



ISF Arbeitsbericht 2017



Baden-Württemberg

ISF Arbeitsbericht 2017



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	März 2019
BERICHTSUMFANG	114 Seiten
TITELBILD	Mindelsee 2017
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.

1	BODENSEE	7
1.1	Jährlicher IGKB-Zustandsbericht	7
1.1.1	Physikalische Entwicklung	7
1.1.2	Chemische Entwicklung	9
1.1.3	Biologische Entwicklung	11
1.2	Mikroverunreinigungen im Bodensee	32
1.2.1	Mikroverunreinigungen	32
1.2.2	Komplexbildner	36
1.3	Entwicklung der Fischbestände	36
1.3.1	Felchenlaich-Monitoring	36
1.3.2	Fischbestandserfassung	36
1.4	Verankerungen im Bodensee-Obersee	38
1.4.1	Temperaturmesswerte an den Verankerungen	38
1.5	Neozoenmonitoring	40
1.6	Ökologische und hydrologische Veränderungen in den Ausstrombereichen des Bodensees	42
2	BODENSEE-ZUFLÜSSE	44
2.1	Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe	44
2.2	Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen	45
2.2.1	Mikroverunreinigungen	45
2.2.2	Komplexbildner	47
3	KLEINE SEEN IN BADEN-WÜRTEMBERG	48
3.1	Mindelsee	48
3.1.1	Chemische Untersuchung	50
3.1.2	Biologische Untersuchung	53
3.1.3	Seenphysikalische Untersuchung	58
3.1.4	Zusammenfassung und Fazit	61
3.2	Illmensee	62
3.2.1	Chemische Untersuchung	63
3.2.2	Biologische Untersuchung	67
3.2.3	Seenphysikalische Untersuchung	72
3.2.4	Zusammenfassung und Fazit	74
3.3	Kleine Kinzig	75
3.3.1	Chemische Untersuchung: Spurenstoffe	75
3.4	Baggerseen	75
3.4.1	Erlichsee	78
3.4.2	Insel Korsika	80
3.4.3	Rußheimer Altrhein	82
3.4.4	Rohrköpflesee	84
3.4.5	Mittelgrund	85
3.4.6	Knielinger See	87

INHALTSVERZEICHNIS

4	METHODEN UND KONZEPTE, QUALITÄTS- UND DATENSICHERUNG	90
4.1	PhytoLoss-Tool	90
4.2	Weiterentwicklung FisGeQua	92
4.3	Analytische Qualitätssicherung	92
5	PROJEKTE	93
5.1	BMBF-Verbundprojekt SeeZeichen „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“	93
5.1.1	Ziele und Partner des Projekts	93
5.1.2	Messkampagnen	94
5.1.3	Simulationsstudien mit einem 3-dim hydrodynamischen Modell und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell	98
5.1.4	Übertragbarkeit auf andere Seen	101
5.2	Das COPERNICUS-Fernerkundungsprojekt „Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll-a und Trübung (WasMon-CT)“	105
5.2.1	Einleitung und Motivation	105
5.2.2	Datenrecherchen und Aufbau von Datenbankstrukturen	105
5.2.3	Validationsstudie kleine Seen	106
5.2.5	Überflugsynchrone Messkampagnen in kleinen Seen und dem Bodensee	107
5.2.6	Ableitung von anwendungsbezogenen Fernerkundungsprodukten	108
5.2.7	Gemeinsame Aktivitäten mit dem Projektpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)	109
5.3	BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie	109
5.3.1	Untersuchungen von Sedimentkernen	109
5.3.2	Untersuchungen mit dem Georadar	109
5.3.3	Messkampagne Kressbronn	110
6	ÖFFENTLICHKEITARBEIT	113
6.1	Kolloquium des Institutes für Seenforschung	113
7	LITERATUR	114

1 Bodensee

1.1 Jährlicher IGKB-Zustandsbericht

1.1.1 Physikalische Entwicklung

Bodensee-Obersee

Bei den Wasserständen 2017 wechselten sich Phasen mit relativ zu den mittleren Pegelständen niedrigeren Wasserständen mit relativ erhöhten Werten im Jahresverlauf mehrfach ab. Auffällig waren die zum Teil deutlich unterdurchschnittlichen Wasserstände im Juni, Juli und August (Abb. 1-1). Demgegenüber waren die Wasserstände ab September ausnahmslos höher als die Mittelwerte, wobei sich die Wasserstände im Dezember kurzzeitig den langjährigen Extremwerten annäherten, diese jedoch nicht erreichten.

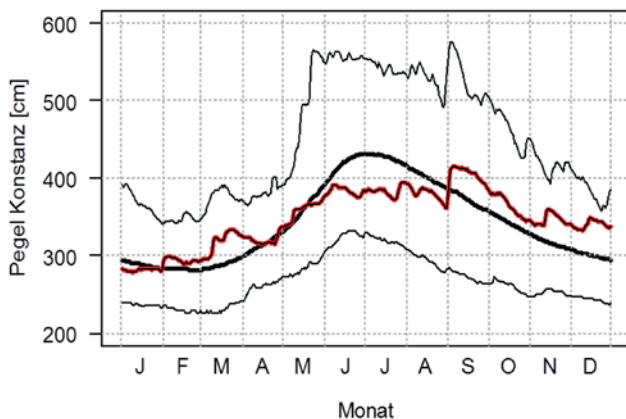


Abb. 1-1: Wasserstandsverlauf am Pegel Konstanz. Schwarz: Maximum, Mittelwert (fett) und Minimum des Zeitraums 1850–2017; rot: 2017.

Die in den Vorjahren beobachtete Zweiteilung des Jahres mit relativ zu den Mittelwerten erhöhten Werten in der ersten Jahreshälfte und erniedrigten Werten in der zweiten Jahreshälfte konnte in 2017 nicht beobachtet werden.

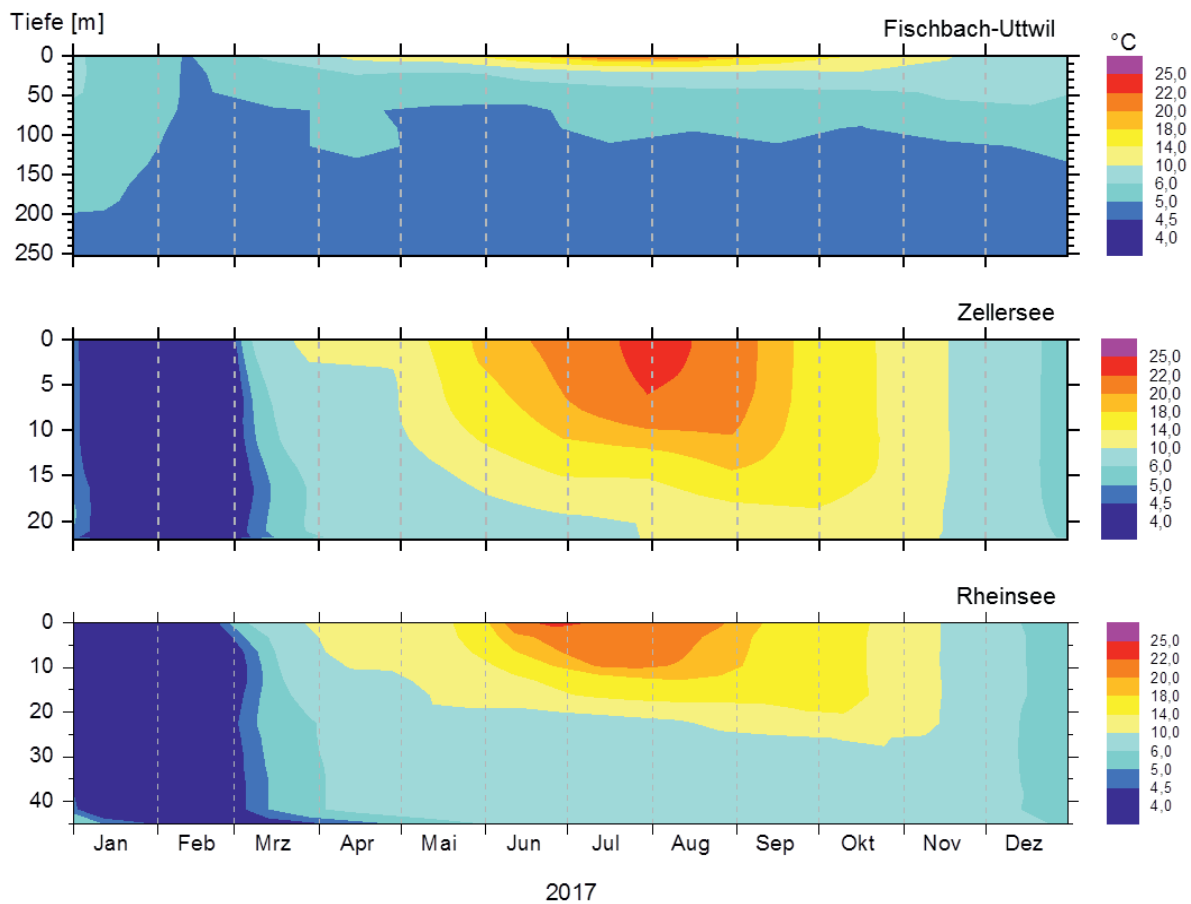
Abflüsse: Das Jahr 2017 unterschied sich ebenso wie in den Wasserständen auch in seinem Abflussverhalten des Hauptzuflusses Alpenrhein vom Vorjahr. Im Gegensatz zu den Vorjahren in denen die maximalen Abflüsse häufig im Mai oder Juni anzutreffen waren, wurde der höchste Abflusswert in 2017 am 1. September mit 1086 m³/s gemessen (Tagesmittelwert 671 m³/s). Im Mai und Juni waren zwar wieder im Durchschnitt erhöhte mittlere monatliche Ab-

flusswerte (QM) anzutreffen (QM=308 m³/s und 360 m³/s für Mai und Juni), jedoch war dieses fröhsommerliche Abflussgeschehen weniger deutlich ausgeprägt als in den Vorjahren.

Meteorologisch ist das Jahr 2017 in Deutschland nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes (DWD) dadurch gekennzeichnet, dass es zu den acht wärmsten Jahren seit Beginn der regelmäßigen Temperaturmessungen im Jahr 1881 gehört. Mit 9,6 °C war das Jahr 2017 im Mittel um +1,4 Grad wärmer als die Vergleichstemperatur der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990 – verglichen mit der späteren Vergleichsperiode von 1981 bis 2010 – war 2017 um +0,7 Grad wärmer (Quelle: Deutscher Wetterdienst). In Konstanz lag dabei die Jahresmitteltemperatur mit 10,7 °C um +1,7 Grad über der Referenzperiode 1961 bis 1990 mit 9,0 °C.

Mit 1805 Sonnenstunden war 2017 darüber hinaus ein sehr sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1 607 Sonnenscheinstunden lag.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2017 waren durch den relativ milden Winter 2016/2017 geprägt. An der Station Fischbach-Uttwil (Abb. 1-2, oben) lagen die Oberflächentemperaturen am 10.01.2017 und 07.02.2017 mit 5,7 °C und 5,1 °C im Vergleich zum Jahr 2016 niedriger, aber ansonsten im Bereich der mittleren Temperaturen zu dieser Zeit. In 250 m Wassertiefe wurde eine Temperatur von 4,9 °C registriert, die 5 °C-Isotherme lag zu dieser Zeit in einer Tiefe von etwa 170 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 07.02.2017 gemessen und betrug 0,2 Grad (0 m: 5,1 °C; 250 m: 4,9 °C) und zeigte damit eine nahezu homotherme Schichtungssituation an. Am 07.08.2017 wurde an der Station Fischbach-Uttwil mit 22,9 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2017 gemessen. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit in einer Tiefe von etwa 100 m. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen



LJ:W

Abb. 1-2: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2017 an drei Stationen im Bodensee Obersee: Fischbach-Uttwil (oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

bis auf 7,6 °C am 05.12.2017 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,8 °C gemessen.

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den meteorologisch relativ milden Winter 2016/2017 geprägt.

Im Rheinsee (Abb. 1-2, unten) wurde am 23.01.2017 eine inverse Schichtung mit Wassertemperaturen von 1,8 °C an der Wasseroberfläche und 3,3 °C in einer Wassertiefe von 45 m vorgefunden. Im weiteren Verlauf wurde der Wasserkörper unter milden winterlichen Bedingungen durchmischt, so dass am 13.02.2017 oberflächlich eine Temperatur von 3,3 °C und in 45 m Wassertiefe eine Temperatur von 3,5 °C gemessen wurde. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 04.07.2017 mit 22,1 °C

der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang ($T_{\min} = 3,3 \text{ °C}$ am 23.01.2017 und $T_{\max} = 9,0 \text{ °C}$ am 10.10.2017).

Im Zellersee (Wassertiefe: 22 m) (Abb. 1-2, Mitte) wurden wie auch im Rheinsee Anfang Januar am 09.01.2017 leicht inverse Schichtungsverhältnisse mit einer Oberflächentemperatur von 3,8 °C und einer maximalen Temperatur von 4,4 °C in 20 m Wassertiefe registriert. Im weiteren Verlauf kühlte sich der Wasserkörper bis in den Februar unter Erhaltung dieser leicht inversen Schichtung weiter aus, wobei am 06.02.2017 eine Oberflächentemperatur von 2,3 °C gemessen und in 22 m eine Temperatur von 3 °C registriert wurde.

Im Gnadensee (Wassertiefe: 19 m) wurde ein ähnlicher Temperaturverlauf wie im Zellersee vorgefunden. Am 09.01.2017 wurde ebenfalls eine inverse Temperaturschichtung registriert mit einer oberflächlichen Temperatur von

2,4 °C und einer Temperatur von 3,7 °C an der tiefsten Stelle.

Die oberflächlichen Höchsttemperaturen wurden jeweils am 08.08.2017 mit 23,9 °C (Gnadensee) und 23,1 °C (Zellersee) gemessen.

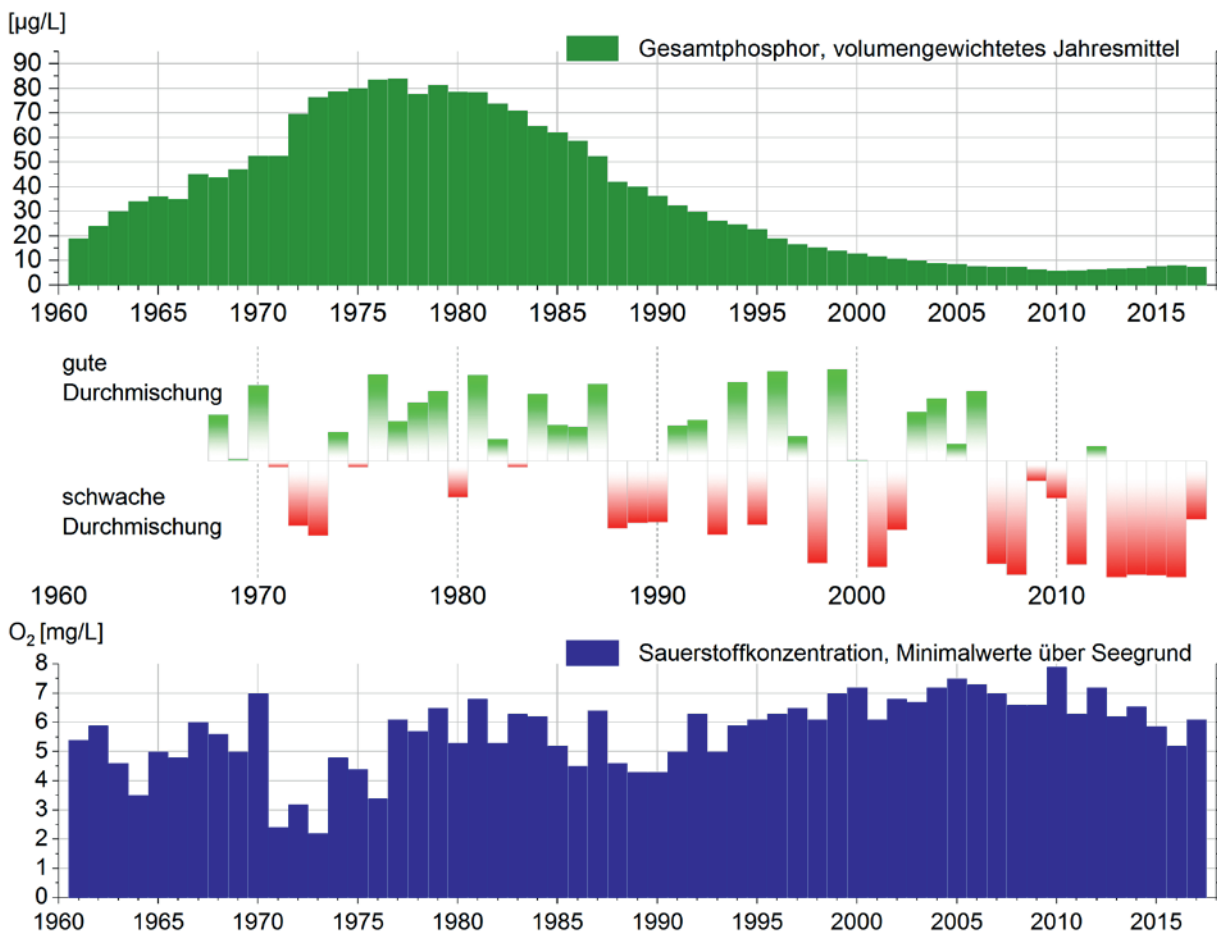
Aufgrund der flacheren Morphometrie wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere Tiefenwassertemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert (minimale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\min} = 3,7$ °C am 09.01.2017 und im Zellersee $T_{\min} = 3$ °C am 06.02.2017; maximale Tiefenwassertemperatur im Gnadensee $T_{\max} = 10,5$ °C und Zellersee $T_{\max} = 11,8$ °C jeweils am 06.11.2017).

1.1.2 Chemische Entwicklung

Bodensee-Obersee

2017 betrug die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel 7,5 µg/L. Damit liegt diese unter dem Vorjahreswert von 8,0 µg/L (Abb. 1-3). Insgesamt liegt die mittlere Konzentration an Gesamtphosphor in einem für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich. In der Zirkulationsphase 2017 (Mittelwert Februar bis April) wurde ein Wert von 8,0 µg/L festgestellt (2016: 7,9 µg/L, 2015: 8,5 µg/L).

Die Sauerstoffgehalte im tiefen Hypolimnion des Obersees haben sich 2017 aufgrund der „etwas weniger schlechten“ Zirkulation geringfügig gegenüber dem Vorjahr erholen können. Im Jahresverlauf 2017 wurde in 250 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme bis zum herbstlichen Mini-



LUBW

Abb. 1-3: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

mum im November von 6,1 mg/L beobachtet. (2012: 7,2 mg/L bis 2016: 5,2 mg/L) (Abb. 1-3).

Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kam es von 2012 bis 2016 zu einer Konzentrationszunahme an Gesamtphosphor in den tiefen Wasserschichten unter 100 m. Am deutlichsten zeigt sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe (Abb. 1-4). Im Frühjahr 2017 kam es aufgrund der „etwas weniger schlechten“ Zirkulation zu einer teilweisen Erholung der hohen Phosphorkonzentrationen über Grund.

Der anorganische Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente liegt 2017 wie auch 2016 mit einem Jahresmittel von 0,89 mg/L leicht unter dem Wert von 2015 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. 1-5).

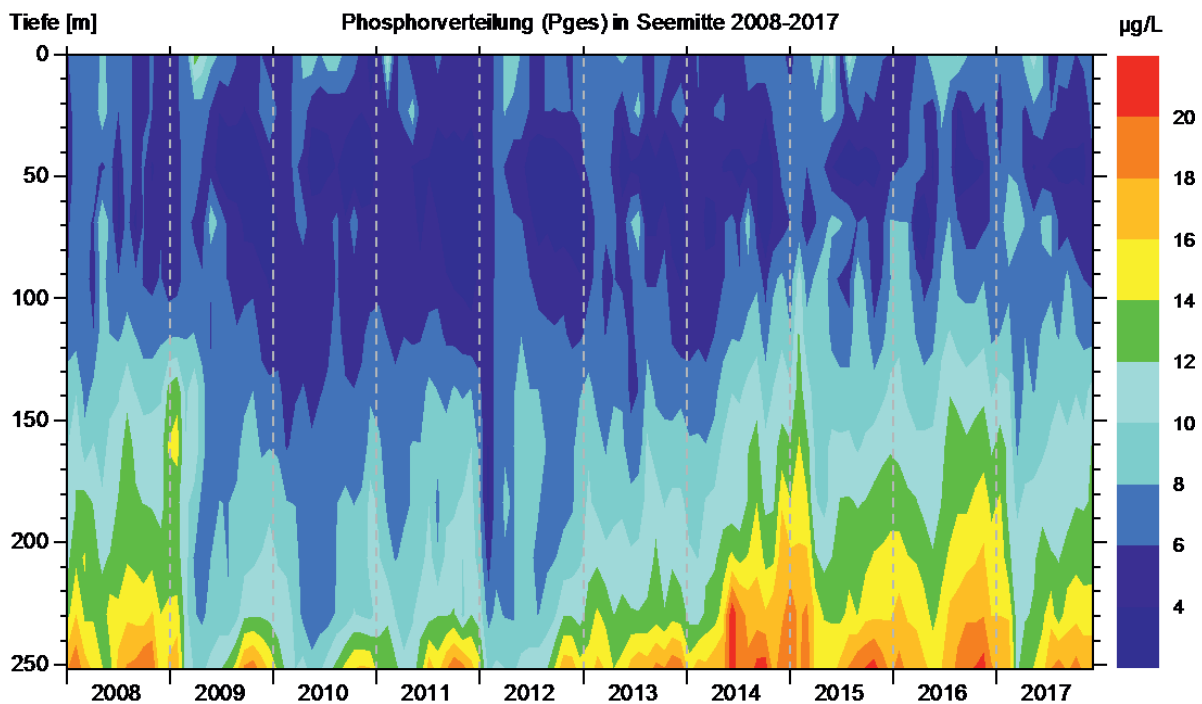
Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich liegt nach zunehmendem Trend von 2004 (5 mg/L) bis 2013 (6,9 mg/L) seither konstant im Bereich 6,9–7,0 mg/L (Abb. 1-5), 2017 erstmals bei 7,1 mg/L. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen

Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 der IGKB [IGKB 2010] ausgeführt wurde.

Die durchschnittliche Silikatkonzentration ist 2017 mit 3,3 mg/L nochmals gegenüber dem Vorjahreswert (3,6 mg/L) und dem auffälligen Wert von 2015 von 3,8 mg/L zurückgegangen und liegt wieder auf dem Niveau von 2014 und 2013 (3,3 mg/L). Analog zu der Entwicklung bei der Gesamtphosphorkonzentration kam es seit 2012 zu einer Zunahme in den tiefen Wasserschichten unter 100 m.

Bodensee-Untersee

Die Konzentration des Gesamtphosphors lag 2017 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 7,6 µg/L unter dem Vorjahreswert (2016: 8,4 µg/L). Der Gehalt im Rheinsee wird hauptsächlich vom Eintrag aus dem Obersee bestimmt. Auch im Zellersee hat der Jahresmittelwert 2017 mit 13,5 µg/L leicht gegenüber dem Vorjahreswert (15 µg/L) abgenommen. Im Gnadensee zeigte sich 2017 ein Gesamtphosphorgehalt von 14 µg/L und es wurde wieder das Niveau von 2010 (13 µg/L) erreicht, nachdem er 2011 auf 10 µg/L gefallen war. Im Zeller- 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.



LUBW

Abb. 1-4: Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2008 bis 2017.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente im Rheinsee 2017 entspricht mit 0,78 mg/L dem Vorjahreswert. Der N-Gehalt im Zellersee lag 2017 mit 0,85 mg/L anorganischem Stickstoff unter dem Vorjahreswert (2016: 0,91 mg/L). Eine leichte Abnahme des anorganischen Stickstoffs wurde im Gnadensee mit 0,56 mg/L (2016: 0,61 mg/L; 2015: 0,63 mg/L) beobachtet.

Der minimale Sauerstoffgehalt über dem Seeboden betrug im Rheinsee 2017 1,5 mg/L (2016: 1,7 mg/L). 2015 und 2014 war der Tiefenwasserbereich mit 0,1 mg/L noch nahezu sauerstofffrei. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees konnte 2017 ein Sauerstoff-Minimum von 1,1 mg/L beobachtet werden. Bereits 2014 wurde wieder ein Restgehalt an Sauerstoff von 0,6 mg/L nachgewiesen, nachdem 2013 der Tiefenwasserbereich sauerstofffrei war. Der Gnadensee wies über dem Seeboden im herbstlichen Minimum 2017 wie die Jahre zuvor keinen Sauerstoff auf. Lediglich 2013 wurde ein minimaler Sauerstoff-Restgehalt von 0,1 mg/L gefunden.

Fazit

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.

Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der variierenden Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.

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 2017 0,51 mg/L und lag damit deutlich niedriger als im Jahr 2016 (0,66 mg/L), aber auf ähnlichem Niveau wie in 2015 (0,56 mg/L). Die Bacillariophyceen machten vergleichbar zum Vorjahr insgesamt 47,6% der Gesamtbiomasse im Jahr aus. Der prozentuale Anteil an der Gesamtbiomasse der anderen Großgruppen Cryptophyceae (19,1%), und Dinophyceae (16,6%) lag in einem ähnlichen Bereich. Der prozentuale Anteil an Cyanobakterien ist im Vergleich zum Vorjahr von 16,8% auf 7,6% zurückgegangen. Die niedrigen Phytoplankton-Biomassen mit der Dominanz der Kieselalgen (Bacillariophyceen) wurden auch in den frühen 1960er Jahren ermittelt und entsprechen dem natürlichen Zustand eines nährstoffarmen Alpensees.

Die Entwicklung des Phytoplanktons begann 2017 noch mit sehr hohen Zellzahlen und Biomassen des Cyanobakteriums *Planktobrix rubescens* (s. a. Jahresbericht 2016 [ISF 2018]). Im Januar betrug die Zellzahlen fast 3000 Zellen/mL. Mit Fortschreiten des Jahres gingen die

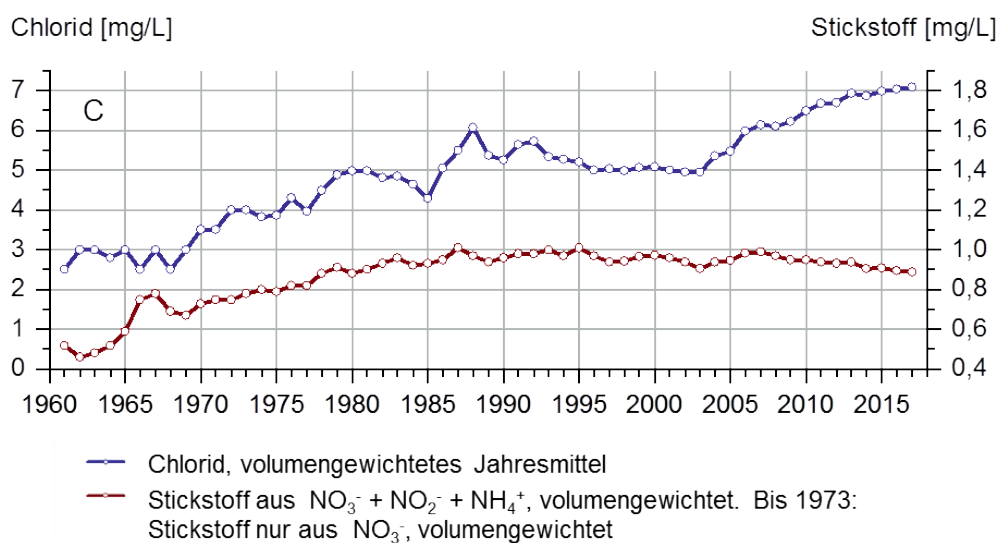


Abb. 1-5: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Zellzahlen von *P. rubescens* (Burgunderblutalge) aber kontinuierlich zurück. Im Juni/ Juli war die Blutburgunderalge gar nicht nachweisbar und die im Vorjahr beobachtete Herbstblüte trat ebenfalls nicht auf.

Wie in den Vorjahren zeigte die Phytoplankton-Biomasseentwicklung Ende März eine nur wenig ausgeprägte Frühjahrsblüte, die durch centrische (u.a. *Stephanodiscus neoastraea*) sowie pennate Kieselalgen (*Fragilaria crotonensis*) geprägt war. Kleine, für Zooplankton gut fressbare Formen der Cryptophyceen (*Rhodomonas lens* u. *Rhodomonas lacustris*) nahmen ab April ebenfalls zu, wurden aber durch das zunehmende Zooplankton reduziert. Die hohen Zooplankton-Dichten ab Mai (Rotatorien) und Juni (Crustaceen) trugen vermutlich dazu bei, dass die sonst für den Bodensee-Obersee typische kieselalgengeprägte Sommerblüte nur sehr schwach ausfiel. Im Juli war die Biomasse dennoch von *Fragilaria crotonensis* und der centrischen Form *Cyclotella balatonis* dominiert (*Asterionella formosa* spielte im Vergleich zum Vorjahr nur eine untergeordnete Rolle). Ab Juni nimmt auch der Anteil der Dinophyceen an der Gesamtbiomasse weiter zu, die im September die Biomasse dominieren (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium williei*). Die höchste Phytoplankton-Biomasse des Jahres von 1,4 mg/L entwickelte sich erst Ende Oktober und war von *Fragilaria crotonensis* dominiert. Ursache hierfür war vermutlich der überdurchschnittlich warme und sonnenreiche Oktober. Danach sanken die Biomassen rasch auf winterlich typische Bereiche ab.

Bezogen auf das Biovolumen zählte im Jahr 2017 *Fragilaria crotonensis* mit 28,3% zu den dominierenden Arten der Phytoplankton-Gemeinschaft, gefolgt von *Ceratium hirundinella* (10,2%) und *Rhodomonas lacustris* (8,8%).

Trotz des Auftretens verschiedener Cyanobakterien-Taxa ergab das Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL (PhytoSee 7.0) mit einem Indexwert von 1,79 einen guten ökologischen Zustand (Tab. 1-1). Im Vergleich zum Vorjahr hat sich der Index leicht verbessert (2016: PSI 1,91), allerdings ist zu berücksichtigen, dass dieser mit einer anderen Version des Bewertungsverfahrens berechnet wurde (PhytoSee 6.0) und zwischenzeitlich Änderungen bei der Berechnung des PSI vorgenommen wurden.

Tab. 1-1: Vergleich der PhytoSee-Indices für die beiden Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0 für die Station Fischbach-Uttwil (LUBW).

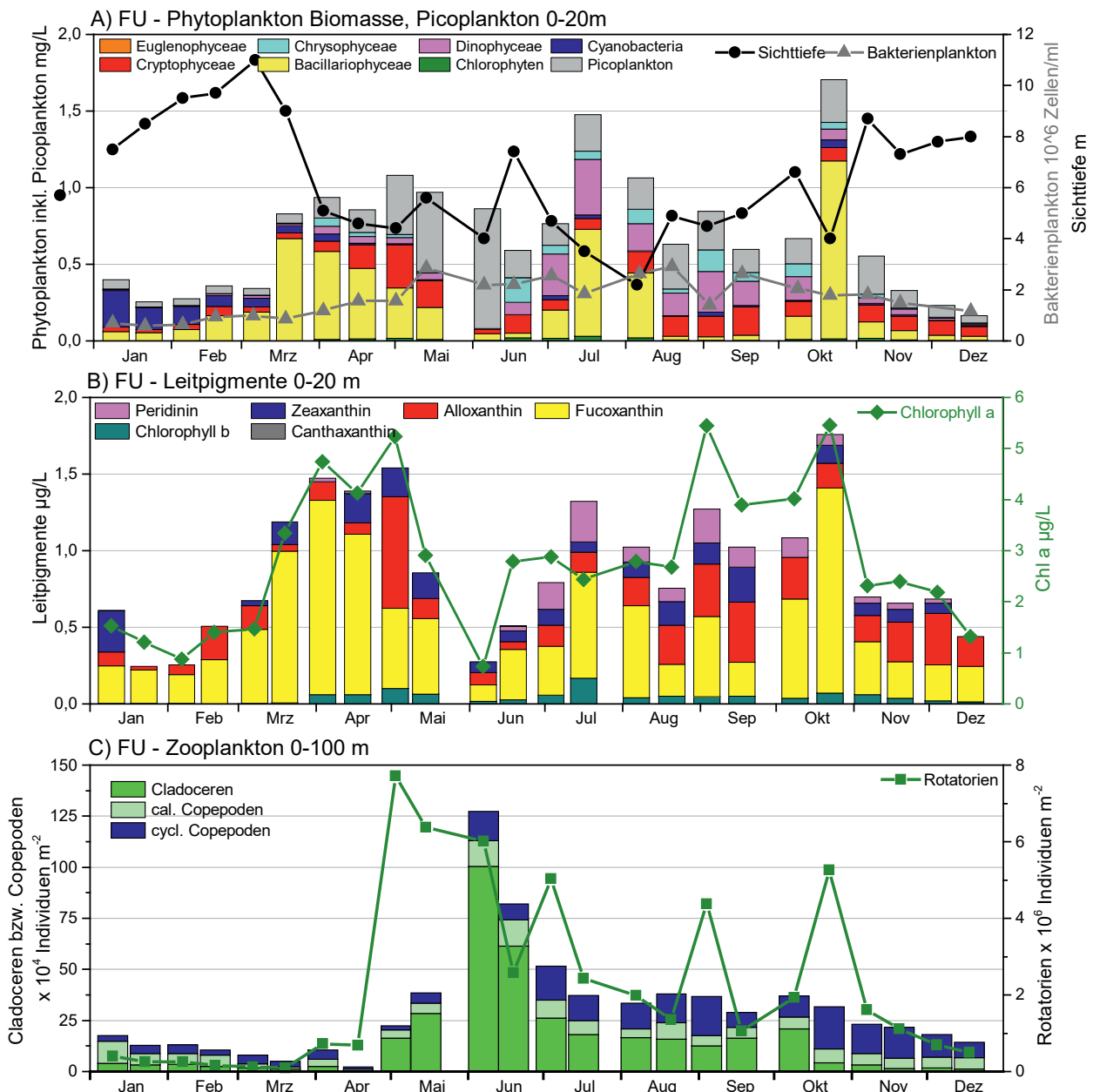
Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	PSI (PhytoSee 7.0)
2016	1,91	1,83
2017	1,96	1,79

LUBW

Rechnet man beide Jahre mit der PhytoSee-Version 6.0, so ist eher eine Verschlechterung zu erkennen (Tab. 1-1). Betrachtet man die beiden Jahre mit der Version PhytoSee 7.0, so lässt sich tatsächlich eine leichte Verbesserung erkennen (Tab. 1-1), die jedoch nur der Anpassung des Verfahrens geschuldet ist.

Das autotrophe Picoplankton (Cyanobakterien und Phytoplankton <2 µm) an der Station Fischbach-Uttwil in der 0–20 m Summenprobe wurde durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt. Im Jahresdurchschnitt 2017 wurden $4,6 \times 10^4$ Zellen/mL (2016: $3,2 \times 10^4$ Zellen/mL) detektiert, was einer Biomasse von 0,2 mg/L (2016: 0,13 mg/L) entspricht. Ab März nahm die Picoplankton-Biomasse kontinuierlich zu und erreichte Anfang Juni ein kurzzeitiges Maximum von 0,78 mg/L. Zu diesem Zeitpunkt überstieg die Biomasse des Picoplanktons deutlich die Biomasse des Phytoplanktons, allerdings war die Phytoplankton-Biomasse zu diesem Zeitpunkt vergleichsweise niedrig. Danach schwankte die Picoplankton-Biomasse zwischen 0,14–0,28 mg/L und sank gegen Ende des Jahres auf die üblichen winterlichen Werte von unter 0,1 mg/L ab. (Abb. 1-6A).

Die Chlorophyll-a Konzentrationen im Obersee (0–20 m) lagen im Jahresmittel bei 2,8 µg/L (2016: 2,3 µg/L). Es gab drei ähnlich hohe Maximalwerte, Anfang Mai (5,2 µg/L), Anfang September (5,4 µg/L) sowie Ende Oktober (5,5 µg/L) (Abb. 1-6B). Der Jahresmittelwert sowie die Maxima waren höher als im Jahr 2016. Dieser dreigipfelige Verlauf der Chlorophyll-a-Maxima steht im scheinbaren Widerspruch zur Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse. Erst das Chlorophyll-a-Maximum im Oktober stimmt mit der höchsten Phytoplankton-Biomasse überein. Die Diskrepanz ist dadurch erklärbar, dass der Chlorophyll-a-Gehalt sich sowohl von Taxon zu Taxon als auch in Abhän-



LUBW

Abb. 1-6: Biologische Parameter an der Station Fischbach-Uttwil (FU). A) Phytoplankton und Picoplankton Biomassen (0–20 m), Bakteriënplankton (0–10 m) sowie Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll a. C) Zooplankton (0–100 m).

gigkeit vom physiologischen Zustand einer Population unterscheidet.

Zur Qualitätskontrolle wurden die Pigmentkonzentration der 0–20 m Summenprobe von Mai bis Dezember 2017 doppelt bestimmt, d. h. es wurde doppelt filtriert, extrahiert und gemessen. Die Standardabweichung variierte beim Chlorophyll a zwischen 0,0 und 0,6 $\mu\text{g/L}$. Unter Berücksichtigung der möglichen Fehlerquellen bei den Aufbereitungsschritten war die Bestimmung der Pigmentkonzentrationen über HPLC verlässlich.

Tab. 1-2: Übersicht über Leitpigmente für Algengruppen (LUBW).

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

LUBW

Zusätzlich zum Chlorophyll-a wurden auch die Leitpigmente für Algengruppen bestimmt (Übersicht siehe Tab. 1-2).

Der Jahresverlauf von Leitpigmenten und mikroskopisch bestimmten Algengruppen sind ähnlich (Abb. 1-6B) 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 höhere Biomassen bildeten. Zeaxanthin als Blaualgen-Indikator war in geringen Konzentrationen fast immer vorhanden. Die höchsten Zeaxanthin-Konzentrationen wurden im Mai und Juni detektiert, zu diesem Zeitpunkt nahm die Picoplankton-Biomasse zu und erreichte Anfang Juni ihr Maximum.

Die Pigmentzusammensetzung wurde an der Station Fisch-

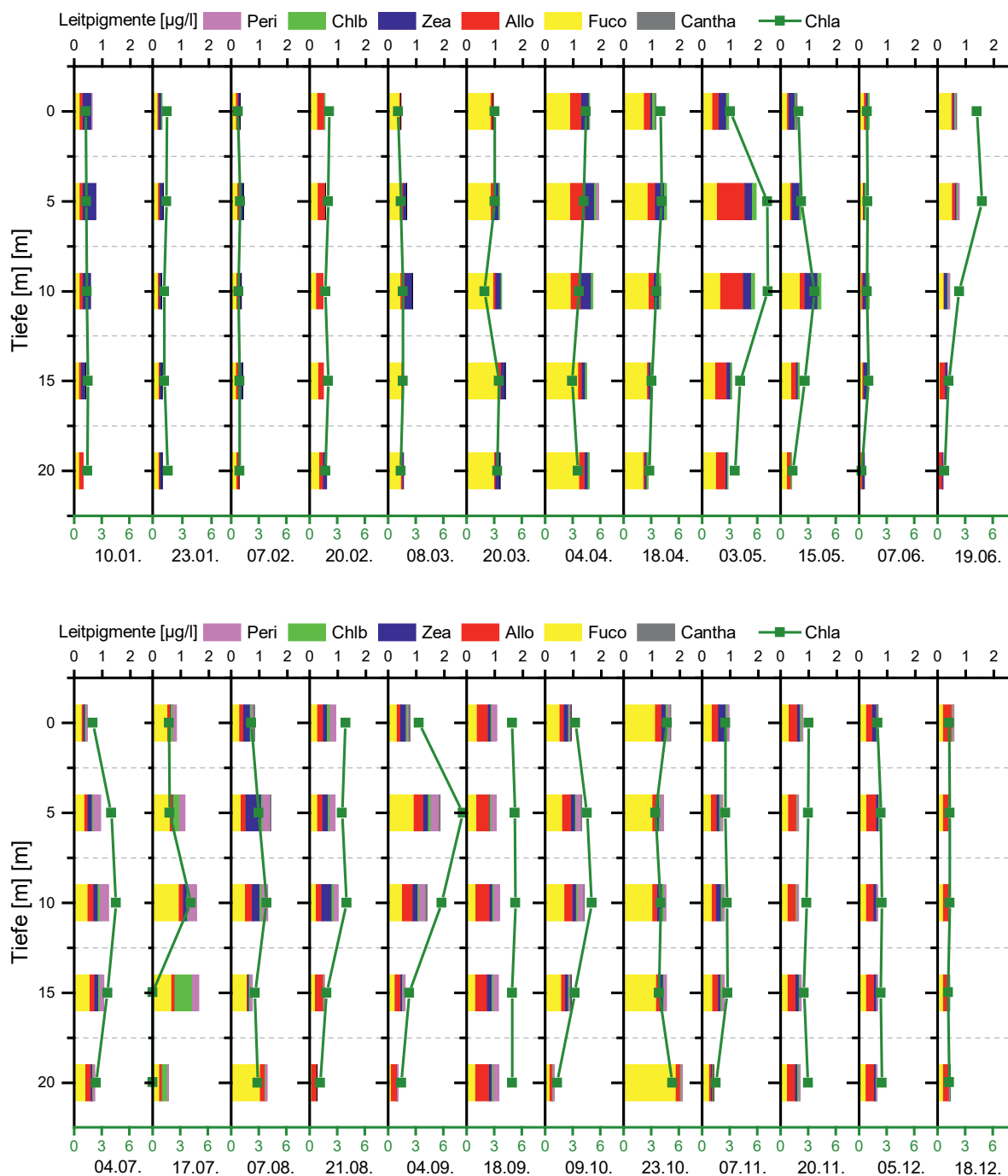


Abb. 1-7: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Fischbach-Uttwil im Jahresverlauf 2017. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in olivgrün unten.

bach-Uttwil auch in distinkten Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m detektiert (Abb. 1-7). Die Kieselalgenblüten im April und Oktober erstreckten sich über die gesamte beprobte Wassersäule, denn das Leitpigment Fucoxanthin war in allen Wassertiefen nachweisbar. Im Oktober herrschte bis nahezu 20 m Wassertiefe die gleiche Temperatur und auch die Sichttiefe lag Anfang Oktober bei 6,6 m – beste Voraussetzungen, um über eine große Wassersäule eine Algenblüte zu ermöglichen.

Das Bakterienplankton in seiner Funktion als Destruent organischen Materials im Ökosystem See repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons. Zudem dient es als Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen. Das Jahresmittel der Zelldichte lag bei $1,7 \times 10^6$ Zellen/mL und damit genau so hoch wie in 2016 und 2015. Von Mai bis September waren in den oberflächennahen Schichten von 0–10 m die bakteriellen Dichten am höchsten und lagen zwischen $1,8$ bis $2,9 \times 10^6$ Zellen/mL. Im saisonalen Verlauf wurden Mitte Mai und Ende August die maximalen Dichten von $2,9 \times 10^6$ Zellen/ml (2016 Maximum: $3,6 \times 10^6$ Zellen/ml Anfang August) erreicht.

Neben der Bestimmung der Gesamtbakterienzahl wurden die 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 ermittelt (s. ISF-Arbeitsbericht 2016 [ISF 2018]). Da die Konzentration von *E. coli* eine Teilmenge der Gesamtcoliformen darstellt, liegen die Werte für die Gesamtcoliformen stets höher (Abb. 1-8). Der zeitliche Verlauf der beiden bakteriellen Gruppen korreliert nicht. Anfang Juni erreichten die Coliformen Keime ähnlich wie das Picoplankton maximale Konzentrationen.

Von Januar bis April war die Konzentration bei beiden Bakteriengruppen über den gesamten Tiefenbereich gleichmäßig gering. Ab Mai nahm die Konzentration der Coliformen Bakterien besonders in den oberflächennahen Schichten von 0 bis 10 m zu; ab Herbst kamen höhere Konzentrationen auch in den tieferen Schichten vor. Im Gesamtjahresmittel waren die höchsten Konzentrationen an Gesamtcoliformen in den Schichten zwischen 0 m und 10 m zu finden und lagen mit Werten von 253–270 MPN/100 mL über den Vorjahreswerten (136–232 MPN/100 mL). Die *E. coli*-Konzentrationen nahmen im Frühjahr im Vergleich zu den Gesamtcoliformen nur geringfügig zu. Im Laufe des Jahres lagen die Konzentrationen bei sehr geringen Werten von im Mittel 0,2 und 6,1 MPN/100 mL und damit über den Vorjahreswerten. Die höchsten Konzentrationen wurden im November detektiert. Der aktuell gültige Badegewässerrichtlinien-Grenzwert für eine sehr gute Gewässerqualität wurde nicht überschritten.

Im Obersee wurden 52 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (26 Rädertier-, 16 Cladoceren-, 9 Ruderfußtaxa sowie Dreikantmuschellarven). Larven der Büschelmücken waren nicht in den Proben vorhanden, der Raubwasserfloh *Bythotrephes longimanus* hingegen schon.

Die dominanten Rädertiere sind (wie in den Untersee Becken) die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Desweiteren treten häufig insbesondere im Frühjahr/Frühsummer und wieder im Spätherbst das Kolonien bildende Rädertier *Conochilus unicornis* sowie im Frühjahr Arten der Gattung *Synchaeta* auf. Bei den Wasserflöhen bestimmen (Eu)Bosminen (*Eubosmina coregoni coregoni*) sowie *Daphnia cucullata* das Bild. Aspekt-

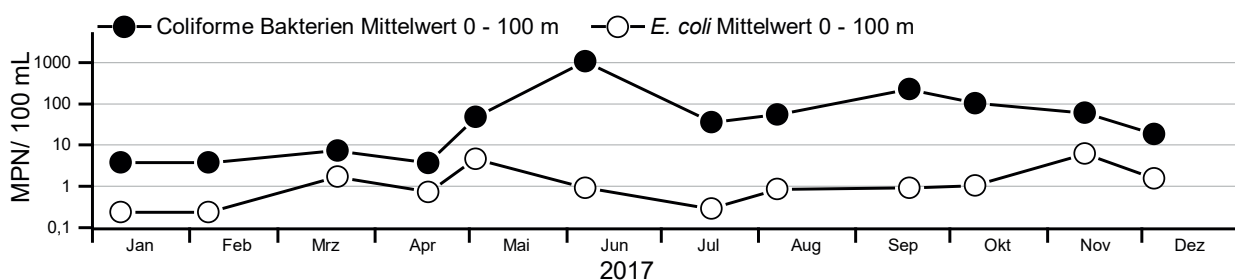


Abb. 1-8: Konzentrationen von Coliformen Keimen (geschlossene Kreise) sowie *E. coli* in MPN/100 mL (offene Kreise) an der Station Fischbach-Uttwil gemittelt über den gesamten beprobten Tiefenbereich von 0–100 m im Jahresverlauf 2017.

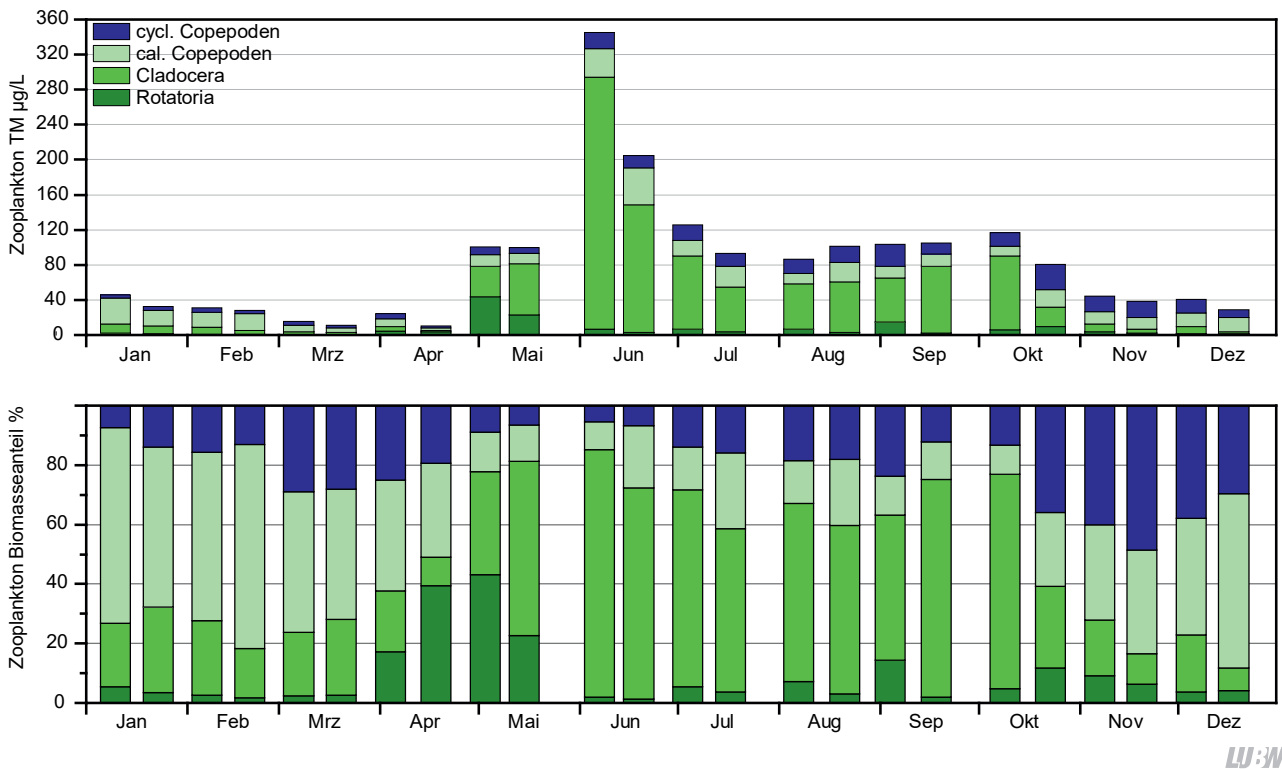


Abb. 1-9: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Obersee im Jahr 2017 bezogen auf 20 m Wassersäule (ca. Mächtigkeit des Epilimnions). Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

bestimmende Ruderfußkrebse sind *Eudiaptomus gracilis* und *Mesocyclops leuckarti*. *Eudiaptomus graciloides* war in den Obersee-Proben nicht vorhanden.

Die Biomasse des Zooplanktons liegt im Obersee (berechnet auf die 0–20 m Schicht) bei durchschnittlich 63 (Median) bzw. 80 µg TM/L (Mittelwert) und indiziert oligotrophe Bedingungen (TGL 1982). Innerhalb der taxonomischen Großgruppen bestimmen die calanoiden Ruderfußkrebse im Frühjahr und Herbst das Bild (Abb. 1-9). Das Sommerplankton wird von Cladoceren dominiert. Rädertiere stellen im späten Frühjahr gut 40%, im Durchschnitt knapp 8% der Zooplankton-Masse. Der Größenindex-Median der Cladoceren bezogen auf das gesamte Jahr liegt bei 5,2 µg TM/Ind., im Sommer zur Hauptfresszeit der Fische bei 5,7 bis 8 µg TM/Ind.

Um eine grobe Vorstellung zu bekommen, in welchen Schichten sich das Zooplankton hauptsächlich aufhält, wurde das Absatzvolumen bestimmt bevor die Einzelproben zu einer Gesamprobe vereinigt wurden (Abb. 1-10). Es zeigt sich, dass der überwiegende Anteil des Zooplanktons vom Fröhsommer bis in den Herbst in den oberen 20 m zu finden ist.

Zusätzlich wurde mit einem Planktonnetz mit 300 µm Maschenweite von 0–100 m Wassertiefe Zooplankton beprobt, das Nass- und Trockengewicht bestimmt, sowie eine CNS-Analyse durchgeführt. Abbildung 1-11 zeigt eine Gegenüberstellung von gewogener Biomasse zu der aus den Zählergebnissen abgeleiteten Biomasse (Trockenmasse). Die aus der Zählung abgeleitete Biomasse ist in der Regel

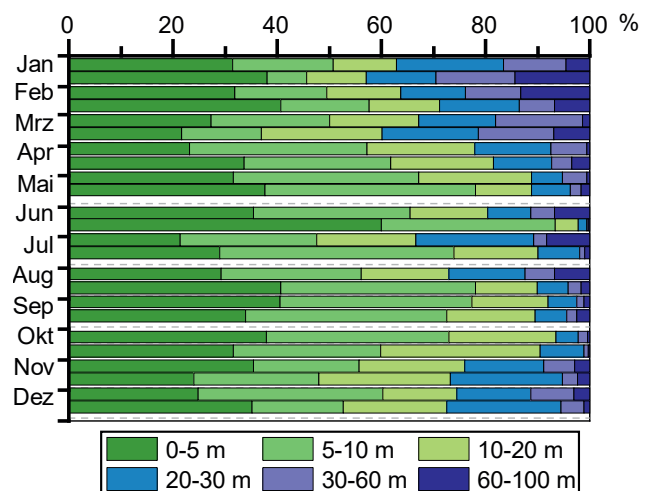
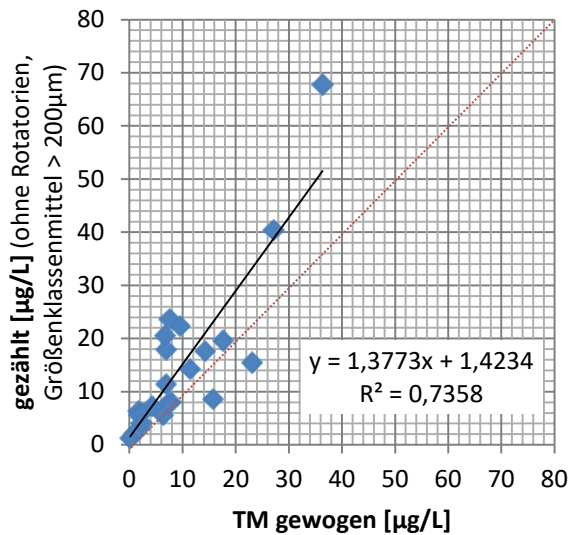


Abb. 1-10: Absatzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Fischbach-Uttwil im Jahr 2017.



LUBW

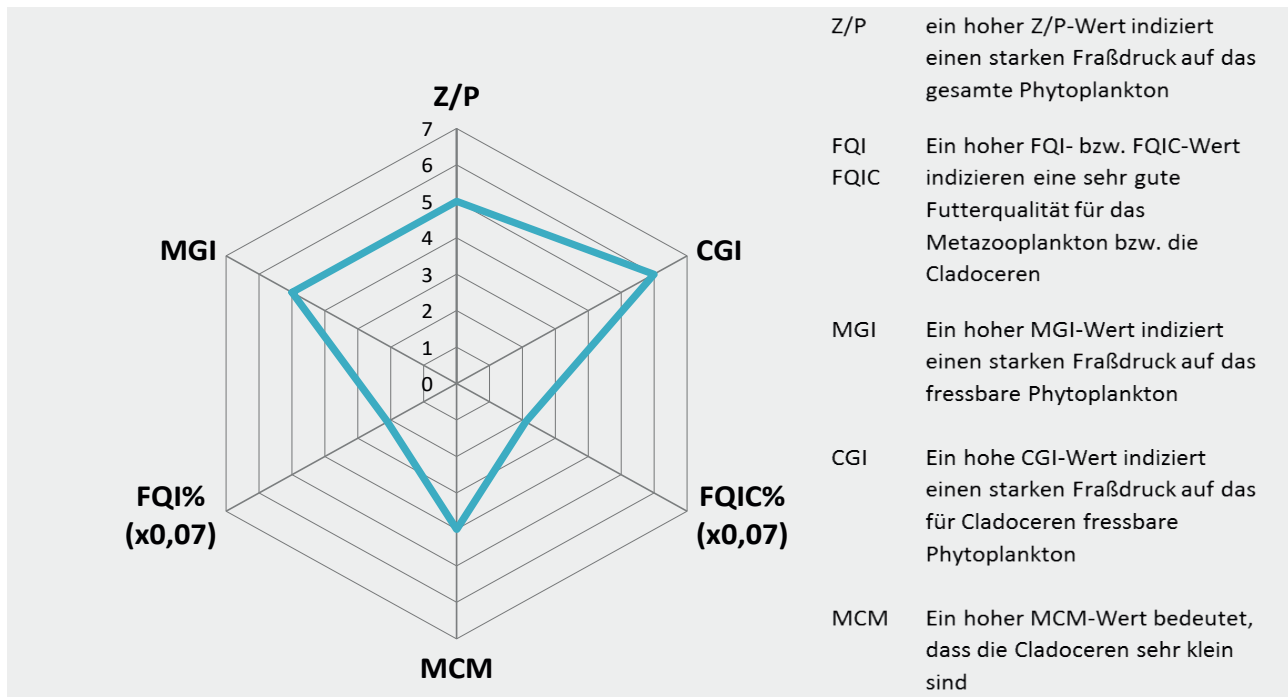
Abb. 1-11: Zusammenhang zwischen gezählter und gewogener Zooplanktonbiomasse im Jahr 2017.

etwas höher als die gewogene Biomasse, obwohl Rotatorien und Crustaceen, die kleiner als 300 µm waren, von der Berechnung der hier verwendeten Trockenmasse ausgeschlossen wurden. Sowohl bei der Wägung als auch bei der Zählung können Fehlerquellen auftreten. Bei der Zählung wird nicht die komplette Probe ausgezählt, sondern nur ein Aliquot, wobei jedoch mindestens 100 Individuen der

häufigsten Arten gezählt werden. Damit lässt sich der Zählfehler auf ca. 20% begrenzen. Weiterhin wird in Größenklassen mit Klassenbreiten von 300 µm gezählt. Auch innerhalb einer Größenklasse kann es daher zu unterschiedlichen Biomassen kommen. Trotzdem ist die Korrelation mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,74 noch relativ gut.

Der über das PhytoLoss-Modul errechnete Umsatz von Phytoplankton in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 5 noch gut, der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton (Effektklassen 5 und 6) hoch, was sich zumindest etwas auf die Futterqualität auswirkt, die bei „vergleichsweise nur“ 30% fressbarem Phytoplankton liegt (Abb. 1-12). Der Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton ist mit Effektklasse 4 moderat (vgl. auch GIC, Kap. 1.1.3.5).

Im Obersee liegt die Masse an fressbaren Algen offensichtlich selbst im Sommer über dem Schwellenwert für die Eiproduktion (ca. 0,4 mg TM/L an fressbarem Phytoplankton [STICH & MAIER 2012]). Daphnien produzieren immer noch 1–2 Eier pro Gelege, die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse (vertreten durch *E. gracilis*) durchschnittlich 8 Eier pro Gelege.



LUBW

Abb. 1-12: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Obersee (0–20 m) im Jahr 2017, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) Sommersituation! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

1.1.3.2 Station Zellersee

Im Zellersee betrug in 2017 die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse 0,87 mg/L und war damit zwischen den Werten aus den Vorjahren (2016: 0,59 mg/L; 2015: 1,1 mg/L). Insgesamt dominieren Kieselalgen (63,9% (2016: 45,1%)) und Cryptophyceen (21,3% (2016: 29,1%)) die Phytoplankton-Biomasse im Jahresverlauf.

Wie an der Station Fischbach-Uttwil haben sich auch im Zellersee relativ hohe Zellzahlen der Blutburgunderalge *Planktothrix rubescens* über die Wintersaison bis ins neue Jahr gehalten und bildeten im Januar mit fast 2000 Zellen/mL 15% der Gesamt-Phytoplankton-Biomasse. Mit Fortschreiten des Jahres nahmen auch hier die Zellzahlen des Cyanobakteriums weiter ab und spielten im weiteren Jahresverlauf keine Rolle mehr.

Im Jahr 2017 trat die Frühjahrsblüte im März auf und erreichte eine maximale Biomasse von 2,6 mg/L bereits im Februar (Februar 2016: 1,54 mg/L; April 2015: 4,82 mg/L) (Abb. 1-13). Anders als in den Vorjahren waren nicht centrische Kieselalgen, sondern die pennaten Taxa *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis* prägend für die Frühjahrsblüte. Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte fiel zusammen mit homothermen Verhältnissen im Zellersee, als sich nährstoffreiches Tiefenwasser im gesamten Wasserkörper verteilen konnte. Ab April mit einsetzender thermischer Schichtung ging die Phytoplankton-Biomasse wieder zurück und zeigte für den Rest des Jahres keine ausgeprägte Dynamik. Cryptophyceen waren im gesamten saisonalen Verlauf vorhanden mit den höchsten Biomassenanteilen von Mai bis Juli. Die prägenden Arten waren *Cryptomonas ovata*, *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* sowie *R. lens*. Auch im

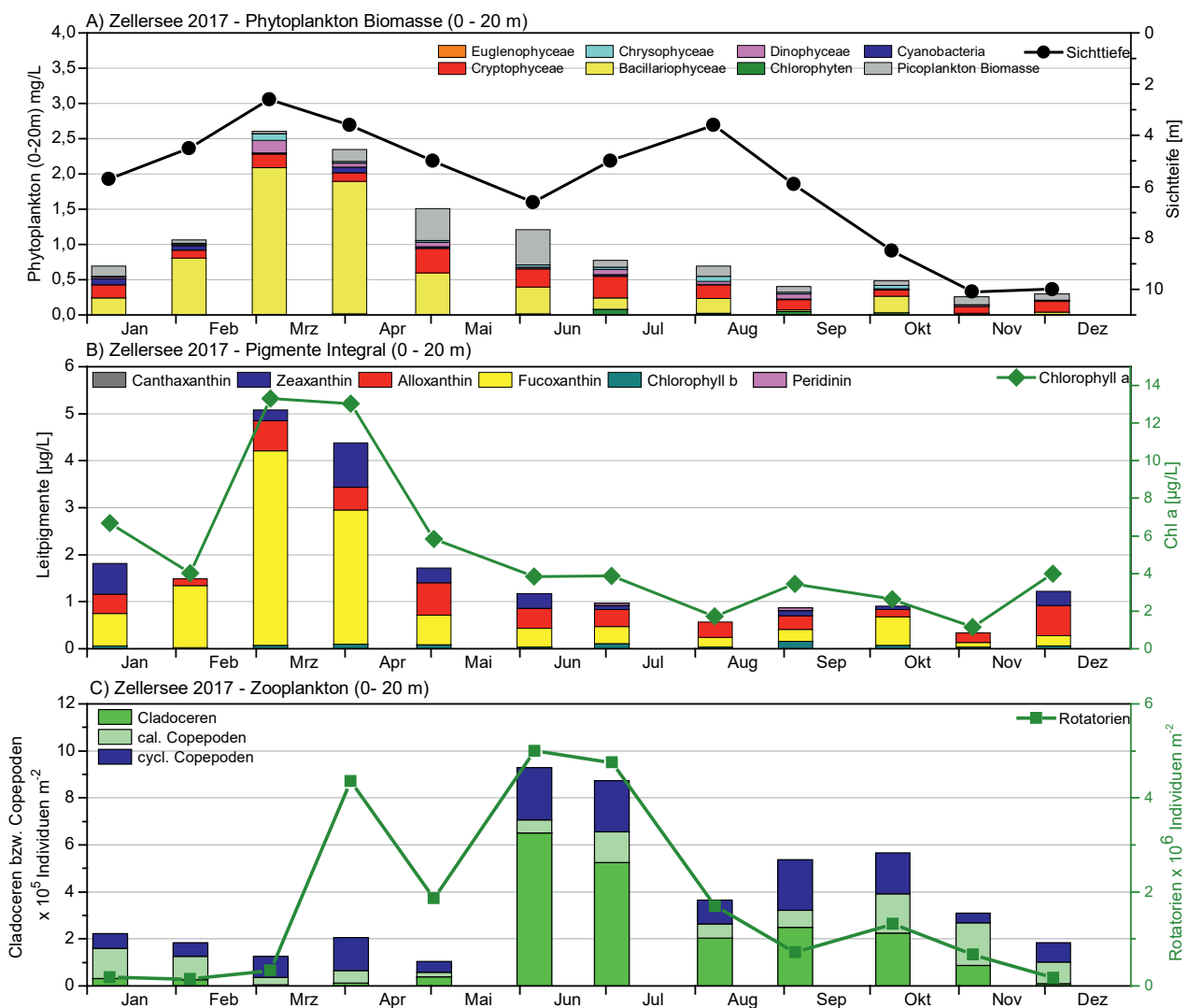


Abb. 1-13: Biologische Parameter an der Station Zellersee. A) Phyto- und Picoplankton Biomasse (0–20 m) und Sichttiefe. B) Leitpigmente mit Chlorophyll a aus der Integralprobe (0–20 m). C) Zooplankton (0–20 m).

Zellersee traten im Hochsommer (Juli bis September) coccale Blaualgen (hauptsächlich *Aphanocapsa* sowie *Cyanodictyon* in hohen Zellzahlen auf, bildeten aber aufgrund ihres kleinen Zellvolumens nur einen geringen Teil der Biomasse.

Bezogen auf das Biovolumen zählten im Jahr 2017 im Zellersee *Fragilaria crotonensis* mit 23,6% (2016: 13,2%), *Asterionella formosa* mit 23,4% sowie *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* mit 10,3% (2016: 9,9%) und *Cryptomonas ovata* mit 5% (2016: 8,6%) zu den dominierenden Taxa.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde mit einem Indexwert von 1,76 (PhytoSee-Index Version 7.0) ein guter ökologischer Zustand ermittelt. Der im Vorjahr mit PhytoSee-Index V 6.0 ermittelte Indexwert von 1,42 hat sich demnach leicht verschlechtert. Dies gilt auch, wenn man beide Jahre mit den unterschiedlichen PhytoSee-Versionen berechnet (vgl. Tab. 1-3). Die „Verschlechterung“ ist vor allem auf die Zunahme der Biomasse zurück zu führen.

Die Biomasse des autotrophen Picoplanktons zeigte einen eingipfeligen saisonalen Verlauf wie im Vorjahr. Im Jahresdurchschnitt 2017 wurden $3,9 \times 10^4$ Zellen/mL (2016: $3,2 \times 10^4$ Zellen/mL) detektiert, was einer Biomasse von 0,16 mg/l entspricht. Ab März nahm die Picoplankton-Biomasse kontinuierlich zu und erreichte Anfang Juni ein kurzzeitiges Maximum von 0,5 mg/L, das auch an der Station Fischbach-Uttwil nachweisbar war. Danach schwankte die Picoplankton-Biomasse zwischen 0,07–0,16 mg/L. Die Biomasse des Picoplanktons blieb dabei anders als im Obersee immer unter der Biomasse des Phytoplanktons.

Die Chlorophyll-a Konzentration war im Vergleich zum Vorjahr höher und lag im Jahresdurchschnitt bei 5,4 µg/L (ohne Juli-Wert wegen Messfehler) (2016: 3,7 µg/L; 2015: 5,0 µg/L). Das Chlorophyll-a Maximum wurde in Übereinstimmung mit der maximalen Phytoplankton-Biomasse mit 13,3 bzw. 13,0 µg/L im März/April erreicht und lag damit ebenfalls über dem Vorjahreswert (Februar 2016: 8,5 µg/L), aber ähnlich hoch wie im März 2015 (12,2 µg/L) (Abb. 1-13B). Der Verlauf der anderen Leitpigmente stimmte mit der mikroskopisch ermittelten Phytoplankton-Zusammensetzung gut überein (Abb. 1-13A und B).

Das dominierende Pigment war wie an der Station Fischbach-Uttwil das Kieselalgen-Leitpigment Fucoxanthin.

Die **Pigmentzusammensetzung** wurde auch im Zellersee in distinkten Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 20 m detektiert (Abb. 1-14). Die Frühlingsblüte von Kieselalgen erstreckte sich über die gesamte Wassersäule, denn das Leitpigment Fucoxanthin war in allen Wassertiefen nachweisbar. Im Spätsommer konzentrierten sich höhere Pigmentkonzentrationen in den oberen 0- 5m und verteilten sich ab Oktober mit sich auflösender thermischer Schichtung wieder über die gesamte Wassersäule.

Der Zellersee weist ein artenreiches Zooplankton auf. Insgesamt wurden 51 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (26 Rädertier-, 12 Cladoceren-, 11 Ruderfußtaxa sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln). Taxonomische Besonderheiten waren in den Proben nicht vorhanden. Zu nennen ist aber das syntope Vorkommen von zwei calanoiden Ruderfußkrebsen, *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides* (vgl. auch Kap. 1.1.3.3 und 1.1.3.4).

Die dominanten Rädertiere sind die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flosserädertiere (*Polyarthra* spp.). Insbesondere im Frühjahr/Frühsummer und wieder im Spätherbst ist das Kolonien bildende Rädertiere *Comobilus unicornis* häufig. Im Frühjahr treten vermehrt Arten der Gattung *Synchaeta* auf. Bei den Cladoceren (Wasserflöhen) bestimmen die Daphnien das Bild, wobei *D. cucullata* im Zellersee innerhalb der Daphnien das häufigste Taxon ist. Aspekt bestimmende Ruderfußkrebse sind im Frühjahr *Cyclops* cf. *strenuus*, im Sommer *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*.

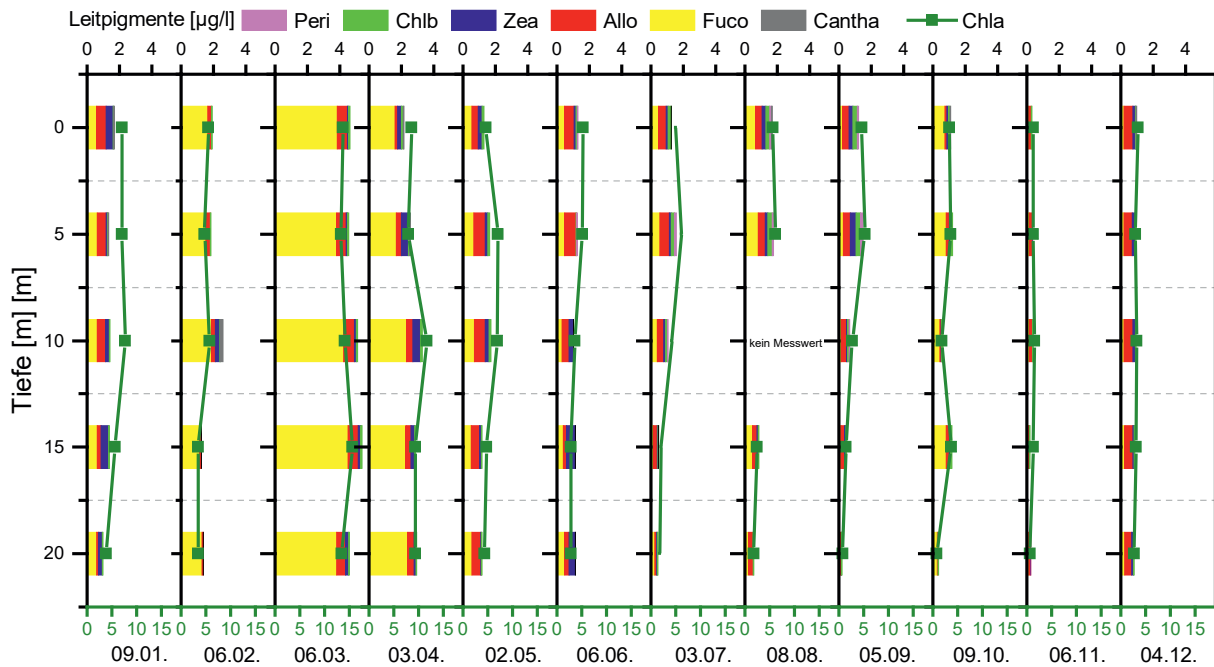
Die durchschnittlichen Biomassen (Mittelwerte) des Zooplanktons liegen im Zellersee bei 103 µg TM/L und damit

Tab. 1-3: Vergleich der PhytoSee-Indices für die beiden Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0 für die Station Zellersee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	PSI (PhytoSee 7.0)
2016	1,42	1,35
2017	1,79	1,76

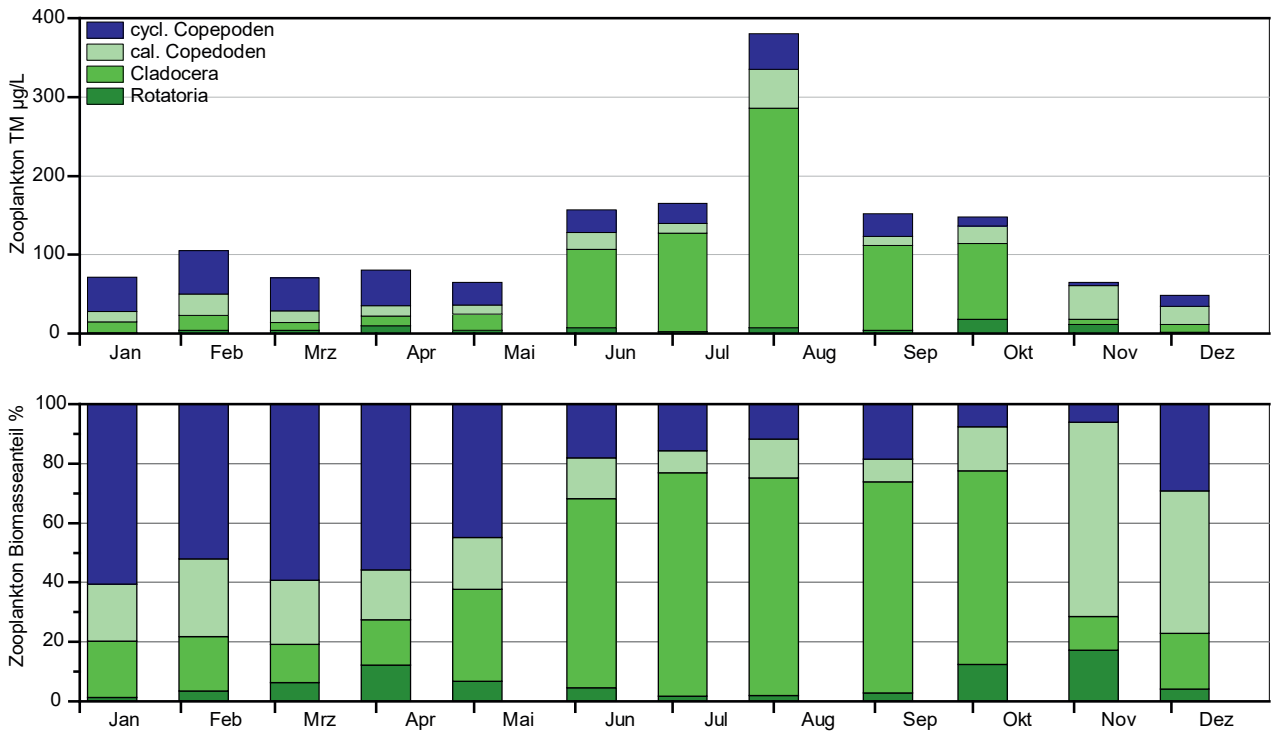
im unteren mesotrophen Bereich, nahe oligotroph [TGL 1982]. Starke Massenbildner sind zu Beginn der Untersuchungsperiode die cyclopoiden und calanoiden Ruderfußkrebse, im Sommer die Cladoceren (Abb. 1-15). Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes werden die omnivo-

ren, cyclopoiden sowie die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse wieder wichtig. Der durchschnittliche Anteil der calanoiden Ruderfußkrebse an der Zooplanktonmasse liegt bei 26%. Der Anteil der Rädertiere an der Biomasse ist im April/Mai mit >35% bzw. >20% relativ hoch; ihr durch-



LJ:W

Abb. 1-14: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Zellersee im Jahresverlauf 2017. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in olivgrün unten.



LJ:W

Abb. 1-15: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Zellersee im Jahr 2017. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

schnittlicher Anteil an der Biomasse liegt bei 6%. Der durchschnittliche Größenindex der Cladoceren liegt im Zellersee bei knapp 5 $\mu\text{g}/\text{Ind}$ (Median über den untersuchten Zeitraum), wobei die GIC Werte im Sommer bis auf etwa 3,7 $\mu\text{g}/\text{Ind}$. zurückgehen, was ein Vorherrschen von eher kleineren Cladoceren (juvenilen *D. cucullata*-Morphen) indiziert.

Für eine grobe Abschätzung, in welchen Schichten sich das Zooplankton hauptsächlich aufhält, wurde ab April 2017 das Absetzvolumen bestimmt bevor die Einzelproben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden (Abb. 1-16). Es zeigt sich, dass der überwiegende Anteil des Zooplanktons vom Frühsommer bis in den Herbst in den oberen 10 m zu finden ist. Im August und September, wenn die Tiefenbereiche des Zellersees an Sauerstoff verarmen, finden sich weit über 80% des Gesamtvolumens in den oberen 10 m Wassersäule.

Die über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes zeigt Abb. 1-17. Der Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 6 günstig bzw. gut. Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton ist stark ausgeprägt

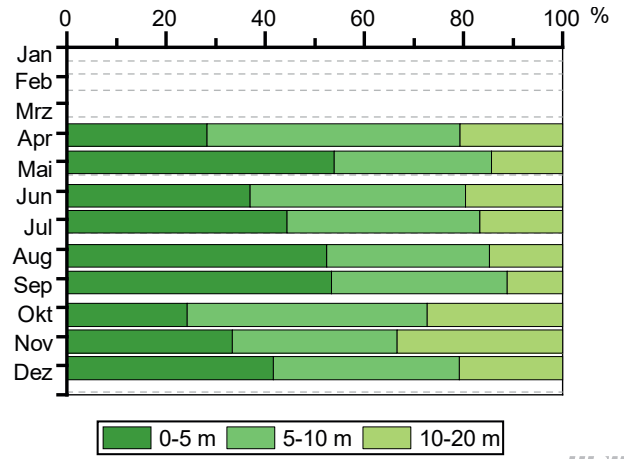


Abb. 1-16: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m-Schicht an der Station Zellersee im Jahr 2017.

(Effektklassen 6), die Futterqualität liegt trotzdem bei 40% bis 50% an fressbarem Phytoplankton (insbes. Cryptophyceen), was vermutlich auf die zurückgehenden Biomassen des Zooplanktons im Hochsommer zurückzuführen ist. Der Fisch-Prädationsdruck im Zellersee ist mindestens als moderat einzuschätzen.

Auch im Zellersee ist aufgrund des noch günstigen Nah-

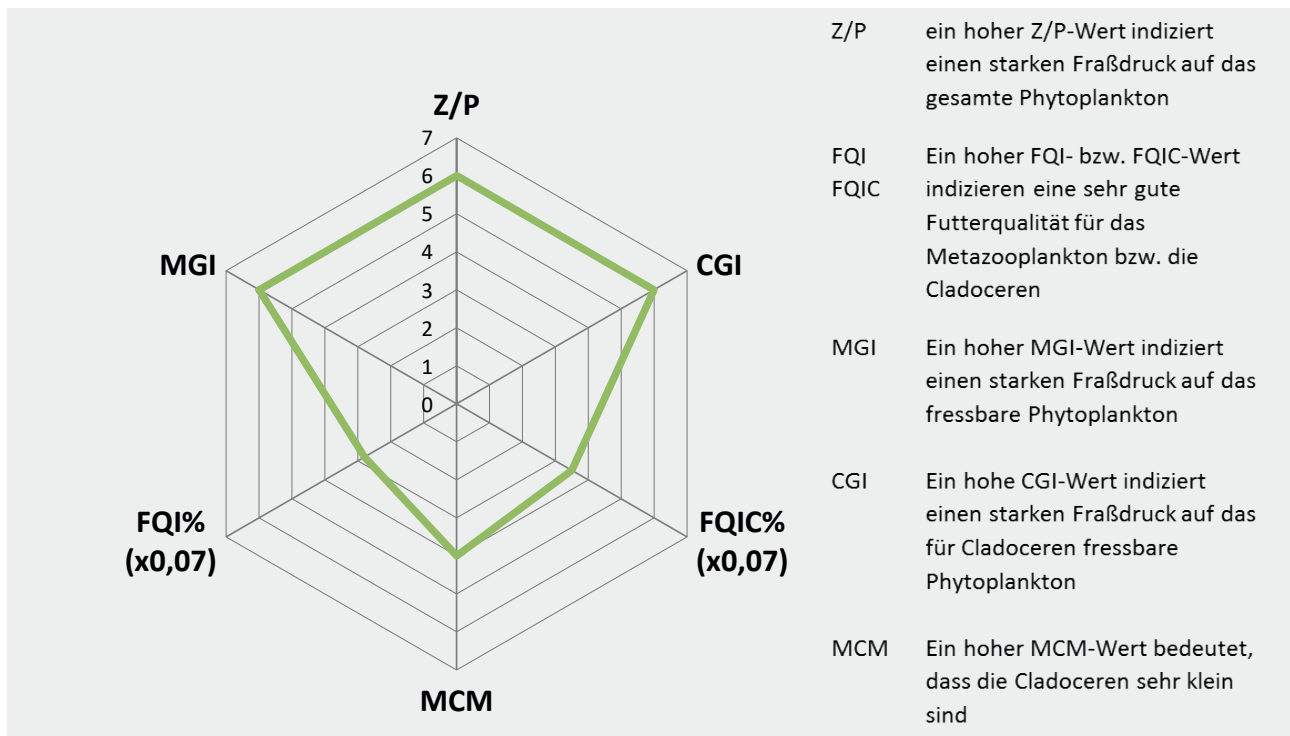


Abb. 1-17: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Zellersee (0–20 m) im Jahr 2017 - berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) Sommersituation! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

rungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzieren immerhin noch 1–2 Eier pro Gelege, *E. gracilis* ist in der Lage noch Gelege mit 5–6 Eiern zu produzieren.

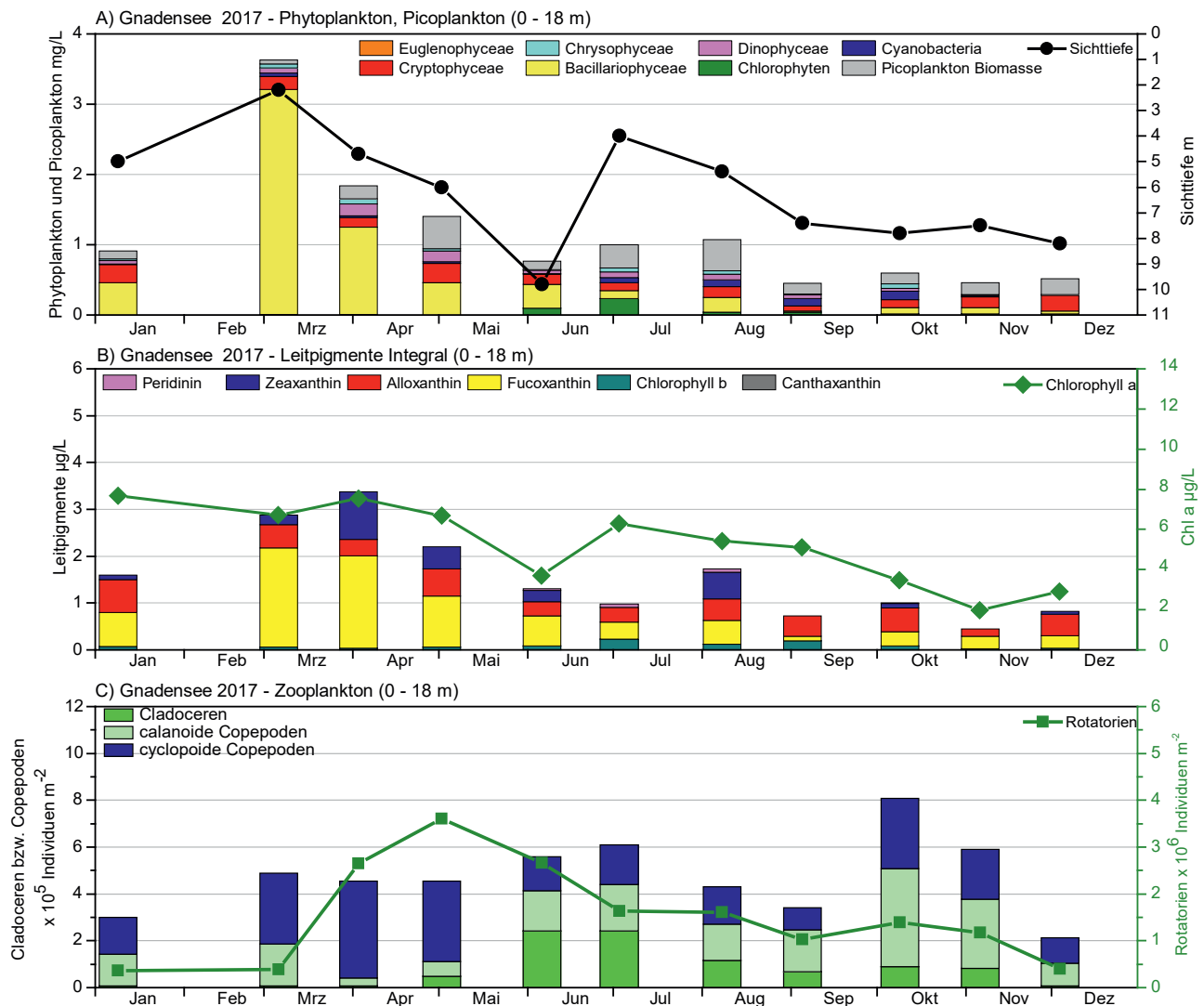
1.1.3.3 Station Gnadensee

An der Station Gnadensee lag die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse bei 0,93 mg/L und damit höher als im Vorjahr 2016 (0,72 mg/L), aber niedriger als in 2015 (1,1 mg/L). Im direkten Vergleich zum Zellersee lag die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse auf einem ähnlichen Niveau. Die im Jahresverlauf dominierenden Großgruppen waren wie im Zellersee die Gruppe der Kieselalgen mit 60,9% (2016: 25,7%) und die Cryptophyceen mit 17,8% (2016: 32,5%). Wegen Eisbedeckung konnte im Fe-

bruar keine Probenahme stattfinden (Abb. 1-18A).

Die Abundanz der Burgunderblutalge *Planktotrix rubescens* war im Gnadensee bereits Ende des Jahres 2016 zurückgegangen und startete anders als im Obersee und Zellersee im Winter mit geringen Zelldichten. Nachdem im Juni/ Juli überhaupt keine Fäden dieses Cyanobakteriums nachweisbar waren, nahmen die Zellzahlen ab August wieder deutlich zu und erreichten fast 1000 Zellen/mL im September/Oktober. Ab November spielte die Burgunderblutalge jedoch schon wieder keine Rolle mehr.

Die Frühjahrsblüte trat vergleichbar zum Zellersee im März auf und erreichte eine maximale Biomasse von 1,35 mg/L (Februar 2016: 0,96 mg/L; April 2015: 4,56 mg/L).



LU:W

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

Prägend für die Frühjahrsblüte war wie im Vorjahr die Gruppe der Kieselalgen, wobei sowohl pennate Arten (*Asterionella formosa*) als auch centrische Arten (*Stephanodiscus neoastraea*) dominierend waren. *Rhodomonas* spp. waren wie im Vorjahr zu diesem Zeitpunkt ebenfalls stark vertreten. Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte fiel zusammen mit homothermen Verhältnissen im Gnadensee. Die Phytoplankton-Biomasse zeigte im weiteren Jahresverlauf nur eine gering ausgeprägte Dynamik. Im direkten Vergleich zum Zellersee waren die Blaualgen im Spätsommer bis in den Herbst hinein im Gnadensee in höheren Biomassen vertreten (Abb. 1-18A). Neben dem schon beschriebenen Auftreten von *P. rubescens* handelte es sich wie im Zellersee vor allem um coccale Taxa (*Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Cyanodictyon*, *Radiocystis geminata*).

Bezogen auf das Biovolumen zählten im Jahr 2017 im Gnadensee pennate Kieselalgen *Asterionella formosa* mit 27,1% und *Fragilaria crotonensis* mit 16,7% zu den dominierenden Taxa. Die kleinen Formen der Cryptophyceen wie *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* mit einem Anteil von 8,1% (2016: 12,4%) und *Cryptomonas ovata* mit 6,0% (2016: 12,2%) waren im Vergleich zum Vorjahr weniger bedeutend.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wurde mit einem Indexwert von 1,63 (PhytoSee-Index Version 7.0) ein guter ökologischer Zustand ermittelt. Der im Vorjahr mit PhytoSee-Index V 6.0 ermittelte Indexwert von 1,26 (sehr guter ökologischer Zustand) hat sich demnach leicht verschlechtert. Dies gilt auch, wenn man beide Jahre mit den unterschiedlichen PhytoSee-Versionen berechnet (vgl. Tab. 1-4). Die „Verschlechterung“ ist vor allem auf die Zunahme der Biomasse zurück zu führen.

Das autotrophe Picoplankton zeigte im Unterschied zum

Tab. 1-4: Vergleich der PhytoSee-Indices für die beiden Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0 für die Station Gnadensee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	PSI (PhytoSee 7.0)
2016	1,26	1,22
2017	1,57	1,63

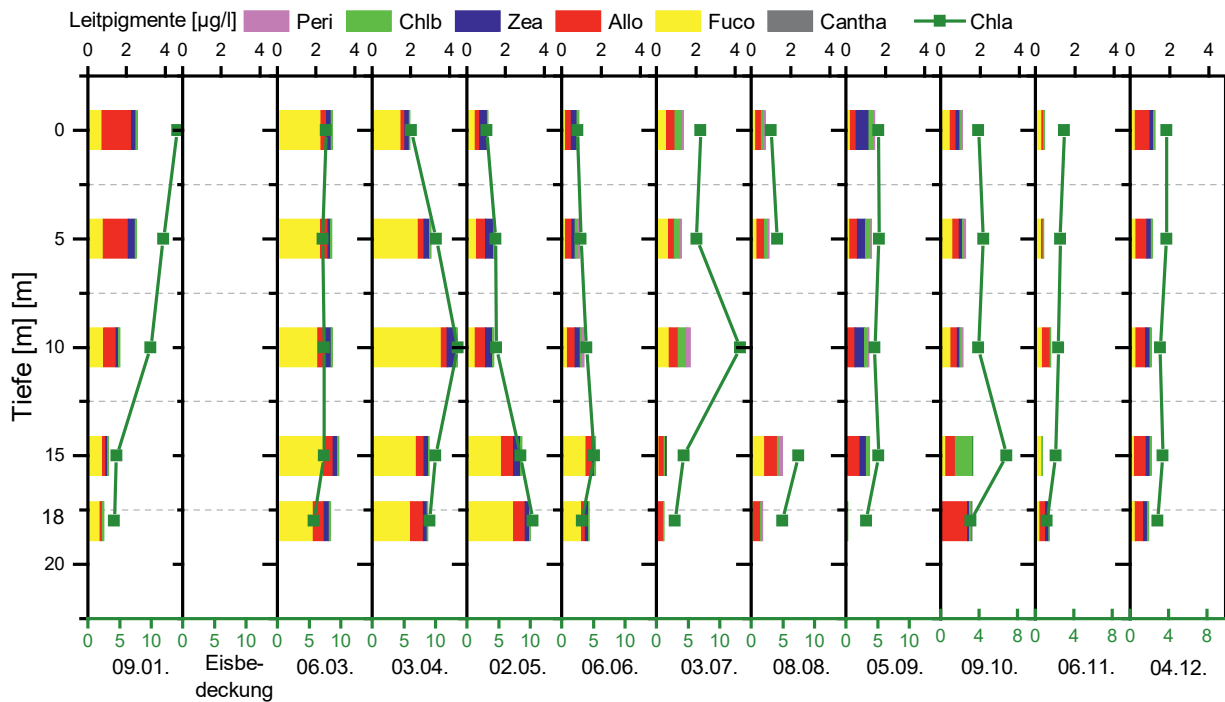


Zellersee einen zweigipfeligen Verlauf (Abb. 1, A). Im Jahresdurchschnitt 2017 wurden $5,2 \times 10^4$ Zellen/mL (2016: $3,3 \times 10^4$ Zellen/mL) detektiert, was einer Biomasse von 0,22 mg/L entspricht (ohne Februar). Sowohl im Mai als auch im August wurden Picoplankton-Biomasse-Maxima von 0,46 bzw. 0,44 mg/L detektiert. Die Picoplankton-Biomasse war stets kleiner als die Phytoplankton-Biomasse.

Die Chlorophyll-a Konzentration war im Vergleich zum Vorjahr höher und lag im Jahresdurchschnitt bei 5,2 µg/L (2016: 3,1 µg/L; 2015: 5,1 µg/L) (Abb. 1-18B). Bereits im Januar war die Chlorophyll-a-Konzentration mit 7,7 µg/l maximal und blieb bis Anfang Mai auf einem ähnlich hohen Niveau (im Februar keine Probenahme wegen Eisbildung). Die anderen Leitpigmente spiegeln den Verlauf der Phytoplankton-Entwicklung gut wieder.

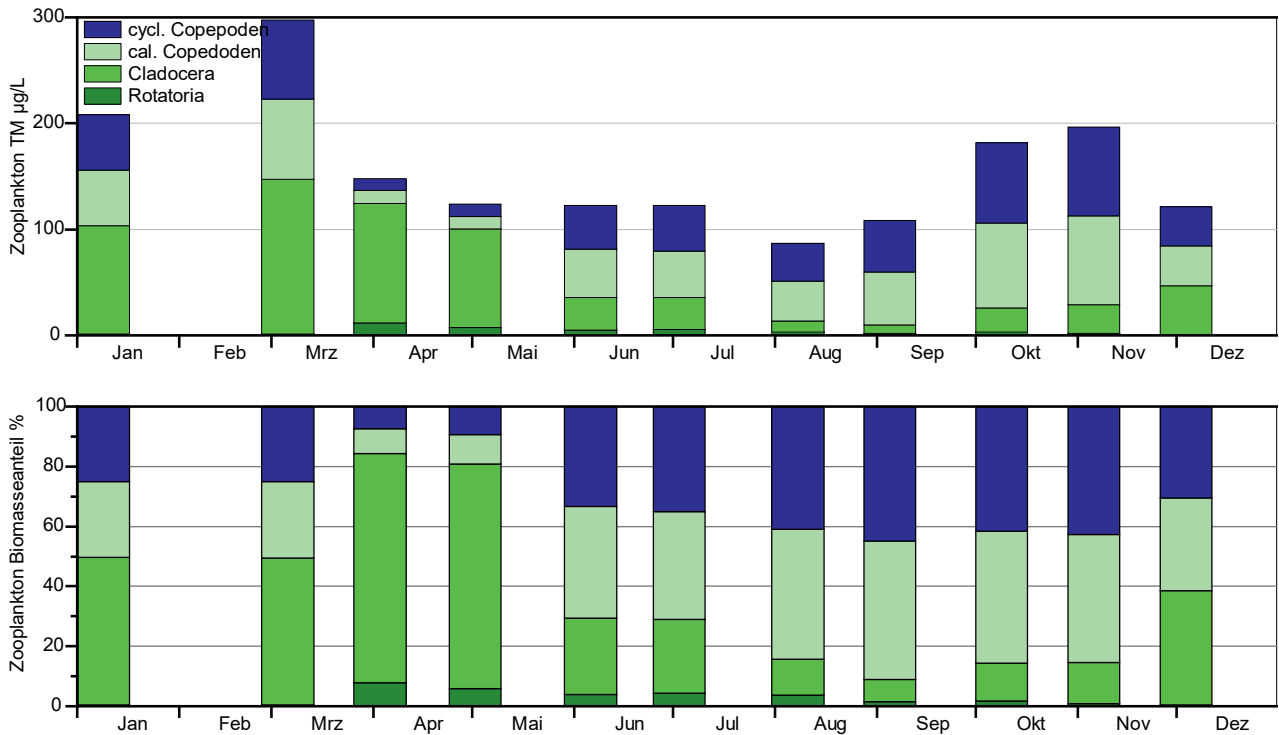
Die Pigmentzusammensetzung wurde auch im Zellersee in distinkten Tiefenstufen von 0 m, 5 m, 10 m, 15 m und 18 m detektiert (Abb. 1-19). Bereits im Januar waren hohe Pigmentkonzentrationen von Alloxanthin in den oberen fünf Metern vorhanden. Im Februar konnte wegen Eisbildung keine Probenahme stattfinden. Die Frühlingsblüte von Kieselalgen erstreckte sich über die gesamte Wassersäule, denn das Leitpigment Fucoxanthin war in allen Wassertiefen nachweisbar. Es herrschte noch keine thermische Schichtung zu diesem Zeitpunkt. Im Gegensatz zum Zellersee befanden sich die höchsten Konzentrationen von Mai bis Juni (vermutlich auch August) in den unteren Tiefenstufen von 10 bis 18 m. Erst ab September mit Auflösung der Schichtung verteilten sich die Pigmentkonzentrationen wieder über die gesamte Wassersäule, wobei im Oktober noch ein hoher Peak in 15 und 18 m gemessen wurde.

Der Gnadensee weist (wie der Zellersee) mit insgesamt 50 Taxa des Metazooplanktons (26 Rädertier-, 11 Cladoceren-, 11 Ruderfußtaxa sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln) ein artenreiches Zooplankton auf. Taxonomische Besonderheiten waren in den Proben nicht vorhanden. Allenfalls ist das Vorkommen des relativ seltenen Rädertiers *Plationus (Brachionus) patulus* erwähnenswert. Zu nennen ist auch das syntope Vorkommen von zwei calanoiden Ruderfußkrebsen, *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides* wie im Zellersee.



LW:W

Abb. 1-19: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen an der Station Gnadensee im Jahresverlauf 2017. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in olivgrün unten.

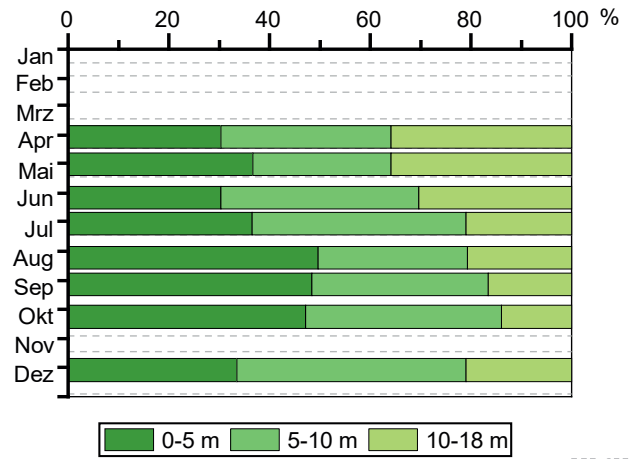


LW:W

Abb. 1-20: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Gnadensee im Jahr 2017. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Die dominanten Rädertiere sind die allgemein häufigen Arten *Keratella cochlearis* und Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Noch häufig, insbesondere im Frühsommer und wieder im Spätherbst, ist das Kolonien bildende Rädertiere *Conocobilus unicornis*. Im Frühjahr sind Arten der Gattung *Synchaeta* häufig. Bei den Cladoceren (Wasserflöhen) bestimmen die Daphnien das Bild, wobei *D. galeata* innerhalb der Daphnien das häufigste Taxon ist. Aspekt bestimmende Ruderfußkrebse sind im Frühjahr *Cyclops* cf. *strenuus*, im Sommer *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*.

Die durchschnittlichen Biomassen (Mittelwerte) liegen im Gnadensee bei 156 µg TM/L und damit aber noch stabil im unteren bis mittleren mesotrophen Bereich [TGL 1982]). Im Vergleich sind die Werte etwas höher als im Zellersee. Starke Massenbildner sind zu Beginn der Untersuchungsperiode die cyclopoiden Ruderfußkrebse, im Sommer und Spätsommer/Herbst die Cladoceren und calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 1-20). Gegen Ende des Untersuchungszeitraumes werden die omnivoren, cyclopoiden Ruderfußkrebse wieder wichtig. Der Anteil der herbivoren, calanoiden Ruderfußkrebse liegt bei durchschnittlich gut 30%. Der durchschnittliche Anteil der Rädertiere an der

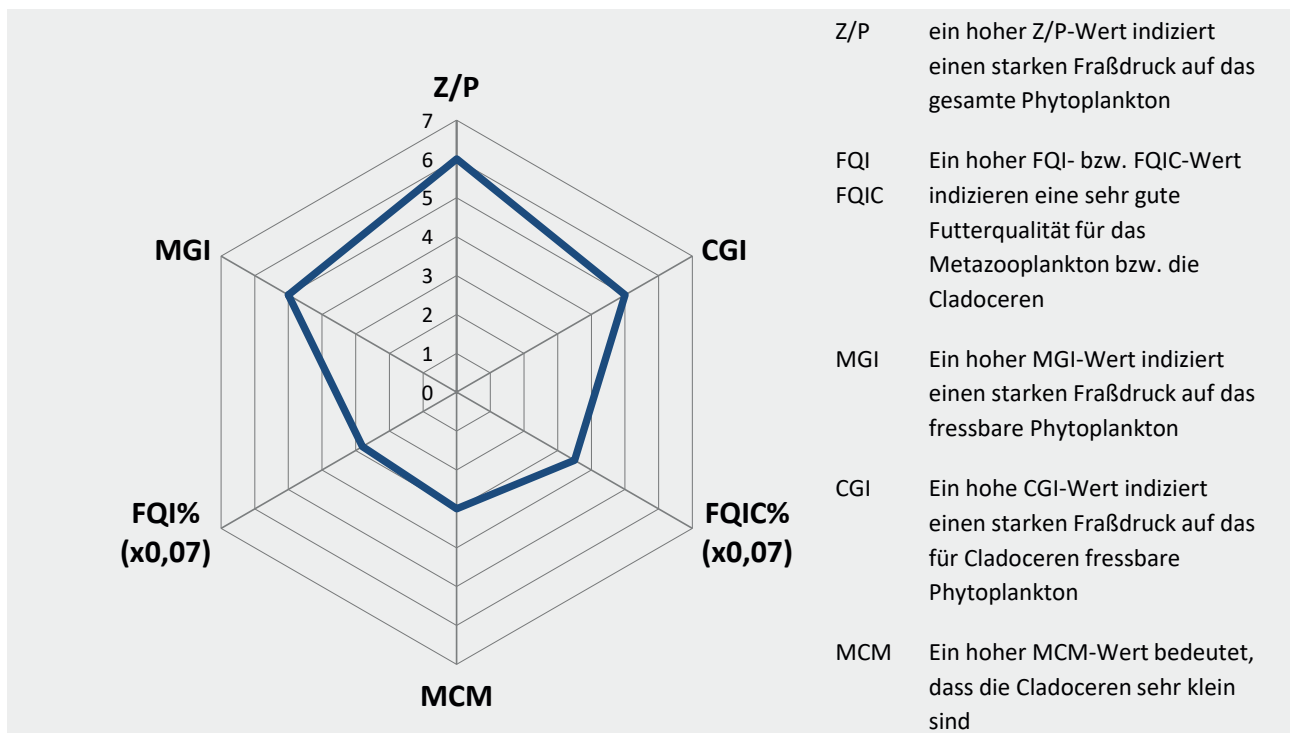


LU:W

Abb. 1-21: Absetzvolumen der unterschiedlichen Tiefenstufenproben, normiert auf eine 5 m Schicht an der Station Gnadensee im Jahr 2017.

Biomasse des Zooplanktons beträgt im Gnadensee nur gut 2%. Der durchschnittliche Größenindex der Cladoceren liegt bei etwa 8 µg/Ind. (Median über den untersuchten Zeitraum), wobei die Größenindex-Werte im Sommer hoch (über der Masse einer 1 mm langen Daphnie) bleiben.

Auch für die Proben des Gnadensees wurde ab April 2017



LU:W

Abb. 1-22: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phtoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Gnadensee (0–20 m) im Jahr 2017, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) Sommersituation! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

das Absetzvolumen bestimmt, bevor die Einzelproben zu einer Gesamtprobe vereinigt wurden (Abb. 1-21). Es zeigt sich, dass das Zooplankton im Frühjahr relativ gleichmäßig in der Wassersäule verteilt ist. Ab Juli nimmt der Anteil in der 10–18 m-Schicht ab, vermutlich auch deshalb, weil den Sommer über die tieferen Zonen des Gnadensees an Sauerstoff verarmen.

Die über das Modul PhytoLoss ausgegebenen Indizes sind ähnlich wie im Zellersee. Der Umsatz von Phytoplankton in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 6 günstig bzw. gut (Abb. 1-22). Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton ist stark ausgeprägt (Effektklassen 5), die Futterqualität liegt trotzdem bei 40% bis 50% (Cryptophyceen und Picoplanktongehalte sind relativ hoch), was auch im Gnadensee vermutlich auf die vergleichsweise niedrigen Biomassen des Zooplanktons im Hochsommer (<100 µg TM/L) zurückzuführen ist und dem damit verbundenen vergleichsweise niedrigen Fraßdruck auf das Phytoplankton durch das Zooplankton. Der Fisch-Prädationsdruck ist (wie bereits aus dem Größenindex der Cladoceren ableitbar) mit Effektklasse 3 im Gnadensee geringer als im Zellersee einzuschätzen.

Auch im Gnadensee ist aufgrund des noch günstigen Nahrungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzieren immerhin noch um 2 Eier pro Gelege, *E. gracilis* ist in der Lage noch Gelege mit 6–7 Eiern zu produzieren. Aufgrund des Grazings der anteilig stärker präsenten, effektiv filtrierenden *Daphnia galeata* ist der Anteil der gut fressbaren Algen (etwa der Cryptophyceen) etwas niedriger als im Zellersee.

1.1.3.4 Station Rheinsee

Die Station Rheinsee wurde vom Kanton Thurgau monatlich beprobt. Im Jahr 2017 betrug die Jahresdurchschnittsbiomasse des Phytoplanktons 0,51 mg/L (2016: 0,51 mg/L) und hatte damit die gleich hohe Phytoplankton-Biomasse wie die Station Fischbach-Uttwil. Die im Jahresverlauf die Phytoplankton-Biomasse dominierenden Großgruppen waren wie in den anderen Seeteilen die Kieselalgen (51,6%) und Cryptophyceen (30%) (Abb. 1-23A).

Nachdem das Vorjahr mit hohen Zellzahlen der Burgunderblutalge geendet hatte, waren Anfang des Jahres noch knapp 1000 Zellen/mL von *P. rubescens* nachweisbar. Wie im Zellersee ging deren Zellzahl jedoch kontinuierlich zurück und wurde teilweise gar nicht mehr detektiert.

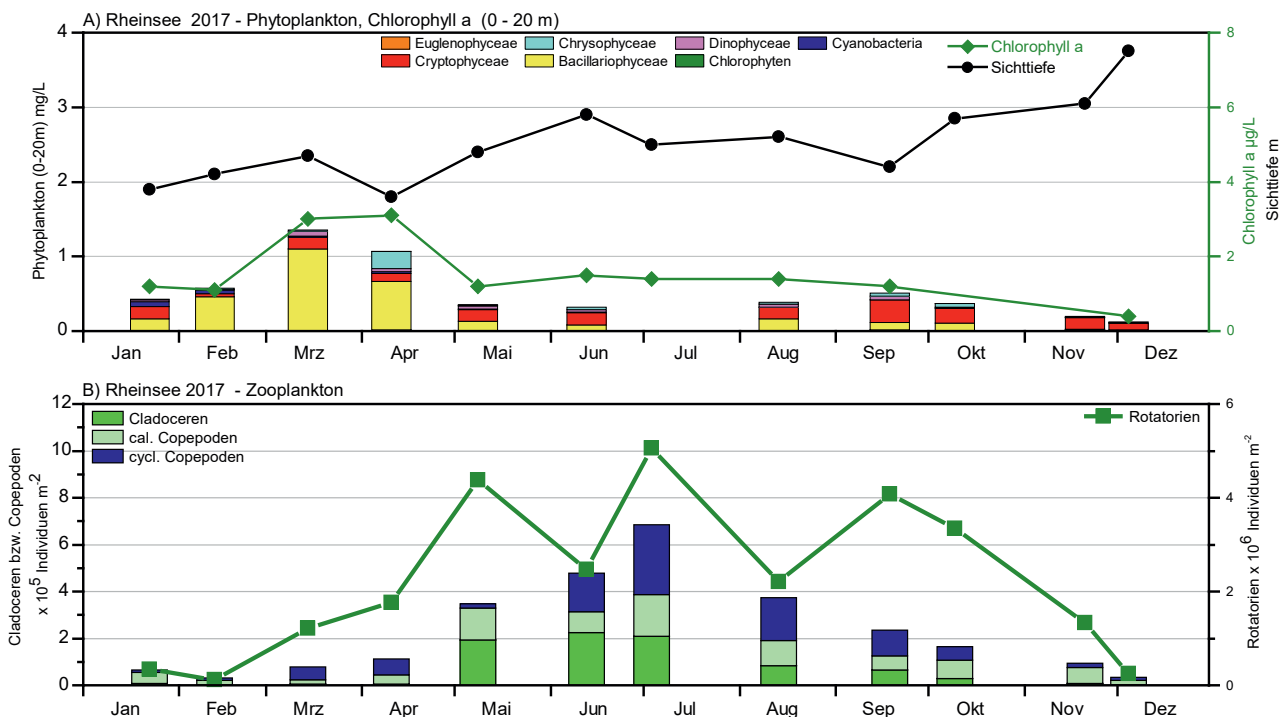


Abb. 1-23: Biologische Parameter an der Station Rheinsee 2017. A) Phytoplankton Biomasse sowie Chlorophyll-a (0–20 m) und Sichttiefe. B) Zooplankton (0–20 m) (berechnet zur beprobten Netzöffnung).

Die Phytoplankton-Biomasse zeigte eine vergleichbare Entwicklung wie an den anderen Untersee-Stationen: die Frühjahrsblüte fiel in den März und erreichte eine maximale Biomasse von 1,4 mg/L (Februar 2016: 0,84 mg/L; April 2015: 3,0 mg/L). Wie im Zellersee waren nicht centrische Kieselalgen, die die Frühjahrsblüte im Vorjahr dominierten, sondern die pennaten Taxa *Asterionella formosa* sowie *Fragilaria crotonensis* prägend. *Rhodomonas* spp. waren zu diesem Zeitpunkt ebenfalls stark vertreten. Cryptophyceen zählten für den Rest des Jahresverlaufs zu den dominierenden Arten und bildeten im September eine schwache Herbstblüte aus. Zu diesem Zeitpunkt waren die vorherrschenden Cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris*, *Rhodomonas lens* und *Cryptomonas ovata*.

Bezogen auf das Biovolumen zählten im Jahr 2017 im Rheinsee pennate Kieselalgen *Asterionella formosa* mit 18,0% und *Fragilaria crotonensis* mit 14,7% zu den dominierenden Taxa. Die kleinen Formen der Cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris*, *Rhodomonas lens* und *Cryptomonas ovata* machten insgesamt 28,9% an der Biomasse im Jahresverlauf aus.

Die Chlorophyll-a Konzentration betrug an der Station Rheinsee im Jahresmittel 1,6 µg/L (2016: 2,1 µg/L (ohne März u. Mai); 2015: 1,4 g/L (ohne August)) mit einem Saisonmaximum im April mit 3,1 µg/l. (Abb. 1-23A). Weitere Leitpigmente wurden nicht untersucht.

Mit dem Bewertungsverfahren für Phytoplankton nach WRRL wird ein sehr guter ökologischer Zustand ermittelt (PhytoSee-Index V 7.0: 0,99). Der im Vorjahr mit PhytoSee-Index V 6.0 ermittelte Indexwert von 1,13 (sehr guter ökologischer Zustand) hat sich demnach leicht verbessert. Rechnet man beide Jahre mit der PhytoSee-Version 6.0, so ist tatsächlich eine Verbesserung zu erkennen (Tab. 1-5). Betrachtet man die beiden Jahre mit der Version PhytoSee 7.0, so sind die Werte eher gleich geblieben bzw. eine ganz minimale Verschlechterung zu beobachten (Tab. 1-5), die jedoch nur der Anpassung des Verfahrens geschuldet ist.

Zooplankton

Der Rheinsee wurde im aktuellen Jahr in zwei Schichten beprobt (0–20 m und 20–30 m). Der Vergleichbarkeit halber mit dem Zeller See und Gnadensee werden zunächst

Tab. 1-5: Vergleich der PhytoSee-Indices für die beiden Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 6.0 und 7.0 für die Station Rheinsee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 6.0)	PSI (PhytoSee 7.0)
2016	1,13	0,98
2017	1,01	0,99

LUBW

die Ergebnisse der 0–20 m Schicht besprochen. Im Rheinsee (0–20 m) wurden 51 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (26 Rädertier-, 14 Cladoceren-, 10 Ruderfußtaxa sowie Larven der Dreikantmuscheln). Larven der Büschelmücken waren nicht in den Proben vorhanden. Bei den (Eu)Bosminen fallen mehrere Morphen auf (*Eubosmina coregoni longispina*, *Eubosmina coregoni coregoni*), wobei (*Eu*)*Bosmina coregoni berlinensis* (vergleichsweise große „Morphe“ mit ausgeprägten Mucro und gerader Ventralseite) als Besonderheit zu nennen ist, die allerdings nur vereinzelt in den Proben vorhanden war. Zu nennen ist auch das Vorkommen des Raubwasserfloh *Bythotrephes longimanus*, der prinzipiell in allen Becken des Bodensees vorkommt, aber in den letzten Jahren im Gnadensee und den Zellersee-Proben selten geworden ist. Hierbei ist allerdings anzumerken dass Raubcladoceren mit den im Monitoring üblichen Netzen nicht quantitativ erfasst werden.

Aspekt bestimmende Rädertiere sind wieder die allgemein häufigen Taxa *Keratella cochlearis* und *Polyarthra* spp. (Flossenrädertiere). Noch häufig im Frühjahr sind Synchaeten (*Synchaeta pectinata* und Vertreter der *S. lakowitzinai/oblong*-Gruppe). Bei den Wasserflöhen dominieren „normale“ (*Eu*)*Bosmina coregoni coregoni* sowie *Daphnia cucullata*, bei den Ruderfußkrebsen *Cyclops strenuus* im Frühjahr sowie *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* in der warmen Jahreszeit. Calanoide Ruderfußkrebse sind (wie im Zellersee und Gnadensee) durch *Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides* vertreten.

Die durchschnittliche Biomasse des Zooplanktons liegt im Rheinsee (Probenahme 0–20 m) bei niedrigen 26 (Median) bzw. 45 µg TM/L (Mittelwert), was den Seeteil in die Kategorie oligotroph einstuft und sicherlich durch den Einfluss des Rheinstroms bedingt ist. Starke Massenbildner sind im

Winter bzw. zeitigen Frühjahr und Herbst die calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 1-24). Im Sommer bestimmen Cladoceren das Bild. Rädertiere sind anteilig stark vertreten und erreichen im Mittel immerhin knapp 14% der Zooplanktonmasse, maximal sogar ca. 45% (Oktober). Der Größenindex der Cladoceren liegt bei durchschnittlich (Median) 4,5 µg/Ind. und geht im Hochsommer auf <4 µg TM/Ind. zurück.

Das über das Modul PhytoLoss ausgegebene Radardiagramm ähnelt in seiner Form den Diagrammen vom Zellersee und Gnadensee, liegt aber in der Höhe der berechneten Indizes etwas tiefer (Abb. 1-25). Der Umsatz von Phytoplankton-Masse in Zooplankton-Masse (Z/P) ist mit Effektklasse 4 nur moderat ausgeprägt, ebenso ist der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton durch das Zooplankton in seiner Stärke nur moderat. Die Futterqualität für das Zooplankton liegt ähnlich wie bei den beiden anderen Untersee Becken bei hohen 40% bis 50%. Der Fisch-Prädationsdruck ist als mindestens moderat einzuschätzen.

In der 20–30 m Schicht des Rheinsees wurden immerhin noch 46 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (22 Rä-

dertier-, 12 Cladoceren-, 11 Ruderfußtaxa sowie Larven Dreikantmuscheln). Die Biomassen sind mit durchschnittlich 16 (Median) bzw. 20 µg TM/L (Mittelwert) ca. halb so hoch wie in der 0–20 m Schicht, zeigen aber, dass in der Tiefenschicht vergleichsweise viel Zooplankton vorkommt. Addiert man die Biomassen in beiden Schichten so liegt die Gesamtmasse noch deutlich im oligotrophen Bereich und ist immer noch niedriger als in den beiden anderen Seebecken des Untersees. Hinsichtlich der Zusammensetzung der taxonomischen Großgruppen ergeben sich Unterschiede zwischen den beiden Schichten. Der Anteil der Rädertiere und der Cladoceren ist in der Tiefenschicht niedriger, der Anteil der cyclopiden Ruderfußkrebse höher.

Hinsichtlich der Reproduktion der wichtigsten Filtrierer gilt für den Rheinsee praktisch dasselbe wie für die beiden anderen Seeteile des Untersees. Auch im Rheinsee ist aufgrund des noch günstigen Nahrungsangebotes im Sommer eine Reproduktion der effektiven Filtrierer möglich. Daphnien produzieren immerhin noch 1–2 Eier pro Gelege, E. gracilis ist in der Lage noch Gelege mit ca. 7 Eiern zu produzieren.

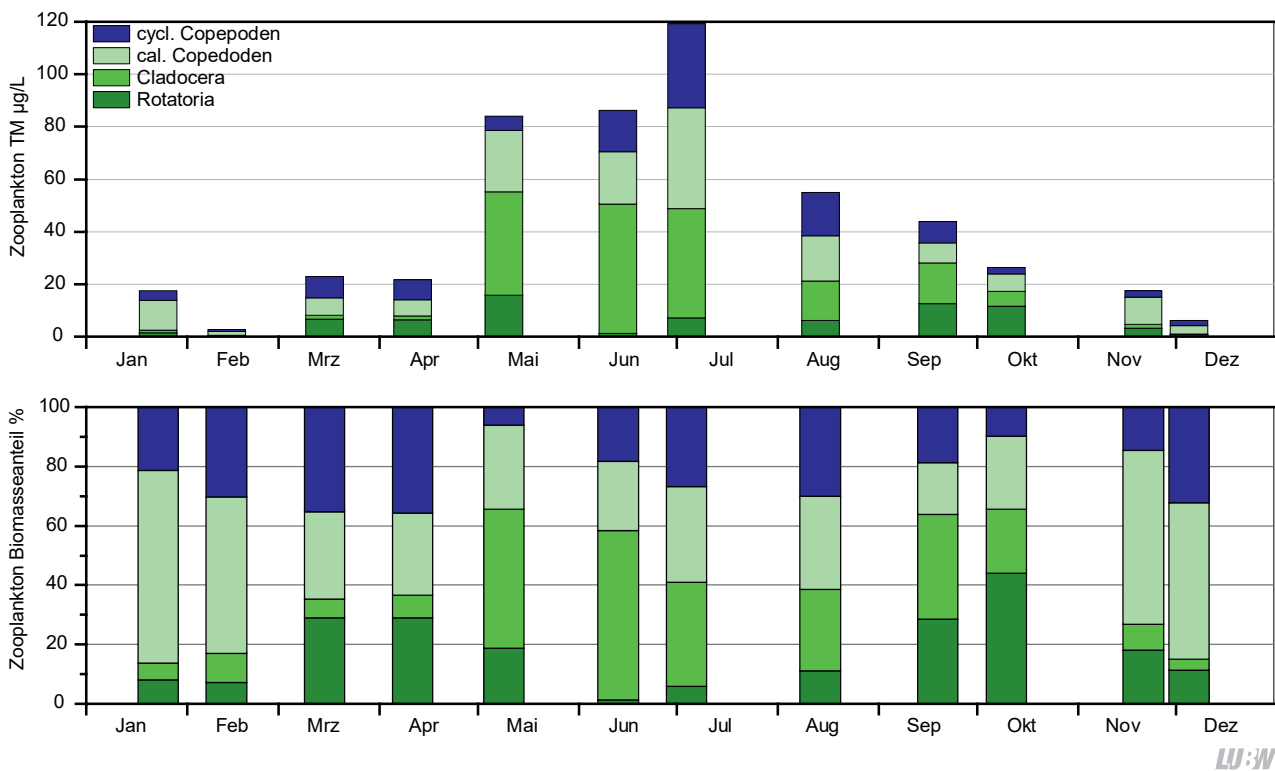
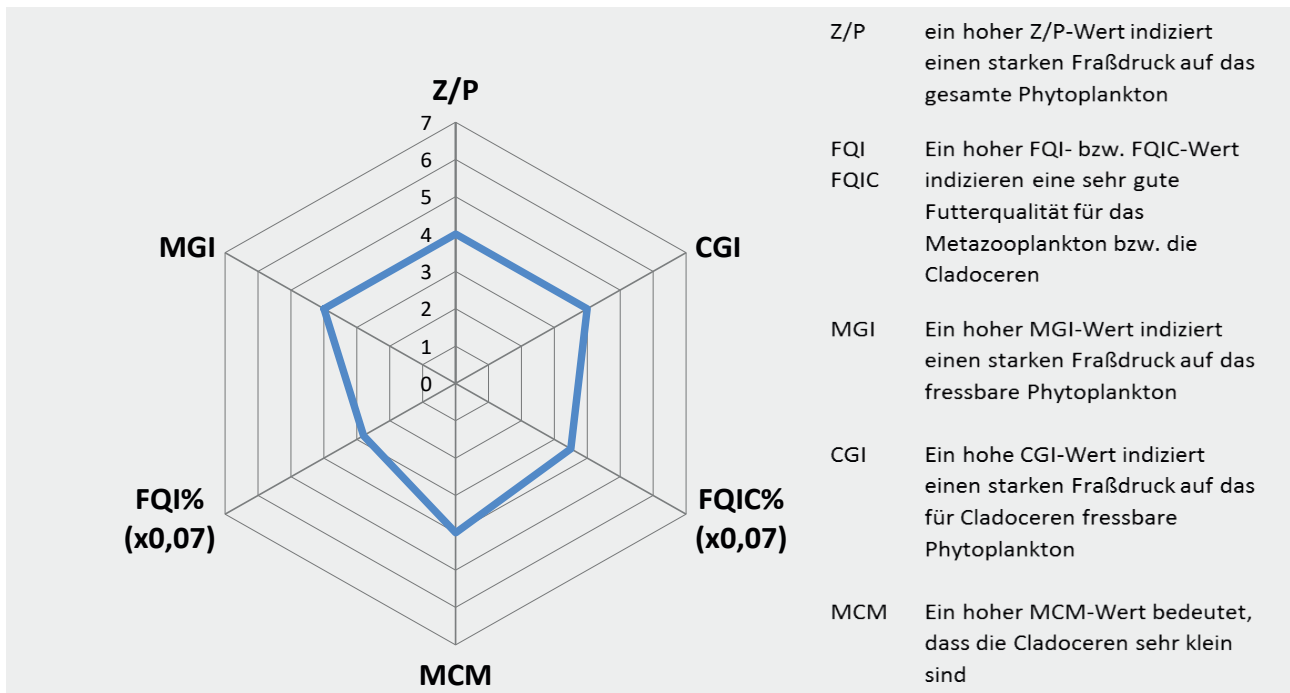


Abb. 1-24: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Rheinsee im Jahr 2017. Oben: Absolute Biomassen; Unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.



- Z/P ein hoher Z/P-Wert indiziert einen starken Fraßdruck auf das gesamte Phytoplankton
- FQI Ein hoher FQI- bzw. FQIC-Wert indizieren eine sehr gute Futterqualität für das Metazooplankton bzw. die Cladoceren
- FQIC
- MGI Ein hoher MGI-Wert indiziert einen starken Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton
- CGI Ein hohe CGI-Wert indiziert einen starken Fraßdruck auf das für Cladoceren fressbare Phytoplankton
- FQIC% (x0,07)
- MCM Ein hoher MCM-Wert bedeutet, dass die Cladoceren sehr klein sind

LU:W

Abb. 1-25: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Rheinsee (0–20 m) im Jahr 2017, berechnet und dargestellt über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) Sommersituation! [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

1.1.3.5 Vergleich zwischen Obersee und Untersee

Pigmente

Neben den bereits vorgestellten Leitpigmentanalysen wurden auch die Stationen Bregenzer Bucht, Rheinspitz, Wasserburg und Langenargen-Arbon 14-täglich beprobt und die Pigmentzusammensetzung analysiert (Abb. 1-26).

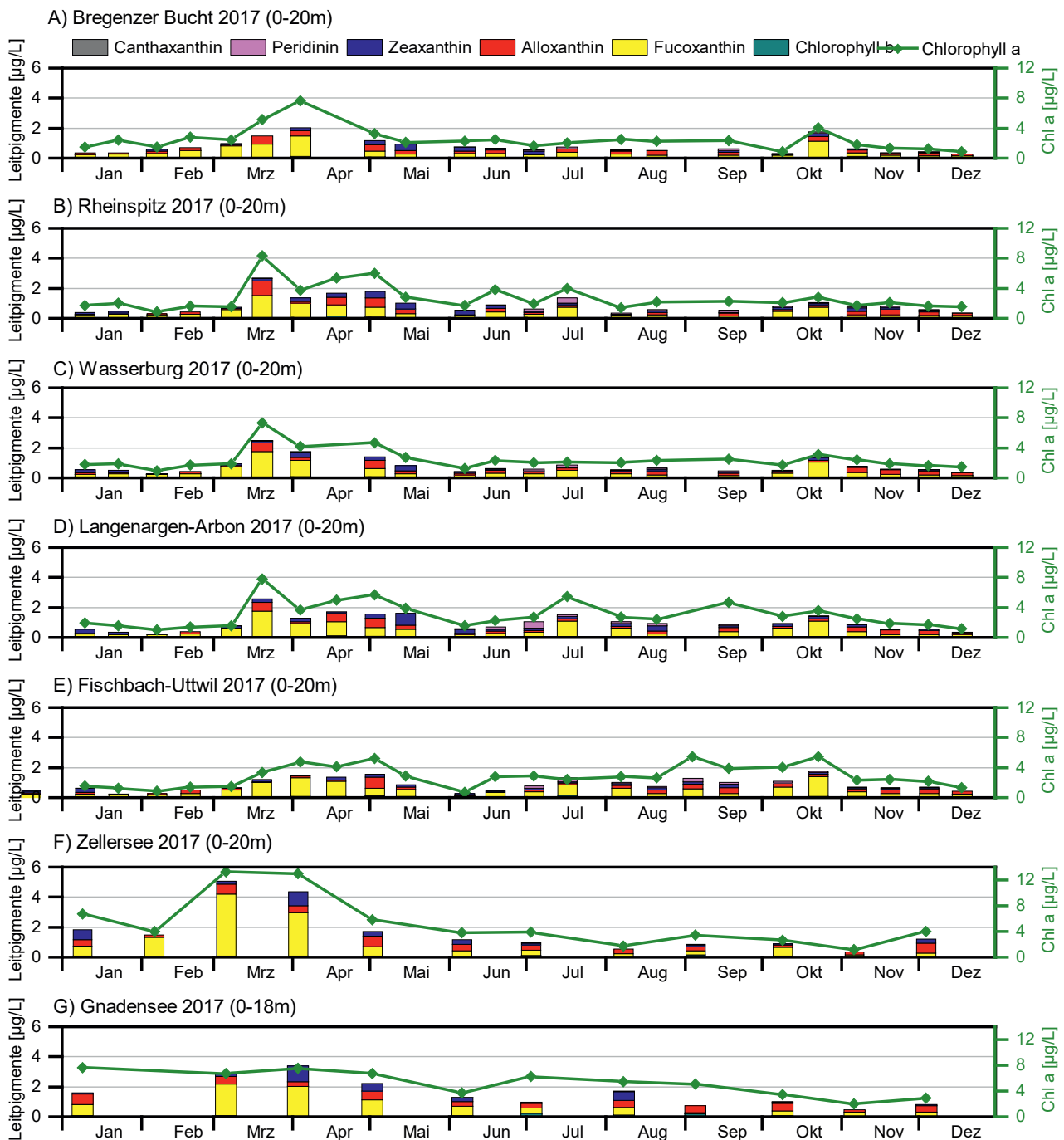
Bis Anfang März entwickeln sich alle Stationen im Obersee sehr ähnlich (Abb. 1-26A–E). Im März nehmen die Leitpigment Fucoxanthin und Alloxanthin deutlich zu. Während die Stationen Rheinspitz, Wasserburg und Langenargen-Arbon bereits einen höchsten Peak am 20. März aufweisen, erreichen die Stationen Bregenzer Bucht und Fischbach Uttwil die höchsten Fucoxanthin-Gehalte erst Anfang April. Der Fucoxanthin-Peak im Oktober ist an allen Oberseestationen vorhanden, am ausgeprägtesten an der Station Fischbach-Uttwil. Die Chlorophyll-a Gehalte folgen im Wesentlichen dem Verlauf der übrigen Leitpigmente. Auch beim Chlorophyll-a entwickelt sich der Jahresgang bei den drei Stationen Rheinspitz, Wasserburg und Langenargen-Arbon sehr ähnlich. Die Jahresmittelwerte der Oberseestationen liegen alle zwischen 2 µg/L und 3 µg/L (Abb. 1-27)

Die Untersee-Stationen Zellersee und Gnadensee zeigen ebenfalls ein vergleichbares Saisonmuster der Pigmentzusammensetzung, allerdings sind die Konzentrationen im Gnadensee zur Zeit der Frühjahrsblüte etwas geringer als im Zellersee (Abb. 1-26F, G). Insgesamt waren ebenfalls Chlorophyll-a und Fucoxanthin die häufigsten Vertreter der Leitpigmente, allerdings in höheren Konzentrationen als bei den Obersee-Stationen – bedingt durch den höheren Nährstoffgehalt im Untersee.

Zooplankton

In den verschiedenen Seebecken des Bodensees wurden im aktuellen Untersuchungsjahr 2017 zwischen 50 und 57 Taxa des Metazooplanktons erfasst. Die Unterschiede hinsichtlich der Taxazahl zwischen den Seeteilen sind gering; die Taxazahl ist in allen Seebecken hoch (Abb. 1-28).

Die Biomassen (Trockenmassen) unterscheiden sich zwischen den verschiedenen Seebecken (Friedmann: $X^2=19,36$; $FG=3$; $P<0,001$). Signifikante Unterschiede ergeben sich zwischen dem Rheinsee und den übrigen Seebecken (Wilcoxon: $P<0,007$) sowie zwischen Zeller See und Gnadensee (Wilcoxon: $P<0,05$) bzw. fast signifikante Unterschiede er-



LU:W

Abb. 1-26: Vergleich der Leitpigmente aus den Integralproben an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (A), Rheinspitz (B), Wasserburg (C), Langenargen-Arbon (D), Fischbach-Uttwil (E) sowie an den Unterseestationen Zellersee (F) und Gnadensee (G). Ende April konnten die Stationen Bregenzer Bucht und Wasserburg aufgrund eines aufziehenden Sturmes nicht beprobt werden. Anfang September erfolgte nur eine Beprobung der Station Fischbach-Uttwil (zahlreiche Zusatzproben für chemische Analyse, daher wurden die übrigen Probenstellen nicht angefahren).

geben sich zwischen Gnadensee und Obersee (Wilcoxon: $P < 0,062$), aber nicht zwischen dem Zellersee und dem Obersee (Abb. 1-29, links).

nur signifikante Unterschiede im Größenindex der Cladoceren zwischen dem Gnadensee und den übrigen Seeteilen (Abb. 1-29, rechts).

Beim Größenindex der Cladoceren ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den Seebecken (Friedmann: $X^2 = 15,11$; $FG = 3$; $P < 0,002$). Der Wilcoxon Test ergab aber

Eine Zusammenfassung der über das PhytoLoss Modul ausgegebenen Indizes für den Sommeraspekt zeigt Tabelle 1-6. Der Umsatz von Phytoplankton in Zooplankton-

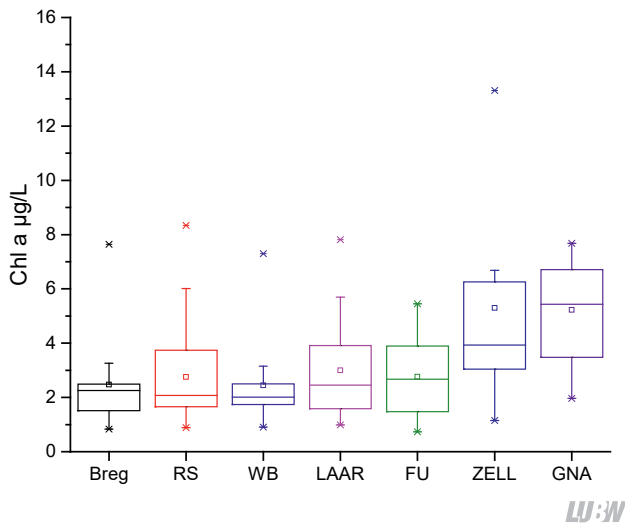


Abb. 1-27: Box-Whisker-Plot der Chlorophyll-a Konzentrationen an den Obersee-Stationen Bregenzer Bucht (Breg), Rheinspitz (RS), Wasserburg (WB), Langenargen-Arbon (LAAR), Fischbach-Uttwil (FU) sowie an den Untersee-Stationen Zellersee (ZELL) und Gnadensee (GNA).

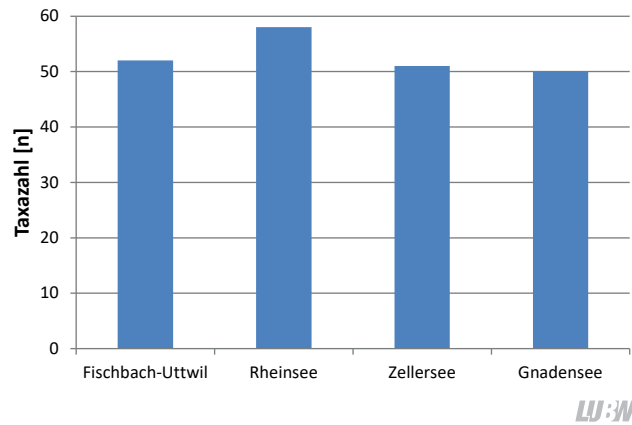


Abb. 1-28: Anzahl der in den verschiedenen Seebecken des Bodensees im Jahr 2017 nachgewiesenen Zooplankton-Taxa.

masse ist moderat bis günstig, der Fraßdruck seitens des Zooplanktons auf das fressbare Phytoplankton moderat (Rheinsee) bis hoch (übrige Seeteile). Die Futterqualität bleibt trotz des überwiegend starken Fraßdruckes bei 30 bis 50% an fressbaren Algen. Das Zooplankton ist nicht in der Lage das Phytoplankton vollständig zu kontrollieren; der Anteil der gut fressbaren Cryptophyceen bleibt selbst während der warmen Jahreszeit hoch. Der Fraßdruck seitens der Fische auf das Zooplankton (MCM) ist für den Gnadensee am niedrigsten einzuschätzen. Neben dem hohen Größenindex der Cladoceren sowie dem hohen FPI im Gnadensee weist die Dominanz der relativ großen *Daphnia galeata* im Vergleich zu den anderen Seeteilen, in denen die kleinere *D. cucullata* überwiegt auf geringere Fisch-Prädationseffekte hin.

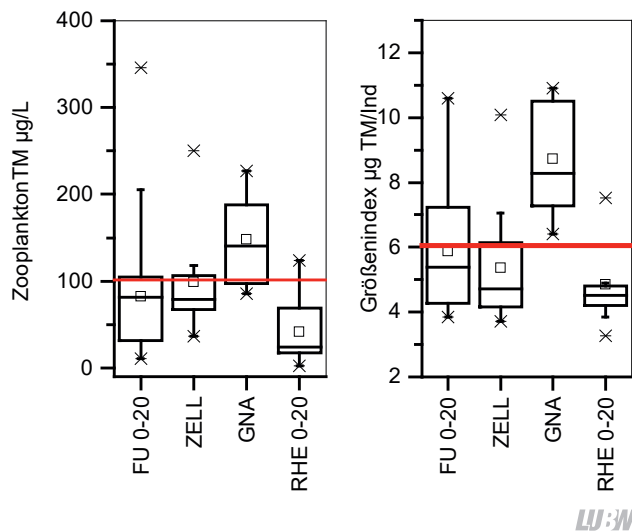


Abb. 1-29: Mittlere Trockenmassen (linke Graphik) sowie Cladoceren Größenindex für die verschiedenen Becken des Bodensees für das Untersuchungs-jahr 2017. Trockenmassen bis ca. 100 µg/L indizieren oligotrophe Bedingungen, die Masse einer 1 mm langen Daphnie liegt bei etwa 6 µg/Ind (rote Linie).

Tab. 1-6: Wichtigste über das PhytoLoss Modul ausgegebene Indizes für die verschiedenen Bodensee-Becken. Sommeraspekt für das Jahr 2017 (LUBW).

Gewässername - Jahr	Z/P	CGI	MGI	FOIC	FQI	MCM
Bodensee, Obersee - 2017	5	6	5	2,1	2,1	4
Bodensee, Rheinsee - 2017	4	4	4	3,5	2,8	4
Bodensee, Zellersee - 2017	6	6	6	3,5	2,8	4
Bodensee, Gnadensee - 2017	6	5	5	3,5	2,8	3
Taxazahl	39	32	36	21	35	40

Die Gelegegröße zeigt in allen Becken des Bodensees den typischen Jahresgang mit niedrigen Eizahlen pro eitragendem Weibchen im Sommer und hohen Eizahlen pro eitragendem Weibchen im Frühjahr und Herbst. Die dominanten Filtrierer (Daphnien und calanoide Ruderfußkrebse) sind aber selbst während des Sommers in der Lage Gelege zu produzieren was zeigt, dass keine vollständige Nahrungslimitierung für die Gelegeproduktion vorliegt. Der in allen Seebecken relativ hohe Anteil an fressbarem Phytoplankton von mindestens 30% weist in die gleiche Richtung.

1.2 Mikroverunreinigungen im Bodensee

1.2.1 Mikroverunreinigungen

1.2.1.1 Fischbach-Uttwil

Im Bodensee-Obersee wurden im Mai, Juli und Oktober 2017 Wasserproben aus fünf verschiedenen Tiefen (0 m, 10 m, 20 m, 100 m und 1 m über Grund) in Seemitte auf 119 Substanzen untersucht. Darin enthalten waren 95 Pestizide, fünf Metabolite und 16 Arzneimittelwirkstoffe (Tab. 1-7).

Damit umfasst das Spektrum der gemessenen Substanzen auch 43 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20.06.2018 [OGewV 2016].

Von allen untersuchten Substanzen wurden 24 mindestens in einer Probe über der Bestimmungsgrenze gefunden (Tab. 1-8). Im Einzelnen waren es zehn Pestizide, fünf Metabolite, sechs Arzneimittel, zwei Industriechemikalien und ein Repellent. Gegenüber den Messungen im letzten Jahr wurden im Jahr 2017 die drei Pestizide Metalaxyl, Penconazol und MCPA nicht mehr gefunden. Dagegen konnten in diesem Jahr erstmals die Pestizide Bifenox, Boscalid und Isoproturon, der Metabolit Desisopropylatrazin, die Arzneimittel Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Diclofenac, Phenazon und Erythromycin und die Industriechemikalien Bisphenol A und Butylhydroxytoluol (BHT) bestimmt werden.

Von den 24 gefunden Substanzen im Obersee sind drei (Metolachlor, Propiconazol, Terbutylazin) flussgebietspe-

zifische Schadstoffe nach Anlage 6, OGewV. Bei keinem der drei Stoffe gab es eine Überschreitung der gesetzlich geregelten Umweltqualitätsnormen (UQN).

Außerdem wurden im Obersee 48 der 50 prioritären Stoffe/Stoffgruppen mit Wasser-Umweltqualitätsnormen (UQN) (OGewV 2016, Anlage 8) untersucht. Die Proben wurden im April und September in den Tiefenstufen 0, 10, 100, 200 und 230 m entnommen. Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQNs.

Pestizide und Metabolite

Das Herbizid Atrazin konnte, obwohl schon seit 1991 in Deutschland verboten, noch in den meisten Proben nachgewiesen werden. Erstmals seit mehreren Jahren lagen drei Werte unter der Bestimmungsgrenze. Die gefundenen Konzentrationen lagen im Bereich von 0,0011 bis 0,0023 µg/L. Das Abbauprodukt Desethylatrazin konnte in allen Seewasserproben nachgewiesen werden. Die Werte lagen etwas höher als im Vorjahr. Das Abbauprodukt Desisopropylatrazin konnte nur in einer Wasserprobe in Höhe der Bestimmungsgrenze von 0,0009 µg/L bestimmt werden.

Das Herbizid Bifenox konnte zum ersten Mal in einer Oberflächenprobe im See nachgewiesen werden.

Das Fungizid Boscalid wurde in diesem Jahr das erste Mal in zwei Wasserproben knapp über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

Das Herbizid Diuron konnte in allen Wasserproben in einem Konzentrationsbereich von 0,0025 bis 0,0040 µg/L gemessen werden.

Das Herbizid Isoproturon konnte in drei Wasserproben im Juli knapp über der Bestimmungsgrenze gemessen werden.

Das Herbizid Metolachlor konnte in zwölf der 15 Wasserproben in einer Konzentration bis 0,0031 µg/L gemessen werden.

Das Fungizid Propiconazol wurde in zwei Drittel aller Wasserproben gefunden. Die höchste Konzentration lag bei

Tab. 1-7: Tabelle aller untersuchten Stoffe, insbesondere **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel** sowie die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) (LUBW).

Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]	Stoff	BG [µg/L]
Alachlor	< 0,0010	Quinoxifen	< 0,0010	Thiacloprid	< 0,0017
Ametryn	< 0,0010	DEET	< 0,0015	Omethoat	< 0,0010
Atrazin	< 0,0010	Metribuzin	< 0,0010	Quinmerac	< 0,0070
Azinphos-ethyl	< 0,0010	Epoxiconazol	< 0,0010	Azoxystrobin	< 0,0007
Chlorfenvinphos	< 0,0010	Picolinafen	< 0,0010	Dimoxystrobin	< 0,0013
Chlorpyrifos	< 0,0010	Bentazon	< 0,0040	Methiocarb	< 0,0028
Cypermethrin	< 0,0040	Bromoxynil	< 0,0070	Ethofumesat	< 0,0030
Desethylatrazin	< 0,0010	Ioxynil	< 0,0010	Boscalid	< 0,0014
Desethylterbutylazin	< 0,0008	Dicamba	< 0,0280	Dimethenamid	< 0,0022
Desisopropylatrazin	< 0,0009	Fenoprop	< 0,0070	Propyzamid	< 0,0049
Diazinon	< 0,0010	2,4,5-T	< 0,0060	Dimethomorph	< 0,0017
Dichlorvos	< 0,0010	2,4-DB	< 0,0060	Flufenacet	< 0,0013
Dimethoat	< 0,0020	2,4-DP (Dichlorprop)	< 0,0040	Cyprodinil	< 0,0010
Etrimfos	< 0,0010	MCPB	< 0,0060	Oxadiazon	< 0,0031
Fenitrothion	< 0,0010	2,4-D	< 0,0050	Azinphos-methyl	< 0,0119
Fenthion	< 0,0010	MCPB (Mecoprop)	< 0,0070	Sulcotrion	< 0,0272
Hexazinon	< 0,0010	MCPA	< 0,0060	Nicosulfuron	< 0,0155
Malathion	< 0,0010	Metamitron	< 0,0003	Rimsulfuron	< 0,0306
Metalaxyl	< 0,0010	Chloridazon	< 0,0008	Phoxim	< 0,0126
Metazachlor	< 0,0020	Bromacil	< 0,0016	Methyldephenylchloridazon	< 0,0008
Metolachlor	< 0,0010	Metoxuron	< 0,0007	Triallat	< 0,0120
Napropamid	< 0,0010	Cyanazin	< 0,0023	Bisphenol A	< 0,0100
Parathion-ethyl	< 0,0010	Metabenzthiazuron	< 0,0008	Butylhydroxytoluol (BHT)	< 0,0100
Parathion-methyl	< 0,0010	Chlortoluron	< 0,0008	Clofibrinsäure	< 0,0160
Penconazol	< 0,0010	Monolinuron	< 0,0009	Gemfibrozil	< 0,0430
Pendimethalin	< 0,0010	Diuron	< 0,0014	Tolfenamensäure	< 0,0100
Pirimicarb	< 0,0010	Isoproturon	< 0,0008	Triclosan	< 0,0070
Prometryn	< 0,0010	Metobromuron	< 0,0005	Carbamazepin	< 0,0013
Propazin	< 0,0010	Sebutylazin	< 0,0064	Bezafibrat	< 0,0271
Propiconazol	< 0,0010	Linuron	< 0,0015	Clenbuterol	< 0,0011
Simazin	< 0,0010	Flurtamon	< 0,0013	Sulfamethoxazol	< 0,0001
Tebutam	< 0,0010	Chloroxuron	< 0,0009	Phenazon	< 0,0010
Terbutryn	< 0,0010	Tebuconazol	< 0,0003	Diclofenac	< 0,0135
Terbutylazin	< 0,0010	Aclonifen	< 0,0113	Fenofibrat	< 0,0010
Trifluralin	< 0,0010	Bifenox	< 0,0042	Ketoprofen	< 0,0348
Irgarol (Cybutryn)	< 0,0010	Carbendazim	< 0,0019	Paracetamol	< 0,0014
Irgarol M1	< 0,0010	Thiamethoxam	< 0,0021	Erythromycin	< 0,0029
Fenpropimorph	< 0,0010	Imidacloprid	< 0,0005	Clarithromycin	< 0,0008
Diflufenican	< 0,0010	Clothianidin	< 0,0012	Azithromycin	< 0,0125
Dicofol	< 0,0010	Acetamiprid	< 0,0017		

Tab. 1-8: Tabelle der gefundenen Substanzen mit der jeweils höchsten gemessenen Konzentration (LUBW).

Substanz	Konzentration [µg/L]
Pestizide	
Atrazin	0,0023
Bifenox	0,0049
Boscalid	0,0014
Diuron	0,0040
Isoproturon	0,0014
Metolachlor	0,0031
Propiconazol	0,0036
Tebuconazol	0,0013
Terbutylazin	0,0029
Terbutryn	0,0020
Metabolite	
Desethylatrazin	0,0042
Desethylterbutylazin	0,0044
Desisopropylatrazin	0,0009
Irgarol M1	0,0020
Methyldephenylchloridazon	0,0013
Arzneimittel	
Carbamazepin	0,0092
Clarithromycin	0,0037
Diclofenac	0,0210
Erythromycin	0,0064
Phenazon	0,0013
Sulfamethoxazol	0,0084
Industriechemikalien	
Bisphenol A	0,0450
BHT	0,4890
Repellent	
DEET	0,0074

LUBW

der Oberflächenwasserprobe im Mai mit 0,0036 µg/L.

Das Fungizid Tebuconazol konnte in sechs Wasserproben mit höchstens 0,0013 µg/L gemessen werden.

Das Herbizid Terbutylazin wurde ebenso wie das Abbauprodukt Desethylterbutylazin in allen untersuchten Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden. Die Werte lagen beim Terbutylazin bei 0,0015 bis 0,0029 µg/L und beim Desethylterbutylazin bei 0,0022 bis 0,0044 µg/L.

Das Algizid Terbutryn, das vor allem in Dispersionsfarben eingesetzt wird, wurde in allen untersuchten Proben in Konzentrationen von 0,0011 bis 0,0018 µg/L gefunden.

Der Metabolit Irgarol M1 des Algizids Irgarol wurde in etwa der Hälfte der Proben in einer Konzentration von 0,0010 bis 0,0020 µg/L gefunden.

Der Metabolit Methyldephenylchloridazon des Herbizids Chloridazon wurde in zwei Drittel der Wasserproben mit 0,0009 bis 0,0013 µg/L gefunden.

Arzneimittel

Das Antiepileptikum Carbamazepin wurde in allen Wasserproben in Konzentrationen von 0,0036 bis 0,0092 µg/L gefunden. Die Werte lagen im selben Bereich wie im letzten Jahr.

Das Antibiotikum Clarithromycin wurde in diesem Jahr zum ersten Mal im Rahmen des ISF-Monitorings auf Mikroverunreinigungen im Bodensee gefunden. Die Werte lagen bei 0,0012 bis 0,0037 µg/L. Nur eine Probe lag unter der Bestimmungsgrenze von 0,0008 µg/L.

Das Schmerzmittel Diclofenac konnte erstmals in drei Wasserproben über der Bestimmungsgrenze von 0,0135 µg/L nachgewiesen werden. Die gefundenen Werte lagen bei 0,0138 bis 0,0210 µg/L.

Das Antibiotikum Erythromycin wurde zum ersten Mal in zwei Wasserproben im Bereich von 0,0031 bis 0,0064 µg/L gefunden.

Das Schmerzmittel Phenazon wurde in den fünf Juli-Wasserproben erstmals überhaupt über der Bestimmungsgrenze von 0,0010 µg/L gemessen. Die Konzentrationen reichten von 0,0010 bis 0,0013 µg/L.

Auch das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde in diesem Jahr zum ersten Mal gefunden. Es konnte in allen Wasserproben in Konzentrationen von 0,0042 bis 0,0084 µg/L bestimmt werden.

Industriechemikalien

Bisphenol A ist eine der meistverwendeten Industrieche-

mikalien weltweit. Es konnte nur in den Bodenseeproben im Juli in Konzentrationen von 0,0200 bis 0,0450 µg/L gefunden werden.

Butylhydroxytoluol (BHT) wurde in diesem Jahr zum ersten Mal im Bodensee gefunden. Die Konzentrationen waren sehr unterschiedlich. Es konnte in fast allen Proben nachgewiesen werden. Die Konzentrationen der positiven Befunde reichten von 0,0150 bis 0,4890 µg/L. Es war damit der Stoff mit den höchsten gefundenen Konzentrationen von allen hier untersuchten Substanzen. BHT ist eine Industriechemikalie, die vielen Produkten wie Farben, Wachsen, Kosmetika und Biodiesel als Antioxidans zugesetzt wird. Es wurde aber auch nachgewiesen, dass bestimmte Grünalgen und Cyanobakterien BHT bilden können [BABU & WU 2008]. Da die BHT-Werte in den untersuchten Bodenseezuflüssen sehr viel niedriger liegen als im Bodensee (siehe Kapitel 2.2), deutet viel auf eine natürliche BHT-Quelle im Bodensee hin.

Das Repellent Diethyltoluamid (DEET) wurde in allen Bodenseeproben in Konzentrationen von 0,0040 bis 0,0074 µg/L gefunden.

1.2.1.2 Zellersee

Zusätzlich zu den Untersuchungen im Bodensee-Obersee wurde im Jahr 2017 der Zellersee an zwei Terminen (03.04. und 05.09.) in drei verschiedenen Tiefen (0 m, 10 m und 20 m) auf dasselbe Substanzspektrum wie der Bodensee-Obersee untersucht.

Von den untersuchten 119 Substanzen wurden im Zellersee 21 Substanzen mindestens in einer Probe gefunden, elf Substanzen konnten in allen Proben bestimmt werden (Tab. 1-19). Im Vergleich zum Bodensee-Obersee wurden im Zellersee fünf Substanzen (Bifenox, Desisopropylatrazin, Irgarol M1, Erythromycin und Bisphenol A) nicht gefunden. Nur im Zellersee konnten dagegen die beiden Pestizide Azoxystrobin und Metobromuron bestimmt werden. Die Industriechemikalie Butylhydroxytoluol (BHT) wies mit 0,176 µg/L, wie im Bodensee-Obersee auch, die höchste Konzentration aller untersuchten Mikroverunreinigungen auf.

Von den 21 gefunden Substanzen im Zellersee sind drei

Tab. 1-9: Tabelle der im Zellersee gefundenen Substanzen mit der jeweils höchsten gemessenen Konzentration (LUBW).

Substanz	Konzentration [µg/L]
Pestizide	
Atrazin	0,0017
Metobromuron	0,0018
Azoxystrobin	0,0010
Boscalid	0,0014
Diuron	0,0028
Isoproturon	0,0022
Metolachlor	0,0014
Propiconazol	0,0015
Tebuconazol	0,0011
Terbutylazin	0,0021
Terbutryn	0,0014
Arzneimittel	
Carbamazepin	0,0114
Clarithromycin	0,0035
Diclofenac	0,0155
Phenazon	0,0012
Sulfamethoxazol	0,0097
Industriechemikalien	
BHT	0,1760
Repellent	
DEET	0,0059
Metabolite	
Desethylatrazin	0,0048
Desethylterbutylazin	0,0030
Methyldephenylchloridazon	0,0022

LUBW

(Metolachlor, Propiconazol, Terbutylazin) flussgebietsspezifische Schadstoffe nach Anlage 6 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20.06.2016. Bei keinem der drei Stoffe gab es eine Überschreitung der gesetzlich geregelten Umweltqualitätsnormen (UQN).

Außerdem wurden auch im Zellersee 48 der 50 prioritären Stoffe/Stoffgruppen mit Wasser-Umweltqualitätsnormen (UQN) (OGewV 2016, Anlage 8) untersucht. Die Proben wurden im April und September in den Tiefenstufen 0, 10 und 20 m entnommen. Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQNs.

1.2.2 Komplexbildner

Im Bodensee-Obersee in Seemitte an der Station Fischbach-Uttwil wurden im März, April, August und September jeweils Vertikalprofile auf die Komplexbildner NTA, EDTA und DTPA untersucht. Die Gehalte von NTA und DTPA lagen stets unter der Bestimmungsgrenze. Der mittlere EDTA-Gehalt lag im Jahr 2017 bei $0,66 \mu\text{g/L}$. Er hat sich damit nach dem Abfall im letzten Jahr wieder auf den Wert aus den früheren Jahren erhöht. Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) ist einer der am häufigsten verwendeten Komplexbildner. EDTA 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.

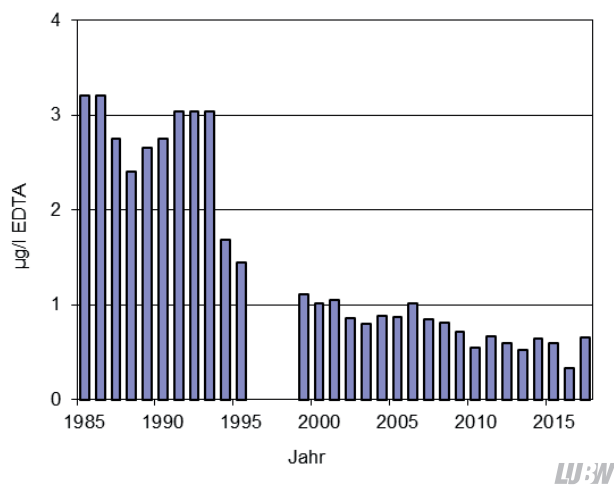


Abb. 1-30: Langfristige Entwicklung der EDTA-Konzentrationen im Bodensee-Obersee, Station Fischbach-Uttwil.

1.3 Entwicklung der Fischbestände

1.3.1 Felchenlaich-Monitoring

Im Rahmen des Felchenlaich-Monitorings des ISF wurden im Bodensee sechs Transekte mit einer Fläche von jeweils 100 m^2 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 Fel-

cheneier werden auf ihren Entwicklungszustand überprüft und gezählt.

Im Januar 2018 wurden im Vergleich zum Vorjahr geringere Blaufelchen-Eidichten von $0,5 \text{ Eier/m}^2$ ermittelt (2017: $0,6 \text{ Eier/m}^2$). Die absolute Anzahl entwickelter Eier war mit $0,32 \text{ Eier/m}^2$ ähnlich wie im Vorjahr (2017: $0,36 \text{ Eier/m}^2$). Insgesamt war die Anzahl der Eier/ m^2 und die Anzahl entwickelter Eier/ m^2 in 2018 ähnlich hoch wie 2015, lag aber unter dem Mittelwert der letzten zehn Jahre (2009–2018) von $1,3 \text{ Eier/m}^2$. Der prozentuale Anteil entwickelter Eier schwankte dabei von 20% bis 87% je Dredgesaison (Abb. 1-31).

Durch den Laichfischfang der Berufsfischerei wurde etwas mehr Laich gewonnen als im Vorjahr, nämlich knapp 2702 L (2016: 1983 L) [IBKF 2018]. Während im Vorjahr der Anteil an Blaufelchen sehr hoch war (89%), lag er 2017 lediglich bei 45% [IBKF 2018].

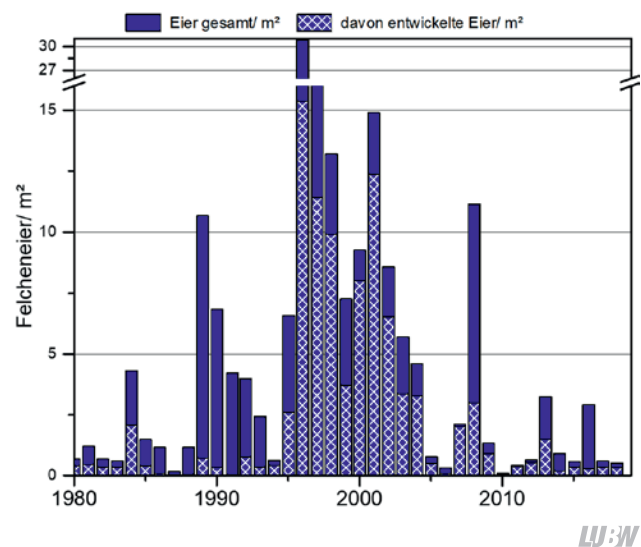


Abb. 1-31: Anzahl der Felcheneier/ m^2 (gesamt und entwickelt) als Mittelwert der Transekte BF1–BF5 zur jeweiligen ersten Ausfahrt im Januar.

1.3.2 Fischbestandserfassung

Mittels hydroakustischer Methoden (Echolot) wurden vergleichbar zu den vorherigen Jahren im Februar und Dezember 2017 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 Si-

gnale der Profillinien interpoliert (Abb. 1-32). Abbildung 1-33 zeigt exemplarisch die Darstellung der Fischechos in der Software SonarPro, wobei die Signalstärken der Größe der Schwimmblase entsprechen und daraus die Größenklasse der Fische abgeleitet werden können. Betrachtet man den roten Kasten in Abbildung 1-33, der die Tiefe zwischen 10 m und 15 m markiert, so wurde eine Signalwolke mit Echostärken um 50 db detektiert, was einer Fischlänge von etwa 4 cm entspricht. In einer Tiefe zwischen 30 m und 40 m (gelber Kasten) wurden hauptsächlich Signalstärken von 35 db und 38 db detektiert. Diese Signalstärke reflektieren Fische mit einer Länge von 16–22 cm Länge.

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 Stichlings-Problematik derzeit weitere Untersuchungen durchgeführt. Anhand des Schwimmblasen-Echos kann nicht zwischen einzelnen Arten unterschieden werden.

Abbildung 1-33 zeigt die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten im Dezember 2016 und März 2017 im Vergleich, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind.

Im März 2017 wurden die Signale hauptsächlich in der Tiefe von 10–30 m im östlichen Bereich des Bodensee-Obersees detektiert, mit hohen Dichten südöstlich der Linie Wasserburg-Arbon und entlang des Südufers bis auf Höhe Romanshorn. Die höchsten Dichten waren in der 10–30 m-Schicht in der Rorschacher Bucht (Abb. 1-32). In der Tiefe von 30–50 m waren die höchsten Dichten ebenfalls im östlichen Seeteil am höchsten sowie im Bereich vor Fischbach und Immenstaad. Eine ähnliche Verteilung wurde auch Ende Februar 2016 detektiert (s. ISF-Jahresbericht 2016 [ISF 2018]). Während im Februar/März eine Präferenz für den Ostteil des Bodensees sehr häufig zu beobachten ist, verteilen sich Fische im Dezember beinahe über den gesamten Obersee (Abb. 1-32). Auch hier halten sie sich bevorzugt in den Tiefen zwischen 10–30 m auf, was im Dezember 2016 gut zu beobachten war. In der Tiefe von

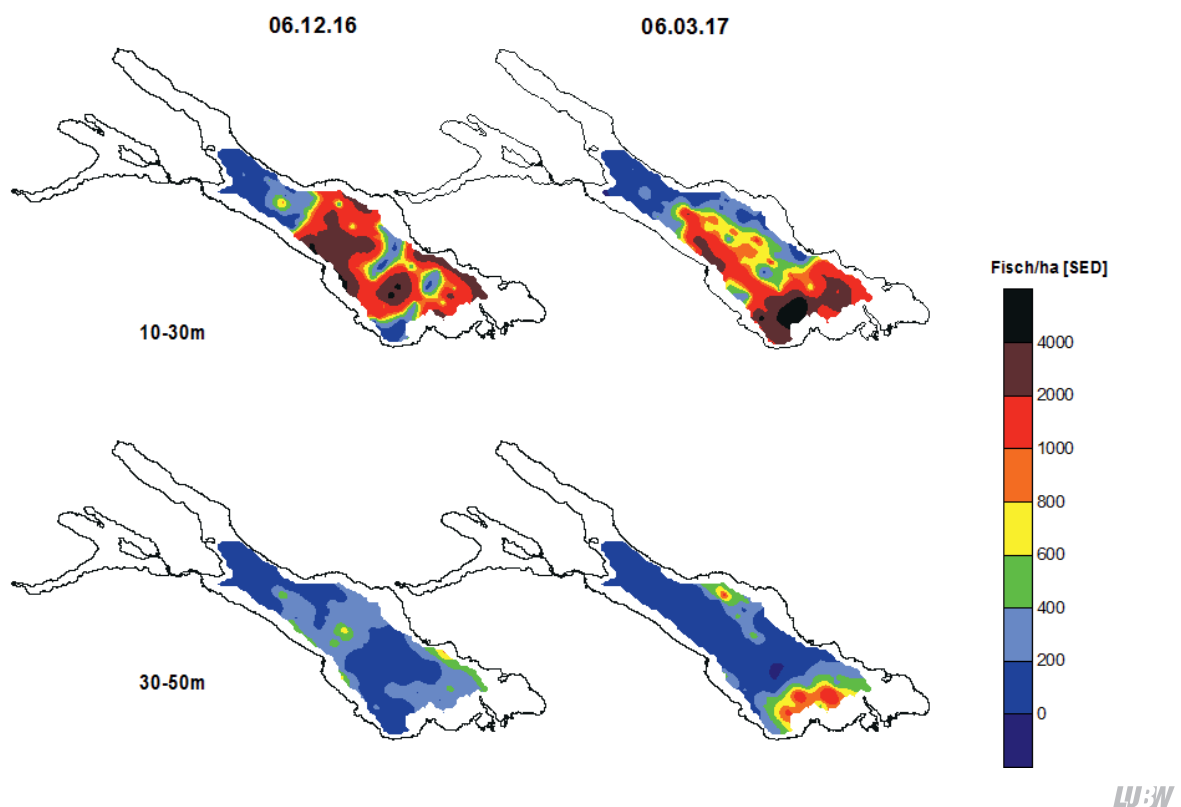


Abb. 1-32: Hydroakustische Fischbestandserhebung am Bodensee-Obersee im Dezember 2016 und März 2017. Es werden die interpolierten Ergebnisse der Transektfahrten dargestellt, wobei alle Größenklassen aus dem Tiefenbereich zwischen 10 m und 50 m in die Auswertung eingegangen sind. Die Farbskala zeigt die Anzahl der Fischsignale/Hektar. SED=signal echo detection; Einheit aus der Software SonarPro.

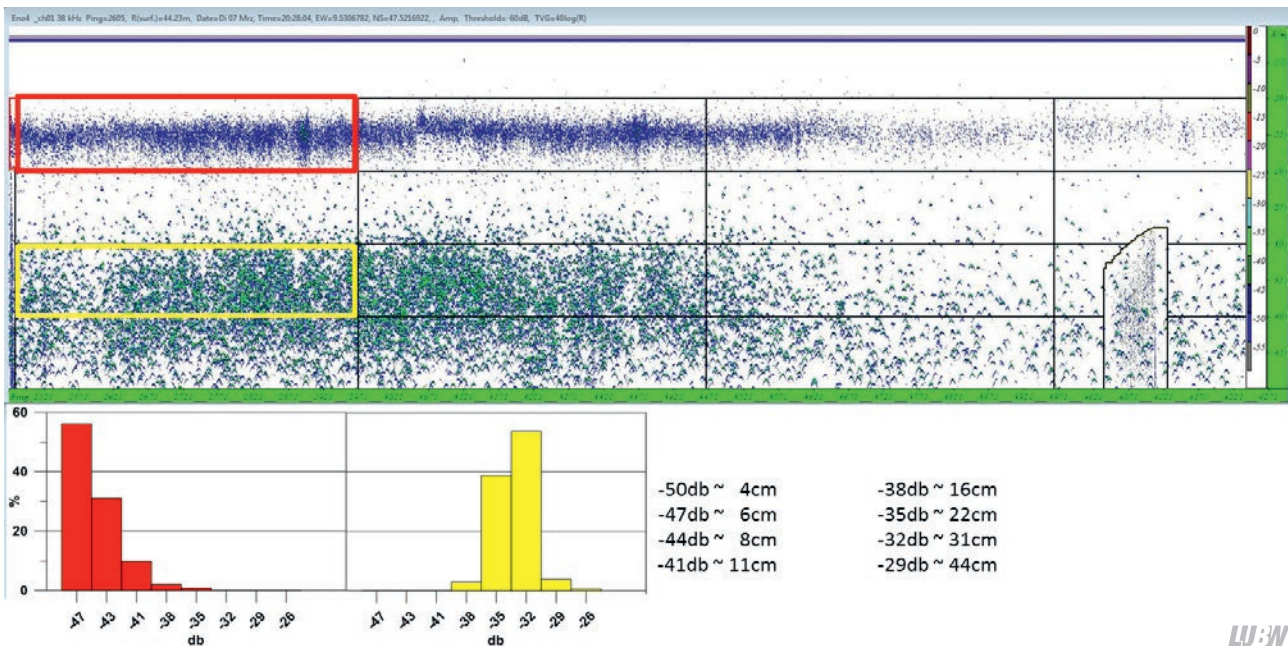


Abb. 1-33: Darstellung der über die Software SonarPro detektierten Fischsignale zwischen 0 m und 50 m Wassertiefe. Der rote Kasten im oberen Bereich der Abbildung zeigt die die Signale in der Tiefe zwischen 10 m und 15 m, im unteren Bereich der Abbildung ist im roten Kasten die Größenverteilung in dieser 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.

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

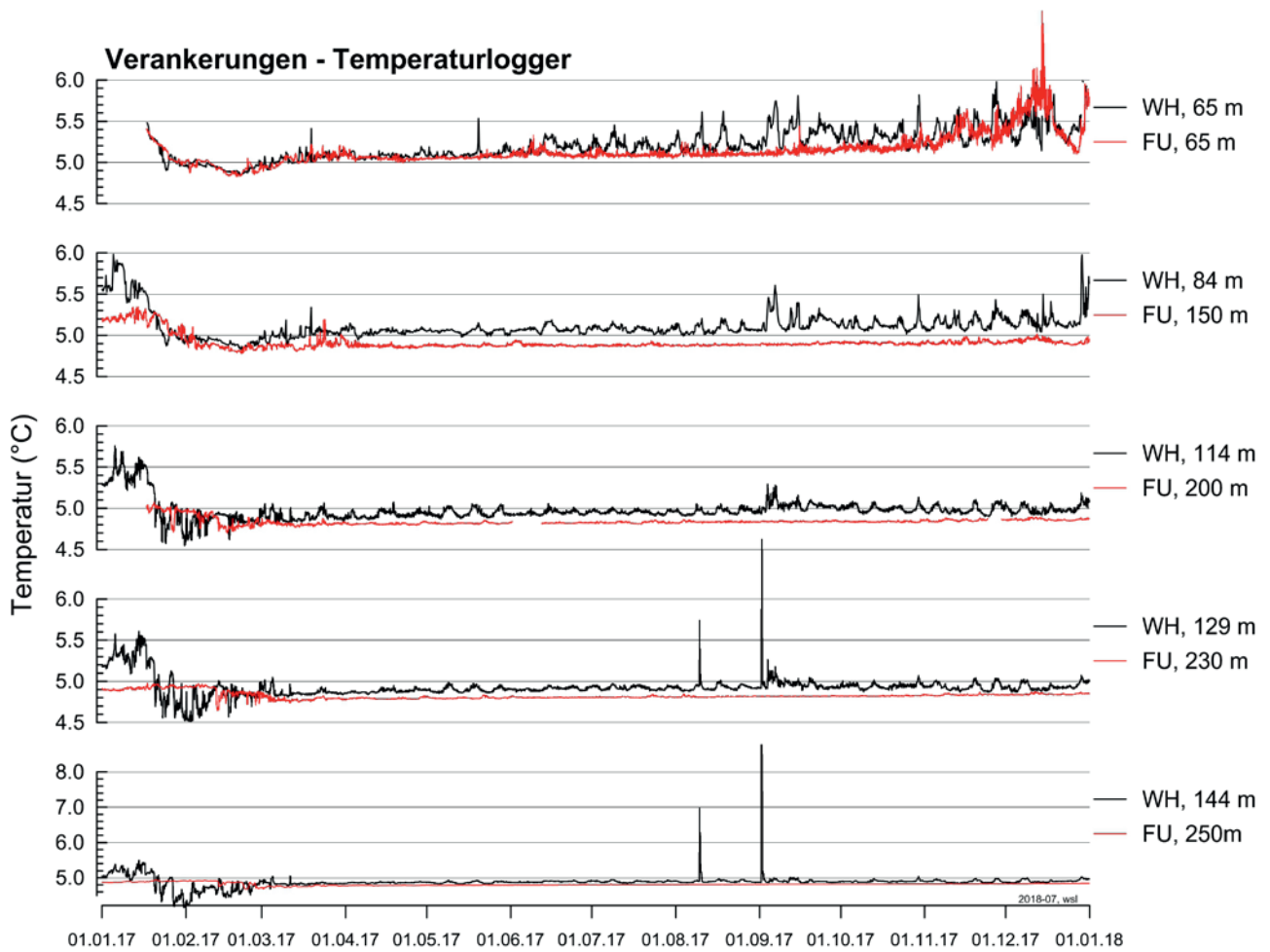
Die Verankerungen an den Stationen Fischbach-Uttwil (FU), Güttingen (FG), Langenargen (HL) und Wasserburg (WH) wurden auch im Jahr 2017 betrieben, um die Sedimenteinträge, die bodennahen Wassertemperaturen und Wasserqualitätsparameter wie Sauerstoff und die Leitfähigkeit kontinuierlich zu erfassen. Diese kontinuierlich erhobenen Daten erhöhen die Aussagekraft der regelmäßig erhobenen vertikalen Wassersäulenprofile. Routinemäßig wurden alle Verankerungen in etwa vierwöchigem Abstand angefahren, um Wartungsarbeiten und Probenahmen mit dem Auslesen der Datenspeicher durchgeführt zu führen. An allen Verankerungen sind bodennah Temperaturlogger (Messintervall 1 min) angebracht, die darüber eingesetzten Logger wurden ab 2017 mit Messintervallen von 5 min betrieben. Die Stellen FG, HL und WH sind mit

einer Sedimentfalle ausgerüstet, die Stellen FU und WH besitzen kontinuierlich registrierende Sonden („Exo“ bzw. „SeaCat“-Sonden) zur Bestimmung von Druck, Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff und Trübung in 1 m Abstand vom Seeboden.

1.4.1 Temperaturmesswerte an den Verankerungen

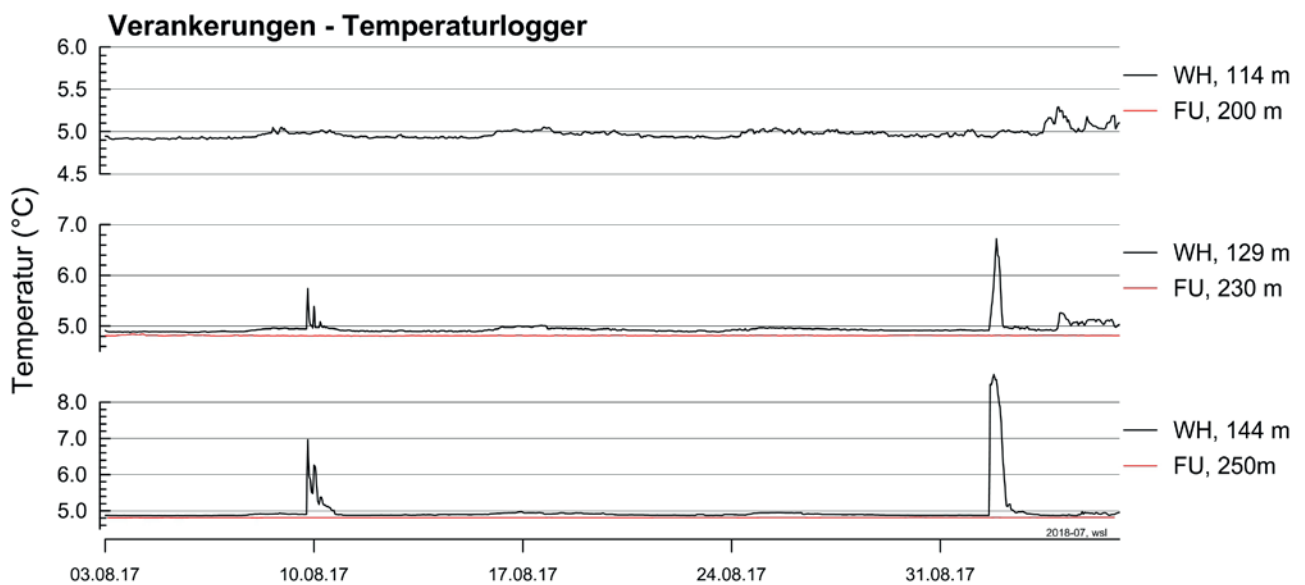
Die Temperaturlogger der Verankerung WH zeigten auch im Jahr 2017 zwei underflow-Ereignisse im August / September, die aber nicht bis in die Seemitte-Station (FU) vordrangen (Abb. 1-34, 1-35). Beide Ereignisse waren mindestens 15 m mächtig (Kurve WH, 129 m), beeinflussten aber nicht den nächsten Logger bei 114 m Wassertiefe an der Stelle WH (Abb. 1-34).

Zwischen Januar und Ende März zeigen sich an der 145 m tiefen Stelle WH bodennah einige Temperaturvariationen, die sich in Seemitte nicht mehr bemerkbar machen. Hier wird lediglich um den 12. und 23. Februar ein geringfügiges Temperaturereignis registriert. Die bodennahen Wassertemperaturen in 250 m Tiefe verbleiben bei etwa 4,8–4,9 °C und zeigen die fehlende Durchmischung des Sees (Abb. 1-36, Abb. 1-34).



LUBW

Abb. 1-34: Temperaturen an den Verankerungen vor Wasserburg (WH) und Seemitte (FU) zeigen zwei mindestens 15 m mächtige bodennahe Einstromereignisse.



LUBW

Abb. 1-35: Temperaturen an den Verankerungen vor Wasserburg (WH) und Seemitte (FU) zeigen zwei mindestens 15 m mächtige bodennahe Einstromereignisse.

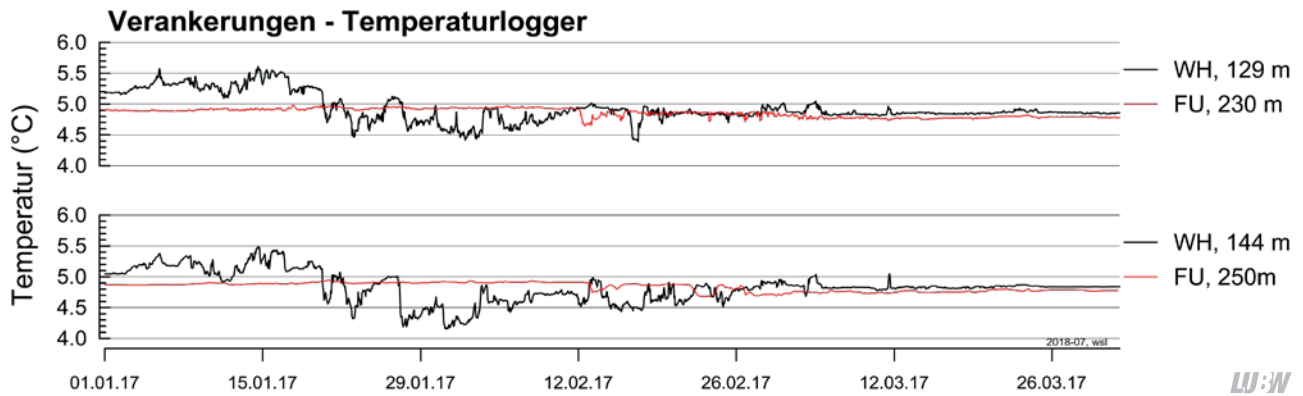


Abb. 1-36: Zwischen Januar und Ende März zeigen sich an der 145 m tiefen Stelle WH bodennah einige Temperaturvariationen, die sich in Seemitte (FU) nicht mehr bemerkbar machen. Hier sind lediglich von Mitte bis Ende Februar geringfügige Temperaturvariationen zu beobachten.

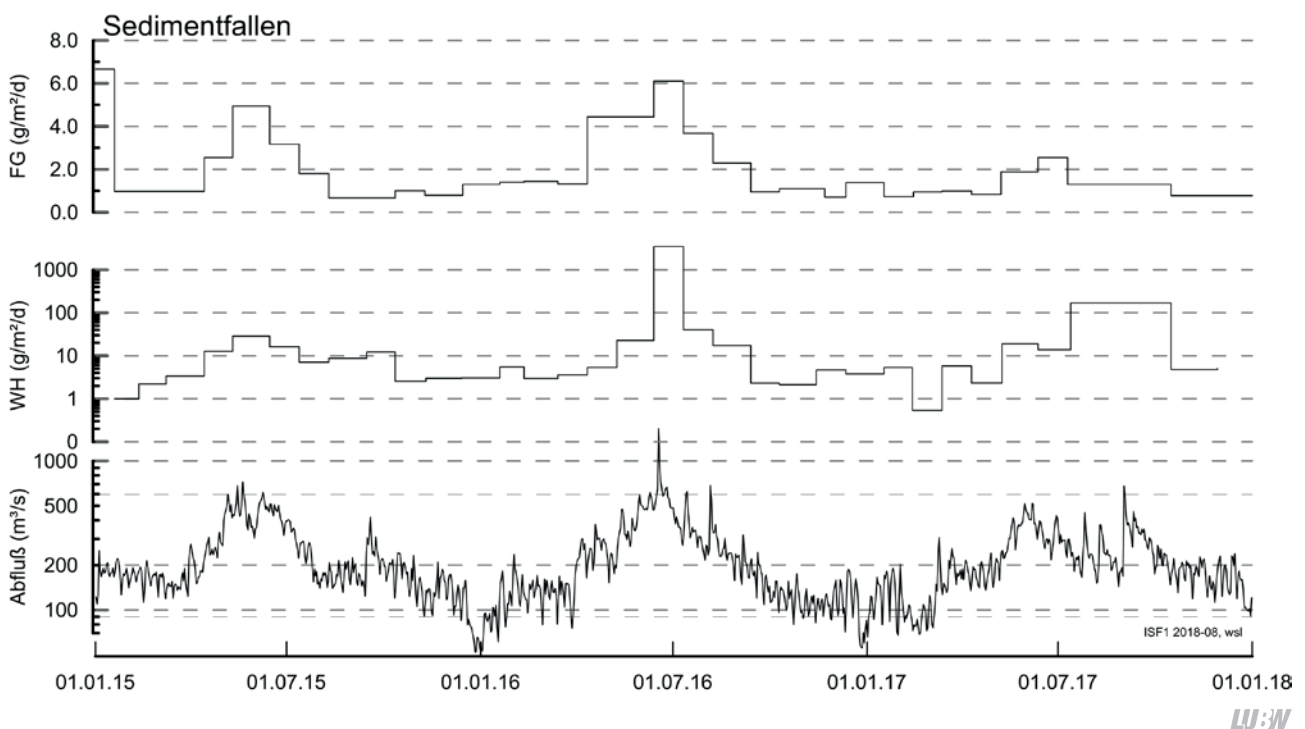


Abb. 1-37: Sedimentationsraten an den Fallen FG und WH waren im Jahr 2017 nicht repräsentativ. Wegen der Landrevision der Kormoran waren die Beprobungsintervalle sehr lang.

1.4.2 Sedimenteinträge an den Verankerungen

Die underflow-Ereignisse waren bezüglich der Sedimenteinträge an den Verankerungen wenig spektakulär. Die Ereignisse im Sommer 2017 (Zeitraum 13.07.2017–16.10.2017) führten zu einem Sedimenteintrag in der Sedimentfalle WH von etwa 170 g/m²/Tag, was allerdings wegen des langen Beprobungsintervalls aufgrund der Schiffsrevision der Kormoran wenig aussagekräftig ist. Auch die Stelle FG zeigte, verglichen mit den Vorjahren, sehr niedrige mittlere Sedimentationsraten (Abb. 1-37).

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. 1-38). Zusätzlich er-

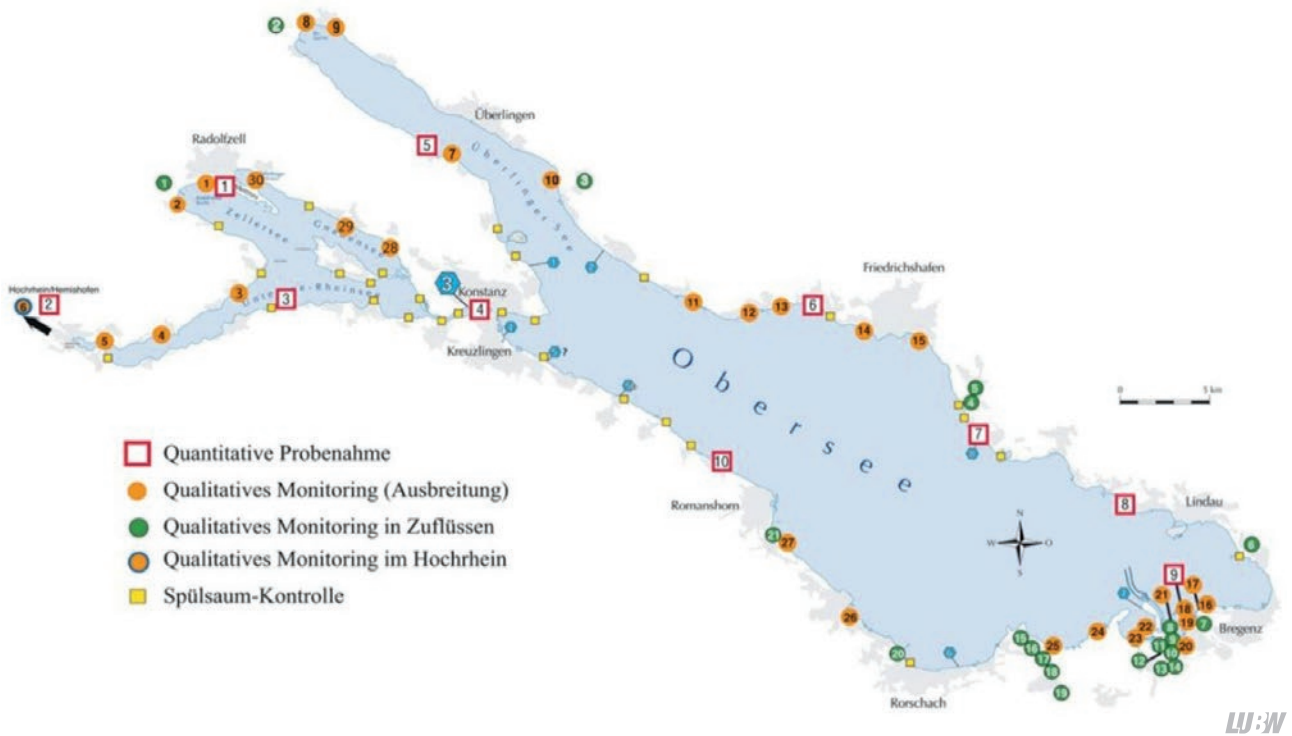


Abb. 1-38: Überwachungsnetz für Neozoen am Bodensee [aus LUBW-Werkvertrag 4500350340].

folgt 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 10 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 Bodenseeufer sowohl bei den Neozoen als auch bei den angestammten Arten stark variiert. An den meisten Probenstellen dominieren Neozoen die Biomasse, was vor allem auf Dreikant-/Quaggamuscheln (*Dreissena* spp.) und Höckerflohkrebse (*Dikerogammarus villosus*) zurückzuführen ist, die vergleichsweise groß sind und daher auch große Biomassen ausbilden können.

Nach dem Erstnachweis des Vorkommens der Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*) im Jahr 2016 kam es 2017 zu einer massiven Ausbreitung der Quagga-Muscheln. Eindeutig nachzuweisen war die starke Ausbreitungstendenz durch das ganzjährige Vorkommen von *Dreissena*-Larven im Zooplanktonfang in Seemitte (Abb. 1-39, 1-40). Während in den Jahren vor 2016 nur in den Sommermonaten Larven gefunden wurden, konnten 2017 ganzjährig Muschellarven

nachgewiesen werden. Es ist davon auszugehen, dass die in den Wintermonaten gefundenen Larven ausschließlich von Quagga-Muscheln stammen, da bekannt ist, dass Quagga-Muscheln bereits bei niedrigeren Temperaturen als Dreikantmuscheln reproduzieren können. Nach genauer Auswertung von Proben aus dem Untersee, konnten vor Radolfzell im Herbst 2016 einzelne Tiere nachgewiesen werden. Bei einer Probenahme mit Bodengreifer konnten 2017 im Untersee auch Nachweise auf Feinsubstrat erzielt werden.

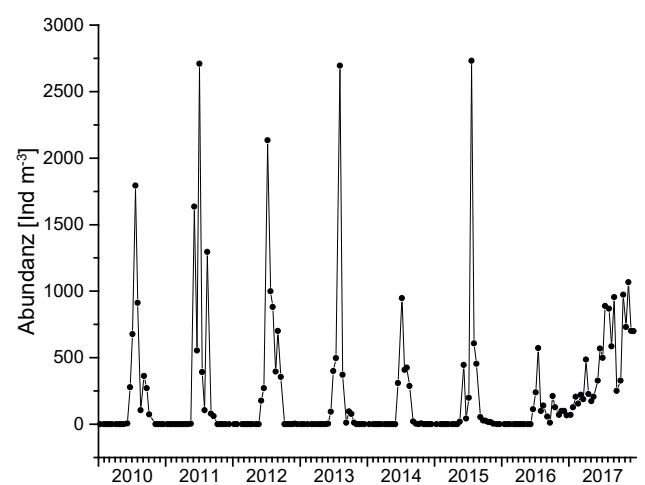
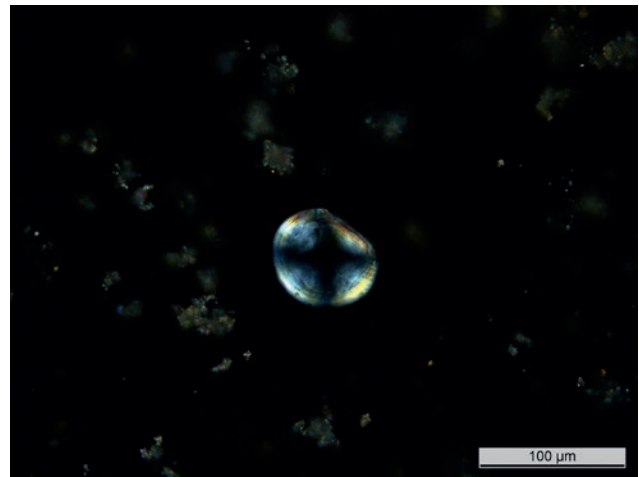


Abb. 1-39: Anzahl der Dreissena-Veligerlarven an der Station Fischbach-Uttwil aus der 0–100 m Probe.



LU:W

Abb. 1-40:Links: *Dreissena*-Larve zwischen Kieselalgen im formal-fixierten Zooplanktonfang an der Station Fischbach-Uttwil. Rechts: *Dreissena*-Larve im polarisierten Licht im Lebendfang aus dem Zellersee.

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 Projekt SeeWandel der IGKB weiter untersucht werden.

Im Rahmen des semiquantitativen Neozoen-Monitorings wurde eine neue Art im Bodensee gefunden. Die Proben vom Seerhein vom Herbst 2016 enthielten einzelne Exemplare des Wurmes *Quistadrilus multisetosus*. Dabei handelt es sich um einen Tubificiden, ein deutscher Name ist nicht bekannt. Die Art stammt aus dem Osten von Nordamerika, aus Europa sind nur wenige Fundberichte bekannt. Dies kann an einer erst beginnenden Verbreitung oder schlechten Untersuchungslage liegen. Über die Ökologie ist noch weniger bekannt. In Tschechien wurde er einem eutrophen (200–1000 µg Phosphat/L) Fluss mit sehr hoher Leitfähigkeit (>1000 µS) gefunden. Aufgrund der bisherigen Daten

wird angenommen, dass auch zukünftig die Vorkommen im Bodensee unauffälligen bleiben.

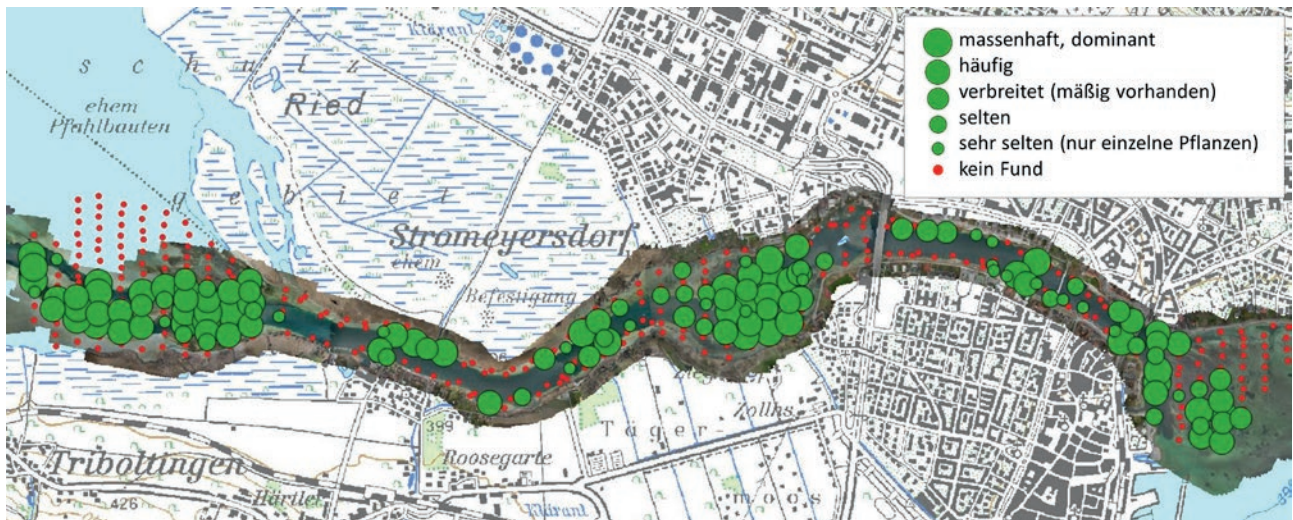
1.6 Ökologische und hydrologische Veränderungen in den Ausstrombereichen des Bodensees

Seit etwa dem Jahr 2007 nahmen die Wasserstandsunterschiede zwischen den beiden Seeteilen Obersee und Untersee, sowie zum Pegel bei Stein am Rhein kontinuierlich zu. Im Jahr 2017 betrug die mittlere Zunahme – bezogen auf den Pegel bei Stein am Rhein – für den Obersee 27 cm und für den Untersee 9 cm. In Kooperation mit dem schweizerischen Bundesamt für Umwelt BAFU und dem Amt für Umwelt des Kantons Thurgau führte das Institut für Seenforschung der LUBW im Jahr 2017 Untersuchungen durch, um diese Veränderungen erklären zu können. Eine Analyse der gemessenen Wasserstände und Ab-



LU:W

Abb. 1-41:Schema zum Aufstau des Untersees und des Obersees des Bodensees durch vermehrten Makrophytenbewuchs in den Ausstrombereichen.



LU:W

Abb. 1-42: Der Ausstrombereich des Obersees zwischen Konstanzer Trichter (rechts) und Ermatinger Becken (links). Der Karte überlagert sind Orthophotoaufnahmen und Kartierungsergebnisse für das Schweizer Laichkraut (*Potamogeton helveticus*) aus dem Jahr 2017. Kartierungspunkte mit Funden des Schweizer Laichkrauts sind als grüne Kreisflächen eingezeichnet (vgl. Legende) (Karte: LGL Baden-Württemberg, Orthophotos: LUBW, Kartierungsdaten: BAFU und Amt für Umwelt Kanton Thurgau).

flussmengen zeigte, dass die anwachsenden Wasserstandsunterschiede die Folge eines verstärkten Rückstaus sind. Beobachtungen und Satellitenbilder legten als Ursache eine Zunahme der Bewuchsdichte von Wasserpflanzen (Makrophyten) in den Ausstrombereichen nahe (Abb. 1-41). Zur flächendeckenden Erfassung der Wasserpflanzenbestände in den Ausstrombereichen wurden daher im Jahr 2017 zwei Befliegungen mit Drohnen durchgeführt, um Orthophotos zu erstellen. Zudem lieferte eine umfassende Kartierung detaillierte Daten zur Artenzusammensetzung und verteilung der Wasserpflanzen in den Ausstrombereichen des Bodensees (Abb. 1-42). Mit diesen Daten konnte aufgezeigt werden, dass der Rückstau vorwiegend auf eine starke Zunahme des Schweizer Laichkrauts (*Potamogeton helveticus*) zurückzuführen ist. Das Schweizer Laichkraut kommt im Bodensee nahezu ausschließlich in den Ausstrombereichen vor, also im Oberseeausstrom zwischen dem Konstanzer Trichter und dem Ermatinger Becken sowie im Unterseeausstrom bei der Stiegener Enge. Das Schweizer Laichkraut ist wintergrün und trägt somit – im Einklang mit den Beobachtungen – ganzjährig zu einem Aufstau der Wasserstände bei. Offene Fragen sind nun, warum das Schweizer Laichkraut sich innerhalb weniger Jahre erheblich ausgebreitet hat und warum es in den Jahrzehnten zuvor kaum vorkam, während es andererseits Berichte aus dem frühen 20. Jahrhundert gibt, die eine üppige Vegetation im Ausstrom des Bodensees dokumentieren.

2 Bodensee-Zuflüsse

2.1 Langzeituntersuchung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse auf Hauptionen und Nährstoffe

Die baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach werden regelmäßig auf Hauptionen und Pflanzennährstoffe untersucht. Die Probenahme erfolgt dabei 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, Calcium und Magnesium.

Tabelle 2-1 zeigt die Medianwerte der jährlichen Abflusswerte (Tagesmittel) und der wichtigsten gemessenen Parameter für die letzten fünf hydrologischen Jahre 2013 bis 2017.

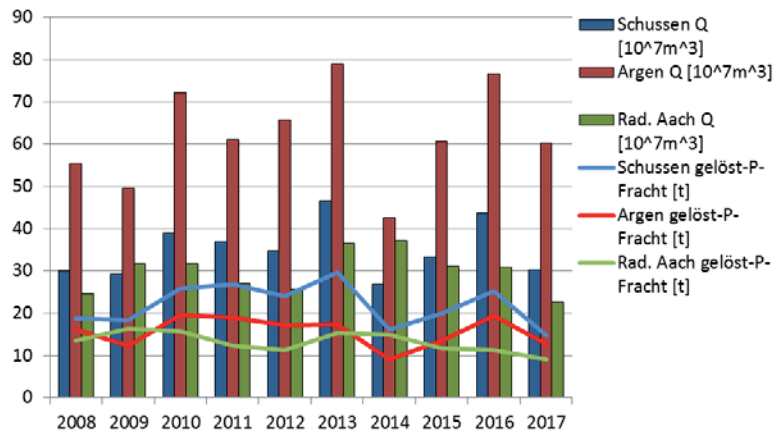
Die Konzentrationen der wichtigsten Phosphor- und Stickstoffverbindungen befinden sich unter Berücksichtigung deren großer Schwankungsbreite auf gleichbleibendem Niveau.

Nachdem die Argen 2016 einen relativ hohen Gesamt-P-Gehalt aufwies, ging dieser 2017 wieder zurück, aber nicht auf dasselbe Niveau wie die Jahre zuvor. Insgesamt weist die Argen 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 2017 zeigt bei den Abflussmengen und den eingetragenen Phosphorfrachten keine großen Auffälligkeiten. Abbildung 2-1 stellt die Jahresfrachten an Gelöst-P in Schussen, Argen und Radolfzeller Aach gemeinsam mit den Jahresabflüssen seit 2008 dar. Nachdem 2014 durch Argen und Schussen die geringsten Zuflussmengen und damit die niedrigsten Gelöst-P-Frachten in

Tab. 2-1: Median-Werte der gemessenen Parameter der Zuflüsse Schussen, Argen und Radolfzeller Aach für die hydrologischen Jahre 2013 bis 2017 (LUBW).

Parameter / Jahr	Schussen					Argen					Radolfzeller Aach				
	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017	2013	2014	2015	2016	2017
Q Jahr [m³/s]	10,9	7,3	7,3	9,3	7,8	17,9	13,3	12,6	19,3	17	11,0	11,4	10,0	8,8	6,6
Leitf. [µS/cm]	553	619	580	589	519	427	462	437	440	409	486	504	517	527	495
pH	8,4	8,4	8,4	8,3	8,4	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,3	8,4	8,3	8,4
PO4-P [µg/L]	48,7	44,9	43,4	48,5	37,5	13	9	11	18	13	37,5	36,5	33,7	34,5	37,3
gelöst-P [µg/L]	58	57	55	56	44	18	15	15	22	17	40	41	39	38	39
gesamt-P [µg/L]	321	241	272	309	335	31	35	33	60	45	60	62	62	60	64
NO2-N [µg/L]	13	12	3	10	14	7	5	0	4	8	4	4	0	0	8
NO3-N [mg/L]	3,9	3,4	3,5	3,4	3,4	1,8	1,6	1,6	1,5	1,6	3,1	2,8	3,0	3,0	2,6
NH4-N [µg/L]	30	26	14	19	18	21	16	9	12	14	10	10	7	9	10
Alkalinität [mmol/L]	5,1	5,3	5,3	5,0	5,1	4,2	4,4	4,4	4,4	4,4	3,9	3,6	4,0	3,9	3,6
Härte [°dH]	16,3	16,6	16,5	15,7	15,7	12,6	13,0	13,0	12,9	13,1	13,5	12,7	14,1	13,3	12,8
Chlorid [mg/L]	27,3	26,8	30,0	22,0	25,6	14	14	13	12	12	32,7	31,0	32,3	32,4	41,6
Sulfat [mg/L]	21,8	23,5	21,0	19,3	17,6	7	7	7	6	7	25,6	28,7	30,4	26,2	32,5



LU:W

Abb. 2-1: Jahresabfluss und Jahresfrachten an gelöst-P von Schussen, Argen und Radolfzeller Aach 2008–2017.

den Bodensee gelangten und 2015 die Werte im mittleren Bereich lagen, wurden 2016 wieder höhere Werte gemessen. Diese reduzierten sich 2017 wieder etwas, wobei die Gelöst-P-Frachten 2017 ähnlich wie 2014 waren. Die Radolfzeller Aach zeigt hinsichtlich Abflusswerten und Frachteinträgen eine geringere Schwankungsbreite als die anderen beiden Zuflüsse.

Die für den Bodensee relevanten eingetragenen Frachten an Gelöst-P berechnen sich für das hydrologische Jahr 2017 zu 14,8 t (Schussen), 12,7 t (Argen) und 9,2 t (Radolfzeller Aach).

2.2 Mikroverunreinigungen in baden-württembergischen Bodenseezuflüssen

2.2.1 Mikroverunreinigungen

Aus 15 verschiedenen Bodenseezuflüssen wurden im März, Juli und Oktober 2017 jeweils drei Stichproben auf insgesamt 119 Mikroverunreinigungen, davon 95 Pestizide, fünf Metabolite und 16 Arzneimittel, untersucht (Abb. 2-2; Tabelle 1-7; Kapitel 1.2.1; S. 33).

Dabei wurden 38 Pestizide, vier Abbauprodukte, sieben Arzneimittel, zwei Industriechemikalien und ein Repellent



LU:W

Abb. 2-2: Karte der untersuchten 15 baden-württembergischen Bodenseezuflüsse.

wenigstens einmal gefunden (Tab. 2-2). Es ist zu beachten, dass die Bestimmungsgrenze nicht für alle Stoffe gleich hoch ist. Am häufigsten waren die Metabolite Desethylatrazin und Methyl-desphenyl-chloridazon und das Repellent DEET nachweisbar. Von den untersuchten Pestiziden wurden Atrazin, Simazin und Terbutryn und bei den Arzneimitteln das Antibiotikum Sulfamethoxazol und das Antiepileptikum Carbamazepin am häufigsten gefunden.

Die meisten positiven Befunde gab es in den Bodenseezu-

flüssen Rotach und Seefelder Aach (Tab. 2-3). Im Tobelbach zwischen Überlingen und Sipplingen konnten dagegen die wenigsten Mikroverunreinigungen bestimmt werden. Er ist der kürzeste aller untersuchten Bodenseezuflüsse und fließt nur durch einen bewaldeten Tobel.

Der höchste gefundene Wert wurde beim Bisphenol A im Lipbach mit 0,41 µg/L gemessen (Tab. 2-4). Bisphenol A ist

Tab. 2-2: Tabelle der gefundenen Mikroverunreinigungen, insbesondere **Pestizide**, **Metabolite** und **Arzneimittel** (LUBW).

Stoff	positive Befunde	Stoff	positive Befunde
Desethylatrazin	40	Imidacloprid	10
Methyl-desphenyl-chloridazon	39	Azoxystrobin	10
DEET	38	Thiacloprid	10
Atrazin	32	Dimethenamid	9
Simazin	31	Erythromycin	9
Terbutryn	31	MCPA	9
Boscalid	28	Metribuzin	8
Desethylterbuthylazin	26	Epoxiconazol	8
Pirimicarb	25	Dimethomorph	6
Sulfamethoxazol	24	Pendimethalin	6
Diuron	24	Malathion	5
Metolachlor	23	Metazachlor	5
Terbuthylazin	21	Myclobutanil	4
Tebuconazol	21	Bifenox	3
Propiconazol	21	Chlortoluron	3
Carbamazepin	21	BHT	3
Penconazol	20	Bentazon	3
Bisphenol A	20	Paracetamol	2
Isoproturon	19	MCCP	2
Clarithromycin	18	Cyprodinil	2
Irgarol M1	17	Flufenacet	2
Diclofenac	17	Metamitron	1
Carbendazim	15	Metobromuron	1
Phenazon	14	Hexazinon	1
Chloridazon	13	2,4-D	1
		Dicofol	1
		Clothianidin	1

Tab. 2-3: Tabelle der Zuflüsse nach positiven Befunden (LUBW).

Zufluss	Positive Befunde
Rotach	86
Seefelder Aach	81
Schussen	69
Lipbach	61
Brunnisach	57
Kniebach	54
Radolfzeller Aach	53
Mühlbach	50
Dysenbach	45
Stockacher Aach	43
Manzeller Bach	38
Argen	38
Nussbach	28
Nonnenbach	28
Tobelbach	9

LUBW

Tab. 2-4: Alle Einzelwerte über dem Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/L im Jahr 2017 (LUBW).

Fluss	Mikroverunreinigung	Konzentration [µg/L]
Rotach	Diclofenac	0,100
Lipbach	Bisphenol A	0,412
Kniebach	Pirimicarb	0,125
Dysenbach	Pendimethalin	0,114
Dysenbach	Pirimicarb	0,104
Dysenbach	Bisphenol A	0,100
Seefelder Aach	Pirimicarb	0,270
Seefelder Aach	Diclofenac	0,110

LUBW

LUBW

ein Ausgangsprodukt für Kunststoffe und ist eine endokrin wirksame Substanz. Von den untersuchten Pflanzenschutzmitteln wurden die höchsten Konzentrationen beim Insektizid Pirimicarb gefunden. Erhöhte Konzentrationen wurden auch noch beim Herbizid Pendimethalin und beim Analgetikum Diclofenac gefunden.

2.2.2 Komplexbildner

Im Untersuchungsjahr 2017 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 untersucht.

Nitritotriacetat (NTA) war 2017 in allen Wasserproben nachweisbar. Die Konzentrationen lagen aber in fast allen Fällen unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L. Über der Bestimmungsgrenze wurde nur ein Wert am 3.5.2017 in der Schussen mit 1,31 µg/L gefunden.

Ethylendiamintetraacetat (EDTA) konnte in allen Proben nachgewiesen werden. Von den 30 untersuchten Proben lagen 27 über der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/L. Der höchste Wert wurde in der Argen im Juli 2017 mit 12,8 µg/L gemessen. Die Argen war im Mittel aller Werte von den sechs Zuflüssen am höchsten mit EDTA belastet, noch vor der Schussen, am geringsten belastet war die Stockacher Aach.

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

3 Kleine Seen in Baden-Württemberg

3.1 Mindelsee



Abb. 3-1: Mindelsee im Mai 2017 mit Blick in Richtung Süden.

LUBW

Der Mindelsee (Abb. 3-1) auf dem Bodanrück zwischen dem Bodensee-Untersee und Überlinger See im Landkreis Radolfzell ist ein ca. 115 ha großer eiszeitlich geformter See mit 13,5 m maximaler Tiefe. Er ist etwa 2000 m lang und knapp 600 m breit. Das Südufer ist steil abfallend, ansonsten wird der Mindelsee von Niedermooren umgeben. Seine wichtigsten Zuflüsse sind der Fällgraben im Westen und der Krebsbach sowie der Adernbach im Osten. Der Abfluss Mühlbach mündet bei Markelfingen in den Bodensee-Untersee.

Das Mindelseeufer wurde bereits 1938 als Naturschutzgebiet ausgewiesen und umfasst heute etwa 400 ha Gesamtfläche. Außerdem gibt es innerhalb des Einzugsgebiets Landschafts- und Wasserschutzgebiete (Abb. 3-2). Der See ist ein international bedeutsames Feuchtgebiet. An seinem Ufer findet man nahezu 700 Arten von Blütenpflanzen, was etwa 20% der in Deutschland vorkommenden Arten entspricht. Nicht nur die Pflanzen- sondern auch die Tierwelt ist sehr artenreich. Als weitere Besonderheit sind regelmäßige metalimnische Blüten der Burgunderblutalge (*Planktotrix rubescens*) zu nennen, die Gegenstand von Forschungsprojekten sind (Uni Konstanz u.a.). Die anthropogene Nutzung ist gering, da nur ein Badezugang bei Möggingen zur Verfügung steht und nur ein Berufsfischer eine Lizenz besitzt.

Aufgrund seiner Größe fällt der Mindelsee unter die Bestimmungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Die letzten

Intensivuntersuchungen des ISF mit monatlicher Beprobung eines Tiefenprofils fanden in den Jahren 1990, 2002 und 2011 statt. Die monatliche Probenahme fand im Untersuchungsjahr 2017 an folgenden Terminen statt: 13.03., 10.04., 08.05., 19.06., 10.07., 14.08., 11.09., 16.10., 13.11. und 11.12.2017. Eine zusätzliche biologische Probenahme (Pigmente und Phytoplankton, Summenprobe 0–11 m) wurde am 29.05. durchgeführt. Im Januar und Februar war die Probenahme wegen Eisbedeckung nicht möglich.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2017 in Seemitte aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m und ca. 1 m über Grund (12 m) statt. Außerdem wurden drei Zuflüsse und ein Abfluss beprobt (Abb. 3-3). Die Zuflussproben wurden, wie auch die Proben aus dem See, auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Zusätzlich wurden in einzelnen Monaten (April und September) Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe sowie flussgebietspezifischen Schadstoffe nach OGeV durchgeführt.

Biologische Untersuchungen fanden 2017 in Seemitte statt (Abb. 3-3). Das Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserschöpfer als Summenprobe von 0–11 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0–3 m, 3–6 m und 6–11 m verwendet. Die Einzelproben wurden anschließend zu einer Gesamtprobe vereinigt. Die Pigment-Analysen erfolgten aus der Summenprobe

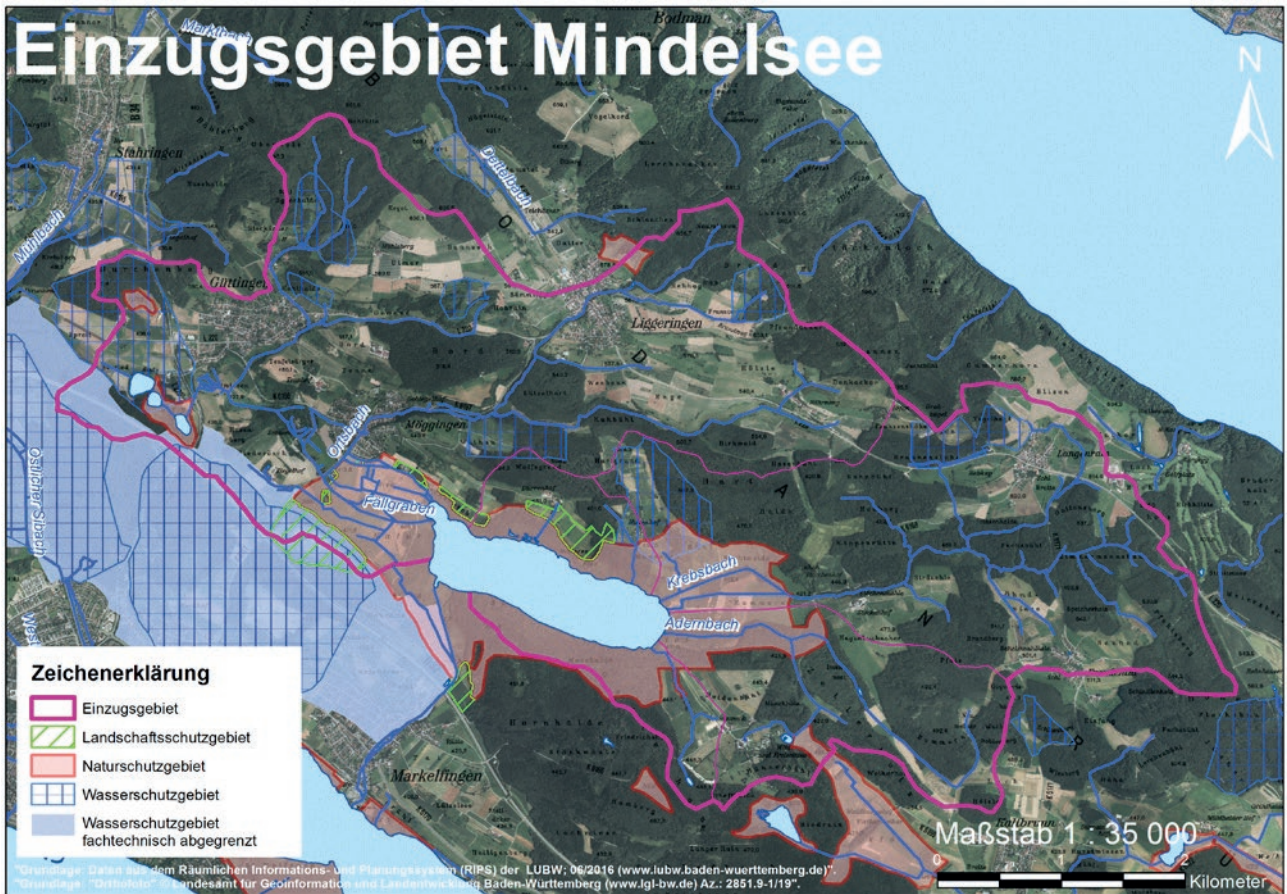


Abb. 3-2: Einzugsgebiet des Mindelsees mit Schutzgebieten und Zuflüssen.

LUBW

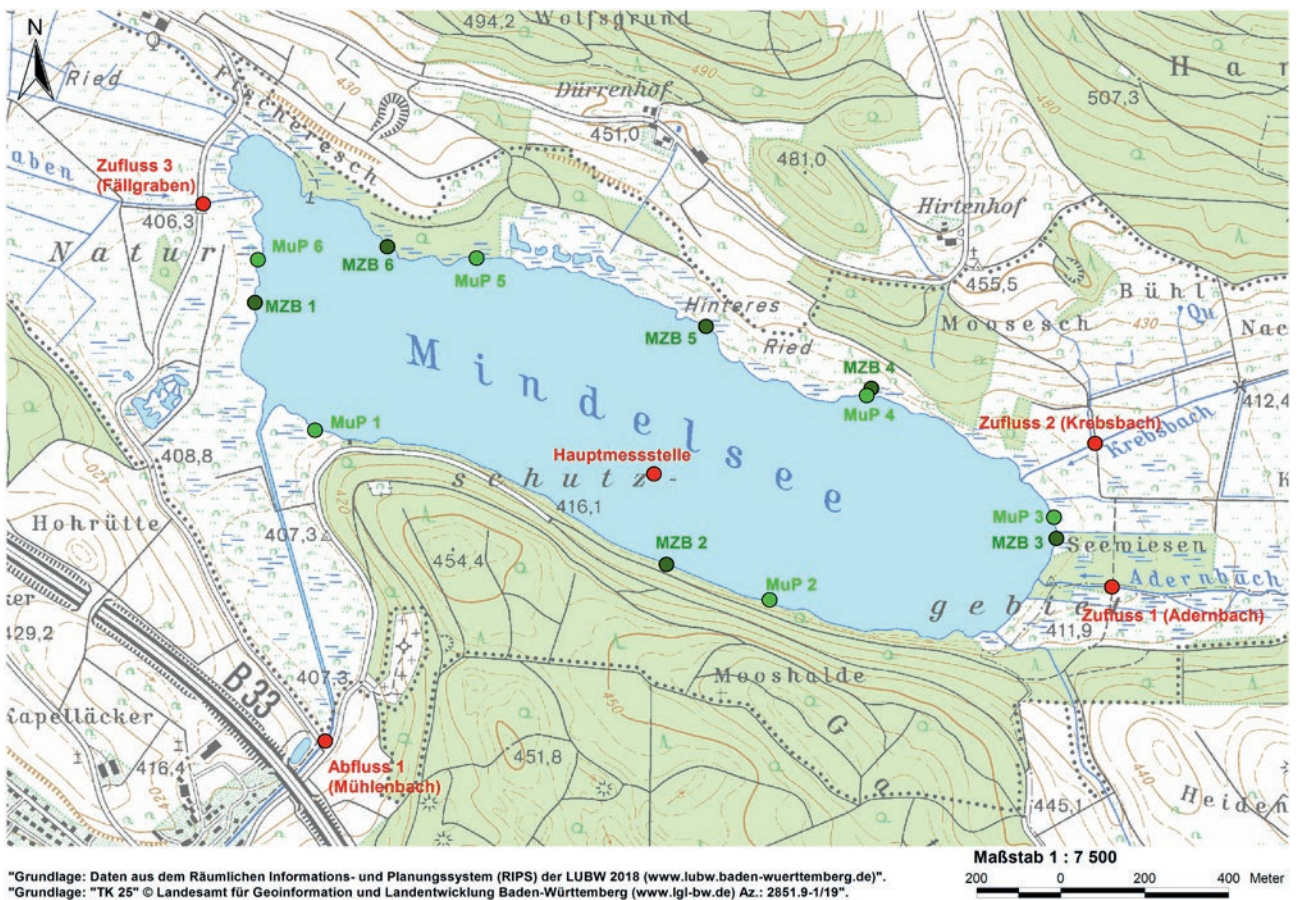


Abb. 3-3: Übersichtskarte des Mindelsees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle sowie Zuflüssen und Abfluss (rot). Die Beprobungstellen des Makrozoobenthos (MZB) sowie von Makrophyten und Phytobenthos (MuP) sind in dunkelgrün bzw. grün dargestellt.

LUBW

0–11 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m und ca. 1 m über Grund. Im August 2017 wurden an sechs Transekten (Abb. 3-3) die Makrophyten nach der Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie [SCHAUMBURG 2014] untersucht. Dabei wurden die Makrophytenarten auf 25 m breiten Transekten in verschiedenen Tiefenstufen mit ihren Häufigkeiten kartiert. Im Uferbereich wurden zusätzlich benthische Diatomeen beprobt. Außerdem wurde am 03.04.2017 an sechs Uferbereichen die Makrozoobenthos-Biozönose aufgenommen (Abb. 3-3).

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

3.1.1 Chemische Untersuchung

Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2017 für die Station Seemitte ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwichte der wichtigsten Messgrößen für 2017 sowie die letzten umfangreichen Untersuchungen 1990, 2002 und 2011 sind in Tabelle 3-1 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3-4 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2017 zu sehen.

Der Mindelsee ist dimiktisch und bildet nach der Frühjahrszirkulation ab dem Frühsommer eine warme Deckschicht aus. Das Tiefenwasser 2017 wird aber dennoch schwach von der Erwärmung beeinflusst und steigt von 5 °C im März kontinuierlich auf 8 °C im Herbst an. Bei der letzten Probenahme im Dezember 2017 hatte die Zirkulation auch die grundnahe Wasserschicht erreicht, während im Jahr 2011 bei der letzten Messung Ende November noch eine Schichtung vorhanden war.

Die anorganischen N-Gehalte sind mit einem Jahresmittel von 0,57 mg/L im Jahr 2017 im Vergleich zu 2011 mit

0,72 mg/L und 2002 mit 0,78 mg/L deutlich gefallen. Nitrat stellt im Mindelsee nicht die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen dar. Vielmehr weist Ammonium-N im Jahresmittel einen Anteil von knapp 50% am anorganischen N auf und steigt im Herbst sogar auf über 80 % an. Dementsprechend nimmt der Nitrat-N-Gehalt im September bis November auf volumengewichtet 0,2 mg/L ab, nachdem der See zur Zeit der Frühjahrszirkulation mit 0,4 mg/L gestartet ist.

Der Jahresmittelwert 2017 an Gesamtphosphor ist mit 14,8 µg/L im Vergleich zu 16 µg/L im Jahr 2011 geringfügig gefallen, nachdem im Jahr 2002 noch 29 µg/L gemessen wurden. Eine Änderung im Einzugsgebiet ist hierfür nicht die Ursache. Dies legt nahe, dass für die sinkenden Phosphorkonzentrationen Sedimentations- und Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment verantwortlich sind.

Im Sommer kommt es zu Sauerstoffdefiziten über dem Seeboden, so dass in allen drei Untersuchungsjahren in der Wasserschicht 1 m über dem Seegrund an der tiefsten Stelle für ca. fünf Monate kein Sauerstoff mehr vorhanden ist. Die Parameter Mn, Fe, und NH₄-N nehmen über dem Seegrund entsprechend in dieser Zeit zu. Diese Zunahme beschränkt sich sowohl 2002, 2011 als auch 2017 überwiegend auf die Tiefen unterhalb 8 m mit dem Maximum im Oktober bzw. November. Gleichzeitig kommt es gegen Ende des Sommers und im Herbst zur Reduktion von Sulfat.

Im Jahr 2017 weisen die an den Redoxvorgängen beteiligten Stoffe auf ein etwas niedrigeres Redoxpotenzial über dem Seegrund als 2011 hin. Besonders Eisen- und Ammoniummaxima sind 2017 deutlich niedriger als 2011, wobei 2002 noch höhere Maximalwerte gemessen wurden. Aber auch anhand der Mangan- und Phosphorkonzentrationen ist das geringere Redoxpotenzial ersichtlich. Die Redoxanzeiger beschränken sich auf den Tiefenbereich unterhalb von 7 bis 8 m. Während 2011 die Maxima der Redoxanzeiger eher im November erreicht wurden, war dies 2017 schon im Oktober der Fall, allerdings mit niedrigeren Werten. Rücklösungsprozesse führen zu einer höheren Leitfähigkeit und zur Absenkung des pH-Werts.

Anhand der vorliegenden Untersuchungsjahre ist eine steigende Silikatkonzentration im Mindelsee seit 1990 zu ver-

Tab. 3-1: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Mindelsee 1990, 2002, 2011 und 2017 (LUBW).

Mindelsee		1990 (Jan–Nov)	2002 (Feb–Dez)	2011 (Mrz–Nov)	2017 (Mrz–Dez)
Parameter	Einheit	volumengewichtetes Jahresmittel			
Temperatur	°C	11,2	10,4	11,1	11,8
Sichttiefe	m	2,3	2,1	2,1	2,5
Leitfähigkeit	µS/cm	410,0	426,0	444,0	437,5
pH-Wert		8,2	8,1	8,2	8,2
Härte	1/2 mmol/L	4,7	4,3	4,7	4,7
SBV	mmol/L	4,0	3,8	4,1	4,2
gesamt-P	µg/L	20,2	29,0	16,2	14,8
gelöst-P	µg/L	5,3	5,7	4,8	4,9
o-P	µg/L	1,5	2,5	1,1	1,7
O ₂	mg/L	8,7	8,8	8,8	8,4
anorg.-N	µg/L	739,0	777,0	723,0	573,0
NH ₄ -N	µg/L	328,0	395,0	391,0	289,0
SiO ₂ -Si	mg/L	1326,0		1673,0	2135,0
Fe	µg/L	34,1	14,1	13,0	9,1
Mn	µg/L		9,4	9,1	8,4
Cl	mg/L	18,4	15,1	23,7	21,9
As gelöst	µg/L		0,1	0,6	0,6* ¹
Al gelöst	µg/L	17,0	1,8	3,0	1,9* ¹
Zn gelöst	µg/L		0,7	1,5	< 2* ¹
Cu gelöst	µg/L		1,0	1,2	0,5* ¹
Chlorophyll-a	µg/L		6,7	6,3	8,5

*1: As, Al, ZN, Cu: nur April und September: Bei Einzelmesswerten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zur Berechnung verwendet.

*2: Werte beziehen sich auf das saisonale Mittel im Epilimnion

Extrema 1 m über Grund (Monat)					
O ₂ Min	mg/L	0 (06–10)	0 (06–10)	0 (07–11)	0 (7–10)
ges-P Max	µg/L	108 (7)	79 (10)	74 (07)	44,4 (10)
NH ₄ -N Max	µg/L	2975 (10)	4255 (10)	3102 (11)	1794 (10)
Fe Max	µg/L	136 (10)	102 (09)	72 (10)	50,7 (10)
Mn Max	µg/L	-	108 (10)	73 (11)	58,4 (10)

LAWA-Trophieindex					
LAWA Trophie		2,4	2,2	2,1	2,2 (neu/alt)* ³
		m	m	m	m2 (neu) bzw. m (alt)
Referenz trophie		o–m	o–m	o–m	o–m

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

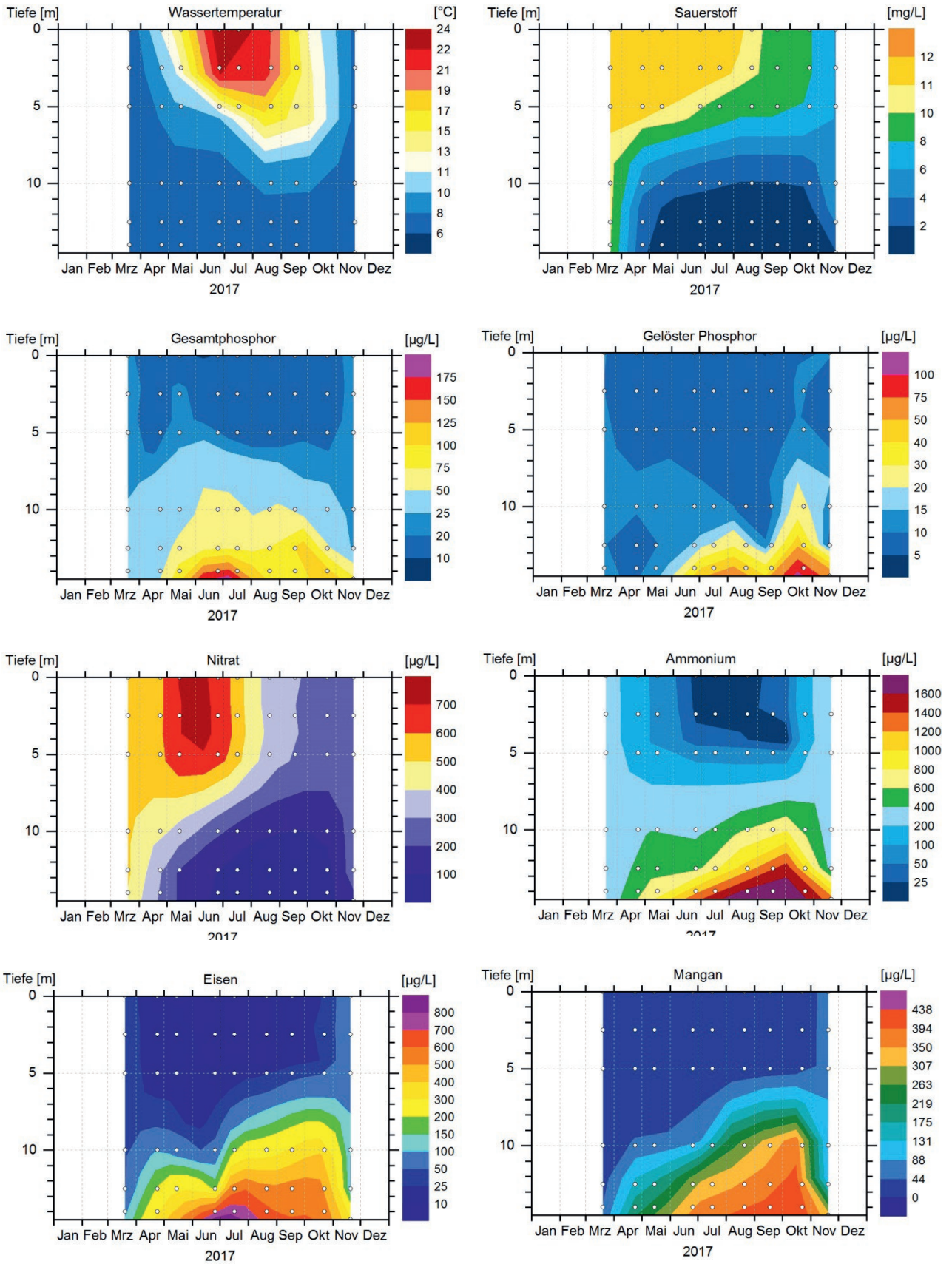


Abb. 3-4: Isoplethen wichtiger chemischer Parameter im Mindelsee 2017. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

zeichnen. Zusätzlich zu den Wasserproben im Mindelsee wurden auch die drei wichtigsten Zuflüsse beprobt. Da im Mittel die Silikatkonzentration in den Zuflüssen gesunken ist, lassen sich diese als Ursache ausschließen. Auch eine geringere Speicherung von Silikat in den Schalen der Kieselalgen (Diatomeen) scheidet aus, da die Kieselalgen im Mindelsee von 1990 bis 2017 zugenommen haben. Eine abschließende Erklärung für die Zunahme von Silikat kann daher nicht gegeben werden.

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies von zum Beispiel Arsen, Aluminium, Kupfer und Zink zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an. Chlorid als Anzeiger vielfältiger anthropogener Nutzungen weist hier mit 22 mg/L im Vergleich zum Bodensee und vielen anderen kleinen Seen recht hohe Konzentrationen auf, die auch 2011 bereits gefunden wurden. Als Ursache für die Chlorid-Zunahmen kommen beispielsweise durch winterliche Salzung beeinflusste Straßenabwässer in Frage.

Die Trophieklassifikation nach LAWA ergibt für das Untersuchungsjahr 2017 den Bereich mesotroph 2 und der Mindelsee ist damit, wie auch in den vorherigen Untersuchungsjahren, eine Stufe von seinem Referenzzustand entfernt und insgesamt in einem guten Zustand. Seit 2013 gibt es eine neue Trophie-Berechnung nach LAWA, die zu gering unterschiedlichen Ergebnissen führt, wie die von 2003. Daher werden für eine bessere Vergleichbarkeit mit den alten Trophie-Zuständen in Tabelle 1 beide Werte für das Jahr 2017 angegeben. In diesem Fall ist das Ergebnis allerdings jeweils 2,2.

Prioritäre Stoffe und flussgebietsspezifische Schadstoffe nach OGeV

Im Jahr 2017 wurde der Mindelsee, der entsprechend seiner Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 48 der 50 prioritären Stoffe und auf 43 der 63 flussgebietsspezifischen Schadstoffe mit Wasser-Umweltqualitätsnorm (UQN) (OGeV 2016, Anlagen 6 und 8) untersucht. Die Proben wurden im April und September von der Oberfläche und im Hypolimnion entnommen.

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der vorgegebenen UQNs. Gefunden wurden die prioritären

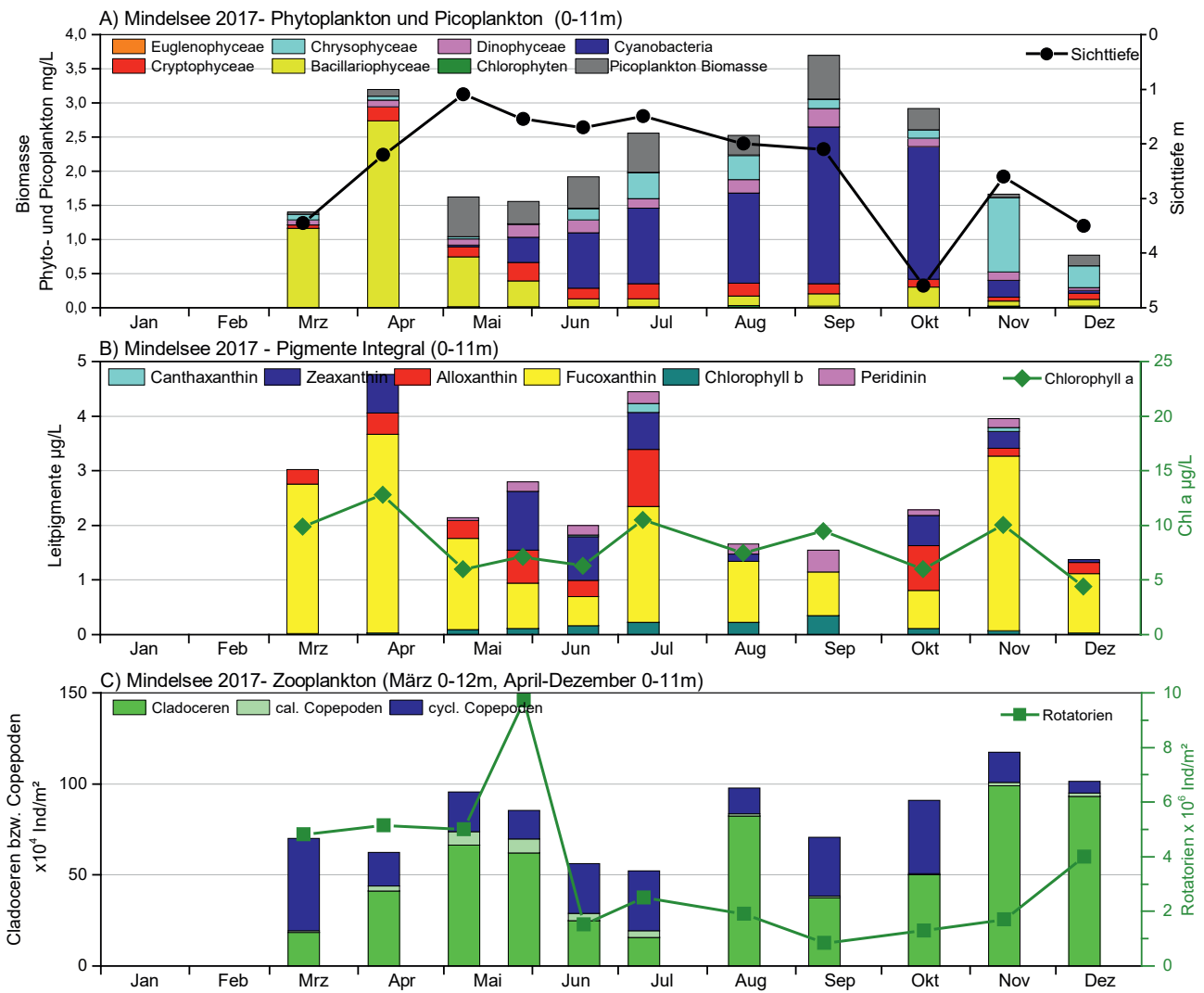
Stoffe Naphthalin (max. 0,0054 µg/L), 4-Octylphenol (max. 0,005 µg/L) und Trichlormethan (max. 0,01 µg/L) sowie die flussgebietsspezifischen Schadstoffe Chlortoluron (max. 0,0012 µg/L), Flufenacet (max. 0,0013 µg/L), Metolachlor (max. 0,0034 µg/L) und Terbutylazin (max. 0,0019 µg/L).

Auffällig war zudem der Fund der Industriechemikalie Butylhydroxytoluol (BHT) (max. 0,247 µg/L). Dies sollte weiter verfolgt und untersucht werden.

Über die Wasseranalytik hinaus wurden 2017 im Mindelsee Befischungen von Rotaugen durch die Fischereiforschungsstelle Langenargen durchgeführt und anschließend auf die prioritären Stoffe mit Biota-Umweltqualitätsnorm (OGeV 2016, Anlage 8) untersucht. Es wurden Überschreitungen der polybromierten Diphenylether (0,37 µg/kg Nassgewicht) und von Quecksilber (40 µg/kg Nassgewicht) gefunden.

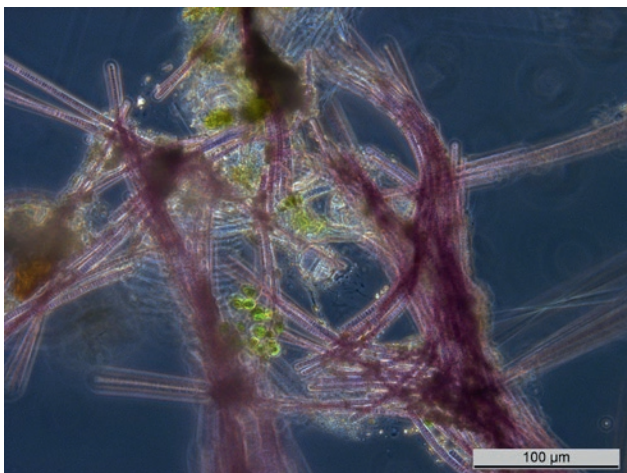
3.1.2 Biologische Untersuchung

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse des Mindelsees betrug im Jahr 2017 2,03 mg/L (Abb. 3-5A). Die maximalen Biomassen wurden im April mit 3,09 mg/L und im September mit 3,06 mg/L nachgewiesen. Während im Frühjahr noch die Diatomeen dominierten, stellten ab Juni die Cyanobakterien die vorherrschende Algenklasse dar. Das wichtigste Taxon innerhalb der Cyanobakterien war *Planktothrix rubescens* (Burgunderblutalge), die an Schwachlichtbedingungen angepasst ist und überwiegend im Metalimnion vorkommt. Dies ist auch in den Vertikalprofilen der Sondenmessungen für den Parameter Chlorophyll-a zu erkennen. In der Tiefenzone um 10 m Wassertiefe lässt sich von Mai bis Oktober eine hohe Gesamt-Pigmentkonzentration bei der in-situ-Messung mit der BBE-Fluoroprobe ablesen. Cyanobakterien enthalten nicht nur Chlorophyll als Pigmente, sondern auch rote Pigmente, wie Phycoerythrin. Rote Pigmente können den gelben und grünen Anteil des Lichtspektrums, das tiefer in den See eindringt besser absorbieren als Chlorophyll, daher kann die Burgunderblutalge auch in tieferen Wasserschichten noch Photosynthese betreiben und die aus dem Sediment rückgelösten Nährstoffe in diesem Bereich ausnutzen. Außerdem waren in den Tiefenproben phototrophe Bakterien der Gattung *Thiopedia* zu finden (Abb. 3-6). Diese nutzen ebenfalls das Restlicht von oben und den in den anaeroben



LUBW

Abb. 3-5: Biologische Parameter des Mindelsees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll a; C) Zooplankton. Im Januar und Februar war der Mindelsee zugefroren.



LUBW

Abb. 3-6: Links: im Sommer dominierende Planktonart im Mindelsee: *Planktothrix rubescens* aus der Lebendprobe vom 14.08.2017, rechts Übersichtsbild aus der 10 m Tiefenstufe (fixiert mit Utermöhl'schem Fixiergemisch) vom 16.10.2017: zu erkennen sind Aggregate der Schwefelpurpurbakterien *Thiopedia* (blaue Markierung) sowie ein Faden von *Planktothrix*. Bildrechte: LUBW.

Bereichen gebildeten Schwefelwasserstoff zur Photosynthese.

Im Vergleich zum Jahr 2011, in dem der Mindelsee das letzte Mal umfassend vom ISF untersucht worden ist, hat sich die Phytoplankton-Biomasse geringfügig erhöht (Jahresdurchschnitt 2011: 1,95 mg/L), allerdings waren damals die Gruppen der Cyanobakterien und Chrysophyceen vorherrschend (s. ISF-Arbeitsbericht 2011/2012 [ISF 2014]).

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) errechnet für den Mindelsee einen guten Zustand (PSI: 2,08). 2011 wurde ein PSI von 2,02 berechnet (PhytoSee 5.1). Berechnet man die Einzeljahre mit der jeweils gleichen Version von PhytoSee, so zeigt ergeben sich für das Jahr 2011 nur geringe Unterschiede, die Jahre 2002 und 2017 werden jedoch unterschiedlicher bewertet, wobei für das Jahr 2002 sogar ein Klassensprung von gut (Version 5.1) nach sehr gut (Version 7.0) durch die Anpassungen am Verfahren zustande kommt (Tab. 3-2).

Das autotrophe Picoplankton wurde in der Summenprobe von 0–11 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abb. 3-5A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $7,6 \times 10^4$ Zellen/mL, was einer Biomasse von 0,3 mg/L entspricht. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im September mit 0,64 mg/L nachgewiesen. Zu keinem Zeitpunkt übertraf das Picoplankton die Phytoplankton-Biomasse.

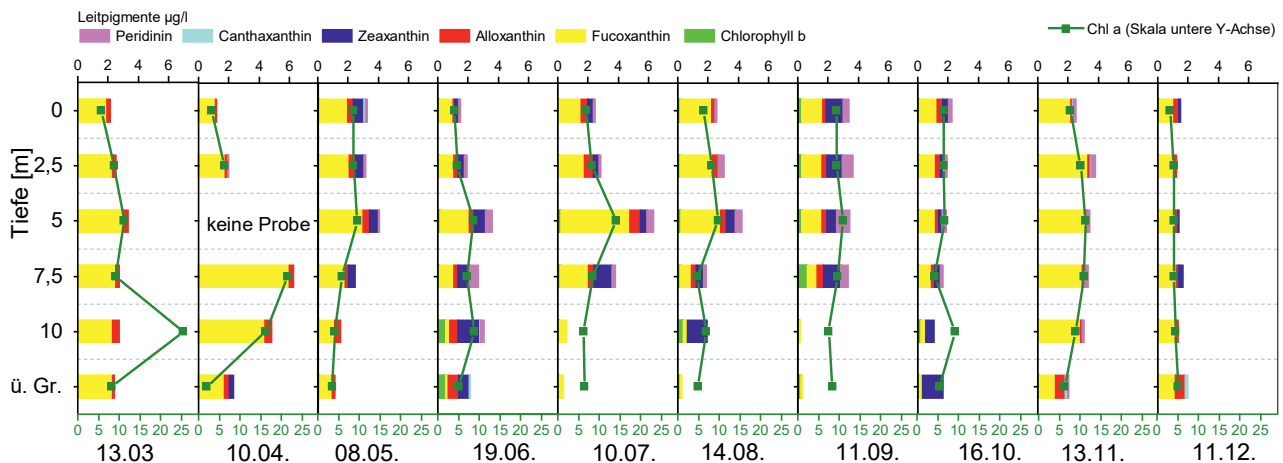
Tab. 3-2: Vergleich der PhytoSee-Indices für die beiden Untersuchungsjahre, gerechnet mit den beiden Toolversionen 5.1 und 7.0 für den Mindelsee (LUBW).

Jahr	PSI (PhytoSee 5.1)	PSI (PhytoSee 7.0)
2002	1,54	1,41
2011	2,02	2,02
2017	1,8	2,08

LU:W

Die Chlorophyll-a Konzentrationen im Mindelsee lagen im Jahresmittel bei 8,2 µg/L. Im Jahresverlauf gab es drei Peaks mit Werten über 10 µg/L und zwar im April, Juli und November. Im Vergleich zu den Untersuchungen im Jahr 2011 lagen die durchschnittlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen höher (2011: Ø 5,1 µg/L, Max. 6,5 µg/L).

Neben Chlorophyll a wurden auch die anderen Leitpigmente sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 7,5 m 10 m und über Grund bestimmt. In der Summenprobe (Abb. 3-5B, 3-7) waren Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen, kommt auch in Chrysophyceen vor), Zeaxanthin (Pigment von Cyanobakterien) und Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) die bestimmenden Pigmente. Im Vergleich zum Bodensee stimmen Phytoplankton-Biomassen und Leitpigmente weniger gut überein. Der hohe Anteil von Fucoxanthin im November dürfte auf die im November stark vertretene Art *Uroglena* (Chrysophyceae) zurück zu führen sein.



LU:W

Abb. 3-7: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Mindelsee im Jahresverlauf 2017. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in olivgrün unten.

Zooplankton

Der Mindelsee ist mit 51 Taxa des Metazooplanktons (24 Rädertier-Taxa, 14 Cladoceren-, 11 Ruderfußkrebse-Taxa sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln) als artenreich zu bezeichnen. Eher seltene Taxa sind bei den Rädertieren das Taxon *Ploesoma cf. budsoni* oder *Trichotria poccillum*, Letztere eine Litoralform. Bei den Crustaceen fallen mit *Thermocyclops dybowskii* und *Cyclops strenuus* Arten auf, die für kleinere Seen typisch sind. Wie bei den Rädertieren sind auch bei den Crustaceen einige Litoraltaxa (*Alonella nana*, *Sida crystallina* oder *Eucyclops serrulatus*) vorhanden.

Aspekt bestimmende Taxa bei den Rädertieren sind die sehr verbreitet auftretende Art *Keratella cochlearis* mit durchschnittlich knapp 45% der Rädertierzönose sowie *Kellicottia longispina*. Letztere ist eine nährstoffarme Bedingungen anzeigende Art. Noch häufig sind Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.) und während der kälteren Jahreszeit Synchaeten. Das Cladocerenplankton wird von kleinen Arten dominiert (Rüsselkrebse: *Bosmina longirostris* oder Ceriodaphnien: *Ceriodaphnia pulchella*). Daphnien sind vorrangig durch *D. cucullata* vertreten. Wichtige Ruderfußkrebse sind *Cyclops strenuus* und *Eudiaptomus gracilis* in der kälteren Jahreszeit sowie *Thermocyclops oithonoides* in der warmen Jahreszeit.

Die Biomassen des Zooplanktons liegen im Mindelsee zwischen 150 und 265 µg TM/L (Median 174 µg TM/L) und indizieren mesotrophe Bedingungen (Abb. 3-8). Starke Massenbildner sind im Frühjahr die cyclopoiden Ruderfußkrebse, den Rest des Jahres die Cladoceren (Wasserflöhe). Ein anteilig deutlicher Rückgang der Cladoceren ist nur nach dem Klarwasserstadium im Juli mit der Verschlechterung der Nahrungssituation (Zunahme der Cyanobakterien) zu sehen. Rädertiere erreichen maximal ca. 15% (Ende Mai), im Mittel nur knapp 6% der Zooplanktonmasse. Der Cladoceren-Größenindex liegt bei niedrigen 1,7–2 µg TM/Ind. Selbst im Frühjahr, zu einer Zeit niedrigen Fisch-Prädationsdruckes, liegt der Größenindex der Cladoceren unterhalb der Masse einer 1 mm langen Daphnie (= ca. 6 µg).

Hinsichtlich der PhytoLoss-Indizes ergibt sich mit Effektklasse 3 ein schwacher Umsatz von Phytoplankton-Masse in Zooplanktonmasse. Der Fraßdruck auf das fressbare Phytoplankton ist moderat bis gering (Effektklassen 4 und 3), die Futterqualität liegt aber aufgrund der vergleichsweise starken Präsenz der gut fressbaren Cryptophyceen sowie des Picoplanktons bei moderaten bis erhöhten 30% bzw. 40% an fressbarem Phytoplankton. Die relativ hohe Futterqualität und der nur moderate bis schwache Fraßdruck auf

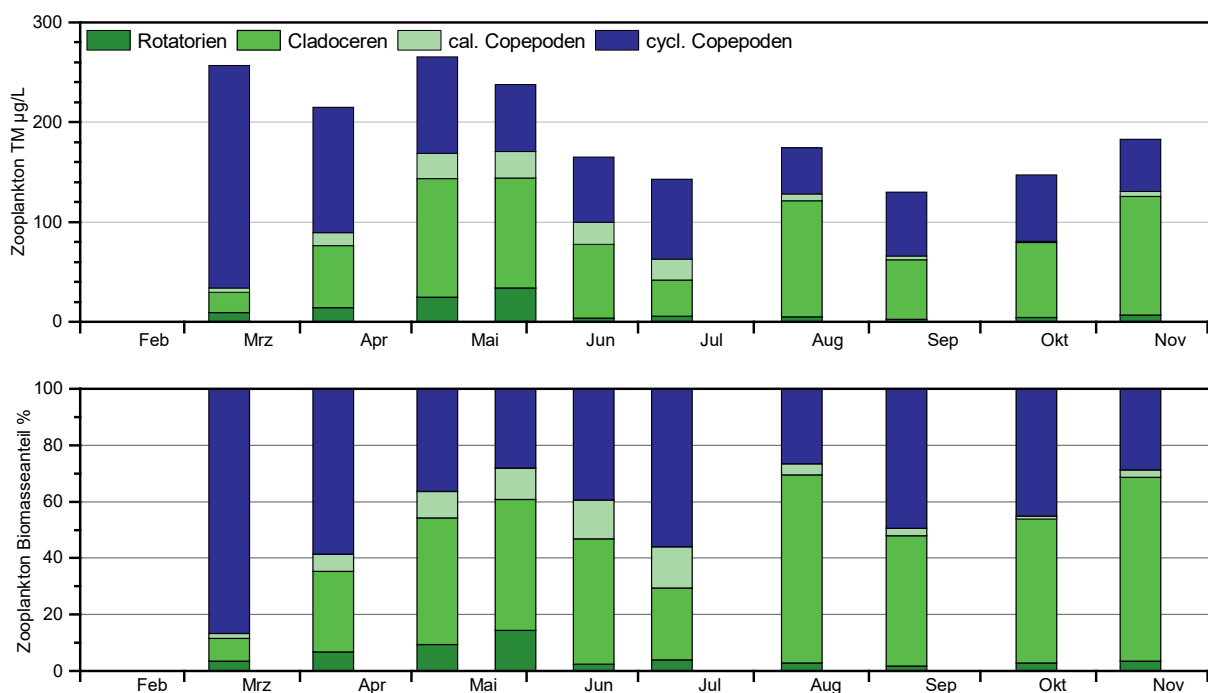


Abb. 3-8: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Mindelsee im Jahr 2017. Oben: Absolute Biomassen; unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

das Phytoplankton seitens des Zooplankton weisen darauf hin, dass neben dem Phytoplankton noch andere Nahrungsquellen (z.B. Bakterien) genutzt werden, was durch die Präsenz von kleinen Filtrierern gestützt wird. In wie weit die stark präsenten Cyanobakterien Umsatz und Grazingpotentiale beeinflussen ist unklar. Der Fisch-Prädationsdruck ist mit Effektklasse 5 erhöht. Möglicherweise verhindern die Fische eine stärkere Entwicklung von größeren Filtrierern (Daphnien).

Aufgrund der noch halbwegs passablen Futtersituation im Sommer ist eine Eiproduktion der Filtrierer möglich. Daphnien produzieren im Sommer noch 1–2 Eier pro Gelege. Offensichtlich liegt die Menge an fressbarem Phytoplankton über der Schwelle für die Eiproduktion (ca. 0,4 mg TM/L [LAMPERT 1978]). *Eudiaptomus gracilis* ist im Mindelsee in der Lage 5–7 Eier pro Gelege im Hochsommer zu produzieren.

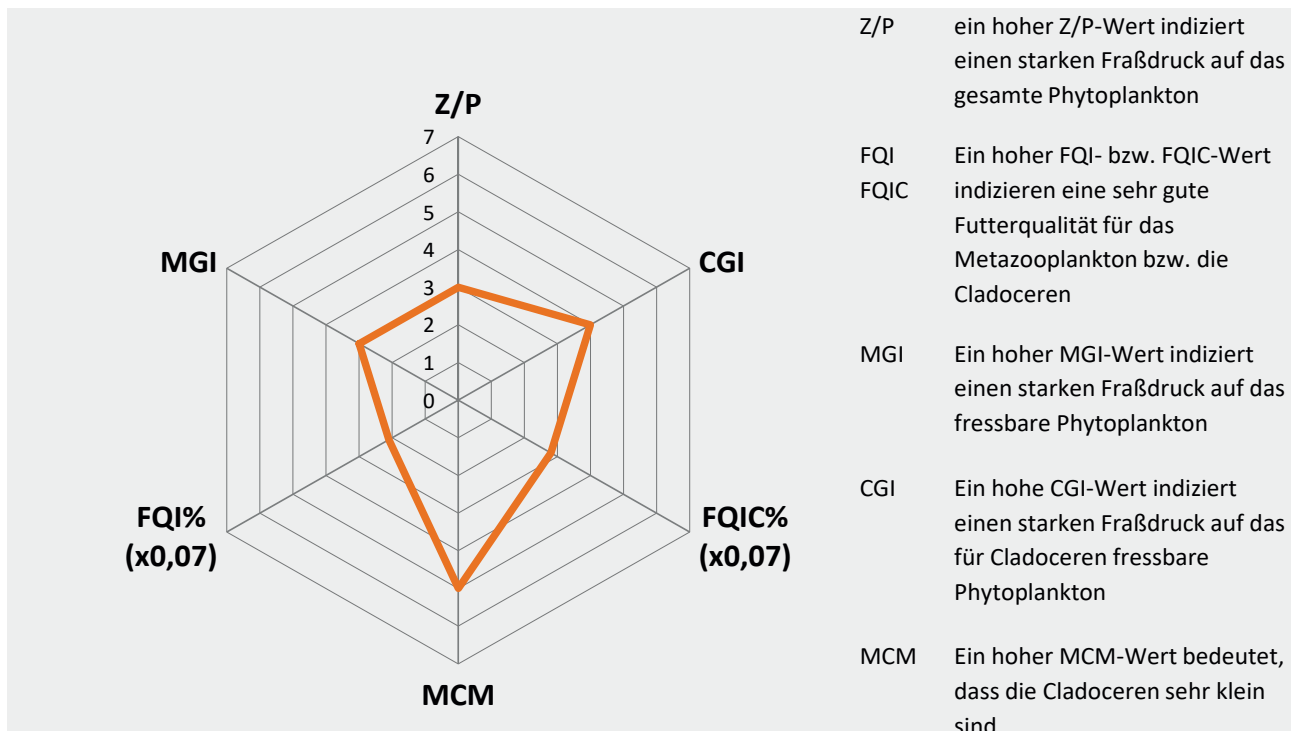
Makrophyten und benthische Diatomeen

Die Makrophytenvegetation des Mindelsees wurde zuletzt im Jahr 2011 im Rahmen des WRRL-Monitorings im gesamten See untersucht. 2017 erfolgte eine Kartierung an

sechs Transekten nach der Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie [SCHAUMBURG 2014]. Dabei wurden die Makrophytenarten auf 25 m breiten Transekten in verschiedenen Tiefenstufen mit ihren Häufigkeiten kartiert. Im Uferbereich wurden zusätzlich benthische Diatomeen beprobt.

Das im Rahmen der WRRL entwickelte Bewertungsverfahren für Makrophyten und Diatomeen „Phylib“ unterscheidet verschiedene Seetypen. Der Mindelsee wird nach dem Bewertungsverfahren als Typ AKs-2 (karbonatische, geschichtete Wasserkörper der Alpen und des Alpenvorlandes) eingestuft. Das Bewertungsverfahren vergleicht den Ist-Zustand mit einem Referenzzustand, der im oligo- bis mesotrophen Bereich liegt. Insgesamt wurden am Mindelsee in den sechs Transekten acht Arten festgestellt – das sind vier Arten weniger als bei der Gesamtkartierung 2011.

Das Bewertungsmodul Phylib 5.3 errechnet einen „mäßigen“ Zustand des Mindelsees anhand der Makrophyten. Betrachtet man die Einzelergebnisse genauer, so ist festzustellen, dass die Bewertung der Diatomeen mit Ausnahme



LU:W

Abb. 3-9: Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Mindelsee im Jahr 2017, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation!

einer Stelle (nur „guter Zustand“) einen „sehr guten“ Zustand anzeigen, die Makrophyten jedoch zwischen „mäßigem“ (3 Transekte) und „unbefriedigendem Zustand“ (3 Transekte) indizieren. Insgesamt ergibt sich eine Bewertung von 2,5, die auf die Zustandsklasse „3 = mäßig“ aufgerundet wird. Die starke Diskrepanz zwischen Diatomeen- und Makrophytenbewertung kann unterschiedliche Ursachen haben. Zum einen ist der Zeitrahmen über den Makrophyten indizieren wesentlich länger, als bei Kieselalgen, zum anderen weist der Mindelsee nur unzureichende Siedlungsflächen für Makrophyten auf. Im Laufe der Geschichte wurden am Mindelsee mehrere Seefällungen durchgeführt, so dass ursprüngliche Flachwasserzonen inzwischen trocken liegen und als Riedfläche ausgebildet sind. Hinzu kommt, dass bei den Ausfahrten auf den See auffiel, dass sehr häufig eine milchige Eintrübung des Wassers vorhanden war, eine Folge der häufig im Mindelsee vorkommenden Calcit-Fällung, die das Lichtangebot für das Makrophytenwachstum ebenfalls ungünstig beeinflussen kann. Derartige Besonderheiten kann das Phylib-Verfahren nicht abbilden. Daher wird aus Expertensicht der Mindelsee bzgl. MuP nicht als „mäßig“ sondern noch als „gut“ eingestuft.

Makrozoobenthos

Am Mindelsee wurde am 03.04.2017 an sechs Stellen die Makrozoobenthos-Biozönose untersucht (vgl. Kap. 3.1.2; Abb. 3-3 Probenahmestellen Mindelsee; S. 49). Die Beprobung erfolgte als Mischprobe nach der Vorschrift von BRAUNS et al. [2013]. Im Mindelsee überwiegen Feinsubstrate (überwiegend Kalkmudde).

Insgesamt konnten mit 105 Arten und höhere Taxa eine mittlere bis hohe Artenvielfalt nachgewiesen werden. Am artenreichsten waren die Mollusken mit 20 und die Wasserkäfer mit 18 Taxa, gefolgt von den Libellen und den Köcherfliegen mit 14 Taxa. Die Fauna weist neben etlichen Ubiquisten auch einige anspruchsvolle Arten auf. Nach RIEDMÜLLER et al. [2013] ist für diesen Seetyp vor allem das starke Auftreten sensitiver Insektentaxa der Eintagsfliegen, Libellen und Köcherfliegen charakteristisch. Typische Arten sind danach *Dugesia tigrina*, *Dreissena polymorpha*, *Asellus aquaticus*, *Caenis boraria* und *Tinodes* sp..

Erwähnenswert sind die Arten der Roten Listen Deutsch-

lands (RL-D) und Baden-Württembergs (RL-BW). Zu nennen sind hier die Teichnapfschnecke *Acroloxus lacustris* (RL-BW: 3), die Linsenförmige Tellerschnecke *Hippentis complanatus* (RL-BW: 3), die Gekielte Tellerschnecke *Planorbis carinatus* (RL-D: 2 und RL-BW: 3), die Große Sumpfschnecke *Stagnicola corvus* (RL-D: 3), die Keilfleck-Mosaikjungfer *Aesbna isocetes* (RL-BW: 2, Gefährdungsstatus wurde in der aktuelleren RL-D aufgehoben), die Scharlachlibelle *Ceriatagrion tenellum* (RL-BW: 1, Gefährdungsstatus wurde ebenfalls in der aktuelleren RL-D aufgehoben) und die Köcherfliege *Molanna angustata* (RL-BW: 3).

Die Taxazahlen der einzelnen Untersuchungspunkte liegen zwischen 33 und 54 Taxa. Ein Unterschied zwischen den zwei festgestellten Ufertypen "organisch" und "Grob-sediment" hinsichtlich ihrer Artenvielfalt ist nicht feststellbar, dagegen bei der Artenzusammensetzung.

An UP 2, dem einzigen Untersuchungspunkt mit Grobsubstrat als dominierendem Habitattyp, konnten 23 verschiedene Mollusken nachgewiesen werden. Dafür fehlt hier nahezu vollständig der Nachweis von Libellen und Wasserkäfern.

Der Mindelsee wird nach LAWA dem Gewässertyp 2: „Geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet“ zugeordnet. Aufgrund der kleinen Seefläche handelt es sich um den AESHNA-Typ "S_2k".

AESHNA berechnet für vier Untersuchungspunkte die Zustandsklassen 1, UP 2 wird mit 2, UP 3 mit 3 bewertet (Tab. 3-3). Die schlechtere Bewertung von UP 2 und 3 ist vor allem auf die Einstufung der Metrik "Fauna Index" zurückzuführen. Durch die fünffache Wichtung wirkt sich eine abweichende Bewertung bei dieser Metrik deutlich stärker auf den MMI-Wert aus.

Nach AESHNA befindet sich der Mindelsee in einem sehr guten bis guten ökologischen Zustand. Diese Einstufung kann vom Gutachter aufgrund der Makrozoobenthosbesiedlung des Eulitorals bestätigt werden.

3.1.3 Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2017 wurden im Mindelsee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen

Tab. 3-3: Bewertung des ökologischen Zustands des Mindelsees 2017, Ergebnisse nach AESHNA (LUBW).

Untersuchungspunkt	1	2	3	4	5	6	See gesamt ¹⁾
Fauna Index (5-fach)	1,00	0,52	0,45	1,00	1,00	1,00	0,83
EPTCBO (HK %)	1,00	0,90	1,00	1,00	1,00	1,00	0,98
Typspezifische Vielfalt	0,67	0,53	0,44	0,50	0,72	0,50	0,56
Sedimentfresser (HK %)	0,92	1,00	0,10	0,59	1,00	0,99	0,77
Holzbewohner	0,64	0,98	0,53	1,00	0,80	0,50	0,74
Fortpflanzungsstrategie (r/k)	0,43	0,00	0,34	0,38	0,94	0,62	0,45
MMI	0,86	0,60	0,46	0,85	0,95	0,86	0,76
Zustandsklasse AESHNA	1	2	3	1	1	1	2

¹⁾ Mittelwert der Ergebnisse aller Untersuchungspunkte.

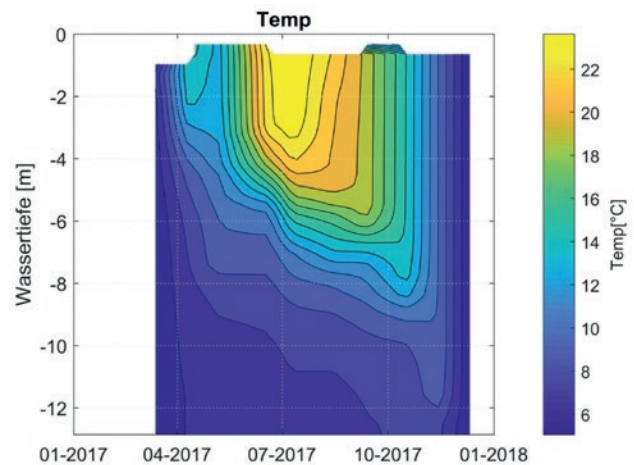
LUBW

Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. 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 variiert, bezieht sich diese Wassertiefe auf den maximal bei den Messterminen registrierten Wasserstand.

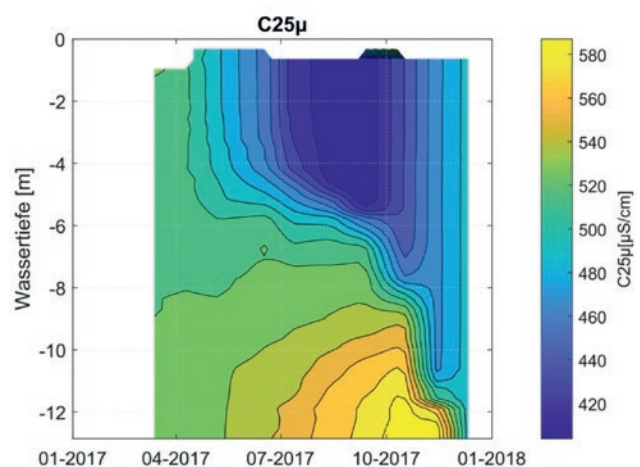
Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Mindensee für das Jahr 2017 einen zu erwartenden saisonalen Verlauf (Abb. 3-10), der nach einer vertikal erfolgten Durchmischung des Sees, die Erwärmungsphase im Frühjahr, die anschließende Stagnationsphase im Sommer und die daran anschließende Abkühlung im Herbst zeigt. Bemerkenswert sind die relativ hohe Temperatur im Hypolimnion und der „weiche“ Temperaturübergang zwischen Epi- und Hypolimnion, die auf den Zustrom von Grundwasser zurückgeführt werden können.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abb. 3-11) zeigen eine interessante raum-zeitliche Strukturierung der Leitfähigkeitsverteilungen im See. Mit Ausnahme der Mischungphase im Frühjahr sind starke vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den



LUBW

Abb 3-10: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Mindensee für das Jahr 2017 (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).



LUBW

Abb 3-11: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Mindensee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).

hohen im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimnion vorhanden, die mit den Temperaturgradienten korrelieren. Im Epilimnion und Hypolimnion sind weitgehend voneinander entkoppelte, gegenläufige Entwicklungen der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis in den Spätherbst hinein zu beobachten, da durch die in dieser Zeit vorhandenen Temperaturgradienten der vertikale Austausch bzw. vertikale Mischungsprozesse minimiert werden. Im Epilimnion kommt es im Sommer zu einer Abnahme der Leitfähigkeit während diese im Hypolimnion im Jahresverlauf zunimmt, bis es im Winter zur vertikalen Durchmischung des Sees kommt.

Die leicht erhöhten Temperaturen im Bereich des Hypolimnions in Verbindung mit den erhöhten Leitfähigkeitswerten (Abb. 3-11) und den sehr niedrigen Sauerstoffwerten (Abb. 3-12) weisen auf den Zustrom von Grundwasser hin, wobei auch andere Prozesse, wie Rücklösungsprozesse, in diesem See zu entsprechenden chemischen Strukturierungen beitragen.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 3-12) weisen beginnend nach der Durchmischungsphase im Frühjahr ebenfalls starke vertikale Gradienten auf, die sich – in Korrelation mit den Temperaturverhältnissen und den Leitfähigkeitsgradienten – im Jahresverlauf verstärken. Im April 2017 (Abb. 3-13) ist bereits eine starke Abreicherung des Sauerstoffs in den tieferen Schichten des Mindelsees zu sehen, schon im Mai treten anoxische Verhältnisse in Bodennähe auf (Abb. 3-14).

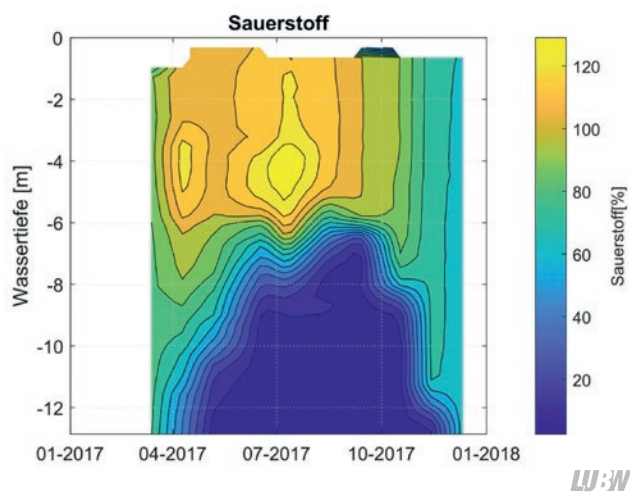
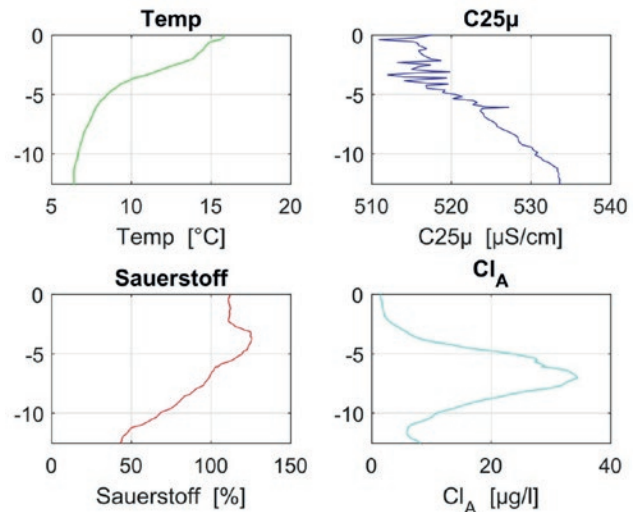


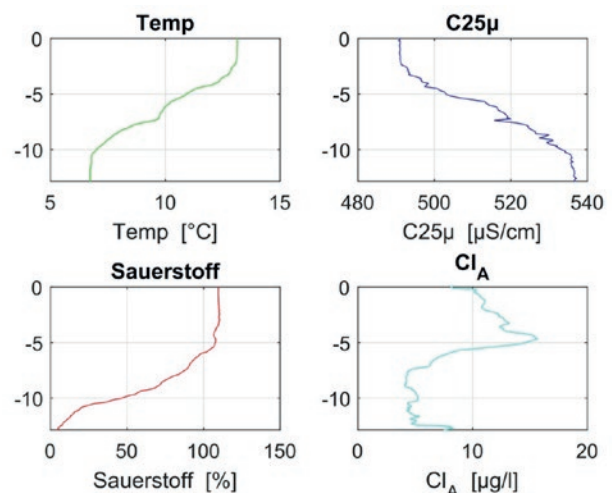
Abb 3-12: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Mindelsee (Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand).

Die mit einem fluoreszenzoptischen Sensor gemessenen Chlorophyll-a Verteilungen zeigen ebenfalls ein differenziertes Bild (Abb. 3-15). Zu beachten ist bei der Interpretation dieser Daten, dass methodisch bedingte systematische Unterschiede zu anderen Formen der Chlorophyll-a Messung auftreten können.



LU:W

Abb 3-13: Vertikalprofile einer Multiparametersondenmessung in der frühjährlichen Erwärmungsphase am 10.04.2017 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25 °C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist eine bereits zu dieser Zeit starke Abreicherung des Sauerstoffs in den tieferen Schichten des Sees. Außerdem wird ein tiefes Chlorophyll-a Maximum im Bereich des Metalimnions gemessen.



LU:W

Abb 3-14: Vertikalprofile einer Multiparametersondenmessung in der beginnenden sommerlichen Schichtungsphase am 08.05.2017 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25°C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu diesem Zeitpunkt haben sich in Bodennähe bereits anoxische Verhältnisse eingestellt. Eine graduelle Erhöhung der Chlorophyll-a Konzentrationen im Bereich des Metalimnions wird gemessen.

Es werden im Jahresverlauf mehrere mit der vertikalen Wassertemperaturverteilung gekoppelte Chlorophyll-a Maxima im Bereich des Metalimnions registriert, wobei die größten Werte im April in einer Tiefe von etwa 6–8 m auftreten. Diese tiefen, deutlich ausgeprägten Chlorophyll-Maxima (DCM – Deep Chlorophyll Maxima) im Bereich der Thermokline (Abb. 3-13, Abb. 3-15) werden nach Befunden der biologischen Untersuchungen dabei sowohl im Mindelsee als auch im Illmensee wesentlich durch Cyanobakterien gebildet.

Die im Mindelsee vorgefundene vertikale und zeitliche Strukturierung der gemessenen seenphysikalischen Parameter ist wesentlich auf die kombinierte Wirkung von thermischer Schichtung, Grundwasserzstrom und wasserchemischen Prozessen – u.a. Rücklösungsprozessen in Bodennähe – zurückzuführen. Im Freiwasser ist die jeweilige vertikale Temperaturschichtungssituation ein dominanter Faktor dieser Strukturierungen, in Bodennähe sind Grundwasserzstrom und wasserchemische Prozesse – speziell Rücklösungsprozesse während der anoxischen Periode – prägend.

3.1.4 Zusammenfassung und Fazit

Die Trophieklassifikation nach LAWA ergibt für das Untersuchungsjahr 2017 wie auch in den Vorjahren den Bereich mesotroph 2. Als Referenztrophie wird im LAWA-Steckbrief oligo- bis mesotroph 1 angegeben. Damit ist der Mindelsee eine Stufe von seiner Referenztrophie entfernt und

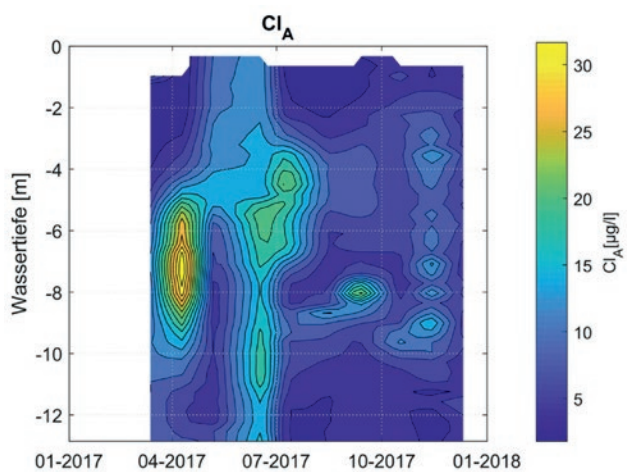


Abb 3-15: Isoplethendargestellung der fluoreszenzoptisch gemessenen Chlorophyll-a Verteilung im Mindelsee. Die Wassertiefe bezieht sich auf den während der Messtermine maximal registrierten Wasserstand.

insgesamt im guten Zustand.

Im Jahresverlauf wurden mehrere Chlorophyll-a Maxima im Meta- und Hypolimnion (deep chlorophyll maxima, DCM) detektiert. Nach einer von Diatomeen dominierten Frühjahrsblüte entwickelte sich in diesem Tiefenbereich eine Schicht aus Cyanobakterien, vorwiegend bestehend aus *Planktothrix rubescens* (Burgunderblutalge), die den Rest des Jahres die Phytoplanktonlebensgemeinschaft dominierte.

Der Mindelsee weist nur wenige Makrophyten auf, die sowohl oligo- bis mesotrophente Arten als auch Nährstoffzeiger umfassen. Insgesamt ist die Siedlungsfläche für Makrophyten durch mehrere Seefällungen im Verlauf der Geschichte deutlich reduziert. Die vorgefundene Diatomeengesellschaft zeigt einen sehr guten Zustand an. Auch das im Mindelsee vorkommende Makrozoobenthos weist eine hohe Artenvielfalt auf und deutet auf einen guten Zustand hin.

Die Sauerstoffsättigung nahm im Bereich des Hypolimnions – beginnend bereits im April – sehr stark ab und zeigte schon im Mai anoxische Verhältnisse. Dadurch spielen Rücklösungsprozesse am Seeboden in den Sommermona-

Tab. 3-4: Ökologischer und chemischer Zustand des Mindelsees 2017 (LUBW).

Ökologischer Zustand		
Parameter	Wert	Zustand
Trophie	2,2	guter Zustand
Phytoplankton	1,8 (alt) / 2,08 (neu)	guter Zustand
Zooplankton		mesotroph
MuP	2,5	guter Zustand (Experteneinschätzung)
MZB	2	guter Zustand

Chemischer Zustand		
Parameter	UQN Überschreitung	Zustand
Wasserphase	nein	guter Zustand
Biota	ja: Polybromierte Diphenylether (PBDE), Quecksilber	schlechter Zustand

ten eine wesentliche Rolle. Im Hinblick auf die untersuchten prioritären Stoffe und flussgebietspezifischen Schadstoffe und Schwermetalle zeigt der Mindelsee eine geringe anthropogene Belastung.

In Tabelle 3-4 ist eine Zusammenfassung des ökologischen sowie chemischen Zustands des Mindelsees für das Jahr 2017 zu finden.

3.2 Illmensee

Der Illmensee gehört mit einer Oberfläche von knapp 66 ha zu den größeren Seen in Oberschwaben und ist als FFH-Gebiet ausgewiesen. Der Hauptzufluss Andelsbach mündet im Südosten in den See (Abb. 3-16, links), der gleichnamige Abfluss im Westen speist den Ruschweiler See. Der Illmensee ist maximal 16 m tief, ausgedehnte Flachwasserzonen fehlen. Er wird als Badegewässer und für den Angelsport genutzt. Das Einzugsgebiet des Illmensees ist relativ klein (Abb. 3-16, rechts). Es umfasst ca. 830 ha

und ist von Ackerland (35%), Mischwald (26%) und Grün- und Gartenland (22%) geprägt [vgl. DREIBHOLZ 2012].

Der Illmensee ist für die Überblicksüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie gemeldet, so dass er mindestens alle 6 Jahre umfassend untersucht wird. Im Vordergrund steht hierbei die Fragestellung des langfristigen Trends. Die letzten Intensivuntersuchungen des ISF mit monatlicher Beprobung eines Tiefenprofils fanden im Jahr 2006 und 2012 statt. Die monatliche Probenahme fand im Untersuchungs-jahr 2017 an folgenden Terminen statt: 20.03, 24.04., 15.05., 26.06., 17.07., 21.08., 18.09., 23.10., 20.11. und 18.12.2017. Eine zusätzliche biologische Probenahme (Pigmente und Phytoplankton, Summenprobe 0–14 m) wurde am 29.05. durchgeführt. Im Januar und Februar war die Probenahme wegen Eisbedeckung nicht möglich. Am 18.12. wurde nur eine Schöpfprobe am Ufer entnommen.

Wasserchemische Untersuchungen fanden 2017 in Seemitte (Abb. 3-17) aus den Wassertiefen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m,

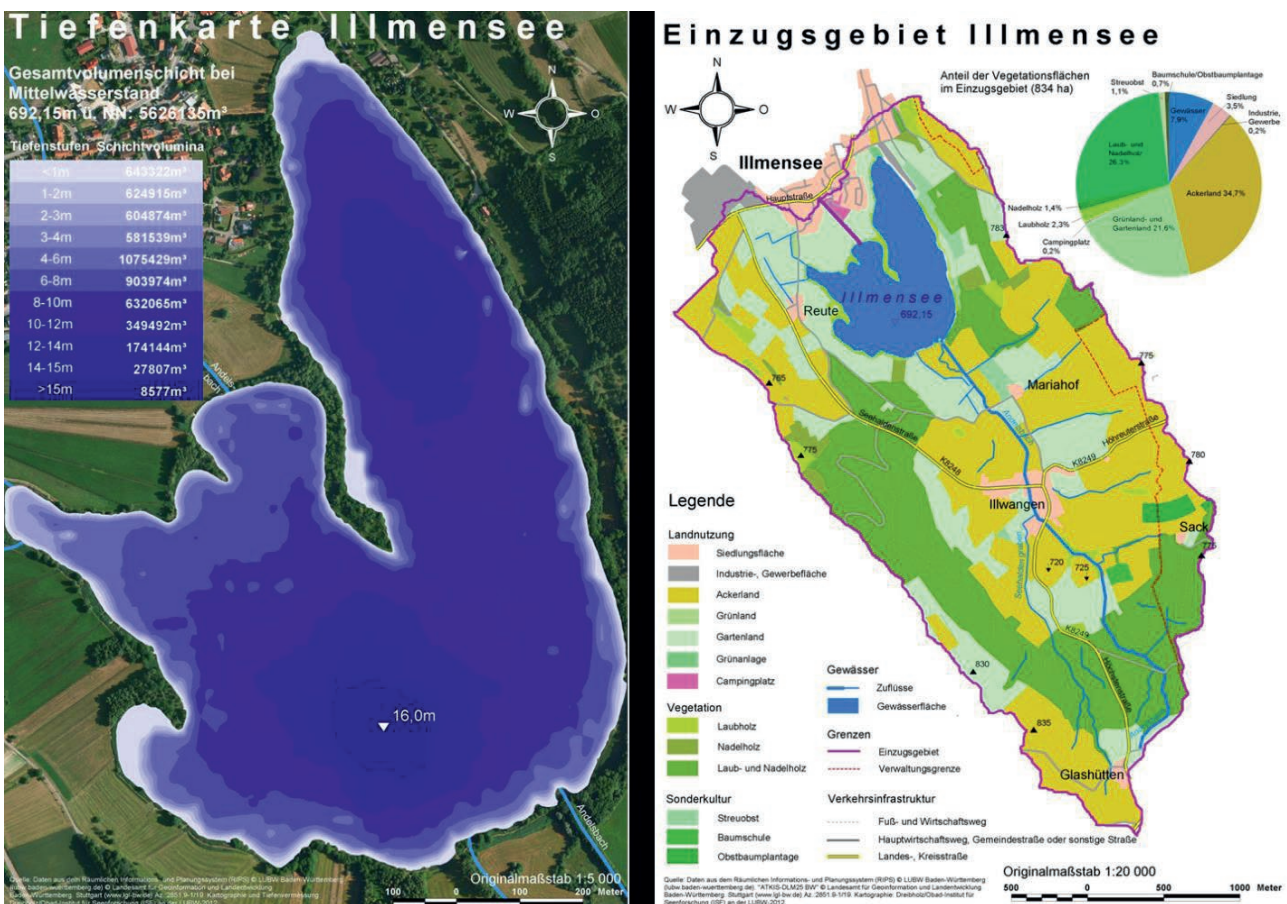


Abb. 3-16: Links: Tiefenkarte des Illmensees nach Vermessung 2012. Rechts: Einzugsgebiet des Illmensees mit den Hauptlandnutzungen (RIPS- und ATKIS-Daten) [Quelle: DREIBHOLZ 2012].

12,5 m und ca. 1 m über Grund (14 m) sowie für den Andelsbach, den Zufluss 2 und den Abfluss statt. Zusätzlich konnten im März und Mai zwei weitere Entwässerungsgräben (Zuflüsse 3 und 4) beprobt werden, die in den anderen Monaten jedoch ausgetrocknet waren. Die Zuflussproben wurden, wie auch die Proben aus dem See, auf bestimmte Grundparameter und alle Nährstoffe untersucht. Außerdem wurden in einzelnen Monaten (April und September) Sondermessprogramme für Metalle, Pestizide und die prioritären Stoffe sowie flussgebietspezifischen Schadstoffe nach OGeWV durchgeführt.

Biologische Untersuchungen fanden 2017 in Seemitte statt (Abb. 3-17). Phytoplankton wurde mit einem integrierenden Wasserscöpfer als Summenprobe von 0–14 m untersucht. Für das Zooplankton wurde ein Schließnetz mit einer Maschenweite von 55 µm in einem Tiefenbereich von 0–4 m, 4–8 m und 8–14 m verwendet. Die Pigmentanalysen erfolgten aus der Summenprobe 0–14 m und aus den einzelnen Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m

und ca. 1 m über Grund.

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

3.2.1 Chemische Untersuchung

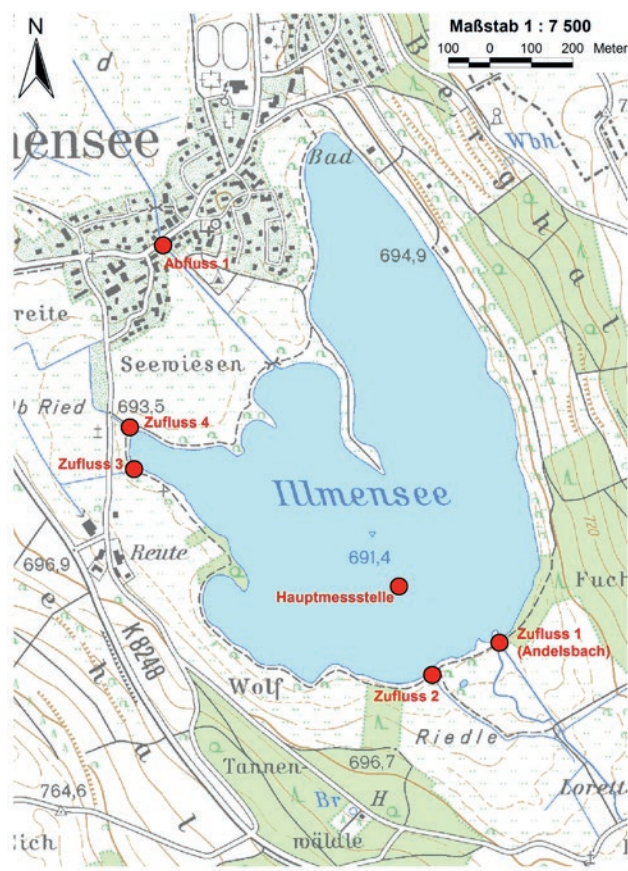
Grundparameter und Nährstoffe

Im Folgenden wird die chemische Entwicklung des Jahres 2017 für die Station Seemitte ausführlich beschrieben und mit den vorherigen Untersuchungen verglichen.

Die volumengewichteten Jahresmittelwerte der wichtigsten Parameter für 2017 sowie für die Untersuchungsjahre 2006 und 2012 sind in Tabelle 3-5 gegenübergestellt. Zusätzlich ist in Abbildung 3-18 für ausgewählte Parameter die Entwicklung im Jahresverlauf 2017 dargestellt. Der Probenahmetermin im Dezember 2017 (Schöpfprobe vom Ufer) wurde bei den Berechnungen der volumengewichteten Mittelwerte und den Isolethendarstellungen nicht berücksichtigt.

Der Illensee ist dimiktisch, so dass sich nach der Frühjahrszirkulation ab April eine Schichtung ausbildete, mit Temperaturen von 10,0 °C an der Oberfläche und 6,1 °C über Grund. Dabei lag die Temperatur an der Oberfläche über der von 2012 (8,2 °C) und sehr deutlich über dem Wert von 2006 (4,5 °C).

Die maximale sommerliche Erwärmung war mit 24,1 °C (Juni) sehr ähnlich wie 2012 (24,0 °C im August) und 2006 (24,3 °C im Juli). Das Tiefenwasser über Grund erwärmte sich ab August auf 7,0 °C und war damit vergleichbar zu 2006 (6,9 °C, September) aber etwas höher als 2012 (5,7 °C, September). Im September 2017 kühlte der See an der Oberfläche mit 15,6 °C schon deutlicher ab als in den vorherigen Untersuchungsjahren (2012: 20,7 °C, 2006: 18,3 °C). Im November wurde dann noch eine Oberflächentemperatur von 7,2 °C gemessen und es lagen bereits annähernd homotherme Verhältnisse vor.



*Grundlage: Daten aus dem Räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS) der LUBW 2017 (www.lubw.baden-wuerttemberg.de).
*Grundlage: TK 25 © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg (www.lgl-bw.de) Az.: 2851.9-1/19.



Abb. 3-17: Übersichtskarte des Illensees mit der Hauptmessstelle an der tiefsten Stelle sowie Zuflüsse und Abfluss.

Die Konzentrationen an Sauerstoff über Grund nahmen

Tab. 3-5: Vergleich wichtiger chemischer und physikalischer Parameter im Illmensee 2006, 2012 und 2017 (LUBW).

Illmensee	Parameter	Einheit	2006	2012	2017
			(Apr-Dez)	(Apr-Dez)	(Mrz-Nov)
			volumengewichtetes Jahresmittel		
Temperatur	°C		10,9	11,5	11,7 *1
Sichttiefe	m		3,5	2,7	3,4
Leitfähigkeit	µS/cm		328	325	310
pH-Wert			8,1	8,1	8,1
Härte	1/2 mmol/L		3,4	3,5	3,3
SBV	mmol/L		2,9	3,2	3,1
gesamt-P	µg/L		24	24	26
gelöst-P	µg/L		9,6	8,9	9,8
o-P	µg/L		4,4	3,5	3,3
O ₂	mg/L		8,3	7,3	7,6
anorg.-N	µg/L		1239	861	644
NH ₄ -N	µg/L		149	288	240
SiO ₂ -Si	mg/L		685	662	700
Fe	µg/L		71	91	79
Mn	µg/L		50	68	63
Cl	mg/L		20	15	11
As gelöst	µg/L		0,1	0,2	0,5 *2
Al gelöst	µg/L		5,4	1,9	1,3 *2
Zn gelöst	µg/L		1,1	0,3	1,3 *2
Cu gelöst	µg/L		1,4	1,6	1,0 *2
Chlorophyll-a *3	µg/L		4,4	8,9	8,9

*1: keine Messwerte für Oktober vorhanden. *2: As, Al, Zn, Cu: nur April und September: Bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. *3: Werte beziehen sich auf das Jahresmittel im Epilimnion

Extrema 1 m über Grund (Monat)					
O ₂ Min	mg/L	0 (10)	0 (07-11)	0 (06-10)	
ges-P Max	µg/L	256 (11)	252 (11)	182 (06)	120 (10)
NH ₄ -N Max	µg/L	2866 (11)	4621 (11)	1980 (10)	
Fe Max	µg/L	2507 (09)	1038 (08)	600 (10)	*4
Mn Max	µg/L	774 (11)	613 (11)	437 (10)	

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

LAWA-Trophieindex				
LAWA Trophie		2,0	2,2	2,1 (neu/alt) *5
		m	m	m2 (neu) bzw. m (alt)
Referenztrophie	oligotroph bis mesotroph			

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



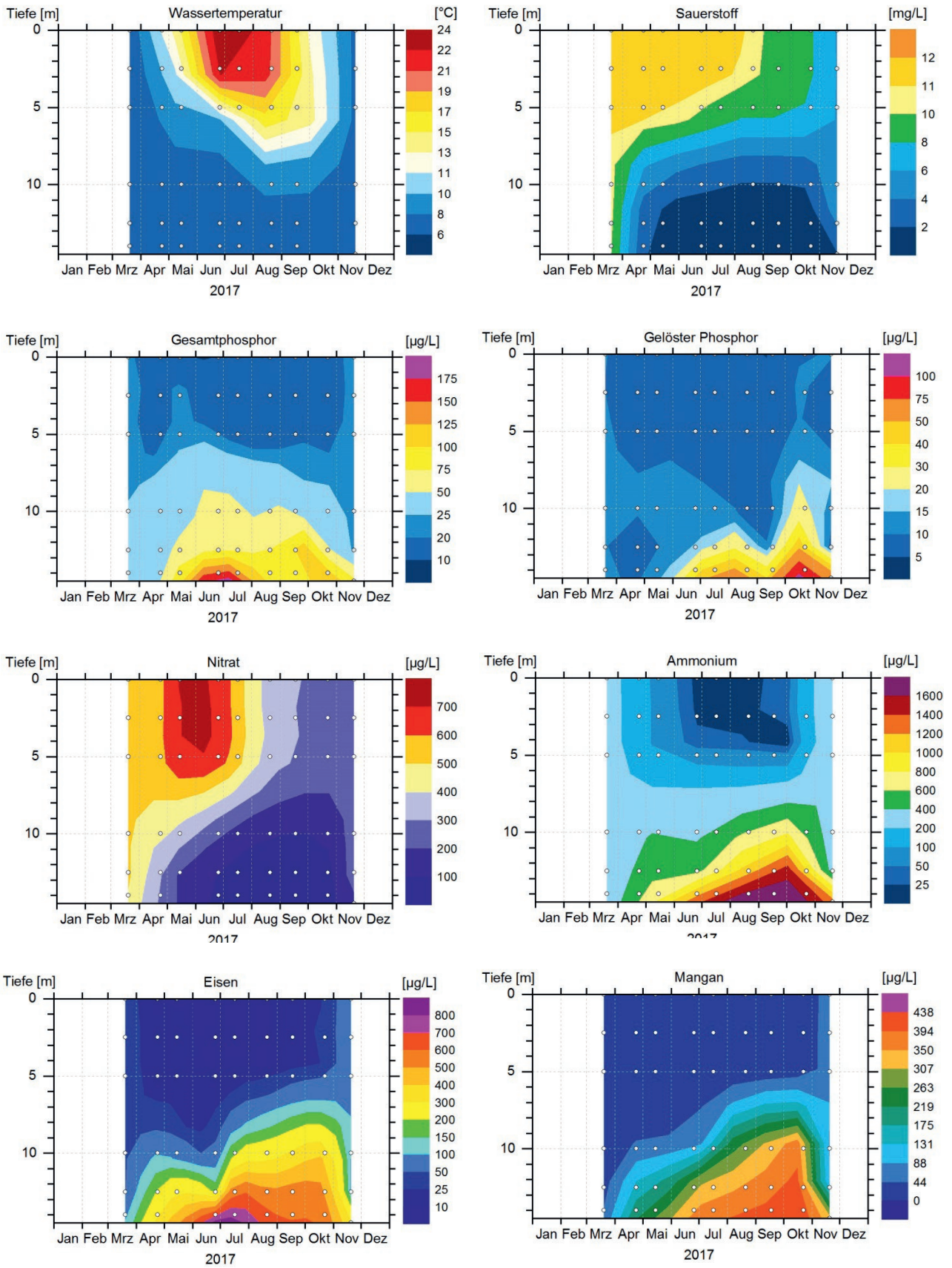


Abb. 3-18: Isoplethendarstellungen wichtiger chemischer Parameter im Illmensee 2017. Dargestellt sind zusätzlich die Tiefen, in denen die monatlichen Wasserproben entnommen wurden (graue Kreise).

durch Verbrauch während des biologischen Abbaus von Biomasse von 10,5 mg/L im März bereits im April auf 0,8 mg/L extrem ab (Abb. 3-18). Ab Juni war kein Sauerstoff mehr nachweisbar, ab Juli dehnte sich der sauerstofffreie Bereich auch auf die darüber liegende Tiefenschicht aus. Erst mit einsetzender Durchmischung im November wurde mit 1,5 mg/L wieder Sauerstoff über Grund gemessen. In den Jahren 2012 und 2006 wurde ebenfalls ein fünf Monate andauerndes Sauerstoffdefizit in den beiden bodennahen Tiefenschichten beobachtet, das sich allerdings weniger stark auf die darüber liegende Schicht ausdehnte.

Die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor (Ges.-P) über Grund erreichten ein erstes Maximum im Juni/Juli (182,2 µg/L / 145,5 µg/L) und ein zweites, etwas niedrigeres Maximum im September / Oktober (120,6 µg/L / 119,5 µg/L). Die maximalen Ges.-P-Gehalte sind gegenüber 2006 und 2012, in denen jeweils noch ca. 250 µg/L über Grund gemessen wurden, gesunken. Dabei war im Juni bzw. September der überwiegende Anteil am Ges.-P partikulär und verschob sich dann im Juli bzw. Oktober infolge von Abbau- und Rücklösungsprozessen jeweils zu gelöst Phosphor, mit einem hohen Anteil an Orthophosphat.

Das volumengewichtete Jahresmittel für Ges.-P war 2017 mit 26 µg/L gegenüber 24 µg/L in den beiden vorherigen Untersuchungsjahren etwas höher. Dies ist auf höhere Phosphor-Werte im bodennahen Bereich zurückzuführen. Dieser Phosphor war aber hauptsächlich partikulärer Bindungsform und ist daher mit einer verstärkten Biomasseproduktion, wie durch die gegenüber 2012 in den Sommermonaten insgesamt höheren Chlorophyll-a-Gehalte angezeigt (siehe Kapitel 3.2.2), zu erklären.

Die anorganischen N-Gehalte sind mit einem Jahresmittel (volumengewichtet) von 0,64 mg/L im Jahr 2017 im Vergleich zu 2012 mit 0,86 mg/L und 2006 mit 1,24 mg/L deutlich gefallen. Nitrat stellte dabei bis Juli die Hauptkomponente der anorganischen N-Verbindungen dar. Ammonium-N nahm im September bis November auf einen Mindestanteil von 50% zu, und erreichte im Oktober max. 66%, mit einer über Grund Konzentration von 2 mg/L. Dementsprechend nahm der Nitrat-N-Gehalt auf volumengewichtet 0,17–0,27 mg/L ab, nachdem der See zur Zeit der Frühjahrszirkulation mit 0,52 mg/L gestartet ist.

Die redoxbedingte Rücklösung von Eisen und Mangan war aufgrund der ausgedehnten Sauerstofffreiheit mit maximal 831 µg/L und 437 µg/L deutlich erhöht, allerdings niedriger als 2012 (max. Ges.-Fe: 1038 µg/L, max. Ges.-Mn: 599 µg/L) und insbesondere 2006 (max. Ges.-Fe: 2507 µg/L und max. Ges.-Mn: 774 µg/L).

Im Tiefenbereich konnte ab April Sulfatreduktion beobachtet werden, wobei die Konzentrationen an Sulfat in den Monaten des größten Sauerstoffdefizits von August bis Oktober auf <1 mg/L sanken.

Die Ergebnisse der im Rahmen des Metallmessprogramms bestimmten gelösten Spezies wie zum Beispiel Arsen, Aluminium, Zink und Kupfer zeigen keine nennenswerten anthropogenen Belastungen an.

Auffällig ist, dass die Konzentrationen an Chlorid mit einem Jahresmittelwert von 11 mg/L weiter abgenommen haben (2012: 15 mg/L, 2006: 20 mg/L). Als Ursache kommt weiterhin ein verminderter Eintrag aus der winterlichen Straßensalzung in Frage (vgl. ISF Arbeitsbericht 2012 [ISF 2014]). Allerdings ist dies gegensätzlich zu Beobachtungen in anderen kleinen Seen und dem Bodensee [vgl. IGKB 2009], die infolge der Straßensalzung im Einzugsgebiet insgesamt zunehmende Chloridkonzentrationen aufweisen. Zwei Grundwassermessstellen in der Gemeinde Illmensee zeigen aber ebenfalls eine generelle Abnahme der Chloridkonzentrationen seit den Messjahren 2005/2006 (Jahresdatenkatalog Grundwasser der LUBW: <http://jdkgw.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/200/>). Die aktuell noch beprobte Messstelle QF Hochquelle Neubrunn wies allerdings im Jahr 2017 wieder einen deutlich höheren Wert für Chlorid auf. Inwieweit sich diese Beobachtung auch im See widerspiegelt, müssten Folgemessungen erst noch bestätigen.

Die Trophieklassifikation nach LAWA [LAWA 2014] ergibt für den Illmensee den Zustand mesotroph 2, und liegt damit, wie auch in den vorherigen Untersuchungsjahren nahe dem Referenzzustand (oligo- bis mesotroph, Tabelle 1).

Prioritäre Stoffe und flussgebietspezifische Schadstoffe nach OGWV

Im Jahr 2017 wurde der Illmensee, der entsprechend seiner

Größe von über 50 ha WRRL-relevant ist, auf 48 der 50 prioritären Stoffe und auf 43 der 63 flussgebietspezifischen Schadstoffe mit Wasser-Umweltqualitätsnorm (UQN) (OGewV 2016, Anlagen 6 und 8) untersucht. Die Proben wurden im April und September von der Oberfläche und im Hypolimnion entnommen.

Bei keinem der Stoffe kam es zu einer Überschreitung der vorgegebenen UQNs. Gefunden wurden die prioritären Stoffe Atrazin (max. 0,0016 µg/L), Bis(2-ethylhexyl)phtalat (0,31 µg/L), Naphthalin (max. 0,0039 µg/L) und Nickel(verbindungen) (max. 5,89 µg/L) sowie die flussgebietspezifischen Schadstoffe Epoxiconazol (max. 0,003 µg/L), Flufenacet (max. 0,0014 µg/L), Metolachlor (max. 0,0102 µg/L), Propiconazol (max. 0,0026 µg/L) und Terbutylazin (max. 0,0017 µg/L).

Auffällig war zudem wie auch bei den anderen im Jahr 2017 untersuchten Seen der Fund der Industriechemikalie BHT (max. 0,195 µg/L). Dies sollte weiter verfolgt und untersucht werden.

Über die Wasseranalytik hinaus wurden 2017 im Illensee Befischungen von Rotaugen durch die Fischereiforschungsstelle Langenargen durchgeführt und auf die prioritären Stoffe mit Biota-Umweltqualitätsnorm (OGewV 2016, Anlage 8) untersucht. Es wurden Überschreitungen der polybromierten Diphenylether (0,12 µg/kg Nassgewicht) und von Quecksilber (80 µg/kg Nassgewicht) gefunden.

3.2.2 Biologische Untersuchung

Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse des Illensees betrug im Jahr 2017 2,31 mg/L (Abb. 3-19A). Die maximalen Biomassen wurden im März mit 3,79 mg/L und im August mit 3,49 mg/L nachgewiesen. Während im März vor allem die Cryptophyceen mit *Cryptomonas ovata* dominierten baute sich zum Mai hin eine Kieselalgenblüte aus *Asterionella formosa* auf. Bereits Ende Mai wurde das Phytoplankton durch Cyanobakterien geprägt. Bei den Cyanobakterien handelte es sich überwiegend um die Gattung *Planktobrix*. Ungeklärt ist momentan, ob es sich um zwei Arten oder die Variation einer Art handelt. Vor allem in der zweiten Jahreshälfte war eine deutliche Rotfärbung der Zellfäden im Lebendfang zu erkennen, daher handelt es sich hierbei um die Burgunderblutalge (*Planktobrix rube-*

scens, Abb. 3-20). Auch die Sondenprofile zeigen vor allem im Juli und August ausgeprägte Chlorophyll-a bzw. Gesamtalgenkonzentrationen im Tiefenbereich zwischen 8 m und 10 m Wassertiefe, ähnlich wie am Mindelsee (siehe auch dort die Ausführungen zu *Planktobrix rubescens*).

Im Vergleich zum Jahr 2012, in dem der Illensee das letzte Mal umfassend vom ISF untersucht worden ist, ist die Phytoplankton-Biomasse geringfügig zurückgegangen (Jahresdurchschnitt 2012: 2,43 mg/L). Wie im Jahr 2017 waren die Cyanobakterien den Sommer über die vorherrschende Gruppe (s. ISF-Jahresbericht 2012 [ISF 2014]).

Das WRRL-Bewertungsverfahren für Phytoplankton (PhytoSee 7.0) errechnet für den Illensee einen mäßigen Zustand (PSI: 3,45). Im Jahr 2012 lag der PSI noch bei 2,34 (PhytoSee 5.1), also eine Stufe besser. Zwischenzeitlich wurde das Bewertungsverfahren überarbeitet. Die ursprünglich einheitlich bewerteten Seetypen 2 und 3 (Seetyp 2 = geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, Seetyp 3 = geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) werden nun getrennt betrachtet. Berechnet man die aktuellen Befunde mit dem Tool 5.1, so erhält ebenfalls einen mäßigen ökologischen Zustand (PSI: 2,57). Eine Tendenz zur Verschlechterung lässt sich also ablesen, die unabhängig von der Änderung des Verfahrens ist.

Das autotrophe Picoplankton wurde in der Summenprobe von 0–14 m durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ermittelt (Abb. 3-19A). Im Jahresdurchschnitt lagen die Picoplankton-Zellzahlen bei $2,4 \times 10^4$ Zellen/mL, was einer Biomasse von 0,08 mg/L entspricht. Die höchste Picoplankton-Biomasse wurde im Juni mit 0,29 mg/L nachgewiesen. Zu keinem Zeitpunkt übertraf das Picoplankton die Phytoplankton-Biomasse.

Die Chlorophyll-a Konzentrationen im Illensee lagen im Jahresmittel bei 12,8 µg/L. Der Hauptpeak wurde zu Beginn der Messungen mit 27,2 µg/L nach Eisaufgang im März gemessen. Nach einem Rückgang im April stiegen die Konzentrationen im weiteren Jahresverlauf an und schwankten im Bereich von 15 µg/L. Im Vergleich zu den Untersuchungen im Jahr 2012 lagen im Jahr 2017 die durchschnittlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen höher (2012:

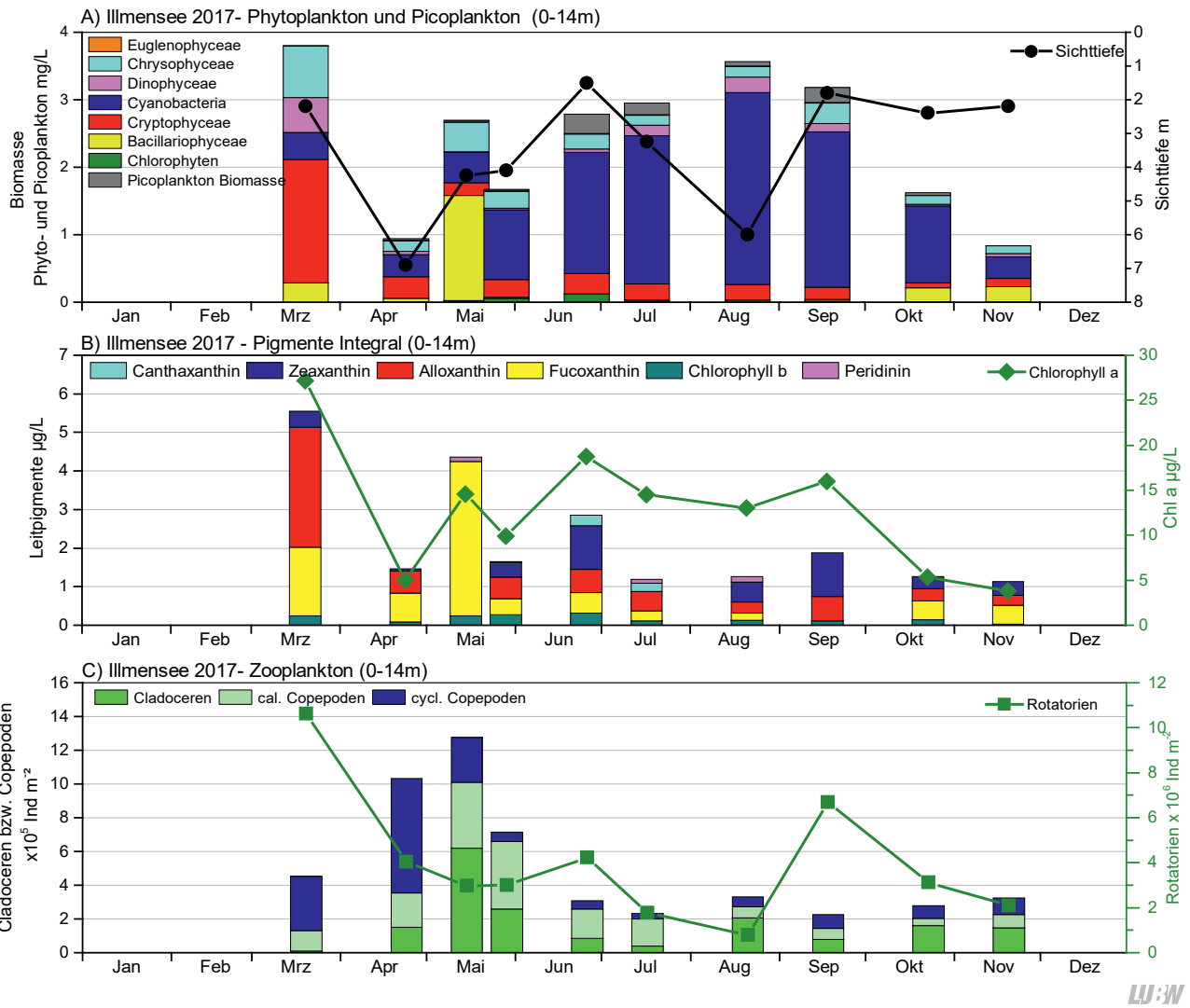
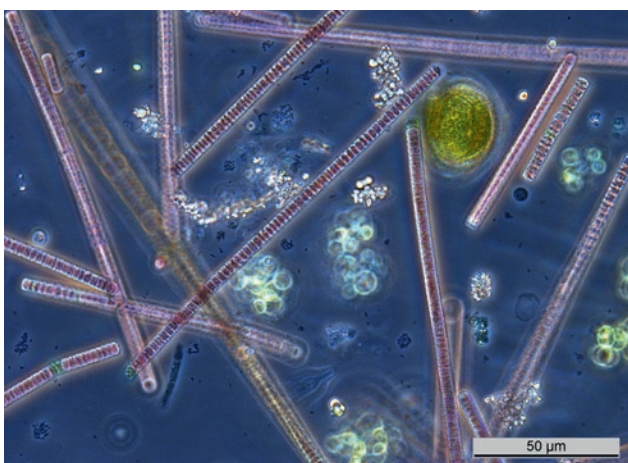


Abb. 3-19: Biologische Parameter des Illmensees. A) Biomassen von Phytoplankton sowie Picoplankton; B) Leitpigmente mit Chlorophyll a; C) Zooplankton. Im Januar und Februar war der Illmensee zugefroren.



LUBW

Abb. 3-20: Im Sommer dominierende Planktonart im Illmensee: *Planktothrix rubescens* aus der Lebendprobe vom 21.08.2017. Bildrechte: LUBW.

Ø 11,3 µg/L, Max. 20,8 µg/L im September).

Neben Chlorophyll a wurden auch die anderen Leitpigmente sowohl in der Summenprobe als auch in den Tiefenstufen 0 m, 2,5 m, 5 m, 10 m, 12,5 m und über Grund bestimmt. In der Summenprobe (Abb. 3-19B) waren Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen, kommt auch in Chrysophyceen vor), Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) und Zeaxanthin (Pigment von Cyanobakterien) die bestimmenden Pigmente. Die Pigmentzusammensetzung spiegelt die Algenzusammensetzung recht gut wider. Im März mit einer Dominanz von Cryptophyceen herrscht in der gesamten Wassersäule Alloxanthin vor (Abb. 3-21). Die in der Tiefe mit den physikalischen Sonden gemessenen Chlorophyll-a-Peaks konnten auch in den Tiefenstufenproben nachgewiesen werden (Abb. 3-21). Während

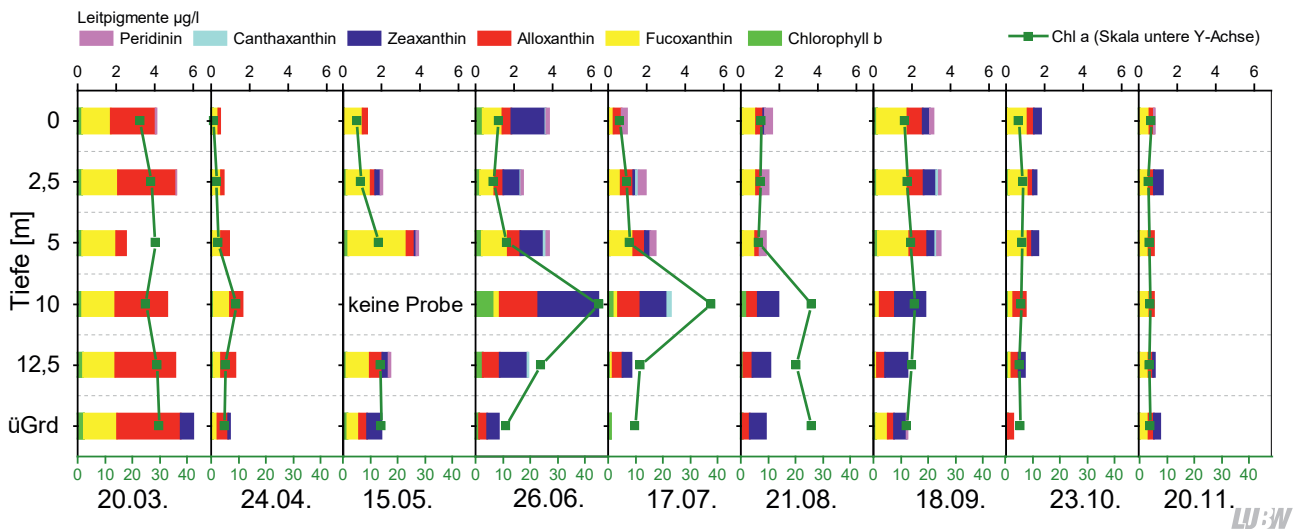


Abb. 3-21: Leitpigmente der verschiedenen Tiefenstufen am Illensee im Jahresverlauf 2017. Skalierung der Leitpigmente oben, Skalierung Chlorophyll a in Olivgrün unten.

sich im Frühjahr und Herbst die Pigmentverteilungen eher gleichmäßig über die Wassersäule erstreckt, finden sich in den Sommermonaten höhere Konzentrationen in den Wasserschichten unterhalb von 5 m Wassertiefe (Abb. 3-21).

Zooplankton

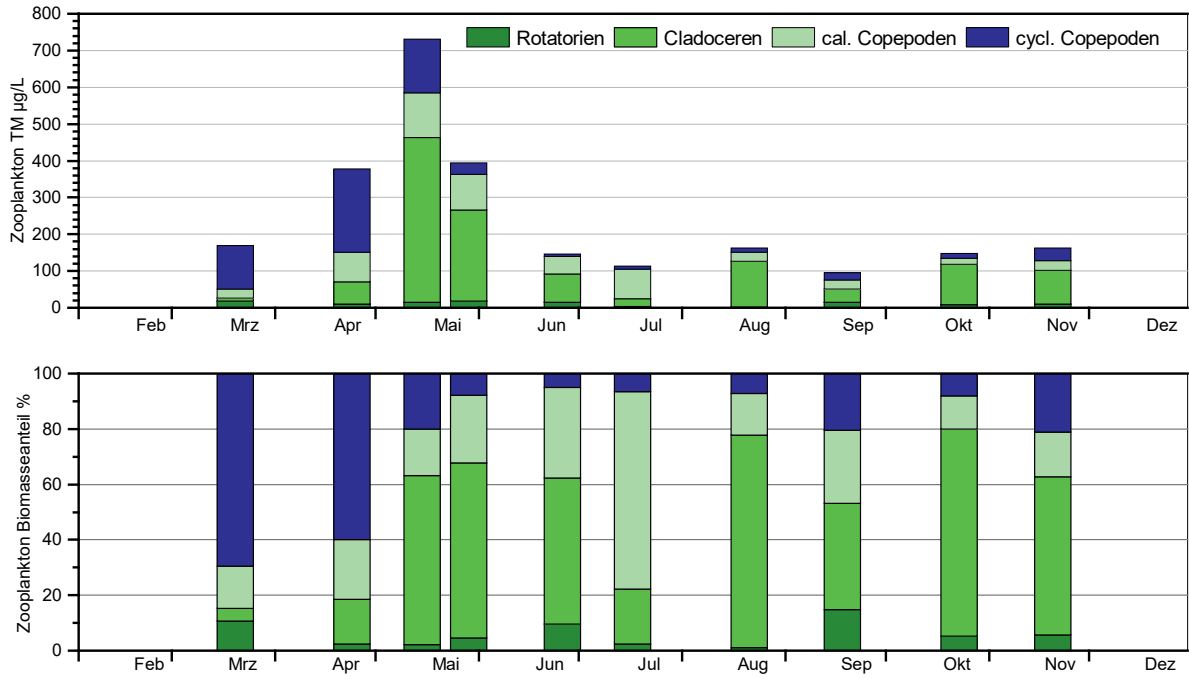
Im Illensee wurden 48 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (23 Rädertier-, 15 Cladoceren- und 8 Ruderfußtaxa sowie Larven der Büschelmücken und Dreikantmuscheln). Aus taxonomischer Sicht ist die Präsenz von *Eudiaptomus graciloides* erwähnenswert, einer Art, die in Norddeutschland häufig, z. *T. syntop* mit *E. gracilis* vorkommt, in Süddeutschland aber eher selten auftritt. Erwähnenswert ist auch das Vorkommen einiger litoraler Taxa, wie *Sida crystallina* (Makrophytenzeiger) oder *Alona quadrangularis* bei den Cladoceren.

Dominante Rädertiere sind die weit verbreitete Art *Keratella cochlearis* sowie Flossenrädertiere (*Polyarthra* spp.). Auffällig ist auch das Vorkommen von vielen Nahrungsspezialisten der Gattungen *Trichocerca*, *Ascomorpha*, *Gastropus* und *Asplanchna*, die allerdings zahlenmäßig nicht hervortreten. Bei den Wasserflöhen dominieren die Daphnien, u. a. *D. hyalina*-Morphen und *D. cucullata*. Aspekt bestimmende Ruderfußkrebse sind der bereits erwähnte *Eudiaptomus graciloides* und *Cyclops strenuus* sowie in der warmen Jahreszeit *Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides*.

Die Biomassen indizieren mit 178 µg TM/L (Median) bzw.

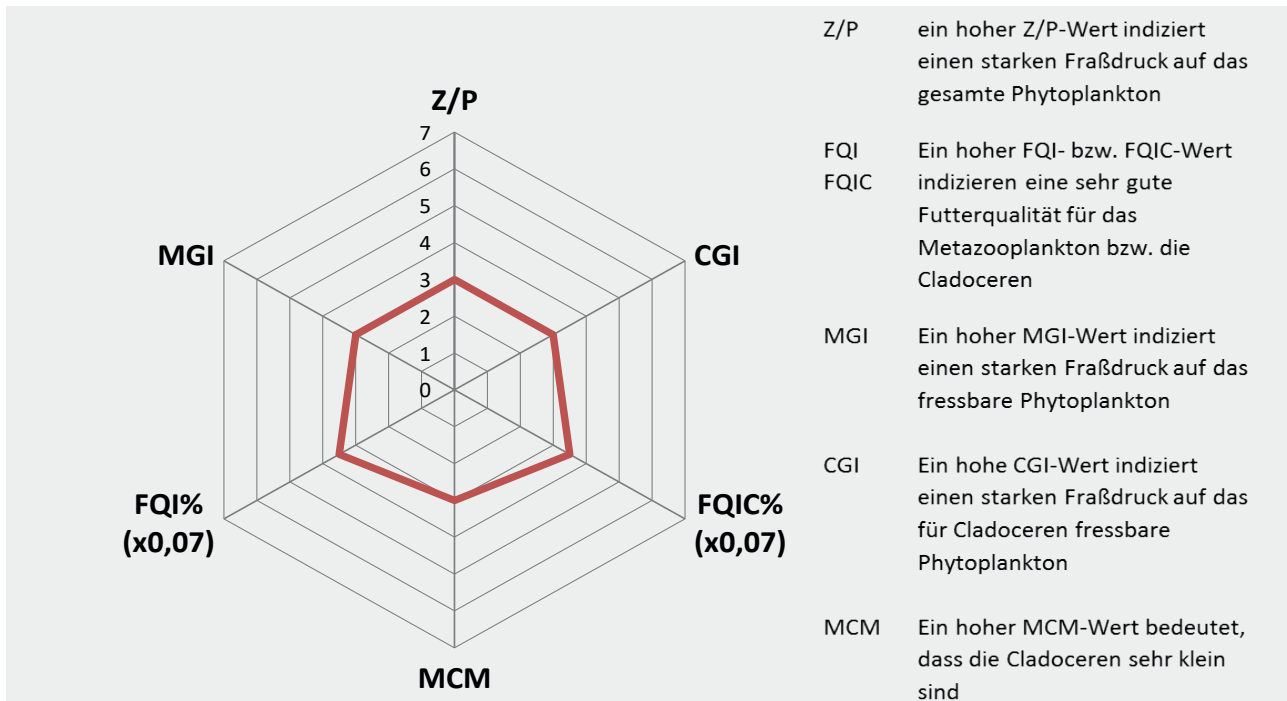
268 µg TM/L (Mittelwert) den mesotrophen Bereich [TGL 1982]. Starke Massenbildner sind im Frühjahr – wie für die meisten Seen typisch – die cyclopiden Ruderfußkrebse, im späten Frühjahr und wieder im Herbst die Wasserflöhe (Abb. 3-22). Zum Klarwasserstadium hin im Juni/Anfang Juli nehmen die Biomassen und auch der Anteil der Wasserflöhe ab. Herbivore calanoide Ruderfußkrebse sind Anfang Juli bei insgesamt niedrigen Biomassen anteilig stark präsent. Rädertiere erreichen maximal 15% der Zooplanktonmasse (September). Der Größenindex der Wasserflöhe liegt bei hohen 9,25 µg TM/L (Median März bis November) und bleibt selbst im Sommer mit 7,6 µg TM/L bis 8,4 µg TM/L deutlich über der Masse einer 1 mm langen Daphnie (= ca. 6 µg).

Der über das PhytoLoss Modul errechnete Umsatz von Phytoplankton- in Zooplanktonmasse ist mit Effektklasse 3 eher niedrig (Abb. 3-23). Niedrig einzustufen ist auch der Grazing Druck auf das gut fressbare Phytoplankton, was sich letztlich in einer hohen Futterqualität von 50% fressbaren Algen (FQI und FQIC = 3,5 = 50%) dokumentiert, trotz der anteilig starken Präsenz von effektiven Filtrierern (Daphnien). Möglicherweise sind die sommerlichen Biomassen zu niedrig, um deutlichere Effekte des Zooplanktons auf das Phytoplankton zu bewirken. Evtl. werden auch die deutlich präsenten Cyanobakterien zu wenig nachteilig in der Verrechnung der Indizes berücksichtigt. Der Fischprädatorenindex (MCM) liegt mit 3 im niedrigen Bereich was – wie bereits beim Größenindex der Cladoceren er-



LU:W

Abb. 3-22: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmassen) für den Illmensee im Jahr 2017. Oben: Absolute Biomassen; unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.



LU:W

Abb. 3-23: Wichtige Indizes zur Interaktion zwischen Zooplankton und Phytoplankton bzw. zwischen Fischen und Zooplankton für den Illmensee im Jahr 2017, berechnet und dargestellt (verändert) über das PhytoLoss-Modul (Version 2.0) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE]. Sommersituation!

wähnt – für geringen Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton spricht.

Eine Reproduktion der effektiven Filtrierer im Sommer ist im Illmensee aufgrund der deutlichen Präsenz von gut fressbarem Phytoplankton (u. a. Cryptophyceen) möglich. Daphnien produzieren 2–3 Eier pro Gelege, *E. graciloides* immerhin 6–7 Eier pro Gelege.

Makrophyten und benthische Diatomeen

Die Makrophytenvegetation des Illmensees wurde zuletzt im Jahr 2012 im Rahmen des WRRL-Monitorings im gesamten See untersucht. 2017 erfolgte eine Kartierung an sieben Transekten nach der Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie [SCHAUMBURG 2014]. Dabei wurden die Makrophytenarten auf 25 m breiten Transekten in verschiedenen Tiefenstufen mit ihren Häufigkeiten kartiert. Im Uferbereich wurden zusätzlich benthische Diatomeen beprobt.

Das im Rahmen der WRRL entwickelte Bewertungsverfahren für Makrophyten und Diatomeen „Phylib“ unterscheidet verschiedene Seetypen. Der Illmensee wird nach dem Bewertungsverfahren als Typ AKs-3 (karbonatische, geschichtete Wasserkörper der Alpen und des Alpenvorlandes) eingestuft. Das Bewertungsverfahren vergleicht den Ist-Zustand mit einem Referenzzustand, der im oligo- bis mesotrophen Bereich liegt. Insgesamt wurden am Illmensee in den sieben Transekten acht Arten festgestellt – das sind vier Arten weniger als bei der Gesamtkartierung 2012. Allerdings konnte – außerhalb der Transekte – die Rote Liste-Art „Langblättriges Laichkraut“ (*Potamogeton praelongus*) weiterhin nachgewiesen werden (Abb. 3-24).

Das Bewertungsmodul Phylib 5.3 errechnet einen „mäßigen“ Zustand des Illmensees. Betrachtet man nur die benthischen Diatomeen, so wird der Illmensee gerade noch in den „guten“ Zustand eingestuft, d.h. dass der See sich eigentlich von der aktuellen Trophie her im guten Zustand befindet, da die Diatomeen die aktuellen Nährstoffbelastungen anzeigen.

Bei den Kartierarbeiten im Illmensee ist aufgefallen, dass trotz überwiegend guter Transparenz nur wenige Makro-

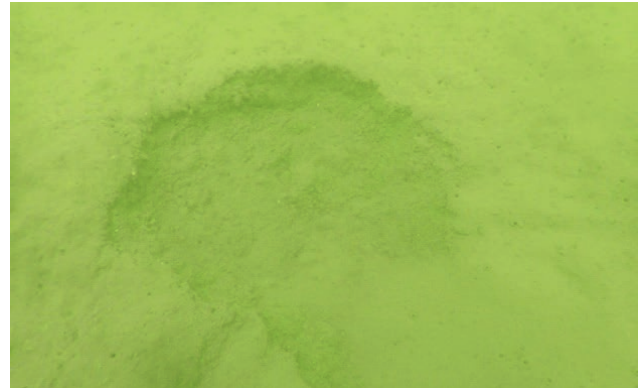


LU:W

Abb. 3-24: *Potamogeton praelongus* am 23.08.2017 im Illmensee. Bildrechte: LUBW.

phyten vorhanden waren. Gleichzeitig wurden Massenbestände des Galizischen Sumpfkrebsses sowie Wühlschäden, die vermutlich auf Karpfen zurückzuführen sind, beobachtet (Abb. 3-25). Dies könnte, die auch bereits 2012 festgestellten, nicht bewachsenen Unterwasserbereiche erklären.

Für die schlechte Makrophytenbewertung ist vor allem das Vorkommen der euträphenten Arten *Elodea nuttallii*, *Potamogeton pectinatus* und *Najas marina marina* verantwortlich, die in der Bewertung als Störzeiger gelten. Die beiden mesoträphenten Arten *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton praelongus* gehen als indifferente Arten in die Bewertung ein. Das Vorkommen der oligo- bis mesoträphenten Characee *Chara contraria* fällt bei der Indizierung nicht ins Gewicht, da deren Häufigkeit die Schätzstufe 2 („selten“) nicht übersteigt und nur in einem Transekt vorkommt. Ähnlich wie am Mindelsee wurde am Illmensee in den 1930er Jahren der Seespiegel um ca. 80 cm abgesenkt, so dass Teile der für Makrophyten besiedelbaren Flachwasserzone heute



LJ:W

Abb. 3-25: Links: Galizischer Sumpfkrebs am 23.08.2017 im Illmensee, rechts: Wühlkrater bei Transekt 6 (23.08. 2017). Bildrechte: LUBW.

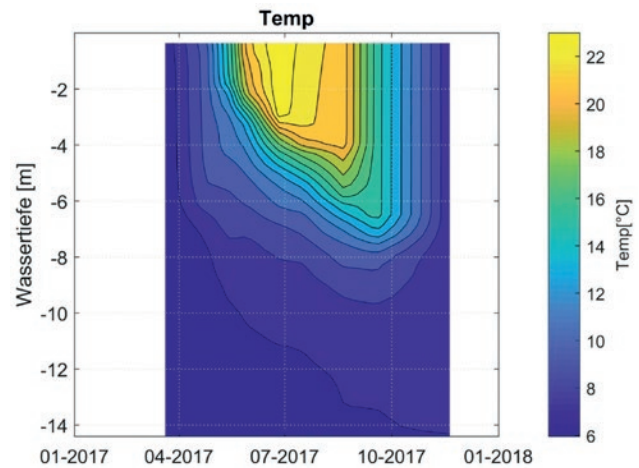
trocken liegen und als Riedflächen dienen. Das SOS (Sanierungsprogramm Oberschwäbische Seen) wird eventuell 2018 nochmals eine flächendeckende Kartierung der Makrophyten vornehmen.

3.2.3 Seenphysikalische Untersuchung

Im Jahr 2017 wurden im Illmensee begleitend zu den monatlichen biologischen und chemischen Untersuchungen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden an der tiefsten Stelle des Sees durchgeführt. Diese liefern Informationen über die vertikale Struktur wesentlicher seenphysikalischer (z.B. Temperatur, Leitfähigkeit) sowie weiterer limnologischer Parameter (z.B. Sauerstoffgehalt, pH-Wert).

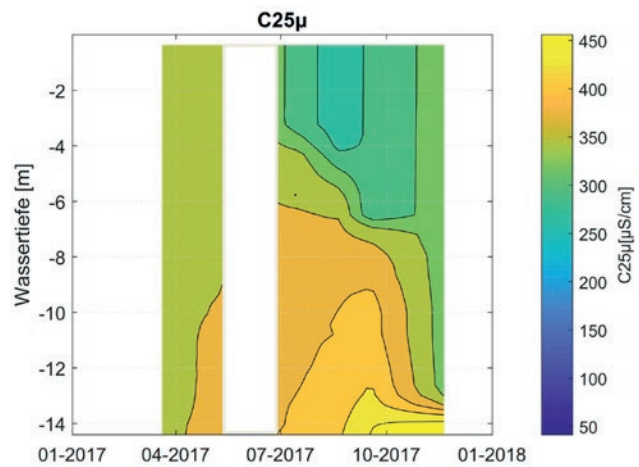
Die Vertikalprofilmessungen der Temperatur zeigen für den Illmensee für das Jahr 2017 einen zu erwartenden saisonalen Verlauf (Abb. 3-26), der nach einer vertikal erfolgten Durchmischung des Sees, die Erwärmungsphase im Frühjahr, die anschließende Stagnationsphase im Sommer und die daran anschließende Abkühlung im Herbst zeigt.

Die gemessenen Leitfähigkeitsgradienten (Abb. 3-27) zeigen eine ähnliche raum-zeitliche Strukturierung der Leitfähigkeitsverteilungen wie im Mindelsee, die große Unterschiede mit der Wassertiefe und dem saisonalen Geschehen im See aufweist. Mit Ausnahme der Mischungsphase im Frühjahr sind vertikale Leitfähigkeitsgradienten zwischen den relativ niedrigen Leitfähigkeitswerten an der Oberfläche bzw. im Epilimnion und den hohen im Jahresverlauf zunehmenden Leitfähigkeitswerten im Hypolimni-



LJ:W

Abb 3-26: Isoplethendarstellung der Temperaturverteilung im Illmensee für das Jahr 2017.

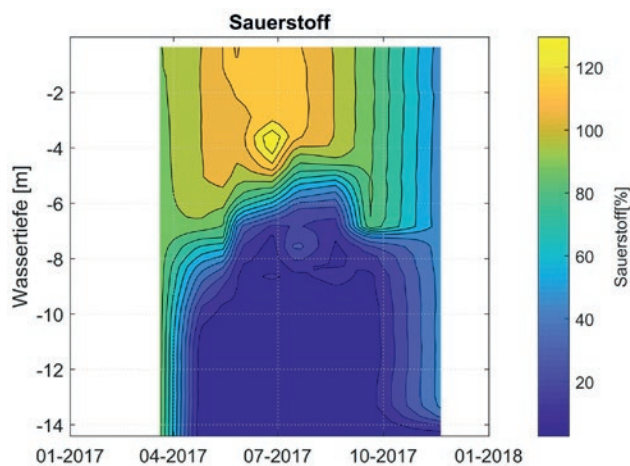


LJ:W

Abb 3-27: Isoplethendarstellung der Leitfähigkeitsverteilung im Illmensee. Im Juni 2017 gab es einen Defekt des Leitfähigkeitssensors. Die entsprechenden Messartefakte wurden in der Grafik ausgeblendet.

on vorhanden. Sie korrelieren mit dem Temperaturgradienten, der ganz wesentlich die vertikalen Austausch- und Transportprozesse bestimmt. Im Epilimnion und Hypolimnion sind weitgehend voneinander entkoppelte, gegenläufige Entwicklungen der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis in den Spätherbst hinein zu beobachten.

Besonders starke Unterschiede treten dabei im Verlauf des Sommers auf, wenn oberflächennah im Epilimnion beson-



LUBW

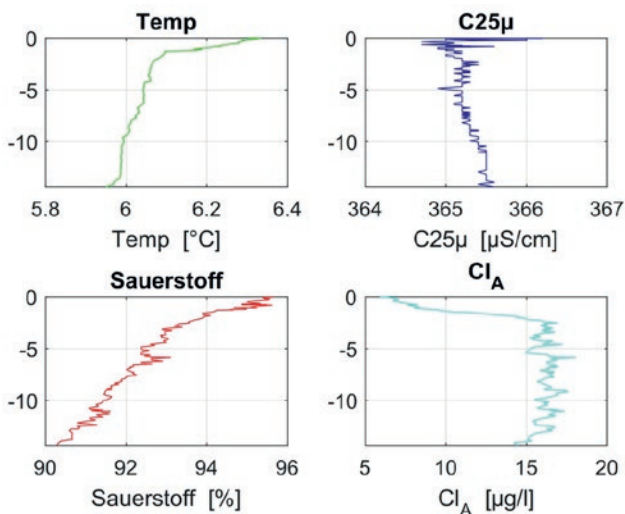
Abb 3-28: Isoplethendarstellung der Sauerstoffsättigung im Illmensee.

ders niedrige Leitfähigkeitswerte registriert werden.

Die mit einer Optode gemessenen Sauerstoffsättigungen (Abb. 3-28) zeigen nach der Durchmischungsphase im Frühjahr ebenfalls starke vertikale Gradienten, die sich in Korrelation mit den Temperaturverhältnissen im Sommer verstärken.

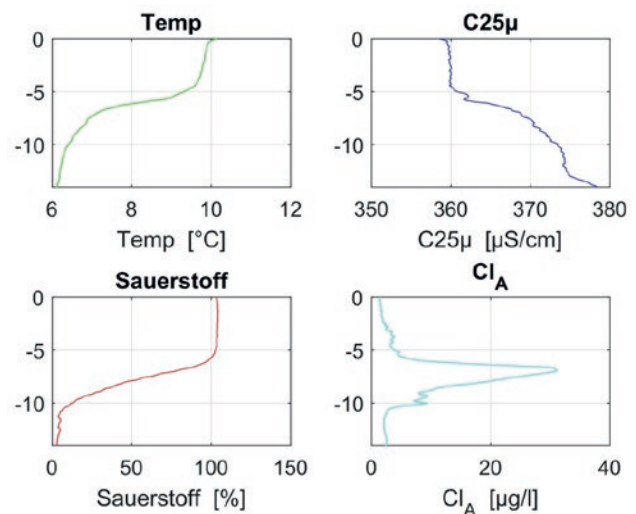
Ende März 2017 (Abb. 3-29) werden noch hohe Sauerstoffsättigungen im gesamten Wasserkörper registriert, die jedoch bereits stetig mit der Wassertiefe abnehmen. Ab dem 24.04.2017 werden dann bereits in einer etwa 4–5 m dicken Wasserschicht über dem Seeboden anoxische Verhältnisse gemessen (Abb. 3-30), die so bis in den Oktober erhalten bleiben. Danach kommt es zu einer leichten Entspannung der kritischen Sauerstoffverhältnisse, wenn mit sich abschwächender thermischer Schichtung wieder ein etwas verstärkter vertikaler Austauschprozess in Gang kommt.

Die mit einem fluoreszenzoptischen Sensor gemessenen Chlorophyll-a Verteilungen zeigen ein differenziertes Bild (Abb. 3-31). Zu beachten ist bei der Interpretation dieser Daten, dass methodisch bedingte systematische Unterschiede zu anderen Formen der Chlorophyll a Messung



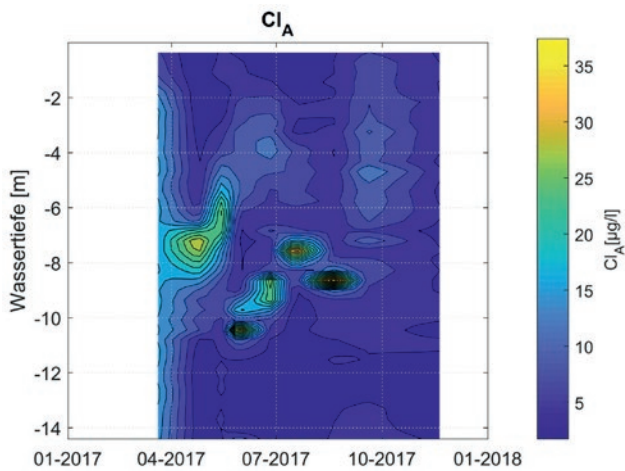
LUBW

Abb 3-29: Vertikalprofile einer Multiparametersondenmessung in der frühjährlichen Erwärmungsphase am 20.03.2017 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25 °C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu sehen ist eine bereits zu dieser Zeit beginnende mit der Wassertiefe stetige Abreicherung des Sauerstoffs im See. Außerdem werden unterhalb der bereits leicht erwärmten Oberflächenschicht weitgehend homogen hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen.



LUBW

Abb 3-30: Vertikalprofile einer Multiparametersondenmessung in der beginnenden sommerlichen Schichtungsphase am 24.04.2017 für Temperatur (oben links), Leitfähigkeit (auf 25 °C bezogen, rechts oben), Sauerstoffsättigung (links unten) und Chlorophyll-a-Konzentrationen (rechts unten). Zu diesem Zeitpunkt haben sich in einer rund 5 m dicken bodennahen Schicht bereits anoxische Verhältnisse eingestellt. Im Metalimnion sind deutlich erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen zu sehen.



LUBW

Abb 3-31: Isoplethendarstellung der Chlorophyll-a-Verteilung im Illmensee (fluoreszenzoptisch gemessen).

(z.B. HPLC oder photometrische Chlorophyll a Bestimmungen) auftreten können.

Es werden im Jahresverlauf mehrere mit der vertikalen Wassertemperaturverteilung gekoppelte Chlorophyll-a-Maxima (DCM's – Deep Chlorophyll Maxima) im Bereich des Metalimnions registriert. Die höchsten Werte treten im April und Mai in etwa 6–8 m Wassertiefe sowie in den Sommermonaten in etwa 8–10 m auf, was mit der in dieser Zeit stattfindenden Verlagerung der Temperatursprungschicht in größere Wassertiefen korreliert.

Der Illmensee zeigt eine deutliche raum-zeitliche Strukturierung in allen mit den Multiparametersonden gemessenen seenphysikalischen Parametern. Im Freiwasser ist diese Strukturierung häufig mit der jeweiligen Temperaturschichtungssituation korreliert und kann durch diese erklärt werden. Weitere zum Beispiel wasserchemische Prozesse prägen diese Verteilung der Parameter ebenfalls, wobei insbesondere Rücklösungsprozesse die Stoffflüsse in Seebodennähe speziell in der anoxischen Periode des Sees beeinflussen.

3.2.4 Zusammenfassung und Fazit

Die Trophieklassifikation nach LAWA ergibt für das Untersuchungsjahr 2017 wie auch in den Vorjahren den Bereich mesotroph 2. Als Referenztrophie wird im LAWA-Steckbrief oligo- bis mesotroph 1 angegeben. Damit ist der Illmensee eine Stufe von seiner Referenztrophie entfernt und

hinsichtlich der Trophie im guten Zustand.

Nach einer von Cryptophyceen und Diatomeen dominierten Frühjahrsblüte entwickelt sich im Meta- und Hypolimnion eine Schicht aus Cyanobakterien, vorwiegend bestehend aus *Planktobrix rubescens* (Burgunderblutalge), die den Rest des Jahres die Phytoplanktonlebensgemeinschaft dominiert. Makrophyten wachsen derzeit im Illmensee spärlich, die Zusammensetzung der benthischen Diatomeen indiziert einen noch guten Zustand. Wühlkrater und Massenvorkommen des Galizischen Sumpfkrebsses beeinträchtigen den Lebensraum Flachwasserzone.

Die Sauerstoffsättigung nahm in der Tiefe des Sees nach der Durchmischungsphase sehr schnell ab, so dass bereits im April anoxische Verhältnisse in einer bodennahen Schicht von etwa 4–5 m Dicke registriert wurden. Dadurch spielen Rücklösungsprozesse am Seeboden eine wesentliche Rolle im Jahresverlauf. Im Hinblick auf die untersuchten prioritären Stoffe und flussgebietspezifischen Schadstoffe und Schwermetalle zeigt der Illmensee eine geringe anthropogene Belastung.

In Tabelle 3-6 ist eine Zusammenfassung des ökologischen sowie chemischen Zustands des Illmensees für das Jahr 2017 zu finden.

Tab. 3-6: Ökologischer und chemischer Zustand des Illmensees 2017 (LUBW).

Ökologischer Zustand		
Parameter	Wert	Zustand
Trophie	2,1	guter Zustand
Phytoplankton	2,57 (alt) / 3,45 (neu)	mäßiger Zustand
Zooplankton		mesotroph
MuP		mäßiger Zustand (Diatomeen guter Zustand)

Chemischer Zustand		
Parameter	UQN Überschreitung	Zustand
Wasserphase	nein	guter Zustand
Biota	ja: Polybromierte Diphenylether (PB- DE), Quecksilber	schlechter Zustand

LUBW

3.3 Kleine Kinzig

3.3.1 Chemische Untersuchung: Spurenstoffe

Die Talsperre Kleine Kinzig ist seit 1984 eine Trinkwassertalsperre im nördlichen Schwarzwald und staut den Fluss Kleine Kinzig. Sie liegt ca. 15 km entfernt von Freudenstadt mit einer Länge von ca. 3 km und einer Breite von 450 m. Die maximale Tiefe beträgt etwa 60 m. Das Einzugsgebiet ist hauptsächlich bewaldet und zusätzlich zur Trinkwassergewinnung wird auch Strom erzeugt.

Aufgrund der Trinkwassernutzung werden regelmäßige Untersuchungen durch den Zweckverband Kleine Kinzig durchgeführt. Die letzten Intensivuntersuchungen des ISF mit monatlicher Beprobung eines Tiefenprofils fanden in den Jahren 1990 und 2007 statt. Zusätzlich wurden im April und Oktober 2007 sowie im April und September 2017 durch das ISF Wasserproben auf prioritäre Stoffe und flussgebietspezifische Schadstoffe nach OGeWV sowie eine Anzahl weiterer Pestizide, Arzneimittel und Industriechemikalien untersucht. Die analysierten Stoffe unterscheiden sich in den Jahren 2007 und 2017. Es wurden jeweils eine Oberflächenprobe und eine Probe aus dem Hypolimnion genommen.

Der Großteil der untersuchten Stoffe lag in beiden Untersuchungsjahren unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Jahr 2007 wurden bei den prioritären Stoffen Atrazin, Simazin und Terbutryn und bei den flussgebietspezifischen Schadstoffen Hexazinon und Propoconazol nachgewiesen. Atrazin, Simazin und Terbutryn wurden 2017 erneut untersucht, jedoch nicht mehr nachgewiesen. Gefunden wurden der flussgebietspezifische Schadstoff Metolachlor mit einer Konzentration von max. 0,0012 µg/L sowie die Industriechemikalie Butylhydroxytoluol (BHT) (max. 0,066 µg/L).

3.4 Baggerseen

In Baden-Württemberg sind im Zuge der Industrialisierung mehr als 600 Baggerseen entstanden. Ein Großteil davon liegt in der Oberrheinebene, teilweise mit Anbindung an den Rhein.

Als künstlich angelegte Grundwasseraufschlüsse unterscheiden sich Baggerseen in ihrer Entstehung, Formgebung

und in ihrer Prägung des Wasserkörpers durch das Grundwasser wesentlich von den natürlichen Seen. Seewasserkörper und Grundwasser stehen in komplexen Wechselbeziehungen zueinander. Ist der Baggersee durch Zu- und Abläufe an Fließgewässer angebunden, wird der Einfluss des Grundwassers oft überlagert, und der Zustand des Seewassers wird vom Zustand des Oberflächengewässers dominiert.

Als Referenzzustand wird nach LAWA „Vorläufige Richtlinien für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien“ von 2003 für geschichtete Tiefenland-Baggerseen der oligotrophe Zustand angenommen. Dabei wird von „trophisch unbelastetem“ Grundwasser ausgegangen. Dies kann allerdings nicht bei Fließgewässeranbindung, wie dem Rhein, angenommen werden. Daher wird hier als Referenzzustand von einem mesotrophen Zustand ausgegangen.

In Baden-Württemberg verfügen 15 Baggerseen über eine Wasserfläche von mehr als 50 ha und stellen somit nach WRRL eigene Wasserkörper dar. Sie liegen allesamt in der Oberrheinebene. Neun der 15 Baggerseen befinden sich noch in der Phase der Rohstoffgewinnung, bei dem Baggersee Mittelgrund endete die Auskiesungsphase 2007. Eine intensive Überwachung und Bewertung dieser jungen Seen ist erst im Anschluss an die Auskiesung nach einer Erholungsphase von ca. zehn bis fünfzehn Jahren zielführend. Eine noch nicht abgeschlossene Auskiesung führt zu Beeinträchtigungen in der Morphometrie und in der Wasserbeschaffenheit.

Die letzten Untersuchungen der seit mehr als 10 Jahren stillgelegten Baggerseen Erlichsee, Knielinger See, Rußheimer Altrhein und Insel Korsika fanden 2013/2014 statt. Der Rohrköpfelsee und der Baggersee Mittelgrund wurde vom ISF 2017 zum ersten Mal untersucht. Der Erlichsee ist für die überblicksweise Überwachung ausgewählt.

Von Februar bis einschließlich Dezember 2017 wurden die Baggerseen mit einer monatlichen Beprobung intensiv untersucht. Abbildung 3-32 zeigt die Lage der untersuchten Baggerseen in der Oberrheinebene. Bei allen Baggerseen wurden physikalisch-chemische Qualitätskomponenten und relevante Schadstoffe (letztere außer Mittelgrund;

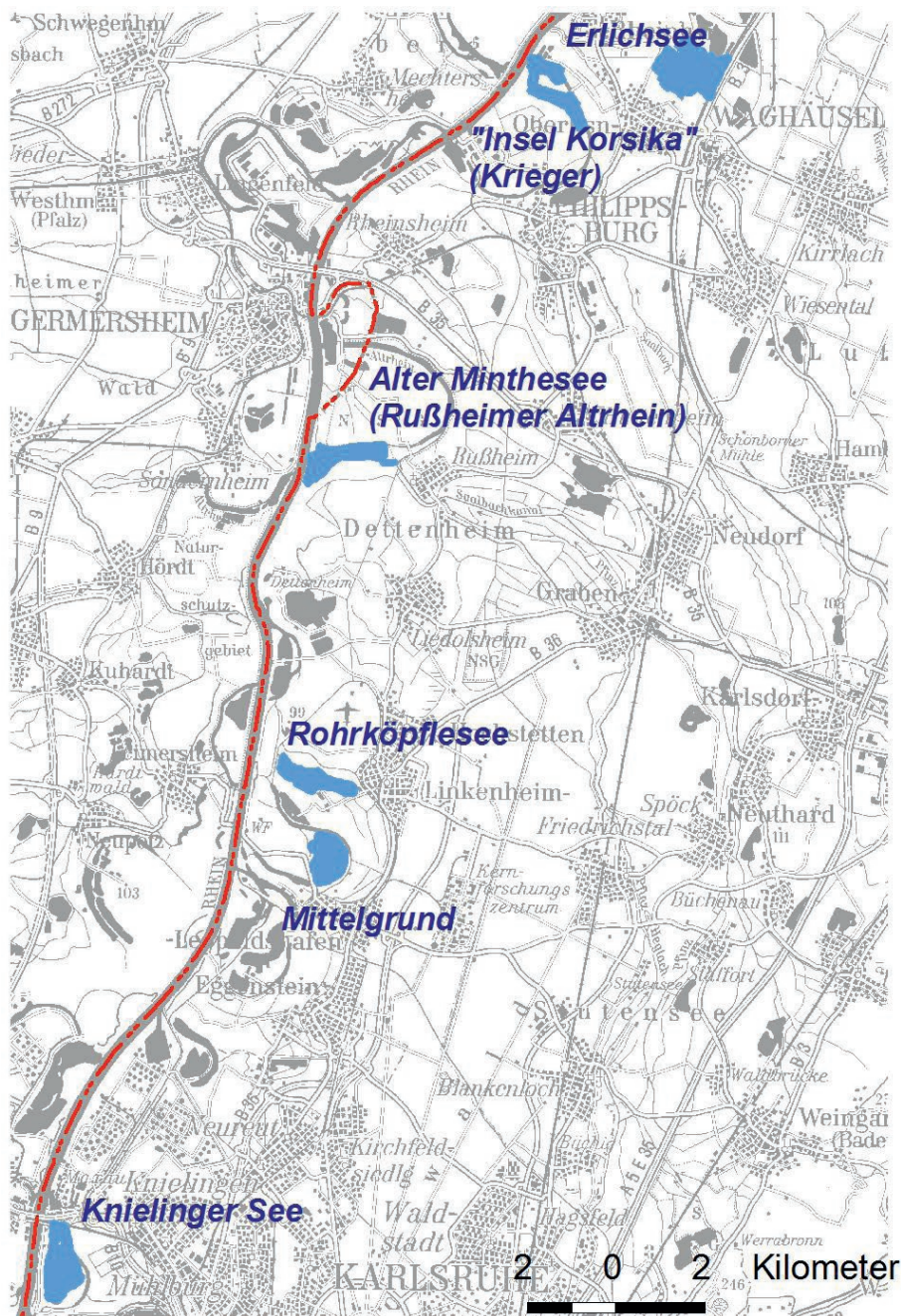


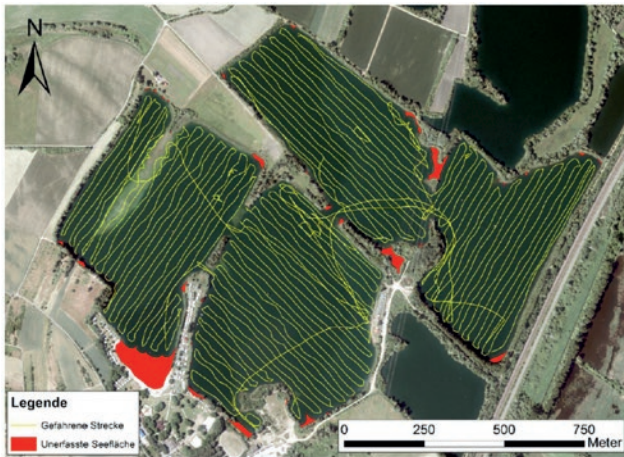
Abb. 3-32: Lage der baden-württembergischen Baggerseen, die nach der Wasserrahmenrichtlinie regelmäßig überprüft werden.

April und September) aus dem Einzugsgebiet untersucht. Bei den biologischen Qualitätskomponenten wurde das Phytoplankton in allen Seen betrachtet. Die Untersuchung der Qualitätskomponenten „Makrophyten und Phytobenthos (MuP)“ erfolgte an allen Seen mit Ausnahme des Baggersees Mittelgrund.

Seit 2013 gibt es eine neue Trophie-Berechnung nach LAWA, die zu gering unterschiedlichen Ergebnissen führt, wie die von 2003. Daher werden für eine bessere Vergleich-

barkeit mit den alten Trophie-Zuständen im Folgenden beide Werte angegeben.

Von den oben genannten Baggerseen konnten im Sommer 2017 der Erlichsee und der Knielinger See neu vermessen werden [Bachelorarbeit NÜBEL 2017]. Die Seen wurden im August mit einem hydrographischen Echolot (Kongsberg EA440) mit einem dGPS (Trimble SPS356) befahren. In beiden Seen wurden zudem täglich Temperaturprofile zur Korrektur der Schallgeschwindigkeitsprofile gemessen. Für



LUBW

Abb. 3-33: Echolotprofile auf dem Erlichsee [NÜBEL 2017].

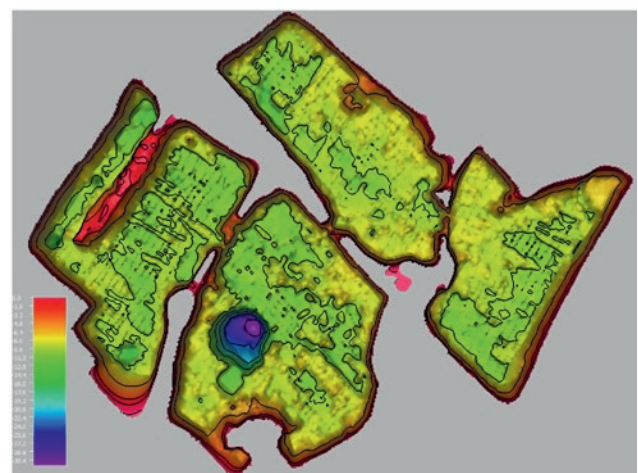


LUBW

Abb. 3-34: Echolotprofile auf dem Knielinger See [NÜBEL 2017].

die Vermessung wurden parallele Profile im Abstand von etwa 20 m gefahren, nur geringe Anteile der Seefläche mit besonders dichtem Makrophytenbewuchs konnten nicht erfasst werden. Da es an beiden Seen keinen eingemessenen Pegel gibt, wurde mit einem Vermessungs-GPS (Trimble R8) an beiden Seen die Wasseranschlaglinie eingemessen, um die Wassertiefen auf absolute Höhen umrechnen zu können. Insgesamt wurden an fünf Arbeitstagen im Erlichsee 111 Profile und im Knielinger See 43 Profile mit zusammen über 100 km Streckenlänge gefahren (Abb. 3-33 und 3-34). Aus den Daten wurden Geländemodelle mit einer Auflösung von 3 m gerechnet und die Iso-bathen mit 5 m Abstand unter dem gemessenen Seespiegel konstruiert.

Die Geländemodelle beider Seen werden ausgesprochen stark von der sehr unebenen Bodentopographie geprägt (Abb. 3-35 und 3-36). Durch die Kiesentnahme entstanden stark ausgeprägte „Rippen“, die in den Profilen und den Geländemodellen als Abfolge von „Höckern“ deutlich sichtbar werden. Diese Höcker zeigen klar den Verlauf der gefahrenen Profillinien, da sie wesentlich kleiner als der Abstand der Profile zueinander sind (Abb. 3-37). Obwohl die bathymetrischen Karten dadurch sehr unruhig wirken, wurde die Geländemodelle auf 3 m Gitterweite interpoliert, um dieser tatsächlich vorhandenen Struktur Ausdruck zu verleihen.



LUBW

Abb. 3-35: Bathymetrie des Erlichsees [verändert nach NÜBEL 2017]. Die Iso-bathen haben einen Abstand von 5 m. Besonders markant ist das 31,4 m tiefe Loch im südlichen Seeteil.

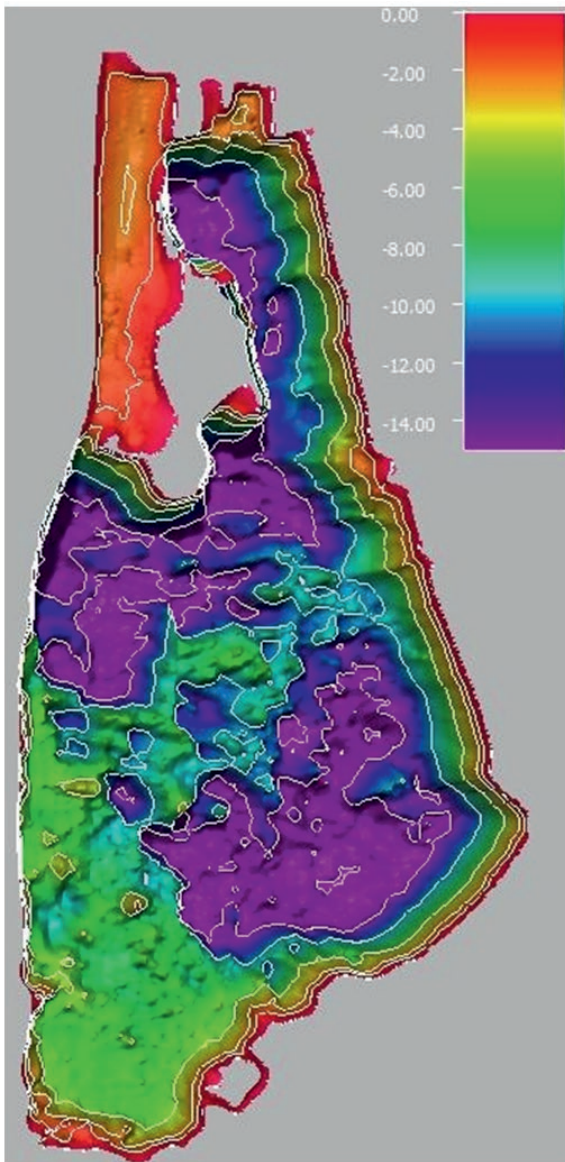


Abb. 3-36: Bathymetrie des Knielinger Sees [verändert nach NÜBEL 2017]. Die großen Becken sind bis auf etwa 16 m Wassertiefe ausgekiest, im Südwesten liegt ein größeres Areal mit 6–8 m Wassertiefe.

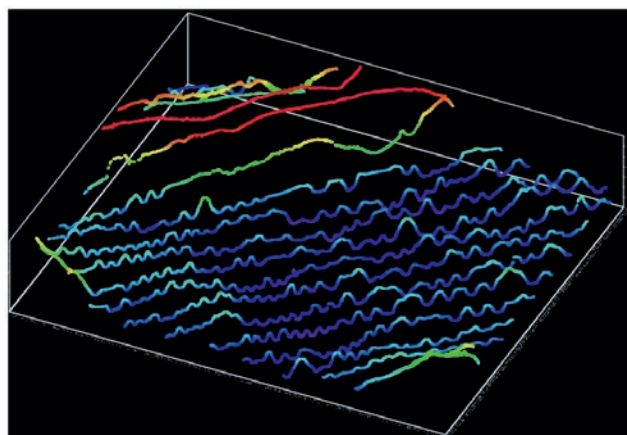


Abb. 3-37: Die Daten der einzelnen Profile zeigen deutliche „Höcker“ entlang der gefahrenen Kurse. Diese Höcker können bei der Interpolation nicht sinnvoll zwischen den Profilen interpoliert werden, was zu sehr unruhigen Geländemodellen führt.

3.4.1 Erlichsee

Der Erlichsee (Abb. 3-38) liegt im Norden des Landkreises Karlsruhe. Er besteht aus mehreren miteinander verbundenen Seeteilen. In östlicher Richtung, hinter einer Bahnlinie und der Bundesstraße 36, liegt das Naturschutzgebiet „Wagbachniederung“ mit seinen Feuchtgebieten. Die drei Seeteile liegen im FFH-Gebiet „Rheinniederung von Philippsburg bis Mannheim“. Der ca. 31 ha große und 14 m tiefe Westteil besitzt größtenteils flache schlammige Schilfufer. An diesem Seeteil befindet sich ein Campingplatz mit großem Badestrand.

Der Südteil des Erlichsees ist ca. 32 ha groß und ist mit 31 m der tiefste Seeteil. Hier befinden sich ein Segelverein und ein stillgelegtes Kieswerk, dessen Gelände zum Baden genutzt wird. Das Ufer ist kiesig oder schlammig.

Der ca. 46 ha große, allerdings nur ca. 13 m tiefe Nordteil des Erlichsees hat überwiegend schlammige Ufer mit Schilf und ist teilweise als Naturschutzgebiet abgesperrt.

Vor 2017 wurden die drei Seeteile zuletzt 2013/14 und davor 2007 mit einer monatlichen Beprobung an den tiefsten Stellen im jeweils westlichen, südlichen und nördlichen Seeteil untersucht. Dabei wurden Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Zusätzlich wurden im April und September relevante Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnommen, die entweder dem Epilimnion oder der euphotischen Zone (2,5-fache Sichttiefe) entsprach (der jeweils größere Tiefenbereich wurde beprobt). Außerdem erfolgte eine Tauchkartierung der Makrophyten am 18.08./19.08.2017 an 12 Transekten.

In Tabelle 3-7 sind die Ergebnisse (Jahresmittelwerte) der physikalisch-chemischen Untersuchungen von 2007, 2013/14 und 2017 jeweils für Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund gegenübergestellt.

Die allgemeinen Parameter Temperatur, pH-Wert und Säurebindungsvermögen zeigen in den drei Untersuchungsjah-



Abb. 3-38: Erlichsee, Mai 2017.

LUBW

ren ähnliche Werte. Allerdings ist die mittlere Temperatur zwischen 2013/14 und 2017 sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion um 1 °C gestiegen. Außerdem ist die Sauerstoffkonzentration 2017 im Hypolimnion und 0,5 m über Grund stärker zurückgegangen als in den Untersuchungsjahren zuvor. Die wichtigsten Nährstoffparameter, sowie Kati-

onen und Anionen bewegen sich im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite auf gleichbleibendem Niveau.

Die Mangankonzentration ist 2017 im Vergleich zu 2013/14 im Hypolimnion gestiegen, während die Eisenkonzentration gesunken ist. Die Werte sind daher wieder ähnlich wie

Tab. 3-7: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee Erlichsee 2007, 2013/14 und 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion			Hypolimnion			0,5 m über Grund		
		2007	2013/2014	2017	2007	2013/2014	2017	2007	2013/2014	2017
Temperatur	°C	14,1	14,2	15,2	9,1	8	9,1	8,7	7,6	8,7
O ₂	mg/L	10,4	10,8	10,4	6,5	7	4,3	4,7	4,7	3,4
pH		8,3	8,3	8,2	7,9	7,8	7,9	7,8	7,6	7,7
Leitfähigkeit	µS/cm	600	561	535	635	592	578	657	629	617
NH ₄ -N	mg/L	0,06	0,04	0,05	0,16	0,13	0,13	0,37	0,58	0,64
NO ₂ -N	mg/L	0,01	0,004	0,005	0,010	0,010	0,011	0,010	0,010	0,006
NO ₃ -N	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
PO ₄ -P	mg/L	0,01	0,005	< 0,005	0,01	0,007	< 0,005	0,01	0,06	0,04
Gesamt-P	mg/L	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,08	0,12	0,11
SO ₄	mg/L	89	77	76	87	75	73	83	69	66
Cl	mg/L	49	43	42	48	42	40	47	41	40
SBV	mmol/L	3	3,1	3,1	3,4	3,5	3,6	3,8	4	4,2
Ca	mg/L	63	58	58	70	67	69	75	71	76
Mg	mg/L	22	20	20	22	20	20	22	20	21
Na	mg/L	22	21	21	22	21	21	22	21	21
K	mg/L	19	15	14	17	14	12	16	13	12
Fe	mg/L	0,03	0,02	0,02	0,21	0,68	0,11	0,56	0,41	0,44
Si	mg/L	1,3	1,3	2,5	2,4	2,1	3,7	3,4	3,7	5,0
Mn	mg/L	0,06	0,05	0,09	0,44	0,32	0,47	0,94	1,37	1,27
DOC	mg/L	4,8	4,7	5,0	4,4	4,3	4,6	4,3	4,4	5,0
SAK		6,1	6,5	6,4	6,3	6,7	6,6	6,7	7,6	8,0

LUBW

2007. Der Anstieg der Mangan-Ionen lässt sich mit Rücklösungsprozessen aus dem Sediment begründen, da die Sauerstoffversorgung über Grund stärker zurückgegangen ist als in den Vorjahren.

Zustandsbewertung

Die im April und September 2017 durchgeführten Untersuchungen von prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen in der Wasserphase und im Sediment nach OGeV (2016) zeigen, dass keine zum Zeitpunkt der Erhebung geltenden UQN überschritten wurden.

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich für 2017 für alle drei untersuchten Seeteile jeweils der Zustand mesotroph 1 (nach alter Berechnung mesotroph). Die vorherigen untersuchten Jahre 2007 und 2013/14 liefern ebenso einen mesotrophen Zustand.

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für geschichtete Baggerseen der oligotrophe Zustand angenommen. Der Erlichsee ist demnach eine Trophiestufe von seiner Referenztrophiie entfernt und befindet sich somit weiterhin im „guten ökologischen Potenzial“.

Der Erlichsee wurde als LAWA-Typ 7 (Mittelgebirge, kleines Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberreinebene, die tiefer als 200 m. ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP13k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit

dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab ein „gutes ökologisches Potenzial“. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag bei 1,65 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 4,6 µg/L.

Nach einer Komplettkartierung der Makrophyten im Jahr 2011, wurden im Jahr 2017 insgesamt zwölf Transekte hinsichtlich Makrophyten und Diatomeen untersucht. Die Bewertung mit Phylib 5.3 ergab ein „gutes ökologisches Potenzial“.

3.4.2 Insel Korsika

Der Baggersee „Insel Korsika“ (Abb. 3-39) liegt westlich von Oberhausen-Reinhausen und nördlich der Rheinschanzinsel mit dem Kraftwerk Philippsburg. Er ist ca. 55 ha groß und bis ca. 20 m tief. Der See hat eine breite, dauerhaft offene Anbindung an den Rhein. Die Ufer sind größtenteils kiesig und mit Bäumen bestanden.

Vor 2017 wurde der See zuletzt 2007 und 2013/2014 mit einer monatlichen Beprobung an der tiefsten Stelle im See untersucht. Dabei wurden Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Zusätzlich wurden im April und September relevante Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnommen, die der 2,5-fachen Sichttiefe entsprach. Außerdem erfolgte eine Tauchkartierung der Makrophyten am 16.08.2017 an sechs Transekten.



Abb. 3-39: Baggersee Insel Korsika, September 2017.

In Tabelle 3-8 sind die Ergebnisse (Jahresmittelwerte) der physikalisch-chemischen Untersuchungen von 2007, 2013/14 und 2017 jeweils für Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund gegenübergestellt.

Die allgemeinen Parameter Temperatur und pH-Wert zeigen in den drei Untersuchungsjahren ähnliche Werte. Im Vergleich zu 2013 sind Nährstoffparameter wie Phosphor vor allem im Hypolimnion gestiegen. Die Leitfähigkeit ist im Hypolimnion ebenfalls gestiegen, was sich hauptsächlich auf eine Erhöhung der Chlorid- und Natrium-Konzentrationen zurückführen lässt. Die Sauerstoffkonzentration ist sowohl im Epi- als auch im Hypolimnion gesunken. Zwischen April und Oktober war das Hypolimnion sauerstofffrei, was zu einem absinkenden Redoxpotenzial und einer Freisetzung von P, Fe und Mn führte. Dies war 2007 auch der Fall und erklärt die höheren P, Fe und Mn Kon-

zentrationen in den Jahren 2007 und 2017. Außerdem konnte von August bis Oktober Schwefelwasserstoff 0,5 m über Grund nachgewiesen werden.

Zustandsbewertung

Die im April und September 2017 durchgeführten Untersuchungen von prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen in der Wasserphase und im Sediment nach OGeV (2016) zeigen, dass keine zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQN überschritten wurden.

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich nach der neuen Berechnung für 2017 der Zustand eutroph 2. Nach

Tab. 3-8: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee „Insel Korsika“ 2007, 2013/14 und 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion			Hypolimnion			0,5 m über Grund		
		2007	2013/2014	2017	2007	2013/2014	2017	2007	2013/2014	2017
Temperatur	°C	14,9	15,5	15,4	7,5	8,9	6,9	6,7	6,9	6,3
O ₂	mg/L	14,3	12,4	11,8	2,6	4,5	2,7	1,5	2,6	2,1
pH		8,3	8,1	8,3	7,6	7,7	7,8	7,6	7,6	7,7
Leitfähigkeit	µS/cm	563	585	528	734	696	755	778	750	777
NH ₄ -N	mg/L	0,1	0,1	0,2	1,0	0,8	0,8	2,0	1,1	1,1
NO ₂ -N	mg/L	0,04	0,04	0,03	0,06	0,03	0,09	0,03	0,04	0,08
NO ₃ -N	mg/L	1,9	2	1,5	1,6	1,8	1,6	1,2	2,0	1,2
PO ₄ -P	mg/L	0,05	0,05	0,05	0,24	0,14	0,25	0,41	0,14	0,33
Gesamt-P	mg/L	0,11	0,09	0,09	0,31	0,19	0,36	0,59	0,27	0,49
SO ₄	mg/L	65	59	54	69	61	69	66	65	69
Cl	mg/L	36	35	36	47	39	54	52	42	56
SBV	mmol/L	4,1	4,6	3,9	4,9	5,3	5,3	5,4	5,7	5,5
Ca	mg/L	89	91	80	102	102	109	109	110	113
Mg	mg/L	15	16	13	17	18	18	17	19	19
Na	mg/L	21	20	21	27	21	31	31	23	33
K	mg/L	4,3	4,9	4,2	4,8	4,0	5,3	5,0	4,1	5,5
Fe	mg/L	0,15	0,15	0,11	0,22	0,20	0,37	0,75	0,45	0,55
Si	mg/L	3,5	3,6	2,9	4,9	4,4	5,0	5,7	4,9	5,3
Mn	mg/L	0,1	0,13	0,1	1,1	0,9	1,04	2,1	1,4	1,2
DOC	mg/L	2,8	2,8	2,9	2,8	2,7	3,0	2,9	2,6	3,8
SAK		6,5	7,7	6,6	6,8	7,2	6,8	7,1	7,1	7,3



Abb. 3-40: Baggersee Rußheimer Altrhein, Mai 2017.

LUBW

der alten Berechnung wird der Zustand als eutroph 1 (nahe eutroph 2) eingestuft, ebenso wie es 2013/2014 der Fall war. Im ersten Untersuchungsjahr 2007 war der Zustand noch polytroph 1 (nahe eutroph 2).

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für Baggerseen in der Oberrheinebene mit Fließgewässeranbindung der mesotrophe Zustand angenommen. Der Baggersee „Insel Korsika“ ist demnach nach der neuen Berechnung zwei Trophiestufen von seiner Referenz trophie entfernt und befindet sich somit nicht im „guten ökologischen Potenzial“. Im Vergleich zu 2013/2014 hat sich der Zustand jedoch eher verbessert.

Der Baggersee Insel Korsika wurde als LAWA-Typ 5 (Mittelgebirge, großes Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberrheinebene, die tiefer als 200 m. ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP10.2k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab ein „mäßiges ökologisches Potenzial“. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag im Jahr 2017 bei 2,57 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 13,7 µg/L (2013: Gesamtbiomasse: 2,23 mg/L, Chl-a: 15,3 µg/L).

Im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Transekte hinsichtlich Makrophyten und Diatomeen untersucht. Die Bewertung mit Phylib 5.3 ergab ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“, was vor allem an den zahlreichen Nährstoff- bzw. Degradationsanzeigern lag.

3.4.3 Rußheimer Altrhein

Der Rußheimer Altrhein (Abb. 3-40), auch Minthesee genannt, liegt in der „nördlichen Oberrhein-Niederung“ nordwestlich von Rußheim. Seine Seefläche beträgt ca. 64 ha und seine maximale Tiefe 16 m. Er ist Teil des Landschaftsschutzgebietes „Rheinaue nördlich von Karlsruhe“ und Teil der Schutzzone IIIA eines Wasserschutzgebietes. Der See hat Verbindungen zu Altwässern und zum Rhein und wird wesentlich davon geprägt. Der Durchbruch zum Rhein ist dauerhaft offen und nicht verschließbar. Der Wasserstand hängt daher stark vom Rheinpegel ab. Der See wird moderat von Anglern genutzt. Das Ufer ist größtenteils mit Blockwurf gesichert, die Flachwasserzone kiesig. Bei Hochwässern bilden sich breite überschwemmte Auen im direkt angrenzenden Wald. Der Wasserkörper zeigte auch im geschichteten Zustand eine teilweise sehr große Dynamik. So bewegte sich die Sprungschicht im Herbst während der Beprobung um fast einen Meter in der Tiefe.

Vor 2017 wurde der See 2006 und 2013 mit einer monatlichen Beprobung an der tiefsten Stelle im See untersucht. Die Probestelle liegt in der Nähe des Altrheinarmes bei Rußheim. Dabei wurden Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Zusätzlich wurden im April und September relevante Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnom-

Tab. 3-9: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee Rußheimer Altrhein 2007, 2013/14 und 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion			Hypolimnion			0,5 m über Grund		
		2006	2013/2014	2017	2006	2013/2014	2017	2006	2013/2014	2017
Temperatur	°C	15,4	14,3	15,5	9,6	10,3	10,3	8,7	9,6	8,3
O ₂	mg/L	11,2	11,5	10,7	4,2	6,1	3,8	3,6	3,5	2,6
pH		8,2	8,1	8,4	7,6	7,7	7,9	7,6	7,5	7,7
Leitfähigkeit	µS/cm	434	495	394	481	560	484	503	575	526
NH ₄ -N	mg/L	0,2	0,1	0,1	0,7	0,5	0,8	1	0,9	1,6
NO ₂ -N	mg/L	0,04	0,05	0,02	0,04	0,05	0,02	0,04	0,06	0,02
NO ₃ -N	mg/L	1,3	1,8	1,0	1,1	1,8	0,8	1	1,8	0,7
PO ₄ -P	mg/L	0,03	0,05	0,02	0,22	0,11	0,34	0,3	0,23	0,71
Gesamt-P	mg/L	0,06	0,06	0,05	0,28	0,16	0,38	0,4	0,34	0,81
SO ₄	mg/L	37	50	37	32	51	37	31	48	34
Cl	mg/L	31	27	22,8	32	29	27,5	31	29	31
SBV	mmol/L	2,8	3,7	2,9	3,2	4,1	3,6	3,4	4,4	4,1
Ca	mg/L	59	74	57,8	64	82	67,7	66	84	75,1
Mg	mg/L	9	13	9,4	9	14	10,8	9	14	11,8
Na	mg/L	20	16	14,9	20	17	17,4	20	16	19,5
K	mg/L	3,2	3,1	2,9	3,3	3,5	3,4	3,4	3,6	3,8
Fe	mg/L	0,10	0,07	0,07	0,27	0,15	0,17	0,45	0,43	0,41
Si	mg/L	2	3	2	3	4	3	3	4	5
Mn	mg/L	0,05	0,06	0,1	0,39	0,35	1,1	0,54	0,62	1,6
DOC	mg/L	2,6	2,5	2,4	2,9	2,8	2,6	3,1	3,1	3,8
SAK		5,4	6,7	5,4	6,4	8,1	6,8	6,9	9,3	8,2

LUBW

men, die der 2,5-fachen Sichttiefe entsprach. Außerdem erfolgte eine Tauchkartierung der Makrophyten am 28.08.2017 an sechs Transekten.

In Tabelle 3-9 sind die Ergebnisse (Jahresmittelwerte) der physikalisch-chemischen Untersuchungen von 2006 und 2013/14 jeweils für Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund gegenübergestellt.

Die allgemeinen Parameter Temperatur und pH-Wert zeigen in den drei Untersuchungsjahren ähnliche Werte. Das Säurebindungsvermögen hat im Vergleich zu 2013 abgenommen. Sowohl die Calcium- und Magnesiumkonzentration als auch die Sulfatkonzentration haben im Vergleich zu 2013 abgenommen und damit einhergehend ebenfalls die Leitfähigkeit. Im Gegensatz dazu kann eine Zunahme an Mangan beobachtet werden. Dies war vor allem wäh-

rend der sommerlichen Stagnationsphase der Fall. Gleichzeitig wurden im Hypolimnion sauerstofffreie Verhältnisse zwischen April und Oktober mit der Entwicklung von Schwefelwasserstoff zwischen Juni und Oktober verzeichnet.

Bezüglich der wichtigsten Nährstoffparameter sind die Nitratgehalte seit der Untersuchung 2013 zurückgegangen. Die Ammonium- und Phosphatgehalte (Hypolimnion, ü. Grund) sind im Gegensatz gestiegen und liegen damit auch höher als 2006. Dies ist auf die Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen (Tab. 3-9) und die damit verbundene erhöhte Rücklösung redoxsensitiver Parameter zurückzuführen.

Zustandsbewertung

Die im April und September 2017 durchgeführten Unter-

suchungen von prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen in der Wasserphase als auch im Sediment nach OGeV (2016) zeigen, dass keine zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQN überschritten wurden.

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich für 2017 der Zustand eutroph 1 (nach alter Berechnung mesotroph) und 2013/14 sowie 2006 jeweils der Zustand eutroph 1.

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für Baggerseen in der Oberrheinebene mit Fließgewässeranbindung der mesotrophe Zustand angenommen. Der Rußheimer Altrhein weist ein „gutes ökologisches Potenzial“ auf.

Der Baggersee Rußheimer Altrhein wurde als LAWA-Typ 5 (Mittelgebirge, großes Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberrheinebene, die tiefer als 200 m. ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP10.2k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab wie 2013 ein „gutes ökologisches Potenzial“. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag im Jahr 2017 bei 1,93 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 4,8 µg/L (2013: Gesamtbiomasse: 2,38 mg/L, Chl-a: 13,8 µg/L).

Im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Transekte hinsicht-

lich Makrophyten und Diatomeen untersucht. Die Bewertung mit Phylib 5.3 ergab ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“, was vor allem an den zahlreichen Nährstoff- bzw. Degradationsanzeigern lag.

3.4.4 Rohrköpflensee

Der Rohrköpflensee (Abb. 3-41) liegt westlich von Linkenheim-Hochstetten im Oberrheingraben. Seine Fläche beträgt etwa 57 ha bei einer maximalen Tiefe von 18,5 m. Die Nordwestspitze liegt in der Wasserschutzgebietszone IIIA „ZV Bodensee WV- Gemeinde Dettenheim, Linkenheim-Hochstetten“. Zudem ist der Baggersee Teil des FFH-Gebiets „Rheinniederung von Karlsruhe bis Philippsburg“ und des Vogelschutzgebiets „Rheinniederung Karlsruhe-Rheinsheim“. Es gibt keinen Zufluss oder eine Anbindung an den Rhein.

Der Baggersee ist für den Wassersport und zum Angeln freigegeben. Am Ostufer gibt es sowohl einen Segelclub als auch einen Angelverein. Der Großteil des Ufers ist geprägt durch Schilf und Bäume.

Im Jahr 2017 wurde der See zum ersten Mal mit einer monatlichen Beprobung an der tiefsten Stelle im See untersucht. Dabei wurden Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Zusätzlich wurden im April und September relevante Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem



Abb. 3-41: Baggersee Rohrköpflensee, Juni 2017.

IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnommen, die der 2,5-fachen Sichttiefe entsprach. Außerdem erfolgte eine Tauchkartierung der Makrophyten am 29.08.2017 an sechs Transekten.

Der Rohrköpflesee weist eine gute Sauerstoffversorgung, auch über Grund, auf und ist relativ nährstoffarm. Kationen und Anionen zeigen geringe Konzentrationen ebenso wie die Leitfähigkeit (Tab. 3-10).

Zustandsbewertung

Die im April und September 2017 durchgeführten Untersuchungen von prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen in der Wasserphase als auch im Sediment nach OGeV (2016) zeigen, dass keine zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQN überschritten wurden.

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich für 2017 der Zustand oligotroph.

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für geschichtete Baggerseen der oligotrophe Zustand angenommen. Der Zustand des Rohrköpfleeses entspricht demnach seiner Referenztrophy und befindet sich somit im „höchsten ökologischen Potenzial“.

Der Rohrköpflesee wurde als LAWA-Typ 7 (Mittelgebirge, kleines Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberreinebene, die tiefer als 200 m. ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP13k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab das „höchste ökologische Potenzial“. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag im Jahr 2017 bei 0,11 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 0,89 µg/L.

Im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Transekte hinsichtlich Makrophyten und Diatomeen untersucht. Die Bewertung mit Phylib 5.3 ergab ein „gutes ökologisches Potenzial“.

Tab. 3-10: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee Rohrköpfleese 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion	Hypolimnion	0,5 m über Grund
		2017	2017	2017
Temperatur	°C	15,8	10,0	9,4
O ₂	mg/L	10,3	7,6	6,1
pH		8,2	8,1	8,0
Leitfähigkeit	µS/cm	393	412	416
NH ₄ -N	mg/L	0,02	0,07	0,15
NO ₂ -N	mg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003
NO ₃ -N	mg/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1
PO ₄ -P	mg/L	< 0,005	< 0,005	0,005
Gesamt-P	mg/L	0,01	0,02	0,03
SO ₄	mg/L	47,2	46,2	45,2
Cl	mg/L	28,0	28,0	28,2
SBV	mmol/L	2,5	2,7	2,8
Ca	mg/L	53,8	58,1	58,6
Mg	mg/L	11	11	11
Na	mg/L	14	14	14
K	mg/L	2,5	2,5	2,6
Fe	mg/L	0,03	0,23	0,47
Si	mg/L	1,2	1,6	1,8
Mn	mg/L	0,02	0,28	0,47
DOC	mg/L	2,2	2,2	2,9
SAK		2,8	3,1	3,4

LUBW

3.4.5 Mittelgrund

Der Baggersee Mittelgrund (Abb. 3-42) liegt im Norden von Eggenstein-Leopoldshafen, etwa 10 km nördlich von Karlsruhe. Seine Fläche beträgt ca. 64 ha bei einer maximalen Tiefe von etwa 26 m. Er ist Teil des Landschaftsschutzgebiets „Rheinaue nördlich von Karlsruhe“, des FFH-Gebiets „Rheinniederung von Karlsruhe bis Philippsburg“ sowie des Vogelschutzgebiets „Rheinniederung Karlsruhe-Rheinsheim“. Es gibt weder eine Anbindung an den Rhein noch einen anderen Zufluss. Der Untergrund ist meist kiesig und teils steil abfallend.

Noch bis 2007/2008 wurde der Baggersee Mittelgrund zur Auskiesung genutzt. In den Jahren 2008/2009 erfolgten Umbau- und Renaturierungsmaßnahmen. Im südlichen



Abb. 3-42: Baggersee Mittelgrund, März 2017.

LUBW

Teil des Baggersees ist Wassersport und das Baden, im nördlichen Teil das Angeln erlaubt.

Im Jahr 2017 wurde der See zum ersten Mal nach der Auskiesungsphase mit einer monatlichen Beprobung an der tiefsten Stelle im See untersucht. Es wurden jeweils Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnommen, die der 2,5-fachen Sichttiefe entsprach.

Der Baggersee Mittelgrund weist eine gute Sauerstoffversorgung, auch über Grund, auf und ist relativ nährstoffarm. Kationen und Anionen zeigen geringe Konzentrationen ebenso wie die Leitfähigkeit (Tab. 3-11).

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Zustandsbewertung

Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich für 2017 der Zustand oligotroph.

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für geschichtete Baggerseen der oligotrophe Zustand angenommen. Der Zustand des Baggersees Mittelgrund entspricht demnach seiner Referenztrophy und befindet sich somit im „höchsten ökologischen Potenzial“.

Tab. 3-11: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee Mittelgrund 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion	Hypolimnion	0,5 m über Grund
		2017	2017	2017
Temperatur	°C	15,2	7,3	7,1
O ₂	mg/L	10,5	8,2	6,2
pH		8,3	8,2	8,0
Leitfähigkeit	µS/cm	354	372	379
NH ₄ -N	mg/L	0,02	0,03	0,06
NO ₂ -N	mg/L	< 0,003	0,002	0,003
NO ₃ -N	mg/L	< 0,1	0,1	0,04
PO ₄ -P	mg/L	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Gesamt-P	mg/L	0,01	0,01	0,01
SO ₄	mg/L	20,5	19,9	19,8
Cl	mg/L	29,1	28,7	28,8
SBV	mmol/L	2,6	2,8	2,9
Ca	mg/L	42,8	46,4	47,8
Mg	mg/L	9,2	9,2	9,3
Na	mg/L	20,1	19,4	19,4
K	mg/L	2,3	2,3	2,4
Fe	mg/L	0,03	0,04	0,09
Si	mg/L	1,5	2,2	2,5
Mn	mg/L	0,01	0,08	0,14
DOC	mg/L	2,2	2,0	2,7
SAK		2,5	2,5	3,0

LUBW



Abb. 3-43: Baggersee Knielinger See, Januar 2017.

LUBW

Der Baggersee Mittelgrund wurde als LAWA-Typ 7 (Mittelgebirge, kleines Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberrheinebene, die tiefer als 200 m ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP13k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab das „höchste ökologische Potenzial“. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag im Jahr 2017 bei 0,4 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 1,4 µg/L.

Makrophyten und Diatomeen wurden noch nicht untersucht, da eine stabile Biozönose erst ca. 15 Jahre nach Auskiesung erwartet werden kann.

3.4.6 Knielinger See

Der Knielinger See (Abb. 3-43) liegt im Westen von Karlsruhe an der rechten Rheinseite. Seine Fläche beträgt 82 ha mit einer maximalen Seetiefe von 19,7 m. Er entstand aus einer Schlinge des Rheins bei dem 1817 durchgeführten „Pforzer Rheindurchstich“. Der Kiesabbau erfolgte ab 1959 bis Anfang der 1990er Jahre. Der nordwestliche Teil des Sees wurde als ehemalige Altrheinschlinge von der Förderung ausgenommen und unter Schutz gestellt. Somit blieb eine größere Flachwasserzone erhalten. Außerdem befindet sich eine langgezogene Insel im See, der sogenannte Entenfang, auf der zahlreiche Wasservogelarten brüten. Der Knielinger See ist ein bedeutender Rast- und Überwinterungsplatz für Wasservögel und Teil zweier Naturschutzgebiete. Der kleinere nördliche Teil gehört zum Naturschutzgebiet „Altrhein Maxau“, der größere südliche Seeteil zum Naturschutzgebiet „Burgau“. Der See wird

ausschließlich als Angelgewässer genutzt.

Der Knielinger See verfügte zum Zeitpunkt der Ersteinstufung über keine direkte Rheinbindung. In seiner trophischen Situation wurde er maßgeblich durch seinen Zufluss, den Federbach, geprägt, der dem See in der Vergangenheit hohe Nährstoffmengen zuführte. Er wurde daher als „möglicherweise gefährdet“ eingestuft und in das operative Überwachungsprogramm aufgenommen. Um die Belastung des Gewässers zu verringern, fanden seit Oktober 2013 Sanierungsmaßnahmen statt. Hierfür wurde zur Reduzierung des Nährstoffeintrags der Federbach am See über den sogenannten Federbachbypass vorbei geleitet und wieder in den bisherigen Seeausfluss (Willichgraben) eingeleitet. Dies wurde umgesetzt, indem an der heutigen Einmündung ein beidseitig überströmbarer Trenndamm errichtet wurde. Für die Frischwasserzufuhr sorgt nun eine Rheinbindung. Über ein Einlaufbauwerk werden aus dem Verbindungsbecken Rheinshafen zwischen 0,5 bis maximal 5 m³/s Rheinwasser entnommen und über einen neuen Zulaufgraben in den See geleitet. An der Anbindung zum Hafenbecken befindet sich eine Absperrmöglichkeit. Der bis zur Rheinbindung sehr stabile Seepegel ist durch die Anbindung nun deutlich variabler. Am nördlichen Ende des Sees wurde ein Auslassbauwerk installiert, das auch für eine Seespiegelanhebung sorgt. Dadurch wird mehr Druck auf den Grundwasserspiegel ausgeübt, damit weniger sauerstoffarmes Grundwasser in den Knielinger See gelangt. In der Maßnahmenplanung der WRRL wird die Sanierung als Maßnahme WK 34-05, ID 4913 geführt.

Tab. 3-12: Vergleich physikalischer und chemischer Parameter (Jahresmittelwerte) im Baggersee Knielinger See 2002, 2007, 2013/14 und 2017 (LUBW).

Parameter	Einheit	Epilimnion				Hypolimnion				0,5 m über Grund			
		2002	2007	2013/ 2014	2017	2002	2007	2013/ 2014	2017	2002	2007	2013/ 2014	2017
Temperatur	°C	14	13,7	14,4	15,7	8,1	7,5	7	7,4	7,3	7,2	6,5	7,0
O ₂	mg/L	12,9	11,9	11,8	10,8	4,7	4,4	5,1	3,4	3,7	3,6	4,1	2,4
pH		8,2	8,2	8,1	8,4	7,6	7,8	7,7	7,9	7,4	7,6	7,5	7,7
Leitfähigkeit	µS/cm	502	470	461	341	546	513	508	385	592	564	523	404
NH ₄ -N	mg/L	0,2	0,3	0,2	0,1	0,5	0,9	0,7	0,7	1,2	2,5	1,2	1,6
NO ₂ -N	mg/L	0,04	0,03	0,06	0,02	0,05	0,04	0,08	0,05	0,05	0,02	0,09	0,04
NO ₃ -N	mg/L	1,2	0,7	1	0,9	1,2	0,7	1,2	0,6	1,0	0,5	1,1	0,5
PO ₄ -P	mg/L	0,04	0,1	0,07	0,01	0,14	0,31	0,24	0,09	0,32	0,65	0,39	0,28
Gesamt-P	mg/L	0,08	0,14	0,09	0,03	0,18	0,35	0,27	0,13	0,38	0,7	0,43	0,35
SO ₄	mg/L	37	36	30	26	34	33	29	22	31	28	24	18
Cl	mg/L	28	26	22	18	31	28	24	21	33	31	26	21
SBV	mmol/L	3,7	3,6	3,9	2,7	4	3,9	4,2	3,1	4,3	4,4	4,4	3,4
Ca	mg/L	75	75	75	51	80	79	80	58	83	83	81	60
Mg	mg/L	8	8	8	7	8	8	8	8	8	8	8	8
Na	mg/L	18	17	14	12	19	18	15	14	20	20	15	14
K	mg/L	3,1	3,1	2,8	2,2	3,3	3,2	2,8	2,5	3,4	3,5	2,9	2,9
Fe	mg/L	0,04	0,05	0,04	0,03	0,08	0,07	0,09	0,12	0,16	0,19	0,09	0,27
Si	mg/L	3,1	3,3	3,6	1,1	4,5	4,7	4,4	2,5	5,4	6,1	5,1	3,4
Mn	mg/L	0,06	0,14	0,07	0,03	< 0,3	< 0,4	0,3	0,36	0,6	1,3	0,5	0,62
DOC	mg/L	2,5	2,7	2,7	2,1	2,7	2,4	2,3	2,3	3,0	3,1	2,5	3,6
SAK		7	5,6	6,7	4,5	7,7	5,9	6,1	5,5	8,4	7,4	6,8	6,6

LUBW

Vor 2017 wurde der See in den Jahren 2002, 2007 und 2013 mit einer monatlichen Beprobung an der tiefsten Stelle im See untersucht. Dabei wurden Proben aus dem Epilimnion, Hypolimnion und 0,5 m über Grund auf physikalisch-chemische Grundparameter analysiert. Zusätzlich wurden im April und September relevante Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht. Daneben fanden Phytoplanktonbeprobungen statt. Die Planktonproben wurden nach LAWA-Vorschrift mit einem IWS-Schöpfer aus einer Wassersäule entnommen, die der 2,5-fachen Sichttiefe entsprach. Außerdem erfolgte eine Tauchkartierung der Makrophyten am 15.08.2017 an sechs Transekten.

In Tabelle 3-12 sind die Ergebnisse (Jahresmittelwerte) der physikalisch-chemischen Untersuchungen für die drei Un-

tersuchungsjahre jeweils für Epilimnion, Hypolimnion, 0,5 m über Grund gegenübergestellt.

Die allgemeinen Parameter Temperatur, pH-Wert und Säurebindungsvermögen zeigen in den vier Untersuchungsjahren ähnliche Werte. Ebenfalls bewegen sich die wichtigsten Nährstoffparameter und die meisten Kationen (Mg, Na, K, Fe, Mn) im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite auf gleichbleibendem Niveau. Wie schon 2013 ist auch 2017 eine Abnahme der Chlorid-, Sulfat- und Calciumkonzentrationen zu beobachten. Damit einhergehend wurde 2017 eine geringere Leitfähigkeit festgestellt. Wie schon 2013 weist diese Abnahme darauf hin, dass ein geringerer anthropogener Einfluss und daher eine Reduzierung des Eintrags aus dem Einzugsgebiet vorherrschen.

In allen vier Untersuchungsjahren tritt während der Sommerstagnation ein ausgeprägter Zeitraum der Sauerstofffreiheit über Grund auf. Durch das Absinken des Redoxpotenzials nach Verbrauch des Sauerstoffs kommt es zur Freisetzung von Phosphat, Mn- bzw. Fe-Ionen und schließlich zur Reduktion von Sulfat und Bildung von Schwefelwasserstoff (H₂S). Bei der Vor-Ort-Messung des Schwefelwasserstoffgehalts über Grund wurde 2002 von August bis November eine H₂S-Entwicklung festgestellt, 2007 von Mai bis November, 2013 von August bis November und 2017 von Mai bis November. Sowohl die sauerstofffreie Phase im Hypolimnion als auch der Zeitraum mit H₂S-Bildung sind kürzer geworden.

Im Rahmen der operativen Überwachung wurden 2008, 2013 sowie 2017 zusätzlich zu den physikalisch-chemischen Grundparametern die Metallkonzentrationen von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn untersucht. Diese weisen 2017 wie auch schon 2013 zum Teil deutlich niedrigere Konzentrationen auf als 2008. Auch dies wird auf die oben beschriebene Abnahme des anthropogenen Einflusses zurückgeführt. Es wird darauf hingewiesen, dass es sich bei den gezeigten Konzentrationen jeweils um Ergebnisse von Einzelmessungen handelt.

Zustandsbewertung

Die im April und September 2017 durchgeführten Untersuchungen von prioritären Stoffen und flussgebietspezifischen Schadstoffen in der Wasserphase als auch im Sediment nach OGeV (2016) zeigen, dass keine zum Zeitpunkt der Erhebung gesetzlich geltenden UQN überschritten wurden.

Führt man die Bewertung nach LAWA mit den Kenngrößen Chlorophyll-a-Saisonmittelwert, Sichttiefe-Saisonmittelwert, Gesamt-Phosphor-Saisonmittelwert und Gesamt-Phosphor-Zirkulationswert durch, ergibt sich für 2017 der Zustand mesotroph 2 (nach alter Berechnung mesotroph), für 2013/14 der Zustand eutroph 1 (nahe mesotroph 2) und für 2002 sowie 2007 jeweils der Zustand eutroph 2. Im Vergleich zu den Vorjahren hat sich der Zustand nochmals verbessert.

Als Referenzzustand wird, wie unter Kap. 3.4 beschrieben, für Baggerseen in der Oberrheinebene mit Fließgewässer-

anbindung der mesotrophe Zustand angenommen. Die Trophiestufe des Knielinger Sees entspricht demnach seiner Referenztrophi e und befindet sich somit im „höchsten ökologischen Potenzial“. Die durchgeführten baulichen Maßnahmen haben zur Verbesserung und Stabilisierung des Ökosystems beigetragen.

Der Knielinger See wurde als LAWA-Typ 5 (Mittelgebirge, großes Einzugsgebiet) eingestuft. Baggerseen in der Oberrheinebene, die tiefer als 200 m. ü. NN liegen, können bezüglich Phytoplankton auch über das Tieflandmodul (PP10.1k) bewertet werden. Die Auswertung erfolgte mit dem Tool PhytoSee 7.0 und ergab ein „gutes ökologische Potenzial“, im Vergleich zum Jahr 2013 hat sich die Phytoplanktonbewertung damit ebenfalls um eine Stufe verbessert. Die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse lag im Jahr 2017 bei 1,65 mg/L, der mittlere Chl-a-Gehalt bei 5,4 µg/L (2013: 3,58 mg/L Gesamtbio masse und 15,34 µg/L Chl-a).

Im Jahr 2017 wurden insgesamt sechs Transekte hinsichtlich Makrophyten und Diatomeen untersucht. Die Bewertung mit Phylib 5.3 ergab ein „mäßiges ökologisches Potenzial“, wobei hier vor allem die Makrophyten das Ergebnis bestimmen. Die Diatomeengesellschaft wies bereits ein Potenzial „gut oder besser“ auf. Es ist bekannt, dass nach getroffenen Sanierungsmaßnahmen oft noch Jahre/Jahrzehnte vergehen, bevor auch die Biokomponente Makrophyten eine gute Bewertung zeigt, da Makrophyten Nährstoffdepots im Sediment nutzen können. Beim Knielinger See treten bereits einige oligo-mesotrophente Arten auf, allerdings überwiegen im Moment noch die Nährstoffanzeiger (z.B. *Elodea nuttallii*).

4 Methoden und Konzepte, Qualitäts- und Datensicherung

4.1 PhytoLoss-Tool

Eine wichtige Biokomponente im Ökosystem See – nämlich Zooplankton – wird im Rahmen der EU-WRRL nicht betrachtet. Als Interpretationshilfe für die Bewertungsergebnisse des Phyto-See-Indexes mithilfe von Zooplankton-Indizes wurde das PhytoLoss-Verfahren eingeführt [MISCHKE et al. 2015].

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. Dieses Radardiagramm beinhaltet folgende Indices:

- **MCM** (=mittlere Cladoceren-Biomasse eines Individuums, früher Größenindex der Cladoceren). 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 durchschnittliche Biomasse der Cladoceren-Individuen 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]; er wird mittlerweile als FPI (Fischprädatationsindex) ausgegeben.

- 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. 4-1). 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 mm³/L liegt. In Zukunft soll das Biovolumen pauschal als Trockenmasse [mg/L] x 10 = Biovolumen [mm³/L] festgesetzt werden. Eine Festlegung auf Faktor/Multiplikator 15 oder sogar 20 ist aber noch in Diskussion.

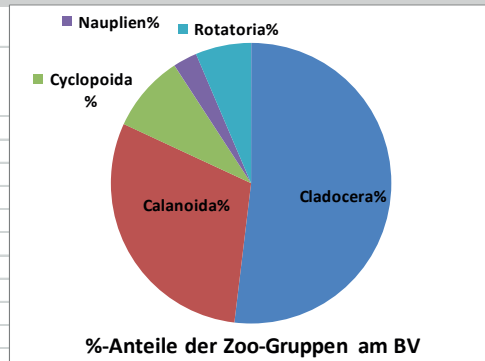
Bei der Ausgabe des Zooplankton-Gilden-Biovolumens (Gilden-Zoo-BV) im Steckbrief sind Taxa, wie Raubcladoceren, oder Büschelmücken (*Chaoborus*)-Larven nicht berücksichtigt, da diese als carnivore Taxa keinen unmittelbaren Einfluss auf das Phytoplankton haben.

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: CC BY-NC-SA

Bundesland	Baden-Württemberg
Gewässername	Illmensee
Gewässerart	See
LAWA-Seen-Subtyp	2+3
Schichtungsverhalten	geschichtet
Untersuchungsjahr	2017
gemittelte Monate (N)	4
Zeitraum	24.06. - 07.10.
Sichttiefe (m)	3,14
Chlorophyll a (µg/l)	13,8
gemittelte Monate (N)	2

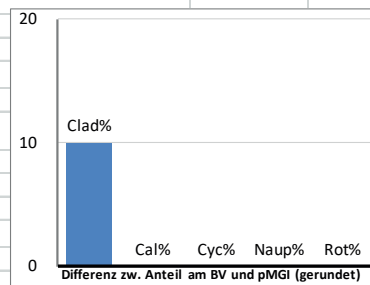


Phytoplankton		
Gilden-Phyto-BV	2,933	mm3/l
fressbares Phyto-BV	1,355	mm3/l
fressb. Phyto-BV f. Clad.	1,337	mm3/l

Metazooplankton	
Gilden-Zoo-BV	1,539 mm3/l

Futterqualität (in %) des Phytoplanktons für

Metazooplankton (FQI)	50
Cladocera (FQIC)	50
Calanoida (o. Nauplien)	60
Rotatoria (FQIR)	20



Grazing-Indizes	Effektklasse	
Grazing-Effektstärke (GES)	3	schwach
Z/P	3	53
MGI	3	53

Anteile der Gruppen am Biovolumen	[%]
Cladocera	52
Copepoda	42
Rotatoria	6

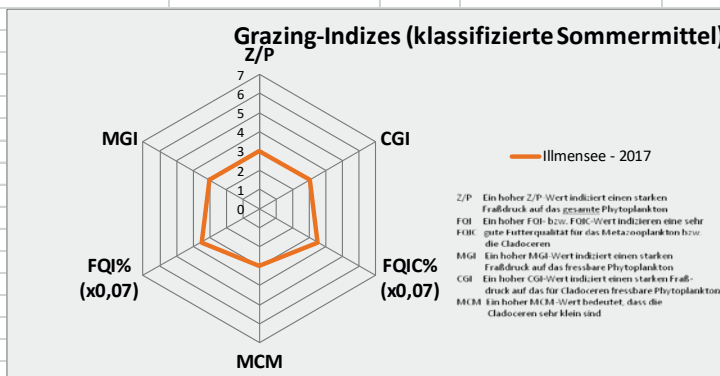
Anteile der Gruppen am MGI (partieller MGI)	[%]
pMGI_Cladocera	65
pMGI_Copepoda	33
pMGI_Rotatoria	3

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

Spezifische Grazing-Indizes für Zoo-Gruppen	[%]
CGI - Cladocera	3
CalGI - Calanoida	2
RGI - Rotatoria	1

Mittlere Cladoceren-Masse (MCM)	Effektklasse
MCM (Gilden-TM)	schwach 3
RaubCladoceren-Index	1 % 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>

Abb. 4-1: Beispiel für einen PhytoLoss-Steckbrief mit Darstellung der verschiedenen Indices sowie des Radardiagramms, ausgegeben mit dem PhytoLoss-Modul 2.0) [Copyright: Rainer Deneke CC BY-NC-SA 3.0 DE].

4.2 Weiterentwicklung FisGeQua

Das Jahr 2017 war geprägt durch die Vorbereitung weiterer biologischer Daten für den Import in das Fachinformationssystem Gewässerqualität (FisGeQua).

Unter anderem wurden die Ergebnisse der Abschnittskartierungen von Makrophyten und Phytobenthos entsprechend aufbereitet. Dazu war die Erfassung der untersuchten Probestellen in FisGeQua erforderlich. Außerdem wurden die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen entsprechend vorbereitet. Für jede Organismengruppe steht seit diesem Jahr eine Importview zur Verfügung, mit der die formatierten Daten eingelesen werden können. Ein Import wird im kommenden Jahr erfolgen.

Um einen Überblick über die in FisGeQua bereits vorhandenen biologischen Daten zu bekommen, wurden entsprechende Views programmiert. Damit lassen sich doppelt vorhandene Datensätze identifizieren und ggf. bereinigen.

Die chemischen Daten der kleinen Seen und Baggerseen wurden so formatiert, dass sie in die BOWIS-Datenbank eingelesen werden können. Von dort werden sie über den BOWIS-Transfer in FisGeQua importiert. Bevor dies passieren kann, muss allerdings der BOWIS-Transfer angepasst werden. Aus fachlicher Sicht ist beispielsweise die Angabe einer Bestimmungsgrenze in vielen Fällen zwingend erforderlich. Das Attribut war bisher noch nicht im Transferprotokoll enthalten und sollte ergänzt werden. Dazu wurde die entsprechende Konzeption erstellt, die auch noch weitere neue Attribute umfasst.

Der in 2016 eingerichtete UBA-Export wurde so angepasst, dass nun das geforderte Exportformat erstellt und ans Umweltbundesamt geliefert werden kann.

4.3 Analytische Qualitätssicherung

Seit April 2017 ist das Sachgebiet 2 Hydrochemie des Instituts für Seenforschung als QM-Einheit mit dem Kurzzeichen HYD dem QM-System der LUBW beigetreten. Als technischer Leiter wurde Herr Dr. Harald Hetzenauer und als Qualitätsmanagement Herr Hartmut Kaiser benannt.

5 Projekte

5.1 BMBF-Verbundprojekt SeeZeichen „Tracer-Methoden zur Identifizierung von Grundwasser- und Zuflusseinschichtungen und deren Einfluss auf Wasserqualität und Trinkwassergewinnung am Beispiel des Bodensees“

5.1.1 Ziele und Partner des Projekts

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.

Neben dem Institut für Seenforschung (ISF) der LUBW 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, Stuttgart
- Zweckverband Bodensee-Wasserversorgung, Sipplingen

Über einen Werkvertrag wurde außerdem die JR-Aqua-ConSol GmbH (Graz), die Expertise auf den Gebieten der Hydrogeologie, Hydrologie und Isotopenanalytik in das Projekt einbringt, in das Projekt SeeZeichen eingebunden.

Wesentliche Ziele des Teilprojektes TP1 des ISF „Mischungsprozesse, Transportwege und Verweilzeiten von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee – Messungen und hydrodynamische Modellierung“ des 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 **gekoppelte, numerische Modellsysteme**

Tab. 5-1: Verbund-Messkampagnen des Projektes SeeZeichen im Jahr 2017 (ohne erweiterte Routinemesskampagnen und ohne Flusswasserfahnen-Messkampagnen Schussen).

Beginn	Ende	Messorte	Beteiligung
30.01.2017	03.02.2017	Birnau, Birnau West, Überlingen, Mehrerau, Rorschach	ISF, TUBS, BWV
16.02.2017	-	Online Isotopen Screening, Argen	ISF
21.02.2017	22.02.2017	Grundwassermessstellen Land	ISF, UBAY, BWV
21.02.2017	24.02.2017	Mehrerau	ISF, UBAY
27.02.2017	03.03.2017	Online Isotopen Screening	ISF, Aqua-ConSol
28.02.2017	-	Steißlinger See	ISF, UBAY
11.04.2017	13.04.2017	Ammersee	ISF, UBAY, TUM
01.07.2017	-	Steißlinger See	ISF, (UBAY)
26.06.2017	30.06.2017	Birnau, Birnau West, Überlingen, Mehrerau	ISF, TUBS
10.07.2017	11.07.2017	Online Isotopen Screening, Transekte	ISF, AquaConSol
01.07.2017	-	Ammersee	ISF, UBAY, TUM
24.07.2017	28.07.2017	Online Isotopen Screening	ISF, AquaConSol
31.07.2017	04.08.2017	Mehrerau	ISF, UBAY
01.10.2017		Steißlinger See	ISF, (UBAY)

dienen. Das Konzept der verallgemeinerten Wasserkörpersignatur wird verwendet, um die Identifizierung, Nachverfolgung von Transportwegen und Ausweisung von Impaktzonen von Wasserinhaltsstoffen zu ermöglichen, die über diese unterschiedlichen Eintragspfade in den See eingebracht werden. 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 räumlich hochaufgelösten, 3-dimensionalen hydrodynamischen Modellen und gekoppelten Tracer-Transportmodellen werden 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 Impaktzonen, d.h. Zonen hoher Konzentrationen und/oder langer Expositionszeiten für verschiedene Wasserinhaltsstoffe.

5.1.2 Messkampagnen

Im Rahmen des Teilprojektes TP1 wurden im Jahr 2017 Messprogramme zu folgenden Themen fortgeführt (Übersicht siehe Tabelle 5-1):

- Chemische Charakterisierung des hydrologischen und hydrogeologischen Einzugsgebietes des Bodensees – Beprobung von Zuflüssen und Auswertung von hydrogeologischen Messdaten des Einzugsgebietes
- Erfassung der seeweiten Zirkulations- und Mischungsprozesse
- Erfassung der Ausbreitung von Flusswasserfahnen
- Beprobung von potentiellen Grundwasserzutritten im Bodensee

Zusätzlich wurden in 2017 zwei von insgesamt drei geplanten Isotopen Online Screening Messkampagnen zur Ergänzung der Datensätze im Rahmen der Messprogramme zur Untersuchung der seeweiten Zirkulations- und Mischungsprozesse und Flusswasserfahnenausbreitung durchgeführt.

Hydrogeologischer Hintergrund – landseitige Grundwassermessstellen (GWM)

Im Jahr 2017 wurden die im Jahr 2015 geknüpften Kontakte zu Institutionen intensiviert, die Messdaten des Grundwasser-Monitorings sowie der Überwachung von Tiefbrunnen sammeln (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB), Landesanstalt für Umwelt (LUBW), Landratsämter). Es wurde eine abschließende Vervollständigung der Daten vorgenommen und die Informationen aus diesen Monitoring-Programmen sowie die vorhandenen Informationen zur Geologie und Hydrogeologie des Bodenseeraumes zusammengeführt.

Zufluss-Untersuchungen

Um den Einfluss der Zuflüsse auf den Bodensee bzgl. der chemischen Wasserinhaltsstoffe sowie die den Eintrag des Flusswassers kennzeichnenden charakteristischen Isotopenkonzentrationen ($^{16}\text{O}/^{18}\text{O}$, $^1\text{H}/^2\text{H}$) zu erfassen, wurde mit Projektstart im April 2015 ein umfassendes Zuflussbeprobungsprogramm gestartet und auch im Jahr 2017 weitergeführt. Dieses umfasst die Zuflüsse Alpenrhein, Bregenzer Aach, Argen, Schussen und Seefelder Aach sowie den Seeabfluss über den Konstanzer Trichter.

Die isopenanalytische Probenahme erfolgte quartalsweise. Außerdem kann für die wasserchemischen Inhaltstoffe teilweise auf zusätzliche Zeitreihenmessungen (2-wöchentlich in Argen und Schussen bzw. monatlich im Konstanzer Trichter) der regulären Untersuchungsprogramme des ISF zugegriffen werden. Zusätzliche Langzeitdaten für den Alpenrhein und die Bregenzer Aach (Abb. 5-1) stehen im Rahmen des österreichischen Wasserdatenkatalogs online zur Verfügung (<https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/>). Darüber hinaus gibt es für den Alpenrhein und eine Niederschlagsmessstation in Bregenz Isotopendaten aus den österreichischen und schweizerischen Messnetzen ANIP (Austrian Network of Isotopes in Precipitation) und ISOT (Isotopennetzwerk in der Schweiz).

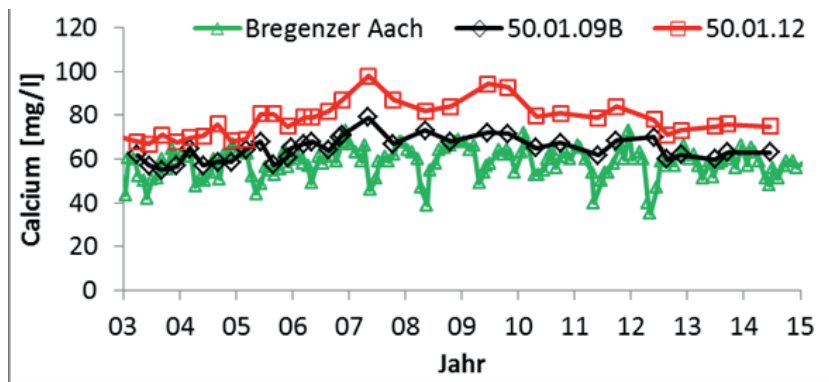
Seeinterne Zirkulation

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 Probe-

nahmen an drei verschiedenen Messstellen im Obersee (Fischbach-Uttwil, Wasserburg und Rheinspitz) in vordefinierten Tiefenstufen. Die oberen Beprobungstiefen sind enger gewählt, um Prozesse, wie Evaporation und die Einschichtung von Flusswasserfahnen im Epilimnion, zu erfassen. Dabei erfolgt die Probenahme für die stabilen Isotope und Metalle vierteljährlich. Parameter, die kurzfristigen Änderungen unterliegen können (wie Nährstoffe, Anionen und Kationen), werden im Rahmen des Standard-Überwachungsprogramms der IGKB für den Bodensee monatlich

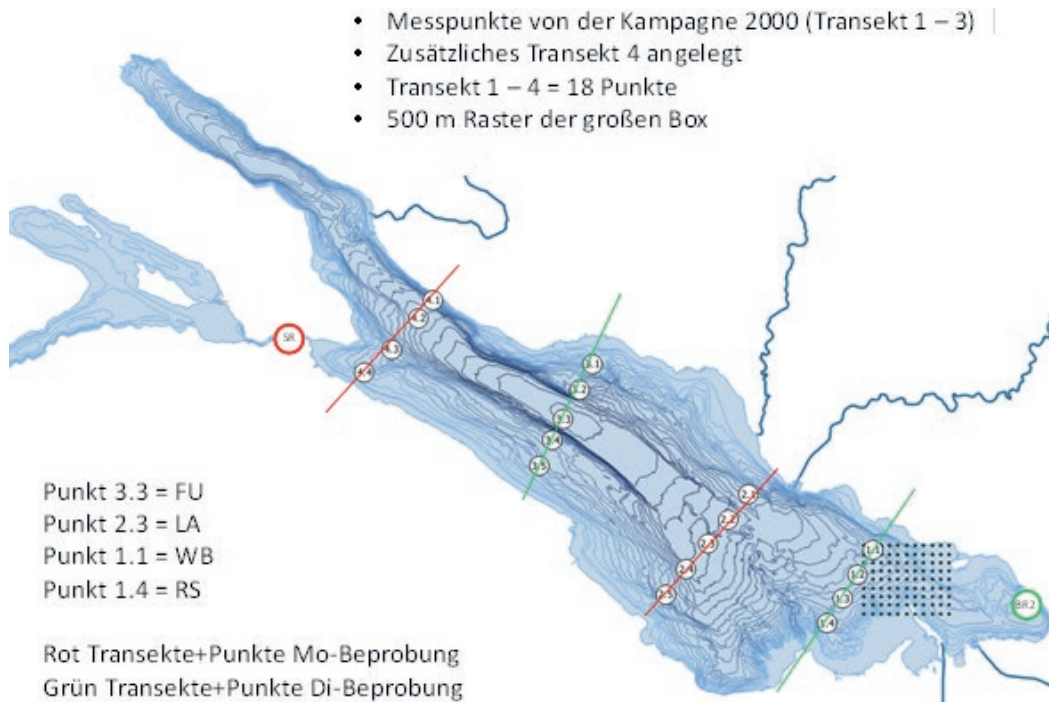
untersucht. Diese Untersuchungen wurden auch im Jahr 2017 programmgemäß durchgeführt.

Zusätzlich wurden im Jahr 2017 zwei weitere **Isotopen-Online-Screening-Messkampagnen** durchgeführt (IOS, Abb. 5-2). Die erste IOS-Messkampagne wurde im Oktober 2016 realisiert. Die beiden anderen IOS-Kampagnen, die jeweils unterschiedliche Schichtungssituationen erfassen, wurden im Februar 2017 (weitgehend durchmischter See) und im Juli 2017 (sommerlich thermisch stark ge-



LU:W

Abb. 5-1: Jahresverlauf von Calcium der Bregenzer Aach und an zwei GWM in Mehrerau.



LU:W

Abb. 5-2: Messtransekte der Isotopen-Online-Screening-Messkampagnen zur Identifikation der seeweiten Zirkulationsstrukturen und zur Ausbreitung von Flusswasserfahnen; Dargestellt ist das Basismessraster. Für die Messkampagne im Juli 2017 wurde eine weitere Verdichtung des Rasters vorgenommen.

schichteter See) durchgeführt.

Für die seeinterne Zirkulation wurden vier Transekte (Wasserburg-Rheinspitz, Langenargen-Arbon, Fischbach-Uttwil, Meersburg-Bottighofen) mit je vier bis fünf Stationen als Messraster in den See gelegt. An allen Stationen wurden in definierten Tiefenstufen seenphysikalische und wasserchemische Parameter sowie Isotopensignaturen gemessen. Aufgrund der Erfahrungen aus der ersten IOS-Messkampagne fand eine Anpassung der Messraster (Verdichtung) für die Juli-Kampagne 2017 statt.

Im Folgenden werden für die dritte IOS-Kampagne im Juli 2017 einige chemische Parameter entlang eines Schnittes vom Alpenrhein zum Konstanzer Trichter dargestellt (Abb. 5-3).

In den Messdaten ist eine klar definierte Schichtung des Sees zu beobachten, bei der die thermische Sprungschicht in einer Wassertiefe von ca. 15–20 m liegt. In den oberen Bereich der Sprungschicht mischt sich der Alpenrhein auf Grund seiner Dichte und Temperatur ein. Er kann anhand seiner Isotopensignatur und dem Ca:Mg-Verhältnis im gesamten See detektiert werden. Er breitet sich im Mündungsbereich in nördliche Richtung aus und fließt dann am nördlichen Ufer in Richtung Westen und Seeabfluss. Ab Seemitte ist die Flusswasserfahne über die gesamte Seebreite nachweisbar. Am Seeabfluss im Konstanzer Trichter ist die Flusswasserfahne noch in 15 m Wassertiefe detektierbar.

Die Detektion der Alpenrhein-Flusswasserfahne im Bodensee ist für die Sommerkampagne im Juli 2017 relativ schwierig. In dieser Zeit fand aufgrund einer Starkwindlage eine intensiviertere Durchmischung des Sees statt, so dass stoffliche Gradienten zwischen See- und Flusswasserkörper etwas „verschmiert“ wurden und keine klaren Trends sichtbar sind. Die Flusswasserfahne des Alpenrheins bildete sich deswegen nicht so deutlich ab, wie bei der ersten IOS-Kampagne im Oktober des Jahres 2016.

Gemeinsame Verbund-Messkampagnen der Projektpartner

Im Rahmen des SeeZeichen-Projektes wurden auch 2017 insgesamt 10 gemeinsame Verbund-Messkampagnen der Projektpartner organisiert und durchgeführt. Diese hatten

einen Umfang von einzelnen Tagen bis hin zu großen ein- bis zweiwöchigen Messkampagnen im Januar, Februar, Juni, Juli und August 2017. Diese wurden mit dem Schwerpunkt der Identifikation von Grundwasseraustritten im Bodensee und der seeweiten Zirkulation im Bodensee durchgeführt und umfassten den Einsatz unterschiedlicher Methoden und Messinstrumente der Projektpartner.

Gemeinsame Messkampagnen wurden darüber hinaus auch im Rahmen der Aktivitäten zur Übertragbarkeit auf andere Seen im Steißlinger See und im Ammersee durchgeführt

Als wesentliche Voraussetzung dieser Messkampagnen wurde durch das ISF der LUBW mit dem Forschungsschiff Kormoran die entsprechende Logistik gestellt. Außerdem wurden alle Messkampagnen durch umfangreiche Multiparametersondenmessungen (Abb. 5-4) und chemische Analysen des ISF begleitet.



LU:W

Abb. 5-4: Forschungsschiff Kormoran. Schiffskran mit Multiparametersonde und Rosettenwasserschöpfer zur Messung seenphysikalischer Parameter und zur Entnahme von Wasserproben für chemische und isotopeanalytische Untersuchungen.

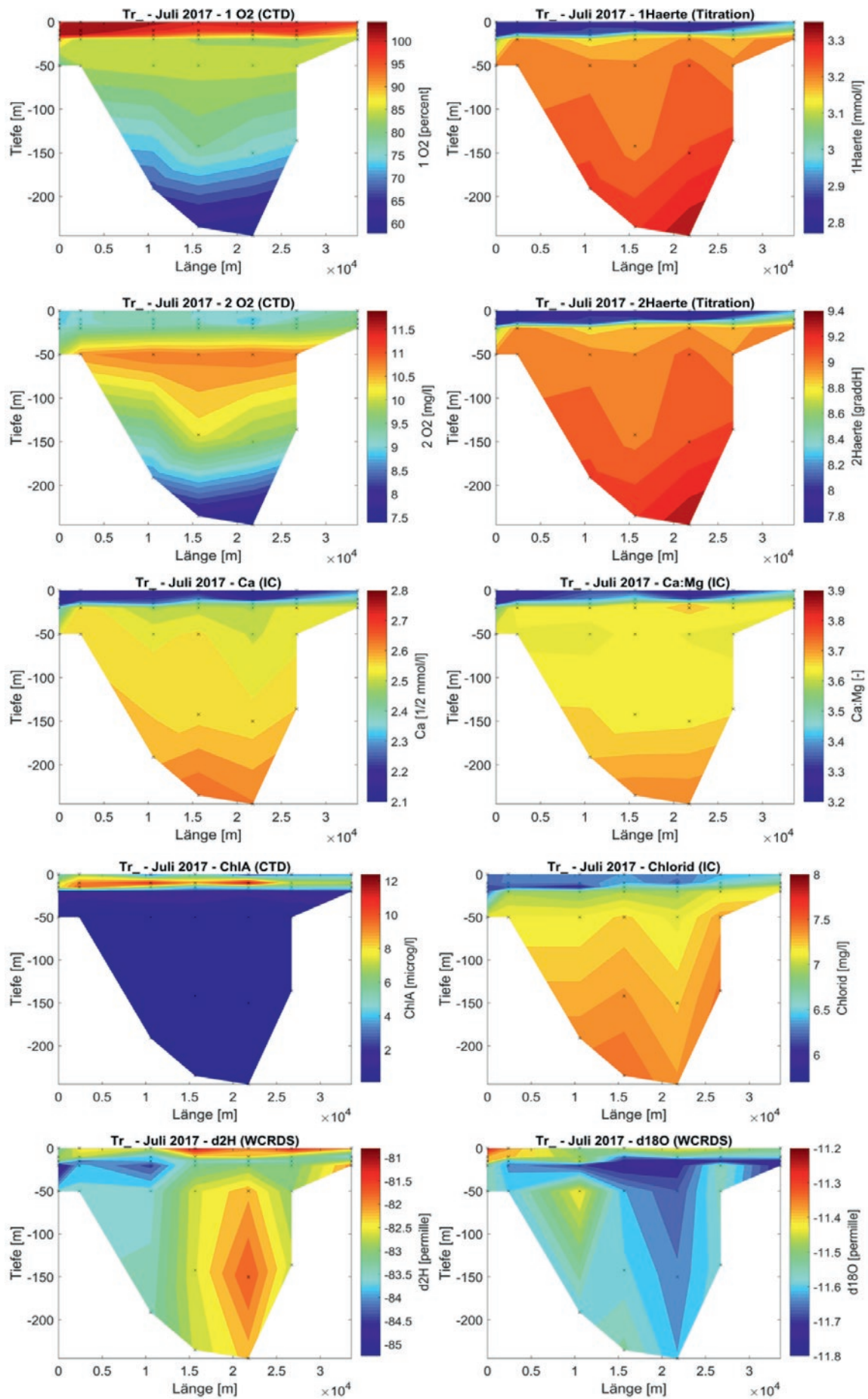


Abb. 5-3: Schnitt von der Alpenrheinmündung zum Konstanzer Trichter für die Messkampagne im Juli 2017; Abbildungen linke Spalte von oben nach unten: Sauerstoffsättigung, Sauerstoffgehalt, Kalzium, Chlorophyll a, Wasserisotopenverhältnis d2H; Abbildungen rechte Spalte von oben nach unten: Härte [mmol/L], Härte [Grad dH], Ca:Mg-Verhältnis, Chlorid, Wasserisotopenverhältnis d18H.

Die enge Zusammenarbeit der Projektpartner ermöglicht bei geringem Mehraufwand eine deutliche Erhöhung des Parameterspektrums, welches in Kombination zu einer verbesserten Interpretation der Messdaten führt. So ermöglicht die Kombination von stabilen Isotopen mit Radonmessungen die Detektion von Grundwasser-Austritten. Eine Kombination von chemischen und isotopeanalytischen Messungen mit der Spurenanalytik ermöglicht es einerseits, die Ausbreitungswege von Wasserinhaltsstoffen nachzuvollziehen (seeinterne Zirkulation und Flusswasserfahren) aber auch die Wasserqualität und mögliche Konsequenzen der Ausbreitungsvariationen auf die Wasserqualität abzuschätzen. Die Messmethoden-Kombinationen und die entsprechende Zusammenarbeit mit den Projektpartnern erfolgten teilweise spezifisch für ausgewählte Messgebiete und Messkampagnen.

2017 wurden die sehr umfangreichen und aus unterschiedlichen Datenquellen und Messmethoden gespeisten Datenpools der Projektpartner zusammengeführt und in drei gemeinsamen **Datensynthese-Workshops** eine Gesamtschau der Daten und deren Interpretation vorgenommen.

Zum Einsatz kamen bei den Messkampagnen folgende Messmethoden und -instrumente:

Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW):

- Multiparametersonden
- Wasserproben – chemische Analytik (intern) und Analyse auf stabile Isotope (Werkvertrag)
- Entnahme von Sedimentproben
- Entnahme von Sedimentkernen zur Porenwasseruntersuchung
- Unterwasserroboter-/ROV-Einsatz
- Einsatz eines Unterwasserpositionierungssystems

Universität Bayreuth (UBAY):

- Thermo-Kartierer
- Radon-Messungen
- Wasserproben – chemische Analysen
- Sedimentflux-Profilierer
- Benthische Flusskammern

Technische Universität Braunschweig (TUBS):

- Sedimentkerne und Oberflächensedimente
- Analyse der Diatomeen und Ostrakoden-Gemeinschaften

Zweckverband Bodenseewasserversorgung (BWV):

- Wasserproben – Metallanalytik
- Multiparameteranalysen

JR-AquaConSol

- WSCRDS-Spektrometer – Isotopenanalytik

5.1.3 Simulationsstudien mit einem 3-dim hydrodynamischen Modell und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell

Hydrodynamisches Basismodell für den Bodensee

HDMBOD

Das 3-dimensionale hydrodynamische Modell für den Bodensees (**HDMBOD**) wurde in 2017 validiert und mit Sensitivitätstests geprüft. Somit konnte die gemäß den Vorgaben des Modellierungskonzeptes günstigste Modellkonfiguration ausgewählt und für die weiteren Langzeitsimulationsläufe verwendet werden (Abb. 5-5).

Modifikationen des gekoppelten Modellsystems

Im Jahr 2017 wurden weitere Änderungen und Anpassungen am 3-dimensionalen hydrodynamischen Modell für den Bodensee (**HDMBOD**) vorgenommen. Dies geschah mit dem Ziel, eine optimale Repräsentanz des hydrodynamischen Modells für die im Verbundprojekt definierten modelltechnischen Fragestellungen zu erzielen. Unter anderem wurden weitere **hydrodynamische Modelle mit lokal verfeinertem, numerischen Gitter** aufgesetzt (Modell **HDMBOD-LGR**, LGR – Local Grid Refinement) und weitere natürliche und numerische Tracer für die Simulation von Flusswasserfahnausbreitungsprozessen definiert und im Modell implementiert. Damit ist die Weiterentwicklung des Modells vorerst abgeschlossen. Im Folgenden werden einige der Modellentwicklungen und -anpassungen kurz vorgestellt.

Neue Ausrichtung des Alpenrhein-Zuflusses

Die Implementierungsmöglichkeiten des Zuflusses des Alpenrheins im 3-dim hydrodynamischen Modell sind wegen

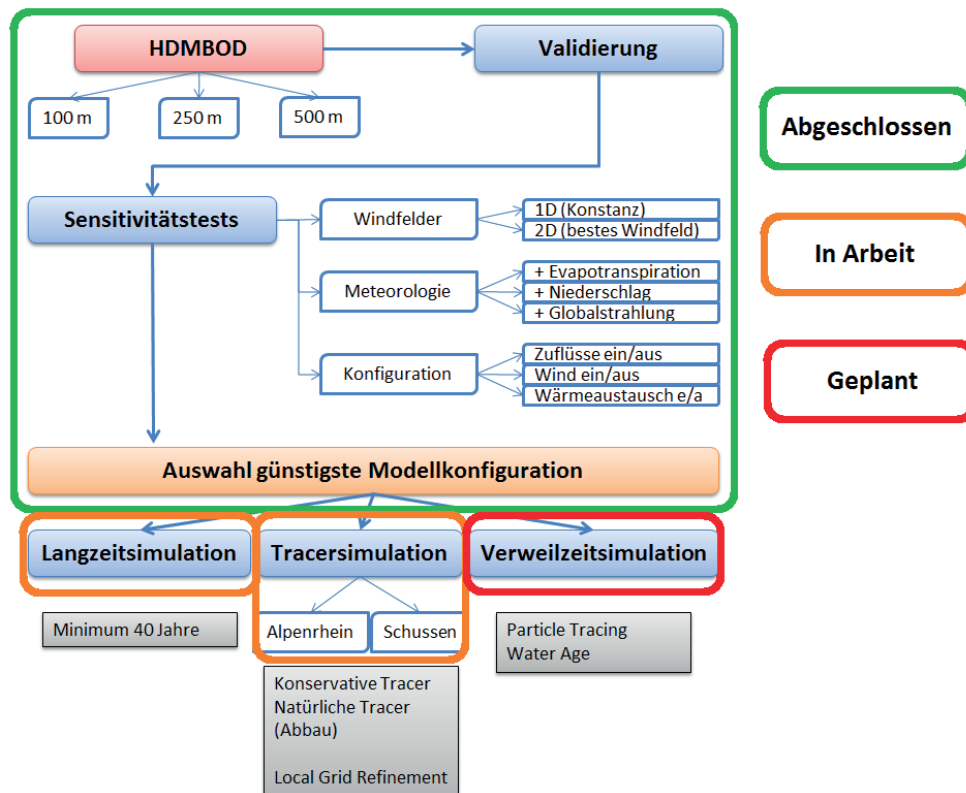


Abb. 5-5: Schematische Darstellung des Modellierungskonzeptes der Simulationsstudie im Projekt SeeZeichen.

der Ausrichtung des numerischen Gitters auf zwei Richtungen beschränkt. Der Alpenrhein fließt nun mit einer nördlichen anstelle einer westlichen Ausrichtung in das Seemodell. Durch die neue Ausrichtung werden die Anströmung Lindaus und die Ausbreitung der Flusswasserfahne des Alpenrheins im Nahfeld der Mündung nunmehr realitätsnah wiedergegeben.

Vergrößerung des Zeitschritts im Modell

Durch die numerisch stabile Implementierung des hydrodynamischen Modells kann das für explizite Lösungsschemata geltende CFL-Kriterium (CFL-Kriterium - Courant-Friedrichs-Lewy-Kriterium) im Rahmen bestimmter Limitierungen beim realen Zeitschritt des numerischen Modells vernachlässigt werden. Um die Rechenzeiten zu verkürzen, wurden daher Vergleichsstudien mit verschiedenen Zeitschritten angestellt. Die Ergebnisse zeigten, dass ein Rechenschritt mit $dt=4$ min vergleichbar gute Ergebnisse liefert wie ein Zeitschritt $dt = 1$ min.

Durch die qualitätsinvariante Erhöhung des Zeitschrittes des numerischen Modells sind wir in der Lage, längerfri-

stige Simulationen der Transport- und Mischungsprozesse für den gesamten Bodensee zu modellieren.

Lokale Verfeinerung des numerischen Gitters

Um Flusswasserfahnen realistischer darstellen zu können wurde parallel zu dem numerischen Basismodellgitter mit einer räumlichen Auflösung $dx=dy=500$ m ein Gitter mit lokalen Verfeinerungen entworfen. Die Methode des „Local Grid Refinement“ (LGR) erlaubt es, Reihen und Spalten des numerischen Gitters zu verfeinern und damit die räumliche Auflösung des Modells lokal zu erhöhen. Da dies mit erhöhten Rechenzeiten und Speicherbedarf verbunden ist, ist dieses Gitter für Langzeitsimulationen nur bedingt geeignet und entfaltet seine Vorteile bei der räumlich hochaufgelösten Simulation kürzerer Zeiträume, bei denen räumlich kleinskalige Ausbreitungsphänomene detailliert abgebildet werden sollen. Ein Beispiel für die Anwendung dieser örtlich hochaufgelösten Gitter sind Simulationen der Flusswasserfahnausbreitung. Das neu implementierte numerische Gitter ist in Abbildung 5-6 zu sehen.

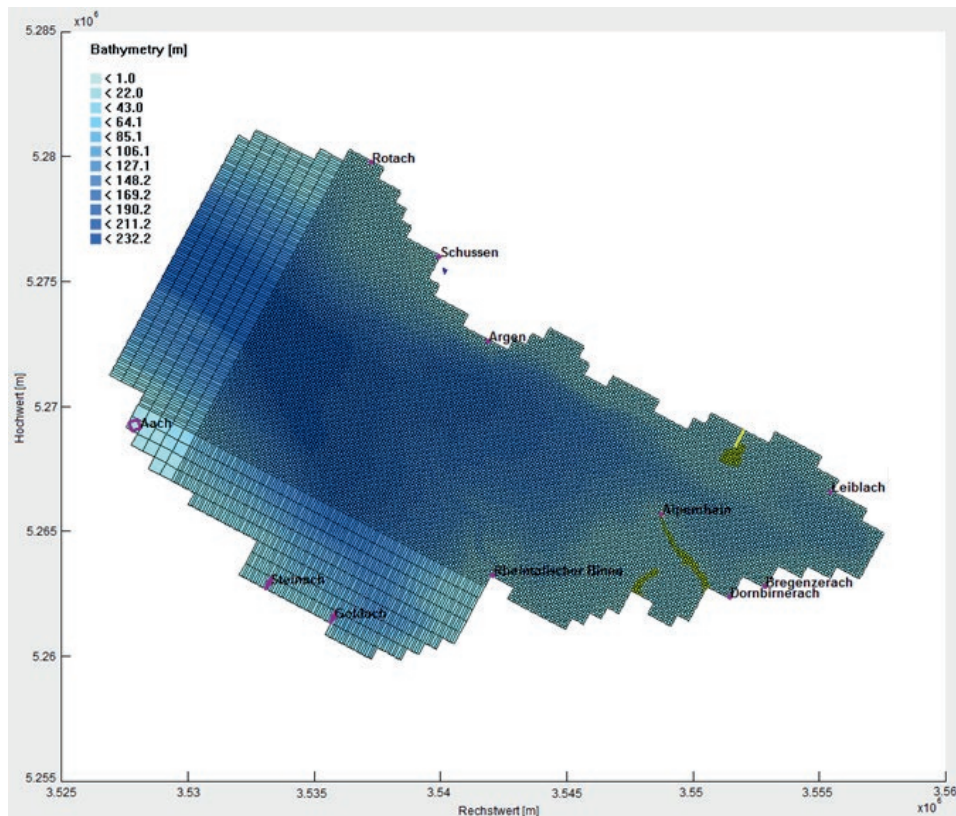


Abb. 5-6: Numerisches Gitter des 3-dim hydrodynamischen Modells des Bodensees mit lokalen Gitterverfeinerungen (HDMBOD-LGR ; LGR – Local Grid Refinement) zur detaillierten Abbildung von Flusswasserfahnenausbreitungsprozessen in der Nahzone von Flussmündungen.

Modellimplementierungen der Zuflüsse im gekoppelten Modellsystem

Da der Aufbau des hydrodynamischen Modells als abgeschlossen angesehen werden kann, liegt der weitere Fokus auf der Implementierung der betrachteten Zuflüsse (insbesondere Alpenrhein, Schussen, Argen) mit dem Ziel, diese für verschiedene Simulationszeiträume realitätsnah abzubilden. Dazu werden nicht nur verschiedene Zeiträume, sondern auch Tracer-Kaskaden-Simulationen mit verschiedenen numerischen Tracern und reale Tracerstoffe wie Chlorid und stabile Isotope modelliert.

Besonderes Augenmerk liegt dabei auf den folgenden Zeiträumen, die mit unterschiedlichen Simulationsensembles modelliert werden:

- Laufzeit des Projektes, insbesondere der IOS-Kampagnen (2015–2018)
- Neues Jahrtausend (2000–2018)
- Langzeitläufe (1970–2018)

Tracer-Kaskaden-Simulationen – Ausweisung von Impaktzonen

Die numerischen Tracer dienen nicht nur dem Zweck der Darstellung von Mischungs-, Transport- und Einschichtungsprozessen von Flusswasserfahnen im See sondern sind im Modell auch stellvertretend für verschiedene ökotoxikologische Stoffgruppen mit unterschiedlichen Halbwertszeiten implementiert worden. Die Tracer können genutzt werden, um Impaktzonen zu identifizieren und somit potentiell gefährdete Bereiche für verschiedene Eintragszenarien auszuweisen. Im Projekt SeeZeichen haben wir für unsere Simulationen zur Flusswasserfahnenausbreitung und für die Simulationsstudien zu Stofftransporten im See eine Tracer-Kaskade mit sieben verschiedenen numerischen Tracern verwendet. Neben einem konservativen Tracer wurden sechs weitere Tracer implementiert, die durch unterschiedliche Abbauraten charakterisiert werden – die zugehörigen Halbwertszeiten der Tracer variieren dabei zwischen 0,7 h und 252 d. Durch die große Variationsbreite der Tracer-Abbauraten, kann diese Tracer-Kaskade eine Vielzahl unterschiedlicher Wasserinhaltsstoffe mit ihren realen Ausbreitungs- und Abbauprozessen abbilden.

5.1.4 Übertragbarkeit auf andere Seen

Neben der expliziten Diskussion der Übertragbarkeit der im Projekt SeeZeichen verwendeten bzw. entwickelten Methoden, Tools und Modelle im Projektbericht wird durch Mess- und Modellierungsaktivitäten in zwei anderen Seen der praktische Nachweis erbracht, dass mit den Messmethoden wie auch den numerischen Modellen und Auswertekonzepten von SeeZeichen für eine sehr große Bandbreite von stehenden Gewässern anwendungsbereite und nachnutzbare Werkzeuge für die Wasserwirtschaft und Umweltbehörden zur Verfügung stehen.

Zur Etablierung und zum weiteren Testen der entwickelten Methodenkombinationen zur Detektion von Grundwasseraustritten in Seen wurden der **Steißlinger See** und der **Ammersee** in Bayern ausgewählt, an denen die **Übertragbarkeit und Praktikabilität der Methoden** untersucht werden. Die Arbeiten in diesen beiden Seen umfassen (mit Ausnahme der Anwendung von hydrogeologischen Modellen und numerischen Grundwassermodellen für den Steißlinger See) die gesamte Palette an Methoden, Messgeräten und numerischen Modellen die auch im Bodensee zur Anwendung kamen. D.h. dass der praktische Nachweis der Übertragbarkeit auf andere Seen, sowohl für die Messmethoden als auch die Modellierwerkzeuge und die Auswertemethoden von SeeZeichen erbracht werden kann.

Anzumerken ist dabei, dass mit den drei Seen nicht nur eine große Bandbreite des Seevolumens gegeben ist (Bodensee: 48 km³, Ammersee: 1,8 km³, Steißlinger See: 0,0012 km³) sondern auch sehr unterschiedlich stark von Grundwasser geprägte Seen involviert sind, die von den nur sehr schwach von Grundwasserzutrommen geprägten Bodensee und Ammersee (Beitrag des Grundwasserzustroms zur Gesamtwasserbilanz etwa 1%) bis zu dem extrem stark grundwassergeprägten Steißlinger See (etwa 70–80% Grundwasseranteil an Wasserbilanz) reichen.

Steißlinger See – Messungen und numerische Modelle

Im Rahmen des SeeZeichen-Projektes wurde im Jahr 2017 die in 2016 begonnenen Arbeiten im Steißlinger See fortgeführt (Volumen 0,0012 km³, Fläche 0,11 km², maximale Tiefe 21 m). Aus Voruntersuchungen und Studien ist bekannt, dass der Steißlinger See hauptsächlich von Grundwasser gespeist wird. Daher ist er zum Testen der Messmethoden

und numerischen Modelle von SeeZeichen für einen stark grundwassergeprägten See optimal geeignet. Zugleich wird auch die Skalierbarkeit und Übertragbarkeit der Methoden für eine sehr große Bandbreite von morphometrisch unterschiedlichen Seen nachgewiesen.

Im Jahr 2017 fanden im Steißlinger See in den Monaten Februar, Juli und Oktober drei **Verbund-Messkampagnen** statt. Ziel war es, anhand eines räumlich hochaufgelösten Messrasters (Abb. 5-7) Grundwasser-Austritte zu detektieren und deren Ausbreitungsverhalten im See zu beobachten. Hierfür wurden während der Messkampagnen mit Multiparametersonden Vertikalprofile entlang des Messrasters aufgenommen und an markanten Rasterpunkten Wasserproben für chemische und isotonanalytische Untersuchungen entnommen. Zusätzlich wurden im November

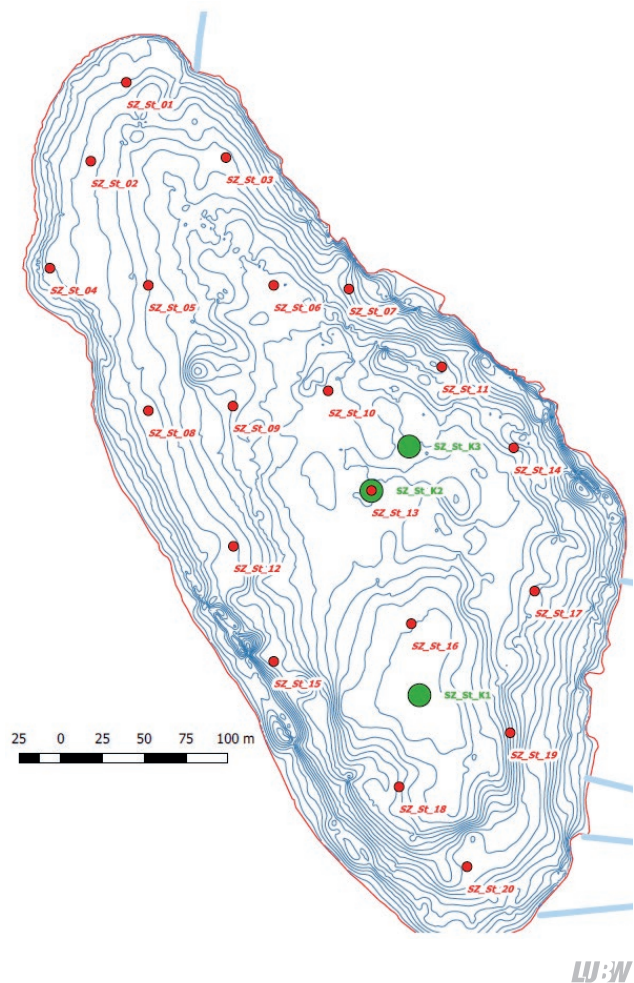


Abb. 5-7: Messraster der saisonalen Verbund-Messkampagnen (rote Punkte) und der seenphysikalischen Dauermessstation (grüner Punkt SZ_St_K1) sowie der autonomen Radonmessstation (zwei Verankerungspositionen. Grüne Punkte SZ_St_K2 und SZ_St_K3) im Steißlinger See.

alle Zuflüsse und für das Einzugsgebiet relevante Grundwassermessstellen im hydrogeologischen Nahbereich beprobt.

Zusätzlich zu den räumlich gut aufgelösten aber zeitlich auf einzelne Termine beschränkten Messkampagnen, wurde die im November 2016 installierte **seenphysikalische Dauermessstation** (Abb. 5-8) an der tiefsten Stelle des Sees auch im Jahr 2017 weiter betrieben. Die Station gibt einen zeitlich wie räumlich hochaufgelösten Überblick über die zeitliche Variation der mischungsrelevanten seenphysikalischen Prozesse, der thermischen Schichtung im See sowie am Grund austretendes Grundwasser. Die Daten werden darüber hinaus für die Validation des 3-dim hydrodynamischen Modells genutzt, das für den Steißlinger See implementiert wurde.

Ab Frühjahr 2017 wurde zusätzlich zu der seenphysikalischen Dauermessstation ein **kontinuierlich messendes, autonomes Radonmessgerät** der Universität Bayreuth im Steißlinger See verankert und für mehrere Monate betrieben.

Simulationen mit einem räumlich hochaufgelösten 3-dim hydrodynamischen Modell und einem gekoppelten Tracer-Transportmodell

Für den Steißlinger See wurde basierend auf der Modellsuite Delft3D-FLOW ein räumlich hochaufgelöstes 3-dim hydrodynamisches Modell und ein gekoppeltes Tracer-



LUBW

Abb. 5-8: Steißlinger See mit fest installierter seenphysikalischer Dauermessstation.

Transportmodell implementiert. Neben der Nutzung der Messdaten für die Verifizierung des Modells, wurde in umfangreichen Simulationsensembles untersucht, inwieweit sich die bekannte Grundwasserinfiltration in den See auf die Schichtungsdynamik (Dauer und Stabilität) auswirkt. Da viele Randparameter mit relativ großen Unsicherheiten behaftet sind und nicht so detaillierte und gut abgesicherte Datensätze wie für den Bodensee vorliegen, müssen dabei basierend auf einigen hydrogeologischen Betrachtungen und den Messarbeiten der Universität Bayreuth Annahmen für das hydrodynamische Modell wie folgt getroffen werden:

- Seevolumen tauscht sich einmal pro Jahr komplett aus (daraus ergibt sich ein Q_{max} von ca. 36 L/s)
- Temperatur des oberirdischen Zuflusses ist variabel (richtet sich nach der Lufttemperatur, zwischen 1,9 und 19 °C)
- Temperatur des unterirdischen Zuflusses ist konstant (10 °C)
- Salzgehalt ist saisonal variabel (zwischen 0,26 und 0,32 ppt)

Insgesamt verfolgten die Modellsimulationen im Steißlinger See folgende wesentliche Ziele, die analog zum Vorgehen im Bodensee definiert wurden.

- **Seenphysikalische Auswirkungen.** Um den Einfluss der unterschiedlichen Einträge in den See quantifizieren zu können und fundamentale Auswirkungen auf die Seenphysik und insbesondere das Mischungsverhalten des Sees abschätzen zu können, wurden Modellläufe mit variierenden Wärme- und Salzeinträgen aus Atmosphäre, Zufluss und Grundwasser (Zustrom in 10 m Wassertiefe) gerechnet.
- **Plausibilisierung** von Messungen mit quasi-inversen Simulationsensembles zur besseren Abschätzung, wo und in welchen Mengen Grundwasser zutrifft.
- **Simulation von Radonkonzentrationen** im See mit dem Ziel, einen Abgleich zwischen Modellierung und

Messung vorzunehmen und die Ergebnisse der hydrodynamischen Simulationen als interpretativen Kontext für die Messungen an der kontinuierlich messenden Radonmessstation der Universität Bayreuth bereitzustellen.

- **Bestimmung von Impaktzonen und Expositionszeiten** durch eintretendes Grundwasser für unterschiedliche Bereiche des Steißlinger Sees mit Tracer-Kaskaden-Simulationen.
- **Nachweis der Übertragbarkeit** der numerischen Modelle und Simulationskonzepte auf (sehr) kleine Gewässer.

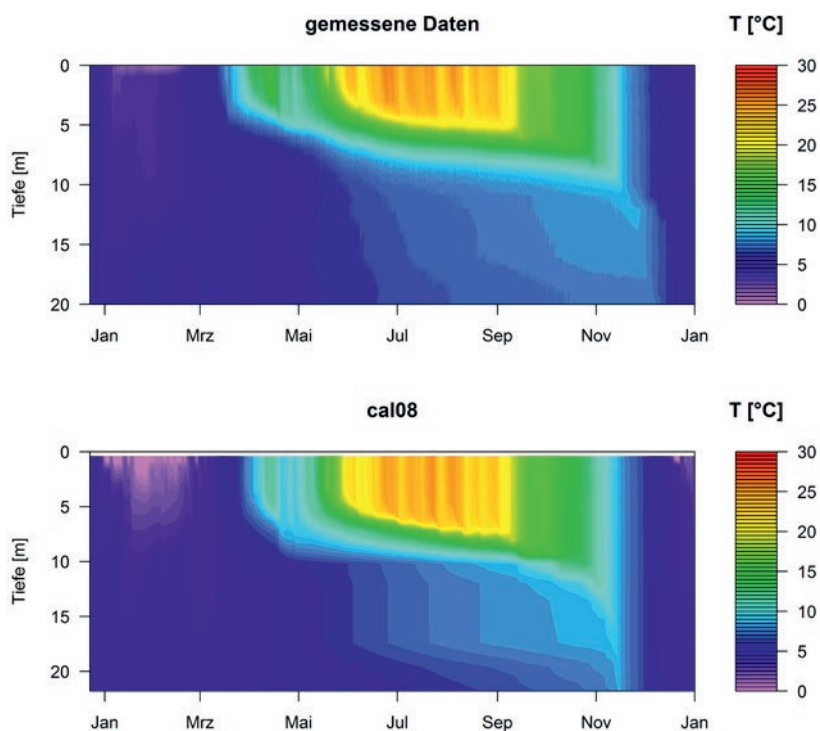
Validierung des hydrodynamischen Modells

Das 3-dim hydrodynamische Modell des Steißlinger Sees wurde anhand von kontinuierlichen Temperaturmessungen einer an der seenphysikalischen Dauermessstation angebrachten vertikal hoch auflösenden Thermistorkette validiert. Der Vergleich der Konturplots der mit der seenphysikalischen Messstation im Steißlinger See kontinuierlich gemessenen und der mit dem hochaufgelösten 3-dim hydrodynamischen Modell simulierten Temperaturwerten

für den Zeitraum 23. Dezember 2016 bis 1. Januar 2017 (Abb. 5-8 und 5-9) zeigt, dass das Modell in der Lage ist, die Temperaturschichtung im See adäquat wiederzugeben ($R^2 = 0,95$). Das Modell bildet die Erwärmung des Hypolimnions im Sommer korrekt ab. Auch kurzzeitige Abkühlungsereignisse, wie Ende April 2017 im Epilimnion, werden richtig nachvollzogen. Auch die Temperaturvariation wird vom Modell gut wiedergegeben ($SD_{\text{gemessen}} = 7 \text{ }^\circ\text{C}$, $SD_{\text{modelliert}} = 7,2 \text{ }^\circ\text{C}$). Die größere Variationsbreite der modellierten Werte lässt sich vor allem damit erklären, dass die Ausdehnung einer inversen winterlichen Schichtungsperiode im Modell überschätzt wird. So herrschen Temperaturen von $<4 \text{ }^\circ\text{C}$ im Modell in deutlich größeren Tiefen vor als eigentlich im See anzutreffen sind.

Mit dem validierten 3-dim hydrodynamischen Modell wurden im Jahr 2017 die oben genannten **Modellierungsziele** für den Steißlinger See abgearbeitet.

Von besonderem Interesse ist auch hier die Kombination der Arbeiten zwischen dem ISF der LUBW und der Universität Bayreuth. Durch die Verknüpfung von unterschiedlichen Messkampagnendaten – chemische und isotopenanalytische Parameter sowie die kontinuierliche Aufnahme



LU:W

Abb. 5-9: Konturplot der gemessenen (obere Abbildung) und modellierten (untere Abbildung) Temperaturen an der tiefsten Stelle im Steißlinger See im Zeitraum vom 23. Dezember 2016 bis 1. Januar 2018.

von Radonmesswerten – konnte ein räumlich detailliertes Bild der Ausbreitungsvorgänge von Grundwasserzutritten im See gewonnen werden. Darüber hinaus lieferten die autonome Radonmessstation und die seenphysikalische Dauermessstation ein zeitlich hochaufgelöstes Bild der Dynamik im See sowohl der Ausbreitungsprozesse des Radons als auch des thermischen Schichtungsverhaltens und weiterer seenphysikalischer Parameter. Das räumlich hochauflösende 3-dim hydrodynamische Modell und das gekoppelte Tracer-Transportmodell für den Steißlinger See konnte dann sowohl für die Interpretation der Messdaten anhand des hydrodynamischen Kontextes als auch durch entsprechende Tracer-Kaskaden-Simulationen hinsichtlich des Ausbreitungsverhaltens des Radons sehr wertvolle und integrierende Daten und Informationen liefern, die eine detaillierte Interpretation der Messergebnisse gestatten.

5.1.5 Wesentliche organisatorische Ereignisse

Im Jahr 2017 fanden eine Reihe **bilateraler Treffen** sowie **Projekttreffen** aller Projektpartner des Verbundprojektes SeeZeichen statt.

Eine wichtige Rolle bei der Zusammenschau der Daten und der Entwicklung eines gemeinsamen, methodenübergreifenden Blickes auf die Ergebnisse und entsprechende Interpretationen der vorgefundenen Befunde kam den **Datensyntheseworkshops** zu, von denen im Jahr 2017 insgesamt drei durchgeführt wurden. Bei diesen Datensyntheseworkshops wurden Messdaten der realisierten Verbund-Messkampagnen von den beteiligten Projektpartnern besprochen. Im Zuge dessen konnten die jeweils mit unterschiedlichen Methoden erhaltenen Ergebnisse interpretiert und die gegenseitige Korrelation bzw. Ergänzung der verschiedenen Messergebnisse bewertet werden, sowie für jedes einzelne Messgebiet sowie die einzelnen Messrasterpunkte besprochen werden. Das Ergebnis dieser gesamtheitlichen Zusammenschau der Messbefunde war eine abschließende Interpretation und Bewertung.

Außerdem wurden insgesamt **zehn Verbund-Messkampagnen** der Projektpartner im Bodensee, zwei Verbund-Messkampagnen im Ammersee und drei Verbund-Messkampagnen im Steißlinger See durchgeführt.

Die **Projektbegleitgruppe** des Verbundprojektes Seezei-

chen, die wesentliche Akteure des Gewässerschutzes im Bodenseeraum umfasst, tagte im Jahr 2017 einmal.

Der **Arbeitskreis „Hydrogeologie im Bodenseeraum“** wurde in 2017 bei einem Treffen über die weiteren Modellentwicklungen des hydrogeologischen Modells und des Grundwassermodells informiert. Dies führte zu einer regen Diskussion und einem sehr positiven Feedback sowie zu wertvollen Hinweisen auf Datenquellen und weitere Themen und Fragestellungen, die bei den Modellarbeiten berücksichtigt werden sollten.

Durch diese beiden Gremien – die **Projektbegleitgruppe** und die **AG Hydrogeologie** des Bodenseeraumes – wurde eine **sehr enge Kopplung** von Forschung, Entwicklung von Modellen und den Bedürfnissen und Fragestellungen der entsprechenden Akteure aus Wasserwirtschaft und Gewässerschutz sichergestellt, so dass die Projektarbeiten und -ergebnisse direkt von der Praxis angenommen werden und deren dringliche Fragestellungen beantworten können.

Das Verbundprojekt SeeZeichen wurde auf **diversen institutionellen Plattformen** (z.B. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Tagungen der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) wie auch wissenschaftlichen Tagungen (z.B. SIL 2017, DGL 2017 mit Poster und Vortrag) vorgestellt.

Am 26.09.2017 wurde in Abstimmung mit dem Fachkoordinator für Seen der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) in einer konstituierenden Sitzung eine neue **Arbeitsgemeinschaft „Grundwasser See Interaktionen“** (Arbeitstitel) der DWA gegründet. Ziel ist es, die Ergebnisse, Methoden und numerischen Modelle von SeeZeichen für diesen Themenrahmen „Grundwasser See Interaktionen“ in kompakter Form in einer **DWA-Publikation** für die wasserwirtschaftliche Praxis darzustellen und darüber hinaus auch weitere Expertise von Fachkollegen in diese Arbeit einzubinden. Durch die quasi-normative Stellung der DWA-Publikationen wird eine große Reichweite und insbesondere die direkte Propagation und Weiterverbreitung der Ergebnisse des Verbundprojektes SeeZeichen in die wasserwirtschaftlichen Praxis hinein sichergestellt.

5.2 Das COPERNICUS-Fernerkundungsprojekt „Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll-a und Trübung (WasMon-CT)“

5.2.1 Einleitung und Motivation

Im Jahr 2015 startete das Verbundprojekt „Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring von Chlorophyll und Trübung (WasMon-CT)“ der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), vertreten durch das Institut für Seenforschung (ISF), und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG).

Das Verbundprojekt WasMon-CT wird durch das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) im Rahmen der COPERNICUS-Initiative gefördert (<https://www.d-copernicus.de/>). Fachlicher Projektträger für diese Initiative ist das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR).

Das Institut für Seenforschung der LUBW beschäftigt sich in diesem Verbundprojektrahmen mit dem Teilprojekt „Chlorophyll-a in Seen“, in dem schwerpunktmäßig das satellitengestützte Monitoring von Chlorophyll a in Seen mit unterschiedlichen Größen und limnologischen Charakteristika 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 stehenden Gewässern.

Im Zuständigkeitsbereich der Bundesanstalt für Gewässerkunde – die auch als Leadpartner des Projektverbundes fungiert – wird das Teilprojekt „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 beiden Teilprojekte besteht neben der Erarbeitung und dem Einsatz gemeinsamer methodischer Ansätze in der Vorbereitung einer Datenbasis für die zukünftige operationelle Nutzung von erdbeobachtungs-gestützten Messungen als regulärer Bestandteil und Ergän-

zung zu heute bestehenden in-situ-Messnetzen.

Ziel des Projektverbundes ist es, die Implementierung eines auf den COPERNICUS-Diensten (<http://www.copernicus.eu/main/satellites>) basierenden, satellitengestützten Monitorings der Gewässertrübung und der Chlorophyll-a Gehalte in Seen vorzubereiten, das an die Anforderung öffentlicher Einrichtungen angepasst ist und nach Projektabschluss fließend in die operative Nutzung überführt werden 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 Zuständigkeitsbereich 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 1300 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. Mit neuen, räumlich hochauflösenden Satelliten des COPERNICUS-Programms (z.B. Sentinel-2, maximale Auflösung: 10 m) ist es möglich, die Gewässerqualität einer größeren Anzahl auch kleiner Seen zu überwachen. Zudem können räumliche Inhomogenitäten von Chlorophyll-a Verteilungen (Patchiness) im Bodensee sowie in weiteren großen Seen besser erfasst werden.

Im Berichtszeitraum 2017 wurden die im Vorjahr begonnenen Aktivitäten des Teilprojektes „Chlorophyll-a in Seen“ des Verbundprojektes WasMon-CT planmäßig fortgesetzt. Die im Antrag gesetzten Milestones wurden unter Berücksichtigung der zeitlichen Neuplanung erreicht. Die Ziele des Projektantrages wurden erreicht.

5.2.2 Datenrecherchen und Aufbau von Datenbankstrukturen

Im Laufe des Jahres 2017 wurden weitere Arbeiten auf dem Gebiet der Datenrecherche und Datenkonsolidierung durchgeführt. So wurden weitere in-situ-Daten für kleine

Seen recherchiert, auf Konsistenz geprüft und für die Validationsstudie in einer Projektdatenbank zusammengestellt. Für die Validationsstudie für kleine Seen wurden für unterschiedliche Analyse- und Gruppierungsschritte physikalische (z.B.: Temperatur, Trübung), chemische (z.B.: Nährstoffe, Sauerstoff) und biologische (z.B.: Chlorophyll-a, Huminstoffgehalt) Parameter verwendet, die in einer Vielzahl von Seen erhoben wurden.

Die Validationsdaten für den Bodensee wurden entsprechend den Erfordernissen der im Projekt geschriebenen MATLAB-Skripte und Prozessketten in einer Datenbank restrukturiert.

5.2.3 Validationsstudie kleine Seen

In 2017 wurden die Arbeiten an der Validationsstudie für kleine Seen fortgesetzt und intensiviert. Wesentliche Arbeitsschritte waren die Optimierung der Auswerteschritte der verwendeten MATLAB-Skripte und die Anpassung von Statistiken und Grafiken zur Darstellung der Validationsergebnisse, die mit Hilfe von Basisstatistiken und für verschiedene Gruppierungsvarianten (Seejahr – ein Jahr pro See; Gesamtdatensatz für einen See, Gesamtheit aller Seen

und aller Beobachtungsjahre) erhalten wurden.

Basierend auf den zur Verfügung stehenden Daten wurden Seendaten von rund 30 Seen in einer Clusteranalyse untersucht und repräsentative Seen für die ausgezeichneten Clustergruppen (Abb. 5-10) ausgewählt. Anhand dieser Clusteranalyse wurden die folgenden Seen ausgewählt und in die Validationsstudie für kleine Seen einbezogen - Federsee, Titisee, Schluchsee, Königseggsee, Steißlinger See, Mindelsee, Illmensee, Erlichsee, Klosterweiher, Kleine Kinzig, Schwarzenbachtalsperre, Rohrsee, Rußheimer Altrhein, Bergsee, Knielinger See, Linachtalsperre, Schlüchtsee, Mathisleweiher, Insel Korsika, Kimbergsee, Badsee, Buhlachsee, Stadtsee, Kisslegger Obersee.

Diese Seen wurden in Seenklassen unterteilt, um eine möglichst große Bandbreite von limnologischen Seetypen abzudecken und gleichzeitig den Limitationen des Budgets Rechnung zu tragen (Erwerb von remote-sensing-Produkten für die Validierung).

In Übereinstimmung mit der bereits im Projektantrag konzipierten Vorgehensweise wurden die Ergebnisse der Vali-

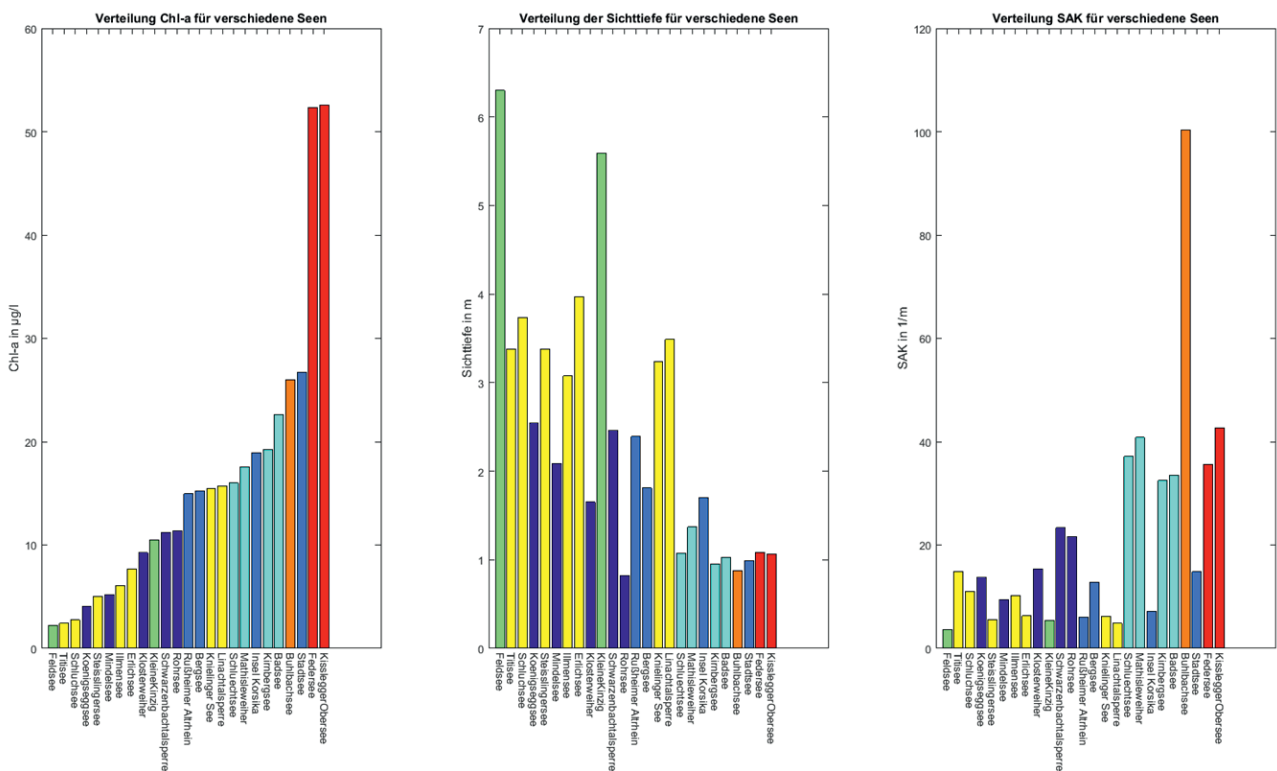


Abb. 5-10: Clusterparameterverteilungen für 16 Projektseen – Gruppierungsparameter (Chlorophyll-a, Sichttiefe, Spezifischer Absorptionskoeffizient – SAK).

dierungen mit dem Serviceprovider EOMAP (www.eomap.com) diskutiert und vollständige bzw. teilweise Reprozessierungen des Gesamtseendatensatzes vorgenommen. Insbesondere wurde eine gruppierungsspezifische **Reprozessierung für stark huminstoffreiche Seen** vorgenommen, die zu einer deutlichen Verbesserung der Ergebnisse für Seen, in denen die Ableitung des Chlorophyll-a Gehaltes durch starke Huminstoffabsorptionsbande teilweise maskiert werden kann, erreicht.

5.2.4 Validationsstudie Bodensee

Es wurden die Daten des internationalen IGKB-Monitorings (IGKB – Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) für die Validationsstudie analysiert und entsprechend den Erfordernissen der im Projekt entwickelten MATLAB-basierten Workflows restrukturiert.

Für die Validation der Bodenseedaten wurden die Jahre 2011–2017 gewählt. Insbesondere das Jahr 2017 ist dabei als Demonstrationsjahr des Potentials der Fernerkundungsmethoden sehr gut geeignet, da durch Nutzung der Sentinel-2 und Sentinel-3-Daten (ergänzend Landsat 8-Szenen) insgesamt rund 100 FE-Szenen zur Verfügung gestellt werden konnten (betrachteter Zeitraum: März bis Oktober 2017).

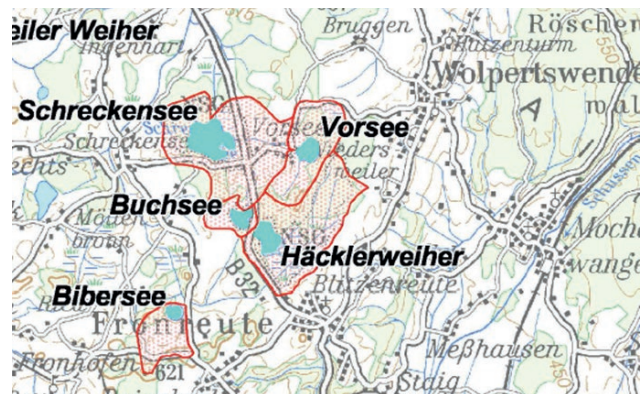
5.2.5 Überflugsynchrone Messkampagnen in kleinen Seen und dem Bodensee

Im Rahmen des Projektes wurden einzelne Messkampagnen mit optimaler zeitlicher Korrelation von in-situ-Messungen und Satellitenüberflügen konzipiert und durchgeführt, bei denen die Messungen im See exakt am Tag eines Satellitenüberfluges vorgenommen wurden. Diese Messkampagnen wurden sowohl im Bodensee als auch in drei kleinen Seen der Blitzenreuther Seenplatte – dem Schreckensee, dem Buchsee und dem Häckleweiher – für einzelne Messtage mit optimalen Wetter- und Sichtbedingungen durchgeführt und erforderten einen hohen logistischen wie auch wasserchemischen und seenphysikalischen Aufwandaufwand (Abb. 5-11, Abb. 5-12). Die Motivation für diese überflugsynchronen Messkampagnen war folgende:

- Auswertungen für kleine Seen zeigen, dass der zeitlich hochdynamische Parameter Chlorophyll-a bereits für Zeitdifferenzen von wenigen Tagen zwischen in-situ-

Messung und Satellitenüberflug durch sehr schnelle Wechsel in der Primärproduktion des Sees deutlich voneinander abweichende Seesituationen abbilden kann. Deswegen sind Daten mit möglichst genauer zeitlicher Übereinstimmung sehr wertvoll für die weitere Analyse und insbesondere Validation der FE-Daten.

- Unter optimalen Sicht- und Überflugbedingungen können mit diesen überflugsynchronen Messkampagnen drei kleine Seen mit sehr unterschiedlichen Huminstoffgehalten genauer untersucht werden. Mit den optimal zeitlich korrelierten Werten zwischen Messung und Satellitenüberflug kann somit eine bessere Einschätzung der Ableitungsgüte für satellitenbasiertes Chlorophyll-a für unterschiedliche Seentypen (bzgl. des Huminstoffgehaltes) vorgenommen werden.



LU:W

Abb. 5-11: Blitzenreuther Seenplatte - Projektseen der überflugsynchronen Messkampagnen – Schreckensee, Buchsee, Häckleweiher (Karte: SOS-Seenprogramm).



Abb. 5-12: Buchsee (Quelle LUBW).

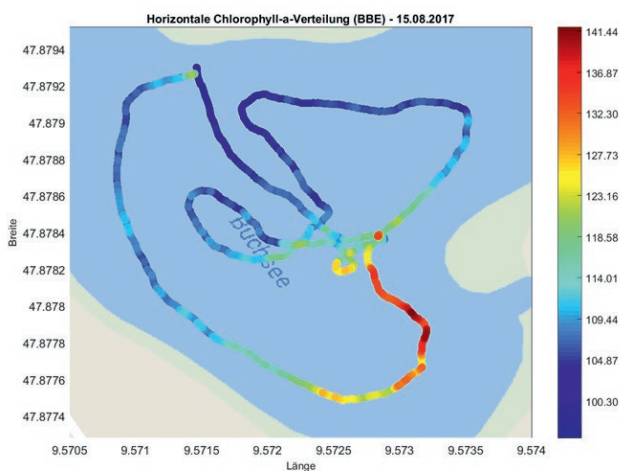
LU:W

Sowohl für die untersuchten drei kleinen Seen wie auch für den Bodensee konnten mit diesen aufwändigen Messkampagnen qualitativ hochwertige Datensätze gewonnen werden, bei denen neben den üblichen limnologischen Vertikalprofilmessungen mit Multiparametersonden auch horizontale Transekte mit einer BBE-Fluoreszenz-Sonde zur Bestimmung von Algenklassen räumlich kontinuierlich bemessen wurden, um die in-situ-Patchiness der Verteilung des Chlorophyll-a in den betrachteten Seen besser erfassen zu können (Abb. 5-13, Abb. 5-14).



LUBW

Abb. 5-13: Messaufbau für die überflugsynchronen Messkampagnen in der Blitzenreuther Seenplatte – Schlauchboot mit geschleppter Multiparametersonde.



LUBW

Abb. 5-14: Ergebnis der kontinuierlichen, horizontalen Transektemessungen mit einer Fluoreszenzsonde (BBE-Fluoroprobe) im Buchsee am 15.08.2017 zur Bestimmung der horizontalen Variabilität (patchiness) des Parameters Chlorophyll-a; zu sehen ist die oberflächlich große Variabilität dieses Parameters

5.2.6 Ableitung von anwendungsbezogenen Fernerkundungsprodukten

Es wurden mehrere Diskussionsrunden am Institut für Seenforschung geführt, um den Bedarf und die am besten verwendbaren Formate für anwendungsbezogene Fernerkundungsprodukte abzuleiten, die aus den ursprünglichen vom Serviceprovider EOMAP gelieferten Fernerkundungsdaten abgeleitet werden können. Die Produktpalette und Konzepte zur Verfügbarmachung von FE-Daten für unterschiedliche potentielle Nutzerkreise wurden zudem mit den Kolleginnen und Kollegen des Verbundprojektpartners Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) diskutiert.

In die MATLAB-basierten Workflows wurden diverse Skripte zur Ableitung von einfachen, mit üblichen Arbeitsmitteln verwendbaren Produkten eingearbeitet. Ziel war es, Fernerkundungsdaten so aufzubereiten, dass Anwender ohne direkten fernerkundungsbezogenen fachlichen Hintergrund und ohne Spezialsoftwarekenntnisse (z.B.: MATLAB, R, QGIS, SNAP) in die Lage versetzt werden, FE-Informationen in ihre tägliche Arbeitsumwelt und Bewertungsprozesse einzubeziehen.

Ausgehend von den Erfordernissen einer als typisch angenommenen Nutzung im Bereich des Gewässerschutzes und biologischen Bewertung von Gewässern wurden daher einfach verfügbare und intuitiv nutzbare Datenformate entwickelt. Dazu gehören:

- einfache Excel-Tabellenformate mit Informationen zu basisstatistischen Parametern wie Mittelwert, Maximum und Median des Chlorophyll-a Gehaltes pro Jahr und See für ein Ensemble von Seen
- Contourplots für einzelne Seen pro Überflugtermin mit integrierter Legende (Abb. 5-15)
- Ableitung von Filmen aus den FE-Szenen eines Jahres für jeweils einen See und einen Parameter
- Ableitung eines FE-basierten Trophieindex zur Bewertung der Gewässergüte der analysierten Seen.

Weitere konzeptionelle Formate, die softwaretechnisch jedoch noch nicht in die vorhandenen Workflows integriert

werden konnten, sind z.B.: landesweite Kartendarstellungen für Seen mit Angabe des FE-basierten Eutrophierungsgrades und Kartendarstellungen für Seen mit einem Indikator, der die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Blaualgenblüten charakterisiert (HAB-Indikator – Harmful Algal Bloom Indikator).

5.2.7 Gemeinsame Aktivitäten mit dem Projektpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Mit dem Verbundprojekt- und Leadpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) fanden regelmäßige Abstimmungsgespräche (Telefonkonferenzen, Einzelgespräche) zu Methodik, in-situ-Datensammlungen und softwarebasiereten Algorithmen und Workflows statt. Folgende Aktivitäten sind explizit zu nennen :

- Zweitätiges Projekttreffen mit dem Verbundprojektpartner: Austausch, Diskussion und Einschätzung der Validierungsergebnisse, Datenverarbeitungsschritte, statistischen Verfahren und Abstimmung der weiteren Vorgehensweise
- Gemeinsame Präsentationen auf dem „Nationalen Forum für Fernerkundung und Copernicus 2017“ – Berlin, den 14. – 16. März 2017.

In diesen Projekttreffen wurde eine sehr fruchtbare und konstruktive wissenschaftliche Diskussionskultur entwickelt, die wertvolle Impulse für das Gesamtprojekt lieferte.

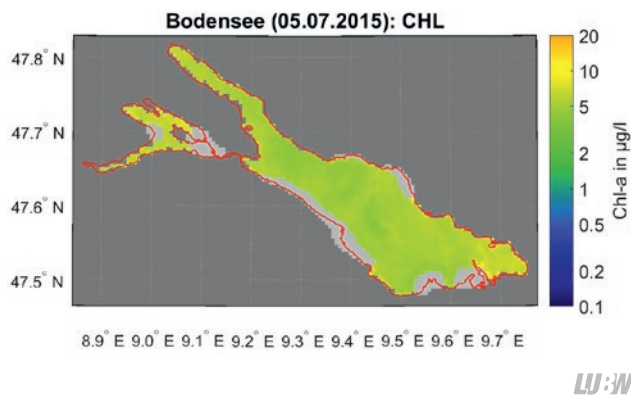


Abb. 5-15: Contourplot der Chlorophyll-a Verteilung im Bodensee (am 05.07.2015, Originaldaten: ESA Sentinel-2, Prozessierung: EOMAP); hellgrau maskierte Bereiche des Bodensees sind Flachwasserzonen des Sees.

5.3 BMBF-Projekt: HyMoBioStrategie

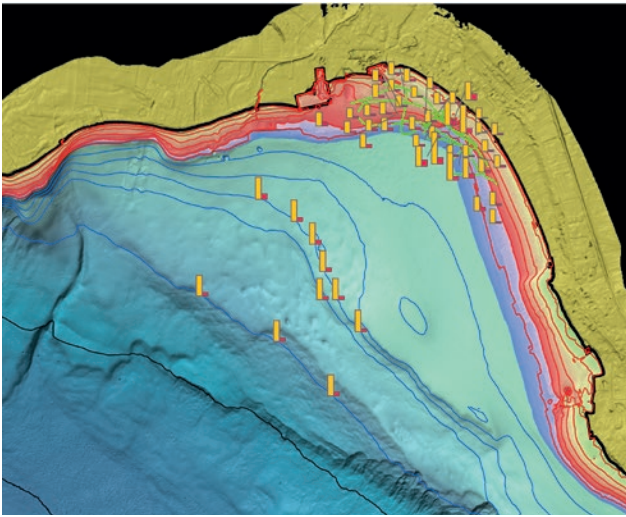
Das BMBF-Projekt HyMoBioStrategie hat eine Laufzeit vom 01.04.2015–31.12.2018 und untersucht im Verbund mit der Universität Konstanz, dem Landesdenkmalamt Hemmenhofen, dem Fraunhofer Institut für Biomedizinische Technik in St. Ingbert und der Firma Lanaplan GmbH die Auswirkungen von baulichen Veränderungen in der Flachwasserzone des Bodensees. Nach anfänglichen Verzögerungen konnten vor allem mit der Besetzung einer projektfinanzierten Stelle im Jahr 2016 und 2017 und dem Abschluss eines Werkvertrages mit der TU Darmstadt wesentliche Fortschritte erzielt werden.

5.3.1 Untersuchungen von Sedimentkernen

Die Sedimentkernentnahme wurde in den Untersuchungsgebieten nach dem ursprünglich begonnenen Schema fortgeführt und abgeschlossen. 2017 wurden insgesamt 73 Kerne entnommen, sodass nun insgesamt 225 Kerne zur Interpretation zur Verfügung stehen. Sämtliche Kerne wurden sorgfältig dokumentiert, insgesamt wurden annähernd 900 einzelne Proben entnommen und im Labor auf die Parameter TC, TOC, TN, TS, die Korngrößenverteilung und den Mineralbestand untersucht. Bei wenigen ausgewählten Proben wurde der Elementbestand mit einem ICP-OES nach Königswasseraufschluss im Zentrallabor der LUBW bestimmt. Sämtliche Daten wurden nach qualitätsgesicherten Standard Operational Procedures (SOP) erhoben und in der Sedimentdatenbank am ISF dokumentiert und archiviert. Aus der Datenbank wurden sie in einem geografischen Informationssystem (QGIS bzw. ArcGIS) eingelesen und visualisiert. In Abbildung 5-16 werden beispielhaft die Untersuchungsstellen in Kressbronn gezeigt.

5.3.2 Untersuchungen mit dem Georadar

Der geologische Hintergrund in der Flachwasserzone am Bodensee (z.B. langfristig vorherrschende Erosion oder Akkumulation, das Vorhandensein alter Rinnensysteme oder glazigene Reliefs, Korngrößenverteilungen, etc...) ist wichtig für das Prozessverständnis an heutigen Seeufern. Die Flachwasserzone ist zudem ein Resultat sehr kleinräumig formender Prozesse, entsprechend variabel sind fast alle gewonnenen Informationen. Sedimentkerne und Bohrungen liefern Punktinformationen, die für ein besseres Verständnis in die Fläche extrapoliert werden müssen. Niederfrequente akustische Signale können in gasreiche oder grob-



LUBW

Abb. 5-16: Probenstellen und TOC, TN-Konzentrationen der Untersuchungsfläche Kressbronn im Projekt HyMoBioStrategie.

körnige Ablagerungen nicht eindringen. Die Flachwasserzone von Seen ist darum mit herkömmlichen Methoden nur schwer flächenhaft zu untersuchen.

Deshalb wurde im Projekt HyMoBioStrategie versucht in den Untersuchungsgebieten zur Visualisierung tieferer geologischer Strukturen (0–4 m) hochfrequente elektromagnetische Wellen statt niederfrequenter akustischer Signale in größeren Arealen zu nutzen. Hierfür wurde eine an Land gut etablierte Technik (Georadar) für den Einsatz unter Wasser angepasst. Eine besondere Herausforderung war dabei die Konstruktion eines druckdichten Gehäuses ohne Metall. Erwartet wurden lineare Informationen (Radargramme) die mit den punktuellen Informationen (Sedimentkerne) verknüpft werden, um ein verbessertes Prozessverständnis der Flachwasserzone zu gewinnen.

Bei dem von der TU Darmstadt konstruierten Prototypen mussten viele innovative Lösungen gefunden werden, da mit einer herkömmlichen (Überwasser-) Antenne bis in 10 m Wassertiefe gearbeitet werden und wegen der verwendeten hochfrequenten elektromagnetischen Strahlung die Verwendung von Eisenmetallen weitgehend unterbleiben musste. Insgesamt wurde das Gerät darum recht schwer (Befüllung des Gehäuses) und ließ sich am sinnvollsten in einer Kombination aus dem Forschungsschiff „Kormoran“ (zum Einwassern) mit dem leichteren Arbeitsboot „Kilch“ (Zugboot) einsetzen. Hier ist noch einige

konstruktive Entwicklungsarbeit notwendig, um einen größeren Datensatz mit überschaubarem Aufwand gewinnen zu können.

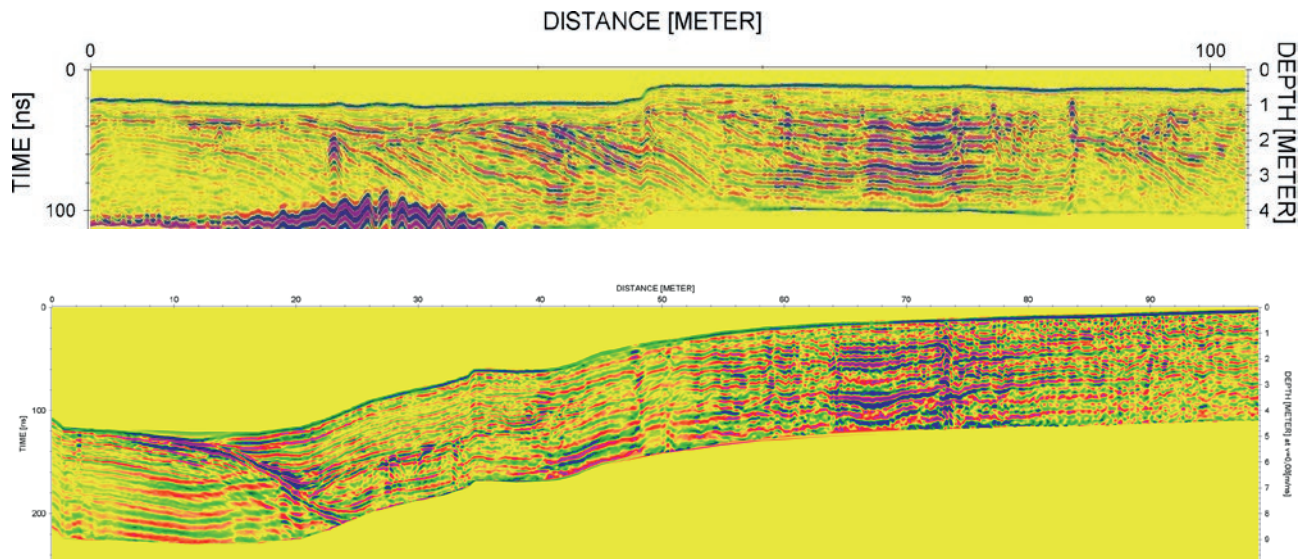
Im Rahmen des Werkvertrages mit der TU Darmstadt wurden die Untersuchungsgebiete Kressbronn, Langenargen und Hagnau bearbeitet. Die ursprünglich vorgesehen anderen drei Stellen wurden nicht abgefahren, da hier ausgesprochen dichte Pfahlfelder (Sipplingen, Unteruhldingen) vorhanden sind. In diesen denkmalrechtlich streng geschützten Gebieten hätte die Gefahr der Beschädigung der Pfahlfelder und/oder der Verlust der Radar-Antenne bestanden, da die Antenne nur mit dem Forschungsboot „Kilch“ statt mit einer ursprünglich vorgesehenen Aluboot gezogen werden konnte. Im zuletzt gefahrenen Gebiet Hagnau erlitt die Antenne einen massiven Schaden, sodass die Befahrung im Gebiet Kirchberg nicht durchgeführt werden konnte.

Die vorläufig prozessierten Daten und mit dieser neu entwickelten Technik sehen ausgesprochen vielversprechend aus (Abb. 5-17) und ermöglichen erstmals flächenhafte Untersuchungen der litoralen Sedimentkörper. Sichtbar werden so größere Rinnensysteme, einzelne größere Steine oder auch Schrägschichtungskörper und einzelne Erosionsflächen.

5.3.3 Messkampagne Kressbronn

Am 17./18.05.2017 wurde am Untersuchungsstandort Kressbronn der Einfluss des Schiffsverkehrs auf die Entstehung von Trübewolken und Sedimentumlagerung als Ursache für die beobachteten massiven Erosionsprozesse an den Anlegern der „Weissen Flotte“ der Ausflugsdampfer untersucht. Mit einer Unterwasser-Videokamera, einem Horizontalsonar, zwei Multiparametersonden und einem hydrographischen Echolot mit sidescan-Sonar wurden die Auswirkungen der an- und ablegenden Schiffe dokumentiert. In Abbildung 5-18 ist ein Beispiel der von einem ablegenden Schiff verursachten Trübewolke im Sonar zu sehen.

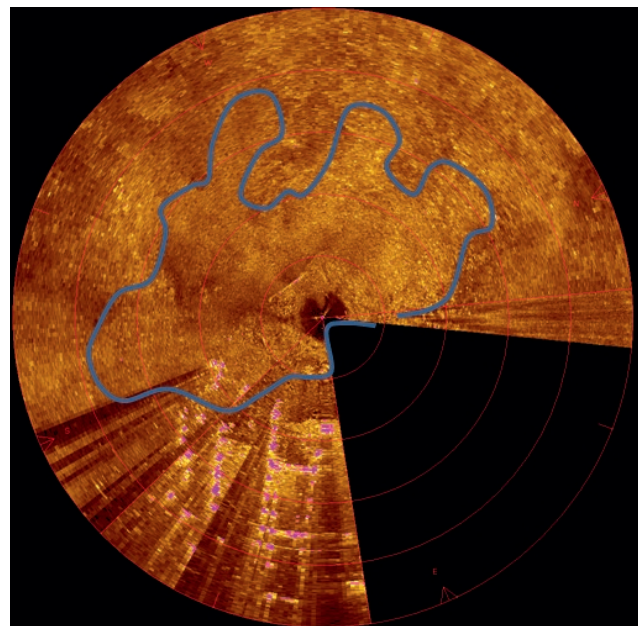
In den Daten der Exo-Sonde zeigt sich sehr gut, wie die an- und ablegenden Schiffe Trübungsereignisse verursachen (Abb. 5-19). Langfristig entstanden (im Beispiel-Ort Kressbronn) durch diese Prozesse Volumendefizite von



LW:W

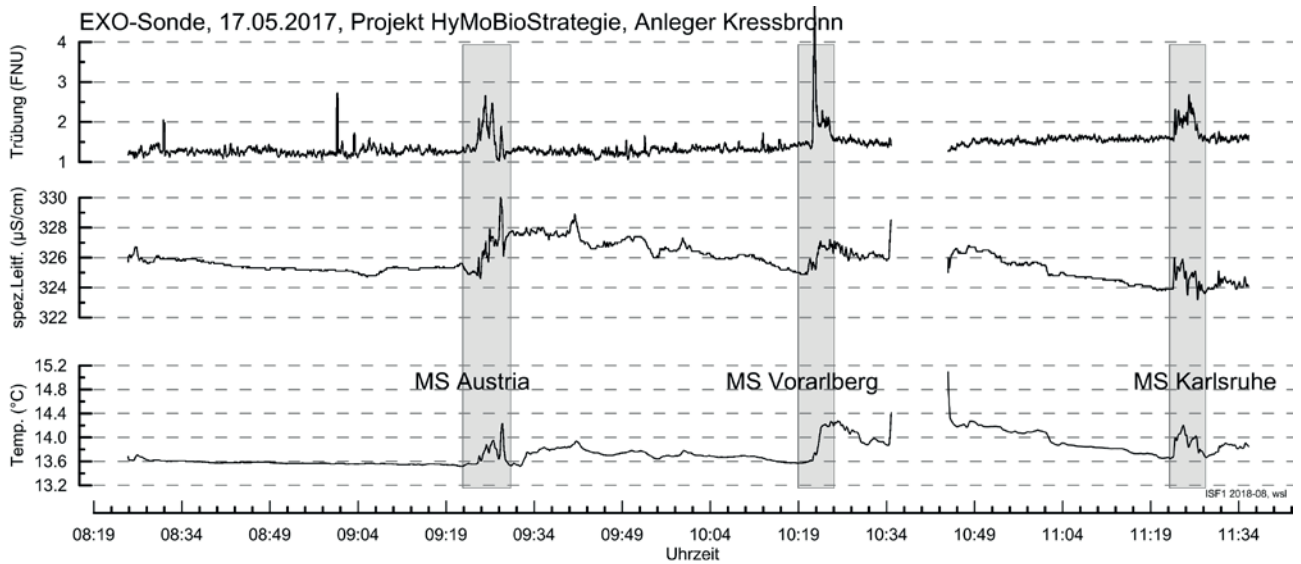
Abb. 5-17: Radargramme aus Langenargen und Hagnau können erstmals die Sedimente der Flachwasserzone visualisieren. Es zeigt sich eine enorme, unerwartete Strukturvielfalt, die das sehr hohe Potential dieser neuen Technik zeigt.

mehreren Tausend Kubikmetern (Vermessungsdaten des Tiefenschärfe-Projektes). Diese Auswirkungen der Fahrgastschiffe sind mit den Betreibern zu diskutieren, um diese Umweltauswirkungen nach Möglichkeit zu minimieren.



LW:W

Abb. 5-18: Das Sonarbild zeigt die entstehende Trübewolke (grau umrandeter Bereich) eines abfahrenden Ausflugschiffes. Die pinkfarbenen Strukturen sind die Echos der Stegdämben.



LUBW

Abb. 5-19: Die Daten der Exo-Sonde zeigen durch an- und abliegende Schiffe verursachte Trübungsereignisse.

6 Öffentlichkeitarbeit

6.1 Kolloquium des Institutes für Seenforschung

Auch im Jahr 2017 konnten wieder im Rahmen des Kolloquiums des Institutes für Seenforschung der LUBW externe Kolleginnen und Kollegen für Vorträge mit einer großen Bandbreite an Themen gewonnen werden, die unterschiedlichste Aspekte des Gewässerschutzes, der Limnologie und anderer seenrelevanter Themen behandeln.

Das Kolloquium wurde dabei sowohl von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Institutes für Seenforschung und der Fischereiforschungsstelle wie auch von externen Kollegen von Fachbehörden und interessierten Bürgern sehr gut besucht.

Folgende Vorträge wurden gehalten:

24.03.2017 – Prof. Dr. Andreas Martens, Pädagogische Hochschule Karlsruhe

„Aquatische Neozoen am Rhein – Effekte und Managementansätze“

28.04.2017 – Dr. Michael Hupfer, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

„Seen im Klimawandel: Welche neuen Herausforderungen ergeben sich für das Gewässermanagement?“

23.06.2017 – Prof. em. Dr. Reiner Eckmann, Universität Konstanz

„Ja wo schwimmen sie denn? Hydroakustische Untersuchungen an Bodenseefischen“

21.07.2017 – Dr. Ben Gilfedder, Universität Bayreuth

„Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser in Seen - der vergessene Faktor bei der Betrachtung von Stoffbilanzierungen“

22.09.2017 – Dr. Tobias Doppler, Plattform Wasserqualität VSA, und Dr. Simon Spycher, EAWAG

„Ergebnisse der Pestiziduntersuchung NAWA SPEZ 2015, Fokus kleine Fließgewässer“

27.10.2017 – Prof. Flavio Anselmetti, Universität Bern

„Unterschätzte Naturgefahren: Erdbeben und Tsunamis in Alpenrandseen“

24.11.2017 – Dr. Thomas Bauersachs, Universität Kiel

„Klimawandel und toxische Blaualgenblüten – Neue Einsichten aus einer molekulargeochemischen Perspektive“

08.12.2017 – Nathalie Karle, Institut für Seenforschung

„Gewässermonitoring aus dem Weltall: Bestimmung der Chlorophyllkonzentration in Seen mit Satellitendaten“

7 Literatur

- BABU, B. und WU, J.-T. (2008): Production of natural butylated hydroxytoluene as an antioxidant by freshwater phytoplankton. – *Journal of Phycology* 44.6: 1447–1454, doi: 10.1111/j.1529-8817.2008.00596.x.
- BRAUNS, M., MILER, O., GARCIA, X.-F. & PUSCH, M. (2013): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes "Makrozoobenthos" im Eulithoral von Seen.
- 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.
- DREIBHOLZ, S. (2012): Praktikumbereich am Institut für Seenforschung, Langenargen.
- IBKF (2018): Felchenfischerei, Monitoring der Blaufelchen sowie Felchen-Laichfischfang im Jahr 2017.
- IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2009): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37, 106 S.
- IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2010): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37.
- ISF (Institut für Seenforschung der LUBW) (2014): ISF Arbeitsbericht 2012.
- ISF (2018): ISF Arbeitsbericht 2016.
- 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.
- LAMPERT, W. (1978): A field study on the dependence of the fecundity of *Daphnia* sp. on food concentration. – *Oecologia* 36/3: 363–369.
- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen – Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen, Kulturbuchverlag Berlin. 34 S.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., DENEKE, R., Nixdorf, B. (2015): Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Mo- dulZooplankton (Teil B). S. 1–143.
- NÜBEL, L. (2017): Die Bathymetrie von ausgewählten Baggerseen in der Rheinebene. Bachelorarbeit an der Hochschule Karlsruhe, Karlsruhe.
- OGEWV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., POTTGIESSER, T., BÖHMER, J., DENEKE, R., RITTERBUSCH, D., STELZER, D. & HOEHNE, E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- 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.
- STICH, H.B., MAIER, G. (2012): Projekt Zooplankton – Zählen, Bestimmen, Auswerten. LUBW-Bericht.
- TGL (1982): Fachbereichsstandard. Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer; Klassifizierung. TGL 27885/01. – Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin: 1–16.

