

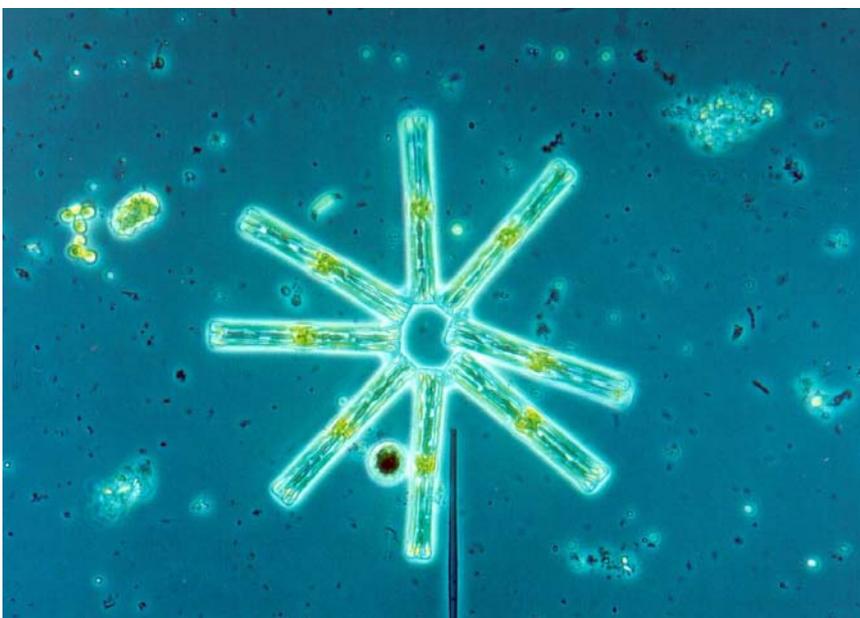
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2007

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2006/2007



- Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
- Titelbild:** Phytoplankton *Tabellaria fenestrata* (Länge 40-75 µm) • Dr. Reiner Kümmerlin • Institut für Seenforschung an der LUBW
- Bearbeitung:** Institut für Seenforschung an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) • Postfach 4253, 88081 Langenargen

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

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

© IGKB 2009

ISSN 1011-1271 • Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 35 (2007)

Bericht Nr. 35

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2007

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2006/2007

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 sollen zukünftig herausragende, aktuelle Ereignisse im Seejahr vorgestellt werden, während im darauf folgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse von Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Zellersee und Rheinsee werden möglichst auf einer Seite als farbige Isoplethen oder Diagramme mit knappen, erläuternden Bildunterschriften dargestellt.

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.

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL	7
Ist die Abnahme der P-Konzentration im Bodensee-Obersee zum Stillstand gekommen?	8
Wird der Bodensee salziger?	10
Eingeschleppte Tiere im Bodensee – eine (fast) unbemerkte Invasion	11
Mit Sonar und Dredge den Fischen auf der Spur	14
Was passiert wenn es wärmer wird – zum Klimawandel am Bodensee	16
B – JAHRESBERICHT	20
Einleitung	21
Zustandsbeschreibung	23
Bodensee-Obersee	23
Bodensee-Untersee	27
Fazit und Handlungsbedarf	28
Untersuchungsprogramm Freiwasser 2007	29
Meteorologie	31
Windverteilung	32
Hydrologie	33
Wärmeinhalt	34
Wassertemperatur	35
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat	37
Sauerstoff	38
Gesamtphosphor	39
Nitrat	40
Orthophosphat	41
Chlorid	42
Ammonium	43
Mangan	44
Eisen	45
Silikat	46
Phytoplankton-Bilder	47
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)	48
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee- Untersee (Zellersee)	49
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee- Untersee (Rheinsee)	50
Bodensee- Obersee (Bregenser Bucht) Gruppen in 0-20m	51
Bodensee- Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m	52
Bodensee- Untersee (Zellersee) Gruppen in 0-20m	53
Bodensee- Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m	54
Bodensee- Obersee (Bregenser Bucht) Hauptarten in 0-20m	55
Bodensee- Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m	56

Bodensee- Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m	57
Bodensee- Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m	58
Pigmente	59
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a	59
Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen	60
Leitpigmente	63
Zooplankton	64
Langzeitentwicklung Crustaceen	64
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	66
Bakterien	67
Fischfang-Erträge im Obersee	68
Fischfang-Erträge im Untersee	69
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2006/2007	70
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet	71
1. Abwasserbeseitigung	71
2. Fließgewässer	74
3. Ländliches Areal	77
4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	78
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	80
AUSKÜNFTE	81

Abbildungsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1:	VERGLEICH VON ZIRKULATIONS- MIT JAHRESMITTELWERTEN FÜR GESAMTPHOSPHOR IM BODENSEE OBERSEE, STATION FISCHBACH-UTTIL.	9
ABB. 2:	DIFFERENZ VON ZIRKULATIONS- MIT JAHRESMITTELWERTEN FÜR GESAMTPHOSPHOR IM BODENSEE OBERSEE, STATION FISCHBACH-UTTIL.	9
ABB. 3:	CHLORIDMITTELWERTE IM BODENSEE-OBERSEE, STATION FISCHBACH-UTTIL IM VERGLEICH MIT ZAHL DER TAGE MIT MITTLERER TAGESTEMPERATUR UNTER 1°C UND GLEICHZEITIG NIEDERSCHLAG MIT MEHR ALS 0,4 MM.	10
ABB. 4:	GROßER HÖCKERFLOHKREBS <i>DIKEROGAMMARUS VILLOSUS</i> , VERBREITUNG IM BODENSEE.	11
ABB. 5:	GROBGERIPPT KÖRBCHENMUSCHEL, <i>CORBICULA FLUMINEA</i> .	12
ABB. 6:	SCHWEBGARNELE, <i>LIMNOMYSIS BENEDENI</i> .	12
ABB. 7:	DIE QUAGGA-MUSCHEL, <i>DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS</i> .	13
ABB. 8:	FISCHVERTEILUNG IM BODENSEE-OBERSEE.	14
ABB. 9:	DREDGEERGEBNISSE 1968-2008.	15
ABB. 10:	MITTLERER VERLAUF DER TEMPERATURSCHICHTUNG DES BODENSEES (ZEITRAUM 4/1961 BIS 11/2004).	16
ABB. 11:	MITTLERE JAHRESGÄNGE DES BODENSEEPEGELS FÜR VERSCHIEDENE ZEITRÄUME AB 1960.	17
ABB. 12:	MITTELWERTE DER LUFTTEMPERATUREN DER KLIMASTATION KONSTANZ JEWEILS VOM 1. NOVEMBER BIS 31. MÄRZ. MONATLICHE VOLUMENGEWICHTETE WASSERTEMPORATUREN VON 200 - 254 M TIEFE UND GLEITENDES DREIMONATSMITTEL DER VOLUMENGEWICHTETEN SAUERSTOFFGEHALTE VON 200 - 254 M TIEFE. WINDSTÄRKEN > 6 M/S IN STUNDEN JEWEILS VOM 1. NOVEMBER BIS 31. MÄRZ	19

B – JAHRESBERICHT

ABB. 1:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DES PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATION IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	24
---------	--	----

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2007

ABB. 2:	ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE.	30
ABB. 3:	METEOROLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE GRÖßEN.	31
ABB. 4:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DAS JAHR 2007 BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE.	32
ABB. 5:	LANGZEITLICHE TEMPERATURENTWICKLUNG FÜR OBERSEE, ZELLERSEE UND RHEINSEE.	33
ABB. 6:	WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE, ZELLERSEE UND RHEINSEE.	34
ABB. 7:	WASSERTEMPORATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	35
ABB. 8:	WASSERTEMPORATURVERTEILUNG IM JAHR 2007 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SO WIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	36
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.	37
ABB. 10:	SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	38
ABB. 11:	GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	39

ABB. 12: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	40
ABB. 13: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	41
ABB. 14: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	42
ABB. 15: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	43
ABB. 16: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	44
ABB. 17: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	45
ABB. 18: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	46
ABB. 19: ANABAENA LEMMERMANNII (EINZELZELLEN Ø 4-8 µM).	47
ABB. 20: CERATIUM HIRUNDINELLA (LÄNGE 120-230 µM).	47
ABB. 21: CRYPTOMONAS OVATA (LÄNGE 20-80 µM, BREITE 6-20 µM).	47
ABB. 22: CYCLOTELLA CYCLOPUNCTA (ZELLEN Ø 4-14 µM).	47
ABB. 23: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 µM).	47
ABB. 24: RHODOMONAS MINUTA (LÄNGE 8-9 µM BREITE 5-6 µM).	47
ABB. 25: STEPHANODISCUS ALPINUS (ZELLEN Ø 10-32 µM).	47
ABB. 26: STEPHANODISCUS BINDERANUS (ZELLEN Ø 4-25 µM).	47
ABB. 27: STEPHANODISCUS NEOASTRAEA (ZELLEN Ø 18-52 µM).	47
ABB. 28: TABELLARIA FENESTRATA (LÄNGE 40-75 µM).	47
ABB. 29: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH- UTTWIL, 1961-2007).	48
ABB. 30: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2007).	49
ABB. 31: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2007).	50
ABB. 32: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2007 (BREGENZER BUCHT).	51
ABB. 33: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2007 (FISCHBACH-UTTIL).	52
ABB. 34: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2007 (ZELLERSEE).	53
ABB. 35: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2007 (RHEINSEE).	54
ABB. 36: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (BREGENZER BUCHT).	55
ABB. 37: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	56
ABB. 38: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	57
ABB. 39: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	58
ABB. 40: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG.	59
ABB. 41: CHLOROPHYLL-A, KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	60
ABB. 42: LEITPIGMENTE 2007 IN DER BREGENZER BUCHT.	61

ABB. 43: LEITPIGMENTE 2007 IN FISCHBACH-UTTWIL (SEEMITTE).	62
ABB. 44: LEITPIGMENTE 2007 IM ZELLERSEE.	63
ABB. 45: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M (FISCHBACH-UTTWIL).	64
ABB. 46: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	65
ABB. 47: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	65
ABB. 48: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	66
ABB. 49: FÄKALKEIME (E.COLI) IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL).	67
ABB. 50: BAKTERIENPLANKTON, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL).	67
ABB. 51: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE.	68
ABB. 52: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE.	69

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2006/2007

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERREINIGUNG.	72
ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	73
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.	73
ABB. 4: TIERBESTAND AUSGEDRÜCKT IN GROSSVIEHEEINHEITEN UND LANDWIRTSCHAFTLICHE NUTZFLÄCHE DER LÄNDER UND KANTONE DER IGKB.	77
ABB. 5: HOFDÜNGERANFALL AUSGEDRÜCKT IN GROSSVIEHEEINHEITEN (GVE) BEZOGEN AUF DIE LANDWIRTSCHAFTLICH NUTZFLÄCHE.	77
ABB. 6: VERGLEICH DER WERTEPAARE $P_{\text{FILTRIERT}}$ /ABFLUSSMENGE FÜR DAS JAHR 2007 MIT DENJENIGEN DER ZUFLUSSUNTERSUCHUNGEN 1995 BIS 1997.	79
ABB. 7: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	80

A – Aktueller Teil

Ist die Abnahme der P-Konzentration im Bodensee-Obersee zum Stillstand gekommen?

Im Zuge der Reoligotrophierung des Bodensee-Obersees wurde in den letzten Jahrzehnten jeweils zur IGKB Kommissionstagung im Mai gespannt der aktuelle P-Wert erwartet. Präsentiert wurde dabei der so genannte Zirkulationswert, der Mittelwert der volumengewichteten Tiefenprofile der Monate Februar, März und April. Weniger beachtet wurde der für das komplette Jahr repräsentative Jahresmittelwert. Nachdem der Zirkulationswert im Jahr 1979 seinen Maximalwert mit 87 µg/L erreicht hat der Jahresmittelwert hatte sein Maximum übrigens schon im Jahr 1977 mit 84 µg/L ist es nun an der Zeit beide Datensätze im Obersee zu vergleichen, wobei aus heutiger Sicht insbesondere die Zeit der abnehmenden P-Konzentrationen von Interesse ist.

Es zeigt sich, dass Anfang der 80er bis Mitte der 90er Jahre der Zirkulationswert stets um mehrere µg/L größer als der jeweilige Jahresmittelwert war. Dies ist bei abnehmenden Konzentrationen plausibel, da der Zirkulationswert am Jahresanfang erhoben wird. Eine positive Differenz von Zirkulations- und Jahresmittelwert im betreffenden Jahr zeigt noch weiteres Abnahmepotenzial an.

Ab Ende der 90er Jahre schwanken die Differenzen nur noch um 1 µg/L, bis sie schließlich ab dem Jahr 2006 auf weniger als 0,1 µg/L gefallen sind. Seit 2006 haben sich beide Größen – Zirkulations- und Jahresmittelwert – zwischen 7 und 8 µg/L eingependelt. Damit hat der Bodensee-Obersee ein Plateau erreicht, welches in der fast 30-jährigen Periode der fallenden P-Konzentrationen in dieser Form bisher nicht auftrat. Ob die P-Abnahme damit zum Stillstand gekommen ist, hängt von der weiteren Entwicklung der Nährstoffeinträge über die Bodenseezuflüsse ab. Eine diesbezügliche Auswertung der bei den Länder und Kantonen vorliegenden Daten ist für 2009 geplant und wird voraussichtlich eine Trendaussage zur weiteren P-Entwicklung für die Zukunft erlauben.

Durch die Übereinstimmung von Zirkulationswert und Jahresmittelwert für P entfällt zukünftig die Notwendigkeit den Zirkulationswert im grünen Bericht gesondert auszuweisen. Damit kann in Zukunft für alle Parameter das jeweilige Kalenderjahr als Bezugszeitraum verwendet werden.

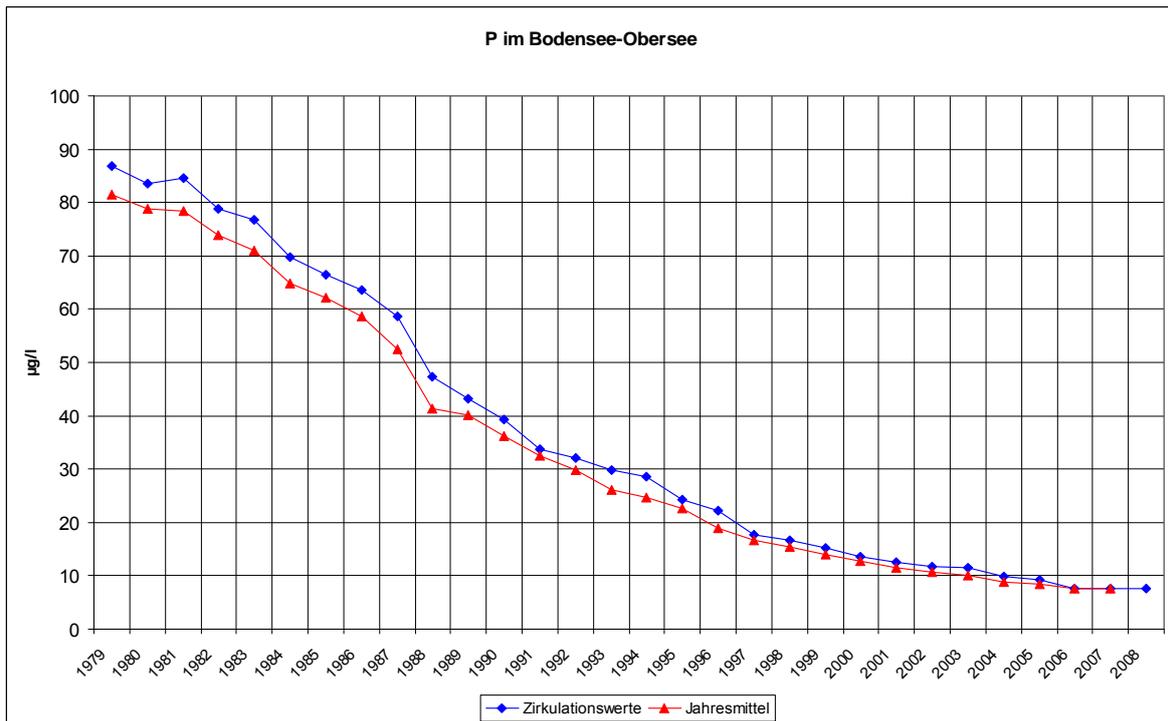


Abb. 1: Vergleich von Zirkulations- mit Jahresmittelwerten für Gesamtphosphor im Bodensee Obersee, Station Fischbach-Uttwil.

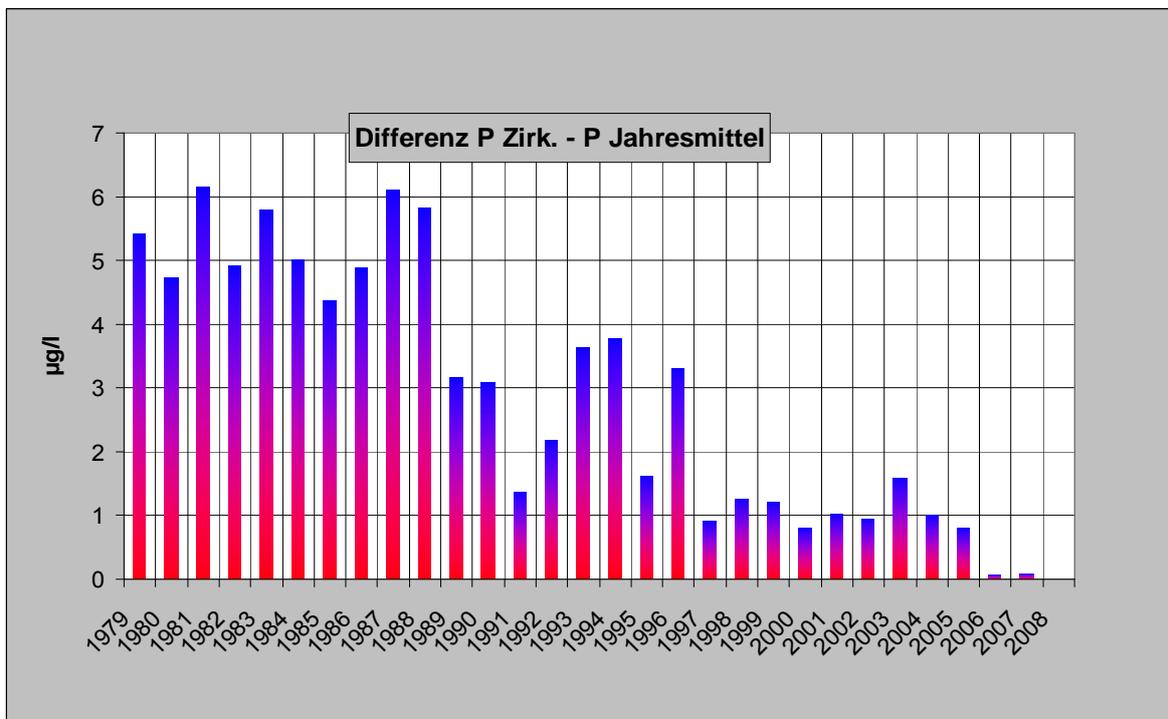


Abb. 2: Differenz von Zirkulations- mit Jahresmittelwerten für Gesamtphosphor im Bodensee Obersee, Station Fischbach-Uttwil.

Wird der Bodensee salziger?

Seit Beginn der regelmäßigen Messungen im Bodensee-Obersee Anfang der 60er Jahre haben die mittleren Chlorid-Konzentration an der Seemitte Station Fischbach-Uttwil von 2-3 mg/L auf inzwischen über 6 mg/L zugenommen. Von dieser Zunahme sind alle Seeteile betroffen, wenn auch die Konzentrationen in verschiedenen Seeteilen wegen des unterschiedlichen Einflusses chloridhaltiger Zuflüsse auf verschiedenen Niveaus liegen. Erhöhte Chloridgehalte sind ein Anzeiger vielfältiger anthropogener Einflüsse.

Um einen Zusammenhang zwischen der Zunahme der Chloridkonzentration und der winterlichen Straßensalzung zu prüfen wurden exemplarisch für die Wetterstation Konstanz die Tage pro Winter ausgewertet, die sowohl kalt als auch niederschlagsreich waren. Es zeigt sich, dass insbesondere in den Jahren 1978 bis 1987 viele Winter eine hohe Zahl an „nasskalten“ Tagen hatten und in dieser Zeit ein Anstieg der Chloridgehalte von 4 auf etwa 6 mg/L erfolgte. Von 1988 bis 2003 war die Anzahl der kalten und nassen Tage pro Winter deutlich geringer und der Chloridgehalt hat sich auf 5 mg/L stabilisiert. Die Winter 2004 bis 2006 wiesen erneut einen wetterbedingt erhöhten Bedarf an Straßensalzung auf. Die Chlorid-Konzentrationen sind in dieser Zeit im Obersee auf über 6 mg/L gestiegen und haben sich vorläufig (Stand April 2008) auf diesem Niveau stabilisiert.

Insgesamt deuten die gezeigten Untersuchungen einen Zusammenhang zwischen der Zunahme der Chloridkonzentration und einem witterungsbedingten Bedarf an erhöhter Straßensalzung an. Da auch durch eine lange Abfolge schneearmer Winter die Chloridgehalte nicht mehr wesentlich zurückgehen hat die langfristige „Aufsalzung“ des Bodensees noch weitere Ursachen, wie zum Beispiel den Einsatz von Chlorid als Regeneriersalz in der Wasserenthärtung.

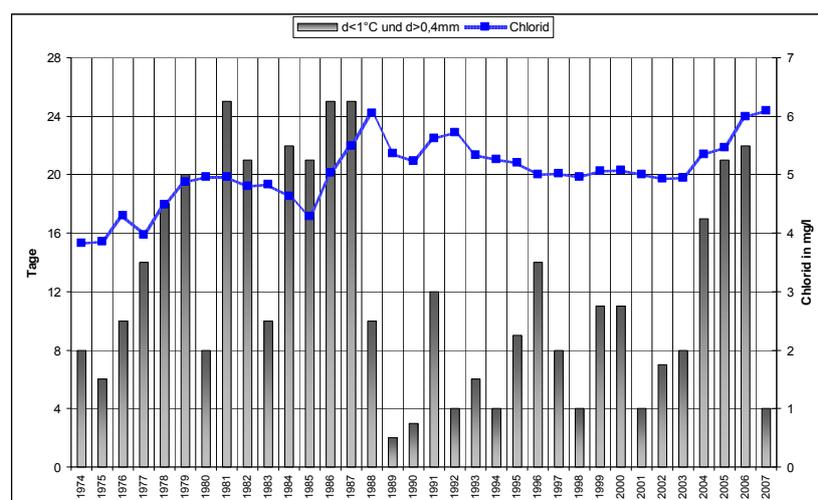
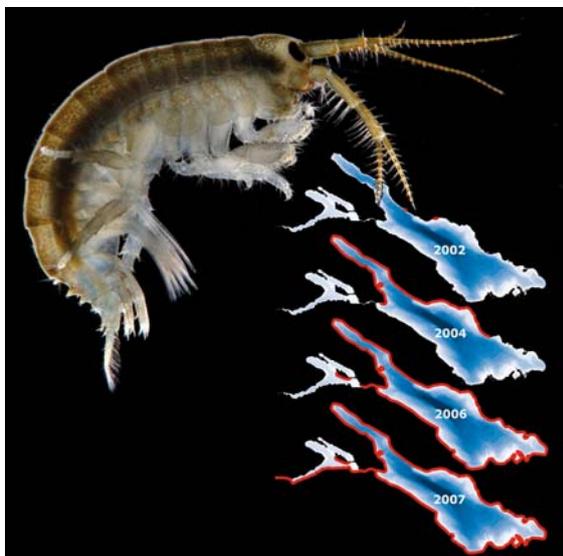


Abb. 3: Chloridmittlerwerte im Bodensee-Obersee, Station Fischbach-Uttwil im Vergleich mit Zahl der Tage mit mittlerer Tagestemperatur unter 1 °C und gleichzeitigem Niederschlag mit mehr als 0,4 mm, Bezug Station Konstanz des DWD.

Eingeschleppte Tiere im Bodensee – eine (fast) unbemerkte Invasion

Seit 2002 wurde bereits die vierte neue Tierart im Bodensee entdeckt. Neben dem Großen Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) waren dies im Jahr 2003 die Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*), 2006 die Donau-Schwebegarnele (*Limnomysis benedeni*) und im November 2007 der amerikanische Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis*.

Das erste Auffinden des Großen Höckerflohkrebses und der Körbchenmuschel im Bodensee war der Anlass für Untersuchungen zur Einwanderung und Ansiedelung gebietsfremder aquatischer Tierarten im Bodensee. Diese Arten waren aus dem schiffbaren Rhein bekannt, wo sie in hohen Biomassen auftraten und für die Verdrängung anderer Arten verantwortlich waren.



In einer ersten Phase wurde der Status des Ufer- und Flachwasserbereichs des Bodensees festgehalten. Hierbei wurde – neben der Ausbreitung der genannten Arten – die Besiedlung von Referenzstellen (Stellen noch ohne neu eingewanderte Arten) ausführlich dokumentiert.

Seit 2005 wird die Entwicklung der ufernahen Lebensgemeinschaften und die Einwanderung weiterer Arten im Rahmen des Interreg III-Projekts ANEBO (Aquatische Neozoen im Bodensee und seinem Einzugsgebiet) untersucht.

Abb. 4: Großer Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus*, Verbreitung im Bodensee.

Der Große Höckerflohkrebs zeigte im Herbst 2007 eine vergleichbare Ausbreitung wie im Herbst 2006:

Die Uferbereiche des gesamten Obersees und des größten Teil des Untersees sind – je nach Untergrund – unterschiedlich dicht besiedelt. Die Art scheint auch weiterhin im Gnadensee zu fehlen. Wahrscheinlich liegt dies an denen für sie ungünstigen Substratbedingungen. An einigen Probestellen, an denen im Vorjahr nur noch der Große Höckerflohkrebs nachgewiesen wurde, findet sich wieder ein größerer Anteil anderer Flohkrebsarten – vor allem des Flussflohkrebses (*Gammarus roeseli*).



In ufernahen Bereichen bleibt die Körbchenmuschel vorerst selten. In tieferen Bereichen scheinen sich die Bestände der Art gut zu halten. Hinweise darauf, ob sich die Art im See inzwischen weiter ausbreiten konnte, wird die Suche nach Muschelschalen an trocken gefallen Uferbereichen beim winterlichen Niederwasser liefern.

Abb. 5: Grobgerippte Körbchenmuschel, *Corbicula fluminea*.

Nachdem die kleine, fast durchsichtige Donau-Schwebgarnele im August 2006 erstmals im Bodensee entdeckt wurde, fand man sie bis Ende 2006 an zahlreichen weiteren Stellen der Bregenzer Bucht zum Teil in Massen. In den Untersuchungen Ende September 2007 war die Art dann in nahezu allen Häfen zwischen Kreuzlingen und Fischbach zu finden. Die Garnele besiedelt strömungsberuhigte Bereiche mit algenbewachsenen Grobsubstraten in verschiedenen Wassertiefen. Möglicherweise ist sie entlang der uferparallelen Characeenstreifen in größerer Tiefe noch weiter verbreitet. Ab Ende 2007 wird sie von Tauchern bis in über 20 m Wassertiefe in dichten Schwärmen angetroffen. Dieses bisher unbekannte Phänomen wird aktuell von Mitarbeitern des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz und des Instituts für Seenforschung (ISF) näher untersucht. Inzwischen ist der gesamte Obersee und Überlingersee besiedelt. Auswirkungen auf die Bodenseefauna sind noch nicht beschrieben.



Abb. 6: Schwebgarnele, *Limnomysis benedeni*.

Die bisherigen Arbeiten an den gebietsfremden Tierarten legen den Schluss nahe, dass sie vornehmlich aus dem Oberrheingebiet stammen. Durch den Ausbau der Schifffahrtswege und beson-

ders seit der Eröffnung des Rhein-Main-Donau-Kanals 1992 wurde dieser Bereich schnell von Neozoen besiedelt. Trotz der Ausbreitungsschranke des Rheinfalls konnten sie indirekt über verschiedene Wege wie z. B. Wasservögel, Wassersport oder Aquaristik in den Hochrhein und Bodensee gelangen und sich hier ansiedeln. Die bisher festgestellten Neozoen hatten glücklicherweise keine schwerwiegenden Auswirkungen auf den Bodensee. Ein größeres Problem könnte allerdings von einer Tierart ausgehen, die Wissenschaftler der Pädagogischen Hochschule Karlsruhe kürzlich im Oberrhein festgestellt haben.



Abb. 7: Die Quagga-Muschel, *Dreissena rostriformis bugensis*.

Die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) ist eine von sieben rezenten *Dreissena*-Arten, die wie die Zebra-Muschel (*Dreissena polymorpha*) aus dem Schwarzmeerraum stammt und sich derzeit in Europa ausbreitet. Sie wurde zum ersten Mal in Westeuropa 2006 in Holland und zum ersten Mal in Deutschland 2007 am Main entdeckt. Im Oktober 2007 war die Art bereits im Rhein bei Karlsruhe anzutreffen.

In Nordamerika wurde die Quagga-Muschel etwa gleichzeitig mit oder kurz nach der Dreikantmuschel in die dortigen Seen eingeschleppt. Während die Dreikantmuschel bis in etwa 30 – 40 m Wassertiefe siedelt, was auch am Bodensee zu beobachten ist, zeigte sich in Nordamerika, dass die Quagga-Muschel erheblich tiefer geht und bis in 120 m Wassertiefe anzutreffen ist. Damit stellt diese neue Art eine mögliche Beeinträchtigung für die Trinkwasserentnahme aus dem Bodensee dar. Die Wasserwerke entnehmen das Rohwasser zur Trinkwassergewinnung meist aus 50 – 60 m Wassertiefe und hatten bei dieser Entnahmetiefe bislang kein Problem mit Dreikantmuscheln. Da die neue Art aber erheblich tiefer siedelt, kann sie zur Verstopfung der Ansaugrohre führen.

Alle diese neuen Tierarten sind auf die unbewusste oder bewusste Mithilfe des Menschen angewiesen, um in den Bodensee zu kommen, denn der Rheinfluss ist eine natürliche Barriere, die die Wanderung von Arten flussaufwärts verhindert und den Bodensee vor Zuwanderern aus dem Rhein schützt. Da die Ansiedlung neuer gebietsfremder Arten ein ökologisches Risiko darstellen kann, wurden bereits verschiedene Aktivitäten zur Verhinderung der Ansiedlung und weiteren Verbreitung der Invasoren gesetzt.

Mit Sonar und Dredge den Fischen auf der Spur

Hydroakustische Bestandsschätzungen pelagischer Fische werden vor allem in großen tiefen Gewässern mit großem Erfolg eingesetzt. Aus dem Alpen- und Voralpenraum, aber auch aus Skandinavien liegen hierzu umfangreiche Erfahrungen vor. Um im Bodensee-Obersee ein dauerhaftes Monitoring der Fischdichten und der horizontalen und vertikalen Verteilung zu etablieren, wurden zwischen 2002 und 2005 Vorversuche durchgeführt. Seit 2007 wird im Frühjahr (März) und Herbst (Oktober/November) ein regelmäßiges Messprogramm durchgeführt.

Zur möglichst flächendeckenden Erfassung des Obersees wurden durch die Standard-Probenahmepunkte des ISF 6 Quertransekte gelegt. Zusätzlich wurden 5 Zwischentransekte definiert. Die Transekte der Gesamtsurveys verlaufen parallel. Die Gesamtlänge aller Transekte beträgt ca. 108 km. Die Gesamtlänge zwischen den 50 m-Isobathen (Auswertebereich) beträgt ca. 86 km.

Aus den hydroakustischen Aufnahmen wird die Abundanz [Fische/ha] durch Echointegration gewonnen. Ausgewertet werden die pelagischen Fischdichten ab einer Tiefe von 50 m, wobei davon ausgegangen wird, dass die überwiegende Mehrzahl der Fische Felchen sind. Flachere Regionen in denen mehrere Fischarten zu erwarten sind, werden nicht weiter untersucht.

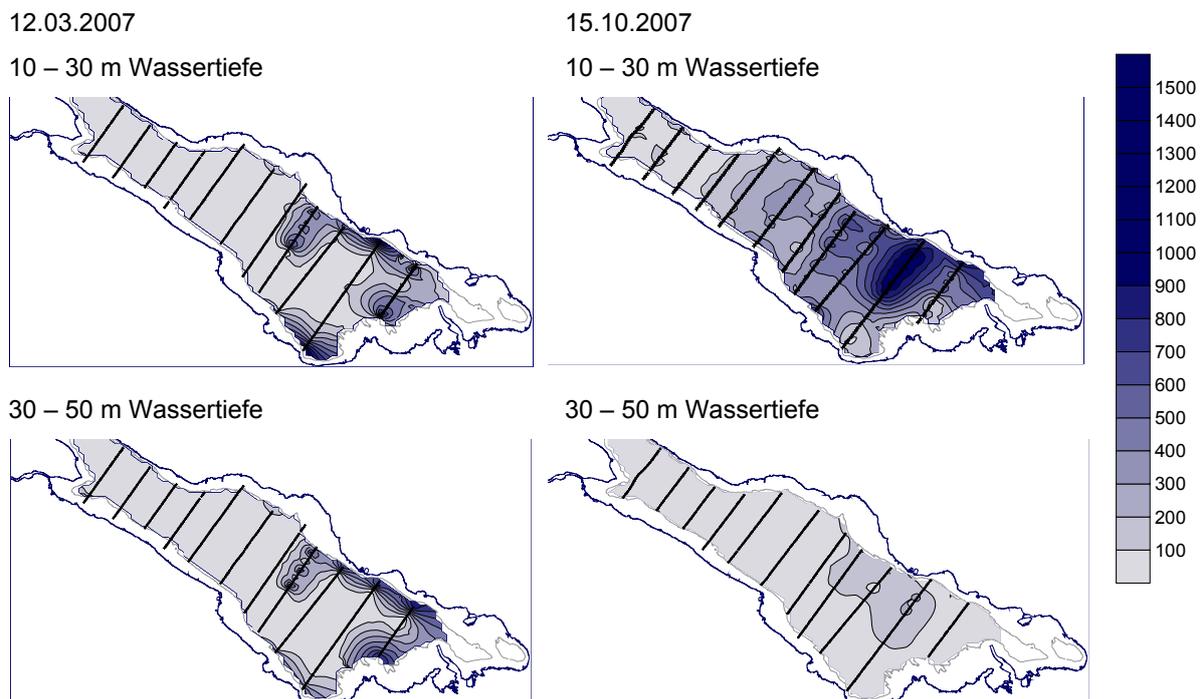


Abb. 8: Fischverteilung im Bodensee-Obersee.

Die horizontale und vertikale Verteilung der Felchen im Bodensee-Obersee zeigt ausgeprägte Muster. Im Frühjahr 2007 wurden mittlere Fischkonzentrationen im mittleren und östlichen Seeteil festgestellt. Die relativ höchsten Dichten fanden sich sowohl am Nord- als auch am Südufer, während zentral kaum Fische geortet wurden. Dieses Verteilungsmuster war bis in ca. 50 m Wassertiefe zu finden.

Im Herbst ergab sich eine von West nach Ost zunehmende, relativ hohe Fischdichte mit Häufigkeiten von bis zu 1100 Fischen/ha. Ab 30 m Wassertiefe wurden kaum noch Fischsignale gefunden. Dieses Phänomen konnte bereits 2002 und 2004 beobachtet werden und deckt sich mit Literaturangaben und Erfahrungswerten, wonach diese Aufkonzentration mit dem bevorstehenden Laichgeschehen der Felchen zu erklären ist.

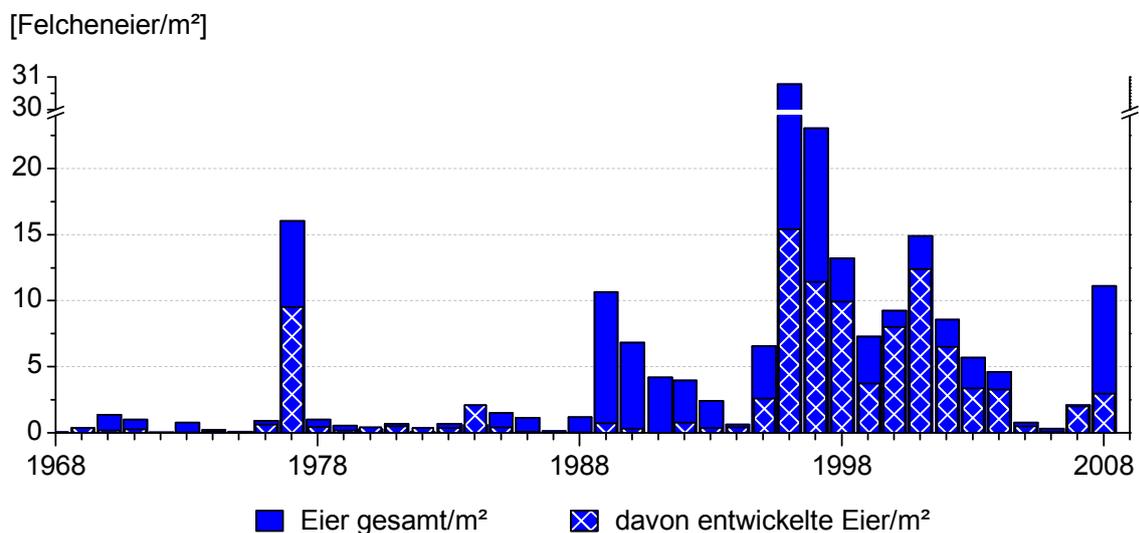


Abb. 9: Dredge-Ergebnisse 1968-2008.

Seit über zwanzig Jahren werden vom ISF durch systematische Dredgefänge nach der Blaufelchenlaichzeit die Menge und die Qualität der am Seeboden inkubierten Felcheneier ermittelt. Nachdem in einer aktuellen Auswertung gezeigt werden konnte, dass ein sehr enger Zusammenhang zwischen Felchenbestand und Anzahl der am Seegrund gefundenen Eier besteht, ist dies ein weiterer Indikator für die Dichte des Felchenbestands. Von 2001 bis 2006 nahmen die Eizahlen am Seegrund (Felcheneier/m²) bis auf ca. 1 Ei/m² ab. Auch im Januar und Februar 2007 wurden im Vergleich mit früheren Jahren nur sehr geringe Eizahlen gefunden. Demnach muss davon ausgegangen werden, dass in diesen Jahren nur ein kleiner Bestand am Laichgeschäft beteiligt war, während im Januar 2008 die Werte wieder über 10 Eiern/m² lagen. Diese Beobachtungen könnten zur Erklärung der geringen Fangerträge in den Jahren 2006 und 2007 beitragen.

Was passiert wenn es wärmer wird – zum Klimawandel am Bodensee

Der Gewässerschutz am Bodensee wie auch die Ökosystemforschung führten zur langjährigen Untersuchung einer Vielzahl an biologischen, chemischen wie auch hydrophysikalischen Messparametern. Hydrologische Daten zu den Zuflüssen wie auch meteorologische Parameter werden ebenfalls seit vielen Jahrzehnten erfasst. Diese Datenbestände stellen heute eine wertvolle Grundlage dar, welche zur Untersuchung von Folgen klimatischer Veränderungen herangezogen werden können. Da viele der Prozesse im Bodensee erheblich von den Witterungsverhältnissen abhängen, sind Auswirkungen der sich abzeichnenden Klimaentwicklung auf den See zu erwarten. Einfache direkte Einflüsse, wie etwa die tendenzielle Erwärmung des Sees, können sich in komplexer Weise im Wirkungs- und Prozessgefüge des Sees fortpflanzen.

Die global ansteigende Temperaturentwicklung ist auch am und im Bodensee deutlich erkennbar. Direkt davon beeinflusst sind die thermischen Schichtungs- und die Durchmischungsvorgänge im Bodensee. In der jüngeren Zeit findet man beispielsweise vermehrt Jahre mit ausgesprochen schlechter vertikaler Durchmischung. Zudem gibt es Hinweise, dass im Frühjahr die thermische Schichtung inzwischen merklich früher einsetzt. Diese sich abzeichnenden Änderungen im vertikalen Stofftransport beeinflussen sowohl die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe des Sees, wie auch die Verfügbarkeit von Nähr- und Mineralstoffen für das Plankton im Frühjahr.

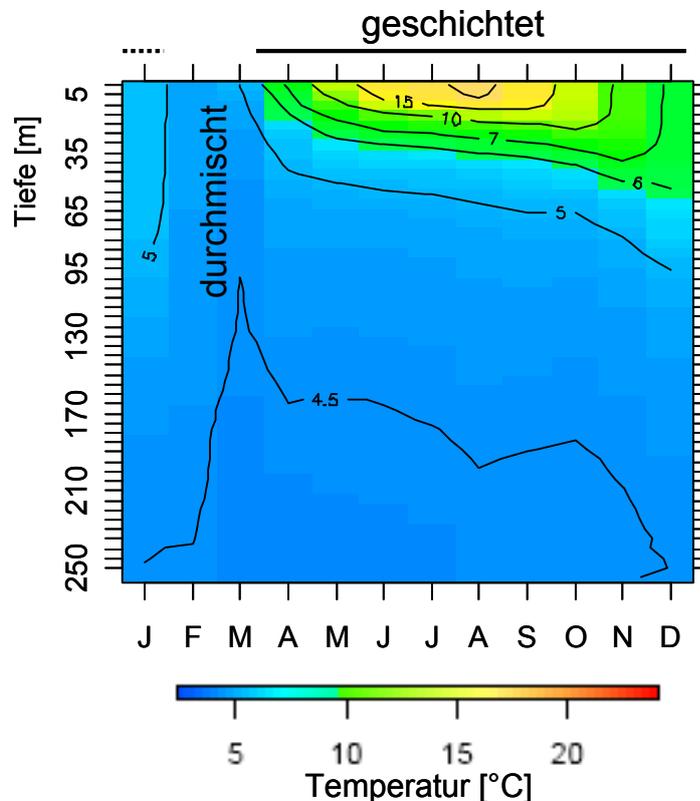


Abb. 10: Mittlerer Verlauf der Temperaturschichtung des Bodensees (Zeitraum 4/1961 bis 11/2004).

Über das komplexe Netz des Ökosystems kann der “einfache” ansteigende Temperaturentrend folglich weit reichende Wirkungen haben. Ein anderes Beispiel des Temperatureinflusses wurde hinsichtlich der Laichzeit der Blaufelchen im Bodensee aufgezeigt: Wärmere Temperaturen im November führen zu einem späteren Laichen.

Die Entwicklung des Wasserstands im Bodensee steht oftmals im Blickpunkt des öffentlichen Interesses, insbesondere bei Extremereignissen, wie etwa dem Hochwasser von 1999 oder den extrem niedrigen Wasserständen im Sommer 2003 oder im Winter 2005/2006. Die Analyseergebnisse lieferten zwar keinen Hinweis auf klimabedingte Veränderungen im langjährigen Verlauf der mittleren jährlichen Wasserstände, jedoch dürften deutliche Veränderungen im Jahresgang mit der Klimaentwicklung zusammenhängen: Die Pegelwerte im Sommer sind seit den 90er Jahren merklich zurückgegangen, wohingegen sie von etwa November bis in den Januar hinein tendenziell höher liegen. Zur Erklärung dieser Veränderung kommen verschiedene Einflussfaktoren in Frage. Die tendenziell wärmeren Temperaturen im Winter wirken sich auf die Schneeretention im alpinen Einzugsgebiet aus. Veränderungen bei den sommerlichen Verdunstungsmengen wie auch der saisonalen Niederschlagsverteilung sind weitere denkbare Ursachen. Folgen veränderter Wasserstandsverläufe sind im nahen Uferbereich oder angrenzenden Gebieten zu erwarten: Erosions- und Sedimentationsprozesse wie auch die Lebensbedingungen für Flora und Fauna sind hiervon betroffen. Angrenzende Naturschutz-Feuchtgebiete könnten vermehrt trocken fallen, wodurch möglicherweise Ziele des Artenschutzes gefährdet werden.

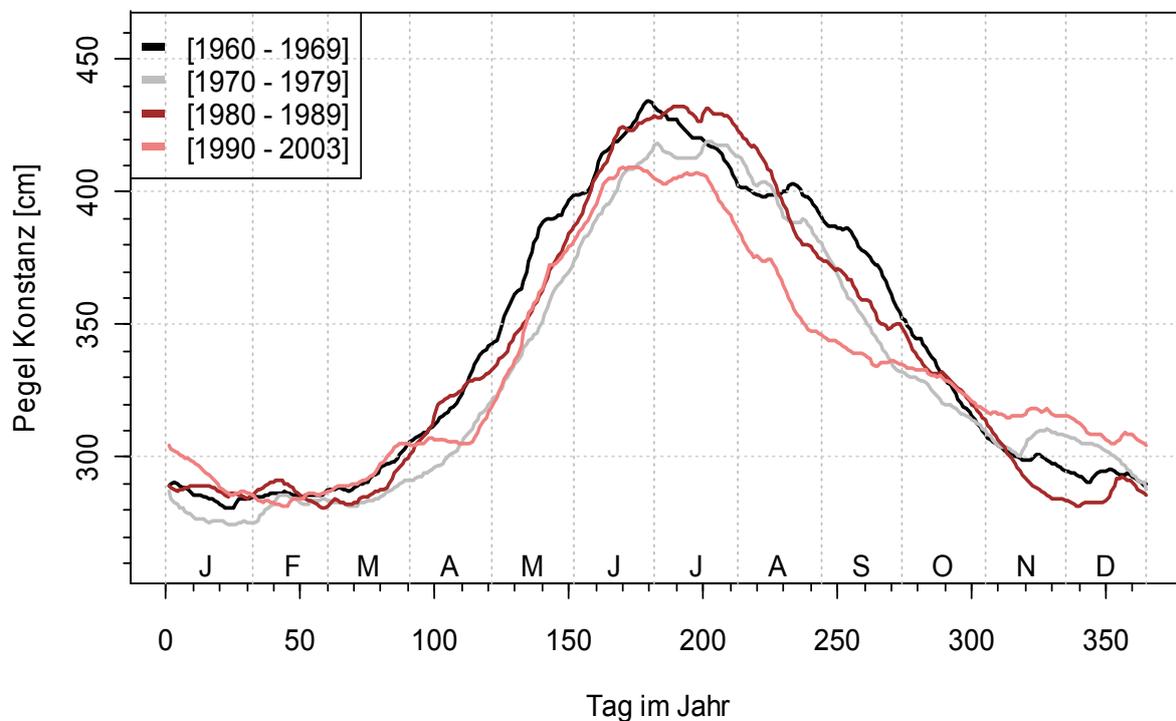


Abb. 11: Mittlere Jahressgänge des Bodenseepiegels für verschiedene Zeiträume ab 1960.

Nur in den dynamischen Durchmischungsphasen im Februar/März erfolgen im Bodensee-Obersee die großräumigen vertikalen Stoffverteilungen sowie die Auffüllung der im Sommer entstandenen Sauerstoffdefizite des Tiefenwassers rasch und effektiv. Dabei machen die Untersuchungsergebnisse von 1961 bis 2006 deutlich, dass abhängig von der Witterung, die Intensitäten des vertikalen Wasser- und Stoffaustausches von Jahr zu Jahr erheblich schwanken.

Aus der Analyse zahlreicher früherer Seezustände, die durch mannigfache hydrometeorologische Einflüsse verursacht wurden, kann auf die Wirksamkeit einzelner Einflussfaktoren und Austauschmechanismen geschlossen werden. Allerdings folgen die Abläufe im Bodensee nicht immer den gängigen Vorstellungen hinsichtlich der optimalen Voraussetzungen für einen tief greifenden Wasseraustausch. Weder homotherme Verhältnisse noch sehr kalte Winter waren zwingend mit einem wirkungsvollen Wasseraustausch bis in große Tiefen verbunden. Unerwartet waren auch die relativ geringen Auswirkungen von Stürmen und von Flusswassereinschichtungen für die Sauerstofferholung in den großen Seetiefen im Winter. Maßgebend für die Durchmischung waren vielmehr die vertikalen Temperaturverteilungen und mithin die Dichteverhältnisse in den oberen und unteren Wasserschichten. Nur die genügende Ausbildung kalter, schwerer Oberflächenwässer, kombiniert mit wärmeren Tiefenwässern, führte zu absinkenden, kalten Dichteströmen und letztlich zu einem wirkungsvollen Austausch des Tiefenwassers.

Mögliche Klimaänderungen im Bodenseeraum lassen deshalb erwarten, dass sowohl eine Häufung von wärmeren als auch von sehr kalten Wintern eine nachhaltige Durchmischung bis zum Seegrund behindern. Insgesamt führen die in den vergangenen 45 Jahren beobachteten Einflüsse verschiedener Wetterszenarien auf die Vertikalzirkulation zu folgenden Schlussfolgerungen hinsichtlich der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf den Bodensee-Obersee:

Wärmere Winter mit wenigen Frosttagen im Januar und Februar und einer lediglich moderaten Abkühlung oberflächennaher Wasserschichten führen zu stabilen Schichtungen und behindern den vertikalen Stoffaustausch erheblich.

Kalte Winter und ein wärmeres Tiefenwasser über 4,1 °C zu Winterbeginn, fördern den vertikalen Stofftransfer am effektivsten. Die starke Auskühlung randständiger Seebereiche führt dann zu kalten Dichteströmen, die wärmere Tiefenwässer verdrängen. Erkennbar werden diese Prozesse an den abrupten Temperaturabnahmen in den großen Seetiefen.

Sobald das Tiefenwasser auf Temperaturen unter 4,2 °C abfällt, wird der vertikale Stofftransfer deutlich gehemmt. Ist diese empirisch gefundene Temperaturschwelle zu Winterbeginn unterschritten, führt auch ein nachfolgend starker Wärmeentzug durch niedrigere Lufttemperaturen lediglich zu einer inversen Schichtung des Sees ohne gründlichen Austausch tiefer Wasserschichten.

Stürme (Windgeschwindigkeiten von über 6 m/s im Stundenmittel) wirken erst in extremer Häufung auf die Vertikalzirkulation. Ihr Effekt ist aber vor allem abhängig von den aktuellen Wassertemperaturen und ihrer zeitlichen Einbindung in das Geschehen der übrigen hydrometeorologischen Einflussgrößen.

Die Einschichtung von Flusswasser ist für die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers von nachrangiger Bedeutung. Auch bei einer Zunahme der Niederschläge im Winter ist mit einem dominanten Einfluss nicht zu rechnen.

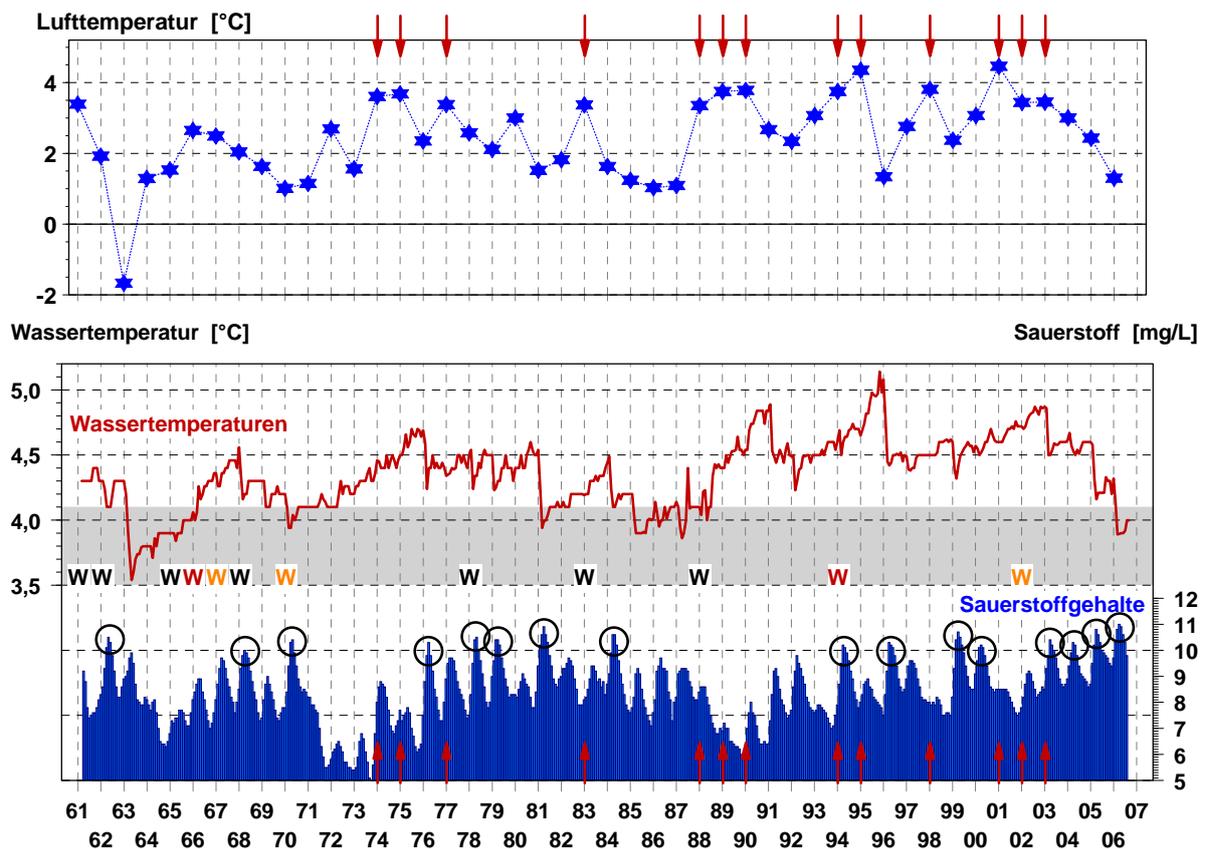


Abb. 12: Mittelwerte der Lufttemperaturen der Klimastation Konstanz jeweils vom 1. November bis 31. März (rote Pfeile: Winter mit Lufttemperaturen über 3 °C). Monatliche volumengewichtete Wassertemperaturen von 200 - 254 m Tiefe (rote Linie, linke Skala; grau unterlegt: Bereich hoher Dichte) und gleitendes Dreimonatsmittel der volumengewichteten Sauerstoffgehalte von 200 - 254 m Tiefe (blaue Balken, rechte Skala; Kreise: Sauerstoff ≥ 10 mg/L). Windstärken > 6 m/s in Stunden jeweils vom 1. November bis 31. März (W: > 200 Stunden, WW: > 250 Stunden, WWW: > 350 Stunden; Ø 61 - 04: 159 Stunden).

Unter diesen Umständen kommt der künftigen Entwicklung der Trophie im Bodensee eine besondere Bedeutung zu. Vor dem Hintergrund der erfolgreichen Sanierungsbemühungen aller Staaten im Einzugsgebiet des Bodensees zeichnet sich hier in den letzten Jahren eine deutliche Entspannung ab. Es kommt nun darauf an, das hohe Gewässerschutzniveau zu halten und die anthropogenen Belastungen zu minimieren. Dann kann, wie sich in den vergangenen warmen Wintern zeigte, eine gute Sauerstoffversorgung des Sees auch gesichert werden, wenn in einzelnen Jahren gründliche vertikale Austauschraten bis in die tiefsten Seebereiche ausbleiben.

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.

Am Bericht haben mitgearbeitet:

Dr. Beat Baumgartner, Frauenfeld
Dr. Hans-Rudolf Bürgi, Dübendorf
Dipl. nat. ETH. Heinz Ehmman, Frauenfeld
Dr. Hans Güde, Langenargen
Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz
Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen
Dr. Reiner Kümmerlin, Langenargen
Dipl.-Informatiker Günther Kuhn, Langenargen
Dr. Herbert Löffler, Langenargen
Dipl.-Ing. Robert Obad, Langenargen
Dr. Henno Roßknecht, Langenargen
Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen
Dr. Hans Bernd Stich, Langenargen
Dr. Thomas Wolf, Langenargen

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-Zellersee, 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

Das hydrologische Regime des Bodensees war in 2007 durch **Wasserstände** charakterisiert, die nahezu während des gesamten Jahres niedriger als die langjährigen Mittelwerte ausfielen. Speziell von Anfang April bis Anfang August, sowie im Oktober und November wurden zum Teil deutlich niedrigere Werte registriert. Im Mai 2007 sank der Seespiegel auf Pegelwerte ab, die nahe den langjährigen Minimalwerten lagen. Auch von Januar bis März 2008 wurden Wasserstände erreicht, die überwiegend niedriger ausfielen, als die langjährigen Mittelwerte. Jedoch sind diese Werte weit entfernt von den absoluten Minima und blieben deutlich über 250 cm.

Wie schon im vorausgehenden Seejahr 2006/2007 ist auch das Seejahr 2007/2008 durch eine unvollständige **Zirkulation** im Februar und März charakterisiert.

Ausgehend von einer unvollständigen Durchmischung des Wasserkörpers Ende März 2007 baute sich Anfang April 2007 eine erste Epilimnionstruktur mit **Wassertemperaturen** Oberflächentemperaturen von etwa 7 °C auf, die sich bis Anfang Mai verstärkte. Im Gegensatz zu 2006 erwärmte sich dann der Oberflächenwasserkörper im Frühsommer nicht ganz so stark und erreichte Mitte Juli oberflächennahe Wassertemperaturen von 21.2 °C bei einer gleichzeitigen Ausdehnung des Epilimnions und einer Absenkung der 7 °C-Isotherme auf etwa 30 m. Diese Struktur blieb im Wesentlichen bis Mitte September erhalten. Bis Anfang November erniedrigte sich, bei gleichzeitiger weitgehender Homothermie in den oberen 30 m. Der Prozess der Auskühlung setzte sich in den folgenden Wochen fort, bis Anfang Januar die oberflächlichen Temperaturen bereits unter 6 °C gesunken waren und sich unter Erhaltung von vertikalen Temperaturgradienten die 5 °C-Isotherme auf etwa 120 m abgesenkt hatte. Anfang März 2008 traten ähnlich wie im Vorjahr Wassertemperaturen von über 5 °C oberhalb von 110 m Wassertiefe auf, die sich langsam bis auf Temperaturen von etwa 4.3 °C in 220 m Wassertiefe absenkten. Unter dem Einfluss mehrerer Starkwindereignisse senkte sich dann bis Mitte März die Grenze zwischen relativ warmen, oberen Wasserkörper und dem Hypolimnionswasserkörper bis auf etwa 200 m ab, wobei der obere Wasserkörper immer noch höhere Temperaturen als 5 °C aufwies und damit an der Grenzschicht zum Hypolimnion deutlich wärmeres Wasser als im Vergleichszeitraum 2007 enthielt. Anfang April 2008 begann dann die erneute Erwärmungsphase.

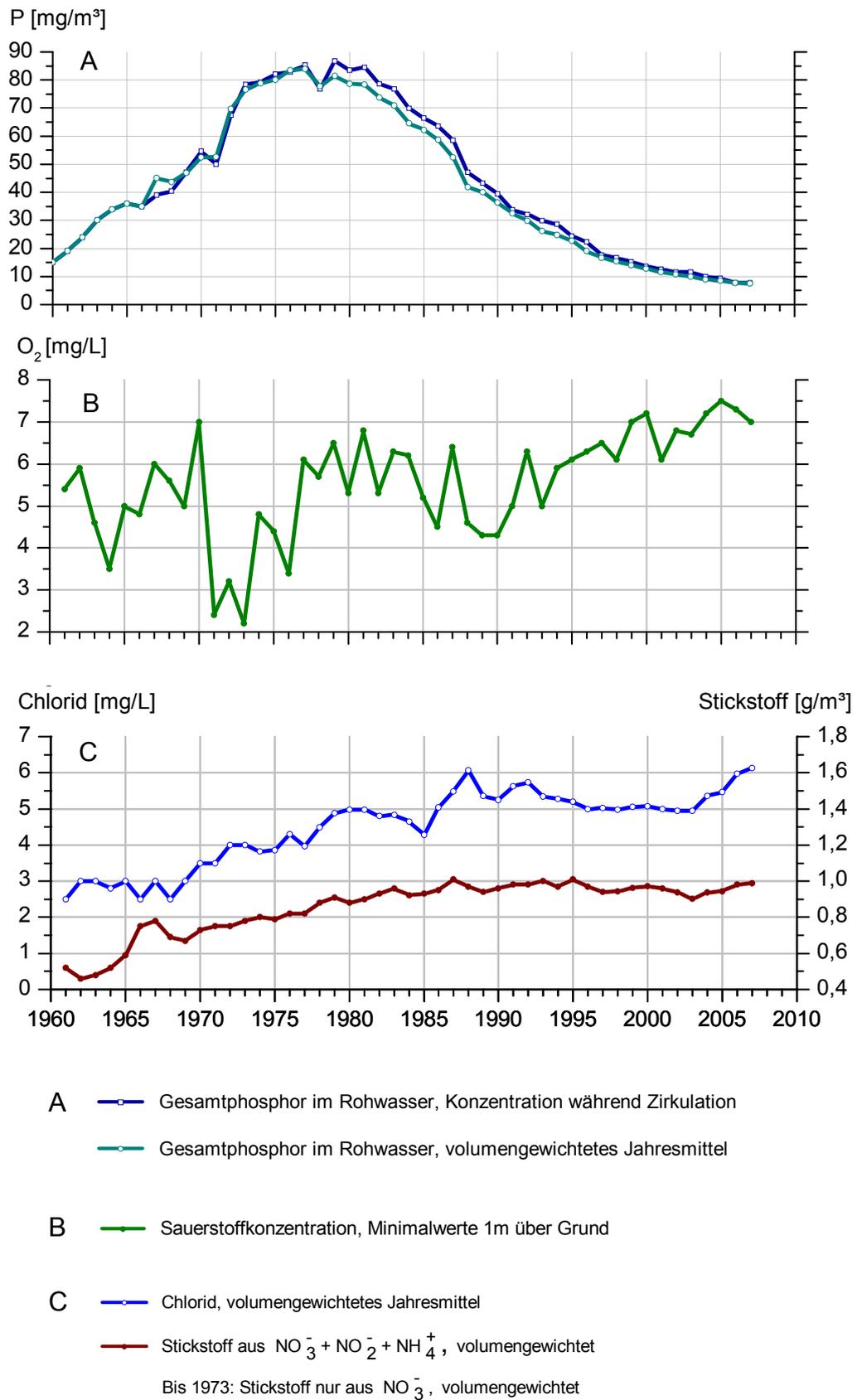


Abb. 1: Langfristige Entwicklung des Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentration im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Konzentration des **Gesamtposphors** betrug im Frühjahr 2008 während der Monate Februar bis April im Mittel 8 mg/m^3 (Abb. 1 A, Konzentration während der Zirkulation). Damit blieb die Phosphorkonzentration während der Zirkulationsphase seit 2006 konstant und hat sich dem Jahresmittelwert angeglichen.

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

Chlorid als Indikator vielfältiger Salzbelastungen erhöhte sich im Jahresmittel von 5,5 (2005) über 6,0 (2006) auf $6,1 \text{ g/m}^3$ im Jahr 2007 (s. Abb. 1 C).

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 - 254 m lagen 2007 stets deutlich unter den Werten des Vorjahres. Durch die unvollständige vertikale Durchmischung Anfang des Jahres 2007 blieb die Sauerstofferholung in der Tiefe aus. Die Zehrung im Verlauf des Sommers führte zu einer weiteren Abnahme der Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser bis Anfang November. Durch die erneut schlechte Zirkulation im Frühjahr 2008 wurde die Sauerstoffzehrung im tiefen Hypolimnion abermals nicht ausgeglichen. Der aktuelle Sauerstoffinhalt des gesamten Obersees im März und April 2008 hat mit 509 000 Tonnen nach zwei Jahren mit mangelhafter Zirkulation weiter abgenommen (2007: 520 000 t, 2006: 533 000 t).

Trotz schlechter Vertikalzirkulation hat das herbstliche Sauerstoffminimum in 254 m Tiefe im Jahr 2007 mit $7,0 \text{ g/m}^3$ im Vergleich zum Vorjahr zwar abgenommen (2006 $7,3 \text{ g/m}^3$, Abb. 1 B), liegt aber deutlich über dem Niveau früherer zirkulationsschwacher Jahre.

Im Obersee ist die Biomasse des **Phytoplanktons** im Jahr 2007 mit $11,4 \text{ g/m}^2$ wieder deutlich angestiegen. Sie liegt damit im oberen Bereich der seit 17 Jahren zwischen Werten von $13,4 \text{ g/m}^2$ (1996) und $6,7 \text{ g/m}^2$ (2001) schwankenden Biomasse. Der Mittelwert der letzten acht Jahre liegt mit $9,5 \text{ g/m}^2$ bereits tiefer als der Wert von 1961.

Erstmals wurde 2007 die Probenahmestation Bregenzer Bucht untersucht. Es zeigt sich eine stark von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung. Die Jahresdurchschnittsbiomasse liegt mit $8,8 \text{ g/m}^2$ niedriger als in den anderen Seeteilen, auch ist die Zusammensetzung der Planktonbiocoenose auf Grund der anderen ökologischen Bedingungen wesentlich anders.

Sowohl im Ober- als auch im Untersee besteht nach wie vor ein großer Teil der Plankton-Lebensgemeinschaft entweder aus Ubiquisten, also Formen ohne Indikationspotenzial oder aber aus Formen, die mittlere Nährstoff-Konzentrationen anzeigen. Ausgesprochene Oligotrophierungs-Anzeiger, also Formen, die geringere Nährstoff-Konzentrationen präferieren, finden sich 2007 lediglich im Frühjahrsplankton des Zellersees. Das Sommerplankton aller Seeteile wird hauptsächlich durch schlecht von Zooplankton konsumierbare Kieselalgen ohne Indikations-Potenzial dominiert.

Die für die biologische Produktion entscheidenden niedrigen Nährstoffbedingungen zeigen sich auch in seit mehreren Jahren kontinuierlich absinkenden **Chlorophyll-a Konzentrationen**. Die ausgeprägte saisonale Dynamik früherer Jahre, mit hohen

Chlorophyll-a Konzentrationen im Frühjahr und Sommer, ist inzwischen abgelöst worden durch Jahresverläufe mit nur noch gering ausgeprägten saisonalen Konzentrationsschwankungen auf insgesamt niedrigem Niveau.

Die langjährige Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigt einen unveränderten Trend zu niedrigeren Werten. Insbesondere bei den Cladoceren nehmen die Planktondichten weiterhin ab. Bei den Copepoden stagnieren die Werte der letzten vier Jahre. Die im Vergleich zu früher abnehmenden Individuenzahlen des Zooplanktons sind unter anderem Folge des durch die Reoligotrophierung verknüpften Nahrungsangebotes. Für die Produktionsbedingungen des Zooplanktons sind aber nicht nur die sehr niedrigen Futterkonzentrationen (Algen-Produktion) sondern auch der Fraßdruck (Mortalität) von planktonfressenden Fischen mit ausschlaggebend. Die über Sonarmethoden erfassten Bestandsschätzungen der pelagischen Fische (vor allem Felchen) legen nahe, dass der Fraßdruck auf die Zooplankton-Bestände immer noch relativ hoch ist. Bisher beobachtete Reaktionen auf die veränderten Selektionsbedingungen waren die Reduzierung der "eutrophen" Arten *Daphnia galeata* und *Cyclops vicinus* und die Rückkehr von *Diaphanosoma brachyurum*. Weitere Änderungen in der Artenzusammensetzung des Zooplanktons sind auf Grund der geänderten Produktionsbedingungen zu erwarten. Eingewanderte neue Arten, („Neozoen“), waren im Bodensee bislang auf den Uferbereich und die Flachwasserzone beschränkt. Es ergaben sich jedoch Hinweise, dass die Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* auch in das Freiwasser einwandert.

Die seit 1998 beobachtete Entwicklung der Konzentrationen der **Gesamtbakterien** mit geringer ausgeprägten Frühjahrs- und Sommermaxima war auch 2007 vorhanden, während im Spätherbst vergleichsweise höhere Bakteriendichten beobachtet wurden. Auffallend war bei der mittelfristigen Entwicklung auch, dass die winterlichen Minima der oberflächennahen Schichten in den letzten Jahren weniger deutlich ausfielen. Dies kann als weiterer Hinweis für eine geringere winterliche Durchmischungsaktivität gesehen werden. Insgesamt kann aber für die letzten Jahre dennoch eine sich abzeichnende Tendenz zu niedrigeren Konzentrationen festgestellt werden. Diese ist wohl Ausdruck dafür, dass sich die inzwischen fortgeschrittene Reoligotrophierung auch auf die Dichte der heterotrophen Mikroorganismen auswirkt.

Für die seit 1999 an der Station Fischbach-Uttwil durchgeführte monatliche Erhebung der Vertikalverteilung von *Escherichia coli* als Vertreter der **Fäkalbakterien** waren auch im Kalenderjahr 2007 die Belastungswerte für diese Keimgruppe im Freiwasser des Bodensees allgemein sehr niedrig. Trotz der insgesamt sehr geringen Werte unterstreichen die erhaltenen vertikalen Verteilungsbilder erneut das Potenzial dieser Keimgruppe als Indikator für die Einschichtung belasteten Flusswassers, da die wenigen Proben mit leicht erhöhten Keimkonzentrationen in den Wasserschichten gefunden wurden, in denen sich – belegt durch chemische Indikatoren - auch Flusswasser einschichtet.

Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee stellt 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 nehmen, wobei der Zeller See in den Sommermonaten etwas wärmer als Rheinsee und Obersee ist, unterscheiden sich die Unterseebecken qualitativ im Schichtungsverhalten vom Obersee. Im Rheinsee findet sich aufgrund der vergleichsweise geringen Wassertiefe bereits Anfang Dezember eine weitgehend homotherme Durchmischung des Wasserkörpers, der von 6.4 °C bis auf 5.2 °C Ende Januar 2008 abkühlt. Im Gnadensee und Zellersee werden im Verlauf des Januar und Februar 2008 sogar leicht inverse Temperaturschichtungen erreicht, wobei diese Teilbecken des Untersees teilweise geringere Wassertemperaturen als 4 °C aufweisen.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** ist 2007 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 10 mg/m³ gegenüber 2006 gleich geblieben. Im Zellersee ging der Wert von 17 auf 16 mg/m³ zurück.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente nahm 2007 im Rheinsee auf 0,88 g/m³ (2006: 0,92 g/m³, 2005: 0,86 g/m³) und im Zellersee auf 0,95 g/m³ (2006: 1,03 g/m³, 2005: 0,93 g/m³) ab.

Der **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im November 2007 0,2 g/m³. Im Vorjahr hatte die Minimalkonzentration Anfang November bei 0,4 g/m³ gelegen. Im Zellersee, der bis 1992 über Jahrzehnte hinweg einen zeitweiligen totalen Sauerstoffschwund aufwies, wurde auch 2007 bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden. Der niedrigste Wert lag im Oktober bei 0,6 g/m³. In 2006 wurde ein Minimalwert von 0,8 g/m³ gefunden.

An der Station Zellersee im Bodensee-Untersee hat sich der Jahresdurchschnittswert der **Phytoplankton** Biomasse mit 18,4 g/m² gegenüber dem Vorjahr fast verdoppelt. Sie liegt im oberen Bereich der seit 18 Jahren zwischen Werten von 25,7 g/m² (1999) und 10,3 g/m² (1994) schwankenden Biomasse. Der Durchschnittswert der letzten achtzehn Jahre liegt inzwischen bereits unter dem Niveau von 1961. Damit liegt das trophische Niveau im Zellersee deutlich höher als im Bodensee-Obersee.

An der Station Rheinsee liegt die Jahresdurchschnittsbiomasse mit 12,0 g/m² etwas über dem Wert des Obersees (Fischbach-Uttwil), jedoch deutlich unter dem Wert des Zellersees. Die Langzeitentwicklung zeigt nach sehr hohen Werten bis 1997 einen schnellen Abfall auf Biomassen, die mit den anderen Seeteilen vergleichbar sind.

Beim Vergleich der drei Stationen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil und Zeller See zeigt die Station Zeller See die höchsten Werte für die drei untersuchten **Zooplankton** Gruppen (Cladoceren, Copepoden, Rotatorien).

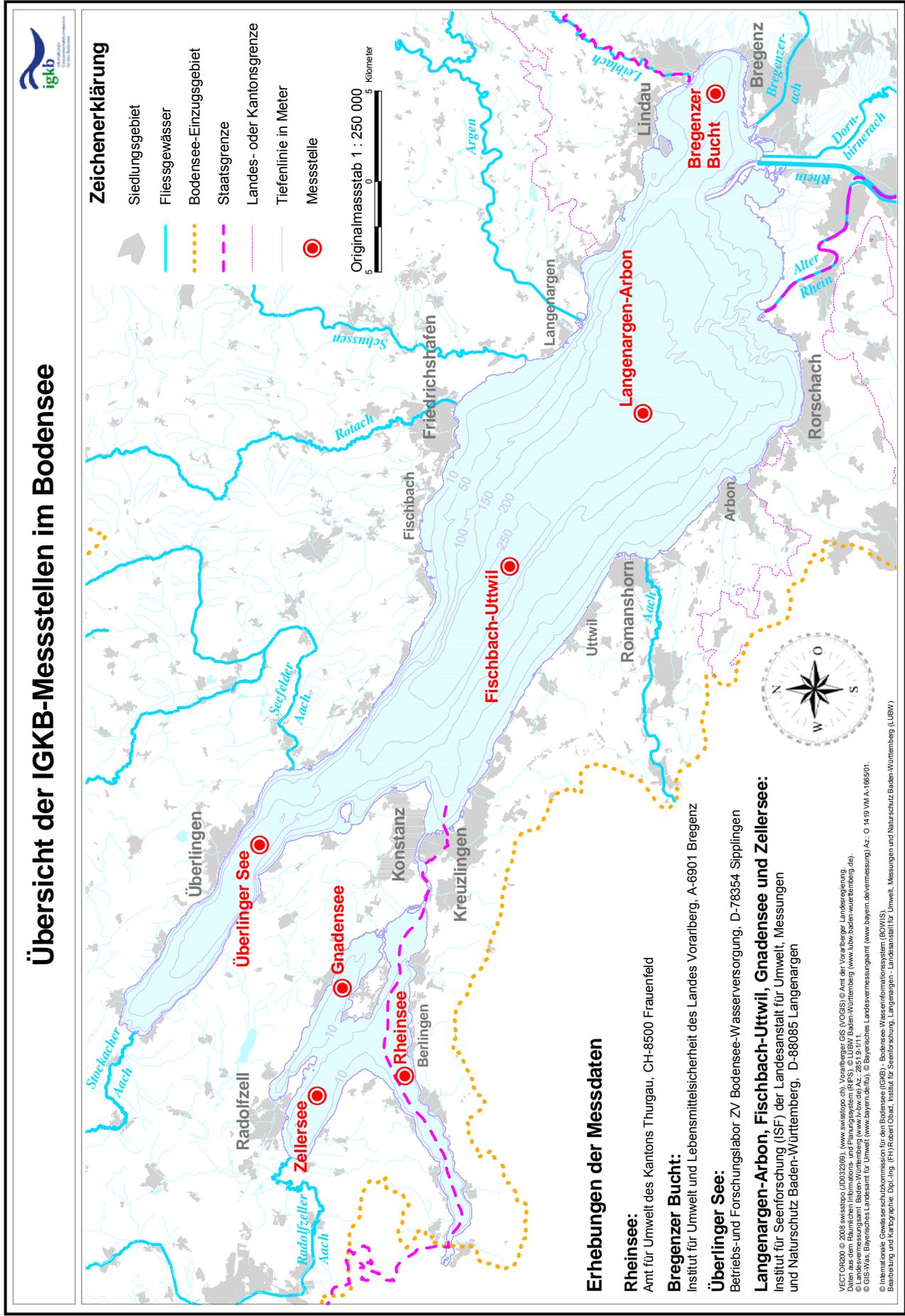
Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem sehr guten Zustand.
- Der langjährige Trend abnehmender Phosphorgehalte ist im Obersee inzwischen zum Stillstand gekommen.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich aber klar in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche, die durch geringeren Sauerstoffzehrungsraten bedingt ist. Trotz zweier aufeinander folgender Jahre mit mangelhafter Vertikalzirkulation hielten sich die Sauerstoffkonzentrationen im tiefen Hypolimnion auf einem deutlich höheren Niveau als in früheren Jahren mit vergleichbar schlechten Durchmischungen.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung nach wie vor von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Darüber hinaus spielt die aus dem Obersee eingetragene Biomasse eine Rolle. Die höhere Algenentwicklung im Untersee spiegelt diese Einflüsse wider. Die Phosphorgehalte im Zellersee sind weiter leicht gefallen, während sie im Rheinsee im Vergleich zum Vorjahr gleich geblieben sind.

Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den nachhaltig positiven Effekt der Sanierungsmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Angesichts des weiter wachsenden Nutzungsdrucks gilt es, die erreichten Erfolge zu sichern.

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2007

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



Meteorologie

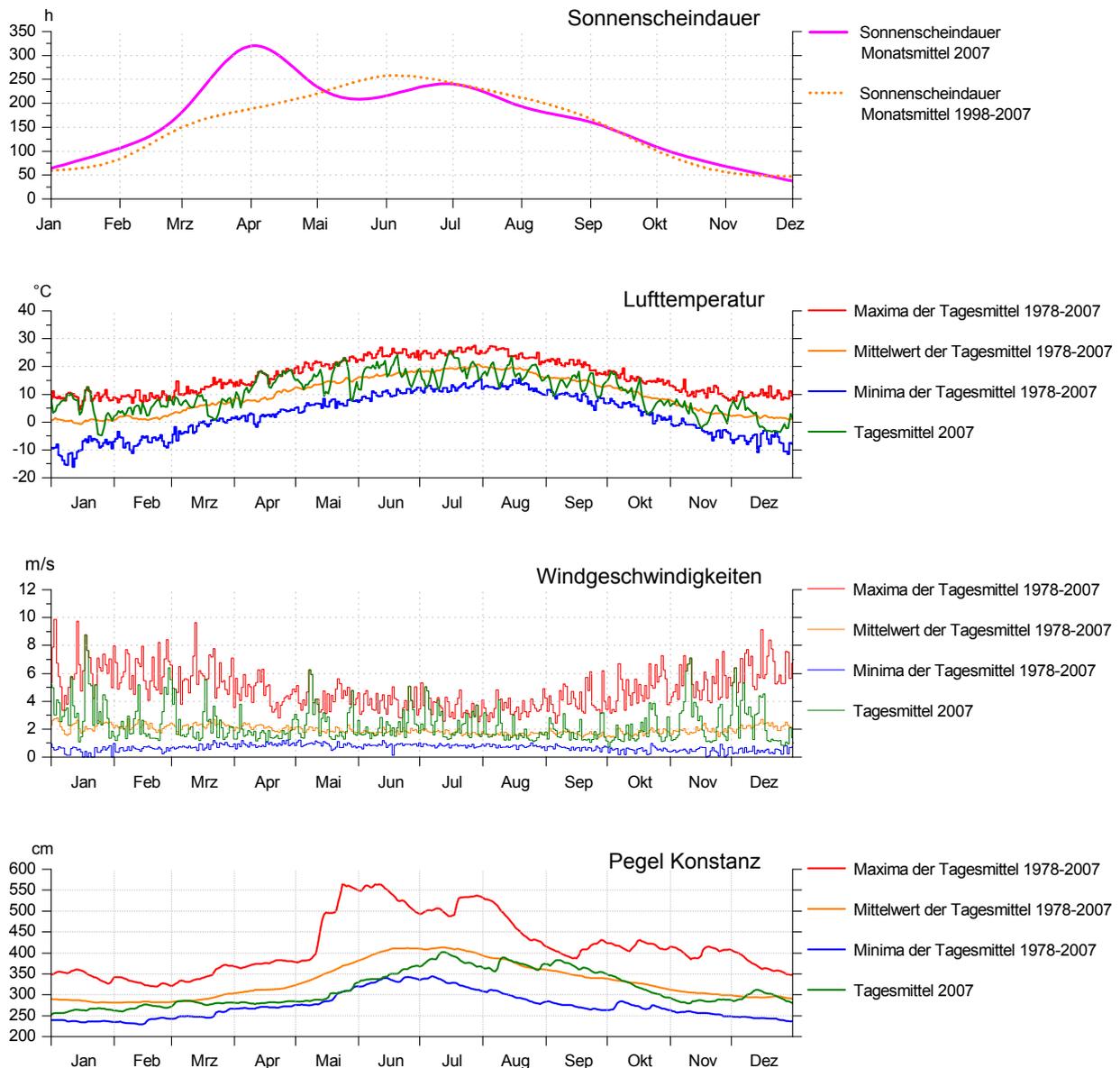


Abb. 3: Meteorologische und hydrologische Größen. Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Das Jahr 2007 zeichnet sich durch eine gegenüber dem langjährigen Mittel erhöhte monatliche Sonnenscheindauer im Frühjahr aus, während sich dieser Wert im weiteren Verlauf des Jahres den mittleren Verhältnissen angleicht. Eine weitere Besonderheit sind die im ersten Halbjahr im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten erniedrigten Wasserstände, die teilweise den 30-jährigen Extremwasserständen sehr nahe kommen.

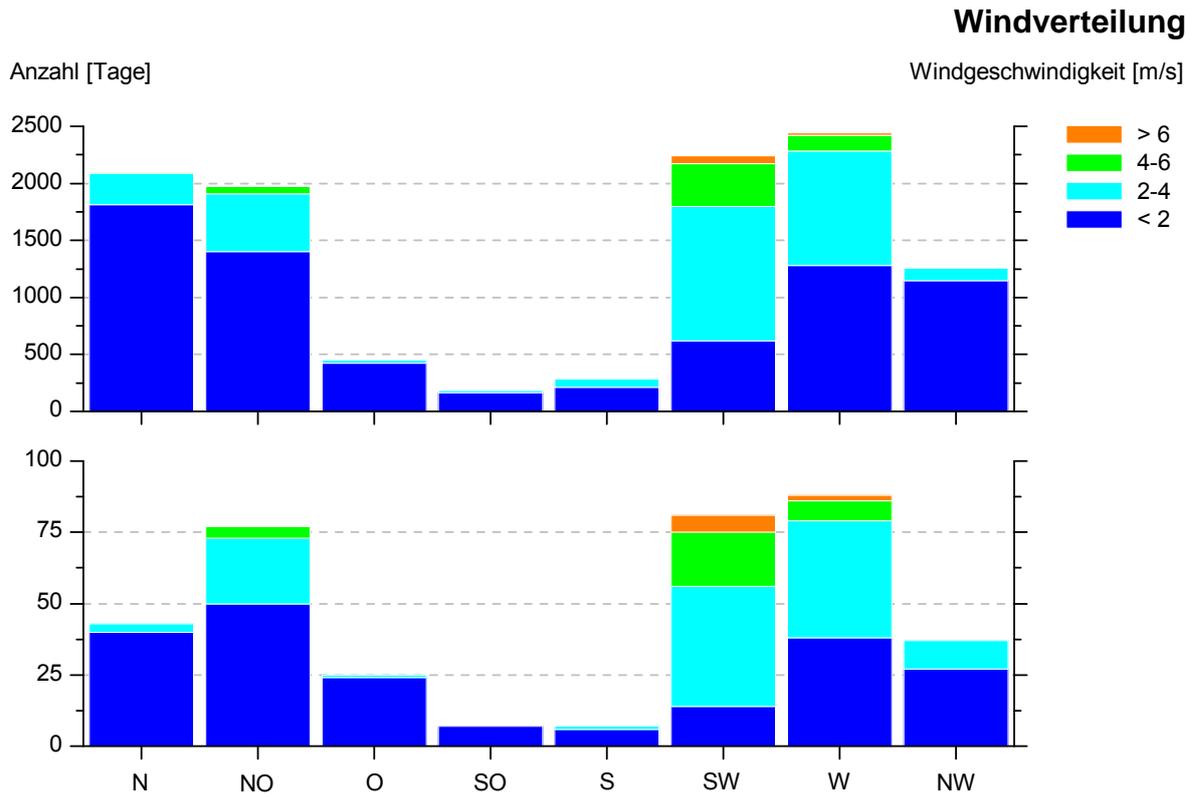


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung des Windes für das Jahr 2007 (obere Abbildung) bzw. die letzten 30 Jahre (untere Abbildung). Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Die Windverteilung des Jahres 2007 zeigt keine außerordentlichen Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und – geschwindigkeiten.

Hydrologie

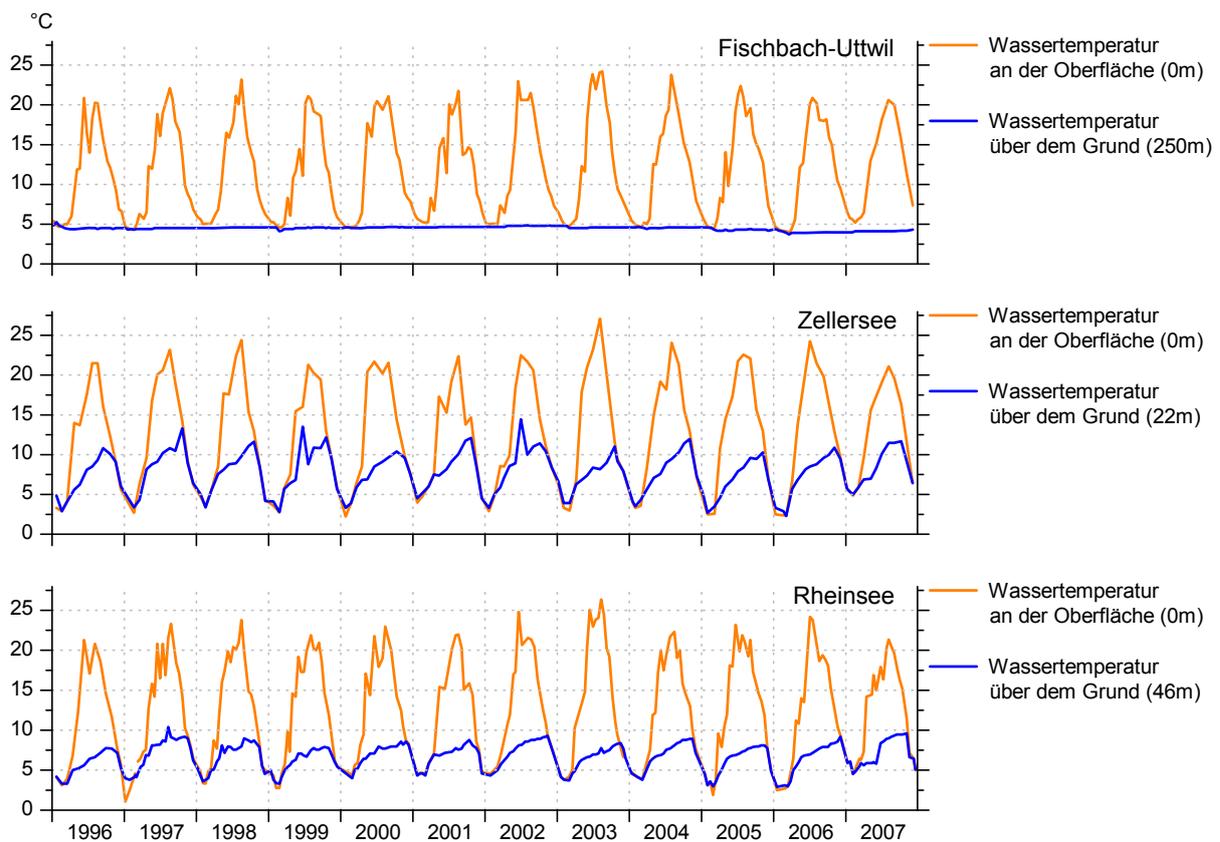


Abb. 5: Langzeitliche Temperaturentwicklung für Obersee, Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2007. Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees (D= 22 m) und des Rheinsees (D= 46 m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

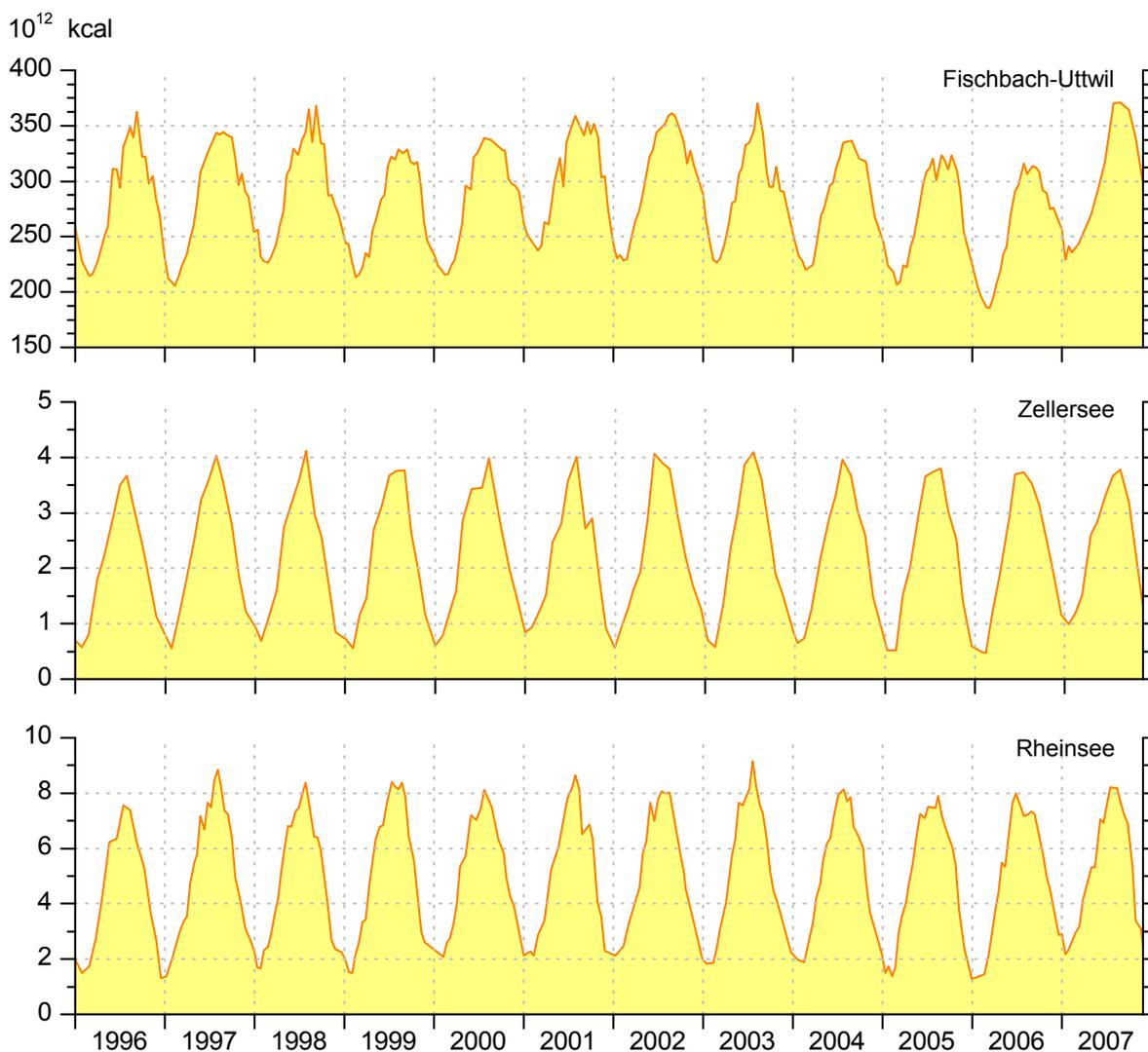
Wärmeinhalt

Abb. 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 2007 werden im Sommerhalbjahr relativ hohe Werte für den Wärmeinhalt erreicht, was insbesondere auf den warmen Wasserkörper am Ende des Winterhalbjahres 2006/2007 und die warme Witterung im ersten Halbjahr 2007 zurückgeführt werden kann. In diesem Winterhalbjahr wurde für den Obersee keine vollständige Durchmischung und damit Homothermie des Wasserkörpers erreicht.

Wassertemperatur

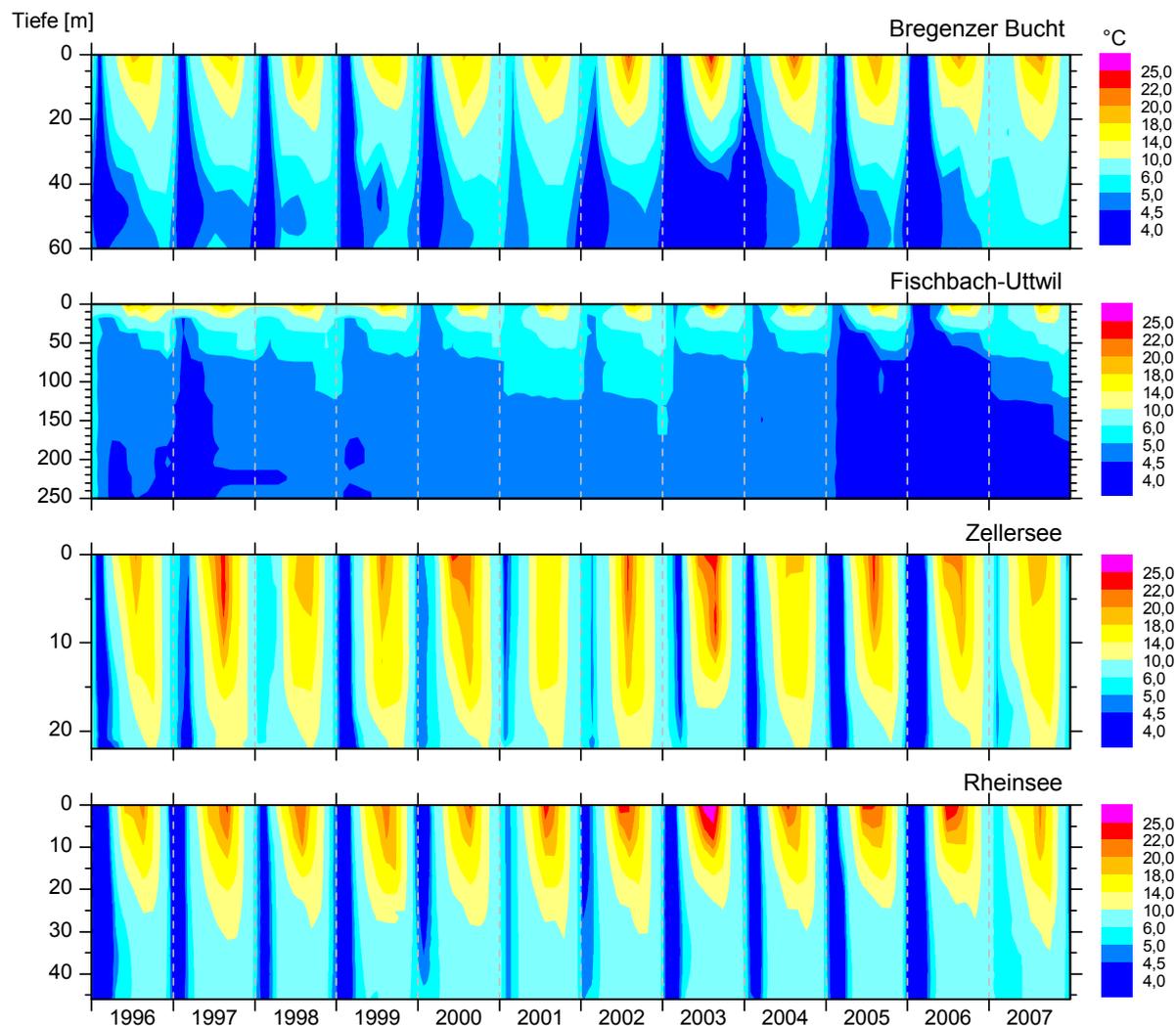


Abb. 7: Wassertemperaturverteilung in der Bregenz Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Temperaturen über 10 °C werden in der Bregenz Bucht 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, bleibt der See geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C.

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.

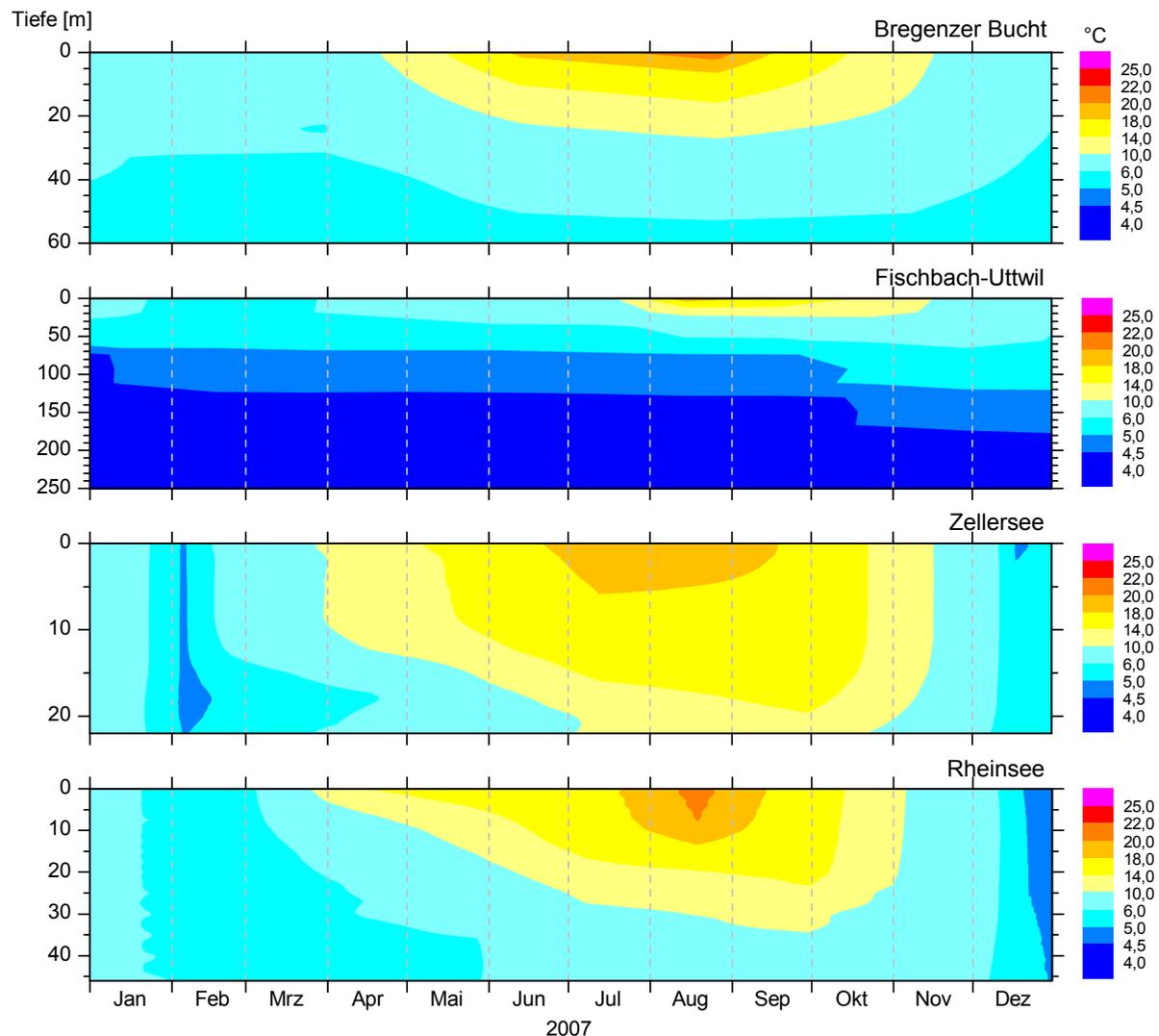


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung im Jahr 2007 in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, so wie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Wassertemperaturverteilung im Jahr 2007 ist durch das relativ warme Winterhalbjahr 2006/2007 ausgezeichnet. Die ansonsten im Februar bzw. März stattfindende Vollzirkulation des Wasserkörpers wurde in diesem Jahr nicht erreicht, so dass der See seine thermische Stratifikation beibehielt. Die einzelnen Seeteile des Untersees zeigen ähnliche Temperaturverteilungen für das Jahr 2007. Im Winterhalbjahr wird dabei der Rheinsee stärker durch den Abfluss aus dem Obersee geprägt, während der Zellersee als flacher Seeteil Anfang Februar 2007 eine Vollzirkulation aufweist.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

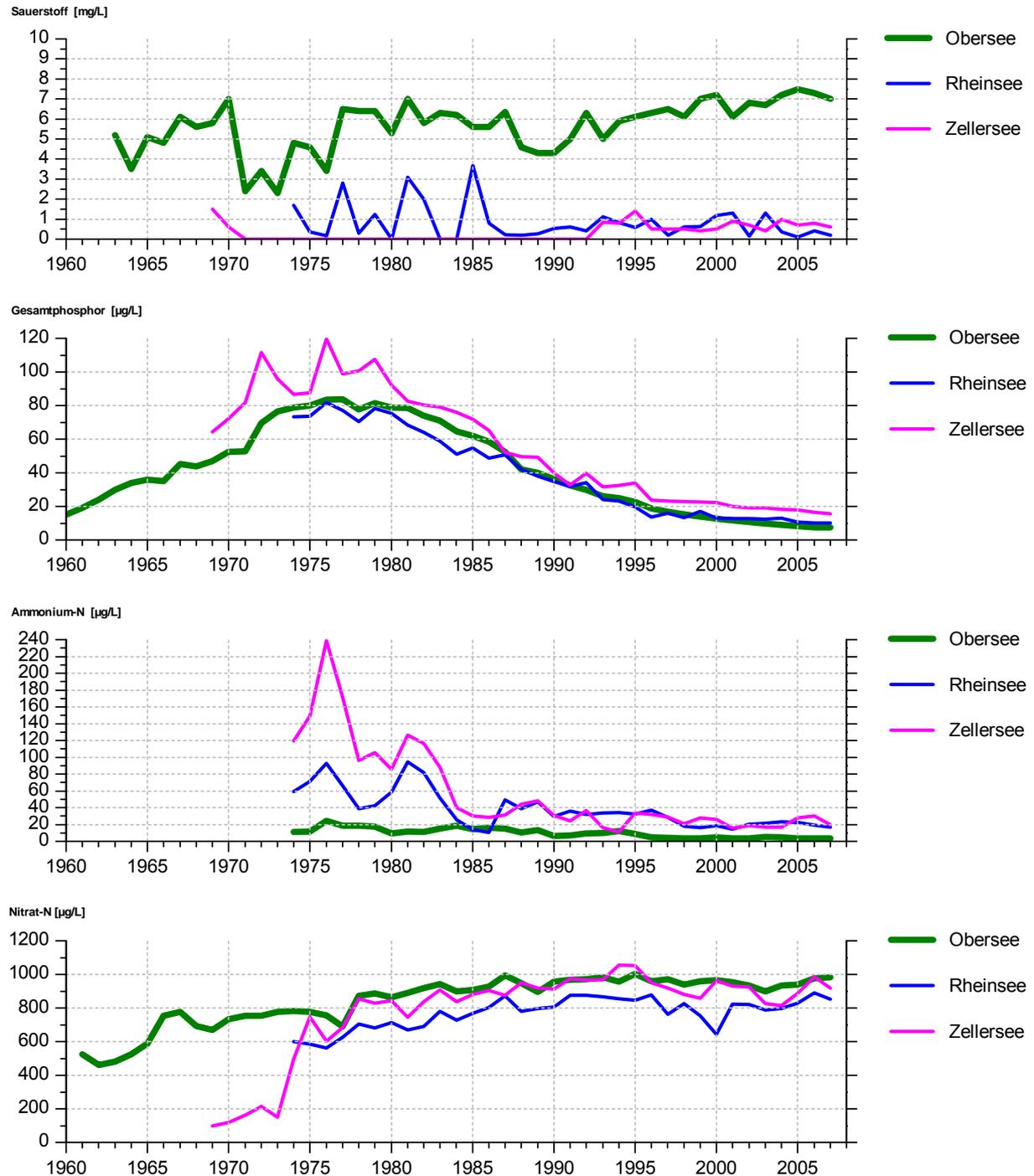


Abb. 9: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

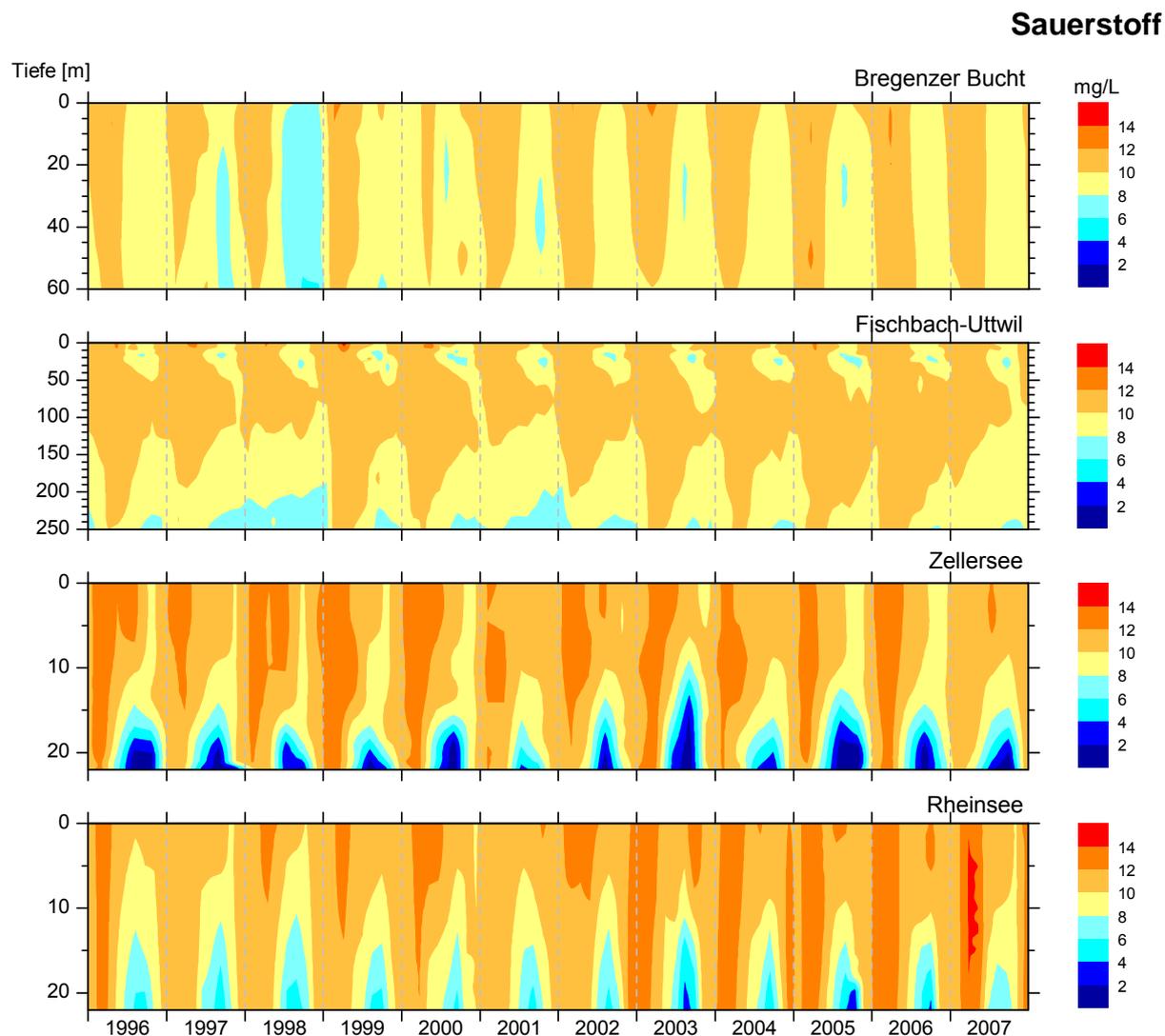


Abb. 10: Sauerstoffverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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 blieb die Sauerstoffholung über Grund aus. Dennoch lag das herbstliche Sauerstoffminimum über dem Niveau früherer zirkulationsschwacher Jahre, wie z.B. 2001.

Gesamtphosphor

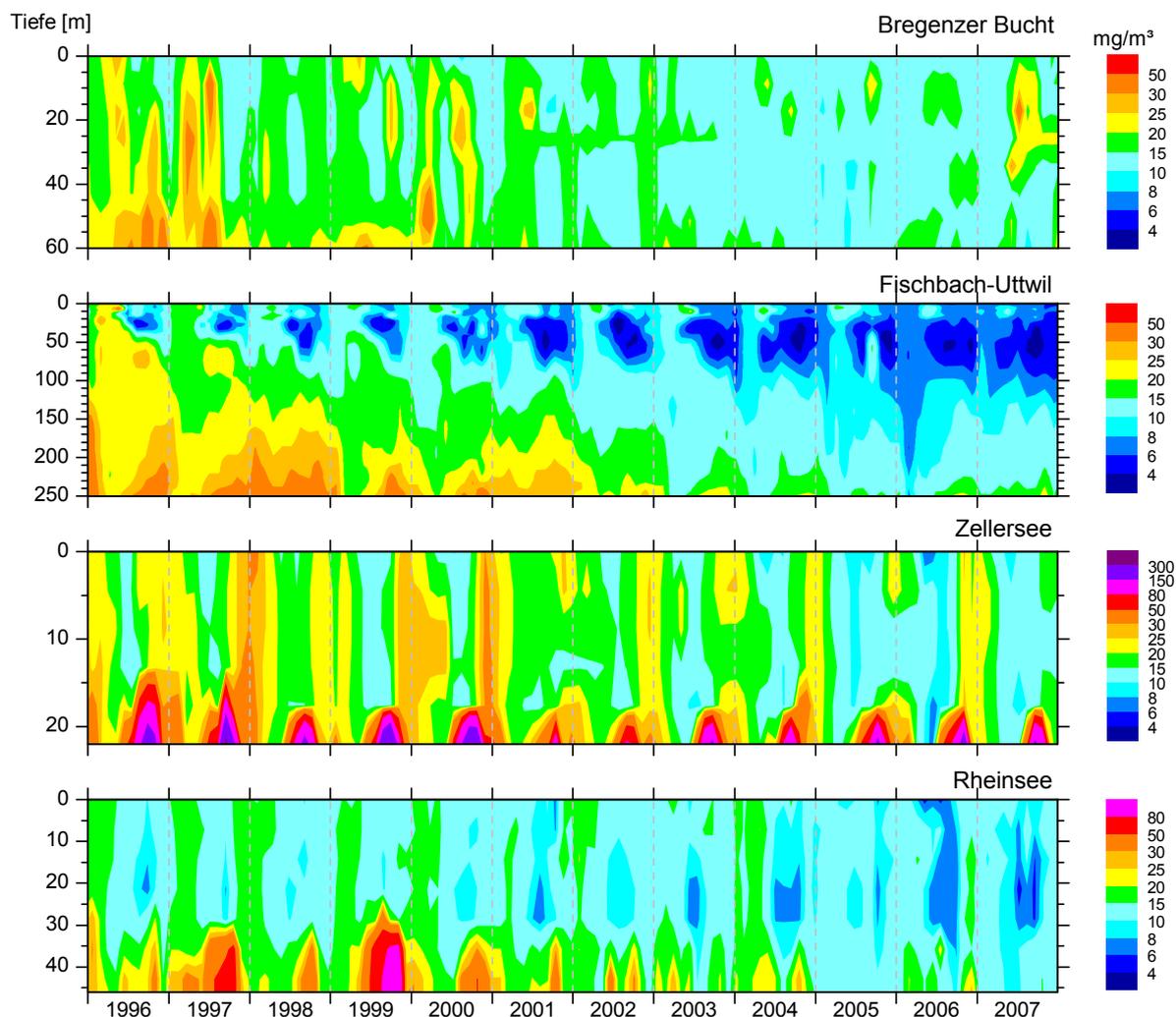


Abb. 11: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte gehen in allen Seeteilen weiter zurück. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind die Phosphorgehalte in der Bregenzer Bucht etwas höher als in Seemitte, weil hier die Phosphorrückgänge durch Verluste infolge der Algenproduktion rascher ausgeglichen werden. Bedingt durch die Algenproduktion und abnehmende Phosphoreinträge über die Zuflüsse reicht die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) in zunehmend größere Tiefen. Inzwischen werden die stärksten Rückgänge in Tiefen um 50 m beobachtet.

Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge erheblicher Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen. Auch im Rheinsee kann eine Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten in das Wasser stattfinden, zumal dieser durch ausgeschwemmte Biomasse aus dem Obersee belastet wird. Dies macht sich vor allem bei hohen Abflüssen des Seerheins bemerkbar, wie das Hochwasserjahr 1999 zeigt.

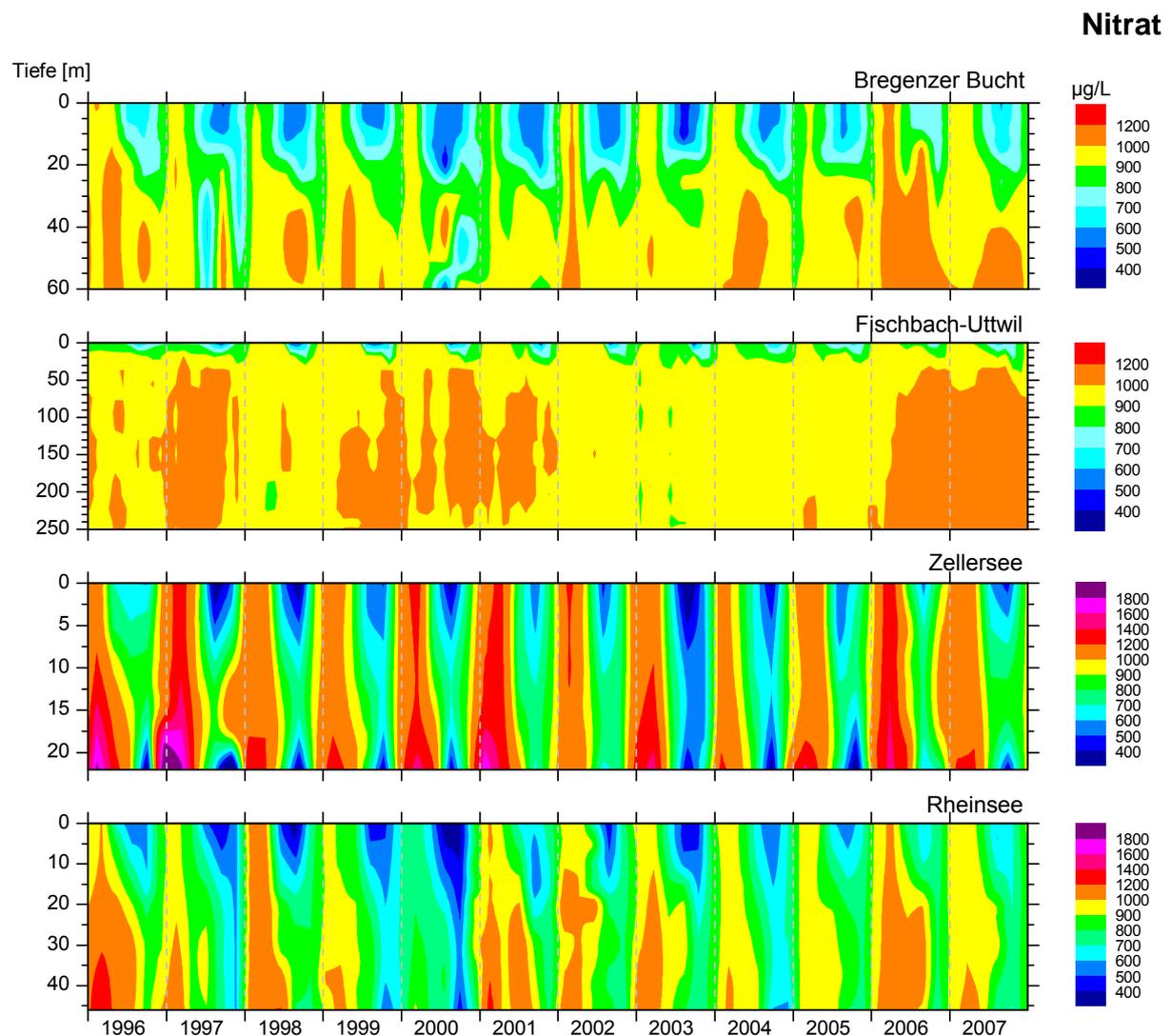


Abb. 12: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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.

Orthophosphat

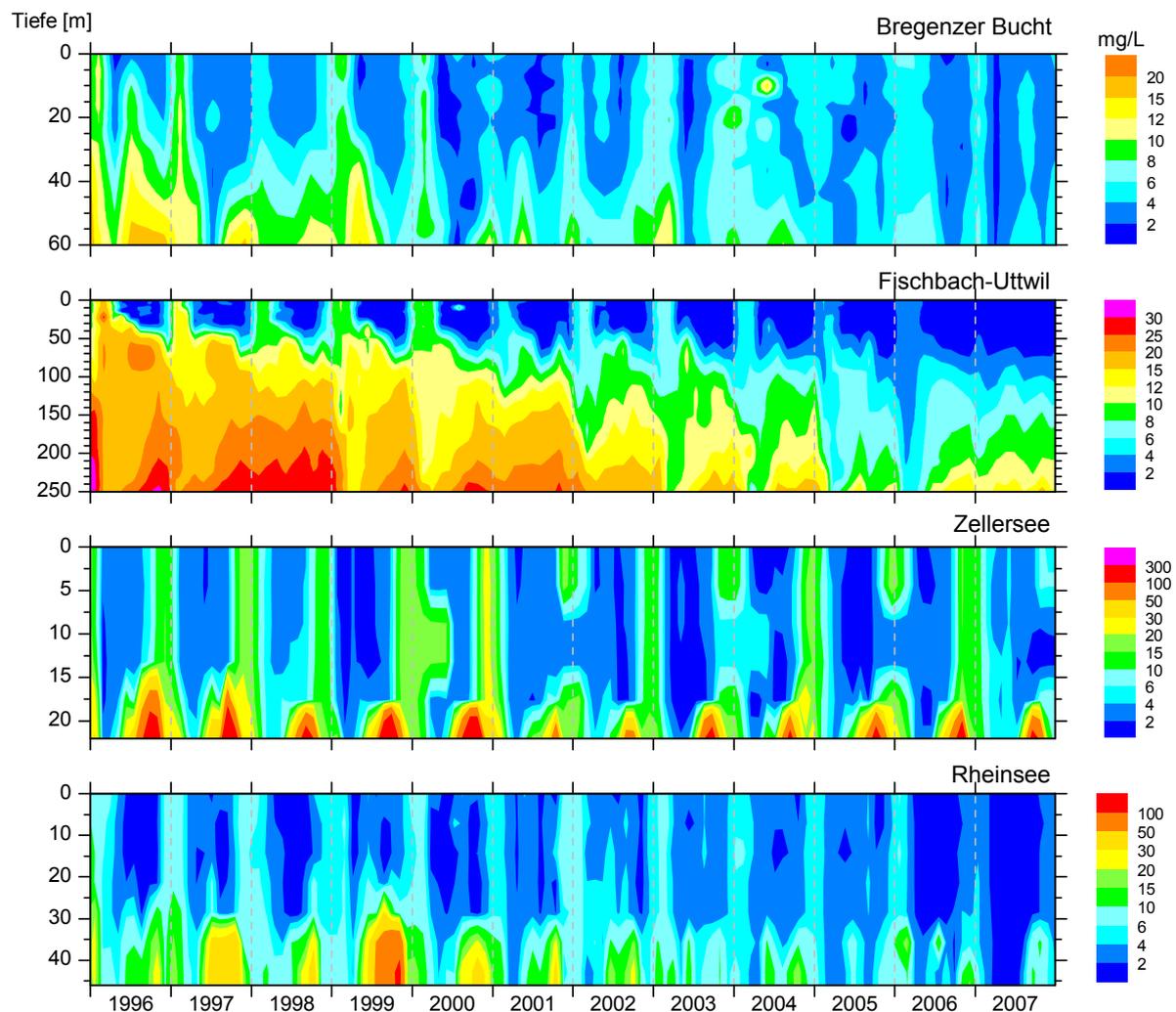


Abb. 13: Orthophosphatverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Vergleich zur Seemitte des Obersees sind die Phosphatgehalte in der vergleichbaren Oberflächenschicht der Bregener Bucht etwas höher. Durch die Mündungsnähe zu den beiden Hauptzuflüssen Bregenerach und Alpenrhein ist die Phosphornachlieferung effektiver als in Seemitte. Die Reoligotrophierung zeigt sich besonders deutlich an der fortschreitenden Orthophosphatabnahme im Tiefenwasserbereich des Obersees. 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 einerseits der Phosphatrückgang deutlicher als im Zellersee, aber andererseits wird der Rheinsee stärker als der Zellersee durch ausgeschwemmte Biomasse aus dem Obersee belastet, was sich vor allem in Hochwasserjahren wie 1999 zeigt.

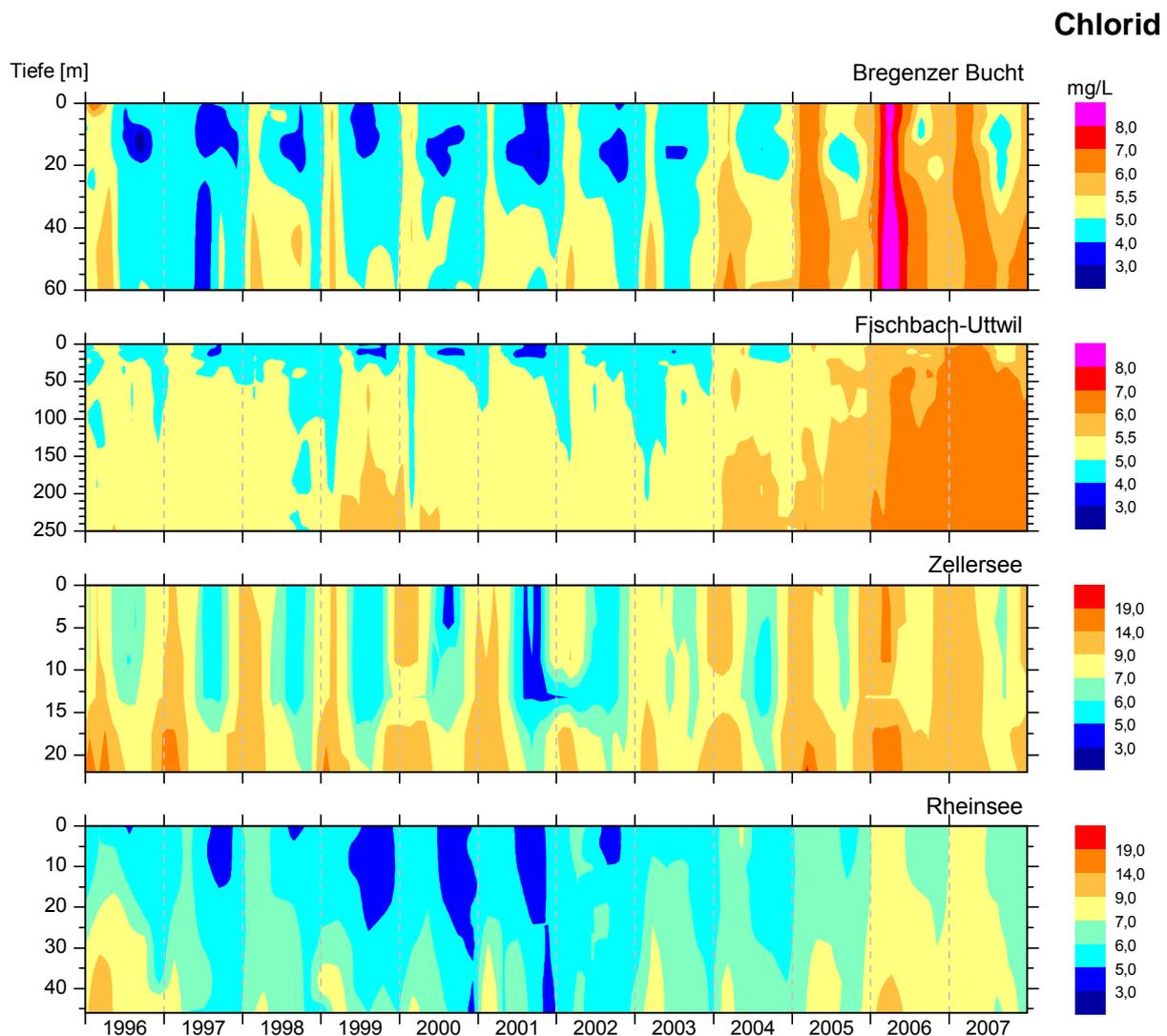


Abb. 14: Chloridverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe im Rhein und in der Bregenzenerach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid, lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See erkennen. In Seemitte konzentrieren sich die Flusswasserkörper bis zur beginnenden vertikalen Durchmischung im Herbst in den oberen Wasserschichten. Vermutlich durch die winterliche Straßensalzung nehmen seit einigen Jahren die Chloridgehalte in allen Seeteilen zu.

Die höheren Chloridwerte im Zellersee zu Jahresbeginn werden durch die chloridreiche Radolfzeller Aach verursacht. In dieser Zeit ist die Aach kälter als das über den Seerhein zuströmende Oberseewasser und schichtet sich tief im Seebecken ein. Durch die Vertikalzirkulation verteilt sich das Flusswasser dann über alle Tiefen, bevor mit steigendem Oberseespiegel das kältere und chloridärmere Oberseewasser dominiert. 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.

Ammonium

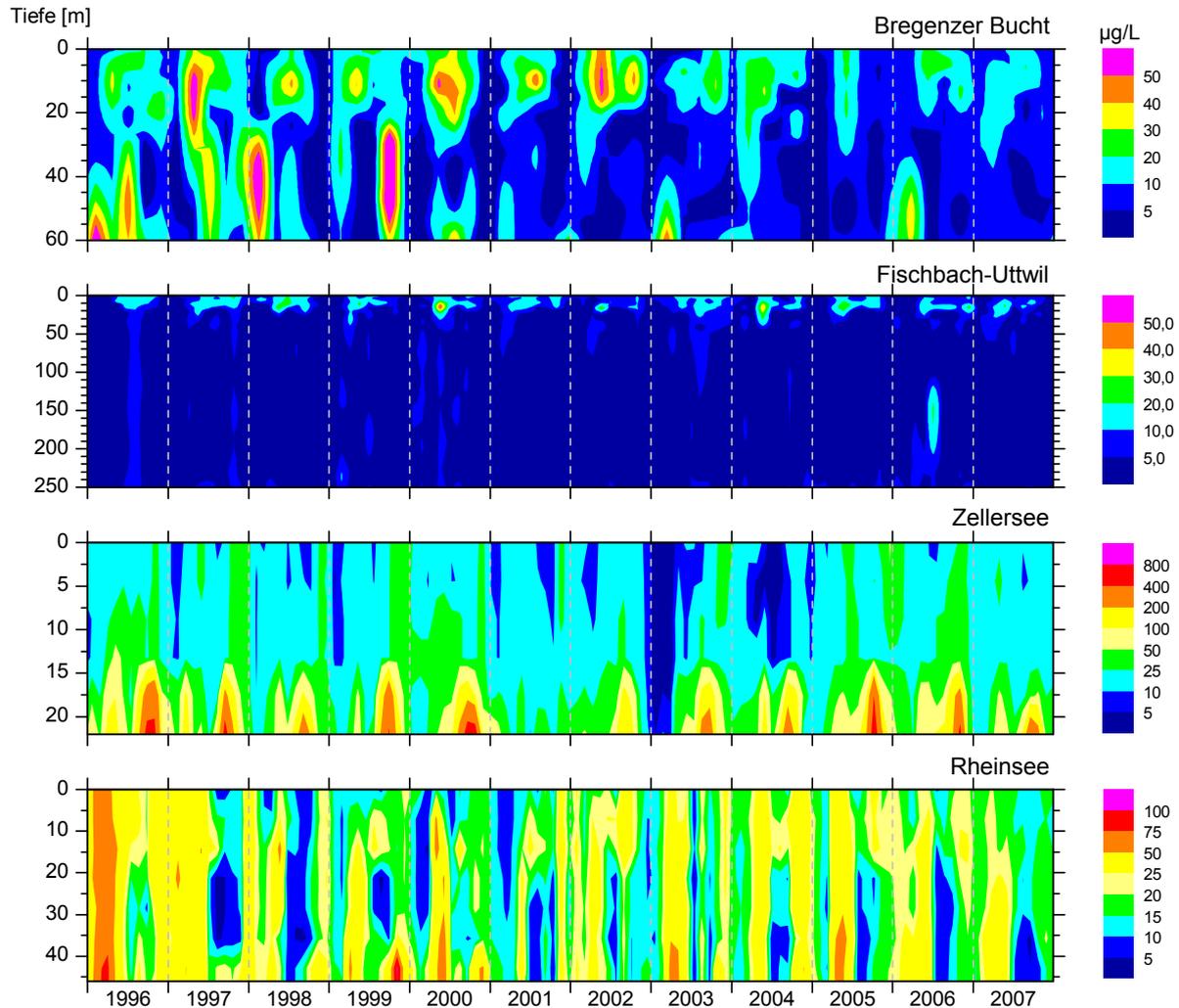


Abb. 15: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau von organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führt in allen Seeteilen 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 sowohl im Zellersee, als auch im Rheinsee Ammonium im Verlauf des Sommers durch Reduktion von Nitrat in den sauerstoffverarmten Tiefenzonen. Die Konzentrationsspitzen haben aber in beiden Seeteilen einen abnehmenden Trend, was auf eine Verbesserung der Redoxverhältnisse und eine rückläufige Trophie hinweist.

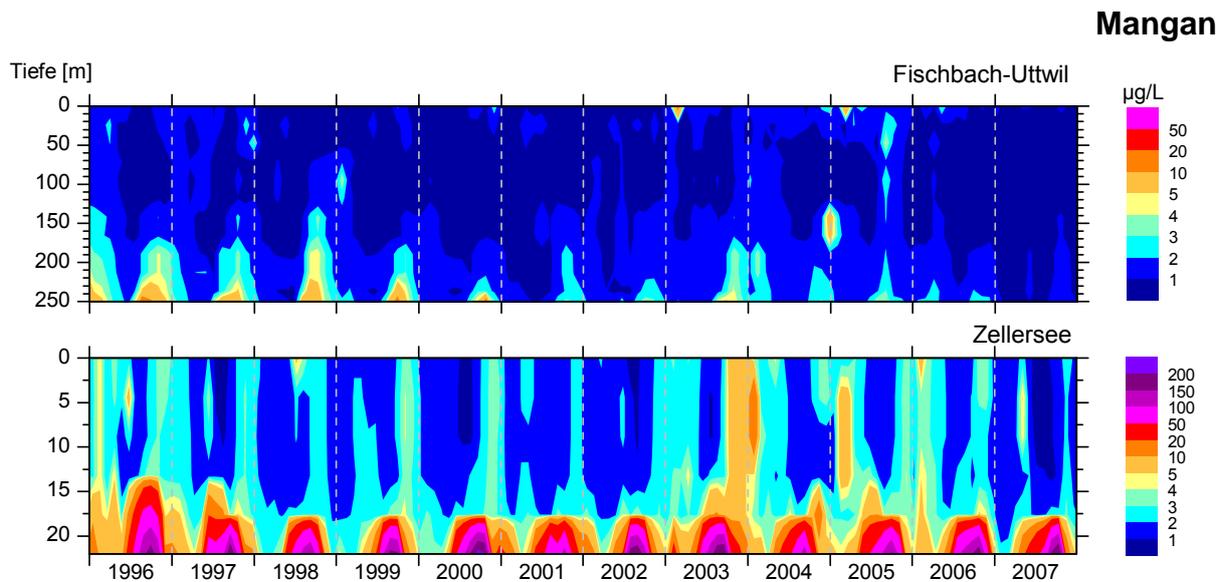


Abb. 16: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

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. 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.

Eisen

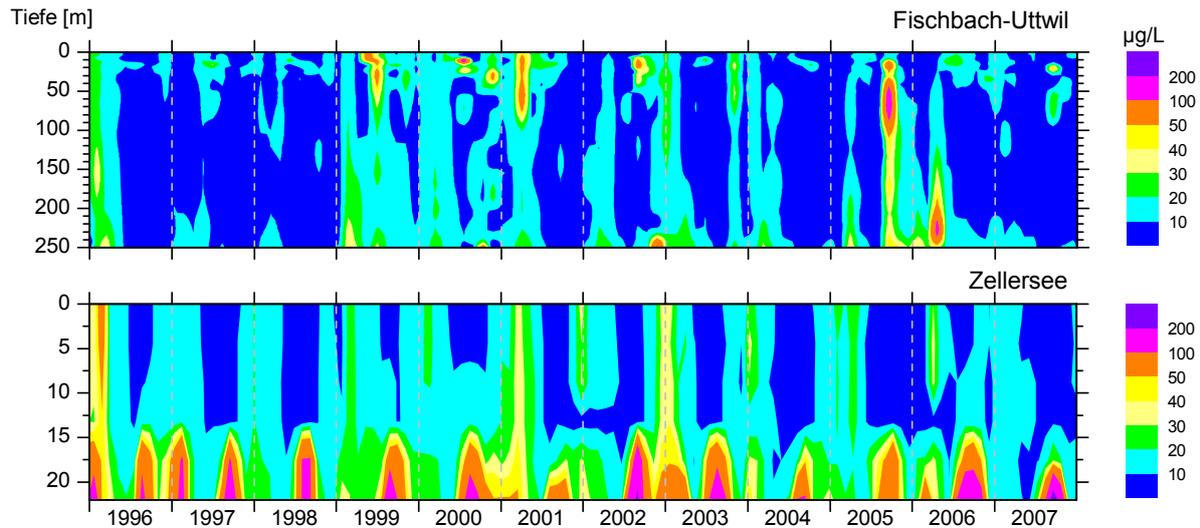


Abb. 17: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie beim Mangan (siehe Abb. 16). 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.

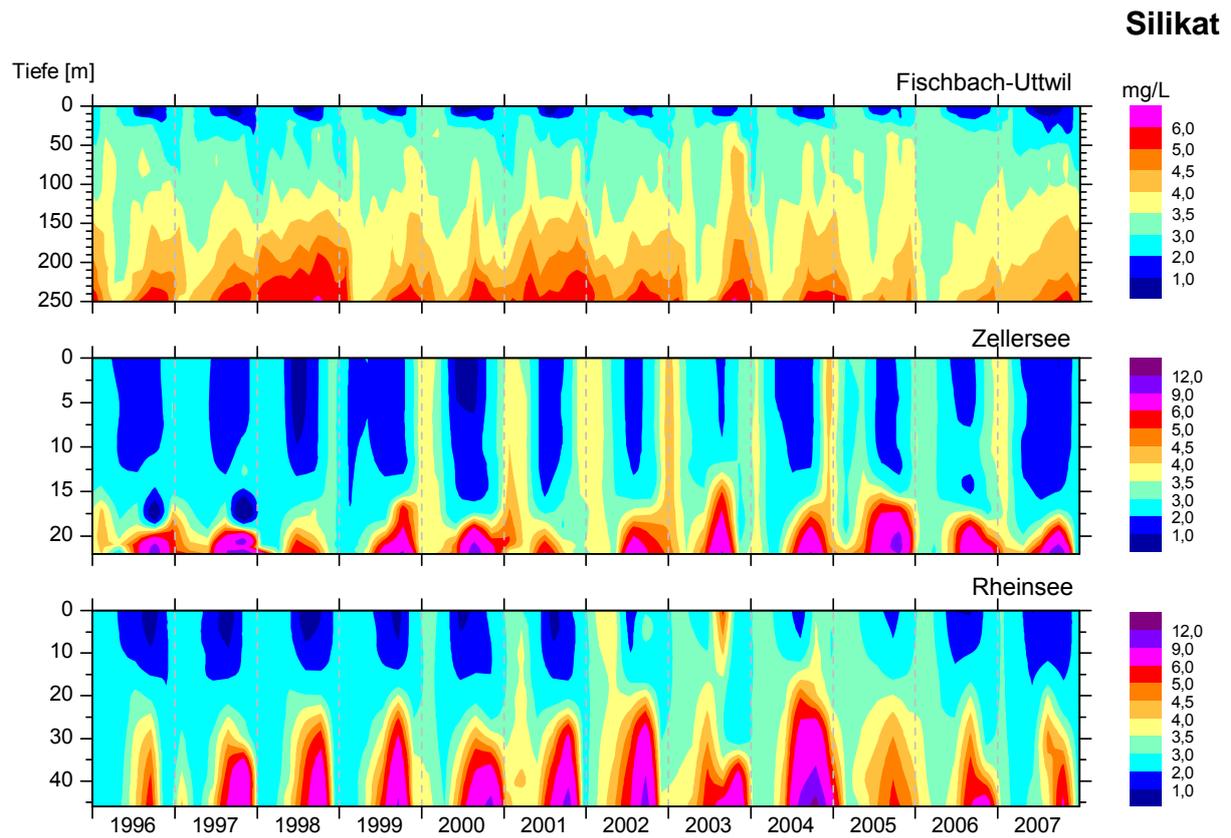


Abb. 18: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

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

Phytoplankton-Bilder

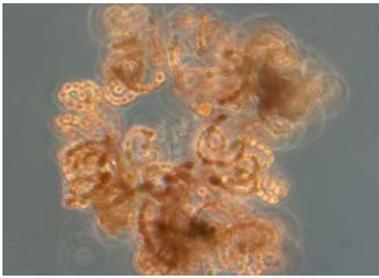


Abb. 19: *Anabaena lemmermannii* (Einzelzellen \varnothing 4-8 μm).

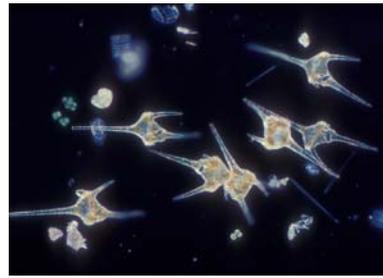


Abb. 20: *Ceratium hirundinella* (Länge 120-230 μm).



Abb. 21: *Cryptomonas ovata* (Länge 20-80 μm , Breite 6-20 μm).

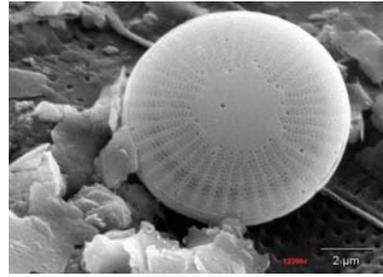


Abb. 22: *Cyclotella cyclopuncta* (Zellen \varnothing 4-14 μm).

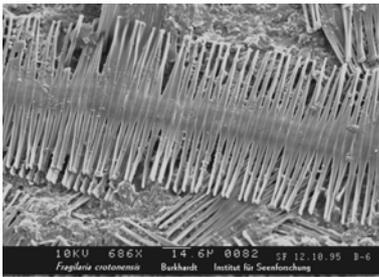


Abb. 23: *Fragilaria crotonensis* (Länge 40-170 μm).

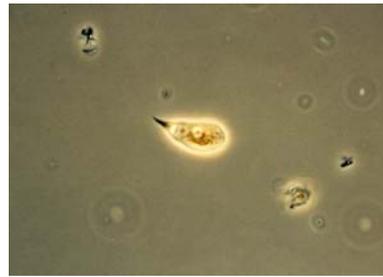


Abb. 24: *Rhodomonas minuta* (Länge 8-9 μm Breite 5-6 μm).

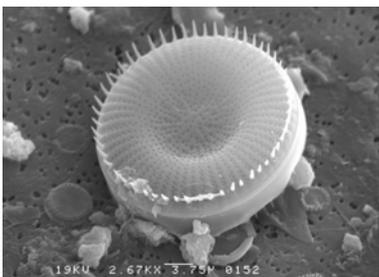


Abb. 25: *Stephanodiscus alpinus* (Zellen \varnothing 10-32 μm).



Abb. 26: *Stephanodiscus binderanus* (Zellen \varnothing 4-25 μm).

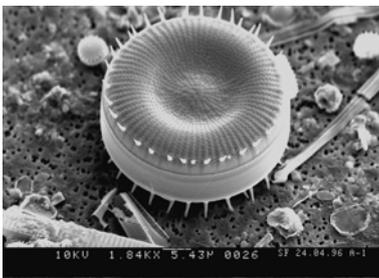


Abb. 27: *Stephanodiscus neoastreae* (Zellen \varnothing 18-52 μm).

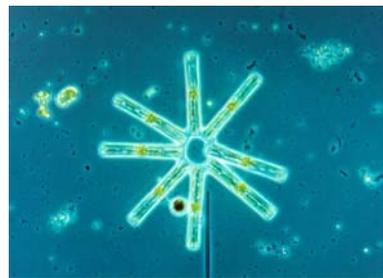


Abb. 28: *Tabellaria fenestrata* (Länge 40-75 μm).

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

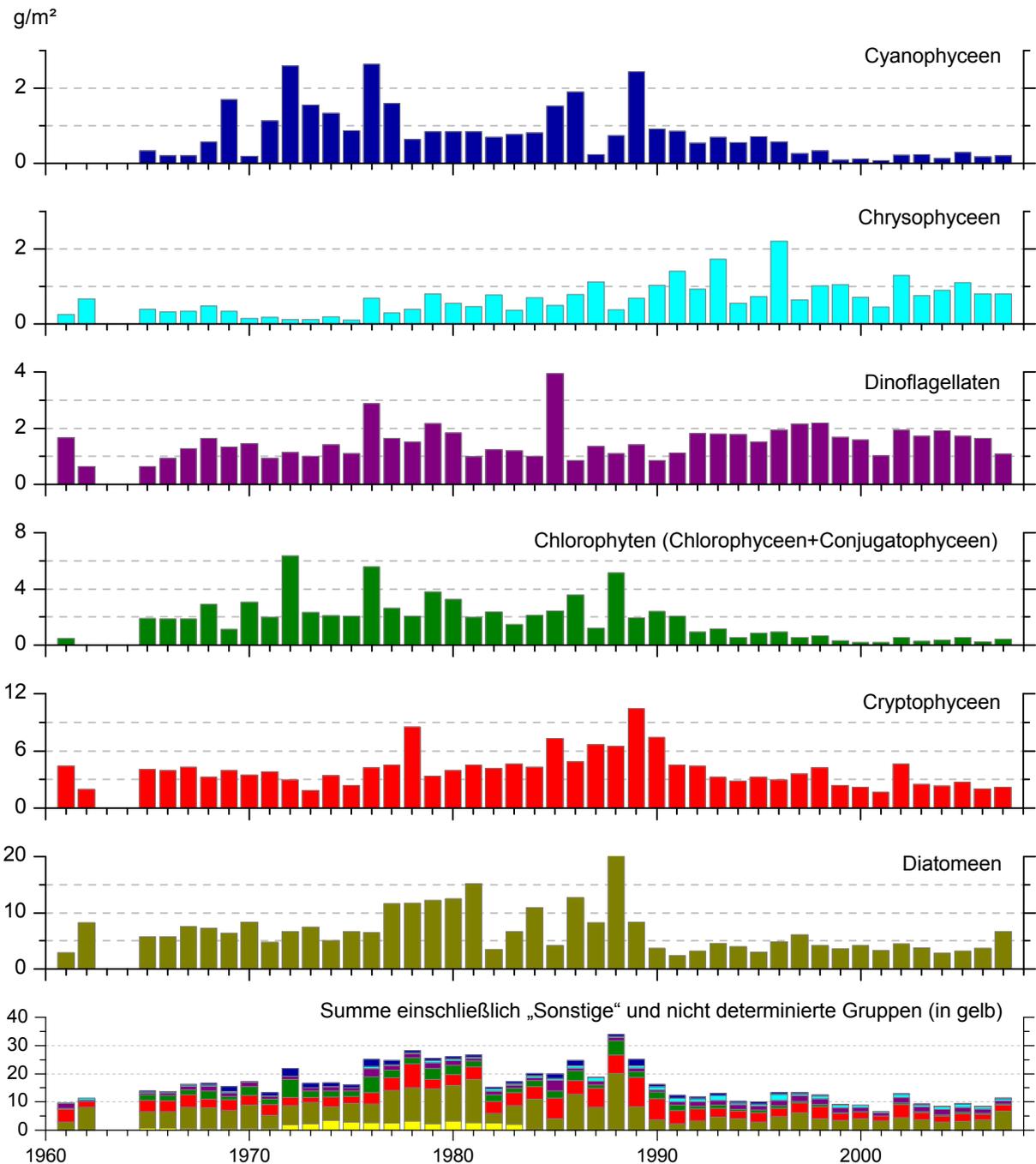


Abb. 29: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2007).

Über die gesamte Untersuchungsdauer spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größeren Teil der Gesamtbiomasse. Seit 14 Jahren sind die Jahresdurchschnittsbiomassen auf Werte in Höhe von Anfang der sechziger Jahre abgesunken.

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)

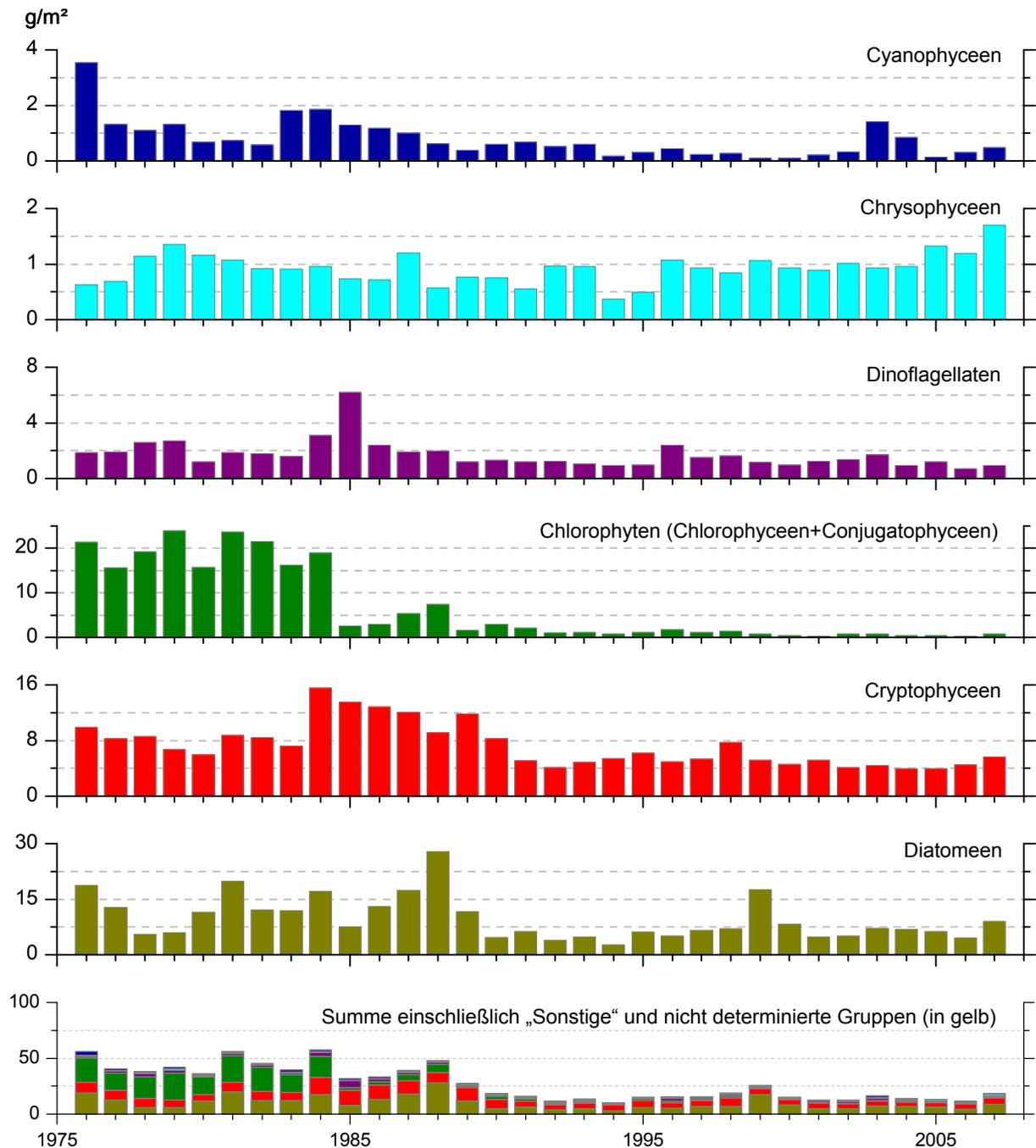


Abb. 30: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2007).

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. Vorher war der Anteil der Chlorophyceen und Desmidiaceen sehr hoch und überwog in einzelnen Jahren, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Seit 1990 sind die Jahresdurchschnittsbiosmassen auf Werte in Höhe von Anfang der sechziger Jahre abgesunken.

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

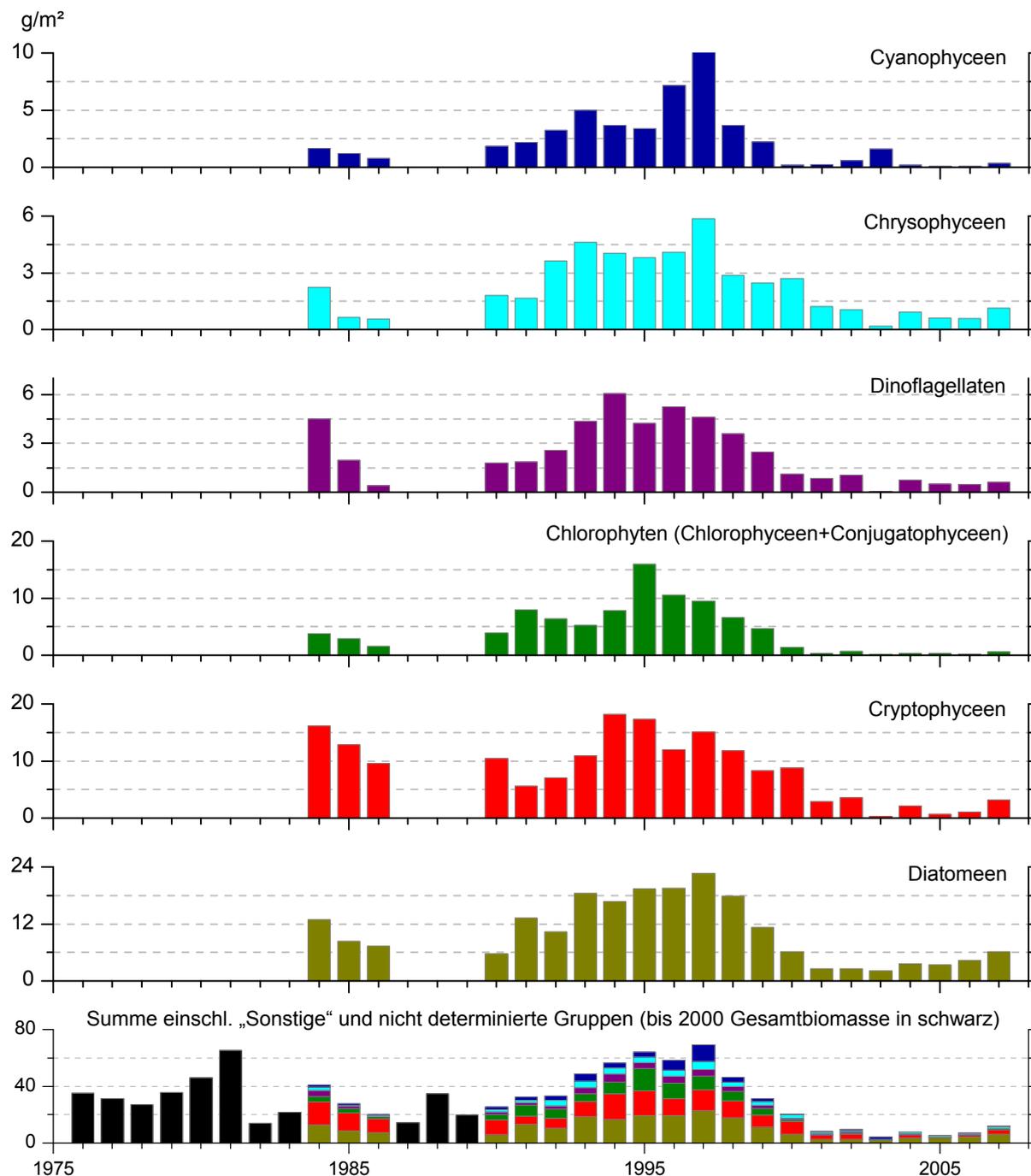


Abb. 31: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2007).

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht, die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen. Auch im Seeteil Rheinsee sind die Jahresdurchschnittsbiomassen seit sieben Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee.

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

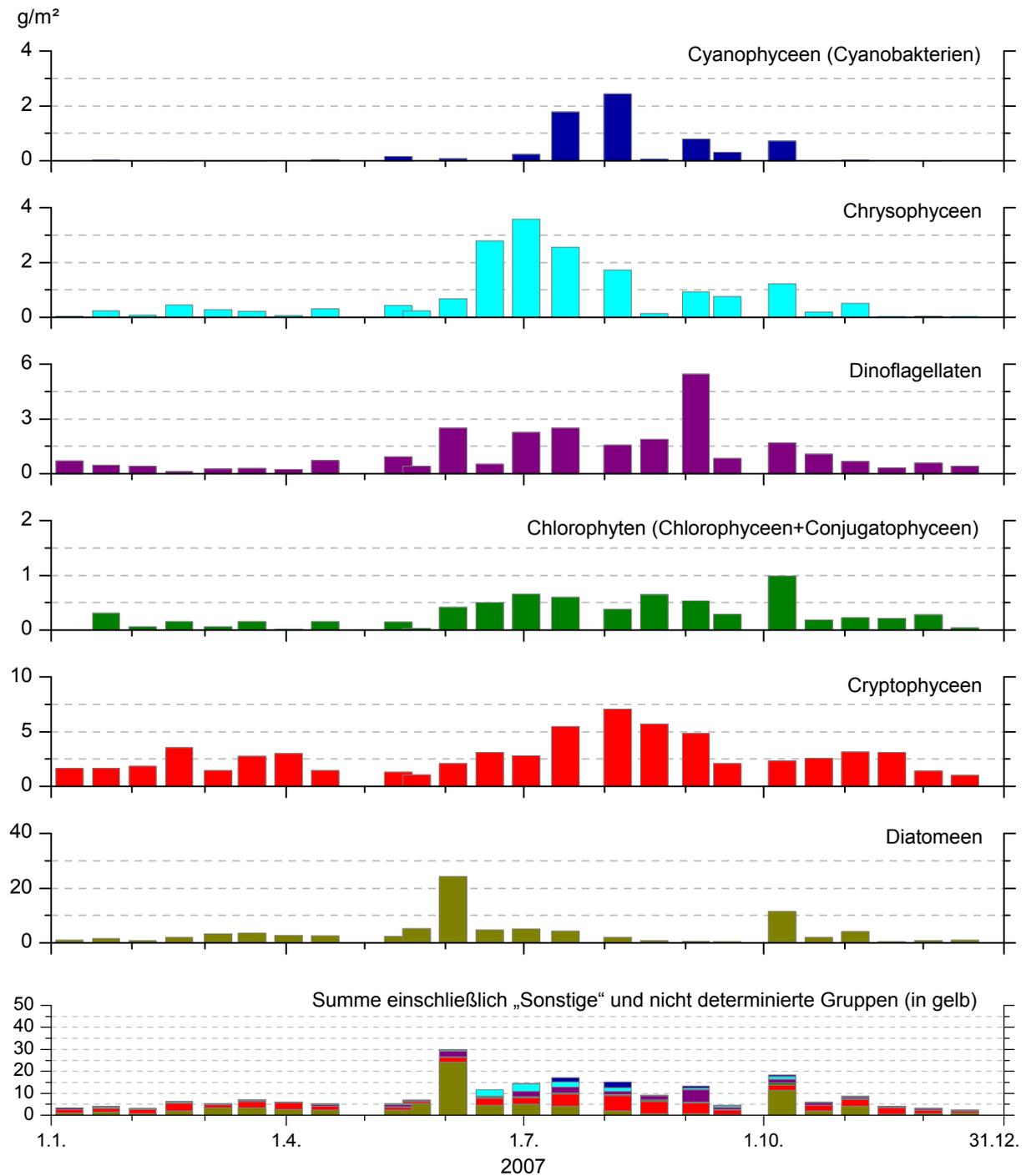


Abb. 32: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2007 (Bregener Bucht).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren nur im Frühsommer und im Oktober. Die Cryptophyceen sind das ganze Jahr über prägend.

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

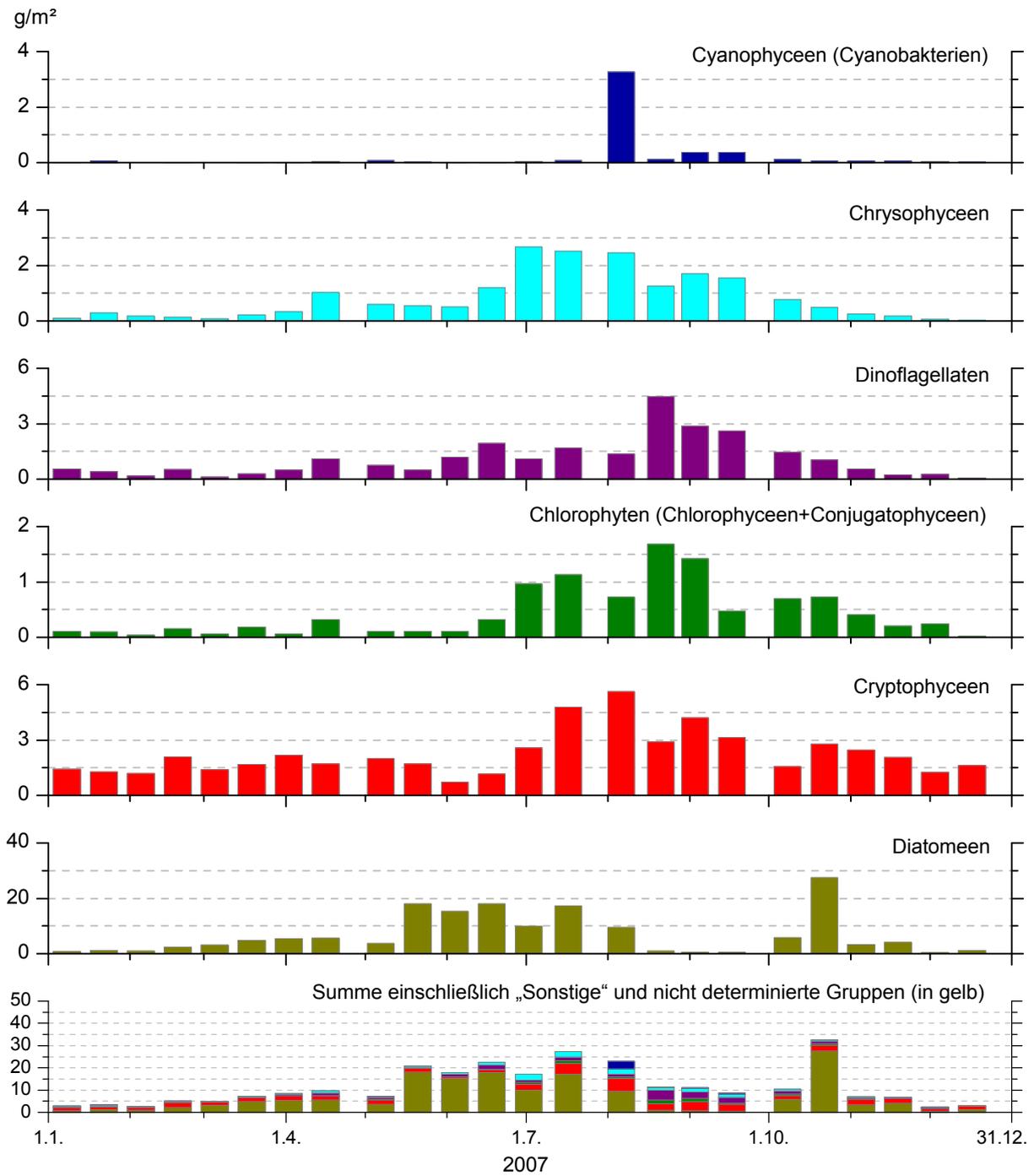


Abb. 33: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2007 (Fischbach-Uttwil).

Mit Ausnahme der Monate August und September sind die Diatomeen (Kieselalgen) sehr stark dominierend und bilden den größten Teil der Biomasse.

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

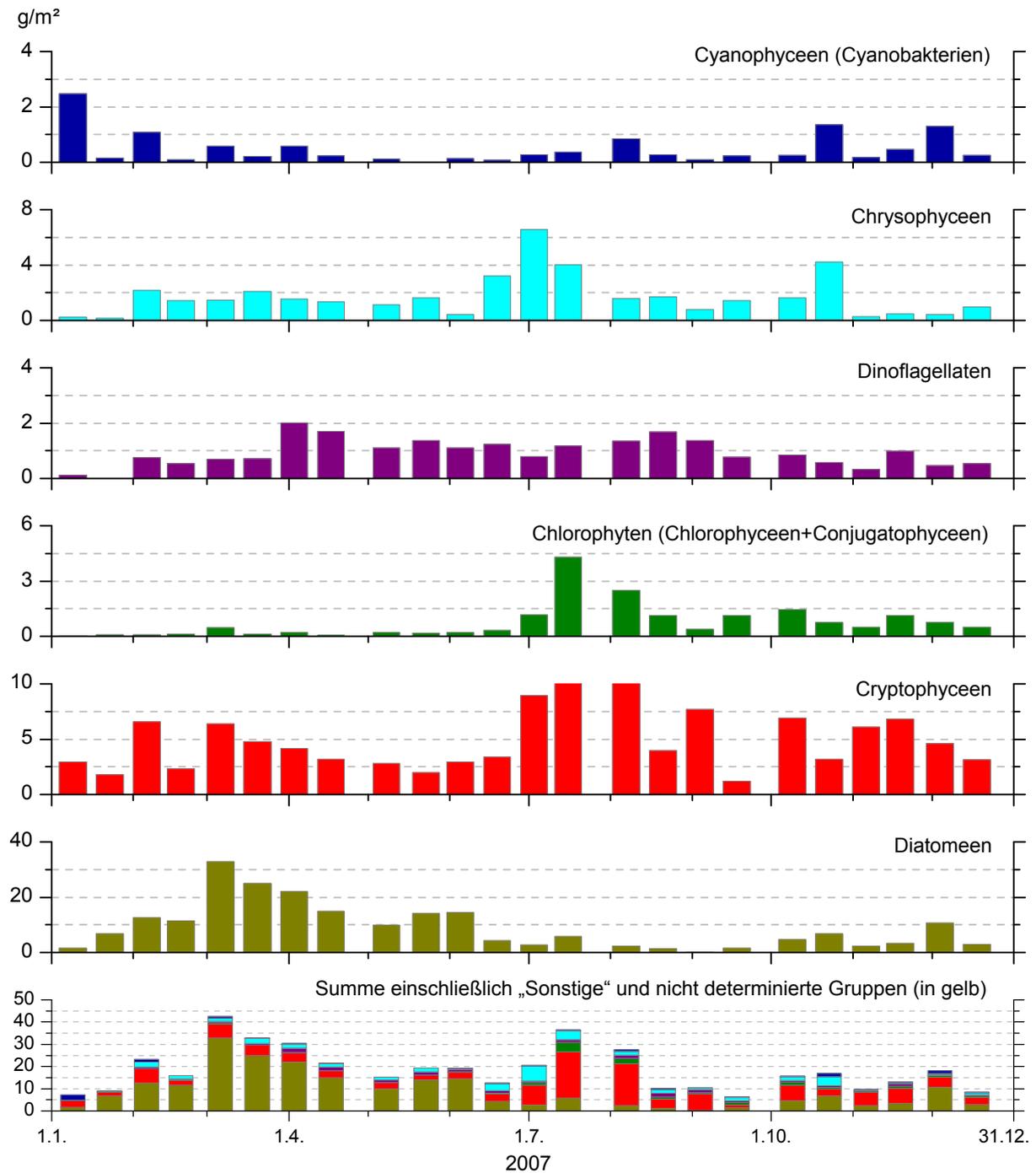


Abb. 34: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2007 (Zellersee).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren die starke Frühjahrsblüte. Ab Juli sind die Cryptophyceen stark prägend.

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

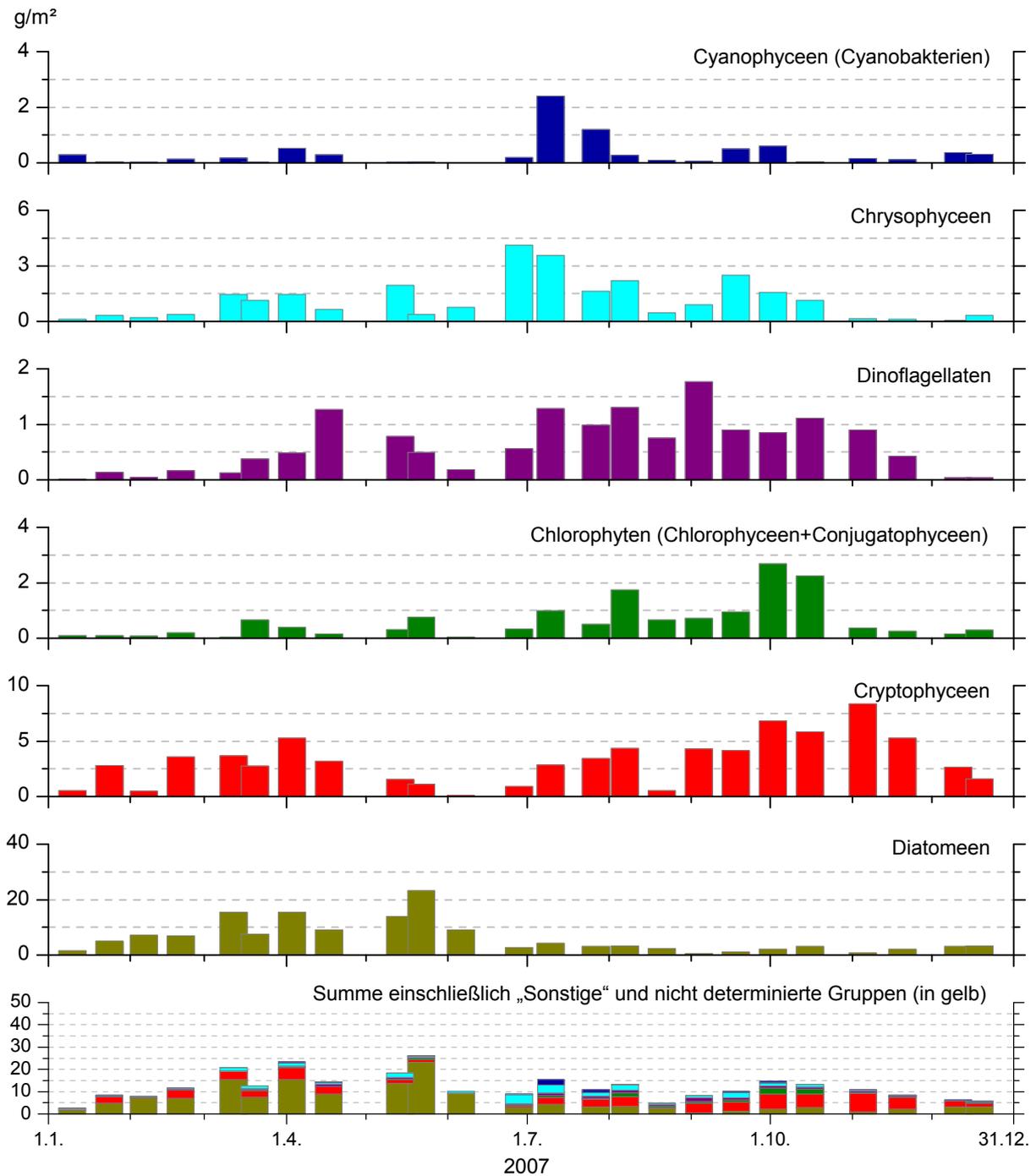


Abb. 35: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2007 (Rheinsee).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren bis zur Jahresmitte. Ab Juli sind die Cryptophyceen stark prägend.

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

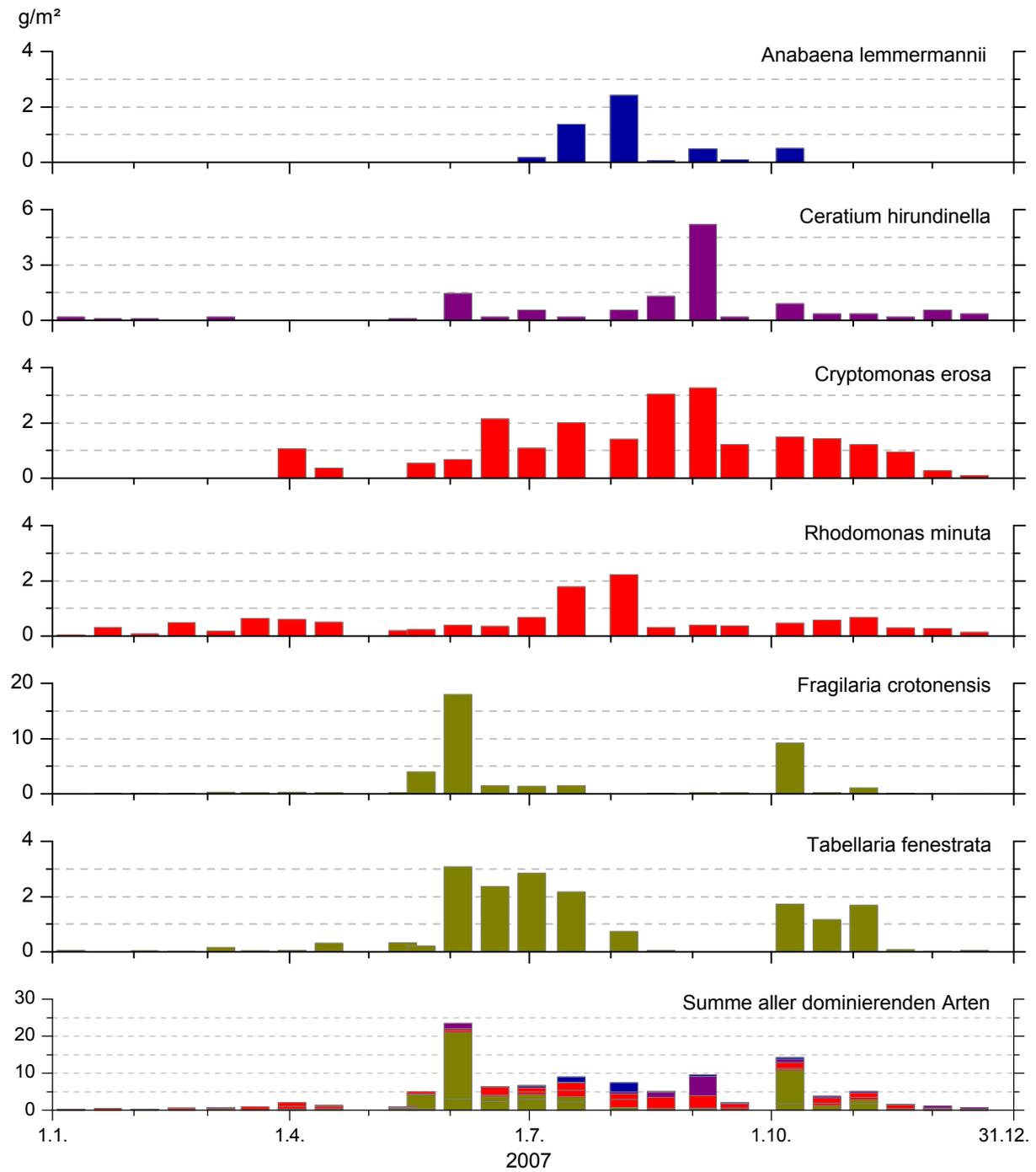


Abb. 36: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht).

Es dominiert fast ausschließlich die Diatomeen-Art *Fragilaria crotonensis*.

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

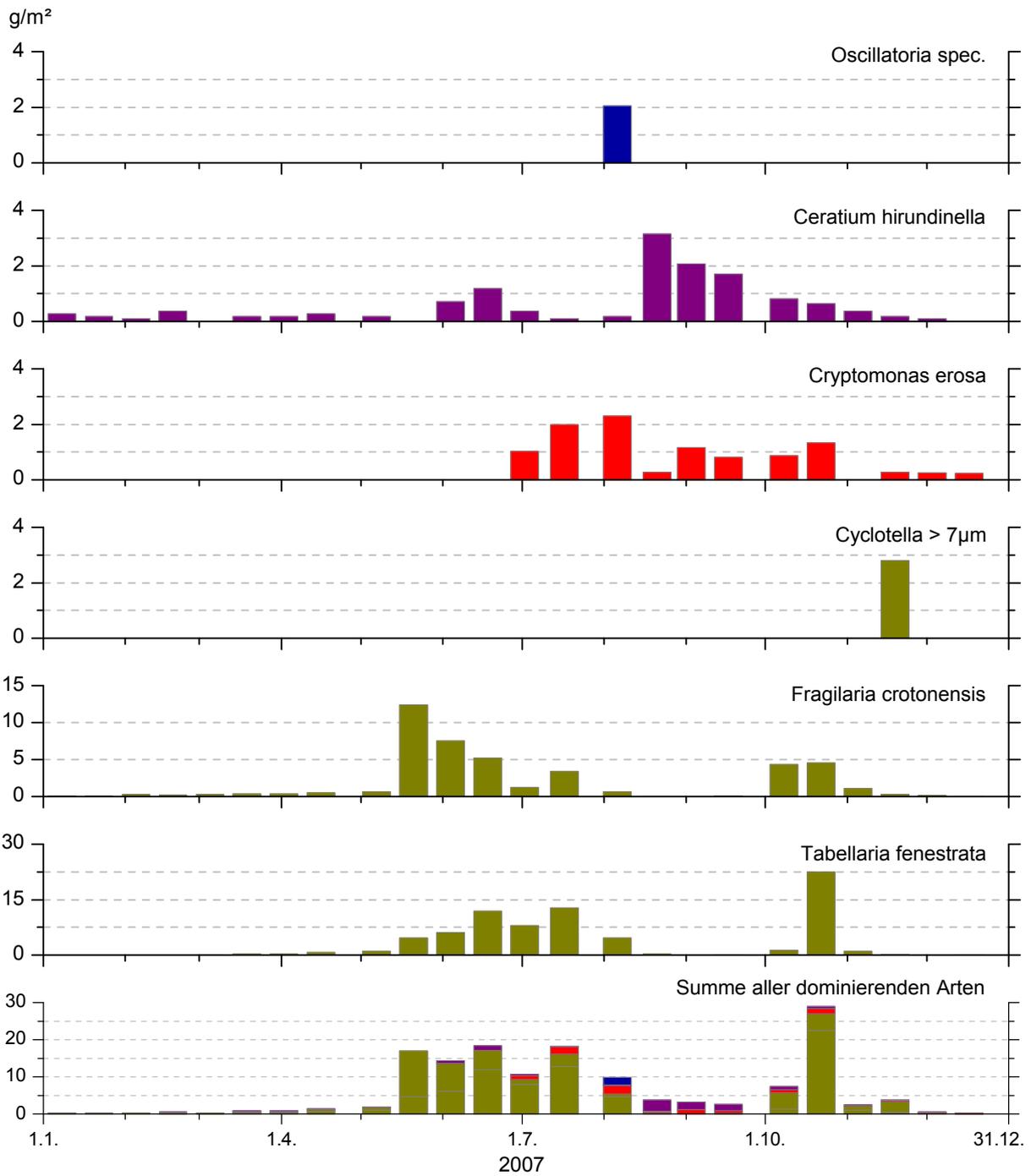


Abb. 37: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Es dominieren die Diatomeen-Arten Tabellaria fenestrata und Fragilaria crotonensis.

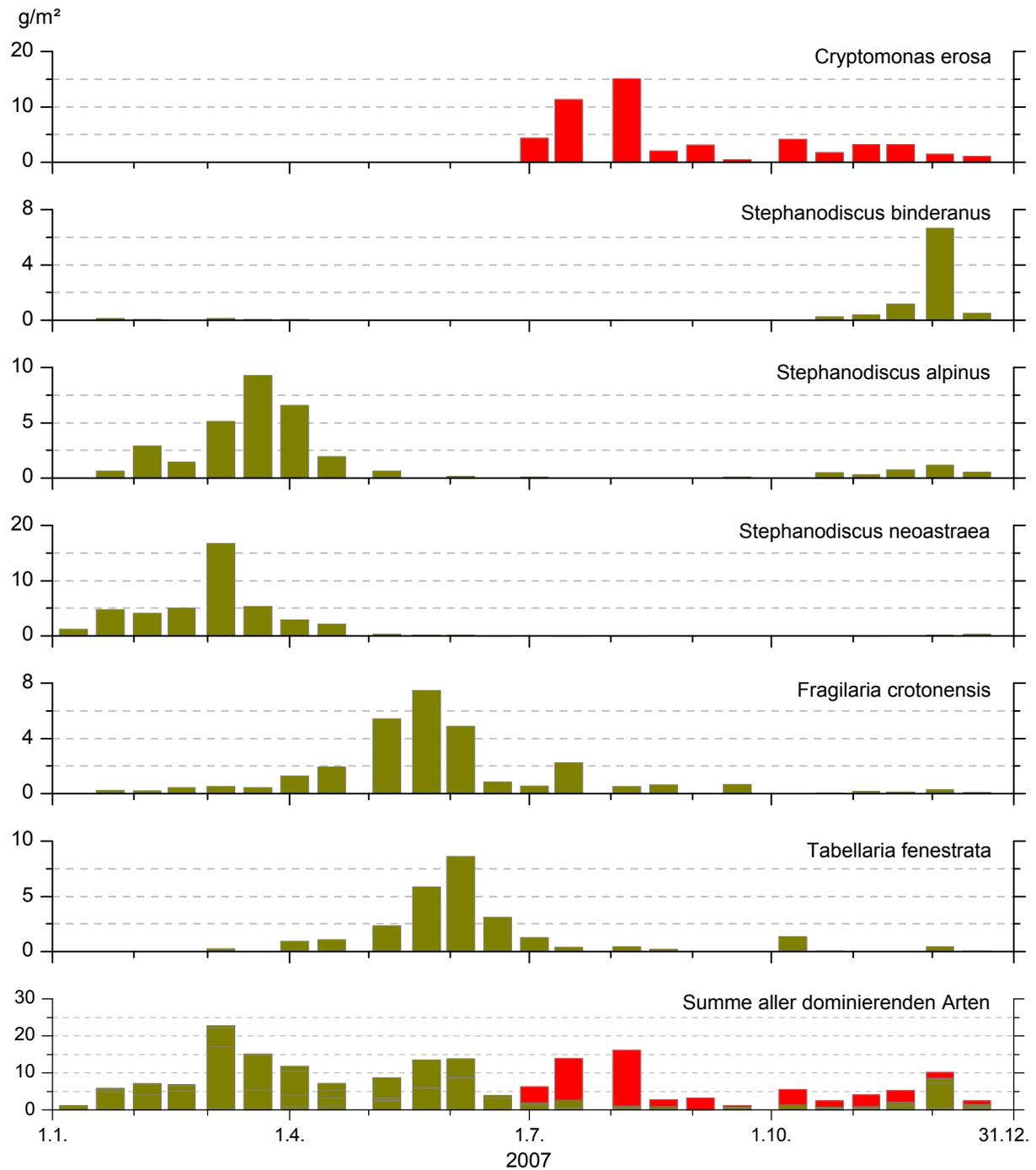
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m

Abb. 38: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

In der ersten Jahreshälfte dominieren die Diatomeen *Stephanodiscus neoastraea*, *Stephanodiscus alpinus*, *Tabellaria fenestrata* und *Fragilaria crotonensis*, in der zweiten Jahreshälfte die Cryptophycee *Cryptomonas erosa*. Im November tritt noch einmal die Diatomee *Stephanodiscus binderanus* stark hervor.

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

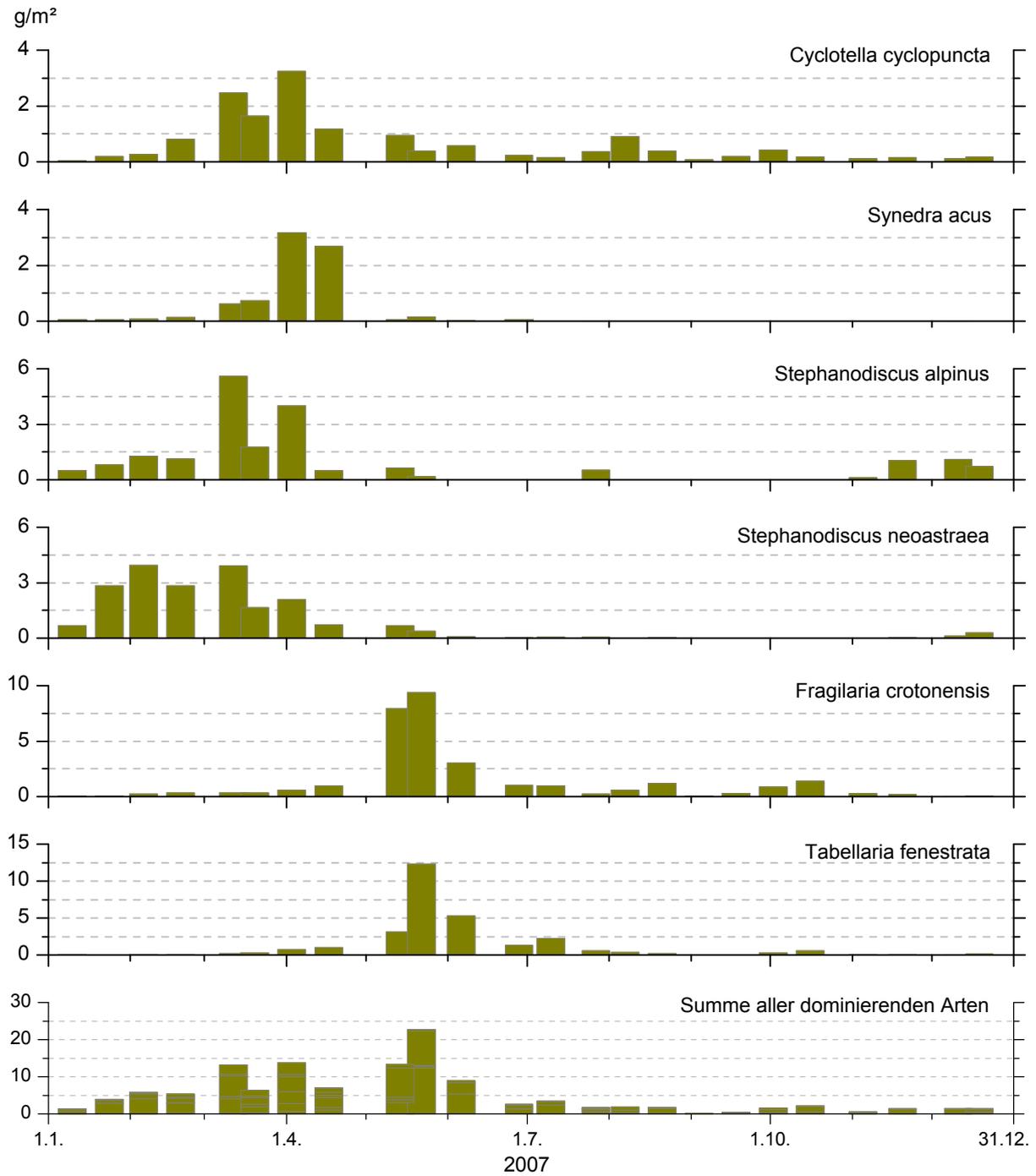


Abb. 39: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Das ganze Jahr über dominieren insgesamt sechs Diatomeen-Arten. Andere Arten spielen kaum eine Rolle.

Pigmente

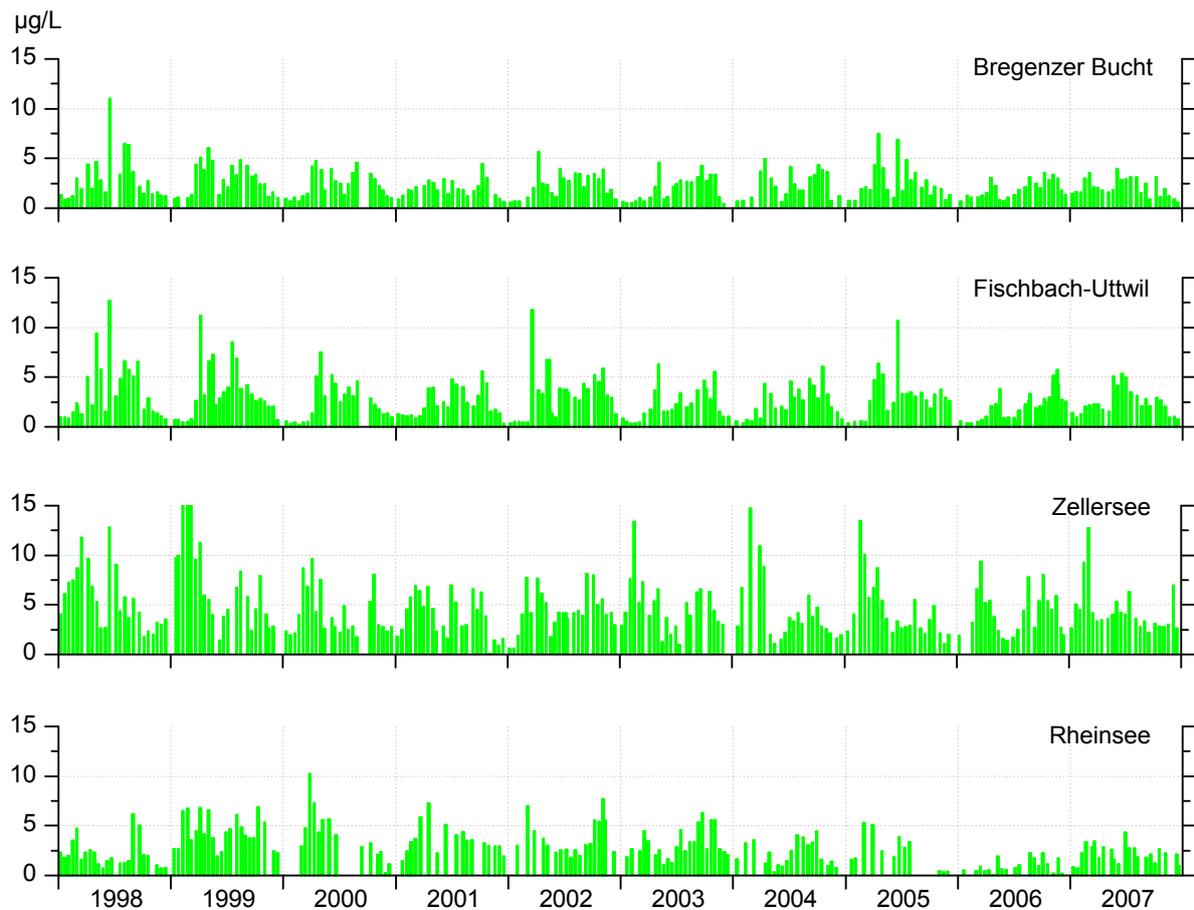


Abb. 40: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

Die langfristige Entwicklung des Chlorophyll-a zeigt an allen Stationen einen abnehmenden Trend.

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. Auf die vorhandenen vertikalen Verteilungsmuster kann nicht rückgeschlossen werden. Das ist mit der hier angewendeten Monitoringmethode nicht möglich.

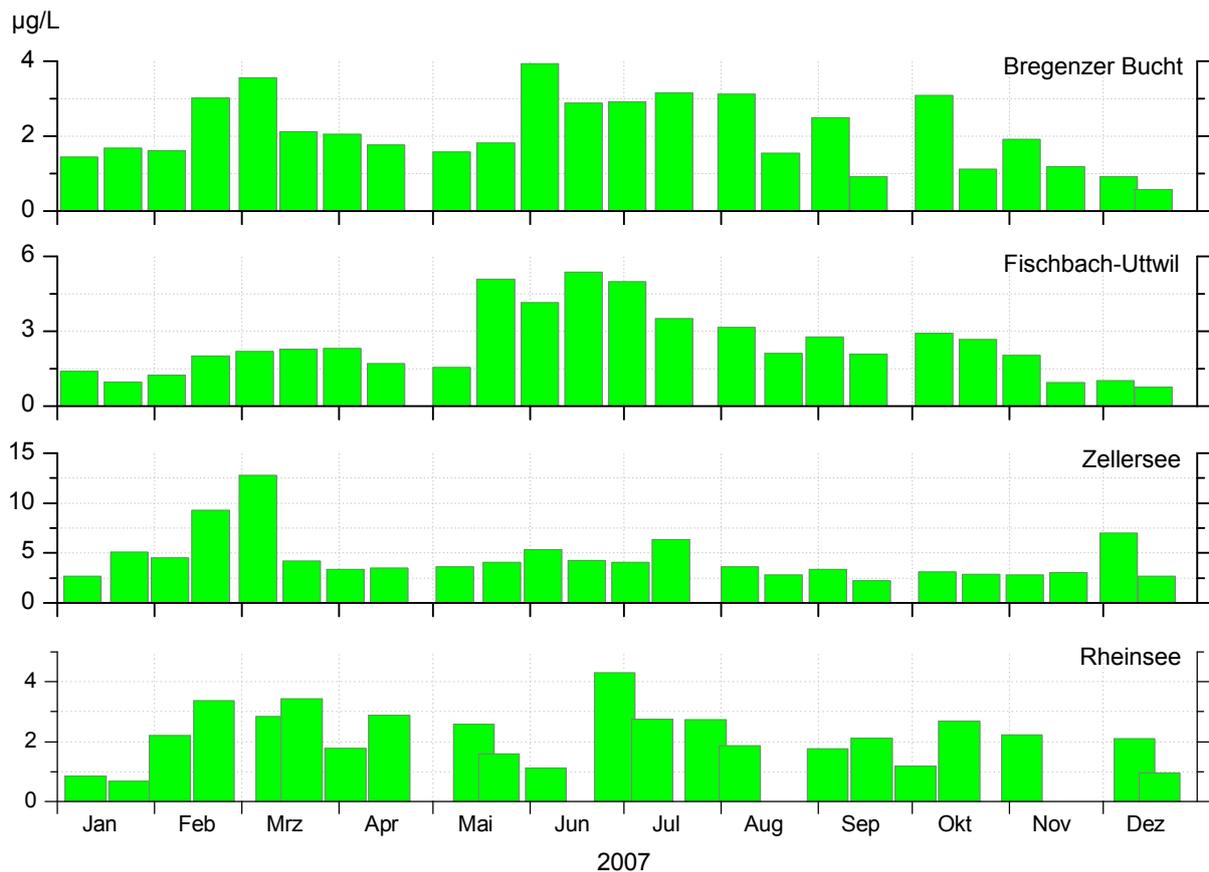


Abb. 41: Chlorophyll-a, Konzentrationen in verschiedenen Stationen.

Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen

Für die saisonale Entwicklung des Chlorophyll-a sind im Wesentlichen drei Faktoren verantwortlich: 1) Eine stabile Temperaturschichtung, die es den Algen ermöglicht in durchlichtete Wasserschichten zu bleiben. Die Ausbildung dieser Schichtung markiert den Beginn der Chlorophyll-a (Algen)-entwicklung. 2) Die verfügbare Konzentration des Nährstoffs Phosphor entscheidet über die Höhe der Chlorophyll-a Konzentration. Die im Bodensee bekannte Frühjahrsalgenblüte wird wesentlich von diesen beiden Faktoren bestimmt. 3) Der hauptsächlich durch Cladoceren verursachte hohe Fraßverlust resultiert in einer Abnahme der Chlorophyll-a Konzentration, was schließlich zum so genannten Klarwasserstadium führt.

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

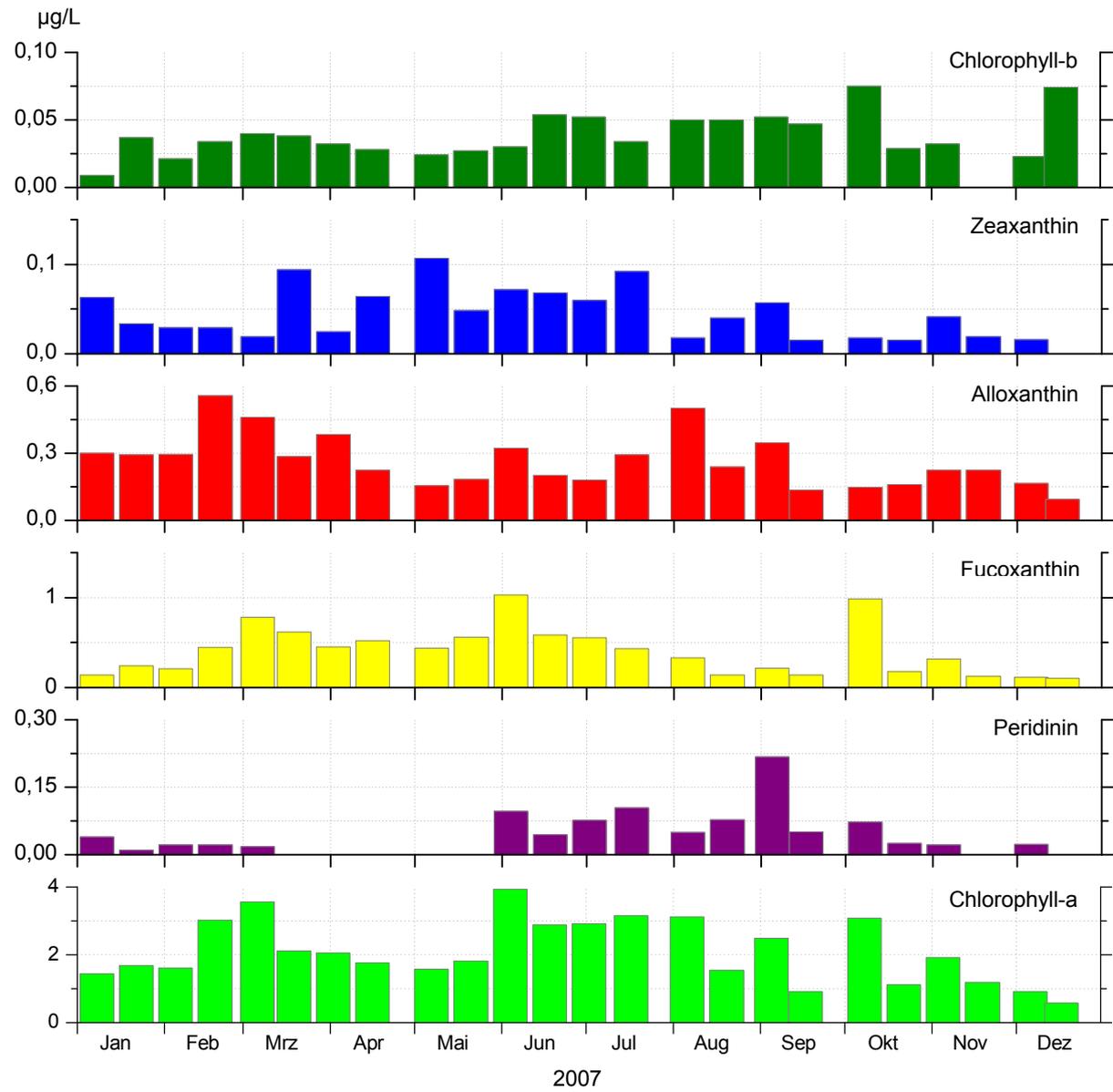


Abb. 42: Leitpigmente 2007 in der Bregenzer Bucht.

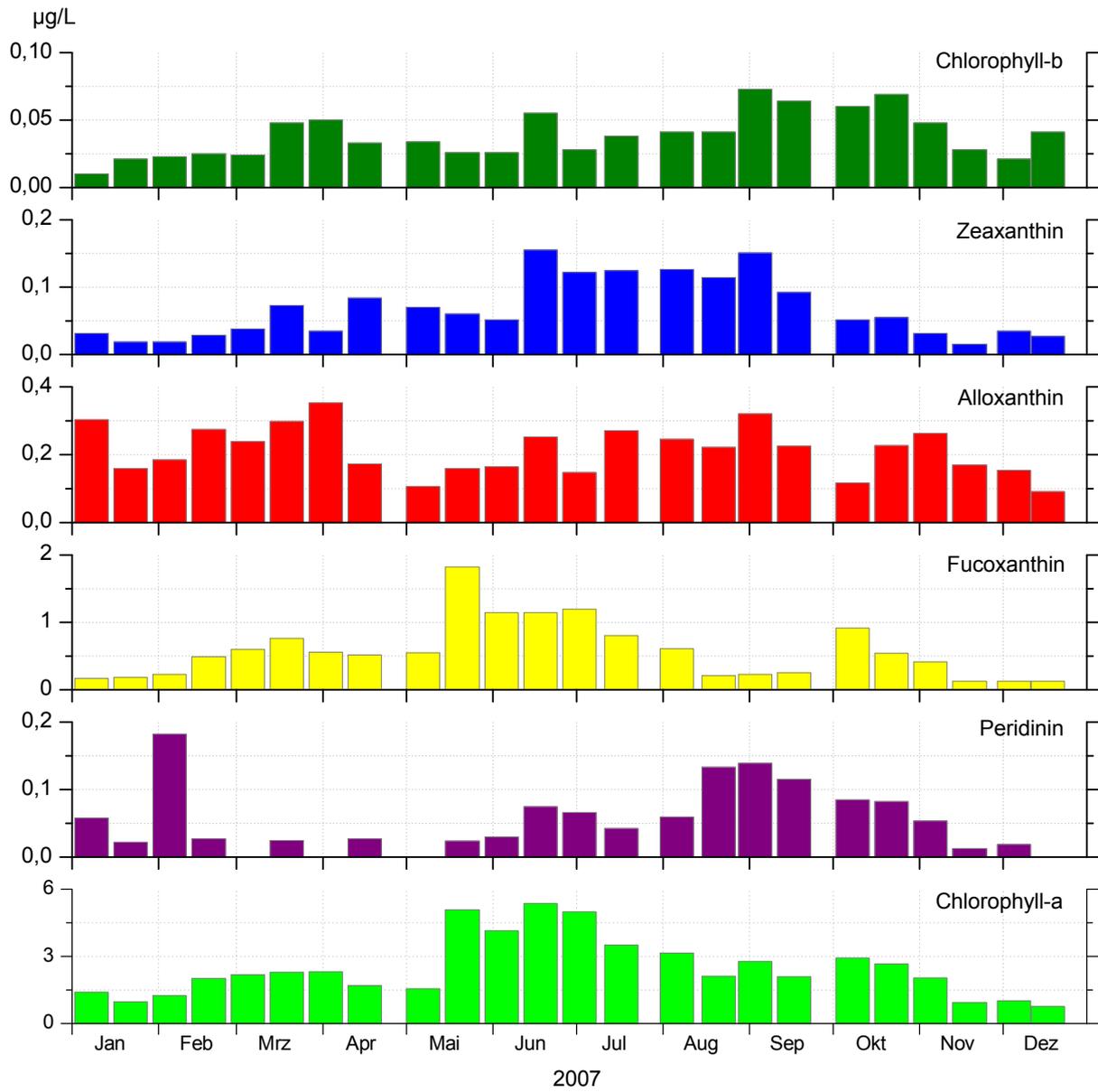


Abb. 43: Leitpigmente 2007 in Fischbach-Uttwil (Seemitte).

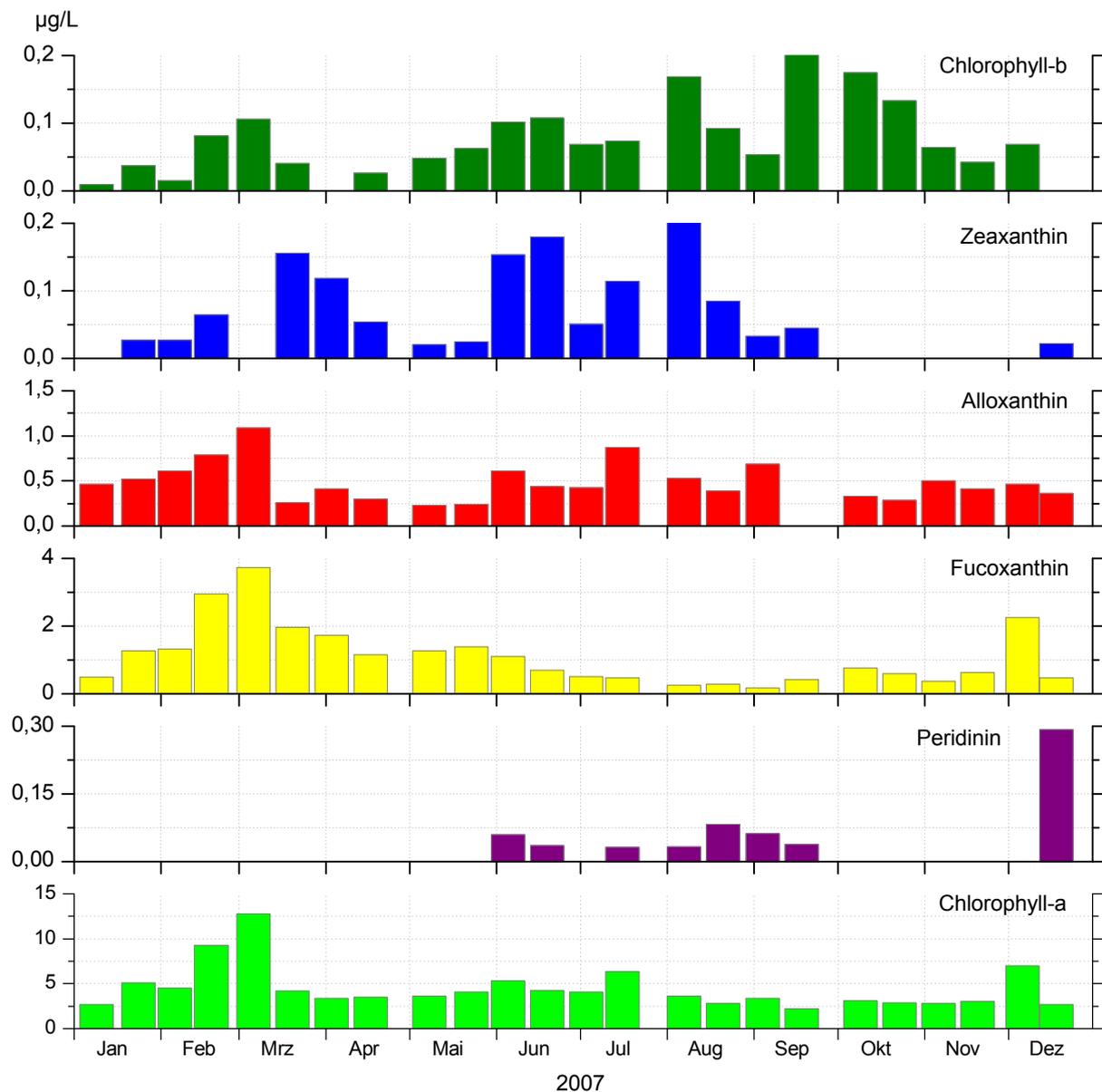


Abb. 44: Leitpigmente 2007 im Zellersee.

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 in der Literatur angegebenen 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 Verteilungsmuster werden bei dieser Probennahme nicht erfasst.

Zooplankton

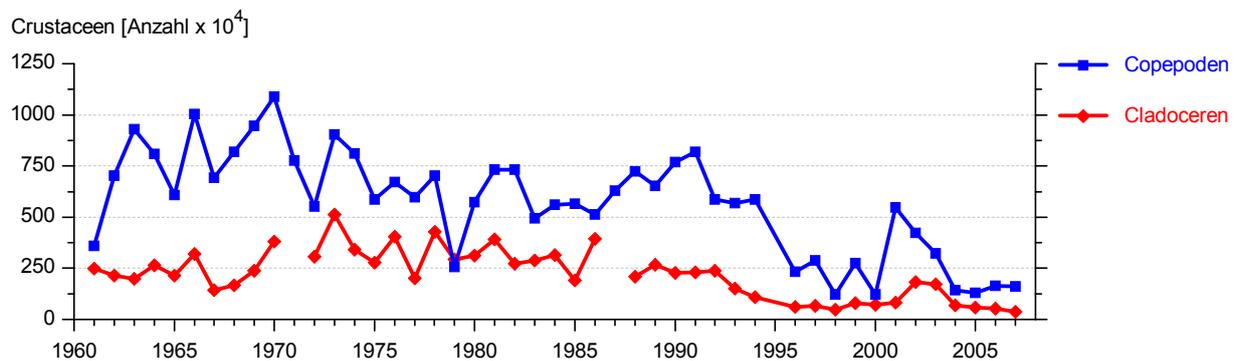


Abb. 45: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

Langzeitentwicklung Crustaceen

Wie bei den Parametern Gesamtphosphor und Chlorophyll-a zeigt sich auch bei den Crustaceen ein abnehmender Trend. Die Anzahl der Copepoden ist in den eutrophen Jahren höher als die der Cladoceren, aber bei beiden sinken die Individuenzahlen mit zunehmender Oligotrophie ab.

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 m⁻² (0 – 100 m). An der Station Bregenzer Bucht / Zeller See werden die Netzzüge bis 60 m / 20 m durchgeführt. Die Individuendichten werden entsprechend angegeben als Anzahl m⁻² (0 – 60 m), bzw. Anzahl m⁻² (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.

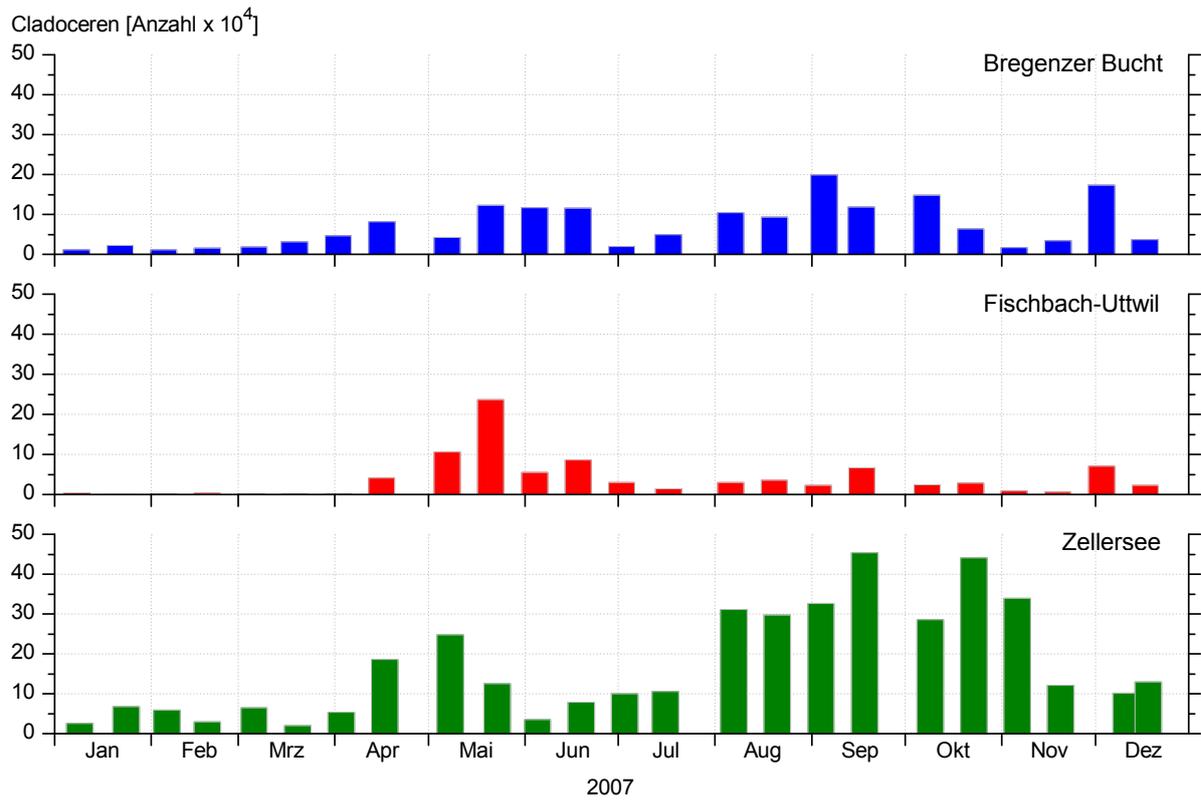


Abb. 46: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen.

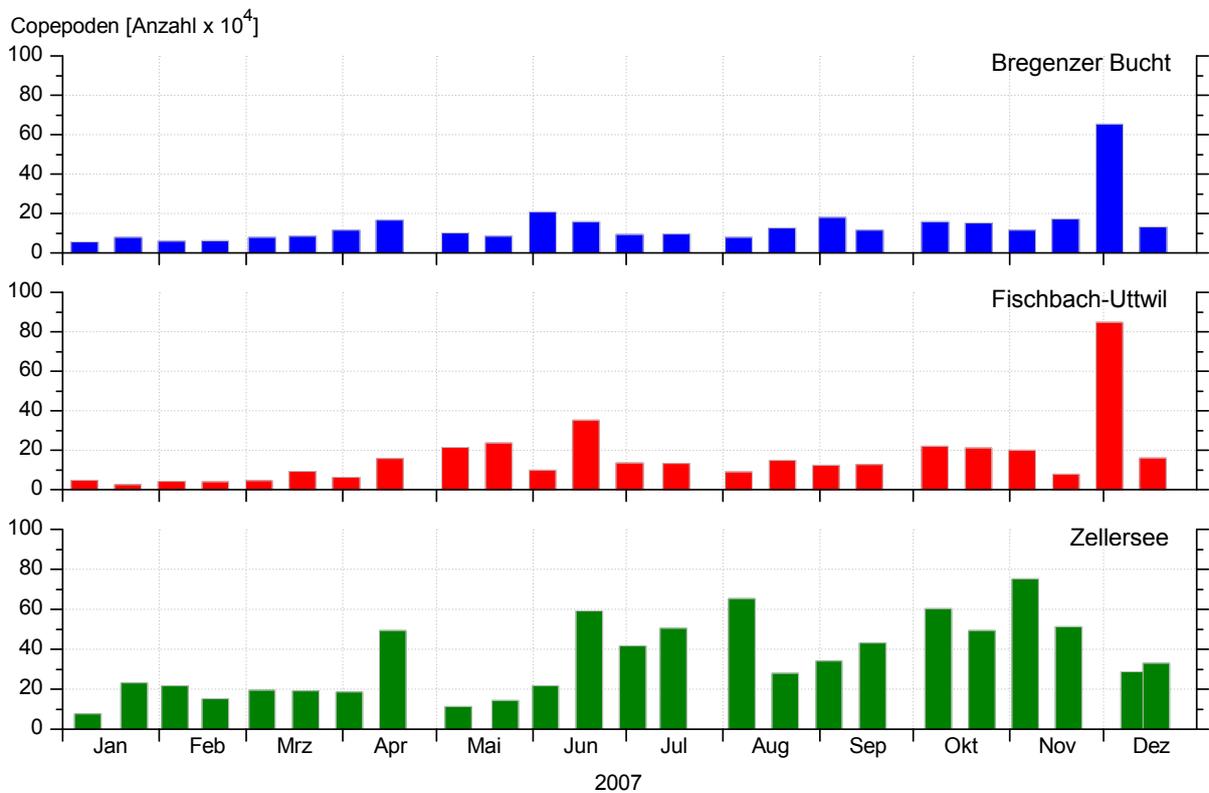


Abb. 47: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen.

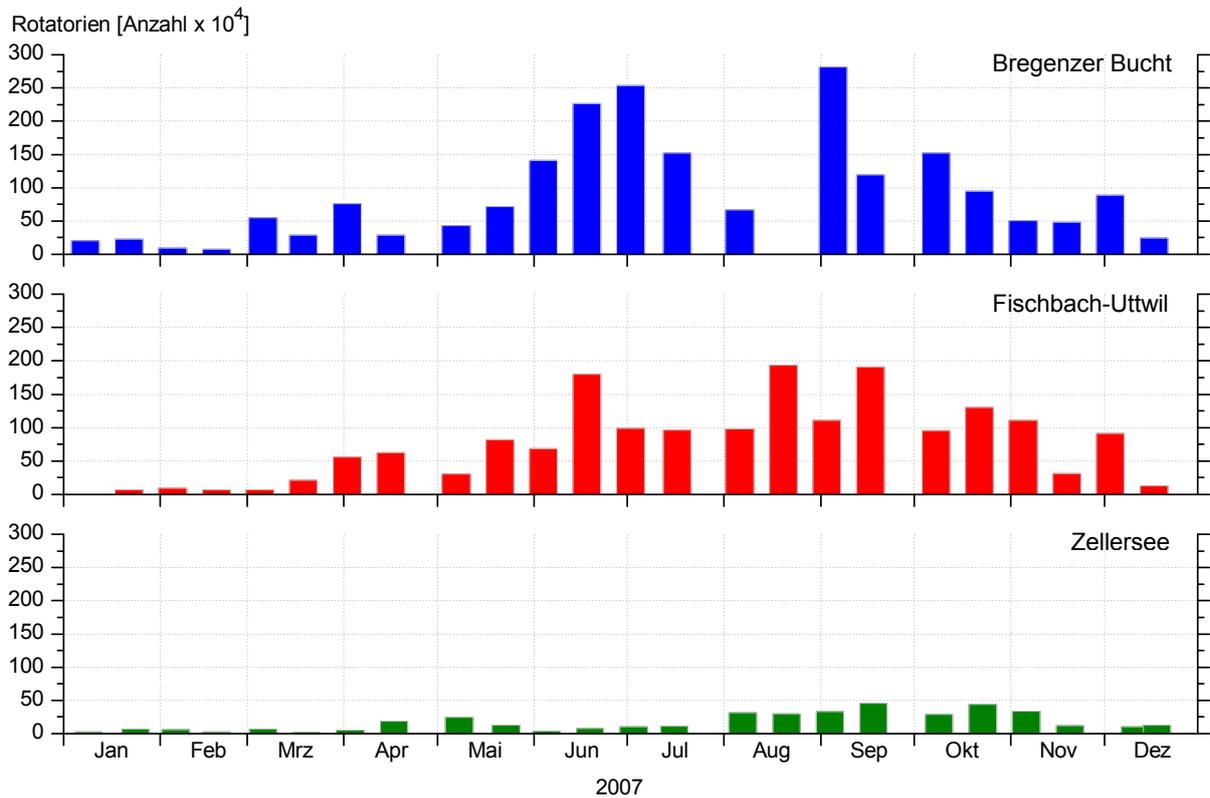


Abb. 48: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen.

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 (Phosphorgehalt, Qualität und Qualität des Phytoplanktons) zwischen Seen bzw. Seebecken. In Abhängigkeit von diesen Faktoren kann sich die saisonale Entwicklung in einzelnen Jahren unterscheiden. Aber auch zwischen unterschiedlichen Becken eines Sees kann es 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 gegenüber 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

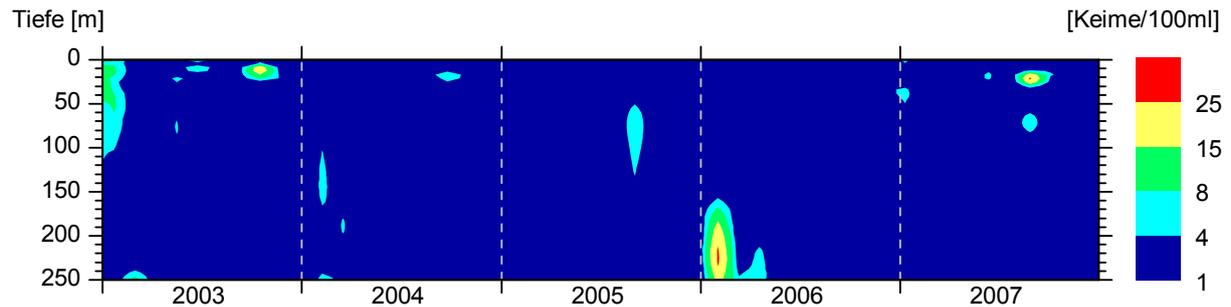


Abb. 49: Fäkalkeime (E. coli) in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

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 2007 wurde eine solche vorübergehende Belastung nur im September in oberflächennahen Schichten und der darunter liegende Sprungschicht beobachtet.

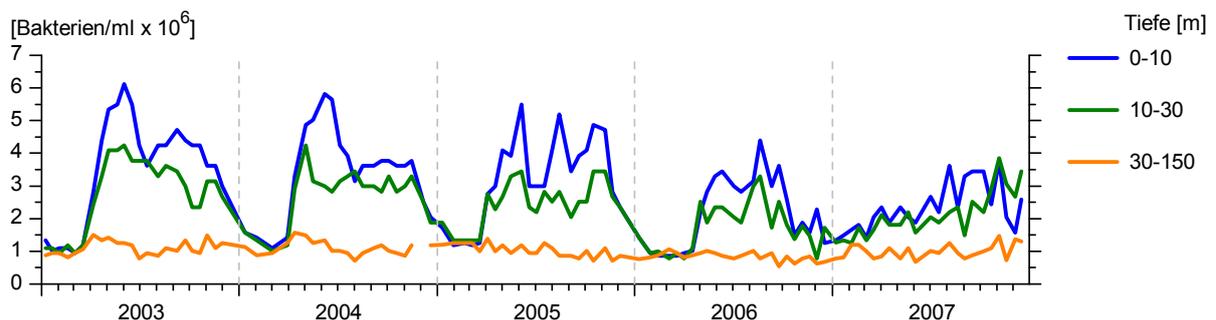


Abb. 50: Bakterienplankton, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

Bakteriendichten an der Station Fischbach-Uttwil (fluoreszenzmikroskopisch gezählt). 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 Bakteriendichten zeigen in oberflächennahen Schichten regelmäßige Anstiege während der Schichtungsperiode des Sees, in der darunter liegenden Sprungschicht (10 – 30 m) erfolgen die Anstiege gedämpft, 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 war auffällig, dass keine winterliche Gleichverteilung festgestellt wurde, und dass die sommerlichen Anstiege vergleichsweise spät und wenig ausgeprägt ausfielen.

Fischfang-Erträge im Obersee

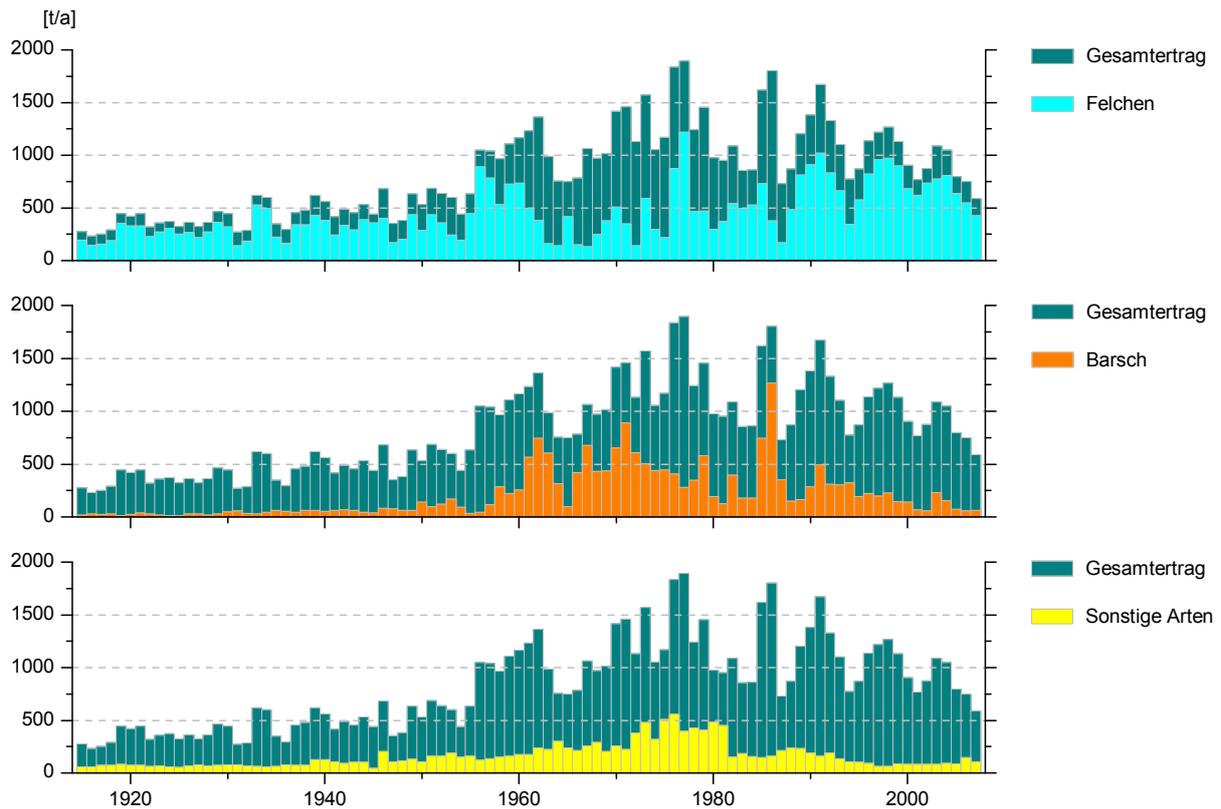


Abb. 51: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Im Bodensee-Obersee wirkten sich Eutrophierung und Reoligotrophierung deutlich auf die Fischerträge aus. Menge und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische änderten sich in den letzten 100 Jahren beträchtlich. Vom Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1950er Jahre stiegen die Erträge langsam an (Abb. 51), 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 2007 mit 593 t entspricht rund 12,6 kg/ha.

Fischfang-Erträge im Untersee

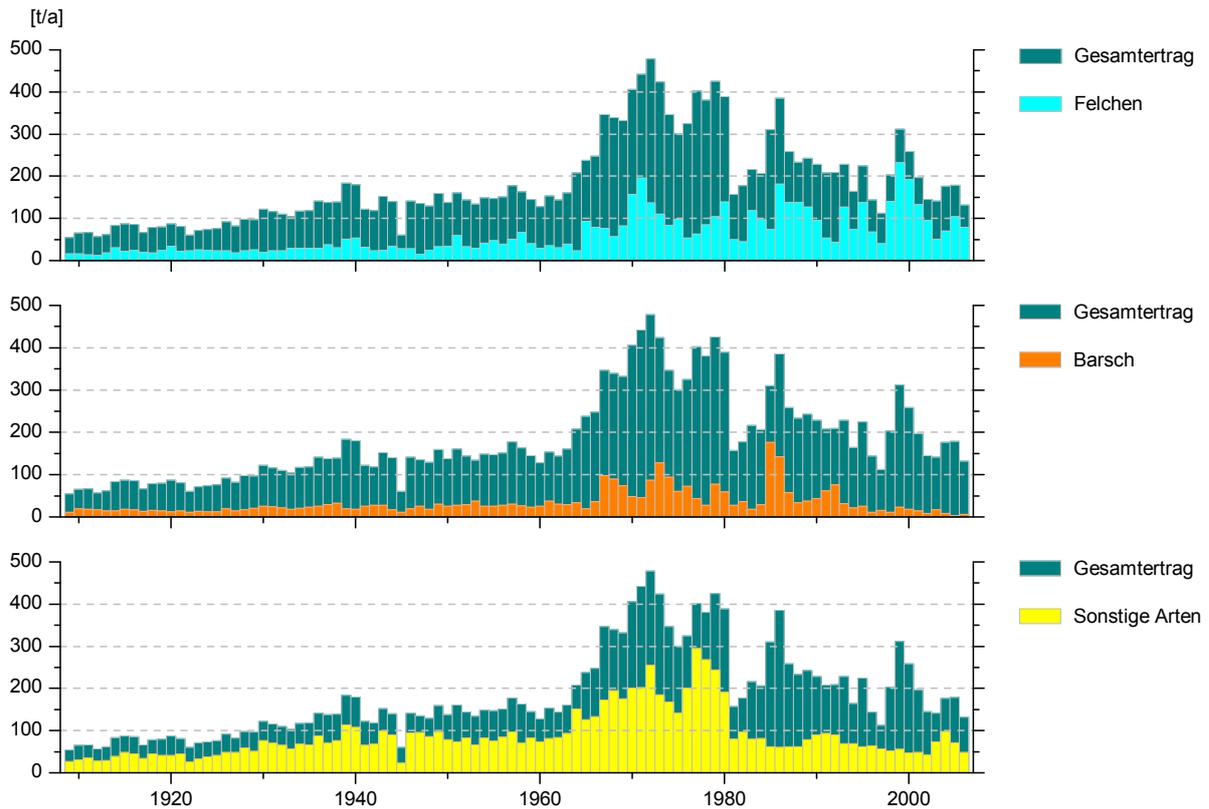


Abb. 52: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 52), 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 2007 mit 123,8 t entspricht rund 20 kg/ha.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2006/2007

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung

	2006	2007
Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees	1'562'000	1'575'900
Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	1'520'800 ¹	1'536'600 ²
Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	41'200	39'300
davon: -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt ³	30'600	30'300
-Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt ³	10'600	9'000
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent	74.3	77.0
Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent)	97.4	97.5
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees	99.3	99.4
Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte)	2'930'000	2'900'000
Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie:		
- Kategorie III (> 40'000 EW)	33	33
- Kategorie II (1000–40'000 EW)	122	120
- Kategorie I (50–1000 EW)	69	67
Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen	224	220
davon mit: - Nitrifikation	157	155
- Denitrifikation	100	102
- Phosphorelimination	159	157
- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	14	14
Regen- und Mischwasser:		
- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)	83.2 ⁴	83.0 ⁴
- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	84.3	85.0
Ablauffrachten:		
- Jahresabwassermenge (in 1000 m ³)	268'954	266'225
- Gesamtphosphor (in t)	95.3	92.4
- CSB (in t)	8'342 ⁵	7'466 ⁶
- TOC (in t)	2'086	1'866
- N _{anorg.} (in t)	3'370	2'934

Ende des Berichtsjahres 2007 waren von den über **1,57** Millionen Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees gut **1,53** Millionen an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94'400** Einwohner zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2007 waren noch **39'300** Einwohner nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen.

¹ Abwasser von ca. weiteren 95'000 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

² Abwasser von ca. weiteren 94'400 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets

³ Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

⁴ ohne Vorarlberg

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

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

Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2007 bei **97,5 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern, war die Entsorgung 2007 bei **77,0 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2007 bei **99,4 %**. Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung.

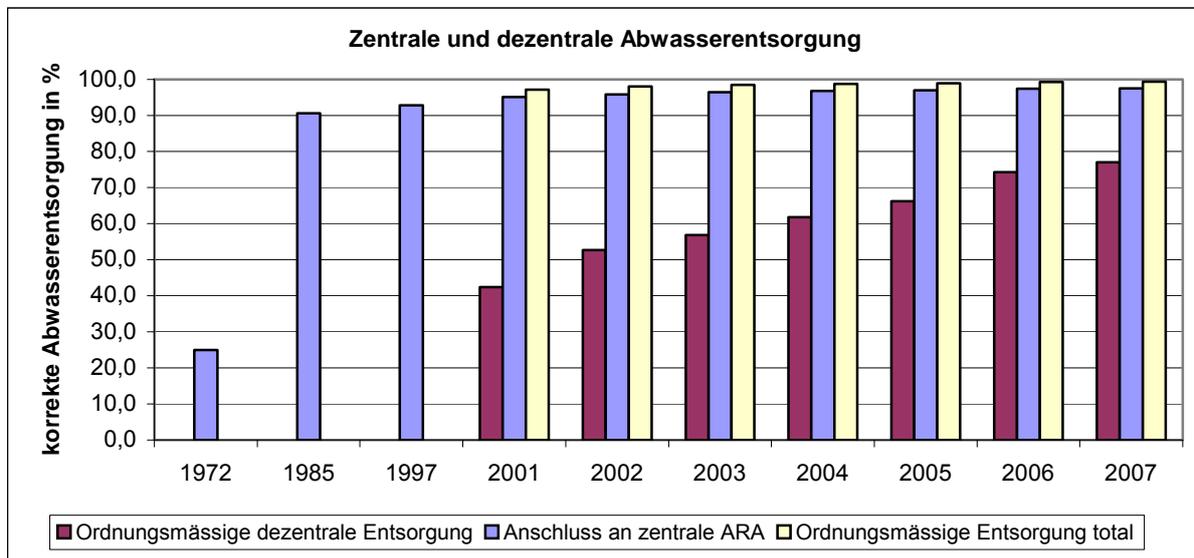


Abb. 1: Entwicklung der Abwassereinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **220** Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2007 rund **266 Mio. m³**. **29,4** Prozent dieses Abwassers wurden in **14** Anlagen einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockung-filtration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,17 mg/l P_{gesamt}**. In weiteren **143** Anlagen wurden **69,7** Prozent der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,40 mg/l P_{gesamt}**).

Insgesamt wurden somit im Jahr 2007 gut **99,1** Prozent 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 2007.

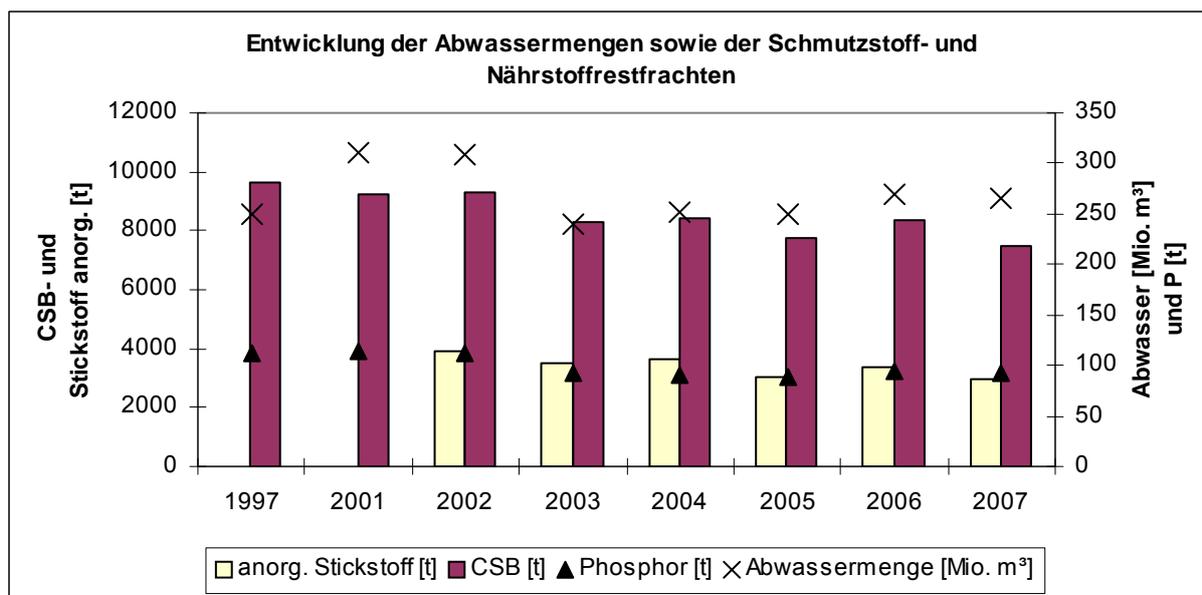


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees.

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

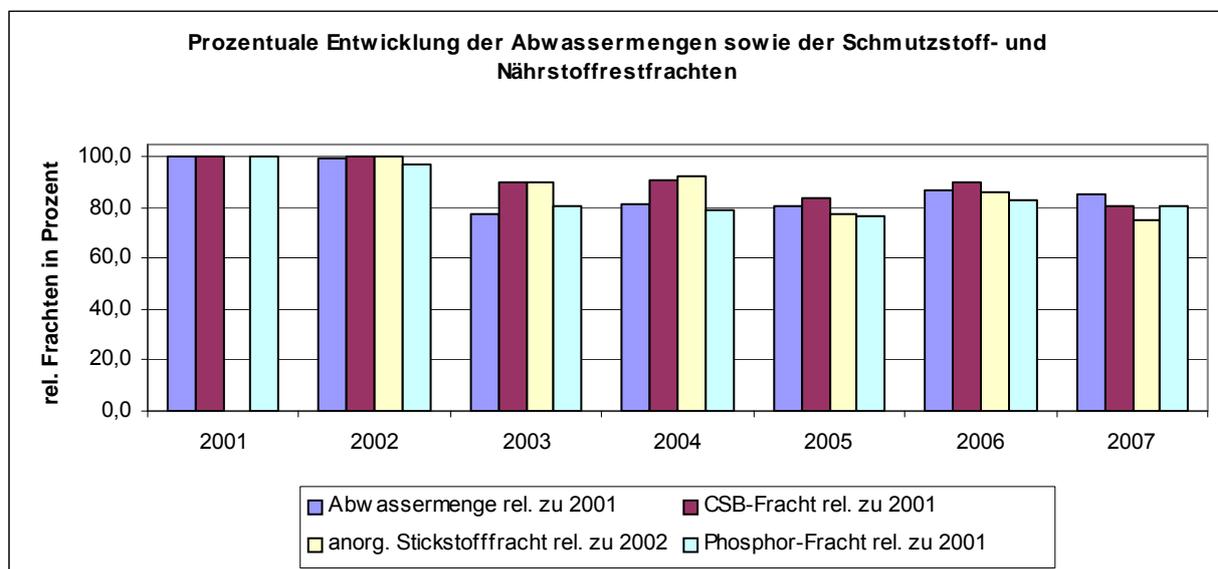


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Fliessgewässer

Ergänzend zur Karte „Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees“ (Kläranlagenübersichtskarte) werden vom Fachbereich Einzugsgebiet hinkünftig auch die wichtigen Fliessgewässer-Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet des Bodensees in einer Karte dargestellt. Von den Ländern und Kantonen werden von den Routinemessstellen Informationen, wie z.B. die Gewässerbezeichnung, die Stellenbezeichnung, der Betreiber der Messstelle, die Art der Beprobung bzw. Untersuchung sowie deren Häufigkeit gesammelt und tabellarisch erfasst. Die Stellen werden mit Hilfe der Koordinaten in die Karte aufgenommen. Die erhobenen Informationen können themenmässig dargestellt werden (z. B. chemisch-physikalische oder biologische Untersuchungen). Die Tabelle und die Karten werden analog zur Kläranlagenübersichtskarte regelmässig aktualisiert.

Projekt „Erfolgskontrolle Schussenprogramm“

Vorgeschichte

Veranlasst durch die Gewässergütesituation der Schussen und Badeverbote im Mündungsbereich wurde 1992/93 ein vom Regierungspräsidium Tübingen koordiniertes einzugsgebietweites Untersuchungsprogramm zur Belastung der Schussen (EZG = 815 km², MQ = 11 m³/s, EW = rund 200.000) mit Nährstoffen und Keimen durchgeführt, um Defizite und deren Ursachen sichtbar zu machen und daraufhin gezielte Maßnahmen zur Verbesserung in Angriff nehmen zu können. Auf der Grundlage der damaligen Untersuchungsergebnisse wurde dann ein Maßnahmenpaket als „Schussenprogramm“ auf den Weg gebracht, das zum Ziel hatte, die abwasserbürtige Grundbelastung der Schussen (zentral + dezentral) soweit als möglich zu senken und die bei Regenereignissen auftretenden Zusatzbelastungen zu reduzieren. Dieses Maßnahmenpaket ist nun überwiegend abgeschlossen. Der Ist-Zustand der Schussen sollte nun durch ein Projekt zur Erfolgskontrolle, das 2006 begonnen wurde, neu bewertet werden.

Ziele

Das Projekt, das wiederum vom RP Tübingen koordiniert und gemeinsam mit den Landratsämtern Bodenseekreis und Ravensburg, dem Gewässerökologischen Labor Wurm (GLW) und dem ISF bearbeitet wird, hat entsprechend der einleitend geschilderten Ausgangslage folgende Oberziele:

- Überprüfung der Auswirkungen bisherigen Maßnahmen
Anhand der Erfassung aktueller Belastungen (Nährstoffe, org. Stoffe, Keime) und Vergleich mit früheren Erhebungen zum Zeitpunkt 1977 und 1992/93
- Verbesserte Abschätzung der einzelnen Belastungsanteile
Anhand detaillierterer Erfassungen (Kläranlagen, Regenüberläufe, Landwirtschaft etc.) mit heutigen Möglichkeiten (u. a. auch Anwendung von Modellansätzen)

- Benennung verbleibender Defizite und Bewertung von Optionen für mögliche weitere Maßnahmen

Für die im Projekt gesetzten Ziele ist zu beachten, dass damit 3 unterschiedliche Aspekte im Auge zu behalten waren:

- Gütesituation im Gewässer bei RW, TW, NW, Sommer und Winter
- Reduzierung des Frachteintrages in den Bodensee
- Reduzierung der Keimbelastung wegen der Badewasserqualität im Mündungsbe-
reich

Ergebnisse

Es konnte gezeigt werden, dass die aus damaliger Sicht vorgeschlagenen Maßnahmen nahezu komplett umgesetzt wurden. Dabei konnten deutliche Absenkungen der Stofffrachten aus dem ländlichen Siedlungsbereich mit dezentraler Entsorgung bilanziert werden. Ebenso ist durch den Ausbau der kommunalen Kläranlagen eine Absenkung der Stofffrachten, insbesondere im Stickstoffbereich erzielt worden. Durch Erweiterung des Regenbeckenvolumens wurden die baulichen Voraussetzungen für einen verbesserten Schadstoffrückhalt geschaffen, der auch durch Berechnungen auf der Grundlage von Schmutzfrachtmodellen bestätigt wird.

Aus den Ergebnissen ergibt sich darüber hinaus auch ein aktueller Überblick über räumliche und zeitliche Belastungsverteilungen der Schussen. Erwartungsgemäß wurden erhöhte Belastungen für fast alle Parameter während Regenperioden beobachtet. Dabei konnten die Anstiege bei E. coli, $P_{\text{gelöst}}$ und Ammonium vorrangig mit Belastungen aus dem Siedlungsbereich in Verbindung gebracht werden, während die Zunahmen beim CSB (teilweise mooriges Einzugsgebiet) und $P_{\text{gelöst}}$ vorrangig über diffuse Eintragsquellen verursacht waren.

Erste überschlägige Bilanzierungen berechtigen zur Annahme, dass der Belastungsanteil der Regenüberlaufbecken(RÜB)-Einträge an der Gesamtfracht aus dem Siedlungsbereich auch bei optimal betriebenen Regenbecken nicht vernachlässigbar ist. Dabei steigt der relative Belastungsanteil an der Gesamtbelastung aus dem Siedlungsbereich in der Reihenfolge CSB (rund 20 %), Ammonium (rund 30 %), P (rund 40 %) und E. coli (> 90 %). Obwohl somit für die betrachteten Belastungsgrößen (bis auf E. coli) der Eintrag aus Kläranlagen den Anteil der RÜB an der Jahresfracht der Siedlungsentwässerung überwiegt, kann die Tagesfracht der RÜB ein Mehrfaches der Kläranlagenabläufe betragen. Das kann für die örtliche Gütesituation relevant sein.

Die Tagesfrachten bei Hochwasser-Abflüssen zeigen, dass diese je nach Belastungsparameter nur teilweise mit Einflüssen aus Siedlungsbereichen erklärt werden können und dass zusätzliche Bilanzanteile infolge Remobilisierung aus Sedimenten

und/oder aus diffusen Einträgen bestehen. Dies gilt insbesondere für CSB und P_{gesamt} . Am Beispiel zweier näher betrachteter Teileinzugsgebiete wurde darüber hinaus bestätigt, dass bei der P-Belastung die diffusen Einträge vorwiegend aus Flächen mit Grünlandbewirtschaftung entstammen (siehe auch IGKB-Berichte 45 und 51).

Trotz der somit deutlichen weiteren Reduktion der Belastungen aus dem Siedlungsbereich, wurden im Vergleich zu der Besserung zwischen 1975 und 1990 in den nachfolgenden Jahren nur noch graduelle Verbesserungen der Schuppen in den Frachten von Nährstoffen und organischen Belastungen erzielt. Lediglich für die Ammonium-Belastung setzte sich auch danach noch eine deutliche Abnahme fort. Seit 1996 blieben die Einträge unter Berücksichtigung witterungsbedingter Schwankungen konstant. Diese Befunde werden auch durch die langjährigen Datenreihen der IGKB-Zuflussuntersuchungen bestätigt. Diese ergaben darüber hinaus jedoch Hinweise auf signifikante Konzentrations-Abnahmen bei niedrigen Abflüssen (Trockenwetter), was vor allem als Folge der Reduktion der Belastung aus dem Siedlungsbereich gedeutet wird.

Auch der ökologische Zustand des Gewässers hat sich entsprechend der Belastungsentwicklung verbessert, wobei ebenfalls die größten Sprünge vor 1990 zu verzeichnen waren, wobei aber auch noch danach eine allmähliche Besserung bis 2007 zu beobachten war. Nach den im Hinblick auf die EU-WRRL novellierten LAWA-Bewertungsrichtlinien würde der aktuelle Ist-Zustand aufgrund der vorliegenden Erhebungen als „gut“ eingestuft werden. Dies darf jedoch nicht mit insgesamt fehlendem Handlungsbedarf gleichgesetzt werden. Für das Ziel „Badenutzung am Bodensee“ ist z.B. Handlungsbedarf weiterhin zweifelsfrei gegeben, da bei der derzeitigen Keimbelastung immer noch mit häufigen Grenzwertüberschreitungen in mündungsnahen Strandbädern zu rechnen ist.

3. Ländliches Areal

Die Abbildung 4 zeigt, dass sich der Rindvieh-, Schweine- und Hühnerbestand bei den Ländern und Kantonen der IGKB seit 2000 insgesamt verringert hat. Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat seit 2000 ebenfalls abgenommen. Die Abbildung 5 zeigt, dass der Düngeranfall pro landwirtschaftliche Nutzfläche in den Ländern und Kantonen der IGKB von 2000 bis 2007 insgesamt gleich geblieben ist (ca. 0.96 GVE/ha LN). In den Ostschweizer Kantonen hat der Düngeranfall pro Hektare LN leicht zugenommen.

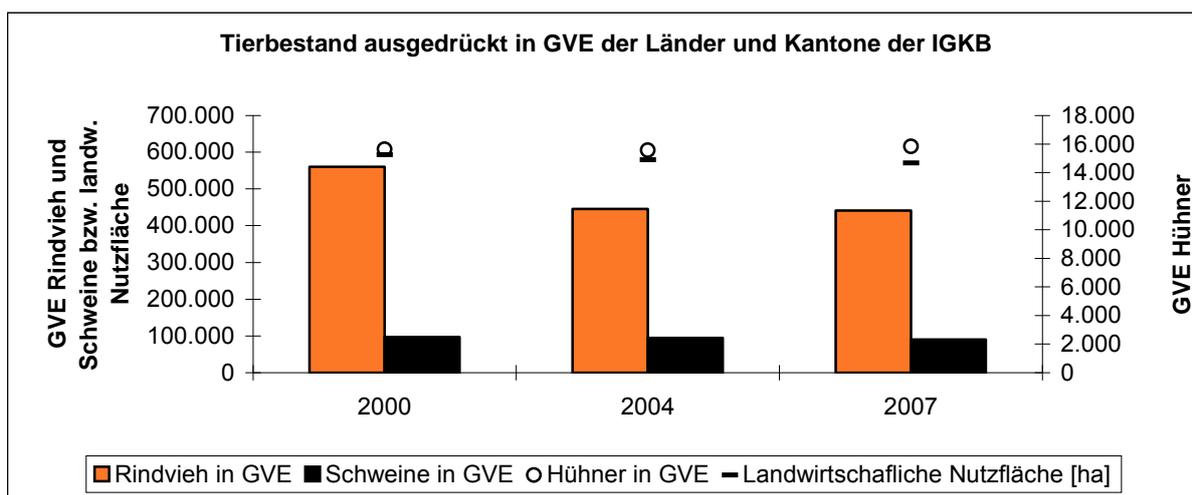


Abb. 4: Tierbestand ausgedrückt in Grossvieheinheiten (ein Rindvieh = 0.638 GVE, ein Schwein = 0.131 GVE und ein Huhn = 0.007 GVE) und landwirtschaftliche Nutzfläche der Länder und Kantone der IGKB. Das Erhebungsgebiet stimmt nicht mit dem Einzugsgebiet überein, sondern umfasst ein grösseres Gebiet (eine genaue Abgrenzung war nicht möglich). Bei Baden-Württemberg mussten für das Jahr 2004 die Tierzahlen von 2003 übernommen werden. Bei Bayern mussten für das 2007 für Teilgebiete Tierzahlen und Zahlen zur landwirtschaftlichen Nutzfläche von 2005 übernommen werden.

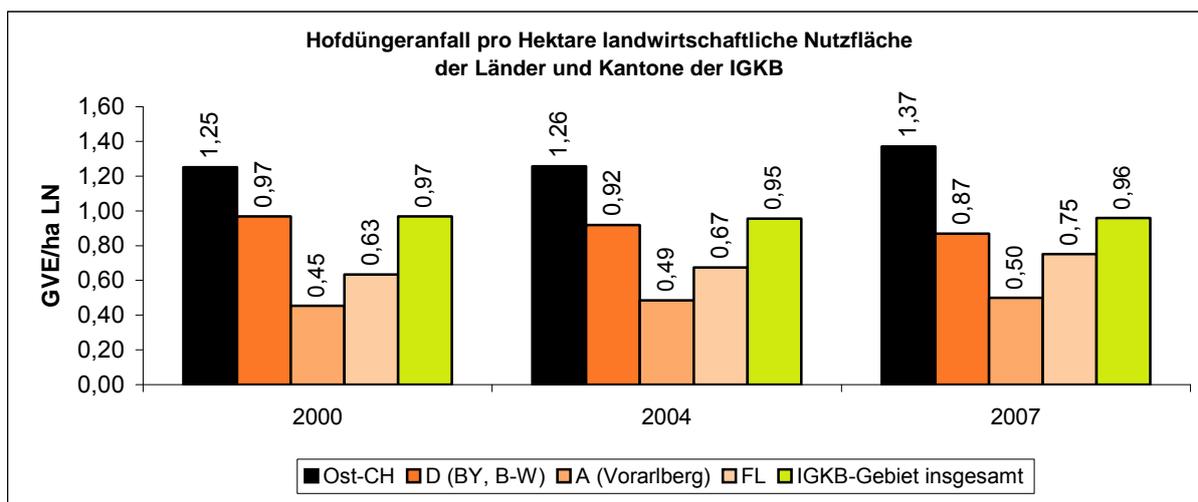


Abb. 5: Hofdüngeranfall ausgedrückt in Grossvieheinheiten (GVE) bezogen auf die landwirtschaftlich Nutzfläche (ein Rindvieh = 0.638 GVE, ein Schwein = 0.131 GVE und ein Huhn = 0.007 GVE). Bei Baden-Württemberg und Bayern mussten z. T. Zahlengrundlagen der Jahre 2003 bzw. 2005 verwendet werden (siehe Legende Abb. 4).

4. 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 2007 **18** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr einer Abnahme um **1,7** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Zuflüsse

Um eine grobe Aussage zu den Phosphorfrachten der Zuflüsse in den Obersee machen zu können, wurden die Untersuchungen des Landes Vorarlberg vom Alpenrhein bei Fußach für das Jahr 2007 ausgewertet. Die Auswertung der Daten für $P_{\text{filtriert}}$ (berechnet aus Mittelwert der Konzentrationen x Jahresabfluss) ergibt eine Phosphorfracht von 29.2 Tonnen für das Jahr 2007 (28,9 Tonnen im Jahr 2006).

Um abschätzen zu können, mit welcher Zuverlässigkeit mit den periodisch durchgeführten Fliessgewässer-Stichprobenuntersuchungen die P-Zuflussfrachten in den Bodensee erhoben werden können, ist vorgesehen diesen Sachverhalt im 2008/2009 genauer zu analysieren. Für diese Datenanalyse muss jedoch ein Auftrag vergeben werden. Das ISF hat sich bereit erklärt, die notwendigen Abklärungen inkl. Offerteinholung zu tätigen. Aufgrund der Resultate der Datenanalyse wird in 2009 entschieden, ob in Zukunft weiterhin umfassende Nährstoffzuflussuntersuchungen wie z.B. in den Jahren 1995 bis 1997 noch notwendig sein werden.

c) Gesamtabeschätzung der Phosphorfracht

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus dem Einzugsgebiet des Alpenrheins, den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten und der Entwicklung der Tierbestände in den Ländern und Kantonen der IGKB kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten verglichen mit den Vorjahren nicht erhöht haben. Sie liegen somit unterhalb der Jahres-Frachten der letzten durchgeführten umfassenden Zuflussuntersuchung (1995-1997). Dafür spricht auch der Wertepaarvergleich Abflussmenge zu Konzentration $P_{\text{filtriert}}$ (siehe Abbildung 6).

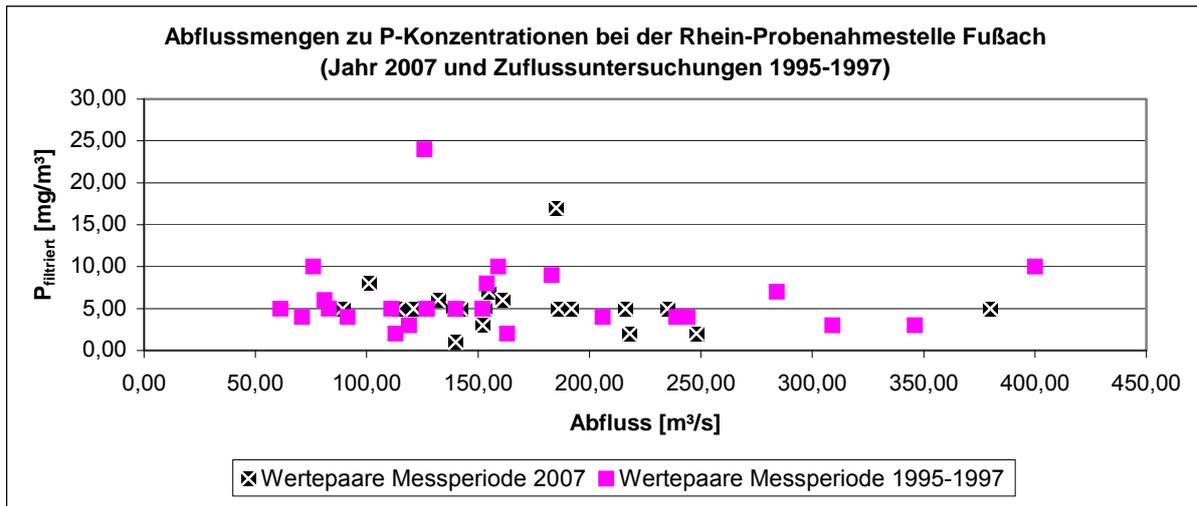


Abb. 6: Vergleich der Wertepaare $P_{\text{filtriert}}$ /Abflussmenge für das Jahr 2007 mit denjenigen der Zuflussuntersuchungen 1995 bis 1997. Die Wertepaare für das Jahr 2007 liegen im Bereich der Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen. Daraus lässt sich schliessen, dass die P-Frachten im Jahr 2007 im Vergleich zu den Jahresfrachten in den Jahren 1995 bis 1997 sicher nicht zugenommen haben. Die Vergleiche bei der Bregenzerach und der Dornbirnerach ergeben ein ähnliches Bild.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees

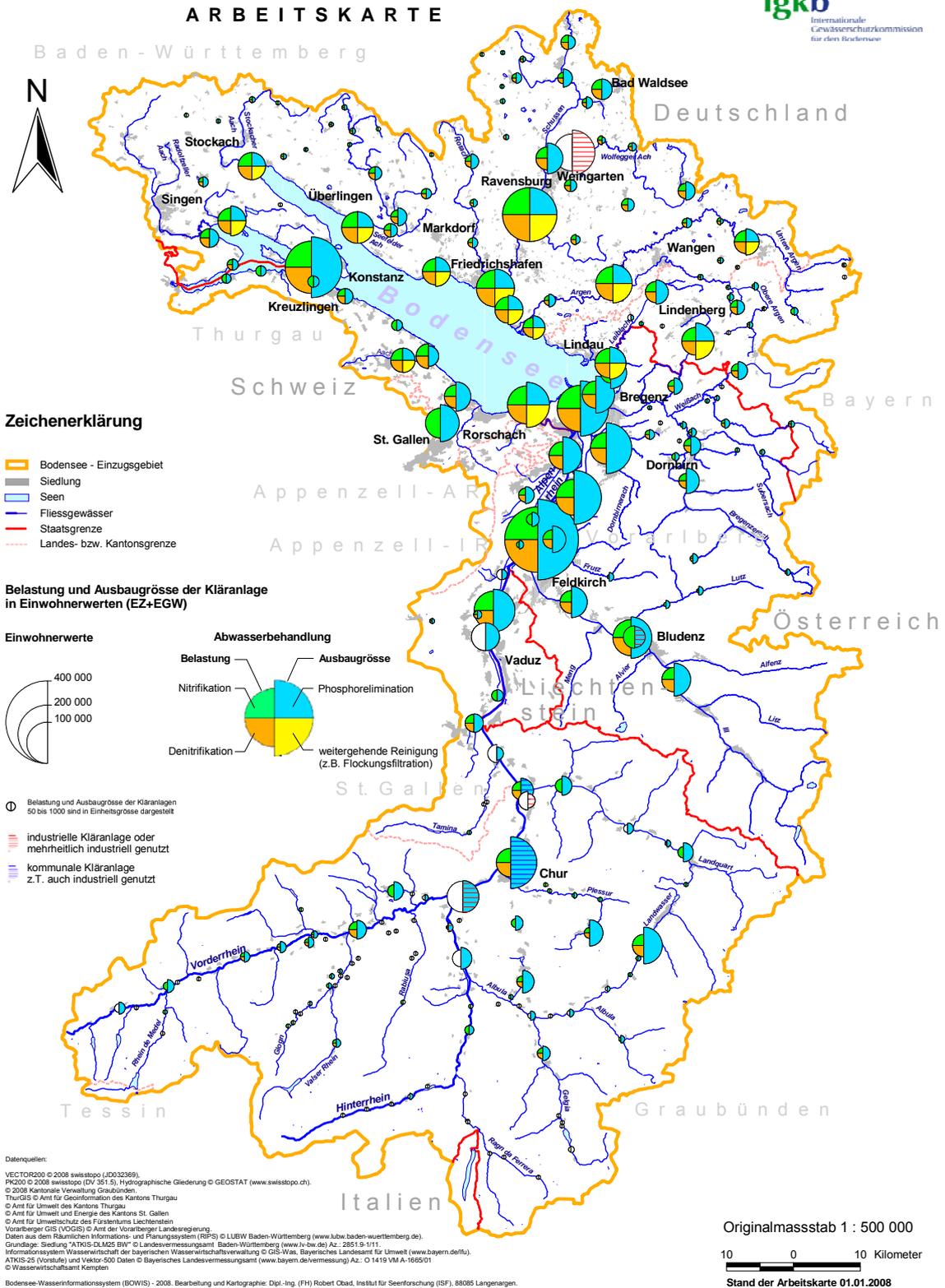


Abb. 7: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees.

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,
Wald und Landschaft (BUWAL)

CH-3003 Bern

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