

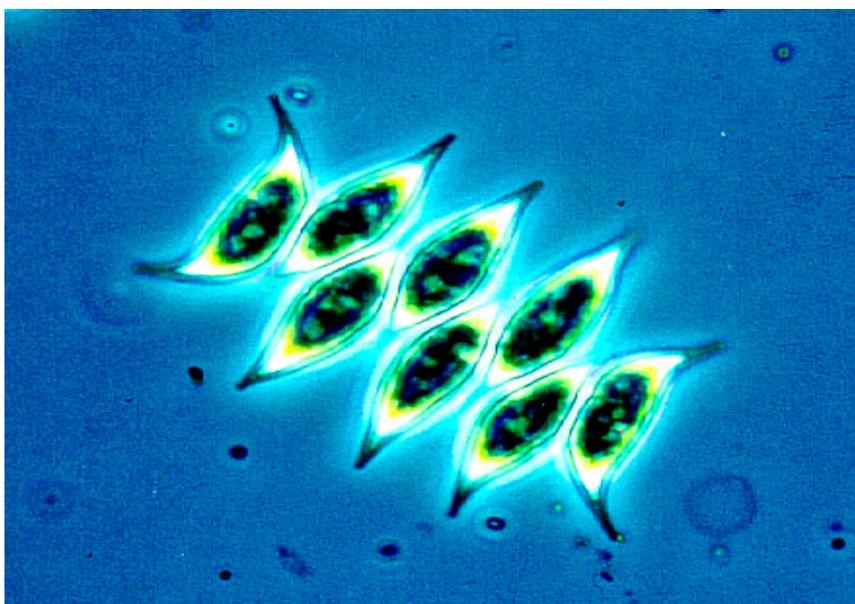
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2010

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2009/2010



- Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
- Titelbild:** Grünalge *Scenedesmus acuminatus* (Länge der Einzelzelle 9,6-48 µm, Breite 1,5-9 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 2011

ISSN 1011-1271 • Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 38 (2010)

Bericht Nr. 38

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2010

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2009/2010

Die „GRÜNEN BERICHTE“ der IGKB

Seit 1976 veröffentlicht die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) alljährlich einen Bericht über den limnologischen Zustand des Bodensees. Diese so genannten „Grünen Berichte“ enthalten die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees ab dem Jahr 1974. Eine Ausnahme bildet der Bericht Nr. 9 (erste Auflage 1985, zweite Auflage 1993), der die geographischen, physikalischen, chemischen und biologischen Grundlagen der Bodensee-Untersuchungen beschreibt. Neben den Ergebnissen der Freiwasseruntersuchungen von Obersee und Untersee enthalten einzelne Ausgaben Informationen zu weiteren Themen wie Seebodenuntersuchungen (Nr. 10, 21, 27, 29), die radioaktive Belastung nach dem Unfall von Tschernobyl (Nr. 15), Pestizide (Nr. 19), Zuflussuntersuchungen (Nr. 26), sowie Ergebnisse einer mathematischen Modellierung zur Fernausbreitung des winterlichen Alpenrhein-Einstroms (Nr. 30). Ab Nr. 30 sind die Berichte des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet‘ Teil der Grünen Berichte. Bis auf zwei Änderungen 1985 (Formatwechsel von A5 auf A4) und 2004 (neues Layout mit zweispaltigem Text) blieb das äußere Erscheinungsbild nahezu unverändert und war durch einen unebilderten Textteil sowie einen Anhang mit Graphiken und Tabellen charakterisiert.

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

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

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

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

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

Am Bericht haben mitgearbeitet:

Dr. Beat Baumgartner, Frauenfeld

Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld

Dr. Hans Güde, Langenargen

Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz

Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen

Dr. Reiner Kümmerlin, Langenargen

Dipl.-Ing. (FH) Günther Kuhn, Langenargen

Dr. Herbert Löffler, Langenargen

Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen

Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen

Dipl.-Ing. (FH) Heinz Singer, Dübendorf

Dr. Hans-Bernd Stich, Langenargen

Dipl.-Phys. Bernd Wahl, Langenargen

Dr. Thomas Wolf, Langenargen

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL	8
Bodensee-Obersee: Phosphor, Sauerstoff und Zirkulation	9
Stoffflussmodell der EAWAG	11
B – JAHRESBERICHT	16
Einleitung	17
Zustandsbeschreibung	18
Bodensee-Obersee	18
Bodensee-Untersee	25
Fazit und Handlungsbedarf	27
Untersuchungsprogramm Freiwasser 2010	28
Meteorologie	30
Windverteilung	31
Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund	32
Wärmeinhalt	33
Wassertemperatur	34
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat	36
Sauerstoff	37
Gesamtphosphor	38
Orthophosphat	39
Nitrat	40
Ammonium	41
Silikat	42
Chlorid	43
Mangan	44
Eisen	45
Phytoplankton-Bilder	46
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 (Bregenzer Bucht) Gruppen in 0-20m	52
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m	53

Bodensee-Untersee (Zellersee) Gruppen in 0-20m	54
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m	55
Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Hauptarten in 0-20m	56
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m	57
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m	58
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m	59
Pigmente	60
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a	60
Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen	61
Saisonale Muster der Leitpigmente	62
Zooplankton	65
Langzeitentwicklung Crustaceen	65
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	65
Bakterien	68
Fischfang-Erträge im Obersee	70
Fischfang-Erträge im Untersee	71
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2009/2010	72
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet	73
1. Abwasserbeseitigung	73
2. Spezielle Fliessgewässeruntersuchungen und Übersichtskarten	76
3. Ländliches Areal	76
4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	77
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	79
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet	80
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet	81
AUSKÜNFTE	82

Abbildungsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1: JAHRESMITTELWERT AN GESAMTPHOSPHOR, ZIRKULATIONSINDEX UND SAUERSTOFFMINIMUM IN 1M ÜBER GRUND IM BODENSEE-OBERSEE.	10
ABB. 2: IM RAHMEN DER STOFFFLUSSMODELLIERUNG VON AUSGEWÄHLTEN ANTHROPOGENEN SPURENSTOFFEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES VON DER EAWAG DURCHFÜHRTE BEPROBUNGEN (APRIL BIS NOVEMBER 2009).	12
ABB. 3: MODELLIERTE DICLOFENAC-KONZENTRATIONEN FÜR DIE FLUSSABSCHNITTE IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES BEI NIEDRIGWASSERABFLUSS.	14

B – JAHRESBERICHT

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2010

ABB. 1: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	20
ABB. 2: PLANKTONENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	22
ABB. 3: ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE.	29
ABB. 4: METEOROLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE GRÖßEN.	30
ABB. 5: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DAS JAHR 2010 (UNTERE ABBILDUNG) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (OBERE ABBILDUNG).	31
ABB. 6: LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND.	32
ABB. 7: WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M).	33
ABB. 8: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	34
ABB. 9: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IM JAHR 2010 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTIL) SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	35
ABB. 10: ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA IN 1 M ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE (FU), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	36
ABB. 11: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	37
ABB. 12: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	38
ABB. 13: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	39
ABB. 14: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	40
ABB. 15: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	41
ABB. 16: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	42

ABB. 17: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	43
ABB. 18: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	44
ABB. 19: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	45
ABB. 20: DINOBYRON DIVERGENS (LÄNGE DER EINZELZELLE 30-65 µM)	46
ABB. 21: MALLOMONAS ACAROIDES (LÄNGE 18-45 µM, BREITE 7-23µM).	46
ABB. 22: CYCLOTELLA RADIOSA (ZELLEN Ø 8-50 µM).	46
ABB. 23: STEPHANODISCUS ALPINUS (ZELLEN Ø 10-32 µM).	46
ABB. 24: STEPHANODISCUS NEOASTRAEA (ZELLEN Ø 18-52 µM).	46
ABB. 25: STEPHANODISCUS PARVUS (SYN. S. MINUTULUS; ZELLEN Ø 5-11 µM).	46
ABB. 26: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 µM).	47
ABB. 27: FRAGILARIA ULNA VAR. ACUS (LÄNGE 25-140 µM).	47
ABB. 28: CERATIUM HIRUNDINELLA (LÄNGE 40-450 µM BREITE 28-55 µM).	47
ABB. 29: GYMNODINIUM HELVETICUM (LÄNGE 42-57 µM BREITE 23-30 µM).	47
ABB. 30: CRYPTOMONAS EROSA (LÄNGE 20-80 µM BREITE 6-20 µM).	47
ABB. 31: RHODOMONAS LENS (LÄNGE 12-17 µM BREITE 9-11 µM).	47
ABB. 32: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2010).	48
ABB. 33: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2010).	49
ABB. 34: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2010).	50
ABB. 35: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2010 (BREGENZER BUCHT).	52
ABB. 36: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2010 (FISCHBACH-UTTWIL).	53
ABB. 37: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2010 (ZELLERSEE).	54
ABB. 38: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2010 (RHEINSEE).	55
ABB. 39: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (BREGENZER BUCHT).	56
ABB. 40: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	57
ABB. 41: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	58
ABB. 42: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	59
ABB. 43: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG.	60
ABB. 44: CHLOROPHYLL-A, KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	61
ABB. 45: LEITPIGMENTE 2010 IN DER BREGENZER BUCHT.	62
ABB. 46: LEITPIGMENTE 2010 IN FISCHBACH-UTTWIL (SEEMITTE).	63
ABB. 47: LEITPIGMENTE 2010 IM ZELLERSEE.	64
ABB. 48: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M.	65
ABB. 49: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	66
ABB. 50: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	67
ABB. 51: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	67

ABB. 52: FÄKALKEIME (E. COLI) IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL).	68
ABB. 53: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE.	68
ABB. 54: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE.	70
ABB. 55: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE.	71

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2009/2010

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSEREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERENTSORGUNG.	74
ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	75
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.	75
ABB. 4: HOFDÜNGERANFALL AUSGEDRÜCKT IN GROßVIEHEINHEITEN (GVE) BEZOGEN AUF DIE LANDWIRTSCHAFTLICHE NUTZFLÄCHE (LN).	76
ABB. 5: VERGLEICH DER WERTEPAARE $P_{\text{FILTRIERT}}$ /ABFLUSSMENGE FÜR DAS JAHR 2010 MIT DENJENIGEN DER ZUFLUSSUNTERSUCHUNGEN 1995 BIS 1997.	78
ABB. 6: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	79
ABB. 7: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	80
ABB. 8: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IN EINEM ZEITRAUM VON EINEM JAHR.	81

A – Aktueller Teil

Bodensee-Obersee: Phosphor, Sauerstoff und Zirkulation

Die Jahresmittelwerte an Gesamtphosphor im Bodensee-Obersee haben wieder einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht, der nur noch geringen Schwankungen unterworfen ist. Als Konsequenz war in den letzten Jahren die Sauerstoffversorgung über Grund auch bei unvollständiger Frühjahrszirkulation gut. Diese Beobachtungen wurden bisher auf qualitativer Ebene beschrieben. Durch die Definition eines Zirkulationsindex kann der Zusammenhang Sauerstoff/Zirkulation bei verschiedenen P-Niveaus semiquantitativ betrachtet werden.

Der Zirkulationsindex wurde aus der vertikalen Durchmischung des Orthophosphatphosphors (KLIWA Heft 11) abgeleitet (Abb. 1) und so skaliert, dass positive Werte eine gute Vertikalzirkulation, negative Werte hingegen eine unvollständige Durchmischung anzeigen. Auf Grund der Bestimmungsunschärfe wurden nur Werte außerhalb eines Bereiches von $\pm 0,1$ als gut bzw. schlecht durchgemischt gewertet. Betrachtet man die Jahre mit unvollständiger Zirkulation pro Dekade, so ergeben sich in den 1970er Jahren 2, in den 1980er Jahren 3 in den 1990er und 2000er Jahren sogar jeweils 4 Jahre mit schlechter Zirkulation pro Dekade. Die in erster Linie durch wärmere Winter bedingten Jahre mit schlechter Vertikalzirkulation haben in den letzten 40 Jahren zugenommen.

Insbesondere Phasen mit zwei oder mehr aufeinander folgenden Jahren ohne vollständige Zirkulation sind für den Sauerstoffgehalt über Grund ungünstig, da sich dann die grundnahen Sauerstoffverhältnisse nicht erholen oder sogar sukzessive verschlechtern. Betrachtet man den niedrigsten Sauerstoffgehalt solcher Phasen (Abb. 1), so ergibt sich für 1972/73: 2,2 mg O₂/l, 1988/89/90: 4,3 mg O₂/l, 2002/03: 6,7 mg O₂/l und 2007/08: 6,6 mg O₂/l.

Bei P-Konzentrationen von 70-80 µg/l Anfang der 1970er Jahre erreichte der grundnahe Sauerstoff nach zweijähriger schlechter Durchmischung damit sehr kritische Werte (< 4 mg/l) für biologische Prozesse, wie z.B. die Entwicklung des Felchenlaichs. Trotz dreijähriger schwacher Durchmischung wurde dieser Sauerstoffwert 1988-90 bei inzwischen gefallenem P-Gehalten um 40 µg/l nicht mehr erreicht, dennoch ist das Sauerstoffminimum immer noch im kritischen Bereich (< 6 mg/l). In neuer Zeit führten die Jahre unzureichender Tiefenwassererneuerung nur noch zu leicht erniedrigten Sauerstoffgehalten: Bei P-Konzentrationen um 10 µg/l (2002/03) oder unter 10 µg/l (2007/08) blieb der Sauerstoffgehalt stets über 6,6 µg/l und damit im günstigen Bereich (≥ 6 mg/l). Diese für große und tiefe Alpensee typischen niedrigen Nährstoffgehalte rüsten den Bodensee für die Zukunft bezüglich der Sauerstoffversorgung der grundnahen Schichten, da künftig infolge wärmerer Winter von einer Zunahme der Jahre mit unvollständiger Zirkulation ausgegangen werden kann.

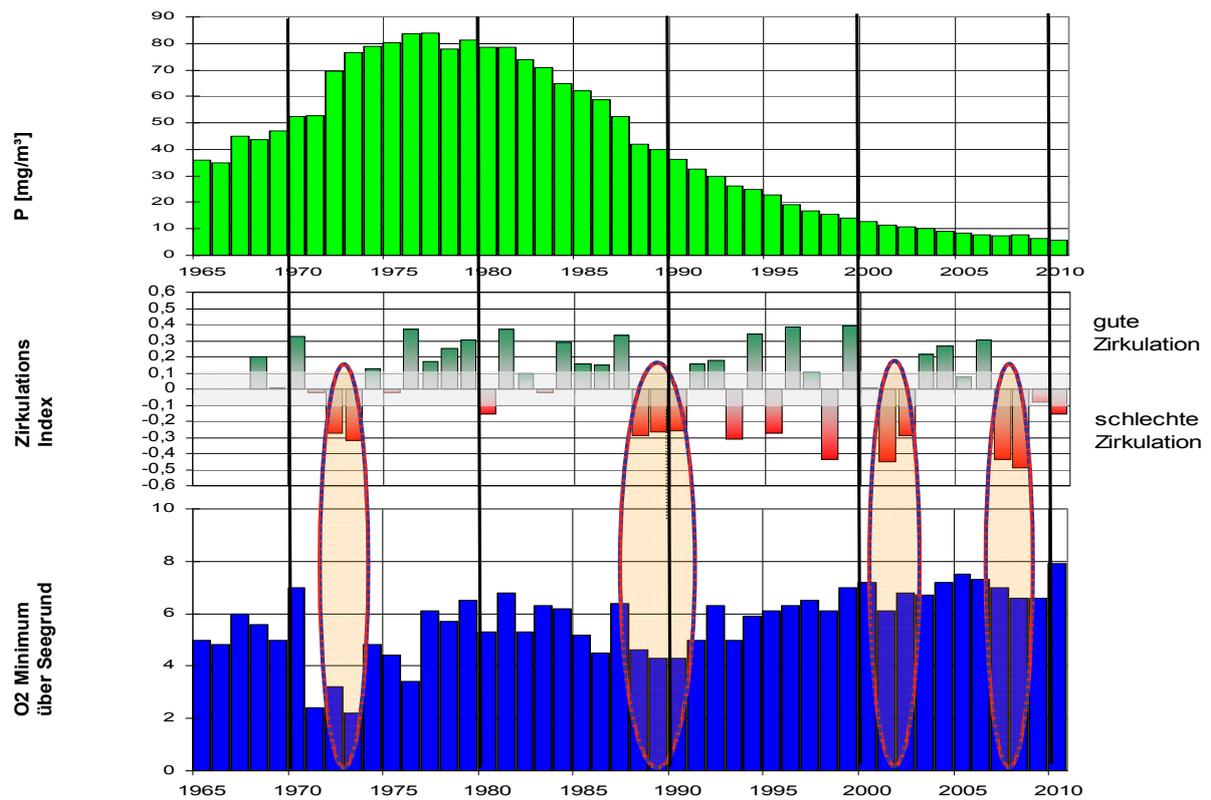


Abb. 1: Jahresmittelwert an Gesamtphosphor, Zirkulationsindex und Sauerstoffminimum in 1m über Grund im Bodensee-Obersee. Der Zirkulationswert (nach KLIWA-Heft 11) wurde mit der Transferfunktion $f(z) = z^{3,1} - 0,5$ so skaliert, dass der Übergang zwischen guter und schlechter Zirkulation bei etwa 0 liegt.

Stoffflussmodell der EAWAG

Einleitung

Aufgrund der Resultate der IGKB-Zuflussuntersuchungen 2009 wurde der EAWAG von der IGKB ein Leistungsauftrag für die "Stoffflussmodellierung von ausgewählten organischen Mikroverunreinigungen in den Zuflüssen des Bodensees" erteilt. Neben den 12 Zuflüssen wurden zusätzlich 24-h durchflussproportionale Proben von 18 Abwasserreinigungsanlagen (ARAs) verteilt im Gebiet des Bodensees untersucht (Abb. 2). Für das Stoffflussmodell wurden aufgrund des Nachweises im See oder der ökotoxikologischen Bedeutung Leitsubstanzen ausgewählt: Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, Benzotriazol, Methylbenzotriazol, Sucralose und Acesulfam. Diese Substanzen werden durch gereinigtes kommunales Abwasser kontinuierlich ins Gewässer eingetragen. Die Messung der Gewässerbelastung nach jeder Kläranlageneinleitung ist bei insgesamt 143 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 500 Einwohnergleichwerten im Bodenseeeinzugsgebiet finanziell und logistisch kaum machbar. Um trotzdem einen Überblick über die Konzentrationsbelastung unterhalb jeder Kläranlageneinleitung in den Zuflüssen zu erhalten, wurde ein einfaches georeferenziertes Stoffflussmodell verwendet. Anhand von Eintragsmengen in die Kläranlage, der stoffspezifischen Eliminationsleistung und der Einleitstelle ins Gewässer wurde die Stofffracht im Fließgewässer unterhalb jeder Kläranlage im Einzugsgebiet vorhergesagt. Aufgrund der geringen Verdünnung des Abwassers im Vorfluter ist bei Niedrigwasser mit den höchsten Stoffkonzentrationen zu rechnen. Deshalb wurden zur Berechnung der entsprechenden Fließgewässerkonzentrationen bei Niedrigwasser (Q347 – Abfluss, der an 347 Tagen im Jahr erreicht oder überschritten wird) abgeschätzte oder gemessene Abflusswerte für den jeweiligen Flussabschnitt herangezogen.

Substanzspezifische Inputparameter für das Stoffflussmodell

Um möglichst exakte, länderspezifische Daten zum Eintrag und zur Elimination der Substanzen in den Kläranlagen zu erhalten, wurden das zu- und abfließende Abwasser von insgesamt 19 Kläranlagen in Deutschland (10), in Österreich (5) und in der Schweiz (4) analysiert (Abb. 2). Es wurden hierfür 24-Stunden Mischproben von den Kläranlagen-Zuläufen und -Abläufen bei Trockenwetterbedingungen entnommen. Die drei ausgewählten Arzneimittel Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Diclofenac gehören in Deutschland und in der Schweiz zu den am häufigsten angewendeten Pharmazeutika und werden zu 85 % im häuslichen Umfeld eingenommen. Eintragspfade in die Umwelt zusätzlich zur Kläranlage können vernachlässigt werden. Die Messungen aus den Kläranlagenzuflüssen zeigten, dass der Konsum von Carbamazepin nicht signifikant länderspezifisch unterschiedlich ist und im Schnitt 890 mg pro Einwohner und Jahr beträgt. Die in dieser Studie ermittelte durchschnittliche

Elimination in konventionell arbeitenden Kläranlagen betrug nur 5 % und belegt die hohe Persistenz dieser Substanz bei der biologischen Abwasserreinigung.

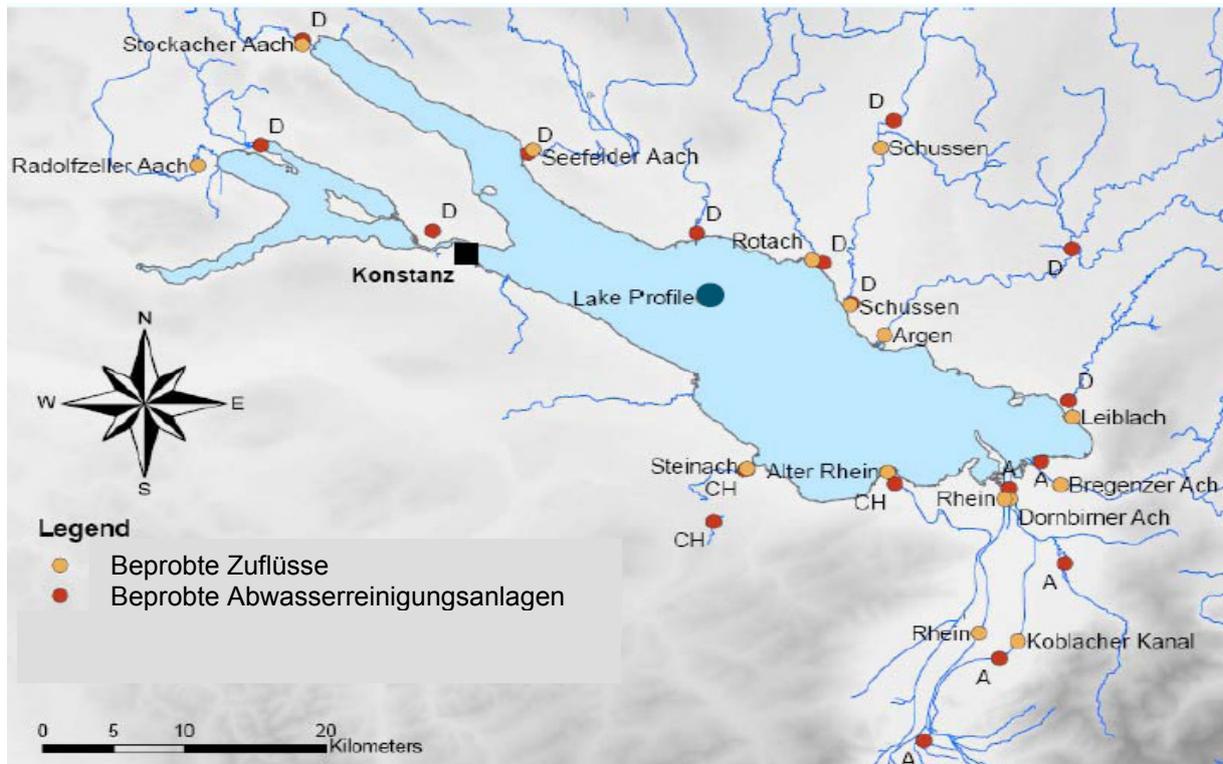


Abb. 2: Im Rahmen der Stoffflussmodellierung von ausgewählten anthropogenen Spurenstoffen im Einzugsgebiet des Bodensees von der EAWAG durchgeführte Beprobungen (April bis November 2009).

Auch beim Pro-Kopf-Verbrauch des Schmerzmittels Diclofenac waren keine länderspezifischen Unterschiede im Untersuchungsgebiet zu erkennen. Der Konsum lag bei 1100 mg pro Jahr. In der Kläranlage wird die Substanz zu 25 % eliminiert. Für das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde in Übereinstimmung mit den Verkaufszahlen für Österreich ein sechsmal geringerer Pro-Kopf-Verbrauch (70 mg/Einwohner/Jahr) als für die Schweiz und Deutschland (440 mg/Einwohner/Jahr) ermittelt. Der Einsatz alternativer Produkte mit anderen Antibiotika-Wirkstoffen könnte der Grund für diesen signifikanten Unterschied sein. Sulfamethoxazol wird im menschlichen Körper zu 55 % in den Hauptmetaboliten N4-Acetylsulfamethoxazol umgewandelt. Der vom Menschen ausgeschiedene Hauptmetabolit wird in der Kläranlage allerdings zu Sulfamethoxazol zurückgespalten. Für die Berechnungen und Analysen wurde daher immer die Summe aus Sulfamethoxazol und N4-Acetylsulfamethoxazol bestimmt. Aus den Kläranlagenmessdaten wurde eine Elimination von Sulfamethoxazol/N4-Acetylsulfamethoxazol von 69 % ermittelt. Die Korrosionsschutzmittel Methylbenzotriazol und Benzotriazol werden neben dem Einsatz in Haushalts-Geschirrspülmitteln für industrielle Anwendungen wie der Flugzeugent-

eisierung genutzt. Dieser auf Frostperioden beschränkte Einsatz hat allerdings selbst bei großen Flughäfen im Einzugsgebiet nur einen geringen Einfluss auf die jährliche Gesamtfracht. Die Messergebnisse für Benzotriazol zeigten, dass der Pro-Kopf-Verbrauch in der Schweiz mit 3000 mg/Einwohner/Jahr fast viermal höher war als in Deutschland und Österreich (790 mg/Einwohner/Jahr). Im Gegensatz dazu lag der Verbrauch von Methylbenzotriazol mit 600 mg/Einwohner/Jahr nur halb so hoch wie in Deutschland und Österreich (1000 mg/Einwohner/Jahr). Die in dieser Studie ermittelte Kläranlagen-Elimination von Benzotriazol beträgt im Mittel 44 %. Methylbenzotriazol ist ein Gemisch aus den Isomeren 4-Methylbenzotriazol und 5-Methylbenzotriazol, die in der Kläranlage unterschiedlich gut eliminiert werden. Daher hängt die Eliminationsleistung von Methylbenzotriazol (Summe von 4- und 5-Isomer) in einer Kläranlage nicht nur von deren Reinigungstechnik, sondern auch vom Verhältnis der beiden Isomere im Abwasser ab. Die künstlichen Süßstoffe Sucralose und Acesulfam wurden als persistente anthropogene Tracer ausgewählt. Während Acesulfam schon seit 30 Jahren in der EU eingesetzt wird, ist Sucralose dort erst seit 2004 zugelassen. Sucralose und Acesulfam sind polare, mobile Verbindungen und werden weder in der biologischen Abwasserreinigung noch im Gewässer abgebaut.

Modellberechnungen und Messungen im Einzugsgebiet

Die Durchschnittskonzentrationen der ausgewählten Substanzen in den 12 Zuflüssen wurden bei der Zuflussuntersuchung 2009 ermittelt. Die Messungen beschreiben die Situation der Zuflüsse kurz vor der Einmündung in den Bodensee zu vier Zeitpunkten. Die Situation im Einzugsgebiet wurde mit dem georeferenzierten Stoffflussmodell detaillierter untersucht. Ein Vergleich der gemessenen mit den berechneten Substanzfrachten in den 12 Zuflüssen zeigte eine sehr gute Übereinstimmung für nahezu alle Substanzen. Lediglich die Frachten für Sucralose und Acesulfam wurden mit dem Modell geringfügig unterschätzt. Da im Modell die Pro-Kopf-Emissionen zur Frachtberechnung herangezogen wurden, können somit bedeutende punktuelle Stoffemissionen aus Industrie und Gewerbe-Betriebe im Einzugsgebiet ausgeschlossen werden.

Modellierung der regionalen Verteilung der anthropogenen Spurenstoffe

Um die Substanzkonzentrationen mit höherer regionaler Auflösung im Einzugsgebiet erfassen zu können, wurde mit dem Modell für jeden Flussabschnitt unterhalb einer Kläranlageneinleitung die Substanzfracht und -konzentration berechnet. In Abbildung 3 wird am Beispiel Diclofenac die Konzentrationsverteilung in den Flussabschnitten illustriert. Die Steinach zeigt für alle Leitsubstanzen die höchsten Konzentrationen. Im Einzugsgebiet der Flüsse Dornbirnerach und Schussen wurden für die meisten Substanzen erhöhte Konzentrationen gefunden. Dafür verantwortlich ist der relativ

hohe Abwasseranteil, welcher bei Niedrigwasser, z.B. für die Schussen ca. 30 % und für die Steinach sogar bis zu 80 % beträgt. Für die zwei größten Flüsse, Rhein und Bregenzerach, wurden die niedrigsten Konzentrationen für alle Substanzen vorhergesagt. Der Abwasseranteil liegt bei beiden Flüssen unter 1 %. Die restlichen sieben untersuchten Zuflüsse weisen einen Abwasseranteil von 1,6 % bis 8,3 % auf.

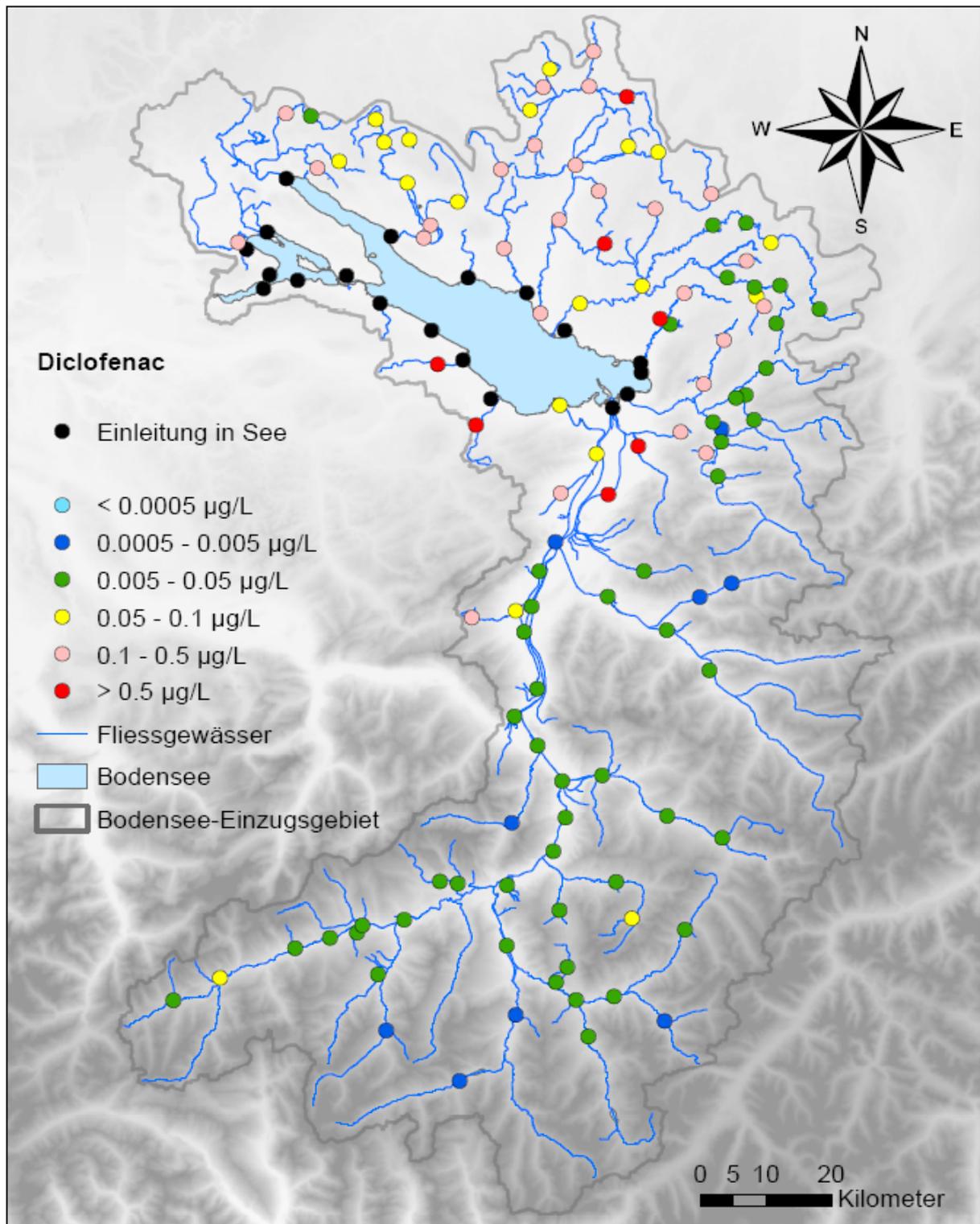


Abb. 3: Modellierte Diclofenac-Konzentrationen für die Flussabschnitte im Einzugsgebiet des Bodensees bei Niedrigwasserabfluss.

Bei der räumlichen Konzentrationsverteilung zeigt sich ein klarer Unterschied zwischen den alpinen/ländlichen Gebieten im Süden des Einzugsgebietes und den siedlungsgeprägten Gebieten im Nordosten und nahe beim Bodensee. Besonders deutlich ist dieser Unterschied bei Diclofenac, Methylbenzotriazol und Carbamazepin. Für Sucralose, Benzotriazol und Acesulfam ist dieser Siedlungseinfluss weniger deutlich erkennbar, da hier der höhere Konsum dieser Substanzen in der Schweiz die regionalen Landnutzungstendenzen überlagert.

Entsprechend den Modellberechnungen erfüllen bei Niedrigwasser einige Flussabschnitte der Schussen, der Rotach, der Seefelder Aach, der Dornbirnerach, des Alten Rhein und der Steinach die für die Schweiz vorgeschlagenen Werte des chronischen Qualitätskriteriums (CQK), welche nach der aktuellen technischen Richtlinie der Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet wurden, nicht (Abb. 3). Für die Substanz Diclofenac liegt der CQK-Wert bei 0,05 µg/l und wurde in den meisten Flüssen zum Teil deutlich überschritten (Abb. 3).

Etwa 46 % aller bewerteten Flussabschnitte sind bei Niedrigwasser von einer Überschreitung des chronischen Qualitätskriteriums betroffen. Durch den Vergleich des CQK-Wertes für Diclofenac mit modellierten Konzentrationen im Fluss auf Tagesbasis wird deutlich, dass es in einigen Flüssen auch bei Mittelwasser zu Überschreitungen des CQK-Wertes kommt. Der CQK-Wert für Sulfamethoxazol (0,12 µg/L) wurde in der Schussen und der Steinach und der für Carbamazepin (0,5 µg/L) nur in der Steinach überschritten. Die CQK-Werte der beiden Korrosionsschutzmittel überschreiten die modellierten Konzentrationen in keinem Flussabschnitt.

Eine einfache Abschätzung der Auswirkungen der Zuflusseinträge auf die Verhältnisse im Bodensee-Freiwasser lässt vermuten, dass für bestimmte Mikroverunreinigungen bei gleich bleibender Eintragssituation die Konzentrationen im See zunehmen werden (z.B. Sucralose, Diclofenac), für andere Stoffe wie Carbamazepin ein Fließgleichgewicht erreicht ist - Einträge und Austräge halten sich hier die Waage - und für z.B. das Antibiotikum Sulfamethoxazol von künftig abnehmenden Seekonzentrationen ausgegangen werden kann.

B – Jahresbericht

Einleitung

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

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

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

- Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg in Bregenz: Untersuchungen des Chemismus in der Bregenzer Bucht
- Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, Fachabteilung Hydrobiologie / Limnologie: Datenverarbeitung
- Amt für Umwelt des Kantons Thurgau, Frauenfeld: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus und des Phytoplanktons im Untersee-Rheinsee
- Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Langenargen: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus, des Phyto- und Zooplanktons im Obersee und Untersee, bakteriologische Untersuchungen, physikalische und sedimentologische Untersuchungen, Datenverarbeitung und Berichterstattung

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

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

Zustandsbeschreibung

Bodensee-Obersee

Die **Wasserstände** des Bodensees erreichten im Jahr 2010 keine extremen Werte. In den Monaten März bis Juli wurden im Wesentlichen niedrigere Werte als im langjährigen Mittel beobachtet, während im August, September und Dezember die Wasserstände höher als im Mittel waren.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** waren ausgeglichen und wiesen keine markanten Extreme auf. Der Abfluss betrug am Pegel Diepoldsau im Jahresmittel 233 m³/s und erreichte am 06.08.2010 mit 860 m³/s seinen Maximalwert.

An der Wetterstation Konstanz lagen die **Lufttemperaturen** in den vergleichsweise warmen Wintermonaten Januar und Februar mit 1,1 °C und 2,4 °C deutlich über den langjährigen Mittelwerten (0,0 °C bzw. 1,3 °C). Dieser Trend zu warmen Temperaturen setzte sich bis in den April fort. Die zweite Jahreshälfte begann mit einem sehr warmen Juli, dessen Monatsmittelwert mit 20,9 °C um 2,4 °C über dem langjährigen Mittelwert lag. Die Monate September und Oktober waren dann wieder kälter als im langjährigen Durchschnitt und insbesondere der Dezember wich um -1,6 °C vom Mittelwert ab und brachte mit einer Monatsmitteltemperatur von -0,6 °C eine starke Abkühlung mit sich.

Die **Wassertemperaturen** im Obersee zeigten an der Station Fischbach-Uttwil Anfang Februar bereits eine weitgehende Homothermie auf hohem Temperaturniveau von 4,6 °C. Damit wurde ein **vollständiger thermischer Ausgleich** erreicht, der jedoch keinen vollständigen vertikalen Stoffaustausch zur Folge hatte. Die stoffliche Erneuerung der grundnahen Wasserschichten fand dennoch durch seitliche Einströmungen statt.

Bis zum 01. März kühlte die gesamte Wassersäule noch weiter aus. Am 06. April wurde bereits eine erste Erwärmung des Oberflächenwassers auf 5 °C und gleichzeitig bei einer Wassertiefe von 250 m mit 4,2 °C die niedrigste Temperatur in 2010 gemessen.

Im weiteren Verlauf kam es bereits Anfang Mai zu einer schnellen Erwärmung der Wassersäule mit einer Wassertemperatur von 10,6 °C in einer Wassertiefe von 0 bis 5 m am 03. Mai. Sommerliche Schichtungsverhältnisse wurden dann am 07. Juni mit einer Oberflächenwassertemperatur 17,0 °C gemessen. Die 5 °C-Isotherme war zu diesem Messtermin auf etwa 30 m Wassertiefe abgesunken. Am 05. Juli wurde mit 22,8 °C an der Seeoberfläche in Seemitte die höchste Temperatur des Jahres registriert, wobei sich die 5 °C-Isotherme zu dieser Zeit bei 50 m befand.

Die weiteren Messungen jeweils zu Monatsbeginn konnten oberflächlich nur noch niedrigere Temperaturen registrieren – mit 20,6 °C am 02. August, 16,8 °C am 06. September und 15,2 °C am 04. Oktober. Im weiteren Verlauf kühlte die Wassersäule weiter aus, bis am 06. Dezember im Obersee die obersten 30 m bereits auf eine kon-

stante Wassertemperatur von 7,2 °C heruntergekühlt waren und sich die 5 °C-Isotherme in einer Wassertiefe von etwa 85 m befand.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2010 5,9 mg/m³ (Abb. 1A). Damit liegt der Jahresmittelwert in der gleichen Größenordnung wie im Vorjahr (2009: 6,4 mg/m³) und wie in der Zirkulationsphase 2010 (Februar bis April: 6,0 mg/m³). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht, der nur noch geringen Schwankungen z.B. durch seeinterne Prozesse unterworfen ist.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2010 mit einem Jahresmittel von 0,95 g/m³ gleich dem Vorjahreswert geblieben. Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 g/m³.

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich blieb nach zunehmendem Trend von 2004 bis 2007 zunächst von 2007 bis 2008 bei einem Jahresmittel von 6,1 g/m³ konstant und ist seither kontinuierlich auf aktuell 6,5 g/m³ gestiegen (2009: 6,2 g/m³, Abb. 1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Sauerstoffkonzentration** im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 – 254 m hat sich zunächst im März und insbesondere April 2010 durch die bis in große Tiefen reichende Durchmischung gut erholt und lag in dieser Zeit geringfügig über dem entsprechenden Vorjahreswert von 2009. Während aber im Verlauf des Jahres 2009 in 254 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,6 g/m³ erfolgte, blieb 2010 das herbstliche Minimum auf deutlich höherem Niveau von 7,9 g/m³. Dabei handelt es sich um die beste Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht während der Zeit des herbstlichen Minimums seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen Anfang der 1960 er Jahre (Abb. 1B).

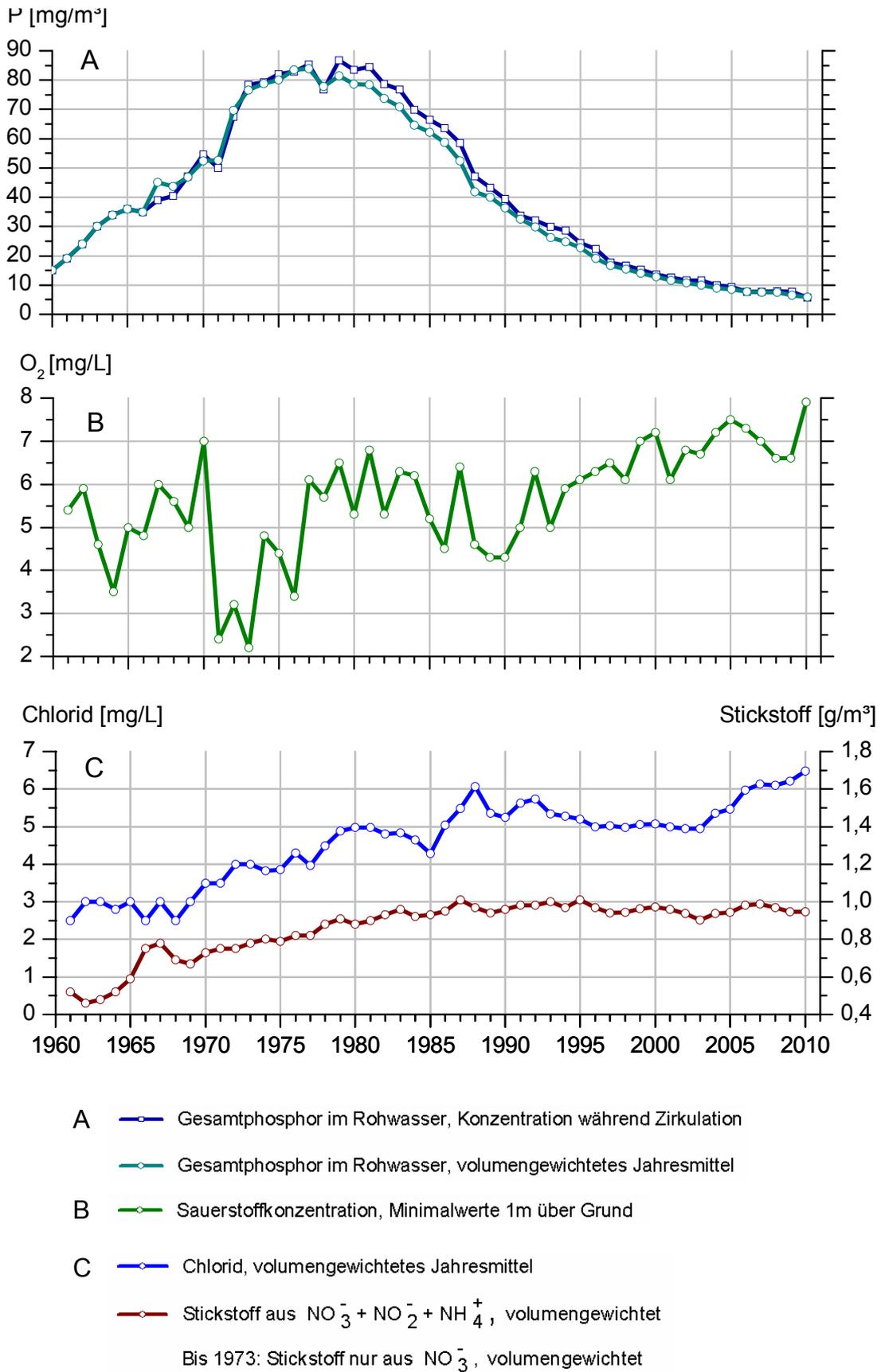


Abb. 1: Langfristige Entwicklung der Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Im Obersee (Station Fischbach-Uttwil) stieg die **Phytoplankton**-Biomasse bereits das zweite Jahr hintereinander an und erreichte 2010 mit $14,5 \text{ g/m}^2$ den höchsten Wert seit 20 Jahren. Dieser Wert ist allerdings immer noch auf deutlich niedrigerem Niveau als zur Zeit der Eutrophierung, wo doppelt so hohe Biomassenwerte beobachtet wurden. Die Phytoplankton-Durchschnittsbiomasse der letzten 20 Jahre liegt bei $10,9 \text{ g/m}^2$.

Die früher regelmäßig hohen Frühjahrsblüten sind schon seit einigen Jahren deutlich niedriger geworden und erreichen noch maximal die Höhe der Sommerentwicklungen. Dies ist ein deutliches Zeichen für eine weitergehende Oligotrophierung des Sees. Die höchste Biomasse trat Anfang Juni mit $33,5 \text{ g/m}^2$ auf und wurde zum größten Teil von den Kieselalgen *Stephanodiscus neoastraea* und *Fragilaria acus* sowie von Chrysophyceen gebildet.

Weiterhin erfolgte ein starker Umbau der Zusammensetzung des Phytoplanktons: Wie im Vorjahr traten auch 2010 die Chrysophyceen stärker in den Vordergrund und stellten während der Frühjahrsblüte im April und der Frühsommerblüte Anfang Juni fast die Hälfte der Gesamtbiomasse. Die centrischen Kieselalgen traten im Gegensatz zu früheren Jahren während der Frühjahrsblüte zurück und repräsentierten noch etwa ein Viertel der Gesamtbiomasse. Der größte Anteil wurde dabei von *Stephanodiscus alpinus* gebildet.

Die Probenahmestation Bregenzer Bucht wurde ab 2007 inzwischen vier Jahre hintereinander untersucht. Dabei zeigt sich, dass die Phytoplankton-Entwicklung von den anderen untersuchten Seeteilen sowohl in der erreichten Biomasse als auch in der Zusammensetzung vollständig abweicht. Dies ist vor allem auf die morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten wie auch die erhöhten Trübungen durch den Alpenrhein zurückzuführen. Die Jahresdurchschnittsbiomasse liegt mit $7,6 \text{ g/m}^2$ gerade einmal halb so hoch wie an der Probenahmestelle Fischbach-Uttwil.

Während sowohl im Ober- als auch im Untersee centrische und pennate Kieselalgen über längere Zeit dominant waren, fanden sich in der Bregenzer Bucht größere Anteile der Kieselalgen an der Gesamtbiomasse maximal über einen Zeitraum von zwei Monaten. Dies lag in der Bregenzer Bucht 2010 im Juni und Juli vor.

Wie auch in den Vorjahren war der generell höhere Anteil von begeißelten Cryptophyceen auffällig, die aktiv andere Wasserschichten aufsuchen können, um in höheren Lichtgenuss zu kommen. Auch die Dynamik war anders als in den anderen untersuchten Seeteilen: Die Frühjahrsblüte war niedrig und erreichte ihre Maximalhöhe Ende April mit $13,4 \text{ g/m}^2$; das Klarwasserstadium war Ende Juni extrem spät, jedoch gut ausgeprägt. Die höchste Jahresbiomasse wurde Anfang Juli mit $25,2 \text{ g/m}^2$ erreicht.

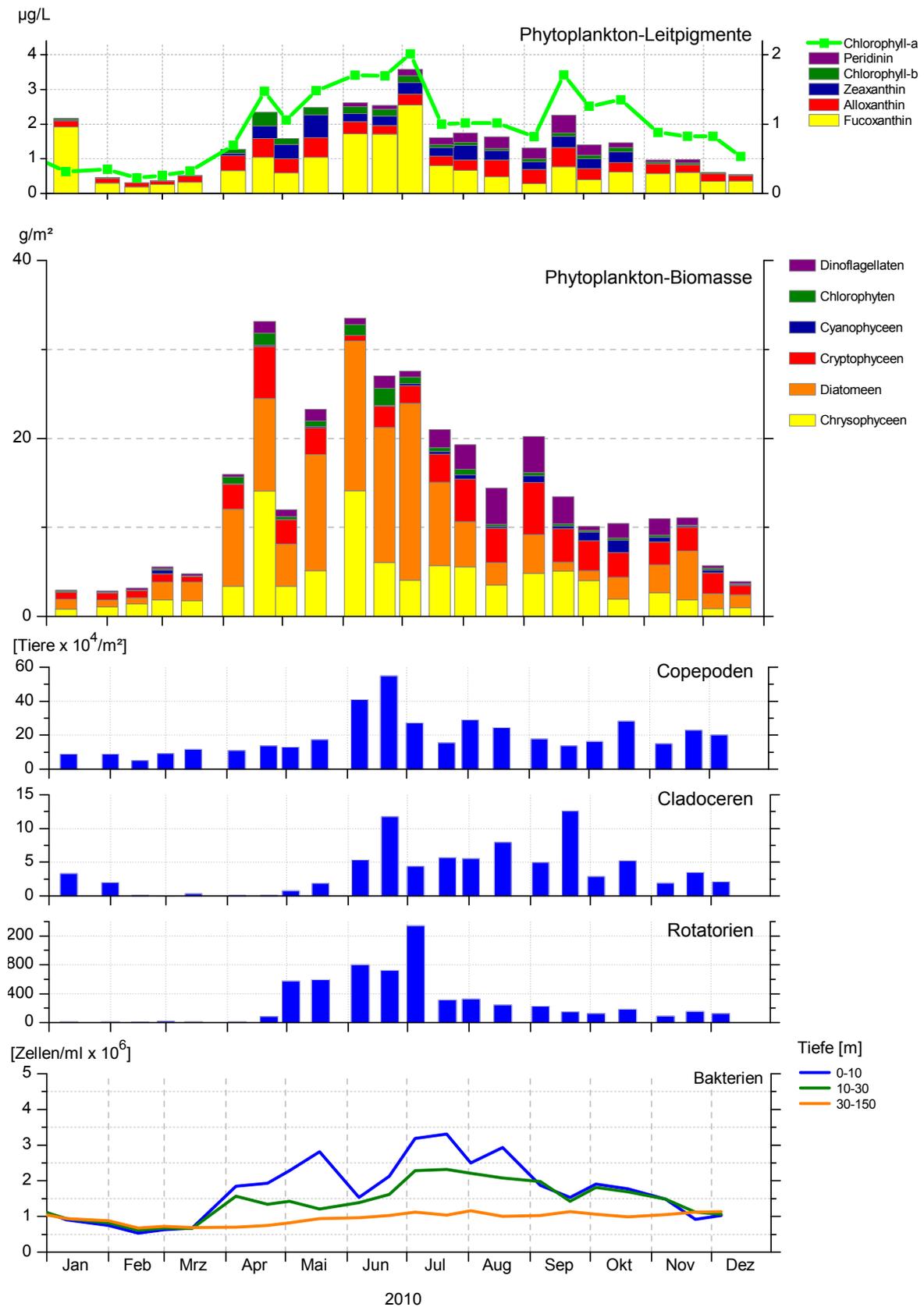


Abb. 2: Planktonentwicklung im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Im Zuge der fluoreszenzmikroskopischen Zählungen wird seit 2007 an der Station Fischbach-Uttwil auch das autotrophe **Pikoplankton (Cyanobakterien < 2µm)** in der Summenprobe 0 – 20 m erfasst, wozu vor allem einzellige Cyanobakterien (u. a. *Synechococcus* sp.) zählen. Die Werte von 2010 zeigten ein ähnliches Verlaufsbild wie im Vorjahr. In den Wintermonaten Januar bis März wurden niedrige Bakteriendichten, die unter 2×10^4 Zellen/ml liegen beobachtet. Ab April kam es dann zu einem raschen Anstieg der Zelldichten. Dabei lag der im Mai beobachtete Maximalwert mit 18×10^4 Zellen/ml sogar deutlich über den im Vorjahr beobachteten Maximalwerten. Nach einem Minimum im Juni bewegten sich die Werte in den Sommermonaten Juli bis September im Bereich von 10×10^4 Zellen/ml auf einem ähnlichen Niveau wie im vergleichbaren Zeitraum des Vorjahres. Mitte September waren die Werte zunächst niedrig, stiegen aber dann nochmals stark an und fielen ab Ende Oktober wieder auf das niedrigere Winterniveau.

Insgesamt bestätigten die 2010 festgestellten Zelldichten des autotrophen Pikoplanktons die im Vergleich zu Erhebungen der 90er Jahre geringeren Werte. Allerdings waren die Werte in den beiden letzten Jahren gegenüber den Jahren 2007 und 2008 erhöht.

Die langfristige Entwicklung der **Chlorophyll-a - Konzentrationen** zeigt einen weiterhin abnehmenden Trend, der für alle Seeteile signifikant ist. Im Obersee zeigte sich 2010 vor allem bei Fischbach-Uttwil eine Tendenz zu etwas höheren Sommerwerten und niedrigen Frühjahrs- und Herbstwerten. Im Obersee waren die Konzentrationen für das Chlorophyll-b, dem Leitpigment für Grünalgen, bis März niedrig. Die vergleichsweise hohen Zeaxanthin - Konzentrationen bestätigten die beobachtete Zunahme der Cyanobakterien. Peridinin, das Leitpigment für die Dinophyceen, konnte nur in der zweiten Jahreshälfte nachgewiesen werden.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigten sich keine wesentlichen Änderungen der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren sank der Jahresmittelwert leicht ab, die Mittelwerte der letzten Jahre lassen insgesamt aber eher auf eine Stagnation der Werte vermuten. Bei den Copepoden war der Jahresmittelwert 2010 geringfügig niedriger als 2009. Die Mittelwerte von 2005 an weisen auf einen erneuten Anstieg der Copepoden hin. Insgesamt lässt sich sagen, dass die Dynamik der Jahresmittelwerte bei den Copepoden größer ist als bei den Cladoceren. Bei beiden Gruppen ist die saisonale Abundanzdynamik 2010 geringer als 2009. Es scheint sich ein Trend zu höheren Sommerzahlen und niedrigeren Winterzahlen zu entwickeln, was grundsätzlich der für einen oligotrophen See typischen Entwicklung entspricht. Die Abundanzen von Copepoden und Cladoceren waren an der Station Fischbach-Uttwil am niedrigsten und an der Station Zellersee am höchsten. Auffällig an der Station Bregenzer Bucht waren die hohen Cladocerenabundanzen am Anfang und besonders am Ende des Jahres.

Die Individuendichten der **Rädertiere** lagen wie im letzten Jahr um eine Zehnerpotenz höher als die der beiden Crustaceengruppen. Auch bei den Rädertieren sind die

Abundanzen an der Station Zellersee am höchsten. Aber anders als bei den Crustaceen sind die Abundanzen an der Station Fischbach-Uttwil höher als die an der Station Bregenzer Bucht. Auffällig sind im Jahr 2010 die an allen drei Stationen beobachteten niedrigen Frühjahrsabundanzen.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten **Gesamtbakterienzahlen** zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Die regelmässig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten unter 1×10^6 Zellen/ml wieder in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0 – 30 m) erfolgte 2010 vergleichsweise spät erst Anfang April. Im Mai wurde dann mit knapp 3×10^6 Zellen/ml ein erstes Maximum erreicht. Nach einem darauf folgenden Minimum im Juni erreichten die Bakteriendichten im Juli mit $3,3 \times 10^6$ Zellen/ml ihr Jahresmaximum und blieben mit nur leicht niedrigeren Werten auch im August in diesem Bereich. Ab September nahmen die Dichten mit einer kleinen Unterbrechung im Oktober in der Schicht 0 – 10 m ab. In der Folgezeit wiesen auch die Dichten in der darunter liegenden Schicht (10 – 30 m) vergleichbare Werte auf, während sie von Mai bis August immer unter der oberflächennahen Schicht (0 – 10 m) lagen.

Insgesamt setzte sich somit auch 2010 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort, wobei im Beobachtungsjahr erstmals die Werte sogar ganzjährig unter 4×10^6 Zellen/ml lagen. Diese nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellte Entwicklung ist sicherlich eine Folge der Reoligotrophierung des Sees.

Die seit 2000 routinemässig an der Station Fischbach-Uttwil monatlich im Vertikalprofil erfassten Konzentrationen von **Fäkalkeimen** (*E. coli*) zeigten auch 2010 wie in den Vorjahren sehr niedrige Werte. Insgesamt traten Belastungswerte mit positiven Befunden (= mindestens 1 EC/100 ml) gegenüber dem Vorjahr zwar etwas häufiger auf, jedoch blieben alle Proben unterhalb von 10 EC/100ml. 81 % der Proben waren unbelastet. 2010 wurde wie im Vorjahr auch die inzwischen für Badegewässeruntersuchungen etablierte zweite Gruppe von Fäkalkeimen, die intestinalen Enterokokken, mitbeprob. Hier ergaben sich für die Station Fischbach-Uttwil niedrige Belastungswerte. Im Vergleich zu *E. coli* war jedoch Ausmaß und exakte Tiefenverteilung der Belastungswerte teilweise deutlich abweichend. Insgesamt war die Zahl unbelasteter Proben mit 57 % deutlich niedriger als bei *E. coli*. Die Ursachen für diese Unterschiede sind noch nicht geklärt. Die Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen geben jedoch Hinweise auf unterschiedliche Belastungsquellen mit einem erhöhten Anteil diffuser Einträge bei den intestinalen Enterokokken.

Bodensee-Untersee

In den einzelnen Seeteilen des Untersees – Rheinsee, Zellersee und Gnadensee – zeigte sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie eine differenzierte **Temperaturverteilung**. Im Winter 2009/2010 stellten sich in den wesentlich flacheren Unterseebecken bereits deutlich früher als im Obersee homotherme Verhältnisse ein. Bereits am 01. Dezember 2009 wurden nahezu homotherme Verhältnisse mit etwa 9,3 °C im Zellersee und etwa 8,7 °C im Gnadensee gemessen. Im weiteren Verlauf kühlte der Untersee weiter aus und zeigte am 02. Februar mit vertikal weitgehend homogenisierten Temperaturen von etwa 2,4 °C für den Zellersee bzw. etwa 1,4 °C für den Gnadensee die niedrigsten Temperaturen im Jahr. Zeitweise wurden im Januar inverse Schichtungsverhältnisse erreicht.

Ab Februar folgten die oberflächennahen Wassertemperaturen im Untersee dem Temperaturverlauf im Obersee, wobei in den drei Seeteilen des Untersees leicht höhere Temperaturwerte erreicht wurden. Am 06. Juli wurden mit 25,1 °C im Gnadensee, 23,4 °C im Zellersee und 24,1 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee ermittelt.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgten ebenfalls einem ausgeprägten Jahresgang. Am 09. Februar betrug im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die minimale Temperatur 2,4 °C und am 04. November die maximale Temperatur 8 °C. In den beiden anderen flacheren Teilbecken wurden höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen registriert. Im Gnadensee betrug in 19 m Wassertiefe am 02. Februar die Minimaltemperatur 1,5 °C und am 09. November die Maximaltemperatur 9,1 °C. Im Zellersee wurde in 22 m Wassertiefe am 02. Februar ein Minimum von 2,4 °C und am 09. November ein Maximum von 10,2 °C gemessen.

Anfang Dezember 2010 wurden dann wiederum nahezu homotherme Verhältnisse in Rheinsee, Zellersee und Gnadensee erreicht.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** blieb 2010 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 9,3 mg/m³ auf dem Niveau der beiden Vorjahre (2008 und 2009: 9,2 und 9,4 mg/m³, 2007 und 2006: 10 mg/m³). Im Zellersee ist das Jahresmittel wieder auf 15 mg/m³ zurückgegangen, nachdem infolge von Rücklösungen aus dem Sediment 2009 ein Anstieg auf 18 mg/m³ erfolgt war (2008: 14 mg/m³). Der Gesamtphosphor im Gnadensee blieb 2010 bei 13 mg/m³, nachdem in den Jahren 2008 bis 2009 eine Zunahme von 12 auf 13 mg/m³ zu beobachten war.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente hat im Rheinsee mit 0,91 g/m³ im Vergleich zum Vorjahr zugenommen (2009 und 2008: 0,84 g/m³). Auch der Zellersee lag 2010 mit 0,99 g/m³ anorganischem Stickstoff etwas über dem Bereich der beiden Vorjahre (0,91-0,95 g/m³). Ebenso fand sich im Gnadensee 2010 mit 0,66 g/m³ eine geringfügige Zunahme im Vergleich zu 2008, während 2009 der entsprechende Wert geringer ausfiel (2009: 0,59 und 2008: 0,64 g/m³).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Herbst 2010 $0,8 \text{ g/m}^3$, was eine geringfügige Verbesserung im Vergleich zu 2009 ($0,1 \text{ g/m}^3$) bedeutet. Im Zellersee wurde in den letzten 3 Jahren bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden. Das Minimum lag 2010 bei $0,8 \text{ g/m}^3$ und war in den beiden Vorjahren bei $0,3 \text{ g/m}^3$. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies 2010 erstmalig bei allen Messungen einen geringen Sauerstoff-Restgehalt von $0,2 \text{ g/m}^3$ auf, nachdem bisher stets ein totaler Sauerstoffschwund im Spätsommer/Herbst zu beobachten war.

Im Untersee (Station Zellersee) zeigte die Biomasse des **Phytoplanktons** im Jahr 2010 eine vom Obersee stark abweichende Entwicklung: Sie sank 2010 auf $14,3 \text{ g/m}^2$ ab, nachdem sie 2009 auf $24,4 \text{ g/m}^2$ angestiegen war. Damit liegt der Wert sogar etwas niedriger als im Obersee, was nur gelegentlich eintritt. Der Jahreswert bewegt sich seit 20 Jahren im Bereich zwischen $10,3 \text{ g/m}^2$ und $25,8 \text{ g/m}^2$. Der Wert von 2010 lag etwas unter dem Mittelwert der letzten 20 Jahre von $15,6 \text{ g/m}^2$. Die Jahresentwicklung war untypisch ohne klassische Frühjahrsblüte und ein Klarwasserstadium fiel vollständig aus. Der Jahreshöchstwert wurde bereits Anfang Februar mit $33,1 \text{ g/m}^2$ erreicht. Diese sehr frühe Blüte wurde stark von centrischen Kieselalgen wie *Stephanodiscus neoastraea* dominiert; auch im Mai und Juni war der Anteil der Kieselalgen hoch, jedoch dominierten dann pennate Kieselalgen wie *Fragilaria crotonensis*. Der Anteil der Cryptophyceen war ab Juni hoch und erreichte zeitweise zwei Drittel der Gesamtbiomasse.

Die Station Rheinsee zeigte in fast allen Untersuchungsjahren eine von den Stationen Fischbach-Uttwil (Obersee) und Zellersee (Untersee) abweichende Langzeitentwicklung. Bis 1997 war die Gesamtbiomasse weitgehend von der Phosphorkonzentration entkoppelt. Nach dem Maximum 1997 fiel die Biomasse innerhalb von vier Jahren auf Werte, die mit den anderen Seeteilen vergleichbar war. Die Jahresdurchschnittsbiomasse stieg nach sehr niedrigen Werten in den Jahren 2003 bis 2006 wieder an und erreichte 2010 $10,7 \text{ g/m}^2$. Damit lag sie deutlich unter den Werten des Obersees (Fischbach-Uttwil) und des Zellersees. Die Entwicklung im Jahr 2010 ähnelt der des Obersees, jedoch trat die Frühjahrsentwicklung etwa zwei Wochen später ein und das Klarwasserstadium war undeutlicher. Der Maximalwert wurde Ende Juni mit $28,8 \text{ g/m}^2$ erreicht. Der Anteil der Kieselalgen war generell höher, während Chrysophyceen eine geringere Rolle spielen als im Obersee. *Cyclotella radiosa* und *Fragilaria crotonensis* waren im Frühjahr und während der Frühsommerblüte dominierend, während im Sommer und Herbst Cryptophyceen wie *Rhodomonas* und *Cryptomonas* eine stärkere Rolle spielten.

Im Untersee war für **Chlorophyll-a** kein saisonales Muster erkennbar. Im Zellersee waren die Werte im Frühjahr maximal, sie nahmen dann bis Jahresende ab. Aus den Schwankungen der monatlichen Werte war auch im Gnadensee kein saisonales Muster erkennbar. Neben Chlorophyll-a wurden auch wieder die Leitpigmente bestimmt. Auch im Untersee sind die Zeaxanthin - Konzentrationen vergleichsweise hoch. Auch im Untersee sind die Konzentrationen für Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Bacillariophyceen) niedrig. Das Peridinin kommt auch hier nur in

der zweiten Jahreshälfte vor.

Bei allen **Zooplankton**-Gruppen sind die Häufigkeiten im Zellersee höher als an den beiden anderen beprobten Stationen, was auf Grund der noch bestehenden Trophieunterschiede auch zu erwarten ist.

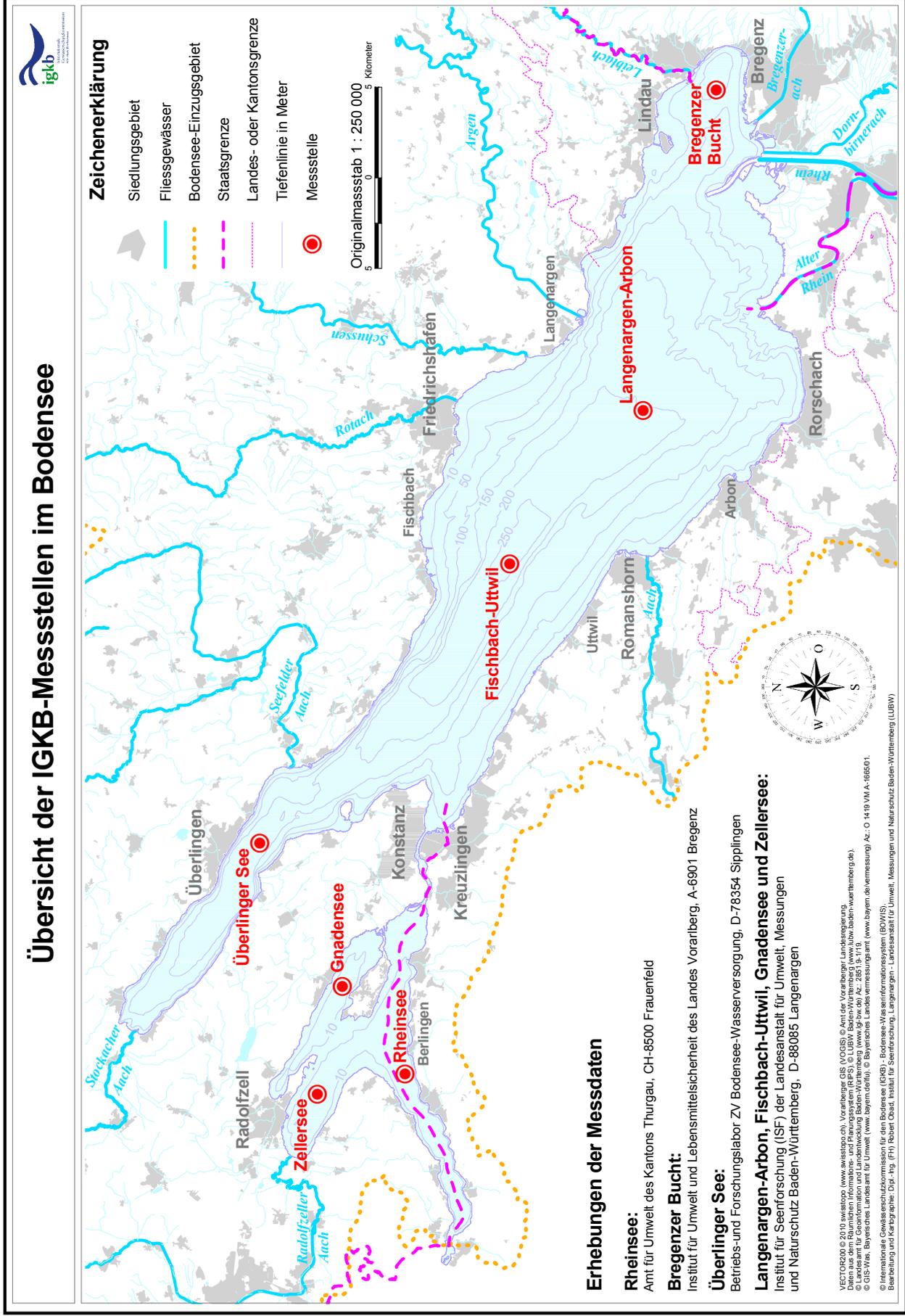
Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich klar in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche des Obersees: 2010 wurde die beste Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht während der Zeit des herbstlichen Minimums seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen Anfang der 1960er Jahre beobachtet.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung nach wie vor von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Erste Anzeichen für eine noch sehr schwache Verbesserung der Sauerstoffversorgung der grundnahen Wasserschicht im Herbst sind auch hier zu erkennen.

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

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2010

Abb. 3: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee.



Meteorologie

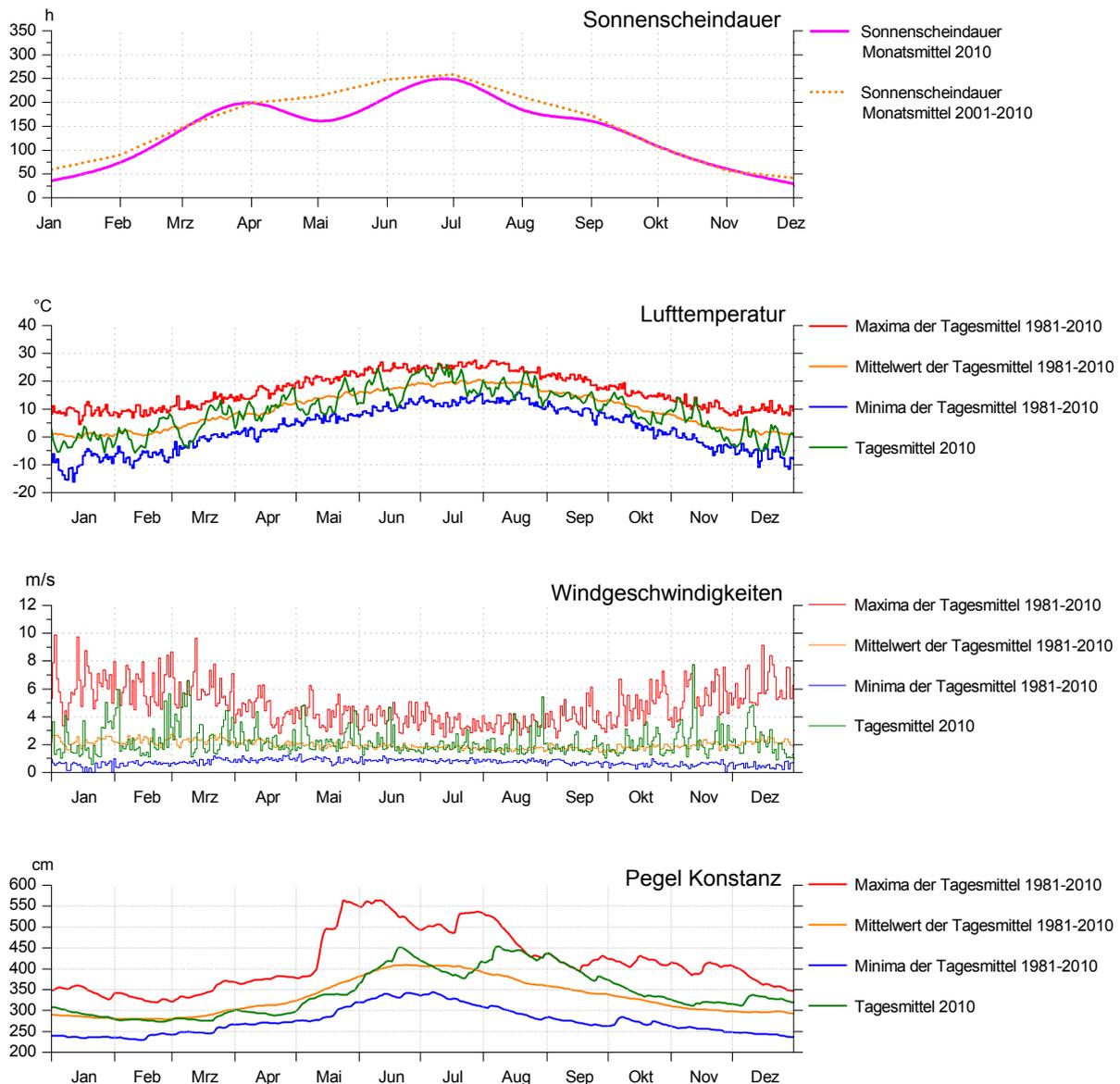


Abb. 4: Meteorologische und hydrologische Größen. Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und der Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg (HVZ).

Die monatlich gemittelten Werte der Sonnenscheindauer zeigen im Jahr 2010 in den ersten drei Quartalen meist unterdurchschnittliche bis durchschnittliche Werte. Bei den Lufttemperaturen werden keine lang anhaltenden Extrema bzw. Abweichungen von den Mittelwerten festgestellt. Im Januar, Februar und März sowie November und Dezember 2010 werden mehrere starke Stürme registriert, die mit den üblichen Starkwindperioden korrelieren. Die Wasserstände nähern sich im August und September 2010 den langjährigen Maximalwerten an, weisen im übrigen Verlauf jedoch keine Extremwerte auf.

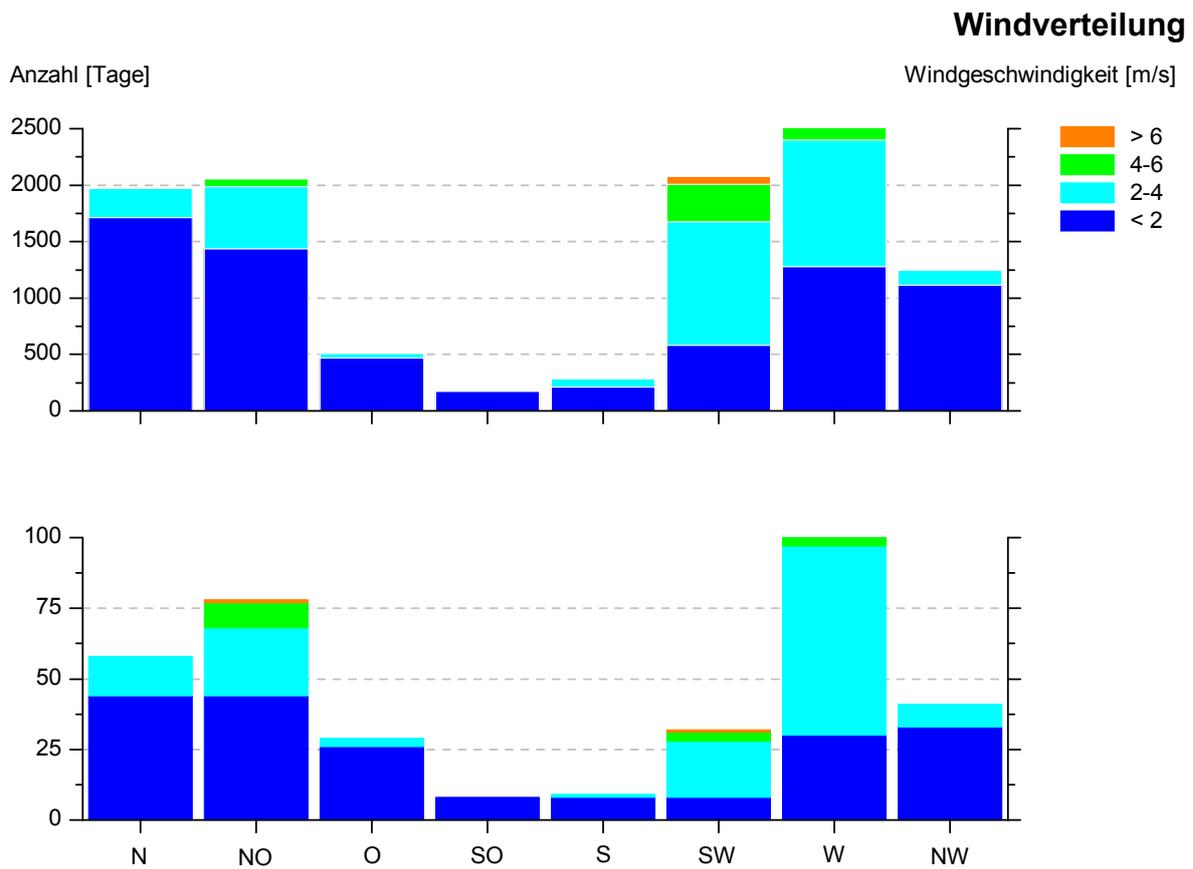


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung des Windes für das Jahr 2010 (untere Abbildung) bzw. die letzten 30 Jahre (obere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windverteilung des Jahres 2010 zeigt Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und –geschwindigkeiten, welche jedoch im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen. Auffällig ist die verminderte Häufigkeit der Windereignisse aus südwestlicher Richtung.

Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund

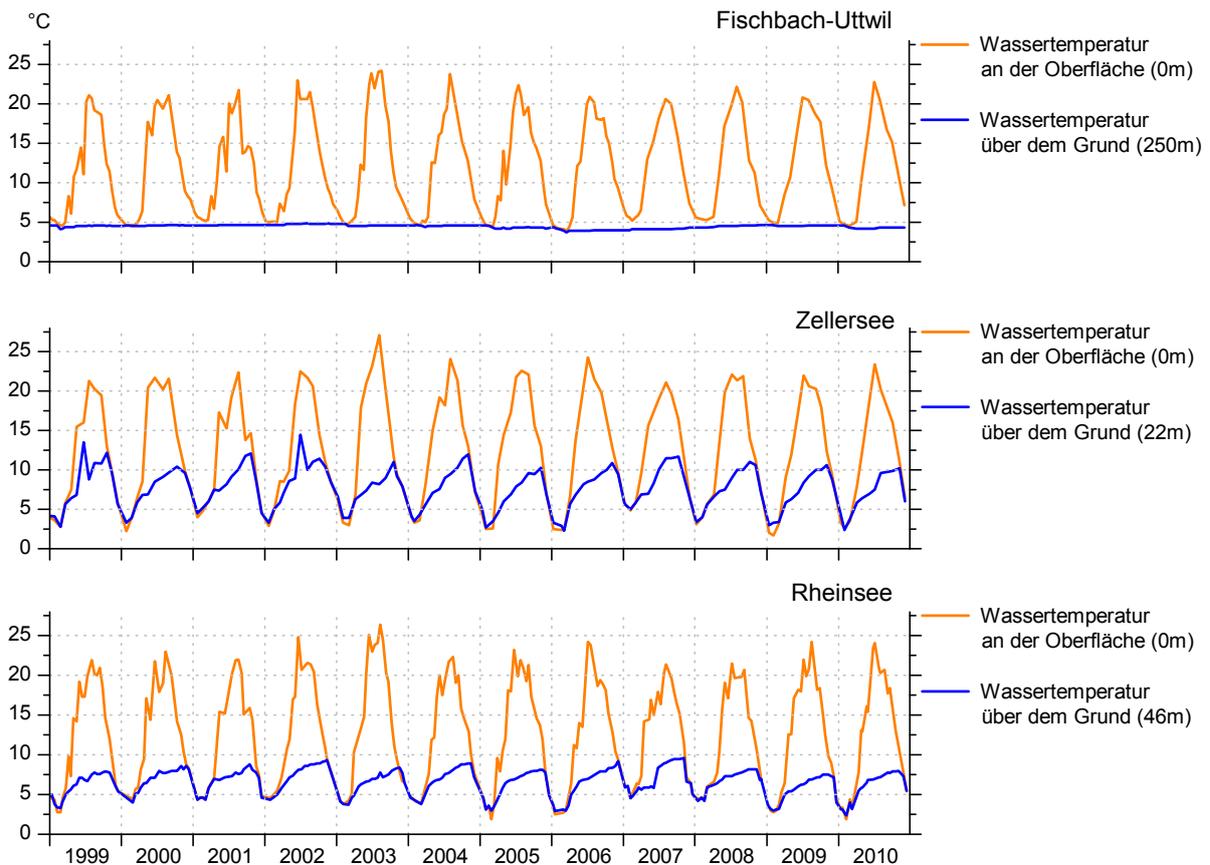


Abb. 6: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2010. Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees ($D = 22$ m) und des Rheinsees ($D = 46$ m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

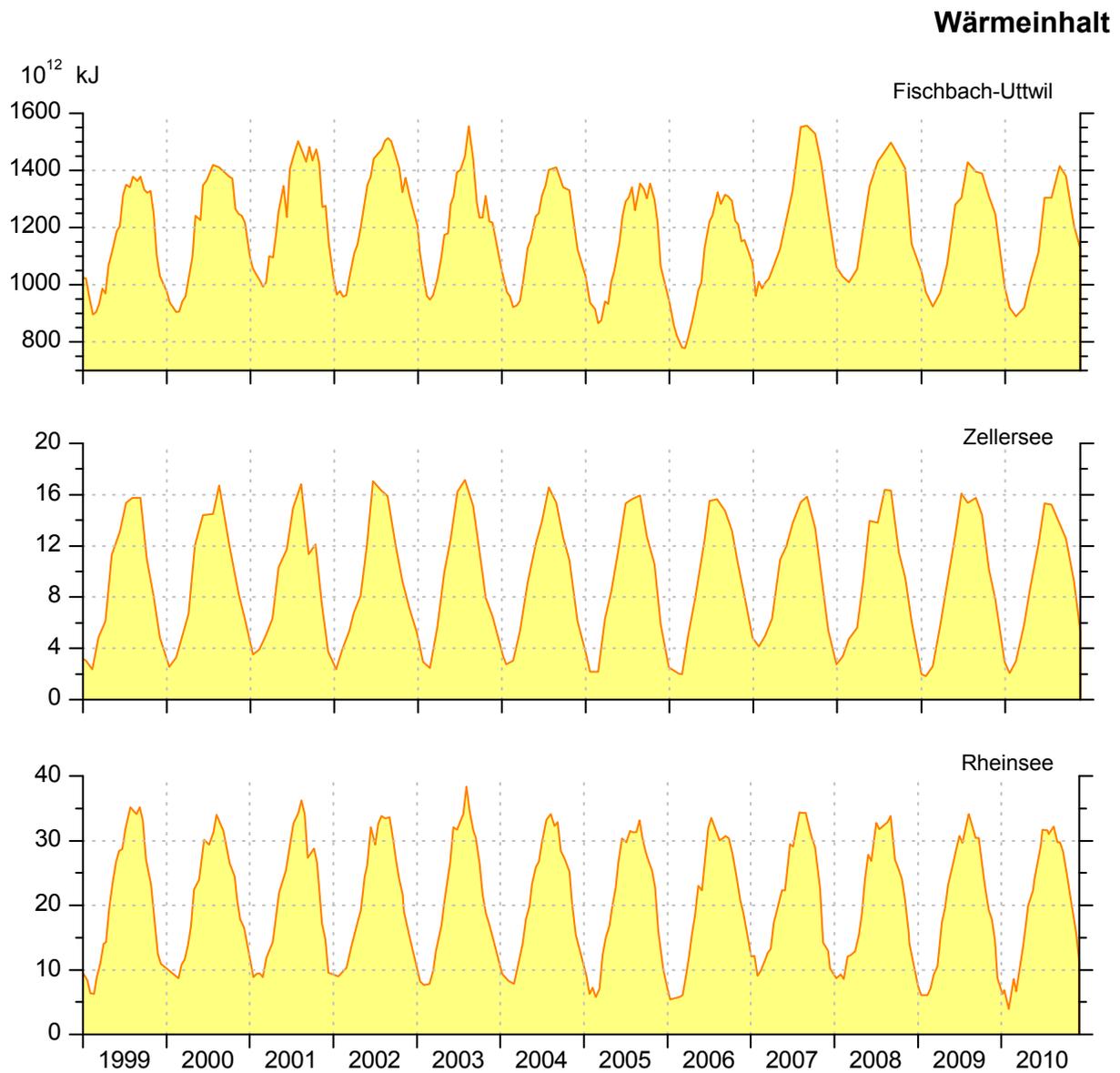


Abb. 7: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2010 werden im Obersee – repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil – Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die im Vergleich der letzten 10 Jahre keine außergewöhnlichen Abweichungen zeigen.

Wassertemperatur

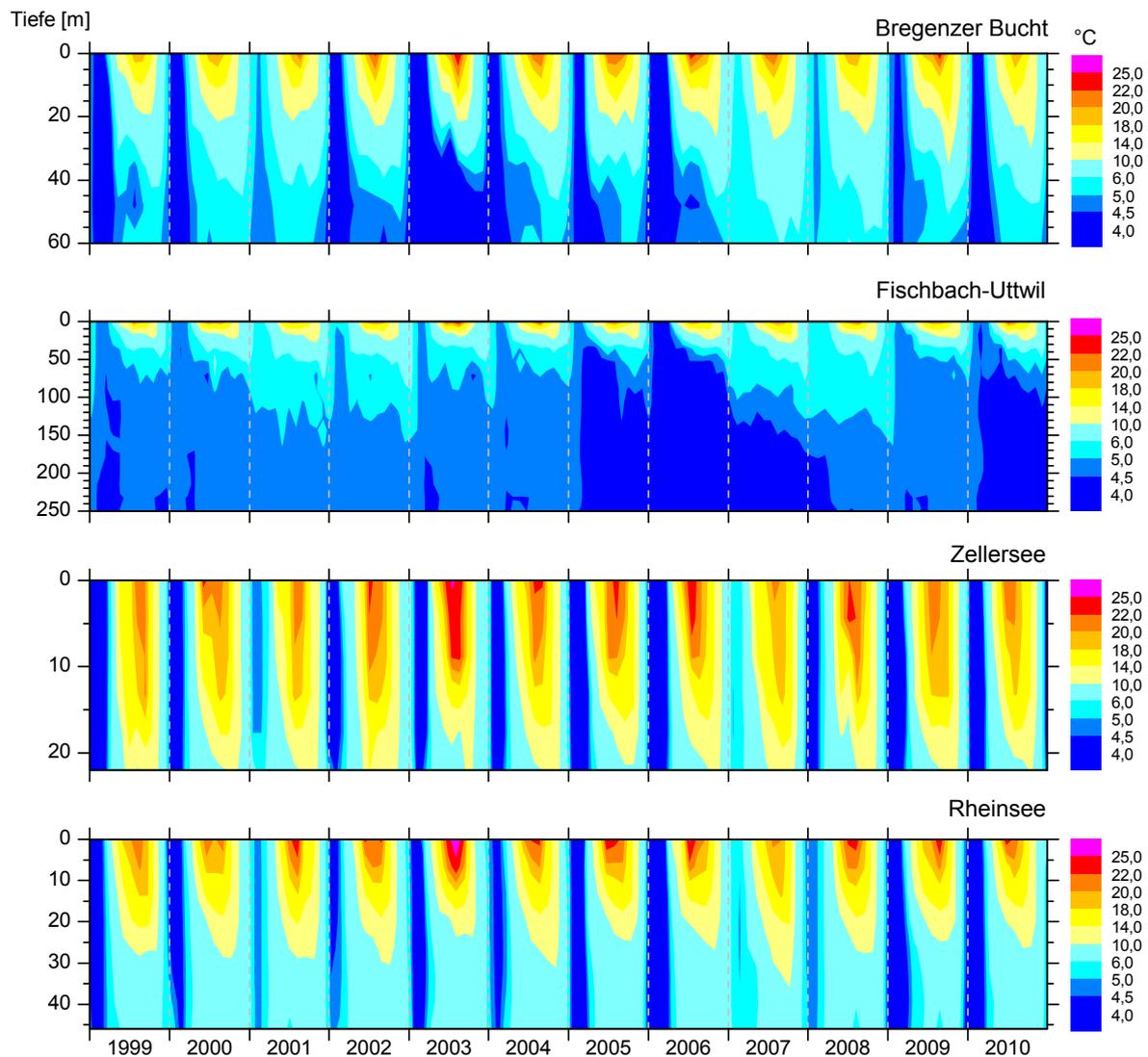


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

In der Seemitte des Obersees werden Temperaturen über 10 °C nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht. In milden Wintern, wie beispielsweise 2000/01, aber auch 2006/07 und 2007/08 bleibt der Obersee geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. 2007 und 2008 hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt. Die kalten Lufttemperaturen Anfang 2009 führten in allen Seeteilen zur Abkühlung. Ab März 2010 fiel die Temperatur in Wassertiefen größer als 100 m wieder unter 4,5 °C.

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.

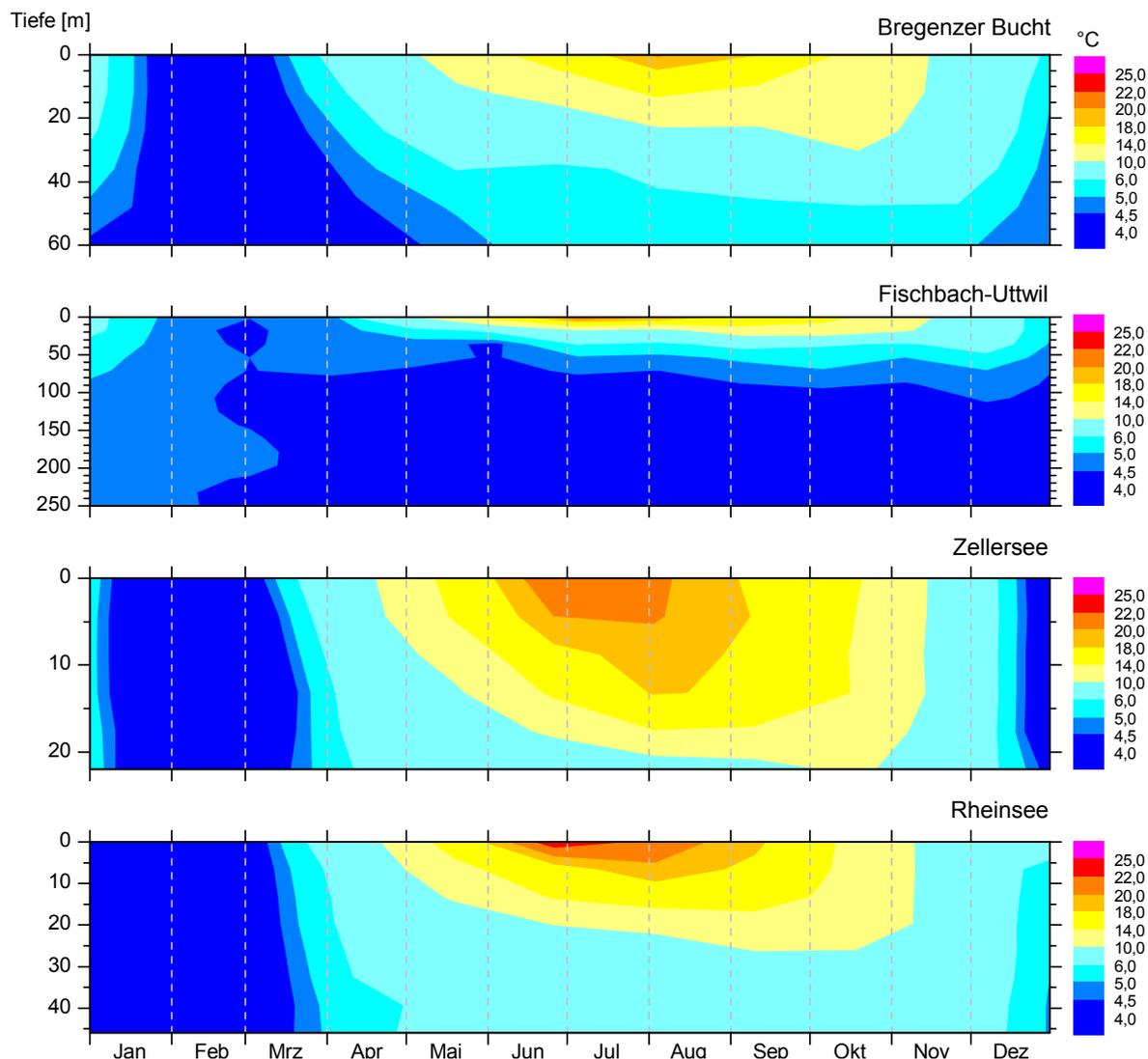


Abb. 9: Wassertemperaturverteilung im Jahr 2010 in der Bregenzener Bucht, in Seemitte im Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil) sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Obersee wird Anfang Februar 2010 bereits relativ früh ein vollständiger thermischer Ausgleich auf hohem Temperaturniveau von 4,6 °C erreicht, der jedoch keinen vollständigen vertikalen Stoffaustausch zur Folge hatte. Die stoffliche Erneuerung der grundnahen Wasserschichten fand dennoch durch seitliche Einströmungen statt.

Die Temperaturverteilungen in Zellersee und Rheinsee – zwei Teilbecken des Untersees – zeigen ähnliche Verläufe für das Jahr 2010. In diesen beiden Seeteilen, wie auch im gesamten Untersee, kommt es aufgrund der spezifischen Morphometrie mit vergleichsweise geringen Wassertiefen bereits im Dezember 2009 zu einer Vollzirkulation. Die dabei hergestellten homothermen Bedingungen bleiben bis in den Januar 2010 erhalten und werden dann durch leicht inverse Schichtungsverhältnisse abgelöst, bevor der normale jährliche Stratifikationszyklus wieder Ende Februar / Anfang März 2010 von neuem beginnt.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

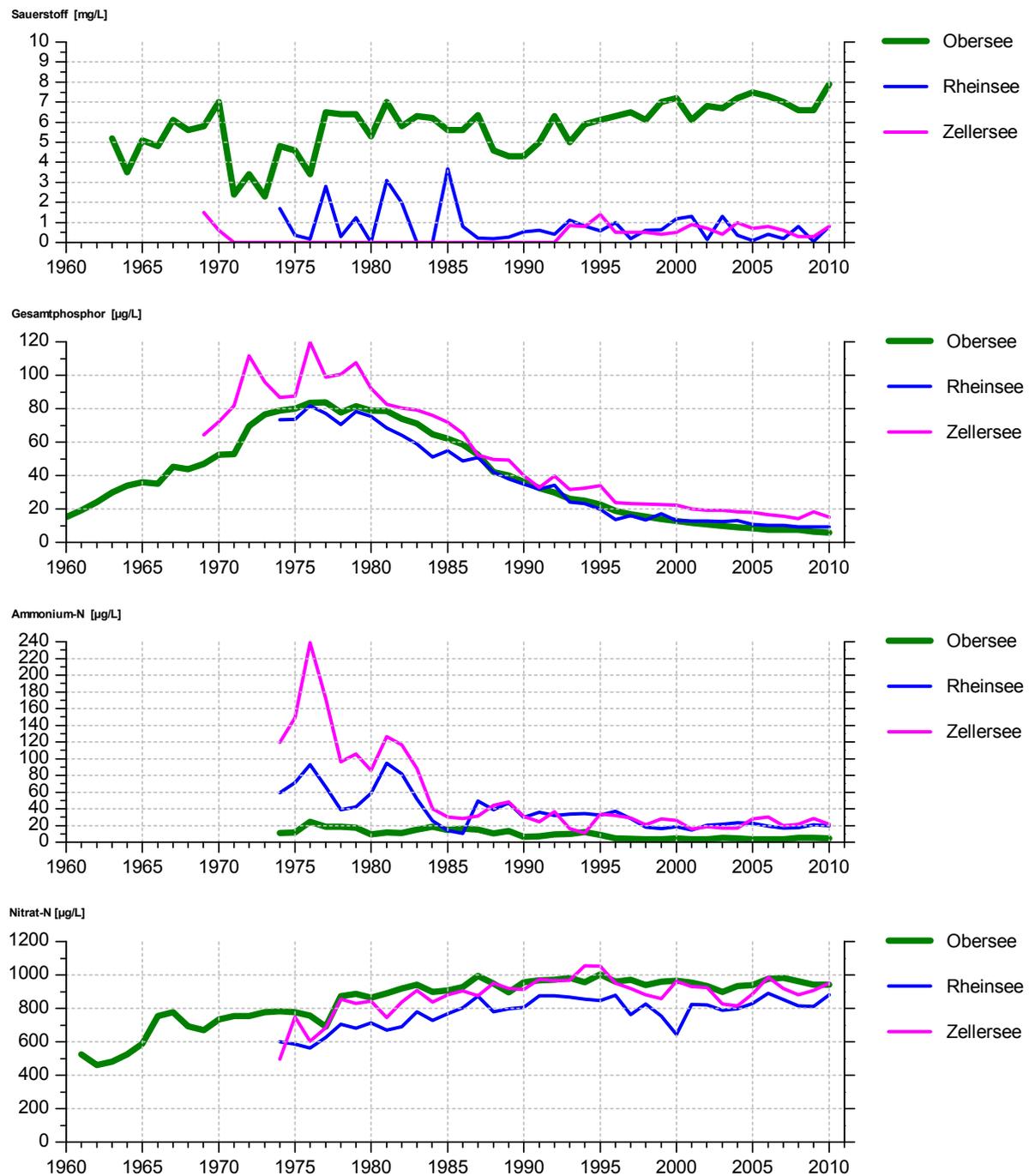


Abb. 10: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

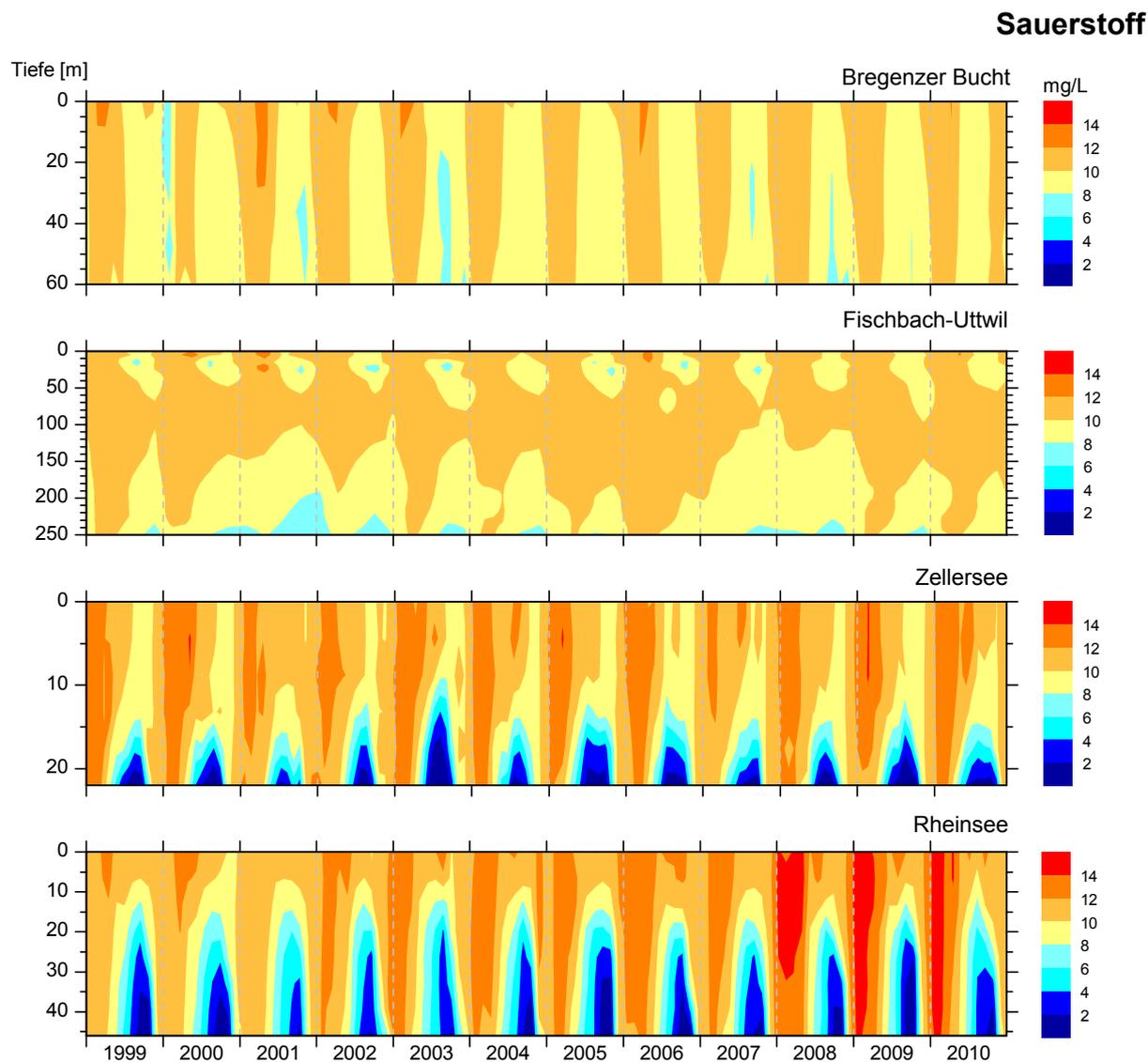


Abb. 11: Sauerstoffverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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

Durch die unvollständiger vertikale Durchmischung des Obersee-Wasserkörpers im März/April 2007 und 2008 blieb die Sauerstofferholung über Grund aus. Erst Anfang 2009 erreichten die grundnahen Wasserschichten durch Zirkulation wieder Sauerstoffgehalte über 10 mg/l, die bis zum herbstlichen Minimum auf 6,6 mg/l abgebaut wurden. Im Herbst 2010 wurde die beste grundnahe Sauerstoffversorgung seit Beginn der regelmäßigen IGKB-Untersuchungen von stets über 7,9 mg/l beobachtet.

Gesamtphosphor

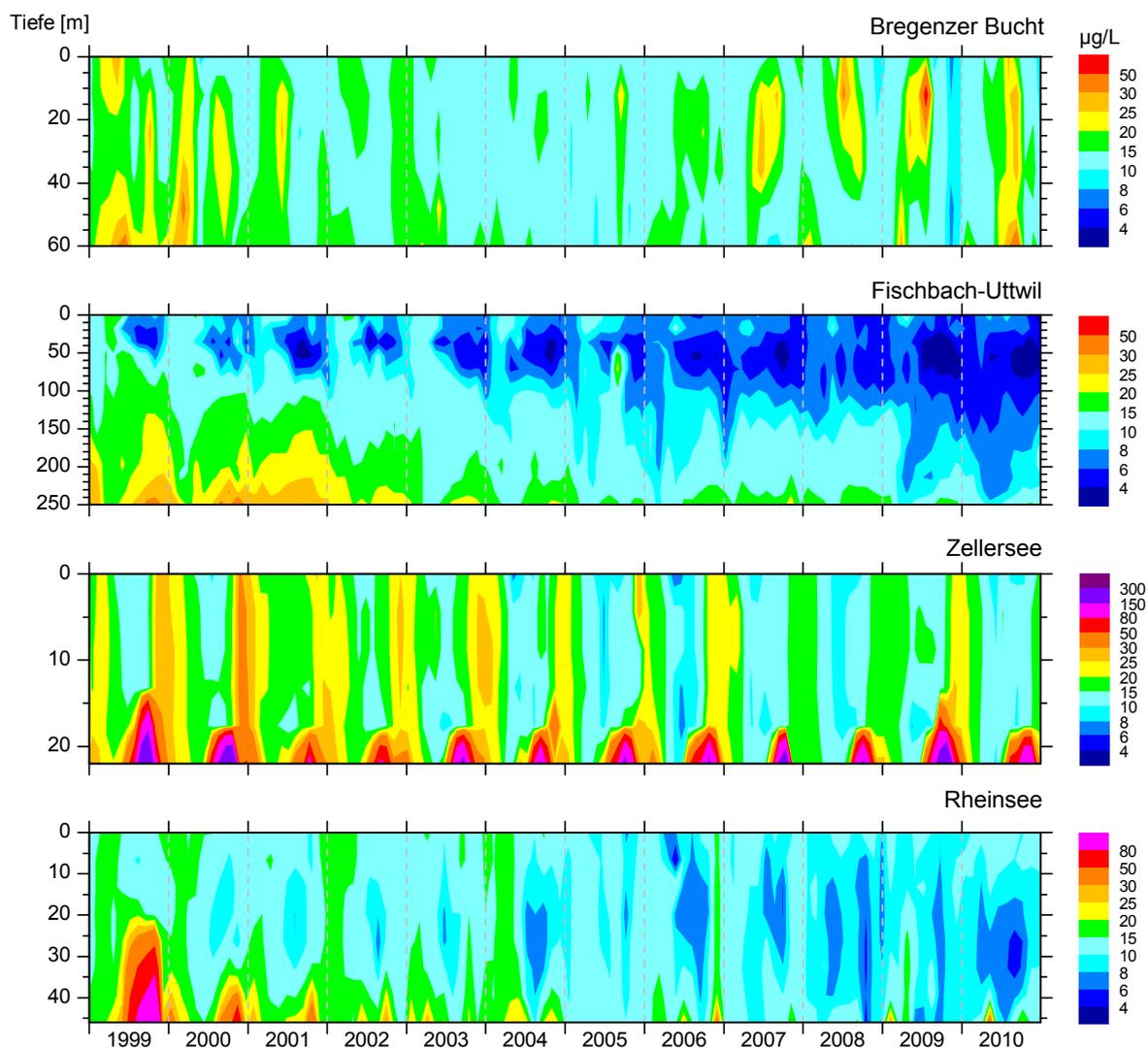


Abb. 12: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert. Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind die Phosphorgehalte in der Bregenzer Bucht etwas höher als in Seemitte. Dadurch sind hier in den Jahren 2007 bis 2010 jeweils in der warmen Jahreszeit durch Zuflusswasser verursachte lokale Konzentrationszunahmen zu beobachten. Bedingt durch die Algenproduktion und langfristig abnehmende Phosphoreinträge über die Zuflüsse erfasst die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) immer größere Bereiche des Hypolimnions. Auch im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte langfristig rückläufig. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen und hat 2009 zu einer Zunahme des P-Jahresmittels im Vergleich zum Vorjahr geführt. Im Rheinsee ist hingegen aktuell keine bedeutende Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten mehr zu beobachten.

Orthophosphat

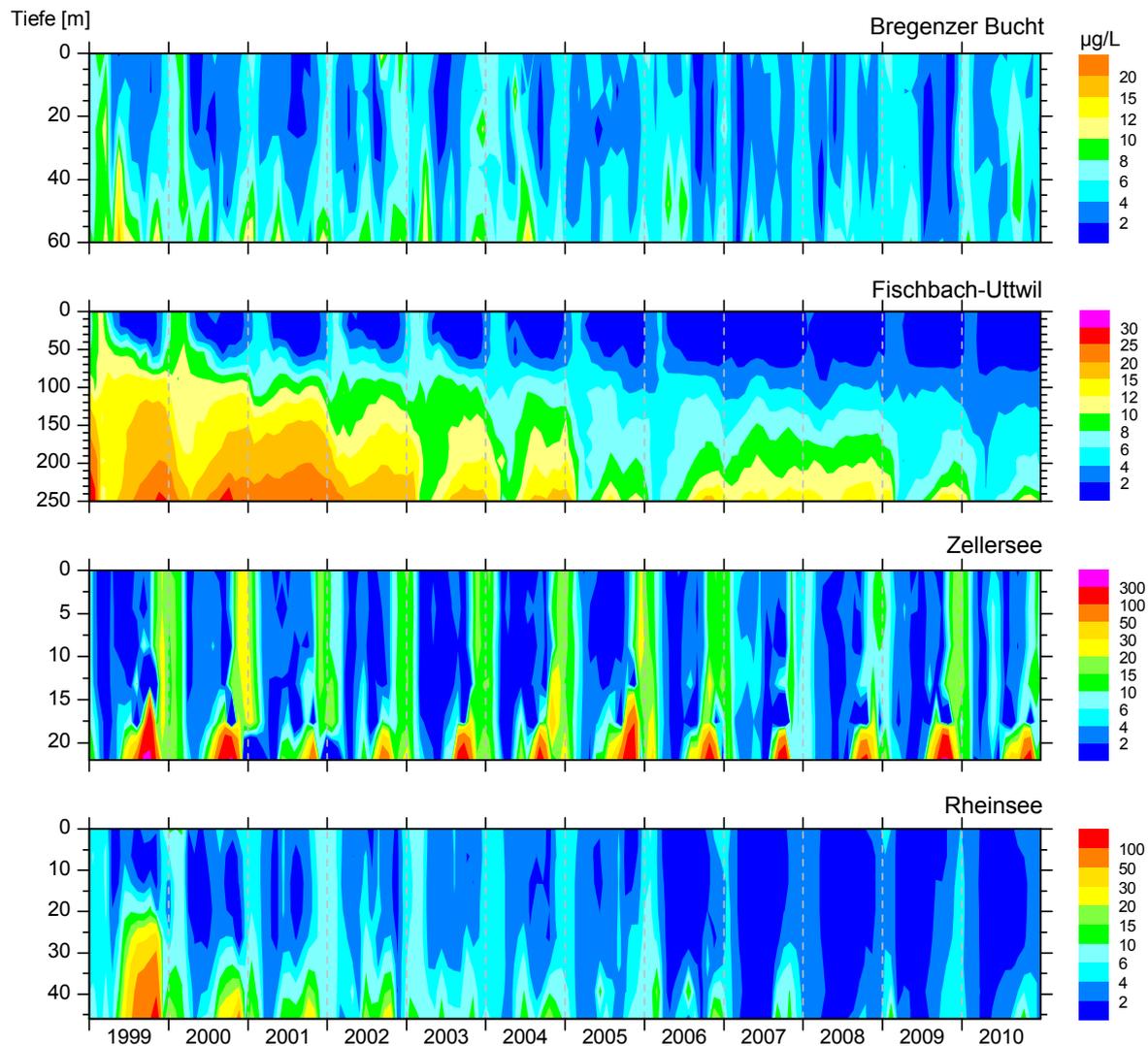


Abb. 13: Orthophosphatverteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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 Bregenzerach und Alpenrhein ist die Phosphornachlieferung effektiver als in Seemitte. Die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation bewirkte eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Tiefenwasser. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers in den Jahren 2007 und 2008 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2009 durch Zirkulation wieder ausgeglichen. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee produktiver. Der Abbau organischer Reste am Seegrund führt zu einer Absenkung der Redoxpotenziale der oberen Sedimentschichten und einer erheblichen Phosphorfreisetzung in das überstehende Wasser. Dadurch verzögert sich die Reoligotrophierung des Zellersees, was sich insbesondere im Jahr 2009 bemerkbar machte. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt und der Phosphatrückgang fällt hier deutlicher als im Zellersee aus.

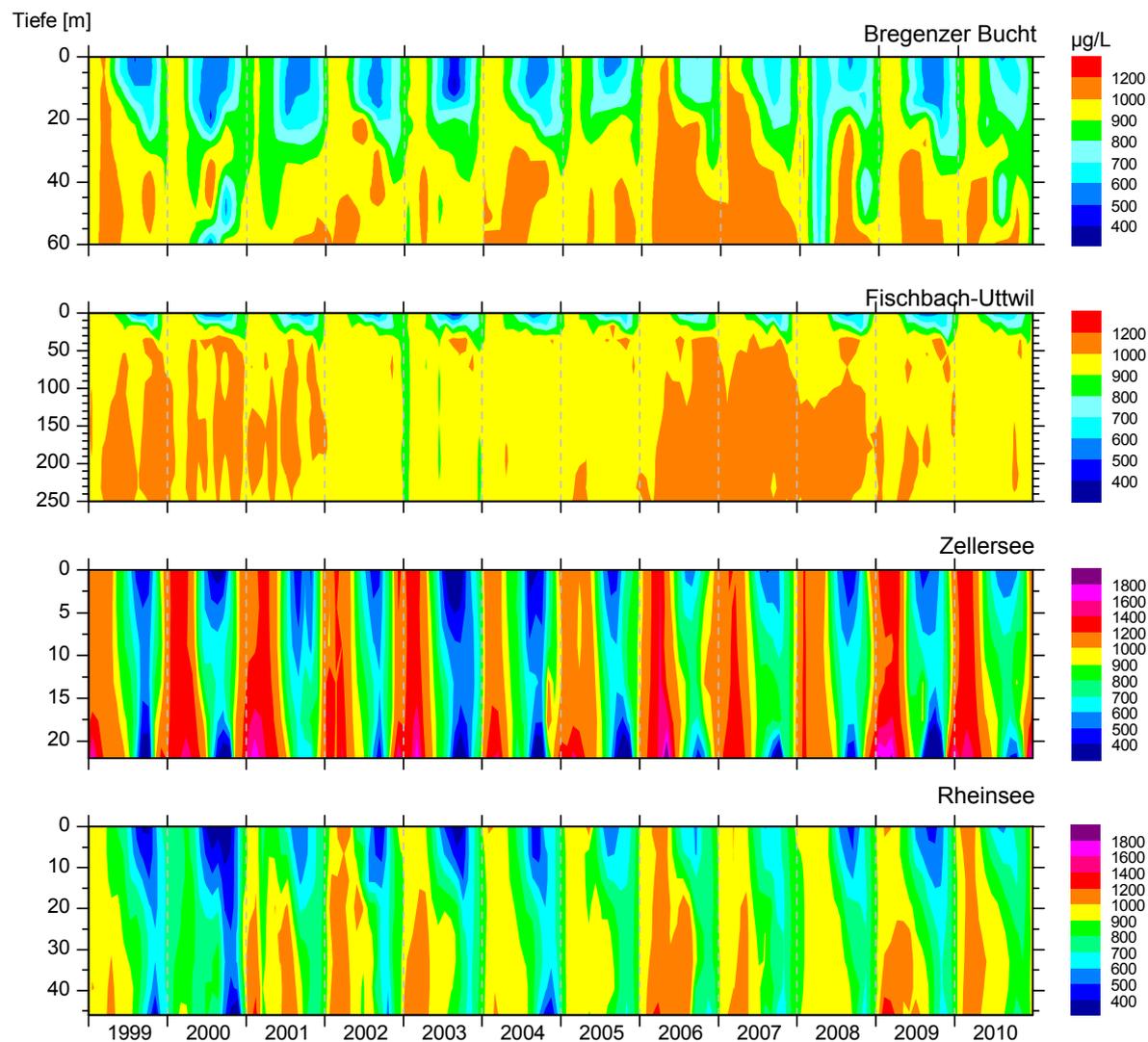
Nitrat

Abb. 14: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzer 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.

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

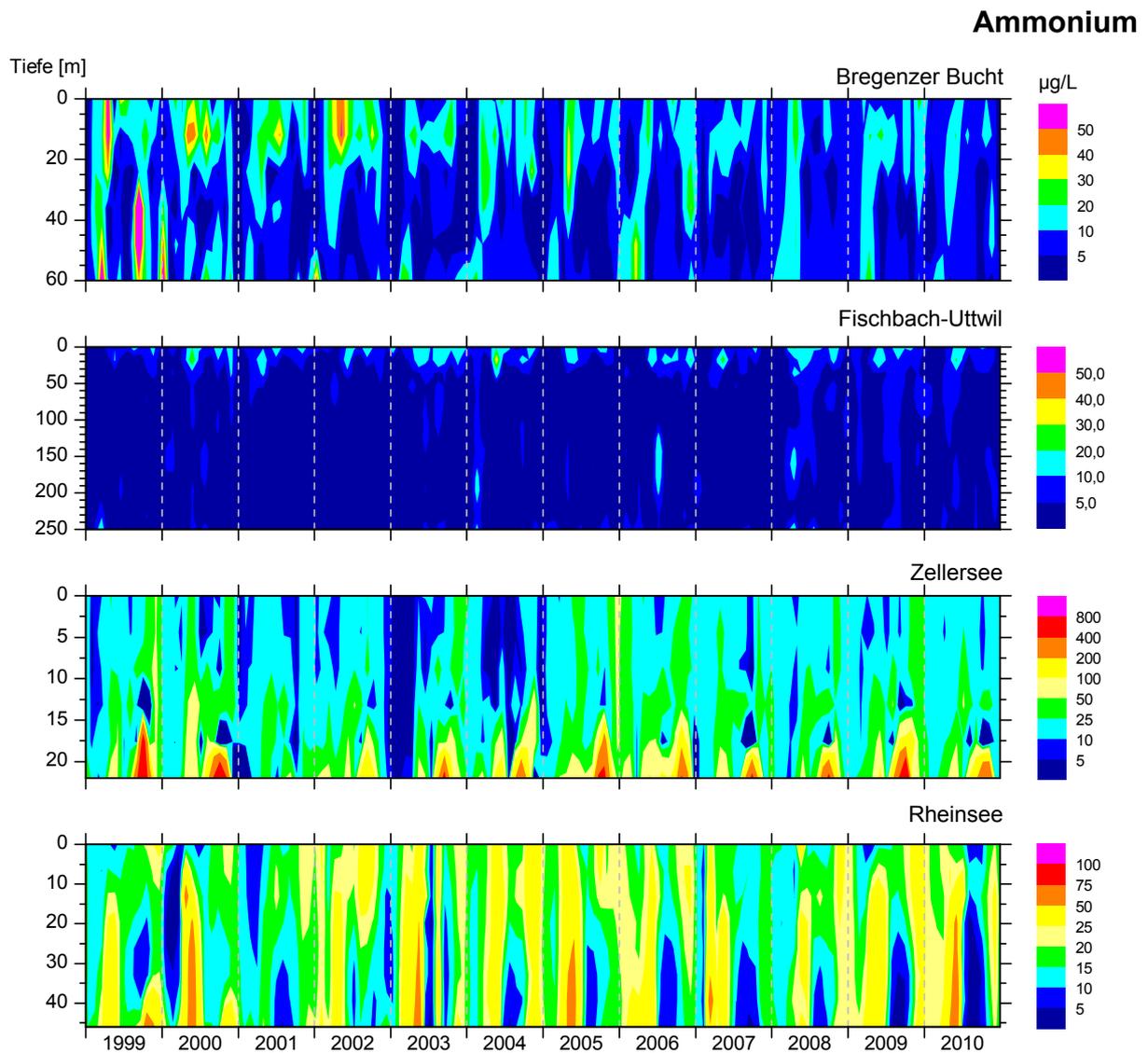


Abb. 15: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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

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

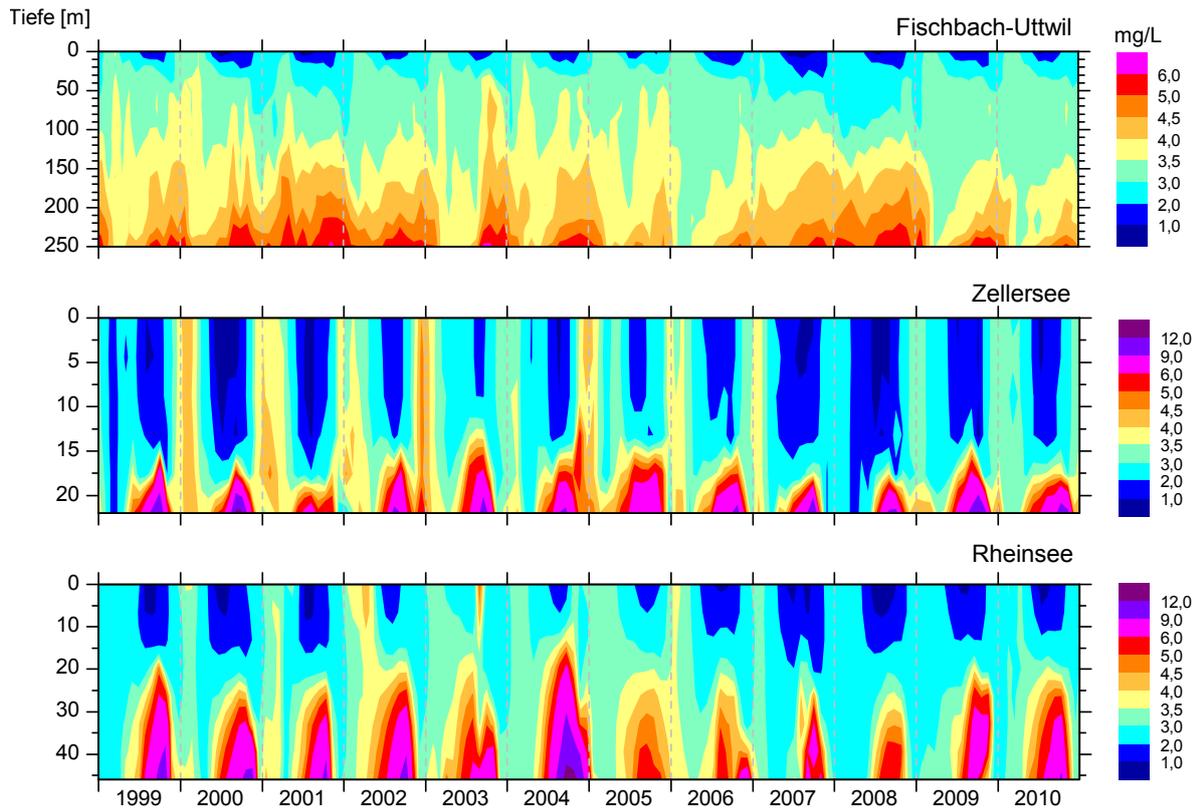
Silikat

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

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentrationen wird in allen Seeteilen durch Zehrungsprozesse (Verbrauch durch Kieselalgen) an der Oberfläche und eine Freisetzung über dem Seegrund durch Abbauvorgänge geprägt. Im Obersee bewirkte die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation eine Abnahme des Silikatvorrats im Tiefenwasser. 2007 und 2008 hat durch unvollständige Durchmischung in zwei aufeinander folgenden Jahren das Silikat im Tiefenwasser wieder zugenommen und erst 2009 und auch 2010 wieder abgenommen.

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

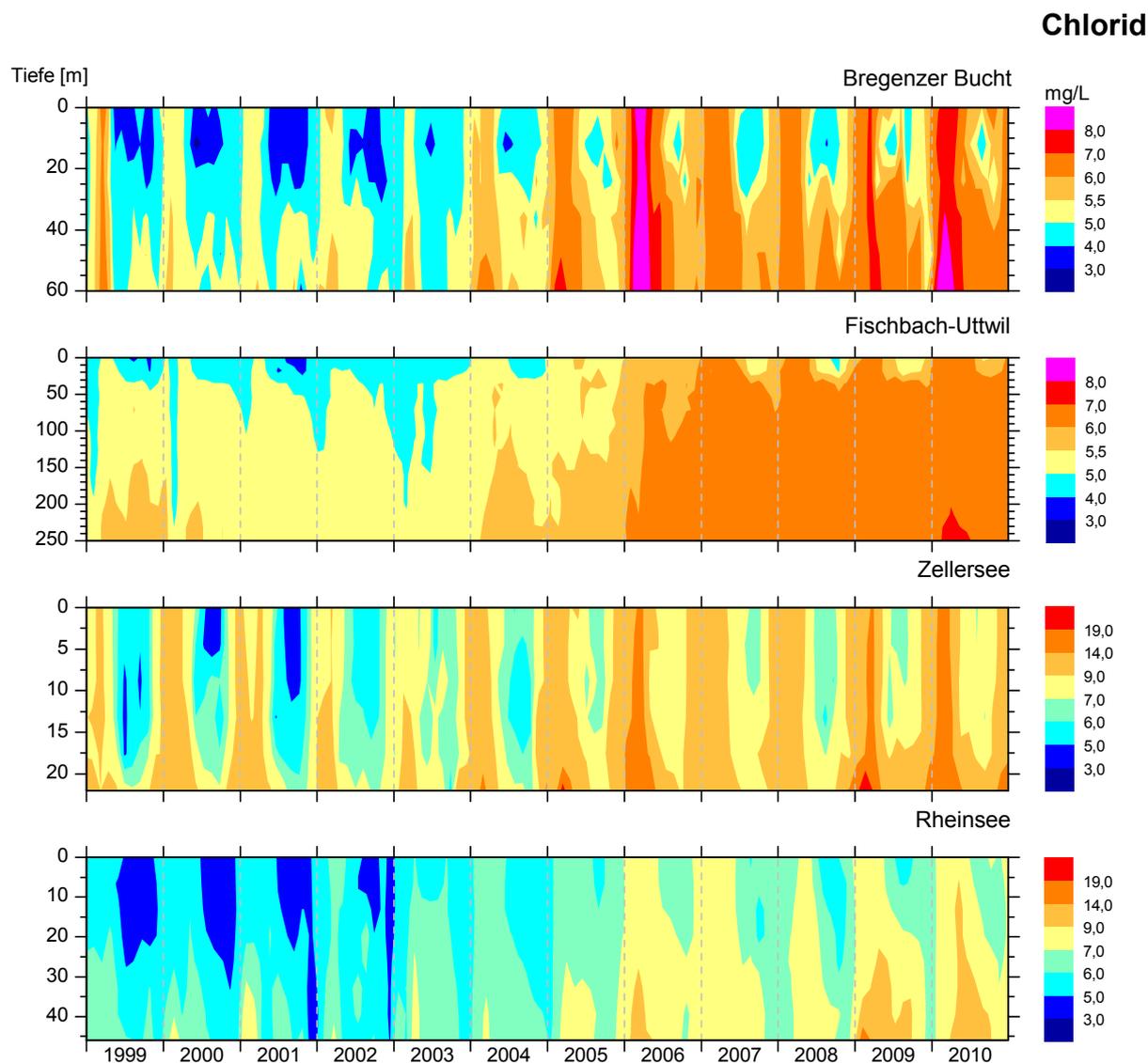


Abb. 17: Chloridverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Rhein und Bregenzener Ach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid in der Bregenzener Bucht und in Seemitte Fischbach-Uttwil lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5 – 20 m erkennen. Seit 2006 nehmen die Chloridgehalte im Obersee weiter zu, was sich Anfang 2010 insbesondere in der Bregenzener Bucht bemerkbar macht.

Die höheren Chloridwerte im Zellersee zu Jahresbeginn werden durch die Radolfzeller Ach verursacht. Mit steigendem Oberseespiegel im Verlauf des Frühjahr/Sommers dominiert das chloridärmere Oberseewasser den Zellersee und die Gehalte nehmen ab. Die Chloridwerte im Rheinsee werden in erster Linie durch die Verhältnisse im Obersee bestimmt, sind durch den Einfluss des Zellersees jedoch etwas höher.

Mangan

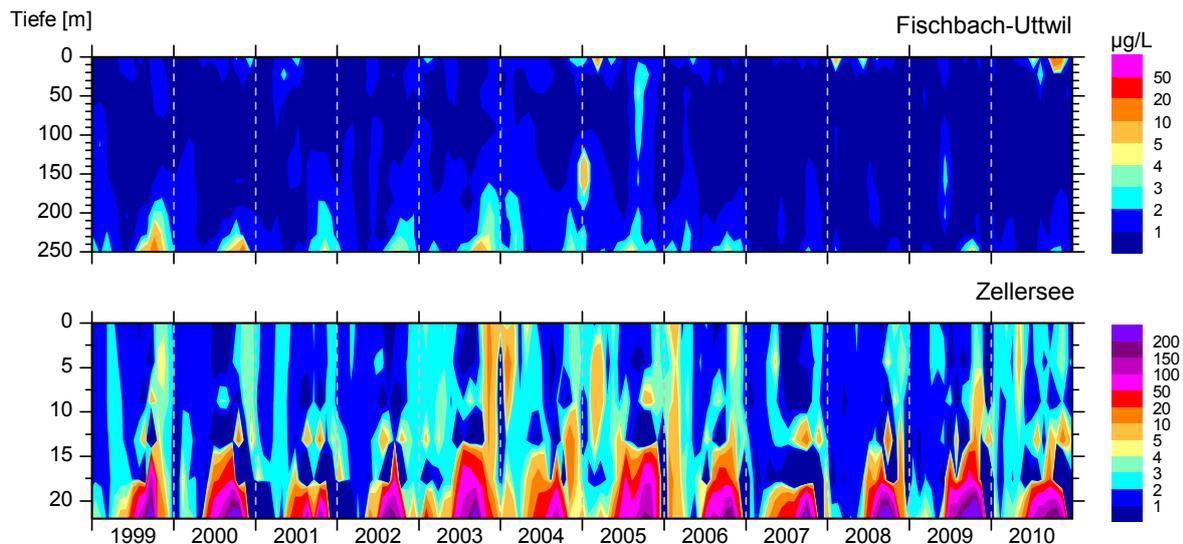


Abb. 18: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen nur mehr in sehr geringem Ausmaß statt. Parallel zur Reoligotrophierung und dem Rückgang der Biomasse geht auch der grundnahe Abbau und mithin die Manganfreisetzung zurück, was insbesondere 2007 bis 2009 in Fischbach-Uttwil deutlich wird. Die Anstiege der Mangan-Konzentrationen sind gekoppelt mit dem Abbau von Biomasse über Grund, der im Verlauf der Wachstumsphase zu einer starken Sauerstoffzehrung und einer Absenkung der Redoxpotenziale führt. Dadurch werden schwerlösliche Mangan(IV)-Verbindungen zu leichtlöslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und den daran gebundenen Phosphor verantwortlich.

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

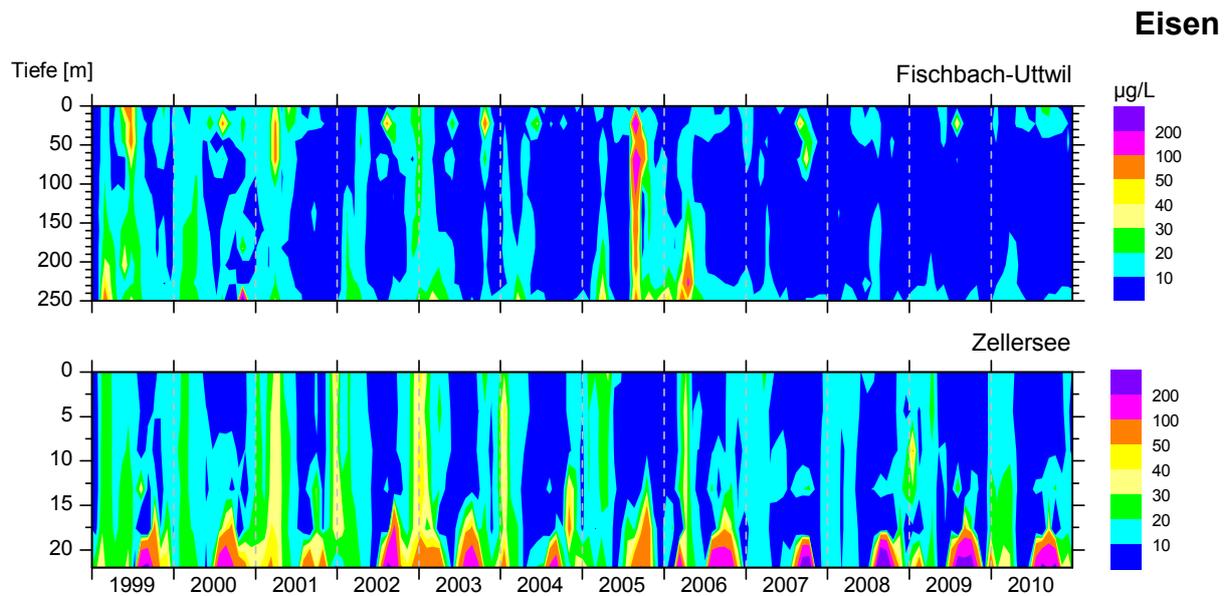


Abb. 19: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

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

Phytoplankton-Bilder

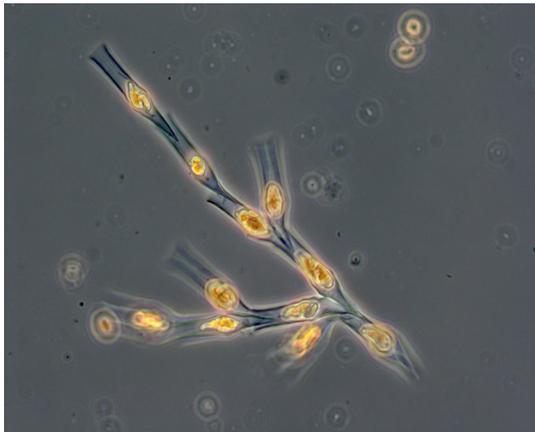


Abb. 20: Dinobryon divergens (Länge der Einzelzelle 30-65 µm)

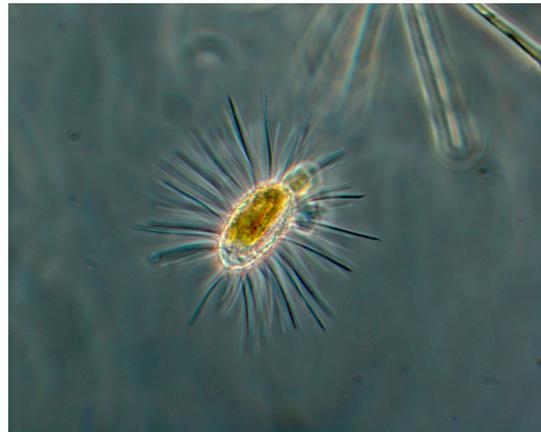


Abb. 21: Mallomonas acaroides (Länge 18-45 µm, Breite 7-23µm).



Abb. 22: Cyclotella radiosa (Zellen Ø 8-50 µm).

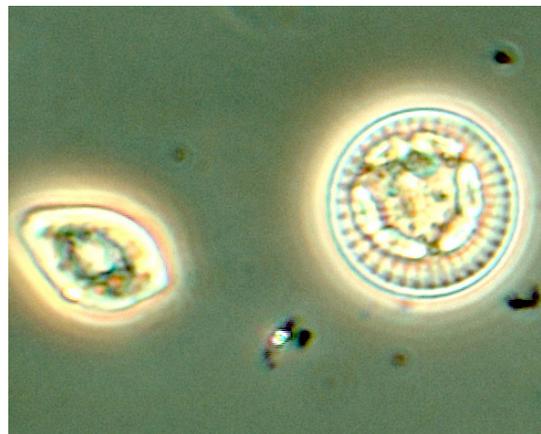


Abb. 23: Stephanodiscus alpinus (Zellen Ø 10-32 µm).

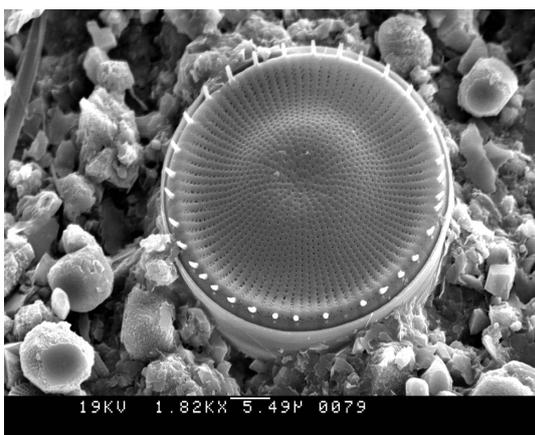


Abb. 24: Stephanodiscus neoastrea (Zellen Ø 18-52 µm).

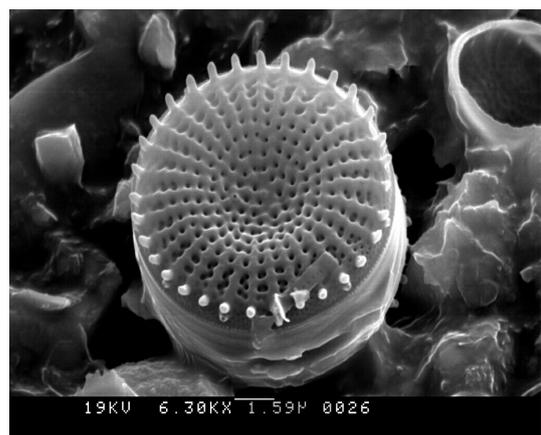


Abb. 25: Stephanodiscus parvus (Syn. S. minutulus; Zellen Ø 5-11 µm).

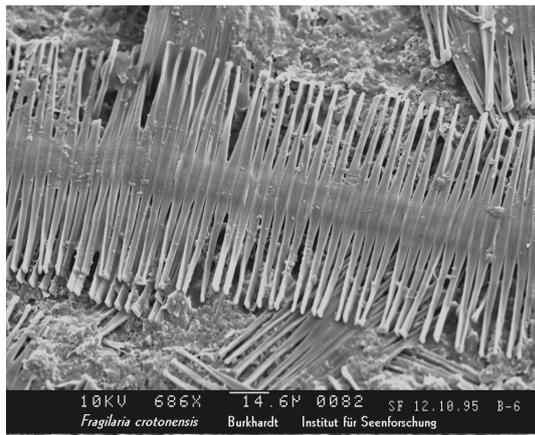


Abb. 26: *Fragilaria crotonensis* (Länge 40-170 µm).



Abb. 27: *Fragilaria ulna* var. *acus* (Länge 25-140 µm).



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

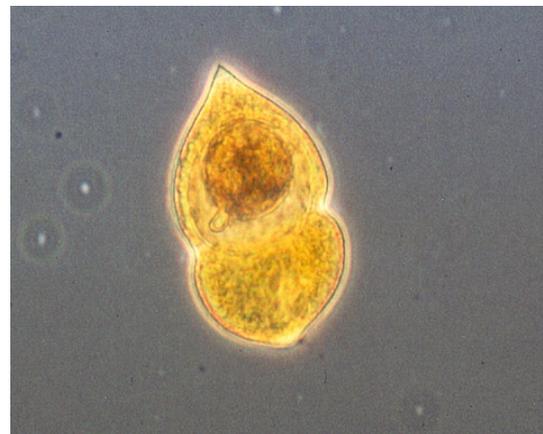


Abb. 29: *Gymnodinium helveticum* (Länge 42-57 µm Breite 23-30 µm).



Abb. 30: *Cryptomonas erosa* (Länge 20-80 µm Breite 6-20 µm).

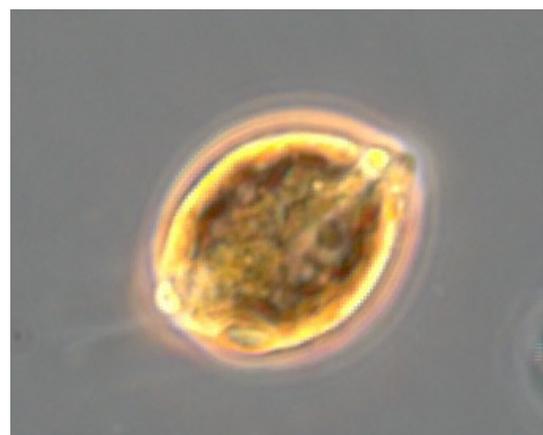


Abb. 31: *Rhodomonas lens* (Länge 12-17 µm Breite 9-11 µm).

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

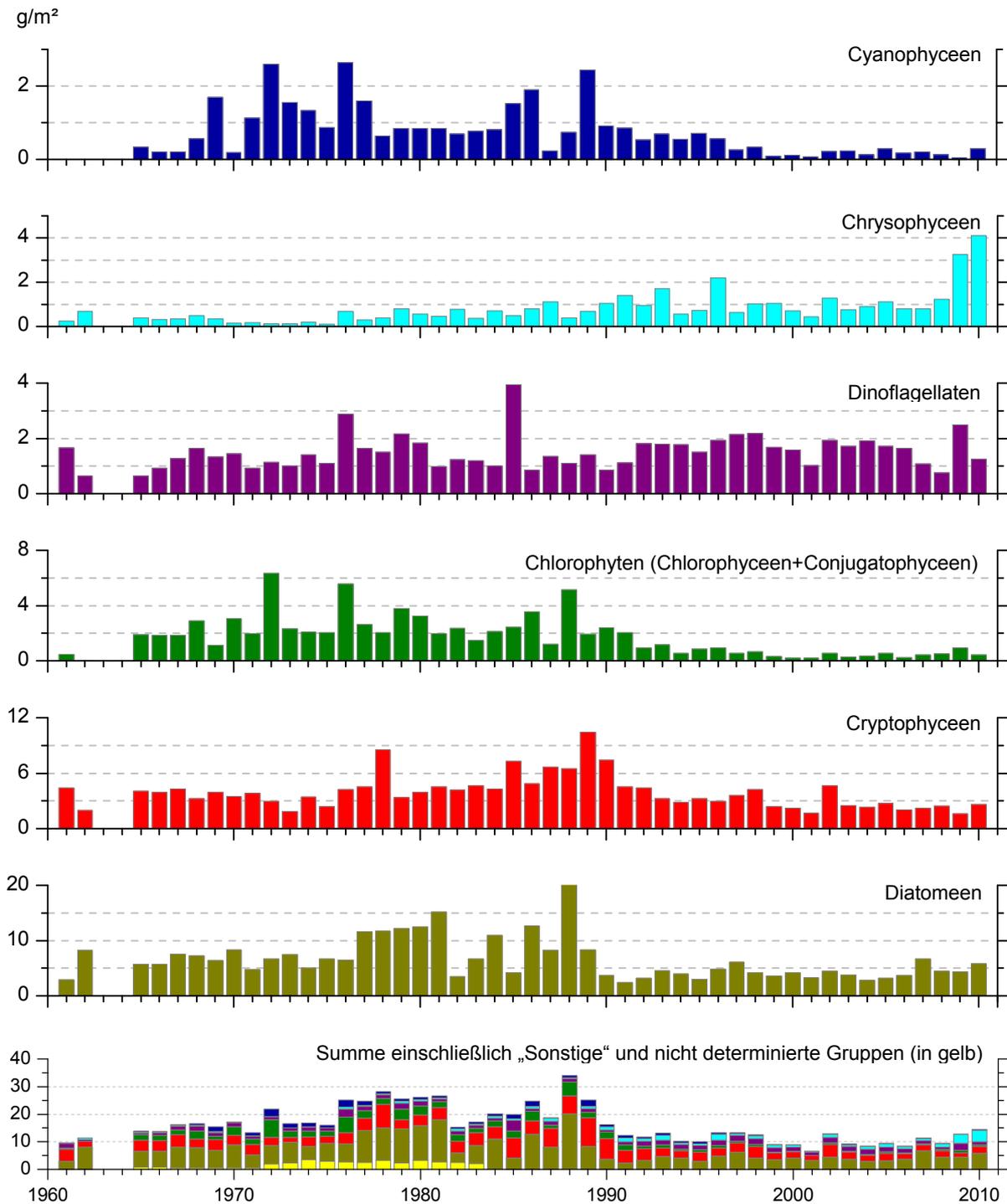


Abb. 32: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2010).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)

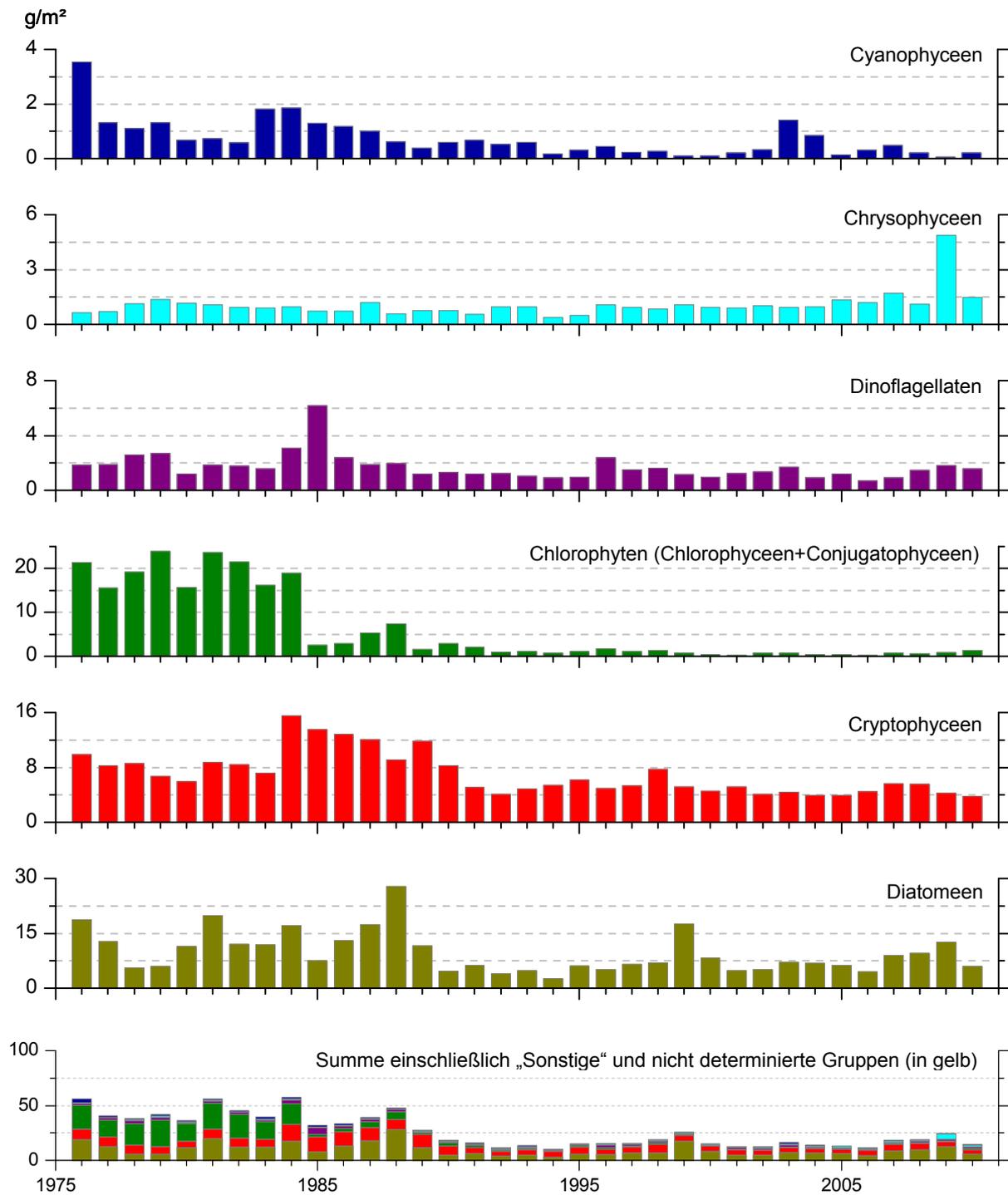


Abb. 33: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2010).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

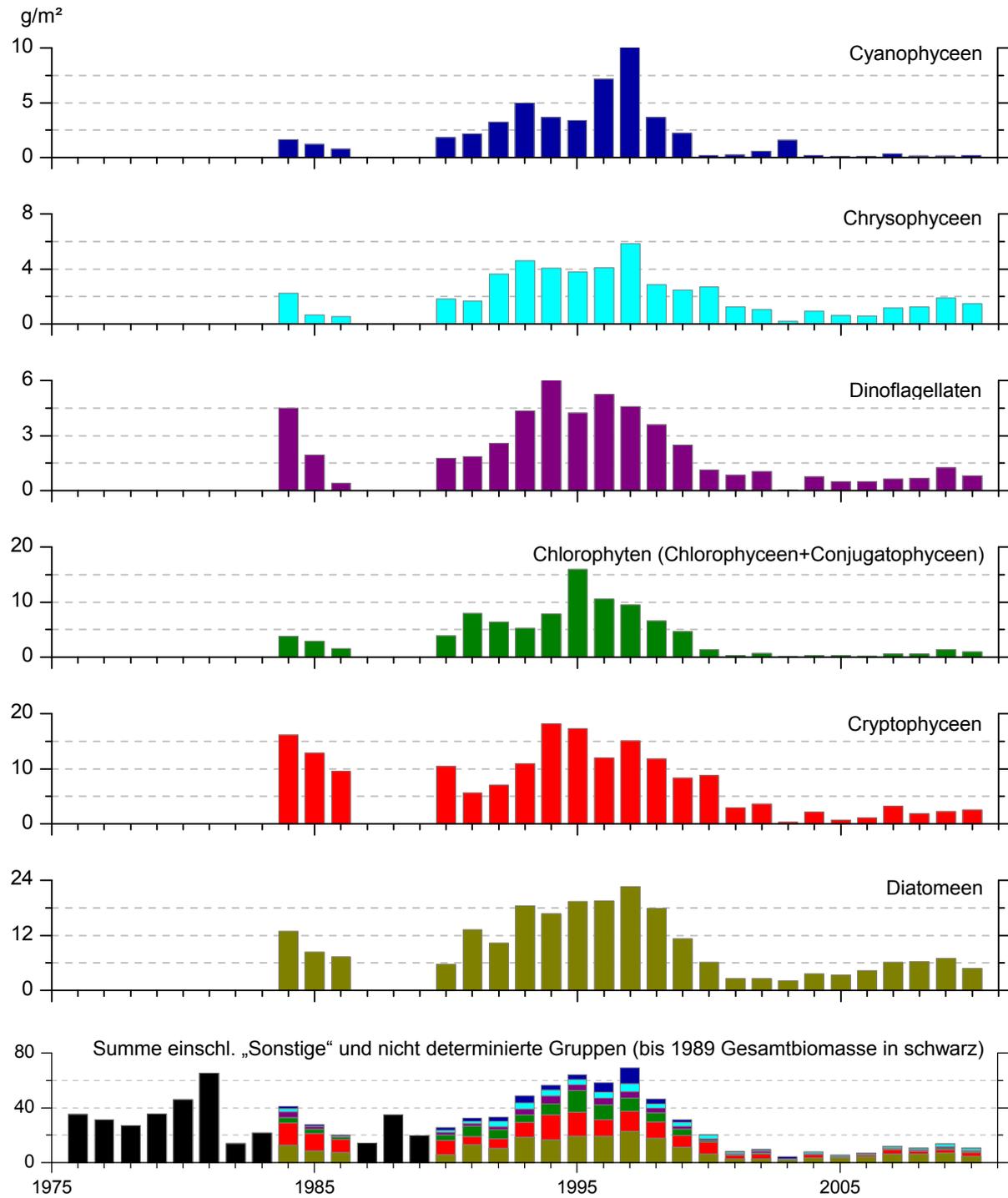


Abb. 34: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2010).

Die Jahresdurchschnittbiomassen an den Stationen Fischbach-Uttwil im Obersee und Zellersee im Untersee bewegen sich seit gut 20 Jahren auf Werten in Höhe von Anfang der sechziger Jahre, allerdings war 2009 wieder ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen, der sich im Obersee auch 2010 fortsetzte. Über die gesamte Untersuchungsdauer spielen dort Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größeren Teil der Gesamtbiomasse (siehe Abb. 32); Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Anders ist dies bei Chlorophyten und Cyanobakterien: Der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte im Obersee vor 19 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen $6,7 \text{ g/m}^2$ und $14,5 \text{ g/m}^2$ bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: Diese setzte bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert.

Im Seeteil Zellersee sind die Jahresdurchschnittbiomassen seit 1990 auf Werte in Höhe von Anfang der sechziger Jahre abgesunken. Erst seit Ende der achtziger Jahre spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 33). Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch und überwog bis Mitte der achtziger Jahre, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Chrysophyceen und Dinophyceen zeigen keinen eindeutigen Trend, während bei den Cyanobakterien dieselbe Entwicklung wie im Obersee mit einem starken Rückgang seit 17 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist.

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht (Abb. 34), die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren. Die Jahresdurchschnittbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit acht Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Chrysophyceen und Dinophyceen bilden einen stabilen Bestand.

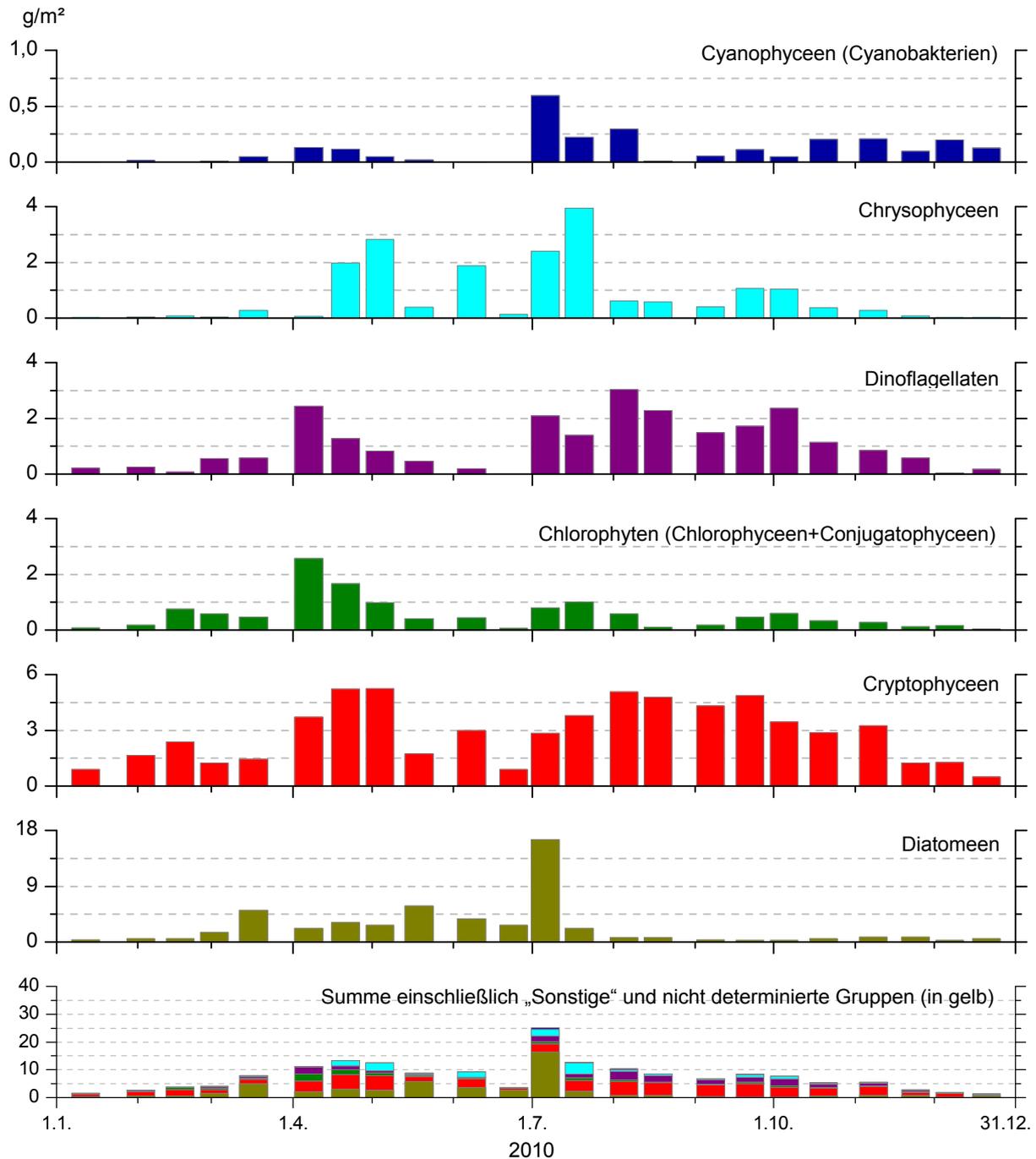
Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Gruppen in 0-20m

Abb. 35: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2010 (Bregenzer Bucht).

Die Station Bregenzer Bucht zeigt eine stark von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung, was hauptsächlich auf andere Lichtverhältnisse durch im Alpenrhein mitgeführte Trübungsstoffe zurückzuführen ist. Die Frühjahrsblüte war sehr schwach, das Klarwasserstadium Ende Juni außerordentlich spät, ansonsten zeigt sich das ganze Jahr über eine starke Präsenz von Cryptophyceen. Im Vergleich mit den anderen Seeteilen finden sich in der Bregenzer Bucht die niedrigsten Biomassen. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

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

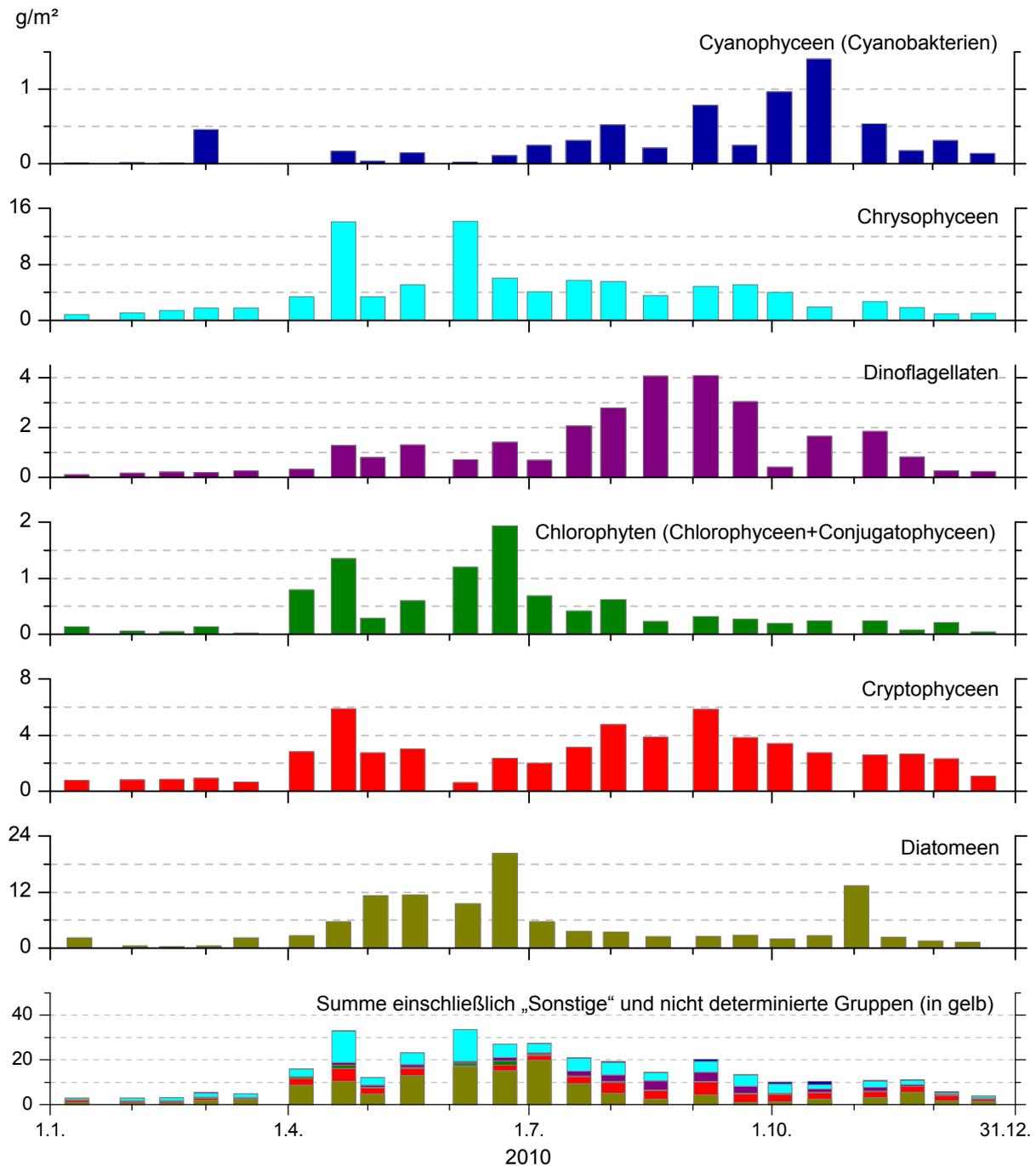


Abb. 36: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2010 (Fischbach-Uttwil).

Die Entwicklung des Phytoplanktons begann an der Station Fischbach-Uttwil 2010 recht spät Anfang April; bis in den Spätherbst hinein bildeten Kiesel- und Schlundalgen einen großen Teil der Biomasse. Seit einigen Jahren treten die Chrysophyceen fast das ganze Jahr über stärker in den Vordergrund und erreichten im April, Juni und Oktober fast die Hälfte der Gesamtbiomasse. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

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

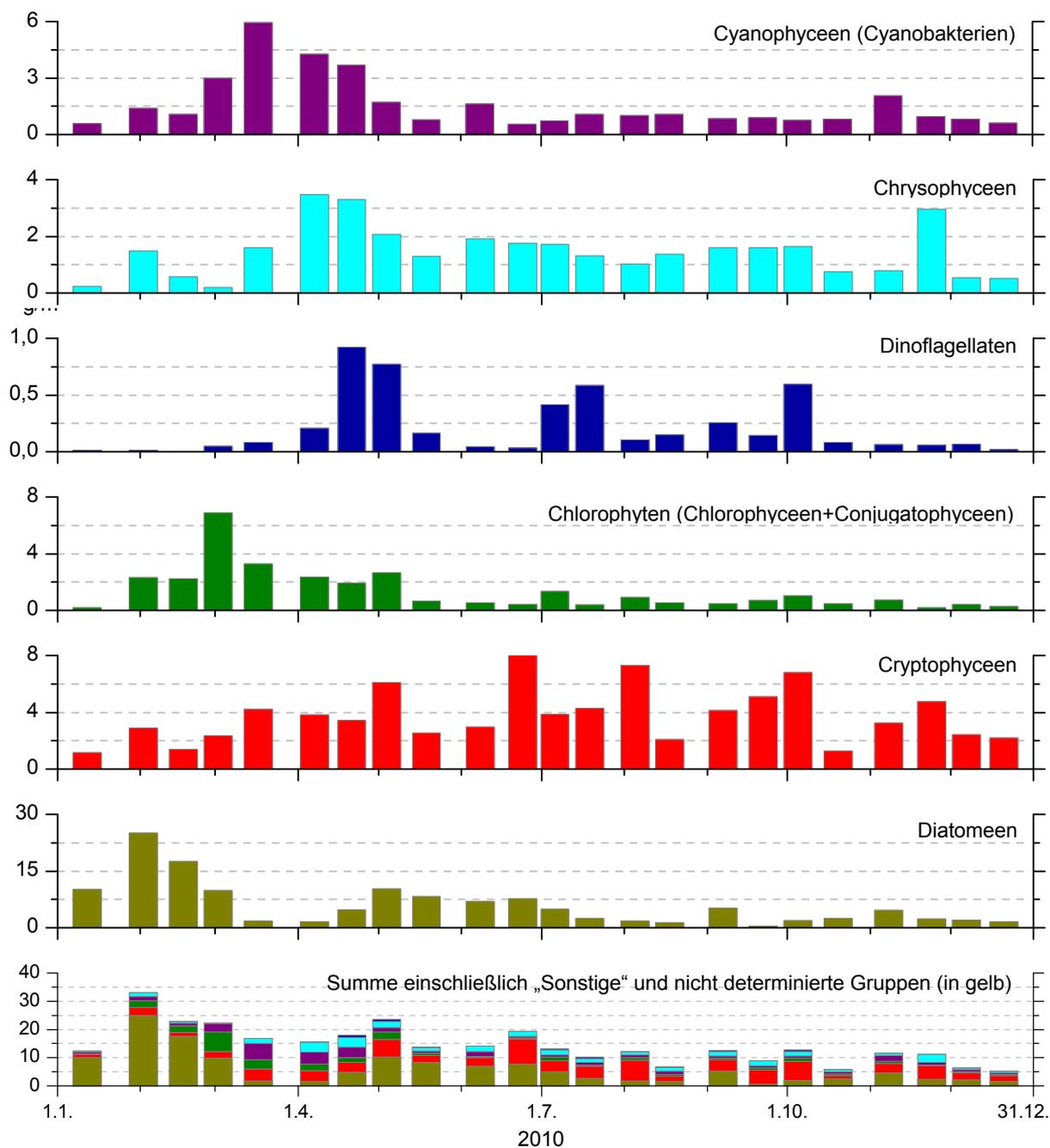


Abb. 37: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2010 (Zellersee).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren eine starke Frühjahrsblüte; die ihren Maximalwert bereits Anfang Februar erreichte. Ab Ende Juni sind die Cryptophyceen stark prägend. Im Gegensatz zum Vorjahr spielen die Chrysophyceen nur eine geringe Rolle. Die Dinoflagellaten bilden nur im März und April eine stabile Population aus. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

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

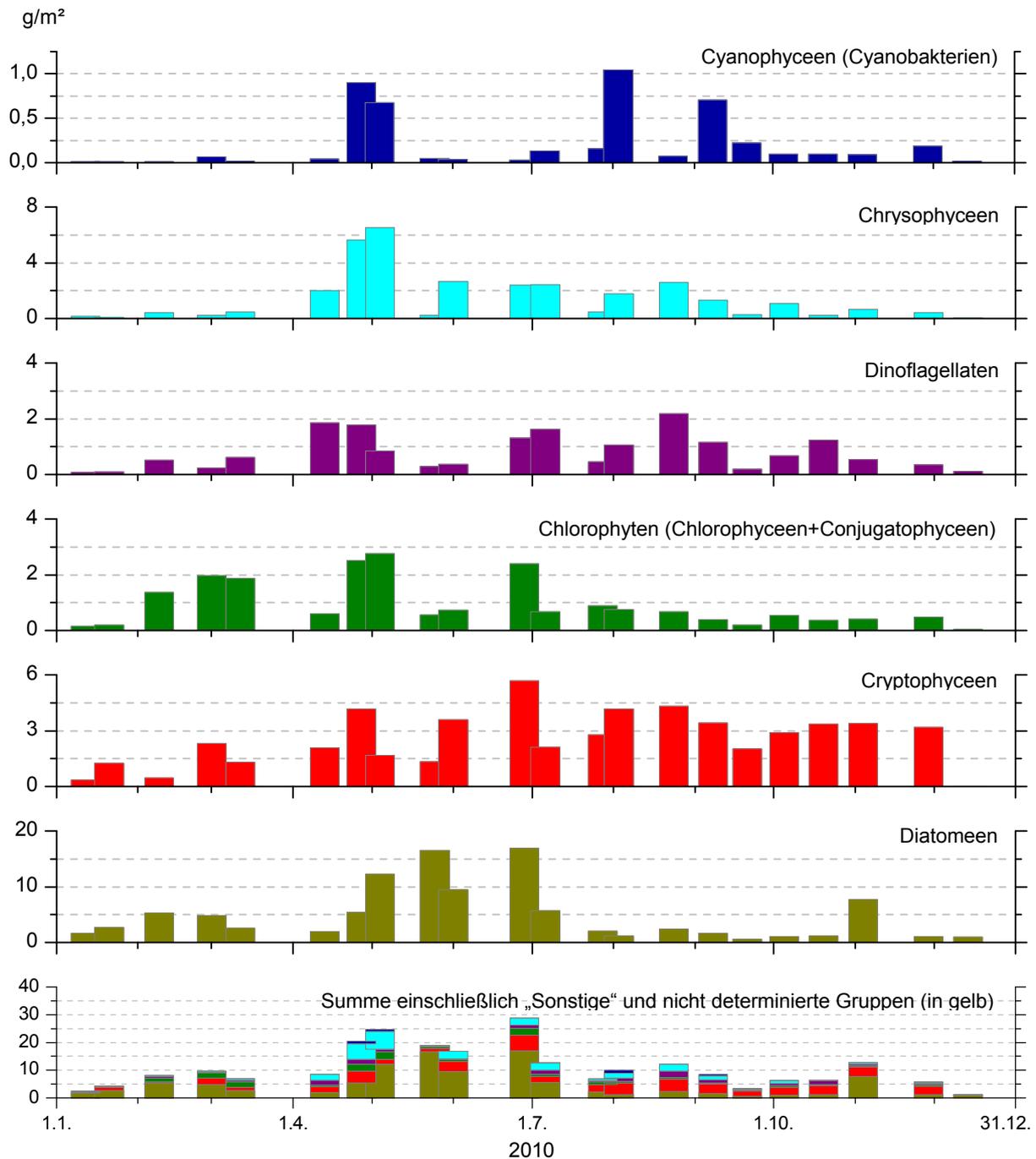


Abb. 38: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2010 (Rheinsee).

Die Phytoplanktonentwicklung im Rheinsee ähnelt 2010 im Gegensatz zu 2009 stark der Entwicklung im Obersee; auch hier dominieren starke Frühjahrs- und Frühsommerentwicklungen mit einem hohen Anteil an centrischen Kieselalgen. Während der Frühjahrsblüte bilden die Chrysophyceen einen beträchtlichen Anteil der Gesamtbiomasse. Vom Hochsommer bis in den Winter hinein spielen begeißelte Cryptophyceen eine starke Rolle. Cyanobakterien spielen das ganze Jahr über kaum eine Rolle.

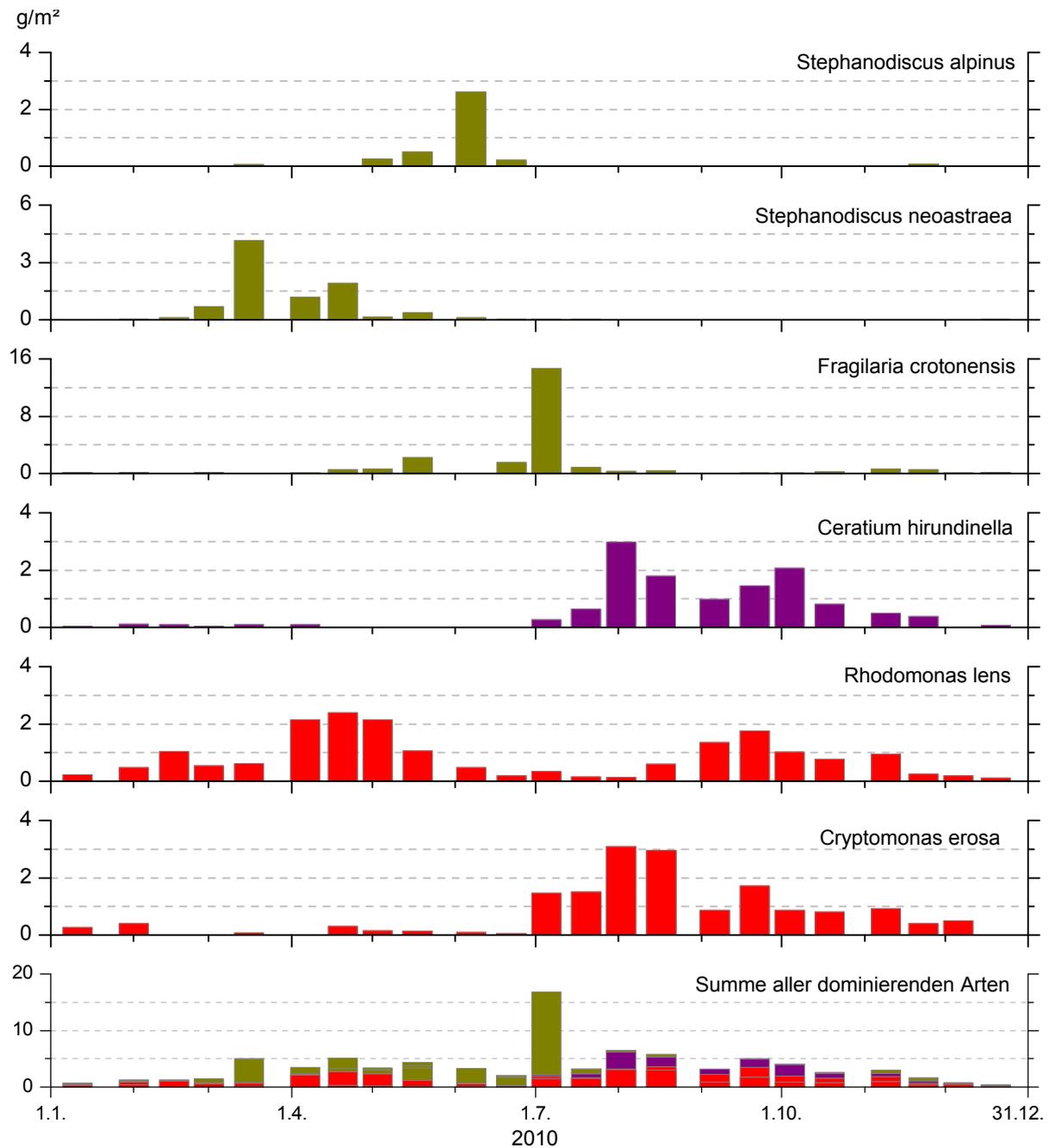
Bodensee-Obersee (Bregener Bucht) Hauptarten in 0-20m

Abb. 39: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Bregener Bucht).

An der Station Bregener Bucht erreichen die Kieselalgen *Stephanodiscus alpinus*, s. *neoastraea* und *Fragilaria crotonensis* und *Fragilaria tenera* unter den Hauptarten die höchsten Spitzen, jedoch beschränken sich diese hohen Biomassen auf wenige Wochen. Die begeißelten Formen spielen in der Bregener Bucht eine wichtigere Rolle als in den anderen Seeteilen; unter den Cryptophyceen sind dies *Cryptomonas erosa* und *Rhodomonas lens*, unter den Dinophyceen *Ceratium hirundinella*.

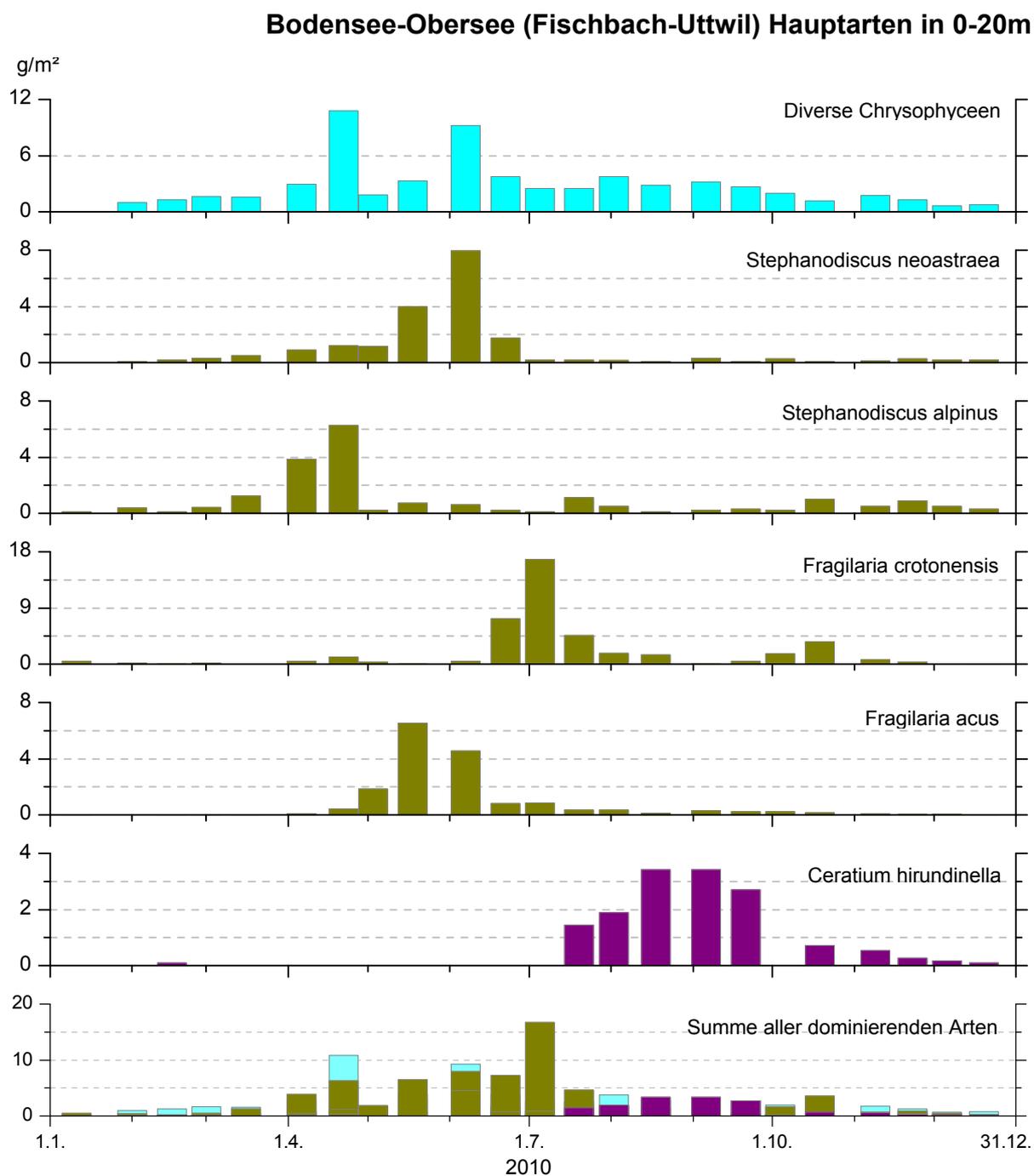


Abb. 40: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Entwicklung der Hauptarten an der Station Fischbach-Uttwil wurde 2010 sehr stark von centrischen und pennaten Kieselalgen dominiert. In der zweiten Jahreshälfte trat die Panzeralge *Ceratium hirundinella* stark in den Vordergrund. Auffällig war die starke Präsenz der Sammelgruppe „Diverse Chrysophyceen“; es handelt sich hier um in fixiertem Zustand schwer bestimmbare *Ochromonas*- und *Chromulina*-Arten.

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

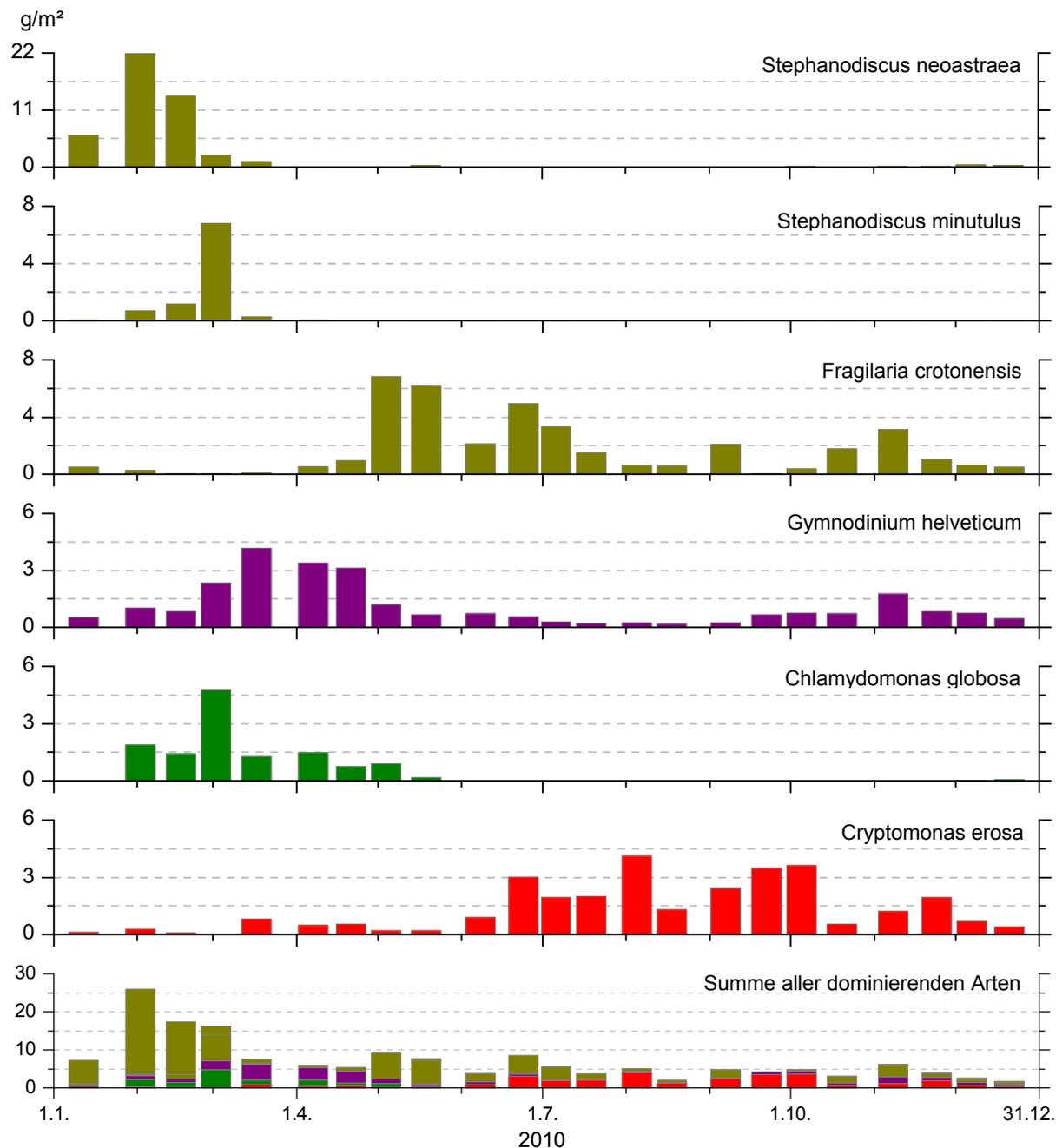


Abb. 41: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Im Zellersee trat bereits Anfang Februar 2010 eine starke Frühjahrsblüte ein, die vor allem durch die Kieselalgen *Stephanodiscus minutulus* (Synonym *S. parvus*), *Stephanodiscus neoastraea* und *Fragilaria crotonensis* gebildet wurde. Im April trat die heterotrophe Panzeralge *Gymnodinium helveticum* und – sehr auffällig – die begeißelte Grünalge *Chlamydomonas globosa*. Ab Juli ist die Cryptophyceae *Cryptomonas erosa* stark prägend.

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

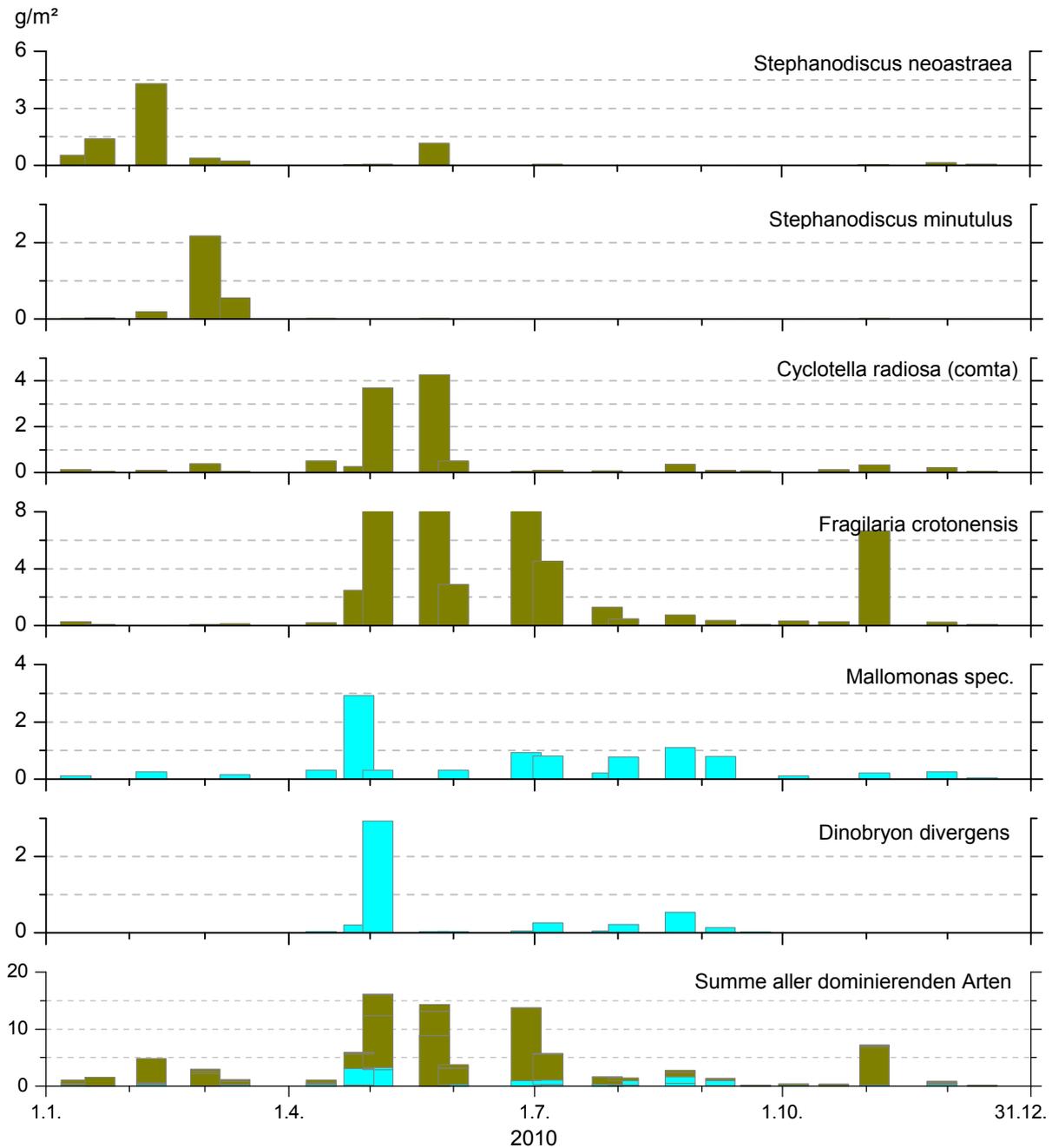


Abb. 42: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Die Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee weicht von der Entwicklung im anderen Seeteil insofern ab, als die Chrysophyceen *Mallomonas* und *Dinobryon divergens* im Frühjahr und im Sommer eine gewisse Rolle spielen. Ansonsten centrische und pennate Kieselalgen: *Stephanodiscus neoastraea*, *Stephanodiscus minutulus* (Syn. *S. parvus*) *Cyclotella radiosa* (Syn. *C. comta*) und *Fragilaria crotonensis*.

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

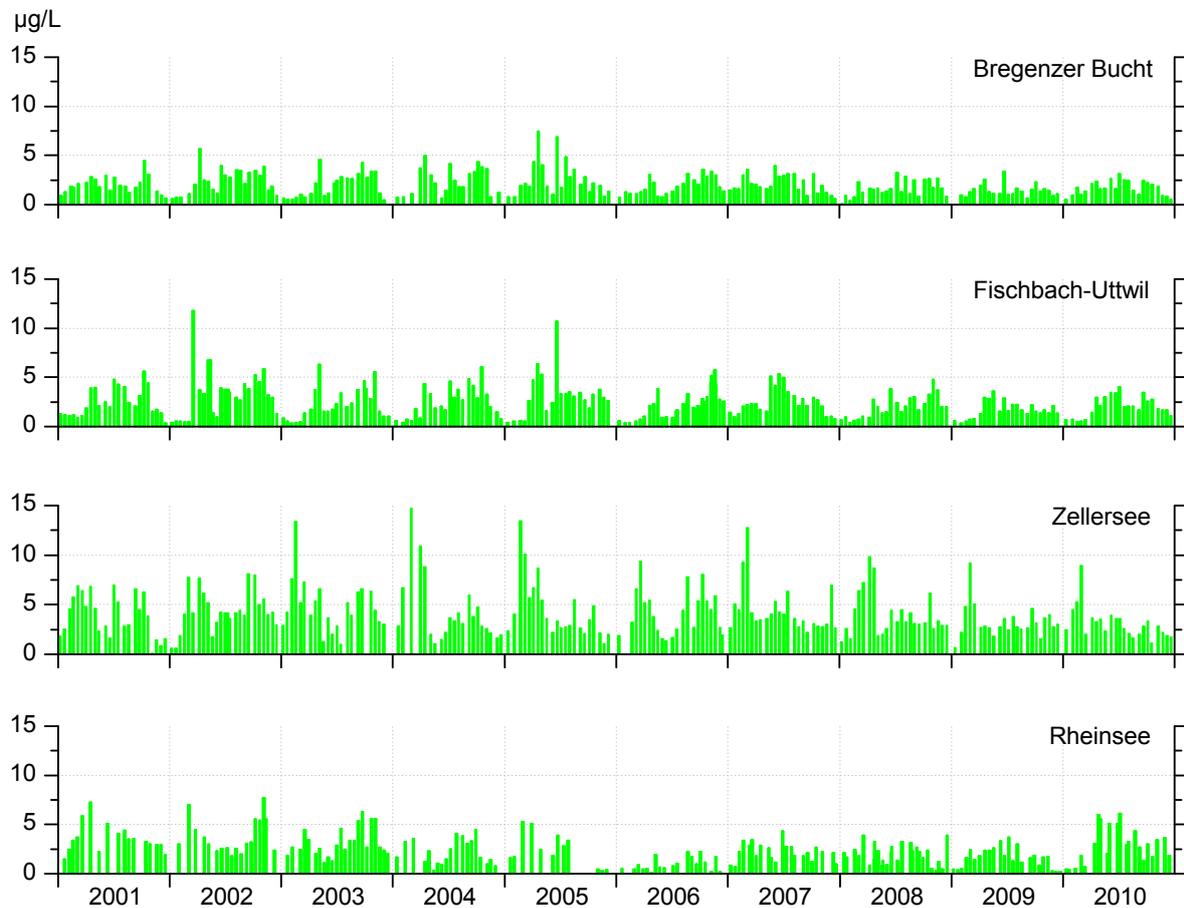


Abb. 43: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

Im Bodensee haben die Chlorophyll-a Konzentrationen in allen Seeteilen des Ober- und Untersees (Ausnahme Rheinsee) abgenommen.

An den Stationen Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil lagen die Konzentrationen unterhalb von $4 \mu\text{g L}^{-1}$ (mittlerer Wert der Wasserschicht 0 – 20m).

Bedingt durch die höhere Trophie wurden an den Stationen Zellersee und Gnadensee Maximalkonzentrationen im Frühjahr von $9,2 \mu\text{g L}^{-1}$ (Zellersee) und im Herbst $6,3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Gnadensee) gemessen. Im Rheinsee liegen die Chlorophyll-a Konzentrationen 2010 höher als in den vorherigen Jahren. Die Werte des Rheinsees wurden vom Amt für Umwelt (AFU) des Kantons Thurgau gemessen. Die Bestimmung erfolgte ebenfalls mit Hilfe der HLPC.

Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen

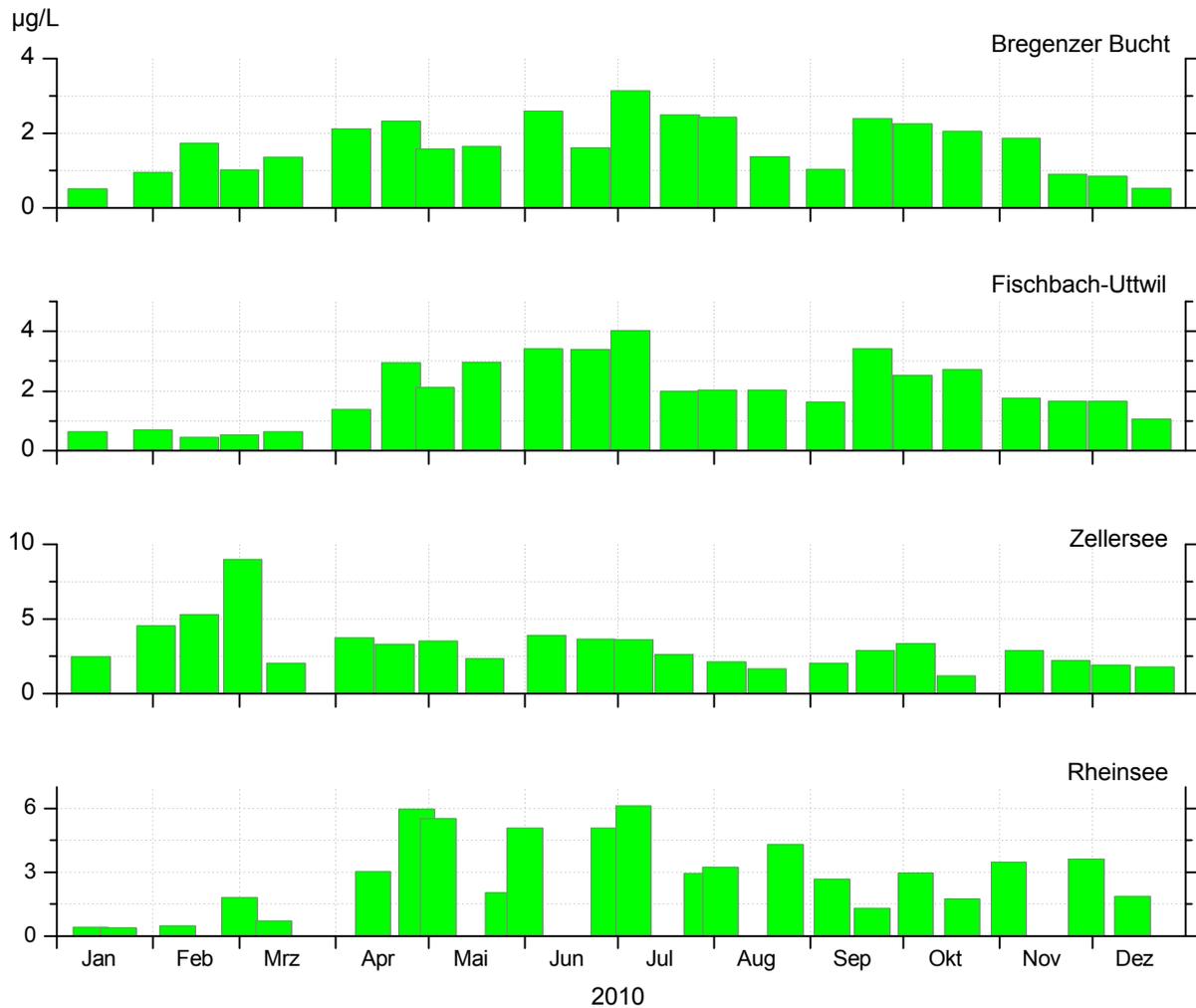


Abb. 44: Chlorophyll-a, Konzentrationen in verschiedenen Stationen.

Eindeutige saisonale Muster der Chlorophyll-a Entwicklung lassen sich aus den Abbildungen für die einzelnen Seeteile nicht mehr erkennen. Im Obersee sind die Werte im Sommer höher als im Winter. Im Zellersee sind die Werte im Frühjahr maximal, sie nehmen dann bis Jahresende ab. Abgesehen von den Frühjahrswerten sind die Chlorophyll-a Werte im Rheinsee zum Teil deutlich höher als im Zellersee.

Saisonale Muster der Leitpigmente

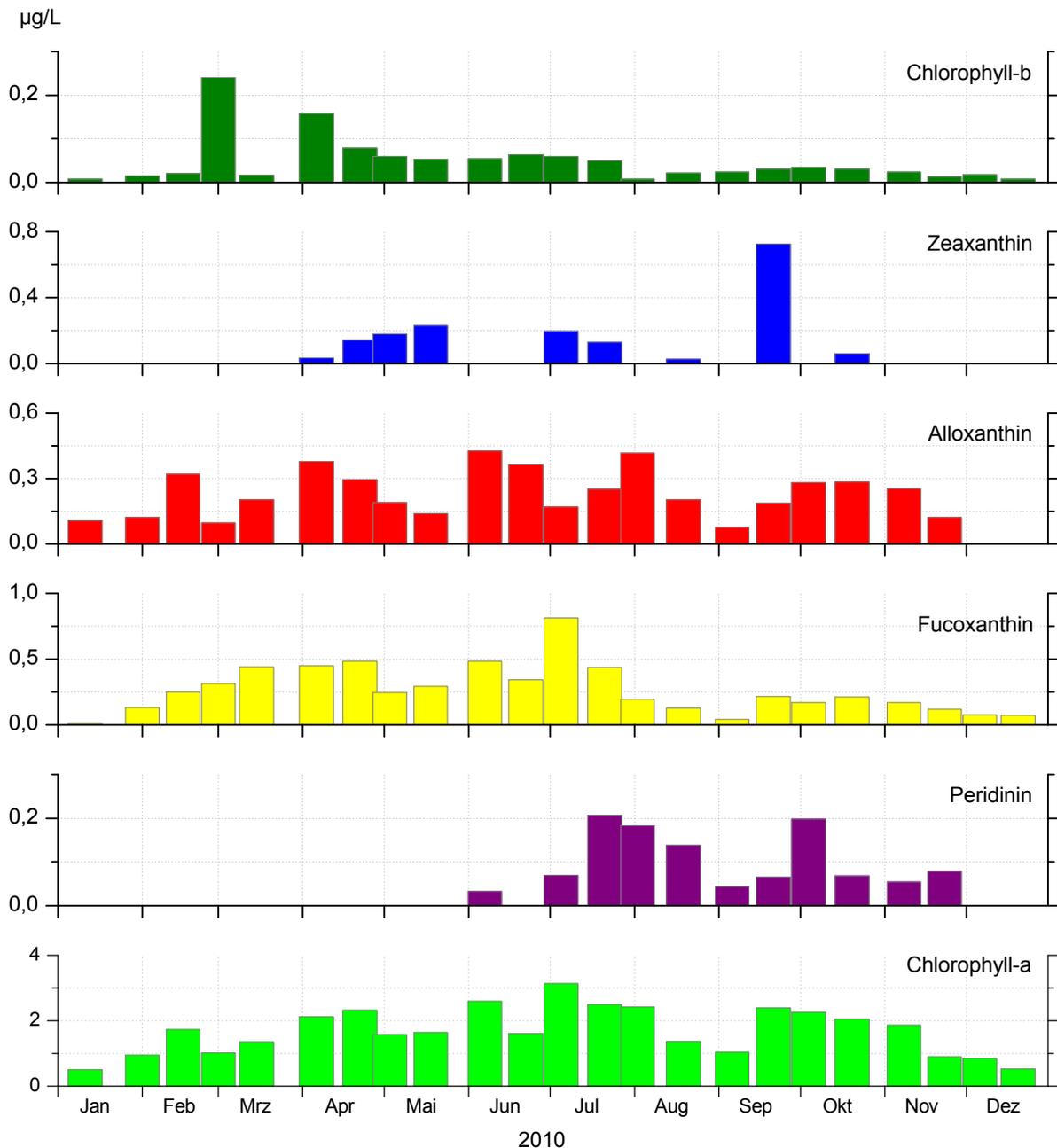


Abb. 45: Leitpigmente 2010 in der Bregenzer Bucht.

Neben Chlorophyll-a wurden mit der HPLC auch die so genannten Leitpigmente bestimmt. Chlorophyll-b ist das Leitpigment für Chlorophyceen, Alloxanthin das Leitpigment für die Cryptomonaden, Fucoxanthin das Leitpigment für die Bacillariophyceen, Peridinin das Leitpigment für die Dinophyceen und Zeaxanthin das Leitpigment für die Cyanophyceen. Chlorophyll-a ist ein allgemeines Maß für die Masse der Algen. In der Bregenzer Bucht dominieren Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Bacillariophyceen), beide Pigmente kommen ganzjährig vor. Die Konzentrationen der übrigen Leitpigmente sind niedriger. Chlorophyll-b (Chlorophyceen) zeigt ein Maximum im Frühjahr und Zeaxanthin (Cyanophyceen) ein Maximum im September. Peridinin (Dinophyceen) kommt nur in der zweiten Jahreshälfte vor.

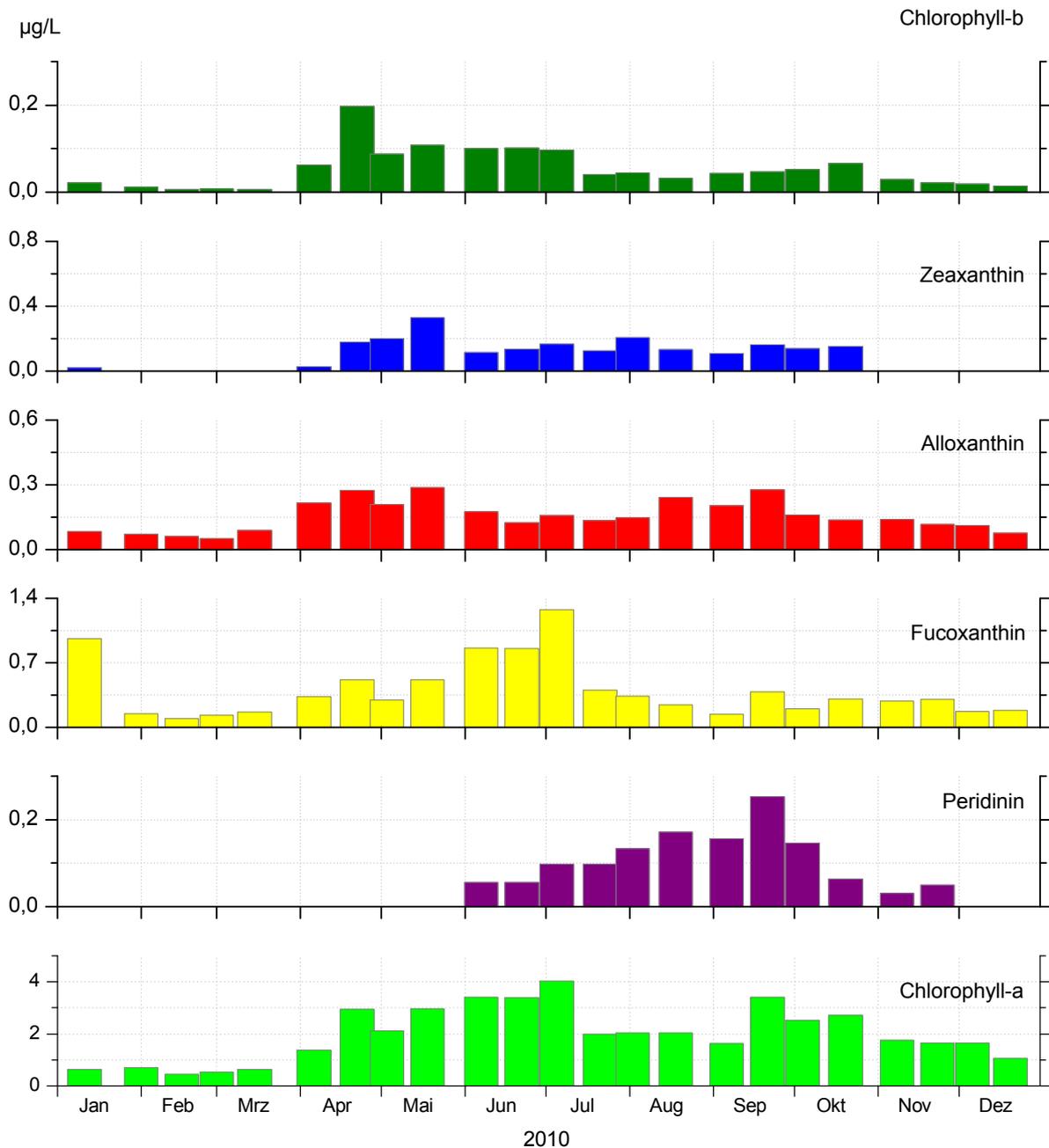


Abb. 46: Leitpigmente 2010 in Fischbach-Uttwil (Seemitte).

Auch in Fischbach-Uttwil dominieren Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Bacillariophyceen), beide Pigmente kommen ebenfalls ganzjährig vor. Die Konzentrationen der übrigen Leitpigmente sind niedriger.

Anders als in der Bregenzer Bucht weist Chlorophyll-b (Chlorophyceen) bis April nur niedrige Werte auf. Zeaxanthin (Cyanophyceen) wird hier öfter gefunden als in der Bregenzer Bucht, es fehlt aber das Maximum im September. Peridinin (Dinophyceen) kommt ebenfalls nur in der zweiten Jahreshälfte vor, allerdings unterscheiden sich beide Stationen in den saisonalen Änderungen der Konzentrationen.

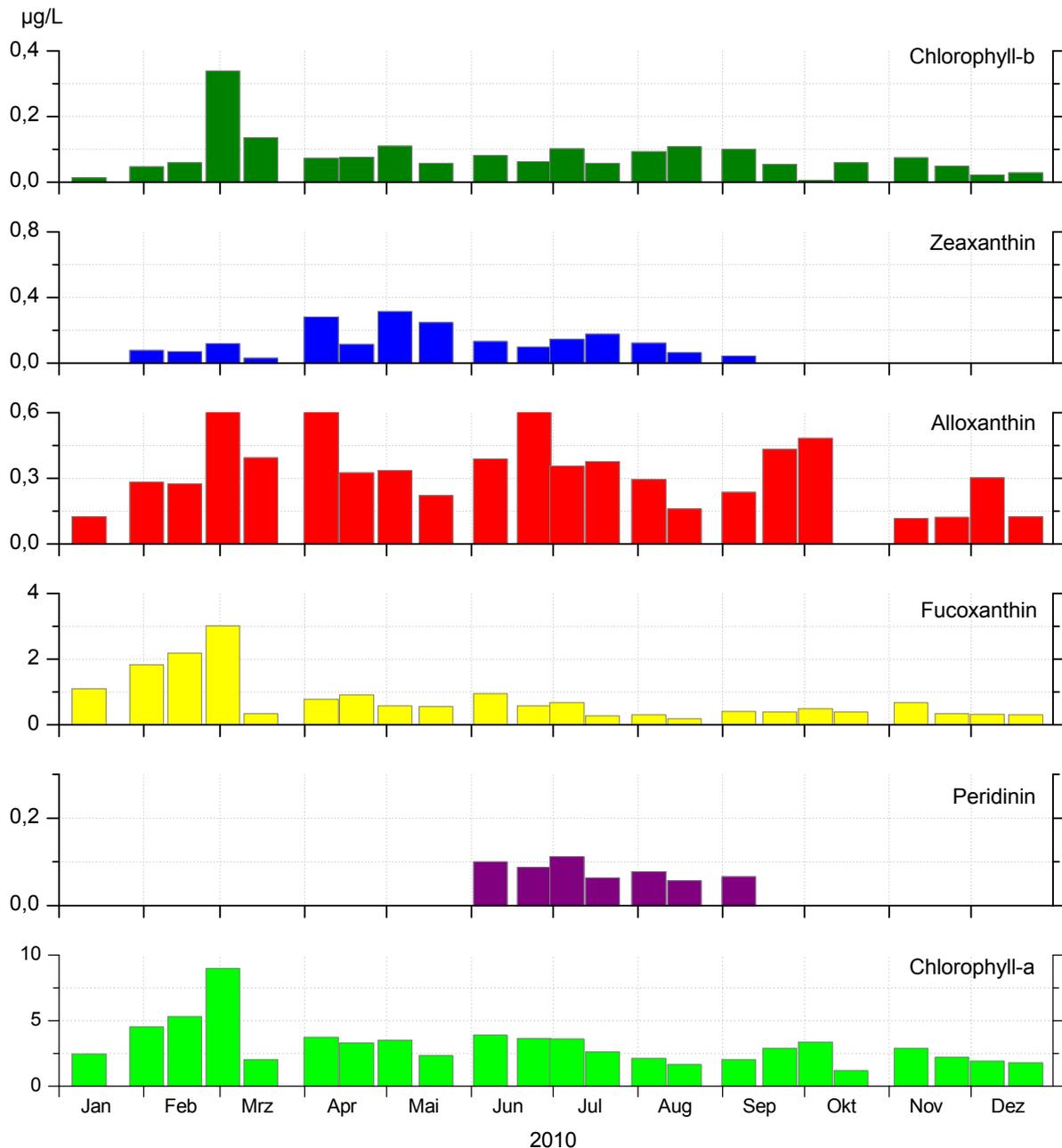


Abb. 47: Leitpigmente 2010 im Zellersee.

Auch im Zellersee dominieren ganzjährig Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Bacillariophyceen). Die Konzentrationen sind deutlich höher als im Obersee. Wie in der Bregenzer Bucht zeigt auch Chlorophyll-b im Zellersee ein Frühjahrsmaximum. Zeaxanthin (Cyanophyceen) wird bereits im Frühjahr gefunden. Anders als bei Alloxanthin und Fucoxanthin unterscheidet sich bei Zeaxanthin der Konzentrationsbereich in den Seeteilen nicht. Das Vorkommen von Peridinin im Zellersee ist auf den Sommer beschränkt, die Konzentrationen sind jedoch niedriger als im Obersee.

Zooplankton**Langzeitentwicklung Crustaceen**

In der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons zeigten sich keine wesentlichen Änderungen der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren sinkt der Jahresmittelwert leicht ab, die Mittelwerte der letzten Jahre lassen insgesamt aber eher eine Stagnation der Werte vermuten. Bei den Copepoden ist der Jahresmittelwert 2010 geringfügig niedriger als 2009. Die Mittelwerte von 2005 an lassen einen erneuten Anstieg der Copepoden vermuten. Insgesamt lässt sich sagen, dass die Dynamik der Jahresmittelwerte bei den Copepoden größer ist als bei den Cladoceren.

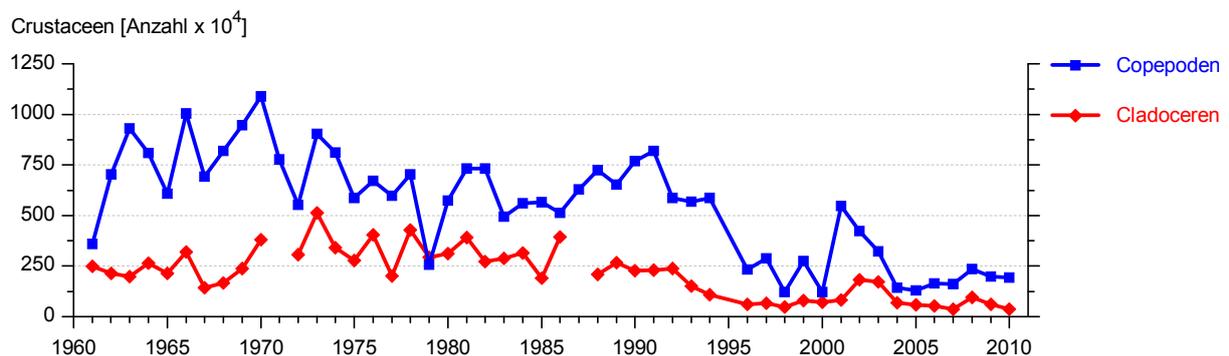


Abb. 48: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

Bei beiden Gruppen ist die saisonale Abundanzdynamik 2010 geringer als 2009. Es scheint sich ein Trend zu höheren Sommerzahlen und niedrigeren Winterzahlen zu entwickeln, was grundsätzlich der für einen oligotrophen See typischen Entwicklung entspricht.

Die Abundanzen von Copepoden und Cladoceren waren an der Station Fischbach-Uttwil am niedrigsten und an der Station Zellersee am höchsten. Auffällig an der Station Bregenzer Bucht waren die hohen Cladocerenabundanzen am Anfang und besonders am Ende des Jahres.

Die Individuendichten der Rädertiere lagen wieder um eine Zehnerpotenz höher als die der beiden Crustaceengruppen. Auch bei den Rädertieren sind die Abundanzen an der Station Zellersee am höchsten. Aber anders als bei den Crustaceen sind die Abundanzen an der Station Fischbach-Uttwil höher als die an der Station Bregenzer Bucht. Auffällig sind im Jahr 2010 die an allen drei Stationen beobachteten niedrigen Frühjahrsabundanzen.

Die Ergebnisse werden aus einer Mischprobe gezählt. Die einzelnen Netzzüge werden über bestimmte Tiefenbereiche (vgl. GB37) durchgeführt. Diese werden dann zu einer Mischprobe vereint, die den Tiefenbereich 0 – 100m abdeckt. Diese wird aus-

gezählt, die Zählergebnisse werden anschließend für die einzelnen Arten hochgerechnet. Ein Ergebnis von z.B. 500 Daphnien m^{-2} (0 – 100m) besagt, dass in der beprobten Wasserschicht 0 – 100m 500 Daphnien gefunden wurden. Da eine Mischprobe ausgezählt wurde, ist die tatsächliche vertikale Verteilung der Tiere unbekannt. Die Daphnien könnten z.B. alle in der Wasserschicht 20 – 30m gefangen worden sein. Das Ergebnis 500 Daphnien m^{-2} (0 – 100m) besagt also nur wie viele Tiere in der beprobten Wasserschicht gefangen wurden. Die tatsächliche vertikale Verteilung ist unbekannt.

Da die einzelnen Arten unterschiedliche und saisonal variierende Wassertiefen bevorzugen, ist die vertikale Verteilung für konkrete Aussagen über „grazing“-Effekte auf das Phytoplankton bzw. eventuelle Auswirkungen des Klimawandels auf das Zooplankton notwendig.

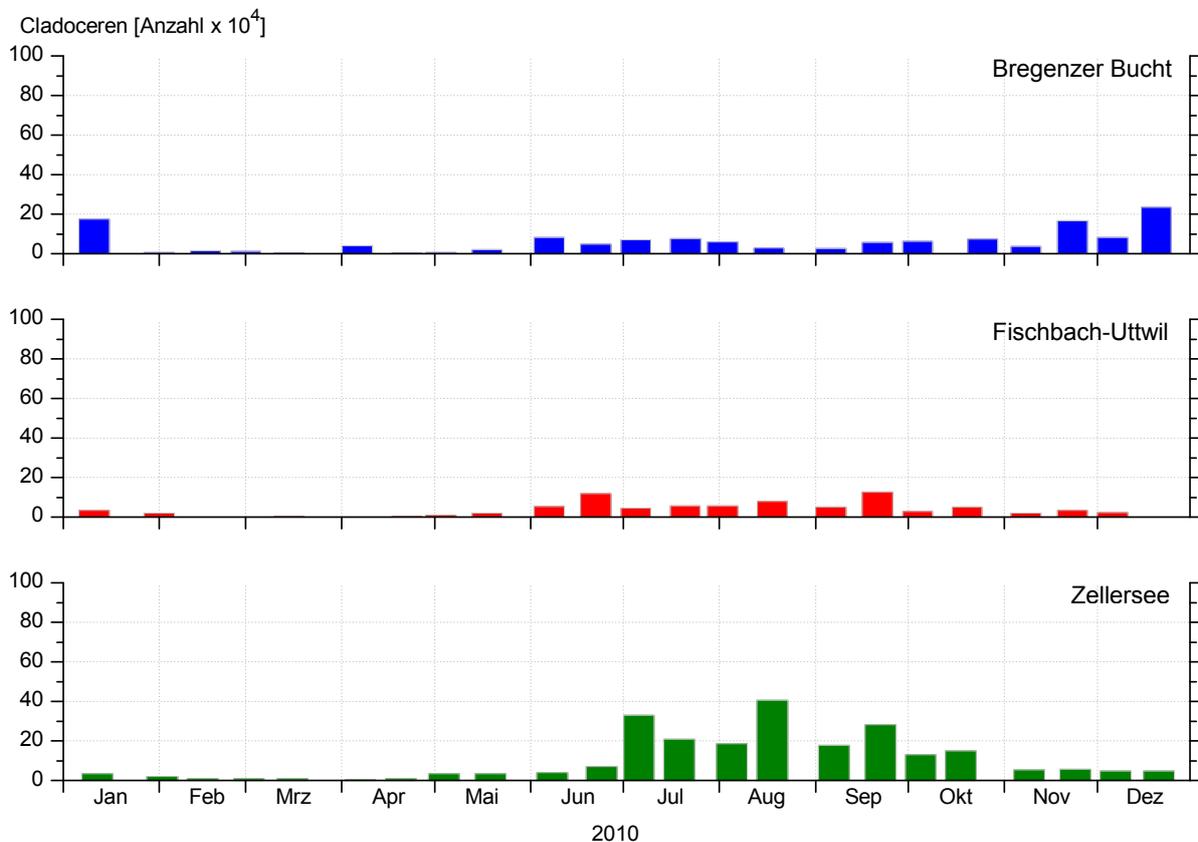


Abb. 49: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen.

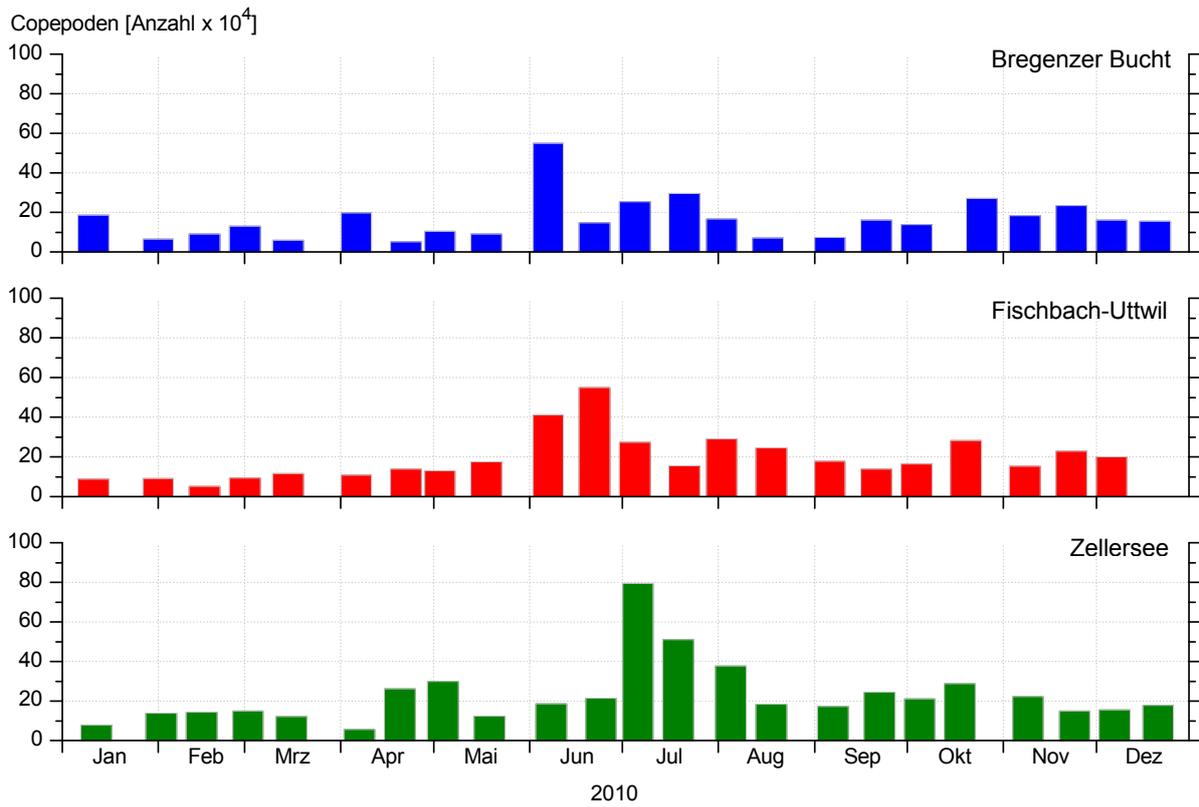


Abb. 50: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen.

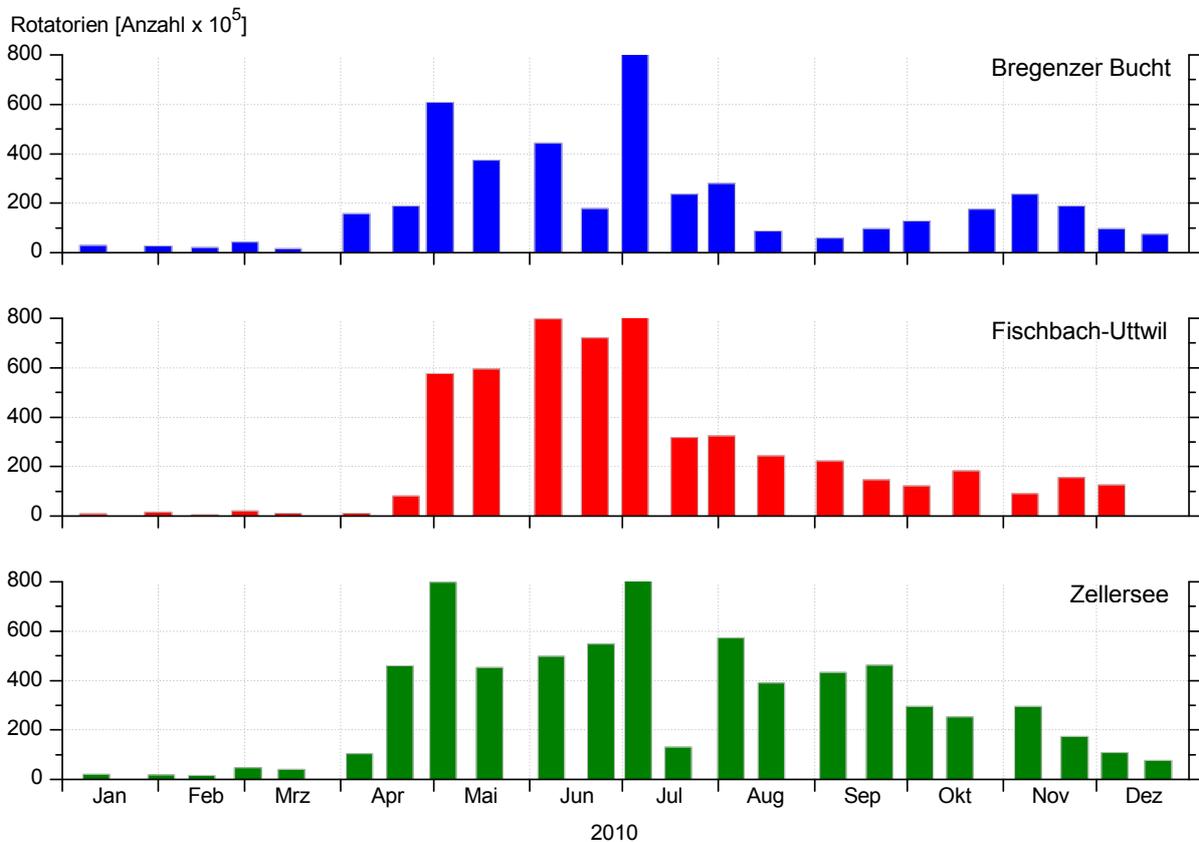


Abb. 51: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen.

Bakterien

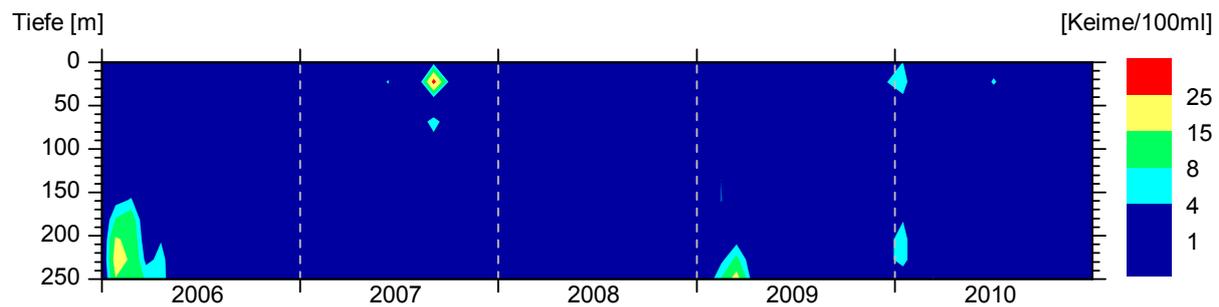


Abb. 52: Fäkalkeime (*E. coli*) in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

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.

Die Konzentrationen von *E. coli* zeigten auch 2010 wie in den Vorjahren sehr niedrige Werte. Insgesamt traten Belastungswerte mit positiven Befunden (= mindestens 1 EC/100 ml) gegenüber dem Vorjahr zwar etwas häufiger auf, jedoch blieben alle Proben unterhalb von 10 EC/100ml. 81 % der Proben waren unbelastet.

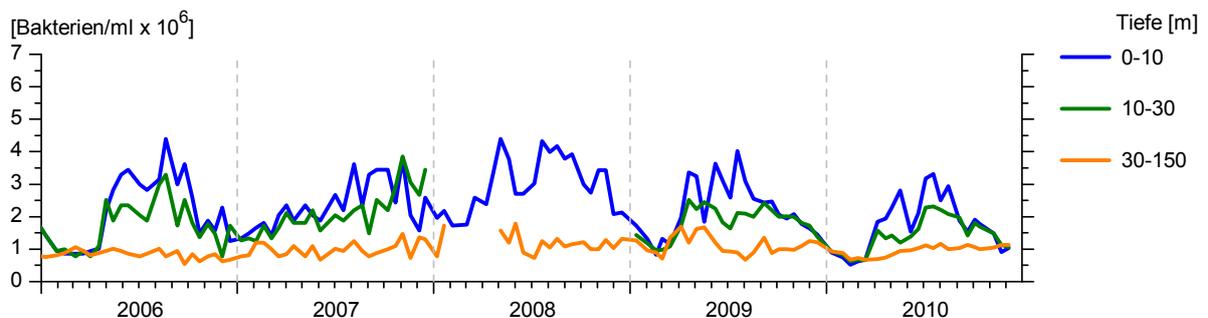


Abb. 53: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10 - 30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt.

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

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Gesamtbakterienzahlen zeigten 2010 ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Die regelmässig beobachteten Minima in den

Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten unter dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten erfolgte 2010 vergleichsweise spät. Im Juli erreichten die Bakteriendichten ihr Jahresmaximum und nahmen ab September wieder ab. Insgesamt setzte sich somit auch 2010 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort, wobei im Beobachtungsjahr erstmals die Werte sogar ganzjährig unter 4×10^6 Zellen/ml lagen.

Diese nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellte Entwicklung ist sicherlich eine Folge der Reoligotrophierung des Sees.

Fischfang-Erträge im Obersee

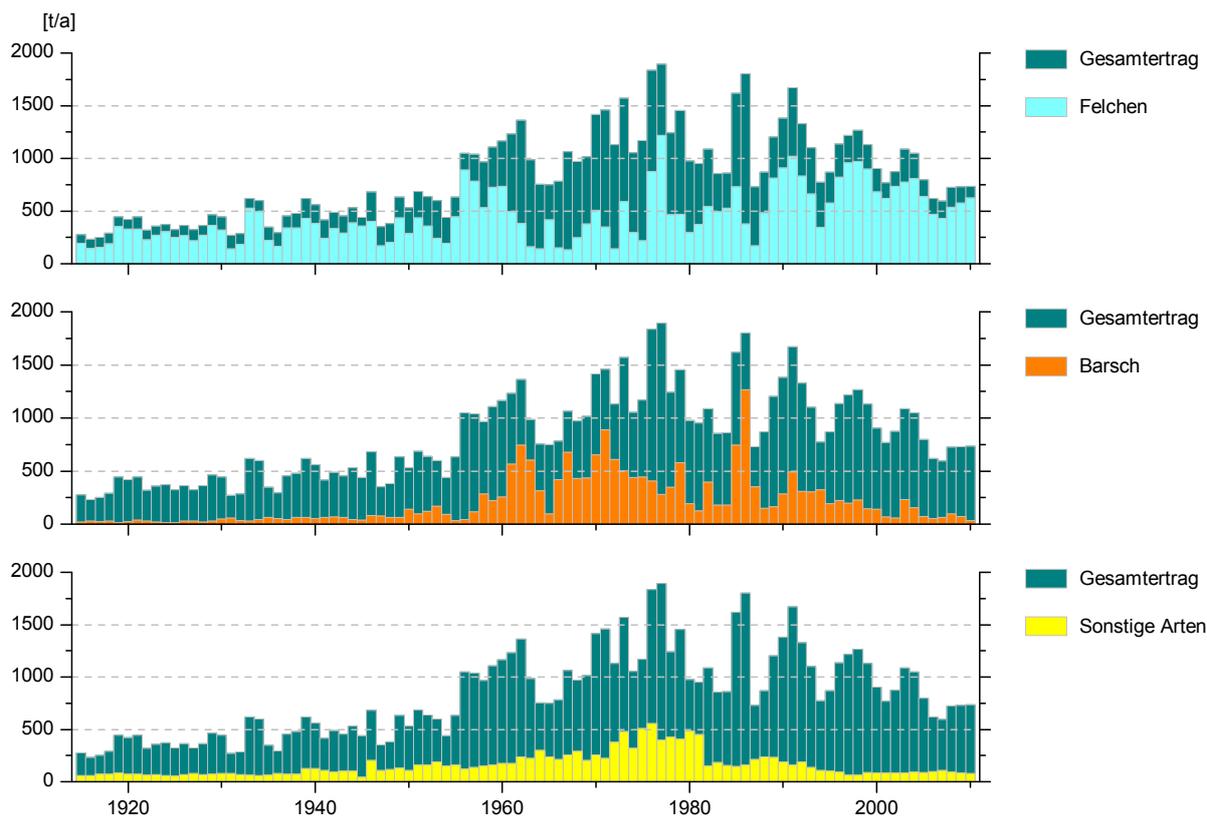


Abb. 54: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Menge und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische im Bodensee-Obersee änderten sich in den letzten 100 Jahren beträchtlich. Die Eutrophierung und Reoligotrophierung wirken sich auch auf die Fischerträge aus. Vom Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1950er Jahre stiegen die Erträge langsam an (Abb. 64), 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 zunahm. Seit Ende der 1970er-Jahre haben sich die Felchenfänge verbessert und stabilisiert. Die Barschfänge sind seither tendenziell zurückgegangen, stiegen aber Mitte der 1980er-Jahre noch einmal kurz an. Der Rückgang der Barschfänge geht mit einem Rückzug der Art aus dem Pelagial einher. Im reoligotrophierten Bodensee ernähren sich größere Barsche wieder vorwiegend von Fischen, meist der eigenen Art. Die Weißfischfänge sind schon spätestens seit Beginn der 1970er-Jahre stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt.

Der Gesamtfang 2010 der Berufsfischerei lag mit rund 733 t leicht über dem Ergebnis des Vorjahres. Der Anteil der Felchen lag bei 85 %. Der Barschertrag sank auf 34 t gegenüber dem Vorjahr, dies bedeutet nahezu eine Halbierung der Fänge. Bei den selteneren Arten fiel der Fanganteil der Seeforellen von 9,4 t auf 5 t, beim Saiblingsfang von 10,2 t auf 7,9 t.

Fischfang-Erträge im Untersee

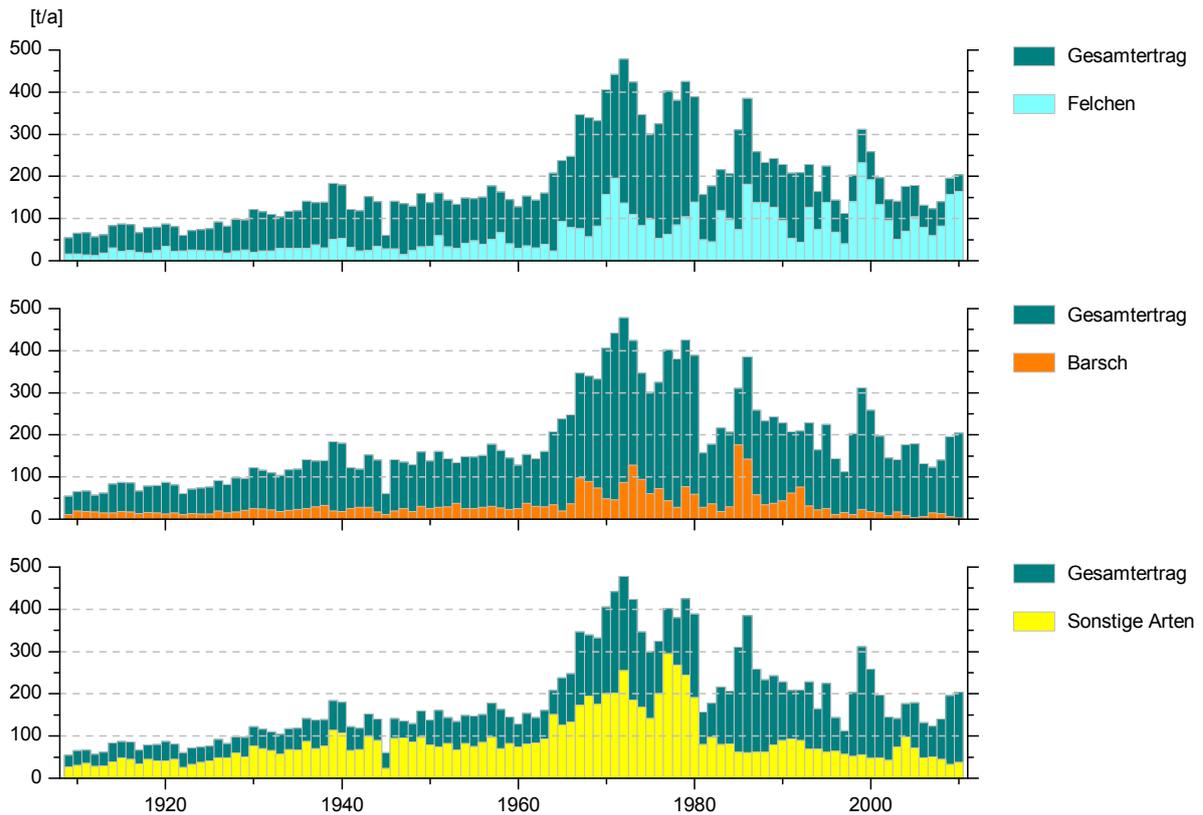


Abb. 55: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 65), 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 2010 erhöhte sich um 8,8 t auf 204,5 t. Die Ertragssteigerung ist hauptsächlich auf eine Fangzunahme bei den Felchen zurückzuführen. Der Felchenanteil am Gesamtfang beträgt rund 80%. Mit 2,8 t Barschen wurde weniger als die Hälfte des Vorjahresertrags angelandet. Hecht und Karpfen nahmen um 1,9 t bzw. 1,4 t zu.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2009/2010

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung

	2009	2010 ¹
Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees	1'602'800	1'625'300
Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	1'567'400 ²	1'586'900 ³
Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	35'400	39'400
davon: -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt ⁴	28'600	28'700
-Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt ⁴	6'800	10'700
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent	80.8	72.8
Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent)	97.8	97.6
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees	99.6	99.4
Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte)	2'880'000	2'920'000
Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie:		
- Kategorie III (> 40'000 EW)	33	33
- Kategorie II (1000–40'000 EW)	117	119
- Kategorie I (50–1000 EW)	67	67
Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen	217	219
davon mit: - Nitrifikation	158	179
- Denitrifikation	109	108
- Phosphorelimination	158	160
- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	14	14
Regen- und Mischwasser:		
- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)	81.0 ⁵	78.6 ⁵
- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	79.9	88.4
Ablauffrachten:		
- Jahresabwassermenge (in 1000 m ³)	261'673	281'525
- Gesamtphosphor (in t)	85.0	85.3
- CSB (in t)	6'660 ⁶	6'634 ⁷
- TOC (in t)	1'683	1'687
- N _{anorg.} (in t)	2'871	3'089

¹ Inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet

² Abwasser von ca. weiteren 93'800 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee Einzugsgebiets

³ Abwasser von ca. weiteren 94'100 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee Einzugsgebiets

⁴ Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

⁵ ohne Vorarlberg

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

⁷ 314 Tonnen TOC (St. Gallen) teilweise mit Faktor 4 in CSB umgerechnet

Ende des Berichtsjahres 2010 waren von den über **1.62 Millionen** Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1.58 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94'100 Einwohner** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2010 waren **39'400 Einwohner** nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2010 bei **97,6 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern war die Entsorgung 2010 bei rund **73 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2010 bei **99,4 %**. Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung (s. Abb. 1).

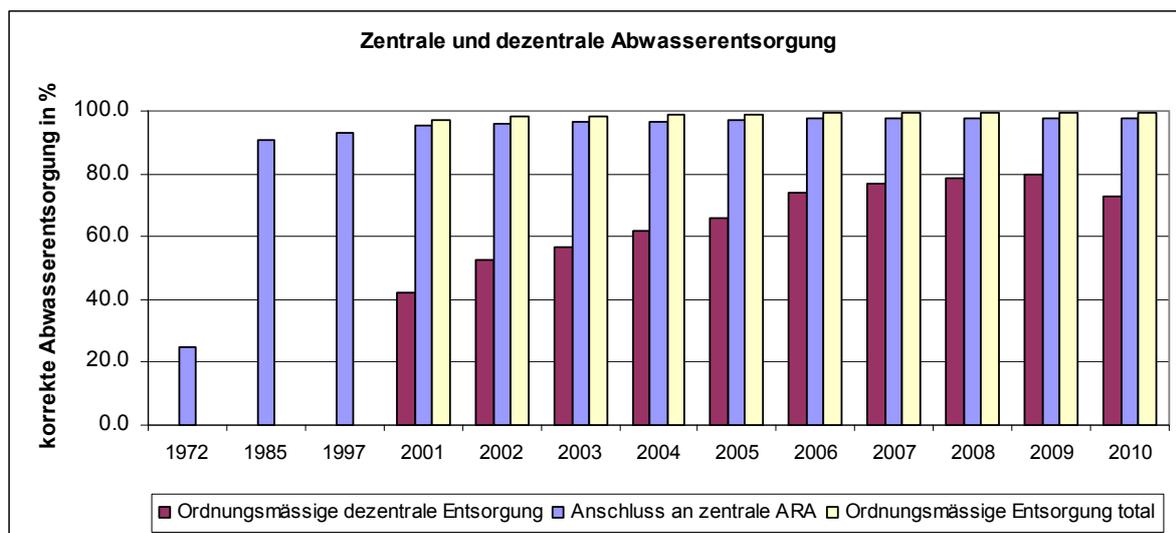


Abb. 1: Entwicklung der Abwasserreinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmässigen dezentralen Entsorgung hat abgenommen, weil in Baden-Württemberg und Bayern seit 2010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

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **219 Abwasserreinigungsanlagen** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2010 rund **282 Mio. m³**. **30,0 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,18 mg/l P_{gesamt}**. In weiteren **146 Anlagen** wurden **69,1 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,33 mg/l P_{gesamt}**).

Insgesamt wurden somit im Jahr 2010 **99,1 %** der im Bodensee-Einzugsgebiet anfallenden Abwassermenge in einer zentralen Abwasserreinigungsanlage einer Phosphorelimination unterzogen.

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2010.

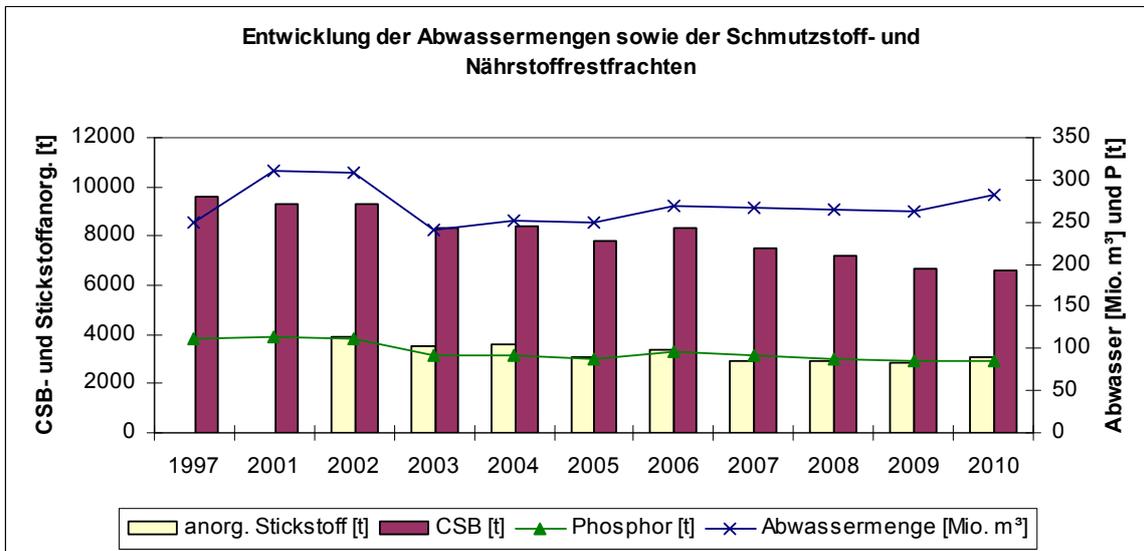


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

Abb. 3 zeigt, dass sich der Rückgang der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten von 2001 bis 2006 aufgrund der geringeren Abwassermengen ergab. Im Jahr 2010 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten verglichen mit denjenigen von 2007 bis 2009 ab und die Stickstofffrachten und die Abwassermengen leicht zu. Bei der diesjährigen Auswertung wurden auch die Abwasserreinigungsanlagen des Kantons Appenzell Ausserrhoden, die sich im Einzugsgebiet des Bodensees befinden, berücksichtigt.

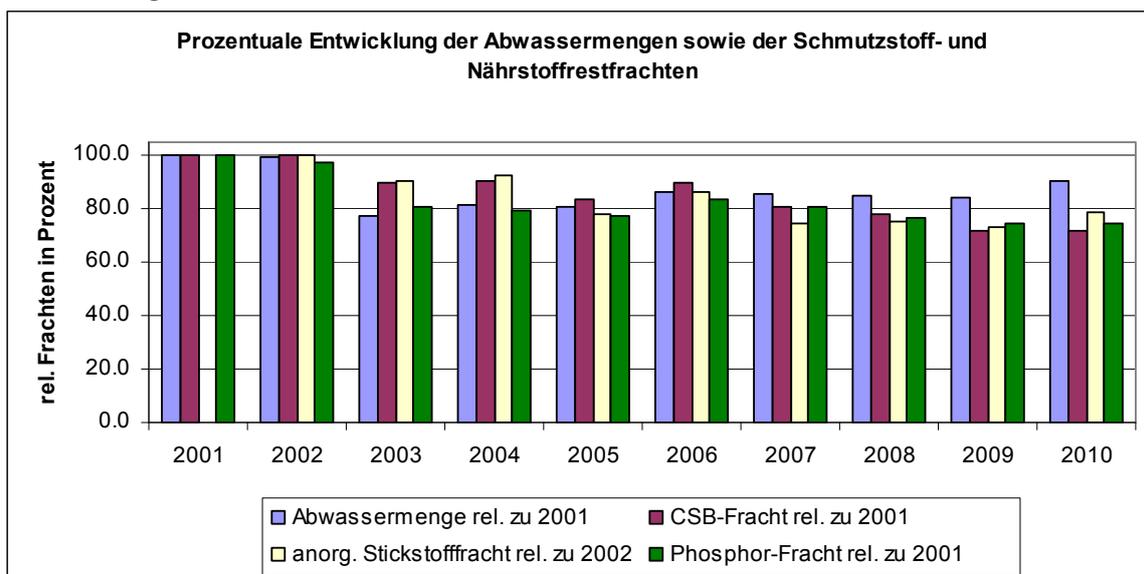


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Spezielle Fliessgewässeruntersuchungen und Übersichtskarten

Im Fachbereich Einzugsgebiet wurde noch einmal die Frage diskutiert, ob die Probenahmestrategie der Länder und Kantone bzgl. den Spurenstoffuntersuchungen angepasst werden müsste. Bei Fliessgewässeruntersuchungen können abfluss- bzw. zeitproportionale Tages- oder Wochensammelproben oder repräsentative Stichproben erhoben werden. Da sich die Probenahmestrategie häufig nach der Fragestellung richtet und in einzelnen Ländern, so z.B. in Österreich Vorgaben zur Probenahmen bestehen, soll auf eine Änderung der heutigen Probenahmestrategie bei den Ländern und Kantonen verzichtet werden.

Die „Liste der Untersuchungen zu Mikroverunreinigungen im Bodensee-Einzugsgebiet“ wurde gemäß dem Kommissionsbeschluss von der 55. KT ebenfalls wieder aktualisiert. Neben den im Jahr 2009 von der IGKB durchgeführten Spurenstoff-Zuflussuntersuchungen gab es in den Ländern und Kantonen in den Jahren 2009 und 2010 weitere Untersuchungen bei Abwasserreinigungsanlagen und bei Fliessgewässern. Diese bezogen sich vor allem auf Pestizide aber auch auf Arzneimittel, hormonaktive Stoffe und Polyfluorierte Tenside.

Die Kläranlagenübersichtskarte (Abb. 6) und die Karte mit den wichtigen „*Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees*“ (Gewässerbezeichnung, Stellenbezeichnung, Betreiber der Messstelle, Art der Beprobung bzw. Untersuchung sowie deren Häufigkeit) wurden aktualisiert (Abb. 7 und 8).

3. Ländliches Areal

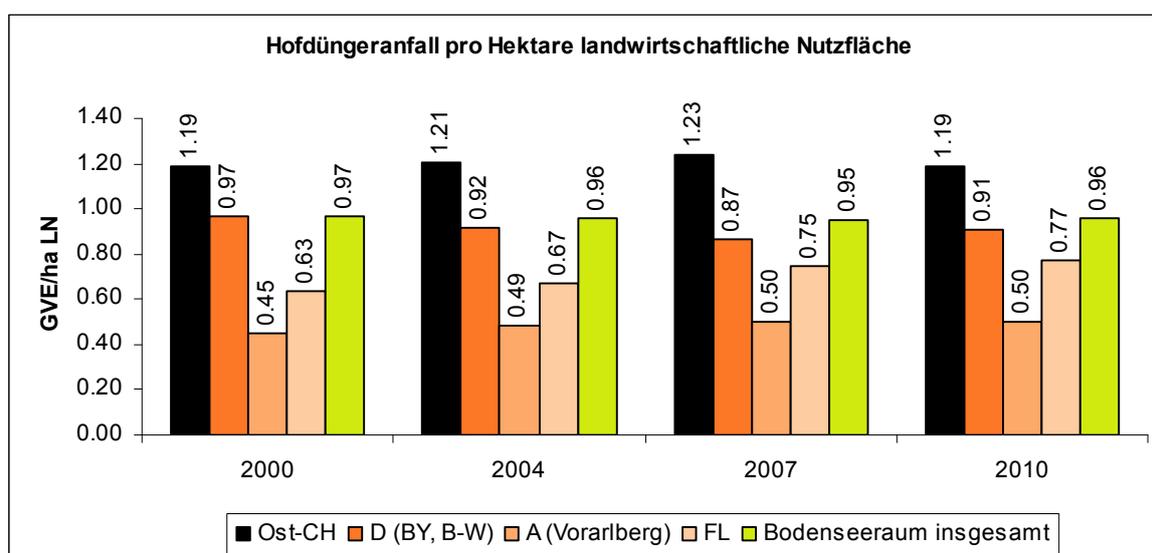


Abb. 4: Hofdüngeranfall ausgedrückt in Großvieheinheiten (GVE) bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN); das Gebiet entspricht den Arealen der Länder und Kantone auch außerhalb des Bodenseeeinzugsgebiets.

Abb. 4 zeigt, dass der Düngereinsatz pro landwirtschaftliche Nutzfläche in den Ländern und Kantonen der IGKB von 2000 bis 2010 insgesamt gleich geblieben ist (ca. 0.96 Großviehdüngereinheiten pro Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)).

Da seit einigen Jahren in allen Ländern und Kantonen der IGKB der Bau von Vergärungsanlagen gefördert wird, hat der Fachbereich bei seinen Mitgliedern eine Umfrage zum Stand der Vergärungsanlagen durchgeführt (siehe Tab. 1). Die Anlagengröße lässt sich nur bedingt vergleichen, da zum Teil Angaben zur Substratmenge pro Jahr oder zur Leistung KW_{el} angegeben wurden.

Land/Kanton	Gebaute Anlagen	Geplante Anlagen	Bemerkungen zum Gebiet
B-W	169	28	Bodenseekreis, LK Konstanz, LK Ravensburg, LK Sigmaringen
BY	13	0	LK Lindau
VR	29	5	Ganzes Land Vorarlberg
AR	1	0	Ganzes Kantonsgebiet
GR			Keine Angaben
SG	6	2	Ganzes Kantonsgebiet
TG	7	3	Ganzes Kantonsgebiet
FL	0	0	Ganzes Fürstentum

Tab. 1: Anzahl gebaute und geplante Vergärungsanlagen in den Ländern und Kantonen der IGKB (Stand März 2011). Es wurde nicht nur das Einzugsgebiet des Bodensees berücksichtigt.

Ausbaupotential für neue Vergärungsanlagen ist zurzeit vor allem noch in den Landkreisen von Baden-Württemberg vorhanden. Dies, weil hier relativ viel Mais für die Biogasgewinnung angebaut wird. Das Bayerische Bodenseeeinzugsgebiet eignet sich weniger für den Maisanbau. In Vorarlberg und der Schweiz wird kein Mais für die Biogasproduktion angebaut. In den Gebieten, in denen Mais für die Biogasproduktion angebaut wird, muss eher mit negativen Umweltauswirkungen gerechnet werden.

4. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den 16 seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhdlingen, Immenstaad, Friedrichshafen, E-riskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2010 **18.2** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr **einer geringen Abnahme um 0.4** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

Wie an der 56. Kommissionstagung beschlossen wurde, hat der FB Einzugsgebiet mit den Verantwortlichen der EAWAG für die NADUF-Probenstelle Diespoldsau Kontakt aufgenommen. Die Daten Diespoldsau können für das Jahr 2010 für die Auswertung der Phosphor-Oberseezuflussfrachten aber noch nicht berücksichtigt werden, da es sich immer noch um Analysen von jeweils zwei vereinten Wochensammelproben handelt. Durch die Adsorptionseffekte sind die Konzentrationen von $P_{\text{filtriert}}$ viel zu tief. Ab dem Jahr 2011 werden von der EAWAG nun neu einerseits Wochensammelproben und andererseits 12 Stichproben pro Jahr untersucht. Diese Resultate können dann mit den Resultaten des Landes Vorarlberg (Probenahmestelle Fußach) verglichen werden. Für die P-Frachtberechnungen des Rheins 2010 werden aus den genannten Gründen nur die Untersuchungsdaten der Probenahmestelle Fußach verwendet (27 Stichproben).

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 seit den Zuflussuntersuchungen 1995-1997 nicht erhöht haben. Dafür spricht auch der Wertepaarvergleich Abflussmenge zu Konzentration $P_{\text{filtriert}}$ an der Probenahmestelle Fußach (s. Abb. 5).

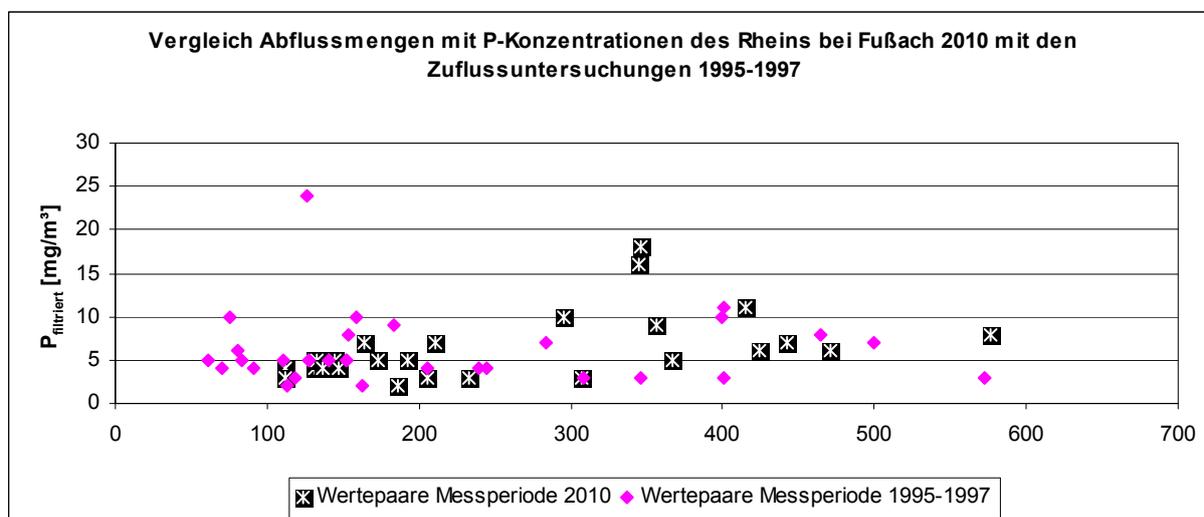


Abb. 5: Vergleich der Wertepaare $P_{\text{filtriert}}$ /Abflussmenge für das Jahr 2010 mit denjenigen der Zuflussuntersuchungen 1995 bis 1997. Die Wertepaare für 2010 liegen im Bereich der Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen. Daraus lässt sich schliessen, dass die P-Frachten im Jahr 2010 im Vergleich zu den Jahresfrachten in den Jahren 1995 bis 1997 nicht zugenommen haben.

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

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

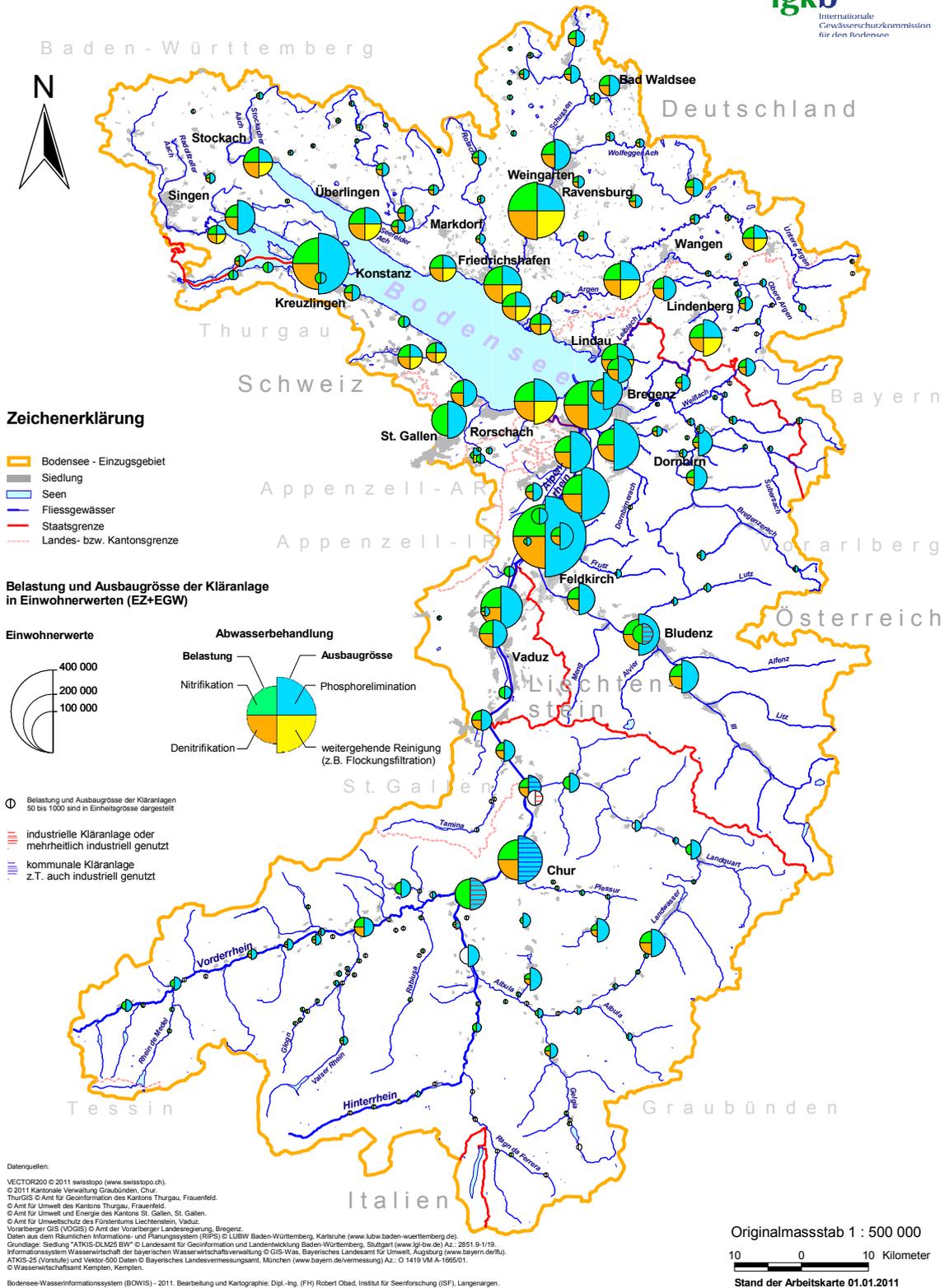


Abb. 6: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Fließgewässer-Mesststellenkarte im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Fließgewässer-Mesststellen im Einzugsgebiet des Bodensees



Abb. 7: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Mesststellen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Fließgewässer-Messtellenkarte im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Fließgewässer-Messtellen im Einzugsgebiet des Bodensees

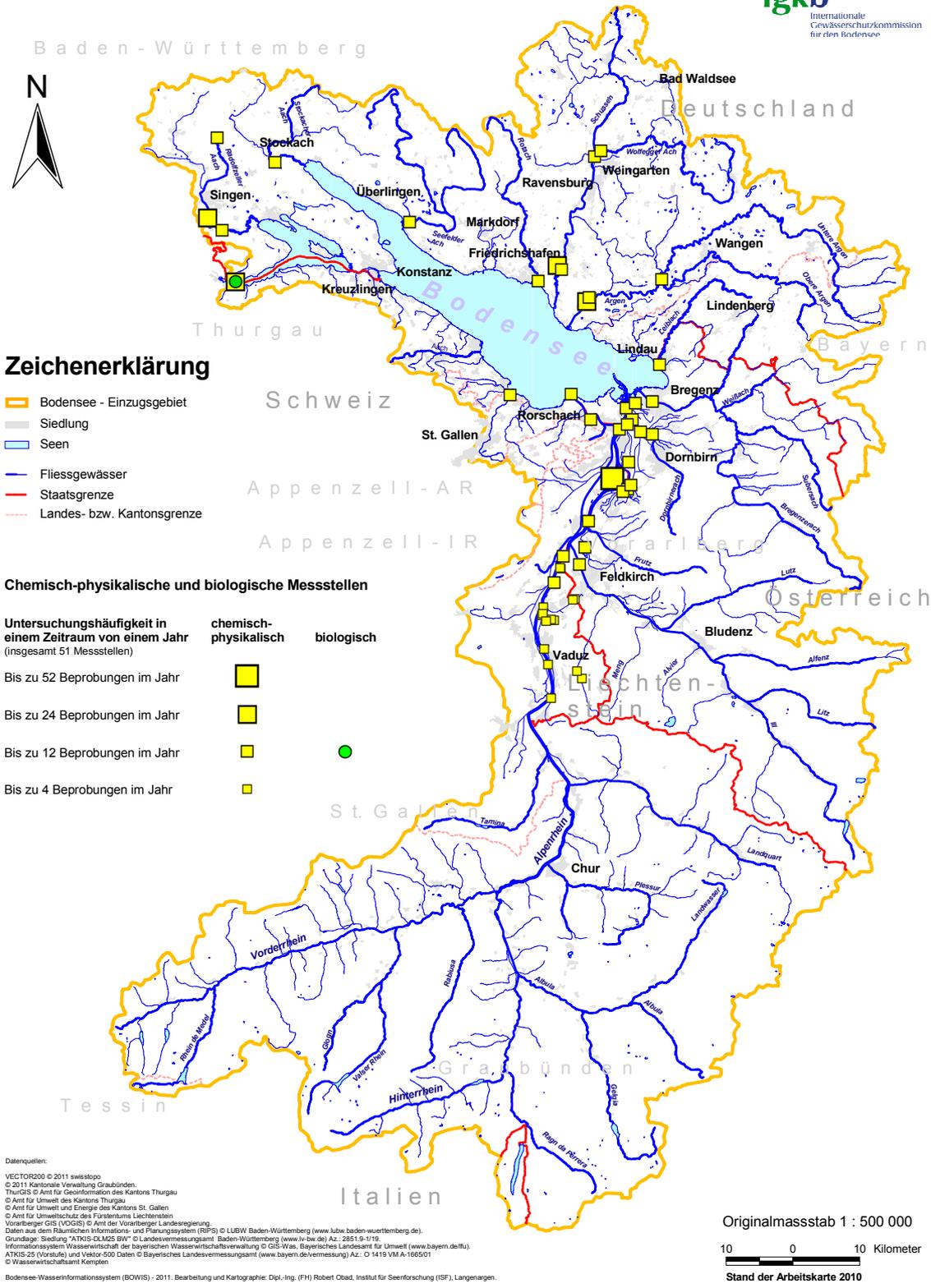


Abb. 8: Karte der Fließgewässer-Messtellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten in einem Zeitraum von einem Jahr.

AUSKÜNFTE

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung
an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen
und Naturschutz Baden-Württemberg
Argenweg 50/1
D-88085 Langenargen

Bayern: Bayerisches Landesamt für
Umwelt
Bürgermeister Ulrich Str. 160
D-86179 Augsburg

Wasserwirtschaftsamt Kempten
Rottachstr. 15
87439 Kempten

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

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

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

