
Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee

KLIWA-Projekt A 2.2.1

*„Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer
und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit
hydrometeorologischen Parametern“*

*„Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das
Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees“*

KLIWA-Berichte

Heft 11



KLIWA
Klimaveränderung
und Wasserwirtschaft

Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee

KLIWA-Projekt A 2.2.1

*„Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer
und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit
hydrometeorologischen Parametern“*

*„Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das
Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees“*

KLIWA-Berichte

Heft 11



KLIWA

Klimaveränderung
und Wasserwirtschaft

IMPRESSUM

Herausgeber	Arbeitskreis KLIWA LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt (BLfU), Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) Deutscher Wetterdienst (DWD) www.kliwa.de
Herausgabedatum	Oktober 2007
ISBN	978-3-88251-326-4
Bearbeitung	Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Henno Roßknecht und Institut für Küstenforschung des Grossforschungszentrums GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH Bernd Wahl
Redaktionelle Bearbeitung	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Referat 43
Umschlaglayout	Stephan Riedlberger - Graphik Design, München
Druck	E&B Engelhardt und Bauer, 76131 Karlsruhe
Umwelthinweis	Druck auf Recyclingpapier
Bezug über	Vertragsauslieferung der LUBW bei der JVA Mannheim – Druckerei Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim, Telefax: (0621)-398-370

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung der Herausgeber unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.
Die inhaltliche Verantwortung für den einzelnen Beitrag liegt bei dem jeweiligen Autor.



Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee

Inhaltsverzeichnis	Seite
ZUSAMMENFASSUNG	5
DER BODENSEE	9

Teil I

„Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit hydrometeorologischen Parametern“

Bernd Wahl

Inhaltsverzeichnis	Seite
1 EINLEITUNG	11
2 AUFGABENSTELLUNG UND METHODIK	13
2.1 Projektziele	13
2.2 Datengrundlage	13
2.3 Datenverifikation	14
2.4 Datenverarbeitung	17
2.5 Methoden der Datenanalyse.....	19
3 ERGEBNISSE ZU MARKANTEN VERÄNDERUNGEN UND SIGNALEN IN DEN ZEITREIHEN	23
3.1 Die Temperaturentwicklung und deren Auswirkungen auf die winterliche vertikale Durchmischung	23
3.2 Untersuchung meteorologischer Parameter	30
3.3 Änderungen im hydrologischen Regime der Bodensee-Zuflüsse.....	32
3.4 Änderungen im hydrologischen Regime des Bodensees	37
3.5 Veränderungen hydrochemischer Parameter und Wechselwirkungen mit dem Phyto- und Zooplankton.....	43
3.6 Der Blaufelchenbestand und dessen Rekrutierung aus im See abgelegtem Laich	50
3.7 Die Abhängigkeit der Blaufelchen Laichzeit von der Temperatur und der Alterszusammensetzung des Bestands.....	51
4 DISKUSSION UND BEWERTUNG DER ERGEBNISSE	54
5 AUSBLICK	58
6 LITERATURVERZEICHNIS	60



Teil II

Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees

Henno Roßknecht, Hans Güde, Harald Hetzenauer, Bernd Wahl und Thomas Wolf

Inhaltsverzeichnis	Seite
1 EINLEITUNG	65
2 METHODIK.....	67
2.1 Probenahme	67
2.2 Parameter.....	68
2.3 Wetterdaten	68
2.4 Variationskoeffizienten als Maß für die vertikale Durchmischung des Sees	68
3 ERGEBNISSE	71
3.1 Die Intensität der vertikalen Durchmischung von 1961 - 2006	71
3.2 Luft- und Wassertemperaturen.....	72
3.3 Vertikale Durchmischung in kalten Wintern.....	73
3.4 Vertikale Durchmischung in warmen Wintern.....	77
3.5 Kalte Dichteströme	78
3.6 Einfluss von Winden	83
3.7 Quasikontinuierliche Temperatur- und Sauerstoffmessungen an der tiefsten Stelle des Obersees	86
3.8 Vertikaler Stoffaustausch im geschichteten See	89
3.9 Winterlicher Wasseraustausch durch Flusswasser	91
4 DISKUSSION	95
5 LITERATURVERZEICHNIS	99

Zusammenfassung

Der Gewässerschutz am Bodensee wie auch die Ökosystemforschung führten zur langjährigen Untersuchung einer Vielzahl an biologischen, chemischen wie auch hydrophysikalischen Messparametern. Hydrologische Daten zu den Zuflüssen wie auch meteorologische Parameter werden ebenfalls seit vielen Jahrzehnten erfasst.

Diese Datenbestände stellen heute eine wertvolle Grundlage dar, welche zur Untersuchung von Folgen klimatischer Veränderungen herangezogen werden können. Da viele der Prozesse im Bodensee erheblich von den Witterungsverhältnissen abhängen, sind Auswirkungen der sich abzeichnenden Klimaentwicklung auf den See zu erwarten. Einfache direkte Einflüsse, wie etwa die tendenzielle Erwärmung des Sees, können sich in komplexer Weise im Wirkungs- und Prozessgefüge des Sees fortpflanzen.

Der vorliegende KLIWA-Bericht fasst Ergebnisse aus zwei Untersuchungen zu Witterungs- und Klimaeinflüssen auf den Bodensee zusammen. Der erste Teil befasst sich mit der Auswertung umfangreicher Langzeitdaten zum Bodensee, welche im KLIWA-Teilprojekt A2.2.1 durchgeführt wurde. Im zweiten Teil wird das vertikale Zirkulations- und Stoffaustauschverhalten des Bodensees betrachtet.

Zusammenfassung zum Teil I:

Viele der analysierten Messreihen weisen langjährig markante Veränderungen auf. Ein Großteil hiervon lässt sich auf anthropogene Einflüsse zurückführen, wie etwa veränderter Stofffrachten in den See, bauliche Eingriffe, die das Zufluss- und Abflussregime veränderten, oder auch Veränderungen in der fischereilichen Bewirtschaftung. Auswirkungen sich ändernder hydro-meteorologischer Bedingungen sind daher oftmals von anderen Entwicklungen überlagert. Um Signale der klimatischen Entwicklung im See und in den Zuflüssen erkennen zu können, ist es deshalb oftmals nötig, andere Einflussfaktoren zu identifizieren und zu berücksichtigen.

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

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

Die Entwicklung des Wasserstands im Bodensee steht oftmals im Blickpunkt des öffentlichen Interesses, insbesondere bei Extremereignissen, wie etwa dem Hochwasser von 1999 oder den extrem niedrigen Wasserständen im Sommer 2003 oder im Winter 2005/2006. Die Analyseergebnisse lieferten zwar keinen Hinweis auf klimabedingte Veränderungen im langjährigen Verlauf der mittleren jährlichen Wasserstände, jedoch dürften deutliche Veränderungen im Jahresgang mit der Klimaentwicklung zusammenhängen: Die Pegelwerte im Sommer sind merklich zurückgegangen, wohingegen sie von etwa November bis in den Januar hinein tendenziell höher liegen. Zur Erklärung dieser Veränderung kommen verschiedene Einflussfaktoren in Frage. Die tendenziell wärmeren Temperaturen im Winter wirken sich auf die Schneeretention im alpi-



nen Einzugsgebiet aus (KLIWA Heft 6). Veränderungen bei den sommerlichen Verdunstungsmengen wie auch der saisonalen Niederschlagsverteilung sind weitere denkbare Ursachen. Für eine genauere Analyse der langjährigen Entwicklung des Wasserstands sollte jedoch ein Wasserhaushaltsmodell angewandt werden, was im Rahmen dieses Projektes nicht möglich war.

Folgen veränderter Wasserstandsverläufe sind im nahen Uferbereich oder angrenzenden Gebieten zu erwarten: Erosions- und Sedimentationsprozesse wie auch die Lebensbedingungen für Flora und Fauna sind hiervon betroffen. Angrenzende Naturschutz-Feuchtgebiete könnten vermehrt trocken fallen, wodurch möglicherweise Ziele des Artenschutzes gefährdet werden.

Die Projektergebnisse liefern den verschiedenen Disziplinen der Seenforschung zahlreiche Ansatzpunkte für weiterführende Untersuchungen. Durch die Aufbereitung der Messdaten wurde die Datenverfügbarkeit verbessert. Zahlreiche Störeinflüsse und Inkonsistenzen in den Datenbeständen wurden aufgezeigt und können somit berücksichtigt werden.

Da die zur Verfügung stehenden, im See gemessenen Zeitreihen vorwiegend dem Freiwasserbereich entstammen, sind Aussagen über die ufernahen, flachen Seebereiche nur eingeschränkt möglich. Es ist anzunehmen, dass sich dort die Temperaturentwicklungen auf Grund der geringeren Wassertiefe stärker auswirken. Auch die Temperaturverhältnisse in den Zuflüssen, für welche nur teilweise Daten vorlagen, wären von hohem Interesse. Es ist daher zu empfehlen, ein an die Fragestellungen der Klimafolgenforschung angepasstes Messprogramm zu konzipieren.

Bei der Erfassung und Beurteilung der Folgen klimatischer Veränderungen auf den Bodensee stellen die Projektergebnisse einen Beitrag dar, der im Kontext mit vielen weiteren Aspekten zu diskutieren ist, welche in diesem Projekt nicht betrachtet wurden. So zeigen sich z.B. Veränderungen bei der Überwinterung und dem Durchzug von Zugvögeln. Neu hinzukommende Pflanzen- und Tierarten könnten durch die veränderten hydrometeorologischen Verhältnisse begünstigt werden und evtl. andere Arten zurückdrängen. Auch die anthropogene Nutzung des Sees und seines Einzugsgebietes kann sich klimabedingt verändern.

Zusammenfassung zum Teil II:

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

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

Mögliche Klimaänderungen im Bodenseeraum lassen deshalb erwarten, dass sowohl eine Häu-

fung von wärmeren als auch von sehr kalten Wintern eine nachhaltige Durchmischung bis zum Seegrund behindern. Insgesamt führen die in den vergangenen 45 Jahren beobachteten Einflüsse verschiedener Wetterszenarien auf die Vertikalzirkulation zu folgenden Schlussfolgerungen hinsichtlich der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf den Bodensee-Obersee:

1. Erwärmung (milde Winter)

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

2. Abkühlung (kalte Winter nach wärmeren Wintern)

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

3. Abkühlung (gehäuft kalte Winter)

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

4. Winterliche Starkwinde

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

5. Flusswassereinschichtungen

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

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



Der Bodensee



Der Bodensee ist nach dem Plattensee und dem Genfer See der drittgrößte Binnensee Mitteleuropas. Als vor etwa 14 000 Jahren der Rheingletscher am Ende der letzten Eiszeit geschmolzen war, entwickelte sich der ursprünglich wesentlich größere See nach und nach zu seiner heutigen Größe und Form. Der See besteht aus zwei Seeteilen, dem großen und tiefen Obersee mit dem Überlinger See und dem kleineren und flacheren Untersee unterteilt in Gnadensee, Zellersee und Rheinsee (Abbildung 1).

Das größte Problem bis in die siebziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts war die ansteigende Zufuhr von Phosphorverbindungen. Ihre düngende Wirkung führte zu Massenentwicklungen von Algen und Wasserpflanzen im See und verursachte eine starke Belastung des Sauerstoffhaushalts in den großen Seetiefen. Auf Empfehlung der INTERNATIONALEN GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (IGKB) unternahm die Staatengemeinschaft im Einzugsgebiet des Sees große Anstrengungen zur Verminderung des Phosphoreintrags. Für Sanierungsmaßnahmen insbesondere im Abwasserbereich wurden 224 Kläranlagen gebaut und über 4 Milliarden EURO aufgewendet. Dadurch konnte der Phosphorgehalt nach zwischenzeitlich fast 80 mg/m^3 (1979) bis heute wieder auf 8 mg/m^3 gesenkt werden.

Nach diesem beachtlichen Erfolg dürfen die Gewässerschutzbemühungen für das einzigartige Ökosystem und den Trinkwasserspeicher für 4 Millionen Menschen aber nicht nachlassen. Mit dem Klimawandel zeichnen sich neue Entwicklungen und Risiken ab, denen nur bei ausreichender Kenntnis der seeinternen Abläufe begegnet werden kann. Der vorliegende KLIWA-Bericht nutzt in zwei Arbeiten die umfangreichen Datenbestände der Bodenseeforschung aus den vergangenen Jahrzehnten, um die Reaktionen des Sees auf hydrometeorologische Einflüsse aufzuzeigen und künftige Folgen von Klimaänderungen abzuschätzen.

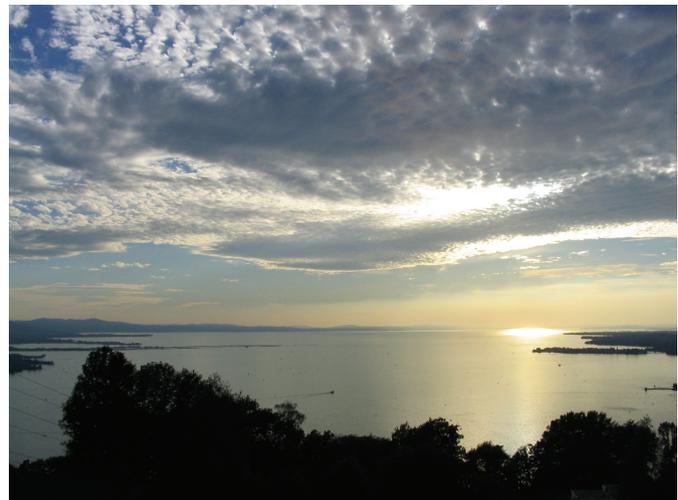




Abb. 1: Das Einzugsgebiet des Bodensee, die Seeteile und einige charakteristische Daten (www.igkb.de).

Teil I

„Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit hydrometeorologischen Parametern“

1 Einleitung

Der Einfluss hydrometeorologischer Parameter und Auswirkungen durch die klimatischen Veränderungen der jüngsten Jahrzehnte auf den Bodensee sind bereits in verschiedenen Arbeiten beschrieben worden. In HOLLAN (1999, 2000) und EUROLAKES D27 (2003) werden die Bedeutung der winterlichen Auskühlung für das Temperaturregime des Bodensees und die damit verbundene Tiefenwassererneuerung diskutiert, welche maßgeblichen Einfluss auf die stofflichen Austauschprozesse und biologische Abläufe im Bodensee haben. Für den Zürichsee wird durch LIVINGSTON (1997, 2003) die langjährige Temperaturentwicklung analysiert, welche sehr ähnliche Tendenzen wie jene des Bodensees aufweist. Die Kohärenz im Verlauf der Temperatur wie auch der Sauerstoffkonzentration zwischen dem französischen Voralpensee Lac Bourget und dem Bodensee wurde in EUROLAKES D25 (2003) aufgezeigt. DOKULIL ET AL. (2006) analysiert die kohärente Entwicklung der tiefen Wasserschichten in zahlreichen europäischen Seen. Überregional ähnliche Entwicklungsmuster lassen sich mitunter auch bei biologischen Parametern erkennen, wenn diese von den großskaligen Wettererscheinungen mitbestimmt werden, wie etwa der Nordatlantischen Oszillation (NAO). Der in jüngeren Jahren im Winter vermehrt positive Indexwert der NAO, welcher mit mildereren Wintern einhergeht, wird vielfach als erklärende Variable für klimabedingte Veränderungen herangezogen. In STRAILE ET AL. 2003a, 2003b wird beispielsweise der Einfluss der NAO auf die Wasserflöhe (Daphnien) untersucht.

Der Bodensee, wie auch andere mitteleuropäischen Seen, waren in den vergangenen Jahrzehnten jedoch auch durch andere markante Entwicklungen geprägt, welche bei den Untersuchungen der hydrometeorologischen Einflüsse mit berücksichtigt werden müssen (GÜDE ET AL. 1998, IGKB 1998). Viele der großen europäischen Seen hatten einen deutlichen Nährstoffanstieg zu verzeichnen mit einer in den jüngeren Jahren wieder rückläufigen Entwicklung. Solche dominierenden Faktoren überdecken andere, schwächere Signale. Ziel der Untersuchungen ist es daher auch, markante Veränderungen und nach Möglichkeit auch deren Ursachen zu identifizieren. Auf Grund komplexer und multivariater Systemzusammenhänge ist es hierbei hilfreich, wenn man mögliche Beziehungen mit verschiedenen und möglichst langjährig gemessenen Parametern testen kann. Zudem ist es wichtig, diese Zeitreihen vorab gründlich auf Inkonsistenzen zu prüfen, wie etwa durch Vergleich mit entsprechenden Zeitreihen anderer Datenquellen.

In diesem KLIWA-Teilprojekt wurde eine breite Datenbasis chemischer, biologischer, physikalischer wie auch hydrometeorologischer Langzeitdaten zusammengestellt und aufbereitet. Die Dokumentationen zur Datenaufbereitung wie auch den Analyseergebnissen wurden am Institut für Seenforschung der LUBW in digitaler Form abgespeichert.

Im vorliegenden Bericht werden zum einen die Grundzüge der Vorgehensweise bei der Datenverarbeitung beschrieben und zum anderen wesentliche Projektergebnisse zu markanten Veränderungen und dem Einfluss hydrometeorologischer Parameter vorgestellt.

Bei der Bearbeitung des Projektes, welches eine Vielzahl an Themen berührte, war der Erfahrungs- und Informationsaustausch mit zahlreichen Fachleuten unumgänglich. Hierdurch, wie auch durch die umfangreichen Datensätze, wurden vielseitige Diskussionen und Kooperationen



angeregt. Projektbeiträge wurden unter anderem eingebracht bei DOKULIL ET AL. (2006) und SEEBENS ET AL. (2006). Die aufbereiteten Daten und untersuchten Themen bieten für weiterführende Untersuchungen eine gute Grundlage und viele Anknüpfungspunkte.

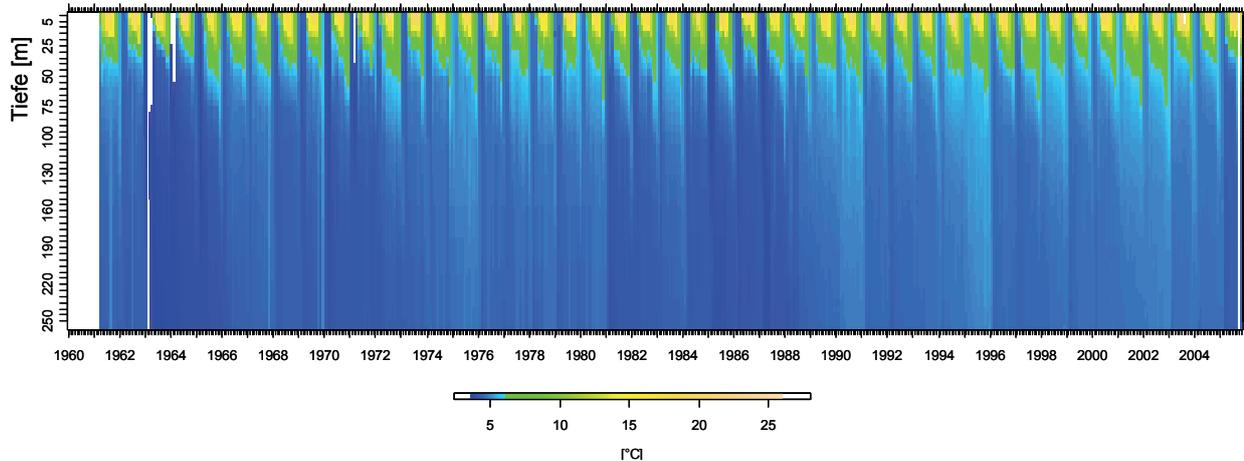


Abb. 1: Eine 45 Jahre abdeckende tiefenaufgelöste Messreihe der bei der Seemittestation im Bodensee-Obersee gemessenen Wassertemperaturen stand neben vielen anderen Parametern für die Untersuchungen im Projekt zur Verfügung.

Verwendete Fachbegriffe

Epilimnion	Obere Wasserschicht im thermisch geschichteten See
Metalimnion	Wasserschicht unter dem Epilimnion im thermisch geschichteten See, welche durch einen ausgeprägten vertikalen Temperaturgradienten gekennzeichnet ist (daher auch Sprungschicht genannt)
Hypolimnion	Wasserkörper unter dem Metalimnion
Trophie	Nährstoffangebot, das dem Pflanzenwachstum im See zur Verfügung steht → eutroph: nährstoffreich → oligotroph: nährstoffarm

2 Aufgabenstellung und Methodik

2.1 Projektziele

Das KLIWA-Teilprojekt A2.2.1 hatte die Aufgabenstellung, einen umfangreichen Bestand vorhandener Zeitreihen zum Bodensee und seinen Zuflüssen sowie relevanter hydrometeorologischer Parameter zusammenzustellen und zu analysieren: Dabei war die Zielsetzung, die Messreihen auf langjährige Veränderungen und deren möglichen Ursachen zu untersuchen sowie auf gegenseitige Abhängigkeiten zwischen den Messparametern. Von besonderem Interesse waren hierbei der Einfluss hydrometeorologischer Parameter sowie mögliche Auswirkungen der beobachteten klimatischen Veränderungen. Die Analysen und Interpretationen waren vor dem Hintergrund vielfältiger Entwicklungen am und im Bodensee, welche oftmals anthropogen beeinflusst oder verursacht sind bzw. waren, durchzuführen. Einzelne Aspekte, welche auf Grund der Analyse der Zeitreihen von besonderem Interesse erschienen, waren vertieft zu untersuchen. Bei der Interpretation der Ergebnisse wurden zudem Hypothesen formuliert, die Gegenstand weiterführender Untersuchungen sein können und zu einem besseren Verständnis von Zusammenhängen, welche für den Bodensee von Bedeutung sind, beitragen sollen.

Das Projekt gliederte sich in die Aufgabenbereiche:

- Zusammenstellung und Aufbereitung einer umfangreichen Datenbasis von Messparametern zum Bodensee, dessen Zuflüssen sowie zur Meteorologie.
- Untersuchung dieser Zeitreihen mit statistischen Mitteln und Graphiken. Die hieraus entstandenen katalogartigen Ergebnisse sollten im Projekt für die nachfolgenden vertiefenden Analysen als Grundlage dienen, aber auch für nachfolgende andere oder weiterführende Untersuchungen. Aufgrund der Vielzahl der Zeitreihen (mehrere hundert) musste einerseits die Datenverarbeitung weitgehend automatisiert werden und der Zugriff auf die generierten Graphiken und Ergebnisse möglichst einfach und schnell sein.
- Vertiefende Analysen: Aus der vorangegangenen grundlegenden Datenanalyse ergaben sich Fragestellungen, welchen vertieft nachgegangen wurde.

Bei der Durchführung der Untersuchung der Zeitreihen auf langjährige Veränderungen im Trend- und Streuverhalten wie auch bei den Korrelationen wurde besonders auf Änderungen im *saisonalen* Verlauf geachtet, da sich viele Messparameter und Einflussfaktoren durch eine ausgeprägte jahreszeitliche Differenziertheit auszeichnen.

2.2 Datengrundlage

Im Rahmen des Projekts wurde umfassend nach existierenden Datenbeständen recherchiert. Auf der Basis der gewonnenen Übersicht wurden geeignete verfügbare Zeitreihen ausgewählt. Von vorrangigem Interesse waren hierbei Messreihen, welche über einen langen Zeitraum vorliegen (mehrere Jahrzehnte). Die ausgewählten Parameter umfassen:

im See gemessene Parameter

- Chemische Wasserinhaltsstoffe
- Hydrophysikalische Messgrößen (Wassertemperatur, Wasserstand, Sichttiefe)
- Zooplankton (nach Arten und Kategorien)
- Phytoplankton (nach Art oder Gattung)
- Bakterien
- Chlorophyll-a und andere Pigmente
- Fische, v.a. Blaufelchen (z.B. Jahrgangsstärken, Laichzeit, Laichmenge ...)



in den Flüssen gemessene Parameter

- Menge und Temperatur des Zufluss- und Abflusswassers
- Schwebstoffe
- gelöste Stoffe

meteorologische Parameter

- Windstärke/-richtung, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, Bedeckungsgrad, Niederschlag, Luftdruck

Von den beiden Bodenseeteilen Obersee und Untersee (Abbildung 2), welche grundlegend verschieden sind, wurde bei den Untersuchungen primär der Obersee betrachtet, welcher als großer und tiefer, perialpiner See bezeichnet werden kann.

Für die im See gemessenen Parameter wurden für die Auswertungen vorwiegend Daten der Seemittelle „Fischbach-Uttwil“ ausgewählt, welche als weitgehend repräsentativ für den Freiwasserkörper des Bodensee-Obersees gilt. Dieser Ort wird, neben anderen Messstellen im See, regelmäßig im Rahmen des in den 1960iger Jahren begonnenen Monitoringprogramms der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) beprobt.

Meteorologische Daten lagen von zahlreichen Messstationen der Umgebung vor. Die Daten der DWD Station in Konstanz waren insgesamt am besten für die Langzeituntersuchungen geeignet und wurden bevorzugt in den Analysen verwendet.

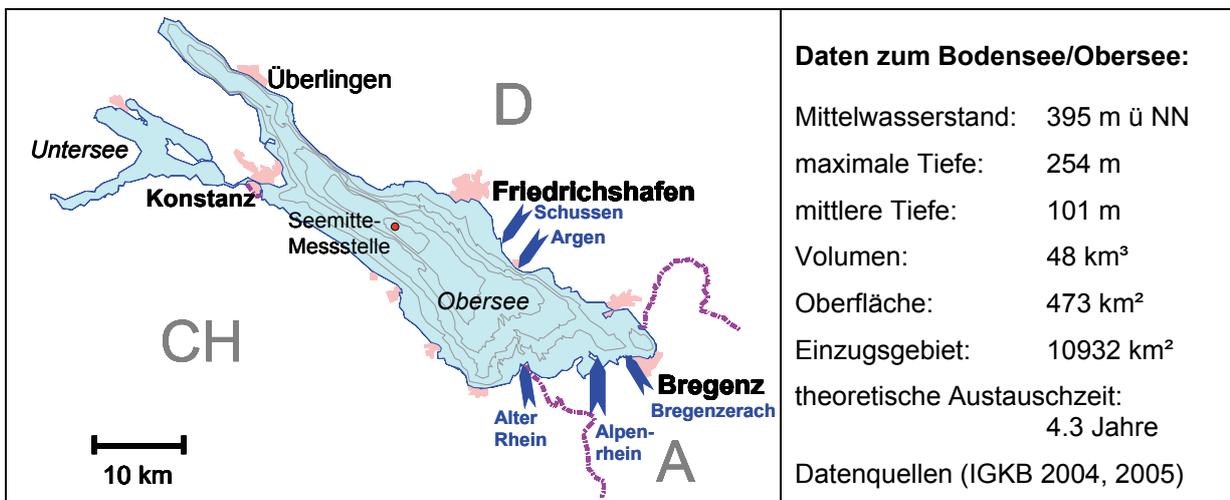


Abb. 2: Der Bodensee und die 5 Hauptzuflüsse in den Obersee. Eingezeichnet ist auch eine der IGKB-Messstellen, welche regelmäßig beprobt werden.

2.3 Datenverifikation

Die ausgewählten Daten wurden auf Plausibilität und Konsistenz überprüft. Als einfaches aber effektives Mittel dienten hierzu zunächst die graphische Darstellung der Zeitreihen und deren Analyse auf Auffälligkeiten, wie etwa einem plötzlichen Versatz im mittleren Verlauf oder Änderungen im Streuverhalten. Teilweise waren Informationen über Methodenumstellungen, Bearbeiterwechsel, Stationsverlegungen u.ä. vorhanden. Die entsprechenden Zeitpunkte wurden verstärkt auf Auffälligkeiten untersucht, wenn möglich durch Vergleich mit anderen Messreihen.

Auch die Bruchpunktanalyse diente der Identifizierung von Änderungen, welche methodisch

bedingt sein könnten. Ohne zusätzliche Information kann jedoch i.d.R. nicht beurteilt werden, ob von einer Inkonsistenz ausgegangen werden muss, zumal viele der untersuchten Zeitreihen langjährige reale Veränderungen aufweisen.

Der Aufwand der Datenverifikation und Fehlerbereinigung war insgesamt erheblich, da es umfangreiche und z.T. auch gravierende Fehler in den Zeitreihen gab. Bei biologischen Parametern musste vielfach mit Schwierigkeiten aus sich ändernden systematischen Zuordnungen umgegangen werden, wie auch dem Einfluss von Methoden- und Bearbeiterwechsel. Oftmals ist es nicht möglich solche Einflüsse zu korrigieren. Die Identifizierung von Sprüngen oder kritischen Bereichen in den Zeitreihen ist dennoch hilfreich, da man somit für Auswertungen homogene Zeitbereiche auswählen kann.

Beispielhaft soll hier anhand der Sauerstoffzeitreihe gezeigt werden, wie einerseits die natürliche Variabilität, langfristige Änderungen durch anthropogene Einflüsse und auch kurzzeitige Ereignisse Inkonsistenzen in einer Zeitreihe verdecken oder plausibel erscheinen lassen.

In Abbildung 3 ist die Zeitreihe der Sauerstoffmessungen in 50 m Tiefe bei der Seemittestation (FU) dargestellt. Die Bruchpunktanalyse zeigt einen markanten Versatz der Zeitreihe um 1974/1975 wie auch 1987 auf. Jeweils unmittelbar vor und nach dem Versatz findet man erniedrigte Werte. Diese rühren aus Jahren ausgesprochen schlechter winterlicher vertikaler Durchmischung her, wodurch es im Hypolimnion zu einer Sauerstoffverarmung kam. Die Erhöhung der Werte dazwischen wurde bislang meist als Einfluss durch die Eutrophierung gedeutet, wie z.B. in KRUSE (1993). Andererseits besteht aber auch der Verdacht, dass die Werte messtechnisch bedingt höher sind. In der Tat gab es 1987 einen Labor- und Bearbeiterwechsel. Ein Methodenwechsel ist ebenfalls dokumentiert (IGKB 1998). Nach Aussagen des damaligen Laborleiters gab es diesen jedoch nicht. Für den Zeitbereich um 1974/1975 ist keine Information hierzu vorhanden.

Zum Vergleich wurden Sauerstoffmesswerte herangezogen, welche von Wasserwerken in der Entnahmetiefe gemessen wurden, wie etwa beim Pumpwerk Sipplingen im Überlinger See (UP). Bei dieser Zeitreihe (Abbildung 3, Mitte) fällt auf, dass die beiden Phasen der Sauerstoffverarmung ebenfalls klar erkennbar sind, jedoch die Werte in der Zeit dazwischen nicht höher erscheinen als in den späten Jahren der Zeitreihe.

Die Differenzzeitreihe zu den beiden Sauerstoffmessreihen bei FU und UP (Abbildung 3, unten) zeigt nun einerseits, dass es eine mittlere Abweichung zwischen den Stationen gibt, welche sich jedoch um 1987 stufenartig ändert. Zudem ist die Zeitreihe durch eine stochastische Komponente überlagert, welche durch Messunsicherheiten, wie auch der Heterogenität der Sauerstoffverteilung verursacht sind. Auch diese stochastische Komponente erfährt eine Veränderung um 1987. Der sehr deutliche Versatz um 1987 in der mittleren Abweichung, wie auch im Streuverhalten erlaubt die Veränderung durch den Labor- und Bearbeiterwechsel als im Mittel etwa 0.7 bis 0.8 mg/l zu quantifizieren und bedingt zu korrigieren. Für den Bruchpunkt bei 1974/1975 wurde mit Sauerstoffdaten des Wasserwerks Konstanz ein entsprechender Vergleich durchgeführt, der auch hier die Vermutung einer methodischen Inkonsistenz bestätigt.

Die mittlere Abweichung von ca. 0.8 mg/l mag im Vergleich zur jährlichen Variabilität gering erscheinen, kann jedoch zu grundlegend anderen Aussagen führen, was anhand des Zusammenhangs mit der Phosphorkonzentration erläutert werden soll:

Die Erhöhung der Sauerstoffwerte erfolgte in der Zeit zunehmender Trophie, der Abfall mit der Reoligotrophierung. Dies kann zur Vermutung führen, dass erhöhte Phosphorwerte im Mittel höhere Sauerstoffwerte bewirken, wie es auch im Sauerstoffmodell nach Wagner und Kruse (KRUSE, 1993) ab einer Schwellwertkonzentration des Phosphors angenommen wird. Mit den um etwa 0.8 mg/l verringerten Werten kommt man zum gegenteiligen Ergebnis: Höhere Phosphorkonzentrationen bewirken, insbesondere in den tieferen Wasserschichten, im Jahresmittel



einen Sauerstoffverlust, wengleich erhöhte oberflächennahe Sauerstoffkonzentrationen durch die stärkere Algenaktivität in der eutrophen Zeit durchaus zu beobachten waren.

In Abbildung 4 sind die berechneten Jahresmittelwerte der Messdaten der Seemittestation und der „korrigierten“ Daten für den Tiefenbereich 50-100m gegenübergestellt.

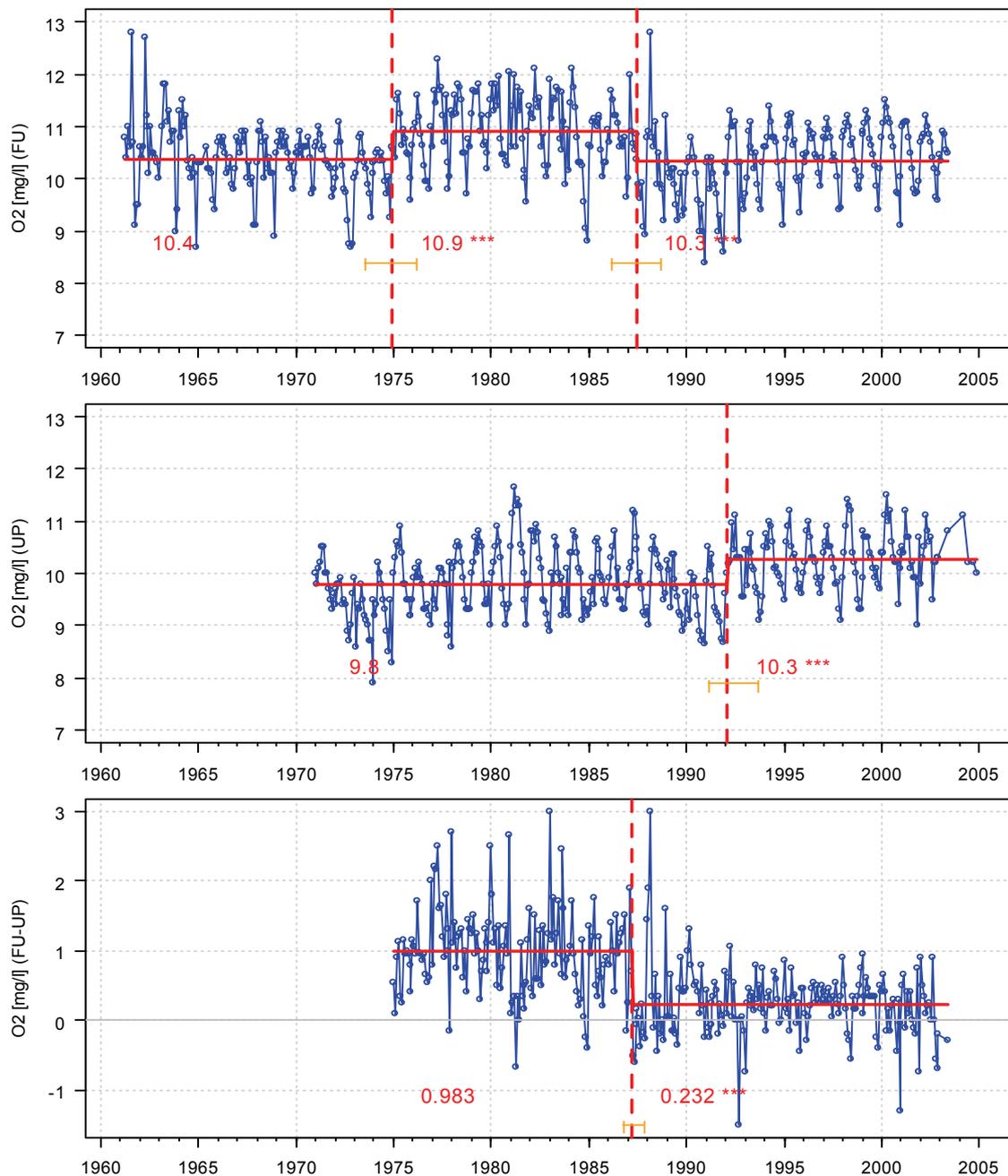


Abb. 3: Zeitreihen zu Sauerstoffmessungen im Bodensee-Obersee

Oben: von der Seemitte-Station "Fischbach-Uttwil" (FU)

Mitte: von der Messstation im Überlingersee bei Sipplingen (UP)

Unten: Differenzzeitreihe aus den oberen Zeitreihen (ab 1975, um den Einfluss des ersten Bruchpunktes zu unterdrücken).

Die roten Zahlenwerte geben die Mittelwerte in den Zeitbereichen wieder, welche durch die vertikalen Bruchpunktlinien separiert sind.

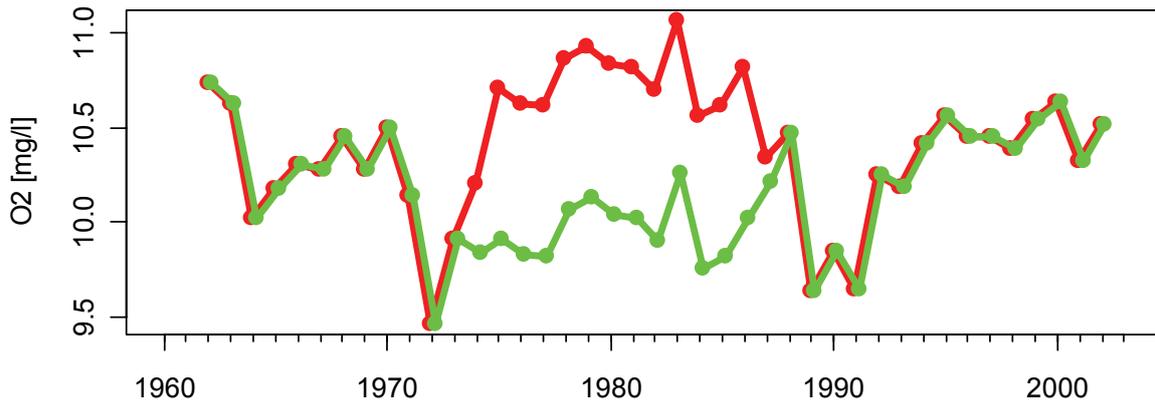


Abb. 4: Vergleich der ursprünglichen Sauerstoffwerte (rot) bei der Seemittestation in 50 - 100 m Tiefe als Jahresmittelwerte dargestellt, mit jenen der im Zeitbereich von Juli 1974 bis Februar 1987 um 0.8 mg/l korrigierten Zeitreihe.

2.4 Datenverarbeitung

Die ausgewählten Daten wurden in eine vereinheitlichte datenbank-konforme Dateistruktur gebracht, um eine effiziente und automatisierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Es wurden hierbei verschiedene Verarbeitungs-Niveaus unterschieden:

Level 0 beinhaltet die ungefilterten Daten in einer vereinheitlichten Datenstruktur. Beim Überführen der Daten nach *Level 1* werden Filter und Verifizierungsroutinen angewandt und teilweise auch Umrechnungen und Zusammenfassungen durchgeführt. *Level 2* beinhaltet schließlich die auf ein festes zeitliches Gitter umgerechneten und ggf. interpolierten Datenreihen. Hiefür wurden die Monats-, Quartals- und Jahresmittelwerte berechnet.

Die Daten werden über Kennnummern (IDs) verwaltet. Die Zuordnung zu Metainformationen, wie „Bezeichnung des Parameters“ oder „Einheit der Messgröße“, werden in Parameterlisten abgelegt. Mittels entsprechender Steuerungs- und Zuordnungslisten werden die Berechnungsroutinen gesteuert.

Ein Schema zum aufgebauten Datenverarbeitungssystem ist in Abbildung 5 dargestellt. Es wurde weitgehend mit der unter der GNU-Lizenz frei verfügbaren Software R (Version 2.0.0, <http://www.r-project.org>) realisiert.

Prinzipiell lässt sich das Auswertesystem, das auf Daten-Dateien zugreift, auch mittels einer Datenbank realisieren, da eine Schnittstelle zwischen R und Datenbanken existiert. Im Rahmen des Projektes hätte dies im wesentlichen Mehraufwand ohne merklichen Nutzen bedeutet. Für eine zentrale datenbank-basierte Datenhaltung bietet dieses Konzept jedoch die Möglichkeit schnelle, effiziente und nutzerfreundliche Werkzeuge zur Datenvisualisierung und -analyse zu schaffen.

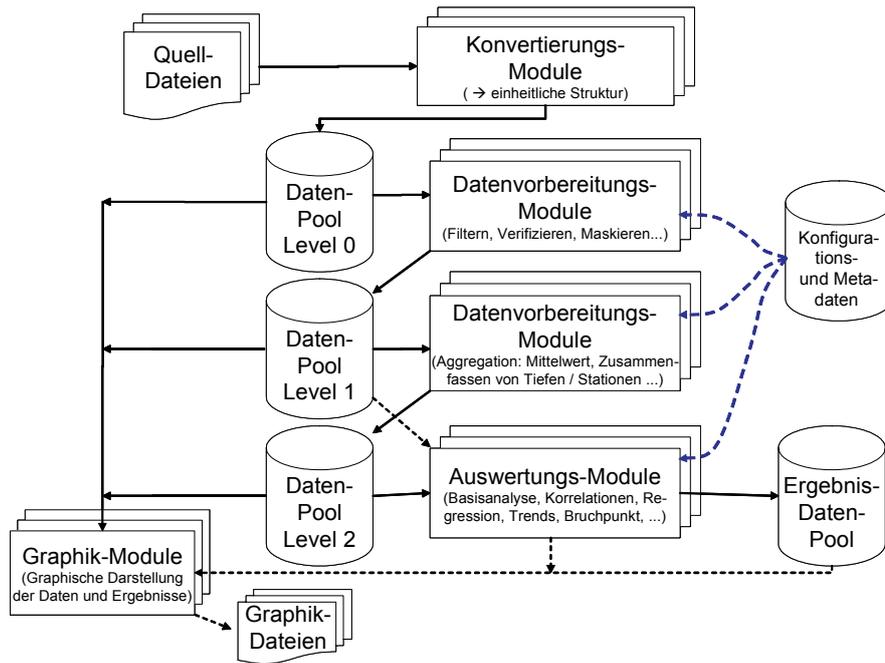


Abb. 5: Schema zum Programm- und Dateisystem zur Datenverarbeitung und –auswertung

Die Graphiken und Ergebnisse der mit dem Daten- und Programmsystem durchgeführten generalisierten und weitgehend automatisierten Auswertungen nehmen auf Grund der breiten Datenbasis einen großen Umfang ein und machten es erforderlich eine geeignete, übersichtliche und schnelle Zugriffsmöglichkeit zu schaffen. Dies wurde dadurch realisiert, dass die Graphiken in ein HTML-Dateisystem eingebunden wurden, welches durch mehrere Fensterbereiche, Kategorie- und Dateilisten strukturiert ist (Abbildung 6). Das Anklicken einer Kategorie (z.B. Trendanalyse) und anschließender Parameter bzw. Graphikauswahl lässt die gewünschte Graphik im Anzeigefenster erscheinen. Die Zweiteilung der Oberfläche ermöglicht die Gegenüberstellung verschiedener Ergebnisse. Für die Korrelationsberechnungen wurde eine ähnliche, etwas anders aufgebaute Oberfläche verwendet

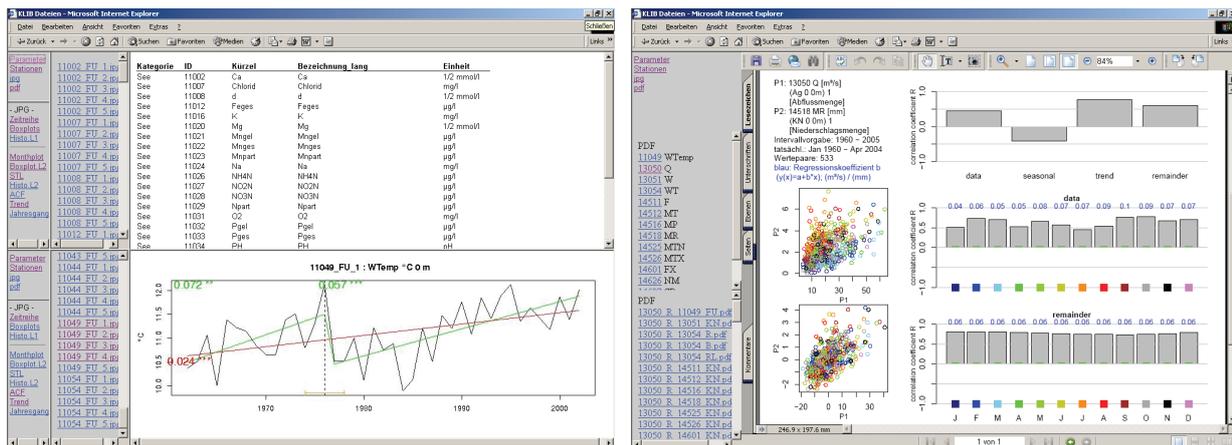


Abb. 6: Browser-Oberflächen zum übersichtlichen und schnellen Zugriff auf die automatisiert erzeugten Auswertegraphiken und –ergebnisse.

- Links:** zweigeteilte Oberfläche für die Darstellung von Zeitreihen, Trenduntersuchungen, Box-Whiskerplot, Histogrammen u.a.
- Rechts:** Oberfläche für die Darstellung von Korrelations- und Regressionsanalysen.

Neben der *statischen* HTML-basierten Daten-Visualisierung wurden im Rahmen des Projektes auch Oberflächen für eine *dynamische* Datenvisualisierung mit teilweiser Datenauswertung erstellt. Diese wurden z.B. dafür genutzt, um Teilbereiche der Zeitreihen näher zu untersuchen, oder auch, um die vertikalen Messprofile graphisch darzustellen. Diese mittels MS-Access entworfene Benutzeroberfläche kann als Prototyp für einen in Verbindung mit einer Datenbank realisierten effizienten und benutzerfreundlichen Datenzugang dienen. Die dynamische Datenvisualisierung hat insbesondere den Vorteil, künftig stets ein *aktuelles* Bild der Datenreihen wiedergeben zu können.

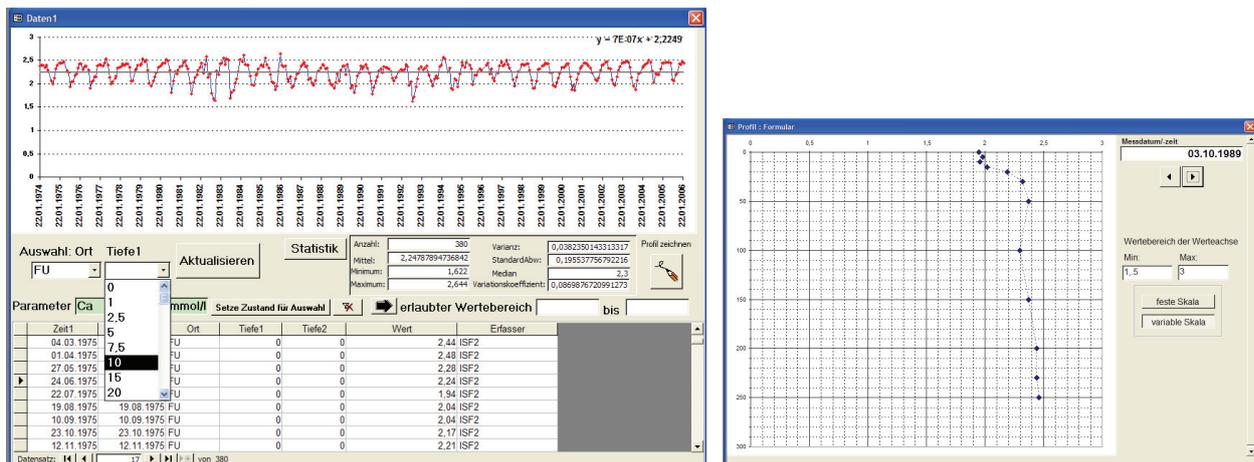


Abb. 7: Oberflächen eines Prototyps zur dynamischen Datenvisualisierung und Auswertung.

Links: Numerische und graphische Darstellung der Messwerte und Angabe einiger statistischer Kennwerte

Rechts: Visualisierung von Messwerten vertikaler Messungen im See

2.5 Methoden der Datenanalyse

Die generalisierten Auswertemethoden mussten relativ robust sein, da eine Berücksichtigung von Ausreißern wie auch instationärem Verhalten hierbei nur eingeschränkt möglich war. In den vertiefenden Untersuchungen konnte dahingegen auf solche Aspekte und Besonderheiten der einzelnen Zeitreihen eingegangen werden.

Für die grundlegenden Untersuchungen wurden einfache graphische Darstellungen der Zeitreihen, Isoplethen (Abbildung 8), nach Monaten getrennte Zeitreihen, Histogramme (Abbildung 9) und Box-Whisker-Plots (Abbildung 10) erstellt. Um langfristige wie auch saisonale Veränderungen erkennbar zu machen, wurden manchen Analysen nach Zeitbereichen und nach Monaten getrennt berechnet, wie etwa bei den Box-Whisker-Plots. Die Zeitbereiche wurden hierbei meist wie folgt unterteilt, um bestimmte Phasen der Trophie-Entwicklung des Bodensees grob zu separieren:

- Gesamtzeitraum
- 1961 - 1975 ansteigende Eutrophierung
- 1976 - 1985 Hochphase der Eutrophierung
- 1986 - 1995 „steile“ Phase der Re-Oliotrophierung
- 1996 - 2005 „abgeflachte“ Phase der Re-Oliotrophierung

Neben den Quartilen werden in den Box-Whisker-Plots zusätzlich auch die Mittelwerte angezeigt, wodurch im Vergleich mit dem Median sich Hinweise auf die Schiefe der Werteverteilung oder auf den Einfluss von Ausreißerwerten ergeben. Mit den Histogrammen wurden zudem grundlegende statistische Kennzahlen, wie Mittelwert, Minimum, Maximum, Median, Varianz



u.a., mit ausgegeben.

Eine Komponentenzerlegung mittels STL (seasonal decomposition of time series) (siehe Hilfe zu R (2004), CLEVELAND ET AL. (1990)) zeigt den Jahresgang, das Trendverhalten wie auch den höherfrequenten „Restanteil“ auf (Abbildung 12).

Die Untersuchung auf lineare Trends sowie die Bruchpunktanalyse waren wesentliche Hilfsmittel, um einerseits langfristige Trends, andererseits aber auch markante Änderungen zu identifizieren (Abbildung 11). Die Trendwerte wurden mittels der Methode kleinster Fehlerquadrate errechnet, die Signifikanz des Trends i.d.R. rangbasiert nach Mann-Kendall (vgl. KLIWA Heft 5).

Zur Untersuchung und Quantifizierung von möglichen Zusammenhängen zwischen den ausgewählten Parametern wurden Korrelations- und Regressionsberechnungen durchgeführt. Die Korrelationsanalysen wurden zum einen generalisiert über eine Vielzahl ausgewählter Parameter berechnet, wobei zusätzlich die Komponenten der Zeitreihe aus der STL-Zerlegung (Jahresgang, Trend, höherfrequenter Rest) getrennt analysiert wurden. Dies liefert eine kaum überschaubare und im Ganzen schwierig auszuwertende Menge an Ergebnissen, welche jedoch mittels der generierten Graphiken eine schnelle orientierende Vorstellung über mögliche Zusammenhänge geben können (vgl. Abbildung 6 rechts). Da die Gleichverteilungs- und Unabhängigkeitsvoraussetzung bei den generalisierten Berechnungen sicherlich öfters nicht hinreichend gut eingehalten werden, sind die Ergebniswerte nicht ohne vorherige Prüfung auf störende Einflüsse, wie etwa durch Ausreißerwerte oder serielle Korrelation, weiter zu verwenden.

In den speziellen und vertiefenden Analysen wurden weitere Methoden angewandt, wie etwa Hauptkomponentenanalysen, Spektralanalysen, multivariate Regressionen oder mathematische Modelle. Diese wie auch weitere Formen der graphischen Darstellungen sind z.T. bei den in Kapitel 3 dargestellten Ergebnissen wiederzufinden. Bei diesen speziellen Untersuchungen konnte besser auf Probleme durch Ausreißer oder die Werteverteilung eingegangen werden, ebenso wie auf den Einfluss durch serielle Korrelation. Der Einfluss serieller Korrelation wurde dort, wenn nötig, durch Anpassung und Kompensation eines AR1-Prozesses berücksichtigt (von Storch 1995).

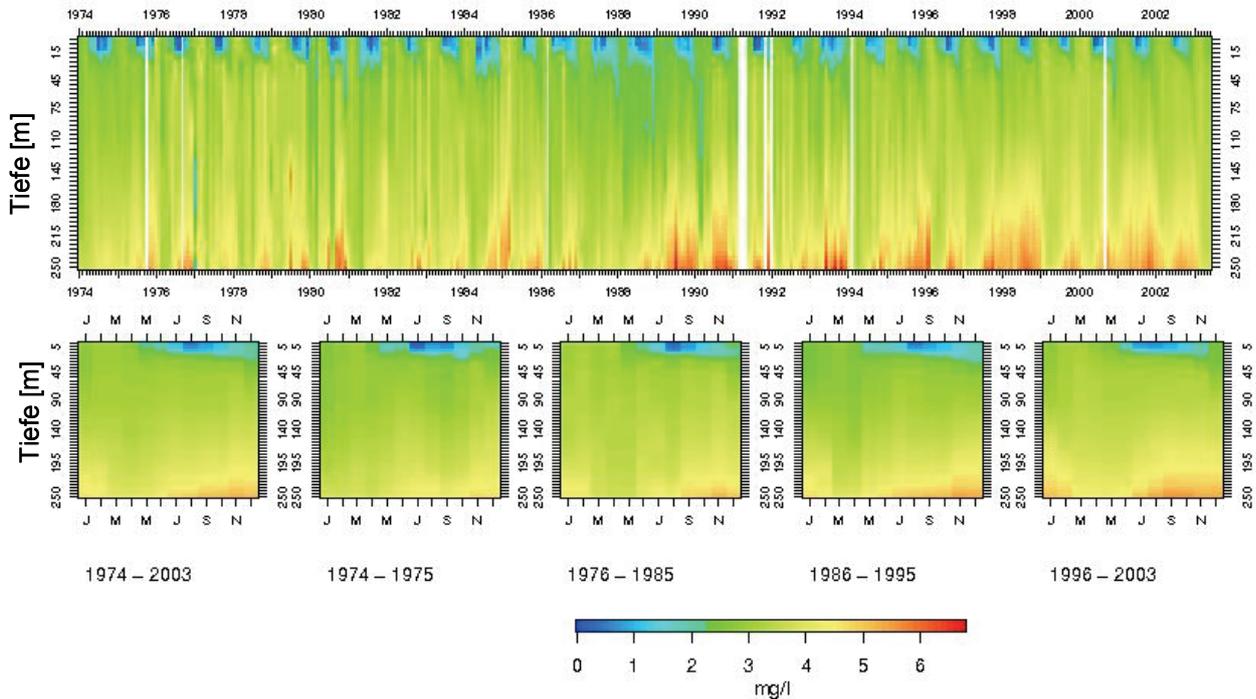


Abb. 8: Beispiel für Isolethendarstellungen, hier für den Parameter Silikat (SiO_2) bei der Seemittestation Fischbach-Uttwil (FU). Oben: Gesamtzeitreihe. Unten: Mittlere Jahresverläufe, nach Zeitbereichen getrennt.

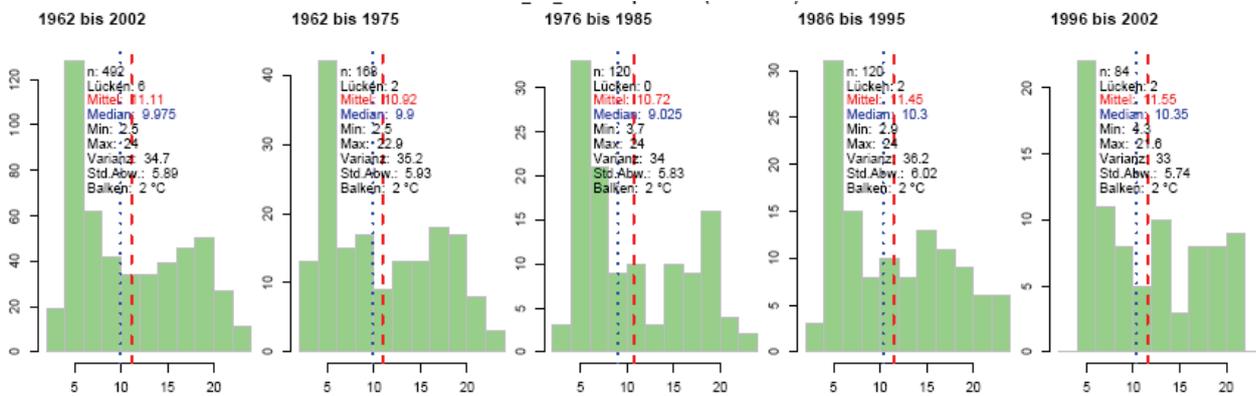


Abb. 9: Beispieldarstellung für die Histogramm-Auswertungen, hier für die oberflächennahe Wassertemperatur im Bodensee bei der Seemittestation. Die nach Zeitbereichen getrennten Histogramme ermöglichen es, Veränderungen in den Verteilungseigenschaften zu erkennen. Der Mittelwert (rot) und der Median (blau) sind als vertikale Linien eingezeichnet. In Zahlenwerten sind weitere statistische Kenngrößen angegeben, wie etwa Minimum, Maximum, Varianz u.a.

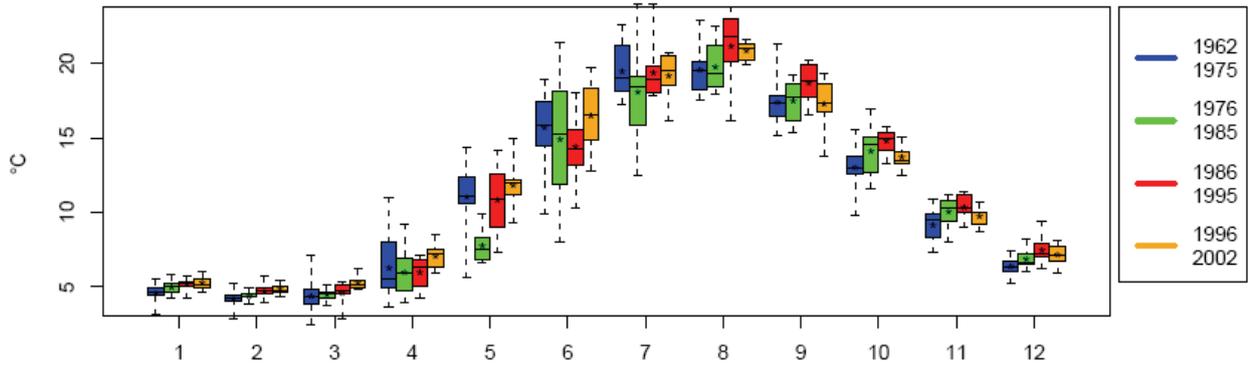


Abb. 10: Beispiel für sogenannte „Box-Whiskerplots“, hier für die oberflächennahe Wassertemperatur im Bodensee bei der Seemittestation. Die Balken geben die Quartile von 25-50 % sowie 50-75 % an. Die gestrichelten Enden gehen bis zu den Extrema. Die Skalierung der Messwertachse richtet sich jedoch nach den mittleren beiden Quantilen (25-75 %). Der Mittelwert ist als Stern eingezeichnet. Die Auswertung ist sowohl nach Monaten, wie auch nach Zeiträumen getrennt und erlaubt somit die saisonal differenzierte Untersuchung von Veränderungen.

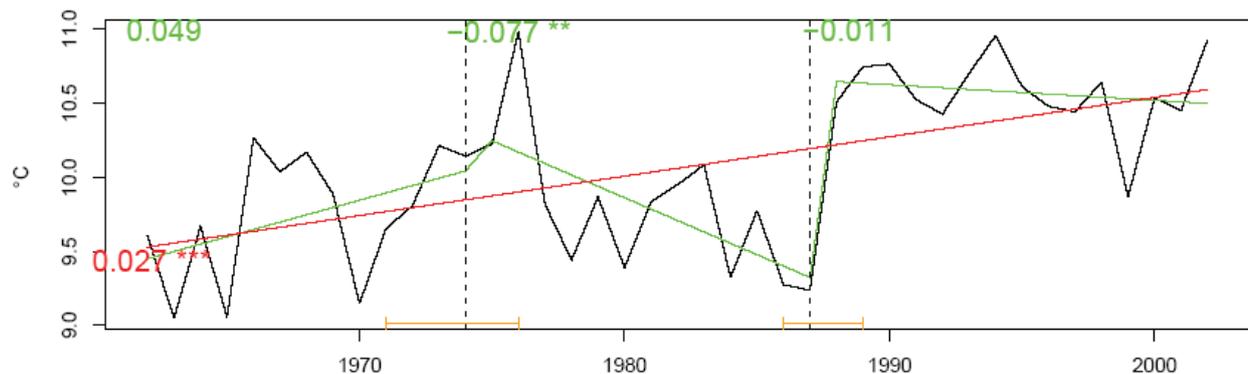


Abb. 11: Graphische Darstellung zur Analyse auf lineare Trends und Bruchpunkte, am Beispiel der Wassertemperatur in der Schichttiefe 5-10m.

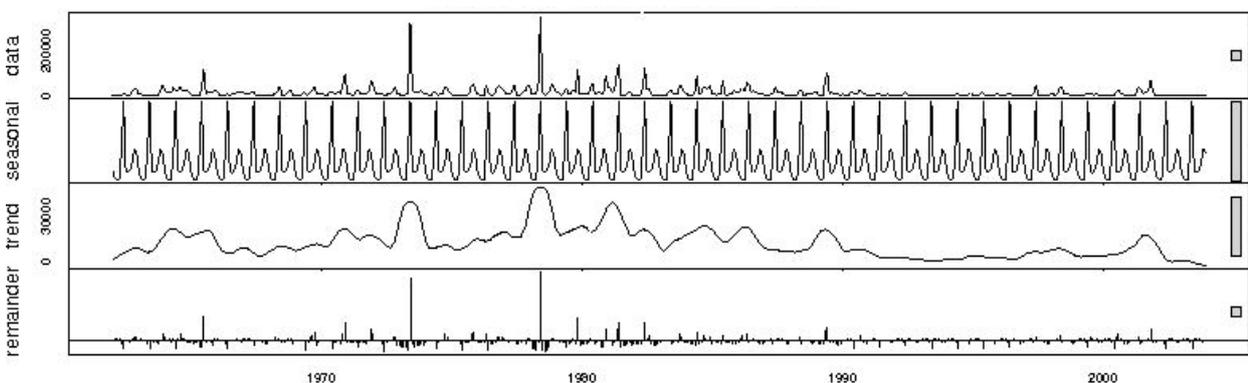


Abb. 12: Beispiel für die graphische Darstellung zur Komponentenzersetzung von Zeitreihen mittels STL (seasonal decomposition of time series by loess, siehe R (2004)), hier für den Zooplankton-Parameter „Bosmina / adult“ gemessen bei der Seemittestation als Tiere/m². Die ursprüngliche Zeitreihe ist oben dargestellt, dann folgt der Jahresganganteil (seasonal), der Trendanteil (trend) und der verbleibende höherfrequente Rest (remainder). Um die Skalen besser vergleichen zu können sind rechts graue Balken dargestellt, welche jeweils die gleiche Länge in der verwendeten Messgrößeneinheit haben.

3 Ergebnisse zu markanten Veränderungen und Signalen in den Zeitreihen

3.1 Die Temperaturentwicklung und deren Auswirkungen auf die winterliche vertikale Durchmischung

Die Luft- und Seewassertemperaturen haben im betrachteten Zeitraum ab den 1960iger Jahren merklich zugenommen. Linear errechnete Trendwerte hängen jedoch sehr stark vom betrachteten Zeitraum ab. In den 1960iger Jahren traten vermehrt kalte Jahre auf. Die einzige Seegrönte (= Zufrieren des gesamten Sees) des 20. Jahrhunderts fand 1963 statt. Eine auffällige, fast stufenartige Verschiebung zu wärmeren Temperaturen kann man in der Zeitreihe der Jahresmittel (Abbildung 13) ab Ende der 1980iger Jahre erkennen, wobei der Anstieg der Wassertemperatur schwächer ausfällt als für die Lufttemperatur.

Die hohe Bedeutung einer guten winterlichen Auskühlung für die vertikale Durchmischung und Tiefenwassererneuerung des Sees wurde bei HOLLAN (2000) anhand von Zeitreihen der grundnahen Sauerstoff- und Temperaturwerte und der Gegenüberstellung mit den Seefrosttagen (Tagesminimum $< 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) dargelegt. Ein Einfluss der zunehmenden Erwärmung der Wintermonate auf die winterliche vertikale Durchmischung ist daher zu erwarten.

In Abbildung 14 sind die linearen Trendwerte für die Wassertemperaturen in verschiedenen Tiefen und die Lufttemperatur aufgelistet. Zur Tiefe hin findet man schwächere jedoch ebenfalls signifikante Temperaturerhöhungen. Die unterschiedliche Zunahme bewirkt eine Erhöhung der Schichtungsstabilität und damit einen geringeren vertikalen Austausch, wenn nicht andere Einflussfaktoren dem entgegenwirken. Denkbar ist z.B., dass bei höheren Tiefenwassertemperaturen das Vordringen von „seitlichen Dichteströmungen“ (vgl. Abbildung 16), welche durch das raschere Auskühlen des Wassers in den flacheren Seebereichen entstehen, wirksamer zur Tiefenwassererneuerung beitragen. Auch sich ändernde Windverhältnisse könnten einer erhöhten Schichtungsstabilität entgegenwirken.

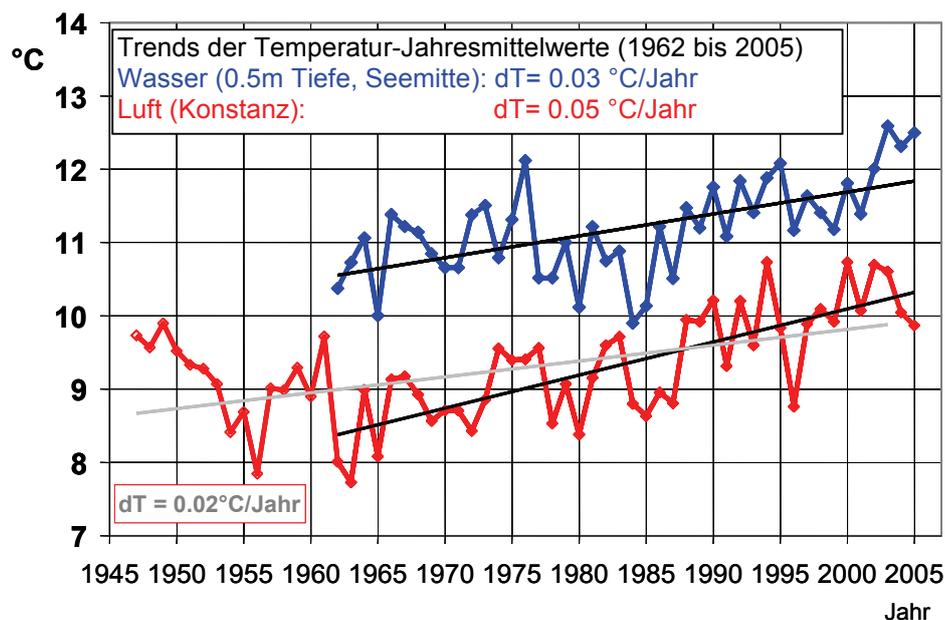


Abb. 13: Verlauf der Temperaturentwicklung des oberflächennahen Wassers in Seemitte und der Luft bei der Messstation Konstanz. Die angegebenen linearen Trends sind signifikant ($p < 0,1$, Test nach Mann-Kendall).

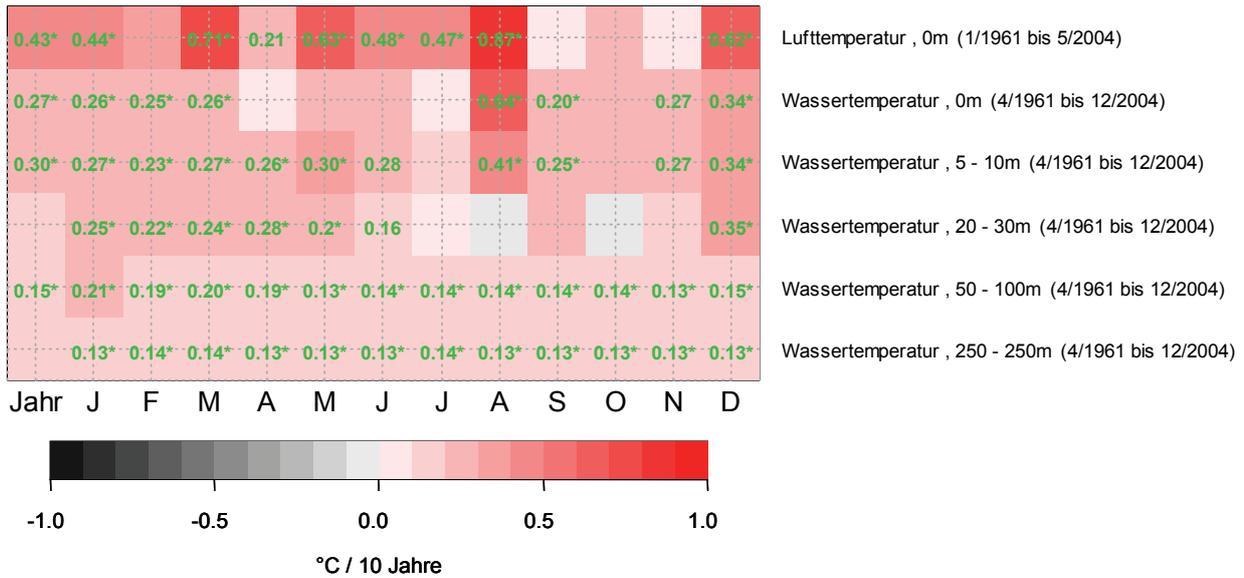


Abb. 14 Vergleichende Trendanalyse der Wassertemperatur der Seemittestation Fischbach-Uttwil in verschiedenen Tiefen und der Lufttemperatur der Station Konstanz ab 1961 (siehe genaue Zeit-Angaben in Klammern). Trendwerte in [°C/10 Jahre] sind nur für die schwach signifikanten ($p < 0.2$) und signifikanten ($p < 0.1$, Markierung: *) Trends angegeben (Test nach Mann-Kendall).

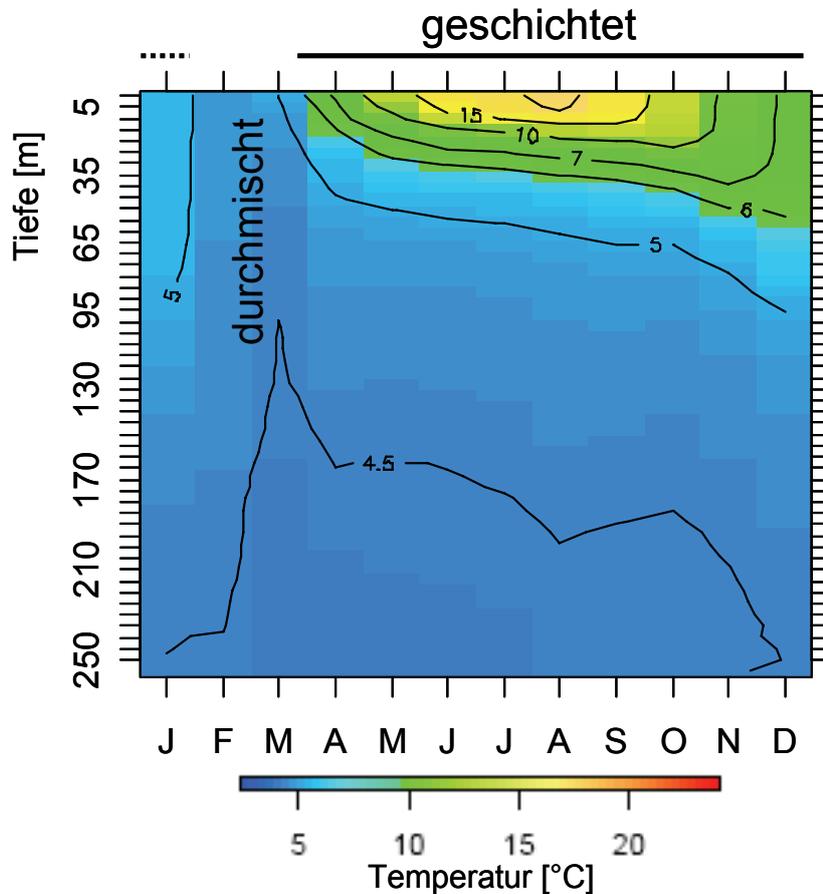


Abb. 15 Mittlerer Verlauf der Temperaturschichtung des Bodensees (Zeitraum 4/1961 bis 11/2004)

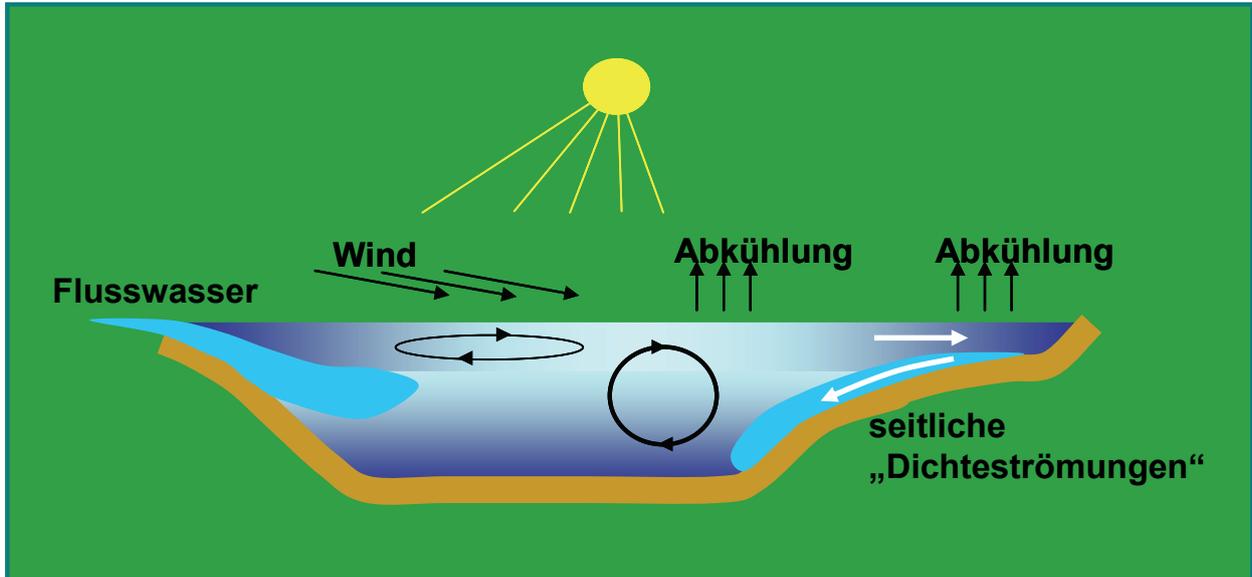


Abb. 16: Schema zur vertikalen Durchmischung

Zur Quantifizierung der winterlichen vertikalen Durchmischungsintensität wurden Zeitreihen von Stoffkonzentrationen herangezogen, welche im Laufe des Jahres einen vertikalen Gradienten aufbauen, der dann durch die winterliche Durchmischung mehr oder weniger abgebaut wird (vgl. Abbildung 17). Dies ist z.B. mit der Messreihe der Orthophosphat-Konzentrationen möglich. Ein Durchmischungsindex als Indikator wurde definiert als

$$Z = 1 - \frac{\text{minimale Standardabweichung der Messprofile im Frühjahr}}{\text{maximale Standardabweichung der Messprofile im Herbst bzw. Frühwinter}}$$

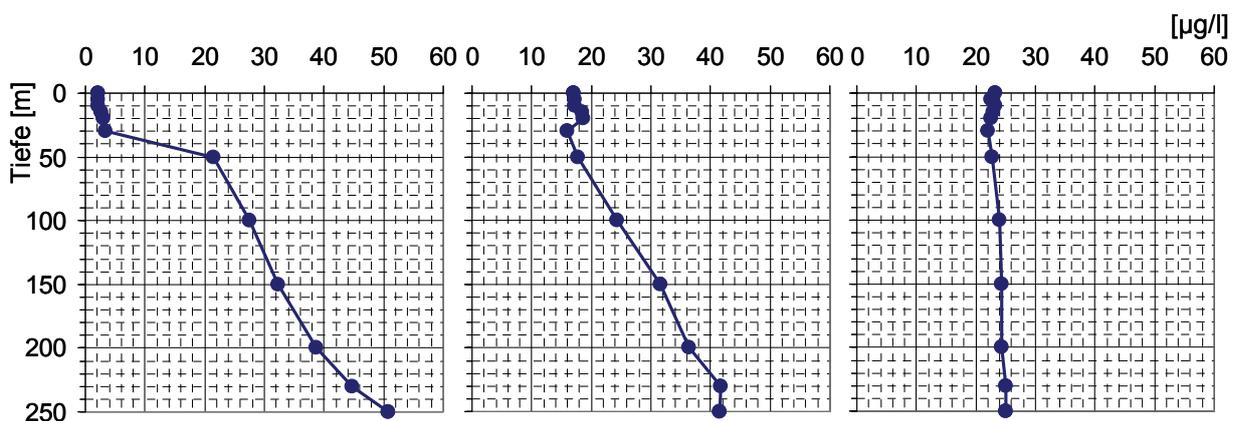


Abb. 17: Messprofile für Orthophosphat-Phosphor vom 5.10.1993 (links), 12.1.1994 (Mitte) und 8.3.1994 (rechts). Die gute vertikale Durchmischung im Jahr 1994 gleicht den Konzentrationsgradient, der sich im Herbst gebildet hat im Frühjahr nahezu aus.

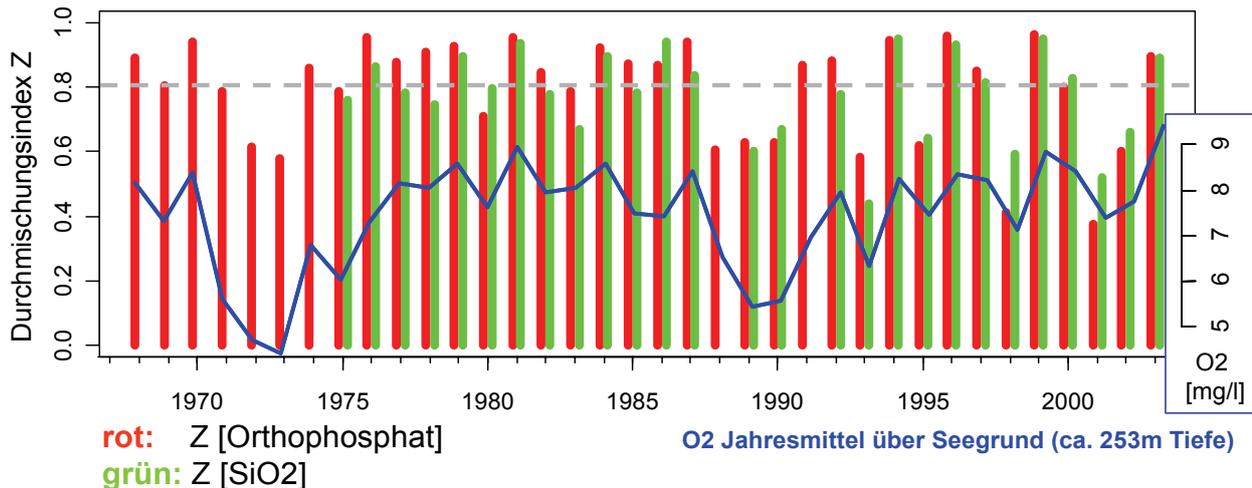


Abb. 18: Zeitreihe der Durchmischungsindex-Werte (rot: aus Orthophosphat-Werten berechnet, grün: aus Silikatwerten berechnet). Hohe Werte ($> \sim 0.8$) deuten auf eine gute Durchmischung, niedrige Werte ($< \sim 0.8$) auf eine schlechte hin. Die Sauerstoff-Jahresmittelwerte, welche etwa 1 m über Seegrund in der Seemitte gemessen wurden, sind als blaue Kurve gegenübergestellt. Die Verifizierung der Sauerstoffdaten lieferte Hinweise darauf, dass die wirklichen Werte im Zeitbereich von 1974 bis 1987 im Mittel etwa 0,8 mg/l niedriger waren, als hier dargestellt, was für die hier durchgeführte Betrachtung jedoch ohne Relevanz ist (vgl. Kapitel 2.3).

In Abbildung 18 ist die Zeitreihe der Indikatorwerte Z dargestellt. Ein Vergleich der Werte mit den vertikalen Messprofilen von Orthophosphat oder Silikat erlaubt es, eine grobe Grenzen zwischen guter und schlechter winterlicher Durchmischung bei etwa $Z = 0.8$ zu ziehen. In der Zeitreihe erkennt man mehrere markante Ereignisse und Entwicklungen. In den Jahren 1971 - 73 und 1988 - 90 war die winterliche Durchmischung schlecht. Die starke Sauerstoffzehrung in dieser Zeit hoher Trophie (vgl. Abbildung 41) führte folglich zu ausgeprägten Sauerstoffdefiziten im Hypolimnion. Meist waren die Durchmischungsverhältnisse der 1970iger und 1980iger Jahre jedoch relativ gut und somit trotz hoher Nährstoffbelastung auch die Sauerstoffverhältnisse in den tiefen Wasserschichten.

Die Sauerstoffwerte im Hypolimnion spiegeln jedoch nicht die Verhältnisse an der Sedimentoberfläche wieder, wo die Verhältnisse während der eutrophen Zeit ungünstiger waren, was indirekt über die Mangan-Konzentration im Hypolimnion (Abbildung 19) aufgezeigt werden kann (Rossknecht 1983, IGKB 1998).

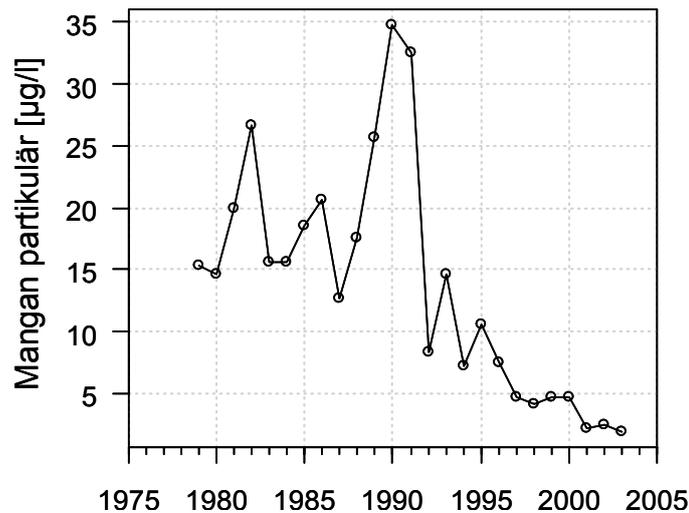


Abb. 19: Mangan Konzentration im Dezember ca. 1 m über Seegrund bei der Seemittestation als Indikator für die Redox- und Sauerstoff-Verhältnisse am Seeboden. Die hohen Manganwerte um 1989 - 1991 fallen mit sehr niedrigen Sauerstoffwerten im Hypolimnion zusammen, welche auf Grund hoher Zehrung und schlechter winterlicher vertikaler Durchmischung entstanden sind.

Seit etwa Ende der 1980iger Jahren findet man bei im Mittel merklich höheren Luft- und Wassertemperaturen eine Änderung in der Charakteristik der Durchmischung (Abbildung 19). Ausgeprägt schlechte Durchmischungsverhältnisse treten häufiger ein. Die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt sind zwar aufgrund der niedrigeren Nährstoffbelastung vergleichsweise gering, aber erkennbar.

Dieses vermehrte Auftreten von Jahren mit schlechter winterlicher Durchmischung hängt mit den tendenziell wärmeren Wintern seit etwa Ende der 1980iger Jahre zusammen. Damit Wasser aus den oberen Schichten bis in die Tiefe vordringen kann, muss es soweit ausgekühlt werden, dass dessen Dichte das Absinken ermöglicht. Diese Auskühlung des Seewassers blieb in jüngerer Zeit jedoch öfter unzureichend, so dass der vertikale Durchmischungsprozess schwach ausgeprägt war oder die Zeitspanne, in welcher die vertikale Durchmischung ablief, zu kurz ausfiel.

Anhand des Durchmischungsindex Z lässt sich mit einer einfachen linearen Regressionsanalyse die hohe Bedeutung der winterlichen Auskühlungsstärke für die Tiefenwassererneuerung aufzeigen. Da die Z -Werte „schief“ verteilt sind, wurde eine Transformation durch Potenzieren mit 3.1 durchgeführt (Abbildung 20). Hierdurch werden die Werte gleichmäßiger verteilt und die empirische Grenze zwischen guter und schlechter Zirkulation verschiebt sich zur Mitte des Wertebereichs auf 0,5. Als einfaches Maß für die Kälte des Winters wurde die mittlere Lufttemperatur der Monate Dezember bis Februar verwendet, gemessen bei Konstanz. Der Zusammenhang ist statistisch hoch signifikant. Das Bestimmtheitsmaß R^2 beträgt 34 %. Betrachtet man die beiden Jahre 1973 und 1994 als Ausreißer, so beträgt R^2 sogar 52 %. Für die jüngeren Jahre ergeben sich noch bessere R^2 -Werte (Beispiel Abbildung 20 rechts). Möglicherweise sind die älteren Z -Werte durch eine geringere Messgenauigkeit oder aber auch Auswirkungen der hohen Trophie beeinflusst. Die Variabilität der Tiefenwassererneuerung wird demnach vorwiegend durch die Stärke der winterlichen Auskühlung bestimmt.

Das „Ausreißer-Jahr“ 1994 ist in der Tat durch ein ungewöhnliches winterliches Durchmischungsverhalten des Sees gekennzeichnet. Dass trotz der milden Temperaturen eine gute Durchmischung stattfand, führt ROSSKNECHT (2007) auf den Einfluss des ungewöhnlich sturmreichen Winters zurück.

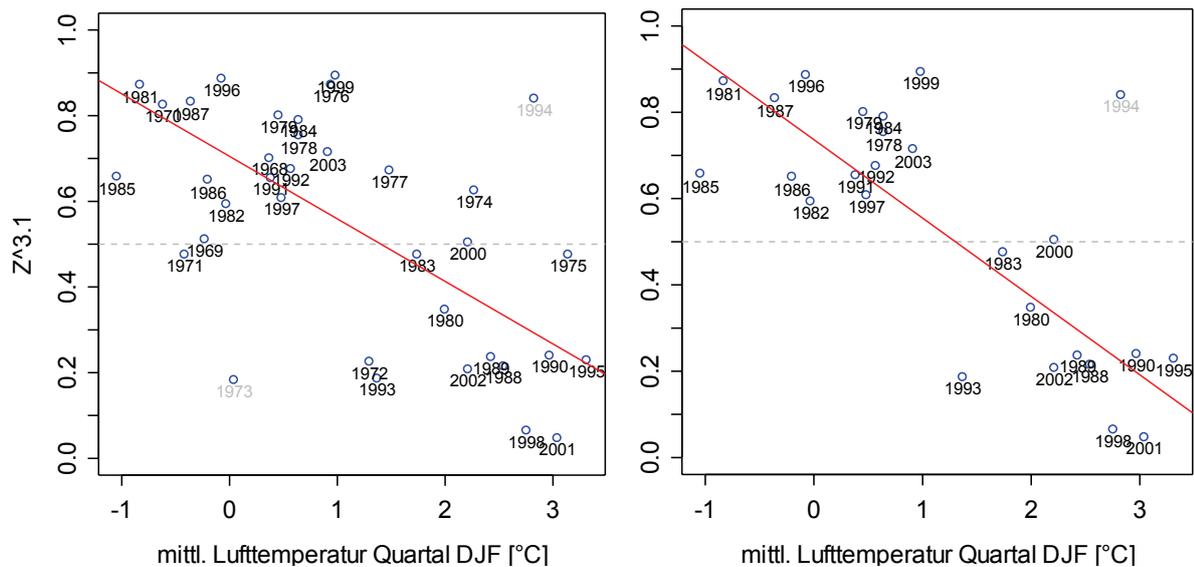


Abb. 20: Lineare Regression zwischen der mittleren Lufttemperatur der Monate Dezember bis Februar (Station Konstanz) und dem transformierten Durchmischungsindex $Z_{\text{Orthophosphat}}$ (potenziert mit 3.1). Der Zusammenhang ist statistisch hoch signifikant ($p < 0.01$).

links: Zeitraum 1968 bis 2003. Das Bestimmtheitsmaß R^2 beträgt 34 % bzw. 52 % ohne die „Ausreißer-Jahre“ 1994 und 1973.

rechts: Zeitraum 1978 bis 2003. Das Bestimmtheitsmaß R^2 beträgt 70 % (ohne 1994)

Als weiterer Faktor, welcher die Variabilität der Durchmischungsstärke beeinflusst, muss die Temperatur bzw. die spezifische Dichte des Tiefenwassers beachtet werden. Dieser Einfluss konnte jedoch in den durchgeführten statistischen Analysen noch nicht aufgezeigt werden, vermutlich weil er durch die Überlagerung mit den anderen Faktoren nur selten klar zur Erscheinung kam.

Es ist jedoch nahe liegend, dass ein sehr stabiler Tiefenwasserkörper mit einer Dichte im Bereich des Dichtemaximums bei einer Wassertemperatur von knapp unter 4 °C nur schwer durch anderes Wasser ausgetauscht werden kann. Es ist daher wahrscheinlich, dass dann ein oder mehrere Jahre mit sehr schlechter Durchmischung folgen, wie es für die Jahre nach der Seegröfne von 1963 der Fall war, für welche jedoch keine Indikator-Werte Z berechnet werden konnten. Die extreme Auskühlung im jüngsten Winter 2005/2006 hat jedoch ebenfalls zu einem solchen „schweren“ Tiefenwasserkörper geführt. Die Beobachtung der nachfolgenden Jahre kann daher Erkenntnisse bringen, welche der Abschätzung dienen, inwiefern bei der gegenwärtigen Nährstoffbelastung und schwacher winterlicher Tiefenwassererneuerung noch kritische Sauerstoffkonzentrationen am Seegrund erreicht werden können.

Die tendenziell zunehmenden Hypolimniontemperaturen erleichtern das Vordringen von Oberflächenwasser in die Tiefe. Möglicherweise ändert sich hierdurch die Charakteristik der Durchmischungsprozesse: Nach ROSSKNECHT (2007) findet man in jüngerer Zeit im Tiefenwasser vermehrt Temperatursignale, welche auf das seitliche Vordringen von kalten Wassermassen hinweisen, die sich durch das raschere Auskühlen des Wassers in flachen Seebereichen bilden.

Mit der Erwärmung der Winter ist zu erwarten, dass in jüngerer Zeit der winterliche vertikale Wasseraustausch tendenziell früher endet. Einen Hinweis hierfür, liefert die Zeitreihe der jährlichen Messtermine mit jeweils bester vertikaler Durchmischung, welche für die Bestimmung des

Indikators Z ermittelt wurden. Abbildung 21 zeigt diese Zeitreihen, errechnet aus den Messprofilen der bereits zuvor genannten beiden Wasserinhaltsstoffe. Wenngleich die in der Regel 14-tägigen Messintervalle die Bestimmungsgenauigkeit einschränken, so lässt sich doch ein signifikanter Trend zu früheren Zeiten ermitteln. Dieser kann so interpretiert werden, dass die winterliche Durchmischung früher endet, da die Frühjahrsschichtung eher einsetzt. In den untersuchten 36 Jahren kam es zu einer mittleren Verschiebung des Messtermins bester vertikaler Durchmischung von etwa 1 Monat: von ehemals Anfang April auf Anfang März in den jüngeren Jahren.

Ein weiteres Indiz dafür, dass eine eher einsetzende thermische Schichtung die Durchmischung früher beendet, liefern die Parameter Chlorophyll-a und Sauerstoff, welche in den oberen Wasserschichten in engem Zusammenhang mit dem Phytoplanktonwachstum stehen. Beide Parameter weisen in den Monaten März und April trotz abnehmender Nährstoffgehalte des Sees einen signifikant ansteigenden Trend auf (Abbildung 22). Da sich das Phytoplankton erst im geschichteten See gut entwickeln kann, unterstützt diese Feststellung die Vermutung einer früher einsetzenden thermischen Schichtung.

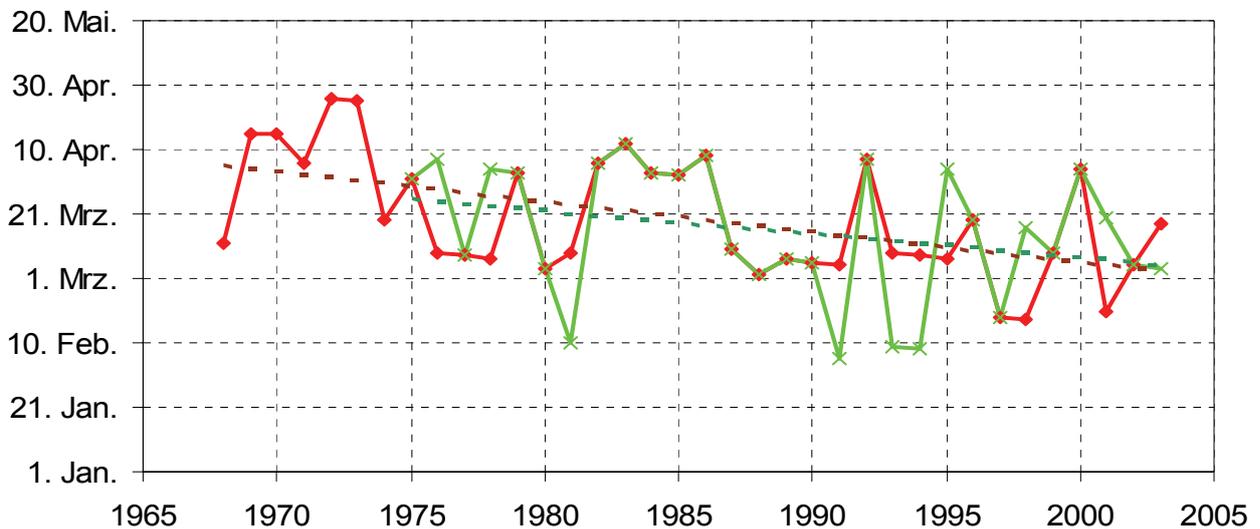


Abb. 21: Zeitreihen zum ermittelten Zeitpunkt der besten Durchmischung (rot: aus Orthophosphat-Werten berechnet, grün: aus Silikatwerten berechnet)

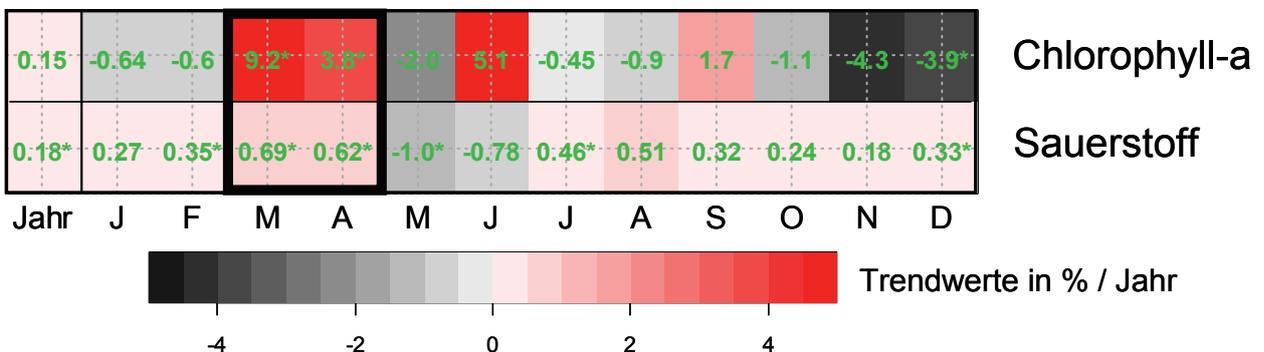


Abb. 22: Trendwerte (der Jahresmittel und getrennt nach Monatsmittel) zum Chlorophyll-a (0-20 m Tiefe) und den Sauerstoffwerten (ca. 0.5 m Tiefe) (Sauerstoff vor 1987 korrigiert, vgl. Kapitel 2.3). Betrachteter Zeitraum: 1985 bis 2002.



3.2 Untersuchung meteorologischer Parameter

Für die Analysen mit meteorologischen Daten standen Messreihen verschiedenerer Stationen zur Verfügung. Am besten eigneten sich in der Regel die Messreihen der Station Konstanz: Einerseits liegen von dieser Station vergleichsweise lange Zeitreihen vor, andererseits gewährleistet die Lage eine gewisse Repräsentativität für den Bodensee, wenngleich es am Bodensee für bestimmte Parameter, wie Niederschlag oder Sonnenscheindauer durchaus erhebliche örtliche Unterschiede gibt. In diesem Kapitel sollen einige markante Veränderungen in den Zeitreihen aufgezeigt werden.

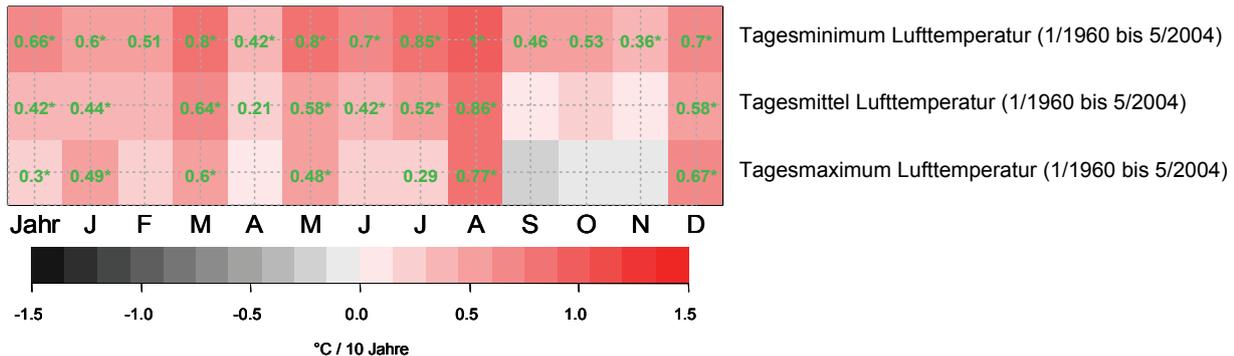


Abb. 23: Trendwerte in [°C/10 Jahre] für die Lufttemperatur (monatlich gemittelte Tagesmaxima, mittel und -minima) der Station Konstanz ab 1960 (vgl. Angaben in Klammern). Zahlenwerte sind nur für die schwach signifikanten ($p < 0.2$) und signifikanten ($p < 0.1$, Markierung: *) Trends angegeben (Test nach Mann-Kendall).

Die ausgeprägten Änderungen bei der Lufttemperatur wurden bereits in Kapitel 3.1 erwähnt. Die zusätzliche Analyse der Tagesmaxima und -minima (Abbildung 23 oben) lässt erkennen, dass bei den Minima die Trends in allen Monaten signifikant ansteigen und zudem noch ausgeprägter ausfallen als für die Tagesmittel oder -maxima. Das bedeutet, dass sich die nächtliche Auskühlung abgeschwächt hat, woraus vermutlich auch eine Abschwächung der an die Abkühlung gekoppelten vertikalen Durchmischungsprozesse resultiert. Bei Livingstone (2003) sind ähnliche Ergebnisse für den Zürichsee wie auch Verweise zu anderen damit in Zusammenhang stehenden Arbeiten zu finden.

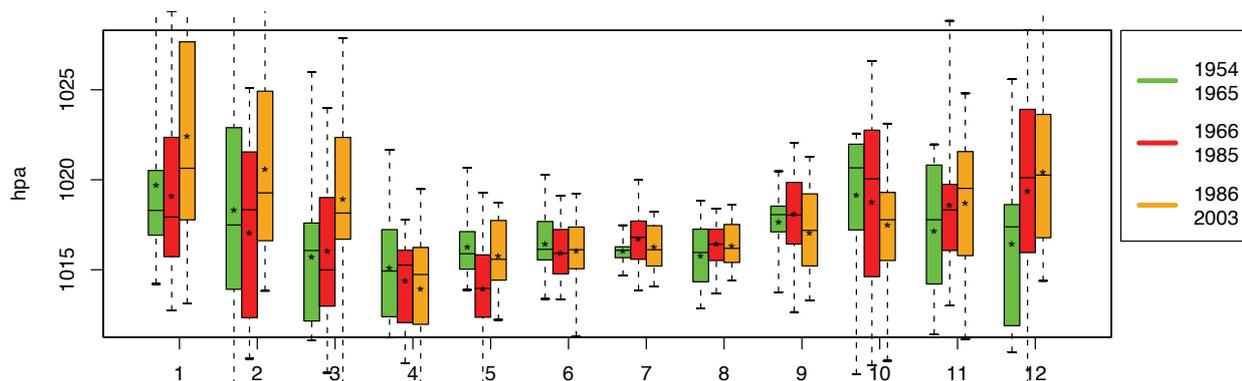


Abb. 24: Box-Whisker-Plots zu den Luftdruckwerten bei Konstanz nach Zeiträumen und Monaten getrennt.

Einen deutlich zunehmenden Trend erkennt man in den Wintermonaten bei den Luftdruckwerten, v.a. im Februar und März (Abbildungen 23 und 24), welcher auch bei anderen Messstationen am Bodensee erkennbar wird. Vermutlich entspricht diese Zunahme den Veränderun-

gen in den großskaligen Wettererscheinungen, welche in den Wintermonaten häufiger maritime westliche Luftströmungen bewirken und auch als Phase vermehrt positiver Indexwerte der Nordatlantischen Oszillation in Erscheinung treten (HURREL 1995).

Bei der Analyse der Winddaten wurden erhebliche Inhomogenitäten bei der Windstärke wie auch –richtung festgestellt, wobei sich die Verteilungscharakteristik der Daten vor etwa 1975 von den späteren Werten erheblich unterscheidet. Es wird angenommen, dass hierfür methodische Ursachen verantwortlich sind. Auch in der Zeit nach 1975 findet man noch merkliche Veränderungen, wenn man, wie in Abbildung 25 dargestellt, zwei Zeitbereiche miteinander vergleicht. Die Histogramme der Windstärkenverteilung weichen zwar nur unwesentlich voneinander ab, bei den Windrichtungen lässt sich jedoch bei allen Windstärken eine leichte Verschiebung der Hauptwindrichtung erkennen: von etwa Süd-West auf West-Süd-West. Auffällig ist zudem, dass bei den Starkwinden über 8m/s die Ostwinde an Bedeutung gewinnen. Entsprechende Veränderungen waren jedoch bei anderen untersuchten Stationen nicht erkennbar, so dass anzunehmen ist, dass die Ursache bei lokalen Einflüssen liegt, wie etwa der Entwicklung der Umgebungsbebauung bei der Messstation. Dies konnte im Rahmen des Projektes nicht näher untersucht werden.

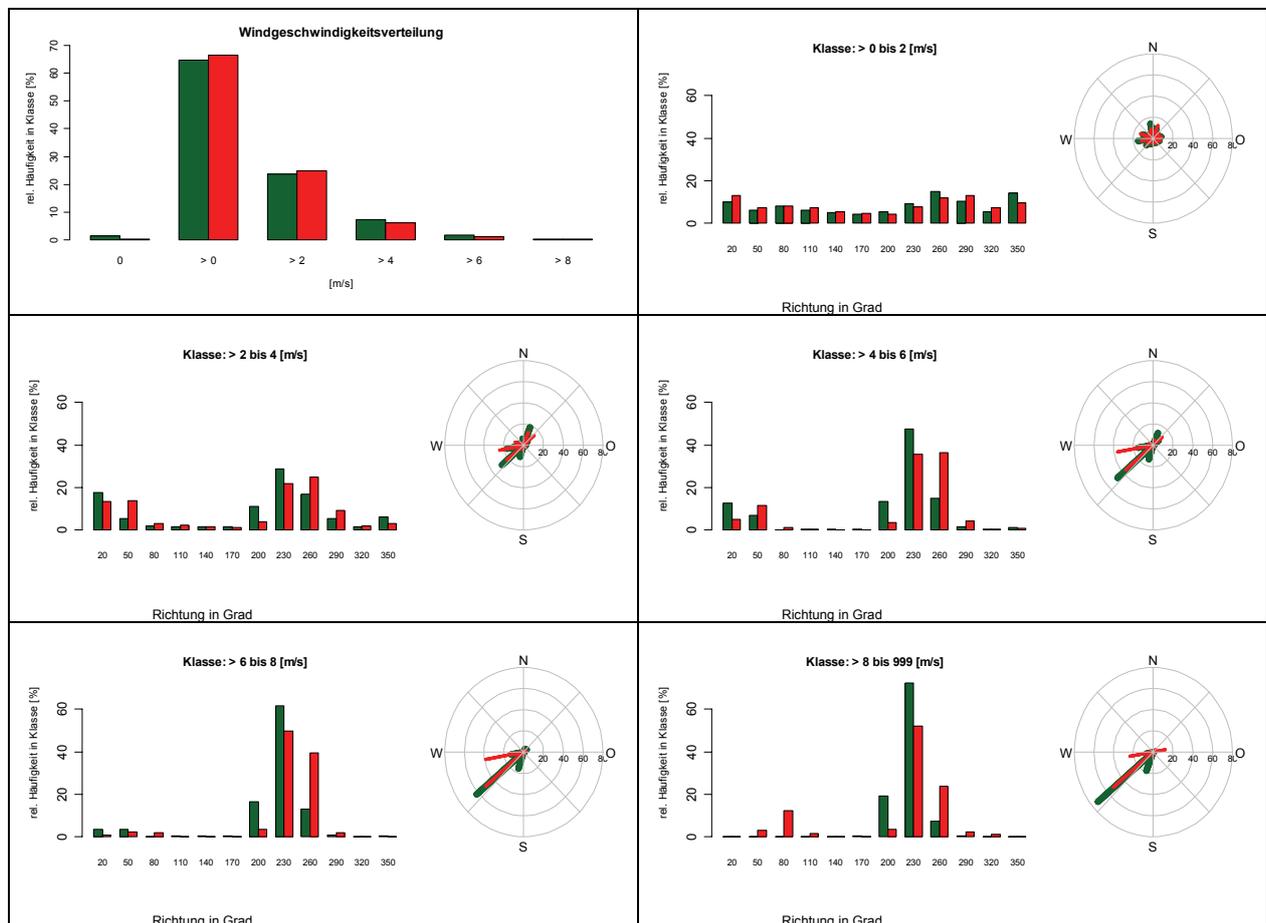


Abb.25:

Häufigkeitsanalyse der Windstärken und –richtungen (Stundenmittel, bzw. dominierende Richtung in einer Stunde) bei der Station Konstanz für die Zeiträume:

grün: Jan. 1975 bis Dez. 1989

rot: Jan. 1990 bis Mai 2004

Die Windrichtungsklassen wurden hier von 10 Grad- in 30 Grad-Bereiche zusammengefasst.



Das Projekt wurde durch das Land Baden-Württemberg finanziert. Die Daten wurden von zahlreichen verschiedenen Stellen bereitgestellt: Der Deutsche Wetter Dienst (DWD) lieferte die meteorologischen Daten, das Landeswasserbauamt des Landes Vorarlberg Zeitreihen zu den österreichischen Zuflüssen, das Bundesamt für Wasser und Geologie der Schweiz Messdaten zum Alpenrhein. Hydrologische Daten Baden-Württembergischer Zuflüsse und des Bodensees entstammen dem Datenbestand der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Über die Internationale Gewässerschutzkommission (IGKB) wurden langzeitige Zeitreihen zu Messungen im See bereitgestellt. Vom Limnologischen Institut der Universität Konstanz kamen hydrochemische Daten zum Überlinger See. Auch Messwerte des AWBR (Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein) und hiervon insbesondere des Zentralverbandes der Bodensee Wasserversorgung unterstützten die Auswertungen. Die IBKF (Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei) ebenso wie die Fischereiforschungsstelle in Langenargen trugen mit Daten und Informationen zu den Untersuchungen bei. Viele weitere Daten und Informationen kamen vom Institut für Seenforschung der LUBW.

3.3 Änderungen im hydrologischen Regime der Bodensee-Zuflüsse

Die 5 Zuflüsse Alpenrhein, Bregenzerach, Argen, Alter Rhein und Schussen decken im Jahresmittel bereits mehr als 90 % der Zuflussmenge in den Bodensee ab, der Alpenrhein allein etwa 2/3 (Abbildung 26). Das alpine Einzugsgebiet hat starken Einfluss auf den saisonalen Verlauf der Zuflussmengen und somit auch auf den Wasserstand des Bodensees. Während im Winterhalbjahr der Abfluss nicht nur durch geringere Niederschläge sondern auch durch deren Retention in Form von Schnee verringert wird, erhöht sich die Abflussmenge entsprechend im Frühjahr und Sommer durch Schmelzwasser.

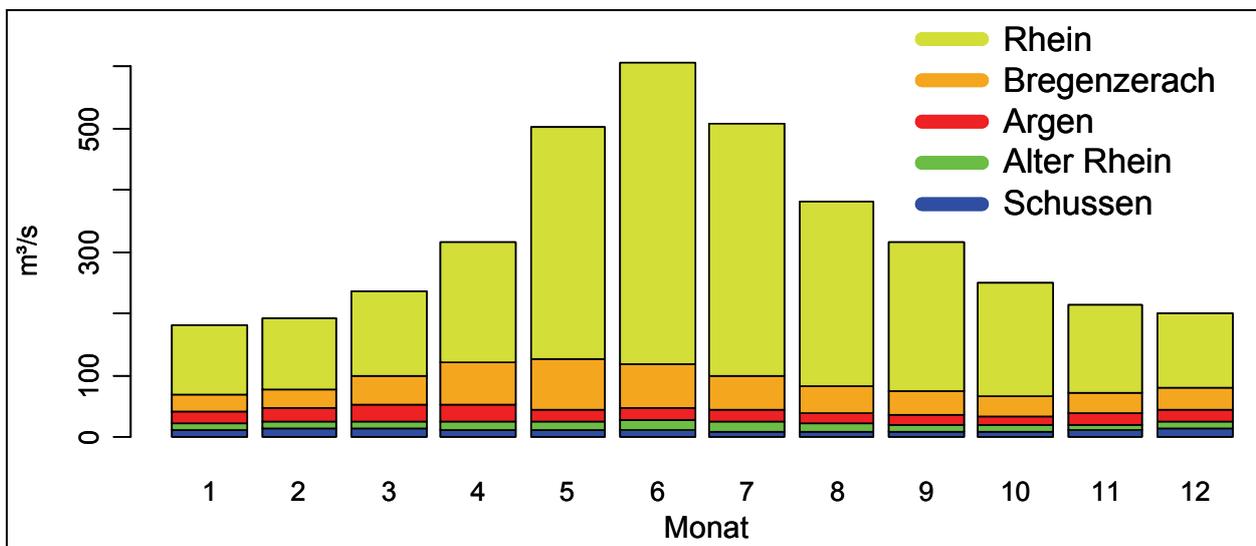


Abb. 26: Mittlerer Jahresverlauf der Zuflussmengen der 5 Hauptzuflüsse des Bodensee-Obersees, welche zusammen etwa 90 % der jährlichen Gesamtzuflussmenge beitragen (Zeitraum: 1951 bis 2001).

Merkliche Veränderungen in der saisonalen Ausprägung der Abflussmengen und damit auch des Bodenseewasserstands wurden durch den Ausbau der Speicherhaltung in den Alpen verursacht. Die etwa 790 Mio. m³ Speichervolumen wurden vorwiegend in den 1950/60iger Jahren geschaffen, verringerten die Abflussmengen im Sommer und erhöhten sie im Winter. Nach IGKB (2004) wird der Abfluss von etwa 600 Mio. m³ Wasser vom Sommer- ins Winterhalbjahr verlagert. Dies entspricht rechnerisch im Mittel einer Verminderung bzw. Erhöhung des Abflusses von rund 40 m³/s, was mit den beobachteten Veränderungen der Abflusswerte grob übereinstimmt:

In der ersten Graphik von Abbildung 27 sind die mittleren geglätteten Jahresgänge der Abflussmengen des Alpenrheins für verschiedene Zeiträume ab 1919 dargestellt. Die Gegenüberstellung lässt den Einfluss des Speicherbeckenausbaus zur hydroelektrischen Nutzung im Einzugsgebiet des Alpenrheins erkennen. Nach dem Ausbau der Speicher in den 1950/60iger Jahren sind die Sommerabflüsse verringert und die Winterabflüsse erhöht.

Verändert wird durch die Speicherbewirtschaftung zur hydroelektrischen Energiegewinnung auch der tägliche Verlauf der Abflussmengen im Alpenrhein, da der wechselnde Strombedarf zu einem merklichen Tagesgang der Abflussmengen führt (IGKB 2004, ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001). Die Intensität dieses Sunk-/Schwallbetriebs hat sich in jüngerer Zeit verstärkt. Die Ökologie des Alpenrheins wird hierdurch nachteilig beeinflusst.

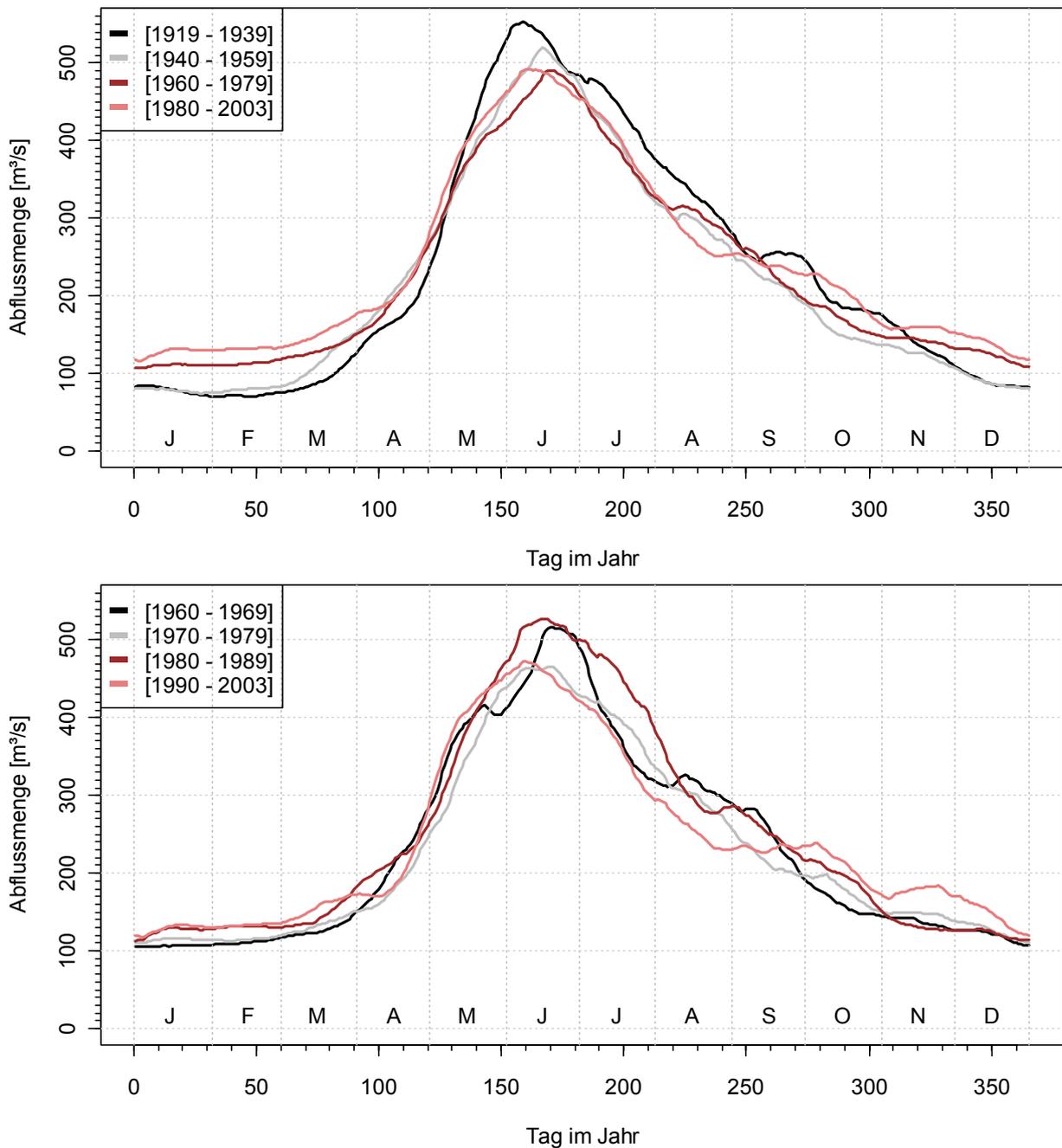


Abb. 27: Mittlere geglättete Jahresverläufe der Alpenrheinzufussmengen für verschiedene Zeiträume. Oben: ab 1919, unten ab 1960. Zeitfenster der Glättung: +/- 10 Tage.



In der zweiten Graphik von Abbildung 27 sind die mittleren geglätteten Jahrgänge ab 1960 für kürzere Zeiträume dargestellt. Für den jüngsten Zeitbereich ab 1990 bemerkt man von etwa Mitte Juli bis Anfang September auffällig niedrigere Abflusswerte, dahingegen von Oktober bis Dezember erhöhte. Diese Veränderung wird zusammen mit entsprechenden Veränderungen im Bodenseewasserstand in Kapitel 3.4 diskutiert.

Der Alpenrhein erfuhrt seit seiner künstlichen Mündungsverlagerung (Fussacher-Durchstich im Jahre 1900) eine langjährige Eintiefung seiner Sole durch das erhöhte Gefälle wie auch durch Kiesentnahmen, wodurch auch der Grundwasserspiegel und der Wasserstand in Seitengewässern abfielen (IGKB 2004). Möglicherweise ist der leicht ansteigende, statistisch jedoch nicht signifikante Trend der Abflussmengen von $0.18 \text{ m}^3/\text{s}$ pro Jahr (Abbildung 30) eine Folge dieser Entwicklung. Ob andererseits eine Änderung der Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet als Ursache in Frage kommt, ist noch zu prüfen.

Auch in der Zeitreihe der Abflussmenge des Rheintälischen Binnenkanals (Alter Rhein), welcher in Mündungsnähe im ehemaligen Flussbett des Alpenrheins verläuft, ist eine Veränderung erkennbar (Abbildung 28), welche vermutlich mit der Soleintiefung des Alpenrheins zusammenhängt. Bis in die 1970iger Jahre findet man abnehmende Abflusswerte. Danach ist die Abnahme nur noch in den Sommermonaten signifikant (Abbildung 32), was möglicherweise auf geringere sommerliche Niederschlagsmengen zurückzuführen ist.

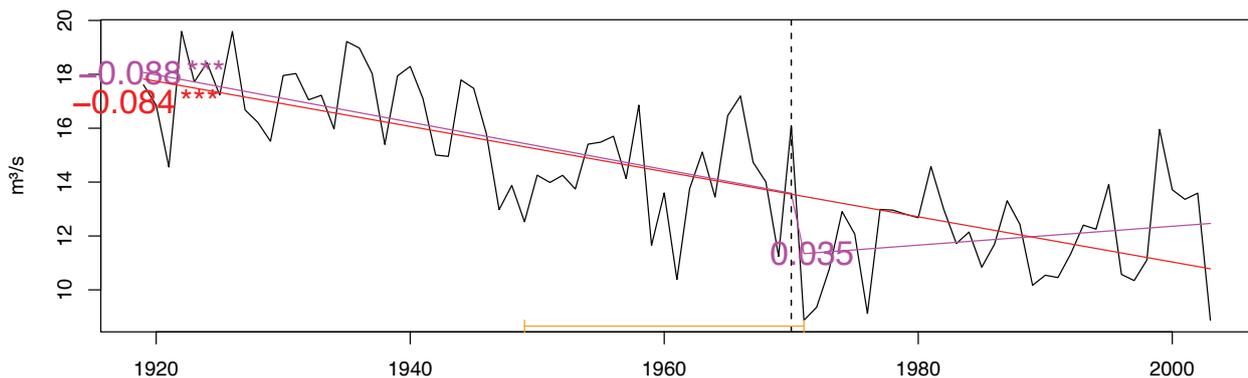


Abb. 28: Jahresmittelwerte zu den Abflussmengen des Rheintälischen Binnenkanals. rot: linearer Trendlinie für den Gesamtzeitraum, magenta: Trendlinien für die durch den Bruchpunkt um 1970 getrennten Zeitbereiche.

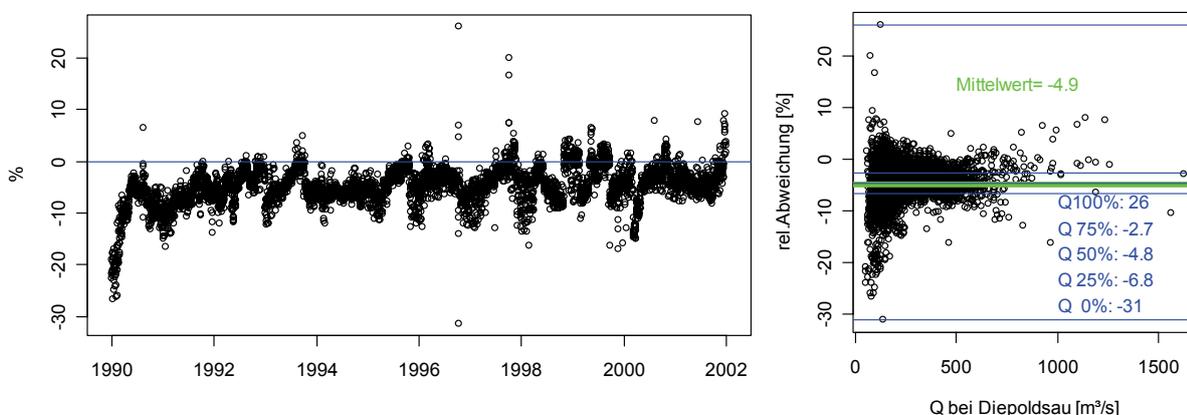


Abb. 29: Vergleich der Abflusszeitreihen des Alpenrhein der Messstationen bei Lustenau und bei Diepoldsau als relative prozentuale Abweichung bezogen auf die Werte von Diepoldsau. Links: Zeitreihe der relativen Abweichungen. Rechts: Abflussabhängige Analyse der Abweichungen mit Angabe von Mittelwert und Quantilen.

Vergleicht man die Schweizer Abflussmesswerte des Alpenrheins bei Dipoldsau mit der Zeitreihe der österreichischen Station bei Lustenau zeigen sich mitunter erhebliche Unterschiede (Abbildung 29), welche z.T. der streckenweisen Versickerung von Flusswasser im kiesigen Untergrund zugeschrieben werden.

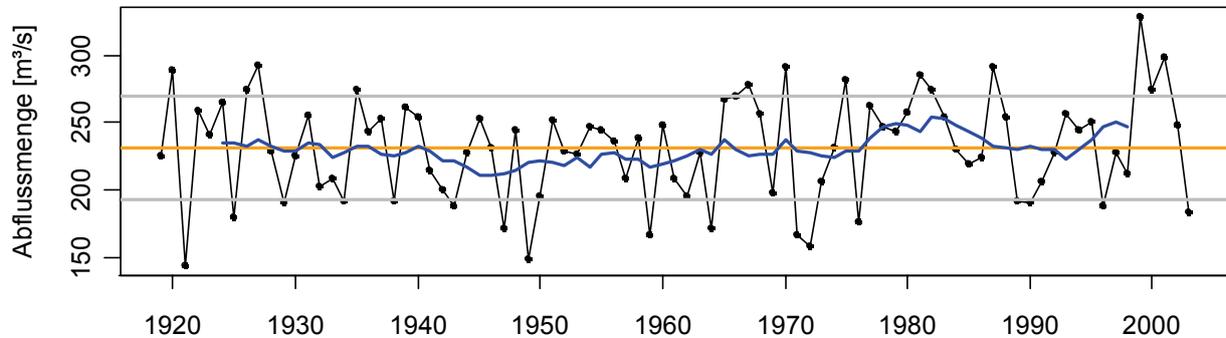


Abb. 30: Zeitreihe der Jahresmittel der Abflusswerte des Alpenrheins (Stationen: St. Margrethen 1919 bis 1954, Schmitter 1955 bis 1983, Diepoldsau 1984 bis 2003). Die blaue Kurve gibt den gleitenden Mittelwert (+/-5 Jahre) an, die orange Linie den langjährigen Mittelwert von $232 \text{ m}^3/\text{s}$ und die grauen Linien markieren die Abweichung hiervon um eine Standardabweichung. Die Zeitreihe weist einen linearen Trend von $0.18 \text{ m}^3/\text{s}$ auf, welcher statistisch jedoch nicht signifikant ist.

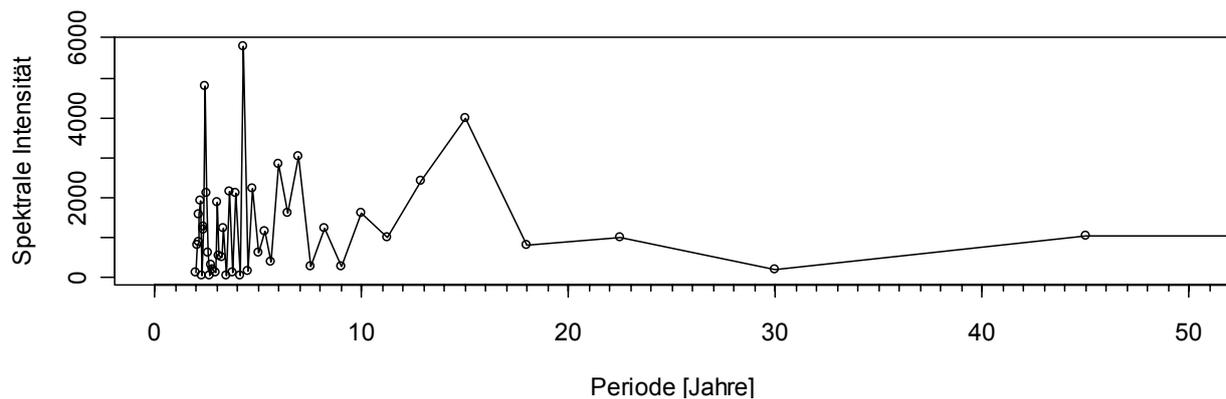


Abb. 31: Spektralanalyse der Jahresmittel der Abflussmengen des Alpenrheins im Zeitraum 1919 bis 2003.

Der geglättete Verlauf der Abflusskurve zeigt langjährige Schwankungen auf. Mittels Spektralanalyse (Abbildung 31) lässt sich eine Periode von ca. 15 Jahren identifizieren (siehe hierzu auch die Bodenseepegeluntersuchungen in Kapitel 3.4), welche möglicherweise mit großskaligen klimatischen Prozessen, wie etwa der Nordatlantischen Zirkulation, zusammenhängt.

In Abbildung 32 werden die Trends bei den Abflussmengen der 5 wichtigsten Bodenseezuflüsse ab 1970 einander gegenübergestellt. Klar erkennbar sind eine Zunahme in den Wintermonaten und eine Abnahme in den Sommermonaten. Vielfach sind die Trendwerte jedoch aufgrund der hohen Variabilität und der Kürze der Zeitreihe statistisch nicht signifikant. Die Kohärenz dieser Entwicklung bei den 5 untersuchten Flüssen lässt darauf schließen, dass diese Veränderungen klimatisch bedingt sind. Eine Analyse der Niederschlagszeitreihen mehrerer Messstationen ist in Kapitel 3.4 in Abbildung 39 dargestellt.

Eine Erhöhung der winterlichen Niederschlags- und somit Abflussmengen kann mit der Nordatlantischen Zirkulation zusammenhängen, welche in jüngerer Zeit im Winter vermehrt westliche und somit wärmere und feuchtere Luftströmungen nach Mitteleuropa leitet (HURREL 1995,



STRAILE ET AL. 2003a).

Die sommerlichen Abflüsse könnten neben einer verringerten Niederschlagsmenge auch eine Zunahme der Verdunstung reduzieren, was im Rahmen dieses Projektes nicht geprüft werden konnte.

Die Wassertemperaturen der beiden Hauptzuflüsse Alpenrhein und Bregenzer Aach (Abbildung 33) weisen signifikant ansteigende Trends auf, welche für das Jahresmittel von ähnlichem Betrag sind wie beim oberflächennahen Seewasser. Der Anstieg verlief eher stufenartig mit einer deutlichen Erwärmung gegen Ende der 1980iger Jahre.

Durch die Temperaturabhängigkeit der Dichte des Wassers wird die Einschichtungstiefe der Flusswasserfahne im See beeinflusst (EUROLAKES D29, 2003). Im Sommer führt dies meist zu einer Flusswasserausbreitung im Metalimnionbereich. Die Temperaturtrends des Zuflusswassers ändern hieran nichts Wesentliches zumal sich auch das Seewasser erwärmt.

Im Winter, wenn die Flusswassertemperaturen oftmals nahe 4 °C sind, begünstigen höhere Tiefenwassertemperaturen ein leichteres Vordringen des Flusswassers. Dem entgegen wirkt jedoch möglicherweise der ansteigende Trend zu wärmeren winterlichen Flusswassertemperaturen.

Ein Vordringen von Flusswasser in die Tiefe wird zusätzlich begünstigt, wenn das Flusswasser schwebstoffbeladen ist, was vorwiegend bei höherer Wasserführung der Fall ist. Eine Zunahme an sedimentbeladenem Wasser im Winter kann einerseits durch den ansteigenden Trend der winterlichen Abflussmengen (Abbildung 32) wie auch möglicherweise durch die Intensivierung des Sunk/Schwall-Betriebs der Speicherkraftwerke IRKA (2002, 2004) eingetreten sein. Beim Sunk/Schwall-Betrieb zur bedarfsangepassten hydroelektrischen Energiegewinnung ändert sich die Abflussmenge des Alpenrheins mit täglichem Rhythmus. Insbesondere im Winter in der Niedrigwasserzeit, erhöhen sich die Abflüsse hierdurch kurzzeitig um ein mehrfaches (IRKA/IRR, 2005).

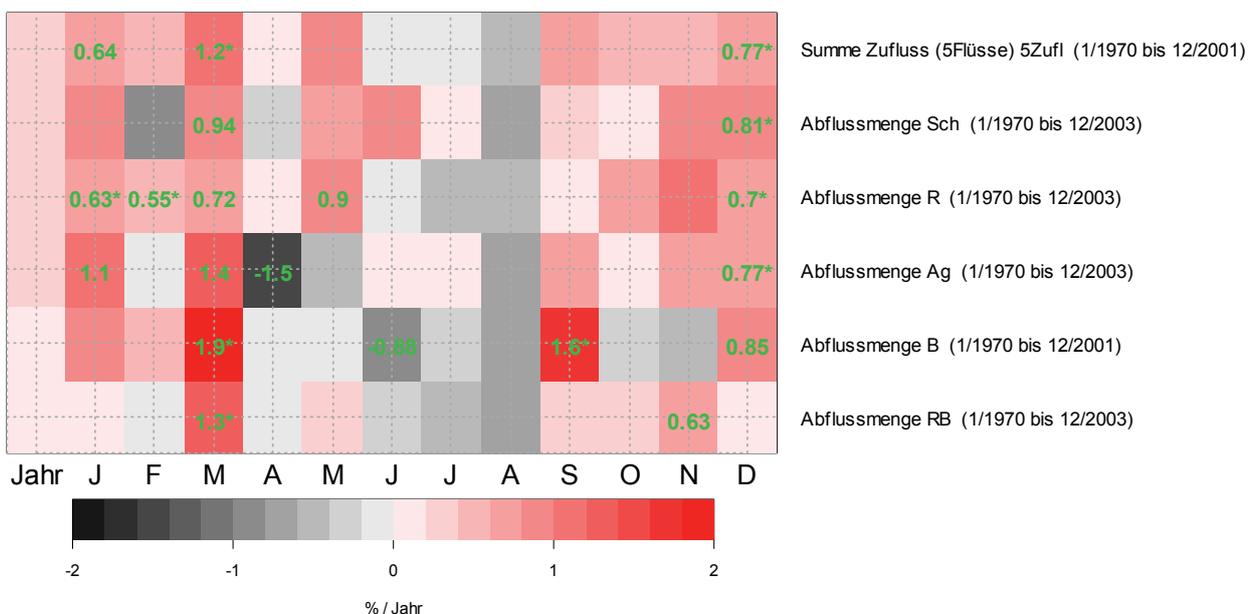


Abb. 32: Trendwerte zur Entwicklung der Zuflussmengen in der Bodenseezuflüssen ab 1970: Schussen (Sch), Argen (Ag), Bregenzer Aach (B) und Rheintälischer Binnenkanal (RB), Alpenrhein (R) und Summe dieser 5 Flüsse (5Zufl). (Angabe der Signifikanz: mit Stern: $p < 0.1$, ohne Stern $p < 0.2$, kein Wert sonst. Berechnung nach Mann-Kendall).

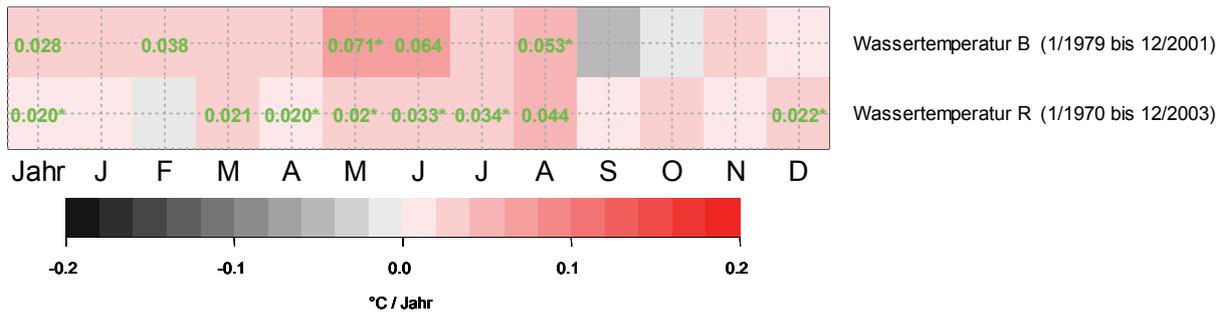


Abb. 33: Trendwerte zur Entwicklung der Flusswassertemperaturen in den Bodenseezuflüssen Bregenzer Aach (B) und Alpenrhein (R). Beachte: Der von den beiden Temperaturmessreihen abgedeckte Zeitraum ist unterschiedlich.

Einen Hinweis, der für ein vermehrtes Vordringen von sedimentbeladenem Flusswasser in die Tiefe spricht, findet man in den jüngeren Jahren bei den Eisenkonzentrationen im Hypolimnion. Wegen der stark durch Ausreißerwerte geprägten Zeitreihe der Eisengehalte eignet sich für diese Analyse die Quantilendarstellung in den Box-Whisker-Graphiken (Abbildung 34). Hohe Eisenwerte sind oftmals Indikatoren für sedimentbeladenes Flusswasser (IGKB 1998). Besonders im Februar, also in einem Monat in welchem das Flusswasser im Mittel eine Temperatur nahe der maximalen Dichte aufweist, findet man eine markante Zunahme der Eisenwerte.

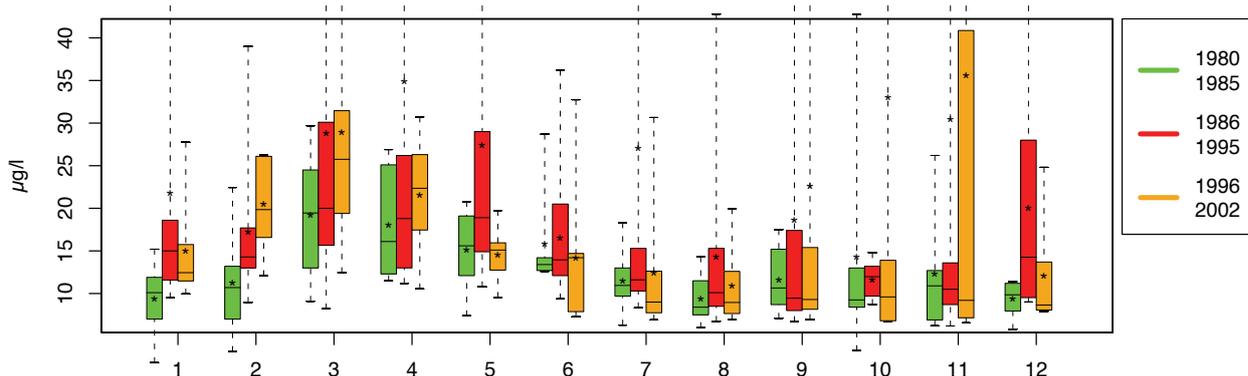


Abb. 34: Box-Whiskerplots zum Gesamteisengehalt in ca. 250 m Tiefe bei der Seemittestation für verschiedene Zeitbereiche und nach Monaten (1-12) getrennt. Die Balken geben die mittleren beiden Quartile wieder. Die Sterne stellen die Mittelwerte dar, welche auf Grund der stark durch Ausreißer geprägten Zeitreihen oftmals erheblich vom Median abweichen.

3.4 Änderungen im hydrologischen Regime des Bodensees

Die langjährige Pegelzeitreihe des Bodensees (Station Konstanz) seit 1817 spiegelt in ihren Schwankungen (Abbildung 35) die jährliche Variabilität der Zuflussmengen wieder. Zusätzlich ist die Zeitreihe aber von langjährigen Trends überlagert, deren Ursachen nicht hinreichend bekannt sind, jedoch z.T. mit anthropogenen Einflüssen zusammenhängen (LUFT ET AL., 1990), wie z.B. Änderungen des Abflussregimes des Ausfluss. Eine Brücke im Seerhein bei Konstanz, welche auf einer Vielzahl an Holzpfählen stand und auf welcher zudem mehrere Mühlen betreiben wurden, war bis Mitte des 19. Jahrhunderts für eine nicht unerhebliche Stauwirkung verantwortlich (KONOLD 2000, GRIM 1995). Diese Brücke wurde danach nicht wieder aufgebaut, sondern durch eine andere mit wenigen Pfeilern und ohne Mühlen ersetzt. In der Zeitreihe der Pegelwerte um 1856 in Abbildung 36 ist die Absenkung der Pegelwerte nach dem Verlust der Brücke erkennbar.



Um 1940 findet man in der Zeitreihe in Abbildung 35 einen bruchpunktartigen Pegelabfall, welcher bereits von LUFT ET AL. (1990) festgestellt wurde. Als Ursache für diesen Pegelabfall wird eine Veränderung der Abflussverhältnisse des Seerheins vermutet. Die rasche Änderung ist mit einer natürlichen allmählichen Erosion des Flussbettes kaum erklärbar. Eine durch den Mensch verursachte Veränderung erscheint wahrscheinlich, wie etwa die Ausbaggerung von Schiffahrtsrinnen, Kiesentnahmen o.ä.. Hinweise für eine langsame Veränderung der Abflussverhältnisse gibt es auch aus den jüngeren Jahren. Für den Zeitraum nach 1940 findet man einen abfallenden, jedoch auf Grund der hohen Variabilität nicht signifikanten Trend von ca. 1 mm/Jahr. Auch die in Abbildung 37 dargestellte Analyse der Pegelwerte des Bodensees bei Konstanz und des Seerheins weisen mit einer langjährigen Zunahme der Differenz von etwa 1 mm/Jahr auf eine Veränderung am Ausstrom des Obersees hin.

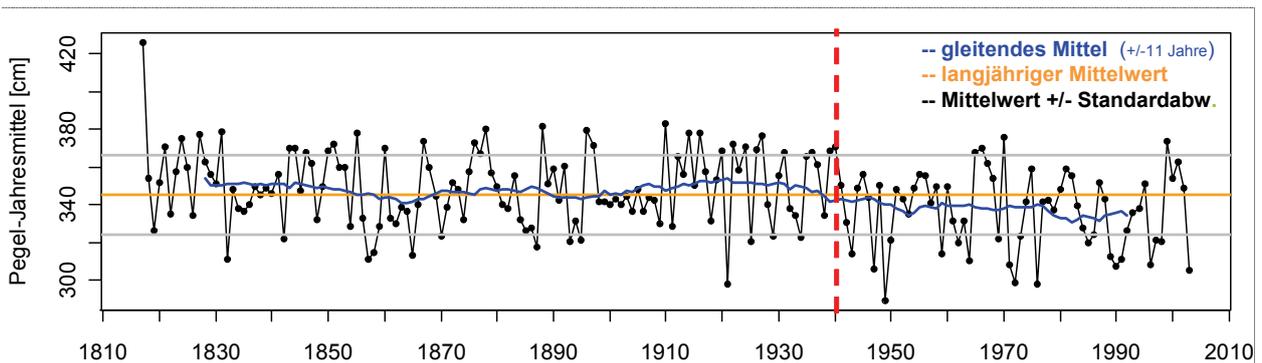


Abb. 35: Langjähriger Verlauf der mittleren jährlichen Pegelwerte bei Konstanz. Ab etwa 1940 (vertikale rote Linie) bleibt das gleitende Mittel stets unter dem langjährigen Mittelwert.

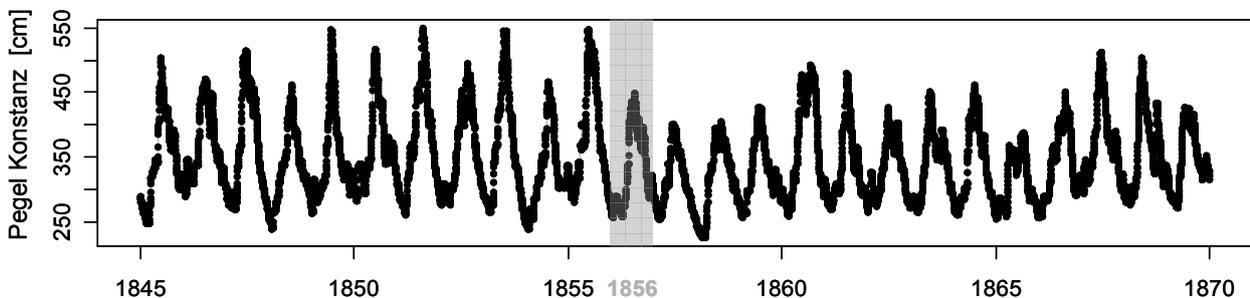


Abb. 36: Ausschnitt der Zeitreihe der Bodenseepiegel-Werte von Konstanz. Nachdem 1856 nach einem Brand die alte Holzbrücke und die Mühlen abgerissen wurden waren insbesondere die hohen Pegelstände niedriger. Im Jahr 1958 liegt zudem der bislang niedrigste gemessene Pegelwert von 226 cm seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1817 (Stand Dez. 2006).

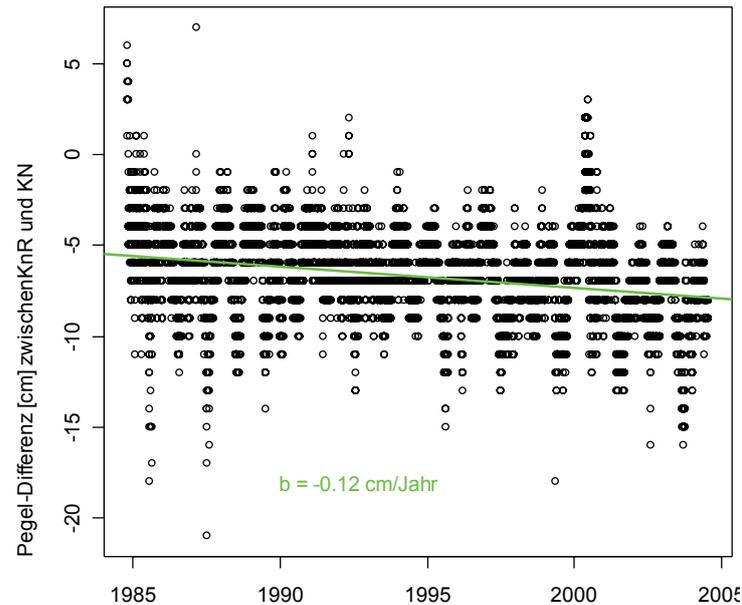


Abb. 37: Zeitreihe mit linearer Trendgerade zur Differenz zwischen den Pegel „Konstanz Bodensee“ (KN) und „Konstanz Seerhein“ (KnR).

Markante Veränderungen findet man auch bei der Analyse der Jahresverläufe (Abbildung 38a). Die Speicherhaltung im alpinen Einzugsgebiet des Bodensees, welche vorwiegend in den 1950iger und 1960iger Jahren ausgebaut wurde, hat den saisonalen Verlauf der Pegelwerte verändert (LUFT ET AL. 1990, IRKA/IRR 2005, IGKB 2004). Die Verlagerung des Abflusses von etwa 600 Mio m³ Wasser aus dem Sommerhalbjahr in das Winterhalbjahr erniedrigt die Sommerpegelwerte merklich. Eine entsprechende Zunahme im Winter ist zwar bei den Abflussmengen des Alpenrheins klar erkennbar (Kapitel 3.3), kaum jedoch im Pegelverlauf des Bodensees. Nach LUFT ET AL. (1990) ist dies auf Veränderungen in den Auslaufverhältnissen zurückzuführen, welche insgesamt zu einem Absenken des Bodenseewasserstandes geführt haben.

Zu Beginn des 20igsten Jahrhunderts ist bei den mittleren Pegeljahresgängen ein steilerer früh-jährlicher Anstieg erkennbar (Abbildung 38a). Eine denkbare Ursache könnte ein durch Gewässerbegradigungen und Entwässerungen bewirkter schnellerer Abfluss im Einzugsgebiet sein. Der Ausbau der Speicherkapazität im alpinen Einzugsgebiet kompensiert ab den 1950iger Jahren diesen steileren Anstieg.

Während bei der Untersuchung der Jahresmittelwerte des Bodenseewasserstands kein Hinweis auf klimabedingte Veränderungen gefunden wurde, deutet die Analyse der Jahresverläufe auf einen Einfluss der Klimaänderung hin (Abbildung 38b): Im Zeitbereich ab 1990, also etwa jenem Zeitbereich welcher sich durch signifikant höhere Luft- und Wassertemperaturwerte auszeichnet, bemerkt man im Mittel eine deutliche Verringerung der Pegelwerte von etwa Juli bis Mitte September. Dahingegen sind die Werte von November bis Mitte Januar erhöht.

Abbildung 39 stellt die relativen Trendwerte für die Jahres- und Monatsmittel des Bodenseewasserstands den entsprechenden Werten für die Niederschlagsentwicklung an verschiedenen Stationen, wie auch der Gesamtzuflussmengen der 5 Hauptzuflüsse gegenüber.

Die Abnahme der Niederschlags- und Zuflussmengen im August trägt zu niedrigeren Pegelwerten im August und September bei. Die Zunahme der Niederschlagsmengen in den Monaten September bis Dezember dahingegen zu höheren Zufluss- und Pegelwerten im Spätherbst und Winter. Eingeschränkt wird die Aussagefähigkeit dieser Analyse jedoch dadurch, dass die Zeit

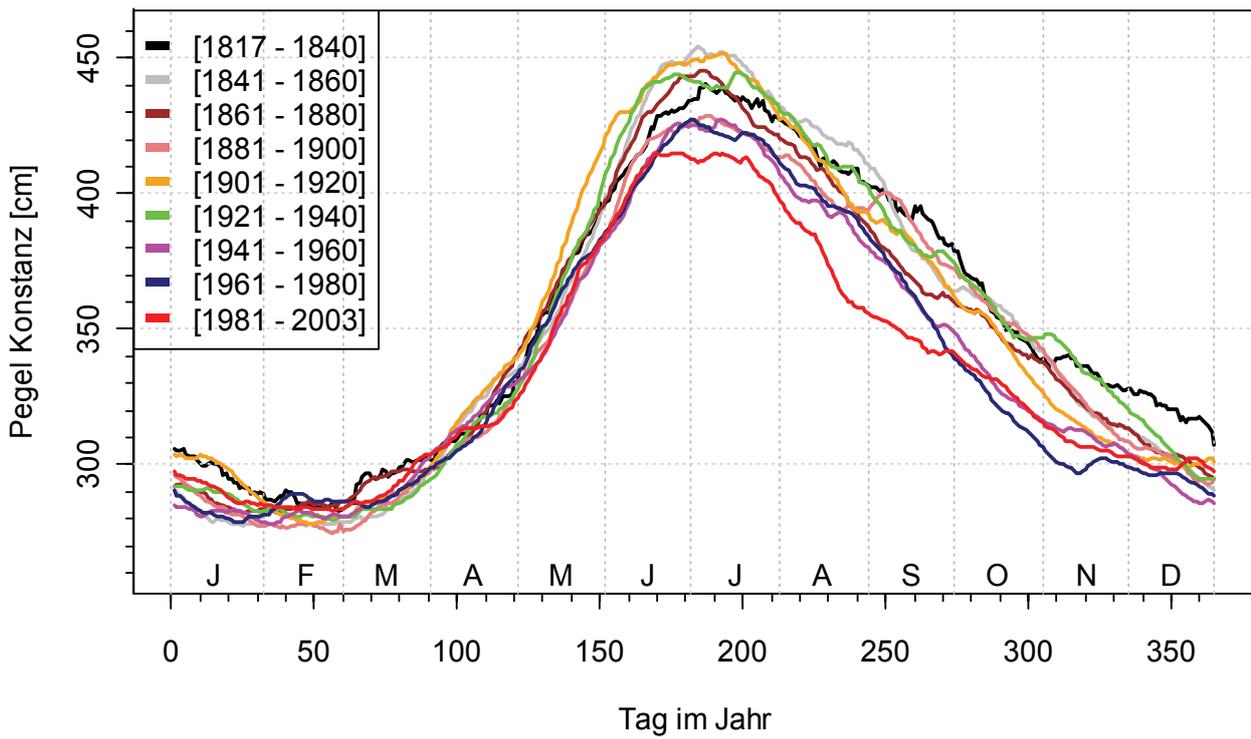


Abb. 38a: Mittlere Jahressgänge des Bodenseepiegels für verschiedene Zeiträume ab 1817.

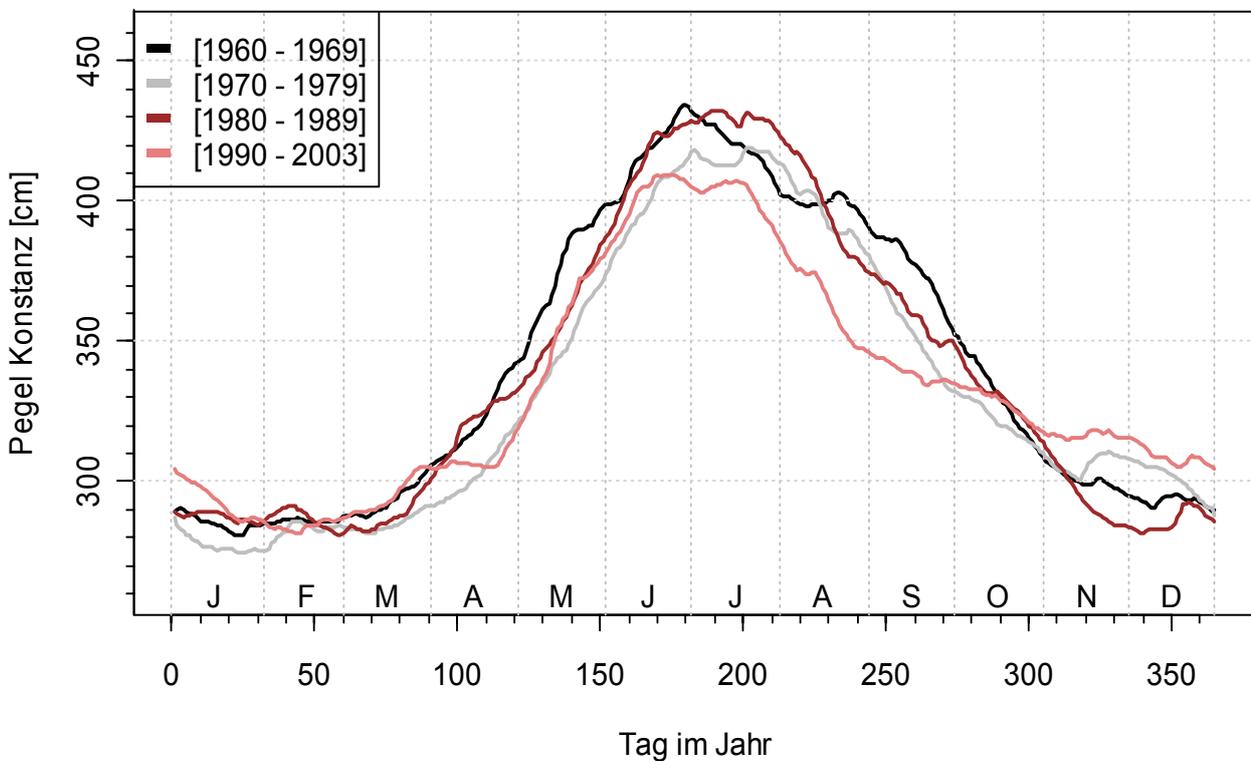


Abb. 38b: Mittlere Jahressgänge des Bodenseepiegels für verschiedene Zeiträume ab 1960.

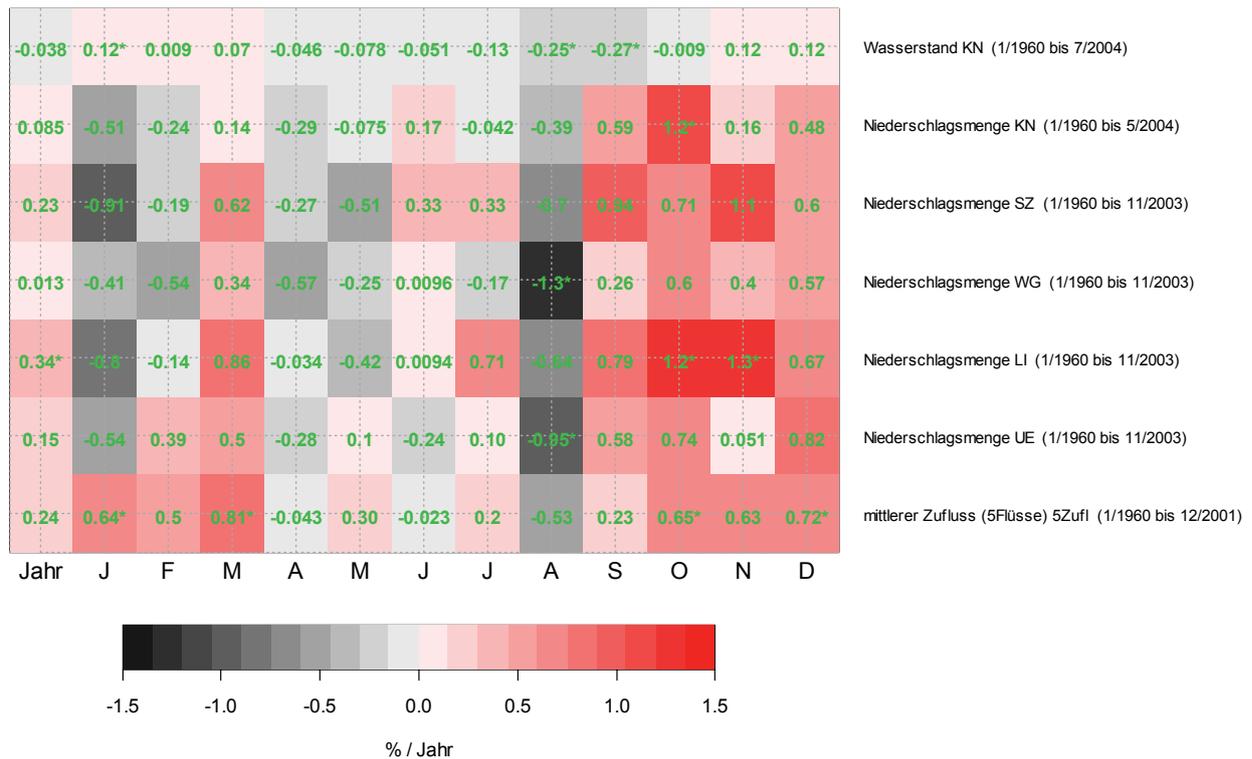


Abb. 39: Karte zu den relativen Trends der Niederschlagswerte verschiedener Messstationen, der Gesamtzuflussmenge der 5 größten Zuflüsse und der Bodensee-Pegelwerte von Konstanz. Die %-Angabe bezieht sich auf den jeweiligen Zeitreihenmittelwert. Auch nicht signifikante Trendwerte sind angegeben. Werte mit * sind signifikant mit $p < 0.1$. (KN: Konstanz, SZ: Siegmarszell-Zeisertsweiler, WG: Weingarten, LI: Lindau, UE: Überlingen)

reihen der Niederschlagswerte möglicherweise nicht hinreichend repräsentativ für das Bodenseeeinzugsgebiet sind. Insbesondere für das alpine Einzugsgebiet ist die Datengrundlage nicht ausreichend. Zudem sind die Trendwerte vielfach statistisch nicht signifikant.

Die Trendwerte erlauben zudem auch keine bilanzierende Aussage, so dass durchaus möglich ist, dass andere Faktoren von höherer Bedeutung für die Pegelstandsentwicklung sind: Eine Folge der insgesamt wärmeren Wintern kann eine verringerte winterliche Schneeretention in den Alpen sein (vgl. KLIWA Heft 6), woraus auch höhere Abflusswerte im Spätherbst und Winter hervorgehen können. Als Folge geringerer Wasserspeicherung in Form von Schnee lässt der Schmelzwasserbeitrag zu den sommerlichen Abflussmengen früher nach, woraus erniedrigte Pegelwerte resultieren. Ebenfalls in diese Richtung wirken ein früheres Abschmelzen des Schnees im Frühjahr, sowie eine möglicherweise erhöhte Verdunstung im Frühjahr und Sommer oder eine verstärkte Wasserentnahmen aus dem See.

Ein Einfluss durch die Speicherbewirtschaftung wäre nur dann plausibel, wenn sich deren Bewirtschaftungsweise geändert hat, da es seit den 1960iger Jahren nur geringfügige Änderungen bei der Kapazität der alpinen Wasserspeicher gab. Denkbar wäre z.B. dass im Sommer mehr Wasser zurückgehalten wird, um im Spätherbst mehr Wasser zur Elektrizitätsgewinnung zur Verfügung zu haben. Nach IRKA (2004) ist dies jedoch nicht der Fall.

Inwiefern und mit welchem quantitativen Beitrag die verschiedenen hier diskutierten Faktoren zu den beobachteten Änderungen im mittleren Jahresgang der Wasserstände geführt haben, konnte im Rahmen des durchgeführten Projekts nicht analysiert werden. Für die Beantwortung



dieser Fragen wie auch für die Analyse, welche weiteren Änderungen künftig mit dem sich abzeichnenden Klimawandel wahrscheinlich erscheinen, empfiehlt es sich ein Wasserhaushaltsmodell anzuwenden.

Die Zuflussmengen und damit auch der Pegelstand des Bodensees weisen einerseits eine beträchtliche Variabilität andererseits aber auch mehrjährige periodische Komponenten auf, welche von LUFT ET. AL. (1990) und JÖHNK ET AL. (2004) untersucht wurden. Diese Periodizität muss bei den Zeitreihenanalysen beachtet werden, da sie einen Trend vortäuschen kann. Die spektrale Analyse der Pegelzeitreihe zeigt eine deutliche niederfrequente Periodizität von etwa 13-15 Jahre und etwa 21-23 Jahre auf, wobei im 20. Jahrhundert die erste Periodenlänge deutlich dominierte. Ein enger Zusammenhang mit den Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet erscheint plausibel und wird durch Korrelationsuntersuchungen gestützt. Unklar bleibt der Bezug zu Phänomenen wie den Sonnenfleckenzyklen oder die Nordatlantische Oszillation (vgl JÖHNK ET AL. (2004)), welche beide einen Einfluss auf das Niederschlagsgeschehen haben können und ähnliche Perioden aufweisen.

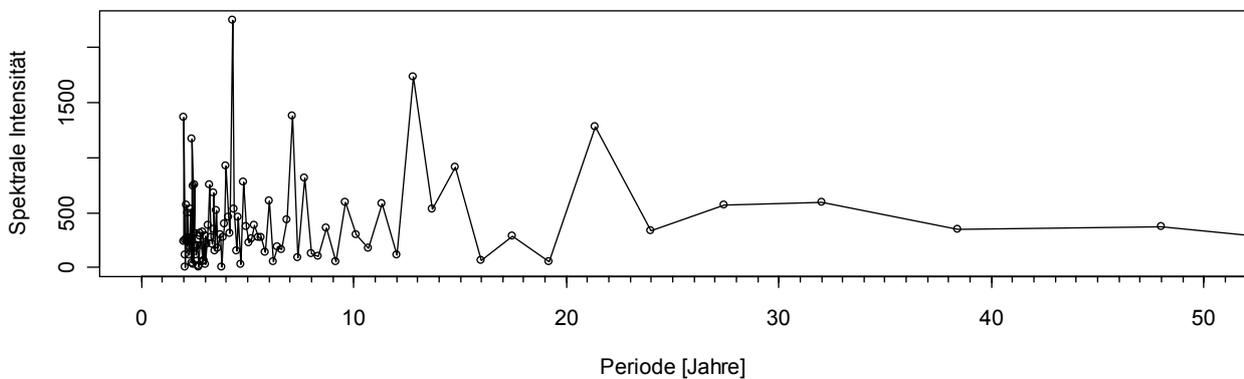


Abb. 40: Spektrogramm zur Pegelzeitreihe von Konstanz (1817 bis 2003)

3.5 Veränderungen hydrochemischer Parameter und Wechselwirkungen mit dem Phyto- und Zooplankton

Die Analyse der langjährigen hydrochemischen Messreihen muss für viele der im See gemessenen Parameter mit Blick auf die Trophieentwicklung geschehen. Als markantester Indikator dient hierbei der Phosphorgehalt (Abbildung 41). In Abbildung 42 sind beispielhaft Trendwerte zu zahlreichen der untersuchten chemischen und physikalischen Parameter für den Zeitraum ab 1986 dargestellt, also dem Zeitraum rückläufiger Trophie, gemessen in ca. 0,5 m Tiefe bei der Seemitte-Messstelle.

Deutliche trophie-bedingte abnehmende Tendenzen finden sich z.B. beim Ammonium- (NH_4N) und Nitrit-Stickstoff (NO_2N) auf Grund abgeschwächter bakterieller Abbauprozesse, und bei Mangan ($Mn(ges)$, $Mn(part)$) auf Grund verbesserter Sauerstoffverhältnisse am Seegrund und damit geringerer Rücklösung. Silikat (SiO_2) nahm möglicherweise aufgrund verminderter biologischer Stoffumsätze zu (vgl. auch Abbildung 8), da dieser Stoff insbesondere von Kieselalgen

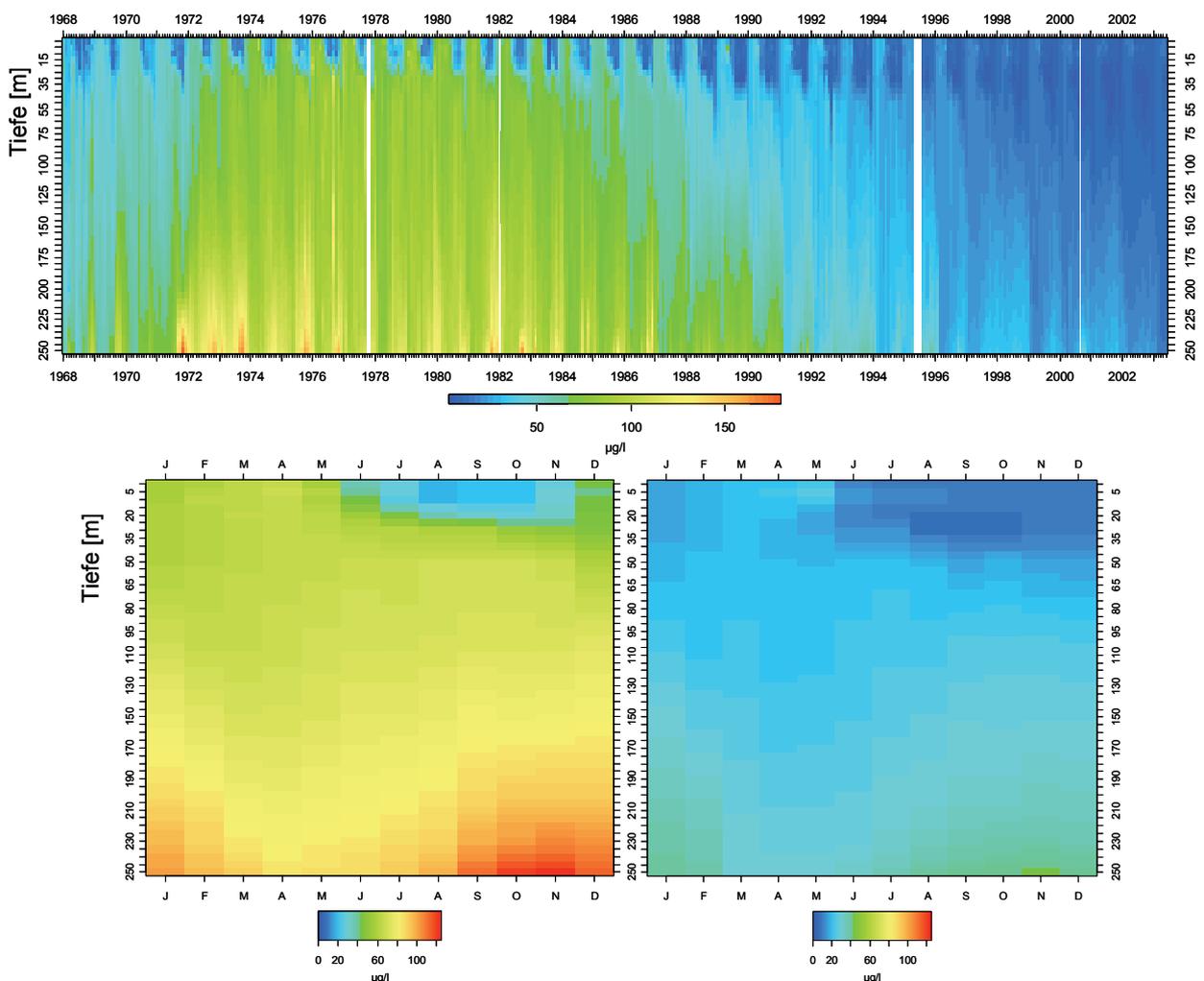


Abb. 41: Isoplethen zur vertikal aufgelösten zeitlichen Entwicklung der Gesamt-Phosphorkonzentration im Bodensee-Obersee (Station Seemitte).

Unten links: Mittlerer Jahresverlauf für die Periode 1968 bis 1990.

Unten rechts: Mittlerer Jahresverlauf für die Periode 1991 bis 2003.



benötigt wird. Ein vermindertes Algenwachstum kann dazu geführt haben, dass weniger Silikat in „Kieselalgenskelette“ eingebaut und nach dem Absterben der Algen in das Sediment eingetragen wird. Im Wasserkörper verbleibt somit mehr Silikat.

Die auffällige Zunahme der Sichttiefe (Abbildung 42) im Mai geht mit einer Abnahme der Chlorophyll-a-Werte (Abbildung 22) einher, also einer Abschwächung der Frühjahrsblüte der Algen. Der kurzzeitige Zusammenhang zwischen der Sichttiefe und Chlorophyll-a ist in IGKB (1998) dargestellt. Längerfristig ist dieser Zusammenhang jedoch durch andere Einflüsse verdeckt. Insbesondere nach den Hochwasserereignissen von 1987 und 1999 waren die Sichttiefen über längere Zeit verringert.

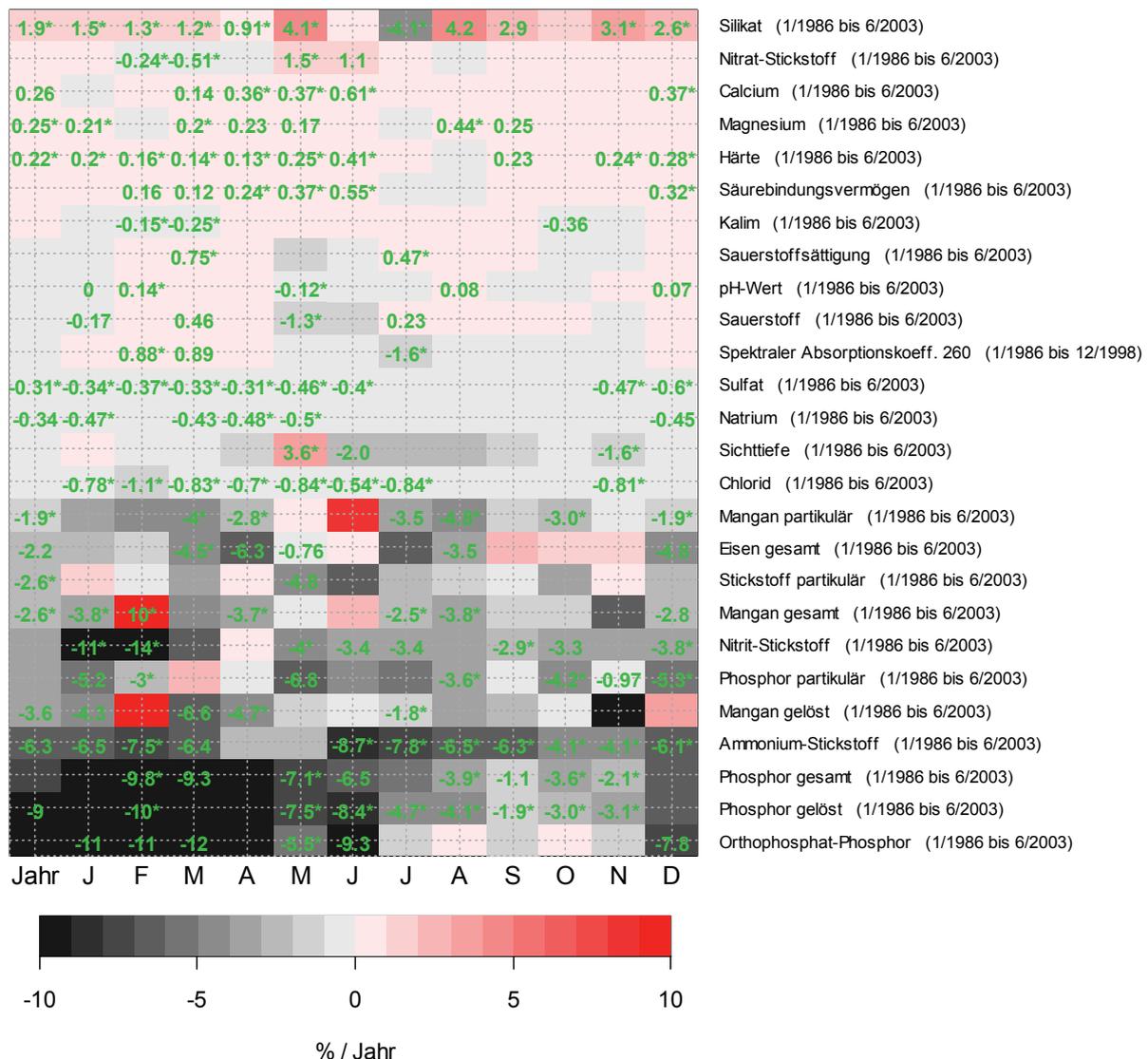


Abb. 42: Übersichtskarte zu Trendwerten hydrochemischer und –physikalischer Parameter, welche oberflächennah bei der Seemittestation gemessen wurden. Die Werte wurden ab 1986 errechnet, um die Phase der Reoligotrophierung zu repräsentieren. Die relativen Trendwerte beziehen sich auf den jeweiligen Zeitreihenmittelwert. Die Darstellung hat nur orientierenden Charakter, da die Annahme eines linearen Trends teilweise nicht angemessen ist. Entsprechend sind die Signifikanzangaben hier nur formell berechnet: mit Stern: $p < 0.1$, ohne Stern $p < 0.2$, kein Wert sonst (Berechnung nach Mann-Kendall).

Die abnehmenden Schwefeleinträge können dem verringerten Eintrag von Schwefelverbindungen über die Luft aufgrund verbesserter Filtertechniken in der Industrie und bei Müllverbrennungsanlagen zugeschrieben werden (IGKB 2004).

Leicht abnehmende Tendenzen bei den Chlorid- und Natriumwerten können mit der winterlichen Straßensalzung zusammenhängen. Ein umweltschonenderer möglicherweise aber auch auf Grund milderer Winter verringerter Einsatz von Streumitteln könnte den in jüngerer Zeit leicht rückläufigen Trend erklären.

Für zahlreiche Organismen und chemische Prozesse ist die Sauerstoffkonzentration ein wichtiger Parameter. Dessen Veränderlichkeit und die Abhängigkeit von der Trophie wurden daher vertieft untersucht. Abbildung 43 stellt den mittleren jährlichen Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen, sowie der Sauerstoffsättigung dar. Hohe oberflächennahe Werte treten in der Wachstumsperiode auf, wobei in den wärmeren Monaten die Konzentration auf Grund der höheren Temperaturen zurückgeht, während die Sättigung weiter hoch bleibt. Bereits ab Juni bildet sich im Metalimnion ein Bereich erniedrigter Sauerstoffkonzentrationen aus (Abbildung 44), welcher etwa im September am stärksten ausgeprägt ist und im Spätherbst mit der tiefergreifenden konvektiven Durchmischung verschwindet. Der Sauerstoffrückgang in der Sprungschicht wird durch die Abbauprozesse der aus der Deckschicht langsam absinkenden organischen Schwebstoffe erklärt. Auch lebende Algen können in dieser Tiefe zum Sauerstoffabbau beitragen, da bei Lichtmangel der respirative Verbrauch gegenüber der Photosynthese überwiegt.

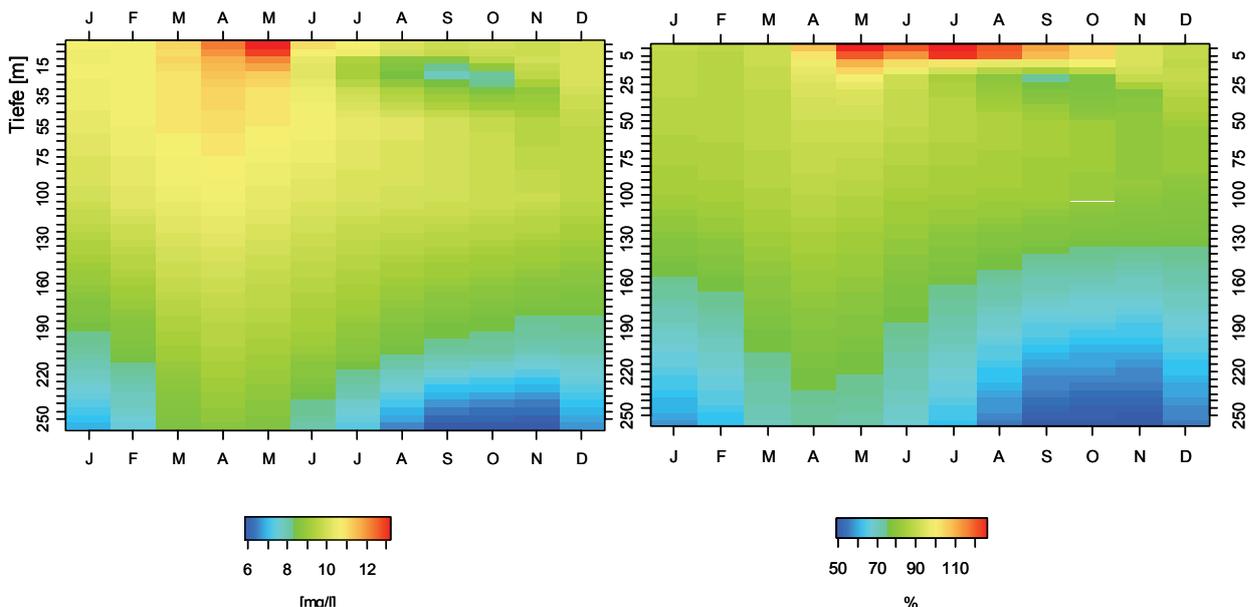


Abb. 43: Darstellung des mittleren jährlichen Verlaufs der Sauerstoffkonzentrationen (links) und der Sauerstoffsättigung (rechts) über die gesamte Tiefe im Zeitraum 1961 bis 2003.

Im Jahresverlauf nehmen auch im Hypolimnion die Sauerstoffwerte ab, insbesondere in der Nähe des Seebodens. Ab etwa Dezember bis April erholen sich die Werte dann wieder. Die Diskussion des mittleren Verlaufs darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Abläufe von Jahr zu Jahr unterschiedlich ausgeprägt sind und insbesondere die Sauerstofferneuerung in der Tiefe mitunter sehr schwach ausfällt.

Die höhere Menge an sedimentierenden organischen Substanzen hat in der Zeit hoher Trophie zu stärkerer Sauerstoffzehrung in den tieferen Wasserschichten und insbesondere in Seebodennähe geführt. Besonders kritische Verhältnisse ergaben sich in Jahren unzureichender winterlicher Tiefenwassererneuerung (vgl. auch Abbildung 18). Abbildung 45 zeigt die Anomalien,



also die Abweichungen vom mittleren Verlauf auf. Besonders niedrige Sauerstoffwerte traten 1964, 1971 bis 1973 und 1989/1990 auf.

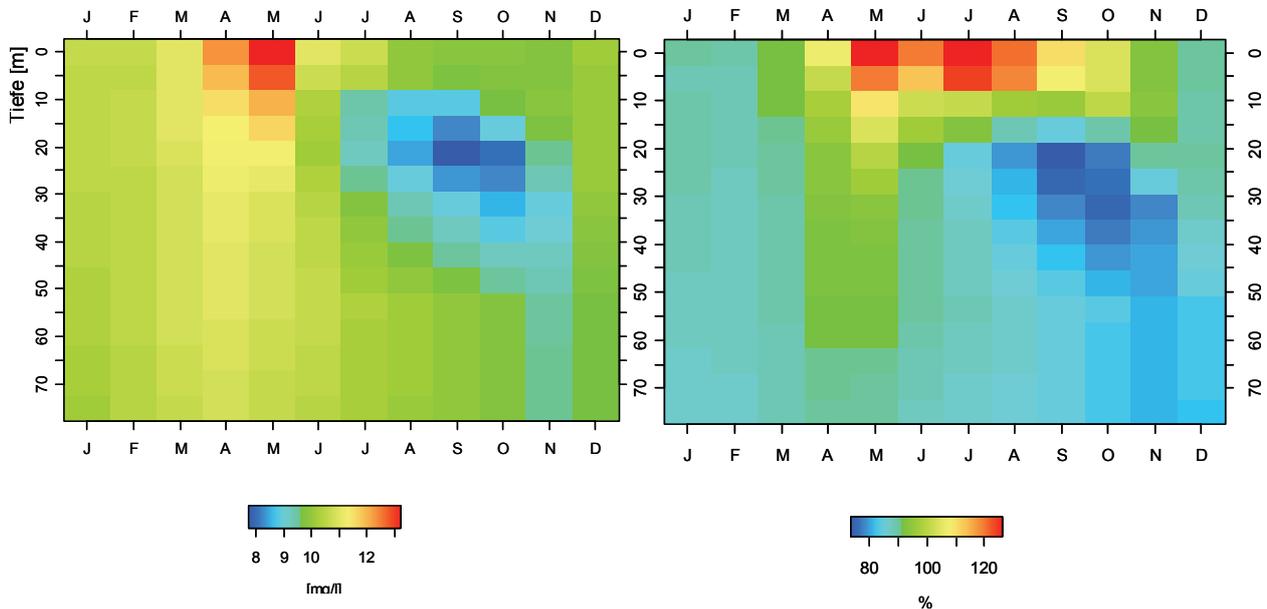


Abb. 44: Darstellung des mittleren jährlichen Verlaufs der Sauerstoffkonzentrationen (links) und der Sauerstoffsättigung (rechts) bis 75 m Tiefe im Zeitraum 1961 bis 2003.

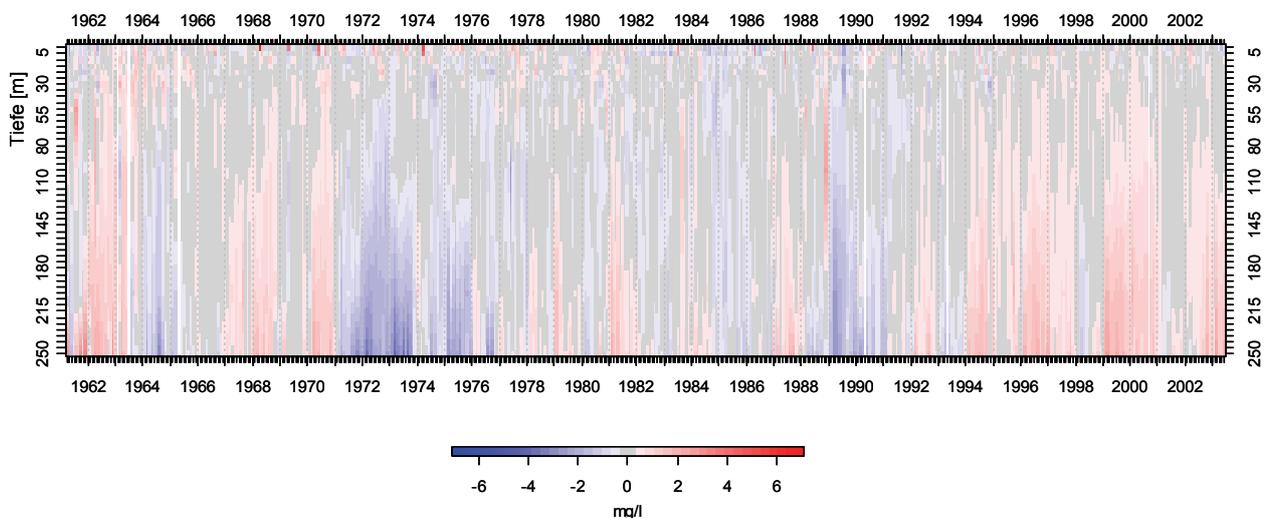


Abb. 45: Anomalien der Sauerstoffkonzentrationen (blau: negativ, rot: positiv) bezogen auf das langjährige Mittel von 1961 bis 2003.

Am Beispiel der Jahre 1971 bis 1973 lässt sich besonders gut zeigen, dass die Phosphorrücklösung, welche bei niedrigen Redox-Verhältnissen im Sediment eintritt, in der eutrophen Zeit eine wichtige Rolle gespielt hat (Abbildung 46). Die Gegenüberstellung der Zeitreihen der beiden Parameter Sauerstoff und Gesamtphosphor in 250 m Tiefe (Station Fischbach-Uttwil) für den Zeitraum 1971 bis 1975 lässt einen engen Zusammenhang erkennen. Im Streudiagramm sind die Monatsmittelwerte der Jahre 1971 bis 1973 dargestellt. Die extremen Sauerstoffminima sind in diesem Zeitraum mit extremen Phosphormaxima verbunden. Der sehr steile Phosphoranstieg im Herbst 1971 kann hierbei nicht durch den Sedimentations- und Zufluss-Eintrag allein erklärt werden, sondern spricht für einen erheblichen Konzentrationsanstieg durch Rücklösung aus dem Sediment, was durch niedrige Redox-Potentiale in der oberen Sedimentschicht bedingt ist (ROSSKNECHT 1983, IGKB 1998). Nachfolgend steigen auch in den höher gelegenen

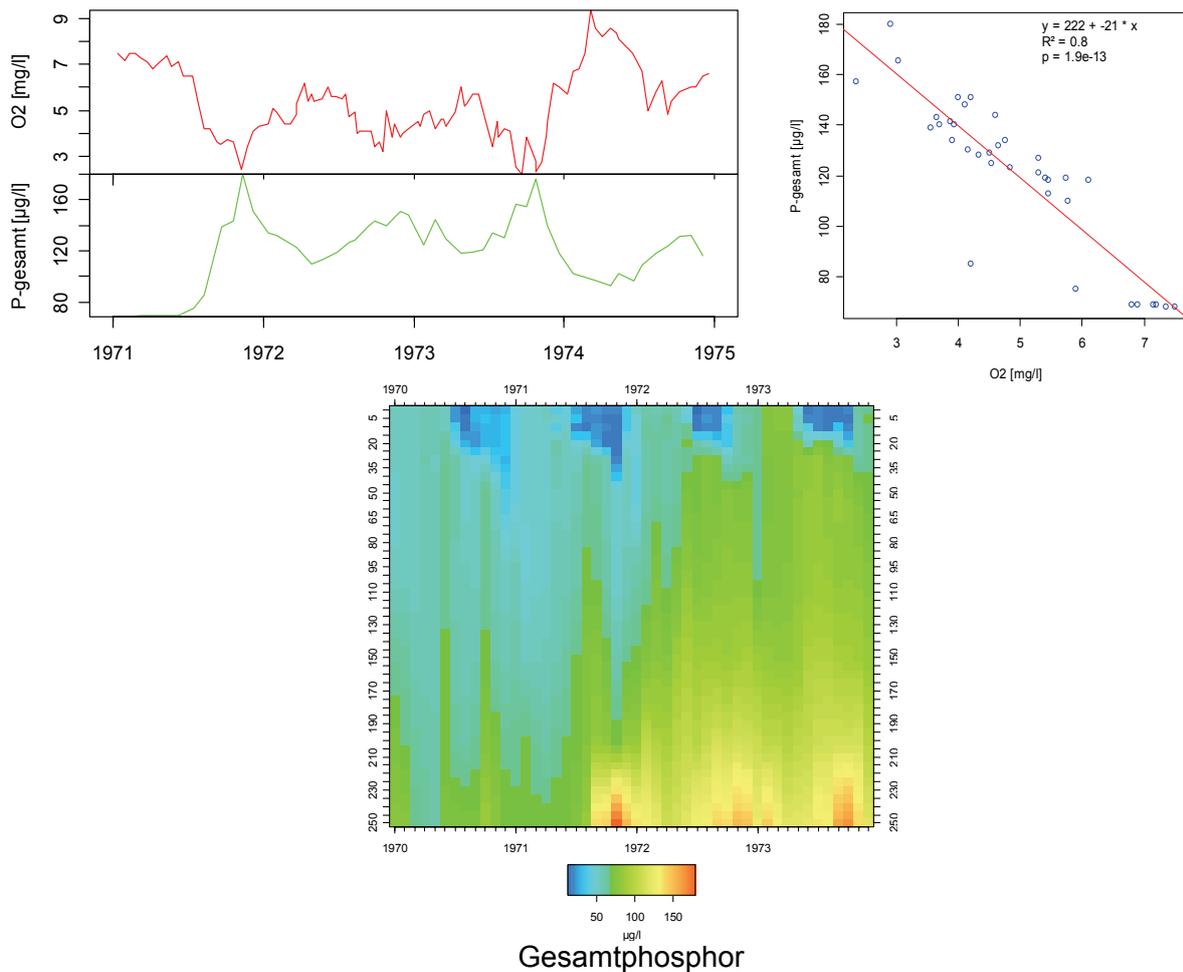


Abb. 46: Gegenüberstellung von Zeitreihen zum Sauerstoff und Gesamtphosphor. Die Monatsmittel der Sauerstoff- und Phosphorwerte korrelieren gut. Die teilweise recht steile Zunahme des Phosphors deutet auf eine Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment hin, die Abnahme wird durch die Durchmischungsprozesse bewirkt, und führt auch zur Erholung der Sauerstoffwerte. Der Phosphor aus der Tiefe mischt sich allmählich wieder in die höher gelegenen Wasserschichten ein.

Wasserschichten die Phosphorwerte steil an, was für einen sukzessiven Transport des rückgelösten Phosphors aus der Tiefe in die oberen Wasserschichten spricht.

Der Gesamtphosphorgehalt im Bodensee erfuhr in den beiden Jahren 1972 und 1973 mit einer Zunahme von etwa 24 $\mu\text{g/l}$ seinen stärksten Zuwachs (vgl. IGKB 2004). Ein wesentlicher Anteil dieses Anstiegs dürfte der Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten zuzuschreiben sein. Der Einfluss der Trophieentwicklung auf das Phytoplankton kann mit den Daten des langjährigen IGKB-Monitorings auf Art- oder Gattungsebene analysiert werden. Da u.a. Änderungen in der systematischen Erfassung der Messwerte die Aufbereitung und Auswertung der Daten erschwerten, wurden die ca. 60 dominierenden Arten bzw. Gattungen für die Analysen selektiert und auf deren Trendverhalten untersucht. In Abbildung 47 sind die Ergebniswerte für einen Zeitraum ab frühestens 1986 dargestellt, also für die Phase der Reoligotrophierung.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Änderungen je nach Art oder Gattung sehr unterscheiden. Es kam zu einer deutlichen Verschiebung im Artenspektrum. Vermehrt findet man inzwischen als Oligotrophierungsanzeiger die Goldalgen (*Ochromonas sp.*), während z.B. die nährstoffliebende Art *Stephanodiscus hantzschii*, welche in der eutrophen Zeit noch eine der dominierenden Arten war, seit etwa Mitte der 1990er-Jahre nahezu verschwunden ist.



Die Entwicklung der Gesamtbiomasse (*Phytoplankton-Biovol.*) der analysierten Phytoplanktonarten ergibt sich folglich als Überlagerung von zu- und abnehmenden Trends der Einzelarten. Sie weist im analysierten Zeitraum ab 1986 einen mäßig abfallenden Trend der Jahresmittelwerte auf.

Da die Konsistenz der Daten schwierig zu beurteilen ist und die Messungenauigkeit vergleichsweise hoch eingeschätzt wird, muss von einer erheblichen Unsicherheit bei diesen Ergebnissen ausgegangen werden.

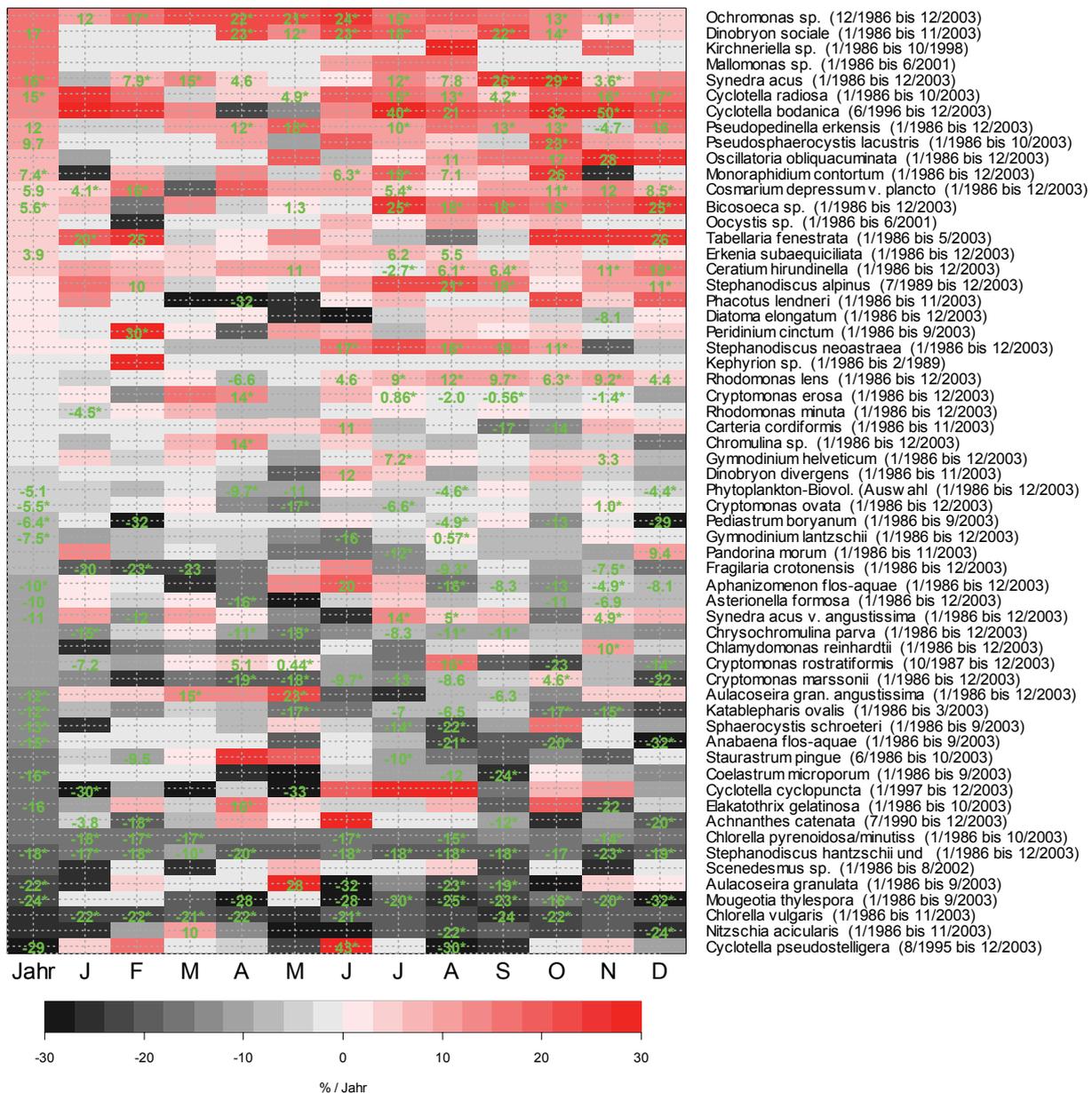


Abb. 47: Relative Trendwerte für verschiedene Phytoplanktonarten bzw. -parameter. Die %-Angabe bezieht sich auf den jeweiligen Zeitreihenmittelwert. Zeitraum: maximal 1986 bis 2003 (vgl. Angaben in den Klammern: Monat/Jahr). Die Darstellung hat nur orientierenden Charakter, da die Annahme eines linearen Trends teilweise nicht angemessen ist. Entsprechend sind die Signifikanzangaben hier nur formell berechnet: mit Stern: $p < 0.1$, ohne Stern $p < 0.2$, kein Wert sonst (Berechnung nach Mann-Kendall).

Auch beim Zooplankton sind die Veränderungen während der Reoligotrophierung sehr vielseitig und komplex. Teilweise können die Veränderungen der trophischen Entwicklung zugeordnet werden (IGKB 2004). Ein anderer möglicher regulierender Faktor für bestimmte Zooplanktonarten ist der Fraßdruck durch die Felchen, wie die in Kapitel 3.6 dargestellte Analyse der Entwicklung der Blaufelchenpopulation zeigt. Der Felchen-Bestand hat in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zugenommen. Dahingegen scheinen die Jahrgangsstärken trotz hoher Ei- bzw. Larvenzahlen in der Größenordnung von ca. 1.5 Mio Fische zu stagnieren, was auf eine enge Wechselwirkung des Felchenbestandes mit dessen Nahrungsgrundlage hinweist. Diese Hypothese wird durch die Korrelation zwischen der Abundanz der Daphnien oder von *Bythotrephes longimanus* mit dem Felchenbestand gestützt (Abbildung 48). Weitere detaillierte Analysen sind erforderlich, um die verschiedenen möglichen Einflussfaktoren voneinander zu separieren.

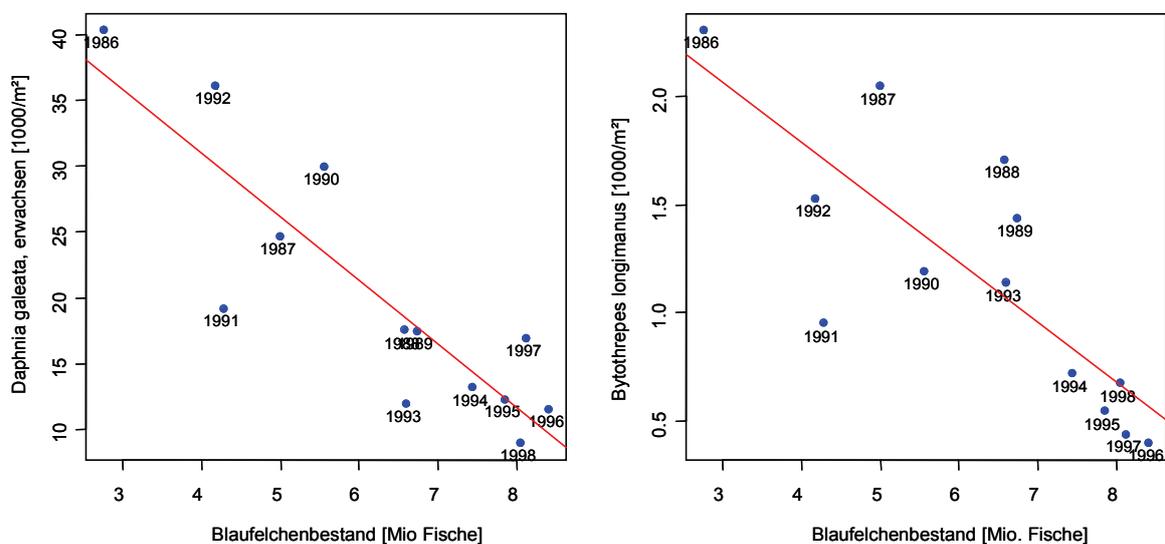


Abb. 48: Streudiagramme zur Korrelation zwischen dem Felchenbestand (zum Jahresende) und den Crustaceen-Arten *Daphnia galeata* (adult) und *Bythotrephes longimanus* (Jahresmittelwerte).

Aufgrund des dominierenden Einflusses der Trophieentwicklung, aber auch wegen der gegenüber anderen Messparametern schätzungsweise sehr hohen Unsicherheit der Phyto- und Zooplanktonmesswerte, ist eine Analyse auf hydrometeorologische Einflüsse schwierig und erfordert zudem vertiefte Kenntnisse zur Biologie des Planktons. Dass hydrometeorologische Parameter von hoher Bedeutung für die Entwicklung des Planktons sind, ist unbestritten, da z.B. die hydrophysikalischen Transportprozesse einerseits die Verteilung des Planktons selbst, als auch dessen Nahrungsgrundlage mitbestimmen. Der summarische Parameter Chlorophyll-a wurde in Kapitel 3.1 mit Veränderungen beim Beginn der thermischen Frühjahrsschichtung in Zusammenhang gebracht.

Zahlreiche andere publizierte Arbeiten zeigen mittels angepasster Analysemethoden verschiedene Aspekte des Einflusses meteorologischer Parameter und hydrodynamischer Prozesse auf das Plankton, aber auch die Komplexität der ökosystemaren Zusammenhängen auf (z.B. GAEDKE ET AL. 1998, STRAILE 2000).



3.6 Der Blaufelchenbestand und dessen Rekrutierung aus im See abgelegtem Laich

Der Bestand an Blaufelchen war seit den 1960iger Jahren bis in die 1990iger Jahre sehr gering und hat sich in den 1990iger Jahren deutlich erholt (Abbildung 49). Als Hauptfaktoren kommen für diese Entwicklung vorwiegend die Befischungintensität und die Eutrophierung in Frage (ELSTER 1944, NÜMANN 1967, HARTMANN 1984b). Der drastischen Bestandseinbruch in den 1960iger Jahren ging mit einer Umstellung der Befischungsmethoden einher: Der zuvor verwendete Klußgarn wurde durch weit effizientere Nylon-Kiemennetze von mindestens 40 mm, zeitweise auch 38 mm Maschenweite ersetzt. Auch die zunehmende Motorisierung der Fischerboote dürfte zur Intensivierung der Befischung beigetragen haben. Parallel hierzu nahm die Wachstumsgeschwindigkeit der Felchen zu, was mit einer besseren Nahrungsversorgung zusammenhing. Diese wiederum dürfte einerseits ein Resultat des ausgedünnten Fischbestandes sein (Abbildung 49), andererseits aber auch mit der Zunahme des Nährstoffeintrags in den See zusammenhängen. Durch die gewählte Maschenweite wurden die Felchen daher sehr jung, vielfach noch vor der Laichreife gefangen. Die Rekrutierung des Felchenbestands aus im See abgelegten Felcheneiern wurde daher drastisch reduziert. Hinzu kam, dass die Sauerstoffzehrung am Seeboden erhöht war, was zu Sauerstoffdefiziten und Schädigungen der Felcheneier führte. Die Sauerstoffverhältnisse an der Sedimentoberfläche werden jedoch nur unbefriedigend durch die Messwerte im tiefen Hypolimnion wiedergegeben. Einen indirekten Hinweis auf langjährig bestehende ungünstige Verhältnisse bekommt man über die Mangan-Konzentration im Hypolimnion (Abbildung 19), da sich bei hinreichend niedrigem Redox-Potential, welches bei hoher Sauerstoffzehrung erreicht wird, Mangan aus dem Sediment rüch-löst.

Ferner haben Strudelwürmer, welche es in der nährstoffreicheren Zeit vermutlich vermehrt gab, die Eier durch Aussaugen zusätzlich dezimiert (NÜMANN et al. 1972).

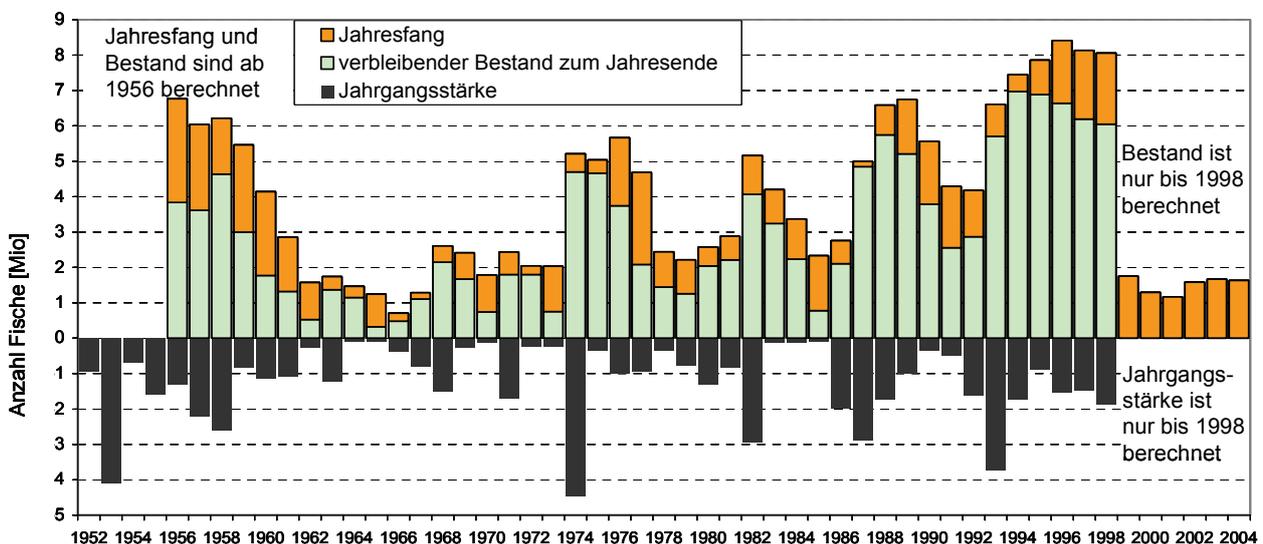


Abb. 49: Gegenüberstellung der Blaufelchenjahrgangsstärke (schwarz, 1952 bis 1998), Bestandsstärke zum Jahresende (hellgrün, 1956 bis 1998) und jährlicher Fang an Blaufelchen (orange, ab 1956). Die neueren Jahrgangs- und Bestandsstärken ab 1999 konnten noch nicht berechnet werden.

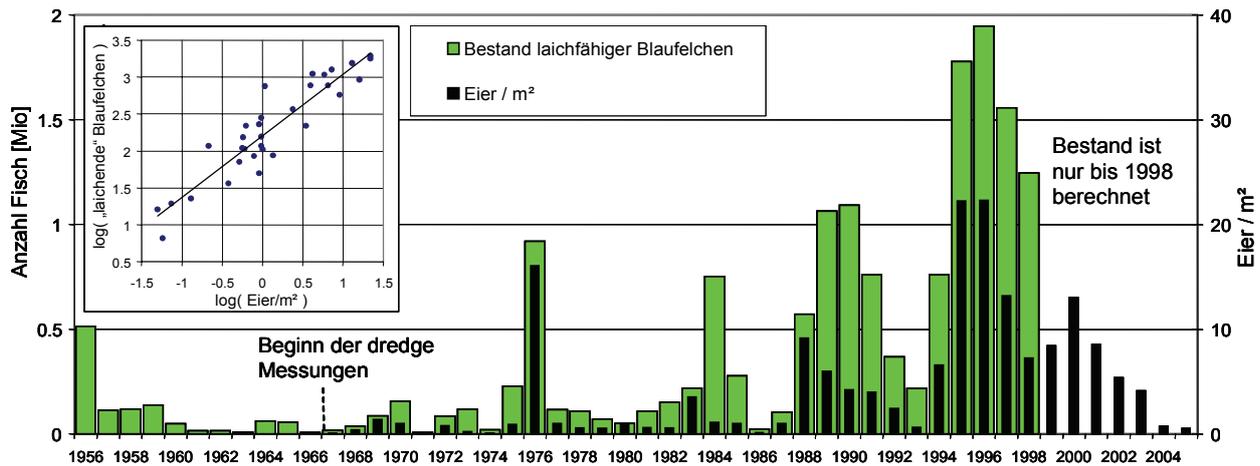


Abb. 50: Vergleich des berechneten laichfähigen Felchenbestands zum Jahresende (grün) und der Flächendichte der im See vorgefundenen Felcheneier (schwarz) bezogen auf Mitte Januar.

In der Zeit hoher Trophie war auf Grund der reduzierten natürlichen Reproduktionstärke der Blaufelchen (vgl. Abbildung 50) der Anteil der Felchenlarven, welcher durch Besatz aus den Brutanstalten entstammte, dominierend, was sich aus dem ermittelten Bestand laichfähiger Felchen abschätzen lässt. Durch den Besatz wurde daher einem noch drastischerer Bestandseinbruch entgegengewirkt.

Die durchgeführten Analysen bestätigen, dass mit den stichprobenartigen Untersuchungen der im See abgelegten Felcheneier mit einer Art Schlitten (Dredge) (BRAUM ET AL. 1981), eine grobe semi-quantitative Abschätzung über den laichfähigen Felchenbestand im See (Abbildung 50) gemacht werden kann. Für die jüngsten Jahre zeichnet sich demnach ein drastischer Rückgang des Bestandes ab. Welche Einflüsse hierfür verantwortlich sind, ist noch näher zu untersuchen. Ein möglicher Einfluss durch die sukzessive Umstellung von Netzen mit 44 mm Maschenweite auf die fängigeren Netze mit 40 mm Maschenweite muss hierbei in Betracht gezogen werden. Möglicherweise sind die Messungen aber auch durch andere Veränderungen beeinflusst. Denkbar ist, dass sich die Laichgebiete der Felchen verlagert haben.

Die gravierenden, anthropogen verursachten Änderungen im Felchenbestand müssen bei der Untersuchung auf hydrometeorologische Einflüsse berücksichtigt werden. Meteorologischen Faktoren wird in Erklärungsansätzen zur Felchenjahrgangstärke oftmals eine bedeutende Rolle zugeordnet (z.B. HARTMANN 1988, 1989a, ECKMANN ET AL. 1988). Dennoch ist trotz zahlreicher Untersuchungen und statistischer Erklärungsansätze die Variabilität der Jahrgangstärke der Felchen noch nicht hinreichend verstanden (HARTMANN 1989b). Auch bei der Entwicklung der Felchenlarven am Seegrund spielt die dort vorherrschende Temperatur eine wichtige Rolle. Eine Erwärmung führt zu einem rascheren Wachstum und einem früheren Schlüpfen (ECKMANN 1987, STRAILE ET AL. 2007).

3.7 Die Abhängigkeit der Blaufelchen-Laichzeit von der Temperatur und der Alterszusammensetzung des Bestands

Die Laichzeit der Blaufelchen, die üblicher Weise in der ersten Dezemberhälfte liegt (Abbildung 51) und sich meist nur über wenige Tage erstreckt, ist seit langer Zeit von hohem Interesse für die Berufsfischerei am Bodensee, da am festgelegten Stichtag („Laichzeitpunkt“), zu dem in etwa die Hälfte der Felchen laichbereit ist oder schon abgelacht hat, der Laichfischfang für wenige Tage beginnt, um die Brutanstalten mit dem Laich für die künstliche Bebrütung zu beliefern.



Zu den Ursachen für die Variabilität der Laichzeit gab es bereits zahlreiche Vermutungen, jedoch noch kein befriedigendes Erklärungsmodell. Ein Einfluss der Wassertemperatur und der Alterszusammensetzung des Bestands wurde von NÜMANN (1972) und HARTMANN (1984a, 1991) vermutet. Eine Verjüngung des Felchenbestandes ergab sich aus der Überfischung in den 1960iger Jahren (vgl. Kapitel 4.6) und hatte offensichtlich bis in die 1980iger Jahre merklichen verzögernden Einfluss auf den Laichzeitpunkt („junge Felchen laichen eher später“).

Mittels multipler linearer Regression (Abbildung 54) wurde in diesem Projekt ein guter Zusammenhang zu den beiden genannten Einflussgrößen aufgezeigt, wobei als Maß für die Temperatur die im November bestimmte Wassertemperatur in 10m Tiefe gewählt wurde (Abbildung 53). Da meist nur 1 oder 2 Messungen in diesem Monat vorlagen wurden hierfür zunächst linear interpolierte Tageswerte errechnet und hieraus die Monatsmittel gebildet. Als Maß für die Altersstruktur des Felchenbestandes, wurde das mittlere Fangalter verwendet (Abbildung 52), welches in guter Relation zur Altersstruktur des Bestands steht.

In jüngerer Zeit hat der Felchenbestand wieder ein deutlich höheres mittleres Alter erreicht, so dass der Einfluss durch die jungen Fische zurückgeht und die Epilimnion-Temperatur allein bereits einen hohen Anteil der Variabilität der Laichzeit erklärt (Abbildung 54 rechts).

In Zusammenhang mit dem erkennbaren und prognostizierten Erwärmungstrend ist daher mit einer Verschiebung des Laichzeitpunkts zu späteren Terminen zu rechnen. Der berechnete Einfluss ist jedoch im Vergleich zur alljährlichen Variabilität gering. Es ist jedoch denkbar, dass die gefundenen Zusammenhänge bei stärkerer Erwärmung nicht mehr als linear angenommen werden können oder aus anderen Gründen nicht mehr zutreffen. Möglicherweise war beispielsweise der extrem warme Sommer 2003 dafür verantwortlich, dass der Laichzeitpunkt ungewöhnlich war und mit der gefundenen Relation nicht erklärt werden kann.

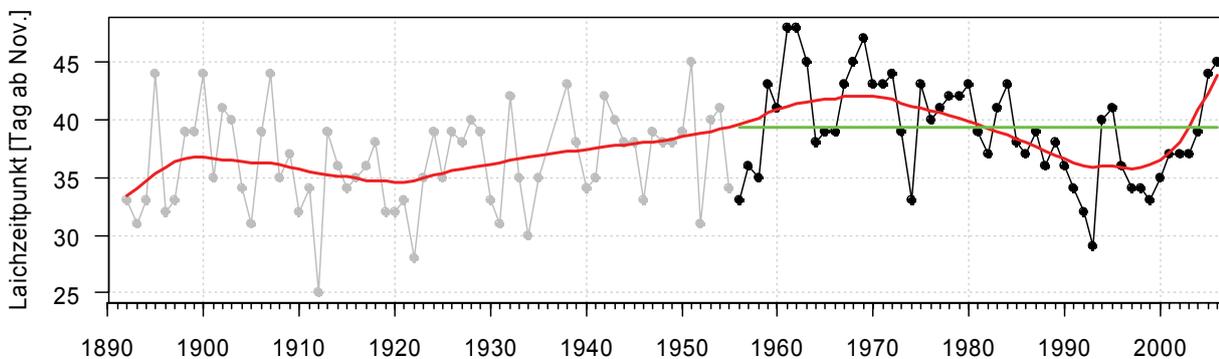


Abb. 51: Zeitreihe der Laichzeitermine der Blaufelchen im Bodensee-Obersee skaliert als Tag ab November. Der mittlere Termin ist der 9. Dezember (Tag 39) für den Zeitraum ab 1956 bis 2006. Für die älteren Daten, welche nicht verwendet wurden, ist eine höhere Unsicherheit bei der Terminbestimmung anzunehmen (vgl. HARTMANN 1984a).

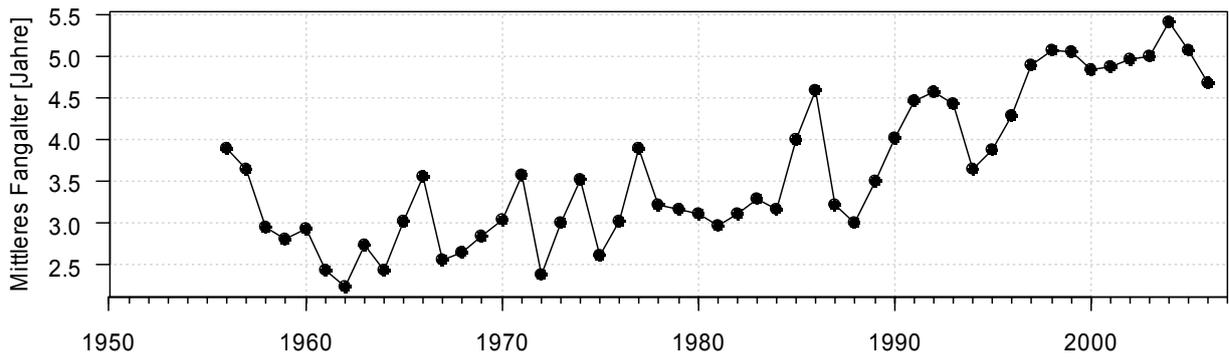


Abb. 52: Mittleres Alter des jährlichen Fangs (1956-2006).

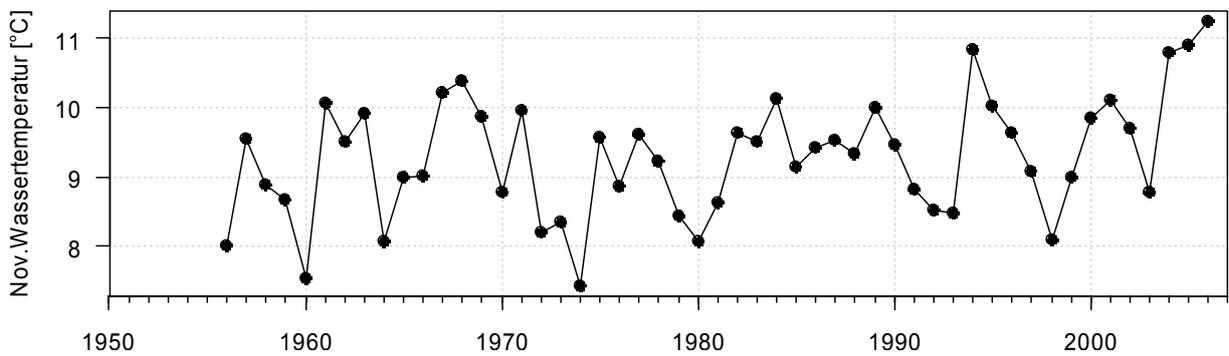


Abb. 53: Zeitreihe der mittleren November-Wassertemperaturen in 10m Tiefe (1956-2006)

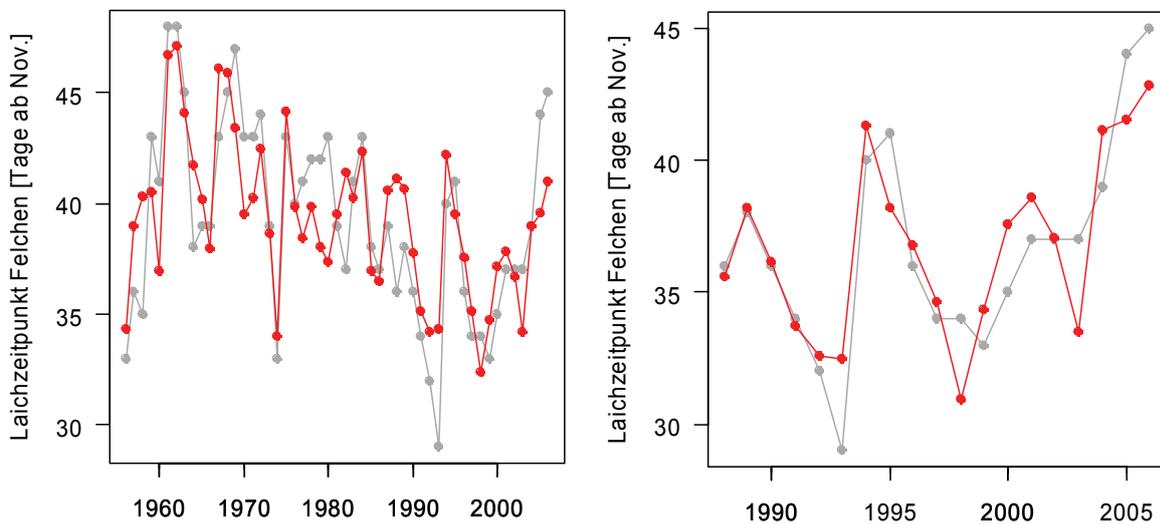


Abb. 54: Laichzeitpunkt der Blaufelchen. Grau: gemessene Werte. Rot: mittels Regressionsbeziehung berechnete Werte.

Links: Zeitraum 1956-2006, $R^2=0.63$, $L = 10.29 + 2.55 \text{ MNT} + 14.93 f(\text{MAC})$
 mit $f(x) = \exp(-c(x-b))$. $c=0.75$, $b=2$ Jahre

Rechts: Zeitraum 1988-2006, $R^2=0.75$, $L = 0.45 + 3.77 \text{ MNT}$

L: Laichzeitpunkt (als Tag ab November),

MA: Mittleres Fangalter Blaufelchen (Abbildung 52),

MNT: Mittlere Temperatur im November in 10m Tiefe (Abbildung 53)

$f(x)$ berücksichtigt den schwindenden Einfluss von MA bei höheren Werten.



4 Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

Für das Projekt wurde ein breites Spektrum chemischer, biologischer, physikalischer wie auch hydrometeorologischer Parameter herangezogen und aufbereitet. Diese Zeitreihen wurden auf langjährige Veränderungen, deren mögliche Ursachen und insbesondere auf Einflüsse hydro-meteorologischer Parameter untersucht.

Die untersuchten **meteorologischen Zeitreihen** zeigen in den vergangenen Jahrzehnten einige markante Veränderungen auf, welche sich z.T. auf den Bodensee auswirken. Die enge Beziehung zwischen der zunehmenden Luft- und Wassertemperatur ist offensichtlich und mit abnehmender Stärke bis in die tiefen Wasserschichten erkennbar. Die vertikal unterschiedlich starke Erwärmung führt zu einer Erhöhung der Schichtungsstabilität. Der Anstieg der Lufttemperatur ist bei den Tagesminima im Vergleich zu den Tagesmittel oder –maxima besonders deutlich erkennbar. Dies führt insbesondere zu einer Abschwächung der nächtlichen Auskühlung an der Seeoberfläche und der damit verbundenen Durchmischungsprozesse. Bei den Niederschlagsmengen findet man saisonal abhängig z.T. verringerte, im Herbst jedoch erhöhte Werte. Allerdings erlaubt die Anzahl der untersuchten Niederschlagsstationen keine gesicherte Aussage für das Bodenseeinzugsgebiet. Änderungen bei der Windgeschwindigkeit und Windrichtung sind bei den untersuchten Stationen unterschiedlich. Für die Station Konstanz finden sich im Frühjahr und Sommer abgeschwächte Windverhältnisse und eine leichte Verschiebung der Hauptwindrichtung. Möglicherweise haben sich auch bauliche Entwicklungen in der Umgebung der Messstationen auf die Zeitreihen ausgewirkt. Eine detaillierte Untersuchung hierzu konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Die Luftdruckwerte, welche i.d.R. für ein größeres Gebiet repräsentativ sind, zeigen insbesondere in den Wintermonaten einen markanten Anstieg, der einen Zusammenhang mit den Veränderungen bei der Nordatlantischen Oszillation (NAO) vermuten lässt, welche insbesondere in den Wintermonaten das Wetter in Europa beeinflusst und in den vergangenen Jahrzehnten auf Grund vermehrt positiver NAO-Indexwerte (hohe Druckdifferenzen zwischen dem Island Tief und dem Azoren Hoch) mit der Erwärmung der mittleren Wintertemperaturen in Zusammenhang steht (HURREL 1995, STRAILE ET AL. 2003).

Viele der gefundenen langjährigen Veränderungen **in den Zeitreihen der in den Zuflüssen und im See gemessenen Parameter** lassen sich auf anthropogene Einflüsse zurückführen. Die hydrochemischen Entwicklungen sind insbesondere durch sich ändernde Stoffeinträge geprägt. Am markantesten sind die über mehrere Jahrzehnte intensiv beobachteten Entwicklungen bei den Nährstoffeinträgen, welche in den 1970iger und 1980iger Jahren zur Eutrophierung des Bodensees geführt haben (GÜDE ET AL. 1998). Dank der erfolgreichen Eliminierung von Phosphor in den Kläranlagen gilt der See inzwischen wieder als nährstoffarm, wenngleich ein Rückgang beim Stickstoffeintrag, welcher vorwiegend aus diffusen Quellen wie etwa landwirtschaftlicher Düngung kommt, nicht erreicht wurde. Die Auswirkungen der rückläufigen Nährstoffbelastung lassen sich an zahlreichen hydrochemischen Parametern erkennen: die Konzentrationen von Nitrit und Ammonium, welche bei biologischen Abbauprozessen entstehen, sind rückläufig, ebenso wie für Mangan, welches bei niedrigen Redox-Verhältnissen aus dem Sediment rückgelöst wird. Die Sauerstoffverhältnisse haben sich insbesondere im Hypolimnion sehr verbessert, so dass auch die Gefahr der Remobilisierung von Phosphor aus dem Sediment stark zurückgegangen ist. Die Zunahme der pH-Werte im Hypolimnion spiegelt ebenfalls den geringeren Abbau von Biomasse wieder. Merkliche Veränderungen bei der Silikat-Konzentration wie auch bei der Sichttiefe können z.T. ebenfalls mit der Trophie-Entwicklung in Zusammenhang stehen, erfordern jedoch noch eine weitere Untersuchung.

Beim Phytoplankton zeigen sich die Auswirkungen der abnehmenden Trophie in der sich ändernden Artenzusammensetzung. Die Phytoplanktonbiomasse selbst weist insgesamt nur eine mäßige Abnahme auf.

Auch beim Zooplankton findet man drastische Rückgänge einiger Arten, welche jedoch auch mit anderen Entwicklungen, wie der Erholung des Blaufelchenbestandes zusammenhängen können.

Die Entwicklung der Felchenpopulation selbst wiederum ist in hohem Maß durch die Befischung beeinflusst. Überfischung führte in den 1950iger bis etwa 1980iger Jahren zu einem verringerten und verjüngten Blaufelchenbestand. Hierbei können auch Einflüsse der Nährstoffversorgung eine Rolle gespielt haben, da eine bessere Nahrungsverfügbarkeit zu schnellerem Wachstum führt, wodurch die Fische früher gefangen werden. Eine bessere Nahrungsversorgung ergibt sich jedoch auch als Folge eines verringerten Bestands.

Auch die nahezu zwei Jahrhunderte lange Pegelzeitreihe des Bodensees lässt deutliche Veränderungen erkennen, welche sich z.T. auf anthropogene Einflüsse zurückführen lassen. In älterer Zeit gab es beispielsweise eine merkliche Stauwirkung durch eine auf vielen Holzpfählen gebaute Brücke bei Konstanz, auf welcher zudem Mühlen betrieben wurden. Diese wurde nach einem Brand im Jahre 1856 abgerissen (GRIM, 1995).

Die Ursache des bruchpunktartigen Abfall der mittleren jährlichen Pegelwerte um 1940 hängt vermutlich mit Veränderungen der Abflussverhältnisse zusammen, wobei verschiedene Faktoren eine Rolle gespielt haben können (z.B. bauliche Veränderungen an Brücken und Stegen, Ausbaggerungen im Flussbett). Eine natürliche Erosion im Ausstrombereich des Bodensees erscheint eher unwahrscheinlich als Erklärung für die rasche mittlere Pegelabsenkung um 1940, da eine solche morphologische Entwicklung i.d.R. langsam abläuft. Auf eine möglicherweise fortwährende Erosion weist der abfallende Trend von ca. 1 mm/Jahr der Jahresmittelwerte seit 1940 hin, der jedoch statistisch nicht signifikant ist. Dieselbe Zunahme findet man bei der Differenz der Pegelwerte von Konstanz/Bodensee und den ab 1985 vorhandenen Pegelwerten der Station Konstanz/Seerhein.

Der Ausbau der Stauhaltung zur hydroelektrischen Nutzung im alpinen Einzugsgebiet des Bodensees in den 1950iger und 1960iger Jahren hat nach LUFT ET AL.(1990) durch seine Pufferwirkung insbesondere die Hochwasserabflüsse des Alpenrheins gemindert. Dies ist aus der Analyse der Jahrgänge der Abflussmengen des Alpenrheins klar erkennbar, ebenso wie die bereits in IGKB (2004) erwähnte Rückhaltung von ca. 600 Mio m³ Wasser im Sommerhalbjahr, welche zu einer entsprechenden Abflusszunahme im Winterhalbjahr führt. Durch den Sunk/Schwallbetrieb der Speicherkraftwerke erfahren die Abflussmengen zusätzliche tägliche Schwankungen, welche insbesondere im Winter ein Mehrfaches des natürlichen Abflusses betragen können (IRKA (2002, 2004).

Veränderungen welche auf den **Einfluss hydrometeorologischer Parameter** zurückzuführen sind, sind vielfach von anderen, oftmals anthropogen verursachten, Entwicklungen überdeckt oder schwer davon abzugrenzen. So fallen beispielsweise die klimatischen Veränderungen, welche ab etwa Ende der 1980iger Jahre durch auffällig höhere Luft- und Wassertemperaturen deutlich werden, mit der Phase der Reoligotrophierung ebenso wie mit der Erholung des Felchenfischbestands zusammen. Ökosystemare Zusammenhänge sind zudem häufig komplex und unterliegen multivariaten und oft auch nicht-linearen Beziehungen. Eine weitere Einschränkung bei den Analysen stellen die Messunsicherheiten dar, welche insbesondere bei den biologischen Parametern oft schwer einzuschätzen sind.

Mit angepassten Auswertestrategien lassen sich dennoch zahlreiche Einflüsse hydrometeorologischer Parameter aufzeigen. Eine jahreszeitliche Differenzierung der Analysen ist hierbei oftmals von Nutzen oder gar unumgänglich.

Meteorologische und hydrologische Einflüsse wirken häufig über die hydrophysikalischen Prozesse auf die biologischen und chemischen Parameter. Ein Beispiel hierfür ist das Durchmi-



schungs- und Schichtungsverhalten des Sees, welches die Stoffverteilung und die Wachstumsbedingungen des Planktons mitbestimmt.

Für die statistischen Untersuchungen wurde ein geeigneter „Durchmischungsindikator“ definiert, als Maß für den vertikalen Wasseraustausch, welcher vorwiegend im Winter stattfindet, wenn die Temperatur- und damit die Dichteverhältnisse es ermöglichen. Die Analysen hierzu zeigen, dass die Tiefenwassererneuerung in der Vergangenheit vorwiegend durch die Stärke der winterlichen Auskühlung bestimmt war. Vergleichsweise warme Winter führten meist zu einer unzureichenden Durchmischung.

Eine hohe Bedeutung hat der vertikale Austausch u.a. für die Sauerstoffkonzentrationen in der Tiefe des Sees und somit auch für die dort lebenden Organismen, als auch für chemische Stoffumsätze, welche von den Redox-Verhältnissen am Seegrund abhängen. Weiter hängt auch die im Frühjahr den Organismen in den oberen Wasserschichten zur Verfügung stehende Menge an Nähr- und Mineralstoffen (z.B. Phosphat, Silikat) von der winterlichen vertikalen Durchmischung des Sees ab.

Durch die seit etwa Ende der 1980iger Jahre merklich wärmeren Winter ist die winterliche vertikale Durchmischung häufiger unzureichend und hierdurch auch der Transport von Sauerstoff ins Hypolimnion. Da die Sauerstoffzehrungsprozesse im inzwischen nährstoffärmeren See geringer geworden sind, hat es seit Anfang der 1990iger Jahre dennoch keine ausgeprägten Sauerstoffdefizite mehr gegeben. Bei einer Aneinanderreihung mehrerer schlecht durchmischter Jahre sind kritische Sauerstoffwerte jedoch nicht auszuschließen. Ein ausgeprägt kalter Winter, wie etwa jener von 2005 auf 2006, welcher zu einem Wasserkörper im Hypolimnion mit einer Temperatur nahe dem Dichtemaximum geführt hat, begünstigt eine mehrjährige schlechte Durchmischung, wie es auch nach der Seegfrörne (= Zufrieren des gesamten Bodensees) von 1963 bereits beobachtet wurde.

Die Analyseergebnisse liefern zudem Hinweise, dass sich die Dauer der vertikalen winterlichen Durchmischung in den vergangenen 4 Jahrzehnten verkürzt hat, da im Frühjahr die thermische Schichtung in grober Schätzung inzwischen etwa 1 Monat eher einsetzt. Sowohl die Analyse der winterlichen Durchmischung, als auch eine Zunahme der Chlorophyll-a- und Sauerstoffkonzentrationen im März zeigen dies auf. Die eher einsetzende Schichtung ermöglicht ein früheres Algenwachstum und damit einen früheren Anstieg der Sauerstoffwerte im Epilimnion. Eine Auswirkung der eher einsetzenden Schichtung auf das Zooplankton erscheint wahrscheinlich, konnte jedoch im Rahmen der Untersuchungen nicht aufgezeigt werden.

Veränderungen, die auf hydrometeorologische Einflussgrößen zurückgeführt werden können, lassen sich auch für den Wasserhaushalt des Bodensees aufzeigen. In jüngerer Zeit ab etwa den 1990iger Jahren sind die Pegelwerte ab etwa Juli bis in den September im Mittel merklich niedriger, während die Spätherbst- und Winterwerte bis in den Januar erhöht sind.

Ähnliche Änderungen finden sich auch bei den Zuflusswerten. Eine Ursache hierfür dürfte z.T. bei veränderten Niederschlagsmengen liegen, wenngleich noch unklar ist, ob die analysierten Niederschlagsdaten für das alpine Einzugsgebiet des Bodensees repräsentativ sind. Auch die wärmeren Winter erklären erhöhte winterliche Abflusswerte, da bei höheren Temperaturen ein geringerer Anteil des Niederschlags als Schnee zurückgehalten wird.

Veränderungen könnten auch aus einer anderen Bewirtschaftungsweise der Speicherbecken im alpinen Einzugsgebiet herrühren, was jedoch nach IRKA (2004) nicht der Fall zu sein scheint: Zwar gab es in jüngerer Zeit Änderungen im Sunk-/Schwallbetrieb der Speicherkraftwerke, jedoch keine Hinweise auf eine nennenswerte Verlagerung von sommerlichen Abflussmengen in den Winter.

Weiter können bei wärmer werdenden Sommertemperaturen eine erhöhte Wasserentnahme aus dem See und den Zuflüssen wie auch eine verstärkte Verdunstung zu einer Wasserstandsabsenkung beitragen. Da die Verdunstung im gesamten Einzugsgebiet wirkt und beispielsweise durch Wasserentnahmen aus den Zuflüssen zur Bewässerung in der Landwirtschaft noch verstärkt wird, kann eine Veränderung durchaus einen merklichen Einfluss auf den Wasserhaushalt haben. Die Relevanz dieser Einflussgrößen sollte für ein besseres Verständnis des Bodenseewasserhaushalts und damit dem Wasserstandsverlauf näher analysiert werden.

Durch die im Sommer verringerten Pegelstände ist ein Einfluss auf die Randbereiche des Sees zu erwarten, wie etwa einer Veränderung der Lebensräume von Pflanzen und Tiere. Die durch Wellen und Strömungen verursachten Erosions- und Sedimentationsprozesse sind wasserstandsabhängig, so dass in den Flachwasser- und Uferbereichen mit entsprechenden Veränderungen zu rechnen ist. Die archäologischen Relikte frühzeitlicher Pfahlbauten werden beispielsweise in jüngerer Zeit vermehrt durch Erosion freigelegt und damit dem Verfall preisgegeben. Dies könnte u.a. mit Veränderungen im saisonalen Wasserstandsverlauf zusammenhängen. Über den Grundwasserspiegel oder den verminderten Rückstau in flach auslaufenden Flüssen, kann sich die Entwicklung der Wasserstandsverläufe auch weiter im Hinterland auswirken und beispielsweise Feuchtgebiete verändern. Insbesondere in den seenahen Naturschutzgebieten könnte dies auch nachteilige Folgen für geschützte Arten der Flora und Fauna haben.

Bei der Analyse der Zeitreihen zu den Blaufelchen wurden zwar keine Signale der Klimaveränderung identifiziert, es konnte jedoch am Beispiel der Blaufelchenlaichzeit demonstriert werden, dass die Fische sensibel auf die Temperaturverhältnisse reagieren. Höhere Temperaturen im November führen zu späteren Laichterminen. Auch die Dauer, bis die Felchenlarven schlüpfen, hängt von der Wassertemperatur ab (ECKMANN, 1987). In zahlreichen bekannten Untersuchungen wird zudem angenommen, dass die Witterungsverhältnisse nach dem Schlüpfen einen bestimmenden Einfluss auf die Überlebensrate der Larven und somit die Jahrgangsstärke der Felchen haben (z.B. HARTMANN 1988, 1989a, ECKMANN ET AL. 1988).



5 Ausblick

Konsequenzen, welche sich aus den identifizierten Entwicklungen ergeben, müssen in den verschiedenen Teilbereichen der Seenforschung weiter untersucht und im Kontext mit anderen relevanten Untersuchungsergebnissen diskutiert werden.

Die bislang in vielen Zeitreihen ausgeprägten Auswirkungen der trophischen Veränderungen, werden künftig bei voraussichtlich eher stabilen trophischen Verhältnissen an Bedeutung verlieren und damit andere Einflüsse klarer in Erscheinung treten lassen. Mit der prognostizierten weiteren Erwärmung gewinnen die klimabedingten Veränderungen an Bedeutung, wie etwa die bereits erkennbaren Auswirkungen auf die seeinternen Austauschprozesse, welche für viele hydrobiologischen und hydrochemischen Prozesse von hoher Bedeutung sind.

Die in diesem Projekt durchgeführten Analysen von im See gemessenen Parametern beschränkten sich im Wesentlichen auf den Bodensee-Obersee und dort bevorzugt auf die Seemittestation im Bereich der tiefsten Stelle des Sees. Dieser Messpunkt wird als weitgehend repräsentativ für den Freiwasserkörper gesehen. Die Prozesse in den Flachwasserbereichen sowie den nur zeitweise unter Wasser stehenden Ufer- und Feuchtgebieten werden damit jedoch nicht oder nicht hinreichend erfasst. Aus diesen Bereichen liegen nur wenige und i.d.R. nicht langjährige Messungen vor. Die durchgeführten Untersuchungen erlauben nur wenige Aussagen über Entwicklungen in den Randbereichen, wenngleich es wahrscheinlich erscheint, dass sich einige der beobachteten Entwicklungen besonders dort auswirken. Flache Seebereiche erwärmen sich schneller als das Freiwasser, so dass bei warmen Sommertemperaturen und starker Sonneneinstrahlung extreme Temperaturverhältnisse auftreten können, welche sich auf Flora und Fauna auswirken, wie beispielsweise auf Fischarten, für welche die Flachwasserzonen die „Kinderstuben“ oder Ort zur Nahrungssuche sind.

Neben den trendartigen Entwicklungen müssen auch die Extremereignisse als mögliche Gefährdung berücksichtigt werden und erfordern noch weitere Untersuchungen. Einzelereignisse, wie das Hochwasser im Frühjahr/Sommer 1999 oder der „Hitzesommer“ 2003 können andauernde Veränderungen bewirken, wie es die drastische Reduzierung des Schilfbestandes nach 1999 gezeigt hat (SCHMIEDER ET AL. 2002, 2003). JANKOWSKI ET AL. (2006) zeigte für Seen in der Schweiz, dass hohe Temperaturen, wie sie im Sommer 2003 auftraten zu einer stabileren thermischen Schichtung führen können, wodurch die vertikalen Austauschprozesse abgeschwächt werden. Auch für zahlreiche Fischarten war das Hitzejahr 2003 ungewöhnlich: Beispielsweise fiel die Jahrgangsstärke der Karpfen im Bodensee in jenem Jahr ungewöhnlich hoch aus.

Mit der Veränderung und möglicherweise dem Verlust von Habitaten, sowie durch hinzukommende Invasoren, kann sich insbesondere für gefährdete Tier- und Pflanzenarten die Bedrohung noch erhöhen und erfordert eine frühzeitige Analyse und Ausarbeitung von Handlungsstrategien.

Es ist sicherlich zu überdenken, ob das bisher durchgeführte Monitoring des Bodensees, welches vorwiegend auf Aspekte der stofflichen Gewässerbelastung ausgerichtet ist, auch für die Problematik der klimatischen Entwicklung ausreichend ist. Denkbare Ansätze wären eine bessere messtechnische Erfassung der hydrodynamischen Prozesse, etwa durch zeitlich dichtere Registrierungen. Die vermutlich von starken Erwärmungen besonders betroffenen Randbereiche müssten in das Monitoring mit aufgenommen werden, was durch das Institut für Seenforschung der LUBW für eine Station vor Langenargen bereits realisiert wird. Temperaturmessungen sollten auf weitere Zuflüsse ausgedehnt und zeitlich hinreichend dicht erfasst werden, um beispielsweise die Einschichtung des Flusswassers im See besser beschreiben zu können oder auch, um mögliche Folgen für jene Fische abschätzen zu können, für welche die Flüsse zeit-

weise den Lebensraum darstellen.

Da die Windverhältnisse im Bereich des Bodensee sehr heterogen sein können und die existierenden Messstationen möglicherweise durch Veränderungen in deren Umfeld beeinflusst werden, können anhand der verfügbaren Daten bislang nur eingeschränkt Aussagen über die langjährige Entwicklung des Windfeldes und dessen Einfluss auf den See getroffen werden. Ein hinreichend gut entwickeltes Windmodell könnte hier eine wesentliche Verbesserung bringen und insbesondere auch bei der Untersuchung der windgetriebenen hydrodynamischen Prozesse des Bodensees den Kenntnisstand erweitern.

Für die Abschätzung künftiger Entwicklungen, welche mit den Strömungs-, Schichtungs- und Durchmischungsverhältnissen im See zusammenhängen, stellen numerische Modelle, welche die hydrodynamischen Prozesse simulieren, eine weiterführende Methodik und ein geeignetes Hilfsmittel dar. Zur Anpassung und Verifizierung solcher Modelle stehen umfangreiche Messdaten zur Verfügung. Mit Hilfe von Zeitreihen zu Klimaszenarien, wie sie etwa im Rahmen von KLIWA (KLIWA Heft 9) entwickelten wurden, lassen sich zudem prognostische Berechnungen durchführen und somit Aussagen über mögliche künftige Entwicklungen des Bodensees ableiten.



6 Literaturverzeichnis

- ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht. – Bericht z.Hd. IRKA Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.
- BRAUM E., H. QUOß (1981): Beobachtungen über die Eientwicklung des Blaufelchens (*Coregonus lavaretus wartmanni*) im Bodensee-Obersee. Schweiz. Z. Hydrol. 43, 114-125.
- CLEVELAND, R. B., W. S. CLEVELAND, J.E. MCRAE, I. TERPENNING (1990) STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. Journal of Official Statistics, 6, 3-73.
- DOKULIL, T., A. JAGSCH, G.D. GEORGE, O. ANNEVILLE, T. JANKOWSKI, B. WAHL, B. LENHART, T. BLECKNER, K. TEUBNER (2006): Twenty years of spatially coherent deep-water warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. (Zur Veröffentlichung eingereicht)
- ECKMANN, R. (1987): A comparative study on the temperature dependence of embryogenesis in three coregonids (*Coregonus* spp.) from Lake Constance. Schweiz.Z.Hydrobiol. 49: 353-362.
- ECKMANN, R., U. Gaedke (1988): Effects of Climatic and Density-Dependent Factors on Year-Class Strength of *Coregonus lavaretus* in Lake Constance. Can. J. Fish. Aquat. Sci 45: 1088-1093.
- ELSTER H.-J. (1944): Über das Verhältnis von Produktion, Bestand, Befischung und Ertrag sowie über die Möglichkeiten einer Steigerung der Erträge, untersucht am Beispiel der Blaufelchenfischerei des Bodensees. Z.Fisch. 42 169-357
- EUROLAKES D25 (2003): Lake stratification studies, report D25. Teilbericht zum EU-Projekt Eurolakes. Bericht verfügbar über: www.eurolakes.org
- EUROLAKES D27 (2003): Renewal of constituents study. Autoren: U. Lemmin, H. Baumert, K. Duwe, E. Hollan, B. Wahl; Beitrag zum EU-Projekt Eurolakes, workpackage 6, report D27; Bericht verfügbar über: www.eurolakes.org
- EUROLAKES D29 (2003): River plume study, report D29. Teilbericht zum EU-Projekt Eurolakes. Bericht verfügbar über: www.eurolakes.org
- GAEDKE, U., D. OLLINGER, E. BÄUERLE, AND D. STRAILE (1998): The impact of the interannual variability in hydrodynamic conditions on the plankton development in Lake Constance in spring and summer, Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 53, 565-585.
- GRIM, J. (1995): Die «alte Rheinmühle» in Konstanz und ihre Wirkung als Regulierwehr. Schriftenreihe der Frontinus-Gesellschaft, H. 19, Bonn.
- GÜDE, H., H. ROSSKNECHT UND G. WAGNER (1998): Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during the 20th century. Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology, 53: 85-108.
- HARTMANN J. (1984a): 11-year cycle of spawning time and growth of the whitefish (*Coregonus lavaretus*) of Lake Constance. Schweiz. Z. Hydrol. 46, 163-170.
- HARTMANN J. (1984b): Zur heutigen Befischungsintensität beim Felchen (*Coregonus lavaretus*) des Bodensees, Fischw. 34, 44-45
- HARTMANN J. (1988): Ist die Rekrutierung (Jahrgangsstärke) beim Bodenseefelchen (*Coregonus lavaretus*) schon verstanden? Österr. Fisch. 41, 135-142
- HARTMANN J. (1989a): Is recruitment of the whitefish (*Coregonus lavaretus*) of Lake Constance already understood? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46, 725-726

- HARTMANN J. (1989b): Fallstricke bei Jahrgangsstärke-Modellen - Beispiel Bodensee, Österr. Fischer. 42, 207-272
- HARTMANN J. (1991): Richtiger Zeitpunkt der Laichfischerei auf Blaufelchen (*Coregonus lavaretus*) im Bodensee? Österr. Fisch. 44, 84-87
- HOLLAN, E. (1999): Erneuerung des Tiefenwassers im Bodensee durch weitreichende see-eigene Dichteströmungen. Deutsche Ges. f. Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Band I: 229–233
- HOLLAN, E. (2000): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf größere Binnenseen. KLIWA-Berichte, Heft Nr. 1: 213-235, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, Deutscher Wetterdienst (Editor)
- HURREL, J. W. (1995): Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: Regional temperatures and precipitation. Science 269: 676–679.
- IGKB (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. IGKB-Bericht Nr. 45
- IGKB (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. IGKB-Bericht Nr. 48
- IGKB (2004): Der Bodensee, Zustand – Fakten – Perspektiven, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), 1. Auflage, S.8-10
- IGKB (2005): Seedaten zum Bodensee veröffentlicht unter www.igkb.de
- IRKA (2002): Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, „Trübung und Schwall im Alpenrhein“, Synthesebericht, Kurzfassung, 2002
- IRKA (2004): Zukunft Alpenrhein, Schwallreduktion bzw. Hochwasserspitzenminderung im Alpenrhein Mögliche Massnahmen und deren Auswirkungen. Projektgruppe Energie der IRKA; Mai 2004, www.alpenrhein.net
- IRKA/IRR (2005): Entwicklungskonzept Alpenrhein, Kurzbericht Dezember 2005, Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) und Internationale Rheinregulierung (IRR), www.alpenrhein.net
- JANKOWSKI T., D.M. LIVINGSTONE, H. BÜHRER, R. FORSTER, NIEDERHAUSER P. (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. Limnol. Oceanogr., 51(2), 2006, 815–819
- JÖHNK, K.D., D. STRAILE & W. OSTENDORP (2004) : Water level variability and trends in Lake Constance in the light of the 1999 centennial flood. – Limnologica 34: 15–21.
- KLIWA Heft 5: Langzeitverhalten der Lufttemperatur in Baden-Württemberg und Bayern, KLIWA-Berichte Heft 5, verfügbar unter www.kliwa.de
- KLIWA Heft 6: Langzeitverhalten der Schneedecke in Baden-Württemberg und Bayern, KLIWA-Berichte Heft 6, verfügbar unter www.kliwa.de
- KLIWA Heft 9: Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland – Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt. KLIWA-Berichte Heft 9, verfügbar unter www.kliwa.de
- KONOLD, W. (2000): Die Regulierung des Bodensees: Eine alte Geschichte. In: Der Rhein, Schriftenreihe: Der Bürger im Staat, 50. Jahrgang, Heft 2 2000 der Landeszentrale für politische Bildung Baden-Württemberg. Verfügbar unter <http://www.lpb-bw.de/>
- KRUSE, H.J. (1993): Der Einfluss der Eutrophierung des Durchflusses und des Windregimes auf den Sauerstoffhaushalt des Bodensee-Obersee, Eine



- statistischen Analyse der Jahre 1961 bis 1991, Diplomarbeit an der Freien Universität Berlin, FB 24 (Geowissenschaften)
- LIVINGSTON, D.M. (1997): An example of the simultaneous occurrence of climate-driven "sawtooth" deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes, *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 822-828
- LIVINGSTON, D.M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake, *Climatic Change* 57: 205–225
- LUFT, G., G. VAN DEN EERTWEGH, H. VIESER (1990): Veränderung der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. In: *Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg Teil 6.2 der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg*
- NÜMANN W. (1967): Ungewollte und gezielte Eingriffe in die Populationsdynamik der Blaufelchen, *Arch. Fischereiwiss.* 18, 12-23 (1967).
- NÜMANN W. (1972): The Bodensee: Effects of exploitation and eutrophication on the samlonid community. *J. Fish. Res. Bd. Can* 29: 833-847
- NÜMANN W., QUOß H. (1972): Strudelwürmer dezimieren den Felchenlaich. *Fischwirt.* 22, 25–27
- R (2004): Software-Version 2.0.0 des R Project for Statistical computing, www.r-project.org
- ROSSKNECHT, H. (1983): Die Auswirkungen von Sanierungsmaßnahmen auf den Manganhaushalt des Bodensees (Obersee und Untersee – Gnadensee). *Arch. Hydrobiologie* 97, 346 – 355
- ROSSKNECHT, H. (2003): Der Alpenrhein im Bodensee, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) Institut für Seenforschung (ISF), 1. Auflage
- ROSSKNECHT, H. (2007): Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees, Teil dieses KLIWA-Berichtes
- SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2002) : Auswirkungen des Extremhochwassers 1999 auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferröhrichte des Bodensees. – *Limnologica* 32: 131–146.
- SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2003): Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferröhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. *Schrr. VG Bodensee* 121: 143–165.
- SEEBENS, H., D. STRAILE, R. HOEGG, H.B. STICH, U. EINSLE (2006): Population dynamics of freshwater calanoid copepod: complex responses to changes in trophic status and climate variability. *Oecologia* (Zur Veröffentlichung eingereicht)
- STRAILE, D. (2000): Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake, *Oecologia* 122, 44-50.
- STRAILE, D., K. JÖHNK, H. ROSSKNECHT (2003a): Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. *Limnol. Oceanogr.*, 48(4): 1432–1438
- STRAILE, D., D.M. LIVINGSTONE, A.G. WEYHENMEYER, D.G. GEORGE (2003b): The Response of Freshwater Ecosystems to Climate Variability Associated with the North Atlantic Oscillation. *The North Atlantic Oscillation: Climatic Significance and Environmental Impact*, Geophysical Monograph 134
- STRAILE D., R. ECKMANN, T. JÜNGLING, G. THOMAS, H. LÖFFLER (2007): Influence of climate variability on whitefish (*Coregonus lavaretus*) year-class strength in a deep, warm monomictic lake *Oecologia* 151(3), 521-529



VON STORCH, H. (1995): Misuses of statistical analysis in climate research. In von Storch, H. and A. Navarra (eds.), *Analysis of Climate Variability: Applications of Statistical Techniques*, Springer-Verlag, Berlin, 11-26.



Teil II

Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersees

1 Einleitung

Im Zuge des erwarteten weltweiten Klimawandels werden für die Bodenseeregion für die Wintermonate höhere Temperaturen, häufigere Stürme und vermehrte Niederschläge prognostiziert (KLIWA, 2006). Sollten diese Vorhersagen eintreten, sind sie für den Bodensee von erheblicher Bedeutung, aber grundsätzlich nicht neu. Bereits in den vergangenen Jahrzehnten gab es Witterungsschwankungen in weiten Bereichen. Es liegt deshalb nahe, die vorhandene, breite Palette dokumentierter Reaktionen des Sees auf solche Ereignisse zur Vorhersage künftiger Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Bodensee zu nutzen.

Seit 1961 wird der Bodensee auf Initiative der INTERNATIONALEN GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (IGKB) regelmäßig limnologisch untersucht. Physikalische, chemische und biologische Daten beschreiben zahlreiche Momentaufnahmen von Seezuständen zu allen Zeiten des Jahres. Aufschlussreiche Veränderungen in den Messwerten findet man häufig nach extremen Wetterereignissen. Dann können die Befunde unmittelbar Kälteeinbrüchen, Stürmen oder Starkniederschlägen zugeordnet werden. Bei ruhigem Wetter überlagern sich hingegen viele schwache Impulse, die oft keine eindeutigen Ursache-Wirkungsbeziehungen erkennen lassen.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist eine detaillierte Analyse der winterlichen Seezustände vor dem Hintergrund der vom Deutschen Wetterdienst (DWD) an der Klimastation Konstanz gemessenen Lufttemperaturen und Starkwinddaten. Der Bericht stellt dazu an Fallbeispielen die Auswirkungen von Witterungsszenarien auf die vertikalen Stofftransporte vor und beschreibt ihre Relevanz für die Durchmischung des Sees. Anschließend werden dominante Einflussfaktoren und grundlegende, wiederholt beobachtete Effekte im Zusammenhang diskutiert und ihre Bedeutung für den See mit Blick auf einen möglichen Klimawandel abgeschätzt. Statistische Auswertungsverfahren des Datenmaterials bleiben bei dieser Einzelfallanalyse weitgehend ausgeklammert, sie werden im Artikel von WAHL (2007) vorgenommen.

Die Untersuchung der in 45 Jahren beobachteten vertikalen Durchmischungen bei unterschiedlichen Wetterverhältnissen in den Wintermonaten und die Erkenntnisse über die Stofftransporte in den großen Tiefen im geschichteten See im Sommerhalbjahr erweitern generell das Verständnis von Stoffausbreitungsprozessen im 254 m tiefen Bodensee. Die Konsequenzen aus den Befunden sind nicht nur für die Klimadebatte relevant, sondern auch für andere Fragestellungen, wie sie beispielsweise für Trinkwasserwerke bei Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen auftreten. Sie werden aber im vorliegenden Bericht nicht explizit diskutiert.



2 Methodik

Auf Anregung der im Jahre 1959 gegründeten IGKB wurde Anfang 1961 ein limnologisches Untersuchungsprogramm zur Überwachung des Freiwassers von Ober- und Untersee gestartet. Es begann mit der Messung von grundlegenden limnologischen Parametern sowie der Bestimmung und Zählung verschiedener Phyto- und Zooplanktonarten und wurde sukzessive auf die Erhebung von über 30 physikalisch-chemischen Parametern ausgeweitet (IGKB 48, 1998).

2.1 Probenahme

Wegen der großen Relevanz des Obersees für den gesamten Bodensee und seine Nutzungen, genießt dieser gewichtige Teil des Bodensees ($47,7 \text{ km}^3 = 98,3 \%$ des gesamten Rauminhaltes) schon immer eine besondere Aufmerksamkeit. Für die vorliegenden Auswertungen fanden daher Datensätze der zentralen Oberseestationen Fischbach-Uttwil (FU) von 1961 bis 2006 und von der ca. 10 km östlich davon gelegenen Station Langenargen-Arbon (LA) von 1974 - 2001 Verwendung, die beide als repräsentativ für das Obersee-Freiwasser gelten (Abbildung 1).



Abb. 1: Lage der Probenahmestationen im Obersee in Seemitte.

An beiden Stationen wurden Wasserproben aus Vertikalprofilen entnommen. An der Station Fischbach-Uttwil, der tiefsten Stelle im Obersee, in 0, 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 230 und 253 m Tiefe (253 m: ~ 1m über Grund) und in Langenargen-Arbon bis 150 m Tiefe analog zu Fischbach-Uttwil und darunter in 190 und 200 m Tiefe (200 m: ~ 1m über Grund).

An der Station Fischbach-Uttwil wurden von 1961 - 1994 die Proben monatlich (überwiegend am Monatsanfang) und ab Januar 1995 in vierzehntägigem Turnus erhoben. In Langenargen-Arbon erfolgten die Entnahmen stets im monatlichen Zyklus und in der Regel 2 - 3 Stunden später als in Fischbach-Uttwil.

Für die Jahre 2003 und 2004 wurden zusätzliche Temperatur- und Sauerstoffdaten von einer



am Seeboden verankerten Messsonde an der Station Fischbach-Uttwil verwendet (Schröder & Wagner, 1998). Diese batteriebetriebene Sonde (Seabird Seacat SBE 16) registrierte die Daten in halbstündlichen bis stündlichen Abständen direkt über dem Seegrund.

2.2 Parameter

Temperaturmessungen wurden ab 1961 durchgeführt. Sie erfolgten mit einem Kippthermometer in den oben genannten Tiefenstufen, auf ca. $\pm 0,1$ °C genau, und ab 1995 vertikal hochaufgelöst zusätzlich mit ME-Sonden sowie quasikontinuierlich stationär (seacat) durch elektrische Messung, auf ca. $\pm 0,01$ °C genau.

Sauerstoff wurde ab 1961 gemessen. Die Bestimmung geschah jodometrisch im Labor (EN 25 813) und elektrochemisch in-situ (EN 25 814) von der seacat-Sonde.

Die Daten von Orthophosphat-Phosphor wurden ab 1967 nach EN ISO 6878:2004(D) und von Silikat ab 1974 nach DIN 38 405 – D21 erfasst.

Mangan wurde ab 1978 analysiert, sowohl im Seewasserfiltrat (Filter von $0,45 \mu\text{m}$) als Mangan gelöst, als auch im Filteraufschluss als Mangan partikulär, jeweils mit Graphitrohr-AAS.

2.3 Wetterdaten

Die Wetterdaten stammen von der Klimastation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Verwendet wurden folgende Daten aus dem Zeitraum von 1961 bis 2006:

Die winterlichen Lufttemperaturen – erhoben durch mehrmalige, tägliche Messungen sowie gemittelt zu Durchschnittswerten vom 1. November bis 31. März als Maß für die Strenge der einzelnen Winter.

Benutzt wurden die winterlichen Windverhältnisse als Stundenmittel in m/s. Aus diesen Daten wurde die Anzahl der Stunden zwischen dem 1. November und 31. März mit Windgeschwindigkeiten von über 6 m/s im Mittel berechnet. Sie dienen zur Darstellung der Häufigkeit von Starkwinden in den einzelnen Jahren.

2.4 Variationskoeffizienten als Maß für die vertikale Durchmischung des Sees

Während die Konzentrationen gelöster Stoffe in horizontaler Richtung im Bodensee in der Regel ähnliche Größenordnungen aufweisen, ist die vertikale Verteilung von Sauerstoff und Nährstoffen meist das ganze Jahr über sehr heterogen. Lediglich in manchen Jahren wird für kurze Zeit im Februar/März ein gründlicher Stoffausgleich von der Oberfläche bis in große Seetiefen erreicht, wie beispielsweise im März 1999. Hingegen blieb etwa im März 2001 ein starker Konzentrationsgradient zum Seegrund hin bestehen (Abbildung 2).

Die Kurven in Abbildung 2 lassen erkennen, dass die Abweichungen der Einzelwerte eines Tiefenprofils vom arithmetischen Mittelwert sehr gut die vertikale stoffliche Homogenität wiedergeben. Zum Vergleich unterschiedlicher vertikaler Durchmischungsgrade wurde deshalb der aus Standardabweichung und Mittelwert ableitbare Variationskoeffizient einer Messreihe verwendet. Als besonders geeignet erwiesen sich die Variationskoeffizienten gelöster Stoffe, die im Sommerhalbjahr starke Gradienten zur Tiefe hin ausbilden und mit hoher Empfindlichkeit und Genauigkeit analysierbar sind. Diese Bedingungen werden vor allem von Phosphat und Silikat erfüllt. Wegen der längeren Untersuchungsreihen vom Phosphat wird im Folgenden den aus Phosphat berechneten Variationskoeffizienten der Vorzug gegeben, obwohl sie infolge des Phosphatrückganges in jüngerer Zeit etwas überhöht ausfallen. Ein Vergleich mit den aus Silikat berechneten Koeffizienten zeigt jedoch, dass diese Abweichungen die entscheidenden Aussagen nicht verfälschen.

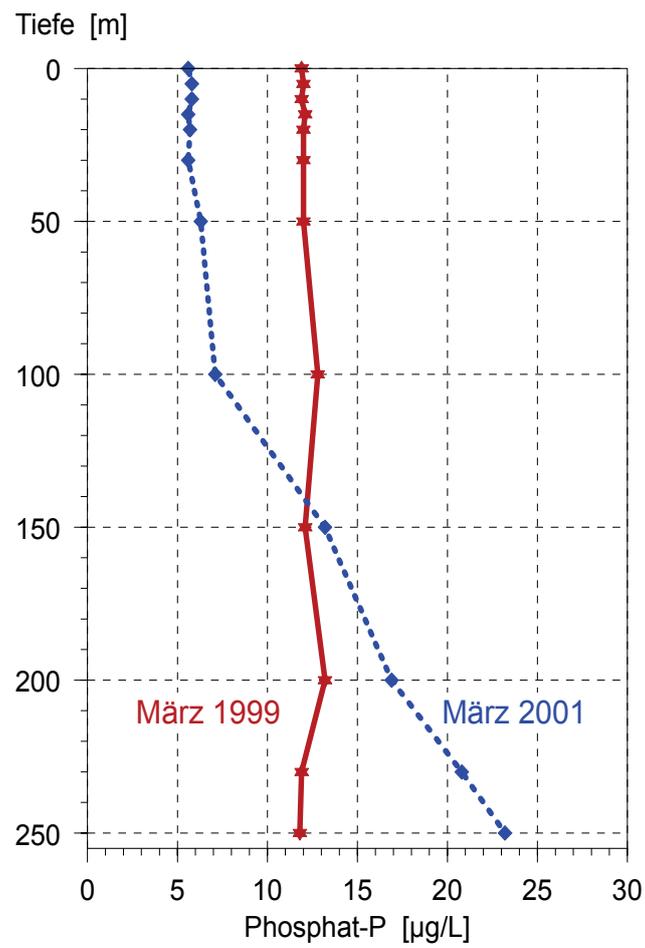


Abb. 2: Phosphat-P-Profile vom 9. März 1999 und 6. März 2001 aus Seemitte (FU).



3 Ergebnisse

3.1 Die Intensität der vertikalen Durchmischung von 1961 - 2006

Wie im methodischen Teil dargestellt ist die vertikale Verteilung gelöster Stoffe während der winterlichen Zirkulation ein guter Indikator für die Intensität der in der kalten Jahreszeit ablaufenden Durchmischungsprozesse. Im Obersee erreichen die Variationskoeffizienten von Phosphatprofilen überwiegend im März ein Jahresminimum. Wobei sie in Jahren mit intensiver Durchmischung zu niedrigen einstelligen Werten tendieren, nach Mischungsschwachen Wintern jedoch höhere zweistellige Beträge erreichen können (Abbildung 3).

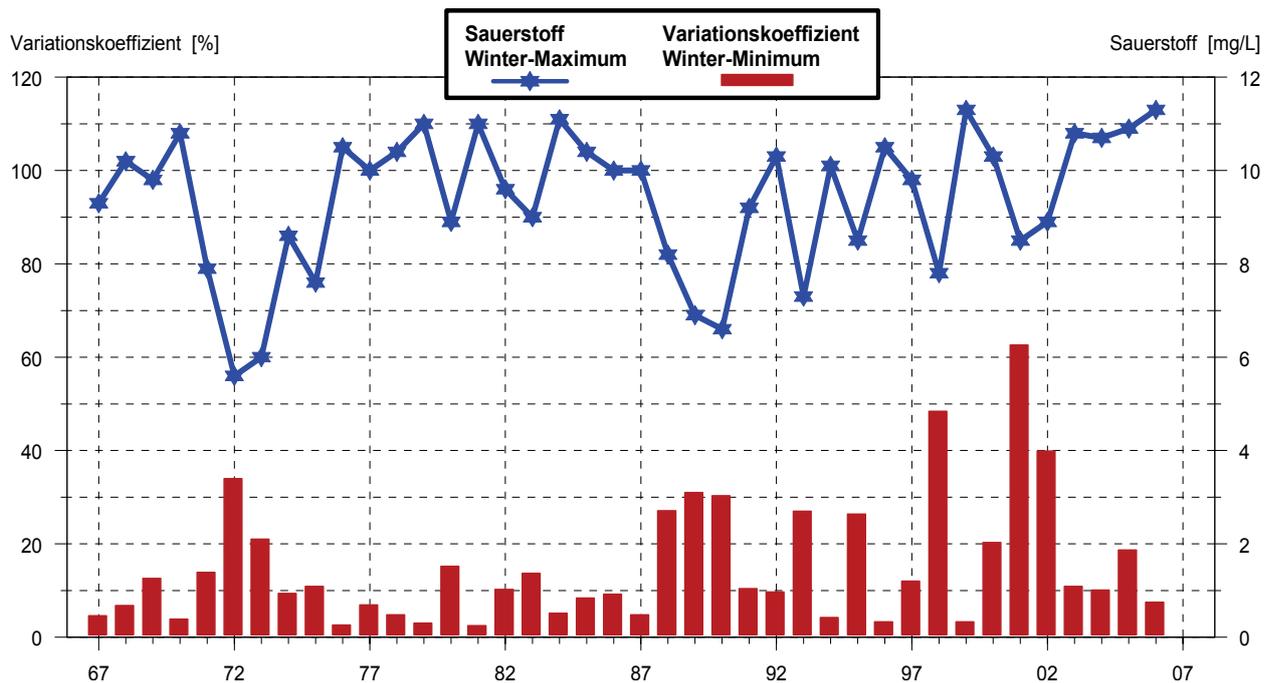


Abb. 3: Minima der Variationskoeffizienten und Maxima der Sauerstoffkonzentrationen über Grund in Seemitte (FU) von 1967 - 2006.

Im Rückblick auf die vergangenen Jahrzehnte zeichnen die Jahresminima der Variationskoeffizienten ein sehr wechselhaftes Bild von der Dynamik der winterlichen Mischungsprozesse. Mehrjährige Phasen mit überwiegend guten oder auch unvollständigen Zirkulationen wechselten mit Zeiten, in denen von Jahr zu Jahr große Differenzen auftraten, wie etwa in den neunziger Jahren. Dieses Auf und Ab spiegelt sich erwartungsgemäß auch in den über Grund gemessenen Sauerstoffkonzentrationen wider. Insgesamt führt der Vergleich der beiden Parameter von 1967 bis 2006 zu folgenden bemerkenswerten Ergebnissen:

In den Jahren hoher Gesamtphosphorgehalte, die 1979 mit $87 \mu\text{g/L}$ ihr Maximum erreichten, waren die winterlichen Durchmischungen und mithin die Sauerstoffregenerationen über Grund meist auffallend gut. Dieser Umstand milderte die Folgen der Eutrophierung für den See. So blieben beispielsweise in dieser Phase der höchsten Nährstoffbelastung die Konzentrationen toxischer Abbauprodukte, wie NH_3 und H_2S , auch in Grundnähe äußerst gering.

Wenn unvollständige vertikale Durchmischungen mehrere Jahre hintereinander auftraten verstärkten sich die Sauerstoffdefizite von Jahr zu Jahr (z.B. 1988 - 1990).



In den Trockenjahren 1971 und 1972 gingen die Sauerstoffgehalte bislang am stärksten zurück. Neben der Witterung war dieser Effekt vor allem den erheblich angestiegenen Phosphoreinträgen über die Zuflüsse zuzuschreiben. Infolge ihrer oberflächennahen Einschichtung in der warmen Jahreszeit, wirkten sich diese Einträge unmittelbar auf die Produktion und die anschließende Sauerstoffzehrung in der Tiefe aus, als die seeweiten Phosphorhöchststände, die erst einige Jahre nach dem Input-Maximum erreicht wurden.

Auch nach unvollständigen vertikalen Durchmischungen lagen seit Beginn der neunziger Jahre die Sauerstoffwerte über Grund stets über 7 mg/L. Dies belegt die weiter abnehmende Sauerstoffzehrung in tiefen Seebereichen und am Seeboden durch die fortschreitende Oligotrophierung.

Wegen der Bedeutung der winterlichen Durchmischung für die Stoffverteilung im See, und in der Folge für unzählige chemische und biologische Prozesse, stellt sich die Frage nach den dafür verantwortlichen Antriebskräften. Im Vordergrund stehen dabei die witterungsabhängigen Einflussfaktoren, wie beispielsweise Lufttemperaturen, Starkwinde und Zuflussmengen auf den monomiktischen Bodensee-Obersee.

3.2 Luft- und Wassertemperaturen

Um summarische Kennzahlen für die Strenge einzelner Winter zu bekommen, wurden die durchschnittlichen Tagestemperaturen der Wetterstation Konstanz jeweils vom 1. November bis 31. März der Jahre 1961 - 2006 gemittelt. Abgesehen vom extrem kalten Winter 1962/63 mit $-1,67\text{ °C}$, der von Anfang Februar bis Anfang März 1963 das Jahrhundertereignis einer totalen Eisbedeckung des Bodensees zur Folge hatte (Seegfrörne), schwankten die Mittelwerte im Beobachtungszeitraum von 1961 bis 2006 zwischen $+1,01$ und $+4,46\text{ °C}$ (Abbildung 4). Der Durchschnittswert aller berücksichtigten winterlichen Lufttemperaturen von 1961 bis 2006 lag bei $2,47\text{ °C}$.

Nach der Seegfrörne 1962/63 waren die nächst kälteren Winter 1969/70, 1985/86 und 1986/87. In diesen Wintern lagen die Durchschnittstemperaturen, mit $1,0$ - $1,1\text{ °C}$, aber über zweieinhalb Grad höher als 1962/63.

Warme Winter wurden überdurchschnittlich häufig in der Mitte der siebziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts und vor allem von 1988 - 2003 beobachtet (Abbildung 4).

Sowohl die Lufttemperaturen als auch die durchschnittlichen Wassertemperaturen der Tiefenzone von 200 m bis über Grund (253 m) lassen von 1961 bis 2006 einen leichten Anstieg erkennen. Die Lufttemperaturen stiegen im Mittel um $1,8\text{ °C}$ und die Wassertemperaturen um $0,5\text{ °C}$ an. Die Entwicklung demonstriert aber auch die starke Abhängigkeit vom Beobachtungszeitraum. Beispielsweise gab es im Anschluss an die wärmeren Winter 1974 und 1975 einen lediglich von wenigen Jahren unterbrochenen zwölfjährigen Abkühlungstrend, in dem die Temperatur des Tiefenwassers auf Werte um $4,0\text{ °C}$ abfiel.

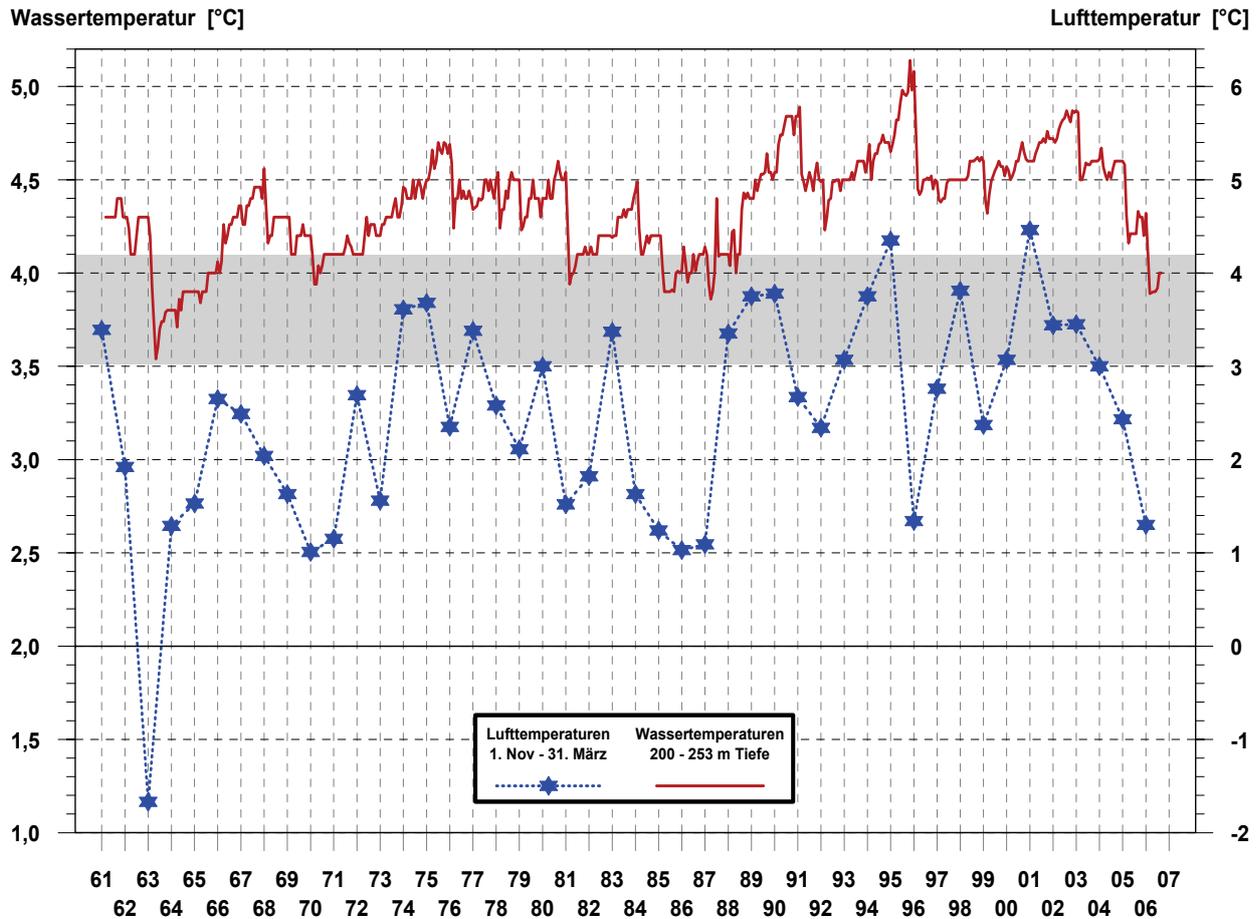


Abb. 4: Mittlere Lufttemperaturen von 1. November bis 31. März von der Klimastation Konstanz (DWD) und volumengewichtete mittlere monatliche Wassertemperaturen von 200 - 253 m Tiefe in Seemitte (FU). Der Bereich der Wassertemperaturen von 3,5 - 4,1 °C ist grau unterlegt.

3.3 Vertikale Durchmischung in kalten Wintern

Die Korrelation zwischen den winterlichen Lufttemperaturen und den Jahresminima der Variationskoeffizienten als Anzeiger des Zeitpunkts der besten Durchmischung zeigt eine wachsende Schwankungsbreite der Durchmischungsintensität mit zunehmenden Lufttemperaturen (Abbildung 5). In wärmeren Wintern, über dem langjährigen Durchschnittswert von 2,47 °C, reicht die stoffliche Durchmischung des Sees von kaum erkennbar bis zu einem praktisch vollständigen vertikalen Konzentrationsausgleich. In den kälteren Wintern unter 2,47 °C blieben zwar extrem schwache Mischungen aus, aber signifikante Unterschiede gab es trotzdem, wie der folgende Vergleich von 1971 mit 1981 zeigt.

Im Dezember 1980 war der See noch deutlich geschichtet. Aber schon Mitte Januar 1981 hatte er sich von der Oberfläche bis zum Grund auf 4,5 - 4,6 °C abgekühlt. Die Auskühlung setzte sich fort und erreichte im März in den Tiefen von 50 m bis zum Grund 3,9 - 4,0 °C. Zu diesem Zeitpunkt hatten sich die oberen Schichten bereits wieder leicht erwärmt (Abbildung 6a).

Parallel zur Abkühlung stiegen die Sauerstoffkonzentrationen von Dezember bis März in den größeren Tiefen um 2 bis 5 mg/L an (Abbildung 6b) und der starke vertikale Phosphatgradient verschwand bis auf eine leichte Zunahme über Grund (Abbildung 6c). Insgesamt belegen die Profile bis Frühjahrsbeginn 1981 einen wirkungsvollen vertikalen Stoffaustausch über alle Tiefen mit einer guten Sauerstoffversorgung bis zum Seegrund.



Variationskoeffizient (PO4) [%]

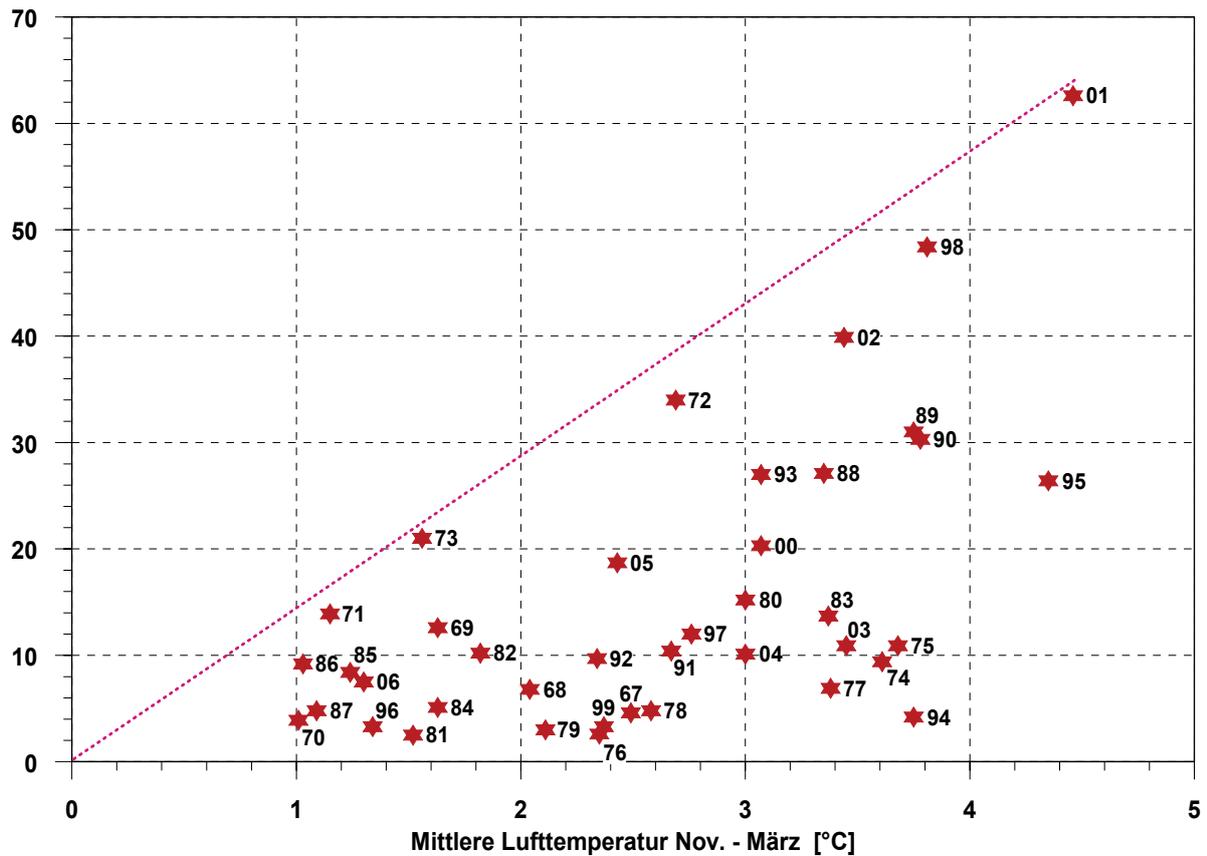


Abb. 5: Variationskoeffizienten und mittlere Lufttemperaturen in Konstanz von 1967 - 2006.

Tiefe [m]

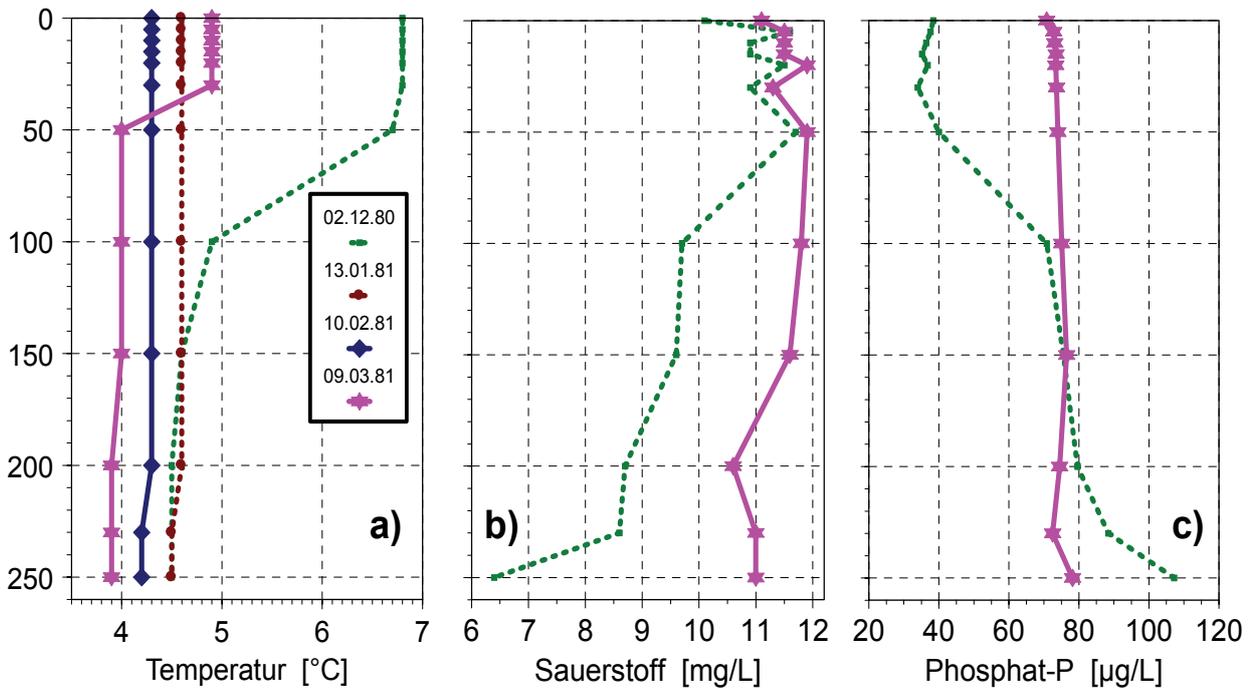


Abb. 6: Monatlich gemessene Wassertemperaturen von Dezember 1980 bis März 1981 (a), sowie Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 2. Dezember 1980 und 9. März 1981 in Seemitte (FU).

Ein ganz anderes Bild bot sich im Winter 1971. Der noch im Januar deutlich geschichtete See war von 150 m Tiefe bis zum Seegrund einheitlich 4,1 °C kalt. Dieser kalte, über 100 m mächtige Tiefenwasserkörper hatte die Temperatur von 4,1 °C bereits im August 1970 erreicht und hielt sie bis Juni 1971 auf ein Zehntel Grad konstant. Der weitere Wärmeentzug in diesem, im Vergleich mit 1981 noch kälteren Winter, beschränkte sich ausschließlich auf die oberen Seebereiche und führte von Februar bis April zu einer inversen Temperaturschichtung mit Minimaltemperaturen von 3,4 °C in 0 - 30 m Tiefe (Abbildung 7a).

Anstelle der in dieser Jahreszeit zu erwartenden Sauerstofferholung nahmen die Sauerstoffkonzentrationen in den temperaturkonstanten Messtiefen von 150 m bis zum Grund von Januar bis April sogar noch ab (Abbildung 7b). Zwar deuteten leichte Zunahmen der Phosphatgehalte bis 50 m und Abnahmen unterhalb von 50 m einen partiellen vertikalen Austausch an, aber bis zum April blieb ein markanter Gradient zum Seeboden hin bestehen (Abbildung 7c), der sich anschließend weiter verstärkte.

Inverse Schichtungen wurden regelmäßig beobachtet, wenn das tiefe Hypolimnion bereits zu Beginn des Winters Temperaturen nahe 4,0 °C aufwies und nachfolgend frostige Witterung die oberen Wasserschichten auskühlte. Im Beobachtungszeitraum trat dies erstmals 1964 und 1965 in den beiden Jahren nach der Seegfröre auf. Auch in den Jahren 1971 und von 1985 bis 1987 wurden niedrige Wassertemperaturen im Tiefenwasser und nochmals deutlich geringere in den oberen Seebereichen gemessen.

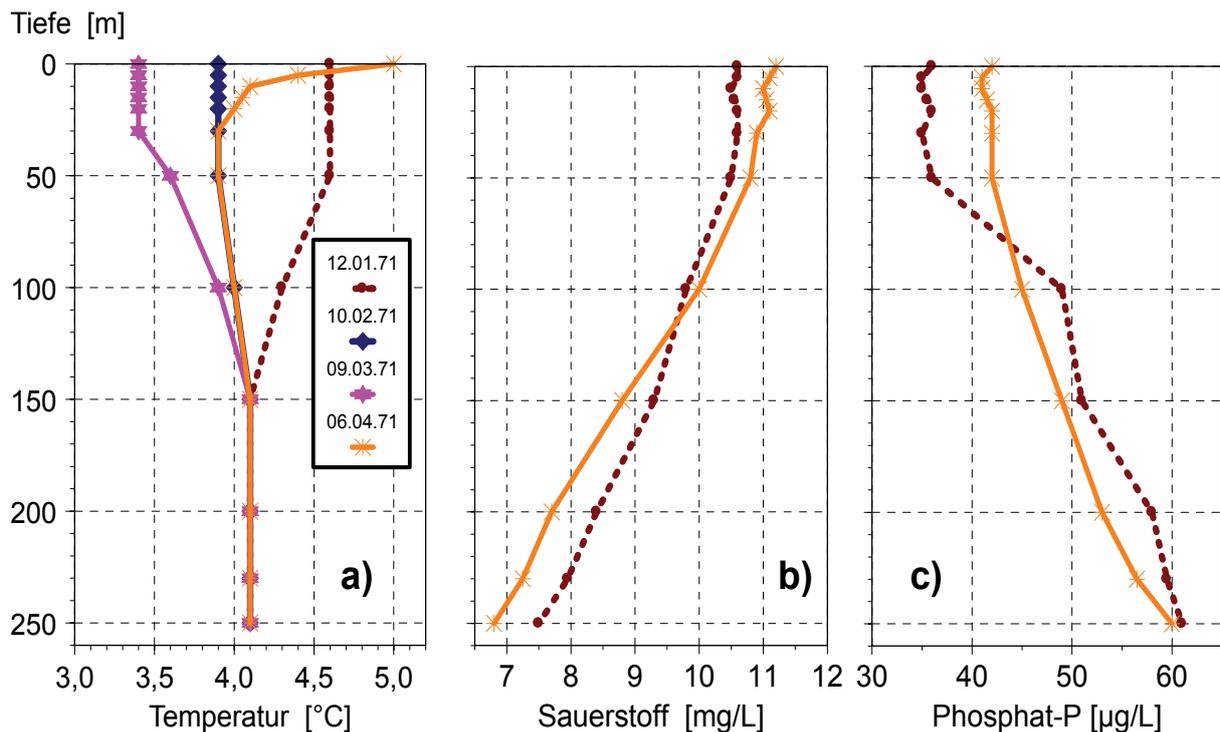


Abb. 7: Monatlich gemessene Wassertemperaturen von Januar bis April 1971 (a), sowie Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 12. Januar und 6. April 1971 in Seemitte (FU).

Besonders in der Folge mehrerer sehr kalter Winter von 1984 bis 1987 entstanden ausgedehnte inverse Schichtungen, wie in Abbildung 8 für 1986 exemplarisch dargestellt. In diesem Jahr schwankten die Temperaturen in den großen Seetiefen das ganze Jahr über um 4,0 °C. Anhaltender Dauerfrost im Februar führte von Januar bis März zu einer starken Temperatursenkung um über 2 °C an der Seeoberfläche. In dieser Zeit pendelten die Temperaturen in der Tiefe zwischen 3,9 und 4,2 °C (Abbildung 8a). Die Sauerstoff- und Phosphatprofile zeigen, dass im Hy-



polimnion ein spürbarer vertikaler Stoffaustausch stattgefunden hatte. Allerdings ist bei beiden Parametern noch im April ein deutlicher Gradient zum Seeboden hin erkennbar (Abbildung 8b und c).

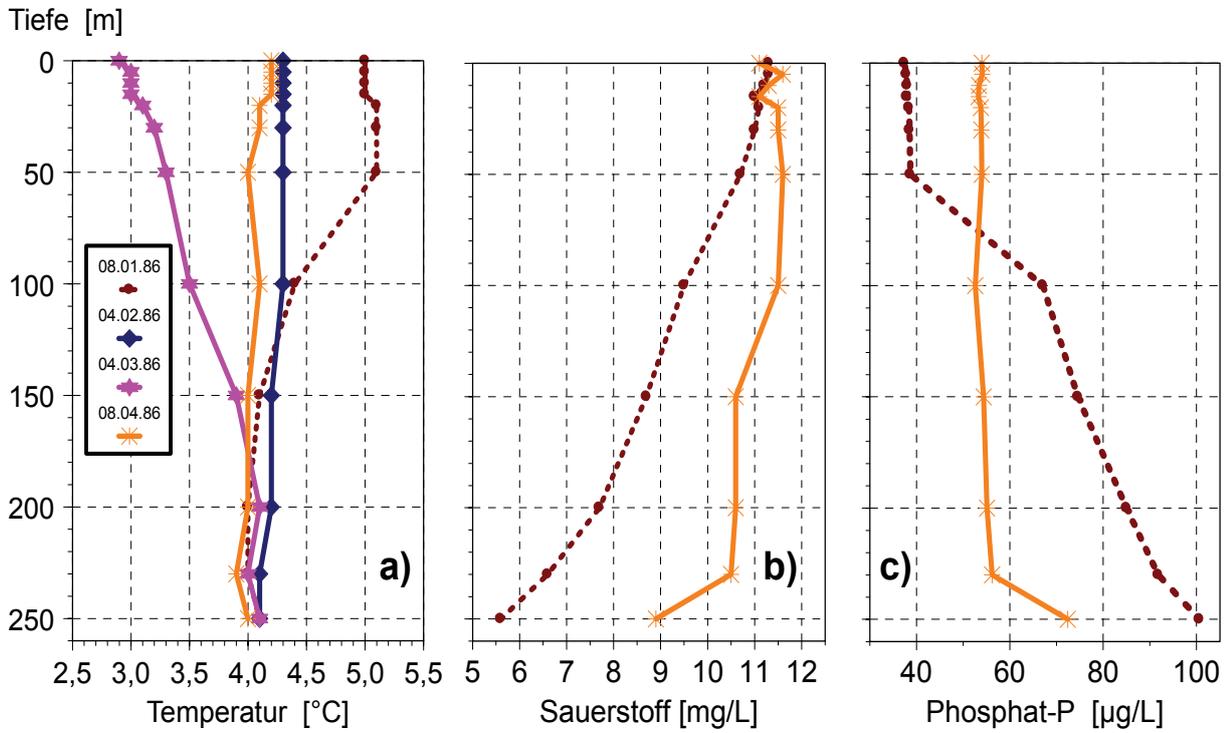


Abb. 8: Monatlich gemessene Wassertemperaturen von Januar bis April 1986 (a), sowie Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 8. Januar und 8. April 1986 in Seemitte (FU).

Ein bemerkenswerter Sonderfall war das Jahr der Seegrörne. Anfang 1963 sanken die mittleren Temperaturen in den oberen Wasserschichten auf 2,5 °C und zeitverzögert bis Anfang Mai im tiefen Hypolimnion auf 3,5 °C ab. Parallel dazu stiegen die Sauerstoffgehalte in 230 m und 250 m Tiefe von März bis Mai um mehr als 2 mg/L auf 10,4 mg/L an.

3.4 Vertikale Durchmischung in warmen Wintern

Relativ kalte Tiefenwasserkörper mit Temperaturen zwischen 4,0 – 4,1 °C wurden ebenfalls zu Beginn der Jahre 1966, 1972, 1982 und 1988 beobachtet. Milde Lufttemperaturen vor allem im Februar und März verhinderten anschließend aber eine stärkere Auskühlung der Seeoberfläche und damit eine Ausbildung inverser Schichtungen. Gleichzeitig blieben in diesen Jahren die vertikalen Stoffaustauschraten schwach.

Auffallend geringe Austauschraten gab es auch in den Jahren 1989, 1990, 1993, 1995, 1998, 2001 und 2002 (Abbildung 5). Obwohl in diesen Jahren die Tiefenwassertemperaturen deutlich über 4,1 °C lagen und mithin das Tiefenwasser deutlich über dem Dichtemaximum lag, waren die Wintermonate zu warm, um die oberen Wasserschichten ausreichend auszukühlen und einen tief greifenden Wasseraustausch zu provozieren. Sogar im März des Jahres 1993 als bei 4,5 °C, im Rahmen der Messgenauigkeit von 0,1 °C, der sehr seltene Fall einer Homothermie beobachtet wurde, reichte der vertikale Stoffausgleich nur bis in eine Tiefe von etwa 100–150 m (Abbildung 9a - c).

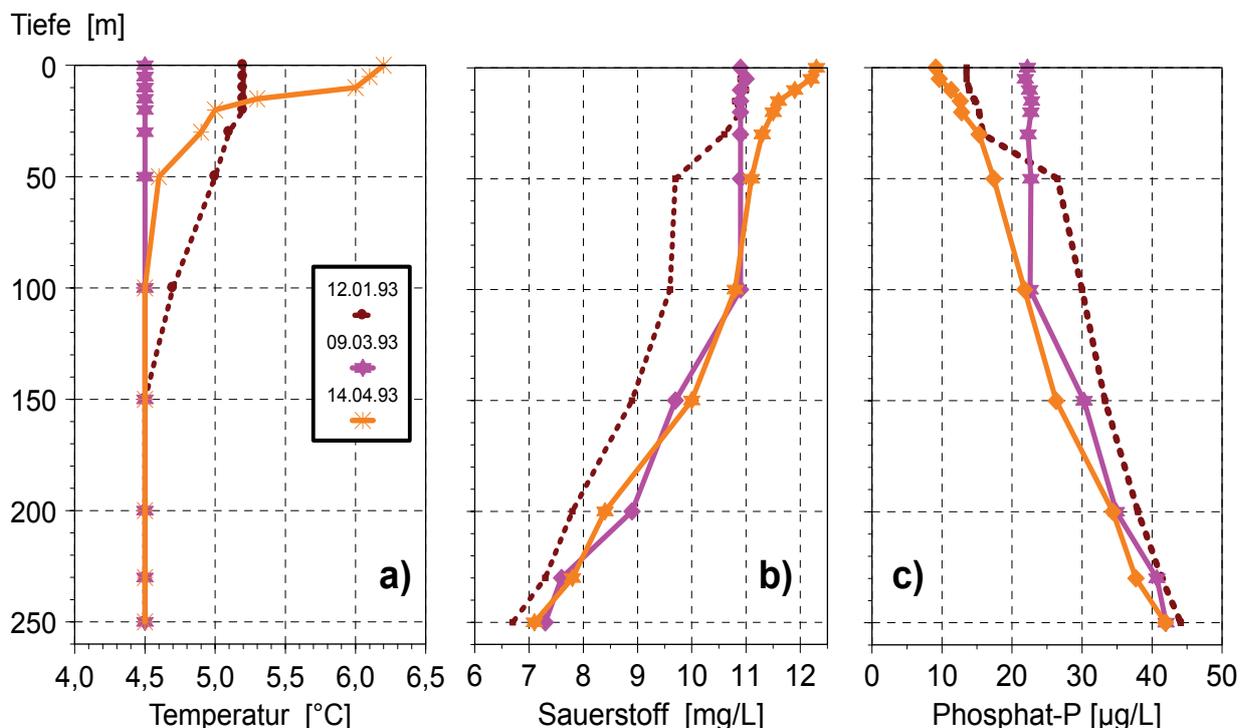


Abb. 9: Wassertemperaturen (a), Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 12. Januar, 9. März und 14. April 1993 in Seemitte (FU).



3.5 Kalte Dichteströme

Seit etwa Anfang der neunziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts fallen in den Vertikalprofilen von Sauerstoff, Phosphat, Silikat und anderen Stoffen im tiefen Hypolimnion vermehrt „untypische“ Stoffkonzentrationen in einzelnen Messtiefen auf. Dabei handelt es sich um Messwerte, die eher für obere Wasserschichten charakteristisch sind, und zu diesem Zeitpunkt nicht in das übliche Bild eines zum Seeboden hin abfallenden oder ansteigenden Konzentrationsverlaufs passen.

Ein interessantes Beispiel sind die Profile vom 16. Januar 1995 (Abbildung 10). Im Vergleich zu der vorhergehenden Messung am 6. Dezember 1994 ergaben sich insbesondere in der Probe aus 1 m über Grund auffallend starke Konzentrationsänderungen. Temperaturdaten vom 16. Januar 1995 liegen zwar leider keine vor, aber die Daten vom 30. Januar 1995 belegen eine Temperaturabnahme innerhalb der acht Wochen von 4,7 °C auf 4,4 °C über Grund und lediglich von 4,7 °C auf 4,6 °C in 230 m Tiefe.

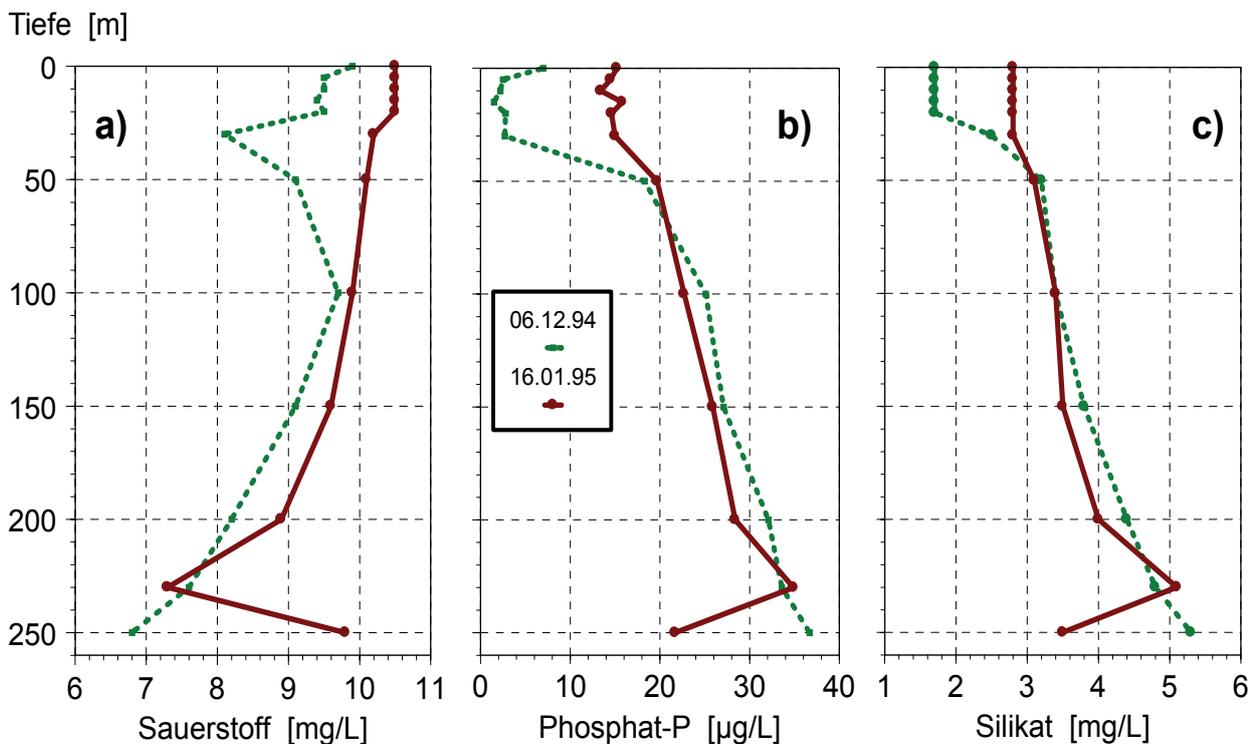


Abb. 10: Sauerstoff- (a), Phosphat-P- (b) und Silikat-Konzentrationen (c) vom 6. Dezember 1994 und 16. Januar 1995 in Seemitte (FU).

Derartige „gestörte“ Tiefenprofile lassen sich dann beobachten, wenn wärmere Tiefenwasser durch seitlich einströmende, kältere und mithin schwerere Wasserkörper aus randständigen Seebereichen verdrängt werden. Dieses Phänomen der so genannten kalten Dichteströme beobachtete und beschrieb HOLLAN (2000) für den Bodensee erstmals in den neunziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts.

In jüngster Zeit führten kalte Dichteströme mehrfach zu größeren Umwälzungen. Besonders eindrucksvoll waren die Veränderungen im Februar 1999. Nach einigen Frosttagen im Januar, sowie einer anhaltende Kältephase in der Woche vom 8. bis 15. Februar mit Tagesmittelwerten bis - 7 °C, schloss sich ein Wetterumschwung an mit mehrtägigen starken Stürmen überwiegend aus südwestlicher Richtung, senkrecht zur Längsachse des Sees.

Innerhalb von zwei aufeinander folgenden Untersuchungsterminen am 9. und 24. Februar kühlte sich das Wasser an der zentralen Seemittestation zwischen Fischbach und Uttwil (FU) in allen Tiefen um 0,3 bis 0,5 °C ab, wobei die Temperaturabnahmen vor allem in 200 m, 230 m und in 1 m über Grund mit 0,5 °C ungewöhnlich hoch waren (Abbildung 11a).

Parallel zu den kraftvollen Abkühlungen stiegen die Sauerstoffkonzentrationen in diesen Tiefen stark an, während gleichzeitig die Phosphat- und Silikatgehalte auf das Niveau der oberflächennahen Schichten abfielen (Abbildung 11b - d).

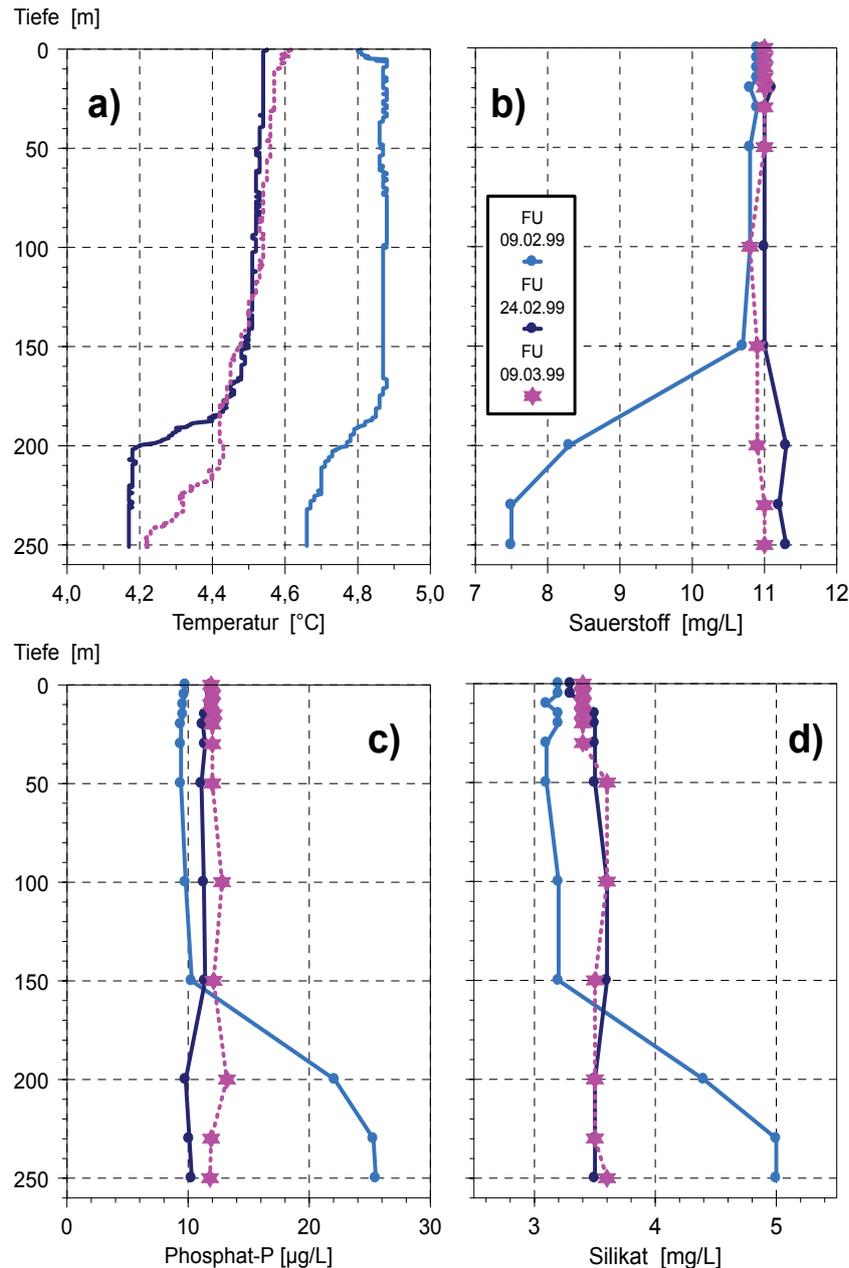


Abb. 11: Mit ME-Sonde gemessene Wassertemperaturen (a), sowie Sauerstoff- (b), Phosphat-P- (c) und Silikat-Konzentrationen (d) vom 9. Februar, 24. Februar und vom 9. März 1999 in Seemitte (FU).



Ähnliche Veränderungen fanden sich an der über 10 km entfernten Seemittestation zwischen Langenargen und Arbon (LA). Wegen der größeren Untersuchungsabstände konnten sie dort erst Anfang März dokumentiert werden (Abbildung 12a - d).

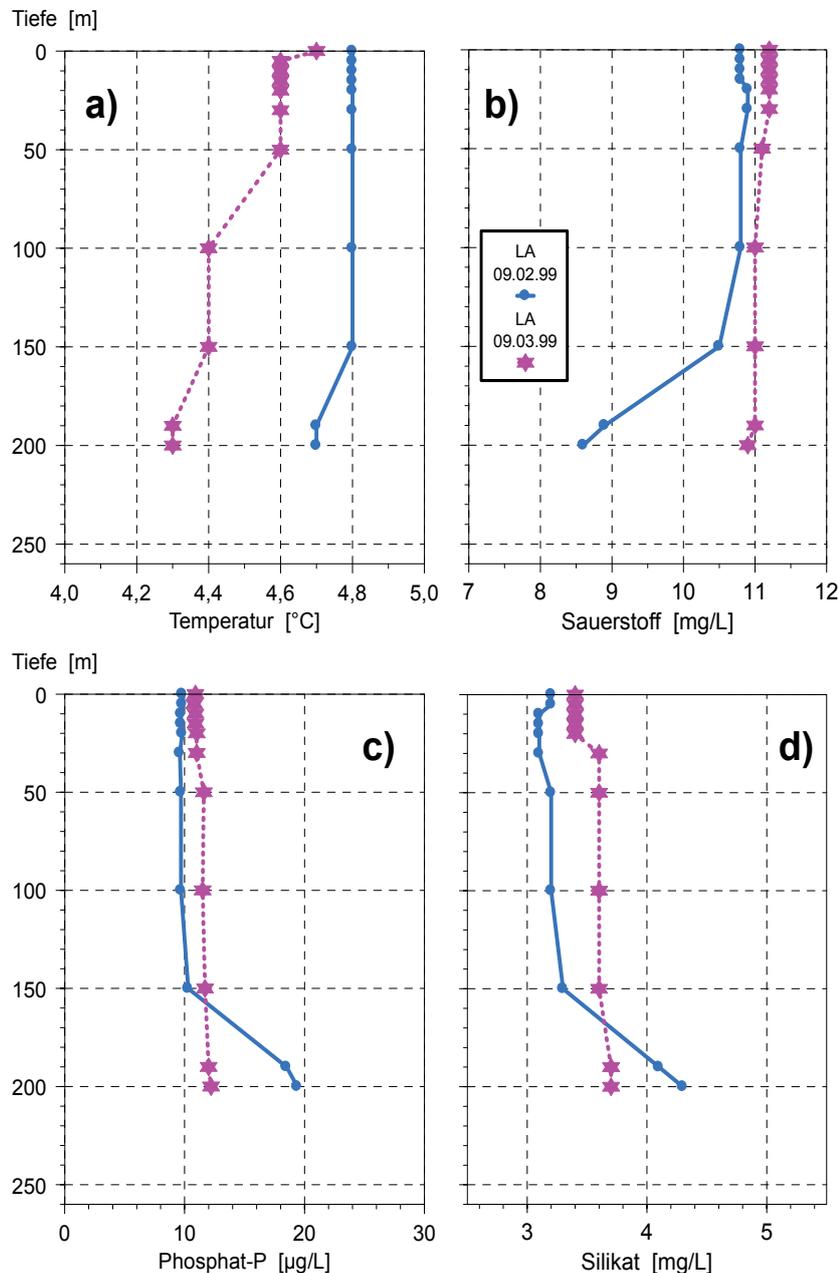


Abb. 12: Wassertemperaturen (a), sowie Sauerstoff- (b), Phosphat-P- (c) und Silikat-Konzentrationen (d) vom 9. Februar und 9. März 1999 in Seemitte (LA).

Zeitnah zu den Ereignissen in Seemitte registrierte das Seepumpwerk Nonnenhorn am 22. Februar am Nordufer in 60 m Tiefe eine sprunghafte Temperaturabnahme und Trübungszunahme, während das Seepumpwerk Riet am 23. Februar am Südufer in 40 m Tiefe einen Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen beobachtete. Fasst man die Befunde zusammen, so liegt die Schlussfolgerung nahe, dass der spezielle Witterungsablauf zunächst eine Auskühlung von oberflächennahen Wasserschichten verursachte, die dann anschließend durch Stürme in die nördlichen Randbereiche verfrachtet wurden. Dort glitten die kalten Wassermassen auf Grund ihrer hohen Dichte in die Tiefe und verdrängten den wärmeren, sauerstoffärmeren Tiefenwasserkörper in die südlichen Bereiche des Obersees.

Einen effizienten vertikalen Wasseraustausch verursachten kalte Dichteströme auch in den Jahren 2003 und 2004. Am 18. Februar 2003 hatten konvektive Durchmischungsprozesse von der Oberfläche bis in eine Tiefe von 170 m nahezu ausgeglichene Temperaturen erzeugt. Die Seebereiche unterhalb der ausgeprägten Sprungschicht waren in die Vertikalzirkulation jedoch noch nicht einbezogen, wie die geringen Werte für Sauerstoff und die hohen Werte für Silikat von 200 m Tiefe bis zum Grund belegen. In den nachfolgenden 14 Tagen, bis zum 4. März, änderten sich die Verhältnisse bis 100 m Tiefe nur geringfügig, in den größeren Tiefen jedoch beachtlich. Temperaturrückgänge von mehr als 0,3 °C waren begleitet von Sauerstoffanstiegen bis zu 2,5 mg/L und Silikatabnahmen bis zu 1,5 mg/L in Grundnähe (Abbildung 13a - c). Innerhalb weniger Tage hatte sich 2003, ähnlich wie 1999, ein beachtlicher Wasseraustausch vollzogen.

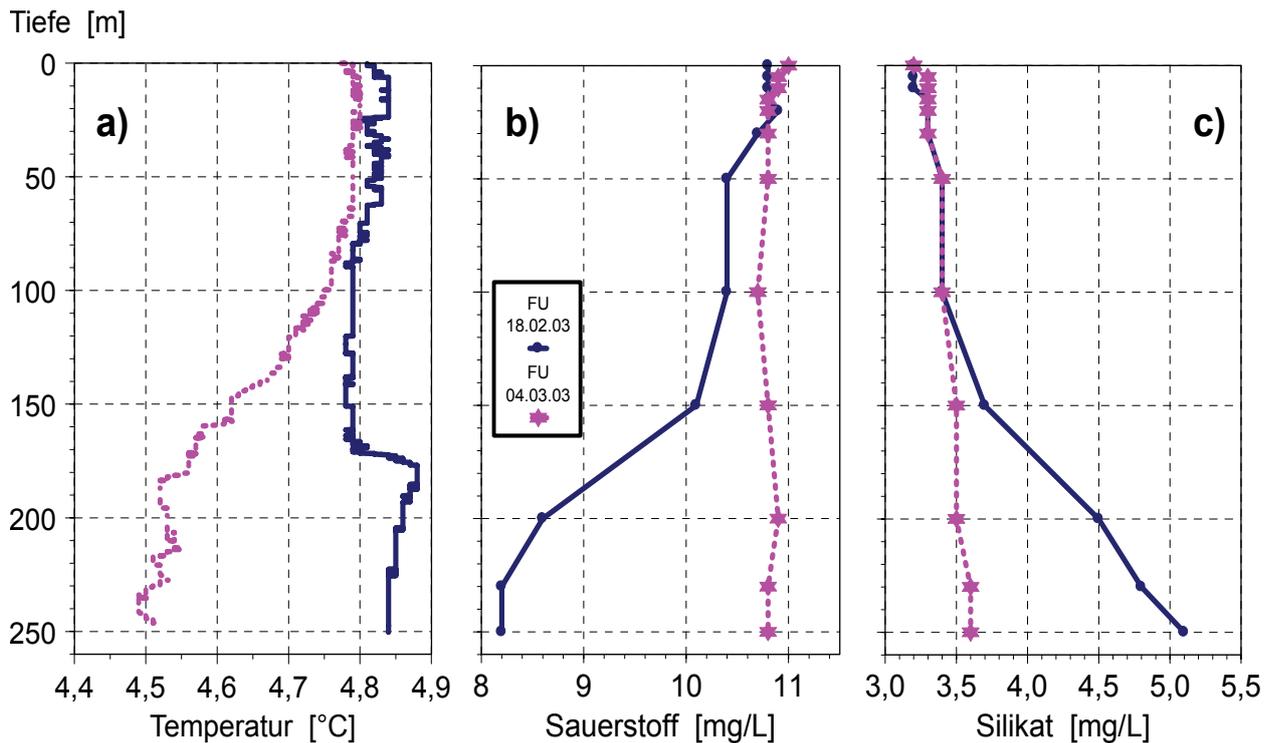


Abb. 13: Mit ME-Sonde gemessene Wassertemperaturen (a), sowie Sauerstoff- (b), und Silikat-Konzentrationen (c) vom 18. Februar und vom 4. März 2003 in Seemitte (FU).



Mitte März 2004 konnten an der Seemittestation zwischen Fischbach und Uttwil zwei Dichteströme gemessen werden, einer bei 150 m Tiefe und ein zweiter über Grund (Abbildung 14a, gestrichelte Kurve). Dazwischen befand sich eine etwas wärmere hypolimnische Schicht mit geringeren Sauerstoff- und höheren Phosphatgehalten (Abbildung 14b und 14c). Aber bereits zwei Wochen später waren die Vertikalprofile der beiden Parameter über alle Tiefenstufen weitgehend ausgeglichen.

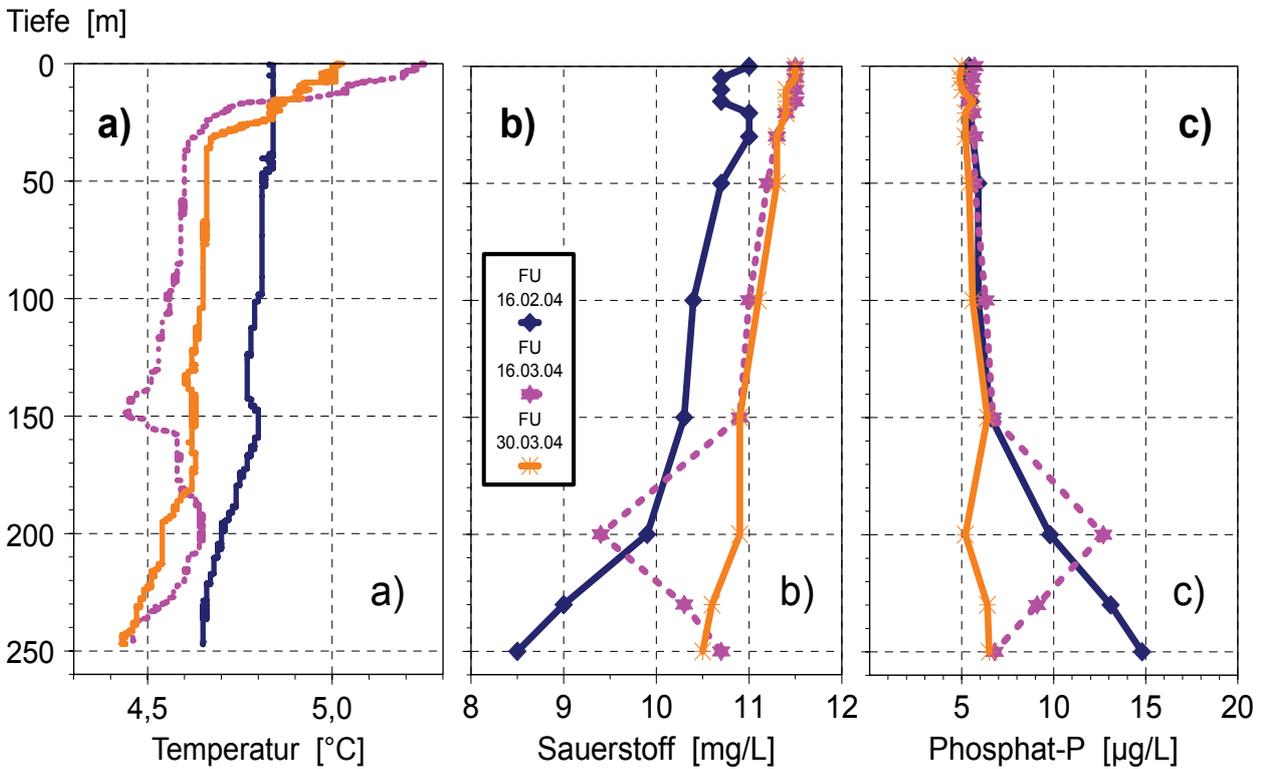


Abb. 14: Mit ME-Sonde gemessene Wassertemperaturen (a), sowie Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 16. Februar, 16. März und vom 30. März 2004 in Seemitte (FU).

3.6 Einfluss von Winden

Obwohl in den sehr warmen Wintern die bislang schwächsten vertikalen Austauschraten beobachtet wurden gibt es einige bemerkenswerte Ausnahmen, wie beispielsweise das Jahr 1994. In diesem Winter betrug die mittlere Lufttemperatur $3,75\text{ }^{\circ}\text{C}$ und entsprach damit genau jener aus dem Jahr 1989. Dennoch waren die vertikalen Austauschraten und somit die Variationskoeffizienten in den beiden Jahren total verschieden (Abbildung 5). Während sich 1989 zwischen Januar und März, abgesehen von einer seitlichen Einströmung in 230 m durch kalte Dichteströme, in den Messtiefen unterhalb von 50 m die Sauerstoff- und Phosphatgehalte kaum veränderten (Abbildung 15b und c), wurden 1994 im vergleichbaren Zeitraum die vertikalen Konzentrationsunterschiede, insbesondere beim Phosphat, nahezu ausgeglichen (Abbildung 16b und c). Außerdem erwärmte sich 1989 das Tiefenwasser von 200 m Tiefe bis zum Grund um $0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Abbildung 15a), während es sich 1994 um diesen Betrag abkühlte (Abbildung 16a).

Sucht man nach Gründen für diesen Unterschied, so fallen insbesondere die extrem ungleichen Windverhältnisse in den beiden Jahren auf. Im Winter 1993/94, dem windreichsten der vergangenen 45 Jahre, waren von November bis März Starkwinde mit einem Stundenmittel von über 6 m/s fast fünfmal so häufig als im gleichen Zeitraum 1988/89. Insbesondere tagelang anhaltende Stürme von Ende Januar bis Mitte Februar 1994 korrespondieren mit einer zunehmenden Durchmischung bis in die größten Seetiefen (Abbildung 17).

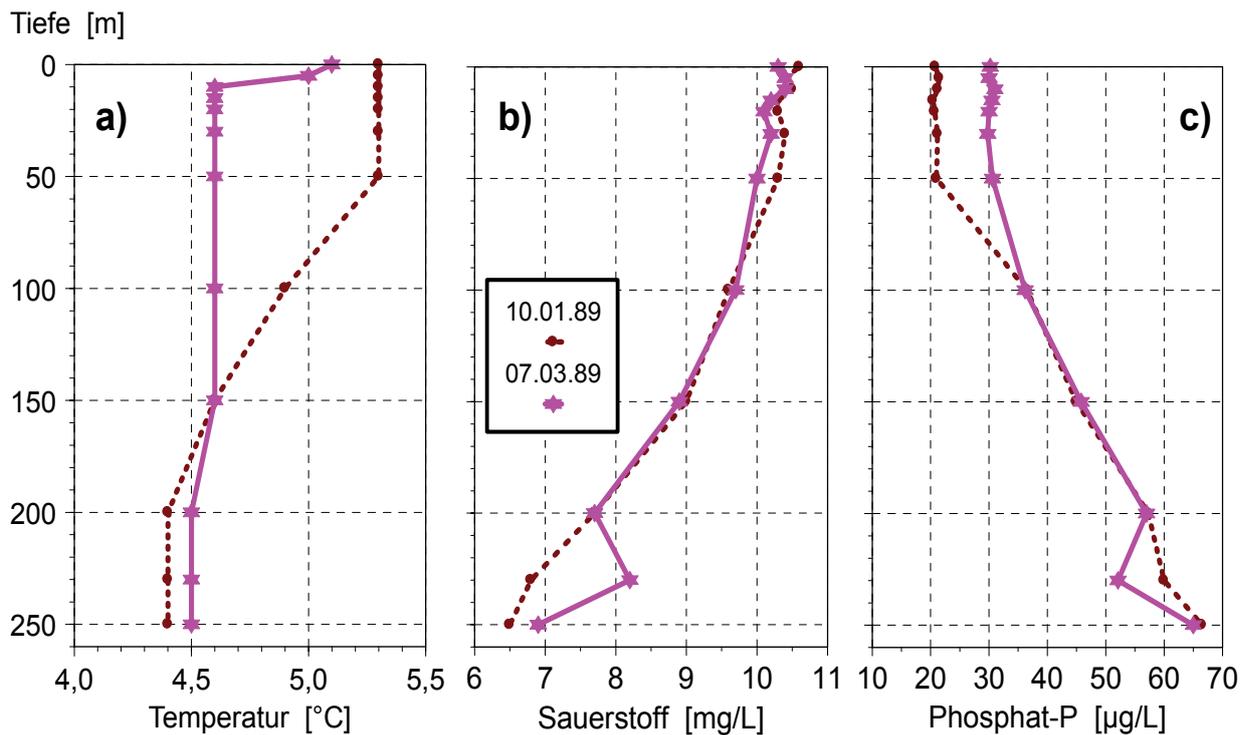


Abb. 15: Wassertemperaturen (a), Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 10. Januar und 7. März 1989 in Seemitte (FU).

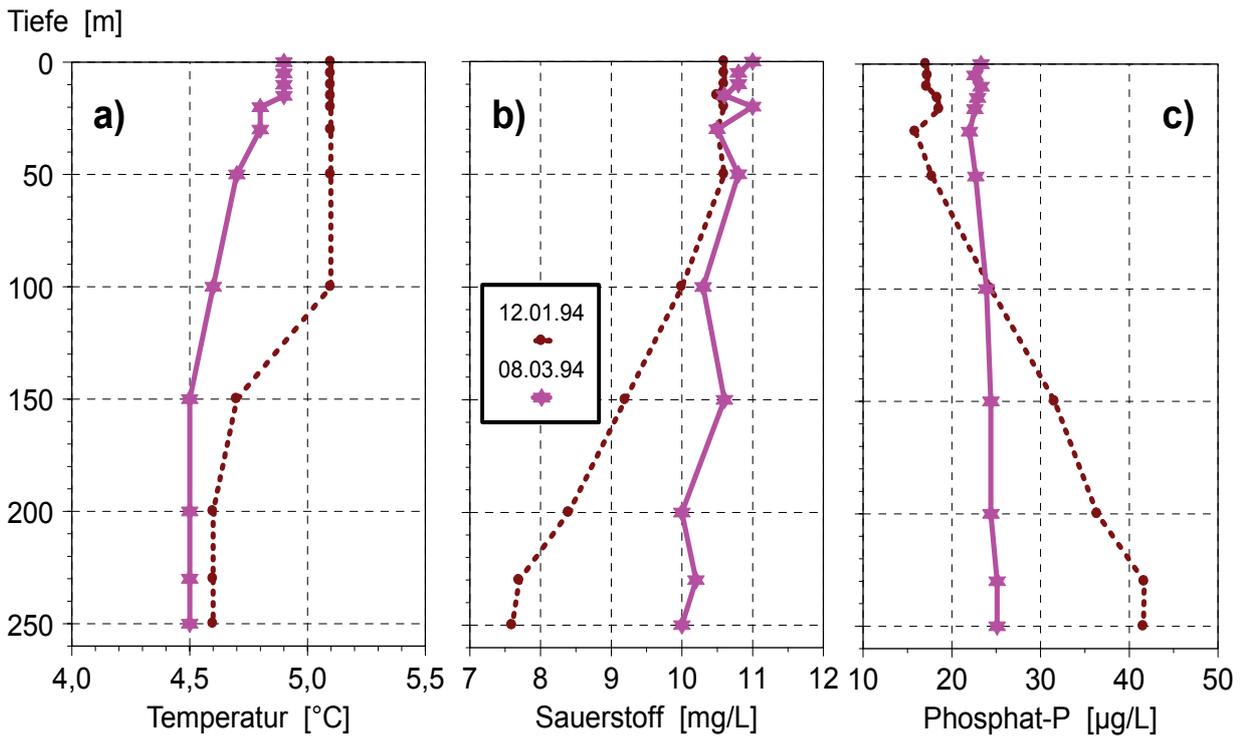


Abb. 16: Wassertemperaturen (a), Sauerstoff- (b) und Phosphat-P-Konzentrationen (c) vom 12. Januar und 8. März 1994 in Seemitte (FU).

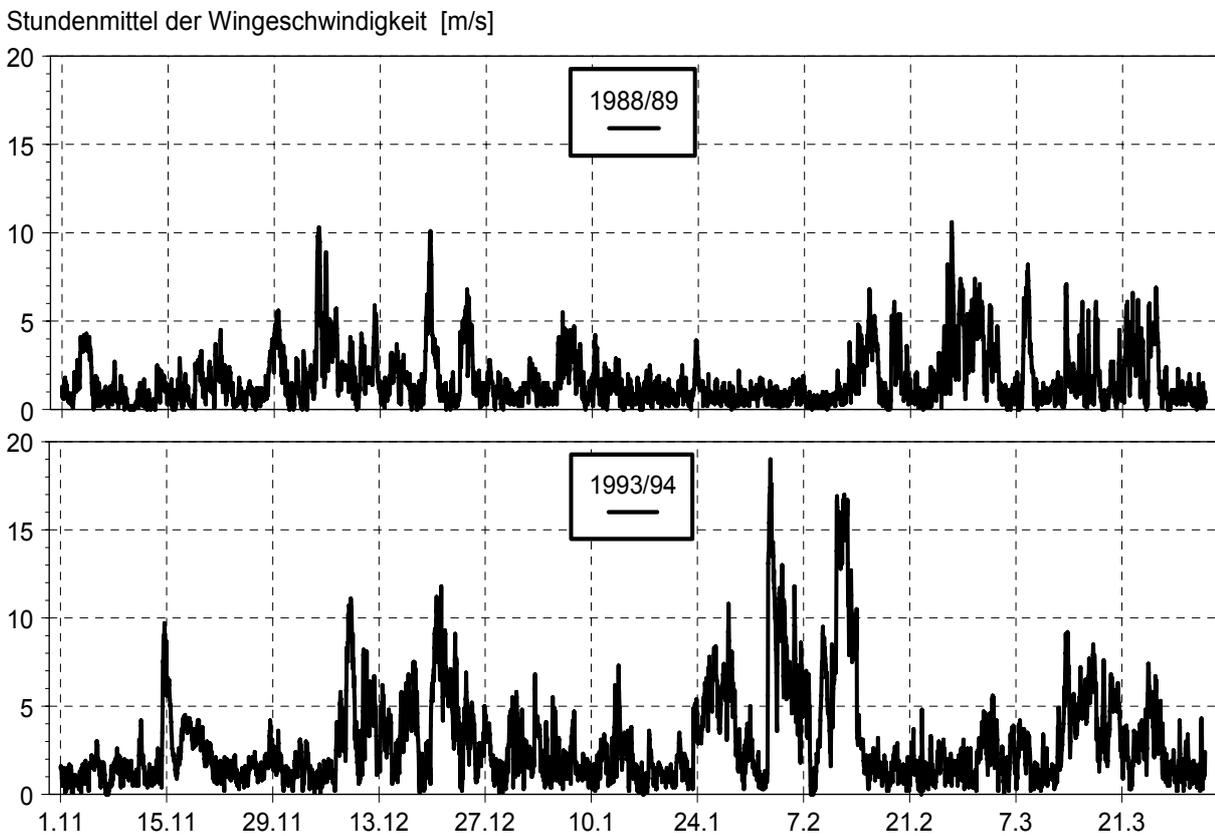


Abb. 17: Stundenmittel der Windexwindigkeiten in m/s an der Klimastation Konstanz (DWD) jeweils vom 1. November bis 31. März 1988/89 und 1993/94.

Geringe Variationskoeffizienten wurden auch im Frühjahr 1967 und 1970 beobachtet. In beiden Jahren lag die Dauer der Starkwinde von November bis März ebenfalls deutlich über dem Durchschnitt (Abbildung 18). Dabei bewegten sich im windreicheren Winter 1967 die Lufttemperaturen im mittleren Bereich, während der Winter 1970 sehr kalt war (Abbildung 4).

Andererseits belegen die Winter 1987/88 und 2001/02, dass auch überdurchschnittlich häufige Starkwinde allein nicht ausreichen, um den See gut zu durchmischen. Während 1987/88 nur wenige Frosttage gezählt wurden, waren die mittleren Lufttemperaturen in 2002 vom 15. Januar bis Ende März mit 6,0 °C ungewöhnlich hoch, deutlich höher als im gleichen Zeitraum 1994 mit 4,4 °C. Dadurch stiegen bis Mitte März 2002 die Wassertemperaturen in einer über fünf Meter mächtigen Oberflächenschicht auf über 7 °C an. Unter diesen Bedingungen konnte selbst die in den See eingetragene überdurchschnittlich hohe Windenergie die durch die Erwärmung gewonnene Stabilität nicht überwinden. Auch häufige Stürme in den sechziger Jahren, für die keine Variationskoeffizienten vorliegen, hinterließen in der Sauerstoffregeneration vielfach kaum Spuren (vgl. „Diskussion“).

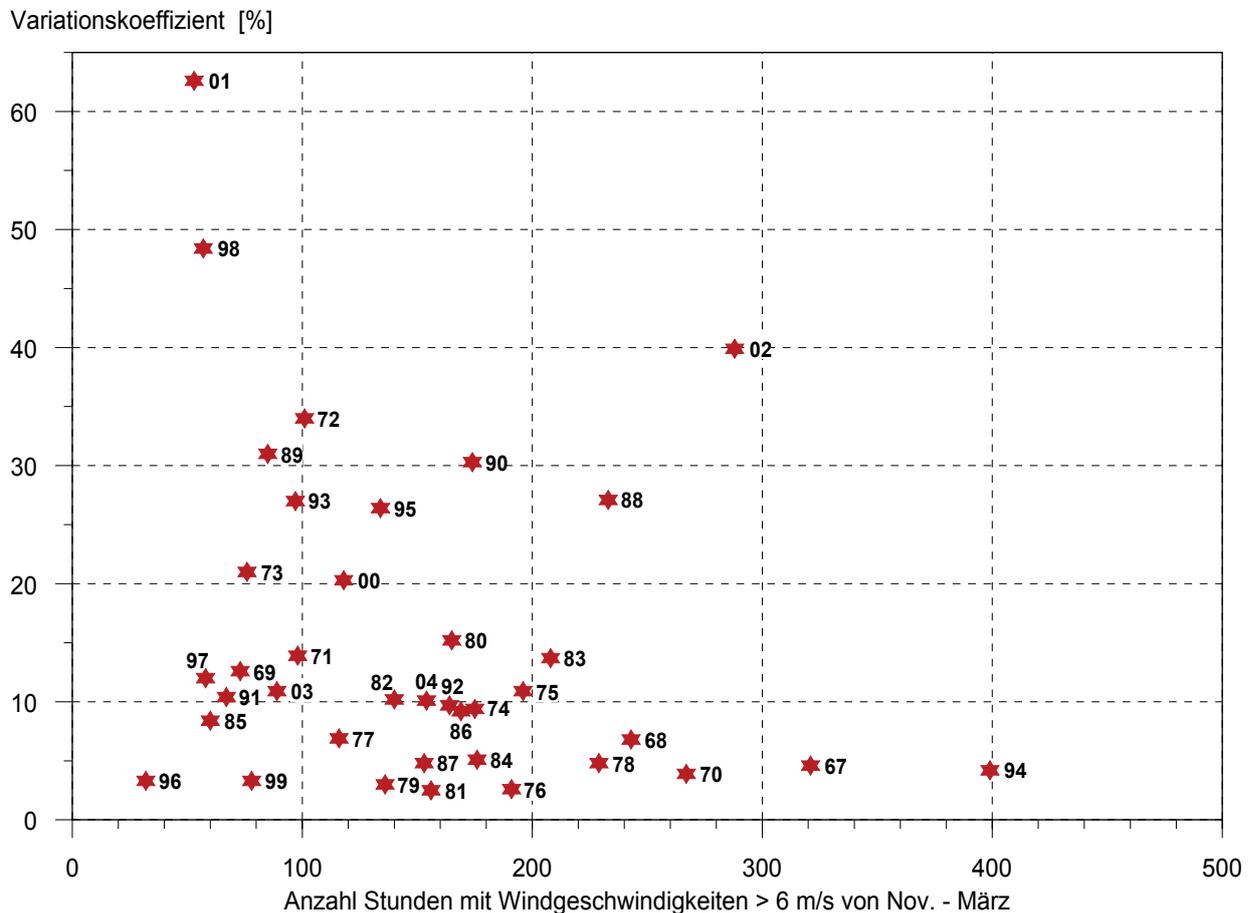


Abb.18: Variationskoeffizienten und Anzahl der Stunden mit Starkwinden über 6 m/s im Stundenmittel an der Klimastation Konstanz (DWD) von 1967 - 2004.



3.7 Quasikontinuierliche Temperatur- und Sauerstoffmessungen an der tiefsten Stelle des Obersees

Zusätzlich zu den zwei- bis vierwöchentlich erhobenen Vertikalprofilen liegen von Dezember 2002 bis September 2004 für die Seemittestation FU stündlich gemessene Temperatur- und Sauerstoffwerte vor. Sie wurden von einer am Seeboden verankerten Sonde „seacat“ aufgenommen. Die quasikontinuierlichen, fast zweijährigen Messungen geben einen Einblick in die laufenden Änderungen der beiden Parameter an der tiefsten Stelle des Sees und ergänzen die in vierzehntägigen Abständen vom Schiff aus gewonnenen grundnahen Daten.

Rund zwei Monate nach Beginn der Sondenmessungen nahm die Temperatur am 19. Februar 2003 innerhalb eines Tages von 4,84 auf 4,47 °C ab. In den folgenden Wochen schwankte sie mit größeren Ausschlägen um 4,5 °C und stieg dann von Mitte April 2003 bis Ende Februar 2004 relativ gleichförmig auf 4,66 °C an. Am 29. Februar 2004 setzte erneut ein Temperaturrückgang ein, der jedoch, verglichen mit 2003, geringer war und auf einem etwa 0,05 Grad niedrigeren Niveau endete. Von Anfang April bis zum Ende der Aufzeichnungen im September 2004 folgte erneut ein leichter Temperaturanstieg unter minimalen Schwankungen bis auf 4,56 °C (Abbildung 19).

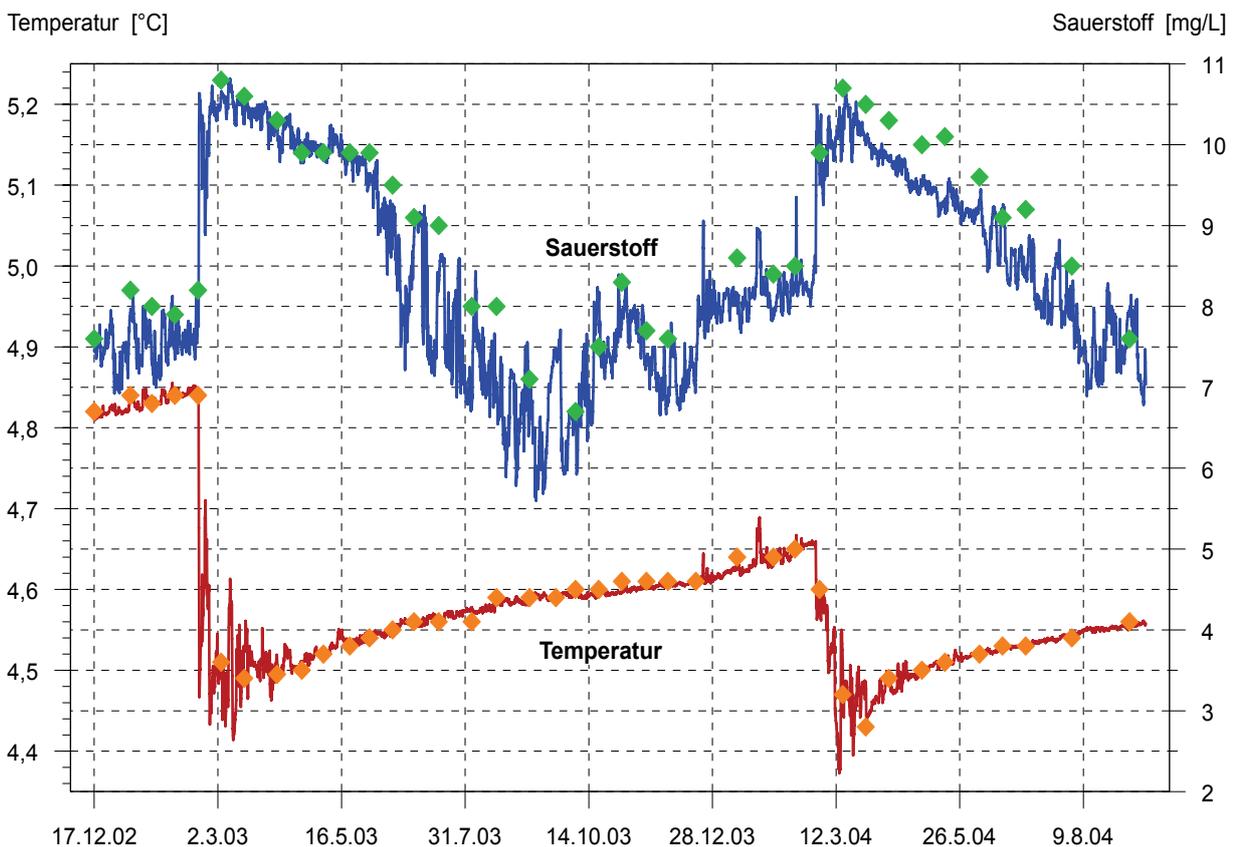


Abb. 19: Dauermessung der Wassertemperaturen und der Sauerstoffkonzentrationen mit der seacat-Sonde (durchgezogene Linien), sowie die vierzehntägig parallel dazu erhobenen Messwerte in 1 m über Grund aus den Profilen (Rauten) in Seemitte (FU) vom 17. Dezember 2002 bis 16. September 2004.

Parallel zu dem abrupten Abfall der Temperatur am 19. Februar 2003 stieg der Sauerstoffgehalt von 7,8 auf 10,6 mg/L sprunghaft an. Nach diesem Anstieg setzte aber noch im März die Sauerstoffzehrung ein. Sie führte, anfangs unter kleinen und später unter größeren Ausschlägen,

bis Mitte September 2003 zu einem Rückgang der Sauerstoffwerte auf unter 6 mg/L. Wobei die großen Schwankungen im Sommer die heterogenere Sauerstoffverteilung im Tiefenwasserkörper wegen ungleicher lokaler Zehrungen reflektieren. Es folgten wechselnde Phasen mit einer Zunahme auf über 8 mg/L, bevor sich am 29. Februar 2004 ein erneuter Sauerstoffsprung auf über 10 mg/L anschloss. Von Anfang April bis September 2004 fielen die Sauerstoffgehalte mit der schon 2003 beobachteten zunehmenden Schwankungsbreite wieder ab.

Die quasikontinuierlichen Aufzeichnungen der stationären Sonde unterscheiden sich von den grundnahen Messwerten der vierzehntägigen Profilmessungen bei den Temperaturen meist um weniger als ein Hundertstel Grad, aber beim Sauerstoff um bis zu einem halben Milligramm pro Liter.

In einer höheren zeitlichen Auflösung wird jedoch sichtbar, wie sich die auf den ersten Blick geringen Temperaturdifferenzen in Zeiten kurzfristiger, starker Änderungen, wie beispielsweise am 16. und 30. März 2004, auf fünf bis sechs Hundertstel Grad vergrößern (Abbildung 20, Pfeile entlang der gestrichelten senkrechten Linien).

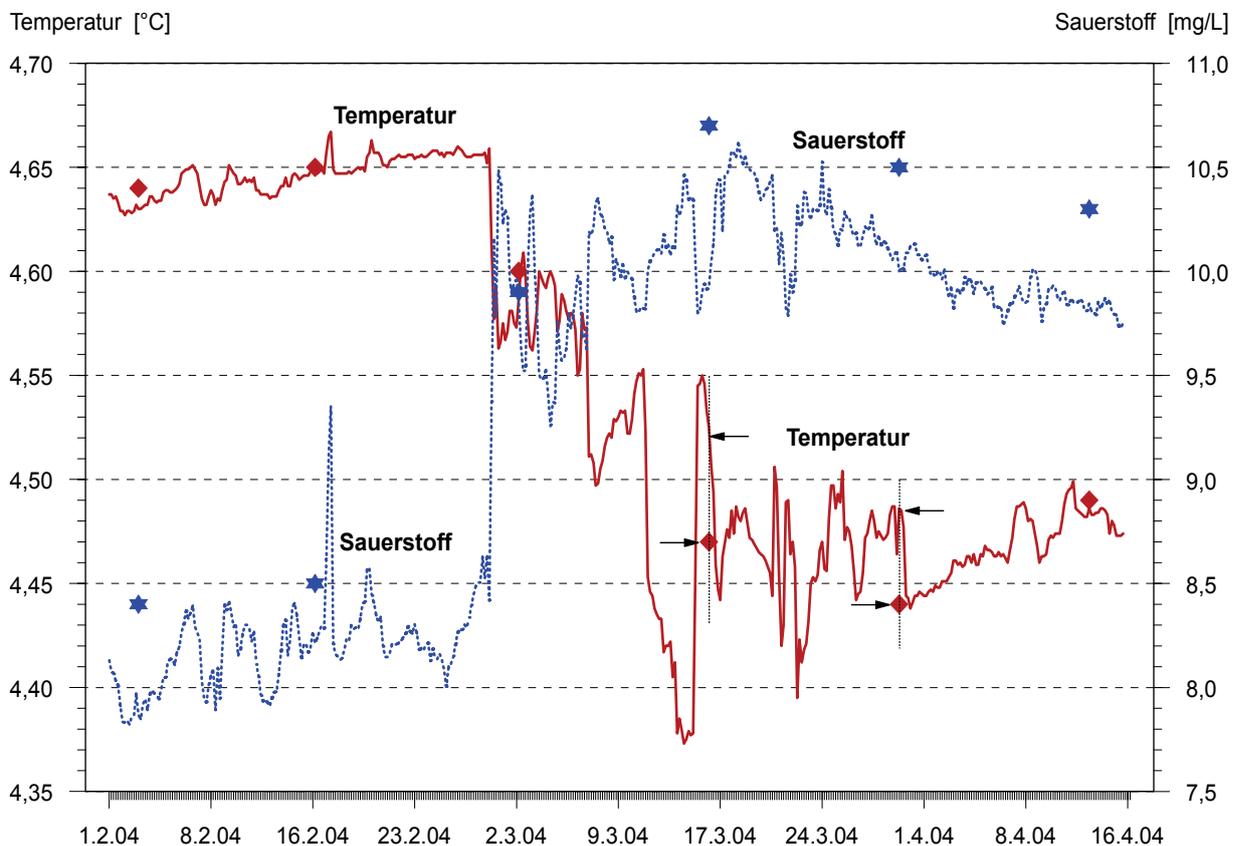


Abb. 20: Dauermessung der Wassertemperaturen und der Sauerstoffkonzentrationen mit der seacat-Sonde (durchgezogene Linien) sowie die vierzehntägig parallel dazu erhobenen Messwerte in 1 m über Grund aus den Profilen (Rauten und Sternchen) in Seemitte (FU) vom 1. Februar bis 15. April 2004. Die Pfeile an den senkrechten Hilfslinien markieren die Temperaturunterschiede zwischen den Messungen der seacat-Sonde und der Profilmessung am 16. und 30. März 2004.

Diese Beobachtungen erklären sich offenkundig damit, dass die beiden Messungen nicht an der gleichen Stelle erfolgen, weshalb sie eine bodennah sich ausbreitende Wasserfront zu unterschiedlichen Zeiten registrieren. In den genannten Fällen wäre ein kälterer Wasserkörper jeweils am Ort der Profilmessung vom Schiff aus einige Stunden früher angekommen, als an der



rund 500 bis 700 m südöstlich davon gelegenen seacat-Station.

Weitere Details zeigt die Darstellung eines Tagesganges mit stündlich registrierten Werten am 29. Februar 2004 (Abbildung 21).

Erst in dieser hohen Auflösung wird erkennbar, wie an diesem Tag innerhalb von 12 Stunden in zwei Stufen die Temperatur um fast ein Zehntel Grad abfiel und gleichzeitig der Sauerstoffgehalt um 2 mg/L auf knapp 10,5 mg/L anstieg. Diese Zunahme zeigt die Einmischung eines sauerstoffreichen Wasserkörpers, der wahrscheinlich aus oberflächennahen Seebereichen stammte. Wobei die rasche Abfolge zu beachten ist, mit der in den folgenden Wochen noch mehrfach größere Konzentrationsänderungen folgten (Abbildung 20). Offenbar wurde die Sonde im weiteren Verlauf von Wasserkörpern unterschiedlicher Herkunft und Qualität umströmt. Diese Messungen vermitteln eine Vorstellung von den realen Geschwindigkeiten und Intensitäten der winterlichen Austauschprozesse an der tiefsten Stelle in Seemitte.

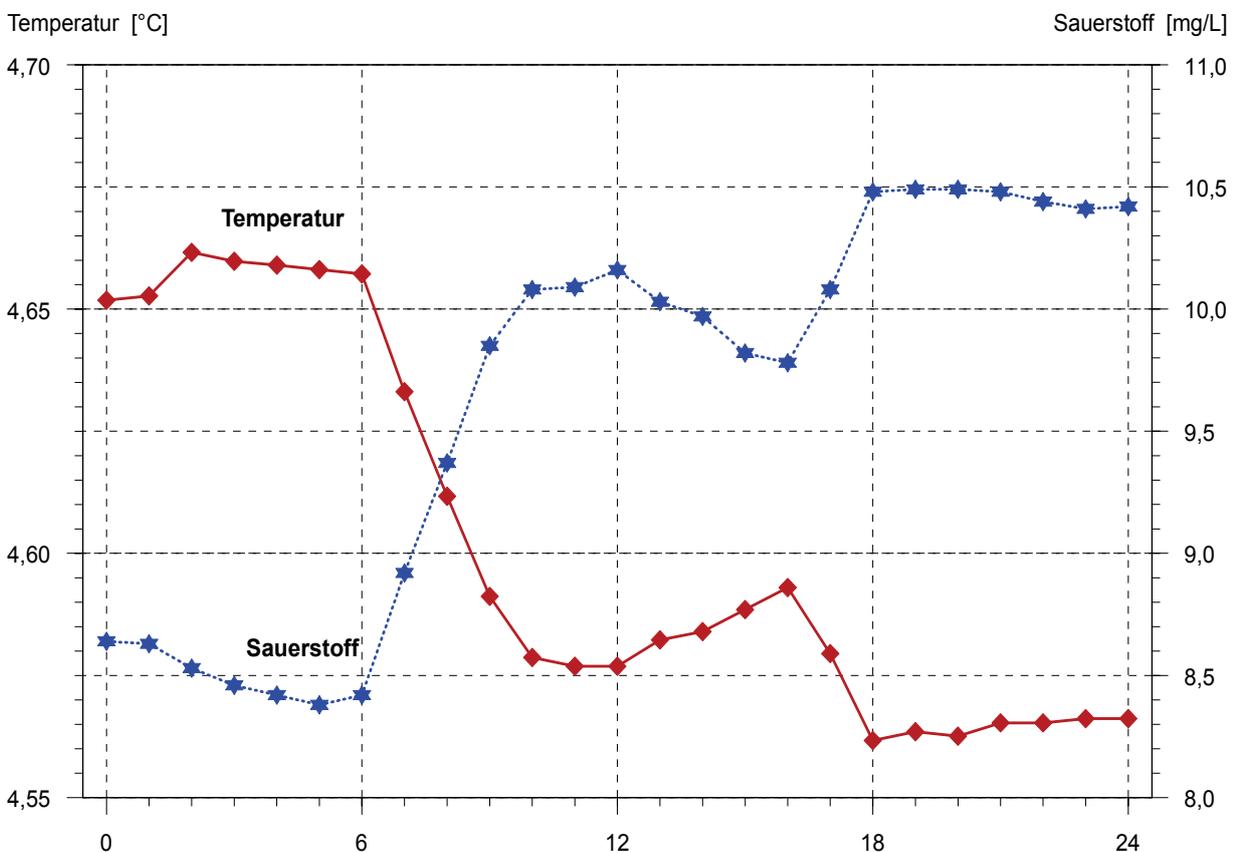


Abb. 21: Stündliche Messungen der Wassertemperaturen und Sauerstoffkonzentrationen mit der seacat-Sonde. Tagesgang vom 29. Februar 2004.

3.8 Vertikaler Stoffaustausch im geschichteten See

Im Gegensatz zu den oft kurzfristigen und starken Konzentrationsschwankungen in den tiefen Seebereichen durch Wasseraustausch im Winter werden die stofflichen Änderungen im Sommer und Herbst in erster Linie durch absinkende organische Reste geprägt. Ihr bakterieller Abbau führt zu einer allmählichen Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen in Grundnähe und zu einer messbaren Absenkung der Redoxpotentiale in den oberen Sedimentschichten (WEYHMÜLLER, 1996). Nach Unterschreiten eines Potentials von etwa 430 mV werden in den Sedimentoberflächen meist innerhalb weniger Tage erhebliche Mengen von Mangan(IV)-Verbindungen reduziert und das entstehende Mangan(II) in die bodennahen Wasserschichten freigesetzt. Dieser jährlich wiederkehrende Prozess zählt zu den markantesten chemischen Reaktionen im Obersee. Mit der zunehmenden Oligotrophierung seit Anfang der neunziger Jahre hat sich dieser Vorgang aber spürbar abgeschwächt (Abbildung 22).

Mangan [$\mu\text{g/L}$]

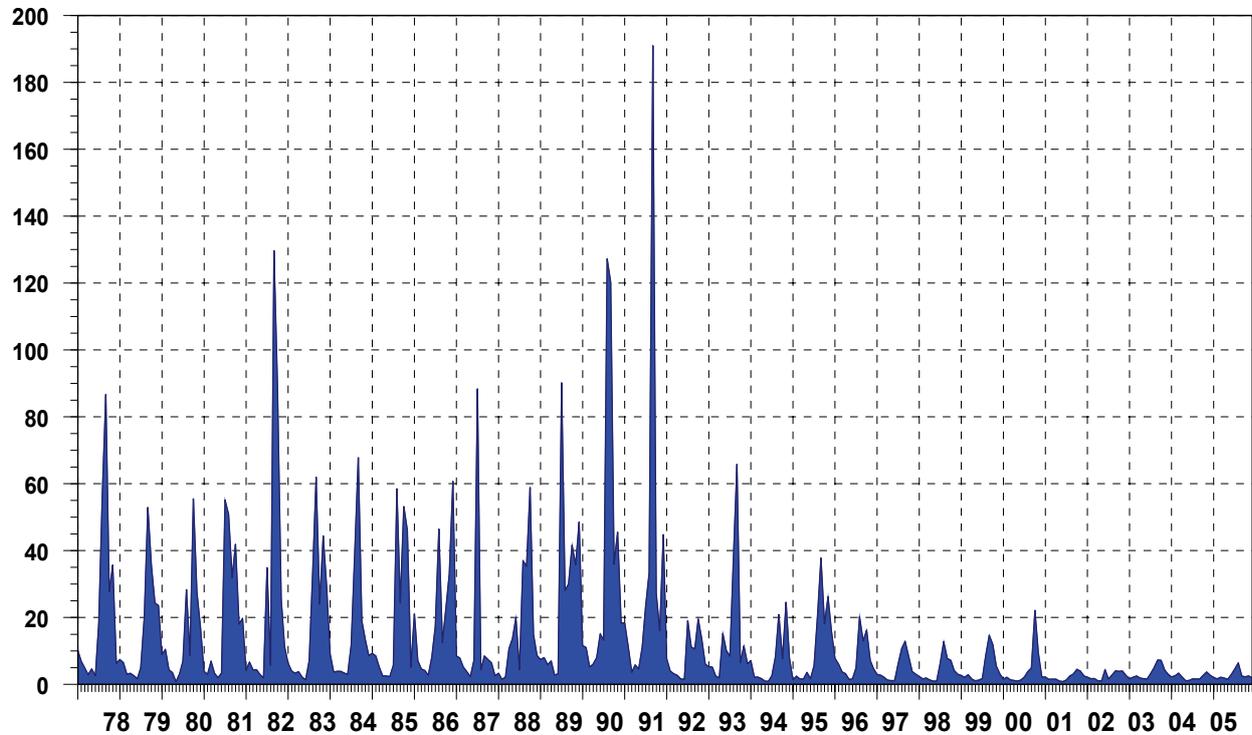


Abb. 22: Monatliche gemessene Mangankonzentrationen (Summe aus Mn gelöst und Mn partikulär) in 1 m über Grund in Seemitte (FU) von 1978 - 2005.

Nach der Freisetzung wird das gelöste Mangan durch den im Wasser vorhandenen Sauerstoff rasch wieder zu festen Mangan(IV)-Verbindungen oxidiert (GREGORY et al., 1980; GIOVANOLI et al., 1980). Die dabei entstehenden Metallogenium-Flocken sedimentieren extrem langsam und gelangen durch vertikale turbulente Transportvorgänge bis in höhere Seebereiche. Die ungefähre Dauer für diesen Transport kann aus der zeitlich versetzten Entwicklung der Manganzunahmen in verschiedenen Seetiefen abgeschätzt werden (Abbildung 23).

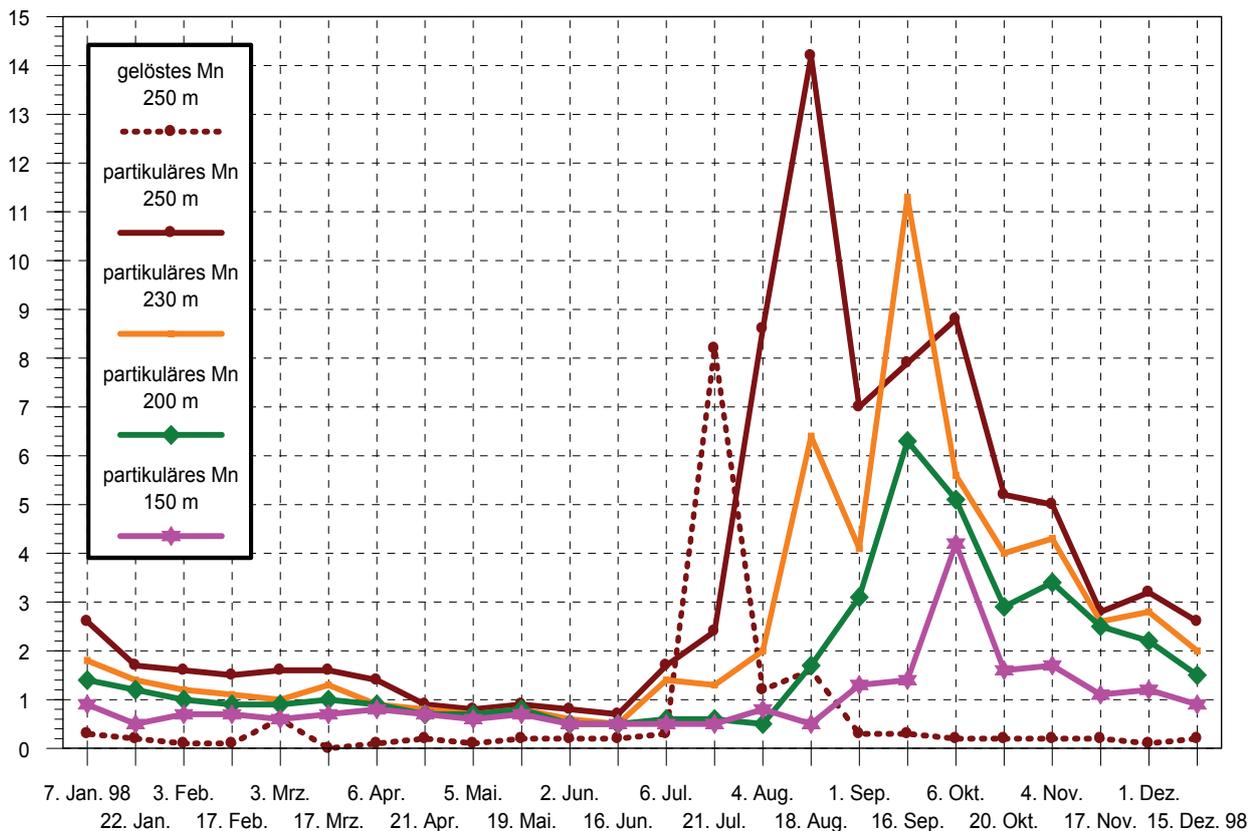
Mangan [$\mu\text{g/L}$]

Abb. 23: Gelöste Mangankonzentrationen in 1 m über Grund, sowie partikuläre Mangankonzentrationen in 150 m, 200 m, 230 m und in 1 m über Grund in Seemitte (FU) 1998.

Der in Abbildung 23 beispielhaft dargestellte Zyklus für die unteren 100 m Wassertiefe zeigt eine frühe Konzentrationsspitze von gelöstem Mangan am 21. Juli 1998 über Grund und eine späte von partikulärem Mangan am 6. Oktober 1998 in 150 m Tiefe. Weitere Messungen zwischen diesen beiden Terminen und Tiefen zeigen, wie sich das partikuläre Mangan unter Verdünnung über 230 m und 200 m Tiefe bis in die Schicht von 150 m ausbreitete. Im Jahr 1998 blieben die Mangangehalte in 200 m bis zum 4. August und die in 150 m bis zum 18. August jeweils unter $1 \mu\text{g/L}$. Anschließend stiegen sie zunächst langsam und in 200 m zum 16. September sowie in 150 m zum 6. Oktober nochmals stärker an. In der nächst höheren gemessenen Tiefe von 100 m lagen, infolge zunehmender Verdünnung, alle partikulären Mangangehalte unter $1 \mu\text{g/L}$. Beim gelösten Mangan konnte, wegen der raschen Oxidation zu partikulärem Mangan, bereits in einer Tiefe von 230 m kein Wert über $0,5 \mu\text{g/L}$ gemessen werden.

In vergleichbarer Art und Weise wie 1998 lässt sich in anderen Jahren das aus dem Seeboden stammende Mangan bis in höhere Wasserschichten verfolgen. In der Regel dauerte es zwischen 6 – 11 Wochen bis die Hauptmenge des in Grundnähe freigesetzten Mangans die Tiefe von 150 m erreichte. Infolge fehlenden Nachschubs aus dem Sediment, Verdünnung im gesamten Wasserkörper und langsamer Sedimentation der Metallogeniumflocken gingen anschließend die Konzentrationen wieder zurück und erreichten in allen Jahren überwiegend im zweiten Quartal ihr Jahresminimum (Abbildung 22).

3.9 Winterlicher Wasseraustausch durch Flusswasser

Grundsätzlich ist nicht auszuschließen, dass der über Temperatur- und Konzentrationsänderungen festgestellte winterliche Wasseraustausch in den Tiefenzonen des Bodensees außer durch vertikale Vermischungsprozesse auch durch einströmendes Flusswasser verursacht wird. Insbesondere der größte Bodenseezufluss, der Alpenrhein, der im Durchschnitt zwei Drittel des Gesamtzuflusses bringt, ist hier zu beachten. Eine Unterscheidung von Fluss- und Seewasser mittels chemischer Indikatoren ist bei hohen Anteilen von Schmelzwasser im Rhein im Frühjahr und Sommer zwar gut möglich, aber nicht im Winter, wenn niedrige Abflüsse die Konzentrationsunterschiede zwischen Fluss- und Seewasser ausgleichen (ROßKNECHT, 2003). Der Einfluss der Zuflüsse auf die Wassererneuerung kann aber über vergleichende Wasser- und Stoffbilanzen abgeschätzt werden, wenn in einzelnen Jahren trotz vergleichbarer Zuflussmengen die Änderungen im Wasseraustausch ungewöhnlich groß sind.

Geeignet für einen derartigen Vergleich sind beispielsweise die Jahre 1996 und 1998. In den ersten drei Monaten dieser Jahre flossen dem Bodensee insgesamt folgende Wassermengen zu:

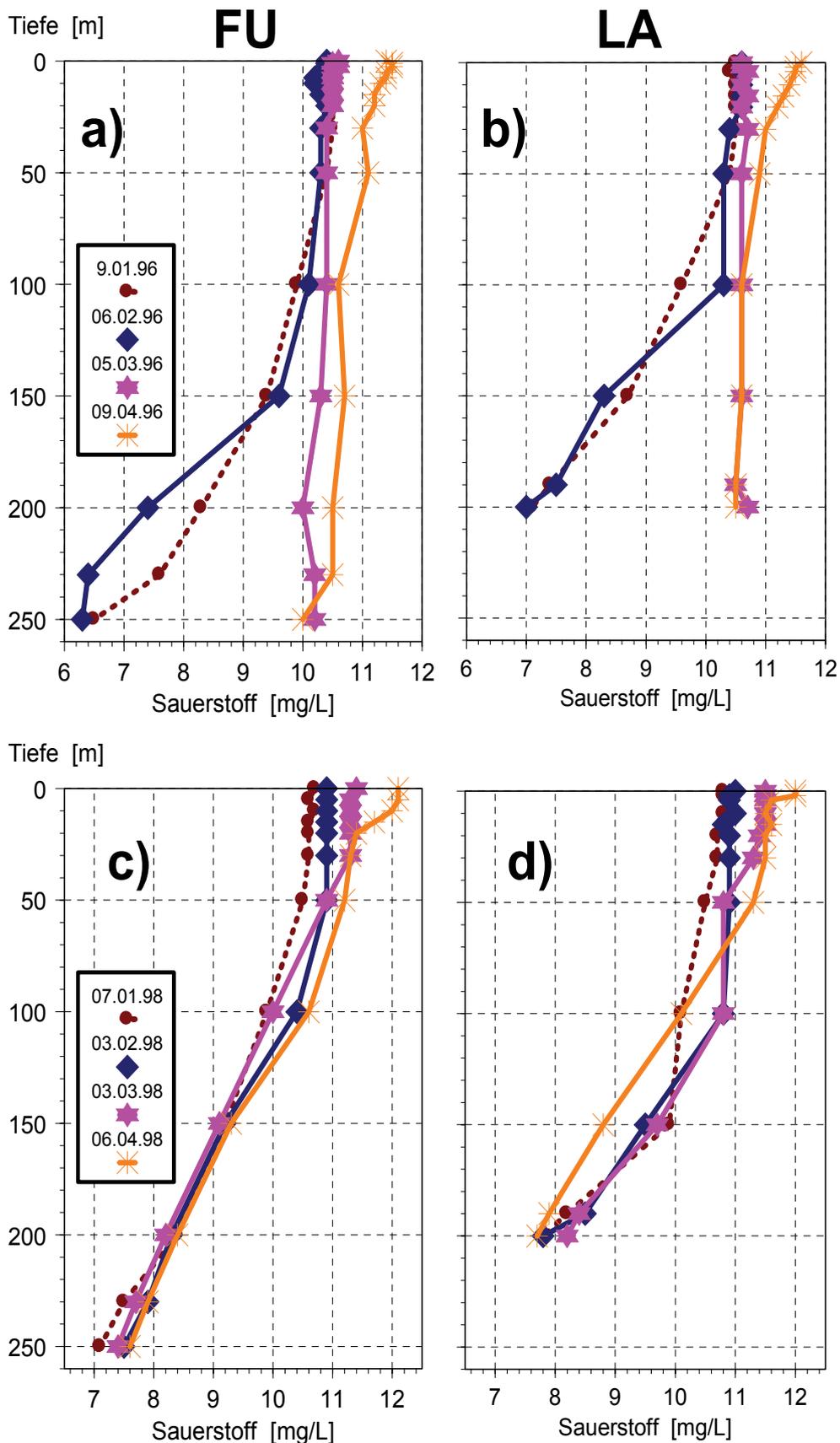
	Januar	Februar	März
1996	0,52 km ³	0,46 km ³	0,57 km ³
1998	0,64 km ³	0,47 km ³	0,73 km ³

In jedem Monat von Januar bis März war der Gesamtzufluss zum Obersee im Winter 1998 etwas größer als 1996. Die monatlich eingetragene Wassermenge erreichte dabei jeweils rund ein Zwölftel des 6 km³ umfassenden Hypolimnions von 150 – 250 m Tiefe.

Ungeachtet dieser ähnlichen Zuflussbilanz unterschieden sich die vertikalen Durchmischungen in den beiden Jahren jedoch wesentlich, wie die Sauerstoff- und Phosphatprofile der zentralen Messstationen FU und LA zeigen (Abbildung 24 und 25).

Von Januar bis Anfang April ergaben sich 1998 unterhalb von 150 m insbesondere in FU bei beiden Parametern nur marginale Konzentrationsänderungen. Im Gegensatz dazu erfolgten 1996 zwischen dem 6. Februar und dem 5. März an beiden Stationen große Veränderungen, die in einen weitgehenden Stoffausgleich von der Oberfläche bis zum Seegrund mündeten. Im Zuge dieser Umwälzungen ergab sich beispielsweise für den Tiefenbereich von 150 m bis zum Seegrund eine mittlere, volumgewichtete Sauerstoffzunahme von 8,03 auf 10,14 mg/L und es stellt sich nun die Frage, ob ein derartig deutlicher Anstieg innerhalb von vier Wochen auch durch einströmendes Flusswasser möglich gewesen wäre.

Eine Modellrechnung zeigt, dass selbst die Einmischung der kompletten Zuflussmenge des Monats Februar 1996 in die 6 km³ umfassende Tiefenzone nur einen Sauerstoffanstieg von 8,03 auf 8,34 bzw. 8,49 mg/L verursacht hätte, je nachdem ob man mit einem mittleren Sauerstoffgehalt des Zuflusswassers von 12 oder 14 mg/L rechnet. Entsprechend dieser Abschätzung sind selbst bei einem optimalen Einschichtungsszenario 1996 höchstens 14 bis 22 % der im tiefen See gefundenen Sauerstoffzunahmen durch Flusswasser erklärbar. Überwiegend dürften aber die Auswirkungen von Flusswasser noch deutlich geringer sein.



1996

1998

Abb. 24: Monatlich von Januar bis April 1996 (a) und 1998 (c) gemessene Sauerstoffkonzentrationen in Seemitte (FU), sowie monatlich von Januar bis April 1996 (b) und 1998 (d) gemessene Sauerstoffkonzentrationen in Seemitte (LA).

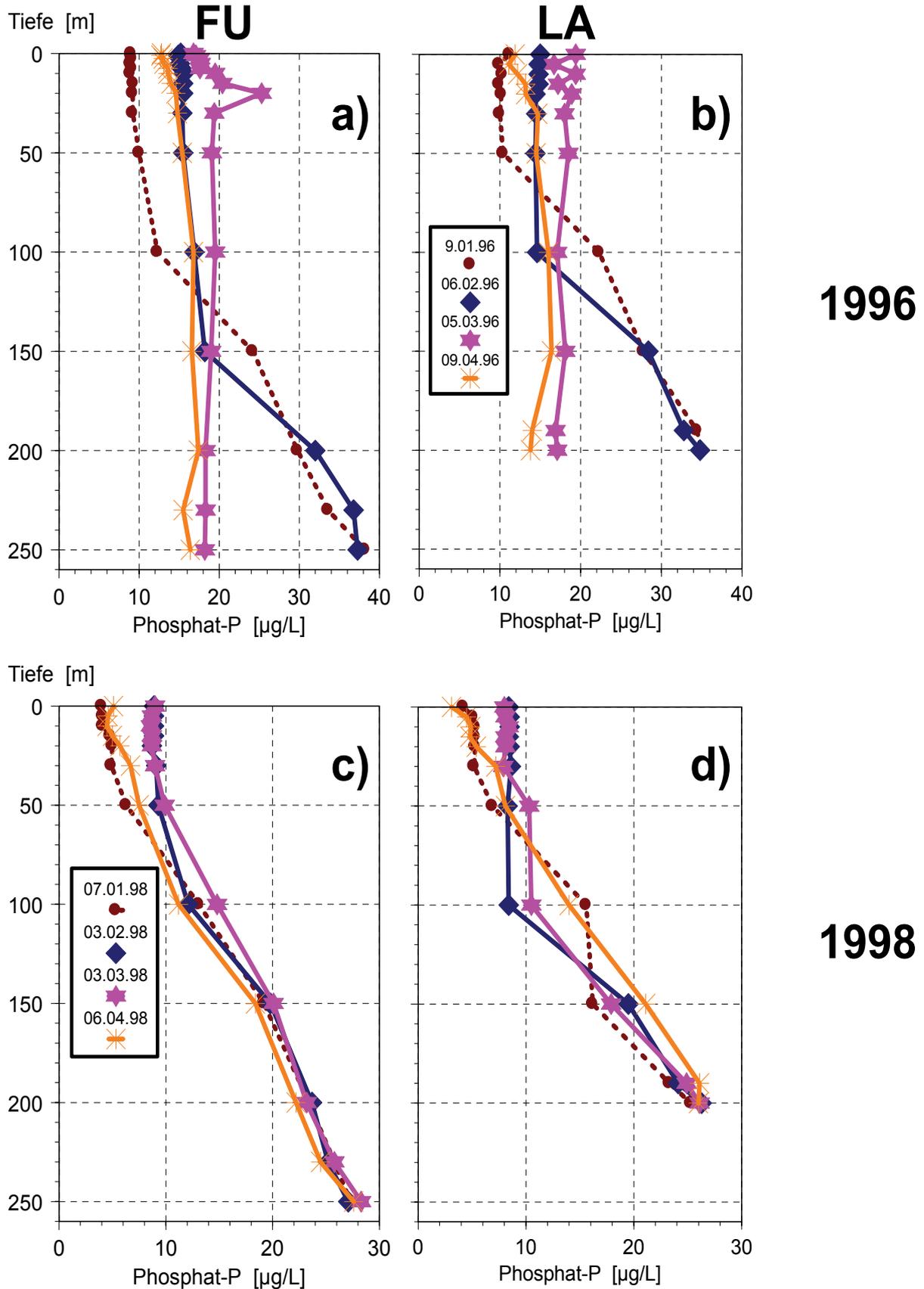


Abb. 25: Monatlich von Januar bis April 1996 (a) und 1998 (c) gemessene Phosphat-P-Konzentrationen in Seemitte (FU), sowie monatlich von Januar bis April 1996 (b) und 1998 (d) gemessene Phosphat-P-Konzentrationen in Seemitte (LA).



4 Diskussion

Dank der relativ langen Untersuchungszeit von 1961 bis 2006 geben die physikalisch-chemischen Messdaten aus dem zentralen Obersee in Verbindung mit Wetterdaten der Klimastation Konstanz wertvolle Einblicke in das winterliche Mischungsverhalten des Bodensee-Obersees. Die beobachteten und zum Teil detailliert beschriebenen Einzelbefunde werden nun im Zusammenhang unter Berücksichtigung der verschiedenen Einflussfaktoren auf den vertikalen Stoffaustausch diskutiert:

Winterliche Lufttemperaturen
Wassertemperaturen im tiefen Hypolimnion
Kalte Dichteströme
Winterliche Starkwinde
Kombinationswirkungen von Wetterereignissen
Ganzjährig wirksame turbulente Vermischung
Zuflusswasser

Um die Ergebnisse im Kontext prüfen zu können sind in Abbildung 26 wichtige Einflussfaktoren über den gesamten Beobachtungszeitraum von April 1961 bis Mitte 2006 dargestellt. Neben den durchschnittlichen winterlichen Lufttemperaturen, den monatlichen Wassertemperaturen von 200 bis 254 m Tiefe und groben Hinweisen auf die sturmreichsten Winter wurden als Anzeiger für den vertikalen Stofftransfer die monatlichen Sauerstoffkonzentrationen von 200 bis 254 m Tiefe abgebildet. Die Sauerstoffwerte wurden gewählt, weil sie von hoher Relevanz für das Tiefenwasser sind und noch unmittelbarer den Stoffaustausch gerade in den großen Seetiefen wiedergeben als die Variationskoeffizienten, die eine Bilanz über die gesamte Wassersäule darstellen.

In wärmeren Wintern mit durchschnittlichen **Lufttemperaturen** über 3 °C (Mittel 61 – 05: 2,5 °C) durchmischte der See häufig nur unvollständig (Abbildung 5 und 26). Bevorzugt dann, wenn Frosttage (Tage mit $T_{\min} < 0$ °C) und Eistage (Tage mit $T_{\max} < 0$ °C) in den Wintermonaten selten waren oder im Januar und Februar gehäuft Tage mit ungewöhnlich hohen Maximaltemperaturen von annähernd 10 °C und darüber vorkamen. In diesen Wintern bewirkte die relativ geringe Auskühlung der Seeoberfläche weder ausreichend konvektive Prozesse noch starke Dichteströme, um die vertikalen Austauschprozesse bis in Grundnähe voranzutreiben. Das tiefe Hypolimnion blieb geschichtet und die Frischwasserzufuhr sehr begrenzt. Als Folge blieben die Maxima der Sauerstoffgehalte meist deutlich unter 10 mg/L.

Plausible Ausnahmen waren die Winter 1994 und 2003. Im bislang sturmreichsten Winter 1993/94 reichte die eingetragene Windenergie offensichtlich aus, um ungeachtet höherer Lufttemperaturen, eine kräftige Durchmischung anzuregen. Im Winter 2003 war hingegen der Januar und Februar mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von - 0,5 °C vergleichsweise kalt. Die relativ hohe Durchschnittstemperatur von 3,5 °C von November bis März kam hier durch die ungewöhnlich warmen Monate November, Dezember und März zustande. Die Kälte Anfang des Jahres reichte aber aus, um kräftige Dichteströme zu erzeugen, die bis Anfang März eine Sauerstofferholung bis zum Seegrund bewirkten (Abbildung 13).

Auffallend in Abbildung 26 ist das typische Sägezahnmuster der durchschnittlichen **Wassertemperaturen** von 200 m bis zum Grund (Livingston, 1997). Teilweise über Jahre sich hinziehende Erwärmungen wurden mehrfach von sprunghaften Abkühlungen unterbrochen. Sobald die Tiefenwassertemperaturen zu Beginn des Winters bei Werten von etwa 4,1 °C und tiefer lagen, sich also die Dichte des Wassers einem maximalen Wert näherte, blieben starke Rückgänge jedoch aus. Gleichzeitig waren die vertikalen Durchmischungen nicht optimal und die Sauerstoffgehalte verharrten anschließend unter 10 mg/L. Gut erkennbar ist dieses Phänomen

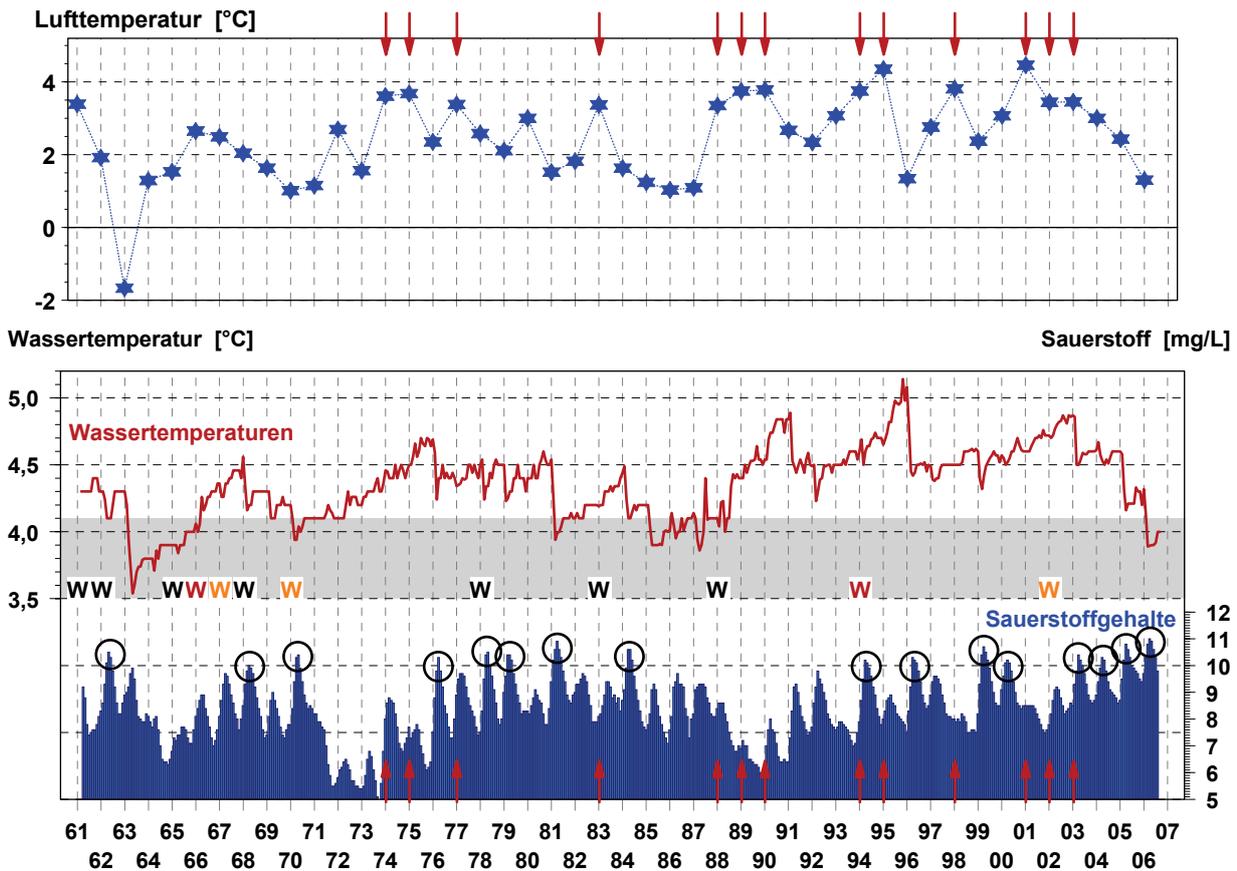


Abb. 26: Mittelwerte der Lufttemperaturen der Klimastation Konstanz jeweils vom 1. November bis 31. März (rote Pfeile: Winter mit Lufttemperaturen über 3 °C). Monatliche volumengewichtete Wassertemperaturen von 200 - 254 m Tiefe (rote Linie, linke Skala; grau unterlegt: Bereich hoher Dichte) und gleitendes Dreimonatsmittel der volumengewichteten Sauerstoffgehalte von 200 - 254 m Tiefe (blaue Balken, rechte Skala; Kreise: Sauerstoff ≥ 10 mg/L). Windstärken > 6 m/s in Stunden jeweils vom 1. November bis 31. März (**W**: > 200 Stunden, **WW**: > 250 Stunden, **WWW**: > 350 Stunden; Ø 61 - 04: 159 Stunden).

1964 bis 1966 in den Jahren nach der Seegfrörne, aber auch 1971, 1972, 1982 und 1986 bis 1988 jeweils im Anschluss an sehr kalte Winter. In diesen Fällen schneiden in Abbildung 26 die gestrichelten senkrechten Rasterlinien (Jahresbeginn) die rote Kurve der Wassertemperaturen in der grau unterlegten Fläche.

Diese Beobachtungen belegen, dass sich kalte Wasserkörper mit hoher Dichte nur sehr schwer aus dem tiefen Seebecken verdrängen lassen. Denn mit Ausnahme von 1966, 1972 und 1988 waren die Wintermonate in den restlichen sechs der neun genannten Jahre sogar überdurchschnittlich kalt. Außerdem bliesen die Stürme beispielsweise im austauschschwachen Winter 1965/66 fast so häufig wie 1993/94. Es herrschten also scheinbar gute Voraussetzungen für eine tief greifende Durchmischung mit entsprechend wirkungsvollem Stoffaustausch.

Anstelle der erwarteten guten Durchmischungen verursachten die starken Wärmeverluste in den sechs kalten Wintern aber nur mehr oder weniger ausgeprägte inverse Temperaturschichtungen, wie beispielsweise 1971 und 1986 (Abbildung 7a und 8a). Sie belegen einen eingeschränkten vertikalen Wärmetransfer, der ebenso wie die fehlenden Konzentrationsausgleiche auf mangelhafte vertikale Austauschprozesse verweist.

In dieses Bild passt auch die bislang längste Phase mit konstanter Tiefenwassertemperatur und

minimalem Stoffaustausch von August 1970 bis Juni 1971. Im Rahmen der Messgenauigkeit von einem Zehntel Grad blieben die Wassertemperaturen über diesen langen Zeitraum stabil, trotz der sehr tiefen Lufttemperaturen von November bis März von durchschnittlich nur 1,2 °C.

Ein Potential für außerordentlich effektive vertikale Austauschprozesse war hingegen dann gegeben, wenn nach milden Wintern im darauf folgenden November/Dezember das Tiefenwasser relativ hohe Temperaturen aufwies und anschließend im Januar/Februar niedrige Lufttemperaturen auftraten. Diese Abfolge von kalten nach wärmeren Wintern führte in der großen Seetiefe meist zu steilen Temperaturabfällen und Sauerstoffkonzentrationen von 10 mg/L und darüber (Kreise in Abb. 26). Die wenigen Ausnahmen mit Sauerstoffmaxima unter 10 mg/L fanden sich unmittelbar nach extremen Zehrungen, wie beispielsweise 1973 und 1991, oder nach wochenlanger Eisbedeckung im Jahr 1963. Eine effektive Sauerstoffholung in einer Phase steigender Temperaturen konnte dagegen lediglich im sturmreichen Winter 1994 beobachtet werden.

Insgesamt wird die Einmischung von kaltem Oberflächenwasser in große Seetiefen bereits bei minimalen Dichteunterschieden zwischen diesen Bereichen möglich. Exemplarisch zeigt dies die gründliche vertikale Durchmischung von 1981, als das Tiefenwasser zu Beginn des Winters mit 4,5 °C lediglich 0,4 °C über der empirisch gefundenen Temperaturschwelle von 4,1 °C lag, bei der, etwa im kälteren Winter 1971, kein optimaler Wasseraustausch beobachtet wurde (Abbildung 6 und 7).

Generell wurden seit Anfang der neunziger Jahre häufiger **kalte Dichteströme** aus randständigen Seebereichen im tiefen Hypolimnion nachgewiesen. Offensichtlich begünstigten die im selben Zeitraum beobachteten höheren hypolimnischen Wassertemperaturen ihr Vordringen bis zur Messstation in Seemitte. Es ist anzunehmen, dass Dichteströme auch in den ersten drei Jahrzehnten des Untersuchungszeitraums fester Bestandteil des Seegeschehens waren, aber bei den damals insgesamt niedrigeren Tiefenwassertemperaturen seltener vorkamen oder schwächer ausfielen, so dass sie an den zentralen Messstationen nicht erkennbar wurden.

Inzwischen ergänzen und verstärken sie zunehmend die vertikale Durchmischung des Sees durch konvektive Prozesse. Während die konvektiven Prozesse jedoch anhaltend kalte Witterung benötigen, um ausgehend von der Seeoberfläche allmählich bis in die großen Seetiefen vorzustoßen, erreichen starke Dichteströme diese Tiefen oft schon nach relativ kurzen Kälteperioden. Die bisher früheste Beobachtung gelang am 16. Januar 1995 als Oberflächenwasser im Anschluss an eine sehr kalte erste Januarhälfte in 250 m Tiefe eingemischt wurde. Zu diesem Zeitpunkt hatte die Sprungschicht, die ein sehr gleichmäßig durchmischtes, wärmeres Epilimnion vom kälteren Hypolimnion trennte, erst eine Tiefe zwischen 20 und 30 m erreicht (Abbildung 10). Wahrscheinlich führt eine Zunahme der Dichteströme, infolge der Erwärmung des Tiefenwassers, auch zu einer statistisch nachweisbaren Vorverlagerung des Zeitpunkts der besten Durchmischung des Obersees in den letzten Jahren (WAHL 2007).

Sollte das tiefe Hypolimnion des Obersees im Zuge einer Klimaänderung künftig öfter höhere Temperaturen erreichen, ist zu erwarten, dass kalte Dichteströme zum dominierenden Mechanismus der winterlichen vertikalen Austauschprozesse werden, weil die nur allmählich tiefer greifenden konvektiven Prozesse nicht mehr bis in die tiefsten Seebereiche vordringen. Allerdings sind äußerst schlechte Durchmischungen zu befürchten, wenn selbst kürzere Frostperioden zum Jahresbeginn ausbleiben und umfangreichere Abkühlungen oberflächennaher Seebereiche unter die hypolimnischen Wassertemperaturen fehlen. Dann kann sogar bei homothermen Verhältnissen ein wirkungsvoller Wasseraustausch unterbunden sein, wie sich im Winter 1993 gezeigt hat (Abbildung 9).

Ein dominierender Einfluss von **Starkwinden** auf die vertikalen Austauschprozesse, unabhängig von den übrigen Randbedingungen im Winterhalbjahr, ist nicht zu belegen. Lediglich 1994 spricht vieles für eine überwiegende Windeinwirkung (Abbildung 16). In diesem windreichsten



Winter des gesamten Beobachtungszeitraums erfolgte, ungeachtet milder Lufttemperaturen, die Durchmischung des Sees bis in seine größte Tiefe.

Im Gegensatz dazu wurde in den kalten Wintern 1988 und 2002, trotz überdurchschnittlich häufiger Starkwinde, kein guter vertikaler Stoffausgleich erreicht (Abbildung 18). Gleiches zeigen die unvollständigen Sauerstofferholungen in den sturmreichen Jahren von 1965 bis 1967 (Abbildung 26). Diese Befunde stützen zudem die Annahme, dass der Einfluss von Starkwinden auf die winterliche Durchmischung nicht nur eine Frage der Stärke, Richtung und Häufigkeit ist, sondern vor allem von der Einbindung der Stürme in den gesamten Witterungsverlauf und von den aktuellen Seezuständen abhängt.

Einen zusätzlichen Beleg für diese These lieferte eine **Kombination von Wetterereignissen** im Februar 1999. Einigen Frosttagen im Januar, sowie einer anhaltenden Kälteperiode vom 8. bis 15. Februar, schloss sich unmittelbar ein grundlegender Wetterumschwung an. Mehrtägige starke Stürme überwiegend aus südwestlicher Richtung, senkrecht zur Längsachse des Sees, verursachten einen umfassenden Tiefenwasseraustausch. Die Messergebnisse vermitteln dabei den Anschein, als drehte sich der Wasserkörper des Obersees 180° um seine Längsachse (vgl. „Kalte Dichteströme“ mit Abbildung 11 und 12).

Konvektion und Dichteströme als überragende Austauschmechanismen im Winter werden ergänzt durch die ganzjährig wirksamen, aber wesentlich langsamer verlaufenden **turbulenten Vermischungen** (eddy diffusion). Sie lassen sich anhand von chemischen Indikatoren im geschichteten Obersee verfolgen. Besonders geeignet, weil sehr markant und auf relativ enge saisonale Zeitfenster begrenzt, ist die Freisetzung von gelöstem Mangan aus den Sedimenten tiefer Seebereiche. Diese natürliche „Markierung“ grundnaher Wasserkörper und ihre Ausbreitung im tiefen Hypolimnion gibt eine Vorstellung von den Zeiten, die der vertikale Stofftransfer im geschichteten See erfordert (Abbildung 23).

Demnach benötigen die turbulenten Durchmischungen etwa 6 - 11 Wochen um die Hauptmenge des am Seegrund innerhalb von Tagen freigesetzten Mangans bis in eine Tiefe von 150 m zu transportieren. Obwohl dieser Prozess permanent wirkt, verhindert er nicht die Ausbildung von sommerlichen vertikalen Konzentrationsgradienten solange eine intensive Sedimentation autochthoner Partikel die Ausgleichstendenzen überkompensiert. Sobald jedoch im Herbst die Sedimentation und Sauerstoffzehrung nachlässt, bestimmt dieser Prozess die vertikale Stoffverteilung und Sauerstofferholung, viele Wochen bevor in austauschstarken Jahren die kraftvollen Umverteilungen durch Konvektion und kalte Dichteströme einsetzen (vgl. tendenzielle Sauerstofferholung von September 2003 bis Ende Februar 2004 in Abbildung 19).

Neben dem vertikalen Austausch von Stoffen verursacht die turbulente Durchmischung auch einen ständigen, allmählichen Wärmetransfer bis in die tiefsten Seebereiche. Dies zeigen die langsam ansteigenden Wassertemperaturen über dem Seeboden in den Sommermonaten 2003 und 2004 (Abbildung 19), ebenso wie zahlreiche Messdaten aus Profilmessungen in den vergangenen Jahrzehnten. Abgesehen von den extremen Hochwasserereignissen 1987 und 2005 (vgl. den kurzfristigen Temperaturanstieg im Juli 1987 in Abbildung 26), liefert das Datenmaterial von der tiefsten Stelle in Seemitte bisher keine Anhaltspunkte für einschneidende vertikale Austauschprozesse außerhalb der winterlichen Zirkulationsphasen.

Zuflusswasser spielt für die Sauerstofferholung in den großen Seetiefen im Winter keine dominierende Rolle und kann die in vielen Wintern beobachteten durchgreifenden Änderungen in den Stoffkonzentrationen nicht ausreichend erklären. Dies zeigt eine Bilanz für das Jahr 1996. Der zwischen Anfang Februar und Anfang März gefundene kräftige Sauerstoffanstieg von 150 m Tiefe bis zum Seegrund kann, selbst unter der hypothetischen Annahme einer ausschließlichen Einschichtung der Zuflüsse ins Hypolimnion, höchstens zu 14 - 22 % auf Flusswasser zurückgeführt werden.

5 Literaturverzeichnis

- GIOVANOLI, R., BRÜTSCH, R., DIEM, D. & OSMAN-SIGG, L. (1980): The composition of settling particles in Lake Zurich. *Schweiz. Z. Hydrol.* 42: 89-100.
- GREGORY, E., PERRY, R.S. & STATLEY, J.T. (1980): Characterization, Distribution, and Significance of Metallogenium in Lake Washington. *Microb.Ecol.* 6: 125-140.
- HOLLAN, E. (2000): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf größere Binnenseen. KLIWA-Berichte, Heft Nr. 1: 213-235, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Deutscher Wetterdienst (Editor).
- IGKB (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee* 48: 1-143.
- KLIWA (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland - Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, KLIWA-Berichte, Heft 9: 1-100.
- LIVINGSTON, D.M. (1997): An example of the simultaneous occurrence of climate-driven „saw-tooth“ deep-water warming/cooling episodes in several Swiss lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 822-828.
- ROßKNECHT, H. (2003): Der Alpenrhein im Bodensee. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Institut für Seenforschung (ISF) 3: 1 – 41.
- SCHRÖDER, H.G. & WAGNER, G (1998): Precise Determination of the Yearly Hypolimnetic Oxygen Minimum in Lake Constance. *Limnologica* 28 (4): 363-365.
- WEYHMÜLLER, M. (1996): Sauerstoff- und Redoxverhältnisse im Profundalsediment des Bodensees. Untersuchung im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).
- WAHL, B. (2007): Kovarianzanalysen physikalischer, chemischer und biologischer Langzeitdaten des Bodensees mit hydrometeorologischen Parametern. Teil dieses KLIWA-Berichtes

Bisher erschienene KLIWA-Berichte:

Herausgeber: Arbeitskreis KLIWA

(Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg;
Bayerisches Landesamt für Umwelt; Deutscher Wetterdienst und Landesamt für
Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz)

- Heft 1: Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft,
Fachvorträge beim KLIWA-Symposium am 29. und 30.11.2000 in Karlsruhe,
278 S., ISBN 3-88251-279-2, Karlsruhe 2001.
- Heft 2: Langzeitverhalten der Hochwasserabflüsse in Baden-Württemberg und Bayern,
98 S., ISBN 3-88251-284-9, Karlsruhe 2002.
- Heft 3: Langzeitverhalten der mittleren Abflüsse in Baden-Württemberg und Bayern,
93 S., ISBN 3-88251-286-5, Karlsruhe 2003.
- Heft 4: Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft,
Fachvorträge beim 2. KLIWA-Symposium am 03. und 04.05.2004 in Würzburg,
249 S., ISBN 3-937911-16-2, München 2004.
- Heft 5: Langzeitverhalten der Lufttemperatur in Baden-Württemberg und Bayern,
76 S., ISBN 3-937911-17-0, München 2005.
- Heft 6: Langzeitverhalten der Schneedecke in Baden-Württemberg und Bayern,
88 S., ISBN 3-937911-18-9, München 2005.
- Heft 7: Langzeitverhalten des Gebietsniederschlags in Baden-Württemberg und Bayern,
160 S., ISBN 3-937911-19-7, München 2005.
- Heft 8: Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern,
93 S., ISBN 3-88148-412-4, Offenbach 2006.
- Heft 9: Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland – Abschätzung der Auswirkungen
auf den Wasserhaushalt,
100 S., ISBN 3-88251-305-5, Karlsruhe 2006.
- Heft 10: Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft,
Fachvorträge beim 3. KLIWA-Symposium am 25. und 26.10.2006 in Karlsruhe,
256 S., ISBN 978-3-88251-325-7, Karlsruhe 2007.
- Heft 11: Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee,
99 S., ISBN 978-3-88251-326-4, Karlsruhe 2007.

Weitere aktuelle Informationen zu Projektergebnissen finden Sie unter unserer Internetseite:

<http://www.kliwa.de>