheres zu dem

Projekt und der umfangreichen Validationsstudie für kleine Seen in Baden-Württemberg ist in Kapitel 6.2 zu finden.

Zooplankton

Das Zooplankton des Rohrsees wurde mittels eines Planktonnetzes mit einer Maschenweite von 55 μm in einem Tiefenbereich von 0–1 m bis zu einem Tiefenbereich von 0–1,8 m beprobt.

Im Rohrsee wurden insgesamt 59 Taxa des Metazooplanktons (27 Rotatorien, 21 Cladoceren und 11 Copepoden) nachgewiesen. Die Taxazahl ist als hoch zu bewerten. Ähnlich wie beim Federsee fällt die hohe Zahl an Litoral-



LUBW

Abb. 3-34: Vertreter des Zooplanktons des Rohrsees. Von links nach rechts: *Simocephalus vetulus*; *Acanthodiptomus denticornis*; *Kellia bostoniensis*. Bildnachweis: LUBW.

taxa insbesondere bei den Cladoceren auf. Mit *Sida crystallina* und *Simocephalus vetulus* (Abb. 3-34) sind u. a. Arten vertreten, die Makrophyten indizieren. An taxonomischen Besonderheiten ist insbesondere *Kellicottia bostoniensis* (Abb. 3-34) zu nennen, ein neozoisches Rädertier, das sich im Moment in Deutschland auszubreiten scheint. Relativ selten ist das Rädertier *Hexarthra mira*. Es kommt im Rohrsee allerdings nur in den Sommermonaten vor und ist anteilig schwach vertreten. Selten ist auch der calanoide Copepode *Acanthodiaptomus denticornis* (Abb. 3-34), der überwiegend in alpinen Seen und auch in einigen Seen des Schwarzwalds nachgewiesen wurde.

Die Gemeinschaft der Rotatorien wird im zeitigen Frühjahr durch das räuberische Rädertier *Asplanchna priodonta* bestimmt. Noch häufig im Frühjahr sind Flossenrädertiere (*Polyarthra dolichoptera-vulgaris* Gruppe), *Keratella quadrata* und Synchaeten. Im Sommer ist wiederum *Asplanchna priodonta* häufig sowie koloniebildende Rädertiere der Gattung *Conobolus*. Im Herbst werden nochmals Flossenrädertiere und Synchaeten sowie erstmals das generell häufige Rädertier *Keratella cochlearis* aspektbestimmend. Mit durchschnittlich (Median) 160 Ind./L und maximal gut 1200 Ind./L ist die Abundanz der Rädertiere als mittel bis hoch einzustufen.

Bei den Cladoceren dominieren im Frühjahr bis hinein in den Frühsommer klar die Daphnien, wobei *Daphnia galeata* aspektbestimmend auftritt und ca. 87 % der Cladocerenabundanz ausmacht. Im Sommer wird *Diaphanosoma* wichtig (bis ca. 75 % der Cladocerenabundanz). Kleine Arten wie etwa Rüsselkrebse, Ceriodaphnien oder *Chydorus sphaericus* sind ganzjährig äußerst schwach vertreten. Raubcladoceren kommen offensichtlich nicht vor bzw. wurden im aktuellen Jahr nicht erfasst. Die mittlere Dichte der Cladoceren beträgt knapp 8 Ind./L, maximal werden 23 Ind./L erreicht was allenfalls eine mittlere Abundanz darstellt.

Bei den Copepoden dominieren im Frühjahr durch die Gattung *Cyclops* vertretene Arten, wobei der omnivore, hohe Trophie induzierende *Cyclops vicinus* das häufigste Taxon ist und bis zu 60 % der Copepodenabundanz stellt. Im Sommer kommen die kleinen cyclopoiden Copepoden *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops crassus* stark auf während die Arten der Gattung *Cyclops* in Diapause aus dem Freiwasser verschwinden. Gegen Ende der Untersuchungsperiode werden aus der Diapause aufsteigende *Cyclops*-Arten wieder wichtig. Die herbivoren calanoiden Copepoden sind im Rohrsee im aktuellen Jahr nur schwach vertreten. Zu nennen ist allerdings nochmals das Vorkommen von *Acanthodiaptomus denticornis*. Mit durchschnittlich 12 und maximal

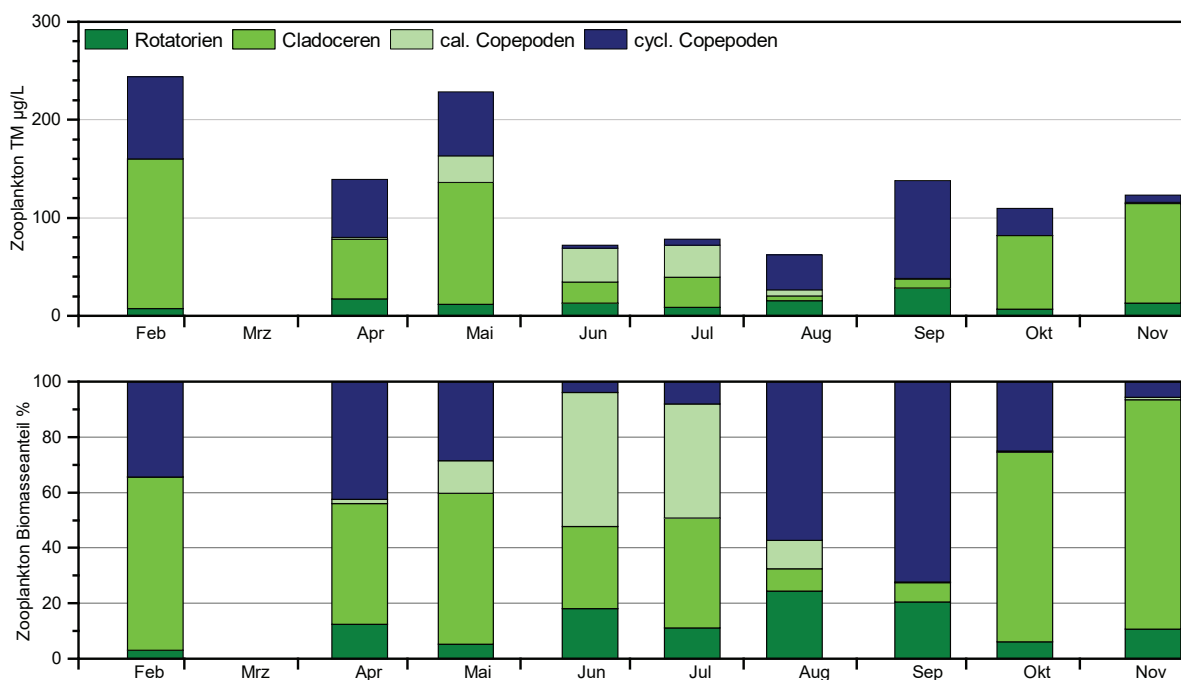
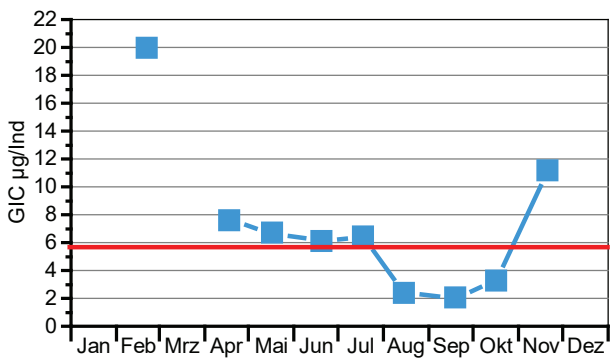


Abb. 3-35: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Rohrsee im Jahr 2016. Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile.

82 Ind./L ist die Abundanz der Copepoden eher als niedrig zu bewerten.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons (Median 123 µg/L) indiziert schwach mesotrophe Bedingungen [TGL 1982]. Der Maximalwert von knapp 250 µg/L wurde im Februar registriert. Den höchsten Anteil an der Biomasse stellen im Frühjahr und Herbst die Cladoceren, im Sommer die cyclopoiden Copepoden. Der Anteil der Rotatorien bleibt ganzjährig unter 25 % (Abb. 3-35).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) ist im Frühjahr aufgrund der Daphniendominanz



LUBW

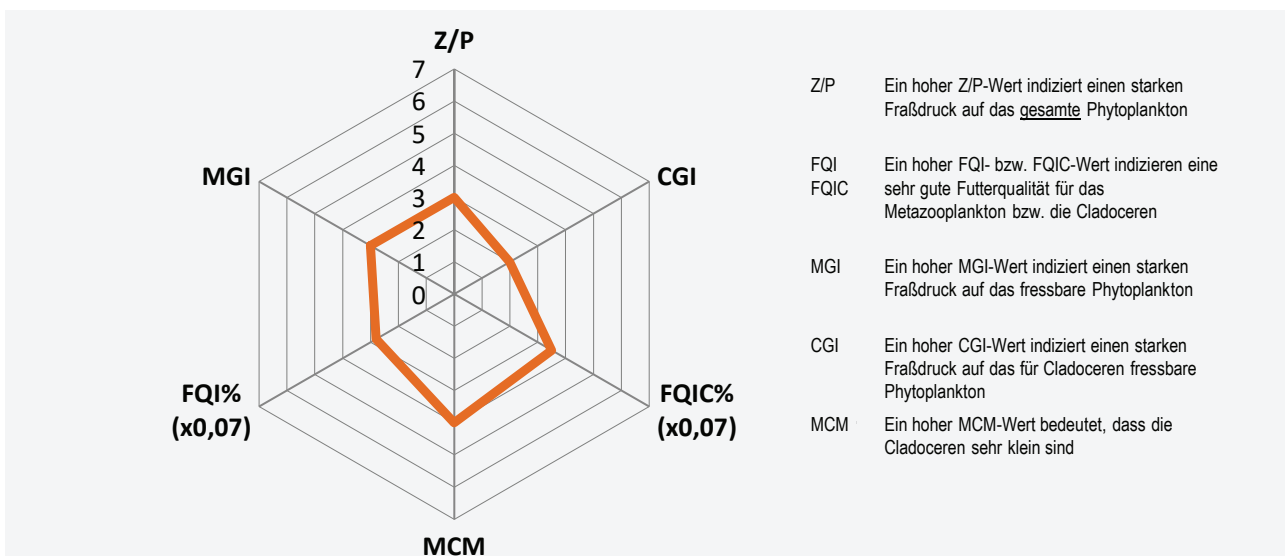
Abb. 3-36: Größenindex der Cladoceren im Rohrsee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an.

hoch und liegt über der Masse einer 1 mm langen Daphnie. Im Sommer fällt der GIC allerdings stark ab, was (zusammen mit dem deutlichen Rückgang der Cladocerenabundanz) auf deutliche Fisch-Prädationseffekte hinweist (Abb. 3-36).

Ein mindestens mittlerer bis hoher Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 4 auch über das PhytoLoss-Modul (vgl. Kap. 4.3) ausgegeben (Abb. 3-37). Relativ niedrig ist im Sommer der Fraßdruck der Cladoceren bzw. des gesamten Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton (CGI bzw. MGI = Effektklasse 2 bzw. 3) und entsprechend auch der Umsatz von Phytoplanktonmasse in Zooplanktonmasse (Z/P = Effektklasse 3). Der niedrige Fraßdruck auf das Phytoplankton seitens des Zooplanktons erlaubt die Entwicklung von gut fressbarem Phytoplankton während des Sommers (FQI und FQIC = 40 bis 50 % fressbares Phytoplankton).

3.2.3 Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2016 wurden im Rohrsee als zweitem extremen Flachsee neben dem Federsee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden/CTD-Sonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt (siehe Kap. 3.2, Abb. 3-25; S. 73). Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer



LUBW

Abb. 3-37: Wichtigste Indices zur Interaktion Zooplankton / Phytoplankton bzw. Fische / Zooplankton für den Rohrsee im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

(z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert).

In den nachfolgenden Isoplethendarstellungen werden die gemessenen Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen. Da in dem untersuchten Gewässer der Wasserstand variiert, bezieht sich diese Wassertiefe auf den maximal bei den Messterminen registrierten Wasserstand.

Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Rohrsee wie im Federsee für das Jahr 2016 einen zu erwartenden saisonalen Verlauf (Abb. 3-38), der die Erwärmungsphase im Frühjahr, relativ für diesen Seetyp stärker geschichtete Episoden im Sommer und die daran anschließende Abkühlung im Herbst zeigt. Im Gegensatz zu tieferen Seen kann in einem solchen extremen Flachsee mit polymiktischen Stratifikationsregime keine langanhaltende und deutlich ausgeprägte thermische Strukturierung des Gewässers in Epi-, Meta- und Hypolimnion beobachtet werden, da bereits geringe Windstärken den flachen See durchmischen. Dies kann man auch in Abbildung 3-38 gut erkennen, in der für die dargestellten Messungen speziell im Frühjahr und Herbst häufig sehr geringe vertikale Differenzierungen der Temperatur zu sehen sind. In der warmen Jahreszeit sind zeitweise auch deutlich ausgeprägte vertikale Temperaturgradienten vorhanden, bei denen Unterschiede von mehreren Grad Celsius zwischen oberflächennah gemessenen Wassertemperaturen und Wassertemperaturen über Grund auftreten.

Wie für den Federsee gilt für den Rohrsee, dass bei sommerlichen Wettersituationen mit geringen Windgeschwindigkeiten auch mehrtägige Perioden mit einer ausgeprägten vertikalen Temperaturschichtung auftreten können.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abb. 3-39) zeigen im Gegensatz zum Federsee nur geringe vertikale Unterschiede, wobei für diesen See relativ größere vertikale Gradienten im Sommer anzutreffen sind. Auffällig sind im Rohrsee die kontinuierlich im Jahresverlauf vom Frühjahr in den Herbst ansteigenden Leitfähigkeitswerte.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 33-40) sind im Rohrsee vertikal relativ homogen und es treten im Vergleich mit dem Federsee, bei ähnlicher

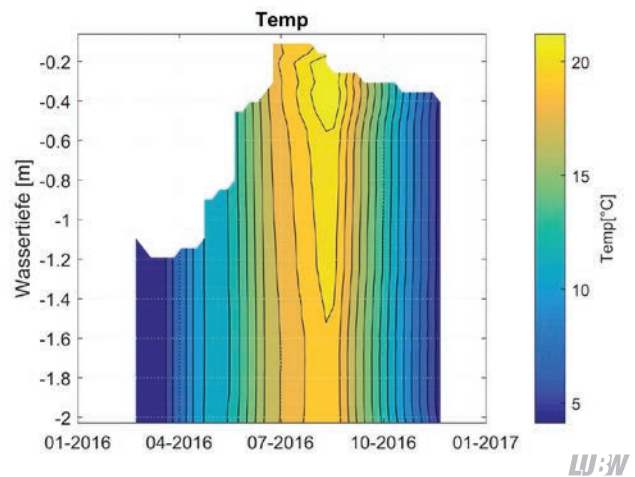


Abb. 3-38: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Rohrsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).

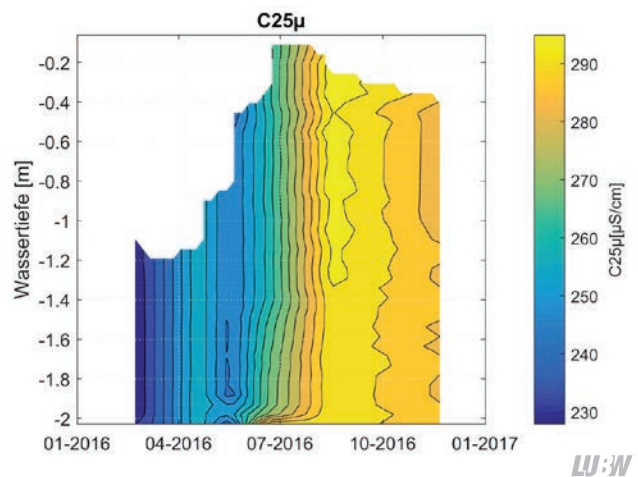


Abb. 3-39: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Rohrsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).

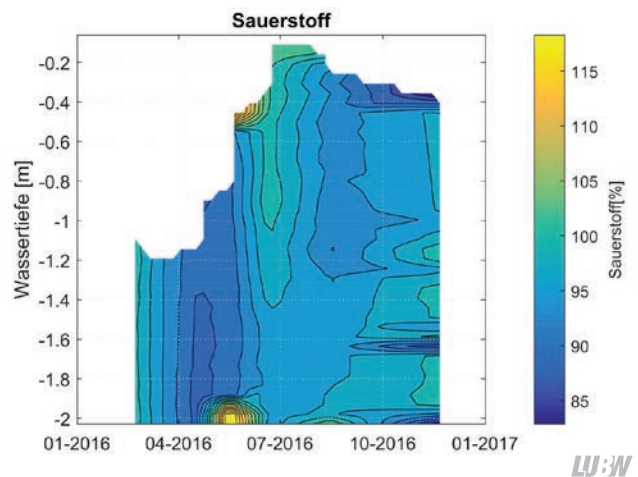


Abb. 40: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Rohrsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).

Morphometrie und Meteorologie, nur geringe Sauerstoffgradienten auf. Insbesondere kommt es, anders als im Federsee, nicht zu erheblichen Sauerstoffzehrungen in Bodennähe. Bei den am 17.05.2017 gemessenen bodennah recht hohen Sauerstoffwerten (Abb. 3-41) scheint es sich um ein tatsächliches Intrusionsereignis eines Wasserkörpers zu handeln, bei dem wärmeres, sauerstoffhaltiges und in seiner Leitfähigkeit leicht erhöhtes Wasser in den See eingetragen wird. Der Ursprung dieses Wassers kann jedoch nicht uneindeutig bestimmt werden (zum Einfluss von Grundwasserzuströmen siehe Kap. 3.2.4).

Die mittels eines fluoreszenzoptischen Sensors gemessenen Chlorophyll-a-Verteilungen zeigen ebenfalls ein differenziertes Bild (Abb. 3-42). Zu beachten ist bei der Interpretation dieser Daten, dass methodisch bedingt systematische Unterschiede zu anderen Formen der Chlorophyll-a-Messung auftreten können und die Sonde aufgrund der geringen Wassertiefe und häufig sehr hohen Trübungswerte relativ fehleranfällig ist. Die deutlich erhöhten Werte im November sind auf entsprechende Messartefakte zurückzuführen.

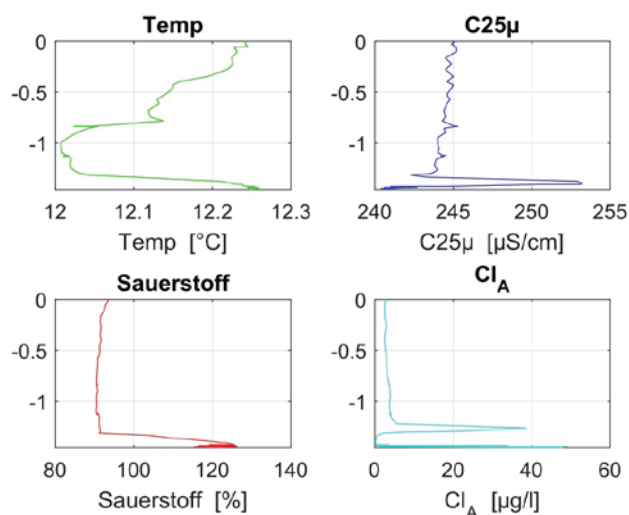
Fazit

Der Rohrsee wird ebenso wie der Federsee durch seine sehr flache Morphometrie und das daraus resultierende polymiktische Mischungsverhalten geprägt, das zu häufigen vertikalen Durchmischungen führt. Im Gegensatz zum Federsee werden aber im Rohrsee – bei sehr ähnlicher Morphometrie – deutlich geringere stoffliche Gradienten für z. B. Sauerstoff und Leitfähigkeit beobachtet. Insbesondere treten im Rohrsee deutlich geringere vertikale Unterschiede in der Sauerstoffsättigung auf und werden bodennah keine so ausgeprägten Sauerstoffzehrungen wie im Federsee registriert. Generell treten auch im Rohrsee höhere vertikale Temperatur- und Stoffgradienten in sommerlich warmen, windarmen Perioden auf.

Zu beachten ist, dass in einem so flachen Gewässer wie dem Rohrsee, ebenso wie im Federsee, die monatlichen Routineuntersuchungen nur bedingt die zeitlich sehr raschen Wechsel der thermischen Stratifizierung und die hohe zeitliche Dynamik der Mischungsprozesse widerspiegeln können.

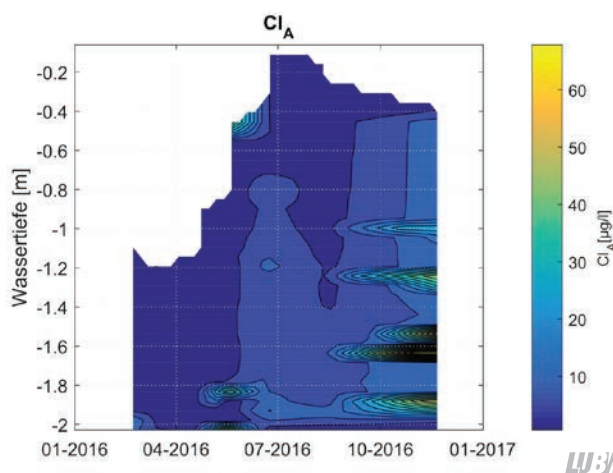
3.2.4 Untersuchungen zum Grundwassereinfluss auf die Gewässerqualität des Rohrsees

Ein möglicher Grundwassereinfluss auf die Wasserqualität des Rohrsees wurde im Zeitraum August 2016 bis Februar 2017 im Rahmen einer Masterarbeit untersucht, die in Zusammenarbeit mit dem Institut für Seenforschung, unter direkter Beteiligung des Referats 42 Grundwasser der LUBW, durchgeführt wurde [Krug 2017].



LU:W

Abb. 3-41: Vertikalprofile für eine Messung in der frühjährlichen Erwärmungsphase am 17.05.2016 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist ein bodennahes Intrusionsereignis, beim dem wärmeres, sauerstoffhaltiges und in seiner Leitfähigkeit leicht erhöhtes Wasser in den See eindringt.



LU:W

Abb 3-42: Isoplethendarstellung der Chlorophyll a-Verteilung im Rohrsee – (fluoreszenzoptisch gemessen; Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand)

In dieser Arbeit wurde anhand von Grundwassergleichbetrachtungen und Pegelstandsentwicklungen (Grundwassermessstellen und See) die hydraulische Verbindung zwischen See und Grundwasser genauer untersucht. Zudem wurde die physikalisch-chemische Beschaffenheit beider Wasserkörper betrachtet, um zu untersuchen, ob die Wasserqualität des Sees wesentlich vom Grundwasser beeinflusst ist und dies unter anderem die Makrophytenschwankungen erklären könnte (siehe Kapitel 3.2 und 3.2.3).

Es konnte festgestellt werden, dass das Grundwasser im Wesentlichen von Südosten zuströmt und nach Nordwesten abströmt. Genauere Bilanzierungen sollten im Anschluss unter Einsatz eines Grundwassermodells erfolgen.

Die Nährstoffe sowie alle untersuchten Pestizide lagen an den Grundwassermessstellen zumeist unter der Bestimmungsgrenze. Es konnte damit keine lokale Beeinflussung festgestellt werden, die einen zeitweisen Makrophytenschwund erklären würde. Allerdings wurden im Rahmen

der Masterarbeit nur einmalig umfassende chemische Messungen im Grundwasser durchgeführt. Zeitlich verdichtete Messreihen wären erforderlich, um auszuschließen, dass Pegelschwankungen zu einer signifikanten Veränderung der physikalisch-chemischen Zusammensetzung des Grundwassers führen.

In der Arbeit wird herausgestellt, dass Jahre mit dichterem Makrophytenbestand zum Jahresbeginn deutlich höhere Pegelstände aufwiesen als Jahre ohne Makrophyten. Es wird daher ein physikalischer Einfluss des Pegels auf die Makrophytenbestände vermutet, der weiter untersucht werden sollte.

Es ist für Anschlussuntersuchungen geplant, eine regelmäßige physikalisch-chemische Grundwassermessung sowie eventuell eine Grundwassermodellierung und thermale Sondierung des Seebodens (um Grundwasserzutritte zu lokalisieren), durchzuführen.

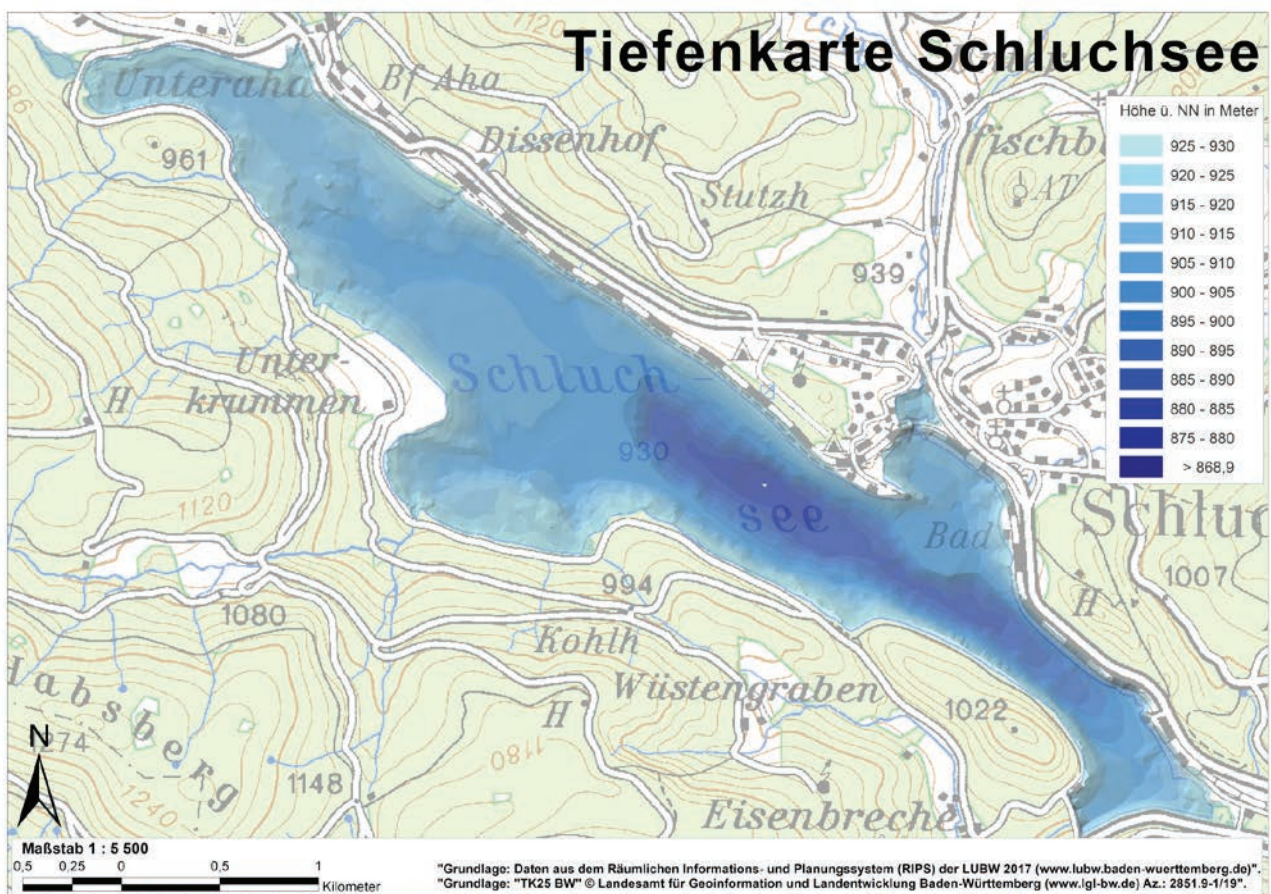


Abb. 3-43: Tiefenkarte des Schluchsees.

3.3 Schluchsee

Der Schluchsee ist ein Stausee im südlichen Hochschwarzwald in der Nähe des Titisees. Er wurde in den 1930er-Jahren durch den Bau einer Staumauer am südlichen Abfluss des Sees geschaffen und ist Teil des Schluchsee-Stausystems mit Verbindung zum Rhein und dient der Stromerzeugung (Schluchseewerk AG). Mit seiner Fläche von 517 ha (bei Vollstau auf 930 m über NN) gehört der Schluchsee nach dem Bodensee zu den größten Seen Baden-Württembergs (zum Vergleich: Titisee 107 ha). Das ursprüngliche Seebecken charakterisiert noch immer die maximale Tiefe von 61,7 m bei einer mittleren Tiefe von 22,1 m (Abb. 3-43).

Der Schluchsee wird als Pumpspeicher betrieben, je nach Bedarf wird Wasser zugeführt oder abgelassen. Die Wasserspiegelschwankungen betragen in der Regel 6–8 m. Eine Ausnahme war das Jahr 1983, in dem der See wegen Reparaturarbeiten an der Staumauer komplett abgelassen worden ist und der Wasserspiegel um 37 m sank. Die Wasserzufuhr bzw. -entnahme erfolgt dabei in 42 m Wassertiefe (bezogen auf den Höchstwasserspiegel) über einen Druckstollen, der im südlichen Bereich des Schluchsees liegt und zum Staubecken Schwarzbruck am Kraftwerk Häusern führt. Das dimiktische Schichtungsverhalten wird durch den Pumpspeicherbetrieb beeinflusst. Das Hypolimnion ist wegen der wechselnden zu- und abgeführten Wassermengen relativ warm. Durch den wechselnden Wasserstand sind die Ufer steinig und ohne Vegetation (Abb. 3-44).

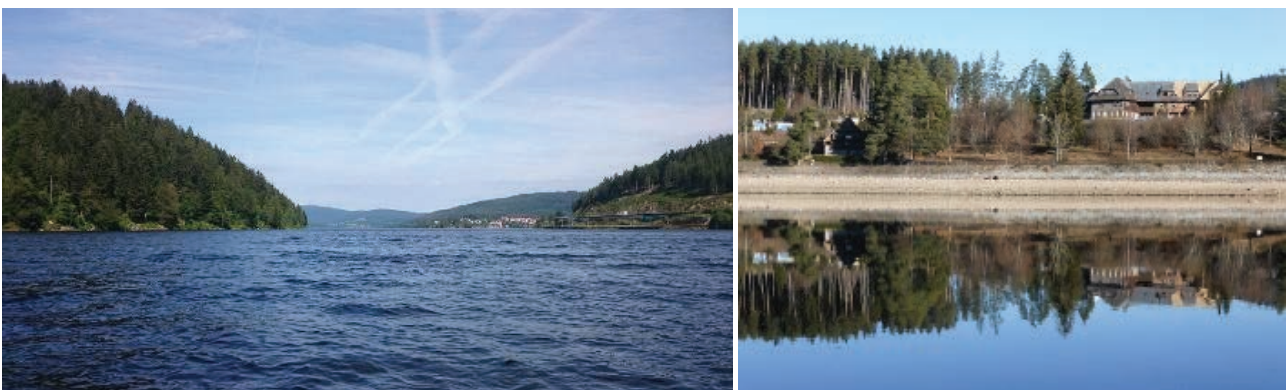
Außer dem Druckstollen gibt es sechs weitere große Zuflüsse. Vom Norden her wird der Hangkanal als offene Rin-

ne vom Windgfällweiher bei der Ortschaft Unteraha in den Schluchsee geleitet, wodurch das Einzugsgebiet (EZG) um Bereiche des ursprünglich zum Titisee gehörenden EZG vergrößert worden ist. Von Nordwesten her mündet der Ahabach, westlich der Ortschaft Schluchsee der Fischbach, östlich davon der Dresselbach. Von Südosten mündet der Aubach und von Süden her der Krummenbach in den See (Abb.3-45; S. 88).

Insgesamt ist das EZG mit 72,8 km² relativ klein, so dass der Schluchsee, der aufgrund seiner Größe unter die WRRL-Berichtspflicht fällt, als kalkarmer, geschichteter Mittelgebirgssee mit kleinem EZG eingestuft wird. Das Einzugsgebiet ist überwiegend bewaldet.

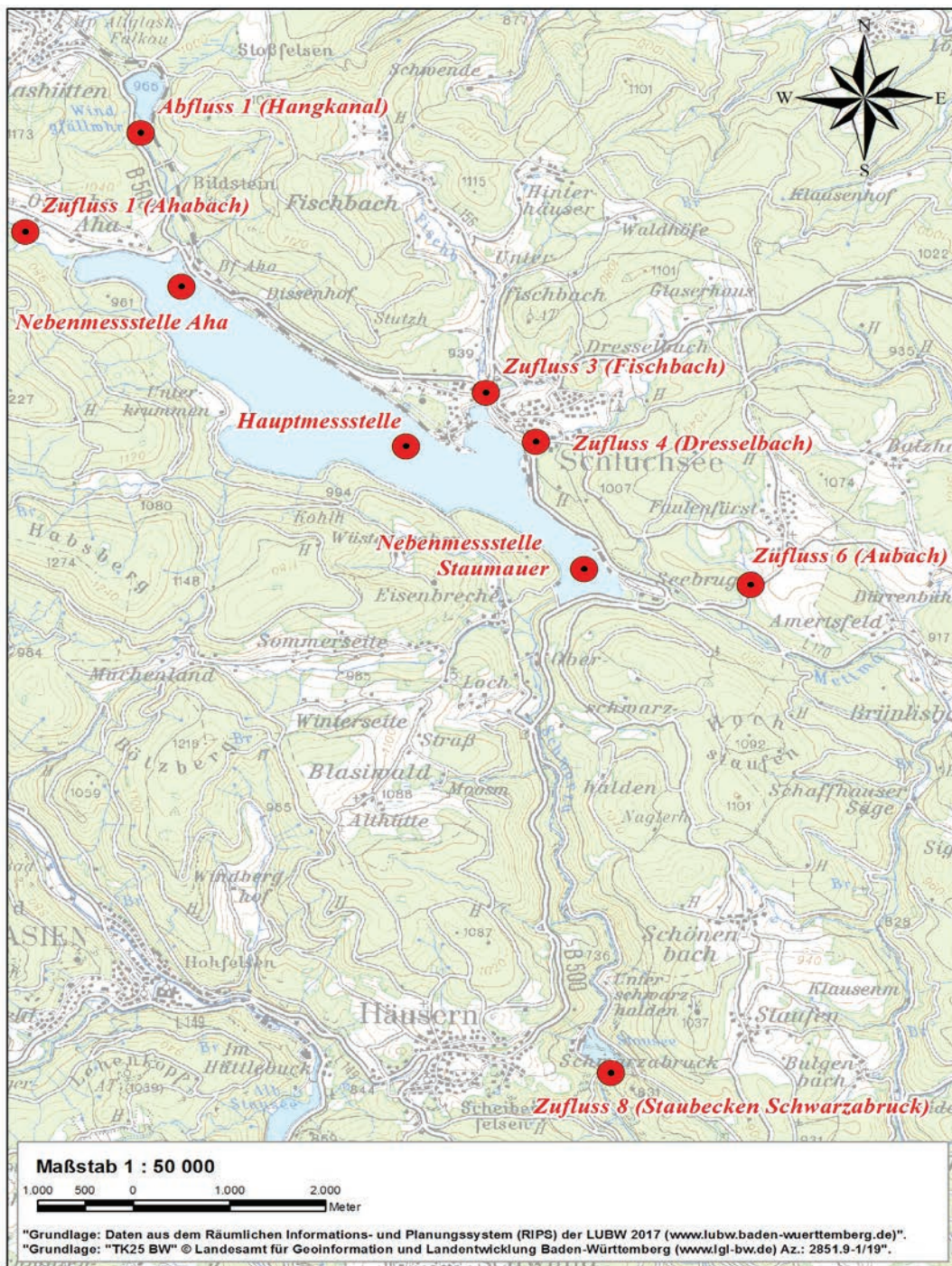
Neben der technischen Nutzung ist der Schluchsee auch ein touristisches Erholungsgebiet (Segelschule, Kurschiffe, Badestrände, Sportfischerei, Eislaufen).

Im Jahr 2016 wurden im Schluchsee von März bis Dezember monatlich vom ISF an der tiefsten Stelle (Abb. 3-45, Hauptmessstelle), zwei Nebennessstellen (im südöstlichen Bereich vor der Staumauer sowie im nordwestlichen Bereich unterhalb der Ortschaft Aha; Abb. 3-45, Nebennessstelle) und in sechs Zuflüssen (Abb. 3-45, Zufluss 1, 3, 4, 6, 8, Abfluss 1 = Hangkanal = Zufluss Schluchsee) Proben genommen. Außerdem wurde der Windgfällweiher mit einem Minimalprogramm untersucht, wozu vom Ufer aus eine Schöpfprobe genommen worden ist. Die Schluchseewerk AG unterstützte das ISF logistisch und stellte Boot mit Schiffsführer sowie die Pegelstände zur Verfügung. Die Wasserstandsschwankungen an den Probenahmetermen



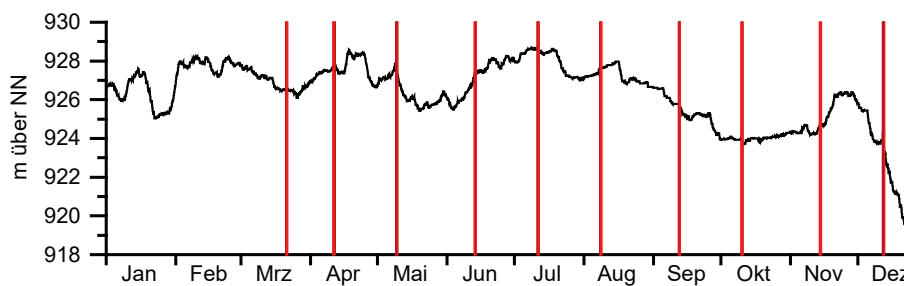
LUBW

Abb. 3-44: Links: Bewaldete Uferbereiche am Schluchsee im Juli. Rechts: Uferbereich bei niedrigem Wasserstand im Dezember.



LUBW

Abb. 3-45: Übersichtskarte des Schluchsees mit den Messstellen des monatlichen Untersuchungsprogramms (rote Punkte).



LUBW

Abb. 3-46: Pegelstände des Schluchsees in m über NN im Jahr 2016. Rote Säulen markieren die ISF-Probenahmen.

variierten von maximal 928,58 m im Juli bis minimal 923,75 m im Dezember (Tagesmittelwerte; Abb. 3-46;).

3.3.1 Chemische Untersuchung

Der Schluchsee wurde vor 2016 zuletzt 2001 mit einer monatlichen Beprobung in Seemitte, vor der Staumauer und unterhalb der Ortschaft Aha (Abb. 3-45) chemisch untersucht. Im Jahr 2010 wurde die biologische Probenahme nur von einem auf die Phosphorparameter beschränkten chemischen Messprogramm in Seemitte begleitet.

Die monatliche wasserchemische Probenahme fand im Untersuchungs-jahr 2016 an folgenden Terminen statt: 21.03., 11.04., 09.05., 13.06., 11.07., 08.08., 12.09., 10.10. und 14.11.2016. Dabei wurden jeweils in einem Tiefenprofil Proben aus 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m und ca. 1 m über Grund entnommen. Zusätzlich wurden sechs Zuflüsse beprobt (siehe Kapitel 3.3).

Die Zuflussproben wurden wie auch die Proben aus dem See auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden in einzelnen Monaten Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe nach WRRL durchgeführt.

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2016 für die Station Seemitte ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Für die Station Seemitte sind die wichtigsten Messgrößen für 2016 sowie die letzte umfangreiche Untersuchung 2001 in Tabelle 3-7 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3-47 (S. 90) für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf dargestellt.

Zur Berechnung der volumengewichteten Mittelwerte 2001 und 2016 wurden dem Pegelstand der einzelnen Probenahmeterminen angepasste Schichtvolumina verwendet. Die Volumina wurden einzeln aus der Tiefenstufe, dem jeweiligen Pegelstand und der Beckeninhaltskurve berechnet. Auf eine Isoplethendarstellung bestimmter Parameter wird aufgrund des stark schwankenden Beckeninhalts verzichtet.

Tab. 3-7: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Schluchsee 2001 und 2016.

Schluchsee		2001 (Jan-Dez)	2016 (Mrz-Dez)
Parameter	Einheit	volumengewichtete Jahresmittel	
Temperatur	°C	8,8	9,5
Sichttiefe	m	3,6	4,0
O ₂	mg/L	9,5	9,1
pH-Wert		7,5	7,5
Leitf.	µS/cm	76	91
SBV	mmol/L	0,5	0,5
Härte	1/2 mmol/L	0,7	0,6
PO ₄ -P	µg/L	7,4	3,7
gelöst-P	µg/L	10,2	7,2
gesamt-P	µg/L	20	12
NH ₄ -N	µg/L	6,2	9,4
anorg.-N	µg/L	478	417
SiO ₂ -Si	mg/L	1,98	1,9
Fe	µg/L	62	54
Mn	µg/L	15	13
Cl	mg/L	4,7	10,6
SO ₄	mg/L	6,3	5,5
As gelöst	µg/L	0,95	1,1 *
Al gelöst	µg/L	53,3	45,9 *
Cu gelöst	µg/L	1,1	1,2 *
Pb gelöst	µg/L	0,08	<0,2 *
Zn gelöst	µg/lL	2,1	1,3 *
Chlorophyll-a	µg/L	1,7	3,0

*: **As, Al, Cu, Pb, Zn: nur April, August:** Bei Einzelmesswerten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zur Berechnung verwendet.

Extrema 1 m über Grund (Monat)

O ₂ Min	mg/L	1,3 (10)	5,6 (9)
ges-P Max	µg/L	34 (6)	16 (4)
NH ₄ -N Max	µg/L	15 (7)	23 (10)
Fe Max	µg/L	286 (9)	61 (9), 101 (11)
Mn Max	µg/L	425 (9)	84 (8)

LAWA Trophie

Trophie	m1	m1
Referenz-trophie	oligotroph	

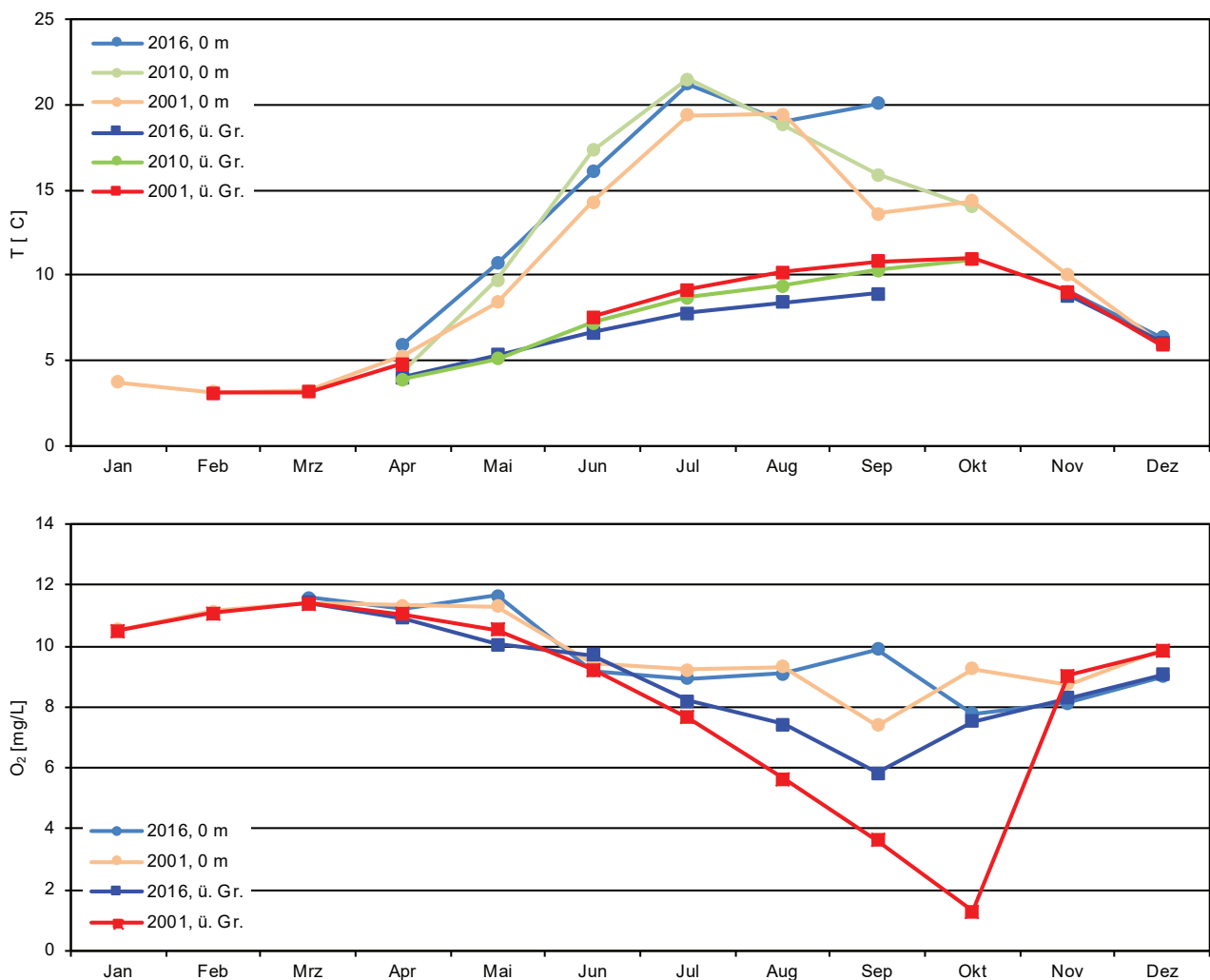
Die Oberfläche erwärmte sich aufgrund des kalten Frühjahrs 2016 mit 10,7 °C erst ab Mai deutlich (Abb. 3-47), so dass sich eine Schichtung ausbilden konnte. Der Maximalwert der Oberflächentemperatur wurde mit 21,2 °C im Juli gemessen und war damit vergleichbar zu 2010 (21,5 °C im Juni). Beide Jahre fielen bezogen auf die sommerlichen Wassertemperaturen etwas wärmer aus als 2001 (19,5 °C im August). Die Erwärmung des Tiefenwassers erreichte 2016 mit 9,0 °C ihr Maximum im September.

In den Jahren 2001 und 2010 wurden in der Tiefe etwas höhere Temperaturen erreicht, mit 11 °C und 10,9 °C jeweils im Oktober.

Die volumengewichtete mittlere Sauerstoffkonzentration war 2016 mit 9,1 mg/L vergleichbar zu dem für 2001 errechneten Wert (9,5 mg/L; Tabelle 3-7). Durch den Abbau von Biomasse kam es seit Mai zu einer Zehrung von Sauerstoff über den gesamten Tiefenbereich (Abb. 3-47). Die Sauerstoffminimumkonzentration über Grund erreichte 2016 5,8 mg/L im September. Im Untersuchungsjaar 2011 wurde mit 1,3 mg/L im Oktober ein deutlich niedrigerer Wert gemessen.

Der Jahresmittelwert von gesamt-Phosphor (ges.-P) hat 2016 (12 µg/l) gegenüber 2001 (20 µg/L) deutlich abgenommen (Tabelle 3-7). Auch die Konzentrationen an gelöst-Phosphor (gel.-P) und Orthophosphat (PO₄-P) lagen mit 7,2 µg/L gegenüber 10,2 µg/L bzw. 3,7 µg/L gegenüber 7,2 µg/L niedriger. Im Jahresverlauf zeigten die ges.-P-Gehalte sowohl an der Oberfläche als auch über Grund eine deutliche Abnahme gegenüber 2001 sowie eine weitere

deutliche Abnahme gegenüber 2001 sowie eine weitere



LUBW

Abb. 3-47: Entwicklung von Temperatur und Sauerstoff an der Oberfläche und im bodennahen Tiefenwasser im Schluchsee (Station See-mitte) in den Untersuchungsjahren 2001, 2010 und 2016. Für 2010 sind keine Sauerstoffdaten vorhanden.

Stabilisierung gegenüber 2010 (Abb. 3-48). Auch die sommerliche, abbaubedingte Rückführung von gelöst-P über Grund fiel 2016 deutlich niedriger aus als 2001.

Die Konzentrationen an Nitrat zeigten 2016 ein deutlich breiteres Minimum im Sommer als 2001. Zusätzlich fielen, bei ähnlichen Startwerten, die Minimalkonzentrationen mit 106 µg/L im September deutlich niedriger aus als 2001 (206 µg/L, August) (Abb. 3-49; S. 92). Die Konzentrationen über Grund lagen 2016 im Sommer etwas niedriger als 2001, zusätzlich trat im Oktober mit 237 µg/L ein ausgeprägtes Minimum auf. Dieses Nitratminimum spiegelt sich in einem Ammoniummaximum (Abb. 3-49; S. 92) wider, und lässt sich daher auf den Prozess der Denitrifikation während des Abbaus von Biomasse zurückführen. Auch das Ammoniummaximum im Juni und das zweite, kleinere

Maximum im August sind insgesamt konsistent mit den Phytoplanktonmaxima (siehe Kapitel 3.3.2) und lassen sich entsprechend auf den Abbau von Biomasse zurückführen.

Obwohl die Sauerstoffminimumkonzentration 2001 deutlich niedriger ausfiel, waren die Jahresmittelwerte von Eisen und Mangan mit denen von 2016 vergleichbar (Tabelle 3-7). Die redoxbedingte Rücklösungstendenz für diese Metalle aus dem Sediment ist für diesen eher nährstoffarmen See mit insgesamt geringen Biomassen allgemein schwach ausgeprägt.

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies von zum Beispiel Arsen, Aluminium, Kupfer und Zink zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an (Tabelle 3-7). Die Alumi-

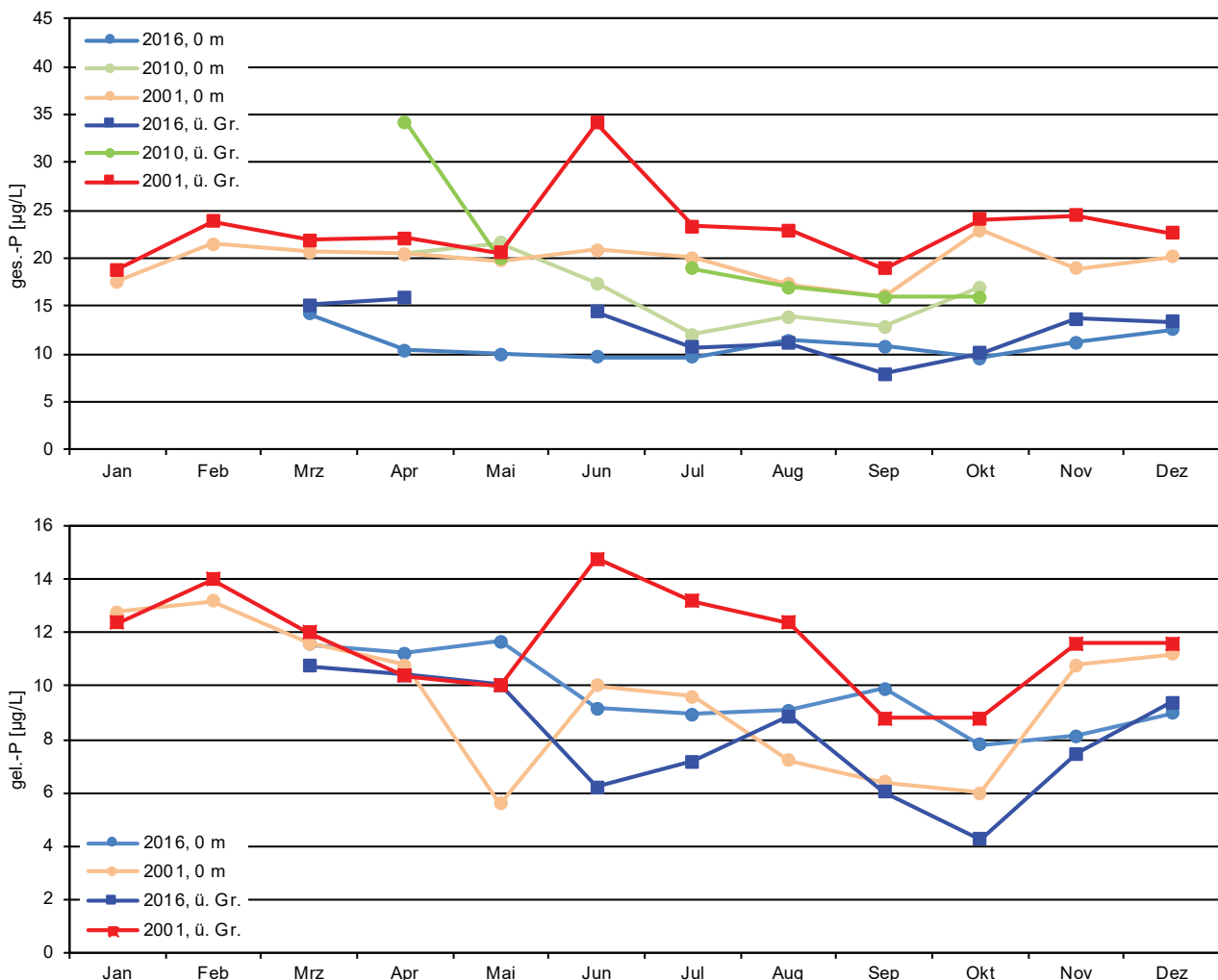


Abb. 3-48: Entwicklung von Gesamt-Phosphor und Gelöst-Phosphor an der Oberfläche und im bodennahen Tiefenwasser im Schluchsee (Station Seemitte) in den Untersuchungsjahren 2001, 2010 und 2016.

umkonzentration liegt im mittleren zweistelligen und damit eher unteren Bereich der Schwarzwaldseen. Beispielsweise wurde für die Schwarzenbachtalsperre 2015 im Vergleich eine niedrige dreistellige Konzentration gemessen.

Die Trophieklassifikation nach LAWA (LAWA 2014) ergibt für das Untersuchungsjahr 2016, wie auch bereits für 2010 und 2001 den Bereich mesotroph 1. Der Schluchsee liegt damit eine Stufe vom oligotrophen Referenzzustand entfernt.

Vergleich der chemisch-physikalischen Parameter an Hauptmessstelle und Nebennesstellen

Im Vergleich der Stationen ergibt sich für 2016 ein ähnlicher Temperaturverlauf an der Oberfläche, mit einer im

Mai relativ spät einsetzenden Schichtung und sommerlichen Maximaltemperaturen zwischen 20 und 22 °C (Abb. 3-50). Dabei lagen die Frühjahrstemperaturen im April an der flachen Station vor Aha mit 5,5 °C um 1–1,5 °C höher als an den anderen Stationen. Im Mai hatte sich dann mit 6,4 °C auch die Station an der Staumauer deutlich gegenüber Seemitte (5,3 °C) erwärmt. Auch die sommerliche Tiefenerwärmung (über Grund) war mit einem Maximum im September an den flacheren Stationen vor der Staumauer (10,2 °C) und insbesondere vor Aha (11,8 °C) höher als in Seemitte (9 °C).

Die Sauerstoffminimumkonzentrationen über Grund waren 2016 vor Aha mit 4,9 mg/L im September und vor der Staumauer mit 4,8 mg/L im Oktober entsprechend der höheren gemessenen Biomassen (siehe 3.3.2.1) und boden-

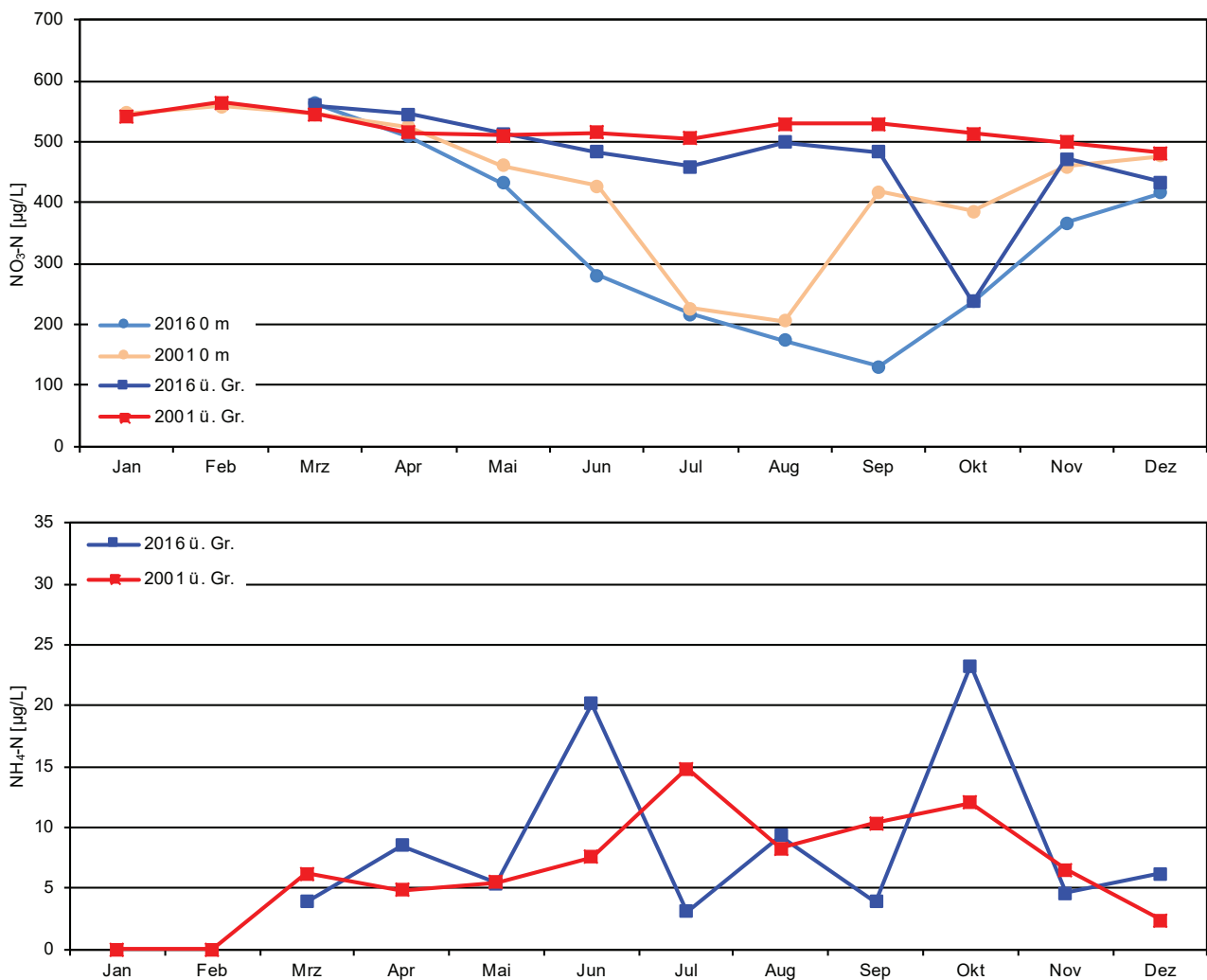
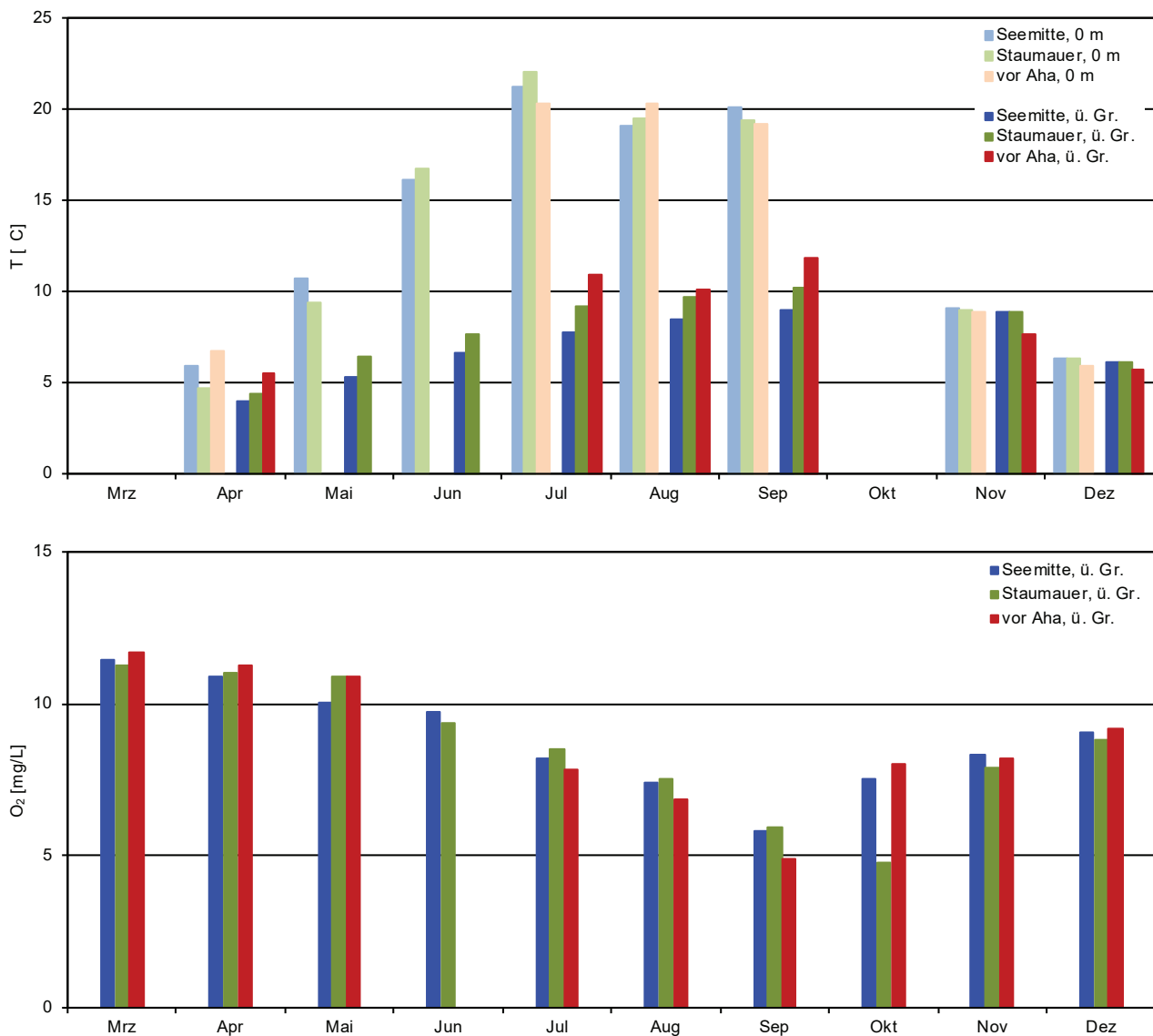


Abb. 3-49: Entwicklung von Nitratstickstoff (Oberfläche und bodennahes Tiefenwasser) und Ammoniumstickstoff (bodennahes Tiefenwasser) im Schluchsee an der Station Seemitte in den Untersuchungsjahren 2001 und 2016.



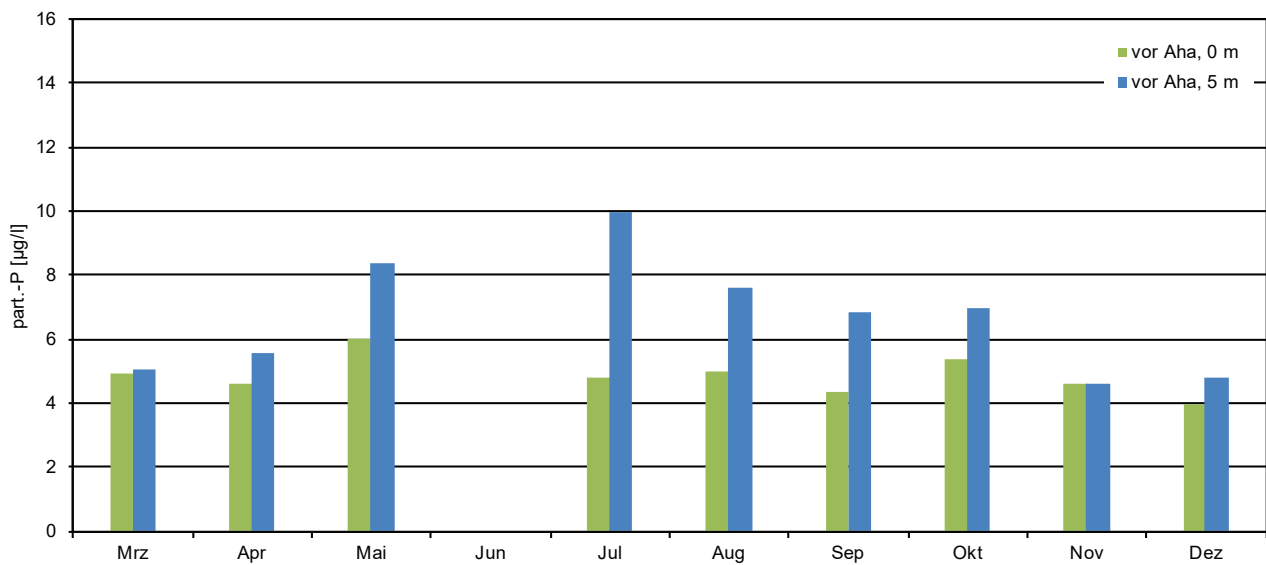
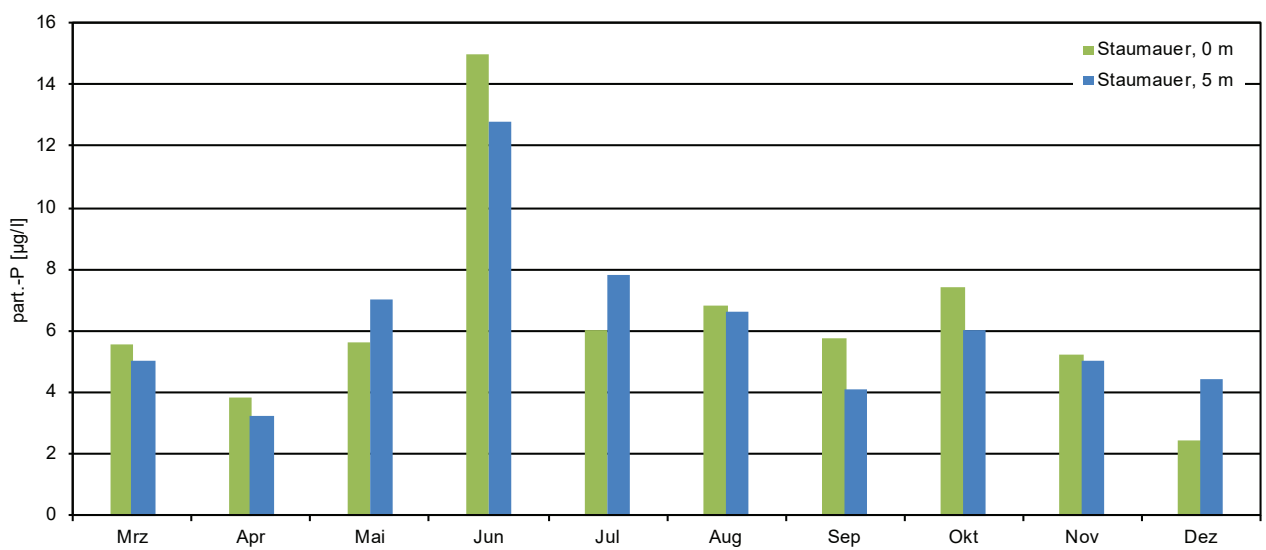
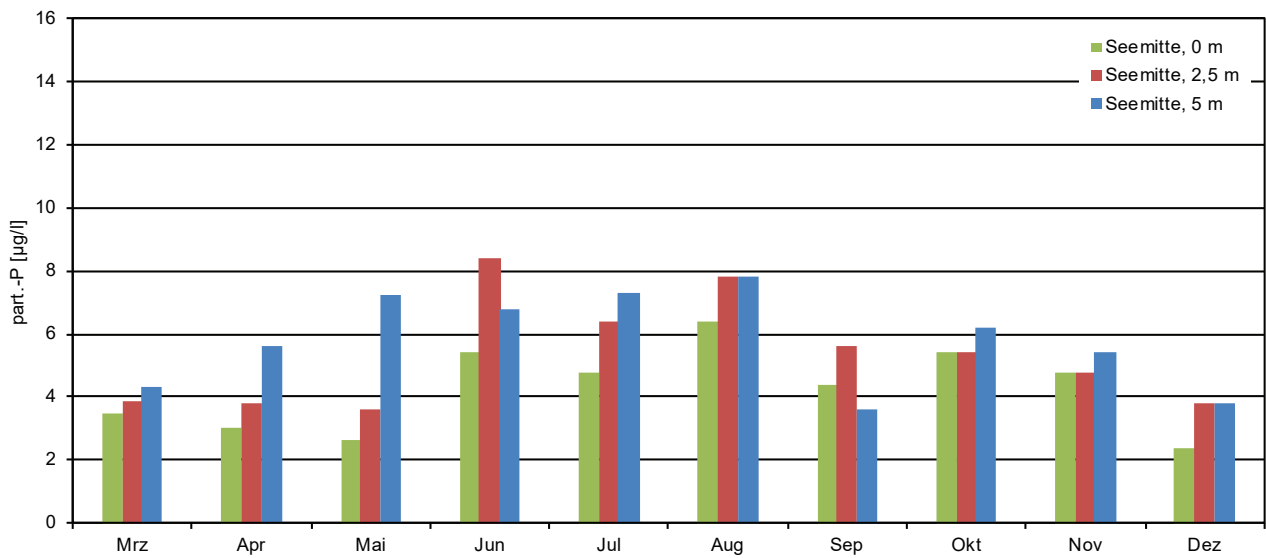
LUBW

Abb. 3-50: Vergleich von Temperatur und bodennahem Sauerstoff an den Stationen Seemitte, Staumauer und vor Aha. Im Juni wurde die Station vor Aha wegen Schlechtwetter nicht angefahren. Für März und Oktober liegen keine Temperaturdaten vor.

nahen Temperaturen (beschleunigter Abbau) niedriger als in Seemitte (5,8 mg/L im September) (Abb. 3-50).

Der Jahresverlauf von partikulärem Phosphor an der Oberfläche war an allen Stationen vergleichbar (Abb. 3-51; S. 94). Da die Verteilung der Leitpigmente an der Station Seemitte (siehe Abb. 3-53; Kap. 3.3.2; S. 97) zeigt, dass sich das Phytoplankton im Frühjahr (April/Mai) nicht direkt an der Oberfläche sondern eher etwas tiefer einschichtet, ist in Abbildung 3-51 (S. 94) zusätzlich die Tiefenstufe 5 m (2,5 m) dargestellt. Insbesondere in Seemitte spiegelt die Phosphorverteilung in diesen tieferen Schichten die Entwicklung der Phytoplanktonbiomassen deutlich besser wi-

der. Die partikulären Phosphor-Konzentrationen zeigen einen Anstieg von März bis zum Maximum der Phytoplanktonblüte im Juni (siehe Abb. 3-58; Kap. 3.3.2.1; S. 100), wobei die Station vor Aha im Juni nicht beprobt werden konnte. An der Staumauer wurde im Juni eine höhere partikuläre Phosphor-Konzentration als in Seemitte beobachtet, die mit den etwas höheren Biomassen an dieser Station übereinstimmt. Während der gesamten Sommerstagnation wurden an allen Stationen weiter erhöhte partikuläre Phosphor-Konzentrationen über die oberen 5 m gemessen, die im Winter mit zunehmender Durchmischung wieder abnahmen.



LUBW

Abb. 3-51: Phosphor partikulär in der Oberfläche an den Stationen Seemitte, Staumauer und vor Aha. Aufgrund der Verteilung der Leitpigmente (siehe 3.3.2.1, Abb. 2) wurden zusätzlich die Tiefenstufen 5 m bzw. 2,5 m dargestellt. Im Juni wurde die Station vor Aha wegen Schlechtwetter nicht angefahren.

Prioritäre Stoffe nach WRRL und Pestizide

Im Jahr 2016 wurde der Schluchsee, der entsprechend seiner Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 42 der 44 prioritären Stoffe mit Wasser-UQN (nach RL 2013/39/EU) untersucht (siehe Tab. 3-2; S. 59). Die Proben wurden im März und Oktober in Seemitte von der Oberfläche und über Grund entnommen.

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der vorgegebenen UQNs. Gefunden wurden Anthracen, Atrazin, Cadmium, Hexabromcyclododecan und Terbutryn. Dabei lagen die Werte für Cadmium und Terbutryn auf bzw. nahe der Bestimmungsgrenze, die Werte für die drei anderen Verbindungen das 1,5 bis 6-fache darüber. Anzumerken ist, dass die Jahresdurchschnitts-UQN für Benzo(a)pyren, Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Cypermethrin, Dichlorvos sowie Heptachlor und Heptachlorepoxid kleiner als die Bestimmungsgrenze ist, und somit eine gesicherte Aussage hierzu nicht möglich ist.

Neben den in der Liste der prioritären Stoffe aufgeführten Verbindungen wurde der Schluchsee im Mai, Juli und Oktober zusätzlich in jeweils zwei Oberflächenproben (Hauptmessstelle und Nebensmessstelle Aha) auf 80 weitere Pestizide und fünf Metabolite sowie einzelne Industriechemikalien und eine Anzahl von Arzneimitteln (siehe Tab. 1-1; S. 36) untersucht.

Es konnten nur die zwei Pestizide Metolachlor und Terbutylazin, das Abbauprodukt Desethylterbutylazin und das Repellent DEET bestimmt werden. Die Konzentrationen der zwei Pestizide und des Abbauprodukts lagen nur knapp über der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/L. Beim Repellent DEET lagen die höchsten Konzentrationen im Oktober bei 0,0046 µg/L.

Damit kann beim Schluchsee, wie auch beim Rohrsee (siehe Kapitel 3.2.1) von einer niedrigen Pestizidbelastung gesprochen werden.

3.3.2 Biologische Untersuchung

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse des Schluchsees betrug im Jahr 2016 0,57 mg/L (Abb. 3-52A). Über das gesamte Jahr betrachtet machten Bacillariophy-

teen mit 63 % den Großteil der Gesamtbiomasse aus. Im Vergleich zum Jahr 2010, in dem der Schluchsee das letzte Mal umfassend vom ISF untersucht worden ist, fällt die Phytoplankton-Biomasse geringer aus (Jahresdurchschnitt 2010: 1,1 mg/L bei sieben Probenahmeterminen; Biomasse-Maximum 2,5 mg/L im Mai 2010) [ISF 2012]. Auch im Jahr 2010 waren Kieselalgen die vorherrschende Phytoplankton-Gruppe.

Die Frühjahrsentwicklung bis zum Sommermaximum erreichte im Juni 1,8 mg/L und war durch Kieselalgen geprägt. Dabei waren im März/April centrische Aulacoseira-Arten dominierend, im Mai/Juni dagegen die pennaten Arten *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* (auch 2010 die dominierenden Gattungen). Weitere wichtige Vertreter des Phytoplanktons waren kleine Formen der Cryptophyceen, nämlich *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris*. Im Herbst baute sich eine geringe Blaualgen-Biomasse auf, gebildet von fädigen, stickstofffixierenden Gattungen (*Anabaena* und *Aphanizomenon*), die eher in eutrophen Seen vorkommen.

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton ergab 2016 wie für das Jahr 2010 einen guten ökologischen Zustand (PhytoSee 6.0-Index: 1,99).

Das autotrophe Picoplankton wurde in der Summenprobe von 0–20 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abb. 3-52A; S. 96). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $5,3 \times 10^3$ Zellen/mL, was einer Biomasse von 0,02 mg/L entspricht. Das ist nahezu eine Zehnerpotenz niedriger als im Bodensee-Obersee. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im September mit 0,046 mg/L nachgewiesen. Zu keinem Zeitpunkt übertraf das Picoplankton die Phytoplankton-Biomasse.

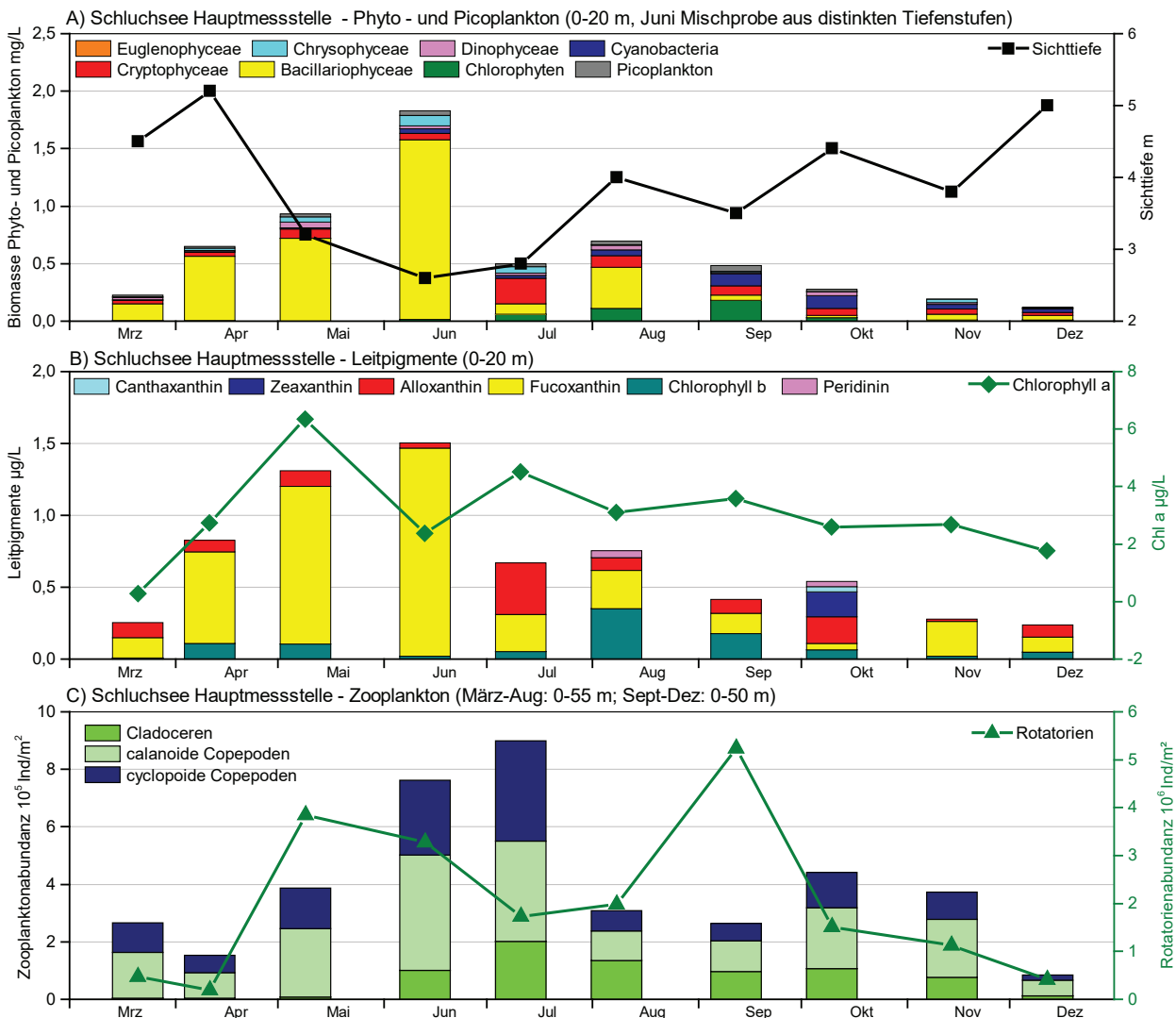
Die Chlorophyll-a-Konzentrationen im Schluchsee lagen im Jahresmittel bei 3,0 µg/L (2010: 3,4 µg/L). Das Maximum erreichte 6,3 µg/L im Mai, also bereits einen Monat vor der höchsten Phytoplankton-Biomasse. Dieses Phänomen entspricht dem schon beschriebenen Wechsel der Kieselalgen-Zusammensetzung: im Juni dominierten Formen mit großem Zellvolumen, aber geringem Chloroplastengehalt.

Neben Chlorophyll-a wurden auch die anderen Leitpig-

mente sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m, 5 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m und „über Grund“ bestimmt. In der Summenprobe (Abb. 3-52B) spiegelt sich die Dominanz der Kieselalgen wider, denn deren Leitpigment Fucoxanthin war bis zum Frühsommer das vorherrschende Pigment. In der zweiten Jahreshälfte war die Planktonzusammensetzung diverser, was sich auch in der Pigmentzusammensetzung zeigt. Insgesamt stimmen im Schluchsee die Leitpigmente mit der Phytoplankton-Zusammensetzung gut überein. Die Pigmente, die aus den einzelnen Tiefenstufen ermittelt worden sind, reflektieren die Pigmentzusammensetzung der Summenprobe. Während der Sommerstagnation von Juli bis September wurden die höchsten Pigmentkonzentrationen in den oberen Wasserschichten bis etwa 5 m detektiert, davor und danach

waren die Pigmentkonzentrationen in der gesamten Wassersäule verteilt (Abb. 3-53).

Das Zooplankton des Schluchsees wurde mittels eines Schließnetzes (Maschenweite 55 µm) in einem Tiefenbereich von 0 m bis maximal 55 m beprobt. Um eine Verstopfung des Netzes zu verhindern, wurden die Proben in vier Tiefenstufen genommen (0–5 m, 5–10 m, 10–20 m und 20–50 m bzw. 20–55 m) und mit Zucker-Formol-Lösung (Endkonzentration 4 %) fixiert. Die Einzelproben wurden vor dem Auszählen zu einer Gesamtprobe vereinigt. Zur Betrachtung der Phytoplankton-Zooplankton-Interaktionen wurden die Zooplanktonbiomassen auf einen Tiefenbereich von 0–20 m umgerechnet.



LU:W

Abb. 3-52: Biologische Parameter des Schluchsees an der tiefsten Stelle. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll a; C) Zooplankton.

Im Schluchsee wurden insgesamt 64 Taxa des Metazooplanktons (25 Rotatorien, 26 Cladoceren und 13 Copepoden nachgewiesen. Die Taxazahl ist als hoch zu bewerten. An taxonomischen Besonderheiten ist die in huminstoffhaltigen, kalkarmen Schwarzwaldseen typische Art *Holopedium gibberum* zu nennen (Abb. 3-54).

Die Gemeinschaft der Rotatorien wird im zeitigen Frühjahr durch die koloniebildenden Rädertiere der Gattung

Conocobilus sowie *Notbolca squamula* und Synchaeten dominiert. Im Sommer sind vor allem das generell häufige Rädertier *Keratella cochlearis* und Flosserädertiere (*Polyarthra dolichoptera-vulgaris* Gruppe) präsent. Im Herbst dominieren *Keratella cochlearis* und die Gattung *Conocobilus* das Rotatorienplankton. Mit durchschnittlich (Median) 31 Ind./L und maximal 105 Ind./L ist die Abundanz der Rädertiere als niedrig einzustufen.

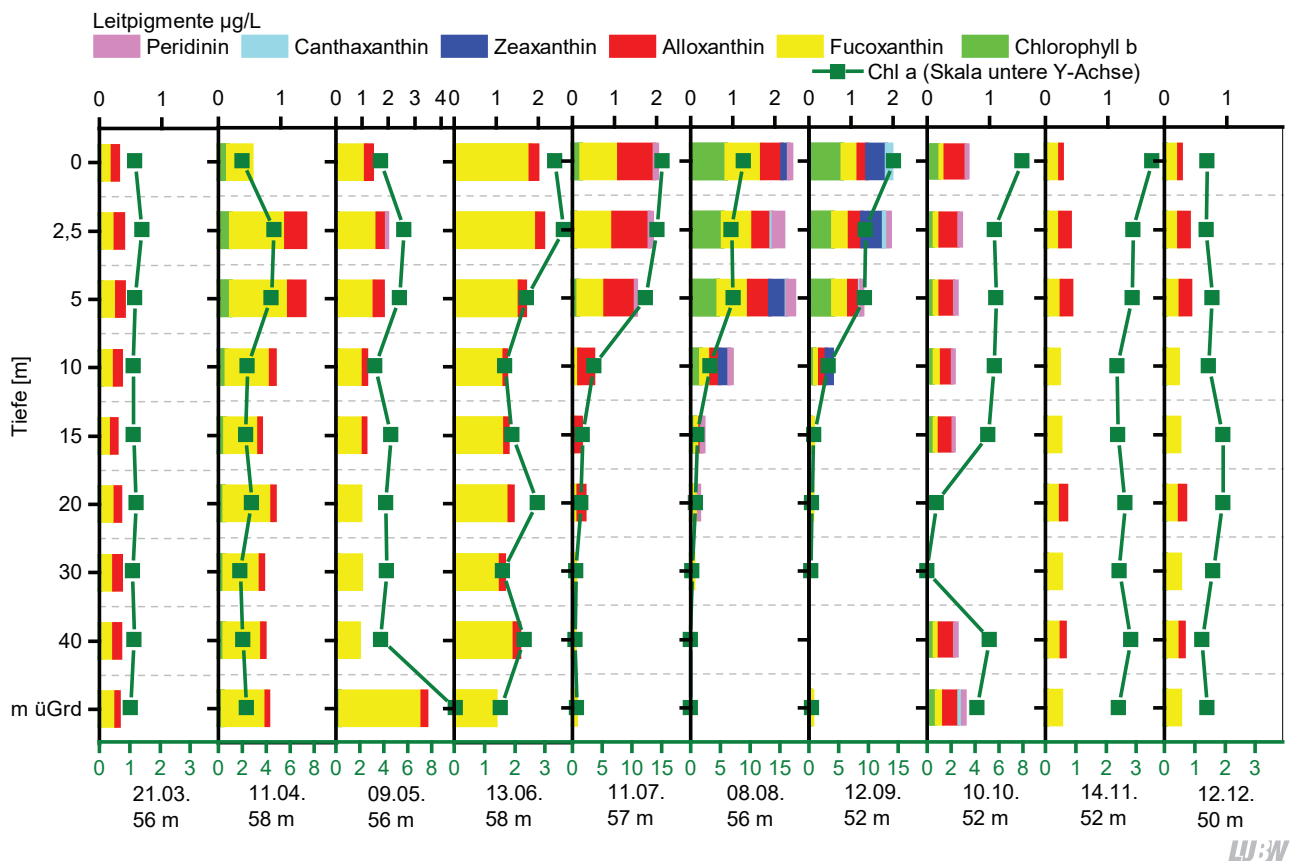


Abb. 3-53: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen im Schluchsee im Jahresverlauf 2016. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in olivgrün unten. Unter dem jeweiligen Datum der Probenahme steht die genaue Tiefe der „über Grund“-Probe.



Abb. 3-54: Vertreter des Zooplanktons des Schluchsees. Von links nach rechts: *Cyclops strenuus*; *Holopedium gibberum* mit Eiern; *Keratella cochlearis*. Bildnachweis: LUBW

Bei den Cladoceren dominieren im Frühjahr bis hinein in den Frühsommer klar die Daphnien, wobei *Daphnia galeata* und *Daphnia hyalina* aspektbestimmend auftreten. Im April und Mai spielt auch *Daphnia longispina* mit rund 20 % an der Abundanz eine Rolle. Im Sommer und Herbst nehmen kleine Arten wie Rüsselkrebse (*Bosmina*) zu und können bis zu knapp 70 % der Cladocerenabundanz ausmachen. Raubcladoceren spielen nur eine geringe Rolle. Die mittlere Dichte der Cladoceren beträgt knapp 2 Ind./L, maximal werden 4 Ind./L erreicht was ebenfalls sehr niedrig ist.

Bei den Copepoden dominieren im Frühjahr die Arten *Cyclops strenuus* und *Thermocyclops crassus*. Im Sommer kommen die kleinen cyclopoiden Copepoden *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* stark auf, während die Arten der Gattung *Cyclops* in Diapause aus dem Pelagial verschwinden. Gegen Ende der Untersuchungsperiode werden aus der Diapause aufsteigende *Cyclops* Arten wieder wichtig. Die herbivoren calanoiden Copepoden sind im Schluchsee ganzjährig mit *Eudiaptomus gracilis* vertreten. Diese Art stellt zwischen 30 % und 65 % der Copepodenabundanz. Mit durchschnittlich 3,5 Ind./L und maximal 6 Ind./L ist die Abundanz der Copepoden eher als sehr niedrig zu bewerten.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons (bezogen auf 0–20 m Tiefenbereich) von 66 µg/L (Median) indiziert deutlich oligotrophe Bedingungen [TGL 1982]. Der Maximalwert von 160 µg/L wurde im Juli registriert. Den höchsten Anteil an der Biomasse stellen im Frühjahr und Herbst die Copepoden, im Sommer die Cladoceren. Der Anteil der Rotatorien bleibt fast ganzjährig unter 10 % (Abb. 3-55).

Der Cladoceren-Größenindex (GIC bzw. MCM, vgl. Kap.4.3) ist im Frühjahr aufgrund der Daphniendominanz hoch und liegt über der Masse einer 1 mm langen Daphnie. Erst im Herbst sinkt der GIC durch den Rückgang der großen Daphnien und Zunahme der kleinen Rüsselkrebse etwas ab, bleibt aber immer noch knapp an der Grenze der Masse einer 1 mm langen Daphnie (Abb. 3-56).

Ein relativ schwacher Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton wird mit Effektklasse 3 über das Phytoloss-Modul ausgegeben (Abb. 3-57). Relativ stark ausgeprägt ist im Sommer der Fraßdruck des gesamten Zooplanktons insbesondere aber der Cladoceren auf das fressbare Phytoplankton (CGI bzw. MGI = Effektklasse 5). Trotz des relativ hohen Fraßdrucks seitens des Zooplanktons auf das

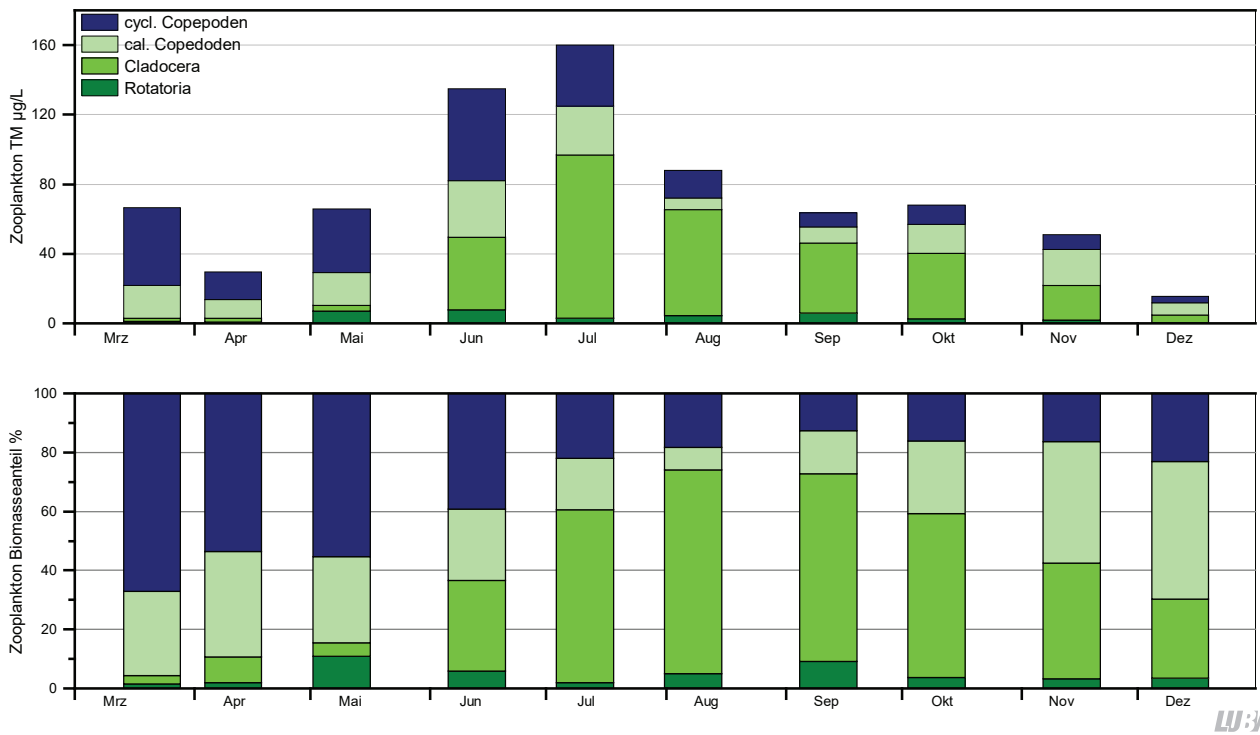


Abb. 3-55: Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons für den Schluchsee im Jahr 2016 (bezogen auf den 0–20 m Tiefenbereich). Oben: Absolute Biomassengehalte. Unten: Prozentuale Anteile [LUBW].

Phytoplankton bleibt der Anteil des fressbaren Phytoplanktons, wie z. B. Cryptomonaden und coccale Grünalgen immerhin bei knapp 40 % (FQI und FQIC) was sicherlich auf die geringe Biomasse des Zooplanktons zurückzuführen ist. Der Umsatz von Phytoplanktonmasse in Zooplanktonmasse ist noch gut (Z/P = Effektklasse 5).

Berechnet man die Indizes nach PhytoLoss auf die gesamte Netzzuglänge (0–55 m), so ergibt sich ein um eine (CGI) bzw. zwei Effektklassen (MGI) niedrigerer Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das Phytoplankton und der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse ist mit

Effektklasse 4 allenfalls mittelmäßig (vgl. Kap. 4.2 und 4.3).

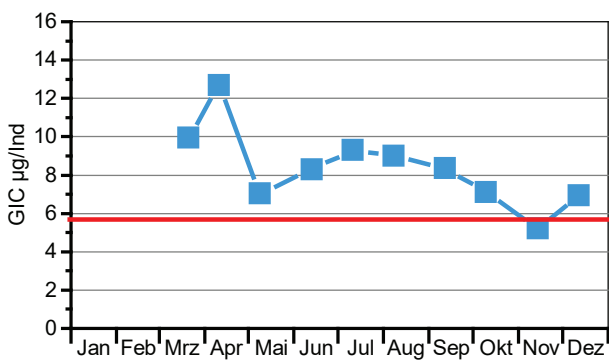
Fazit

Der Schluchsee ist trotz der Beeinflussung durch die Wasserstandsschwankungen in einem guten ökologischen Zustand. Sowohl das Phyto- als auch Zooplankton sowie der Chlorophyll-a-Gehalt indizieren oligotrophe Bedingungen.

3.3.2.1 Vergleich der Phytoplankton- und Pigmentzusammensetzung an Haupt- und Nebenmessstelle

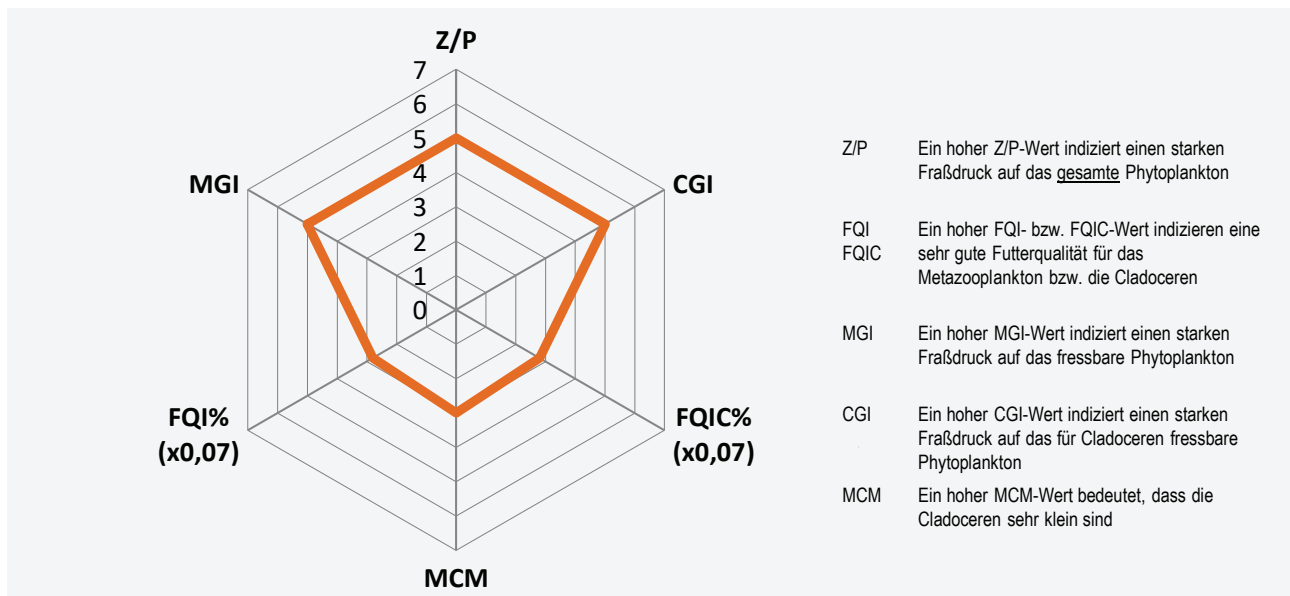
Aufgrund der Größe des Schluchsees wurde nicht nur die tiefste Stelle des Sees beprobt, sondern auch der südöstliche Bereich vor der Staumauer sowie im nordwestlichen Bereich unterhalb der Ortschaft Aha (Abb. 3-45; S. 88).

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse betrug an der tiefsten Stelle 0,57 mg/L (Abb. 3-58; S. 100). An der Station Staumauer wurde eine vergleichbare durchschnittliche Biomasse von 0,6 mg/L ermittelt, während an der Station vor Aha ein etwas höherer Wert von 0,68 mg/L bestimmt worden ist. Allerdings konnte die Station vor Aha im Juni nicht beprobt werden. Zu diesem Zeitpunkt wurde an den anderen beiden Stationen die sommerliche Phytoplanktonblüte beobachtet. Da die Sommerblüte bei der Auswertung stark ins Gewicht fällt, wird im Folgenden nur auf die Stationen Staumauer und tiefste Stelle eingegangen.



LUBW

Abb. 3-56: Größenindex der Cladoceren im Schluchsee im Jahr 2016. Die rote Linie zeigt die Trockenmasse einer 1 mm langen Daphnie an [LUBW].



LUBW

Abb. 3-57: Wichtigste Indices zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für den Schluchsee im Jahr 2016, bezogen auf 0–0 m, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

Bezogen auf den prozentualen Anteil der Phytoplankton-Großgruppen auf die Jahresgesamtbiomasse, sind die Stationen tiefste Stelle und Staumauer vergleichbar. Die Gruppe der Kieselalgen macht mit über 60 % den größten Anteil aus (Tab. 3-8; S. 102). Auch die insgesamt vorherrschenden Taxa sind dieselben, nämlich *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* (pennate Kieselalgen) und *Aulacoseira islandica* (centrische Kieselalge) (Abb. 3-59).

In Abbildung 3-60 ist die Pigmentzusammensetzung der drei Stationen in der Integralprobe dargestellt. Der Verlauf von Chlorophyll-a war an allen drei Stationen vergleichbar, allerdings unterscheiden sie sich in der maximalen Konzentration: während an der Staumauer und der tiefsten Stelle die maximale Chlorophyll-a-Konzentration im Mai

bei 7,2 bzw. 6,3 $\mu\text{g/L}$ betrug, wurden im flacheren Bereich vor Aha 13,5 $\mu\text{g/L}$ gemessen. Im Frühjahr wurden auch bei den anderen Pigmenten vor Aha höhere Konzentrationen nachgewiesen als bei den anderen beiden Stationen. Ab dem Sommer waren sowohl die Zusammensetzung als auch die Konzentrationen an allen drei Stationen vergleichbar.

Fazit

Trotz seiner Fläche von 517 ha weist der Schluchsee geringe Patchiness auf. Die Unterschiede zwischen den Stationen beruhen vor allem auf dem flacheren Bereich vor Aha, in dem die physikalisch-chemischen Prozesse schneller die biologischen Komponenten beeinflussen.

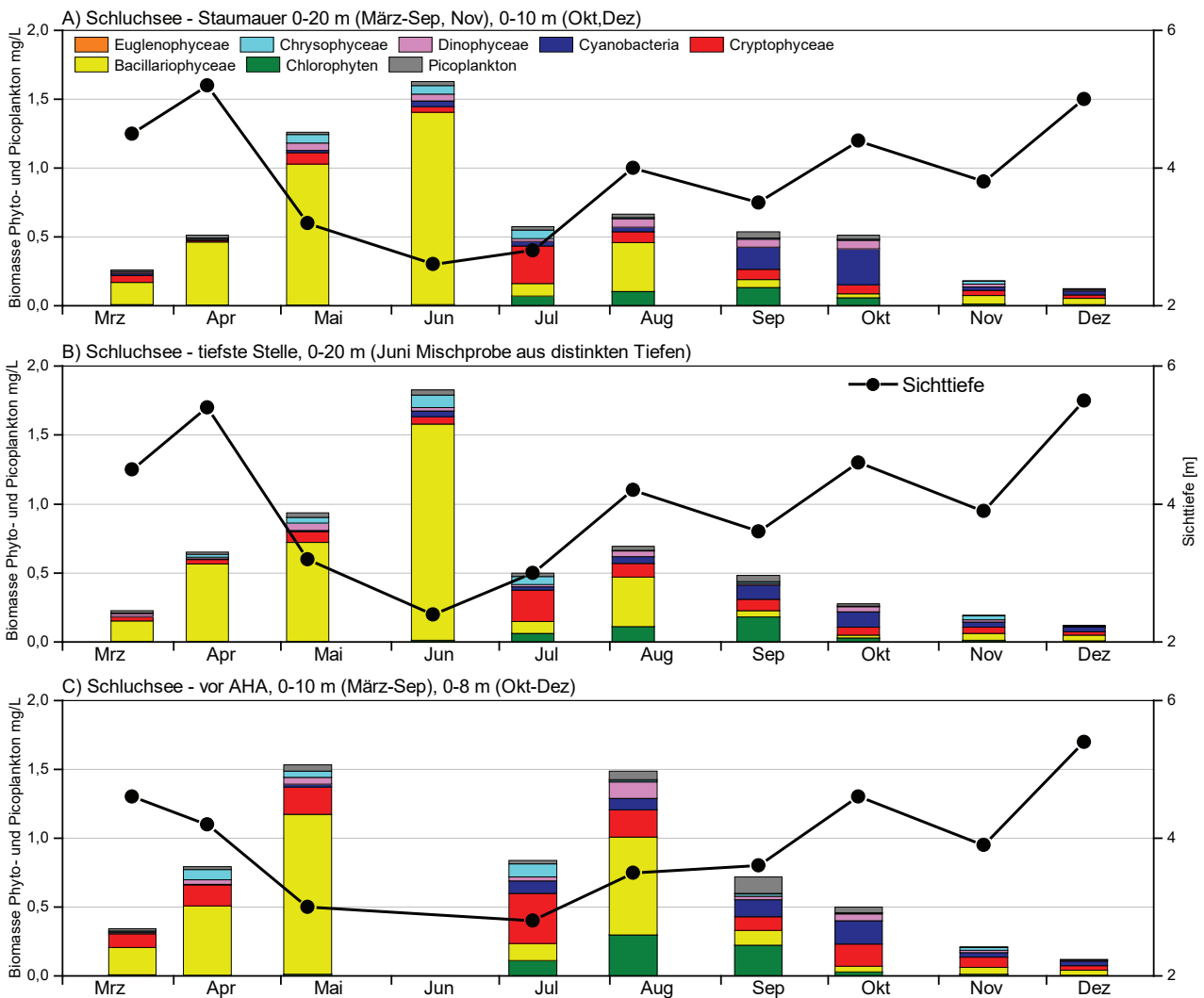
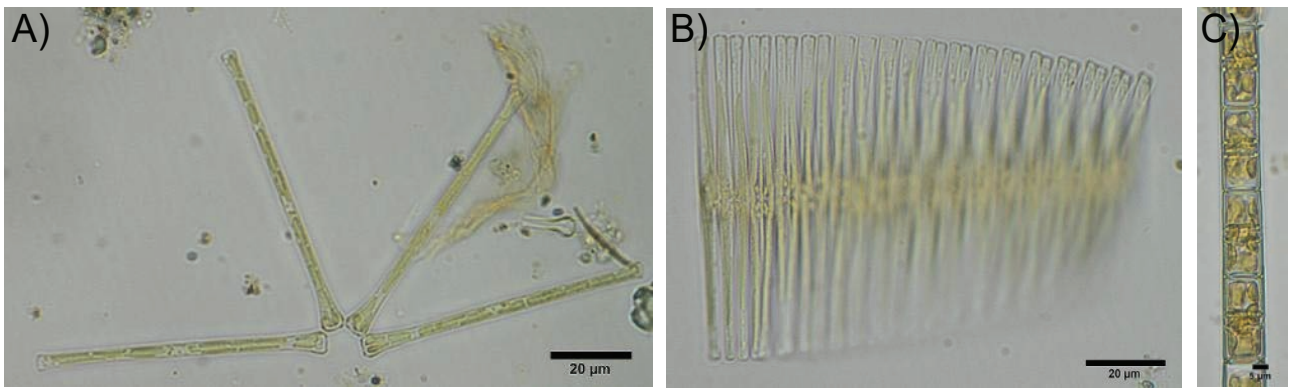
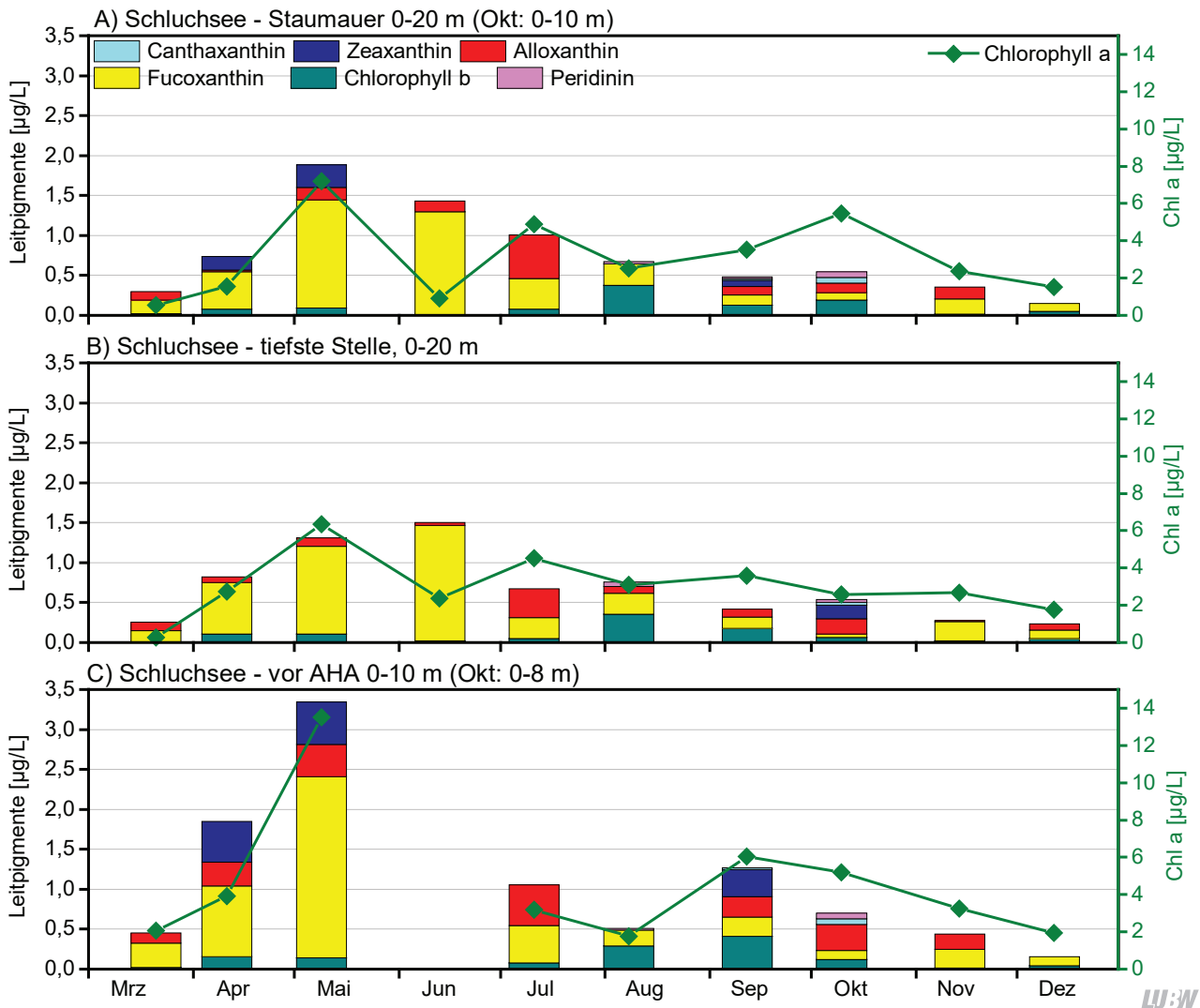


Abb. 3-58: Biomasse von Phyto- sowie Picoplankton an den drei Stationen Staumauer (A), tiefste Stelle (B) sowie vor Aha (C). Aufgrund der Wasserstandsschwankungen konnte nicht immer derselbe Tiefenbereich beprobt werden. Im Juni wurde die Nebenmessstelle vor Aha wegen Schlechtwetters nicht angefahren.



LU:W

Abb. 3-59: Dominierende Phytoplanktonarten an den Stationen tiefste Stelle und Staumauer in der Utermöhl-fixierten Probe. A) *Asterionella formosa*, B) *Fragilaria crotonensis*, C) *Aulacoseira islandica*. Bildnachweis: LUBW.



LU:W

Abb. 3-60: Pigmentzusammensetzung in den Integral-Proben an den drei Stationen Staumauer (A), tiefste Stelle (B) sowie vor Aha (C). Aufgrund der Wasserstandsschwankungen konnte nicht immer derselbe Tiefenbereich beprobt werden. Im Juni wurde die Nebenmessstelle vor Aha wegen Schlechtwetters nicht angefahren.

Tab. 3-8: Prozentuale Anteil der Phytoplankton-Großgruppen bezogen auf die Jahresgesamtbioasse. Die Gruppe der Euglenophyceen wurde nicht mit aufgeführt, da sie vernachlässigbar klein ist.

Station	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Cryptophyceae	Cyanobacteria	Dinophyceae	Chrysophyceae
tiefste Stelle	7 %	63 %	13 %	7 %	4 %	5 %
Staumauer	7 %	61 %	12 %	10 %	6 %	4 %

LUBW

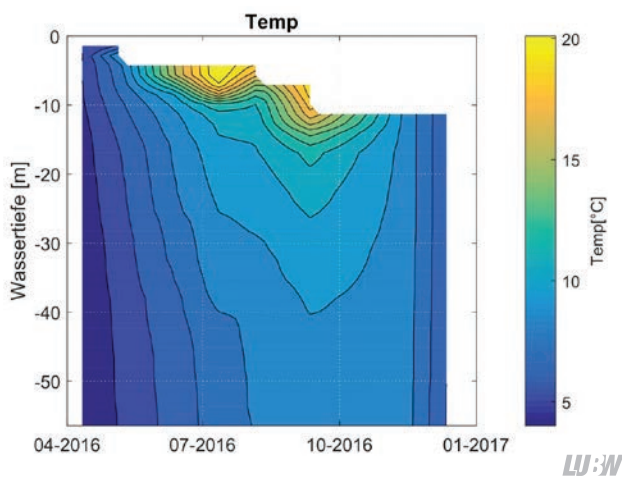
3.3.3 Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2016 wurden im Schluchsee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen auch Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden/CTD-Sonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt (siehe Kap. 3.3, Abb. 3). Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z. B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert).

In den nachfolgenden Isoplethendarstellungen werden die gemessenen Parameter gegen die Wassertiefe aufgetragen. Da in dem untersuchten Gewässer der Wasserstand sehr stark variiert, bezieht sich diese Wassertiefe auf den maximal bei den Messterminen registrierten Wasserstand. Im Schluchsee kommen zu den speicherwassermanagementbedingten Wasserstandsschwankungen noch die Unterschiede durch Positionierungsungenauigkeiten bei den Messungen hinzu, die bei den steilen unterseeischen Tiefengradienten des Schluchsee-Stausees zu zusätzlichen Variationen in der bemessenen Wassertiefe führen können.

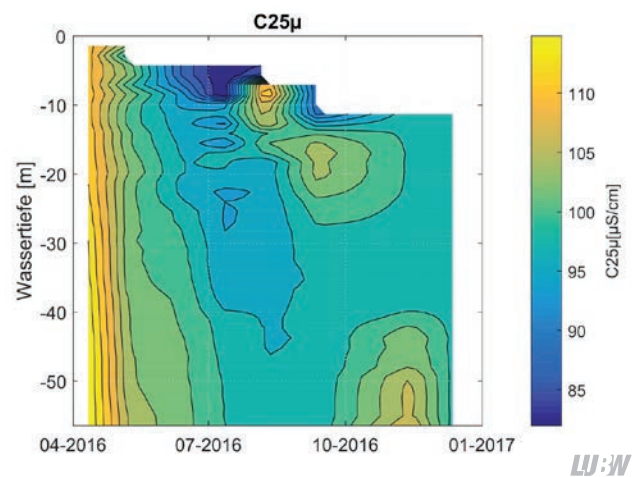
Der Schluchsee ist aufgrund des aktiven Wasser- und Pumpmanagements durch sehr große Wasserspiegelschwankungen und dadurch verursachte Mischungsprozesse geprägt. Das zeigt sich eindrücklich in den Temperaturregistrierungen der monatlichen Messkampagnen mit einer Multiparametersonde (Abb. 3-61). Zwar kommt es auch im Schluchsee wie in natürlichen Seen zur Ausbildung einer thermischen Stratifikation des Gewässers, die insbesondere im Sommer starke Temperaturgradienten aufweist, jedoch sind diese Temperaturgradienten gegenüber den Verhältnissen in morphometrisch vergleichbaren natürlichen Seen deutlich geringer und vertikal stark „verschmiert“. Das zeigt sich insbesondere bei der Betrachtung der bodennahen Temperaturen, die in den großen Tiefen des Sees zum Beispiel am 08.08.2016 eine Temperatur von 8,4 °C erreichen. In einem natürlich geschichteten See ohne Pumpmanagement würde man bei dieser Wassertiefe Temperaturen nahe dem Dichtemaximum von 4 °C erwarten.

Die beobachteten Leitfähigkeiten zeigen in ihrer vertikalen



LUBW

Abb. 3-61: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Schluchsee (Wassertiefe bezieht sich auf den bei den Messungen maximal registrierten Wasserstand).



LUBW

Abb. 3-62: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Schluchsee (Wassertiefe unter maximal bei den Messungen registrierten Wasserstand).

Verteilung saisonale wie auch andere Verteilungsmuster, die im Wesentlichen durch die Temperaturverteilung und das Pumpregime (Eintrag anderer Wasserkörper) verursacht werden (Abb. 3-62).

Die Sauerstoffverteilung im See (Abb. 3-63) folgt im Wesentlichen saisonalen Mustern mit in den Frühjahrsmonaten relativ gut durchmischten und sauerstoffreichen Wasserkörpern (Abb. 3-64, Messtermin 09.05.2016). Im Sommer

sind zum Teil starke Gradienten in der Sauerstoffsättigung zu beobachten, die insbesondere bodennah dann deutlich niedrigere Werte als an der Oberfläche erreichen (Abb. 3-65, Messtermin 08.08.2016).

Im Schluchsee konnten mit den fluoreszenzoptischen Vertikalprofilsondenmessungen die höchsten oberflächennahen Chlorophyll-a-Werte (Abb. 3-66) im Frühjahr (Messdatum 09.05.2016) registriert werden. Die später im Sommer

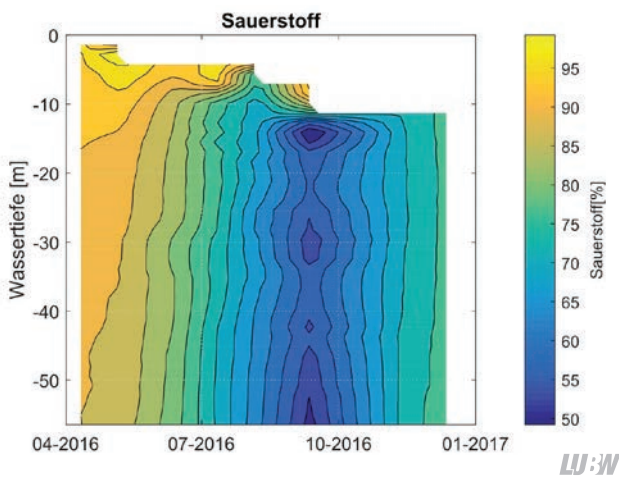


Abb. 3-63: Isolethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Schluchsee (Wassertiefe unter maximal bei den Messungen registrierten Wasserstand).

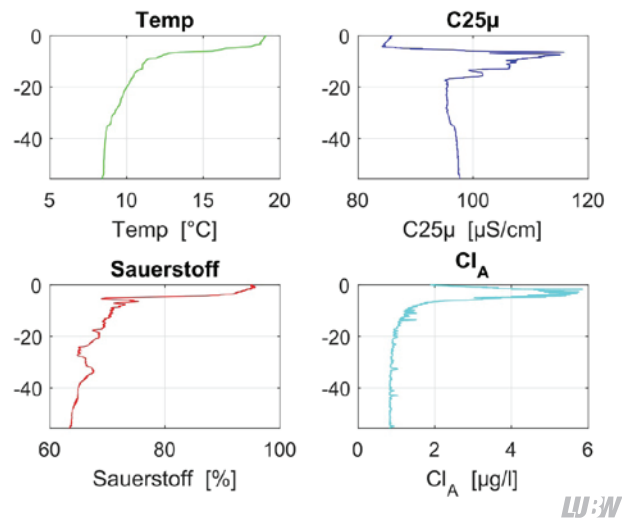


Abb. 3-66: Vertikalprofile am 08.08.2016 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25 °C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Sauerstoff und Chlorophyll-a-Konzentration sind miteinander korreliert und werden stark von den vertikalen Temperaturgradienten beeinflusst.

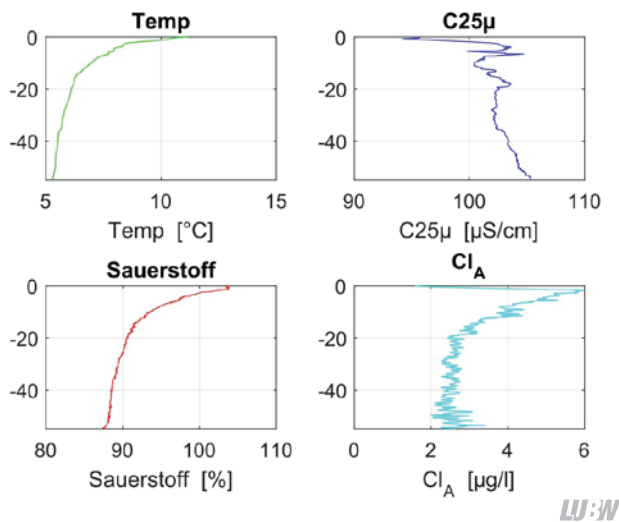


Abb. 3-64: Vertikalprofile für eine Messung während der beginnenden Stratifikationsphase im Frühjahr am 09.05.2016 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25 °C bezogen, rechts oben), Sauerstoff (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Sauerstoffsättigung und Chlorophyll-a-Konzentration sind miteinander korreliert und werden stark von den vertikalen Temperaturgradienten beeinflusst.

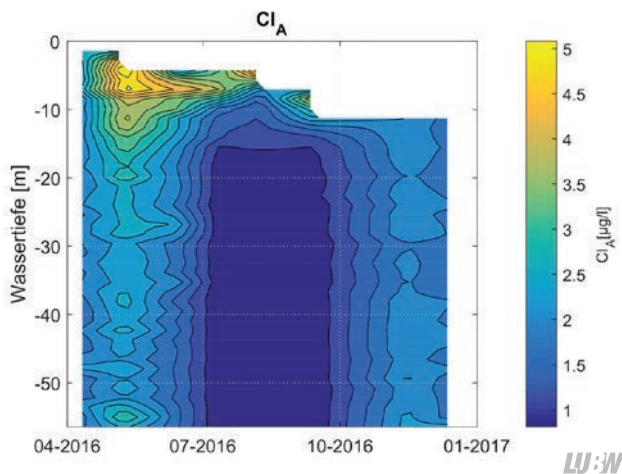


Abb. 3-66: Isolethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung (fluoreszenzoptisch gemessen) im Schluchsee (Wassertiefe unter maximal bei den Messungen registrierten Wasserstand)

gemessenen Chlorophyll-a-Werte (Abb. 3-65) erreichen oberflächennah ähnliche Werte und zeigen ebenso wie im Frühjahr eine starke vertikale Differenzierung, wobei unterhalb des Metalimnions niedrigere Chlorophyll-a-Werte als im Mai gemessen werden.

Fazit

Der Schluchsee wird stark durch das Pump- und Wassermanagementregime des Stausees geprägt, das unter anderem dazu führt, dass die thermische Stratifikation des Sees stark von der eines natürlichen Gewässers ähnlicher Größe abweicht. Hierdurch kommt es zu einer größeren Erwärmung des Hypolimnions bei gleichzeitiger Aufweitung der Temperatursprungschicht (Metalimnion). Diese durch das Wassermanagement bedingten aktiven Mischungsprozesse und das Einmischen von Wasserkörpern führen zu einer Überprägung der natürlichen Prozesse und bedingen letztlich die Verteilung der Temperatur- und Stoffgradienten im See.

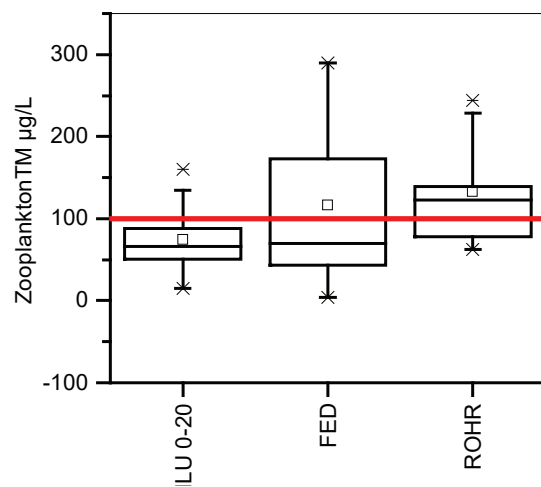
3.4 Vergleich Federsee, Rohrsee und Schluchsee

Bei Betrachtung der Zooplankton-Trockenmassen (Abb. 3-67) fällt auf, dass alle im Jahr 2016 untersuchten Seen nach den Zooplanktonmassen in den Bereich oligotroph bis schwach mesotroph einzustufen sind [TGL 1982].

Bei den kleineren Seen fallen zunächst die für Flachseen niedrigen Zooplanktonmassen im Federsee und Rohrsee auf, wobei die Streuung der Biomasse über das Jahr im Federsee besonders hoch ist. Generell weisen Flachseen aufgrund ihrer Polymixis und damit verbundenen Phosphat-Rezirkulation hohe Zooplanktonmassen auf, die z. T. im mg/L Bereich liegen. Offensichtlich zeigen aber Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen, wie sie im Federsee durchgeführt wurden ihre Wirkung [vgl. ISF 2009]. Für den Federsee sind deutliche Veränderungen im Zooplanktonartenspektrum zu verzeichnen. Zeiger hoher Trophie, wie *Acanthocyclops robustus*, der in den Jahren bis 2008 häufig im See vorkam, sind jetzt selten anzutreffen. Erwähnenswert ist auch die Veränderung im Spektrum der herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse. In den Vorjahren war die für Süddeutschland seltene Art *Eudiaptomus graciloides* im Federsee aspektbestimmend [KIEFER, FRYER 1978; ISF 2010]; ak-

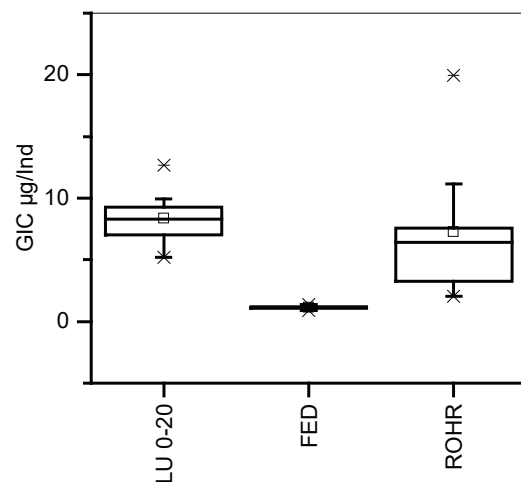
tuell wurde die Art wohl durch *E. gracilis* ersetzt bzw. verdrängt. Erwähnenswert ist auch das Aufkommen des kleinen cyclopoiden Ruderfußkrebse *Thermocyclops oithonoides* im Federsee.

Hinsichtlich der Größenzusammensetzung des Zooplanktons (Abb. 3-68) fällt wiederum der Federsee auf, dessen Cladocerenplankton fast ausschließlich aus kleinen Arten (Rüsselkrebse, Ceriodaphnien) besteht und daher der Größenindex während des gesamten Untersuchungszeitraumes <2 µg/Ind liegt. Hinzu kommt, dass im Sommer der Anteil der Rädertiere mehr als 40 % beträgt und die Bio-



LU:W

Abb. 3-67: Box-Whisker-Plot der Zooplanktonbiomassen an den untersuchten Seen (SCHLU = Schluchsee, FED = Federsee, ROHR = Rohrsee).



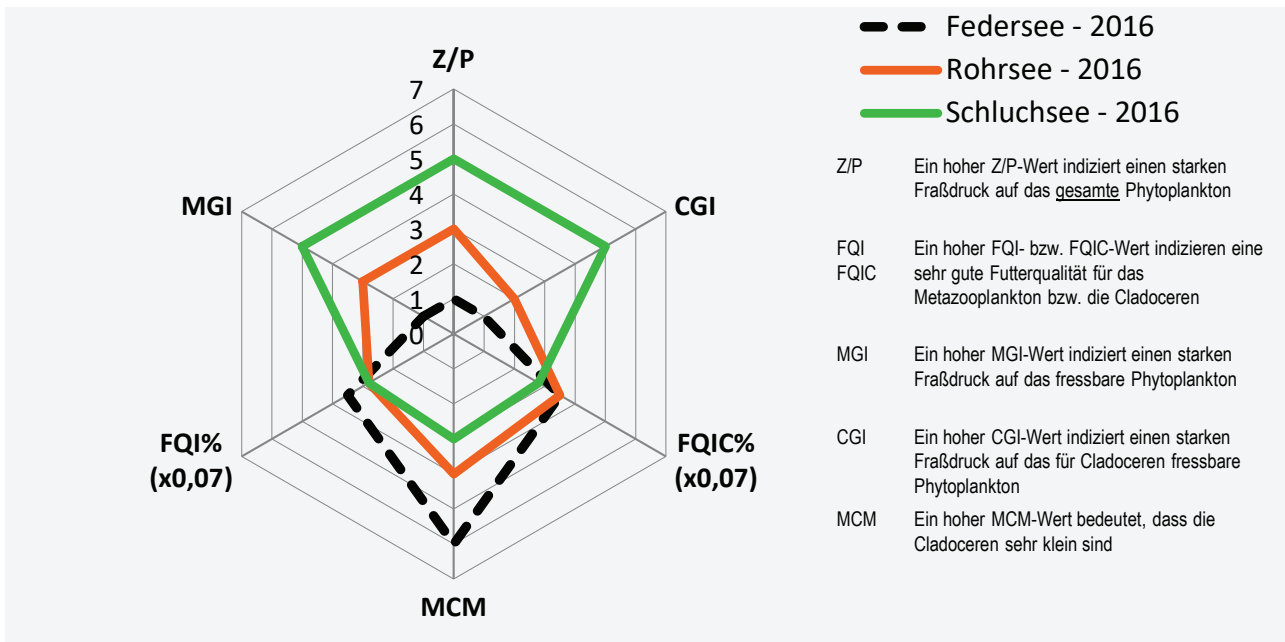
LU:W

Abb. 3-68: Box-Whisker-Plot des Cladoceren-Größenindex an den untersuchten Seen (SCHLU = Schluchsee, FED = Federsee, ROHR = Rohrsee).

masse des Zooplanktons in der warmen Jahreszeit (der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums) während der Hauptfrazzeit der Fische deutlich abnimmt, was auf erheblichen Top-down-Einfluss durch Fische auf das Zooplankton hindeutet. Offensichtlich hat der Fischbestand seit der Zeit der Restaurierung, wo dem See 9,5 Tonnen Weißfische entnommen wurden [ISF 2010], wieder zugenommen.

Bei den über das Modul PhytoLoss berechneten Indizes (Abb. 3-69) weisen der Rohrsee und der Federsee einen sehr niedrigen und damit schlechten Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse auf (Z/P). Der Fraßdruck

seitens des Zooplanktons auf das Phytoplankton (MGI bzw. CGI) ist sehr gering (Federsee) bzw. gering (Rohrsee). Dementsprechend bleibt der Anteil des fressbaren Phytoplanktons auf einem hohen Niveau (bei ca. 50 %). Deutliche Top-down-Effekte durch Fische werden für den Federsee indiziert. Ein eher mit dem Bodensee vergleichbares Radardiagramm weist der Schluchsee auf. Erwähnenswert für den Schluchsee ist das Vorkommen des für einige Schwarzwaldseen typischen Gallertwasserfloh *Holopedium gibberum* sowie die ebenfalls für die Region typischen *Daphnia longispina*-Morphen.



LU:W

Abb. 3-69: Wichtigste Indizes zur Interaktion Zooplankton/Phytoplankton bzw. Fische/Zooplankton für die drei kleinen Seen im Jahr 2016, berechnet und dargestellt (verändert) mit dem PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

4 Methoden und Konzepte

4.1 eDNA-Untersuchungen zur Quagga-Muschel

Im Mai 2016 wurde ein erstes Exemplar der Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) zufällig von einem Taucher im Überlinger See vor Wallhausen entdeckt (s. auch Kap. 1.6). Im Verlauf des Sommers wurden immer mehr Funde gemeldet, wobei sich Einzelexemplare der Quagga-Muschel häufig in dichten Zebra-Muschelbeständen befanden.

Zum Monitoring der Quagga-Muschel, die anfangs nur in Tiefen zwischen 15 m und 20 m gefunden worden ist, wurden Tauchgänge unternommen. Um den Zeit- und Kostenaufwand zu verringern, wurde erprobt, ob sich mittels von den Muscheln ins Wasser abgesonderter DNA, sogenannter „environmental DNA“ (eDNA), ihr Vorkommen an anderen Bodensee-Bereichen nachweisen lassen könnte. Aus Wasserproben wird eDNA isoliert, die ein Gemisch aller möglichen DNA-Stücke ist. In einer PCR (Polymerase Chain Reaction) wird ein spezifischer Genbereich vervielfältigt, über Gelelektrophorese nach seiner Größe aufgetrennt und nach Anfärbung mit einem DNA-färbenden Mittel sichtbar gemacht.

Zur Etablierung der PCR wurde zunächst als Positiv- bzw. Negativkontrolle DNA von adulten Tieren von Quagga-, Zebra- (*Dreissena polymorpha*), sowie Korbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) gewonnen, die alle aus dem Bodensee stammten (Abb. 4-1). Zebra- und Korbchenmuschel sind invasive Arten, die den Bodensee bereits seit längerem besiedelt haben und an geeigneten Stellen hohe Dichten aus-

bilden. Es wurde 25 mg Muschelgewebe für die DNA-Extraktion mit dem Quiagen Blood & Tissue Kit eingesetzt.

Um die Isolierung von eDNA aus Wasser zu testen, wurden jeweils getrennt Zebra- und Quagga-Muscheln für einige Wochen in einem Behälter mit filtrierten Seewasser gehältert und diese dann wie die anderen Wasserproben behandelt.

Wasserproben wurden durch Taucher bzw. Probenehmer an verschiedenen Positionen genommen. Dabei wurde das Wasser in der Tiefe direkt vor Quagga-Muscheln, etwa 1 m davon entfernt (Klausenhorn) oder an der Wasseroberfläche (Wallhausen, Staad, Lochau/Hörbranz, Wasserburg) in autoklavierte 2-L-PE-Behälter abgefüllt (Nalgene). An den genannten Stationen traten Zebra-Muscheln in großen Dichten auf, Quagga-Muscheln nur vereinzelt.

Die Wasserproben wurden in einer Dreifach-Filtrationseinheit (aus Edelstahl) über 0,7 µm Glasfaserfilter (Whatman International Ltd., Maidstone, UK) filtriert. Das Filtrationsvolumen variierte zwischen 500 mL und 1000 mL. Die Filter wurden bis zur DNA-Extraktion bei -20 °C gelagert. Die DNA-Isolierung wurde mit dem Quiagen Blood & Tissue Kit nach einem modifizierten Protokoll durchgeführt: Nach Auftauen der Filter wurden diese für 24–48 h bei 56 °C auf einen Schüttler (50 rpm) mit Lysispuffer inkubiert. Anschließend wurden die Reaktionsgefäße an ihrem Ende mit einer sterilen Nadel perforiert, in ein weiteres Reaktionsgefäß gestellt und bei für 3 min bei 6000 x g zentrifugiert. Der Durchfluss wurde in ein neues Reakti-



LUBW

Abb. 4-1: Adulte Muscheln von *Corbicula fluminea* (links), *Dreissena polymorpha* (Mitte) und *D. bugensis rostriformis*, aus denen DNA als Template für die PCR gewonnen worden ist. Bildnachweis: LUBW.

onsgefäß überführt und ein weiteres Mal für 2 min bei 6000 x g zentrifugiert, um Unreinheiten/Fremdstoffe zu entfernen. In diesem Extrakt wurde die DNA-Konzentration photometrisch bestimmt und als Template für die PCR eingesetzt.

Für die PCR wurden Primer verwendet, die auf der Sequenz eines Gens namens Cytochrome Oxidase I beruhen, und eine Unterscheidung zwischen Zebra- und Quaggamuschel erlauben [BRONNENHUBER, WILSON 2013]. In einer ersten PCR wurde die Spezifität der Primerpaare DpoCOI (spezifisch für die Zebra- und Quaggamuschel *D. polymorpha*) sowie DbuCOI (spezifisch für die Quaggamuschel *D. bugensis*) getestet, wobei als Template DNA von adulten Tieren der Quagga-, Zebra- sowie Korbchenmuschel (als Negativkontrolle) eingesetzt worden ist. Das Ergebnis der PCR zeigt, dass i) das Primerpaar DpoCOI nur bei DNA aus Zebra- und Quaggamuscheln, ii) das Primerpaar DbuCOI nur bei DNA aus Quagga- und Zebra- und Quaggamuscheln und iii) das die Primerpaare kein Signal bei DNA aus Korbchenmuscheln zeigen (Abb. 4-2). Die verwendeten Primer sind demnach spezifisch für die jeweilige Muschelart.

Die Methode der DNA-Isolierung aus Glasfaserfiltern wurde mit Wasser getestet, in dem für einige Wochen jeweils

Quagga- bzw. Zebra- und Quaggamuschel gehältert worden sind. In einer PCR wurde diese Vorstufe zur eDNA als Template eingesetzt. Das Ergebnis (Daten nicht gezeigt) war ebenfalls ein spezifischer Nachweis von Quagga- bzw. Zebra- und Quaggamuschel.

eDNA wurde aus Wasserproben gewonnen, die Taucher bzw. Ausfahrer an verschiedenen Positionen genommen hatten. Die DNA-Isolierung hat in jedem Fall funktioniert, aber bei einigen Proben war die DNA-Konzentration teilweise sehr gering. Tabelle 4-1 (S. 108) gibt einen Überblick, in welchen Proben der PCR-Nachweis für die jeweilige Dreissena-Spezies gelang.

Die Zebra- und Quaggamuschel, die in den 1960ern in den Bodensee einwanderte und auf entsprechendem Hartsubstrat große Dichten ausbildet, wurde wie erwartet anhand ihrer eDNA in allen Probestellen – unabhängig ob aus tieferem Wasser oder von der Oberfläche stammend – nachgewiesen. Das Vorkommen von Quagga- und Zebra- und Quaggamuscheln konnte anhand der eDNA nur an zwei Probestellen sicher bestimmt werden. Dabei stammte eine der Proben aus einem Tauchgang direkt vor den Exemplaren. Aus einer Oberflächenprobe wurde nur an der Probestelle Lochau/Hörbranz eDNA der Quagga- und Zebra- und Quaggamuschel nachgewiesen. Bei anderen Oberflächen-

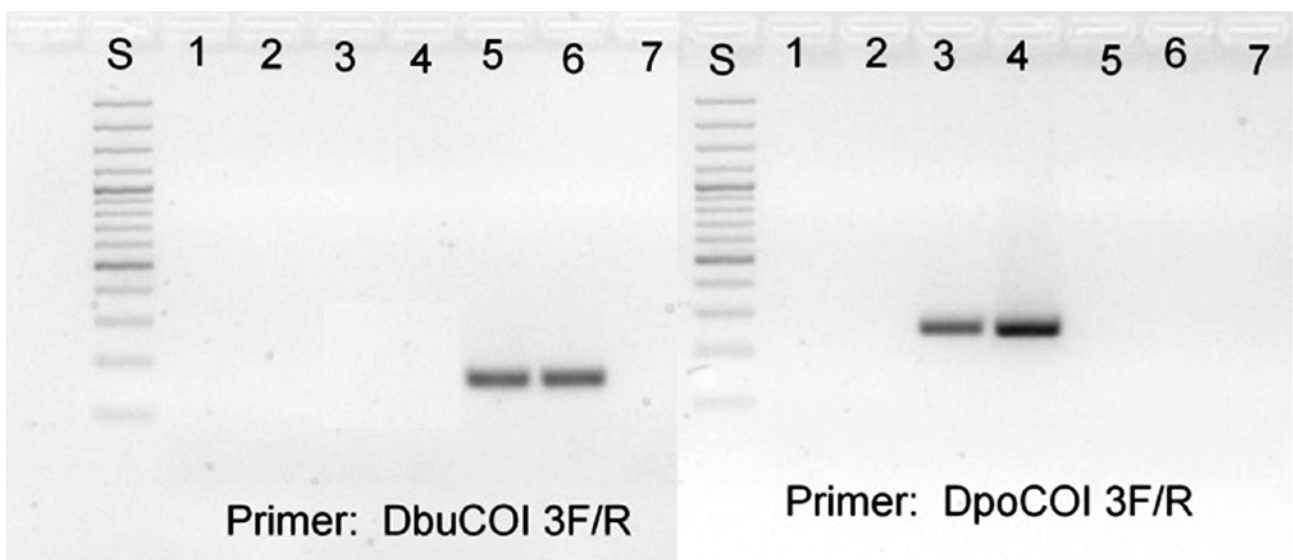


Abb. 4-2: Gelelektrophorese der PCR mit DNA gewonnen aus adulten Muscheln von *Corbicula fluminea* (1, 2), *Dreissena polymorpha* = Zebra- und Quaggamuschel (3, 4) und *D. bugensis rostriformis* = Quagga- und Zebra- und Quaggamuschel (5, 6). Als Negativkontrolle wurde steriles Wasser verwendet (7). Der Primer DbuCOI ist spezifisch für Quagga- und Zebra- und Quaggamuscheln und erbrachte eine Bande der entsprechenden Größe (linke Seite, 5, 6). Der Primer DpoCOI ist spezifisch für Zebra- und Quaggamuscheln und erbrachte eine Bande der entsprechenden Größe (rechte Seite, 3, 4). S steht für einen Standard-Genmaßstab zur Größenabschätzung. Bildnachweis: LUBW.

Tab. 4-1: Ergebnis der Untersuchungen zum Nachweis von *Dreissena*-eDNA an verschiedenen Stellen im Bodensee. Filter 1 und Filter 2 sind zwei unabhängige Replikate aus derselben Wasserprobe. LUBW.

Probestelle	DNA-Konzentration µg/L	PCR-Nachweis Zebra-Muschel	PCR-Nachweis Quagga-Muschel
Klausenhorn: direkt vor Muscheln	6,2	positiv	nicht eindeutig
Klausenhorn: etwa 1 m entfernt	6,2	positiv	positiv
Wallhausen Oberfläche Filter 1	2,6	positiv	negativ
Wallhausen Oberfläche Filter 2	22,2	positiv	negativ
Staad Oberfläche Filter 1	1,2	negativ	negativ
Staad Oberfläche Filter 2	22,9	positiv	negativ
Lochau/Hörbranz Oberfläche Filter 1	3,1	positiv	positiv
Lochau/Hörbranz Oberfläche Filter 2	28,4	positiv	positiv
Wasserburg Oberfläche Filter	13,9	positiv	negativ

LUBW

wasserproben mit bekanntem Vorkommen der Quagga-Muschel wie Wallhausen fiel der PCR-Nachweis dagegen aus. Demnach scheint die Masse der von den Muscheln ausgeschiedenen DNA ein Faktor zu sein, da der Nachweis der in hohen Dichten vorkommenden Zebra-Muschel immer, der nur in Einzelexemplaren auftauchenden Quagga-Muschel nur einmal gelang. Daher werden auch weiterhin Tauchgänge nötig sein, um die Bestände der Quagga-Muschel zu quantifizieren. Der Tauchsportclub Friedrichshafen unterstützt das ISF mit einem Quagga-Muschel-Atlas und drei Dauerbeobachtungsstellen in verschiedenen Wassertiefen im Überlinger See. In dem Muschel-Atlas notieren und dokumentieren die Sporttaucher Beobachtungen zu Quagga-vorkommen, die sie während ihrer Tauchgänge machen.

Fazit

- Der PCR-Nachweis ist spezifisch für die jeweilige *Dreissena*-Spezies und kann weiter angewandt werden, um z.B. Muscheln mit unklarer Morphologie oder Veligerlarven zu unterscheiden.
- Die Gewinnung von sogenannter environmental DNA aus Wasserproben funktioniert.
- eDNA von Zebra- bzw. Quagga-Muscheln kann in Oberflächenwasser nachgewiesen werden.

4.2 Zooplankton-Biomasse-Parameter

Biomasse bzw. Biovolumen

Im Laufe der Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Phytoplankton nach WRRL wurde deutlich, dass das Zooplankton zur Interpretation der Phytoplankton-Ergebnisse nicht außer Acht gelassen werden kann. Daher wurde von der LAWA das PhytoLoss-Verfahren in Auftrag gegeben (vgl. Kap. 4.3).

Um Vergleiche zwischen Phyto- und Zooplankton durchführen zu können, müssen beide Organismengruppen in vergleichbaren Einheiten dargestellt werden. Da beim Phytoplankton Biomassen – eigentlich Biovolumen – verwendet werden, muss auch das Zooplankton in Form von Biomasse (= Biovolumen) dargestellt werden.

Die Bestimmung der Biomasse der Rotatorien erfolgt vergleichbar der des Phytoplanktons. Das Biovolumen einer Art wird durch einen der Form am ehesten entsprechenden Geokörper berechnet. Beim Crustaceenplankton hingegen werden in der Regel die Trockenmassen aus Längen-Regressiongleichungen berechnet und dann in Biomassen umgerechnet, wobei ganz grob davon ausgegangen werden kann, dass das Trockengewicht ca. 10 % der Biomasse beträgt (vgl. Kap. 4.3). Näheres dazu ist in MAIER & STICH [2012] beschrieben.

Da die Biomassen in erheblichem Maß von der Größe und dem Entwicklungsstadium eines Taxons abhängen, wurde

2016 das Crustaceenplankton in „Größenklassen“ gezählt. Bei den Cladoceren wurden die Größenklassen in 300 µm-Schritten aufgeteilt, während die Copepoden, wie bisher, nach Stadien (Nauplien, C1, C2, C3, C4, C5, Männchen, Weibchen) gezählt wurden (ca. 100 bis 200 µm-Schritte zwischen den Stadien). Jeder Größenklasse bzw. jedem Stadium wurde ein Trockengewicht bzw. eine Biomasse zugeordnet. Die hier im Bericht verwendeten Biomassen entsprechen weitgehend den „Standardbiomassen“, wie sie im Projekt PhytoLoss (vgl. Kap. 4.3) erarbeitet bzw. gerade festgelegt werden [DENEKE, MAIER in Vorbereitung]. Die Werte wurden von MAIER zur Verfügung gestellt.

Wiegen von Zooplanktonproben –

Trockengewichtsbestimmung

Für die Station Fischbach-Uttwil wurde parallel zur Zooplanktonprobe, die ausgezählt wurde, eine zweite Zooplanktonprobe mit einem 100 µm-Netz gezogen (100 µm

Netz, um den Anteil an Phytoplanktonbiomasse zu minimieren). Diese Probe wurde über eine 100 µm-Gaze abfiltriert, im Nasszustand gewogen und anschließend gefriergetrocknet. Nach der Trocknung erfolgte die Bestimmung des Trockengewichts. Abbildung 4-3 zeigt den Verlauf der gezählten Zooplanktonbiomasse (dargestellt als Trockenmasse) an der Station Fischbach-Uttwil im Vergleich mit den durch Wägung ermittelten Trockengewichten. Die Verläufe stimmen vor allem bei niedrigen Biomassen zu Beginn des Jahres recht gut überein. Das Maximum im Juni liegt bei der gewogenen Probe allerdings deutlich höher. Der Jahresmittelwert (Median) der Biomassen zwischen „gezählter“ Probe und „gewogener“ Probe unterscheidet sich allerdings nur um wenige Mikrogramm pro Liter. Dies konnten auch MAIER & STICH [2012] für oligotrophe Seen nachweisen. Die Trophieeinstufung anhand der Zooplanktonbiomasse [TGL 1982] ergibt sowohl für die Zählraten als auch für die Wägung einen deutlich oligotrophen Zustand.

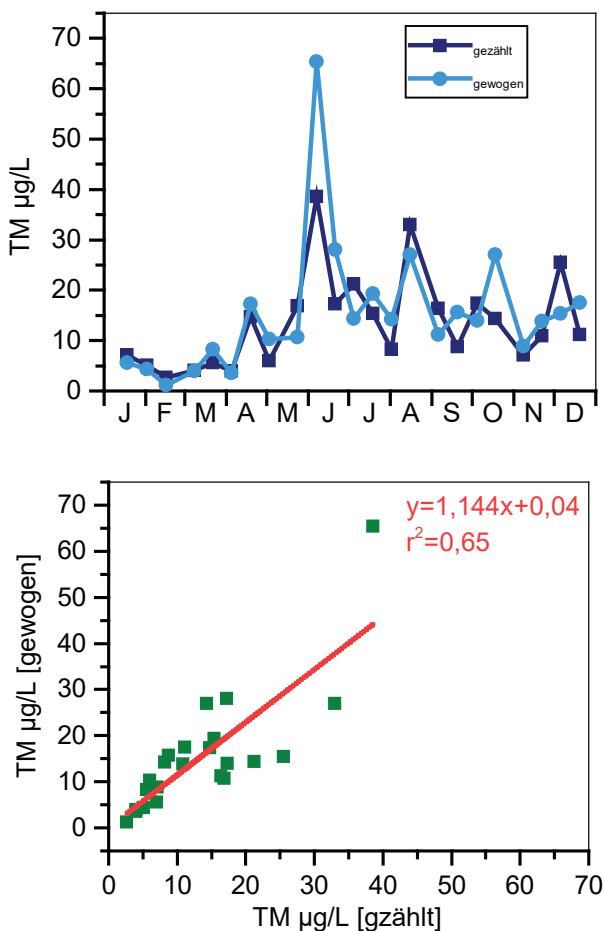
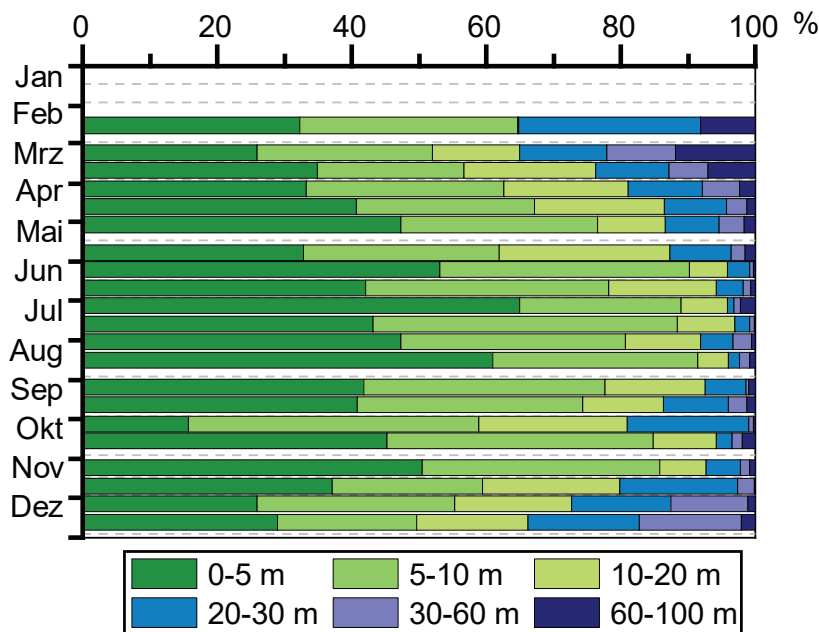


Abb. 4-3: Jahresverlauf der Zooplankton-Trockenmassen errechnet aus den gezählten Werten im Vergleich mit der gewogenen Probe.

Grundsätzlich wäre es also möglich, im Bodensee-Obersee einen groben Jahresverlauf der Zooplanktonbiomassen allein durch Wägung zu erhalten. Zusammen mit molekularbiologischen Methoden könnte es künftig möglich sein, zeitlich und räumlich deutlich höher aufgelöste Monitoringergebnisse zu erzielen. Im Rahmen des Resilienzprojektes der IGKB sollen in einem Teilprojekt erste methodische Ansätze hierzu erarbeitet werden.

Absetzvolumen

Die Zooplanktonproben werden an der Station Fischbach-Uttwil in verschiedenen Tiefenstufen genommen (0–5 m, 5–10 m, 10–20 m, 20–30 m, 30–60 m und 60–100 m), um ein Verstopfen des Netzes zu verhindern [Stich et al. 2010]. Bevor die Einzelproben aus Zeit- und Kostengründen zu einer Gesamtprobe (0–100 m) vereinigt werden, erfolgte im Jahr 2016 die Bestimmung des Absetzvolumens jeder einzelnen Tiefenstufe (Abb. 4-4, rechts; S. 110). Das Absetzvolumen kann lediglich einen groben Hinweis auf das Volumen der in einer Probe vorhandenen Planktonmenge geben. Dennoch lässt sich eine Aussage über die Anteile der Biomasse in den verschiedenen Tiefenstufen treffen. Es zeigt sich, dass die Biomasse vorwiegend in den oberen Wasserschichten anzutreffen ist. Lediglich in den Wintermonaten befindet sich bis zu 20 % des Volumens in Schich-



LU:W

Abb. 4-4: Links: Prozentualer Anteil des Absatzvolumens (normiert auf gleiches Volumen pro Tiefenstufe) der einzelnen Tiefenstufen an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2016. Rechts: Bestimmung des Absatzvolumens mit kalibriertem Reagenzglaschen [LUBW].

ten tiefer als 30 m. Ein ähnliches Muster wurde auch für das Jahr 2015 festgestellt (hier nicht dargestellt).

Diese Verteilung ist vor allem für die Berechnung der Biomassen aus der Zooplanktonzählung von Bedeutung. Da hier die Abundanzen und Biomassen auf die Einheit „pro Liter“ umgerechnet werden, kommen sehr niedrige Werte zustande, da ein großes Volumen (unterhalb von 20–30 m Tiefe), in dem sich nur ein Bruchteil der Biomasse befindet mit eingerechnet wird. Daher wurden bei der Station Fischbach-Uttwil und am Schluchsee die Zooplanktonbiomassen für die Auswertung der Daten mit PhytoLoss auf eine Tiefe von 0–20 m umgerechnet, d. h. es wurde die Annahme getroffen, dass sich alle gefangenen Zooplankter in der Wassersäule von 0–20 m befanden. Da PhytoLoss lediglich mit den Sommerwerten rechnet, ist dieses Vorgehen sinnvoll.

Bei Betrachtung der Abundanzen oder Biomassen bezogen auf die Einheit „pro Quadratmeter Seefläche“ spielen solche Überlegungen keine Rolle, da ausgehend von der Gesamtprobe und der durch das Probenahmegerät beprobten Fläche auf einen Quadratmeter hochgerechnet wird, unabhängig vom beprobten Seewasservolumen.

Wie bereits in STICH et al. [2010] und MAIER & STICH [2012]

beschrieben, sind Monitoringdaten mit erheblichen Unsicherheiten versehen. Dennoch liefern sie vor allem im Seenvergleich gute Hinweise auf den biologischen Zustand der Gewässer. Moderne Methoden wie Satellitenfernerkundung, Hydroakustik und molekularbiologische Methoden können die klassischen Methoden ergänzen, die Datendichte erhöhen und das Verständnis für komplexe Seeökosysteme verbessern.

4.3 PhytoLoss – neues Tool als Bewertungshilfe zur Interpretation von Zooplankton-Phytoplankton-Fischinteraktionen

Im Rahmen der EU-WRRL wurde zur Komplettierung des planktischen Nahrungsnetzes das PhytoLoss-Verfahren eingeführt [Deneke et al. 2015]. Es dient als Interpretationshilfe für die Bewertungsergebnisse des Phyto-See-Indexes mithilfe von Zooplankton-Indizes.

Über das PhytoLoss-Modul (MS Access) werden verschiedene Indizes berechnet. Jedem berechneten Index wird anschließend eine ökologische Zustandsklasse, hier Effektklasse genannt, zugeordnet. Es gibt sieben Effektklassen, wobei Klasse 1 einer geringen Ausprägung und Klasse 7 einer sehr starken Ausprägung entspricht.

Die wichtigen Ergebnisse werden als Steckbriefe in Tabellenform und die wichtigen Indizes über ein Radardiagramm visualisiert. Die sieben Klassen des Radardiagramms beinhalten folgende Indices:

- **MCM** (=mittlere Cladoceren-Biomasse eines Individuums, früher GIC). Er dient als mögliches Maß für top-down Effekte. Dieser Index errechnet sich als Quotient aus der mittleren Cladocerenmasse und der mittleren Abundanz der Cladoceren einer Probe. Die Abschätzung der „top-down“-Effekte durch Fischfraß mittels MCM basiert v. a. auf den in der Literatur beschriebenen Fakten, dass Fische große, wenig fluchtfähige und auffällig gefärbte Individuen selektieren. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass das Größenspektrum des Zooplanktons auch „bottom-up“, also über die zur Verfügung stehende Nahrung, gesteuert wird. Eine hohe Effektklasse bedeutet eine kleine mittlere Cladocerenbiomasse eines Individuums und gleichzeitig einen zu vermutenden großen Fischfraßdruck. Entsprechend bedeutet eine kleine Effektklasse eine im Mittel große Cladocerenmasse und einen kleinen Fischfraßdruck. Die Effektklassen sind somit am vermuteten Fischfraßdruck ausgerichtet. Der Ausdruck MCM für diese Effektklasse ist daher irreführend und wurde mittlerweile korrigiert bzw. verändert [DENEKE et al. in Vorbereitung].
- Das **Z/P Verhältnis** ergibt sich aus dem Verhältnis Zooplankton- zu Phytoplankton-Volumen und kann den Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse beschreiben. Der Index orientiert sich an JEPPESEN et al. [1997].
- Die Indizes **FQI** und **FQIC** (FQI = Futterqualität; FQI für das Metazooplankton und FQIC für die Cladoceren) geben Aufschluss über die Futterqualität des Phytoplanktons, und gleichzeitig über eine mögliche Futterlimitation. Bei diesen Indizes ist zu beachten, dass die Effektklassen zum besseren Verständnis in % fressbare Algen umgerechnet werden sollten, wobei $\% \times 0,07 = \text{Effektklasse}$ ergeben (bzw. $\text{Effektklasse} / 0,07 = \%$).

- Die **Grazing-Indizes MGI** (= Metazooplankton-Grazing-Index) und **CGI** (= Cladoceren-Grazing-Index) charakterisieren den Fraßdruck des Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton.

Die Berechnung der Indizes über das PhytoLoss-Modul erfolgt in Anlehnung an das Phytoplankton über das Biovolumen, wobei für die in den Radardiagrammen und Steckbriefen ausgegebenen wichtigsten Indizes der aussagekräftige Sommeraspekt (Ende Juni bis Anfang Oktober) berücksichtigt wird (Abb. 4-5; S. 114). Das Biovolumen (= Frischgewicht) der Crustaceen wurde durch Umrechnung der Trockenmassen ermittelt, wobei die Trockenmasse in mg/L normalerweise bei ca. 10–20 % des Biovolumens in mm^3/L liegt. In Zukunft soll das Biovolumen pauschal als Trockenmasse (mg/L) $\times 10 = \text{Biovolumen}$ (mm^3/L) festgesetzt werden. Eine Festlegung auf Faktor/Multiplikator 15 oder sogar 20 ist aber noch in Diskussion.

Bei der Ausgabe des Zooplankton-Gilden-Biovolumens (Gilden-Zoo-BV) im Steckbrief sind Taxa, wie Raubcladoceren, oder Büschelmücken (*Chaoborus*)-Larven nicht berücksichtigt, da diese als carnivore Taxa keinen unmittelbaren Einfluss auf das Phytoplankton haben.

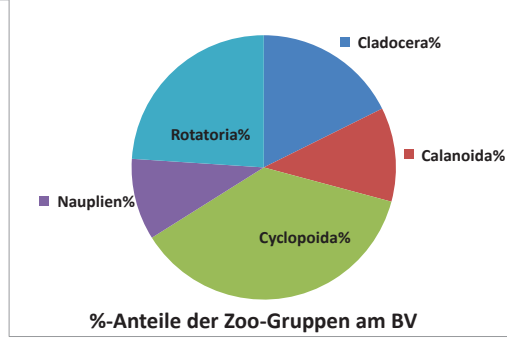
PhytoLoss: Zooplankton-Steckbrief (Sommer)

Übersicht und Darstellung der Sommermittel wichtiger Metazooplankton-Parameter

Name des Arbeitsblatts: "Grazing-Indizes und andere Parameter des Metazooplanktons im Sommermittel des Untersuchungsjahres"

Stand: 23. Februar 2015 Copyright-Lizenz: BY-NC-SA

Bundesland	Baden-Württemberg
Gewässername	Rohrsee
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	1
Schichtungsverhalten	polymiktisch
Untersuchungsjahr	2016
gemittelte Monate (N)	3
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichttiefe (m)	2,00
Chlorophyll a (µg/l)	10,5
gemittelte Monate (N)	3



Phytoplankton

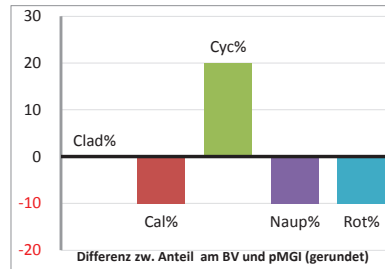
Gilden-Phyto-BV	1,571	mm3/l
fressbares Phyto-BV	0,604	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	0,722	mm3/l

Metazooplankton

Gilden-Zoo-BV	1,113	mm3/l
---------------	-------	-------

Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	40
Cladocera (FQIC)	50
Calanoida (o. Nauplien)	50
Rotatoria (FQIR)	30



Grazing-Indizes

Grazing-Effektstärke (GES)	3	Effektklasse	schwach
Z/P	3		72
MGI	3		71

Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)	[%]
pMGI_Cladocera	20
pMGI_Copepoda	64
pMGI_Rotatoria	16

Anteile der Gruppen am Biovolumen	[%]
Cladocera	18
Copepoda	58
Rotatoria	24

Differenz CGI - Z/P	0
---------------------	---

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen

CGI - Cladocera	2	Effektklasse	25
CalGI - Calanoida	1		12
RGI - Rotatoria	2		31

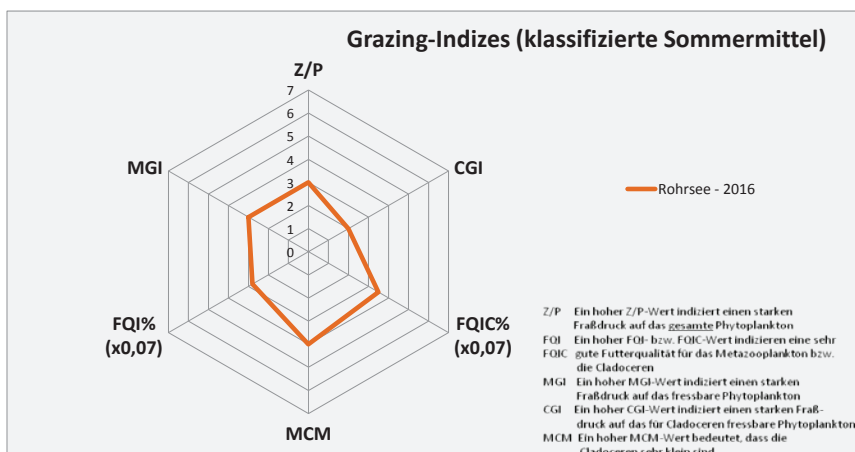
Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)

MCM (Gilden-TM)	mittel	Effektklasse	4
RaubCladoceren-Index	0	% Clad-BV	

Automatisierter

Kommentar

PhytoLoss-Datenbank Version 2.0.



Diese Arbeitsmappe von Rainer Deneke mit einem PhytoLoss-Zooplankton-Steckbrief (Sommer) steht unter der Creative-Commons-Lizenz Namensnennung - Nicht kommerziell - Weitergabe unter gleichen Bedingungen 3.0. DEUTSCHLAND (CC BY-NC-SA 3.0 DE). Hinweis nicht entfernen. Um eine Kopie dieser Lizenz zu sehen, besuchen Sie:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/de>

LUBW

Abb. 4-5: Beispiel für einen PhytoLoss-Steckbrief mit Darstellung der verschiedenen Indices sowie des Radardiagramms, ausgegeben mit dem PhytoLoss-Modul 2.0 [Copyright: Rainer Denecke CC BY-NC-SA 3.0 DE]

5 Qualitäts- und Datensicherung

5.1 Übernahme der langjährigen Messwerte in Oracle-Datenbanken

Für eine langfristige Sicherung und einen praktikablen Zugang zu großen Datenmengen des Instituts für Seenforschung wurde die Übernahme der meist dateibasierten Datensammlungen in Oracle-Datenbanken fortgeführt, welche die schon früher konzipierten Datenbanken (BoWis, Sedimente) ergänzen (Tab. 4-2.). Die großen Datenmengen werden seit einigen Jahren vor allem im Sachgebiet Sedimentologie und Seenphysik bei der Beobachtung des Sees mit Sonden und Meteostationen erzeugt, wobei die Erfassungsraten bis zu einem Messwert/Minute betragen. Im Vordergrund standen 2016 die Daten der Verankerungen, die Flachwassermessstation bei Langenargen sowie die Verankerungen in den jeweils untersuchten kleinen Seen. Hierfür wurden jeweils Konzepte, Programme zur Übernahme der Daten aus unterschiedlichen Datenquellen, die Übernahmen von Altdaten-Beständen, Prüfroutinen, Berechnungen und Aggregationen von Messwerten sowie Abfragemöglichkeiten über ODBC-Schnittstellen und Tabellenkalkulationsprogramme (Excel) geschaffen. Ein besonderes Augenmerk wird bei der Konzipierung darauf gelegt, dass die Daten mit möglichst geringem Aufwand zu einem späteren Zeitpunkt in das „Fachinformationssystem Gewässerqualität“ (FisGeQua) übernommen werden können. Die Arbeiten werden in enger Zusammenarbeit zwischen den Datenbank-Spezialisten und Wissenschaftlern kontinuierlich fortgeführt.

5.2 Weiterentwicklung FisGeQua

Ausgehend von der Analyse der Bestandsdaten Zooplankton ab Herbst 2015 erfolgten in 2016 zahlreiche Anpassungen und Weiterentwicklungen im Fachinformationssystem Gewässerqualität (FisGeQua).

Die intensive Aufbereitung, Plausibilisierung und der Import von zahlreichen Zooplankton-Daten für den Bodensee aus den Jahren 1961 bis 2012 bildeten einen wesentlichen Arbeitsschwerpunkt. Ferner wurden weitere Zooplankton-Daten älteren und jüngeren Datums analysiert und aufbereitet. Parallel hierzu wurden Phytoplank-

ton- und Pigmentdaten, Kleine-Seen-Daten der Chemie und Daten der Seenphysik bearbeitet. Analysen von über 38.000 Langzeitdaten des Phytoplanktons aus den Jahren 1965 bis 2007 und weitere Anpassungen an FisGeQua waren diesbezüglich notwendig. Pigmentdaten für den Bodensee und kleinere Seen wurden analysiert und als Teil der Chemiedaten gespeichert. Die dabei entwickelte Datenstruktur wird für die zukünftige Datenerfassung verwendet.

Eine Berichtspflicht an das Umweltbundesamt konnte mit der Einrichtung des sogenannten UBA-Exports für 2015 erstmalig im vorgeschriebenen Export-Transferformat vollzogen werden, es sind jedoch noch Anpassungen notwendig.

Die Tiefe eines Sees bildet einen wesentlichen Faktor für Untersuchung und Darstellung von Seendaten. Hierzu waren Anpassungen, Erweiterungen und neue Tiefenattribute für eine umfassende Beschreibung notwendig. Die letzte Probe in einem Tiefenprofil wird in der Regel „1 m über Grund“ genommen und auch so bezeichnet. Um mit den Daten rechnen zu können, benötigt die Datenbank jedoch eine reale Tiefe, die sich bei schwankenden Pegelständen ändern kann. Selten sind an kleinen Gewässern Pegelaufzeichnungen vorhanden, so dass eine Berechnung der realen Tiefe bei der Probe „1 m ü. Grund“ nicht automatisch aus Pegeldaten und Datum erfolgen kann. Daher muss zu jeder Probenahme eine „aktuelle“ Wassertiefe am Probenahmetag mit erfasst werden.

Zusammenfassend wurde mit der Dokumentation und Erläuterung der Funktionen und Anwendungen im Hilfesystem FISGeQua-Wiki begonnen.

Tab. 4-2: Datenbestände in den Datenbanken des ISF, Stand Ende 2016.

Datenbank	BoWis	Flachwassermessstation	RBR-Logger	Sedimente
Datenbestand (Messwerte)	ca. 1,8 Mio.	ca. 35 Mio.	ca. 70 Mio.	ca. 0,3 Mio.



6 Projekte mit anderen Einrichtungen

6.1 BMBF-Projekt: SEEZEICHEN

6.1.1 Ziele und Partner des Projektes

Im Jahr 2015 startete das ReWaM-Verbundprojekt SeeZeichen „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“.

Das Verbundprojekt wird im Rahmen des Projektclusters „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert und hat eine Laufzeit von drei Jahren. Im Verbundprojekt SeeZeichen arbeiten insgesamt fünf Projektpartner aus den Bereichen des vorsorgenden Gewässerschutzes, der Trinkwasserversorgung und der universitären Forschung unter Leitung des ISF zusammen.

Wesentliche Ziele des Projektteiles am ISF sind die Identifizierung von verschiedenen Eintragspfaden von Wasserinhaltsstoffen in den Bodensee, wobei der oberflächliche Eintrag, der Eintrag durch Flusswasserfahnen und der Eintrag durch Grundwasserzutritte betrachtet werden. Um diese Pfade näher zu charakterisieren und spezifische Eigenschaften dieser Eintragspfade zu erfassen, werden umfangreiche Messkampagnen durchgeführt. Diese sollen auf unterschiedlichen Raum-Zeit-Skalen die verschiedenen Eintrags- und Transportphänomene beschreiben und als Validationsbasis für umfangreiche numerische Modellsysteme dienen. Das Konzept der verallgemeinerten Wasserkörpersignatur, auch „fingerprint“ genannt, wird verwendet, um die Identifizierung, Nachverfolgung von Transportwegen und Ausweisung von potentiellen Impaktzonen zu ermöglichen. Bei diesem Konzept werden zur Charakterisierung von unterschiedlichen Wasserkörpern chemische, seenphysikalische, isotopische und biologische Parameter erhoben und zu einem spezifischen „fingerprint“ des jeweiligen Wasserkörpers zusammengefasst.

Basierend auf hochaufgelösten, dreidimensionalen hydrodynamischen Modellen werden mit komplexen, gekoppelten Modellsystemen die Transportpfade und Mischungsprozesse für die unterschiedlichen Eintragspfade

simuliert und sowohl für den lokalen als auch für den seeweiten Kontext analysiert. Szenarienrechnungen gestatten die Ausweisung von potentiellen Impaktzonen, d. h. Zonen hoher Konzentrationen und/oder langer Expositionszeiten für verschiedene Wasserinhaltsstoffe.

Neben dem ISF sind am Projekt SeeZeichen folgende Projektpartner beteiligt:

- Lehrstuhl für Hydrologie der Universität Bayreuth
- Institut für Geosysteme und Bioindikation der TU Braunschweig
- Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH
- Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung

6.1.2 Messkampagnen

Im Jahr 2016 wurden insgesamt 32 verschiedene Messkampagnen zu unterschiedlichen Fragestellungen (Messprogramme) durchgeführt, wovon zehn über mehrere Tage dauerten und 15 in Kooperation mit einem oder mehreren Projektpartnern durchgeführt wurden. Im Folgenden werden die einzelnen Messprogramme vorgestellt.

Landseitige Grundwassermessstellen

Zur Unterscheidung von See- und Grundwasser im Bodensee muss die Ausgangszusammensetzung des Grundwassers (GW) bekannt sein. Hierfür wurden an Hand der zur Verfügung stehenden Monitoringdaten GW-Messstellen (GWM) ausgewählt, welche als sogenannte Endmember (GW, Zuflüsse, Bodensee) bei der Mischung mit Bodenseewasser in Frage kommen, um das Signal der potentiellen Grundwasseraustritte im Bodensee zu bilden. Dafür wurden nur GWM ausgewählt, welche in relevanten, grundwasserführenden, geologischen Schichten abgeteuft sind und im Bodensee austreichen.

Die Beprobungen umfassen sechs GWM im Überlinger Raum, vier GWM im Bereich Langenargen/Argen und fünf im Bereich von Mehrerau (Österreich). Für die Probenahme wurden in Deutschland mit dem Grundwasserreferat

der LUBW und in Österreich mit dem Amt Vorarlberg zusammengearbeitet.

Zuflussuntersuchungen

Um den Einfluss der Zuflüsse auf den Bodensee bzgl. der chemischen Wasserinhaltsstoffe und Isotopenkonzentrationen zu erfassen, wurden die Zuflüsse quartalsmäßig beprobt. Für die Beprobung wurden fünf große Zuflüsse zum Obersee (Alpenrhein, Bregenzer Aach, Argen, Schussen, Seefelder Aach) und der Seerhein als Abfluss zum Untersee ausgewählt. Teilweise können auch Langzeitdaten der regulären Untersuchungen des ISF verwendet werden.

Seeinterne Zirkulation

Um einen weiteren Themenschwerpunkt des Teilprojektes mit detaillierten Daten zu unterlegen, wird seit April 2015 ein erweitertes Messprogramm zur Erfassung der seeinternen Zirkulation realisiert. Das Programm umfasst Probenahmen an drei verschiedenen Messstellen im Obersee (Fischbach-Uttwil, Wasserburg und Rheinspitz) in vordefinierten Tiefenstufen und wird im Rahmen des Standard-Überwachungsprogramms des ISF für die IGKB monatlich durchgeführt. Zusätzlich zu den zeitlich hochaufgelösten Daten werden im viermonatlichen Abstand vier Transekte im Obersee (Wasserburg-Rheinspitz, Langenargen-Arbon,

Fischbach-Uttwil, Meersburg-Bottighofen) mit je vier bis fünf Stationen beprobt (Abb. 6-1). Neben den vertikal sehr hochaufgelösten physikalischen Daten werden in definierten Tiefenstufen chemische und isotopische Parameter gemessen.

Potentielle Grundwasseraustrittsstellen

Für die Identifizierung von potentiellen Grundwasseraustrittsstellen wurden sechs Gebiete ausgewählt (Argen, Birnau, Hagnau, Mainau, Mehrerau und Obersee). Im Laufe der ersten Messkampagnen wurden nach Untersuchungen in allen sechs Teilgebieten Birnau und Mehrerau für intensivere Untersuchungen ausgewählt, da diese eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für Grundwasserzuflüsse aufweisen. Bei beiden Strukturen wurden 2016 zusätzliche Messpunkte definiert, um das Messraster zu erweitern und die potentiellen GW-Austritte besser detektieren und abgrenzen zu können. Das erweiterte Messraster mit definierten Probenahmepunkten (Abb. 6-2; S. 116) wird ab April 2016 für ein Jahr im vierteljährlichen Rhythmus beprobt, um die räumliche und zeitliche Variation in diesen zwei Gebieten gut zu erfassen. Beprobt werden an den verschiedenen Messpunkten die physikalischen Daten, an ausgewählten Punkten zusätzlich chemische und isotopische Parameter.

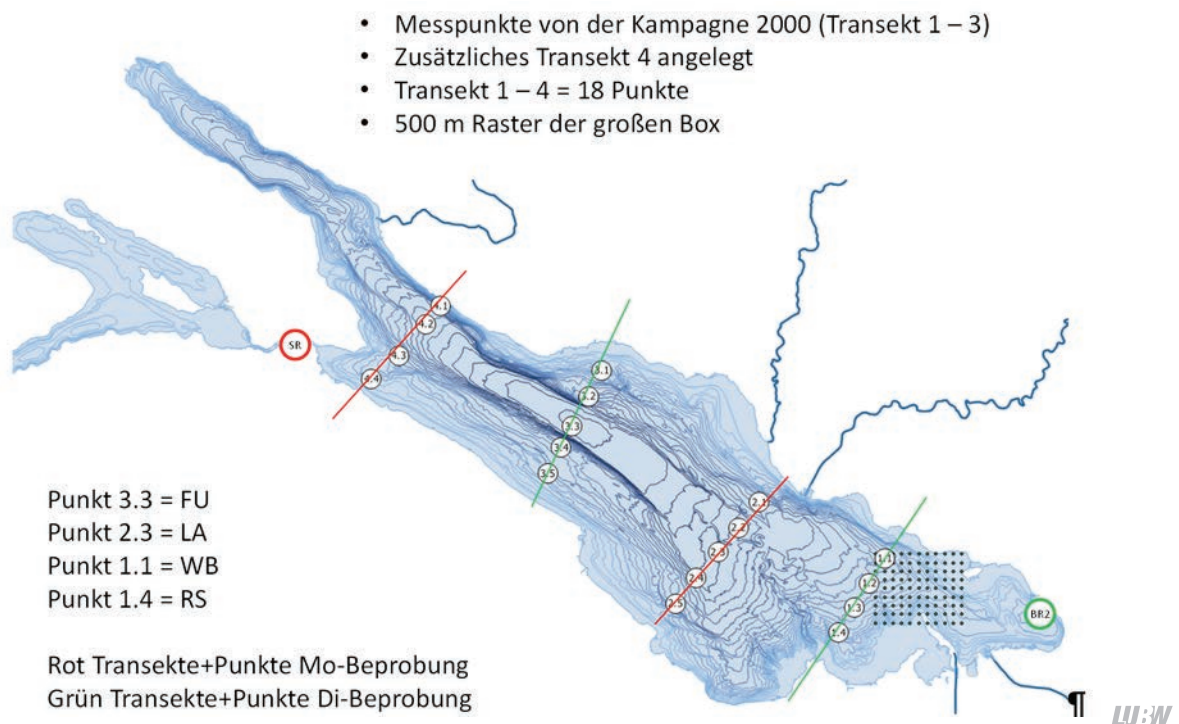


Abb. 6-1: Definierte Messtransekte zur Identifikation der seeweiten Zirkulation. FU = Fischbach-Uttwil, LA = Langenargen, WB = Wasserburg, RS = Rheinspitz.

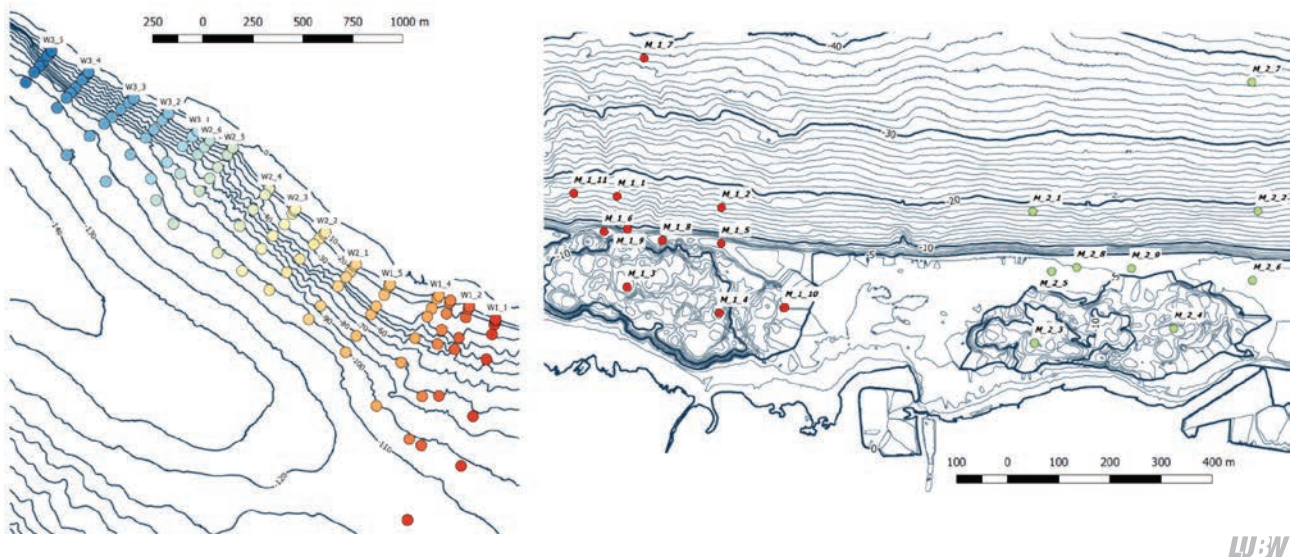


Abb. 6-2: Darstellung der Messraster zur Identifikation der potentiellen Grundwasseraustrittsstellen im Überlinger See vor Birnau (links) und den zwei Kiesbaggerlöchern vor Mehrerau (rechts).

Flusswasserfahnen

Zur Nachverfolgung von Flusswasserfahnen (FWF) wurde als erstes Untersuchungsgebiet die Schussen ausgewählt. Besonderheiten der Schussen sind der ausgedehnte Flachwasserbereich und die teilweise starke anthropogene Belastung. Das wiederum stellt eine Beeinträchtigung der nahegelegenen Strandbäder Eriskirch und Langenargen dar.

Seit Mai 2016 werden monatlich Ausfahrten durchgeführt, wobei an vordefinierten Messpunkten vertikale CTD-Profile gemessen wurden. Anhand der Temperatur, Leitfähigkeit und Trübung kann die FWF sehr gut detektiert werden. Ein vordefiniertes Messraster mit festen Punkten wird verwendet, da später die Messdaten mit dem aufgebauten hydrodynamischen Modell des Bodensees verifiziert werden sollen.

Da die Leitfähigkeit ein guter Indikator für die Unterscheidung zwischen Schussen- und Seewasser ist, wurden auch drei Leitfähigkeitslogger installiert. Es befindet sich jeweils einer in der Schussenmündung, am Strandbad Eriskirch und am Strandbad Langenargen. Durch die kontinuierliche Messung alle zehn Minuten und die großen Leitfähigkeitsunterschiede der Gewässer kann sehr gut nachvollzogen werden, wann und wie lange Flusswasser- oder Seewasser an den Messpunkten vorherrscht.

Online-Isotopenscreening

Zur Ergänzung der Standard-Messprogramme sind insgesamt drei Online-Isotopenscreenings (OIS) geplant. Beim OIS können direkt vor Ort die Wasserisotope (^{18}O und ^2H) gemessen werden, so kann schon während der Messkampagne auf Auffälligkeiten reagiert werden. Normalerweise werden die Isotopenproben erst später in einem Isotopenlabor gemessen.

Für die Messung der seeweiten Zirkulation ist das OIS eine Ergänzung des zeitlich hochaufgelösten punktuellen Monitorings an den IGKB-Stationen. Es finden auch Beprobungen zur Untersuchung von FWF an hochaufgelösten Messrastern im Bereich der Alpenrhein-, der Bregenzer Aach- und der Argenmündung statt (Abb. 6-3). Dort wird durch das Raster und den entsprechenden Tiefenprofilen untersucht, an welchem Ort und in welcher Tiefe sich die FWF einschichten und in welche Richtung sie sich im See verteilen.

Verankerungen

Im Jahr 2015 wurden zwei Verankerungen im Bereich des Überlinger Sees ausgebracht. Diese liefern zeitlich hochaufgelöste (Samplingintervall 15 Minuten) und vertikal profilierende Informationen über die dortigen Entwicklungen der Temperaturen und Leitfähigkeiten, sowie Messdaten zum hydrodynamischen Regime in Seebodennähe und in Nähe der potentiellen Grundwasserzutritte. Die

Verankerungen sind in Wassertiefen von ca. 80 m ausgebracht und mit Temperatur- und einzelnen Leitfähigkeitsensoren sowie mit akustischen Strömungsmessern (AD-CP) ausgestattet.

6.1.3 Vorläufige Ergebnisse

Auf Grund der vielen unterschiedlichen Messausfahrten und Datenarten wurden verschiedene Auswerteschritte

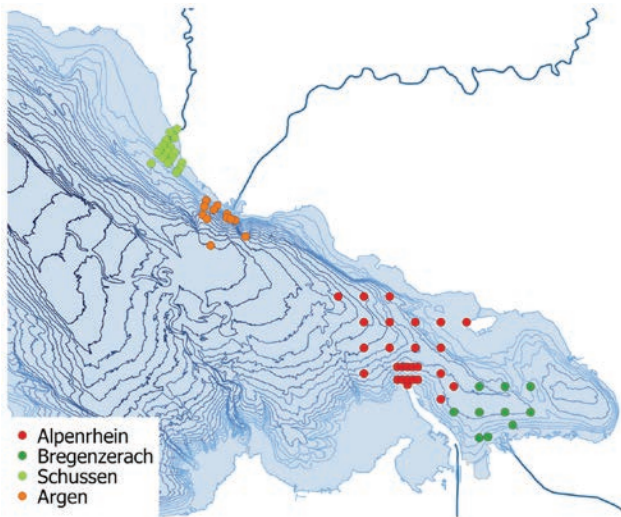


Abb. 6-3: Überblick über das hochaufgelöste Messraster für das Online-Isotopenscreening.

entwickelt, um potentielle Grundwasseraustrittsstellen zu identifizieren und gleichzeitig Mischungsprozesse mit Flusswasserfahnen zu detektieren. In diesem Bericht kann nicht auf alle gewonnenen Daten eingegangen werden, daher wird nur kurz auf die Auswertung physikalischer, chemischer und isotopischer Daten eingegangen.

Bei physikalischen Messungen werden die Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Trübung und Chlorophyll-a mit einer Multiparametersonde (CTD) gemessen. Bei den chemischen Messungen werden Anionen (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^-), Kationen (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+), Alkalität, pH-Wert und Härte analysiert. Bei isotopischen Messungen wird das Isotopenverhältnis der Wasserisotope $^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$ und $^1\text{H}/^2\text{H}$ bestimmt.

Physikalische Daten

Die physikalischen Daten werden mit einer CTD-Sonde gemessen, das Messintervall beträgt eine Sekunde. In Abbildung 6-4 sind die Vertikalprofile für einen beispielhaft ausgewählten Punkt (Mehrerau_1_4) am 22. August 2016 dargestellt. In der linken Abbildung sind die gemessenen Originalwerte, in der mittleren Abbildung die automatisch korrigierten Werte (Bereinigung der Luftmessungen und verfälschten Tiefenmessungen) und in der rechten Abbil-

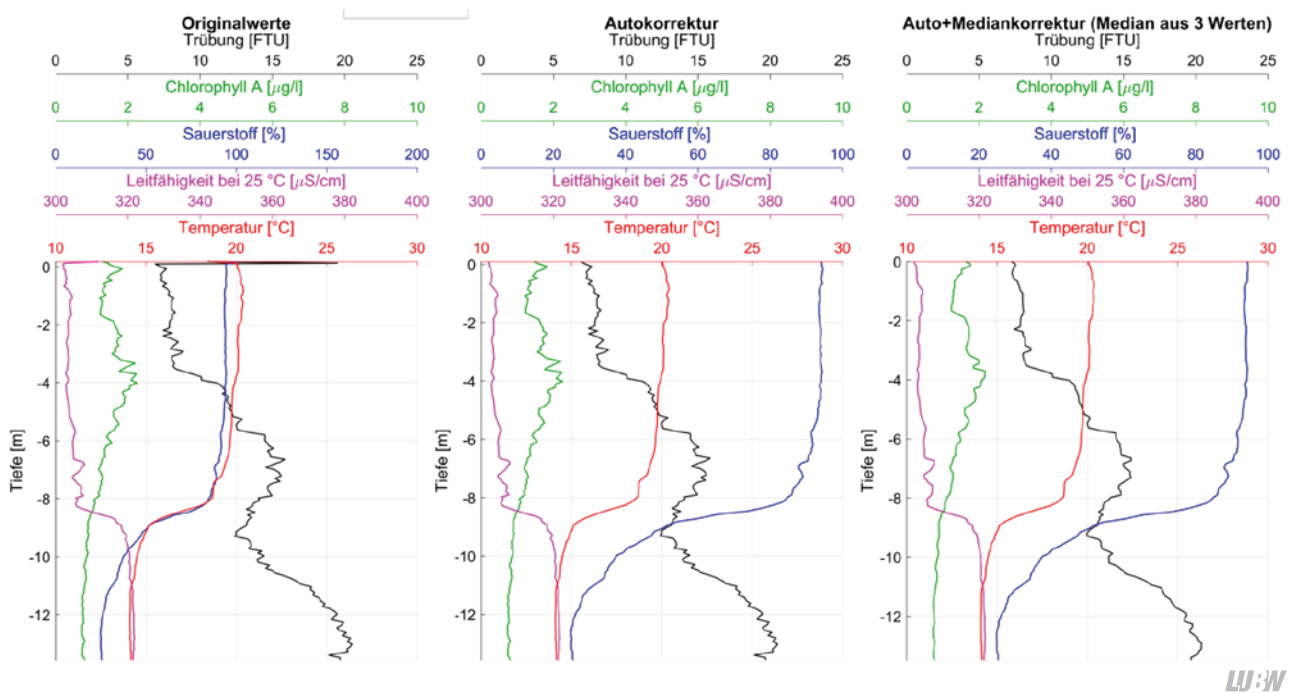


Abb. 3-4: Automatisierte Aufbereitung eines CTD-Vertikalprofils am Beispiel einer Messung vom 22.08.2016 in Mehrerau.

dung zusätzlich mediankorrigierten Werte (Glättung von einmaligen Ausreißern) dargestellt.

Im bearbeiteten Vertikalprofil ist eine Schichtung in 8 m Tiefe mit einer Temperaturabnahme von 5 °C mit der Tiefe zu erkennen. Auch die Leitfähigkeit mit einer Zunahme von 10 µS/cm bei 25 °C und der Sauerstoffgehalt mit einer Abnahme von 75 % deuten auf ein anderes Wasser hin.

Anhand dieses einzelnen Profils können zwar zwei unterschiedliche Wasserkörper identifiziert, jedoch kann keine Aussage über das Vorhandensein von Grundwasser getroffen werden. Das einzelne Vertikalprofil kann aber mit allen anderen an diesem Tag gemessenen Vertikalprofilen im Gebiet Mehrerau verglichen werden. Durch den Vergleich mit mediangemittelten Werten kann herausgefunden werden, ob sich das Vertikalprofil vom Median der anderen Vertikalprofile unterscheidet (Abb. 6-5).

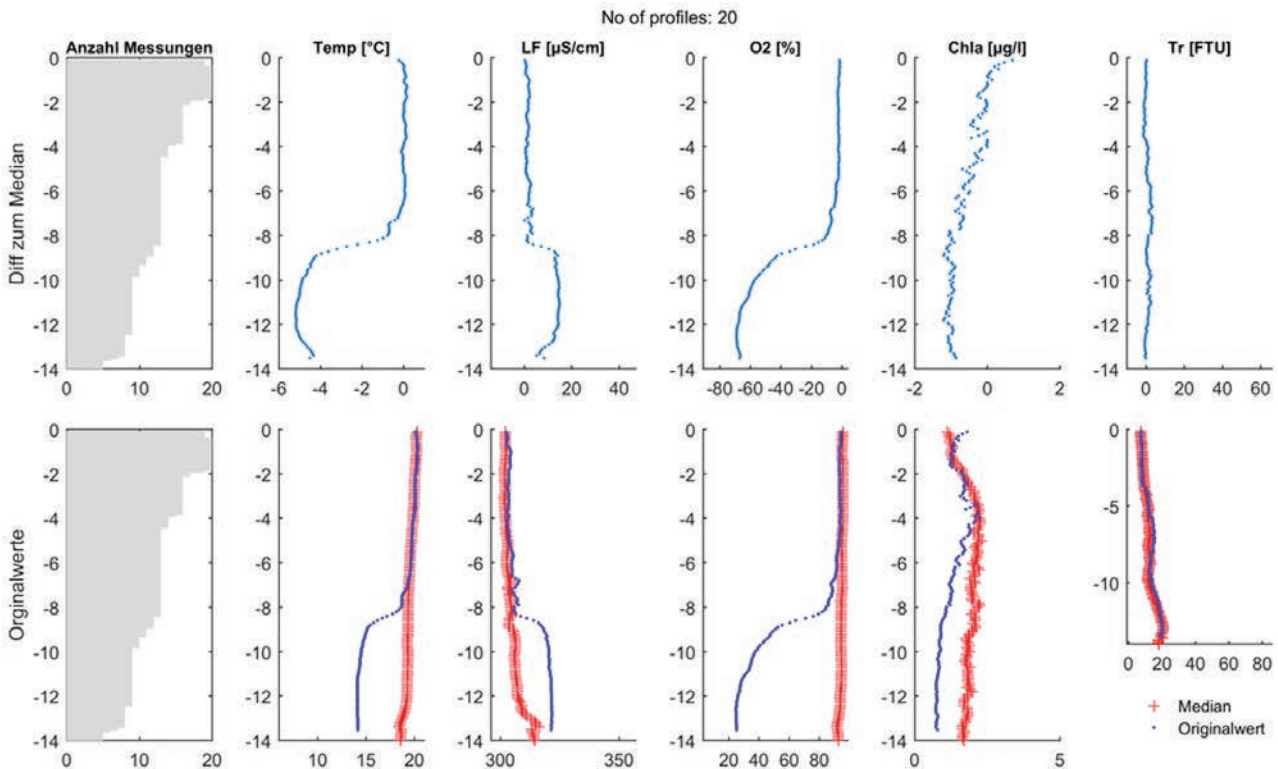
In dieser Abbildung ist zu sehen, dass sich die Temperatur, die Leitfähigkeit und die Sauerstoffsättigung für die untere

Schicht (tiefer als 8 m) deutlich von den restlichen Profilen unterscheiden. So ist die Temperatur ca. 5 °C niedriger, die Leitfähigkeit ca. 20 µS/cm bei 25 °C höher und die Sauerstoffsättigung ca. 70 % niedriger als bei allen anderen Mehrerau-Profilen an diesem Tag. Da Grundwasser generell eine konstante Temperatur von ca. 10–12 °C aufweist, eine deutlich höhere Leitfähigkeit besitzt und sauerstoffarm ist, kann die untere Schicht anhand der physikalischen Parameter von Grundwasser geprägt sein.

Eine genauere Aussage über das Vorhandensein von Grundwasser kann getroffen werden, wenn die chemischen und isotopischen Daten hinzugezogen werden.

Chemische Daten

Die im Rahmen der unterschiedlichen Messprogramme (Zuflüsse, seeweite Zirkulation, potentielle Grundwasserzutritte) entnommen Proben werden im hydrochemischen Labor des ISF analysiert. Zum Einsatz kommen vor allem ein Titrator und ein Ionenchromatograph.



LW:W

Abb. 6-5: Differenzen des gemessenen Vertikalprofils vom 22.08.2016 zum Median aller Mehrerau-Profile an diesem Tag. In den oberen Abbildungen sind die Differenzen dargestellt, in den unteren Abbildungen die Vertikalprofile (blau das aktuelle Profil, rot der Median aller Profile von Mehrerau). In den beiden linken Abbildungen sind die Anzahl der Messungen dargestellt, die für die Medianmittelung eingeflossen sind. Die Anzahl nimmt mit der Tiefe ab, da immer weniger Profile zur Verfügung stehen.

Die chemischen Daten werden vor allem eingesetzt, um die Endmember sowie Seeschichtungs- und Einmischungsereignisse besser voneinander trennen zu können.

Als gute chemische Indikatoren haben sich Cl^- , SO_4^{2-} sowie das Calcium-Magnesium-Verhältnis (Ca:Mg-Verhältnis) erwiesen, wobei auch diese auf Grund der jahreszeitlichen Schwankungen unterschiedlich gut nutzbar sind. So wird z.B. während der Calcitfällung im Sommer das Ca:Mg-Verhältnis durch biologisch-chemische Prozesse beeinflusst oder Cl im Winter durch Streusalzeinsatz bzw. deren Einschwemmung beeinflusst.

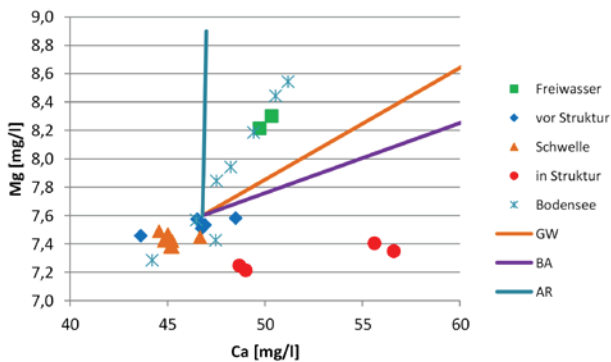


Abb. 6-6: Calcium-Magnesium-Verhältnis der Mehrerau-Messpunkte am 22.08.2016 (farbige Punkte). Zum Vergleich sind die Werte des Grundwassers (GW), der Bregenzer Aach (BA) und des Alpenrheins (AR) als farbige Linien dargestellt.

In Abbildung 6-6 ist das Ca:Mg-Verhältnis für den 22. August 2016 in Mehrerau dargestellt. Zu sehen sind, dass sich die Wässer in den einzelnen Gebieten (innerhalb der vorliegenden Baggerlochstruktur, auf der Schwelle, vor Baggerlochstruktur) voneinander trennen lassen. Allerdings weisen das Grundwasser und die Bregenzer Aach ein ähnliches Mischungsverhältnis auf (violette und orange Linie). Eine eindeutige Unterscheidung ist daher an diesem Messtag mit Hilfe des Ca:Mg Verhältnisses nicht möglich. Zu einer eindeutigen Identifikation sollten daher Isotopendaten herangezogen werden.

Isotopische Daten

Die Verhältnisse der stabilen Wasserisotope eignen sich hervorragend als natürliche Tracer, da auch sehr geringe Differenzen gut gemessen werden können.

Alle 2016 gemessenen Daten sind in Abbildung 6-7 dargestellt. Üblicherweise werden die Isotopendaten als Verhältnis Sauerstoff-18 (^{18}O) gegen Deuterium (^2H) dargestellt. Zur Interpretationshilfe werden zusätzlich die lokale meteorologische Wasserlinie (LMWL, blau), die Niederschlagswerte der Region (Station Bregenz) und Isotopenmesswerte von Zuflüssen in dieser Region hinzu gezogen. Je nachdem auf welcher Geraden die Messwerte liegen, sind sie eher von Niederschlag, Flusswasser oder von Grund-

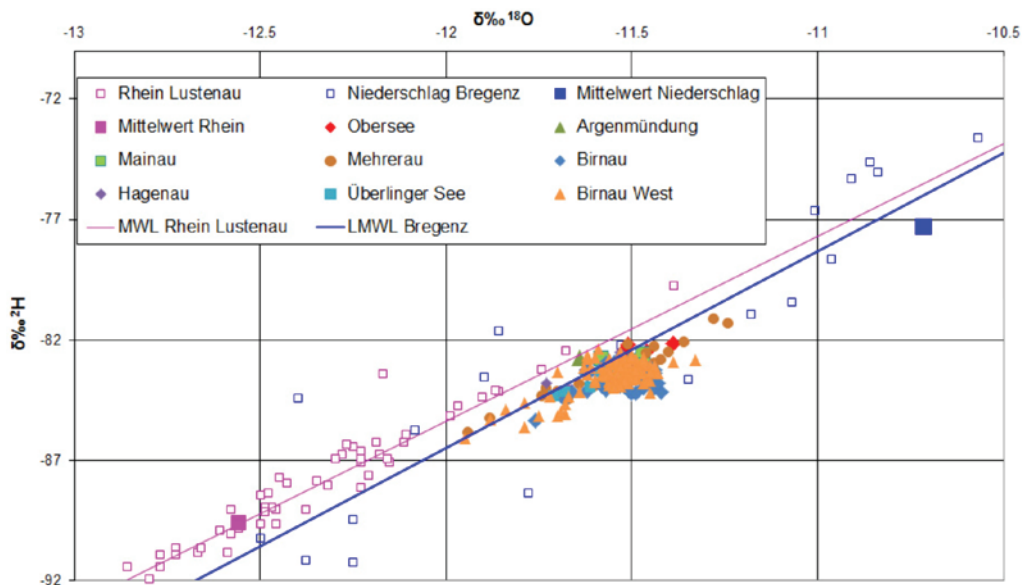


Abb. 6-7: Auswertedarstellung für Isotope: Verhältnis Sauerstoff-18 (^{18}O) zu Deuterium (^2H) der untersuchten Proben im Vergleich zur lokalen meteorologischen Wasserlinie (LMWL, Quelle ANIP), den Messwerten vom Zufluss Alpenrhein (Station Lustenau) und Niederschlag der Station Bregenz.

wasser geprägt. Wenn Messwerte leichtere Deuteriumwerte bei gleichbleibenden Sauerstoffsignaturen zeigen (oder leicht steigende) ist dies ein Hinweis auf Verdunstung des Wassers (Verschiebung der Werte nach unten/oben).

Ziel der Auswertung ist es, in Diagrammen alle potentiellen Endmember (GW, Zuflüsse, Bodensee, Niederschlag) mit den potentiellen Grundwasseraustrittsstellen darzustellen, um abzuschätzen welche Endmember als Einflussfaktor in Frage kommen. Hierfür werden Isotopenproben von den IGKB-Stationen im See, Zuflüssen und landseitigen GWM genommen.

Die Komplettierung aller Messungen und ausgiebige Auswertung aller Zufluss-, GWM- und Bodensee-Daten sowie der potentiellen GW-Austrittsstellen erfolgt im Laufe des Projektjahres 2017. Erste Ergebnisse zeigen allerdings, dass die Unterschiede zwischen den Endmembers vorrausichtlich nicht so groß sind wie erwartet.

6.1.4 Hydrodynamische Modellierung

Die dreidimensionale hydrodynamische Modellierung stellt einen wichtigen Teil des Projekts dar. Mit ihr sollen nicht nur die verschiedenen gewonnenen Messwerte validiert werden (seeweite Zirkulation, Flusswasserfahnen, Grundwasserdetektion), sondern es sollen auch Simulati-

onsrechnungen durchgeführt werden, zum Beispiel eine Langzeitsimulation über Jahrzehnte sowie eine Verweilzeitsimulation zur Berechnung des Wasseralters in verschiedenen Teilbecken des Bodensees.

Das aufgebaute hydrodynamische Modell des Bodensees (HDMBOD) wurde im Jahr 2016 anhand der Wasserstände und Temperatur kalibriert und validiert. In Abbildung 6-8 sind die gemessenen und simulierten Wasserstände für 13 Jahre dargestellt. Für den Obersee liegen die Differenzen meist zwischen ± 5 cm, wobei die Wasserstände im Sommer eher unterschätzt und im Winter eher überschätzt werden. Für den Untersee sieht der Vergleich anders aus, hier wird über den gesamten Zeitraum der Wasserstand um ca. 10 bis 30 cm überschätzt. Der Grund dafür liegt bei der 500 m Auflösung des Modells, in der auch der Seerhein eine minimale Breite von 500 m besitzt. In der Natur hat der Seerhein nur eine Breite von ca. 130 m, weshalb im Modell wegen des größeren Fließquerschnitts durch den Seerhein mehr Wasser fließen kann als in der Natur. Hierdurch kann sich keine realistische Wasserstands Differenz ausbilden. Eine bessere Anpassung der Untersee-Wasserstände kann nur durch eine Verkleinerung der räumlichen Diskretisierung erreicht werden.

Da nicht auf alle Ergebnisse eingegangen werden kann,

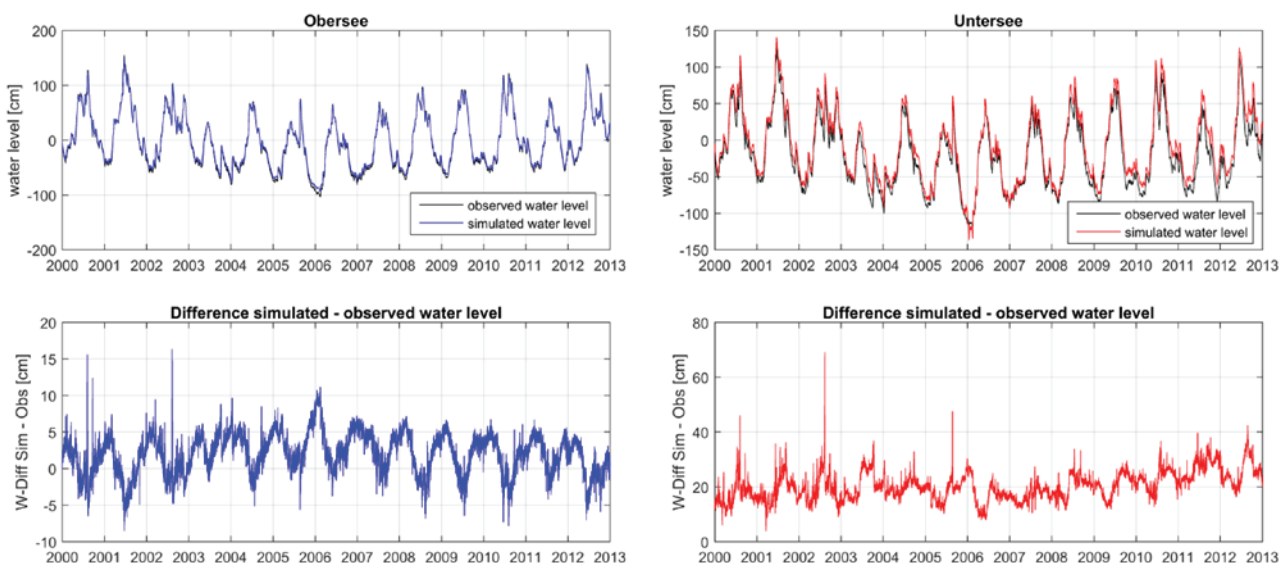


Abb. 6-8: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Wasserständen im Zeitraum zwischen 2000 und 2013. Links ist der Vergleich für den Obersee (Pegel Konstanz), rechts für den Untersee (Pegel Radolfzell) dargestellt. Oben sind jeweils die Verläufe der Wasserstände und unten die Differenzen dargestellt.

werden im Folgenden kurz die Ergebnisse der Alpenrheinsimulation vorgestellt. Um den Alpenrhein in der Simulation nachweisen zu können, wird er mit einem konservativen (nicht abbaubaren) Tracer ohne Gewicht mit der Konzentration 1 injiziert. In Abbildung 6-9 ist der Temperatur- und Tracerverlauf an der IGKB-Station BR-2 für drei Jahre dargestellt. Sichtbar ist anhand der Temperatur die typische Schichtung des Sees im Sommer mit Temperaturen von bis zu 25 °C an der Oberfläche und 4 °C ab einer Tiefe von ca. 40 m. Anhand der Ausbreitung des Alpenrheintracers ist zu sehen, dass sich dieser im ungeschichteten See (Wintermonate) in der gesamten Wassersäule ausbreitet und sobald der See geschichtet ist, nur noch im Epilimnion. Sobald die Schichtung aufgehoben wird, breitet er sich wieder in der gesamten Wassersäule aus und reichert sich dort langsam an. Auch ist erkennbar, dass z. B. im Sommer 2016 die Konzentration bis auf über 0,5 anstieg, somit im Epilimnion über 50 % des Wassers an der IGKB-Station BR-2 vom Alpenrhein stammte.

Im Jahr 2017 sollen die Tracersimulationen weiter intensiviert werden indem neben dem Alpenrhein auch die Bregenzer Aach, Argen, Schussen und Radolfzeller Aach simuliert werden sollen. Dabei wird jeder Zufluss mit drei Tracern unterschiedlicher Abbauraten (konservativ (keine Abbaurate), jährlich, monatlich) markiert. Die Tracer mit

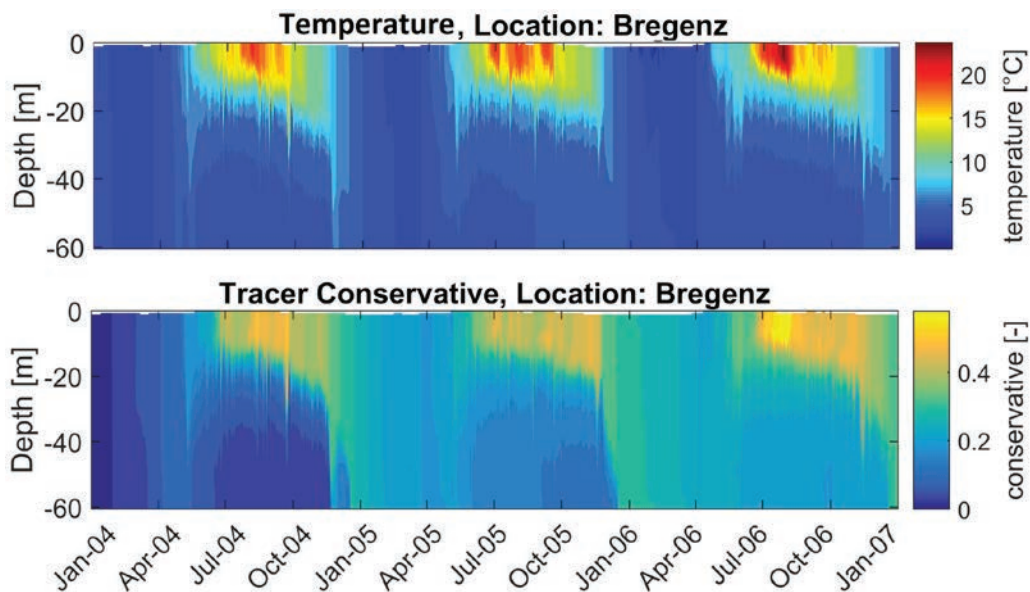
unterschiedlichen Abbauraten bieten mehrere Vorteile, wie die Identifizierung von Impaktzonen, der Nachverfolgung von Flusswasser- und potentiellen Schadstoffbahnen sowie der Berechnung des Wasseralters.

Zusätzlich zu der Markierung der Zuflüsse ist eine Markierung einzelner Bodensee-Teilbecken für das Jahr 2017 geplant, um daraus den Wasseraustausch zwischen verschiedenen Teilbecken und einzelner Wasserschichten des Bodensees bestimmen zu können. Außerdem soll vor allem im Bereich der Schussen das Gitter lokal verfeinert werden und im Nahfeld der Flachwasserzone den Tracer nachverfolgen können.

6.1.5 Übertragbarkeit auf andere Seen

Zur Etablierung und zum weiteren Überprüfen der entwickelten Methodenkombinationen zur Detektion von Grundwasseraustritten in Seen wurden zwei weitere Seen ausgewählt, an denen die Übertragbarkeit und Praktikabilität der Methoden untersucht werden. Zum einen der Steißlinger See in Baden-Württemberg nahe dem Bodensee und zum anderen der in Bayern liegende Ammersee.

Mit den drei Seen Bodensee, Ammersee und Steißlinger See wird nicht nur eine große Bandbreite an räumlichen Ausdehnungen abgedeckt (Volumen Bodensee: 48 km³,



LW:W

Abb. 6-9: Simulierter Temperatur- und Alpenrheintracerverlauf an der IGKB-Station BR-2 in der Bregenzer Bucht im Zeitraum von 2004 bis 2006.

Ammersee: 1,8 km³, Steißlinger See: 0,0012 km³), die Seen sind auch grundsätzlich sehr unterschiedlich stark von Grundwasser geprägt. Die Unterschiede reichen vom Bodensee (<5 % Grundwasser in Gesamtwasserbilanz) über den deutlich grundwassergeprägten Ammersee (GW rund 30 % der Zuflüsse) bis hin zu dem sehr stark grundwassergeprägten Steißlinger See (etwa 80–90 % Grundwasser an Wasserbilanz).

Während am Steißlinger See schon erste Messkampagnen (CTD-Profilen an einem definierten Raster, Wasserproben, Radonmessungen, Aufbau Dauermessstation) im dreimonatigen Rhythmus durchgeführt werden und auch schon ein erstes hydrodynamisches Modell vorliegt, beginnen die Arbeiten am Ammersee erst im Jahr 2017.

6.2 BMVI-Projekt: WasMon-CT

6.2.1 Einleitung und Motivation

Im Jahr 2015 startete das Verbundprojekt „Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung (WasMon-CT)“ der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), vertreten durch das Institut für Seenforschung (ISF), und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). Das Institut für Seenforschung der LUBW beschäftigt sich in diesem Verbundprojektrahmen mit dem Teilprojekt III „Gewässerzustand Seen“, in dem schwerpunktmäßig das satellitengestützte Monitoring von Chlorophyll a (Chl-a) in Seen untersucht wird. Der Parameter Chlorophyll a ist ein wichtiger Indikator für das Algenwachstum, die Primärproduktion sowie für den Gewässerzustand in Seen und hat daher große Bedeutung für die Bewertung und Bewirtschaftung von künstlichen und natürlichen stehenden Gewässern.

Im Zuständigkeitsbereich der BfG - die auch als Leadpartner des Projektverbundes fungiert - wird das Teilprojekt II „Satellitengestütztes Trübungsmonitoring von Bundeswasserstraßen“ bearbeitet. Fachthematischer Schwerpunkt ist die Erfassung der Gewässertrübung in den Bundeswasserstraßen erster Ordnung mit Satellitendaten, wobei zu Vergleichszwecken auf die zeitlich hochaufgelösten in-situ-Daten des Gewässermonitoringnetzes der BfG zurückgegriffen wird.

Die Schnittmenge der Teilprojekte besteht neben der Erarbeitung und dem Einsatz gemeinsamer methodischer Ansätze in der Vorbereitung einer Datenbasis (Teilprojekt I) für die zukünftige operationelle Nutzung von erdbeobachtungsgestützten Messungen als regulärer Bestandteil und Ergänzung zu heute bestehenden in-situ-Messnetzen.

Ziel des Projektverbundes ist, die Implementierung eines auf den COPERNICUS-Diensten (<http://www.copernicus.eu/main/satellites>) basierenden, satellitengestützten Monitorings der Gewässertrübung und der Chlorophyll-a-Gehalte vorzubereiten, das an die Anforderung öffentlicher Einrichtungen angepasst ist und nach Projektabschluss fließend in die operative Nutzung übergehen kann. Damit soll eine wichtige Voraussetzung für Fachbehörden der Länder und des Bundes geschaffen werden, um Satellitendaten in die bestehenden in-situ-Messnetze bzw. Monitoringkonzepte zu integrieren und damit von den Potenzialen dieser Technik zu profitieren.

Im Bereich der LUBW in Baden-Württemberg befinden sich 24 Seen mit einer Fläche größer als 50 Hektar, die den Anforderungen und Bewertungen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unterliegen, rund 260 Seen mit einer Fläche größer als 10 Hektar und rund 1 300 Seen mit einer Fläche größer als 1 Hektar. Satelliten, die große Flächen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfassen, ermöglichen flächenhafte Analysen von Gewässern und stellen damit eine optimale Ergänzung bestehender in-situ-Punktmessungen dar. Durch neue, räumlich hoch auflösende Satelliten, wie z.B. Sentinel-2 aus dem COPERNICUS-Projekt (Auflösung: 10 m; Start 2015), ist es möglich, die Gewässerqualität einer größeren Anzahl auch kleinerer Seen zu überwachen. Zudem können räumliche Inhomogenitäten von Chlorophyll-a-Verteilungen (Patchiness) im Bodensee sowie in weiteren großen Seen besser erfasst werden.

6.2.2 Daten: Satelliten- und in-situ-Messungen

Um die Nutzbarkeit der Satellitendaten zur Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehalts zu untersuchen, wird als ein Schwerpunkt des Teilprojekts III am ISF eine umfangreiche Validationsstudie durchgeführt. In dieser Validation werden die satellitengestützten Fernerkundungsdaten mit in-situ-Messdaten von ca. 30 Seen und Weihern in Baden-

Württemberg für Parameter wie z.B. Chlorophyll-a und Sichttiefe verglichen. Die hierfür ausgewählten Seen aus der Datenbasis der LUBW weisen sehr unterschiedliche Ausdehnungen und limnologische Eigenschaften auf und wurden mittels einer Clusteranalyse in unterschiedliche Seentypen gruppiert. In der Seenauswahl enthalten sind der Bodensee, zwölf weitere WRRL-Seen (natürliche und künstliche Seen) sowie weitere kleine Seen mit Flächen von 1–50 Hektar. In Abbildung 6-10 sind für 26 ausgewählte kleine Seen die vier Parameter Chlorophyll-a, Trophie, Fläche und maximale Wassertiefe dargestellt, die für das Clustering verwendet wurden und zudem die Bandbreite der unterschiedlichen Seentypen widerspiegeln.

Die Prozessierung der Satellitendaten erfolgt im Rahmen eines Werkvertrags durch die Firma EOMAP. Es werden Satellitenszenen (Sentinel-2, Landsat 7 & 8) aus den Jahren 2000 bis 2017 ausgewertet und daraus neun verschiedene Gewässerqualitätsparameter abgeleitet. Darunter befindet sich der Parameter Chl-a, der beispielhaft und schwerpunktmäßig im Projekt betrachtet und validiert wird sowie weitere Parameter wie z. B. Sichttiefe, Trübung, Gesamtaborption, Gelbstoffe und ein Indikator für Blaualgen. Abbildung 6-11 (S. 124) zeigt ein Satellitenbild des Bodensees

und umliegender Gewässer am 21.05.2016 mit der ermittelten Chlorophyll-a-Konzentration in µg/l. In Abbildung 6-12 (S. 124) ist ein kleiner Ausschnitt einer Satellitenbildaufnahme vom 18.03.2016 zu sehen, der einige Seen der Region Oberschwaben zeigt. Zudem sind ebenfalls die von EOMAP ermittelten Chl-a-Gehalte der einzelnen Seen dargestellt.

6.2.3 Ziel und erste Ergebnisse der Validationsstudie

Ziel der umfangreichen Validationsstudie ist es, Aussagen zur Anwendbarkeit und zu potentiellen Limitierungen der Fernerkundungsverfahren für unterschiedliche Seentypen abzuleiten. Wichtige Bestandteile der Validation sind statistische Auswertungen (z. B. Jahresmittelwerte, Streudiagramme, Korrelationen & Boxplots) und weitere Analysen wie z. B. Berechnung und Darstellung von Seemittelwerten, Zeitreihen und saisonalen Variabilitäten. Zudem werden methodische Unterschiede sowie Zeitdifferenzen zwischen in-situ- und Satellitenmessungen berücksichtigt und näher analysiert.

Erste Ergebnisse der Validationsstudie für kleine Seen zeigen, dass aktuell Differenzen zwischen in-situ- und Satellitenmessungen auftreten. Diese Unterschiede können je-

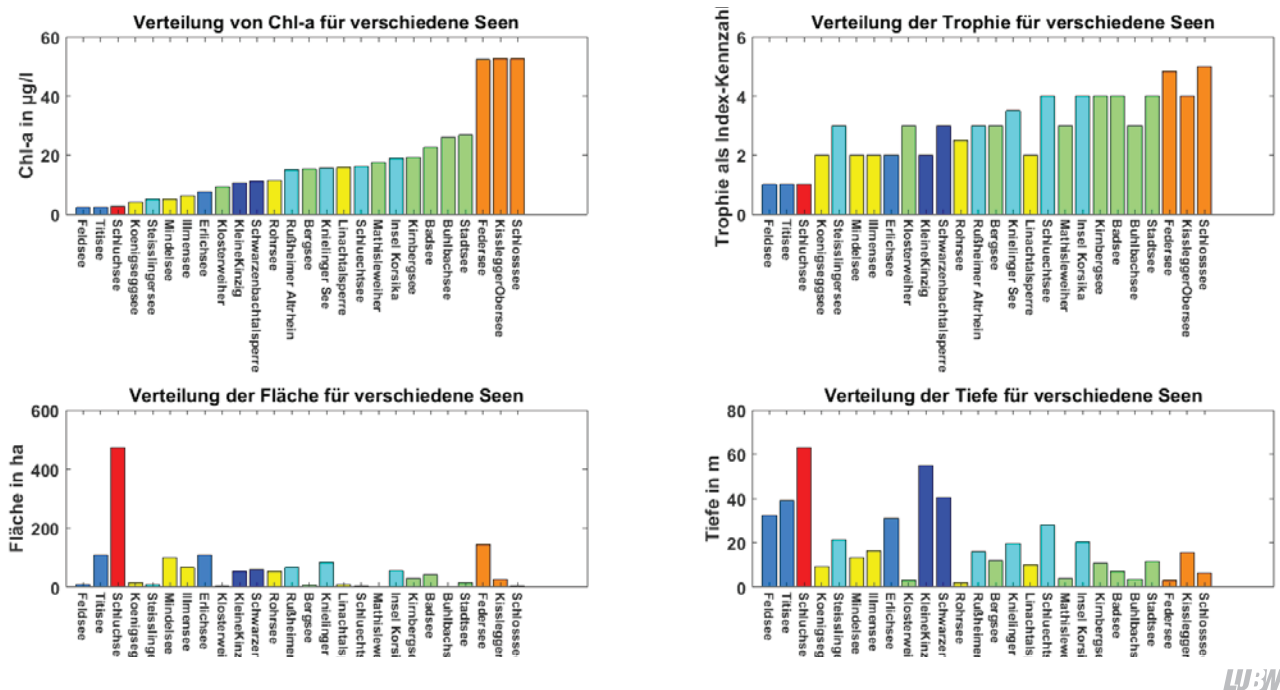


Abb. 6-10: Verteilung von Chlorophyll-a, Trophie, Fläche und max. Tiefe für 26 ausgewählte kleine Seen. Die Farbe kennzeichnet die Zugehörigkeit zu einem mittels Clusteranalyse ermittelten Seentyp. Die Chl-a-Konzentration und die Trophie wurden aus den monatlichen Messungen der verschiedenen Untersuchungsjahre gemittelt. Der Parameter Trophie ist als Index dargestellt, wobei die Kennzahlen folgende Bedeutung haben: 1=oligotroph, 2=mesotroph, 3=eutroph 1, 4=eutroph 2, 5=polytroph 1.

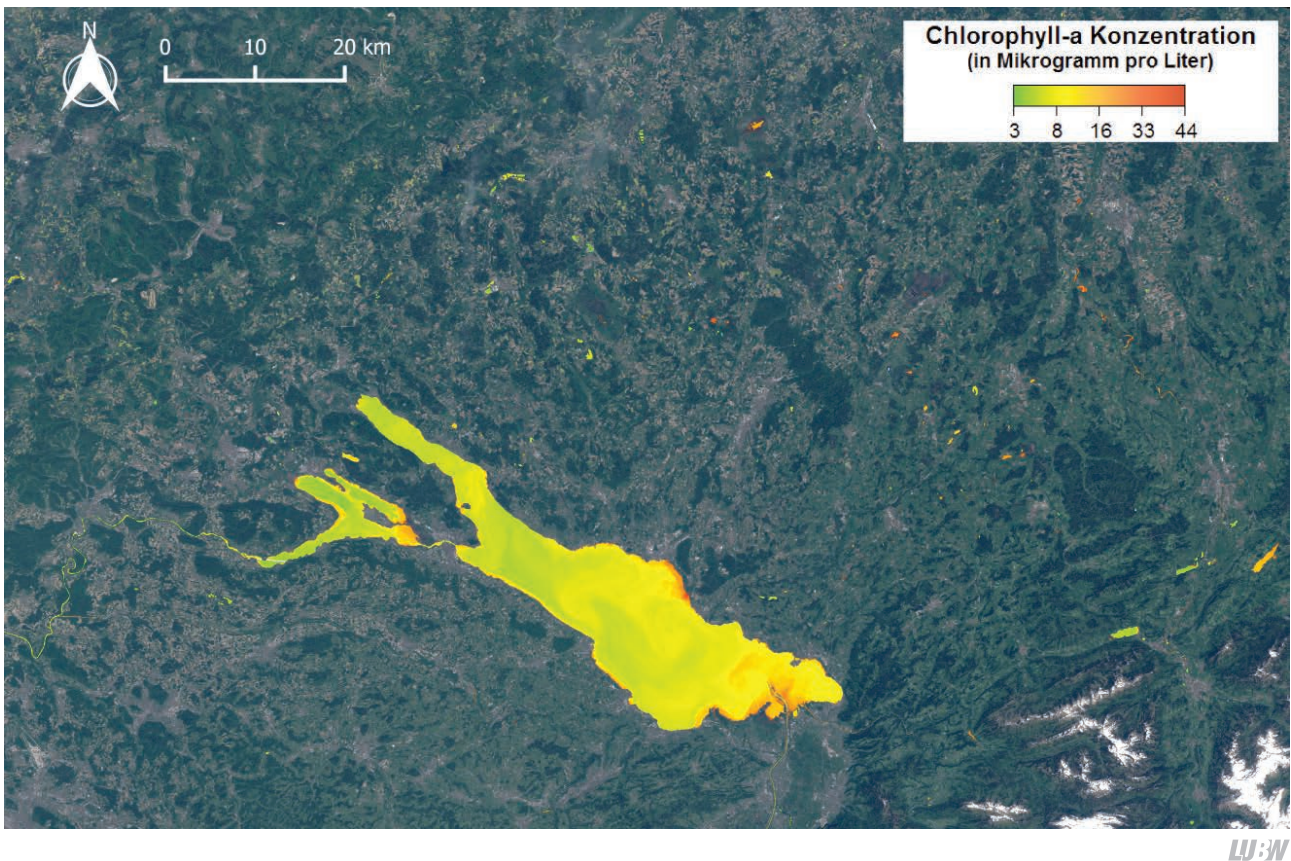


Abb. 6-11: Satellitenbildaufnahme des Bodensees und umliegender Gewässer am 21.05.2016 mit Landsat 8. Dargestellt ist das RGB-Bild überlagert mit der von EOMAP berechneten Chl-a-Konzentration. Es sind zudem weitere WRRRL-Seen zu erkennen, wie z. B. der Mindelsee, der Illmensee und der Federsee. © NASA (Landsat 8), prozessiert durch EOMAP.

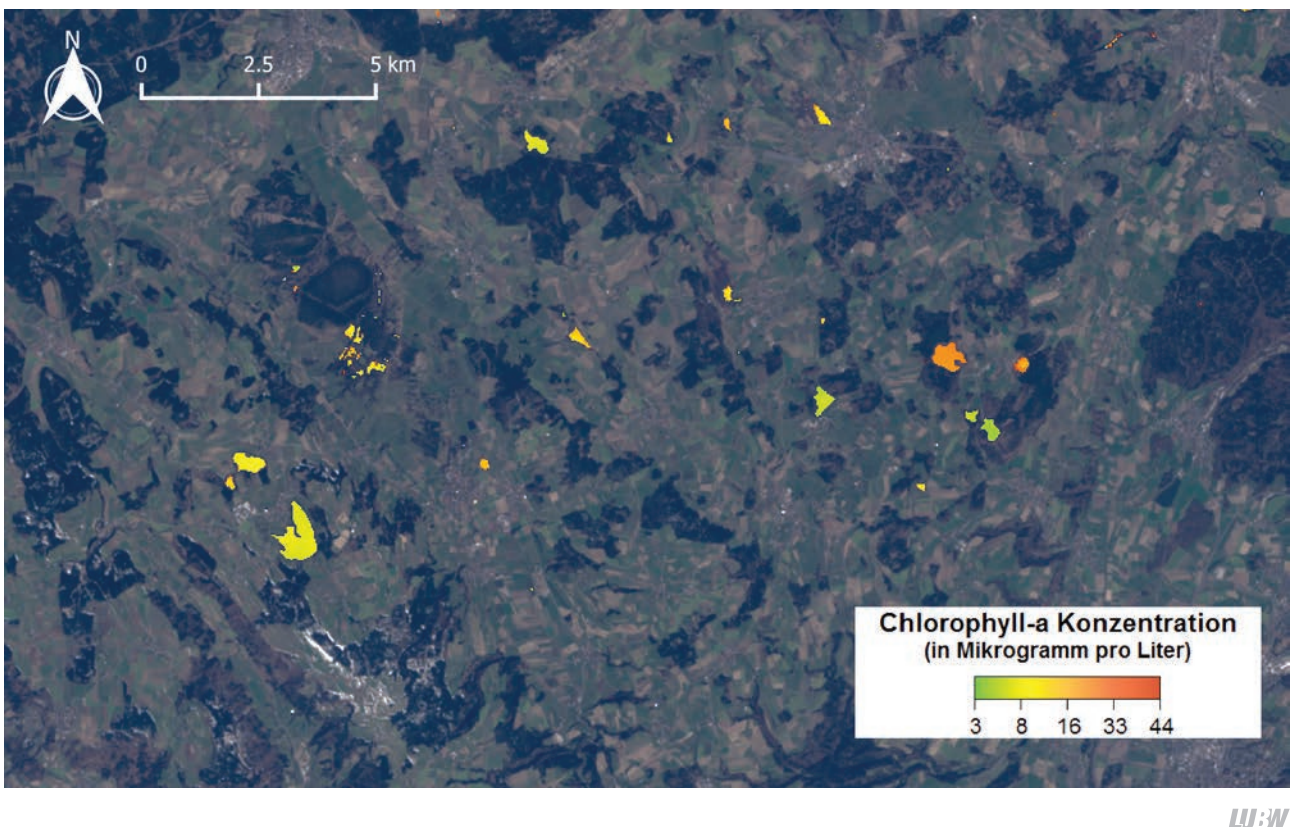
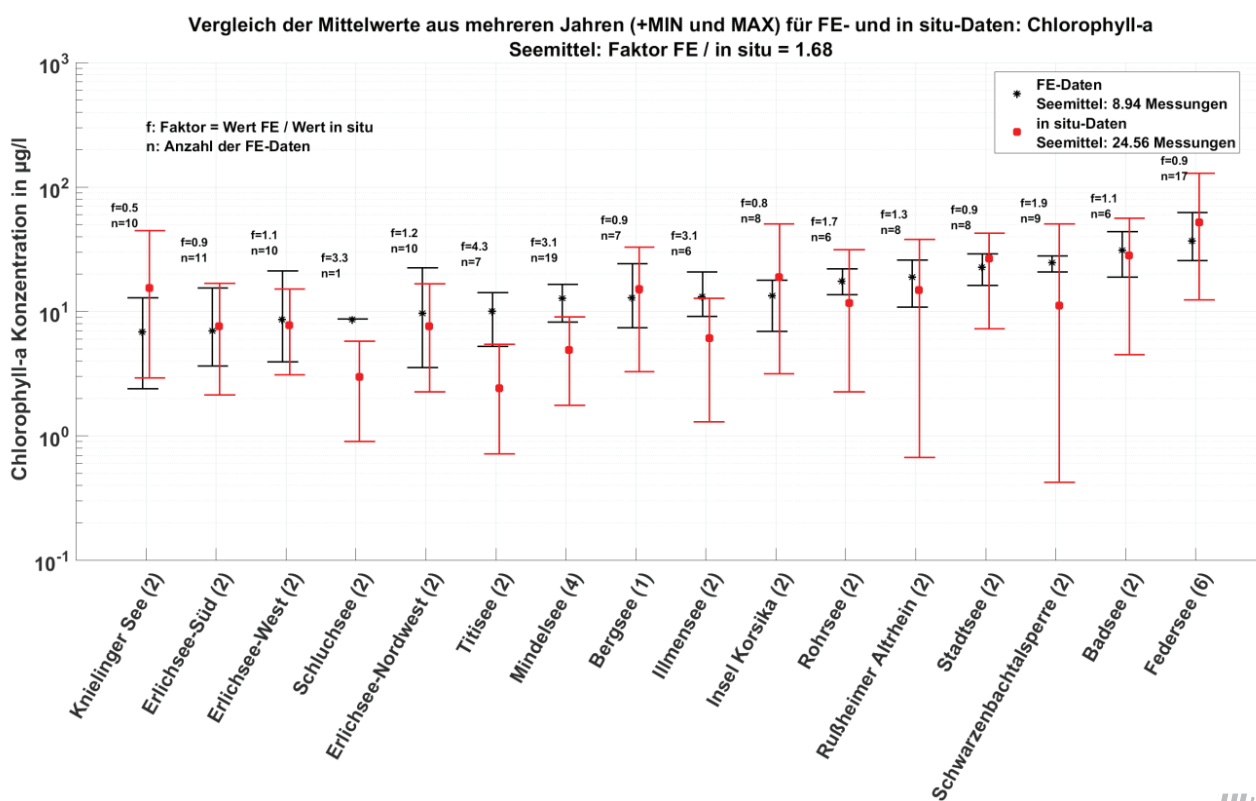


Abb. 6-12: Satellitenbildaufnahme einiger Seen in Oberschwaben am 18.03.2016 mit Landsat 8. Dargestellt ist das RGB-Bild überlagert mit den von EOMAP berechneten Chl-a-Konzentrationen. Der Illmensee befindet sich im linken Bereich der Abbildung und ist in diesem Ausschnitt der größte See. Bei der Seengruppe im rechten Bildteil handelt es sich um die Blitzenreuter Seenplatte. Die unterschiedlichen Chl-a-Gehalte der verschiedenen Seen sind deutlich erkennbar. © NASA (Landsat 8), prozessiert durch EOMAP.

doch in der weiteren Auswertung durch angepasste Prozessierungsketten weiter minimiert werden. In Abbildung 6-13 ist eine Übersicht der ersten, vorläufigen Validationsergebnisse für den Parameter Chlorophyll-a gezeigt. Dargestellt ist ein Vergleich der Mehrjahresmittelwerte von in-situ- mit Satellitenmessungen für verschiedene Seen. Es ist erkennbar, dass die Werte aus den Satellitenmessungen in den meisten Fällen im Min-Max-Bereich der in-situ-Messungen liegen. Zudem sind die Mehrjahresmittelwerte aus beiden Methoden oft ähnlich. Die Abweichungen liegen meistens im Bereich von 0-70 %, wobei zeitliche Differenzen einiger Tage zwischen den verschiedenen Messmethoden bereits zu Abweichungen von bis zu 50 % führen. Allerdings fällt auch auf, dass die Bestimmung von Chl-a per Satellit den Wert der in-situ-Messung bei einigen Seen (z. B. Titisee, Mindelsee) überschätzt. Zudem wird deutlich, dass häufig – speziell für die Jahre vor dem Start von Landsat 8 (Start 2013) und Sentinel 2A und 2B (Start in den Jahren 2015 und 2017) – nur eine geringe Anzahl an Satellitendaten vorhanden ist (Grund: regionale Bewöl-

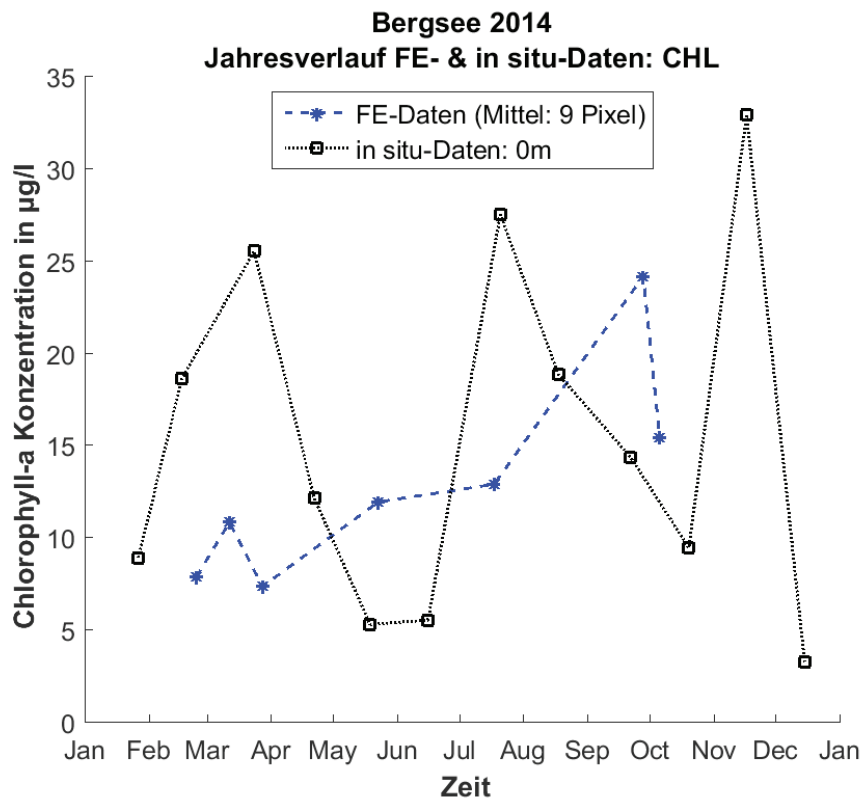
kung über kleinen Seen), was eine statistische Auswertung erschwert. Zu erwarten ist jedoch, dass mit dem Start weiterer Satellitenmissionen eine deutlich höhere zeitliche Abdeckung gegeben sein wird und zusätzliche räumlich hochaufgelöste Fernerkundungsdaten in Zukunft zur Verfügung stehen werden.

Eine wichtige Frage innerhalb der Validationsstudie ist, welche Genauigkeit mit den Fernerkundungsdaten generell erreicht werden kann. Ist z. B. eine Unterscheidung zwischen niedriger und hoher Primärproduktion in einem See möglich oder können mit Fernerkundungsverfahren auch höhere Genauigkeitsanforderungen abgebildet werden, wie beispielsweise die saisonale Dynamik? Diese saisonale Variabilität ist für den Bergsee exemplarisch in Abbildung 6-14 (S. 126) im Jahresverlauf 2014 dargestellt. Die ermittelten Chl-a-Gehalte aus in-situ-Messungen und Satellitendaten liegen in etwa im selben Wertebereich, sind jedoch nicht identisch. Zu beachten ist hierbei, dass die in-situ-Messungen und Überflüge des Satelliten nicht zeit-



LUBW

Abb. 6-13: Vergleich der Mehrjahresmittelwerte der Chl-a-Konzentrationen (in-situ- und Satellitenmessungen) ausgewählter Seen. Die Chl-a-Konzentrationen der Einzelmessungen in den verschiedenen Untersuchungsjahren wurden jeweils gemittelt und die über die Untersuchungsjahre gemittelten Minima und Maxima der Jahresverläufe als Fehlerbalken mit eingezeichnet. Zusätzlich ist notiert, wie viele Satellitenmessungen (n) insgesamt vorhanden sind und wie der Faktor (f) von Chl-a-Gehalt aus Satellitendaten zu Chl-a-Gehalt aus in-situ-Messungen jeweils aussieht. Die eingeklammerte Zahl hinter dem Seennamen gibt die Anzahl der vorhandenen in-situ-Untersuchungsjahre an.



LW:W

Abb. 6-14: Vergleich des Jahresverlaufs der Chl-a-Konzentration im Bergsee 2014 aus in-situ-Messungen (Tiefe: 0 m; schwarz) und aus Satellitendaten (Mittel aus 9 Pixeln; blau).

gleich erfolgten und bereits zeitliche Unterschiede von wenigen Tagen zwischen den beiden Messungen aufgrund der Dynamik dieses zeitlich hochvariablen Parameters bereits zu großen Differenzen in der Chl-a-Konzentration im See führen können.

6.2.4 Messkampagne: Blitzenreuter Seenplatte

Für das Jahr 2017 ist eine ergänzende Messkampagne an der Blitzenreuter Seenplatte bei Ravensburg geplant, die eine Reihe von kleinen Seen mit sehr unterschiedlichen optischen und limnologischen Eigenschaften umfasst. Die ausgewählten Seen unterscheiden sich deutlich in ihrem Chl-a-Gehalt und weisen Eigenschaften auf (z. B. hoher Huminstoffgehalt), die für die Fernerkundung aktuell noch schwierig zu erfassen sind. Die Messtermine sind so gewählt, dass Satellitenüberflüge und in-situ-Messungen am selben Tag stattfinden. Dadurch ist eine sehr gute Vergleichbarkeit gewährleistet und die Validation kann deutlich exakter durchgeführt werden und damit bessere Ergebnisse liefern. Außerdem wird ergänzend zu den klassischen Bestimmungen von Chlorophyll a mittels Wasserproben und nasschemischer Analytik auch mit einer

BBE-Fluoroprobe-Sonde entlang von Transekten die horizontale Variabilität von Chlorophyll-a in diesen Seen bestimmt.

Diese Messkampagne dient als Pilotstudie für ein indikatives Gewässermonitoring, bei dem insbesondere für kleinere Gewässer potentiell unerwünschte Gewässerzustände erkannt und deren zeitliche Entwicklung abgeschätzt werden können.

6.2.5 Werkzeugkiste und abgeleitete Produkte

In einem weiteren wichtigen Arbeitsschritt im Projekt WasMon-CT werden zusätzlich in enger Abstimmung mit potentiellen Anwendern Werkzeuge und mögliche Endprodukte erstellt. Diese anwendungsbezogenen, abgeleiteten Produkte sollen die Nutzung der Fernerkundungsdaten in der wasserwirtschaftlichen Praxis und die direkte Anwendung im vorsorgenden Gewässerschutz ermöglichen und so bestehende Monitoringprogramme und Bewertungsverfahren um satellitengestützte Informationen ergänzen. Beispiele für mögliche Produkte sind Zeitreihen verschiedener Gewässerqualitätsparameter (z. B. Chloro-

phyll-a), Trophieberechnungen für Seen oder Warnsysteme z. B. zur frühzeitigen Detektion von Algenblüten. Eine solche Zeitreihe ist in Abbildung 6-14 als Jahresverlauf der Chl-a-Konzentration für den Bergsee im Jahr 2014 gezeigt. Die Anwendbarkeit dieser Produkte für verschiedene Seentypen hängt von den Ergebnissen der Validationsstudie ab.

6.2.6 Ausblick

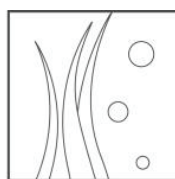
Das Verbundprojekt „Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung (WasMon-CT)“ liefert wichtige Voraussetzungen für ein satellitengestütztes Monitoring von Seen in Baden-Württemberg, mit dem die vorhandenen klassischen Konzepte der Gewässerüberwachung und des Gewässerschutzes ergänzt werden können. Im Rahmen des Projektverbundes wird ein enger Wissensaustausch mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde unterhalten. Ergebnisse der Untersuchungen der BfG an Bundeswasserstrassen erster Ordnung könnten mittelfristig vermutlich auch in die Monitoringkonzepte der LUBW für Fließgewässer übernommen werden.

Das Projekt wird nach derzeitiger Planung bis Juli 2018 abgeschlossen werden.

6.3 BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie



HyMoBioStrategie



LUW

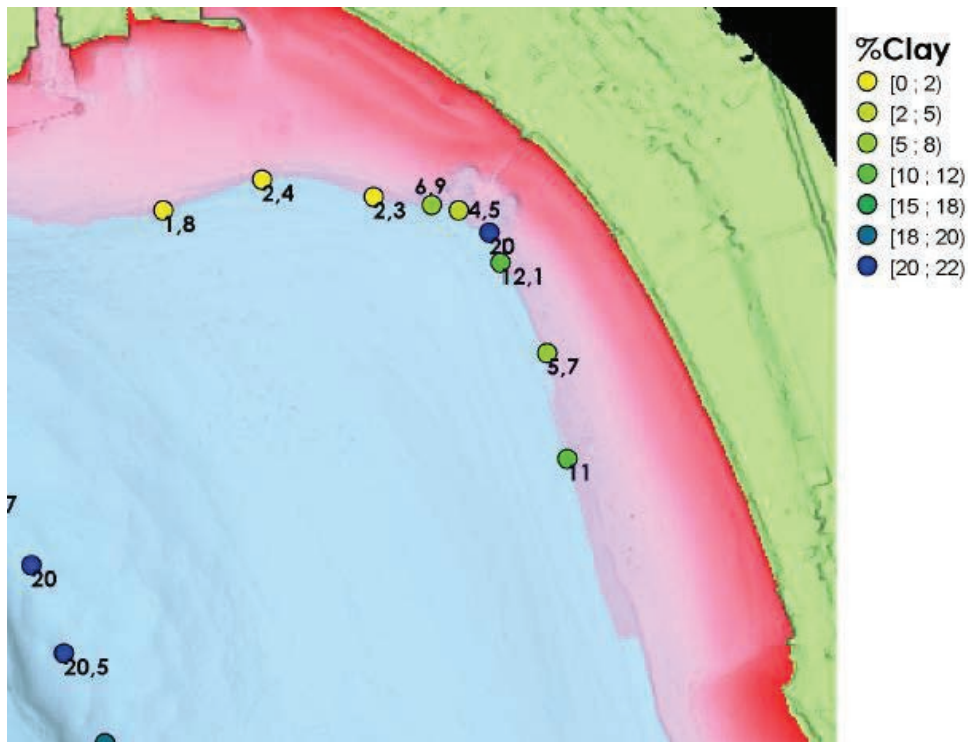
Abb. 6-15: Logos des Projektclusters NaWaM/ReWaM des BMBF und Projektlogo des Projektes „HyMoBioStrategie: Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen von Seeufern (Bodensee) auf den Feststoffhaushalt, submerse Makrophyten und Makrozoobenthos-Biozönosen mit dem Ziel der Optimierung von Mitigationsstrategien“.

Das BMBF-Projekt HyMoBioStrategie (Abb. 6-15) hat eine Laufzeit vom 01.04.2015–31.03.2018 und untersucht im Verbund mit der Universität Konstanz, dem Landesdenkmal-

amt Hemmenhofen, dem Fraunhofer-Institut für Biomedizinische Technik in St. Ingbert und der Firma Lanaplan GmbH die Auswirkungen von baulichen Veränderungen in der Flachwasserzone des Bodensees. Nach anfänglichen Verzögerungen konnten vor allem mit der Besetzung einer projektfinanzierten Stelle im Jahr 2016 einige wesentliche Fortschritte erzielt werden, von denen auch die regulären Arbeiten am ISF profitieren.

Zunächst wurden methodische Arbeiten im Sedimentologielabor begonnen und eine Vielzahl von Sedimentkernen in der Flachwasserzone entnommen. Wegen der sehr festen Konsistenz der Sedimente mussten Anpassungen bei der Probenahme vorgenommen werden. Die Kerne wurden nicht, wie ursprünglich vorgesehen, von einer Plattform mit schwerem Dreibein, sondern mit einem leichten, selbst konstruierten Hammerlot entnommen. Die Qualität der Kerne ist sehr gut. Zudem wurden methodische Arbeiten bei der Korngrößenanalyse mit dem Laserdiffraktometer durchgeführt, um mit einem Autosampler die Bearbeitung von Korngrößenanalysen feiner Sedimentproben weitgehend zu automatisieren. Hiervon wird vor allem die künftige Arbeit am ISF deutlich profitieren, da der Einsatz des Autosamplers bei den relativ groben Proben aus der Flachwasserzone keine Vereinfachung bringt. Die grobkörnigen Proben werden von dem Rührsystem nicht quantitativ suspendiert, um sie vollständig der Analyse zuzuführen.

Ende 2016 war die Beprobung der Untersuchungsflächen auf dem See zu etwa zwei Dritteln abgeschlossen und die Beprobung der Sedimentkerne im Labor etwa zur Hälfte fertiggestellt. Auch die Bearbeitung der Proben im Labor ist gut vorangeschritten. Eine Visualisierung der Ergebnisse erfolgt mit der Software GisTerm und zeigt z. B., dass massive Erosionserscheinungen wesentlich durch die Berufsschifffahrt hervorgerufen werden (Abb. 6-16; S. 128). Vergleichbare Ergebnisse zeigen sich auch in den anderen, deutlich vom Schiffsverkehr beeinflussten Untersuchungsflächen (z. B. Langenargen). Ähnliche Darstellungen werden nach Vorliegen sämtlicher Resultate mit den am besten geeigneten Korngrößenparametern sowie mit den durch organische Reste im Sediment geprägten Parametern TC, TN, TOC und übersichtsweise den Daten zum Mineralbestand angefertigt.



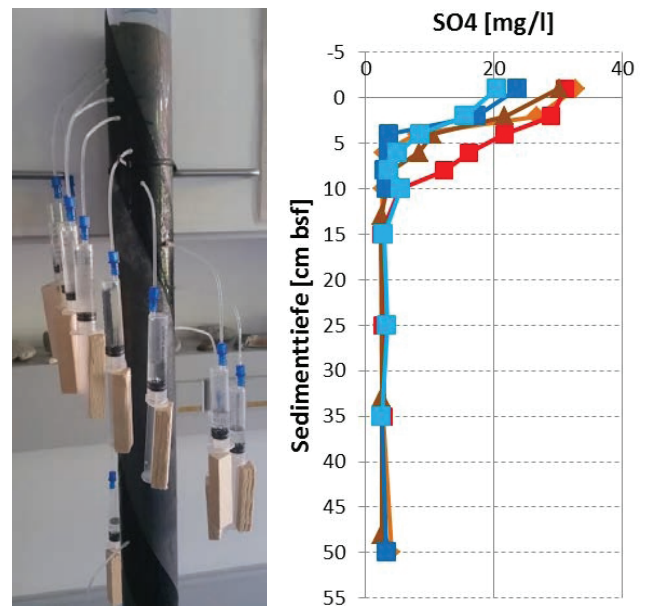
LU:W

Abb. 6-16: Korngrößenverteilung von Oberflächensedimenten in Kressbronn. Der hohe Tonanteil zeigt die massive Erosion am Schiffsanleger durch die an- und ablegenden Schiffe der Weißen Flotte. Grün: Land, rot: 0–5 m Wassertiefe, blau: >5 m Wassertiefe.

Im Winter 2016/2017 wurde die Beprobung der Sedimentkerne beendet und wird im Sommer 2017 in Kooperation mit den anderen Teilprojekten mit ergänzenden Untersuchungen zur Porenwasserchemie (Nährstoffe für Makrophyten) komplettiert. Voruntersuchungen (im ebenfalls BMBF-finanzierten „Seezeichen“-Projekt) zeigten, dass der methodische Ansatz zur Porenwasserchemie vielversprechend ist und gut verwertbare und plausible Ergebnisse ermöglicht (Abb. 6-17).

Mit der TU Darmstadt war es erst Ende 2016 möglich, einen Werkvertrag zur Erkundung des Untergrundes mit einem Georadar abzuschließen. Unabhängig davon wurden von der TU Darmstadt notwendige Machbarkeitsstudien und konstruktive Entwicklungsarbeiten für das Unterwasser-Georadar durchgeführt. Das Gerät (Abb. 6-18) wurde mit dem wasserdichten Gehäuse bereits fertiggestellt (Dezember 2016) und wird in einem ersten Feldtest im Bodensee eingesetzt (März 2017, erfolgreicher Test in Langenargen).

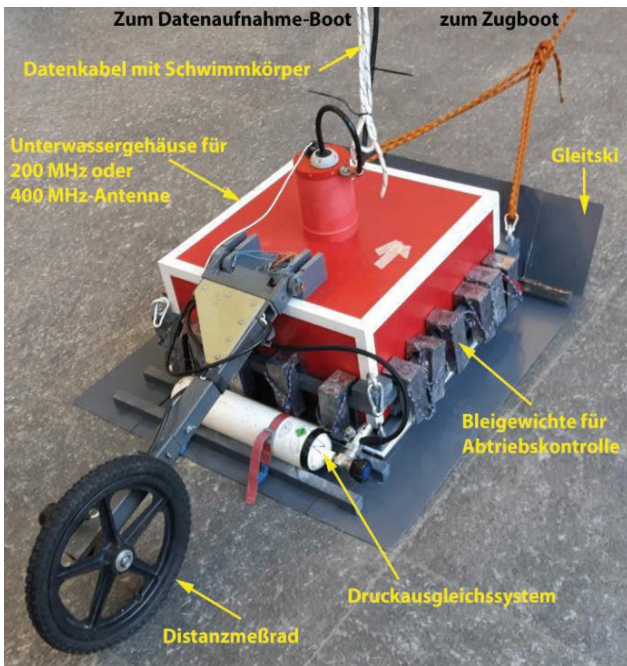
Eine Masterarbeit (Christian Kempf, Uni Heidelberg 2016, unveröffentlicht) beschäftigt sich mit der Möglichkeit,



LU:W

Abb. 6-17: links: Porenwasserbeprobung an zuvor angebohrten Sedimentkernen mit Hilfe von Spritzen und Filterkerzen (im Sediment) und Resultate; Die Methodenentwicklung und -Anpassung wurde im Projekt „Seezeichen“ durchgeführt. Bildnachweis: LUBW.

hochauflösende Geländemodelle mit einem auf einem kleinen Boot installierten Laserscanner herzustellen (Abb. 6-19). Grundsätzlich funktioniert die Technik, sodass sehr



LUBW

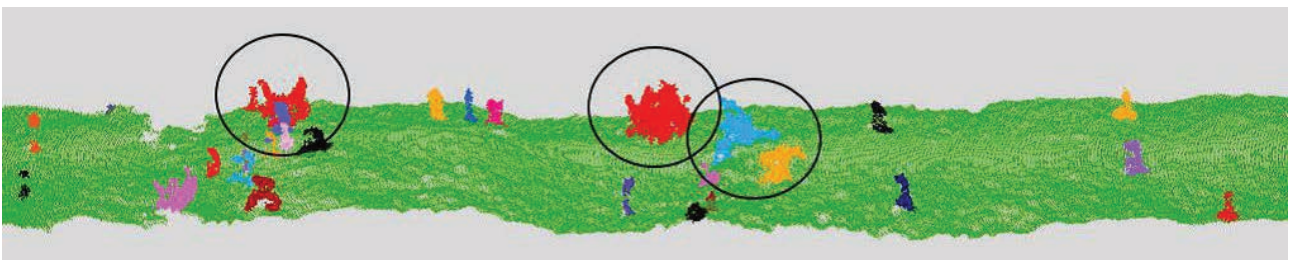
Abb. 6-18: Prototyp des „Unterwasser-Georadar“ der TU Darmstadt, das mit Unterstützung durch einen Werkvertrag entwickelt wurde. Bildnachweis: Hornung, TU Darmstadt.

hochauflösende Geländemodelle hergestellt werden können (Abb. 6-20). In der Arbeit konnten allerdings keine Algorithmen ausgearbeitet werden, die eine weitgehend automatisierte Klassifikation des Seebodens erlauben, sodass die Analyse der immensen Datenmengen mit sehr hohem Aufwand verbunden ist.



LUBW

Abb. 6-19: Installation eines Laserscanners auf einem kleinen Aluboot (Bild: Kempf). (IMU = Inertial Motion Unit (Bewegungssensor)).



LUBW

Abb. 6-20: Das Ergebnis des Auswertalgorithmus der Laserscan-Daten zeigt einzelne Cluster mit archäologischen Pfählen im hochauflösend erfassten Seeboden (Kempf, 2016).

6.4 Niedrigwasserbericht 2015



Abb. 6-21 Der Niedrigwasserbericht für das Jahr 2015 kann kostenlos im Bestellshop der LUBW (www.lubw.baden-wuerttemberg.de) heruntergeladen werden.

Das Jahr 2015 war für Baden-Württemberg ein bedeutendes Niedrigwasserjahr mit deutlich unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen. Dies hatte erhebliche Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, besonders für die Abflussmengen in den Fließgewässern und für die Grundwasserstände. Die Ergebnisse einer umfassenden Datenanalyse für dieses Ausnahmejahr wurden durch die LUBW im „Niedrigwasserbericht 2015“ dokumentiert (Abb. 6-21).

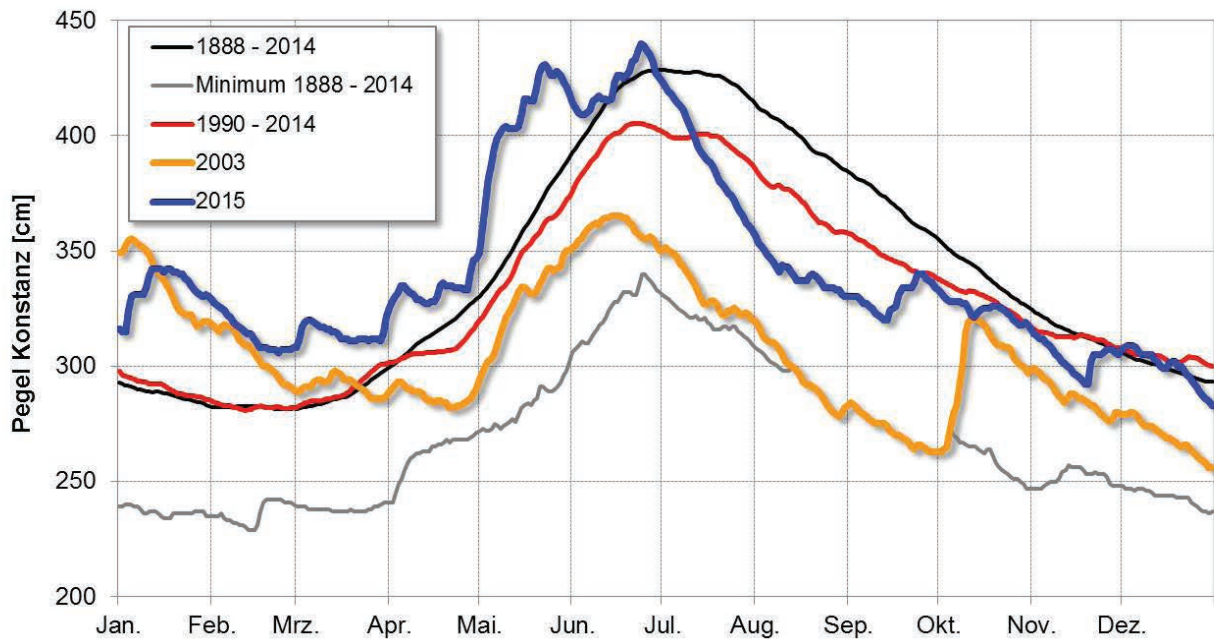
Für den Bodensee wurde hierbei untersucht, welche Auswirkungen die Trockenheit im Jahr 2015 hatte. Auffällig am Wasserstandsverlauf des Bodensee-Obersees ist, dass in der ersten Jahreshälfte stets überdurchschnittlich hohe Wasserstände vorherrschten, insbesondere im Januar und Mai. Gegen Ende Juni setzte dann eine lang anhaltende Trockenperiode ein, welche dazu führte, dass die Pegelstände bis Mitte September nahezu kontinuierlich abfielen. Im

Verlauf des Juli fielen die Wasserstände deutlich unter die langjährige mittlere Ganglinie des Wasserstands (Abb. 6-22, Abb. 6-23). Ab August gab es vereinzelt Einschränkungen für den Schiffsverkehr bei der Nutzung von Häfen und Anlegestellen. Der langjährige mittlere Wasserstandsverlauf am Pegel Konstanz von 1888 bis 2014 wurde im August um bis zu 65 cm unterschritten (Abb. 6-23). Erst Mitte September führten ergiebige Niederschläge zu einem Anstieg der Wasserstände auf mittlere Verhältnisse. Der Wasserstandsverlauf des Bodensee-Untersees verlief sehr ähnlich wie jener des Obersees.

Einen ähnlichen, lang anhaltenden Abfall des Wasserstands von Juni bis in den Herbst gab es auch im Niedrigwasserjahr 2003 (Abb. 6-22). Im Gegensatz zum Jahr 2015 waren die Wasserstände hier jedoch bereits im Juni deutlich unterdurchschnittlich. Ab August bis Anfang Oktober führte dies zu den niedrigsten saisonalen Wasserständen in der langjährigen Messreihe seit 1888. Im Jahr 2015 hingegen verhinderte der hohe Wasserstand des Sees zu Beginn der Trockenphase, dass es zu extrem niedrigen Wasserständen kam.

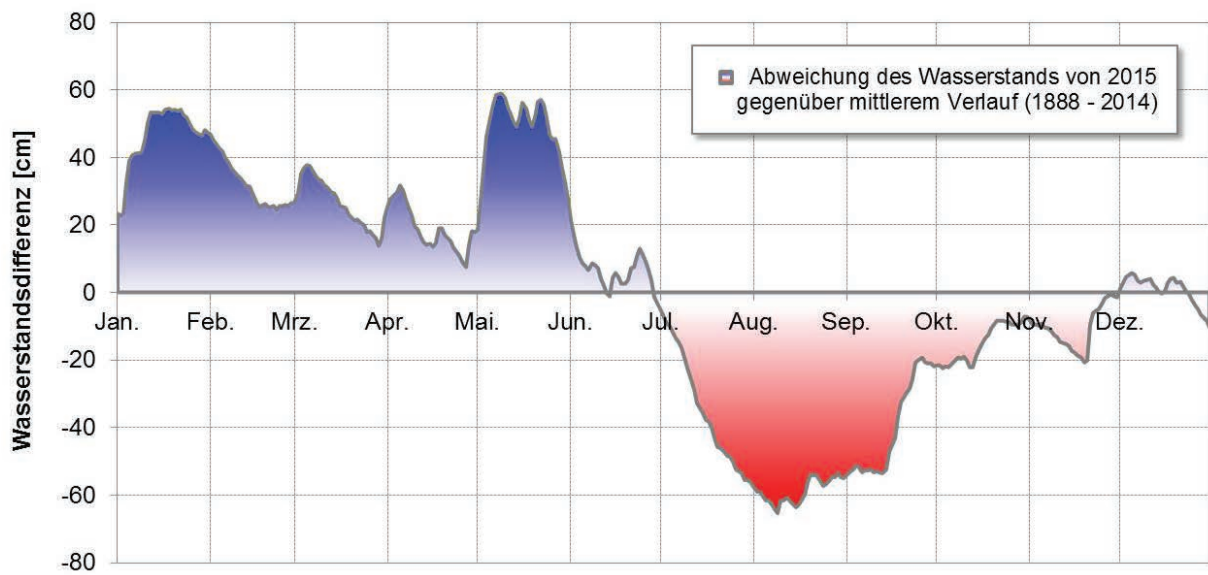
Betrachtet man die mittleren Pegelverhältnisse nicht seit 1888 sondern seit 1990 (Abb. 6-22), so ist die Phase der unterdurchschnittlichen Wasserstände deutlich geringer ausgeprägt. Eine wesentliche Ursache für die im Mittel niedrigeren sommerlichen Wasserstände in den letzten Jahrzehnten wird in den klimatischen Veränderungen gesehen, welche zu einer geringeren winterlichen Schneespeicherung in den Alpen und somit zu einem Rückgang der Zuflussmengen im Frühjahr und Sommer geführt haben. Darüber hinaus kommen auch veränderte Verdunstungs- und Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet als mögliche Einflussfaktoren in Betracht.

Begleitet wurde die Trockenphase des Sommers 2015 durch deutlich überdurchschnittliche Werte der Lufttemperaturen und der Sonneneinstrahlung, welche vor allem im Juli zu hohen Wassertemperaturen im See führten. Im langjährigen Monitoring der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) wurde im Oberflächenwasser bei der Seemitte erstmals ein Temperaturwert über 26 °C gemessen.



LUBW

Abb.6-22: Wasserstandsverläufe des Bodensee-Obersees bei der Pegelmessstation Konstanz für unterschiedliche Zeitbereiche (siehe Legende in der Graphik).



LUBW

Abb. 6-23: Unterschied zwischen den Wasserständen des Jahres 2015 und der langjährigen saisonalen Ganglinie von 1888 bis 2014 am Messpegel von Konstanz.

7 Öffentlichkeitarbeit

7.1 Kolloquium des Institutes für Seenforschung

Auch im Jahr 2016 konnten wieder eine Reihe von Kollegen und Kolleginnen für Vorträge im Kolloquium des Institutes für Seenforschung gewonnen werden, die im Rahmen von sechs Vortragsterminen eine große thematische Vielfalt abdeckten. Die Kolloquiumsreihe war dabei sehr gut von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des ISF und der FFS (Fischereiforschungsstelle), den Fachkollegen und der interessierten Öffentlichkeit besucht.

Besonderer Dank gebührt dem „Verein der Freunde des Bodensees und des Institutes für Seenforschung e.V.“, der das Kolloquium des ISF wieder finanziell unterstützte.

Folgende Kolloquiumsvorträge fanden 2016 im Institut für Seenforschung statt:

18.03.2016

„*Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis bugensis*: Ihr Nachweis mit Umwelt-DNA, ihre Verbreitung durch Freizeitboote und ihre Anpassungsfähigkeit an die Umwelt“

Dr. Lukas de Ventura, Kanton Aargau, Departement Bau Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Oberflächengewässer

22.04.2016

„Neues aus dem oberschwäbischen Seenprogramm“

Albrecht Trautmann, PRO REGIO Oberschwaben GmbH – Seenprogramm

03.06.2016

„Die Neozoeninvasion im Bodensee – eine Bilanz nach 10 Jahren“

Peter Rey, HYDRA Institut für angewandte Hydrobiologie

28.10.2016

„Carbonatssystem im Wattenmeer an der benthisch-pelagischen Grenze“

Dr. Vera Winde, Institut für Seenforschung der LUBW

18.11.2016

„Schwebstoffe in Kreislaufanlagen: Auswirkungen auf Wachstum und die Physiologie von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*)“

Cornelius Becke, Fischereiforschungsstelle der LAZBW

09.12.2016

„Das Fischbacher Ufer im Wandel der Zeit – Renaturierung des Fischbacher Ufers von der Brunnisach bis Seemoos“

Julius Pietruske, Naturschutzwart Fischbach

8 Literatur

- BERTSCH, K. (1931): Paläobotanische Monographie des Federseerieds. Schweizerbat'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 127 S.
- BOLENDER, E. & FÜRST J. (2014): Makrophytenmonitoring Rohrsee. Zwischenbericht Untersuchungen 2012/2013 im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen, 28 S.
- BRONNENHUBER, J. E. & WILSON, C. C. (2013): Combining species-specific COI primers with environmental DNA analysis for targeted detection of rare freshwater species. – Conservation Genetics Resources, 5(4): 971–975.
- COHEN, R. R. H., DRESLER, P. V., PHILLIPS, E. J. P. & CORY, R. L. (1984): The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. – Limnol. Oceanogr. 29(1): 170–180.
- DENEKE, R. & MAIER, G. (In Vorbereitung): Titel noch unbekannt.
- DENEKE, R., MAIER, G. & MISCHKE, U. (In Vorbereitung): Titel noch unbekannt.
- EINSLE, U. (1977): IGKB-Bericht Nr. 20: Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee Obersee (1962–1974) und Rheinsee (1963–1973).
- GERECKE, M. (2016): Filter feeding potential of *Corbicula fluminea* in Lake Constance. Bachelorthesis. ETH Zürich.
- GLIWICZ, M. & SIEDLAR, E. (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. – Archiv für Hydrobiologia 88(2): 155–177.
- GREISBERGER, S. & TEUBNER, K. (2007): Does pigment composition reflect phytoplankton community structure in differing temperature and light conditions in a deep alpine lake? An approach using HPLC and delayed fluorescence techniques. – Journal of Phycology, 43(6), 1108–1119.
- HOFMAN, W. (1991): The late-glacial/holocene *Bosmina* (*Eubosmina*) fauna of Lake Constance (Untersee) (F.R.G.): traces of introgressive hybridization. – Hydrobiologia 225: 81–85.
- HUMBERG, B. (2011): Makrophytenkartierung der Erlichseen, des Mindelsees und des Federsees im Rahmen des WRRL-Monitorings. – Bericht im Auftrag der LUBW.
- HUNGER, H., F.-J. SCHIEL & KUNZ, B. (2006): Verbreitung und Phänologie der Libellen Baden-Württembergs (Odonata). – Libellula Supplement 7: 15–184.
- IGKB (2010): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37 (2009).
- ISF (Institut für Seenforschung der LUBW) (2009): ISF Arbeitsbericht 2008/2009.
- ISF (Institut für Seenforschung der LUBW) (2012): ISF Arbeitsbericht 2011/2012.
- ISF (Institut für Seenforschung der LUBW) (2016): ISF Arbeitsbericht 2015.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. Ü., SONDERGAARD, M. & LAURIDSEN, T. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. – Hydrobiologia 342/343: 151–164.
- JORDA, C. (2006): Der Federsee - Makrophyten und Phyto-benthos. Ergebnisse 10/2006. – Bericht im Auftrag der LUBW.
- KIEFER, F. & FRYER, G. (1978): Die Binnengewässer Band XXVI: Das Zooplankton der Binnengewässer. 2. Teil, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 380 S.
- KRUG, K. (2017): Der Rohrsee bei Bad Wurzach – Pegelschwankungen und deren Einfluss auf die Gewässerqualität. Masterarbeit Universität Rostock, 73 S.

- LAFORSCH, C., TOLLRIAN, R. (2004a): Inducible defenses in multipredator environments: cyclomorphosis in *Daphnia cucullata*. – Ecology 85: 2302–2311.
- LAFORSCH, C., TOLLRIAN, R. (2004b): Extreme helmet formation in *Daphnia cucullata* induced by small-scale turbulence. – Journal of Plankton Research 2(1): 81–87.
- LAMPERT, W. & WOLF, H.G. (1986): Cyclomorphosis in *Daphnia cucullata*: morphometric and population genetic analyses. – Journal of Plankton Research 8(2): 289–303. <https://doi.org/10.1093/plankt/8.2.289>
- MAIER, G. & STICH, H.-B. (2012): Projekt Zooplankton – Länge, Volumen, Masse. Bericht der LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 37 S.
- PRZYTULSKA, A., COMTE, J., CREVECOEUR, S., LOVEJOY, C., LAURION, I. & VINCENT, W. F. (2016): Phototrophic pigment diversity and picophytoplankton in permafrost thaw lakes. – Biogeosciences, 13(1): 13.
- LIEDER, U. (1999): Crustacea Cladocera Bosminidae. In: Süßwasserfauna von Mitteleuropa Bd. 8/2-3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- RÖBBELEN, M. (1989): Beiträge zur Entwicklung der Makrophytenvegetation des Federseegebietes unter Berücksichtigung der Riedgräben nach Inbetriebnahme der Ringleitung und Kläranlage. Dissertation Uni Hohenheim, 174 S.
- RÖSCH, R. (2017): Felchen-Laichfischerei 2016 am Bodensee-Obersee. – Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg Heft 1 2017: 7.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. & STELZER, D. (2014): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 10.10). Augsburg/Wielenbach, 163 S.
- SCHLÜTER, L., LAURIDSEN, T. L., KROGH, G. & JØRGENSEN, T. (2006): Identification and quantification of phytoplankton groups in lakes using new pigment ratios – a comparison between pigment analysis by HPLC and microscopy. – Freshwater Biology, 51(8): 1474–1485.
- SHEATH, R. G. & WEHR, J. D. (2003): Introduction to freshwater algae. In: Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. Academic Press, San Diego, CA.
- STELZER, D. & MEILINGER P. (2016): Makrophytenkartierung des Federsees 2016. – Bericht im Auftrag der LUBW.
- TGL (1982): Fachbereichsstandard. Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer; Klassifizierung. TGL 27885/01. – Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin: 1–16.

