

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2008

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2007/2008



- Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
- Titelbild:** Zooplankton *Bythotrephes longimanus* (Länge ca. 6 mm) • Prof. G. Maier • Büro für Gewässerökologie • 89250 Senden
- 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 2009

ISSN 1011-1271 • Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 36 (2008)

Bericht Nr. 36

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2008

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2007/2008

VORWORT

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. Eine Ausnahme bildet der Bericht Nr. 9 (erste Auflage 1985, zweite Auflage 1993), der die geographischen, physikalischen, chemischen und biologischen Grundlagen der Bodensee-Untersuchungen beschreibt. 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 unebilderten Textteil sowie einen Anhang mit Graphiken und Tabellen charakterisiert.

Anlässlich der Kommissionstagung 2007 wurde von den Sachverständigen der IGKB eine Neugestaltung der Grünen Berichtreihe 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, Zellersee, Rheinsee und Gnadensee 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 Mess-tiefen – 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.

Am Bericht haben mitgearbeitet:

Dipl.-Biol. Fritz Bauer, Kempten
Dr. Beat Baumgartner, Frauenfeld
Dr. Hans-Rudolf Bürgi, Dübendorf
Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld
Dr. Hans Güde, Langenargen
Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz
Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen
Dr. Reiner Kümmerlin, Langenargen
Dipl.-Inf. (FH) Günther Kuhn, Langenargen
Dr. Herbert Löffler, Langenargen
Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen
Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen
Dr. Hans-Bernd Stich, Langenargen
Dr. Martin Wessels, Langenargen
Dr. Thomas Wolf, Langenargen

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL	9
Gute chemische Wasserqualität: Mikroverunreinigungen im Bodensee	10
Was tut sich im Untersee?	18
Wasserpflanzen im „Grünen Bereich“ – Kartierung der Makrophyten im Bodensee in den Vegetationsperioden 2006 bis 2009	22
Biogas im Bodensee	28
B – JAHRESBERICHT	31
Einleitung	32
Zustandsbeschreibung	33
Bodensee-Obersee	33
Bodensee-Untersee	37
Fazit und Handlungsbedarf	39
Untersuchungsprogramm Freiwasser 2008	40
Meteorologie	42
Windverteilung	43
Hydrologie	44
Wärmeinhalt	45
Wassertemperatur	46
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat	48
Sauerstoff	49
Orthophosphat	51
Nitrat	52
Ammonium	53
Silikat	54
Chlorid	55
Mangan	56
Eisen	57
Phytoplankton-Bilder	58
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)	59
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m	64
Bodensee-Untersee (Zellersee) Gruppen in 0-20m	65
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m	66
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Gruppen in 0-20m	67
Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Hauptarten in 0-20m	68
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m	69
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m	70

Bodensee-Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m	71
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Hauptarten in 0-20m	72
Zooplankton-Bilder	73
Pigmente	74
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a	74
Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen	75
Leitpigmente	78
Zooplankton	79
Langzeitentwicklung Crustaceen	79
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	81
Bakterien	82
Fischfang-Erträge im Obersee	83
Fischfang-Erträge im Untersee	84
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2007/2008	85
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet	86
1. Abwasserbeseitigung	86
2. Fließgewässer	89
3. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	89
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	90
Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet	91
AUSKÜNFTE	92

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1: LAGE DER PROBENAHMESTELLEN IM BODENSEE.	10
TAB. 1: IM BODENSEE NACHGEWIESENE MIKROVERUNREINIGUNGEN, ANZAHL N DER BEFUNDE, MITTLERE KONZENTRATION C_{MITTEL} UND MAXIMALE KONZENTRATION C_{MAX} .	12
ABB. 2: ANZAHL DER BEFUNDE PRO SUBSTANZGRUPPE FÜR DIE UNTERSUCHTEN SEEBECKEN UND TIEFENSTUFEN IM BODENSEE UND KONZENTRATIONSBEREICHE (SONSTIGE: INDUSTRIECHEMIKALIEN, KORROSIONSSCHUTZMITTEL UND LEBENSMITTELZUSATZSTOFFE).	15
TAB. 2: VERGLEICH DER AUS MESSUNGEN UND VERBRAUCHSABSCHÄTZUNGEN BERECHNETEN JÄHRLICHEN EINTRÄGE IN DEN BODENSEE IN TONNEN PRO JAHR.	16
ABB. 3: VOLUMENGEWICHTETE JAHRESMITTELWERTE VON GESAMT-P, NO ₃ -N UND CHLORID IM ZELLERSEE (ZE), RHEINSEE (RH) UND GNADENSEE (GN).	18
ABB. 4: SAUERSTOFFMINIMUM UND MAXIMUM AN AMMONIUM-N UND GESAMT-P JEWEILS CA. 1M ÜBER DEM SEEGRUND IM ZELLERSEE (ZE), RHEINSEE (RH) UND GNADENSEE (GN).	19
ABB. 5: GESAMT-P IM EPILIMNION, SICHTTIEFE UND CHLOROPHYLL-A JEWEILS ALS SOMMERMITTELWERTE IM ZELLERSEE (ZE), RHEINSEE (RH) UND GNADENSEE (GN).	20
ABB. 6: MAKROPHYTENKARTIERUNG DER IGKB IM BODENSEE. PROBESTELLEN 2006-2008.	22
ABB. 8: WASSERPFLANZENKARTIERUNG VOM BOOT MIT ZUGRECHEN.	23
ABB. 7: WASSERPFLANZEN-TAUCHKARTIERUNG.	23
ABB. 9: FLUTENDES LAICHKRAUT POTAMOGETON NODOSUS (VORARLBERG).	24
ABB. 10: SCHIMMERNDEN LAICHKRAUT POTAMOGETON X NITENS IM RHEINSEE.	24
ABB. 11: TYPISCHE CHARACEENHORSTE.	25
ABB. 12: „UNTERSEEISCHE WIESEN“ - ARMLEUCHTERALGEN (CHARACEEN).	25
ABB. 13: DIE OLIGOTRAPHENTE RAUHE ARMLEUCHTERALGE CHARA ASPERA.	26
ABB. 14: HORNBLÄTTRIGE ARMLEUCHTERALGE CHARA TOMENTOSA (RÖTLICHER HORST).	26
ABB. 15: KAMM-LAICHKRAUT POTAMOGETON PECTINATUS.	26
ABB. 16: KLEINES NIXKRAUT NAJAS MINOR IN DER FUßACHER BUCHT.	27
ABB. 17: MITTLERES NIXKRAUT NAJAS M. INTERMEDIA.	27
ABB. 18: AN DER ALTEN RHEINMÜNDUNG FINDET MAN ETWA 450 POCKMARK-STRUKTUREN, DIE HÄUFIG ENTLANG ALTER RINNENSYSTEME DES RHEINS ANGEORDNET SIND.	28
ABB. 19: AUS FÄCHERECHOLOT-AUFNAHMEN KONSTRUIERTES GELÄNDEMOMENT MIT POCKMARK-STRUKTUREN AN DER ALTEN RHEINMÜNDUNG.	29
ABB. 20: SAMMLUNG VON BILDERN DER POCKMARK-STRUKTUREN UND KLEINEN VERTIEFUNGEN AM SEEBODEN MIT DEM HORIZONTAL-SONAR.	30

B – JAHRESBERICHT

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2008

ABB. 1: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DES PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATION IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	34
ABB. 2: ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE.	41
ABB. 3: METEOROLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE GRÖßEN. QUELLE: WETTERSTATION KONSTANZ DES DEUTSCHEN METEOROLOGISCHEN DIENSTES DWD.	42
ABB. 4: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DAS JAHR 2008 (UNTERE ABBILDUNG) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (OBERE ABBILDUNG). QUELLE: WETTERSTATION KONSTANZ DES DEUTSCHEN METEOROLOGISCHEN DIENSTES DWD.	43
ABB. 5: LANGZEITLICHE TEMPERATURENTWICKLUNG FÜR OBERSEE, ZELLERSEE UND RHEINSEE.	44
ABB. 6: WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M).	45
ABB. 7: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	46
ABB. 8: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IM JAHR 2008 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SO WIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	47
ABB. 9: 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.	48
ABB. 10: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	49
ABB. 11: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	50
ABB. 12: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	51
ABB. 13: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	52
ABB. 14: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	53
ABB. 15: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	54
ABB. 16: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	55
ABB. 17: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	56
ABB. 18: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	57
ABB. 19: DINOBRYON DIVERGENS (LÄNGE DER EINZELZELLE MIT GEHÄUSE 30-65 µM).	58
ABB. 20: MALLOMONAS ACAROIDES (LÄNGE 18-45 µM).	58
ABB. 21: CYCLOTELLA CYCLOPUNCTA (ZELLEN Ø 4-14 µM).	58
ABB. 22: CYCLOTELLA RADIOSEA (SYN. C. COMTA; ZELLEN Ø 15-20 µM).	58

ABB. 23: STEPHANODISCUS NEOASTRAEA (ZELLEN Ø 18-52 µM).	58
ABB. 24: TABELLARIA FENESTRATA (LÄNGE 40-75 µM).	58
ABB. 25: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 µM).	58
ABB. 26: RHODOMONAS MINUTA (LÄNGE 8-9 µM BREITE 5-6 µM).	58
ABB. 27: CRYPTOMONAS EROSA (LÄNGE 20-80 µM BREITE 6-20 µM).	58
ABB. 28: CRYPTOMONAS MARSSONII (LÄNGE 16-32 µM, BREITE 8-14 µM).	58
ABB. 29: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2008).	59
ABB. 30: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2008).	60
ABB. 31: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2008).	61
ABB. 32: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2008 (BREGENZER BUCHT).	63
ABB. 33: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2008 (FISCHBACH-UTTWIL).	64
ABB. 34: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2008 (ZELLERSEE).	65
ABB. 35: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2008 (RHEINSEE).	66
ABB. 36: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2008 (GNADENSEE).	67
ABB. 37: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (BREGENZER BUCHT).	68
ABB. 38: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	69
ABB. 39: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	70
ABB. 40: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	71
ABB. 41: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (GNADENSEE).	72
ABB. 42: LEPTODORA KINDTII (LÄNGE CA. 5 MM).	73
ABB. 43: BYTHOTHREPHES LONGIMANUS (LÄNGE CA. 6 MM).	73
ABB. 44: BOSMINA LONGIROSTRIS (LÄNGE CA. 0,4 MM).	73
ABB. 45: BOSMINA COREGONI (LÄNGE CA. 0,4 MM).	73
ABB. 46: CERIODAPHNIA PULCHELLA (LÄNGE CA. 0,7 MM).	73
ABB. 47: DAPHNIA HYALINA (LÄNGE CA. 2,4 MM).	73
ABB. 48: EUDIAPTOMUS GRACILOIDES (LÄNGE CA. 2,1 MM).	73
ABB. 49: CYCLOPS VICINUS (LÄNGE CA. 1,8 MM).	73
ABB. 50: CYCLOPS ABYSSORUM (LÄNGE CA. 1,7 MM).	73
ABB. 51: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG.	74
ABB. 52: CHLOROPHYLL-A, KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	75
ABB. 53: LEITPIGMENTE 2008 IN DER BREGENZER BUCHT.	76

ABB. 54: LEITPIGMENTE 2008 IN FISCHBACH-UTTIL (SEEMITTE).	77
ABB. 55: LEITPIGMENTE 2008 IM ZELLERSEE.	78
ABB. 56: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M (FISCHBACH-UTTIL).	79
ABB. 57: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	80
ABB. 58: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	80
ABB. 59: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	81
ABB. 60: FÄKALKEIME (E. COLI) IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTIL).	82
ABB. 61: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTIL).	82
ABB. 62: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG).	83
ABB. 63: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG).	84

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2007/2008

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSEREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERENTSORGUNG.	87
ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	88
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.	88
ABB. 4: VERGLEICH DER WERTEPAARE $P_{\text{FILTRIERT}}$ /ABFLUSSMENGE FÜR DAS JAHR 2008 MIT DENJENIGEN DER ZUFLUSSUNTERSUCHUNGEN 1995 BIS 1997.	89
ABB. 5: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	90
ABB. 6: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	91

A – Aktueller Teil

Gute chemische Wasserqualität: Mikroverunreinigungen im Bodensee

Seit 40 Jahren werden im Bodensee allgemeine physikalische und chemische Parameter wie Nährstoffe und Hauptionen im Rahmen des von der IGKB koordinierten Langzeitbeobachtungsprogrammes untersucht. Organische Mikroverunreinigungen sind nicht Bestandteil dieses regelmäßigen Programms. Diese wurden in der Vergangenheit im Freiwasser nur im Rahmen einzelner Projekte mit begrenzter Stoffauswahl untersucht.

Nach Abschluss der umfangreichen Seebodenuntersuchung (BUS) aus dem Jahr 2006 wurde eine Bestandsaufnahme der Schadstoffe im Freiwasser für sinnvoll erachtet. Mit ausgewählten Stichproben aus verschiedenen Seeteilen und Seetiefen sollte ein aktueller Überblick gewonnen werden, welche Verunreinigungen im See vorkommen.

Die Auswahl der zu analysierenden Stoffe orientierte sich an bisherigen Erfahrungen bei Untersuchungen gewässerrelevanter Substanzen in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Insbesondere Mikroverunreinigungen, die im Bodensee und seinen Zuflüssen, im Rhein unterhalb des Bodensees oder in vergleichbar großen Seen bereits gefunden wurden, standen im Mittelpunkt der Untersuchung.

Die Probenahme wurde vom Institut für Seenforschung, Langenargen am 14.08.2008 mit dem Forschungsschiff Kormoran vorgenommen. Es wurden in den vier Seebecken Bregenzer Bucht (0, 10, 20, 50, 60 m), Seemitte Fischbach-Uttwil (0, 10, 20, 50, 100, 230, 250 m), Zellersee (0, 10, 20 m) und Rheinsee (0, 10, 40 m) insgesamt 18 Proben aus den genannten Tiefen geholt (Abb. 1). Zeitgleich wurden durch eine Messsonde am Wasserschöpfer physikalisch-chemische Parameter wie Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt des Wassers aufgezeichnet.

Die analytischen Untersuchungen wurden durch das DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe und die EAWAG, das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs in Dübendorf durchgeführt.

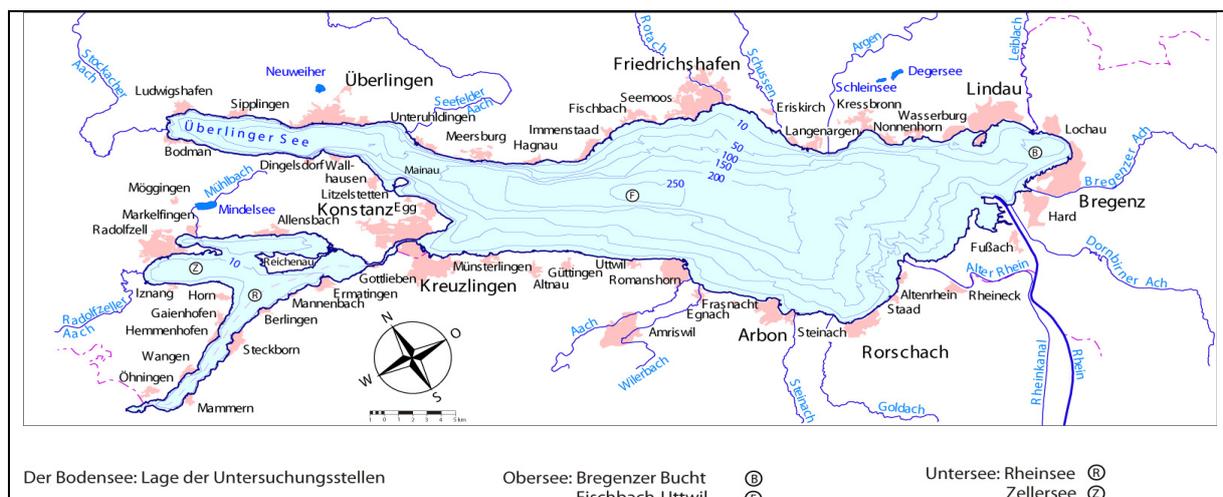


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen im Bodensee.

Vom TZW wurden alle 18 Wasserproben auf insgesamt 371 chemische Parameter untersucht. Neben Summenparametern und Anionen wurden Schwermetalle, Arzneimittel, hormonell wirksame Stoffe, perfluorierte Tenside, synthetische Komplexbildner, organische Phosphonate, Isothiazolinone, Chlorphenole, leichtflüchtige Verbindungen, Halogenorganische Verbindungen, Pflanzenschutzmittel und Metabolite, aliphatische Amine, aromatische Kohlenwasserstoffe, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und sonstige Industriechemikalien analysiert. Dabei kamen 36 verschiedene Analysenverfahren zum Einsatz.

Von der EAWAG wurden 9 Wasserproben (Bregenzer Bucht 0, 50 m, Seemitte Fischbach-Uttwil 0, 10, 230 m, Zellersee 0, 20 m und Rheinsee 0, 40 m) auf 251 Verbindungen untersucht, die sich auf folgende Gruppen verteilen: Pestizide (76 Wirkstoffe) und deren Metabolite (54), Arzneimittel (65) und deren Metabolite (22), Biozide und Metabolite (15), sowie einige Industriechemikalien (11) und Personal Care Produkte (3). Die analytische Bestimmung erfolgte nach Festphasenanreicherung (SPE) mit LC/MS/MS (LTQ-Orbitrap-MS mit Elektrospray Ionisierung).

Von den 371 von TZW untersuchten chemischen Parametern wurden 27 in mindestens einer Seewasserprobe in einer Konzentration über der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Neben den Summenparametern TOC, SAK 254 nm, AOS, den Anionen Chlorid, Sulfat, Nitrat und Bromid und den Schwermetallen Uran und Arsen handelt es sich dabei um 18 organischen Mikroverunreinigungen. Verglichen mit der hohen Anzahl an analysierten Parametern ist die Zahl der nachgewiesenen Verbindungen gering. Im Folgenden werden die Einzelergebnisse für die in Tabelle 1 aufgeführten Verbindungen vorgestellt und kurz diskutiert.

Aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite wurden im Bodensee Carbamazepin, Coffein, Sulfamethoxazol, N-Formyl-4-aminoantipyrin und N-Acetyl-4-aminoantipyrin nachgewiesen. Rückstände von Arzneimitteln gelangen i.d.R. über Abwassereinleitungen in die Gewässer. Carbamazepin ist das weltweit am häufigsten verordnete Antiepileptikum und verfügt auch über stimmungsaufhellende und antriebssteigernde Wirkungen. Coffein ist ein Genussmittel in Kaffee und Tee, findet aber auch medizinische Anwendung beispielsweise bei Herzschwäche, Neuralgien oder Kopfschmerzen. Sulfamethoxazol ist ein Sulfonamid-Antibiotikum, das sowohl im Human- als auch im Veterinärbereich eingesetzt wird. Bei N-Formyl-4-aminoantipyrin und N-Acetyl-4-aminoantipyrin handelt es sich um Metabolite des schmerzstillenden und fiebersenkenden Wirkstoffs Metamizol. Dabei weisen verschiedene Wirkstoffe bzw. Metabolite unterschiedliche Verteilungsmuster auf. Carbamazepin, Sulfamethoxazol und die beiden Metamizol-Metabolite treten in allen Probenahmestellen in vergleichbaren Konzentrationen auf und zeigen mit zunehmender Wassertiefe eine leichte Zunahme der Konzentration, während Coffein in der Bregenzer Bucht mit deutlich höheren Gehalten als an den anderen Stellen gefunden wird und bezüglich des Tiefenprofils eine Abnahme mit zunehmender Seetiefe zeigt.

Tab. 1: Im Bodensee nachgewiesene Mikroverunreinigungen, Anzahl N der Befunde, mittlere Konzentration c_{mittel} und maximale Konzentration c_{max} .

Parameter	N	c_{mittel}	c_{max}
Carbamazepin	18	10 ng/L	13 ng/L
Coffein	18	29 ng/L	66 ng/L
4-Acetylaminoantipyrin	9	10 ng/L	11 ng/L
Iopamidol	17	27 ng/L	56 ng/L
Amidotrizoesäure	2	19 ng/L	20 ng/L
Iohexol	5	16 ng/L	26 ng/L
Iomeprol	15	25 ng/L	53 ng/L
Iopromid	14	10 ng/L	18 ng/L
Ioxaglinsäure	14	10 ng/L	15 ng/L
Sulfamethoxazol	12	10 ng/L	12 ng/L
Perfluorheptanoat	2	1 ng/L	1 ng/L
Perfluoroctanoat	12	1 ng/L	3 ng/L
Perfluorhexansulfonat	1	2 ng/L	2 ng/L
Perfluoroctansulfonat	18	7 ng/L	40 ng/L
Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA)	18	0,7 µg/L	1,0 µg/L
Dimethylsulfamid (DMS)	18	0,07 µg/L	0,09 µg/L
Dimethylamin	1	0,11 µg/L	0,11 µg/L
Diethylamin	7	0,12 µg/L	0,14 µg/L

Aus der Gruppe der iodierten Röntgenkontrastmittel wurden Amidotrizoesäure, Iopamidol, Iohexol, Iomeprol, Iopromid und Ioxaglinsäure nachgewiesen. Röntgenkontrastmittel sind Stoffe, welche Röntgenstrahlung stärker abschwächen als das körpereigene Gewebe, so dass sie zur Darstellung von Hohlorganen (z.B. inneren Organen) dienen können. Amidotrizoesäure (Diatrizoat) und Ioxaglinsäure gehören zu den ionischen Vertretern, während Iopamidol, Iohexol, Iomeprol und Iopromid nicht-ionische Vertreter aus der Gruppe der iodierten Röntgenkontrastmittel sind. Im Bodensee sind insbesondere Iopamidol und in etwas geringerem Maße Iomeprol von Bedeutung. Diese Röntgenkontrastmittel werden in nahezu allen Seewasserproben in Konzentrationen deutlich über der analytischen Bestimmungsgrenze gefunden. Für Iopamidol wird an allen Probenahmstellen eine Konzentrationszunahme mit zunehmender Wassertiefe beobachtet. Für die anderen iodierten Röntgenkontrastmittel finden sich ähnliche Konzentrationsverläufe. Im Vergleich der Probenahmstellen werden im Zellersee und im Rheinsee geringfügig höhere Gehalte an Röntgenkontrastmitteln gemessen als in der Bregenzer Bucht oder in der Seemitte.

Weiterhin wurden Spuren an perfluorierten Verbindungen nachgewiesen. Die detektierten Verbindungen sind Tenside, wobei Perfluorheptanoat und Perfluoroctanoat zu den perfluorierten Alkylcarboxylaten, während Perfluorhexansulfonat und Perfluoroc-tansulfonat zu den perfluorierten Alkylsulfonaten gehören. Perfluorierte Verbindungen werden in zahlreichen häuslichen und industriellen Anwendungen u.a. als Wasser, Fett und Schmutz abweisende Imprägniermittel eingesetzt. Hierzu gehören Imprägniermittel für Teppiche, Textilien, Lederwaren und Papier. Darüber hinaus ist der

Einsatz als Hochleistungstenside z.B. in galvanischen Bädern und Feuerlöschschäumen von großer Bedeutung. Bei den perfluorierten Verbindungen handelt es sich um Substanzen, die ausschließlich synthetisch hergestellt werden. Sie sind häufig persistent, bioakkumulierbar und toxisch, d.h. sie weisen extrem negative Umwelteigenschaften auf. Bereits seit einigen Jahren ist bekannt, dass sich verschiedene Vertreter dieser Verbindungsklasse im Blut von Tieren und Menschen anreichern. So wurden Perfluoroctylsulfonat (PFOS) und Perfluoroctylcarboxylat (PFOA), die beiden wichtigsten Vertreter der perfluorierten Tenside, in Meeressäugtieren und Fischen in vielen Gewässern weltweit nachgewiesen. In den letzten Jahren wurden insbesondere in Deutschland eine Reihe von Untersuchungen zum Vorkommen von perfluorierten Tensiden in Abwässern, Oberflächenwässern, Grund- und Trinkwässern durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass kommunale und industrielle Kläranlagen die wesentlichen Einleiter für den Eintrag von PFT in die Gewässer sind. Sofern keine lokalen oder regionalen Belastungsschwerpunkte vorliegen, liegen die Konzentrationen an einzelnen Vertretern der PFT in Fließgewässern allerdings im Bereich von wenigen ng/L. Dies sind auch die Konzentrationsbereiche, in denen perfluorierte Verbindungen im Bodensee auftreten. Die Verbindung, die in den höchsten Konzentrationen im Bodensee auftritt, ist Perfluoroctylsulfonat (PFOS), wobei auch die Gehalte an PFOS noch im Spurenbereich liegen.

Neben den bereits diskutierten Verbindungen wurden folgende sonstigen organischen Spurenstoffe im Bodensee nachgewiesen: EDTA, Dimethylamin, Diethylamin und DMS. EDTA (Ethyldinitrilotetraessigsäure) gehört zu der Gruppe der synthetischen organischen Komplexbildner. Dimethylamin und Diethylamin sind aliphatische Amine, die in großer Zahl industriell hergestellt und eingesetzt werden, aber auch als Stoffwechselprodukte von Tieren und Pflanzen auftreten können. N,N-Dimethylsulfamid (DMS) ist ein Metabolit des Fungizid-Wirkstoffs Tolyfluanid und gleichzeitig Ausgangsstoff für die Bildung des kanzerogenen Nitrosamins NDMA bei der Ozonung. Tolyfluanid wurde in der Vergangenheit zur Kontrolle von Pilzkrankheiten bei Obst, Wein, Hopfen, Gemüsekulturen und Zierpflanzen eingesetzt. Im Februar 2007 hat das Deutsche Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) das Ruhen der Zulassung für Tolyfluanid angeordnet, so dass mittel- bis langfristig mit einem Rückgang der Gehalte an DMS in den Gewässern gerechnet werden kann. Die im Bodensee gemessenen Konzentrationen an EDTA, Dimethylamin, Diethylamin und DMS sind als vergleichsweise gering einzustufen.

Von den insgesamt untersuchten 252 Mikroverunreinigungen wurden von der EAWAG 47 Substanzen, darunter 12 Pestizide, 11 Pestizidmetaboliten, 12 Pharmaka, 3 Pharmakametabolite, 4 Biozide, 2 Korrosionsschutzmittel, sowie je ein Biozidmetabolit, eine Industriechemikalie und ein Lebensmittelzusatzstoff über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

84% aller festgestellten Konzentrationen lagen unter 10 ng/L und damit in der Nähe von mit moderner Analysetechnik gerade noch detektierbarer Substanzmengen. Keine der detektierten Substanzkonzentrationen überschritt die in der EU geltenden

EQS-Werte (environmental quality standards) für „priority substances“ in Binnengewässern. Einzig das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol wurde in allen Seeproben mit erhöhten Konzentrationen zwischen 78 und 140 ng/L nachgewiesen. Die Konzentrationen liegen damit im Bereich des vom Umweltbundesamt (D) vorgeschlagenen gesundheitlichen Orientierungswertes für Trinkwasser (GOW) von 0,1 µg/L. Die Konzentrationsbereiche der verschiedenen Stoffgruppen sind in Abb. 2 angegeben.

Von den 47 Einzelsubstanzen wurden 30 in jeder der 9 gemessenen Proben und somit in jedem Seebecken nachgewiesen. Nur 6 Substanzen wurden in weniger als 5 der gemessenen Proben nachgewiesen.

Abgesehen von der Hypolimnion-Probe (230 m) aus der Seemitte weisen alle Proben aus den 4 untersuchten Bodenseebecken eine ähnliche Anzahl an Substanzbefunden auf.

Die Konzentrationsunterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion sind bei einigen der nachgewiesenen Substanzen größer als die Variation der Konzentrationen zwischen den einzelnen Seebecken.

Während Benzotriazol, 4-Acetamidoantipyrin, Carbamazepin, Carbendazim und Isoproturon im Epilimnion eine niedrigere Konzentration als im Hypolimnion zeigen, liegen die gemessenen Konzentrationen für 2-Naphtalinsulfonsäure, Mecoprop und Sucralose im Epilimnion meist höher als im Hypolimnion. Die beobachteten Konzentrationsunterschiede in den Seebecken bei unterschiedlichen Seetiefen resultiert aus dem Zusammenwirken von substanzspezifischen Transformationsprozessen (Photolyse, Sorption, Bioabbau, etc.) und variierenden Eintrags-, Transport- und Mischungsprozessen im Epi- und Hypolimnion des Bodensees. Diese Prozesse sind sowohl zeitlich als auch örtlich variabel und hängen von einer Vielzahl von Einflussfaktoren ab. Die beobachteten Konzentrationsprofile können erst mit Modellrechnungen, bei welchen alle relevanten Transformations- und Transportprozesse berücksichtigt werden, aussagekräftig interpretiert werden.

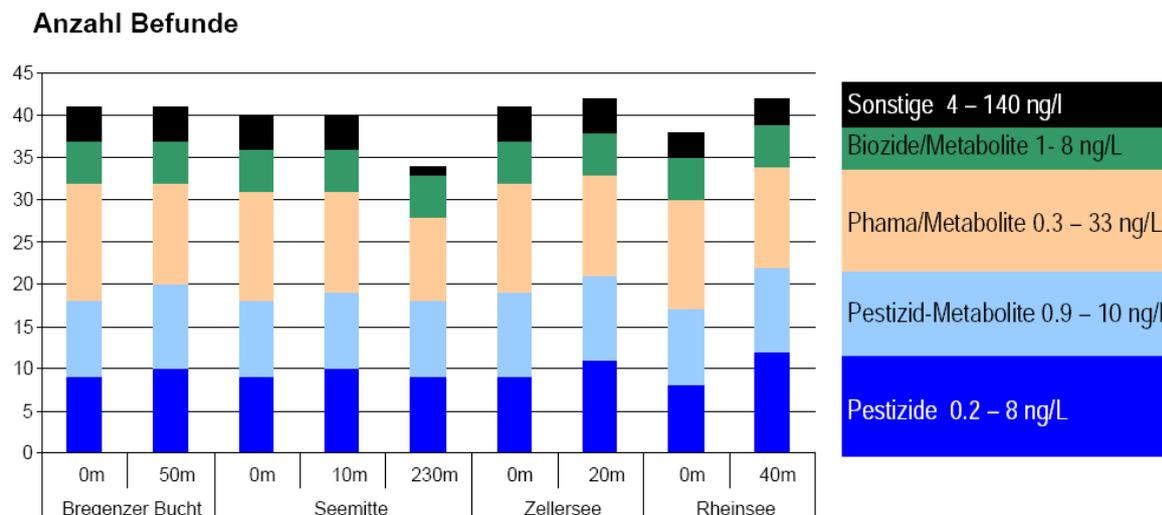


Abb. 2: Anzahl der Befunde pro Substanzgruppe für die untersuchten Seebecken und Tiefenstufen im Bodensee und Konzentrationsbereiche (Sonstige: Industriechemikalien, Korrosionsschutzmittel und Lebensmittelzusatzstoffe).

Um zu überprüfen, ob mit einfachen Frachtabschätzungen die im Bodensee gemessenen Substanzkonzentrationen erklärt werden können, wurde beispielhaft für das in relativ hohen Konzentrationen vorkommende Korrosionsschutzmittel Benzotriazol, für die Arzneimittel Carbamazepin und Sulfamethoxazol und für den Süßstoff Sucralose der jährliche Eintrag in den Bodensee berechnet und mit den Messwerten verglichen.

Der Einsatzbereich der beiden Arzneimittel Carbamazepin und Sulfamethoxazol wurde bereits im Zusammenhang mit den Ergebnissen TZW vorgestellt. Benzotriazol wird vor allem in Geschirrspülmitteln als Korrosionsschutz zugesetzt und kommt außerdem als Enteisungsmittel bei Flugzeugen und als Frostschutz- und Kühlfülligkeit zum Einsatz. Bei Sucralose handelt es sich um einen kalorienfreien Süßstoff, der 600mal stärker als Zucker süßt. Sucralose wird als chlorierte Verbindung im Körper nicht metabolisiert und auch in Kläranlagen und Gewässern nicht abgebaut.

Da diese vier Chemikalien sehr häufig in privaten Haushalten zum Einsatz kommen, wurde von einem konstanten Eintrag dieser Substanzen über die Abwasserreinigungsanlagen ins Oberflächengewässer ausgegangen. Um die Substanzfracht im Vorfluter zu ermitteln wurde der jährliche Verbrauch pro Person mit dem zu erwartenden Transferkoeffizienten in die Kanalisation und der Elimination in der Kläranlage berechnet. Der Eintrag in den Bodensee ergibt sich damit aus der mittleren Fracht pro Person, welche aus der ARA in den Vorfluter gelangt, und der an den Bodensee angeschlossenen Einwohnerzahl von 1.6 Mio. Aufgrund der vorliegenden Literaturdaten wurde angenommen, dass die Substanzen keinem signifikanten Abbau im Gewässer unterliegen.

Unter der Voraussetzung, dass sich der Substanzein- und austrag des Bodensees im stationären Zustand befinden, kann anhand der mittleren gemessenen Seekonzentration und dem mittleren Wasserdurchfluss die Eintragsmenge in den See pro Jahr ermittelt werden. Ein Vergleich der aus den Verbrauchsabschätzungen und den Messergebnissen hergeleiteten Eintragsfrachten für Benzotriazol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Sucralose (vgl. Tab. 2) ergab eine gute Übereinstimmung. Die auftretenden Unterschiede können zum einen auf die getätigten Modellvereinfachungen (kein Substanzabbau im Gewässer, stationärer Zustand im See) und zum anderen auf nicht aktuelle Verbrauchszahlen oder gebietspezifische Unterschiede in den Verbrauchsmengen zurückgeführt werden.

Tab. 2: Vergleich der aus Messungen und Verbrauchsabschätzungen berechneten jährlichen Einträge in den Bodensee in Tonnen pro Jahr.

Substanz	Herleitung aus Messungen		Herleitung aus Verbrauchsdaten	
	Mittlere gemessene Konzentration im Bodensee ($ng L^{-1}$)	Jährlicher Eintrag, abgeschätzt aus gemessenen Konzentrationen ($t a^{-1}$)	Fracht im Vorfluter ($mg Pe^{-1} a^{-1}$)	Jährlicher Eintrag, abgeschätzt aus Verbrauch ($t a^{-1}$)
Benzotriazol	108 (± 20)	1.3 (± 0.3)	1429 ($\pm 50\%$)	2.3 ($\pm 50\%$)
Carbamazepin	10 (± 2.9)	0.12 (± 0.04)	187 ($\pm 50\%$)	0.30 ($\pm 50\%$)
Sulfamethoxazol	8.7 (± 4.0)	0.10 (± 0.05)	81 ($\pm 50\%$)	0.13 ($\pm 50\%$)
Sucralose	11 (± 2.0)	0.13 (± 0.03)		

Fazit:

Insgesamt wurden 18 Wasserproben aus vier Seeteilen des Bodensees (Bregenzer Bucht, Seemitte Fischbach-Uttwil, Zellersee und Rheinsee) und verschiedenen Tiefen auf ca. 600 Einzelstoffe vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe und der EAWAG, dem Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs in Dübendorf, untersucht. Davon wurden 62 organische Mikroverunreinigungen in mindestens einer Probe über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen.

Bei den anthropogenen Spurenstoffen waren insbesondere die Befunde an Arzneimittelrückständen (Carbamazepin), iodierten Röntgenkontrastmitteln, perfluorierten Verbindungen sowie an den Einzelstoffen EDTA, Dimethylamin und Diethylamin, N,N-Dimethylsulfamid, Sucralose sowie Benzotriazol zu verzeichnen. Erste Abschät-

zungen weisen darauf hin, dass pro Jahr über 1 Tonne Benzotriazol durch gereinigtes Abwasser in den Bodensee eingetragen werden.

Mit den eingesetzten Methoden wurden in keiner Probe hormonell wirksame Stoffe, organische Phosphonate, Isothiazolinone, Chlorphenole, halogenorganische Verbindungen, BTEX-Aromaten und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe nachgewiesen.

Die durchweg niedrigen gemessenen Konzentrationen im Freiwasser des Bodensees sprechen für eine gute chemische Wasserqualität. Bei keiner der gemessenen Substanzen wurden geltende internationale oder nationale Grenzwerte überschritten. Zu beachten ist aber, dass im Mündungsbereich von Zuflüssen in der Vergangenheit lokal durchaus höhere Konzentrationen als im Freiwasser gefunden wurden.

Dem Bodensee kommt als Quelle für die Trinkwassergewinnung im Sinne des Vorsorgeprinzips der IGKB eine besondere Rolle zu. Insbesondere anthropogene langlebige Stoffe sind im Trinkwasser unabhängig von ihrer toxikologischen Wirkung generell unerwünscht.

Die Untersuchungen geben eine Übersicht über das Vorkommen der wichtigsten Mikroverunreinigungen, die im Wasser des Bodensees derzeit mit vertretbarem Aufwand analytisch bestimmbar sind. Damit ist nicht nur der aktuelle Zustand dokumentiert, sondern auch eine wichtige Vergleichsbasis für das rechtzeitige Erkennen künftiger Entwicklungen bei unerwünschten Stoffen geschaffen.

Was tut sich im Untersee?

Im Blauen IGKB Bericht Nr. 57 (2006) „Zur limnologischen Entwicklung des Bodensee-Untersees von 1969-2005“ wurde dargestellt, dass im Untersee die Phosphorkonzentrationen seit 30 Jahren rückläufig sind, die Sauerstoffreserven über Grund aber immer noch – in den verschiedenen Seebecken in unterschiedlichem Ausmaß – im Herbst größtenteils aufgebraucht werden. Deutlicher als am Sauerstoff zeigen sich die Verbesserungen der trophischen Verhältnisse aber an den seit etwa zwei Jahrzehnten rückläufigen Ammoniumwerten über Grund.

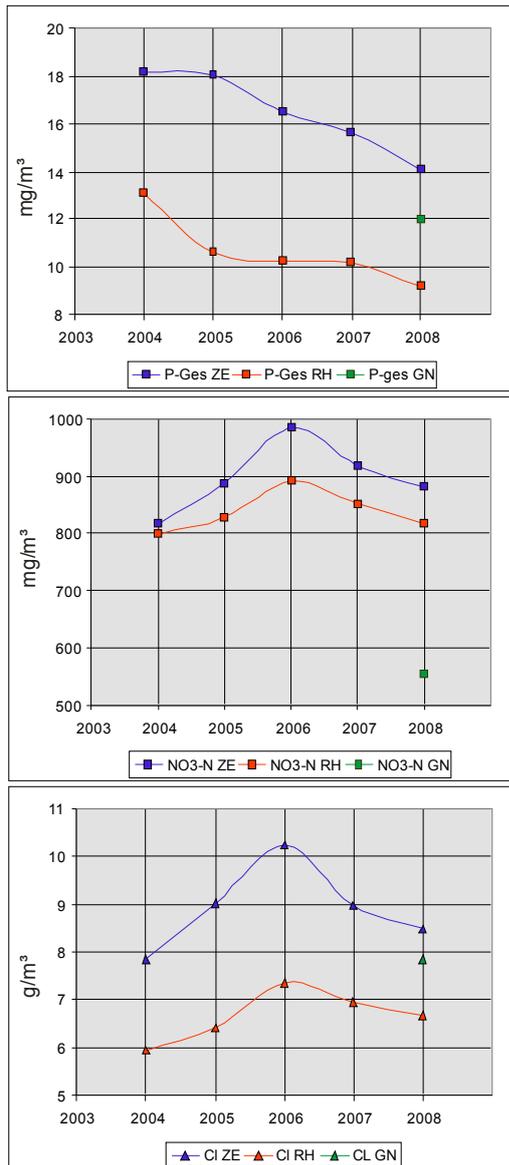


Abb. 3: Volumengewichtete Jahresmittelwerte von Gesamt-P, NO₃-N und Chlorid im Zellersee (ZE), Rheinsee (RH) und Gnadensee (GN).

In den nachfolgenden Auswertungen wird die Entwicklung der Seeteile Zellersee, Rheinsee und Gnadensee in den letzten 5 Jahren dargestellt. Im Gnadensee liegen nur Messergebnisse vom Jahr 2008 vor.

Die volumengewichteten Jahresmittel an Gesamtphosphor (Abb. 3) weisen im Zellersee und Rheinsee weiterhin einen abnehmenden Trend auf. Von 2004 bis 2008 ging der jeweilige Mittelwert im Zellersee von 18 auf 14 mg/m³ und im Rheinsee von 13 auf 9 mg/m³ zurück. Der Vergleichswert im Gnadensee beträgt 2008 12 mg/m³.

Die Jahresmittelwerte von Nitrat-N als der Hauptkomponente von anorganischem Stickstoff haben von 2004 bis 2006 zunächst zugenommen und zeigen seither einen abnehmenden Trend. Der Mittelwert liegt heute bei 880 mg/m³ im Zellersee und 820 mg/m³ im Rheinsee. Im Gnadensee finden sich im Jahresmittel 550 mg/m³ Nitrat-N, was in etwa den Werten des letzten Messzyklus vor 6-7 Jahren entspricht.

Die Chloridkonzentrationen weisen ähnlich dem Nitratverlauf von 2004 bis 2006 zunehmenden und danach abnehmenden Trend auf. Im Bericht Nr. 55 der IGKB wurde Straßensalzung in kalten und nassen Wintern als Hypothese für Chloridzunahme im Bodensee diskutiert. Die aktuellen Chloridwerte im Obersee von 6,1 g/m³ blieben trotz zweier warmer Winter auf dem hohen Niveau von 2006/07 stehen. Ein möglicher Grund hierfür ist die große theoretische Wasseraustauschzeit von mehr als 4 Jahren.

Ein möglicher Grund hierfür ist die große theoretische Wasseraustauschzeit von mehr als 4 Jahren.

Der Zellersee wird durch die Radolfzeller Aach beeinflusst, die im Mittel etwa 16 % der Wassermenge dieses Seeteils liefert (IGKB Bericht 57). Dies hat höhere Chloridkonzentrationen als im Obersee zur Folge und – durch die kürzere Wasseraustauschzeit von theoretisch weniger als 1 Monat – auch eine schnellere Reaktion dieses Seeteils auf eine Konzentrationsabnahme im Zufluss. Der Rheinsee wird stärker vom über den Seerhein zufließenden Oberseewasser geprägt, so dass die Konzentrationen geringer sind als im Zellersee und nach dem Maximum 2006 die Abnahme allmählicher vonstatten geht. Die Jahresmittel für 2008 sind im Zellersee 8,5 g/m³, im Rheinsee 6,7 g/m³ und im Gnadensee 7,8 g/m³.

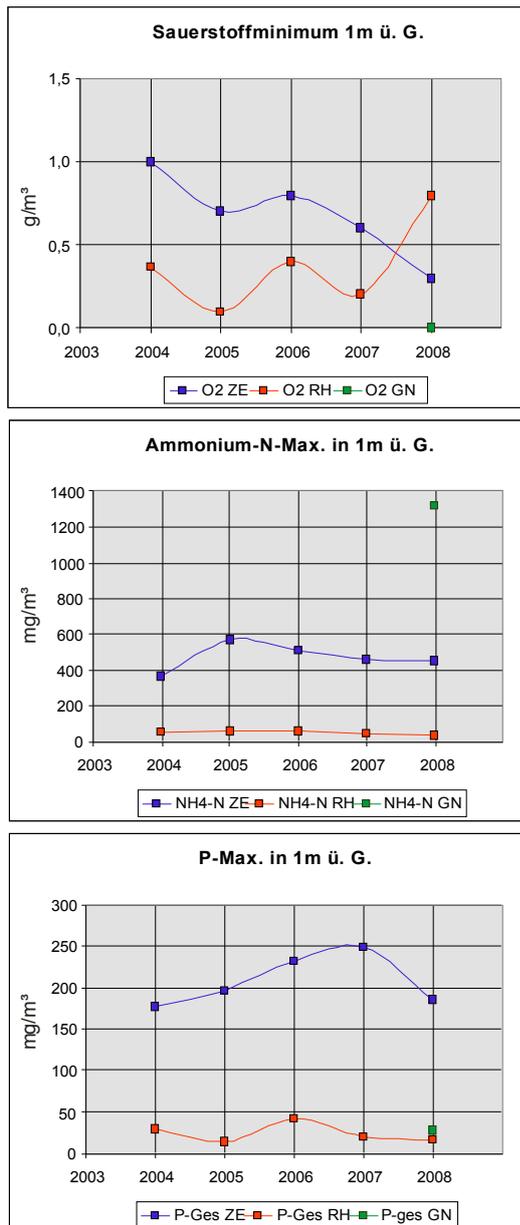


Abb. 4: Sauerstoffminimum und Maximum an Ammonium-N und Gesamt-P jeweils ca. 1m über dem Seegrund im Zellersee (ZE), Rheinsee (RH) und Gnadensee (GN).

Der minimale Sauerstoffgehalt 1m über dem Seeboden (Abb. 4) hat sich im Zellersee seit 2004 (1,0 g/m³) mit Ausnahme einer kurzen Erholungsphase 2006 kontinuierlich verschlechtert und beträgt im Herbst 2008 nur noch 0,3 g/m³. Parallel dazu haben sich die Ammonium-N-Maxima als Anzeiger für den anaeroben Abbau an Biomasse am bzw. über dem Seegrund von 2004 bis 2005 von 367 auf 573 mg/m³ erhöht. Seither haben sich die Konzentrationen zwar wieder etwas verringert, sind aber auf höherem Niveau als 2004 geblieben. Die Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen 1m über dem Seegrund geht einher mit einer Zunahme der jährlichen Phosphormaxima von 2004 bis 2007. Auch die Fe und Mn-Konzentrationen als Redoxanzeiger über dem Seegrund haben sich von 2004 bis 2008 kontinuierlich erhöht (nicht in der Graphik). In Verbindung mit den im Blauen IGKB Bericht Nr. 57 (2006) berechneten Daten zur P-Freisetzung kann damit weiterhin von einer P-Rücklösung aus dem Sediment im Zellersee ausgegangen werden.

Im Rheinsee ist mit einer bestimmten Streuung in den letzten Jahren immer eine Restmenge an Sauerstoff in 1m über Grund vorhanden. Bis zum Jahr 2008 hat sich diese Minimalkonzentration auf 0,8 g/m³ verbessert. Die Ammoniumwerte und P-Maxima in 1 m über Grund sind durchgehend auf niedrigem Niveau.

Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees weist im Spätsommer/Herbst nach wie vor einen totalen Sauerstoffschwund auf. Damit einher geht ein hohes Ammoniummaximum von 1300 mg/m^3 . Im Gegensatz zum Zellersee, der noch eine Restmenge an Sauerstoff enthält, findet über dem Grund des Gnadensees kaum eine Zunahme von P im Tiefenwasser statt, angezeigt durch das geringe P-Maximum 1m über Grund im Vergleich mit den entsprechenden Werten am Ende des letzten Messzyklus vor 6-7 Jahren. Dies deutet auf eine Abnahme der Rücklösung von P aus dem Sediment hin, obwohl wir hier höhere Ammonium- und niedrigere Sauerstoffgehalte als im Zellersee finden. Die Ursachen für diesen Widerspruch zum gängigen Lehrbuchverhalten sind noch nicht geklärt und bedürfen weiterer Untersuchungen der jeweiligen Tiefenwasserbereiche und der verschiedenen P-Fractionen im Sediment.

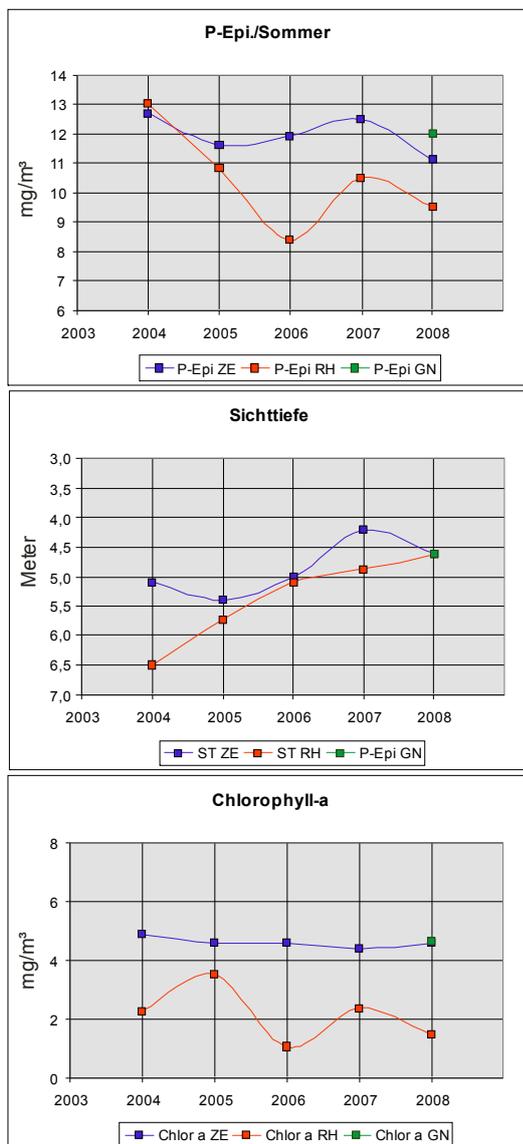


Abb. 5: Gesamt-P im Epilimnion, Sichttiefe und Chlorophyll-a jeweils als Sommermittelwerte im Zellersee (ZE), Rheinsee (RH) und Gnadensee (GN).

Insgesamt werden die Konzentrationen der gezeigten Stoffe in 1m über Grund von verschiedenen Faktoren geprägt, wie z.B. von der Zehrung oder Freisetzung durch Seston, von den in der Regel zweimal im Jahr stattfindenden Vertikalzirkulationen, von den Stoffgehalten im Sediment, sowie von Strömungsvorgängen und Teilzirkulationen im Tiefenwasserbereich, die sich in den drei Seeteilen des Untersees auf Grund ihrer andersartigen hydromorphologischen Gegebenheiten unterscheiden und zusätzlich in jedem Seeteil von Jahr zu Jahr verschieden ausfallen.

Die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen im Untersee spiegelt sich nur zum Teil in sogenannten „Trophieanzeigern im engeren Sinn“ wie Chlorophyll-a, Sichttiefe oder Gesamtphosphor im Epilimnion während der warmen Jahreszeit wider. Der Zellersee reagiert auf die abnehmenden Gesamtphosphorwerte langfristig auch mit einem Rückgang der Epilimnionwerte, die sich unmittelbar auf die Algenproduktion auswirken (Abb. 5). Vermutlich durch die Zunahme über dem Seegrund wird dieser Rückgang aber 2006 und 2007 unterbrochen. Die Sichttiefe nimmt von 2005 bis 2007 ab, während die Chlorophyll-a Werte einen insgesamt gleich bleibenden bis leicht fallenden Trend anzeigen.

Im Rheinsee zeigen die epilimnischen P-Daten und Chlorophyll-a einen Trend zur Trophieabnahme von 2005 bis 2008, wobei 2007 ein Zwischenmaximum auftritt. Auch die Sauerstoffkonzentrationen über dem Seegrund waren 2007 entsprechend geringer. Die Trophieindikatoren im Gnadensee liegen 2008 in ähnlicher Größenordnung wie im Zellersee.

Fazit:

Die Nährstoffkonzentrationen im Untersee sind weiter rückläufig. Trotzdem wird insbesondere der Zellersee weiter von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Darüber hinaus spielen verschiedene Faktoren, wie z.B. Wetter- und Klimaänderungen, hydromorphologische Gegebenheiten und der Einfluss des Obersees eine Rolle. Die Verbesserung der trophischen Verhältnisse im Untersee verläuft daher nicht immer linear, sondern kann durch einzelne schlechtere Jahre unterbrochen werden, wie z.B. die Entwicklung der langjährigen Ammoniumwerte des Zellersees zeigt.

Wasserpflanzen im „Grünen Bereich“ – Kartierung der Makrophyten im Bodensee in den Vegetationsperioden 2006-2009

Im Rahmen des Aktionsprogrammes Bodensee – Schwerpunkt Ufer und Flachwasserzone – erfolgte in den Untersuchungsjahren 2006 bis 2009 eine seeweite Erhebung der Unterwasservegetation (submerse Makrophyten). Eine umfassende Kartierung erfolgte zuletzt im Jahr 1993 (IGKB Blauer Bericht Nr. 46, SCHMIEDER, K. 1998).

Neben ihrer wichtigen Rolle als Strukturbildner im Gewässerökosystem der Uferzone gelten Wasserpflanzen als Bioindikatoren für die Gewässergüte und die lokale Nährstoffsituation (Trophie).

Der Bodensee befindet sich derzeit in einer Reoligotrophierungsphase – d.h. die für den trophischen Zustand des Gewässers relevanten Konzentrationen an Gesamtphosphor haben sich von 1993 mit ca. 30 mg P/m³ auf heute ca. 8 mg P/m³ reduziert. Diese Trophieverbesserung sollte sich in den veränderten Artengesellschaften widerspiegeln.

Die Kartierungsmethodik entspricht den Vorgaben der „Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)“. Das vom Bayerischen Landesamt für Umwelt entwickelte deutsche Verfahren für das Teilmodul „Makrophyten und Phytobenthos“ wurde am Bodensee erstmals getestet.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden seeweit insgesamt 104 Probestellen ausgewählt, davon liegen 72 im Obersee und 32 im Untersee (Abb. 6). Die beiden Seeteile unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Beckenmorphologie und Nährstoffgehalte und werden deshalb getrennt bewertet.

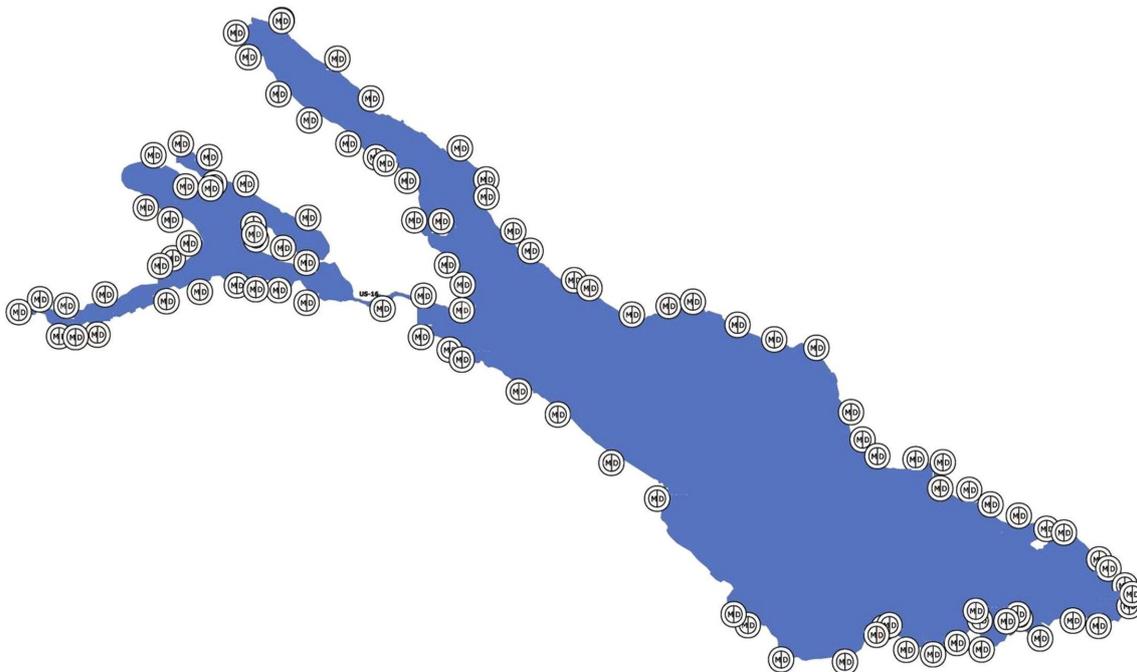


Abb. 6: Makrophytenkartierung der IGKB im Bodensee. Probestellen 2006-2008.

Nach den Vorgaben der WRRL wurden die Probestellen als Transekte angelegt und die Makrophyten dieses Bereiches erhoben. Ein Transekt definiert sich als Uferabschnitt von 20 - 30 m Breite, ausgehend vom Gewässerrand bis an die seeseitige Grenze der Vegetation. Die quantitative Zusammensetzung der Wasserpflanzen wurde vom Boot aus mit Hilfe eines Zugrechens oder mittels Tauchkartierung (Abb. 7, 8) aufgenommen. Verglichen mit der 1993 angewandten Flächenkartierung über Luftbilddauswertung ist die hier gewählte Methode viel weniger aufwändig, liefert aber gleichzeitig innerhalb des untersuchten Abschnitts höhere Genauigkeiten.



Abb. 8: Wasserpflanzen-Tauchkartierung.



Abb. 7: Wasserpflanzenkartierung vom Boot mit Zugrechen.

Die Untersuchung hat, neben der Bewertung des Bodensees gemäß WRRL, weitere wissenschaftliche Fragestellungen zum Ziel:

- I. Wiederholte Erhebungen an gleichen Probestellen, um jahreszeitlich bzw. klimatisch bedingte Veränderungen in der Makrophytenzusammensetzung (Artensukzession) zu dokumentieren: Vergleiche innerhalb einer Vegetationsperiode im Juli und September 2006, sowie in aufeinander folgenden Vegetationsperioden.
- II. Neben der Erfassung der Verbreitungsschwerpunkte oligotropher, d.h. gegenüber Nährstoffbelastung empfindlicher Arten, werden auch eutrophe Arten im Einflussbereich größerer Zuflüsse erfasst.
- III. Vergleich der Erhebungsdaten 2006 bis 2009 mit den Daten früherer Kartierungen - insbesondere der seeweiten Flächenkartierung des Jahres 1993.

Im Zuge der Untersuchungen konnten trotz der geringen Abdeckung (etwa 3 km der Uferlänge) alle Arten der flächendeckenden Makrophytenkartierung von 1993, mit Ausnahme des Schmalblättrigen Laichkrauts (*Potamogeton xizii*) und des Flutenden Hahnenfußes (*Ranunculus fluitans*) bestätigt werden. Das seltene Schweizer Laichkraut

(*Potamogeton helveticus*), mit den bekannten Standorten im Konstanzer Trichter und im Seerhein, konnte im August 2008 auch im Untersee bei Eschenz gefunden werden.

Zusätzlich wurden Arten nachgewiesen, die im Jahr 1993 noch nicht gefunden worden waren.

Neben der Armleuchteralge *Nitella opaca* im Bereich des „Markelfinger Winkels“ (August 2008), wurde auch *Chara vulgaris* mehrfach gefunden. Außerdem wurde ein Bestand des Flutenden Laichkrauts (*Potamogeton nodosus*, Abb. 9) aufgenommen (Juli 2007).



Abb. 9: Flutendes Laichkraut *Potamogeton nodosus* (Vorarlberg).

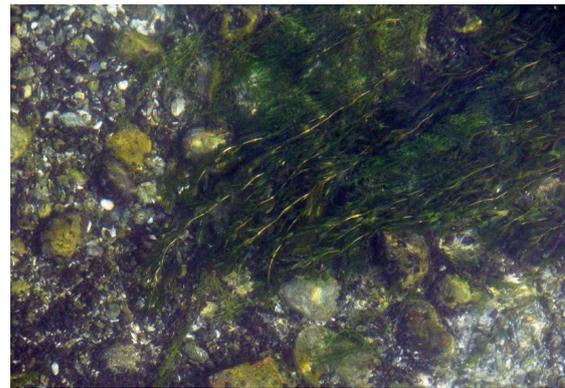


Abb. 10: Schimmerndes Laichkraut *Potamogeton x nitens* im Rheinsee.

Ein außergewöhnlicher Neufund war das Schimmernde Laichkraut (*Potamogeton x nitens*) bei Stein am Rhein am 28. August 2008 (Abb. 10). Es galt im Bodensee seit 1950 als verschollen. Das Schimmernde Laichkraut ist eine Hybridform aus Durchwachsendem Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*) und Graslaihkraut (*Potamogeton gramineus*).

Das oligotrophente Graslaihkraut war in der ersten Hälfte des 20. Jh. im Bodensee noch weit verbreitet, konnte 1993 aber nur noch an einem einzigen Standort im Untersee (Bereich des Wollmatinger Rieds) dokumentiert werden. In der durchgeführten Kartierung wurde die Art auch im Rheinsee (Thurgau) und im Obersee bei Mehrerau (Vorarlberg), nachgewiesen.

Am Bodensee ist die Flachwasserzone meist großflächig mit Wasserpflanzen bewachsen – i.d.R. in Form von „unterseeischen Wiesen“ (Abb. 11). Die Vegetationsausbreitung wird in der Tiefe durch die jeweils herrschende Lichtintensität limitiert. So konnten an Steilufern des Überlinger Sees (am Bodanrück) und im Untersee (im Bereich des Rheinsees) bei den Tauchuntersuchungen noch einzelne Pflanzen der am tiefsten vorkommenden Characeen des Bodensees bis in über 13 m Tiefe dokumentiert werden. Normalerweise lösen sich die Pflanzenvorkommen seeseitig mit zunehmender Wassertiefe in mosaikartig verteilte Vorkommen auf. In Bereichen mit steil abfallender Halde enden die Vorkommen nahezu Übergangslos und markieren somit sehr exakt die untere Vegetationsgrenze.

Nach den Ergebnissen der bis 2009 durchgeführten Kartierungen erreichen die Vegetationsgrenzen im Untersee max. 10,2 m, während die untere Grenze der Makrophytenverbreitung am Obersee einem auffallend großen Schwankungsbereich unterliegt. So werden im westlichen Obersee, inkl. Überlinger See, Tiefen bis zu 9,3 m erreicht, während die submerse Vegetation im östlichen Obersee nur in wenigen Ausnahmen tiefer als 6 m reichte. Erklären lässt sich dies durch die starken Trübungen östlich der Linie Altenrhein-Nonnenhorn. Die regelmäßig durch die Zuflüsse Alpenrhein und Bregenzer Ach eingebrachten Schwebstoffe reduzieren die maximale Tiefenverbreitung der Makrophytenbestände – am deutlichsten zu erkennen in der „Bregenzer Bucht“. Im gesamten Obersee wird dieser Trübungseffekt an Wind und Wellen exponierten Uferbänken (Bereich der Wyss) verstärkt.

Neben den großräumigen Unterschieden der trophischen Verhältnisse liefert das Bewuchsbild der makrophytischen Vegetation auch Hinweise auf lokal begrenzte Zonen mit erhöhten Nährstoffkonzentrationen. Typische Belastungsanzeiger, wie der Teichfaden (*Zannichelia palustris*), das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), das Stachelspitzige Laichkraut (*Potamogeton friesii*) und der Spreizende Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) erreichen in der Nähe von Hafen- oder Zuflussbereichen auffallend hohe Quantitäten. Gleichzeitig fehlen hier die für den Bodensee charakteristischen Characeenbestände (*Chara aspera* und *Chara contraria*). Generell waren lokale trophische Belastungen im Untersee schwächer ausgeprägt als im Obersee.



Abb. 11: Typische Characeenhorste.



Abb. 12: „Unterseeische Wiesen“ - Armleuchteralgen (Characeen).

Beschreibung der Hauptarten:

Die Gegensätzliche Armleuchteralge (*Chara contraria*) wurde im Rahmen dieser Vegetationserfassung als seeweit dominierende Characeenart festgestellt. Sie bildet die Hauptanteile der Characeenrasen (Abb. 12). In den tieferen Wasserzonen wird *Chara contraria* vielerorts von Beständen der Zerbrechlichen Armleuchteralge (*Chara globularis*) oder der Sternarmleuchteralge (*Nitellopsis obtusa*) begleitet.



Eine oligotraphente Zeigerart des Sees, die Rauhe Armleuchteralge (*Chara aspera*) (Abb. 13), war vor 15 Jahren in wenigen Bereichen des Untersees und im Obersee nur in der Fußacher Bucht verbreitet. Diese Art kommt heute wieder häufig in Characeenrasen der Flachwasserzone bis etwa 4 m Tiefe vor – im Untersee und Überlinger See nahezu flächendeckend. Zusätzlich zu den bekannten Vorkommen in der Fußacher Bucht haben sich die heutigen Bestände im gesamten westlichen Obersee (am Nordufer bis Wasserburg, am Südufer bis zur Höhe Altenrhein) ausgedehnt.

Abb. 13: Die oligotraphente Rauhe Armleuchteralge *Chara aspera*.



Die Hornblättrige Armleuchteralge *Chara tomentosa* (Abb. 14) war seit 1967 verschwunden und trat 1993 erstmals in Einzelfunden im Gnadensee vor Allensbach und in der Bucht westlich Ermatingen auf.

Abb. 14: Hornblättrige Armleuchteralge *Chara tomentosa* (rötlicher Horst).

Diese oligotraphente Art gedeiht mittlerweile wieder in vielen Bereichen des Gnadens- und Zellersees. Im Bereich der Höri-Halbinsel kommt sie sogar in flächendeckenden Beständen vor. Die Anfang des 20. Jh. im gesamten See vorkommende Art konnte im Obersee aktuell noch nicht nachgewiesen werden.

Bei den Laichkräutern (Potamogeten) sind die festgestellten Veränderungen seit 1993 weniger deutlich. So war das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) (Abb. 15) im Bodensee von 1967 bis 1993 nahezu lückenlos verbreitet. Das Verbreitungsmaximum wurde 1978 erreicht, seitdem geht die Art zurück.

Verglichen mit 1993 wurde eine starke Zunahme der Verbreitung des Mittleren Nixkrautes (*Najas marina intermedia*) festgestellt (Abb. 16). Diese Wärme liebende Art hat sich in den letzten Jahren auch an anderen großen Seen in Südbayern ausgebreitet - ein Phänomen das momentan im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung diskutiert wird. Die Schwesternart, das Kleine Nixkraut



Abb. 15: Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus*.

(*Najas minor*) (Abb. 17) kommt in subtropischen Gewässern vor und konnte, wie schon 1993, nur in der extrem flachen Fußsacher Bucht gefunden werden.



Abb. 16: Kleines Nixkraut *Najas minor* in der Fußsacher Bucht.

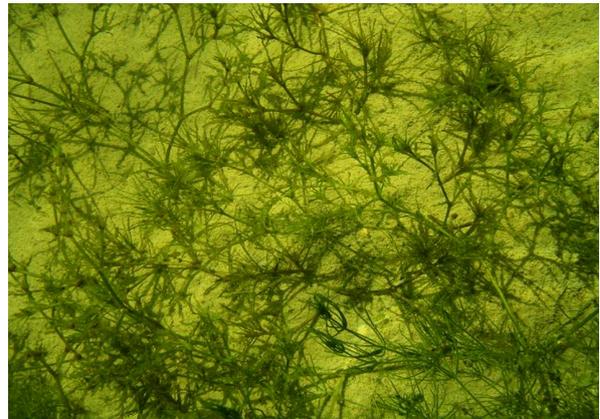


Abb. 17: Mittleres Nixkraut *Najas m. intermedia*.

Fazit:

Die Transektmethode hat sich als kostengünstige und praktikable Methode erwiesen, um das Arteninventar des Bodensees und die lokalen Unterschiede zu erfassen. Bei der Untersuchung der 104 Transekte (etwa 3 km der Uferlänge) konnten nahezu alle submersen Arten der flächendeckenden Kartierung von 1993 bestätigt und darüber hinaus sogar fünf weitere Arten für den Bodensee nachgewiesen werden.

Die Methode genügt dem Ansatz einer routinemäßigen Überwachung (Monitoring) der Biokomponente Makrophyten nach EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Im Obersee unterscheiden sich West- und Ostteil hinsichtlich der Makrophytenzusammensetzung deutlich. Das Verbreitungsmuster der Makrophyten-Indikatorarten lässt eine kontinuierliche Abnahme der Nährstoffbelastung von Ost nach West erkennen. In diesem Zusammenhang sind auch Auswirkungen der Schwebstoff- und Sedimentüberdeckung auf Makrophyten zu diskutieren.

Im Untersee finden sich trotz dreier morphologischer Becken (Rheinsee, Zellersee und Gnadensee) auf weiten Strecken ähnliche Artengesellschaften.

Die Kartierung zeigte, dass sich der ökologische Zustand des Sees hinsichtlich der Makrophytenvorkommen seit 1993 deutlich verbessert hat. Die zwischenzeitlich erfolgten Vegetationsumschichtungen reflektieren eindrucksvoll die Veränderung der trophischen Bedingungen im Litoral des Sees. So ist eine Verschiebung von früher vorherrschenden Belastungsanzeigern (eutraphenten Arten) hin zu meso-oligotraphenten (an nährstoffärmere Verhältnisse angepasste) Arten deutlich erkennbar.

*Einige belastungsempfindliche Characeenarten, wie *Chara aspera* und *Chara tomentosa*, konnten sich seit 1993 wieder stark ausbreiten.*

Biogas im Bodensee

Im Bodensee gibt es etliche Stellen, an denen permanent aufsteigende Gasblasen an der Wasseroberfläche zu beobachten sind. Das hier austretende Methan ist ein wirksames Klimagas, über dessen Verhalten in Seen relativ wenig bekannt ist. Vom Grund des Sees sind außerdem seit längerem, große trichterartige Strukturen bekannt. Diese auch im marinen Bereich auftretenden Formen werden in der Fachsprache aufgrund ihrer an Narben erinnernden Form auch „Pockmarks“ genannt.

In einer Kooperation der Universität Konstanz, dem Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und dem Institut für Seenforschung wurde das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderte zweijährige Projekt „*Pockmark-like structures in Lake Constance and their effects on methane emission from large lakes*“ durchgeführt. Die wesentlichen Ziele des Projektes sind:

1. Identifizieren und beschreiben von Gebieten mit pockmarks und anderen Gasaustrittsstellen
2. die Herkunft des austretenden Methans herauszufinden
3. die Genese der Pockmark-Strukturen zu klären
4. die Gasaustritte im Bodensee mengenmäßig zu quantifizieren.

Die Arbeiten konzentrierten sich auf das Gebiet Wetterwinkel zwischen alter und neuer Rheinmündung. Mit dem sidescan-Sonar des ISF wurden über 500 pockmarks mit einem max. Durchmesser von ca. 16 m kartiert.

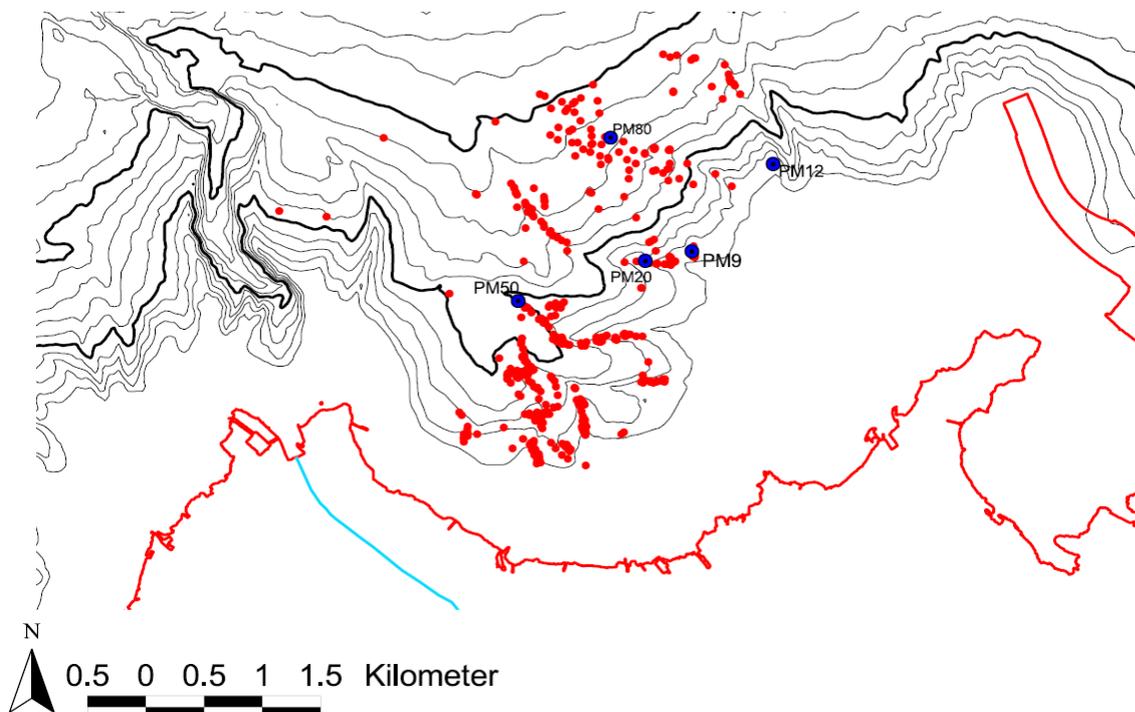


Abb. 18: An der alten Rheinmündung findet man etwa 450 pockmark-Strukturen, die häufig entlang alter Rinnensysteme des Rheins angeordnet sind.

Detailuntersuchungen einzelner Strukturen wurden mit einem Horizontalsonar durchgeführt, das Sonar wurde ebenfalls verwendet, um Probenahmeegeräte in maximal 80 m Wassertiefe metergenau an den gewünschten Einsatzort zu dirigieren.

Pockmarks treten häufig in Linien entlang alter Rinnensysteme am Seeboden auf und sind in der Regel kreisrund. Unregelmäßige Formen gibt es, wenn mehrere Gasaustrittsstellen dicht nebeneinander liegen. An vielen Stellen war zu beobachten, dass im Zentrum eines Trichters Gas austritt und bis an die Wasseroberfläche aufsteigt. Neben diesen großen Vertiefungen gibt es viele kleine, nur wenige Dezimeter messende Vertiefungen im Seeboden. Ob diese ebenfalls ursächlich mit Gasaustrittsstellen zusammenhängen, ist noch nicht bekannt.

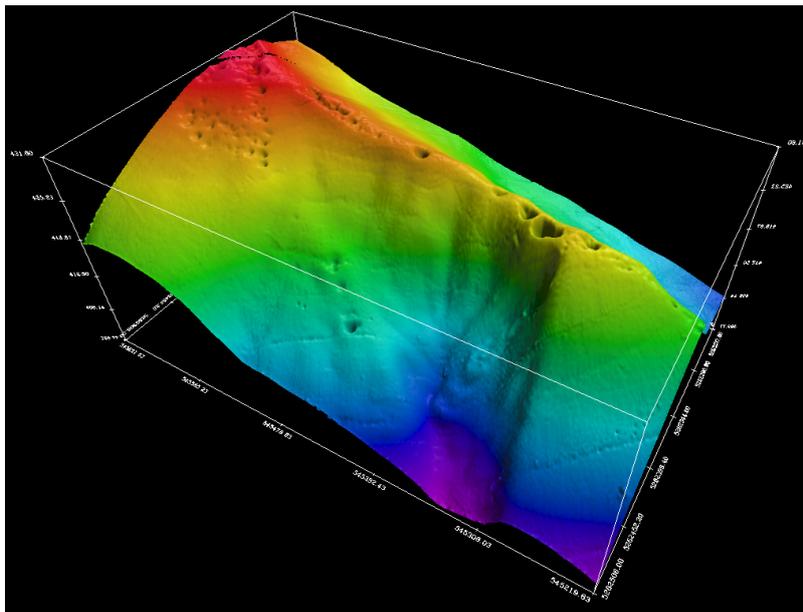


Abb. 19: Aus Fächerecholot-Aufnahmen konstruiertes Geländemodell mit Pockmark-Strukturen an der Alten Rheinmündung.

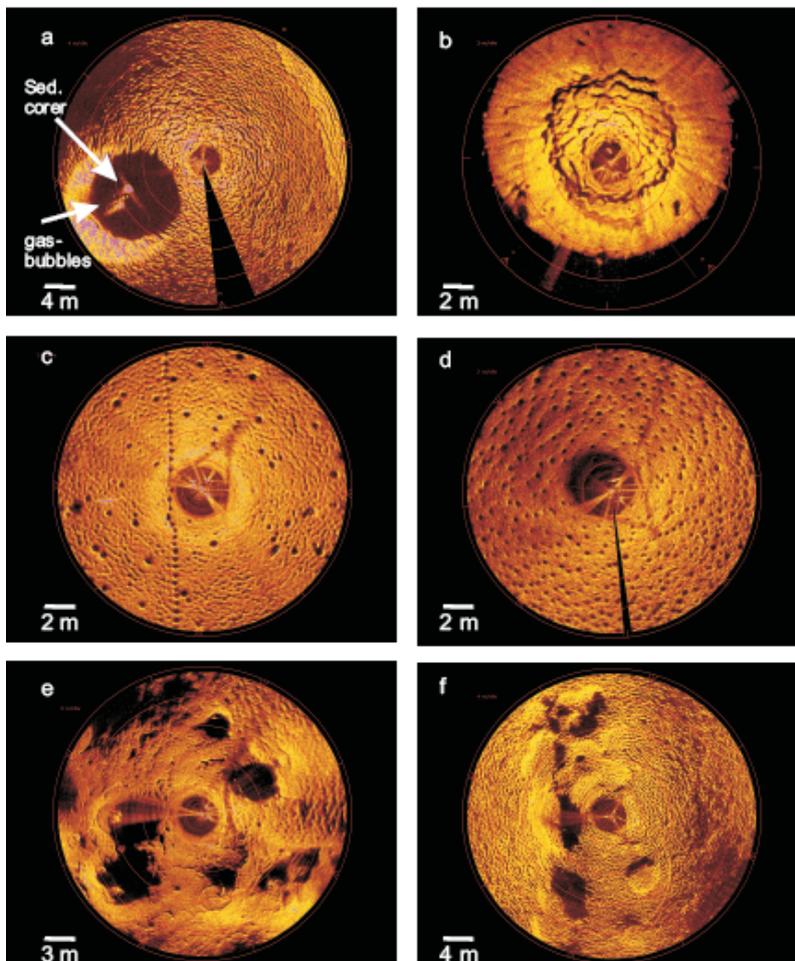
Um das austretende Gas genauer zu untersuchen, wurde es aufgefangen und mit einem Gaschromatographen bestimmt: es handelt sich um Methan (CH_4), das beim Abbau organischer Substanz entsteht. Für eine nähere Charakterisierung wurde mit einem Massenspektrometer zusätzlich das Verhältnis der Kohlenstoff-Isotopen des Methans bestimmt ($^{12}\text{C} / ^{13}\text{C}$). Das Verhältnis gibt Auskunft darüber, ob es sich um so genanntes thermogenes Methan („Erdgas“) oder biogenes Methan („Biogas“) handelt. Thermogenes Methan entsteht in größeren Erdtiefen bei hohen Drücken und Temperaturen während biogenes Methan unter Sauerstoffabschluss schon kurz nach der Einbettung in das Sediment entsteht. Sämtliche Proben zeigten, dass das freigesetzte Methan biogenes Methan ist.

In 80 m Wassertiefe wurde eine pockmark-Struktur und ihr ungestörtes Umfeld im Detail mit Sedimentkernen beprobt: das Sediment ist innerhalb der Vertiefung deutlich gröber geschichtet als außerhalb – ein klares Anzeichen dafür, dass pockmarks die Tendenz haben rasch verfüllt zu werden (ca. Jahrzehnte).

Um das austretende Gas genauer zu untersuchen, wurde es aufgefangen und mit einem Gaschromatographen bestimmt:

Fazit:

Aus allen genannten Befunden ließ sich folgendes Szenario für die Bildung der Trichterstrukturen in tieferem Wasser ableiten, das recht gut übereinstimmt mit entsprechenden Beobachtungen aus dem marinen Milieu: der Alpenrhein transportiert neben mineralischen Schwebstoffen große Mengen organisches Material in den See. Große Mengen davon werden mündungsnah abgelagert und rasch zersetzt wobei sich Methan bildet. Neben allochthonem organischem Material werden mündungsnah auch eher sandige Sedimente abgelagert; damit gibt es die Möglichkeit, das aufsteigende Methan entlang sandiger Lagen in andere (höher liegende) Sedimentschichten transportiert werden kann. An der Spitze von Erhebungen (z.B. den Rinnenschultern der ehemaligen Rheinmündung) kann sich das Gas sammeln bis der Gasdruck den Überlagerungsdruck von Sediment und Wassersäule übersteigt. Methan tritt aus, das überlagernde Sediment kollabiert und bildet eine trichterförmige pockmark-Struktur. Die genaue Analyse der umgebenden Sedimente gibt keine Hinweise auf einen explosionsartigen Gasaustritt (z.B. ausgeworfenes Sedimentmaterial).



Nachdem sich ein Einsturztrichter gebildet hat, wirkt er als eine Art Sedimentfalle: da der Grund der pockmark einiges tiefer liegt als die Umgebung, können Schwebstoffe die in den Trichter gelangen, eher gefangen werden und zu Boden sinken. Die Trichterstruktur wird somit schneller gefüllt als ihre Umgebung und verschwindet im Laufe einiger Jahrzehnte wieder.

Aus Sicht des Gewässerschutzes ergibt sich auf Grundlage dieser Untersuchungen kein weiterer Handlungsbedarf.

Abb. 20: Sammlung von Bildern der Pockmark-Strukturen und kleinen Vertiefungen am Seeboden mit dem Horizontal-Sonar.

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
- Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, Fachabteilung Hydrobiologie / Limnologie: Datenverarbeitung
- 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 nicht enthalten.

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

Zustandsbeschreibung

Bodensee-Obersee

Im Jahr 2008 traten keine besonders ausgeprägten Extreme in den **Wasserständen** auf, vielmehr bewegte sich die Wasserstandskurve im ersten Halbjahr 2008 nahe den langjährigen Mittelwerten. Ab Juni 2008 waren die aktuellen Wasserstandswerte meist niedriger als die langjährigen mittleren Werte ohne jedoch extreme Niedrigwasserstände zu erreichen. Die Abflußwerte des Alpenrheins zeigten ebenfalls keine außergewöhnlichen Werte.

Wie schon im vorangegangenen Jahr kam es auch im Winterhalbjahr 2007/2008 aufgrund der relativ milden Witterung und der überdurchschnittlich hohen Lufttemperaturen wiederum zu einer **unvollständigen Durchmischung** des Obersees.

Anfang März 2008 wurde der geringste Temperaturgradient zwischen Oberflächen- und Tiefentemperatur des Sees registriert. Die Oberflächentemperatur erreichte am 03.03.2008 5.3 °C, während die Hypolimniontemperatur in 250 m Wassertiefe 4.3 °C betrug. Eine weitere Angleichung der Temperaturen im Bodensee fand nicht statt, vielmehr stieg die Oberflächentemperatur im Verlauf des Monats März aufgrund der positiven Wärmebilanz des Sees wieder an und erreichte am 08.04.2008 bereits einen Wert von 5.7 °C.

Anfang Mai hatte der Bodensee dann mit einer Oberflächentemperatur von 11°C bereits eine klar definierte thermische Schichtung, die sich im Verlauf des Sommers konsolidierte. Am 04.08.2008 wurde mit 22.2 °C die höchste Oberflächentemperatur in diesem Jahr gemessen. Zu diesem Zeitpunkt hatte die Grenzschicht zwischen Hypolimnion und Metalimnion eine Tiefe von etwa 50 m erreicht, wobei in 30 m Wassertiefe eine Temperatur von 6.6 °C und in 50 m Wassertiefe eine Temperatur von 5.7 °C gemessen wurde.

Bereits im August begann eine erste leichte Abkühlung des Epilimnions und die Verlagerung des Metalimnions in tiefere Bereiche, die sich dann im September verstärkte. Am 06.10.2008 erreichte die Oberflächentemperatur einen Wert von 12.8°C während die Grenzschicht zwischen Meta- und Hypolimnion auf eine Tiefe von 60 bis 70 m abgesunken war. Zu dieser Zeit hatte sich eine etwa 20 m dicke, nahezu vollständig homogenisierte Oberflächenschicht mit konstanter Temperatur ausgebildet.

Im Verlauf des Novembers fand dann eine weitere starke Abkühlung des Bodensees statt. Die Oberflächentemperatur sank bis zum 01.12.2008 auf 7.2 °C ab und die Obergrenze des Hypolimnions befand sich zu dieser Zeit in einer Tiefe von etwa 160-180 m.

Im betrachteten Zeitraum von Januar bis Dezember 2008 stieg die Hypolimniontemperatur des Bodensees in 250 m Wassertiefe kontinuierlich von 4.3 °C am 07.01.2008 auf einen Wert von 4.7 °C am 01.12.2008 an.

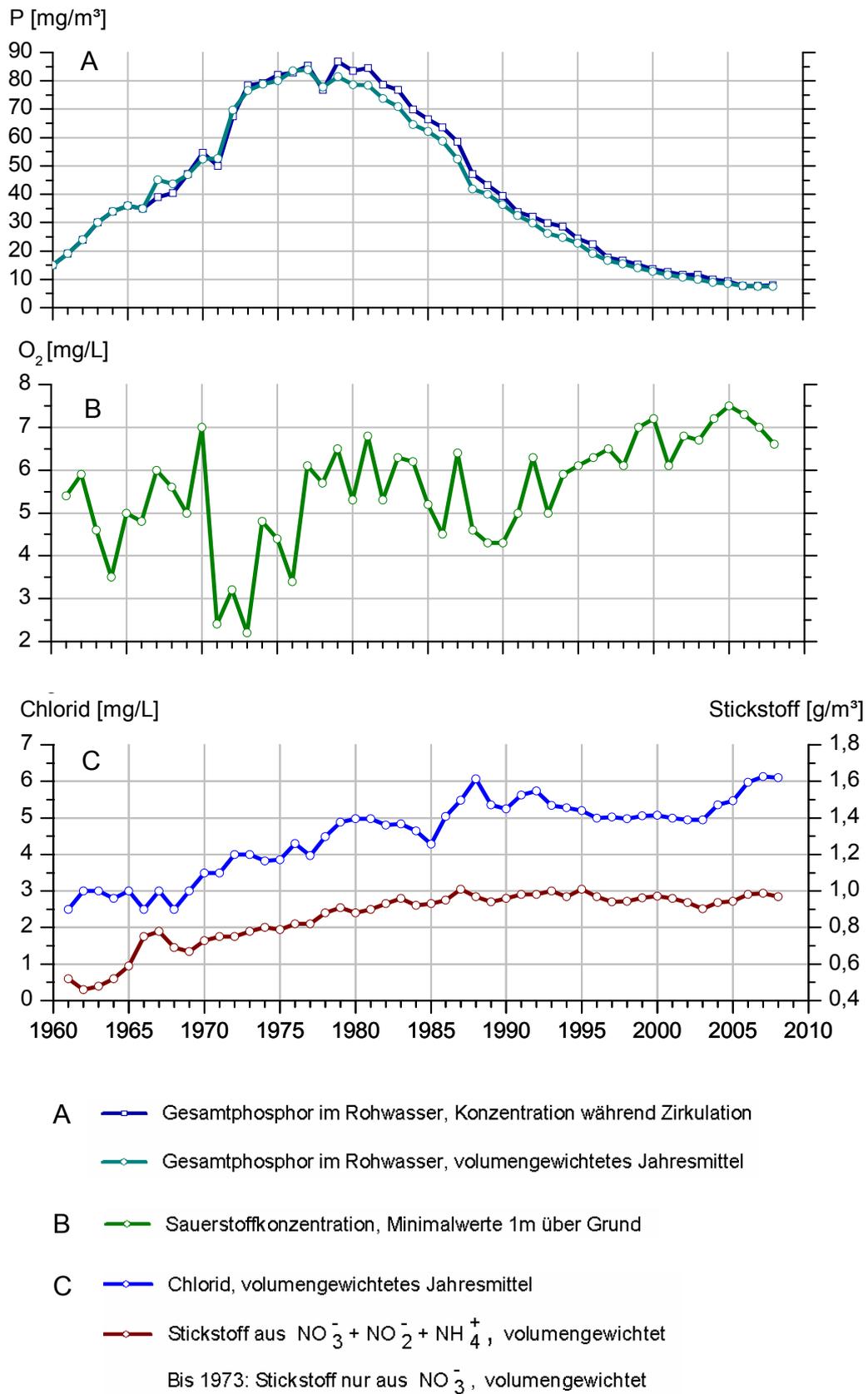


Abb. 1: Langfristige Entwicklung des Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentration im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2008 8 mg/m^3 . (Abb. 1 A). Damit blieb sowohl der jeweilige Jahresmittelwert, als auch die Konzentration während der Zirkulationsphase (Februar bis April) seit 2006 konstant.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2008 im Jahresmittel leicht auf $0,97 \text{ g/m}^3$ (2007: $0,99 \text{ g/m}^3$; 2006: $0,98 \text{ g/m}^3$, Abb. 1 C) gefallen.

Chlorid als Indikator vielfältiger Salzeinträge blieb nach zunehmendem Trend seit 2004 nun im Jahresmittel 2008 mit $6,1 \text{ g/m}^3$ auf gleichem Niveau wie im Vorjahr (Abb. 1 C).

Die **Sauerstoffkonzentrationen** im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 - 254 m lagen 2008 stets unter den Werten des Vorjahres. Durch die erneut schlechte Zirkulation im Frühjahr 2008 wurde die geringe Sauerstoffzehrung im Tiefenwasserbereich abermals nicht ausgeglichen. Dadurch hat das herbstliche Sauerstoffminimum in 254 m Tiefe im Jahr 2008 mit $6,6 \text{ g/m}^3$ im Vergleich zu den Vorjahren zwar weiter abgenommen (2007: $7,0 \text{ g/m}^3$; 2006: $7,3 \text{ g/m}^3$, Abb. 1 B) liegt aber deutlich über dem Niveau früherer zirkulationsschwacher Jahre.

Im Obersee ist die Jahresdurchschnittsbiomasse des **Phytoplanktons** gegenüber dem Vorjahr ($11,4 \text{ g/m}^2$) auf $9,4 \text{ g/m}^2$ abgesunken und liegt damit etwas höher als 2006 und ziemlich genau auf Höhe des Wertes von 2005. Der Mittelwert der letzten 18 Jahre beträgt $10,6 \text{ g/m}^2$ und liegt höher als der Einzelwert von 2008. Seit 18 Jahren schwankt die Biomasse damit zwischen Werten von maximal $13,4 \text{ g/m}^2$ und minimal $8,4 \text{ g/m}^2$ mit Ausnahme des Jahres 2001 ($6,7 \text{ g/m}^2$). Im See ist hinsichtlich der Durchschnittsbiomasse eine gewisse Stabilisierung eingetreten. Die jahreszeitliche Entwicklung und die Zusammensetzung des Phytoplanktons schwankt dagegen von Jahr zu Jahr beträchtlich, auch im Jahr 2008 folgt die Planktonentwicklung nicht dem üblichen Muster. Die Frühjahrsblüte fiel 2008 vollständig aus; dies kann als ein deutliches Zeichen für eine weiter fortschreitende Oligotrophierung angesehen werden. Das Jahresmaximum wurde Mitte Juni mit 30 g/m^2 erreicht. Auch ein typisches Herbstmaximum ereignete sich nicht, dafür entwickelte sich Mitte November ein zweites Maximum mit $19,2 \text{ g/m}^2$.

Im Januar und Februar bestand das Phytoplankton fast nur aus Cryptophyceen und Kieselalgen; Anfang März begann dann die Planktonentwicklung, wobei anfangs die Cryptophyceen überwogen. Ab April schoben sich zuerst die centrischen Kieselalgen in den Vordergrund, dabei dominierte *Cyclotella cyclopuncta* als klassischer Oligotrophierungsanzeiger. Ab Juni dominierten die pennaten Kieselalgen, die dann den größten Teil des Maximums Mitte Juni einnahmen; hier war *Fragilaria crotonensis* aspektbestimmend. Auch beim Herbstmaximum im November war *Fragilaria crotonensis* dominierend. Im Juni, Juli und August bestand ein beträchtlicher Anteil des Phytoplanktons aus Chrysophyceen, vor allem *Mallomonas acaroides* und *Dinobryon diergens*.

Im Zuge fluoreszenzmikroskopischer Zählungen wurde auch das autotrophe **Picoplankton (Cyanobakterien < 2µm)** erfasst. Die Werte zeigen niedrige Bakterien-

dichten im Winter, die unter 2×10^4 Zellen/ml liegen. Im Frühjahr kam es dann zu einem Anstieg auf bis zu 8×10^4 Zellen/ml. Die Sommerwerte im August waren zunächst niedrig, stiegen aber dann nochmals stark an und erreichten im Herbst das Jahresmaximum von 10×10^4 Zellen/ml. Ab Ende Oktober fielen die Werte dann wieder auf das Winterniveau. Insgesamt waren die Zelldichten des autotrophen Pikoplanktons aber vergleichsweise gering. Das ist insofern erstaunlich, als Anfang der 90 er Jahre die Dichten fast eine Zehnerpotenz höher lagen, und die Theorie eigentlich einen erhöhten Anteil des Pikoplanktons mit steigender Oligotrophierung vorhersagt.

Das Niveau der **Chlorophyll-a Konzentrationen** ist weiterhin niedrig. Die Unterschiede in der saisonalen Entwicklung 2008 stimmen weitgehend mit den Ergebnissen der Phytoplanktonuntersuchung überein. Neben Chlorophyll a wurden weitere Algenpigmente bestimmt, die so genannten Leitpigmente, die nur oder überwiegend in bestimmten Algengruppen vorkommen. Fucoxanthin (Leitpigment für Diatomeen) und Alloxanthin (Leitpigment für Cryptophyceen) zeigen eine relativ gute Übereinstimmung mit den berechneten Volumina der entsprechenden Phytoplanktonarten. Die hohen Pigmentkonzentrationen im November lassen sich durch das zweite Planktonmaximum mit chlorophyllreichen Algen in der lichtarmen milden Winterperiode erklären.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigte sich keine weitere Abnahme der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren stagnierte der Jahresmittelwert, bei den Copepoden war der Jahresmittelwert erhöht. Die saisonale Entwicklung 2008 unterschied sich von der im Jahr 2007. Bei den Copepoden sind die Frühjahrswerte und bei den Cladoceren und Rotatorien sind die Sommerwerte 2008 höher als 2007.

Die saisonale Entwicklung des Zooplanktons war in den Seeteilen Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil deutlich verschieden. Bei den Cladoceren waren die Individuenzahlen in der Bregenzer Bucht am niedrigsten, ein klares saisonales Muster war nicht zu erkennen. An der Station Fischbach-Uttwil im Hauptbecken des Bodensees lagen die Zahlen höher mit Maxima im Frühsommer und Herbst.

Bei den Copepoden waren die saisonalen Änderungen der Individuenzahlen an den Stationen Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil eher gering, auch wenn bei Fischbach-Uttwil im März ein deutliches Maximum auftrat.

Die Individuendichten der Rotatorien lagen um eine Zehnerpotenz höher als die der beiden Crustaceengruppen. Eher unerwartet waren die niedrigen Werte an der Station Bregenzer Bucht, die sich deutlich von den höheren Werten der Station Fischbach-Uttwil abhoben. Bei Fischbach-Uttwil waren die Änderungen der Individuendichten eher diskontinuierlich.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten **Gesamtbakterienzahlen** zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Allerdings war auffällig, dass die Winterminima in den oberflächennahen Tiefenstufen

(0 - 20 m) gegenüber Normaljahren mit $1,5 - 2 \times 10^6$ Zellen/ml angehoben waren. Die Konzentrationen im Tiefenwasserkörper bewegten sich wie gewöhnlich ganzjährig im Minimalbereich, so dass die mögliche Ursache für die Erhöhung im Oberflächenwasserkörper in der schlechten Durchmischung zu suchen war.

Die routinemäßig an der Station Fischbach Uttwil erfassten Konzentrationen von *Escherichia coli* als Indikator für **Fäkalkeime** zeigten 2008 die niedrigsten Werte seit Aufnahme dieses Parameters in die Überwachungs-Untersuchungen (2000). Lediglich an 2 Monatsterminen wurden in 5 (von insgesamt 144) untersuchten Proben geringfügige Keimanstiege beobachtet.

Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee stellte sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie für die einzelnen Seeteile – Rheinsee, Zellersee und Gnadensee – differenziert dar. Während die Oberflächentemperaturen im gesamten Untersee einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie im Obersee nahmen, wobei Zellersee und Gnadensee in den Sommermonaten etwas höhere Temperaturen erreichten als Rheinsee und Obersee, unterschieden sich die Unterseebecken qualitativ im Schichtungsverhalten vom Obersee.

Der Rheinsee zeigte in seiner maximalen Wassertiefe von 45 m einen ausgeprägten Jahresgang der Temperatur, die von 4.2 °C im Januar 2008 zu maximalen Temperaturen von 8.2 °C Ende September anstieg. Bereits im Dezember hatte sich dann der Rheinseewasserkörper nahezu homotherm bis zum Grund auf 6.9 °C abgekühlt.

Dieser generelle Temperaturverlauf wiederholte sich auch in den beiden anderen Seeteilen des Untersees – dem Zellersee und dem Gnadensee – wobei die jährlichen Temperaturschwankungen an den tiefsten Stellen dieser Wasserkörper aufgrund der etwas geringeren Wassertiefen jeweils stärker ausgeprägt waren. Mit 11.0 °C bzw. 10.2 °C für den Zellersee bzw. den Gnadensee wurden jeweils leicht höhere Maximaltemperaturen im Spätherbst gemessen. Beide Seeteile erreichten ebenfalls bereits Anfang Dezember homotherme Temperaturbedingungen.

Im gesamten Untersee wurden aufgrund des relativ kalten Winters 2008/2009 Anfang des Jahres 2009 inverse Temperaturschichtungen erreicht.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** nahm 2008 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 9 mg/m^3 gegenüber 2007 ab (2007 und 2006: 10 mg/m^3). Im Zellersee ging der Wert von 16 auf 14 mg/m^3 zurück. Der Gnadensee hat inzwischen 12 mg/m^3 Gesamtphosphor und weist damit im Vergleich zum letzten Messjahr 2002 (18 mg/m^3) eine Abnahme auf.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente nahm im Rheinsee auf $0,84\text{ g/m}^3$ (Vorjahr $0,88$) und im Zellersee auf $0,91\text{ g/m}^3$ ab (Vorjahr $0,95\text{ g/m}^3$). Im Gnadensee finden sich im Jahresmit-

tel $0,64 \text{ g/m}^3$ anorganischer Stickstoff, was in etwa den Werten des letzten Messzyklus vor 5-6 Jahren entspricht.

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Herbst 2008 $0,8 \text{ g/m}^3$. Im Vorjahr hatte die Minimalkonzentration Anfang November bei $0,2 \text{ g/m}^3$ gelegen. Im Zellersee wurde auch 2008 bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden. Der niedrigste Wert lag bei $0,3 \text{ g/m}^3$, nachdem 2007 ein Minimalwert von $0,6 \text{ g/m}^3$ und 2006 von $0,8 \text{ g/m}^3$ gefunden wurde. Die grundnahen Sauerstoffverhältnisse haben sich in diesem Seeteil seit 2004 wieder etwas verschlechtert. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees weist im Spätsommer/Herbst nach wie vor einen totalen Sauerstoffschwund auf.

An der Station Zellersee im Bodensee-Untersee ist die Jahresdurchschnittsbiomasse des **Phytoplanktons** gegenüber dem Vorjahr ($18,4 \text{ g}^2$) mit $18,7 \text{ g/m}^2$ nahezu gleich geblieben und liegt damit etwas höher als die Werte von 2000 bis 2006. Der Mittelwert der letzten 19 Jahre beträgt $15,4 \text{ g/m}^2$ und liegt damit deutlich niedriger als der Einzelwert von 2008. Seit 19 Jahren schwankt die Biomasse damit zwischen Werten von maximal $18,7 \text{ g/m}^2$ und minimal $10,3 \text{ g/m}^2$ mit Ausnahme des Jahres 1999 ($25,8 \text{ g/m}^2$). Im See ist also eine gewisse Stabilisierung eingetreten, was die Durchschnittsbiomasse betrifft. Die jahreszeitliche Entwicklung und die Zusammensetzung des Phytoplanktons zeigt dagegen im Unterschied zum Obersee das Bild eines meso-eutrophen Sees mit ausgeprägter Frühjahrsblüte und danach folgendem Klarwasserstadium. Allerdings war dieses 2008 nicht sehr ausgeprägt; es folgte auch kein typisches Sommermaximum, lediglich drei kleinere Anstiege Mitte Juni, Ende August und Ende Oktober. Auffällig war ein kleines Maximum Anfang Dezember. Das Jahresmaximum wurde Anfang April mit 49 g/m^2 erreicht, es folgten drei kleinere Maxima mit 27 g/m^2 , $28,7 \text{ g/m}^2$ und $26,4 \text{ g/m}^2$; das Spätherbstmaxima erreichte noch $18,2 \text{ g/m}^2$.

Das Frühjahrsplankton war über mehrere Monate stark durch centrische Kieselalgen geprägt; bereits Anfang Februar machten diese zwei Drittel der Gesamtbioasse aus. Ende April nahmen dann die pennaten Kieselalgen zu. *Stephanodiscus neoastraea* dominierte während des gesamten Frühjahrs, ab Juni trat *Fragilaria crotonensis* stärker auf. Ab Mai traten dann die Cryptophyceen stärker in den Vordergrund und dominierten während der Monate Juli, September, November und Dezember das Phytoplankton; dominierend waren mehrere *Cryptomonas*-Arten. Von Juni bis September spielten auch die Chrysophyceen eine gewisse Rolle, wobei den Hauptanteil mehrere Dinobryon-Arten bildeten.

Die **Chlorophyll-a** Werte sind im Untersee generell höher als im Obersee. Sie erreichen ihr Maximum im März-April und korrelieren mit der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons.

Beim Vergleich zwischen Obersee und Untersee zeigt die Untersee-Station Zellersee die höchsten Werte für die untersuchten Gruppen des **Zooplanktons** und spiegelt damit ebenfalls das höhere trophische Niveau des Untersees wider.

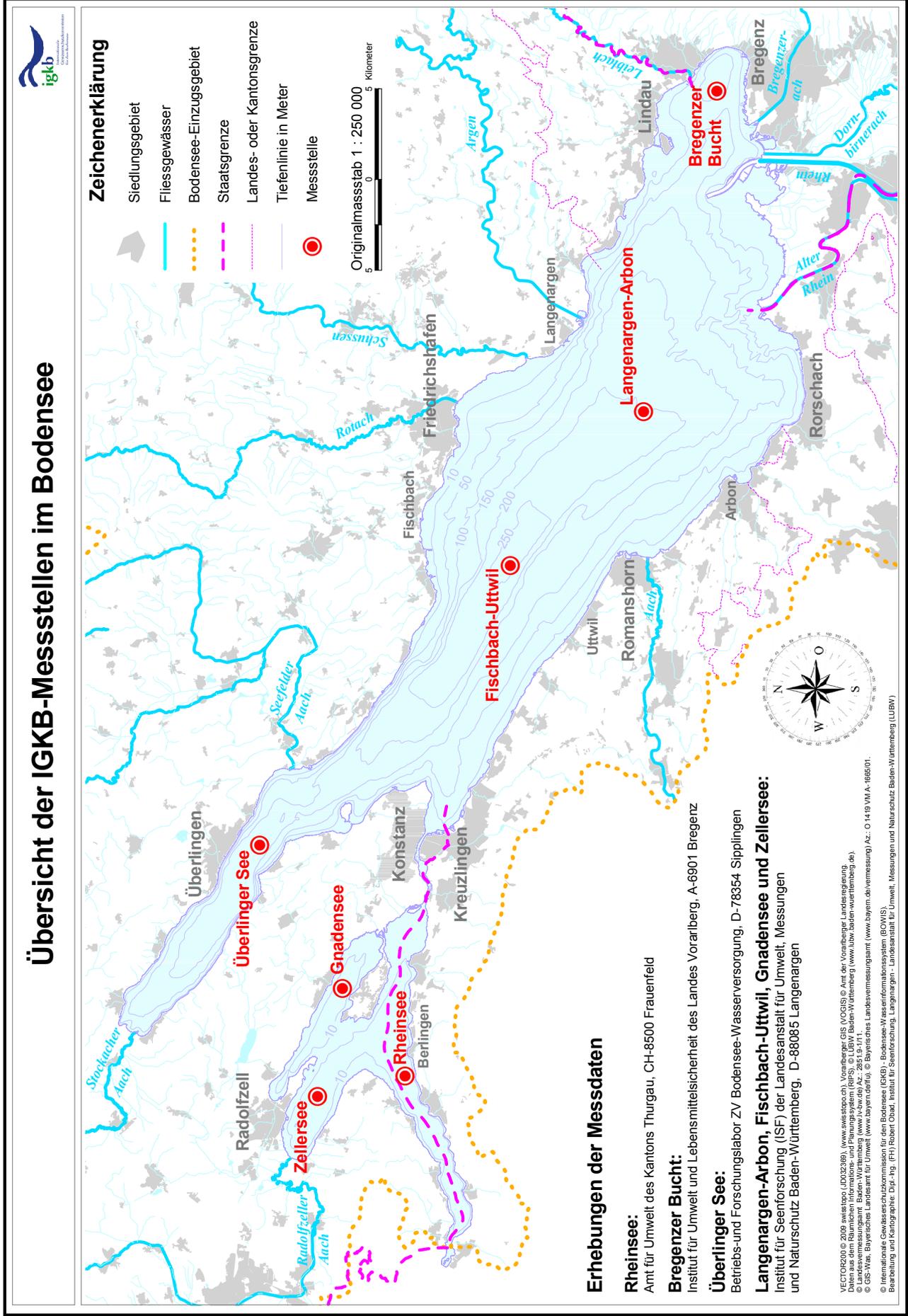
Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees ist weiterhin sehr gut.
- Die Phosphorgehalte im Obersee sind seit drei Jahren konstant.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich in der nach wie vor guten Sauerstoffsituation tiefer Seebereiche, die durch geringe Zehrungsraten bedingt ist. Obwohl eine vollständige Durchmischung und die damit verbundene Sauerstofferneuerung nun seit zwei Jahren in Folge ausgeblieben sind, hielten sich die Sauerstoffkonzentrationen im tiefen Hypolimnion auf einem deutlich höheren Niveau als in früheren Jahren mit vergleichbar schlechten Durchmischungen.
- Im Untersee sind die Jahresmittel der Phosphorgehalte in allen Seeteilen weiter gefallen. Die trophische Entwicklung wird maßgeblich von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Darüber hinaus spielen verschiedene Faktoren, wie z.B. Wetter- und Klimaänderungen, hydromorphologische Gegebenheiten und der Einfluss des Obersees eine Rolle. Die Verbesserung der trophischen Verhältnisse im Untersee verläuft daher nicht immer linear, sondern kann durch einzelne schlechtere Jahre unterbrochen werden.

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

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2008

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



Meteorologie

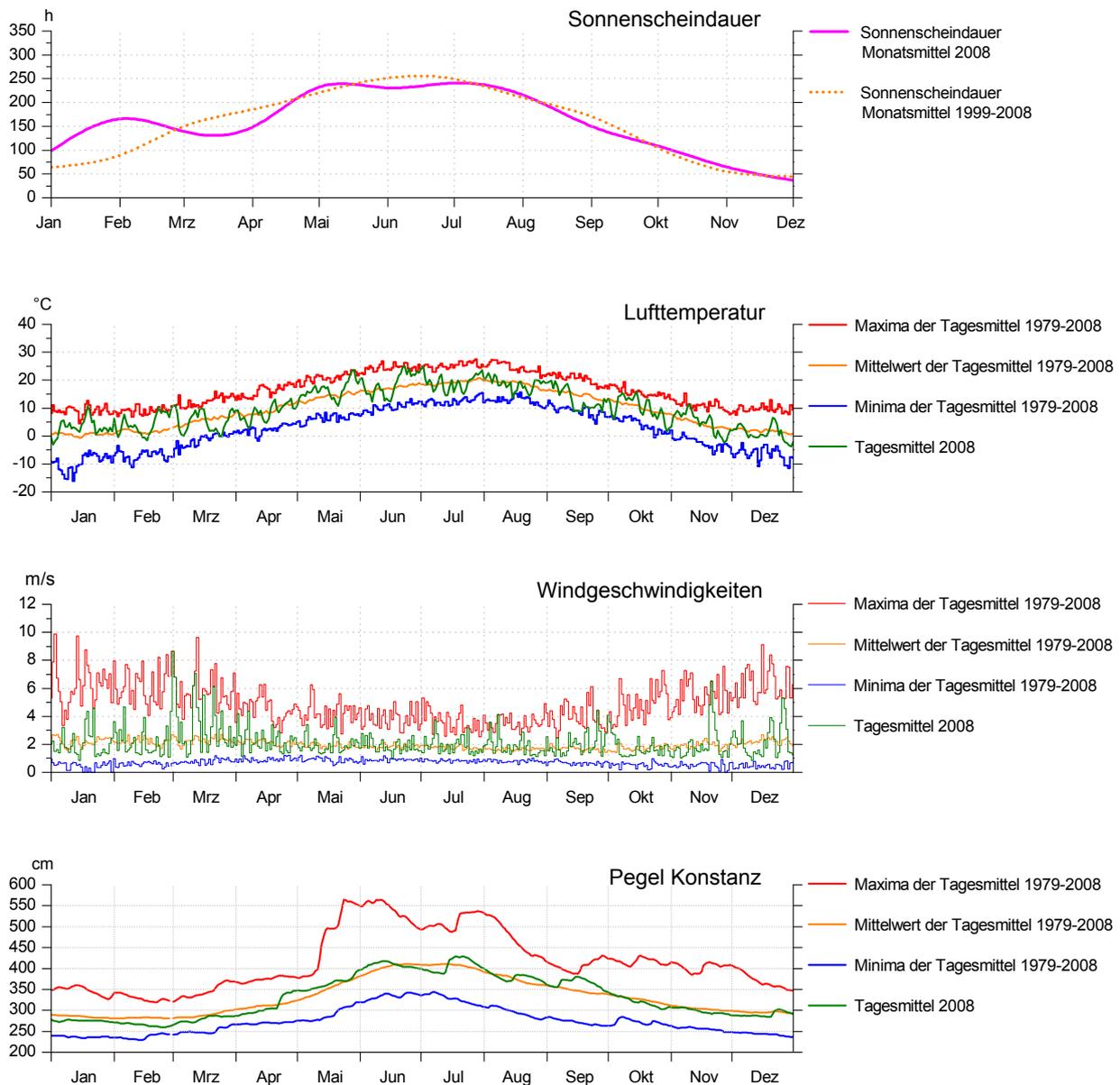


Abb. 3: Meteorologische und hydrologische Größen. Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Das Jahr 2008 zeichnet sich im ersten Halbjahr durch gegenüber dem langjährigen Mittel deutlich variierende Werte der monatlichen Sonnenscheindauer aus, wobei der Februar im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten höhere und der April niedrigere Werte der Sonnenscheindauer erreichen. Im weiteren Verlauf des Jahres gleichen sich die Werte der monatlichen Sonnenscheindauer dann den mittleren Verhältnissen an. Lufttemperatur und Wasserstände zeigen eine um die langjährigen Mittelwerte variierende Entwicklung ohne lang anhaltende Extrempereoden. Im März wird eine erhöhte Sturmaktivität mit mehreren ausgeprägten Starkwindereignissen – Frühjahrsstürmen – registriert.

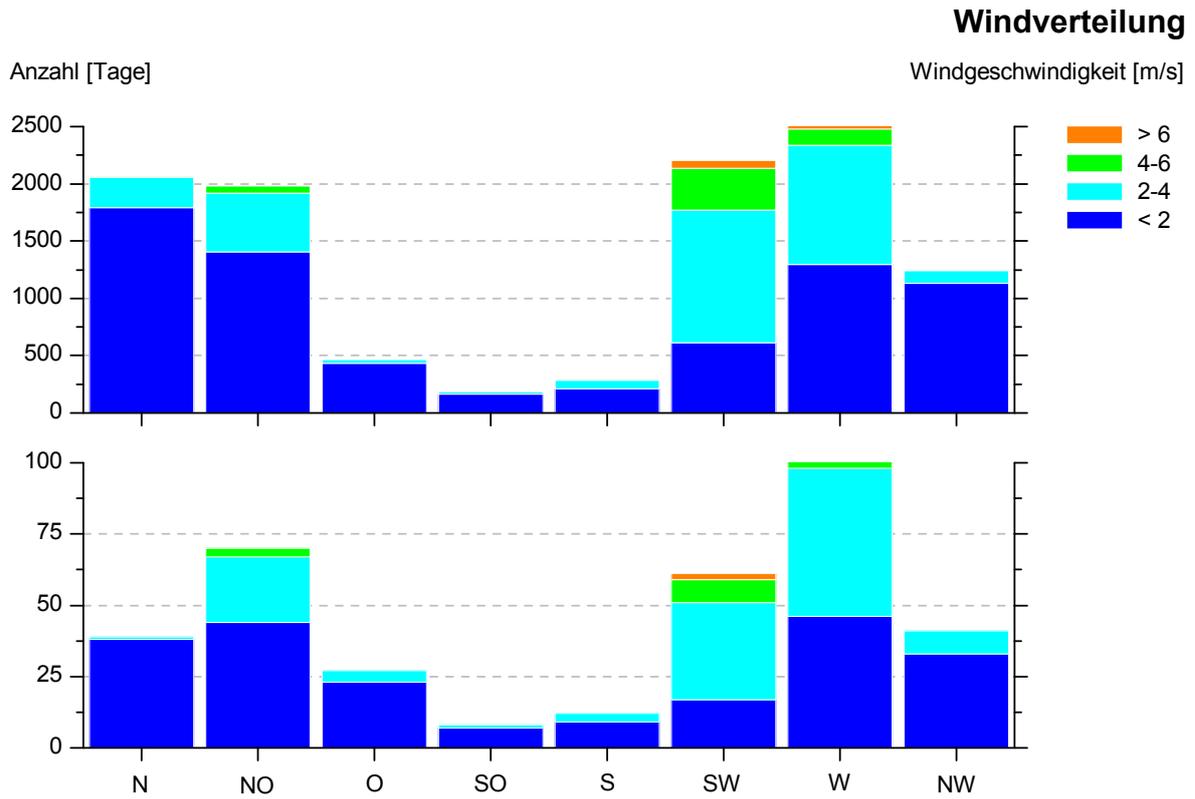


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung des Windes für das Jahr 2008 (untere Abbildung) bzw. die letzten 30 Jahre (obere Abbildung). Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Die Windverteilung des Jahres 2008 zeigt keine außerordentlichen Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und – geschwindigkeiten.

Hydrologie

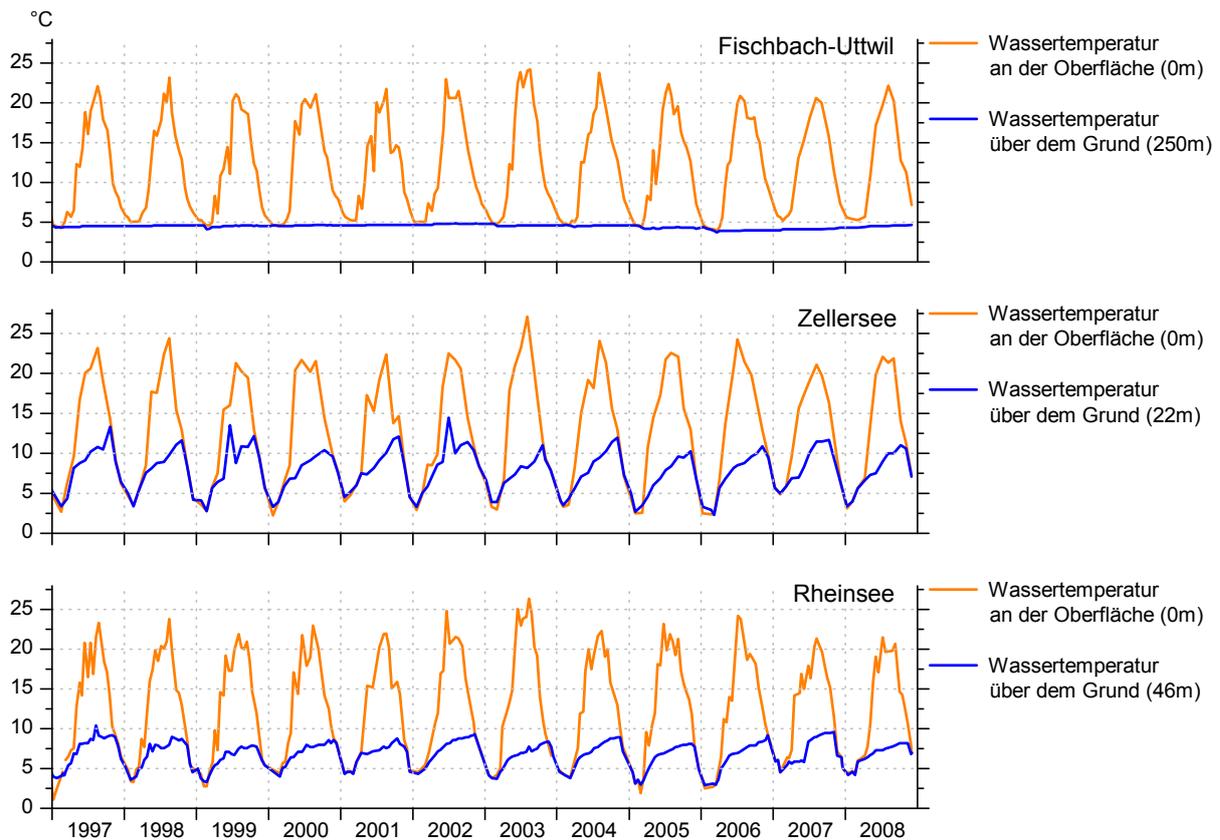


Abb. 5: Langzeitliche Temperaturentwicklung für Obersee, Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2008. 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.

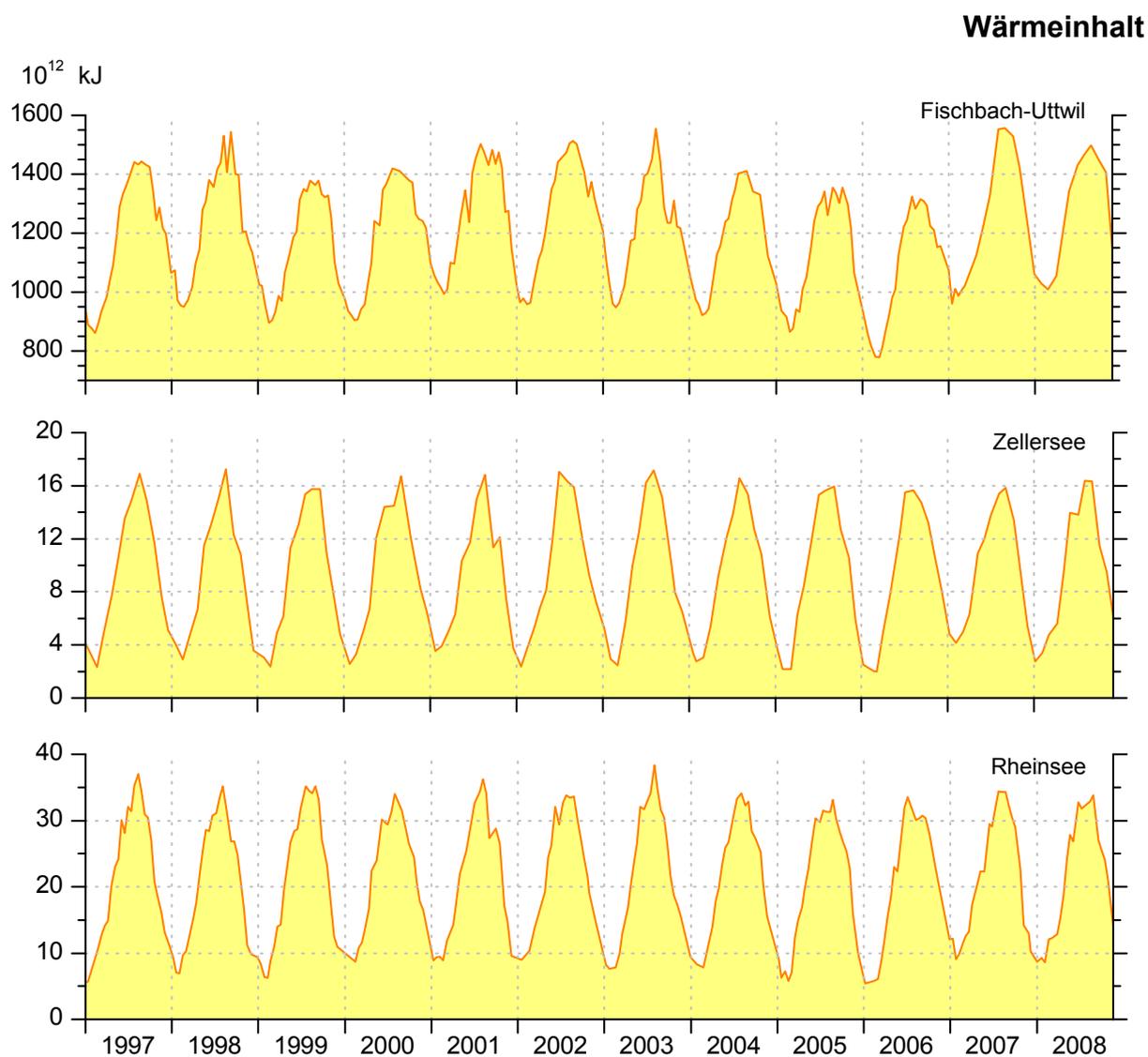


Abb. 6: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2008 werden im Sommerhalbjahr relativ hohe Werte für den Wärmeinhalt erreicht, was insbesondere auf den relativ warmen Wasserkörper am Ende des Winterhalbjahres 2007/2008 und die warme Witterung im ersten Halbjahr 2008 zurückgeführt werden kann. In diesem Winterhalbjahr wurde für den Obersee keine vollständige Durchmischung und damit Homothermie des Wasserkörpers erreicht.

Mit dem Grünen Bericht 2008 wurde die Grafik zum Wärmeinhalt des Bodensees von der alten Einheit Kalorie [cal] auf die SI-Einheit Joule [J] umgestellt. Die Grafiken können ineinander umgerechnet werden, wobei gilt: 1 Kalorie = 4.1868 Joule bzw. 1 Joule = 0.2388 Kalorien.

Wassertemperatur

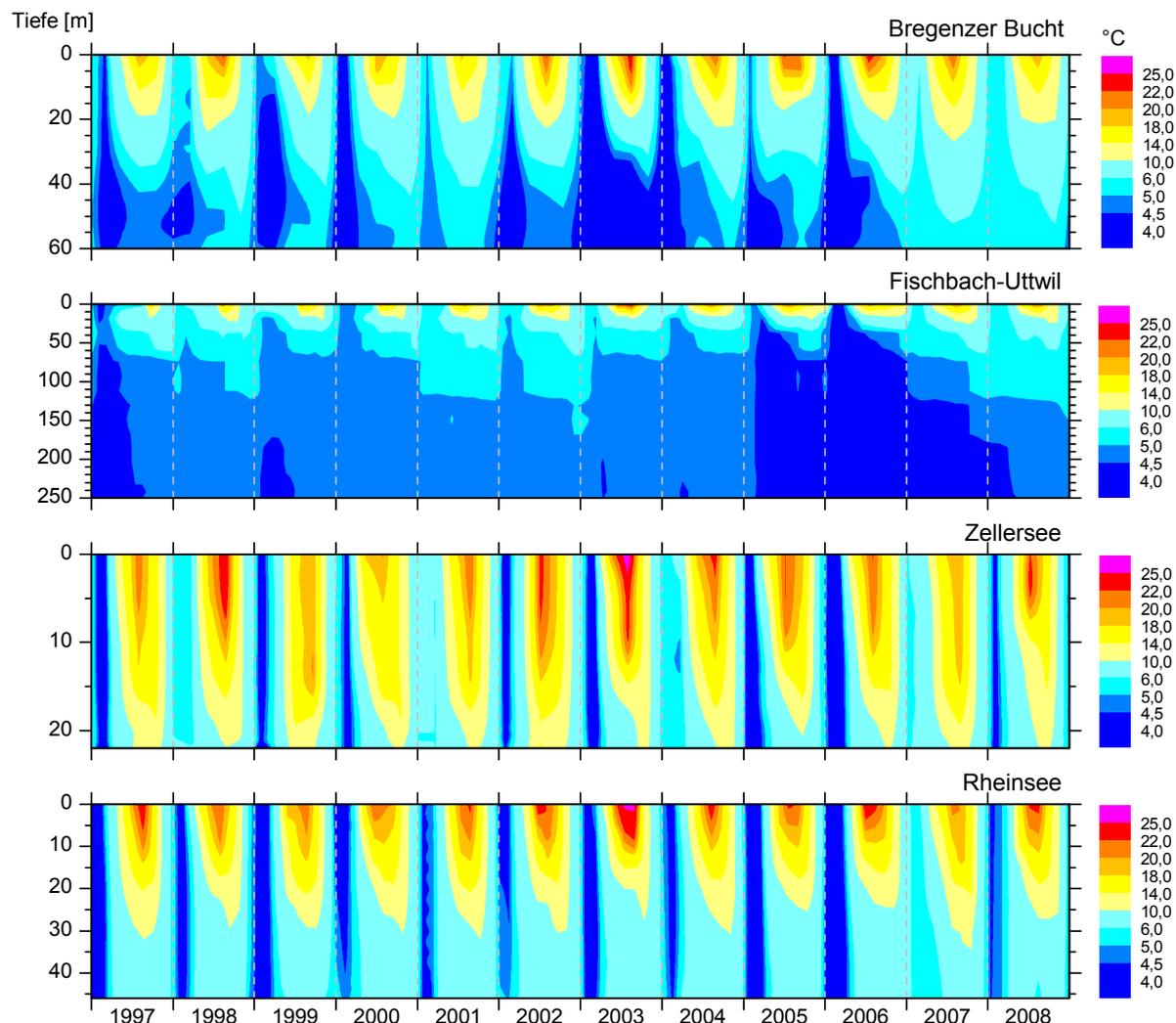


Abb. 7: Wassertemperaturverteilung in der Bregenz Bay, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Temperaturen über 10 °C werden in der Bregenz Bay und in Seemitte Obersee nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht. Auch die höheren Temperaturen im warmen Sommer 2003 beschränkten sich auf eine vergleichsweise dünne Oberflächenschicht. In milden Wintern, wie beispielsweise 2000/01, aber auch 2006/07 und 2007/08 bleibt der See geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. Seither hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt.

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.

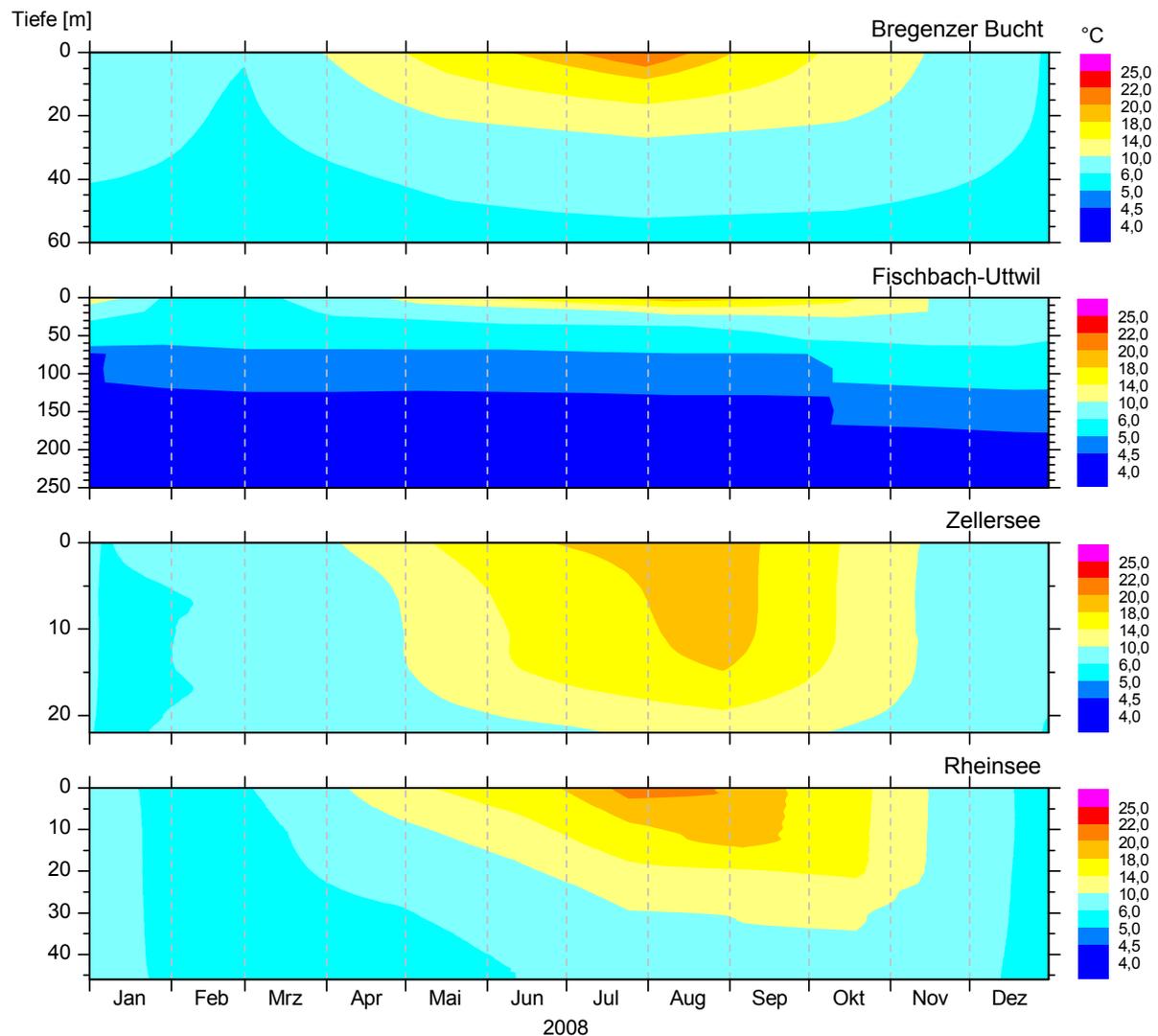


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung im Jahr 2008 in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, so wie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Wassertemperaturverteilung im Jahr 2008 ist durch das relativ warme Winterhalbjahr 2007/2008 ausgezeichnet. Die ansonsten im Februar bzw. März stattfindende Vollzirkulation des Wasserkörpers wurde in diesem Jahr im Obersee nicht erreicht, so dass der See seine thermische Stratifikation beibehielt. Zellersee und Rheinsee als Seeteile des Untersees zeigen ähnliche Temperaturverteilungen für das Jahr 2008. Im Gegensatz zum Obersee kommt es in diesen beiden Seeteilen im Winterhalbjahr 2007/2008 zur Vollzirkulation und damit zur Aufhebung der thermischen Stratifikation.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

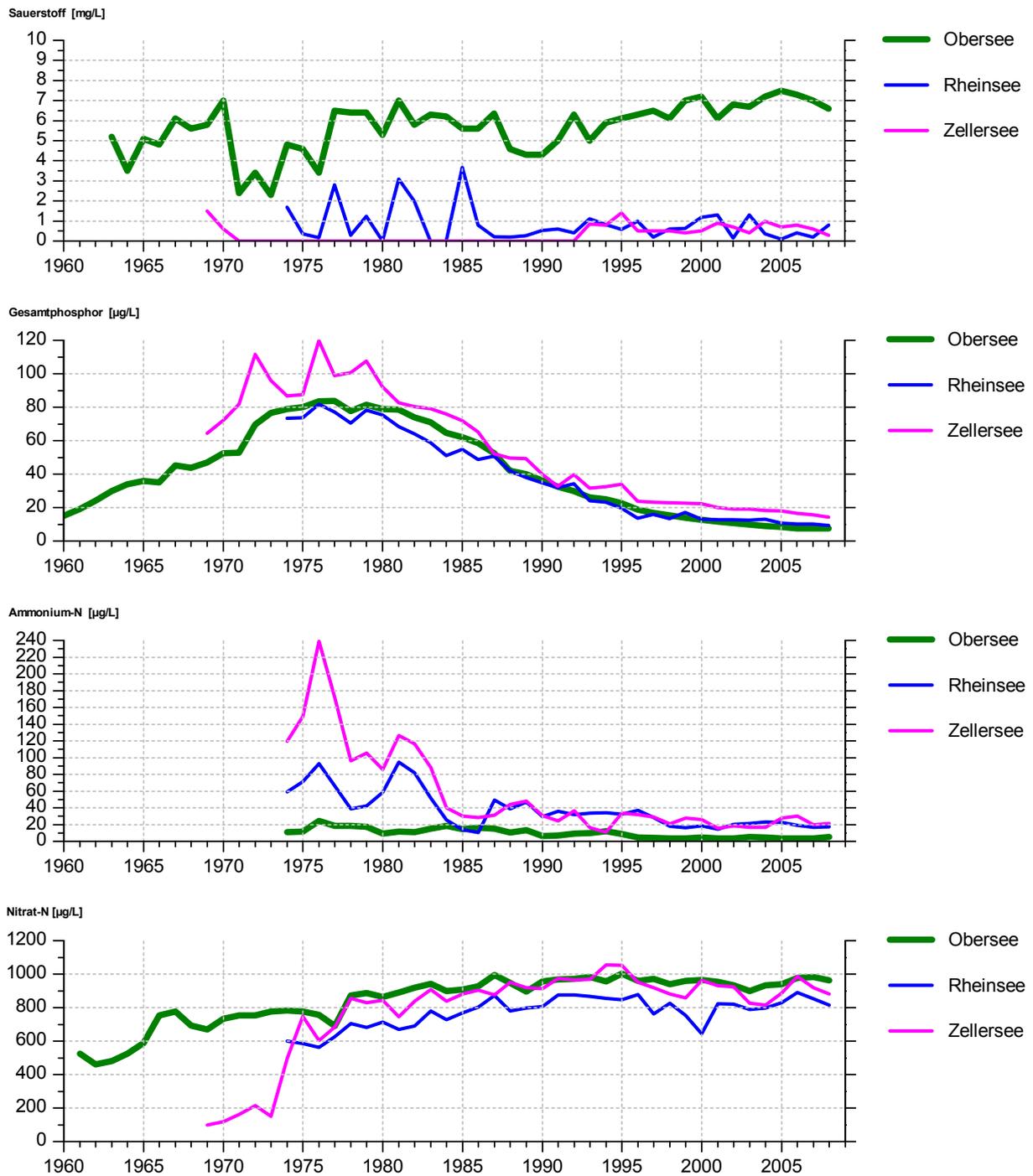


Abb. 9: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

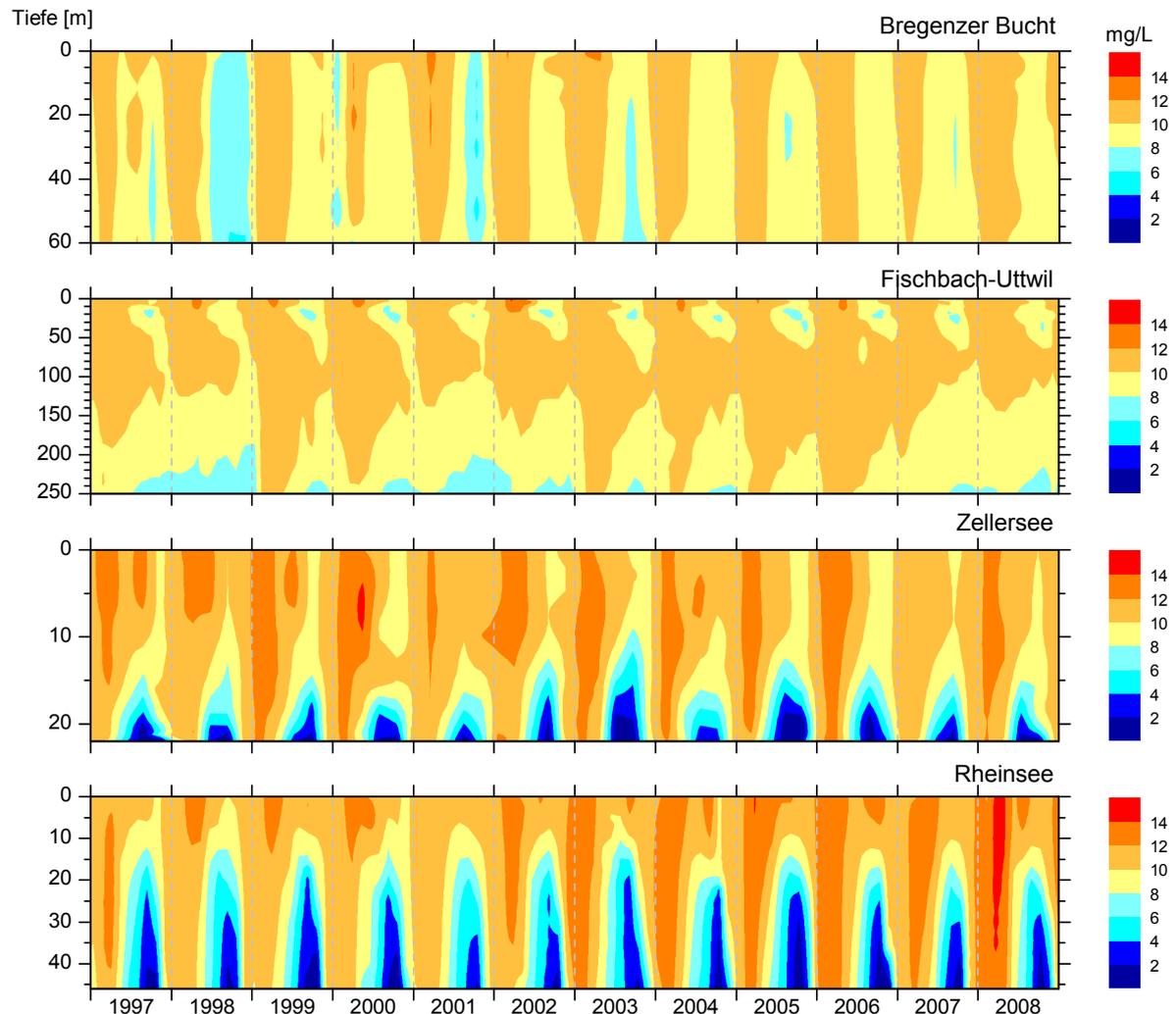
Sauerstoff

Abb. 10: Sauerstoffverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, 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. Im tieferen Obersee wird im Gegensatz zu den flacheren Seeteilen ein Teil der Biomasse bereits in einer Tiefe von 20 - 25 m abgebaut, was in dieser Zone im Sommer/Herbst zu einer Sauerstoffabnahme führt.

Durch die unvollständiger vertikale Durchmischung des Obersee-Wasserkörpers im März/April 2007 und 2008 blieb die Sauerstofferholung über Grund aus. Dennoch lag das herbstliche Sauerstoffminimum im jeweils folgenden Spätsommer/Herbst über dem Niveau früherer zirkulationsschwacher Jahre, wie zum Beispiel 2001.

Gesamtphosphor

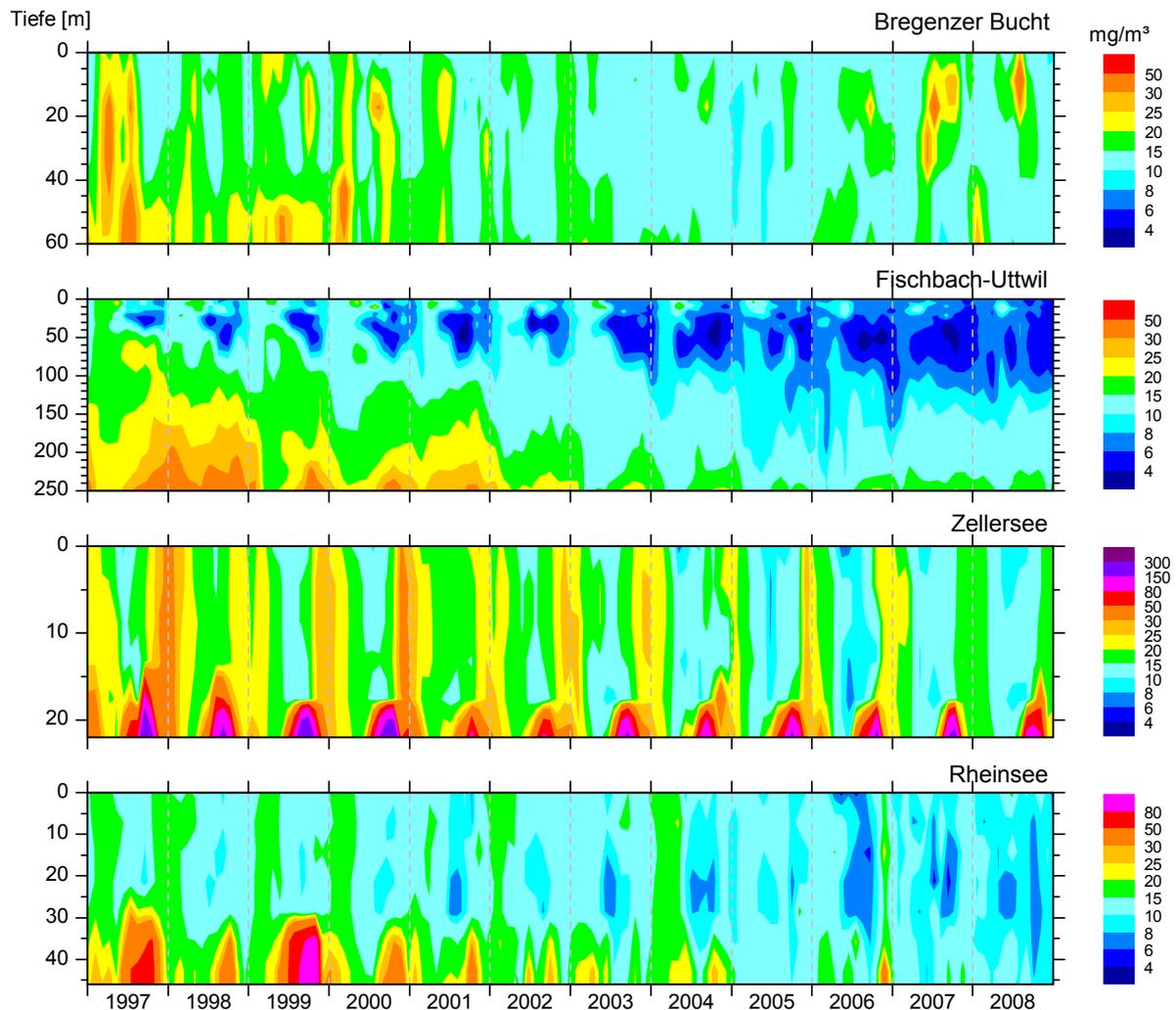


Abb. 11: Gesamtphosphorverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert. 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 und 2008 jeweils in der warmen Jahreszeit in Tiefen von ca. 5 bis 30 m durch Zuflusswasser verursachte lokale Konzentrationszunahmen zu beobachten. Bedingt durch die Algenproduktion und langfristig abnehmende Phosphoreinträge über die Zuflüsse hat die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) inzwischen auch das Hypolimnion erreicht.

Im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte weiter rückläufig. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Im Rheinsee ist hingegen aktuell keine bedeutende Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten mehr zu beobachten.

Orthophosphat

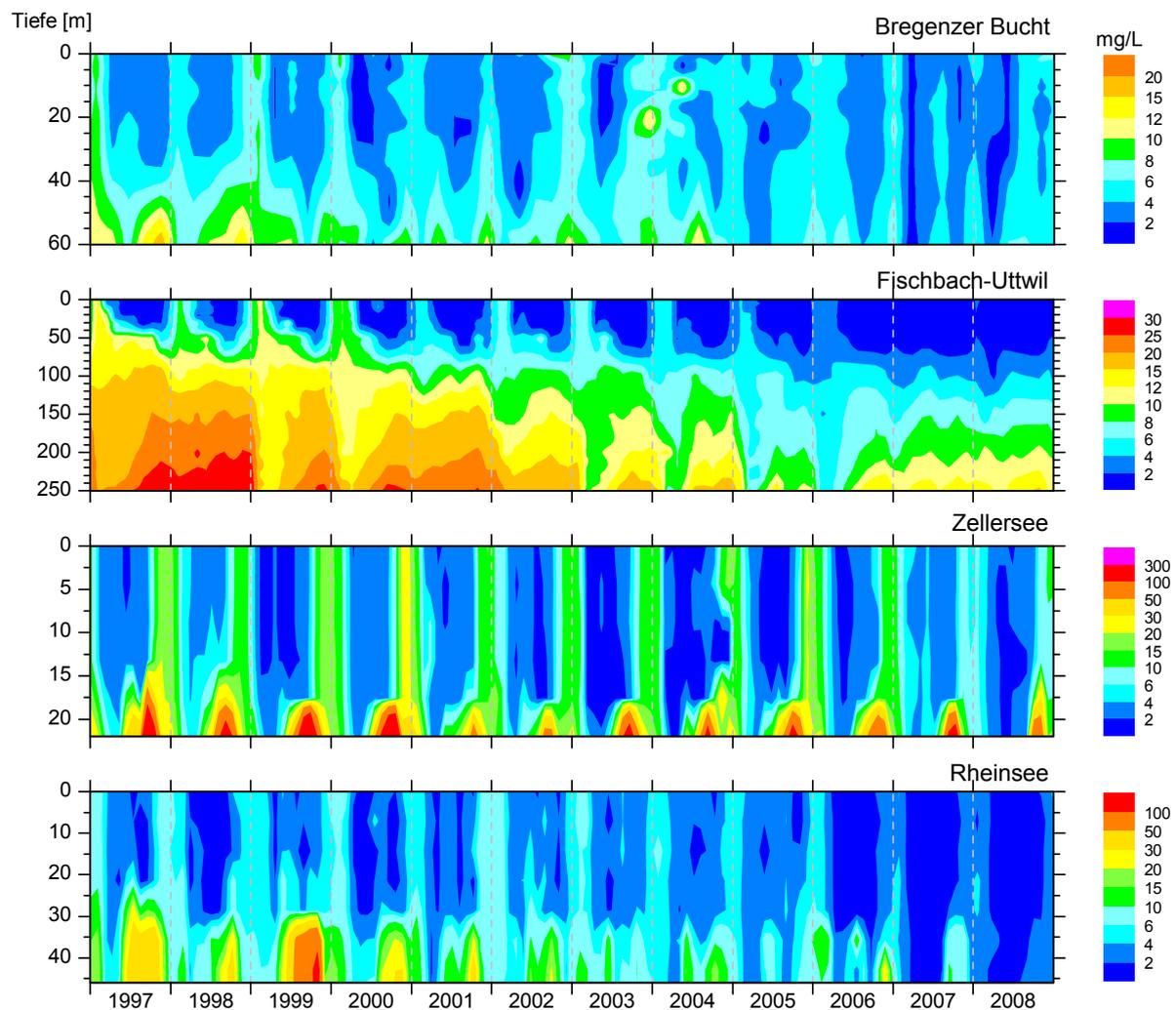


Abb. 12: Orthophosphatverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Vergleich zur Seemitte des Obersees sind die Phosphatgehalte in der vergleichbaren oberflächennahen Schicht der Bregener Bucht etwas höher. Durch die Mündungsnähe zu den beiden Hauptzuflüssen Bregenerach und Alpenrhein ist die Phosphornachlieferung effektiver als in Seemitte. Die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation bewirkte eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Tiefenwasser. Seitdem hat sich durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers in zwei aufeinander folgenden Jahren das Phosphat im Tiefenwasser wieder angereichert.

Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Der intensive Abbau organischer Reste am Seegrund führt zu einer Absenkung der Redoxpotenziale der oberen Sedimentschichten und einer erheblichen Phosphorfreisetzung in das überstehende Wasser. Diese saisonal wiederkehrende Eigendüngung verzögert die Reoligotrophierung des Zellersees. Langfristig nimmt der Phosphorgehalt aber auch hier ab. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt. Dadurch ist der Phosphatrückgang deutlicher als im Zellersee.

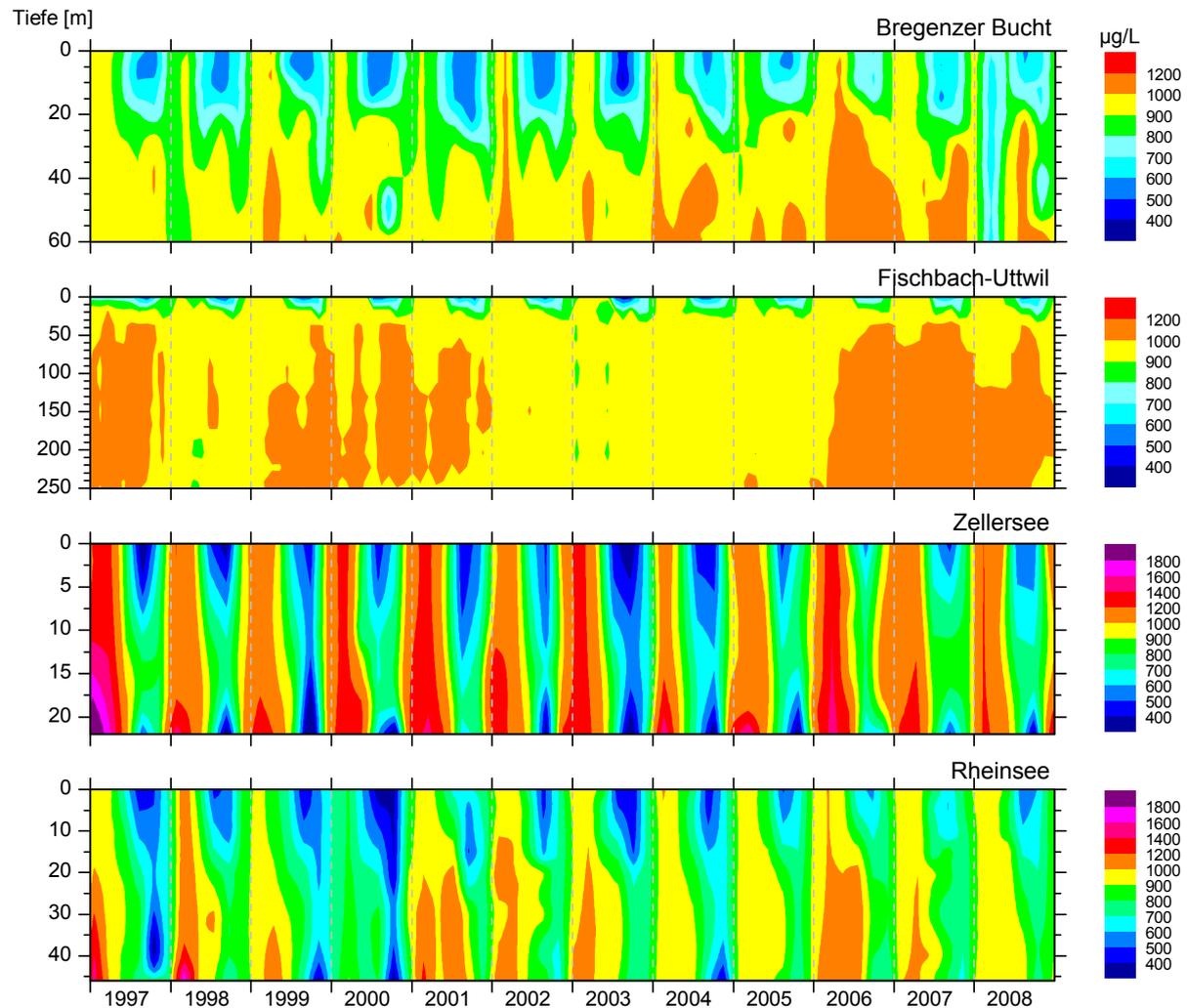
Nitrat

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

Nitrat ist im Obersee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit 20 Jahren liegen die Nitrat-Stickstoffwerte im Obersee bei knapp 1 mg/L. Im Gegensatz zu den Phosphorverbindungen wird Nitrat-Stickstoff von den Algen nicht bis zur Nachweisgrenze gezehrt. Nitrat abnahmen beschränken sich im Obersee auf die oberen Wasserschichten.

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.

Ammonium

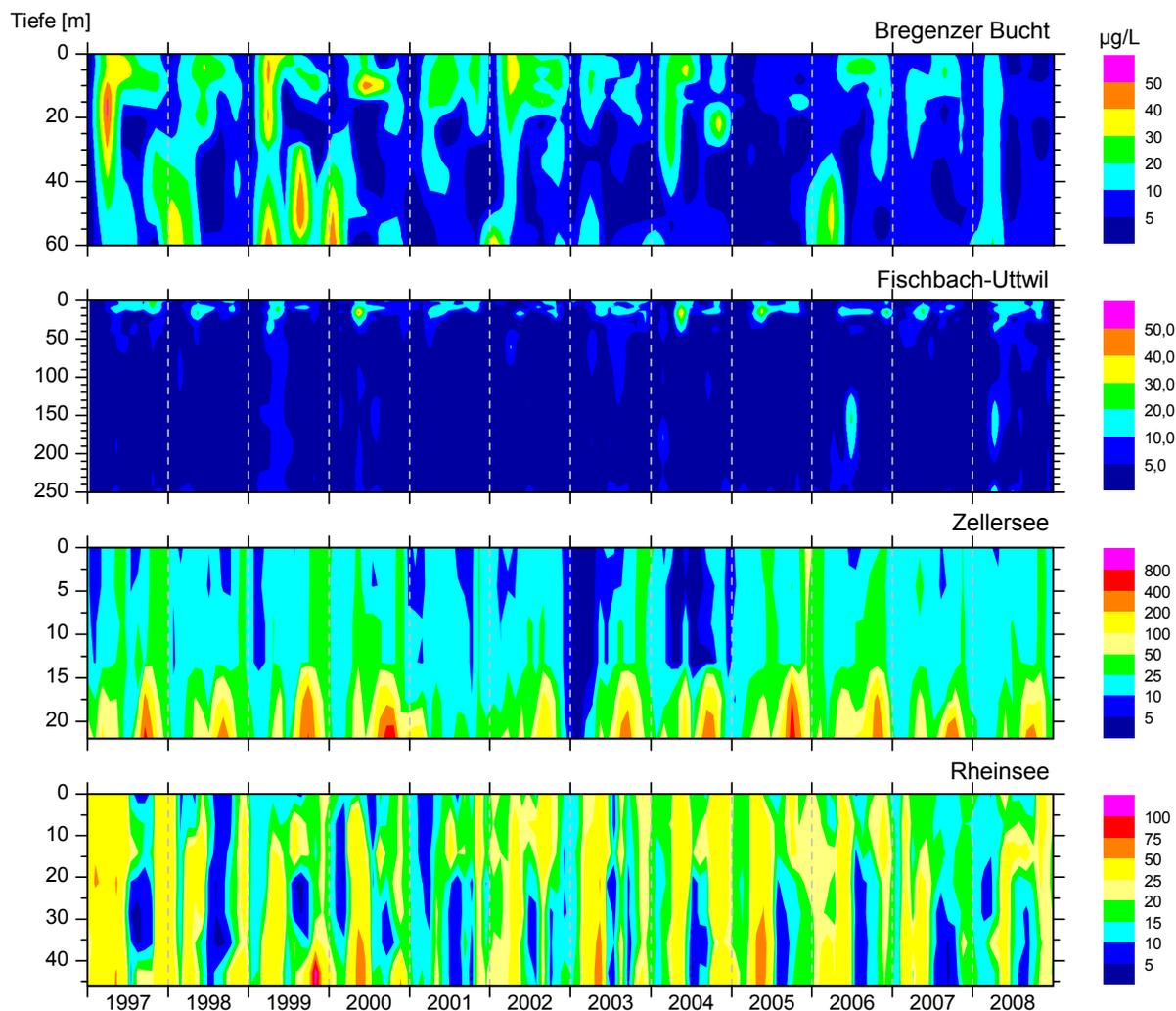


Abb. 14: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau 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. Weitere Erklärungen sind in Kap. A, „Was tut sich am Untersee“ zu finden.

Silikat

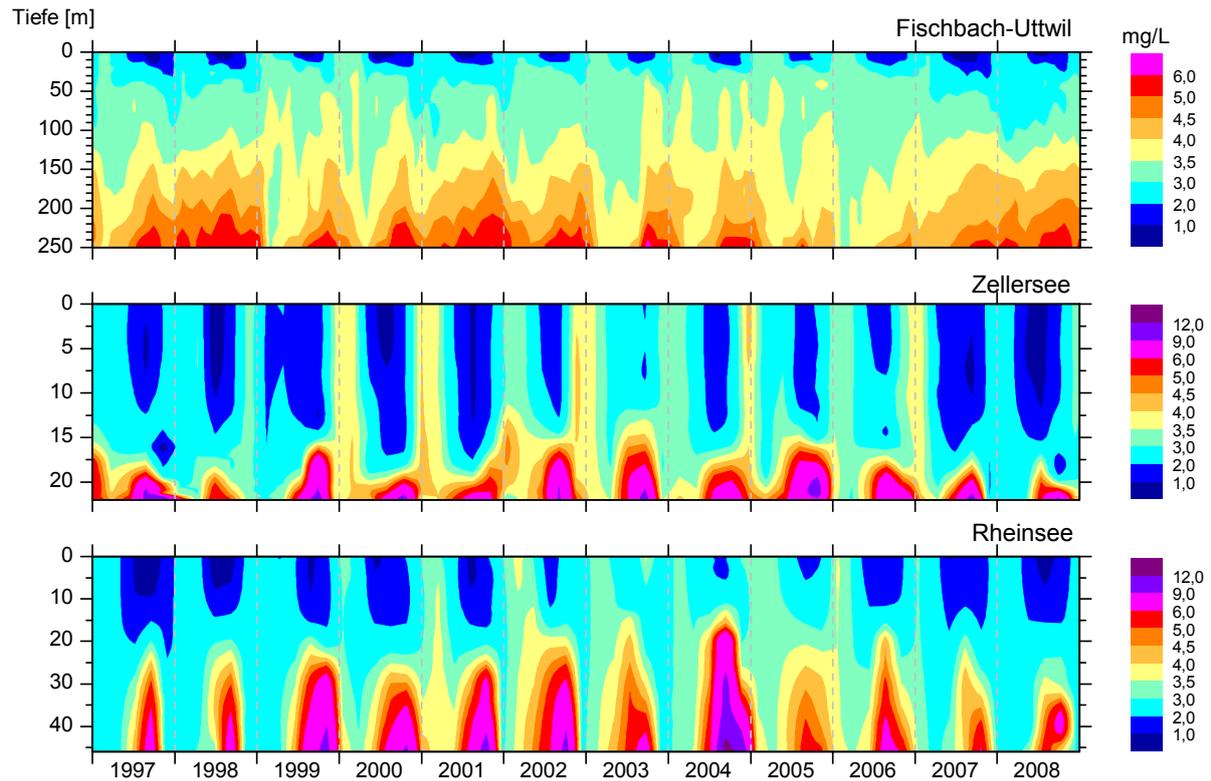


Abb. 15: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

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 bewirkte die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation eine Abnahme des Silikatgehaltes im Tiefenwasser. Seither hat durch unvollständige Durchmischung in zwei aufeinander folgenden Jahren das Silikat im Tiefenwasser wieder zugenommen.

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

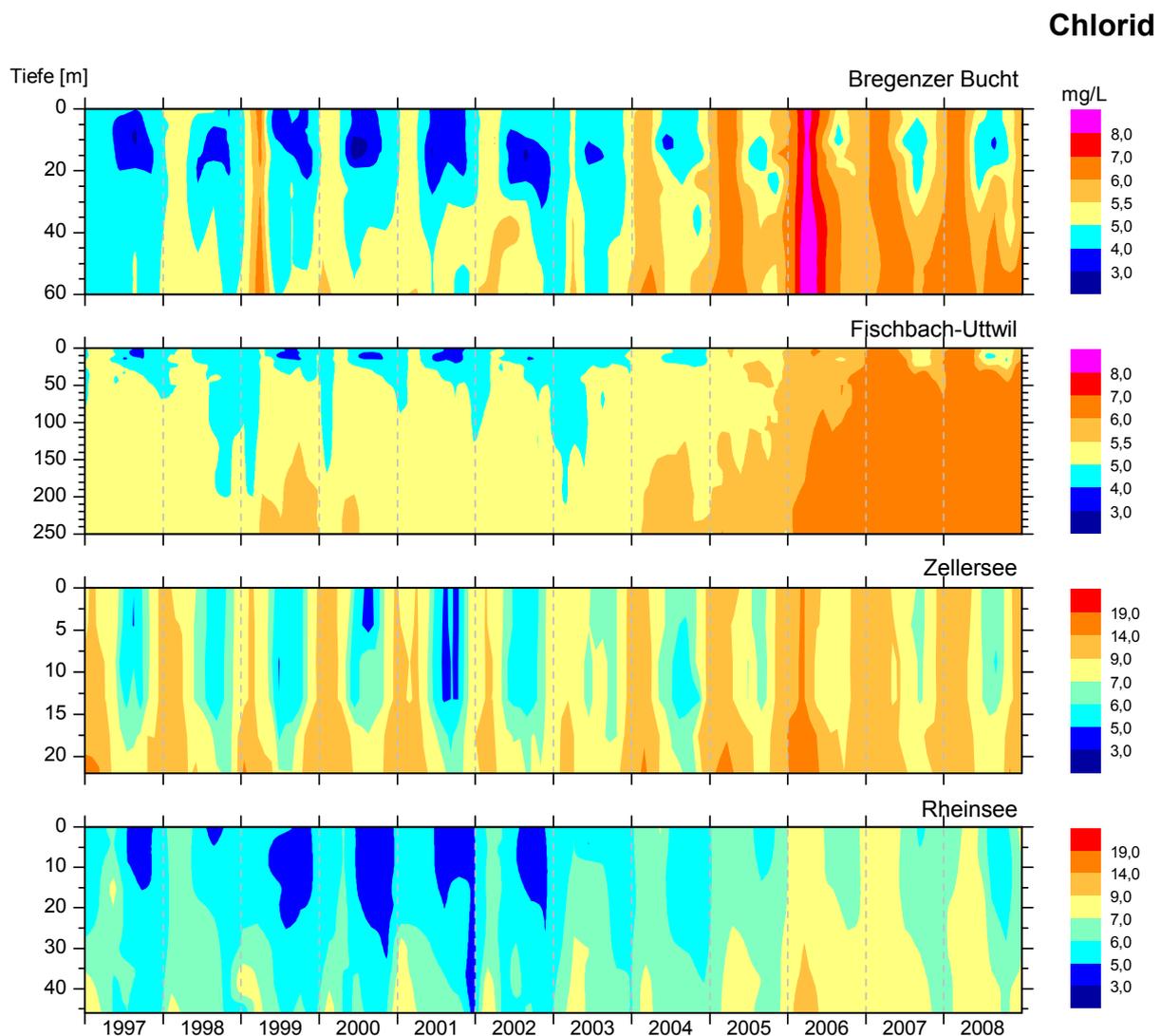


Abb. 16: Chloridverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe im Rhein und in der Bregener Ach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid in der Bregener Bucht und in Seemitte Fischbach-Uttwil lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See erkennen, die in den Jahren 2007 und 2008 bei etwa 5 - 20 m liegen. In Seemitte konzentrieren sich die Flusswasserkörper bis zur beginnenden vertikalen Durchmischung im Herbst in den oberen Wasserschichten. Seit 2006 nehmen die Chloridgehalte im Obersee zu und haben sich auf hohem Niveau stabilisiert.

Die höheren Chloridwerte im Zellersee zu Jahresbeginn werden durch die chloridreiche 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. Durch den Einfluss des Zellersees sind sie insgesamt jedoch etwas höher.

Mangan

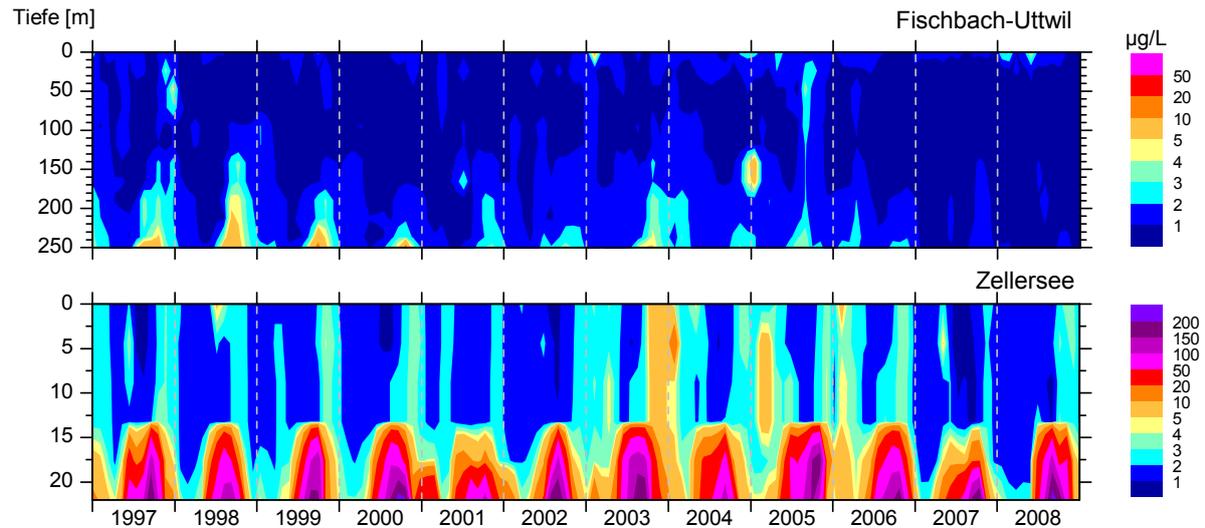


Abb. 17: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen statt, jedoch in einem erheblich geringeren Ausmaß als im Zellersee. Parallel zur Reoligotrophierung und dem Rückgang der Biomasse geht auch der grundnahe Abbau und mithin die Manganfreisetzung zurück, was insbesondere 2007 und 2008 in Fischbach-Uttwil deutlich wird. 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.

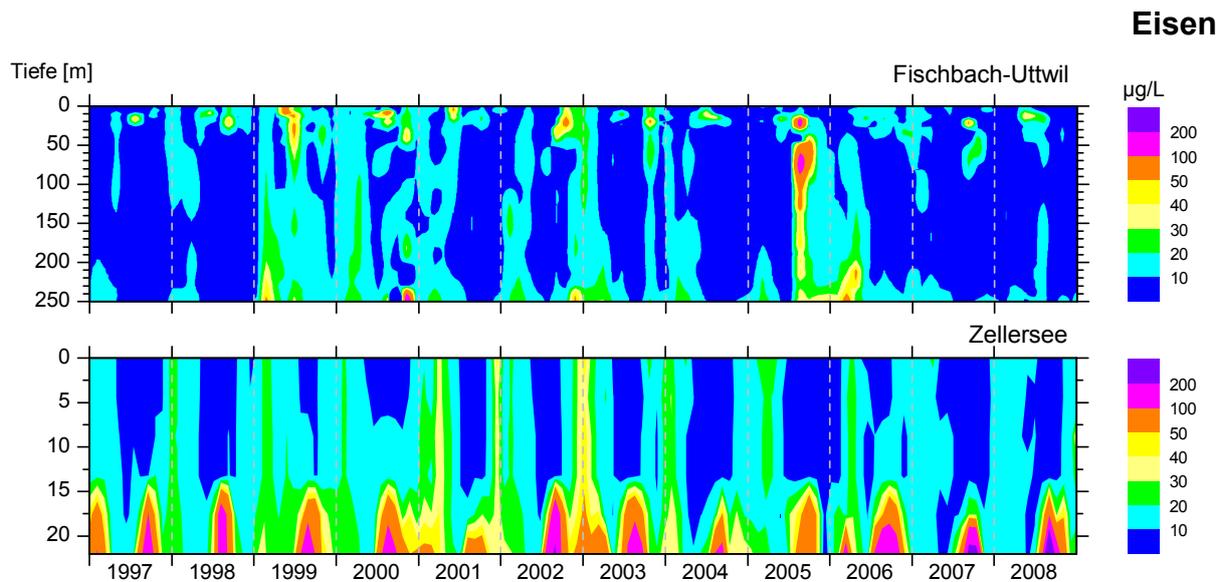


Abb. 18: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie beim Mangan (siehe Abb. 17). 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-Bilder

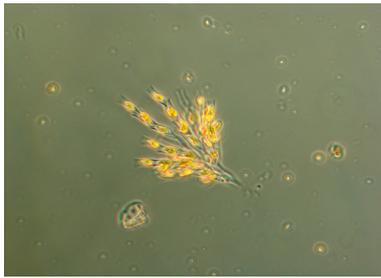


Abb. 19: Dinobryon divergens (Länge der Einzelzelle mit Gehäuse 30-65 µm).

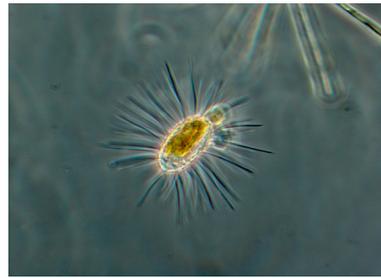


Abb. 20: Mallomonas acaroides (Länge 18-45 µm).

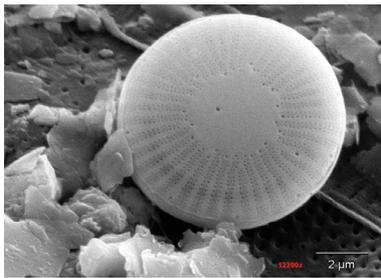


Abb. 21: Cyclotella cyclopuncta (Zellen Ø 4-14 µm).

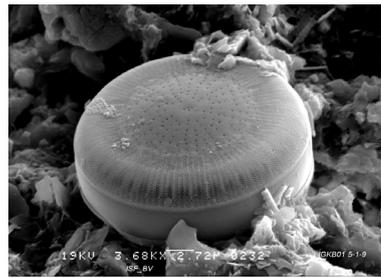


Abb. 22: Cyclotella radiosa (Syn. C. comta; Zellen Ø 15-20 µm).

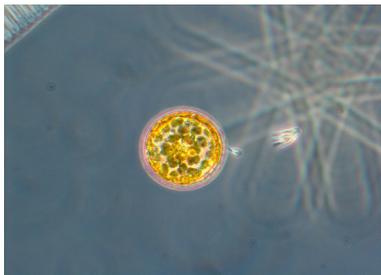


Abb. 23: Stephanodiscus neoastreae (Zellen Ø 18-52 µm).

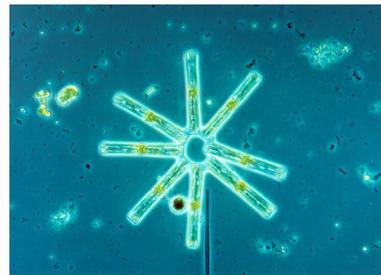


Abb. 24: Tabellaria fenestrata (Länge 40-75 µm).

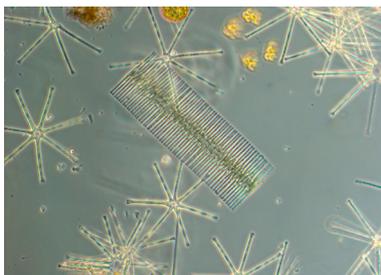


Abb. 25: Fragilaria crotonensis (Länge 40-170 µm).



Abb. 26: Rhodomonas minuta (Länge 8-9 µm Breite 5-6 µm).



Abb. 27: Cryptomonas erosa (Länge 20-80 µm Breite 6-20 µm).

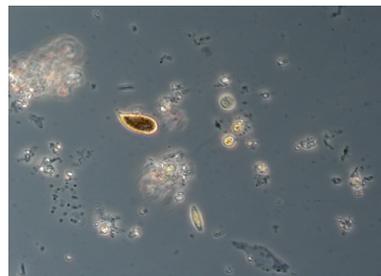


Abb. 28: Cryptomonas marssonii (Länge 16-32 µm, Breite 8-14 µm).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)

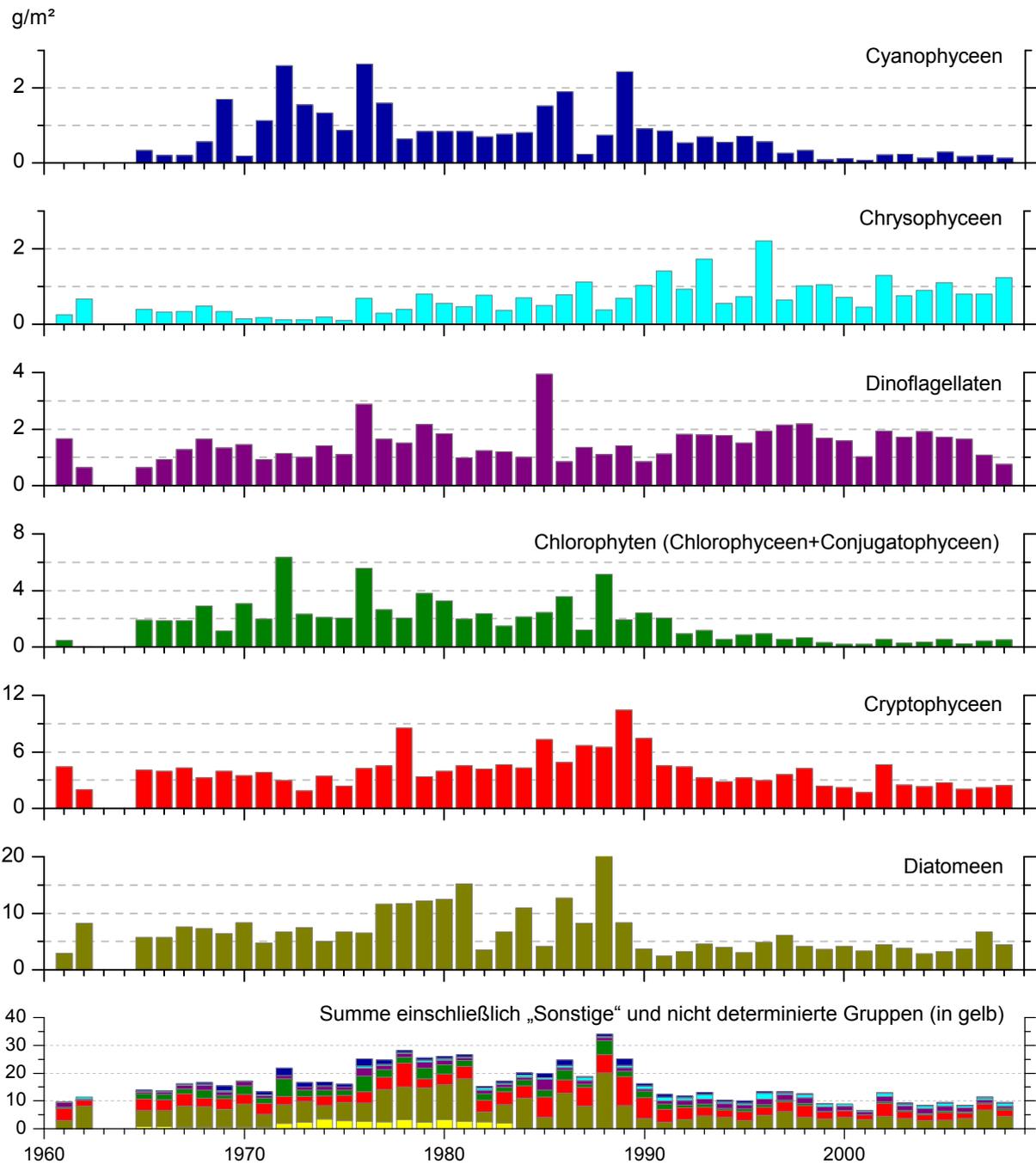


Abb. 29: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2008).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)

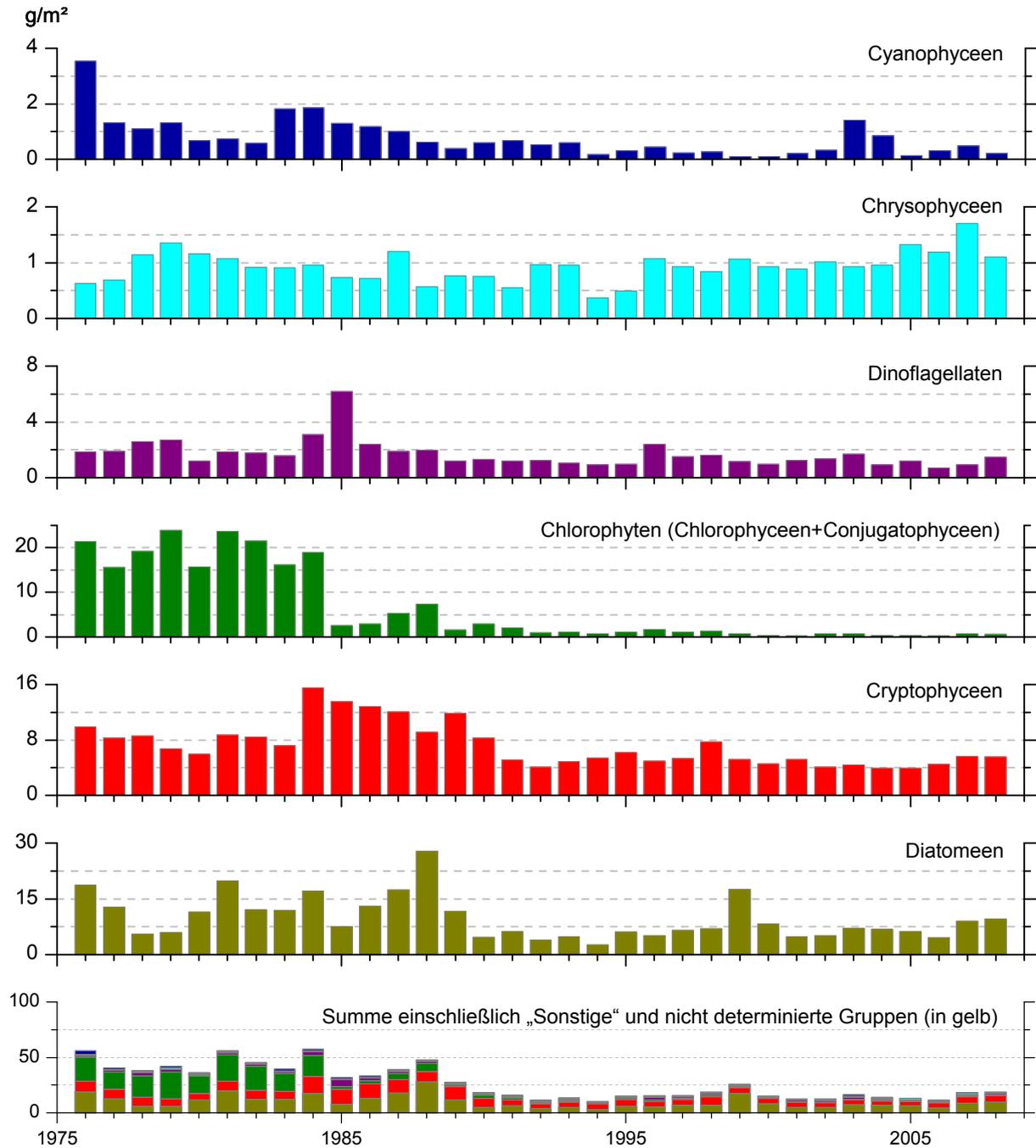


Abb. 30: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2008).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

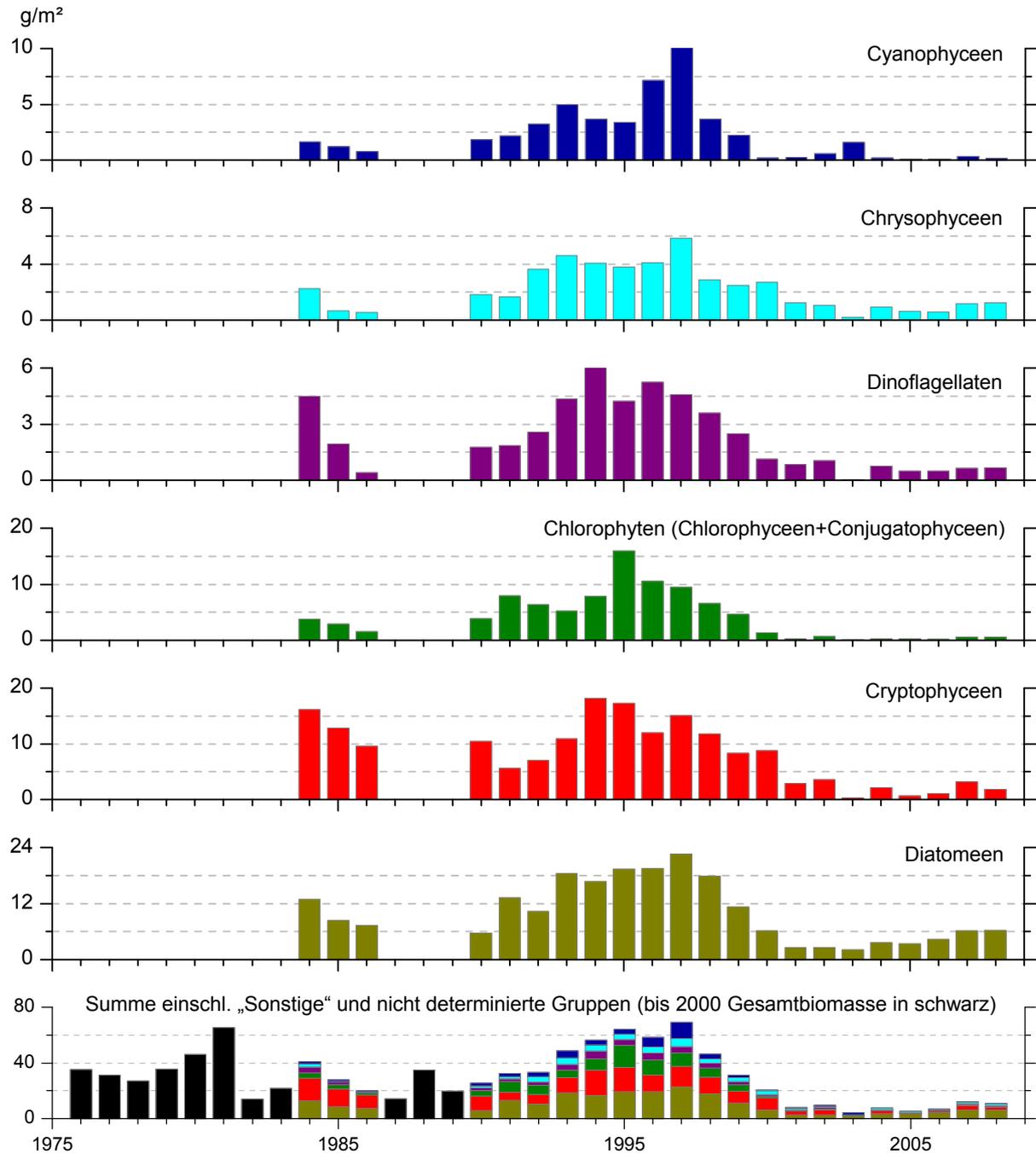


Abb. 31: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2008).

Über die gesamte Untersuchungsdauer spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größeren Teil der Gesamtbiomasse (siehe Abb. 29); Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte vor 17 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 18 Jahren bei Werten zwischen 6,7 g/m² und 13,4 g/m² 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. Die Jahresdurchschnittbiomassen bewegen sich seit 15 Jahren auf Werten in Höhe von Anfang der sechziger Jahre.

Im Seeteil Zellersee spielen erst seit Ende der achtziger Jahre Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 30). Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch und überwog bis Mitte der achtziger Jahre, 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 15 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist. Die Jahresdurchschnittbiomassen sind seit 1990 auf Werte in Höhe von Anfang der sechziger Jahre abgesunken.

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht (Abb. 31), die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren. Die Jahresdurchschnittbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit sieben Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Chrysophyceen und Dinophyceen bilden einen stabilen Bestand.

Bodensee-Obersee (Bregener Bucht) Gruppen in 0-20m

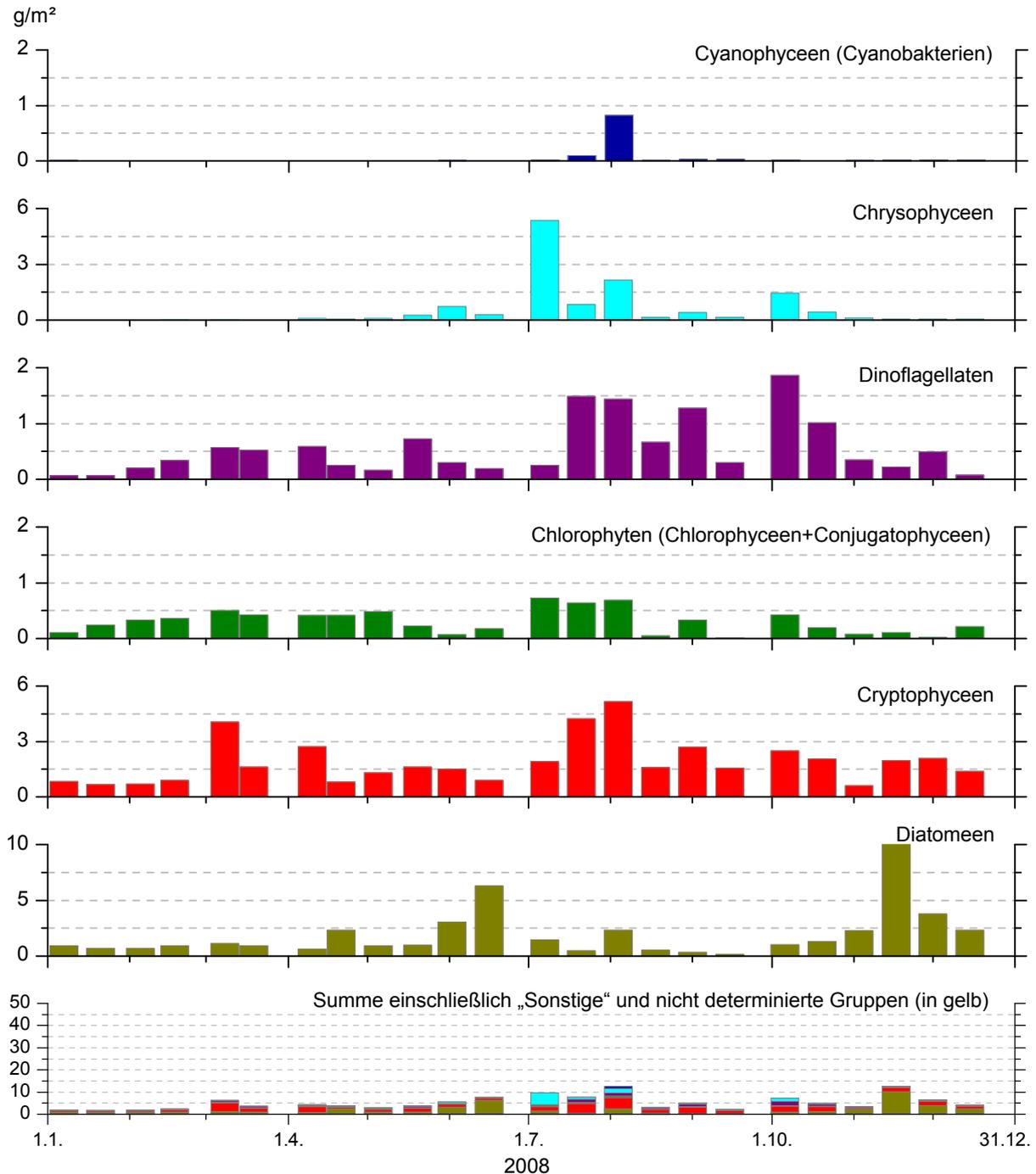


Abb. 32: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2008 (Bregener Bucht).

Die Station Bregener Bucht zeigt eine von den anderen Stationen stark abweichende Phytoplanktonentwicklung, was auf die höhere Trübung durch den Alpenrhein zurückzuführen ist. Die starke Dominanz der Diatomeen (Kieselalgen) über das ganze Jahr wie an den anderen Stationen tritt hier nicht auf, lediglich im Juni und im November sind sie bestandsbildend. Die Cryptophyceen sind das ganze Jahr über prägend. Im Vergleich mit den anderen Seeteilen finden sich in der Bregener Bucht die niedrigsten Biomassen.

Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m

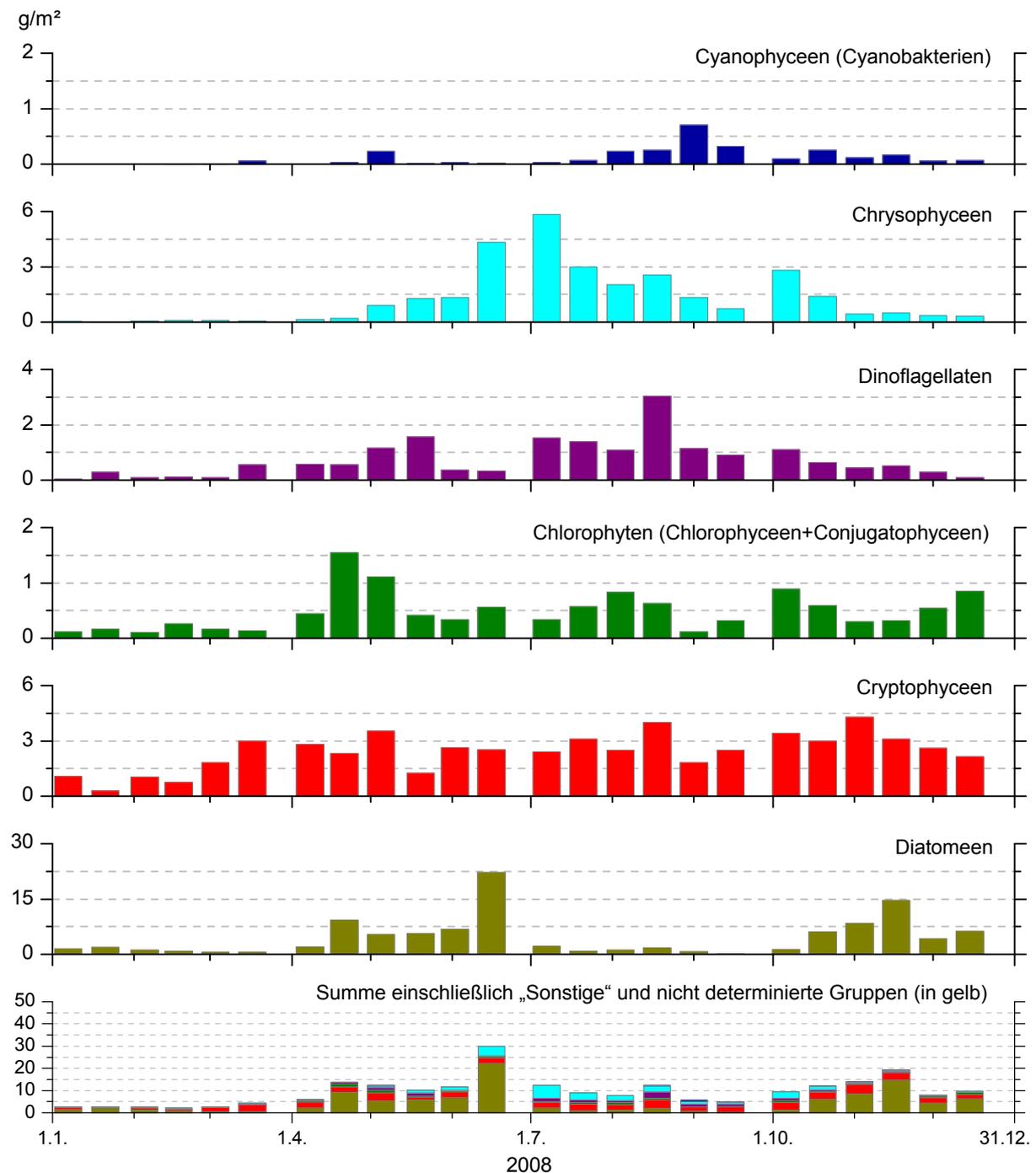


Abb. 33: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2008 (Fischbach-Uttwil).

Die Entwicklung des Phytoplanktons begann an der Station Fischbach-Uttwil sehr spät. Mit Ausnahme der Monate Juli bis September sind die Diatomeen (Kieselalgen) sehr stark dominierend und bilden den größten Teil der Biomasse. Über den Sommer wird der größte Teil der Biomasse von Cryptophyceen und Chrysophyceen gebildet, was für diesen Seeteil eine abweichende Entwicklung bedeutet. Die Cryptophyceen bilden das ganze Jahr über eine starke Population aus. Chlorophyten und Dinoflagellaten bilden dagegen kleinere, aber ebenfalls stabile Populationen aus.

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

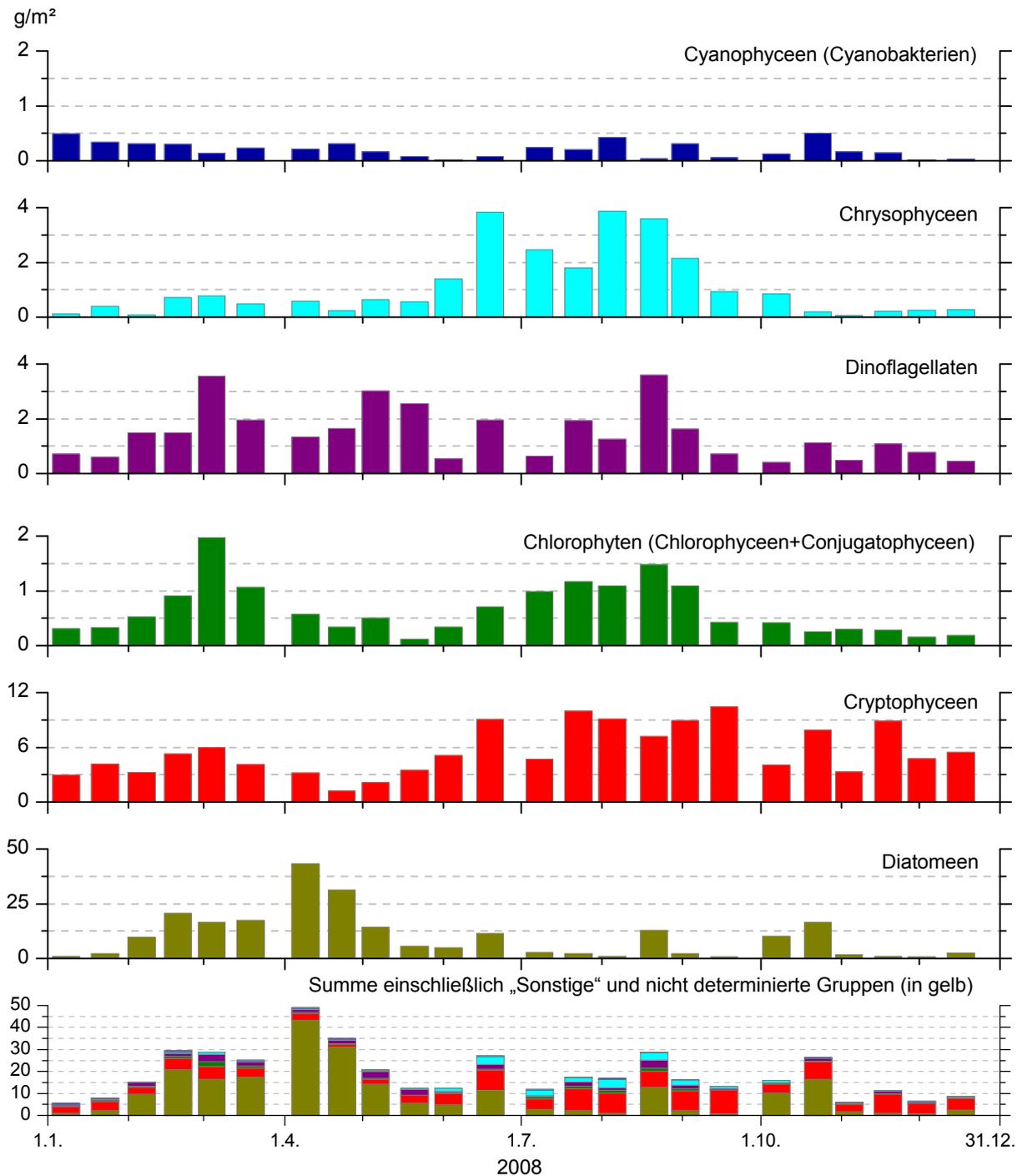


Abb. 34: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2008 (Zellersee).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren eine starke Frühjahrsblüte. Ab Juli sind die Cryptophyceen stark prägend. Auch die Chrysophyceen können im Sommer und Frühherbst relativ hohe Biomassen aufbauen. Die Chlorophyten treten vor allem im Frühjahr und im Sommer stärker hervor. Die Dinoflagellaten bilden über die ganze Vegetationsperiode eine stabile Population aus. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

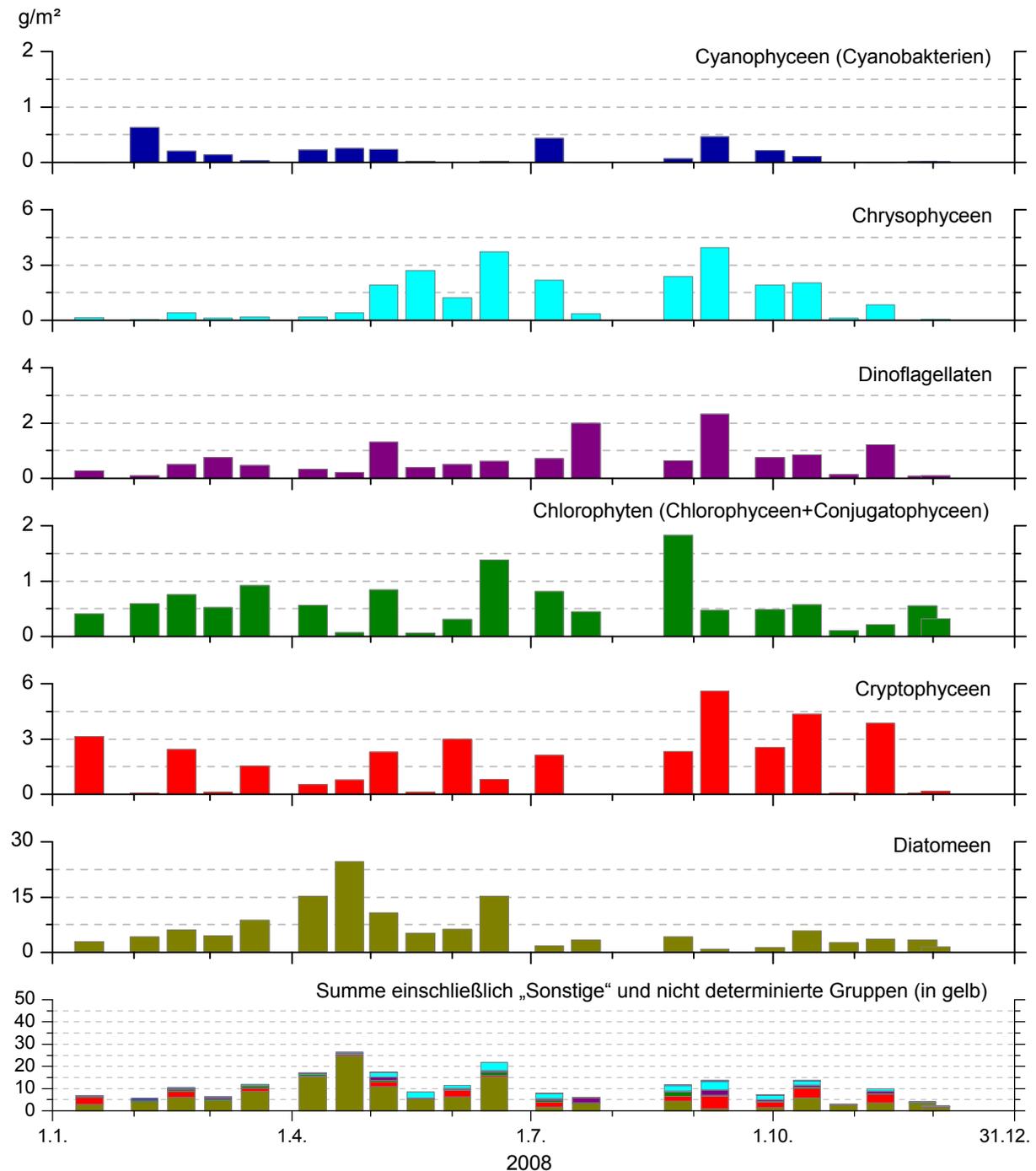
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m

Abb. 35: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2008 (Rheinsee).

Im Rheinsee findet sich eine sehr starke Dominanz der Diatomeen (Kieselalgen), vor allem in der ersten Jahreshälfte. Die Cryptophyceen sind das ganze Jahr über stark prägend, jedoch fallen sie bei einigen Probenahmeterminen fast vollständig aus. Auch die Chrysophyceen bilden im Sommer und im Herbst einen hohen Anteil an der Gesamtbiomasse. Chlorophyten und Dinoflagellaten bilden kleinere, aber stabile Populationen aus, während Cyanobakterien kaum eine Rolle spielen.

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

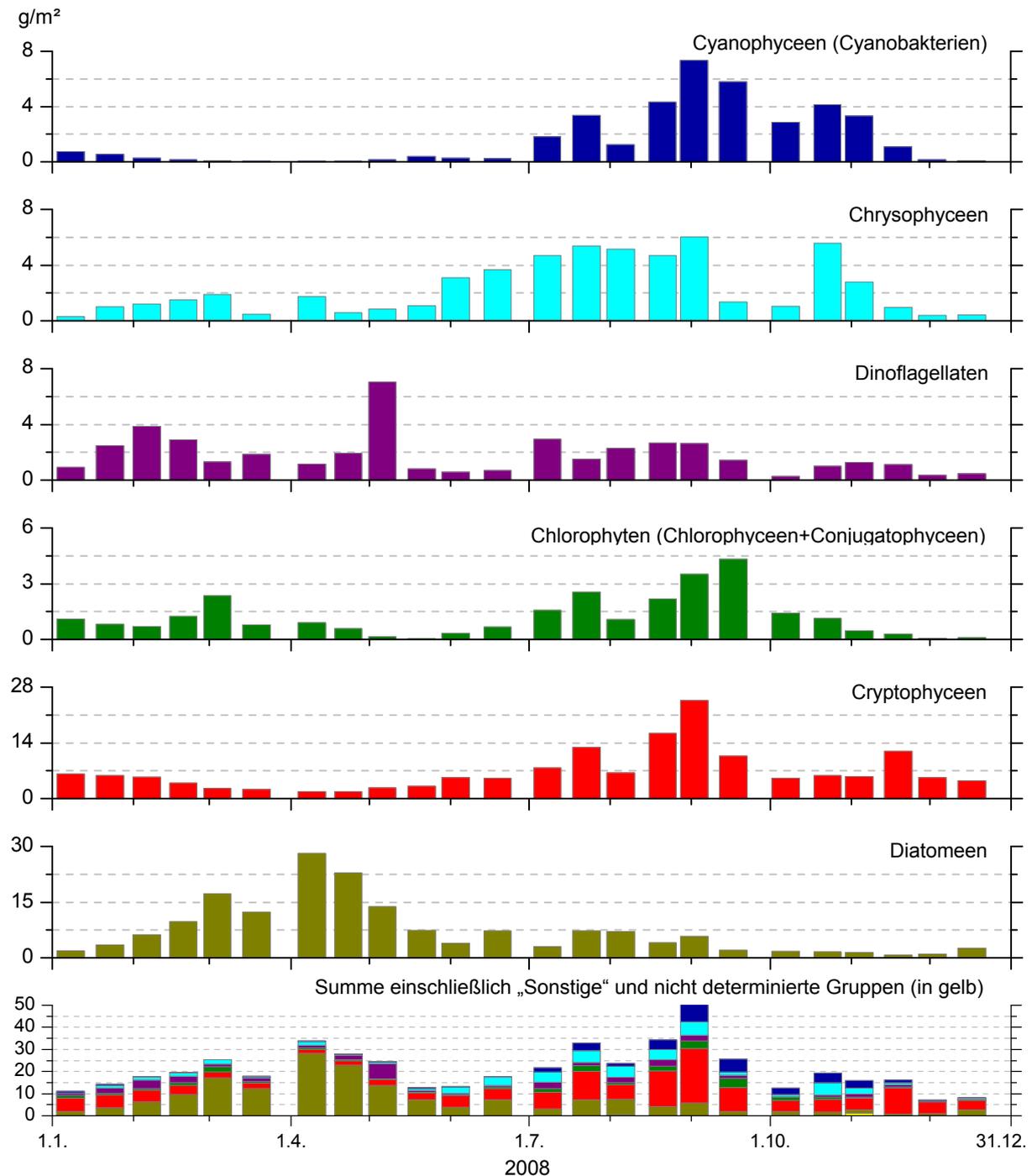


Abb. 36: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2008 (Gnadensee).

Der Seeteil Gnadensee weicht von der Entwicklung in den anderen Seeteilen stark ab und spielt eine Sonderrolle: Die Kieselalgen dominieren in der ersten Jahreshälfte und bauen im Frühjahr sehr hohe Biomassen auf; in der zweiten Jahreshälfte finden sich stabile Populationen von Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen), was in den anderen Seeteilen nicht mehr auftritt. Auch der Anteil der Chlorophyten ist höher als in den anderen Seeteilen. Die Cryptophyceen dominieren in der zweiten Jahreshälfte, ebenso die Chrysophyceen.

Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Hauptarten in 0-20m

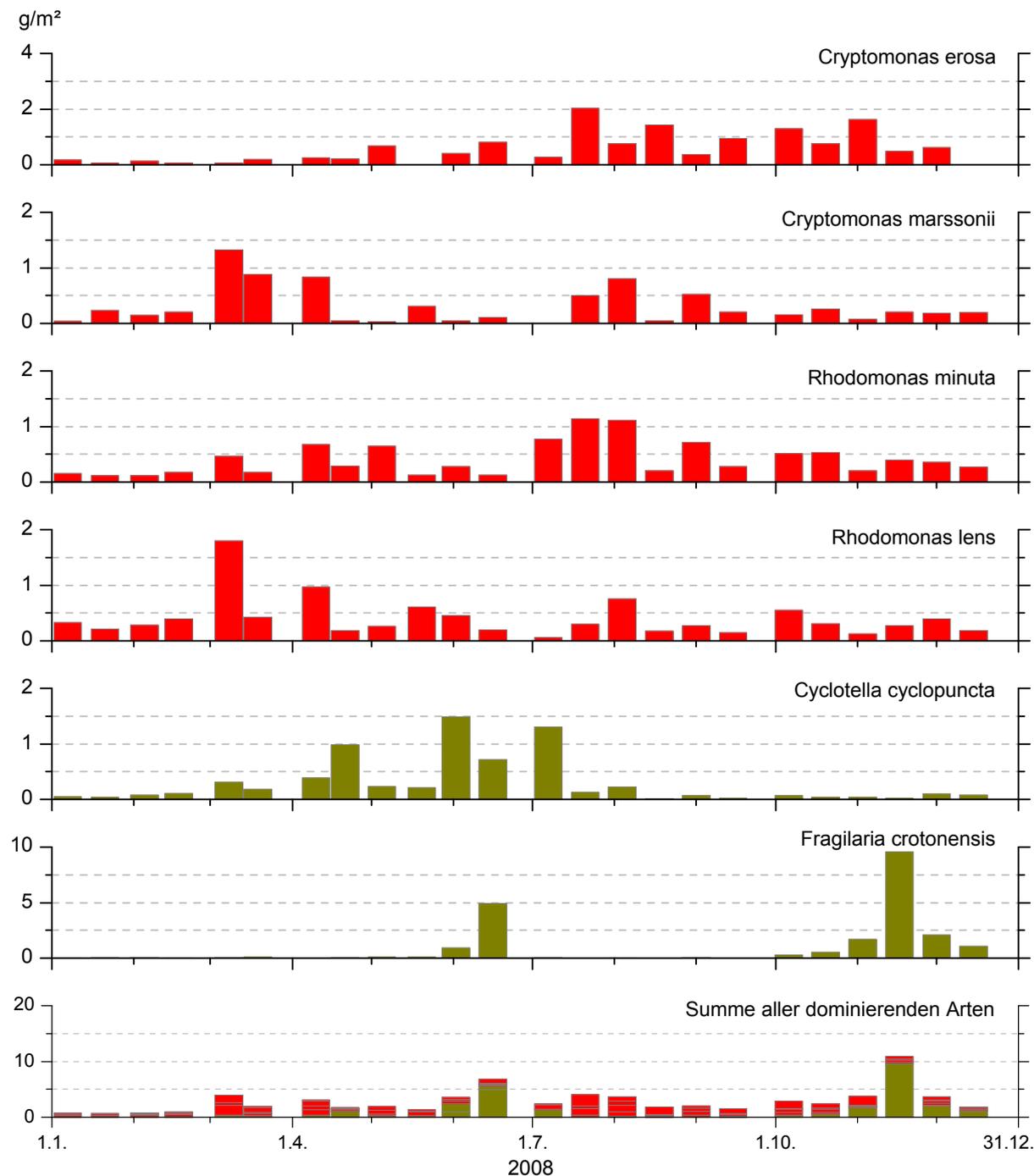


Abb. 37: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht).

Die Diatomeen-Art *Fragilaria crotonensis* dominiert für kürzere Zeiten das Phytoplankton, *Cyclotella cyclopuncta* baut in der ersten Jahreshälfte eine kleinere, aber stabile Population auf. Die vier Cryptophyceenarten *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, *Rhodomonas minuta* und *Rhodomonas lens* bilden das ganze Jahr über stabile Populationen.

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

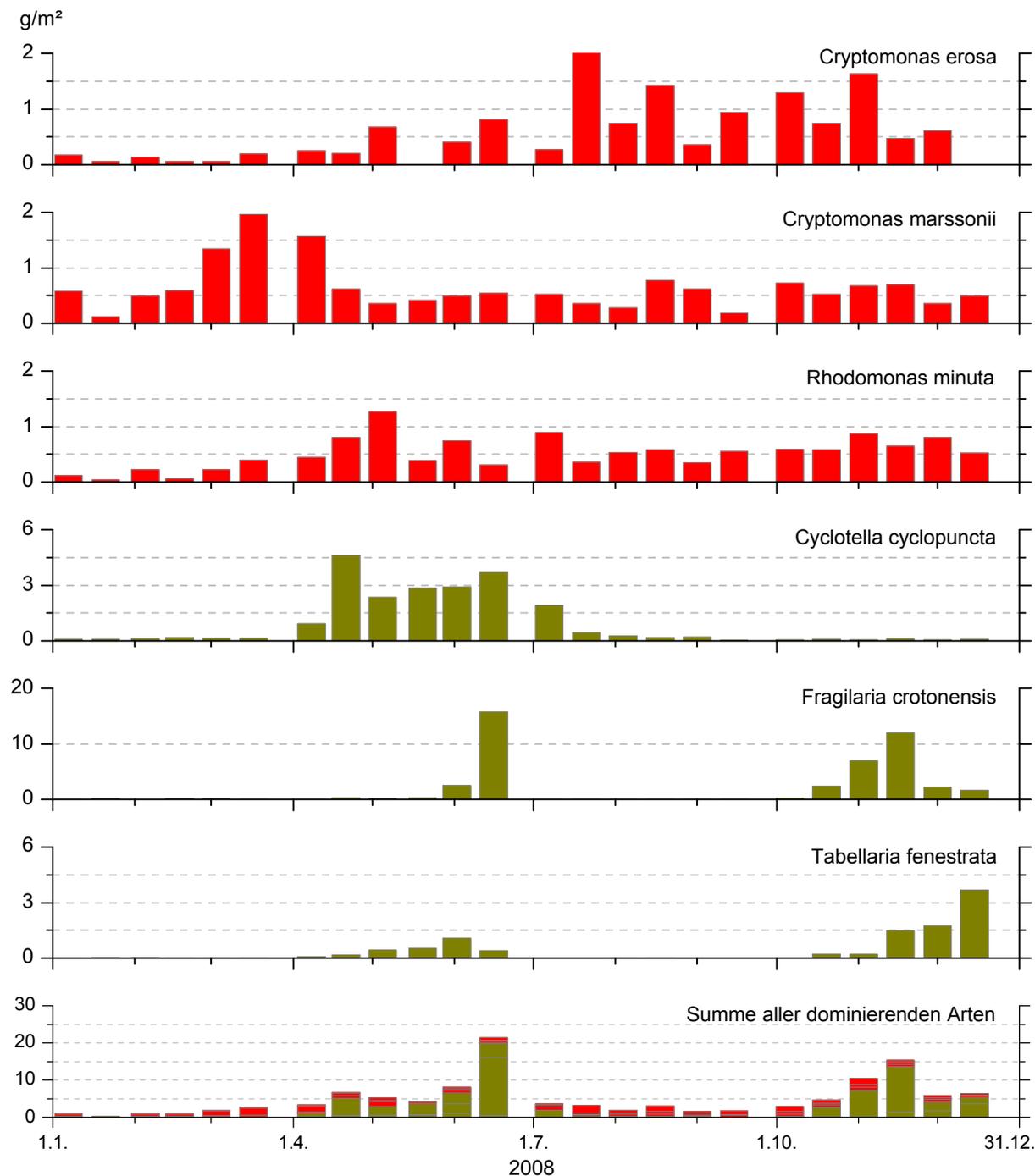


Abb. 38: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die drei Diatomeen-Arten *Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata* und *Cyclotella cyclopuncta* dominieren zeitweise das Phytoplankton. Die drei Cryptophyceenarten *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii* und *Rhodomonas minuta* bilden dagegen niedrigere, aber stabile Populationen.

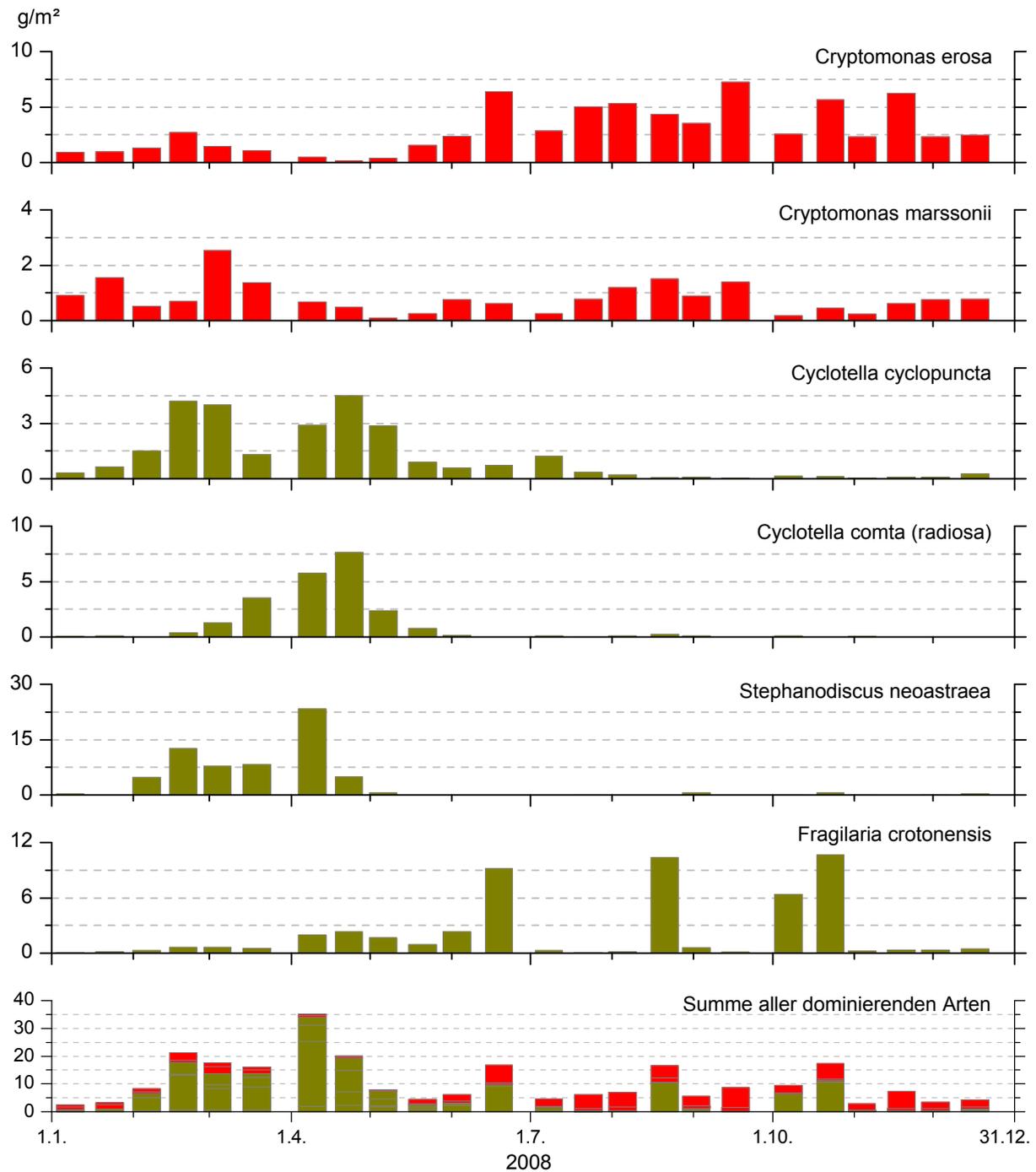
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m

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

In der ersten Jahreshälfte dominieren die Diatomeen *Stephanodiscus neoastraea*, *Cyclotella radiosa* und *Cyclotella cyclopuncta*, *Fragilaria crotonensis* dagegen zeitweise in der zweiten Jahreshälfte. Die Cryptophyceen *Cryptomonas erosa* und *Cryptomonas marssonii* sind das ganze Jahr über anzutreffen, wobei *Cryptomonas erosa* in der zweiten Jahreshälfte dominiert.

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

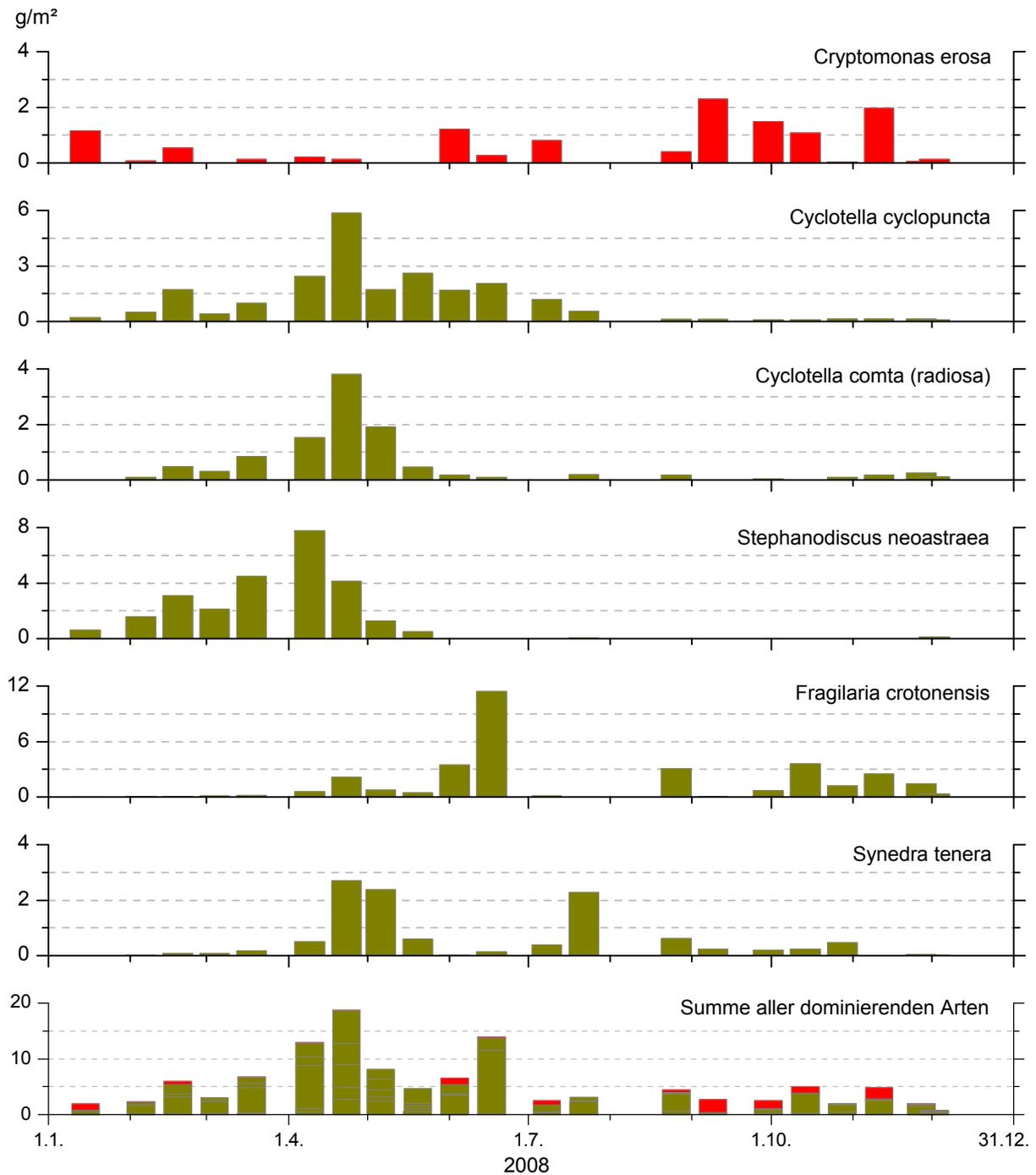


Abb. 40: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Die Kieselalgen *Cyclotella cyclopuncta*, *Cyclotella radiosa*, *Stephanodiscus neoastraea* sowie *Fragilaria tenera* dominieren das Frühjahr, während *Fragilaria crotonensis* mehr im Hochsommer und im Spätherbst auftritt; daneben spielt lediglich die Cryptophyceae *Cryptomonas erosa* eine gewisse Rolle in der zweiten Jahreshälfte.

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

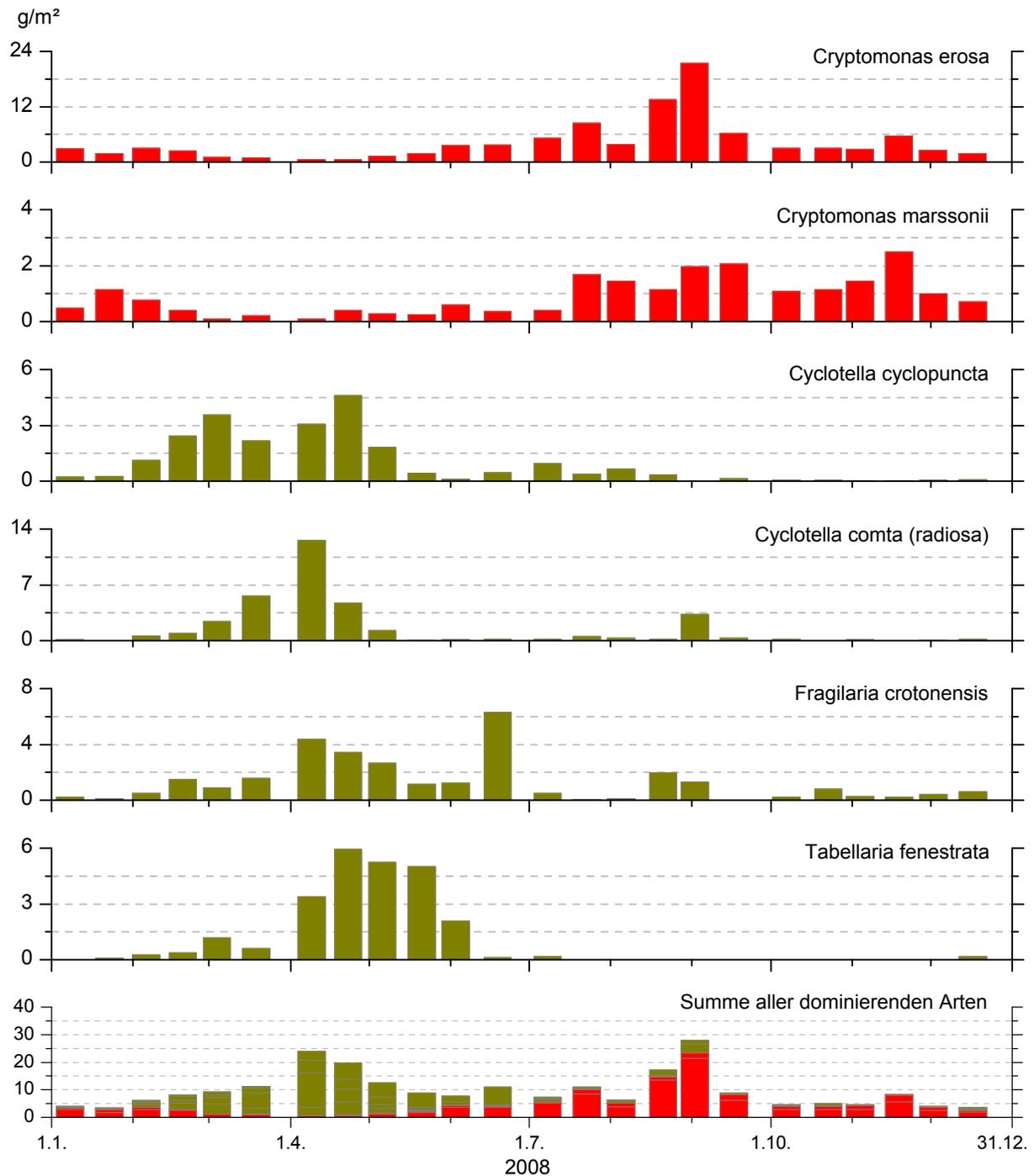


Abb. 41: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Gnadensee).

Die vier Diatomeen-Arten *Cyclotella radiosa*, *Cyclotella cyclopuncta*, *Fragilaria crotonensis* und *Tabellaria fenestrata* bilden starke Maxima in der ersten Jahreshälfte, dagegen dominieren die Cryptophyceen *Cryptomonas erosa* und *Cryptomonas* die zweite Jahreshälfte.

Zooplankton-Bilder



Abb. 42: *Leptodora kindtii* (Länge ca. 5 mm).



Abb. 43: *Bythotrephes longimanus* (Länge ca. 6 mm).



Abb. 44: *Bosmina longirostris* (Länge ca. 0,4 mm).



Abb. 45: *Bosmina coregoni* (Länge ca. 0,4 mm).

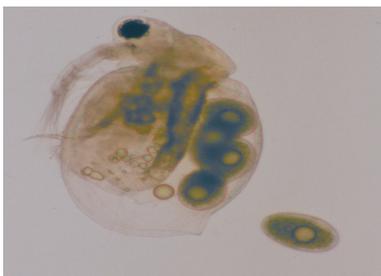


Abb. 46: *Ceriodaphnia pulchella* (Länge ca. 0,7 mm).

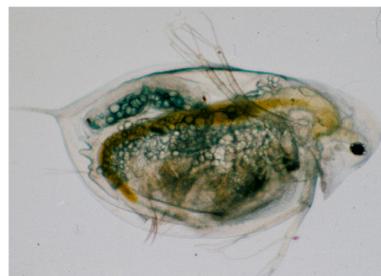


Abb. 47: *Daphnia hyalina* (Länge ca. 2,4 mm).



Abb. 48: *Eudiaptomus graciloides* (Länge ca. 2,1 mm).



Abb. 49: *Cyclops vicinus* (Länge ca. 1,8 mm).



Abb. 50: *Cyclops abyssorum* (Länge ca. 1,7 mm).

Pigmente



Abb. 51: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

Die Chlorophyll-a Konzentrationen in den Seeteilen Bregenzener Bucht, Fischbach-Uttwil und Rheinsee sind niedrig, die saisonalen Änderungen liegen in der Regel nur noch zwischen 0 und 5 µg/L. Lediglich im Zellersee sind die Chlorophyll-a Konzentrationen höher, entsprechend der höheren Trophie dieses Seeteils.

Seit 1998 werden die Pigmentproben mit einem integrierenden Wasserschöpfer genommen, der über die oberen 20 m Tiefe eine Summenprobe entnimmt. Diese Wasserprobe wird über Glasfaserfilter (GF/F) filtriert, die zurückgehaltenen Algen werden extrahiert und die Zusammensetzung und Konzentrationen der Algenpigmente anschließend mit der HPLC (High-Pressure-Liquid-Chromatography) bestimmt. Bei den Ergebnissen handelt es sich um relative Mittelwerte für die gesamte beprobte Wasserschicht 0 - 20 m. Mit der hier angewendeten Monitoringmethode kann auf die vorhandenen vertikalen Konzentrationsunterschiede rückgeschlossen werden.

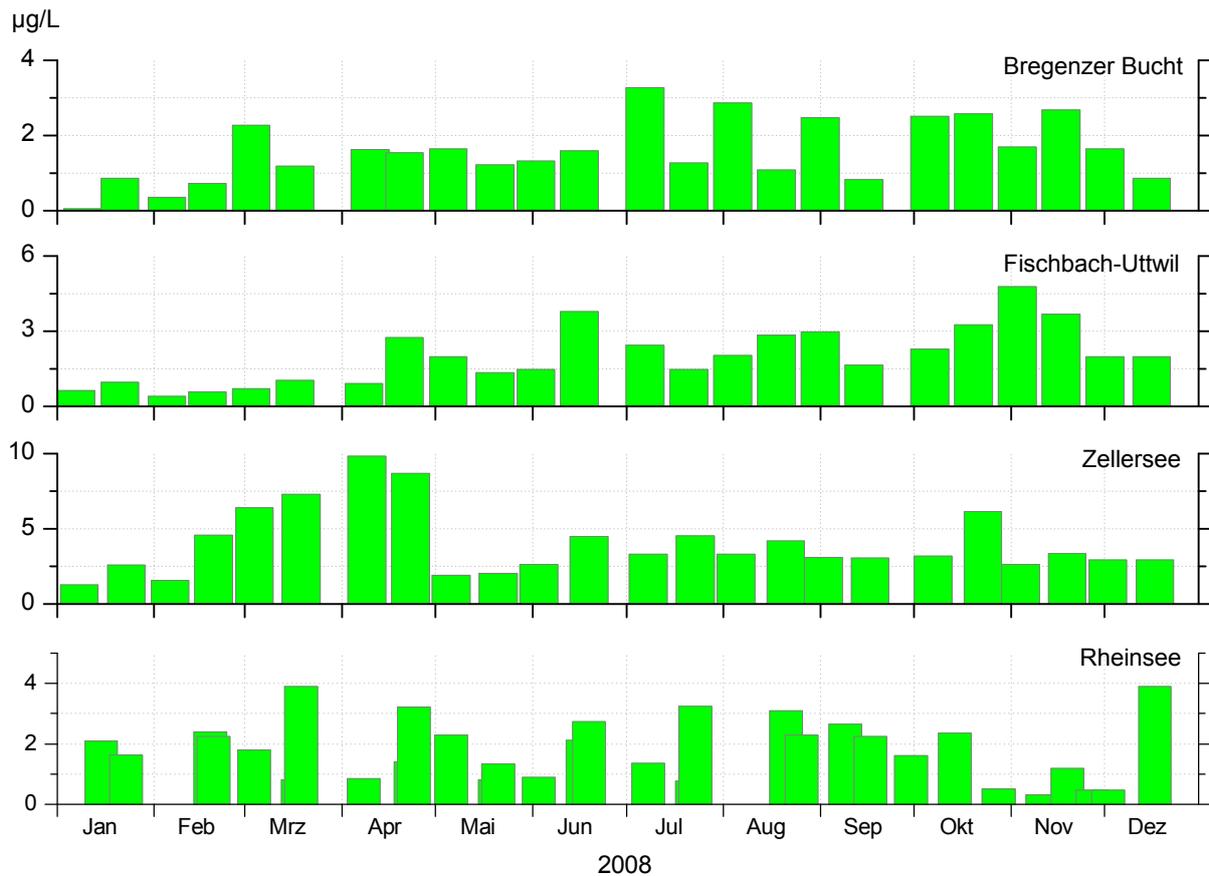


Abb. 52: Chlorophyll-a, Konzentrationen in verschiedenen Stationen.

Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen

Für die saisonale Entwicklung des Chlorophyll-a sind im Wesentlichen drei Faktoren verantwortlich: 1) Beginn und Verlauf einer stabile Temperaturschichtung, 2) Die verfügbare Konzentration des Nährstoffs Phosphor und 3) der durch herbivore Zooplankter bedingte Fraßverlust, der im Bodensee hauptsächlich durch Cladoceren verursacht wird.

Diese drei Faktoren, Temperaturschichtung, Phosphorkonzentration und Fraßverlust sind in den einzelnen Becken des Bodensees unterschiedlich ausgeprägt. Dies führt zu den nachfolgend gezeigten Unterschieden zwischen den Probestellen Bregenzener Bucht, Fischbach-Uttwil, Zellersee und Rheinsee.

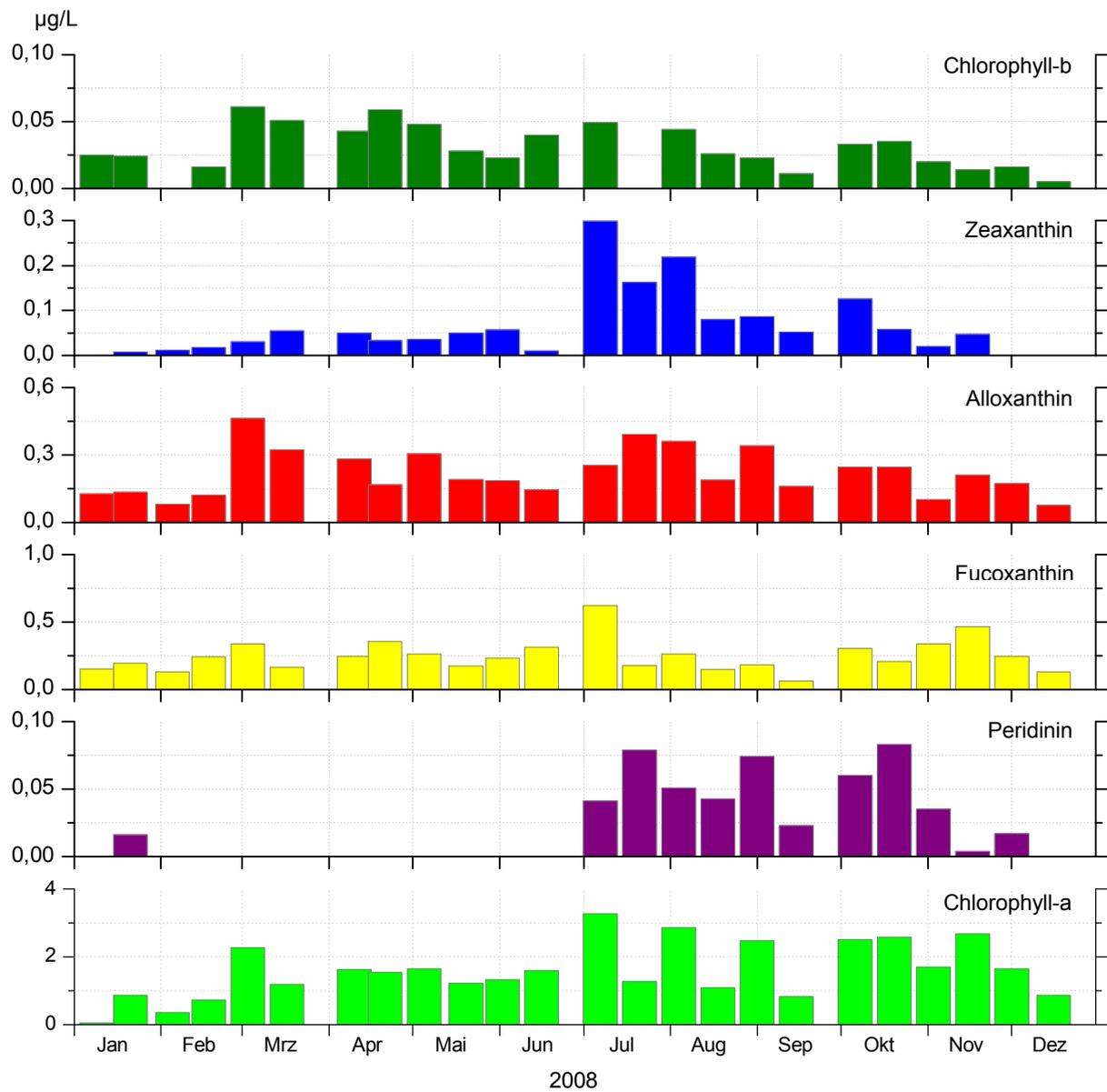


Abb. 53: Leitpigmente 2008 in der Bregenzer Bucht.

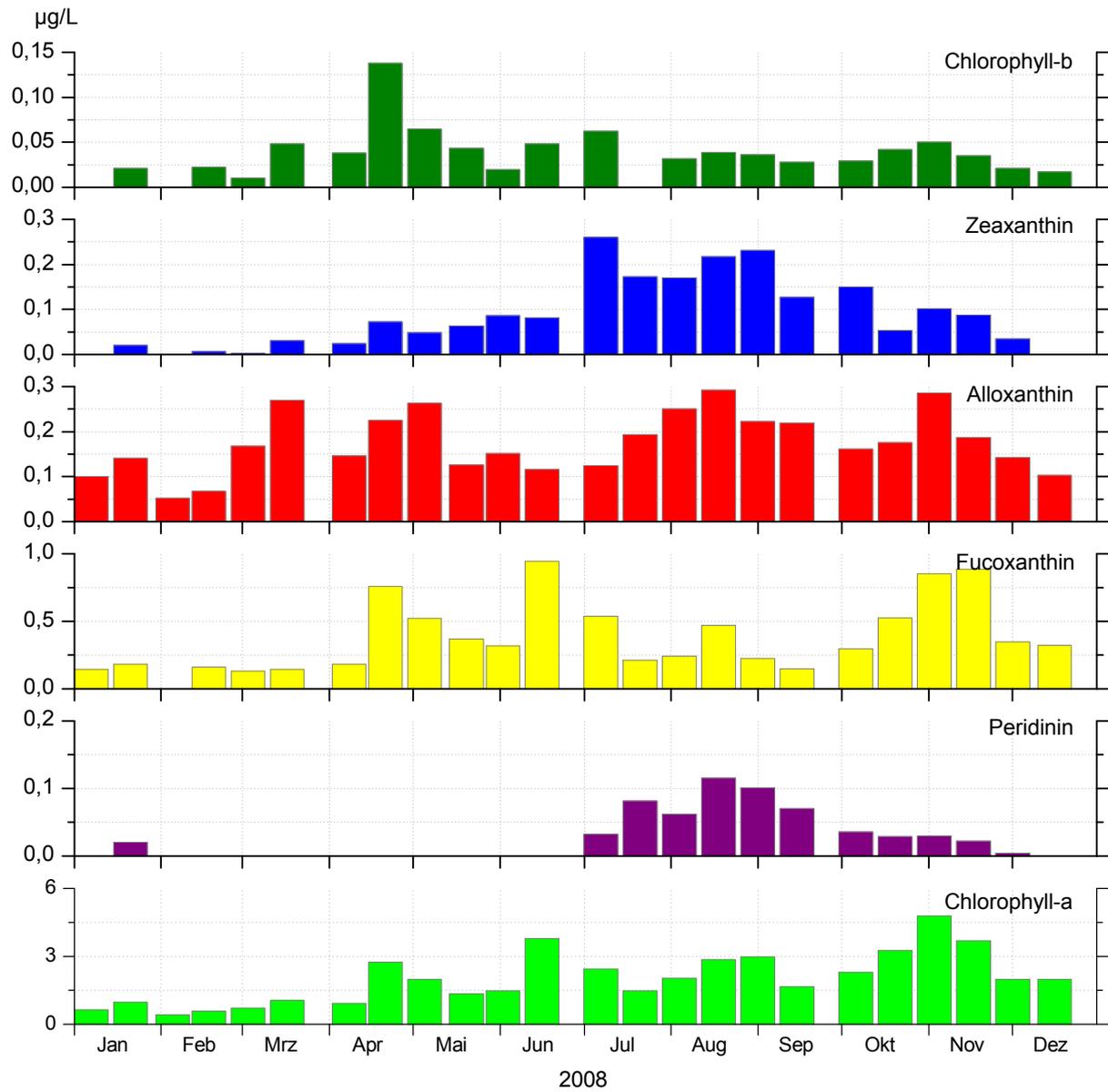


Abb. 54: Leitpigmente 2008 in Fischbach-Uttwil (Seemitte).

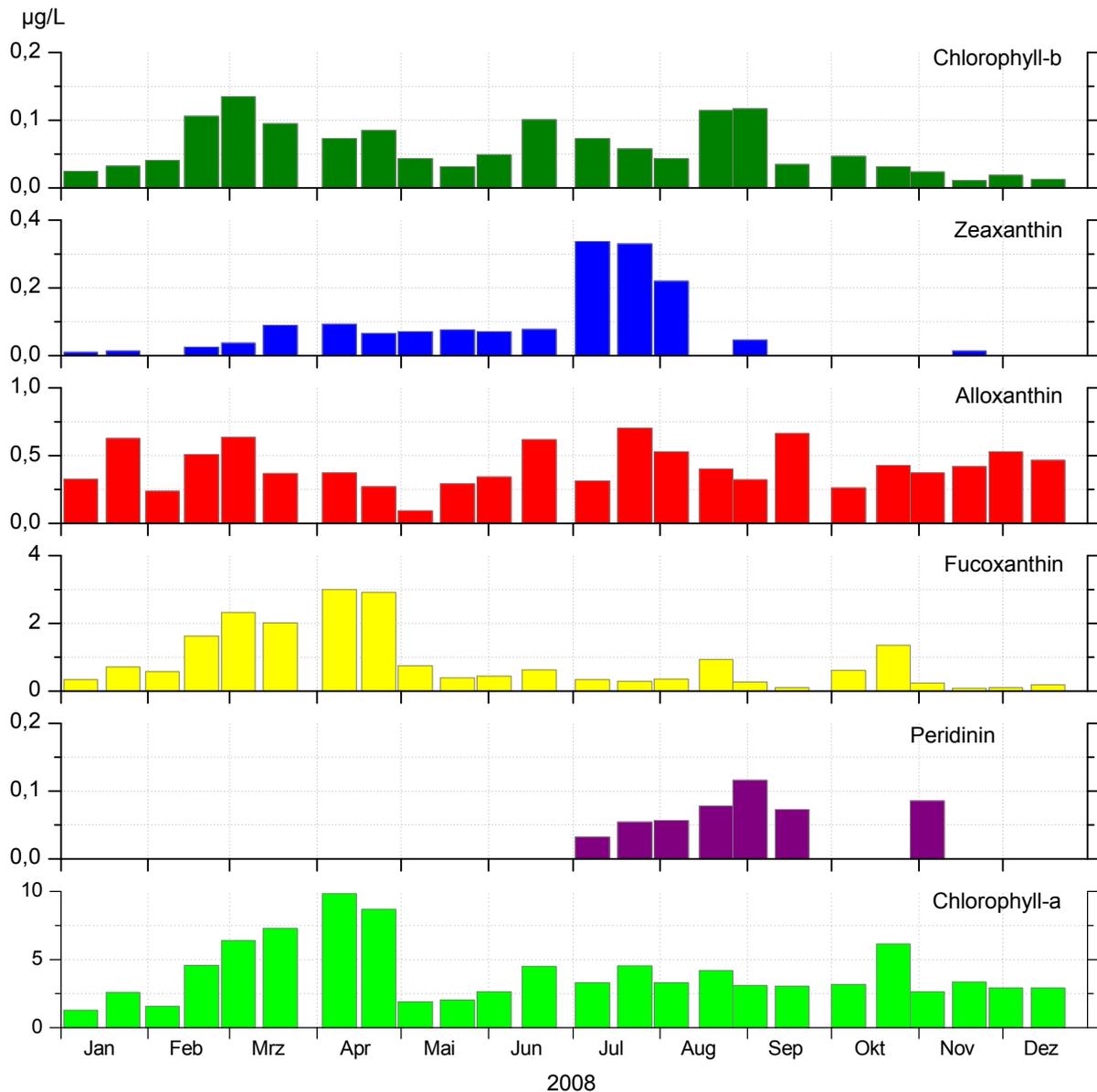


Abb. 55: Leitpigmente 2008 im Zellersee.

Leitpigmente

Als Leitpigmente werden Algenpigmente bezeichnet, die nur oder überwiegend in bestimmten Algen bzw. Algengruppen vorkommen. Bei der Verwendung der HPLC-Methode können diese Leitpigmente gleichzeitig mit dem Chlorophyll-a gemessen werden. Die Konzentration der Leitpigmente ist proportional zu der Menge der entsprechenden Algen bzw. Algengruppen. Am ISF benutzen wir folgende Leitpigment-Algengruppen Kombinationen:

Alloxanthin – Cryptophyceen, Zeaxanthin – Blaualgen, Fucoxanthin – Kieselalgen, Peridinin – Dinophyceen, Chlorophyll-b – Grünalgen.

Das Chlorophyll-a ist ein Maß für die Biomasse des gesamten Phytoplanktons. Da die Leitpigmente zusammen mit dem Chlorophyll-a aus derselben Summenprobe bestimmt werden, sind auch diese Werte relative Mittelwerte für die gesamte beprobte Wasserschicht 0 - 20 m. Vorkommende vertikale Konzentrationsmuster werden bei dieser Probennahme nicht erfasst.

Zooplankton

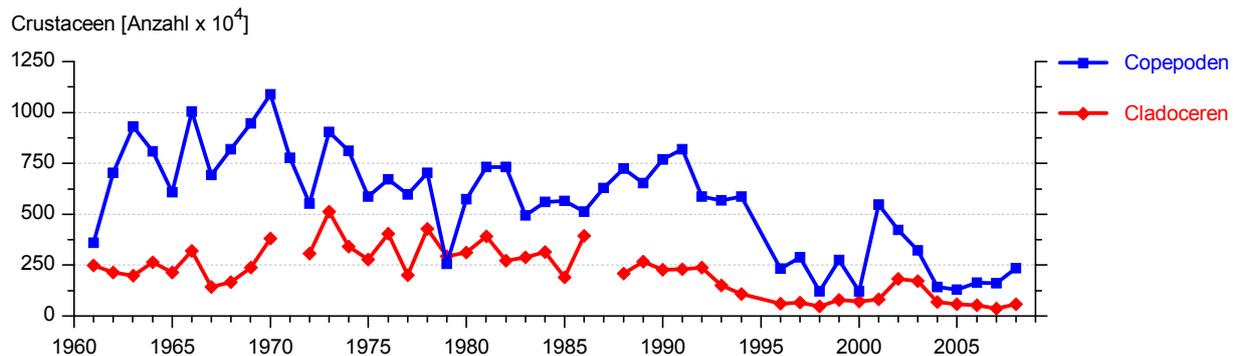


Abb. 56: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

Langzeitentwicklung Crustaceen

Der abnehmende Trend bei den Crustaceen hat offensichtlich ein Ende. Die Individuenzahlen scheinen sich auf niedrigem Niveau zu stabilisieren (Cladoceren) bzw. wieder leicht zu erholen (Copepoden). Diese Trendaussage stellt eine pauschale Aussage dar, da in beiden Gruppen mehrerer verschiedener Arten aufsummiert wurden. Deshalb werden in einer gesonderten Auswertung die Änderungen der Individuenzahlen einzelner Arten untersucht, damit fundiertere Aussagen möglich sind.

Die Zooplanktonproben werden mit dem Schließnetz in mehreren Vertikalzügen aus unterschiedlichen Tiefen entnommen (0 - 5 m, 5 - 10 m, 10 - 20 m, 20 - 30 m, 30 - 60 m, 60 - 100 m). Die Proben werden unter dem Mikroskop ausgezählt. Aus den Zählergebnissen werden zunächst die Individuenzahlen pro Kubikmeter berechnet. Anschließend werden die Zahlen hochgerechnet zu Werten unter einem Quadratmeter Seeoberfläche. An der Station Fischbach-Uttwil werden die Netzzüge bis in 100 m Tiefe durchgeführt. Die Individuendichte wird also angegeben als Anzahl/m² (0 - 100 m). An der Station Bregenzer Bucht / Zellersee werden die Netzzüge bis 60 m / 20 m durchgeführt. Die Individuendichten werden entsprechend angegeben als Anzahl/m² (0 - 60 m), bzw. Anzahl/m² (0 - 20 m). Da es sich bei den Zahlen um Mittelwerte für die jeweilige Wassersäule handelt, können keine Aussagen über die tatsächliche vertikale Verteilung der Crustaceen gemacht werden. Da sich die Tiere nicht gleichförmig über die beprobte Tiefe verteilen, sondern artspezifisch verschiedene Wassertiefen bevorzugen, können die tatsächlichen Individuendichten unter Umständen sehr viel höher sein.

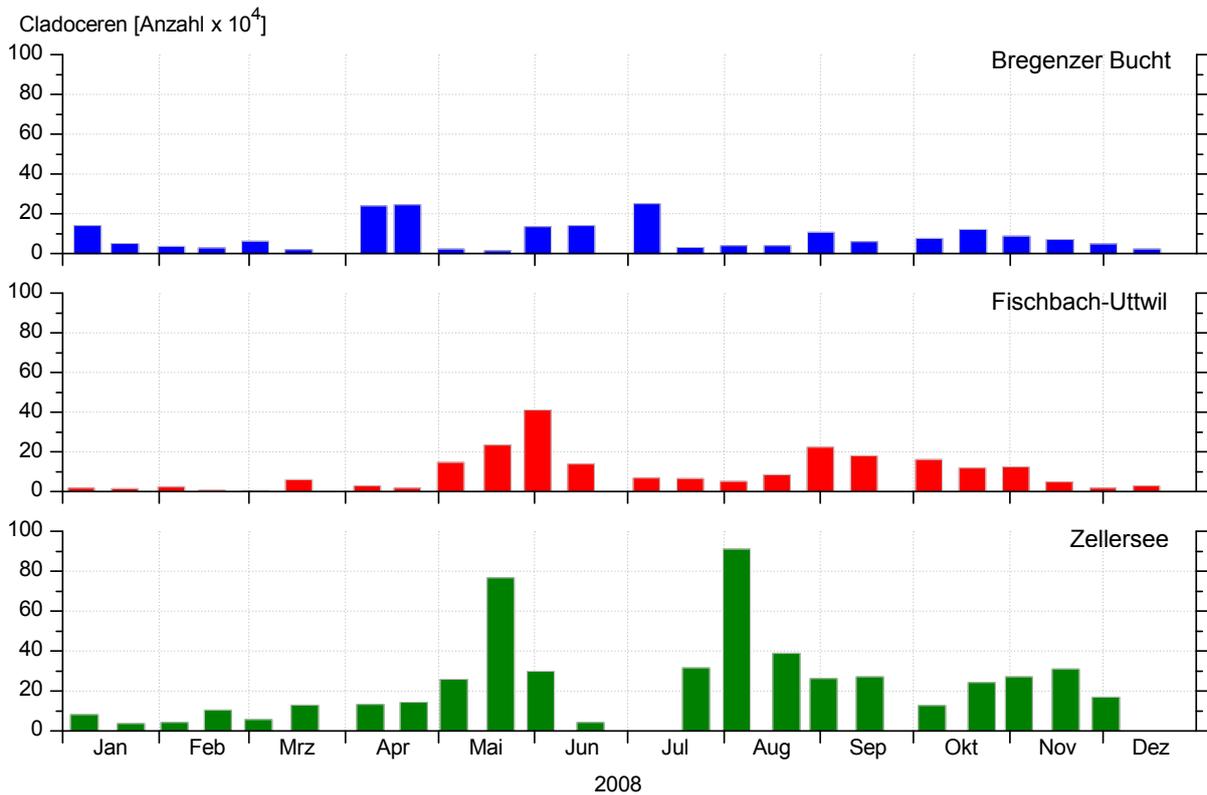


Abb. 57: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen.

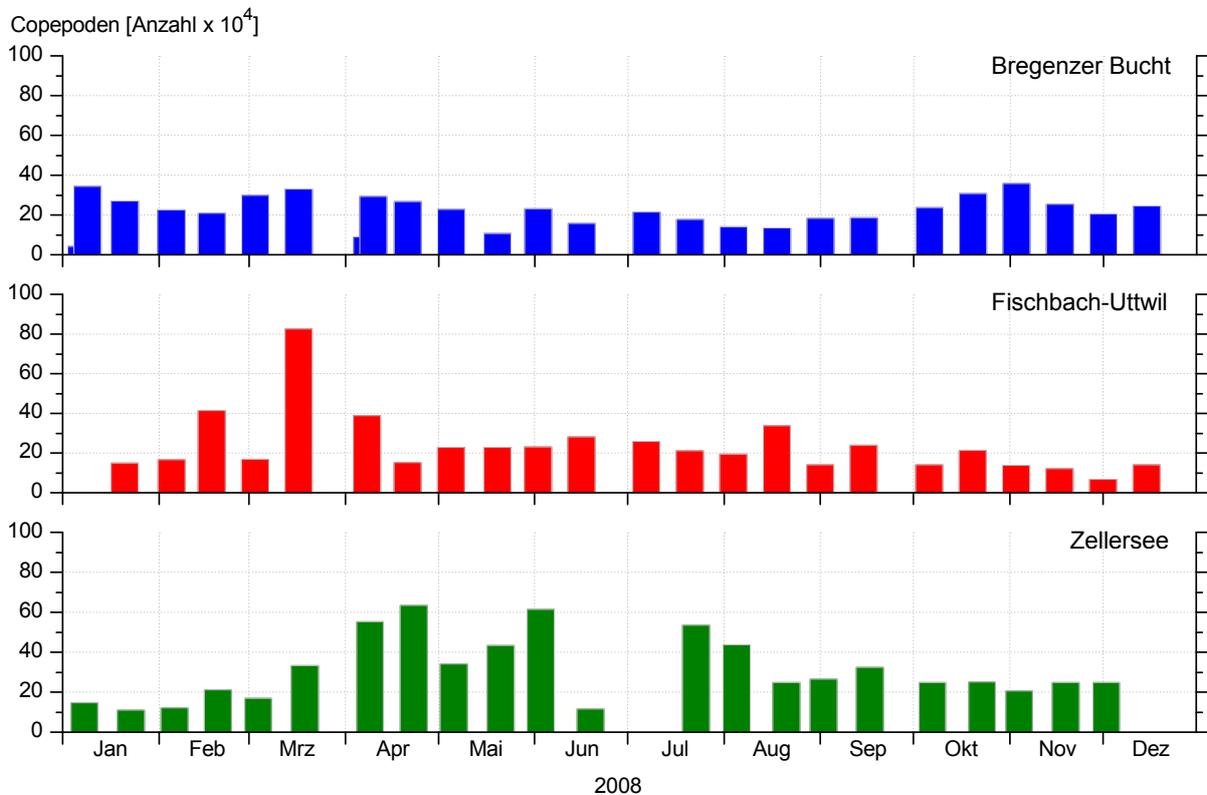


Abb. 58: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen.

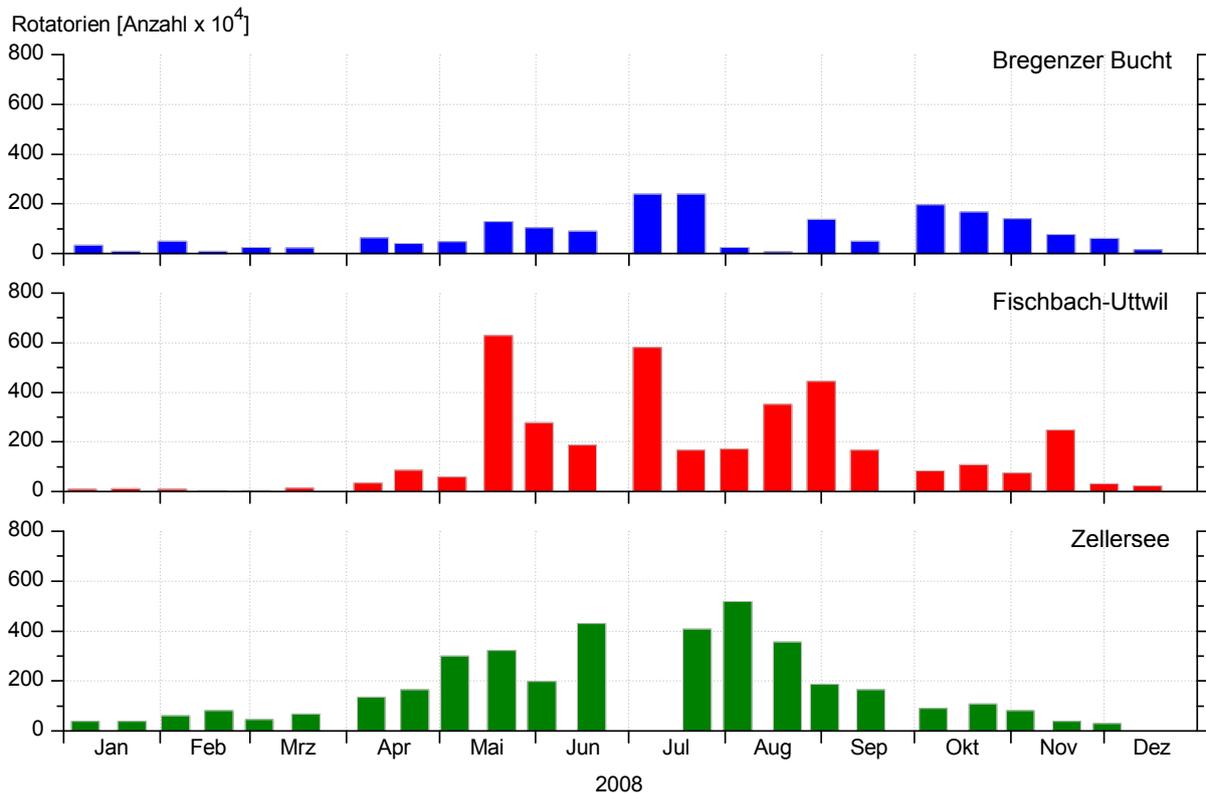


Abb. 59: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen.

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

Die saisonale Entwicklung des Zooplanktons wird von meteorologischen, physikalischen und klimatischen Faktoren beeinflusst. Zusätzliche weitere Einflussgrößen sind die Morphologie und die trophischen Unterschiede zwischen Seen. In Abhängigkeit von diesen Faktoren kann sich die saisonale Entwicklung in einzelnen Jahren unterscheiden. Aber auch zwischen unterschiedlichen Becken eines Sees kann es in Abhängigkeit von Morphologie (z.B. Tiefe) und Trophie (z.B. Phosphor) zu differierenden Entwicklungen kommen. Deshalb werden in den nachfolgenden Abbildungen die saisonale Entwicklung der Cladoceren, Copepoden und Rotatorien an den drei Stationen Bregenzener Bucht, Fischbach-Uttwil und Zellersee verglichen. In der Regel unterscheiden sich die beiden Oberseestationen (Bregenzener Bucht, Fischbach-Uttwil) und die Station im Untersee (Zellersee) hauptsächlich in den Individuenzahlen). Unterschiede in der saisonalen Entwicklung variieren entsprechend den unterschiedlichen Ausprägungen der Einflussgrößen. Bei der Bewertung der Unterschiede müssen aber auch die jeweiligen Entnahmetiefen berücksichtigt werden (Bregenzener Bucht 60 m, Fischbach-Uttwil 100 m und Zellersee 20 m).

Bakterien

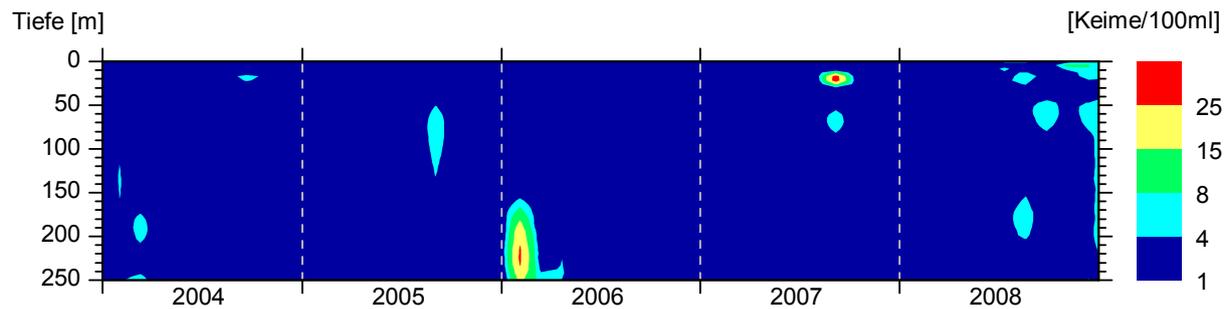


Abb. 60: Fäkalkeime (*E. coli*) in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

Die Dichte von *E. coli* als Indikator für fäkale Verunreinigungen wird seit 1999 an der Station Seemitte Fischbach-Uttwil im Vertikalprofil beprobt. Generell erfüllen schon die weitaus größte Zahl aller Proben bezüglich dieses Parameters die Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Fallweise werden immer wieder mäßige bis starke Erhöhungen in der Tiefe der Einschichtung von abwasserbelasteten Zuflüssen beobachtet. Im Jahr 2008 wurden vorübergehende leichte Belastungen im September sowohl oberflächennah als auch im Tiefenwasser sowie im Dezember nur oberflächennah beobachtet.

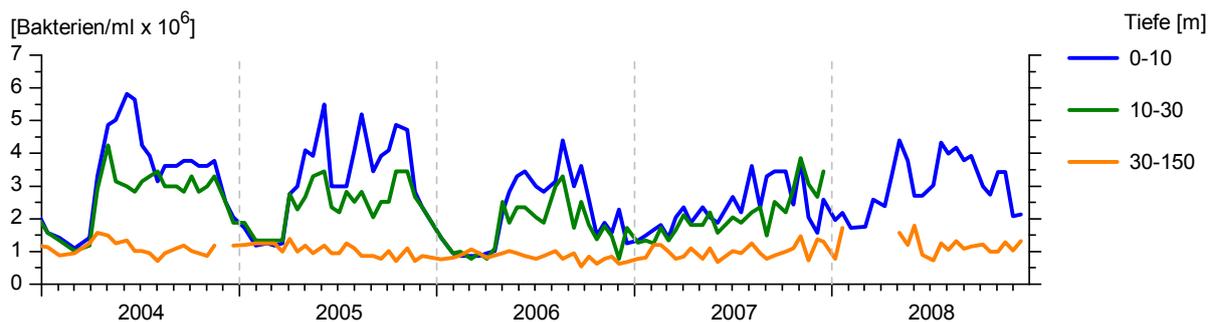


Abb. 61: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10 - 30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt.

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 fluoreszenzmikroskopisch gezählten Bakterienzellen zeigen in oberflächennahen Schichten regelmäßige Anstiege während der Schichtungsperiode des Sees, in der darunter liegenden Sprungschicht (10 - 30 m) erfolgen die Anstiege gedämpfter, während die Konzentrationen im mächtigen Tiefenwasserkörper unterhalb 30 m ganzjährig mit geringen Schwankungen niedrig bleiben. Die Entwicklung der letzten Jahre deutet auf eine Abnahme hin, die jedoch noch nicht als gesichert angesehen werden kann. Im Jahr 2007 und 2008 war auffällig, dass keine winterliche Gleichverteilung festgestellt wurde, im Vergleich zum Vorjahr waren die sommerlichen Anstiege 2008 wieder früher und ausgeprägter und gleichen in dieser Hinsicht wieder eher den „normalen“ jahreszeitlichen Verläufen.

Fischfang-Erträge im Obersee

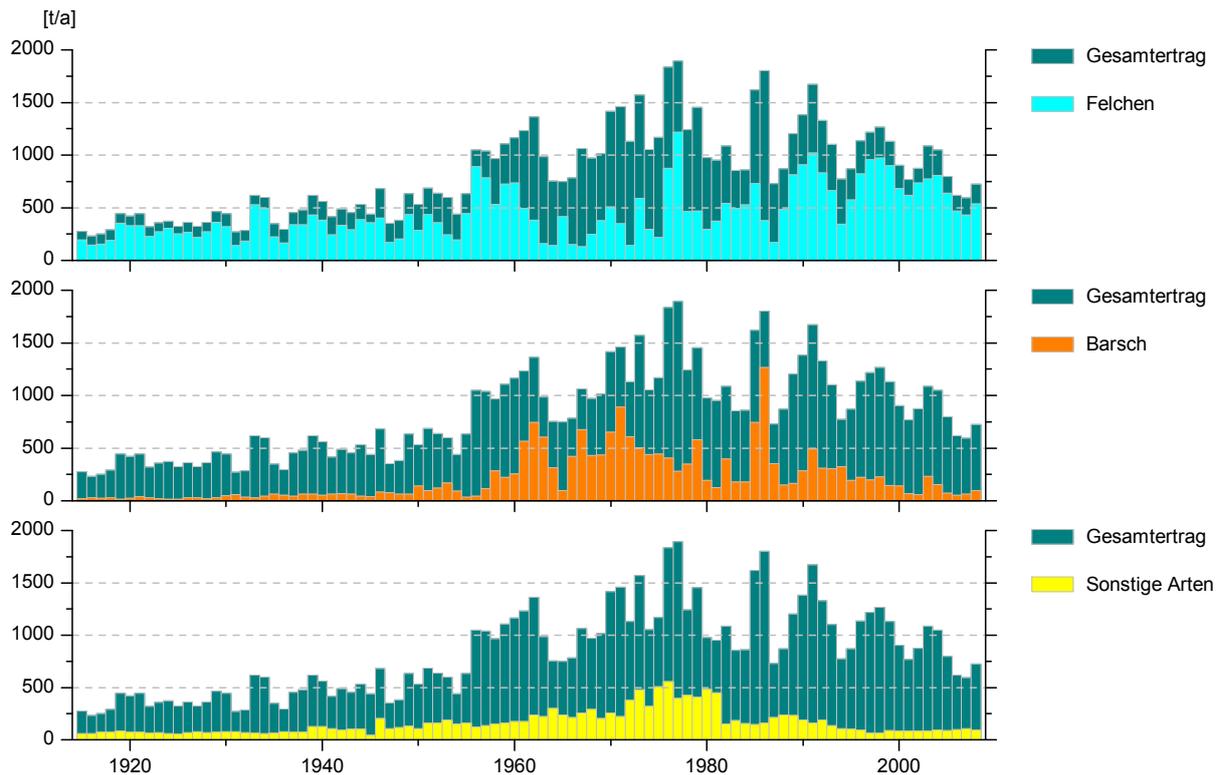


Abb. 62: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 62), 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.

Die jährlichen Fangergebnisse spiegeln auch die Lebensbedingungen der Fische im See recht gut wider, wobei aber nicht übersehen werden darf, dass auch fischereiliche Maßnahmen und veränderte Fangmethoden einen wichtigen Einfluss auf die jährlichen Fänge besitzen.

Der Gesamtertrag 2008 mit 725,5 t entspricht rund 15,3 kg/ha. Damit nahm er um rund 23 % gegenüber dem Vorjahr zu, er liegt aber noch um etwa 20 % unter dem 10-Jahresmittel.

Fischfang-Erträge im Untersee

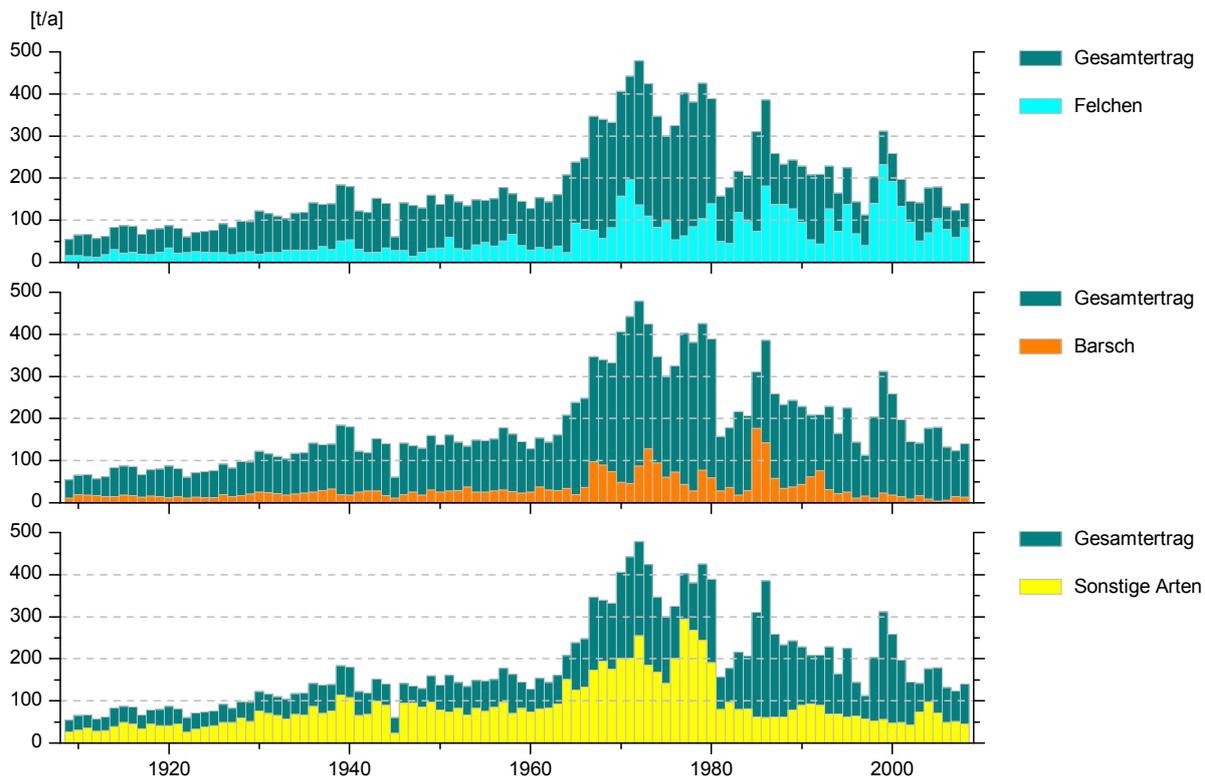


Abb. 63: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 63), 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 2008 mit 140,6 t entspricht rund 22,3 kg/ha. Im Vergleich zum Vorjahr ist dies eine Zunahme um rund 17 t.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2007/2008

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung

	2007	2008
Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees	1'575'900	1'583'600
Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	1'536'600 ¹	1'547'700 ¹
Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	39'300	35'900
davon: -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt ²	30'300	28'400
-Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt ²	9'000	7'500
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent	77.0	79.0
Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent)	97.5	97.7
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees	99.4	99.5
Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte)	2'900'000	2'940'000
Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie:		
- Kategorie III (> 40'000 EW)	33	34
- Kategorie II (1000–40'000 EW)	120	118
- Kategorie I (50–1000 EW)	67	67
Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen	220	219
davon mit: - Nitrifikation	155	154
- Denitrifikation	102	105
- Phosphorelimination	157	157
- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	14	14
Regen- und Mischwasser:		
- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)	83.0 ³	82.5 ³
- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	85.0	86.4
Ablaufmengen:		
- Jahresabwassermenge (in 1000 m ³)	266'225	263'950
- Gesamtphosphor (in t)	92.4	87.9
- CSB (in t)	7'466 ⁴	7'225 ⁵
- TOC (in t)	1'866	1'806
- N _{anorg.} (in t)	2'934	2'949

Ende des Berichtsjahres 2008 waren von den über **1.58 Millionen** Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1.55 Millionen** an eine zentrale

¹ Abwasser von ca. weiteren 94'400 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

² Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

³ ohne Vorarlberg

⁴ 378 Tonnen TOC (St. Gallen) mit Faktor 4 in CSB umgerechnet

⁵ 383 Tonnen TOC (St. Gallen) mit Faktor 4 in CSB umgerechnet

Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94'400 Einwohner** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2008 waren noch **35'900 Einwohner** nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2008 bei **97,7 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenene Einwohnern, war die Entsorgung 2008 bei **79 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2008 bei **99,5 %**. Verbesserungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung.

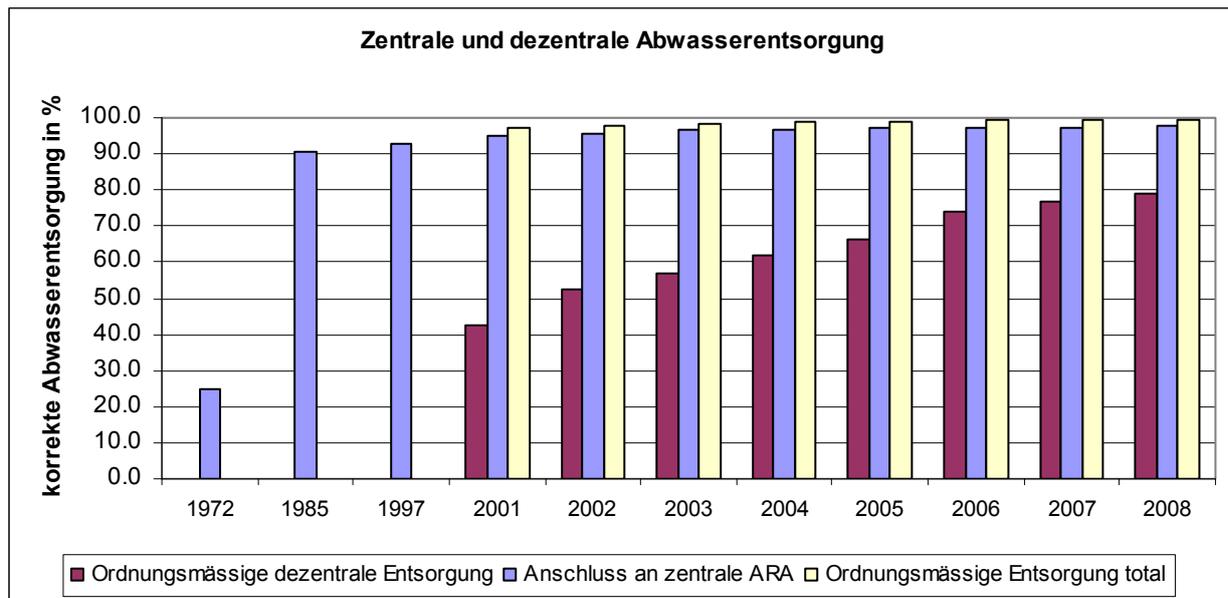


Abb. 1: Entwicklung der Abwassereinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **219 Abwasserreinigungsanlagen** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2008 rund **264 Mio. m³**. **27,7 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,19 mg/L P_{gesamt}**. In weiteren **143 Anlagen** wurden **69,6 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,37 mg/L P_{gesamt}**).

Insgesamt wurden somit im Jahr 2008 **97,3 %** der im Bodensee-Einzugsgebiet anfallenden Abwassermenge in einer zentralen Abwasserreinigungsanlage einer Phosphorelimination unterzogen.

Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2008.

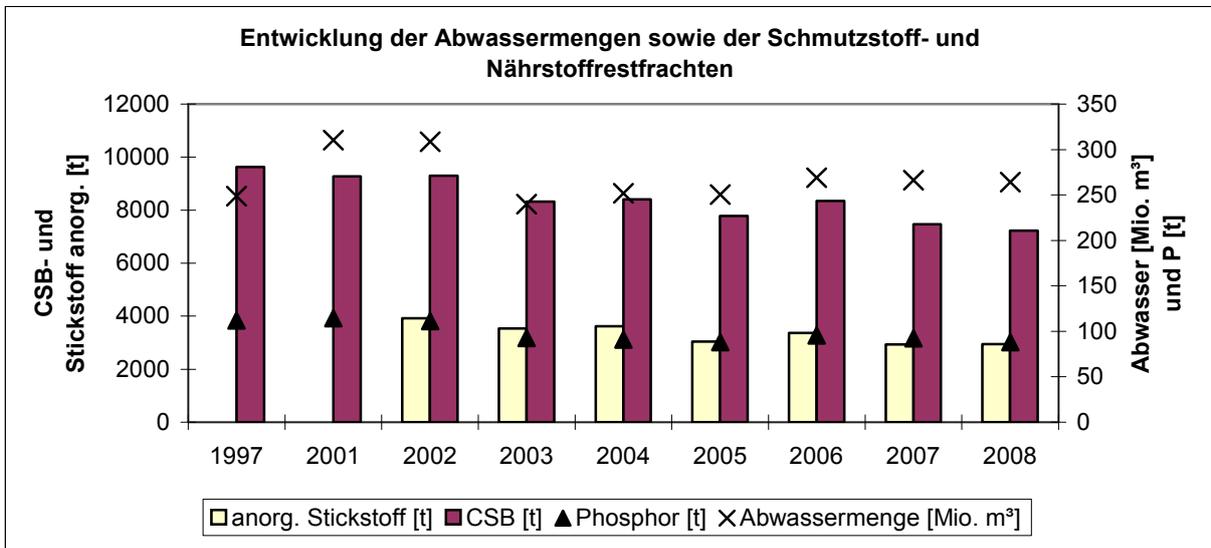


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Die Abbildung 3 zeigt, dass sich der Rückgang der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten von 2001 bis 2006 aufgrund der geringeren Abwassermengen ergab. Im Jahr 2008 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten verglichen mit dem 2006 und 2007 ab, obwohl die Abwassermengen in diesen Jahren in etwa gleich waren.

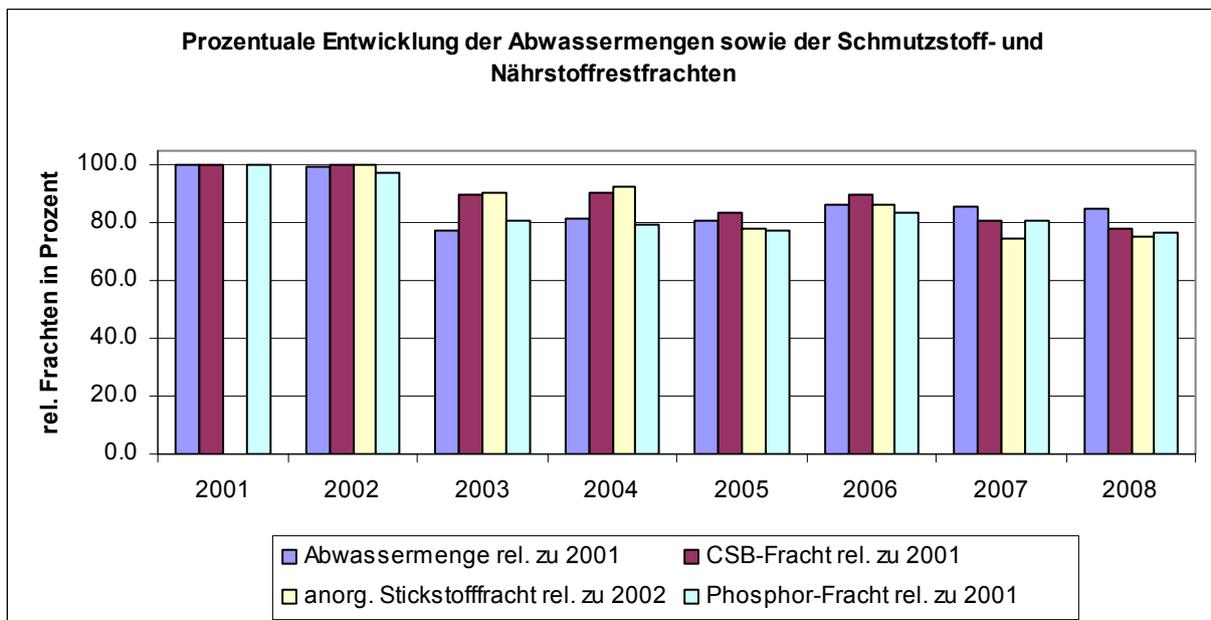


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Fließgewässer

Die Kläranlagenübersichtskarte (Abb. 5) 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. 6).

3. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Espasingen, Uhldingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eriskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2008 **17.8** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr einer Abnahme um **0.2** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus dem Einzugsgebiet des Alpenrheins und den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten seit den Zuflussuntersuchungen 1995-1997 nicht erhöht haben. Dafür spricht auch der Wertepaarvergleich Abflussmenge zu Konzentration $P_{\text{filtriert}}$ (siehe Abb. 4).

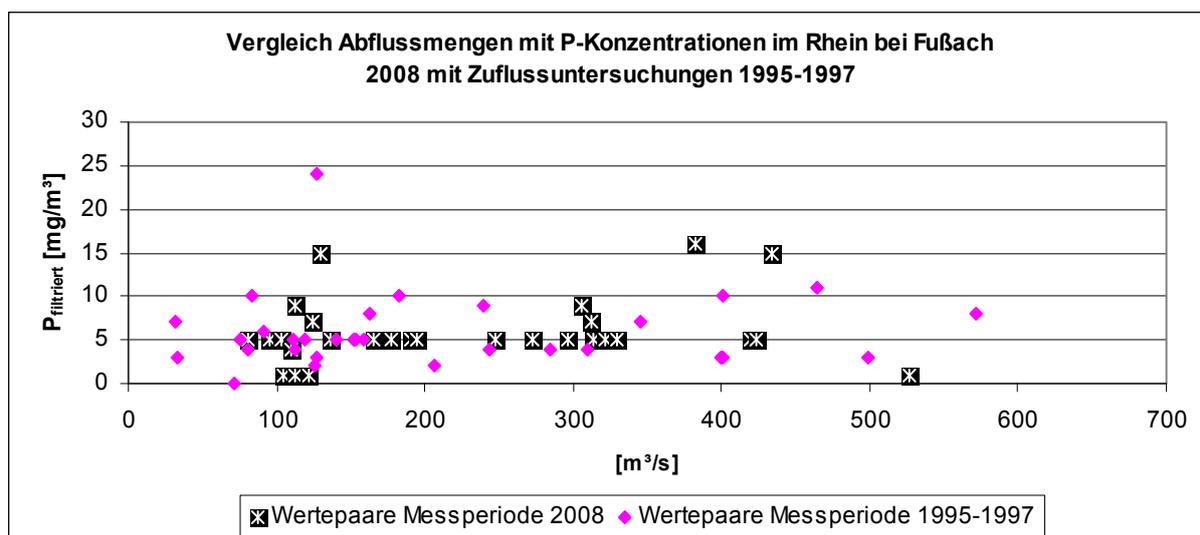


Abb. 4: Vergleich der Wertepaare $P_{\text{filtriert}}$ /Abflussmenge für das Jahr 2008 mit denjenigen der Zuflussuntersuchungen 1995 bis 1997. Die Wertepaare für das Jahr 2008 liegen im Bereich der Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen. Daraus lässt sich schließen, dass die P-Frachten im Jahr 2007 im Vergleich zu den Jahresfrachten in den Jahren 1995 bis 1997 sicher nicht zugenommen haben.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

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

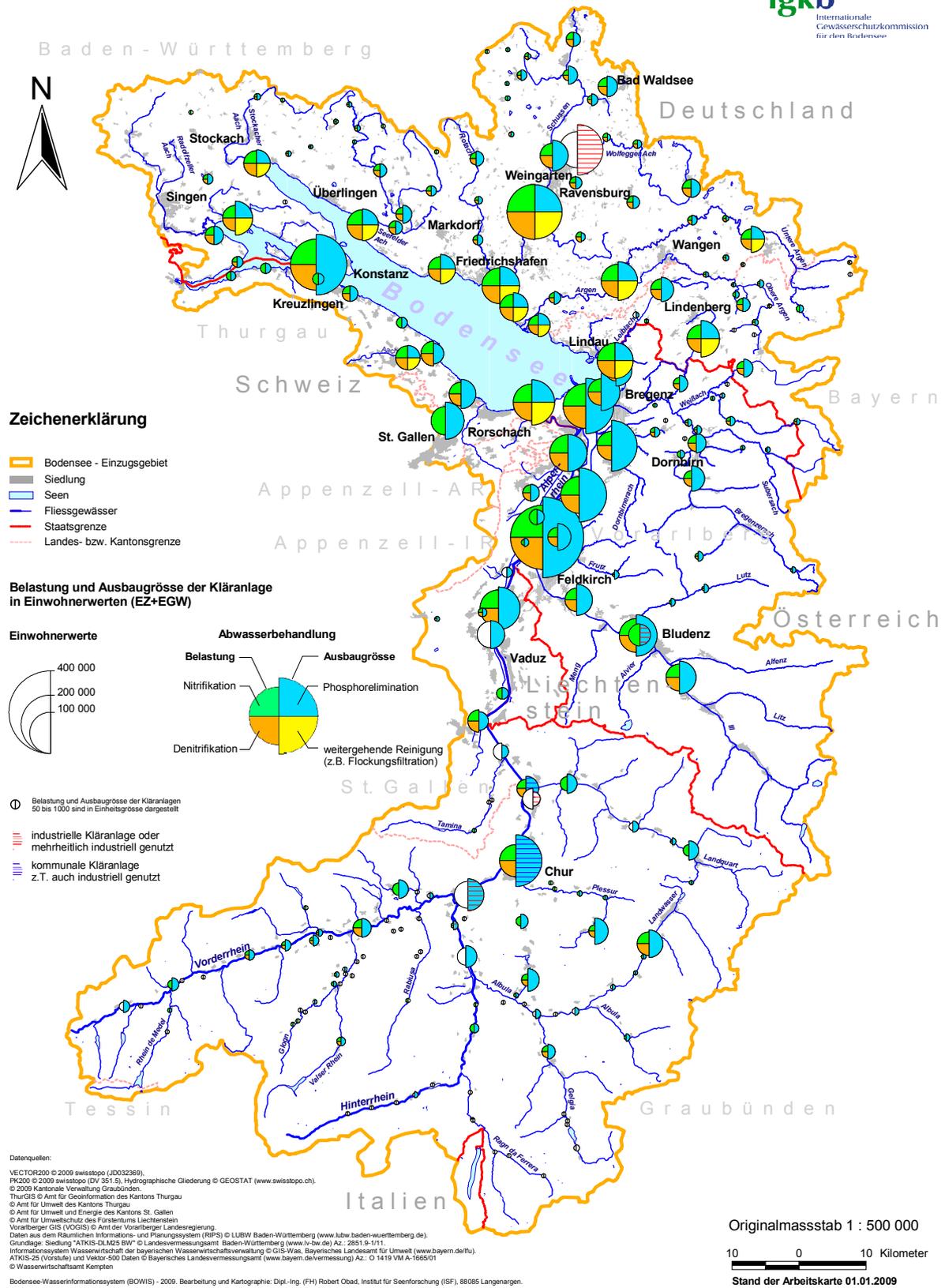


Abb. 5: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees.

AUSKÜNFTE

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung
der Landesanstalt für Umwelt, Messungen
und Naturschutz Baden-Württemberg
Argenweg 50/1

D-88085 Langenargen

Bayern: Bayerisches Landesamt für
Umwelt
Bürgermeister Ulrich Str. 160

D-86179 Augsburg

Wasserwirtschaftsamt Kempten
Rottachstr. 15

87439 Kempten

Österreich: Amt der Vorarlberger Landesregierung
Römerstraße 14

A-6901 Bregenz

Schweiz: Bundesamt für Umwelt (BAFU)

CH-3003 Bern

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

