

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2020/2021

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet



Herausgeber: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

Titelbild: Phytoplankton: Sphaerocystis • Länge ca. 15 µm • Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) • Bildrechte: LUBW.

Bearbeitung: Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) • Argenweg 50/1, 88085 Langenargen.

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der IGKB unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Internet: <http://www.igkb.org>

© IGKB 2022

ISSN 1011-1271

Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 44 (2020-2021)

Bericht Nr. 44

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2020/2021

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Die „GRÜNEN BERICHTE“ der IGKB

Seit 1976 veröffentlicht die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) alljährlich einen Bericht über den limnologischen Zustand des Bodensees. Diese sogenannten „Grünen Berichte“ enthalten die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees ab dem Jahr 1974. Neben den Ergebnissen der Freiwasseruntersuchungen von Obersee und Untersee enthalten einzelne Ausgaben Informationen zu weiteren Themen wie Seebodenuntersuchungen (Nr. 10, 21, 27, 29), die radioaktive Belastung nach dem Unfall von Tschernobyl (Nr. 15), Pestizide (Nr. 19), Zuflussuntersuchungen (Nr. 26), sowie Ergebnisse einer mathematischen Modellierung zur Fernausbreitung des winterlichen Alpenrhein-Einstroms (Nr. 30). Ab Nr. 30 sind die Berichte des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet‘ Teil der Grünen Berichte. Bis auf zwei Änderungen 1985 (Formatwechsel von A5 auf A4) und 2004 (neues Layout mit zweispaltigem Text) blieb das äußere Erscheinungsbild nahezu unverändert und war durch einen unbedruckten Textteil sowie einen Anhang mit Grafiken und Tabellen charakterisiert.

Anlässlich der Kommissionstagung 2007 wurde von den Sachverständigen der IGKB eine Neugestaltung der Grünen Berichtsreihe vorgeschlagen, mit dem Ziel, die Berichte insgesamt leichter lesbar zu gestalten.

Als Zielgruppe wurden IGKB-Gremien, Behörden, Kommunen, Verwaltungen, Wissenschaftler, Studenten, Schüler sowie die interessierte Öffentlichkeit identifiziert.

In einem ersten Hauptteil werden herausragende, aktuelle Ereignisse im Seejahr vorgestellt, während im darauffolgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse der Messstationen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Überlingersee, Zellersee und Rheinsee werden möglichst auf einer Seite als farbige Isoplethen oder Diagramme mit knappen, erläuternden Bildunterschriften dargestellt. Da die Anzahl der Datensätze von Messjahr zu Messjahr – aufgrund unterschiedlicher Messreihen und Messtiefen – variiert, können die interpolierten Werte und damit auch die Isoplethendarstellungen zum Vorjahresbericht leicht abweichen.

Der aktuelle Bericht des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet‘ folgt als dritter und letzter Hauptteil des Grünen Berichts vor einem Anhang mit Informationen zum Untersuchungsprogramm und Hinweisen auf weitere Informationsquellen.

Bei der 59. Kommissionstagung im Jahr 2013 wurde beschlossen, künftig die Berichte der Fachbereiche im Zweijahresturnus zu erstellen. Seither wird die Reihe der „Grünen Berichte“ alle zwei Jahre veröffentlicht und enthält im B-Teil die Ergebnisse zu den Untersuchungsprogrammen Freiwasser und Einzugsgebiet aus jeweils zwei Untersuchungsjahren.

Am Bericht mitgearbeitet haben:

Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld
Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen
Dr. Karoline Härtl-Brandl, Langenargen
Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz
Dipl.-Ing. (FH) Günther Kuhn, Langenargen
Dr. Anna Noffke, Langenargen
Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen
Dr. Irene Purtschert, Frauenfeld
Dr. Thorsten Rennebarth, Langenargen
Dr. Petra Teiber-Sießegger, Langenargen
Dr. Piet Spaak, Dübendorf
Dipl.-Ing. Manuel Tille, Frauenfeld
Dr. Thomas Wolf, Langenargen

INHALTSVERZEICHNIS

A – AKTUELLER TEIL	10
Stand der Quagga-Muschel Forschung im Bodensee	11
IGKB Monitoring Bodensee: Konzept 2022.....	16
Aufgaben eines IGKB-Monitorings	17
Ziele des IGKB Monitorings.....	18
Fragestellungen.....	18
Monitoringkomponenten	19
Untersuchungsintervalle / Basismessstellen	22
Fazit.....	22
B – JAHRESBERICHT	23
Einleitung.....	24
Zustandsbeschreibung 2020	25
Bodensee-Obersee	25
Bodensee-Untersee	38
Fazit und Handlungsbedarf	41
Zustandsbeschreibung 2021	42
Bodensee-Obersee	42
Bodensee-Untersee	52
Fazit und Handlungsbedarf	55
Untersuchungsprogramm Freiwasser.....	56
Meteorologie.....	58
Hydrologie	60
Windverteilung.....	62
Wassertemperaturen an der Oberfläche und über Grund.....	64
Wärmeinhalt	65
Wassertemperatur.....	67
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat	71
Sauerstoff	72
Gesamtphosphor.....	74
Orthophosphat.....	76
Nitrat	78
Ammonium	79
Silikat	80
Chlorid	81
Mangan.....	82
Eisen.....	83

Phytoplankton.....	84
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).....	85
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee).....	87
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee).....	89
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)	90
Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m.....	92
Leitpigmente 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20 m	94
Entwicklung Phytoplankton in 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m	95
Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2020/2021 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m	96
Entwicklung Phytoplankton in 2020/2021 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m.....	98
Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m	99
Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m	100
Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m	101
Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m	103
Pigmente	104
Langzeitentwicklung Chlorophyll a	104
Zooplankton.....	106
Langzeitentwicklung Crustaceen.....	107
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	109
Bakterien	116
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet	117
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet.....	118
1. Abwasserbeseitigung 2019/2020	118
2. Übersichtskarten	121
3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet.....	121
4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	123
5. Organische Spurenstoffe Bodensee und Zuflüsse	124
6. Abwasserbeseitigung 2020/2021	126
7. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	127
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	128
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	129
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2017-2020	130
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2020.....	131
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2018-2021	132
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2021.....	133
AUSKÜNFTE	134

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1:	KUCHENDIAGRAMM: AUSBREITUNG DER QUAGGAMUSCHEL.	11
ABB. 2:	MONITORING-PROFILE UND PROBESTELLEN FÜR DAS QUAGGA MONITORING 2021.	12
ABB. 3:	QUAGGAMUSCHELN AN 5 AUSGEWÄHLTEN STELLEN IM OBERSEE IN DREI TIEFENBEREICHEN. (ROSSBACHER ET. AL. UNPUBLIZIERT).	13
ABB. 4:	KARTE: QUAGGAMUSCHELN AN 5 AUSGEWÄHLTEN STELLEN IM OBERSEE IN DREI TIEFENBEREICHEN (ROSSBACHER ET. AL. UNPUBLIZIERT).	14
ABB. 5:	SAISONALES VORKOMMEN DER VELIGERLARVEN DER ZEBRA- UND QUAGGAMUSCHEL IM BODENSEE AN DER MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL (0-100 M).	15
ABB. 6:	TITELBILD DES SYNTHESEBERICHTS ZUM KÜNFTIGEN IGKB-MONITORING.	17

B – JAHRESBERICHT

Zustandsbeschreibung 2020

ABB. 1:	WASSERSTANDSVERLAUF DES BODENSEE OBERSEES (PEGELSTATION KONSTANZ).	25
ABB. 2:	LANGJÄHRIGE ENTWICKLUNG DER TEMPERATUREN VON LUFT UND DES OBERFLÄCHENWASSERS IM OBERSEE IN FISCHBACH-UTTWIL.	27
ABB. 3:	TEMPERATURISOPLETHEN IM JAHRESVERLAUF 2020 AN DEN STATIONEN IM OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	29
ABB. 4:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER GESAMTPHOSPHORKONZENTRATIONEN, DER ZIRKULATION UND DER MINIMALEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN ÜBER GRUND IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	30
ABB. 5:	GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) VON 2011 BIS 2020.	31
ABB. 6:	SAUERSTOFFVERTEILUNG IN SEEMITTE (FISCHBACH-UTTWIL) VON 2011 BIS 2020.	31
ABB. 7:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	32
ABB. 8:	VELIGERLARVEN IM ZOOPLANKTONFANG AN DER MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL.	34
ABB. 9:	VELIGERLARVEN IN DEN EINZELNEN TIEFENSTUFEN AN DER MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL.	34
ABB. 10:	VERDRÄNGUNG DER ZEBRA- ODER WANDERMUSCHEL (<i>DREISSENA POLYMORPHA</i>) DURCH DIE QUAGGAMUSCHEL (<i>DREISSENA ROSTRIFORMIS</i>) AUS DEN FLACHWASSERBIOZÖNOSEN DES BODENSEES.	35
ABB. 11:	AUSSCHNITT AUS EINER VIDEOAUFNAHME (QUAGGA-MUSCHELN) VOR FRIEDRICHSHAFEN, CA. 90 M WASSERTIEFE.	36

Zustandsbeschreibung 2021

ABB. 1:	WASSERSTANDSVERLAUF DES BODENSEE OBERSEES (PEGELSTATION KONSTANZ).	42
ABB. 2:	LANGJÄHRIGE ENTWICKLUNG DER TEMPERATUREN VON LUFT UND DES OBERFLÄCHENWASSERS IM OBERSEE IN FISCHBACH-UTTWIL.	44
ABB. 3:	TEMPERATURISOPLETHEN IM JAHRESVERLAUF 2021 AN DEN STATIONEN IM OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	45
ABB. 4:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER GESAMTPHOSPHORKONZENTRATIONEN, DER ZIRKULATION UND DER MINIMALEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN ÜBER GRUND IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	46
ABB. 5:	GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN SEEMITTE (FISCHBACH-UTTWIL) VON 2012 BIS 2021.	47
ABB. 6:	SAUERSTOFFVERTEILUNG IN SEEMITTE (FISCHBACH-UTTWIL) VON 2012 BIS 2021.	47
ABB. 7:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	48
ABB. 8:	VELIGERLARVEN IM ZOOPLANKTONFANG AN DER MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL.	50
ABB. 9:	SEEBODENPROBE MIT RÖHRENFÖRMIGEN STRUKTUREN UND SÜßWASSERBORSTENWURM.	51

Untersuchungsprogramm Freiwasser

ABB. 1:	ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE (2020-2021).	57
ABB. 2:	METEOROLOGISCHE GRÖßEN MIT BEREICHEN ZWISCHEN MAXIMA UND MINIMA LANGJÄHRIGER TAGESMITTEL.	58
ABB. 3:	HYDROLOGISCHE GRÖßEN; WASSERSTAND PEGEL KONSTANZ UND ABFLUSS ALPENRHEIN PEGEL LUSTENAU.	60
ABB. 4:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021 BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE.	63
ABB. 5:	LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND FÜR DIE SEETEILE OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	64
ABB. 6:	WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250 M), ZELLERSEE (0-22 M) UND RHEINSEE (0-45 M).	65
ABB. 7:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT (OBERSEE), IN SEEMITTE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE (UNTERSEE) UND RHEINSEE (UNTERSEE).	67
ABB. 8:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DEN JAHREN 2020/2021 IN DER BREGENZER BUCHT (OBERSEE), IN SEEMITTE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL), IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE (UNTERSEE) UND RHEINSEE (UNTERSEE).	68
ABB. 9:	ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE (FU), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	71
ABB. 10:	SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	72

ABB. 11: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	74
ABB. 12: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	76
ABB. 13: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	78
ABB. 14: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	79
ABB. 15: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	80
ABB. 16: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	81
ABB. 17: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	82
ABB. 18: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	83
ABB. 19: ASTERIONELLA FORMOSA.	84
ABB. 20: CERATIUM HIRUNDINELLA.	84
ABB. 21: CHROOCOCCUS LIMNETICUS.	84
ABB. 22: CYCLOTELLA PSEUDOCOMENSIS.	84
ABB. 23: FRAGILARIA CROTONENSIS.	84
ABB. 24: SPHAEROCYSTIS.	84
ABB. 25: BANDFÖRMIGE KIESELALGENKOLONIE FRAGILARIA CROTONENSIS (MITTE).	84
ABB. 26: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2021).	85
ABB. 27: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE, 1977-2021).	87
ABB. 28: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2021).	89
ABB. 29: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2021).	90
ABB. 30: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2020/2021 (FISCHBACH-UTTWIL).	92
ABB. 31: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2020/2021 (FISCHBACH-UTTWIL).	92
ABB. 32: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2020/2021 (BREGENZER BUCHT).	94
ABB. 33: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2020/2021 (ÜBERLINGERSEE).	95
ABB. 34: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2020/2021 (ZELLERSEE).	96
ABB. 35: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2020/2021 (ZELLERSEE).	96

ABB. 36: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2020/2021 (RHEINSEE).	98
ABB. 37: BIOMASSEANTEILE DER HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	99
ABB. 38: BIOMASSEANTEILE DER HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGERSEE).	100
ABB. 39: BIOMASSEANTEILE DER HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	101
ABB. 40: BIOMASSEANTEILE DER HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	103
ABB. 41: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL A ENTWICKLUNG IN 0-20 M.	104
ABB. 42: BOSMINA LONGISPINA X COREGONI.	106
ABB. 43: DAPHNIA HYALINA ADULT.	106
ABB. 44: CYCLOPS VICINUS ADULT MÄNNLICH.	106
ABB. 45: KELLICOTTIA LONGISPINA.	106
ABB. 46: GASTROPUS STYLIFER.	106
ABB. 47: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-100 M (FISCHBACH-UTTWIL).	107
ABB. 48: LANGJÄHRIGE ZUSAMMENSETZUNG DER DAPHNIENABUNDANZ AN DER MESSSTELLE FISCHBACH-UTTWIL (FU).	107
ABB. 49: SAISONALE ENTWICKLUNG DES ZOOPLANKTONS 2020/2021. FISCHBACH-UTTWIL 0-100 M, ZELLERSEE 0-20 M, RHEINSEE 0-30 M.	109
ABB. 50: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION FISCHBACH-UTTWIL (2020/2021) BEZOGEN AUF 20 M WASSERSÄULE.	112
ABB. 51: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION ZELLERSEE (2020/2021) BEZOGEN AUF 20 M WASSERSÄULE.	114
ABB. 52: BIOMASSEN DES ZOOPLANKTONS (TROCKENMASSE) AN DER STATION RHEINSEE IN DEN JAHREN 2020 UND 2021 BEZOGEN AUF 30 M WASSERSÄULE.	115
ABB. 53: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL).	116

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

ABB. 1:	ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA), ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERENTSORGUNG.	119
ABB. 2:	ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFFRETFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ARA IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	120
ABB. 3:	PROZENTUALER VERLAUF DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFFRETFRACHTEN ALLER ARA IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES BEZOGEN AUF DAS JAHR 2001 BZW. FÜR STICKSTOFF DAS JAHR 2002.	121
ABB. 4:	ENTWICKLUNG DER $P_{\text{FILTRIERT}}$ -FRACHTEN IN DEN BODENSEE VON ALPENRHEIN, BREGENZERACH, SCHUSSEN UND ARGEN VON 1995 BIS 2020.	125
ABB. 5:	VERGLEICH VON ABFLUSSMENGEN UND $\text{PO}_4\text{-P}$ -FRACHTEN DES ALPENRHEINS IM JAHR 1999 BEI DER NADUF-MESSSTELLE DIEPOLDsau.	125
ABB. 6:	KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2020.	128
ABB. 7:	KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2021.	129
ABB. 8:	KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2017-2020.	130
ABB. 9:	KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2020.	131
ABB.10:	KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2018-2021.	132
ABB. 11:	KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2021.	133

Tabellenverzeichnis

B – JAHRESBERICHT

Zustandsbeschreibung 2020

TAB. 1:	KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DER STATION FISCHBACH-UTTIL.	37
TAB. 2:	KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DEN UNTERSEESTATIONEN ZELLERSEE, GNADENSEE, RHEINSEE.	40

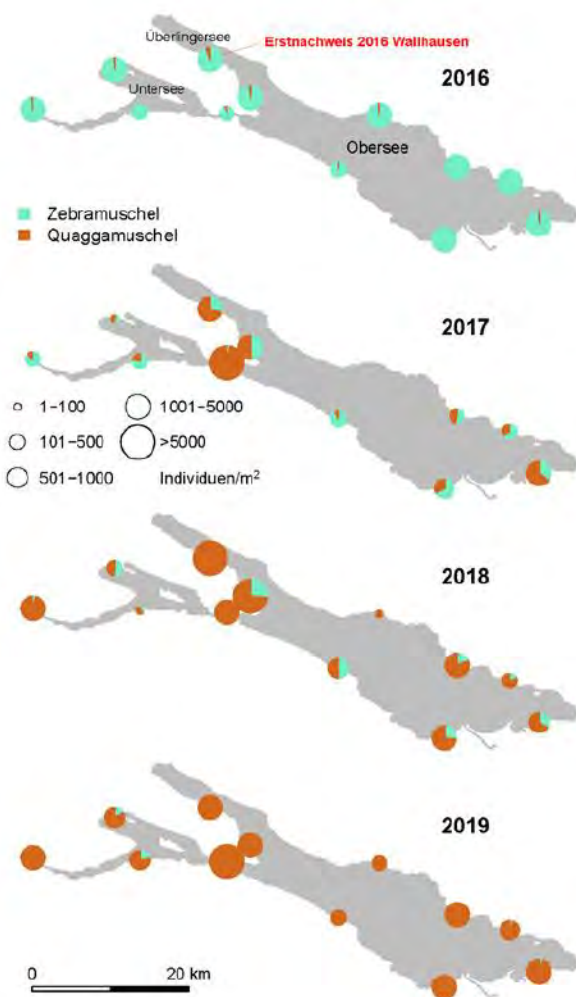
Zustandsbeschreibung 2021

TAB. 1:	KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DER STATION FISCHBACH-UTTIL.	51
TAB. 2:	KENNZAHLEN AUSGEWÄHLTER BIOLOGISCHER MERKMALE AN DEN UNTERSEESTATIONEN ZELLERSEE, GNADENSEE, RHEINSEE.	54

A – Aktueller Teil

Stand der Quagga-Muschel Forschung im Bodensee

Die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis*) ist die Schwesterart der schon seit den 1960er Jahren im Bodensee etablierten Zebra-Muschel (*Dreissena polymorpha*). Beide Arten stammen aus dem Schwarzmeergebiet und wurden mit der Schifffahrt nach Mitteleuropa gebracht. Der Erstnachweis im Bodensee erfolgte im Mai 2016. Innerhalb von vier Jahren hat die Quaggamuschel die Zebra-Muschel in der Uferzone weitestgehend ersetzt (Abb. 1). Die Fähigkeit der Quaggamuschel sich fast ganzjährig fortzupflanzen, weiches Substrat zu besiedeln und ihre effizientere Nahrungsaufnahme werden als wesentliche Gründe angesehen, warum die Quaggamuschel in tiefen Seen gegenüber der Zebra-Muschel konkurrenzfähiger ist und zunehmend an deren Stelle tritt.



In größeren Tiefen breitet sich die Quagga-Muschel erfolgreich in Bereiche aus, die bisher nicht von der Zebra-Muschel besiedelt waren. Im Gegensatz zur Zebra-Muschel kann sie mehr Substrate besiedeln und auch bei dauerhaft niedrigeren Temperaturen wachsen und reproduzieren. Die Fähigkeit zur Besiedlung von Weichsubstraten sowie die ganzjährige Reproduktion verschaffen der Quaggamuschel deutliche Vorteile gegenüber der Zebra-Muschel. Die Zebra-Muschel kam vor allem bis in Tiefen von ca. 25 m häufig und tiefer als 40 m höchstens als Einzeltier vor. Weichsubstrate sind für sie nur besiedelbar, wenn dazwischen feste Substrate zum Anheften vorhanden sind.

Abb. 1: Innerhalb von vier Jahren hat die Quaggamuschel die Zebra-Muschel in der Uferzone des Bodensees fast vollständig ersetzt. Je größer das Kuchendiagramm, desto höher war die gemessene Muscheldichte (Individuen/m²) an dem Standort. Markiert in Rot ist der Erstnachweis im Überlingersee bei Wallhausen im Jahr 2016 (aus Haltiner et al 2022).

Die bisherige Forschung hat gezeigt, dass Quaggamuscheln schon im Jahr 2019 an verschiedenen Stellen im Bodensee Tiefen bis zu 80 Meter besiedelt haben. 2019 konnten nur 11 Standorte rund um den See beprobt werden, jedoch im Herbst 2021 wurden 50 Stellen in allen Tiefen über den ganzen See untersucht (Abb. 2). Alle Stationen wurden mit einem Video-System beprobt: an jeder Stelle wurde ein Rahmen mit zwei gopro Kameras heruntergelassen und eine Seefläche von 2250 cm² drei Mal fotografiert. Der Mittelwert von der mit Quaggamuscheln bedeckten Fläche dieser drei Proben wurde berechnet. An 50% der Stellen wurden zusätzlich mit einem Ponar-Sedimentgreifer drei Sedimentproben entnommen. Diese wurden ausgesiebt, und die Muscheln gezählt und vermessen. Es ist geplant diese Beprobung Ende 2022 zu wiederholen damit erste Daten zur Ausbreitungsgeschwindigkeit der Quaggamuscheln in verschiedenen Tiefen und Bereichen des Bodensees verfügbar sind.

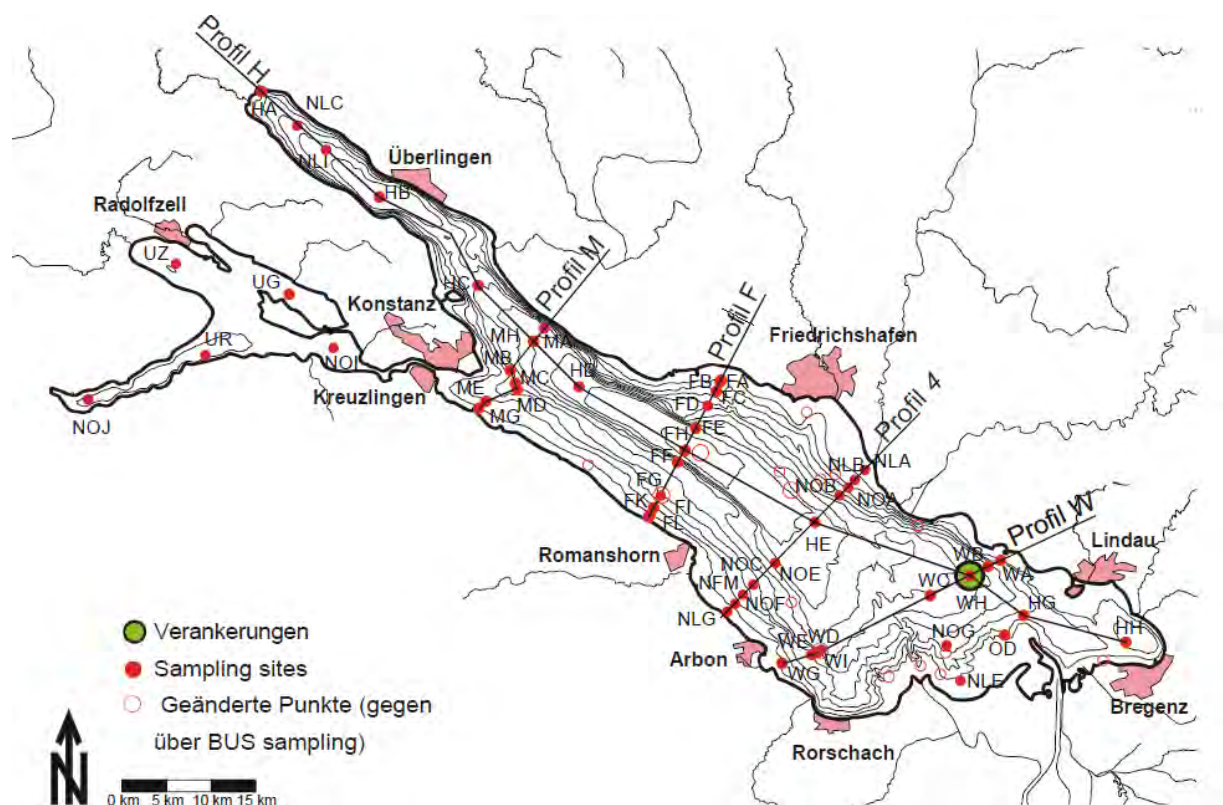


Abb. 2: Monitoring-Profile und Probestellen für das Quagga Monitoring im Jahr 2021. Die Probestellen sind zum größten Teil identisch mit denen des BUS Projekts (Bodensee Untersuchung See Boden, Wessels et al., 2006).

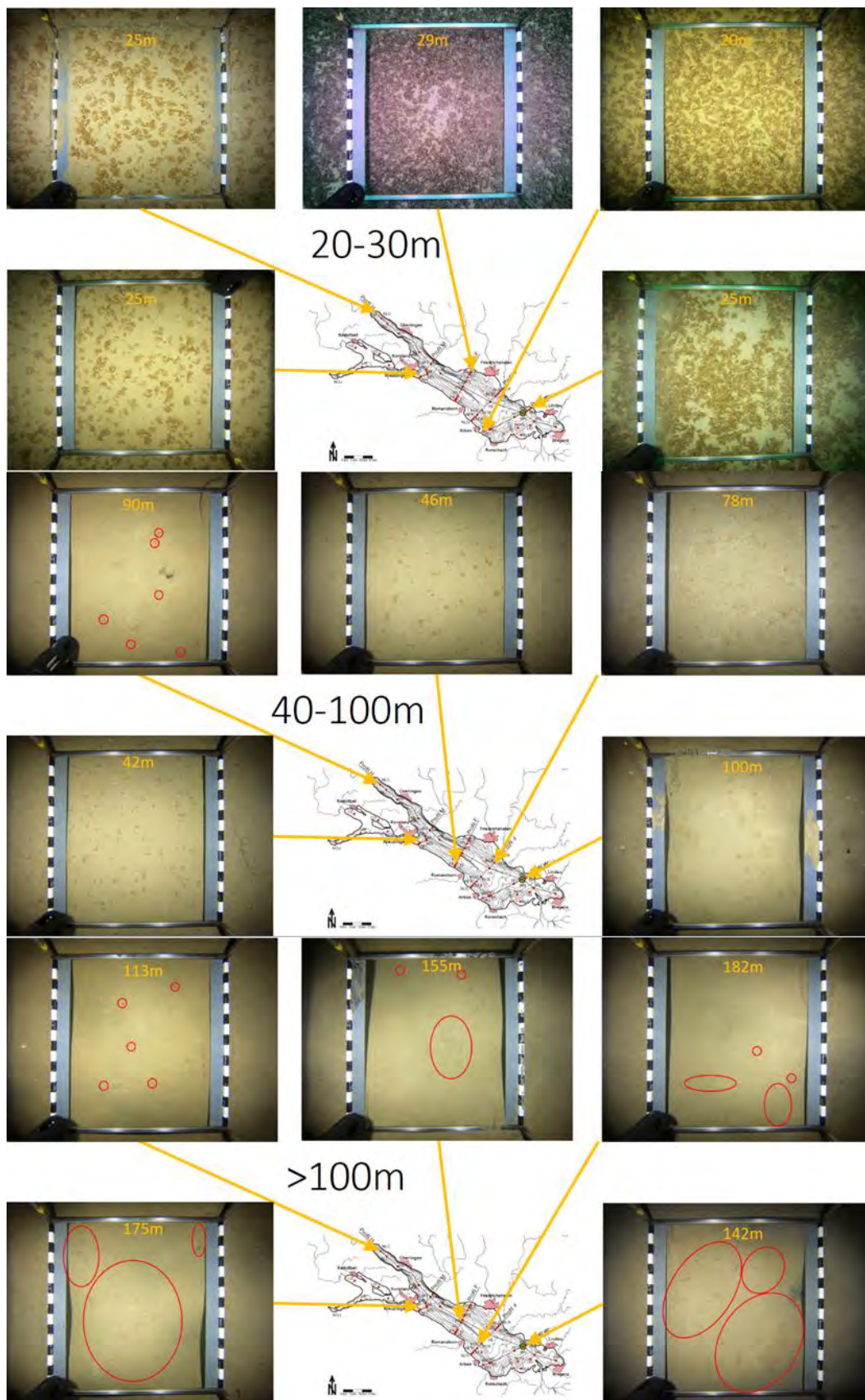


Abb. 3: Quaggamuscheln an 5 ausgewählten Stellen im Obersee in drei Tiefenbereichen. (Rossbacher et. al., unpubliziert).

Erste Ergebnisse der Videoproben zeigen, dass in allen Proben im Obersee Quaggamuscheln gefunden wurden (Abb. 3). Quaggamuscheln kommen bis ca. 40 m in sehr dichten Beständen vor, danach scheint es eine stetige Abnahme zu geben. Muscheln in grösseren Tiefen (>150 m) sind meist nur 2-3 mm lang. Dies könnte damit zusammenhängen, dass der Kolonisationsprozess noch im Gange ist. In grossen Tiefen sind die Temperaturen sehr niedrig, ebenso die Verfügbarkeit von Futter. Deshalb sind die Wachstumsraten niedrig. Weiteres Monitoring muss zeigen, ob die Quaggamuscheln sich weiter im Bodensee ausbreiten und auch tiefere Bereiche weiter besiedeln werden.

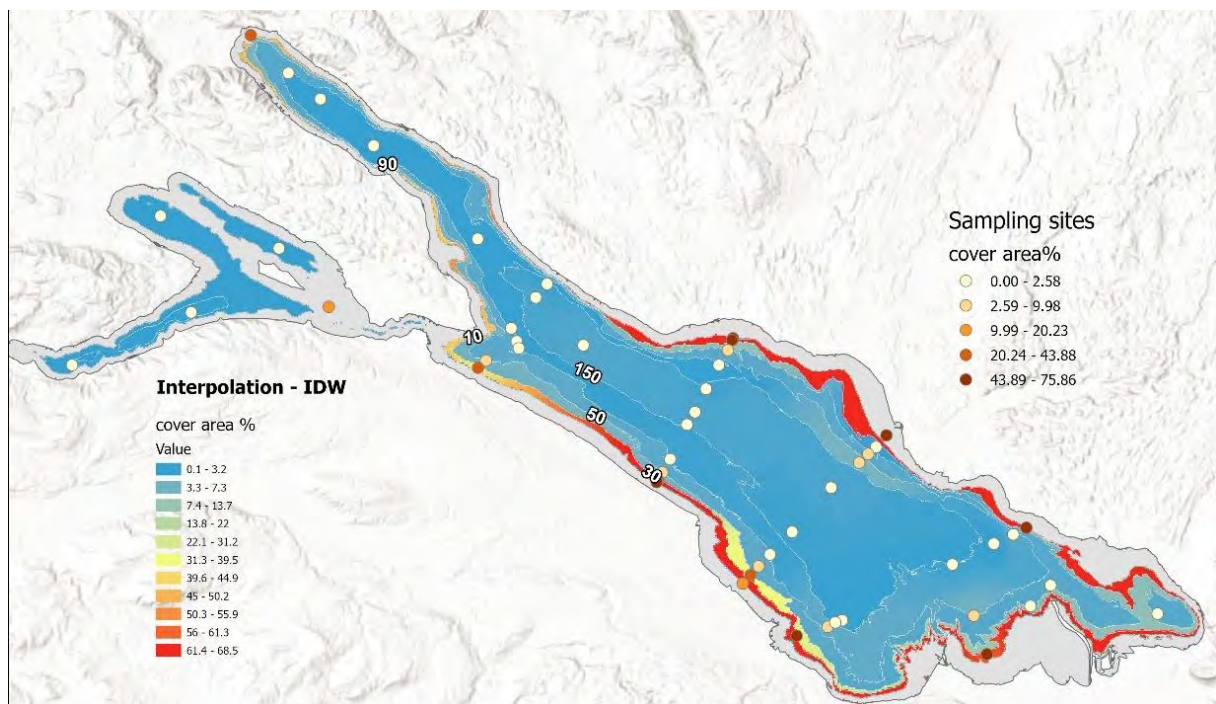


Abb. 4: Quaggamuscheln an 5 ausgewählten Stellen im Obersee in drei Tiefenbereichen (Rossbacher et. al., unpubliziert).

Die Auswertung aller Videobilder (Abb. 3) zeigt, dass sich Quaggamuscheln rund um den See auf Tiefen bis 50 Meter stark verbreitet haben (Abb. 4). In grösseren Tiefen ist das Muschelvorkommen begrenzt. Erste Analysen von Ponar-Proben (Sedimentgreifer) zeigen, dass die Quaggamuscheln aus grossen Tiefen sehr klein sind. Neben dem Vorkommen von Quaggamuscheln am Seegrund, geben auch die Muschellarven (Veligerlarven) im Freiwasser Informationen über die Quagga Population. Seit 2010 zählt das Institut für Seeforschung die Veligerlarven in den Planktonproben. Auffallend ist, dass seit der Entdeckung von Quaggamuscheln ganzjährig Veligerlarven im See gefunden werden. Auch nehmen die Sommerdichten stark zu (Abb. 5).

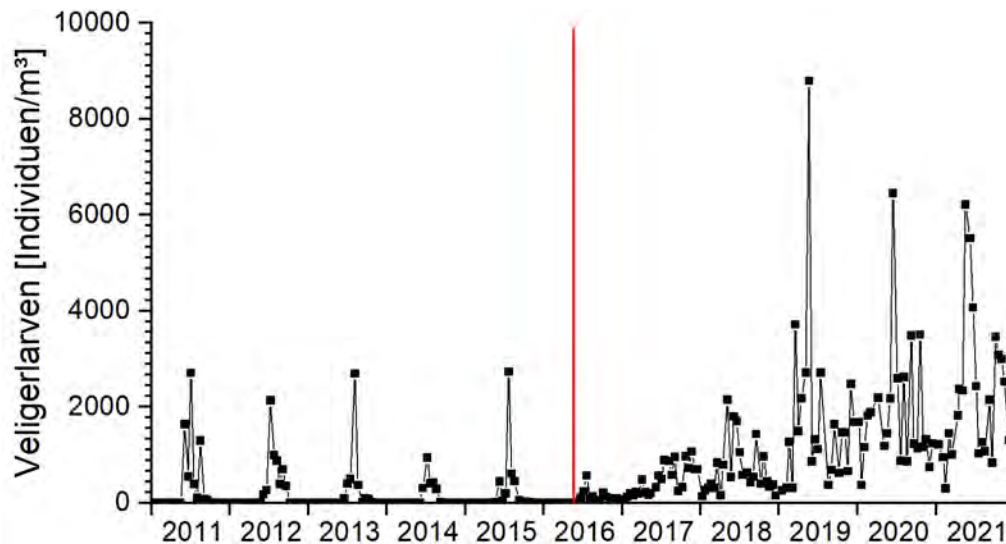


Abb. 5: Saisonales Vorkommen der Veligerlarven der Zebra- und Quaggamuschel im Bodensee an der Messstelle Fischbach-Uttwil (0-100 m). Die Larven der beiden Arten sind visuell nicht zu unterscheiden. Nach dem Auftreten der Quaggamuschel im Jahr 2016 (rote Linie) sind die Veligerlarven praktisch ganzjährig in den Planktonproben zu finden [Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden- Württemberg].

Da die Daten über die Ausbreitung von Quaggamuscheln im Bodensee noch beschränkt sind, liegen gesicherte Ergebnisse zu den ökologischen Folgen für den Bodensee noch nicht vor. Die gut untersuchten Großen Seen (Great Lakes) in Nordamerika liefern jedoch Hinweise, welche Folgen für das Ökosystem eintreten könnten. Dort wanderte die Quaggamuschel vor mehr als 20 Jahren ein. Der Michigansee, der um ein 100-faches größer ist als der Bodensee jedoch über eine vergleichbare Tiefe und Nährstoffkonzentration verfügt, wurde in 15 Jahren bis zur tiefsten Stelle, teilweise flächendeckend, besiedelt. Die folgenden Veränderungen wurden in Nordamerikanischen Seen beobachtet und dienen als Anhaltspunkte für mögliche Folgen für den Bodensee:

- Rückgang des Planktons
- Zunahme der Sichttiefe
- Nährstoffzunahme am Seegrund und -abnahme im Freiwasser
- Veränderung der Artengemeinschaften
- Veränderungen des Nahrungsnetzes

Für weitere Details verweisen wir auf das SeeWandel Faktenblatt No. 02 „Die gebietsfremde Quaggamuschel erobert den Bodensee – drohen massive Folgen für das Ökosystem?“

Literatur

Haltiner L, et al. 2022. The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*. 17(2).

IGKB Monitoring Bodensee: Konzept 2022

Der Bodensee zählt zu den limnologisch am längsten und besten untersuchten Seen Europas. Dies ist der etablierten und seit 1959 durch die IGKB koordinierten Gewässerschutzarbeit zu verdanken. Diese Gewässerschutzarbeit war auch Taktgeber für viele Forschungsprojekte und Sonderforschungsbereiche von Universitäten. Die für die IGKB relevanten Informationen über den Zustand des Bodensees werden zusammengetragen, ausgewertet und verwaltet. Dabei findet ein enger Austausch mit den Gewässerschutzfachstellen der Länder und Kantone des Bodenseeraums statt. Um Veränderungen des limnologischen Zustands erkennen und deren Ursachen verfolgen zu können, werden auf Veranlassung oder Empfehlung der IGKB verschiedene Untersuchungs- oder Monitoringprogramme durchgeführt. Traditionell zählt hierzu das sogenannte Freiwassermonitoring mit seinen Teilen Wasserchemie und Plankton.

In einem Aktionsprogramm der IGKB rückte 2004 die biologisch sehr produktive Ufer- und Flachwasserzone in den Fokus. Neben den bereits bestehenden, biologischen Untersuchungen (z.B. Makrophytenkartierungen, Neozoenmonitoring) lag ein neuer Schwerpunkt auf dem ökomorphologischen Zustand der Ufer- und Flachwasserzone (IGKB Uferbewertung). Kein Bestandteil des Monitorings sind bisher Fische. Entsprechende Untersuchungen liegen in der Verantwortung der Fischereifachstellen der Länder und Kantone.

Anlass der Einberufung der AG Monitoring 2016 war die Frage, ob die bestehenden Untersuchungsinhalte und die Auswahl der Probestellen ausreichend und repräsentativ genug sind, um auch künftig alle für den See wichtigen Kompartimente und Prozesse über längere Zeit beobachten und interpretieren zu können. Der Klimawandel und Neobiota stellen zwei komplexe Schlüsselfaktoren dar, die den abiotischen und den biologischen Zustand des Bodensees künftig wesentlich prägen werden. Um diesen Herausforderungen entgegentreten zu können, wurde an der 62. Kommissionstagung der IGKB beschlossen, das bestehende Monitoringprogramm zu überprüfen und gegebenenfalls an künftige Fragestellungen anzupassen. Im Folgenden werden kurz die Ergebnisse des AG Monitoring vorgestellt. Eine ausführliche Darstellung findet sich im erarbeiteten Synthesebericht (Abb. 6) und den dazugehörigen Datenblättern.

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

IGKB-Basismonitoring Bodensee Konzept 2022 - Synthesebericht



Abb. 6: Titelbild des Syntheseberichts zum künftigen IGKB-Monitoring.

Aufgaben eines IGKB-Monitorings

Das künftige IGKB-Monitoring ist ein standardisiertes Untersuchungsprogramm zur limnologischen Zustandsbewertung des Bodensees. Ziel des nun vorliegenden Konzepts ist es, für bisherige und künftige wissenschaftliche Untersuchungen und Messungen im Bodensee eine gemeinsame Grundlage zu schaffen. Die bereits durch jahrzehntelange Untersuchungsreihen behandelten Themen werden durch neue Untersuchungsinhalte und Vorgehensweisen ergänzt, die für die Beantwortung aktueller und

künftiger Fragen wichtig sind, wie z.B. den Klimawandel und die sich immer mehr ausbreitenden Neobiota. Das Konzept ist gegenüber neuen Erkenntnissen und Handlungserfordernissen offen und stellt eine rollende Planung dar. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und die Schweizerische Gewässerschutzgesetzgebung verlangen eine Zustandsbewertung des Sees. Das IGKB-Monitoring hat daher auch eine geeignete Datenbasis für die Anwendung von Indikations- und Bewertungsverfahren zu liefern.

Um Trends zu erkennen und verlässliche Prognosen abgeben zu können, werden alte und neue Untersuchungsinhalte als Langzeitmonitoring initiiert und aufeinander abgestimmt. Zusätzliche Untersuchungsinhalte, die zum Verständnis von Zuständen und Prozessen beitragen, können als Sonderuntersuchungen mit aufgenommen werden.

Ziele des IGKB Monitorings

Die Ziele des Monitorings sind unter anderem

- jeweils aktuelle Kenntnisse über den Zustand des Bodensees zu besitzen;
- alle wichtigen Veränderungen und Prozesse verfolgen zu können;
- gute und aktuelle Kenntnis über den Einfluss von Klimawandel und Neobiota auf die Limnologie des Bodensees zu besitzen und diese in den Kontext mit Zuständen und Veränderungen des Ökosystems Bodensee stellen zu können;
- Ursache und Bedeutung neu auftretender Phänomene und Entwicklungen zu erkennen;
- stets den aktuellen Forschungs- und Handlungsbedarf für den Gewässerschutz am Bodensee bestimmen zu können.

Fragestellungen

Ein Konzept mit der Möglichkeit zur Synthese verlangt für die unterschiedlichen Monitoringkomponenten eine gewisse Gemeinsamkeit in der Vorgehensweise. Auch um die aufgelisteten Ziele zu erreichen, mussten zu jedem Themenbereich/zu jeder Monitoringkomponente folgende Fragen beantwortet werden können:

- Was wird untersucht?
- Warum wird untersucht?
- Wie wird untersucht?
- Wann wird untersucht?
- Wie oft wird untersucht?
- Wo wird untersucht?

Monitoringkomponenten

Im IGKB-Monitoring wurden für nachfolgende Monitoringkomponenten Datenblätter erstellt (Ausnahme: Seeboden und Seebodenbesiedlung). Die Datenblätter umfassen unter anderem Aussagen: zur ökologischen Bedeutung, zu den Fragestellungen die mit den Monitoringkomponenten beantwortet werden können, über die bisherigen und möglichen künftigen Erhebungen, zu Indikations- und Bewertungssystemen, zu den Untersuchungsintervallen und der Periodizität, zu den Kosten und zu den fachlichen Querverbindungen der einzelnen Monitoringkomponenten.

Wasser-Land-Strukturelemente: Die „Wasser-Land-Strukturelemente“ dokumentieren Veränderungen der Ufer- und Flachwasserzone (Litoral). Da dynamische Prozesse bzw. Entwicklungen mit der bestehenden Bodensee-Uferbewertung der IGKB unzureichend abgebildet werden, werden künftig auch Habitatflächenanalysen durchgeführt. Mittels Drohnenaufnahmen lassen sich Veränderungen am Ufer (z. B. Substratdiversität, Vegetationsentwicklung) sehr detailliert und kleinräumig darstellen, wodurch auch eine Bilanzierung des strukturellen Zustands möglich wird. Kenntnisse über die Morphodynamik des Ufer- und Flachwasserbereichs sind insbesondere hinsichtlich der Thematik „Klimawandel“ von Interesse, da beispielsweise veränderte Wasserstände Änderungen der Zonierung Wasser-Land bewirken bzw. eine Zunahme von Extremereignissen Einfluss auf Uferbereiche in Bezug auf Wellen/Energieeintrag, Erosion und Trübung hat.

Physikalische Parameter: Physikalische Parameter prägen und bestimmen sehr viele Prozesse in Seen im Allgemeinen und in der Flachwasserzone im Besonderen und stellen den Kontext dar, in dem chemische und biologische Phänomene und Entwicklungen eingebettet sind. Sie beeinflussen auf vielfältige Art und Weise die ökosystemare Entwicklung eines Gewässers als Ganzes. Um ein besseres Verständnis sowohl chemischer als auch biologischer Befunde zu erreichen und diese Daten interpretieren zu können, ist die Aufnahme entsprechender physikalischer Parameter daher unumgänglich. Mit den Methoden der modernen Limnologie und Seenphysik stehen dabei sehr unterschiedliche Konzepte und Werkzeuge zur Verfügung, mit denen Informationen zu physikalischen Fragestellungen abgeleitet werden können – so z. B. Messungen mit Multiparametersonden, automatische Dauermessstationen, numerische Modelle und die Verfahren der satellitenbasierten Fernerkundung.

Wasserchemie: Zur Erfassung des chemisch-stofflichen Zustands des Bodensees sind vor allem Informationen über die Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Silikat), wichtige Anionen und Kationen sowie Sauerstoff und bestimmte redoxsensitive Parameter von Bedeutung. Spurenstoffe (Arzneimittel, Umwelttoxine, Pestizide, hormonaktive Stoffe usw.) werden erst seit 2008 intensiver durch die IGKB untersucht. Die

Stoffflüsse chemischer Parameter und der Eintrag von Nährstoffen und Spurenstoffen sind – ähnlich wie die physikalischen Wirkgrößen – entscheidende Stellschrauben für alle biologischen Prozesse im Bodensee und helfen diese zu verstehen. Im Hinblick auf das Spurenstoffmonitoring gibt es zusätzliche gesetzliche Anforderungen durch die EU-WRRL, hinsichtlich Stoffumfang, Jährlichkeit und Frequenz. Das physikalisch-chemische Monitoring wird in seinem derzeitigen Umfang als ausreichend erachtet. Es wird empfohlen, das WRRL-Spurenstoffmonitoring offiziell in das IGKB-Monitoring aufzunehmen

Phyto- und Zooplankton: Das planktische Nahrungsnetz ist für einen großen See wie dem Bodensee von entscheidender Bedeutung. Es ist die wichtigste Produktionsquelle und somit Ernährungsgrundlage der pelagischen Fische. Phytoplankton und Zooplankton reagieren sensitiv auf Umweltveränderungen wie Nährstoffzufuhr und Klimawandel. Dementsprechend hat das Plankton-Monitoring eine lange Tradition am Bodensee. Die Methoden und Probestellen sind etabliert, wobei neuere Methoden (Sequenzierung, Sonden, ADCP, Fernerkundung) in Zukunft verstärkt ergänzende Daten liefern werden. Wünschenswert wäre es, das Ciliatenplankton in das Monitoring mit einzuschließen, da letzteres ein wichtiges Bindeglied zwischen Phytoplankton und größerem Zooplankton darstellt.

Makrozoobenthos: Unter Makrozoobenthos (MZB) versteht man mit bloßem Auge erkennbare, tierische, wirbellose Organismen, die an ein Substrat gebunden sind. Das besiedelte Substrat kann mineralisch (Stein, Kies, Sand, Ton, Schluff, etc.) oder organisch (Totholz, Wasservegetation, andere im Wasser lebende Tiere, etc.) sein. Das Makrozoobenthos stellt ein wichtiges Glied im aquatischen Nahrungsnetz dar. Ähnlich wie Makrophyten integrieren auch MZB-Organismen die im Gewässer herrschenden Umweltbedingungen über einen längeren Zeitraum. Die Zusammensetzung des MZB wird einerseits von den vorhandenen Habitaten und andererseits von den Nahrungsgrundlagen bestimmt. Makrophyten, Detritus und Totholz spielen sowohl als Strukturelement als auch als Nahrungslieferanten eine wichtige Rolle. Äußere Faktoren wie Wind- und Wellenexposition, Landnutzung sowie Wasserchemismus beeinflussen die Lebensgrundlagen für das MZB entscheidend.

Makrophyten: Die Makrophyten umfassen u. a. die Organismengruppe Blütenpflanzen, Moose und Armleuchteralgen. Der Makrophytengürtel eines Sees bildet eine ökologische Nische für spezialisierte Flora- und Faunaarten. Als dauerhafter oder temporärer Rückzugsraum ist der mit Makrophyten besiedelte Litoralbereich eines Sees unverzichtbar und ist essentieller Bestandteil eines funktionierenden Seeökosystems. Das Vorhandensein oder Fehlen von Makrophyten beeinflusst die biotischen und abiotischen Prozesse eines Standorts maßgeblich. Die Wasserpflanzen gelten als gute

Indikatoren u. a. für Nährstoffgehalte sowohl des Wassers wie auch des Sediments und sind Strukturbildner resp. Lebensraum für viele Tiere der Flachwasserzone.

Phytobenthos: Die auf verschiedenstem Substrat (Steine, Sand, Schlamm, Pflanzen) aufwachsend lebenden Algen bilden eine wichtige Nahrungsgrundlage für wasserlebende weidende Insektenlarven, Kleinkrebse und andere Organismen. Ihre Photosyntheseleistung trägt zum Stoffumsatz und der Sauerstoffverfügbarkeit in ihrem Umfeld bei und kann kleinräumig den pH-Wert beeinflussen. Innerhalb des Phytobenthos wird im IGKB Monitoring der Schwerpunkt auf die Kieselalgen gelegt. Diese Gruppe weist die längste Tradition und die größte Kenntnis über die ökologischen Präferenzen der Taxa innerhalb des Phytobenthos auf. Kieselalgen sind sehr gut geeignet um stoffliche Veränderungen im Wasser zu indizieren. Die Proben können nahezu unbegrenzt aufgehoben und demnach nach neu entwickelten Methoden oder neuen Erkenntnissen wiederholt ausgewertet werden.

Aquatische Neobiota: Zu den Neobiota zählen Tier- (Neozoen) und Pflanzenarten (Neophyten) die durch direkten oder indirekten Einfluss des Menschen in den Bodensee gelangt sind und sich dort ausbreiten. Invasiv werden Neobiota wenn sie sich massenhaft vermehren und/oder aufgrund eines aggressiven Ausbreitungs- oder Fressverhaltens sowie einer Massenentwicklung Schaden an den heimischen Biozönosen sowie wirtschaftlichen Schaden oder Schaden an der menschlichen Gesundheit anrichten können. Wenige invasive Arten haben die Zusammensetzung der Biozönosen und das Nahrungsnetz im Bodensee bereits erheblich verändert. Am stärksten betroffen sind bisher das Makrozoobenthos und die Wasserpflanzengesellschaften der Flachwasserzone – hier besteht schon seit Jahren bis über 90% der Biomasse des Makrozoobenthos aus Neozoen.

Seeboden und Seebodenbesiedlung: Der tiefe Seeboden (Profundal) ist eines der drei großräumigen Kompartimente des Sees. Seine Grenze zum Flachwasserbereich ist fließend und vor allem durch das Vorhandensein von Sedimentschichten geprägt, die vom Wellengang unbeeinflusst sind. Diese Seesedimente sind meist geschichtet und sozusagen das «Gedächtnis» des Bodensees in seiner von der letzten Eiszeit vorgegebenen Form. Die am Seeboden lebende Konsumenten- und Destruentengemeinschaft ist abhängig von der Energie- und Stoffzufuhr aus dem Pelagial und Litoral. Die Zusammensetzung der Profundal-Lebensgemeinschaft erlaubt Rückschlüsse auf den Belastungszustand bzw. den Trophiezustand des Sees. Im Zusammenhang mit den aktuellen Ausbreitungen verschiedener Neobiota (v. a. Quaggamuschel, Körbchenmuschel) müssen Benthosuntersuchungen vom Flachwasserbereich auf lange Transekte des Seebodens ausgedehnt werden. Der tiefe Seeboden wird auch durch klimatisch determinierte Faktoren und damit durch den Klimawandel beeinflusst. Die

Messung des Sauerstoffgehalts und der Nährstoffkonzentration über Grund sowie die Untersuchung der Destruenten (Bakterien, Pilze, Einzeller, Röhrenwürmer u. a.) auf dem Tiefenboden sind somit im Zusammenhang mit dem Klimawandel von besonderer Bedeutung.

Untersuchungsintervalle / Basismessstellen

Die Untersuchungsintervalle und -frequenzen unterscheiden sich innerhalb der Monitoringkomponenten sehr stark und betragen bei den Untersuchungsintervallen zwischen jährlichen Untersuchungen bis hin zu einem 6 Jahre Turnus. Dasselbe gilt für die Untersuchungsfrequenz. Während für ausgewählte physikalische Parameter Dauerermessungen nötig sein können, reicht es bei den physikalisch-chemischen Parametern monatlich eine Messung durchzuführen.

Bei der Wahl der Messstellen wurde sofern möglich auf bestehende IGKB Messstellen zurückgegriffen. Zudem wurden im Flachwasserbereich 23 sogenannte Basismessstellen in Abhängigkeit von Uferneigung, Verbauungsgrad sowie Energieeintrag definiert. An diesen Stellen werden jeweils die ufer- und flachwasserrelevanten Monitoringkomponenten Wasser-Land-Strukturelemente, Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytobenthos sowie Neobiota untersucht.

Fazit

Die neuen Herausforderungen, denen das Ökosystem Bodensee durch den Klimawandel und die Ausbreitung aquatischer Neobiota unterworfen ist, machen eine Anpassung des bisherigen Bodenseemonitorings der IGKB nötig. Dabei wurden im Sinne der Kontinuität und Daten-Vergleichbarkeit bisherige Monitoringkomponenten beibehalten. Hinsichtlich ihrer Untersuchungsperioden und -intervalle müssen sie jedoch dem sich schnell verändernden Zustand des Ökosystems Bodensee Rechnung tragen können. Hinzu kommen weitere Untersuchungsinhalte – vor allem im Flachwasserbereich –, in dem sich solche Veränderungen bereits heute in besonderem Maße zeigen. Zu ihnen zählen auch die neuen Monitoringkomponenten Makrozoobenthos, Neobiota und Wasser-Land-Strukturelemente. Das neue IGKB-Monitoring kommt in den Jahren 2023 bis 2028 erstmalig zur Anwendung.

B – Jahresbericht

Einleitung

Der vorliegende Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) enthält die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees.

Allgemeine Grundlagen und limnologische Zusammenhänge finden sich in der IGKB Bilanz 2004 „Der Bodensee: Zustand-Fakten-Perspektiven“, die unter www.igkb.org verfügbar ist.

Die Grundlage für den Bericht bildet das Langzeit-Untersuchungsprogramm der Kommission, an dessen Durchführung die folgenden Institutionen mitgewirkt haben:

- Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg in Bregenz: Untersuchungen des Chemismus in der Bregenzer Bucht.
- Amt für Umwelt des Kantons Thurgau, Frauenfeld: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus und des Phytoplanktons im Untersee-Rheinsee.
- Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Langenargen: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus, des Phyto- und Zooplanktons im Obersee und Untersee, bakteriologische Untersuchungen, physikalische und sedimentologische Untersuchungen, Datenverarbeitung und Berichterstattung.

Physikalisch-chemische Untersuchungen des Überlingersees an der Probenahmestelle zwischen Überlingen und Wallhausen wurden von der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) und vom Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, durchgeführt. Die Ergebnisse werden jeweils in den AWBR-Jahresberichten veröffentlicht und sind daher hier nur teilweise enthalten.

Der Deutsche Wetterdienst (DWD), Offenbach, stellte Daten der Wetterstation Konstanz für die Analyse der meteorologischen Situation des Obersees zur Verfügung.

Zustandsbeschreibung 2020

Bodensee-Obersee

Der Bodensee wird im Rahmen des IGKB-Messprogramms seit Jahrzehnten in regelmäßigem Turnus untersucht.

2020

- war gekennzeichnet durch eine weitere Ausbreitung der Quaggamuschel,
- wurde an der Station Fischbach-Uttwil (FU) die bisher höchste Jahresdurchschnittstemperatur in 250 m Wassertiefe beobachtet und
- war ein Jahr mit schlechter Zirkulation.

Die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel lag mit $6,3 \mu\text{g/L}$ nahe dem Wert von 2019 ($6,2 \mu\text{g/L}$). Der minimale Sauerstoffgehalt im tiefen Hypolimnion des Obersees zeigte mit $7,0 \text{ mg/L}$ eine stabile Sauerstoffversorgung in der Tiefe.

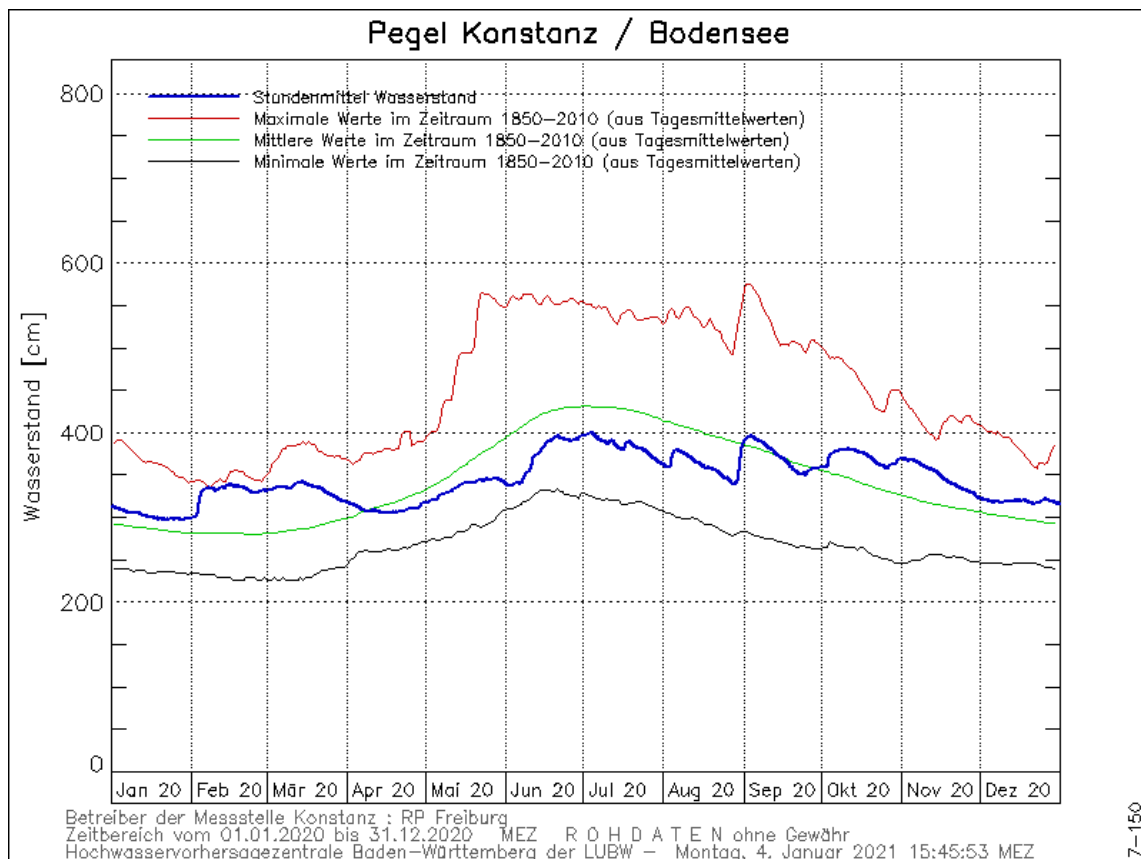


Abb. 1: Wasserstandsverlauf des Bodensee Obersees an der Pegelstation Konstanz (Daten: LUBW). Die blaue Linie zeigt den Verlauf für das Jahr 2020, die grüne Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1850–2010, die rote Linie maximalen und die schwarze Linie die minimalen Wasserstände im Zeitraum 1850–2010.

Das Jahr 2020 zeigt eine im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten recht ausgeglichene Entwicklung der **Wasserstände**, die saisonal keine besonders ausgeprägten Trends im Vergleich zu den mittleren Verhältnissen zeigen. Gegenüber den Mittelwerten erhöhte Werte treten im Januar, Februar und März sowie im Oktober, November und Dezember auf. Von April bis August bleiben die Pegelstände im Wesentlichen unter denen der langjährigen Mittelwerte. Eine Annäherung an die langjährigen Maxima der Wasserstände findet im Februar und März statt. Mit starken Zuflüssen verbundene schnelle Anstiege des Wasserstandes werden Anfang Februar und Ende August registriert.

Meteorologisch ist das Jahr 2020 mit einer Mitteltemperatur von 10,4 °C nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes nach dem Rekordjahr 2018 das zweitwärmste bisher registrierte Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 (Klimastatusbericht Deutschland 2020, DWD). Zum aktuellen Vergleichszeitraum 1981-2010 ergibt sich eine Abweichung von +1,6 K und gegenüber der international gültigen Klimareferenzperiode 1961-1990 eine Abweichung von +2,2 K. Mit 1896 Sonnenstunden im Deutschlandmittel war 2020 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenscheinstunden lag.

An der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes wurden mit Ausnahme des Oktobers (Mittelwert, 10,0 °C, Abweichung -0,1 K) für alle Monate des Jahres 2020 gegenüber den langjährigen Referenzwerten zum Teil deutlich erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperatur gemessen. Die größten positiven Abweichungen der Monatsmitteltemperatur gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden in der ersten Jahreshälfte im Januar (+2,0 K), im Februar (+4,8 K) und im April (+3,8 K) registriert.

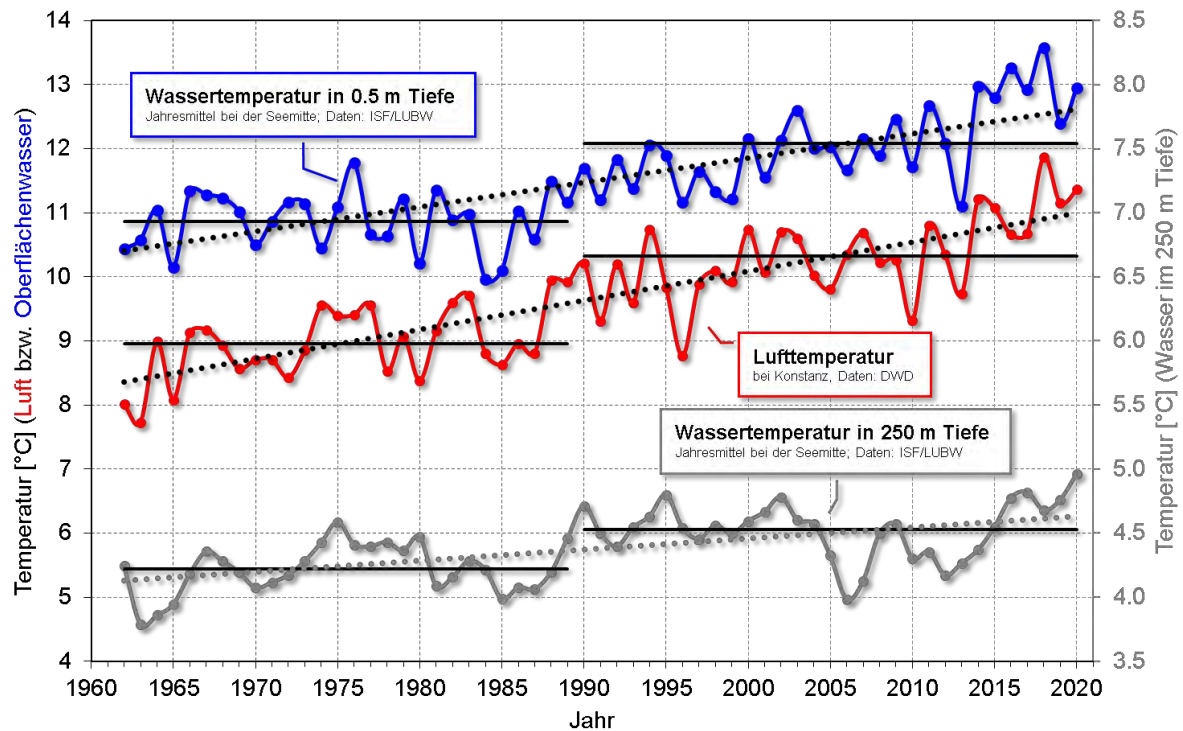


Abb. 2: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und des Oberflächenwassers im Obersee in Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Wassertiefe (blau) sowie Temperatur am Seeboden in 250 m Wassertiefe (grau).

In Abb. 2 sind die langjährigen Entwicklungen der Jahresmittel der Lufttemperatur, der oberflächlichen Wassertemperatur in 0,5 m Wassertiefe und der Hypolimnionwassertemperatur am Messpunkt Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe dargestellt. Zu sehen ist das „sägezahnartige“ Verhalten der Tiefenwassertemperatur, die nach einem gut durchmischten Jahr meist wieder auf niedrigere Wassertemperaturwerte eingestellt wird und dann über Zeiträume von etwa 2 bis 5 Jahren kontinuierlich ansteigt, bis eine erneute starke Durchmischung erneut eine Rücksetzung auf niedrigere Temperaturen bewirkt. Im Jahr 2020 ist die Tiefenwassertemperatur auf außergewöhnlich hohe Werte von 4,9 °C angestiegen.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2020 waren durch den erneut milden Winter 2019/2020 geprägt (Abb. 3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 08.01.2020 und 03.02.2020 mit 6,7 °C und 6,1 °C über denen des bereits warmen Jahres 2019 zu dieser Zeit. Die oberflächliche Wasserschicht bis 30 m Wassertiefe wies am 08.01.2020 eine einheitliche Temperatur von 6,7 °C auf. In 50 m Wassertiefe werden 6,6 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme befindet sich zu dieser Zeit in einer Tiefe von 150 m. Die Tiefentemperatur in 250 m beträgt hingegen noch 4,8 °C.

Im Verlauf des Februars und März 2020 kommt es zu einer weiteren Durchmischung und Abkühlung des Wasserkörpers, die jedoch aufgrund der sehr warmen Monate Januar und Februar (Monatsmittel der Lufttemperatur im Januar bzw. Februar 2,6 °C und 6,3 °C, Abweichung vom langjährigen Mittelwert +2,0 K und +4,8 K) nur gering ausfällt. Wir messen am 02.03.2020 eine Wassertemperatur von konstant 5,8 Grad bis in eine Tiefe von 100 m. Die 5 °C-Isotherme ist zu dieser Zeit auf 200 m abgesunken. In 250 m Tiefe werden 4,9 °C registriert.

Bereits am 06.04.2020 kann wieder die beginnende Temperaturschichtung des Wasserkörpers beobachtet werden, wenn oberflächlich eine Wassertemperatur von 7,8 °C gemessen wird. Die 5 °C-Thermokline befand sich zu diesem Zeitpunkt in einer Wassertiefe von etwa 230 m.

Am 04.08.2020 wird an der Station Fischbach-Uttwil mit 21,5 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2020 gemessen. Am 06.07.2020 wird eine Oberflächenwassertemperatur von 20,6 °C registriert, am 08.09.2020 eine Temperatur von 20,4 °C. Diese sommerlichen oberflächennahen Wassertemperaturen korrespondieren mit den meteorologischen Verhältnissen, die für 2020 trotz des insgesamt sehr warmen Jahres, keine exzessiv warmen Sommermonate aufweisen. Die 5 °C-Isotherme befand sich zu dieser Zeit immer noch in einer Tiefe von etwa 230 m.

Am 07.10.2020 wird an der Oberfläche eine Wassertemperatur von 14,8 °C gemessen. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen dann bis auf 9,1 °C am 01.12.2020 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 5,0 °C gemessen.

Die Auswertung entsprechender Gradienten bzw. des Durchmischungsindex (Abb. 4 Mitte) zeigt, dass es im Jahr 2020 keine gute vertikale stoffliche Durchmischung der Wassersäule gab.

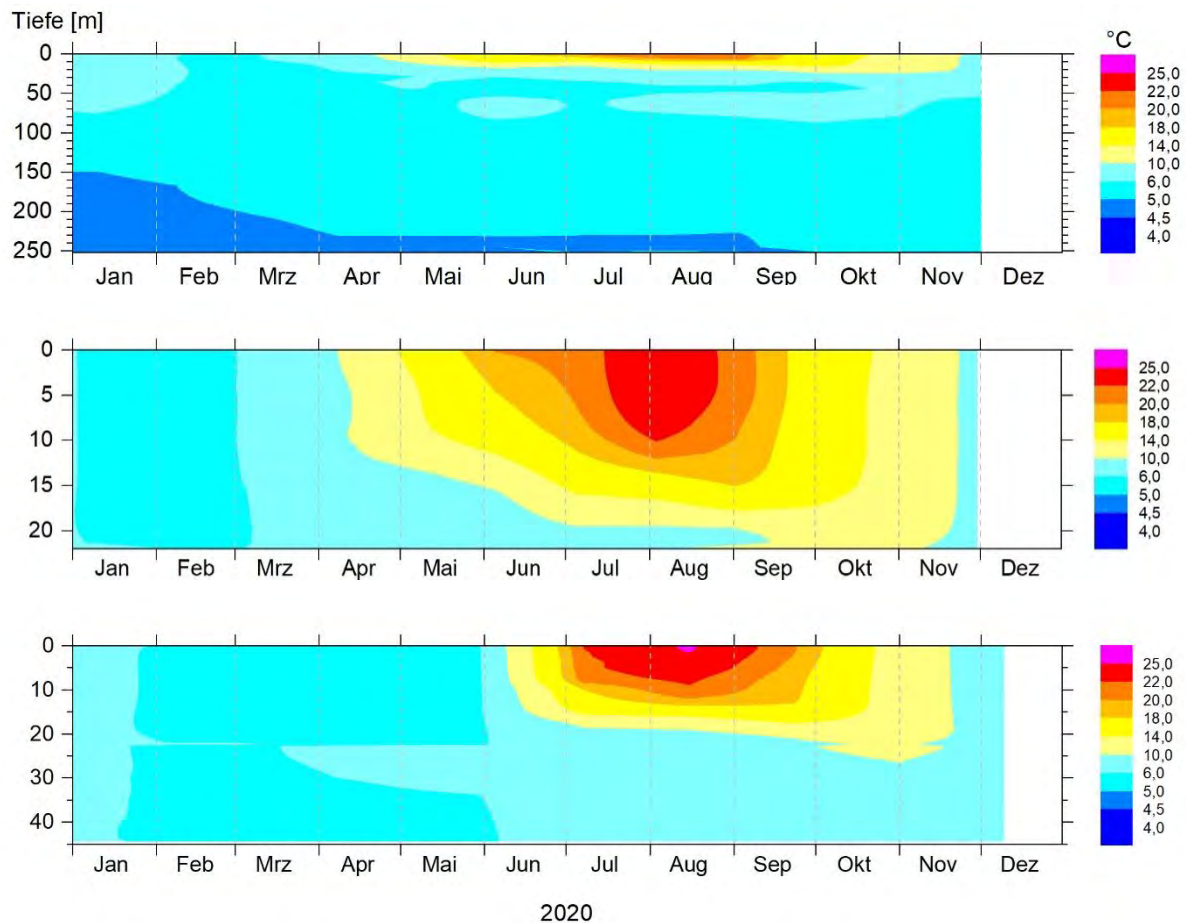


Abb. 3: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2020 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug 2020 im volumengewichteten Jahresmittel $6,3 \mu\text{g/L}$ und lag damit nahe dem Vorjahreswert (2019: $6,2 \mu\text{g/L}$, 2018: $7,6 \mu\text{g/L}$) (Abb. 4). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtposphor einen für große tiefe Alpenseen typischen Bereich erreicht. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2020 wurden $6,3 \mu\text{g/L}$ festgestellt (2019: $7,1 \mu\text{g/L}$, 2018: $7,9 \mu\text{g/L}$).

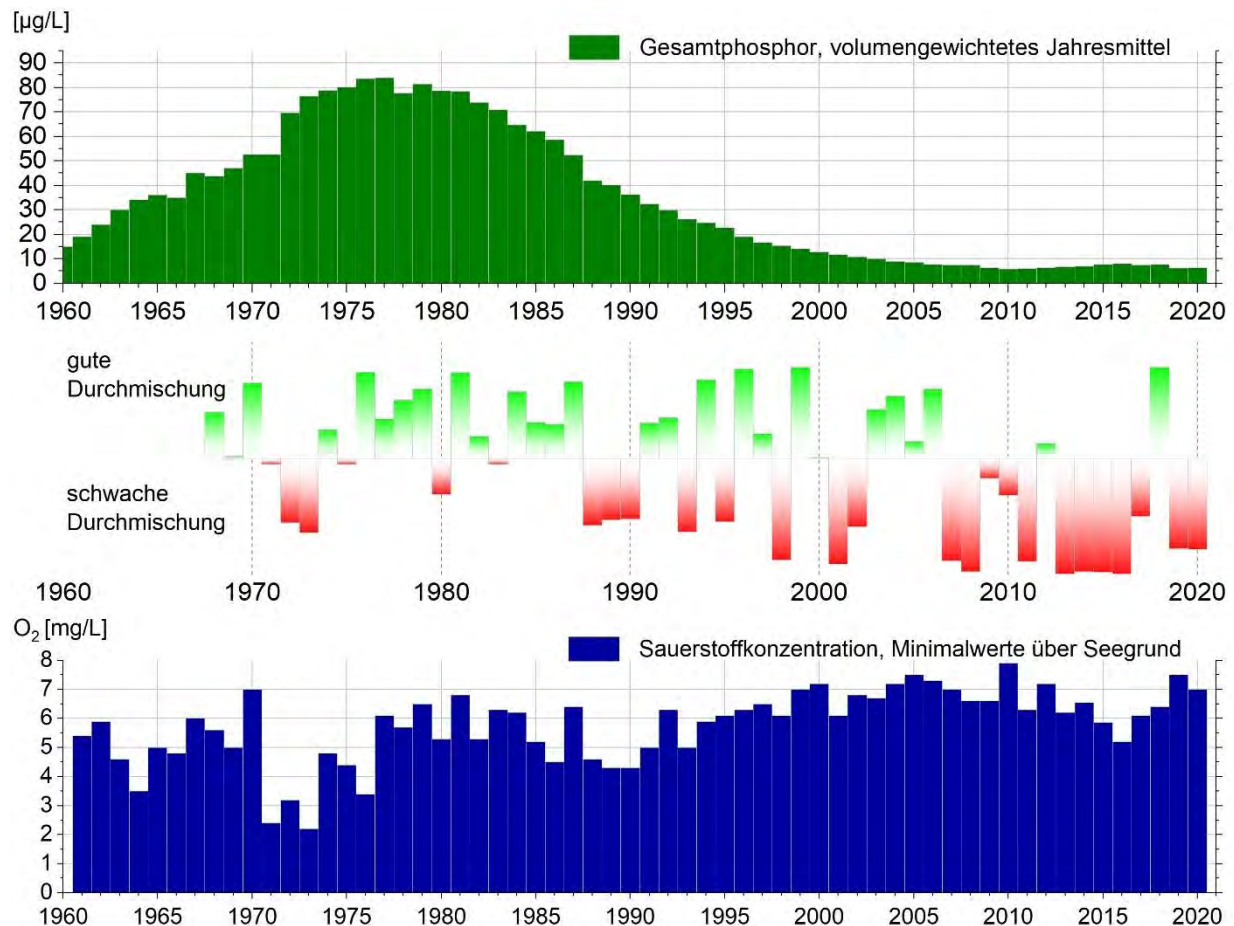


Abb. 4: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

2020 war wie bereits 2019 ein Jahr mit schlechter Zirkulation. Eine gute Zirkulation zeigte sich zuletzt 2018 nach fünf aufeinanderfolgenden Jahren mit schlechter Durchmischung. Im Gegensatz zu den Jahren 2013 bis 2017 kam es allerdings seit 2018 nicht zu einer beträchtlichen Anreicherung von Phosphor in der Tiefe (Abb. 5). Die Beobachtung deckt sich auch mit den gemessenen Sauerstoffwerten über Grund. Der minimale **Sauerstoffgehalt** im tiefen Hypolimnion des Obersees 2020 zeigte mit 7,0 mg/L eine stabile Sauerstoffversorgung in der Tiefe (Abb.6). 2019 wurde mit 7,5 mg/L der zweithöchste Wert der letzten knapp 60 Jahre gemessen (2013-2018: 5,2 - 6,5 mg/L).

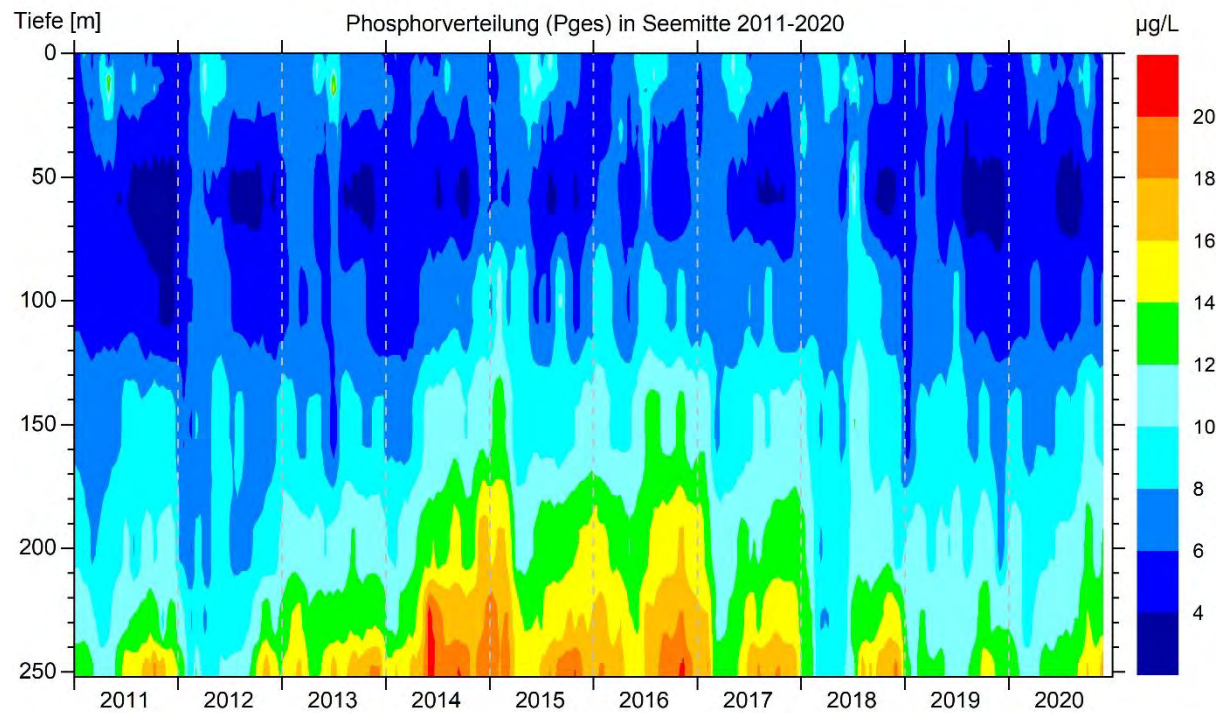


Abb. 5: Gesamtphosphorverteilung in Seemitte (FU) von 2011 bis 2020.

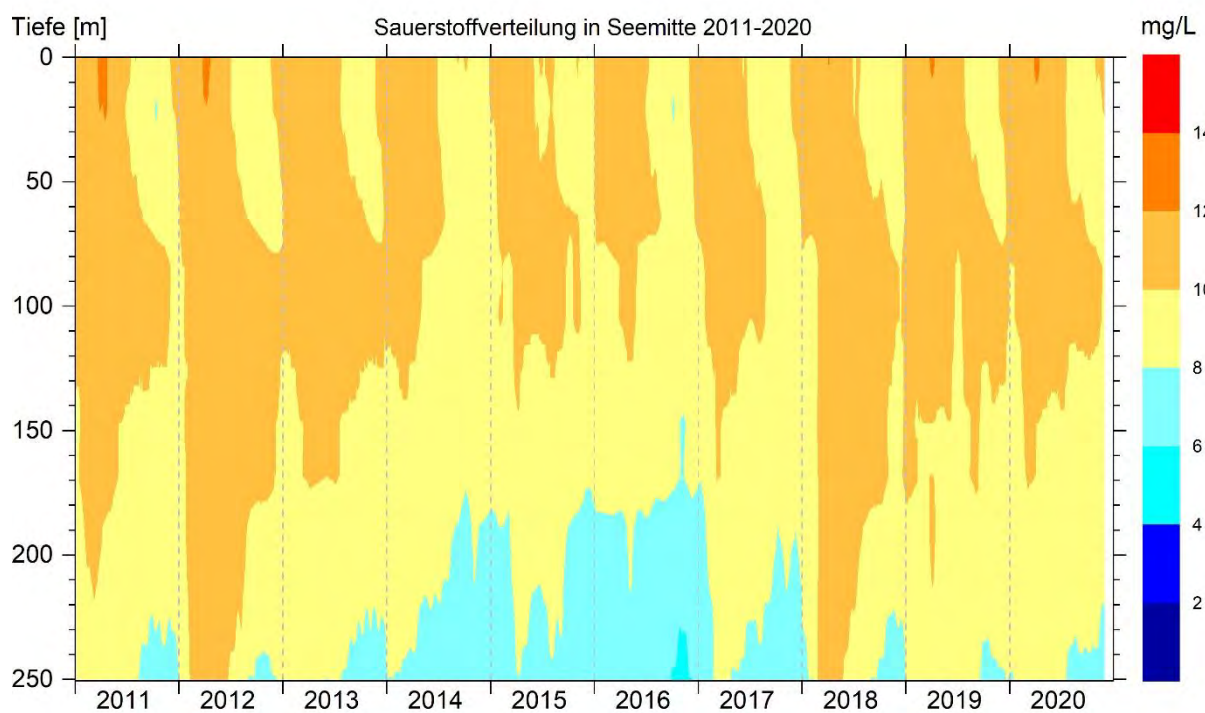


Abb. 6: Sauerstoffverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2011 bis 2020.

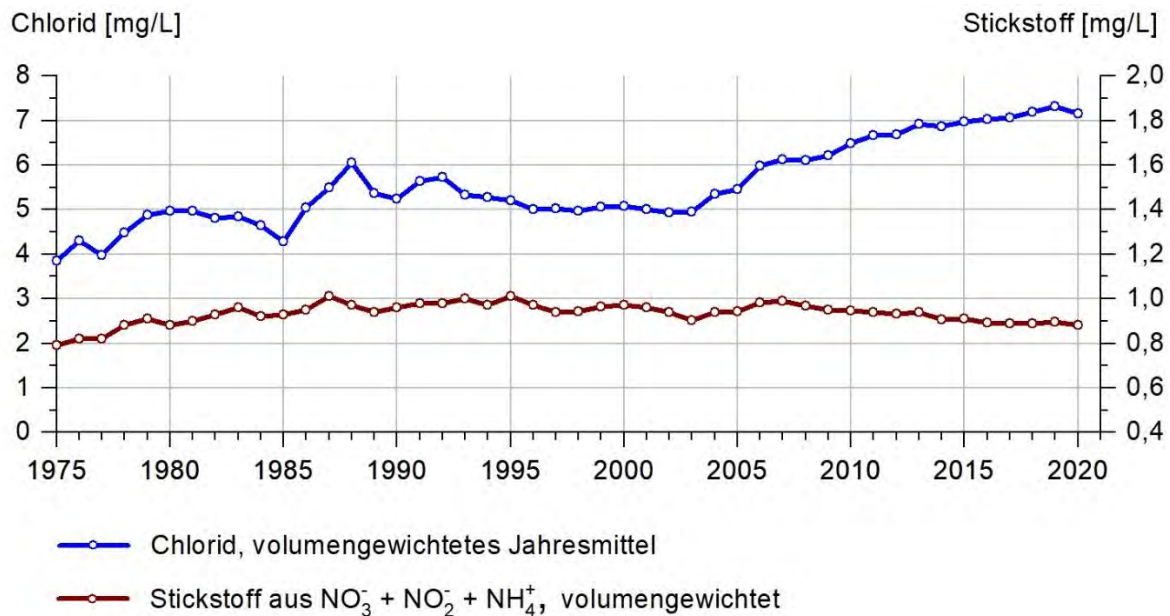


Abb. 7: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2020 bei 0,87 mg/L (2017 u. 2018: 0,89 mg/L). Damit liegt die Konzentration seit Anfang der 1980er Jahre im Bereich von ca. 0,9-1,0 mg/L (Abb. 7).

Bei **Chlorid** als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abb. 7). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf 6,9 mg/L und lag 2020 bei 7,2 mg/L. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Phytoplankton und Pigmente

Die Phytoplanktonentwicklung an der Station Fischbach-Uttwil verlief 2020 typisch für einen oligotrophen Alpensee. Die Chlorophyll a-Konzentrationen (Jahresdurchschnitt 2,5 µg/L) waren insgesamt niedrig (Tab. 1). 2020 war die Phytoplankton-Biomasse mit 0,52 mg/L im Jahresdurchschnitt auf dem gleichen Niveau wie 2019 (0,51 mg/L). 2020 bildeten Kieselalgen (Bacillariophyceen) mit 46,1 % im Vergleich der Algengroßgruppen die meiste Biomasse. Gegenüber 2019 bildeten Dinophyceen 2020 etwas mehr Biomasse. Ihr Biomasse-Anteil lag im Jahresdurchschnitt 2019 bei 13,0 %, 2020 hingegen bei 20,5 %.

Zooplankton

Der im Jahr 2019 beobachtete Abwärtstrend bei der Entwicklung des Crustaceenplanktons konnte 2020 nicht bestätigt werden (Tab. 1). Sowohl bei der Abundanz der Cladoceren (Wasserflöhe) als auch bei den Copepoden (Ruderfußkrebse) stiegen die Abundanzen wieder auf Werte wie in den Jahren vor 2019 an. Bei den Wasserflöhen dominiert zahlenmäßig immer noch der Helmwasserfloh *Daphnia cucullata*. Betrachtet man die Biomassen waren *D. cucullata* und *D. hyalina* etwa gleich stark zu jeweils ca. 30 % vertreten. Bei den Copepoden nahm vor allem *C. abyssorum* in Abundanz und Biomasse deutlich gegenüber 2019 zu.

Der Jahresmittelwert der Rotatorienabundanz hat sich im Vergleich zu 2019 leicht erhöht (Tab. 1). Die Rotatorien waren zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton, erreichten im Vergleich zum Vorjahr im Mai jedoch nur maximal 20 % der Gesamtbiomasse (Trockenmasse) aus (2019 fast 50%). Bei einer durchschnittlichen Abundanz von 84 % erreichten die Rotatorien allerdings lediglich knapp 6 % der Biomasse.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons ist im Vergleich zum Vorjahr (bezogen auf 0-20 m) auf 91 µg TM/L angestiegen, liegt aber nach wie vor auf einem Niveau, das oligotrophe Bedingungen anzeigt (Tab. 1). Der im Vorjahr beobachtete „Abwärtstrend“ hat sich somit nicht bestätigt. Auffallend war im Juni und Juli ein relativ hoher Anteil von *Bythotrephes* an der Cladocerenbiomasse (8 - 10 %). *Bythotrephes* ist eine Raubcladocere und wichtige Nahrungsquelle für Felchen.

Monitoring der Quaggamuschel

Auch im Jahr 2020 breitete sich die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis*) im Bodensee weiter aus. Die durchschnittliche Dichte der frei im Wasser schwimmenden Larven der Muscheln (Veligerlarven) an der Station Fischbach-Uttwil lag 2020 ähnlich hoch wie 2019. Das Maximum wurde Mitte Juni mit knapp 6500 Larven pro m³ Seewasser (bezogen auf eine Wassersäule von 0-100 m) nachgewiesen (Abb. 8).

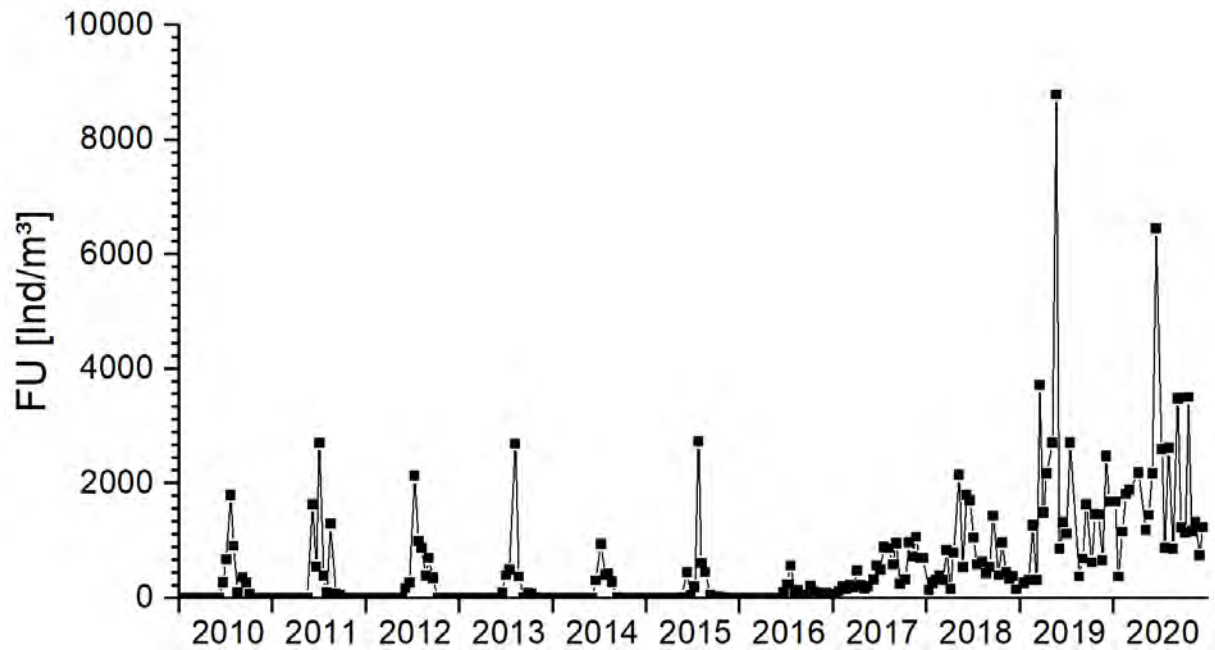


Abb. 8: Veligerlarven im Zooplanktonfang an der Messstelle Fischbach-Uttwil (0-100 m).

Die Veligerlarven waren nicht gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. Der höchste Anteil an Muschellarven wurde in der Schicht von 5-20 m Wassertiefe gefunden (Abb. 9). Am 15.06.2020 lag das Jahresmaximum der Larvendichte mit über 40.000 Ind./m³ in der Schicht von 10-20 m Wassertiefe.

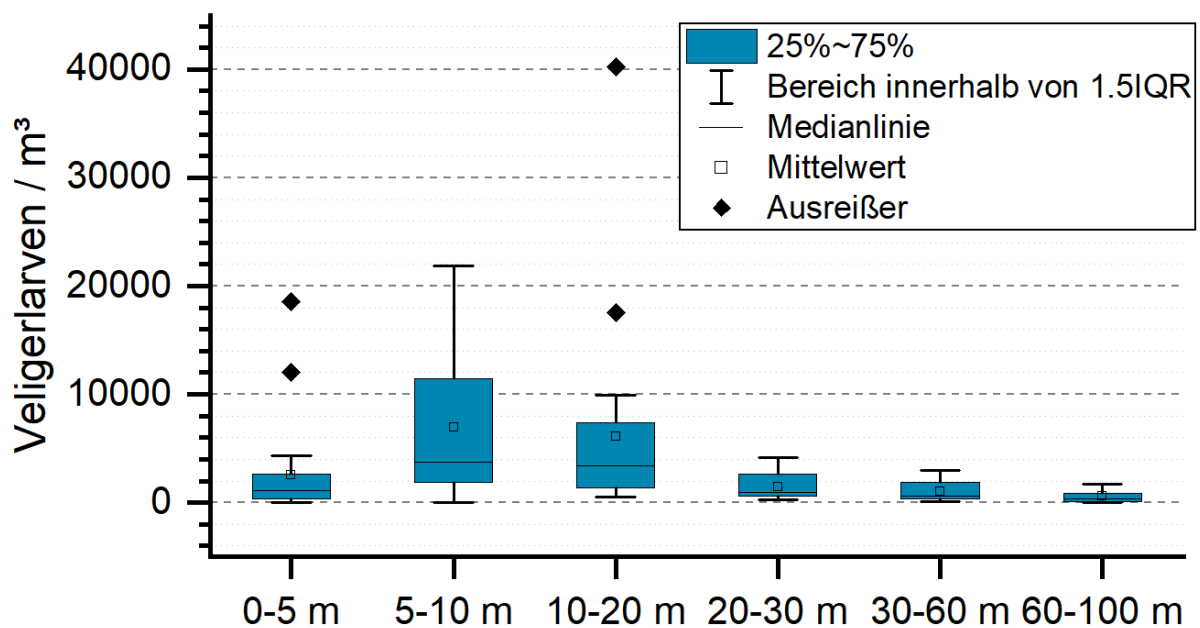


Abb. 9: Veligerlarven in den einzelnen Tiefenstufen an der Messstelle Fischbach-Uttwil.

Daten des Neozoen-Ufermonitorings zeigen, dass die Quaggamuschel in großen Uferbereichen die Ende der 1960er Jahre eingeschleppte Zebra- oder Wandermuschel inzwischen verdrängt hat (Abb. 10).

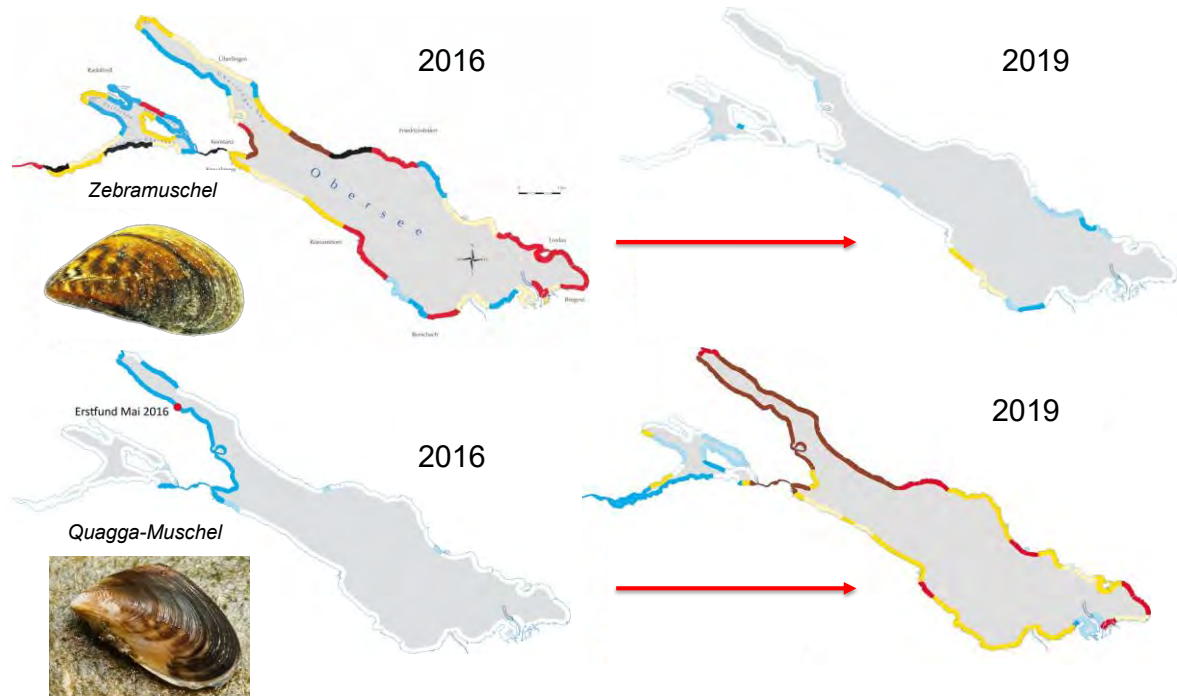


Abb. 10: Verdrängung der Zebra- oder Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) durch die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis*) aus den Flachwasserbiozönosen des Bodensees; Quelle: IGKB/HYDRA 2020 (hellblau: Einzelfund, mittelblau: selten; hellgelb: spärlich; gelb: mittelhäufig; rot: häufig; braun: sehr häufig; schwarz: Massenvorkommen).

Da Quaggamuscheln (*Dreissena rostriformis*) im Gegensatz zur nahe verwandten Zebra- oder Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) besser auf Weichsubstrat siedeln und auch bei dauerhaft niedrigeren Temperaturen wachsen und sich reproduzieren kann, breiten sich die Quaggamuscheln weiter in Bereiche aus, die von Zebra- oder Wandermuscheln nicht besiedelt wurden. 2019 wurde mit dem Ziel, ein langfristiges Monitoring für die Quaggamuschel im See zu etablieren, begonnen, Transekte mit einer Unterwasserkamera zu untersuchen und in verschiedenen Tiefen Schätzungen der Flächendeckung durch Quaggamuscheln durchzuführen.

Bei den Deckungsschätzungen wurden die höchsten Dichten an den meisten Transekten zwischen 10 und 25 m Tiefe beobachtet. Stellenweise ist in diesem Tiefenbereich der Seeboden vollständig mit Muscheln bedeckt. In größeren Tiefen ist die Flächendeckung noch unter 5 %, obgleich zahlreiche kleine Muscheln sichtbar waren.

(Abb. 11). Im Vergleich der Schätzungen von 2019 und 2020 ist in der Tiefe eine Zunahme zu beobachten. Im flachen Wasser gibt es deutliche Hinweise auf Fraß durch Wasservögel.

Zusätzlich zu den Deckungsschätzungen wurden die Dredge-Züge für das Felchenlaich-Monitoring auch hinsichtlich des Vorkommens von Quagga-Muscheln ausgewertet. Diese Messungen erbrachten Nachweise von Quagga-Muscheln bis in 250 m Wassertiefe.

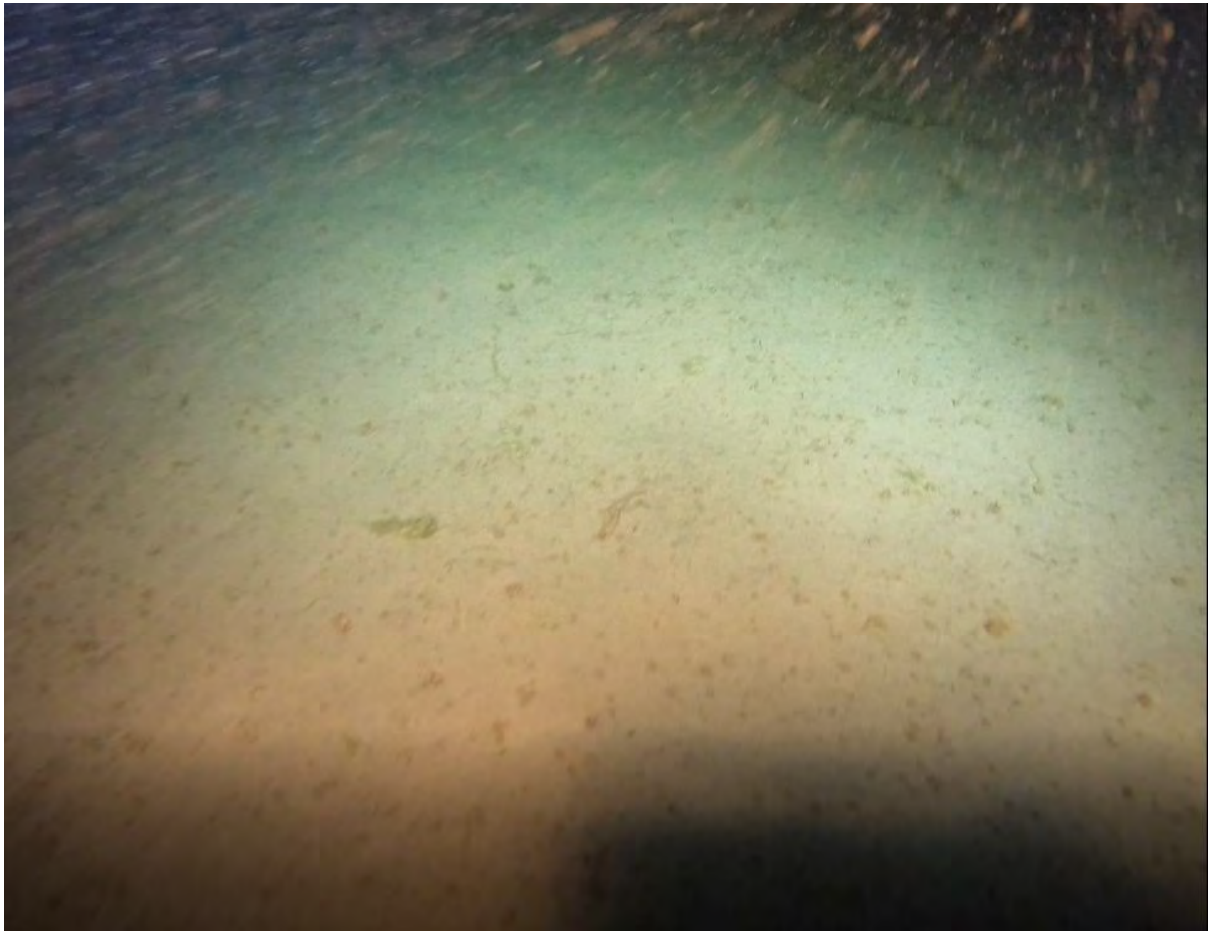


Abb. 11: Ausschnitt aus einer Videoaufnahme vor Friedrichshafen, ca. 90 m Wassertiefe. Auf dem Grund sitzen zahlreiche kleine Quagga-Muscheln.

Tab. 1: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an der Station Fischbach-Uttwil.

Biologisches Merkmal	Fischbach-Uttwil
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	0,52 (2019: 0,51)
maximale Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	1,96 (Juni) (Juli 2019: 2,44)
dominierende Großgruppen Phytoplankton Jahresverlauf; 0-20 m	Bacillariophyceae (46,1 %) Dinophyceae (20,5 %) Cryptophyceae (19,2 %) Chrysophyceae (9,3 %)
Ø Chl a- Konzentration µg/L; 0-20 m	2,5 (2019: 2,5)
maximale Chl a- Konzentration µg/l; 0-20 m	5,4 (April) (Juli 2019: 5,2)
Ø Cladocerenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² Seefläche)	12,8 (2019: 9,2)
Ø Copepodenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² Seefläche)	29,2 (2019: 18,5)
Ø Rotatorienabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² Seefläche)	222,6 (2019: 200,5)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L, bezogen auf 0-20m)	91 (2019: 56)

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den milden Winter 2019/2020 sowie durch das warme Jahr 2020 geprägt (Abb. 3).

Im **Rheinsee** (Wassertiefe: 45 m) wurde am 15.01.2020 eine weitgehend homogenisierte Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von oberflächlich 5,8 °C und 5,5 °C über dem Seeboden gemessen. Am 11.03.2020 waren die Verhältnisse aufgrund der außergewöhnlich warmen Monate Januar und Februar noch weitgehend unverändert und die Temperaturen bereits wieder leicht erhöht mit einer Oberflächentemperatur von 6,0 °C und einer konstanten Temperatur von 5,9 °C ab 2,5 m Wassertiefe bis zum Seeboden. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 10.08.2020 mit 25,7 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von $T_{\min} = 5,5$ °C am 15.01.2020 und $T_{\max} = 8,6$ °C am 20.10.2020.

Im **Zellersee** (Wassertiefe: 22 m) wurde Anfang Januar am 07.01.2020 eine von der Oberfläche bis auf 20 m Wassertiefe konstante Wassertemperatur von 5,6 °C registriert – bodennah wurden 6 °C gemessen. Am 03.03.2020 wurde immer noch in der gesamten Wassersäule eine konstante Temperatur von 5,9 °C gemessen. Am 04.05.2020 (keine Messung im April) wird mit einer Temperatur von 14,8 °C bereits eine deutliche Erwärmung des Oberflächenwasserkörpers registriert. Im **Gnadensee** (Wassertiefe: 19 m) wurden am 06.02.2020 mit 5,1 °C an der Oberfläche und 5,2 °C in 19 m Wassertiefe weitgehend ausgeglichene Temperaturen vorgefunden. Die Messung am 03.03.2020 zeigt noch immer eine weitgehend homotherme Temperaturverteilung, mit 6,1 °C an der Oberfläche und einer Temperatur von 6,0 °C am Seeboden. Am 04.05.2020 werden oberflächlich dann 15,7 °C registriert – am Seeboden 7,1 °C.

Die **oberflächlichen Höchsttemperaturen** wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 03.08.2020 gemessen (Gnadensee: 24,9 °C und Zellersee: 24,5 °C).

Aufgrund der flacheren Morphometrien wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere **Tiefenwassertemperaturen** an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert. Die minimale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\min} = 4,9$ °C am 07.01.2020 und im Zellersee mit $T_{\min} = 5,2$ °C am 06.02.2020 gemessen - die maximale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\max} = 9,6$ °C am 03.11.2020 und im Zellersee mit $T_{\max} = 10,7$ °C am 06.10.2020 gemessen.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2020 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 8,1 µg/L über dem Vorjahresniveau (2019: 6,5 µg/L) und über dem Wert im Obersee (2020: 6,3 µg/L). Im Zellersee hatte der Jahresmittelwert 2020 mit 12,4 µg/L im Vergleich zu 2019 mit 13,1 µg/L leicht abgenommen. Im Gnadensee zeigte sich 2020 mit einem Gesamtphosphorgehalt von 10,7 µg/L ebenfalls ein leichter Rückgang (2019 auf 12,1 µg/L).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag im Rheinsee 2020 mit 0,76 mg/L nahe dem Vorjahreswert von 0,79 mg/L. Der N-Gehalt im Zellersee lag 2020 mit 0,81 mg/L etwas unter dem Vorjahreswert von 0,84 mg/L. Im Gnadensee lag der Wert für anorganischem Stickstoff bei 0,59 mg/L (2019: 0,64 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug 2020 im Rheinsee 0,7 mg/L (2019: 1,8 mg/L). Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde 2020 ein Sauerstoff-Minimum im September von 0,4 mg/L beobachtet. Im Jahr 2019 lag dieses im Oktober bei 0,6 mg/L. Der Gnadensee wies im Gegensatz zu den Vorjahren, in denen über dem Seeboden zwischen September und November keinen Sauerstoff gemessen werden konnte, einen Restsauerstoff von 0,3 mg/L auf. Ende des Jahres konnten sich die Sauerstoffwerte in allen Seeteilen des Untersees wieder erholen.

Phytoplankton und Pigmente

Die Phytoplankton-Biomasse war im Rheinsee gegenüber 2019 und 2018 nahezu unverändert. Im Gnadensee hat sich die Biomasse des Phytoplanktons in 2020 gegenüber 2019 etwas erhöht, während an der Messstation Zellersee der Wert gegenüber 2019 etwas kleiner ist. An allen Messstationen des Untersees lagen die Biomasse des Phytoplanktons sowie die Chlorophyll a-Konzentration in einem niedrigen Bereich (Tab. 2). Im Rheinsee und im Gnadensee kam es zu ausgeprägten Frühjahrs-Kieselalgenblüten. Im Zellersee war diese Blüte nicht zu beobachten.

Zooplankton

Die mittlere Abundanz der Wasserflöhe (Cladoceren) nahm mit Ausnahme der Station Rheinsee leicht zu, während bei den Ruderfußkrebsen (Copepoden) eine gleichbleibende bzw. leicht rückläufige Tendenz beobachtet werden konnte (Tab. 2). Im Zellersee und Rheinsee wird die Wasserflohbiomasse durch *Daphnia cucullata* bestimmt, beim

Gnadensee ist nach wie vor die größere Art *Daphnia galeata* am häufigsten, *Daphnia cucullata* spielt hier kaum eine Rolle.

Der Jahresmittelwert der Rotatorienabundanz ist im Vergleich zu 2019 in allen Seeteilen zurückgegangen. Die Rotatorien tragen zahlenmäßig zwischen 80 % und 90 % zur Abundanz bei, machen aber bei Betrachtung der Biomasse lediglich 4 % bei Gnadensee und Zellersee, beim Rheinsee gut 8% aus.

Die durchschnittlichen Biomassen des Zooplanktons weisen wie im Vorjahr für den Zeller- und Gnadensee auf schwach mesotrophe Bedingungen, für den Rheinsee auf deutlich oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 2). Auch für die Bodensee-Untersee-Stationen werden seit Jahren im Rahmen des Zooplankton-Monitorings die Veligerlarven erfasst. Die höchsten Abundanzen erreichten die Veligerlarven im Zellersee. Tendenziell ist eine Zunahme der Larvenabundanzen zu beobachten. Die Verbreitung von adulten Muscheln ist bisher nur im Rahmen des qualitativen Ufermonitorings (bis 1,5 m Wassertiefe) untersucht worden (Abb.10). Bis zum Herbst 2019 waren noch nicht alle Uferbereiche des Untersees besiedelt. Die Daten der Beprobung 2020 liegen noch nicht vor. Die Tiefenverbreitung der Quaggamuschel wurde im Rahmen des Projekts SeeWandel intensiver untersucht.

Tab. 2: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an den Unterseestationen Zellersee, Gnadensee, Rheinsee.

	Zellersee (0-20 m)	Gnadensee (0-18 m)	Rheinsee (0-30 m)
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L	0,54 (2019: 0,62)	0,84 (2019: 0,76)	0,36 (2019: 0,35)
max. Phytoplankton-Biomasse mg/L	1,48 (November)	1,94 (Mai)	0,90 (August)
dominierende Phytoplanktongruppen Jahresverlauf	Bacillariophyceen (44,9 %) Cryptophyceen (33,7 %)	Bacillariophyceen (46,5 %) Cryptophyceen (21,2 %)	Cryptophyceen (46,7 %) Bacillariophyceen (31,7 %)
Ø Chl a-Konzentration µg/L	2,6 (2019: 3,9)	3,5 (2019: 5,8)	1,4 (2019: 1,0)
maximale Chl a-Konzentration µg/L	3,6 (Mrz+Mai) 4,0 (Nov) (2019: Mrz/Jul: 7,6/7,4)	6,6 (Mai) (2019: Feb 11,5)	2,5 (Jul/Aug) (2019: Feb 2,4)

Ø Cladocerenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² See- fläche)	22,24 (2019: 16,68)	12,13 (2019: 11,11)	5,59 (2019: 7,21)
Ø Copepodenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² See- fläche)	20,29 (2019: 20,74)	25,75 (2019: 27,74)	12,52 (2019: 13,88)
Ø Rotatorienabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² See- fläche)	165,56 (2019: 191,62)	194,69 (2019: 239,55)	126,31 (2019: 173,86)
Ø Zooplankton- biomasse (µg TM/L)	109 (2019: 92)	141 (2019: 141)	32 (2019: 33)

Fazit und Handlungsbedarf

Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.

Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen großen und tiefen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u.a. durch interne Prozesse induziert werden.

Die Phytoplanktonbiomasse des Obersees wird – wie für oligotrophe Alpenseen typisch – von Kieselalgen dominiert. Die zeitweise Dominanz der calanoiden Ruderfußkrebse u.a. auch während der warmen Jahreszeit bestätigt den niedrigen „trophischen Zustand“ des Bodensees. Zeiger erhöhter Trophie fehlen weitgehend. Im Vergleich zu den 1990er Jahren ist beim Zooplankton eine Veränderung im Artenspektrum festzustellen: deutliche Präsenz von *Thermocyclops oithonoides* in den Unterseebecken und dessen Aufkommen im Obersee sowie eine starke Präsenz von *Eudiaptomus graciloides* in den Untersee-Becken (im Obersee bisher nur einmaliger Nachweis im Rahmen von Seewandel-Untersuchungen).

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

Durch das regelmäßige IGKB-Monitoring können besondere Phänomene erkannt und beschrieben werden. Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Der starke Nutzungsdruck auf den See, die Einflüsse des Klimawandels und die Einwanderung von Neobiota rechtfertigen nach wie vor die hohen Anforderungen der IGKB an den Gewässerschutz.

Zustandsbeschreibung 2021

Bodensee-Obersee

Der Bodensee wird im Rahmen des IGKB-Messprogramms seit Jahrzehnten in regelmäßigem Turnus untersucht.

2021

- überschritten im Februar die Wasserstände bisherige Extrema zu diesem Zeitpunkt
- wurde erneut, wie im vergangenen Jahr, an der Station Fischbach-Uttwil (FU) die bisher höchste Jahresdurchschnittstemperatur in 250 m Wassertiefe beobachtet
- war ein Jahr mit schlechter Zirkulation und
- war gekennzeichnet durch eine weitere Ausbreitung der Quaggamuschel
- und der Neuentdeckung des Süßwasserborstenwurms *Hypania invalida*.

Die Konzentration des Gesamtphosphors im volumengewichteten Jahresmittel lag mit 6,0 µg/L. Der Vorjahreswert von 2020 lag bei 6,3 µg/L. Der minimale Sauerstoffgehalt im tiefen Hypolimnion des Obersees zeigte mit 6,9 mg/L eine stabile Sauerstoffversorgung in der Tiefe.

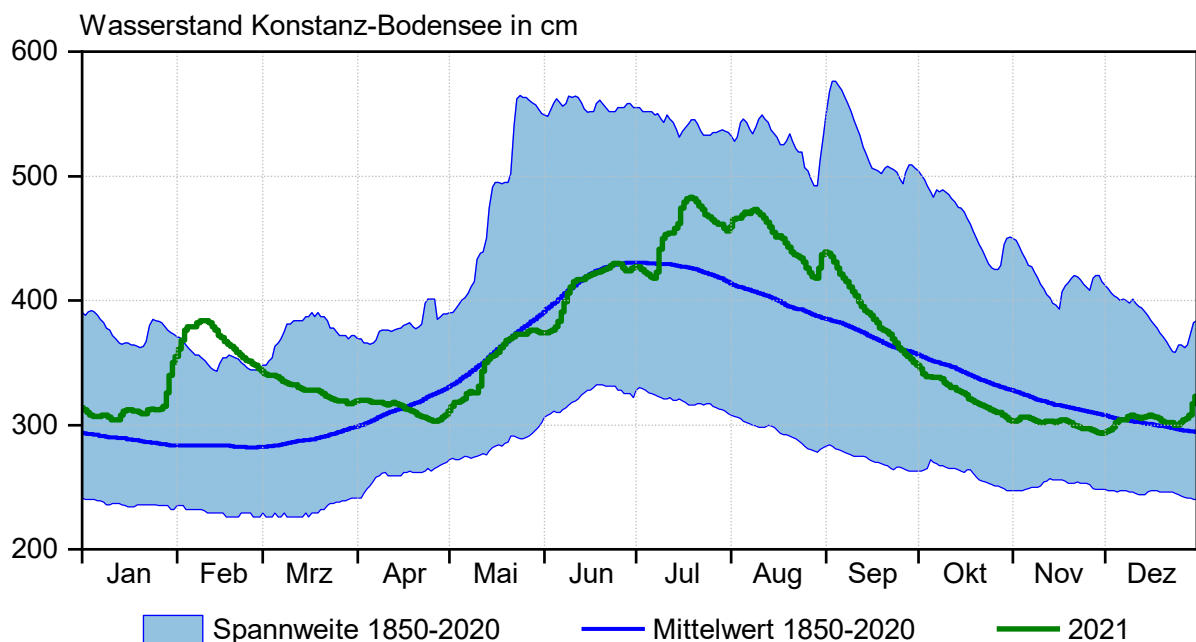


Abb. 1: Wasserstandsverlauf des Bodensee Obersees an der Pegelstation Konstanz (Daten: LUBW). Die grüne Linie zeigt den Verlauf für das Jahr 2021, die blaue Linie die mittleren Wasserstände im Zeitraum 1850-2020, der blaue Bereich kennzeichnet die Schwankungsbreiten der Wasserstände im Zeitraum 1850-2020.

Das Jahr 2021 zeigt insbesondere Anfang des Jahres im Februar gegenüber den Mittelwerten deutlich erhöhte Wasserstände (Abb. 1), die am 10.02.2021 mit 388 cm ihren höchsten Stand und einen neuen Extremwert für diese Jahreszeit erreichen. Diese hohen Pegelstände im Februar korrespondieren mit den hohen Lufttemperaturen im Januar und Februar und den einhergehenden Niederschlägen. Ebenfalls deutlich erhöhte Werte der Pegel werden im Juli und August registriert. Am 18.07.2022 wird mit 487 cm der höchste Wasserstand des Jahres registriert. Im April bis Juni und Oktober bis Dezember werden Wasserstände registriert, die sich im Bereich der Mittelwerte bewegen und keinen ausgeprägten Trend zeigen.

Meteorologisch ist das Jahr 2021 mit einer Mitteltemperatur von 8,8 °C nach den Rekordjahren 2020 und 2018 wieder ein etwas kühleres, durchschnittlich warmes Jahr, das jedoch trotzdem gegenüber der langjährigen internationalen Referenzperiode von 1961 bis 1991 (Mitteltemperatur im Referenzzeitraum 8,1 °C) um 0,7 K leicht erhöhte Werte annimmt, wohingegen es im Vergleich zur neuen Vergleichsperiode von 1991 bis 2020 (Mitteltemperatur im Referenzzeitraum 9,1 °C) einen um 0,3 K leicht niedrigeren Wert aufweist (Monatlicher Klimastatus Deutschland Dezember 2021, DWD).

Mit 1805 Sonnenstunden im Deutschlandmittel war 2021 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenscheinstunden der Referenzperiode 1961 bis 1990 lag.

Die größten positiven Abweichungen der Monatsmitteltemperatur gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden im Februar mit 3,6 °C (+1,5 K) und Juni mit 19,1 °C (+1,0 K) gemessen, die größten negativen Abweichungen im Mai mit 11,0 °C (-3,5 K) und im August mit 17,4 °C (-2,1 K) registriert.

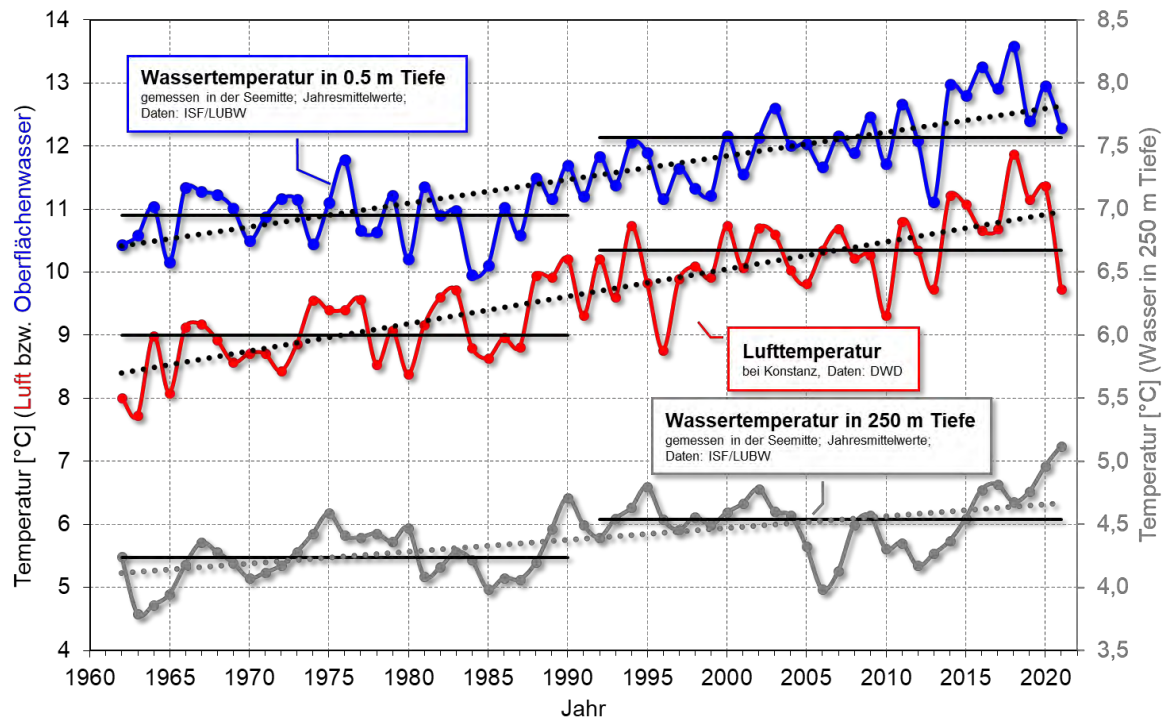


Abb. 2: Langjährige Entwicklung der Temperaturen von Luft (rot) und des Oberflächenwassers im Obersee in Fischbach-Uttwil in etwa 0,5 m Wassertiefe (blau) sowie Temperatur am Seeboden in 250 m Wassertiefe (grau).

In Abb. 2 sind die langjährigen Entwicklungen der Jahresmittel der Lufttemperatur, der oberflächlichen Wassertemperatur in 0,5 m Wassertiefe und der Hypolimnionwassertemperatur am Messpunkt Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe dargestellt. Zu sehen ist das „sägezahnartige“ Verhalten der Tiefenwassertemperatur, die nach einem gut durchmischten Jahr meist wieder auf niedrigere Wassertemperaturwerte eingestellt wird und dann über Zeiträume von etwa 2 bis 5 Jahren kontinuierlich ansteigt, bis eine erneute starke Durchmischung erneut eine Rücksetzung auf niedrigere Temperaturen bewirkt. Anfang des Jahres 2021 ist die Tiefenwassertemperatur auf außergewöhnlich hohe Werte von 5,1 °C – Ende des Jahres auf 5,2 °C - angestiegen.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2021 waren durch den erneut milden Winter 2020/2021 geprägt (Abb. 3). An der Station Fischbach-Uttwil lagen die Oberflächentemperaturen am 13.01.2021 und 03.02.2021 mit 6,2 °C und 5,3 °C unter denen des sehr warmen Vorjahres zu dieser Zeit. Die oberflächliche Wasserschicht bis 40 m Wassertiefe wies am 13.01.2021 eine einheitliche Temperatur von 6,2 °C auf. In 50 m Wassertiefe werden 6,1 °C gemessen. Die Tiefentemperatur in 250 m erreicht in diesem Winter zu dieser Zeit mit 5,1 °C einen außergewöhnlich hohen Wert. Im Verlauf des Februars und März 2021 kommt es zu einer weiteren Durchmischung und Abkühlung des Wasserkörpers. Wir messen am 16.03.2021 eine Wassertemperatur von 5,5 bis 5,4 °C bis in eine Tiefe von 120 m. An diesem Termin wird der geringste vertikale

Temperaturgradient in 2021 gemessen, wenn an der Station Fischbach-Uttwil im Bodensee Obersee an der Oberfläche eine Wassertemperatur von 5,5 °C und in 250 m 5,0 °C registriert werden. Bereits am 12.04.2021 kann wieder die beginnende Temperaturschichtung des Wasserkörpers beobachtet werden, wenn oberflächlich eine Wassertemperatur von 7,0 °C gemessen wird. Die Wassertemperatur in 250 m Wassertiefe beträgt zu dieser Zeit 5,1 °C.

Am 16.08.2021 wird an der Station Fischbach-Uttwil mit 23,0 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2021 gemessen. Am 06.07.2021 wird eine Oberflächenwassertemperatur von 20,6 °C registriert, am 20.09.2021 eine Temperatur von 18,4 °C.

Am 05.10.2021 wird an der Oberfläche eine Wassertemperatur von 15,9 °C gemessen. Während der Abkühlungsphase im Herbst/Winter sanken die oberflächlichen Temperaturen dann bis auf 6,6 °C am 20.12.2021 ab. An diesem Termin wurde in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 5,2 °C gemessen.

Die Auswertung entsprechender Gradienten bzw. des Durchmischungsindex (Abb. 4 Mitte) zeigt, dass es im Jahr 2021 schon im dritten Jahr in Folge keine gute vertikale stoffliche Durchmischung der Wassersäule gab.

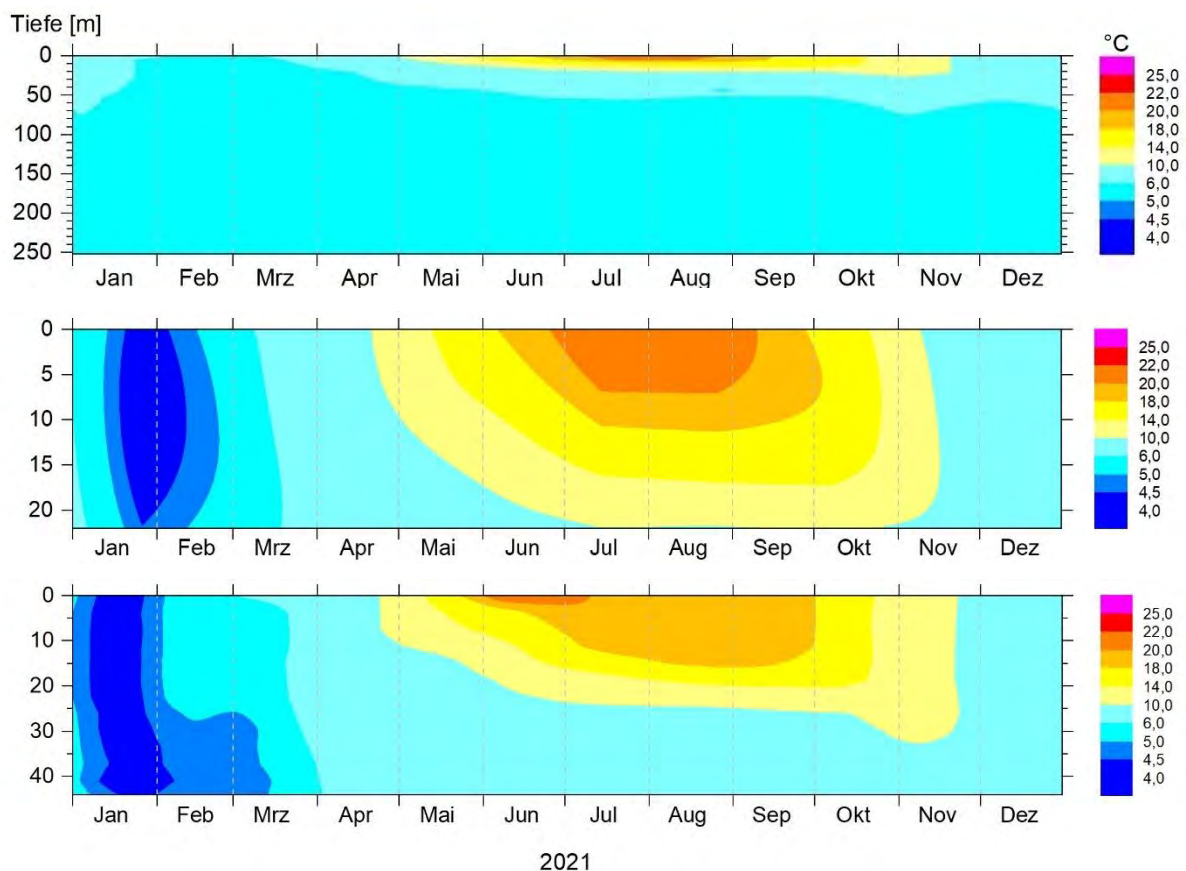


Abb. 3: Temperaturisoplethen im Jahresverlauf 2021 an den Stationen im Obersee (Fischbach-Uttwil, oben), Zellersee (Mitte) und Rheinsee (unten).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug 2021 im volumengewichteten Jahresmittel 6,0 µg/L und lag damit nahe dem Vorjahreswert (2020: 6,3 µg/L, 2019: 6,2 µg/L) (Abb. 4). Insgesamt liegen die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor weiterhin in einem für große tiefe Alpenseen typischen Bereich. Während der Zirkulationsphase im Februar bis April 2021 wurden 6,3 µg/L festgestellt (2020: 6,3 µg/L, 2019: 7,1 µg/L).

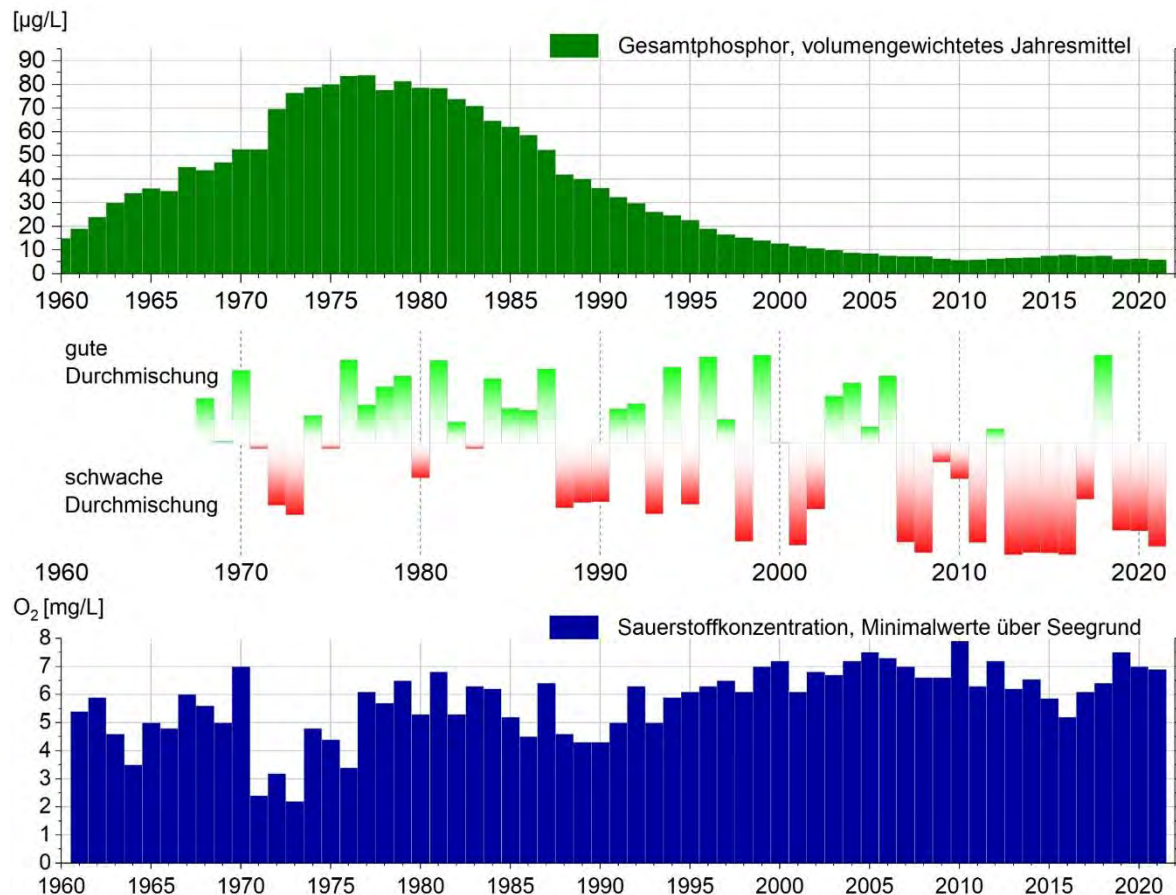


Abb. 4: Langfristige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen (oben), der Zirkulation (Mitte) und der minimalen Sauerstoffkonzentrationen über Grund (unten) im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

2021 war wie bereits 2020 ein Jahr mit schlechter Zirkulation. Eine gute Zirkulation zeigte sich zuletzt 2018 nach fünf aufeinanderfolgenden Jahren mit schlechter Durchmischung. Im Gegensatz zu den Jahren 2013 bis 2017 kam es allerdings seit 2018 nicht zu einer beträchtlichen Anreicherung von Phosphor in der Tiefe (Abb. 5). Die Beobachtung deckt sich auch mit den gemessenen Sauerstoffwerten über Grund. Der minimale **Sauerstoffgehalt** im tiefen Hypolimnion des Obersees 2021 zeigte mit 6,9 mg/L eine stabile Sauerstoffversorgung in der Tiefe (Abb.6).

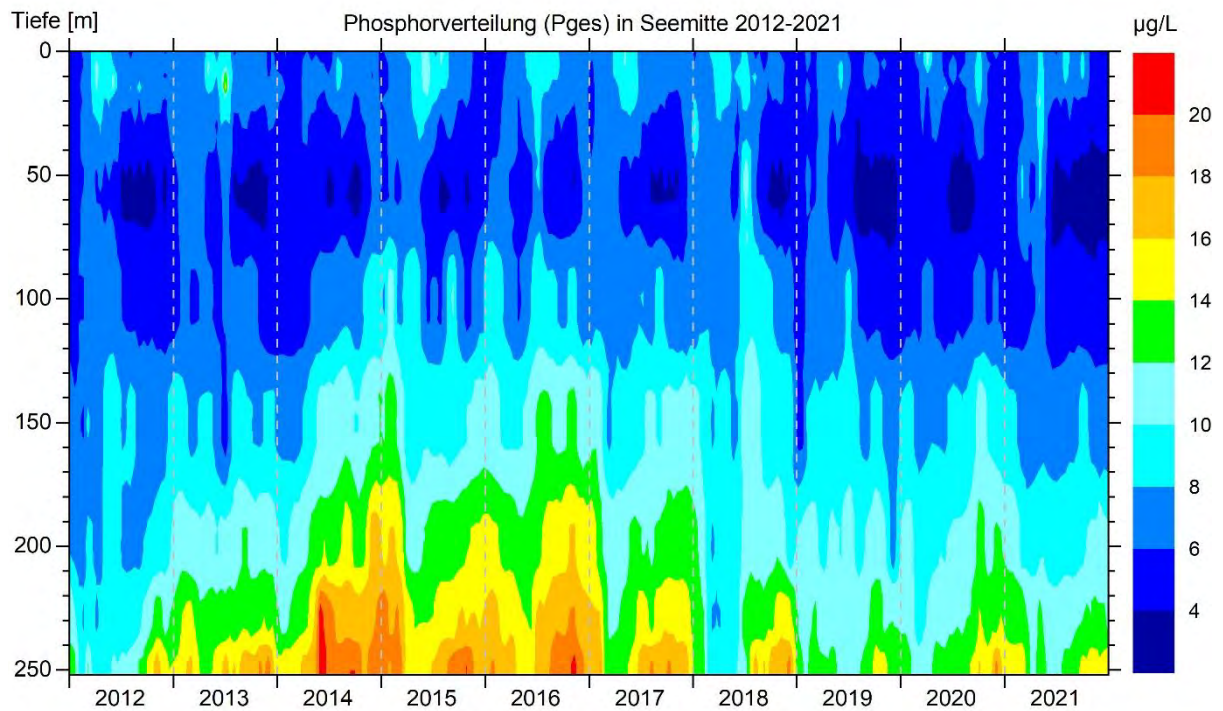


Abb. 5: Gesamtposphorverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2012 bis 2021.

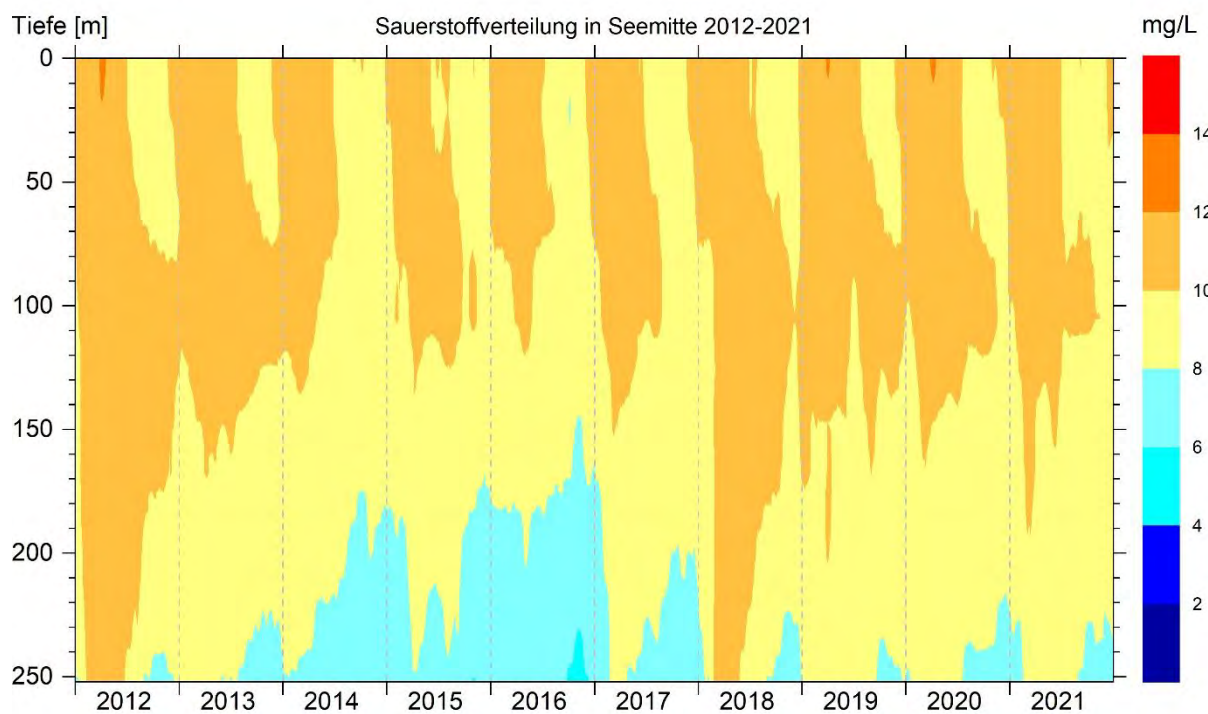


Abb. 6: Sauerstoffverteilung in Seemitte (Fischbach-Uttwil) von 2012 bis 2021.

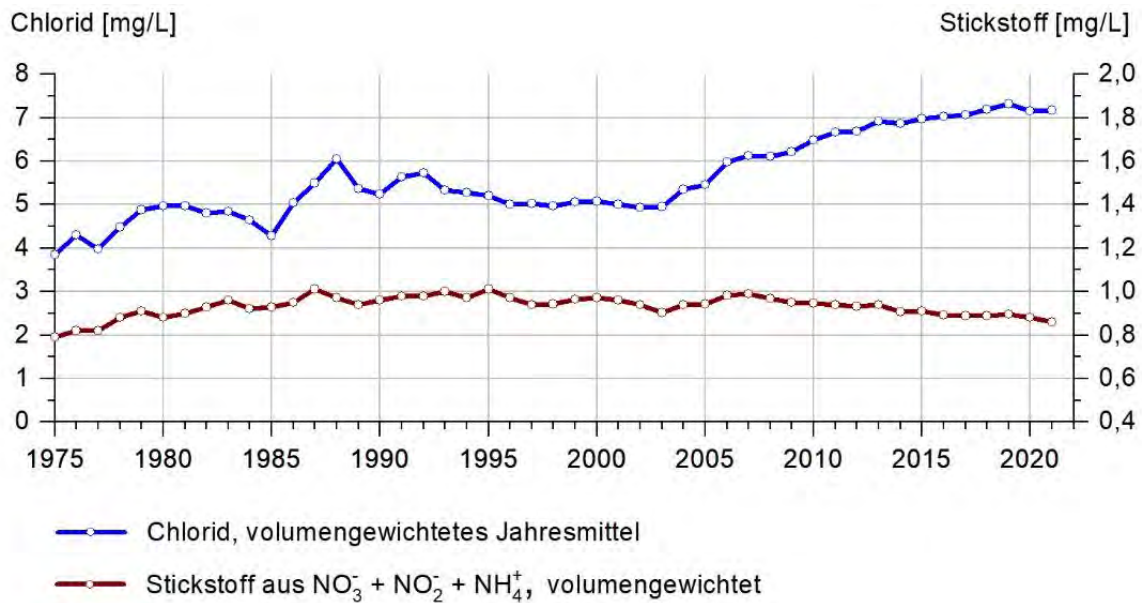


Abb. 7: Langfristige Entwicklung der Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag 2021 bei 0,86 mg/L (2020: 0,88 mg/L). Insgesamt ist ein leicht abnehmender Trend der Konzentrationen seit den 90er Jahren erkennbar (Abb. 7).

Bei **Chlorid** als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich zeichnet sich seit 2004 ein zunehmender Trend ab (Abb. 7). Während es im Jahr 2003 noch 5 mg/L waren, stieg die Konzentration 2013 auf 6,9 mg/L und lag 2021 bei 7,2 mg/L. Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Phytoplankton und Pigmente

Die Phytoplanktonentwicklung an der Station Fischbach-Uttwil verlief 2021 typisch für einen oligotrophen Alpensee. Die Chlorophyll a-Konzentrationen (Jahresdurchschnitt 2,7 µg/l) waren insgesamt niedrig (Tab. 1). 2021 war die Phytoplankton-Biomasse mit 0,51 mg/L im Jahresdurchschnitt auf dem gleichen Niveau wie in den letzten beiden Jahren. 2021 bildeten Kieselalgen (Bacillariophyceen) mit 45,1 % im Vergleich der Algen- großgruppen die meiste Biomasse. Gegenüber 2020 bildeten Chrysophyceen 2021 etwas mehr Biomasse. Ihr Biomasse-Anteil lag im Jahresdurchschnitt 2021 bei 16,7 %, 2020 hingegen bei 9,3 %.

Zooplankton

Das Crustaceenplankton hat sich auf einem für einen oligotrophen See typischen Niveau stabilisiert (Tab. 1). Nachdem im Vorjahr *Daphnia hyalina* etwa gleich stark vertreten war wie *Daphnia cucullata*, dominierte im Jahr 2021 eindeutig *Daphnia cucullata* das Wasserflohplankton. Die calanoiden Ruderfußkrebse sind mit *Eudiaptomus gracilis* vor allem im Frühjahr und Herbst vertreten. Ihr Anteil am Crustaceenplankton hat sich im Vergleich zum Jahr 2020 etwas erhöht. Unter den cyclopoiden Ruderfußkrebse scheint sich *Thermocyclops oithonoides* im Obersee zu etablieren, wobei der Anteil der cyclopoiden Copepoden am Crustaceenplankton im Vergleich zu 2020 zurückgegangen ist.

Der Jahresmittelwert der Rotatorienabundanz hat sich im Jahr 2021 im Vergleich zu 2019 und 2020 weiter erhöht (Tab. 1). Die Rotatorien waren zahlenmäßig weit häufiger vertreten als das Crustaceenplankton und stellten im Mai etwa ein Drittel der Gesamtbiomasse (Trockenmasse). Bei einer durchschnittlichen Abundanz von 85 % erreichten die Rotatorien aufgrund ihres geringen Individuengewichts allerdings lediglich knapp 8 % der Biomasse.

Die durchschnittliche Biomasse (Trockenmasse) des Zooplanktons ist im Vergleich zum Vorjahr (bezogen auf 0-20 m) gleichgeblieben (92 µg TM/L) und liegt nach wie vor auf einem Niveau, das oligotrophe Bedingungen anzeigt (Tab. 1).

Monitoring der Quaggamuschel

Auch im Jahr 2021 breitete sich die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis*) im Bodensee weiter aus. Die durchschnittliche Dichte der frei im Wasser schwimmenden Larven der Muscheln (Veligerlarven) an der Station Fischbach-Uttwil lag 2021 etwas höher als 2020. Das Maximum wurde Mitte Mai mit 6220 Larven pro m³ Seewasser (bezogen auf eine Wassersäule von 0-100 m) nachgewiesen. Im Vergleich zu 2020 lag das Maximum etwas niedriger, jedoch wurden über einen längeren Zeitraum hohe Abundanzen gemessen (Abb. 8).

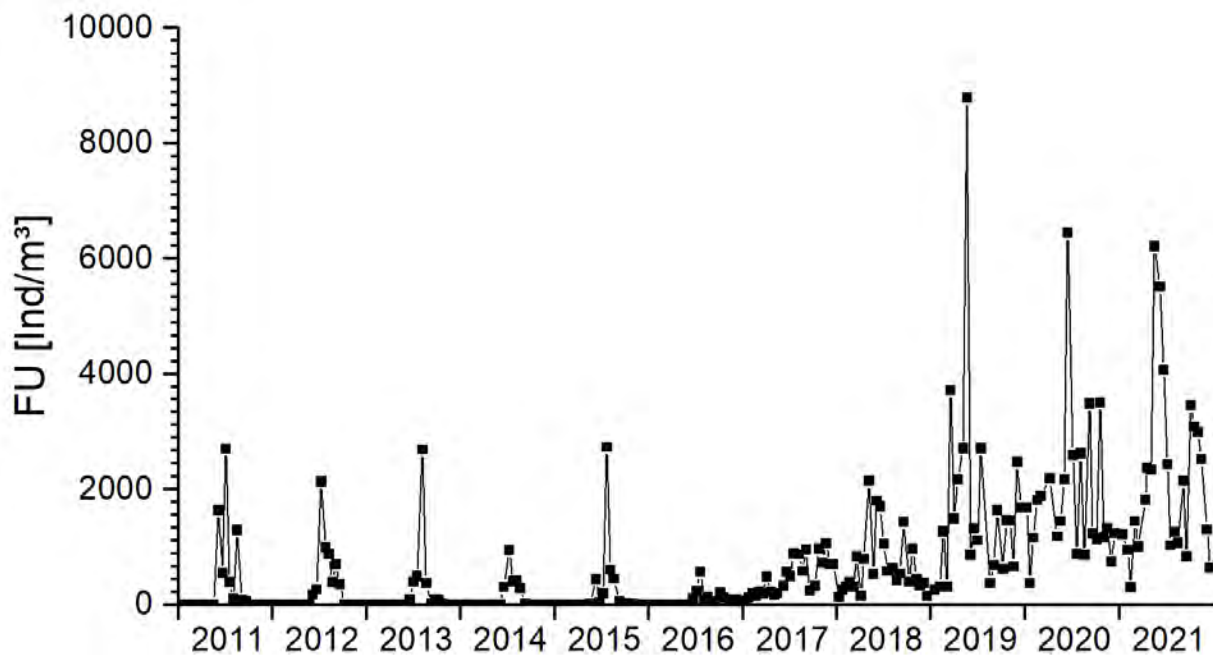


Abb. 8: Veligerlarven im Zooplanktonfang an der Messstelle Fischbach-Uttwil (0-100 m).

Neuentdeckung des Süßwasserborstenwurms *Hypania invalida*

Bei einer Ausfahrt mit der Unterwasserkamera zur Dokumentation der Ausbreitung der Quaggamuschel wurden vor der Schussenmündung in Langenargen in 20-30 m Wassertiefe seltsame röhrenförmige Strukturen am Seeboden gefunden. Mit einem Bodengreifer wurden Proben aus der Tiefe genommen und im Labor untersucht. Die vorgefundenen, zum Teil mehrere Zentimeter langen, Röhren waren bewohnt und zwar von dem Süßwasser-Borstenwurm (*Hypania invalida*). Damit konnte der erste Nachweis dieses aus dem Schwarzmeergebiet stammenden Neozoen für den Bodensee erbracht werden. Der erste Nachweis für Deutschland erfolgte 1958 in der Donau (Kothé, 1968)¹. Nach der Öffnung des Rhein-Main-Donaukanals breitete sich *Hypania* sehr schnell in die Flusssysteme im Rhein- und Main Einzugsgebiet aus, wo vor allem die Unterläufe besiedelt wurden. Die Art ernährt sich filtrierend von organischen Partikeln. Die Tiere leben vorwiegend in Bereichen mit Feinsedimenten aus denen sie ihre Wohnröhren bauen. Über die weitere Verbreitung im Bodensee ist noch nichts bekannt.

¹ Kothé, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. Ein Beitrag zur Verbreitungsgeschichte des pontokaspischen Faunenelements im Donaubecken. - Veröffentlichungen der Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, Band 3 Heft 1-2 <<https://www.schweizerbart.de/papers/agdonauforschung/list/3#issue1-2>>, p. 88 – 114.



Abb. 9: links: Seebodenprobe mit röhrenförmigen Strukturen. Rechts: Süßwasserborstenwurm, der sich teilweise aus der Röhre herausbewegt hat.

Tab. 1: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an der Station Fischbach-Uttwil.

Biologisches Merkmal	Fischbach-Uttwil
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	0,51 (2020: 0,52)
maximale Phytoplankton-Biomasse mg/L; 0-20 m	1,06 (September) (Juni 2020: 1,96)
dominierende Großgruppen Phytoplankton Jahresverlauf; 0-20 m	Bacillariophyceae (45,1 %) Cryptophyceae (19,2 %) Chrysophyceae (16,7 %) Dinophyceae (15,2 %)
Ø Chl a- Konzentration µg/L; 0-20 m	2,7 (2020: 2,5)
maximale Chl a- Konzentration µg/l; 0-20 m	5,96 (Mai) (April 2020: 5,4)
Ø Cladocerenabundanz (10^4 Individuen/m ² Seefläche)	15,08 (2020: 12,8)
Ø Copepodenabundanz (10^4 Individuen/m ² Seefläche)	26,78 (2020: 29,2)
Ø Rotatorienabundanz (10^4 Individuen/m ² Seefläche)	245,18 (2020: 222,6)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L, bezogen auf 0-20m)	92 (2020: 91)

Bodensee-Untersee

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den milden Winter 2020/2021 sowie durch das warme Jahr 2021 geprägt (Abb. 3).

Im **Rheinsee** (Wassertiefe: 45 m) wurde am 20.01.2021 eine homogenisierte Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von durchgehend 4,2 °C gemessen. Am 08.03.2021 wird dann bereits eine Erwärmung der Wassersäule registriert, wenn oberflächennah 6,1 °C, in 10 m Wassertiefe 5,5 °C und bodennah 4,7 °C gemessen werden, was auf die relativ warmen Monate Januar und Februar zurückzuführen ist. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 09.06.2021 mit 21,6 °C der höchste Messwert des Jahres im Rheinsee registriert wird. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von $T_{\min} = 4,2$ °C am 20.01.2021 und $T_{\max} = 9,1$ °C am 11.10.2021.

Im **Zellersee** (Wassertiefe: 22 m) wurde Anfang Januar am 11.01.2021 eine von der Oberfläche bis auf 20 m Wassertiefe weitgehend konstante Wassertemperatur von 4,8 bis 4,9 °C registriert. Am 01.03.2021 wurde eine bereits wieder leicht erwärmte Wassersäule angetroffen, bei der oberflächennah 5,5 °C und 4,6 °C in einer Wassertiefe von 22 m registriert wurden. In einer direkt über dem Seeboden gelegenen dünnen Wasserschicht wurde dann wieder ein Anstieg der Wassertemperatur auf 5,0 °C gemessen. Am 06.04.2021 wird mit einer Temperatur von 8,1 °C bereits eine deutliche Erwärmung des Oberflächenwasserkörpers registriert. Im **Gnadensee** (Wassertiefe: 19 m) wurden am 01.02.2021 weitgehend ausgeglichene Temperaturen vorgefunden, die zwischen 3,2 °C und bodennah 3,4 °C variieren. Die Messung am 01.03.2021 zeigt dann eine bereits wieder leicht erwärmte Wassersäule, die mit 4,5 °C an der Oberfläche und 4,1 °C am Seeboden nur geringe Temperaturgradienten aufweist. Am 03.05.2021 werden oberflächlich dann 12,5 °C registriert – am Seeboden 7,4 °C.

Die **oberflächlichen Höchsttemperaturen** wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 02.08.2021 im Gnadensee mit 22,0 °C und im Zellersee mit 21,2 °C gemessen.

Aufgrund der flacheren Morphometrien wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere **Tiefenwassertemperaturen** an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert. Die minimale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\min} = 3,4$ °C am 01.02.2021 und im Zellersee mit $T_{\min} = 4,8$ °C am 11.01.2021 (und am 01.02.2021) gemessen - die maximale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\max} = 11,2$ °C und im Zellersee mit $T_{\max} = 10,9$ °C jeweils am 02.11.2021 gemessen.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** lag 2021 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 6,9 µg/L etwas unter Vorjahresniveau (2020: 8,1 µg/L) und über dem Wert im Obersee (2021: 6,0 µg/L). Im Zellersee liegt der Jahresmittelwert 2021 mit 12,3 µg/L nahe dem von 2020 mit 12,4 µg/L. Im Gnadensee zeigte sich 2021 mit einem Gesamtposphorgehalt von 11,1 µg/L eine minimale Zunahme (2020 auf 10,7 µg/L).

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente lag im Rheinsee 2021 mit 0,79 mg/L nahe dem Vorjahreswerte von 0,76 mg/L, ebenso im Zellersee 2021 mit 0,85 mg/L (2020 0,81 mg/L). Im Gnadensee lag der Wert für anorganischem Stickstoff bei 0,59 mg/L (2020: 0,59 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug 2021 im Rheinsee 2,1 mg/L (2020: 0,7 mg/L). Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde 2021 ein Sauerstoff-Minimum im September von 0,8 mg/L beobachtet. Im Jahr 2020 lag dieses im Oktober bei 0,4 mg/L. Der Gnadensee zeigte im Gegensatz zum Vorjahr, in dem über dem Seeboden mindestens ein Restsauerstoff von 0,3 mg/L gemessen werden konnte, in den Monaten September und Oktober sauerstofffreie Verhältnisse über Grund. Ende des Jahres konnten sich die Sauerstoffwerte in allen Seeteilen des Untersees wieder erholen.

Phytoplankton und Pigmente

Die Phytoplankton-Biomasse nahm an allen Unterseestationen im Vergleich zu 2020 ab. Am deutlichsten war die Abnahme im Gnadensee zu beobachten (von 0,84 mg/L auf 0,56 mg/L). Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen waren im Zellersee und Gnadensee leicht höher als im Jahr 2021, im Rheinsee ergab sich keine Änderung im Vergleich zum Vorjahr. Eine ausgeprägte Blüte der Schlundalge *Rhodomonas lens* konnte im Zellersee beobachtet werden, die bereits im März zu der Jahreshöchstbiomasse führte (Tab. 2). Im Rheinsee und im Gnadensee war diese Blüte nicht zu beobachten.

Zooplankton

Die mittlere Abundanz der Wasserflöhe (Cladoceren) und Ruderfußkrebse (Copepoden) nahm mit Ausnahme der Station Zellersee leicht zu (Tab. 2). Im Zellersee und Rheinsee wurde die Wasserflohbiomasse durch *Daphnia cucullata* bestimmt, beim Gnadensee war nach wie vor die größere Art *Daphnia galeata* im Jahresdurchschnitt am häufigsten, *Daphnia cucullata*, die in den Vorjahren kaum eine Rolle spielte scheint nun auch im Gnadensee zuzunehmen.

Der Jahresmittelwert der Rotatorienabundanz hat im Vergleich zu 2020 in allen Unterseestellen mit Ausnahme des Zellersees zugenommen. Die Rotatorien trugen zahlenmäßig zwischen 80 % und 86 % zur Abundanz bei, machten aber bei Betrachtung der Biomasse lediglich ca. 4 % bei Gnadensee und Zellersee, beim Rheinsee gut 6 % aus.

Die durchschnittlichen Biomassen des Zooplanktons weisen wie im Vorjahr für den Zeller- und Gnadensee auf schwach mesotrophe Bedingungen, für den Rheinsee auf deutlich oligotrophe Bedingungen hin (Tab. 2). Auch für die Bodensee-Untersee-Stationen werden seit Jahren im Rahmen des Zooplankton-Monitorings die Veligerlarven erfasst. Die höchsten Abundanzen erreichten die Veligerlarven im Jahr 2021 im Rheinsee mit über 54 000 Ind./m³. Im Zellersee und Rheinsee wurde eine deutliche Zunahme der Larvenabundanz beobachtet, im Gnadensee war ein ähnlicher Verlauf wie im Jahr 2020 zu erkennen.

Tab. 2: Kennzahlen ausgewählter biologischer Merkmale an den Unterseestationen Zellersee, Gnadensee, Rheinsee.

	Zellersee (0-20 m)	Gnadensee (0-18 m)	Rheinsee (0-30 m)
Ø Phytoplankton-Biomasse mg/L	0,51 (2020: 0,54)	0,56 (2020: 0,84)	0,36 (2020: 0,36)
max. Phytoplankton-Biomasse mg/L	1,85 (März)	0,88 (März)	0,59(August)
dominierende Phytoplanktongruppen Jahresverlauf	Cryptophyceen (54,8 %) Bacillariophyceen (23,5 %)	Bacillariophyceen (34,3 %) Chrysophyceen (26,4 %) Cryptophyceen (24,8 %)	Cryptophyceen (47,7 %) Bacillariophyceen (20,2 %)
Ø Chl a-Konzentration µg/L	3,3 (2020: 2,6)	3,9 (2020: 3,5)	1,4 (2020: 1,4)
maximale Chl a- Konzentration µg/L	10,6 (Mrz) (2020 :Mrz + Mai/Nov: 3,6/4,0)	8,4 (April) (2020: Mai 6,6)	3,2 (Okt.) (2020: Jul/Aug 2,5)
Ø Cladocerenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² Seefläche)	12,41 (2020: 22,24)	15,59 (2020: 12,13)	7,99 (2020: 5,59)
Ø Copepodenabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² Seefläche)	20,36 (2020: 20,29)	30,07 (2020: 25,75)	13,75 (2020: 12,52)

Ø Rotatorienabundanz (10 ⁴ Individuen/m ² See- fläche)	131,99 (2020: 165,56)	224,00 (2020: 194,69)	133,04 (2020: 126,31)
Ø Zooplanktonbiomasse (µg TM/L)	99 (2020: 109)	167 (2020: 141)	38 (2020: 32)

Fazit und Handlungsbedarf

Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.

Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen großen und tiefen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u.a. durch interne Prozesse induziert werden.

Die Phytoplanktonbiomasse des Obersees wird – wie für oligotrophe Alpenseen typisch - von Kieselalgen dominiert. Die zeitweise Dominanz der calanoiden Ruderfußkrebse u.a. auch während der warmen Jahreszeit bestätigt den niedrigen „trophischen Zustand“ des Bodensees. Zeiger erhöhter Trophie fehlen weitgehend. Im Vergleich zu den 1990er Jahren ist beim Zooplankton eine Veränderung im Artenspektrum festzustellen: deutliche Präsenz von *Thermocyclops oithonoides* in den Unterseebecken und dessen Aufkommen im Obersee sowie eine starke Präsenz von *Eudiaptomus graciloides* in den Untersee-Becken (im Obersee bisher nur einmaliger Nachweis im Rahmen von Seewandel-Untersuchungen).

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

Durch das regelmäßige IGKB-Monitoring können besondere Phänomene erkannt und beschrieben werden. Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Der starke Nutzungsdruck auf den See, die Einflüsse des Klimawandels und die Einwanderung von Neobiota rechtfertigen nach wie vor die hohen Anforderungen der IGKB an den Gewässerschutz.

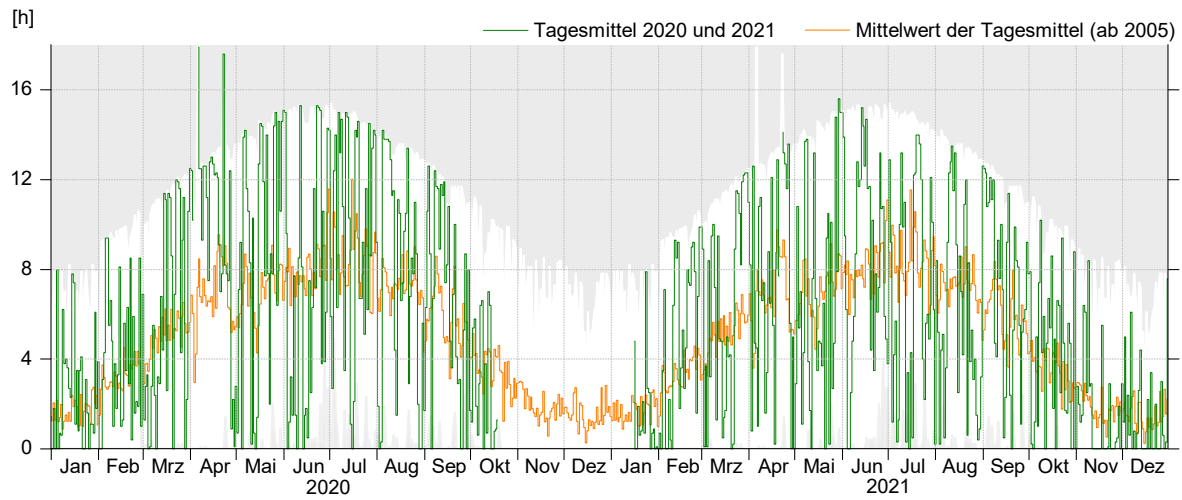
Untersuchungsprogramm Freiwasser



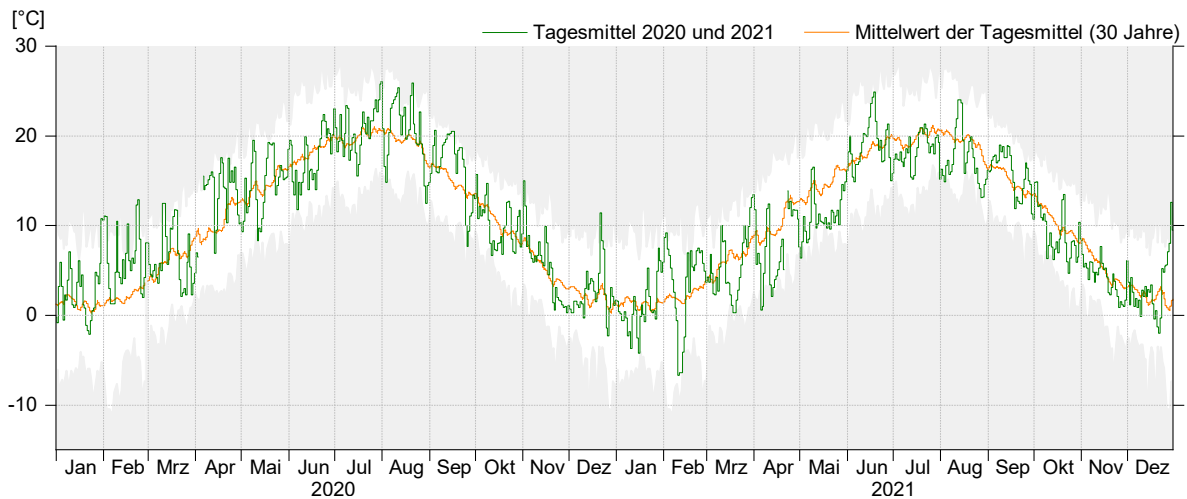
Abb. 1: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee (2020-2021).

Meteorologie

Sonnenscheindauer



Lufttemperatur



Windgeschwindigkeiten

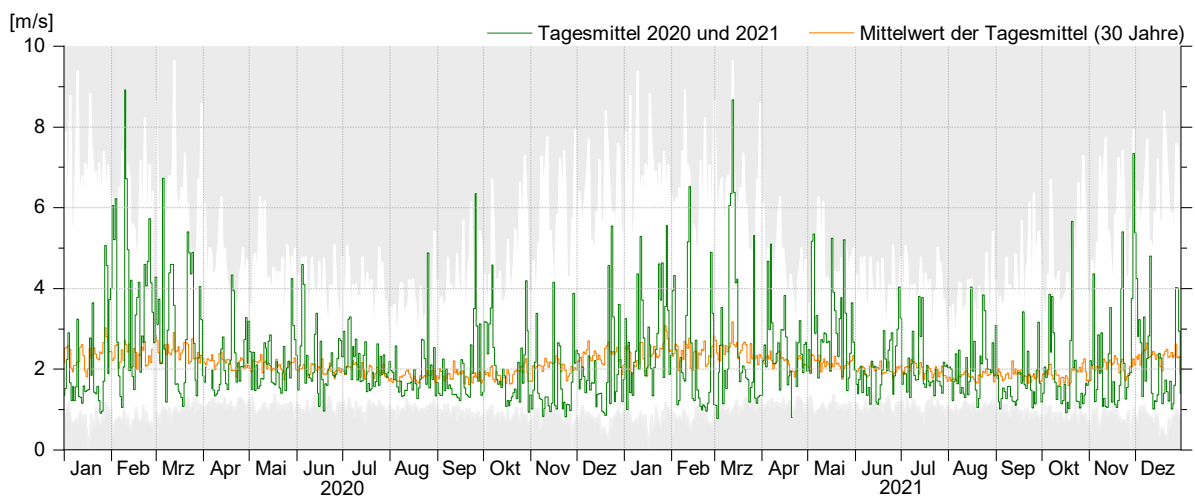


Abb. 2: Meteorologische Größen mit Bereichen zwischen Maxima und Minima langjähriger Tagesmittel.

Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Meteorologisch ist das Jahr 2020 mit einer Mitteltemperatur von 10,4 °C nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes nach dem Rekordjahr 2018 das zweitwärmste bisher registrierte Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen im Jahr 1881 (Klimastatusbericht Deutschland 2020, DWD).

Zum aktuellen Vergleichszeitraum 1981-2010 ergibt sich eine Abweichung von +1,6 K und gegenüber der international gültigen Klimareferenzperiode 1961-1990 eine Abweichung von +2,2 K. Mit 1896 Sonnenstunden im Deutschlandmittel war 2020 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenscheinstunden lag.

An der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes wurden mit Ausnahme des Oktobers (Mittelwert, 10,0 °C, Abweichung -0,1 K) für alle Monate des Jahres 2020 gegenüber den langjährigen Referenzwerten zum Teil deutlich erhöhte Monatsmittelwerte der Lufttemperatur gemessen. Die größten positiven Abweichungen der Monatsmitteltemperatur gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden in der ersten Jahreshälfte im Januar (+2,0 K), im Februar (+4,8 K) und im April (+3,8 K) registriert.

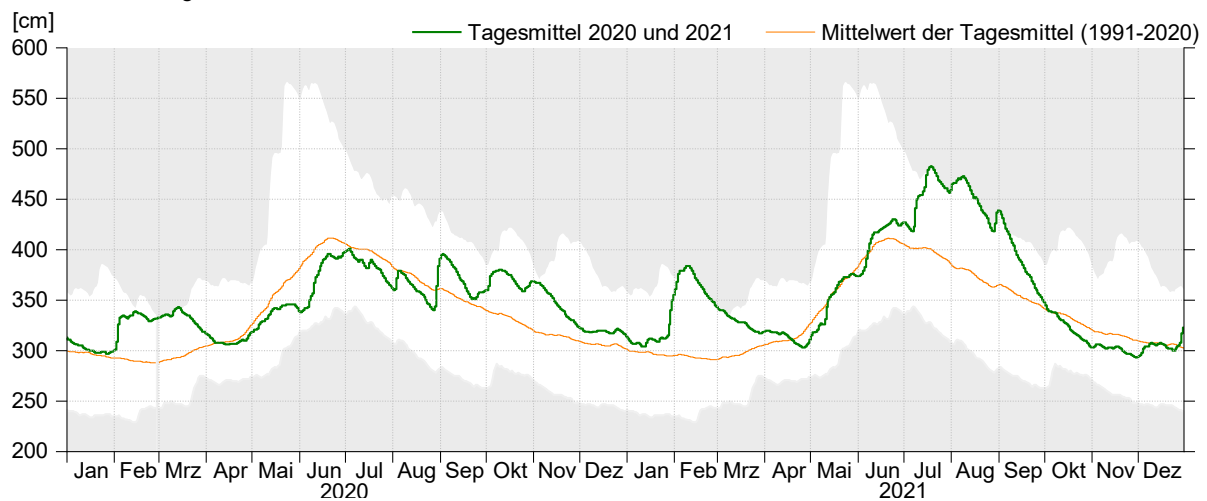
Meteorologisch ist das Jahr 2021 mit einer Mitteltemperatur von 8,8 °C nach den Rekordjahren 2020 und 2018 wieder ein etwas kühleres, durchschnittlich warmes Jahr, das jedoch trotzdem gegenüber der langjährigen internationalen Referenzperiode von 1961 bis 1991 (Mitteltemperatur im Referenzzeitraum 8,1 °C) um 0,7 K leicht erhöhte Werte annimmt, wohingegen es im Vergleich zur neuen Vergleichsperiode von 1991 bis 2020 (Mitteltemperatur im Referenzzeitraum 9,1 °C) einen um 0,3 K leicht niedrigeren Wert aufweist (Monatlicher Klimastatus Deutschland Dezember 2021, DWD).

Mit 1805 Sonnenstunden im Deutschlandmittel war 2021 darüber hinaus ein überdurchschnittlich sonnenscheinreiches Jahr, das mit diesem Wert deutlich über dem langjährigen Mittelwert von 1607 Sonnenscheinstunden der Referenzperiode 1961 bis 1990 lag.

Die größten positiven Abweichungen der Monatsmitteltemperatur gegenüber den langjährigen Referenzmittelwerten wurden im Februar mit 3,6 °C (+1,5 K) und Juni mit 19,1 °C (+1,0 K) gemessen, die größten negativen Abweichungen im Mai mit 11,0 °C (-3,5 K) und im August mit 17,4 °C (-2,1 K) registriert.

Hydrologie

Wasserstand Pegel Konstanz



Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau

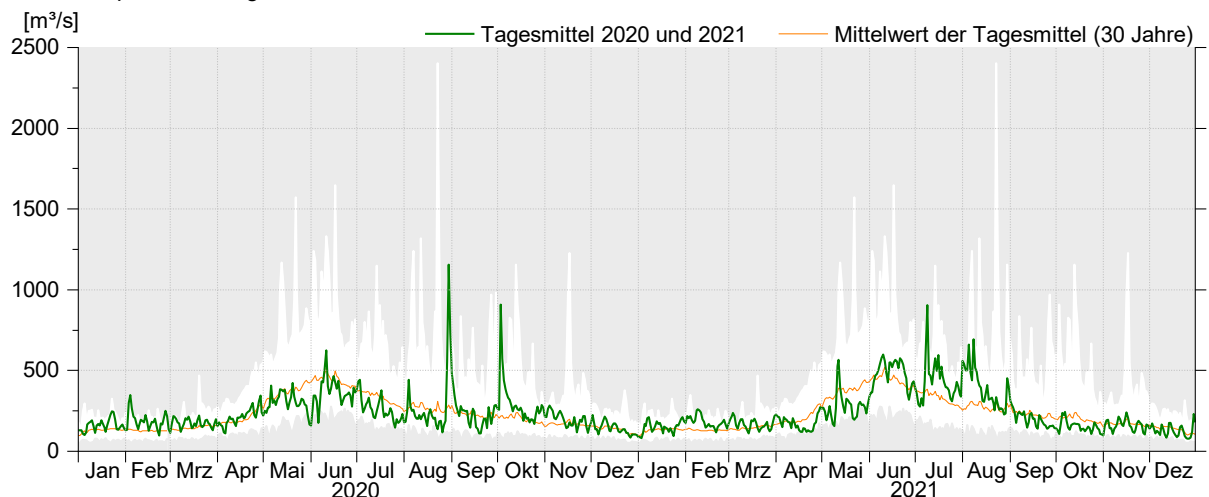
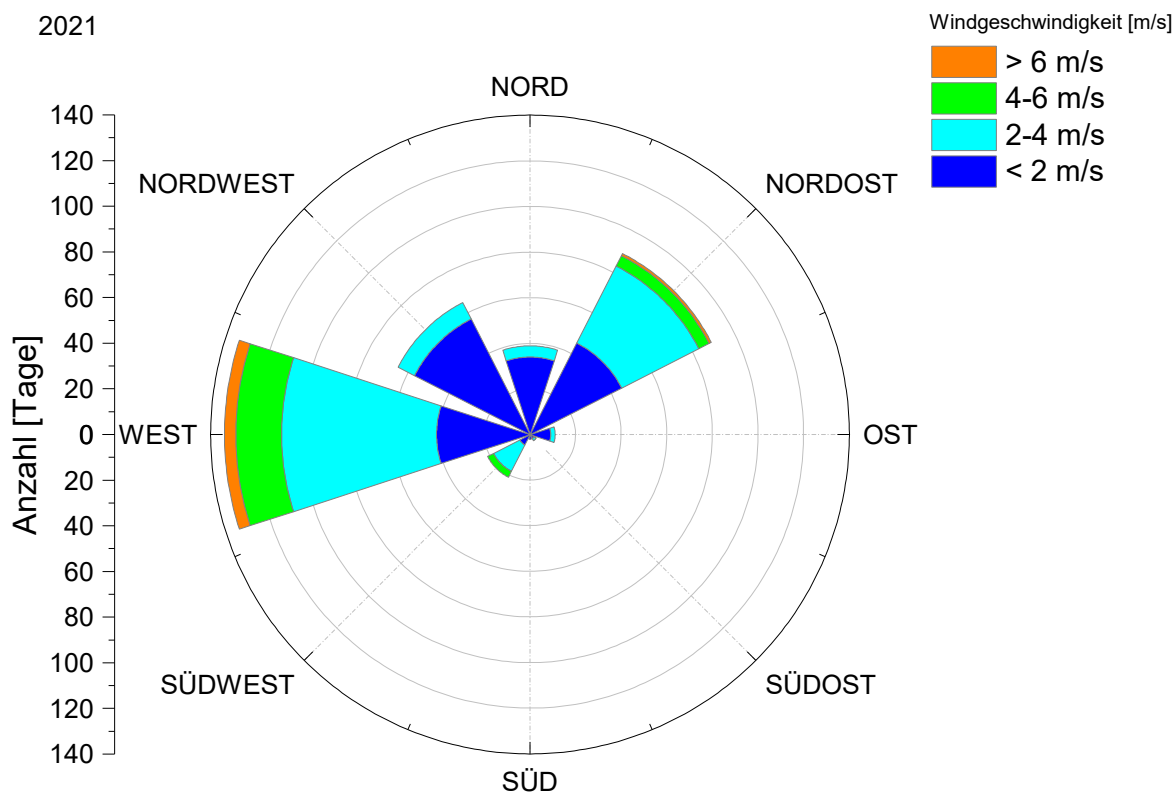
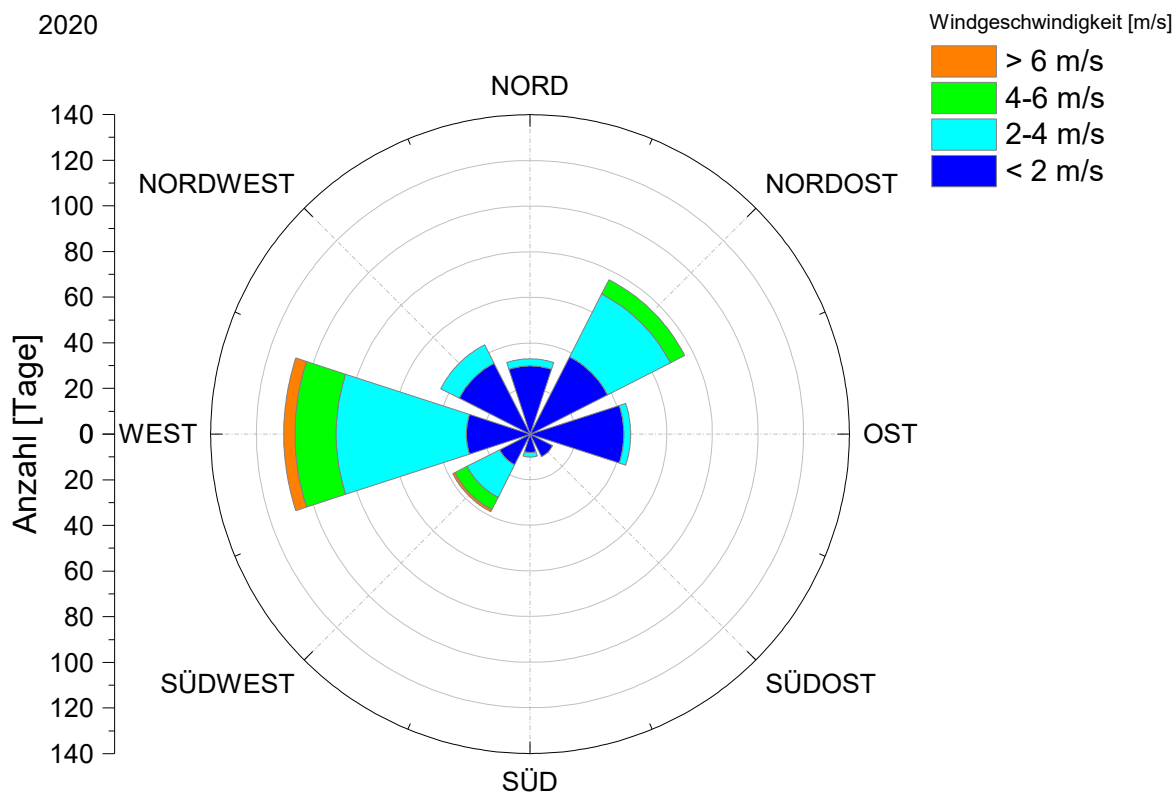


Abb. 3: Hydrologische Größen; Wasserstand Pegel Konstanz und Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau. Quellen: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg, BodenseeOnline.

Das Jahr 2020 zeigt eine im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten recht ausgeglichene Entwicklung der Wasserstände (siehe Abb. 3), die saisonal keine besonders ausgeprägten Trends im Vergleich zu den mittleren Verhältnissen zeigen. Gegenüber den Mittelwerten erhöhte Werte treten im Januar, Februar und März sowie im Oktober, November und Dezember auf. Von April bis August bleiben die Pegelstände im Wesentlichen unter denen der langjährigen Mittelwerte. Eine Annäherung an die langjährigen Maxima der Wasserstände findet im Februar und März statt. Mit starken Zuflüssen verbundene schnelle Anstiege des Wasserstandes werden Anfang Februar und Ende August registriert.

Das Jahr 2021 zeigt insbesondere Anfang des Jahres im Februar gegenüber den Mittelwerten deutlich erhöhte Wasserstände, die am 10.02.2021 mit 388 cm ihren höchsten Stand und einen neuen Extremwert für diese Jahreszeit erreichen. Diese hohen Pegelstände im Februar korrespondieren mit den hohen Lufttemperaturen im Januar und Februar und den einhergehenden Niederschlägen. Ebenfalls deutlich erhöhte Werte der Pegel werden im Juli und August registriert, wobei auch hier die Maximalwerte für den Zeitraum 1991 bis 2020 überschritten werden. Am 18.07.2022 wird mit 487 cm der höchste Wasserstand des Jahres registriert. Im April bis Juni und Oktober bis Dezember werden Wasserstände registriert, die sich im Bereich der Mittelwerte bewegen und keinen ausgeprägten Trend zeigen.

Windverteilung



Tagesmittelwerte 1992-2021

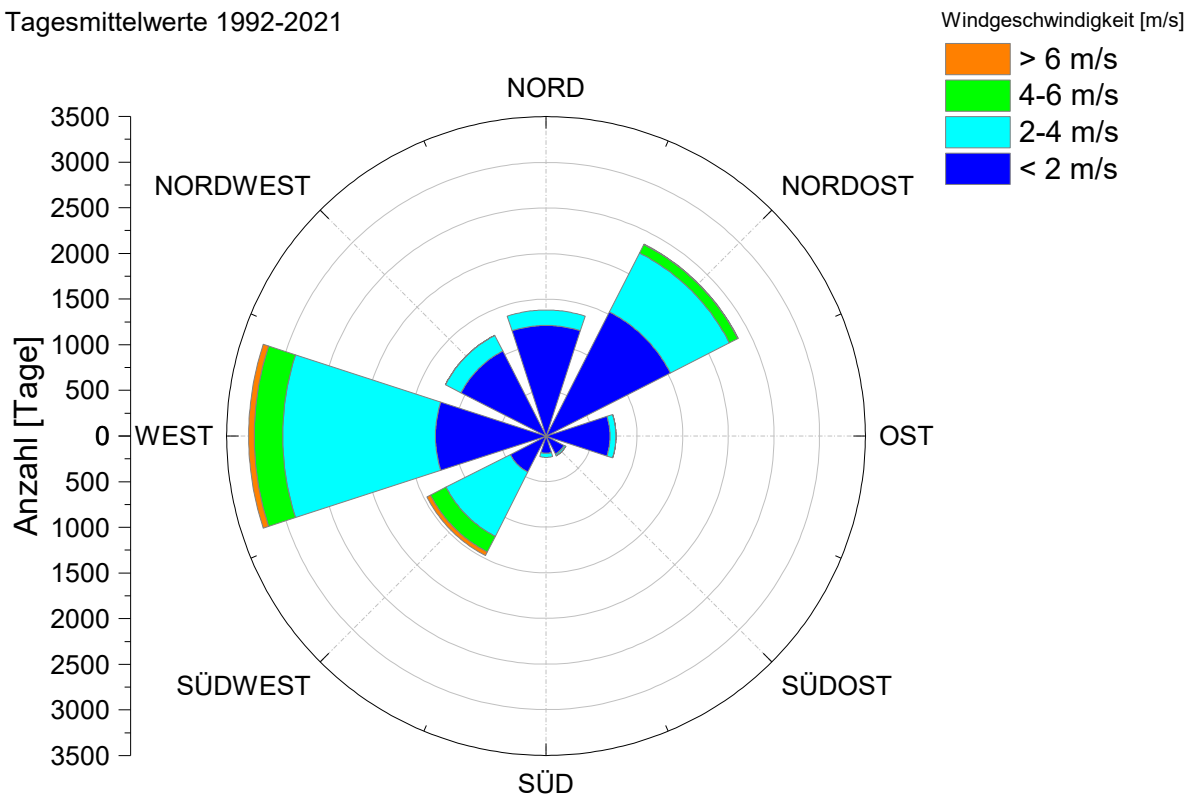


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung des Windes für die Jahre 2020 und 2021 (obere Abbildungen) bzw. die letzten 30 Jahre (untere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windrichtungsverteilungen der Jahre 2020 und 2021 zeigen für die Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD) als Hauptwindrichtungen West und Südwest sowie Nordost (siehe Abb. 4). Die Jahresrichtungsverteilungen für 2020 und 2021 weisen nur geringe Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und -geschwindigkeiten auf, die im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen.

Wassertemperaturen an der Oberfläche und über Grund

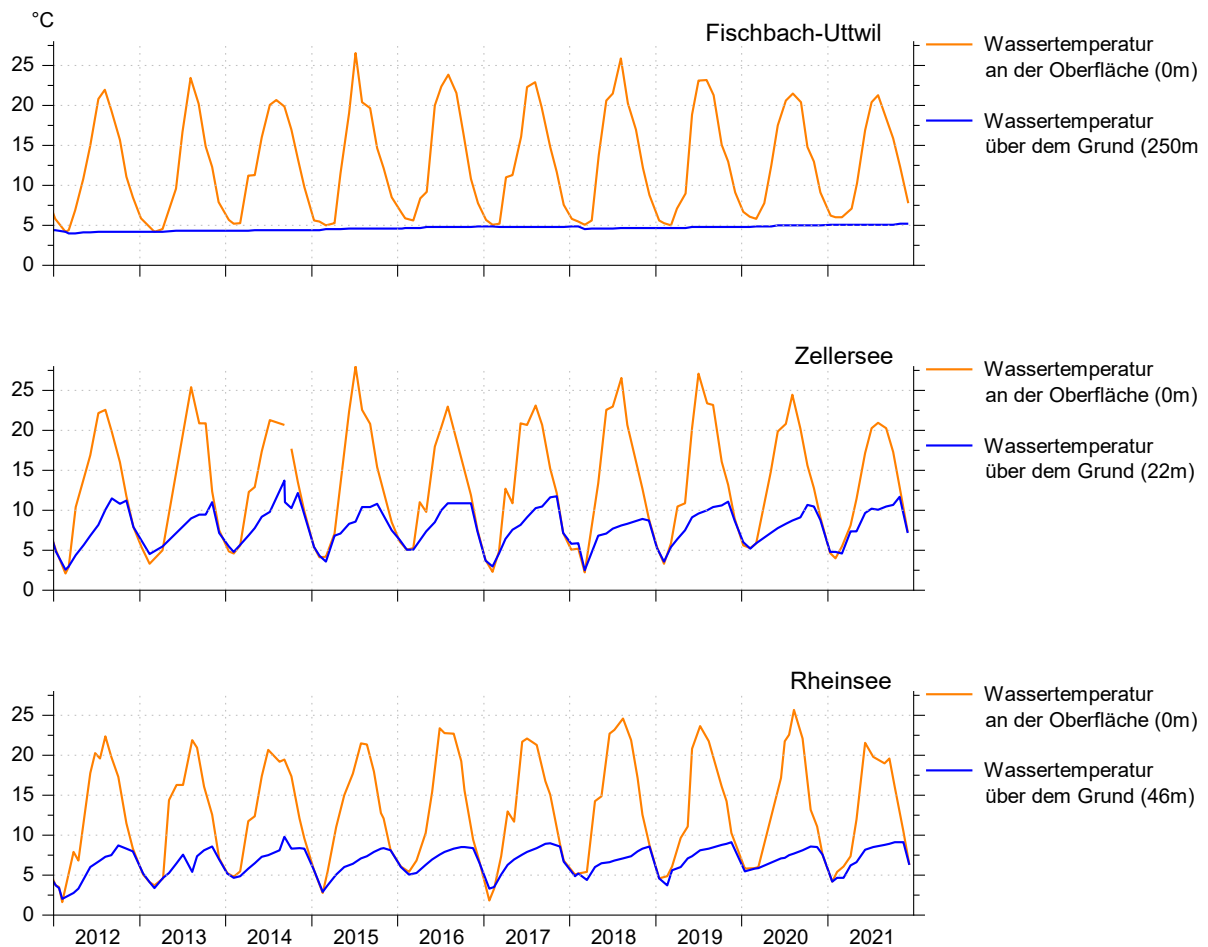


Abb. 5: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langjährige Entwicklung der Wassertemperatur zeigt relativ ähnliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Bodensee Obersee, Zellersee und Rheinsee in den Jahren 2012–2021 (siehe Abb. 5).

Die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe variieren in diesem Zeitraum zwischen etwa 4,0 Grad Celsius und außergewöhnlich hohen 5,2 °C. Dabei steigen die Temperaturen an der tiefsten Stelle des Sees von etwa 4,0 °C im März 2012 relativ kontinuierlich auf 5,2 °C im März 2021 an, werden jedoch durch die Durchmischungsgeschehnisse im Spätwinter und frühen Frühjahr auch jahresspezifisch moduliert.

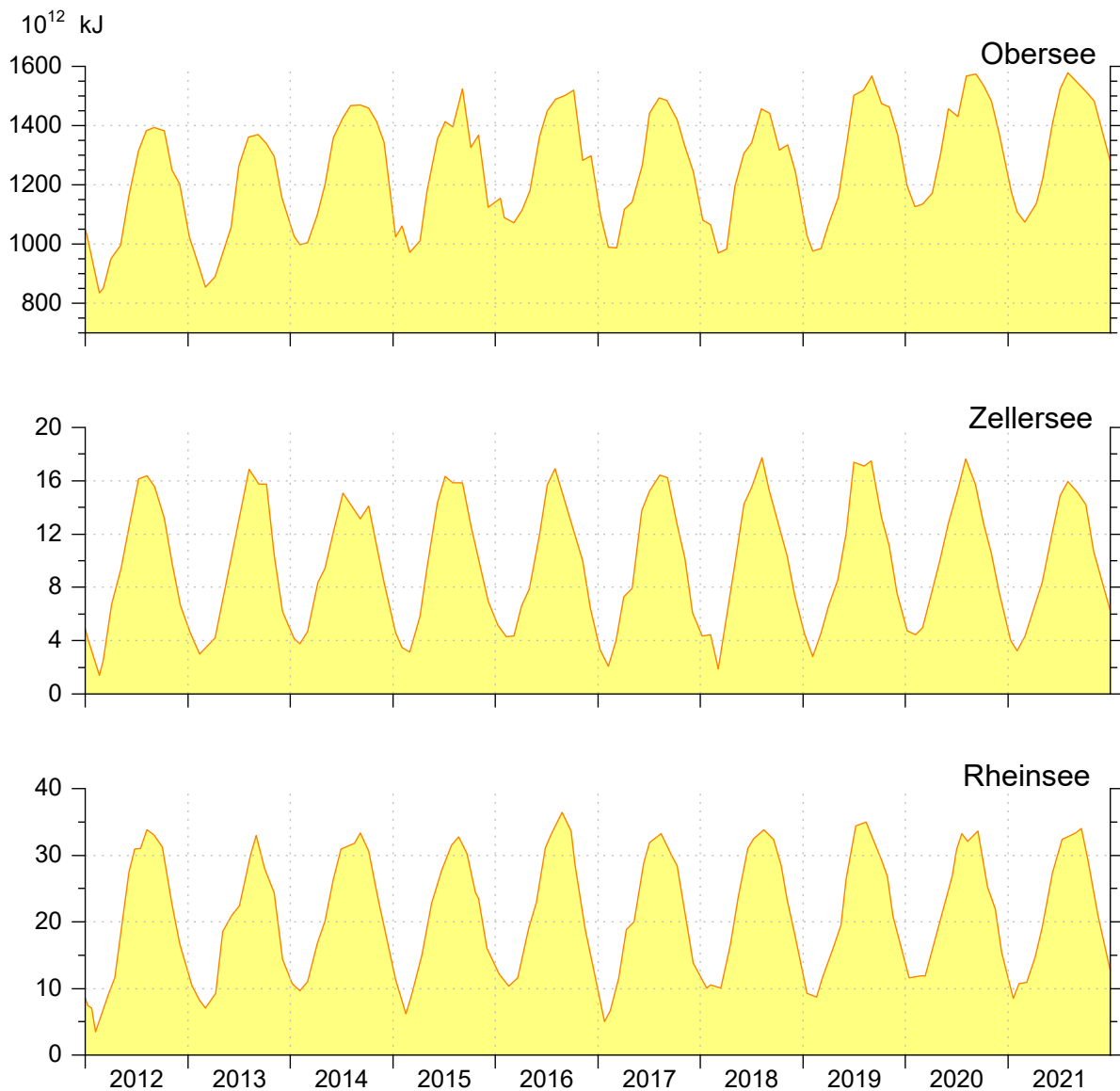
Wärmeinhalt

Abb. 6: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250 m), Zellersee (0-22 m) und Rheinsee (0-45 m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen (siehe Abb. 6) ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für die Jahre 2020 und 2021 werden im Obersee – repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil – Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die ebenso wie in den direkten Vorjahren im Vergleich zu z. B. den Jahren 2012 und 2013 überdurchschnittliche Werte erreichen. Insbesondere verbleiben die winterlichen Wärmeinhalte des Bodensees in den Jahren 2020 und 2021 auf einem

relativ hohen Wert, die mit den warmen Wintern dieser Jahre und der daraus resultierenden relativ geringen Auskühlung und nur unvollständigen Durchmischung in Zusammenhang steht.

Die Wärmeinhalte der Jahre 2020 und 2021 stehen natürlich in direkter Korrelation zu den meteorologischen Bedingungen in diesen beiden Jahren, die insbesondere für das Jahr 2020 durch hohe mittlere Lufttemperaturen und große jahreskumulative Sonnenstundenwerte charakterisiert werden.

Für den Zellersee und den Rheinsee werden für die Jahre 2020 und 2021 Wärmeinhalte ermittelt, die sich im Bereich der normalen Schwankungsbreite bewegen.

Wassertemperatur

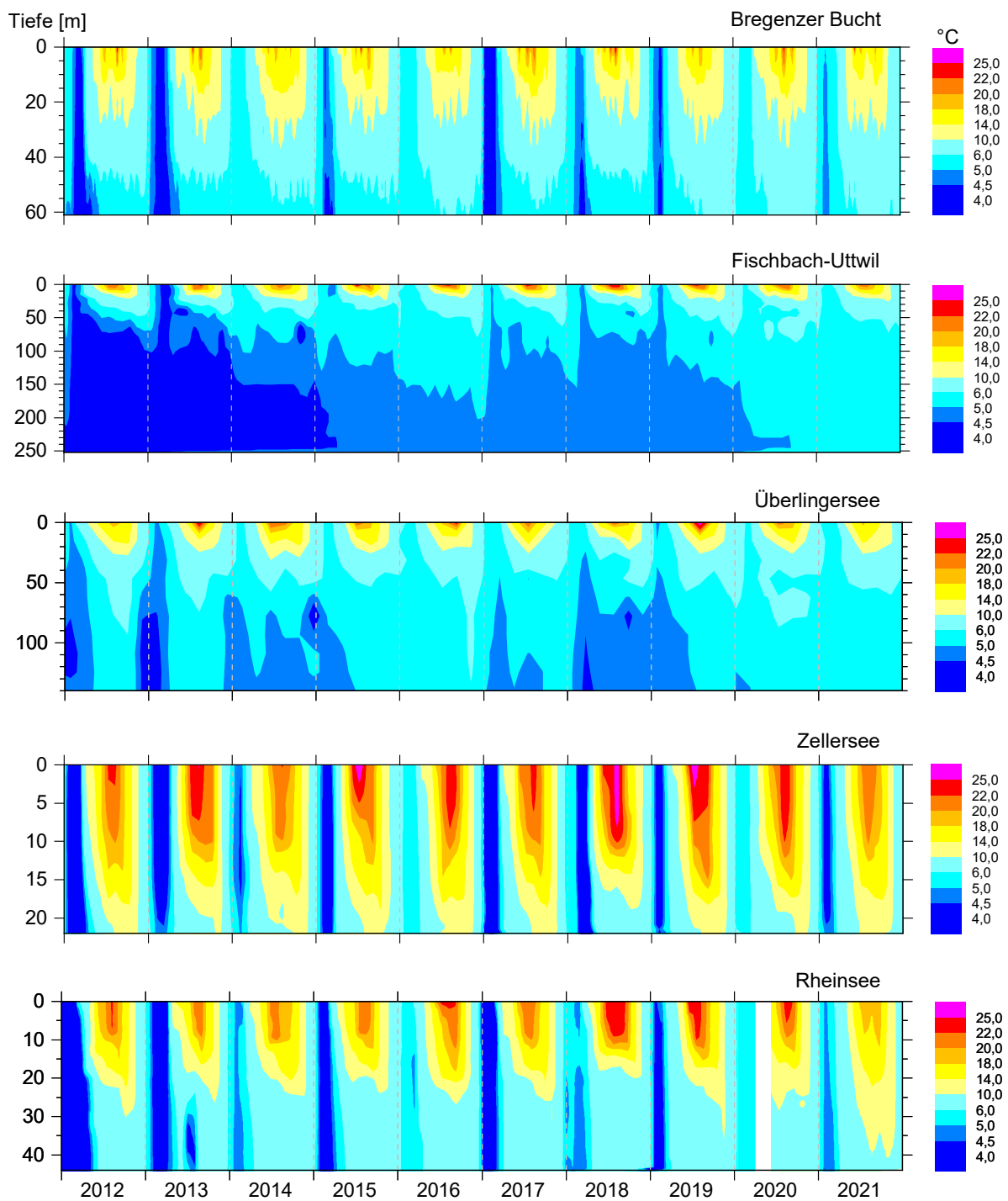


Abb. 7: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht (Obersee), in Seemitte (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee (Untersee) und Rheinsee (Untersee).

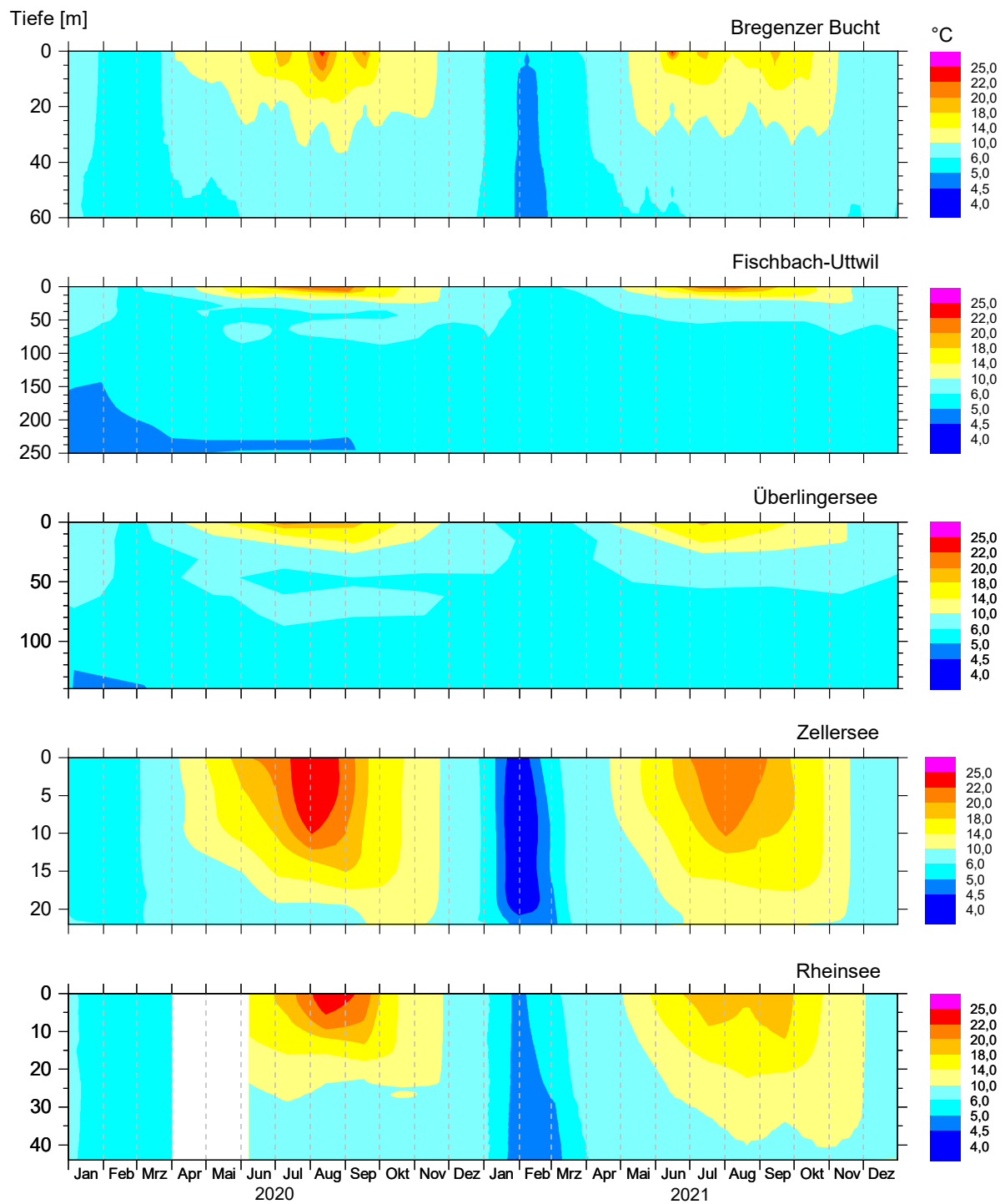


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in den Jahren 2020/2021 in der Bregenzer Bucht (Obersee), in Seemitte (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee (Untersee) und Rheinsee (Untersee).

Die langjährige Temperaturentwicklung wird für den Zeitraum 2012 bis 2021 in Abb. 7 und für die Jahre 2020 und 2021 in Abb. 8 für die verschiedenen Seeteile Bregenzer Bucht (Obersee), in Seemitte (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlingersee, sowie im Zellersee (Untersee) und Rheinsee (Untersee) dargestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Morphometrien der verschiedenen Seeteile und deren Wassertiefe sind natürlich die Auswirkungen sowohl auf die Temperaturverteilung als auch insbesondere auf das vertikale Mischungsregime sehr unterschiedlich ausgeprägt. Während die Wasserkörper der Bregenzer Bucht, des Zellersees und des Rheinsees jeden Winter gut durchmischt werden, zeigen Überlingersee und insbesondere der Obersee ein anderes Verhalten. Hier kommt es nicht in allen Jahren zu einer vollständigen Durchmischung der Wassersäule.

Auffällig sind auch die Unterschiede für die oberflächennahen Temperaturschichten in den Jahren 2020 und 2021 (siehe Abb. 8). Diese Wasserschichten werden im Jahr 2020 aufgrund des meteorologisch sehr warmen Jahres stark erwärmt und zeigen insgesamt höhere Werte als im etwas kühleren Jahr 2021.

Der Messpunkt Fischbach-Uttwil zeigt gleichzeitig die hohen Tiefenwassertemperaturen in den Jahren 2020 und 2021.

Am 04.08.2020 wird an der Station Fischbach-Uttwil mit 21,5 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2020 gemessen. Am 06.07.2020 wird eine Oberflächenwassertemperatur von 20,6 °C registriert, am 08.09.2020 eine Temperatur von 20,4 °C. Diese sommerlichen oberflächennahen Wassertemperaturen korrespondieren mit den meteorologischen Verhältnissen, die für 2020 trotz des insgesamt sehr warmen Jahres, keine exzessiv warmen Sommermonate aufweisen.

Die Temperatur- und Schichtungsverhältnisse waren in den drei Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee durch den milden Winter 2019/2020 sowie durch das warme Jahr 2020 geprägt.

Im Rheinsee (Wassertiefe: 45 m) wurde am 15.01.2020 eine weitgehend homogenisierte Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von oberflächlich 5,8 °C und 5,5 °C über dem Seeboden gemessen. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 10.08.2020 mit 25,7 °C der höchste Messwert des Jahres registriert wurde. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von $T_{\min} = 5,5 \text{ °C}$ am 15.01.2020 und $T_{\max} = 8,6 \text{ °C}$ am 20.10.2020.

Im Zellersee (Wassertiefe: 22 m) wurde Anfang Januar am 07.01.2020 eine von der Oberfläche bis auf 20 m Wassertiefe konstante Wassertemperatur von 5,6 °C registriert, bodennah wurden 6 °C gemessen.

Die oberflächlichen Höchsttemperaturen wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 03.08.2020 gemessen (Gnadensee: 24,9 °C und Zellersee: 24,5 °C).

Aufgrund der flacheren Morphometrien wurden im Vergleich zum Rheinsee leicht höhere Tiefenwassertemperaturen an den tiefsten Stellen dieser beiden Teilbecken registriert. Die minimale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\min} = 4,9$ °C am 07.01.2020 und im Zellersee mit $T_{\min} = 5,2$ °C am 06.02.2020 gemessen - die maximale Tiefenwassertemperatur werden im Gnadensee mit $T_{\max} = 9,6$ am 03.11.2020 °C und im Zellersee mit $T_{\max} = 10,7$ °C am 06.10.2020 gemessen.

Die oberflächlichen Wassertemperaturen Anfang des Jahres 2021 waren durch den erneut milden Winter 2020/2021 geprägt. Die Tiefentemperatur in 250 m erreicht in diesem Winter zu dieser Zeit mit 5,1 °C einen außergewöhnlich hohen Wert.

Am 16.08.2021 wird an der Station Fischbach-Uttwil mit 23,0 °C die höchste Wassertemperatur im Jahr 2021 gemessen.

Die Auswertung entsprechender Gradienten bzw. des Durchmischungsindex zeigt, dass es im Jahr 2021 schon im dritten Jahr in Folge keine gute vertikale stoffliche Durchmischung der Wassersäule gab.

Im Rheinsee (Wassertiefe: 45 m) wurde am 20.01.2021 eine homogenisierte Temperaturverteilung mit Wassertemperaturen von durchgehend 4,2 °C gemessen. Im weiteren Jahresverlauf erwärmte sich der Wasserkörper bis im Rahmen des monatlichen Routinemonitorings am 09.06.2021 mit 21,6 °C der höchste Messwert des Jahres im Rheinsee registriert wird. Die Temperatur an der tiefsten Stelle folgt einem ausgeprägten Jahresgang mit einer minimal registrierten Temperatur von $T_{\min} = 4,2$ °C am 20.01.2021 und $T_{\max} = 9,1$ °C am 11.10.2021.

Im Zellersee (Wassertiefe: 22 m) wurde Anfang Januar am 11.01.2021 eine von der Oberfläche bis auf 20 m Wassertiefe weitgehend konstante Wassertemperatur von 4,8 bis 4,9 °C registriert.

Im Gnadensee (Wassertiefe: 19 m) wurden am 01.02.2021 weitgehend ausgeglichene Temperaturen vorgefunden, die zwischen 3,2 °C und bodennah 3,4 °C variieren.

Die oberflächlichen Höchsttemperaturen wurden im Zellersee und Gnadensee jeweils am 02.08.2021 im Gnadensee mit 22,0 °C und im Zellersee mit 21,2 °C gemessen.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

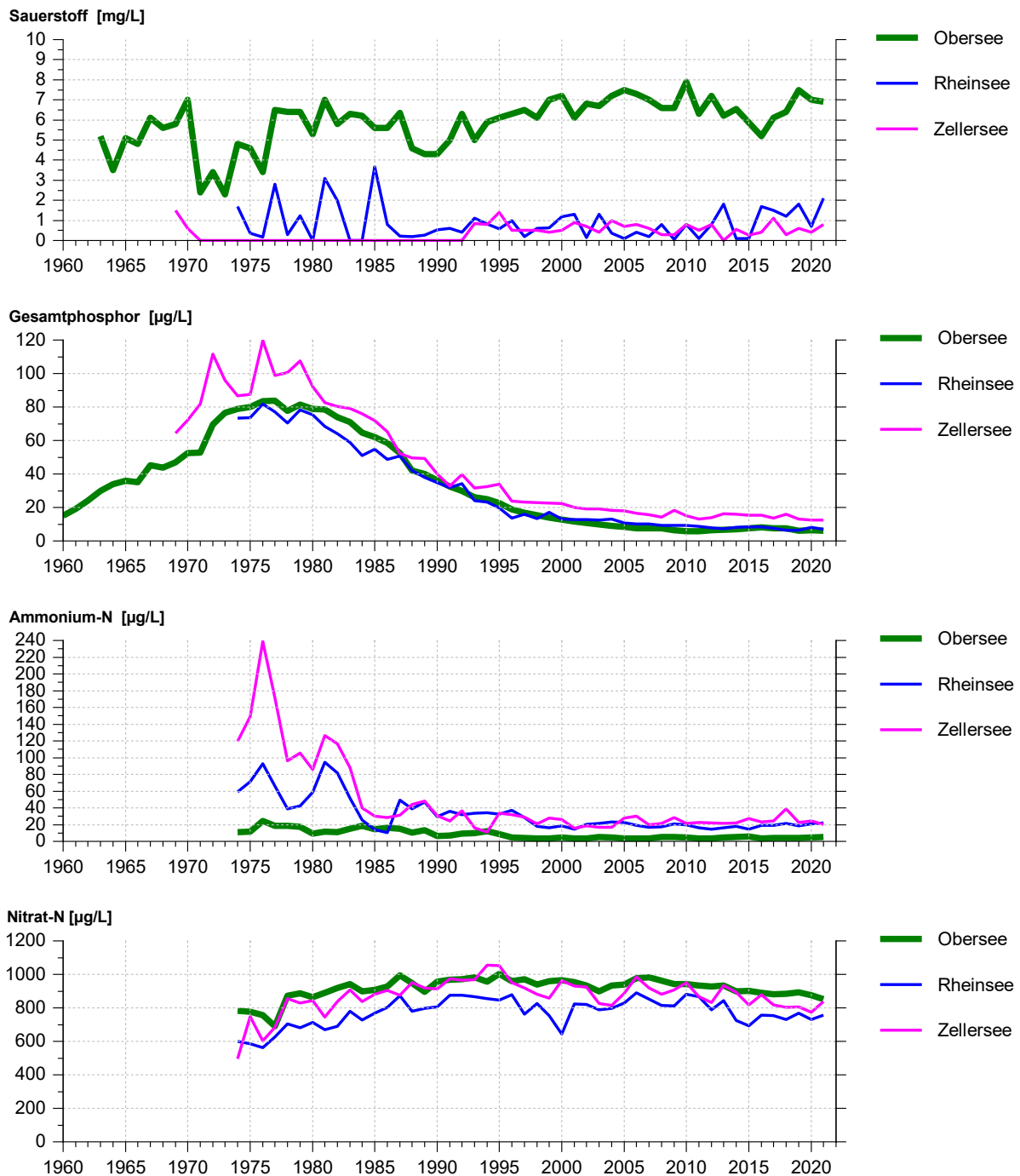


Abb. 9: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

Sauerstoff

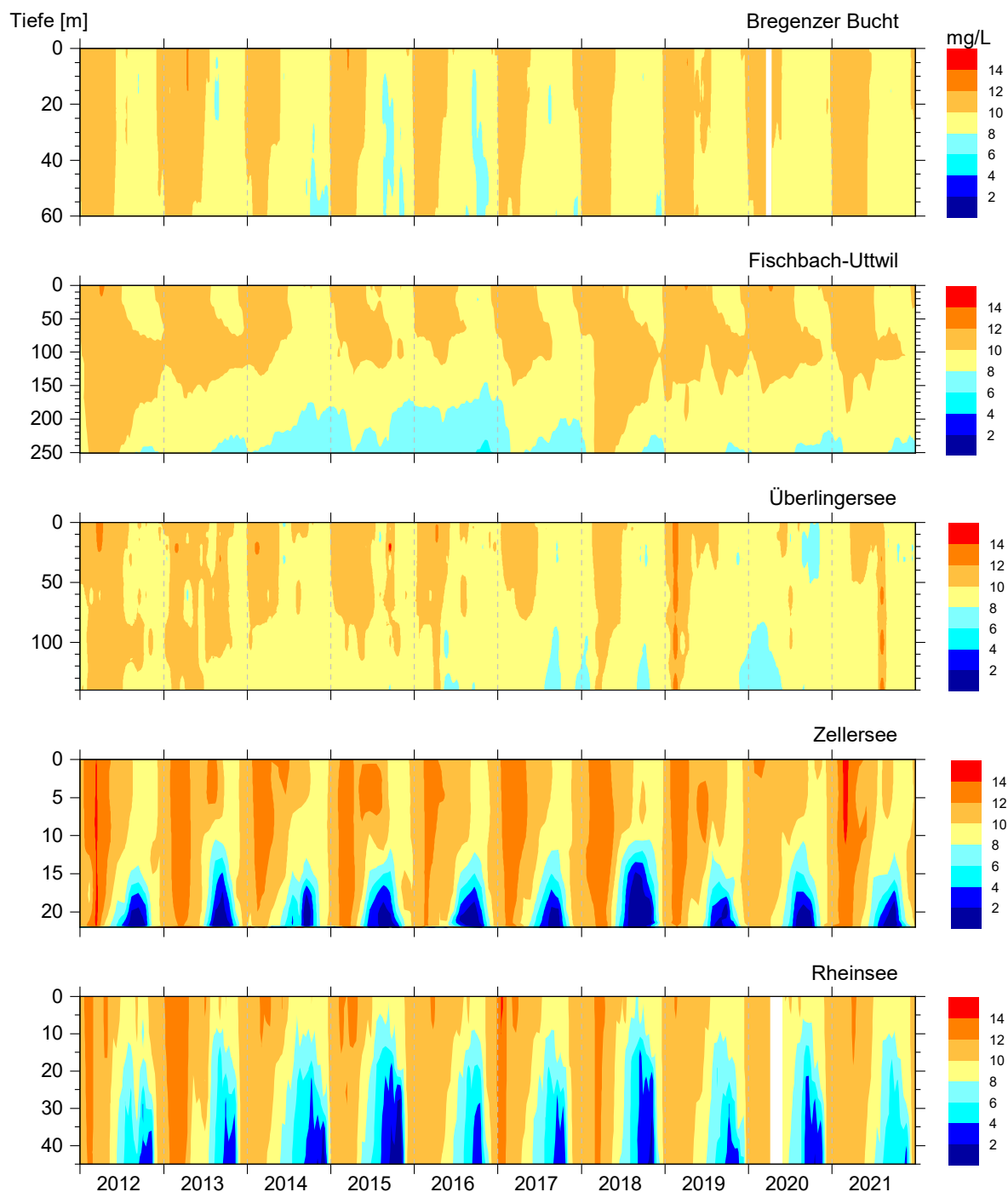


Abb. 10: Sauerstoffverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima über Grund (Abb. 9) zeigt, dass der Sauerstoff vor allem im Zellersee im Gegensatz zum Obersee, im Zuge des aeroben Abbaus von Biomasse größtenteils aufgebraucht wird. Das jährliche Sauerstoffminimum über Grund lag im Zellersee und im Rheinsee in den vergangenen 30 Jahren unter 2 mg/L bzw. 2021 im Rheinsee bei 2,1 mg/L. Im Obersee war die Minimalkonzentration in den letzten Jahren immer über 6 mg/L, außer 2016 mit 5,2 mg/L und 2015 mit 5,9 mg/L. 2019 wurde mit 7,5 mg/L der zweithöchste Wert der letzten knapp 60 Jahre registriert.

Im Verlauf der Sommer 2013 bis 2016 erfolgte aufgrund der fehlenden Vollzirkulation im tiefen Hypolimnion im Obersee jeweils eine kontinuierliche Zehrung an Sauerstoff bis zum herbstlichen Minimum 5,2 mg/L (2016) über dem Seegrund. Obwohl es auch 2017 keine Vollzirkulation gab, konnten sich die grundnahen Sauerstoffwerte erholen, wodurch die herbstliche Minimalkonzentration bei 6,1 mg/L lag. Die gute Zirkulation im Frühjahr 2018 versorgte den Tiefenbereich mit sauerstoffreichem Wasser. 2019 wurde, wie bereits oben erwähnt, mit 7,5 mg/L der zweithöchste Wert der letzten knapp 60 Jahre registriert. 2020 und 2021 fielen die minimalen Sauerstoffwerte trotz fehlender Zirkulation nicht deutlich ab und lagen bei 7,0 mg/L und 6,9 mg/L.

Im Untersee sind regelmäßig anaerobe Verhältnisse in den tiefen Wasserschichten zu finden.

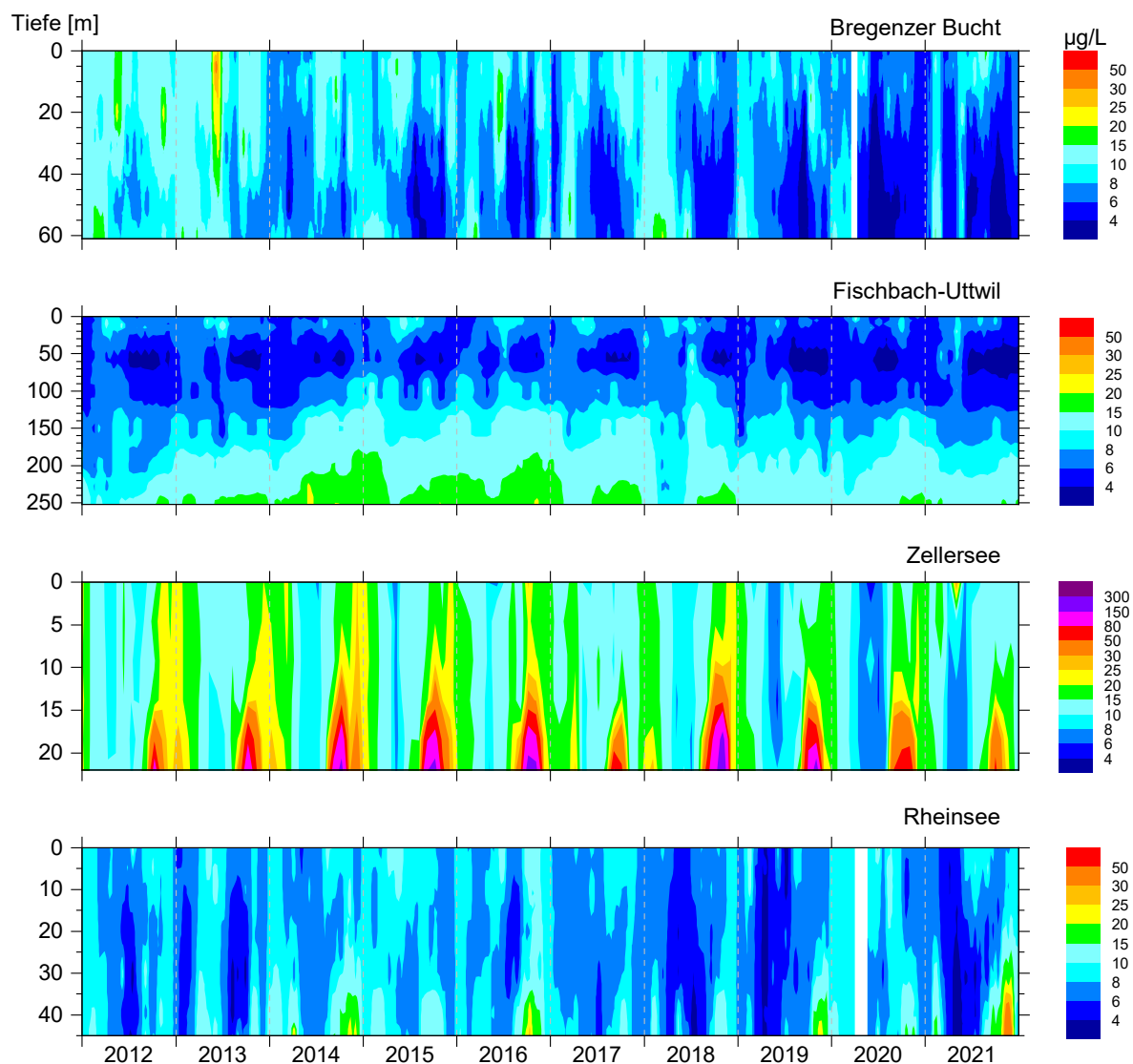
Gesamtphosphor

Abb. 11: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtposphorgehalte im Obersee liegen weiterhin in einem für große tiefe Alpenseen typischen Bereich (Abb. 9). Als Konsequenz mehrerer aufeinanderfolgender Jahre ohne Vollzirkulation kam es an der Station Fischbach-Uttwil von 2013 bis 2016 zu einer Anreicherung in den tiefen Wasserschichten unter 100 m (Abb. 11). Am deutlichsten zeigte sich die Zunahme direkt über dem Seegrund in etwa 250 m Wassertiefe. 2018 konnte sich in Folge einer guten Zirkulation im Frühjahr die Phosphorkonzentration über die gesamte Wassersäule angleichen. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind in einzelnen Jahren wie 2013 und 2016 in der Bregenzer Bucht lokal höhere Phosphorgehalte zu beobachten. Auch im Untersee sind die Gesamtposphorgehalte langfristig rückläufig (Abb. 9). Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge von Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist hier der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Vereinzelt kommt es auch im Rheinsee im Herbst zu einer ausgeprägten Phosphorrücklösung.

Orthophosphat

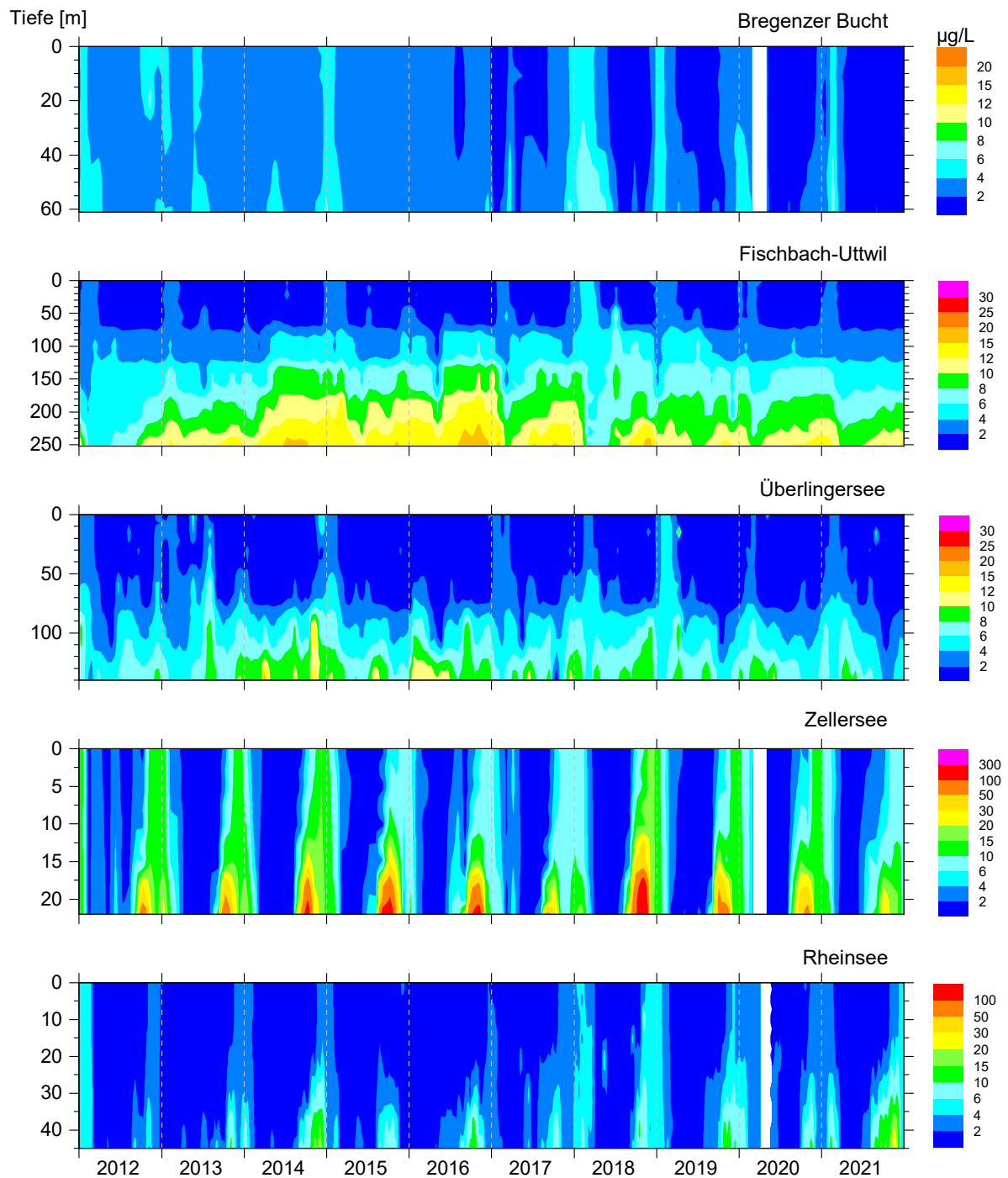


Abb. 12: Orthophosphatverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Vertikalverteilung von Orthophosphat (Abb. 12) in der Seemitte des Obersees (Fischbach-Uttwil) und im Überlingersee wird überwiegend von Produktion bzw. Abbau von Biomasse und Zirkulationsvorgängen bestimmt. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers von 2013 bis 2017 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2018 durch Zirkulationsprozesse wieder ausgeglichen.

Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee produktiver. Die Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten trägt hier zur verzögerten Reoligotrophierung bei. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt und der Phosphatrückgang fällt hier deutlicher als im Zellersee aus.

Nitrat ist im Bodensee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit Anfang der 1980er Jahre liegt die durchschnittliche Jahreskonzentration an der Station Fischbach-Uttwil im Bereich von ca. 0,9 bis 1,0 mg/L, wobei sich die Werte in den letzten Jahren eher um die 0,9 mg/L und leicht darunter bewegen (2021: 0,86 mg/L). Der leicht abnehmende Trend spiegelt auch die etwas rückläufigen Nitratgehalte in der Bregenzer Bucht wider (Abb. 13).

Die zu Jahresbeginn im Zellersee im Vergleich zum Obersee höheren Nitratwerte werden durch die nitratreiche Radolfzeller Aach verursacht, die dann tief im Zellersee einschichtet. Der im Sommer und Herbst verstärkte Abbau organischer Substanz zehrt in Grundnähe sowohl die Sauerstoff- als auch die Nitratvorräte. Nitrat wird fast vollständig reduziert, was erst während der Vertikalzirkulation wieder ausgeglichen wird. Im Rheinsee zeigt sich, dass am Jahresanfang sowohl über den Seerhein als auch aus dem Zellersee relativ nitratreiches Wasser kommt. Dies ändert sich im Sommerhalbjahr aufgrund der Nitrataufnahme durch die Algen.

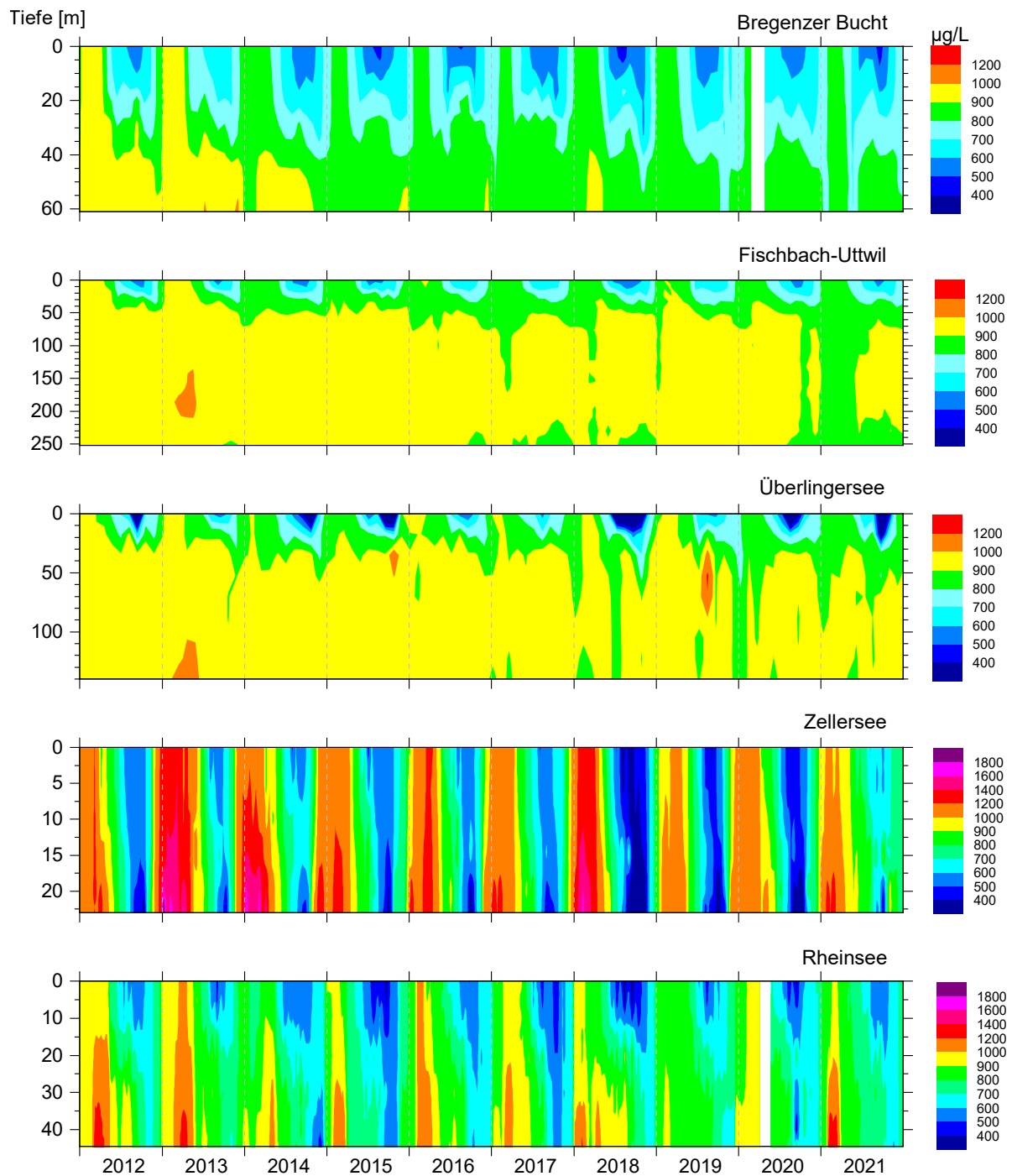
Nitrat

Abb. 13: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlingersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium

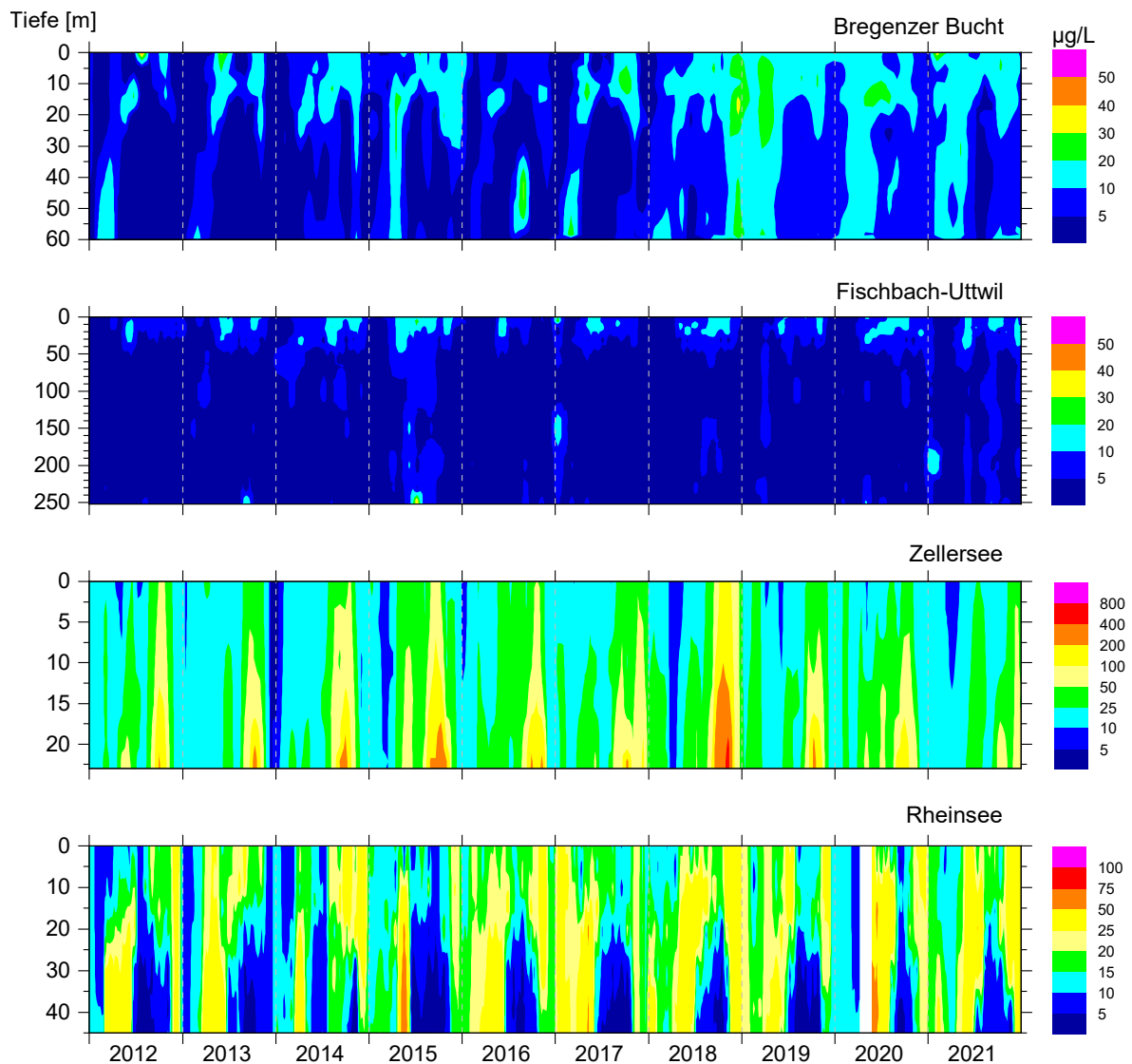


Abb. 14: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führte insgesamt zu abnehmenden Ammoniumgehalten seit den 70er Jahren des vorherigen Jahrhunderts (Abb. 9). An der Station Fischbach-Uttwil sind die geringsten Ammoniumgehalten zu finden und dieser Seeteil ist auch am wenigsten produktiv (Abb. 14).

Im produktiveren Untersee entsteht insbesondere im Zellersee Ammonium im Verlauf des Sommers durch Reduktion von Nitrat in den sauerstoffverarmten Tiefenzonen.

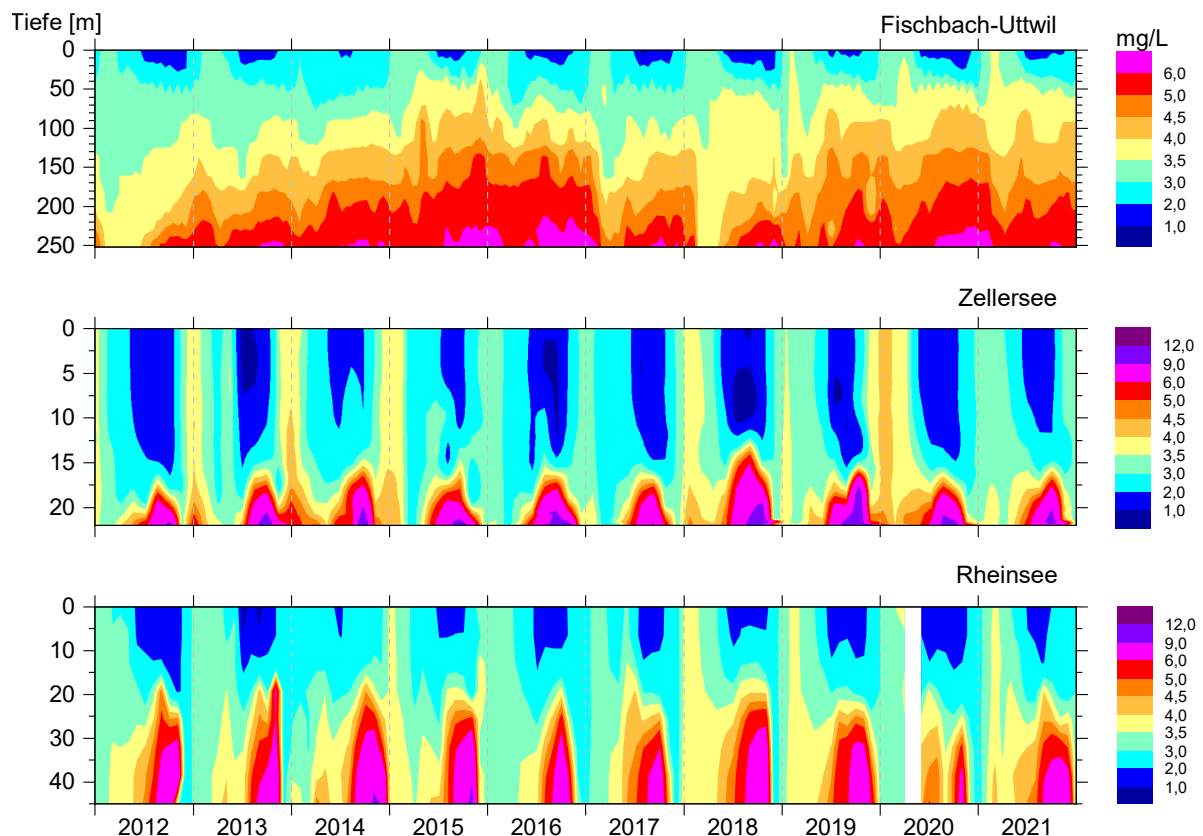
Silikat

Abb. 15: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentration ist in allen Seeteilen durch Zehrungsprozesse (Verbrauch durch Kieselalgen) an der Oberfläche und eine Freisetzung über dem Seegrund durch Abbauvorgänge geprägt. Im Obersee sind Jahre mit guter Vertikalzirkulation (2012, 2018) an einer Abnahme des Silikat-Vorrats im Tiefenwasser zu erkennen, während sich in Jahren mit unvollständiger Durchmischung das Tiefenwasser mit Silikat anreichert (Abb. 15).

Infolge der höheren Produktion führt die Freisetzung im Zellersee und Rheinsee zu höheren Konzentrationen über dem Seegrund als an der Station Fischbach-Uttwil. Allerdings führt die jährliche Vertikalzirkulation im Untersee meist nicht zu einer mehrjährigen Akkumulation in tiefen Wasserschichten.

Chlorid

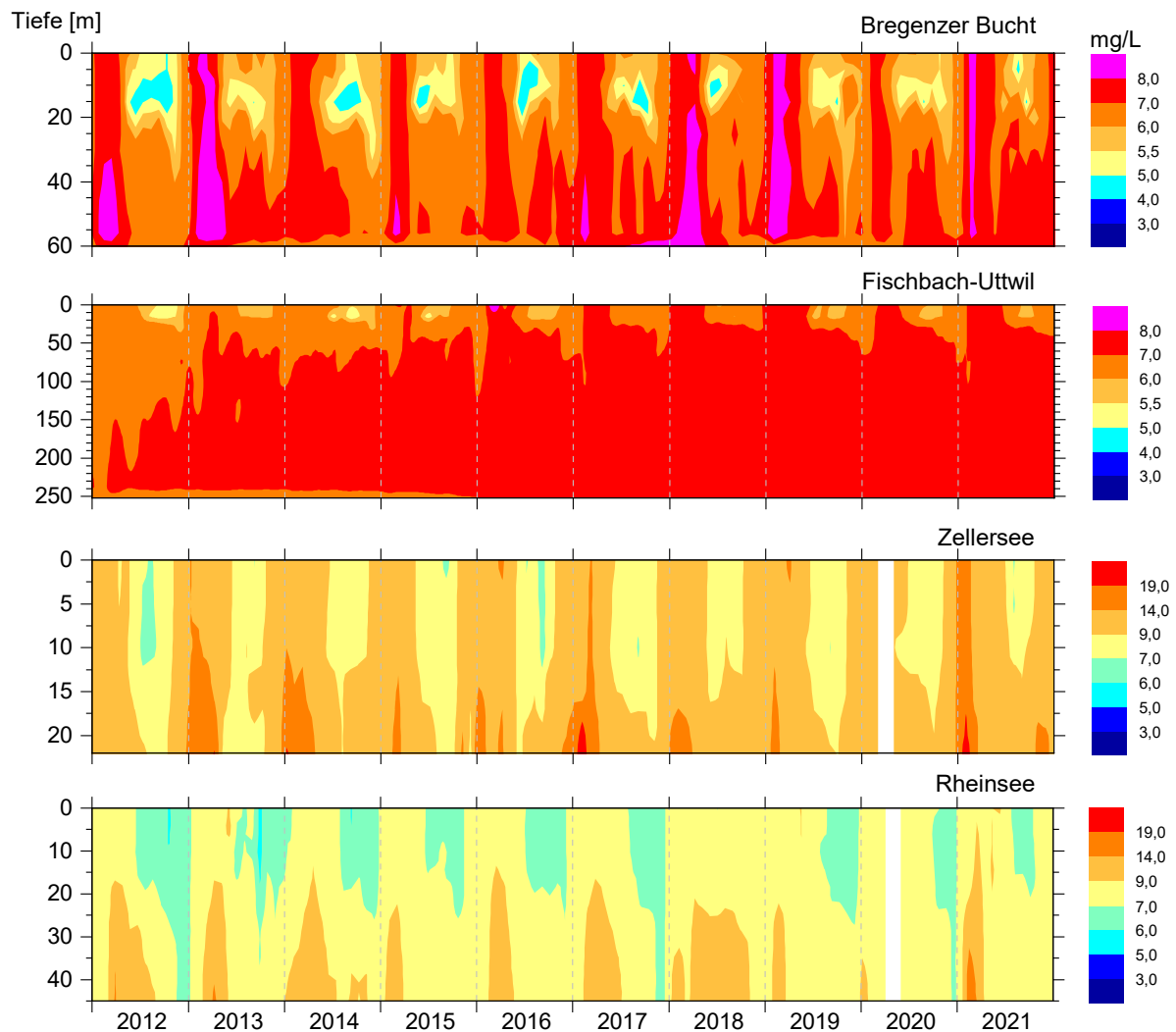


Abb. 16: Chloridverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Bei Schneeschmelze im Frühjahr bzw. Frühsommer führen die höheren Abflüssen und zu geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Rhein und Bregenzeraach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid vor allem in der Bregenzener Bucht lassen sich die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5-20 m erkennen (Abb. 16). Insgesamt beobachtet man bereits seit 2004 eine Zunahme an den Chloridgehalten im Obersee und diese schreitet kontinuierlich über die gesamte Wassersäule voran. Die höheren Chloridwerte jeweils zu Jahresbeginn im Zellersee werden durch die Radolfzeller Aach verursacht. Mit steigendem Oberseespiegel im Verlauf des Frühjahrs/Sommers dominiert das chloridärmere Oberseewasser den Zellersee und die Gehalte nehmen ab. Die Chloridwerte im Rheinsee werden in erster Linie durch die Verhältnisse im Obersee bestimmt, sind durch den Einfluss des Zellersees jedoch höher als im Obersee.

Mangan

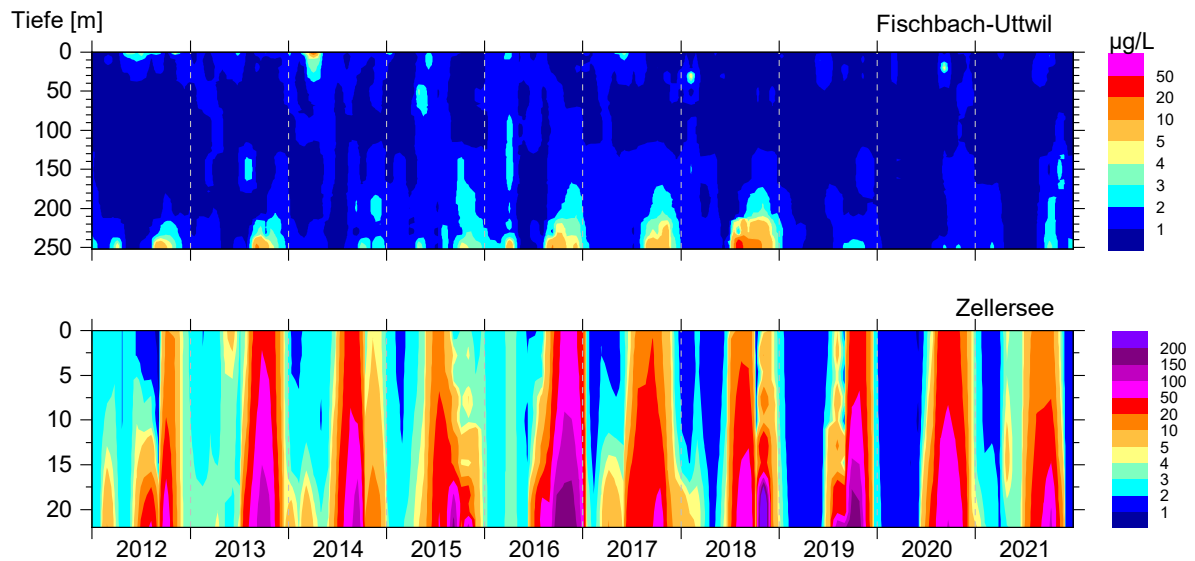


Abb. 17: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee (Fischbach-Uttwil) finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen nur noch in geringem Ausmaß statt (Abb. 17). Die Anstiege der Mangan-Konzentrationen sind gekoppelt mit dem Abbau von Biomasse über Grund, der im Verlauf der Wachstumsphase zu einer starken Sauerstoffzehrung und einer Absenkung der Redoxpotenziale führt. Dadurch werden schwer lösliche Mangan(IV)-Verbindungen zu leicht löslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und des daran gebundenen Phosphors verantwortlich.

Im Zellersee hingegen ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt weiterhin hoch (Abb. 17). Hier sind die hohen Konzentrationen bis zur Oberfläche zu finden und nicht auf den tiefen Bereich begrenzt, wie dies im Obersee der Fall ist.

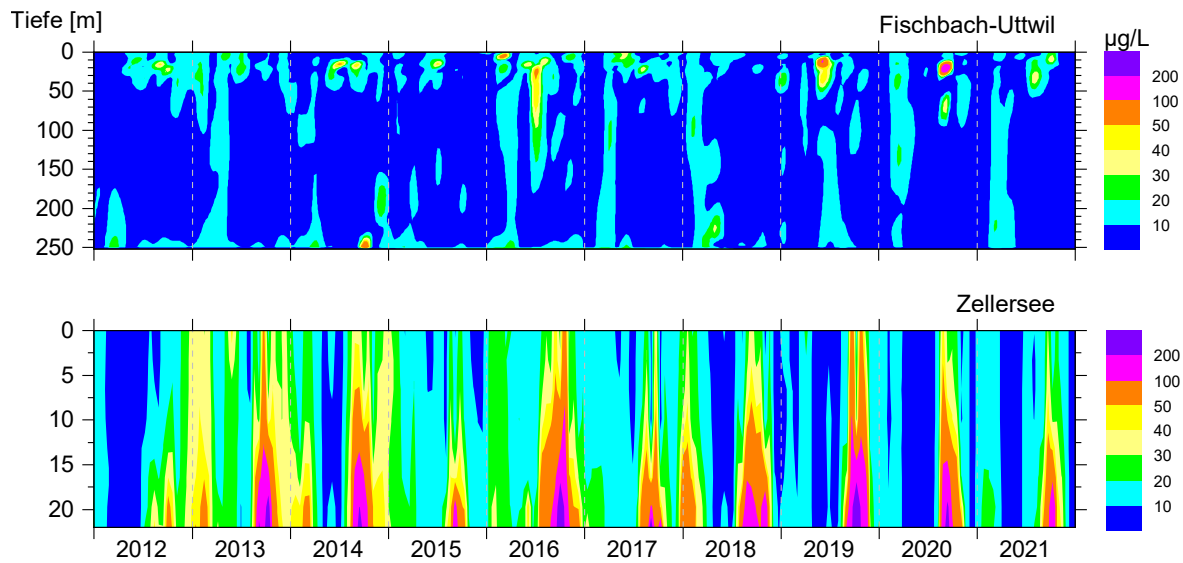
Eisen

Abb. 18: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie bei Mangan (Abb. 18). Damit sind die Unterschiede zwischen Obersee und Untersee zu erklären. Zusätzlich zeigen erhöhte partikuläre Eisengehalte Flusswasserfahnen an, wie z. B. 2016 an der Station Fischbach-Uttwil, da Algen, im Gegensatz zu mineralischen Schwebstoffen mit Eisengehalten von einigen Prozenten, lediglich Spuren von Eisen enthalten.

Phytoplankton

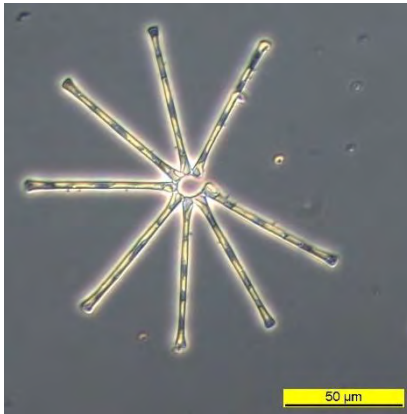


Abb. 19: *Asterionella formosa*.

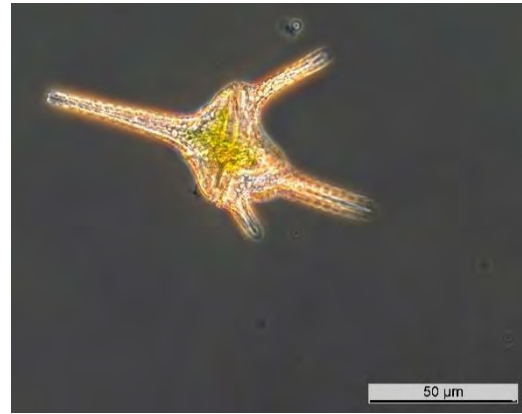


Abb. 20: *Ceratium hirundinella*.

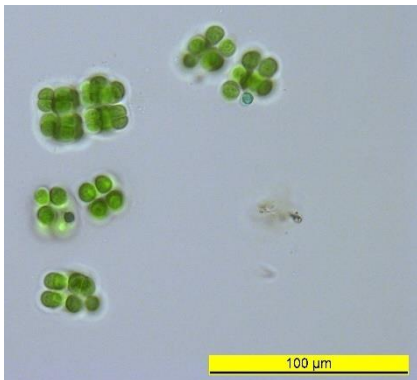


Abb. 21: *Chroococcus limneticus*.

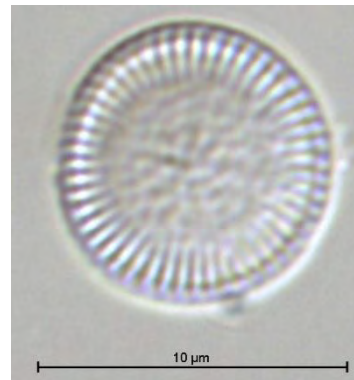


Abb. 22: *Cyclotella pseudocomensis*.

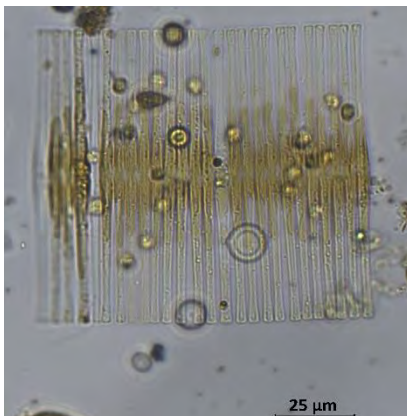


Abb. 23: *Fragilaria crotonensis*.



Abb. 24: *Sphaerocystis*.

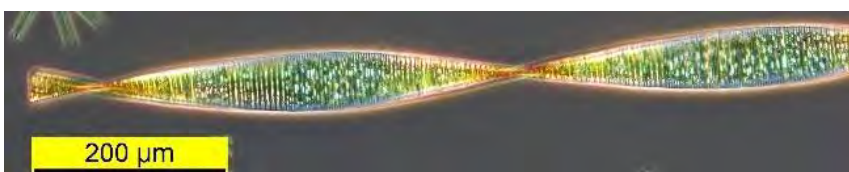


Abb. 25: Bandförmige Kieselalgenkolonie *Fragilaria crotonensis* (Mitte).

Bildrechte: LUBW

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)

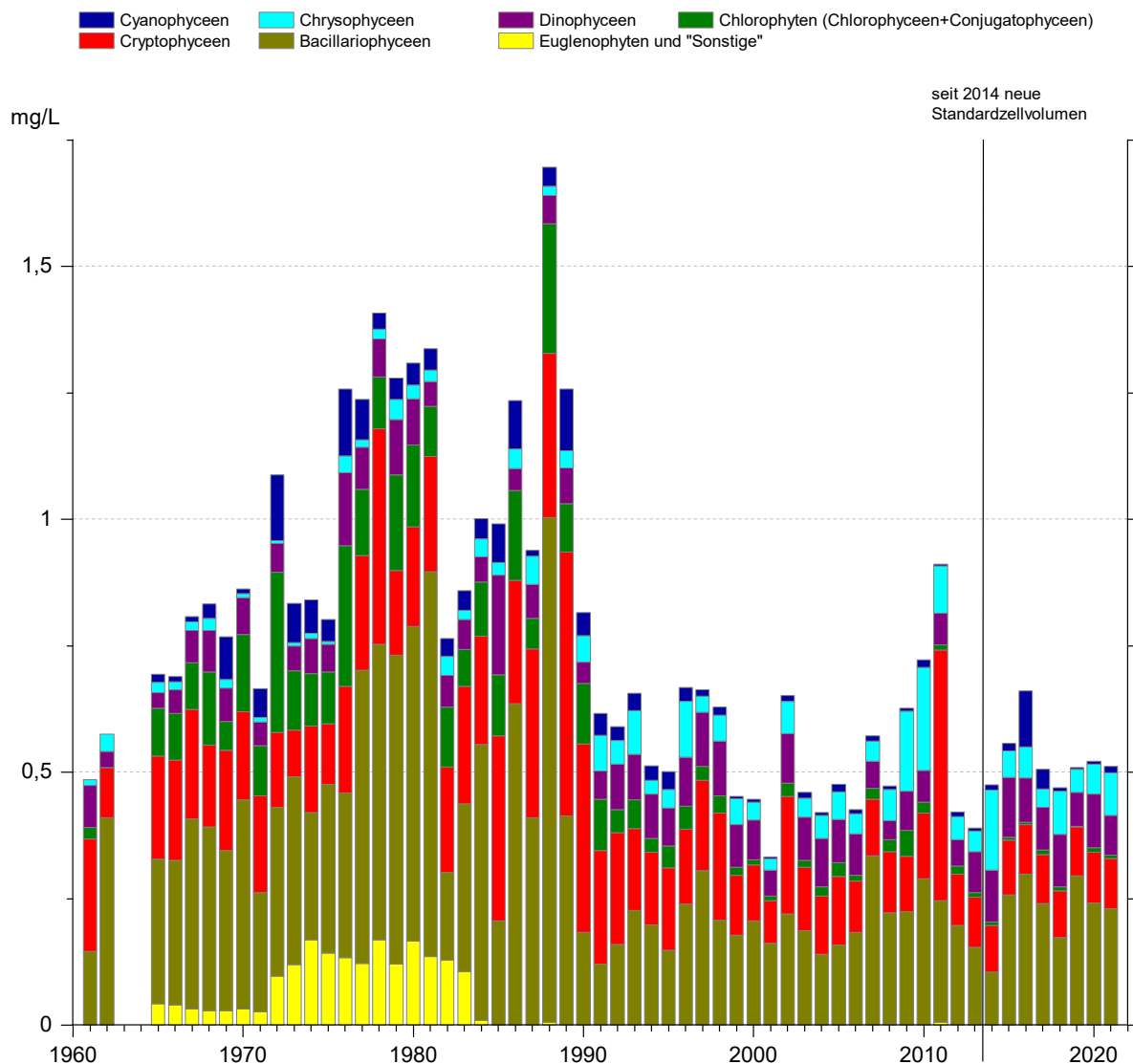


Abb. 26: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2021). Tiefenbereich 1965-1975: 0-50 m; ab 1976 0-20 m.

Die Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) zeigt nach der Reoligotrophierung seit den 1990er Jahren weitgehend stabile Verhältnisse der Algenklassen zueinander (Abb. 26). Auch die Biomasse des Phytoplanktons ist in den letzten 8 Jahren von kleineren natürlichen Schwankungen abgesehen sehr stabil geblieben. Das verstärkte Auftreten von Cyanobakterien in den Jahren 2016 und 2017 - eine starke Vermehrung der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) trat in den folgenden Jahren nicht erneut auf. Der Anteil an Chlorophyten (als Sammelbegriff für die ehemals unter „Grünalgen“ zusammengefassten Klassen) hat in den 1990er und 2000er Jahren abgenommen, scheint in den letzten Jahren auf niedrigem Niveau aber relativ konstant zu bleiben. Die größte Biomasse im Phytoplankton bilden

nach wie vor die Bacillariophyceen (Kieselalgen). Cryptophyceen (Schlundalgen), Chrysophyceen (Goldalgen) und Dinophyceen (Panzerflagellaten) sind in den letzten Jahren oft in sehr ähnlichen Mengenverhältnissen vorhanden. Ein Trend zu einer dauerhaften Verschiebung der Mengenverhältnisse ist hier nicht erkennbar.

Wie auch in den vorangegangenen Grünen Berichten Nr. 41 - Nr. 43 wurden aktualisierte Standardzellvolumina zur Berechnung der Biomassen herangezogen.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlingersee)

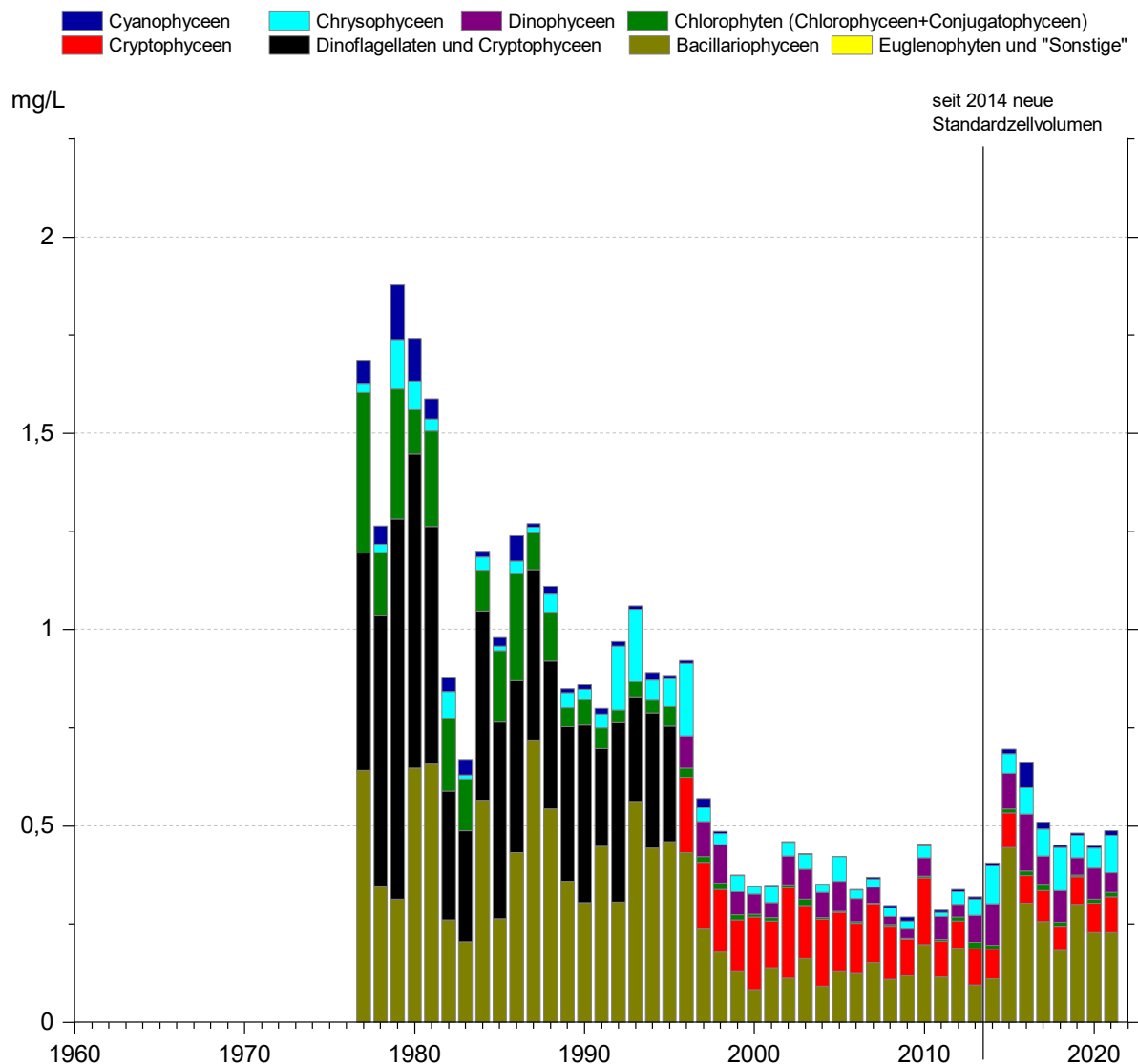


Abb. 27: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlingersee, 1977-2021). Daten erhoben von der BWV.

Im Überlingersee haben sich nach 2015 Bacillariophyceen als biomassereichste Algengruppe des Phytoplankton etabliert (Abb. 27). Cryptophyceen, die in den 2000er Jahren noch einen fast ebenso großen bzw. in einigen Jahren sogar größeren Anteil an der Biomasse des Phytoplanktons hatten, sind hingegen in Menge und Anteil zurückgegangen, während Chrysophyceen eine Tendenz zu einem höheren Biomasseanteil hinzeigten, die allerdings wegen der 2014 erfolgten Umstellung des Berechnungsverfahrens vorsichtig interpretiert werden muss. Hinsichtlich der älteren Daten ist zu beachten, dass das Phytoplankton von 1977 bis 1995 nach einem vereinfachten

Verfahren ausgewertet wurde, bei dem Dinoflagellaten und Cryptophyceen zusammengefasst wurden. Eine Interpretation dieser beiden Gruppen vor 1996 ist deshalb nicht möglich. Mit der Reoligotrophierung sind seit 1997 die Chlorophyten sehr stark zurückgegangen und stellen in den letzten Jahren nur noch unbedeutende Anteile der Biomasse. Gleiches gilt für die Cyanobakterien, mit der Ausnahme, dass die Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) 2016 und 2017 sich stark vermehrte und dadurch die Biomasse insgesamt und den Anteil der Cyanobakterien am Phytoplankton erhöhte. Diese Entwicklung wiederholte sich in den jüngeren Jahren nicht.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee)

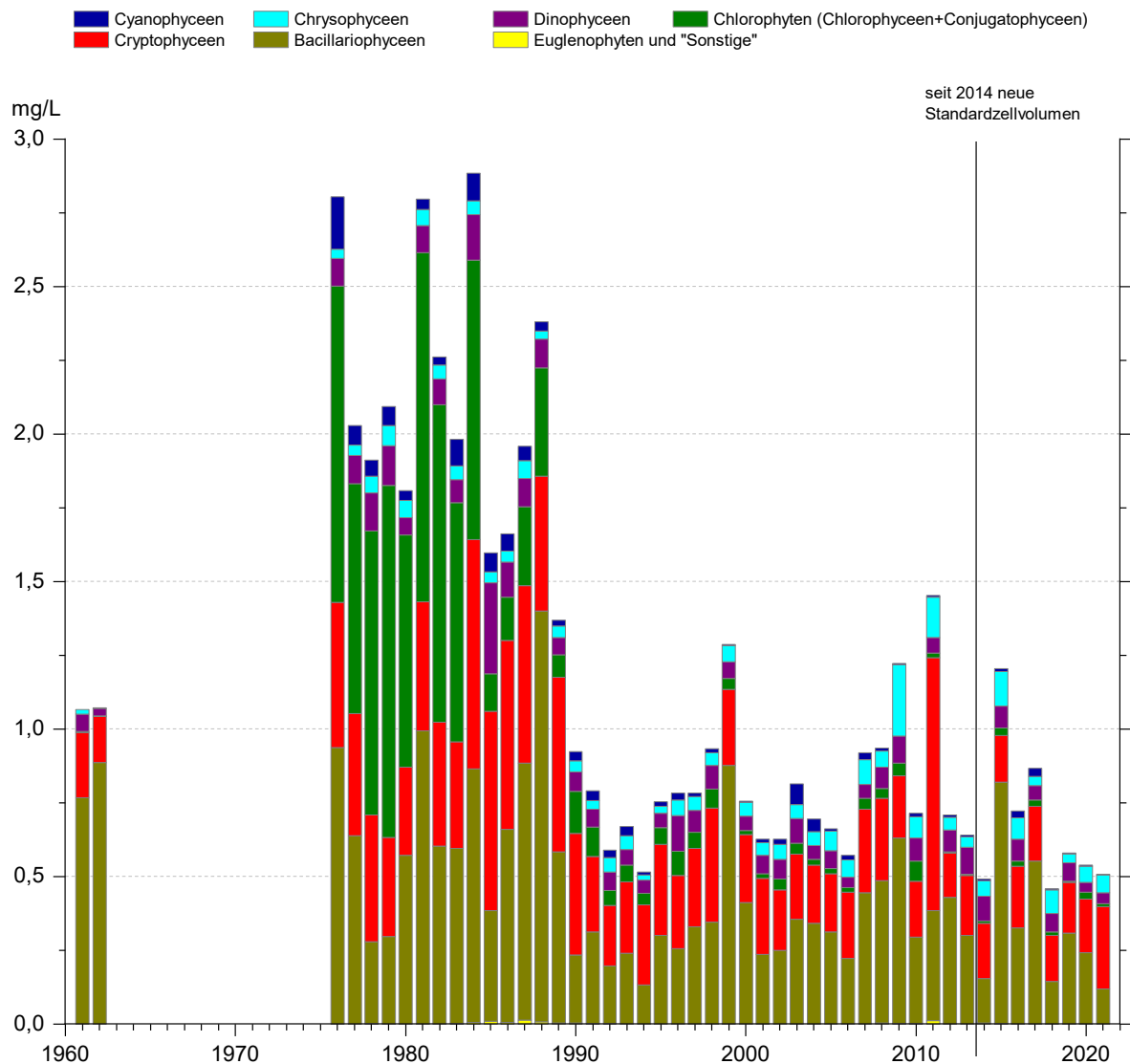


Abb. 28: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2021).

Im Zellersee ist seit der Reoligotrophierung wie in den anderen Seeteilen auch, die Biomasse des Phytoplanktons deutlich zurückgegangen (Abb. 28). Die Schwankungen im Zellersee sind etwas ausgeprägter als in den anderen Seeteilen. Seit Ende der 1990er Jahren gab es wiederholt aufeinanderfolgende Untersuchungsjahre, bei denen sich die Biomasse fast halbierte bzw. verdoppelte. Bei den Algengruppen fand die größte Veränderung bei den grünen Algen (Chlorophyten, als Sammelgruppe von Chlorophyceen, Conjugatophyceen, Ulvophyceen und sonstigen ehemals als Grünalgen klassifizierte Algen) statt. Bildete diese Gruppe 1976 bis 1984 noch einen wesentlichen, in mehreren Jahren den größten Teil der Phytoplankton-Biomasse, trugen die Chlorophyten seit Mitte der 1990er Jahre nur mehr wenig zur Biomasse bei. Die wichtigsten Algengruppen sind Kieselalgen und Cryptophyceen. Je nach Untersuchungsjahr war hierbei jeweils die eine oder die andere Algengruppe dominant.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

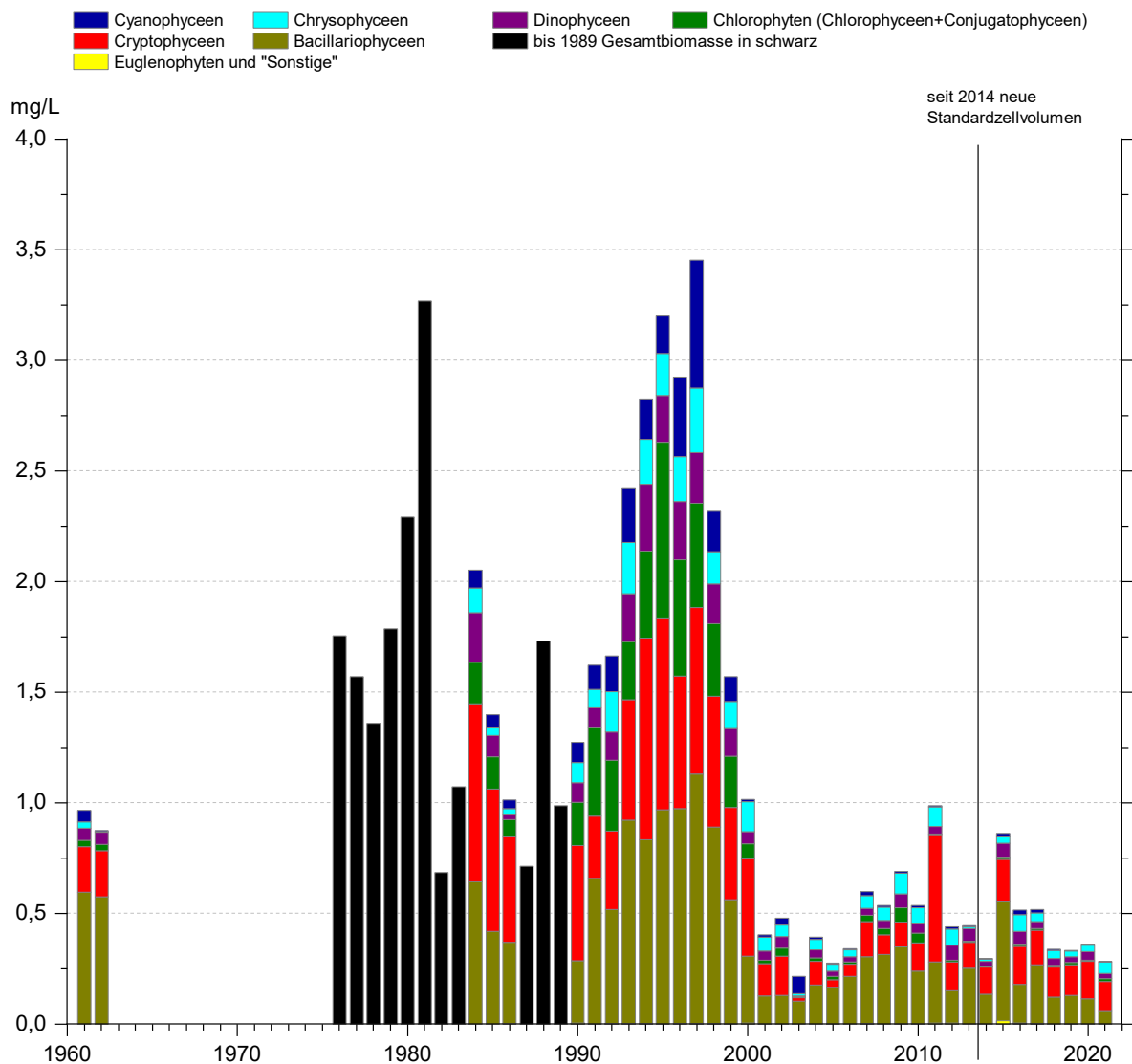


Abb. 29: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2021).

Im Seeteil Rheinsee traten während der 1990er Jahre noch sehr hohe Biomassen des Phytoplanktons auf. Seit den 2000er Jahren lagen die Messwerte deutlich niedriger und in einem ähnlichen Bereich wie im Bodensee-Obersee. In den letzten Messperioden war die Phytoplankton-Biomasse geringer als im Obersee (Abb. 29). Bis zum deutlichen Rückgang der Biomasse stellten die Chlorophyten einen mengenmäßig bedeutenden Teil des Phytoplanktons dar. Ähnlich wie in anderen Seeteilen haben sie im Zuge der Reoligotrophierung sehr stark abgenommen und waren in den letzten Messperioden mengenmäßig unbedeutend. Die Bacillariophyceen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) waren über den gesamten aufgezeichneten Zeitraum die wichtigsten Algengruppen. In den letzten Messperioden nahmen die Kieselalgen jedoch ab. Inwieweit das im Rahmen der natürlichen Schwankungen lag oder einen tat-

sächlichen Trend darstellt, lässt sich derzeit noch nicht abschätzen. Stark abgenommen haben im Rheinsee die Cyanobakterien, die in den letzten Jahren nur eine untergeordnete Rolle spielten.

Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m

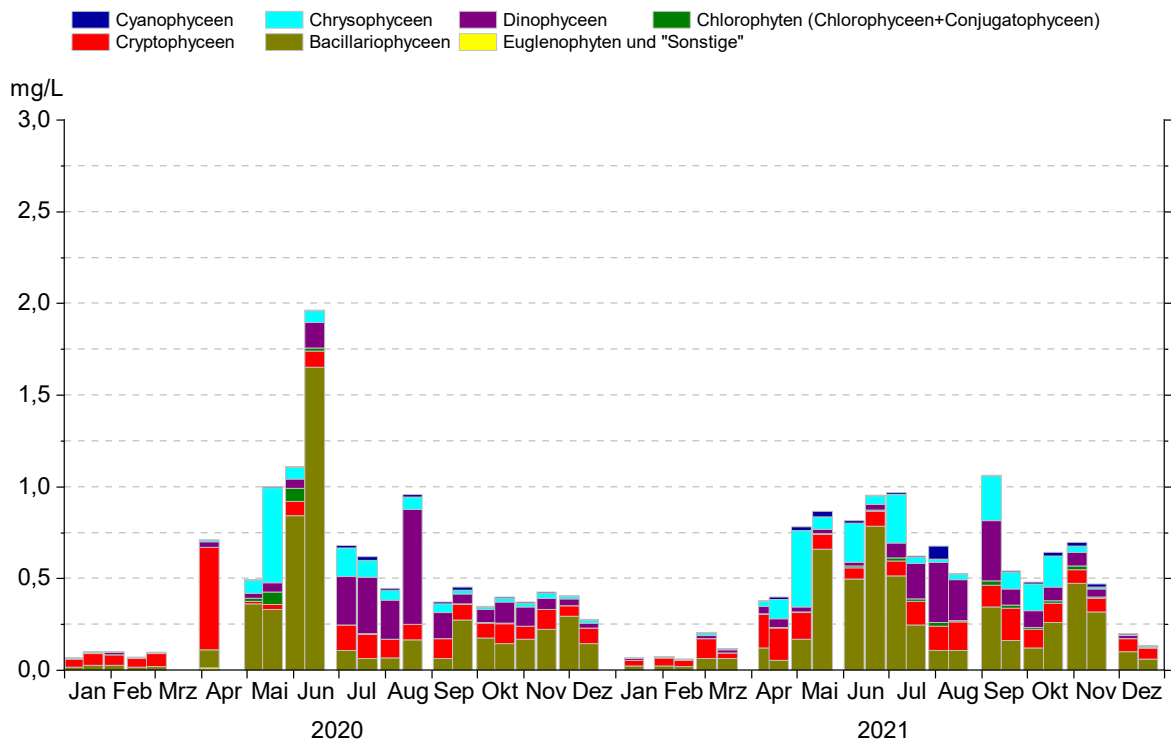


Abb. 30: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2020/2021 (Fischbach-Uttwil).

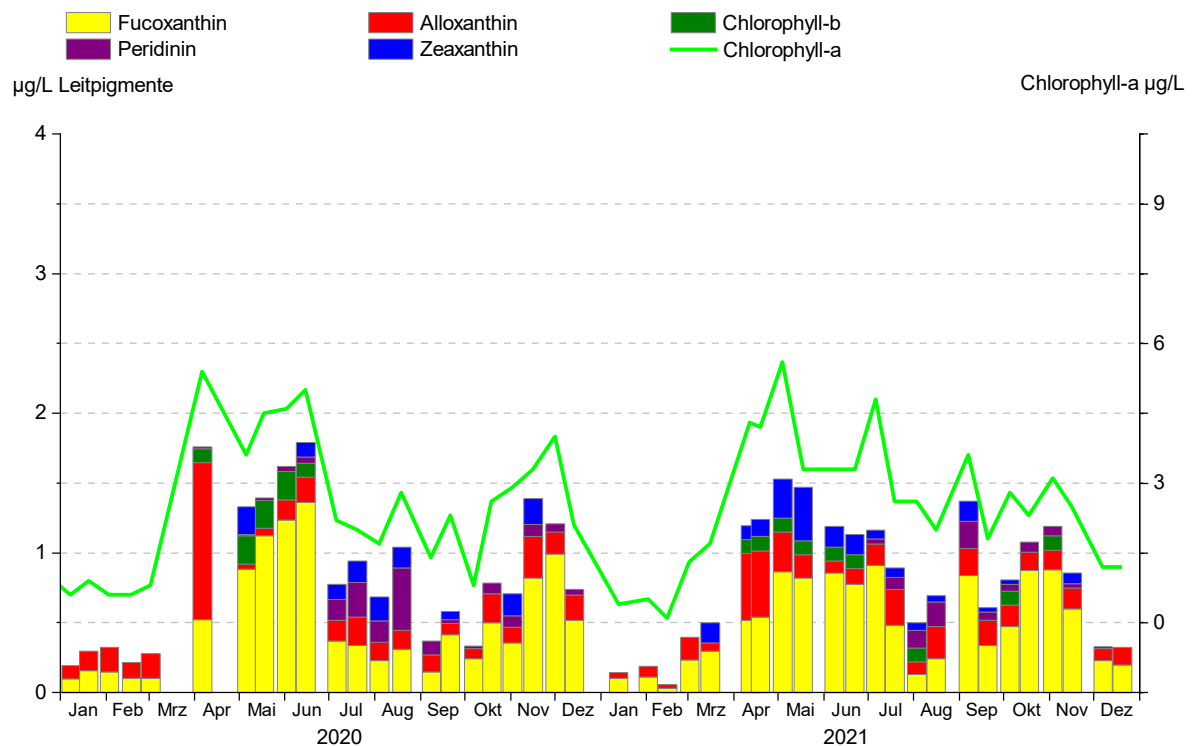


Abb. 31: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2020/2021 in 0-20 m (Fischbach-Uttwil).

An der Messstation Fischbach-Uttwil entwickelte sich das Phytoplankton in den Jahren 2020 und 2021 relativ ähnlich und ohne besondere Auffälligkeiten (Abb. 30) Abweichung zu den Vorjahren liegen im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite. Die durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse ergibt für 2020 0,52 mg/L und 2021 0,51 mg/L und somit den fast gleichen Wert wie 2019.

Sowohl die mikroskopische Auszählung zur Ermittlung der Biomasse (Abb. 30) als auch die Pigmentanalyse (Abb. 31) zeigen das im Obersee 2020 und 2021 Kieselalgen die wichtigste Algengruppe war. Gegenüber 2019 war 2020 der Anteil der Kieselalgen (Bacillariophyceae) mit 46,1 % der Phytoplankton-Biomasse geringer (2019: 56,8 %), 2021 lag der Anteil bei 45,1 %. Cryptophyceen stellten bezogen auf die Biomasse 2020 und 2021 die zweitwichtigste Artengruppe an der Messstelle Fischbach-Uttwil dar. Sie bildeten in beiden Jahren einen Anteil von 19,2 % an Biomasse des Phytoplanktons. Bei den Dinophyceen und den Chrysophyceen sind die Unterschiede zwischen den Jahren etwas ausgeprägter: 2020 hatten Dinophyceen einen Anteil von 20,5 %, 2021 einen Anteil von 15,1 %. Chrysophyceen bildeten 2020 9,3 % der Biomasse des Phytoplanktons, 2021 15,2 %.

In den Jahresverläufen konnte im April 2020 eine ausgeprägte Blüte von *Rhodomonas lens* (Cryptophyceae) im April und von *Uroglena* (Chrysophyceae) im Mai beobachtet werden. Das starke Wachstum von Kieselalgen im Juni hingegen wurde, wie auch in den Vorjahren von *Fragilaria crotonensis* geprägt. Typischerweise schlug sich die Kieselalgenblüte in der Pigmentanalyse kaum nieder, was in dem verhältnismäßig geringen Pigmentgehalt von *Fragilaria* begründet ist. 2021 entwickelten sich die Kieselalgen im Frühjahr schwächer. Insbesondere *Asterionella formosa* trat im April ungewöhnlich schwach auf. Inwieweit hierbei die Frühjahrsblüte tatsächlich nicht auftrat, oder sie nur kurz zwischen zwei Messungen stattfand und daher nicht erfasst wurde, lässt sich nicht sicher beurteilen.

In der Pigmentanalyse findet sich auch regelmäßig Zeaxanthin, zu dem eine Entsprechung im mikroskopischen Befund (also Cyanobakterien) fehlt. Dieses Zeaxanthin stammt aus Picoplankton, das in der routinemäßigen mikroskopischen Untersuchung nicht erfasst wird.

Leitpigmente 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20 m

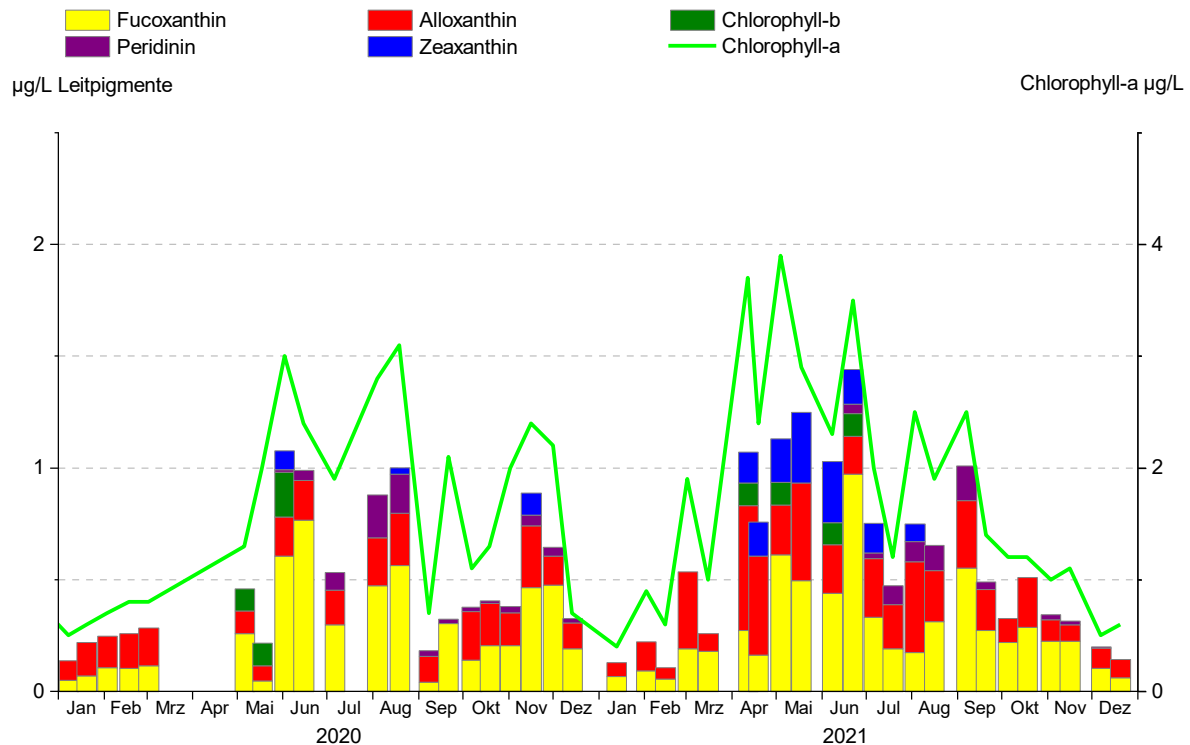


Abb. 32: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2020/2021 (Bregenzer Bucht).

Für den Messpunkt Bregenzer Bucht wird die Entwicklung des Phytoplanktons nur über die Leitpigmentanalyse untersucht, eine mikroskopische Analyse wird nicht durchgeführt. Wie das auch in der Vergangenheit oft der Fall war, ähneln die Jahresverläufe 2020 und 2021 (Abb. 32) denen der Station Fischbach-Uttwil, die Konzentrationen der Leitpigmente liegen niedriger als in Seemitte (Fischbach-Uttwil).

Entwicklung Phytoplankton in 2020/2021 im Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

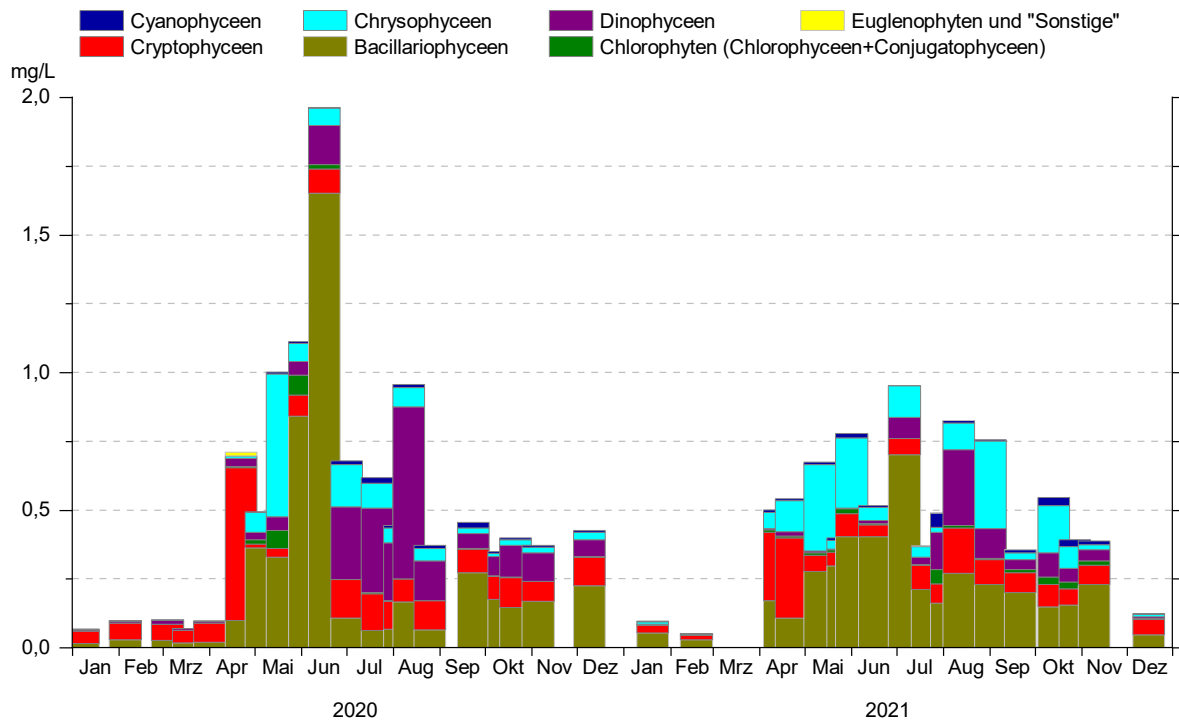


Abb. 33: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2020/2021 (Überlingersee). Quelle: BWV.

In der Vergangenheit entwickelte sich das Plankton im Überlingersee bedingt durch abweichende Licht- und Strömungsverhältnisse oftmals deutlich anders als in den übrigen Seeteilen. Seit mehreren Jahren geht die Entwicklung aber in Richtung einer Angleichung des Überlingersees an die Planktonentwicklung des restlichen Obersees. Verglichen mit der Messstation Fischbach-Uttwil konnte man für 2020 und 2021 eine weitgehend parallele Phytoplankton-Sukzession beobachten. Markante Ereignisse wie die Kieselalgenblüte im Juni 2020, die starke Dominanz der Dinophyceen im Sommer 2020 mit einer Blüte im August waren im Überlingersee und in Fischbach-Uttwil gleichermaßen sichtbar (Abb. 33). Die Biomassen des Phytoplanktons waren 2020 mit 0,50 mg/L niedriger und 2021 mit 0,54 mg/L nahezu gleich hoch wie die der Messstelle Fischbach-Uttwil.

Entwicklung Phytoplankton und Leitpigmente in 2020/2021 im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

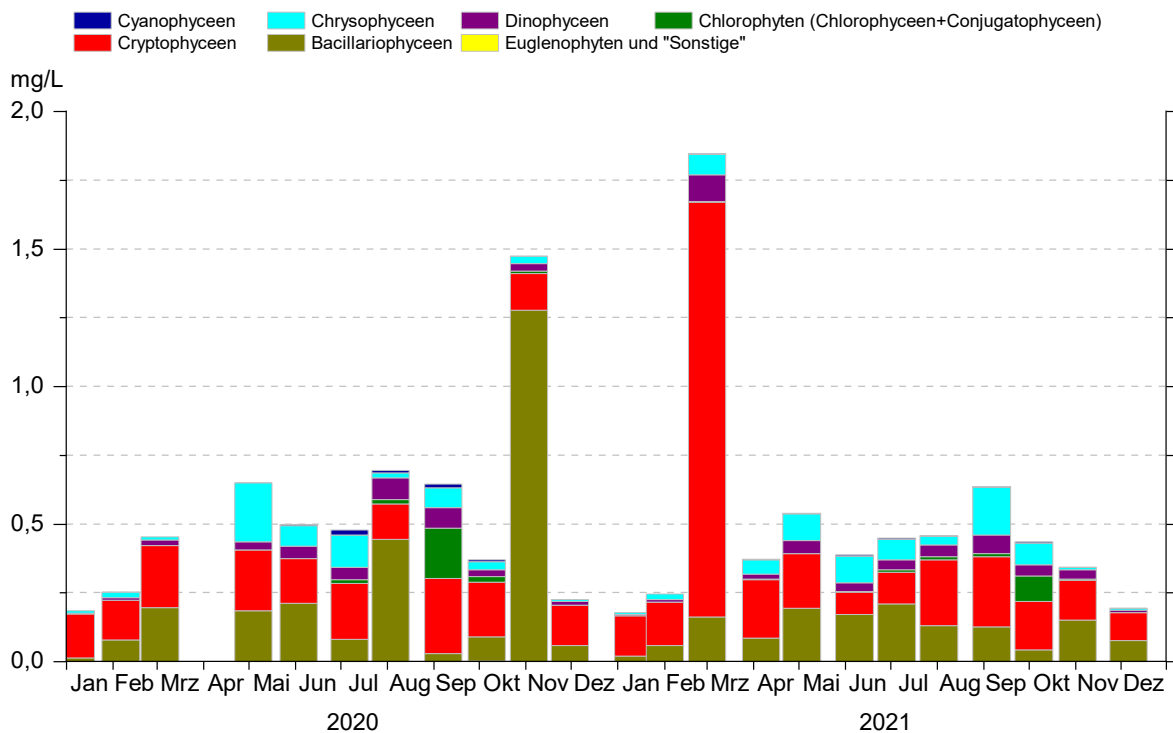


Abb. 34: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2020/2021 (Zellersee).

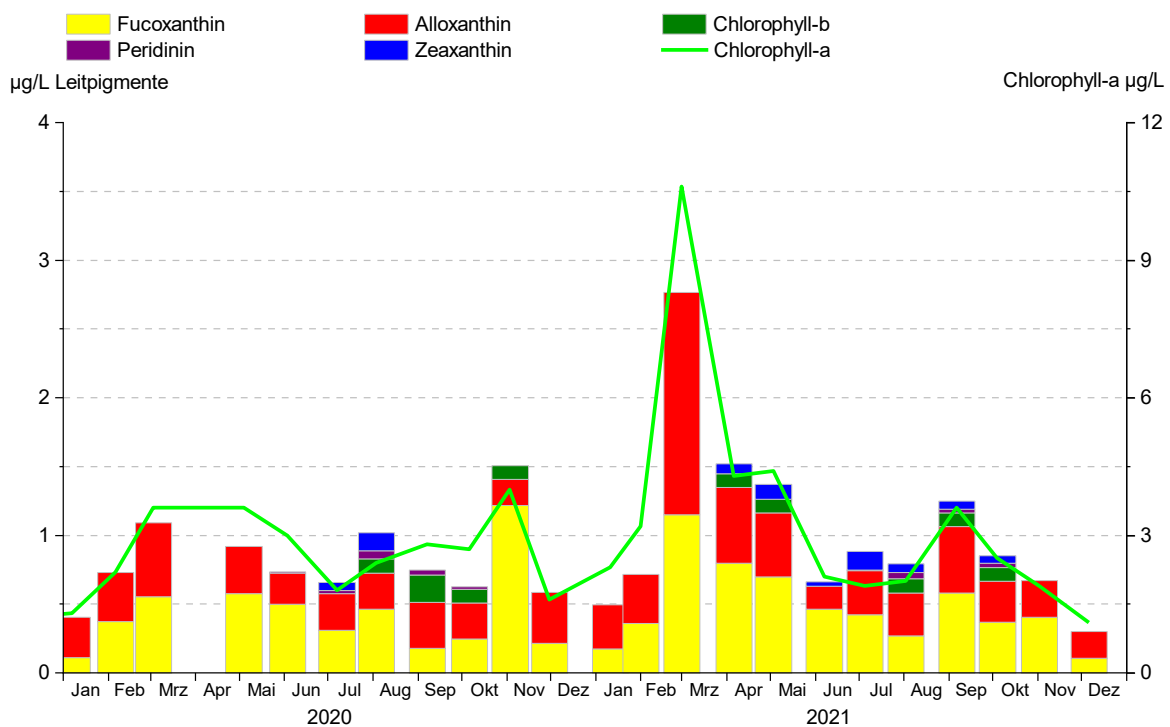


Abb. 35: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2020/2021 (Zellersee).

In der Vergangenheit setzte im Zellersee oftmals relativ früh im Jahr die Entwicklung des Phytoplanktons ein. 2020 und 2021 war diese frühe Entwicklung vor allem von Cryptophyceen und Bacillariophyceen auch zu beobachten (Abb. 34). Im März 2021 kam es zu einer ausgeprägten Blüte von Cryptophyceen im Zellersee. Die Phytoplankton-Biomasse im Zellersee betrug im Jahresmittel 2020 0,54 mg/L und 2021 0,51 mg/L. Somit war in beiden Jahren weniger Phytoplankton vorhanden als 2019 (0,62 mg/L). Insgesamt scheint sich der Trend im Zellersee zu weniger Phytoplankton fortzusetzen. 2020 waren die Kieselalgen mit einem Anteil der Phytoplankton-Biomasse von 44,9 % die dominante Algengruppe, gefolgt von den Cryptophyceen mit 33,7 %. 2021 hingegen waren die Kieselalgen nur zu 23,5 % an der Biomasse des Phytoplanktons beteiligt, die Cryptophyceen waren stattdessen mit 54,8 % die wichtigsten Primärproduzenten des Planktons. Chrysophyceen bildeten in beiden Jahren des Berichtszeitraumes 8,5 % der Phytoplankton-Biomasse, Dinophyceen 2020 6,2 % und 2021 7,1 %. Hervorzuheben sind die starken Entwicklungen der Grünalge *Sphaerocystis* im September 2020 mit einer Biomasse von 0,14 mg/L, sowie die Massentwicklung der Cryptophyceae *Rhodomonas lens* im März 2022. Im Oktober 2021 trat *Sphaerocystis* ebenfalls etwas verstärkt auf, jedoch nicht im gleichen starken Maß wie im Vorjahr.

Die Analyse der Pigmente (Abb. 35) spiegelte die Befunde der mikroskopischen Analyse gut wider – mit den bekannten Verschiebungen, die durch unterschiedliche Verhältnisse von Biomasse zum Pigmentgehalt hervorgerufen wurden. Chlorophyll a hatte 2020 im Jahresmittel eine Konzentration von 2,6 µg/L, 2021 wies trotz des deutlichen Peaks Anfang März 2021 im Jahresmittel „nur“ eine Konzentration von 3,3 µg/L auf. Der Verlauf folgt deutlich der Phytoplankton-Biomasse und den Konzentrationen der übrigen Leitpigmente.

Entwicklung Phytoplankton in 2020/2021 im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

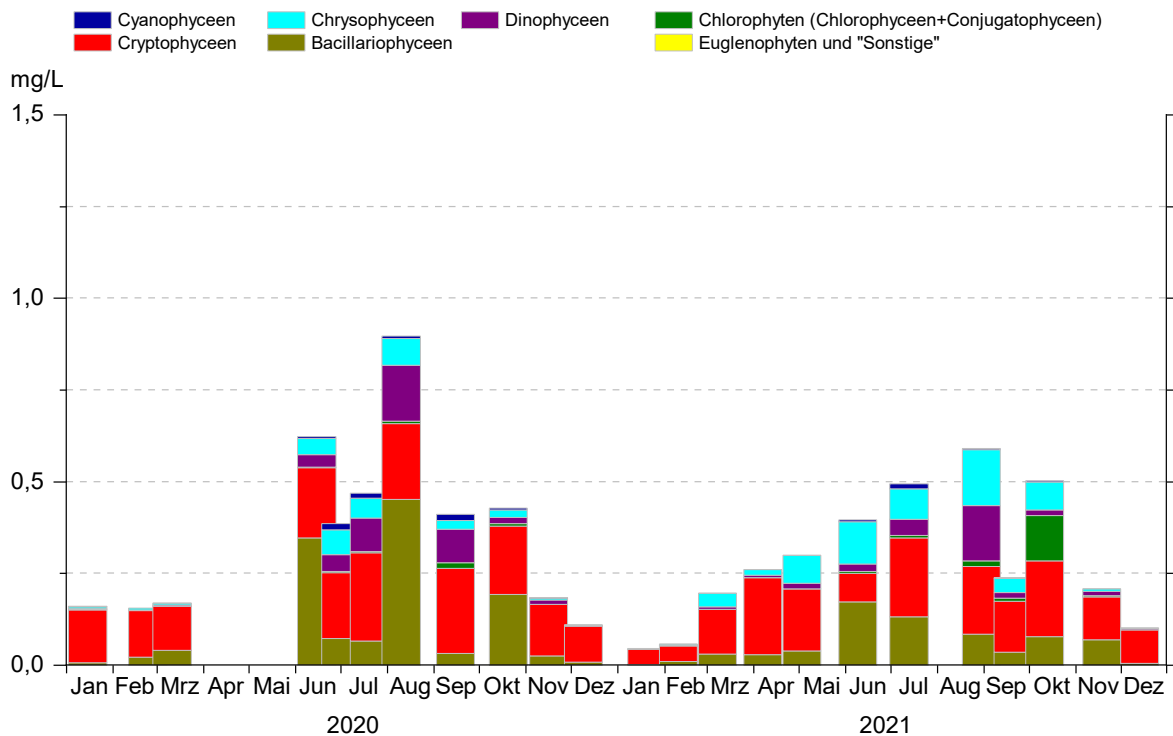


Abb. 36: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2020/2021 (Rheinsee).

Der Rheinsee, der durch seine Lage vom Obersee und vom Zellersee beeinflusst wird, wird durch das Amt für Umwelt des Kantons Thurgau beprobt. Bedingt durch die Corona-Pandemie fielen im Frühjahr 2020 mehr Probenahmen aus, was die Berechnung der Mittelwerte beeinflusste. Dadurch, dass die fehlenden Probenahmen in einen Zeitraum fielen, in dem das Phytoplankton im Rheinsee in der Regel niedrige Biomassen aufweist, ist das Jahresmittel der Phytoplankton-Biomasse für 2020 mit 0,67 mg/L vergleichsweise hoch. Das Jahresmittel für 2021 beträgt 0,59 mg/L. In den Jahresverläufen sind im Juni 2020 und August 2020 stärkere Vermehrungen von Kieselalgen sichtbar (Abb. 36). Über beide Jahre stellten Kieselalgen die zweitgrößte Gruppe von Primärproduzenten im Plankton dar. Ihr Anteil an der Phytoplankton Biomasse betrug in den beprobten Monaten von 2020 31,7 %, in 2021 20,2 %. Die dominante Algenklasse im Rheinsee waren auch in dieser Berichtsperiode die Cryptophyceen. 2020 trugen sie mit 46,7 % bzw. 2021 mit 47,7 % zur Phytoplankton-Biomasse bei. Im Oktober 2021 konnte, abweichend von den vorherigen Jahren, eine Blüte der Grünalge *Sphaerocystis* beobachtet werden. Die Jahresmittel der Chlorophyll a-Konzentration von 2020 und 2021 betrugen gleichermaßen 1,4 µg/L. Das Jahresmaximum 2021 trat am 11. Oktober auf und erreichte Konzentrationen von 3,2 µg/L.

Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20 m

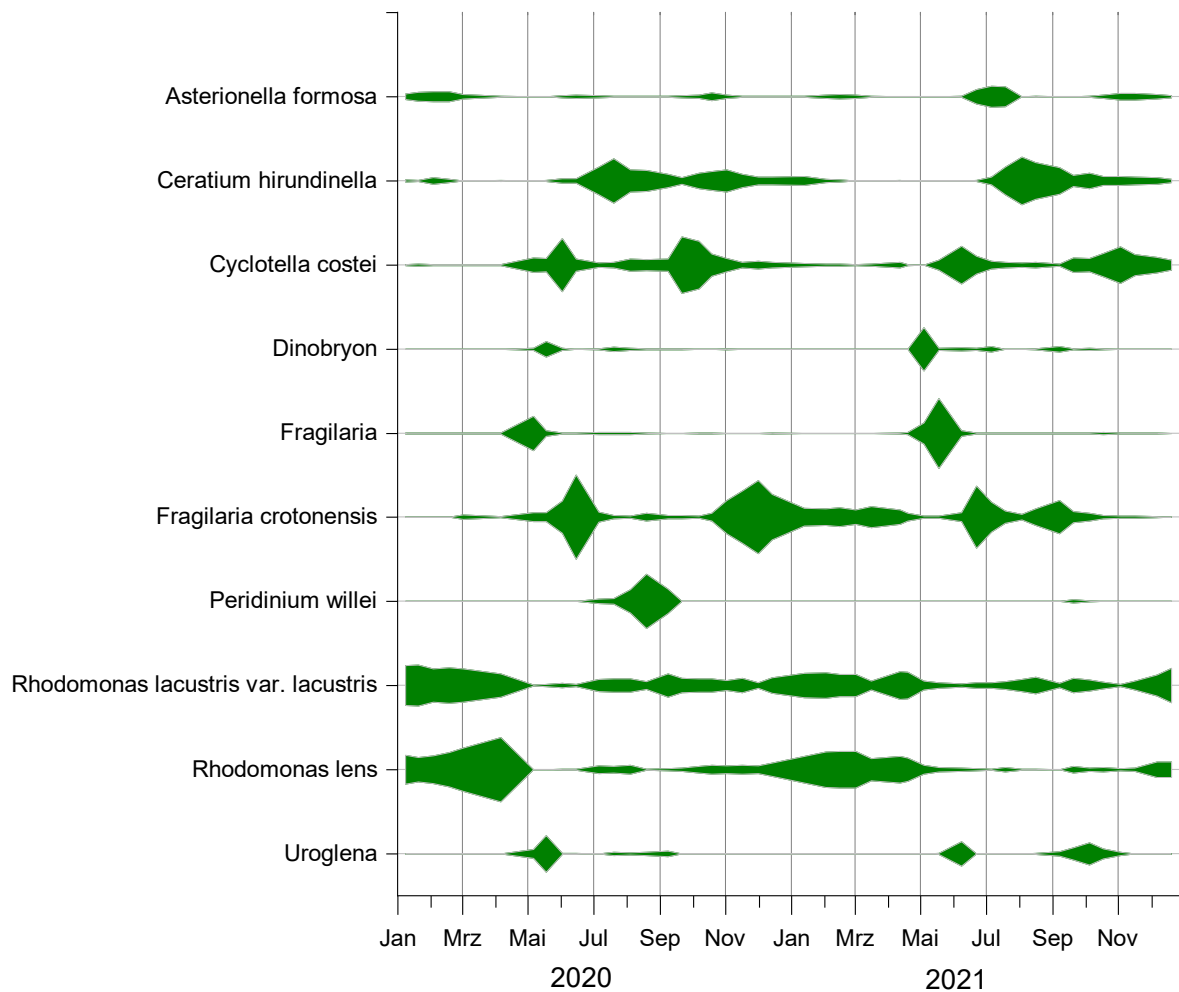


Abb. 37: Biomasseanteile der Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Taxa einer Messstelle, die unter den 10 biomassestärksten über den Berichtszeitraum waren, werden hier gesondert als Hauptarten betrachtet. An der Station Fischbach-Uttwil konnten einige sich wiederholende Grundmuster beobachtet werden (Abb. 37). Während der kühlen Monate im Herbst, Winter und zeitigem Frühjahr waren *Rhodomonas lens* und *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* wie in der Vergangenheit schon regelmäßig auch in den Jahren 2020 und 2021 dominante Taxa. *Dinobryon*-Arten treten regelmäßig verstärkt im späten Frühjahr auf, *Ceratium hirundinella* im Sommer mit einem Schwerpunkt Juli – August bis in den Herbst hinein. *Fragilaria crotonensis* ist oftmals ein typischer Aspektbildner des sommerlichen Planktons, jedoch trat 2020 im November und Dezember nochmals eine stärkere Vermehrung des Taxons ein. 2020 trat *Peridinium willei* von Juli bis September verhältnismäßig stark in Erscheinung. *Ta-bellaria flocculosa*, welche in früheren Berichtszeiträumen oftmals im Januar und Februar nicht selten war, kommt in den Hauptarten seit 2019 nicht mehr vor.

Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Obersee (Überlingersee) in 0-20 m

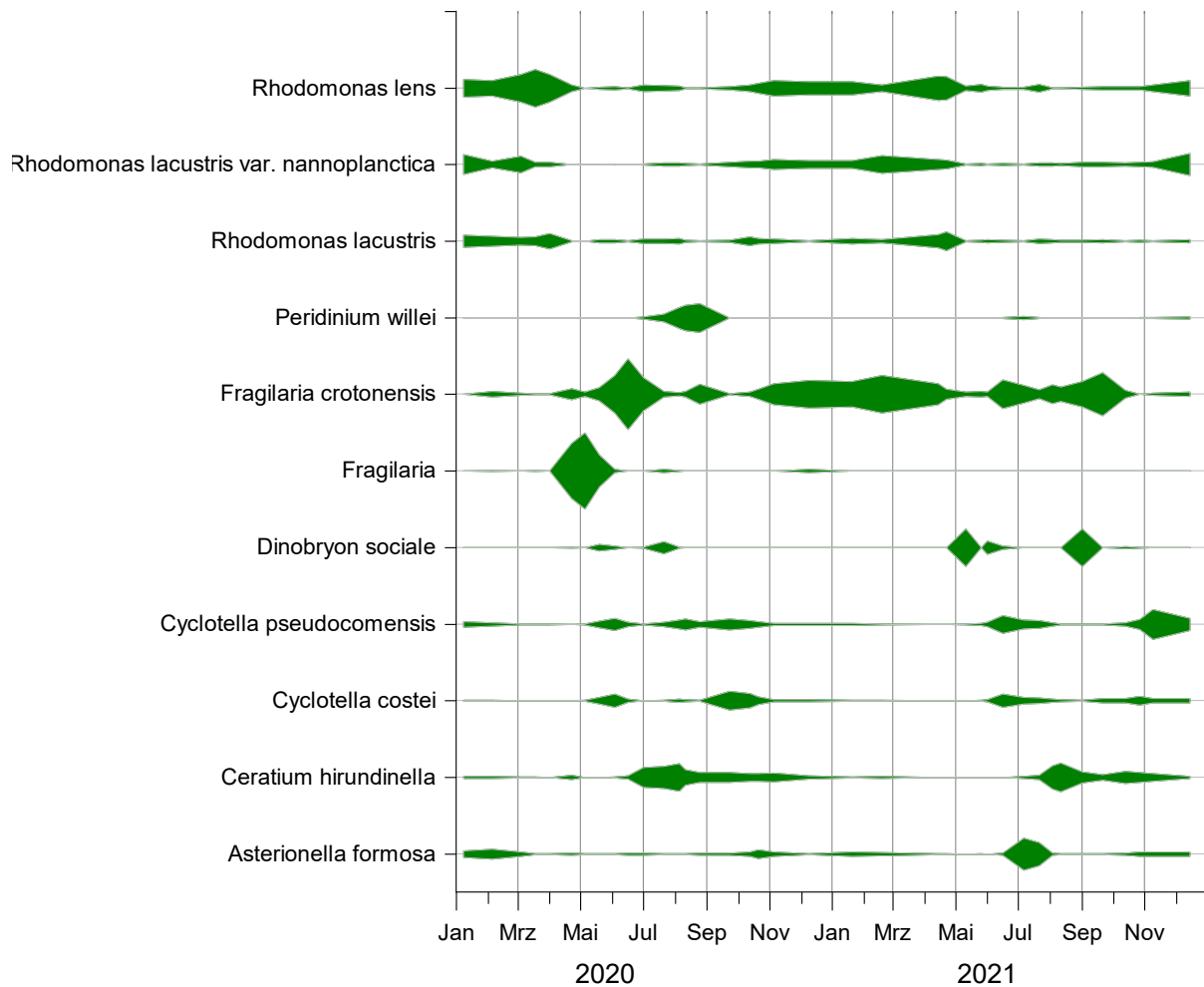


Abb. 38: Biomasseanteile der Hauptarten im Bodensee-Obersee (Überlingersee). Daten erhoben von der BWV.

Im Überlingersee weist das Spektrum der Arten (Abb. 38) ähnliche saisonale Muster auf wie im Obersee. In den kalten Jahreszeiten dominierten Cryptophyceen, hierbei vor allem *Rhodomonas lens*, *Rhodomonas lacustris* und *Rhodomonas lacustris* var. *nannoplantica* das Phytoplankton. Im Sommerplankton traten in beiden hier dargestellten Untersuchungsjahren zunächst *Dinobryon*-Arten, später verstärkt *Ceratium hirundinella* auf. Ähnlich wie an der Station Fischbach-Uttwil überwinterte die Kieselalge *Fragilaria crotonensis* mit ungewöhnlich hohen Biomassen. Auch im Überlingersee kam es 2020 zu einer starken Vermehrung von *Peridinium willei* im Juli und August. Abweichend von den Befunden an der Station Fischbach-Uttwil traten 2020 und 2021 im späten Frühjahr und Frühsommer gehäuft verschiedene, nicht näher bestimmte *Fragilaria*-Sippen auf. *Asterionella formosa* zeigte im Juli 2021 eine starke Vermehrung auf.

Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20 m

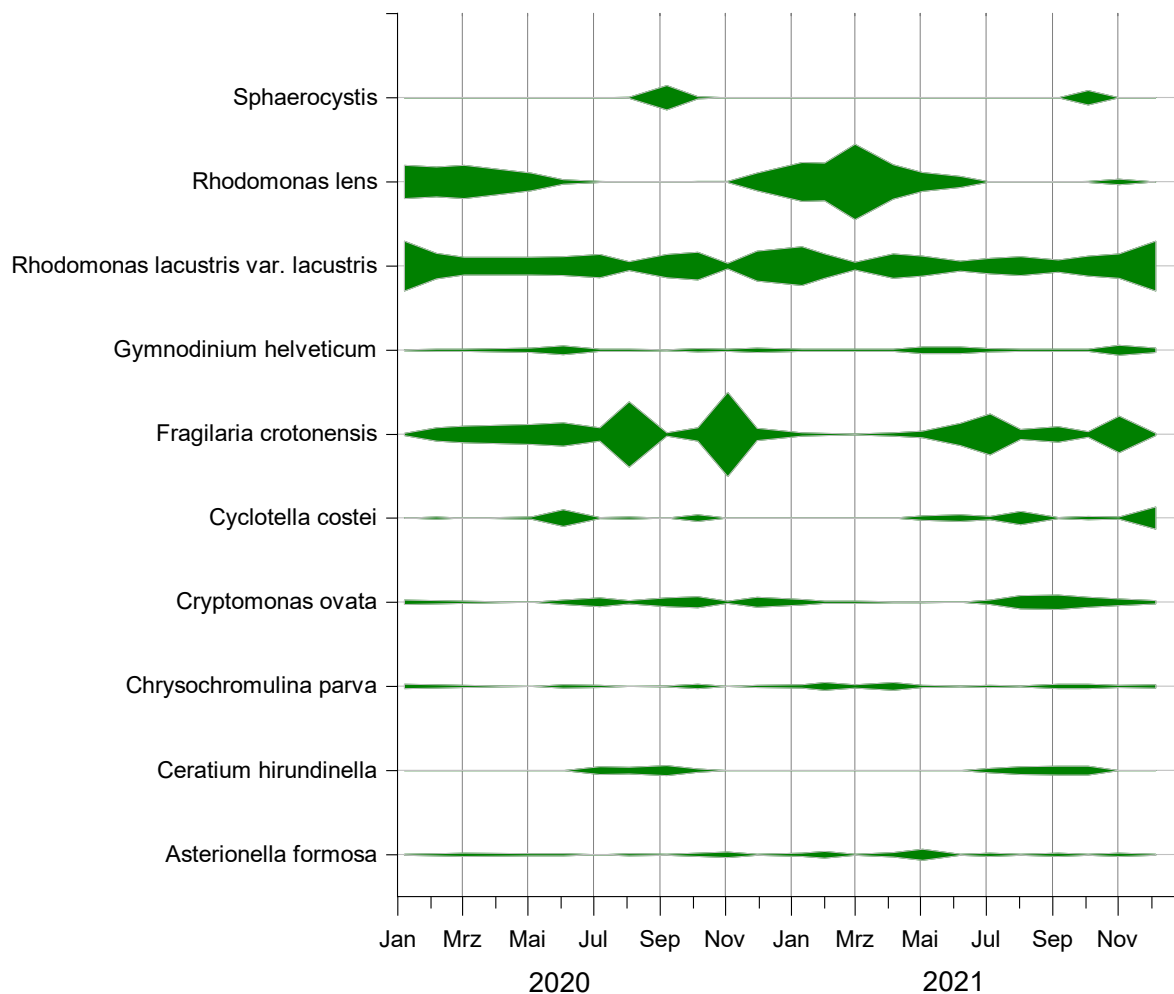


Abb. 39: Biomasseanteile der Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Im Zellersee waren die Cryptophyceen 2020 und 2021 wichtige Bestandteile des Phytoplanktons. *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* war im gesamten Zeitraum einer der wichtigsten Primärproduzenten im Zellersee (Abb. 39). Die verwandte Art *Rhodomonas lens* trat in der Regel von November bis Mai in größeren Mengen auf, jeweils mit dem Maximum im Februar. Interessanterweise wurde *Rhodomonas lens* im Dezember 2021 nicht gefunden. *Cryptomonas ovata* zeigte über den Berichtszeitraum Schwerpunkte in der zweiten Jahreshälfte. Unter den Kieselalgen war *Cyclotella costei* fast über den ganzen Berichtszeitraum hinweg vorhanden, hatte aber im August beider Jahre die höchste Biomasse, während *Fragilaria crotonensis* mehrere Blüten in den Jahresverläufen zeigte. *Asterionella formosa* zeigte 2020 und 2021 im Zellersee keine ausgeprägte Blüte. Unter den Panzerflagellaten (Dinophyceen) war *Ceratium hirundinella* vor allem von Juni bis Oktober präsent. *Gymnodinium helveticum* trat 2020 und 2021 mit Schwerpunkten jeweils im April/Mai und nochmals im November/Dezember auf, während *Peridinium willei*, das im Jahr 2018 viel Biomasse bildete im aktuellen

Berichtszeitraum nicht als Hauptart einzustufen war. Weiterhin als Hauptart mit Vorkommen fast über den gesamten Berichtszeitraum trat im Zellersee auch die Haptophyce *Chrysochromulina parva* auf.

Hauptarten Phytoplankton in 2020/2021 Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20 m

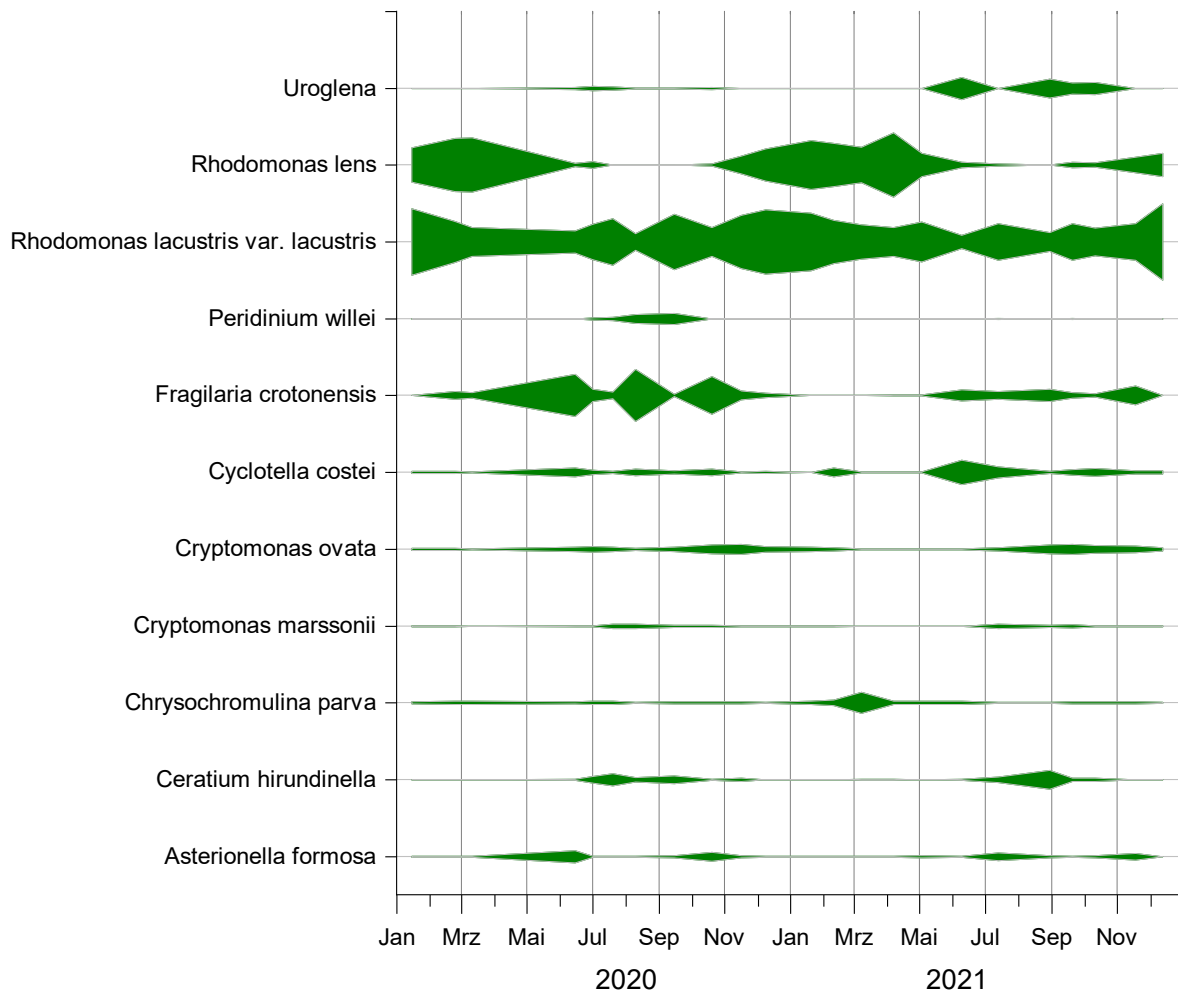


Abb. 40: Biomasseanteile der Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Das Phytoplankton im Rheinsee wurde im Untersuchungszeitraum 2020/2021 durch die Cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* und *Rhodomonas lens* geprägt (Abb. 40), wobei *Rhodomonas lacustris* var. *lacustris* über den gesamten Zeitraum hinweg sehr stark vertreten war. *R. lens* bildete von Juli bis September in beiden Jahre deutlich weniger Biomasse. Die Goldalge *Uroglena* zeigte im Sommer 2021 ein deutlich stärkeres Wachstum, als im Vorjahr. *Chrysochromulina parva* war die gesamte Berichtsperiode mit eher niedrigen Biomassen vertreten, entwickelte im März 2021 aber eine Blüte. Bei den Kieselalgen war *Fragilaria crotonensis* das Taxon mit der höchsten Biomasse. Die Verläufe waren in beiden Jahren sehr ähnlich, allerdings waren 2020 die Biomassen deutlich höher. Unter den Panzerflagellaten trat *Peridinium willei* im Spätsommer 2020 wesentlich stärker auf, als 2021. *Ceratium hirundinella* zeigte in beiden Untersuchungsjahren ein ähnliches Muster mit höheren Biomassen jeweils zu Beginn der zweiten Jahreshälften.

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll a

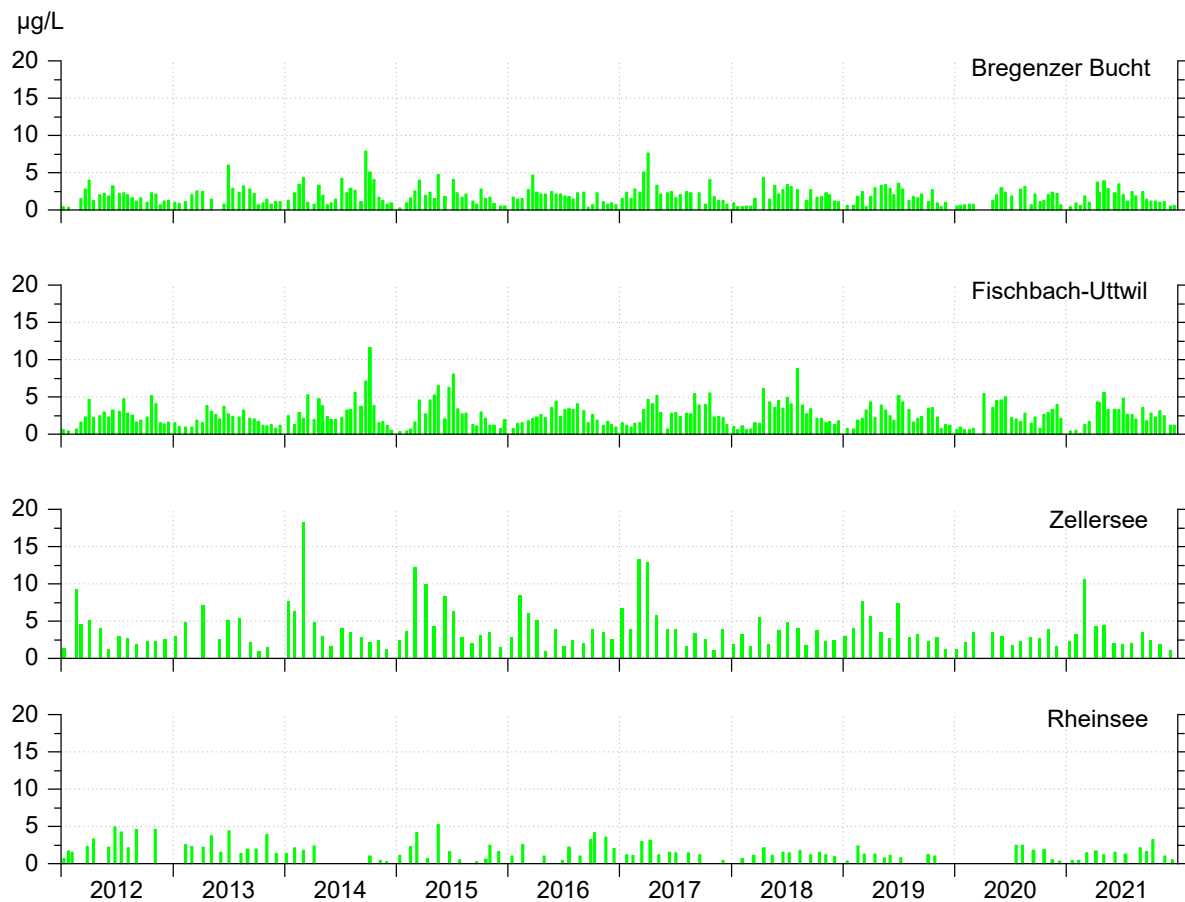


Abb. 41: Langfristige Chlorophyll a Entwicklung in 0-20 m.

Chlorophyll a stellt als das Photosynthese-Pigment, das in allen Algenklassen vorkommt, einen Summenparameter für Algenwachstum dar. Die Chlorophyll a-Konzentrationen werden mittels HPLC in Integralproben aus 0 – 20 m Wassertiefe bestimmt. Abb. 41 stellt die an den einzelnen Probenahmenterminen gemessenen Konzentration dar.

An den Messstellen des Obersees (Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil) bewegten sich die Chlorophyll a-Konzentrationen in den letzten Jahren auf gleichbleibend niedrigem Niveau. Die Jahresmittel für Fischbach-Uttwil lagen zwischen 2,0 µg/L und 3,2 µg/L und waren somit insgesamt etwas höher, als für die Bregenzer Bucht mit Werten zwischen 1,6 µg/L bis 2,5 µg/L.

An der Messstelle Zellersee zeigen die Messwerte vor allem bei den jüngeren Messungen eine abnehmende Tendenz. Auffällig ist die stark gesunkene Zahl der Peaks

in den letzten 4 Jahren, die deutlich 5 µg/L überschritten. Das Jahresmittel für 2020 lag bei 2,6 µg/L, das für 2021 bei 3,3 µg/L. Trotz der Abnahme der Werte sind die Chlorophyll a-Konzentrationen des Zellersees die höchsten unter den hier dargestellten Seeteilen.

Ein langjähriger Trend zur Abnahme der Chlorophyll a-Konzentration war auch im Rheinsee zu beobachten, wenn auch die Konzentrationen für 2020 und 2021 mit 1,6 µg/L bzw. 1,4 µg/L geringfügig über denen der letzten Berichtsperiode lagen. Insgesamt sind die Chlorophyll a-Konzentrationen im Rheinsee die niedrigsten aller Seeteile.

Zooplankton

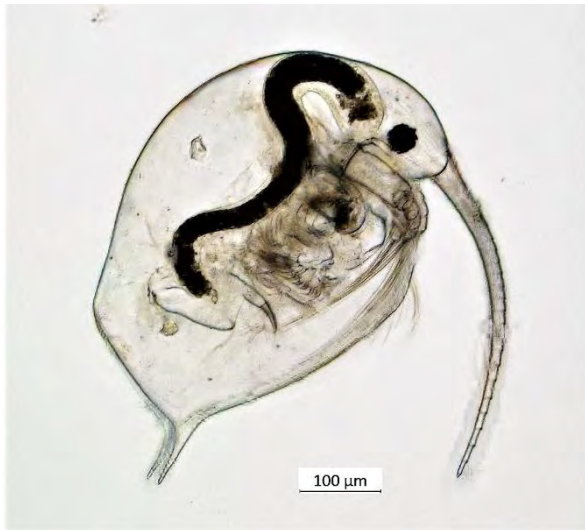


Abb. 42: *Bosmina longispina x coregoni*.



Abb. 43: *Daphnia hyalina* adult.



Abb. 44: *Cyclops vicinus* adult männlich.



Abb. 45: *Kellicottia longispina*.

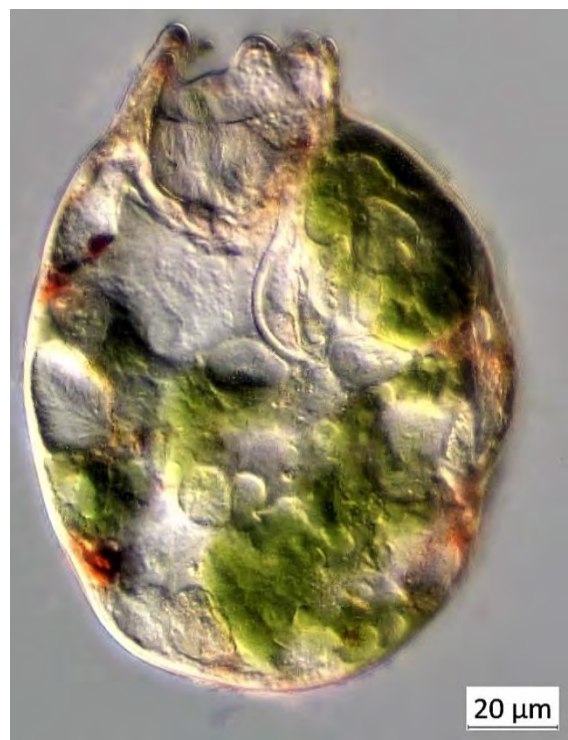


Abb. 46: *Gastropus stylifer*.

Bildrechte: LUBW

Langzeitentwicklung Crustaceen

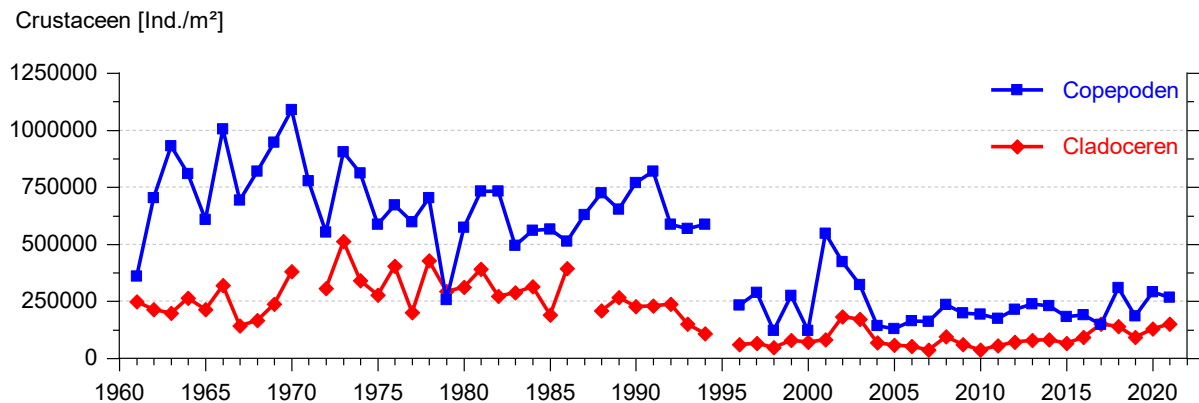


Abb. 47: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-100 m (Fischbach-Uttwil). Bis 1985 wurde mit einem Nansen-Netz beprobt (666 cm² Fläche). Ab 1986 wurde ein Schließ-Netz mit Aufsatzkegel verwendet (213 cm² Öffnungsfläche).

Bei der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons scheinen sich die Zahlen auf niedrigem Niveau zu stabilisieren. Die Jahresmittelwerte der Cladoceren- und Copepodenabundanz sind in den letzten beiden Jahren leicht angestiegen (Abb. 47).

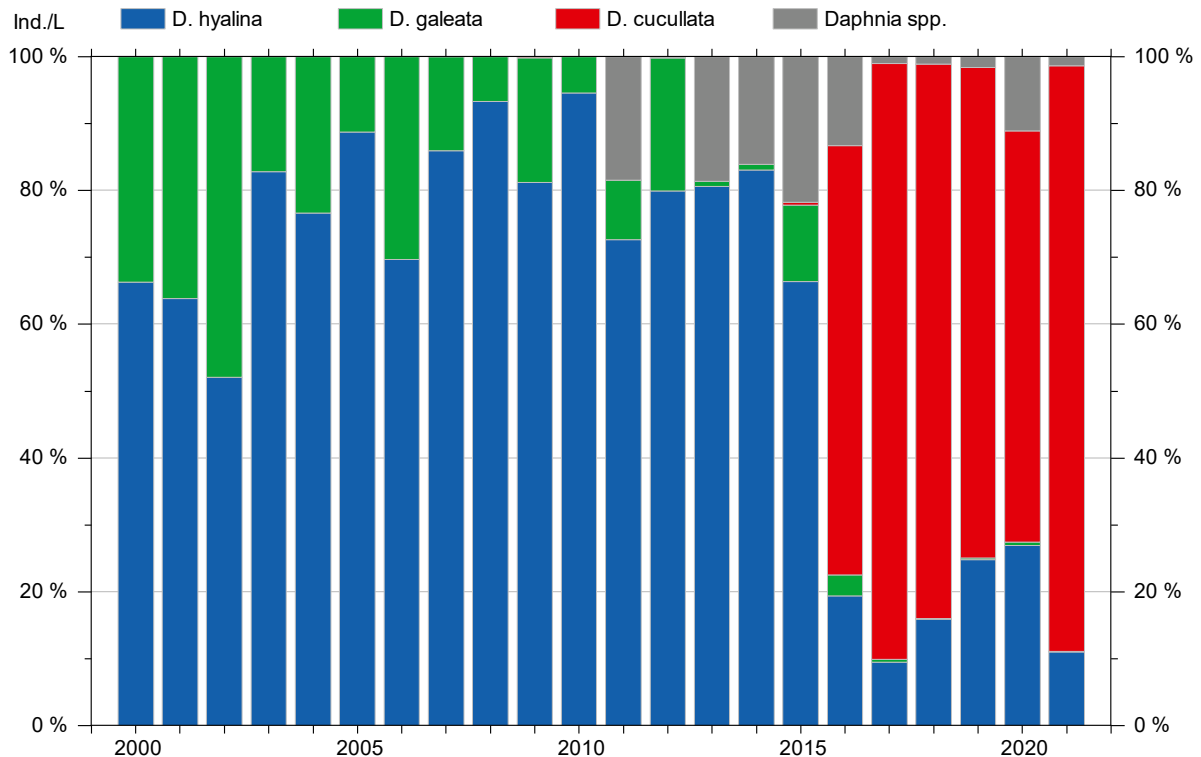


Abb. 48: Langjährige Zusammensetzung der Daphnienabundanz an der Messstelle Fischbach-Uttwil (FU).

Vergleicht man die langjährige Zusammensetzung des Daphnien-Zooplanktons (Abb. 48) im Obersee (FU), so fällt zum einen die Abnahme von *D. galeata* und die Dominanz von *D. cucullata* seit 2016 auf. Lediglich im Jahr 2007 und im Jahr 2009 trat *D. cucullata* in geringer Anzahl im Cladocerenplankton auf. Seit 2016 dominiert *D. cucullata* den Sommeraspekt, wohingegen *D. galeata* deutlich zurückgegangen ist. Allerdings ist anzumerken, dass ab dem Jahr 2011 versucht wurde, Daphnien-Hybride anhand morphologischer Merkmale zu erfassen. Diese sind in den grauen Anteilen der Säulen zusammengefasst und nur noch „eindeutige“ *D. galeata* bzw. *D. hyalina* wurden als solche gezählt. Derzeit ist noch unklar, warum sich die etwas kleinere *D. cucullata* seit 2016 so stark etablieren konnte. *Daphnia cucullata* zählt zu den Feinfiltrierer, d.h. die Tiere können auch kleinste Nahrungspartikel wie Bakterien und Picoplankton effektiv nutzen. Dies könnte vor allem im Sommer, wenn vorwiegend große, schlecht fressbare Algen das Phytoplankton bestimmen, ein Vorteil gegenüber den größeren Daphnienarten (*D. hyalina/galeata*) sein, die gut fressbares Phytoplankton benötigen. Möglicherweise spielte im Jahr 2016 auch das Auftreten der fädigen Burgunderblutalge eine Rolle. Kleinere Cladocerenarten werden durch fädige Algen bei der Nahrungsaufnahme weniger beeinträchtigt als größere Cladoceren, die durch fädige Algen in ihrer Futteraufnahme, Filtrierrate, Wachstumsrate und Vermehrung abgeschwächt werden (GLIWICZ & SIEDLAR, 1980²). Dies könnte erklären, warum gleichzeitig mit dem Auftreten der Burgunderblutalge die Population von *D. cucullata* zunahm, während *D. hyalina* und *D. galeata* zurückgingen. Allerdings trat nach 2016/17 die Burgunderblutalge nicht mehr auffällig in Erscheinung, *D. cucullata* blieb aber weiterhin auf hohem Niveau. Möglicherweise hat die Zunahme der Quagga-Muschel und/oder die Einwanderung der Stichlinge ins Pelagial zu einer Artenverschiebung bei der Zusammensetzung des Daphnien-Zooplanktons geführt. Ob sich *D. cucullata* dauerhaft im Obersee etablieren wird, werden die nächsten Jahre zeigen.

² Gliwicz, M. Siedlar, E. (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*. Arch. Hydrobiol. 88(2), 155-177.

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

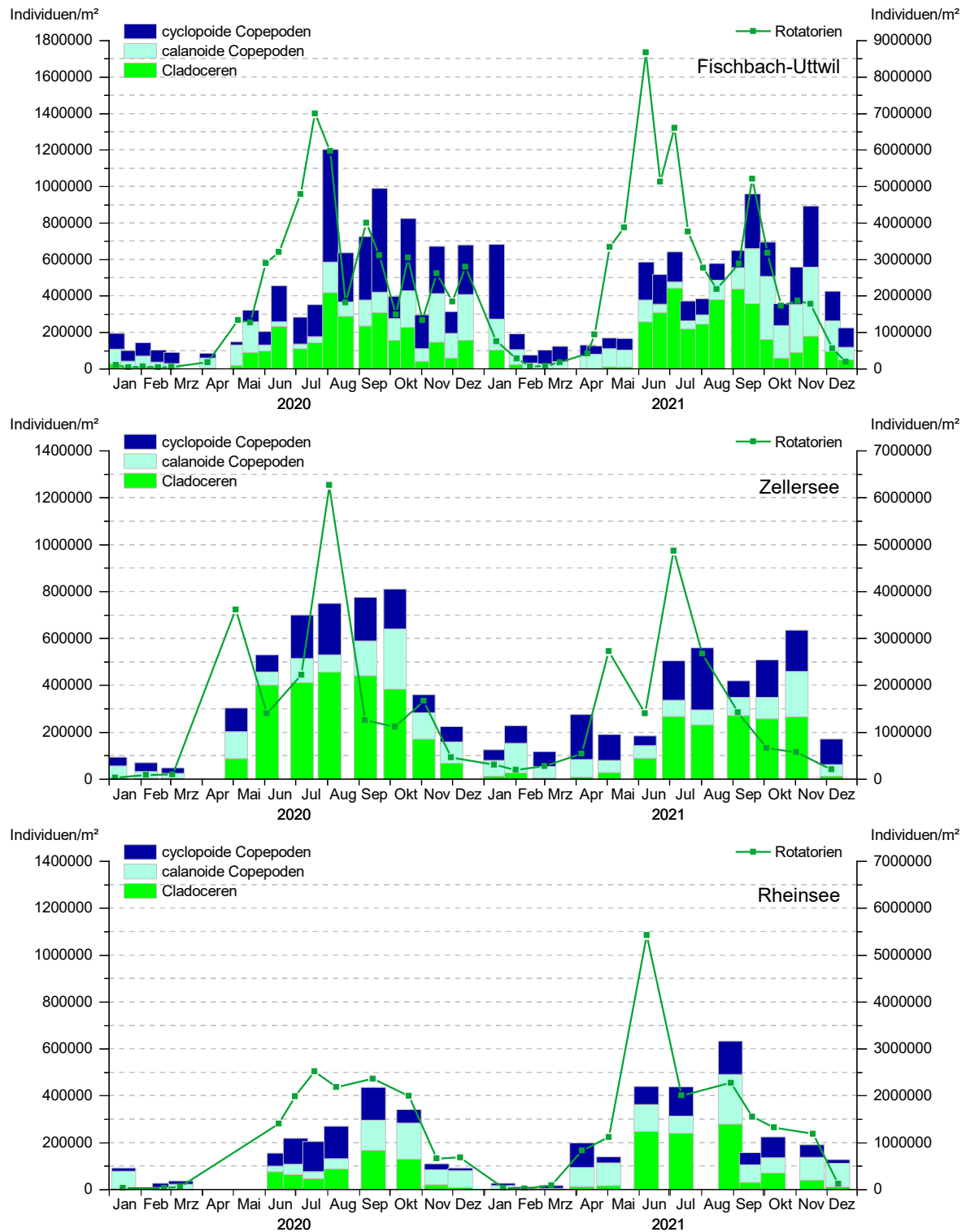


Abb. 49: Saisonale Entwicklung des Zooplanktons 2020/2021. Fischbach-Uttwil 0-100 m (oben), Zellersee 0-20 m (Mitte), Rheinsee 0-30 m (unten). Individuen/m² berechnet zur beprobten Netzöffnung.

Die Entwicklung der Cladocerenabundanz im Obersee begann im Jahr 2020 bereits im Mai während im Jahr 2021 erst Anfang Juni nennenswerte Zahlen zu beobachten waren (Abb. 49). Trotzdem lag die durchschnittliche Gesamtabundanz im Obersee 2021 höher als 2020 ($15,08 \cdot 10^4$ vs. $12,8 \cdot 10^4$ Ind./m²), was allerdings auch daran liegen kann, dass im Jahr 2020 coronabedingt im Frühjahr einzelne Ausfahrten nicht stattfinden konnten. Im Rheinsee stiegen die Cladocerenabundanzen ebenfalls vom Jahr 2020 ($5,59 \cdot 10^4$ Ind./m²) zum Jahr 2021 an ($7,99 \cdot 10^4$ Ind./m²), wobei im Jahr 2020 im April und Mai keine Probenahmen stattfanden. Dies dürfte sich jedoch nicht gravierend auf die Jahresmittelwerte ausgewirkt haben, da die Cladoceren in der Regel im April/Mai noch geringe Abundanzen im Rheinsee aufweisen. Beim Zellersee zeigte sich ein anderes Bild: hier nahm die durchschnittliche Abundanz von 2020 ($22,24 \cdot 10^4$ Ind./m²) im Vergleich mit dem Jahr 2021 deutlich ab ($12,41 \cdot 10^4$ Ind./m²). Von Juni bis Oktober 2020 wurden gleichbleibend hohe Abundanzen im Zellersee festgestellt (Abb. 49). Im Jahr 2021 war im Zellersee Ähnliches von Juli bis November – allerdings auf niedrigerem Niveau – zu beobachten.

Im Frühjahr und Herbst wurde die Zooplanktonzusammensetzung in allen Seeteilen von den Copepoden dominiert (Abb. 49). Die Ruderfußkrebse werden im Obersee durch drei Arten dominiert: *Cyclops abyssorum* ist vor allem in der zweiten Jahreshälfte stark vertreten, *Mesocyclops leuckarti* bestimmt in der warmen Jahreszeit das Bild und *Eudiaptomus gracilis* kommt vor allem im Frühjahr und Spätherbst stark auf. *Thermocyclops oithonoides* scheint sich im Obersee zu etablieren, nachdem er im Jahr 2017 erstmals in Erscheinung trat, erreicht aber nicht die Bedeutung der drei „Hauptarten“. Im Zellersee und Rheinsee dominieren in der kühlen Jahreszeit (Januar bis Mai und wieder im November) Vertreter der Gattung *Cyclops* (insbesondere *C. strenuus*). Das Sommer-Ruderfußplankton wird durch die kleineren Arten *Thermocyclops oithonoides* bzw. durch *Mesocyclops leuckarti* bestimmt. Calanoide Ruderfußkrebse (*Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides*) sind ganzjährig stark vertreten, wobei *Eudiaptomus graciloides* im Zellersee häufiger auftritt als im Rheinsee.

Bei den Rotatorien bauten sich zum Sommer hin in allen Seeteilen hohe Individuendichten auf, die dann mehr oder weniger dynamisch zu niedrigen Abundanzen im Winter abfielen (Abb. 49). Die Hauptarten unter den Rotatorien waren im Obersee Flossenträbertiere (*Polyarthra* spp.), Synchaeten sowie *Keratella cochlearis*, wobei Synchaeten vor allem im Frühjahr vorherrschten. Im Sommer war *Kellicottia longispina* stark vertreten – eine Art, die oligotrophe Bedingungen anzeigt. Im Zellersee und Rheinsee waren ebenfalls Flossenträbertiere vorherrschend.

Seit 2016 werden für das Zooplankton Biomassen bestimmt. Hierzu wird bei den Rotatorien (analog zum Phytoplankton) das Biovolumen einer Art durch einen Geokörper

berechnet, der in der Form näherungsweise dem Rädertier entspricht. Beim Crustaceenplankton hingegen werden in der Regel die Trockenmassen aus Längen-Regressionsgleichungen berechnet und dann in Biomassen umgerechnet, wobei ganz grob davon ausgegangen werden kann, dass das Trockengewicht ca. 10 % der Biomasse ausmacht. Da die Biomassen in erheblichem Maß von der Größe und dem Entwicklungsstadium eines Taxons abhängen, wird seit 2016 das Crustaceenplankton in „Größenklassen“ gezählt. Bei den Cladoceren werden die Größenklassen in 200 µm – Schritten aufgeteilt, während die Copepoden nach Stadien (Nauplien, Copepodite C1 bis C5, Männchen, Weibchen) gezählt werden (ca. 100 bis 200 µm – Schritte zwischen den Stadien). Jeder Größenklasse bzw. jedem Stadium wird ein Trockengewicht bzw. eine Biomasse zugeordnet.

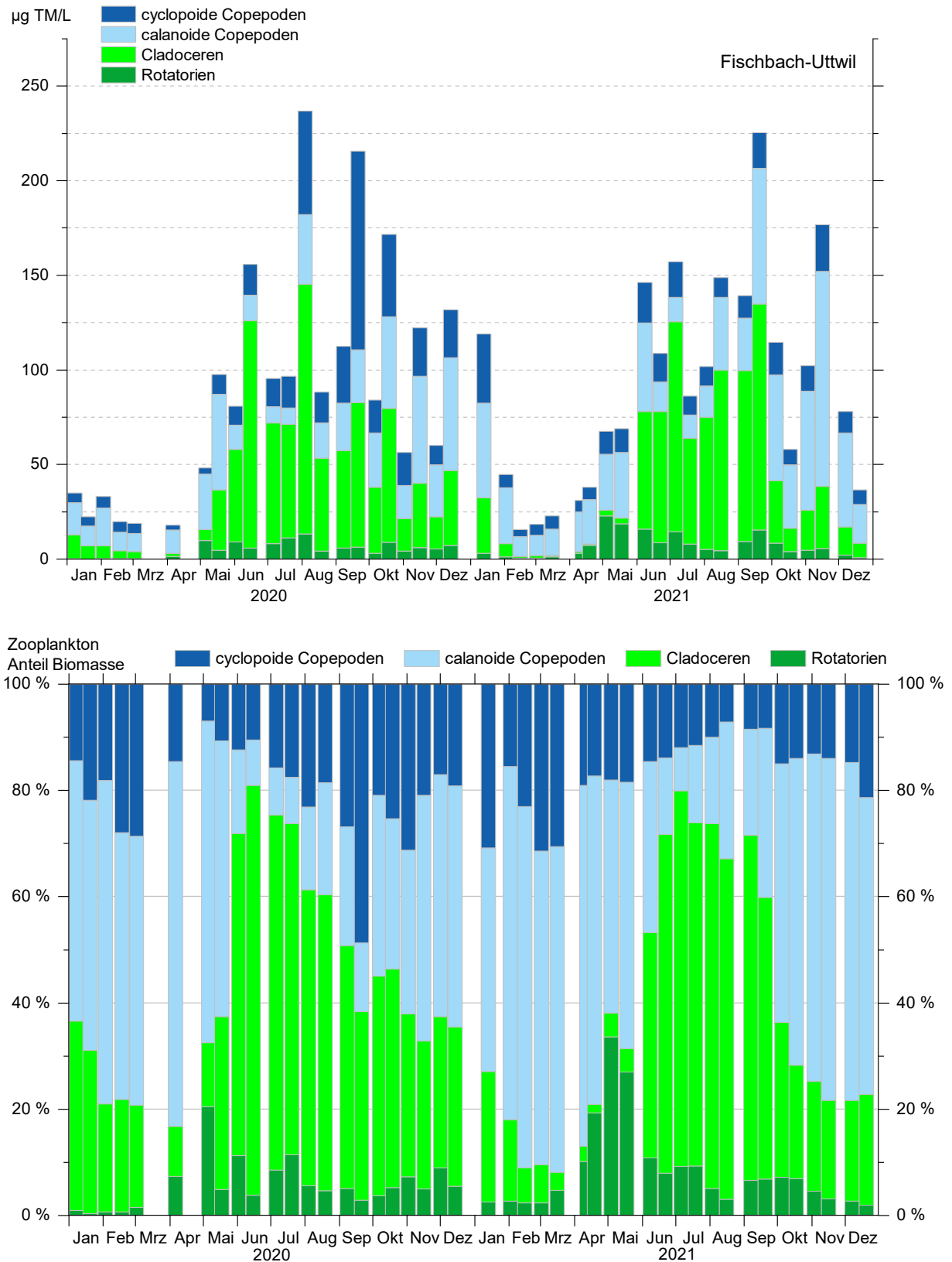


Abb. 50: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Fischbach-Uttwil (2020/2021) bezogen auf 20 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Die Biomasse im Obersee (bezogen auf 0-20 m) lag in den Jahren 2020 und 2021 quasi auf gleichem Niveau (Mittelwert: 91 resp. 92 $\mu\text{g TM/L}$) und damit im Übergangsbereich von meso- zu oligotrophen Bedingungen (Abb. 50). Im Frühjahr dominierten die Ruderfußkrebse, im Sommer stellten die Cladoceren die Hauptmasse des Metazooplanktons. Der Anteil der Rotatorien blieb 2020 ganzjährig unter 20 % und lag im Mittel nur bei ca. 6 %, während im Jahr 2021 im späten Frühjahr die Rädertiere gut 30 %, im Durchschnitt etwa 8 % der Zooplanktonmasse stellten.

Die Biomasse im Zellersee lag in den Jahren 2020 und 2021 im Durchschnitt (Mittelwert) bei 109 $\mu\text{g TM/L}$ respektive bei 99 $\mu\text{g TM/L}$ und damit im Übergangsbereich von meso- zu oligotrophen Bedingungen. Starke Massenbildner waren zu Jahresbeginn die cyclopoiden und calanoiden Ruderfußkrebse, im Sommer die Cladoceren (Abb. 51). Zum Jahresende hin wurden die omnivoren, cyclopoiden sowie die herbivoren calanoiden Ruderfußkrebse wieder wichtig. Der Anteil der Rotatorien blieb in beiden Jahren deutlich unter 20 % und lag im Mittel nur bei ca. 4 - 5 %.

Die Biomasse im Rheinsee indiziert mit Mittelwerten von 32 $\mu\text{g TM/L}$ (2020) bzw. 38 $\mu\text{g TM/L}$ (2021) deutlich oligotrophe Verhältnisse. Starke Massenbildner waren im Winter bzw. zeitigen Frühjahr und Herbst die calanoiden Ruderfußkrebse (Abb. 52). Im Sommer bestimmten Cladoceren das Bild. Der Anteil der Rotatorien blieb in beiden Jahren unter 20 % und machte im Mittel 7 – 9 % der Zooplanktonmasse aus.

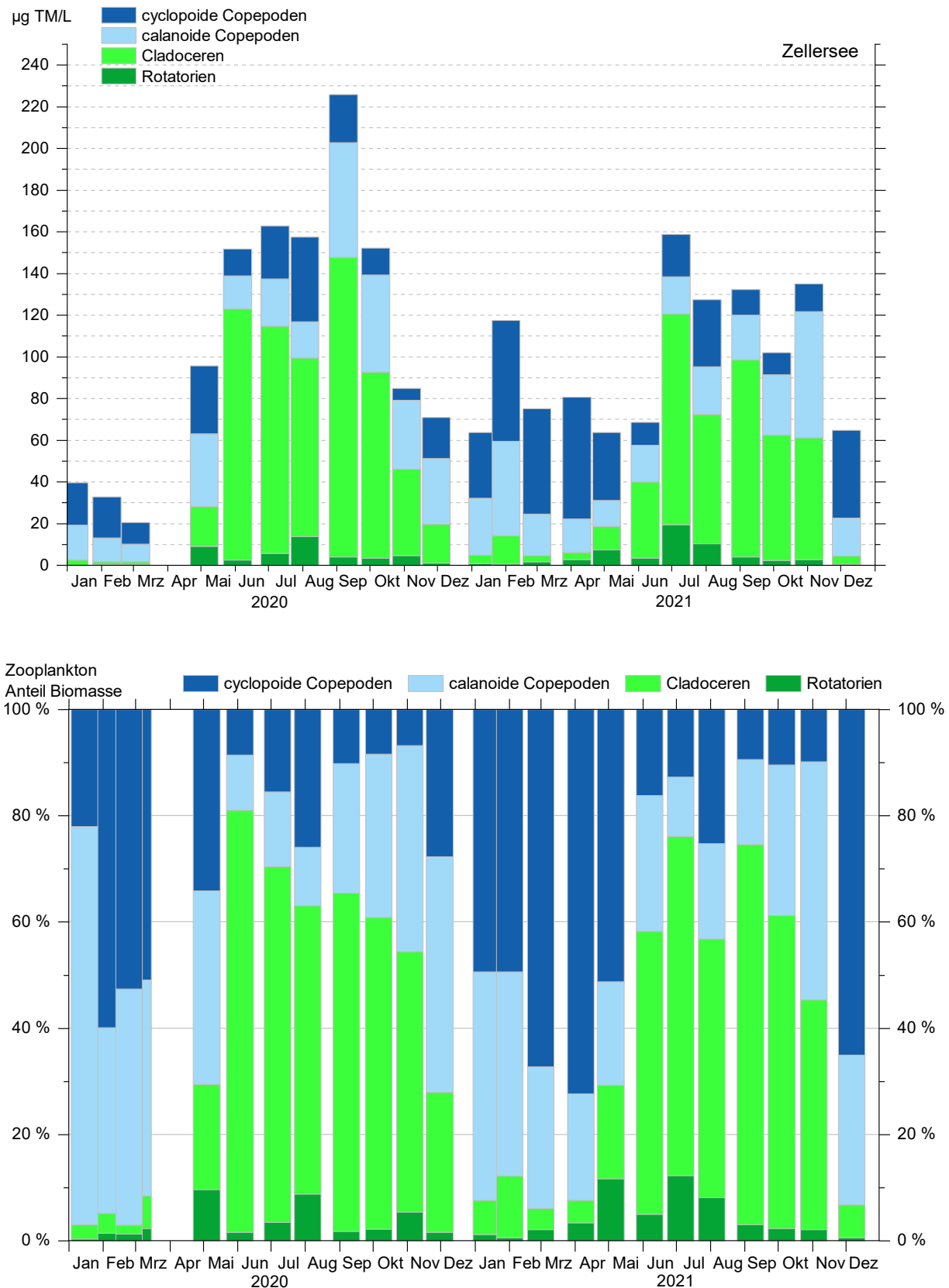


Abb. 51: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Zellersee (2020/2021) im Untersee bezogen auf 20 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

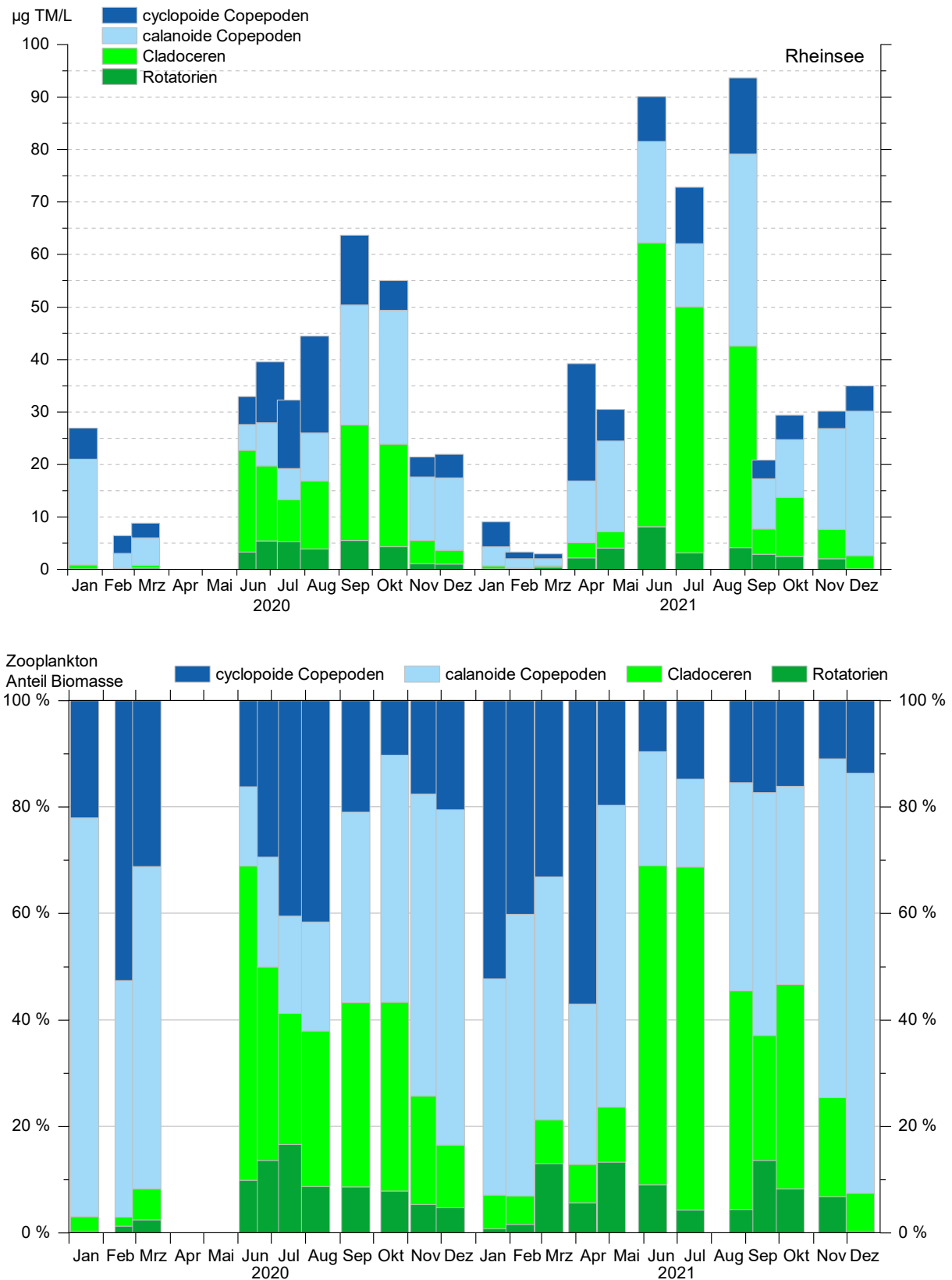


Abb. 52: Biomassen des Zooplanktons (Trockenmasse) an der Station Rheinsee in den Jahren 2020 und 2021 bezogen auf 30 m Wassersäule. Oben: Absolute Biomassen, unten: Prozentanteile der taxonomischen Großgruppen.

Bakterien

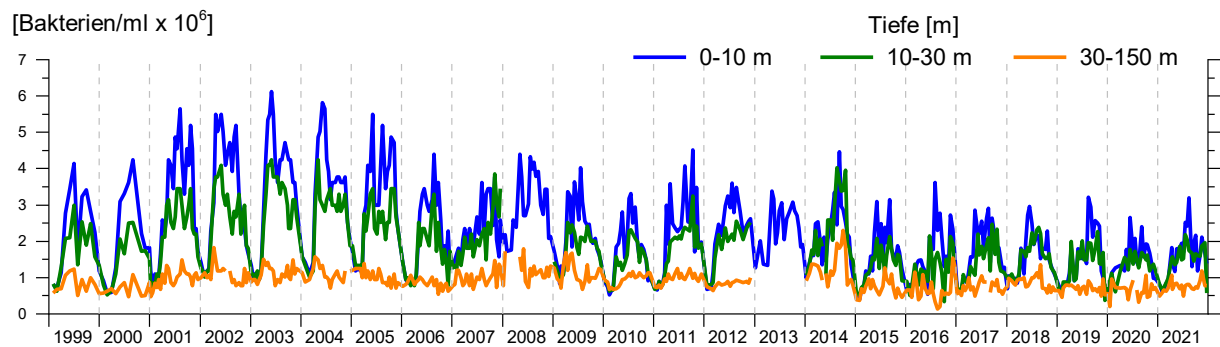


Abb. 53: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10-30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt. Ebenso entfiel 2013 die Erfassung der Tiefenstufen 10-30 m und 30-150 m.

Bakterienplankton ist ein wichtiger Teil des heterotrophen Planktons im See. Es ist maßgeblich am Abbau organischer Substanz beteiligt bildet durch seine Sekundärproduktion eine wichtige Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen. Die Zelldichten des Bakterienplanktons (Abb. 53) wurde mittels DAPI-Färbung und automatisierter Zählung ermittelt. Für die Zählungen wurden Integralproben in den Tiefenstufen 0 – 10 m, 10 – 30 m und 30 – 150 m ausgewertet.

Im langjährigen Überblick ist neben den regelmäßig auftretenden Winterminima eine Abnahme der Werte bis etwa 2015 erkennbar. In der Tiefenstufe 0 – 10 m lagen in den 2000er Jahren die Zelldichten mitunter fast zwei Größenordnungen über denen der Tiefenstufe 10 – 30 m, In den Jahren 2015 bis 2017 lagen die Werte noch deutlich über denen von 10 – 30 m, danach lagen die Werte in der Regel in der gleichen Größenordnung. In der unteren Tiefenstufe fallen die Änderungen am wenigsten deutlich aus.

Das Jahresmittel in der Schicht von 0 – 10 m lag 2020 bei $1,49 \times 10^6$ Zellen/ml, 2021 bei $1,61 \times 10^6$ Zellen/ml und bewegt sich damit seit 2015 auf nahezu gleichem Niveau. Werte dieser Größenordnung werden weltweit auch für andere oligotrophe Seen gemessen.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung 2019/2020

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2019	2020
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'693'400	1'699'200
Zahl der an die ARA angeschlossen Einwohner (Kategorie I bis III)		1'666'800 ³	1'672'500 ⁴
Zahl der nicht an die ARA angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)		26'600	26'700
Anschlussgrad an zentrale ARA (in Prozent)		98.4	98.4
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung ⁵ (in Prozent)		> 99.5	> 99.5
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl, Basis: CSB, 85%-Wert)		3'850'000	3'860'000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW)	34	34
	- Kategorie II (1'000 - 40'000 EW)	114	113
	- Kategorie I (50 - 1'000 EW)	63	64
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		211	211
davon mit	- Nitrifikation	179	180
	- Denitrifikation	119	117
	- Phosphorelimination	154	153
	- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	15	15
	- Spurenstoffbehandlung	5	5
Ablauffrachten ARA			
	- Jahresabwassermenge (in 1'000 Kubikmeter)	276'506	260'837
	- Gesamtposphor (in Tonnen)	70.5	69.3
	- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, in Tonnen)	5'652	5'294
	- Totaler organischer Kohlenstoff (TOC, in Tonnen)	1'528	1'387
	- Anorganischer Stickstoff (Nanorg, in Tonnen)	2'901	2'907
Mit weitergehender Reinigung behandelte Abwassermenge			
	- Filtration (ohne Spurenstoffbehandlung, in Prozent)	19.6	17.0
	- Spurenstoffbehandlung (in Prozent)	10.8	13.1
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent) ⁶	77.4	77.4
	- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	93.2	94.4

³ Abwasser von ca. weiteren 95'200 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

⁴ Abwasser von ca. weiteren 95'300 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

⁵ Nicht angeschlossene Einwohner: unter 2 %, davon erfolgt bei über 80 % die dezentrale Entsorgung ordnungsgemäss

⁶ ohne Vorarlberg

Ende des Berichtsjahres 2020 waren von den fast **1.70** Millionen Einwohnern in den ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1.67** Millionen an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **95'300** Einwohnern zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets abgeleitet. Ende 2020 waren **26'700** Einwohner nicht an ARA angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2020 bei **98.4 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern ist die Entsorgung gemäss Abschätzungen der letzten Jahre bei über **80 %** ordnungsgemäss (Landwirtschaft oder Kleinkläranlage). Gesamthaft liegt die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) bei über **99.5 %**. Ein gewisses Sanierungspotenzial liegt somit bei der dezentralen Abwasserentsorgung, was einer Daueraufgabe entspricht. Angesichts des hohen Anschlussgrades haben diese Zahlen jedoch nicht mehr die ursprüngliche Bedeutung, weshalb diese fortan nicht mehr erhoben werden. (s. Abb. 1).

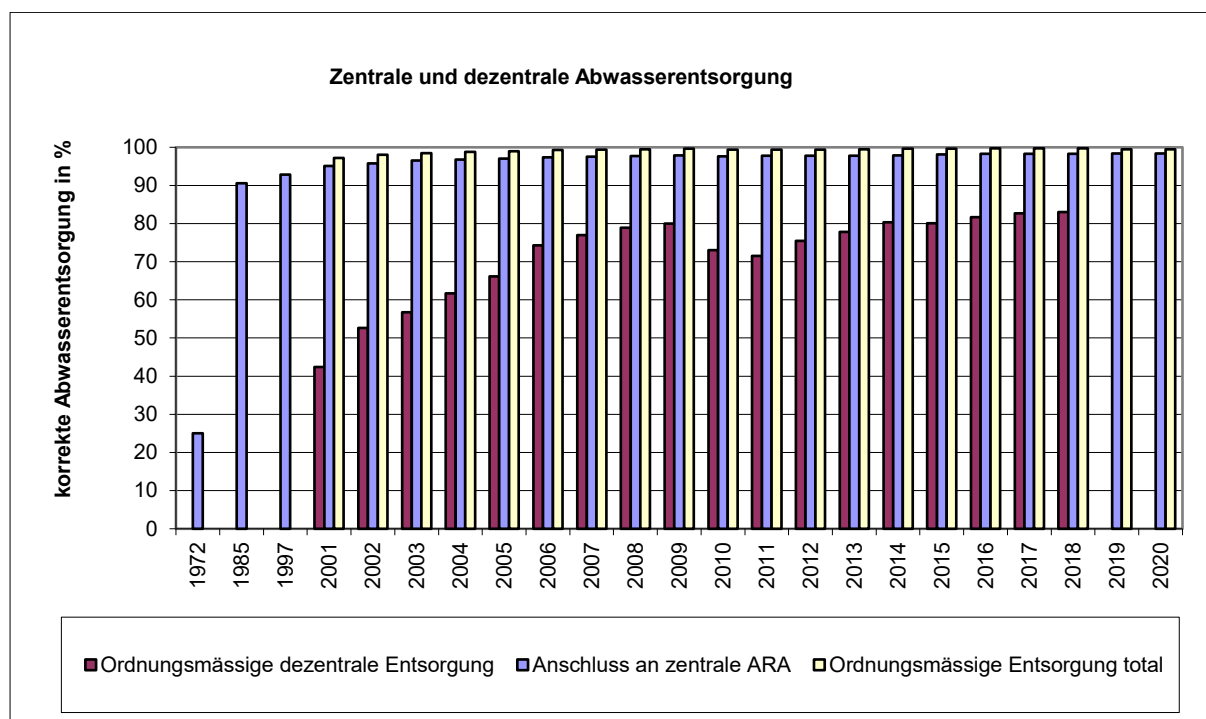


Abb. 1: Entwicklung der Abwasserreinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen (ARA), ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmässigen dezentralen Entsorgung hat 2010 abgenommen, weil in Baden-Württemberg und Bayern seit 2010 neue Anforderungen gelten.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **211 ARA** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2020 rund **261 Mio. m³**. **30.6 %** dieses Abwassers wurden in **15 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (Flockungsfiltration, Spurenstoffelimination) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0.16 mg/l P_{gesamt}**. In weiteren **138 Anlagen** wurden **68.8 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0.30 mg/l P_{gesamt}**).

Fünf ARA (Langwiese, Kressbronn, Stockacher Aach, Altenrhein, Eriskirch) sind mit einer Stufe zur Elimination von organischen Spurenstoffen ausgerüstet (Verfahren mit Pulveraktivkohle, Ozonung oder kombiniert Ozonung mit granulierter Aktivkohle). Sie reinigen **13.1 %** der gesamten Jahresabwassermenge.

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2020. Im Jahr 2020 waren die CSB-, Stickstoff- und Phosphorrestfrachten, nach dem aussergewöhnlich trockenem Jahr 2018 mit entsprechend tiefer Jahresabwassermenge, wieder höher.

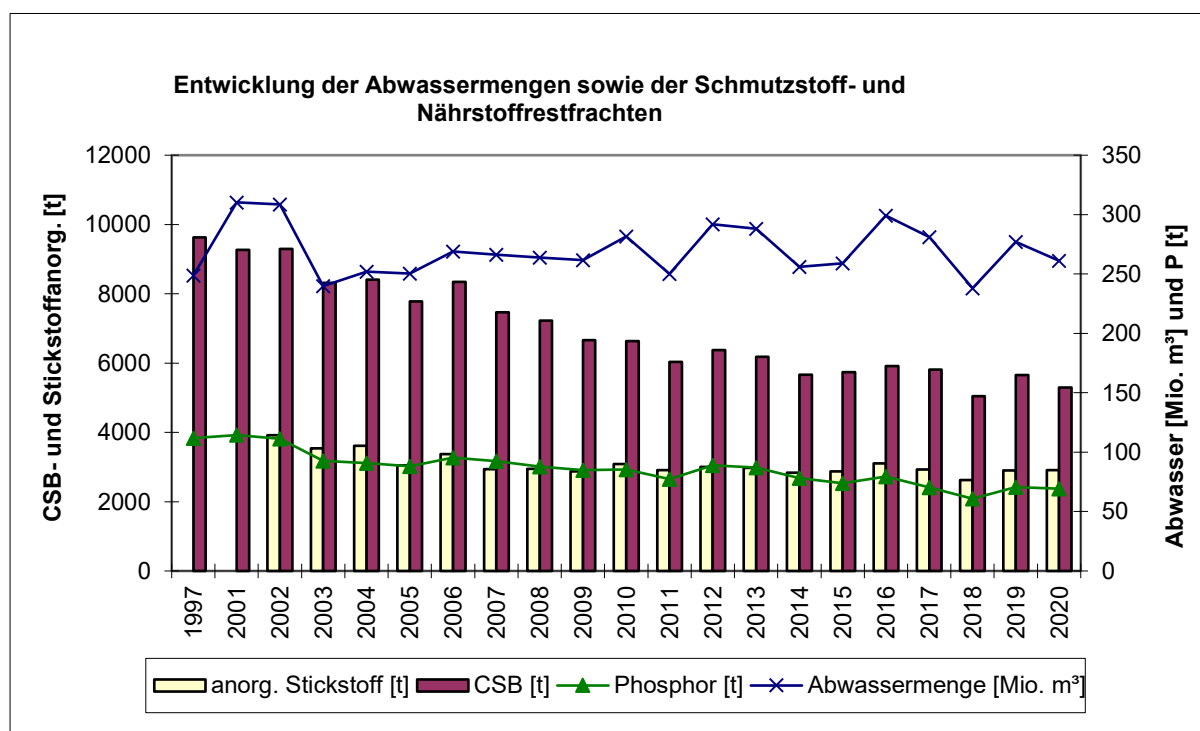


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

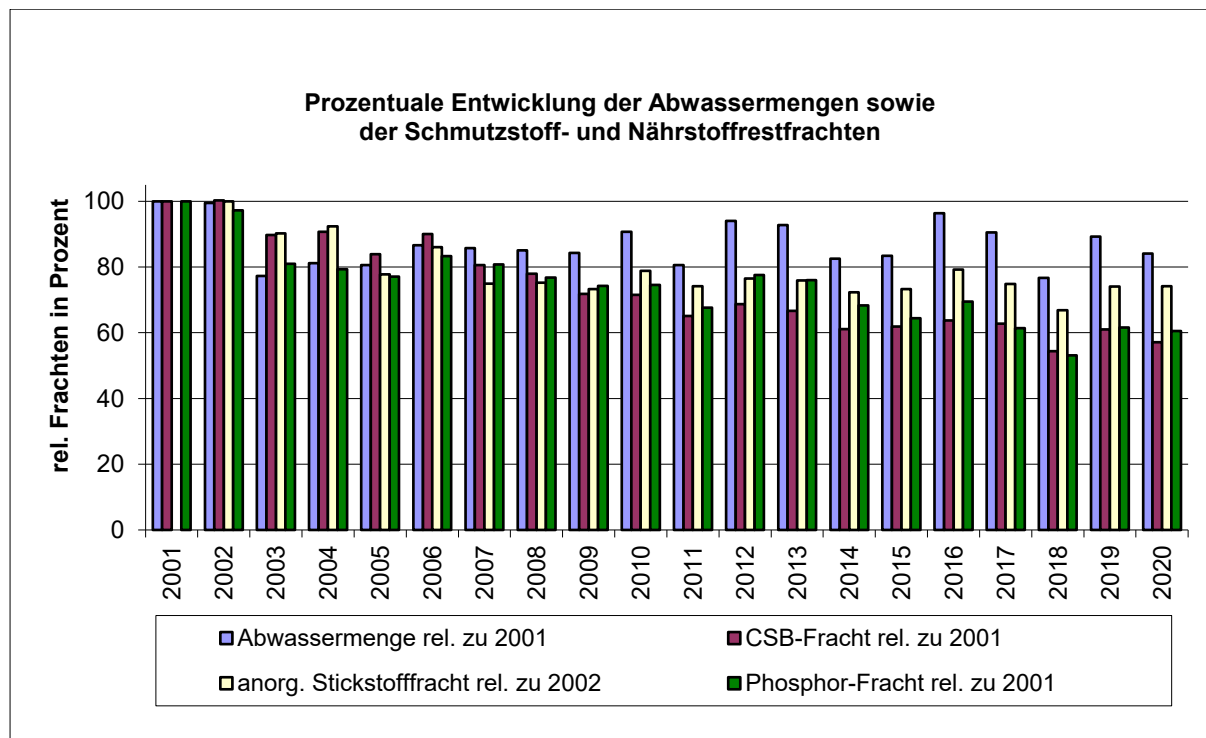


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller ARA im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Übersichtskarten

Die Kläranlagenübersichtskarte und die Karte mit den wichtigen „*Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees*“ (Gewässerbezeichnung, Stellenbezeichnung, Betreiber der Messstelle, Art der Beprobung bzw. Untersuchung sowie deren Häufigkeit) wurden aktualisiert. Weitere Arbeitsunterlagen des Fachbereichs wurden aktualisiert (Abb. 6 - 11).

3. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet

Thurgau

Im Thurgauer Einzugsgebiet des Bodensees muss die ARA Moos bei Amriswil aufgrund des schlechten Verdünnungsverhältnisses in der Aach (Bodenseezufluss) eine zusätzliche Stufe bauen. Eine der vier Filterzellen wurde versuchsweise umgerüstet und der Sand mit granulierter Aktivkohle (GAK) ausgetauscht. Da hiermit gute Resultate erzielt wurden, werden bis Ende September 2021 alle Filterzellen umgerüstet.

Baden-Württemberg

Im Einzugsgebiet des Bodensees von Baden-Württemberg wurde im Jahr 2020 die 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Friedrichshafen errichtet. Die Inbetriebnahme soll Anfang 2021 erfolgen. Hier wurde eine Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration realisiert. Die Projektkosten beliefen sich auf ca. 2.3 Millionen Euro, wovon das Land Baden-Württemberg etwa 250'000 Euro gefördert hat.

Insgesamt sind ab dem Jahr 2021 fünf Kläranlagen mit einer Behandlungsstufe zur Spurenstoffelimination auf der Seite von Baden-Württemberg in Betrieb. Dann werden etwa 30% des anfallenden Abwassers im baden-württembergischen Einzugsgebiet des Bodensees in einer 4. Reinigungsstufe behandelt.

Mit dem Bau der 4. Reinigungsstufe auf den Kläranlagen Immenstaad und Uhdlingen wird noch im Jahr 2021 begonnen.

Unter anderem mit Beteiligung des Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg wurden 2020 Versuche auf der Kläranlage Kressbronn durchgeführt, um möglicherweise die bisher im Ulmer Verfahren eingesetzte Pulveraktivkohle durch granulierten Aktivkohle zu ersetzen.

Auf Basis dieser Ergebnisse soll im Jahr 2021 der Sandfilter auf der Kläranlage Radolfzeller Ach mit granulierter Aktivkohle ertüchtigt werden.

Machbarkeitsstudien und Spurenstoffscreenings zur Vorbereitung für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe laufen auf den Anlagen Bad Schussenried, Konstanz und Isny. Im Jahr 2021 wird mit diesen Untersuchungen ebenfalls auf der Kläranlage Ettishofen begonnen werden.

Als weiteres Grossprojekt ist der Beginn des Neubaus der Klärschlammfaulung auf der Kläranlage Konstanz zu nennen. Es wird erwartet, dass die Fertigstellung 2023 erfolgt. Die Investitionskosten belaufen sich über diesem Zeitraum auf etwa 16.3 Millionen Euro.

Untersuchungen zur Verbesserung der Abwasserinfrastruktur liegen im starken Fokus des Landes Baden-Württemberg. Ziel ist, die Anzahl der Kläranlagen im Bodenseeeinzugsgebiet zu reduzieren und sie zu grösseren sowie leistungsfähigeren Einheiten zusammenzuführen. Die Strukturgutachten für die Anlagen Billafingen, Taisersdorf, Horgenzell, Ebenweiler, Eichstegen, Ettishofen und Fronhofen liegen mittlerweile vor. In Bearbeitung befinden sich noch die Gutachten für die Anlagen Apflau, Bonndorf, Oberteuringen, Buggensegel, Frickingen, Grasbeuren, Untersiggingen und Schlier.

Bayern

In Bayern wurde eine Spurenstoffstrategie entwickelt. In dieser wurden 90 ARA mit einer Ausbaugrösse über 10'000 EW priorisiert. Wesentliche Kriterien waren ARA-

Grösse, die Leistungsfähigkeit der Gewässer und die Relevanz der Abwassereinleitung für die Trinkwasserversorgung. Im Einzugsgebiet des Bodensees befinden sich eine ARA mit Priorität 1 und vier ARA mit Priorität 2. Zur Finanzierung ist ein Förderprogramm angedacht.

St. Gallen

Im Kanton St. Gallen werden im Einzugsgebiet des Bodensees aktuell die ARA Hofen und Morgental mit Stufen zur Elimination von organischen Spurenstoffen erweitert. Bei den ARA Rosenbergsau, Buchs und Altstätten sind diese Erweiterungen geplant.

Liechtenstein

Die Siedlungsabwässer der Gemeinden Liechtensteins werden in der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Bendern zentral gereinigt. Mit der neuen Gewässerschutzverordnung vom Januar 2017 wurde vorgeschrieben, dass die ARA Bendern ihre Belastung mit Mikroverunreinigungen analog den Schweizer Kläranlagen überwacht. In naher Zukunft sollen die bisherigen Daten ausgewertet und Grundlagen zur Frage zusammengetragen werden, ob, wann und in welchem Umfang ebenfalls eine zusätzliche Reinigungsstufe umgesetzt werden soll.

Vorarlberg

Die Erweiterung der Hochlastbiologie der ARA Ludesch wurde abgeschlossen. Ein Textilbetrieb im Einzugsgebiet der ARA Ludesch erstellte eine Abwasservorbehandlung mittels UV-Oxidation. Die Erweiterung der ARA Bezau ist noch in Bau und wird Ende 2021 abgeschlossen. Die Erweiterungen der ARA Hittisau und der ARA Krumbach sind in Planung.

4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den **17** seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhltingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eris Kirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, St. Gallen-Hofen, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2020 **17.1** Tonnen. Dies entspricht in etwa den Mengen der Vorjahre (2019: **17.9**, 2018: **14.4**, 2017: **13.9** Tonnen).

b) Gesamtabeschätzung der Phosphorfracht

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus den Einzugsgebieten von Alpenrhein, Bregenzerach, Argen und Schussen sowie den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten seit den Zuflussuntersuchungen 1995-1997 wenig verändert haben (s. Abb. 2 und Abb. 4). Die Frachtschwankungen sind vor allem auf Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Zuflüsse zurückzuführen. Dies zeigt die Abb. 5 für das Jahr 1999 beim Alpenrhein (Messstelle Diepoldsau). Auch in besonders regenreichen Jahren können tendenziell höhere P-Frachten beobachtet werden. Entsprechend ist die P-Fracht nach dem aussergewöhnlich trockenen Berichtsjahr 2018 wieder auf dem Niveau der Vorjahre.

5. Organische Spurenstoffe Bodensee und Zuflüsse

Im Jahr 2019 wurden organische Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen analog 2015 untersucht. Dies geschah in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich See. Die Probenahmen fanden im März, Juni und September statt. Die Resultate sind im Faktenblatt «Anthropogene Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen» (IGKB 2020) dargestellt.

Die alle 4 Jahre stattfindende Umfrage zu den Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen der Länder und Kantone wird Ende 2022 wieder durchgeführt. Die Übersicht wird auf der Homepage der IGKB publiziert.

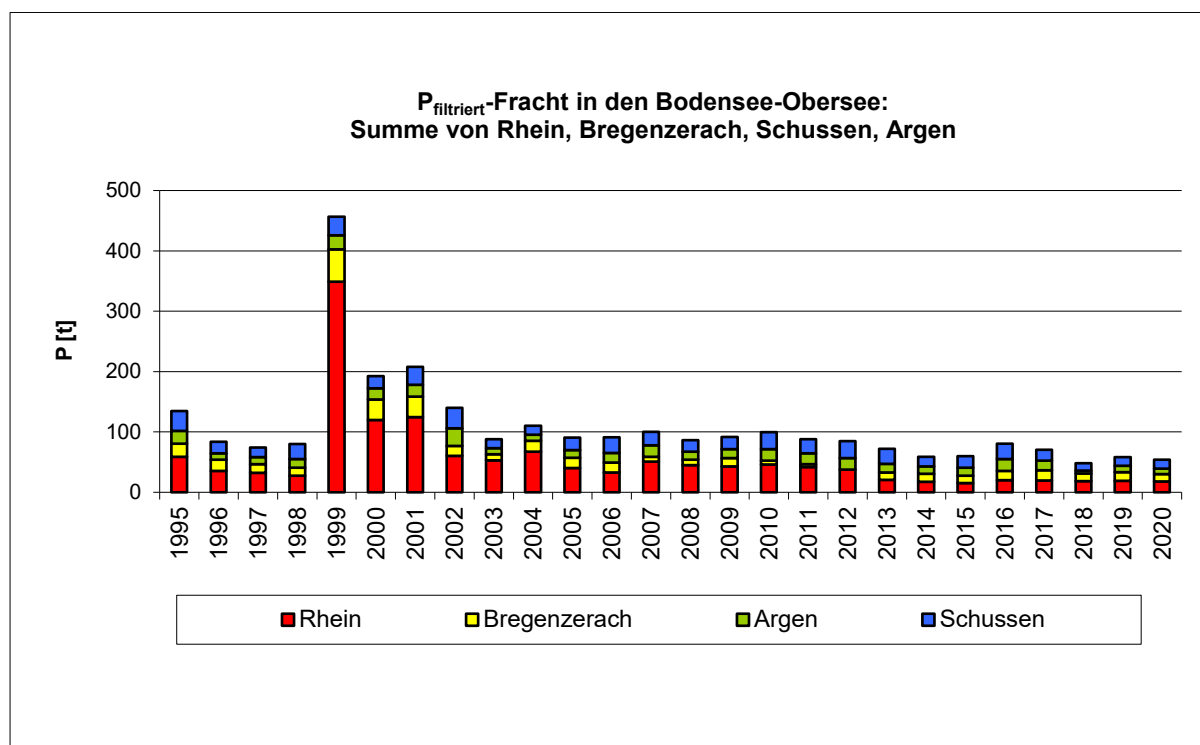


Abb. 4: Entwicklung der $P_{\text{filtriert}}$ -Frachten in den Bodensee von Alpenrhein, Bregenzerach, Schussen und Argen von 1995 bis 2020 (Rhein mit BAFU-Daten Diepoldsau, Q ab 1995, $P_{\text{filtriert}}$ 7-Tg-Sammelproben ab 2012).

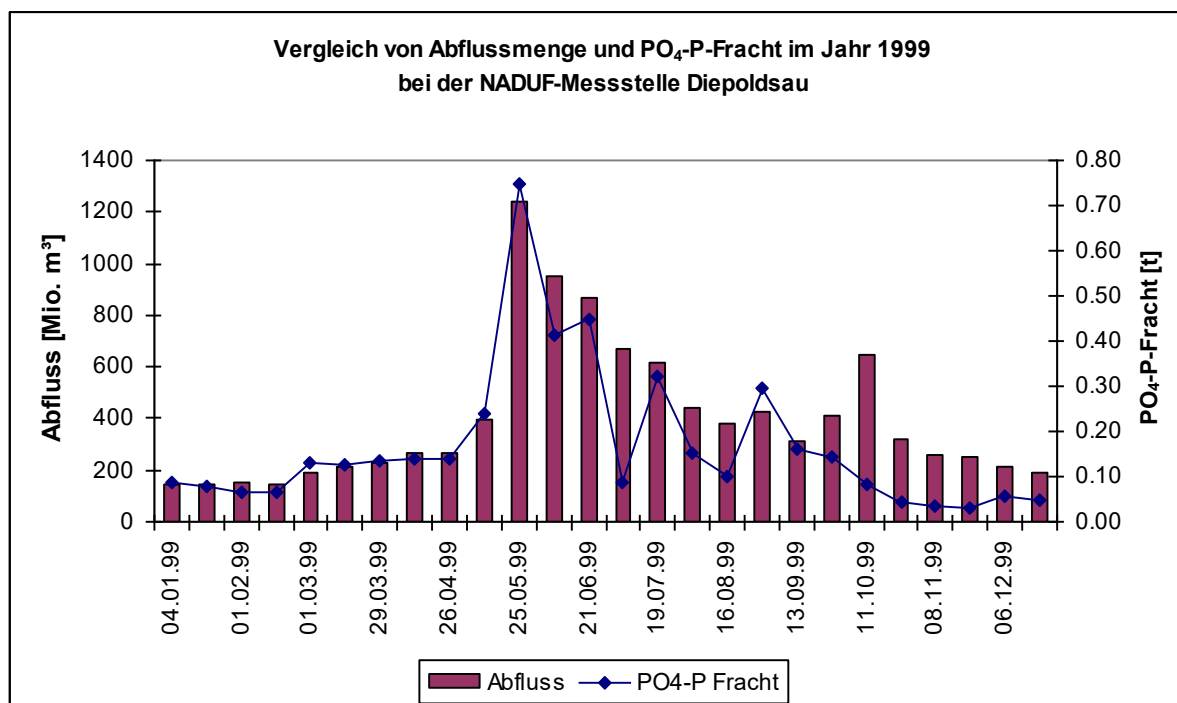


Abb. 5: Vergleich von Abflussmengen und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Frachten des Alpenrheins im Jahr 1999 bei der NADUF-Messstelle Diepoldsau.

6. Abwasserbeseitigung 2020/2021

Zahlen zur Abwasserbeseitigung im Bodensee-Einzugsgebiet		2020	2021 ⁷
Einwohner in ARA-Einzugsgebieten (Anzahl)		1'699'200	1'707'000
Zahl der an die ARA angeschlossen Einwohner (Kategorie I bis III) ⁸		1'672'500	1'680'500
Zahl der nicht an die ARA angeschlossen Einwohner (Kategorie I bis III)		26'700	26'500
Anschlussgrad an zentrale ARA (in Prozent)		98.4	98.4
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung ⁹ (in Prozent)		> 99.5	> 99.5
Einwohnerwerte an ARA angeschlossen (Anzahl, Basis: CSB, 85%-Wert)		3'860'000	3'860'000
Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gemäss IGKB-Richtlinie			
	- Kategorie III (> 40'000 EW)	34	34
	- Kategorie II (1'000 - 40'000 EW)	113	113
	- Kategorie I (50 - 1'000 EW)	64	64
Abwasserreinigungsanlagen total (Anzahl)		211	211
davon mit	- Nitrifikation	180	180
	- Denitrifikation	117	117
	- Phosphorelimination	153	153
	- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	15	15
	- Spurenstoffbehandlung	5	7
Ablauffrachten ARA			
	- Jahresabwassermenge (in 1'000 Kubikmeter)	260'837	296'375
	- Gesamtphosphor (in Tonnen)	69.3	72.3
	- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, in Tonnen)	5'294	5'661
	- Totaler organischer Kohlenstoff (TOC, in Tonnen)	1'387	1'482
	- Anorganischer Stickstoff (N _{anorg} , in Tonnen)	2'907	3'090
Mit weitergehender Reinigung behandelte Abwassermenge			
	- Filtration (ohne Spurenstoffbehandlung, in Prozent)	17.0	17.3
	- Spurenstoffbehandlung (in Prozent)	13.1	14.2
Regen- und Mischabwasser			
	- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent) ¹⁰	77.4	77.9
	- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	94.4	94.3

⁷ Einwohnerwerte für einige Kläranlagen in Baden-Württemberg mit Stand 2020⁸ Abwasser von ca. weiteren 95'300 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets (Stand 2020)⁹ Nicht angeschlossene Einwohner: unter 2 %, davon erfolgt bei über 80 % die dezentrale Entsorgung ordnungsgemäss¹⁰ ohne Vorarlberg

Ende des Berichtsjahres 2021 waren von den fast **1.71** Millionen Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1.68** Millionen an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage (ARA) angeschlossen. Der Anschlussgrad beträgt somit **98.4 %**.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **211** ARA im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2021 rund **296** Mio. m³. **17.3 %** der Jahresabwassermenge werden, auf **15** Anlagen, einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockungsfiltration zugeführt. **7** ARA (Langwiese, Friedrichshafen, Kressbronn, Radolfzeller Aach, Stockacher Aach, Altenrhein, Eriskirch) sind mit einer Stufe zur Elimination von organischen Spurenstoffen ausgerüstet (Verfahren mit Pulveraktivkohle oder kombiniert Ozonung mit granulierter Aktivkohle). Der Anteil des so gereinigten Abwassers beträgt rund **14.2 %**.

7. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den **17** seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhldingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eriskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, St. Gallen-Hofen, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2021 **17.7** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr (2020 **17.1** Tonnen) einer Zunahme um 0.6 Tonnen.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Karte der Kläranlagen im Einzugsgebiet des Bodensees

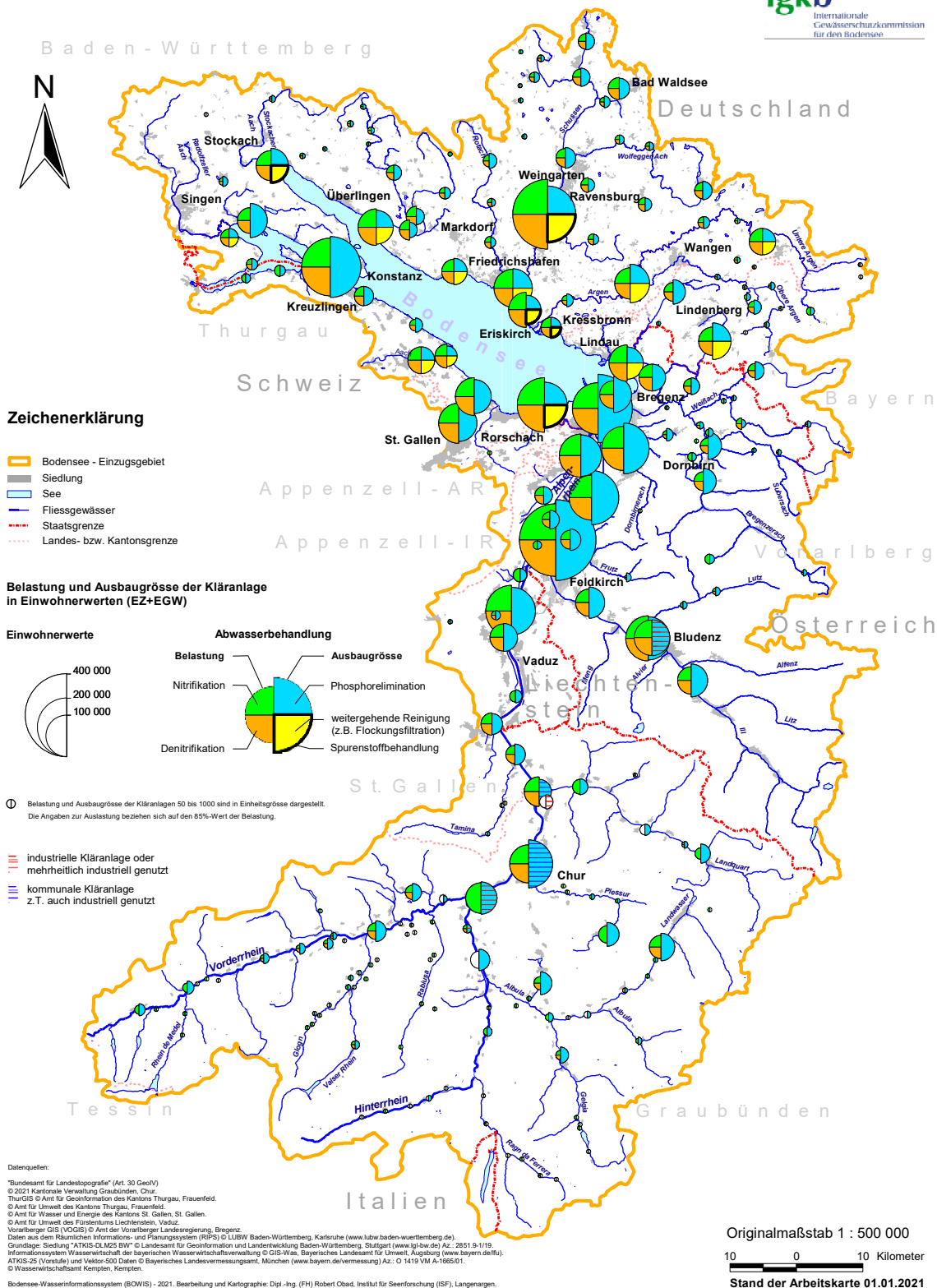


Abb. 6: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2020.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Karte der Kläranlagen im Einzugsgebiet des Bodensees

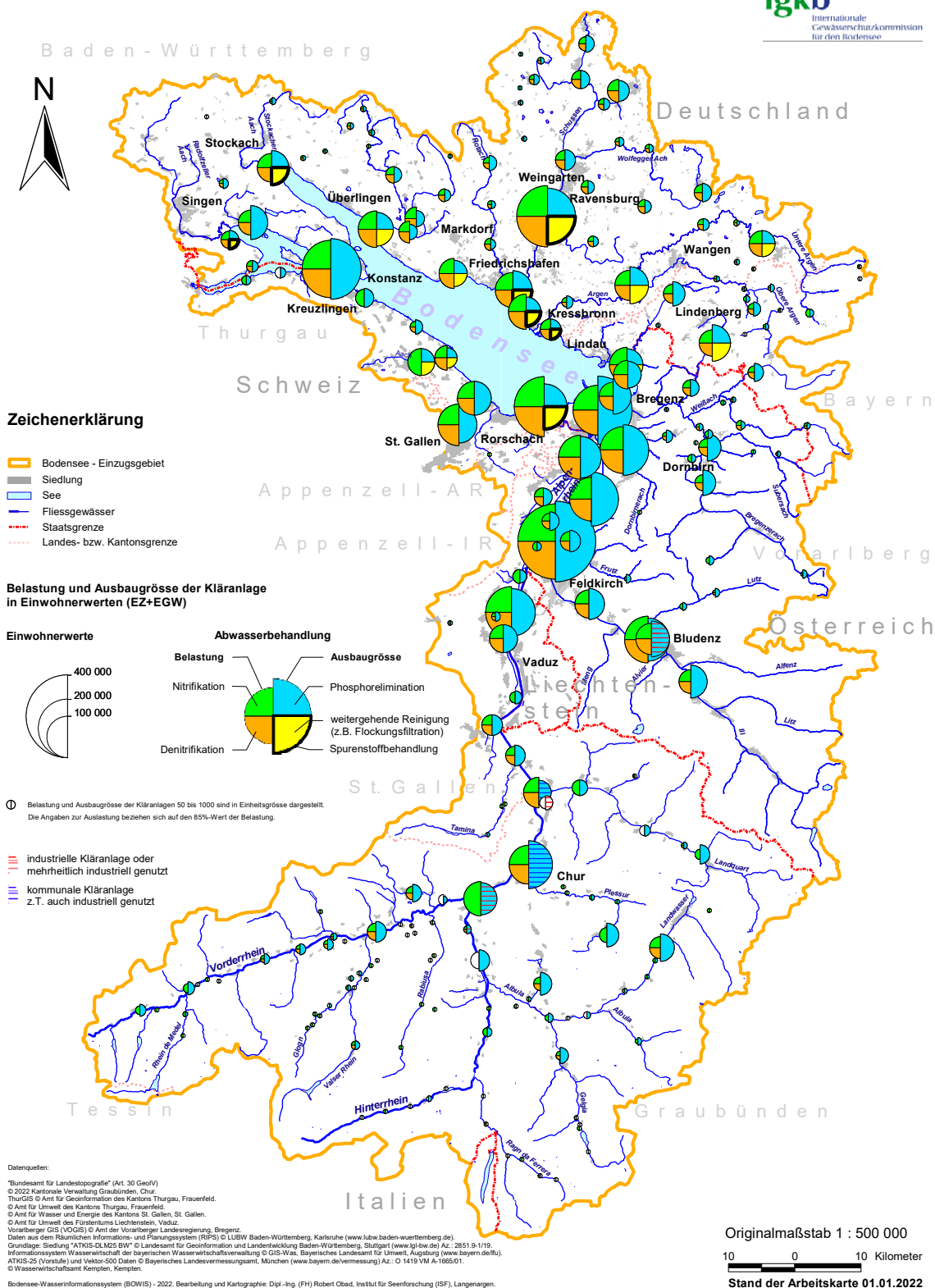


Abb. 7: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2021.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2017-2020

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2017-2020

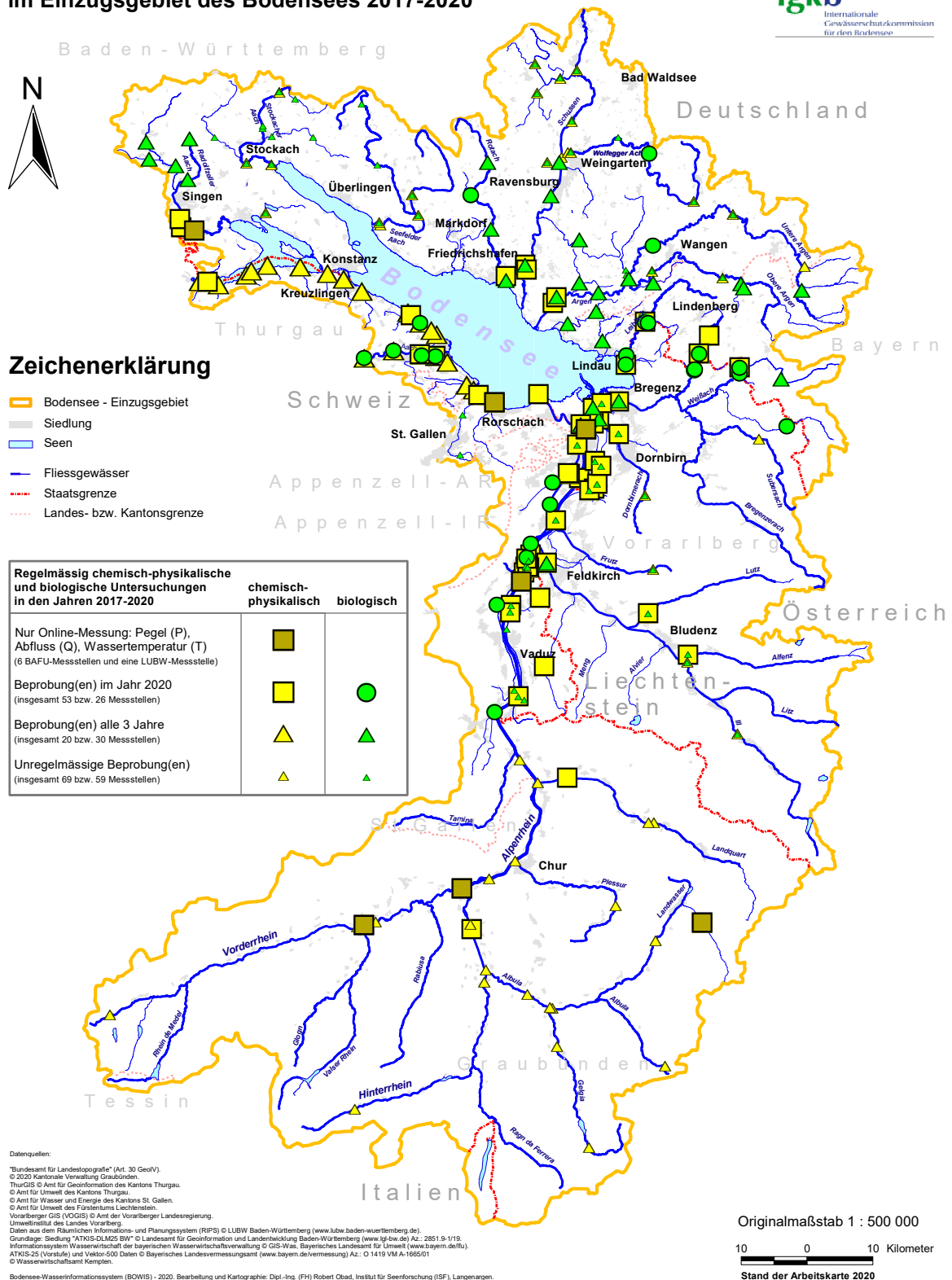


Abb. 8: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2017-2020.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2020

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2020



Abb. 9: Karte der Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2020.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2018-2021

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2018-2021

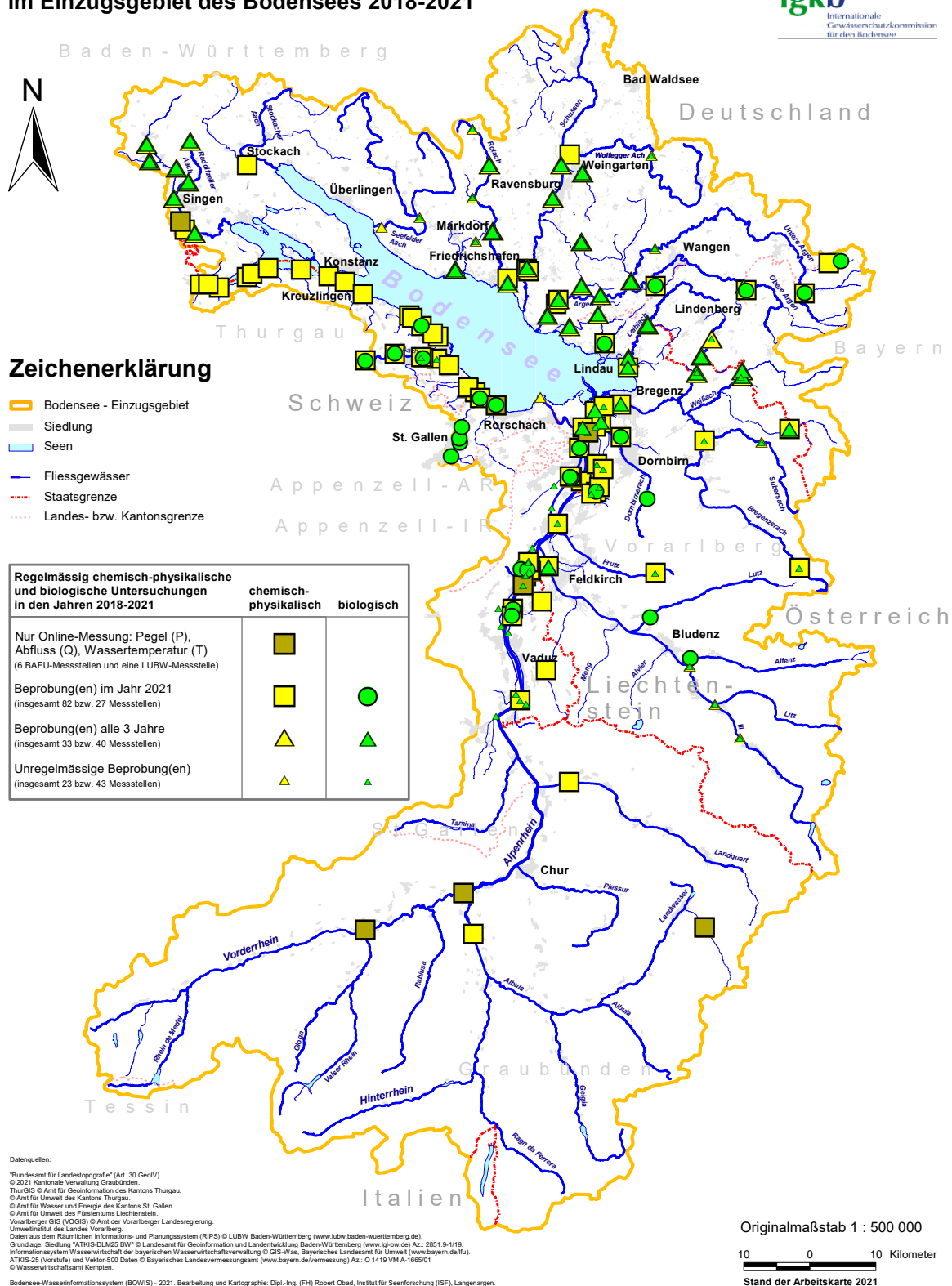


Abb.10: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2018-2021.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2021

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2021



Abb. 11: Karte der Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2021.

Auskünfte

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für
Umwelt Baden-Württemberg
Argenweg 50/1
D-88085 Langenargen

Bayern: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
D-86179 Augsburg

Wasserwirtschaftsamt Kempten
Rottachstr. 15
D-87439 Kempten

Österreich: Amt der Vorarlberger Landesregierung
Römerstraße 14
A-6901 Bregenz

Schweiz: Bundesamt für Umwelt (BAFU)
CH-3003 Bern

Dieser Bericht steht als PDF-Datei unter <http://www.igkb.org> zur Verfügung.

