



Gewässerzustand von Zürichsee, Zürichobersee und Walensee

Auswertungen der Untersuchungsergebnisse bis 2010



Zürich, Juli 2013

Herausgeberin

Stadt Zürich
Wasserversorgung
Qualitätsüberwachung
Hardhof 9, Postfach 1179
8021 Zürich

Tel. +41 44 415 21 11
Fax +41 44 415 25 57
www.stadt-zuerich.ch/wasserversorgung

Verfasser/in

Andrea Schildknecht, Oliver Köster, Michael Koss, Richard Forster, Marcel
Leemann

Inhalt

1 Zusammenfassung	4
2 Einleitung	7
2.1 Klima	7
2.2 Hydrogeographie / Einzugsgebiet	11
3 Untersuchungsstellen und Messprogramme	12
4 Resultate	15
4.1 Temperatur	15
4.2 Sichttiefe, Transmission, Trübung	18
4.3 Sauerstoff	22
4.4 Chlorid, Leitfähigkeit, pH, Gesamthärte	26
4.5 Nährstoffe	31
4.6 Biologie	48
4.7 Metalle	67
4.8 Spurenstoffe	71
5 Fazit	76
5.1 Gewässerschutzsituation	76
5.2 Trinkwasserversorgung	77
6 Literaturverzeichnis	78
7 Anhang	82
7.1 Isoplethen-Darstellung der Temperaturdaten	82
7.2 Isoplethen-Darstellung der Sauerstoffdaten	90

1 Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht wurde ein integraler Ansatz gewählt, um die limnologischen Langzeitmonitoringdaten des Walensees (Murg), Zürichobersees (Lachen) und Zürichsees (Stäfa, Thalwil und Zollikon) in Fliessrichtung miteinander vergleichen zu können. Die meisten Ergebnisse sind für die Jahre 1996-2010 oder 1976-2010 dargestellt und bauen auf den WVZ-Berichten "Limnologische Untersuchung des Walensees 1972 – 1995" (Gammeter et al., 1996), "Limnologische Untersuchungen des Zürichsees 1972 – 1996" (Gammeter et al., 1997) und "Langzeituntersuchungen im Zürichobersee 1972 – 2000" (Gammeter & Forster, 2002) auf. Der Zürichobersee wird im weiteren Verlauf dieses Berichts als Obersee bezeichnet.

Die Veränderungen der Nährstoffverhältnisse von 1996-2010 sind im Vergleich zu den Veränderungen der 70er und 80er Jahre bescheiden.

Dank der kontinuierlichen Verbesserung der Reinigung der Abwässer und Massnahmen in der Landwirtschaft konnten die Konzentrationen des Nährstoffs Phosphor trotz erheblichem Bevölkerungswachstum in etwa auf dem Niveau von 1996 gehalten werden.

Im Zürichsee liegt das Jahresmittel des Gesamtphosphorgehalts bei Thalwil seit 2005 unter 24 µg/L, bei Stäfa unter 16 µg/L. Im Obersee bei Lachen unter 12 µg/L. Zürichsee und Obersee liegen damit im mesotrophen, der Walensee, mit Werten unter 4 µg/L, im oligotrophen Bereich.

Vergleicht man die Höchstwerte Anfang der Siebzigerjahre mit den oben aufgeführten Werten so waren diese im Zürichsee um den Faktor 4-5, im Obersee 3-4 und im Walensee um den Faktor 7-8 höher.

Beim Nährstoff Stickstoff verhielt es sich für die Jahre 1996-2010 ähnlich wie beim Phosphor. Die Konzentrationen waren stabil und stiegen nicht weiter an. Bei der Stelle Lachen traten teilweise höhere Nitrat- und *E. coli* - Konzentrationen auf als bei den Stellen Stäfa und Thalwil. Messdaten zur Qualität des Sihlseewassers, welches vom Etzelwerk bei Altendorf in die Lachener Bucht abgelassen wird, wären bei einer zukünftigen Auswertung wünschenswert.

Die Versorgung mit Stickstoff war weder im Walen- noch im Zürichsee limitierend für das Phytoplanktonwachstum.

Die stabile Nährstoffsituation zeigte sich auch in den Phytoplankton- und Zooplanktondaten. Die Jahresmittel der Biomassen variieren zwar von Jahr zu Jahr, ein Trend zur Abnahme in den Jahren 1996-2010 ist aber an keiner der Messstellen ersichtlich. Dasselbe lässt sich für die Fischfangerträge im Zürichsee und Obersee berichten. Im Walensee sind die Fischfangerträge seit Mitte der 90er Jahre noch einmal leicht gesunken.

Die Abweichungen der mittleren Jahrestemperaturen (relativ zur Norm von 1961-1990) lagen in den Jahren von 1996-2010 im Vergleich zu früheren Untersuchungsjahren im Durchschnitt deutlich höher. Im "Jahrhundertsommer 2003" wurden eine Reihe von Höchsttemperaturrekorden seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in Europa gebrochen. Es erstaunt daher nicht, dass die Trendkurven der Wasserschichten von 0–20m Tiefe einen positiven Anstieg von 0.03-0.04 °C pro

Jahr aufweisen (1976-2010).

Die höhere Erwärmung führte zu einer Zunahme der thermischen Stabilität und einer Verlängerung der Stratifizierungsperiode der Seen. Die zunehmende Dominanz der "Burgunderblutalge" (*Planktothrix rubescens*) in der Phytoplanktongemeinschaft des Zürichsees, ist sicherlich auch auf die stabilere Schichtung in der Stagnationsphase und die geringere Durchmischung des Sees in warmen Wintern zurückzuführen.

Die im Zürichsee (Thalwil) im Vergleich zu früheren Jahren (vor 1996) stark verringerten Sichttiefen in den Wintermonaten sind eine Folge der höheren Biomassemaxima von *P. rubescens*.

Der Sauerstoffgehalt in einem See wird in grossem Masse vom Eutrophierungsgrad, der Wassererneuerungszeit und den Durchmischungsverhältnissen beeinflusst. Der Walensee erfüllt bereits seit 1990 jederzeit und in jeder Tiefe den Zielwert von mindestens 4 mg Sauerstoff pro Liter. Im Zürichsee wurde diese Anforderung an der Stelle Zollikon von 1994-2005, abgesehen von kurzfristigen metalimnischen Sauerstoffminimas während der Stagnationsphasen, auch immer erfüllt.

Bei Lachen (Obersee) und Stäfa (Zürichsee) sanken die Konzentrationen von 1994-2005 im Hypolimnion während der Stagnationsphase in der Regel unter 4 mg/L, stiegen dann aber in der Zirkulationsphase, von Januar bis April, wieder an.

An der tiefsten Zürichseestelle (Thalwil) lag der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser (>120 m) von 1996-2010 sehr häufig über das ganze Jahr unter dem Anforderungsminimum und wurde nur in Wintern mit Vollzirkulation angehoben. In den Herbstmonaten bildete sich unterhalb der Sprungschicht regelmässig ein Sauerstoffminimum mit Werten kleiner als 4 mg/L aus.

Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC) kann in erheblichem Masse durch anthropogene Einflüsse in Oberflächengewässer gelangen und zu einem intensiven bakteriellen Stoffumsatz (Sauerstoffzehrung) führen. Die DOC-Werte wiesen über die Jahre 1996-2010 an allen Stellen, abgesehen von saisonalen Schwankungen, keinen ersichtlichen Trend auf. Die Konzentrationen in der Wasserschicht von 0–20m lagen im Zürichsee (1.34 mg/L) deutlich höher als im Walensee (0.61 mg/L). Die Konzentration im Zürichsee entspricht einem schwach belasteten Gewässer.

Die Auswertungen des Fäkalindikators *E. coli* zeigten, dass die Badewasserqualität (Oberfläche, 0m Tiefe) in den Jahren 1996-2010 an allen Messstellen ausgezeichnet war. In 30m Tiefe (Entnahmebereich der Wasserversorger) waren die Werte in der Regel sogar noch besser.

Die Chloridkonzentration (0.5-6.1 mg/L) stieg erwartungsgemäss in Fliessrichtung der Probenahmestellen an, parallel zur Zunahme der anthropogenen Einflüsse. Im Obersee und Zürichsee kann ein Anstieg des Chloridgehalts seit 2003 festgestellt werden. Dies dürfte grösstenteils auf Salzstreuungen im Strassenbereich zurückzuführen sein. Die aktuellen Chloridkonzentrationen werden als unkritisch beurteilt. Dies gilt auch für alle gemessenen Metalle.

Verschiedene Spurenstoffe (MTBE, ETBE, EDTA, NTA, Triazole, BTEX) werden seit 2003 routinemässig für die Stelle Thalwil bestimmt. Die sehr tiefen Konzentra-

tionen dieser Spurenstoffe sind für Mensch und Ökosystem nicht kritisch, aus Sicht der Wasserversorger aber unerwünscht. Beim Antiklopfmittel Methyl-Tertiär-Butylether (MTBE) nahm die Konzentration im Untersuchungszeitraum 2003-2010 leicht ab.

2 Einleitung

Die Schweizer Seen werden intensiv genutzt, als Erholungsraum, als Rohwasserreservoir für Wasserversorgungen, von der Fischerei, vermehrt auch zu thermischen Zwecken und dienen weiter als Vorfluter für eingeleitete Abwässer und Rückstaubecken für Wasserkraftwerke und Pegelregulierungen. Entsprechend sind Belastungen und Beeinflussung. Rund 70% des Trinkwassers, das von der Wasserversorgung Zürich (WVZ) aufbereitet wird, stammt aus dem Zürichsee. Die Kenntnis über den Zustand des wichtigsten Rohstoffs und eine nachhaltig gute Qualität sind für die WVZ und die anderen Seewasserwerkbetreiber am Zürichsee deshalb von grosser Bedeutung.

Seit über 150 Jahren werden Arbeiten über den Zustand des Zürichsees veröffentlicht, seit 1972 untersucht die WVZ in unterschiedlichen Programmen den Zürichsee, den Obersee und den Walensee, der via Linthkanal mit dem Obersee verbunden ist. Dieses Langzeitmonitoring ist auch im Interesse des Gewässerschutzes und wird unterstützt vom Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich, dem Amt für Umwelt und Energie des Kantons St. Gallen (AFU SG), dem Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz (AFU SZ), der Fachstelle für Gewässerschutz des Kantons Glarus (AFU GL) und dem Elektrizitätswerk Lachen (EWL). Die Daten fließen zudem in diverse Forschungsarbeiten ein.

2.1 Klima

Da inzwischen mehrere wissenschaftliche Arbeiten und Sachstandsberichte zum Thema Klimawandel (IPCC, 4. Sachstandsbericht, 2007) und den damit in Verbindung gebrachten Veränderungen im Zürich- und Walensee publiziert wurden (Posch et al., 2012; Pomati et al., 2011, Jankowski et al., 2006; Stotzer, 2006; Jankowski et al., 2005; Livingstone, 2003) soll kurz auch auf die meteorologischen Randbedingungen des Untersuchungszeitraums eingegangen werden.

Die Abweichungen der mittleren Jahrestemperaturen in der Schweiz (relativ zur Norm von 1961-1990) lagen während der Jahre 1996-2010 im Vergleich zu früheren Untersuchungsjahren im Durchschnitt deutlich höher (Abbildung 1). Vergleicht man die Werte einzelner Jahre von Messstationen am Zürichsee miteinander, so sticht das Jahr 2003 sowohl bei der Lufttemperatur (Abbildung 2) als auch der Sonnenscheindauer (Abbildung 3) deutlich hervor. Im "Jahrhundertssommer 2003" wurden eine Reihe von Höchsttemperaturrekorden seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in Europa gebrochen. Die Temperaturen lagen 2 bis 3 Grad über den höchsten bisher gemessenen Temperaturen und der Sommer dauerte länger als normal. Es verwundert somit nicht, dass auch der Median- und der 90-Perzentilwert der Globalstrahlung im Jahr 2003 am höchsten war (Abbildung 4).

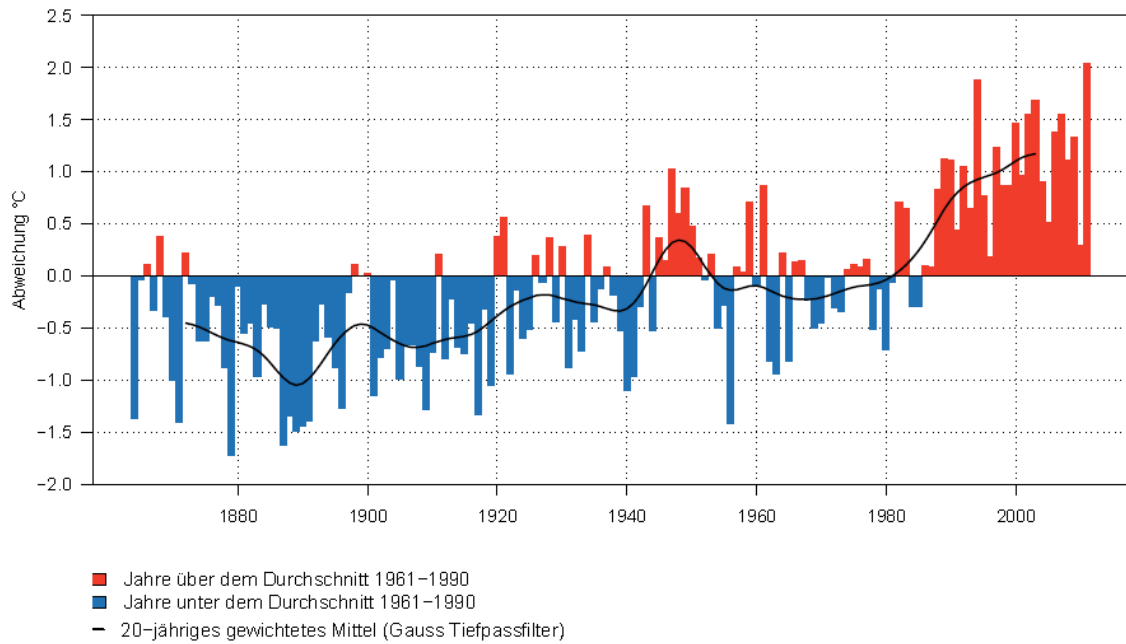


Abbildung 1 Abweichung der Jahrestemperatur in der Schweiz vom langjährigen Durchschnitt (Norm 1961–1990). Zu warme Jahrestemperaturen sind rot, zu kalte blau angegeben. Die schwarze Kurve zeigt den Temperaturverlauf gemittelt über 20 Jahre (Meteo Schweiz).

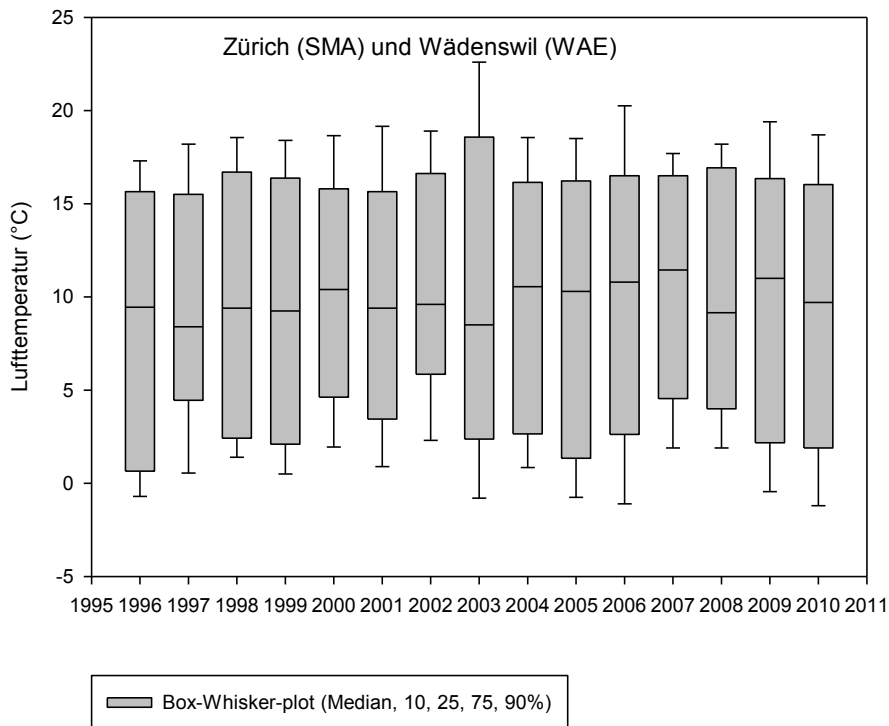


Abbildung 2 Vergleich der Lufttemperatur über die Jahre 1996-2010 (Auswertung der Monatsmittelwerte der Stellen Zürich/Fluntern und Wädenswil; Meteo Schweiz).

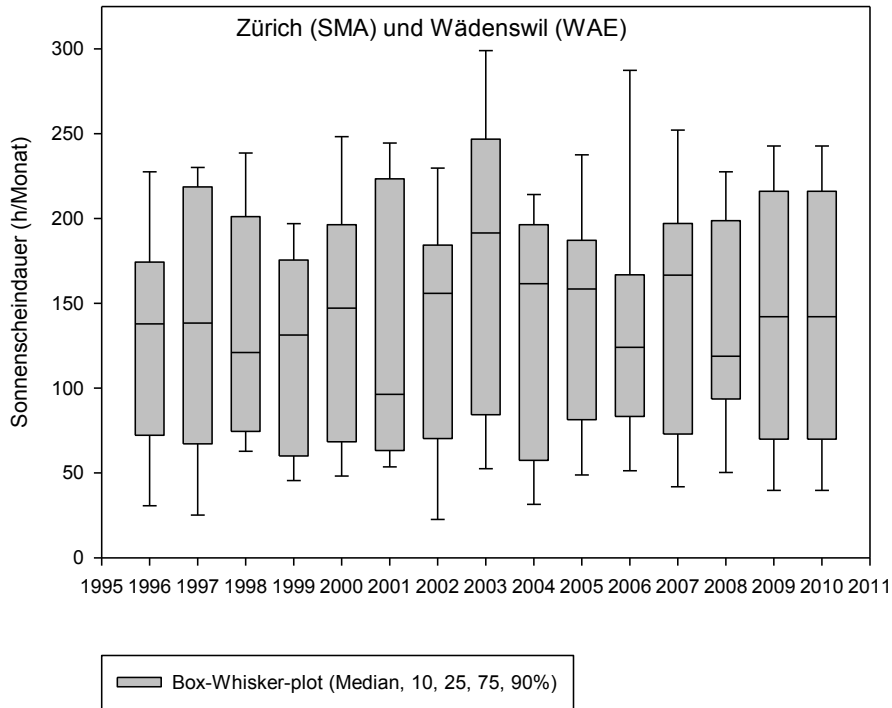


Abbildung 3 Vergleich der Sonnenscheindauer über die Jahre 1996-2010 (Auswertung der Monatsmittelwerte der Stellen Zürich/Fluntern und Wädenswil; Meteo Schweiz).

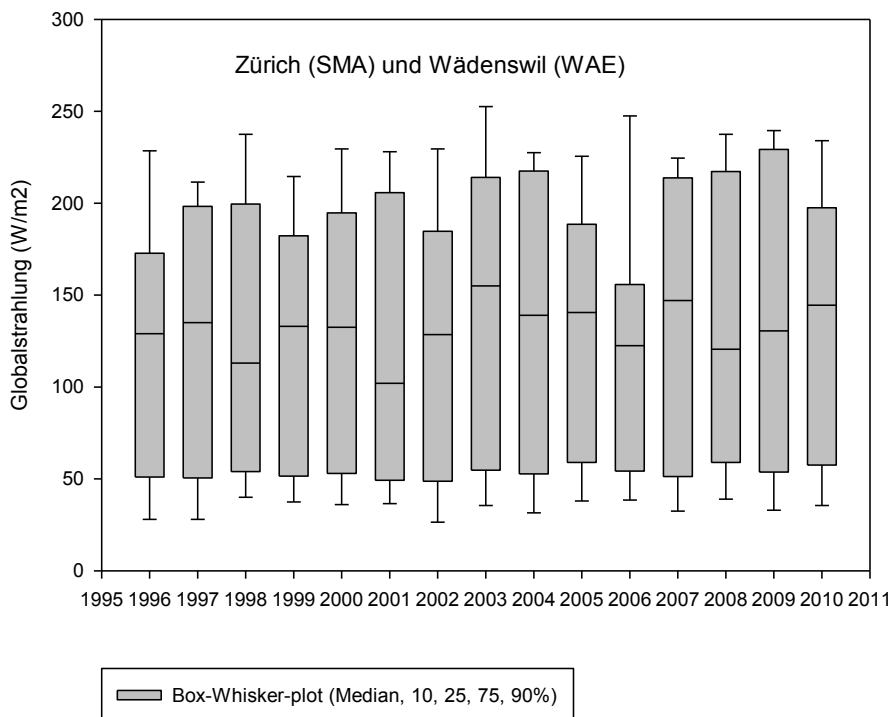


Abbildung 4 Vergleich der Globalstrahlung über die Jahre 1996-2010 (Auswertung der Monatsmittelwerte der Stellen Zürich/Fluntern und Wädenswil; Meteo Schweiz).

Ein Jahresvergleich der Windgeschwindigkeiten bringt keine deutlichen Unterschiede zu Tage (Abbildung 5). Schränkt man den Vergleich auf das für eine mögliche Vollzirkulation des Zürichsees bedeutendste Quartal (Januar-März) ein, so heben sich die Jahre 1999 und 2002 ab (Abbildung 6).

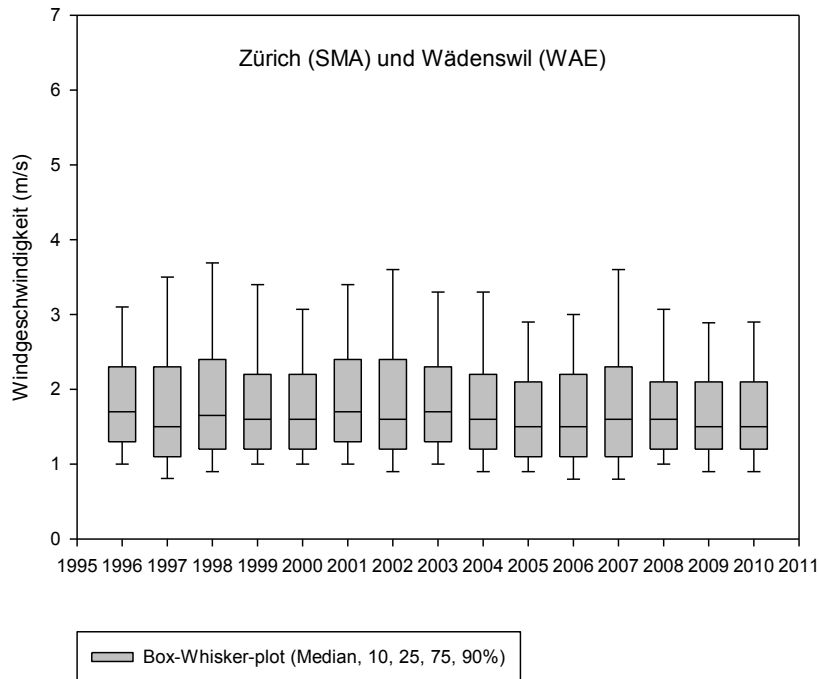


Abbildung 5 Vergleich der Windgeschwindigkeit über die Jahre 1996-2010 (Auswertung der Tagesmittelwerte der Stellen Zürich/Fluntern und Wädenswil; Daten von Meteo Schweiz).

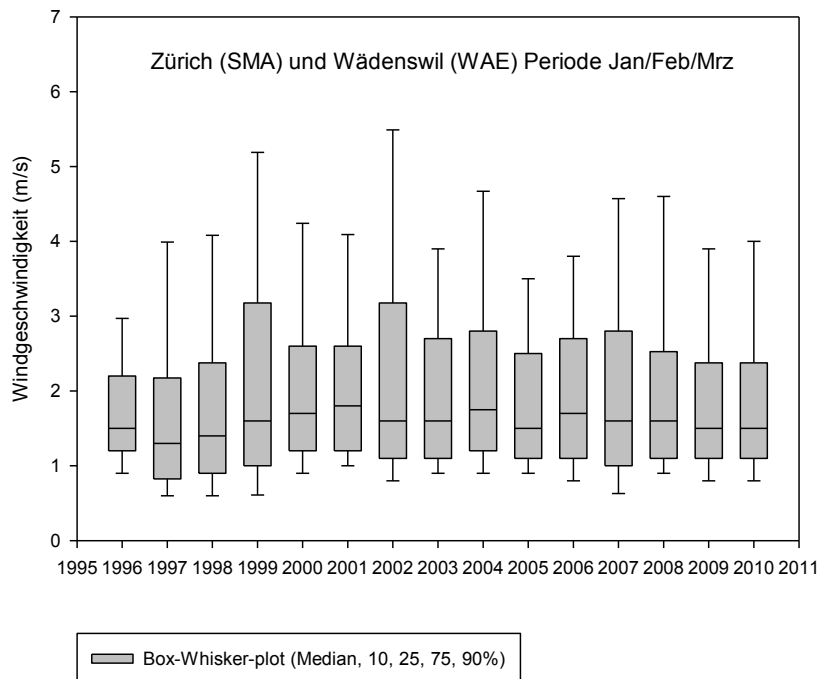


Abbildung 6 Vergleich der Windgeschwindigkeit über die Jahre 1996-2010 für die Monate Januar, Februar und März (Auswertung der Tagesmittelwerte der Stellen Zürich/Fluntern und Wädenswil; Daten von Meteo Schweiz).

2.2 Hydrogeographie / Einzugsgebiet

Der Walensee, Obersee und Zürichsee bilden ein zusammenhängendes System (Abbildung 7). Neben diversen kleinen Zuflüssen wird der Walensee hauptsächlich von der Linth und der Seez gespeisen, der Obersee via Linthkanal aus dem Walensee und der Zürichsee aus dem Obersee. In der Nähe von Altendorf fliesst zudem Wasser aus der Etzelwerk-Druckleitung vom Sihlsee via Unterwasserkanal in den Obersee.

Die "theoretische Wassererneuerungszeit" (Tabelle 1), berechnet indem das Seevolumen durch die jährliche Zuflussmenge dividiert wird, kann stark vom tatsächlichen Wasseraustausch abweichen. Neben dem Einfluss von morphologischen Gegebenheiten hängt dies auch mit den saisonal schwankenden Zuflussmengen und der Schichtung während der Stagnationsphase zusammen. Erwärmtes Wasser, wie es während den Sommermonaten in der relativ flachen Zone um den Seedamm und im Seebecken vor Stäfa vorherrscht, schichtet sich zum Beispiel im Epilimnion des Untersees ein. Die oberflächennahen Wasserschichten werden so viel häufiger ausgetauscht als das Tiefenwasser.

Tabelle 1 Kennzahlen zum Zürichsee, Obersee und Walensee (Livingstone, 1992)

Zürichsee

Seefläche	66.6 km ²
Seevolumen	3.3 km ³
Maximale Tiefe	136 m
Einzugsgebiet	175 km ²
mit Obersee	679 km ²
mit Ober- und Walensee	1740 km ²
Theoretische Wassererneuerungszeit	1.2 Jahre

Obersee

Seefläche	21.7 km ²
Seevolumen	0.4 km ³
Maximale Tiefe	48 m
Einzugsgebiet nur Obersee	505 km ²
mit Walensee	1565 km ²
Theoretische Wassererneuerungszeit	0.2 Jahre

Walensee

Seefläche	24.1 km ²
Seevolumen	2.5 km ³
Maximale Tiefe	145 m
Einzugsgebiet	1061 km ²
Theoretische Wassererneuerungszeit	1.4 Jahre

3 Untersuchungsstellen und Messprogramme

Die seit 1972 durchgeführten Messprogramme wurden mehrfach den aktuellen Interessen und den methodischen und finanziellen Möglichkeiten angepasst. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die beprobten Stellen, die Häufigkeit und die Dauer der Messperioden. Die vorliegenden Auswertungen konzentrieren sich auf die Untersuchungen von 1996 bis 2010 und auf die Stellen Murg, Lachen, Stäfa, Thalwil und Zollikon (Abbildung 7). Da sich der See an der Stelle Zollikon kaum von Thalwil unterscheidet (Gammeter, 2002), beschränkt sich die Auswertung einiger Daten auf die Stelle Thalwil. Das Erstellen von Nährstoff-Bilanzen mit periodisch erhobenen Stichprobendaten von Zu- und Abflüssen gäbe ein sehr unzuverlässiges Bild der realen Gegebenheiten ab, aus diesem Grund wurde in diesem Bericht auf eine Auswertung verzichtet. Für eine repräsentative Ermittlung von Stofffrachten wäre die Erhebung von abflussproportionalen Mischproben empfehlenswert.

Tabelle 2 Untersuchungsstellen und Häufigkeit der Beprobung in Zürich-, Ober- und Walensee seit Messbeginn der WVZ

	Jahr								
	1972	1976	1977	1986	2000	2001	2005	2006	2010
Thalwil (136m)	monatlich								
Zollikon (67m)			monatlich						
Riesbach (20m)				monatlich					
Stäfa (25m)	monatlich							6x jährlich	
Lachen (37m)	monatlich							6x jährlich	
Murg (145m)		monatlich				4x jährlich			
Limmat	monatlich								
Seedamm		monatlich							
Linthkanal	monatlich								
Linth	monatlich								

Die Probenahmestellen liegen jeweils möglichst in der Mitte und über dem tiefsten Punkt des entsprechenden Seeabschnitts. Vom Boot aus werden die Proben mit Hilfe der Friedinger-Schöpfflasche geschöpft. Mischproben werden entweder tiefenproportional zusammengesammelt oder mit der Integralflasche genommen. Vergleiche der beiden Mischmethoden zeigen gut übereinstimmende Resultate bei Phytoplanktonzählungen (Berger et al., 2005). Die Zooplankton- und Dreissenaproben stammen von Netzzügen mit 95µm bzw. 45µm Maschenweite. Weiter kommen für die Erhebung der physikalischen und einiger chemischer Parameter Messgeräte wie Licht- und Temperatursensoren mit Loggern und Multisonden zum Einsatz.

In Tabelle 3 sind die Messparameter mit allfällig relevanten methodischen Änderungen aufgelistet. Die Daten werden von einer Langzeit-Datenbank (seit 2009 SILO, davor RS/1) verwaltet. Die Analysenresultate werden seit 1997 über das Programm LIMS, welches das Programm DEC-Labor ablöste, in die Datenbank eingegeben. Die Daten der Vor-LIMS-Ära wurden via EXCEL von der alten in die neue Langzeit-Datenbank übertragen. Die Auswertungen wurden teilweise mit

SILO, teilweise mit EXCEL durchgeführt. Isoplethen-Darstellungen wurden mit Surfer 8 hergestellt.

Die Berechnungen für die volumengewichteten Mittel basieren auf den Seevermessungen von H. Bühner, EAWAG und dem Ingenieurbüro Schlund (Livingstone, 1992).



Abbildung 7 Einzugsgebiete des Zürichsees und des Walensees mit Lage der Untersuchungsstellen und Kläranlagen. Die Kläranlage Goldingen wurde inzwischen aufgehoben.

Tabelle 3 Parameterliste

Analyse	Einheit	Methode / Methodenwechsel
Physikalische Parameter		
Temperatur	°C	Digital-Thermometer, ab 2001 Multisonde FLP 10, ab 2009 Multisonde DS5 Hydrolab
Sichttiefe (Secchi)	m	Secchi-Scheibe, 30cm
PAR	$\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$	Lichtmessgerät (Sauberer, 1962)
Transmission	%	Multisonde FLP 10
Trübung	NTU	Multisonde DS5 Hydrolab
Chemische Parameter		
pH	-	ab 2001 Multisonde FLP 10, ab 2009 Multisonde DS5 Hydrolab
Leitfähigkeit bei 20°C	$\mu\text{S}/\text{cm}$	ab 2001 Multisonde FLP 10, ab 2009 Multisonde DS5 Hydrolab
Gesamthärte (Summe Ca + Mg)	mmol/l	Massanalyse mit Indikator, ab 1989 potent. (Methrohm AB 187)
Sauerstoff (O ₂)	mg/l	nach Winkler (SLMB27A/5.1), ab 2001 Multisonde FLP 10, ab 2009 Multisonde DS5 Hydrolab
Chlorid (Cl ⁻)	mg/l	Photometrie, Ionenchromatographie
Kieselsäure (SiO ₂)	mg/l	Photometrie
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	Ionenchromatographie
Nitrit (NO ₂ ⁻)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Photometrie
Nitrat (NO ₃ ⁻)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Photometrie, Ionenchromatographie
Ammonium (NH ₄ ⁺)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Photometrie
o-Phosphat (PO ₄ ³⁻ -P)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Photometrie
Phosphot total unfiltriert	$\mu\text{g}/\text{l}$	Photometrie
gelöster org. Kohlenstoff (DOC)	mg/l	Oxidationsmittel, UV; Thermisch, IR
partikulärer org. Kohlenstoff (POC)	mg/l	Thermisch, IR
Aluminium (Al)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr (1990-2002: Aluminium gesamt, ab 2003: Aluminium gelöst); ab 2010 ICP-MS
Arsen (As)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Kaltdampftechnik, ab 2010 ICP-MS
Blei (Pb)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr; ab 2010 ICP-MS
Cadmium (Cd)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr; ab 2010 ICP-MS
Chrom (Cr)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr; ab 2010 ICP-MS
Eisen (Fe)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr (1990-2002: Eisen gesamt, ab 2003: Eisen gelöst), ab 2010 ICP-MS
Kalium (K)	mg/l	AAS, Flammentchnik; ab 2010 ICP-MS
Kupfer (Cu)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr; ab 2010 ICP-MS
Mangan (Mn)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Graphitrohr; ab 2010 ICP-MS
Natrium (Na)	mg/l	AAS-Flammentchnik, ab 2010 ICP-MS
Quecksilber (Hg)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Kaltdampftechnik; ab 2010 AFS, Kaltdampftechnik
Selen (Se)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS, Kaltdampftechnik; ab 2010 ICP-MS
Zink (Zn)	$\mu\text{g}/\text{l}$	AAS-Flammentchnik; Polarographie; ab 2010 ICP-MS
Biologische Parameter		
Primärproduktion (C ¹⁴ -Methode)	$\mu\text{g C}/\text{l}\cdot\text{h}$	Steeman-Nielsen (1952)
Phytoplankton (Anzahl)	Anz./ml	Utermöhl (1958)
Phytoplankton (Biomasse)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Utermöhl (1958)
Dreissena-Larven	Anz./m ²	Netzzug 45 μm 0-30m ab 1982 (72-75: 0-20m, 77-80: 0-15m)
Zooplankton (Anzahl)	Anz./ml	WVZ-Verfahren (Binokular)
<i>E. coli</i>	KbE/100ml	Bebrütung bei 37°C, ab Sept. 2005 bei 44°C mit Vorinkubation (SLMB 56/E.3:2000)
Chl a	$\mu\text{g}/\text{l}$	WVZ-Verfahren (HPLC)
Spurenstoffe		
Benzinzusatzstoffe (MTBE, ETBE)	ng/l	WVZ-Verfahren ab 2009 DIN 38407-41
Komplexbildner (EDTA, NTA)	$\mu\text{g}/\text{l}$	Kapillar-GC (DIN 38410-10, Teil 10)
Triazole	ng/l	LC/MS/MS (WVZ-Verfahren)
Aromatische Kohlenwasserstoffe	ng/l	HPLC oder GC/MS (DEV F18 oder WVZ-Verfahren)

4 Resultate

4.1 Temperatur

Der allgemein beobachtete Trend zur Klimaerwärmung (Abbildung 1) ist auch in den Wassertemperaturauswertungen der verschiedenen Messstellen erkennbar (Abbildung 8 und Abbildung 9). Die Trendkurven der volumenproportional gemittelten Temperaturen der Wasserschichten von 0 – 20m Tiefe weisen einen positiven Anstieg von 0.03-0.04 °C pro Jahr auf (1976-2010). North et al. (2013) wiesen statistisch nach, dass dieser Anstieg nicht gleichmässig verlief, Ende der 80-er Jahre gab es einen abrupten Anstieg der auf einen "climate regime shift" (CRS) in der nördlichen Hemisphäre zurückgeführt werden kann.

Da die anfänglich monatlich durchgeführten Messungen auf 4x jährlich (Murg) resp. 6x jährlich (Lachen und Stäfa) reduziert wurden, sind diese Messwerte für die entsprechenden Perioden in einer anderen Farbe dargestellt. Im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte wurde mit verschiedenen Temperatursensoren mit unterschiedlichen Toleranzbereichen gemessen. Methodische Messunsicherheiten müssen bei der Interpretation berücksichtigt werden (Messunsicherheit Multisonde $\pm 0.1^\circ\text{C}$, Temperaturmesskabel $\pm 0.1^\circ\text{C}$ bei $3-5^\circ\text{C}$, $\pm 0.2^\circ\text{C}$ restliche Temperaturen).

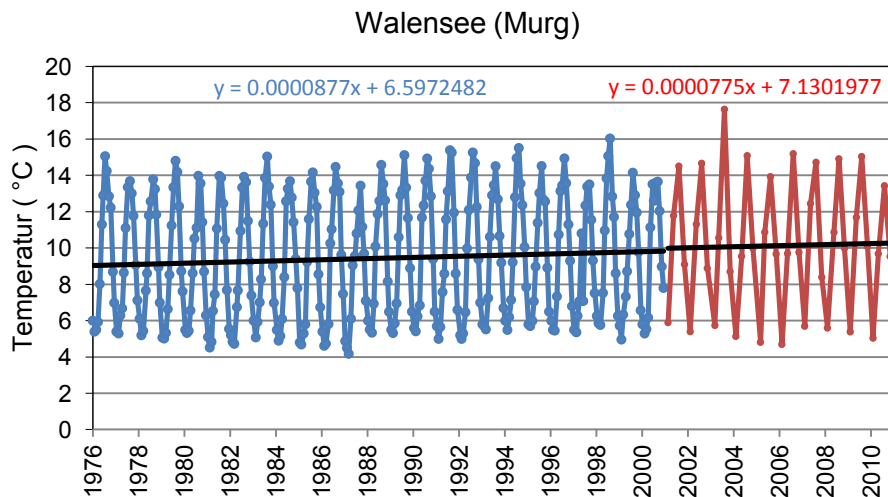


Abbildung 8 Wassertemperatur der Wasserschicht von 0 – 20m Tiefe. Die Steigung der Trendkurve entspricht der mittleren Erwärmung pro Tag.

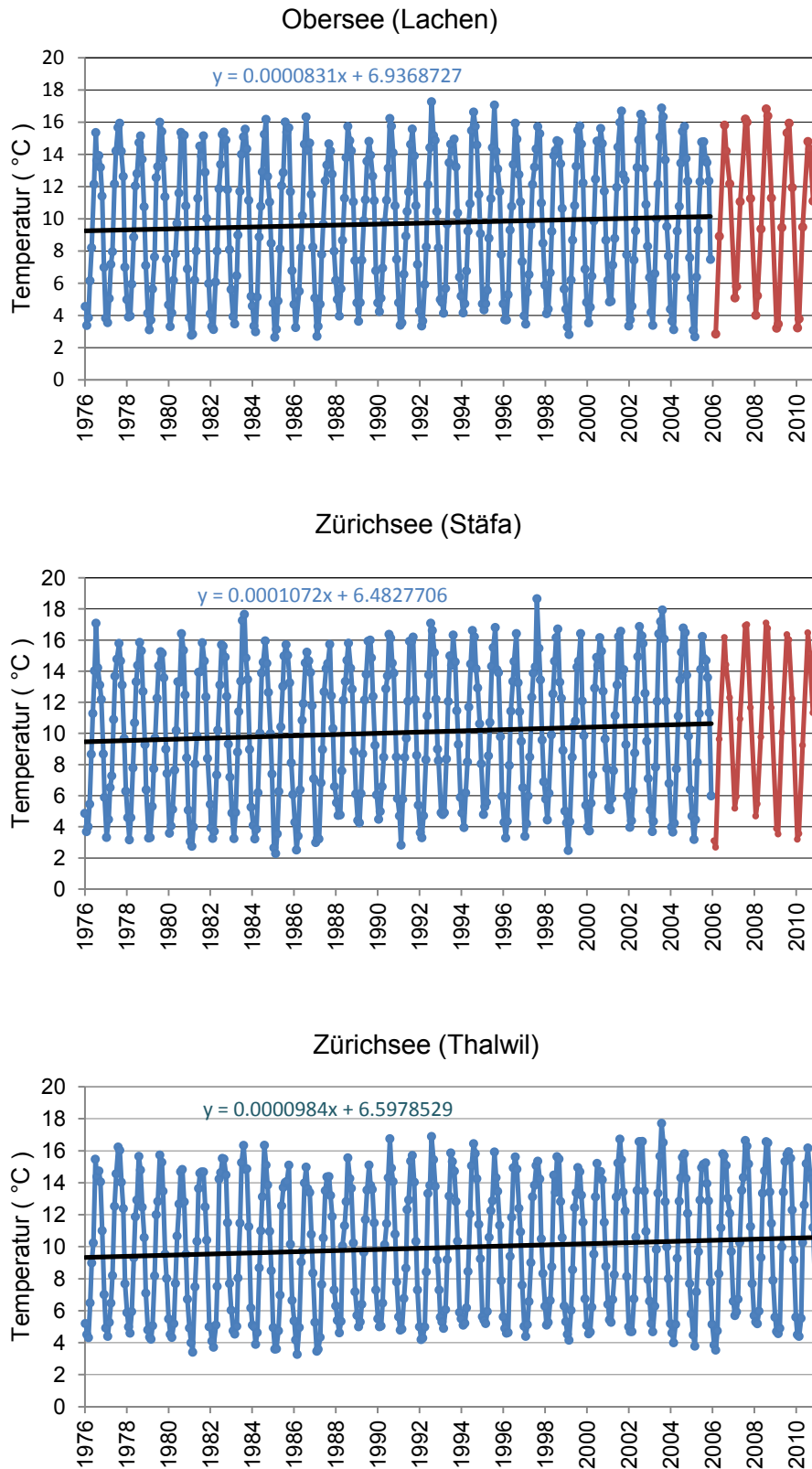


Abbildung 9 Wassertemperatur der Wasserschicht von 0 – 20m Tiefe. Die Steigungen der Trendkurven entsprechen der mittleren Erwärmung pro Tag.

Die Isolethendarstellungen der Temperaturwerte über die Zeit und Wassertiefe zeigen auf einen Blick die unterschiedlichen Jahresverläufe der Temperaturzunahmen und –abnahmen in den Seen.

Für den Zeitraum von 1994-2010 können die höchsten Oberflächenwassertemperaturen an den Stellen Lachen, Stäfa, Thalwil und Zollikon übereinstimmend dem Jahr 2003 zugeordnet werden (siehe Anhang 7.1).

Die Auswirkungen der ausserordentlich warmen Wintertemperaturen der Jahre 1994/95, 1997/98, 2000/01, 2006/07 und 2007/08 sowie der kältere Winter 2005/06 (Abbildung 10) widerspiegeln sich in den Temperatur- und Sauerstoffmessdaten der Stelle Thalwil (siehe Anhang 7.1 und 7.2).

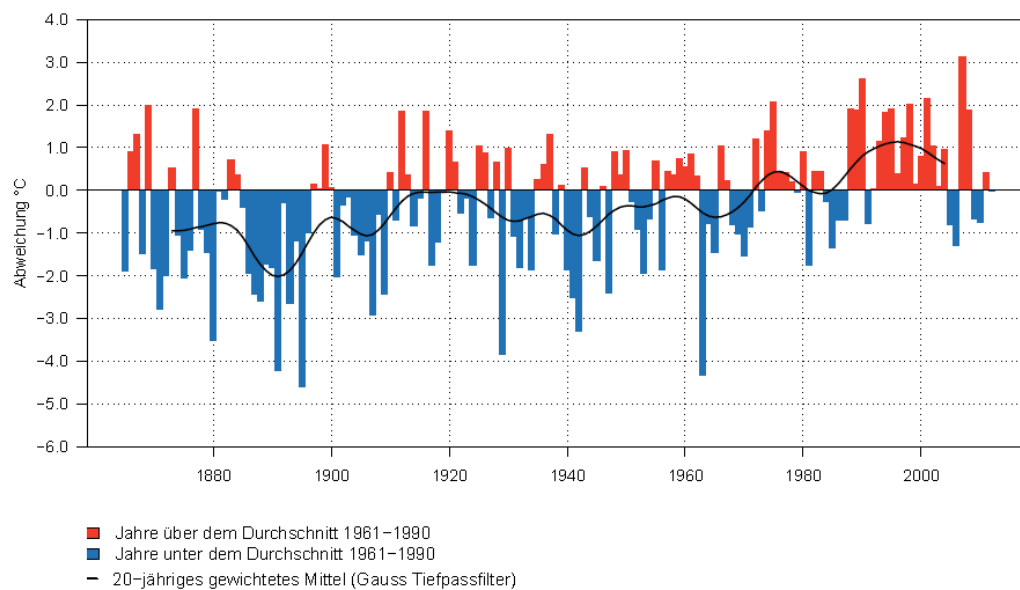
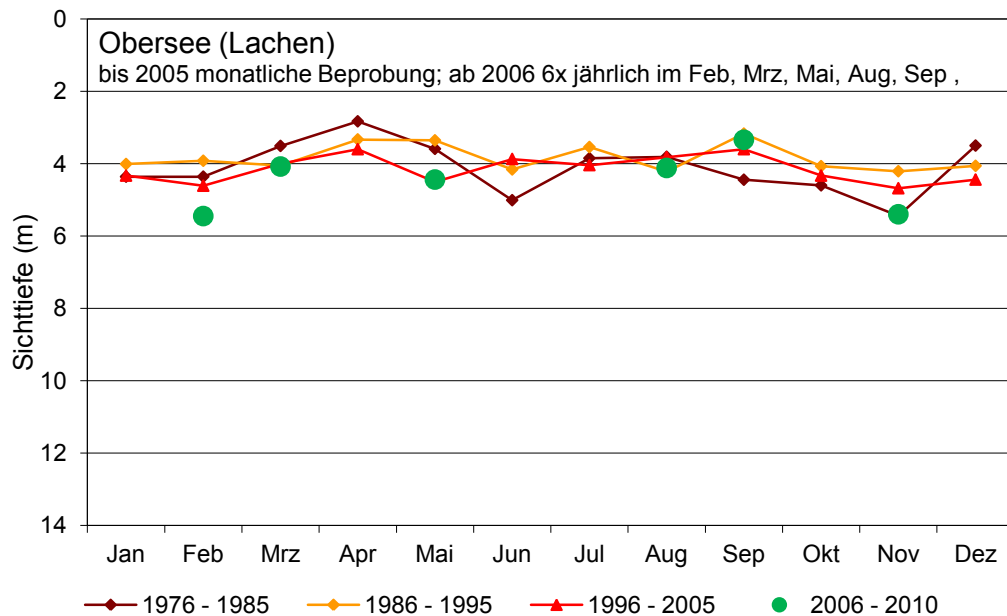
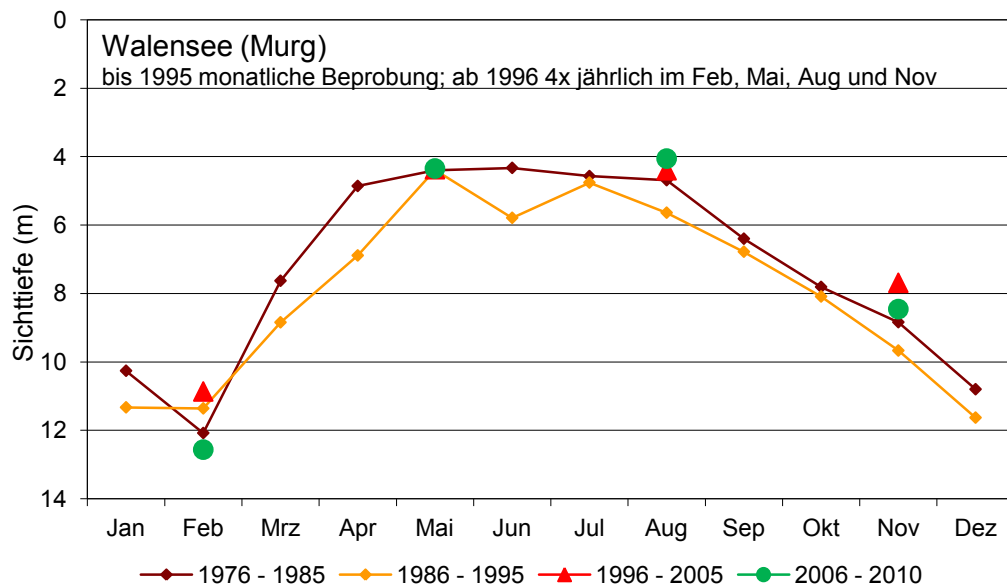


Abbildung 10 Abweichungen der Winter-Temperatur (Dez-Feb) in der Schweiz von 1864/65-2001/12 relativ zur Norm von 1961-1990 (Daten von Meteo Schweiz)

Für den Zürichsee an der Stelle Thalwil berechnete Livingstone (2003) für die Zeitspanne der 50er- bis 90er Jahre eine mittlere Erwärmungsrate von ca. $0.24\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Dekade in den oberen 20 m der Wassersäule und eine geringere Rate von $0.13\text{ }^{\circ}\text{C}$ unterhalb von 20m. Dies führte zu einer Zunahme der thermischen Stabilität um 20% und einer Verlängerung der Stratifizierungsperiode um 2-3 Wochen. Für die oberflächennahen Schichten kamen Adrian et al. (2009) für die Zeitspanne 1970-2008 auf eine mittlere Erwärmungsrate von $0.022\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr für die Januarwerte, respektive eine Rate von $0.054\text{ }^{\circ}\text{C}$ pro Jahr für die Werte im Juli.

4.2 Sichttiefe, Transmission, Trübung

Durch Absenkung einer Secchi-Scheibe (weisse Scheibe mit 30cm Durchmesser) bis zur Sichtbarkeitsgrenze wird auch heute noch die Lichtdurchlässigkeit des Oberflächenwassers bestimmt. Neben der Algenbiomasse wird die Sichttiefe (Abbildung 11) auch von anorganischen Partikeln beeinflusst. Im Zürichsee bestimmt aber vor allem die Algenbiomasse und der Biomasseproduktion zuzurechnende Partikel (z.B. CaCO_3 - Ausfällungen) die Sichttiefe (Schanz, 1994).



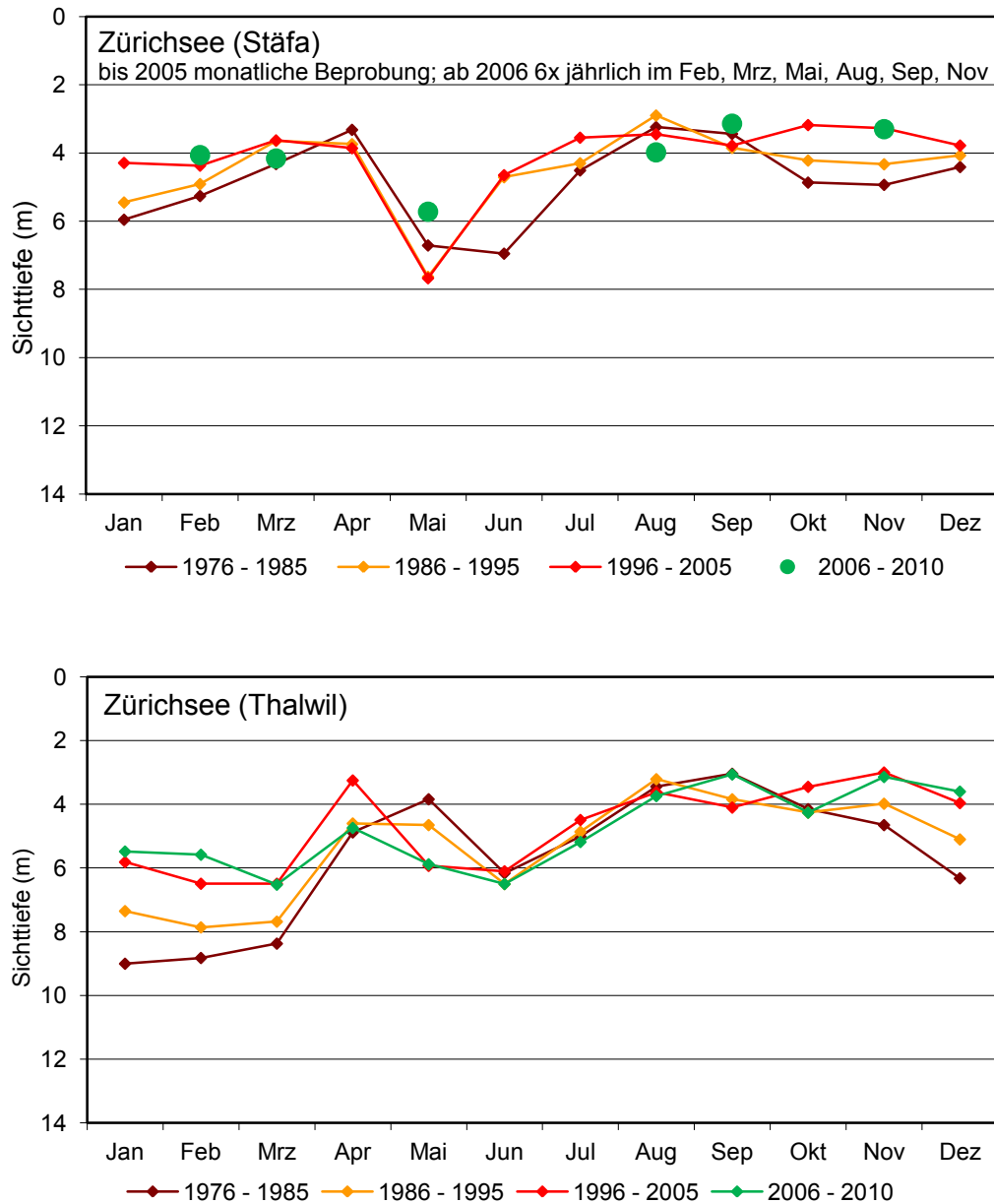


Abbildung 11 Sichttiefe: Mittelwerte pro Monat für jeweils 10 Jahre, respektive 5 Jahre (2006-2010)

Die Vergleiche der Secchi-Messdaten seit Mitte der 70er-Jahre zeigen weder im Walen- noch im Obersee eindeutige Entwicklungen (Abbildung 11). Im Obersee sind im Gegensatz zu den Stellen im Zürichsee auch keine saisonalen Schwankungen auszumachen, die Secchi-Sichttiefe liegt bei der Stelle Lachen über das ganze Jahr hinweg bei ca. 4 m. Die Klarwasserphase (Mai/Juni) und die grösseren Sichttiefen in den Wintermonaten die an den Stellen Stäfa und Thalwil (Abbildung 11) klar ersichtlich sind, werden in Lachen durch andere Effekte überlagert.

Bei der Stelle Thalwil zeichnete sich für die Jahre 1996-2010 das Klarwasserstadium bereits im Mai ab (mittlere Sichttiefe im Mai nimmt im Vergleich mit den Jah-

ren 1976-1995 zu). Die Streuungen der Mittelwerte sind allerdings sehr gross, so dass sich kein statistisch abgesicherter Trend ableiten lässt.

Weiter hat die Sichttiefe im Zürichsee in den Wintermonaten deutlich abgenommen (Abbildung 11). Dies ist eine Folge der *Planktothrix rubescens*, welche sich abgesehen von den Jahren 1964-1974, in der sie nicht mehr nachgewiesen werden konnte, erneut zu einem dominanten Anteil der Phytoplanktonbiomasse im Zürichsee entwickelt hat. Die naheliegende Begründung, dass die eingeschichtete *P. rubescens* zwischen 1964-1974 einer übermässigen Beschattung durch Grünalgen ausgesetzt war, konnte von S. Gammeter et al. (1997) mit den vorhandenen Daten weder bestätigt noch widerlegt werden.

Das filamentöse Cyanobakterium erreicht in der Regel gegen Ende des Herbsts sein Biomassemaximum (Stotzer, 2006). Bei Vollzirkulation werden die Filamente in kalten Wintern über die ganze Wassersäule verteilt. In Tiefen von über 100m kollabieren aufgrund des hydrostatischen Drucks auch die stärksten Gasvesikel dieser Art, welche in der Stagnationsphase dazu dienen die Organismen hinsichtlich der Licht- und Nährstoffverhältnisse optimal in der Wassersäule zu positionieren (Walsby et al. 1998, Bright & Walsby, 1999).

Die zunehmende Dominanz von *P. rubescens* in der Phytoplanktongemeinschaft (Van den Wyngaert et al., 2011) wird auf die stabilere Schichtung des Sees in der Stagnationsphase und der geringeren Durchmischung des Sees in warmen Wintern zurückgeführt (Posch et al., 2012). Zudem besitzt dieses Cyanobakterium die Fähigkeit sich an geringe Lichtintensitäten anzupassen (Anneville et al., 2004; Zotina et al., 2003; Walsby & Schanz, 2002; Walsby, 2001; Bright & Walsby 2000) und kann hepatotoxische Microcystine enthalten die als Frassschutz gegenüber dem Zooplankton dienen (Ostermaier et al. 2012; Blom et al., 2006; Blom et al., 2001; Kurmayer & Jüttner, 1999).

Mit der Inbetriebnahme einer Multisonde 2001 wurde die Aufzeichnung von Transmissionsprofilen eingeführt (Abbildung 12). Die Messungen heben vor allem Trübungen im Epilimnion durch eingeschichtetes Phytoplankton gegenüber dem klareren Tiefenwasser hervor.

Die Transmissionsmessungen wurden im Jahre 2008 nach Ausfall des Messgeräts nicht weitergeführt. Anstelle der Transmissionsmessung (%) wurde 2009 eine Trübungsmessung (NTU) eingeführt. Die sich praktisch deckenden Trübungsspeaks bei Stäfa und Thalwil liegen zwischen 11 und 14 Metern Tiefe (Abbildung 13).

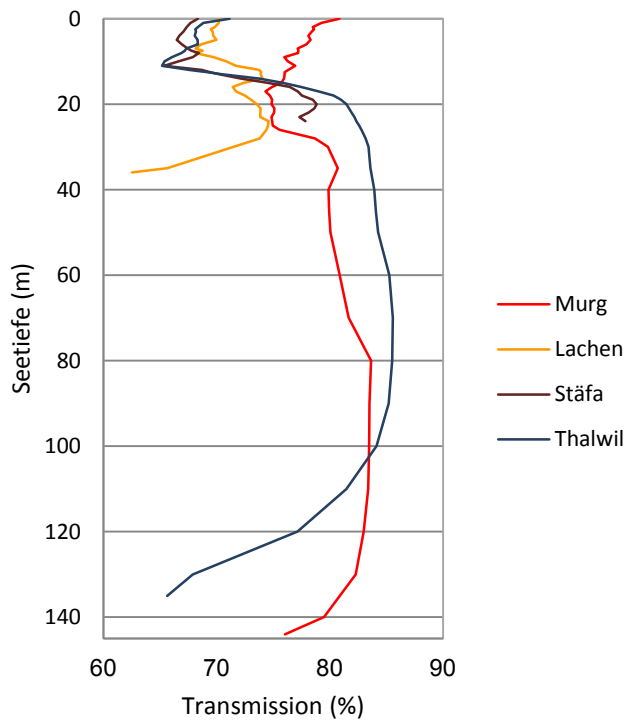


Abbildung 12 Transmissionstiefenprofile der Probenahmestellen Murg, Lachen, Stäfa und Thalwil. Mittelwerte der Monate Feb, Mai, Aug und Nov über 7 Jahre (2001-2007).

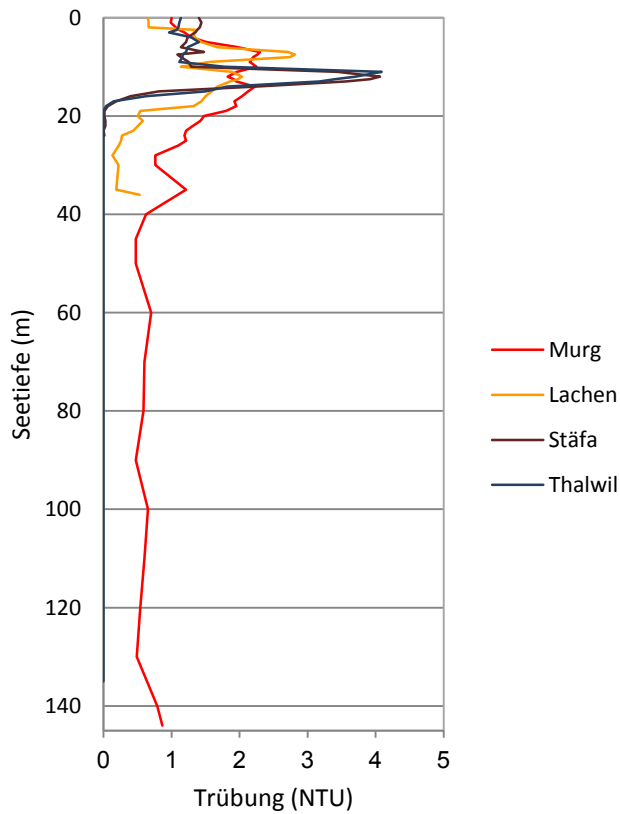


Abbildung 13 Trübungstiefenprofile der Probenahmestellen Murg, Lachen, Stäfa und Thalwil der Jahre 2009 und 2010 (Mittelwerte der Monate Feb, Mai, Aug, Nov).

4.3 Sauerstoff

Die Gewässerschutzverordnung beinhaltet nur einen konkreten Anforderungswert für stehende Gewässer: der Sauerstoffgehalt darf zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg/L O₂ betragen (besondere natürliche Verhältnisse sind vorbehalten). Die Sauerstoffkonzentration wird vom Eutrophierungsgrad des Sees beeinflusst. Während im Epilimnion bei hohen Algendichten viel Sauerstoff entstehen kann, wird er im Hypolimnion durch dort stattfindende Abbauprozesse gezehrt. Die Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion ist somit abhängig vom Eintrag während der Winterzirkulation.

Der Vergleich der Messstellen bestätigt, dass der angestrebte Anforderungswert in nährstoffreicheren Gewässern und/oder tiefen Seen mit seltener Vollzirkulation über Grund oft nicht eingehalten werden kann.

Im Walensee wurde diese Anforderung seit 1990 immer erfüllt (Abbildung 14, Abbildung 68) auch an der Stelle Zollikon wurden die 4 mg/l Sauerstoff zwischen 1994 und 2005 kaum unterschritten (Abbildung 74).

Im Obersee bei Lachen (Abbildung 14, Abbildung 69) und Zürichsee bei Stäfa (Abbildung 14, Abbildung 70) sanken die Konzentrationen im Spätsommer in der Regel unter 4 mg/l, stiegen dann aber in der Zirkulationsphase, von Januar bis April, wieder an.

An der tiefsten Zürichseestelle (Thalwil) lag der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser (>120 m) von 1996-2010 sehr häufig über das ganze Jahr unter dem Anforderungsminimum und wurde nur in Wintern mit Vollzirkulation angehoben. (Abbildung 72).

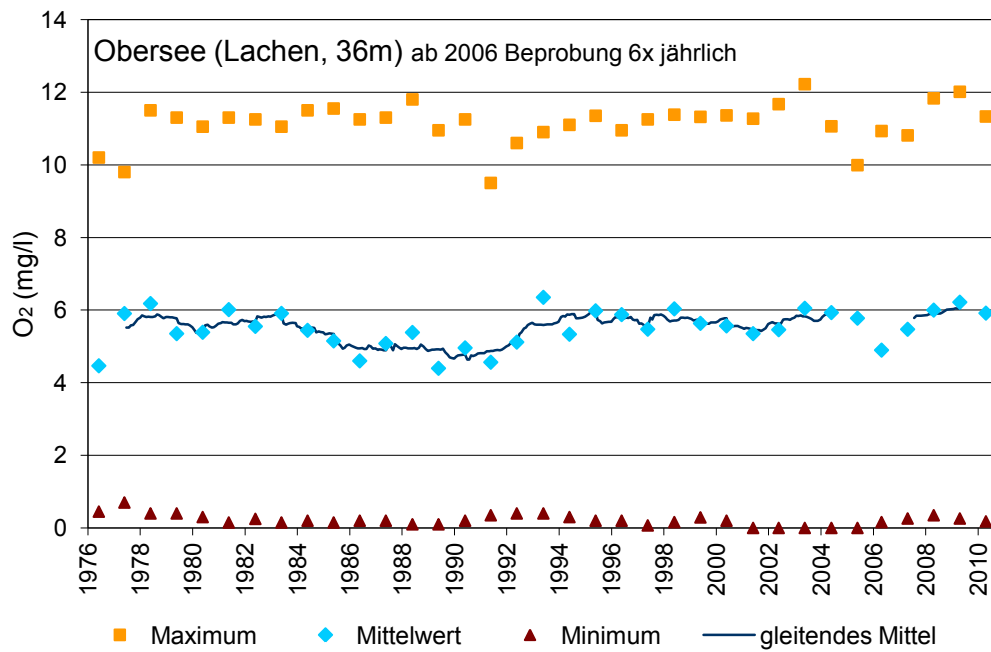
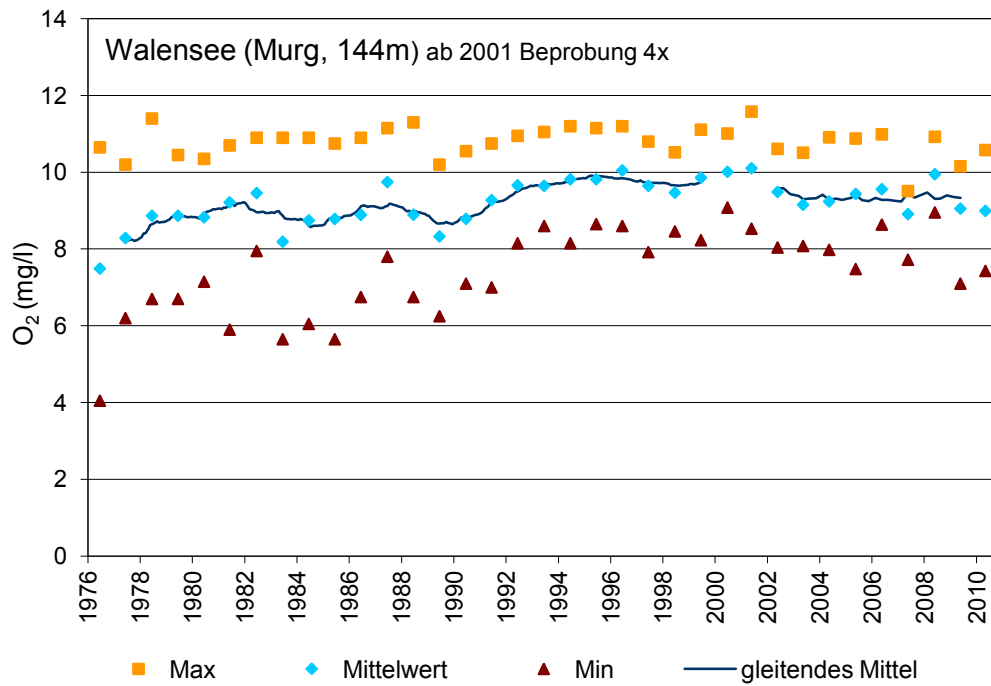
Seit 2001 liegen die Maximal- und Mittelwerte des Sauerstoffs über Grund an der Stelle Thalwil tendenziell tiefer (Abbildung 14). Dies könnte theoretisch ein Effekt des Wechsels von der Winklermethode auf die *in situ* Messung mit einer Sonde sein, da diese bei geringen Konzentrationen tendenziell tiefere Werte misst als die Labormethode. Dagegen spricht, dass auch die Winklerwerte eine sinkende Tendenz zeigen. Sehr viel wahrscheinlicher ist deshalb, dass eine Reihe von überdurchschnittlich warmen Wintern (Abbildung 10) einen kumulativen Effekt hatten und die Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse über Grund somit real wäre (Rempfer et al., 2009).

Jankowski et al. (2006) analysierten die Auswirkungen der Hitzewelle auf die hypolimnetische Sauerstoffzehrung im Sommer 2003 auch für die Stelle Thalwil. Sie kamen zum Schluss, dass die Temperatur an der Wasseroberfläche und die thermische Stabilität die höchsten je gemessenen Werte aufwiesen, was zu ausserordentlich hohen hypolimnetischen Sauerstoffzehrungen führte. Die Resultate weisen darauf hin, dass die Klimaerwärmung das Risiko von anoxischen Tiefenwasserverhältnissen erhöht und den bisherigen Anstrengungen, die Effekte der anthropogenen Eutrophierung rückgängig zu machen, entgegenwirkt (Posch et al., 2012).

Im Zürichsee wurde die 4 mg/l-Grenze auch regelmässig im Spätsommer oder Herbst in der Tiefe der Sprungschicht, zwischen 15-25m, unterschritten (Abbildung 72, Abbildung 74). Dieses metalimnische Sauerstoffminimum ist ein bekanntes Phänomen und entsteht durch den Abbau der aus dem Epilimnion absinkenden Biomasse. Eingeschichtetes Phytoplankton, im Zürichsee haupt-

sächlich *P. rubescens*, verursacht im Gegensatz dazu direkt oberhalb der Sprungschicht während der Sommermonate Sauerstoffmaxima von bis zu 14 mg/l.

Der Anteil des Tiefenwassers am gesamten Seevolumen beträgt im Obersee (Stelle Lachen) nur gerade 28%, im Zürichsee macht das Tiefenwasser 66%, im Walensee gar 80% des Seevolumens aus. Ist der Anteil des Tiefenwassers relativ klein, wird der Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser während der Stagnationsperiode entsprechend rasch aufgebraucht. Im Bericht von Gammeter et al. (2002) wurde deshalb im Kapitel Folgerungen und Massnahmen vermerkt, dass im Falle des Obersees besondere natürliche Verhältnisse vorliegen, die einen wesentlichen Einfluss auf die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser haben. Mit einer Untersuchung von Sedimentkernen, liessen sich die natürlichen historischen Sauerstoffverhältnisse im Obersee möglicherweise abklären.



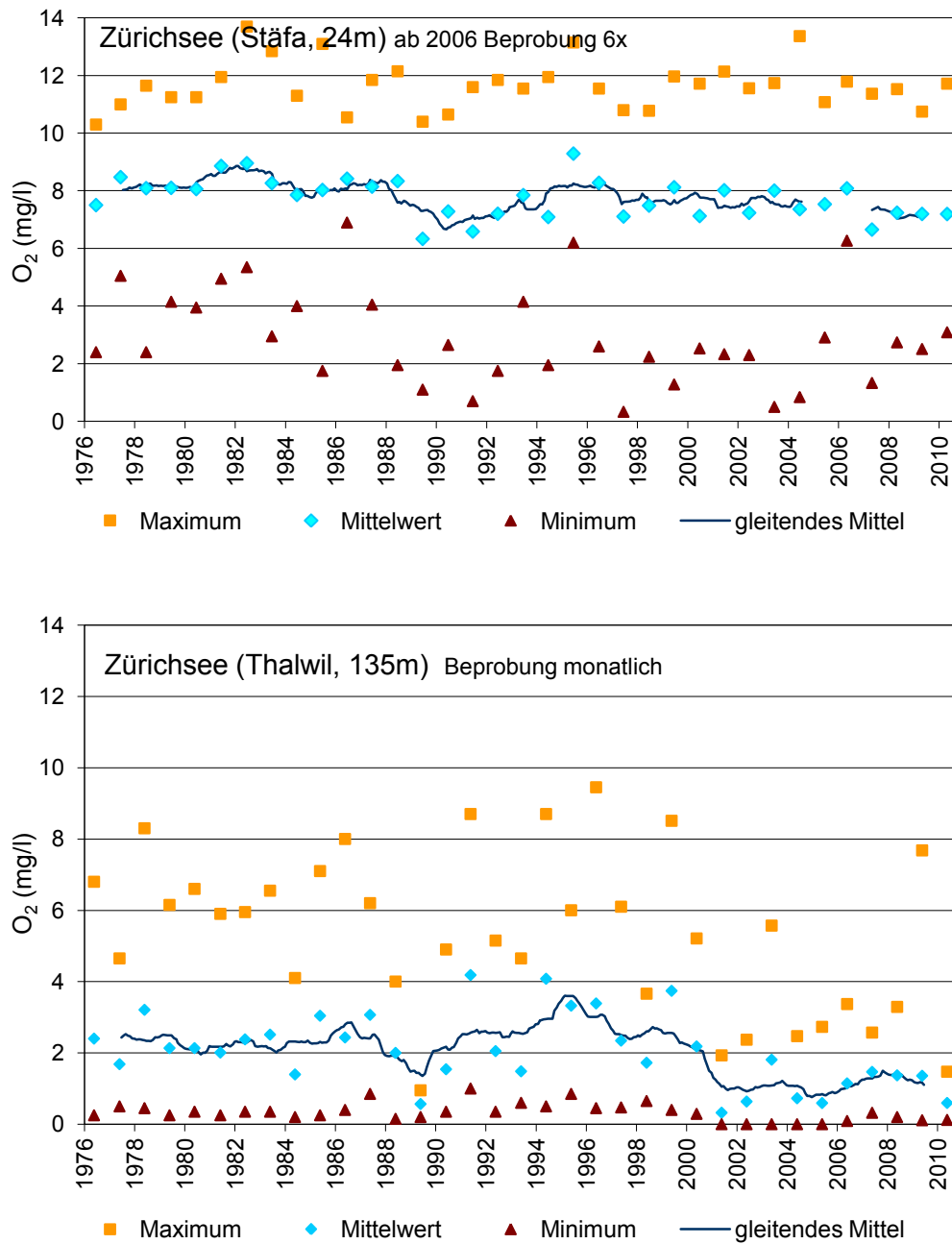


Abbildung 14 Sauerstoffkonzentrationen 1 Meter über Grund von 1976–2010: Jahresmaxima, Jahresmittelwerte, Jahresminima und gleitende Mittel über 3 Jahre

4.4 Chlorid, Leitfähigkeit, pH, Gesamthärte

4.4.1 Chlorid

Die Mittelwerte der Chloridkonzentrationen zeigten eine Zunahme in Fließrichtung der Probenahmestellen und somit eine Parallele zur Zunahme der anthropogenen Einflüsse (Tabelle 4). Sowohl im Walensee wie im Zürichsee kann ein Anstieg des Chloridgehalts seit 2003 festgestellt werden (Abbildung 15). Im gleichen Zeitraum ist der Chlorid-Gehalt auch im Bodensee angestiegen (IGKB, 2005; IGKB, 2006).

Tabelle 4 Chloridkonzentrationen 0m - Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, Murg ab 2001 vierteljährlich; Lachen und Stäfa ab 2006 sechsmal jährlich)

Chlorid (mg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	0.9	0.5	1.3
Murg 01-10	n = 40	1.0	0.8	1.3
Lachen 96-05	n = 120	2.3	1.0	4.9
Lachen 06-10	n = 30	3.5	2.2	5.4
Stäfa 96-05	n = 120	3.4	1.9	4.9
Stäfa 06-10	n = 30	4.5	3.6	6.1
Thalwil 96-10	n = 180	4.3	3.2	5.8

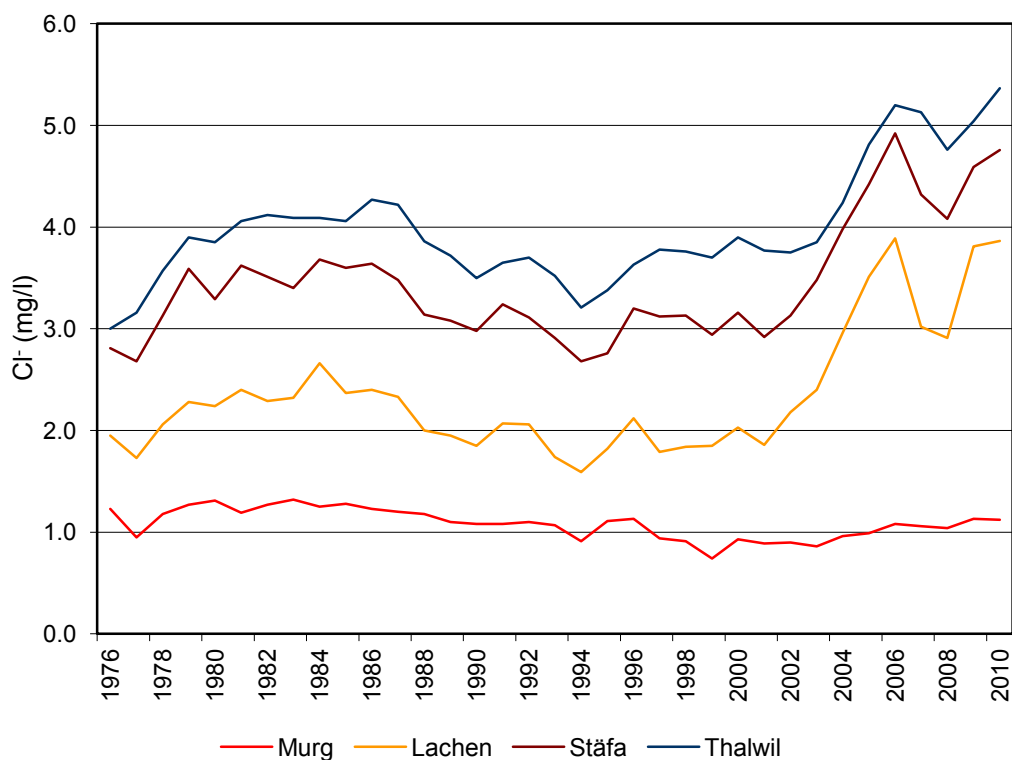


Abbildung 15 Chlorid (Cl⁻) von 1976–2010: Volumengewichtete Jahresmittel von 0m–Grund, (Beprobung monatlich, Murg ab 2001 vierteljährlich; Lachen und Stäfa ab 2006 sechsmal jährlich)

Gegen Ende der 80er Jahre wurde der Streusalzverbrauch im Strassenwinterdienst zu Gunsten von vermeintlich ökologischerem Splitt reduziert. Seit Mitte der 90er Jahre kommt aber wieder vermehrt Salz zum Einsatz. Wird dieses von den Strassen geschwemmt, wird es zu einer bedeutenden Quelle an Chlorid für das Gewässer. Die Zunahme an Chlorid in den Seen dürfte zumindest teilweise auf die vermehrten Salzstreuungen zurückzuführen sein.

Für den Bodensee wurde für das Jahr 2006 eine Bilanz über das gesamte Einzugsgebiet erarbeitet. Der Anteil des Strassensalzes machte bei Zusammenstellung der Immissionen 50% aus. Die Abwässer von Haushalten und Industrie beliefen sich auf weitere 24%. Die Landwirtschaft (Gülle) 11%, die natürliche Erosion 9%, die Niederschläge 3% sowie das Waschwasser aus Kehrlichtverbrennungen 3% machen die restlichen 26% aus (IGKB, 2009).

4.4.2 Leitfähigkeit

Die Mittelwerte der Leitfähigkeit von 0-20m Tiefe und 20m-Grund steigen für den Untersuchungszeitraum 1996-2010 zwischen den Messstellen Murg (Walensee) und Lachen (Obersee) deutlich an. In Fliessrichtung ist an den Zürichseestellen Stäfa und Thalwil keine weitere Zunahme mehr ersichtlich (Tabelle 5). Die Wasserschichten von 20m-Grund weisen höhere Leitfähigkeiten auf als die von 0-20m Tiefe, dies ist wahrscheinlich auf Mineralisationsprozesse im Tiefenwasser und einen Verdünnungseffekt durch elektrolytarmes Regenwasser in oberflächennahen Schichten zurückzuführen.

Tabelle 5 Leitfähigkeit bei 20°C in 0-20m und 20m-Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, Murg ab 2001 vierteljährlich; Lachen und Stäfa ab 2006 sechsmal jährlich)

Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) von 0-20m		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	216	191	241
Murg 01-10	n = 40	212	191	227
Lachen 96-05	n = 120	244	217	272
Lachen 06-10	n = 30	247	231	268
Stäfa 96-05	n = 120	241	202	264
Stäfa 06-10	n = 30	243	223	266
Thalwil 96-10	n = 180	245	203	268

Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) von 20m-Grund		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	227	212	244
Murg 01-10	n = 40	222	202	234
Lachen 96-05	n = 120	260	240	279
Lachen 06-10	n = 30	263	250	275
Stäfa 96-05	n = 120	258	233	275
Stäfa 06-10	n = 30	259	245	274
Thalwil 96-10	n = 180	261	247	276

4.4.3 pH

Der pH steigt durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons in den oberflächennahen Wasserschichten bei der Aufnahme von CO_2 an, während er im Tiefenwasser durch die Freisetzung von CO_2 sinkt. Daraus ergeben sich die saisonalen Schwankungen und der tiefere pH für die Wasserschicht 20m-Grund. Im eutrophen Walensee der 70er und 80er Jahre waren die Differenzen der Jahresmaxima und Jahresminima grösser. Seit 1996 bewegt sich der pH in einem engen Bereich von 8 bis 8.4 (Abbildung 16).

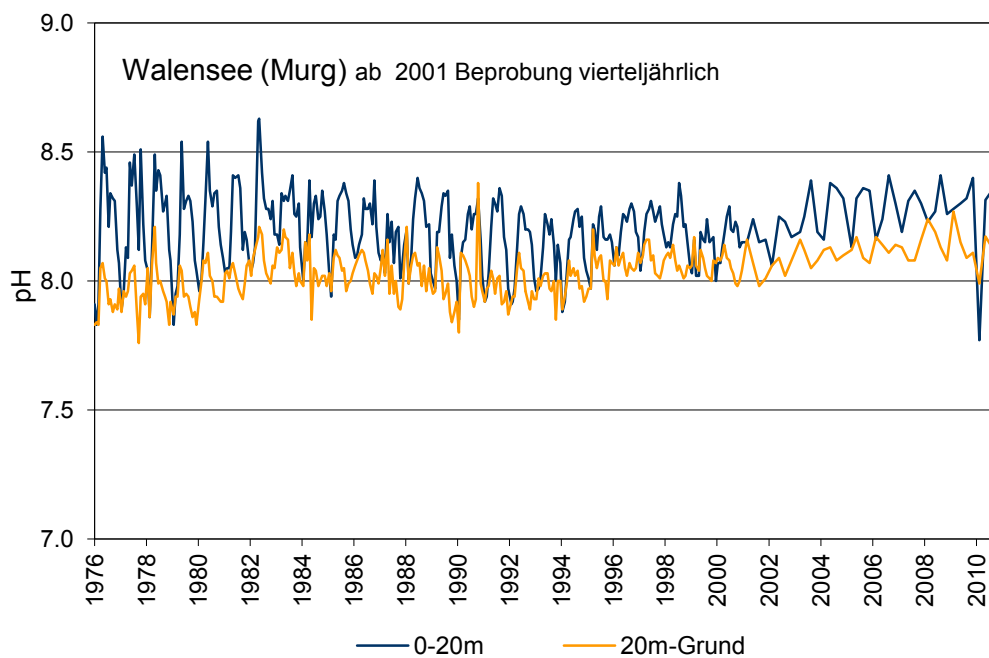


Abbildung 16 pH-Werte von 1976–2010 im Walensee: Volumengewichtete Werte für die Wasserschichten 0–20m und 20m–Grund.

Im Obersee (Lachen) und Zürichsee (Stäfa) sind die Differenzen der Jahresmaxima und Jahresminima in der Wasserschicht 20m-Grund ausgeprägter als beim Walensee (Murg) und Zürichsee (Thalwil), weil die Tiefenwasserbereiche (20m-Grund) im Vergleich zu den trophogenen Zonen relativ klein sind (Abbildung 17).

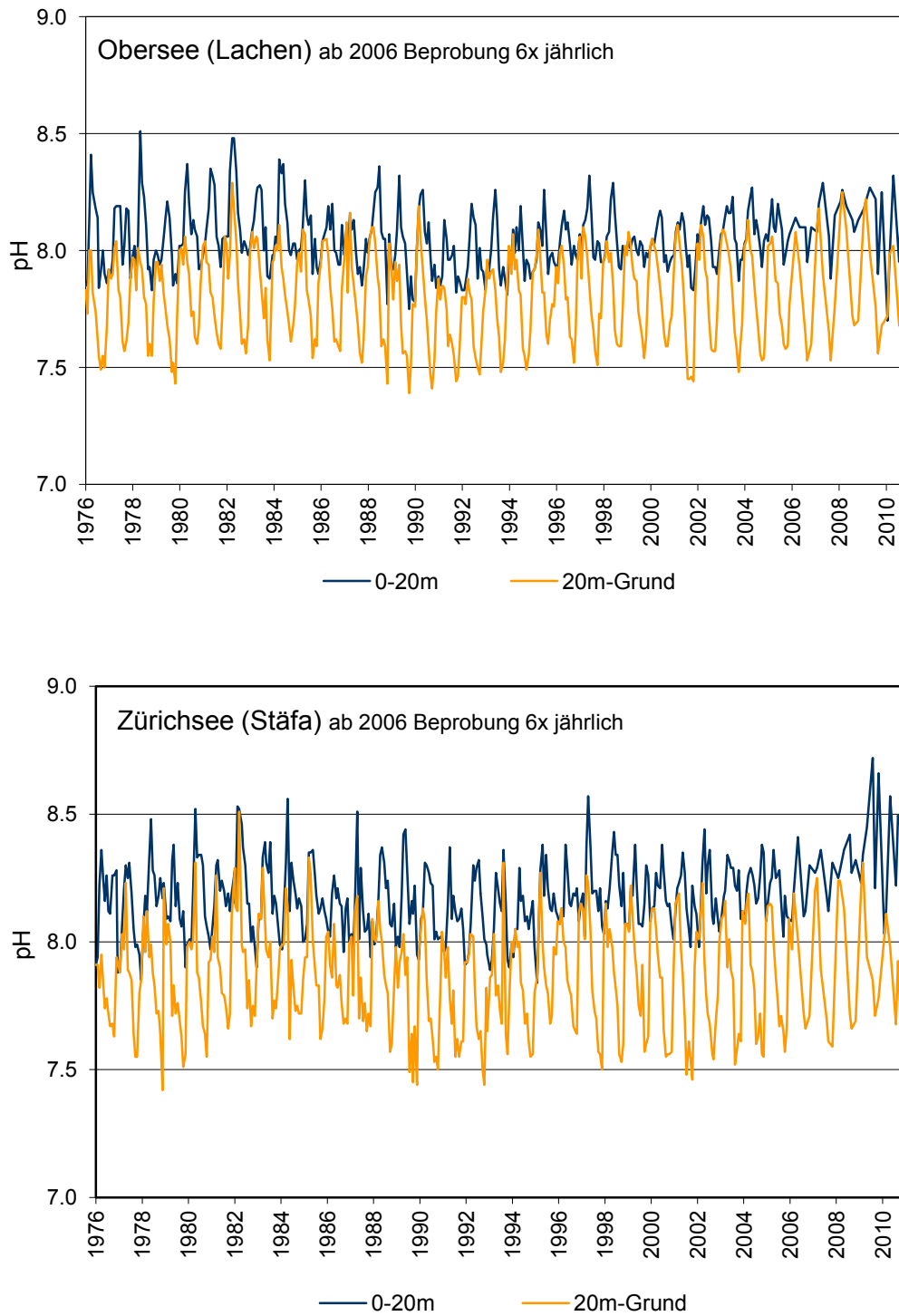


Abbildung 17 pH-Werte von 1976–2010 im Obersee (Lachen) und Zürichsee (Stäfa): Volumengewichtete Werte für die Wasserschichten 0–20m und 20m–Grund.

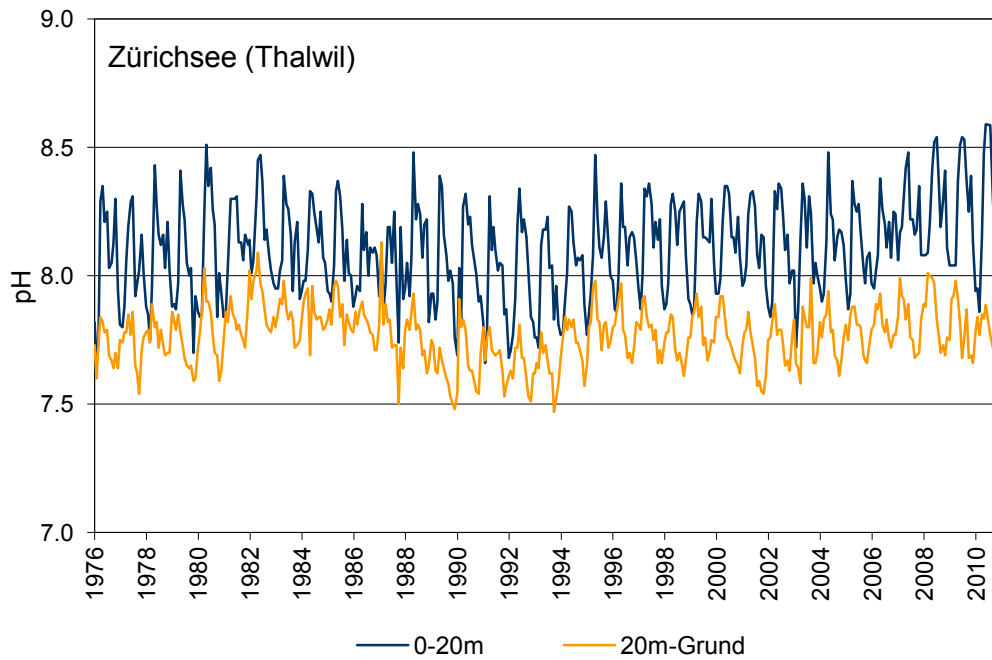


Abbildung 18 pH-Werte von 1976–2010: Volumengewichtete Werte für die Wasserschichten 0–20m und 20m–Grund.

Die mehr oder weniger konstant gleichbleibenden Differenzen der Jahresmaxima und Jahresminima in der Wasserschicht 0–20m Tiefe zeigen, dass die Photosyntheseaktivität bei der Stelle Thalwil über die Jahre kaum abgenommen hat (siehe Abbildung 18).

4.4.4 Gesamthärte

Die Gesamthärte entspricht der Summe der Calcium- und Magnesium-Härte. Das Wasser im Obersee (Lachen) ist härter als im Walensee (Murg) oder Zürichsee (Stäfa, Thalwil).

Die tieferen Gesamthärten der oberflächennahen Schichten im Vergleich zum Tiefenwasser sind auf die biogene Entkalkung und die Verdünnung mit "weichem" Regenwasser zurückzuführen. Trends über die Zeit sind nicht erkennbar.

Tabelle 6 Gesamthärte bei 20°C in 0-20m und 20m-Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, Murg ab 2001 vierteljährlich; Lachen und Stäfa ab 2006 sechsmal jährlich)

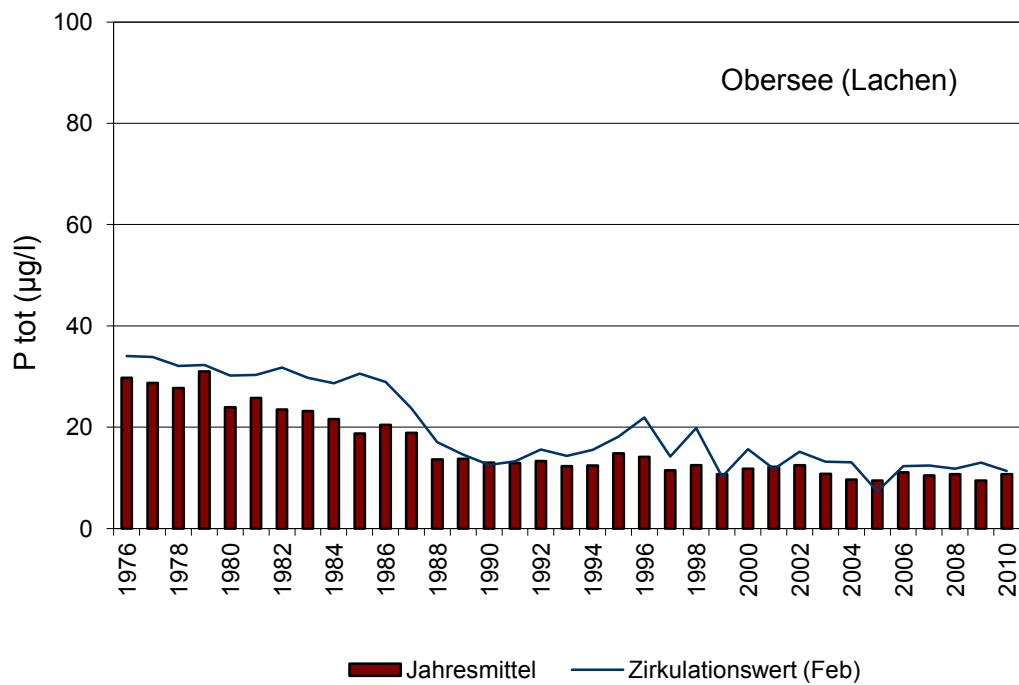
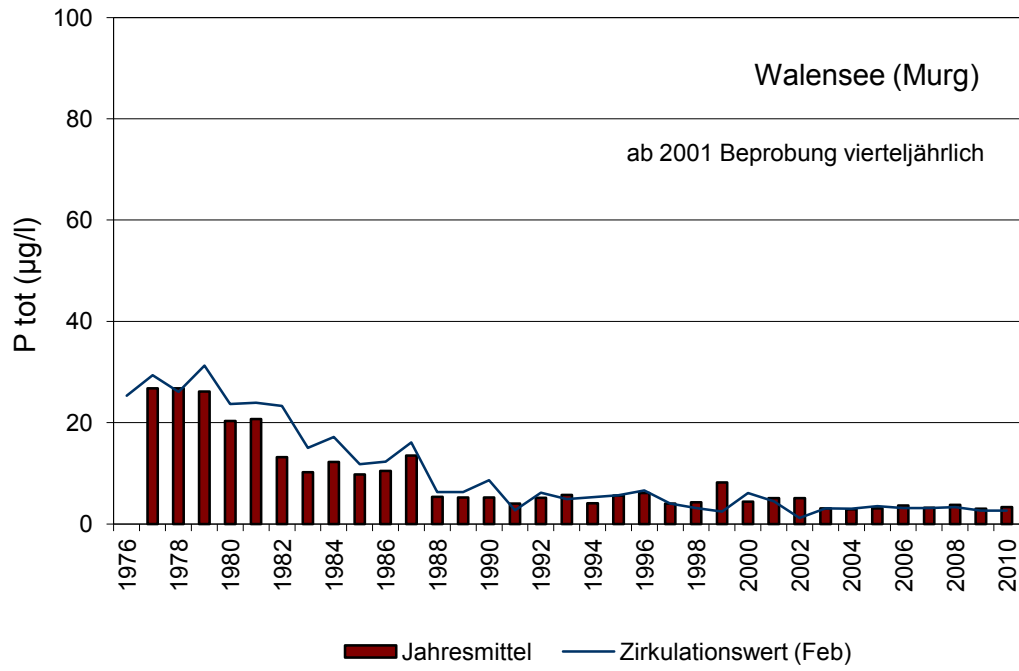
Gesamthärte (mmol/l) von 0-20m		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	1.23	1.11	1.32
Murg 01-10	n = 40	1.24	1.12	1.32
Lachen 96-05	n = 120	1.40	1.23	1.51
Lachen 06-10	n = 30	1.42	1.29	1.52
Stäfa 96-05	n = 120	1.35	1.17	1.54
Stäfa 06-10	n = 30	1.37	1.24	1.47
Thalwil 96-10	n = 180	1.36	1.17	1.50

Gesamthärte (mmol/l) von 20m-Grund		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	1.28	1.22	1.33
Murg 01-10	n = 40	1.29	1.09	1.35
Lachen 96-05	n = 120	1.48	1.40	1.63
Lachen 06-10	n = 30	1.51	1.42	1.59
Stäfa 96-05	n = 120	1.42	1.26	1.52
Stäfa 06-10	n = 30	1.44	1.38	1.51
Thalwil 96-10	n = 180	1.43	1.30	1.49

4.5 Nährstoffe

4.5.1 Phosphor (P tot, Phosphat-P)

Mit der Einführung der Phosphatfällung bei den Kläranlagen im Seeinzugsgebiet in den 60er- und 70er-Jahren und dem Phosphatverbot in Waschmitteln (seit 1986) konnten die Phosphatzufuhr und damit auch die Phosphorkonzentrationen in den Seen drastisch gesenkt werden. Der Rückgang hat sich seit Anfang der 90er-Jahre allerdings verlangsamt, die Werte scheinen sich inzwischen auf einem mehr oder weniger stabilen Niveau eingependelt zu haben. Im Zürichsee liegt das Jahresmittel des Gesamtphosphorgehalts bei Thalwil seit 2005 unter 24 µg/L, bei Stäfa unter 16 µg/L. Im Obersee bei Lachen unter 12 µg/L. Zürichsee und Obersee liegen damit im mesotrophen, der Walensee, mit Werten unter 4 µg/L, im oligotrophen Bereich. (Abbildung 19).



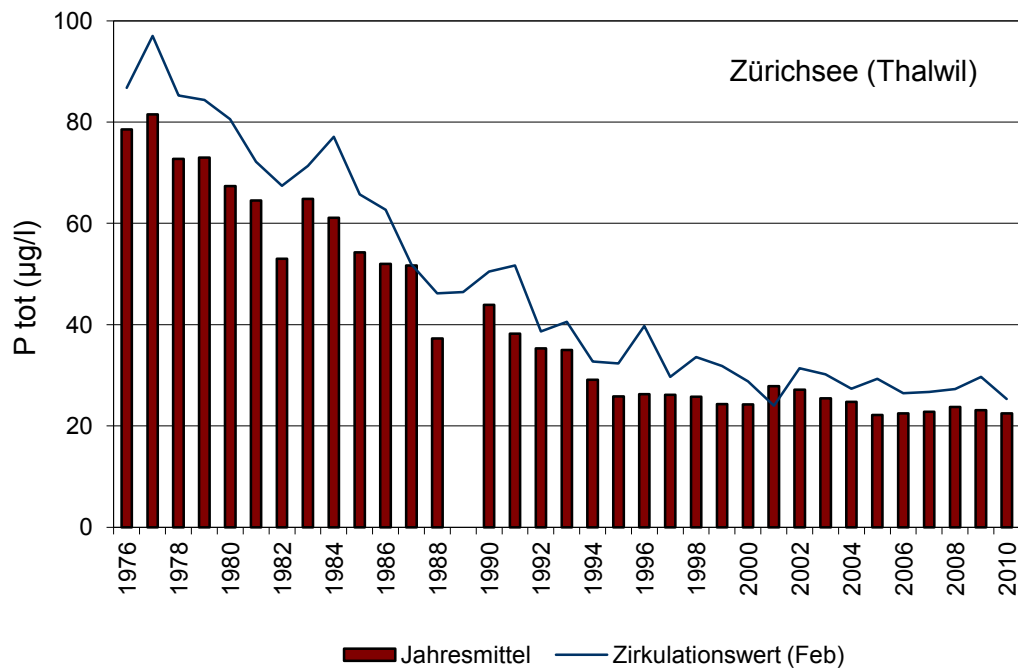
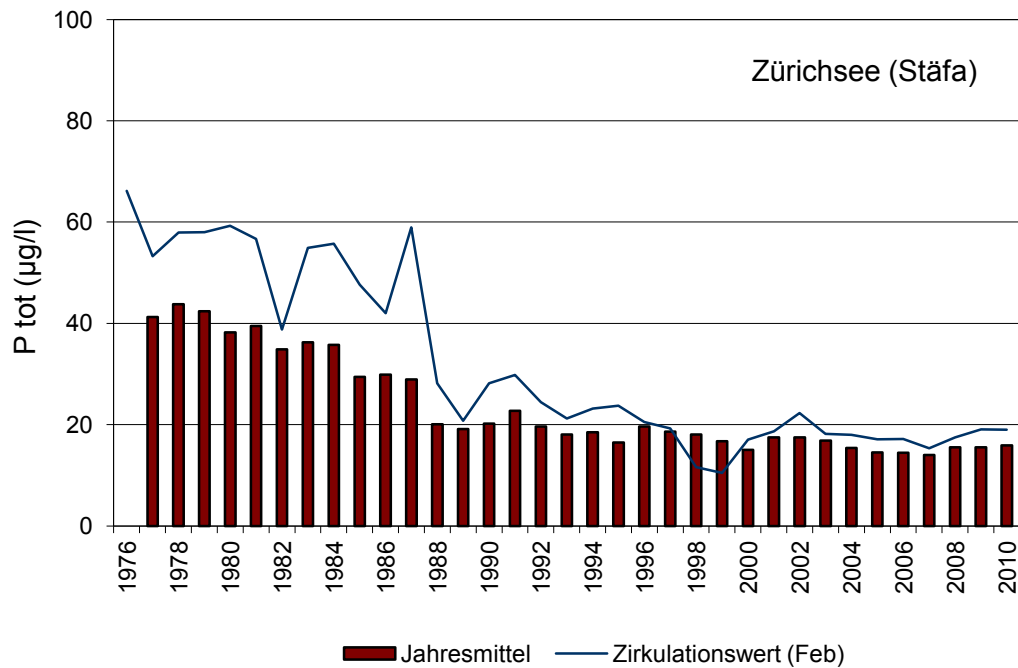
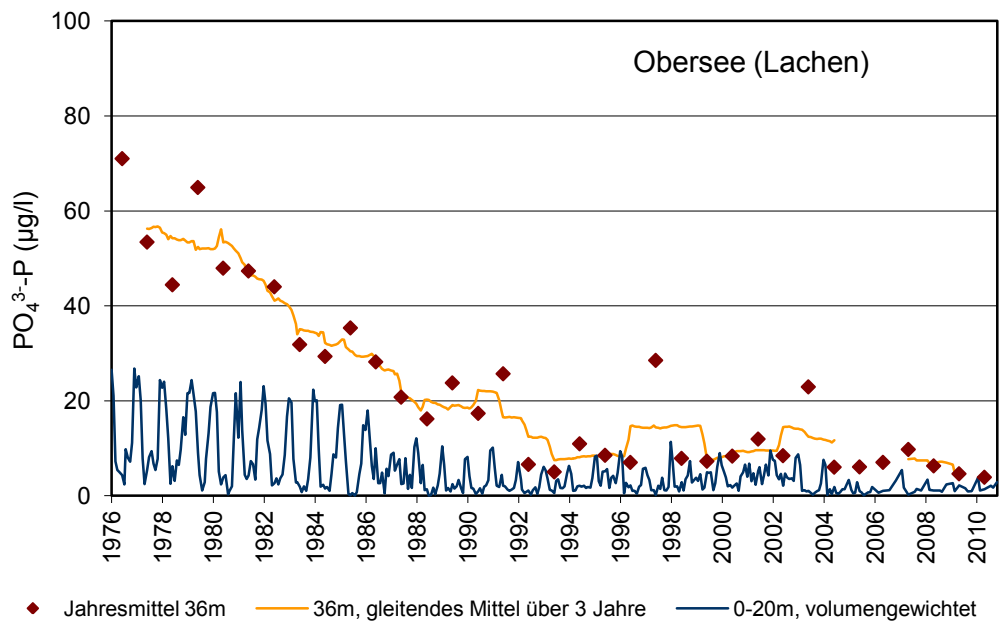
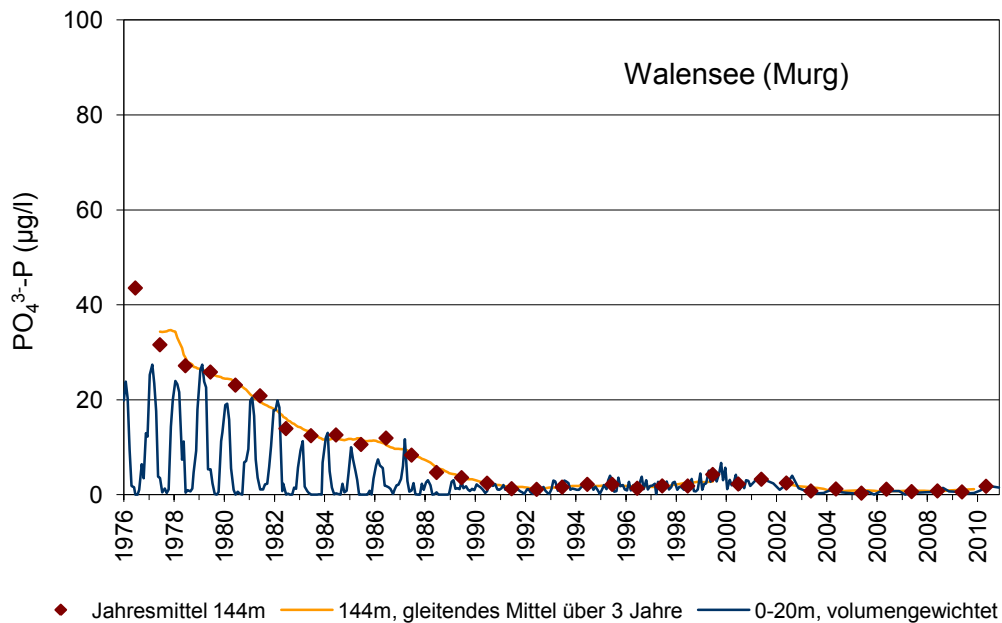


Abbildung 19 Gesamtphosphor (P tot) von 1976 –2010: volumengewichtete Jahresmittel und Zirkulationswerte von 0m – Grund

Für das Phytoplanktonwachstum ist das bioverfügbare Orthophosphat entscheidend und limitierend. Wie der Gesamtphosphorgehalt schwanken auch diese Konzentrationen seit den 90er-Jahren sowohl im Epilimnion als auch am Grund auf tiefem Niveau oder nehmen immer noch leicht ab (Abbildung 20). Die tiefsten

Werte wurden im Walensee gemessen. Sowohl am Grund wie auch zwischen 0-20m Tiefe liegen die Phosphat-Phosphorwerte seit 2005 unter 2 µg/L. Im Zürichsee (Thalwil) haben sich die Konzentrationen über Grund seit den 70er Jahren halbiert. Der Mittelwert für die Jahre 1996-2010 liegt bei 100 µg/L. In der Wasserschicht von 0-20m Tiefe verringerten sich die Konzentrationen während der Zirkulationsphase von 20 µg/L (1996) auf ca. 9 µg/L (2010). Die Werte der Stellen Stäfa und Lachen liegen zwischen jenen von Murg und Thalwil.



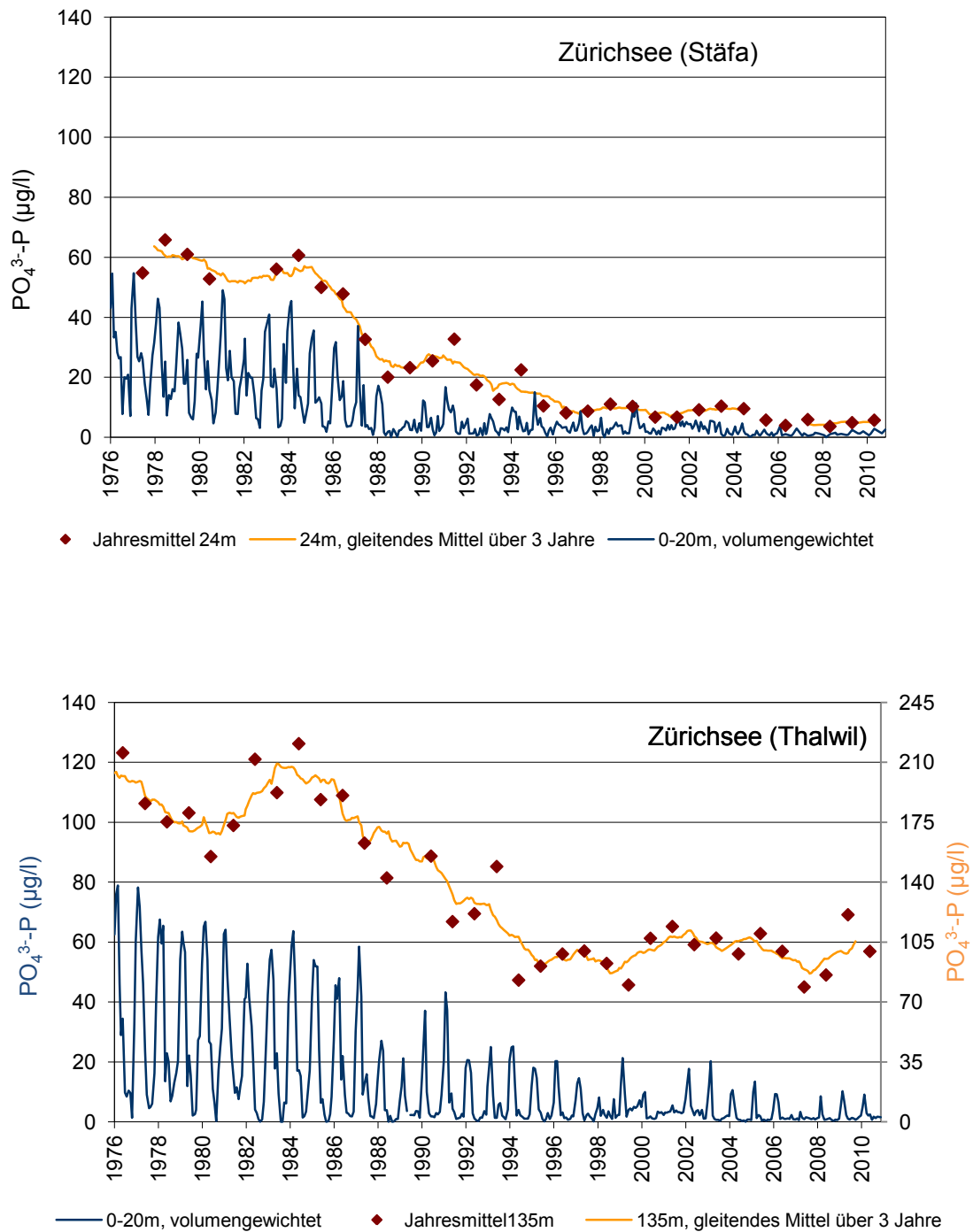
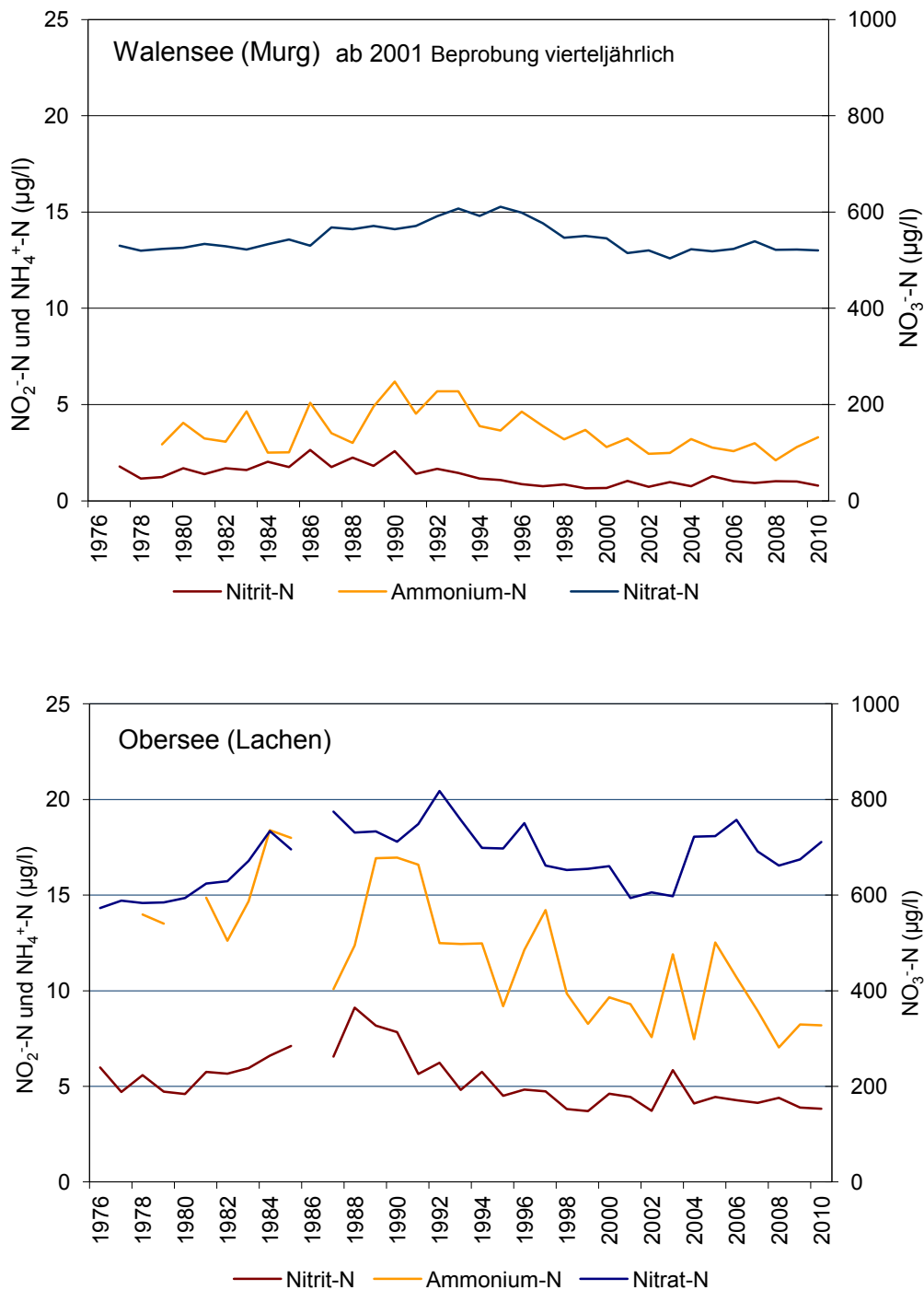


Abbildung 20 Orthophosphat (PO₄³⁻⁻-P) von 1976 - 2010: Konzentrationen in 0 – 20m Tiefe (volumengewichtet) und Werte 1m über Grund (Jahresmittel und gleitendes Mittel über 3 Jahre)

4.5.2 Stickstoff (Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N)

Anorganischer Stickstoff kommt in den Seen vor allem in den drei pflanzenverfügbaren Formen Nitrat (NO₃⁻), Nitrit (NO₂⁻) und Ammonium (NH₄⁺) vor, wobei Nitrat dominiert.

Nach einer längeren Phase der Zunahme ist der Gehalt an Nitrat-Stickstoff seit 1997 im Zürichsee wieder leicht gesunken. Die Zirkulations- und Jahresmittelwerte scheinen sich um 700 µg/l stabilisiert zu haben. Bei den anderen Probenahmestellen sind die Nitratkonzentrationen seit Mitte der 90er Jahre ähnlich gesunken. Während die Werte im Walensee in den letzten Jahren konstant leicht über 500 µg/l liegen, zeigen jene von Stäfa und Lachen nach 2003 nochmals stärkere Schwankungen (Abbildung 21).



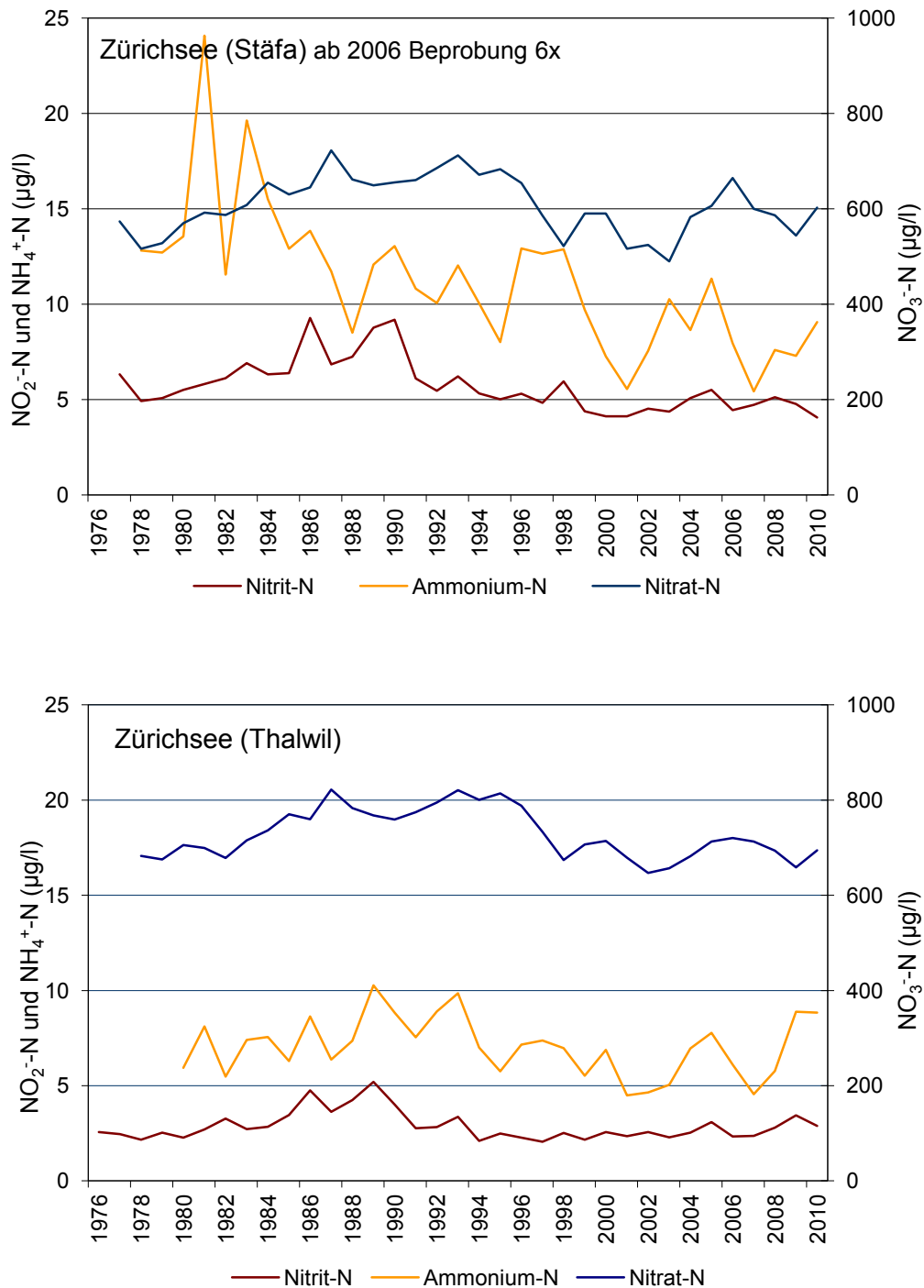
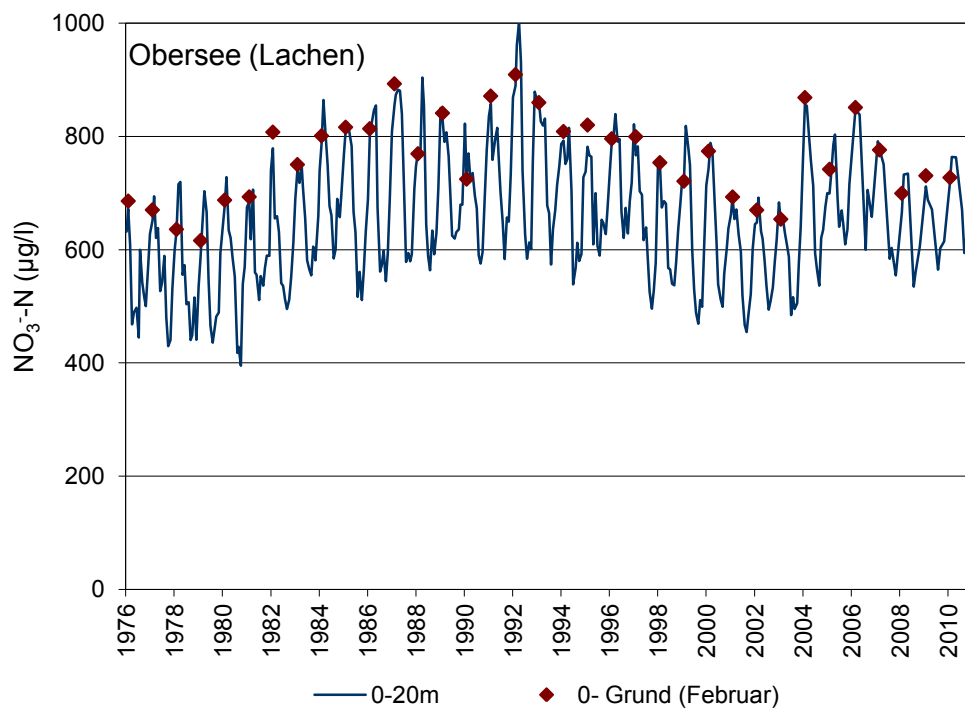
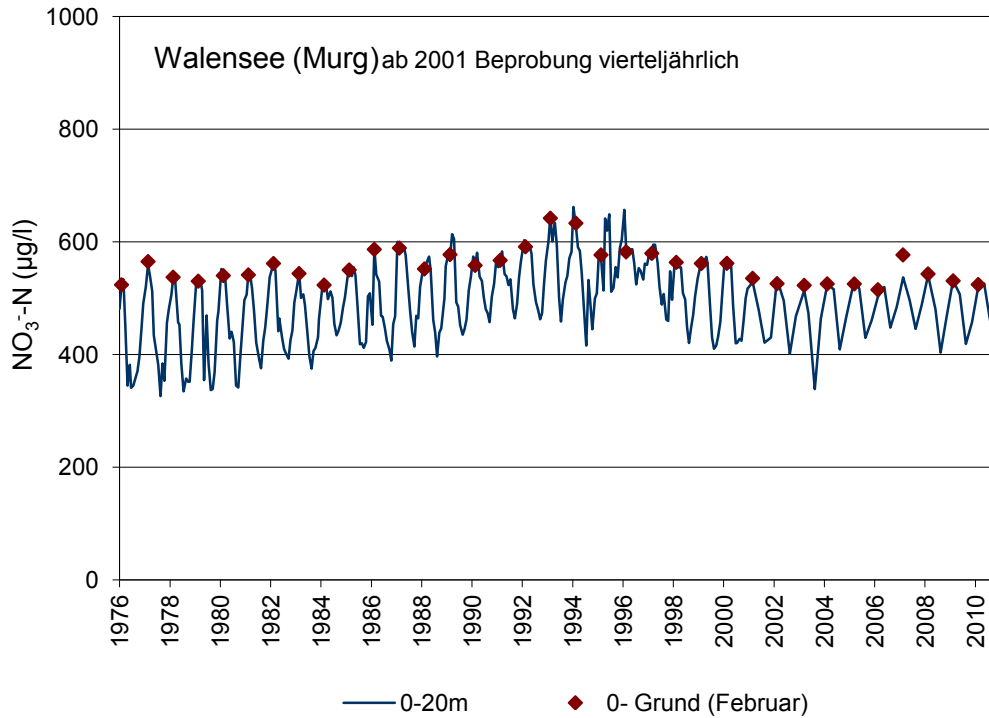


Abbildung 21 Nitrat- (NO_3^- -N), Nitrit- (NO_2^- -N) und Ammonium-Stickstoff (NH_4^+ -N) von 1990 - 2010: volumengewichtete Jahresmittel von 0m – Grund

Stickstoff ist weder im Zürich- noch im Walensee limitierend für das Phytoplanktonwachstum. An den monatlichen Nitratwerten des Epilimnions sind saisonale Schwankungen aber doch gut ersichtlic. Die höchsten Werte werden jeweils vor der Vegetationsperiode im Frühling gemessen.



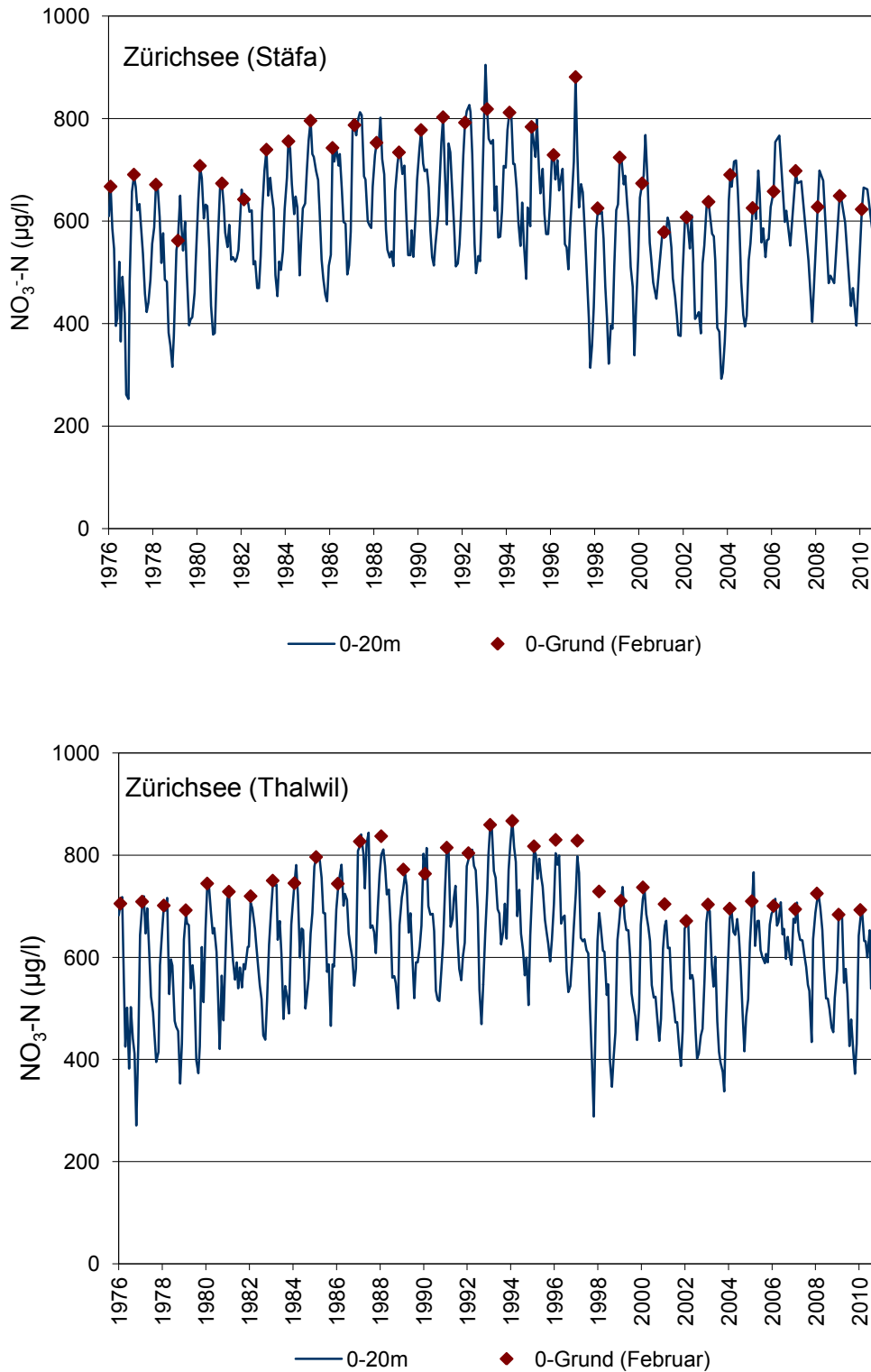
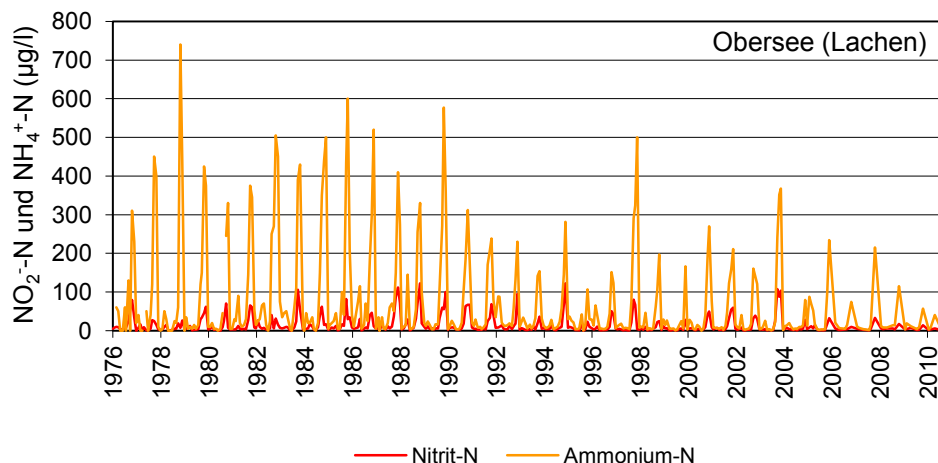
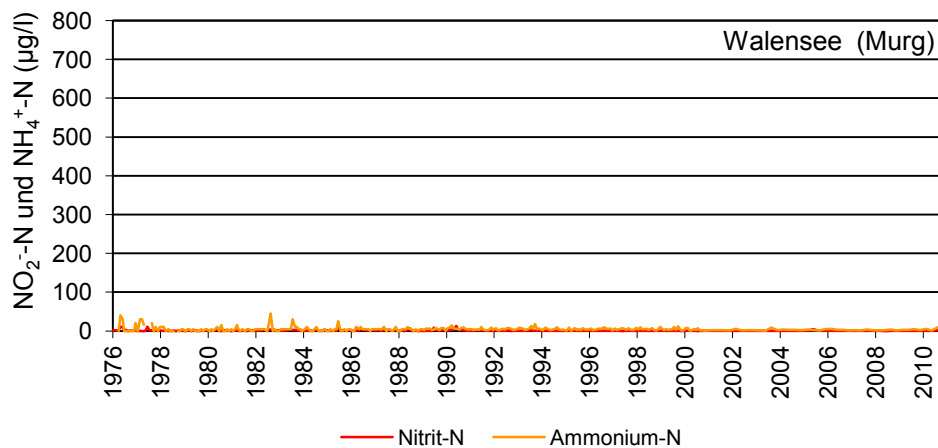


Abbildung 22 Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) von 1976–2010: Konzentrationen in 0-20m Tiefe (volumengewichtet) und Zirkulationswerte im Februar (0m–Grund, volumengewichtet).

Ständige biologische Umwandlungsprozesse sorgen für geringe Mengen von Nitrit und Ammonium im Epilimnion. Diese werden in Anwesenheit von Sauerstoff von Bakterien wieder zu Nitrat oxidiert. Ammonium kann von den Algen auch direkt aufgenommen werden. Ein Teil des Stickstoffs gelangt mit absinkenden Organismen auf den Seegrund. Die Nitrit- und Ammoniumkurven weisen dort ähnliche saisonale Peaks auf (Abbildung 23). Gegen Herbst, wenn der Sauerstoffgehalt über Grund gegen Null sinkt und die Nitrifikation deshalb unterbrochen ist, sind Maxima zu verzeichnen.

Zwischen dem Walensee, bei dem seit 1990 alle Messwerte unter 20µg/L lagen, und der Stelle Thalwil mit Ammoniummaxima über 600 µg/l bestehen zwar grosse Konzentrationsunterschiede, klare Langzeittrends zur Zu- oder Abnahme sind aber weder bei Ammonium noch Nitrit ersichtlich. Einzig im Obersee kann seit den 90er Jahren ein Trend zur Abnahme der Ammonium- und Nitritwerte über dem Grund festgestellt werden (Abbildung 23).



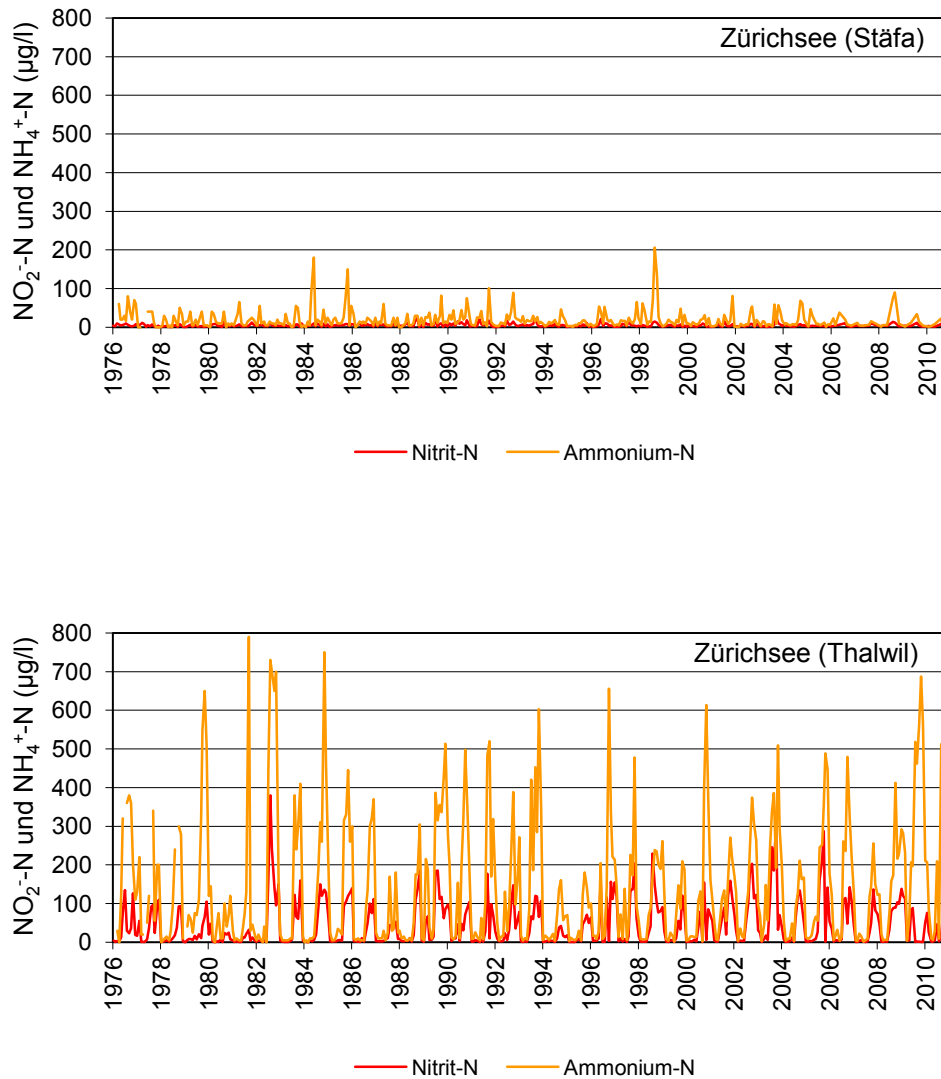


Abbildung 23 Nitrit- (NO₂⁻-N) und Ammonium-Stickstoff (NH₄⁺-N) von 1976– 2010: Werte 1m über Grund.

4.5.3 Kieselsäure

Die Jahresmittelwerte der Kieselsäure (SiO₂) sind in der zweiten Hälfte der 90er-Jahre an allen Stellen angestiegen, scheinen sich in den letzten Jahren aber wieder stabilisiert zu haben. Kieselsäure gelangt hauptsächlich durch Auswaschung aus Gesteinen in die Gewässer.

Silizium ist ein essentieller Bestandteil der Schale von Kieselalgen. Während der Wachstumsphase der Algen, vor allem während den Blüten im Frühling, wird im Epilimnion entsprechend Kieselsäure gezehrt. Der Gehalt steigt bei vermehrter Rücklösung aus Schalen wieder an. Ein Teil des Siliziums geht dem System aber auch durch Sedimentation der Schalen am Seegrund verloren.

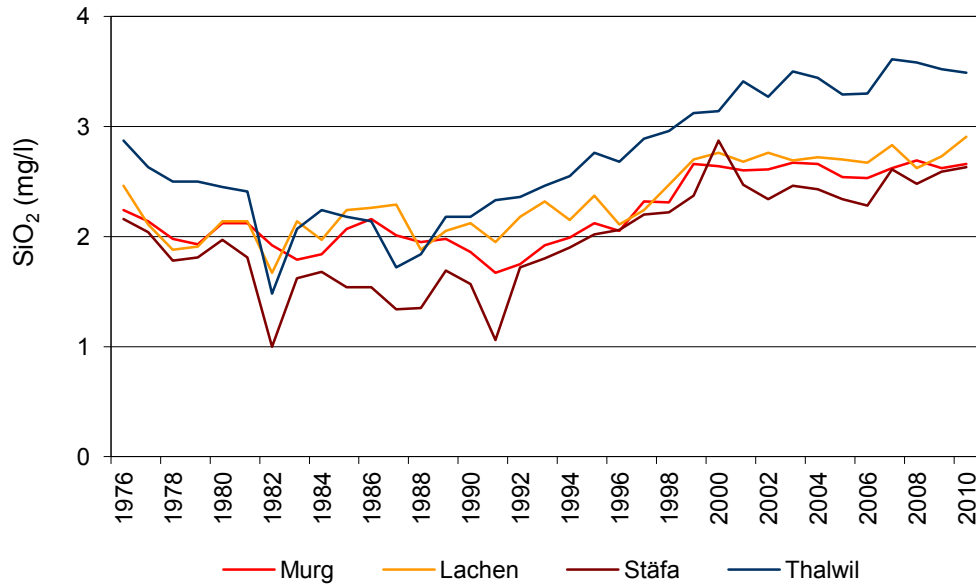


Abbildung 24 Kieselsäure (SiO_2) von 1976 – 2010: volumengewichtete Jahresmittel von Om-Grund, Beprobung Murg seit 2001 vierteljährlich, Lachen und Stäfa seit 2006 sechsmal jährlich.

4.5.4 DOC, POC

Organischer Kohlenstoff, ein bedeutender Nährstoff für Bakterien, wird in gelöster (dissolved organic carbon = DOC) oder partikulärer Form (particulate organic carbon = POC) gemessen. Die Summe der beiden ergibt den totalen organischen Kohlenstoff (TOC).

Der Eintrag in die Seen erfolgt in gelöster Form über die Zuflüsse und durch Exkretion der Organismen. Die Abnahme des DOC erfolgt in erster Linie durch die Aufnahme in Bakterienbiomasse. Ein grosser DOC-Anteil in natürlichen Gewässern besteht aus schwer abbaubaren Verbindungen.

Die DOC-Werte weisen über die Jahre 1996-2010 an allen Stellen, abgesehen von den saisonalen Schwankungen, keinen ersichtlichen Trend auf (Abbildung 25). Die Konzentrationen im Obersee und Zürichsee liegen deutlich über denen des Walensees.

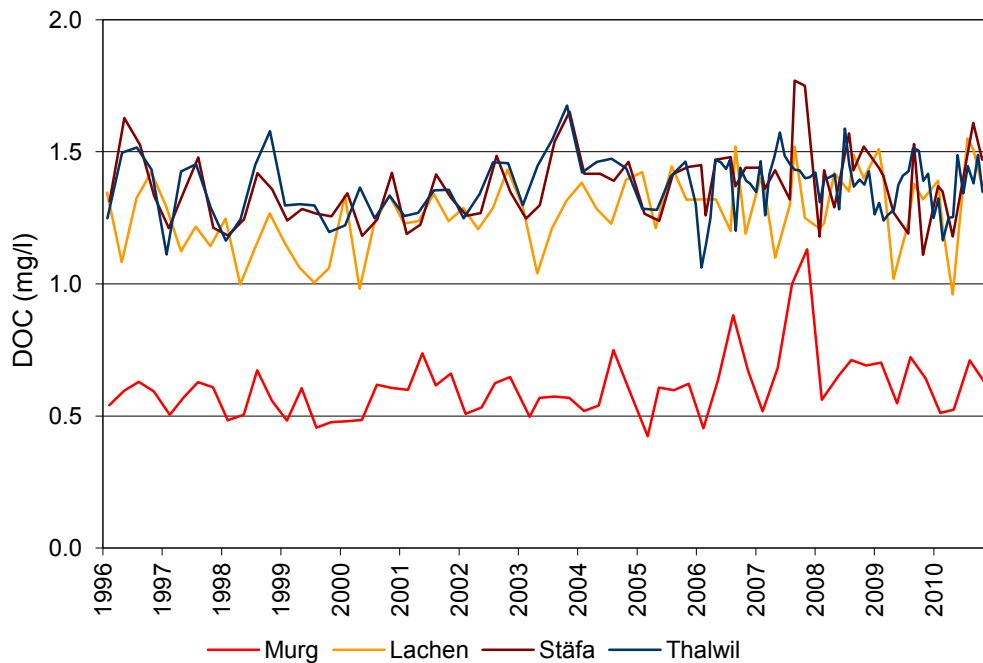


Abbildung 25 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) von 1996–2010: volumengewichtete Mittel von 0–20m Tiefe. Messungen: Alle Stellen 4x pro Jahr bis und mit 2005, ab 2006 Lachen und Stäfa 6x pro Jahr und Thalwil monatlich.

Beim POC findet man im Epilimnion für den Jahresverlauf der verschiedenen Stellen (Murg, Lachen, Stäfa, Thalwil) für die Auswertungsperioden 1989-2000 und 2001-2010 deutliche saisonale Unterschiede und steigende Konzentrationen in der Wasserschicht von 0-20m Tiefe. (Abbildung 26, Abbildung 27, Abbildung 28, Abbildung 29, Abbildung 30, Abbildung 31).

Auffällig sind vor allem die höheren Konzentrationen in den Wintermonaten bei der Stelle Thalwil die durch das Cyanobakterium *P. rubescens* verursacht werden. Der Anteil des POC's an der Biomasse fällt bei Phytoplanktonproben mit über 66% Cyanobakterien deutlich höher aus (Abbildung 33).

Die mittlere POC-Konzentration bei der Stelle Thalwil war ca. 2-3x so hoch wie bei der Stelle Murg.

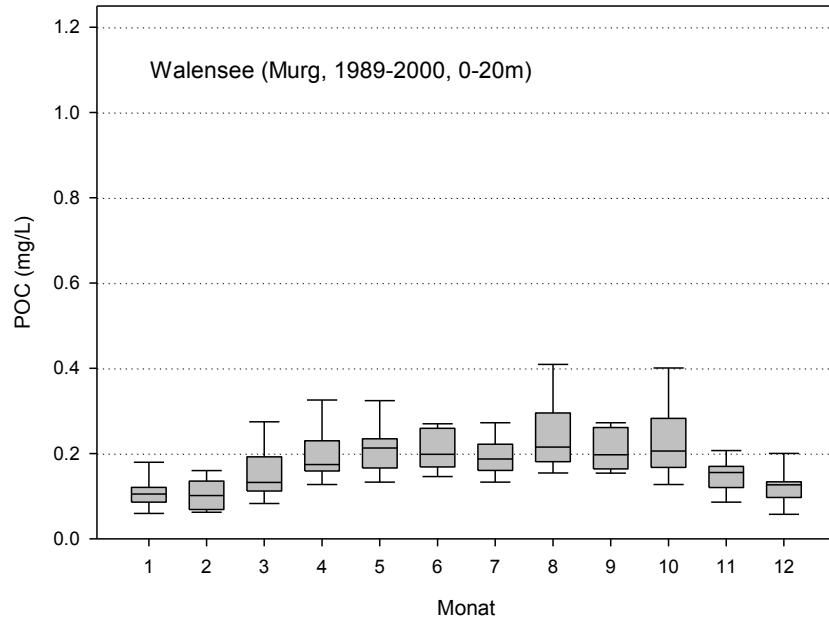


Abbildung 26 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 1989-2000 im Walensee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

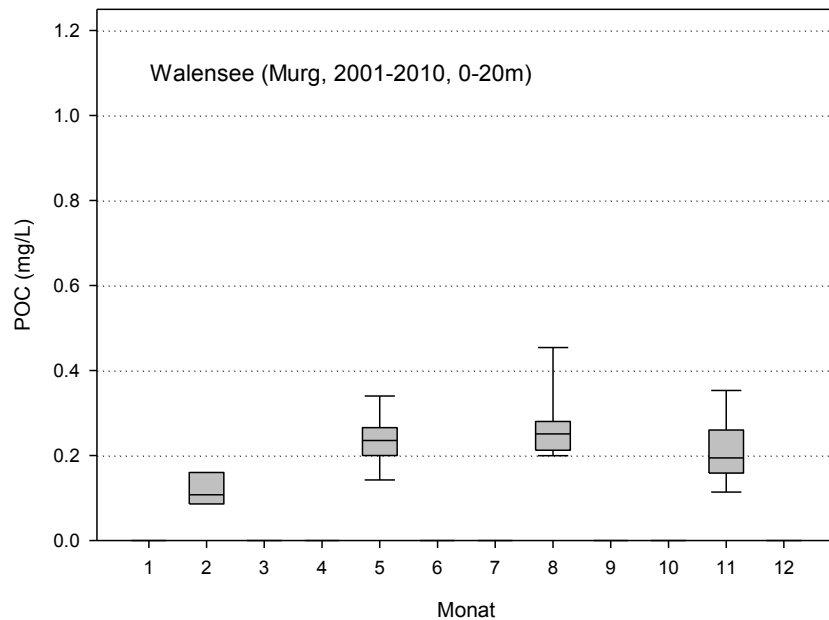


Abbildung 27 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 2001-2010 im Walensee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

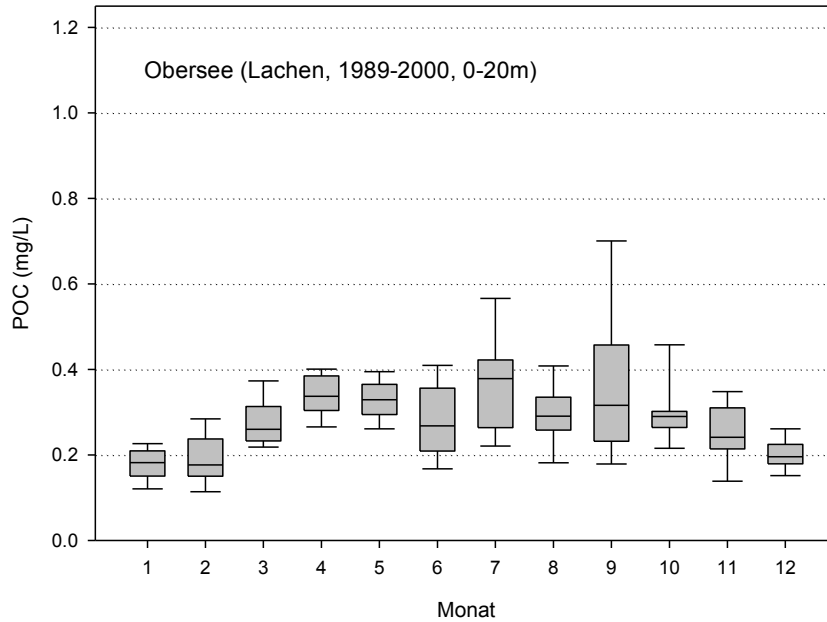


Abbildung 28 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 1989-2000 im Obersee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

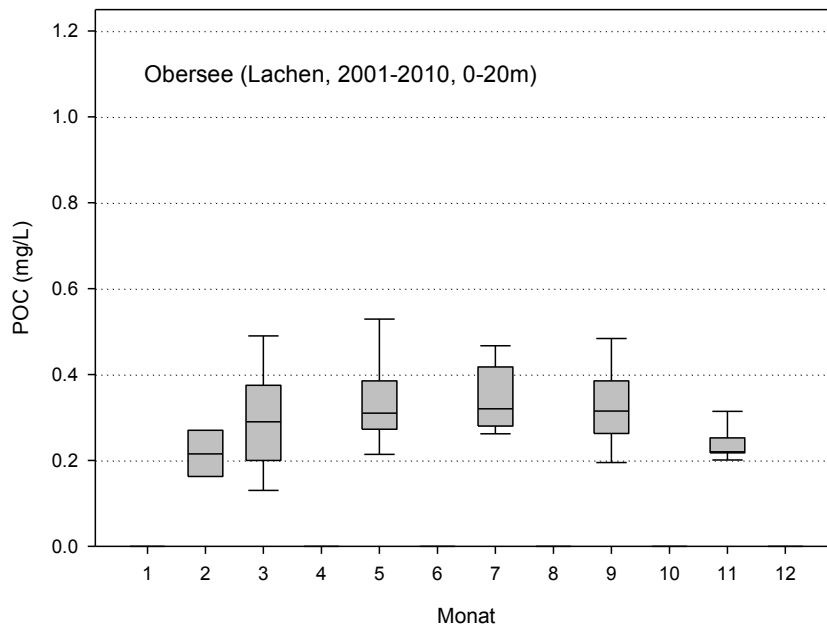


Abbildung 29 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 2001-2010 im Obersee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

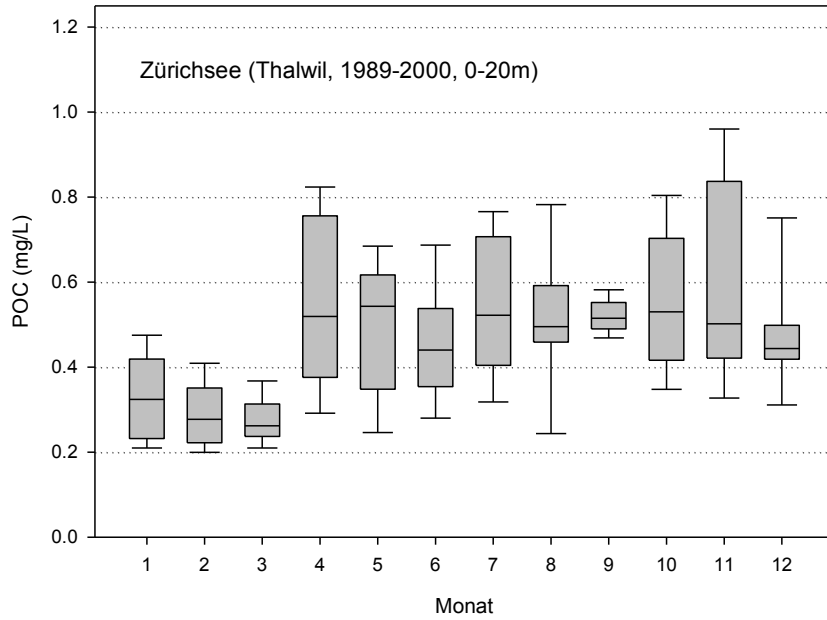


Abbildung 30 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 1989-2000 im Zürichsee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

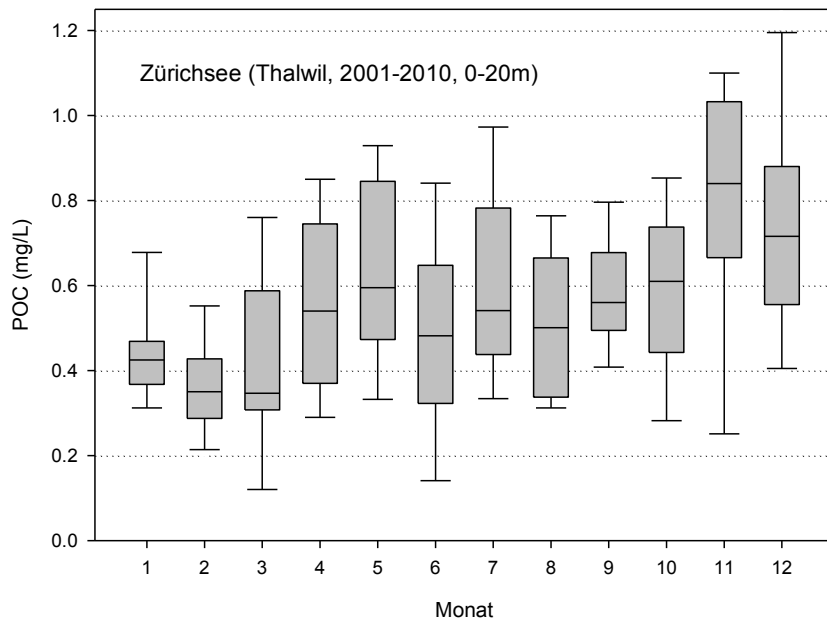


Abbildung 31 Jahresverlauf des partikulären organischen Kohlenstoffs (POC) der 0-20m Probe für die Jahre 2001-2010 im Zürichsee (Box-Whisker-Plot mit Median und 10, 25, 75, 90%)

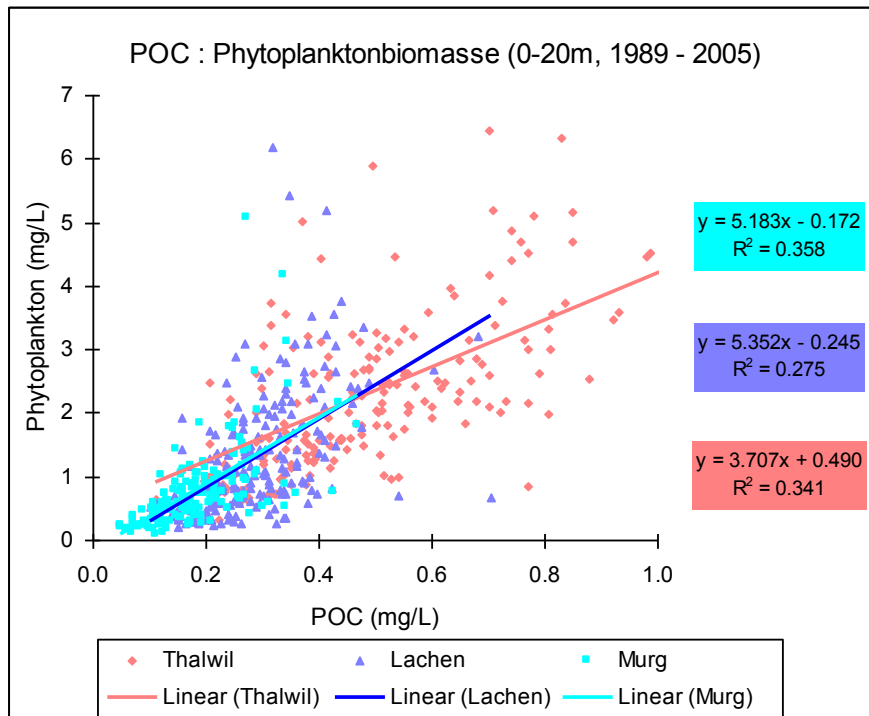


Abbildung 32 Auftragung der POC-Konzentrationen gegen die Biomassekonzentrationen des Phytoplanktons. Vergleich der Stellen Thalwil, Lachen und Murg für die Jahre 1989-2005 (0-20m).

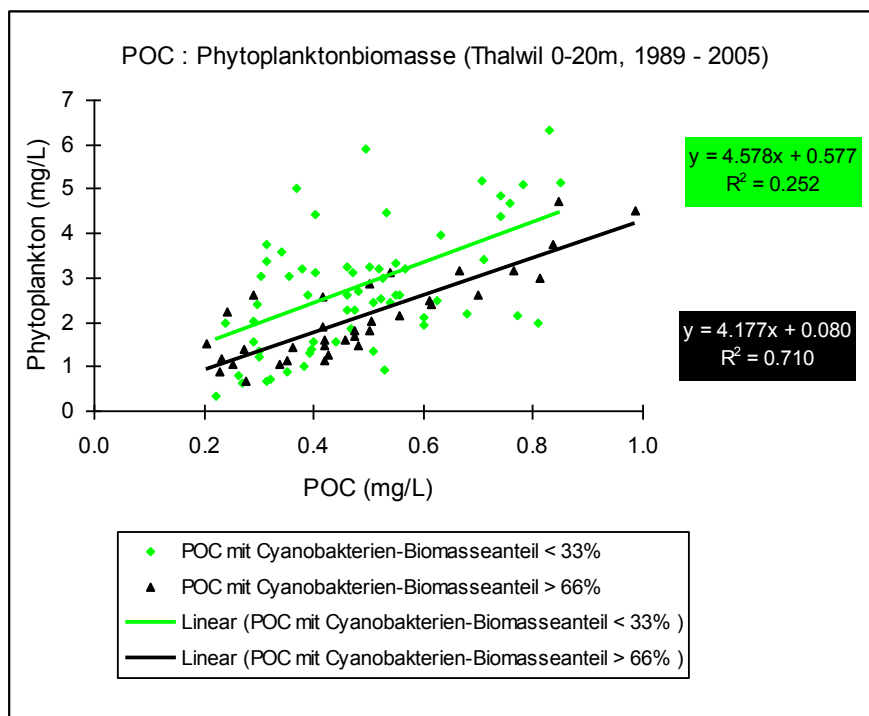


Abbildung 33 Auftragung der POC-Konzentrationen gegen die Biomassekonzentrationen des Phytoplanktons an der Stelle Thalwil für die Jahre 1989-2005 (0-20m). Korrelationsvergleich der Proben mit einem Cyanobakterien-Biomasseanteil von <33% und >66%.

4.5.5 Sulfat

Die mittleren Sulfatkonzentrationen im Walensee sind deutlich höher als im Obersee und Zürichsee. Mögliche Gründe für die Abnahme in Fliessrichtung können sein:

- Verdünnung durch Wasserzufluss mit geringerer Sulfatkonzentration
- assimilatorische Sulfatreduktion
- dissimilatorische Sulfatreduktion

Tabelle 7 Sulfatkonzentrationen von 0-20m Tiefe und 20m-Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, ausser Murg 96-00 monatlich, 01-05 vierteljährlich)

Sulfat (mg/l) von 0-20m		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	17.8	14.7	20.4
Murg 01-10	n = 40	17.5	16.0	19.8
Lachen 96-05	n = 120	13.4	11.8	15.5
Lachen 06-10	n = 29	13.4	12.1	15.5
Stäfa 96-05	n = 120	14.3	12.7	17.7
Stäfa 06-10	n = 30	14.2	13.0	15.6
Thalwil 96-10	n = 180	14.5	13.0	16.1

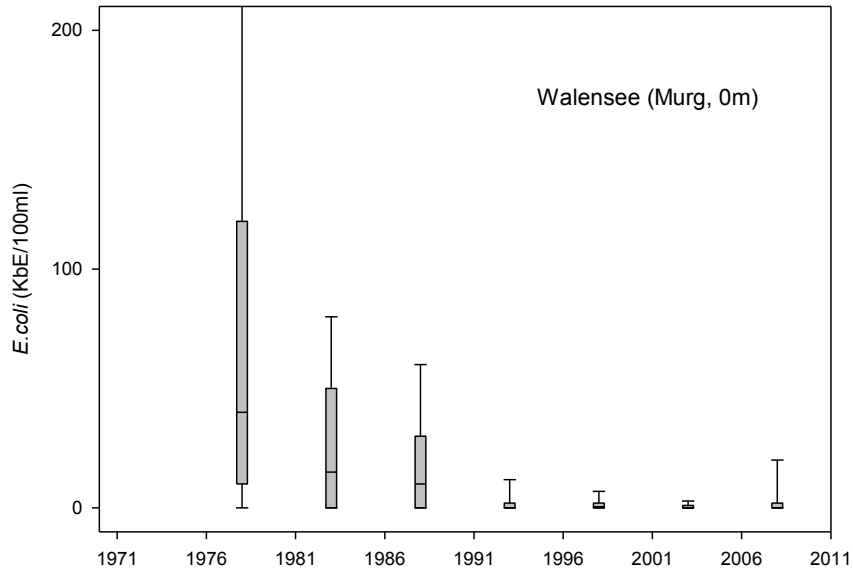
Sulfat (mg/l) von 20m-Grund		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	18.8	17.3	20.7
Murg 01-10	n = 40	18.4	17.1	19.3
Lachen 96-05	n = 120	13.3	11.6	15.2
Lachen 06-10	n = 29	13.4	12.7	14.8
Stäfa 96-05	n = 120	14.6	12.6	18.0
Stäfa 06-10	n = 30	14.8	14.0	15.9
Thalwil 96-10	n = 179	15.0	13.9	17.1

4.6 Biologie

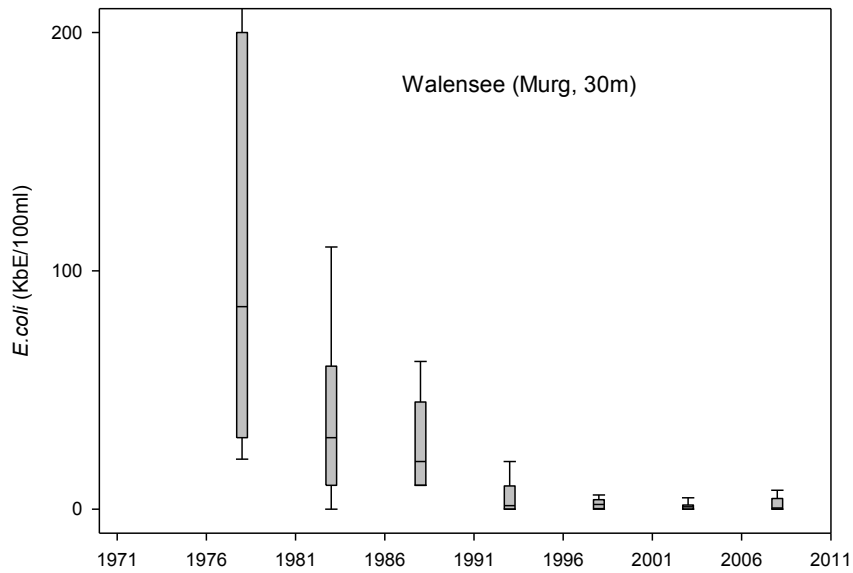
4.6.1 E. coli

Seit Beginn der Messungen in den 70er Jahren hat die Konzentration an kultivierbaren *E. coli* im See allgemein stark abgenommen. Der Rückgang ist auf den Bau von Kläranlagen und die dadurch reduzierte Zufuhr von nicht gereinigtem Abwasser zurückzuführen. Das Darmbakterium *E. coli* gilt als Indikator für Fäkalverunreinigungen und spielt eine Rolle in der Beurteilung der Qualität von Badegewässern.

Gemäss der Richtlinie 2006/7/EG, ist die Qualität des Walen-, Ober- und Zürichsees seit Mitte der 80er Jahre ausgezeichnet (Abbildung 34, Abbildung 35, Abbildung 36, Abbildung 37, Abbildung 38).

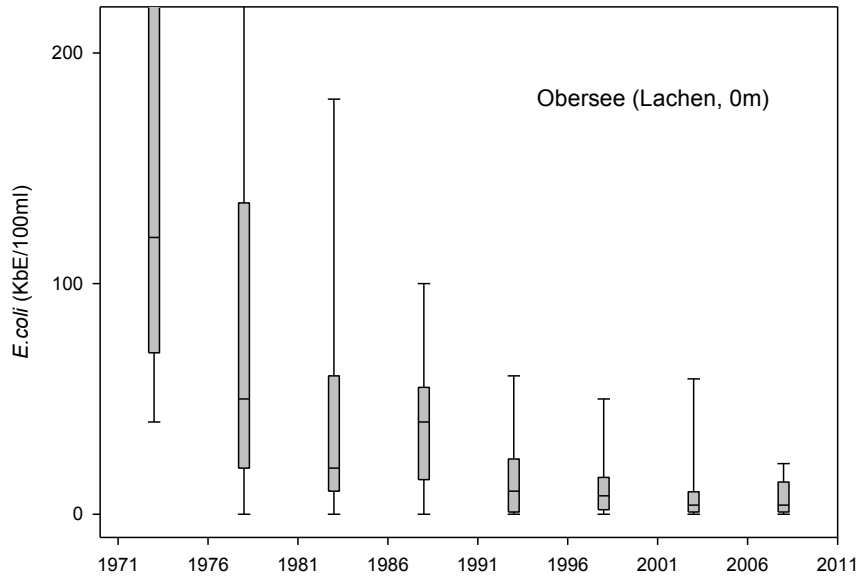


— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

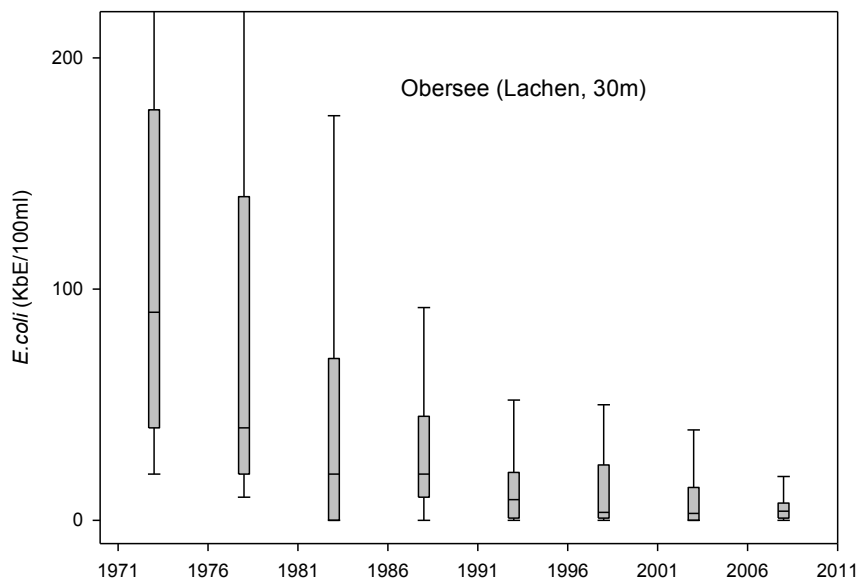


— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

Abbildung 34 Anzahl *E. coli* pro 100ml im Walensee in 0 und 30m Tiefe von 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010.



— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)



— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

Abbildung 35 Anzahl *E. coli* pro 100ml im Obersee in 0 und 30m Tiefe von 1973-1975, 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010.

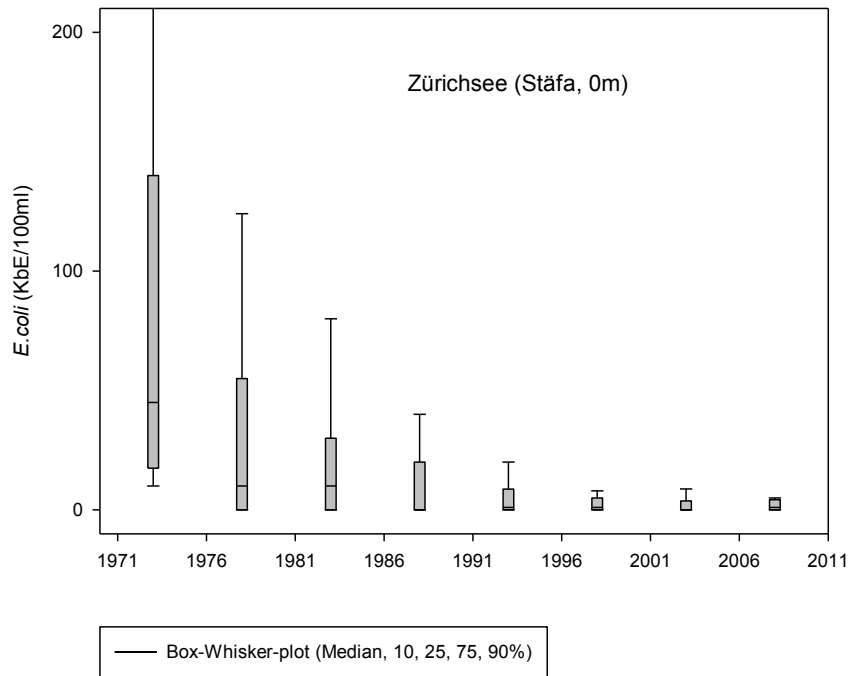
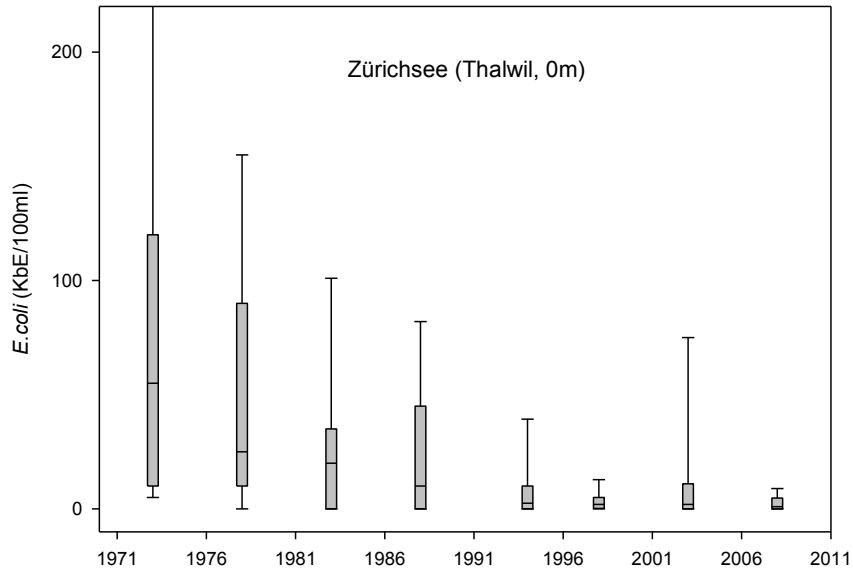
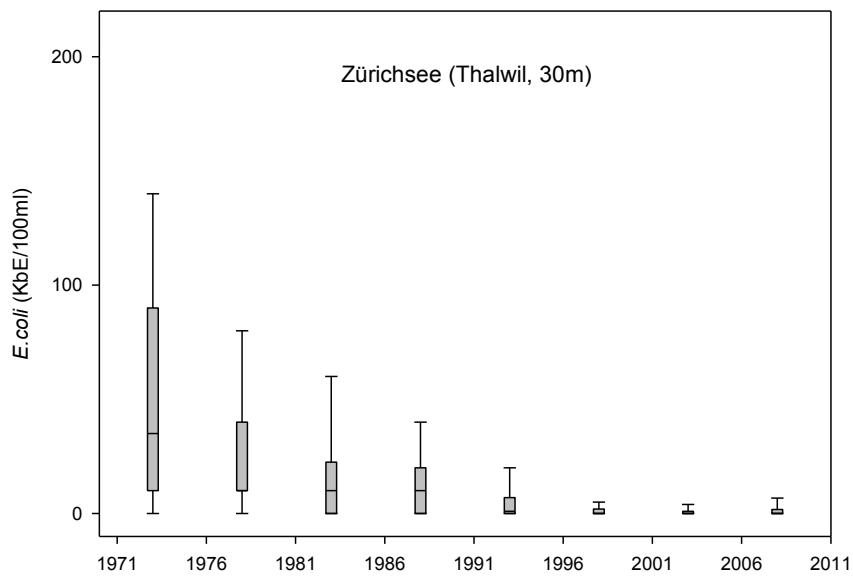


Abbildung 36 Anzahl *E.coli* pro 100ml im Zürichsee in 0m Tiefe von 1972-1975, 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010.

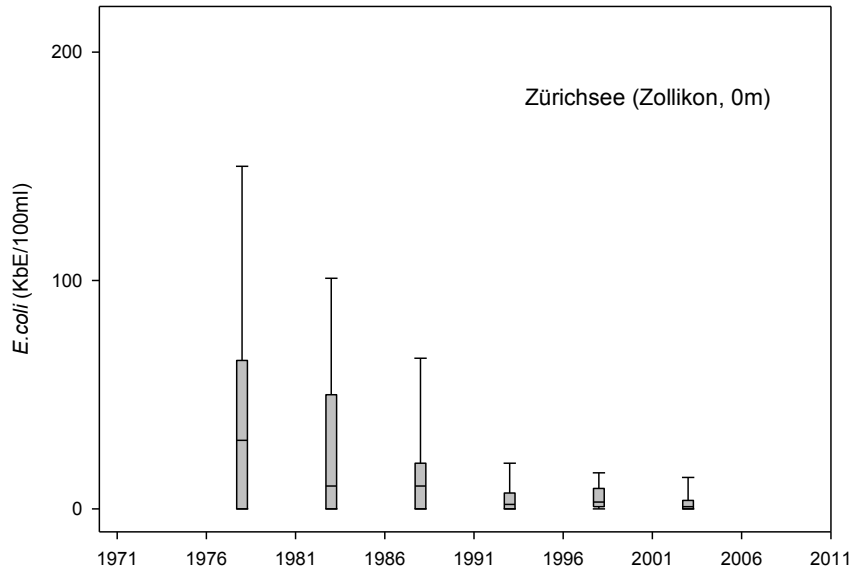


— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

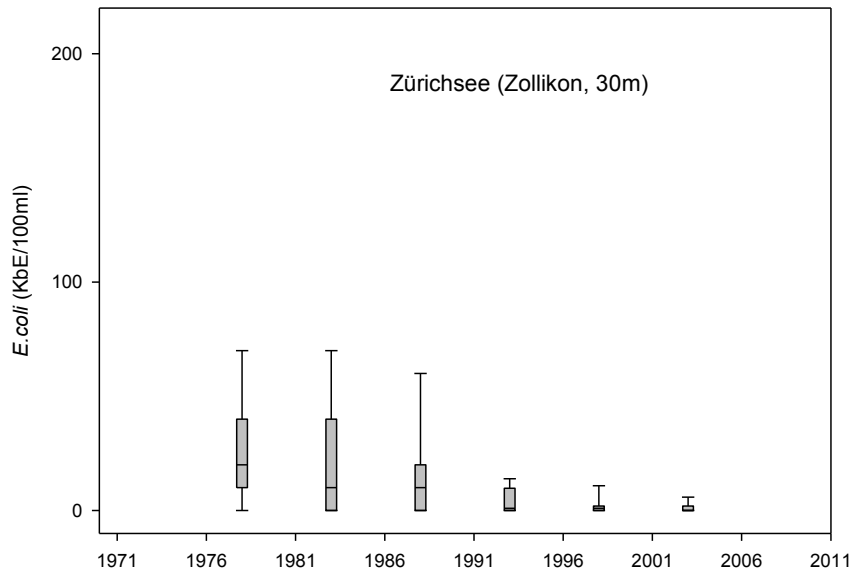


— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

Abbildung 37 Anzahl *E. coli* pro 100ml im Zürichsee in 0 und 30m Tiefe von 1972-1975, 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010.



— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)



— Box-Whisker-plot (Median, 10, 25, 75, 90%)

Abbildung 38 Anzahl *E. coli* pro 100ml im Zürichsee in 0 und 30m Tiefe von 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, keine Daten für 2006-2010.

4.6.2 Phytoplankton

Eine deutliche Abnahme der Phytoplanktonbiomassen (g/m^2) ist für die Daten von 1976-2010 nur im Walensee ersichtlich (Abbildung 39). Seit Anfang Neunzigerjahre liegen die Phosphat-Phosphor Konzentrationen der Messstelle Murg über das ganze Jahr und bis 1m über Grund praktisch immer unter $2 \mu\text{g/L}$. Bei diesen tiefen Phosphor-Werten wird Phosphor augenscheinlich zu einem Minimumfaktor der die Phytoplanktonbiomasse limitiert (im Sinne des Minimumgesetzes von Sprengel, 1828).

Im Zürichsee (Stelle Thalwil) wird eine Abnahme der Phytoplanktonbiomasse in nächster Zeit wohl kaum auftreten. Das Cyanobakterium *P. rubescens*, welches die Phytoplanktonbiomasse im Zürichsee dominiert, tritt in anderen Seen im Metalimnion selbst dann noch massenhaft auf, wenn die Gesamtposphorgehalte um 50% tiefer liegen als bei der Stelle Thalwil (Teubner et al. 2004). Die Affinität der Aufnahmesysteme von Cyanobakterien für Stickstoff und Phosphor sind höher als bei manch anderen photosynthetisch aktiven Organismen (Mur et al. 1999). *P. rubescens* profitiert zudem durch sein Einschichtungsverhalten von den höheren Phosphor-Konzentrationen im Metalimnion.

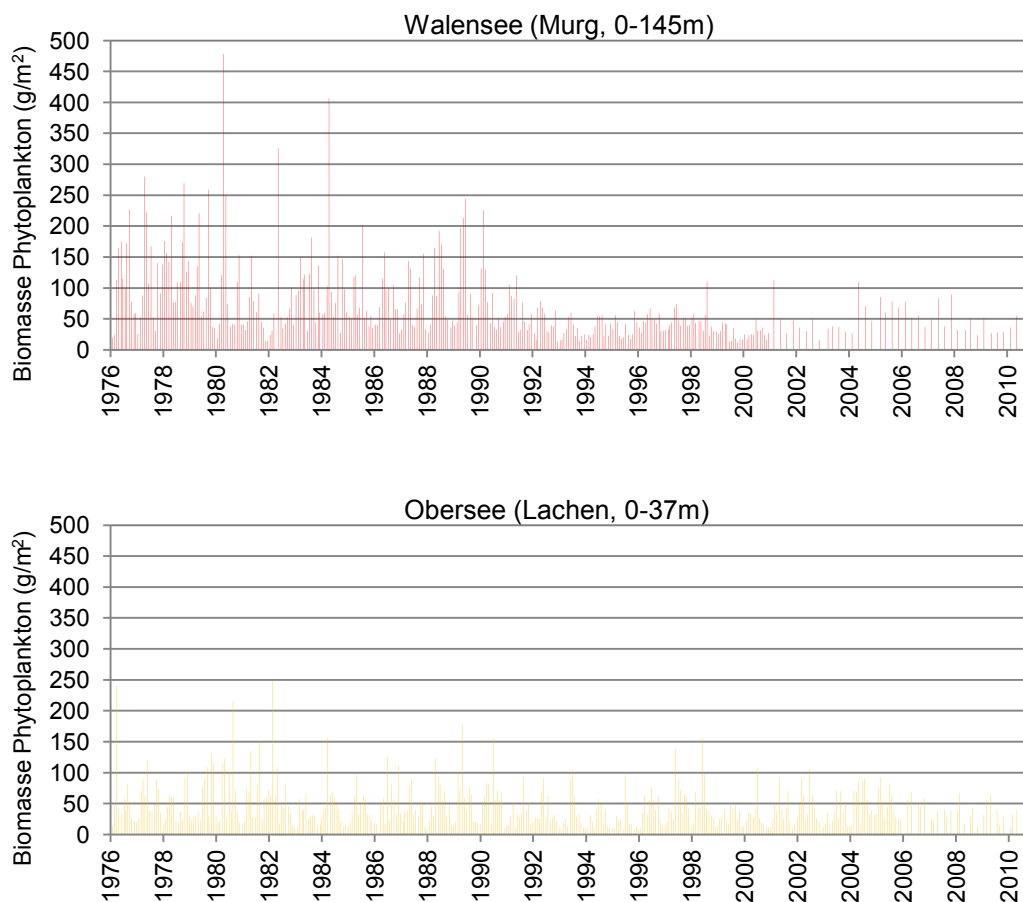


Abbildung 39 Phytoplanktonbiomassen (g/m^2) von 1976-2010 der Probenahmestellen Murg (Walensee) und Lachen (Obersee).

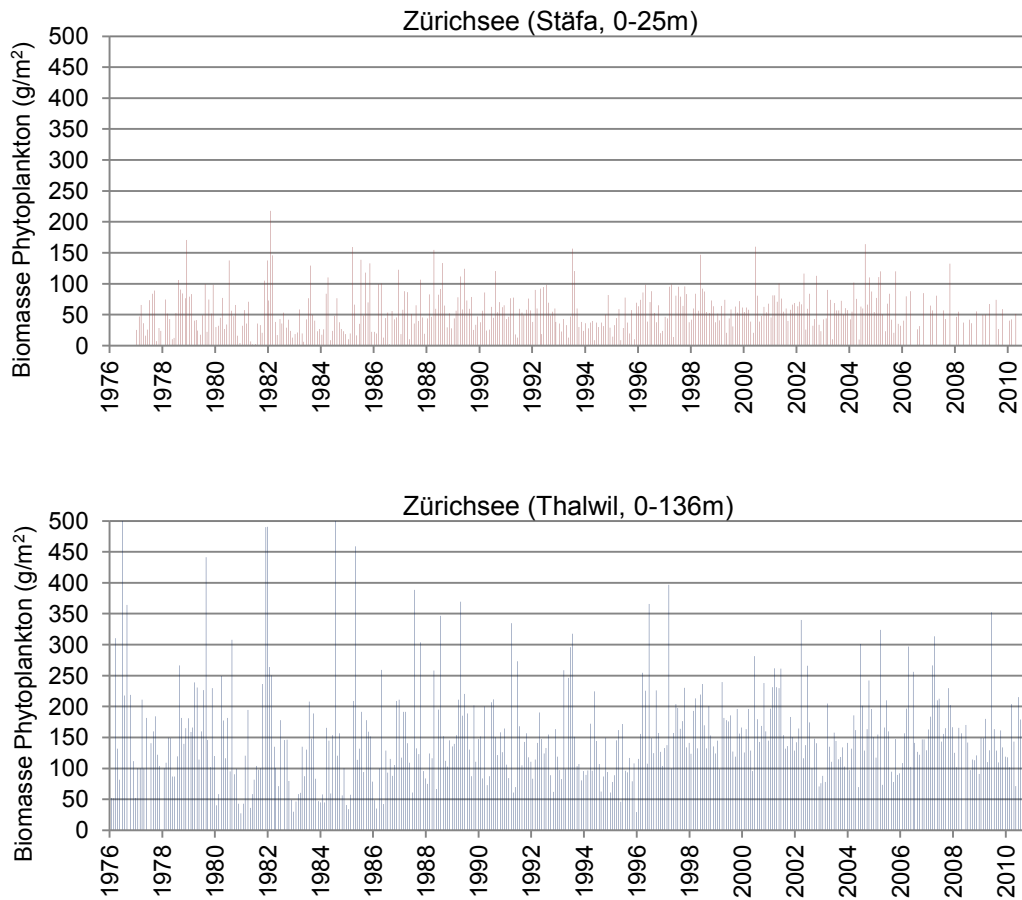


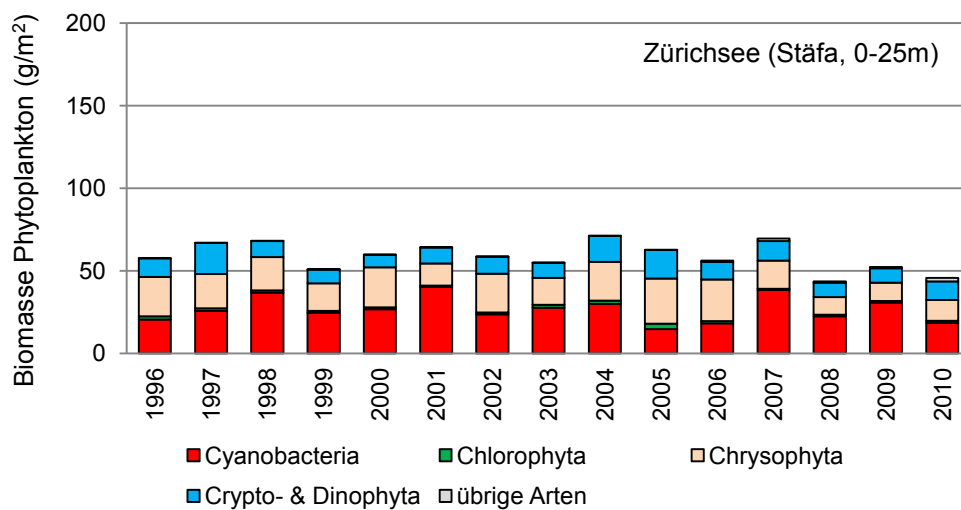
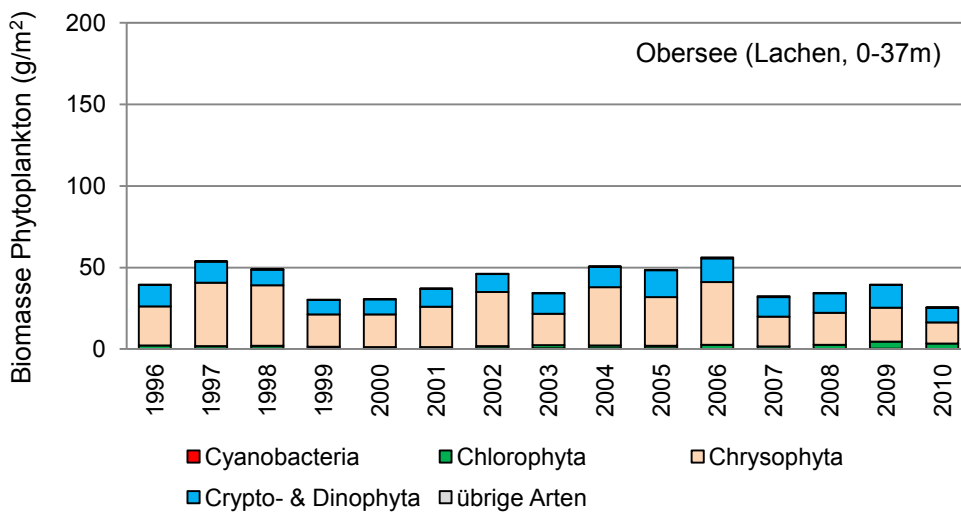
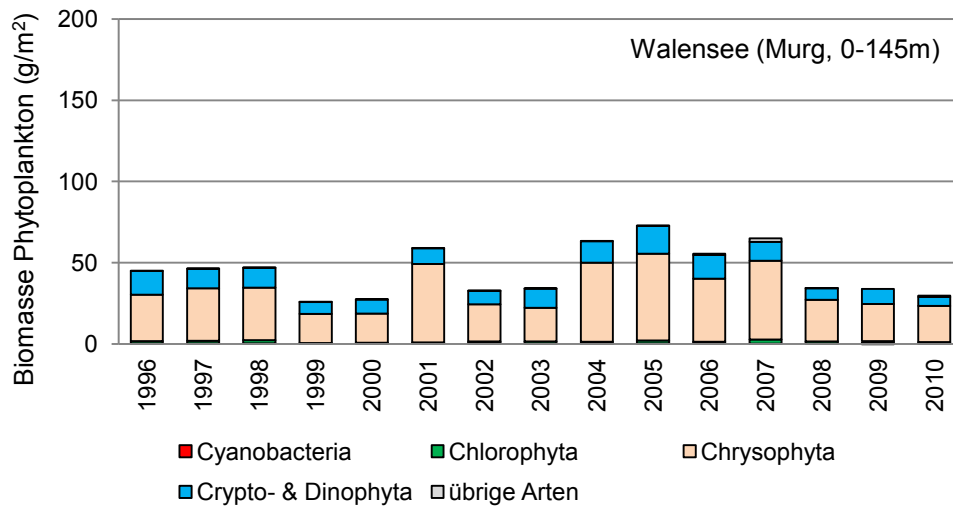
Abbildung 40 Phytoplanktonbiomassen (g/m²) von 1976-2010 der Probenahmestellen Stäfa und Thalwil (Zürichsee).

Obwohl die Jahresmittel der Phytoplanktonbiomassen im Zürichsee von Jahr zu Jahr bis um den Faktor 2 variieren können, schwanken sie seit den 80er-Jahren in einem erstaunlich konstanten Bereich. Abweichungen zu älteren Auswertungen sind vermutlich auf den Wechsel von der tiefenproportionalen zur volumenproportionalen Berechnung zurückzuführen.

Die Mittelwerte für den Auswertungszeitraum 1996-2010 liegen bei 45 g/m² für Murg, 41 g/m² für Lachen, 59 g/m² für Stäfa und 161 g/m² für Thalwil (Abbildung 41).

Inwieweit die erhobenen Phytoplanktondaten der letzten 35 Jahre für Diversitätsstudien (Pomati et al. 2011) geeignet sind, wurde intensiv diskutiert (Straile et al. 2013).

Von Dietzel et al. (2012 und 2013) wurden mit den Walen- und Zürichseedaten auch Langzeitsimulationen mit dem Seemodell BELAMO durchgeführt, die Resultate weisen allerdings darauf hin, dass man die biologischen Prozesse noch nicht vollumfänglich verstanden hat.



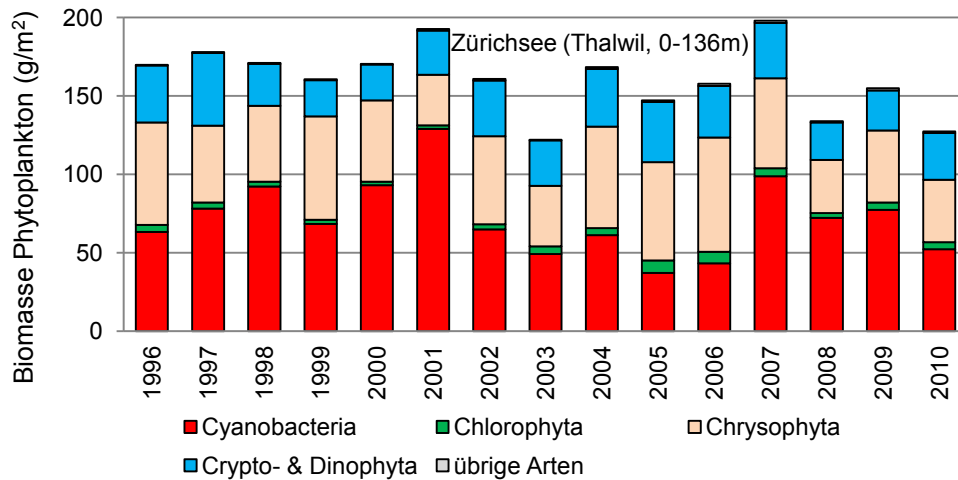


Abbildung 41 Jahresmittel der Phytoplanktonbiomassen von 1996-2010 der Probenahmestellen Murg, Lachen, Stäfa und Thalwil.

4.6.3 Primärproduktion

Zur Bestimmung und zum Vergleich der Produktivität der Seen wurde die Primärproduktionsmethode (C^{14} -Methode) in den 70er-Jahren eingeführt und bis Ende 2005 angewandt. In den Jahren 1996-2005 wies die Primärproduktion im Zürichsee im Vergleich zum Walensee ca. 2-3x höhere Werte auf. Die negativen Steigungen der Trendlinien über die Jahre 1976-2005 sind im Walensee (Murg) am grössten und im Zürichsee (Thalwil) am geringsten (Abbildung 42).

Die 1% Tiefen des photosynthetisch nutzbaren Lichts (PAR) sind in Abbildung 43 ersichtlich.

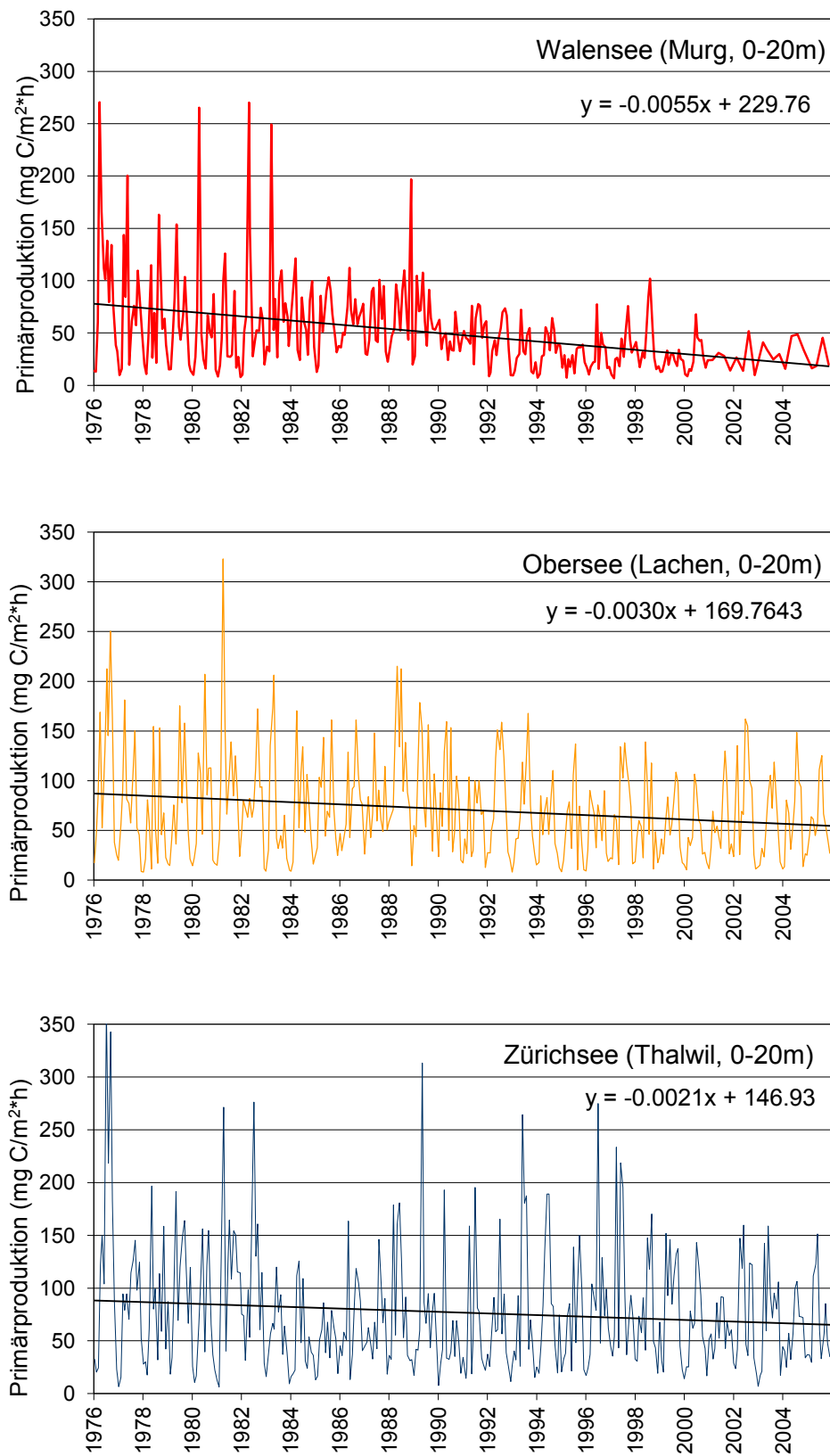


Abbildung 42 Primärproduktion (mg C/ m²*h) von 1976-2005: Volumengewichtete Mittelwerte von 0-20m Tiefe im Walensee, Obersee und Zürichsee (monatliche Einzelwerte).

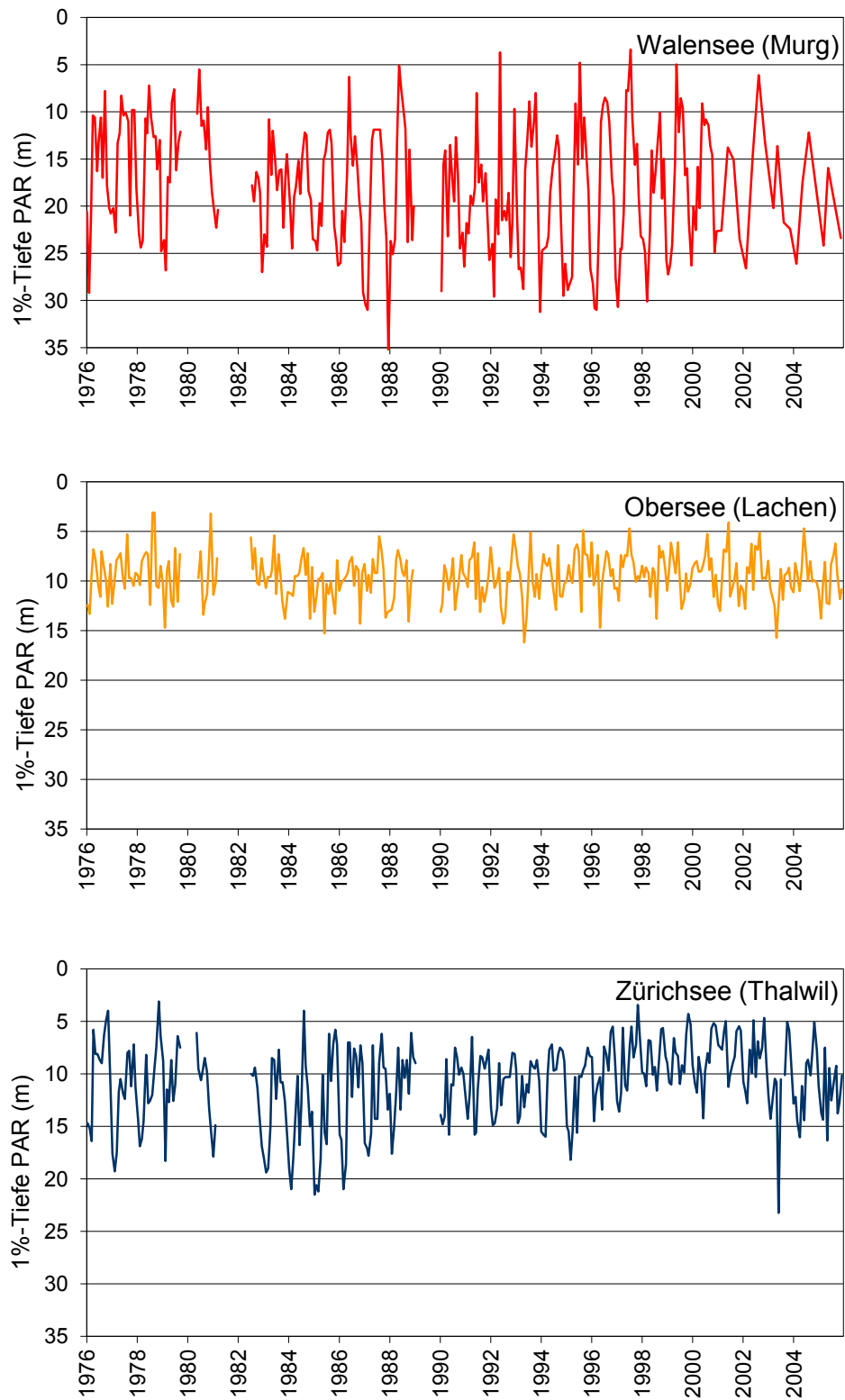


Abbildung 43 Eindringtiefe des photosynthetisch nutzbaren Lichts (PAR) von 1976-2005 im Walensee, Obersee und Zürichsee.

4.6.4 Chlorophyll a

Seit 2006 wird auch Chlorophyll a bestimmt. Im Walensee sind die volumengewichteten Konzentrationsmittel der Wasserschicht von 0-20m Tiefe erwartungsgemäss am tiefsten, bei der Stelle Stäfa und Thalwil Ende 2010 um fast eine Grössenordnung höher (Abbildung 44). Die Endjahresmaxima an diesen Stellen sind auf die hohen Konzentrationen an *P. rubescens* zurückzuführen.

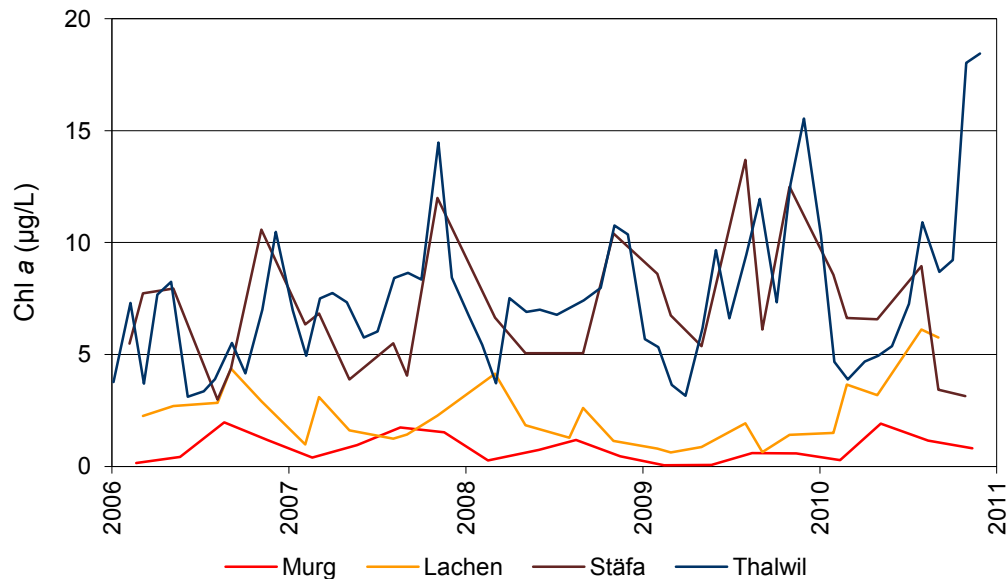


Abbildung 44 Chlorophyll a von 2006–2010: Mittelwerte von 0–20m Tiefe. Messungen: Murg vierteljährlich, Lachen und Stäfa 6x pro Jahr, Thalwil monatlich.

4.6.5 Zooplankton, Dreissena, Fischfangerträge

Die Zooplanktonbiomasse scheint sich, nach einer anfänglichen Abnahme in den 70er und 80er Jahren, an allen Stellen auf einem leicht tieferen Niveau stabilisiert zu haben (Abbildung 45). Die Jahresmittelwerte von 1996-2010 über die jeweilige Wassersäule liegen im Walensee bei knapp 20 g/m², im Obersee bei rund 25 g/m² und im Zürichsee bei circa 45 g/m² (Abbildung 46). Die Reduktion auf die vierteljährliche Beprobung im Walensee führt zu grösseren Schwankungen der Zählraten.

Ein wesentlicher Bestandteil des Zooplanktons macht die Gruppe der Daphniiden aus und innerhalb dieser wiederum der *D. galeata-hyalina-cucullata*-Komplex. Die drei Arten und ihre Hybride können nebeneinander vorkommen (Spaak, 1996; Keller et al., 2008), sind aber zum Teil optisch nicht voneinander unterscheidbar. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, dass die taxonomische Bestimmung der Zählungen bis 2005 in Frage zu stellen ist und die Arten seit 2006 nicht mehr unterschieden werden.

Die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* wird erst seit den 70er-Jahren im Zürichsee in grosser Zahl beobachtet (Suter-Weider et al., 1976). Sie stammt ursprünglich aus dem Schwarzmeergebiet und wurde über die Wasserwege verbreitet. Ihr Auftreten ist nebst Auswirkungen auf das Ökosystem auch für alle Seewasserbezüger von Bedeutung, da sich die Muschellarven oft an Leitungen festsetzen, dort zu adulten Tieren auswachsen und so die Leitungen mit der Zeit

verstopfen können. Die Larven entwickeln sich in der Regel von Mai bis Oktober, ab einer Wassertemperatur von über 12°C. Die Resultate der sommerlichen Larvenzählungen (Netzzüge von 0 - 30m) schwanken enorm, Spitzendichten können über 1'000'000 Larven pro m² betragen. Es ist kein klarer Trend zur Zu- oder Abnahme erkennbar (Abbildung 47 und Abbildung 48).

2007 wurde im Oberrhein eine weitere neue Muschelart entdeckt: *Dreissena rostriformis bugensis* oder Quaggamuschel. Die Larven sind optisch nicht von *Dreissena polymorpha*-Larven unterscheidbar, sie kommen aber auch in kaltem und somit auch in tieferem Wasser vor und dürften somit die Neozoenproblematik sowohl für die Ökosysteme wie auch für die Seewasserbezüger verschärfen.

Die Fischfangerträge im Zürichsee und Obersee schwankten über die Jahre relativ stark (Abbildung 49 und Abbildung 50) eine Abnahme der Erträge ist nicht ersichtlich. Im oligotrophen Walensee sind die Fischfangerträge seit Mitte der 90er Jahre bis heute nochmals leicht gesunken (Abbildung 51). Details können dem Konkordatsbericht der Fischereikommission (2011) entnommen werden.

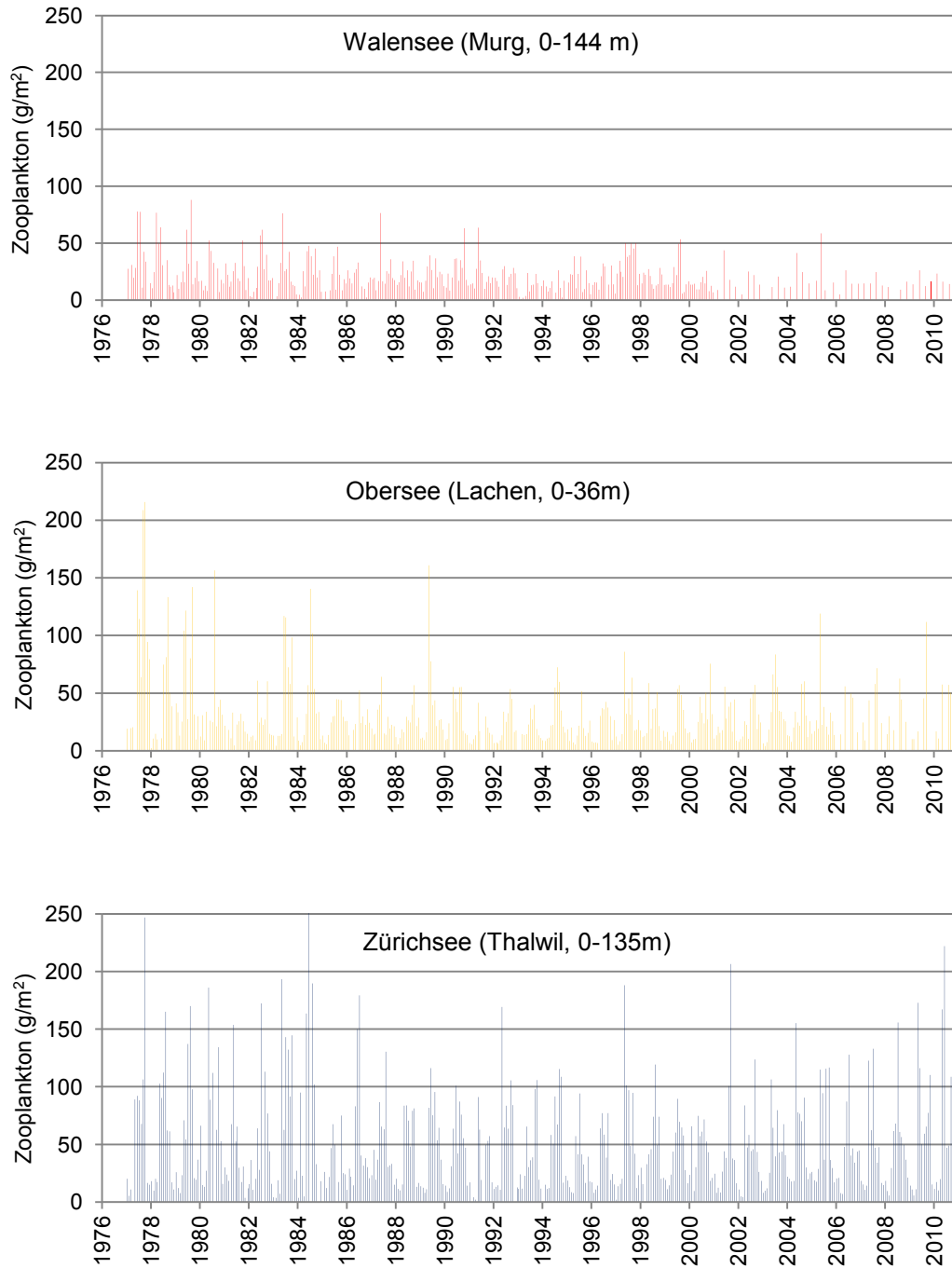


Abbildung 45 Zooplanktonbiomassen von 1977-2010: Netzzüge von 0m–1m über Grund (Murg ab 2001 4x jährlich, Lachen ab 2006 6x jährlich).

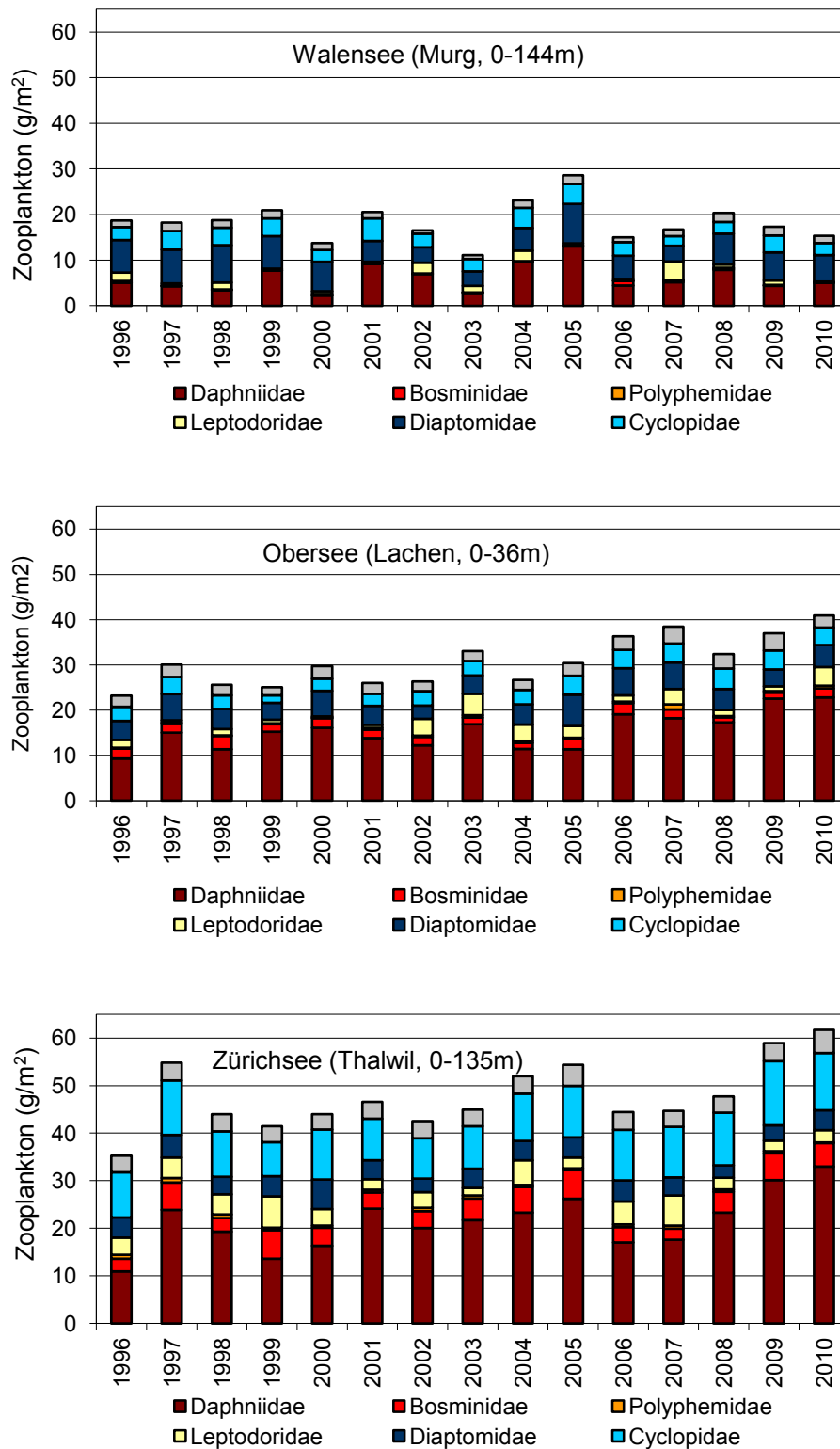


Abbildung 46 Jahresmittelwerte der Zooplanktonbiomassen von 1996-2010: Netzzüge von 0m–1m über Grund (Murg: der Netzzug von 20m-Grund fehlt im August 1996; im Jahr 1997 fanden zusätzliche Ciliatenzählungen statt, die Daten wurden soweit möglich bereinigt). Murg bis 2000: n=12, ab 2001 n=4; Lachen bis 2005 n=12; 2006 n=6, ausser 2006 und 2009 n=5

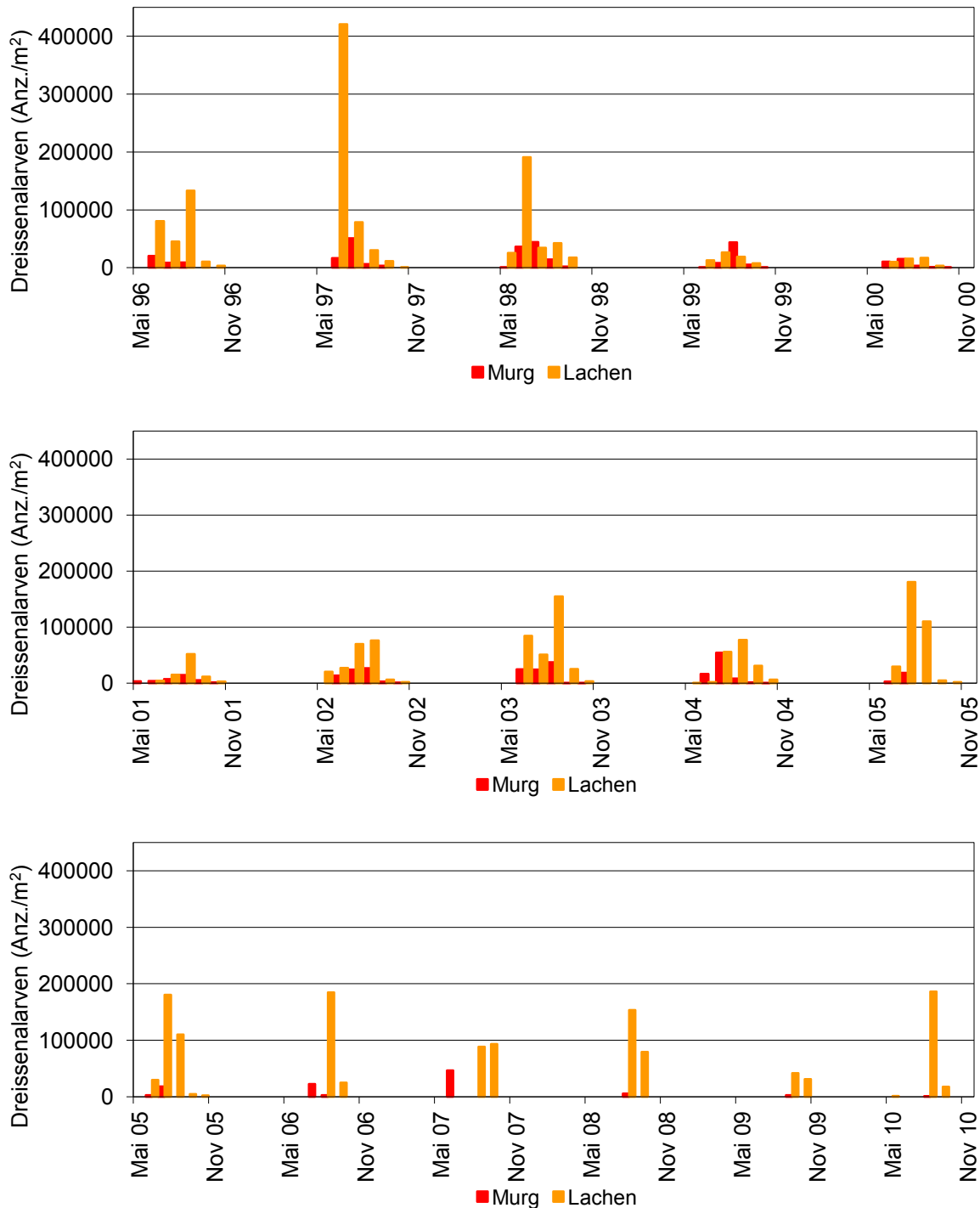


Abbildung 47 Sommerliche Zählungen der Larven von *Dreissena polymorpha* im Walensee (Murg) und Zürich-Obersee (Lachen) von 1996 - 2010: Netzzüge von 0 - 30m (die Grafiken täuschen eine Abnahme der Dreissena-Larven vor. Das liegt aber daran, dass in Murg ab 2001 nur noch im Mai, August und in Lachen ab 2006 nur noch im Mai, August und September DL beprobt wurden!)

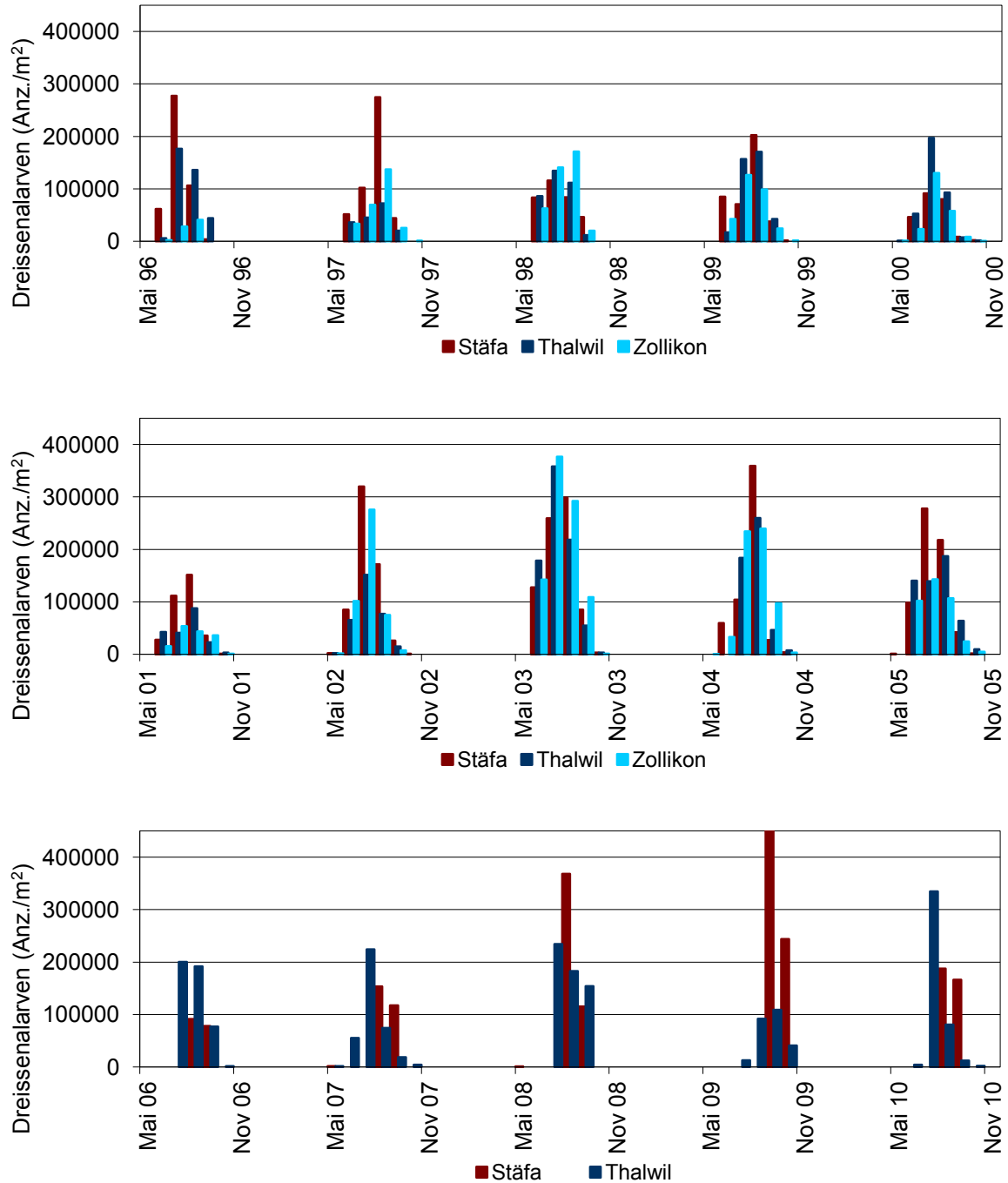


Abbildung 48 Sommerliche Zählungen der Larven von *Dreissena polymorpha* im Zürichsee (Stäfa, Thalwil und Zollikon (bis 2005) von 1996 - 2010: Netzzüge von 0 - 30m, Stäfa von 0m – Grund

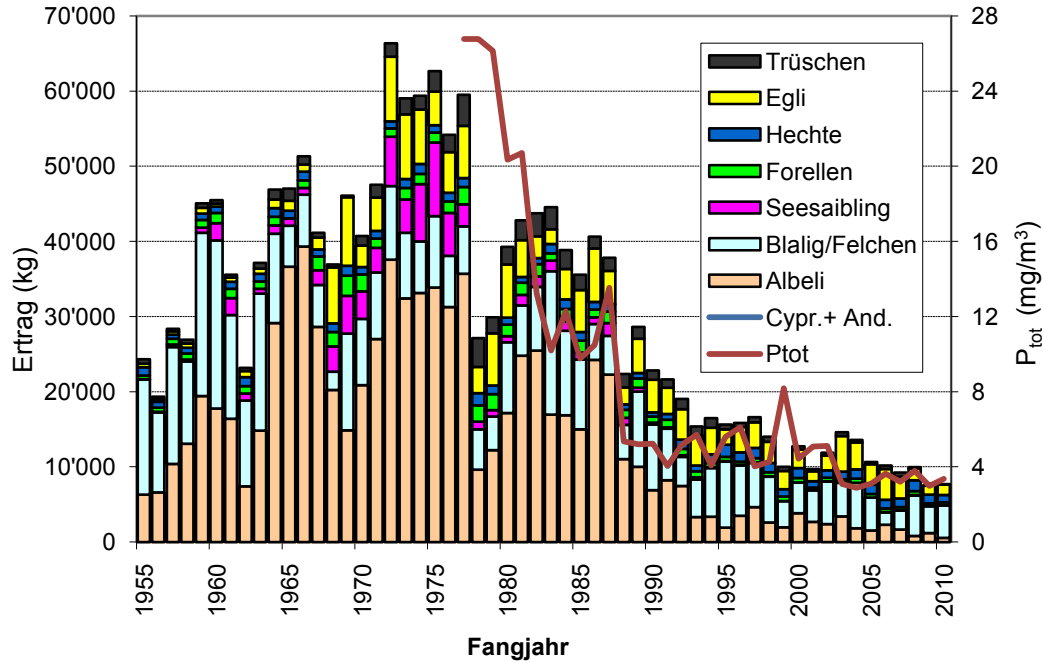


Abbildung 49 Fischfangerträge (Angel- und Berufsfischerei) im Walensee seit 1955 in kg/Jahr.

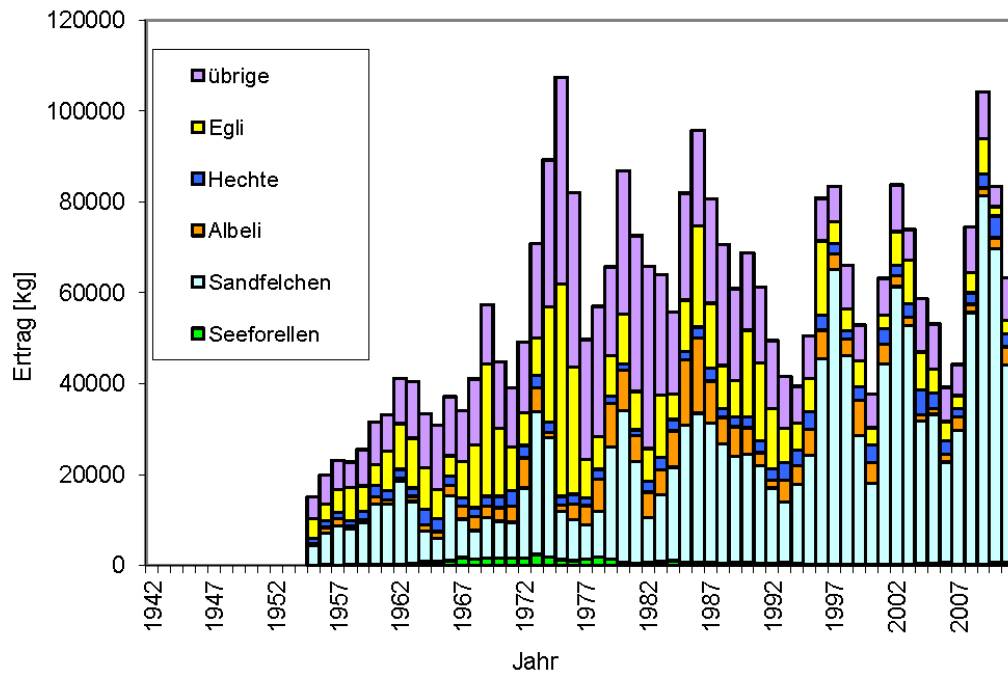


Abbildung 50 Fischfangerträge im Obersee seit 1955 in kg/Jahr. Die Archivzahlen vor 1955 sind nicht nach Seeteilen auftrennbar (Grafik der Fischereikommission, 2011).

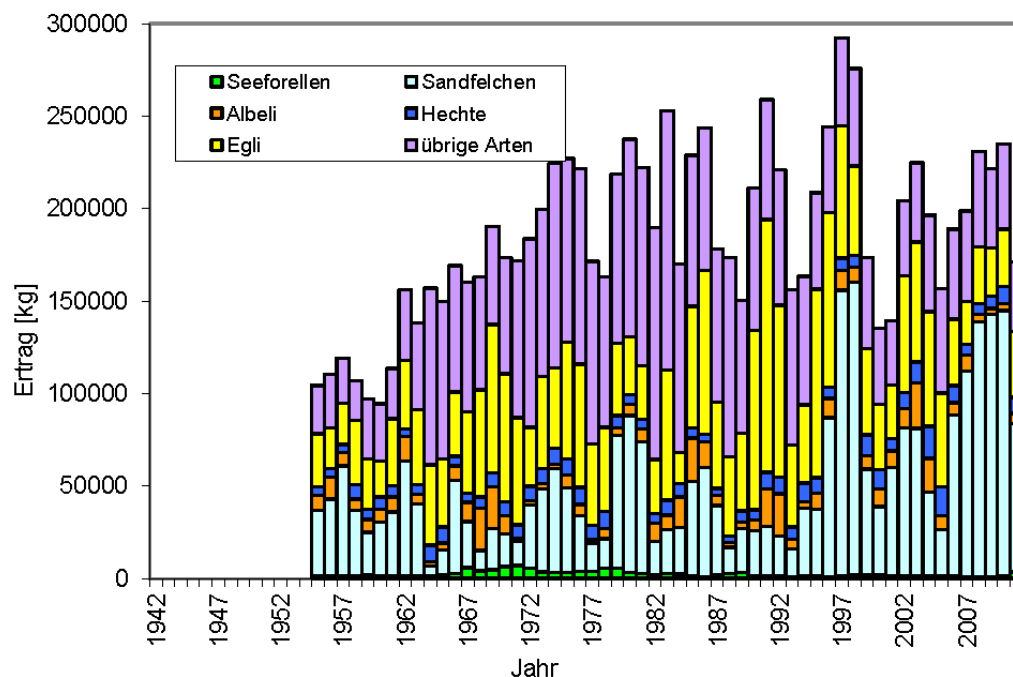


Abbildung 51 Fischfangerträge im Zürichsee seit 1955 in kg/Jahr. Die Archivzahlen vor 1955 sind nicht nach Seeteilen auftrennbar (Grafik der Fischereikommission, 2011).

4.7 Metalle

4.7.1 Eisen

Eisen kommt im Wasser in gelöster Form vor und wird im Epilimnion in der Regel vom Phytoplankton gezehrt. Bis Ende 2002 wurde der gesamte (Aufschluss und ansäuern) und erst seit 2003 der gelöste (filtrierte Proben) Eisengehalt im Wasser gemessen. Da für die biologischen Prozesse vor allem der gelöste Gehalt relevant ist, wurden nur die Resultate der gelösten Proben ausgewertet (Tabelle 8). Die Konzentrationen sind allgemein relativ tief. Auffällig sind der höhere Mittelwert und das Maximum im Obersee bei Lachen. Das Messprogramm wurde 2006 auf die Stellen Thalwil und Stäfa reduziert.

Tabelle 8 Eisenkonzentrationen 0m - Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima (von 2003-2005 Beprobung monatlich, ausser Murg vierteljährlich; 2006-2010 Beprobung zweimonatlich)

Eisen ($\mu\text{g/l}$)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 03-05	n = 12	1.3	<1.0	4.6
Lachen 03-05	n = 36	5.6	<1.0	24.1
Stäfa 03-05	n = 36	2.6	<1.0	18.4
Stäfa 06-10	n = 30	2.2	<1.0	5.7
Thalwil 03-05	n = 36	1.1	<1.0	4.8
Thalwil 06-10	n = 30	1.3	<1.0	3.2

4.7.2 Natrium

Ähnlich wie beim Chlorid, nimmt die Natriumkonzentration mit zunehmendem anthropogenem Einfluss zu (Tabelle 9) und steigt zudem im Zürichsee seit 2003 leicht an (Abbildung 52). Ein Zusammenhang des Anstiegs mit dem vermehrten Einsatz von Natriumchlorid bei der Strassensalzung könnte also auch hier bestehen. An der Stelle Murg ist dieser Trend aufgrund der seit 2001 reduzierten und seit 2005 fehlenden Daten nicht ersichtlich.

Natrium wurde von 1995 bis 2005 an allen Probenahmestellen bestimmt, seit 2006 wird die Messserie nur noch an den Stellen Thalwil und Stäfa fortgesetzt.

Tabelle 9 Natriumkonzentrationen 0m - Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, ausser Murg 96-00 monatlich, 01-05 vierteljährlich)

Natrium (mg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	1.4	1.1	1.6
Murg 01-05	n = 20	1.3	1.2	1.6
Lachen 96-05	n = 120	2.2	0.8	3.7
Stäfa 96-05	n = 120	3.2	2.2	5.1
Stäfa 06-10	n = 30	3.8	2.9	5.0
Thalwil 96-05	n = 120	3.7	2.9	4.7
Thalwil 06-10	n = 30	4.5	3.7	5.1

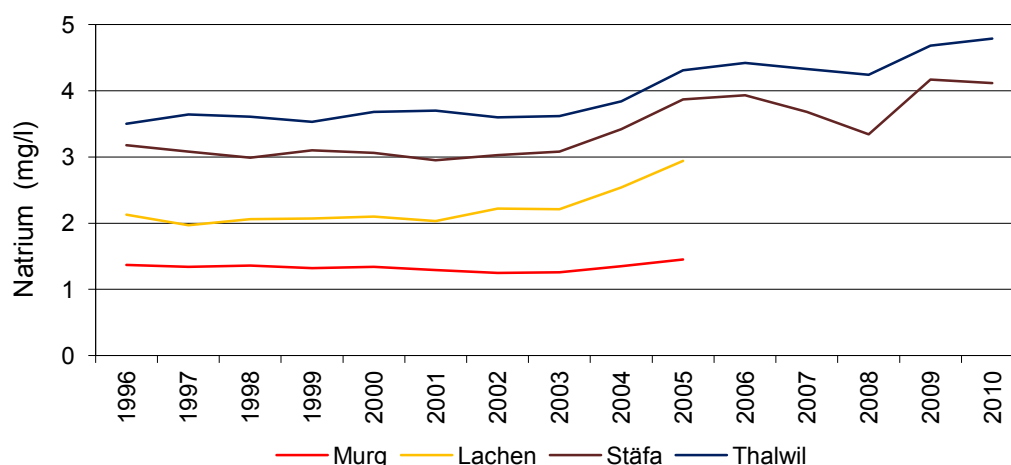


Abbildung 52 Natrium von 1996 – 2010: volumengewichtete Jahresmittel von 0m – Grund, Beprobung Murg seit 2001 vierteljährlich.

4.7.3 Kalium

Auch die Kaliumkonzentration nimmt vom Walensee her in Flussrichtung zu (Tabelle 10). An keiner Probenahmestelle sind Trends zur Zu- oder Abnahme erkennbar. Wie Natrium wird Kalium seit 1995 gemessen, seit 2006 nur noch an den Stellen Thalwil und Stäfa.

Tabelle 10 Kaliumkonzentrationen 0m - Grund: volumengewichtete Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2010 (Beprobung monatlich, ausser Murg 96-00 monatlich, 01-05 vierteljährlich; ab 2006 nur noch Stäfa und Thalwil zweimonatlich)

Kalium (mg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg 96-00	n = 60	0.5	0.3	0.7
Murg 01-05	n = 20	0.5	0.3	0.7
Lachen 96-05	n = 120	0.9	0.6	1.3
Stäfa 96-05	n = 120	1.1	0.6	1.5
Stäfa 06-10	n = 30	1.1	1.0	1.3
Thalwil 96-05	n = 120	1.3	0.9	1.6
Thalwil 06-10	n = 30	1.2	1.1	1.3

4.7.4 Weitere Metalle

Von 1990 bis 2005 wurden vierteljährlich die Konzentrationen der Metalle Aluminium, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Mangan, Quecksilber, Selen und Zink in Mischproben von 0 - 20m Tiefe gemessen. Auffällig sind die erhöhte Aluminiumkonzentration bei Lachen und der erhöhte Mangangehalt an der Stelle Murg. Das Aluminium könnte durch den industriellen Einsatz als Flockungsmittel in den See gelangen, das Mangan durch Auswaschung aus dem Gestein. Die Werte sind für die Aufbereitung von Trinkwasser unproblematisch, lagen häufig sogar unter der Bestimmungsgrenze und zeigten keine klaren Trends zur Zu- oder Abnahme (Tabelle 11). Die Messreihe wurde daher Ende 2005 abgebrochen.

Analog der Eisenanalytik wurde 2003 auch die Messung von ‚Aluminium gesamt‘ auf ‚Aluminium gelöst‘ umgestellt. Es wurden nur die gelösten Konzentrationen ausgewertet.

Tabelle 11 Metallkonzentrationen in Mischproben von 0 – 20m: Mittelwerte, Minima und Maxima von 1996-2005, ausgenommen Aluminium (2003-2005)

Aluminium (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 12	9.6	<2.0	19.0
Lachen	n = 12	13.9	<2.0	86.0
Stäfa	n = 12	5.0	<2.0	12.0
Thalwil	n = 12	5.5	<2.0	12.0
Zollikon	n = 12	6.3	<2.0	14.0

Arsen (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 38	0.7	<0.5	1.3
Lachen	n = 37	<0.5	<0.5	0.9
Stäfa	n = 39	<0.5	<0.5	0.7
Thalwil	n = 37	<0.5	<0.5	1.0
Zollikon	n = 38	<0.5	<0.5	0.7

Blei (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<2.0	<2.0	2.0
Lachen	n = 38	<2.0	<2.0	2.0
Stäfa	n = 39	<2.0	<2.0	2.0
Thalwil	n = 39	<2.0	<2.0	2.0
Zollikon	n = 39	<2.0	<2.0	2.0

Cadmium (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<0.1	<0.1	1.9
Lachen	n = 38	<0.1	<0.1	0.2
Stäfa	n = 39	<0.1	<0.1	0.1
Thalwil	n = 39	<0.1	<0.1	0.1
Zollikon	n = 39	<0.1	<0.1	0.1

Chrom (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<2.0	<2.0	2.4
Lachen	n = 38	<2.0	<2.0	<2.0
Stäfa	n = 39	<2.0	<2.0	<2.0
Thalwil	n = 39	<2.0	<2.0	<2.0
Zollikon	n = 39	<2.0	<2.0	<2.0

Kupfer (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<2.0	<2.0	2.9
Lachen	n = 38	<2.0	<2.0	4.3
Stäfa	n = 39	<2.0	<2.0	2.1
Thalwil	n = 39	<2.0	<2.0	9.7
Zollikon	n = 39	<2.0	<2.0	3.3

Mangan (µg/l)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	6.2	<2.0	107.0
Lachen	n = 38	4.2	<2.0	14.0
Stäfa	n = 39	<2.0	<2.0	5.0
Thalwil	n = 39	<2.0	<2.0	9.9
Zollikon	n = 39	<2.0	<2.0	10.0

Quecksilber ($\mu\text{g/l}$)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 38	<0.1	<0.1	0.4
Lachen	n = 36	<0.1	<0.1	0.1
Stäfa	n = 38	<0.1	<0.1	0.1
Thalwil	n = 37	<0.1	<0.1	0.1
Zollikon	n = 38	<0.1	<0.1	0.1

Selen ($\mu\text{g/l}$)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<0.5	<0.5	<0.5
Lachen	n = 37	<0.5	<0.5	<0.5
Stäfa	n = 39	<0.5	<0.5	<0.5
Thalwil	n = 38	<0.5	<0.5	<0.5
Zollikon	n = 39	<0.5	<0.5	<0.5

Zink ($\mu\text{g/l}$)		Mittelwert	Minimum	Maximum
Murg	n = 39	<10.0	<10.0	<10.0
Lachen	n = 38	<10.0	<10.0	<10.0
Stäfa	n = 39	<10.0	<10.0	<10.0
Thalwil	n = 39	<10.0	<10.0	<10.0
Zollikon	n = 39	<10.0	<10.0	<10.0

4.8 Spurenstoffe

4.8.1 Benzinzusatzstoffe

Seit der Einführung des bleifreien Benzins kommt Methyl-Tertiär-Butylether (MTBE) als Antiklopfmittel im Benzin zum Einsatz. Der Eintrag im See ist dementsprechend auch zum grössten Teil auf Motorboote zurückzuführen (Leemann et al., 2001).

MTBE gilt als kaum giftig, wird jedoch wegen seines Geruchs und Geschmacks als störend empfunden. Die Empfindlichkeiten schwanken je nach Testpersonen zwischen 5 und 180 $\mu\text{g/l}$.

Die WVZ misst seit 2003 routinemässig MTBE an der Stelle Thalwil. Die gefundenen Konzentrationen liegen weit unter dem Geschmacks- und Geruchsschwellenwert (Abbildung 53). Mit dem sommerlichen Bootsverkehr nimmt die Konzentration an der Wasseroberfläche jeweils zu, kann an schönen, verkehrsreichen Tagen Spitzen bis 350 ng/l erreichen und sinkt im Herbst wieder. In 30m Tiefe bleibt die Konzentration das ganze Jahr über mehr oder weniger konstant zwischen 20 und 50 ng/l. Tendenziell ist der Gehalt leicht abnehmend. Der Rückgang der MTBE-Konzentration im Seewasser könnte auf den Einsatz von Ethyl-Tertiär-Butylether (ETBE), einem Ersatzstoff für MTBE, oder eine Umstellung der Bootsantriebe auf Dieselmotoren zurückzuführen sein. ETBE wird aber erst seit 2005 regelmässig gemessen. Es kann noch kein Trend festgestellt werden (Abbildung 54).

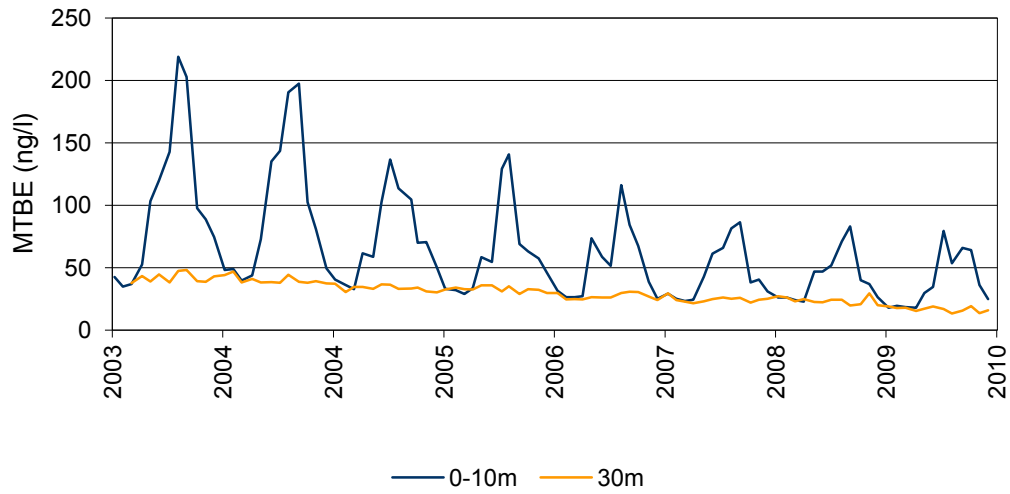


Abbildung 53 Methyl-Tertiär-Butylether (MTBE) an der Stelle Thalwil von 2003–2010: Konzentrationen in (0–10m) und auf 30m Tiefe.

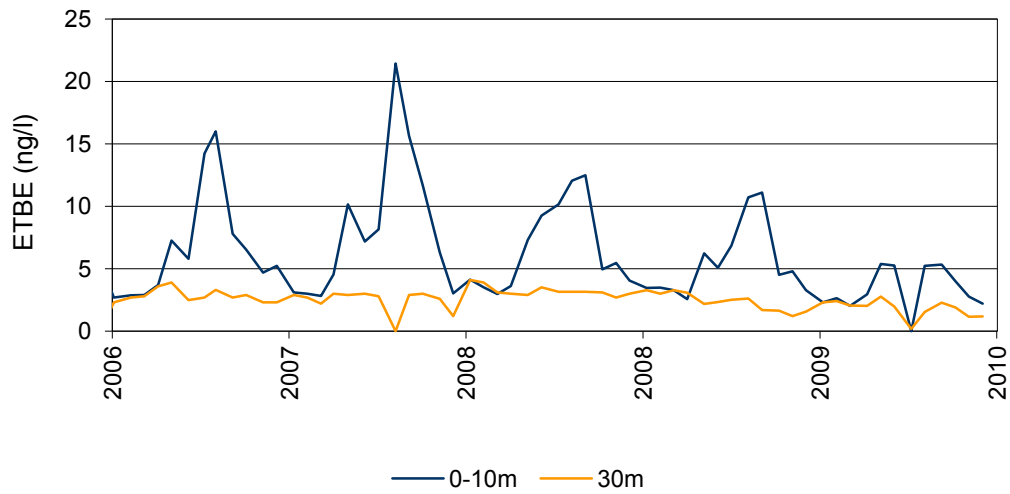


Abbildung 54 Ethyl-Tertiär-Butylether (ETBE) an der Stelle Thalwil von 2006–2010: Konzentrationen in (0–10m) und auf 30m Tiefe.

4.8.2 Komplexbildner

Die Komplexbildner Ethylen-Diamin-Tetraessigsäure (EDTA) und Nitrilotriessigsäure (NTA) werden als Phosphatersatz in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt. Sie können im Seewasser zwar nachgewiesen werden (Messungen verschiedener Mischproben von 0-10m und 0-20m Tiefe seit 2006), liegen mit Konzentrationen von deutlich unter 3 µg/l aber im für die Trinkwasseraufbereitung unproblematischen Bereich. Es kann auch kein Unterschied zwischen 0-10m und 0-20m beobachtet werden (Abbildung 55, Abbildung 56).

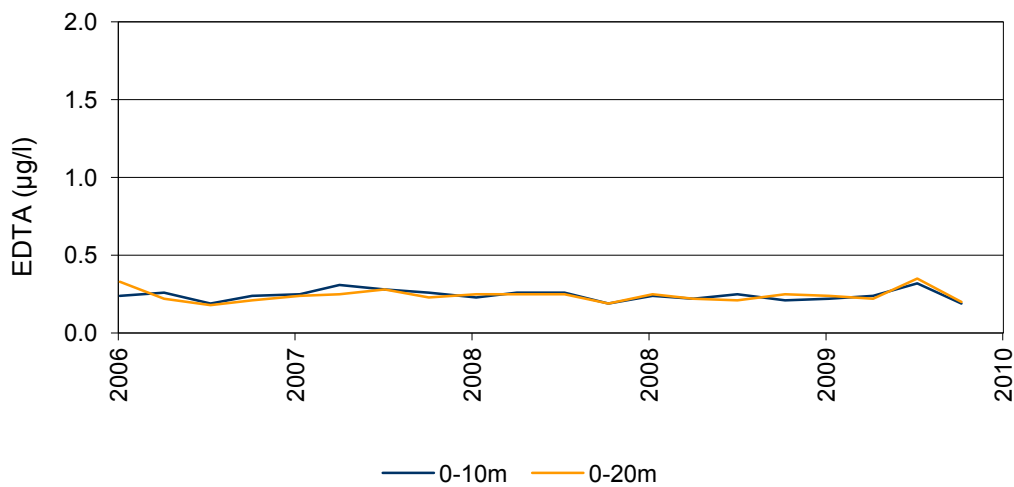


Abbildung 55 Ethylen-Diamin-Tetraessigsäure (EDTA) an der Stelle Thalwil von 2006 – 2010: Konzentrationen in (0–10m) und (0–20m) Tiefe.

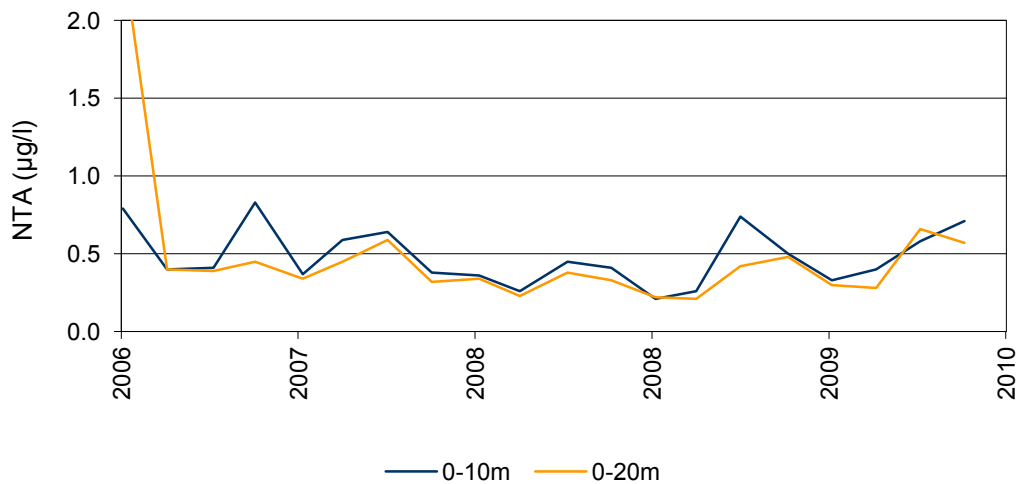


Abbildung 56 Nitrilotriessigsäure (NTA) an der Stelle Thalwil von 2006 – 2010: Konzentrationen in (0–10m) und (0–20m) Tiefe.

4.8.3 Triazole

Benzotriazol und Methylbenzotriazol dienen als Korrosionsschutzmittel in Industrie und Haushalt, sie werden z.B. als Silberschutz in Geschirrspülmitteln verwendet. Triazole werden mit Ozon sehr schnell oxidiert.

Die Konzentrationen an der Stelle Thalwil liegen bei 100–150 ng/L. In den Sommermonaten beträgt die Triazol-Konzentration in der Wasserschicht von 0-10m Tiefe rund 100 ng/l und steigt in den Wintermonaten auf 150 ng/l an. In 30m Tiefe hingegen bleibt die Triazol-Konzentration das ganze Jahr konstant bei etwa 150 ng/l (Abbildung 57).

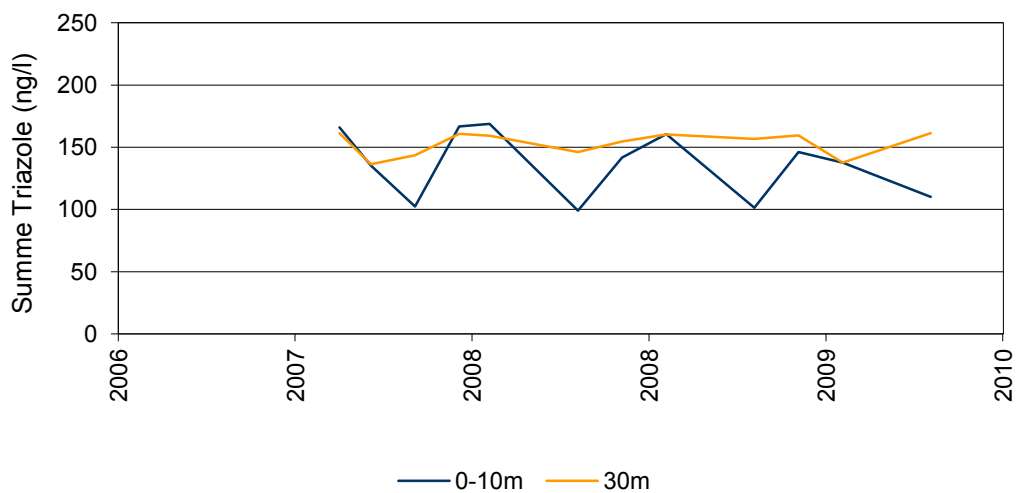


Abbildung 57 Triazole an der Stelle Thalwil von 2007 – 2010: Konzentrationen in (0 – 10m) und 30m Tiefe.

4.8.4 Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)

Aromatische Kohlenwasserstoffe BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole) sind Benzinhaltsstoffe und werden wie auch MTBE und BTEX durch unvollständige Verbrennung in den Schiffsmotoren mit den Abgasen in den See eingetragen. BTEX können in den obersten Wasserschichten insbesondere in den Sommermonaten nachgewiesen werden. Es werden Konzentrationen bis zu 300 ng/l gefunden. Wegen der schlechten Wasserlöslichkeit der BTEX ist der Gehalt jedoch stark abhängig vom Schiffsverkehr am jeweiligen Probenahmetag.

Im Hypolimnion liegen die Werte durchwegs unter der Bestimmungsgrenze von 50 ng/l (Abbildung 58).

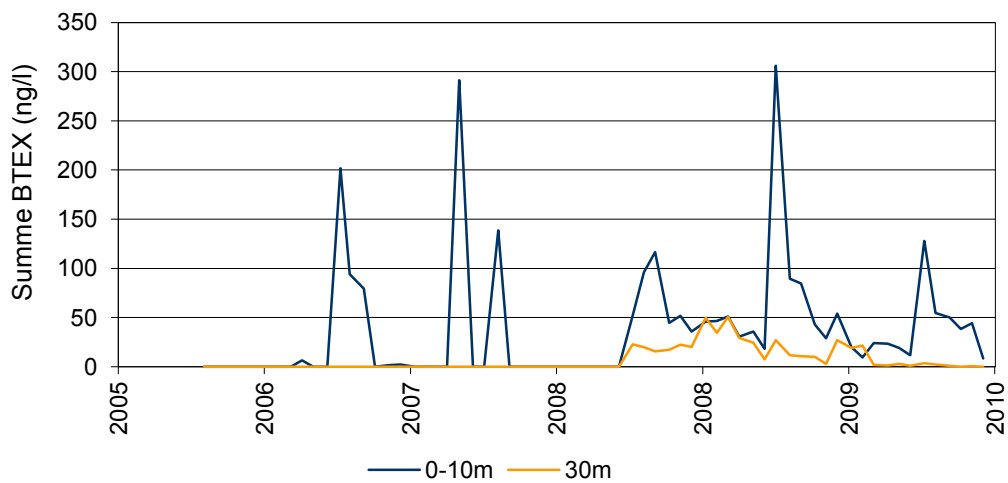


Abbildung 58 Summe der aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und der Xylole (BTEX) an der Stelle Thalwil von 2005 – 2010: Konzentrationen in (0 – 10m) und 30m Tiefe.

5 Fazit

5.1 Gewässerschutzsituation

Der oligotrophe **Walensee** (Murg) weist eine sehr gute Wasserqualität auf, die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff sind seit 1996 stabil und die Sauerstoffgehalte erfüllen die Anforderung der Gewässerschutzverordnung. Die hygienischen Verhältnisse (Indikator: *E. coli*) sind einwandfrei und erlauben einen unbeeinträchtigten Badebetrieb.

Da ein grosser Teil des Zürichseewassers aus dem Walensee stammt, unterstützt der nährstoffarme Abfluss die Bemühungen zur Reoligotrophierung des Zürichsees erheblich.

Der mesotrophe **Obersee** (Lachen) weist eine gute Wasserqualität auf, die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff sind seit 1996 stabil oder zeigen eine leicht sinkende Tendenz. Die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser genügen den Anforderungen der Gewässerschutzverordnung nicht. Im letzten Bericht wurde das Vorliegen von besonderen natürlichen Verhältnissen postuliert. Mit einer Untersuchung von Sedimentkernen, liessen sich die natürlichen historischen Sauerstoffverhältnisse im Obersee möglicherweise fundiert abklären.

Eine Reduktion der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser liesse sich nur durch eine weitere Verringerung der Nährstoffeinträge erreichen. Die Kläranlagen im Einzugsgebiet weisen jedoch bereits heute eine durchgehend gute Phosphorelimination auf. Die hygienischen Verhältnisse (Indikator: *E. coli*) bei der Stelle Lachen waren von 1991-2010 nicht ganz so gut wie bei den Stellen Murg, Stäfa, Thalwil und Zollikon, aber gemäss der internationalen Richtlinie 2006/7/EG für ein Binnen-Badegewässer immer noch ausgezeichnet.

Der mesotrophe **Zürichsee** (Stäfa, Thalwil, Zollikon) weist eine gute Wasserqualität auf, die Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff sind seit 1996 stabil. An der tiefsten Zürichseestelle (Thalwil) lag der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser (>120m) sehr oft unter der Anforderungsgrenze von 4 mg/L O₂ und wurde nur in Wintern mit Vollzirkulation angehoben. Eine Reduktion der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser liesse sich nur durch eine weitere Verringerung der Nährstoffeinträge erreichen. Die Kläranlagen im Einzugsgebiet weisen jedoch bereits heute eine durchgehend gute Phosphorelimination auf (Känel et al. 2012). Das dominante Cyanobakterium *P. rubescens* (Burgunderblutalge) profitiert enorm von der Klimaerwärmung (längere Stratifizierungsperiode) und wird sich aufgrund seiner Einschichtungsstrategie im Metalimnion auch in Zukunft ausreichend mit Phosphor versorgen können.

Die hygienischen Verhältnisse (Indikator: *E. coli*) sind einwandfrei und erlauben einen unbeeinträchtigten Badebetrieb.

5.2 Trinkwasserversorgung

Das Wasser des **Walensees** ist aufgrund seiner sehr guten Qualität zur Trinkwassergewinnung geeignet und kann mit geringem Aufwand zu Trinkwasser aufbereitet werden.

Das Wasser des **Obersees** ist aufgrund seiner guten Qualität zur Trinkwassergewinnung geeignet. Die Sauerstoffverhältnisse in 30m Tiefe sind für eine Trinkwassergewinnung von August bis Oktober nicht ideal, wurden aber von Seiten der Wasserversorgung noch nie bemängelt (Gammeter & Forster, 2002).

Das Wasser des **Zürichsees** ist aufgrund seiner guten Qualität zur Trinkwassergewinnung geeignet, es kann aufgrund seiner grösseren Belastung aber nur mit einem Mehraufwand zu einem ausgezeichneten Trinkwasser aufbereitet werden. Mit angepassten Aufbereitungsverfahren lassen sich mögliche Spurenstoffverunreinigungen wie z.B. Cyanobakterientoxine, Geruchsstoffe und Arzneimittel praktisch vollständig entfernen.

Dank

Allen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der WVZ, die sich über viele Jahre für die unzähligen Analysen, Probenahmen, Bootswartung und Datenarchivierung eingesetzt haben, sei an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

Ein grosser Dank gebührt auch den öffentlichen Ämtern (AWEL, AfU's), den Wasserversorgern und Hochschulen welche dieses Langzeitmonitoring finanziell unterstützt oder diese Basisdaten in ihren Forschungsarbeiten integriert und in Fachjournalen publik gemacht haben.

6 Literaturverzeichnis

- Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., Winder, M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2283-2297.
- Anneville, O., Souissi, S., Gammeter, S., and Straile, D. 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages, comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. *Freshwater Biology* 48:1-18.
- Berger, C., Forster, R. 2005. Phytoplankton – Tiefenproportionale und integrierte Mischproben. *Wasserversorgung Zürich*, 16 S.
- Blom, J.F., Robinson, J.A., Jüttner, F. 2001. High grazer toxicity of [D-Asp3, (E)-Dhb7] microcystin-RR of *Planktothrix rubescens* as compared to different microcystins. *Toxicon* 39, 1923-1932.
- Blom, J.F., Baumann, H.I., Codd, G.A., Jüttner, F. 2006. Sensitivity and adaptation of aquatic organisms to Oscillapeptin J and [D-Asp3, (E)-Dhb7] microcystin-RR. *Arch. Hydrobiol.* 167, 547-559.
- Bright, D.I., and Walsby, A.E. 2000. The relationship between critical pressure and width of gas vesicles in isolates of *Planktothrix rubescens* from Lake Zürich. *Microbiol.* 145, 2769-2775.
- Bright, D.I., and Walsby, A.E. 2000. The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zürich. *New Phytol.* 146, 301-316.
- Dietzel, A. & Reichert, P. 2012. Calibration of computationally demanding and structurally uncertain models with an application to a lake water quality model. *Environm. Modelling & Software* 38:129-146.
- Dietzel, A., Mieleitner, J., Kardaetz, S., Reichert, P. 2013. Effects of changes in the driving forces on water quality and plankton dynamics in three Swiss lakes – long-term simulation with BELAMO. *Freshwater Biology* 58(1):10-35.
- Fischereikommission für den Zürichsee, Linthkanal und Walensee, 2011. Konkordatsbericht. 24 Seiten.
- Gammeter, S. 2002. Langzeitentwicklung und saisonale Dynamik im Zürichsee - welchen Einfluss hat die Auswahl der Untersuchungsstelle? *Wasserversorgung Zürich*, 21 S.
- Gammeter, S., Forster, R., Zimmermann, U. 1996. Limnologische Untersuchung des Walensees 1972 – 1995. *Wasserversorgung Zürich*, 36 S.

- Gammeter, S., Forster, R., Zimmermann, U., 1997. Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972 – 1996. Wasserversorgung Zürich, 62 S.
- Gammeter, S., Forster, R., 2002. Langzeituntersuchungen im Zürichobersee 1972 – 2000. Wasserversorgung Zürich, 46 S.
- IGKB, 2005. Limnologischer Zustand des Bodensees, Nr. 32. IGKB, 75 S.
- IGKB, 2006. Limnologischer Zustand des Bodensees, Nr. 33. IGKB, 83 S.
- IGKB, 2009. Limnologischer Zustand des Bodensees, Nr. 37. IGKB, 100 S.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, WMO/UNEP, www.ipcc.ch): Climate Change 2007, Summary for Policymakers. AR4.
- Jankowski, T., Livingstone, D.M., Forster, R., Bührer, H. 2005. Long-term nitrate concentrations in four perialpine lakes: regional coherence and the effect of climate change. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29:927-931.
- Jankowski, T., Livingstone, D.M., Bührer, H., Forster, R., 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: 815-819.
- Jochimsen, M.C., Kümmerlin, R., Straile, D. 2012. Compensatory dynamics and the stability of phytoplankton biomass during four decades of eutrophication and oligotrophication. *Ecol. Lett.* Oct 11. doi: 10.1111/ele.12018. [Epub ahead of print]
- Känel, B., Steinmann, P., Sinniger, J., Niederhauser, P. 2012. Zürcher Gewässer 2012 Entwicklung – Zustand – Ausblick, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Hauptbericht S. 60-72.
- Keller, B., Wolinska, J., Manca, M., Spaak, P. 2008. Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 2943-2952.
- Kurmayer, R. and Jüttner, F. 1999. Strategies of co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *J. Plankton Res.* 21: 659-683.
- Leemann, M., Pfister, R. 2001. Untersuchung von MTBE und anderen Benzinzusatzstoffen im Zürichsee. *AWBR Jahresbericht 2001*: 109-118.
- Livingstone, D.M. 1992. Morphometric Data on 25 Lakes. *EAWAG*, 115 S.
- Livingstone, D.M. 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic Change* 57: 205-225.
- Meteo Schweiz 2012. Klimabulletin Jahr 2011. Zürich.

- Meteo Schweiz 2012. Klimabulletinwinter Jahr 2011/12. Zürich.
- Mur, L.R., Skulberg, O.M., Utkilen, H. 1999. Cyanobacteria in the environment. Chapter 2 in: Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and Management. WHO, Eds. I. Chorus and J. Bartram (ISBN 0-419-13930-8).
- North, R.P., Livingstone, D.M., Hari, R.E., Köster, O., Niederhauser, P., Kipfer, R. 2013. The physical impact of the late 1980's climate regime shift on Swiss rivers and lakes. *Inland Waters* 3: 341-350.
- Ostermaier, V, Schanz, F., Köster, O., Kurmayer, R. 2012. Stability of toxin gene proportion in red-pigmented populations of the cyanobacterium *Planktothrix* during 29 years of re-oligotrophication of Lake Zürich. *BMC Biology* 10:100 (doi:10.1186/1741-7007-10-100)
- Peeters, F., Livingstone, D.M., Goudsmit, G.-H., Kipfer, R., Forster, R., 2002. Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnol. Oceanogr.* 47: 186-197.
- Pomati, F., Matthews, B., Jokela, J., Schildknecht, A., Ibelings, B.W. 2011. Effects of re-oligotrophication and climate warming on plankton richness and community stability in a deep mesotrophic lake. *Oikos* 121(8): 1317-1327.
- Posch, T., Köster, O., Salcher, M.M., Pernthaler, J. 2012. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change* 2, 809-813.
- Rempfer, J. Livingstone, D.M., Forster, R., Blodau, C. 2009. Response of hypolimnetic oxygen concentrations in deep Swiss perialpine lakes to inter-annual variations in winter climate. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30: 717–721.
- Sauberer, F. 1962. Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 11:1-77.
- Schanz, F. 1994. Oligotrophication of Lake Zürich as reflected in Secchi depth measurements. *Annl. Limnol.* 30:57-65.
- Spaak, P. 1996. Temporal changes in the genetic structure of the *Daphnia* species complex in Tjeukemeer, with evidence for backcrossing. *Heredity* 76, 539-548.
- Sprengel, C. 1828. Von den Substanzen der Ackerkrume und des Untergrunds u.s.w. *Journal für technische und ökonomische Chemie* 3: 93.
- Steeman-Nielsen, E. 1952. The use of radioactive carbon (C14) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 18: 117-140.
- Stotzer, M. 2006. Einfluss des Klimawandels auf *Planktothrix rubescens* im Zürichsee. Diplomarbeit, EAWAG.

- Straile, D., Jochimsen, M.C., Kümmerlin, R. (2013). The use of long-term monitoring data for studies of planktonic diversity: a cautionary tale from two Swiss lakes. (eingereicht und akzeptiert bei Freshwater Biology)
- Suter-Wieder P., Zimmermann, U. 1976. Über die Vertikalverteilung und jahreszeitliche Entwicklung der Larvendichte von *Dreissena polymorpha* Pallas im Pelagial des unteren Zürichseebeckens im Jahre 1974. Schweiz. Z. Hydrol. 38 (2), 159-170.
- Teubner, K., Morscheid, H., Tolotti, M., Greisberger, S., Morscheid, H., Kucklantz, V. 2004. Bedingungen für Auftreten toxinbildender Blaualgen (Cyanobakterien) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien Nr. 113
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Verein. Limnol. 9:1-38.
- Van den Wyngaert, S, Salcher M.M., Pernthaler, J., Zeder, M., Posch, T. 2011. Quantitative dominance of seasonally persistent filamentous cyanobacteria (*Planktothrix rubescens*) in the microbial assemblages of a temperate lake.
- Walsby, A.E., Avery, A., Schanz, F. 1998. The critical pressures of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zürich, Switzerland. 20(7), 1357-1375.
- Walsby, A.E., 2001. Determining the photosynthetic productivity of a stratified phytoplankton population. Aquat. sci. 63, 18-43.
- Walsby, A.E. and Schanz, F., 2002. Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zürich, Switzerland. New Phytol. 154, 671-687.
- Zotina, T., Köster, O., Jüttner, F. 2003. Photoheterotrophy and light dependent uptake of organic and organic nitrogenous compounds by *Planktothrix rubescens* under low irradiance. Freshwater Biology 48: 1859-1872.

7 Anhang

7.1 Isoplethen-Darstellung der Temperaturdaten

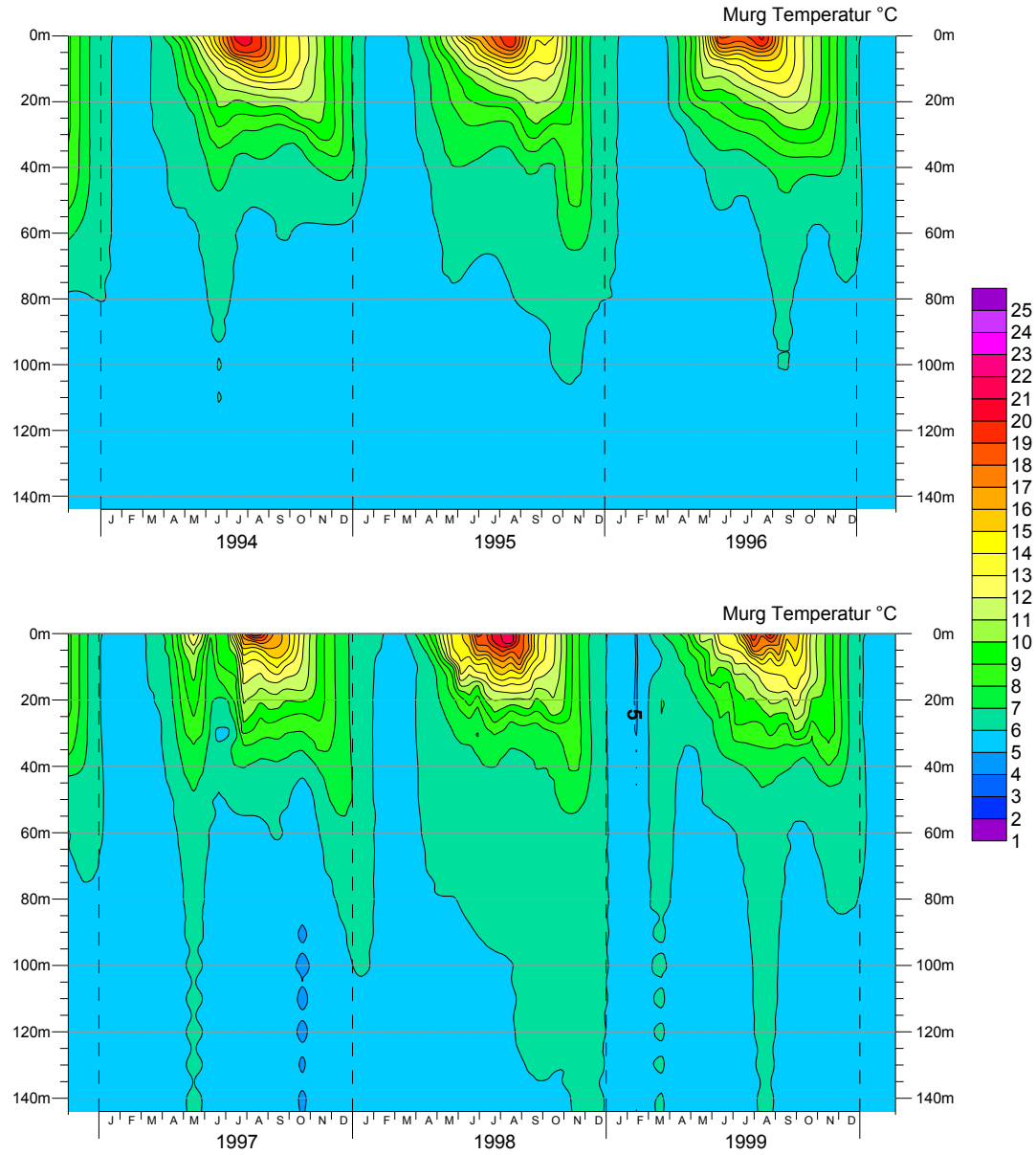


Abbildung 59 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Walensee (Stelle Murg) von 1994 – 1999.

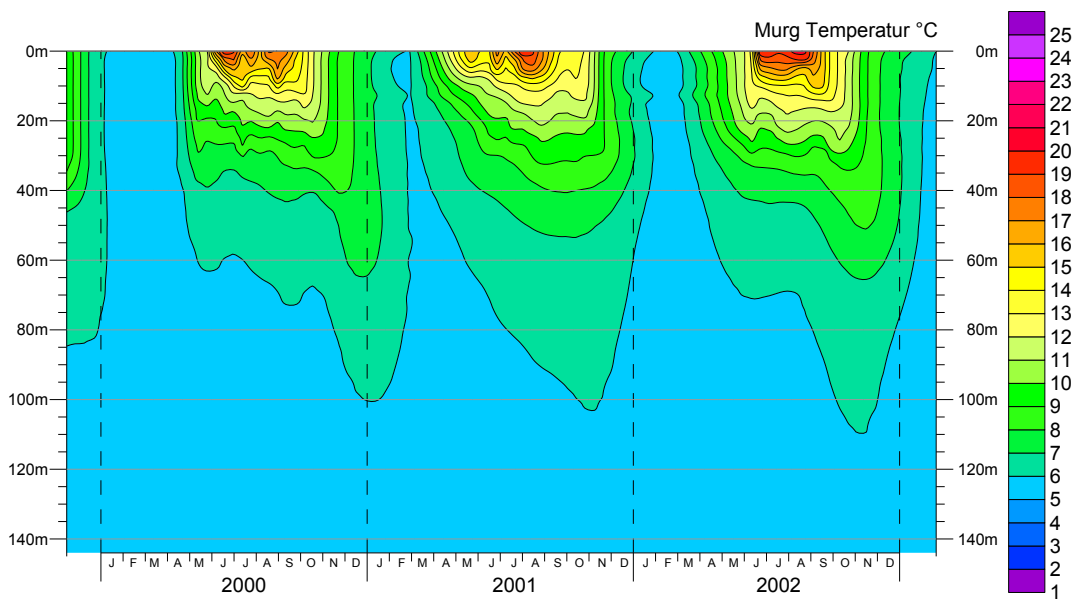


Abbildung 60 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Walensee (Stelle Murg) von 2000 – 2002 (2001 und 2002 Messungen vierteljährlich).

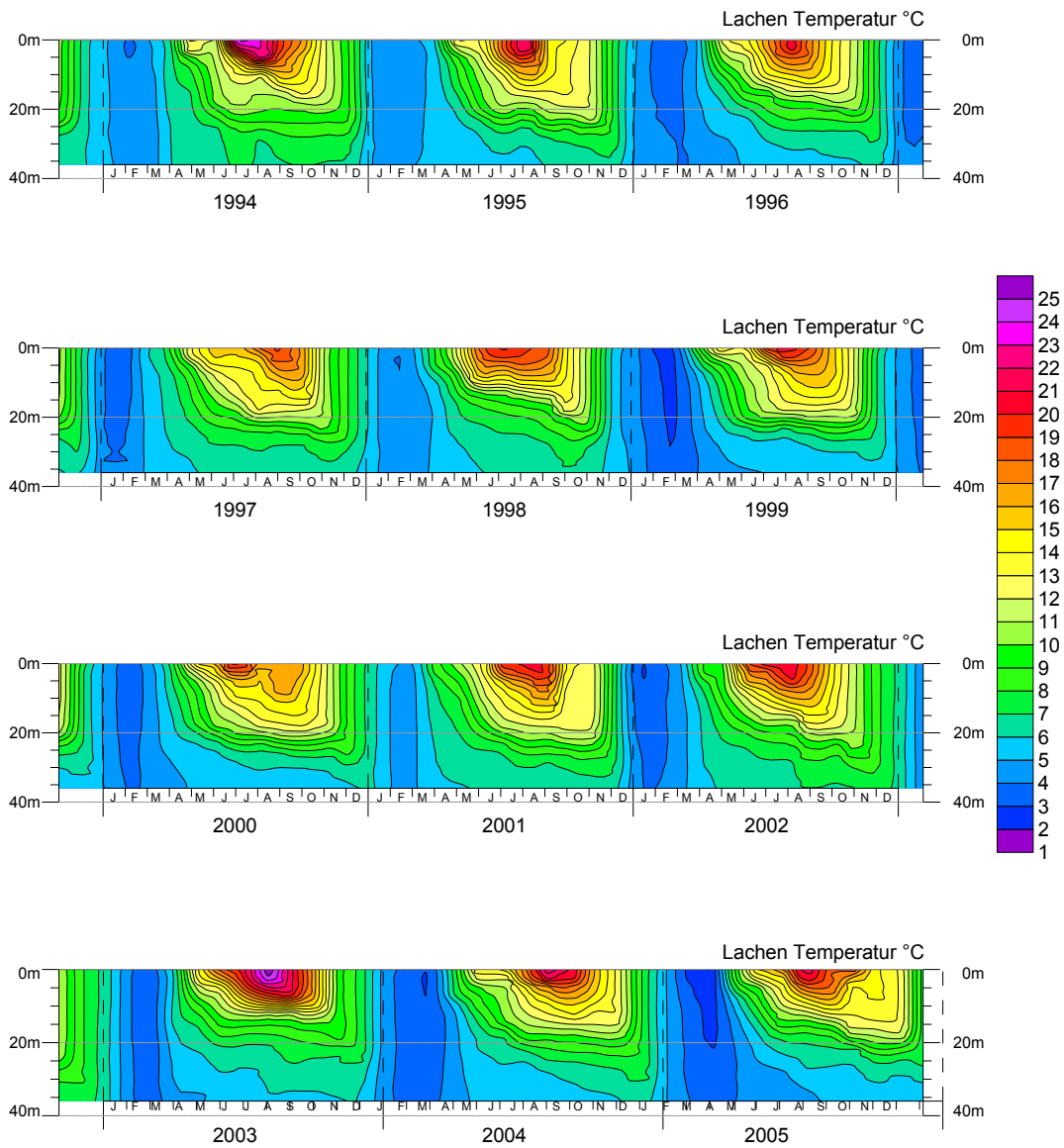


Abbildung 61 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Obersee (Stelle Lachen) von 1994 – 2005.

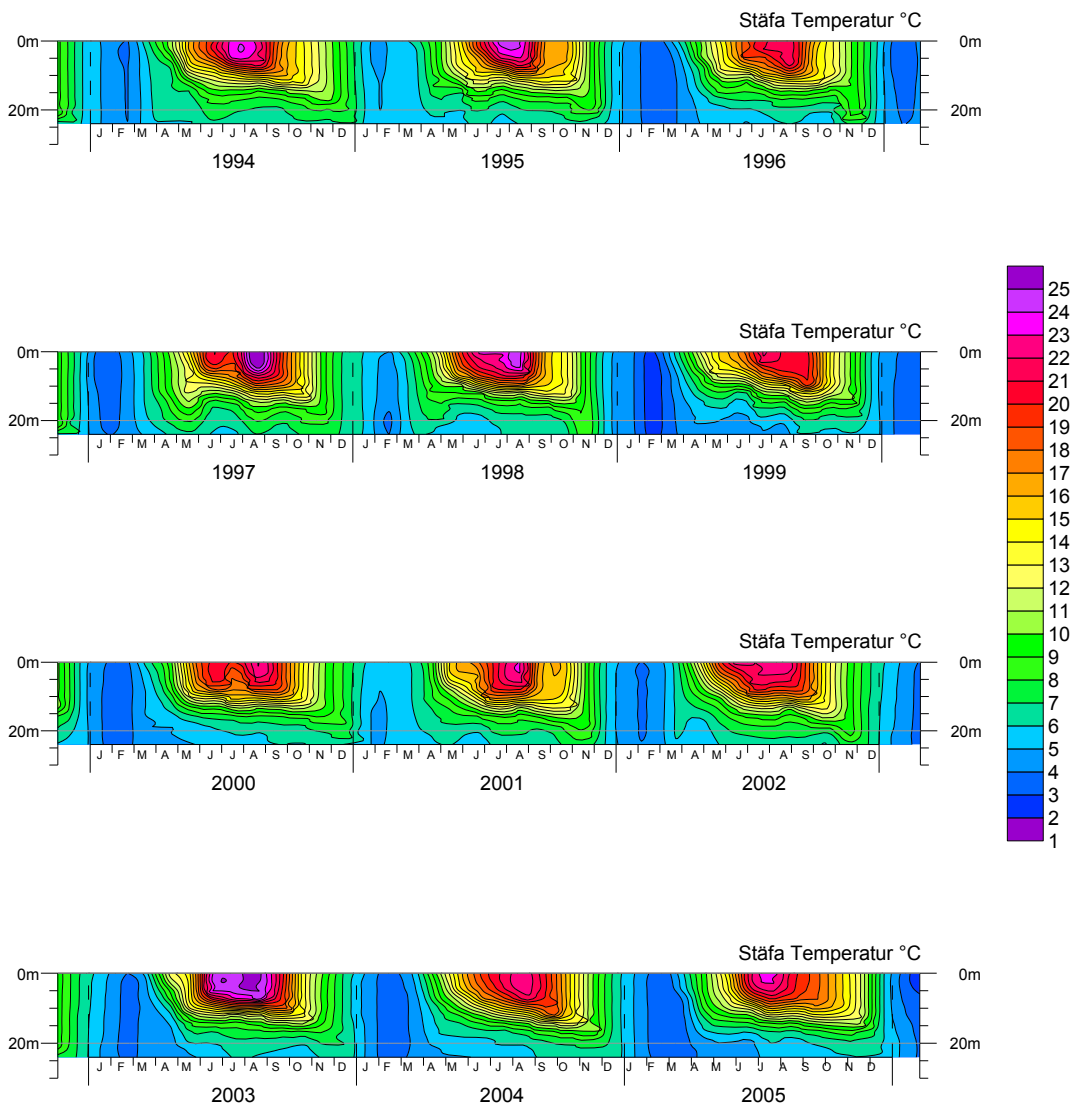


Abbildung 62 Isolethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Zürichsee (Stelle Stäfa) von 1994 – 2005.

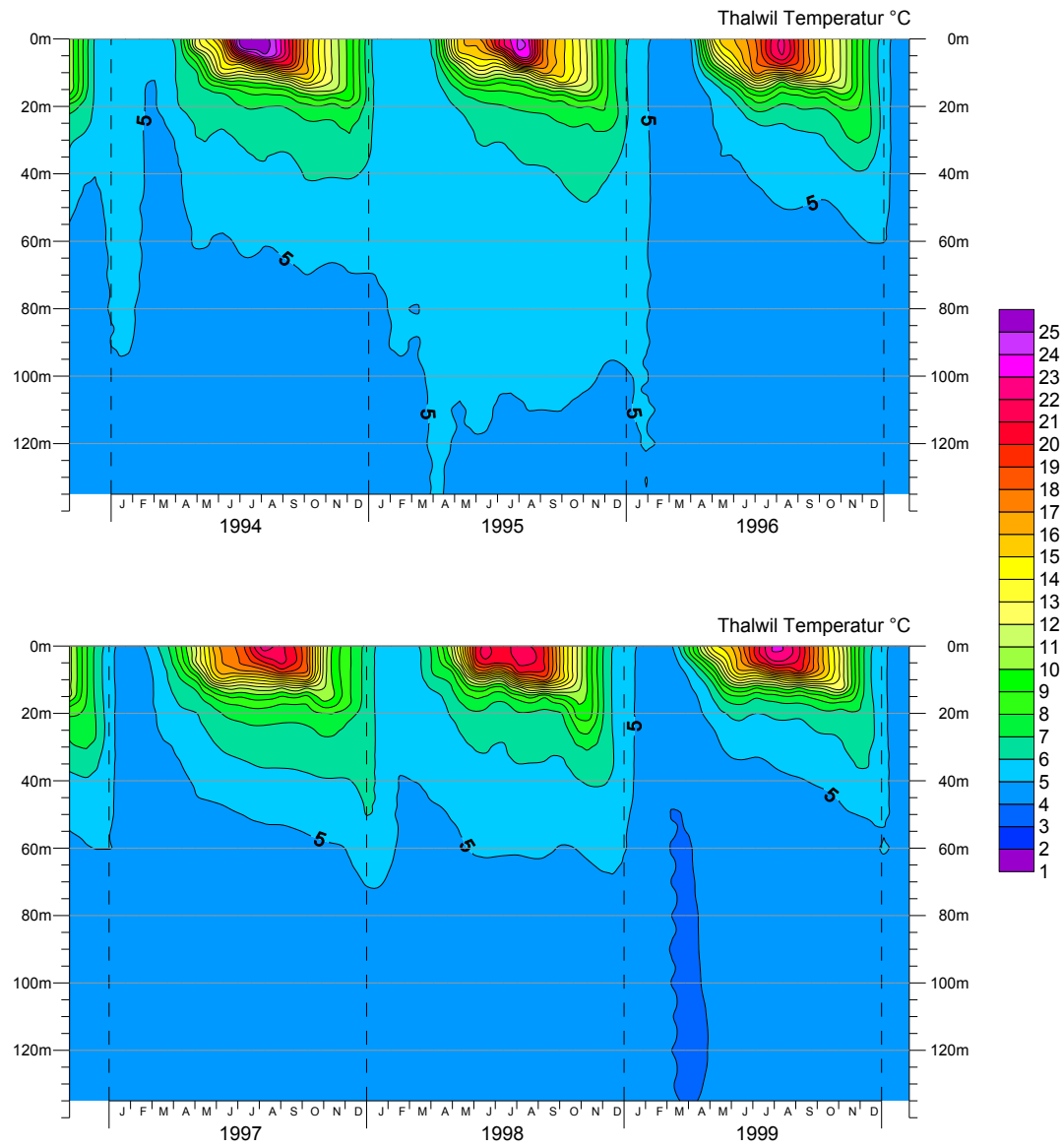


Abbildung 63 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 1994 – 1999.

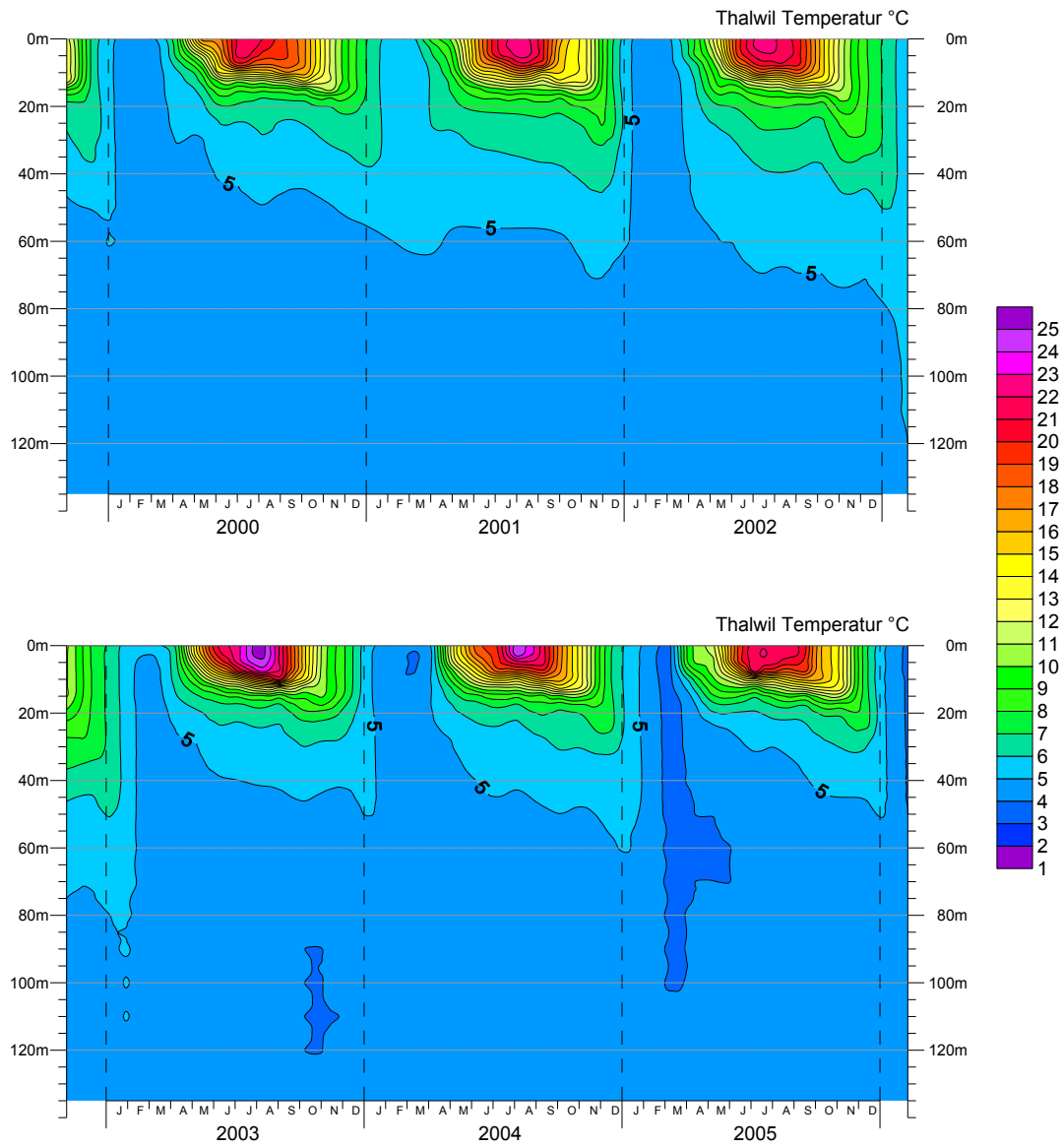


Abbildung 64 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 2000 – 2005.

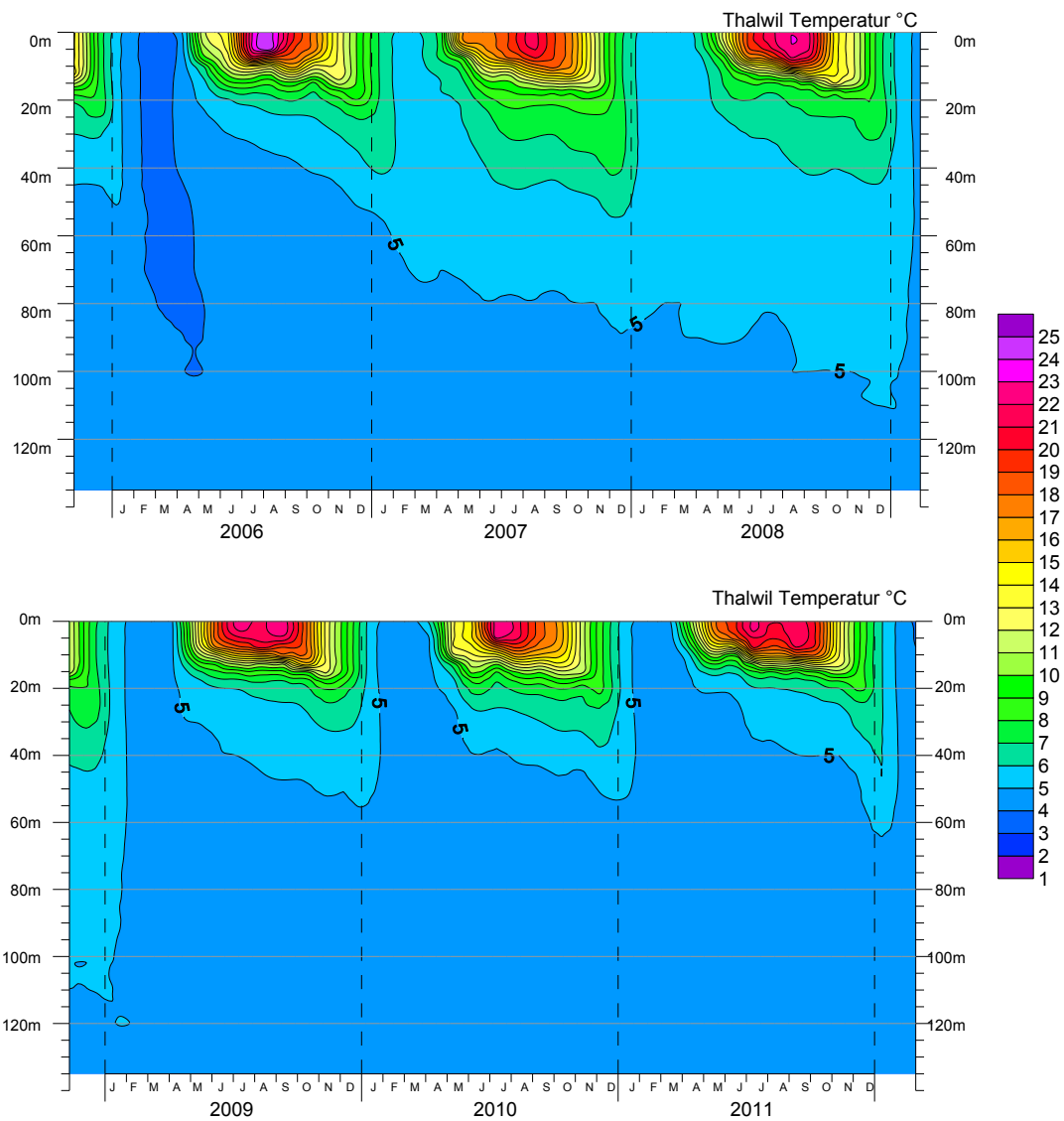


Abbildung 65 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 2006 – 2011.

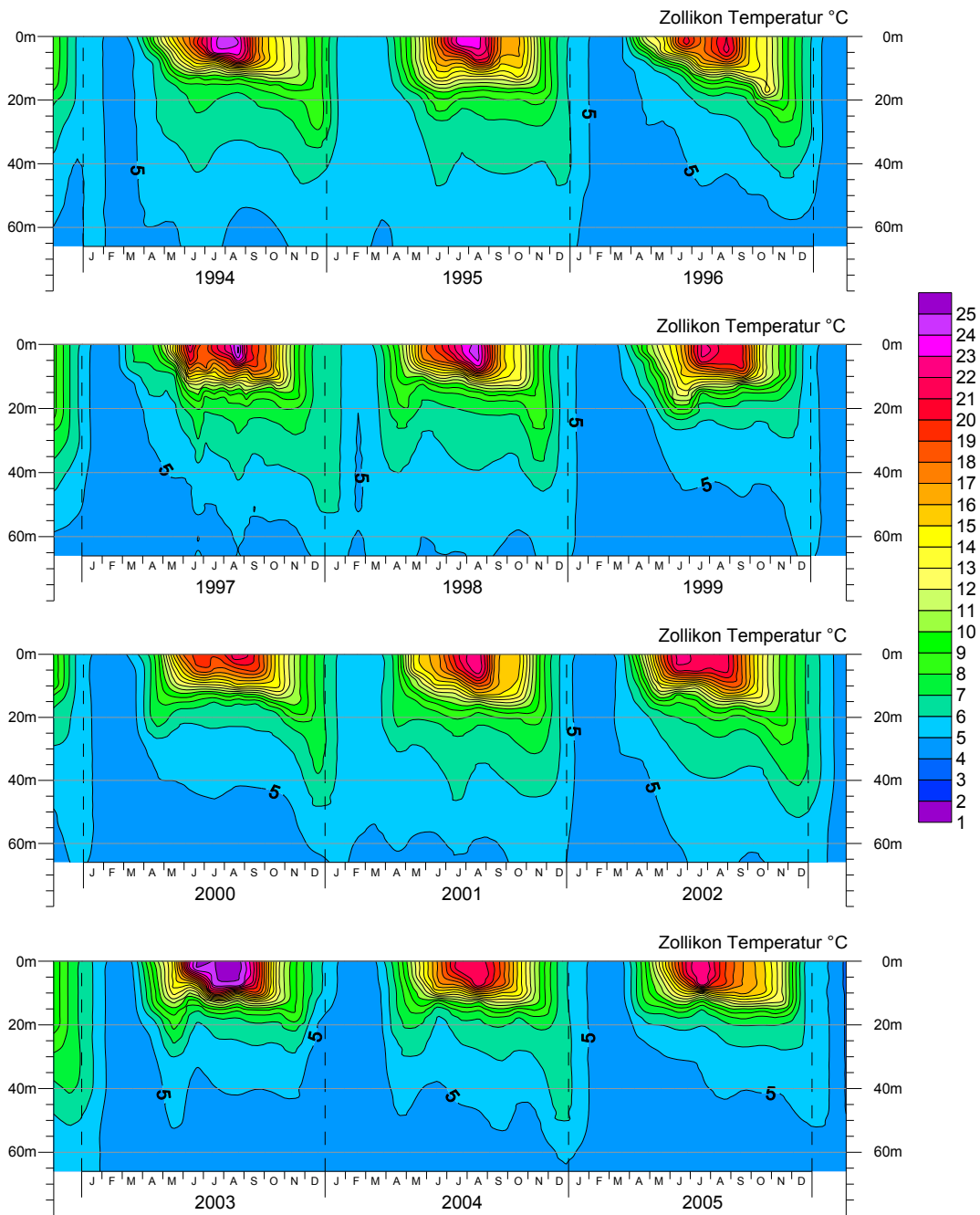


Abbildung 66 Isoplethen-Darstellungen der Wassertemperatur im Zürichsee (Stelle Zollikon) von 1994 – 2005.

7.2 Isoplethen-Darstellung der Sauerstoffdaten

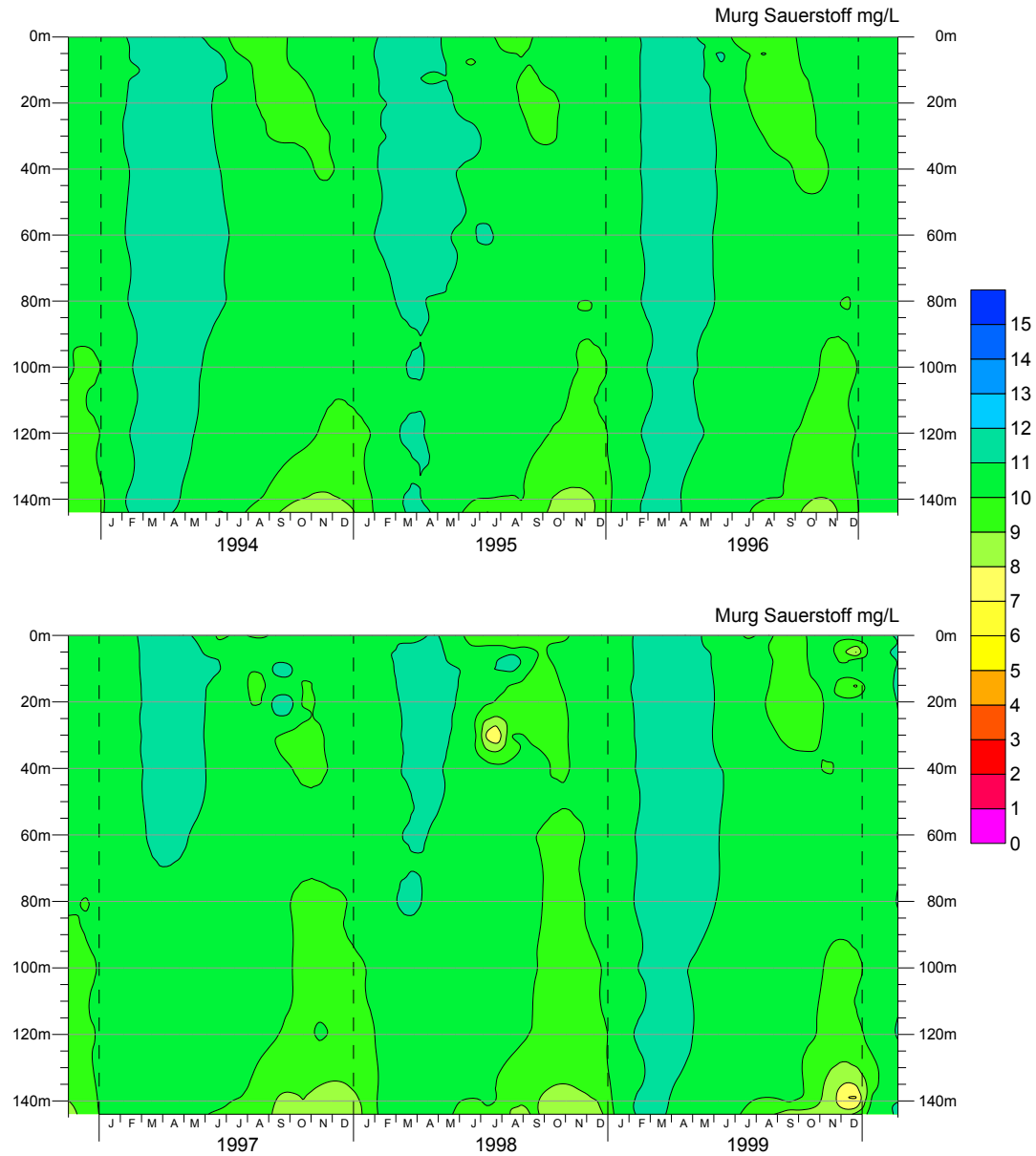


Abbildung 67 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Walensee (Stelle Murg) von 1994 – 1999.

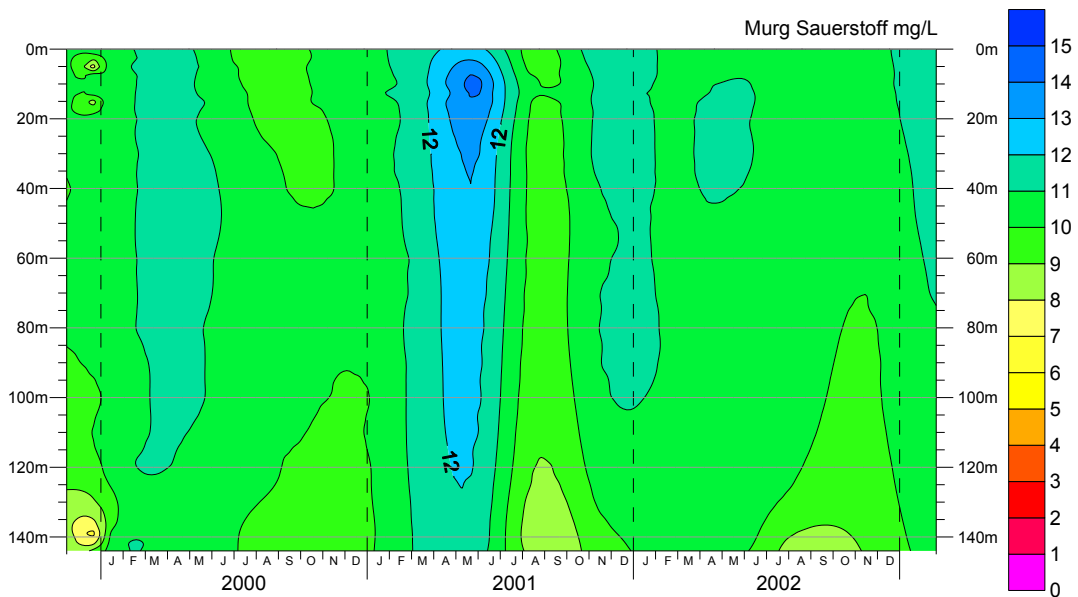


Abbildung 68 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Walensee (Stelle Murg) von 2000 – 2002 (2001 und 2002 Messungen vierteljährlich).

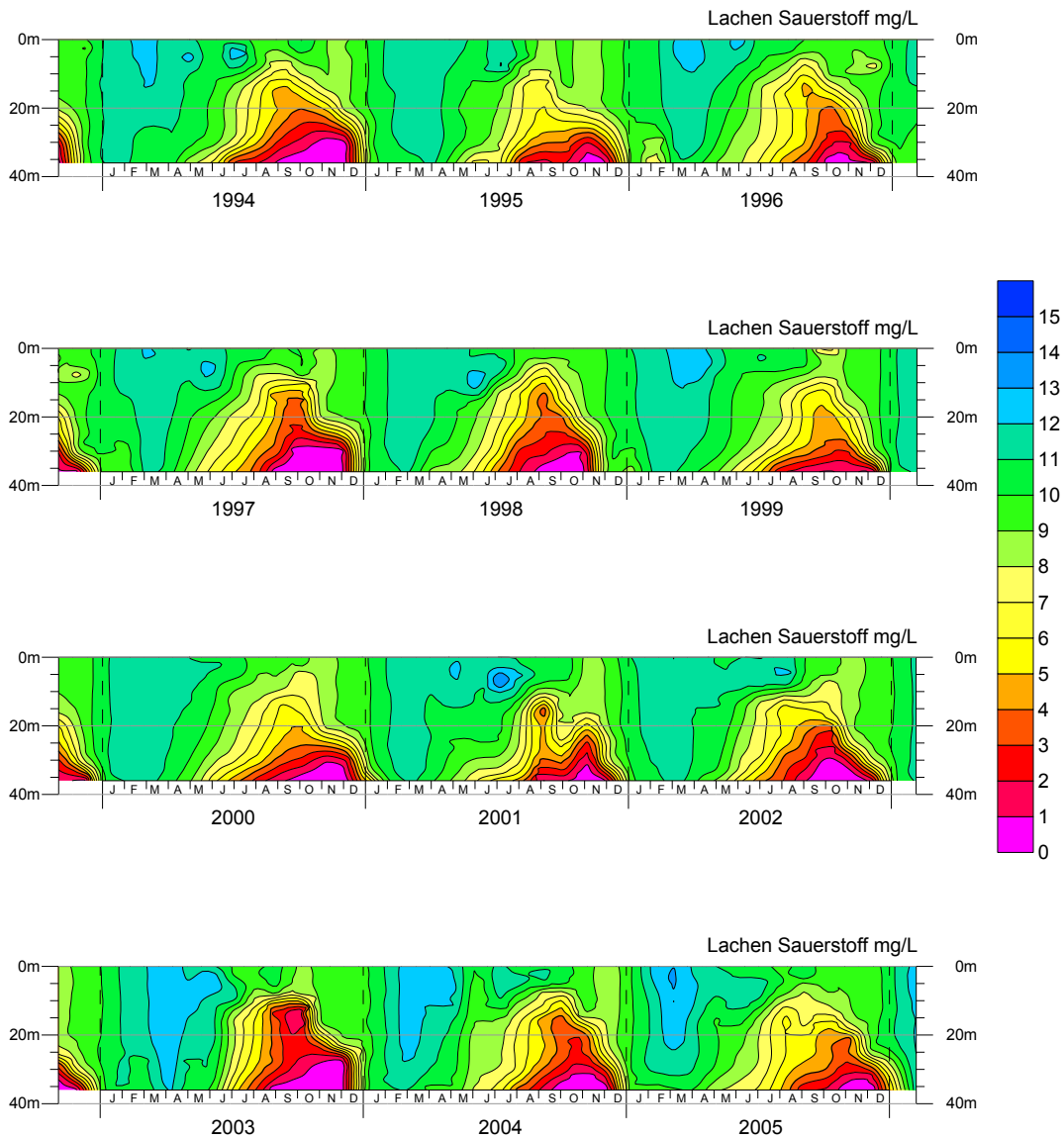


Abbildung 69 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Obersee (Stelle Lachen) von 1994 – 2005.

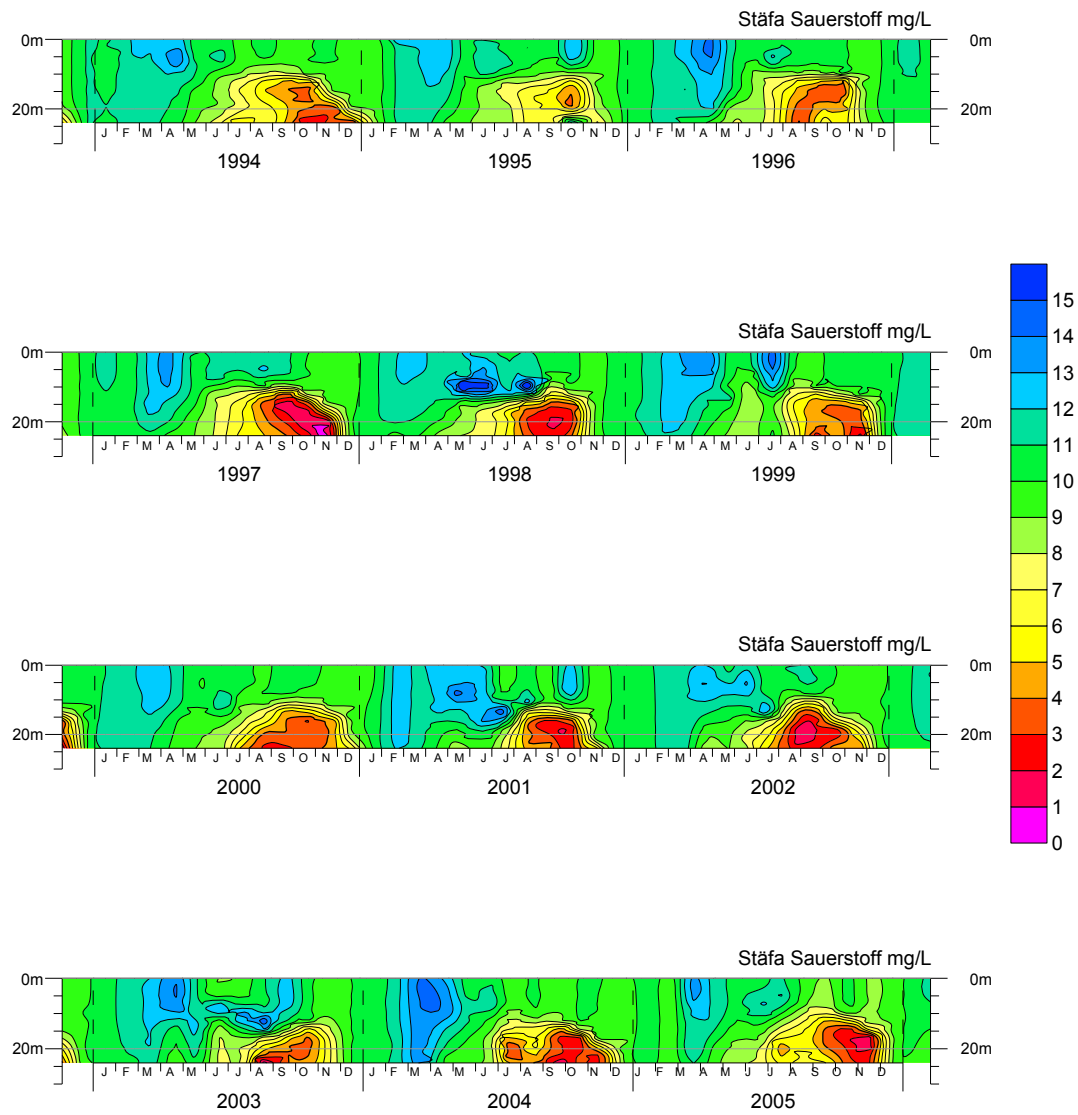


Abbildung 70 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Zürichsee (Stelle Stäfa) von 1994 – 2005.

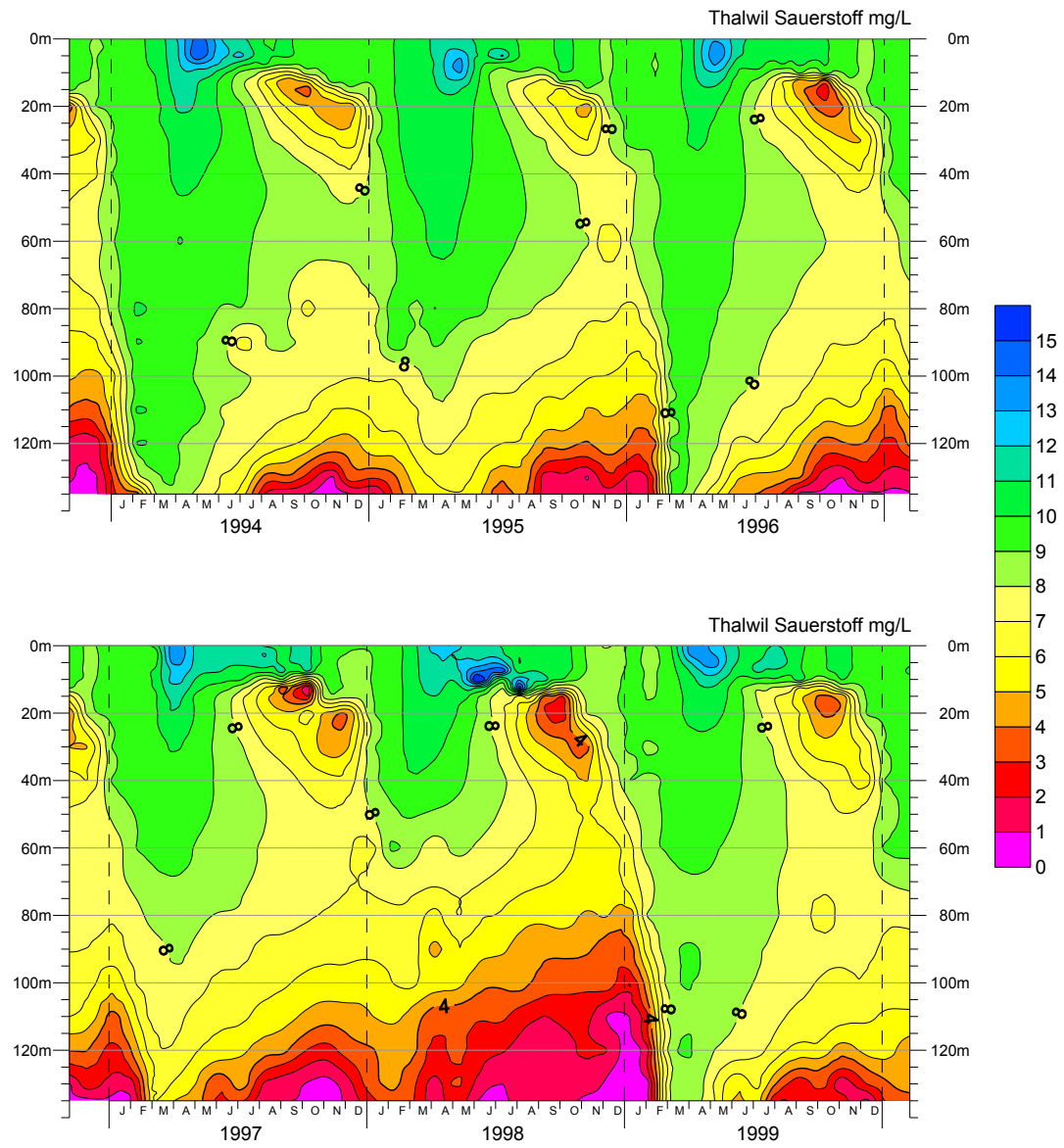


Abbildung 71 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 1994 – 1999.

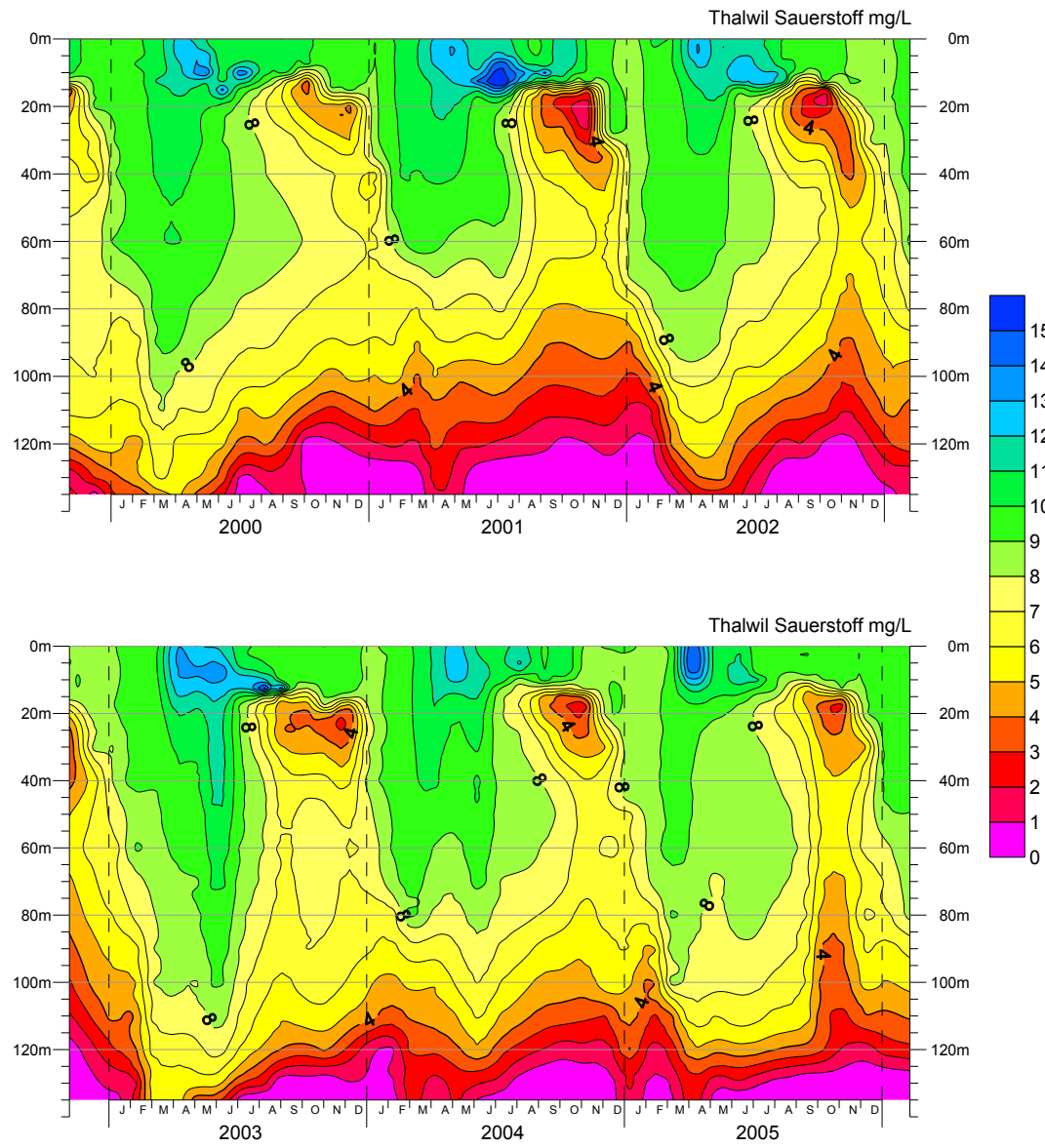


Abbildung 72 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 2000 – 2005.

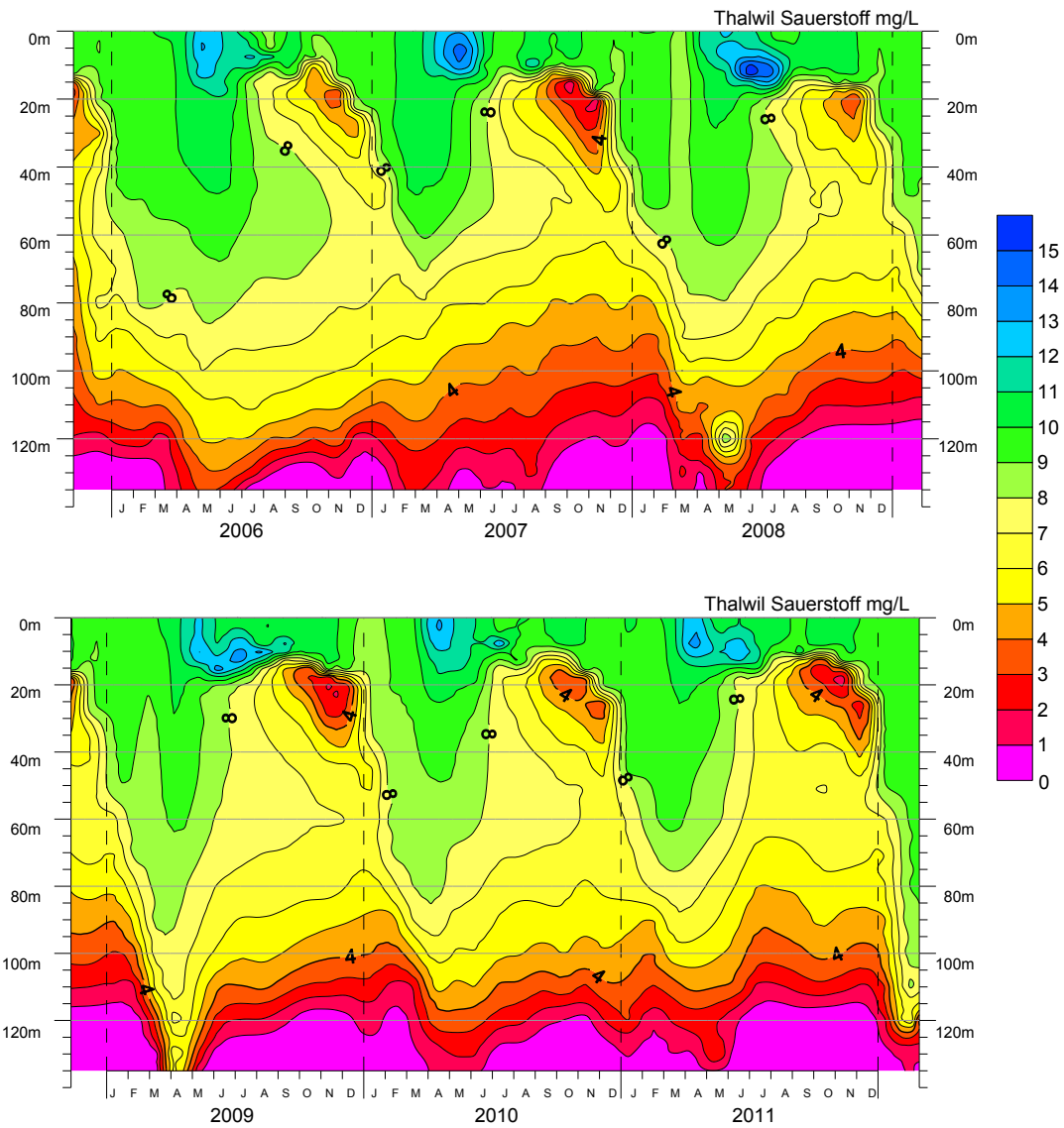


Abbildung 73 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Zürichsee (Stelle Thalwil) von 2006 – 2011.

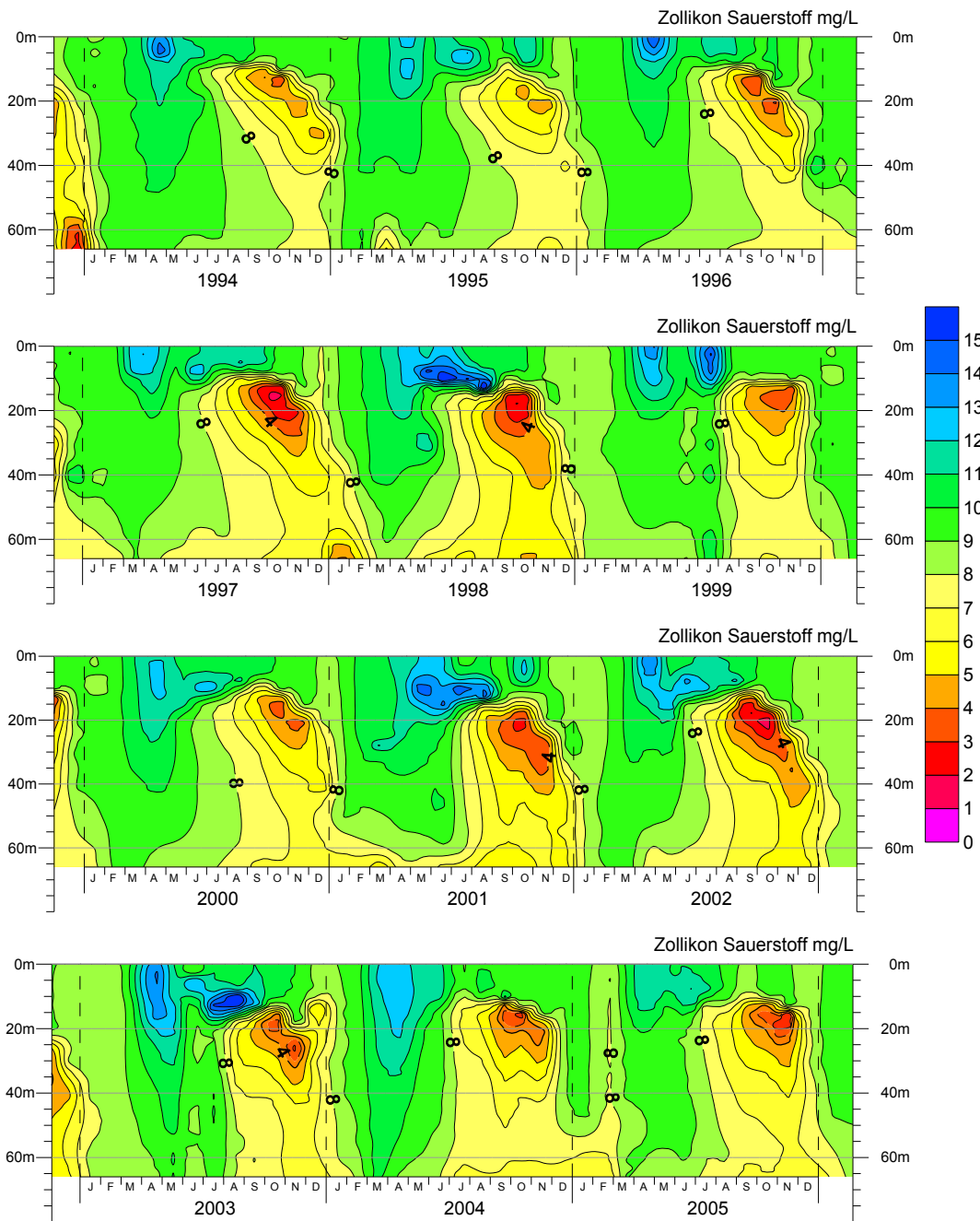


Abbildung 74 Isoplethen-Darstellungen der Sauerstoffkonzentration im Zürichsee (Stelle Zollikon) von 1994 – 2005.