

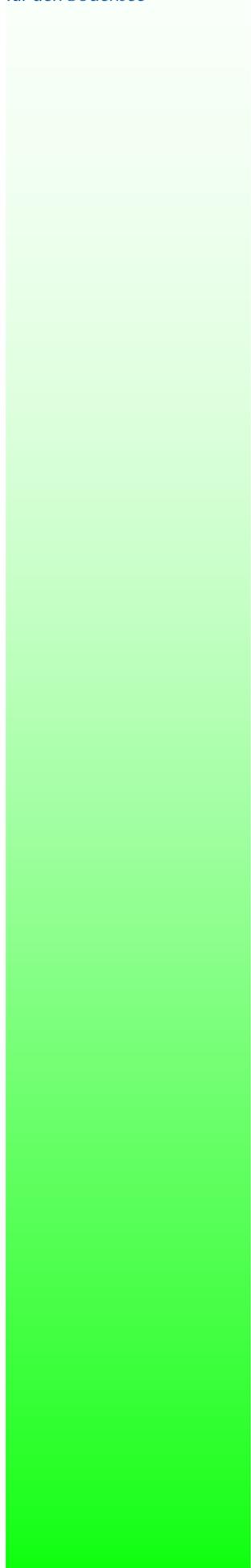
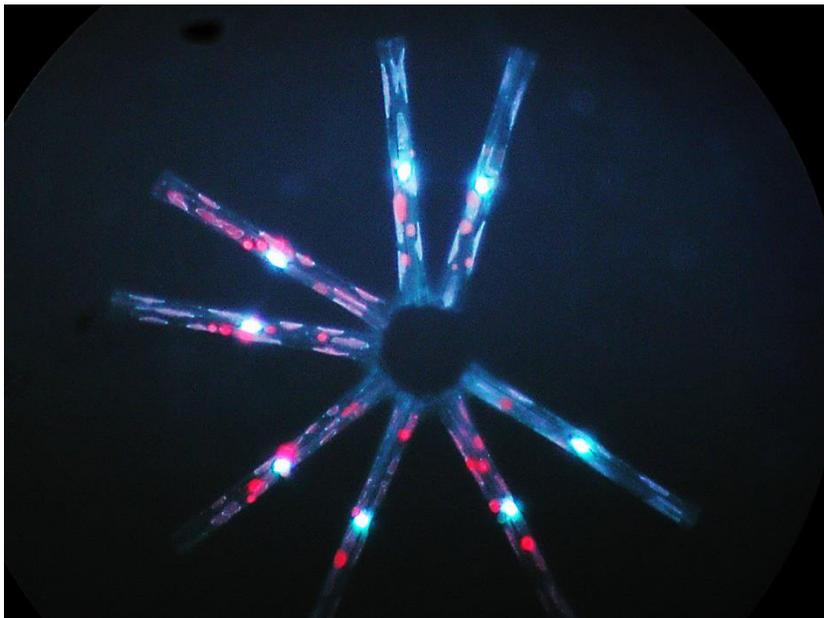
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2012/2013

Untersuchungsprogramm Freiwasser

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet



- Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
- Titelbild:** Eukaryont: Asterionella mit Zellkern (blau) und Chloroplasten (rot) (Größe 30-80 Mikrometer) • Dr. Hans Güde • Institut für Seenforschung an der LUBW
- Bearbeitung:** Institut für Seenforschung an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) • Postfach 4253, 88081 Langenargen

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

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

© IGKB 2014

ISSN 1011-1271

Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 40 (2012-2013)

Bericht Nr. 40

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht 2012/2013

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 so genannten „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 Graphiken 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 darauf folgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse von Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Überlinger See, 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. Damit wird ab der vorliegenden Ausgabe auch 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:

Dr. Beat Baumgartner, Frauenfeld
Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld
Dr. Ing. Gabriel Fink, Kastanienbaum
Dr. Hans Güde, Langenargen
Dr. Karoline Härtl-Brandl, Langenargen
Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen
Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz
Dipl.-Ing. (FH) Günther Kuhn, Langenargen
Dr. Herbert Löffler, Langenargen
Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen
Dr. Irene Purtschert, Frauenfeld
Prof. Dr. Karl-Otto Rothhaupt, Konstanz
Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen
Dr. Hans-Bernd Stich, Langenargen
Dr. Dietmar Straile, Konstanz
Dr. Petra Teiber-Sießegger, Langenargen
Dr. Martin Wessels, Langenargen
Dr. Thomas Wolf, Langenargen
Prof. Dr. Alfred Johny Wüest, Kastanienbaum

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL	8
Statistische Auswertung der Reaktion der Phytoplankton Lebensgemeinschaft des Bodensees auf trophische und klimatische Veränderungen.....	9
Tiefenschärfe – hochauflösende Vermessung des Bodensees	14
Von der Planung zum Projekt	14
Projekttablauf und eingesetzte Technik	16
Erste Ergebnisse der Fächerlotaufnahmen.....	19
Erste Ergebnisse des bathymetrischen Laserscanning	22
Fazit und Ausblick.....	23
Wärmeeinleitung und Wärmeengewinnung am Bodensee	24
Hydrodynamische Modellierung zur Wärmenutzung des Bodensee-Obersees	28
B – JAHRESBERICHT	30
Einleitung	31
Zustandsbeschreibung	32
Bodensee-Obersee	32
Bodensee-Untersee	39
Fazit und Handlungsbedarf	42
Untersuchungsprogramm Freiwasser	43
Meteorologie	45
Hydrologie.....	47
Windverteilung	48
Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund.....	50
Wärmeinhalt.....	51
Wassertemperatur	52
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat.....	55
Sauerstoff	56
Gesamtphosphor	58
Orthophosphat	59
Nitrat	61
Ammonium.....	62
Silikat	63
Chlorid	64
Mangan.....	65
Eisen.....	66
Phytoplankton	67
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).....	69
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlinger See)	70

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee)	71
Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)	72
Gruppen Phytoplankton und Leitpigmente im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20m	73
Leitpigmente im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) in 0-20m	76
Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlinger See) in 0-20m	77
Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20m	78
Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-20m	79
Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20m	81
Leitpigmente im Bodensee-Untersee: Zellersee (0-20m) und Gnadensee (0-18m)	82
Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20m	85
Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Obersee (Überlinger See) in 0-20m	87
Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20m	89
Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20m	90
Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-20m	91
Pigmente	92
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a	92
Zooplankton	93
Langzeitentwicklung Crustaceen	93
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	93
Bakterien	96
Fischfang-Erträge im Obersee	98
Fischfang-Erträge im Untersee	99
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet	100
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet	101
1. Abwasserbeseitigung	101
2. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet	104
3. Übersichtskarten	104
4. Ländliches Areal	104
5. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	104
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet 2012	106
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet 2013	107
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2009-2012	108
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2012	109
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2010-2013	110
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2013	111
AUSKÜNFTE	112

Abbildungsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1:	A) LANGZEITENTWICKLUNG DER GESAMTBIOMASSE DES PHYTOPLANKTON VON 1965-2007 (MODIFIZIERT NACH JOCHIMSEN ET AL. (2013)), B) ZUSAMMENHANG DER GESAMTBIOMASSE MIT DEN TP (GESAMT-P) KONZENTRATIONEN WÄHREND DER VOLLDURCHMISCHUNG.	10
ABB. 2:	VERÄNDERUNGEN DER UMWELTBEDINGUNGEN, DIE DAS PHYTOPLANKTONWACHSTUM BEEINFLUSSEN ZWISCHEN DEN JAHREN 1965-1986.	11
ABB. 3:	ENTWICKLUNG DER BIOMASSEN UND DES RELATIVEN ANTEILS DER BIOMASSEN AN DER GESAMTPHYTOPLANKTONBIOMASSE DER EINZELNEN PHYTOPLANKTONGRUPPEN IM ZEITRAUM 1965-2007.	12
ABB. 4:	MITTLERE SAISONALITÄT DER GESAMTEN PHYTOPLANKTONBIOMASSE IN VERSCHIEDENEN ZEITPERIODEN VON 1965-2007.	13
ABB. 5:	DER „SONDIR-APPARAT“ DER VERMESSUNG AUS DEM 19. JHDT.	16
ABB. 6:	DER MÄANDER VOR LANGENARGEN ALS REFERENZSTRUKTUR FÜR DIE UNTERSCHIEDLICHEN VERMESSUNGSTECHNIKEN VON 1893 UND 1990.	19
ABB. 7:	BEISPIELE SEEBODENSTRUKTUREN.	20
ABB. 8:	NICHT-PROZESSIERTEN TESTDATEN DES LASERSCANNERS.	22
ABB. 9:	WÄRMEFLÜSSE IM OBERSEE IM SOMMERHALBJAHR.	25
ABB. 10:	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER MISCHUNGSZONE.	26
ABB. 11:	BEMESSUNGSTOOL.	27
ABB. 12:	MITTLERE OBERFLÄCHENTEMPERATUR DES BODENSEES BEI EINER WÄRMENUTZUNG VON -5 BIS +5 GW UNTER PROGNOSTIZIERTEN KLIMATISCHEN RANDBEDINGUNGEN DES IPCC KLIMASZENARIOS A1B.	29

B – JAHRESBERICHT

UNTERSUCHUNGSPROGRAMM FREIWASSER

ABB. 1:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN.	35
ABB. 2:	ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE.	44
ABB. 3:	METEOROLOGISCHE GRÖßEN MIT BEREICHEN ZWISCHEN MAXIMA UND MINIMA LANGJÄHRIGER TAGESMITTEL.	45
ABB. 4:	HYDROLOGISCHE GRÖßEN; WASSERSTAND PEGEL KONSTANZ UND ABFLUSS ALPENRHEIN PEGEL LUSTENAU.	47
ABB. 5:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DIE JAHRE 2012 UND 2013 (OBERE ABBILDUNGEN) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (UNTERE ABBILDUNG).	49
ABB. 6:	LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND FÜR DIE SEETEILE OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	50
ABB. 7:	WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M).	51
ABB. 8:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGER SEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	52
ABB. 9:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DEN JAHREN 2012/2013 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTIL), IM ÜBERLINGER SEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	53
ABB. 10:	ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA IN 1 M ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE (FU), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	55

ABB. 11: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGER SEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	56
ABB. 12: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	58
ABB. 13: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGER SEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	59
ABB. 14: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ÜBERLINGER SEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	61
ABB. 15: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	62
ABB. 16: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	63
ABB. 17: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	64
ABB. 18: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	65
ABB. 19: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	66
ABB. 20: ANABAENA LEMMERMANNII (LÄNGE 5-11 μ M, BREITE 4-6 μ M).	67
ABB. 21: MALLOMONAS (LÄNGE 16-100 μ M, BREITE 10-30 μ M).	67
ABB. 22: DINOBRYON DIVERGENS (LÄNGE DER EINZELZELLE 30-65 μ M).	67
ABB. 23: RHODOMONAS LENS (LÄNGE 12-17 μ M, BREITE 9-11 μ M).	67
ABB. 24: CYCLOTELLA COSTEI (SYN. C. CYCLOPUNCTA; ZELLEN \varnothing 8-12 μ M).	67
ABB. 25: CYCLOTELLA BALATONIS (ZELLEN \varnothing 16-22 μ M).	67
ABB. 26: STEPHANODISCUS ALPINUS (ZELLEN \varnothing 10-32 μ M).	68
ABB. 27: STEPHANODISCUS MINUTULUS (ZELLEN \varnothing 2-12 μ M).	68
ABB. 28: TABELLARIA FLOCCULOSA (LÄNGE 6-130 μ M, BREITE 4-9 μ M).	68
ABB. 29: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 μ M).	68
ABB. 30: CERATIUM HIERUNDINELLA (LÄNGE: 40-450 μ M, BREITE 28-55 μ M).	68
ABB. 31: GYMNODINIUM HELVETICUM (LÄNGE 42-57 μ M BREITE 23-30 μ M).	68
ABB. 32: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2013).	69
ABB. 33: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGER SEE, 1977-2013).	70
ABB. 34: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2013).	71
ABB. 35: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2013).	72
ABB. 36: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2012/2013 (FISCHBACH-UTTWIL).	73
ABB. 37: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2012/2013 (FISCHBACH-UTTWIL).	74
ABB. 38: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-OBERSEE 2012/2013 (BREGENZER BUCHT).	76
ABB. 39: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE 2012/2013 (ÜBERLINGER SEE).	77
ABB. 40: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2012/2013 (ZELLERSEE).	78
ABB. 41: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS UND DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2012/2013 (GNADENSEE).	79

ABB. 42: ENTWICKLUNGEN DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE 2012/2013 (RHEINSEE).	81
ABB. 43: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2012/2013 (ZELLERSEE).	82
ABB. 44: ENTWICKLUNGEN DER LEITPIGMENTE IM BODENSEE-UNTERSEE 2012/2013 (GNADENSEE).	83
ABB. 45: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	85
ABB. 46: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGER SEE).	87
ABB. 47: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	89
ABB. 48: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	90
ABB. 49: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (GNADENSEE).	91
ABB. 50: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG.	92
ABB. 51: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M.	93
ABB. 52: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2012/2013).	94
ABB. 53: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2012/2013).	94
ABB. 54: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN (2012/2013).	95
ABB. 55: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE.	96
ABB. 56: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE.	98
ABB. 57: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE.	99
UNTERSUCHUNGSPROGRAMM EINZUGSGEBIET	
ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSEREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERREINIGUNG.	102
ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRETFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	103
ABB. 3: PROZENTUALER VERLAUF DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRETFRACHTEN ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN.	103
ABB. 4: ENTWICKLUNG DER P _{FILTRIERT} -FRACHTEN IN DEN BODENSEE VON ALPENRHEIN, BREGENZERACH, SCHUSSEN UND ARGEN.	105
ABB. 5: VERGLEICH VON ABFLUSSMENGEN UND PO ₄ -P-FRACHTEN DES ALPENRHEINS.	105
ABB. 6: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2012.	106
ABB. 7: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2013.	107
ABB. 8: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2009-2012.	108
ABB. 9: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2012.	109
ABB. 10: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES 2010-2013.	110
ABB. 11: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IM JAHR 2013.	111

A – Aktueller Teil

Statistische Auswertung der Reaktion der Phytoplankton Lebensgemeinschaft des Bodensees auf trophische und klimatische Veränderungen

Im Rahmen eines Werkvertrages wurden vom Limnologischen Institut der Universität Konstanz detaillierte Untersuchungen der Phytoplanktondynamik der Jahre 1965-2007 durchgeführt. Diesen Untersuchungen setzen frühere Analysen fort, die als Blaue Berichte der IGKB erschienen sind, und über die Dynamik des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee von 1965-1975 (Bürgi & Lehn, 1979) und von 1961-1986 (Kümmerlin & Bürgi, 1989) berichten.

Die neuen Analysen zeigen, dass im Jahresmittel bereits ab 1965 maximale Phytoplanktonbiomassen vorlagen (Jochimsen, Kümmerlin, & Straile, 2013). Das bedeutet, dass die weitere Erhöhung der Phosphorkonzentrationen, die von 1965 bis zum Ende der 1970er Jahre stattfand, nicht mehr zu einer weiteren Erhöhung der Phytoplanktonbiomassen geführt hat. Diese Untersuchungen bestätigen die Ergebnisse von Lehn (Lehn, 1975) der die Phytoplanktonreaktion auf die Eutrophierung als sigmoid beschrieb mit stärkstem Anstieg der Phytoplanktonzellzahlen zwischen den Jahren 1955 und 1967 (Lehn, 1975). Dies legt nahe dass ab einer TP Konzentration während der Vollzirkulation von ca. 30-35 $\mu\text{g/L}$ eine Sättigung der Phytoplanktonbiomasse erreicht war, bedingt durch sekundäre Wachstumslimitierungen aufgrund von hohen Phytoplanktonbiomassen. Diese Annahme wird auch durch die Reaktion der Phytoplanktonbiomasse auf die Oligotrophierung des Bodensees unterstützt: Auch bei abnehmenden Phosphorkonzentrationen blieb die Gesamtbiomasse stabil bis Phosphorkonzentrationen während der Vollzirkulation unter 35 $\mu\text{g/L}$ fielen. Nach dem Erreichen dieses Schwellenwertes ging die Biomasse relativ abrupt auf 50 % der Maximalwerte zurück (Abb. 1), um danach bis zum Ende der Untersuchungsperiode wieder auf einem stabilen Niveau zu bleiben (Jochimsen et al., 2013). Der zeitliche Verlauf spiegelt sich in einer sigmoiden Biomasse - Phosphor Relation wieder, wie sie auch von vergleichenden Studien, die viele Seen umfassen, bekannt ist (Watson, McCauley, & Downing, 1992).

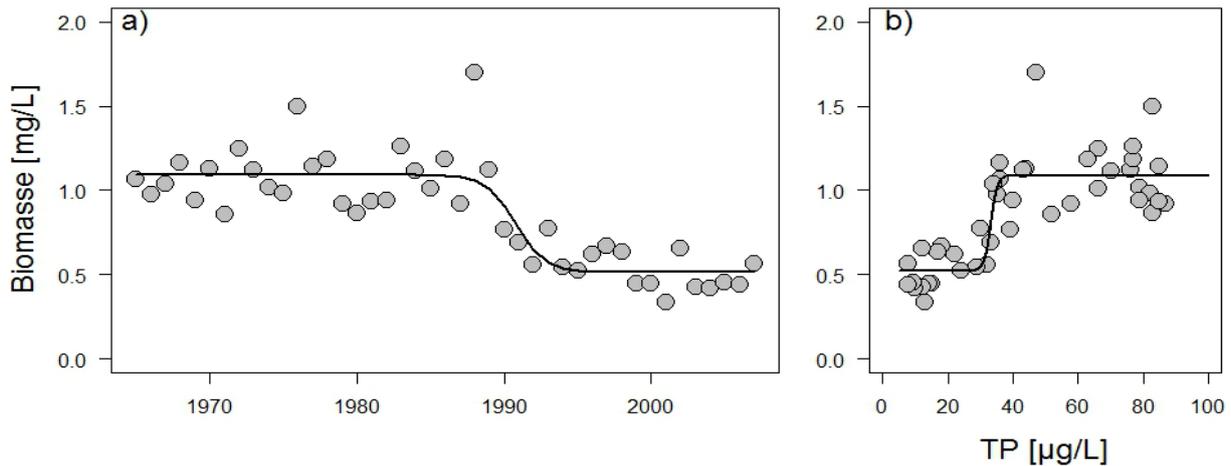


Abb. 1: a) Langzeitentwicklung der Gesamtbiomasse des Phytoplankton von 1965-2007 (modifiziert nach Jochimsen et al. (2013)), b) Zusammenhang der Gesamtbiomasse mit den TP (Gesamt-P) Konzentrationen während der Vollandmischung.

Jochimsen et al. (2013) vermuten, dass die Algengemeinschaft während der Jahre von ca. 1965-1990 an ihre Kapazitätsgrenze gestoßen ist, und deshalb im Jahreschnitt nahezu konstant blieb. Da die Gesamtphosphorkonzentration während der Jahre 1965-1990 noch um das zwei-dreifache angestiegen ist, bzw. wieder abgenommen hat, kann der Phosphormangel nicht direkt Verursacher diese Kapazitätsgrenze sein. Vielmehr ist eine multiple Limitierung durch Faktoren, wie z.B. Licht, Herbivorie, Silikat und möglicherweise CO₂ verursacht durch die hohen Algenbiomassen bedingte Zehrung während dieser Zeit denkbar. Der Vergleich verschiedener potentiell limitierender Faktoren zwischen den Perioden mit relativ stabiler Phytoplanktonbiomasse 1965-1986 und 1996-2007 zeigt, dass sich die Umweltbedingungen durch die Reoligotrophierung für das Phytoplankton enorm verändert haben (Abb. 2). Mit dem Rückgang der Algenzellen und dem damit verbundenen Rückgang von Pigmentkonzentration wie Chlorophyll-a speziell in den oberen 5 m der Wassersäule, ist von einem Rückgang der Lichtlimitierung der Algen auszugehen. Ebenfalls ist eindeutig, dass das raumzeitliche Fenster, in denen eine Silikatlimitierung oder CO₂ Limitierung des Algenwachstums wichtig war stark, abgenommen hat. Weiterhin muss auch davon ausgegangen werden, dass die Bedeutung der Herbivorie für das Algenpopulationswachstum abgenommen hat. Dies lässt sich zum Beispiel am Rückgang des Verhältnisses von Daphnia-Häufigkeit zu Algenbiomasse ableiten. Im Gegensatz dazu, hat das Raumzeitfenster, in dem Phosphormangel einen wichtigen Einfluss auf das Algenwachstum gehabt haben könnte enorm zugenommen: während in den Jahren 1965-1986 weniger als 20 % aller Phosphatmessungen Werte ergaben, die auf eine Wachstumslimitierung hinweisen, ist dieser Wert auf ca. 90 % während der Jahre 1996-2007 gestiegen.

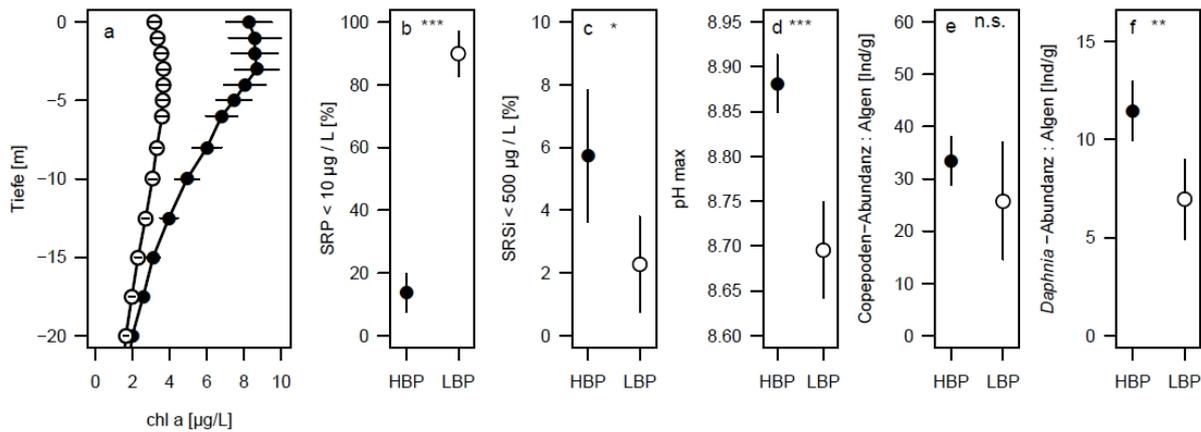


Abb. 2: Veränderungen der Umweltbedingungen, die das Phytoplanktonwachstum beeinflussen zwischen den Jahren 1965-1986 (schwarze Punkte, HBP) und 1996-2007 (weiße Punkte, LBP). a) mittlere Chlorophyllverteilung, b) Prozentualer Anteil an SRP Messungen unter 10 µg/L, c) Prozentualer Anteil an SRSi Messungen unter 500 µg/L, d) mittlere pH Maxima, e) Verhältnis zwischen Copepoden-Häufigkeit und Algenbiomasse, f) Verhältnis zwischen Daphnia-Häufigkeit und Algenbiomasse (modifiziert nach Jochimsen et al. 2013).

Eutrophierung und Oligotrophierung haben sich auch auf die Häufigkeit und relative Häufigkeit der einzelnen Algengruppen ausgewirkt (Abb. 3), was zu algengruppen-spezifischen Zusammenhänge der Biomassen mit den Phosphorkonzentrationen während der Wintermixis geführt hat (Jochimsen et al., 2013). Absolute Abnahmen in der Biomasse bzw. ein positiver Zusammenhang zwischen Biomassen und TP wurden bei Cyanobakterien, Grünalgen Conjugatophyceen, und centrischen Diatomeen beobachtet, wobei für Cyanobakterien, Grünalgen und Conjugatophyceen wie bei der Gesamtbiomasse ein Schwellenwert beobachtet wurde, wogegen die centrischen Diatomeen mehr oder weniger linear mit TP korreliert waren, d.h. deren Biomassenverlauf kein Plateau sondern eher ein kurzfristiges Maximum während der 1970er Jahre aufwies. Im Gegensatz dazu hatten die pennaten Diatomeen ihr Biomassemaximum bei mittleren Phosphorkonzentrationen, d.h. insgesamt zwei Maxima: eines während des Endes der 1960er Jahre und ein zweites während des Endes der 1980er Jahre. Eine Biomassezunahme im Verlauf der Oligotrophierung zeigten die Cryptophyceen und eine konstante Biomasse die Dinophyceen, deren Anteil an der Gesamtbiomasse somit anstieg (Abb. 3).

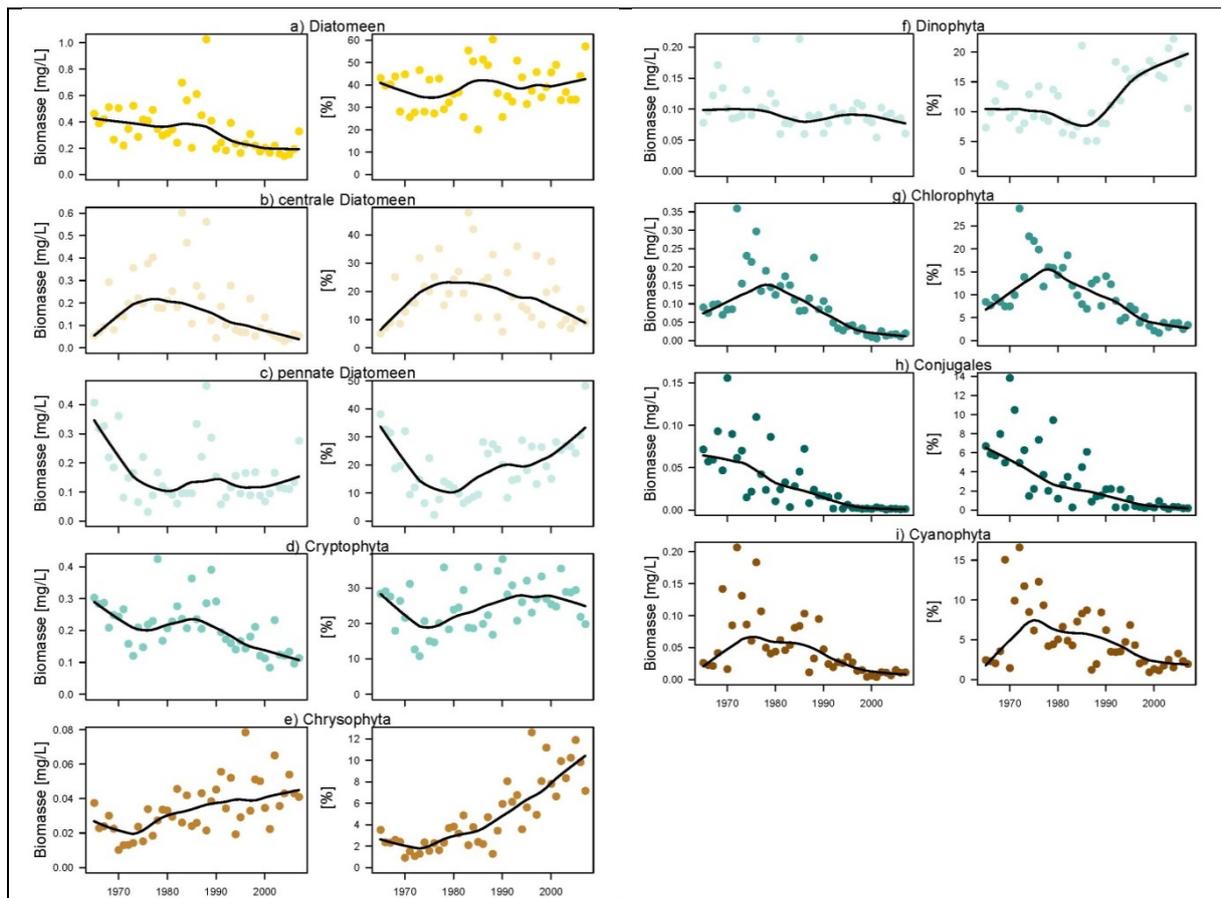


Abb. 3: Entwicklung der Biomassen und des relativen Anteils der Biomassen an der Gesamtphytoplanktonbiomasse der einzelnen Phytoplanktongruppen im Zeitraum 1965-2007.

Neben den Veränderungen in der mittleren Jahresbiomasse veränderte sich während der Oligotrophierung auch die typische Saisonalität des Phytoplanktons (Abb. 4), wobei die Jahre 1997-2007 sich deutlich von den Jahren mit höheren Phosphorkonzentrationen unterscheiden. Abgesehen vom bis die Wintermonate (Dezember-März) eindeutig niederen Biomasseverlauf zeichnen sich diese Jahre dadurch aus, dass das Biomassemaximum im Hochsommer stattfand und keine ausgeprägte Klarwasserphase mehr zu beobachten war. Im Gegenteil, das Biomassemaximum trat 1979-2007 zur selben Zeit im Jahr (Juni) auf, in welcher zuvor die Klarwasserphase am ausgeprägtesten war. Als weiterer wichtiger Unterschied in der Saisonalität zeigt sich dass das Frühjahrsmaximum während der Jahre 1976-1985 am stärksten ausgeprägt war.

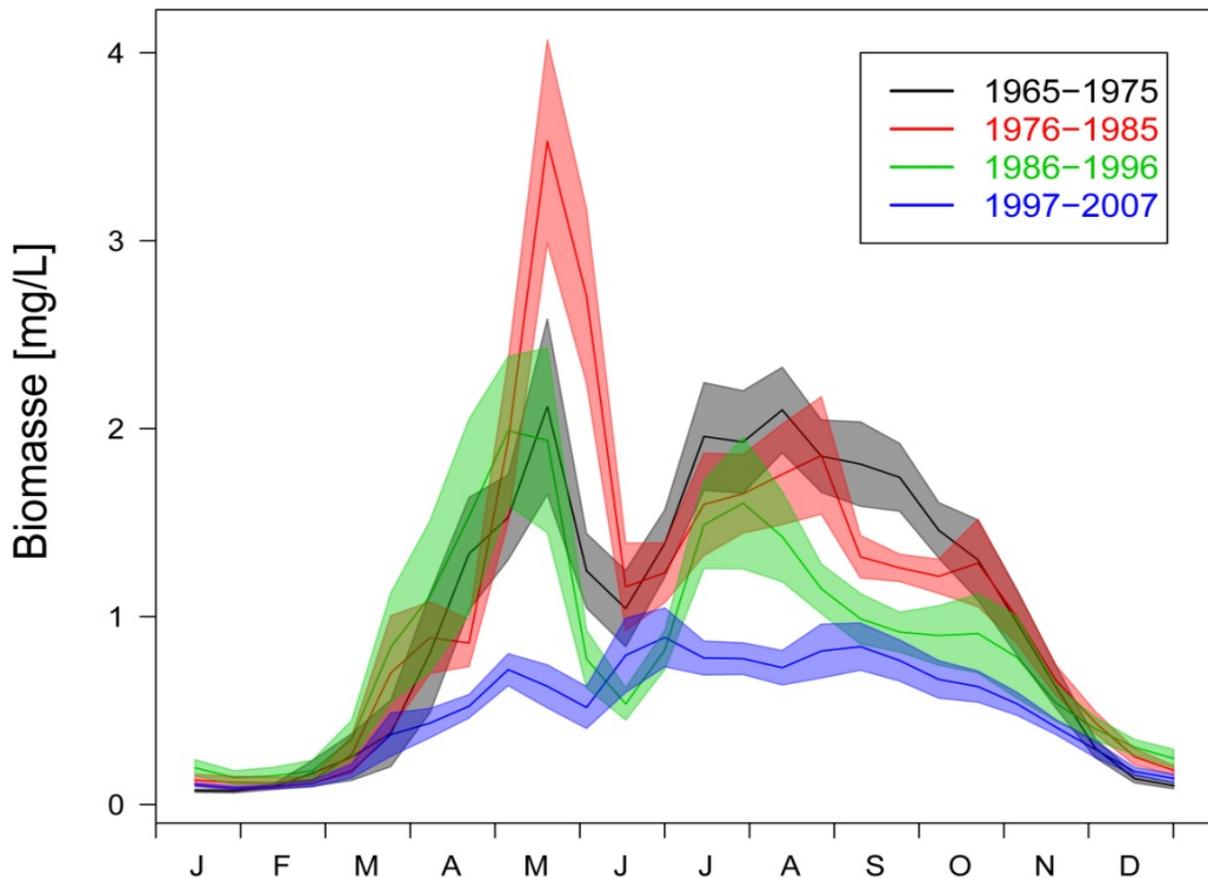


Abb. 4: Mittlere Saisonalität der gesamten Phytoplanktonbiomasse in verschiedenen Zeitperioden von 1965-2007.

Bürgi, H. R., & Lehn, H. (1979). Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975) - Teil 2 Obersee. Berichte Der Internationalen Gewässerschutzkommission Für Den Bodensee, 23, 1–86.

Jochimsen, M. C., Kümmerlin, R., & Straile, D. (2013). Compensatory dynamics and the stability of phytoplankton biomass during four decades of eutrophication and oligotrophication. *Ecology Letters*, 16, 81–99. doi:10.1111/ele.12018

Kümmerlin, R., & Bürgi, H. R. (1989). Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986). Berichte Der Internationalen Gewässerschutzkommission Für Den Bodensee, 39, 1–175.

Lehn, H. (1975). Entwicklung des Bodensee-Pelagials seit 1920. *GWF-Wasser/Abwasser*, 116, 170–175.

Watson, S., McCauley, E., & Downing, J. A. (1992). Sigmoid Relationships Between Phosphorus, Algal Biomass, and Algal Community Structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2605–2610.

Tiefenschärfe – hochauflösende Vermessung des Bodensees

Von der Planung zum Projekt

Auf der 57. Kommissionstagung der IGKB (2011) wurden die Sachverständigen gebeten, Notwendigkeiten, Anwendungsbereiche, Nutzen und Finanzierbarkeit einer Neuvermessung des Bodensees zu prüfen. Im Folgejahr wurden die Ergebnisse einer international besetzten Arbeitsgruppe von Experten unterschiedlicher Institutionen mit unterschiedlichen Fragestellungen rund um den See präsentiert. Die Kommission folgte den Empfehlungen der Vorbereitungsgruppe, um einen wesentlichen Beitrag für einen fortschrittlichen Gewässerschutz zu leisten: auf Grundlage jüngster technologischen Neuerungen in der Vermessungstechnik sollte mit einer Kombination aus Fächerecholot und airborne-Laserscanning (LIDAR) der Bodensees neu vermessen werden. Zur Intensivierung des zwischenstaatlichen Austausches wurde im Rahmen eines INTERREG-Projektes eine Ko-Finanzierung beantragt.

Die wesentlichen Ziele des Projektes Tiefenschärfe wurden von der oben erwähnten Arbeitsgruppe definiert:

- **Grundlagendaten:** Neben Extremereignissen und den großen Veränderungen bei der Nährstoffsituation gibt es langfristige Trends bei Wasserständen, die z.B. von Klimaänderungen überlagert werden. Beide Prozesse haben direkte Auswirkungen in der Flachwasserzone (z.B. Lage der Schilffronten, Wachstum von Unterwasservegetation), und beeinflussen ihrerseits die Sedimentdynamik und Erosions-/Akkumulationsprozesse in der Flachwasserzone. In tiefem Wasser zeigt die Seebodentopographie vor allem Eintragsprozesse durch Zuflüsse, gibt Hinweise auf Hanginstabilitäten oder kleinräumige Bodenstrukturen. Eine genaue Bodentopographie ist deshalb die Grundlage für eine Vielzahl wissenschaftlicher und wasserwirtschaftlicher Fragestellungen und Nutzer; Geländemodelle mit <1 m horizontaler Auflösung im Flachwasser und 1-2 m in tiefem Wasser eröffnen völlig neue Perspektiven im Vergleich mit den vorhandenen Daten. Genauere Grundlagendaten sollen helfen, viele dieser Prozesse im Sinne eines langfristigen Gewässerschutzes besser zu verstehen.
- **Uferplanungen:** Seeweit wurden in den vergangenen Jahren ca. 36,5 km Ufer mit einem Aufwand von mind. 11,8 Mio. € (Stand 2008) renaturiert. Auch zukünftig wird es umfangreiche Aktivitäten zur Renaturierung bzw. naturnahen Ufergestaltung geben. Für die meisten Planungen ist eine genaue Kenntnis der Bodentopographie zwingend notwendig. Mit einer besseren Kenntnis der

flächenhaften Geländebeschaffenheit können künftige Planungen besser in die großräumige Ufersituation integriert werden.

- **Dokumentation:** Die Vermessung mit Fächerecholot und LIDAR bietet eine einzigartige Gelegenheit zur präzisen Dokumentation des aktuellen Zustandes der Flachwasserzone, der präzisen Definition der Lage von Uferböschung, Uferlinie, Uferlänge, Haldenkante und 25 m Linie. Aus der Verknüpfung von hochauflösenden Orthofotos mit den Höhendaten erhält man eine Referenz, um das Ausmaß von (ungenehmigten bzw. notwendigen) Baggerungen in der Flachwasserzone zu dokumentieren, gleichzeitig werden Einbauten (Stege, Ufermauern, Badehäuschen, etc.) sowohl mit ihrer genauen Lage, Höhe und optisch erfasst. Vor allem die Wasserwirtschaft und andere Fachbehörden sind auf die genaue Kenntnis genehmigter und nicht genehmigter Anlagen angewiesen.
- **Rechenmodelle:** Für eine Reihe von Fragestellungen an der Flachwasserzone und im tiefen Wasser gibt es komplexe Rechenmodelle, deren Ergebnisse wesentlich von der Verfügbarkeit und Qualität der Eingangsdaten abhängen (z.B. Einschichtung von natürlichen und thermisch veränderten Flusswasserkörpern, Einleitungen von Abwässern und Kühlwasser, Gefährdungsabschätzungen im See oder an Trinkwasserentnahmen, etc.). Sämtliche Planungen und Beurteilungen die sich auf Rechenmodelle stützen, erhalten hierdurch eine wesentlich höhere Sicherheit und Qualität.
- **Wissenschaftliche Fragestellungen:** Für eine Reihe von angewandten wissenschaftlichen Fragestellungen, etwa die Stabilität von Hängen, die Bedeutung von Entgasungsstrukturen für den Stoffhaushalt im Gewässer, das Durchpausen tieferer tektonischer Linien an die Seebodenoberfläche und deren Implikationen für die Beurteilung rezenter tektonischer Vorgänge sind hochauflösende Geländemodelle von zentraler Wichtigkeit. Betroffen hiervon sind auch sehr angewandte Fragestellungen z.B. die Gefährdungsabschätzung von Altlasten, Resuspension in Ufernähe oder Auswirkungen bodennahe Schwebstoffeinträge in den See.

Der Projektantrag wurde vom Institut für Seenforschung Langenargen (ISF) der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) als Projektkoordinator formuliert. Projektpartner sind das Bayerische Landesamt für Umwelt LfU (D), das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (A) und das Bundesamt für Umwelt BAFU (CH). Die jeweiligen Vermessungsämter der Länder sind sehr wertvolle Unterstützer und leisten Hilfe mit

Ihrer Expertise, der Bereitstellung von Daten und der Durchführung von Kontrollmessungen zur Gewährleistung eines qualitativ hochwertigen Produktes.

Projektablauf und eingesetzte Technik

Der technologische Fortschritt seit den Aufnahmen von 1893 (Eberhard Graf Zeppelin) und 1990 (im Auftrag der IGKB) ist immens. Bei der IGKB-Vermessung 1990 wurden in tiefem Wasser Echolotprofile mit einem Profilabstand von ca. 200 m aufgenommen, in der Flachwasserzone wurde die Gewässertiefe aus Orthofotos abgeleitet. Aus diesen Daten wurde ein Geländemodell mit Maschenweiten von 40 m in tiefem Wasser bzw. 10 m in der Flachwasserzone gerechnet.

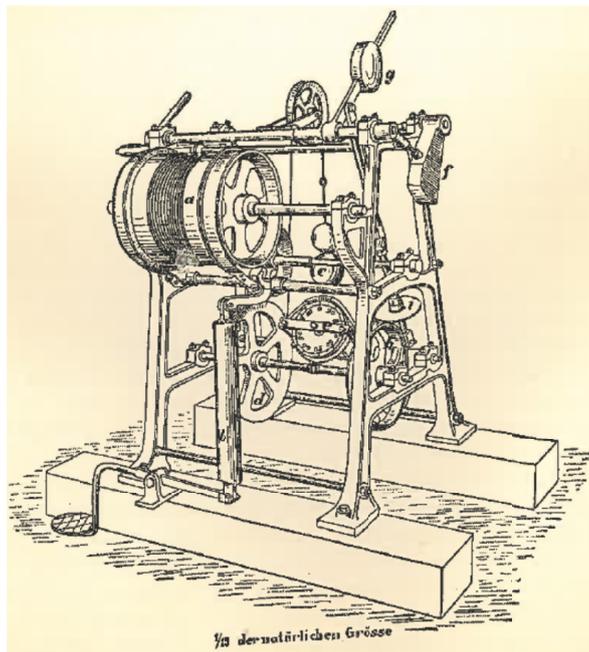


Abb. 5: Der „Sondir-Apparat“ der Vermessung aus dem 19. Jhdt. Mit einem 0,8 mm dicken Stahldraht wurden insgesamt 11147 Lotungen im Untersee und Obersee von Ingenieur Hörnlimann unter Verwendung einiger älterer Daten für den topographischen Atlas der Schweiz („Siegfried-Karte“) durchgeführt. Das fertige Produkt war die von Graf Eberhard von Zeppelin veröffentlichte Bodensee-Karte von 1893.

Heute kommen deutlich höher auflösende Systeme zum Einsatz:

- Im Projekt „Tiefenschärfe“ ermöglichte das eingesetzte Fächerecholot (EM2040, Fa. Kongsberg) der Universität Bern eine flächenhafte Erfassung des Seebodens in Wassertiefen ab 5 m mit bis zu 400 Tiefenwerten je Signal bei einer Frequenz bis 30 Hertz. Die Fahrten mit dem Echolot wurden zwischen Anfang April und Anfang August 2013 mit dem Forschungsschiff Kormoran durchgeführt. Dabei wurden etwa 13,5 Millionen Navigationspunkte mit einer horizontalen Genauigkeit von 1-2 cm gespeichert, denen (vorläufige Schätzung) etwa 1 Milliarde Tiefeninformationen zugeordnet werden. Wegen

des kleinräumigen und sehr komplex strukturierten Wasserkörpers wurden ca. 650 Schallgeschwindigkeitsprofile erhoben, um die vom Echolot berechneten Wassertiefen optimal an die wahren Verhältnisse im Wasser anpassen zu können. Zusammen wurden im Jahr 2013 auf 2928 Vermessungslinien 5550 km Wegstrecke bei einer mittleren Fahrgeschwindigkeit von 3 m/s aufgenommen, ein großartiges Engagement des Vermessungsteams und der Schiffsführer.

- Im Februar 2014 wurden einige verbliebene Datenlücken geschlossen und der größte Teil des Ufers erneut aufgenommen. Diese Daten werden für die Qualitätskontrolle genutzt (Reproduzierbarkeit mit den Daten vom Sommer 2013) und dienen als Passflächen für die LIDAR-Befliegung.
- Ab April 2014 wird der umfangreiche Datensatz prozessiert. Hierbei muss Neuland betreten werden, da die Software-Algorithmen an marine Datensätze angepasst sind. Die Positionsdaten mussten wegen der Genauigkeitsanforderungen unter Zuhilfenahme fester Landstationen reprozessiert und den Tiefendaten neu zugeordnet werden, zudem mussten für den deutlich kleinräumiger strukturierten Wasserkörper in einem großen See zeitaufwändige Anpassungen vorgenommen werden.
- Begleitend zur Messung mit dem Fächerecholot wurde der Seeboden mit einem parametrischen Sedimentecholot (Innomar light) der Universität Jena aufgenommen. Hierbei wurden interne Sedimentstrukturen bis in 30 m Sedimenttiefe aufgezeichnet, die in dieser Dichte von erheblichem wissenschaftlichem Wert sind. Vor allem werden die Daten aber zur Qualitätskontrolle verwendet werden, da das System eine vom Fächerecholot unabhängige Wassertiefe ermittelt.
- Die ETH Zürich nutzte die Gelegenheit der Vermessung und setzte ein Gerät zur akustischen Abstandmessung zwischen Seeoberfläche und einer hochpräzisen GPS-Antenne ein. Diese Daten kommen direkt der Seevermessung zugute, da mit ihnen Abweichungen zwischen Geoid und Ellipsoid bestimmt werden. Entsprechende Kontakte zwischen dem deutschen Bundesamt für Kartografie und den schweizerischen Kollegen zur Angleichung der jeweiligen Modelle sind vorhanden, sodass eine bestmögliche Anpassung der erhobenen Daten in die nationalen Koordinatensysteme gewährleistet wird.
- Vom Flugzeug aus wurde im März 2014 die Flachwasserzone des Sees vermessen: Bei dieser Technik durchdringt der grüne Laserstrahl eines Laserscanners (Riegl VQ820) die Wassersäule einige Meter. Aus den reflektier-

ten Signalen lassen sich die Wassertiefe oder auch die Lage von Objekten (z.B. Wasseroberfläche, Vegetationshöhen, Gebäude) bestimmen und klassifizieren. In jeder Sekunde werden von diesem System bis zu 500000 Messwerte erzeugt, zugleich wurden hochauflösende Luftaufnahmen und digitale Orthofotos hergestellt.

- Eine zusätzliche hochauflösende Infrarotkamera soll genutzt werden, um geringfügige Temperaturinhomogenitäten im Gewässer und am Ufer zu dokumentieren. Diese Daten werden vorrangig verwendet, um z.B. Quellaustritte ggfls. auch Einleitungen zu erkennen.

Das insgesamt anspruchsvolle messtechnische Programm wird von einer externen Qualitätskontrolle begleitet, um eine bestmögliche Datenqualität zu gewährleisten. Verantwortlich hierfür ist die Arbeitsgruppe „Seafloor Imaging“ der Universität Bremen. Das Messen, Prozessieren und die Visualisierung der Fächerecholotdaten und der Laserscanning-Daten unter Berücksichtigung wissenschaftlicher Fragestellungen gehören dort zum Tagesgeschäft.

Schließlich wurde ein Unternehmen mit der Öffentlichkeitsarbeit und der Gestaltung eines professionellen Auftritts und Kommunikation der wichtigsten Ergebnisse beauftragt. Die Medienresonanz auf das offizielle Kickoff-Treffen im Juni 2013 war enorm: Etwa 20 Medienvertreter konnten einen Einblick in die auf dem Forschungsschiff Kormoran eingesetzte Technik gewinnen, insgesamt erschienen etwa 150 Beiträge in den deutschsprachigen Medien (Presse, Radio- und Fernsehbeiträge).

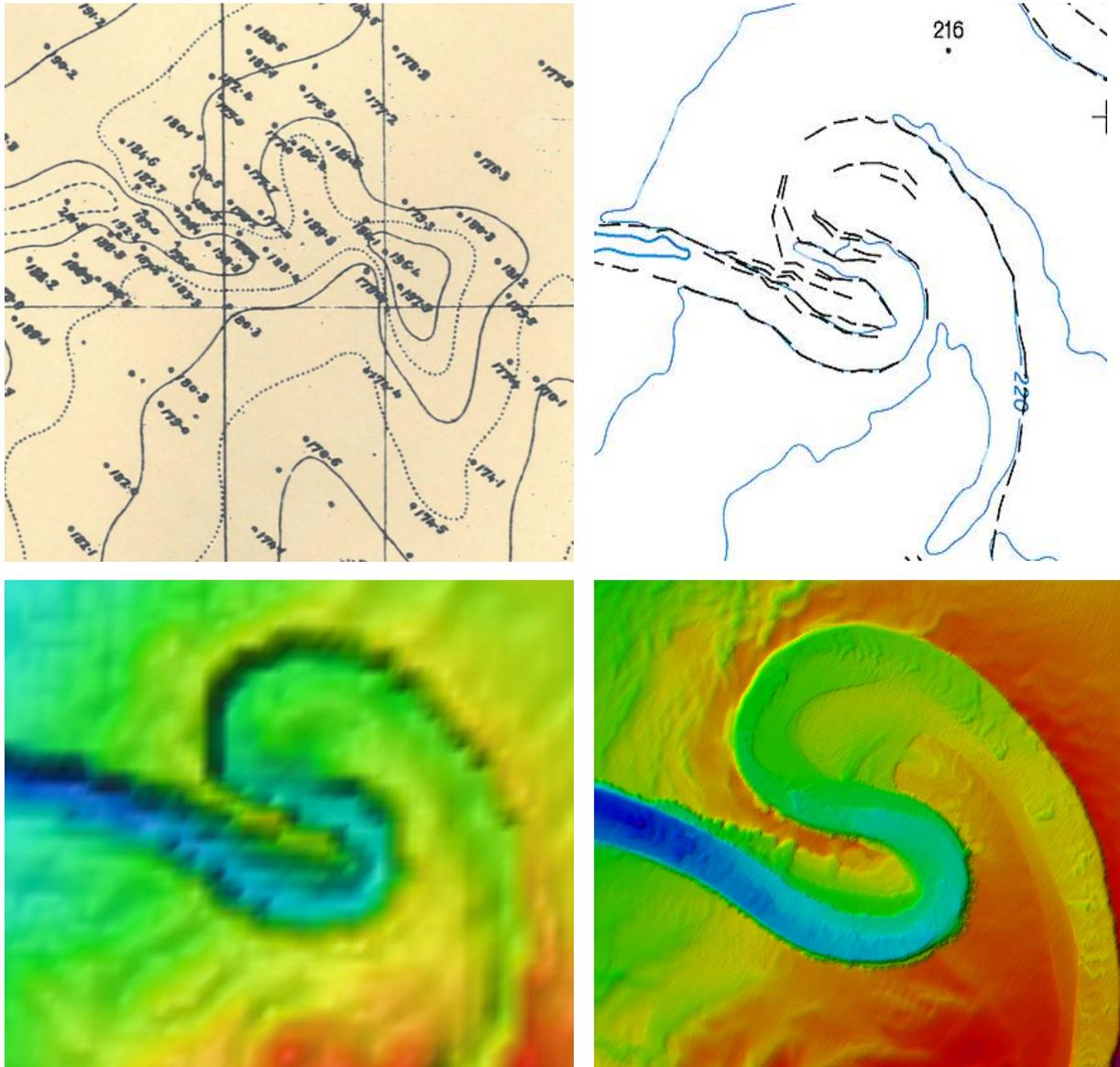
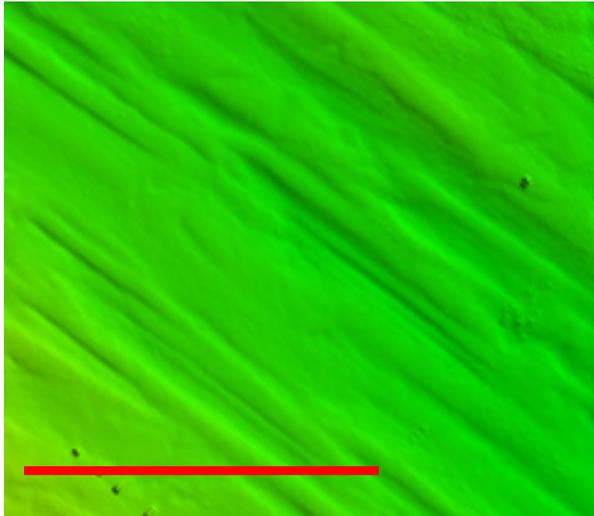


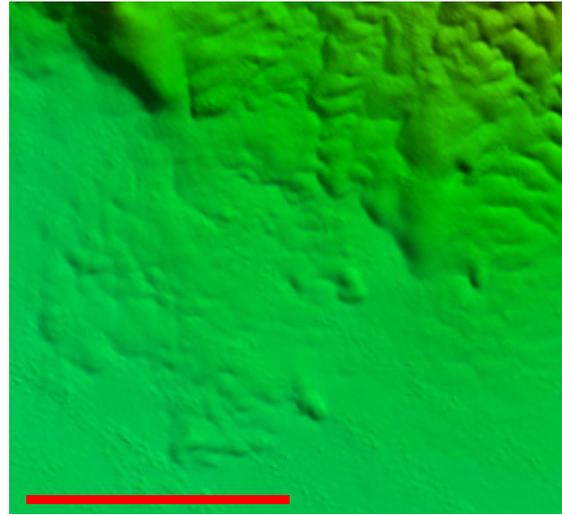
Abb. 6: Der Mäander vor Langenargen als Referenzstruktur für die unterschiedlichen Vermessungstechniken von 1893 (oben links) und 1990 (oben rechts). Unten links und unten rechts sind digitale Geländemodelle der Aufnahmen von 1990 und die neuen Daten von 2013 zu sehen.

Erste Ergebnisse der Fächerlotaufnahmen

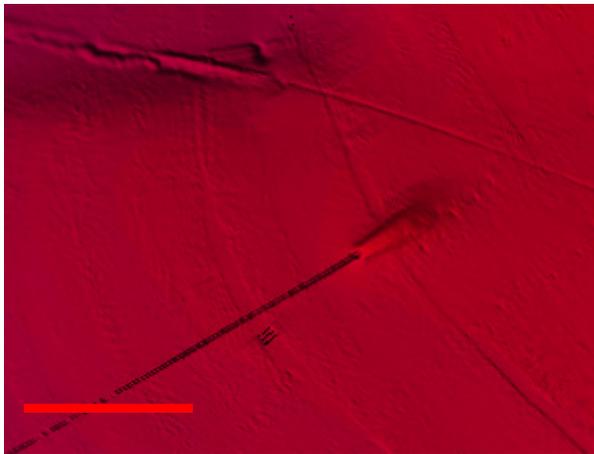
Bei den Fächerecholot-Aufnahmen fiel schon während der Aufnahme der ungewöhnliche Strukturreichtum am Seegrund des Bodensees auf. Da die Daten derzeit noch prozessiert werden, sind die Abbildungen vorläufig und mit Fehlern behaftet. Diese ersten Ergebnisse sollen vor allem das große Potential der Aufnahmen für die weitere Auswertung zeigen.



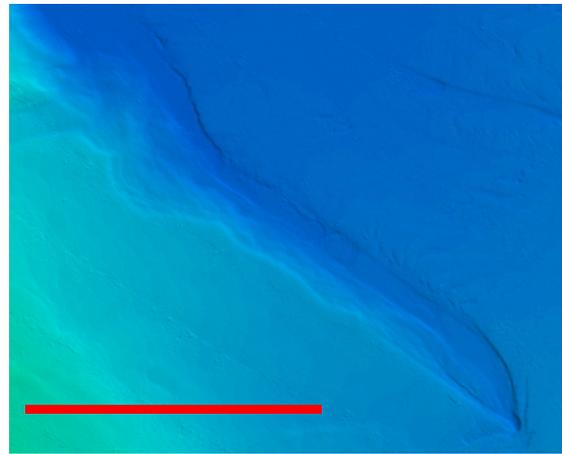
Spätglaziale Oberflächen vor Romanshorn, Maßstab: 1000 m



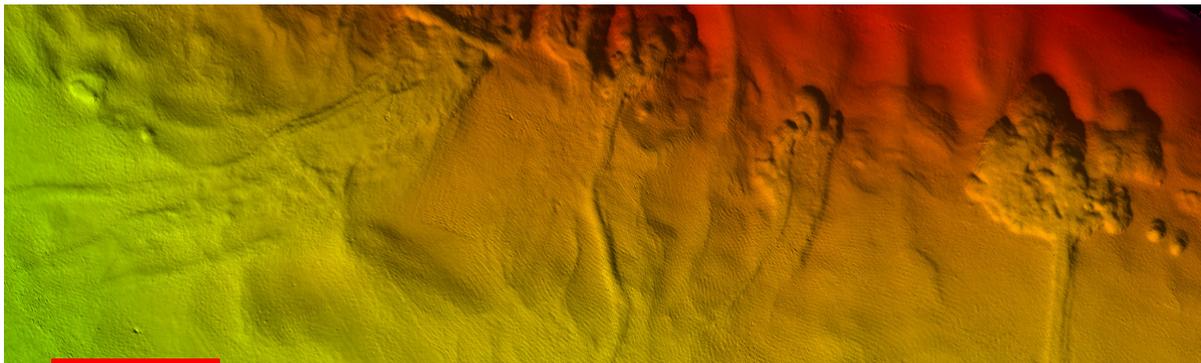
Rutschmasse vor Langenargen, Maßstab: 650m



Kabel und Abwassereinleitung am Schweizer Ufer, Maßstab: ca. 100 m



Mögliche Wasserzutrittsstelle im Profundal, Maßstab: 800 m



Vermutete Grundwasserzutritte im Überlinger See, Maßstab: 150 m

Abb. 7: Beispiele der im Text genannten Seebodenstrukturen. Für alle Abbildungen wurden nicht prozessierte Daten verwendet, sie enthalten darum noch Fehler und Artefakte die beim Prozessieren der Werte entfernt werden.

Spätglaziale Oberflächen

An weiten Teilen des Hanges am Schweizer Ufer paust sich vermutlich eine spätglaziale Oberfläche des Rheingletschers bis an die heutige Sedimentoberfläche durch. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass die Mächtigkeit der spät- und postglaziale Sedimentbedeckung etwa 7 m beträgt. Das sehr deutliche Durchpausen der spätglazialen Oberfläche ist darum sehr bemerkenswert und unterstützt zudem die These, dass der Gletscher aufgrund der Klimaänderung sehr rasch kollabiert ist und sich nicht allmählich in das Rheintal zurückgezogen hat. Ansonsten lägen, wie im Untersee, mächtige proglaziale Schmelzwassersedimente über der glazialen Oberfläche.

Rutschkörper

Auffällig sind mehrere, zum Teil mächtige Rutschmassen, die nicht nur in Hochakkumulationsgebieten in der Nähe von Flussmündungen auftreten. Diese Ereignisse sind von besonderem Interesse: Mit einer Datierung sollte es möglich sein zu klären, ob sie zum Beispiel auf Erdbebenaktivität (mit der Frage nach Wahrscheinlichkeiten) oder möglicherweise auf anthropogene Einflüsse (z.B. Baggerungen im Uferbereich) zurückzuführen sind.

Infrastruktur

Die Vermessungsdaten haben deutlich gezeigt, wie stark der See von Infrastruktureinrichtungen genutzt wird. Neben den bekannten Wasserentnahmestellen und ufernahen Einleitungen sind einige Seekabel erkennbar. Die Verwaltungen können diese Daten zur Dokumentation der genauen Lage nutzen. Aus den später der Allgemeinheit zur Verfügung gestellten Daten werden sämtliche Informationen über Wracks und Wasserentnahmen entfernt.

Wasseraustrittsstellen

Ein am Bodensee unbekanntes und bisher nicht beachtetes Phänomen sind eine Vielzahl von zum Teil großflächigen Vertiefungen. In einem ersten Ansatz wird vermutet, dass es sich hierbei um Wasserzutritte handelt. In einigen Gebieten treten längliche Strukturen vor allem in Verbindung mit einer mächtigen Sedimentbedeckung auf. Möglicherweise handelt es sich hier um diagenetische Wasser aus dem tieferen Sedimentkörper, das durch den Überlagerungsdruck ausgepresst wird. Entlang von Sandschichten könnte das Wasser horizontal mobil sein und an einzelnen Stellen fokussiert austreten. Ähnliche Strukturen wurden auch bei Vermessungen im Genfer See und auch im Vierwaldstätter See festgestellt.

Vor allem an steilen Hängen in unmittelbarer Nachbarschaft zur Molasse gibt es großflächige Vertiefungen im Seeboden. Diese augenscheinlichen Materialdefizite

können nicht als Rutschmasse erklärt werden, das ansonsten das in den Löchern fehlende Material unterhalb der Löcher erkennbar sein sollte. Vermutlich handelt es sich hier um echte Grundwasserzutritte aus der Molasse in den See. Wenn es tatsächlich eine direkte Verbindung zwischen dem Grundwasserkörper und dem (Überlinger) See gibt, hätte dies möglicherweise Folgen für die Stoffbilanz. Im Grundwasser akkumulierende Substanzen hätten dann eine direkte Zutrittmöglichkeit in den Trinkwasserspeicher Bodensee.

Erste Ergebnisse des bathymetrischen Laserscanning

Da es beim bathymetrischen Laserscanning technische Probleme gab und an die Messung eine umfangreiche Prozessierung anschließt, können hier nur wenige Daten aus älteren Aufnahmen gezeigt werden, die das Potential der Technik zeigen.

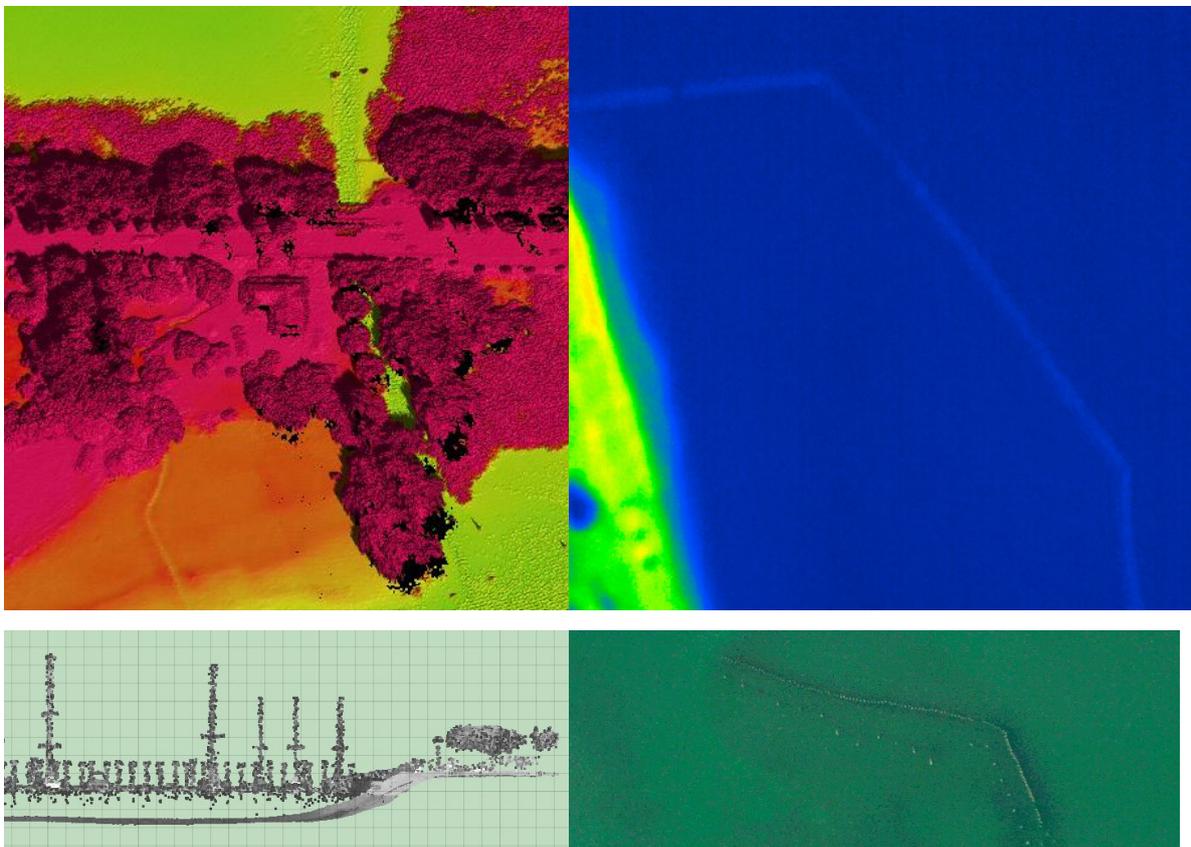


Abb. 8: links oben: Nicht-prozessierten Testdaten des Laserscanners zeigen den Detailreichtum der Vermessungsdaten (links oben, links unten). Bei den Infrarotaufnahmen (rechts oben) muss im Detail geklärt werden, ob sichtbare Objekte (die hellblaue Linie) gegebenenfalls zu archäologischen Objekten gehören. Der Detailreichtum der Orthofotos (rechts unten) dürfte weniger problematisch für archäologisch sensible Fragestellungen sein, da eine sehr gute Qualität auch in öffentlich verfügbaren Datensammlungen erreicht wird.

Testdaten vom Reichenauer Damm zeigen im Bereich des „Bruckgrabens“ einzelne Seezeichen zur Abgrenzung der Fahrrinne, die hohe und niedrige Vegetation (Bäume, Schilf), Gebäude und den kleinräumig strukturierten Seeboden. Die Ansicht eines Steges zeigt Details der daran vertäuten Segelboote und den Seeboden. Die Bilder der parallel verwendeten hochauflösenden Infrarotkamera werden sicher im Detail bewertet werden müssen um nicht ungewollt Hinweise auf Leitungen oder auch archäologische Reste zu machen.

Fazit und Ausblick

Die hochauflösenden bathymetrischen Daten des Fächerecholotes und der flugzeuggestützten Daten des Laserscanners wurden im INTERREG-geförderten IGKB-Projekt Tiefenschärfe erstmals in einem Gewässer dieser Größenordnung miteinander kombiniert. Die Daten ermöglichen einen tiefen Einblick in alle mit dem Seeboden verbundenen Prozesse und ermöglichen so wesentliche Fortschritte für einen modernen Gewässerschutz.

Die Fülle an Daten und Informationen ist immens und bildet eine hervorragende Basis für viele weitere Arbeiten am Seeboden. Bisher unbekannte Strukturen (z.B. Wasseraustrittsstellen) sollten im Detail auf Ihre Relevanz für den Stoffhaushalt des Sees untersucht werden. Mit dem Fächerecholot können in Zukunft vor allem in hochdynamischen Bereichen wie Flussmündungen viele Informationen gewonnen werden. Die Daten aus der Flachwasserzone lassen vor allem bei Wiederholungsmessungen im Abstand mehrerer Jahre oder für spezielle Fragestellungen (z.B. Makrophytenmonitoring) grundlegende quantifizierbare Informationen zur Materialumlagerung erwarten. Vor allem auch die kontinuierlichen Messungen der Geländeoberfläche vom Ufer in das Litoral wird für die Bestrebungen der IGKB zu einer naturnäheren Ufersituation wesentliche Beiträge leisten können.

Wärmeeinleitung und Wärmegewinnung am Bodensee

An der 57. Kommissionstagung der IGKB (2011) wurden die Sachverständigen beauftragt, die Auswirkungen einer Nutzung von Bodenseewasser zu Kühl- und Heizzwecken fachlich zu prüfen und gegebenenfalls einen Vorschlag für die Aktualisierung der Bodenseerichtlinie Kap. 5 zu erarbeiten.

„Der Bodensee ist ein hoch komplexes und empfindliches Ökosystem, das auch über ein großes energetisches Potential verfügt. Die Wärme- und Kältegewinnung aus Bodenseewasser soll unter dem Aspekt der Förderung erneuerbarer Energien jedoch möglich sein. Ökologische und andere Schutzaspekte (z. B. Trinkwasserentnahmen) sind dabei mit oberster Priorität zu berücksichtigen.“

Mit diesem Leitgedanken hat eine Arbeitsgruppe bestehend aus Wissenschaft und Bewilligungsbehörde aller Anrainerstaaten ihre Arbeit aufgenommen. Der Fokus richtete sich dabei auf den Obersee, dem volumenmäßig größten und somit für die thermische Nutzung bedeutendsten Seeteil. In einem ersten Schritt wurden relevante Wassernutzungen festgelegt und der See modellmäßig in entsprechende Nutzungszonen nach Tiefenstufen gegliedert, wobei sich die Gliederung an bereits vorhandenen Nutzungen orientierte:

- 0 bis 20 Meter: Siedlungsentwässerung
- 20-40 Meter: Thermische Nutzung (Rückgabe)
- tiefer als 40 Meter: Trinkwassernutzung

Anschließend wurde der natürliche und der vom Menschen verursachte Wärmefluss des Obersees quantifiziert (siehe Abb. 9). Der natürliche Wärmefluss im Obersee pro Halbjahr liegt bei ca. 35 GW. Fokussiert man den Blick auf die thermische Nutzzone, beträgt der Wärmefluss noch rund 4,8 GW. In diesem Tiefenbereich liegt die Wassertemperatur normalerweise im Bereich zwischen 4 und max. 14 °C. Unter der Prämisse, dass ein durch die thermische Nutzung verursachtes ΔT von 1°C innerhalb der Nutzungszone keine negativen Auswirkungen auf den See hat, ergibt sich ein theoretisches energetisches Nutzpotenzial von rund 2,2 GW. Dieses Potenzial wird heute zu rund 1,7 % durch Wärmeeintrag (0,036 GW) bzw. 0,17% durch Wärmeentnahme (0,00375 GW) genutzt. Der durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser bzw. durch die Entnahme von Trinkwasser verursachte Wärmeeintrag ist mit 0,15 GW deutlich höher.

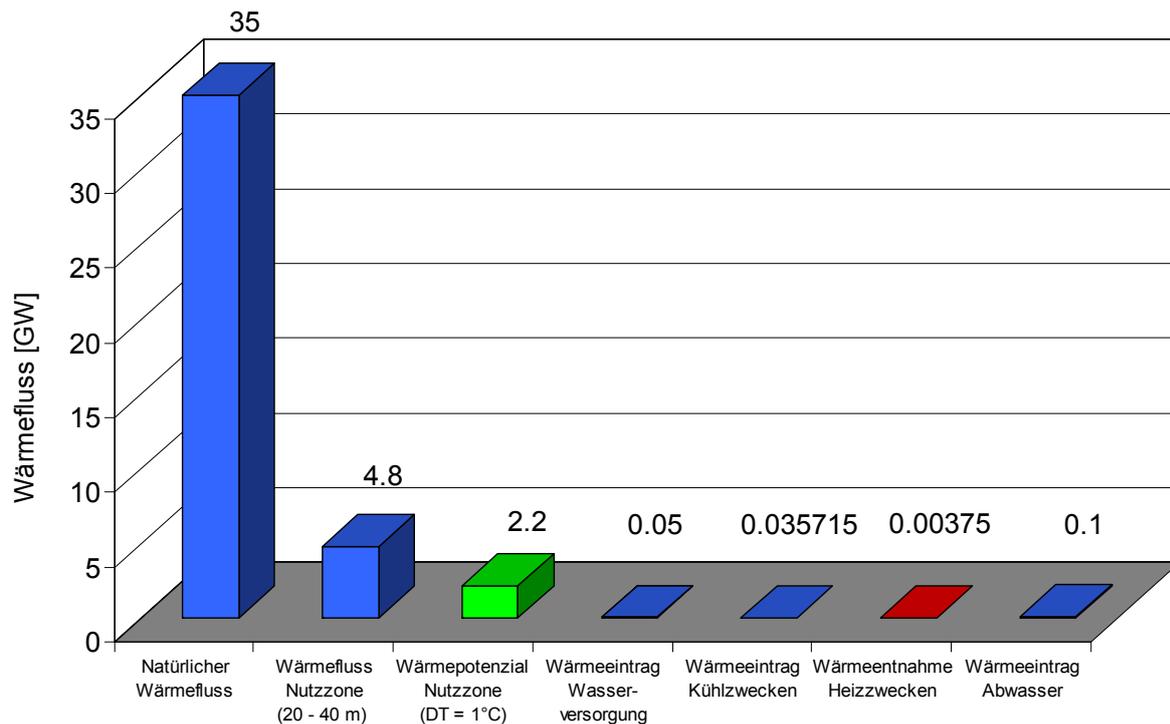


Abb. 9: Wärmeflüsse im Obersee im Sommerhalbjahr.

Die Abschätzungen zeigten, dass auch mit einer thermischen Nutzung von Bodenseewasser die ökologischen Ziele gemäß Bodenseerichtlinie eingehalten werden können. Um dem Schutzgedanken nicht nur für das Gesamtsystem Bodensee gerecht zu werden, sondern um auch regionale wie auch lokale nachteiligen Auswirkungen auf die Ökologie zu verhindern, mussten weitere Mindestanforderungen an Nutzungsanlagen festgelegt werden wie z.B.:

- Mit Rücksicht auf die natürlichen Schichtungsverhältnisse muss die Einschichtung des thermisch veränderten Wassers in der Nutzungszone zwischen 20 und 40 Metern Wassertiefe erfolgen.
- Die maximale zulässige Temperaturänderung von 1 °C zum Umgebungswasser muss nicht unmittelbar an der Einleitstelle erfüllt sein sondern erst außerhalb einer sogenannten Mischungszone (siehe Abb. 10). Als Größe wurde ein Bereich von 20 mal 20 Meter horizontaler und 10 Meter vertikaler Ausdehnung festgelegt.
- Die Rückgabetemperatur des thermisch genutzten Wassers darf höchstens 20°C betragen.
- Thermische Summationseffekte benachbarter Anlagen dürfen nicht dazu führen, dass sich das Wasser außerhalb der jeweiligen Mischungszone um mehr als 1°C verändert.

- Vorgesehene Rückgabestellen von Anlagen mit einer Leistung bis 2,5 MW im Umkreis von 500 Metern einer Trinkwasserentnahme sind im Einzelfall zu prüfen und in Absprache mit dem betroffenen Trinkwasserversorger zu beurteilen. Für grössere Anlagen bis zu einer Leistung von 5 MW beträgt der Prüfabstand bei gleicher Vorgehensweise 1000 Meter.

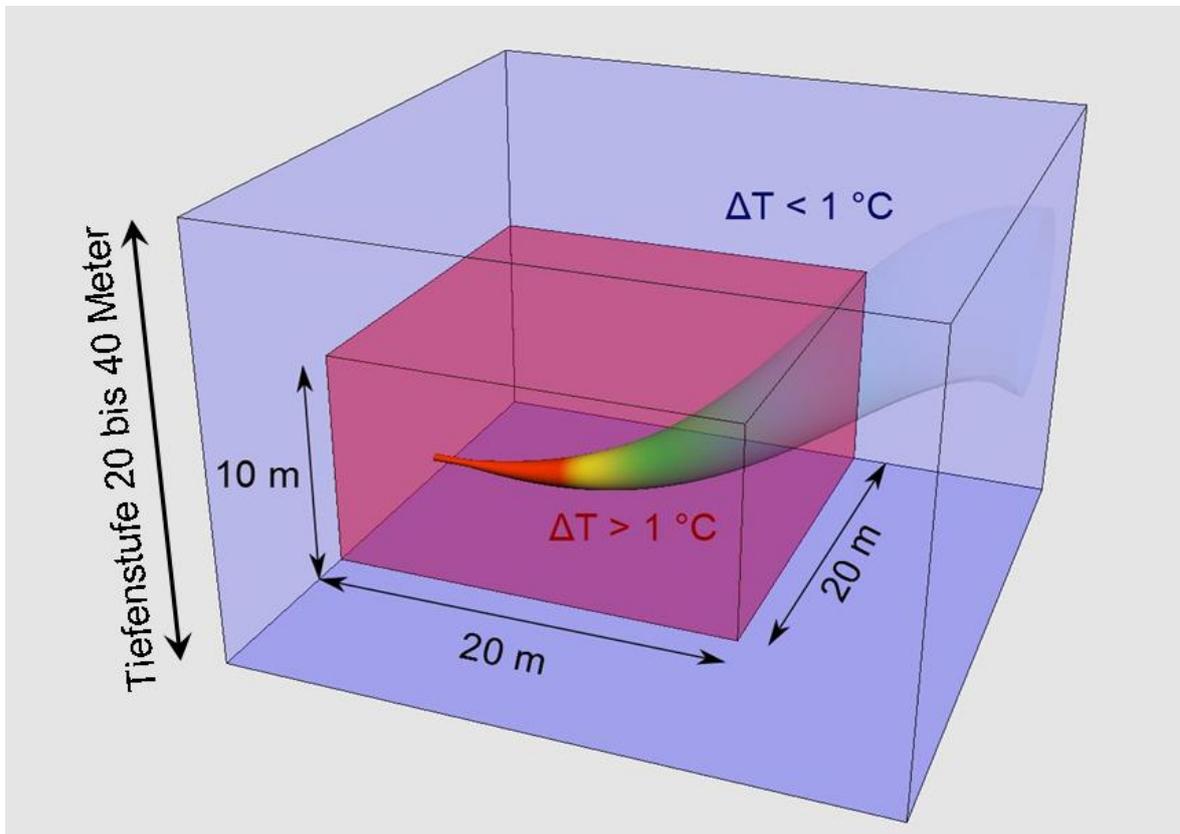


Abb. 10: Schematische Darstellung der Mischungszone.

Für die Herleitung der Mindestanforderungen wurden mathematische Modellrechnungen zu Hilfe genommen. Für die Nahfeldbetrachtung mit einer räumlichen Skala bis ca. 100 Metern wurde auf analytischen Lösungen zur Strahlausbreitung (Impulsstrahl oder Auftriebsstrahl) zurückgegriffen. Die Modellierung der Fernfeldbetrachtung für die räumliche Skalierung grösser 100 Meter erfolgte mit dem Modell Bodensee online, einem Informationssystem zur Vorhersage der Hydrodynamik und Wasserqualität des Bodensees.

Unter den Vorgaben des überarbeiteten Kapitel 5 der Bodenseerichtlinie kann künftig die thermische Nutzung von Bodenseewasser auch zur Kältegewinnung zugelassen werden, unter der Voraussetzung als der Zustand des Sees und seiner Lebensge-

meinschaften weder in seiner Gesamtheit noch regional bzw. lokal nachteilig beeinträchtigt werden.

Die Planung von thermischen Nutzungsanlagen stellt die Planer vor großen Herausforderungen. Insbesondere die Vorgaben der Nahfeldbetrachtung mit der Mischungszone und dem vorgegebenen Einschichtbereich zwischen 20 und 40 Metern Wassertiefe ist mathematisch anspruchsvoll. Die Einschichtung bzw. Einmischung des Wassers ist von verschiedenen Parametern wie der Leistung der Anlage, Rückgabetemperatur, Entnahmetiefe und Einleittiefe des Wassers, Leitungsdurchmesser, Strahlgeschwindigkeit, Einstrahlwinkel oder auch dem Temperaturprofil des Sees abhängig. Die IGKB hat daher ein softwarebasiertes Bemessungswerkzeug entwickelt lassen (siehe Abb. 11). Dieses erlaubt es eine geplante Anlage für unterschiedliche Betriebsszenarien zu dimensionieren und hinsichtlich der Mindestanforderungen zu überprüfen.

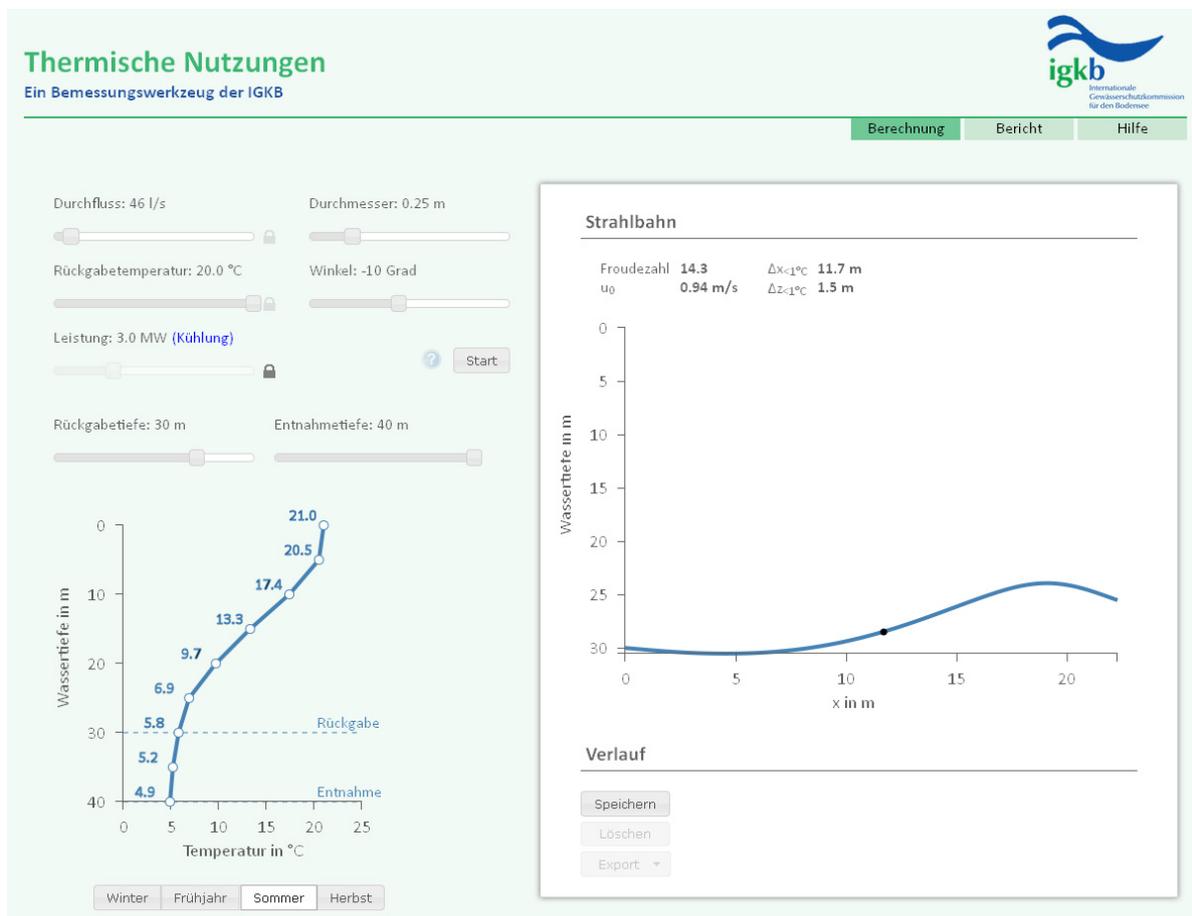


Abb. 11: Bemessungstool.

Hydrodynamische Modellierung zur Wärmenutzung des Bodensee-Obersees

Die thermische Nutzung des Bodensees kann mithelfen, den Verbrauch an fossilen Energieträgern zu reduzieren und damit einen Beitrag zur Energiewende zu leisten. Wie gross das Wärmenutzungspotential des Bodensees ist, welche Rolle klimatische Schwankungen dabei spielen, und wo die gewässerökologischen Grenzen liegen, untersuchte die EAWAG im Rahmen des laufenden Interreg-Projektes „Klimawandel am Bodensee - KlimBo“. Das Ziel war es, die Grenzen der Nutzung des Bodensees als Wärmequelle und -senke unter Berücksichtigung von Veränderungen, die durch einen Klimawandel zu erwarten sind, zu bestimmen. Hierzu wurde eine umfangreiche Analyse des Wärmehaushalts durchgeführt ^{[1], [2]}. Dabei wurden die Auswirkungen der Wärmenutzung auf den See mit zahlreichen Szenarien für die Entnahme- und Rückgabentiefe, für die thermische Veränderung des entnommenen Wassers, sowie für die Entnahme- und Rückgabemenge berechnet. Gleichzeitig wurden im Modell die klimatischen Verhältnisse am Bodensee entsprechend den Ergebnissen des CH2011 Projektes ^[3] genutzt.

Die auf einem eindimensionalen hydrodynamischen Modell basierenden Ergebnisse machen das Wärmenutzungspotential des Bodensees deutlich: Bei einer durchschnittlichen Entnahme von 1 GW, was dem 250-fachen der aktuell konzessionierten Entnahmemenge entspricht, sind die mittleren Veränderungen der Wassertemperatur in allen Tiefen geringer als 0,2 °C. Wenn ausschliesslich in der Heizperiode dem Wasser in 30 m Tiefe die gleiche Menge an Wärme entzogen wird, dann sind die Effekte kleiner als 0,1 °C. Die Untersuchungsergebnisse basieren auf einem eindimensionalen Modell, welches die mittleren horizontalen Verhältnisse für den gesamten Obersee betrachtet. Lokale Auswirkungen werden in diesem Modell nicht berücksichtigt. Dafür sind gesonderte modellbasierte Berechnungen im Rahmen des softwarebasierten Bemessungswerkzeugs (Abb. 11) erforderlich.

Auch die Dauer und Intensität der sommerlichen Schichtung verändern sich kaum durch eine Wärmenutzung im Bereich von ± 1 GW. Wird dem See während der Heizperiode 1 GW über Wärmepumpen entzogen, dann beginnt die Sommerstagnation einen Tag später und ist insgesamt drei Tage kürzer. Umgekehrt verlängert sich die Sommerstagnation um einen Tag, wenn im Sommer 1 GW an Wärmeenergie in den See eingeleitet wird.

Ein Vergleich mit den Effekten der zu erwartenden Klimaveränderung zeigt, dass die Auswirkungen der Wärmenutzung auf die Wassertemperaturen vergleichsweise sehr klein sind. In Abbildung 12 sind die Veränderungen der Oberflächenwassertemperatur im Wärmenutzungsbereich von ± 5 GW mit und ohne Klimawandel dargestellt. Weitere Rechnungen zeigen, dass die Auswirkungen des Klimawandels im Jahre

2100 einem Wärmeeintrag von ~40 GW entsprechen. Umgekehrt kann der Wärmeentzug über Wärmepumpen klimabedingte Erwärmungen abschwächen (ca. -12 GW in der Mitte des 21. Jahrhunderts).

Insgesamt zeigt die Studie, dass die Auswirkungen einer massvollen Wärmenutzung auf die Temperaturverhältnisse im Bodensee sehr gering sind.

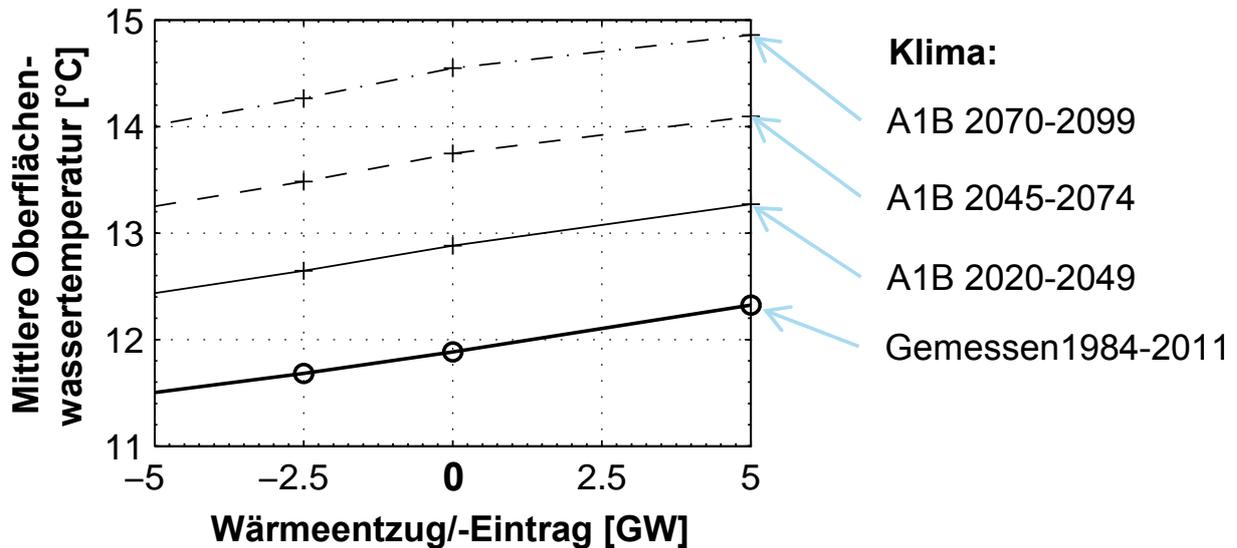


Abb. 12: Die mittlere Oberflächentemperatur des Bodensees bei einer Wärmenutzung von -5 bis +5 GW unter prognostizierten klimatischen Randbedingungen des IPCC Klimaszenarios A1B.

- [1] Fink, G., M. Schmid, and A. Wüest (2014), Large lakes as sources and sinks of anthropogenic heat – capacities and limits, *Water Resources Research*, eingereicht.
- [2] Fink, G., M. Schmid, B. Wahl, T. Wolf, und A. Wüest (2014), Heat flux modifications related to climate-induced warming of large European lakes, *Water Resources Research*, 50, doi:10.1002/2013WR014448.
- [3] CH2011 (2011), Swiss climate Change Scenarios CH2011, published by C2SM, Meteo Swiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC, Zurich, Switzerland, 88 pp.

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, Messungen und Naturschutz 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 Überlinger Sees 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 teils enthalten.

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

Zustandsbeschreibung

Bodensee-Obersee

Die **Wasserstände** im Bodensee im Jahr 2013 zeigten in den ersten drei Monaten des Jahres gegenüber den langjährigen Mittelwerten zum Teil deutlich erhöhte Werte, wobei insbesondere Anfang Februar neue langjährige Maximalwerten erreicht wurden. Anfang April wurden episodisch kurzzeitig Werte gemessen, die unter den langjährigen Mittelwerten lagen, während auch im weiteren Verlauf des Frühjahrs und bis Anfang Juli fast durchgehend erhöhte Wasserstände registriert wurden. Erst ab Mitte Juli traten dann bis Ende September/Mitte Oktober im Vergleich zu den Mittelwerten niedrigere Wasserstände auf. Diese Periode wurde ab Mitte Oktober bis Ende des Jahres wieder von gegenüber den mittleren Verhältnissen leicht erhöhten Werten abgelöst. Insgesamt waren im Jahresverlauf relativ ausgeglichene Verhältnisse anzutreffen, die nur im Januar, Februar und Mai den langjährig gemessenen Maximalwerten nahe kamen bzw. diese Anfang Februar sogar kurzzeitig übertrafen.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** im Jahr 2013 zeigten ein ausgesprochen ausgeglichenes Verhalten, das keine markanten Extremabflüsse aufwies. Der höchste Tagesmittelwert wurde am 2. Juni mit $985 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht, wobei der gemessene Maximalabfluss $1184 \text{ m}^3/\text{s}$ betrug und der höchste Monatsmittelwert ebenfalls im Juni mit $540 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht wurde (Quelle Bundesamt für Umwelt, CH-Bern). Der nächsthöhere Abflusswert wurde bei einem Tagesmittelwert von $653 \text{ m}^3/\text{s}$ am 24. Oktober 2013 mit einem Maximalabfluss von $884 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht.

Meteorologisch fällt 2013 als ein relativ sonnenarmes Jahr auf, in dem für Baden-Württemberg ein Gebietsmittelwert von 1533 Sonnenstunden registriert wurde, dem ein langjähriger Mittelwert (Vergleichsbasis 1961-1990) von 1607 Stunden gegenübersteht. Dabei wies insbesondere der Winter 2012/2013 sehr wenige Sonnenstunden auf, die ihn landesweit als den sonnenärmsten Winter seit Beginn der Registrierungen im Jahr 1951 charakterisierten. Im Gegensatz dazu wurde im Sommer 2013 eine überdurchschnittliche Anzahl von Sonnenstunden registriert. Als Extrema bezüglich der Abweichung der Monatsmitteltemperatur von langjährigen Mittelwerten sind für Konstanz der Monat März mit einer mittleren Temperatur von $3,1 \text{ }^\circ\text{C}$ (Abweichung gegen langjähriges Mittel $-2,4 \text{ }^\circ\text{C}$) und der Monat Juli mit einer mittleren Temperatur von $21,9 \text{ }^\circ\text{C}$ (Abweichung gegen langjähriges Mittel $+2,4 \text{ }^\circ\text{C}$) zu nennen. Insgesamt liegt die mittlere Lufttemperatur 2013 mit $9,8 \text{ }^\circ\text{C}$ etwas unter den beiden Vorjahren ($10,4 \text{ }^\circ\text{C}$ bzw. $10,9 \text{ }^\circ\text{C}$) aber über 2010 ($9,4 \text{ }^\circ\text{C}$).

Die **Wassertemperaturen** im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil erreichten am 04.03.2013 bereits weitgehend ausgeglichene Temperaturverhältnisse auf relativ niedrigem Niveau, als die Wassersäule von der Oberfläche bis zur maximalen Tiefe von 250 m eine Temperatur von 4,2-4,3 °C aufwies. Es stellte sich aber keine Homothermie ein, die eine vollständige Durchmischung der gesamten Wassersäule angezeigt hätte. Anfang April am 08.04.2013 wurde dann bereits wieder eine erste sehr schwache Schichtung der Wassersäule beobachtet, als sich eine leichte Erwärmung der oberen Wasserschicht im Tiefenbereich von 0-100 m einstellte, die zu dieser Zeit eine Temperatur von etwa 4,5°C aufwies, währenddessen die tieferen Wasserschichten weiterhin eine Temperatur von rund 4,2°C zeigten. Im weiteren Verlauf kam es dann zu einer durch die kühle Witterung des Jahres bedingten etwas verzögerten Erwärmung und der Ausbildung einer ersten fröhsommerlichen Temperaturschichtung, wobei am 03.06.2013 oberflächlich Temperaturen von 9,6°C gemessen wurden und die 5°C-Isotherme zu dieser Zeit auf eine Wassertiefe von etwa 40 m abgesunken war.

Eine stärkere Ausbildung sommerlicher Schichtungsverhältnisse konnte mit Beginn der wärmeren Witterung am 01.07.2013 registriert werden, als die oberen 5 m der Wassersäule eine Temperatur von etwa 16,7 °C aufwiesen. Aufgrund des im langfristigen Vergleich sehr warmen Monats Juli wurden dann Anfang August am 05.08.2013 im Rahmen des 2013er Messprogramms mit 23,5°C die maximalen Wassertemperaturen an der Oberfläche gemessen (T=23,1 °C in 5 m Wassertiefe). Bereits Anfang September wurde wieder eine leichte Abkühlung der Wassersäule mit einer Temperatur von 20,2 °C im Tiefenbereich 0-5 m registriert, wobei zu dieser Zeit bereits eine weitere Absenkung des Epilimnions stattgefunden hatte und in 10 m Tiefe eine Temperatur von 19,1 °C gemessen wurde. Im weiteren Verlauf kühlte der Wasserkörper weiter aus und es wurden oberflächlich Temperaturen von 14,9°C (am 07.10.2013) und 12,3°C (am 04.11.2013) gemessen. Die 5°C-Isotherme war zu dieser Zeit auf eine Wassertiefe von etwa 50 m abgesunken. Am 02.12.2012 war die Wassersäule dann bis auf eine Tiefe von 30 m auf eine konstante Temperatur von 7,9 °C abgekühlt, während in 250 m Wassertiefe eine Temperatur von 4,3 °C gemessen wurde. Insgesamt liegt die mittlere Wassertemperatur 2013 mit 11,4 °C etwas unter den beiden Vorjahren (12,1 °C bzw. 12,5 °C).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2013 6,7 µg/L (Abb. 1A). Damit liegt der Jahresmittelwert über dem Vorjahreswert von 6,3 µg/L. Auch in der Zirkulationsphase 2013 (Mittelwert Februar bis April) wurde mit 7,2 µg/L ein etwas höherer Wert als im Vorjahr festgestellt (7,0 µg/L). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2013 mit einem Jahresmittel von 0,94 mg/L in der gleichen Größenordnung wie in den beiden Vorjahren geblieben (0,93 - 0,94 mg/L). Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 mg/L (Abb. 1C).

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich blieb nach zunehmendem Trend von 2004 bis 2007 zunächst von 2007 bis 2008 bei einem Jahresmittel von 6,1 mg/L konstant und ist seither kontinuierlich auf aktuell 6,9 mg/L gestiegen (2012: 6,7 mg/L, Abb. 1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees haben sich durch die unzureichende Zirkulation im Frühjahr 2013 nicht ausreichend erholen können, so dass im Jahresverlauf 2013 in 253 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme bis zum herbstlichen Minimum von 6,2 mg/L beobachtet wurde. Das herbstliche Minimum 2013 liegt damit unter dem Vorjahreswert von 7,2 mg/L (Abb. 1B).

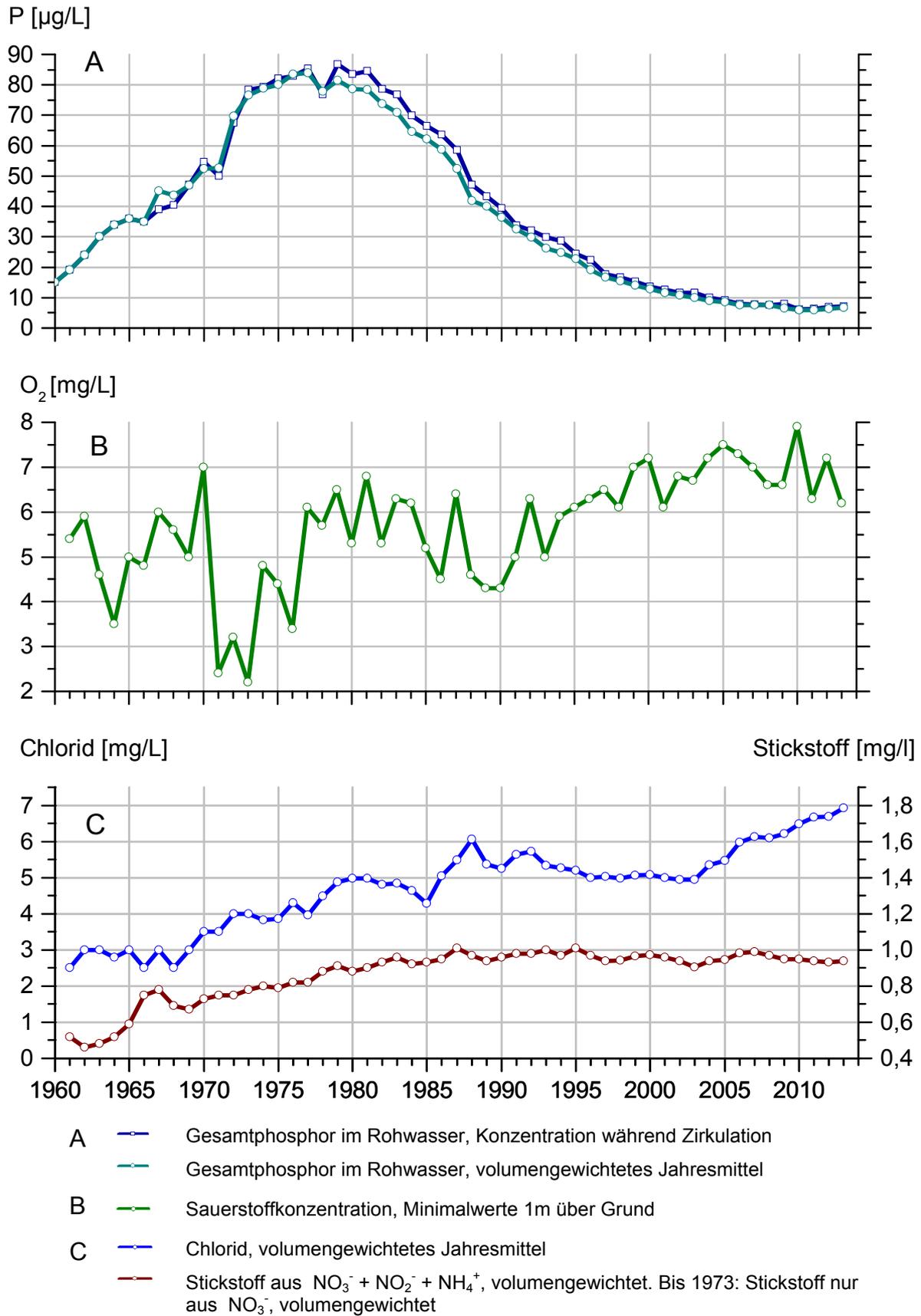


Abb. 1: Langfristige Entwicklung der Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die durchschnittliche **Phytoplankton**-Biomasse im Obersee ist im Jahr 2013 auf einen Wert von 0,39 mg/L abgesunken und liegt damit etwas niedriger als im Vorjahr (0,42 mg/L). Lediglich im Jahr 2001 war die durchschnittliche Gesamtbiomasse noch niedriger.

Die sich seit 1997 abzeichnende Tendenz, dass die Frühjahrsblüte immer undeutlicher ausfällt setzte sich im Jahr 2013 fort. Die typische Diatomeen-Frühjahrsblüte fiel aus, lediglich die Cryptophyceen mit *Rhodomonas lens* u. *Rhodomonas lacustris* zeigten ein Maximum im Frühjahr. Von Mitte Juni bis Mitte Juli währte die Hauptentwicklung der Diatomeen. Zu Beginn dominierten die centrischen Arten, wurden dann aber verstärkt durch die pennate Art *Fragilaria crotonensis* abgelöst. Ein Herbstmaximum von *Fragilaria crotonensis* wie im Jahr 2012 war nicht zu erkennen. Die Dinophyceen mit *Ceratium hirundinella*, und zum Herbst hin verstärkt auch *Gymnodinium helveticum*, trugen von Juli bis Oktober deutlich zur Gesamtbiomasse bei. Beide Arten sind durch Geißeln beweglich und können sich unter nährstoffarmen Bedingungen auch mixotroph ernähren.

An der Probenahmestation **Überlinger See** (Daten der Bodensee-Wasserversorgung) verlief der Jahresgang der Phytoplanktonbiomasse ähnlich wie im Bodensee-Obersee. Auch die häufigsten Arten sind in beiden Seeteilen vertreten. Die erste Jahreshälfte wird von den Cryptophyceen *Rhodomonas lacustris* und *Rhodomonas lens* dominiert, ab Mitte Juni kommt es zu einer Diatomeenblüte, die von *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* bestimmt wird. Wie im Obersee tragen die Dinophyceen (hauptsächlich *Ceratium hirundinella*) vor allem in der zweiten Jahreshälfte nicht unerheblich zur Gesamtbiomasse bei.

Das **autotrophe Picoplankton** (Cyanobakterien < 2µm) an der Station Fischbach-Uttwil in der 0-20 m Summenprobe wurde durch fluoreszenzmikroskopische Zählungen ab März erfasst. Die Werte zeigten wie in den Vorjahren niedrige Bakteriendichten im Winter mit weniger als 2×10^4 Zellen/ml. Das Jahresmaximum lag wie in den Jahren 2010 bis 2012 im Mai. Mit 16×10^4 Zellen/ml erreichte das Maximum einen doppelt so hohen Wert wie im Vorjahr. Die Sommerwerte fielen auf geringe Konzentrationen ab. Ab Mitte Juli stiegen die Konzentrationen von 3×10^4 Zellen/ml auf ein zweites Maximum mit 12×10^4 Zellen/ml Anfang September. Ab Oktober schwankten die Werte im Bereich zwischen $2,7 \times 10^4$ und 1×10^4 Zellen/ml. Der Vergleich der hier erhobenen Daten zum autotrophen Picoplankton mit den bei der Pigmentanalytik erfassten Konzentrationen von Zeaxanthin (des Leitpigments für Cyanobakterien) weist darauf hin, dass dieses zumindest bei dem Maximum im Mai einen großen Anteil der Konzentration dieses Pigments "erklärt", da gleichzeitig bei der mikroskopischen

Phytoplanktonanalyse keine erhöhten Biomassen von „klassischen“ Cyanobakterien (fädige und flockenförmige Formen) beobachtet wurden.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen im Obersee lagen im Mittel bei 2 µg/L. Der Maximalwert erreichte 3,8 µg/L. Beide Werte waren etwas niedriger als im Jahr 2012 (2,4 µg/L respektive 5,2 µg/L). Zusätzlich zu Chlorophyll-a wurden auch die Leitpigmente für einzelne Algengruppen bestimmt. Hier zeigten sich relativ gute Übereinstimmungen mit den Phytoplanktonzählungen. Peridinin, das Leitpigment für die Dinoflagellaten, konnte erst ab Mai gefunden werden, passte dann aber recht gut zu dem Verlauf der durch Planktonzählung ermittelten Biomassen der Dinophyceen. Auch Fucoxanthin, das Leitpigment für Kieselalgen, und Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) spiegelten die Biomasseverteilung und jahreszeitliche Entwicklung der entsprechenden Algengruppen wider.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigt sich auch 2013 wieder ein leichter Anstieg der Individuenzahlen. Der Jahresmittelwert 2013 für die Cladoceren stieg um 7 481 Ind m⁻², der Jahresmittelwert der Copepoden um 23 900 Ind m⁻². Bei beiden Gruppen waren die Individuendichten während der Sommermonate hoch. Bei den Cladoceren trat in der Seemitte Obersee das Maximum im Juni / Juli auf, zwei Monate früher als 2012.

Die Jahresmittelwerte der Individuendichten der **Rädertiere** waren im Obersee (3 215 516 Ind m⁻²) um den Faktor 1,3 höher als im Untersee. Das Maximum im Obersee (13 827 841 Ind m⁻²) war deutlich höher als die beiden Maxima im Untersee. Aus arbeitstechnischen Gründen wurden Rädertiere und Crustaceen gemeinsam aus einem Netzzug bestimmt, der im Gegensatz zu früheren Jahren von 0 bis 100 m durchgeführt wurde. Benutzt man wie im Untersee die Wassersäule 0 bis 20 m für die Berechnung der Abundanz beträgt das Maximum im Obersee nur noch 2 765 568 Ind m⁻² und unterscheidet sich von den Abundanzen im Untersee nur noch wenig. Im Obersee traten zwei Maxima auf; ein erstes im Mai und ein spätes zweites im Oktober.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Zellzahlen des **heterotrophen Bakterienplanktons** zeigten trotz einiger Besonderheiten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten um 1-1,5 x 10⁶ Zellen/ml leicht über dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich, wobei wiederum keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen festgestellt wurden. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0-30 m) erfolgte 2013 vergleichsweise spät ab Mitte April, was mit dem meteorologisch verspäteten Anstieg der Temperaturen im Frühjahr erklärt werden kann.

Dabei stiegen die Werte ab Ende April bis Mitte Mai auf ein Niveau von rund 3×10^6 Zellen/ml an. Auf diesem Niveau bewegten sie sich bis zum Herbst, allerdings unterbrochen durch zwei Minima Anfang Juni und Anfang August mit einem Abfall auf jeweils rund 2×10^6 Zellen/ml. Auch der herbstliche Abfall der Bakteriendichten setzte im Jahr 2013 ab Ende September etwas früher ein, wobei jedoch bis Jahresende immer noch Dichten von 2×10^6 Zellen/ml festgestellt wurden.

Insgesamt setzte sich somit auch 2013 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort, wobei im Beobachtungsjahr die maximalen Dichten noch geringer als in den Vorjahren waren. Diese Entwicklung mit Abnahme der Dichte des Bakterienplanktons, die nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellt wurde, darf als eine Folge der fortgeschrittenen Reoligotrophierung des Sees angesehen werden.

Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee stellt sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie für die einzelnen Seeteile Rheinsee, Zellersee und Gnadensee, die sehr unterschiedliche maximale und mittlere Wassertiefen haben, differenziert dar. Im Winter 2012/2013 erreichten diese drei Seeteile bedingt durch die wesentlich geringeren Wassertiefen bereits deutlich früher als im Obersee homotherme Verhältnisse. Bereits am 05.12.2012 wird eine nahezu homogene vertikale Temperaturverteilung bei etwa 7,9 °C im Zellersee und 7,0 °C im Gnadensee gemessen. Es erfolgte eine weitere Auskühlung die zu einer inversen Schichtung in den Teilbecken des Untersees führte. Am 12.02.2013 wurde oberflächlich eine Temperatur von 3,3 °C und in 22 m Wassertiefe 4,5 °C im Zellersee registriert und im Gnadensee 2,8 °C an der Oberfläche und 3,5 °C in 19 m Wassertiefe gemessen.

Im weiteren Jahresverlauf folgt die Temperaturentwicklung im Untersee oberflächennah der im Obersee, wobei teilweise in den Seeteilen des Untersees höhere maximale Temperaturwerte ermittelt wurden. Am 06.08.2013 wurden im Rahmen des IGKB-Messprogramms mit 26,4°C im Gnadensee und 25,4°C im Zellersee, sowie am 12.08.2013 mit 21,9 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee gemessen.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgen einem ausgeprägten Jahresgang, der im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die kleinste Amplitude mit einer minimalen Temperatur $T_{\min}=3,4$ °C (am 04.3.2013) und einer maximalen Temperatur von $T_{\max}=8,6$ °C (am 04.11.2013) aufweist. In den beiden anderen Seeteilen werden aufgrund der flacheren Morphometrie der Teilbecken am 05.11.2013 mit $T_{\max}=9,6$ °C für den Gnadensee ($T_{\min}=3,5$ °C in 19 m Wassertiefe am 12.02.2013-danach aufgrund von Eisbedeckung keine Messfahrt möglich) und für den Zellersee mit $T_{\max}=11,0$ °C ($T_{\min}=4,5$ °C in 22 m Wassertiefe am 12.02.2013) höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen dieser Teilbecken registriert. Anfang Dezember 2013 wurden wieder nahezu homotherme Verhältnisse in Zellersee, Gnadensee und Rheinsee registriert.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** blieb 2013 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 7,2 µg/L unter dem Niveau des Vorjahres (2012 7,9 µg/L). Im Zellersee ist das Jahresmittel 2013 auf 16 µg/L im Vergleich zum Vorjahr angestiegen und hat damit wieder das Niveau von 2009-2010 erreicht, nachdem 2011 auf Grund von niedrigen Abflusswerten und Frachten in der Radolfzeller Aach ein vorübergehender Rückgang auf 13 µg/L zu beobachten war. Einen ähnlichen Verlauf zeigt der Gnadensee. Der Gesamtphosphorgehalt im Jahresmittel ist hier 2013 auf 12 µg/L gestiegen (2012: 11 µg/L), nachdem er 2011 auf 10 µg/L gefallen war. Im Zeller- und Gnadensee spielt ne-

ben den Zufluss Einträgen auch die von Jahr zu Jahr variierende P-Freisetzung aus den Sedimenten eine wichtige Rolle für den P-Haushalt.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist im Rheinsee mit 0,87 mg/L im Vergleich zum Vorjahr etwas angestiegen (2012: 0,81 mg/L) und hat damit wieder annähernd das Niveau von 2011 (0,89 mg/L) erreicht. Auch der Zellersee lag 2013 mit 0,96 mg/L anorganischem Stickstoff über dem Vorjahr (2012: 0,86 mg/L). Eine Zunahme an anorganischem Stickstoff findet sich auch im Gnadensee mit 0,64 mg/L (2012 0,55 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Jahr 2013 1,8 mg/L, was eine Verbesserung im Vergleich zu 2012 (0,8 mg/L) darstellt. Im Tiefenwasserbereich des Zellersees wurde im Spätsommer 2013 erstmals wieder ein totaler Sauerstoffschwund beobachtet, nachdem in den letzten Jahren bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt in der Größenordnung von 0,3 bis 0,8 mg/L gefunden wurde. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies im Herbst 2013 einen geringen Sauerstoff-Restgehalt von 0,1 mg/L auf, nachdem in den beiden Vorjahren im herbstlichen Minimum kein Sauerstoff mehr nachzuweisen war.

Im Untersee (Station Zellersee) zeigte die Biomasse des **Phytoplanktons** wie im Jahr 2012 eine ausgeprägte Blüte centrischer Kieselalgen bereits Mitte Februar. Im März konnte aufgrund von Eisbedeckung keine Beprobung stattfinden. Im Mai und Dezember waren technische Probleme für den Probenausfall verantwortlich. Die Interpretation der Ergebnisse ist daher nur eingeschränkt möglich. Es deutet sich eine Art Klarwasserstadium im Mai/Juni an, gekennzeichnet durch den fast vollständigen Zusammenbruch der Kieselalgenpopulation. Im Juli folgt nochmals ein etwas niedrigeres Maximum bei den Kieselalgen. Ab Juli wird die Biomasse im Zellersee v.a. durch Cryptophyceen, im September auch durch die Dinophycee *Peridinium willei* (typisch für oligo-/mesotrophe Verhältnisse) geprägt. Die Jahresbiomasse lag mit 0,64 mg/L niedriger als im Vorjahr, was allerdings auch die Ursache in fehlenden Proben (mit ggf. hoher Biomasse) haben könnte.

Die Station Rheinsee wird vom Kanton Thurgau beprobt. Sie wird sowohl vom Obersee als auch vom Zellersee beeinflusst. Die Jahresdurchschnittsbiomasse lag mit 0,44 mg/L gleich hoch wie im vergangenen Jahr. Die Entwicklung begann mit centrischen Kieselalgen im Februar und März. Diese wurden im Mai durch pennate Formen der Gattung *Fragilaria* abgelöst. Im Juni brach die Population zusammen, um im Juli ein kleineres Maximum auszubilden. Hierbei waren centrische und pennate Diatomeen etwa gleich stark vertreten. Zusätzlich trugen die Dinophyceen mit *Ceratium hirundinella* und *Gymnodinium helveticum*. zur Sommerblüte bei. Der Hauptpeak im Jahresverlauf lag Anfang September und wurde zu 75% von der pennaten Diatomee

Fragilaria crotonensis gebildet. Bereits Ende September war diese Diatomeenblüte vorbei und im restlichen Jahresverlauf traten die Cryptophyceen mit *Rhodomonas lens*, *Rhodomonas lacustris* und *Cryptomonas ovata* in den Vordergrund.

Die Station Gnadensee konnte wegen Eisbedeckung im März nicht beprobt werden. Im Mai war aufgrund des Projekts Tiefenschärfe leider keine Ausfahrt möglich. Die mittlere Jahresbiomasse lag mit 0,55 mg/L im ähnlichen Bereich wie die des Zellersees und im Vergleich mit dem Vorjahr (0,49 mg/L) etwas höher. Im Gnadensee zeigte sich keine eindeutige Dominanz einer Algengruppe. Allerdings fehlen für das Frühjahr 2 Probenahmen, so dass eine Algenblüte möglicherweise nicht erfasst wurde. Die Phytoplanktonbiozönose im Gnadensee startet Anfang Januar mit einer relativ hohen Gesamtbiomasse von 0,61 mg/L, die vor allem durch centrischen Diatomeen, Cryptophyceen und Dinophyceen gebildet wurde. Das Jahresmaximum lag Anfang April und damit abweichend von allen anderen Seeteilen nicht im Sommer, sondern im Frühjahr. Diese Biomasseverteilung konnte auch schon 2012 beobachtet werden. Zum Aprilmaximum trug eine Massentwicklung der relativ kleinen Art *Chrysochromulina parva* mit fast 3000 Zellen/ml bei. Die Art ist durch zwei Geißeln beweglich und zur Mixotrophie befähigt, d.h. sie kann sowohl Kohlendioxid assimilieren als auch gelöste organische Substanzen oder Bakterien und kleinere Einzeller aufnehmen. Wie im Zellersee erlebte Anfang September die Diatomeenart *Fragilaria crotonensis* eine kleine Blüte - allerdings auf deutlich niedrigerem Niveau als im Zellersee. Zum Jahresende hin dominierten die Cryptophyceen mit *Cryptomonas ovata*, *Rhodomonas lacustris* und *Rhodomonas lens* die Biomasse.

Die **Chlorophyll-a** Konzentrationen stabilisierten sich auf den erreichten niedrigen Werten. An der Station Zellersee lag die mittlere Jahreskonzentration bei 3,7 µg/L (2012: 3,4 µg/L), bei der Station Gnadensee bei 3,4 µg/L (2012: 4,1 µg/L). Dies zeigte sich auch bei einem Konzentrationsvergleich der Leitpigmente Fucoxanthin, Alloxanthin und Zeaxanthin.

Die saisonale Änderung der Individuendichte des **Crustaceenplanktons** im Untersee war in den Jahren 2012 und 2013 ähnlich. Bei den Cladoceren waren die Individuendichten etwas, bei den Copepoden deutlich höher als im Obersee. Das Copepoden-Maximum im Zellersee (1 391 947 Ind m⁻², August) war um den Faktor 2,3 höher als das Maximum im Obersee. Die Jahresmittelwerte der Individuendichten der **Rädertiere** waren in den Seebecken Zellersee (2 473 442 Ind m⁻²) und Gnadensee (2 483 632 Ind m⁻²) auf vergleichbarem Niveau. Die Interpretation der saisonalen Änderung wird durch die nur monatliche Probenahme im Untersee erschwert. Es fehlten deutliche Maxima; die Individuendichten des Untersees waren im Frühjahr höher als im Obersee.

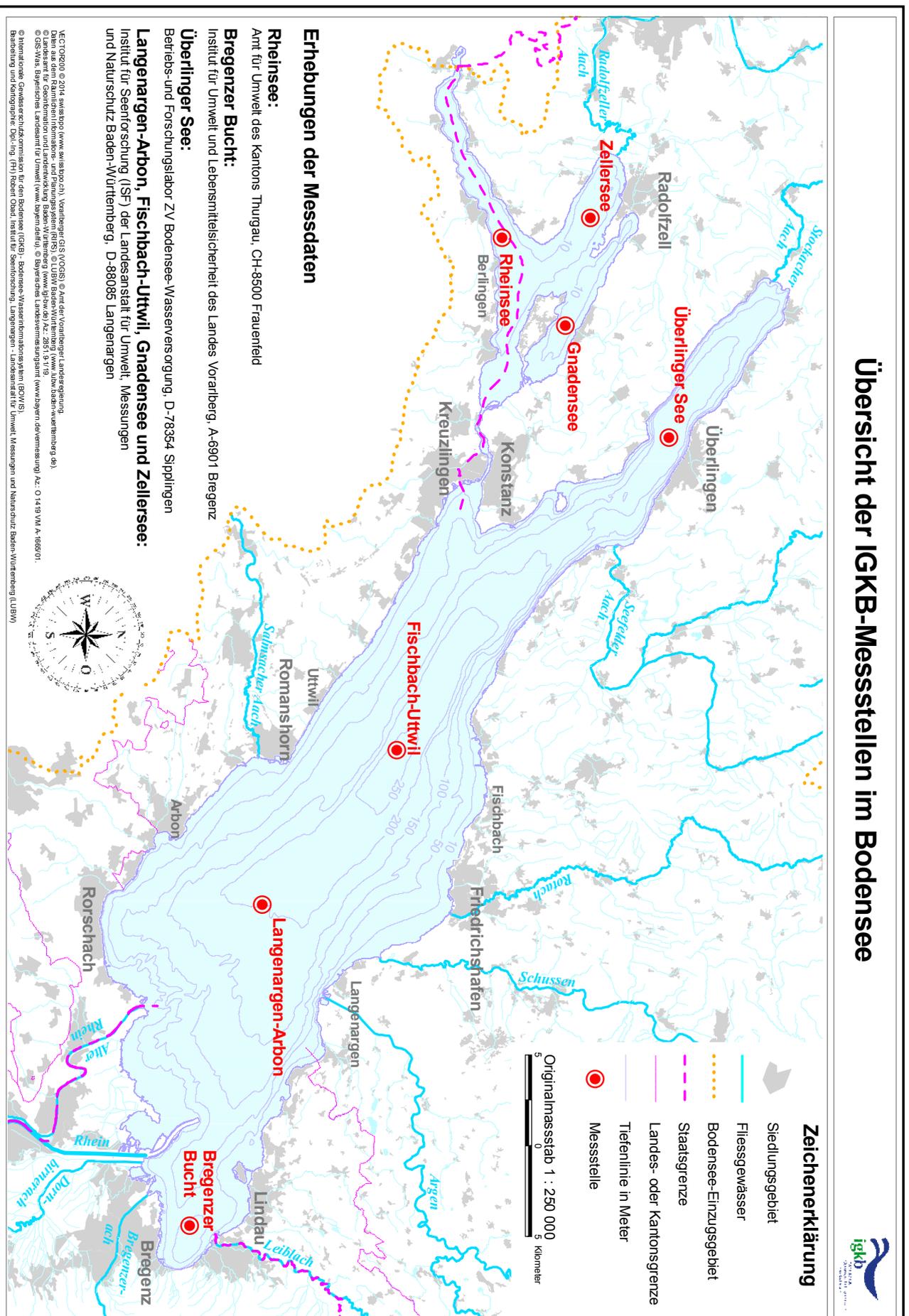
Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u.a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche des Obersees auch bei einer Häufung von Jahren mit unvollständiger Zirkulation.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der variierenden Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst.

Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Angesichts des starken Nutzungsdrucks und der Einflüsse des Klimawandels auf die Tiefenwassererneuerung gilt weiterhin, die erreichten Erfolge nachhaltig zu sichern.

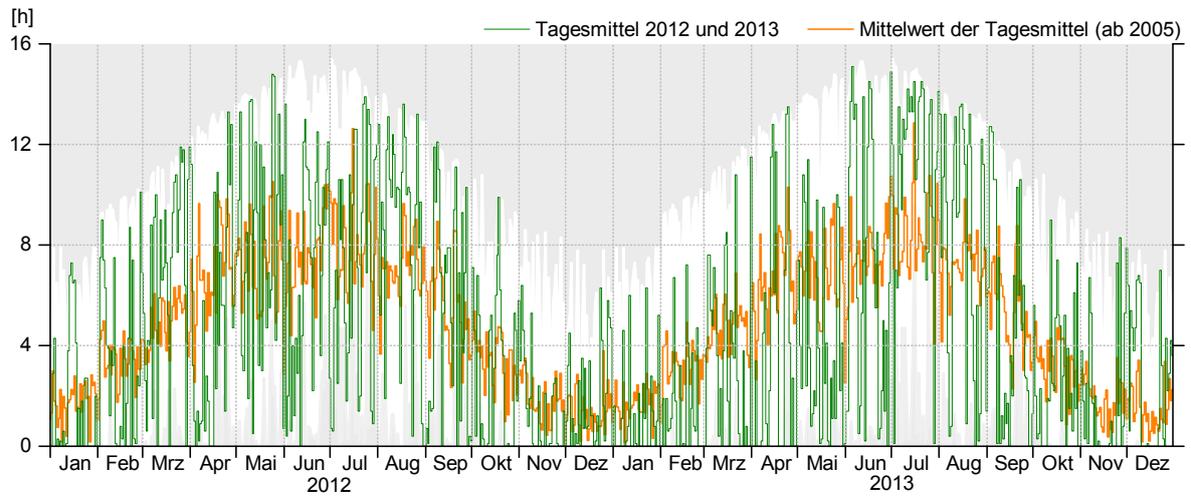
Untersuchungsprogramm Freiwasser

Abb. 2: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee.

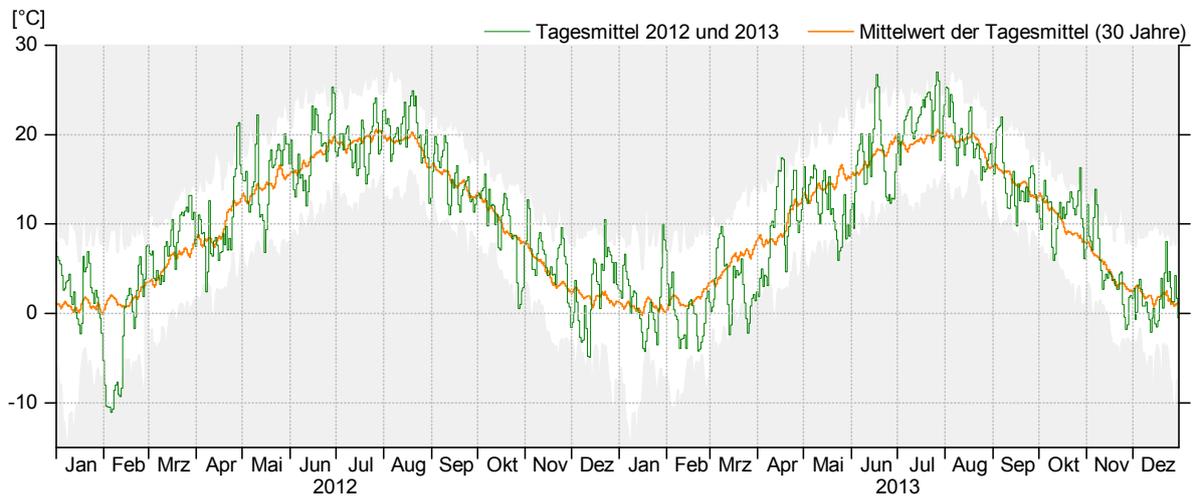


Meteorologie

Sonnenscheindauer



Lufttemperatur



Windgeschwindigkeiten

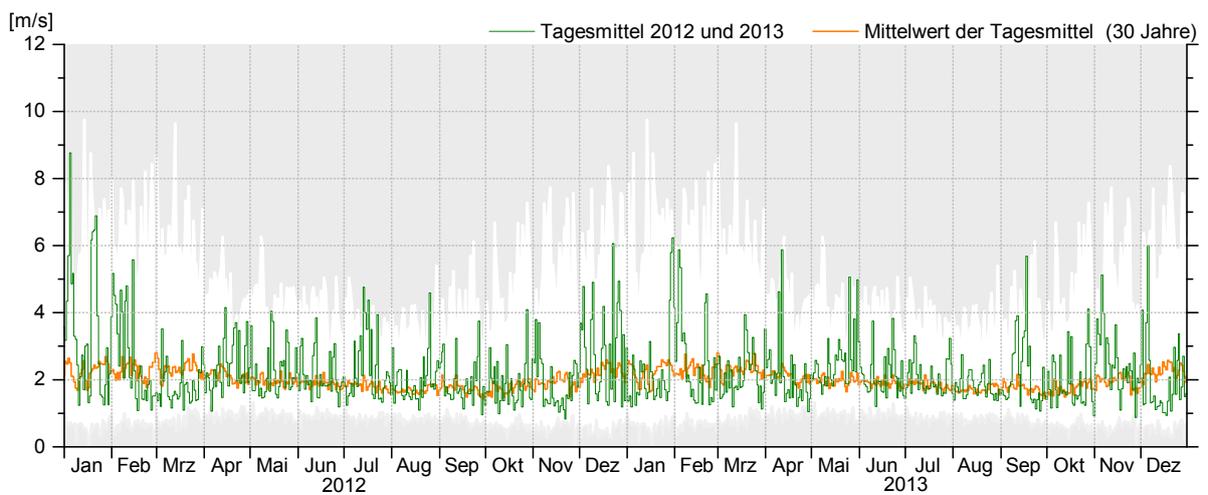


Abb. 3: Meteorologische Größen mit Bereichen zwischen Maxima und Minima langjähriger Tagesmittel. Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

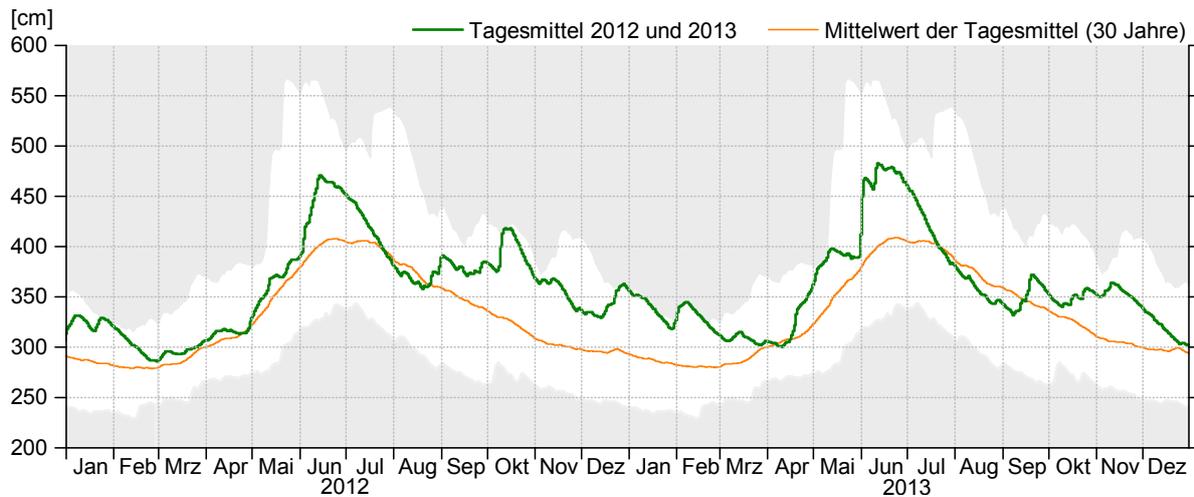
Die Sonnenscheindauer zeigt für das Jahr 2012 für den Monat Juni deutlich unterdurchschnittliche Werte, während im weiteren Jahresverlauf die Werte um die mittelfristigen (2005-2012) Mittelwerte schwanken. Das Jahr 2013 zeigt einen im Wesentlichen zweigeteilten Verlauf für die Sonnenscheindauer, die im ersten Halbjahr unterdurchschnittliche Werte zeigt, während in der zweiten Jahreshälfte eher überdurchschnittliche Werte erreicht werden.

Die Lufttemperaturen zeigen für das Jahr 2012 im Februar besonders große negative Abweichungen vom langjährigen Mittelwert. Im Jahr 2013 korrespondieren negative Temperaturabweichungen vom Mittelwert mit der zu dieser Zeit geringen Sonnenscheindauer. Im weiteren Jahresverlauf werden demgegenüber ebenfalls korrelierend mit einer überdurchschnittlichen Sonnenscheindauer im Juni, Juli und August deutlich höhere Temperaturen als im Durchschnitt erreicht.

Die gemessenen Windgeschwindigkeiten zeigen den üblichen Verlauf mit relativ großen Schwankungen um die mittleren, langjährigen Werte. Besonders große Windgeschwindigkeiten werden in den Winter- und Frühjahrsmonaten erreicht.

Hydrologie

Wasserstand Pegel Konstanz



Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau

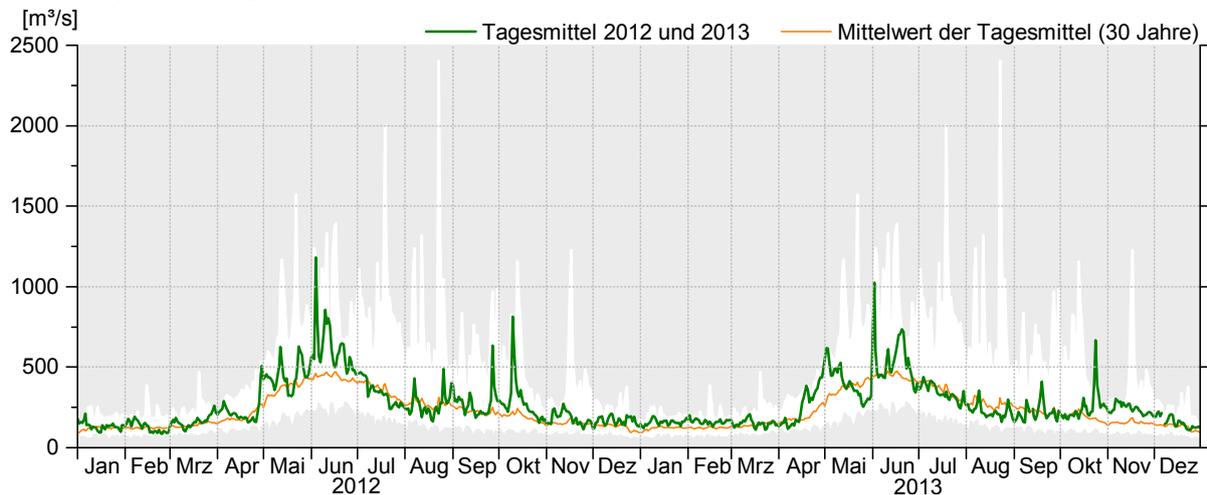
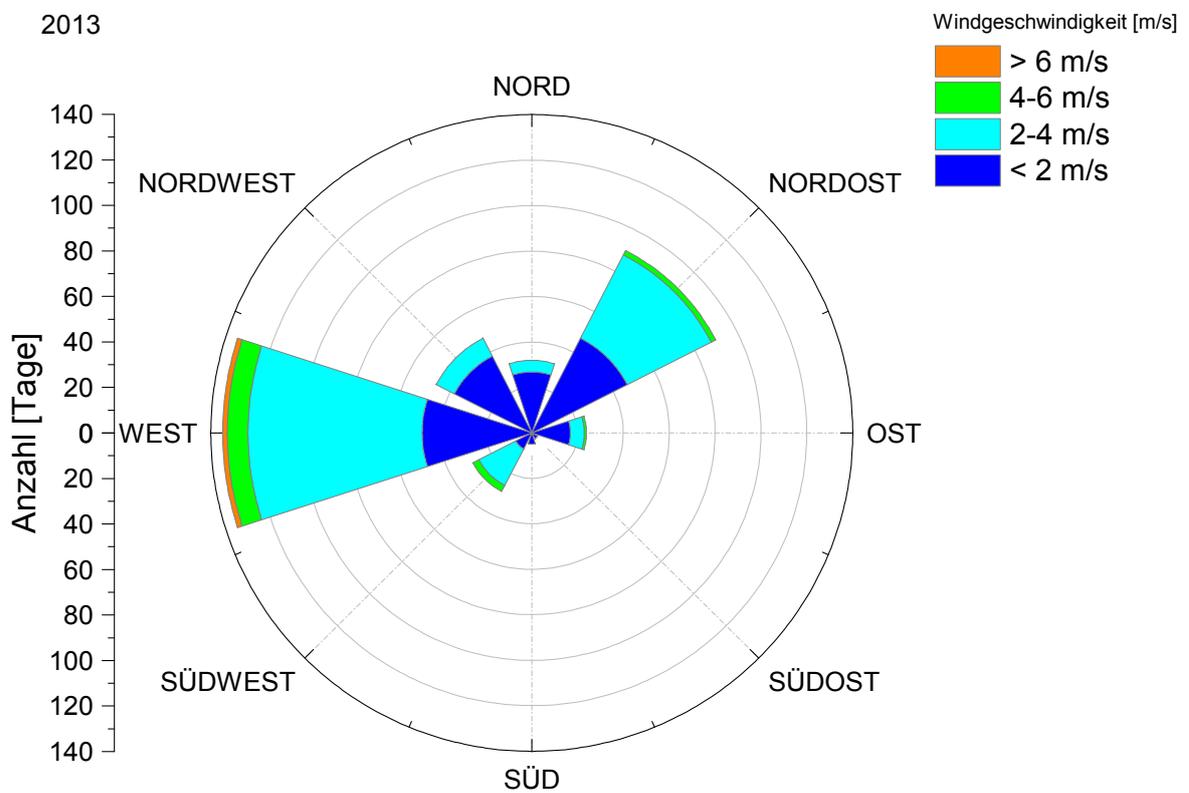
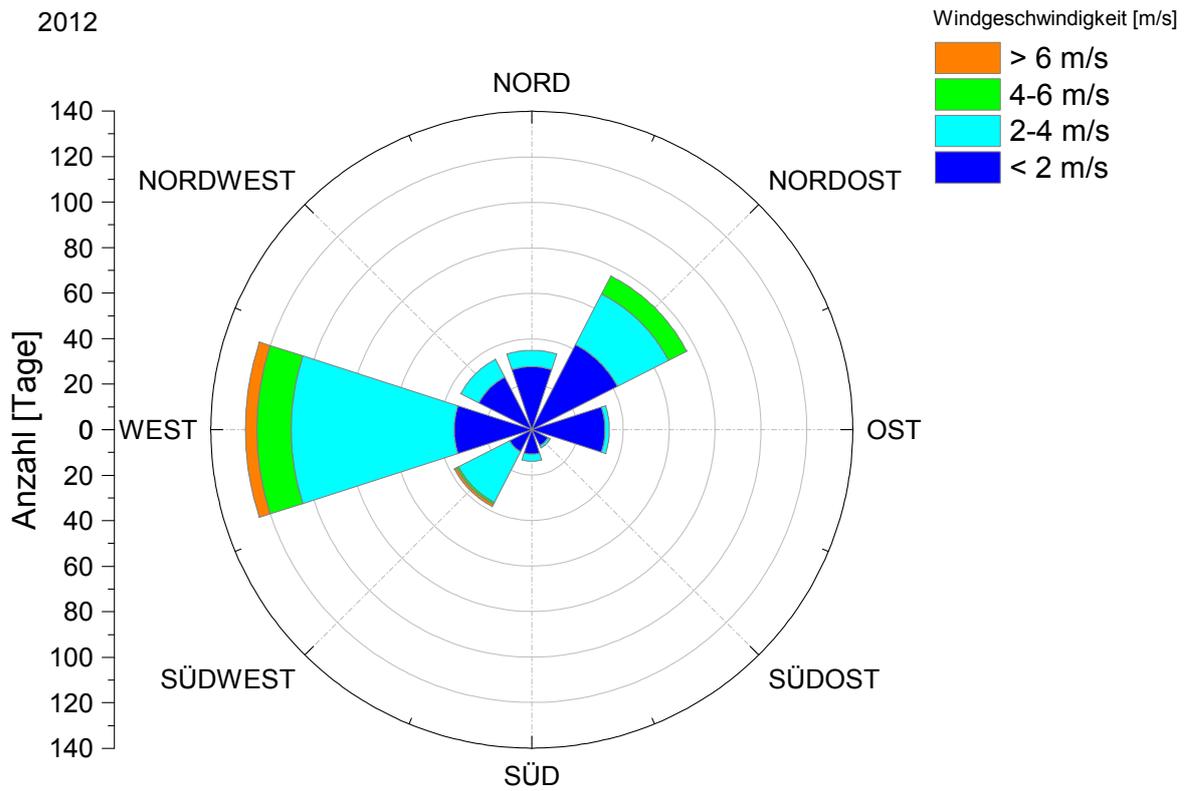


Abb. 4: Hydrologische Größen; Wasserstand Pegel Konstanz und Abfluss Alpenrhein Pegel Lustenau. Quellen: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg, BodenseeOnline.

Die Wasserstände zeigen im Jahr 2012 mit Ausnahme des August für das gesamte zweite Halbjahr gegenüber dem langjährigen Mittel deutlich erhöhte Werte auf. Im Jahr 2013 ist der Wasserstand für Monate Mai, Juni und Juli deutlich gegenüber dem langjährigen Mittel erhöht. Ebenfalls gegenüber dem langjährigen Mittel erhöhte Werte zeigen die Monate Oktober, November, Dezember 2013.

Die Abflüsse des Alpenrheins zeigen im Vergleich zu den langjährigen Extremereignissen keine herausgehobenen Abflussereignisse. Die größten Abflusswerte werden in 2012 und 2013 jeweils in den Monaten Juni und Oktober erreicht.

Windverteilung



Tagesmittelwerte 1984-2013

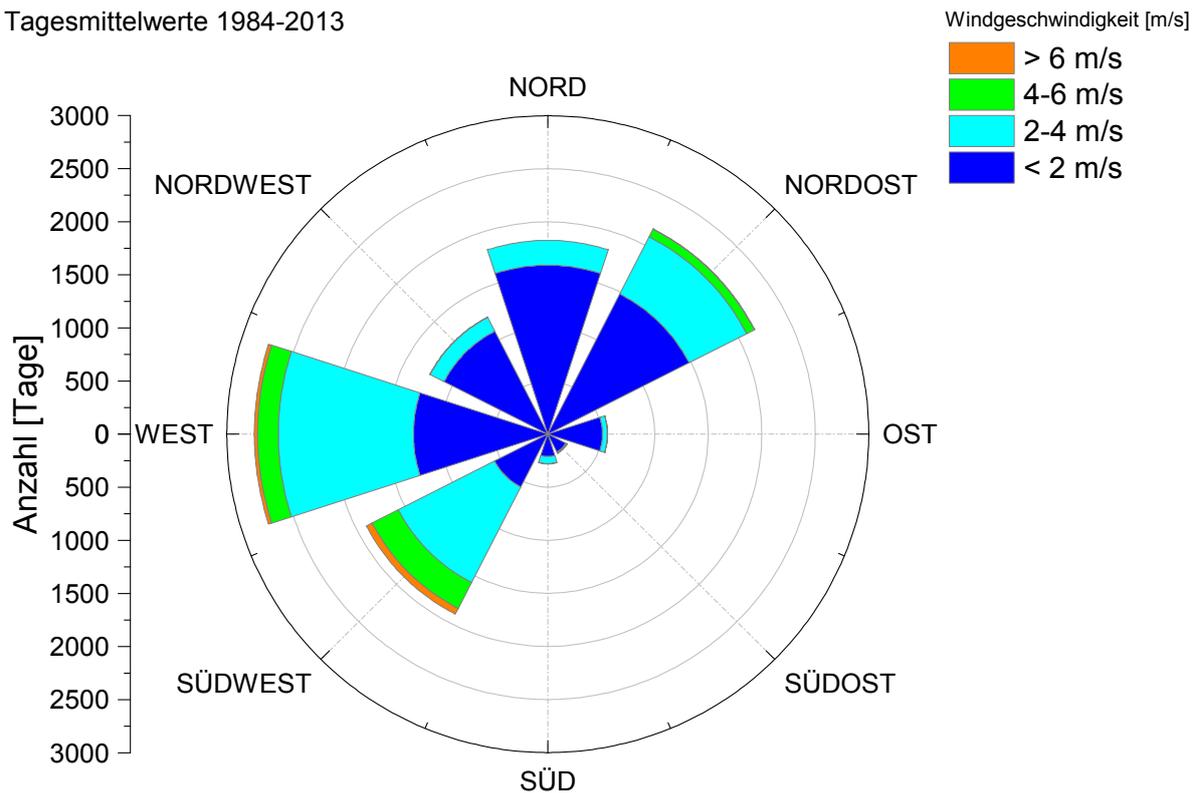


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung des Windes für die Jahre 2012 und 2013 (obere Abbildungen) bzw. die letzten 30 Jahre (untere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windverteilungen des Jahres 2012 und 2013 zeigen sehr ähnliche Richtungsverteilungen, die Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und -geschwindigkeiten aufweisen, die jedoch im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen. Auffällig ist die gegenüber den Mittelwerten verminderte Häufigkeit der Windereignisse aus südwestlicher und nördlicher Richtung im betrachteten Zeitraum.

Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund

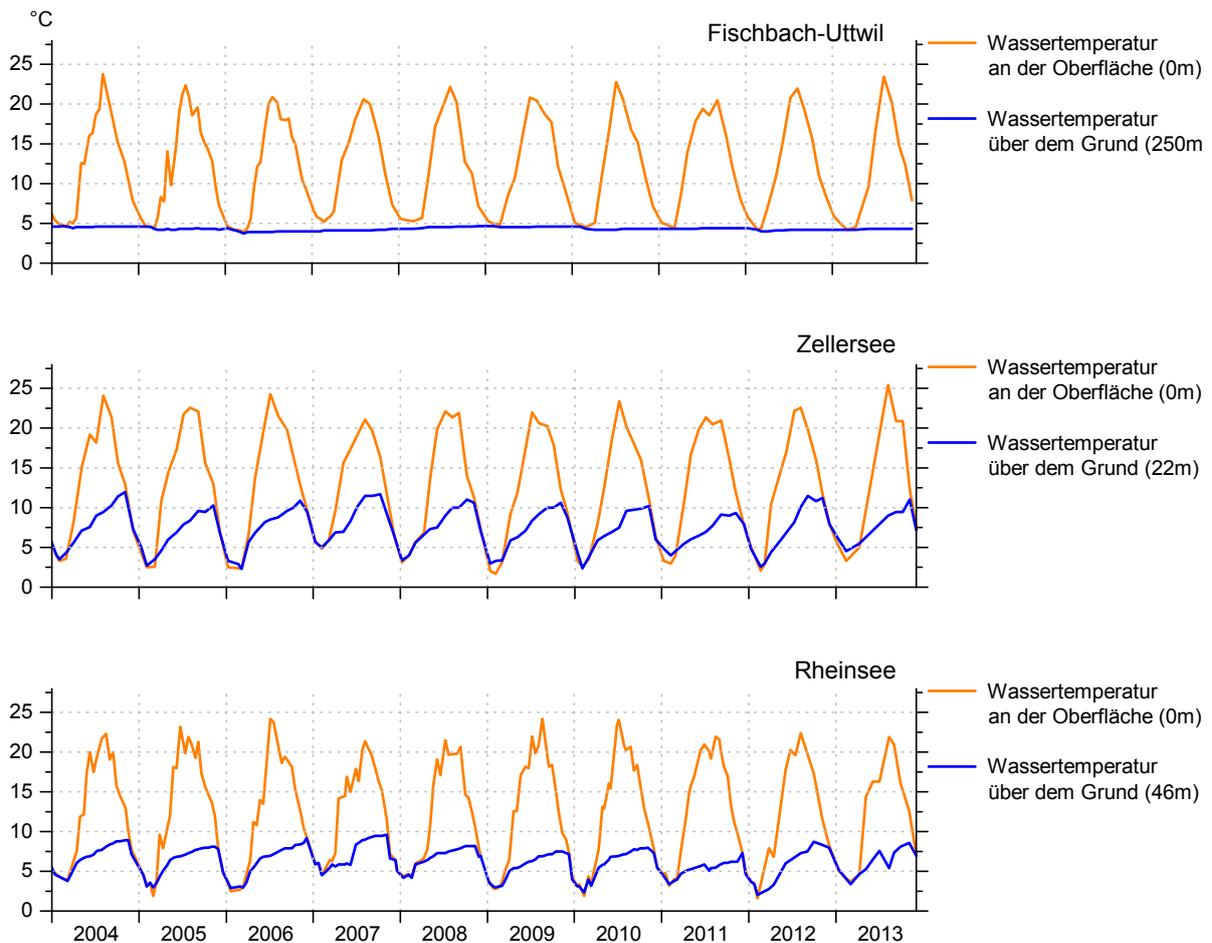


Abb. 6: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2012 und 2013. Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees ($D = 22$ m) und des Rheinsees ($D = 46$ m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

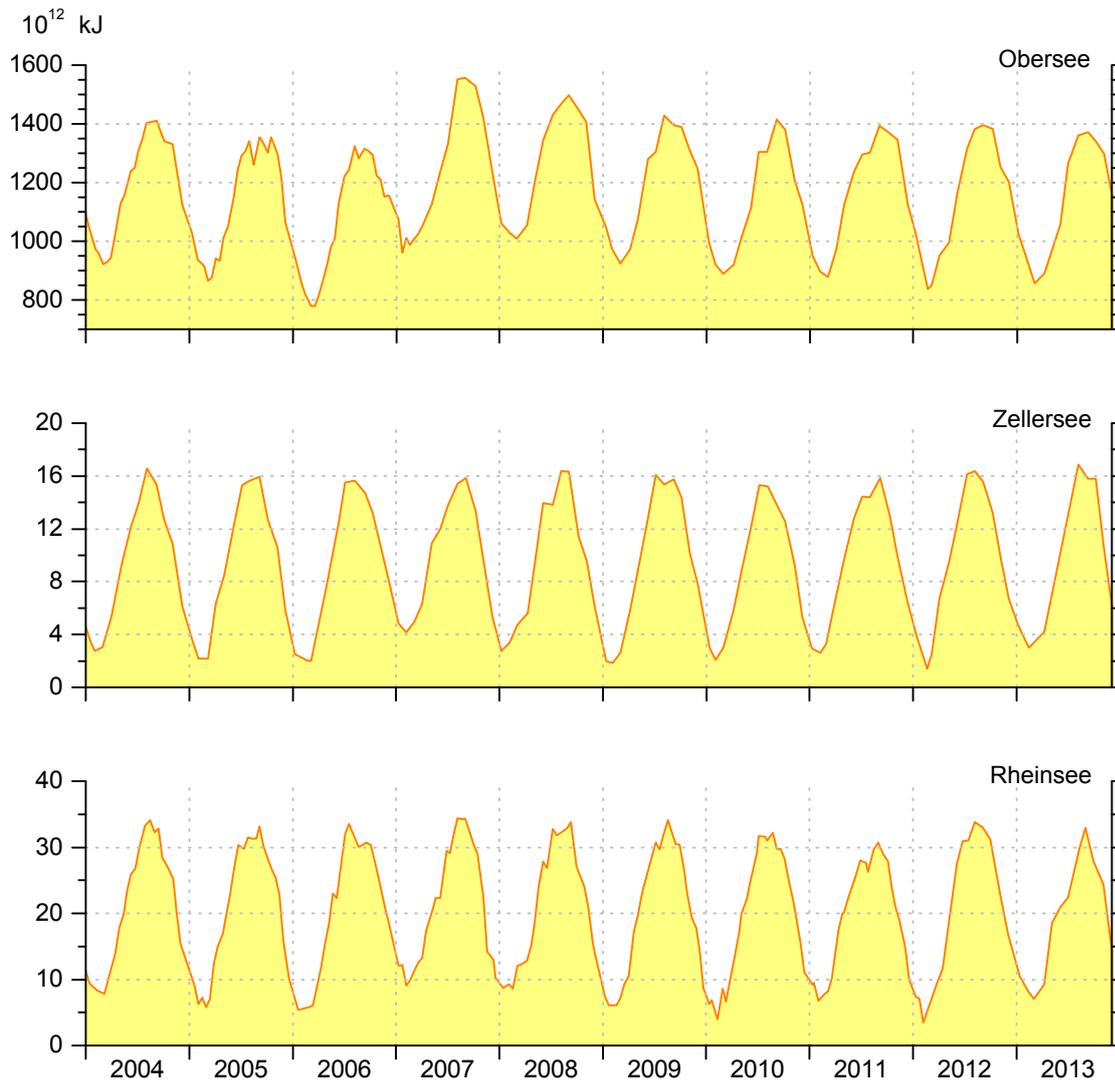
Wärmeinhalt

Abb. 7: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2012 und 2013 werden im Obersee - repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil - Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die im Vergleich der letzten 10 Jahre keine außergewöhnlichen Abweichungen zeigen und etwas geringer als in den Vorjahren sind. Für den Zellersee und den Rheinsee bewegen sich die ermittelten Werte ebenfalls im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite. Auffällig ist der im Vergleich zum Jahr 2012 relativ geringe Abfall des winterlichen Wärmeinhaltes für Zellersee und Rheinsee im Winter-Frühjahr 2013, was mit relativ milden Lufttemperaturen in dieser Zeit korreliert.

Wassertemperatur

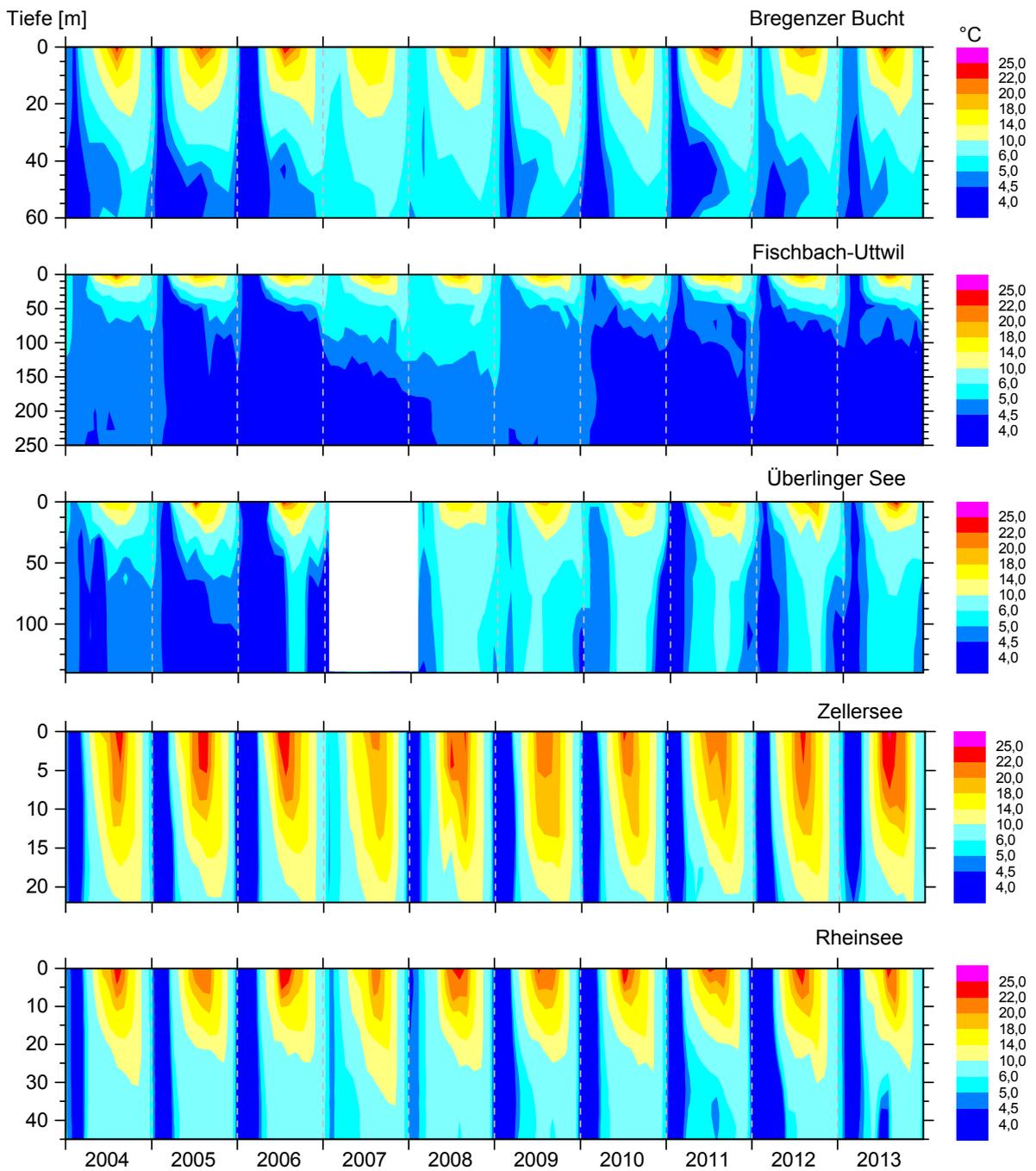


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlinger See, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

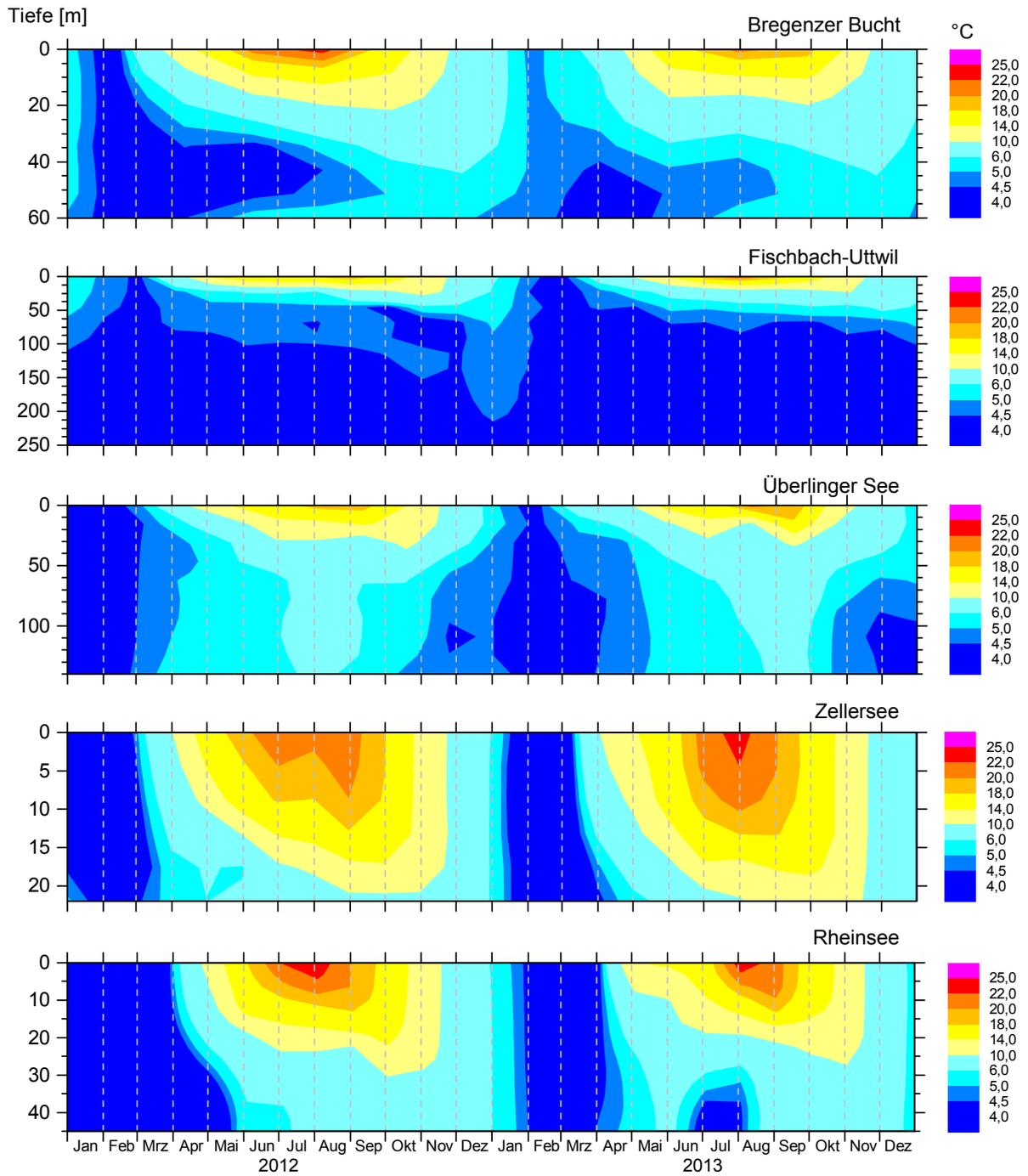


Abb. 9: Wassertemperaturverteilung in den Jahren 2012/2013 in der Bregenzer Bucht, in See-
mitte im Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), im Überlinger See, sowie im Zellersee
und Rheinsee im Untersee.

In der Seemitte des Obersees, in der Bregenzer Bucht und im Überlinger See werden Temperaturen über 10 °C nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht (Abb. 8). In milden Wintern, wie beispielsweise 2006/07 und 2007/08 bleibt der Obersee geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. 2007 und 2008 hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt. Die kalten Lufttemperaturen Anfang 2009 führten in allen Seeteilen zur Abkühlung. Ab März 2010 fiel die Temperatur in Wassertiefen größer als 100 m wieder unter 4,5 °C. Erst Ende 2011 erfolgte hier teilweise wieder eine Erwärmung über 4,5 °C. Im Frühjahr 2013 erreichte die Wassertemperatur im Obersee weitgehend ausgeglichene Temperaturverhältnisse auf relativ niedrigem Niveau. Es stellte sich aber keine Homothermie ein, die eine vollständige Durchmischung der gesamten Wassersäule angezeigt hätte. Im flachen Zellersee erreichen die Temperaturen bis in Grundnähe regelmäßig über 10 °C. Ebenso liegen die Maximaltemperaturen häufig über jenen im Obersee in Seemitte. Auch im Rheinsee liegen die Maximaltemperaturen regelmäßig über jenen im Obersee und Temperaturen über 10 °C werden zeitweise in Tiefen bis 30 m und darunter gemessen.

In der Seemitte des Obersees wird sowohl Anfang März 2012 als auch 2013 ein weitgehender thermischer Ausgleich auf einem Temperaturniveau von etwa 4,3 °C erreicht (Abb. 9). Im Überlinger See wird dies jeweils bereits Anfang Februar erzielt. Die Temperaturverteilungen in Zellersee und Rheinsee - zwei Teilbecken des Untersees - zeigen ähnliche Verläufe für die Jahre 2012 und 2013. In diesen beiden Seeteilen, wie auch im gesamten Untersee, kommt es aufgrund der spezifischen Morphometrie mit vergleichsweise geringen Wassertiefen bereits jeweils im Dezember 2012 bzw. 2013 zu einem Ausgleich der vertikal gemessenen Wassertemperaturen.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

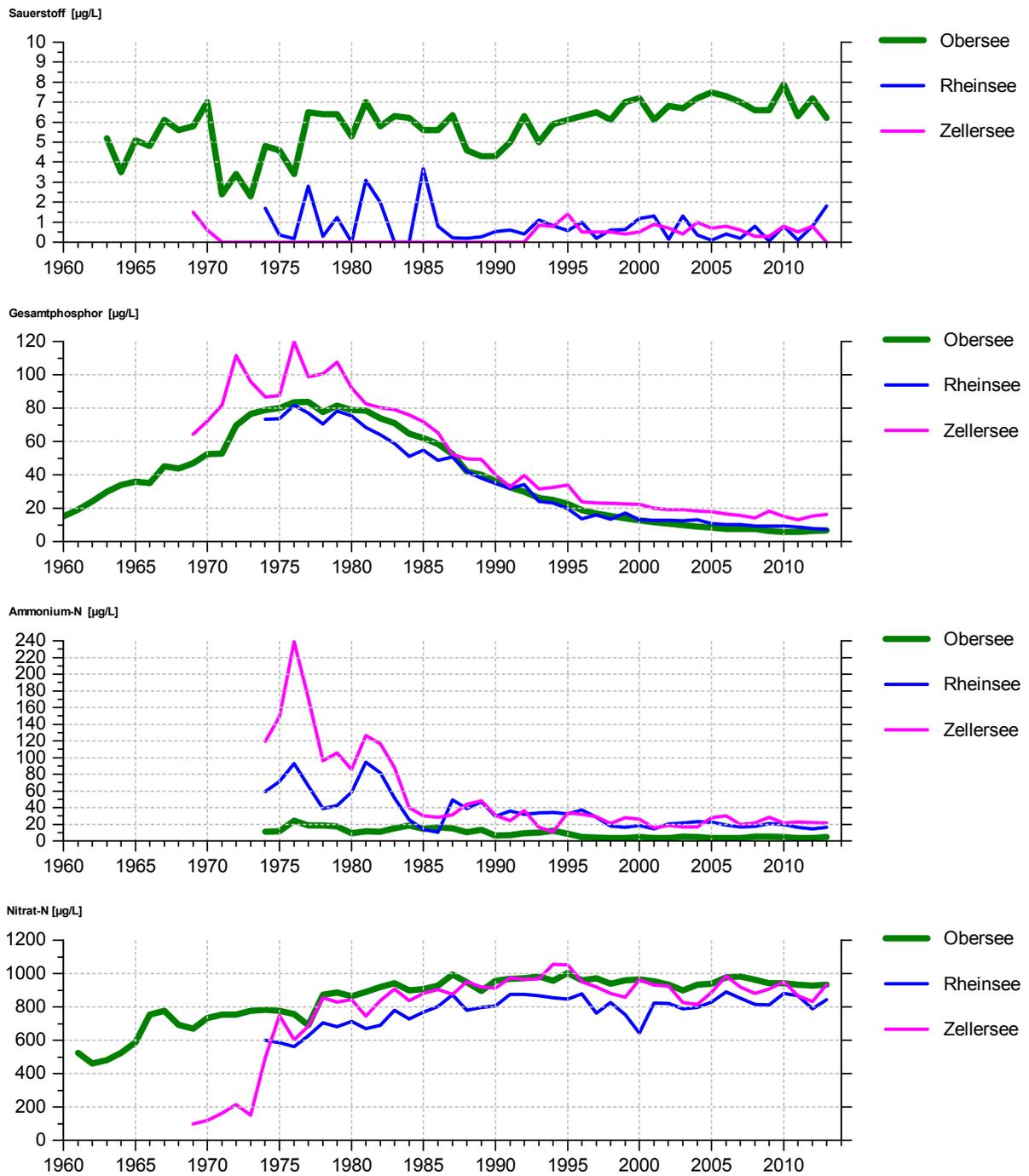


Abb. 10: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

Sauerstoff

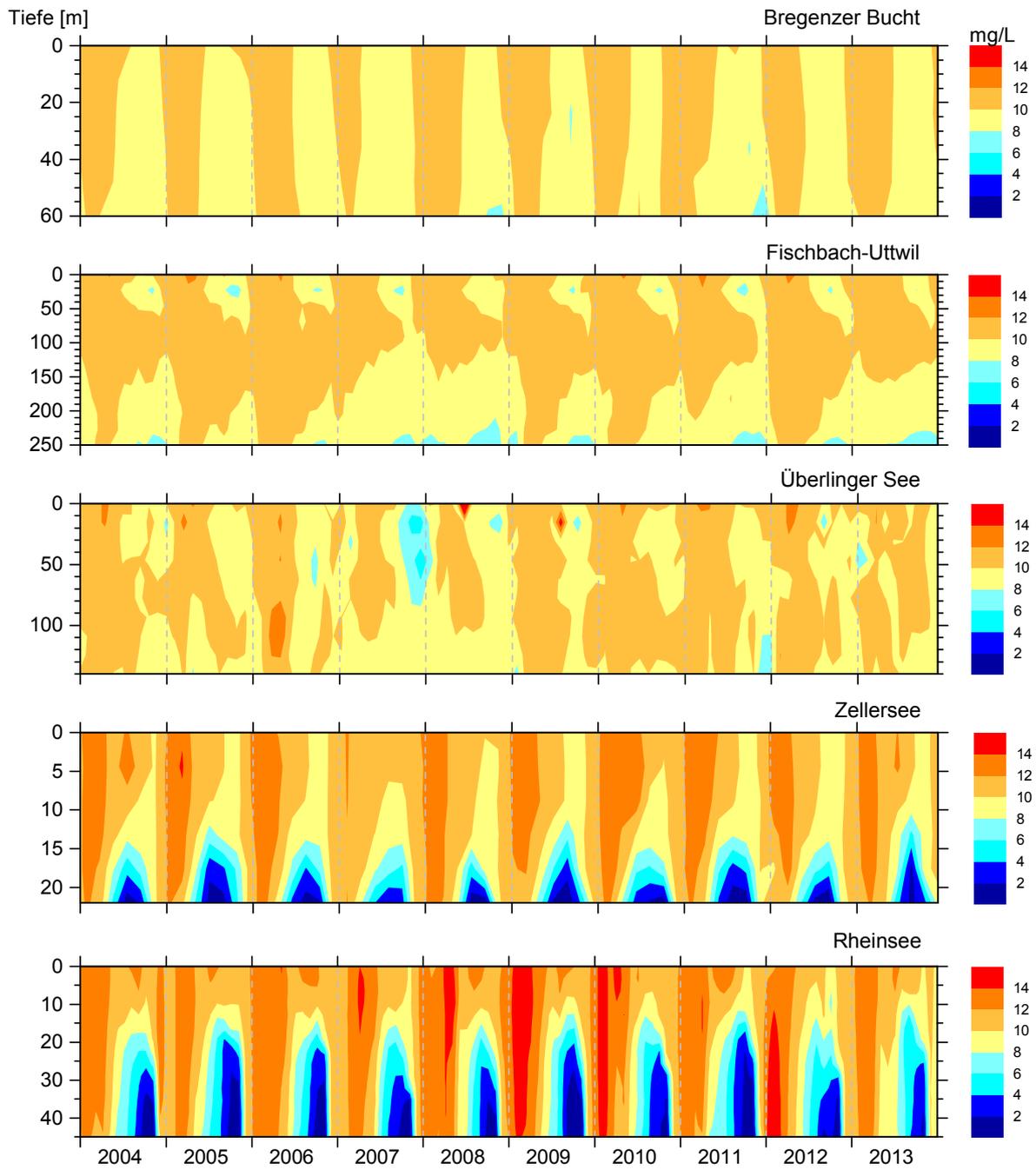


Abb. 11: Sauerstoffverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlinger See, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Sauerstoffgehalte in der Nähe des Seegrundes spiegeln die verschiedenen trophischen Verhältnisse in den einzelnen Seeteilen wider. So fallen die herbstlichen Sauerstoffminima im produktiveren Untersee geringer aus als im Obersee. In der Seemitte des tieferen Obersees wird ein Teil der Biomasse bereits in einer Tiefe von 20-25 m abgebaut, was in dieser Zone im Sommer/Herbst zu einer Sauerstoffabnahme führt (Abb. 11).

Im Herbst 2010 wurde in der Seemitte Obersee die beste minimale grundnahe Sauerstoffversorgung seit Beginn der regelmäßigen IGKB-Untersuchungen von 7,9 mg/L beobachtet. Im Verlauf der Sommer 2011, 2012 und 2013 erfolgte aufgrund der fehlenden Vollzirkulation 2010-2013 im tiefen Hypolimnion jeweils eine kontinuierliche Zehrung an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,3 mg/L, 7,2 mg/L und 6,2 mg/L in 1 m über dem Seegrund.

Gesamtphosphor

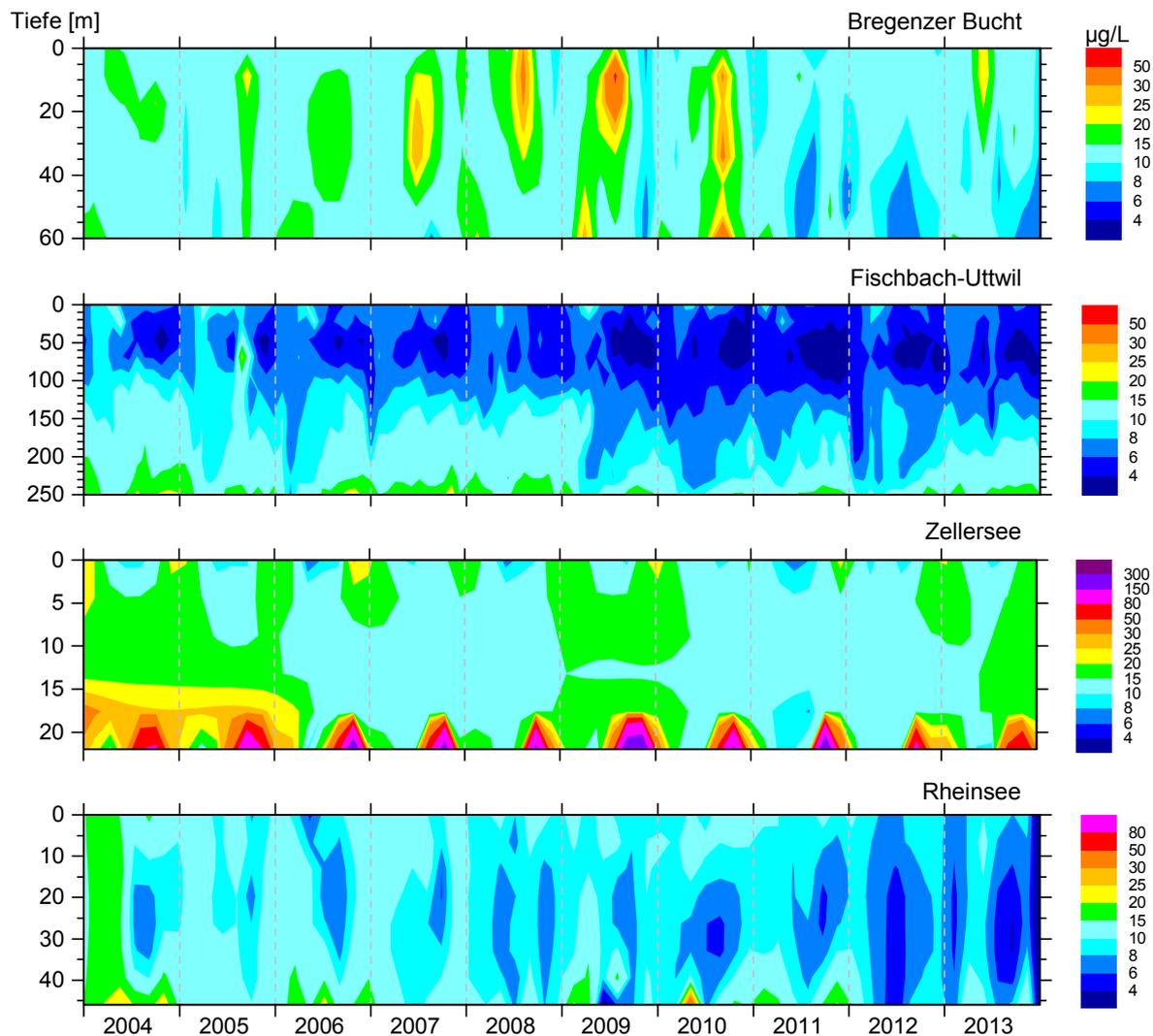


Abb. 12: Gesamtphosphorverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert. Die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) erfasst immer größere Bereiche des Hypolimnions. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind die Phosphorgehalte in der Bregener Bucht etwas höher als in Seemitte. Dadurch sind hier in den Jahren 2007 bis 2010 aber auch 2013 durch Zufluss Wasser verursachte lokale Konzentrationszunahmen zu beobachten, während in den Sommern 2011 und 2012 die Konzentrationen in allen Tiefen geringer ausfielen. Auch im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte langfristig rückläufig. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist hier der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Im Rheinsee werden in den letzten Jahren immer ausgeprägtere Bereiche der Wassersäule mit niedrigen Phosphorgehalten beobachtet.

Orthophosphat

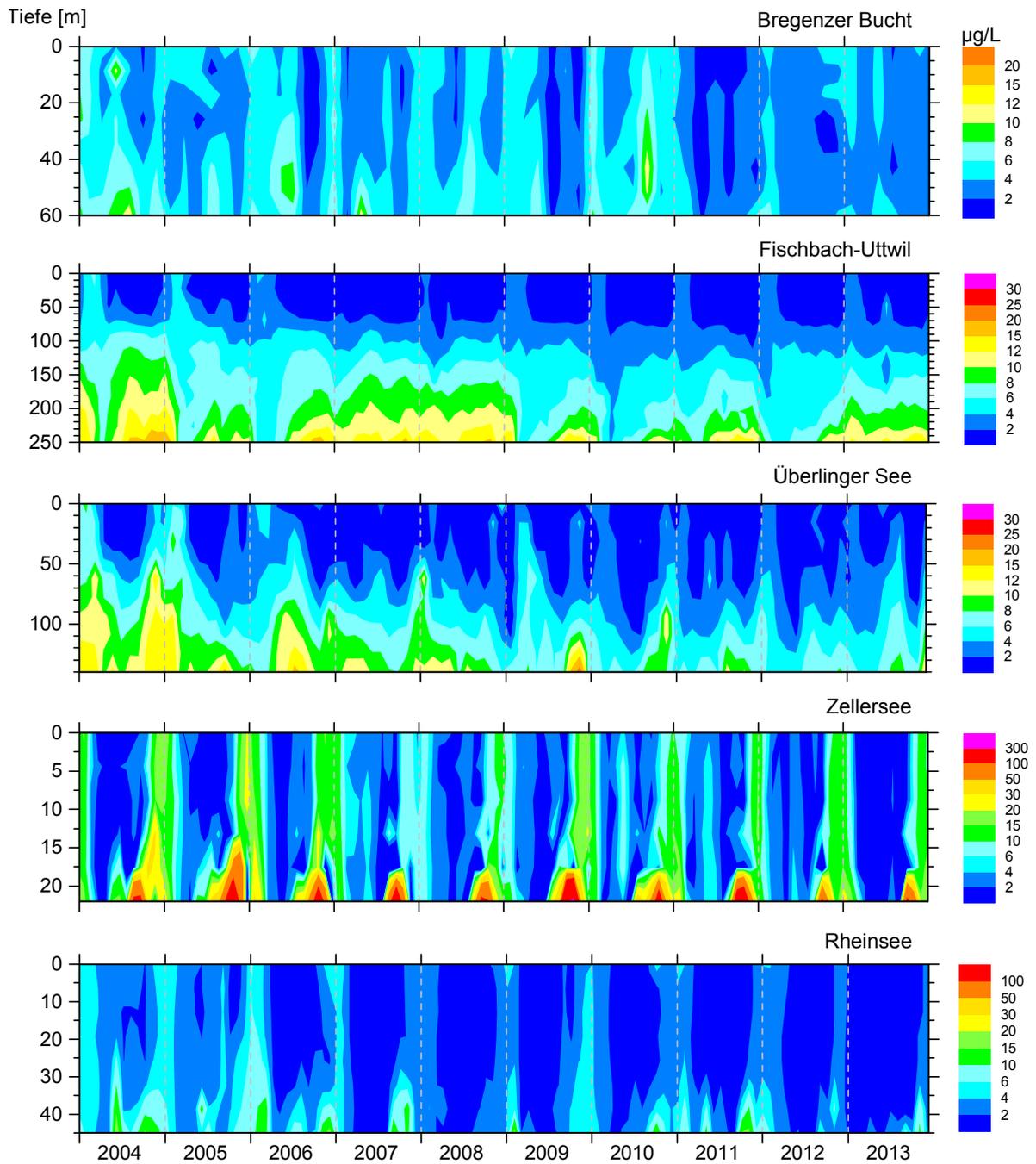


Abb. 13: Orthophosphatverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlinger See, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Vertikalverteilung von Orthophosphat (Abb. 13) in der Seemitte des Obersees und im Überlinger See wird überwiegend von Produktion bzw. Abbau von Biomasse und Zirkulationsvorgängen bestimmt. Die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation bewirkte eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Tiefenwasser der Seemitte Obersee. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers in den Jahren 2007 und 2008 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2009 durch Zirkulation wieder ausgeglichen. Bis Ende 2011 hat sich wieder ein mit Phosphat angereicherter Tiefenwasserkörper aufgebaut, der aber nicht mehr die Ausmaße wie 2007/08 annimmt. Seit Ende 2012 ist der Tiefenwasserkörper nun wieder mit Phosphat angereichert.

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 Obersee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung (Abb. 14). Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit 20 Jahren liegen die Nitrat-Stickstoffwerte im Obersee bei knapp 1 mg/L.

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 Sommerhalbjahr wegen der Nitrataufnahme durch die Algen.

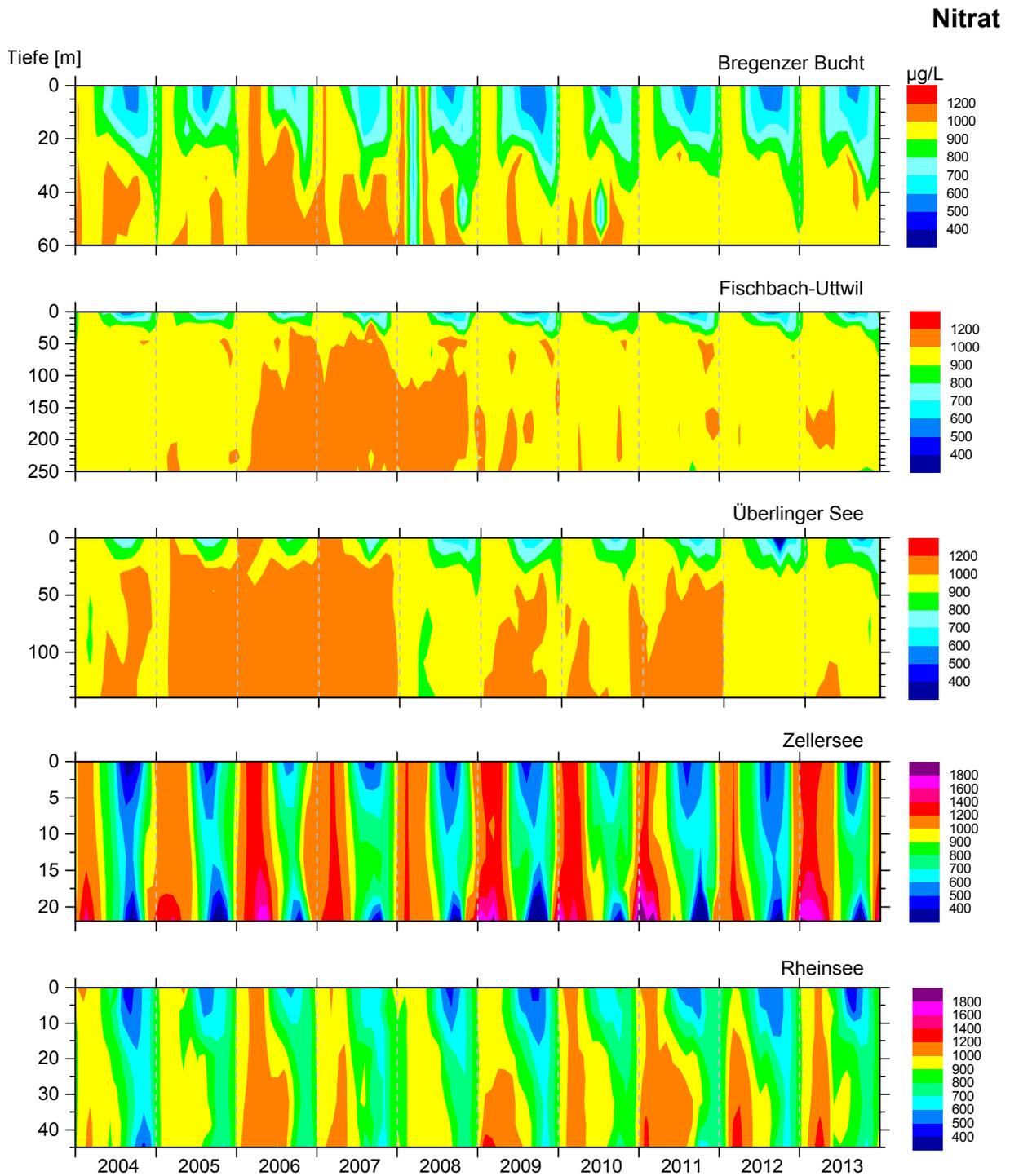


Abb. 14: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, im Überlinger See, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium

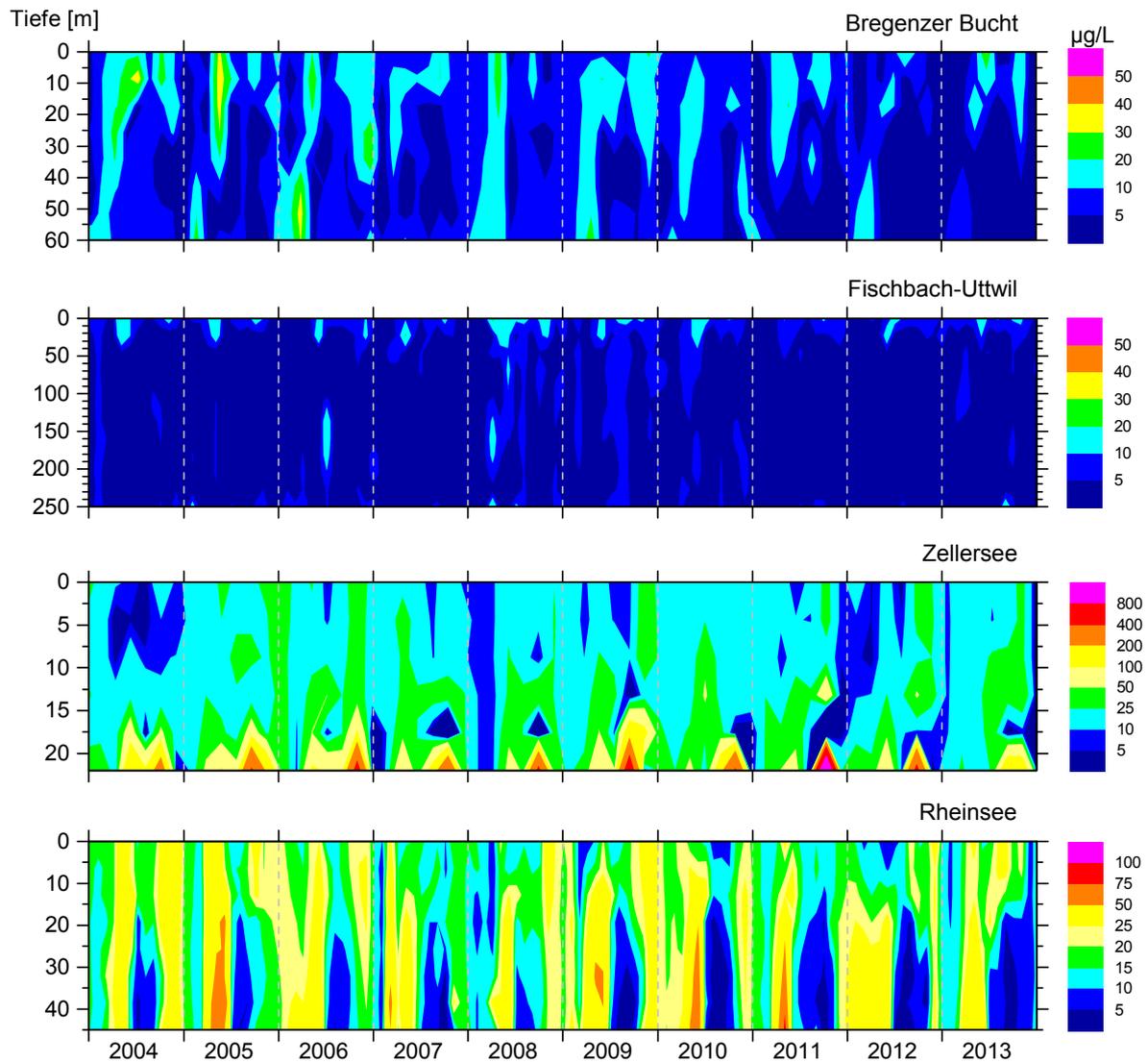


Abb. 15: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau von organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führt insgesamt zu abnehmenden Ammoniumgehalten. In der Seemitte des Obersee sind die geringsten Ammoniumgehalten zu finden und dieser Seeteil ist auch am wenigsten produktiv.

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

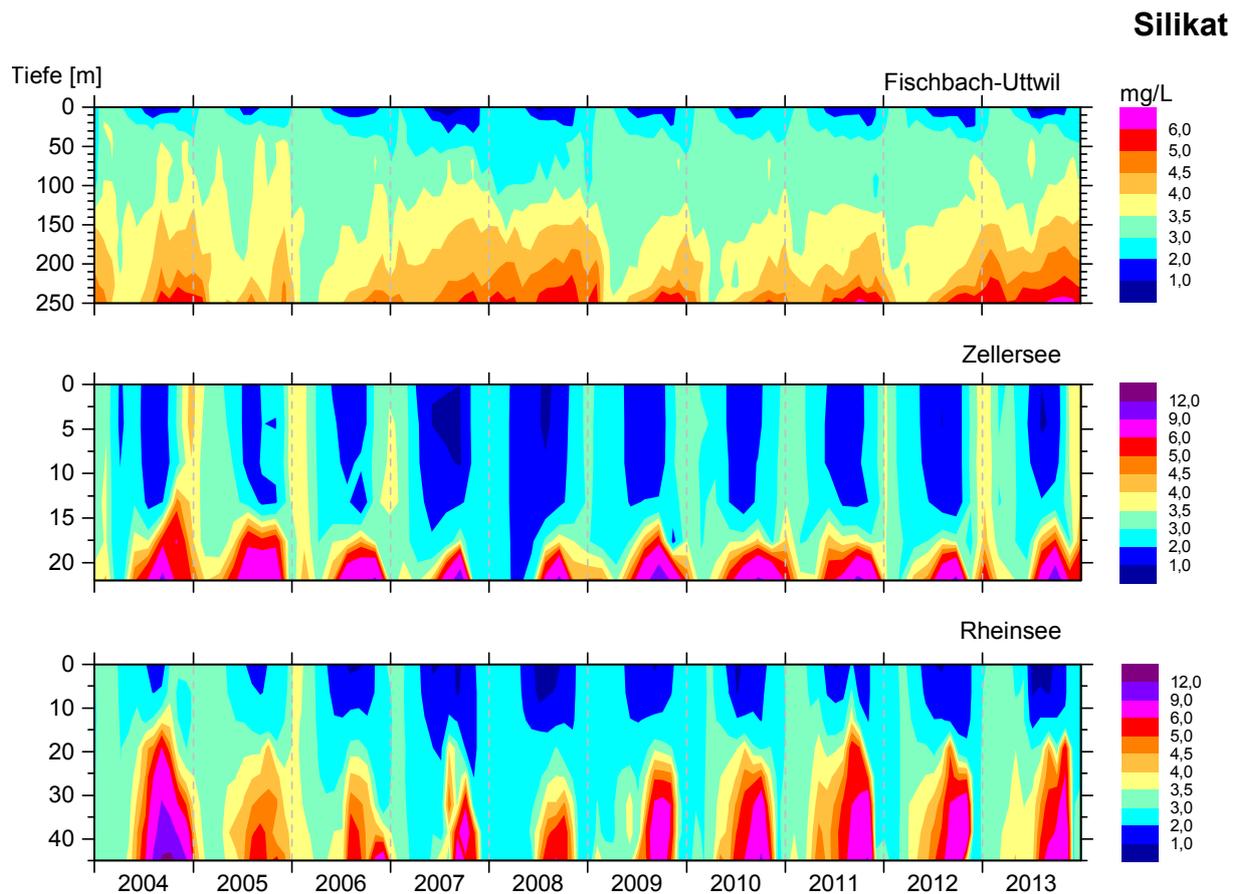


Abb. 16: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentrationen wird 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 (wie 2006) an einer Abnahme des Silikat Vorrats im Tiefenwasser zu erkennen, während sich in Jahren mit unvollständiger Durchmischung (wie 2007, 2008 oder 2011, 2012, 2013) das Tiefenwasser mit Silikat anreichert.

Infolge der höheren Produktion führt die Freisetzung im Zellersee und Rheinsee zu höheren Konzentrationen über dem Seegrund als im Obersee.

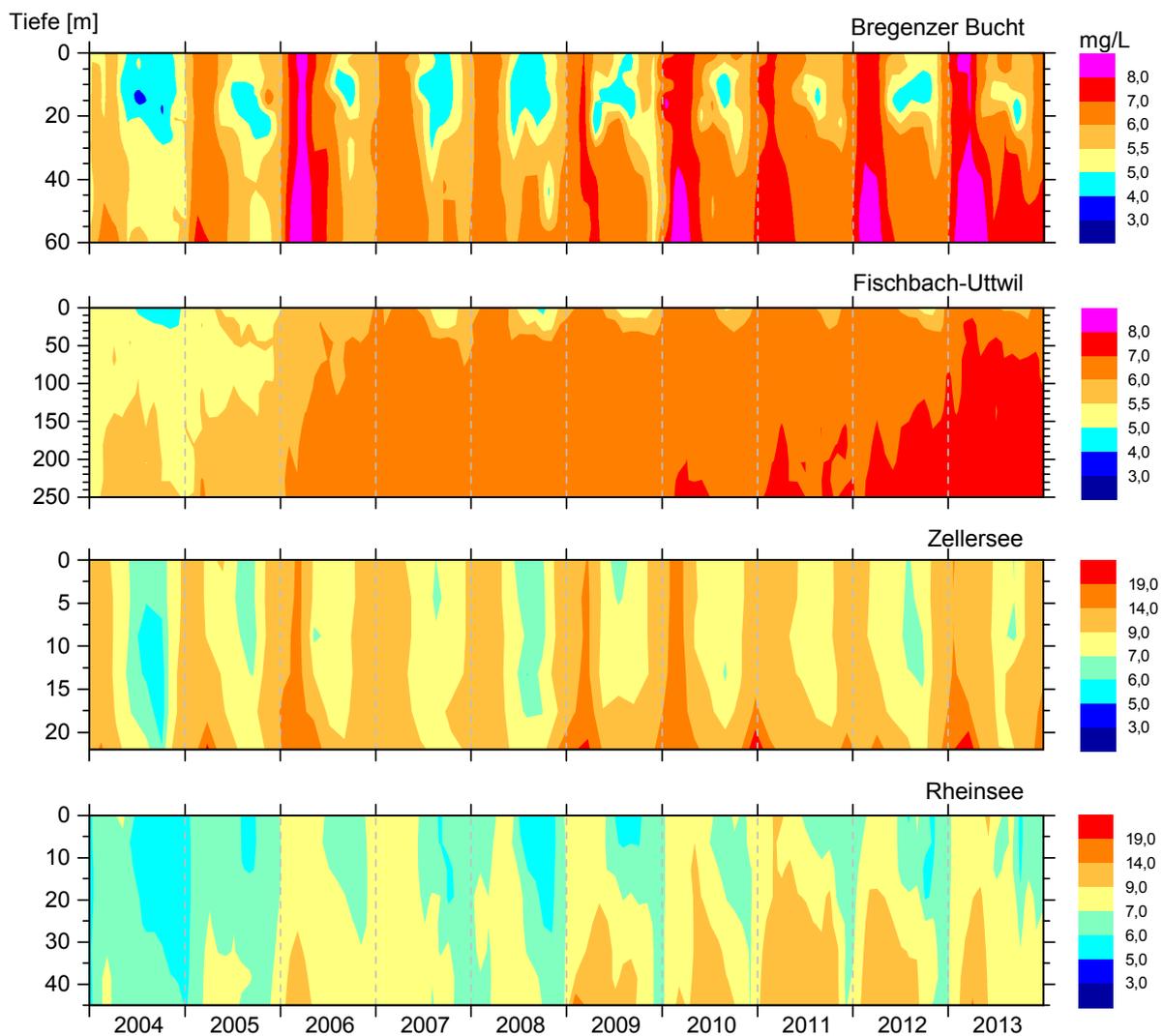
Chlorid

Abb. 17: Chloridverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Rhein und Bregenzerrach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid in der Bregenzener Bucht und in Seemitte Fischbach-Uttwil lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5-20 m erkennen. Seit 2006 nehmen die Chloridgehalte im Obersee weiter zu. Die Zunahme schreitet dabei kontinuierlich über die gesamte Wassersäule voran. Die höheren Chloridwerte im Zellersee jeweils zu Jahresbeginn werden durch die Radolfzeller Aach verursacht. Mit steigendem Oberseespiegel im Verlauf des Frühjahr/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 etwas höher.

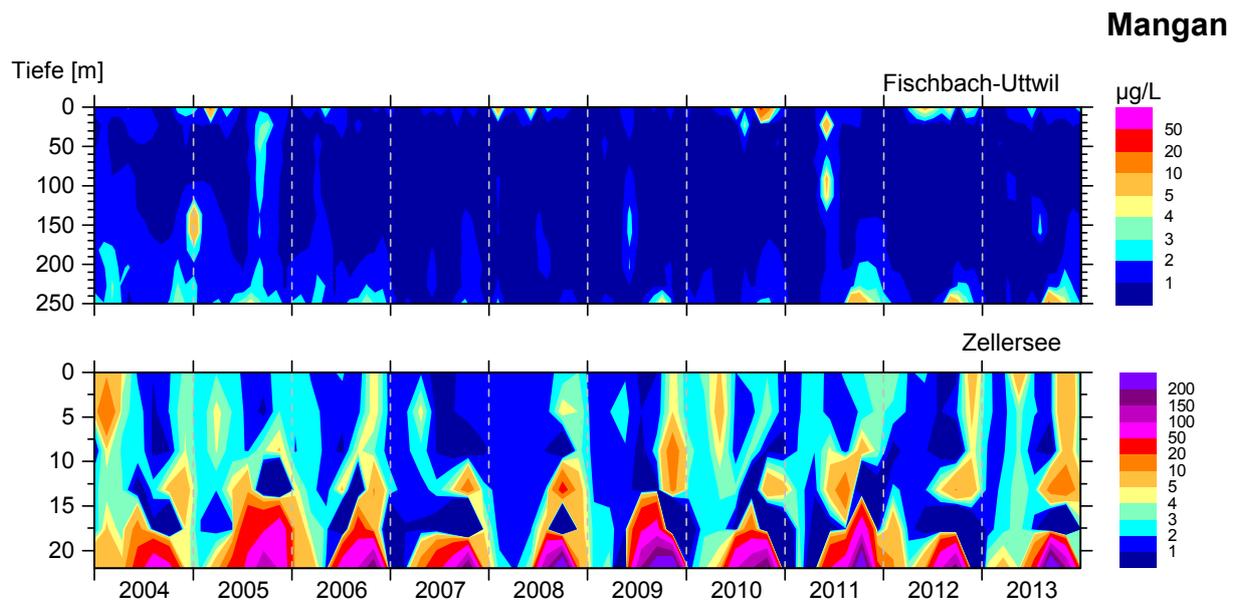


Abb. 18: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzen nur mehr in sehr geringem Ausmaß statt. 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 schwerlösliche Mangan(IV)-Verbindungen zu leichtlöslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und den daran gebundenen Phosphor verantwortlich.

Im Zellersee hingegen ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt weiterhin hoch.

Eisen

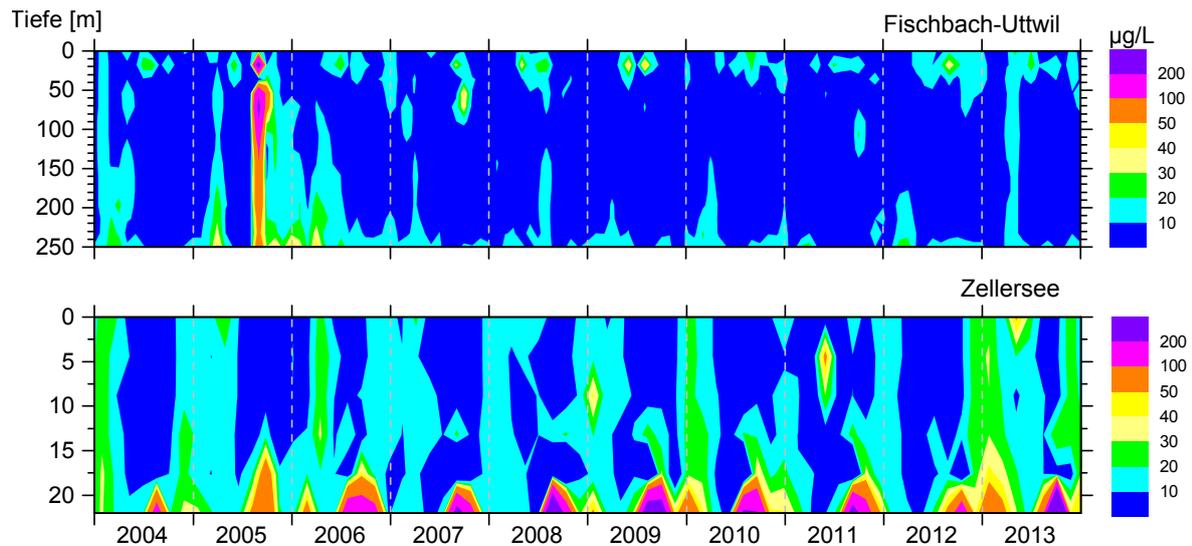


Abb. 19: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie beim Mangan (siehe Abb. 18). Damit sind die Unterschiede zwischen Obersee und Untersee zu erklären. Zusätzlich zeigen erhöhte partikuläre Eisengehalte Flusswasserfahnen an, da im Gegensatz zu mineralischen Schwebstoffen mit Eisengehalten von einigen Prozenten Algen lediglich Spuren von Eisen enthalten. Im Jahr 2005 ist deutlich das Augusthochwasser in Seemitte Obersee zu erkennen.

Phytoplankton



Abb. 20: *Anabaena lemmermannii* (Länge 5-11 µm, Breite 4-6 µm).



Abb. 21: *Mallomonas* (Länge 16-100 µm, Breite 10-30 µm).



Abb. 22: *Dinobryon divergens* (Länge der Einzelzelle 30-65 µm)

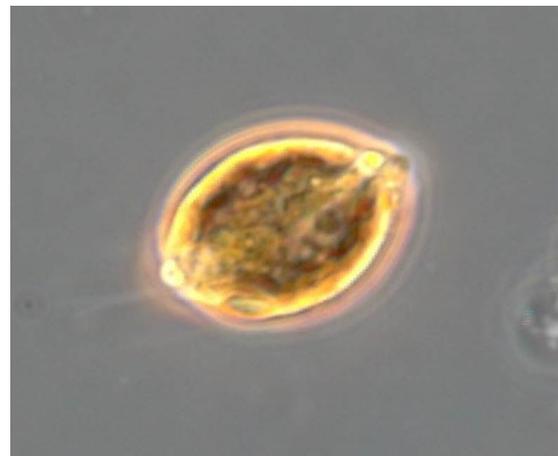


Abb. 23: *Rhodomonas lens* (Länge 12-17 µm, Breite 9-11 µm).

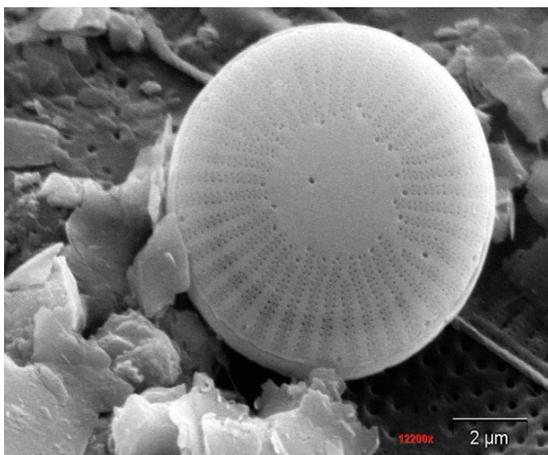


Abb. 24: *Cyclotella costei* (Syn. *C. cyclopuncta*; Zellen Ø 8-12 µm).

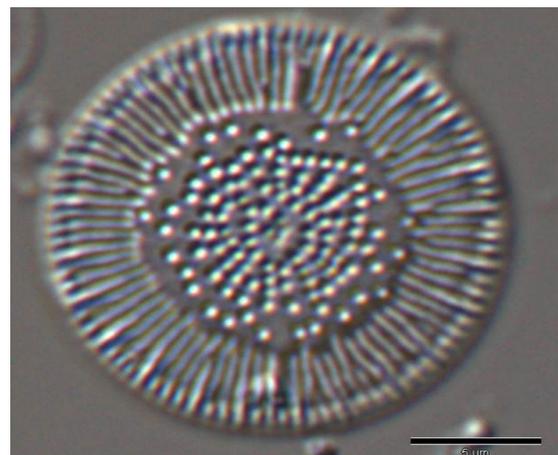


Abb. 25: *Cyclotella balatonis* (Zellen Ø 16-22 µm).

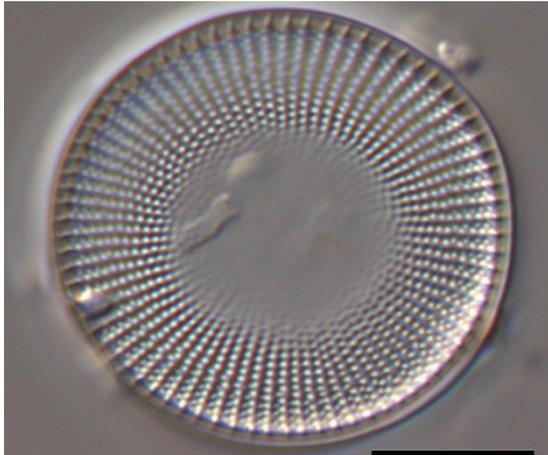


Abb. 26: *Stephanodiscus alpinus* (Zellen Ø 10-32 µm).

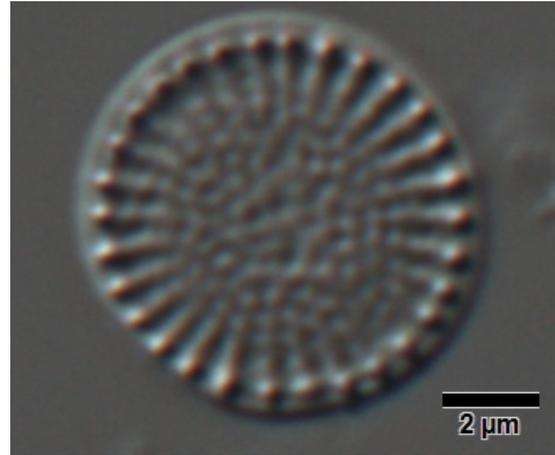


Abb. 27: *Stephanodiscus minutulus* (Zellen Ø 2-12 µm).

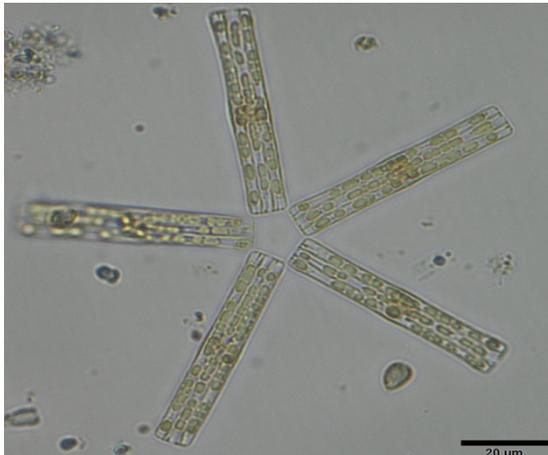


Abb. 28: *Tabellaria flocculosa* (Länge 6-130 µm, Breite 4-9 µm).

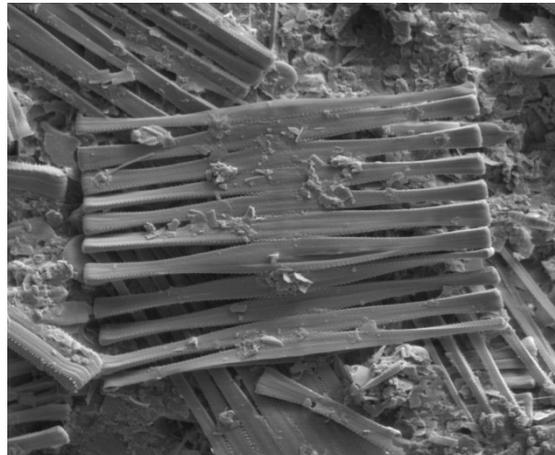


Abb. 29: *Fragilaria crotonensis* (Länge 40-170 µm).



Abb. 30: *Ceratium hirundinella* (Länge: 40-450 µm, Breite 28-55 µm).

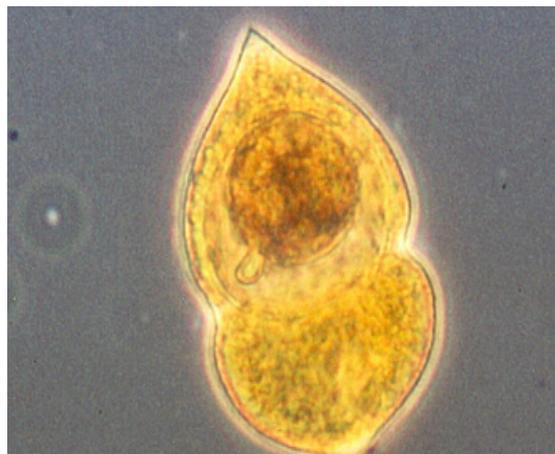


Abb. 31: *Gymnodinium helveticum* (Länge 42-57 µm Breite 23-30 µm).

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)

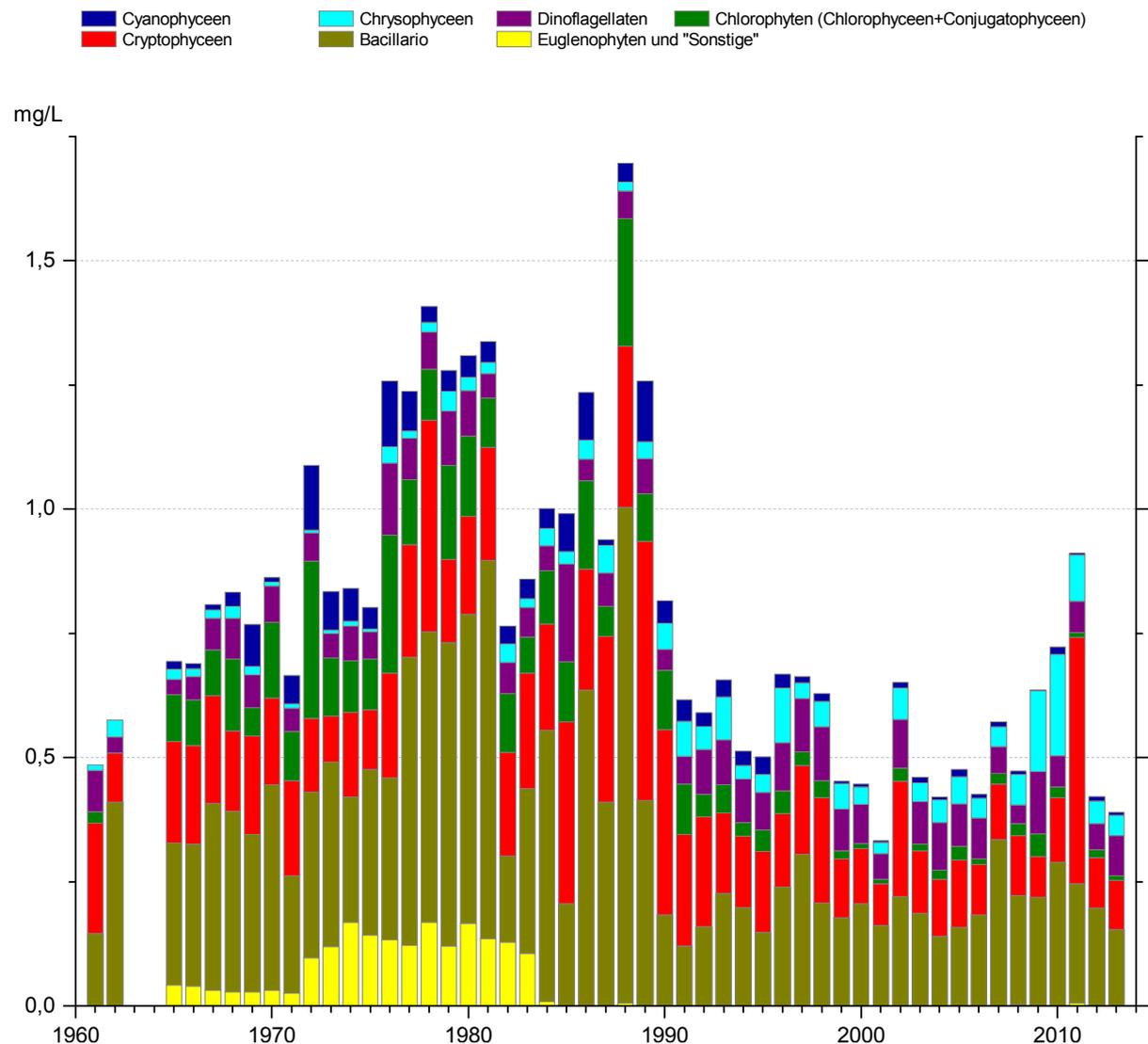


Abb. 32: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2013).

Im Obersee spielen über die gesamte Untersuchungsdauer Bacillariophyceen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größten Teil der Gesamtbiomasse. Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Anders ist dies bei Chlorophyten und Cyanobakterien: der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte im Obersee vor 20 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen 0,33 mg/L und 0,91 mg/L bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: diese setzte bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlinger See)

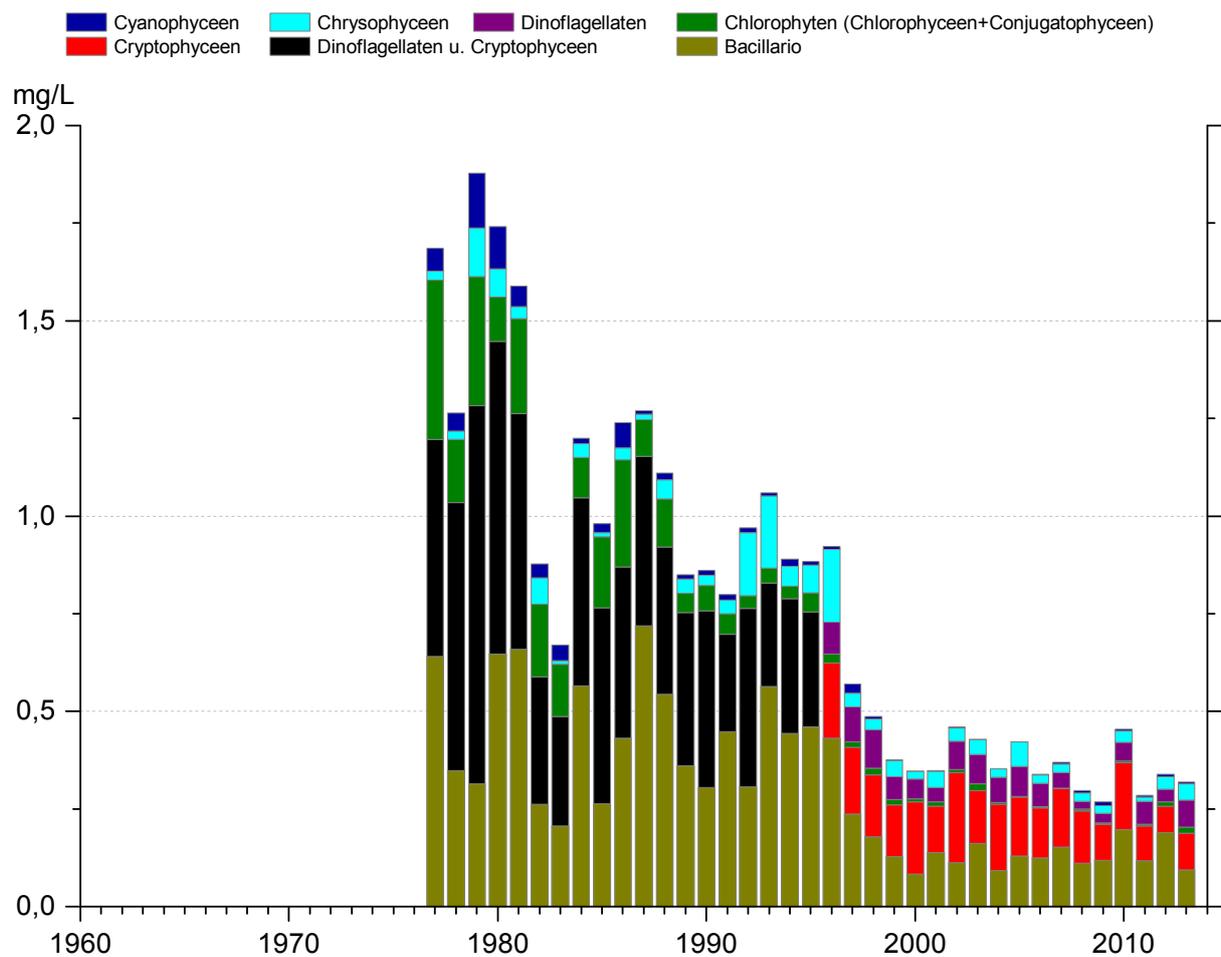


Abb. 33: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlinger See, 1977-2013).

Im Überlinger See wurde das Phytoplankton von 1977 bis 1995 nach einem vereinfachten Verfahren ausgewertet, bei dem Dinoflagellaten und Cryptophyceen zusammengefasst wurden. Eine Interpretation dieser beiden Gruppen vor 1996 ist deshalb nicht möglich. Ab 1997 sind die Cryptophyceen stark dominierend und stellen in den meisten Jahren den überwiegenden Teil der Biomasse. Die bis 1996 stark vertretenen Kieselalgen sind deutlich zurückgegangen, bilden aber zusammen mit den Cryptophyceen die stärkste Gruppe. Die Chlorophyten und Cyanobakterien sind sehr stark zurückgegangen und spielen kaum noch eine Rolle. Die Chrysophyceen erreichten Ende der siebziger und Anfang der neunziger Jahre teilweise hohe Biomassen, bewegen sich aber seither auf einem niedrigeren Niveau, was von den anderen untersuchten Seeteilen stark abweicht. Die Phytoplankton-Untersuchungen an der Station Überlinger See begannen erst 1977, also zu einer Zeit, als der Höchststand der Eutrophierung bereits erreicht war. Seit 15 Jahren bewegen sich die Jahresdurchschnitts-Biomassen zwischen 0,26 mg/L und 0,45 mg/L, sind also die niedrigsten aller Seeteile im Langzeit-Monitoring.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee)

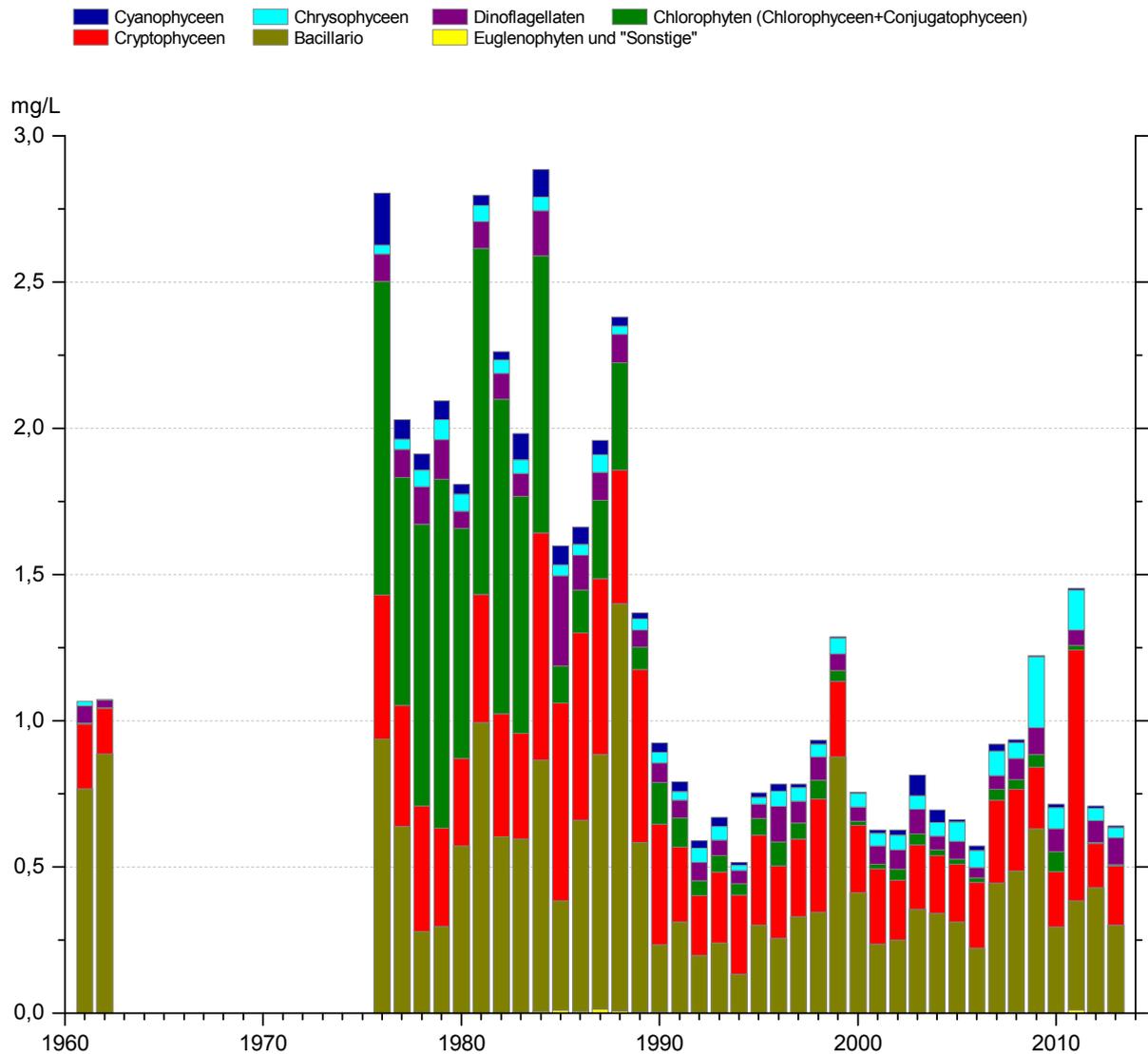


Abb. 34: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2013).

Im Seeteil Zellersee spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) seit Mitte der achtziger Jahre die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse. Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Chrysophyceen und Dinophyceen zeigen keinen eindeutigen Trend, während bei den Cyanobakterien dieselbe Entwicklung wie im Obersee mit einem starken Rückgang seit 20 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist. Die Jahresdurchschnitts-Biomasse an der Station Zellersee im Untersee bewegt sich seit etwa 25 Jahren auf Werten, die etwas niedriger sind als Anfang der sechziger Jahre.

Langzeitentwicklung Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

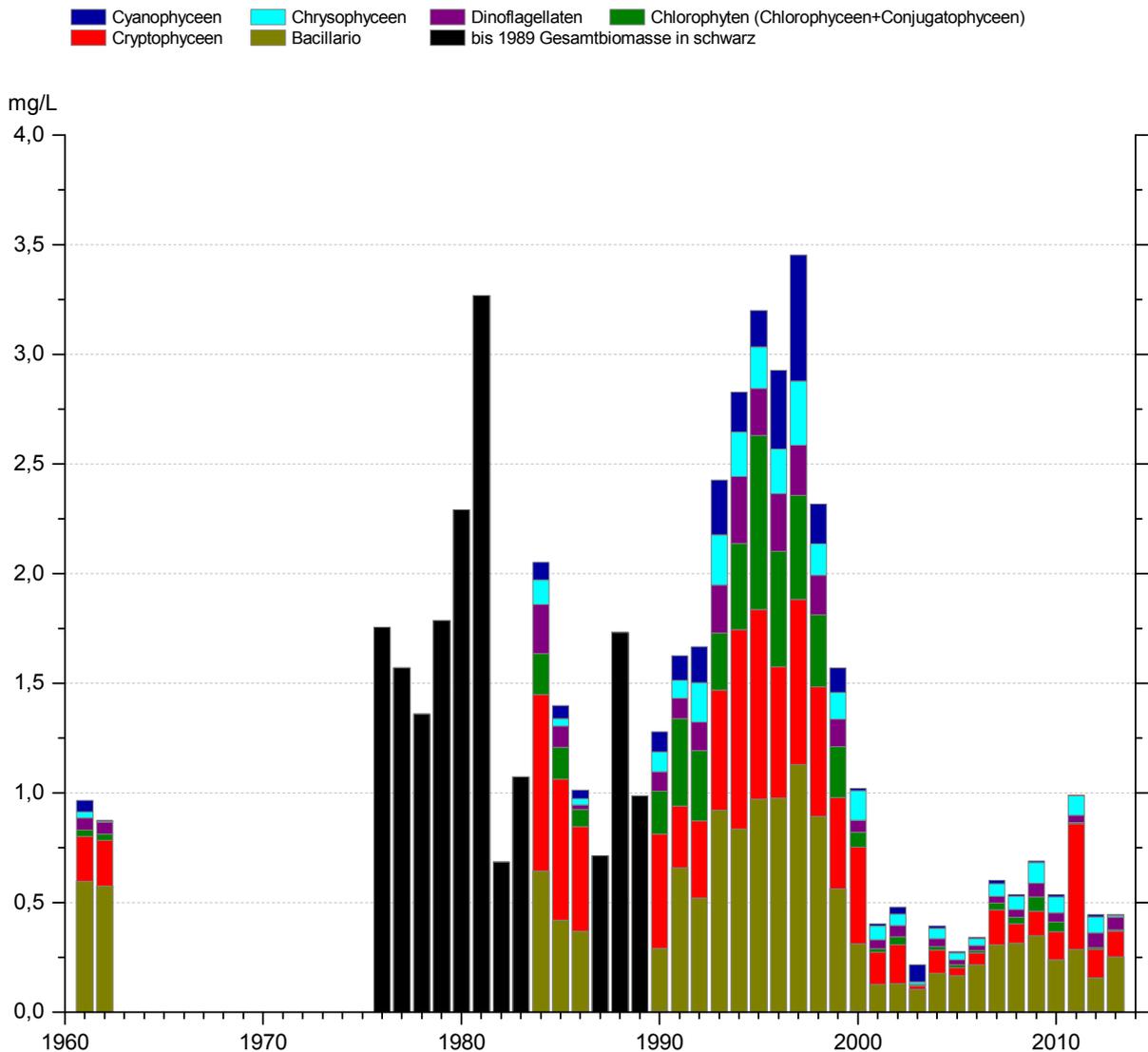


Abb. 35: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2013).

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht, die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren. Die Jahresdurchschnittsbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit 13 Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der Entwicklung im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Dinophyceen und Chrysophyceen bilden einen stabilen Bestand.

Gruppen Phytoplankton und Leitpigmente im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) in 0-20m

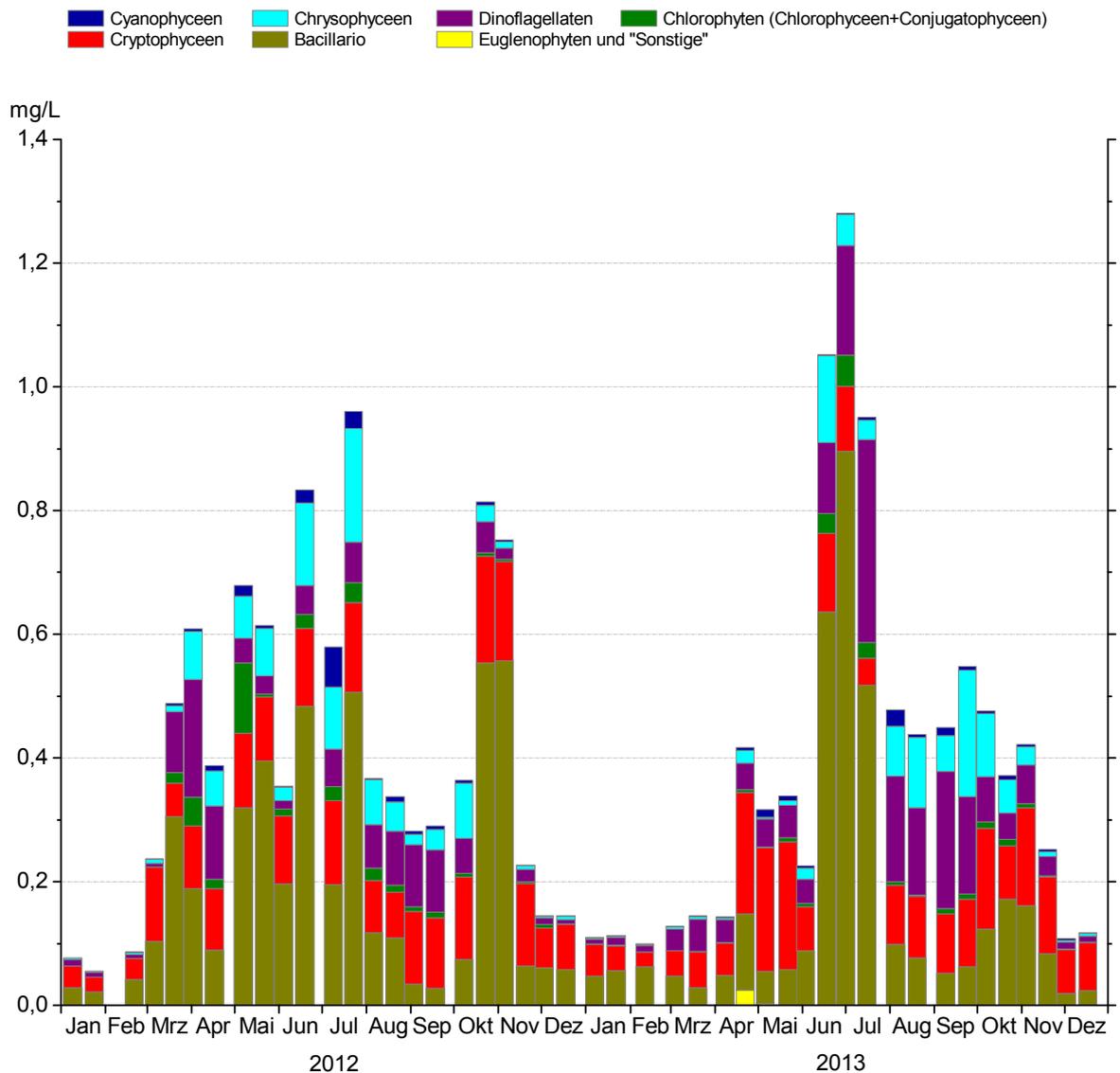


Abb. 36: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2012/2013 (Fischbach-Uttwil).

An der Station Fischbach-Uttwil zeigte sich für die Jahre 2012 und 2013 ein recht unterschiedlicher Verlauf der Phytoplanktonbiomasse. Im Jahr 2012 trat im März/April eine Frühjahrsblüte auf, ein folgendes, klassisches Klarwasserstadium blieb aber weitgehend aus. Das Jahresmaximum der Planktonbiomasse lag Ende Juli. Ende Oktober/Anfang November kam es zu einer deutlichen Massenentwicklung von Kieselalgen (Bacillariophyceae); dabei wurden für diese Gruppe die höchsten Biomassenwerte im Jahresverlauf erreicht. Die starke Präsenz der Cryptophyceen, die 2011 zu verzeichnen war, zeigte sich 2012 und 2013 nicht mehr.

Im Jahr 2013 blieb eine echte Frühjahrsblüte weitgehend aus. Zwar stiegen Ende April die Phytoplanktonbiomassen an, erreichten aber bei weitem nicht das Niveau der Vorjahre. Die Hauptblüte des Phytoplanktons konnte 2013 im Sommer beobachtet werden. Eine Massenentwicklung von Kieselalgen im Herbst - wie sie 2012 beobachtet wurde - konnte 2013 nicht festgestellt werden. Im Vergleich zu den Vorjahren scheint der Anteil der Dinophyceen (Panzerflagellaten) an der Phytoplanktonbiomasse zuzunehmen. Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten in beiden Untersuchungsjahren kaum eine Rolle.

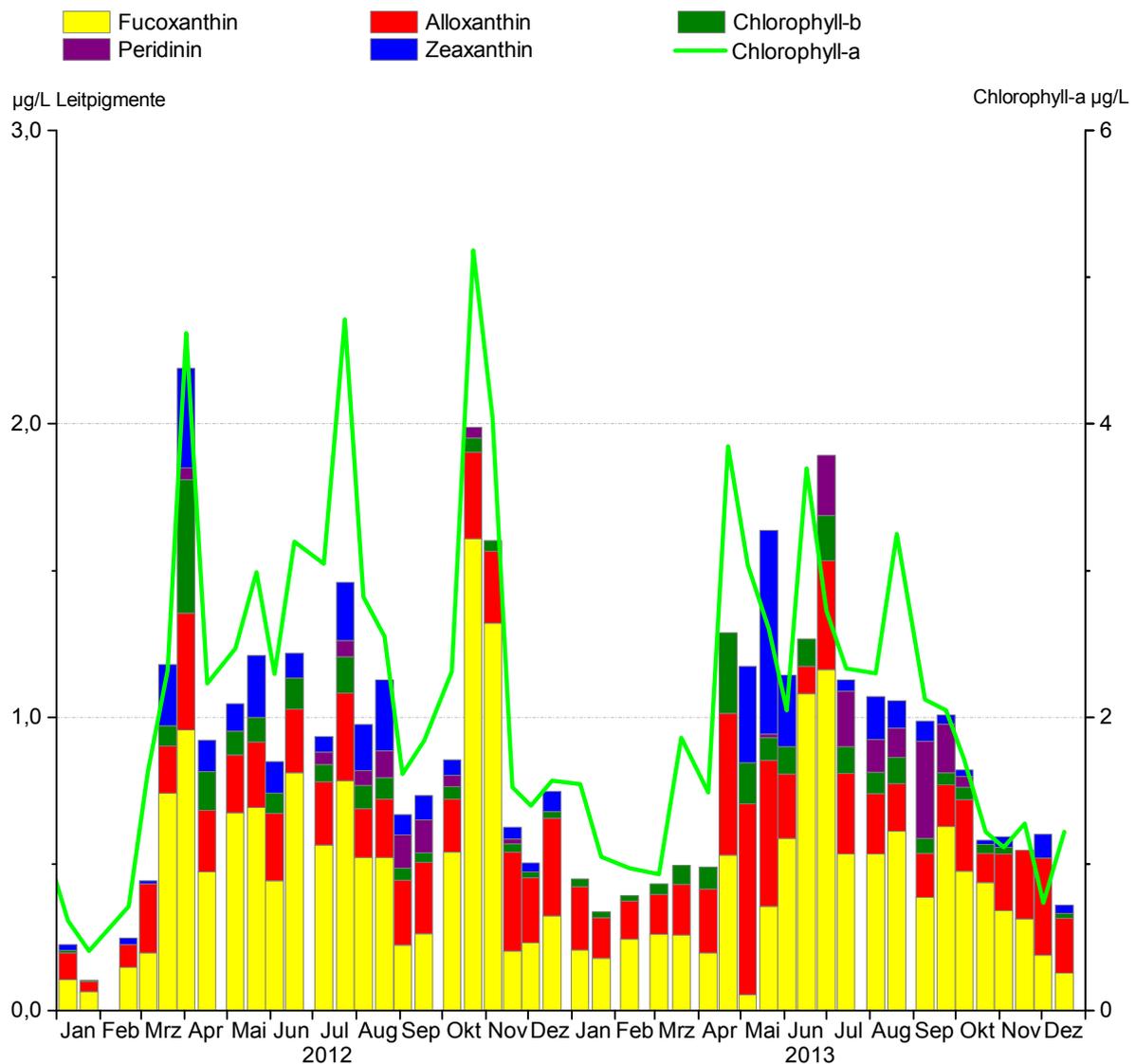


Abb. 37: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2012/2013 (Fischbach-Uttwil).

An der Messstation Fischbach-Uttwil wird die Pigmentzusammensetzung von Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen) und Alloxanthin (Leitpigment für Schlundalgen = Cryptophyceen) dominiert. Die Vorherrschaft von Kieselalgen und Schlundalgen zeigte sich auch in den Phytoplanktonzählungen. Peridinin, das Leitpigment für

Dinophyceen (Panzerflagellaten), kommt in beiden Jahren nur in der zweiten Jahreshälfte vor, obwohl bei der mikroskopischen Zählung in der ersten Jahreshälfte Dinophyceen, gefunden wurden. Eine Ursache für die Abweichung zwischen Pigmentanalyse und Algenzählung könnte darin liegen, dass die meisten Dinophyceen-Arten zur mixotrophen Ernährung befähigt und daher nicht zwingend auf Pigmente zur Assimilation angewiesen sind (Mixotrophie: Fähigkeit sowohl Kohlendioxid zu assimilieren als auch gelöste organische Substanzen oder Bakterien und kleinere Einzeller aufzunehmen). Chlorophyll-b, das Leitpigment für Grünalgen, zeigt im Frühjahr höhere Konzentrationen, die dann bis zum Jahresende abnehmen. Zeaxanthin, das Leitpigment für Blaualgen, hat im Jahr 2013 im Mai ein ausgeprägtes Maximum, die sommerlichen Werte sind niedrig. Untersuchungen im Jahr 2013 ergaben einen hoch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Leitpigment Zeaxanthin und der Biomasse des autotrophen Picoplanktons (Cyanobakterien kleiner 2 µm), welche durch Fluoreszenzzählungen erfasst wurde.

Chlorophyll-a, als Anzeiger für die Menge an Algen, zeigt deutliche saisonale Schwankungen während beider Untersuchungsjahre. Der durchschnittliche Chlorophyll-a Wert lag im Jahr 2012 bei 2,4 µg/L und sank auf einen Jahresdurchschnitt von 2,0 µg/L im Jahr 2013.

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

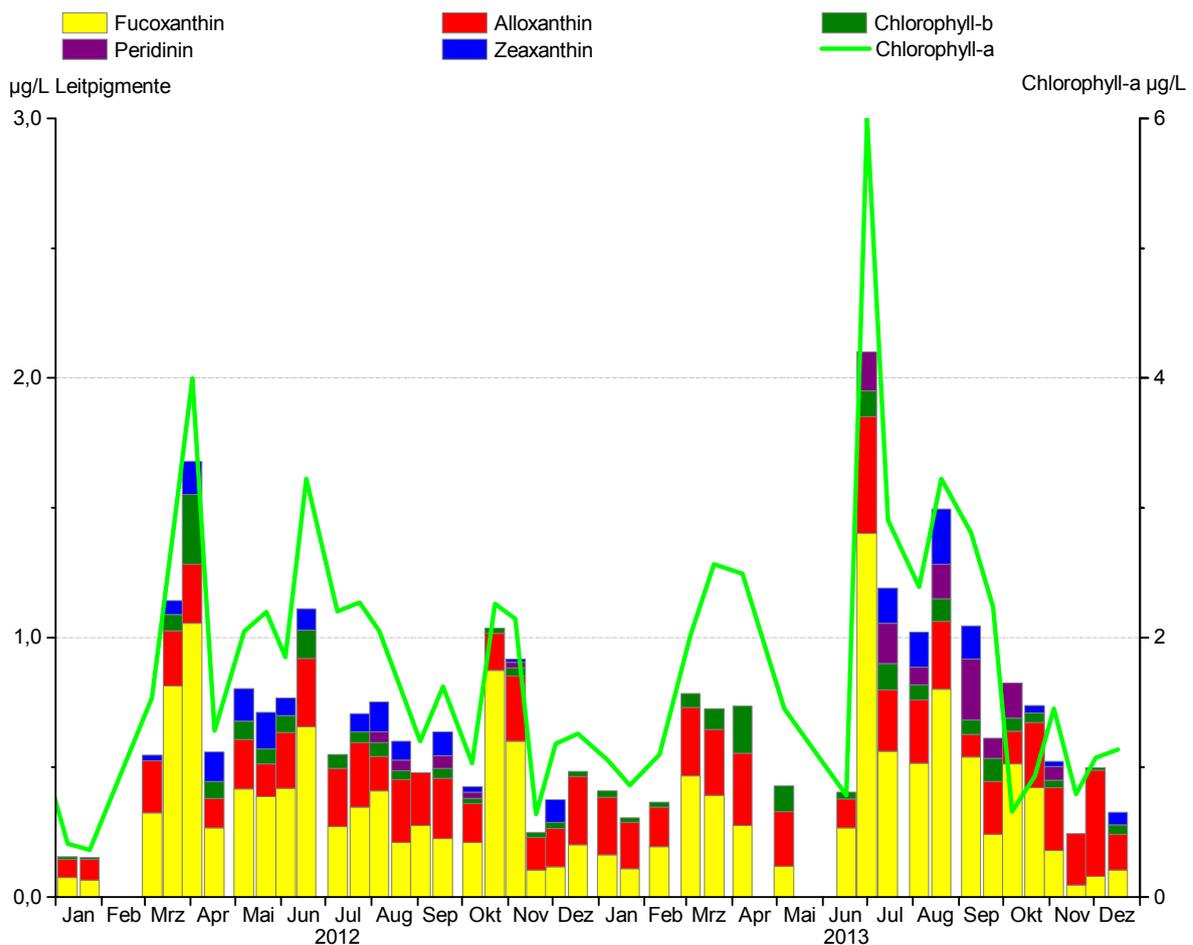


Abb. 38: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Obersee 2012/2013 (Bregenzer Bucht).

Die Messstation Bregenz zeigt für das Jahr 2012 ein ähnliches Pigmentmuster wie an der Station Fischbach-Uttwil allerdings mit etwas niedrigeren Konzentrationen. Auch die Chlorophyll-a Gehalte liegen niedriger als an der Station Fischbach-Uttwil.

Der Verlauf der Chlorophyll-a Konzentration im Jahr 2013 folgt ab der Jahresmitte ebenfalls einem ähnlichen Muster (Abb. 37 und 38). Aufgrund des Projekts „Tiefenschärfe“ konnte die Station Bregenz in der ersten Jahreshälfte nicht bei allen Ausfahrten beprobt werden, was die Interpretation der Ergebnisse in diesem Zeitraum erschwert. Es ist jedoch aus Untersuchungen in den Jahren 2007-2010 bekannt, dass sich die Phytoplanktongemeinschaft an den Stationen Bregenz und Fischbach-Uttwil mehr oder weniger unterschiedlich entwickeln können. Die Station Bregenz ist stark von der Bregenzerach und dem Alpenrhein beeinflusst. Zu Zeiten der Schneeschmelze (Mai/Juni) sind hier häufig mineralische Trübungen anzutreffen, die das Lichtangebot für das Phytoplankton stark einschränken können. So ist der im Juni 2013 gemessene, niedrige Chlorophyll-a Wert bei der Station Bregenz durch ein vorausgehendes Hochwasserereignis zu erklären.

Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Obersee (Überlinger See) in 0-20m

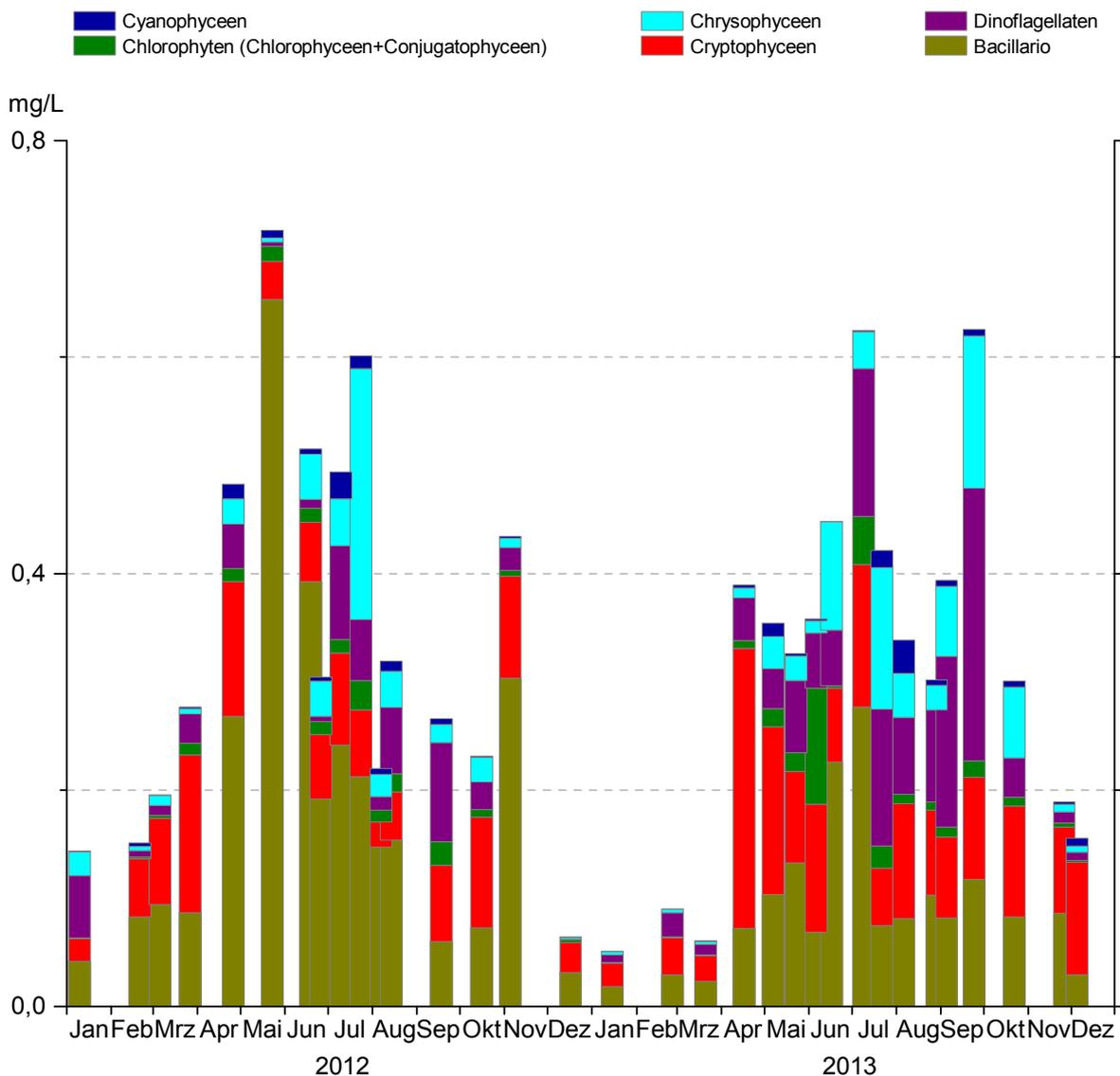


Abb. 39: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee 2012/2013 (Überlinger See).

Die Station Überlinger See zeigt teilweise eine von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung. Ursache dafür könnte das niedrigere trophische Niveau sowie andere Licht- und Strömungsverhältnisse durch den fjordartigen Charakter des Überlinger Sees sein. Im Vergleich mit den anderen Seeteilen finden sich an der Station Überlinger See die niedrigsten Biomassen.

Im Jahr 2012 war die Planktonbiozönose wie an der Station Fischbach-Uttwil deutlich von Kieselalgen (Bacillariophyceen) bestimmt, 2013 traten verstärkt Schlundalgen (Cryptophyceen) hinzu. Die Sommermonate im Jahr 2013 waren außerdem gekennzeichnet von hohen Biomasseanteilen der Chrysophyceen und Panzerflagellaten (Dinophyceen). Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten kaum eine Rolle.

Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Zellersee) in 0-20m

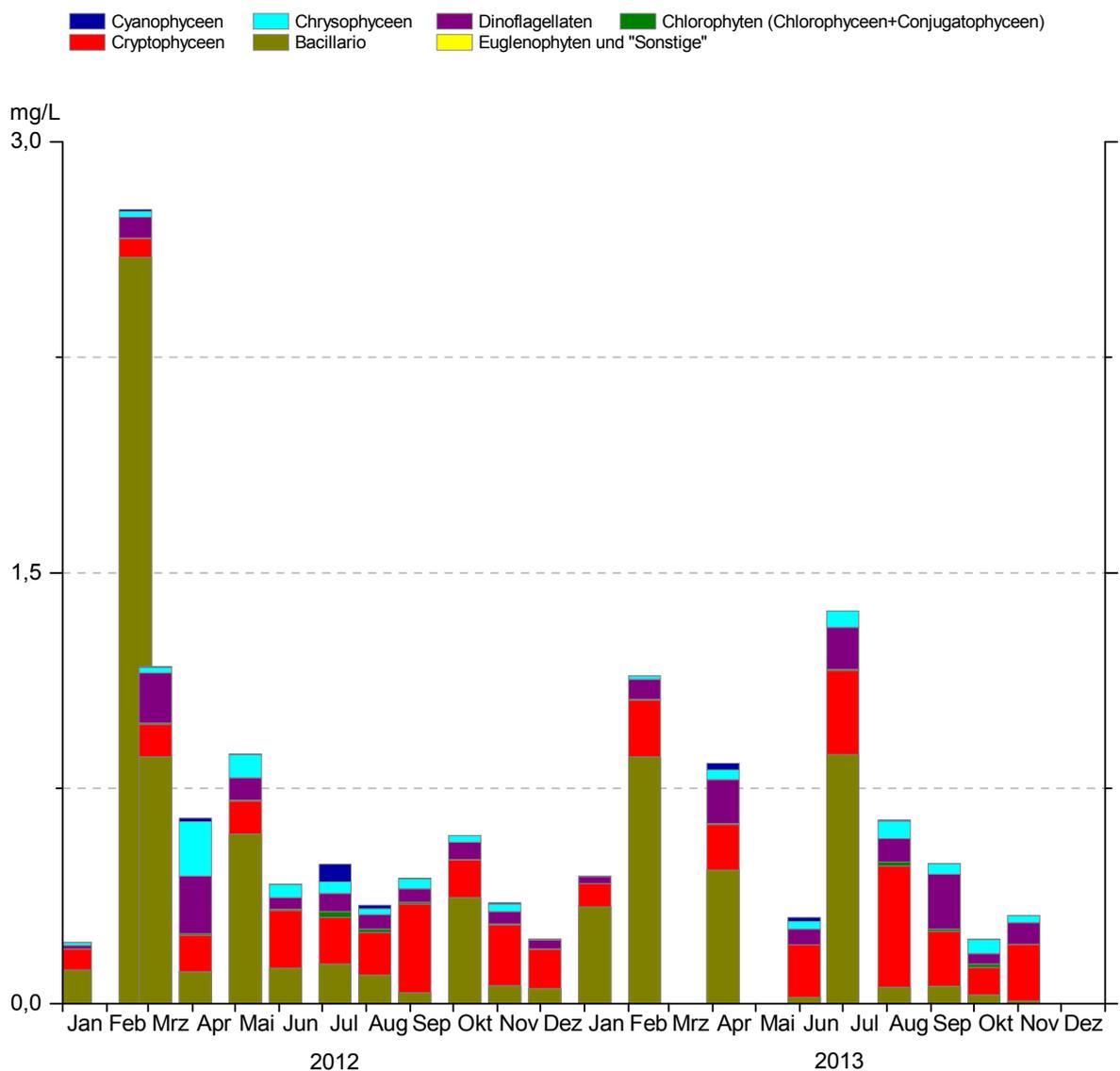


Abb. 40: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2012/2013 (Zellersee).

Im Zellersee setzt die Planktonentwicklung regelmäßig mehrere Wochen früher ein als im Obersee; dies gilt auch für die Jahre 2012 und 2013. Im Jahr 2012 wurde wie 2011 bereits Ende Februar die Jahreshöchst-Biomasse erreicht. Im April spielten die Kieselalgen mit weniger als einem Fünftel der Biomasse kaum noch eine Rolle. Chrysophyceen und Panzerflagellaten (Dinophyceen) bestimmten zu zwei Dritteln die Phytoplanktonbiomasse. Anfang Mai kam es noch einmal zu einer deutlich weniger ausgeprägten Kieselalgenblüte. Im weiteren Jahresverlauf bewegte sich die Biomasse auf einem gleichbleibenden Niveau bei etwa 0,5 mg/L und wurde zum Herbst hin zunehmend von Schlundalgen (Cryptophyceen) geprägt. Im Jahr 2012 war - wie an der Station Fischbach-Uttwil beobachtet - im Herbst ein Anstieg der Kieselalgenbiomasse zu erkennen, der allerdings deutlich geringer ausfiel als im Obersee.

Im Jahr 2013 zeigte die Biomasse des Phytoplanktons eine ausgeprägte Blüte zentrischer Kieselalgen bereits Mitte Februar bei Wassertemperaturen von 3-4 °C sowie einen Hauptpeak im Sommer. Im Vergleich zum Jahr 2012 lag die Biomasse des Kieselalgenpeaks im Februar allerdings deutlich niedriger. Im März konnte aufgrund von Eisbedeckung keine Beprobung stattfinden. Im Mai und Dezember waren technische Probleme für den Probenausfall verantwortlich. Die Interpretation der Ergebnisse für das Jahr 2013 ist daher nur eingeschränkt möglich. Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten in beiden Jahren kaum eine Rolle.

Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-20m

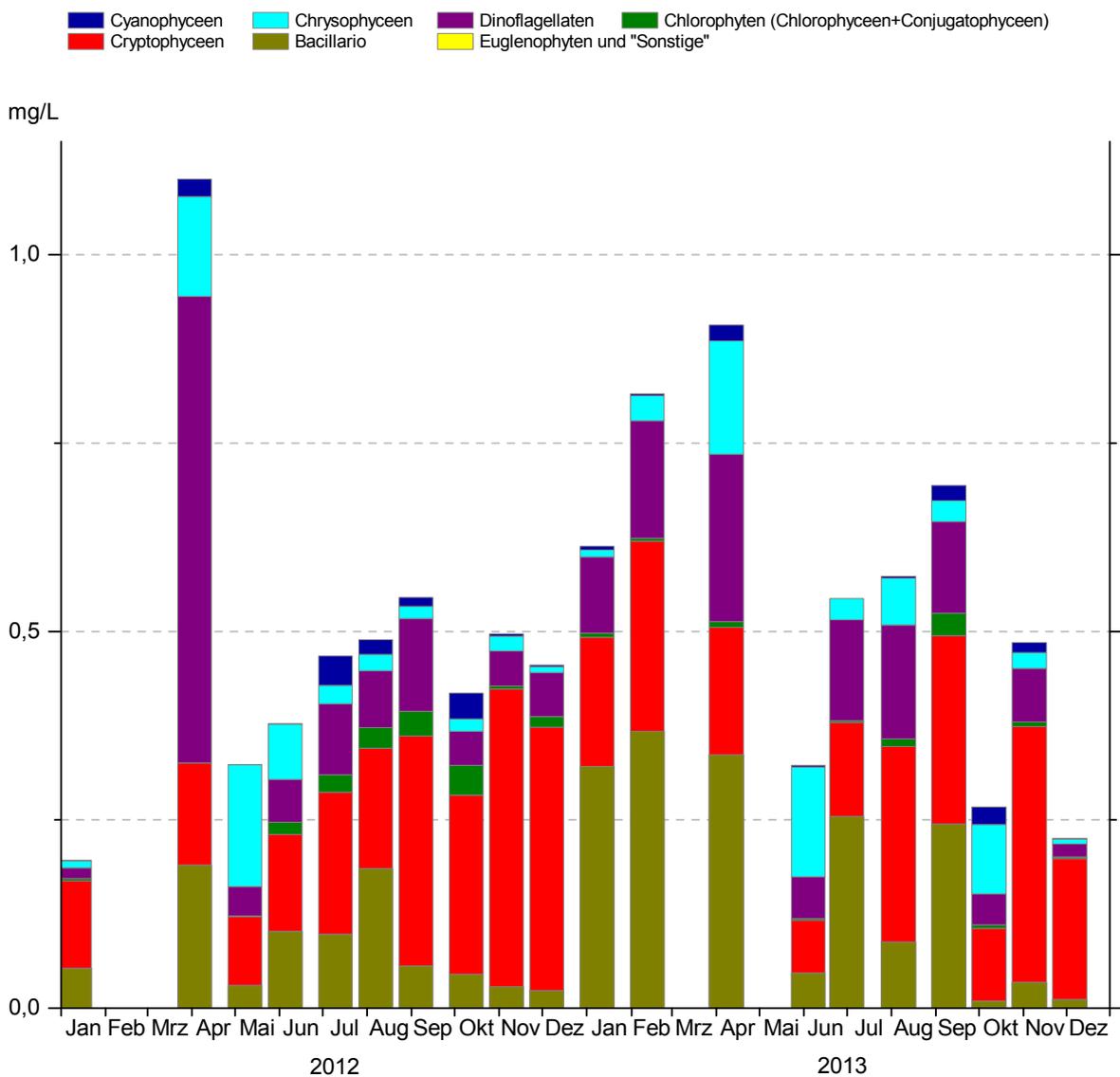


Abb. 41: Entwicklungen des Phytoplanktons und der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2012/2013 (Gnadensee).

In beiden Untersuchungsjahren konnten aufgrund von Eisbedeckung im März keine Proben genommen werden. 2012 war der Gnadensee auch im Februar zugefroren. Sowohl 2012 als auch 2013 konnte das Jahresmaximum der Biomasse im April festgestellt werden. 2012 waren maßgeblich Panzerflagellaten für das Aprilmaximum verantwortlich, während 2013 auch Kieselalgen deutlich zur Frühjahrsblüte beitrugen. Der relativ hohe Biomasseanteil von Chrysophyceen im April wurde in beiden Jahren durch eine Massenentwicklung der kleinen mixotrophen Art *Chrysochromulina parva* hervorgerufen (bis zu 3000 Zellen/ml)

Von Mai bis August 2012 gab es im weiteren Jahresverlauf nur geringe Änderungen im Gesamtbiovolumen und keine der Algengruppen zeigte eine deutliche Dominanz. Erst zum Herbst hin wurden die Schlundalgen (Cryptophyceen) Aspekt bildend. Die im Jahr 2011 festgestellte Blaualgenblüte im Herbst trat weder 2012 noch 2013 auf.

Im Jahr 2013 war im Mai aufgrund des Projekts Tiefenschärfe leider keine Ausfahrt möglich. Nach dem Aprilmaximum 2013 zeigte sich keine eindeutige Dominanz einer Algengruppe. Allerdings fehlen für das Frühjahr zwei Probenahmen, so dass eine Algenblüte möglicherweise nicht erfasst wurde.

Die mittlere Jahresbiomasse lag 2012 mit 0,49 mg/L im Jahr 2012 und 0,55 mg/L im Jahr 2013 deutlich niedriger als die Werte 2009 und 2011 (jeweils 1,1 mg/L).

Gruppen Phytoplankton im Bodensee-Untersee (Rheinsee) in 0-20m

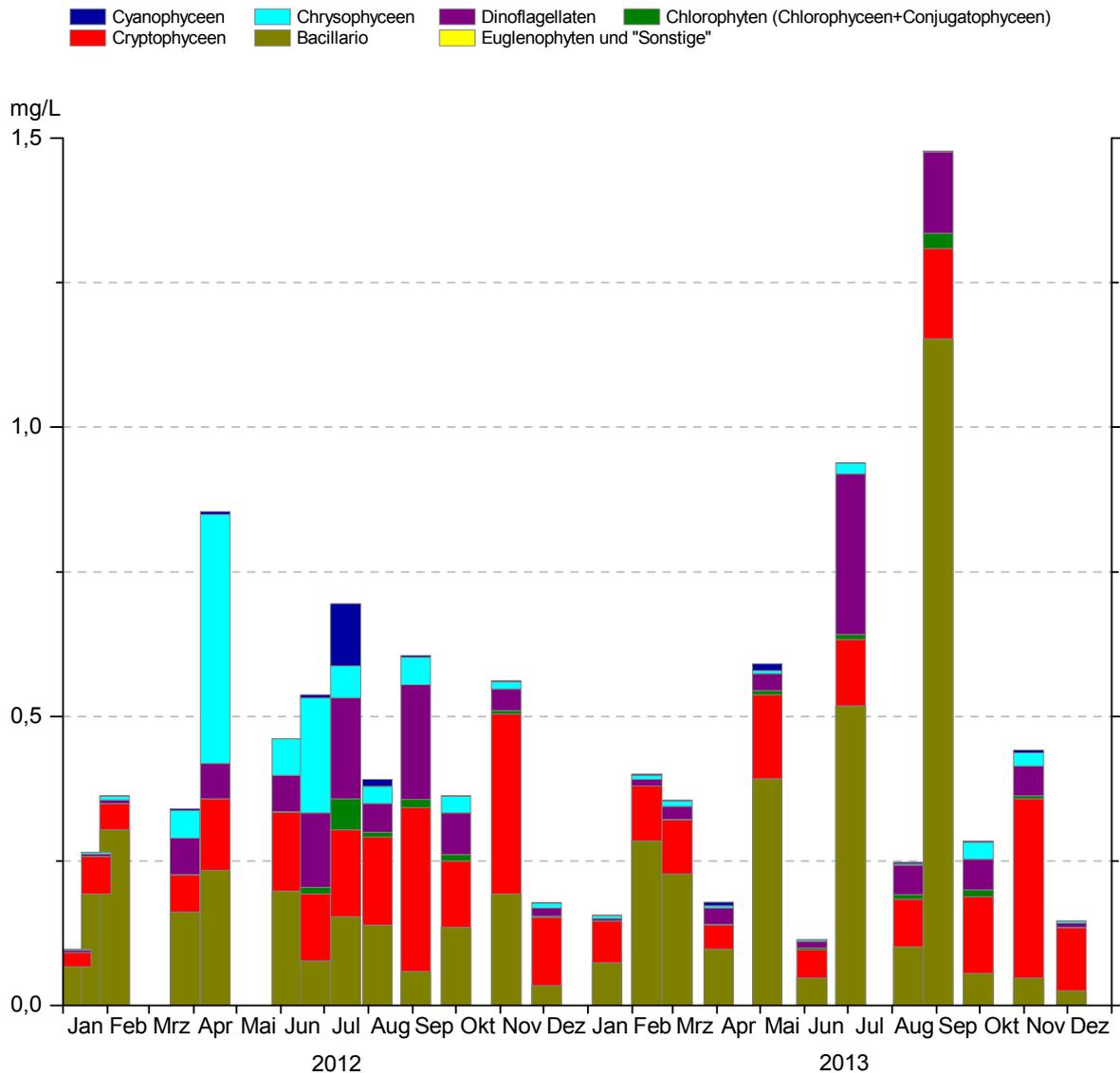


Abb. 42: Entwicklungen des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee 2012/2013 (Rheinsee).

Die Station Rheinsee wird vom Kanton Thurgau beprobt. Sie wird sowohl vom Obersee als auch vom Zellersee beeinflusst. Das Phytoplankton im Rheinsee zeigte in den beiden Untersuchungsjahren sehr unterschiedliche Entwicklungen. Im Jahr 2012 lag das Jahresmaximum im April und wurde von Chrysophyceen der Gattung *Dinobryon* sowie von Kieselalgen geprägt. In keinem anderen Seeteil konnte eine so hohe Biomasse von Chrysophyceen beobachtet werden. 2013 lag das Biomassemaximum im September, verursacht durch eine Kieselalgenblüte.

Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten kaum eine Rolle, lediglich im Juli 2012 erreichten die Blaualgen eine nennenswerte Biomasse. Dabei handelte es sich um eine Blüte der Art *Anabaena lemmermannii*.

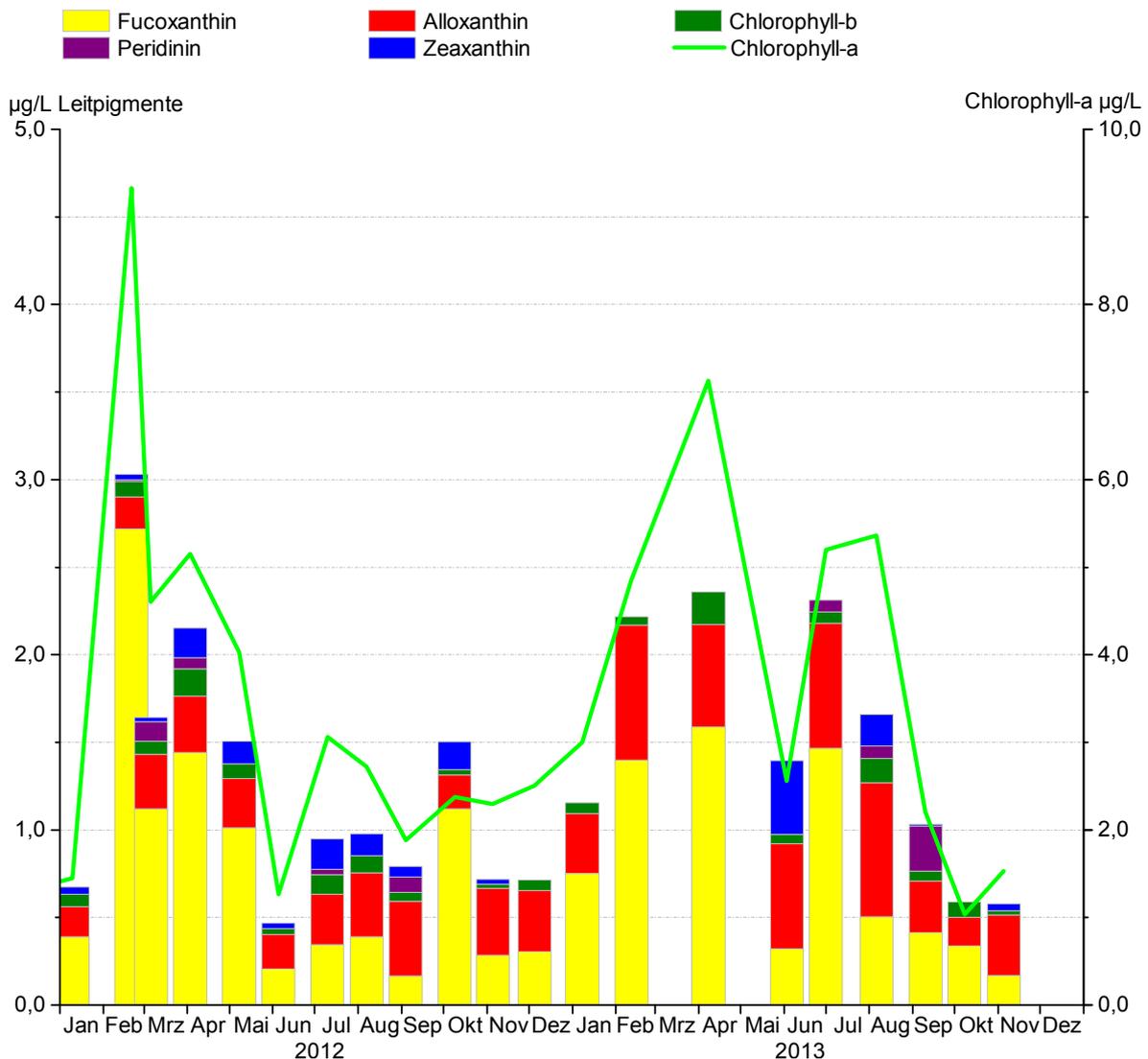
Leitpigmente im Bodensee-Untersee: Zellersee (0-20m) und Gnadensee (0-18m)

Abb. 43: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2012/2013 (Zellersee).

Die saisonale Entwicklung der Leitpigmente an der Station Zellersee unterscheidet sich sowohl zwischen den beiden Untersuchungs Jahren als auch im Vergleich mit den anderen Seeteilen. Allen Seeteilen ist jedoch gemeinsam, dass die Pigmentzusammensetzung überwiegend durch Fucoxanthin (Leitpigment für Kieselalgen) und Alloxanthin (Leitpigment für Schlundalgen) geprägt wird.

In der ersten Jahreshälfte dominiert das Pigment Fucoxanthin, in der zweiten Jahreshälfte gewinnt das Pigment Alloxanthin an Bedeutung. Während 2012 das ganze Jahr über Zeaxanthin (Leitpigment für Cyanobakterien) nachzuweisen war, trat das Pigment 2013 nur an 4 Probenahmeterminen ab Juni auf. Peridinin (Leitpigment für Panzerflagellaten) war im Gegensatz zur Station Fischbach-Uttwil zumindest im Jahr 2012 nicht nur in der zweiten Jahreshälfte anzutreffen. Die Leitpigmentmaxima stim-

men in beiden Jahren mit den Chlorophyll-a Maxima überein.

Die Chlorophyll-a Konzentrationen stabilisierten sich auf den erreichten niedrigen Werten. Die mittlere Jahreskonzentration lag im Jahr 2012 bei 3,4 µg/L und im Jahr 2013 bei 3,7 µg/L. Die Leitpigmente Fucoxanthin und Alloxanthin zeigten relativ gute Übereinstimmungen mit den Phytoplanktonzählungen.

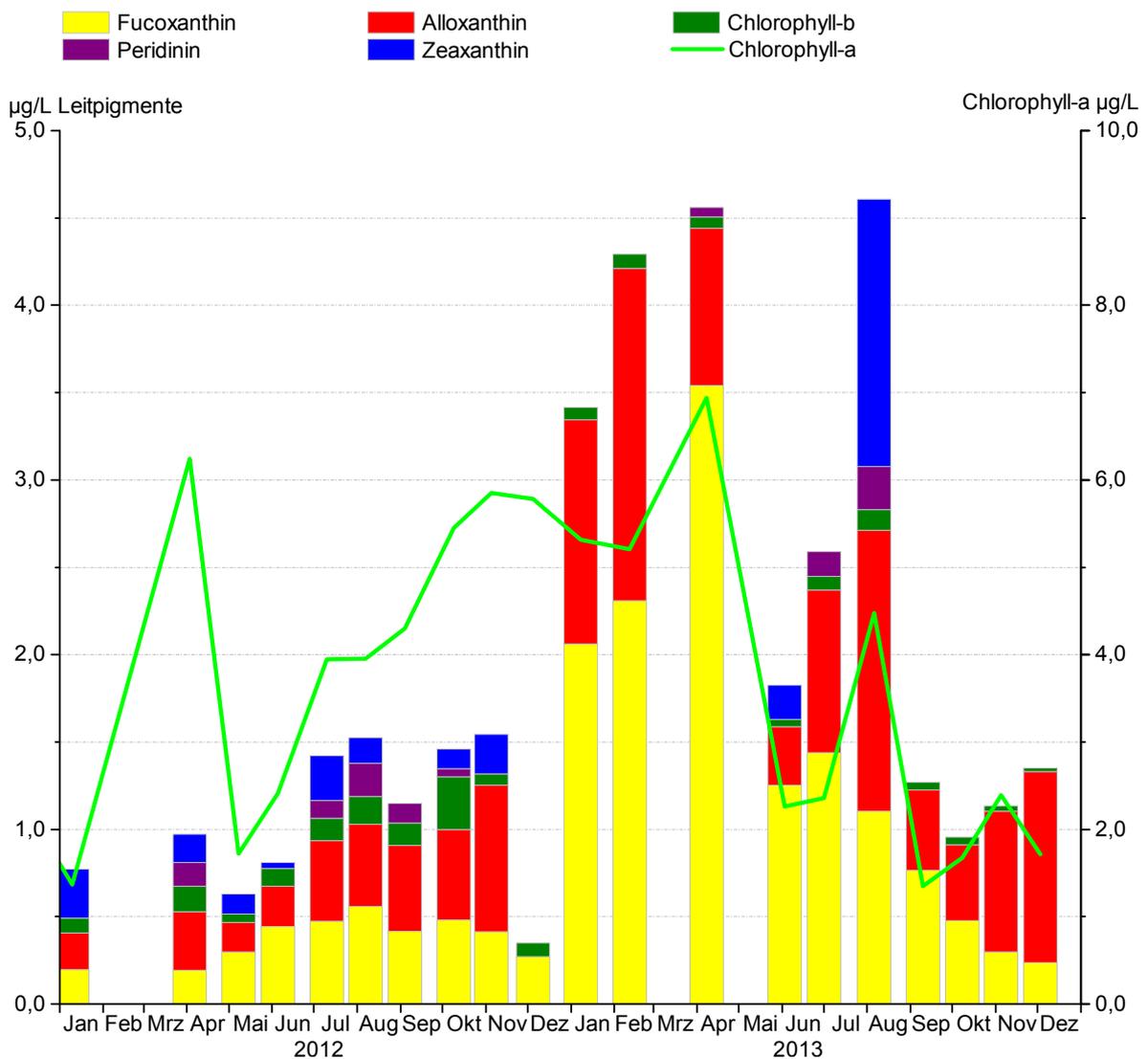


Abb. 44: Entwicklungen der Leitpigmente im Bodensee-Untersee 2012/2013 (Gnadensee).

Die Pigmentzusammensetzung im Gnadensee unterschied sich in den beiden Untersuchungsjahren sehr deutlich. Im Jahr 2012 lagen die Werte deutlich niedriger als im Jahr 2013. Mit Ausnahme der Proben von Mai und Dezember kamen an allen Probenmetagen alle Leitpigmente vor. Im Jahresdurchschnitt 2012 lagen die Leitpigmentkonzentrationen mit Ausnahme des Fucoxanthins dennoch höher als bei den anderen Seeteilen. Auffallend ist der Verlauf der Chlorophyll-a Konzentration: nach

einem Peak im April stieg die Chlorophyll-a Konzentration ab Juni kontinuierlich bis in den Dezember an. Selbst wenn man berücksichtigt, dass die Kontinuität nur ein Effekt des 4-wöchentlichen Probenahmeintervalls ist, ist es dennoch erstaunlich, dass zum Jahresende nahezu gleich hohe Konzentrationen an Chlorophyll-a auftraten wie zur Frühjahrsblüte. Dieses Phänomen wurde bisher lediglich im Jahr 2002 in ähnlicher Weise beobachtet. Ursache hierfür könnte der relativ warme und windarme November gewesen sein, der es offenbar der Gruppe der Schlundalgen (Cryptophyceen) ermöglichte, die zum Jahresende hin verbesserte Nährstoffsituation auszunutzen.

Das Jahr 2013 startete bereits mit sehr hohen Pigmentkonzentrationen bei Fucoxanthin und Alloxanthin. Mit Ausnahme des Monats August, in dem auch sehr hohe Konzentrationen von Zeaxanthin gemessen wurden, bleiben diese beiden Pigmente dominierend. Der hohe Zeaxanthin-Wert im August ist vermutlich durch hohe Biomassen des autotrophen Picoplanktons (Cyanobakterien kleiner 2 µm), zu erklären, da bei den mikroskopischen Algenzählungen keine hohen Biomassen von Blaualgen auftraten.

Das Chlorophyll-a Maximum war wie im Vorjahr im April, gefolgt von einem kleineren Sommerpeak im August. Die mittlere Jahreskonzentration lag im Jahr 2012 bei 4,1 µg/L und im Jahr 2013 bei 3,4 µg/L.

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

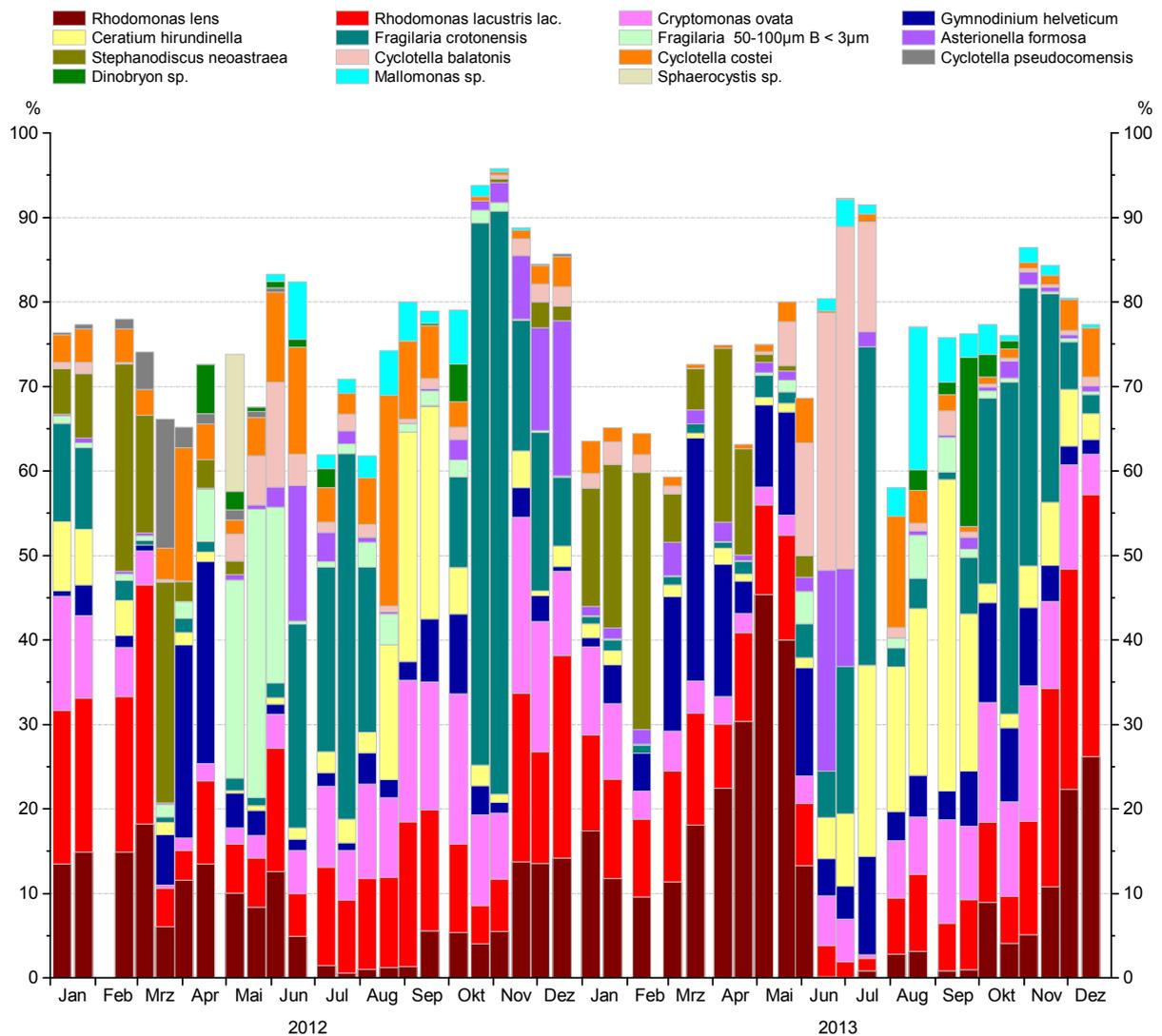


Abb. 45: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Biomasse an der Station Fischbach-Uttwil wurde in den Jahren 2012 und 2013 von wenigen Arten dominiert. Typisch für oligotrophe Gewässer sind die Vertreter der KieselalgenGattung *Cyclotella*, die das ganze Jahr über in unterschiedlichen Anteilen am Gesamtbiovolumen vertreten waren.

Schlundalgen (Cryptophyceen) der Gattung *Rhodomonas* und *Cryptomonas*, die ein breites Spektrum hinsichtlich Trophie abdecken, waren das ganze Jahr über vertreten und bildeten vor allem in den Wintermonaten bis zu 50 % der Gesamtbiomasse.

Die KieselalgenGattung *Fragilaria* dominierte 2012 von Mai bis August und nochmals im Oktober/November die Algenzusammensetzung. Im Jahr 2013 war diese Dominanz nicht mehr so ausgeprägt.

Die zentrische Kieselalge *Stephanodiscus neoastraea*, ein Anzeiger für leicht mesotrophe Verhältnisse, zeigte im Winter/Frühjahr beider Jahre Anteile bis zu 30 % an der Gesamtbiomasse.

In den Frühsommermonaten 2013 trug die zentrische Kieselalgenart *Cyclotella baltica* ebenfalls deutlich zur Gesamtbiomasse bei, im Jahr 2012 spielte diese Art nur eine untergeordnete Rolle.

Ceratium hirundinella, ein Panzerflagellat, der als typisch für meso- bis eutrophe Verhältnisse eingestuft wird, erreichte in beiden Jahren vor allem in der zweiten Jahreshälfte größere Anteile an der Gesamtbiomasse. Viele Panzerflagellaten sind zur mixotrophen Ernährung befähigt, d.h. sie können Nährstoffe auch über gelöste organische Substanzen oder in Form von Bakterien und kleineren Einzellern aufnehmen.

Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Obersee (Überlinger See) in 0-20m

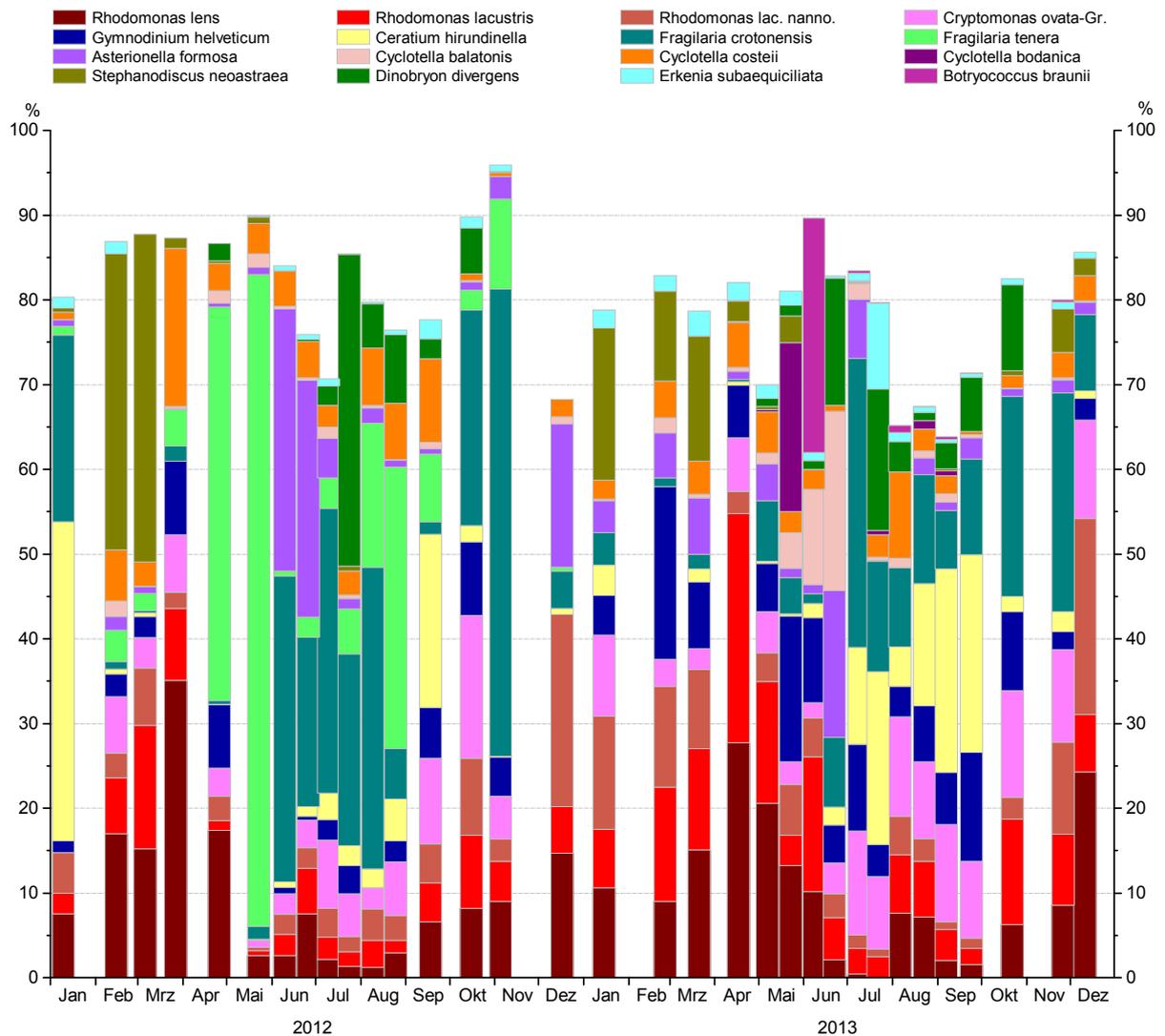


Abb. 46: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Überlinger See).

Im Überlinger See konnten teilweise die gleichen Hauptarten wie im Obersee identifiziert werden, teilweise traten aber auch andere Arten in den Vordergrund. Wie im Obersee waren die Schlundalgen der Gattung *Rhodomonas* und *Cryptomonas* das ganze Jahr über vertreten.

War die zentrische Kieselalgenart *Cyclotella balatonis* 2012 noch kaum im Überlinger See vertreten, erreichte sie im Jahr 2013 im Frühsommer deutliche Anteile von bis zu einem Fünftel der Biomasse.

Im Jahr 2012 dominierte im April und Mai und Ende August die pennate Kieselalgenart *Fragilaria tenera* das Gesamtbiovolumen sehr stark. Sie wurde im Juni und Juli durch *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* abgelöst.

Im Gegensatz zum Obersee trug im Juli die Chrysophyceenart *Dinobryon divergens* (oligo- bis mesotraphent) gut ein Drittel zum Gesamtbiovolumen bei.

Nicht so stark ausgeprägt wie im Obersee war der Spätherbstpeak bei *Fragilaria crotonensis*.

Im Jahr 2013 ist die Verteilung der Hauptarten ähnlich wie Obersee, mit Ausnahme der Mai/Juni-Proben: hier erreichen die beiden Arten *Cyclotella bodanica* und *Botryococcus braunii* einen großen Anteil am Gesamtbiovolumen. Beide Arten sind typische Vertreter oligotropher Verhältnisse.

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

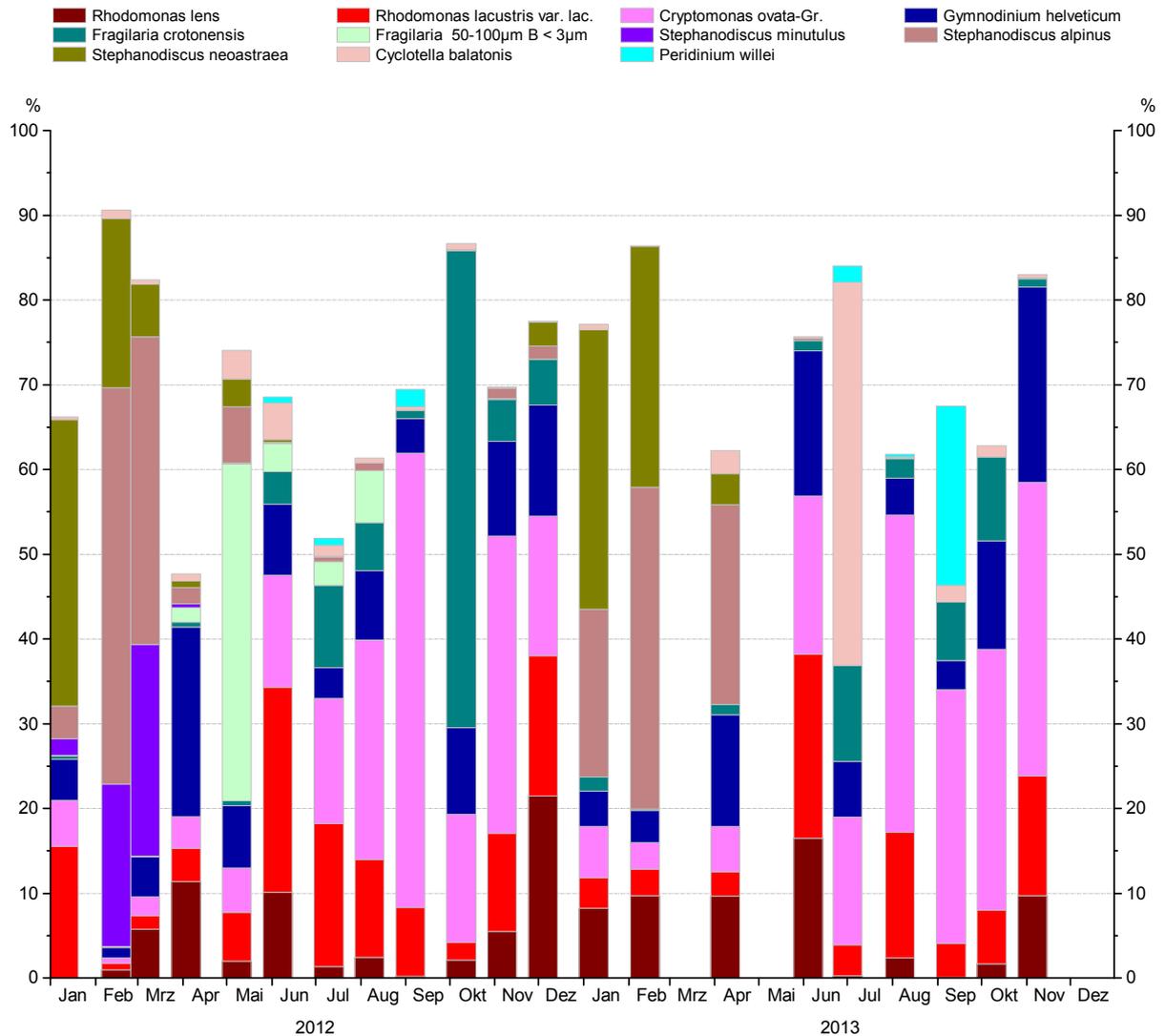


Abb. 47: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Auch im Zellersee wurde die Entwicklung der Hauptarten sehr stark von den Cryptophyceen dominiert. Die Kieselalgen spielten von Januar bis März eine größere Rolle als im Obersee. Zusätzlich zu *Stephanodiscus neoastraea* (große zentrale Kieselalgenart) trat im Zellersee *Stephanodiscus alpinus* (mittelgroße zentrale Kieselalgenart) zu dieser Zeit stark in den Vordergrund. Im Jahr 2012 wurde außerdem bis zu 25 % des Gesamtbiovolumens im Februar und März durch die kleine Art *Stephanodiscus minutulus* geprägt.

Wie am Obersee und Überlinger See war auch im Zellersee Ende Juni ein starkes Auftreten von *Cyclotella balatonis* zu erkennen.

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

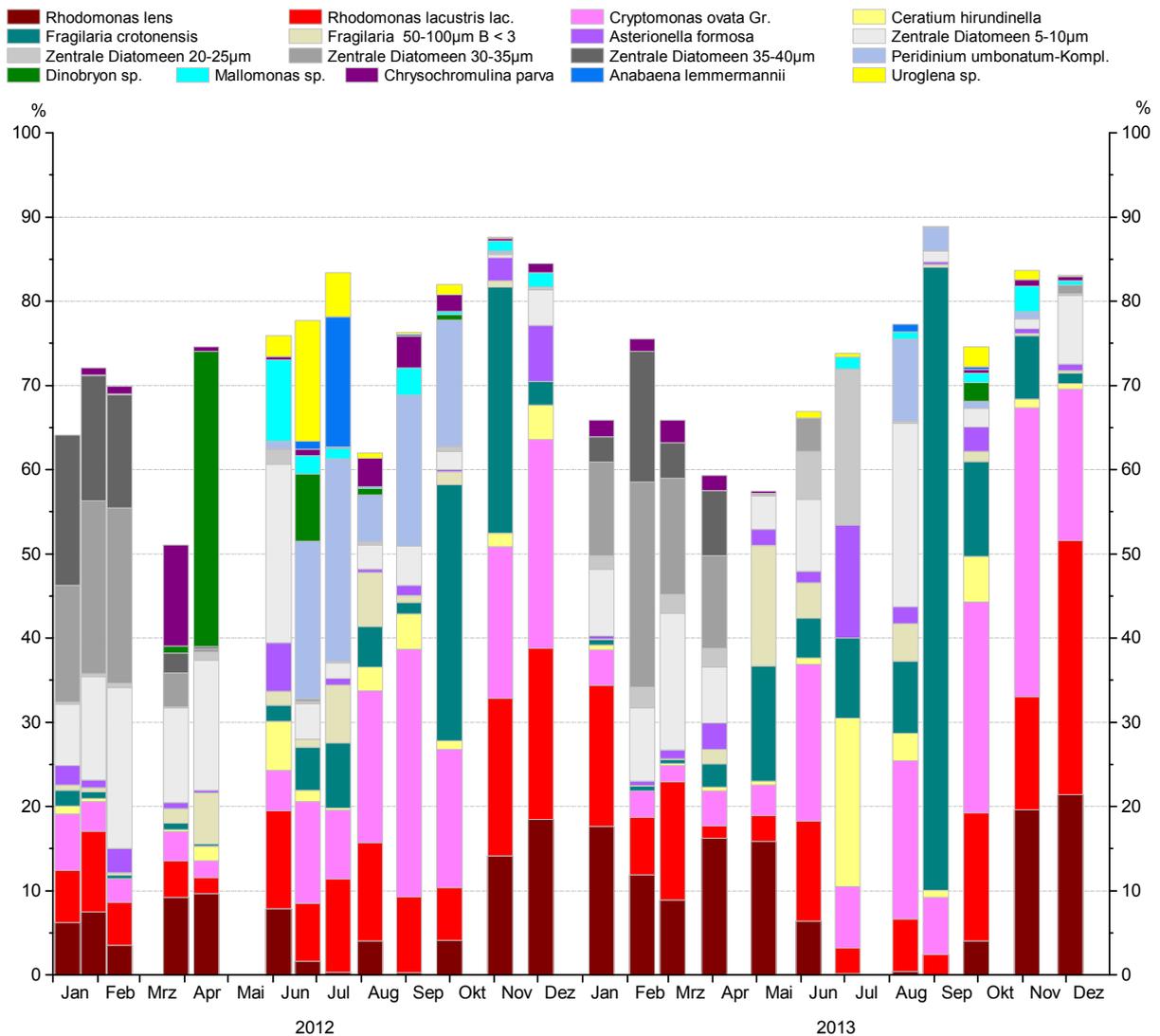


Abb. 48: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Die Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee verlief ähnlich wie im Zellersee, zeigte aber auch Parallelen zum Obersee. Wie bei den anderen Seeteilen bilden die Cryptophyceen häufig die Hauptbiomasse. Die zentrischen Kieselalgen im Rheinsee wurden nur in Größenklassen erfasst und nicht auf Artniveau bestimmt. Sie tragen vor allem von Januar bis März deutlich zur Gesamtbio­masse bei.

Die pennate Kieselalge *Fragilaria crotonensis* trat ähnlich wie im Obersee zum Herbst hin stärker in Erscheinung.

Hauptarten Phytoplankton Bodensee-Untersee (Gnadensee) in 0-20m

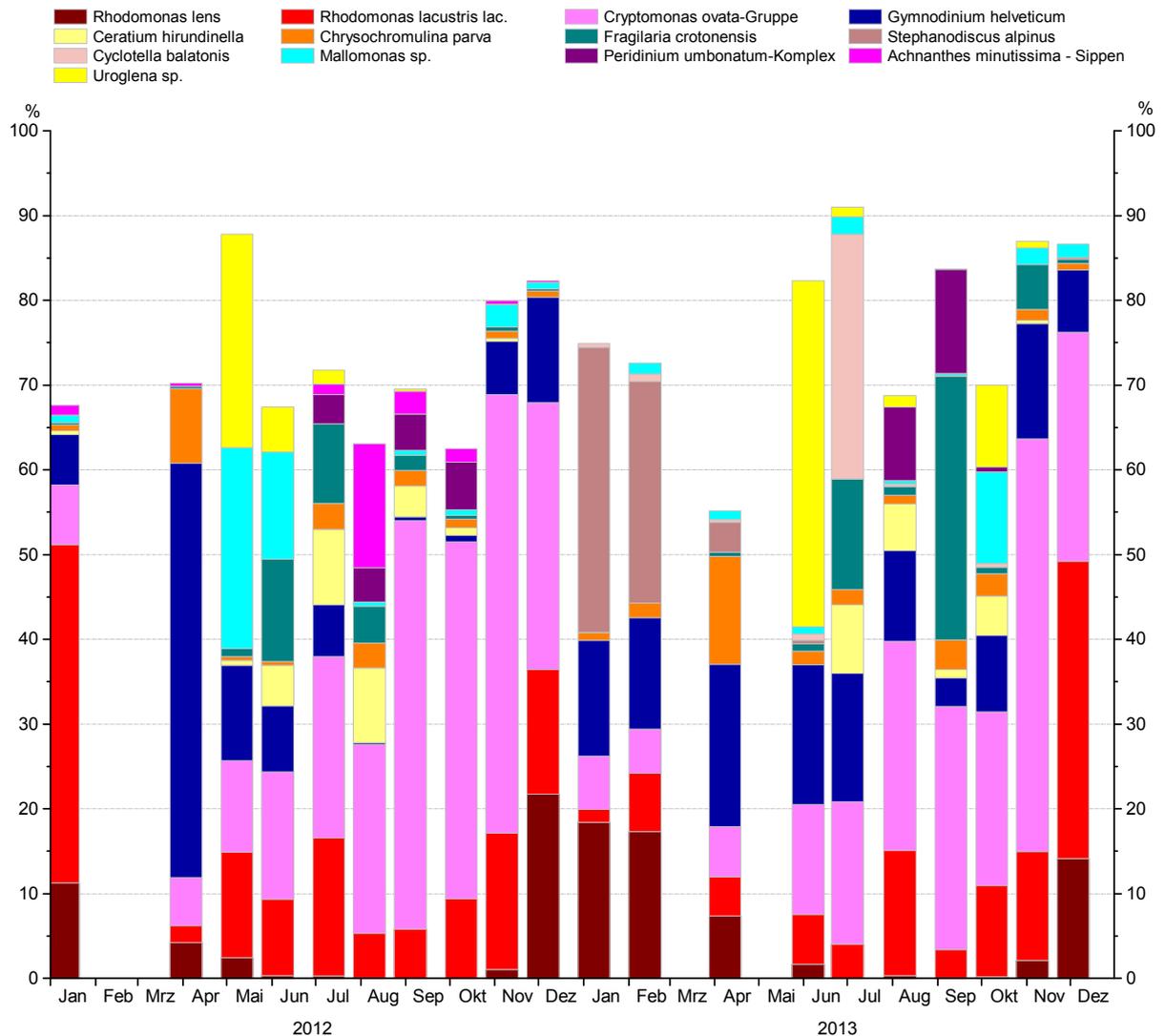


Abb. 49: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Gnadensee).

Auch an der Station Gnadensee dominieren die Schlundalgen-Gattungen *Rhodomonas* und *Cryptomonas* das Gesamtbiovolumen. Im März war der Gnadensee jeweils zugefroren. Nach Eisaufgang konnte in beiden Jahren eine starke Entwicklung von *Gymnodinium helveticum* festgestellt werden. Abweichend von den anderen Seeteilen erreichte die koloniebildende Chrysophycee *Uroglena sp.* einen hohen Anteil an der Gesamtbiomasse im Frühjahr. *Uroglena* ist ein Anzeiger für leicht mesotrophe Verhältnisse.

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

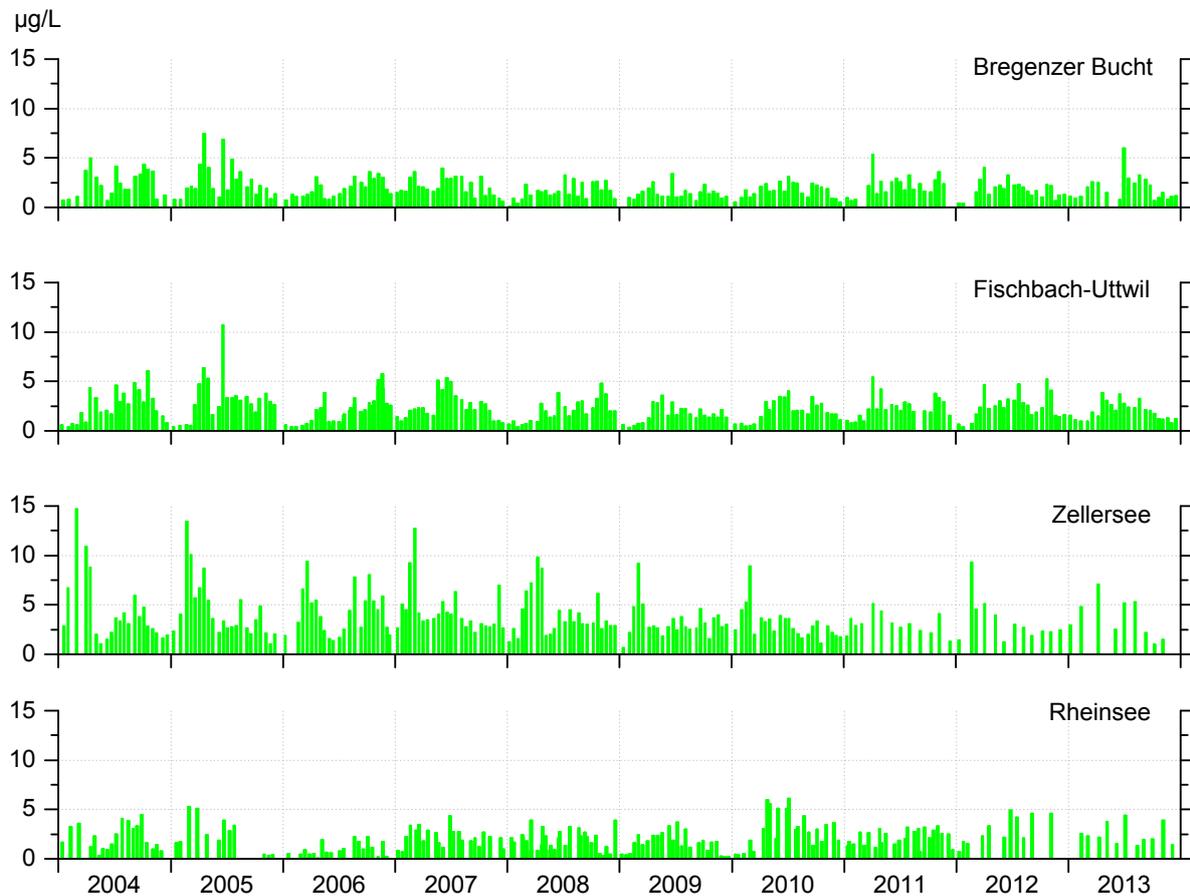


Abb. 50: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

Die langfristige Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen scheint sich bei den nun erreichten niedrigen Konzentrationen zu stabilisieren. Im Frühjahr sind vor allem beim Zellersee noch vereinzelt hohe Chlorophyll-a Peaks zu beobachten, im Jahresmittel liegen die Werte im Zellersee aber seit Jahren zwischen 3 und 4 µg/L und damit im schwach mesotrophen Bereich.

Die Werte des Rheinsees wurden vom Amt für Umwelt (AFU) des Kantons Thurgau gemessen. Die Bestimmung erfolgte ebenfalls mit Hilfe der HLPC.

Zooplankton

Langzeitentwicklung Crustaceen

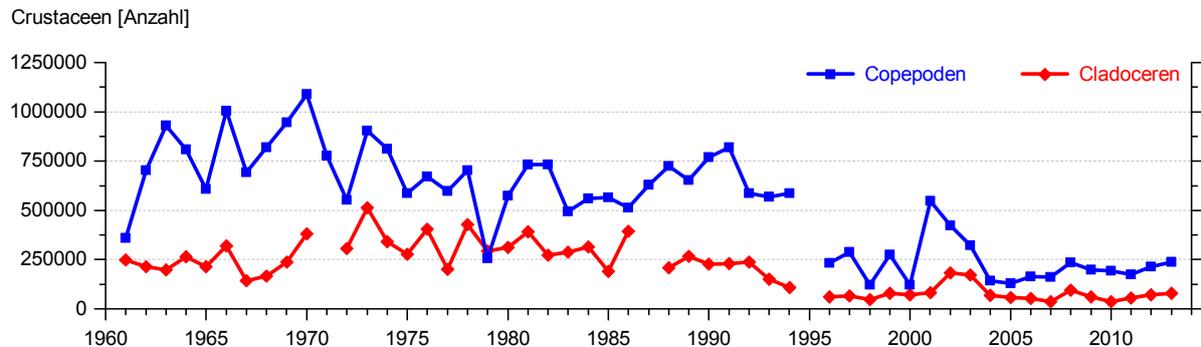


Abb. 51: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

Bei der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons weisen die Zahlen auf eine weiterhin leicht steigende Tendenz hin. Die Jahresmittelwerte der Cladoceren und Copepoden scheinen sich auf niedrigem Niveau zu stabilisieren.

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

Die Entwicklung der Cladoceren an den drei IGKB-Stationen weisen auf eine Verlagerung des Wachstums in die Sommermonate. Hohe Individuendichten zeigen sich meist erst in der zweiten Jahreshälfte. Lediglich bei Fischbach-Uttwil zeigt sich 2013 ein früheres Abundanzmaximum. An der Station Gnadensee ist 2012 die abrupte Abundanzabnahme auffällig, während an der Station Zellersee die Individuendichten 2013 bis in den November relativ hoch sind.

Auch bei den Copepoden zeigt sich die Tendenz zu höheren Werten im Zeitraum Mai bis Oktober. Im Untersee sind 2013 an beiden Stationen die vergleichsweise hohen Abundanzen jeweils im August auffällig. Bei der Gegenüberstellung sind die zeitlichen Unterschiede der Probenahme zu berücksichtigen. Die Änderungen in der saisonalen Entwicklung der Crustaceen zeigen sich eindrücklich bei einem Vergleich mit Abbildungen aus älteren Berichten (z.B. Grüner Bericht Nr. 10). Im Untersee haben die Cladoceren ein deutliches Maximum an der Station Zellersee, an der Station Gnadensee sind die Werte von Mai bis September erhöht.

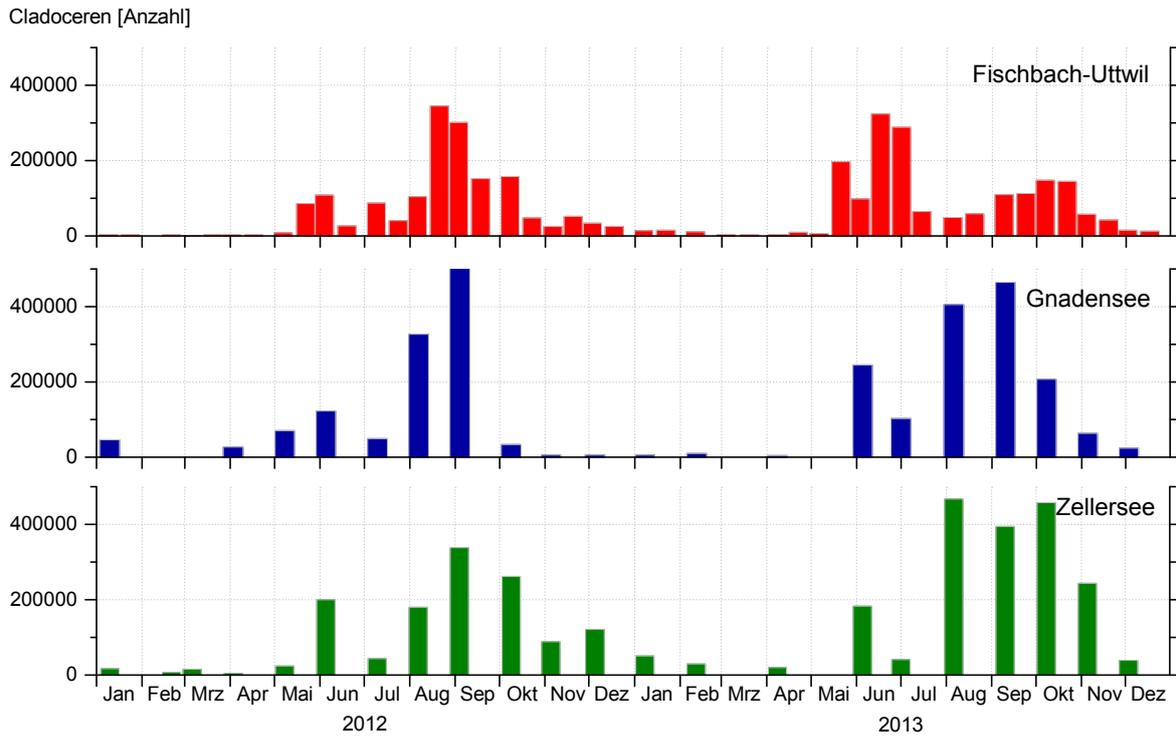


Abb. 52: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen (2012/2013).

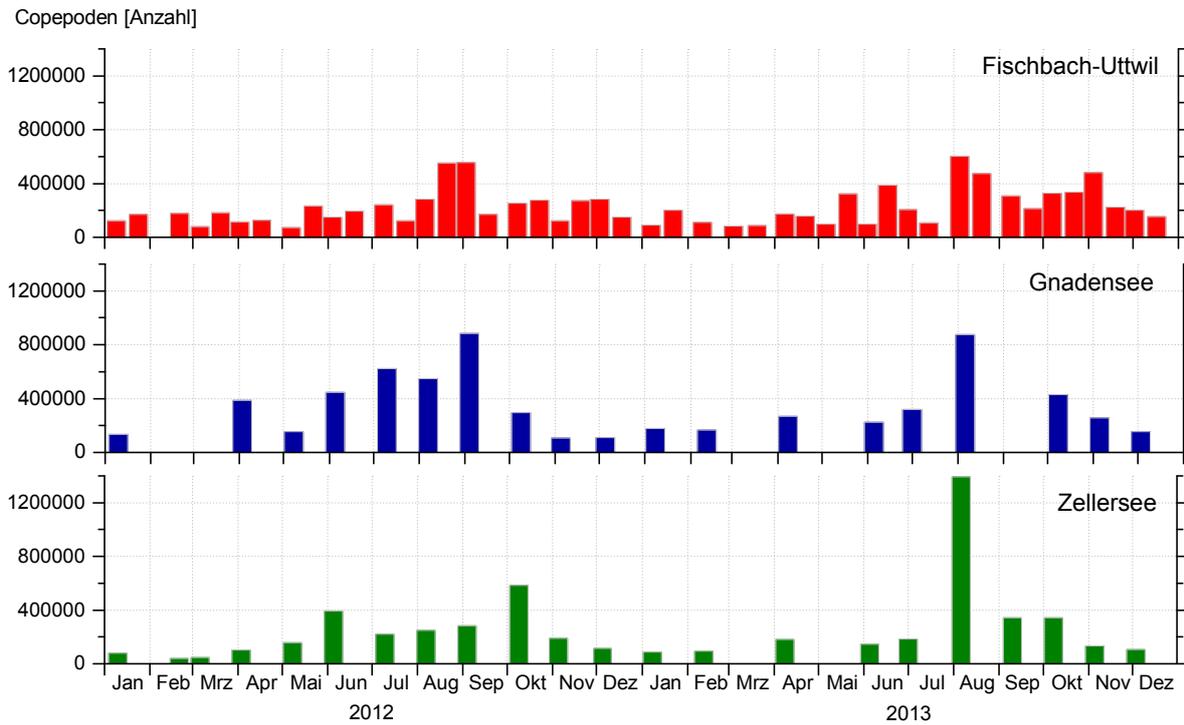


Abb. 53: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen (2012/2013).

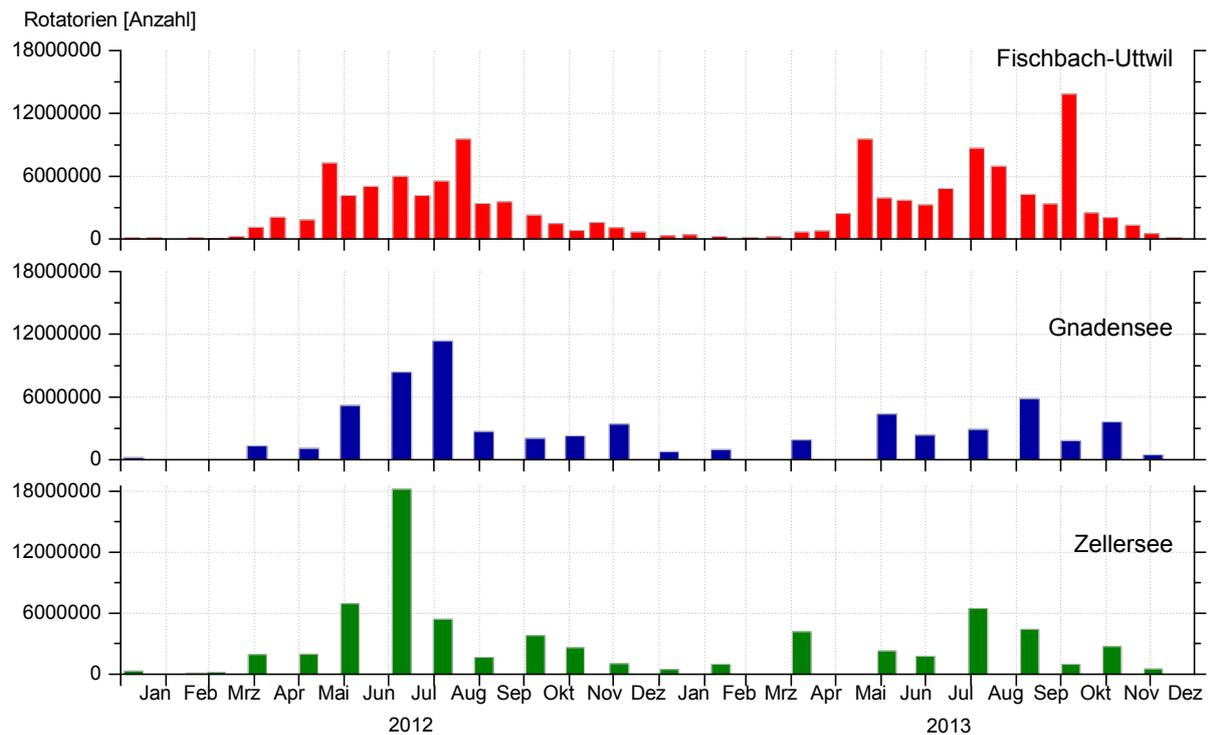


Abb. 54: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen (2012/2013).

Bei den Rotatorien sind an allen Stationen die Unterschiede zwischen beiden Jahren am auffälligsten. Fischbach-Uttwil zeichnet sich 2013 durch ein hohes Abundanzmaximum im Oktober aus, das 2012 vollständig fehlt. Beide Stationen im Untersee sind 2012 durch bereits im Frühsommer ansteigende Individuendichten mit Maxima im Juli und August charakterisiert. Diese Entwicklung ist 2013 nicht erkennbar. Eine genauere Interpretation der Daten erfordert den Vergleich mit den jeweiligen Temperatur- bzw. Phytoplanktondaten (Produktion) und den Zahlen über invertebrate und vertebrate Räuber (Mortalität).

Bakterien

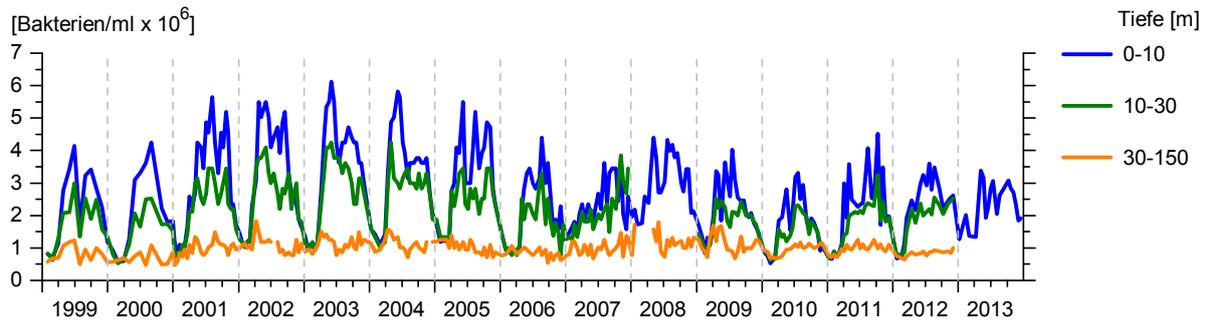


Abb. 55: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10-30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt. Ebenso entfiel 2013 die Erfassung der Tiefenstufen 10-30 m und 30-150 m.

Das Bakterienplankton repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons im See. Es ist maßgeblich am Abbau organischer Substanz beteiligt, stellt aber durch seine Sekundärproduktion auch eine wichtige Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen dar.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Gesamtbakterienzahlen zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren.

Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis Anfang März) lagen 2012 mit Werten leicht unter 1×10^6 Zellen/ml wieder in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten in diesem Zeitraum keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0-30 m) erfolgte 2012 vergleichsweise früh ab Mitte März. Das kann mit dem schon früh ansteigenden Frühjahrsstemperaturen erklärt werden. Dabei erreichten die Werte in der Oberflächenschicht schon Anfang April auf ein erstes Maximum mit von $2,5 \times 10^6$ Zellen/ml. Nach einem kurzen Abfall erhöhten sich die Dichten auf Werte über 3×10^6 Zellen/ml, und blieben bis September auf diesem Niveau. Danach fielen die Dichten wieder auf ein Niveau von ca. 2×10^6 Zellen/ml, blieben dann aber auf diesem vergleichsweise hohen Niveau bis zum Jahresende.

Trotz einiger überwiegend witterungsbedingter Besonderheiten ergaben sich auch 2013 ähnliche saisonale Muster wie in den Vorjahren. Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten um $1-1,5 \times 10^6$ Zellen/ml leicht über dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich. Der Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in der oberflächennahen Schicht (0-10 m) erfolgte 2013 vergleichsweise spät ab Mitte April, was mit dem meteorologisch verspäteten Anstieg der Tempe-

raturen im Frühjahr erklärt werden kann. Dabei stiegen die Werte ab Ende April bis Mitte Mai auf ein Niveau von rund 3×10^6 Zellen/ml an. Auf diesem Niveau bewegten sie sich bis zum Herbst, allerdings unterbrochen durch zwei Minima Anfang Juni und Anfang August mit einem Abfall auf jeweils rund 2×10^6 Zellen/ml. Auch der herbstliche Abfall der Bakteriendichten setzte im Jahr 2013 ab Ende September etwas früher ein, wobei jedoch bis Jahresende immer noch Dichten von nahezu 2×10^6 Zellen/ml festgestellt wurden. Im Berichtsjahr wurden die Tiefenstufen unterhalb 10 m nicht beprobt. Die Werte für die oberflächennahe Wasserschicht geben aber repräsentativ die jahreszeitliche Dynamik wieder und sind als solche mit den Vorjahren vergleichbar.

Insgesamt scheinen sich die Bakteriendichten in den letzten Jahren auf vergleichsweise niedrigem Niveau stabilisiert zu haben, was als eine weitere Folge der im Reoligotrophierung des Sees gesehen werden kann. Die Schwankungen zwischen den Einzeljahren sind im Wesentlichen durch die jeweiligen Witterungsverhältnisse bestimmt, wie z.B. der Zeitpunkt des Frühjahrsanstiegs und das Ausmaß des winterlichen Minimums.

Fischfang-Erträge im Obersee

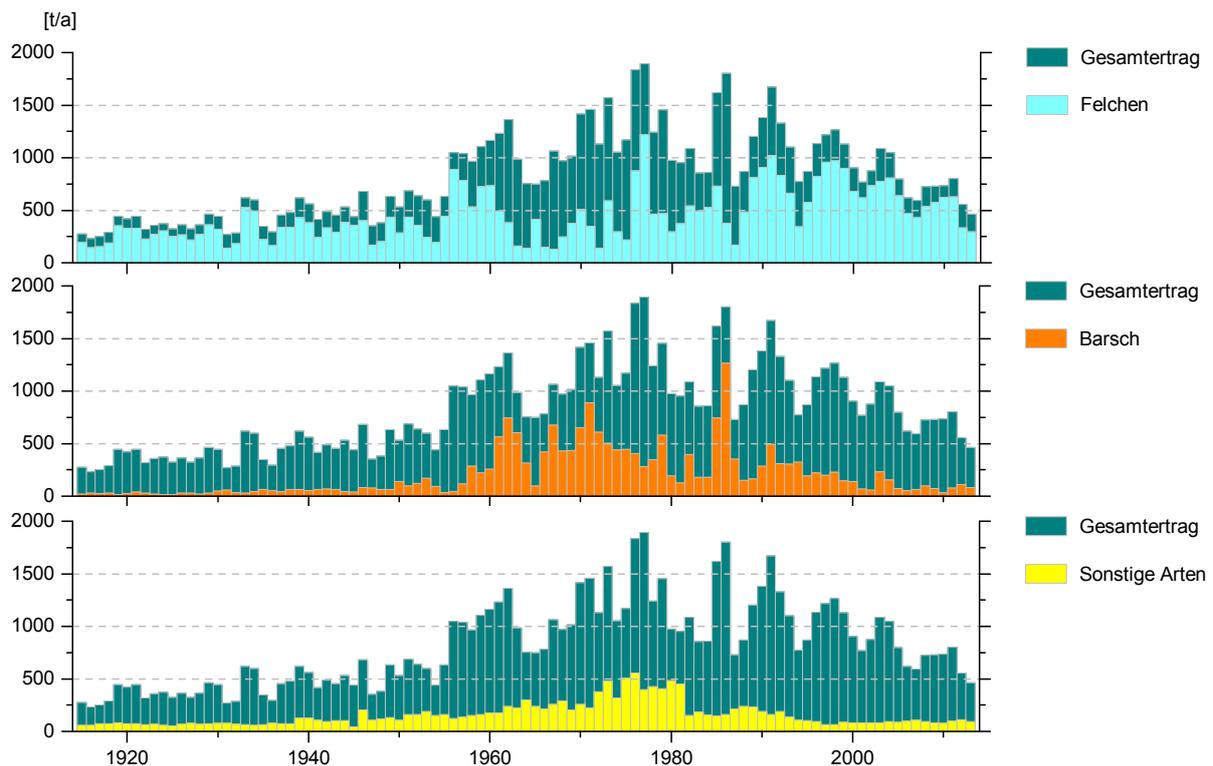


Abb. 56: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Menge und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische im Bodensee-Obersee änderten sich in den letzten 100 Jahren beträchtlich. Die Eutrophierung und Reoligotrophierung wirken sich auch auf die Fischerträge aus. Vom Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1950er-Jahre stiegen die Erträge langsam an (Abb. 56), den Hauptanteil des Fangs (ca. 70 %) machten die Felchen aus. Von 1955 bis 1977 stiegen die Fangerträge auf fast die dreifache Menge an, gleichzeitig sank der Anteil gefangener Felchen bis unter 30 %, während die Anteile der Barsche und Weißfische zunahmen. Seit Ende der 1970er-Jahre haben sich die Felchenfänge verbessert und stabilisiert. Die Barschfänge sind seither tendenziell zurückgegangen, stiegen aber Mitte der 1980er-Jahre noch einmal kurz an. Der Rückgang der Barschfänge geht mit einem Rückzug der Art aus dem Pelagial einher. Im reoligotrophierten Bodensee ernähren sich größere Barsche wieder vorwiegend von Fischen, meist der eigenen Art. Die Weißfischfänge sind schon spätestens seit Beginn der 1970er-Jahre stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt. Der Gesamtertrag der Berufsfischer am Bodensee-Obersee erreichte 2013 rund 465 t (9,8 kg/ha). Das Fangergebnis war nochmals niedriger als im Vorjahr (-16,0 %). Die größten Anteile am Gesamtfang hatten Felchen mit 293,8 t (63,2 %), Barsche mit 79,8 t (17,2 %) und Weißfische (inkl. Brachsen) mit 31,5 t (6,8 %). Der Ertrag der Seesaiblinge erreichte mit 16,1 t einen sehr guten Wert und lag weit über dem 10-Jahresmittel (+65,9 %) (IBKF, 2013).

Fischfang-Erträge im Untersee

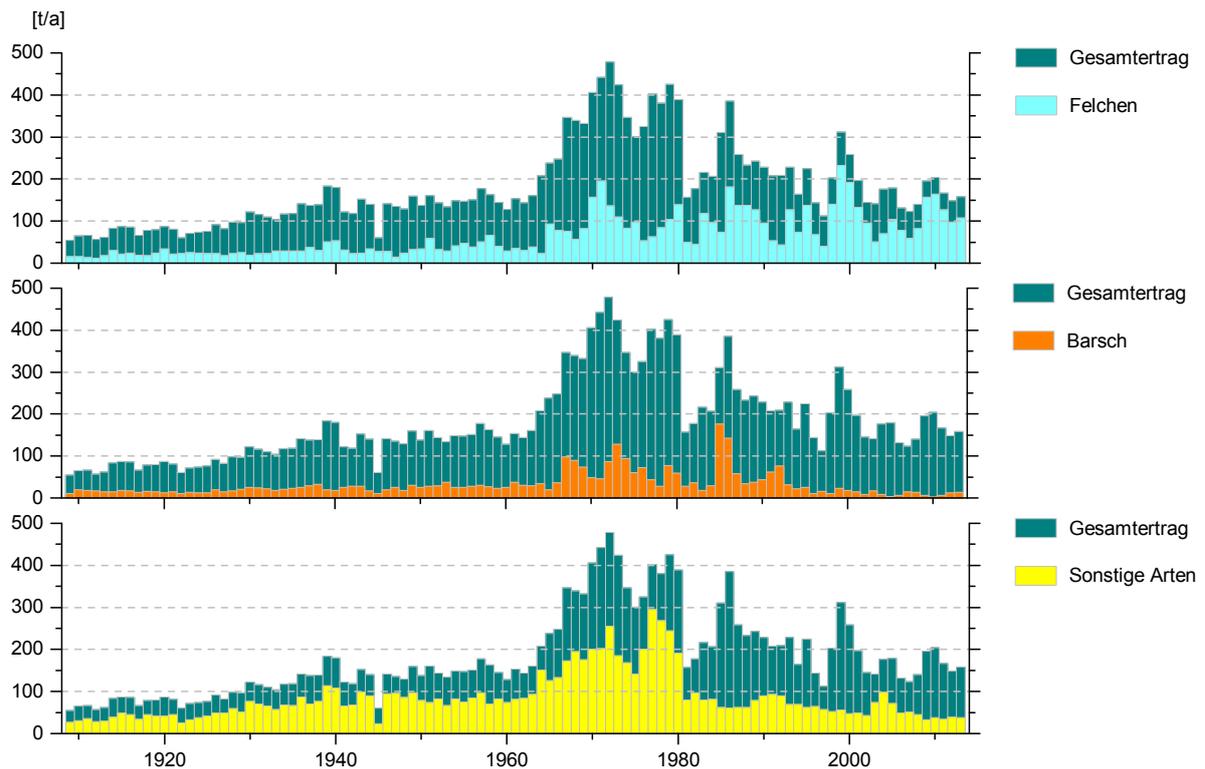


Abb. 57: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Am Bodensee-Untersee existiert seit 1910 eine lückenlose Statistik der Berufsfischerfänge. Von 1910 bis 1965 lag der Ertrag bei ca. 50 t bis 150 t (Abb. 57), danach stieg er stark an. In den 1970er Jahren wurden von den Berufsfischern die höchsten Erträge mit einem Maximalwert von knapp 500 t erzielt. Bei den Felchen lag der höchste Ertrag mit 232 t im Jahr 1999. In den letzten Jahren sanken die Erträge der meisten Arten deutlich. Insbesondere betroffen war der Barschertrag mit einem Maximum von rund 180 t im Jahr 1985 und einem Minimum von nur noch 3,2 t im Jahr 2005.

Der Gesamtertrag 2013 betrug 158 t und lag damit rund 10 t über dem Vorjahresertrag. Am Gesamtfang hatten die Felchen mit rund 108 t einen Anteil von 68 %. Außerdem wurden 12,8 t (8 %) Barsche sowie 37,7 t (23,8 %) sonstige Fischarten gefangen.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung

	2012	2013
Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees	1'642'300	1'630'500
Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	1'605'500 ¹	1'595'100 ²
Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	36'600	35'400
davon: -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt ³	27'600	27'500
-Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt ³	9'000	7'900
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent	75.5	77.8
Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent)	97.8	97.8
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees	99.4	99.5
Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte)	2'910'000	2'930'000
Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie:		
- Kategorie III (> 40'000 EW)	32	32
- Kategorie II (1000 - 40'000 EW)	120	120
- Kategorie I (50 - 1000 EW)	67	67
Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen	219	219
davon mit :		
- Nitrifikation	180	182
- Denitrifikation	114	114
- Phosphorelimination	159	159
- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	14	14
- Spurenstoffbehandlung	2	3
Regen- und Mischwasser:		
- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)	81.3 ⁴	81.1 ⁴
- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	88.5	88.4
Ablaufmengen:		
- Jahresabwassermenge (in 1000 m ³)	291'745	287'587
- Gesamtphosphor (in t)	84.8	86.6
- CSB (in t)	6'373	6'181
- TOC (in t)	1'647	1'631
- N _{anorg.} (in t)	2'998	2'973

Ende des Berichtsjahres 2013 waren von den fast **1,63 Millionen** Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,60 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94'700 Einwohnern** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2013 waren **35'400 Einwohner** nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2013 bei **97,8**

¹ Abwasser von ca. weiteren 94'900 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

² Abwasser von ca. weiteren 94'700 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

³ Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

⁴ ohne Vorarlberg

%. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern war die Entsorgung 2013 bei rund **77,8 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2013 bei **99,5 %**. Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung (s. Abb. 1).

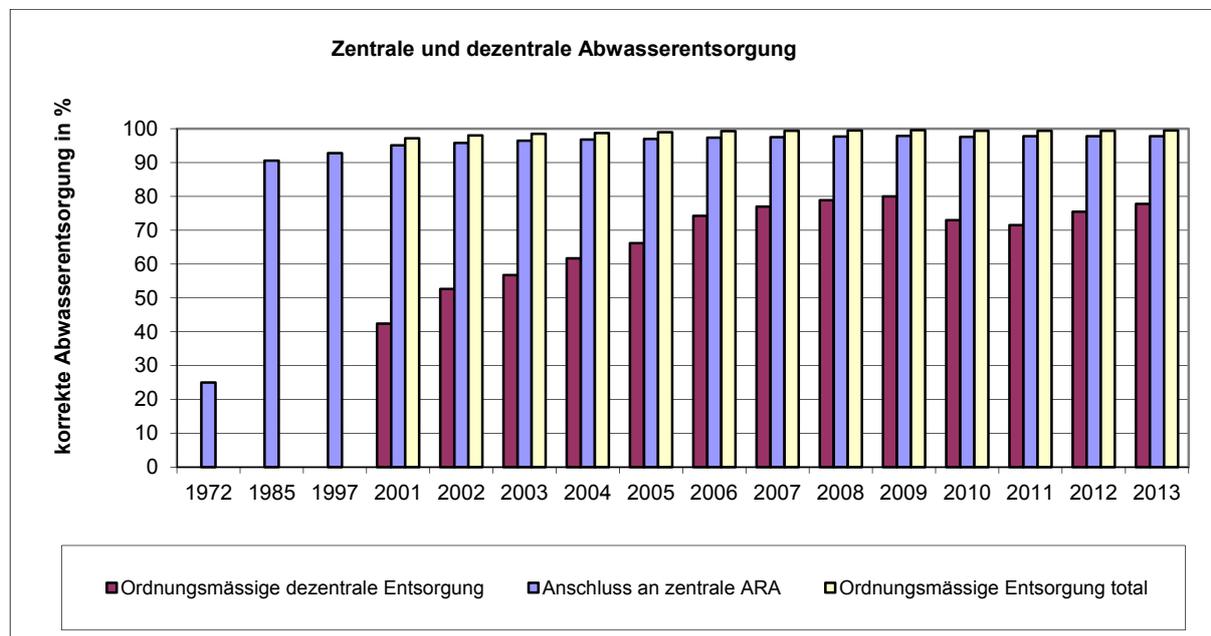


Abb. 1: Entwicklung der Abwassereinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmässigen dezentralen Entsorgung hat abgenommen, weil in Baden-Württemberg und Bayern seit 2010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

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **219 Abwasserreinigungsanlagen** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2013 rund **288 Mio. m³**. **29,8 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockung-filtration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,18 mg/L P_{gesamt}**. In weiteren **145 Anlagen** wurden **69,3 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,32 mg/L P_{gesamt}**).

Insgesamt wurden somit im Jahr 2013 **99,1 %** der im Bodensee-Einzugsgebiet anfallenden Abwassermenge in einer zentralen Abwasserreinigungsanlage einer Phosphorelimination unterzogen.

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2013.

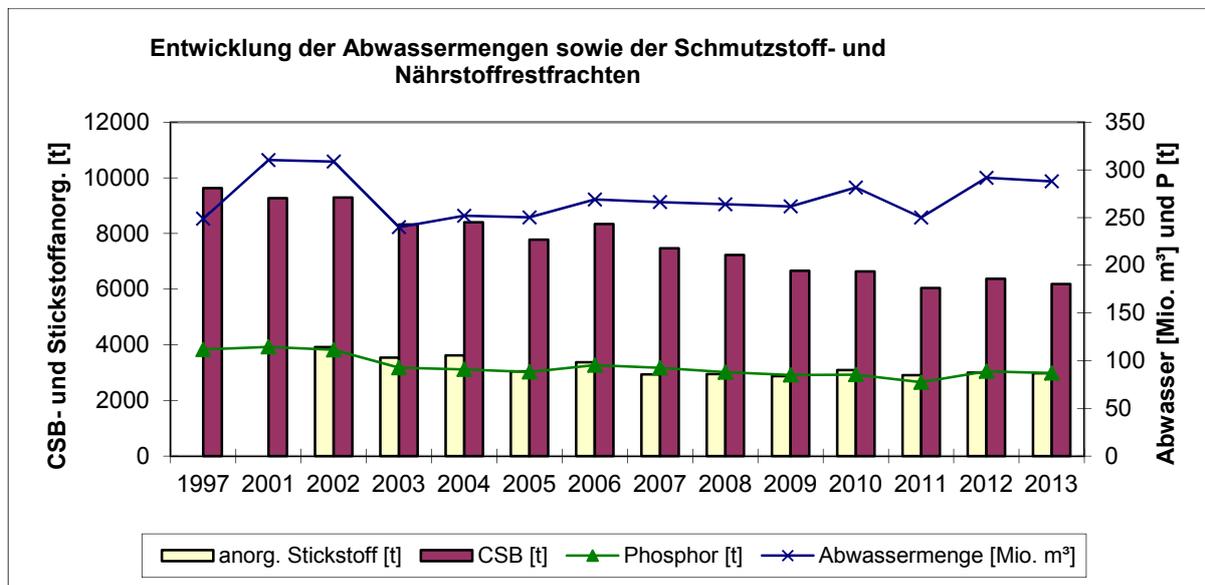


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

Im Jahr 2013 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten im Vergleich zu den Vorjahren nicht mehr weiter ab (s. Abb. 3). Seit der Auswertung von 2010 sind auch die Abwasserreinigungsanlagen des Kantons Appenzell Ausserrhoden, die sich im Einzugsgebiet des Bodensees befinden, berücksichtigt.

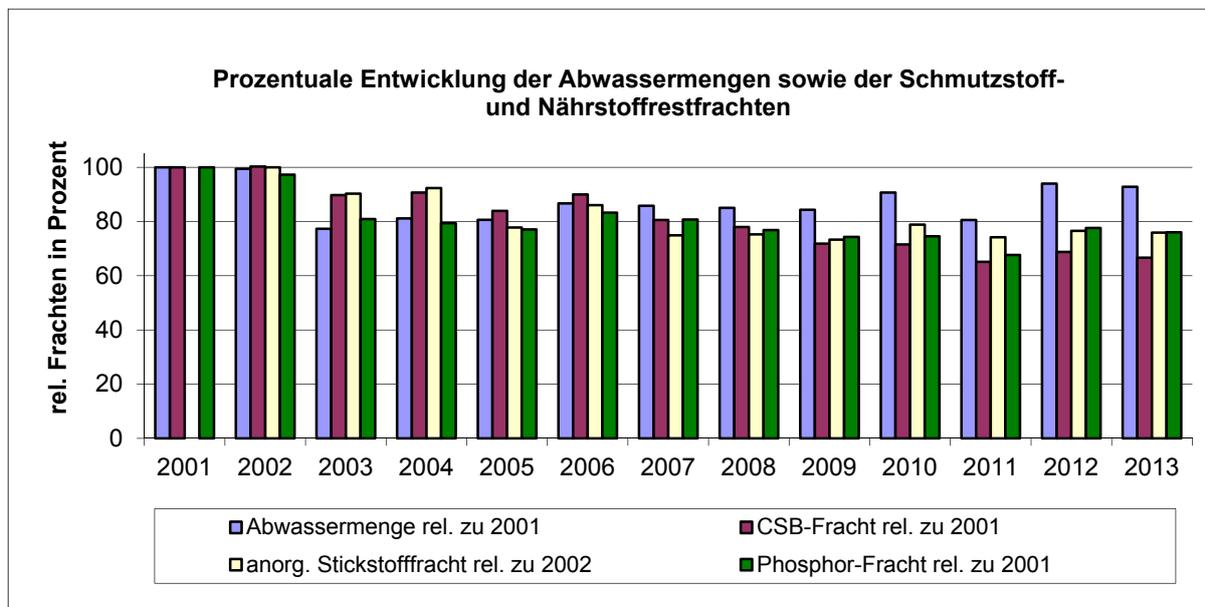


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Spezielle Tätigkeiten im Untersuchungsgebiet

Auf der ARA Ravensburg Langwiese wurde im September 2013 eine Pulveraktivkohle-Stufe in Betrieb genommen. Der Betrieb ist noch in der Optimierungsphase. Die Bemessung der ARA liegt bei 180'000 EW, die Baukosten lagen bei über 10 Mio. Euro. Die ARA Hofsteig in Hard, Vorarlberg, wurde von 140'000 auf 280'000 EW erweitert. In der Schweiz, im Kanton St. Gallen, wurde ein Projekt zur wirkungsorientierten Gewässerüberwachung durchgeführt. Dieses umfasst die Erfassung und das Monitoring toxischer Wirkungen von Chemikalien in der Umwelt mit Hilfe molekularer Methoden. Die Untersuchungen wurden an Bachforellen durchgeführt. In Bayern wurde eine Studie über die grundsätzlichen Möglichkeiten der vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen durchgeführt.

Im Jahr 2015 werden organische Spurenstoffe im Bodensee und seinen Zuflüssen analog 2009 untersucht. Dies geschieht in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich See. Im Budget sind dafür 43'000 Euro eingestellt.

3. Übersichtskarten

Die Kläranlagenübersichtskarte (Abb. 6 und 7) 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 (Abb. 8-11).

4. Ländliches Areal

Die nächste planmäßige Berichterstattung erfolgt in 2015.

5. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den 16 seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhdlingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eris Kirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2013 **17,2** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr **einer Zunahme um 0,2** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

Die Daten der NADUF-Probenstelle Diepoldsau können seit 2012 gemäss Vereinbarung verwendet werden, da seither $P_{\text{filtriert}}$ bestimmt wird.

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 nicht verändert haben (s. Abb. 4). Die Frachtschwankungen sind vor allem auf Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Zuflüsse zurück zu führen. Dies zeigt die Abb. 5 exemplarisch für das Jahr 1999 beim Alpenrhein (Messstelle Diepoldsau).

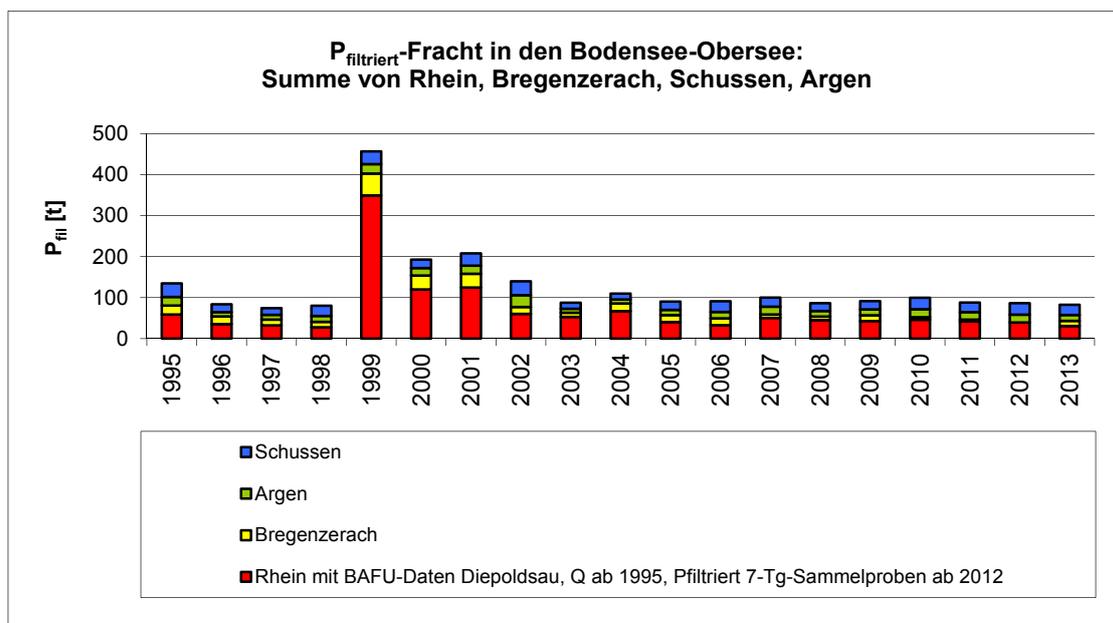


Abb. 4: Entwicklung der P_{filtriert}-Frachten in den Bodensee von Alpenrhein, Bregenzerach, Schussen und Argen von 1995 bis 2013.

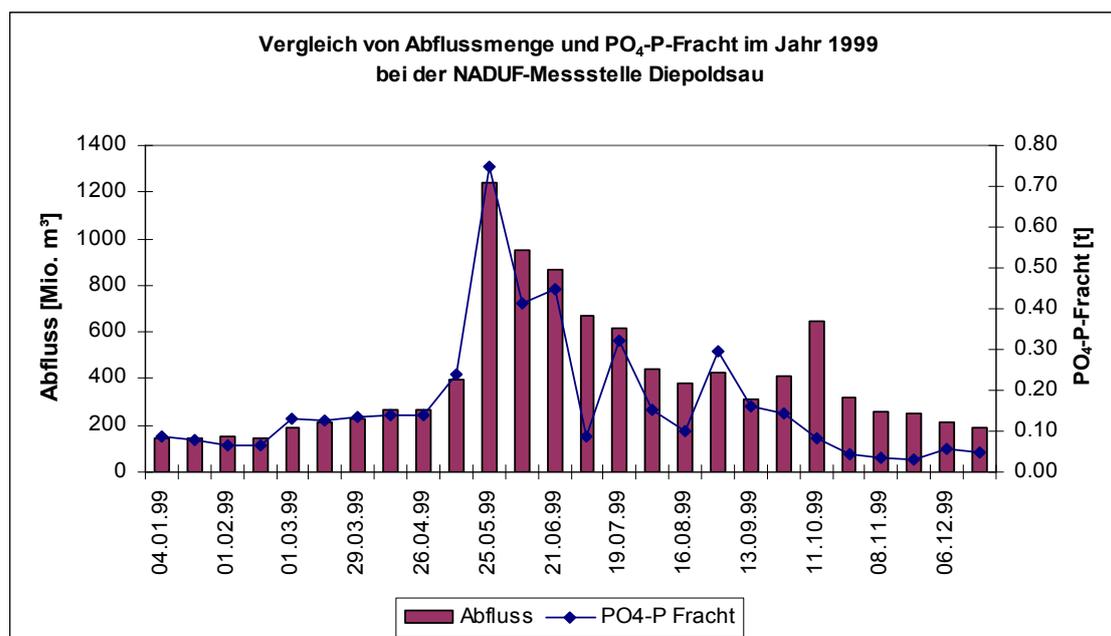


Abb. 5: Vergleich von Abflussmengen und PO₄-P-Frachten des Alpenrheins im Jahr 1999 bei der NADUF-Messstelle Diepoldsau.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

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

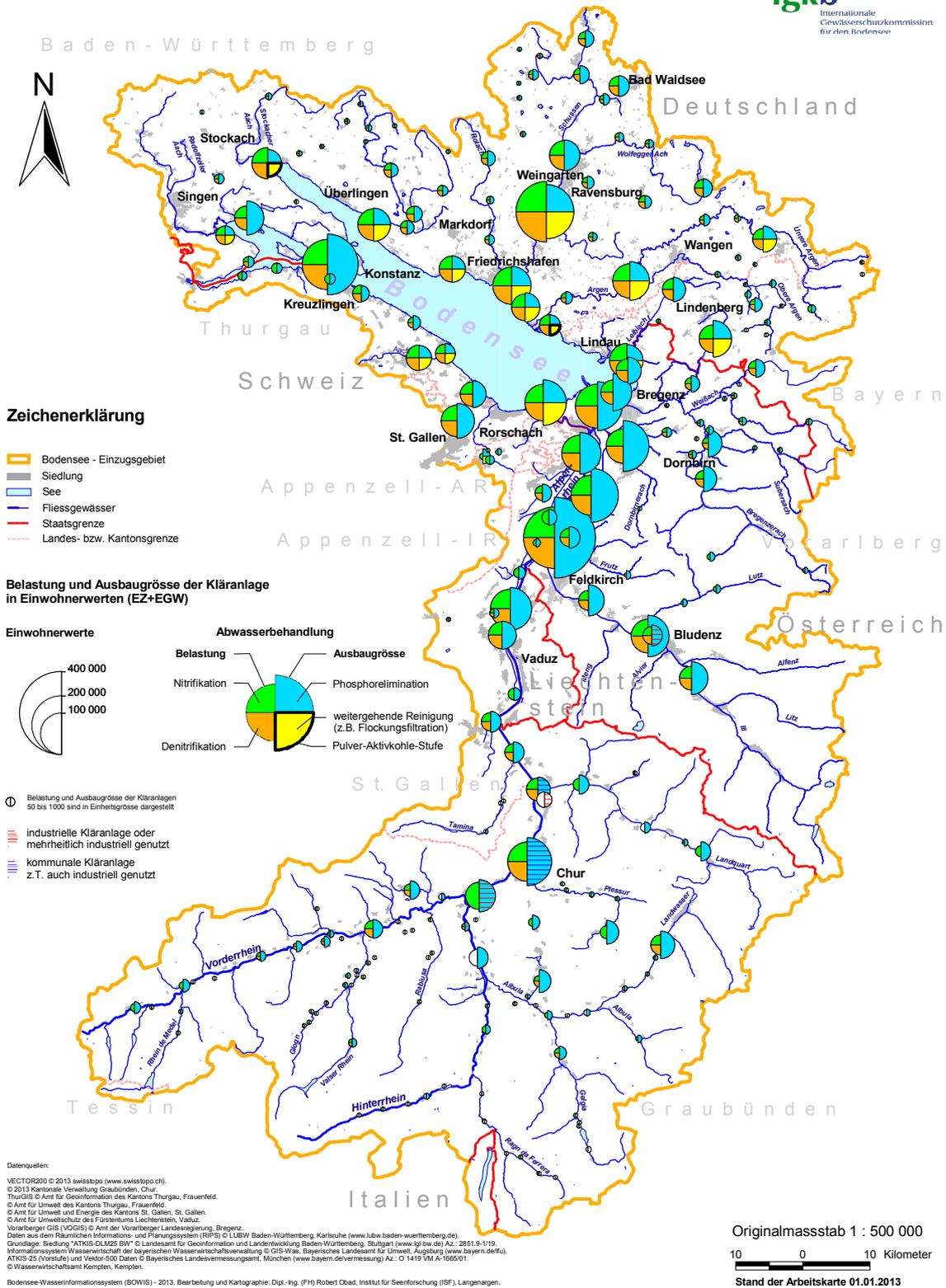


Abb. 6: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2012.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

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

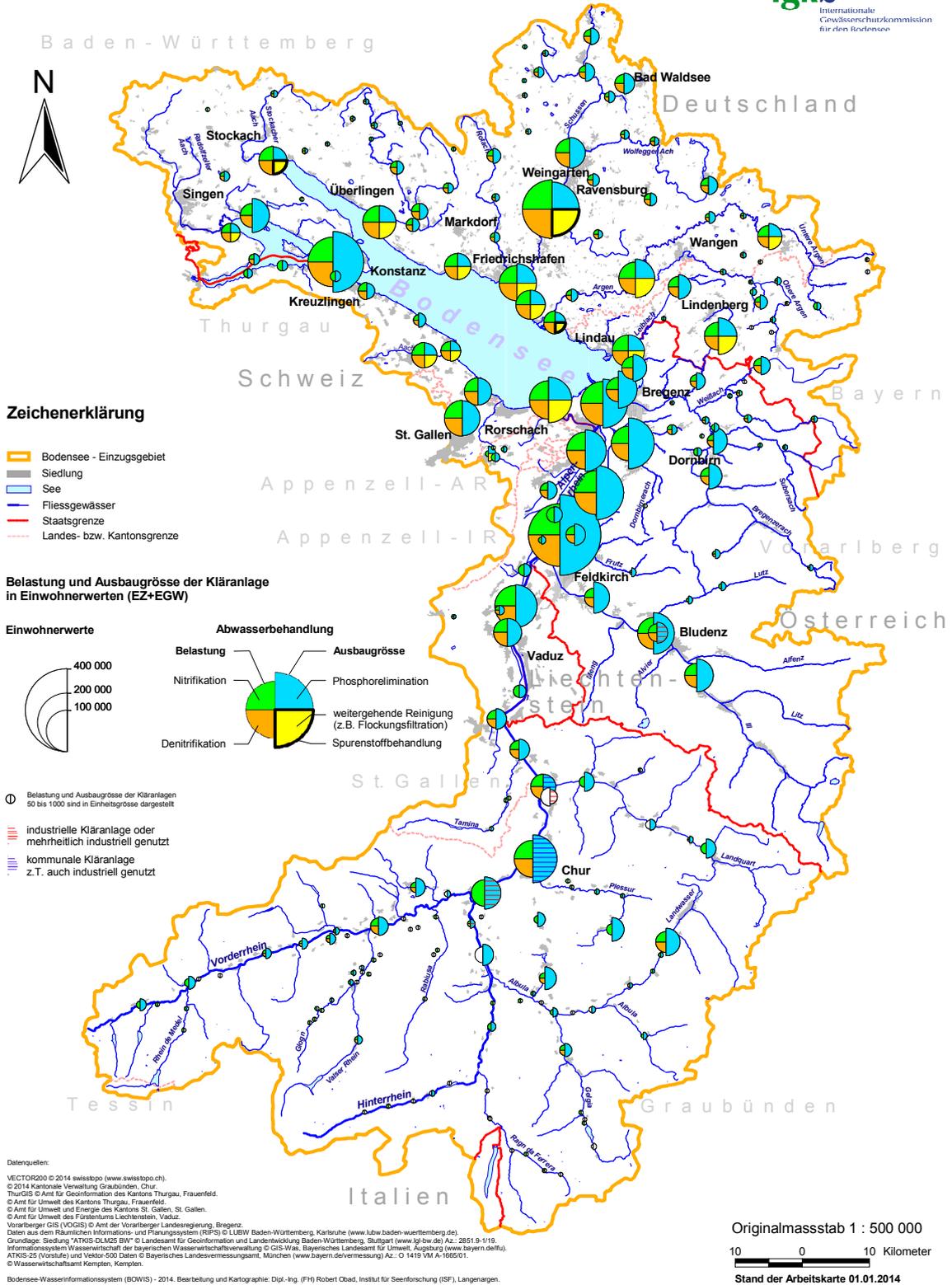


Abb. 7: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees 2013.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2009-2012

**Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2009-2012**

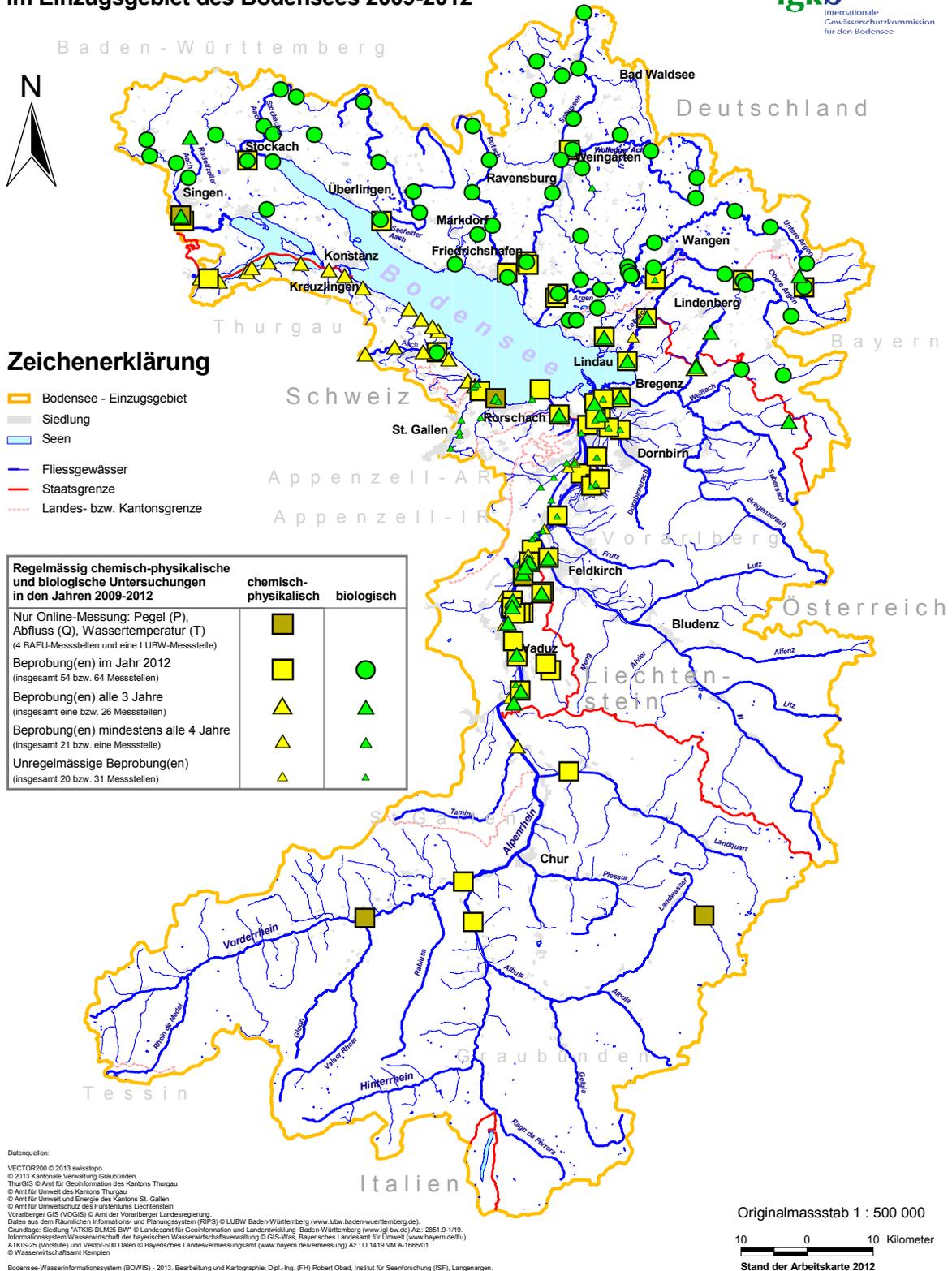


Abb. 8: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2009-2012.

Fließgewässer-Messtellenkarte im Einzugsgebiet 2012

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
 Chemisch-physikalische und biologische Messtellen
 im Einzugsgebiet des Bodensees 2012



Abb. 9: Karte der Fließgewässer-Messtellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2012.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2010-2013

**Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
im Einzugsgebiet des Bodensees 2010-2013**

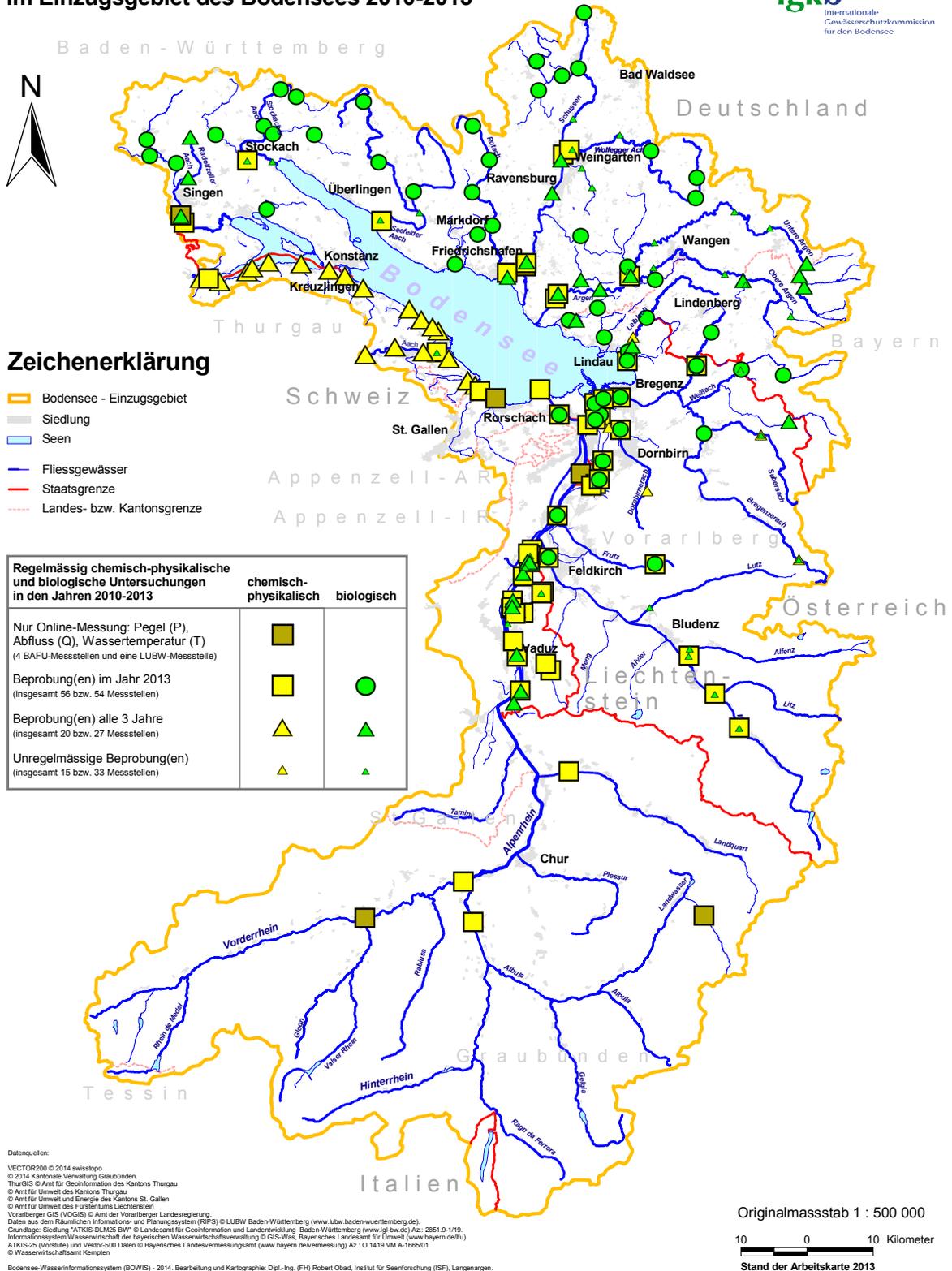


Abb. 10: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees 2010-2013.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2013

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
 Chemisch-physikalische und biologische Messstellen
 im Einzugsgebiet des Bodensees 2013

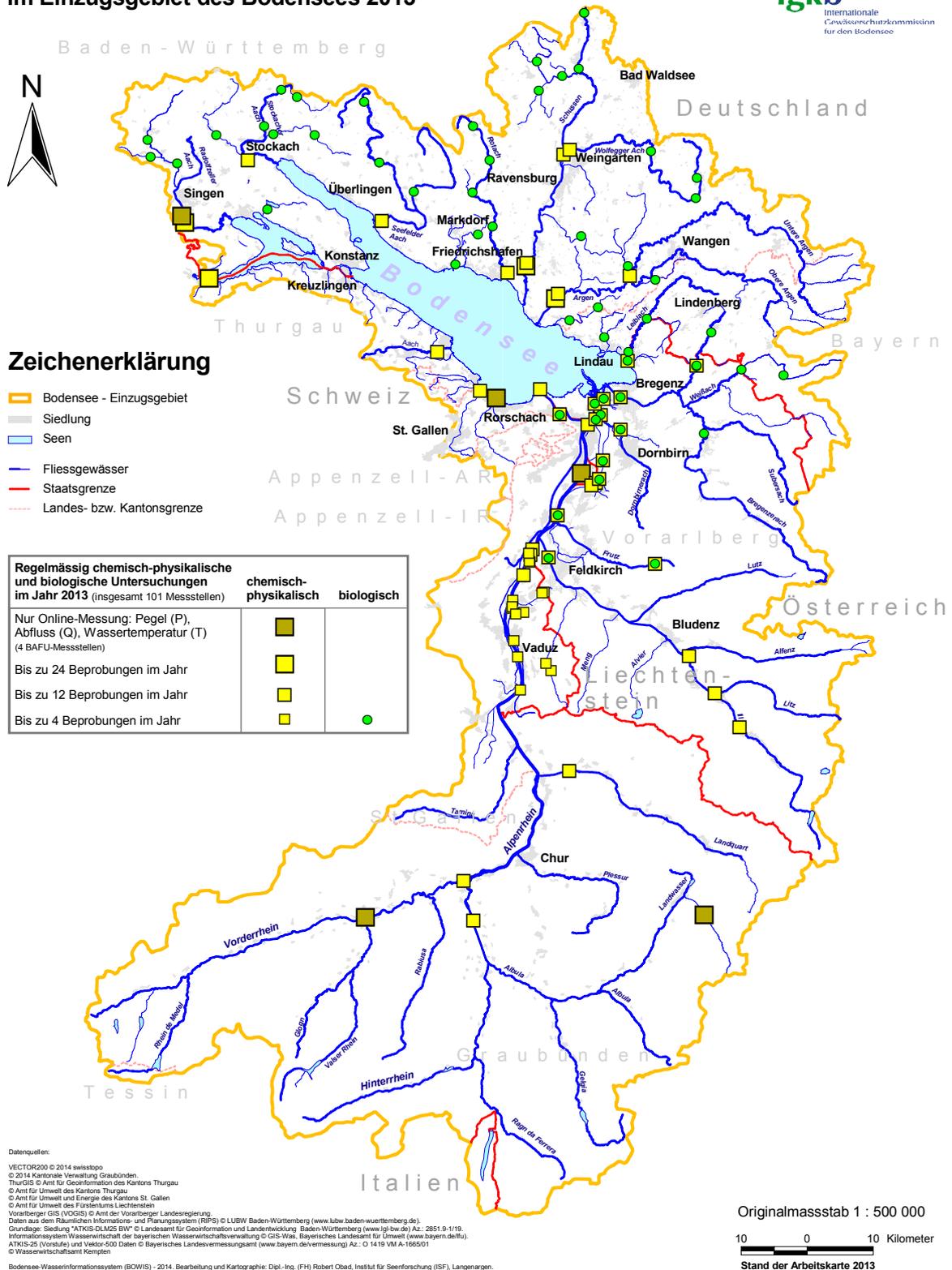


Abb. 11: Karte der Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten im Jahr 2013.

AUSKÜNFTE

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung (ISF) an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz 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.

