# Bericht Nr. 37

igkb
Internationale
Gewässerschutzkommission
für den Bodensee

# Limnologischer Zustand des Bodensees

## A – Aktueller Teil

## B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2009

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2008/2009

**Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

**Titelbild:** Phytoplankton Dinobryon divergens (Länge der Einzelzelle mit Gehäuse 30-65 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 2010

**ISSN 1011-1271 • Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37 (2009)**

# Bericht Nr. 37

# Limnologischer Zustand des Bodensees

## A – Aktueller Teil

## B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2009

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2008/2009

## 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 unbebilderten Textteil sowie einen Anhang mit Graphiken und Tabellen charakterisiert.

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

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

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

Die Ergebnisse von Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Zellersee, Rheinsee und Gnadensee werden möglichst auf einer Seite als farbige Isoplethen oder Diagramme mit knappen, erläuternden Bildunterschriften dargestellt. Da die Anzahl der Datensätze von Messjahr zu Messjahr – aufgrund unterschiedlicher Messreihen und 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.-Inf. (FH) Günther Kuhn, Langenargen

Dr. Herbert Löffler, Langenargen

Dr. Beat Müller, Kastanienbaum

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

Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen

Dr. Petra Teiber-Sießegger, Wasserburg a. B.

Dr. Hans-Bernd Stich, Langenargen

Dr. Thomas Wolf, Langenargen

## Inhaltsverzeichnis


**A – AKTUELLER TEIL** **9**

Chlorid: Abschätzung der Einträge, Eintragswege und –ursachen 10

Flammschutzmittel in Bodenseeorganismen 13

PFT-Untersuchungen im Bodensee und seinen Zuflüssen 19

Renaturierungspotenziale am Bodenseeufer 23

**B – JAHRESBERICHT** **29**

Einleitung 30

Zustandsbeschreibung 31

Bodensee-Obersee 31

Bodensee-Untersee 38

Fazit und Handlungsbedarf 40

**Untersuchungsprogramm Freiwasser 2009** **42**

Meteorologie 44

Windverteilung 45

Hydrologie 46

Wärmeinhalt 47

Wassertemperatur 48

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat 50

Sauerstoff 51

Orthophosphat 53

Nitrat 54

Ammonium 55

Silikat 56

Chlorid 57

Mangan 58

Eisen 59

Phytoplankton-Bilder 60

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) 62

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee) 63

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee) 64

Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Gruppen in 0-20m 66

Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m 67

Bodensee-Untersee (Zellersee) Gruppen in 0-20m 68

Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m 69

Bodensee-Untersee (Gnadensee) Gruppen in 0-20m 70
Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht) Hauptarten in 0-20m 71
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m 72
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m 73
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m 74
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Hauptarten in 0-20m 75
Zooplankton-Bilder 76
Pigmente 77
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a 77
Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen 78
Leitpigmente 81
Zooplankton 82
Langzeitentwicklung Crustaceen 82
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons 84
Bakterien 85
Fischfang-Erträge im Obersee 86
Fischfang-Erträge im Untersee 87

**Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2008/2009 88**
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet 89
1. Abwasserbeseitigung 89
2. Fliessgewässer 92
3. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee 92
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet 98
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 99

**AUSKÜNFTE 100**

# Abbildungsverzeichnis

## A – AKTUELLER TEIL


ABB. 1: ENTWICKLUNG DER CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE, IM ALPENRHEIN UND IM RESTLICHEN EINZUGSGEBIET. LETZTERES UMFASST DIE BREGENZERACH, ARGEN, SCHUSSEN, ROTACH, SEEFELDER AACH UND DIE STOCKACHER AACH. 10

ABB. 2: QUELLEN FÜR DEN EINTRAG VON CHLORID IN DEN BODENSEE. 11

ABB. 3: PROBENAHMEPUNKTE 1: SCHUSSENMÜNDUNG, 2: ARGENMÜNDUNG, 3: STEINACHER BUCHT, 4: BREGENZER BUCHT, 5: UNTERSEE, 6: SEEFELDER AACH UND 7: SEEMITTE FISCHBACH-UTTWIL. 14

ABB. 4 (A) $PBDE_{10}$- UND 4 (B): $PCB_6$ KONZENTRATIONEN IN SEDIMENTEN 15

ABB. 5: $PCB_6$-KONZENTRATIONEN IN FISCHEN AUS VERSCHIEDENEN BODENSEEREGIONEN. 16

ABB. 6: ANZAHL DER UFERABSCHNITTE IN DEN EINZELNEN BEWERTUNGSSTUFEN; LINKE SÄULE: AKTUELLE BEWERTUNG, RECHTE SÄULE: RENATURIERUNGSPOTENZIAL. 25

ABB. 7: VERBESSERUNG DER BEWERTUNGSSTUFEN DURCH RENATURIERUNG (PROZENTUALER ANTEIL DER UFERABSCHNITTE). 26

ABB. 8: VERBESSERUNG DER GESAMTBEWERTUNG DURCH RENATURIERUNG (PROZENTUALER ANTEIL DER UFERABSCHNITTE); LINKE SÄULE: AKTUELLE BEWERTUNG, RECHTE SÄULE: RENATURIERUNGSPOTENZIAL. 27

## B – JAHRESBERICHT

### Untersuchungsprogramm Freiwasser 2009


ABB. 1: LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DES PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATION IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 33

ABB. 2: PLANKTONENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 35

ABB. 3: ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE. 43

ABB. 4: METEOROLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE GRÖßEN. 44

ABB. 5: HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DAS JAHR 2009 (UNTERE ABBILDUNG) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (OBERE ABBILDUNG). 45

ABB. 6: LANGZEITLICHE TEMPERATURENTWICKLUNG FÜR OBERSEE, ZELLERSEE UND RHEINSEE. 46

ABB. 7: WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M). 47

ABB. 8: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 48

ABB. 9: WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IM JAHR 2009 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SO WIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 49

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.. 50

ABB. 11: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 51

ABB. 12: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 52

ABB. 13: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 53

ABB. 14: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 54

ABB. 15: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 55

ABB. 16: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE. 56

ABB. 17: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE. 57

ABB. 18: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 58

ABB. 19: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE. 59

ABB. 20: WORONICHINIA NAEGELIANA (LÄNGE 5-7 µM, BREITE 2,5-3,5 µM). 60

ABB. 21: DINOBRYON DIVERGENS (LÄNGE DER EINZELZELLE 30-65 µM). 60

ABB. 22: CYCLOTELLA CYCLOPUNCTA (ZELLEN Ø 4-14 µM). 60

ABB. 23: STEPHANODISCUS NEOASTRAEA (ZELLEN Ø 18-52 µM). 60

ABB. 24: STEPHANODISCUS ALPINUS (ZELLEN Ø 10-32 µM). 60

ABB. 25: STEPHANODISCUS PARVUS (ZELLEN Ø 5-11 µM). 60

ABB. 26: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 µM). 61

ABB. 27: RHODOMONAS MINUTA (LÄNGE 8-9 µM BREITE 5-6 µM). 61

ABB. 28: RHODOMONAS LENS (LÄNGE 12-17 µM BREITE 9-11 µM). 61

ABB. 29: CRYPTOMONAS EROSA (LÄNGE 20-80 µM BREITE 6-20 µM). 61

ABB. 30: GYMNODINIUM HELVETICUM (LÄNGE 42-57 µM BREITE 23-30 µM). 61

ABB. 31: CHLORELLA MINUTISSIMA (ZELLEN Ø 1-2,5 µM). 61

ABB. 32: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2009). 62

ABB. 33: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2009). 63

ABB. 34: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2009). 64

ABB. 35: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2009 (BREGENZER BUCHT). 66

ABB. 36: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2009 (FISCHBACH-UTTWIL). 67

ABB. 37: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2009 (ZELLERSEE). 68

ABB. 38: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2009 (RHEINSEE). 69

ABB. 39: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2009 (GNADENSEE). 70

ABB. 40: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (BREGENZER BUCHT). 71

ABB. 41: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL). 72

ABB. 42: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE). 73

ABB. 43: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE). 74

ABB. 44: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (GNADENSEE). 75

ABB. 45: ZOOPLANKTONPROBENAHME SCHLIEßNETZ (GRÖßE CA. 1 M) 76

ABB. 46: EUDIAPTOMUS GRACILOIDES (LÄNGE CA. 2,1 MM). 76

ABB. 47: BOSMINA COREGONI (LÄNGE CA. 0,4 MM). 76

ABB. 48: DAPHNIA GALEATA (LÄNGE CA. 1,8 MM). 76

ABB. 49: EUDIAPTOMUS GRACILIS (LÄNGE CA. 2,0 MM). 76

ABB. 50: MESOCYCLOPS LEUCKARTI (LÄNGE CA. 1,7 MM). 76

ABB. 51: CERIODAPHNIA PULCHELLA (LÄNGE CA. 0,7 MM). 76

ABB. 52: DISCOVERY V12-MIKROSKOP 76

ABB. 53: DISCOVERY V12-MIKROSKOP MIT BILDANZEIGE 76

ABB. 54: MIKROSKOPISCHE ZOOPLANKTONZÄHLUNG 76

ABB. 55: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG. 77

ABB. 56: CHLOROPHYLL-A, KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN. 78

ABB. 57: LEITPIGMENTE 2009 IN DER BREGENZER BUCHT. 79

ABB. 58: LEITPIGMENTE 2009 IN FISCHBACH-UTTWIL (SEEMITTE). 80

ABB. 59: LEITPIGMENTE 2009 IM ZELLERSEE. 81

ABB. 60: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M (FISCHBACH-UTTWIL). 82

ABB. 61: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN. 83

ABB. 62: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN. 83

ABB. 63: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN. 84

ABB. 64: FÄKALKEIME (E. COLI) IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL). 85

ABB. 65: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL). 85

ABB. 66: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG). 86

ABB. 67: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG). 87

**Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2008/2009**

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSEREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORD NUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERENTSORGUNG. 90

ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFRESTFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 91

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. 91

ABB. 4: VERGLEICH DER JAHRESSUMMEN-FRACHTEN PGEL [T/A] VON RHEIN, BREGENZERACH, ARGEN, SCHUSSEN, ROTACH, SEEFELDER AACH UND STOCKACHER AACH MIT DEN JAHRESSUMMEN-FRACHTEN VON RHEIN, BREGENZERACH, ARGEN UND SCHUSSEN. 93

ABB. 5: FRACHTANTEIL $P_{GEL}$ [IN %] VON RHEIN, BREGENZERACH, ARGEN UND SCHUSSEN AN DER GESAMTFRACHT VON RHEIN, BREGENZERACH, ARGEN, SCHUSSEN, ROTACH, SEEFELDER AACH UND STOCKACHER AACH. 94

ABB. 6: VERGLEICH DER WERTEPAARE $P_{FILTRIERT}$/ABFLUSSMENGE FÜR DAS JAHR 2009 MIT DENJENIGEN DER ZUFLUSSUNTERSUCHUNGEN 1995 BIS 1997. 97

ABB. 7: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 98

ABB. 8: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES. 99

# A – Aktueller Teil

## Chlorid: Abschätzung der Einträge, Eintragswege und –ursachen

Die Konzentration von Chlorid im Bodensee hat in den letzten 40 Jahren stetig zugenommen und liegt heute zweieinhalbmal höher als in den sechziger Jahren (Abb. 1). Nun ist Chlorid zwar weder toxisch noch sind die Konzentrationen hoch genug um die Zusammensetzung und das Wechselspiel der Organismen im See merklich zu verändern. Da es sich aber um zehntausende von Tonnen handelt, die zusätzlich – das heißt von der Zivilisation im Einzugsgebiet verursacht – in den See gelangen, ist es von Interesse, die maßgeblichen Quellen, die Entwicklung der Zunahme und den zeitlichen Verlauf der Einträge zu kennen. Mit diesem Ziel ist eine Bilanz für das Chlorid über das gesamt Einzugsgebiet des Bodensees erarbeitet worden.

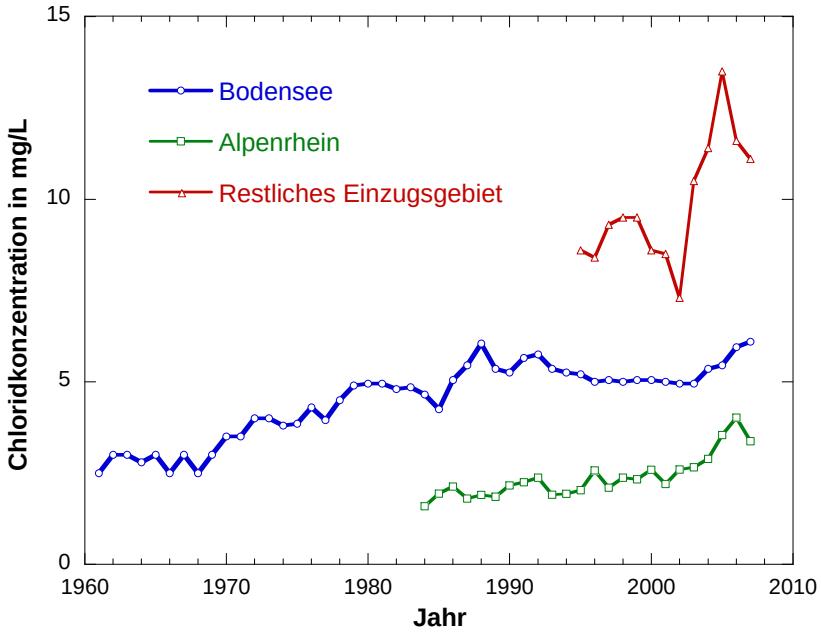



Abb. 1: Entwicklung der Chloridkonzentrationen im Bodensee, im Alpenrhein und im restlichen Einzugsgebiet. Letzteres umfasst die Bregenzerach, Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach und die Stockacher Aach.

Chlorid in Oberflächengewässern ist, mit Ausnahme der natürlichen Erosion von Gesteinen und dem atmosphärischen Transport von Meersalz-Aerosolen, fast ausschließlich anthropogenen Ursprungs. Der Verbrauch von Salz steigt mit zunehmender Strassen- und, Bevölkerungsdichte und Intensivierung der Landwirtschaft. Ein kleiner Anteil zur Fracht trägt auch die Rauchgaswäsche von Kehrichtverbrennungsanlagen bei. Die diffusen Quellen – Straßensalzung und Landwirtschaft - sind am schwierigsten zu erfassen und zu quantifizieren vor allem weil keine zentrale Statistik diese Mengen erfasst und das weitere Schicksal von Chlorid im Boden und Grundwasser nicht ganz klar ist.

Unsere Zusammenstellung der Immissionen im Einzugsgebiet, spezifisch für das Jahr 2006, ergibt einen Gesamtaustrag von 101 844 Tonnen Chlorid. Davon macht das Straßensalz 50,2% aus, Abwasser von Haushalten und Industrie 23,8%, Gülle

aus Rinder- und Schweinehaltung 11,2%. Die natürliche Erosion trägt 9% und die Niederschläge 2,7% bei. 2,8% stammt aus dem Waschwasser der Kehrichtverbrennung in der Schweiz. In Abbildung 2 sind die Chloridfrachten in Tonnen pro Jahr dargestellt, aufgeschlüsselt für das Einzugsgebiet des Alpenrheins (grün) und das restliche Einzugsgebiet (rot). Der Alpenrhein bringt etwa einen Drittel der gesamten Chloridfracht in den See, das Resteinzugsgebiet zwei Drittel.

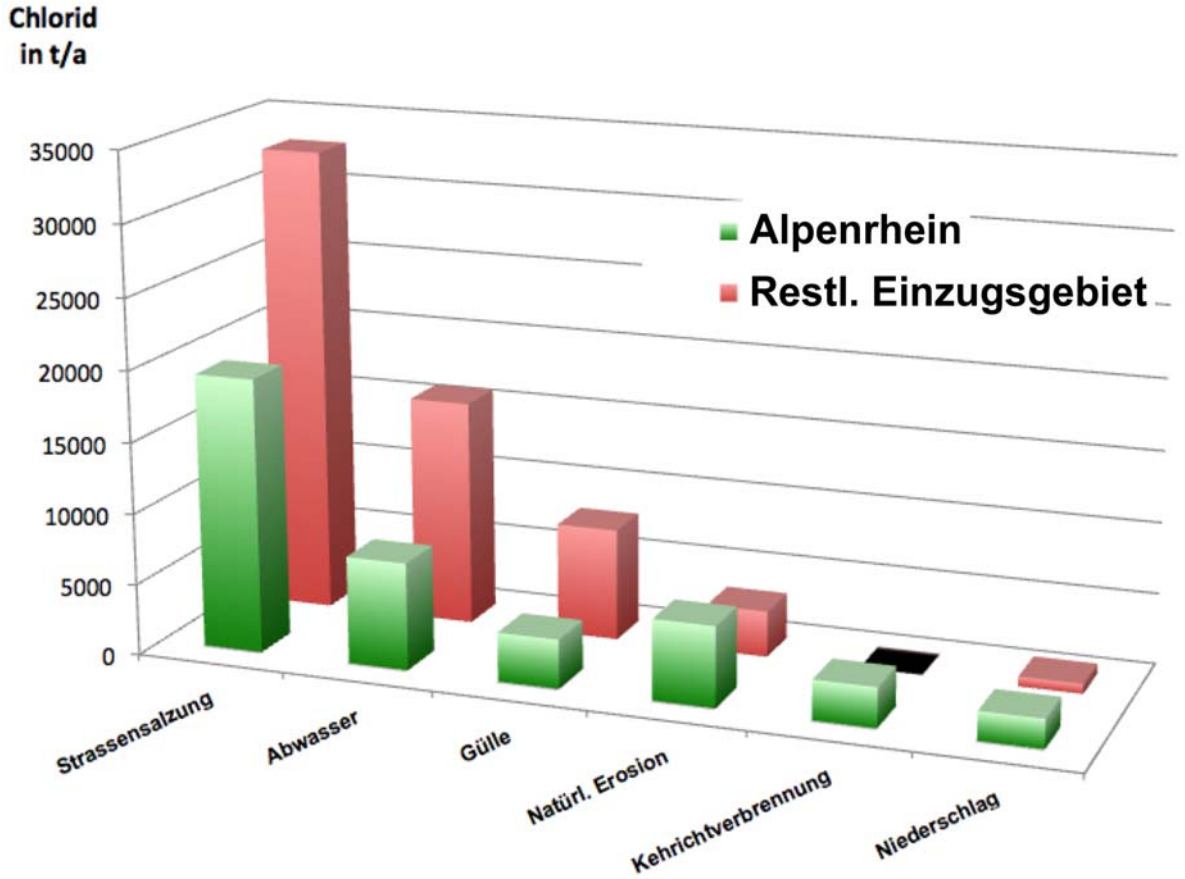



Abb. 2: Quellen für den Eintrag von Chlorid in den Bodensee.

Aufschlussreich ist es nun zu vergleichen, welchen Teil dieser im Einzugsgebiet „freigesetzten“ Mengen an Chlorid im Wasser wieder gefunden werden. Dazu können die hervorragenden Datensätze aus der chemisch-analytischen Überwachung des Sees und seiner Zuflüsse herangezogen werden, die seit 1961 (Bodensee), 1984 (Alpenrhein), 1989 (Bregenzerach) bzw. 1995 (nördliche Zuflüsse) erhoben werden. Hier zeigt sich, dass im Durchschnitt der letzten 12 Jahre nur etwa 60% des im Einzugsgebiet freigesetzten Chlorids in den Zuflüssen auftaucht. Das heißt, dass ein wesentlicher Teil des Chlorids in der Größenordnung von 40 000 Tonnen pro Jahr in Boden und Grundwasser des Einzugsgebiets zurückbleibt. Eine detaillierte Datenanalyse zeigt außerdem, dass die Übereinstimmung der Frachten der vielen Zuflussmessungen aus allen drei Ländern mit den Frachten, die aus Konzentrationsmessungen im See und Abflussdaten vom Rhein bei Neuhausen berechnet werden, sehr gut ist. Dies ist ein direkter Beweis für die ausgezeichnete Qualität der in-

stallierten Monitoringprogramme der verschiedenen Länder und für die Zuverlässigkeit der Daten.

Der Löwenanteil des Chlorids im Bodensee rührt also vom Straßensalz. Sein Verbrauch hat nicht nur mit der Zunahme von Straßen-Kilometern zugenommen, sondern auch mit den steigenden Ansprüchen an die Wintersicherheit. Es ist dabei erstaunlich, wie gut die ausgebrachten Mengen mit der mittleren Wintertemperatur korrelieren. So braucht beispielsweise der Landkreis Ravensburg 1 600 Tonnen mehr Straßensalz (als NaCl berechnet), wenn ein Winter um ein Grad kälter ist.

*Fazit:*

*Ohne das Chlorid der Straßensalzung betrüge die Konzentration im See heute etwa 4,2 mg/L. Das heißt, dass die Chloridkonzentration in den letzten 50 Jahren auch ohne zunehmende Straßensicherheit im Winter von 2,5 mg/L auf 4,2 mg/L zugenommen hätte, nicht jedoch auf die gegenwärtigen 6,1 mg/L. Das Straßensalz ist also verantwortlich für 45 % der Zunahme von Chlorid im See. Die restlichen 55 % der Zunahme müssen von Haushalten und Landwirtschaft verursacht sein. Aus Sicht des Gewässerschutzes sind derzeit keine Maßnahmen zur Chloridreduktion im Bodensee notwendig.*

## Flammschutzmittel in Bodenseeorganismen

Das Vorkommen von organischen Mikroverunreinigungen im Bodensee ist durch verschiedenste Studien belegt. Vor allem persistente lipophile organische Verbindungen, werden in Sedimenten abgelagert und können sich in Fischen und Muscheln anreichern. Als typischer Vertreter dieser persistenten Mikroverunreinigungen sind die polychlorierten Biphenyle (PCB) zu nennen, die wegen ihrer ubiquitären (allgegenwärtigen) Verteilung, ihrer Bioakkumulation und nicht zuletzt wegen verschiedener toxikologischer Aspekte seit Ende der 1970 er Jahre weitgehend verboten sind. Aufgrund ihrer Persistenz sind sie aber nach wie vor in der Umwelt nachweisbar.

Polybromierte Diphenylether (PBDE) sind den PCB strukturell und auch hinsichtlich ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften sehr ähnlich. Sie werden seit den 1970er Jahren als Flammschutzmittel in Kunststoffen und Textilien eingesetzt. Ähnlich wie bei den PCB konnten für diese Substanzklasse in den letzten Jahrzehnten ansteigende Umweltkonzentrationen festgestellt werden. Für die kommerziellen Mischungen bestehen nach einer Richtlinie der Europäischen Union zur Beschränkung der Verwendung gefährlicher Stoffe (RoHS 2002/95/EC) seit 2002 und 2004 (EU-Beschränkungsrichtlinie 76/769/EWG; 2003/11/EC) Verbote. Das vollbromierte DecaBDE wurde befristet bis Juni 2008 von der Verbotsverordnung ausgenommen, das Verbot nach RoHS gilt für diesen Stoff aber seit Juli 2008 wieder. Die polybromierten Diphenylether wurden auch in die Liste der prioritär gefährlichen Substanzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen. Infolge der legislativen Maßnahmen scheint ab 2000 ein absinkender Trend bei den PBDE-Konzentrationen in Muttermilchuntersuchungen aufzutreten.

Ergebnisse aus 2004/05 vorgenommenen Untersuchungen zum Vorkommen organischer Mikroverunreinigungen in Bodenseesedimenten zeigten, dass – bei einem insgesamt niedrigen Belastungsniveau – bei den polybromierten Diphenylethern jedoch ein Trend zu ansteigenden Konzentrationen in jüngeren Sedimentschichten zu beobachten war.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die PBDE und zur Vergleichbarkeit die PCB als „klassische“ Mikroverunreinigungen in Fischen, Muscheln und Sedimenten des Bodensees bestimmt. Für die Untersuchungen wurden als bodenlebende Fischart Brachsen (*Abramis brama*) und als eine ihrer Nahrungsgrundlagen die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) ausgewählt.

Bei der Auswahl der Probenahmepunkte wurden Gebiete im Mündungsbereich der baden-württembergischen Bodenseezuflüsse Schussen und Argen, Bereiche in der Bregenzer Bucht, auf der schweizerischen Seite die Steinacher Bucht und der Untersee bei Hornstaad ausgewählt. Zusätzlich erfolgten Probennahmen im Mündungsbereich der Seefelder Aach und an der tiefsten Stelle des Bodensee-Obersees. Die Positionen der sieben Probenahmebereiche sind in Abbildung 3 dargestellt.

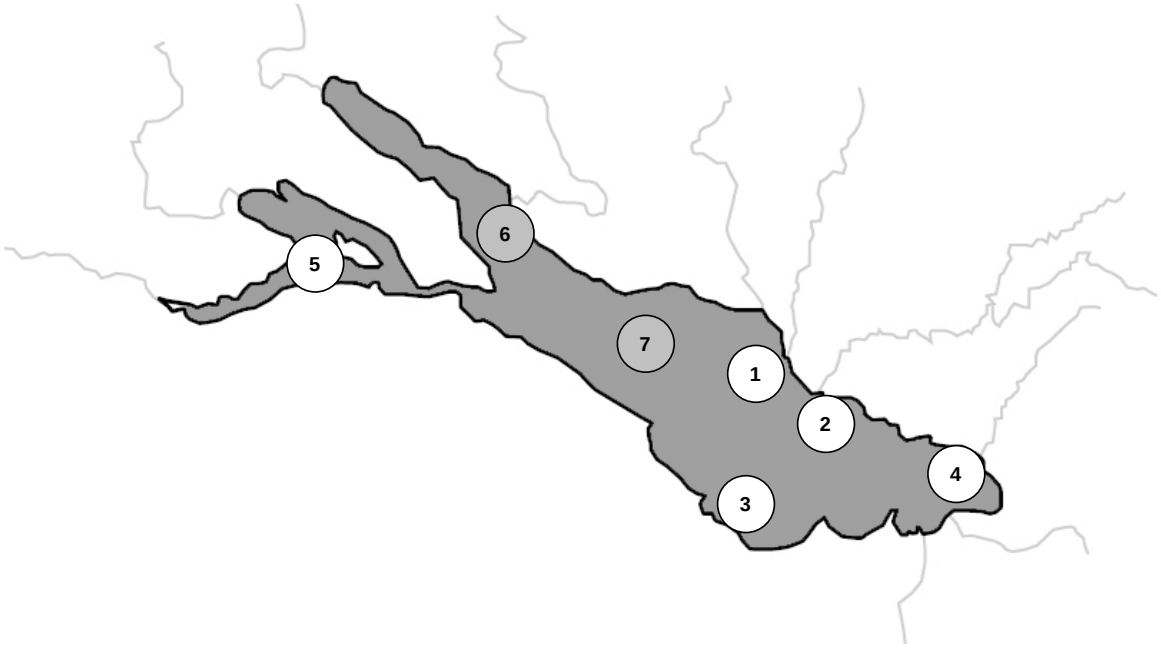



Abb. 3: Probenahmepunkte 1: Schussenmündung, 2: Argenmündung, 3: Steinacher Bucht, 4: Bregenzer Bucht, 5: Untersee, 6: Seefelder Aach und 7: Seemitte Fischbach-Uttwil.

Die Sedimententnahmen erfolgten im Oktober 2008 jeweils in einem Gebiet von ca. 200 m x 200 m durch 10 Einzelproben je Bereich. Eine Entnahme von Muscheln wurde mit Ausnahme der tiefsten Stelle im gleichen Probenahmebereich durchgeführt. Von ortsansässigen Fischern wurden insgesamt 547 in den Beprobungsgebieten gefangene Fische zur Verfügung gestellt.

### Untersuchungsergebnisse

Die Mediankonzentrationen der PCB6 (Summe der sechs Indikator-PCB) lagen bei den nach Untersuchungsregionen eingeteilten Sedimenten zwischen 2,3 µg/kg TS und 21,8 µg/kg TS. Abgesehen von wenigen punktuellen Spitzen zeigten die PCB eine gleichmäßige Verteilung bei insgesamt niedrigem Konzentrationsniveau, das mit Untersuchungsergebnissen aus den Jahren 2004/2005 vergleichbar ist (Abbildung 4). Ein insgesamt höheres Konzentrationsniveau konnten lediglich in den Sedimentproben aus dem Untersuchungsgebiet Untersee festgestellt werden.

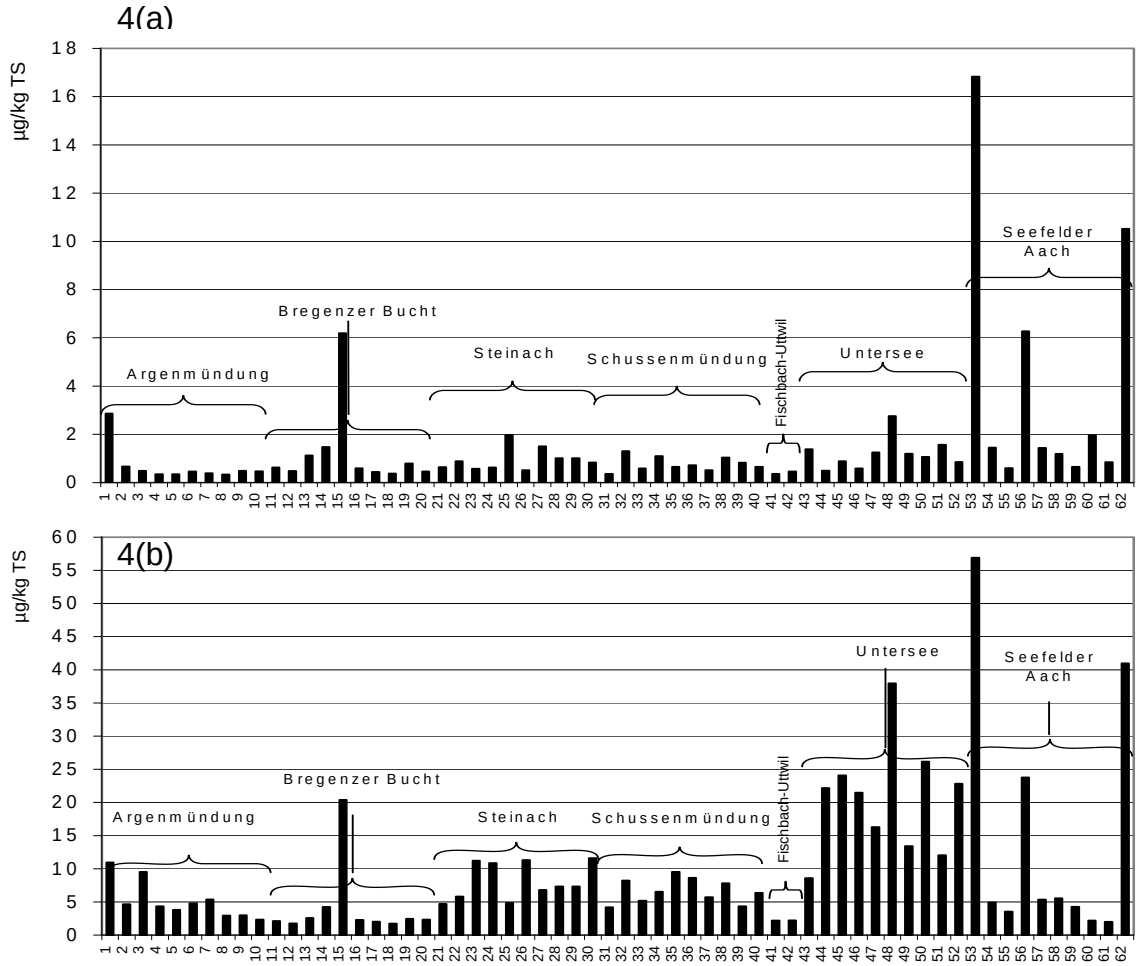



Abb. 4 (a) $PBDE_{10}$- und 4 (b): $PCB_6$ Konzentrationen in Sedimenten

Die Konzentrationen der PCB unterschritten bei allen untersuchten Sedimenten die Qualitätsziele der VO-WRRL bzw. die Qualitätsnormen nach 76/464/EWG für Sedimente und Schwebstoffe (20 µg/kg TS pro Einzelkongener). Bei Anwendung der strengeren Zielvorgaben nach ARGE-ELBE (5 µg/kg TS pro Einzelkongener) treten bei 10 von 62 untersuchten Sedimenten Überschreitungen auf; acht der Überschreitungen wurden in Proben aus dem Untersee festgestellt, die anderen zwei Proben stammten aus dem Gebiet Seefelder Aach. Getrennte Untersuchungen der oberen und unteren Sedimentschichten deuten auf abnehmende Konzentrationen in den oberen Schichten hin.

Die Konzentrationen der PBDE sind in den untersuchten Sedimenten sehr gering und erreichen lediglich im Untersuchungsgebiet Seefelder Aach Medianwerte von 1,4 µg/kg TS (PBDE7). Eine Korrelation der PCB mit dem PBDE ist wegen der niedrigen, diffusen Hintergrundkonzentrationen der PBDE i. A. nicht erkennbar. Die Verhältnis PCB6:PBDE7 streute über einen Bereich von ca. 4:1 bis zu 10:1. Bei höheren Konzentrationen, wie sie z.B. im Untersuchungsgebiet „Seefelder Aach“ auftreten, zeichnet sich ein linearer Zusammenhang zwischen den PCB und PBDE ab. Eine In-

terpretation der Befunde hinsichtlich unterschiedlicher regionaler Eintragsquellen- und Transportcharakteristika der Substanzklassen bedarf einer Bestätigung durch weitere Untersuchungen. Die Kongenerenprofile der PCB6 sind sehr einheitlich und weisen Übereinstimmungen mit der technischen Chlophen-A60-Mischung auf. Für die PBDE wurden in den meisten Sedimentproben Verteilungen gefunden, die der technischen Pentabromdiphenylether-Mischung ähnlich sind.

In den sieben nach den Untersuchungsgebieten aufgeteilten Poolproben der Muscheln (Dreissena polymorpha) lagen die Konzentrationen der PCB6 bezogen auf das Frischgewicht zwischen 1,8 und 4,6 µg/kg, für die PBDE wurde ein Konzentrationsbereich von 0,2 - 0,53 µg/kg ermittelt. Eine Abhängigkeit von den Konzentrationen der korrespondierenden Sedimente konnte nicht festgestellt werden. Die Kongenerenprofile mit dominierenden PCB-153 und BDE-47 entsprechen weitgehend den auch in den Sedimenten festgestellten Verteilungen. Für die Konzentrationen der PCB6 und der PBDE7 wurde in Dreissena polymorpha ein Verhältnis von etwa 9:1 ermittelt.

In den Filets der Brachsen (Abramis brama) lag der Medianwert der PCB6 bezogen auf das Frischgewicht bei 22,2 µg/kg. Als maximale Konzentration wurden 298 µg/kg Frischgewicht gefunden (Abb. 5).

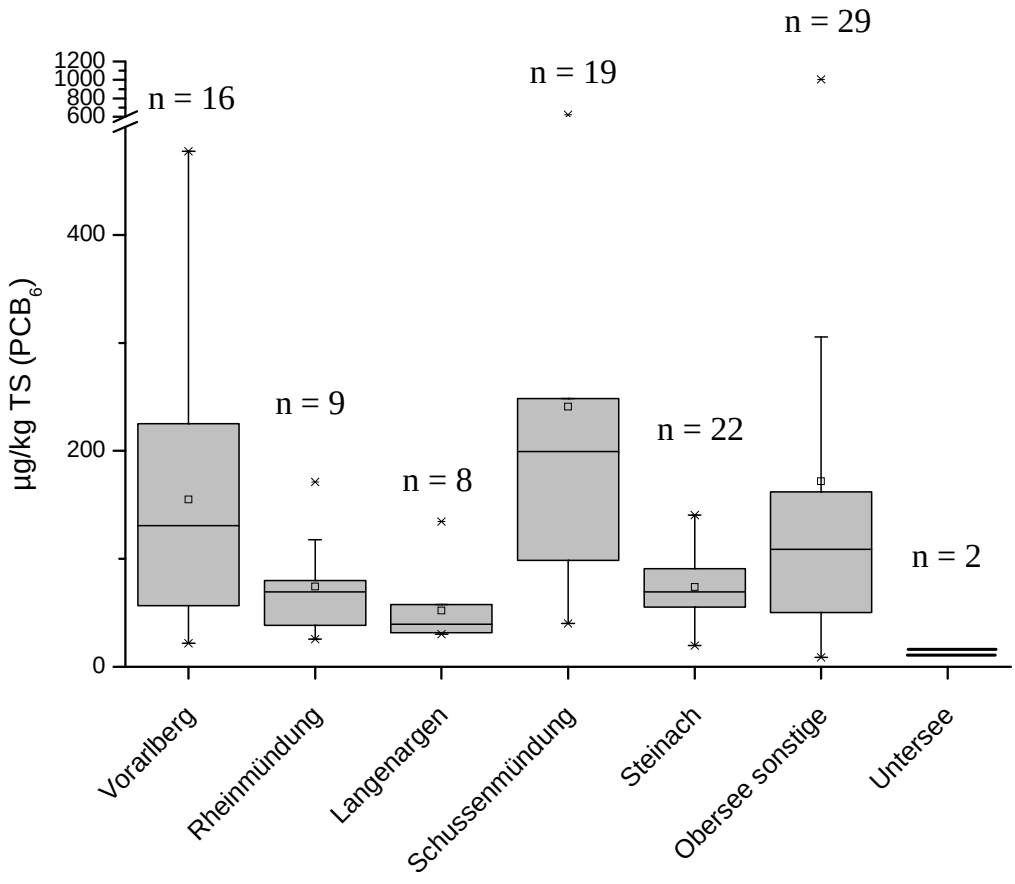



Abb. 5: $PCB_6$-Konzentrationen in Fischen aus verschiedenen Bodenseeregionen.

Für das Verhältnis der PBDE zu den PCB konnte ein gleichmäßiger Wert von etwa 12:1 ermittelt werden. Während das von PCB-153 dominierte Kongenerenprofil der PCB nur wenig Unterschiede zu den Verteilungen in Sediment und Muscheln zeigte, wichen die PBDE-Kongenerenprofile im Einklang mit verschiedenen Befunden aus der Literatur erheblich von den Verhältnissen in den anderen Matrices ab. Als dominierendes Kongener trug das tetrabromierte BDE-47 sehr regelmäßig 75 % an der Summe der untersuchten PBDE bei. Eine in der Literatur beschriebene Abweichung der PBDE-Kongenerenreihenfolge konnte auch für die Brachsen bestätigt werden: das pentabromierte Kongener BDE-100 überwiegt im Abweichung von technischen PBDE-Mischungen das Kongener BDE-99 erheblich; das Verhältnis in den Fischen wird also stark von isomerenspezifischen Besonderheiten, die sich auf die Aufnahme oder den Abbau der Einzelkongenere auswirken, beeinflusst. Interessanterweise tritt das für die Brachsenfilets typische PBDE-Kongenerenmuster mit der formalen Anreicherung des pentabromierten BDE-100 gegenüber dem Kongener BDE-99 auch schon in Haut- und Kiemenproben der untersuchten Fische auf. Diese Beobachtung könnte ein Indiz dafür sein, dass die typischen Verschiebungen der PBDE-Kongenerenprofile nicht nur durch metabolische Prozesse, sondern auch schon durch eine isomerenspezifische Aufnahme verursacht werden können. Die Beobachtung wirft auch die Frage nach den konkreten Matrices auf, aus denen z.B. die Fische die Substanzen aufnehmen. Neben den Nahrungsgrundlagen der Fische sollten auf jeden Fall Austausch- und Aufnahmeprozesse über die Wasserphase – hier sind PBDE und auch PCB in sehr niedrigen Konzentrationen verfügbar – und über Schwebstoffe des Bodensees berücksichtigt werden. Ein direkter Vergleich der Belastungssituation von Sedimenten und Schwebstoffen lässt Unterschiede für die Konzentrationsverhältnisse und die Verfügbarkeit der Substanzklassen erwarten.

Die Kongenerenprofile der PCB und der PBDE zeigen bezogen auf die Leitkongenere keine Veränderungen in Abhängigkeit von Fischgewicht, Körperlänge und Fettgehalt. Dies scheint auch bei der überwiegenden Anzahl der untersuchten Proben auch in Bezug auf die Konzentrationen der Substanzen zuzutreffen. Basierend auf dem vorliegenden Datensatz konnte keine signifikante Abhängigkeit der Konzentrationen vom Alter der Fische ermittelt werden. Beobachtet werden konnte ein Trend zu steigenden Konzentrationen mit zunehmendem Fettgehalt der Filets. Eine einfache Korrelation des Fettgehalts mit dem Fischalter ließ aber nicht ermitteln. Ausgeprägte regiospezifische Unterschiede oder Abhängigkeiten der PCB- bzw. PBDE-Gehalte der Brachsenfilets von den Konzentrationen der korrespondierenden Muschel- und Sedimentproben konnten nicht festgestellt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass höhere Bodenseeorganismen wie Abramis brama im Vergleich zu den untersuchten Muscheln vermehrt lipophile Mikroverunreinigungen wie PCB und PBDE anreichern können. Das Verhältnis PCB6:PBDE7 ist in den Fischfilets mit ca. 12:1 gegenüber den Muscheln (ca. 9:1) etwas erhöht. Dies könnte als Indiz für unterschiedliche Aufnahme- oder Abbaumechanismen für die beiden Substanzklassen gewertet werden.

Die in die Brachsenfilets bestimmten PCB-Konzentrationen (bez. Frischgewicht) liegen für die Medianwerte und auch für die Maximalwerte deutlich unterhalb der gesetzlich festgelegten Grenzwerte (Schadstoffhöchstmengen-Verordnung SHmV: Neufassung Juli 2006). Für die PBDE, die in deutlich geringeren Konzentrationen vorliegen, bestehen bislang weder eindeutige Richtwerte noch Empfehlungen.

Bei den vorgefundenen Konzentrationen ist weder von einer Gesundheitsgefährdung für den Menschen durch den Verzehr von Fischen noch von einer Trinkwasserverunreinigung auszugehen. Zu beachten ist aber, dass die PBDE in die Liste der prioritär gefährlichen Substanzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen wurden. Für die PBDE werden als Umweltqualitätsnorm für Binnenoberflächengewässer Jahresdurchschnittskonzentrationen von 0,5 ng/l genannt (JD-UQN; als Jahresdurchschnitt ausgedrückte Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG v. 16.12.2008). Da eine Beeinflussung der aquatischen Umwelt durch die Vielzahl an organischen Mikroverunreinigungen, zu denen auch die PBDE und PCB gehören, nicht auszuschließen ist, ist jede Maßnahme, die zu einer Verringerung des Substanzeintrags in die aquatische Umwelt führt, als wichtiger Beitrag im Sinne eines vorsorgenden Gewässerschutzes zu erachten. Der Gesetzgeber sollte daher weiterhin an dem Verbot der Stoffgruppen PCB und PBDE ohne Ausnahmen festhalten.

Das Projekt wurde aus Mittel der Europäischen Union und der Schweiz im Rahmen des Interreg IV-Programms gefördert. Die Koordination des Projektes wurde vom Institut für Seenforschung der LUBW Baden-Württemberg übernommen und Projektpartner aus Bayern, Vorarlberg und den Schweizer Kantonen St. Gallen und Thurgau beteiligten sich. Die Universität Stuttgart, Prof. Dr. Jörg W. Metzger, Lehrstuhl für Hydrochemie und Hydrobiologie in der Siedlungswasserwirtschaft des ISWA wurde mit der Durchführung des Projektes beauftragt.

*Fazit:*

*PCB und PBDE ließen sich in allen untersuchten Umweltkompartimenten nachweisen. Bei den vorgefundenen Konzentrationen ist aber weder von einer Gesundheitsgefährdung für den Menschen durch den Verzehr von Fischen noch von einer Trinkwasserverunreinigung auszugehen. Die ansteigenden Konzentrationen in der Reihe Sediment – Muschel – Fisch weisen auf die Anreicherung der Substanzen entlang der Nahrungskette hin. So steigerten sich die auf Trockensubstanz bezogenen Mediankonzentrationen der PCB von den Sedimenten zu den Muscheln um einen Faktor 2,6, von den Muscheln zu den Fischen um einen weiteren Faktor 5,8. Die PBDE wurden entlang der Nahrungskette um einen Faktor 2,4 bzw. 4,0 angereichert. Die Konzentrationen der PCB unterschritten bei den Sedimenten die Qualitätsnormen nach 76/464/EWG und bei den Fischen die nationale Schadstoffhöchstmengen-Verordnung. Für PBDE existieren bezüglich Sediment und Biota noch keine Qualitätsziele. Beide Stoffgruppen sind jedoch als prioritär gefährlichen Substanzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie eingestuft, und deren Anwendung ist verboten.*

## PFT-Untersuchungen im Bodensee und seinen Zuflüssen

Perfluorierte Tenside (PFT) sind synthetisch hergestellte, fluorhaltige organische Substanzen, die persistent, toxisch und teilweise bioakkumulierbar sind. Die bekanntesten Vertreter sind Perfluoroctanoat (PFOA), Perfluoroctansulfonat (PFOS) und Perfluorbutansulfonat (PFBS). Wichtige Anwendungsgebiete sind Textil- und Papierverarbeitung, Galvanik, Fotographie und Feuerlöschschäume. PFOS ist durch eine EU Richtlinie seit 2006 weitgehend verboten. Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse der letzten fünf Jahre von Wasserproben aus dem Bodensee, seinen Zuflüssen, sowie von Fischen aus dem Bodensee zusammengefasst.

In den Jahren 2006 und 2008 wurden vom Institut für Seenforschung (ISF) Wasserproben aus verschiedenen Tiefen und Seeteilen des Bodensees (Seemitte Fischbach-Uttwil, vor Wasserburg, vor Rheinspitz, Zellersee, Gnadensee) untersucht (Tabelle 1). In allen Proben lagen die PFOA-Konzentrationen im Bereich von 1 bis 2 ng/l, vor Rheinspitz in 10 m Tiefe wurde die Bestimmungsgrenze von 1 ng/l sogar unterschritten. Höher sind die gefundenen PFOS-Konzentrationen, die in einem Bereich von 3 - 6 ng/l liegen. 2008 wurden vom Wasserwirtschaftsamt Kempten mehrere Proben aus dem östlichen Bereich des Obersees jeweils in 1 m Wassertiefe entnommen. Die PFOS-Gehalte lagen zwischen 2 und 5 ng/l, die PFOA-Konzentrationen waren meist unter der Bestimmungsgrenze von 2 ng/l.

Von der IGKB wurden insgesamt 18 Wasserproben vom 14.08.2008 aus vier Seeteilen des Bodensees (Bregenzer Bucht, Seemitte Fischbach-Uttwil, Zellersee und Rheinsee) und verschiedenen Tiefen auf bis zu 600 Einzelstoffe, darunter auch PFT’s, untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 unter „IGKB 2008“ eingetragen.

Die bisherigen Befunde im Bodensee wurden größtenteils bestätigt: PFOS wurde in allen Proben nachgewiesen, wobei sich insbesondere in einer Probe aus der Bregenzer Bucht in 20 m Tiefe ein erhöhter Wert von 40 ng/l und an der tiefsten Stelle im Obersee ein Wert von 15 ng/l PFOS fand. Diese Einzelbefunde dürfen nicht überbewertet werden. PFOA wurde in 12 von 18 Proben mit Konzentrationen von 1 - 3 ng/l nachgewiesen. Weiterhin waren Nachweise von Perfluorheptanoat (PFHpA) in 2 Proben und Perfluorhexansulfonat (PFHxS) in einer Probe zu verzeichnen.

Im Jahr 2006 wurden vom ISF mehrere Proben aus den Zuflüssen Schussen und Wolfegger Ach auf PFT’s untersucht. Gefunden wurde in allen Proben PFOA (2-4 ng/l) sowie - mit Ausnahme der Station Neckenfurt Wolfegger Ach - auch PFOS (<1 - 2 ng/l). Im Verlauf der Wolfegger Ach kommt es zu keiner signifikanten Erhöhung durch den Einfluss einer Papierfabrik. Im Jahr 2008 wurde neben der Schussen auch die Argen und die Rotach beprobt. Nachgewiesen wurden 7 von 18 PFT’s. Mit Ausnahme einer Stelle an der Wolfegger Ach wurde PFOA in allen Flussproben in Konzentrationen zwischen 1 und 3 ng/l nachgewiesen.

Tab. 1: PFT-Konzentrationsbereiche im Bodensee und Zuflüssen aus verschiedenen Untersuchungskampagnien. Liegen alle Werte unter der Bestimmungsgrenze (BG) ist das entsprechende Feld durch n.n. gekennzeichnet. BG jeweils 1 - 2 ng/l.

| | Einheit: ng/l<br><br>Messstelle/Tiefe | Unters./Jahr | Perfluor-octanoat<br><br>PFOA | Perfluor-butan-sulfonat<br><br>PFBS | Perfluor-octan-sulfonat<br><br>PFOS |
|---|---|---|---|---|---|
| Bodensee | Obersee 0 - 200m | ISF 2008 | 1 | n.n. | 3-5 |
| | Obersee 10 - 200m | ISF 2006 | 2 | n.n. | 3 |
| | Obersee 1 m | WWA Ke. 2008 | <2 | n.n. | 2-5 |
| | Obersee 0 - 250 m | IGKB 2008 | 1 | n.n. | 3-15 |
| | Obersee Bregenzer Bucht 0 - 60 m | IGKB 2008 | 1-3 | n.n. | 1-40 |
| | Untersee 0 - 40m | IGKB 2008 | 1 | n.n. | 3-12 |
| | Untersee 10 m | ISF 2008 | 1 | n.n. | 5-6 |
| Zuflüsse | Argen | IGKB 2009 | <1-2 | n.n. | 2-4 |
| | Argen | ISF 2008 | 1 | n.n. | 2 |
| | Schussen, Mündung | IGKB 2009 | 2-5 | 1-4 | 7-28 |
| | Schussen,Lochbrücke | ISF 2006-2008 | 2-3 | n.n. | 2-4 |
| | Rotach | IGKB 2009 | 3-14 | 2-7 | 31-150 |
| | Rotach | ISF 2008 | 3 | 2 | 13 |
| | Seefelder Aach | IGKB 2009 | <1-2 | n.n. | n.n. |
| | Stockacher Aach | IGKB 2009 | n.n. | n.n. | <1-1 |
| | Radolfzeller Aach | IGKB 2009 | <1-3 | 1-10 | 2-4 |
| | Leiblach | IGKB 2009 | <1-3 | n.n. | <1-3 |
| | Leiblach | WWA Ke. 2008 | n.n. | n.n. | n.n. |
| | Oberreitnauer Ach | WWA Ke. 2008 | n.n. | n.n. | n.n. |
| | Alter Rhein | IGKB 2009 | 2-8 | n.n. | 10-23 |
| | Alter Rhein | AFU SG 2009 | 1 | n.n. | 8 |
| | Steinach | IGKB 2009 | 13-67 | 6-27 | 55-400 |
| | Steinach | AFU SG 2009 | 8 | 3 | 97 |
| | Goldach | AFU SG 2009 | 4 | n.n. | 30 |
| | Dornbirnerach | IGKB 2009 | 1-8 | 3-18 | 18-140 |
| | Alpenrhein | IGKB 2009 | n.n. | n.n. | <1-7 |
| | Alpenrhein | AFU SG 2009 | n.n. | n.n. | n.n. |
| | Bregenzerach | IGKB 2009 | n.n. | n.n. | n.n. |

ISF: Institut für Seenforschung, Langenargen

WWA Ke.: Wasserwirtschaftsamt Kempten

AFU SG. Amt für Umwelt, St. Gallen

PFOA: Perfluoroctanoat, PFOS: Perfluoroctansulfonat, PFBS: Perfluorbutansulfonat

PFOS wurde in der Schussen an mehreren Stellen, sowie in der Argen und der Rotach im Bereich der Mündung nachgewiesen. Die höchste Konzentration wurde in der Rotach mit 11 ng/l erreicht. Von den drei Flüssen wurden in der Rotach die meisten PFT-Verbindungen und die höchsten Konzentrationen gefunden. Beispielsweise wurde nur hier Perfluorhexansulfonat und Perfluorbutansulfonat (PFBS) nachgewiesen.

Vom Wasserwirtschaftsamt Kempten wurden in Proben aus der Leiblach und der Oberreitnauer Ach im Jahr 2008 keine PFT's nachgewiesen.

Vom Amt für Umwelt des Kantons St. Gallen wurden vier Flüsse auf PFT's untersucht, von 18 Verbindungen wurden 8 mindestens einmal nachgewiesen. Die höchste Konzentration erreicht PFOS in der Steinach mit 97 ng/l. Die Steinach führt bis zu 80 Prozent gereinigtes Abwasser mit sich. Die Summe aller PFT's war denn auch hier mit 165 ng/l am höchsten, gefolgt von 44 ng/l in der Goldach, 23 ng/l im Alten Rhein und 2 ng/l im Alpenrhein.

Die IGKB hat im Jahr 2009 12 Bodenseezuflüsse an drei Terminen auf 18 PFT's untersuchen lassen. 12 PFT's konnten mindestens einmal nachgewiesen werden. Am häufigsten wurden hierbei PFOS (25 von 36 Proben entspricht 69 %), PFOA (61%) und PFBS (38%) gefunden (siehe Tabelle 1). Weitere weniger häufig nachgewiesene PFT's sind H4PFOS, PFHxS, PFDA, PFHpA, PFBA, PFHxA, PFOSA, PFPA und PFNA. Die PFOA Konzentrationen liegen bei den meisten Flüssen unter 8 ng/l. Nur wenige Proben in der Rotach und alle Proben in der Steinach erreichen zweistellige ng/l-Werte. PFBS wurde nur in der Schussen, Rotach, Radolfzeller Aach, Steinach und Dornbirnerach nachgewiesen, der Maximalwert von 27 ng/l findet sich in der Steinach. Die PFOS -Konzentrationen reichen von nicht nachweisbar oder knapp über der Nachweisgrenze in Bregenzerach, Leiblach, Stockacher Aach und Seefelder Aach bis zu dreistelligen Maxima in Steinach (400 ng/l), Rotach (150 ng/l) und Dornbirnerach (140ng/l). Die Maximalwerte von den 12 Flüssen wurden bei 9 gefundenen PFT's in der Steinach gefunden, lediglich für PFBA wurde das Maximum in der Stockacher Aach, für H4PFOS in der Dornbirnerach und für PFOSA im Alten Rhein beobachtet.

Perfluorbutanoat (PFBA) wurde in nur in 3 Flüssen an jeweils einem Termin in höheren Konzentrationen von 100 bis 410 ng/l nachgewiesen. An den anderen Terminen waren in diesen Flüssen die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l. Da im Bodensee PFBA nicht nachgewiesen wurde, dürfte es sich hierbei um zeitlich und örtlich sehr begrenzte Einleitungen handeln.

Die PFT Maximalwerte in Steinach, Dornbirnerach, Schussen und Alter Rhein konnte durch Messungen an Kläranlagenabläufen plausibilisiert und größenordnungsmäßig nachvollzogen werden. In Einzelfällen konnten bereits punktuelle Industrie-Einleiter identifiziert werden.

Zum Vergleich zeigen die baden-württembergischen Messstellen an Rhein, Neckar und Donau im Jahr 2007 die höchsten PFOS Gehalte am Neckar mit Mittelwerten

knapp unter 20 ng/l. Die PFOA- Konzentrationen sind vergleichsweise geringer. PFBS erreicht mit einem Mittelwert von etwa 9 ng/l im Rhein bei Karlsruhe die höchsten Konzentrationen. Vergleichbare Werte wurden in Bayern 2008 für 15 Messstellen an großen Flusseinzugsgebieten gefunden: PFOS: 1 - 42 ng/l, PFOA 1 - 19 ng/l, PFBS 2 - 13 ng/l. (PFT – eine Gefahr für Mensch und Umwelt, Hrsg. Bayer. Landesamt für Umwelt, Oldenbourg Industrieverlag München 2008).

Die vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) festgestellte PFOS-Belastungen von 6 Fischen im Bodensee aus dem Jahr 2007 reichen von 9 µg/kg Muskelfleisch bei Weißfischen über 16 und 35 µg/kg bei Felchen bis zu 56 bzw. 64 µg/kg bei den untersuchten Flussbarschen. PFOA konnte nicht nachgewiesen werden. Die toxikologische Bewertung ergab, dass dieser Wert für Verbraucher nicht gesundheitsschädlich ist.

Auch 2008 wurden 4 Fischproben aus dem Bodensee analysiert. Die entsprechenden Werte für PFOS schwanken bei den untersuchten Fischen (Felchen, Hecht, Rotaugen) zwischen 21 und 31 µg/kg und liegen damit in der Größenordnung der Werte von 2007.

Vom chemischen- und Veterinäruntersuchungsamt Karlsruhe (CVUA) wurden 43 Fische aus dem Bodensee auf PFT's untersucht. Hiervon wurde in 40 Fischfilets PFOS in einer mittleren Konzentration von 10 µg/kg nachgewiesen. Raubfische weisen eine höhere Belastung als Friedfische auf. In den Lebern der Fische wurden durchschnittlich deutlich höhere Gehalte von 210 µg/kg an PFOS festgestellt. (CVUA Karlsruhe, Aktuelles aus Fluss- und Seenfischerei, AUF 3/2009).

*Fazit:*

*Die Belastungen des Bodensees mit PFT Verbindungen sind als gering einzustufen. Die zeitliche und räumliche Verteilung ist für die PFOA Gehalte mit 1 - 3 ng/l sehr homogen. Für PFOS liegen die meisten Proben zwischen 2 und 5 ng/l, einzelne Ausreißer erreichen auch bis zu 40 ng/l. Die PFT-Konzentrationen der größeren Zuflüssen wie Alpenrhein, Bregenzerach und Argen liegen im unteren Bereich der in sonstigen Oberflächengewässern (Rhein, Donau, Neckar) gefundenen Werte. Lediglich kleinere Zuflüsse wie Steinach, Dornbirnerach oder Rotach zeigen z. T. Spitzenwerte bei einzelnen PFT-Verbindungen von über 100 ng/l. Dies weist auf lokale punktuelle Belastungen hin. In Bodenseefischen wurde nur PFOS mit einem mittleren Gehalt von 10 µg/kg im Filet von Weißfischen und bis zu sechsfach höheren Werten in Raubfischen gefunden. Die ermittelten Gehalte sind für Verbraucher unkritisch.*

## Renaturierungspotenziale am Bodenseeufer

Die Bodensee-Bilanz 2004 der IGKB zeigte, dass sich die größten Mängel, aber auch das größte Verbesserungspotenzial im Ufer- und Flachwasserbereich des Sees befinden. Daraufhin wurde das Aktionsprogramm 2004 bis 2009 mit dem Schwerpunkt Ufer- und Flachwasserzone initiiert. Darin wurden drei große Arbeitspakete, Bewertung, Information der Öffentlichkeit und die Initiative zur seeweiten Renaturierung festgelegt. Der Erstellung eines Bewertungs-Manuals (2004) folgte 2004 bis 2006 die „Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone“. Ihre Ergebnisse wurden im IGKB-Bericht Nr. 55 publiziert und in der Karte zur Bodensee-Uferbewertung zusammengefasst. Der letzte Schritt des Aktionsprogramms ist die Initiative zur seeweiten Renaturierung. Hierzu wurde zunächst ein Renaturierungsleitfaden erarbeitet, der im Mai 2009 der Öffentlichkeit vorgestellt wurde. Er dient künftigen Renaturierungsmaßnahmen als inhaltliches und fachliches Hilfsmittel. Ziel ist die bestmögliche Verbesserung des Bodenseeufers. Neben dem Renaturierungsleitfaden ist das Renaturierungspotenzial ein weiterer Baustein, diesem Ziel näher zu kommen.

In der Bodenseeuferbewertung 2006 wurde anhand von 15 Einzelkriterien der Uferzustand erfasst. Die Beurteilung erfolgte in Uferabschnitten von 50 m Länge. Aus den 15 Einzelkriterien wurde eine Gesamtbewertung berechnet. Dabei wurde ermittelt, dass sich lediglich ca. 40 % des Bodenseeufers in einem „natürlichen“ oder „naturnahen“ Zustand befinden. 60 % des Ufers wurden als „beeinträchtigt“ oder schlechter eingestuft. Für diese Uferabschnitte in unbefriedigendem Zustand wurde untersucht, welche Verbesserungen theoretisch möglich wären. Dazu wurde jedes Einzelkriterium getrennt betrachtet und neu bewertet. Aus den Einzelkriterien wurde erneut eine Gesamtbewertung berechnet. Dieser „idealisierte Zustand“ erhielt die Bezeichnung „Renaturierungspotenzial“. Da nicht alle 15 Einzelkriterien direkt durch Maßnahmen zu beeinflussen sind, wurden zur Erfassung des Renaturierungspotenzials lediglich 10 Kriterien herangezogen, bei denen Veränderungen gut nachvollzogen werden können. Die 5 verbleibenden Kriterien wurden unverändert zur Berechnung der Gesamtbewertung verwendet.

Das Renaturierungspotenzial ist ein langfristig ausgelegtes Leitbild, an dem sich künftige Renaturierungsmaßnahmen orientieren sollen. Um eine nachhaltige Entwicklung des Bodenseeufers zu erreichen, wurden die Ziele bei der Erarbeitung des Potenzials bewusst sehr hoch gesteckt. Renaturierungspotenzial und tatsächliche Umsetzung werden sich nicht immer zur Deckung bringen lassen. Dennoch sind die angenommenen Veränderungen denkbar, auch wenn eine Renaturierung für manche Uferabschnitte noch nicht umsetzbar erscheint.

Das zunächst vorgelegte Renaturierungspotenzial wurde bei den Fachstellen (Wasserwirtschaft, Naturschutz, Denkmalschutz) der einzelnen Länder überprüft, ob objektive Gründe an bestimmten Uferabschnitten eine Renaturierung ausschließen oder einschränken. Objektive Gründe sind beispielsweise:

- **Leitungen** (Hindernis): Rohre können z. T. nicht entfernt und auch nicht umgebaut werden.
- **Altlasten**
- **Statische Gründe** (Häuser direkt auf Ufermauern, usw.).
- **Naturschutzbelange**: Rote Liste-Arten (z.B. Strandrasen vor Mauern) oder besonders geschützte Biotope schließen eine Renaturierung aus.
- **Denkmalschutz**: denkmalgeschützte Anlagen (Gebäude, Mauern, Häfen usw.) können nicht entfernt bzw. „renaturiert“ werden.

Diese objektiven Gründe wurden innerhalb der Fachstellen recherchiert und von den Fachstellen bei den Bodenseeanlieger-Gemeinden abgefragt. Das Ergebnis dieser Erhebung floss bei der Überarbeitung des Renaturierungspotenzials ein. Ob Verbesserungen zeitnah oder erst in ferner Zukunft umgesetzt werden können, spielte bei dieser Abklärung keine Rolle.

Der Kanton Thurgau verzichtete auf diese Überprüfung, da hier gegenwärtig übergeordnete Planungen (Seeuferplanung) aufgestellt werden. Die Seeuferplanung wird momentan für den Untersee erarbeitet. Die Ziele dieser Seeuferplanung decken sich in weiten Bereichen mit den Zielen und Grundsätzen des Renaturierungspotenzials, gehen aber aus raumplanerischer Sicht noch darüber hinaus. So werden in der Seeuferplanung fünf Handlungsräume aufgezeigt (z.B. „Wohnen am See“, „Natur und Landschaft“, „Siedlungen“, etc.) und es werden beispielsweise „Vorranggebiete für Renaturierungen“ ausgeschieden. Zusätzlich spielt im Kanton Thurgau der „Ortsbildschutz“ eine große Rolle. Daher sind Maßnahmen in Siedlungsgebieten grundsätzlich nur mit Zustimmung des Natur- und Heimatschutzes möglich. Nach der Fertigstellung der Seeuferplanung für den Untersee soll eine entsprechende Planung für den Obersee erfolgen.

Die Erhebungen im Gelände für die Uferbewertung erfolgten in den Jahren 2004 und 2005. Seit dieser Zeit sind an einigen Uferabschnitten Maßnahmen durchgeführt worden. Einige Bereiche wurden renaturiert, an manchen Stellen wurden Hindernisse (z.B. Rohre) und Verbauungen entfernt. Diese Stellen wurden, soweit sie bekannt waren, von der aktuellen Uferbewertung ausgenommen und zur Neubewertung gekennzeichnet (Graufärbung). Das Renaturierungspotenzial für diese Abschnitte bleibt weiterhin bestehen. Erst im Zuge einer Neubewertung kann endgültig festgelegt werden, für welche Kriterien noch Potenzial besteht.

3411 Uferabschnitte wurden hinsichtlich des Renaturierungspotenzials untersucht.

Für 665 Abschnitte ergab sich aus objektiven Gründen kein Renaturierungspotenzial, so dass 2746 Uferabschnitte zur Festlegung des Renaturierungspotenzials herangezogen wurden. Von diesen Uferabschnitten waren hinsichtlich der aktuellen Gesamtbewertung 33 % als „beeinträchtigt“, 63 % als „naturfern“ und ca. 4 % als „natur-

fremd“ eingestuft. Bei einer Skala von 1 bis 5 (1.0 - 1.80 = „natürlich“, 4.21 - 5.0 = „naturfremd“) lag der durchschnittliche Bewertungsindex bei 3.56.

In Abbildung 6 sind die Änderungen bei den Einzelkriterien und der Gesamtbewertung für die 2746 Uferabschnitte aufgeführt. Es zeigt sich, dass die auffälligsten Verbesserungen bei den Kriterien „Uferverbauung“ und damit auch bei der „biologischen Durchlässigkeit der Verbauung“ auftraten (der graue Anteil im Balken bedeutet, dass für diese Uferabschnitte die Verbauung entfernt wurde und damit auch das Kriterium „Durchlässigkeit der Verbauung“ nicht mehr relevant ist). Mit der Beseitigung der Verbauung lässt sich auch eine naturnahe Uferlinie und ein naturnahes Ufersubstrat erzielen. Auch die Uferabschnitte mit Hindernissen erfahren eine deutliche Verbesserung. Wenige Veränderungen sind beim Kriterium „Störfrequenz“ zu erkennen. Dies liegt daran, dass sich die Zugänglichkeit des Ufers durch eine Renaturierung meistens nicht verändert. Eine Sperrung von zuvor zugänglichen Ufergebieten ist in der Regel äußerst schwierig und kaum durchführbar. Hinsichtlich der Gesamtbewertung sind deutliche Verbesserungen zu erkennen. Mehr als die Hälfte der Uferabschnitte könnten in einen „naturnahen“ Zustand gebracht werden. Der Mittelwert der Gesamtbewertung liegt für die 2746 Abschnitte des Renaturierungspotenzials bei 2.69. Im Mittel lässt sich also für die Gesamtbewertung eine Verbesserung um 1 Stufe erreichen.

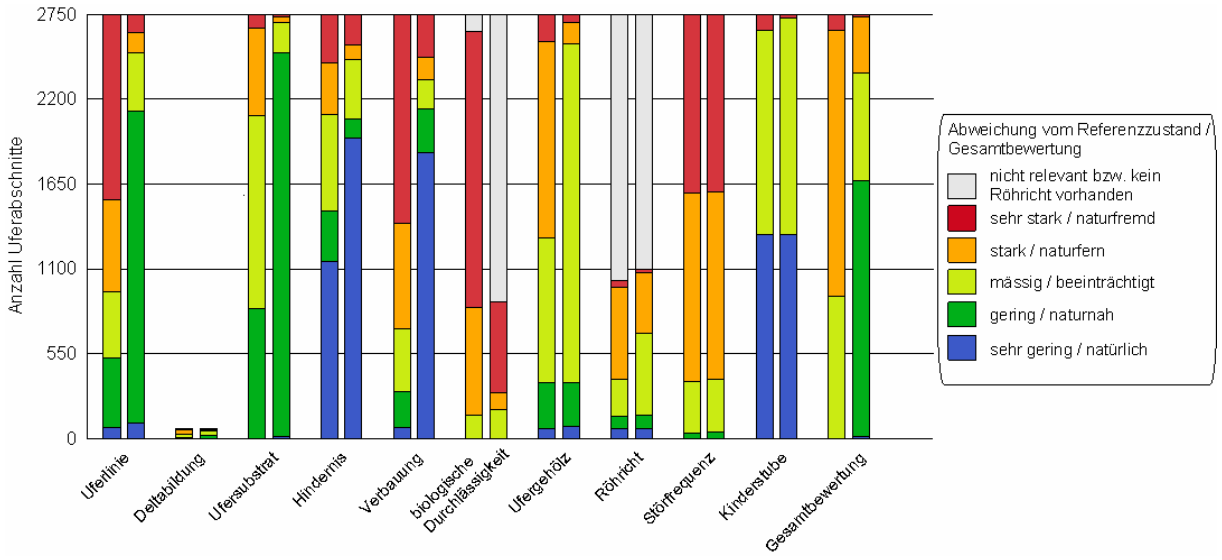



Abb. 6: Anzahl der Uferabschnitte in den einzelnen Bewertungsstufen; linke Säule: aktuelle Bewertung, rechte Säule: Renaturierungspotenzial.

Wie groß die Verbesserungen für die Einzelkriterien und die Gesamtbewertung sind zeigt Abbildung 7. Je nach Kriterium wurde die Einstufung zwischen 20 % (Uferverbauung) und 72 % (Röhricht) der Uferabschnitte für das Renaturierungspotenzial nicht verändert. Das bedeutet, dass entweder die Einstufung bereits gut war oder die Randbedingungen eine Verbesserung der Einstufung nicht zuließen. Beim Kriterium „Uferlinie“ wurde in 29 % der Fälle eine Verbesserung um 3 Stufen erreicht (in der Regel von Stufe 5 nach Stufe 2). Durch die Entfernung von Mauern und Blockböschungen konnten bei über 50 % der Uferabschnitte für das Kriterium „Uferverbauung“ eine Verbesserung um 3-4 Stufen erzielt werden. Schwieriger sind Verbesserungen um mehr als 1 Stufe bei den Kriterien „Ufergehölz“ und „Röhricht“ zu erreichen. Dies war nur bei wenigen Uferabschnitten realistisch. Bei der Gesamtbewertung war der häufigste Sprung von der Einstufung „naturfern“ zu „naturnah“, gefolgt von der Einstufung „beeinträchtigt“ zu „naturnah“. Insgesamt konnte bei ca. 46 % der Uferabschnitte eine Verbesserung um eine Stufe und bei ca. 35 % der Uferabschnitte eine Verbesserung um zwei Stufen beobachtet werden.

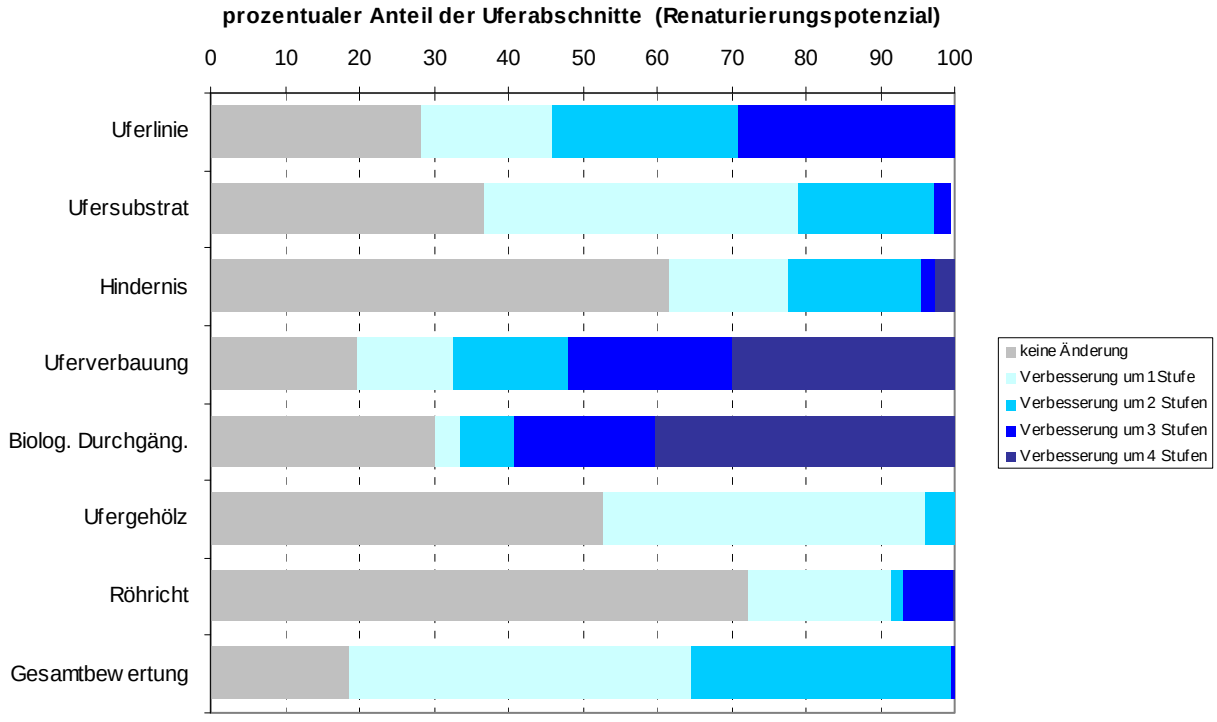



Abb. 7: Verbesserung der Bewertungsstufen durch Renaturierung (prozentualer Anteil der Uferabschnitte).

Vergleicht man die aktuelle Uferbewertung mit dem Renaturierungspotenzial für alle Uferabschnitte des gesamten Sees, so nimmt die Anzahl der naturnahen Abschnitte von 20 % auf 50 % zu (Abb. 8).

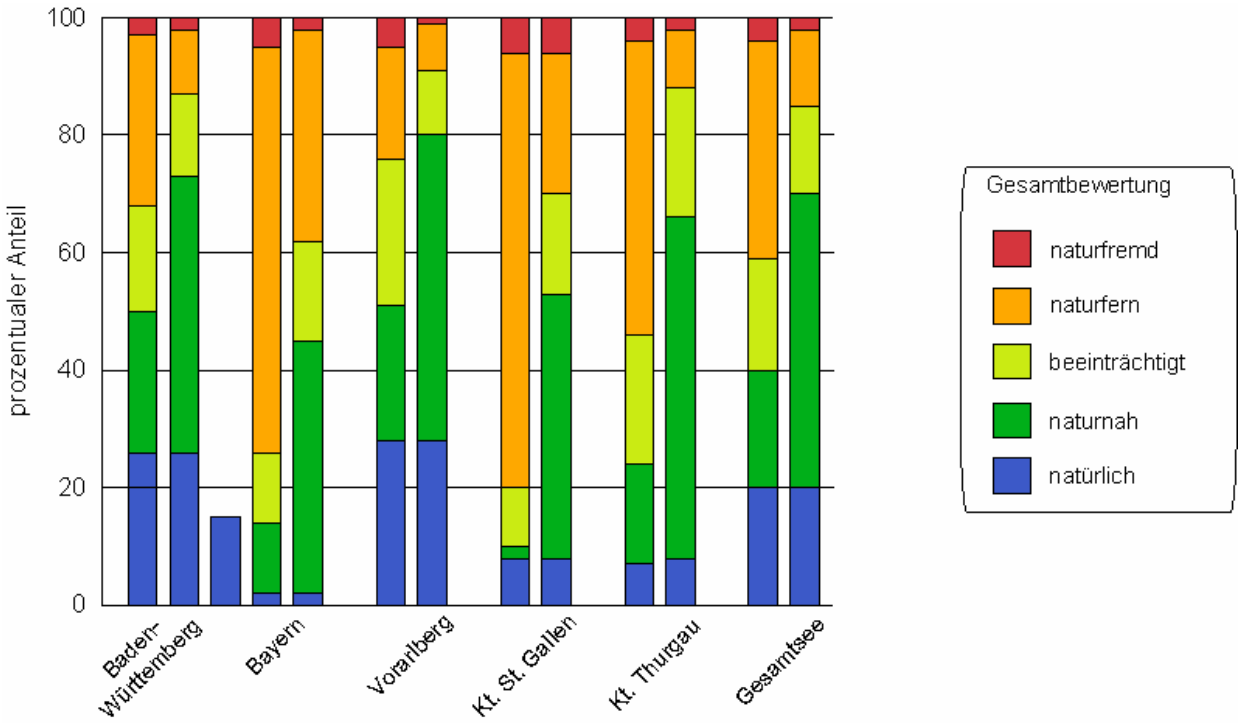



Abb. 8: Verbesserung der Gesamtbewertung durch Renaturierung (prozentualer Anteil der Uferabschnitte); linke Säule: aktuelle Bewertung, rechte Säule: Renaturierungspotenzial.

Mit Ausnahme von Bayern (44 %) lassen sich für alle Anrainerländer mehr als die Hälfte der Uferabschnitte in einen naturnahen Zustand versetzen. Das Land Bayern nimmt hier eine Sonderstellung ein, da große vermauerte Uferstrecken unter Denkmalschutz stehen (Lindauer Villen). Die aktuell als „naturfern“ eingestuften Uferbereiche könnten durch Renaturierung je nach Anrainer auf die Hälfte (BY), ein Drittel (BW, V, SG) bzw. sogar auf ein Fünftel (TG) reduziert werden. Die Angaben für den Kanton Thurgau sind nur eingeschränkt als tatsächliches Potenzial zu betrachten, da hier keine Überprüfung auf Restriktionen (z.B. Natur- und Heimatschutz / Denkmalschutz) erfolgt ist. Würde das gesamte Renaturierungspotenzial umgesetzt werden, läge die durchschnittliche Gesamtbewertung für den Bodensee bei 2.46.

Die aktuelle Uferbewertung sowie das Renaturierungspotenzial stehen zur weiteren Information als Dateien auf der IGKB Homepage (www.igkb.de) zur Verfügung. Diese können mit Hilfe von Google Earth abschnittsgenau betrachtet werden. Die voran stehenden Ergebnisse beziehen sich allein auf die Kriterien der Uferbewertung. Darüber hinaus lassen sich im Einzelfall sicherlich Verbesserungen für die Ufer- und Flachwasserzone erzielen, die sich in dem Kriterienkatalog der Uferbewertung nicht

niederschlagen. Das vorliegende Renaturierungspotenzial soll als Diskussionsgrundlage für künftige Maßnahmen dienen. Ziel aller Maßnahmen sollte die Wiederherstellung einer intakten Ufer- und Flachwasserzone sein.

*Fazit:*

*Die Bodenseeuferbewertung 2006 zeigte, dass sich lediglich ca. 40 % des Bodenseeufers in einem „natürlichen“ oder „naturnahen“ Zustand befinden. 60 % des Ufers wurden als „beeinträchtigt“ oder schlechter eingestuft. Für die Uferabschnitte in unbefriedigendem Zustand wurde das Renaturierungspotenzial erarbeitet. Mehr als die Hälfte dieser Abschnitte könnte durch entsprechende Maßnahmen in einen „naturnahen“ Zustand gebracht werden. Hierzu sind vor allem die Entfernung unnatürlicher Uferverbauungen (Mauerwerk, massive Blockböschungen) und die Entwicklung einer natürlichen Vegetation notwendig. Das Renaturierungspotenzial entspricht einem langfristig realisierbaren Zustand, der als Leitbild für künftige Renaturierungsmaßnahmen dienen soll. Für den Bodensee würde die Umsetzung des Renaturierungspotenzials eine deutliche Verbesserung der Uferzone bedeuten. Die heute ca. 20 % „naturnahen“ Uferabschnitte könnten langfristig mittels geeigneter Renaturierungsmaßnahmen auf gut 50 % der Uferabschnitte gesteigert werden. Etwa 2/3 des Obersees und 4/5 des Untersees sind potenziell als „natürlich“ bzw. „naturnah“ einzustufen. Die Erarbeitung des Renaturierungspotenzials ist der letzte Schritt im Rahmen des Aktionsprogramms „Ufer -und Flachwasserzone“ der IGKB. Die Umsetzung von Maßnahmen erfolgt durch die Länder, Kantone und Gemeinden nach eigenen Maßgaben, Prioritäten und finanzieller Machbarkeit.*

# B – Jahresbericht

# Einleitung

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

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

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

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

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

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

# Zustandsbeschreibung

## Bodensee-Obersee

Im ersten Halbjahr 2009 entsprach der Verlauf der **Wasserstände** weitgehend den langjährigen Mittelwerten. Im Januar und Februar traten gegenüber den Mittelwerten leicht niedrigere Wasserstände und im März, April und Mai leicht erhöhte Werte auf. Ab Anfang August 2009 waren die aktuellen Wasserstandswerte meist deutlich niedriger als die langjährigen mittleren Werte, wobei sich die Differenz zwischen Mittelwert und aktuellen Wasserstandswerten bis Anfang Oktober stetig vergrößerte und am 10. Oktober mit 288 cm der für die zweite Jahreshälfte niedrigste Wasserstand auftrat. Bis Anfang Dezember normalisierte sich der Pegelstand des Bodensees und erreichte wieder mittlere Werte.

Die **Abflußwerte des Alpenrheins** zeigten 2009 keine Extreme. Der Maximalwert für den Abfluß des Alpenrheins in 2009 wurde am Pegel Diepoldsau am 18.7.2009 mit 1195 $m^3/s$ gemessen.

Im Gegensatz zu den beiden vorausgegangenen Jahren war der Winter Anfang 2009 relativ kalt. An der Wetterstation Konstanz betrug die mittlere **Lufttemperatur** im Januar -1,7 °C (langjähriger Mittelwert 0 °C) und im Februar 0,7 °C (langjähriger Mittelwert 1,3 °C).

Im April des Jahres 2009 wurde in Deutschland die höchste mittlere Temperatur für diesen Monat seit Beginn der regelmäßigen meteorologischen Aufzeichnungen gemessen. In Konstanz lag die mittlere Temperatur im April bei 12,5 °C und damit um 3,8 °C über dem langjährigen Mittelwert.

Der relativ kalte Jahresbeginn 2009 führte zu einer stärkeren Abkühlung des Bodensees. Während der dabei stattfindenden Durchmischungsprozesse fiel die **Wassertemperatur** in der tiefen Seemitte bis zum 2.3.2009 von 4,7 °C auf 4,5 °C ab.

Zu diesem Zeitpunkt waren im Tiefenwasser nur noch geringe Temperaturunterschiede vorhanden, jedoch zeigte der Vergleich mit Wasserinhaltsstoffen, dass die **Durchmischung nicht vollständig** war.

Im März entwickelte sich eine schwache Temperaturschichtung, die sich im April aufgrund der außergewöhnlich warmen und sonnigen Tage rasch stabilisierte.

Am 04.05.2009 erreichten die Wassertemperaturen an den Oberflächen bereits 10,7 °C und 10,5 °C in 5 m Tiefe. Die 5 °C-Isotherme war zu diesem Zeitpunkt bereits auf 30 m abgesenkt. In der sich anschließenden Sommerstagnationsphase verblieb die 5 °C-Isotherme auf einer Tiefe von etwa 50 m, während sich das Epilimnion weiter erwärmte. Am 06.07.2009 wurde mit 20,8 °C die wärmste Oberflächentemperatur beobachtet. Die hohen oberflächennahen Temperaturen blieben bis Anfang August erhalten. Am 03.08.2009 wurde eine Temperatur von 20,5 °C gemessen. Die durchmischte Deckschicht hatte zu diesem Zeitpunkt eine Tiefe von 15 - 20 m erreicht.

In der folgenden spätsommerlichen Auskühlungsphase des Sees blieben die oberflächennahen Temperaturen noch relativ lange auf einem hohen Niveau, so dass am 05.10.2009 immer noch eine Temperatur von 17,7 °C registriert wurde. Danach kam es zu einer stärkeren Abkühlung und langsamen Absenkung der Epilimniongrenze. Die 5 °C-Isotherme erreichte am 30.11.2009 eine Tiefe von etwa 70 m, oberflächennah wurden dabei Temperaturen von 9,5 °C gemessen.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** betrug im Jahresmittel 2009 6,4 mg/m³ (Abb. 1A). Damit ist der Jahresmittelwert, der von 2006 bis 2008 konstant bei 7,6 mg/m³ war, leicht gefallen während die Konzentration in der Zirkulationsphase (Februar bis April) 2009 mit 7,8 mg/m³ weiterhin im Bereich der Vorjahre liegt (2006 - 2009 7,6 - 7,8 mg/m³). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtphosphor inzwischen einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht, der nur noch geringen Schwankungen unterworfen ist z.B. durch seeinterne Prozesse.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente fiel 2009 im Jahresmittel leicht auf 0,95 g/m³ (2008: 0,97 g/m³) (Abb. 1C). 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 stieg nun leicht auf 6,2 g/m³ (Abb. 1C).

Die **Sauerstoffkonzentration** im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 - 254 m erholte sich zunächst gut im März und April 2009 durch die bis in große Tiefen reichende Durchmischung und lag in dieser Zeit deutlich über den entsprechenden Vorjahreswerten von 2007 und 2008 mit jeweils schlechter Durchmischung. Im Verlauf des Jahres 2009 erfolgte in 254 m Tiefe aber eine kontinuierliche Abnahme an Sauerstoff und das herbstliche Minimum gleicht mit 6,6 g/m³ dem Vorjahreswert (Abb. 1B). Dabei handelt es sich im langjährigen Vergleich um eine gute Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht.

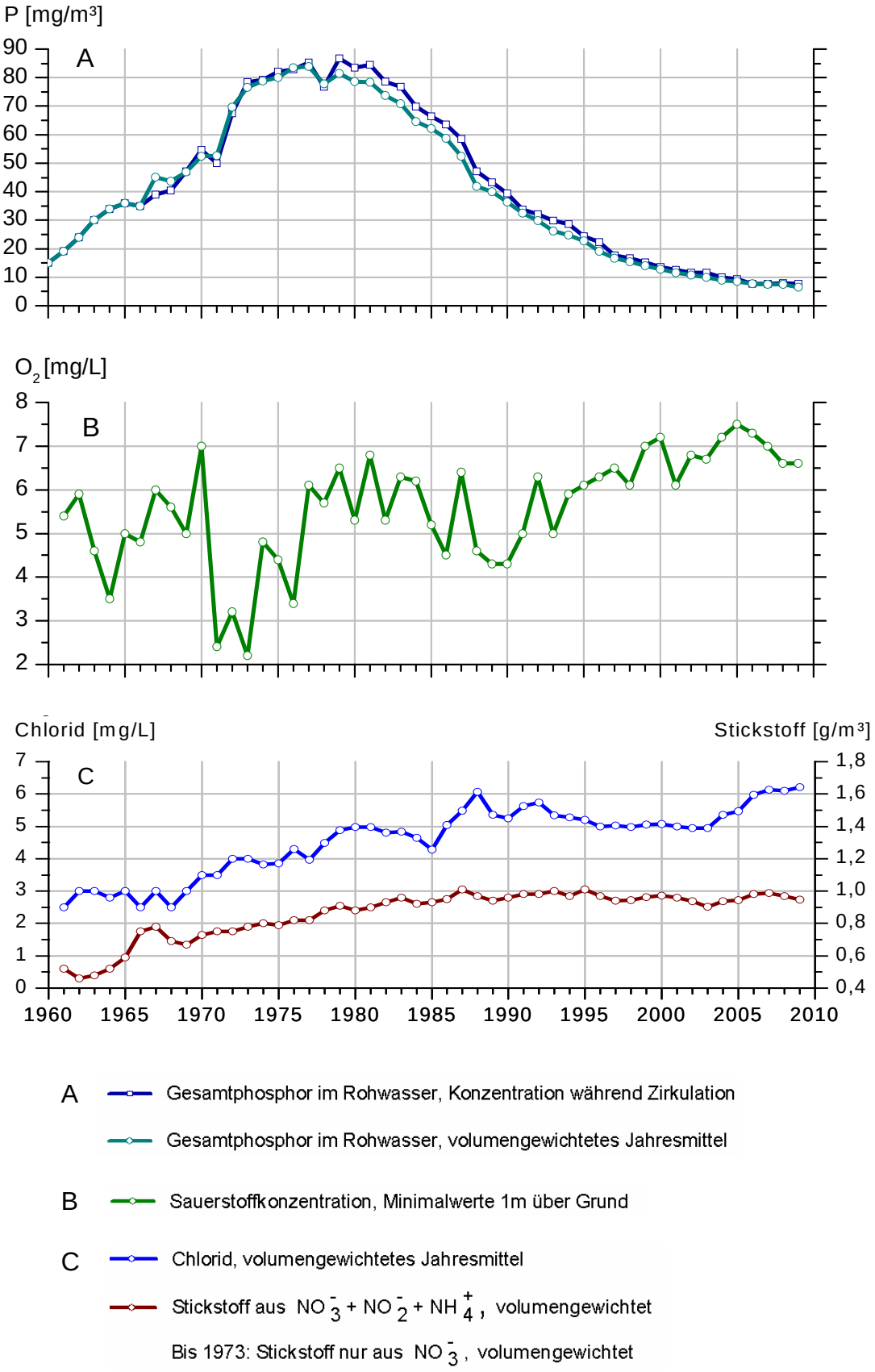



Abb. 1: Langfristige Entwicklung des Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chlorid-konzentration im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Im Obersee (Station Fischbach-Uttwil) war im Jahr 2009 die Biomasse des **Phytoplanktons** mit 12,7 g/m² deutlich höher als im Vorjahr mit 9,4 g/m² und liegt immer noch im Bereich der langjährigen Schwankungen seit dem Jahr 1991 (Werte zwischen 6,7 und 13,4 mg/m²). In diesem Zeitraum erfolgte ein starker Umbau der Zusammensetzung des Phytoplanktons. Die früher regelmäßig hohen Frühjahrsblüten sind schon einige Jahre deutlich niedriger geworden, was ein deutliches Zeichen für eine weitergehende Oligotrophierung des Sees ist. Zusätzlich traten 2009 die Chrysophyceen fast das ganze Jahr über stärker in den Vordergrund und repräsentierten Ende September und Anfang Oktober mehr als die Hälfte der Gesamtbiomasse. Die centrischen Kieselalgen traten während der Frühjahrsblüte stark zurück; lediglich Ende Juni konnte Stephanodiscus alpinus in höheren Individuenzahlen gefunden werden. Die höchste Biomasse trat Anfang November mit 59,9 g/m² auf; sie wurde zum größten Teil von der heterotrophen Art Gymnodinium helveticum gebildet, die vor allem von großen centrischen Kieselalgen lebt.

2007 wurde erstmals die Probenahmestation Bregenzer Bucht untersucht. In den drei untersuchten Jahren zeigte sich eine von den anderen Seeteilen stark abweichende Planktonentwicklung. Dies ist auf das stärker abgeschlossene Becken der Bregenzer Bucht mit spezifischen Licht-, Wind- und Strömungsverhältnissen sowie auf die Schwebstoffeinträge durch den Alpenrhein zurückzuführen. Diese führen zu geringeren Sichttiefen als an den anderen Probenahmestellen im Obersee.

Die von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung zeigt sich in niedrigeren Gesamtbiomassen. So lag die Jahresdurchschnittsbiomasse 2009 bei 6,6 g/m² während an der Station Fischbach 12,7 g/m² erreicht wurden.

Die Zusammensetzung der Algengesellschaft unterscheidet sich auch stark von der in den anderen Seeteilen. Während sowohl im Ober- als auch im Untersee centrische und pennate Kieselalgen über längere Zeit dominant sind (mindestens sechs Monate bis zu einem Jahr), dominieren in der Bregenzer Bucht Kieselalgen längstens über einen Zeitraum von zwei Monaten. Dies lag in der Bregenzer Bucht 2009 im Mai und Juni vor. Auffällig ist der generell höhere Anteil von Chrysophyceen wie Dinobryon divergens und Cryptophyceen wie Rhodomonas lens, also begeißelter Formen, die aktiv andere Wasserschichten aufsuchen können, um zum Beispiel in höheren Lichtgenuss zu kommen.

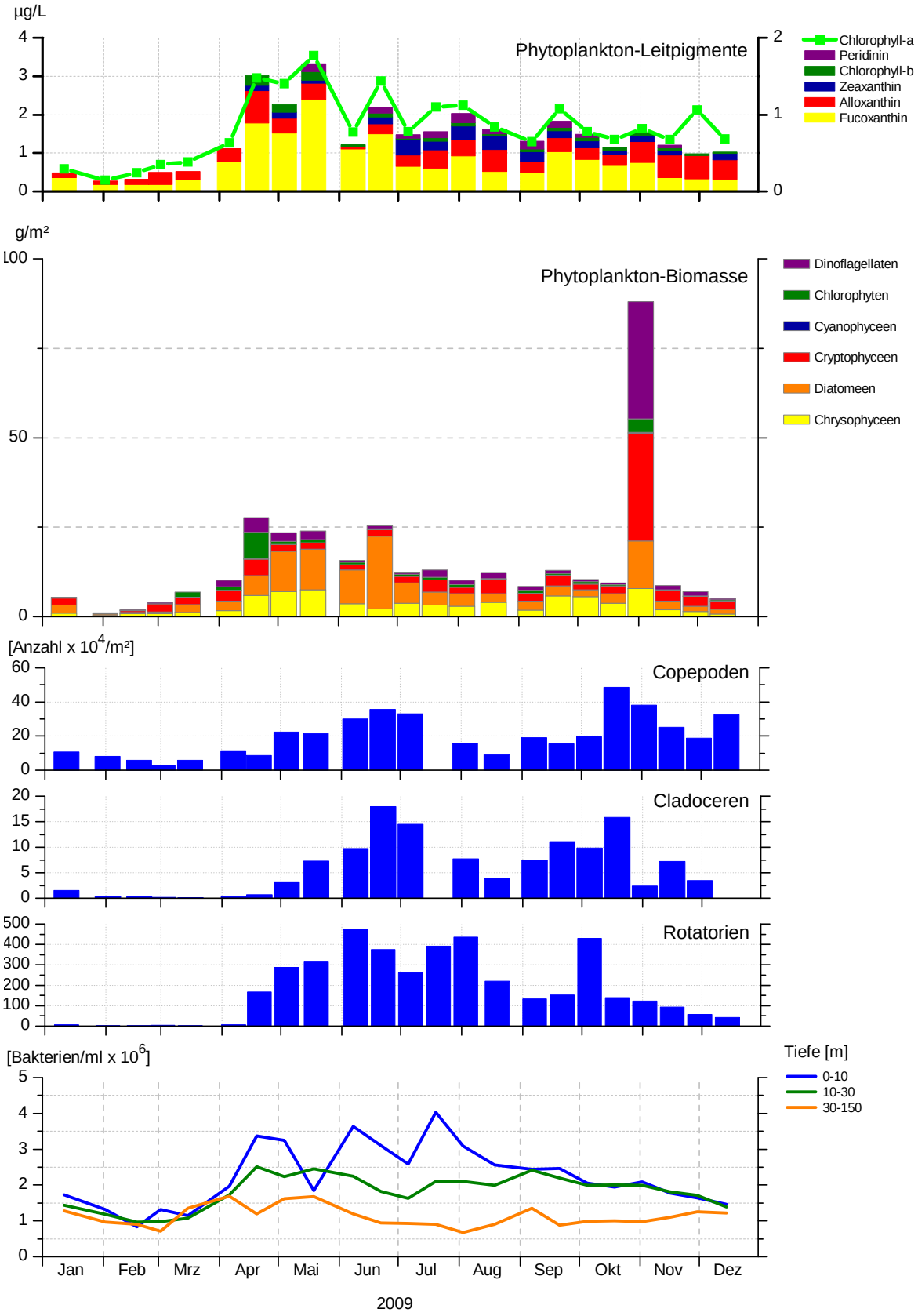



Abb. 2: Planktonentwicklung im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Im Zuge der fluoreszenzmikroskopischen Bakterien-Zählungen wurde 2009 auch das autotrophe **Pikoplankton** (Cyanobakterien < 2 µm), erfasst, das funktionell ebenfalls zum Phytoplankton zählt. Die an der Station Fischbach-Uttwil erhaltenen Werte zeigten wie im Vorjahr niedrige Zelldichten im Spätwinter, die unter 2 x $10^4$ Zellen/ml liegen. Im Frühjahr kam es dann zu einem ersten Anstieg auf bis zu 9 x $10^4$ Zellen/ml. Die Sommerwerte waren zunächst wieder niedriger, stiegen aber dann nochmals stark an und erreichten von Juli bis Anfang September Werte über 10 x $10^4$ Zellen/ml (Maximum 14 x $10^4$ Zellen/ml). Ab Ende September fielen die Werte dann wieder stetig bis auf das Winterniveau. Insgesamt bestätigten die 2009 festgestellten Zelldichten des autotrophen Pikoplanktons – trotz höherer Werte als im Vorjahr – das im Vergleich zu Erhebungen der 90er Jahre geringere Konzentrationsniveau dieser Gruppe.

Im Bodensee haben die **Chlorophyll-a** Konzentrationen 2009 in allen Seeteilen des Ober- und Untersees abgenommen. Dieser abnehmende Trend zeigt sich auch im Vergleich der langfristigen Entwicklung. Neben Chlorophyll-a wurden weitere Algenpigmente bestimmt. Chlorophyll-b, das Leitpigment für Grünalgen, wurde hauptsächlich im Untersee gefunden. Zeaxanthin, das Leitpigment für Blaualgen, wurde an der Station Fischbach-Uttwil, aber auch in der Station Zellersee gefunden. An den Stationen Bregenzer Bucht und Gnadensee waren die Konzentrationen niedrig. Alloxanthin, das Leitpigment für die Cryptophyceen, wurde in allen Seeteilen gefunden. Die Konzentrationen waren im Untersee etwas höher als im Obersee. Dies gilt auch für das Fucoxanthin, dem Leitpigment für die Diatomeen. Peridinin, das Leitpigment für die Dinoflagellaten, konnte erst ab dem Frühsommer gefunden werden. Im Untersee trat es nur bis September auf, im Obersee wurden auch noch im November geringe Konzentrationen gemessen.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** zeigten sich keine wesentlichen Änderungen der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren änderte sich der Jahresmittelwert unwesentlich, bei den Copepoden sank der Jahresmittelwert leicht ab. Die saisonale Entwicklung 2009 unterschied sich von der im Jahr 2008. Die bei den Copepoden und besonders bei den Cladoceren deutlichen Maxima der Individuenanzahl des Jahres 2008 waren 2009 weniger ausgeprägt. Bei den Copepoden war 2009 ein Trend zu höheren Anzahlen im Sommer und Herbst erkennbar. Die Unterschiede zwischen den Seeteilen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil und Zellersee waren geringer als 2008, die saisonale Dynamik der Anzahlen erschien in der Bregenzer Bucht und im Zellersee höher als an der Station Fischbach-Uttwil. Die höchsten Werte fanden sich im Zellersee.

Die Individuendichten der **Rotatorien** lagen um eine Zehnerpotenz höher als die der beiden Crustaceengruppen. Auch 2009 waren die Individuenzahlen an der Station Bregenzer Bucht niedriger als an den Stationen Fischbach-Uttwil und im Zellersee. An allen drei Stationen begann die saisonale Entwicklung erst im März/April. Eine ausgeprägte saisonale Dynamik war nicht erkennbar.

Im Vergleich zu 2008 zeigte die Station Bregenzer Bucht höhere Individuendichten und bei allen Stationen traten zeitliche Verschiebungen in der saisonalen Entwicklung auf.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten **Gesamtbakterienzahlen** zeigten 2009 im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Im Vergleich zu 2008 waren die Winterminima in den oberflächennahen Tiefenstufen (0 - 10 m) mit Werten rund 1 x $10^6$ Zellen/ml in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich, was vor allem mit der besseren winterlichen Durchmischung erklärt werden kann. Schon im April wurde ein deutlicher Anstieg verzeichnet, der im Juli mit einem Wert von knapp 4 x $10^6$ Zellen/ml das Jahresmaximum erreichte. Ab September nahmen die Konzentrationen wieder stetig ab, lagen aber Anfang Dezember immer noch deutlich über den Minimalwerten vom Januar und Februar.

Die seit 2000 routinemäßig an der Station Fischbach-Uttwil (FU) monatlich im Vertikalprofil erfassten Konzentrationen von **Fäkalkeimen** (E.coli) zeigten 2009 wie in den Vorjahren sehr niedrige Belastungswerte. Sie waren gegenüber dem Vorjahr zwar leicht erhöht, dennoch zeigten 85 % der Proben bezüglich E.coli weniger als 1 Keim/100 ml und nur in einer Probe wurde der für Oberflächengewässer immer noch niedrige Belastungswert von 10 EC/100ml überschritten. 2009 wurde auch die inzwischen für Badegewässeruntersuchungen etablierte zweite Gruppe von Fäkalkeimen, die intestinalen Enterokokken mitbeprobt. Hier ergaben sich für die Station FU ähnlich niedrige Belastungswerte wie für E.coli.

## Bodensee-Untersee

Die **Temperaturverteilung** im Untersee war aufgrund der Gewässermorphometrie in den einzelnen Seeteilen unterschiedlich. Bedingt durch die wesentlich geringeren Wassertiefen stellten sich im Winter 2008/2009 in den Seeteilen Rheinsee, Zellersee und Gnadensee bereits deutlich früher als im Obersee homotherme Verhältnisse ein. Bereits am 02.12.2008 wurden homotherme Verhältnisse mit 7,3 °C im Zellersee und 6,4 °C im Gnadensee gemessen. Im weiteren Verlauf kühlte der Untersee weiter aus und zeigte im Januar und Februar 2009 inverse Schichtungsverhältnisse. Im Zellersee wurden am 03.02.2009 oberflächennah 1,7 °C gemessen, während die Temperatur in 22 m Wassertiefe 3,3 °C betrug.

Im weiteren Jahresverlauf folgte die oberflächennahe Temperaturentwicklung im Untersee dem Obersee, jedoch erreichte der Untersee leicht höhere Temperaturwerte. Am 07.07.2009 wurden mit 22,9 °C im Gnadensee und 22 °C im Zellersee und am 18.08.2009 mit 24,2 °C im Rheinsee die höchsten Wassertemperaturen für den Untersee ermittelt.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgten einem ausgeprägten Jahresgang, der im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die kleinste Amplitude mit einer minimalen Temperatur von 3 °C (03.02.2009) und einer maximalen Temperatur von 7,5 °C (15.10.2009) aufwies. In den beiden anderen Seeteilen wurden aufgrund der flacheren Morphometrie der Teilbecken am 03.11.2009 mit 9.1 °C für den Gnadensee und 10.6 °C für den Zellersee höhere Maximaltemperaturen registriert. Anfang Dezember 2009 wurden im Rheinsee, Zellersee und Gnadensee weitgehend homotherme Verhältnisse erreicht.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** blieb 2009 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 9,4 mg/m³ auf dem Vorjahresniveau (2007 und 2006: 10 mg/m³). Im Zellersee stieg das Jahresmittel infolge von Rücklösungen aus dem Sediment auf 18 mg/m³ (2008: 14 mg/m³). Ein so hoher Wert wurde zuletzt 2004/05 erreicht. Der Gesamtphosphor im Gnadensee nahm in den Jahren 2008 bis 2009 von 12 auf 13 mg/m³ zu. Die Rücklösung spielt in diesem Seeteil eine geringere Rolle als im Zellersee.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente blieb im Rheinsee mit 0,84 g/m³ im Vergleich zum Vorjahr konstant. Auch der Zellersee lag 2009 mit 0,94 g/m³ anorganischem Stickstoff im Bereich der beiden Vorjahre (0,91 - 0,95 g/m³). Im Gnadensee fanden sich im Jahresmittel 0,59 g/m³. Dies entspricht einer geringfügigen Abnahme gegenüber dem Vorjahr (0,64 g/m³).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Herbst 2009 0,1 g/m³, was eine geringfügige Verschlechterung im Vergleich zu 2008 (0,8 g/m³) bedeutet. Im Zellersee wurde 2009 und 2008 bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden. Der niedrigste Wert lag in beiden Jahren bei 0,3 g/m³. Die grundnahen Sauerstoffverhältnisse haben sich in diesem Seeteil seit 2004 wieder etwas

verschlechtert. Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies im Spätsommer / Herbst nach wie vor einen totalen Sauerstoffschwund auf.

Die Station Rheinsee zeigte in allen fast Untersuchungsjahren eine von den Stationen Fischbach-Uttwil (Obersee) und Zellersee (Untersee) stark abweichende Langzeitentwicklung des **Phytoplanktons**. Bis 1997 war die Entwicklung der Gesamtbiomasse vom Verlauf der Phosphorkonzentration weitgehend entkoppelt. Nach dem Maximum 1997 fiel die Biomasse innerhalb von vier Jahren auf Werte, die mit den anderen Seeteilen vergleichbar waren. Die Jahresdurchschnittsbiomasse stieg nach den Minimalwerten 2001 bis 2006 seit 2007 wieder an und erreichte 2009 13,8 g/m². Damit lag sie über dem Wert des Obersees (Fischbach-Uttwil), jedoch deutlich unter dem Wert des Zellersees. Die Entwicklung über das Jahr 2009 ist im Rheinsee mit dem Zellersee vergleichbar; auch hier dominierten starke Frühjahrs- und Frühsommerentwicklungen mit einem hohen Anteil an centrischen Kieselalgen wie Stephanodiscus neoastraea. Im Sommerplankton war ein großer Anteil an Chrysophyceen und Dinophyceen enthalten, im Winterplankton spielten begeißelte Cryptophyceen eine starke Rolle.

Nach einer längeren Pause wurden 2009 wieder Phytoplanktonproben des Gnadensees untersucht. Der Gnadensee zeigte auf Grund seiner abgeschlossenen Lage mit fast vollständig abgetrenntem Seebecken eine Eigenentwicklung, die sich stark von den anderen Bereichen des Bodensees unterscheidet. Der Wasseraustausch mit den anderen Seeteilen ist gering und der einzige Zufluss ist der Mühlbach, der in den Markelfinger Winkel fließt. Im Gnadensee zeigte sich eine höhere Jahresdurchschnitts-Biomasse als in den anderen Seeteilen. Diese beruht hauptsächlich auf einer sehr hohen Frühjahrsblüte, wie sie für eutrophe Seen typisch ist. Diese Frühjahrsblüte erreichte ihr Maximum Ende April und Anfang Mai und bestand zum größten Teil aus pennaten und centrischen Kieselalgen wie Stephanodiscus alpinus. Ab Juli traten Cyanobakterien (Blaualgen) auf, die im Oktober ein Maximum erreichten, das noch bis Anfang Dezember nachweisbar war. Ende Oktober erreichten die Cyanobakterien einen Anteil von mehr als der Hälfte an der Gesamtbiomasse; ein wichtiger Vertreter war Woronichinia naegeliana.

Sowohl die **Chlorophyll-a** als auch die Werte für das **Zooplankton** sind im Untersee höher als im Obersee, sie reflektieren das höhere trophische Niveau des Untersees.

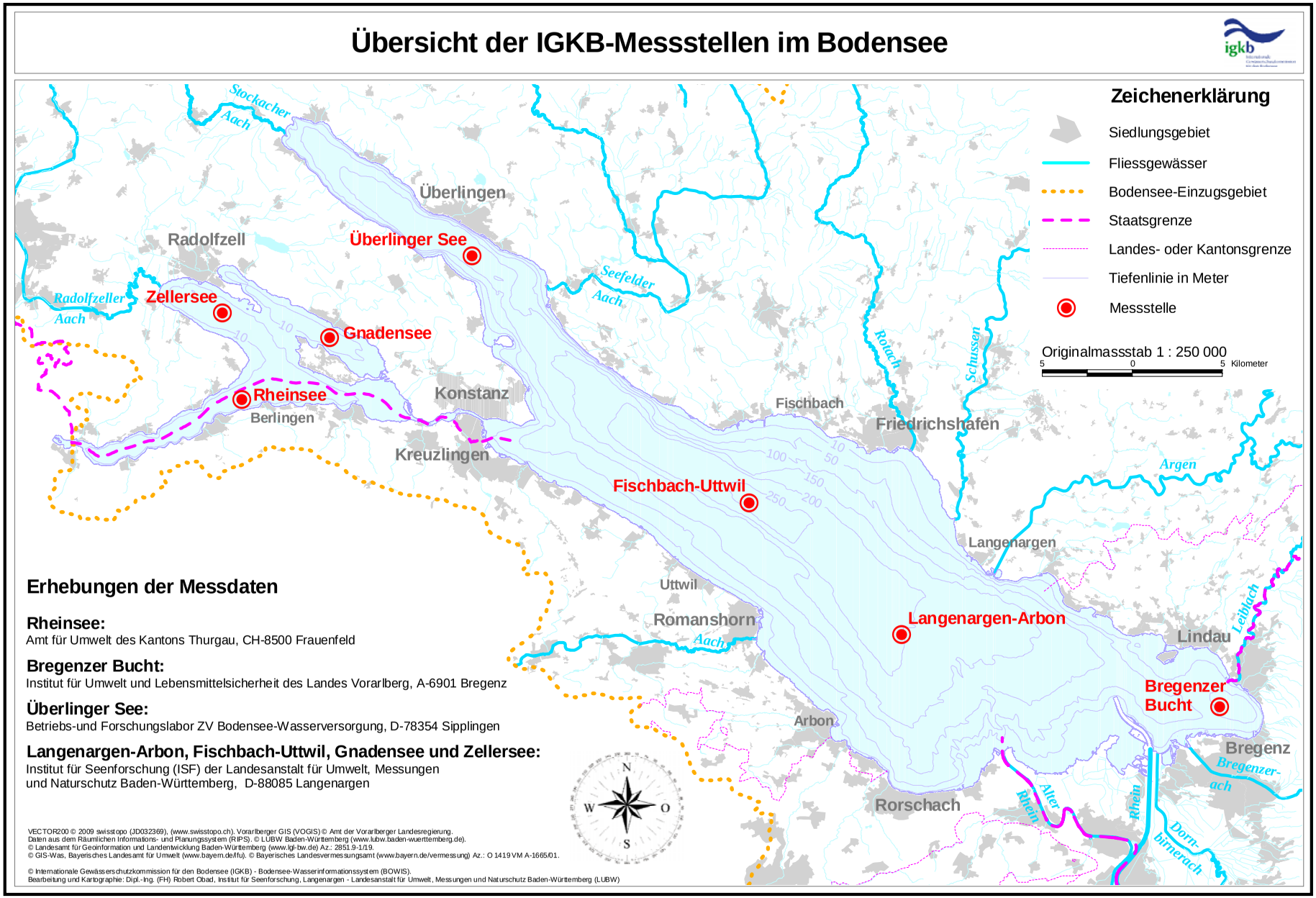
## Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem sehr guten Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee ist inzwischen im Bereich für einen typischen oligotrophen Alpensee angekommen. Auf diesem Niveau sind geringe Schwankungen, die u. a. durch interne Prozesse induziert werden, möglich.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich klar in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung nach wie vor von der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Dies zeigt sich insbesondere in der Zunahme der Gesamtphosphorkonzentration im Zellersee 2009.

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

# Untersuchungsprogramm Freiwasser 2009

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



## Meteorologie

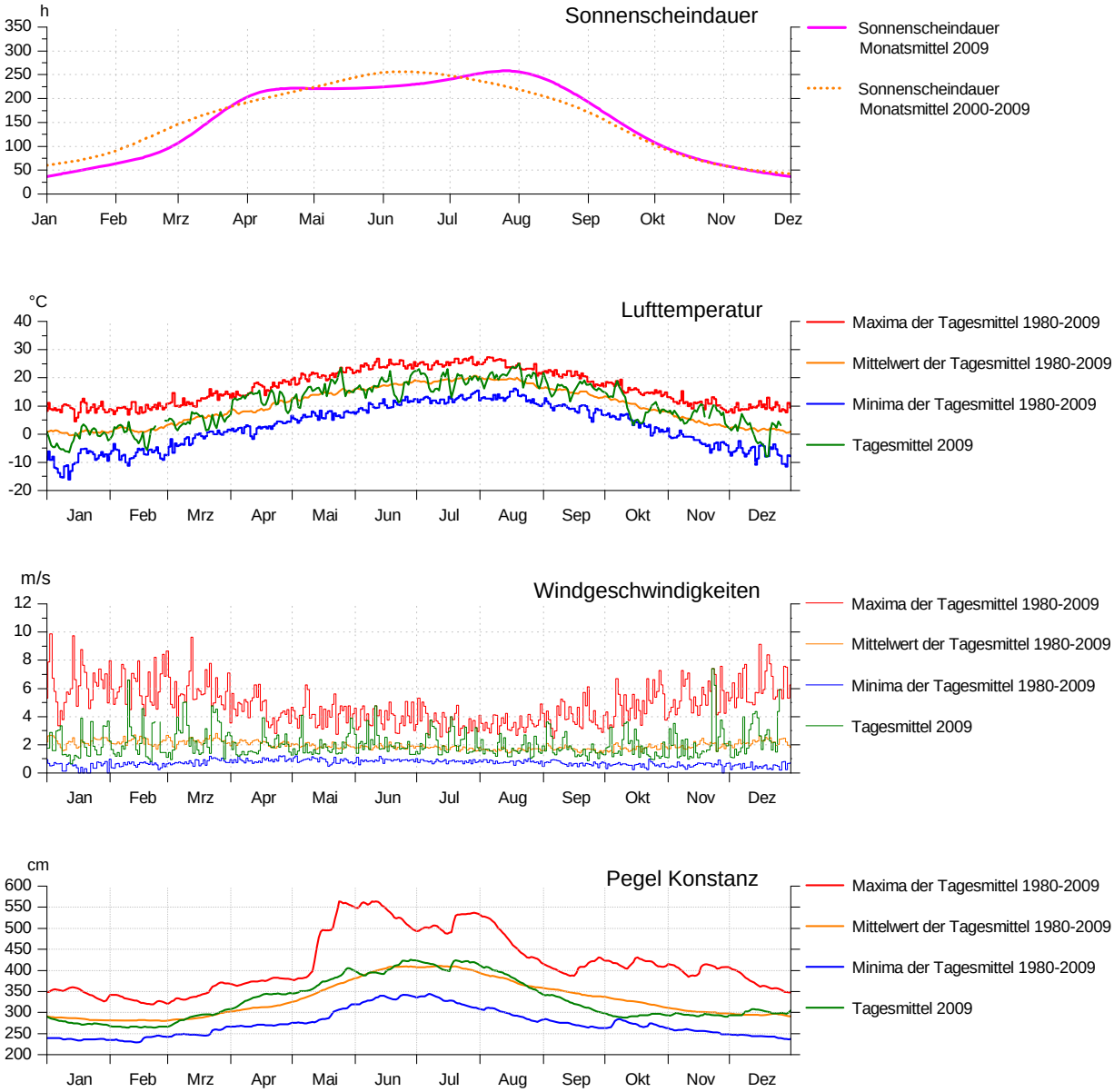



Abb. 4: Meteorologische und hydrologische Größen. Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Die monatlich gemittelten Werte der Sonnenscheindauer zeigen im Jahr 2009 im ersten Halbjahr meist unterdurchschnittliche Werte. Juli und August sind hingegen merklich sonniger als das 10-jährige Mittel. Bei den Lufttemperaturen fallen die relativ warmen Perioden im April und im November sowie im Spätsommer – Ende September bis Anfang Oktober – auf. Im Februar und März, sowie November und Dezember 2009 werden mehrere starke Stürme registriert, die mit den üblichen Starkwindperioden korrelieren. Die Wasserstände nähern sich im Oktober 2009 kurzfristig den langjährigen Minimalwerten an, weisen im übrigen Verlauf jedoch keine Extremwerte auf.

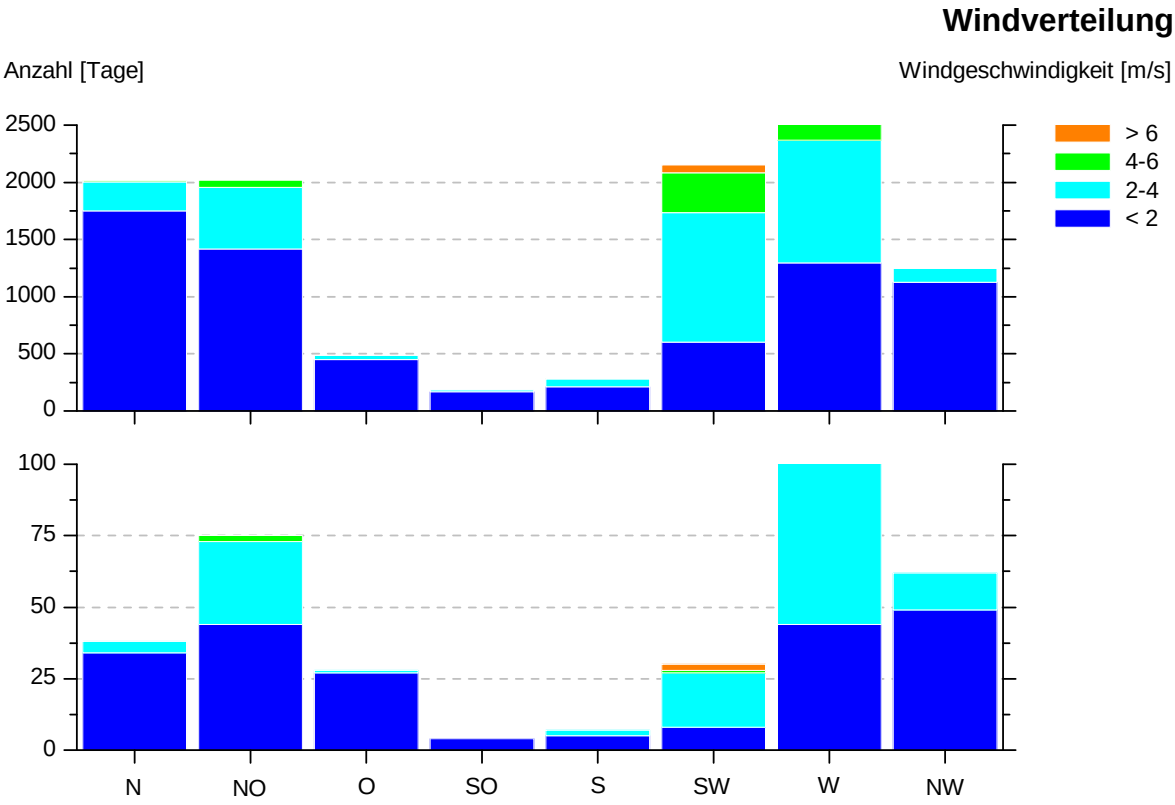



Abb. 5: Häufigkeitsverteilung des Windes für das Jahr 2009 (untere Abbildung) bzw. die letzten 30 Jahre (obere Abbildung). Quelle: Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes DWD.

Die Windverteilung des Jahres 2009 zeigt deutliche Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und –geschwindigkeiten, welche jedoch im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen. Auffällig ist vor allem ein selteneres Auftreten von Windgeschwindigkeiten zwischen 4 und 6 m/s sowie die verminderte Häufigkeit der Windereignisse aus südwestlicher und nördlicher Richtung.

## Hydrologie

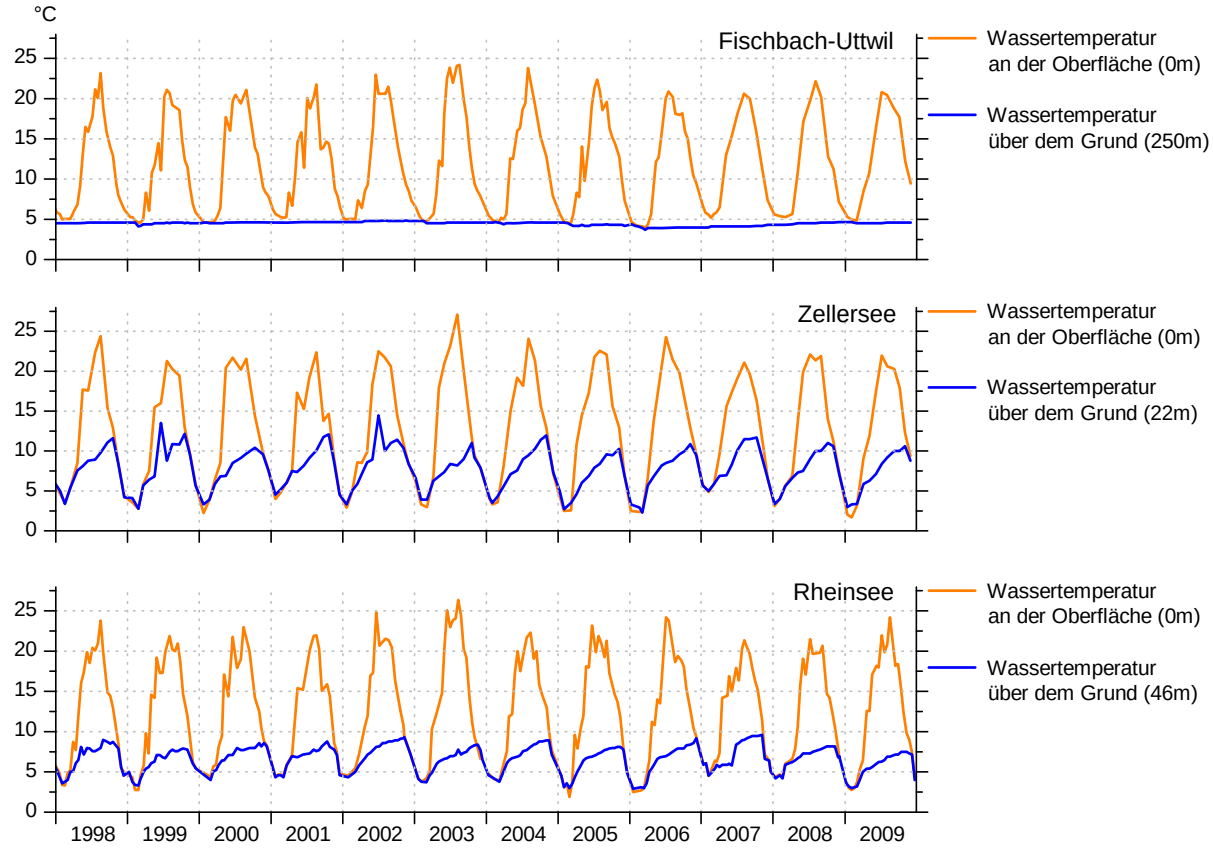



Abb. 6: Langzeitliche Temperaturentwicklung für Obersee, Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2009. Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees (D = 22 m) und des Rheinsees (D = 46 m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

**Wärmeinhalt**

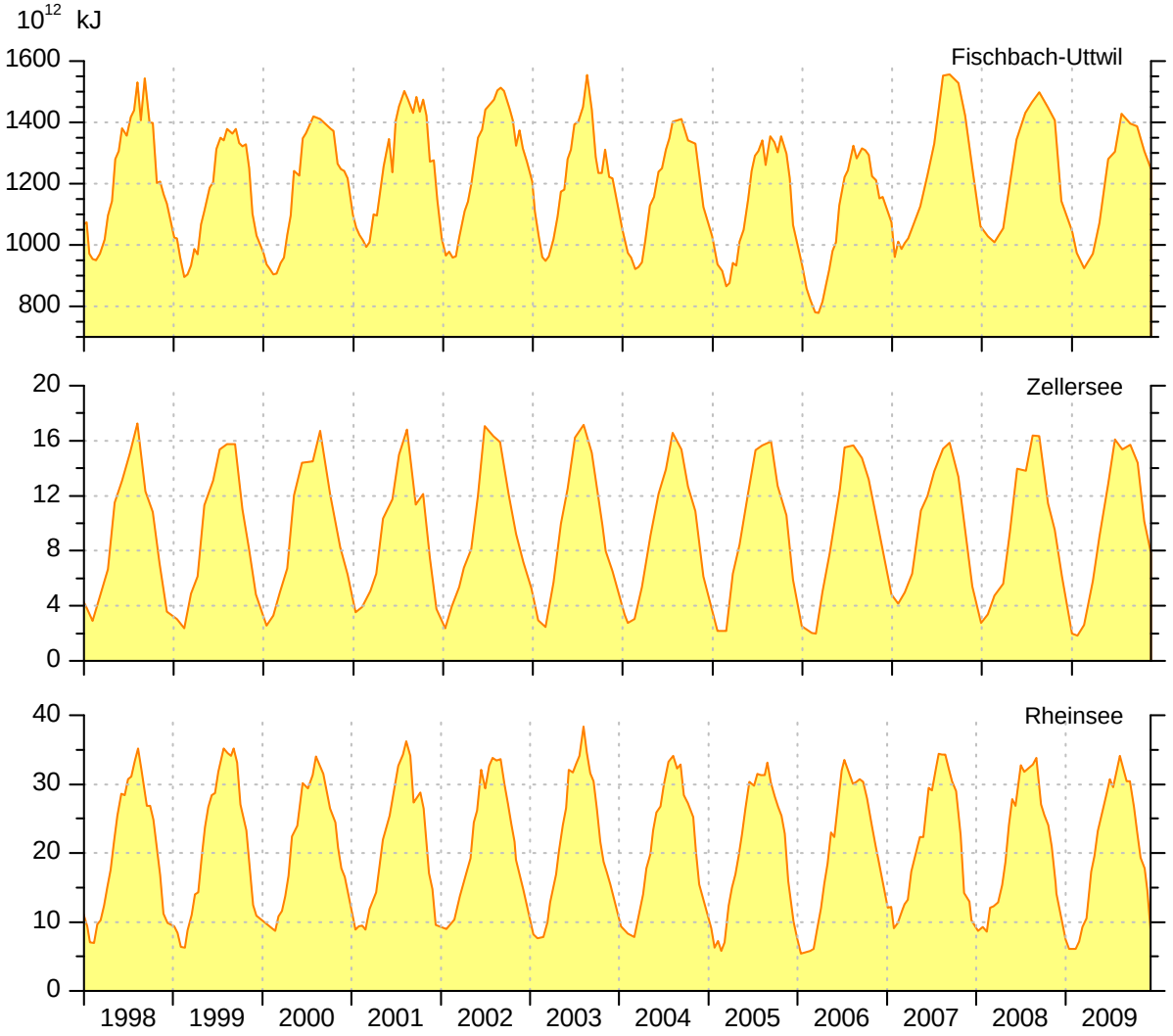



Abb. 7: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2009 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. Im Frühjahr 2009 wird wieder eine weitgehende Durchmischung des Sees und damit Homothermie erreicht.

Mit dem Grünen Bericht Nr. 36 (2008) wurde die Grafik zum Wärmeinhalt des Bodensees von der alten Einheit Kalorie [cal] auf die SI-Einheit Joule [J] umgestellt. Die Grafiken können ineinander umgerechnet werden, wobei gilt: 1 Kalorie = 4,1868 Joule bzw. 1 Joule = 0,2388 Kalorien.

## Wassertemperatur

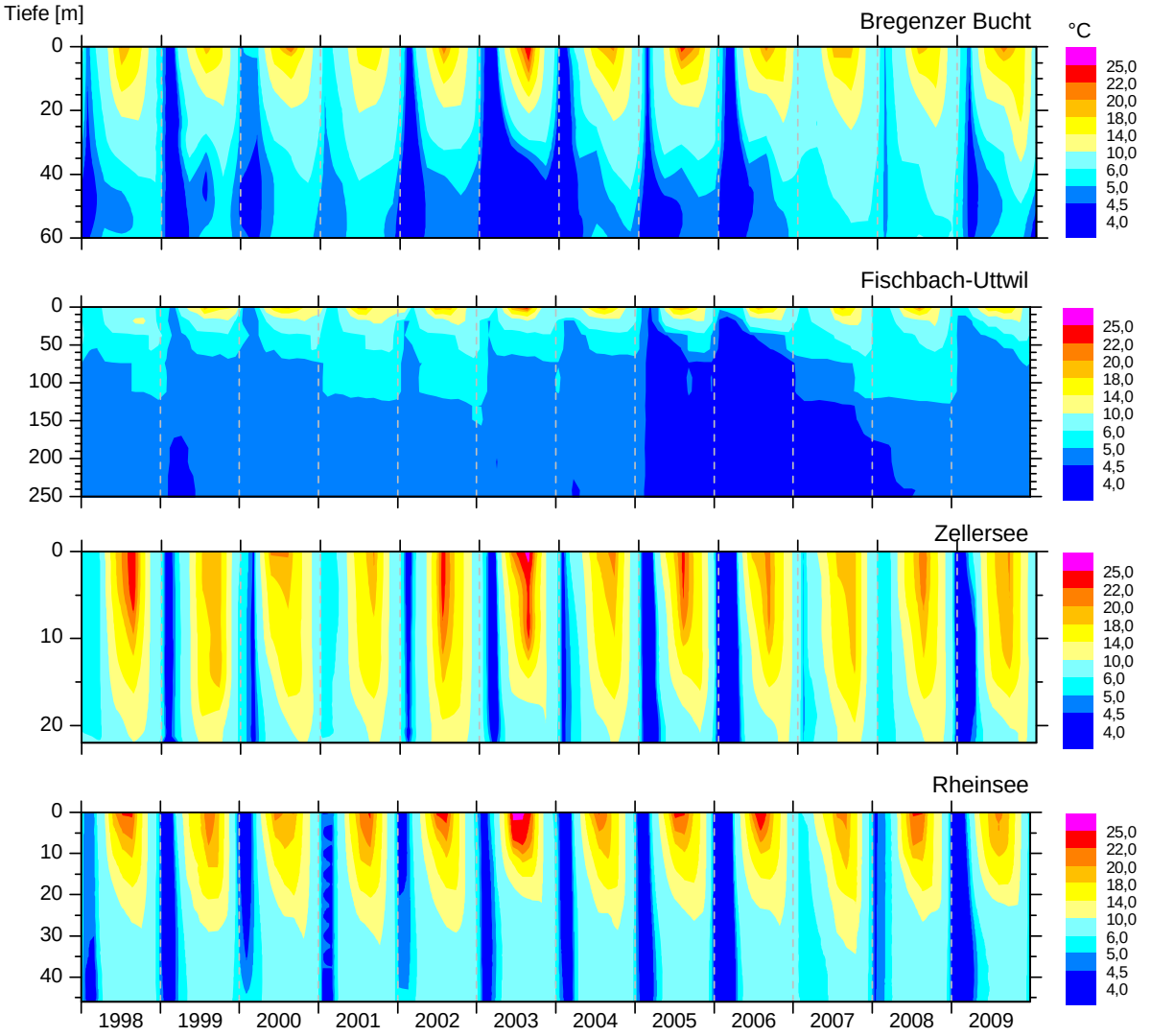



Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Temperaturen über 10 °C werden in Seemitte Obersee nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht. Auch die höheren Temperaturen im warmen Sommer 2003 beschränkten sich auf eine vergleichsweise dünne Oberflächenzone. In milden Wintern, wie beispielsweise 2000/01, aber auch 2006/07 und 2007/08 bleibt der See geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. Seither hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt. Die kalten Lufttemperaturen Anfang 2009 führten in allen Seeteilen zur Abkühlung.

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.

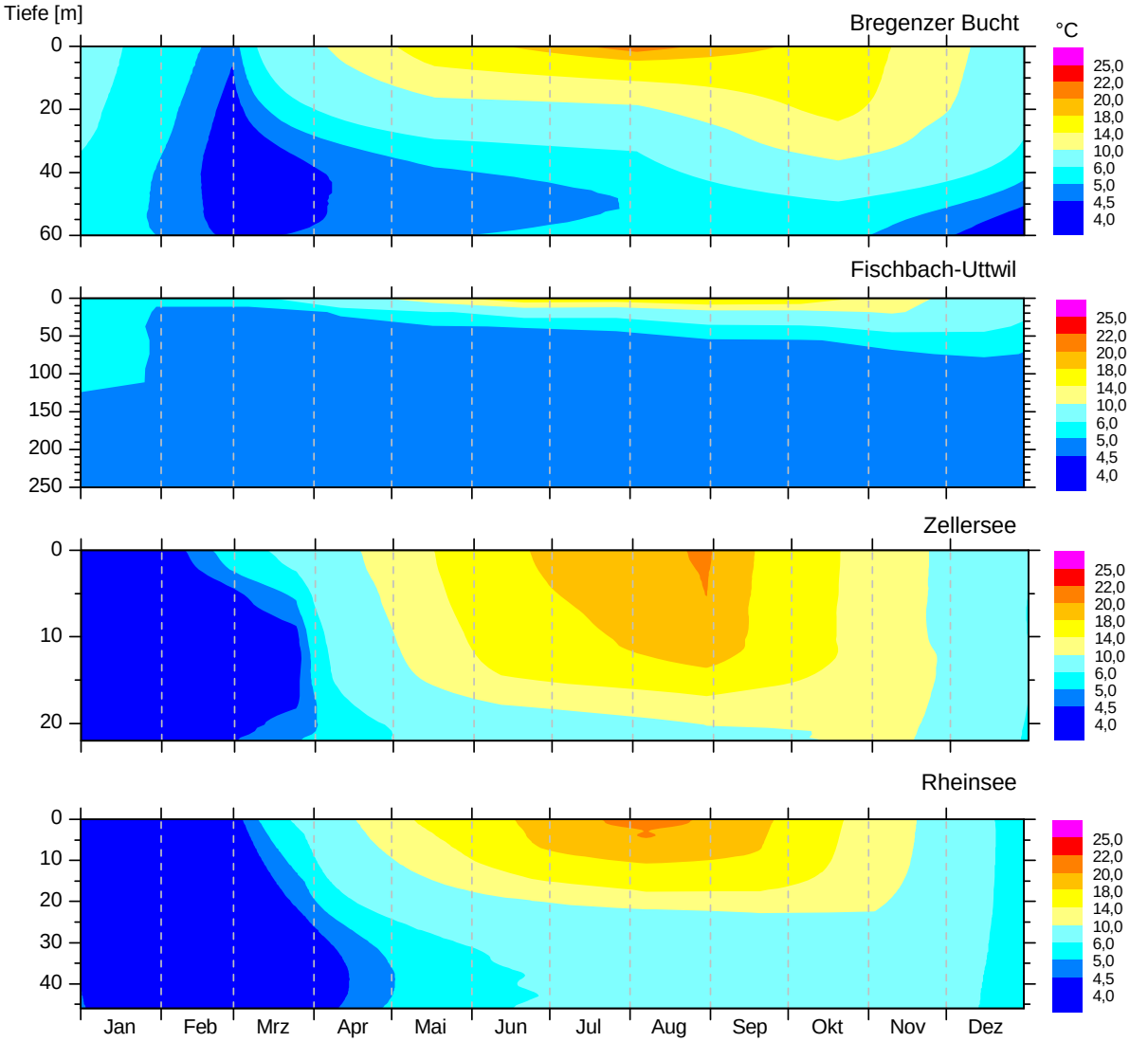



Abb. 9: Wassertemperaturverteilung im Jahr 2009 in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, so wie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr 2009 wird im Gegensatz zum Vorjahr wieder eine weitgehende Durchmischung des Sees erreicht. Damit einher geht eine homotherme, vertikale Temperaturverteilung, die nur noch minimale Temperaturunterschiede aufweist. Eine Analyse der vertikalen Verteilung der Wasserinhaltsstoffe zeigt jedoch auch, dass dabei immer noch geringe chemische Gradienten erhalten bleiben und keine vollständige Homogenisierung der vertikalen Verteilung dieser Stoffe stattfindet. Die Temperaturverteilungen in Zellersee und Rheinsee – zwei Teilbecken des Untersees – ähneln sich und zeigen ähnliche Verläufe für das Jahr 2009. In diesen beiden Seeteilen, wie auch im gesamten Untersee, kommt es aufgrund der spezifischen Morphometrie bereits relativ früh im Dezember 2008 zu einer Vollzirkulation, Die dabei hergestellten homothermen Bedingungen bleiben bis in den Januar 2009 erhalten und werden dann durch leicht inverse Schichtungsverhältnisse abgelöst, bevor der normale jährliche Stratifikationszyklus wieder Ende Februar/Anfang März 2009 von neuem beginnt.

## Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

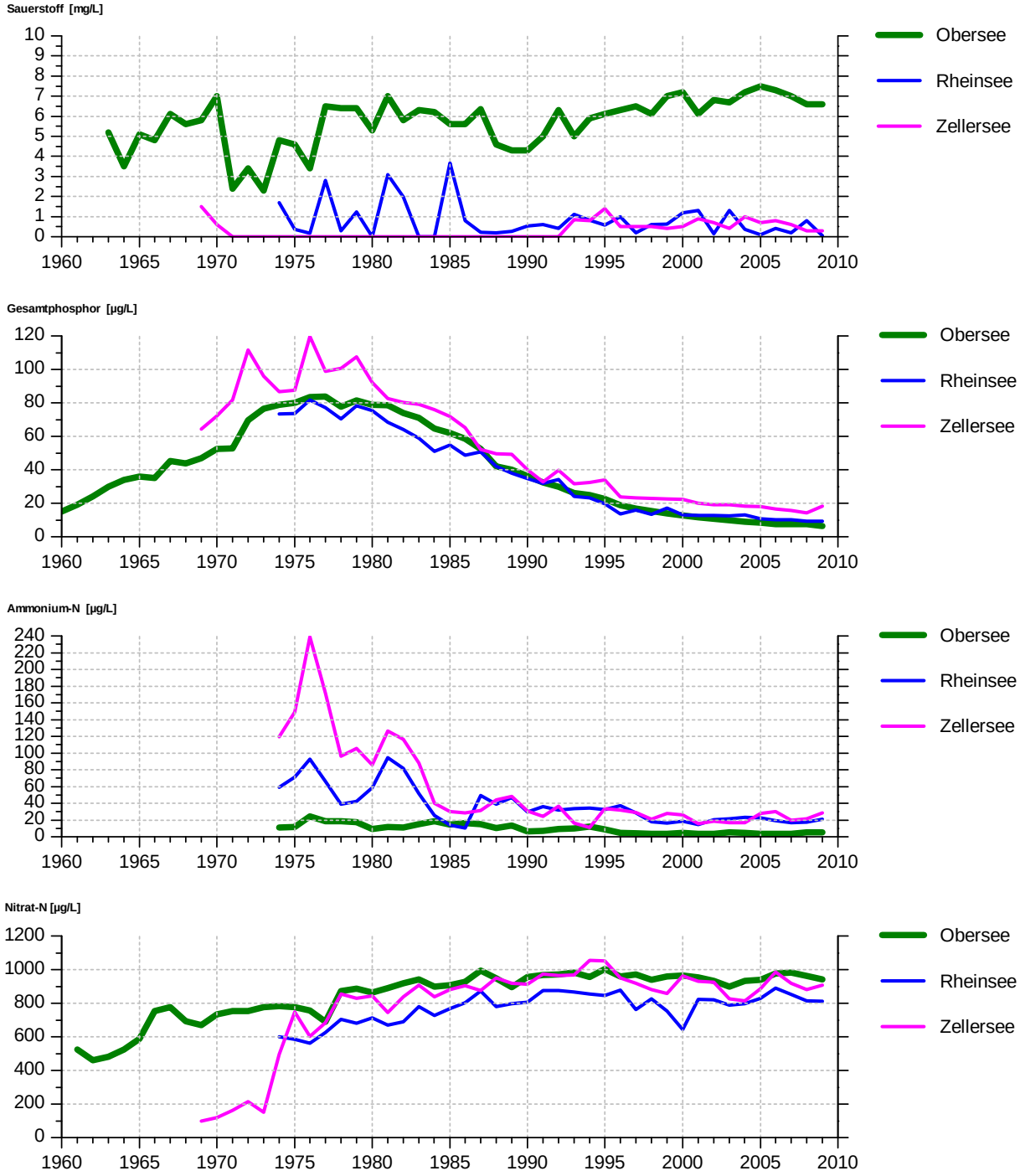



Abb. 10: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

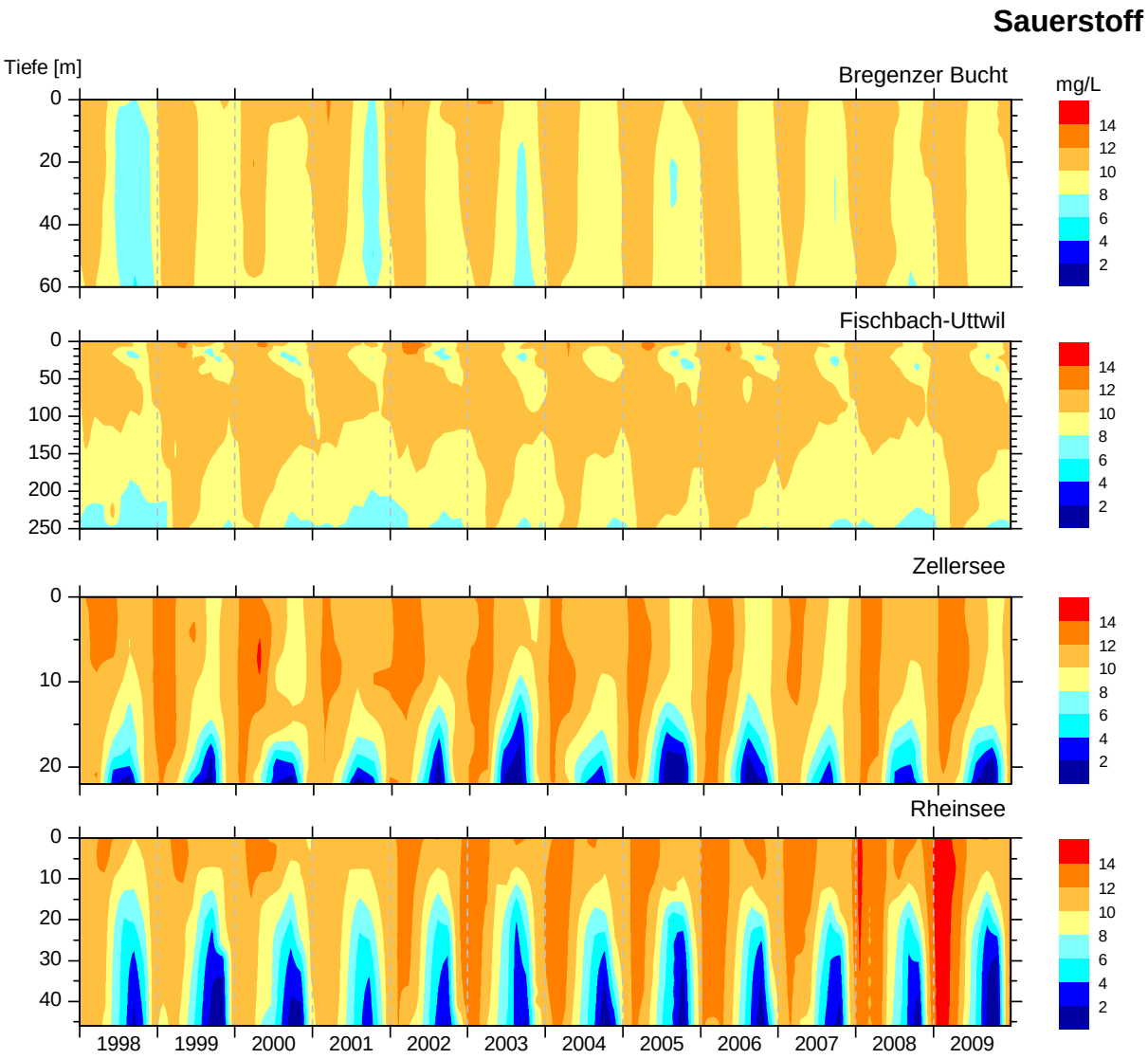



Abb. 11: Sauerstoffverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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.

## Gesamtphosphor

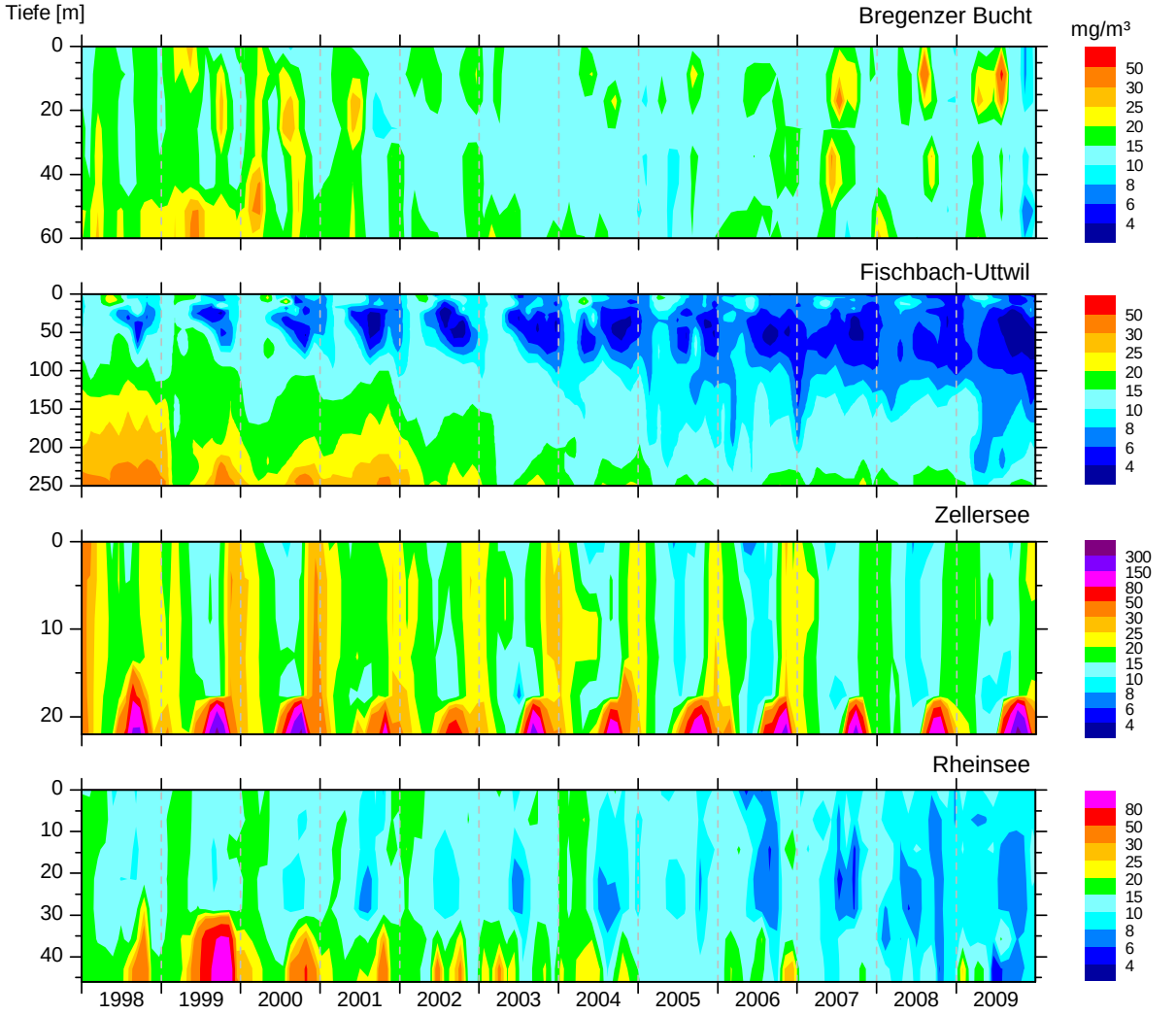



Abb. 12: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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 2009 jeweils in der warmen Jahreszeit in Tiefen von ca. 5 bis 30 m durch Zuflusswasser verursachte lokale Konzentrationszunahmen zu beobachten. Bedingt durch die Algenproduktion und langfristig abnehmende Phosphoreinträge über die Zuflüsse erfasst die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) immer größere Bereiche des Hypolimnions. 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.

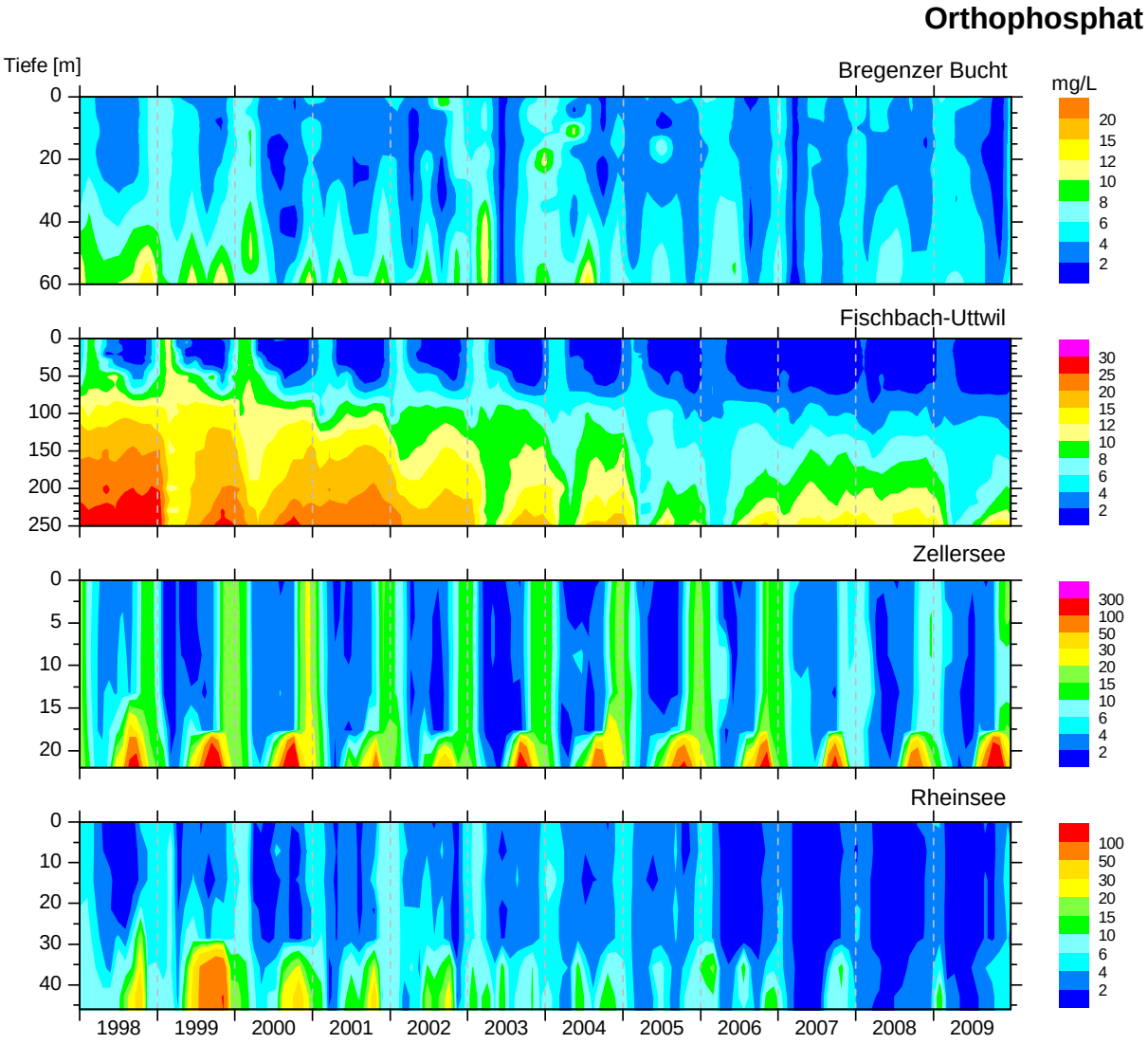



Abb. 13: Orthophosphatverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Vergleich zur Seemitte des Obersees sind die Phosphatgehalte in der vergleichbaren Oberflächenschicht der Bregenzer Bucht etwas höher. Durch die Mündungsnähe zu den beiden Hauptzuflüsse 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 wesentlich produktiver. Der intensive Abbau organischer Reste am Seegrund führt zu einer Absenkung der Redoxpotenziale der oberen Sedimentschichten und einer erheblichen Phosphorfreisetzung in das überstehende Wasser. Diese saisonal wiederkehrende Eigendüngung verzögert die Reoligotrophierung des Zellersees, was sich insbesondere im Jahr 2009 bemerkbar machte. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt. Dadurch ist der Phosphatrückgang deutlicher als im Zellersee.

## Nitrat

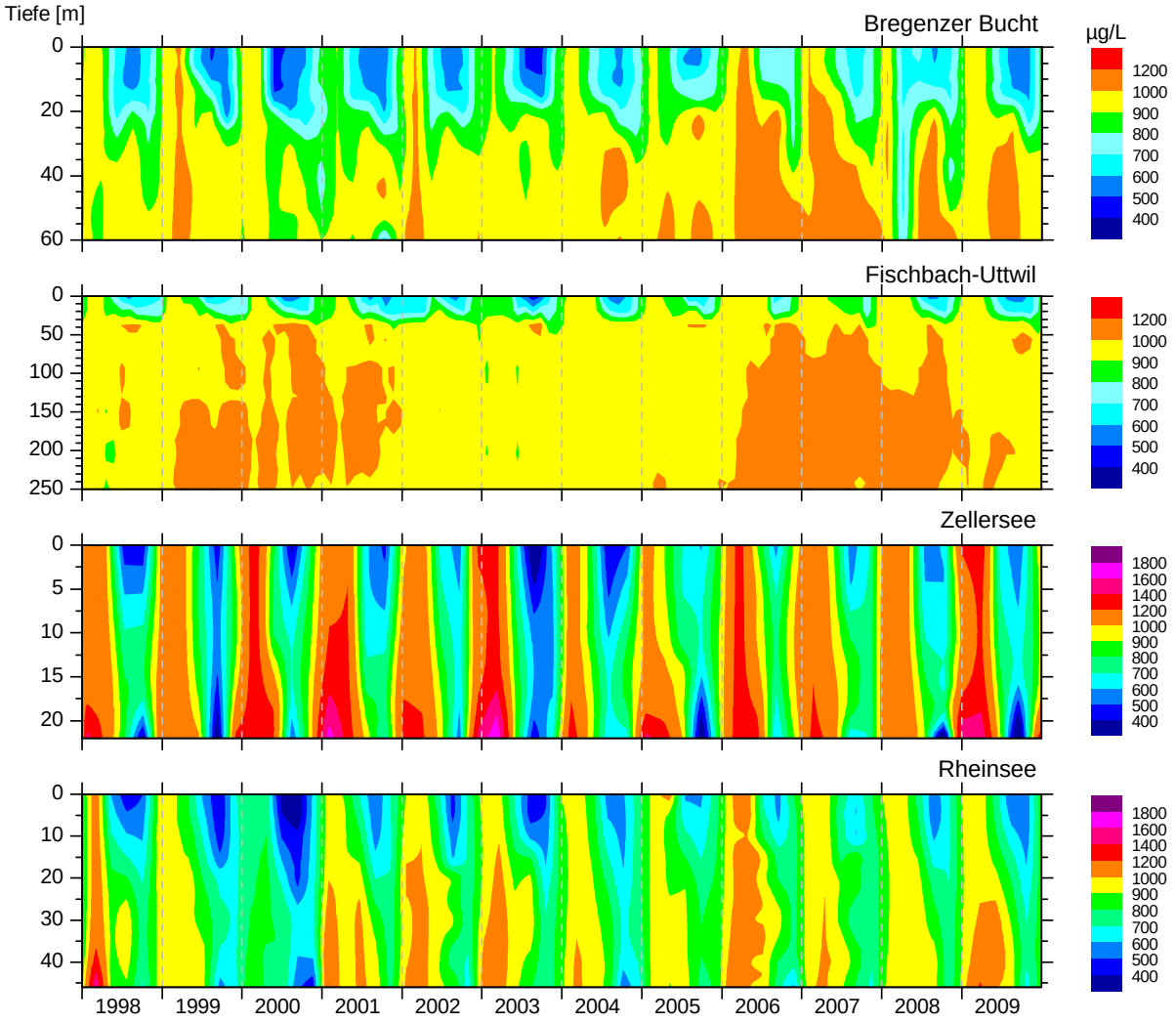



Abb. 14: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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.

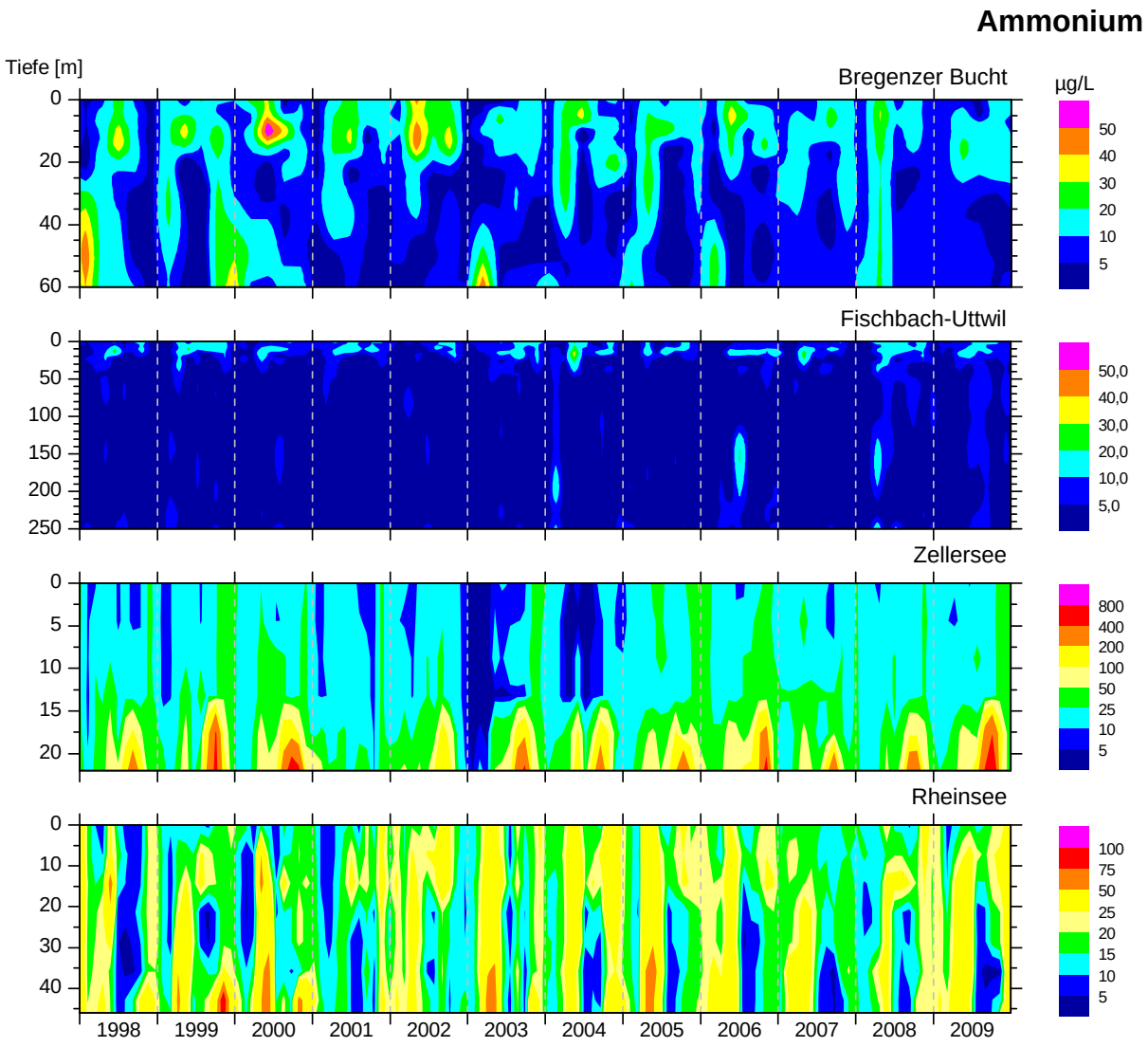



Abb. 15: Ammonium-N-Verteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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

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

## Silikat

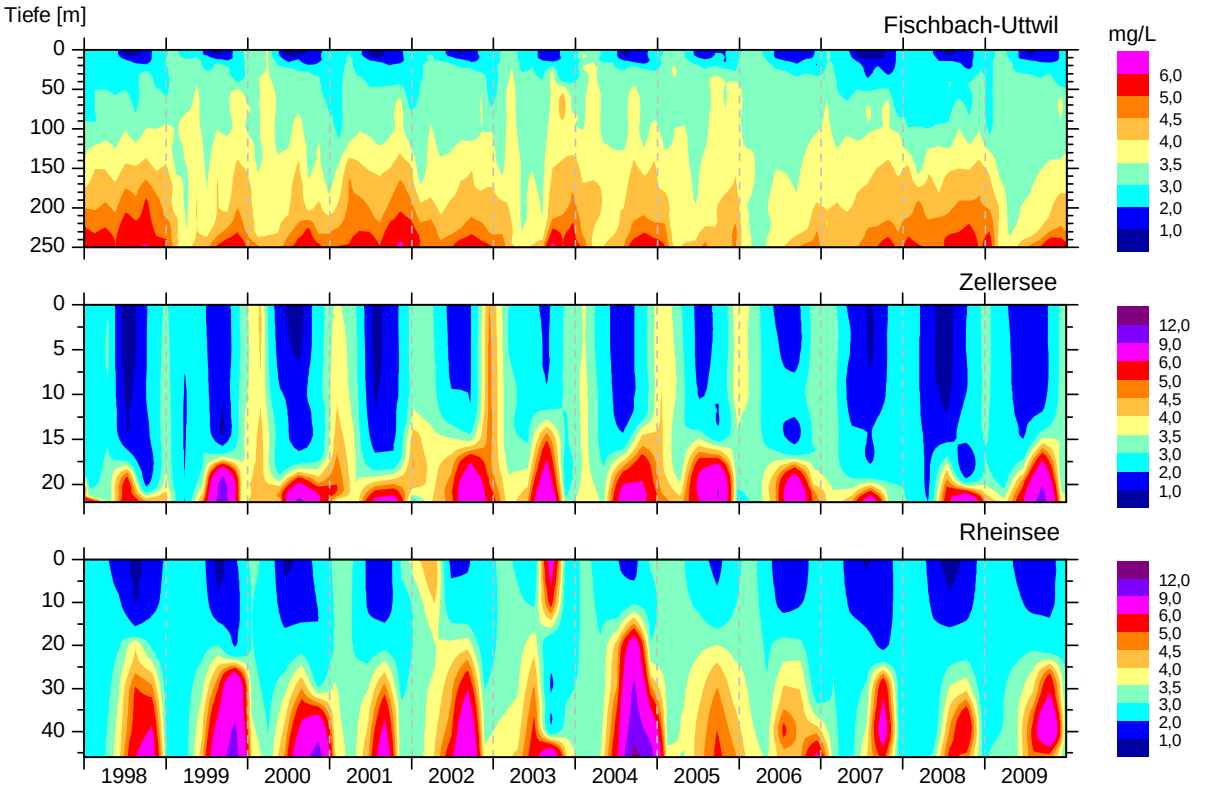



Abb. 16: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

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 Silikatgehaltes im Tiefenwasser. 2007 und 2008 hat durch unvollständige Durchmischung in zwei aufeinander folgenden Jahren das Silikat im Tiefenwasser wieder zugenommen und erst 2009 wieder abgenommen.

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

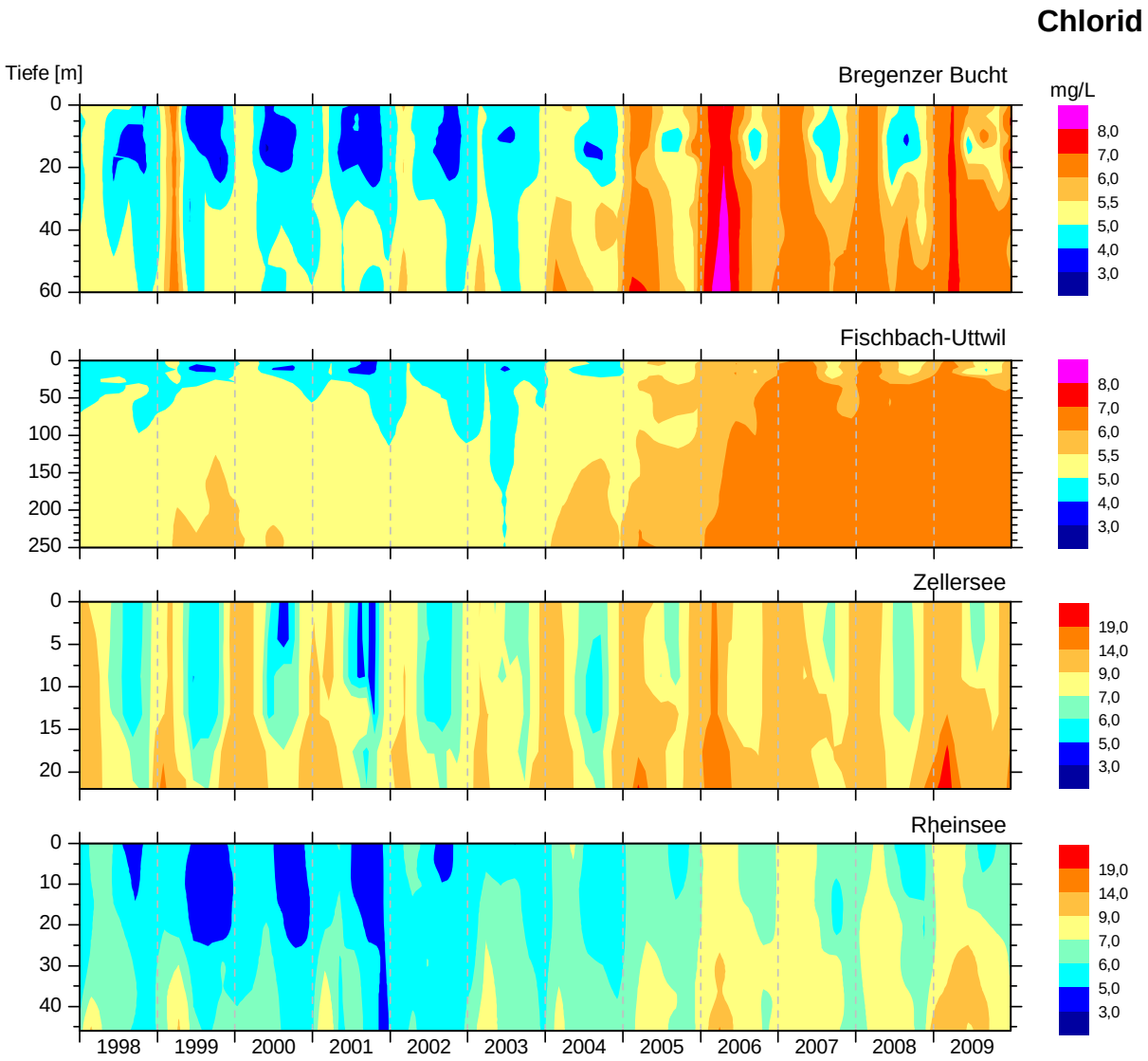



Abb. 17: Chloridverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

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

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

## Mangan

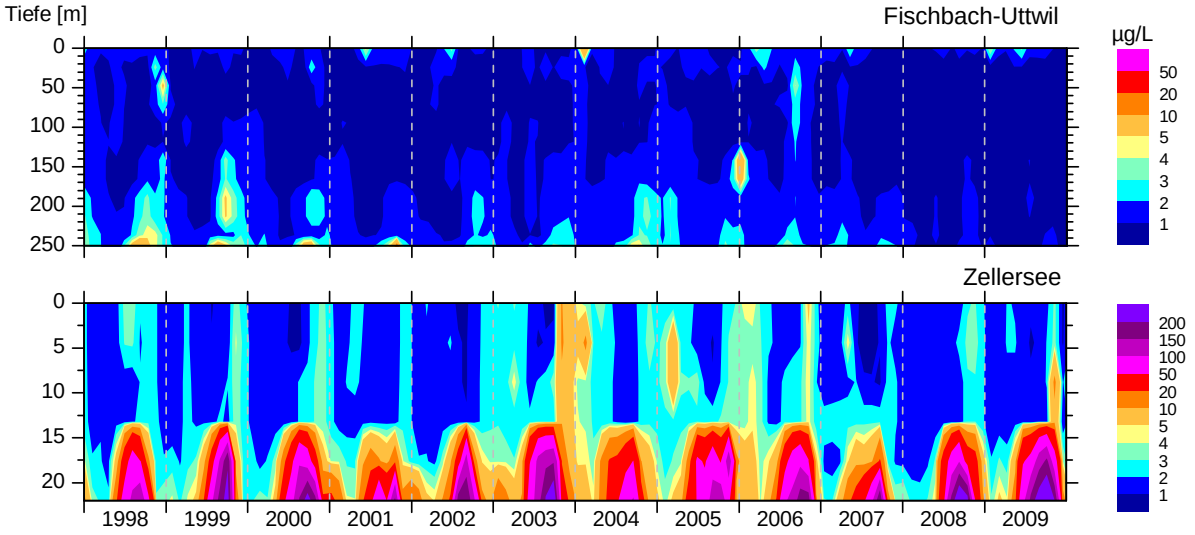



Abb. 18: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen statt, jedoch in einem erheblich geringeren Ausmaß als im Zellersee. Parallel zur Reoligotrophierung und dem Rückgang der Biomasse geht auch der grundnahe Abbau und mithin die Manganfreisetzung zurück, was insbesondere 2007 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 ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt unverändert hoch.

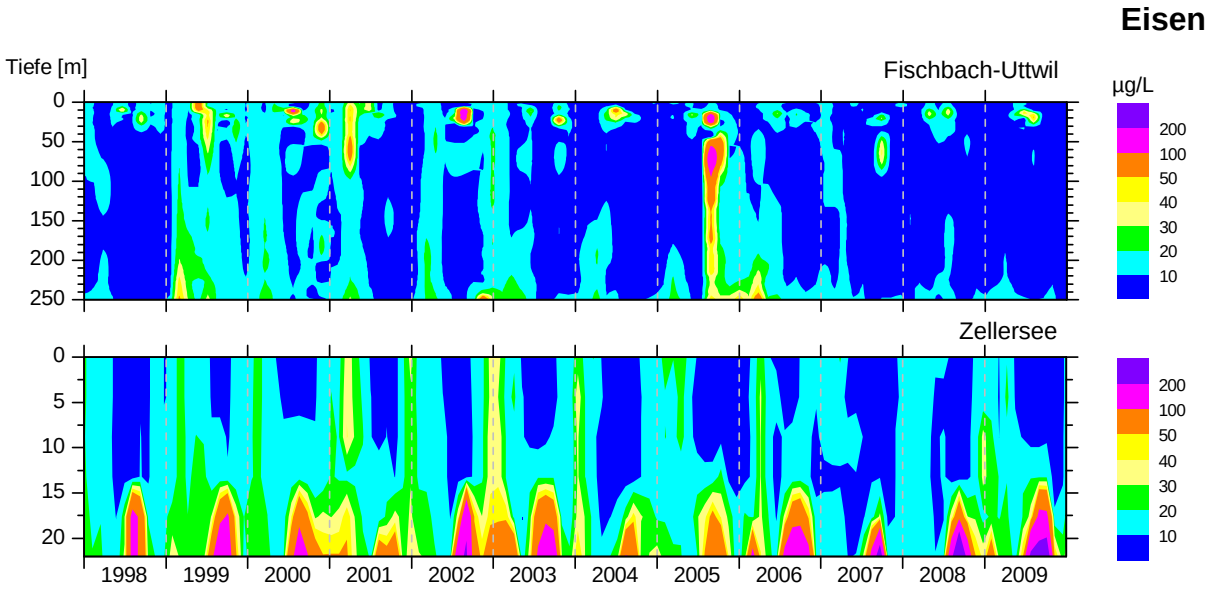



Abb. 19: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

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

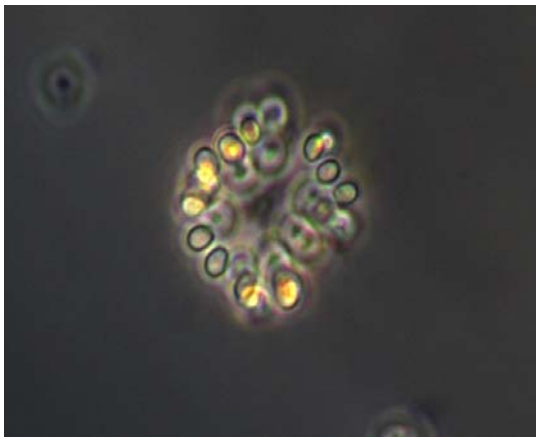


Abb. 20: Woronichinia naegeliana (Länge 5-7 µm, Breite 2,5-3,5 µm).

Abb. 21: Dinobryon divergens (Länge der Einzelzelle 30-65 µm).

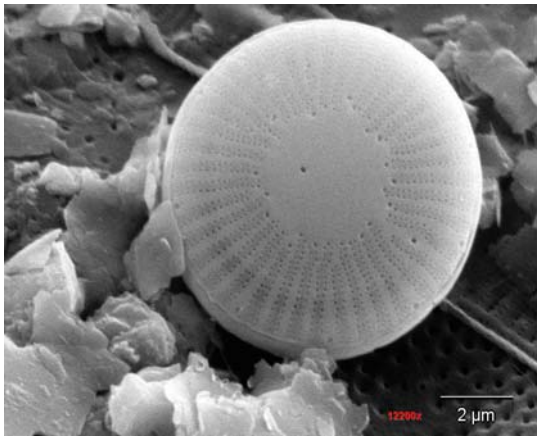



Abb. 22: Cyclotella cyclopuncta (Zellen Ø 4-14 µm).

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

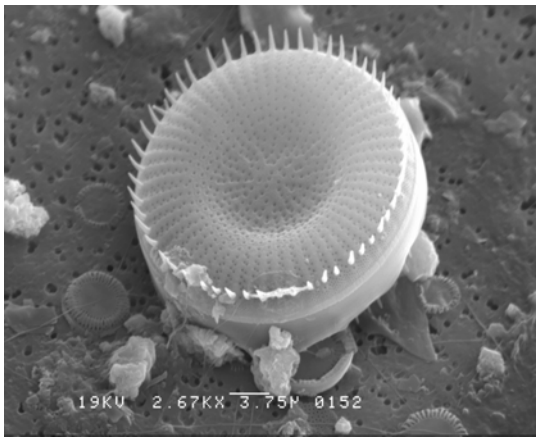



Abb. 24: Stephanodiscus alpinus (Zellen Ø 10-32 µm).

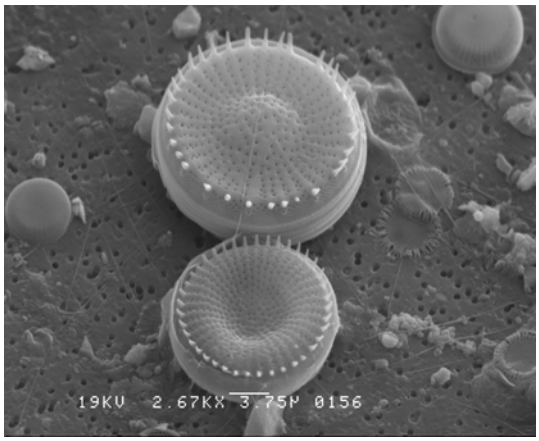



Abb. 25: Stephanodiscus parvus (Zellen Ø 5-11 µm).

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

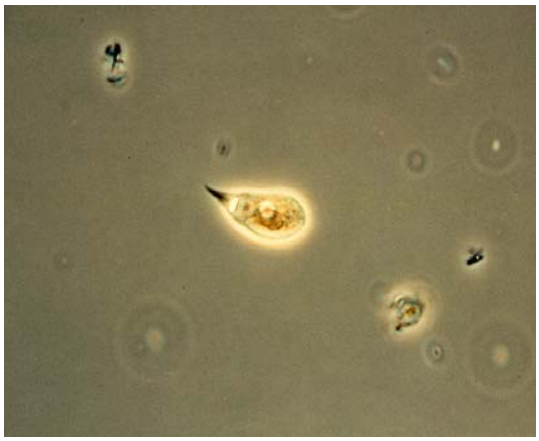


Abb. 27: Rhodomonas minuta (Länge 8-9 µm Breite 5-6 µm).

Abb. 28: Rhodomonas lens (Länge 12-17 µm Breite 9-11 µm).

Abb. 29: Cryptomonas erosa (Länge 20-80 µm Breite 6-20 µm).

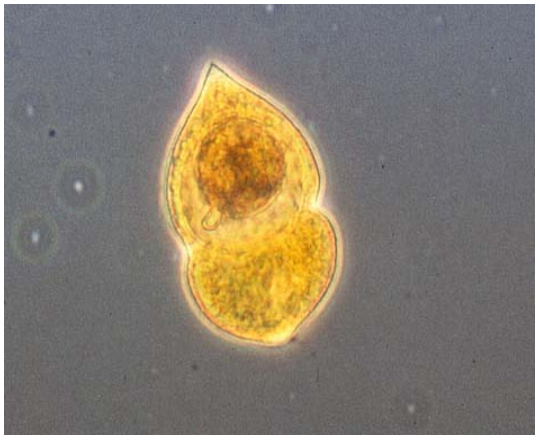


Abb. 30: Gymnodinium helveticum (Länge 42-57 µm Breite 23-30 µm).

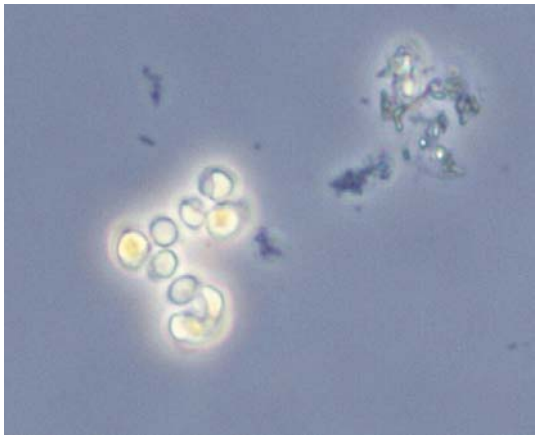


Abb. 31: Chlorella minutissima (Zellen Ø 1-2,5 µm).

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

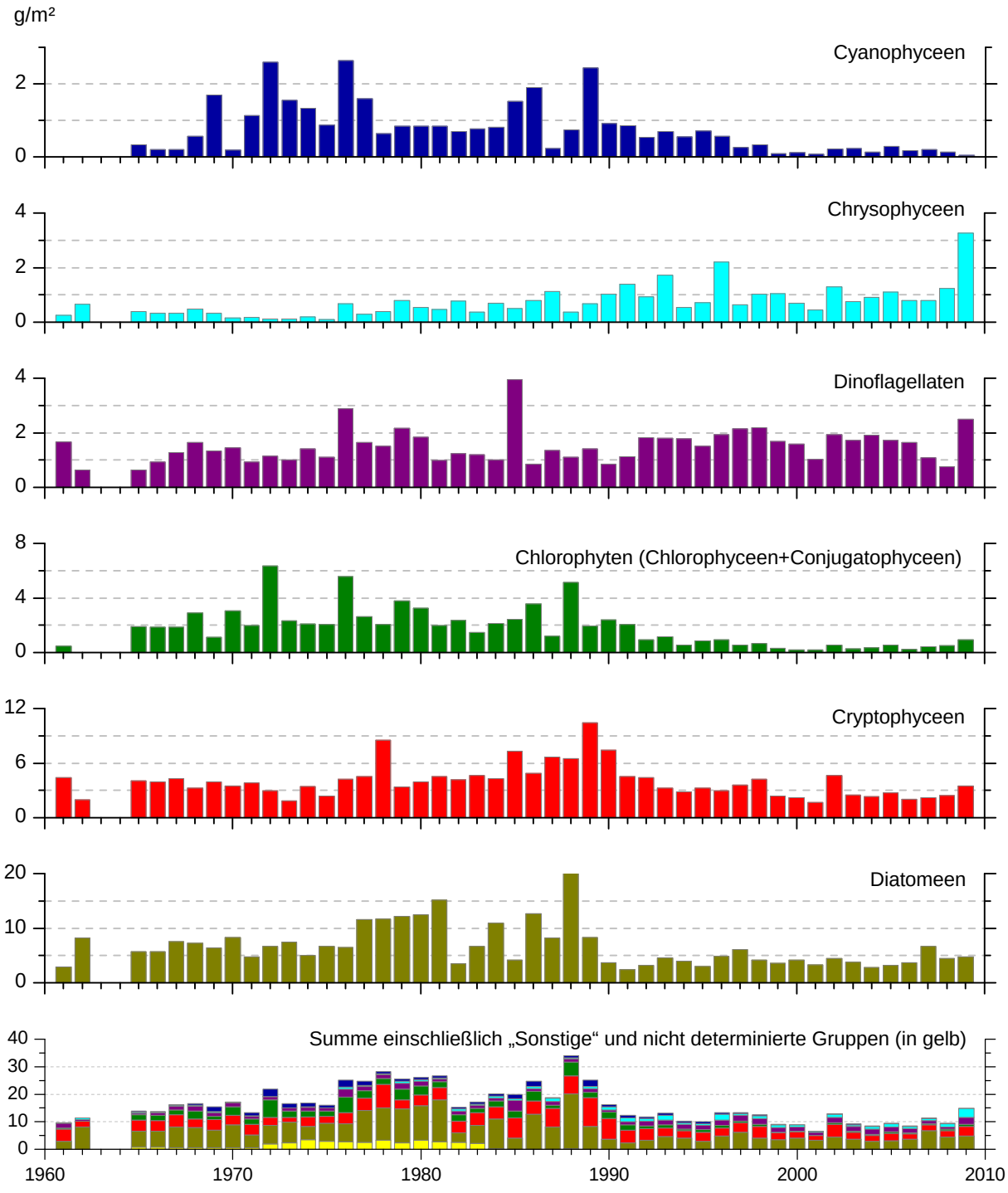



Abb. 32: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2009).

## Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)

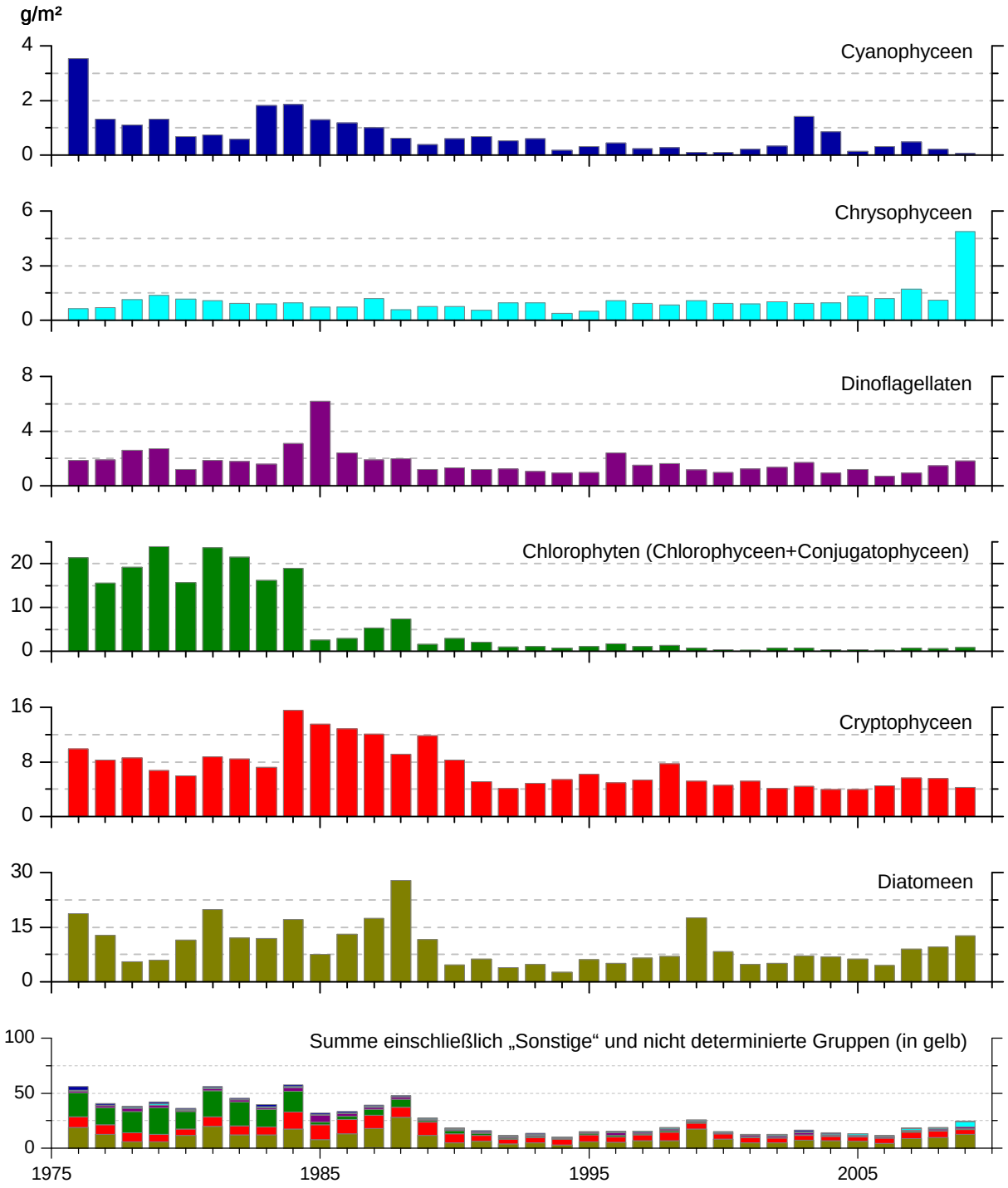



Abb. 33: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2009).

## Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

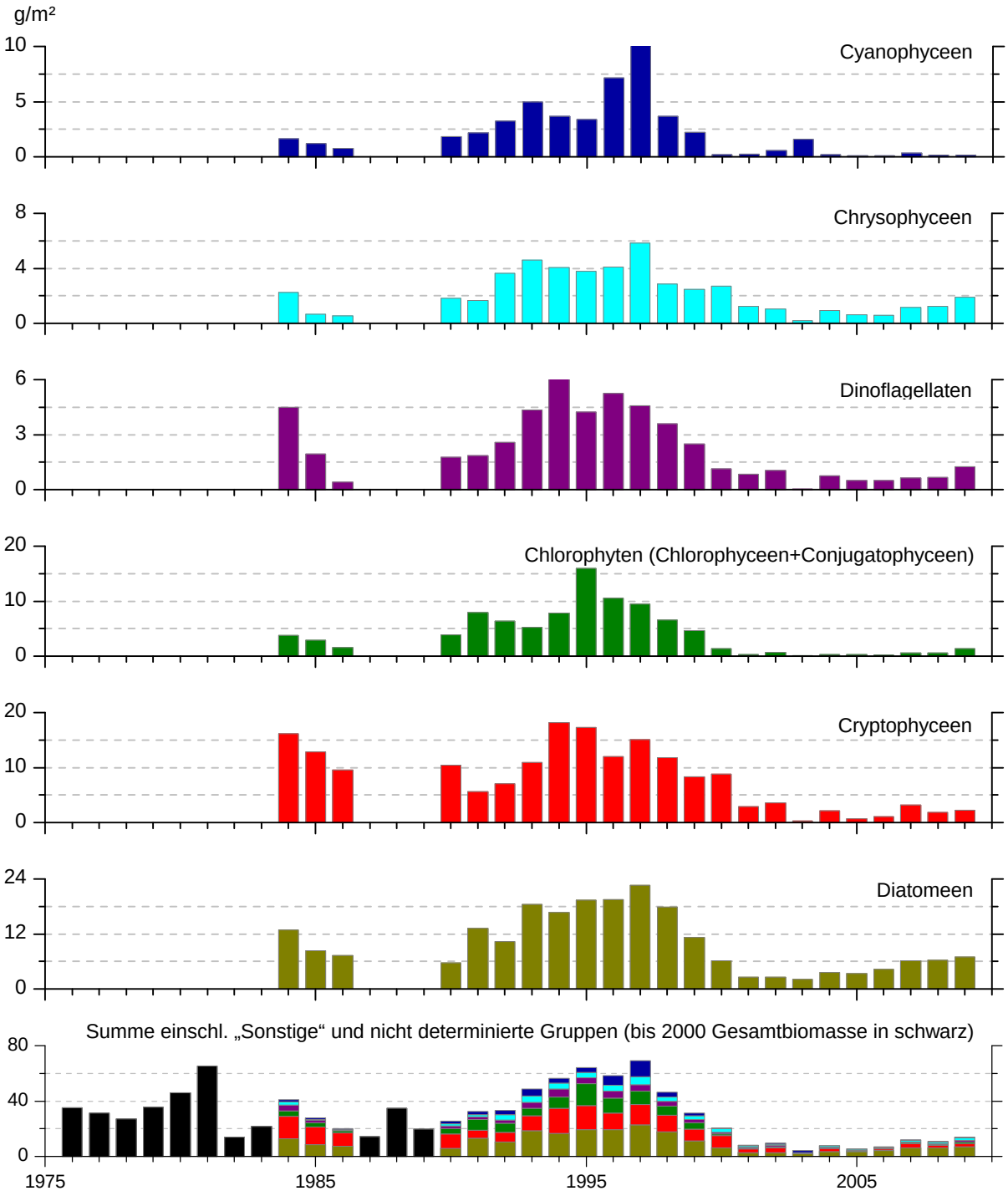



Abb. 34: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2009).

Die Jahresdurchschnittbiomassen bewegen sich seit 15 Jahren auf Werten in Höhe von Anfang der sechziger Jahre, allerdings ist bei allen Seeteilen 2009 wieder ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen. Über die gesamte Untersuchungsdauer spielen 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 vor 18 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 19 Jahren bei Werten zwischen 6,7 g/m² und 13,4 g/m² bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blaualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: Diese setzte bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert.

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 16 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 sieben Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Chrysophyceen und Dinophyceen bilden einen stabilen Bestand.

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

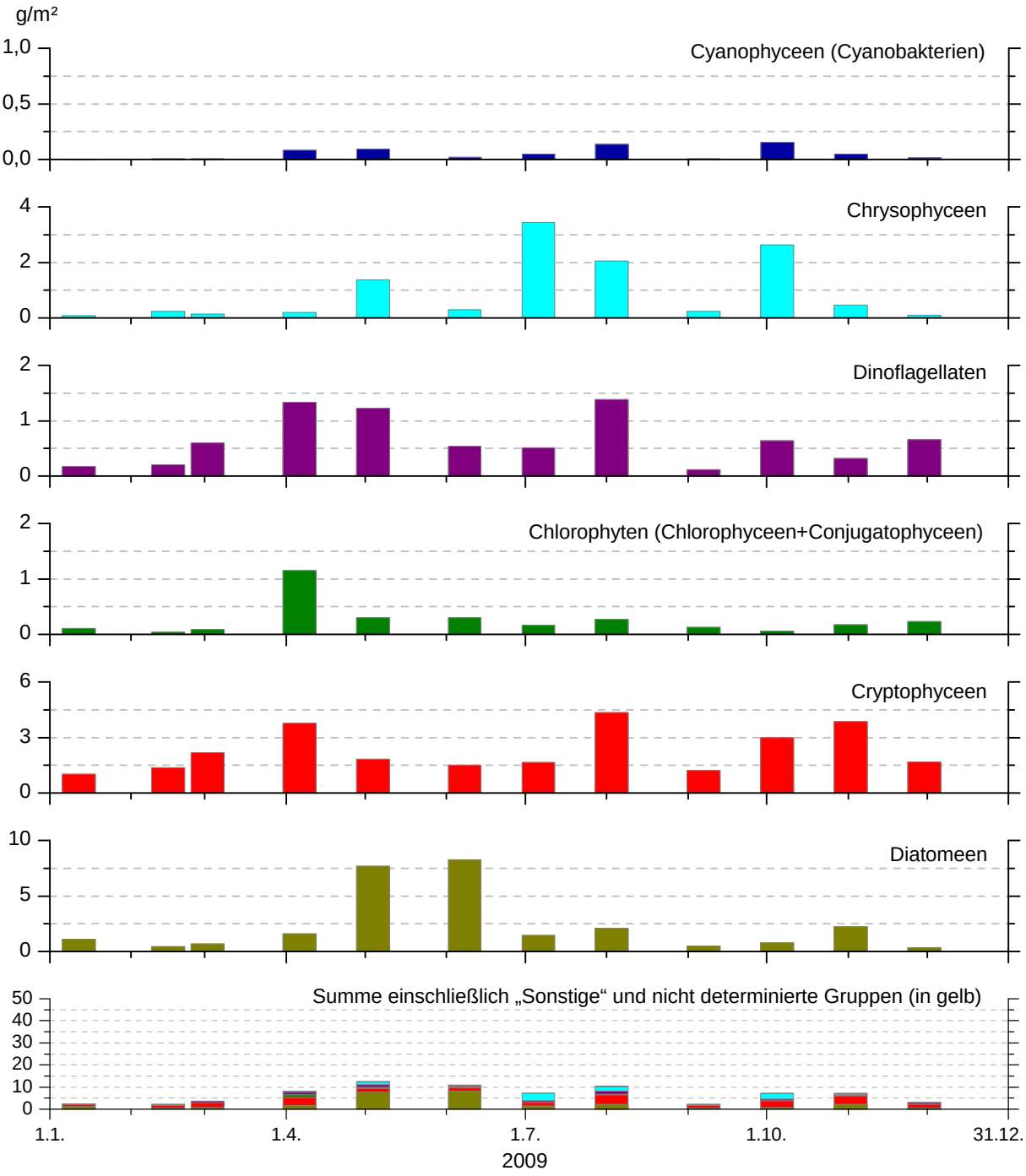



Abb. 35: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2009 (Bregenzer Bucht).

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. In den Monaten Mai und Juni tritt eine starke Frühjahrsblüte von Kieselalgen auf, 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.

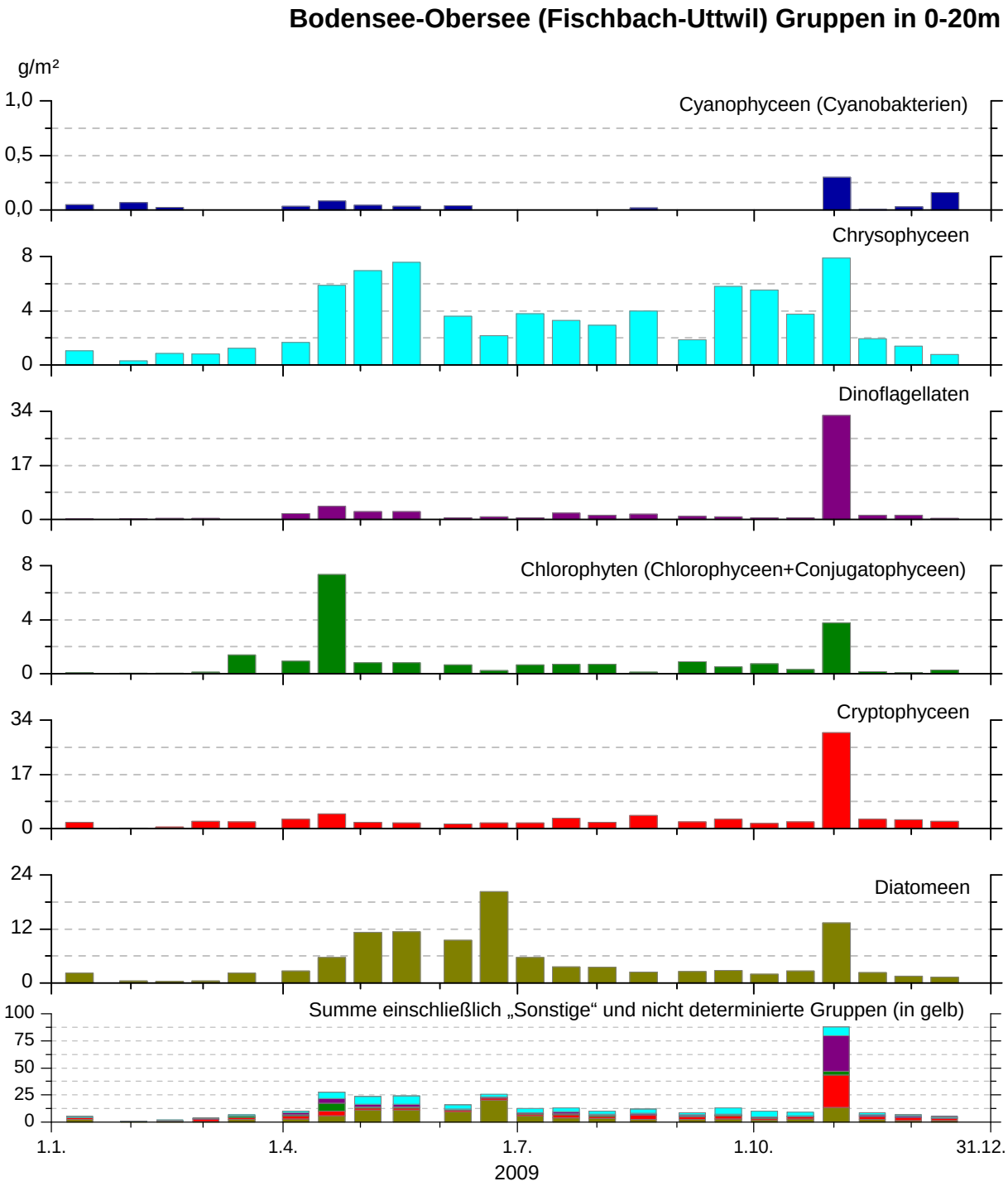



Abb. 36: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2009 (Fischbach-Uttwil).

Die Entwicklung des Phytoplanktons begann an der Station Fischbach-Uttwil auch 2009 recht spät Anfang April; bis in den Spätherbst hinein bilden die Kieselalgen einen großen Teil der Biomasse. Im Gegensatz zu früheren Jahren traten die Chrysophyceen fast das ganze Jahr über stärker in den Vordergrund und erreichten Ende September und Anfang Oktober mehr als die Hälfte der Gesamtbiomasse. Die höchste Biomasse trat Anfang November ein; sie wurde zum größten Teil von der heterotrophen Art Gymnodinium helveticum und von Cryptophyceen gebildet. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

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

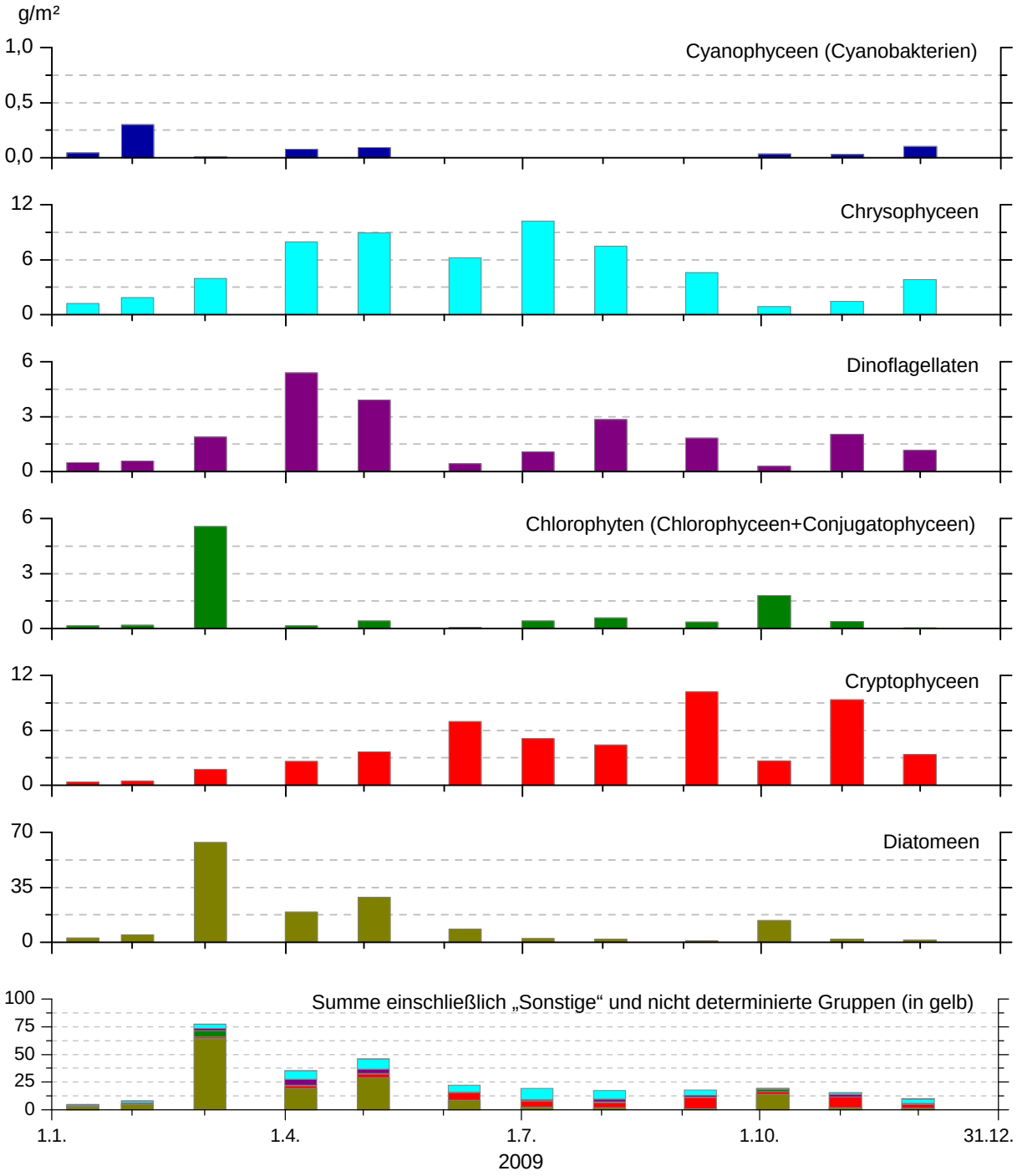



Abb. 37: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2009 (Zellersee).

Die Diatomeen (Kieselalgen) dominieren eine starke Frühjahrsblüte; auch Chlorophyceen sind daran beteiligt. Ab Juli sind die Cryptophyceen stark prägend. Auch die Chrysophyceen können im Sommer und Frühherbst relativ hohe Biomassen aufbauen. Die Dinoflagellaten bilden über die ganze Vegetationsperiode eine stabile Population aus. Cyanobakterien spielen kaum eine Rolle.

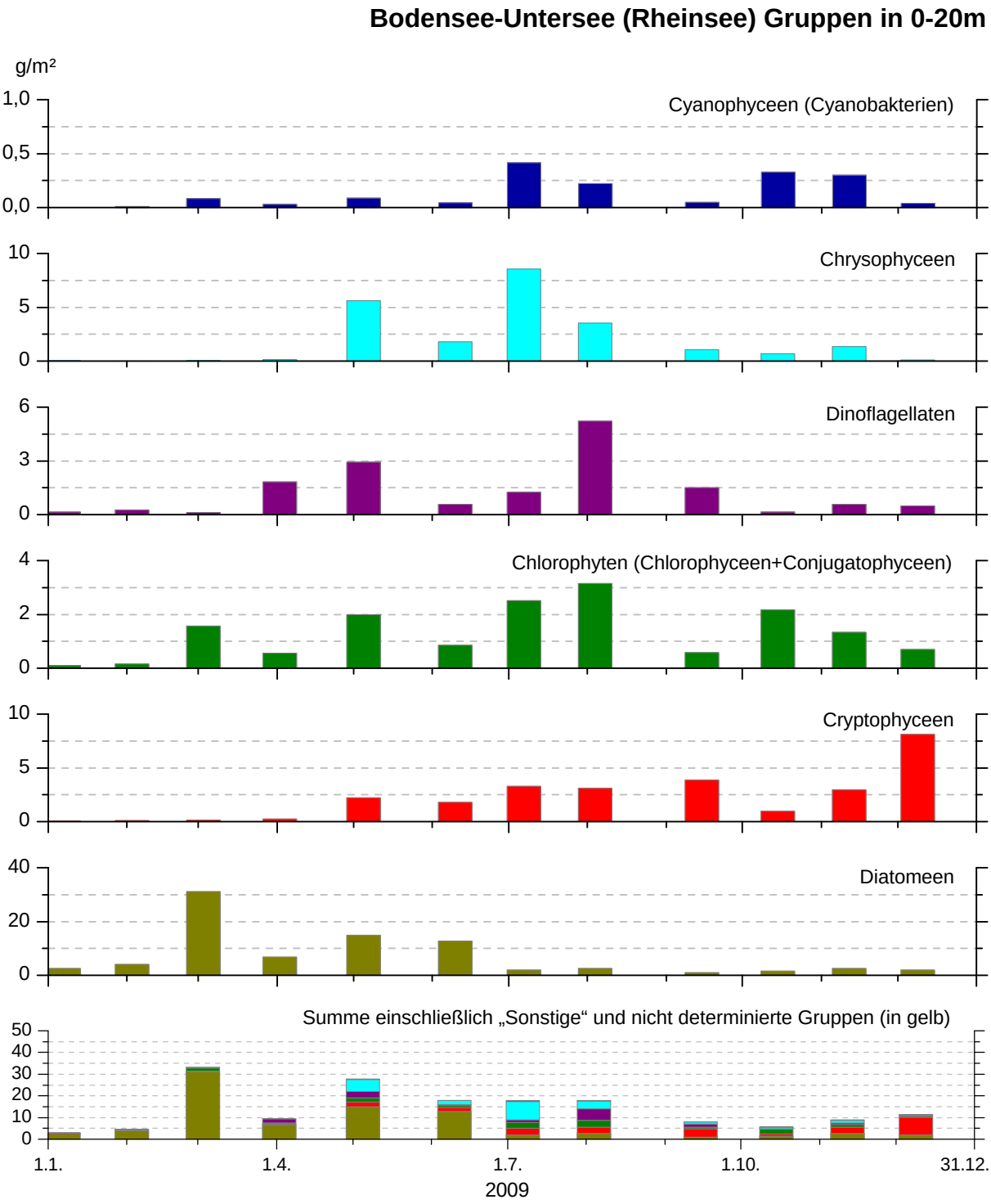



Abb. 38: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2009 (Rheinsee).

Die Phytoplanktonentwicklung im Rheinsee ähnelt stark der Entwicklung im Zellersee; auch hier dominieren starke Frühjahrs- und Frühsommerentwicklungen mit einem hohen Anteil an centrischen Kieselalgen. Im Sommerplankton ist ein großer Anteil an Chrysophyceen und Dinophyceen enthalten, im Winterplankton spielen begeißelte Cryptophyceen eine starke Rolle. Cyanobakterien spielen das ganze Jahr über kaum eine Rolle.

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

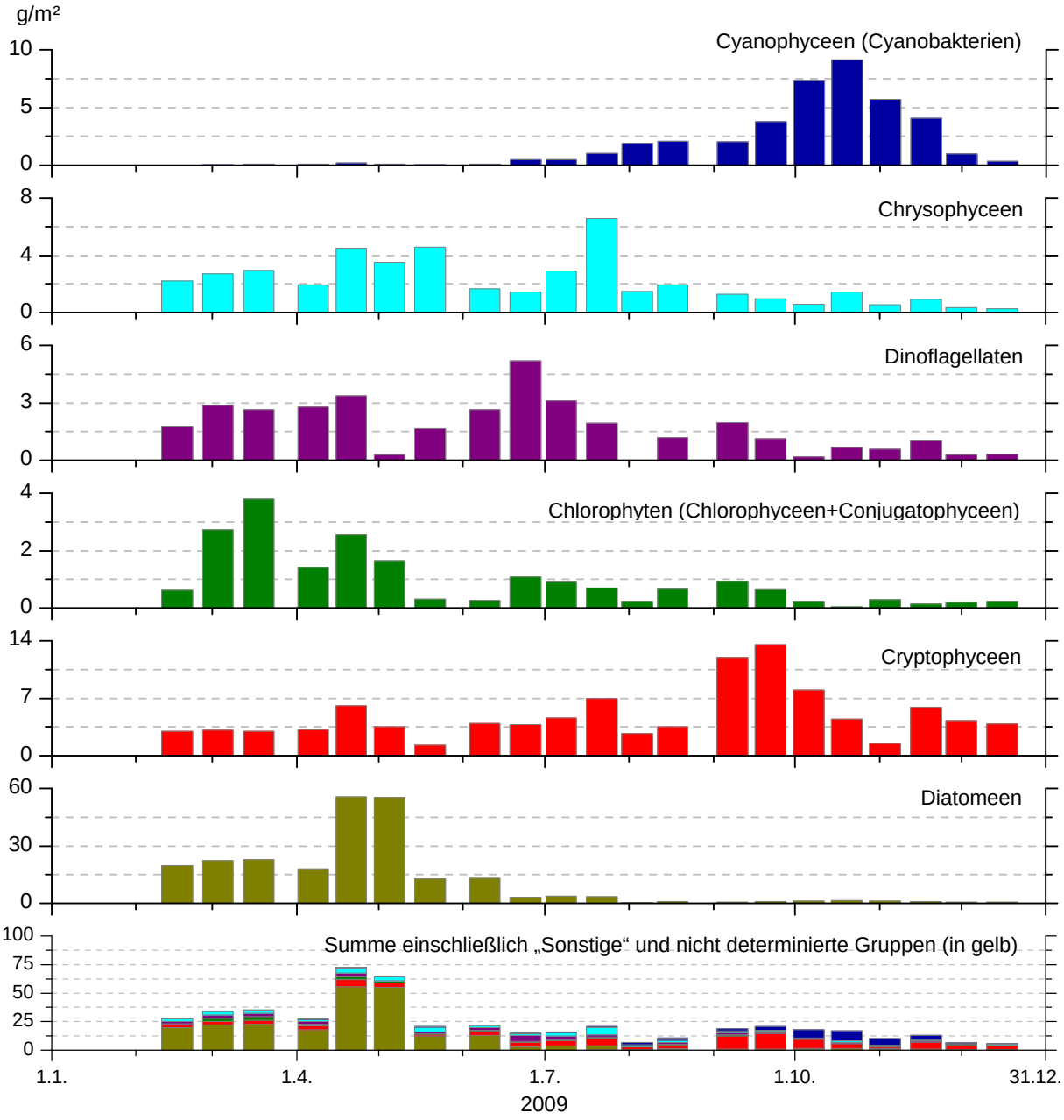



Abb. 39: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2009 (Gnadensee).

Der Gnadensee hat eine Eigenentwicklung, die sich stark von den anderen Seeteilen des Bodensees unterscheidet. Diese zeigt sich zum einen in einer sehr viel höheren Jahresdurchschnitts-Biomasse als in den anderen Seeteilen. Diese beruht hauptsächlich auf einer sehr hohen Frühjahrsblüte aus Kieselalgen  Zum anderen traten ab Juli Cyanobakterien (Blaualgen) auf, die im Oktober ein Maximum erreichten, das noch bis Anfang Dezember nachweisbar war. Im Oktober erreichten die Cyanobakterien (Blaualgen) einen Anteil von mehr als der Hälfte an der Gesamtbiomasse.

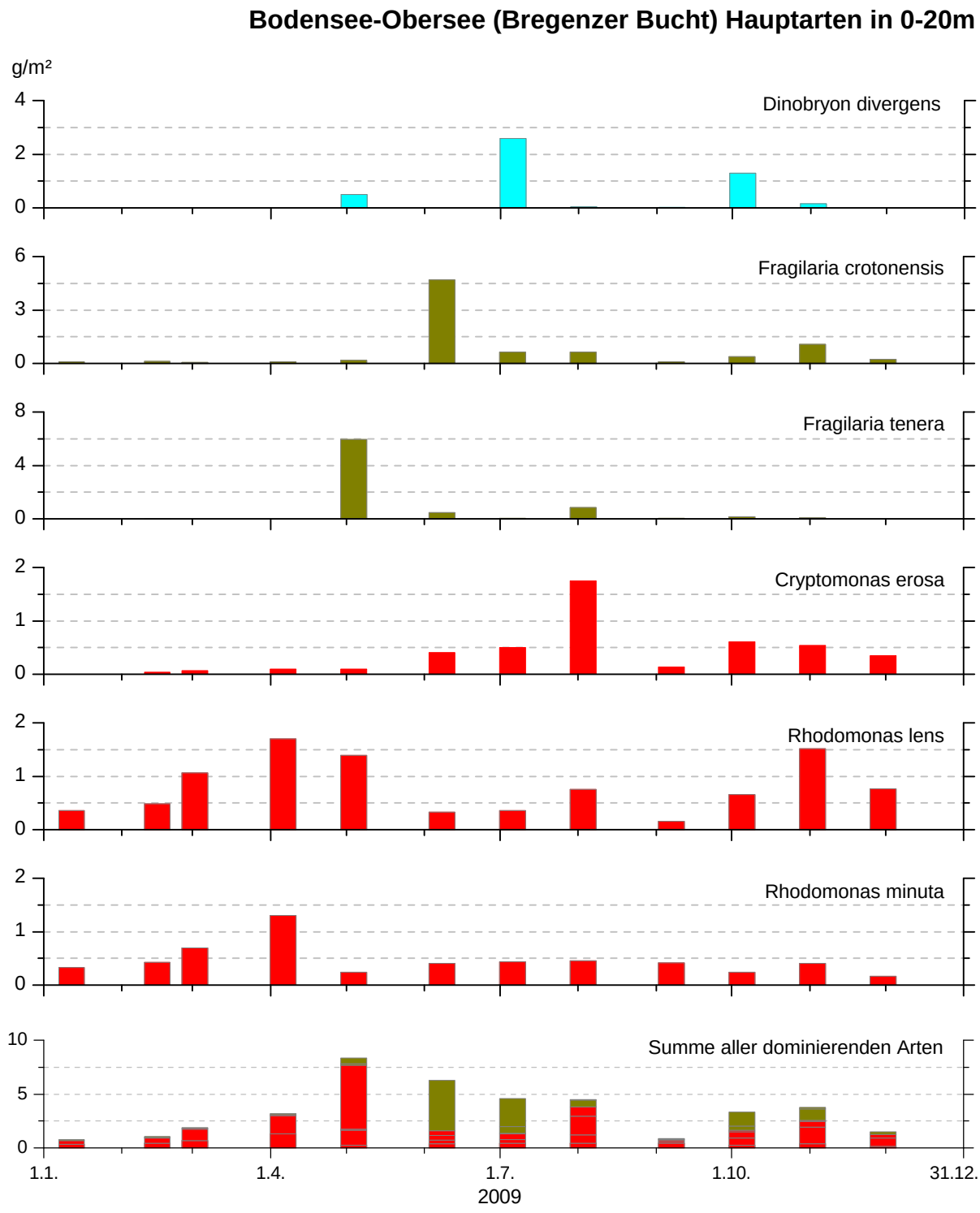



Abb. 40: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Bregenzer Bucht).

An der Station Bregenzer Bucht erreichen die pennaten Kieselalgen Fragilaria crotonensis und Fragilaria tenera unter den Hauptarten die höchsten Spitzen, jedoch beschränkt sich dies auf einzelne Probenahmen. Die begeißelten Formen spielen in der Bregenzer Bucht eine wichtigere Rolle als in den anderen Seeteilen; unter den Cryptophyceen sind dies Cryptomonas erosa, Rhodomonas lens und Rhodomonas minuta (Synonym R. lacustris), unter den Chrysophyceen Dinobryon divergens.

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

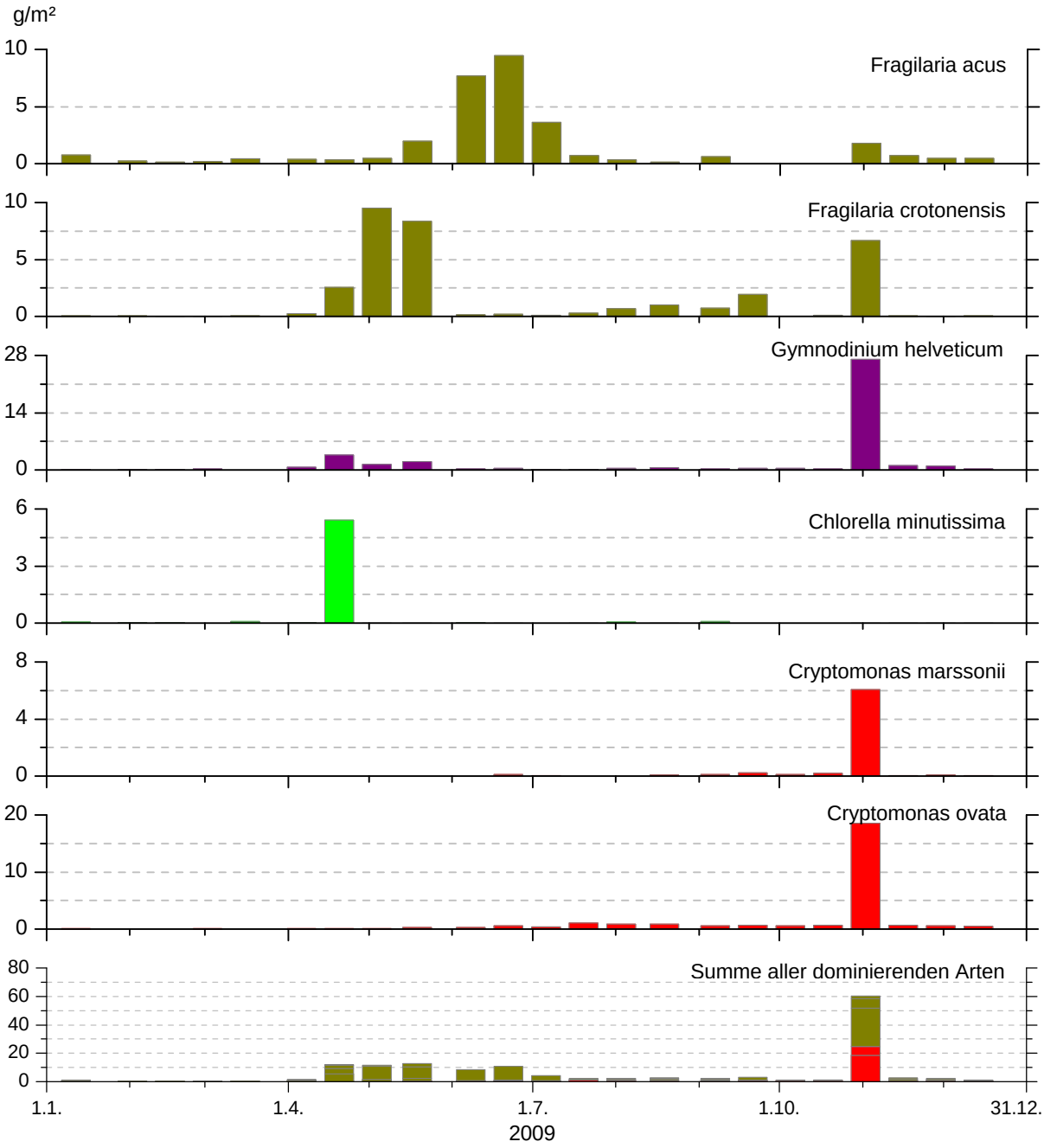



Abb. 41: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die Entwicklung der Hauptarten an der Station Fischbach-Uttwil zeigte 2009 einen sehr untypischen Verlauf. Eine Frühjahrsblüte erfolgte sehr spät und wurde im Gegensatz zu den meisten Jahren nicht durch centrische Kieselalgen gebildet, sondern durch die pennate Kieselalgen Fragilaria crotonensis und anschließend Fragilaria acus. Ebenfalls sehr ungewöhnlich war das Auftreten von Chlorella minutissima (Grünalgen) zu Beginn der Frühjahrsblüte. Die höchste Biomasse trat Anfang November ein; sie wurde zum größten Teil von der heterotrophen Art Gymnodinium helveticum, von zwei Cryptomonas-Arten und wieder Fragilaria crotonensis gebildet.

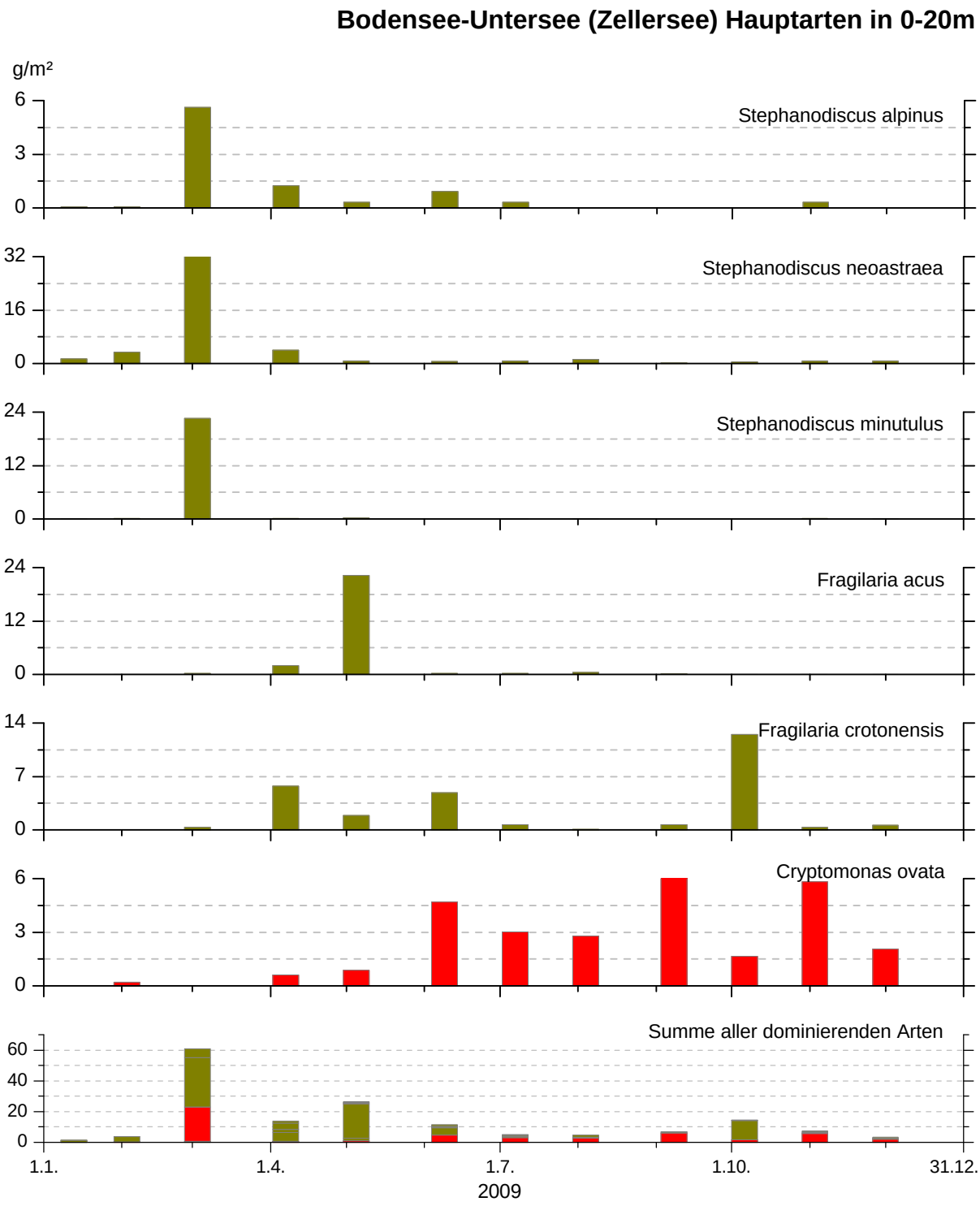



Abb. 42: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

Im Zellersee trat bereits Anfang März eine starke Frühjahrsblüte ein, die im Gegensatz zum Obersee vor allem durch die centrischen Kieselalgen Stephanodiscus alpinus, Stephanodiscus neoastraea und Stephanodiscus minutulus (Synonym S. parvus) gebildet wurde. Im Mai trat Fragilaria acus auf, im Oktober Fragilaria crotonensis. Ab Juli ist die Cryptophycee Cryptomonas ovata stark prägend.

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

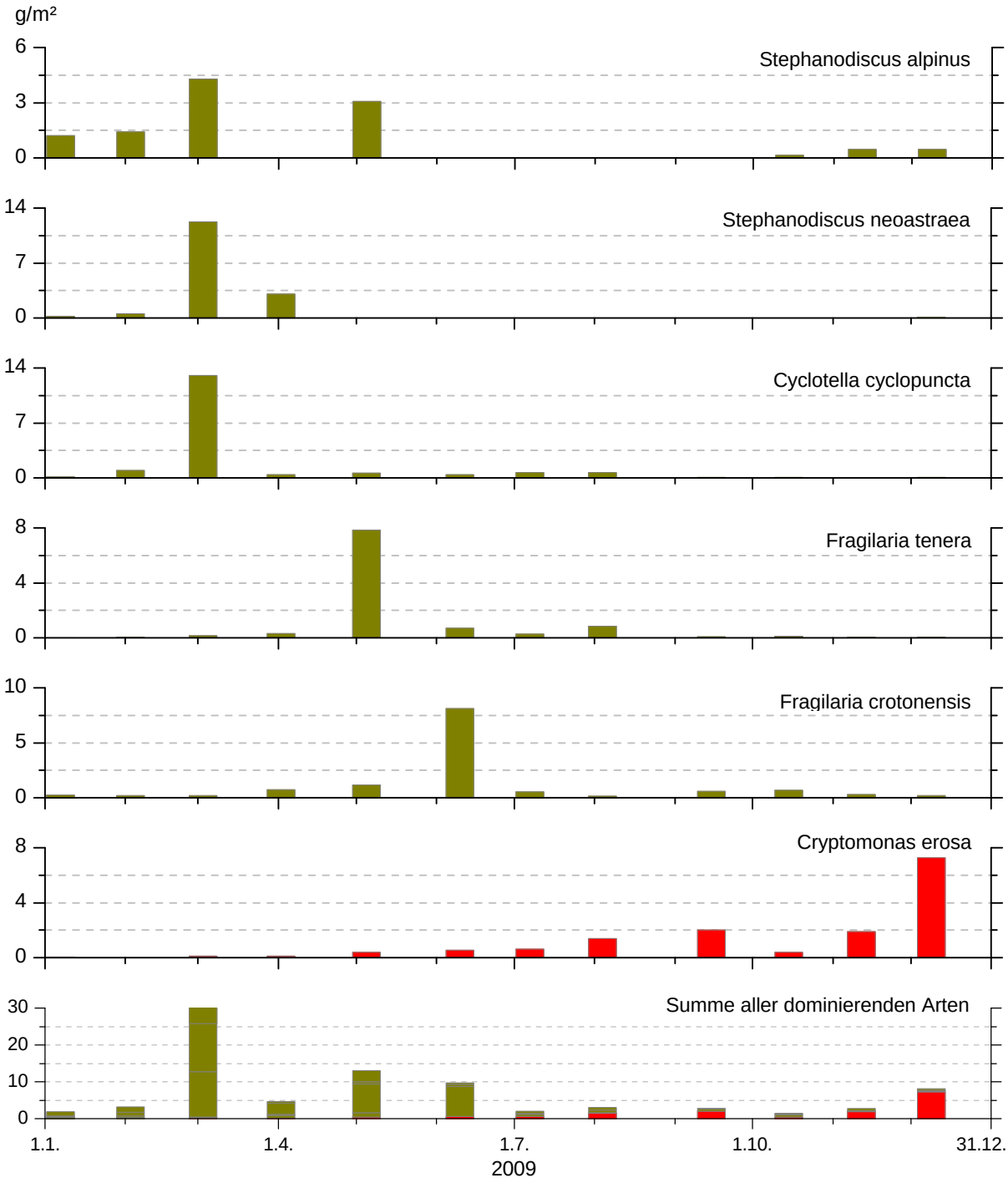



Abb. 43: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

Die Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee ähnelt stark der Entwicklung im Zellersee; auch hier dominieren starke Frühjahrs- und Frühsommerentwicklungen mit einem hohen Anteil der centrischen Kieselalgen Stephanodiscus alpinus, Stephanodiscus neoastraea, Cyclotella cyclopuncta, Fragilaria tenera und Fragilaria crotonensis. Im Spätherbst tritt Cryptomonas erosa noch einmal dominant hervor.

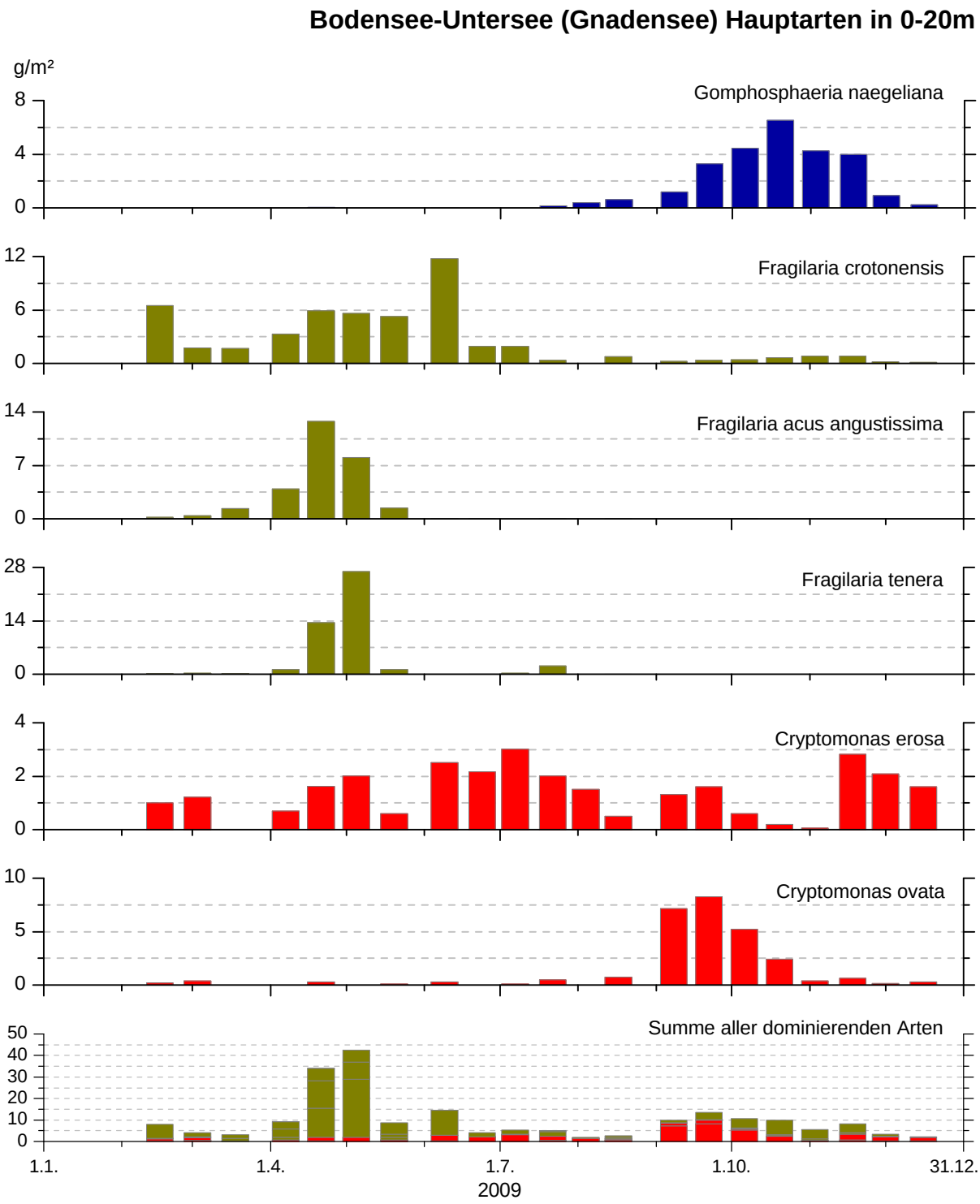



Abb. 44: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Gnadensee).

Der Gnadensee hat eine Eigenentwicklung, die sich stark von den anderen Seeteilen des Bodensees unterscheidet. Auffällig ist eine sehr hohe Frühjahrsblüte aus den pennaten Kieselalgen Fragilaria crotonensis, Fragilaria acus angustissima und Fragilaria tenera. Cryptomonas erosa ist das ganze Jahr über präsent, Cryptomonas ovata am Herbst. Der Gnadensee ist der einzige Seeteil, in dem Cyanobakterien eine Rolle spielen: Ab Juli trat Gomphosphaeria naegeliana auf, die im Oktober ein Maximum erreichte, das noch bis Anfang Dezember nachweisbar war.

## Zooplankton-Bilder

Abb. 45: Zooplanktonprobenahme Schließnetz (Größe ca. 1 m)

Abb. 46: Eudiaptomus graciloides (Länge ca. 2,1 mm).

Abb. 47: Bosmina coregoni (Länge ca. 0,4 mm).

Abb. 48: Daphnia galeata (Länge ca. 1,8 mm).

Abb. 49: Eudiaptomus gracilis (Länge ca. 2,0 mm).

Abb. 50: Mesocyclops leuckarti (Länge ca. 1,7 mm).

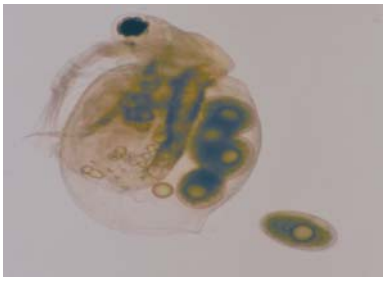


Abb. 51: Ceriodaphnia pulchella (Länge ca. 0,7 mm).

Abb. 52: Discovery V12-Mikroskop

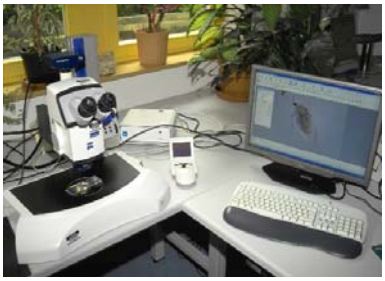


Abb. 53: Discovery V12-Mikroskop mit Bildanzeige

Abb. 54: Mikroskopische Zooplanktonzählung

## Pigmente

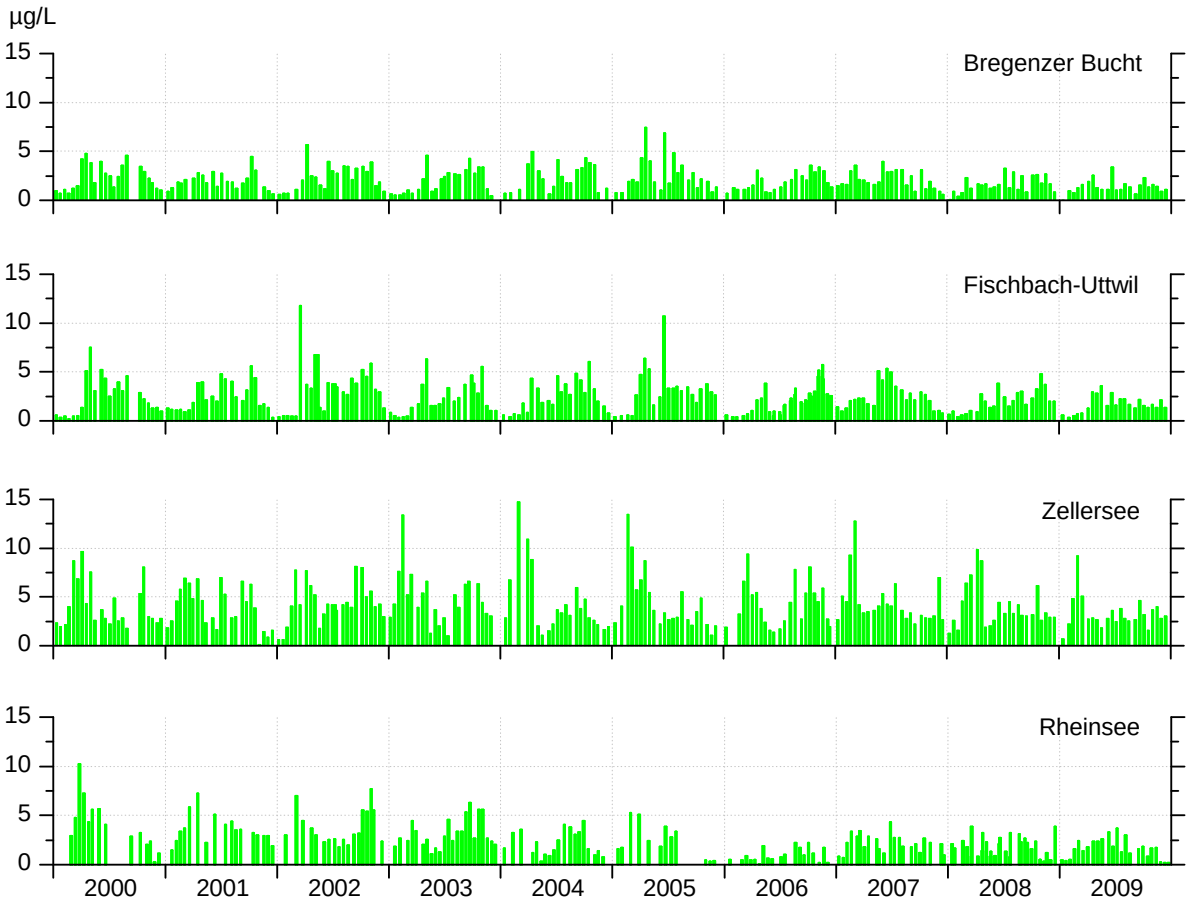



Abb. 55: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

### Langzeitentwicklung Chlorophyll-a

Die langfristige Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen zeigt einen weiterhin anhaltenden abnehmenden Trend.

Im Obersee sind die Konzentrationen < 4 µg $L^{-1}$, bedingt durch die höhere Trophie liegen sie im Untersee etwas höher (< 10 µg $L^{-1}$). Seit 1998 werden die Pigmentproben mit einem integrierenden Wasserschöpfer entnommen, der aus der Wasserschicht zwischen 0 m und 20 m eine integrierende Summenprobe entnimmt. Die Wasserprobe wird über einen Glasfaserfilter (GF7F) filtriert, die zurückgehaltenen Algen werden mit Azeton extrahiert. Die Algenpigmente werden anschließend mit der HPLC (High-Pressure-Liquid-Chromatography) bestimmt. Die Ergebnisse sind mittlere Konzentrationen für die gesamte beprobte Wassersäule.

Abb. 56: Chlorophyll-a, Konzentrationen in verschiedenen Stationen.

## Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen

Im Bodensee haben die Chlorophyll-a Konzentrationen in allen Seeteilen des Ober- und Untersees abgenommen. An den Stationen Bregenzer Bucht und Fischbach-Uttwil lagen die Konzentrationen unterhalb von 4 µg $L^{-1}$ (Mittelwert der Wasserschicht 0 - 20 m). Bedingt durch die höhere Trophie wurden an den Stationen Zellersee und Gnadensee Maximalkonzentrationen von 9,2 µg $L^{-1}$ (Zellersee, Frühjahr) und 6,3 µg $L^{-1}$ (Gnadensee, Herbst) gemessen.

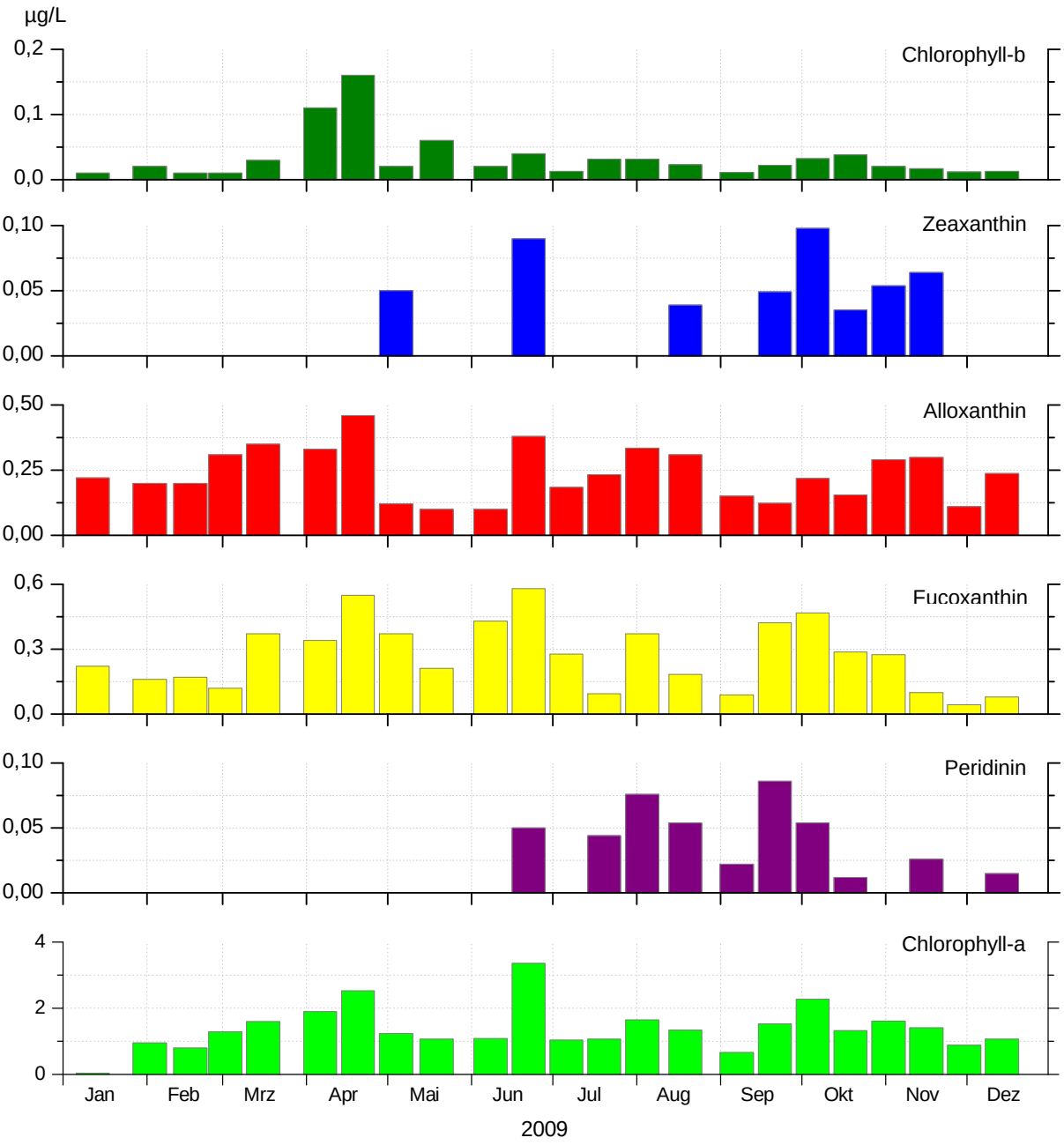



Abb. 57: Leitpigmente 2009 in der Bregenzer Bucht.

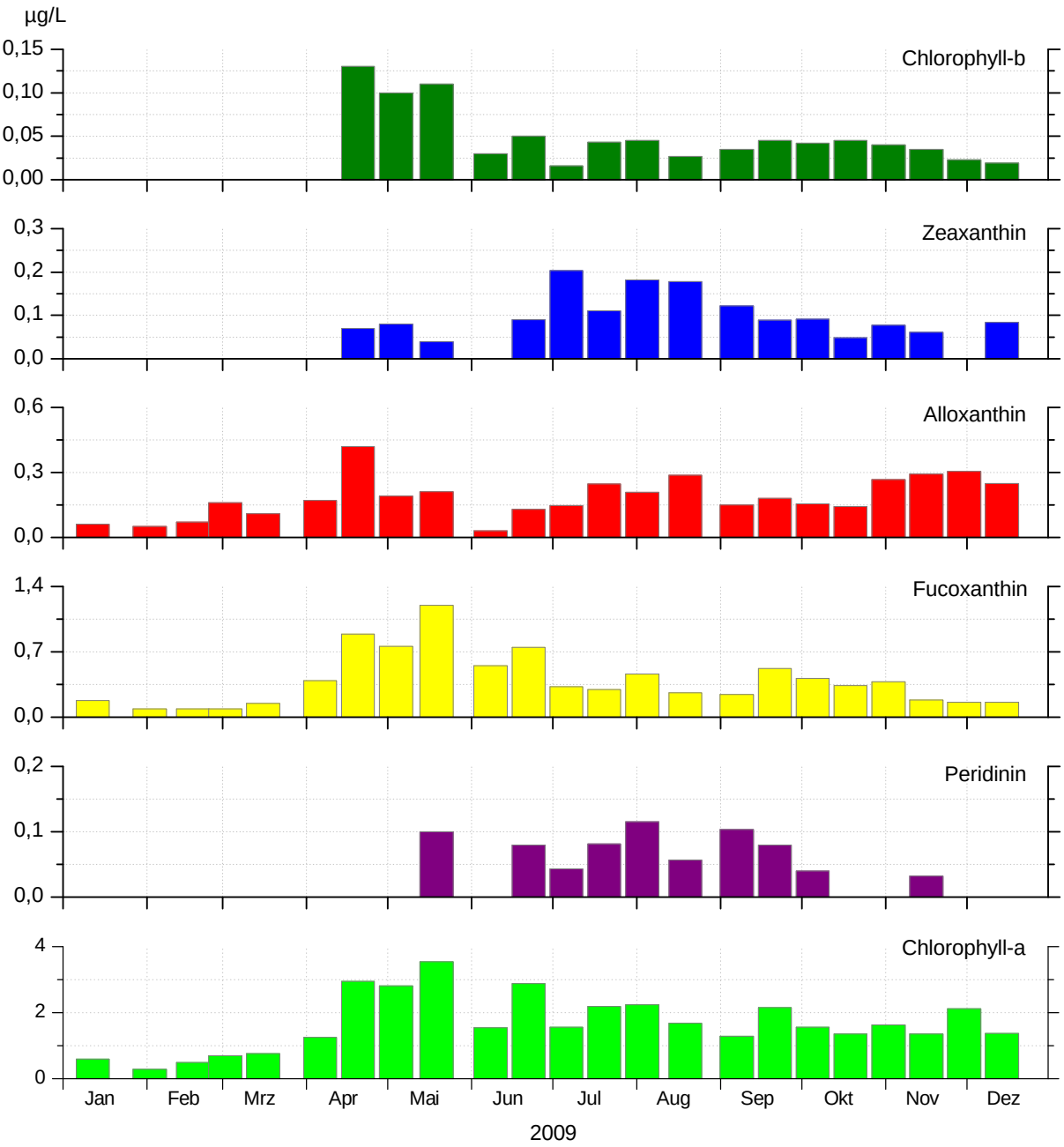



Abb. 58: Leitpigmente 2009 in Fischbach-Uttwil (Seemitte).

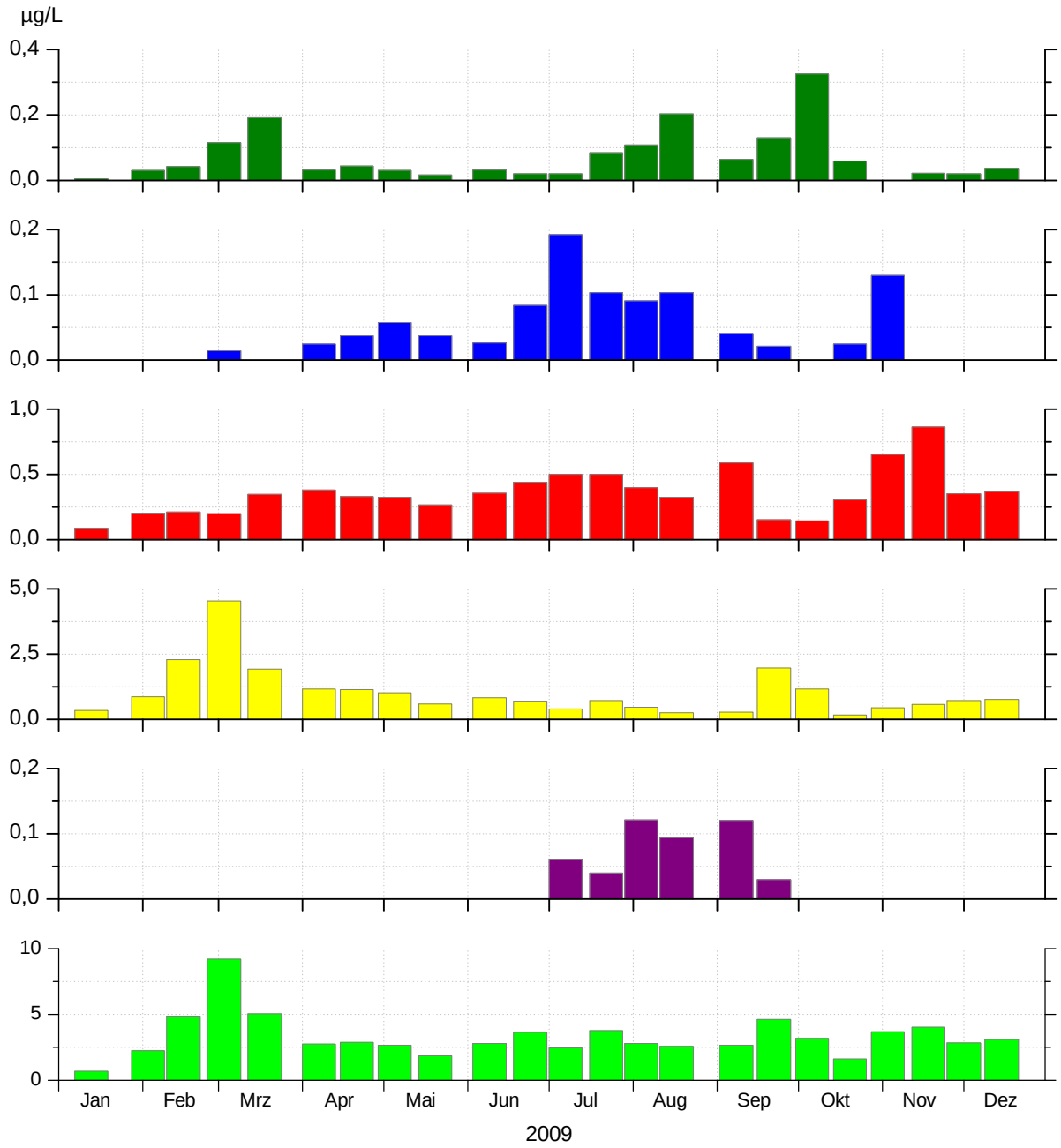



Abb. 59: Leitpigmente 2009 im Zellersee.

## Leitpigmente

Neben Chlorophyll-a wurden mit der HPLC weitere Algenpigmente bestimmt, die so genannten Leitpigmente, die nur oder überwiegend in bestimmten Algengruppen vorkommen. Chlorophyll-b, das Leitpigment für Grünalgen, wurde hauptsächlich im Untersee gefunden. Zeaxanthin, das Leitpigment für Blaualgen, wurde erstaunlicherweise besonders an der Station Fischbach-Uttwil, aber auch in der Station Zellersee gefunden. An den Stationen Bregenzer Bucht und Gnadensee waren die Konzentrationen niedrig. Alloxanthin, das Leitpigment für die Cryptophyceen, wurde in allen Seeteilen gefunden. Die Konzentrationen waren im Untersee etwas höher als

im Obersee. Dies gilt auch für das Fucoxanthin, dem Leitpigment für die Diatomeen. Peridinin, das Leitpigment für die Dinoflagellaten, konnte erst ab dem Frühsommer gefunden werden. Im Untersee trat es nur bis September auf, im Obersee wurden auch noch im November geringe Konzentrationen gemessen.

## Zooplankton

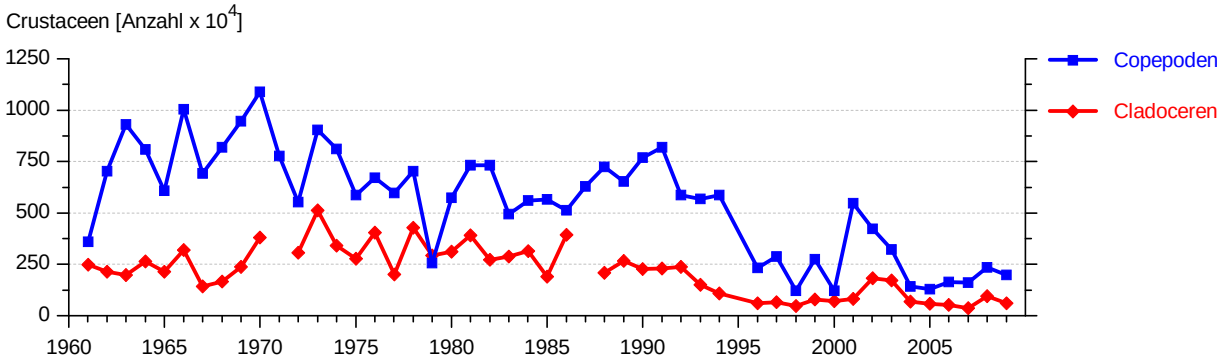



Abb. 60: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

## Langzeitentwicklung Crustaceen

In der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons zeigten sich keine wesentlichen Änderungen der Individuenzahlen. Bei den Cladoceren änderte sich der Jahresmittelwert unwesentlich, bei den Copepoden sank der Jahresmittelwert leicht ab.

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

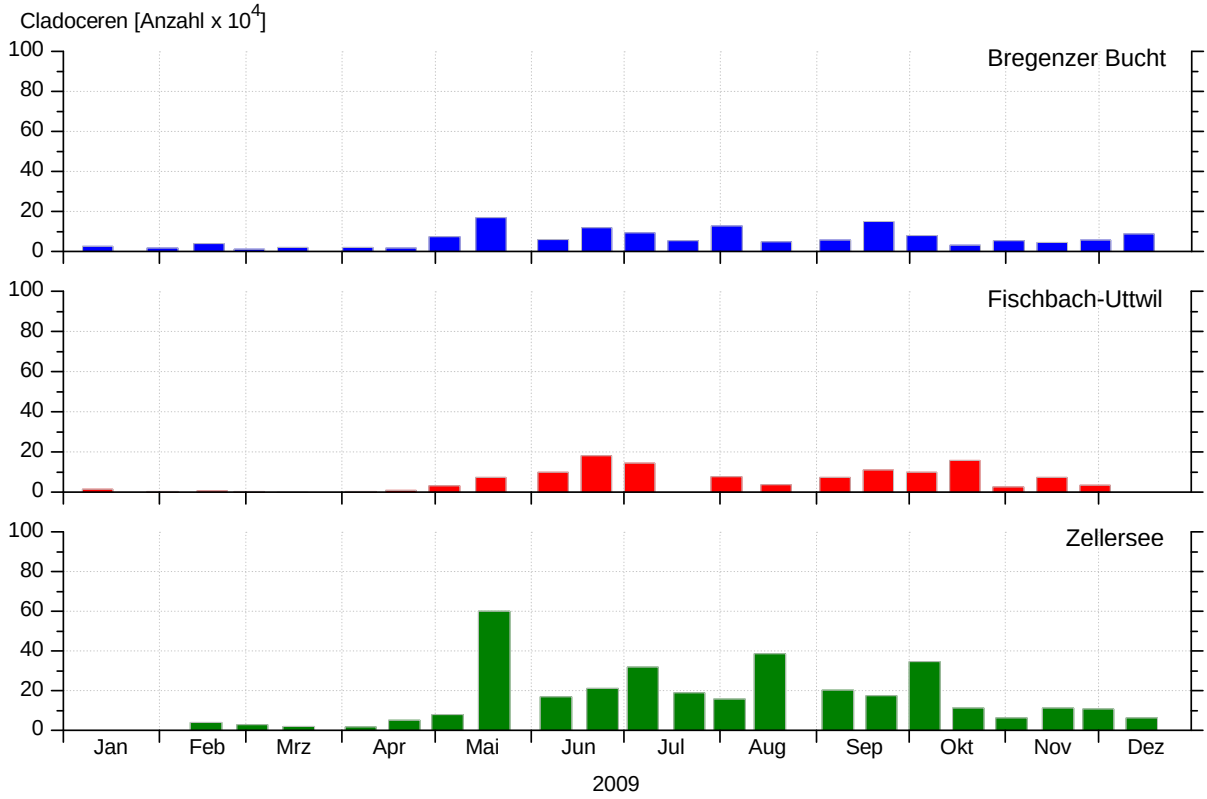



Abb. 61: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen.

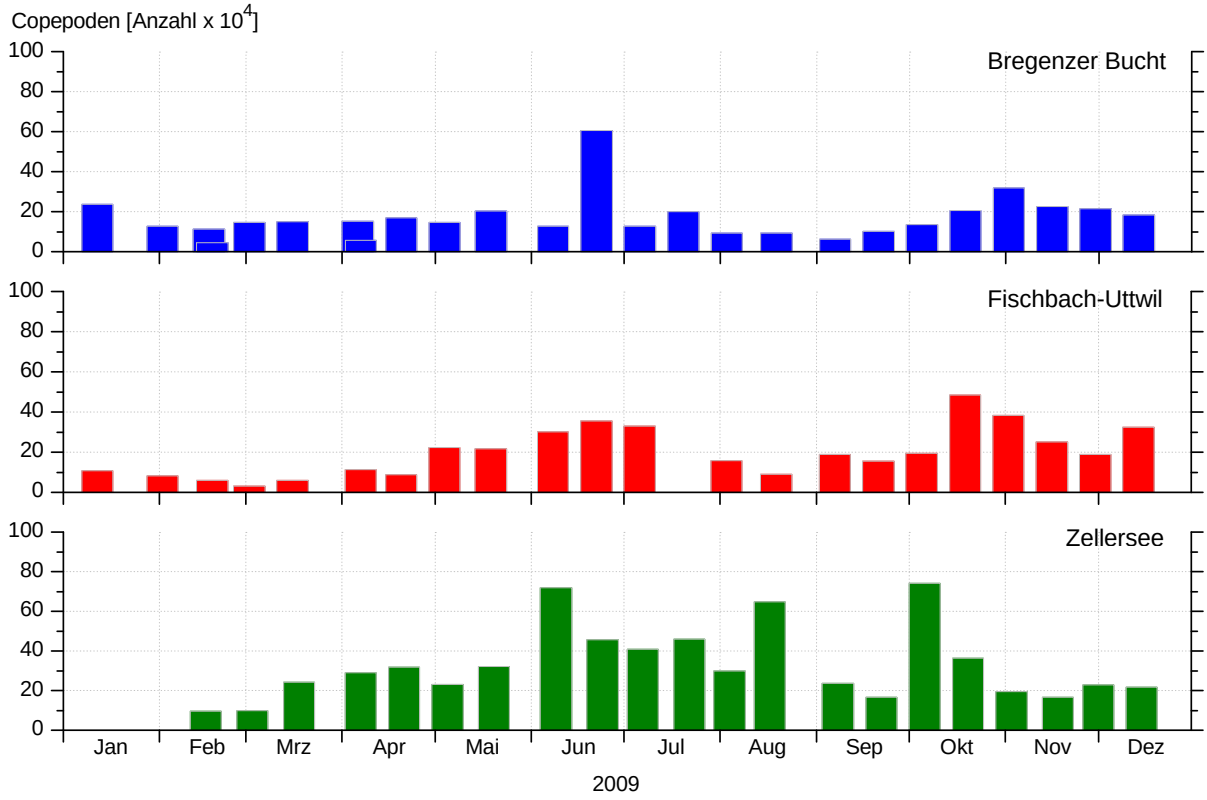



Abb. 62: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen.

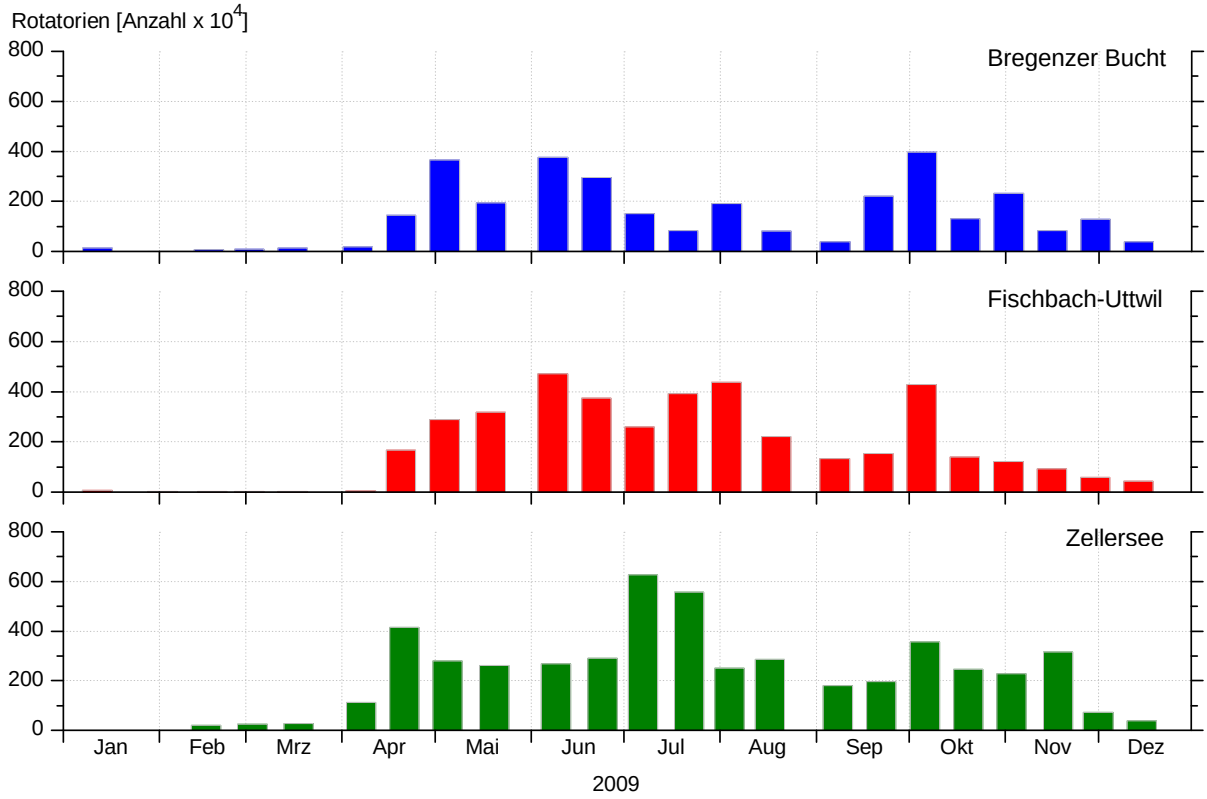



Abb. 63: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen.

## Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

Die saisonale Entwicklung 2009 unterschied sich von der im Jahr 2008. Die bei den Copepoden und besonders bei den Cladoceren deutlichen Abundanzmaxima des Jahres 2008 waren 2009 weniger ausgeprägt. Bei den Copepoden war 2009 ein Trend zu höheren Sommer- und Herbstabundanzen erkennbar.

Die Unterschiede zwischen den Seeteilen Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil und Zellersee waren geringer als 2008, die saisonale Abundanzdynamik erschien in der Bregenzer Bucht und im Zellersee höher als an der Station Fischbach-Uttwil. Die höchsten Abundanzwerte fanden sich im Zellersee.

Die Individuendichten der Rotatorien lagen um eine Zehnerpotenz höher als die der beiden Crustaceengruppen. Auch 2009 waren die Abundanzen in der Station Bregenzer Bucht niedriger als an den Stationen Fischbach-Uttwil und Zellersee. An allen drei Stationen begann die saisonale Abundanzentwicklung erst im März, April. Eine ausgeprägte saisonale Dynamik war nicht erkennbar. Im Vergleich zu 2008 zeigte die Station Bregenzer Bucht höhere Individuendichten und bei allen Stationen traten zeitliche Verschiebungen in der saisonalen Entwicklung auf.

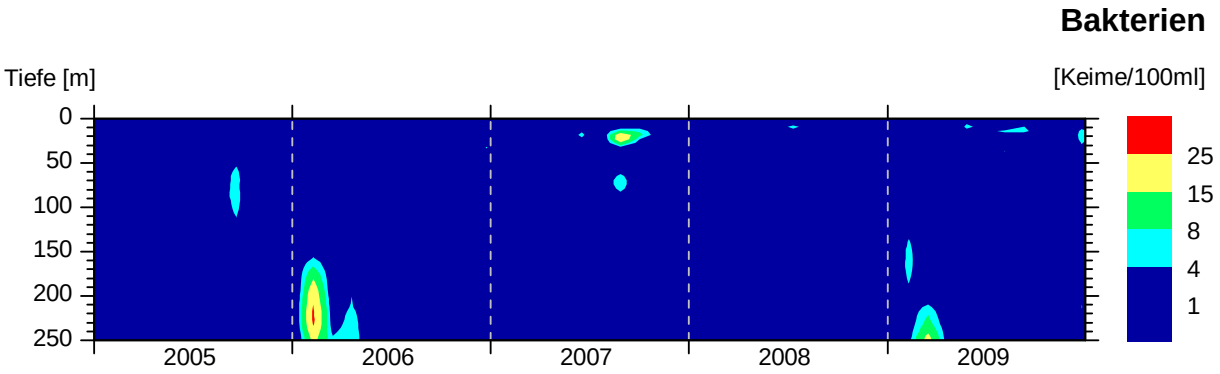



Abb. 64: Fäkalkeime (E. coli) in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

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. Insgesamt waren die Belastungswerte 2009 gegenüber dem Vorjahr zwar leicht erhöht, dennoch erfüllten 85 % der Proben die Anforderungen der Trinkwasserverordnung bezüglich E. coli und in keiner Probe wurde der für Oberflächenwasser immer noch niedrige Belastungswert von 10 E. coli/100ml überschritten.

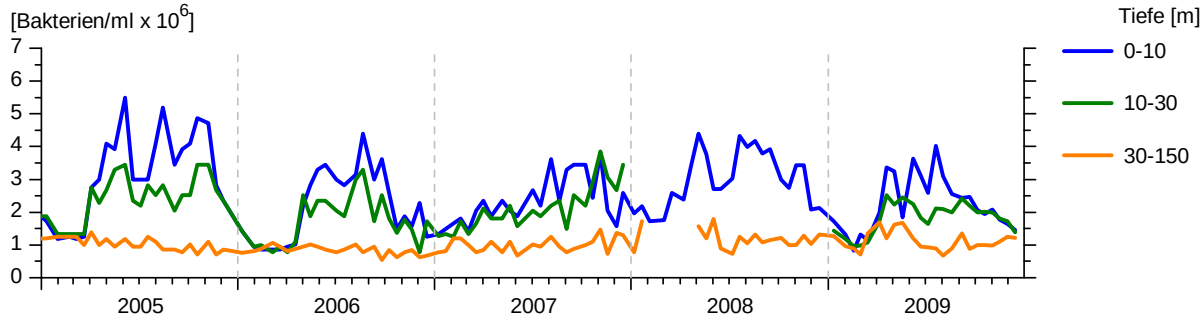



Abb. 65: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenmikroskopie, Proben aus Schicht 10 - 30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt.

Das Bakterienplankton repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons im See. Es ist maßgeblich am Abbau organischer Substanz beteiligt, stellt aber durch seine Sekundärproduktion auch eine wichtige Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen dar. Die fluoreszenzmikroskopisch gezählten Bakteriendichten zeigen in oberflächennahen Schichten regelmäßige Anstiege während der Schichtungsperiode des Sees, in der darunter liegenden Sprungschicht (10 - 30 m) erfolgen die Anstiege gedämpfter, während die Konzentrationen im mächtigen Tiefenwasserkörper unterhalb 30 m ganzjährig mit geringen Schwankungen niedrig bleiben. Die Entwicklung der letzten Jahre deutet auf eine Abnahme hin, die jedoch noch nicht als gesichert angesehen werden kann. Im Vergleich zu 2008 waren die Winterminima 2009 in den oberflächennahen Tiefenstufe (0 - 20 m) mit Werten <1x 106 Zellen/ml wieder in dem für „Normaljahre“ üblichen niedrigen Bereich, was auch mit der in diesem Jahr wieder besseren winterlichen Durchmischung erklärt werden kann.

## Fischfang-Erträge im Obersee

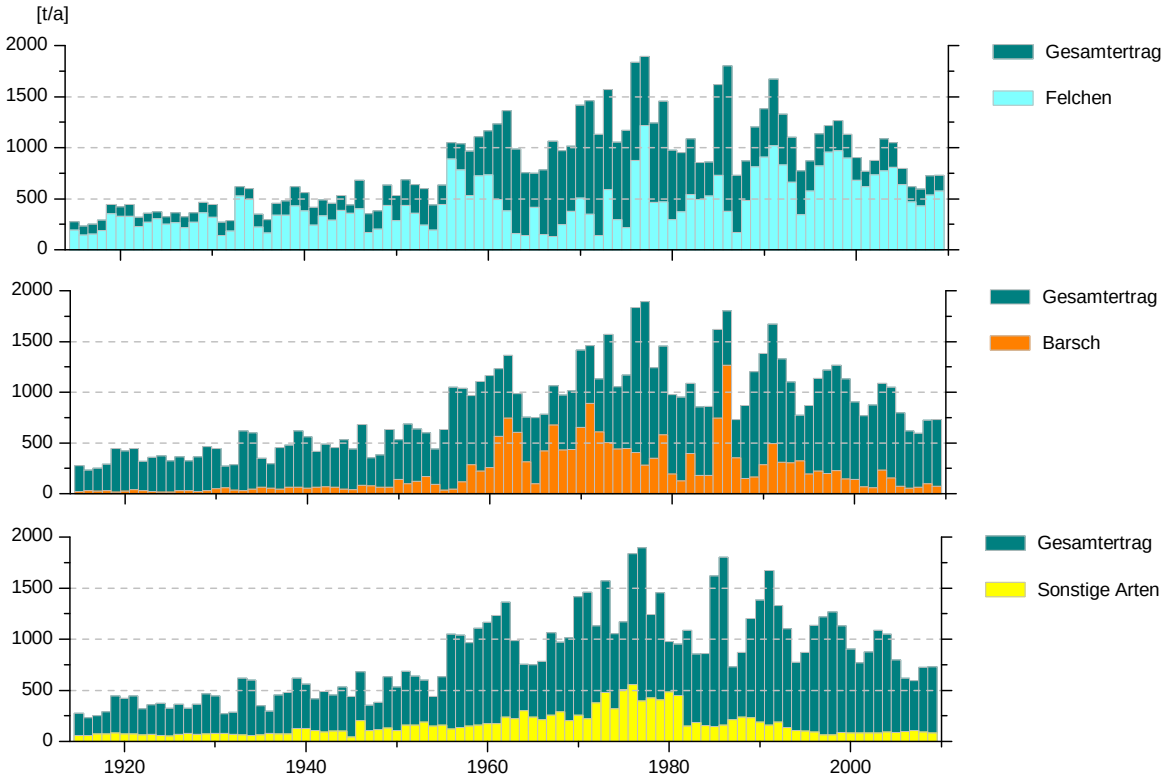



Abb. 66: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 66), den Hauptanteil des Fangs (ca. 70 %) machten die Felchen aus. Von 1955 bis 1977 stiegen die Fangerträge auf fast die dreifache Menge an, gleichzeitig sank der Anteil gefangener Felchen bis unter 30 %, während die Anteile der Barsche und Weißfische zunahmen. Seit Ende der 1970er- Jahre haben sich die Felchenfänge verbessert und stabilisiert. Die Barschfänge sind seither tendenziell zurückgegangen, stiegen aber Mitte der 1980er-Jahre noch einmal kurz an. Der Rückgang der Barschfänge geht mit einem Rückzug der Art aus dem Pelagial einher. Im reoligotrophierten Bodensee ernähren sich größere Barsche wieder vorwiegend von Fischen, meist der eigenen Art. Die Weißfischfänge sind schon spätestens seit Beginn der 1970er- Jahre stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt.

Der Gesamtfang 2009 der Berufsfischerei entsprach mit 727 t dem Ergebnis des Vorjahres. Der Anteil der Felchen lag bei 79 %, zweitwichtigste Fischart war der Barsch; davon wurden 70 t gefangen, 27 % weniger als im Vorjahr. Bei den selteneren Arten stieg der Fanganteil der Seeforellen (9,4 t) gegenüber dem Vorjahr weiter an und lag ebenso wie der Saiblingsfang mit 10 t deutlich über dem zehnjährigen Mittel

**Fischfang-Erträge im Untersee**

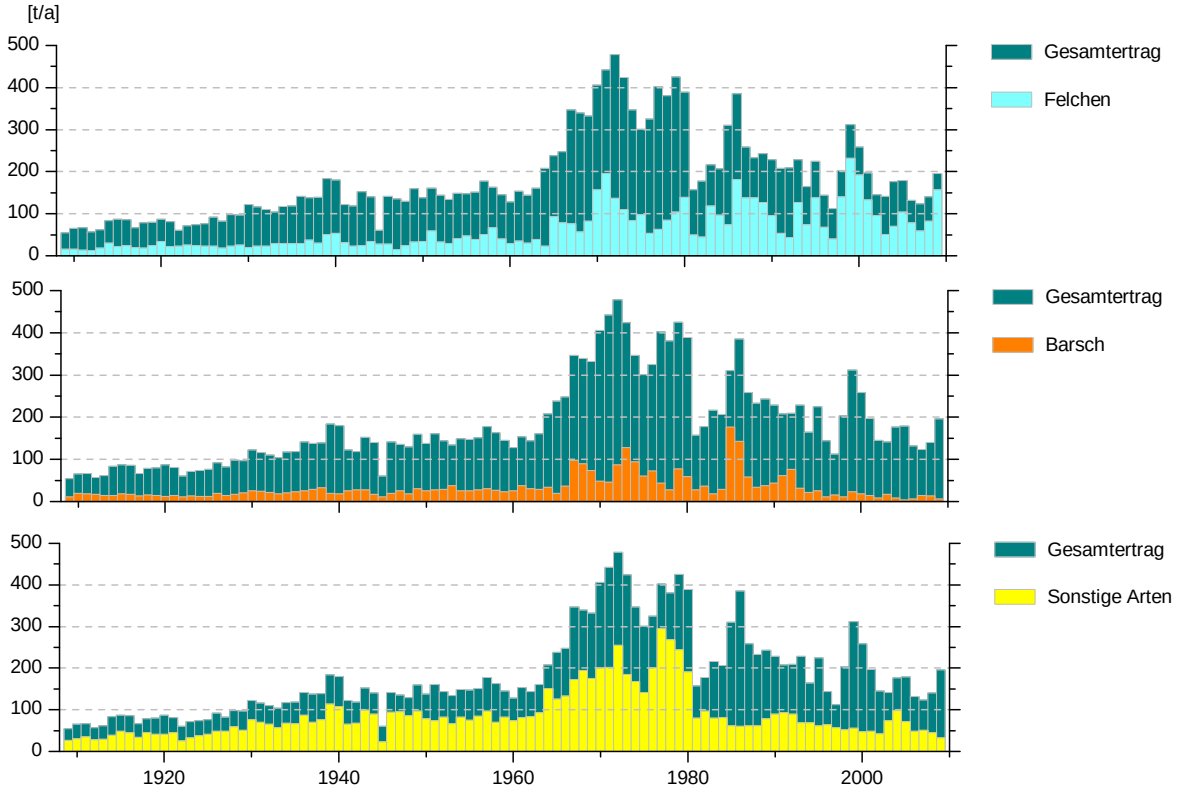



Abb. 67: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

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. 67), 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 2009 erhöhte sich um 55 t auf 195,7 t. Die Ertragssteigerung ist hauptsächlich auf eine Fangzunahme bei den Felchen um 74, 2 t auf insgesamt 156,8 t zurückzuführen. Damit beträgt der Felchenanteil am Gesamtfang rund 80%. Mit 6,6 t Barschen wurde nur etwa die Hälfte des Vorjahresertrags angelandet.

# Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2008/2009

# Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

## 1. Abwasserbeseitigung

| | | 2008 | 2009 |
|---|---|---|---|
| Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees | | 1'583'600 | 1'602'800 |
| Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III) | | 1'547'700[1] | 1'567'400[2] |
| Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III) | | 35'900 | 35'400 |
| davon: | -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt[3] | 28'400 | 28'600 |
| | -Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt[3] | 7'500 | 6'800 |
| Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent | | 79.0 | 80.8 |
| Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent) | | 97.7 | 97.8 |
| Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees | | 99.5 | 99.6 |
| Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte) | | 2'940'000 | 2'880'000 |
| Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie: | | | |
| - Kategorie III | (> 40'000 EW) | 34 | 33 |
| - Kategorie II | (1000–40'000 EW) | 118 | 117 |
| - Kategorie I | (50–1000 EW) | 67 | 67 |
| Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen | | 219 | 217 |
| davon mit: | - Nitrifikation | 154 | 158 |
| | - Denitrifikation | 105 | 109 |
| | - Phosphorelimination | 157 | 158 |
| | - weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration) | 14 | 14 |
| Regen- und Mischwasser: | | | |
| - Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent) | | 82.5[4] | 81.0[4] |
| - Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent) | | 86.4 | 79.9 |
| Ablauffrachten: | | | |
| - Jahresabwassermenge (in 1000 $m^3$) | | 263'950 | 261'673 |
| - Gesamtphosphor (in t) | | 87.9 | 85.0 |
| - CSB (in t) | | 7'225[5] | 6'660[6, 7] |
| - TOC (in t) | | 1'806 | 1'683 |
| - $N_{anorg.}$ (in t) | | 2'949 | 2'871 |

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

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

3 Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

4 ohne Vorarlberg

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

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

7 Der Rückgang der CSB-Fracht im 2009 kann z. T. auf den Wegfall der Papierfabrik-ARA Stora Enso zurückgeführt werden.

Ende des Berichtsjahres 2009 waren von den über **1,60 Millionen** Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,57 Millionen** an eine zentrale Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **93'800 Einwohner** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2009 waren noch **35'400 Einwohner** nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2009 bei **97,8 %.** Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern, war die Entsorgung 2009 bei rund **81 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2009 bei **99,6 %**. Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung.

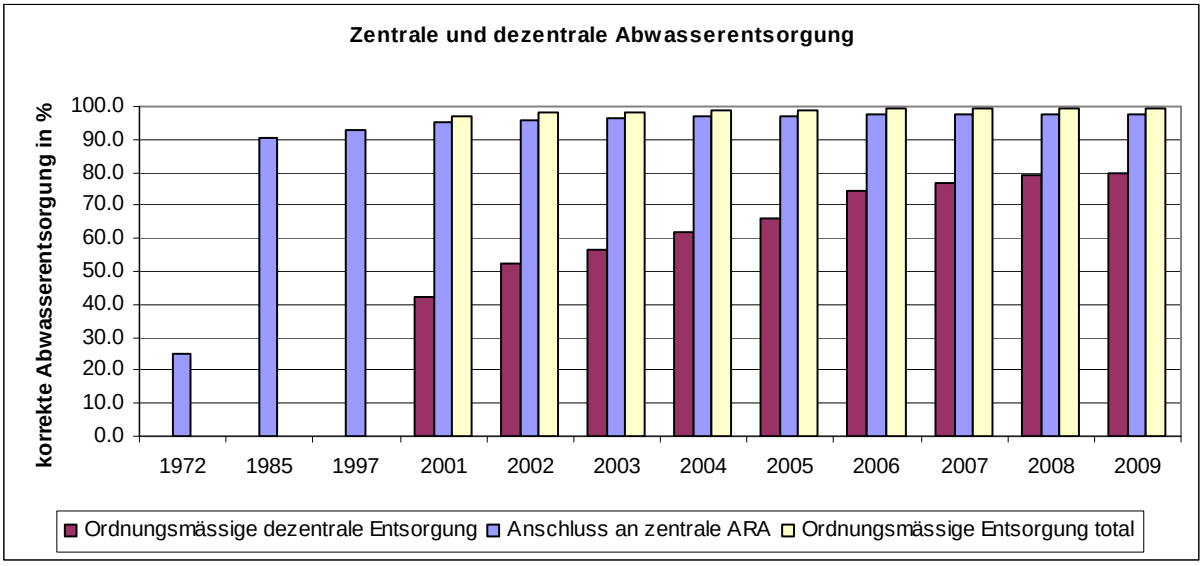



Abb. 1: Entwicklung der Abwassereinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **217 Abwasserreinigungsanlagen** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2009 rund **262 Mio. m³**. **29,1 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,19 mg/l $P_{gesamt}$**. In weiteren **144 Anlagen** wurden **69,7 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,36 mg/**l **$P_{gesa}$**mt).
Insgesamt wurden somit im Jahr 2009 **98,8 %** der im Bodensee-Einzugsgebiet anfallenden Abwassermenge in einer zentralen Abwasserreinigungsanlage einer Phosphorelimination unterzogen. Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2009.

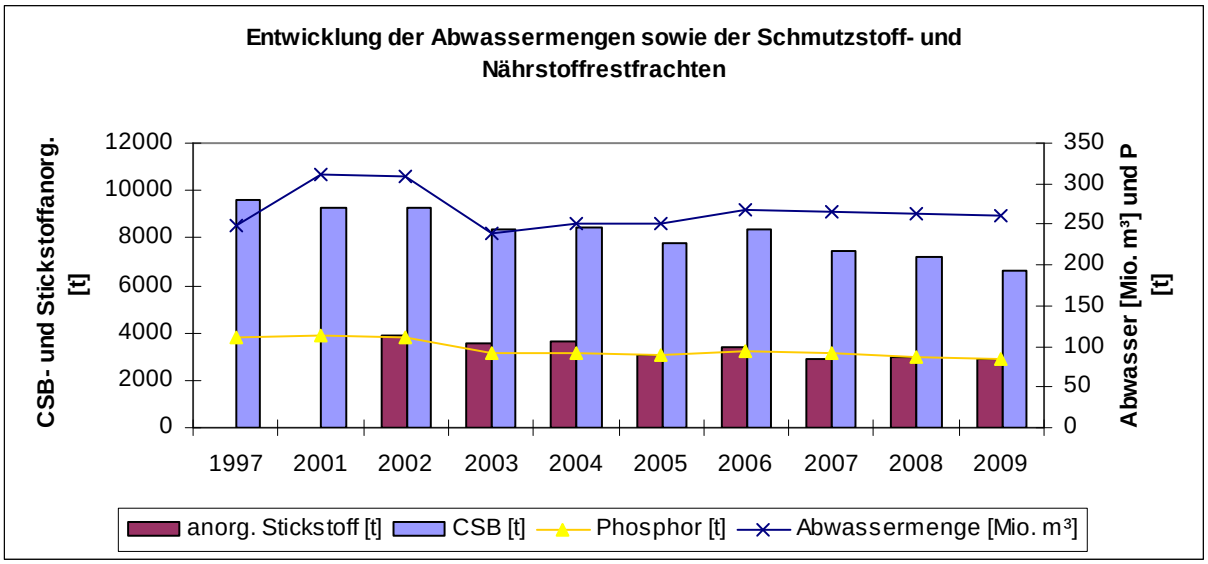



Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Die Abbildung 3 zeigt, dass sich der Rückgang der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten von 2001 bis 2006 aufgrund der geringeren Abwassermengen ergab. Im Jahr 2009 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten verglichen mit denjenigen von 2006 bis 2008 ab, obwohl die Abwassermengen in diesen Jahren in etwa gleich waren. Der Rückgang der CSB-Fracht im 2009 kann z. T. auf den Wegfall der Papierfabrik-ARA Stora Enso zurückgeführt werden.

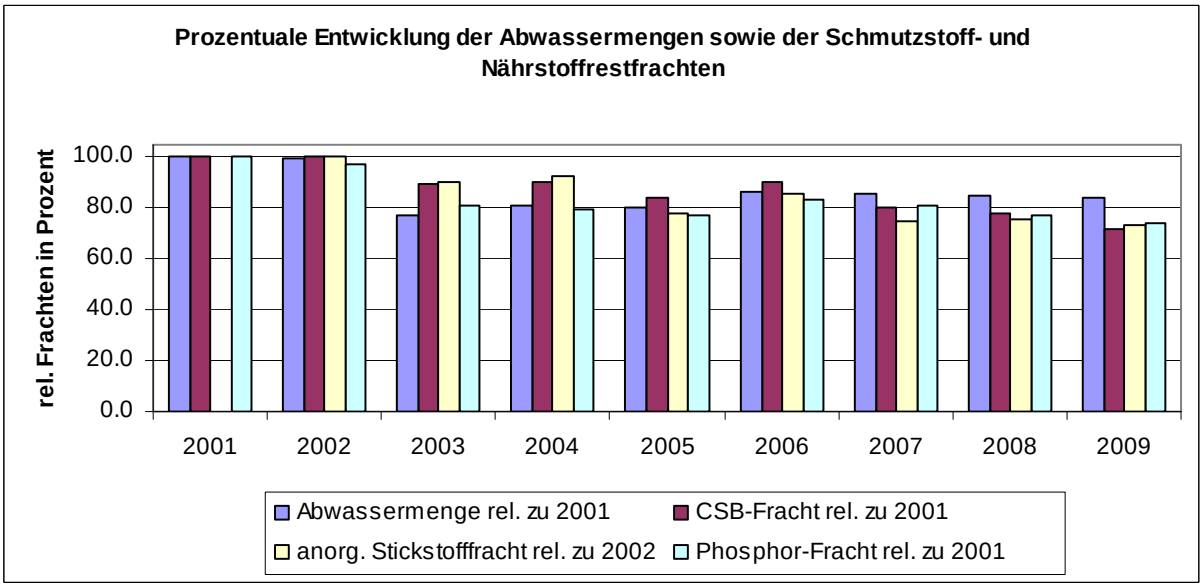



Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

## 2. Fliessgewässer

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

## 3. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

### a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den 16 seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Espasingen, Uhldingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eriskirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2009 **18,6** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr **einer geringen Zunahme um 0,8** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

### b) Bodenseezuflüsse

Um abschätzen zu können, mit welcher Zuverlässigkeit mit den periodisch durchgeführten Fliessgewässer-Stichprobenuntersuchungen die P-Zuflussfrachten in den Bodensee erhoben werden können, wurde der EAWAG ein Auftrag für die Auswertung der Hydrochemie- und Abflussdaten 1997-2008 der Bodenseezuflüsse Rhein, Bregenzerach, Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach, Stockacher Aach und Radolfzeller Aach erteilt. Die EAWAG wertete die Messresultate der Jahre 1995 bis 2008 aus. Die von ihr ermittelten Jahresfrachten der Bodenseezuflüsse von 1995-2008, ausgedrückt als $P_{gel}$ (gelöster Phosphor) in Tonnen P/a, sind in Tab.  dargestellt.

| | Rhein | Bregenzer-ach | Argen | Schussen | Rotach | Seefelder Aach | Stockacher Aach | Radolfzel-ler Aach |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1995** | 56.5 | 22.7 | 20.9 | 33.1 | 3.8 | 3.6 | 2.2 | 18 |
| **1996** | 33.8 | 13.0 | 10.8 | 18.8 | 1.9 | 2.3 | 1.2 | 15 |
| **1997** | 31.1 | 13.1 | 11.7 | 16.2 | 1.7 | 1.9 | 0.8 | 15.8 |
| **1998** | 26.3 | 11.2 | 14.4 | 24.8 | 3.1 | 2.6 | 1.1 | 15.7 |
| **1999** | 340.2 | 56.3 | 23.0 | 30.8 | 4.3 | 4.4 | 2.3 | 14.9 |
| **2000** | 115.0 | 34.6 | 18.4 | 20.5 | 2.3 | 3.3 | 1.1 | 14.7 |
| **2001** | 119.4 | 26.8 | 19.7 | 30.1 | 4.8 | 5.5 | 2.4 | 20 |
| **2002** | 60.4 | 16.8 | 28.8 | 34.0 | 5.5 | 5.7 | 2.4 | 20.2 |
| **2003** | 51.5 | 9.7 | 9.8 | 14.8 | 2.7 | 2.2 | 1.4 | 15.4 |
| **2004** | 67.4 | 13.3 | 10.1 | 14.4 | 1.6 | 2.3 | 1.7 | 13 |
| **2005** | 39.8 | 15.3 | 13.1 | 20.3 | 3.4 | 3.5 | 1.6 | 11.6 |
| **2006** | 32.9 | 12.9 | 15.8 | 25.8 | 5 | 4.3 | 2.4 | 15 |
| **2007** | 50.0 | 11.3 | 19.2 | 22.1 | 4.3 | 4.1 | 1.7 | 18.4 |
| **2008** | 45.9 | 12.6 | 13.6 | 18.8 | 2.9 | 3.2 | 1.5 | 13.6 |

Tab. 1: Jahresfrachten Pgel [t P/a] der Bodenseezuflüsse 1995-2008, ermittelt auf Basis der Periodenmittelkonzentration der einzelnen Zuflüsse.

Abb. 4 zeigt einen Vergleich der Jahressummen-Frachten $P_{gel}$ von Rhein, Bregenzerach, Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach und Stockacher Aach mit den Jahressummen-Fracht von Rhein, Bregenzerach, Argen und Schussen. Abb. 5 zeigt den prozentualen Frachtanteil $P_{gel}$ von Rhein, Bregenzerach, Argen, Schussen an der Gesamtfracht. Diese vier Zuflüsse machen rund 90 % der Gesamtfracht $P_{gel}$ aus.

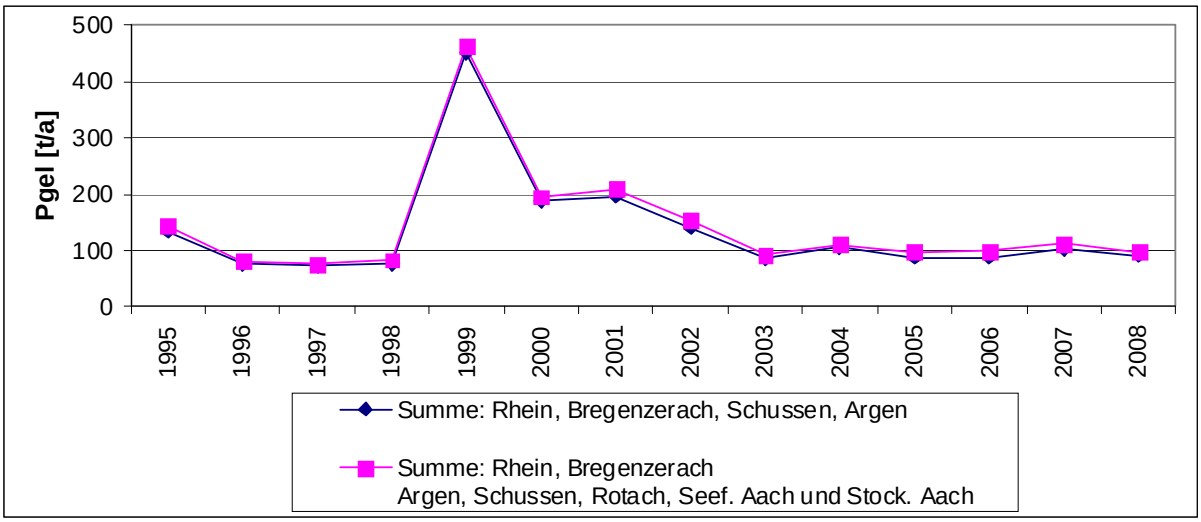



Abb. 4: Vergleich der Jahressummen-Frachten Pgel [t/a] von Rhein, Bregenzerach, Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach und Stockacher Aach mit den Jahressummen-Frachten von Rhein, Bregenzerach, Argen und Schussen.

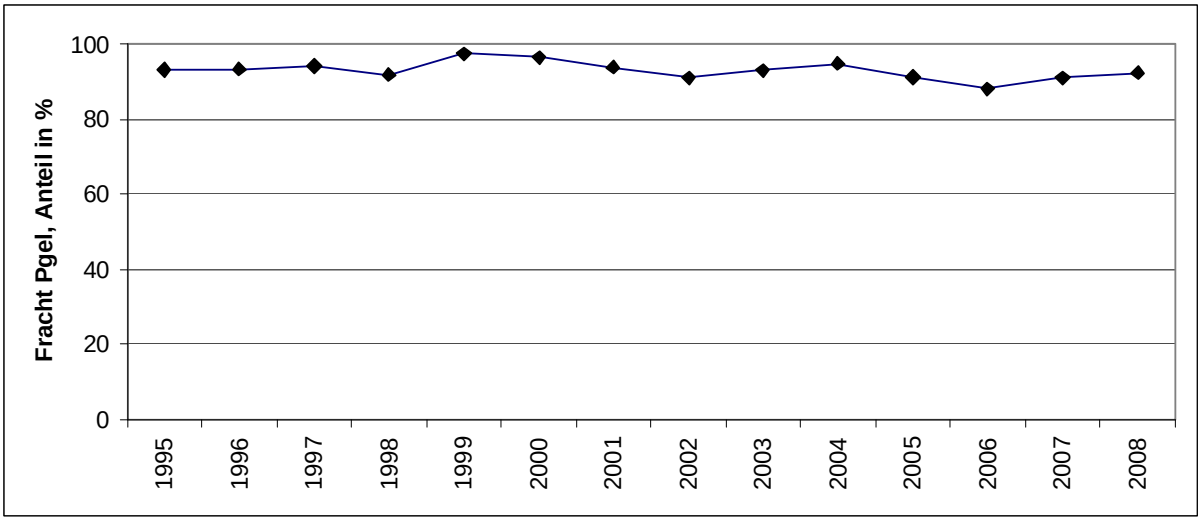



Abb. 5: Frachtanteil $P_{gel}$ [in %] von Rhein, Bregenzerach, Argen und Schussen an der Gesamtfracht von Rhein, Bregenzerach, Argen, Schussen, Rotach, Seefelder Aach und Stockacher Aach.

Die errechneten Phosphorfrachten der Zuflüsse von Baden-Württemberg und Vorarlberg lassen sich jedoch nicht eins zu eins vergleichen. Der Grund dafür liegt in der unterschiedlichen Probenahmestrategie. Bei den deutschen Zuflüssen werden zeitproportionale Tagesmischproben und bei den österreichischen Zuflüssen Stichproben (manuelle Schöpfproben) genommen[2].

Aufgrund der Datenanalyse kommt die EAWAG zu folgenden hauptsächlichen Empfehlungen:

1. Anzustreben ist eine Vereinheitlichung der Probenamestrategie aller massgeblichen Bodenseezuflüsse. Es wird die durchflussproportionale Mischprobe, die sich besonders zur Ermittlung von Stofffrachten eignet empfohlen[3]. Minimalziel könnte auch eine Umstellung von Stichproben auf zeitliche Tagesmischproben sein, d. h. Vorarlberg müsste analoge Probenahmen wie Baden-Württemberg durchführen. Für die kontinuierliche Erhebung von Mischproben wäre die Installation von gekühlten automatischen Probenahmegeräten, wenn Möglich in der Nähe eines Pegels, erforderlich.

[2] Deutschland: Zeitproportionale Tagesmischproben (Probenauswahlkriterium (i) höchster Tagesmittelabfluss innerhalb von 7 respektive 14 Tagen, (ii) aktuellste/jüngste Tagesmischprobe im Beprobungsintervall, ca. 45-100 Proben pro Jahr und Fluss
Österreich: Manuelle Schöpfproben, wobei Probenahmen bei Hochwasser vor allem zu Beginn des Untersuchungszeitraums 1995-2008 unterrepräsentiert sind, ca. 15-30 Proben pro Jahr und Fluss

[3] Synonyme: volumenproportionale Mischprobe oder volumenproportionale Durchschnittsbeprobung.

2. Für die Frachtermittlung beim Alpenrhein sollte die IGKB prüfen, ob nicht die Hydrochemie-Daten der NADUF[4]-Station Rhein-Diepoldsau verwendet werden könnten. Die NADUF-Station liefert Hydrochemie-Daten basierend auf durchflussproportionalen Mischproben, die sich sehr gut zur Frachtermittlung eignen. Probenahmen an der Station Rhein-Fussach durch das Umweltinstitut Vorarlberg wären dann für die Frachtberechnungen der IGKB nicht mehr notwendig oder sie könnten auf Stichproben bei Abflussextremen beschränkt werden. Dies wäre jedoch nur möglich, wenn für die NADUF-Station Rhein-Diepoldsau zusätzlich der Parameter $P_{gel}$ entsprechend den IGKB-Kriterien bestimmt würde. Hierzu wird ein Treffen mit der NADUF-Gruppe empfohlen.

3. Bei der Verwendung der NADUF-Daten der Station Rhein-Diepoldsau, könnte in Vorarlberg der Fokus auf die Beprobung der Bregenzerach gelegt werden.

4. In Deutschland sollte infolge der unterschiedlichen Bedeutung der Zuflüsse hinsichtlich des jährlichen Abflussvolumens und des Stoffeintrags das Hauptaugenmerk auf die Zuflüsse Argen, Schussen und Radolfzeller Aach gelegt werden. Falls der Schwerpunkt auf die Stoffeinträge in den Obersee gelegt wird, entfällt die Radolfzeller Aach. Die Zuflüsse Rotach, Seefelder Aach und Stockacher Aach tragen zusammen mit nur ca. 5-6 % zur Stofffracht der Bodenseezuflüsse bei.

**Fazit der EAWAG**

Die zentrale Frage *"Mit welcher Zuverlässigkeit können mit periodisch durchgeführten Stichprobenuntersuchungen die Phosphor-Zuflussfrachten in den Bodensee abgeschätzt werden?*" beantwortet die EAWAG wie folgt:

Mit Stichproben (Einzelproben z.B. im Form von Schöpfproben) – ob zufallsverteilt, terminbezogen oder abflussorientiert – kann nur mit unverhältnismässig hohem Probenumfang – d.h. mehrere Proben täglich – eine auch nur annähernd vergleichbare Bestimmung von P-Frachten erzielt werden, wie auf Basis von repräsentativen Mischproben[5]. Entsprechend sind Mischproben generell bei der Frachtermittlung von Wasserqualitätsparametern methodisch vorzuziehen und als Probenahmestrategie eindeutig zu empfehlen. Für die Ermittlung von Stofffrachten (z.B. Monats- und Jahresfrachten) eignet sich besonders die abflussproportionale Mischprobe (volumenproportionale Durchschnittsbeprobung).

[4] NADUF: Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer
[5] Durchschnittsbeprobung im Sinne der DIN 38402, Teil 11 bzw. 15 [DIN 38402-11, 2007; DIN 38402-15, 2007

## Fazit des Fachbereichs Einzugsgebiet

Die Empfehlungen der EAWAG wurden im Fachbereich Einzugsgebiet diskutiert. Es wurden folgende Schlüsse gezogen:

1. Vereinheitlichung der Probenahmestrategie

   Aus der Sicht von Vorarlberg ist eine Umstellung der Probenahme auf durchflussproportionale Mischproben nicht gerechtfertigt. Eine Umstellung auf zeitproportionale Tagesmischproben wäre im Rahmen von periodischen Schwerpunktuntersuchungen etwa alle sechs Jahre denkbar. Bei der Verwendung der NADUF-Daten für den Rhein würde dies dann nur noch die Bregenzerach betreffen. Baden-Württemberg möchte seine Probenahmestrategie ebenfalls nicht auf durchflussproportionale Mischproben umstellen.

2. Einbezug der NADUF-Station Rhein-Diepoldsau

   Abklärungen bei Herrn Dr. Adrian Jakob (BAFU, Abt. Hydrologie) ergaben, dass das NADUF-Labor der EAWAG bereit ist, die gewünschten Analysen für die IGKB durchzuführen. Die Bestimmungsgrenze für Pgel liegt bei 3 µg/Liter. In der Regel erfolgen die Analysen von 14-tägigen Sammelproben, die in der Station als 7-tägige Sammelproben erhoben wurden. Der Fachbereich Einzugsgebiet ist der Ansicht, dass mit den Untersuchungen der NADUF-Proben so schnell als möglich begonnen werden soll. Damit beurteilt werden kann, ob es zwischen 7- und 14-tägigen Sammelproben beim Gehalt von Pgel größere Unterschiede gibt, sollten in einer ersten Phase 7- und 14-Tagessammelproben untersucht werden. Die Details werden mit der EAWAG bzw. dem BAFU noch abgesprochen. Der IGKB entstehen durch die Zusammenarbeit mit der EAWAG keine zusätzlichen Kosten.

   Damit die Resultate der bis heute von Vorarlberg durchgeführten Untersuchungen mit den neuen Resultaten der NADUF-Proben verglichen werden können, ist Vorarlberg bereit bis Ende 2011 ihre Probenahmen im selben Rhythmus wie 2008 bzw. 2009 weiterzuführen. Ab 2012 würden dann noch 12 Proben pro Jahr untersucht.

3. Fliessgewässerbeprobung auf deutscher Seite

   Auf deutscher Seite reichen die Frachtangaben von Argen und Schussen bezüglich des Obersees aus.

### c) Gesamtabschätzung der Phosphorfracht

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus dem Einzugsgebiet des Alpenrheins und den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten seit den Zuflussuntersuchungen 1995 - 1997 nicht erhöht haben. Dafür spricht auch der Wertepaarvergleich Abflussmenge zu Konzentration $P_{filtriert}$ (siehe Abb. 6).

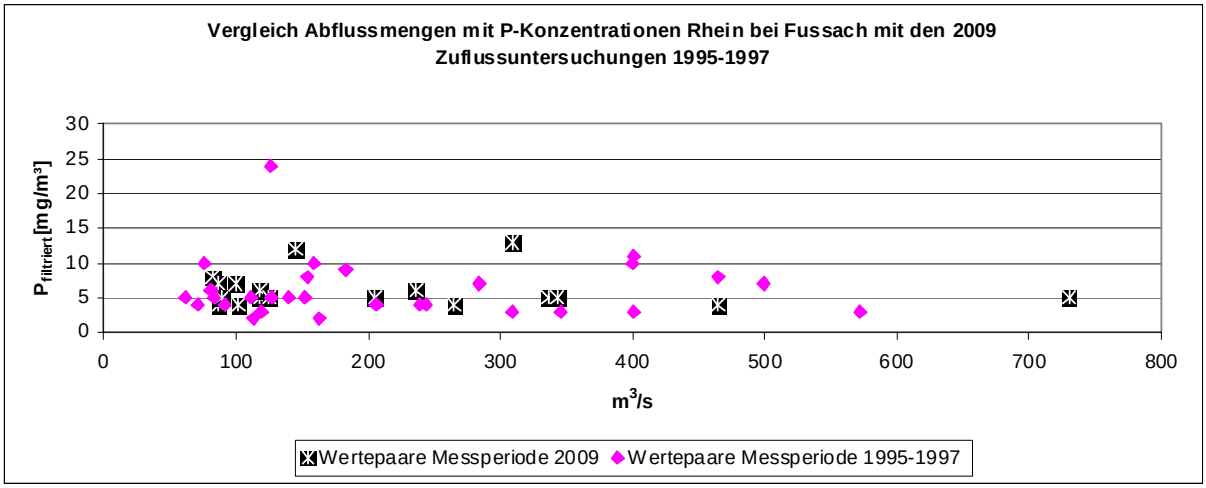



Abb. 6: Vergleich der Wertepaare $P_{filtriert}$/Abflussmenge für das Jahr 2009 mit denjenigen der Zuflussuntersuchungen 1995 bis 1997. Die Wertepaare für 2009 liegen im Bereich der Ergebnisse der Zuflussuntersuchungen. Daraus lässt sich schliessen, dass die P-Frachten im Jahr 2009 im Vergleich zu den Jahresfrachten in den Jahren 1995 bis 1997 nicht zugenommen haben.

# Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

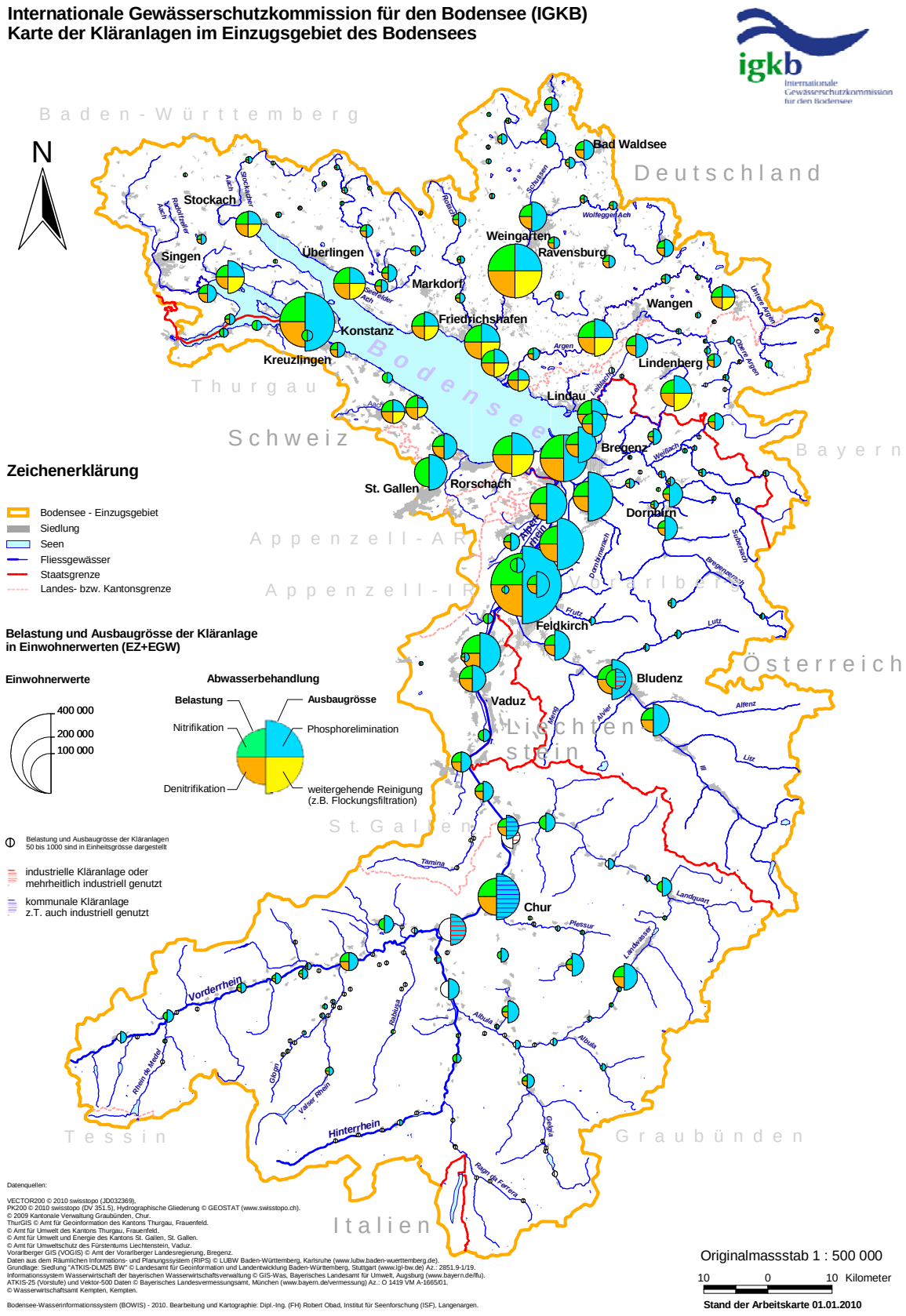



Abb. 7: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees.

# Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet

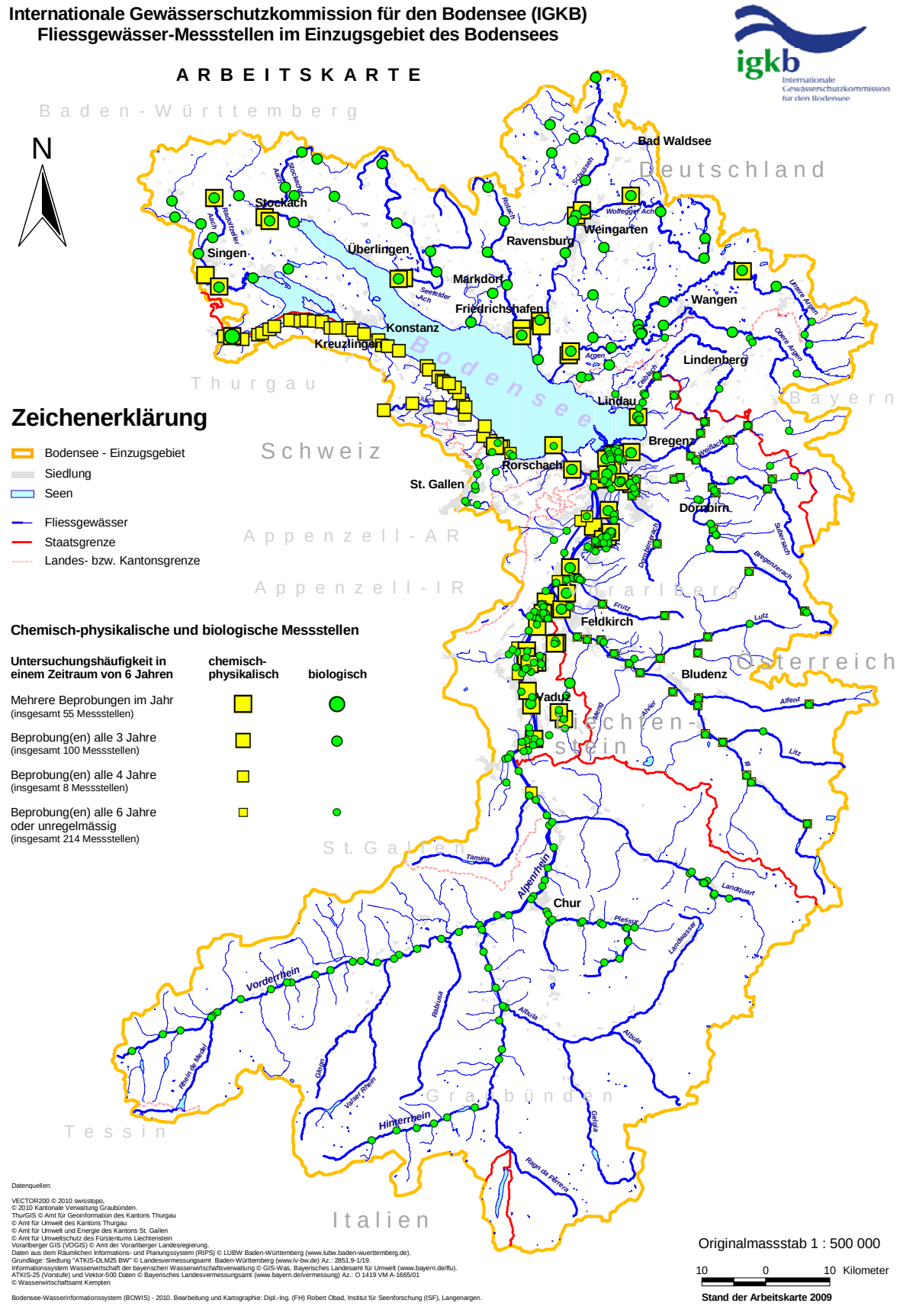



Abb. 8: Karte mit den wichtigen Fliessgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees.

**AUSKÜNFTE**

| | |
|---|---|
| Baden-Württemberg: | Institut für Seenforschung<br>an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen<br>und Naturschutz Baden-Württemberg<br>Argenweg 50/1<br><br>D-88085 Langenargen |
| Bayern: | Bayerisches Landesamt für<br>Umwelt<br>Bürgermeister Ulrich Str. 160<br><br>D-86179 Augsburg<br><br>Wasserwirtschaftsamt Kempten<br>Rottachstr. 15<br><br>87439 Kempten |
| Österreich: | Amt der Vorarlberger Landesregierung<br>Römerstraße 14<br><br>A-6901 Bregenz |
| Schweiz: | Bundesamt für Umwelt (BAFU)<br><br>CH-3003 Bern |

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