



Wasserversorgung Zürich
Qualitätsüberwachung

Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972 - 1996

Sonja Gammeter
Richard Forster
Ulrich Zimmermann

Zürich, im Dezember 1997

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	2
1 EINLEITUNG	4
2 UNTERSUCHUNGSSTELLEN UND METHODEN	6
2.1 Untersuchungsstellen und Probenahme.....	6
2.2 Analysemethoden	8
2.3 Auswertung	9
3 RESULTATE	9
3.1 Einflüsse aus dem Einzugsgebiet und Nährstoffbilanzen	9
3.2 Das 'Zürichseejahr'	13
3.3 Stelle 'Thalwil'	18
3.3.1 Physikalische Parameter	18
3.3.2 Chemische Parameter	20
3.3.3 Biologische Parameter	29
3.4 Stelle 'Zollikon'	44
3.5 Stelle 'Stäfa'	45
3.6 Stelle 'Riesbach'.....	47
4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	49
4.1 Fortschritte im Gewässerschutz.....	49
4.2 Veränderungen in der Planktonzusammensetzung	52
4.3 Der Zürichsee als Trinkwasserspeicher	52
4.4 Ausblick und offene Fragen	53
5 LITERATURVERZEICHNIS	56

Zusammenfassung

Fast eine Million Menschen beziehen heute ihr Trinkwasser aus dem Zürichsee. Für die Wasserversorgung Zürich ist es daher unverzichtbar, die Vorgänge im See zu verfolgen und zu verstehen, um eine nachhaltig gute Trinkwasserqualität sicherzustellen. Seit 1972 untersucht die WVZ den Zürichsee in monatlichen Abständen, indem an der tiefsten Stelle (Höhe Thalwil), sowie bei Stäfa im oberen und bei Zollikon im unteren Seebecken, in verschiedenen Tiefenstufen Proben entnommen werden. Dazu kommen Probenahmen im wichtigsten Zufluss (Wasser aus dem Obersee beim Seedamm-Durchstich) sowie in der Limmat.

Während der letzten 25 Jahre spielten sich im Zürichsee bedeutende Veränderungen ab. Durch den Anschluss aller Seegemeinden an dreistufige Kläranlagen erfuhr nicht nur der hygienische Zustand des Sees, sondern das gesamte Ökosystem eine deutliche Verbesserung. Am deutlichsten äusserte sich diese im Rückgang des Algennährstoffs Phosphat um 80%. Algenwucherungen im Uferbereich, die den See zuvor während Jahren verunstaltet hatten, sind damit grösstenteils verschwunden. Massenentfaltungen von Planktonalgen (sog. 'Algenblüten') traten im Laufe der letzten Jahre immer seltener auf.

Die Sichttiefe oder Durchsichtigkeit des Wassers gilt als ein Mass für die Algendichte und wurde während der letzten 100 Jahre fast lückenlos verfolgt. Die niedrigsten Sommer-Sichttiefen wurden um 1960 gemessen (Mittelwert 3.4 m), die höchsten während der letzten zehn Jahre mit durchschnittlich 4.6 m.

Auch das Baden im See kann heutzutage als unbedenklich eingestuft werden: Während der letzten 10 Jahre wurde der Richtwert für Badegewässer der Qualitätsklasse A (< 100 *E.coli* in 100ml) im Oberflächenwasser nur bei 3% der Untersuchungen überschritten. Noch Mitte der siebziger Jahre ergaben fast alle Untersuchungen zu hohe *E.coli*-Werte (bis 1'000 in 100ml).

Die durchschnittlich vorhandene Algenmenge hat hingegen, ebenso wie die gesamte, während eines Jahres von den Algen produzierte Biomasse (Primärproduktion), nicht merklich abgenommen. Dies ist vor allem auf die Anpassungsfähigkeit des Phytoplanktons zurückzuführen: Die nährstoffbedürftigen Grünalgen, die in den siebziger Jahren rund einen Viertel der Biomasse stellten, sind fast verschwunden. An ihrer Stelle dominieren heute Kieselalgen und die Burgunderblutalge: Sie können mit viel weniger Phosphor gleichviel Biomasse produzieren.

Die noch immer hohe Phytoplanktonproduktion prägt auch den Sauerstoffhaushalt des Zürichsees. Von dem im Winter ins Tiefenwasser eingetragenen Sauerstoff wird den Sommer über durch den bakteriellen Abbau der absinkenden Algen soviel verbraucht, dass in Grundnähe oft fast nichts mehr übrig bleibt. Sowohl an der tiefsten Stelle, als auch im flachen oberen Seeteil bei Stäfa sinkt die Sauerstoffkonzentration in Grundnähe noch häufig unter 4 mg/l ab. Dass die Sauerstoffwerte im Tiefenwasser heute dennoch höher sind als noch in den fünfziger Jahren, ist wiederum den Kläranlagen zu verdanken, die den allergrössten Teil der organischen Stoffe vom See fernhalten. Die Konzentration an gelösten organischen Stoffen bewegt sich mit 1 - 1.5 mg/l auf einem tiefen Niveau. Über die Zusammensetzung dieser Stoffe kann jedoch heute noch keine Aussage gemacht werden.

Nitrat und Chlorid sind zwei Substanzen, die vorwiegend durch menschliche Aktivitäten (Abwasser, Landwirtschaft, Verkehr) in den See gelangen. Während die Nitratkonzentration heute noch immer leicht ansteigt (in den letzten 10 Jahren um 0.025 mg/l auf 0.9 mg/l), wurde der maximale Chloridgehalt (4.4 mg/l) Ende der achtziger Jahre erreicht und ging seither wieder etwas zurück (auf 3.7 mg/l).

Die Gewässerschutzmassnahmen haben sich auch auf die Trinkwasseraufbereitung positiv ausgewirkt. Vor allem der deutliche Rückgang der Anzahl *E.coli*-Bakterien, der auch im 30m tief gefassten Rohwasser zutage tritt, macht das Seewasser heute wieder attraktiv. Einzig die 1969 in den Zürichsee eingeschleppten Wandermuscheln erschweren heute die Nutzung des Seewassers, da ihre Larven in die Leitungen gelangen und dort zu Muscheln heranwachsen, wenn sie nicht mit Chlorbehandlung abgetötet werden. Die Larvendichte ist mit Spitzenwerten von 100'000 Larven pro m² Seeoberfläche in den letzten Jahren relativ konstant geblieben.

Die grossen Gewässerschutzanstrengungen der letzten Jahrzehnte haben dazu geführt, dass der Zürichsee nicht nur als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, sondern auch als Erholungsraum und als vorzüglicher Trinkwasserspeicher für die rund um den See lebenden Menschen bewahrt werden konnte.

Stichworte: Langzeituntersuchung, Eutrophierung, Oligotrophierung, Gewässerschutz, Phosphor, Stickstoff, Phytoplankton, Zooplankton, Trinkwasseraufbereitung, Zürichsee

1 Einleitung

Seit der ersten 'Analyse des Wassers des Zürichsees' [42] sind 140 Jahre vergangen. In der Zwischenzeit wurden mehr als 400 Arbeiten veröffentlicht, die sich mit biologischen, hygienischen, chemischen, physikalischen und geologischen Aspekten des Zürichsees auseinandersetzen. Die jüngere limnologische Geschichte des Zürichsees ist ausserordentlich gut erforscht, was mit der grossen Bedeutung dieses vielfältig genutzten Gewässers zusammenhängt. Waren noch vor hundertfünfzig Jahren die im See gefangenen Fische eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Seeanliegergemeinden, so wurde nach und nach das Wasser selbst immer begehrter: Fast eine Million Menschen beziehen heute ihr Trinkwasser aus dem Zürichsee. Für die Wasserversorgung Zürich als grösste Seewasserbezügerin ist es daher unverzichtbar, die Vorgänge im See zu verfolgen und zu verstehen, um eine nachhaltig gute Trinkwasserqualität sicherzustellen.

Das Schicksal der Wasserversorgung Zürich ist seit mehr als 100 Jahren eng verknüpft mit demjenigen des Zürichsees. Als im Jahre 1884 eine über das Brauchwassernetz verbreitete Typhus-Epidemie die Stadt an der Limmat heimsuchte, wurde intensiv nach alternativen Wasserressourcen gesucht. Die ersten Untersuchungen des Zürichseewassers ([14], [33]) ergaben sowohl in chemischer wie auch in hygienischer Hinsicht vielversprechende Resultate. Das Seewasser war qualitativ nicht nur dem Limmatwasser, sondern auch den meisten Quellwässern zwischen dem Wägital und Fehraltorf weit überlegen. Noch weitaus vorteilhafter erschien den damaligen Planern jedoch seine Unerschöpflichkeit.

So wurde im Jahre 1886 die Entnahmestelle für das Trinkwasser der rasch wachsenden Stadt von der Limmat in den See, 300 m vor den Schanzengraben in 13 m Tiefe, verlegt. Von dort wurde das Wasser bis zu den Sandfiltern im Industriequartier geleitet. Das filtrierte Wasser gelangte via Letten-Pumpwerk in die Reservoirs der verschiedenen Druckzonen.

Durch das plötzliche, massenhafte Auftreten der beiden Algen *Tabellaria fenestrata* und *Oscillatoria rubescens* [52] wurden ab 1896 die Sandfilter jedoch derart belastet, dass ihre Laufzeiten immer kürzer wurden. Der gleichzeitig massiv zunehmende Wasserverbrauch zwang zum Bau von immer grösseren Filterflächen, so dass die Ausbaumöglichkeiten im Industriequartier bald erschöpft waren.

Um festzustellen, ob sich durch eine Verlegung der Ansaugleitung ein besseres Rohwasser gewinnen liesse, finanzierte die Wasserversorgung Zürich – nach den rein bakteriologisch ausgerichteten Messungen von Kleiber [27] – von 1896 bis 1900 eine weitere, umfassendere Zürichseeuntersuchung [47]. Pfenninger stellte aufgrund seiner Messungen fest, dass nicht die Lage, sondern die Tiefe der Ansaugstelle die Qualität des Rohwassers am meisten beeinflusste¹. Er schloss seinen Bericht mit der Empfehlung:

"Eine zukünftige Fassungsstelle für die Wasserversorgung der Stadt Zürich sollte mit Rücksicht auf niedrige Temperatur und kleinen Planktongehalt des Wassers möglichst tief, wenigstens aber auf eine Tiefe von 40 m verlegt werden."

Da die Umsetzung dieser Forderung damals auf beträchtliche technische Schwierigkeiten stiess, wurde erst einmal eine andere Lösung des Filterproblems versucht: Den biologischen Sandfiltern wurden 1899 rückspülbare Schnellfilter vorgeschaltet, die den grössten Teil der Algenbiomasse zurückhielten und die Laufzeit der Langsamfilter wesentlich verlängerten. Als nach einigen Jahren auch dieses Potential ausgeschöpft war, fiel 1913 der Entscheid zum Bau des Seewasserwerkes Moos mit seiner Ansaugstelle in 30 m Tiefe und 300 m Uferentfernung.

Als Folge der Einführung der Schwemmkanalisation wurde der Zürichsee von Beginn dieses Jahrhunderts an in zunehmendem Masse mit häuslichen und gewerblichen Abwässern belastet.

¹ Die Situation war deswegen besonders problematisch, weil sich die Ansaugleitung der WVZ damals auf 13 m Tiefe befand, also genau in der von *Oscillatoria rubescens* bevorzugten Einschichtungstiefe.

Kunz stellte schon 1910 die für einen tiefen, eutrophen See typischen Sauerstoffprofile² fest [30], was später durch erstmalige Messungen an der tiefsten Stelle bestätigt wurde [37]. Immerhin lag die Sauerstoffsättigung in 100 m Tiefe damals noch ganzjährig bei 50 - 60%. Nur zehn Jahre später fand von Gonzenbach [98], der den See während zweier Jahre im Auftrag der WVZ intensiv untersuchte, im Herbst in der gleichen Tiefe nur noch rund 20% Sauerstoffsättigung.

Von Gonzenbachs teilweise besorgniserregenden Feststellungen, vor allem was den Sauerstoffhaushalt des Sees und das Ausmass der Einleitungen von häuslichen und gewerblichen Abwässern betrifft, gaben den Startschuss für ein intensiviertes Untersuchungsprogramm. Im Hinblick auf die grosse Bedeutung des Sees für die Trinkwasserversorgung forderte von Gonzenbach eine regelmässige, allmonatliche Untersuchung von Sauerstoff und Temperatur in der Gegend der Zürcher Fassungsstelle und an der tiefsten Stelle, sowie eine mindestens halbjährliche umfassende chemische Analyse, um eine fortlaufende Kontrolle über den Chemismus des Sees zu haben.

Im Jahre 1936 und 1945 wurde die Überwachung des Zürichsees durch Regierungsratsbeschlüsse festgelegt. Gemäss Beschluss vom 8. März 1945 (zit. in [103]) wird der Zweck der Untersuchungen folgendermassen umschrieben:

"Zweck der Weiterführung der Untersuchungen des Zürichsees ist die fortlaufende Beobachtung des Seezustandes in chemischer, hygienisch-bakteriologischer, biologischer und ästhetischer Hinsicht. Diese ständige Überwachung des Zürichsees soll Anhaltspunkte liefern

1. zur Feststellung, ob, und in welchem Masse, nach Erstellung der zentralen Abwasserreinigungsanlagen und dem fortschreitenden Ausbau der Kanalisationsnetze der Zürichseegemeinden eine Besserung im See eintritt;
2. zur einwandfreien Beurteilung bestehender und künftiger Trinkwasserfassungen im Zürichsee;
3. für eine möglichst rationelle fischereiliche Bewirtschaftung des Sees."

Diese Aufgabe nahmen während langer Zeit vor allem die Chemischen Laboratorien der Stadt (unteres Seebecken) und des Kantons Zürich (oberes Seebecken und Obersee) wahr³. 1972 begann die Wasserversorgung Zürich mit monatlichen Untersuchungen des Zürich-, Ober- und Walensees. Seither werden auch die für die Trinkwasseraufbereitung wichtigen Grössen des Phytoplanktons (Produktion, Biomasse und Zusammensetzung) und der Wandermuschellarven erfasst.⁴ Ab 1976 wurden die Seeuntersuchungen vollumfänglich dem Betriebslabor der Wasserversorgung Zürich übertragen, um deren Kontinuität zu gewährleisten und Mehrspurigkeiten zu vermeiden. Verschiedene Institutionen (früher BUWAL, heute AGW des Kantons Zürich) leisteten namhafte finanzielle Unterstützung an die Seeuntersuchungen. Die Resultate der Zürichseeuntersuchungen werden nicht nur von der Wasserversorgung Zürich, sondern auch von der AWBR (Arbeitsgemeinschaft der Seewasserwerke im Bodensee-Rhein-Einzugsgebiet), der mehrere weitere Wasserversorgungen am Zürichsee angeschlossen sind, sowie vom AGW des Kantons Zürich, rege genutzt.

Der vorliegende Bericht dokumentiert und interpretiert die physikalischen, chemischen und biologischen Veränderungen im Zürichsee seit 1972. Er untersucht anhand der Datenreihen der Messstelle 'Thalwil' die Zusammenhänge zwischen einzelnen Nährstoffparametern, Phytoplankton- und Zooplanktonentfaltung (Trophie). Wo vorhanden, werden auch ältere Messungen des Kantonalen Labors Zürich in die Interpretation miteinbezogen.

² Übersättigung im Epilimnion, ausgeprägtes metalimnisches Minimum, Hypolimnion abgesehen von Sedimentnähe gut mit Sauerstoff versorgt.

³ Viele dieser Untersuchungsergebnisse wurden im Laufe der Zeit publiziert: Waser & Blöchliger [100], Minder [39], [40], [41], Lüscher [34], Thomas [62] - [92], Thomas und Märki [61], P.Zimmermann [103].

⁴ Bereits veröffentlichte Untersuchungsergebnisse: Dietlicher [15], Zimmermann [111], [117], Mäcke, Zimmermann & Stabel [35], Zimmermann, Forster & Sontheimer [118], Jahresberichte der AWBR [16], [20], [55], [99], [102], [104] - [110], [112] - [116] und der Wasserversorgung Zürich.

Es wird nach jenen Faktoren gesucht, die die Zusammensetzung und Entfaltung des Phytoplanktons, insbesondere der dominierenden Alge *Oscillatoria rubescens*, und damit die Qualität des Rohwassers für die Trinkwasseraufbereitung beeinflussen. Mögliche ökologische Abhängigkeiten werden diskutiert und daraus Prognosen für die zukünftige Entwicklung des Sees aus der Sicht der Trinkwassergewinnung sowie des Gewässerschutzes abgeleitet.

Die übrigen Untersuchungsstellen ('Stäfa', 'Zollikon' und 'Riesbach') werden bezüglich der wichtigsten Parameter mit der Stelle 'Thalwil' verglichen.

2 Untersuchungsstellen und Methoden

2.1 Untersuchungsstellen und Probenahme

Die von der Wasserversorgung Zürich durchgeführten Seeuntersuchungen erstrecken sich über den Zeitraum von 1972 bis 1996 für die Stellen 'Thalwil' (Tiefe: 136 m), 'Stäfa' (25 m) und 'Zollikon' (67 m, 1972 - 76 Stelle 'Werke' mit Tiefe 60 m). Die Stelle 'Riesbach' (20 m) wurde erst ab 1986 untersucht, vor allem im Hinblick auf die zahlreichen Entnahmestellen von Wasser zu Kühlzwecken und für Wärmepumpen in diesem untersten Teil des Seebeckens. Die Stelle 'Zollikon' liegt in der Mitte des Sees zwischen den Fassungsstellen der beiden Seewasserwerke Moos und Lengg. Die Stelle 'Stäfa' wurde ins Untersuchungsprogramm einbezogen, weil sie als repräsentativ für den ausgedehnten flachen oberen Seeteil angesehen wird. In dieses obere Seebecken münden nicht nur mehrere Kläranlagenabläufe, es gibt dort auch eine Reihe wichtiger Trinkwasserfassungen der Seegemeinden.

Weitere Untersuchungsstellen liegen im Schifffahrtskanal zwischen Obersee und Zürichsee als wichtigstem Zufluss (Stelle Rapperswil-Seedamm, seit 1976) sowie in der Limmat beim Seeausfluss (Stelle Limmat, seit 1972). In der Abbildung 1 sind alle Untersuchungsstellen, die natürlichen Zuflüsse, sowie alle Kläranlagen rings um den Zürichsee eingetragen.

Von allen Stellen im See liegen monatlich erhobene Tiefenprofile vor, vom Zu- und Abfluss wird ebenfalls monatlich eine Probe aus 0.3 m Tiefe geschöpft. Die Probenahme für die chemischen Analysen sowie die Phytoplanktonzählung erfolgt mittels einer 6 Liter-Schöpfflasche (System Friedinger) vom verankerten Boot aus. Dabei werden die in Tabelle 1 dargestellten Tiefenstufen beprobt. Temperatur und Lichtenergie werden direkt mit Hilfe von Messsonden erfasst, und zwar in den folgenden Tiefenstufen:

Temperatur: 0-25m in 1m-Stufen, 26, 28, 30, 35, 40, 45, 50, 60-130 m in 10m-Stufen, Grund

Licht: 0, 0.5, 1, 2, 3, 4-30 m in 2m-Stufen (bei 'Riesbach' keine Messung)

Die Primärproduktion wird seit 1974 gemessen, und zwar nur an der Stelle 'Thalwil' zwischen 0 und 20 m in den Tiefenstufen der Phytoplanktonprobenahme (vgl. Tab. 1).

Zur Erfassung von Zooplankton (seit 1977) und Wandermuschel-Larven (seit 1982) werden Netzzüge durchgeführt: 0 - 20 m und 20 m - Grund (Zooplankton) bzw. 0 - 30 m (Wandermuschel-Larven). Für die Zooplankton-Probenahme wird ein Zwillings-Kippnetz (nach [[9]]), Öffnung 12 cm, Maschenweite 95 µm), für die Wandermuschel-Larven ein Einzelnetz ohne Kippvorrichtung (Öffnung 12 cm, Maschenweite 45 µm) benutzt. Zur Entnahme der Mischproben 0 - 20 m für die Metallanalysen wird eine Schröter-Mischflasche eingesetzt.

Für einige Parameter sind noch weiter zurückreichende Daten vorhanden, von denen die folgenden in die Auswertung der Stelle 'Thalwil' einbezogen wurden:

vom Chemischen Laboratorium der Stadt Zürich:

1936 - 1957: Temperatur, Sauerstoffgehalt

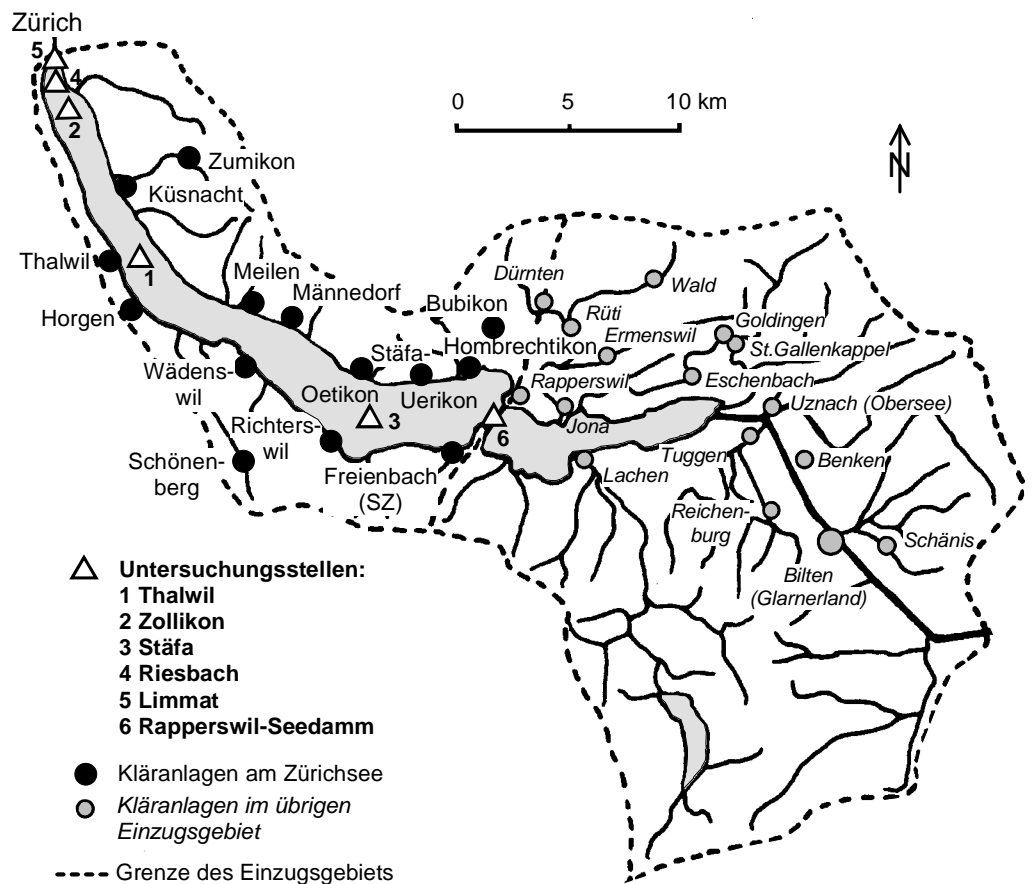
1948 - 1957: Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff,

vom Kantonalen Laboratorium Zürich (E.A. Thomas):

1958 - 1971: Temperatur, Sauerstoffgehalt, Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff.

Tab. 1: Beprobte Tiefenstufen der Untersuchungsstellen im Zürichsee (1972-1996). Wo nicht anders angegeben finden die Probenahmen monatlich statt.

	Chemie allgemein	Bakterien	Phytoplankton	Metalle	Zooplankton
	Friedinger-Schöpfflasche			Mischflasche	Zwillingsnetz / Einzelnetz
Thalwil (136m)	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 90, 100, 110, 120, 130, Grund	0, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 60, 80, 100, 120, 130, Grund	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 30, 40, 80, 120, Grund	0-20m alle 3 Monate	0-20m, 20m-Grund, Wandermuschel-Larven 0-30m (Mai-Okt., alle 2 Wochen)
Zollikon (67m)	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 30, 40, 60, Grund	0, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 60, Grund	Mischproben 0-15m und 15m-Grund	0-20m alle 3 Monate	Wandermuschel -Larven 0-30m (Mai-Okt., wöchentlich)
Stäfa (25m)	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, Grund	0, 5, 10, 15, 20, Grund	Mischproben 0-15m und 15m-Grund	0-20m alle 3 Monate	Wandermuschel -Larven 0-30m (Mai-Okt., alle 2 Wochen)
Riesbach (20m)	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, Grund	0, 5, 10, 15, Grund	Mischproben 0-15m und 15m-Grund	0-20m alle 3 Monate	-



Seefläche	65.06 km ²	Seevolumen	3.30 km ³
Fläche des Einzugsgebietes		Maximale Tiefe	136 m
nur Zürichsee	175 km ²	Mittlere Tiefe	51 m
mit Obersee	679 km ²	mittlerer Abfluss (Limmat)	89.2 m ³ /s
mit Ober- und Walensee	1740 km ²	Zufluss vom Obersee	76.1 m ³ /s
Umgebungsfaktor (Einzugsgebiet/Seefläche)	27	Erneuerungszeit	428 Tage
		Höhe Seeoberfläche	406 m ü. M.

Abb. 1: Kartenskizze des Zürichsee-Einzugsgebietes (inkl. Obersee, ohne Walensee) mit hydrologischen Kennzahlen, Lage der Untersuchungsstellen und Standorten der Kläranlagen.

2.2 Analysemethoden

In der Tabelle 2 sind alle untersuchten Parameter samt den jeweiligen Analysemethoden zusammengestellt.

Tab. 2: Untersuchte Parameter und verwendete Analysen-Methoden. Die als Referenz angegebenen Methoden für chemische Parameter und Metalle sind im allgemeinen auf das Analysegerät abgestimmt. (SLMB: Schweizerisches Lebensmittelbuch, DEV: Deutsche Einheitsverfahren).

Analyse	Einheit	Run- dung	Nachweis- grenze	Methode	Referenz
Physikalische Parameter					
Temperatur	°C	0.1		Digital-Thermometer	
Sichttiefe	m	0.1		Secchi-Scheibe, 30 cm	
Eindringtiefe Licht blau (10, 1 u. 0.1%)	m	0.1		Lichtmessgerät (Filter BG12)	Sauberer [49]
Eindringtiefe Licht grün (10, 1 u. 0.1%)	m	0.1		Lichtmessgerät (Filter VG9)	Sauberer [49]
Eindringtiefe Licht rot (10, 1 u. 0.1%)	m	0.1		Lichtmessgerät (Filter RG12)	Sauberer [49]
Quantum (PAR)	µE/m ² *s			Lichtmessgerät	Sauberer [49]
Trübung 420 nm	Ext./m	0.02	0.02	Photometrie VIS	
UV-Extinktion 254 nm	Ext./m	0.1	0.1	Photometrie UV	DEV C3
Chemische Parameter					
pH		0.01		Potentiometrie	SLMB 27A/2.2
Leitfähigkeit bei 20°C	µS/cm	1		Konduktometrie	SLMB 27A/2.3
Ca-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Karbonat-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	SLMB 27A/6.2
Mg-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Gesamt-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Sauerstoff (O ₂)	mg/l	0.05	0.05	nach WINKLER	SLMB 27A/5.1
Kieselsäure (SiO ₂)	mg/l	0.1	0.5	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.8
Nitrat-N (NO ₃ -N)	µg/l	1	20	Ionenchromatographie	DEV D19
Nitrit-N (NO ₂ -N)	µg/l	0.5	0.5	Photometrie VIS	DEV E5, SLMB 27A/4.1
Ammonium-N (NH ₄ -N)	µg/l	5	5	Photometrie VIS	DEV D10, SLMB 27A/4.3
o-Phosphat-P (PO ₄ -P)	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P org. gelöst	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P org. partik.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P tot. filt.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P tot. unfilt.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
Chlorid (Cl)	mg/l	0.1	1	Photometrie VIS	SKALAR-Methode
Sulfat (SO ₄)	mg/l	0.1		Ionenchromatographie	DEV D19
gel. org. Kohlenstoff (DOC)	mg/l	0.05	0.1	Photometrie IR, UV-Oxidation	DEV H3, SLMB 27A/7.1
Metalle (ausser Eisen nur alle 3 Monate eine Mischprobe 0 - 20m)					
Aluminium	µg/l	1	5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Arsen	µg/l	0.1	0.5	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Blei	µg/l	0.1	0.5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Cadmium	µg/l	0.1	0.3	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Chrom	µg/l	1	1	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Eisen	µg/l	1	5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Kupfer	µg/l	1	2	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Mangan	µg/l	1	2	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Quecksilber	µg/l	0.1	0.1	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Selen	µg/l	0.1	0.1	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Zink	µg/l	1	10	Polarographie	SLMB 27A/3.3
Biologische Parameter					
Primärproduktion	µg C/l*h	0.01		C ¹⁴ , acid-bubbling	Steeman-Nielsen [58]
Chlorophyll A, B	µg/l	0.01		Fluoreszenz-Photometer	Schanz [51], modifiziert
Phaeophytin A, B	µg/l	0.01		(gelöst in Aceton)	
Phytoplankton (Anzahl/Art)	Anz./ml		1	Axiovert10 Zeiss	Utermöhl [95]
Dreissena-Larven	Anz./l		1	Axiovert10 Zeiss	Utermöhl [95]
Zooplankton (Anzahl/Art)	Anz./l		1	Binokular	
E.coli	Anz./100ml		1	CEC-Agar, 24h bei 44°C	SLMB 56B/10
Keimzahl	Anz./ml		1	PC-Agar, 72h bei 20°C	SLMB 56B/10

2.3 Auswertung

Sämtliche Messdaten werden in einer Langzeit-Datenbank (RS/1 auf VAX) abgelegt und verwaltet. Die Eingabe der Daten erfolgt über das Programm DEC-Labor (WVZ-Version). Unter RS/1 werden aus den Eingabe-Daten neue Grössen berechnet, sowie Graphiken und Statistiken erstellt. Für spezielle Auswertungen wurden RS/1-Tabellen in MS-EXCEL-Tabellen überführt und dort weiterbearbeitet. Die Isolinien für die Isoplethen-Darstellungen wurden mit dem Contour Interpolation Program (CIP, Firma Wild) berechnet. Zur Aufbereitung der Graphiken (Abb. 4a, 4b) wurden die HPGL-Files mittels eines speziellen WVZ-Programms in das CAD-Programm MEDUSA (Firma ComputerVision) überführt.

3 Resultate

3.1 Einflüsse aus dem Einzugsgebiet und Nährstoffbilanzen

Früher als an irgend einem anderen See bemerkte man am dichtbesiedelten Zürichsee den Einfluss menschlicher Aktivitäten auf das Erscheinungsbild des Sees. Als vor rund 100 Jahren erste Massenerkrankungen von Algen einsetzten, wurde schon bald eine Verbindung zu den Abwässern aus Haushalt und Gewerbe, die dank der neu erstellten Kanalisationen in wachsender Menge in den See gelangten, hergestellt [31].

Die eingeleiteten Abwässer bewirkten einerseits eine direkte Sauerstoffzehrung durch den bakteriellen Abbau organischer Substanz, und brachten andererseits Nährstoffe in den See, die das Algenwachstum um ein Vielfaches steigerten. Von den Algenwucherungen am stärksten betroffen waren die Uferregionen in der Nähe der Abwassereinleitungen.

Tab. 3: Entwicklung der kommunalen Abwasserreinigung am Zürichsee und daraus geschätzte Phosphoreinträge in den See.

* P-Rückhalt geschätzt: mechanische Reinigung: 10%; biologische Reinigung: 35%; P-Fällung (3. Stufe): 85%; Flockungsfiltration (4. Stufe): 95%.

** P-Produktion pro EW und Tag geschätzt: ohne synthetische Waschmittel, bzw: nach P-Verbot in Waschmitteln: 1.8 g; mit synthetischen Waschmitteln (1960-1985): 4.5 g. Für 1950 wurden 2.5 g/EW*Tag angenommen [8].

Jahr	Anzahl EW in 1000	EW mit Kanalisationsanschluss (%)	EW mit ARA-Anschluss (%)	P-Rückhalt in ARA* (%)	P-Zufuhr** (t/Jahr)
1890	60	1	0	0	<1
1900	70	2	0	0	1
1910	80	5	0	0	3
1920	90	10	0	0	6
1930	100	10	0	0	7
1940	110	25	0	0	18
1950	115	40	2	10	42
1960	145	80	26	35	169
1970	160	95	85	65	105
1980	165	100	90	85	64
1990	170	100	100	92	9
1996	170	100	100	94	7

Bereits Ende der dreissiger Jahre wurde der Bau von Kläranlagen als notwendig und dringend erachtet. Der 2. Weltkrieg und die nachfolgende Finanzknappheit verzögerten allerdings die geplanten Projekte um zwei Jahrzehnte. 1960 waren erst 11 von 19 geplanten Kläranlagen in Betrieb und etwa die Hälfte der Einwohner an eine Anlage angeschlossen [4]. Die meisten dieser

Anlagen arbeiteten nach mechanisch-biologischem Prinzip, einige rein mechanisch. Der Eintrag von organischen Grobstoffen konnte dadurch bedeutend vermindert werden. In den Belebtschlammanlagen wurde zudem ein Grossteil der sauerstoffzehrenden gelösten Kohlenstoffverbindungen eliminiert, was zu einer bedeutenden Entlastung des Sees führte, und sich seit Mitte der 60er Jahre messbar positiv auf den Sauerstoffhaushalt des Sees ausgewirkt hat (vgl. Abb. 7).

Die Algennährstoffe Phosphor und Stickstoff, längst bekannt als Hauptursache der Eutrophierung [69], werden von den mechanisch-biologischen Kläranlagen jedoch nur in geringem Ausmass (N zu 25%, P zu 35%) zurückgehalten. Die Re-Oligotrophierung des Zürichsees wurde in den Jahren 1967-1970 durch die Ausrüstung der Kläranlagen im Seeinzugsgebiet mit Phosphatfällung (85-90% P-Rückhalt) eingeleitet. Heute sind alle Kläranlagen im Seeinzugsgebiet mit Phosphatfällung, mehrere sogar mit Flockungsfiltration (95% Rückhalt) ausgerüstet. Die historische Entwicklung der Phosphorzufuhr in den See ist in Tabelle 3 zusammengestellt.

An die schwierige Aufgabe der Quantifizierung von Nährstoffflüssen und der Erstellung von Bilanzen wagte sich Thomas [70] als erster. 20 Jahre später veröffentlichte Kunz [29] eine sehr differenzierte und breit abgestützte Bilanz von Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Neuere Abschätzungen und Messungen für den Phosphoreintrag wurden 1985 durch das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau [1] und 1992 durch die EAWAG [17] publiziert. In Tabelle 4 sind die wichtigsten Resultate dieser Bilanzierungen zusammengestellt.

Tab. 4: Phosphorbilanzen für den Zürichsee 1953, 1970 und 1990. Alle Zahlen in Tonnen Gesamt-Phosphor. Der Eintrag aus Niederschlägen wurde von Zobrist [119] übernommen und als konstant angenommen. Die Inhaltsänderungen sind aus den im See gemessenen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen (Jahresmittelwerte) berechnet. Die Netto-Sedimentation S wurde berechnet als: $S = L - (A+I)$.

	Jahr [Quelle]	1953 [70]	1970 [29]	1990 [17], [1]	1996
Zufuhr	Obersee	27.5	62.4	33.5	36
	Kläranlagen / Abwässer	63	39.5 (107)*	9.1	6.7
	natürliche Zuflüsse	28.3	95.9 (28)*	30.0	30.0
	Niederschlag	(5)	(5)	5.2	5.2
	Gesamtzufuhr (L)	124	203	78	78
Verluste	Sedimentation (S)	12.8	17.4	23.5	17
	Abfluss via Limmat (A)	89	175	58	51
Inhaltsänderung im See (I)		+22.2	+10.6	-3.5	-10

* vor dem Bau von Kläranlagen gelangte ein Grossteil des Abwassers über die natürlichen Zuflüsse in den See und wurde von Kunz [29] dort mit erfasst. Berechnet man den Beitrag der natürlichen Zuflüsse aus der von Kunz empirisch bestimmten P-Fracht für unbewohnte Gebiete von $160\text{kg P/km}^2\text{-Jahr}$, so erhält man für den unteren Zürichsee 28t/Jahr , was sehr gut mit den Werten der andern beiden Untersuchungen übereinstimmt. Die eigentliche Fracht aus Abwässern beläuft sich somit auf 107t/Jahr .

Für das Jahr 1996 sieht die Phosphorbilanz des Zürichsees folgendermassen aus: Die 14 Kläranlagen liefern zusammen etwa $6.7\text{ t Phosphor pro Jahr}$ (Tabelle 5). Fast gleichviel (5.2 t) wird durch den Niederschlag eingetragen [119]. Eine ungleich grössere Menge gelangt via Obersee in den See, nämlich rund 36 t (Messstelle 'Rapperswil-Seedamm', mittlere Monatsabflüsse aus [17]). Nach einer Abnahme der Fracht von rund 60 t im Jahr 1977 auf 27 t im Jahr 1990 ist hier seither wieder ein Anstieg zu verzeichnen (Abb. 2). Die Kläranlagen im Obersee-Einzugsgebiet tragen fast einen Drittel zu dieser Belastung bei (9.2 t). Der Eintrag durch die natürlichen Zuflüsse kann aufgrund fehlender Messungen nicht neu berechnet werden, dürfte aber weiterhin um die 30 t pro Jahr betragen. Abschwemmungen aus der Landwirtschaft und

natürliche Erosion machen demnach heute bereits mehr als 70% der gesamten Phosphorbelastung des Sees aus.

Durch die Limmat werden 1996 51 t Phosphor abgeführt. Mehr als die Hälfte davon (28 t) verlässt den See in Form von Biomasse (Algen, Bakterien, Zooplankton). Da der Phosphor-Seeinhalt in diesem Jahr um 10 t abnimmt (von 108 auf 98 t), verbleiben in der Bilanz rund 17 t für die Sedimentation. Da die Sedimentation abhängig ist von der Zehrung im Epilimnion und diese mit abnehmender Phosphorkonzentration immer geringer wird, sollte auch die sedimentierende Fracht abnehmen.

Tab. 5: Jahresfrachten aller Kläranlagen-Abläufe am Zürichsee im Jahre 1996. Die Abwässer der Gemeinden Zollikon und Kilchberg, sowie der Stadt Zürich werden in der ARA Werdhölzli gereinigt und gelangen anschliessend unterhalb von Zürich in die Limmat. Die Werte für die Anlagen im Kanton Zürich wurden uns freundlicherweise vom AGW zur Verfügung gestellt, die P- und N-Frachten der übrigen Anlagen wurden anhand der Einwohnerzahlen hochgerechnet (Fracht pro EW und Tag: 1.8 g P und 10 g N, Rückhalt in ARA: 90% für P und 25% für N). Die Fracht des Linthkanals wurde aus WVZ-Messungen berechnet.

In ZH-Untersee	NH ₄ -N [t N]	NO ₂ -N [t N]	NO ₃ -N [t N]	N _{tot} [t N]	PO ₄ -P [t P]	P _{tot} [t P]	DOC [t]	Cl [t]	SO ₄ [t]
Bubikon-Wolfhausen	2.1	0.1	6.8	9	0.08	0.19	3	25	20
Horgen	45.3	1.0	11.8	58	0.11	1.09	33	326	405
Richterswil	4.5	0.9	28.1	33	0.02	0.12	9	95	95
Schönenberg	0.4	0.0	3.6	4	0.01	0.04	1	7	8
Thalwil	28.4	0.7	19.0	48	0.27	0.39	19	150	186
Wädenswil-Rietliu	26.0	1.1	13.1	40	0.05	0.96	24	182	183
Hombrechtikon-Feldbach	8.4	0.7	12.5	22	0.10	0.72	10	88	78
Küsnacht-Erlenbach	29.9	0.7	14.5	45	0.05	0.31	22	557	210
Männedorf	30.9	3.2	33.8	68	0.06	0.29	13	79	128
Meilen	51.6	0.4	5.4	57	0.09	0.79	32	193	117
Stäfa-Oetikon	1.1	0.2	16.2	17	0.03	0.13	5	36	40
Stäfa-Uerikon	2.1	0.1	8.3	11	0.06	0.16	4	25	25
Zumikon	1.1	0.1	13.9	15	0.02	0.12	5	36	41
Freienbach-Höfe (SZ)	keine Angaben			57	k.A.	1.38	keine Angaben		
Total in Tonnen pro Jahr	232	9.2	187	485	0.9	6.67	178	1799	1537

In ZH-Obersee	Einwohner (1995)	N-tot	P-tot
Kanton Zürich	24981	72	0.41
Kanton Schwyz	31314	86	2.06
Kanton St.Gallen ohne Bilten	52189	143	3.43
ARA Bilten (GL, SG)	50000	137	3.29
Total in Tonnen pro Jahr		438	9.19
Linthkanal ohne ARA Bilten		1000	13.71

Anders als beim Phosphor sieht die Situation beim Stickstoff aus, wo sowohl die Zufuhr als auch der Seeinhalt noch immer leicht ansteigt (Abb. 3). Vom Obersee her gelangt pro Jahr etwa gleichviel Stickstoff in den Zürichsee, wie durch die Limmat abgeführt wird (ca. 2000 t). Diese Mengen sind seit Mitte der Achtzigerjahre nicht mehr weiter angestiegen. Auch die Stickstoffzufuhr durch Abwässer ist seit etwa 1980 recht konstant (450-500 t). Mit dem Niederschlag auf die Seeoberfläche fallen heute jährlich etwa 130 t Stickstoff an (20 kg/ha, Emissionen aus Landwirtschaft (Ammoniak) und Verbrennungsprozessen (Stickoxide) [11]).

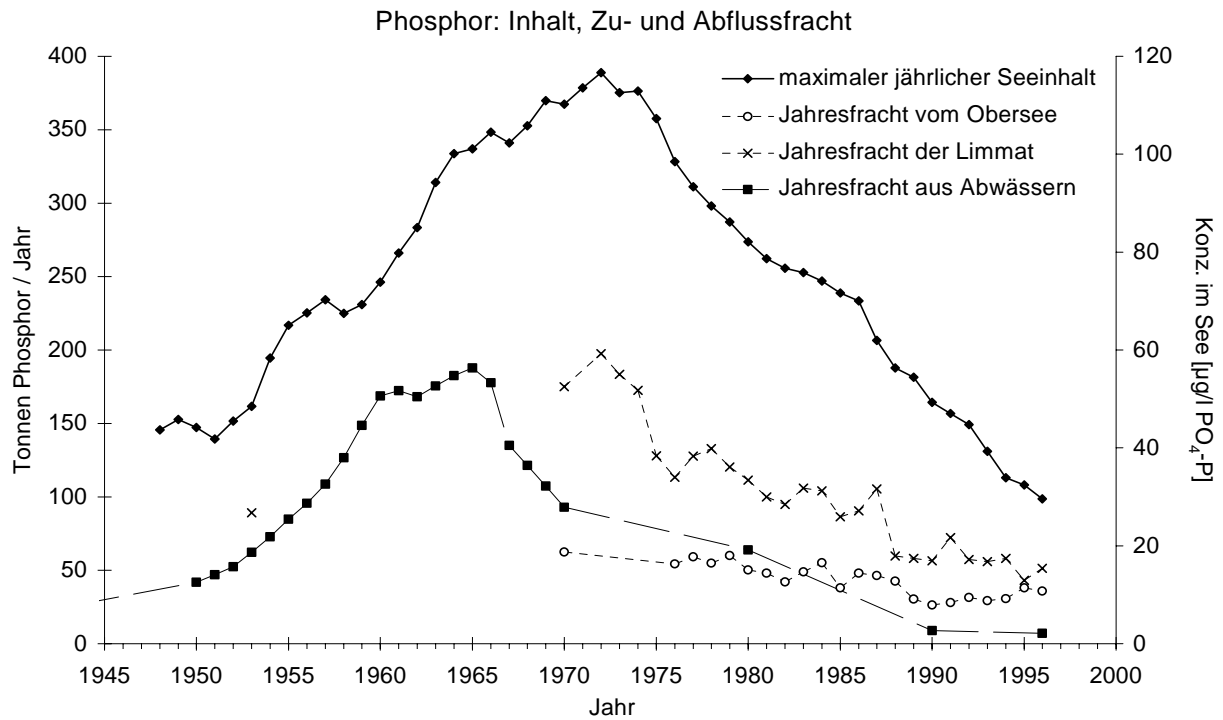


Abb. 2: Phosphorzufuhr aus Abwässern, vom Obersee, Phosphorabfluss in die Limmat und Seeinhalt seit 1948. Die (geschätzte) Jahresfracht aus häuslichen Abwässern entspricht derjenigen in Tabelle 3.

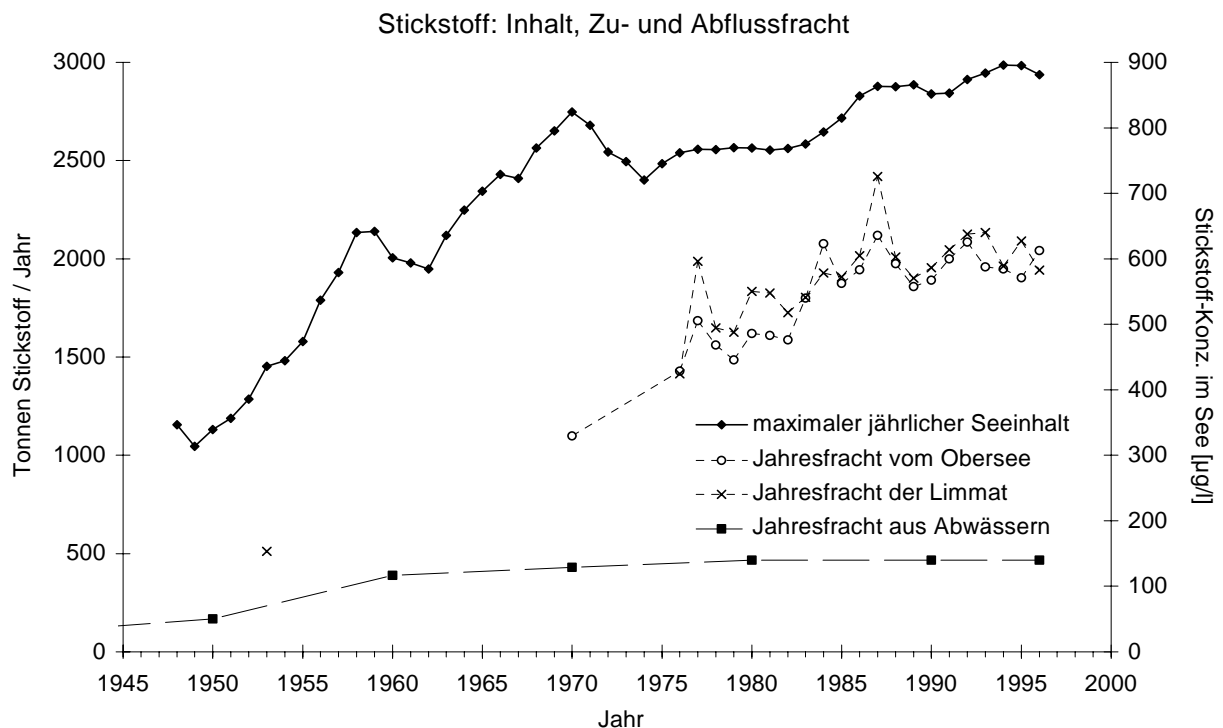


Abb. 3: Stickstoffzufuhr aus Abwässern, vom Obersee, Stickstoffabfluss in die Limmat und Seeinhalt seit 1948. Seeinhalt als Nitrat-Stickstoff, Frachten als Gesamt-Stickstoff (berechnet aus Nitrat, Nitrit, Ammonium und einer aus dem partikulären Phosphor nach dem Redfield-Verhältnis hochgerechneten partikulären Komponente [25]). Die Stickstofffracht aus Abwässern wurde analog der Phosphorfracht berechnet, unter den gleichen Annahmen wie in Tabelle 5.

Nicht durch Messungen erfasst sind die sog. 'diffusen Quellen', d.h. diejenige Menge an Stickstoff, die durch Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden über die natürlichen Zuflüsse in den See gelangt. Kunz [29] fand mittels empirischer Gleichung für das Jahr 1970 eine spezifische Stickstofffracht von $1.6 \text{ t/km}^2 \cdot \text{Jahr}$, was einer Gesamtfracht von 280 t gleichkäme. Nach Gächter & Furrer [21] ist im schweizerischen Mittelland mit $2.1 \text{ t/km}^2 \cdot \text{Jahr}$ zu rechnen, während detaillierte Messungen im Einzugsgebiet des Sempachersees [25] eine Fracht von $3.2 \text{ t/km}^2 \cdot \text{Jahr}$ ergaben, auf den Zürichsee übertragen also 560 t. Da die Auswaschung sehr stark von der Bodenart und der Art der landwirtschaftlichen Nutzung abhängt, ist jede Übertragung auf ein anderes Einzugsgebiet mit sehr grosser Unsicherheit behaftet.

Weitgehend unbekannt ist die im See selbst durch Blaualgen fixierte Menge an Stickstoff. Sie dürfte heutzutage allerdings vernachlässigbar sein, da einerseits diejenigen Blaualgen, welche die Fähigkeit zur N_2 -Fixierung besitzen, selten vorkommen, und andererseits anorganischer Stickstoff stets im Überfluss vorhanden ist, so dass sich die energieaufwendige N_2 -Fixierung für die Algen gar nicht 'lohnt'.

Die Stickstoffzufuhr zum Zürich-Obersee setzt sich zusammen aus der Fracht von Kläranlagen (450 t, Tabelle 5), des Linthkanals (1000 t) und aller übrigen Zuflüsse (ca. 1060 t bei Berechnung nach [21]). Betrachtet man den ganzen Zürichsee, so stammen demnach etwa 30% der Stickstoffbelastung aus gereinigten Abwässern, der Rest vorwiegend aus der Auswaschung landwirtschaftlich genutzter Flächen.

Einem Stickstoffeintrag von jährlich rund 3000 t steht somit ein Austrag von 2000 t gegenüber. Der Stickstoffinhalt des Zürichsees änderte sich aber in den letzten Jahren nur geringfügig, so dass 1000 t/Jahr entweder dauerhaft im Sediment gebunden werden oder aber durch Denitrifizierung an die Atmosphäre abgegeben werden. Nach Höhener [25] überwiegt die Denitrifikation im anaeroben Seesediment bei weitem. Der Zürichsee stellt also einen wichtigen 'Denitrifikationsreaktor' dar, in dem mindestens die gesamte in den eingeleiteten Abwässern enthaltene Stickstoff-Menge eliminiert wird.

3.2 Das 'Zürichseejahr'

Die wichtigsten Vorgänge im See wiederholen sich jedes Jahr mit grosser Regelmässigkeit, da die Sonneneinstrahlung ihre wesentliche treibende Kraft ist. Dagegen sorgen kurzfristig wirksame, veränderliche meteorologische Erscheinungen, vor allem die Windverhältnisse, für 'Unregelmässigkeiten' im Seegeschehen. Im Jahresverlauf lassen sich mehrere, klar definierte Phasen unterscheiden:

Sommerstagnation

Die Sonneneinstrahlung und die durch den Wind zugeführte kinetische Energie sind die wichtigsten Faktoren, welche die physikalischen Bedingungen im Wasserkörper bestimmen. Die Strahlung wird im Wasser in Wärme umgewandelt und nimmt mit der Tiefe exponentiell ab. Das erwärmte Wasser an der Oberfläche ist leichter als das darunterliegende kältere, und schwimmt daher auf diesem. Die nächtliche Abkühlung setzt ebenfalls von der Oberfläche her ein. Das abgekühlte Wasser sinkt soweit in die Tiefe, bis es auf gleich warmes Wasser trifft. Da in der Zeit von März bis August die Erwärmung am Tag grösser ist als die nächtliche Abkühlung, wird der Temperaturunterschied zwischen der oberen, warmen und der darunterliegenden, kalten Schicht immer grösser. Auf diese Art entsteht in einer bestimmten Tiefe ein meist steiler vertikaler Temperatur- und damit Dichtegradient (die sog. 'Sprungschicht'), der eine physikalische Trennung der unterschiedlich temperierten Wasserschichten bewirkt. Die oberhalb der Sprungschicht liegende Wassermasse heisst Epilimnion, die darunterliegende wird Hypolimnion genannt. Die Übergangszone im Bereich der Sprungschicht wird als Metalimnion bezeichnet.

Im Epilimnion bauen mikroskopische Algen (Phytoplankton) mit Hilfe von Sonnenlicht Biomasse auf (Photosynthese). Die produktive Zone reicht bis in eine Tiefe, in der noch etwa 1% der Oberflächenstrahlung vorhanden ist (1%-Tiefe). Im Zürichsee liegt diese Grenze je nach

Jahreszeit zwischen 3 und 20 m (Mittelwert: 12 m). Die Algen benötigen für ihr Wachstum gelöste anorganische Nährsalze (Nitrat, Phosphat) und Kohlensäure als Kohlenstoffquelle; Kieselalgen brauchen zum Aufbau ihrer Schale ausserdem Kieselsäure (SiO_2). In der produktiven Zone werden die Nährstoffe etwa im Verhältnis von 40 g C : 7 g N : 1 g P aufgezehrt. Der zuerst aufgebrauchte Nährstoff limitiert das weitere Wachstum der Algen.

Ein Teil dieser Biomasse dient dem tierischen Plankton (Zooplankton) als Nahrung oder wird von Bakterien abgebaut, der Rest sinkt ins Hypolimnion ab. Weil ein Grossteil der Algen (70 - 80%) noch innerhalb der produktiven Schicht abgebaut oder konsumiert wird, und die Nährstoffe somit 'rezykliert' werden, kann die Algenproduktion den ganzen Sommer über aufrechterhalten werden. Das Auftreten von Ammonium und Nitrit im Epilimnion ist ein Zeichen für intensive Auf- und Abbauvorgänge, und im Zürichsee den ganzen Sommer über zu beobachten.

An der unteren Grenze der produktiven Schicht (im Metalimnion) können zeitweise ebenfalls erhöhte Nitritkonzentrationen gemessen werden, die bei intensiven bakteriellen Abbauvorgängen entstehen. Organisch gebundener Stickstoff wird von Bakterien über Ammonium und Nitrit wieder zu Nitrat oxidiert. Viel auffälliger ist jedoch die starke Sauerstoffzehrung, die mit dem Abbau organischer Substanz verknüpft ist. Im Extremfall kann die Sauerstoffkonzentration im Metalimnion unter 1 mg/l absinken, und Werte unter 4 mg/l treten zwischen 10 und 20 m Tiefe im Herbst regelmässig auf.

Die Produktionsprozesse führen durch die Zehrung von Kohlensäure zu einem Anstieg des pH-Wertes und zu einer Sauerstoffübersättigung (Sauerstoff ist das 'Abfallprodukt' der Photosynthese) im Epilimnion. Das Umgekehrte kann am Seegrund beobachtet werden, wo die absinkende Biomasse schlussendlich landet: Dort tritt als Folge der Abbauprozesse eine Sauerstoffzehrung, Kohlensäureproduktion und damit eine Abnahme des pH-Wertes auf. Die freigesetzten Nährstoffe reichern sich über dem Seegrund an.

Herbstteilzirkulation

Mit zunehmender Abkühlung (längere Nächte!) gleicht sich im Herbst die Temperatur in der Vertikalen aus, bis die Dichteunterschiede so gering werden, dass ein immer grösserer Wasserkörper durch Windenergie umgewälzt werden kann. Die Geschwindigkeit dieses Vordringens der Umwälzung ist in erster Linie von der Temperaturabnahme im Herbst und von der Windenergie abhängig. In der Regel reicht die Mischungstiefe anfangs Dezember bis 30 m und anfangs Januar bis 60 m.

Winterstagnation

Wasser erreicht seine höchste Dichte bei 4°C. Kühlt sich die Seeoberfläche in einem kalten Winter unter 4°C ab, so kommt es erneut zur Ausbildung eines Temperatur-Dichtegradienten. Die Dichteunterschiede sind jedoch viel geringer als im Sommer, so dass die Schichtung durch Windeinwirkung leicht wieder aufgehoben werden kann. Eine Eisdecke kann erst nach einer Abkühlung des ganzen Wasserkörpers auf 4°C und nachfolgend sehr kaltem und windstillem Wetter entstehen. Sie kann dann die Stagnation wesentlich verstärken. Eine Seegröfni ist beim Zürichsee ein sehr seltenes Ereignis (erst dreimal in diesem Jahrhundert: 1907, 1929 und 1963), und auch eine Winterstagnation tritt längst nicht jedes Jahr ein: Seit 1972 konnte nur in vier Wintern eine solche beobachtet werden (1981, 85, 86 und 87). Dies liegt daran, dass die Grundtemperatur des Zürichsees in der Regel über 4°C liegt. Nach mehreren warmen Wintern kann sie sogar bis auf 5°C ansteigen. Der Mittelwert aller seit 1936 gemessenen Temperaturen beträgt 4.29°C. Nachdem der Temperatúrausgleich erreicht ist, muss das gesamte Seevolumen somit im Mittel noch um 0.3°C abgekühlt werden, bevor eine Winterstagnation eintreten kann.

Frühjahrszirkulation

Nur bei ausgeglichener Temperatur von der Oberfläche bis zum Grund kann der See unter Windeinwirkung voll zirkulieren. Diese Phasen sind im Zürichsee sehr kurz, so dass ein Aus-

tausch der grundnahen Wassermassen nicht jedes Jahr stattfindet. Sofern die klimatischen Bedingungen günstig sind, erreicht die Zirkulation im Februar oder März auch an der tiefsten Stelle des Sees den Grund. Bei einer solchen 'Vollzirkulation' werden die während der Stagnationsphase entstandenen Konzentrationsgradienten ausgeglichen. Die dabei ins Hypolimnion gelangende Sauerstoffmenge bildet den 'Vorrat' für die nachfolgende Stagnationsphase. Gleichzeitig wird das 'Nährstoff-Reservoir' im Epilimnion mit den in Lösung verbliebenen Nährstoffen wieder aufgefüllt. Die Algen-Produktion bleibt jedoch während der Zirkulation gering, da die Organismen durch die zirkulierenden Wassermassen ständig wieder in den dunklen Bereich des Sees verfrachtet werden. Sobald sonniges, windstilles Wetter die Ausbildung eines stabilen Dichtegradienten und damit den Verbleib der Algen in Oberflächennähe ermöglicht, setzt eine Massenfaltung von Kieselalgen ein [6]⁵. Die darunterliegenden Wassermassen können dabei durchaus noch weiter zirkulieren, so dass die höchsten Sauerstoffgehalte am Grund erst im April oder Mai erreicht werden.

Die Isoplethen-Darstellungen (Abb. 4) zeigen die Veränderung von Temperatur, Sauerstoff-, Nitrat-, Nitrit-, Phosphat- und Algenbiomasse-Konzentration im Jahres- und Tiefenverlauf an der Stelle 'Thalwil' für die Jahre 1989 (Winter mit unvollständiger Zirkulation) und 1991 (Winter mit Vollzirkulation).

Wassererneuerung

Eine mit den Vorgängen von Stagnation und Zirkulation verknüpfte Besonderheit des Zürichsees ist seine im Winter und Sommer unterschiedlich hohe Wasseraustauschrate. Die 'theoretische Erneuerungszeit' wird berechnet als diejenige Zeit, in der die Zuflüsse den leeren See auffüllen würden (Volumen / jährliche Zuflussmenge) und beträgt beim Zürichsee 1.2 Jahre. Diese Grösse trägt zwar nicht den in jedem See speziellen Durchmischungsvorgängen Rechnung, doch sie gibt beim Vergleich verschiedener Seen einen Hinweis auf ihre Ansprechzeit auf Veränderungen im Einzugsgebiet (z.B. Phosphor-Eintrag).

Der grösste Teil des Zürichseezuflusses (85%) stammt aus dem Obersee, dessen Wasser wiederum zu 70% aus dem Walensee stammt. Das via Durchstiche im Seedamm in den Zürichsee einflussende Wasser wird im Sommerhalbjahr im Obersee soweit erwärmt, dass es sich in den obersten 10 m des Zürichsees einschichtet. Dadurch wird während der Stagnationsphase praktisch nur das Wasser der obersten 10 m ausgetauscht. Die Aufenthaltszeit dieses Wassers beträgt weniger als 3 Monate und wird somit während der sommerlichen Schichtung gut zweimal ausgetauscht. Das hypolimnische Wasser wird dagegen im Sommerhalbjahr überhaupt nicht angetastet. Zwischen Oktober und März wird der Zufluss über eine grössere Tiefe verteilt. In dieser Zeit fliesst dem Zürichsee jedoch nur etwa halb soviel Wasser zu wie im Sommer, so dass theoretisch im Winterhalbjahr höchstens $\frac{1}{6}$ des Seevolumens ausgetauscht wird: Die eigentliche Erneuerungszeit beträgt somit rund 6 Jahre.

Der Austausch von Stoffen, die ins Hypolimnion absinken (z.B. Phosphor in Form von Biomasse), ist demnach viel langsamer als die theoretische Erneuerungsrate erwarten lässt. Beim Chlorid, das weder an biologischen noch an chemischen Prozessen teilnimmt, ist dagegen die sommerliche 'Spülung' des Epilimnions deutlich sichtbar, da die Konzentrationen im Obersee (1.85 mg/l im Mittel der letzten 10 Jahre) viel geringer sind als im Zürichsee (vgl. Abb. 17). Dasselbe Phänomen ist nach Buser [10] die Ursache für den relativ niedrigen Atrazinegehalt des Zürichsees: Das vorwiegend im Frühsommer eingetragene Herbizid gelangt zum grössten Teil nur ins Epilimnion und wird im Laufe desselben Jahres wieder 'ausgewaschen'.

⁵ Das Wachstum der meisten Algen ist nicht in erster Linie temperaturabhängig, sondern lichtabhängig. Solange es den Algen gelingt, sich an der Oberfläche zu halten, ist die Lichtmenge für gewisse Arten auch bei kurzen Tageslängen genügend, so dass Algenblüten (meist von Kryptoflagellaten) nicht selten auch bei Winterstagnation unter (klarem) Eis entstehen.

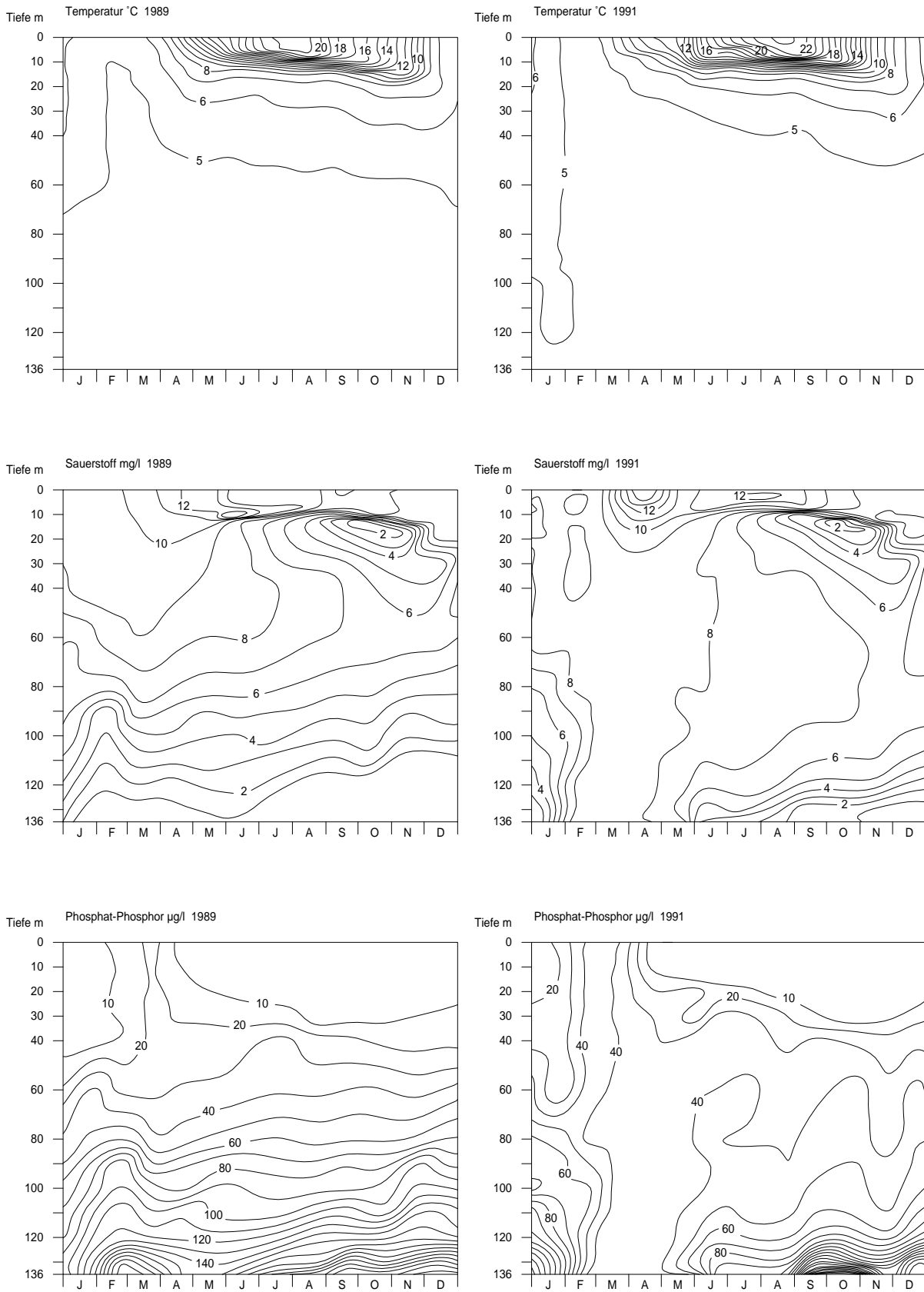


Abb. 4a: Isoplethen-Darstellungen der Parameter Temperatur, Sauerstoff und Phosphat-Phosphor für die Jahre 1989 und 1991. Erklärungen im Text.

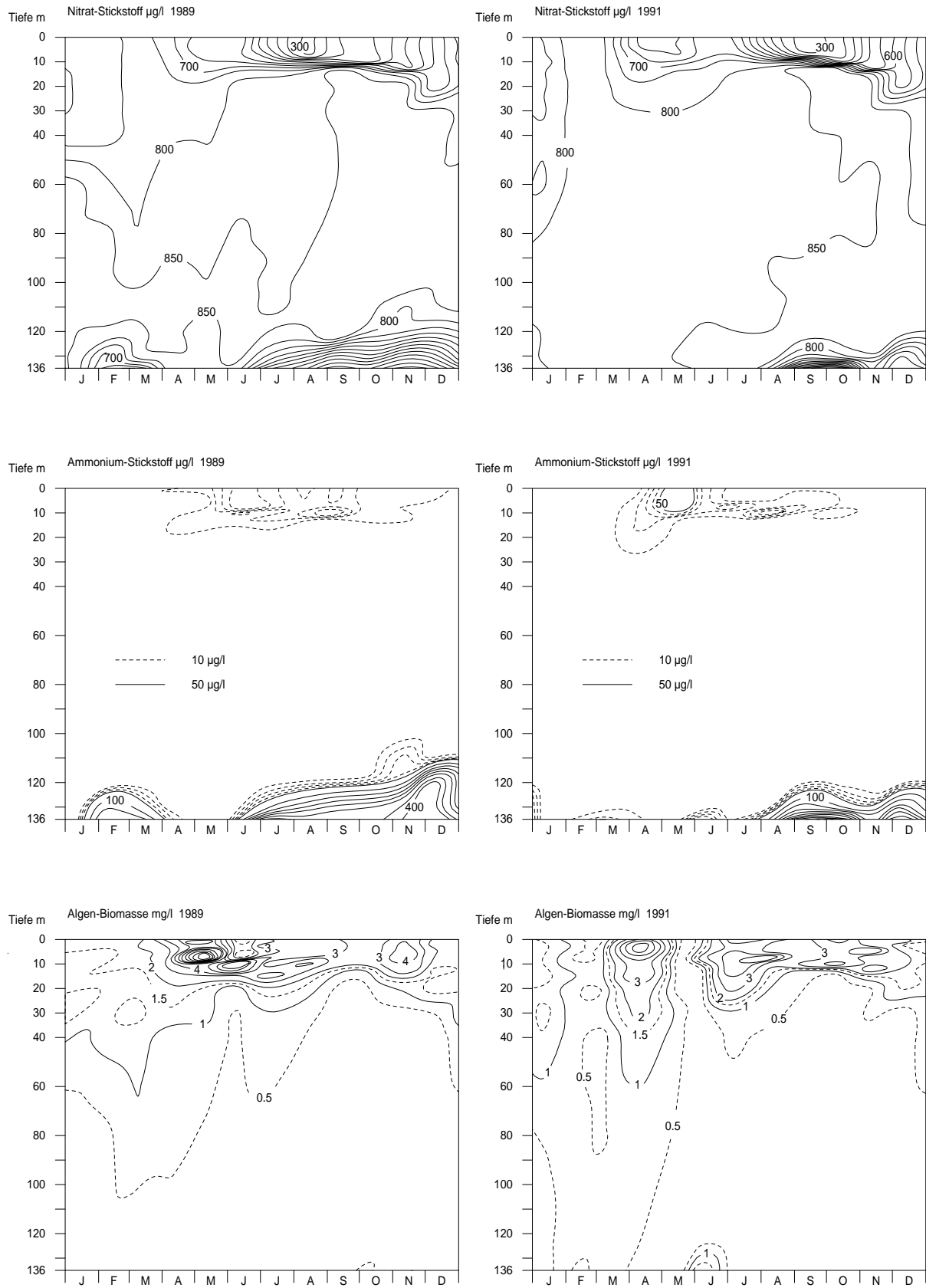


Abb. 4b: Isoplethen-Darstellungen von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff sowie der Algenbiomasse für die Jahre 1989 und 1991. Erklärungen im Text.

3.3 Stelle 'Thalwil'

3.3.1 Physikalische Parameter

Durchsichtigkeit oder Sichttiefe (Secchi)

Die Tiefe, in der eine weisse Scheibe von 30 cm Durchmesser ('Secchi-Scheibe') von der Wasseroberfläche aus gerade noch wahrgenommen werden kann, wurde schon früh als Mass für die Durchsichtigkeit von Seen verwendet. Die ersten Sichttiefen-Messungen im Zürichsee führte Pfenninger [47] in den Jahren 1897 bis 1900 durch. Dank der einfachen und seit hundert Jahren gleichgebliebenen Messmethode können diese Werte gut mit den heute erhobenen verglichen werden (vgl. Abb. 5).

Die Durchsichtigkeit des Wassers wird v.a. durch feine Partikel verringert (Absorption und Streuung des Lichts) und steht daher im Zusammenhang mit der Algenbiomasse: Bei hoher Algendichte ergeben sich geringe Sichttiefen. Im Winter werden in der Regel die höchsten Sichttiefen gemessen, zur Zeit der höchsten Algenbiomasse die geringsten. Der Zürichsee weicht insofern von diesem Schema ab, als er im Winter nicht so arm an Algen ist wie andere Seen. Schanz & Thomas [50] werteten alle Messungen der Durchsichtigkeit von 1897 bis 1980 aus und stellten fest, dass die Sichttiefe im Winter mit der Anwesenheit von *Oscillatoria rubescens* korreliert ist. Diese Blaualge ('Burgunderblutalge'), die gegen den Herbst hin ihre höchste Dichte erreicht, wird während des Winters mit der Zirkulation über die ganze Wassersäule verteilt. Da sie auch bei geringsten Lichtintensitäten sehr lange überleben kann, bleibt ihre Biomasse und damit auch die geringe Sichttiefe während des ganzen Winters erhalten. *O. rubescens* trat im Herbst 1897 zum ersten Mal auf, verschwand von 1964 bis 1974 praktisch vollständig aus dem See und erholte sich seit 1975 wieder gut, ohne allerdings die enormen Biomassen der vierziger bis sechziger Jahre zu erreichen (vgl. Abb. 21).

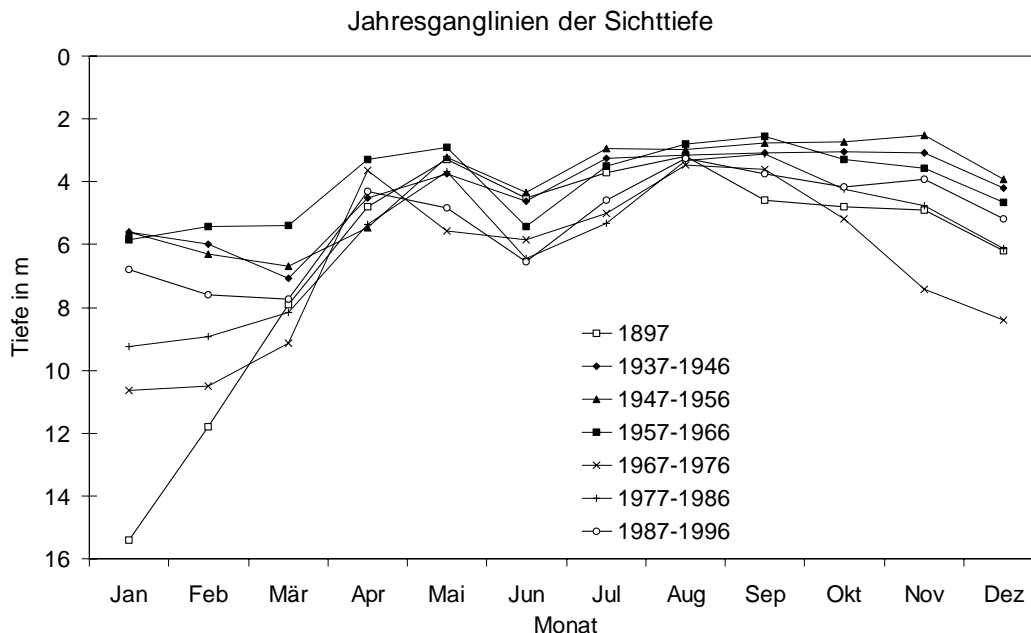


Abb. 5: Sichttiefe im Zürichsee bei Thalwil. Mittelwerte pro Monat für jeweils 10 Jahre; 1897: Mittelwerte aus 2 Messungen pro Monat [47]. Daten der Jahre 1937-59 und 1971 von Schanz & Thomas [50], 1960-70 von Thomas [91].

Betrachtet man Sichttiefen während der Sommermonate, so fällt auf, dass im Monat Juni stets die grössten Sichttiefen gemessen werden. Dieses Phänomen ist auf die Fressaktivität des Zooplanktons zurückzuführen, welches im Juni sein Maximum erreicht und innert kurzer Zeit den

grössten Teil des Phytoplanktons verzehrt ('Frassloch'). Da die Streuungen auch innerhalb der einzelnen Perioden sehr gross sind, lässt sich kein statistisch abgesicherter Trend über langfristige Veränderungen ableiten. Das niedrigste Sommermittel wurde mit 3.4 m in der Periode 1957-66 erreicht, das höchste während der letzten zehn Jahre (4.6 m). Auffällig ist auch die unterschiedlich starke Entwicklung des Phytoplanktons im Frühjahr (minimale Sichttiefe im April) und des 'Frasslochs' (Mai/Juni) in den einzelnen Perioden. Diese beiden Vorgänge sind anscheinend gekoppelt und treten erstmals in der Periode 1957 - 66 deutlich in Erscheinung. In der Periode 1967 - 76 ist das 'Frassloch' derart ausgeprägt, dass die Sichttiefe in den Sommermonaten nicht mehr unter 3.5 m fällt. Seither wird die Zeitspanne mit erhöhter Sichttiefe wieder kürzer. So dauerte die Phase mit einer Sichttiefe von mehr als 5 Metern zwischen 1967 und 1976 im Schnitt 3 Monate, zwischen 1977 und 1986 2 Monate, und während der letzten zehn Jahre noch 1 Monat, was auf einen abnehmenden Einfluss des Zooplanktons auf die Phytoplanktonentwicklung hindeutet (vgl. Abb. 29, S. 39). Die Ursachen dieser Phänomene bleiben mangels biologischer Daten aus früherer Zeit jedoch unklar.

Licht

Ähnlich wie mit der Sichttiefe verhält es sich mit der 1%-Tiefe, jener Tiefe also, in die noch 1% der auf die Seeoberfläche auftreffenden Strahlung vordringt. Diese Tiefe ist die untere Grenze für das Überleben eines photosynthetisch aktiven Organismus: Erhält eine Alge auf die Dauer weniger Licht, so stirbt sie ab. Die 1%-Tiefe wird von den gleichen Faktoren beeinflusst wie die Sichttiefe, doch sind die Licht-Messungen genauer und weniger von der aktuellen Witterung beeinflusst als die Secchi-Messungen. Aus der Reihe aller Werte seit 1972 lässt sich allerdings ebenfalls kein Trend herauslesen. Einzig die Jahresminima haben seit 1972 leicht zugenommen (Abb. 6).

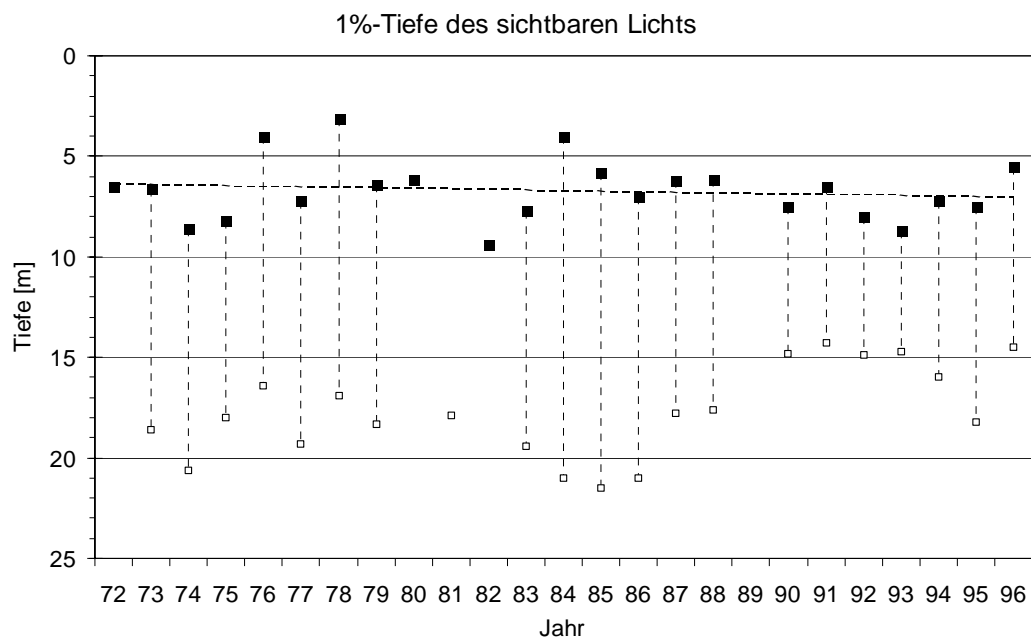


Abb. 6: Eindringtiefe des photosynthetisch nutzbaren Lichts 1972 bis 1996. Jahresmaxima (□) und -minima (■) mit Trend (---).

3.3.2 Chemische Parameter

Sauerstoff

Der Sauerstoffhaushalt des Zürichsees wird schon seit den ersten Messungen [30] vom Menschen mitbeeinflusst. Seit der Jahrhundertwende wurden immer grössere Mengen an ungereinigtem Abwässern in den See eingeleitet. Organische Partikel lagern sich am Grund ab und werden dort von Bakterien abgebaut. Untersuchungen von Nipkov [44] zeigen, dass der Schlamm im tiefen Bereich des Sees bereits Ende des letzten Jahrhunderts anaerob wurde, als die ersten Massenentwicklungen von Algen auftraten. Die Sauerstoffkonzentrationen im freien Wasser wurden weniger schnell in Mitleidenschaft gezogen, doch bereits 1930 war der See unterhalb von 100 m aufgrund des ungenügenden Sauerstoffgehaltes für Fische unbewohnbar. Zwischen 1930 und 1965 überschritt das Jahresmaximum über Grund nur in Jahren mit ausgeprägter Frühjahrszirkulation den Wert von 4 mg/l (viermal in 35 Jahren) und die Jahresmittelwerte lagen zwischen 0 und 2 mg/l (Abb. 7). Seit 1965 wird der Sauerstoffgehalt fast jedes Jahr für einige Zeit auf eine Konzentration über 4 mg/l angehoben, und die Mittelwerte liegen zwischen 2 und 4 mg/l.

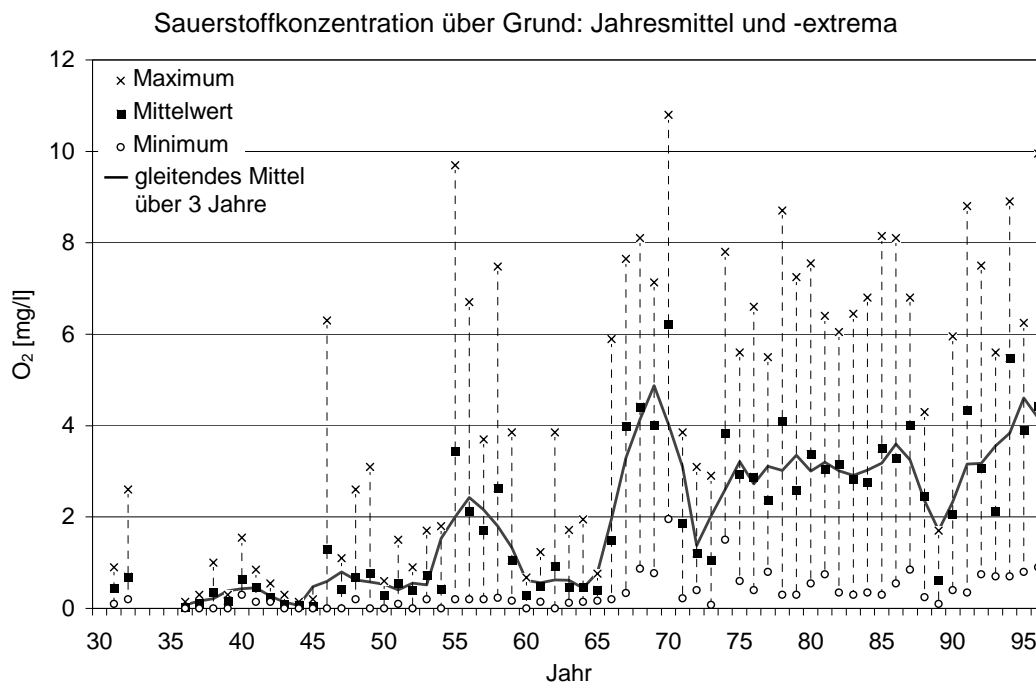


Abb. 7: Sauerstoffkonzentration in 130m Tiefe: Jahresmittelwerte (mit gleitendem Mittelwert über 3 Jahre), sowie Jahresminima und -maxima seit 1931.

Die Sauerstoffkonzentration in der Schicht von 20 m Tiefe bis zum Grund wird von zwei voneinander unabhängigen Faktoren beeinflusst [45]:

- Die Intensität der winterlichen Zirkulation bestimmt, wieviel Sauerstoff zu Beginn der Stagnationsperiode vorhanden ist.
- Der mikrobielle Abbau der im Laufe der Stagnationsperiode sedimentierten Biomasse bewirkt eine Zehrung dieses Sauerstoffvorrats bis zum Beginn der nächsten Zirkulationsphase.

Die Differenz des Sauerstoffinhalts im Hypolimnion zu Beginn und am Ende einer Stagnationsperiode (Zehrung) kann als Mass für die Belastung mit biologisch abbaubaren organischen Substanzen verwendet werden. Das organische Material kann dabei entweder dem See von

aussen zugeführt werden, etwa durch eingeleitete Abwässer, oder aber im See selbst durch das Phytoplankton gebildet werden.

Die Zunahme der Sauerstoffkonzentration im tiefsten Bereich des Zürichsees seit Mitte der sechziger Jahre ist teilweise auf eine Abnahme der hypolimnischen Zehrung zurückzuführen (Abb. 8). Seit 1965 wurden im Hypolimnion pro Stagnationsperiode im Mittel 1000 t weniger Sauerstoff verbraucht als in den 35 Jahren davor. Der minimale Sauerstoffinhalt am Ende der Stagnationsperiode hat in der gleichen Zeit sogar um 3000 t zugenommen. Dies war möglich, weil seit etwa Mitte der siebziger Jahre auch der jährliche Maximalinhalt überdurchschnittlich hoch war. Da es keine Hinweise auf eine bessere Zirkulation in diesen Jahren gibt, ist die Zunahme des maximalen Sauerstoffinhalts auf die kleiner gewordene Zehrung während der Zirkulationsperiode zurückzuführen.

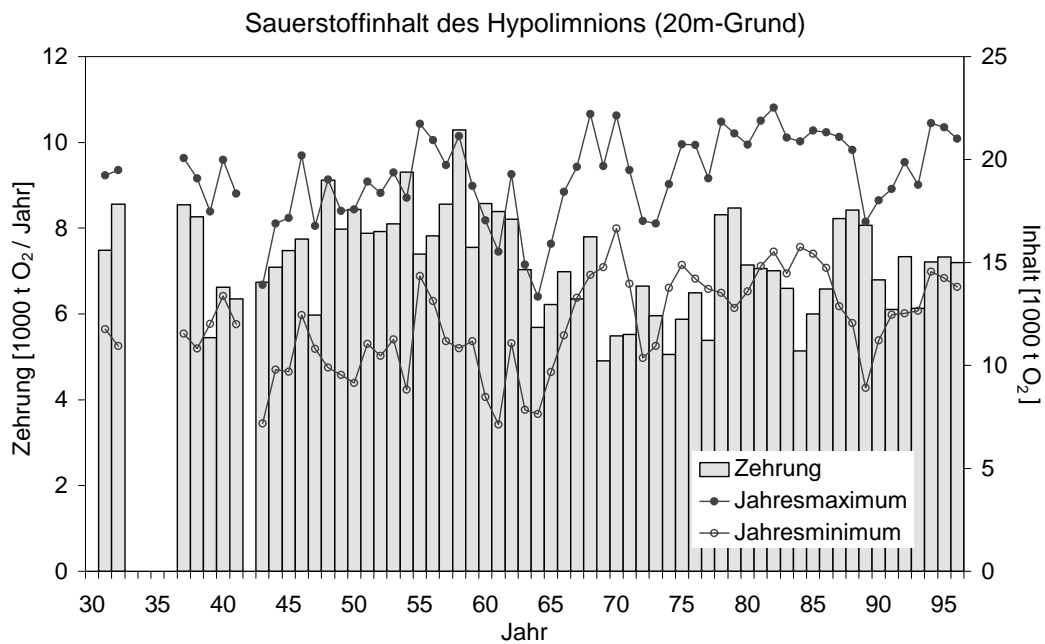


Abb. 8: Sauerstoffinhalt des Hypolimnions seit 1931: Maximaler Inhalt im März/April, Minimaler Inhalt im Oktober/November und Zehrung während der Stagnationsperiode (Differenz Max.-Min.).

Die Abnahme der Zehrung nach 1965 kann vermutlich nicht einer verringerten Planktonproduktion zugeschrieben werden, denn der Phosphorinhalt des Sees hatte Mitte der sechziger Jahre noch nicht seinen Höhepunkt erreicht (vgl. Abb. 2). Sie geht vielmehr auf den Bau von biologischen Kläranlagen zurück, welcher die Belastung des Sees mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen stark reduzierte (vgl. Tab. 3). Heute werden praktisch sämtliche Abwässer in gut funktionierenden Kläranlagen gereinigt, und der Anteil der Sauerstoffzehrung im Zürichsee durch Abwässer ist daher vernachlässigbar. Die verbleibende Sauerstoffzehrung (im Mittel 87% des Wertes vor 1965) wird praktisch vollumfänglich durch den Abbau der im See produzierten Biomasse verursacht.

Die in Verbindung mit intensiver Produktion des Phytoplanktons auftretende Sauerstoff-Übersättigung im Oberflächenwasser hat seit Beginn der Siebziger Jahre geringfügig abgenommen (Abb. 9). Extrem hohe Werte (>14 mg/l) sind jedoch in den letzten Jahren seltener geworden. Dies kann als Rückgang der maximalen Phytoplanktonproduktion interpretiert werden und wird durch den Rückgang der maximal pro Jahr gemessenen Algenbiomasse bestätigt (vgl. Abb. 44, S. 51).

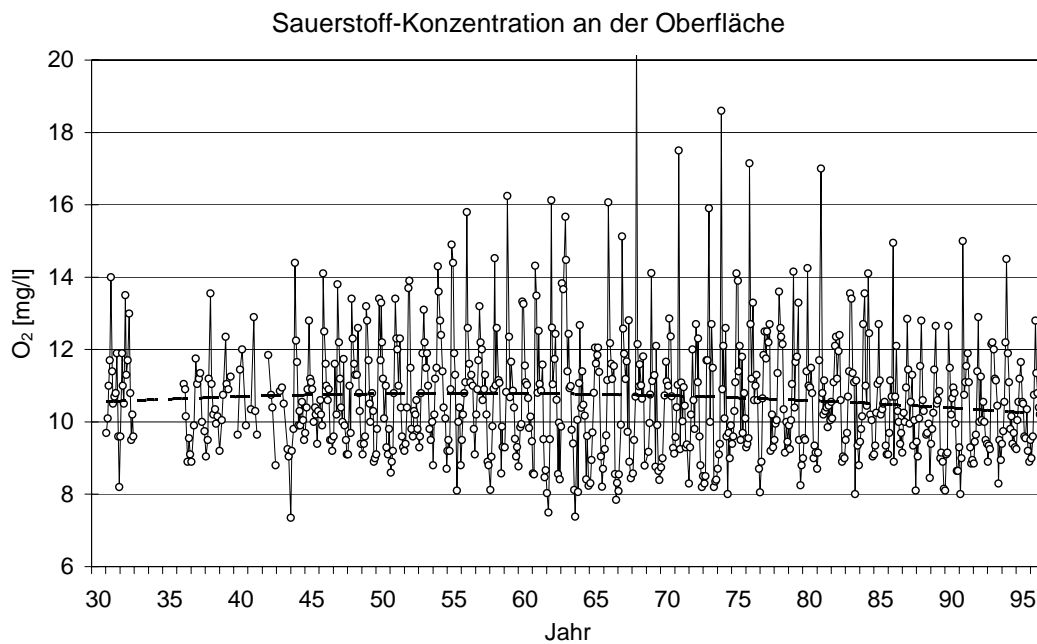


Abb. 9: Sauerstoffkonzentration an der Oberfläche (0 m) seit 1931 mit Trend.

Phosphor

Zusammen mit der während des Sommers eingeleiteten Phosphorfracht bestimmt die Menge an Phosphor, die im Frühling im Epilimnion des Sees gelöst ist, die mögliche Algenbiomasse, die sich im Laufe des Jahres entwickeln kann. Je mehr Phosphor im Frühling zur Verfügung steht, desto schneller 'verschwindet' dieser im Laufe des Sommers durch Einbau in die Algenbiomasse (Abb. 10), sofern nicht ein anderer Faktor das Wachstum der Algen limitiert (z.B. Stickstoff). Solange Phosphor im Überschuss vorhanden ist, nehmen die Algen mehr auf als sie eigentlich benötigen (Luxusaufnahme). So wurde beispielsweise im Jahr 1975 mit 40 t Phosphor gleichviel Phytoplanktonbiomasse produziert wie im Jahr 1996 mit 12 t Phosphor (vgl. Abb. 11 und 27).

Obwohl der Phosphorgehalt des Epilimnions in der Seemitte bis zum Anfang der fünfziger Jahre mit einem Maximalwert von etwa 20 $\mu\text{g/l}$ im Frühjahr geringer war als heute, sind schon zu jener Zeit aufsehenerregende Algenblüten aufgetreten. Vor allem die Uferbereiche waren im Sommer von fädigen Grünalgen förmlich überwuchert. Diese Erscheinungen können mit oberflächennahen Abwassereinleitungen, die lokal zu einem sehr viel höheren Phosphorgehalt führten, gut erklärt werden. Im häuslichen Abwasser liegt ein für Algen äusserst günstiges Phosphor/Stickstoff-Verhältnis vor (bei Verwendung von phosphathaltigen Waschmitteln etwa $\frac{1}{3}$). Abwasser lieferte demnach Phosphor stets in genügender Menge nach, bis der gesamte Stickstoff des Epilimnions aufgezehrt war (vgl. Abb. 12).

Ein Teil des in Form von Biomasse sedimentierten Phosphors wird am Seegrund im Schlamm fixiert. Der Rest wird in Form von Phosphat wieder freigesetzt (rückgelöst). Neuere Untersuchungen an andern Seen haben gezeigt, dass die vom Sediment gebundene Phosphormenge nicht davon abhängig ist, ob das Sediment aerob oder anaerob ist [[101]]. Somit muss angenommen werden, dass auch die im Zürichseesediment fixierte Phosphormenge über Jahrzehnte hinweg relativ konstant geblieben ist. Die in Tabelle 4 für 1953, 70, 90 und 96 berechneten Nettosedimentationen unterscheiden sich denn auch nicht stark voneinander. Die Phosphatkonzentration am Grund (Abb. 10) ist demnach umso höher, je mehr Phosphor im Laufe des Jahres absinkt. Die Differenz zwischen Zehrung und Rücklösung (Abb. 11) müsste über längere Zeiträume konstant sein. Dass bis etwa 1960 eine hohe Rücklösung bei geringer Zehrung errechnet wurde, lässt sich mit der oben erläuterten Unterschätzung der effektiven Zehrung erklären

(Phosphor-Nachlieferung während der Stagnationsperiode durch Einleitung von ungereinigtem Abwasser).

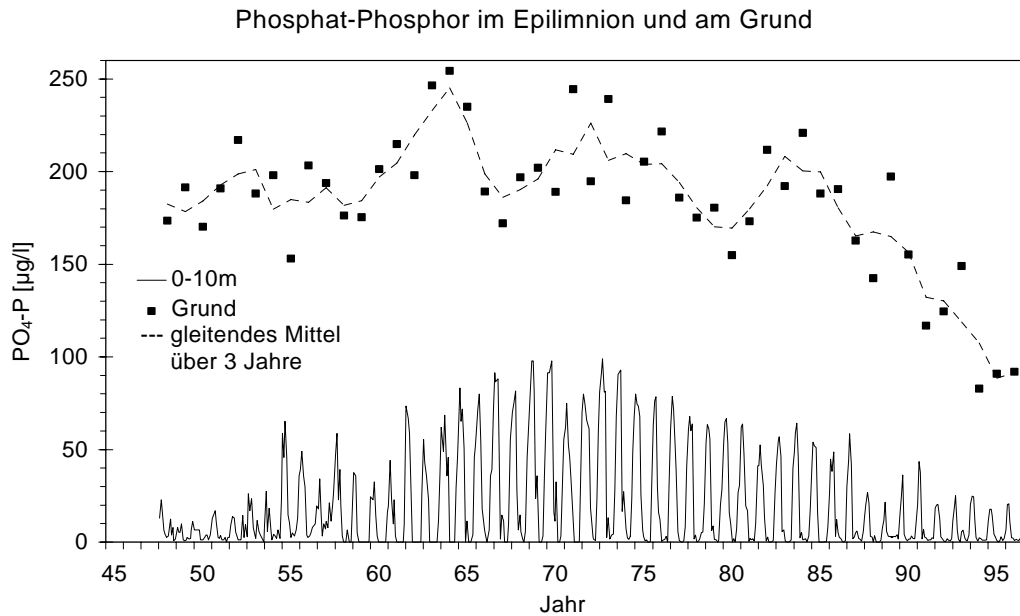


Abb. 10: Phosphat-Phosphor-Konzentration im Epilimnion (0-10 m, Einzelwerte) und am Grund (Jahresmittelwerte und gleitendes Mittel über 3 Jahre) seit 1948. Vor und nach 1958 wurde mit Methoden unterschiedlicher Nachweisgrenzen gearbeitet: Die Nullwerte von 1958 bis 1971 bedeuten eigentlich < 7 µgP/l.

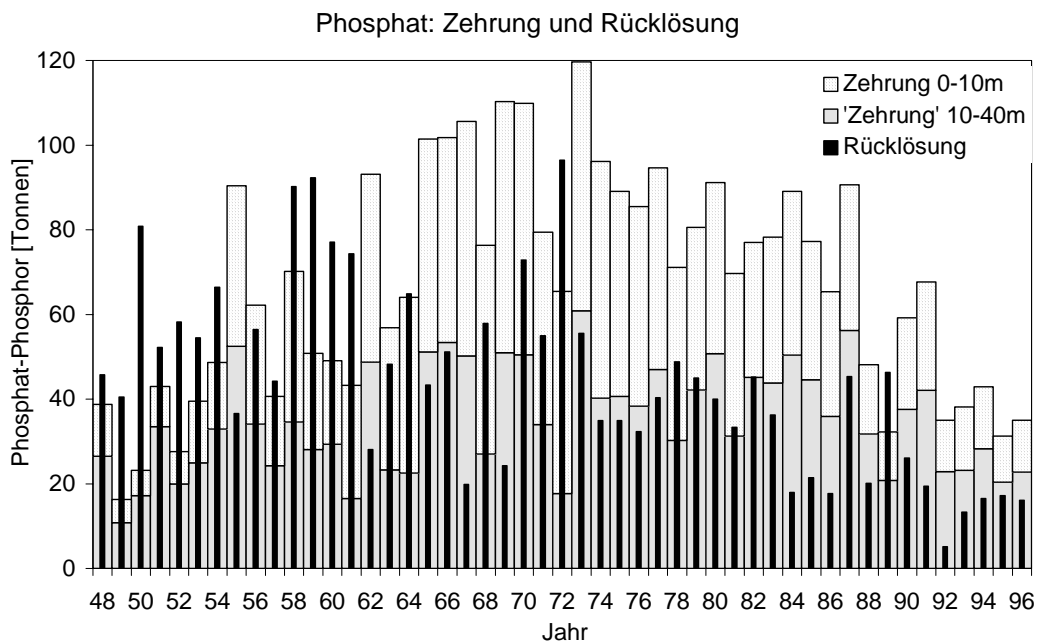


Abb. 11: Phosphat-Zehrung aus dem Epilimnion und aus 10 - 40 m Tiefe (Erklärung im Text), sowie Phosphat-Rücklösung aus dem Sediment. Letztere wurde berechnet aus der Phosphat-Zunahme während der Stagnationsperiode in der Schicht 40 m - Grund.

Eine markante Veränderung der mittleren Phosphorkonzentration am Grund zeigte sich in den letzten 10 Jahren. Seit etwa 1988 hat die Phosphatzehrung im Epilimnion deutlich abgenommen, so dass auch weniger Phosphor sedimentieren und am Grund wieder freigesetzt werden konnte.

Phosphat wird jedoch nicht nur im Epilimnion gezehrt: In den Jahren mit niedriger Ausgangskonzentration 'verschwindet' das Phosphat im Laufe des Sommers bis in 40 m Tiefe nahezu vollständig. Ob diese Phosphormenge tatsächlich durch Wirbeldiffusion ins Epilimnion gelangt und dort wieder gezehrt wird [17], oder ob das sedimentierende Phytoplankton einen Teil des Phosphats aufnimmt und so in die Tiefe transportiert ([22], [26]), lässt sich aufgrund unserer Messungen nicht auseinanderhalten.

Stickstoff

Der für die Algen verfügbare anorganische Stickstoff liegt im Epilimnion zum grössten Teil als Nitrat vor, Ammonium und Nitrit haben einen mittleren Anteil von nur 3.2 bzw. 1.6%. Somit scheint es zulässig, für die Langzeitentwicklung den Nitratstickstoff anstelle des gesamten anorganischen Stickstoffs zu betrachten. Analog zum Phosphat tritt auch beim Nitrat eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik auf: Durch den Einbau in Algenbiomasse verschwindet im Laufe des Sommers ein grosser Teil des Nitrats aus den obersten 10 m des Sees (Abb. 12). Der Nitratgehalt des Zürichsees nimmt heute noch immer leicht zu, die abflachende Zunahme deutet jedoch auf eine Stabilisierung bei einem Wert von weniger als 1 mg/l hin. Im Gegensatz zum Phosphor ist beim Stickstoff keine Akkumulation am Seegrund zu beobachten, da durch die mikrobielle Denitrifikation im Sediment ständig Nitrat gezehrt und in elementaren Stickstoff (N_2) umgewandelt wird.

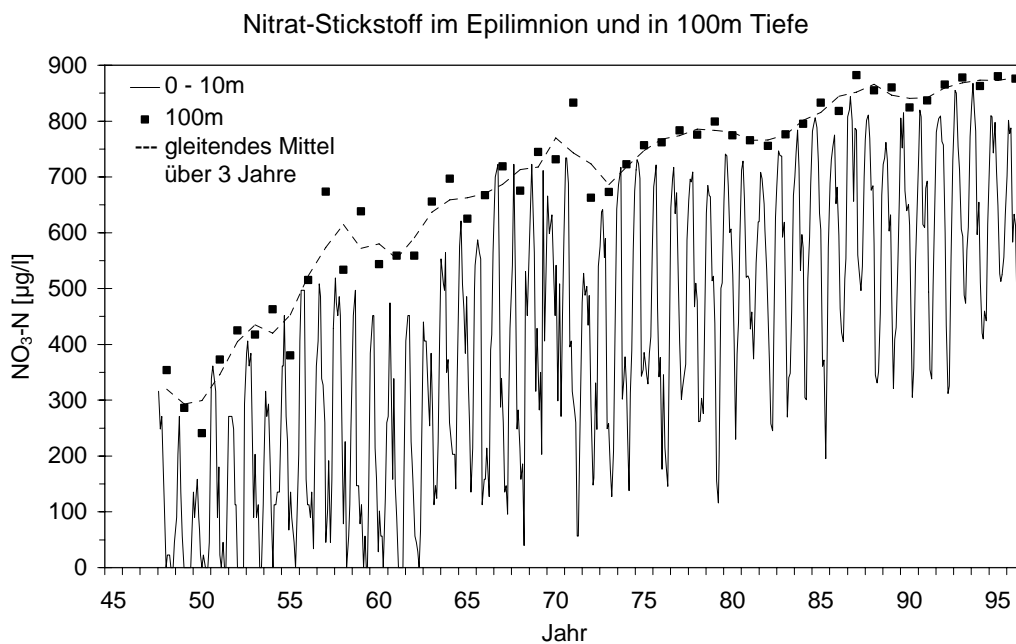


Abb. 12: Nitrat-Stickstoff-Konzentration im Epilimnion (0 – 10 m, Einzelwerte) und in 100 m Tiefe (Jahresmittelwerte und gleitendes Mittel über 3 Jahre) seit 1948. Da am Grund oft ein bedeutender Teil des anorganischen Stickstoffs als Ammonium (im Mittel 15%) und Nitrit (8%) vorliegt, wurde in dieser Abbildung als Maximalwert die Nitratkonzentration in 100 m Tiefe wiedergegeben, wo die Ammonium- und Nitritgehalte vernachlässigbar klein sind.

Bis in die Mitte der sechziger Jahre traten immer wieder Phasen auf, wo das Nitrat des Epilimnions im Laufe des Sommers vollständig aufgezehrt und damit zum wachstumslimitierenden Faktor wurde. In solchen Situationen können gewisse Blaualgen, die zur Aufnahme von gasförmigen Stickstoff (N_2) befähigt sind, überhandnehmen. Diese Blaualgen sind in der Zwischenzeit wieder verschwunden (*Anabaena*-Arten) oder stark zurückgegangen (*Aphanizomenon flos-aquae*). Seit Mitte der sechziger Jahre war das Algenwachstum immer durch die Verfügbarkeit von Phosphor begrenzt. Die Algen zehren heute zwar noch immer gleich viel Nitrat aus dem

Epilimnion wie ab Mitte der fünfziger Jahre, doch wird dabei nur noch etwa die Hälfte des Nitratvorrats verbraucht.

Bei der Zersetzung von Algenbiomasse wird der Stickstoff in Form von Ammonium wieder freigesetzt. Ammonium wird von nitrifizierenden Bakterien über Nitrit- wieder zu Nitrat oxidiert. Dieser Prozess kann allerdings nur in Anwesenheit von Sauerstoff ablaufen, so dass der Stickstoff, der als Biomasse auf den Seegrund sedimentiert, längere Zeit als Ammonium vorliegt. Die Ammonium- und Nitritgehalte am Grund können vor allem im Sommer und Herbst hohe Spitzen erreichen und weisen keinen langfristigen Trend auf (Abb. 13). Anscheinend ist die Sauerstoffversorgung am Grund noch nicht ausreichend, um eine vollständige Nitrifikation während des Sommers zu gewährleisten. Erst wenn während der Zirkulationsphase neuer Sauerstoff eingetragen wird, können die akkumulierten Ammonium- und Nitritmengen abgebaut werden.

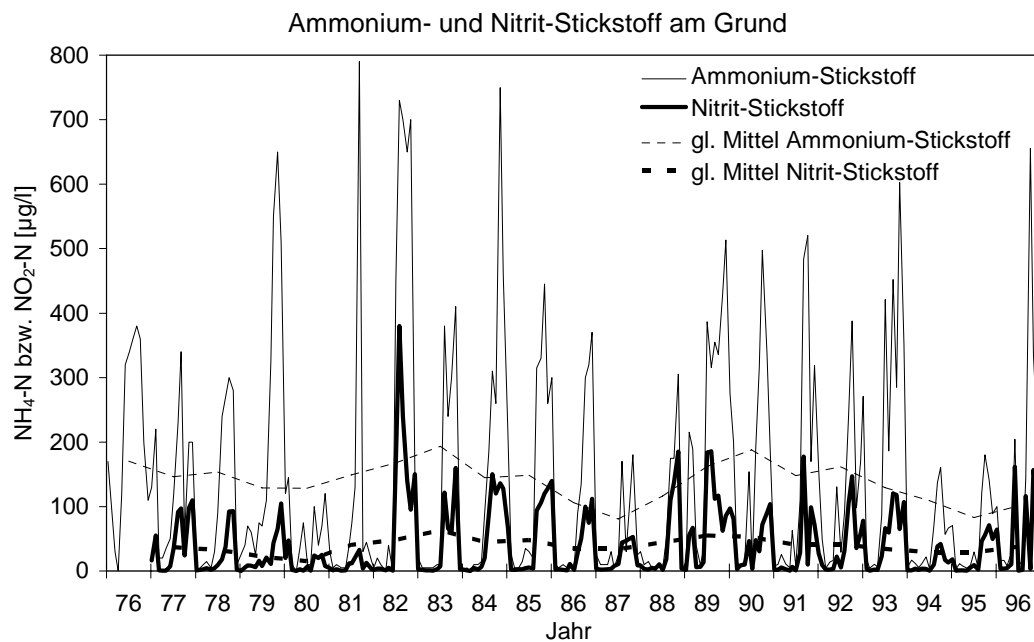


Abb. 13: Ammonium- und Nitritstickstoff-Konzentration am Grund. Einzelwerte und gleitendes Mittel über 3 Jahre.

Die Ammoniumkonzentration im Epilimnion (Abb. 14) widerspiegelt mit ihren kurzen Maxima, die meist im Frühsommer auftreten, vorwiegend die Fressaktivität des Zooplanktons. Die von den Zooplanktern gefressenen Algen werden oft nur unvollständig assimiliert, so dass ein Teil des Zellinhalts dieser Algen freigesetzt wird. Auf diese Weise gelangen vermutlich grössere Mengen leicht abbaubarer Stickstoffverbindungen (z.B. Aminosäuren) ins Wasser, die sehr schnell von Bakterien mineralisiert werden. Entsprechend ist sowohl beim Ammonium wie auch bei einigen Zooplanktern (*Daphnia hyalina* (Abb. 31, S. 41), *Bosmina longirostris* (Abb. 32, S. 41), seit 1977 eine Abnahme zu beobachten⁶. Andererseits können auch die Algen selbst während Phasen hoher Produktivität einen Teil des assimilierten Stickstoffs wieder verlieren.

Die Ganglinie der Nitritkonzentration weist weder ausgeprägte Spitzen noch einen langfristigen Trend auf. Der saisonale Verlauf gleicht jedoch demjenigen der Ammoniumkonzentration. Vermutlich wird bei der Fressaktivität des Zooplanktons auch Nitrit freigesetzt, welches als Zwischenprodukt der Nitratassimilation in Algenzellen stets in kleinen Konzentrationen vorhanden ist. Während das freigesetzte Ammonium sofort wieder von Algen aufgenommen wird, muss

⁶ Zwischen der Ammoniumkonzentration im Epilimnion und der Anzahl herbivorer Zooplankter pro m² besteht ein linearer Zusammenhang mit Korrelationskoeffizient $r = 0.62$ (alle Einzelwerte 1977-1996).

Nitrit erst von nitrifizierenden Bakterien in Nitrat umgewandelt werden, und 'verschwindet' darum nicht so schnell wie das Ammonium.

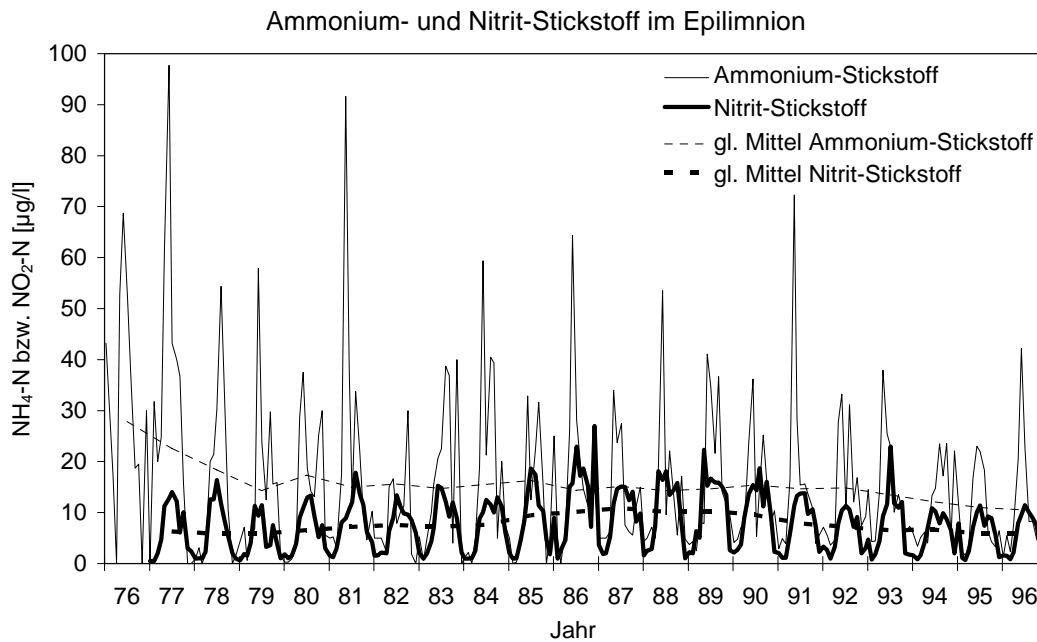


Abb. 14: Ammonium- und Nitritstickstoff-Konzentration im Epilimnion (0 - 10 m). Einzelwerte und gleitendes Mittel über 3 Jahre.

Kieselsäure

Die Kieselsäure (SiO_2) ist ein essentieller Bestandteil der Schalen von Kieselalgen, welche rund einen Drittel der gesamten Algenbiomasse im Zürichsee ausmachen. Damit stellt sie - neben der Lichtdurchlässigkeit, der Phosphat- und Nitratkonzentration - einen weiteren 'Spiegel' der Algenentwicklung im See dar. In Abbildung 15 ist der Konzentrationsverlauf von SiO_2 im Epilimnion und am Seegrund aufgetragen. Der mittlere Kieselsäuregehalt im See sollte, bei gleichbleibender Zehrung durch die Kieselalgen, über die gesamte Untersuchungsdauer konstant bleiben, da er von menschlichen Aktivitäten praktisch nicht beeinflusst wird. Der anthropogene Eintrag in Form von Zeolith aus Waschmitteln ist wohl vernachlässigbar. Die beiden deutlichsten Minima des mittleren Kieselsäuregehalts (1982 und 87) fallen zusammen mit winterlichen Kieselalgen-Blüten (*Melosira granulata*) in diesen Jahren. Die übrigen Schwankungen können nur zu einem kleinen Teil durch die Veränderungen der Kieselalgenbiomasse erklärt werden.

Der Jahresverlauf des Kieselsäuregehalts im Epilimnion wird jedoch ganz deutlich von den Kieselalgen geprägt: Hier zehren die wachsenden Kieselalgen im Frühling in kurzer Zeit etwa 80% der Kieselsäure auf. Zu einer Wachstumslimitierung durch fehlende Kieselsäure kommt es im Zürichsee aber trotzdem nicht. Für verschiedene Kieselalgenarten im Bodensee wurde gezeigt, dass sie auch bei SiO_2 -Konzentrationen von 0.2 bis 0.3 mg/l noch konkurrenzfähig sind [54]. Die niedrigste Konzentration, die bisher im Epilimnion des Zürichsees gemessen wurde, betrug 0.16 mg/l (August 1988). Die Zahlen zur Biomasseentwicklung der Kieselalgen lassen darauf schliessen, dass zu diesem Zeitpunkt eine Wachstumslimitierung für *Tabellaria fenestrata*, nicht aber für *Stephanodiscus hantzschii* bestand. Ansonsten wurden in keinem Jahr 0.2 mg/l SiO_2 unterschritten.

Da die Kieselalgeschalen relativ schwer und robust sind, sinken sie innerhalb von wenigen Wochen grösstenteils unbeschädigt bis auf den Seegrund, wo die Schalen dann teilweise aufgelöst werden und die Kieselsäure wieder freigesetzt wird. Viele Schalen bleiben sogar im Sedi-

ment erhalten und werden z.B. für die Rekonstruktion der trophischen Entwicklung von Seen verwendet.

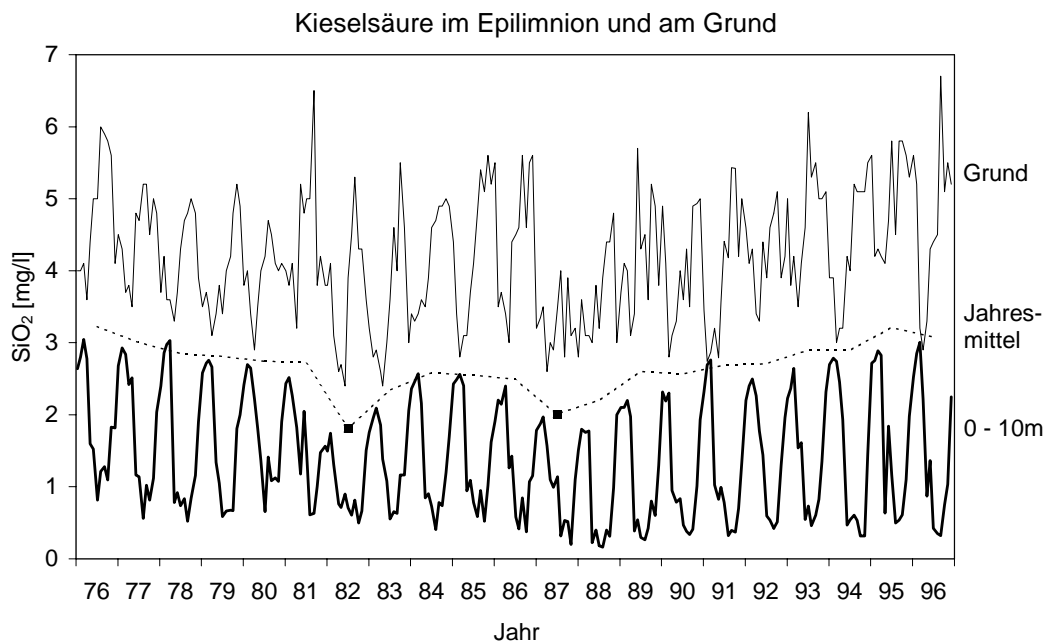


Abb. 15: Kieselsäure-Konzentration im Epilimnion (0 - 10 m, —), am Grund (—) und als Seemittelwert (....). Einzelwerte bzw. Jahresmittel seit 1976 (vorher keine Messung). Die beiden Jahre mit der niedrigsten mittleren Konzentration (■) waren geprägt von winterlichen *Melosira granulata*-Blüten, so dass ein Teil der Kieselsäure auch im Winter gebunden blieb.

DOC - gelöster organischer Kohlenstoff

Der Wert dieses 'Belastungsparameters' lag seit Ende der siebziger Jahre immer in Konzentrationen von 1 - 1.5 mg/l vor und zeigte damit eine leichte organische Belastung an (Abb. 16). Die ersten beiden Messwerte (1974 und 75) waren noch deutlich höher, was auf einen Rückgang der DOC-Konzentrationen seit etwa Mitte der siebziger Jahre hindeutet. Für eine statistisch gesicherte Aussage liegen jedoch aus der damaligen Zeit zu wenige Werte vor.

Interessanterweise können beim DOC weder jahreszeit- noch tiefenabhängige Konzentrationsgradienten festgestellt werden. Der grösste Teil des DOC besteht heute vermutlich aus natürlichen organischen Substanzen, die nur sehr langsam abgebaut werden, (z.B. Huminsäuren). Leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen gelangen dank den Kläranlagen schon seit längerer Zeit nicht mehr in den See.

Über den Anteil schwer abbaubarer anthropogener Verbindungen ('Spurenstoffe') lässt sich vorläufig keine Aussage machen, da diese Stoffgruppe bei den Zürichseeuntersuchungen bisher nur sehr sporadisch und unvollständig erfasst wurde. Angesichts der dichten Besiedlung des Einzugsgebietes ist anzunehmen, dass nicht zu vernachlässigende Mengen solcher Stoffe über Kläranlagen und natürliche Zuflüsse in den See gelangen. Hier besteht eine Wissenslücke, die sowohl aus der Sicht der Wasserversorgungen wie auch des Gewässerschutzes so schnell wie möglich geschlossen werden sollte.

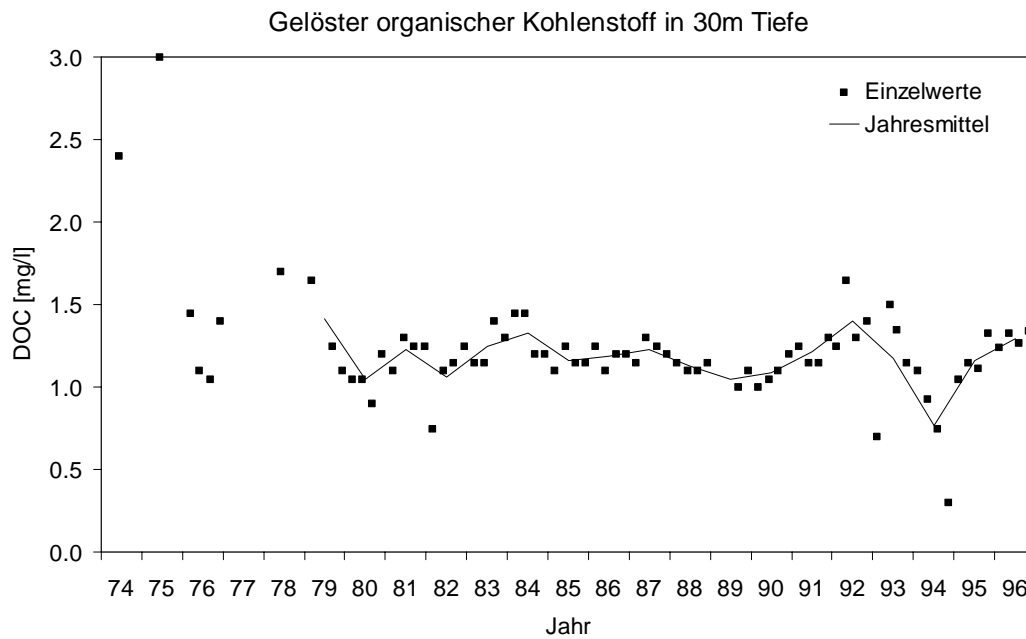


Abb. 16: Konzentration von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) in 30 m Tiefe seit 1974. Erst seit 1979 liegen 3-monatliche Messwerte vor, so dass ein Jahresmittelwert errechnet werden kann.

Chlorid

Der Chloridgehalt wird häufig als Spiegel der anthropogenen Beeinflussung eines Gewässers gesehen und zeigt einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie der Nitratgehalt (Abb. 17). Allerdings verzeichnet er, im Gegensatz zum Nitrat, seit Mitte der achtziger Jahre einen leichten Rückgang.

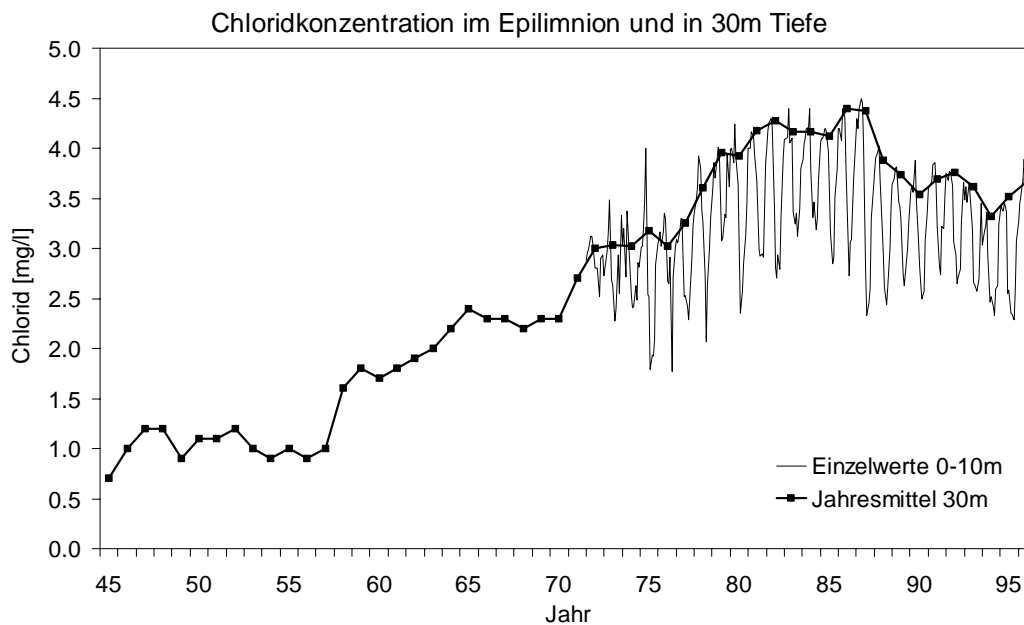


Abb. 17: Chloridkonzentration im Epilimnion (Einzelwerte seit 1972) und in 30 m Tiefe (Werte von 1945 bis 1971 nach Dietlicher [15]).

Zusätzlich zum geochemisch bedingten Grundgehalt gelangt Chlorid durch Abwässer und Abschwemmungen von Kunstdünger und Strassensalz in den See. Bei allen drei Quellen war während der sechziger und siebziger Jahre eine stetige Zunahme zu verzeichnen. Ob der Rückgang

seit Ende der achtziger Jahre durch einen sparsameren Einsatz von Strassensalz oder von Kunstdünger zustande kam, lässt sich nicht sagen.

Auffallend sind die regelmässigen jahreszeitlichen Schwankungen der Chloridkonzentration, die nur im Epilimnion auftreten. Dort sinkt die Konzentration während der Stagnationsphase auf etwa 60% des Ausgangswertes ab und steigt mit der Zirkulation wieder an. Dieses Verhalten ist jedoch nicht mit einer biologischen Zehrung, sondern mit einem rein physikalischen Prozess zu erklären: Das vom Obersee her zufließende Wasser weist einen wesentlich geringeren Chloridgehalt auf als das Zürichseewasser, vermischt sich im Sommer jedoch ausschliesslich mit dem Epilimnion des Zürichsees (vgl. Kapitel 3.2). Da das gleiche Phänomen auch im Obersee stattfindet, dessen Epilimnion vom noch chloridärmeren Walenseewasser gespiesen wird, nimmt zusätzlich auch der Chlorideintrag zwischen April und September deutlich ab.

3.3.3 Biologische Parameter

Bakterien

Die Gesamtkeimzahl ist seit den siebziger Jahren markant zurückgegangen (Abb. 18 und 19). Dies zeigt sich sowohl an der Oberfläche, wo die Beeinflussung durch die Umwelt am grössten ist, als auch in 30 m Tiefe, wo die Werte durchschnittlich um die Hälfte niedriger liegen und nur geringfügige Schwankungen auftreten. In 30 m Tiefe sind die Bakteriengehalte im Winter am höchsten, wenn durch die Zirkulation Oberflächenwasser in die Tiefe verfrachtet wird.

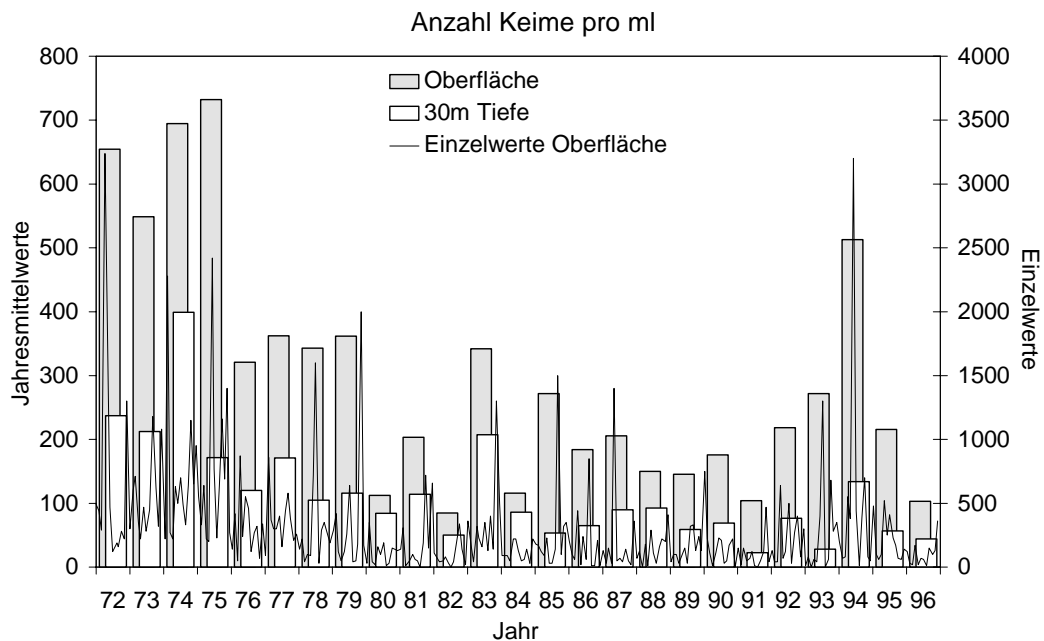


Abb. 18: Gesamtkeimzahl an der Oberfläche und in 30 m Tiefe. Jahresmittelwerte seit 1972.

Die Zahl der Fäkalbakterien (Anzahl *E.coli* in 100 ml Wasser) ist sowohl im Oberflächenwasser als auch in 30 m Tiefe seit Beginn der Messungen stark zurückgegangen. Während der letzten 10 Jahre wurde der Richtwert für Badegewässer der Qualitätsklasse A (< 100 *E.coli* in 100ml, [7]) im Oberflächenwasser nur in 5 Fällen überschritten, in 30 m Tiefe sogar nur einmal. Bei 34% der Untersuchungen (in 30 m Tiefe bei 44%) waren sogar überhaupt keine *E.coli* nachweisbar.

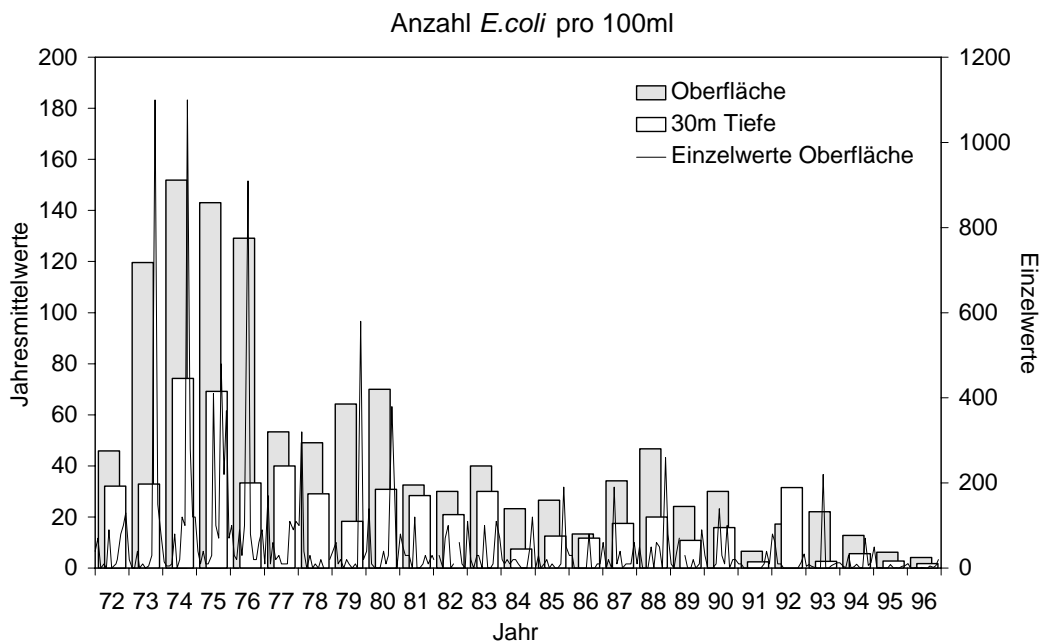


Abb. 19: Anzahl *E.coli* an der Oberfläche und in 30 m Tiefe. Jahresmittelwerte und Einzelwerte (nur Oberfläche) seit 1972.

Phytoplankton

Berichte über das Auftreten sporadischer Massenentwicklungen einzelner Algenarten sind seit dem letzten Jahrhundert überliefert. Solche 'Algenblüten' boten bei Seeanwohnern, Fischern, Erholungssuchenden und natürlich bei den Wasserversorgungen stets Anlass zu Besorgnis und Ärger. Sie äusserten sich in Verfärbungen des Wassers, geringen Fischfangerträgen⁷, stinkenden Badestränden und Problemen bei der Filtration des Rohwassers in der Trinkwasseraufbereitung. Obwohl schon früh vermutet wurde, dass solche Massenentwicklungen etwas mit der Verschmutzung des Seewassers durch den Menschen zu tun hätten [31], gelang erst Thomas [69] der Nachweis, dass zwischen dem Nährstoff Phosphor (und erst in zweiter Linie Stickstoff) und der Algenbiomasse ein direkter Zusammenhang besteht.

Leider liegen aus der Zeit vor 1960 nur wenige Planktonuntersuchungen vor, die einen direkten Vergleich mit denjenigen der vergangenen 25 Jahre gestatten. Entweder wurde nur ein sehr kurzer Zeitraum erfasst, oder es erfolgte nur eine Auflistung der gefundenen Arten ohne Häufigkeitsangaben. Einzig die Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* wurde, vor allem ihres oft spektakulären und 'eigenwilligen' Auftretens wegen, verschiedentlich quantitativ untersucht (Tab. 6).

Mehrere Phänomene konnten in der Folge erklärt und auch beseitigt werden. So verschwanden zuerst die lästigen Grünalgenwucherungen in Ufernähe (vorwiegend *Cladophora* sp.), nachdem in den Kläranlagen die Phosphorelimination eingeführt wurde. Mit abnehmender Phosphorkonzentration im See wurden Massenentwicklungen generell immer seltener. Einige wenige Arten sind sogar vollständig aus dem See verschwunden, z.B. *Ulothrix* sp. (vgl. Abb. 23), eine fädige Grünalge, die zwischen 1920 und 1985 des öfteren massenhaft auftrat. Viele Algenarten weisen einen Rückgang ihrer Biomasse auf, der mit der Entwicklung des Phosphatgehalts einhergeht. Andere jedoch, so beispielsweise verschiedene Kiesel- und Goldalgenarten, haben sich deutlich stärker entfalten können. Noch völlig ungeklärt ist auch das Verhalten von *Oscillatoria rubescens*, welche von 1964 bis 1975, genau während der Zeitspanne der höchsten Phosphor-

⁷ Die Wasserpflanzen in den Uferzonen waren zeitweise so stark mit fädigen Grünalgen überwuchert, dass die Hechte dort nicht mehr erfolgreich ablaichen konnten [2].

konzentration, praktisch aus dem See verschwand. Seit 1985 entwickelt sich diese Alge wieder zunehmend üppig (vgl. Abb. 21).

Tab. 6: Zusammenstellung der wichtigsten, teilweise quantitativen Untersuchungen des Zürichseep planktons vor 1972.

Jahr(e)	Autor(en)	Erfasste Gruppen	Methode
1896	Schröter [52]	alle bekannten Arten	Netzzüge (50 μ)
1900 - 1901	Lozeron [32]	alle bekannten Arten	Netzzüge
1920 - 1924	Minder [38]	<i>Oscillatoria rubescens</i> , "Entomotraken" (Zooplankton)	Schöpfproben, Kolkwitzkammer
1932 - 1933	Soracreppa [56]	Phytoplankton, Zooplankton (keine Arten unterschieden)	Netzzüge
1938	Waser & Blöchliger [100]	Kieselalgen, Peridineen, Grünalgen, <i>Oscillatoria rubescens</i> , Detritus	filtrierte Schöpfproben
1945 - 1947	Thomas & Märki [61]	<i>Oscillatoria rubescens</i>	Schöpfproben, evtl. Kolkwitzkammer
1948 - 1952	Kantonales Laboratorium (unveröffentlicht)	<i>Oscillatoria rubescens</i>	Schöpfproben, evtl. Kolkwitzkammer
1957, 58, 61	Pavoni [46]	alle bekannten Arten, erstmals auch Nannoplankton, Tiefenverteilung	Schöpfproben, Utermöhl

Die Anteile der verschiedenen Algenstämme an der Gesamtbioasse sind in Abbildung 20 wiedergegeben. Von den weit über hundert Phytoplankton-Arten, die seit 1972 im Zürichsee gefunden wurden, werden im folgenden nur die bedeutendsten vorgestellt. Geprägt wird die Planktongesellschaft von relativ wenigen Arten, die jedes Jahr mit grosser Regelmässigkeit und in hoher Dichte vorkommen.

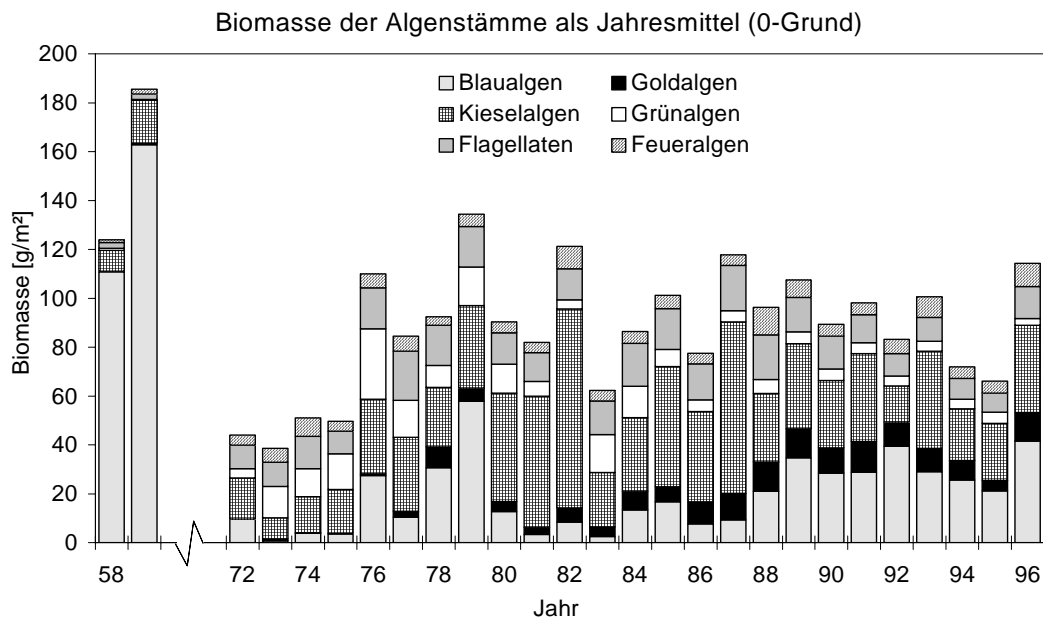


Abb. 20: Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse mit Anteilen der einzelnen Algenstämme seit 1972, ergänzt mit Angaben aus Pavoni [46] für die Jahre 1958 und 59, also der einzigen quantitativen vergleichbaren Untersuchung, die mindestens ein ganzes Jahr umfasst.

Andere Arten treten dagegen nur selten in Erscheinung. Einige erreichen dann jedoch so hohe Biomassen, dass sie für kurze Zeit im See dominieren. Besonderes Interesse verdienen jene Phytoplankter, deren Biomasse mit der Phosphatkonzentration im See korreliert ist: Während einige Arten einen Trend parallel zum Phosphatgehalt aufweisen, wird bei anderen eine genau gegenläufige Entwicklung festgestellt.

Tab. 7: Maximaler und mittlerer Anteil einiger wichtiger Phytoplankter an der Gesamtbio- masse, gruppiert nach der Höhe ihres mittleren Anteils und der Regelmässigkeit ihres Erscheinens. Hinter den Namen der Algen ist in Klammer ihre Zugehörigkeit zu den Algenstämmen angegeben: B = Blaualgen, Gr = Grünalgen, Go = Goldalgen, K = Kieselalgen, Fl = Flagellaten, Fe = Feuer- algen. Trend seit 1972: + ansteigend; - abnehmend; +/- erst ansteigend, dann abnehmend; o kein Trend zu beobachten.

Algengattung oder -art	Maximaler Anteil an der Gesamtbio- masse (%)	Mittlerer Anteil	Trend seit 1972
Gruppe 0 <i>Oscillatoria rubescens</i> (B)	89.1	20.6 > 10%	+
Gruppe 1 <i>Rhodomonas</i> spp. (Fl)	43.0	9.1	+/-
<i>Gymnodinium helveticum</i> (Fe)	13.0	2.1 mit	o
div. Flagellaten (Fl)	43.8	6.8 konstantem	+/-
<i>Cryptomonas</i> spp. (Fl)	61.6	9.3 Anteil	o
<i>Fragilaria crotonensis</i> (K)	84.7	7.7	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> (K)	60.6	4.4 2-10%	o
<i>Ceratium hirundinella</i> (Fe)	39.1	2.8	(+)
<i>Melosira granulata</i> (K)	94.7	5.3 mit	+/-
<i>Asterionella formosa</i> (K)	54.6	3.0 schwankendem	+/-
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (B)	71.5	3.4 Anteil	-
<i>Pandorina morum</i> (Gr)	75.5	2.9	-
Gruppe 2 <i>Erkenia subaequiciliata</i> (Go)	20.4	1.7	o
<i>Spumella</i> spp. (Go)	27.6	1.9 mit	o
übrige centrale Diatomeen (K)	30.8	1.5 konstantem	o
<i>Peridinium</i> spp. (Fe)	53.5	1.9 Anteil	o
<i>Mougeotia</i> sp. (Gr)	34.5	1.2	-
<i>Tabellaria fenestrata</i> (K)	46.2	1.4 1-2%	o
<i>Dinobryon</i> spp. (Go)	45.7	1.4	+
<i>Oocystis</i> sp. (Gr)	62.3	1.2 schwankend	+/-
Gruppe 3 <i>Mallomonas</i> spp. (Go)	9.4	0.3	(+)
<i>Eudorina elegans</i> (Gr)	17.5	0.6 mit	-
<i>Coenococcus</i> sp. (Gr)	31.5	0.8 schwankendem	+
<i>Anabaena</i> spp. (B)	9.2	0.2 Anteil	-
<i>Microcystis</i> spp. (B)	16.6	0.4	o
<i>Synedra acus</i> (K)	50.6	0.8 0.2-1%	+
<i>Ulothrix</i> sp. (Gr)	56.0	0.9	-
<i>Diatoma elongatum</i> (K)	20.8	0.3 hohe	+
<i>Dictyosphaerium</i> sp. (Gr)	48.1	0.5 Neigung zu	-
<i>Aphanothece</i> sp. (B)	75.6	0.5 Massen-	o
<i>Coelosphaerium</i> sp. (B)	60.3	0.2 entwicklungen	o

Zunächst sind in Tabelle 7 die in den letzten 25 Jahren wichtigsten Phytoplankter zusammen- gestellt. Mit rund 20% der gesamten Phytoplanktonbiomasse im langjährigen Mittel steht *O. rubescens* als Sonderfall da. Dahinter folgen 3 Gruppen mit 2-10%, 1-2% und 0.2-1% mittlere- rem Biomasseanteil. Alle übrigen Arten wurden nicht weiter berücksichtigt und hatten auch nie

Massenentwicklungen zu verzeichnen. Bei allen in Tabelle 7 aufgeführten Arten ist ausserdem angegeben, ob die Entwicklung ihrer Biomasse seit 1972 einen Trend erkennen lässt. Im folgenden sollen einige typische Entwicklungsmuster anhand von Beispielen besprochen werden.

Oscillatoria rubescens ('Burgunderblutalge')⁸

Die Burgunderblutalge existiert nunmehr seit 100 Jahren im Zürichsee und prägte über weite Strecken dessen planktisches Leben (Abb. 21). Die Blaualge lebt während der Zeit der Sommerstagnation an der unteren Grenze des Epilimnions (etwa bei 10 m Tiefe), wo nur noch 1-5% des Oberflächenlichts zur Verfügung stehen. Dort hält sie sich in einer höchstens 2.5 m dicken Schicht auf, was durch den steilen Dichtegradienten der Temperatursprungschicht erleichtert wird (vgl. Abb. 22). In dieser Tiefe kann sie die vorhandenen Nährstoffe praktisch für sich allein beanspruchen und sehr hohe Biomassen erreichen. Dichten von 3000 Fäden pro ml sind in den vierziger Jahren beobachtet worden [61]. Seit 1972 wurden als Höchstwert 1000 Fäden pro ml registriert, was einer Biomasse von rund 8 mg/l entspricht.

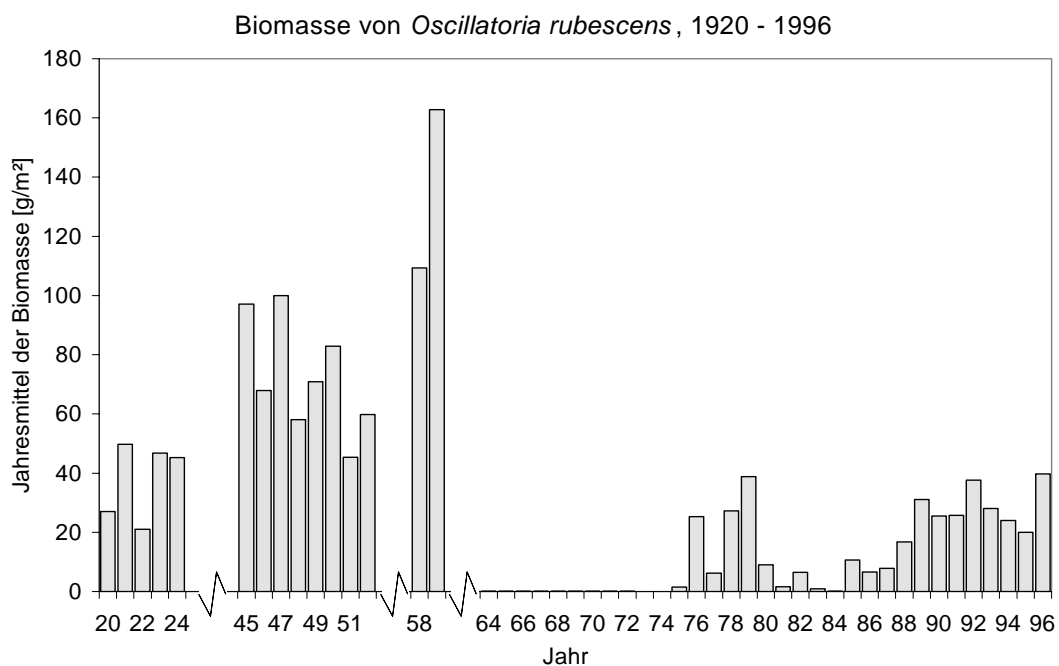


Abb. 21: Entwicklung der Biomasse von *Oscillatoria rubescens* (Jahresmittel über die ganze Wassersäule) seit 1920. Die Zahlen der Jahre 1920-1924 stammen von Minder [38], diejenigen der Jahre 1945-1952 von Thomas und Märki [61] und aus unveröffentlichten Daten des Kantonalen Labors. 1958/59 untersuchte Pavoni [46] den Zürichsee. Die Abwesenheit der Alge zwischen 1964 und 1975 ist durch verschiedene Autoren belegt (z.B. Schanz & Thomas [50]).

Sobald im Herbst die Zirkulation in die Einschichtungstiefe von *O. rubescens* vordringt, werden die Fäden in der zirkulierenden Wassersäule gleichmässig verteilt und erscheinen demnach auch an der Oberfläche. Aus früheren Zeiten wird von einer oft wochenlang andauernden roten Verfärbung des unteren Seebeckens und der Limmat berichtet (z.B. Minder [39]), und auch im Herbst 1997 sorgte dieses Phänomen wieder einmal für Aufsehen.

Die *Oscillatoria*-Fäden werden mit zunehmender Zirkulationstiefe über eine immer grössere Wassersäule verteilt. Dank ihren minimalen Lichtansprüchen und ihrer Langlebigkeit überdauern sie den ganzen Winter. Sie bewirken, dass die maximalen Filterbelastungen der Seewasserwerke jeweils im Winter auftreten, wenn die Zirkulation die Entnahmetiefe der Werke erreicht. Mit

⁸ Die Alge wird seit einigen Jahren unter dem wissenschaftlichen Namen *Planktothrix rubescens* geführt [3]. Wir bleiben für diesen Bericht jedoch beim alten, gebräuchlicheren Namen *Oscillatoria rubescens*.

beginnender Stagnation im Frühling sterben alle Fäden im Hypolimnion ab, während jene, die sich gerade im Epilimnion befinden, sich erneut einschichten können.

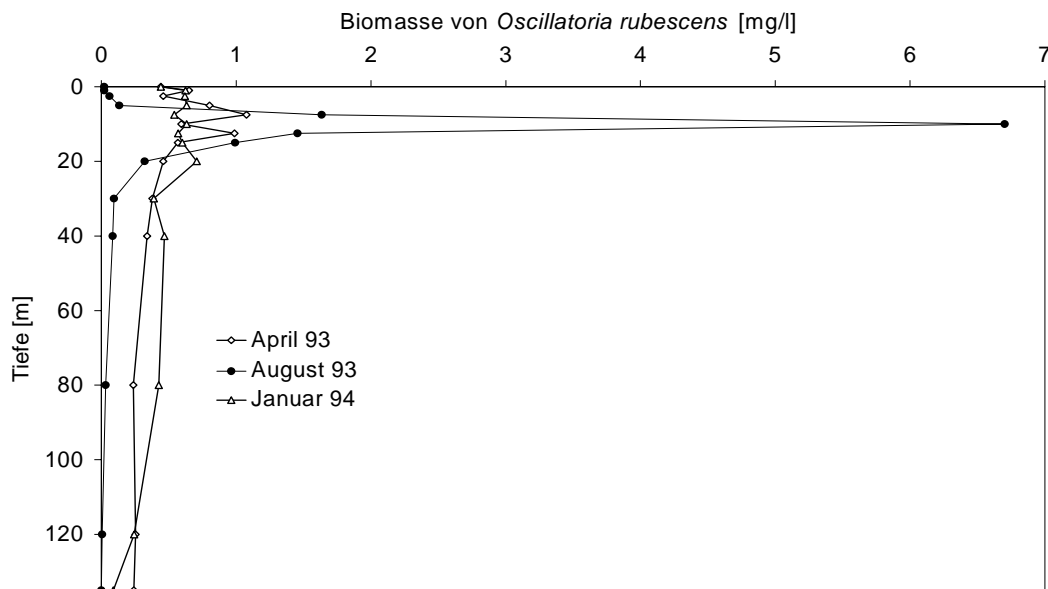


Abb. 22: Typische Situationen im Jahreszyklus von *Oscillatoria rubescens*.

Mit Ausnahme der Jahre 1964 bis 1975 wiederholte sich dieser Zyklus Jahr für Jahr mit grosser Regelmässigkeit. Das zeitweilige Verschwinden der Burgunderblutalge fällt zusammen mit der Periode des höchsten Phosphatgehalts ($>75 \mu\text{g P/l}$) und des niedrigsten N/P-Verhältnisses (<10) seit Beginn der Messungen. Die naheliegende Begründung, dass die eingeschichteten *O. rubescens* durch die unter diesen Bedingungen konkurrenzstärkeren Grünalgen einer übermässigen Beschattung ausgesetzt waren ([19], [84]), kann mit den vorhandenen Daten weder bestätigt noch widerlegt werden. Die Sichttiefe war in jener Zeit im Sommer nicht kleiner als in anderen Jahren. Zudem kommt die Burgunderblutalge auch in Seen vor, deren Phosphatgehalt um einiges höher liegt als derjenige des Zürichsees um 1970 (z.B. im Baldeggersee). Andererseits ist ein plötzliches Verschwinden von *O. rubescens* bei hoher Phosphatkonzentration auch aus dem Hallwiler- und Sempachersee bekannt, wo sich in der Folge Grünalgen und andere Blaualgen durchsetzen konnten ([120], [12]).

Algen mit unterschiedlichen Nährstoffansprüchen

Als Beispiele für jene Gruppe von Algen, die während der höchsten Phosphorbelastung des Sees immer wieder Massenentwicklungen zu verzeichnen hatten und heute praktisch verschwunden sind, können die Grünalgen *Ulothrix* sp. (Abb. 23), *Pandorina morum* und *Mougeotia* sp., sowie die Blaualge *Anabaena flos-aquae* angeführt werden.

Während viele Grünalgen nur bei hohem Phosphorgehalt konkurrenzfähig sind, trifft das Gegenteil für die meisten Goldalgen und teilweise auch für Kieselalgen zu [48]. Es erstaunt daher nicht, dass diese sich trotz rückläufiger Phosphorkonzentration in zunehmendem Masse entfalten konnten. Als Beispiele können die Kieselalgen *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus* (var. *angustissima*) und *Diatoma elongatum*, sowie die Goldalgen *Dinobryon* spp. und *Mallomonas* spp. angeführt werden.

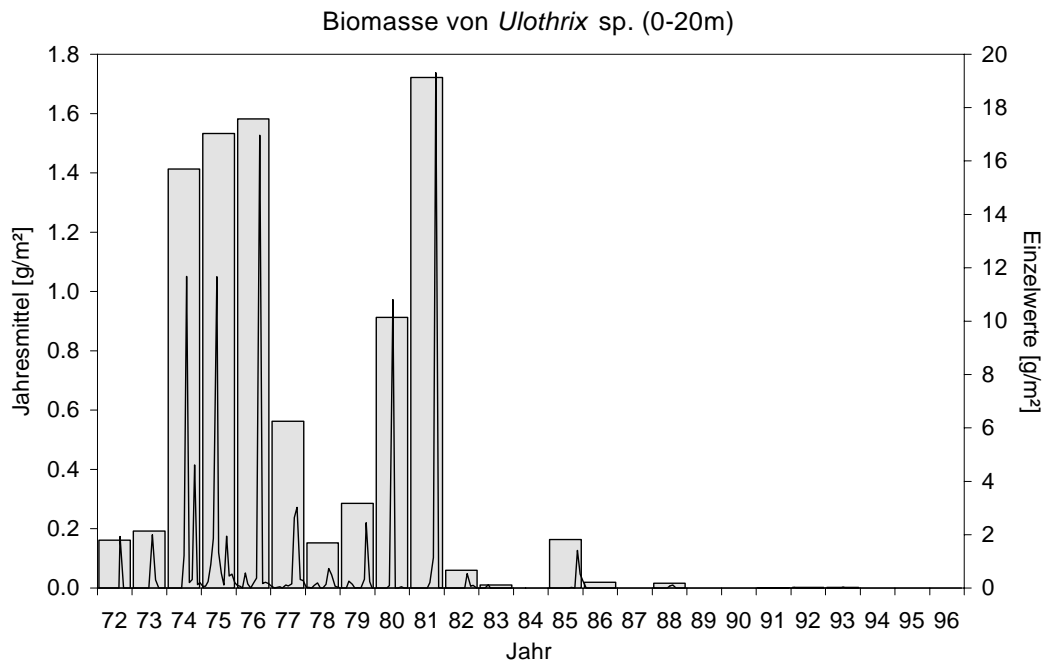


Abb. 23: Biomasse der fädigen Grünalge *Ulothrix* sp. als Jahresmittel- und Einzelwerte seit 1972. Diese Alge tauchte im Jahre 1920 zum ersten Mal im Zürichsee auf [82] und wurde seit 1989 nicht mehr registriert. Die letzte Massenentwicklung fand im Herbst 1981 statt.

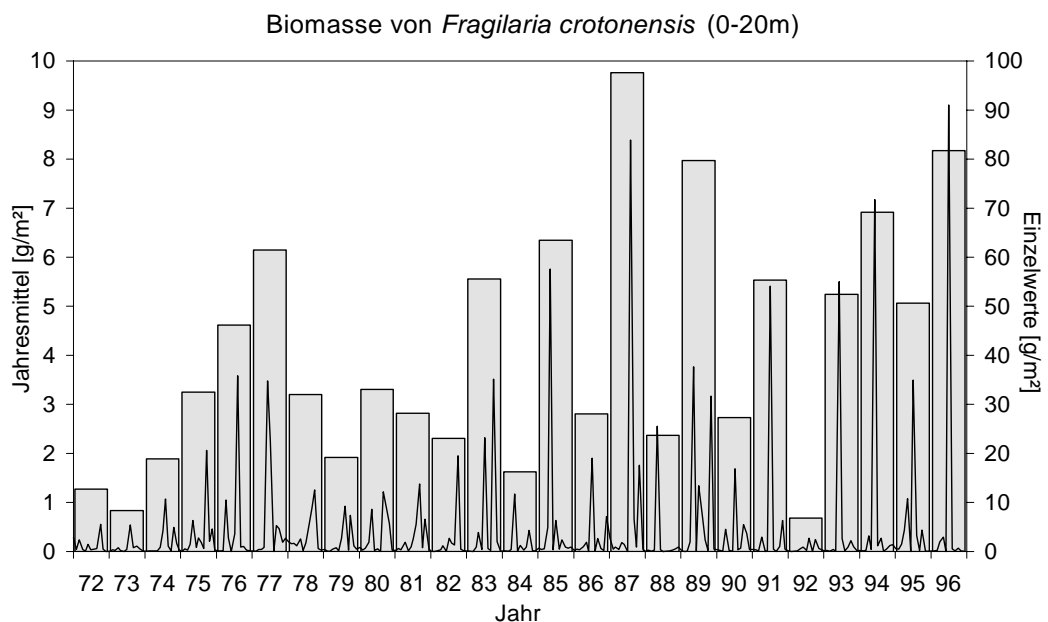


Abb. 24: Biomasse der Kieselalge *Fragilaria crotonensis* ('Kammalge') als Jahresmittel- und Einzelwerte seit 1972.

Die 'Kammalge' *Fragilaria crotonensis* (Abb. 24) wurde schon von Schröter [52] als häufig bezeichnet und von Kuhn [28] gar als 'Charakterpflanze' des Zürichsees taxiert. Pavoni [46] fand sie jedoch in den Jahren 1958/59 nur in geringen Mengen. Sie ist während der letzten 25 Jahre wieder zur häufigsten planktischen Kieselalge im Zürichsee avanciert.

Zu den häufigsten Algen im Zürichsee gehören die Flagellaten *Cryptomonas* spp. (Abb. 25) und *Rhodomonas* spp. Diese kleinen und schnell zerfallenden Formen wurden erstmals von Pavoni [46] quantitativ untersucht und als wichtigste Nannoplankter im Zürichsee bezeichnet. Ihre Biomasse hat sich im Laufe der letzten 25 Jahre nicht verändert und Massenentwicklungen

wurden noch nie beobachtet. Sie sind praktisch das ganze Jahr über im Plankton vertreten und können sich dank eigenem Fortbewegungsorgan gut im Epilimnion halten. Sie sind allerdings ihrer geringen Grösse wegen einem hohen Frassdruck durch Zooplankter ausgesetzt und werden wohl auch grösstenteils von diesen 'in Schach' gehalten.

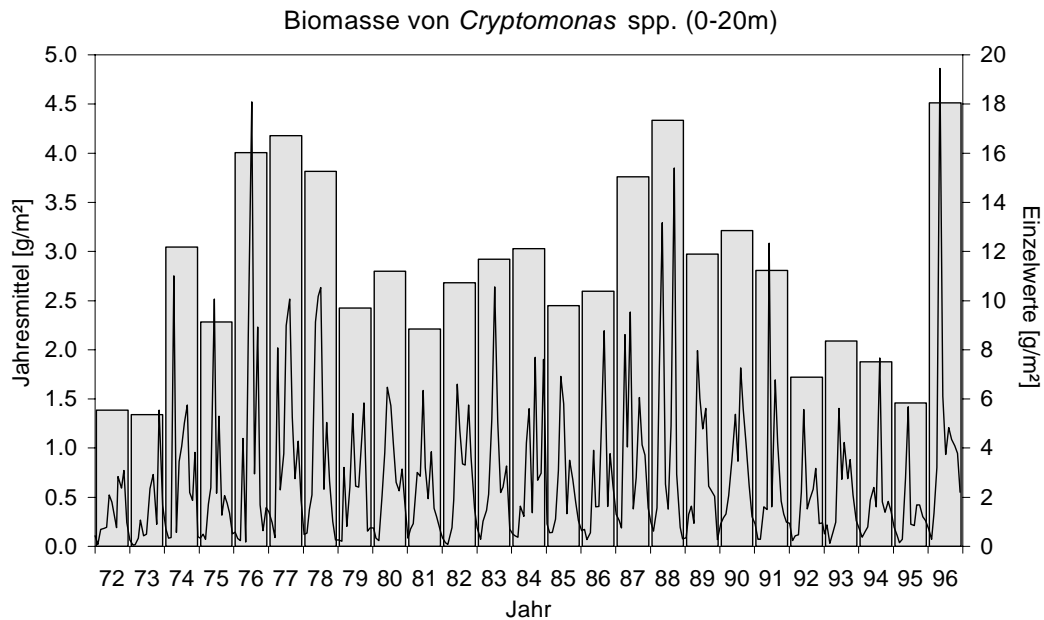


Abb. 25: Biomasse von *Cryptomonas* spp. als Jahresmittel- und Einzelwerte seit 1972.

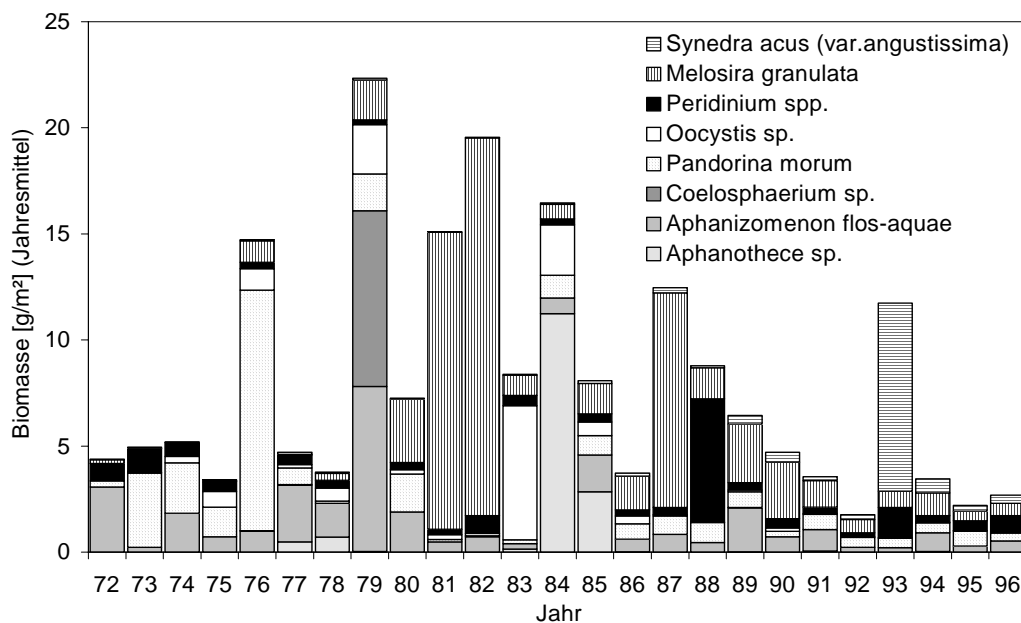


Abb. 26: Biomasse einiger sporadisch zu Massenentwicklung neigenden Arten als Jahresmittelwerte (0 – 20 m) seit 1972.

Weitere Arten mit einer seit 1972 recht konstanten Biomasse sind *Gymnodinium helveticum* und andere *Gymnodinium*-Arten, *Ceratium hirundinella*, sowie die Kieselalge *Stephanodiscus hantzschii*.

Eine charakteristische Erscheinung des Zürichsees sind die sporadisch auftretenden Massenentwicklungen einzelner, sonst kaum in Erscheinung tretender Phytoplankter (Abb. 26). Bis Mitte der achtziger Jahre waren es vor allem Blaualgen, die solche 'Blüten' verursachten, danach

traten nur noch Kieselalgen und ein einziges Mal *Peridinium* sp. in Massen auf. Diese Phänomene dauerten meist nur kurze Zeit, so dass die hohen Jahresmittelwerte auf einer einzigen Probenahme beruhen. Die Ausnahme bildete *Melosira granulata*, welche während des ganzen Winters (1981/82 und 1986) massenhaft auftrat.

Primärproduktion

Die Primärproduktion, d.h. die Menge an Kohlenstoff, die von den Algen während einer bestimmten Zeit aufgenommen (assimiliert) wird, kann direkt im See gemessen werden (C^{14} -Methode). Obwohl die Umrechnung der Resultate aus einer monatlich während 4 Stunden durchgeführten Messung auf ein ganzes Jahr (nach Gächter [23]) noch einige Unsicherheiten in sich birgt, ist sie dennoch aufschlussreich, da sie die einzige Möglichkeit darstellt, langfristige Veränderungen der Produktivität zu messen oder die Produktivität verschiedener Seen miteinander zu vergleichen. Die Jahresprimärproduktion erweist sich als recht konstant mit wenigen Ausnahmejahren (Abb. 27).

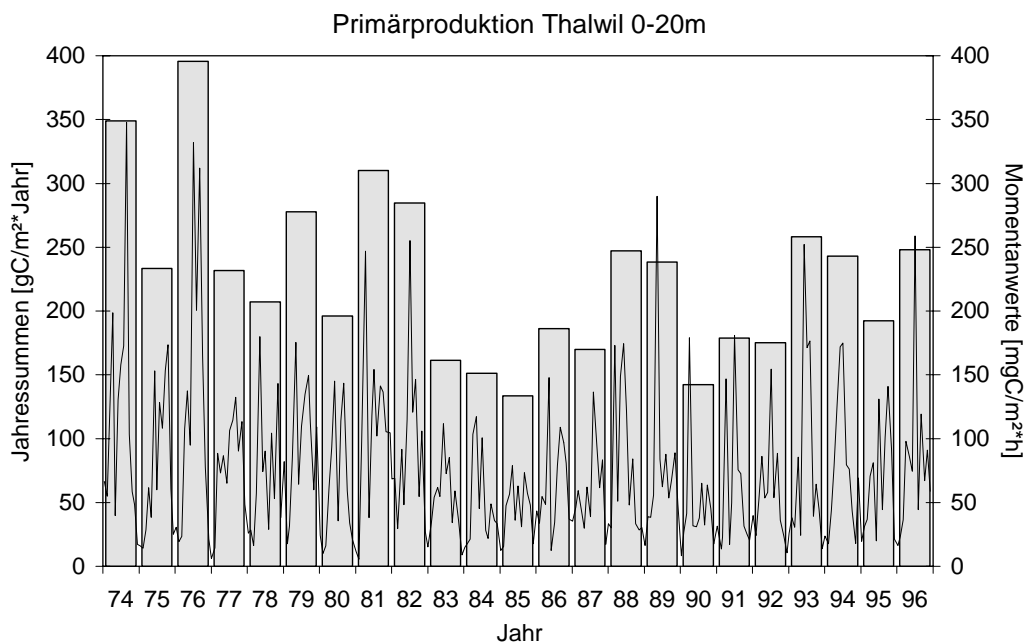


Abb. 27: Jahresproduktion und Momentanwerte der Primärproduktion im Epilimnion (0 – 20 m).

Die momentane Produktion ist abhängig von der Phytoplanktonbiomasse, vom Lichteintrag, von der 'Fitness' und vom Typ der vorhandenen Algen. Bei der Berechnung der Produktion pro Biomasseneinheit können sich sehr grosse Streuungen ergeben. Verändert sich das Verhältnis jedoch langfristig, so ist dies ein Indiz für eine Veränderung der Umsatzgeschwindigkeit im epilimnischen Kreislauf. Im Zürichsee weist das erste Untersuchungsjahr eine wesentlich höhere Effizienz auf als alle weiteren, und der langfristige Trend ist leicht abnehmend, was auf die zunehmende Biomasse der langsam wachsenden *Oscillatoria rubescens* zurückgeführt werden kann (Abb. 28).

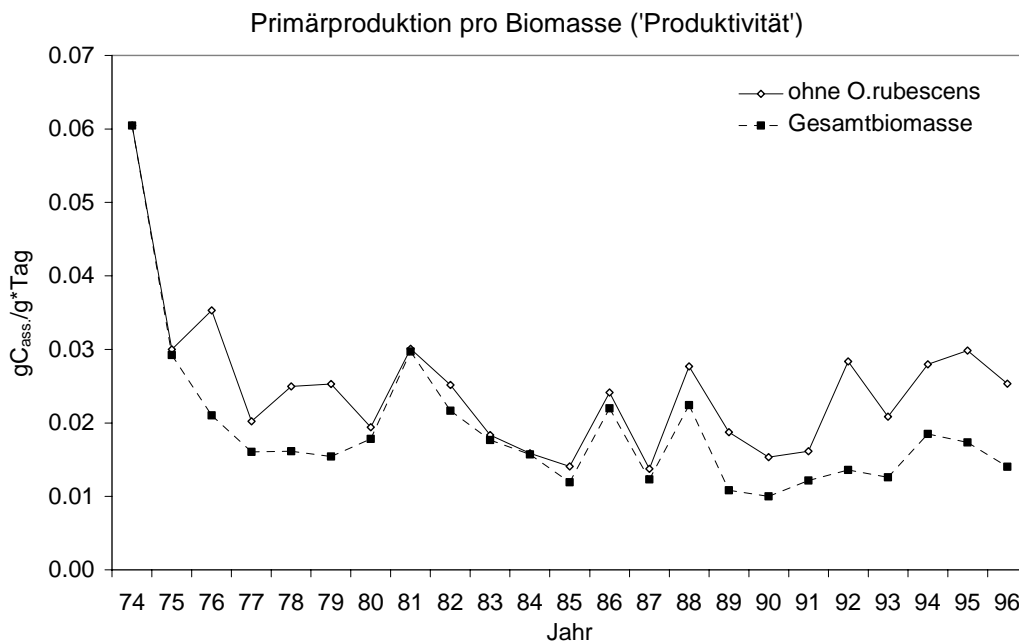


Abb. 28: Biomassebezogene Primärproduktion in Gramm assimiliertem Kohlenstoff pro Gramm Algenbiomasse und Tag (Jahresmittelwerte seit 1974). Produktion und Biomasse sind auf die obersten 20m der Wassersäule bezogen. Der abnehmende Trend verschwindet, wenn die Biomasse von *Oscillatoria rubescens* nicht mitberücksichtigt wird: Die langsam wachsende *O. rubescens* ist bekannt für ihre geringe Produktivität.

Zooplankton

Unter dem Begriff Zooplankton werden unterschiedlichste, im freien Wasser lebende, tierische Organismen zusammengefasst, von Einzellern (0.02 mm) über Rädertierchen bis zu Krebschen von mehreren Millimetern Länge. Mit der verwendeten Untersuchungsmethode (95 µm-Netz) werden nur die grösseren Vertreter des Zooplanktons erfasst (insgesamt 17 Arten), welche zu den niederen Krebsen gehören und sich filtrierend von Phytoplanktern oder räuberisch von kleineren Zooplanktern ernähren. Die planktisch lebenden Larven der Wander- oder Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) werden wegen ihrer grossen Bedeutung für alle Seewassernutzer in vierzehntäglicher Probenahme erfasst (45 µm-Netz). Abbildung 29 gibt eine Gesamtübersicht der Entwicklung der Zooplanktonzusammensetzung über die ganze Untersuchungsperiode, wobei nur die wichtigsten Arten getrennt aufgeführt sind.

Die Zooplanktonbiomasse weist seit Beginn der Messungen einen deutlich abnehmenden Trend auf: Wurden im Mittel der ersten 5 Untersuchungsjahre rund 90 g/m² an Biomasse gemessen, so waren es in den letzten 5 Jahren nur noch 50 g/m². Diese Entwicklung geht vor allem auf das Konto von *Daphnia hyalina*, deren Biomasse in dieser Zeit um mehr als die Hälfte zurückgegangen ist.

In der Artenzusammensetzung des Zooplanktons ergeben sich keine grossen Veränderungen gegenüber früheren Untersuchungen [82]. Die nur in der ersten Jahrhunderthälfte (bis 1951) sporadisch nachgewiesene *Heterocope borealis* wurde nie mehr gefunden. *Bosmina coregoni*, die nach 1915 äusserst selten gefunden wurde, konnte auch von uns nur einmal (Sept. 1980) nachgewiesen werden. Einige Arten, die ebenfalls nur sporadisch vorkamen, sind: *Diaphanosoma brachium* (1983, 84, 93 und 94; Jahresmittel der Biomasse 1994: 5 g/m²), *Cyclops strenuus* und *C. vicinus* (meist in geringer Zahl), *Diacyclops* sp. (1980), *Megacyclops viridis*, *Acanthocyclops* sp., *Ceriodaphnia reticulata*, *Alona* sp. und *Polyphemus pediculus*.

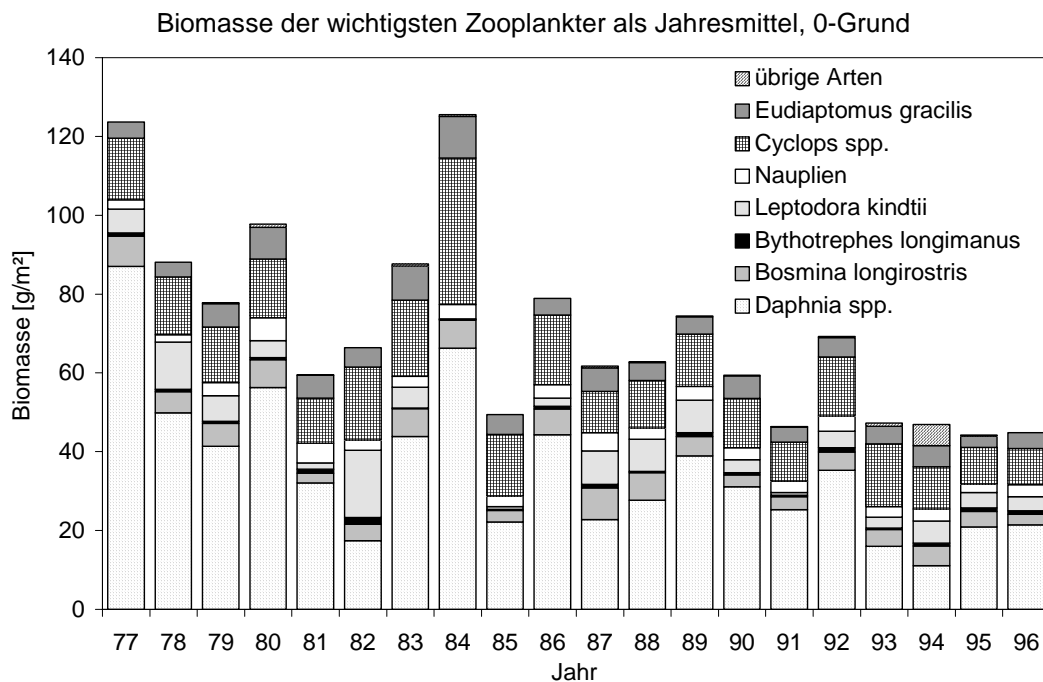


Abb. 29: Entwicklung der Zooplanktonbiomasse mit Anteilen der wichtigsten Arten seit 1977. Die Biomasse der winzigen Wandermuschellarven ist so gering, dass sie in dieser Darstellung weggelassen wurden.

Die Wandermuschel wurde 1969 zum erstenmal im Zürichsee beobachtet. Die in Ufernähe auf steinigem Untergrund sitzenden, ausgewachsenen Muscheln geben von Mai bis September (bzw. sobald das Wasser eine Temperatur von 12°C überschreitet) Eier ins Wasser ab, aus denen alsbald die Larven schlüpfen. Die Larven leben während 3 bis 5 Wochen als planktische Filtrierer und wachsen dabei von 90 µm bis auf 220 µm Länge heran, wobei sie nur Partikel zwischen 1 und 4 µm aufnehmen können (z.B. µ-Algen, Bakterien, Blaualgen). Während dieser Zeit sterben 99 % der Larven, und nur wenigen gelingt es, sich auf einer festen Unterlage anzuhängen [57]. Obwohl ihre Dichte im Epilimnion beachtlich hoch sein kann, sind sie weder als Phytoplankton-Filtrierer, noch für die Gesamtbiomasse des Zooplanktons (<0.5%) von Bedeutung. Ob und von wem die Larven als Nahrung genutzt werden, ist nicht bekannt. In Frage kämen wohl vor allem Cyclops-Arten.

Im Lebenskreislauf der Muscheln sind die Larven vor allem für die Verbreitung von Bedeutung, denn die Muschel verlässt den Ort, an dem sie sich als Larve niedergelassen hat, ein Leben lang nicht mehr. Diese Tatsache macht die Wandermuschel für alle Seewasserbezüger zu einem Problem: Larven, die in Leitungen gelangt sind, können sich bei genügend schwacher Strömung (< 1 m/s) darin festsetzen und zu Muscheln auswachsen. In grosser Zahl können die Muscheln zu Verstopfungen der Leitungen führen, was aufwendige Reinigungs- und Sanierungsmassnahmen nach sich ziehen kann.

Die Larvendichte ist in der Seemitte bei 'Thalwil' etwas niedriger als in Ufernähe, wo die Eier von den Muscheln abgegeben werden. Die ersten quantitativen Messungen von *Dreissena*-Larven erfolgten von 1971 bis 1975 ([60], [59]). Ausser vom Jahre 1974 sind jedoch nur Maximalwerte (Anzahl Larven pro Quadratmeter im August) registriert worden. Dasselbe gilt für das Jahr 1981, während von 1976 leider gar keine Untersuchungsergebnisse bekannt sind. Die Unterschiede in der Probenahmetechnik erlauben nur einen groben Vergleich zwischen den Werten, die vor und nach 1982 erhoben wurden (Abb. 30).

Nach einigen Jahren mit hohen Maxima folgte Ende der siebziger Jahre ein markanter Rückgang der Larvendichte: Der Bestand an muschelfressenden Wasservögeln hatte kurz nach Er-

scheinen der Wandermuscheln rapide zugenommen und eine massive Dezimierung der erwachsenen Muscheln bewirkt. Seither hat sich diese Wechselbeziehung anscheinend weitgehend stabilisiert, die Schwankungen der Larvendichte von Jahr zu Jahr sind geringer geworden.

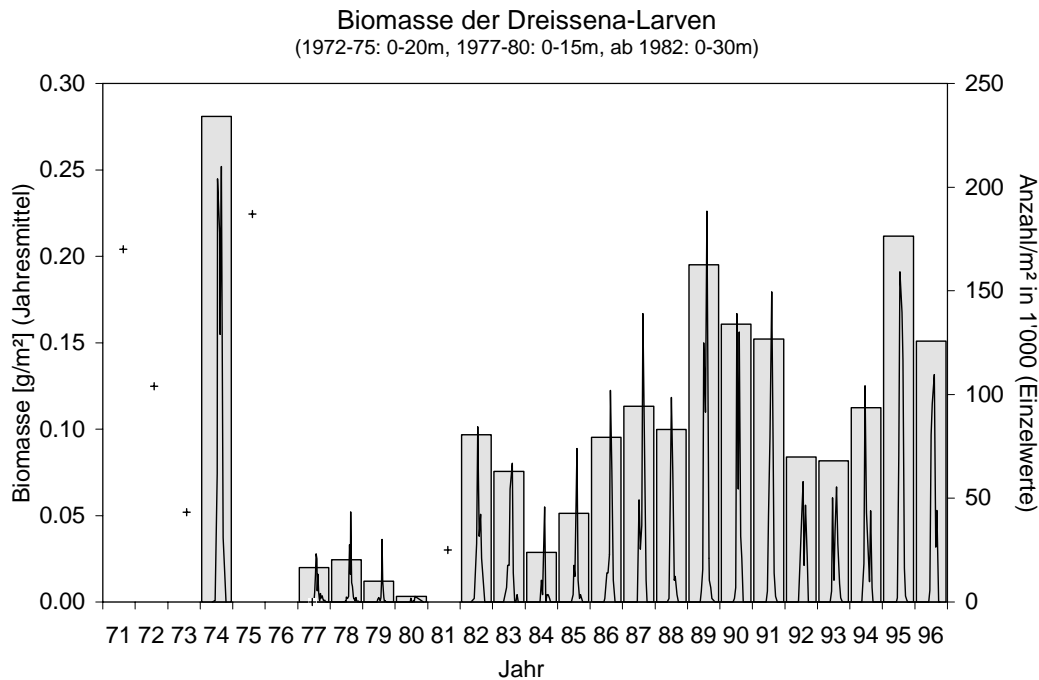


Abb. 30: Entwicklung der Larven der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* seit 1971. In dieser und den folgenden Darstellungen stehen die Kurven für die Anzahl Tiere in 1000 (Einzelwerte) und die Balken für die Jahresmittelwerte der Biomasse. Alle Werte sind in Anzahl bzw. Biomasse unter einem Quadratmeter (jedoch unterschiedlich tief gemessen) angegeben. Der grösste Teil der Larven hält sich jedoch in einer Tiefe zwischen 0 und 10 Metern auf.

Der wichtigste Zooplankter in der Nahrungskette des Zürichsees ist der 'Wasserfloh' *Daphnia hyalina*. Die Weibchen können bei günstigem Nahrungsangebot ohne Befruchtung Nachkommen in grosser Zahl erzeugen, was ein explosionsartiges Wachstum der Population zur Folge hat. Die Filtriertätigkeit der Daphnien führt jedes Jahr zu einem sogenannten 'Frassloch' beim Phytoplankton, das sich beispielsweise in einer grösseren Sichttiefe (Ende Mai bis Mitte Juni) bemerkbar macht. Ist die Nahrungsquelle erschöpft, so werden befruchtete Dauereier produziert und ein Grossteil der Population stirbt ab. Aus den Dauereiern schlüpft im nächsten Frühling eine neue Generation Daphnien.

In weit geringerer Zahl und weniger regelmässig als *D. hyalina* tritt *D. cucullata* in Erscheinung. Im Jahresverlauf 'füllt' *D. cucullata* gewissermassen die Lücke zwischen den beiden Wachstumsspitzen von *D. hyalina* (Abb. 31). Die Wasserflöhe stellen vermutlich die wichtigste Nahrungsquelle der planktonfressenden Fische (v.a. Felchen) dar.

Bosmina longirostris, ein kleinerer 'Wasserfloh', ist ähnlich häufig wie die Daphnien, erreicht aber wegen seiner geringen Grösse nur einen Bruchteil der Daphnien-Biomasse. Auch *Bosmina* zeigt in den letzten Jahren eine abnehmende Tendenz (Abb. 32). Bei allen Wasserfloh-Arten ist auffällig, dass vor allem die im Juni erreichten Spitzenzahlen zurückgegangen sind, was auf eine Limitierung durch ein verringertes Nahrungsangebot hindeutet. Tatsächlich ist ja auch die Biomasse der leicht fressbaren Grünalgen (Einzeller und kleine Kolonien < 50µm) seit Mitte der siebziger Jahre markant kleiner geworden.

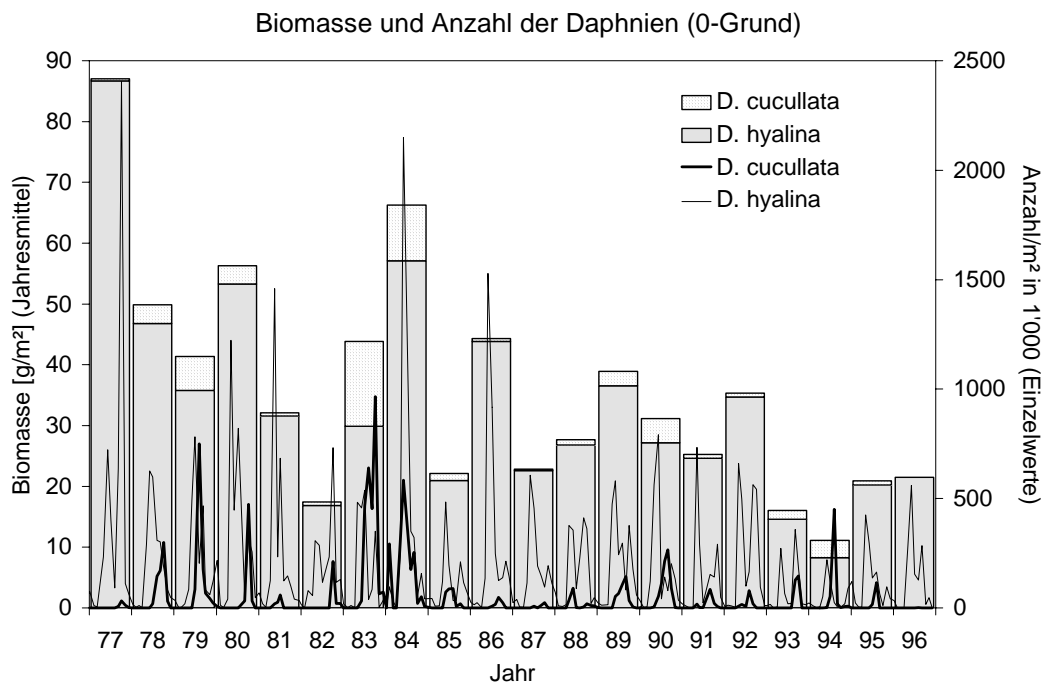


Abb. 31: Bestandesentwicklung der 'Wasserflöhe' *Daphnia hyalina* und *D. cucullata* seit 1977.

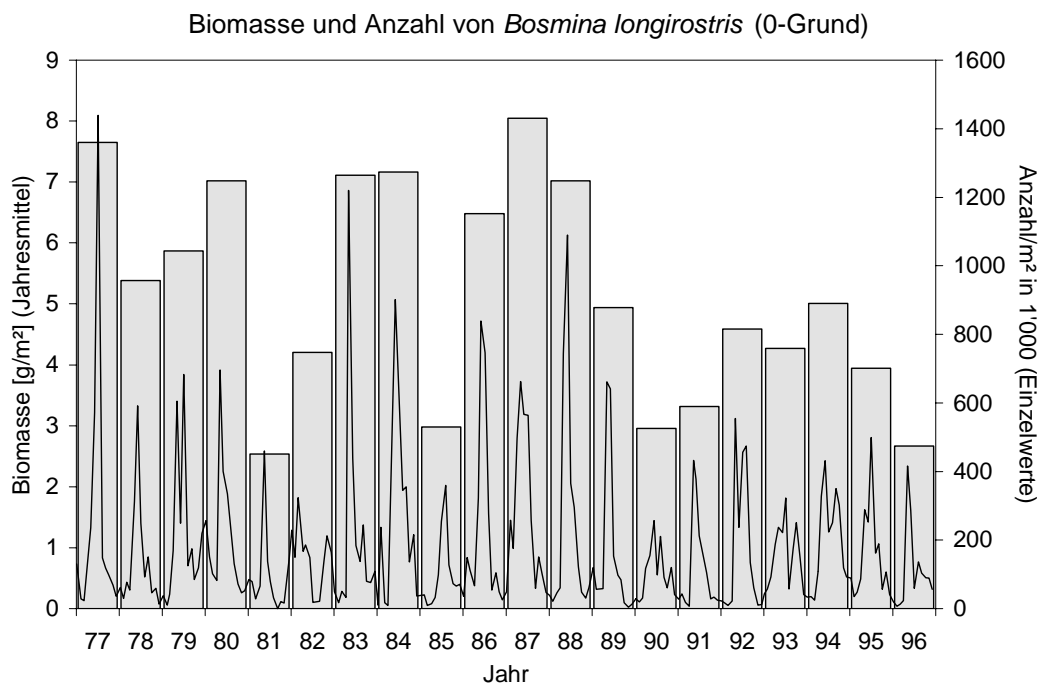


Abb. 32: Bestandesentwicklung des 'Wasserfloh' *Bosmina longirostris* seit 1977.

Ein weiterer Phytoplankton-Filterierer, der jedoch im Vergleich zu den 'Wasserflöhen' weniger stark spezialisiert ist und auch grössere Algen (v.a. Kieselalgen) verwerten kann, ist der 'Hüpfertling' *Eudiaptomus gracilis*. Seine Bestandesdichte ist über das Jahr gesehen viel konstanter als diejenige der 'Wasserflöhe', weil seine Entwicklung und Vermehrung viel langsamer vonstatten geht und daher eine Übernutzung der eigenen Nahrungsgrundlage ausgeschlossen ist. Bei günstigem Nahrungsangebot werden auch im Winter hohe Bestandesdichten erreicht. *Eudiapto-*

mus war zu Beginn der achtziger Jahren etwas häufiger als heute, weist jedoch im Gegensatz zu *Daphnia* und *Bosmina* keinen markanten Rückgang auf.

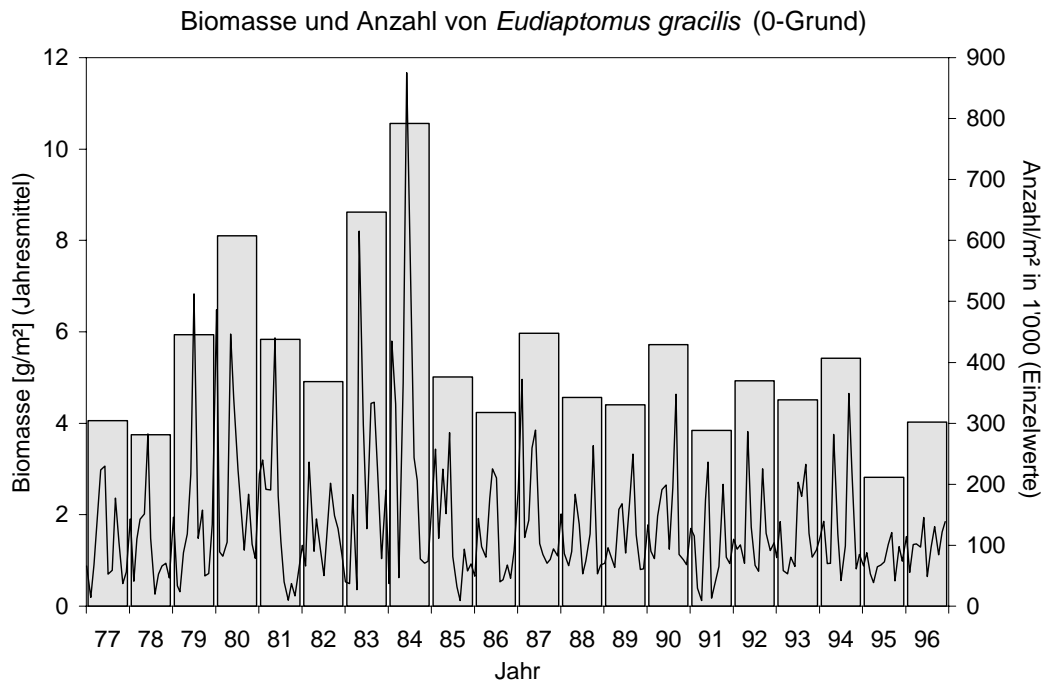


Abb. 33: Bestandesentwicklung des 'Hüpfelings' *Eudiaptomus gracilis* seit 1977.

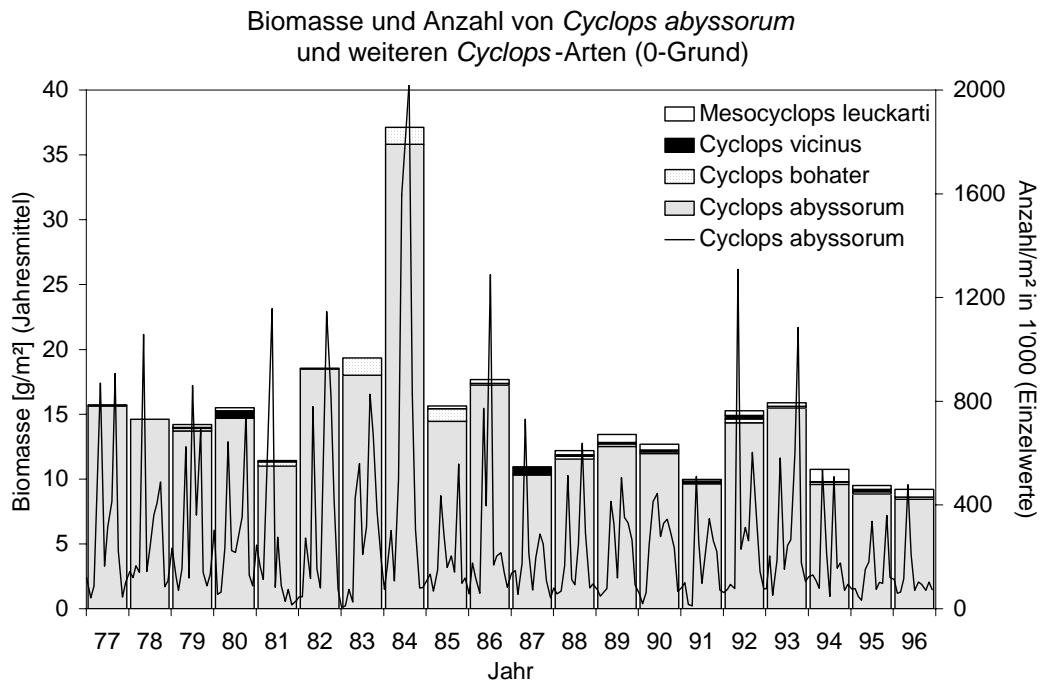


Abb. 34: Bestandesentwicklung der 'Hüpfelinge' *Cyclops abyssorum*, *C. bohater*, *C. vicinus* und *Mesocyclops leuckarti* seit 1977.

Der um einiges grössere 'Hüpfelings' *Cyclops* begnügt sich nur während seiner Jugendzeit mit dem Phytoplankton. Die erwachsenen Tiere leben räuberisch von kleineren Zooplanktern (Rädertierchen, Jugendstadien anderer Kleinkrebse), die sie erbeuten können. Im Zürichsee kom-

men schon seit langer Zeit mehrere *Cyclops*-Arten vor, wobei *C. abyssorum* stets klar dominiert (Abb. 34). Bei der Gattung *Cyclops* ist keine eindeutige langfristige Entwicklung zu erkennen.

Als weitere räuberisch lebende Zooplankter kommen regelmässig *Bythotrephes longimanus* (Langschwanzkrebs) und *Leptodora kindtii* (Glaskrebs) vor. Beide erreichen ihre Maxima in den Sommermonaten und weisen von Jahr zu Jahr grosse Schwankungen auf. Im Gegensatz zu den vierziger und fünfziger Jahren, als *Bythotrephes* nur sporadisch in geringer Zahl vorkam, wird er seit 1977 jedes Jahr gefunden, wenn auch in geringerer Zahl als *Leptodora*. Ein Langzeittrend ist für keine der beiden Arten auszumachen (Abb. 35). Für die planktonfressenden Felchen stellen sie neben den *Daphnia*- und *Cyclops*-Arten einen wichtigen Anteil der Nahrung dar.

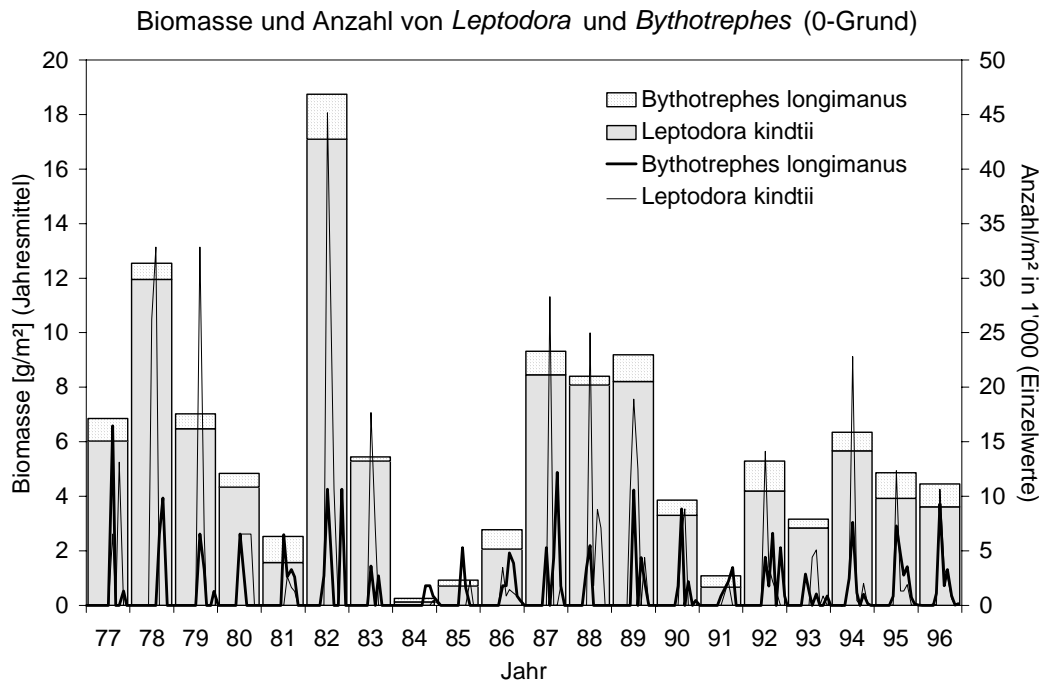


Abb. 35: Bestandesentwicklung von *Leptodora kindtii* und *Bythotrephes longimanus* seit 1977.

Fische⁹

Die Fischbiomasse und -produktion eines Sees kann nicht so einfach gemessen werden wie diejenige von Phyto- und Zooplankton, so dass hier auf die Fangstatistiken der Berufs- und Sportfischer zurückgegriffen werden muss. Diese widerspiegeln neben der tatsächlich vorhandenen Fischbiomasse immer auch den Aufwand und die Fangmethoden der Fischer, was eine detaillierte Interpretation schwierig gestaltet. Zudem werden einige Arten durch den Einsatz von Jungfischen gezielt gefördert (v.a. Felchen, Seeforellen und Hechte).

Die Fangerträge, insbesondere der Felchen, Albeli und Egli schwanken von Jahr zu Jahr recht stark (Abb. 36). Ein langfristiger Trend ist seit 1964 bei keiner Art zu beobachten. Es wäre zu erwarten, dass mit abnehmender Nährstoffbelastung des Sees als erstes der Fang von Schwalen (Rotaugen) zurückgehen würde, wie dies beispielsweise im Walensee geschah. Eine solche Entwicklung ist bis jetzt jedoch nicht zu erkennen. Die flächenspezifischen Erträge sind vor allem bei den Egli enorm hoch. Der Felchen-Ertrag fällt hingegen um einiges geringer aus als der noch bis Mitte der achtziger Jahre im Walensee erzielte [24].

⁹ Die Daten über Fischfänge im Zürichsee wurden uns freundlicherweise von der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich zur Verfügung gestellt. Sie beinhalten die gesamten Fänge aller Berufs- und Sportfischer, auch jene, die auf schwyzerischem und sanktgallischem Gebiet erzielt wurden.

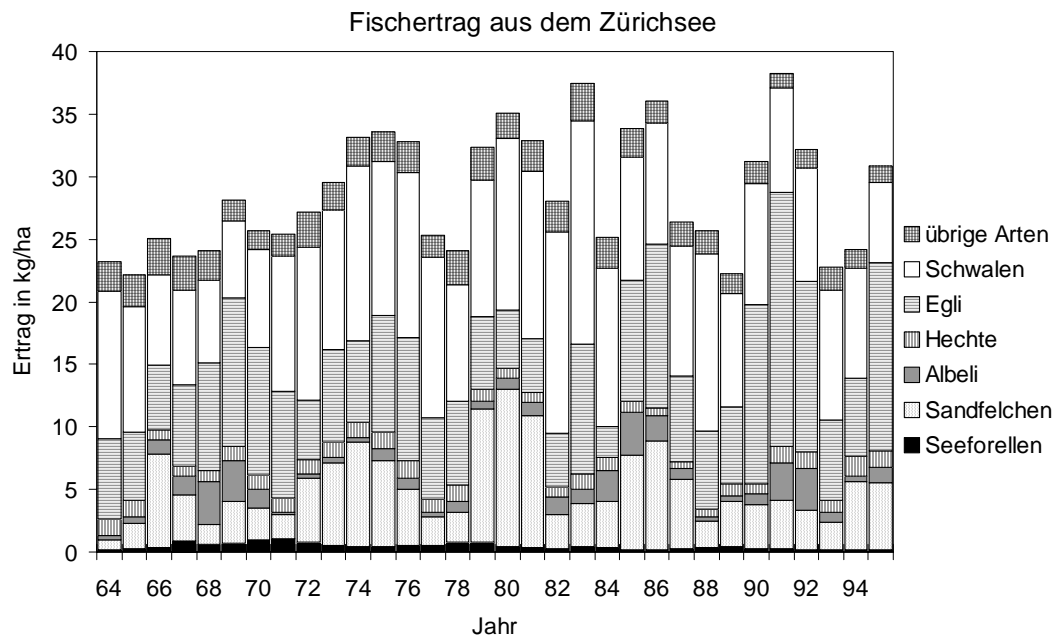


Abb. 36: Jährliche Fangerträge für die wichtigsten Fischarten in kg/ha. Unter 'übrige Arten' fallen vor allem Trübschen und verschiedene Weissfische, wie Brachsmen, Schleien, Alet, Karpfen u.a.

3.4 Stelle 'Zollikon'

Wegen ihrer Lage zwischen den Fassungsstellen der Seewasserwerke Moos (seit 1914) und Lengg (seit 1960) wurde diese Stelle auch bei früheren Untersuchungen stets miteinbezogen. Auch hier liegen daher zum Teil sehr lange Datenreihen vor: Die Sichttiefe und die Keimzahl wurden schon Ende des letzten Jahrhunderts von Pfenninger [47] während einigen Jahren gemessen.

Die chemischen Grössen verhalten sich in ihrem Langzeitverlauf ohne Ausnahme gleich wie an der Stelle 'Thalwil', so dass auf eine entsprechende Darstellung verzichtet wird. Diese Feststellung machte bereits P. Zimmermann [103] aufgrund der Untersuchungen von 1948 bis 1957.

Einzig die Werte am Grund unterscheiden sich von denjenigen bei 'Thalwil', und zwar so, dass man sich das Profil von der tiefsten Stelle bei 67m 'abgeschnitten' vorstellen muss. Die winterliche Zirkulationsbewegung erreicht hier jedes Jahr den Grund, was sich vor allem auf die Sauerstoffkonzentration in Grundnähe auswirkt. Der Grund bei 'Zollikon' war nie sauerstofffrei und weist dementsprechend auch keine hohen Ammonium- und Phosphatgehalte auf. Der Vergleich von typischen Sauerstoff-Profilen der beiden Stellen (Abb. 37) zeigt bei 'Zollikon' nur einen geringfügigen Rückgang der Sauerstoffkonzentration in Grundnähe. Die minimale Grundkonzentration liegt seit 1972 praktisch immer über 4 mg/l, im Mittel bei 6 mg/l. In den Jahren 1937 und 38 wurden als niedrigste Grundwerte ebenfalls 6 mg/l gemessen [100], während zwischen 1950 und 1972 die Konzentration siebenmal unter 4 mg/l fiel (Mittel: 5 mg/l).

Im Epilimnion (0-10m Tiefe) sind sich die beiden Stellen sehr ähnlich. Alle mit der Primärproduktion zusammenhängenden physikalischen, chemischen und biologischen Parameter sind nicht signifikant verschieden von der Stelle 'Thalwil' (Paarvergleichstest für nicht normalverteilte Daten). Der Vergleich bezüglich streng zyklisch verlaufender Grössen wird allerdings erschwert durch die jeweils um zwei Wochen versetzten Probenahmetermine.

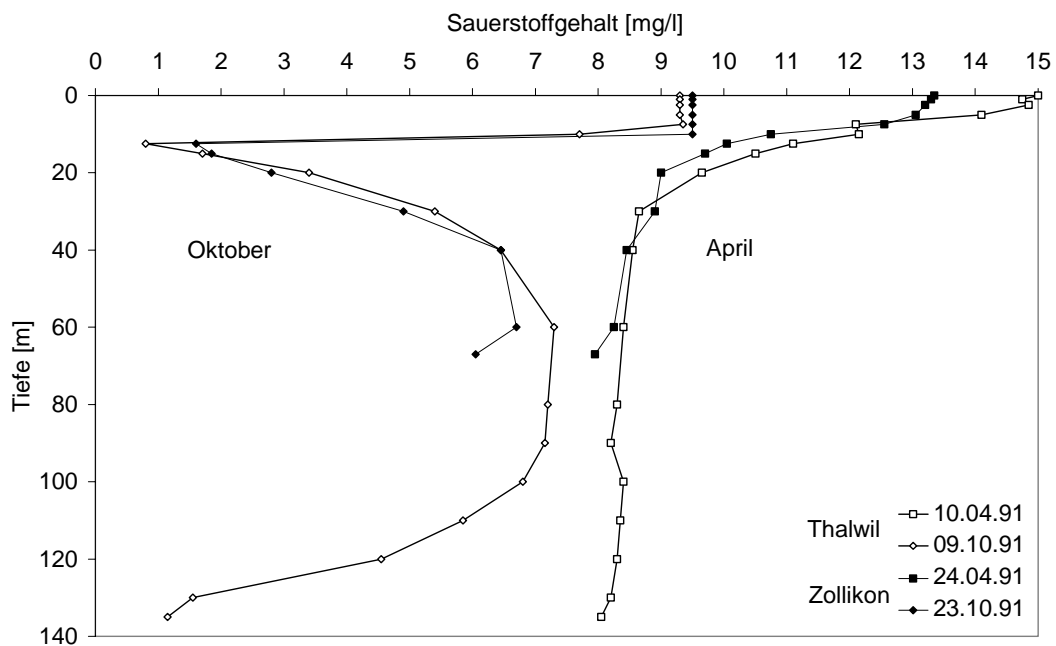


Abb. 37: Tiefenprofile des Sauerstoffgehalts bei 'Zollikon' und 'Thalwil', je im April und im Oktober 1991. Die Unterschiede zwischen den Stellen nahe der Oberfläche sind mindestens zum Teil auf die um zwei Wochen versetzte Probenahme zurückzuführen.

3.5 Stelle 'Stäfa'

Ganz anders präsentiert sich die im oberen Teil des Sees gelegene, flache Stelle 'Stäfa'. Ihre Charakteristika können folgendermassen zusammengefasst werden:

- Das Epilimnion ist volumenmässig deutlich grösser als das Hypolimnion. Auch wenn das Hypolimnion nach der Zirkulationsphase vollständig mit Sauerstoff gesättigt ist, schrumpft der geringe Vorrat schon im Mai deutlich und erreicht gegen den Herbst hin oft Werte unter 4 mg/l. Aufgrund der geringen Tiefe liegen zwischen dem Sauerstoffminimum des Metalimnions und dem grundnahen Minimum manchmal nur wenige Meter (Abb. 38). Diese sauerstoffreichere Zone schwindet während der Stagnation zusehends. Bei einem späten Einsetzen der Herbstzirkulation kann die Situation für Edelfische kritisch werden, da diese sowohl die hohen Temperaturen des Epilimnions als auch die geringen Sauerstoffgehalte des Hypolimnions nicht ertragen.
- Die Phosphatkonzentration im Epilimnion erreicht während der Zirkulation durchschnittlich nur 56% des Wertes von der Stelle 'Zollikon'¹⁰. Die Sedimentation ist dadurch ebenfalls recht bescheiden. Dennoch ist eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment jeden Sommer zu beobachten, wie die Abbildung 39 zeigt. Die horizontale Strömung im See reicht offenbar nicht aus, um während der Zirkulationsphase die Konzentrationsgradienten zwischen der tiefsten Stelle und der Stelle 'Stäfa' auszugleichen. Die Stelle 'Stäfa' erhält ihr Wasser demnach auch im Winter mehrheitlich aus dem phosphatärmeren Obersee.

¹⁰ Die Stelle 'Zollikon' wurde als Vergleichsstelle gewählt, weil sie jeweils am gleichen Datum beprobt wird wie die Stelle 'Stäfa'.

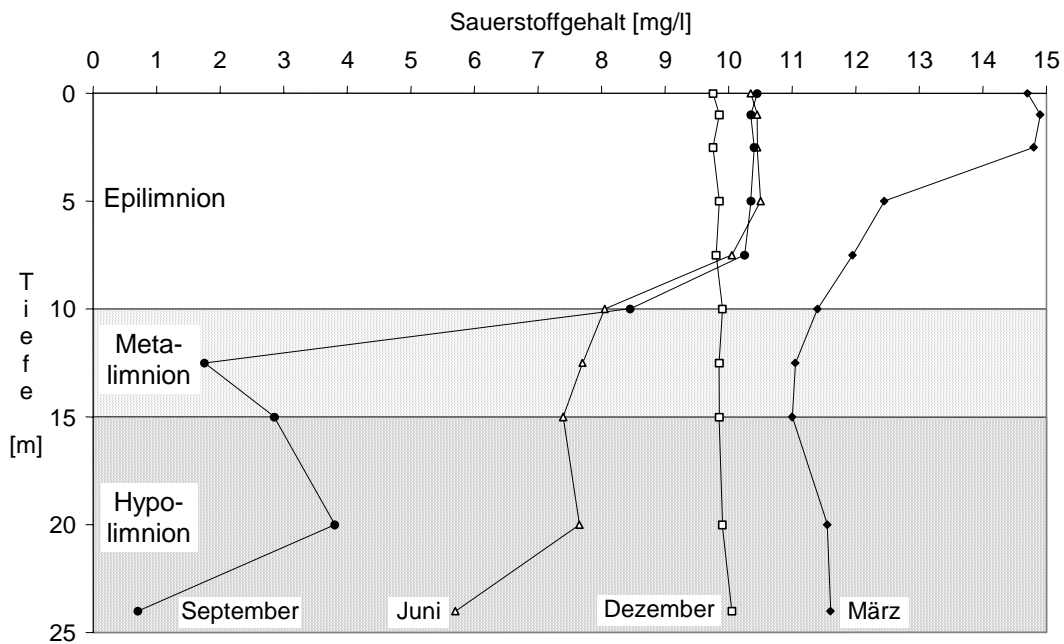


Abb. 38: Sauerstoffprofile vom 20.3., 19.6., 18.9. und 18.12.1991 bei 'Stäfa'. Die Grenzen zwischen Epi-, Meta- und Hypolimnion verändern sich im Laufe des Jahres und sollen nur die relativen Grössen dieser Bereiche veranschaulichen.

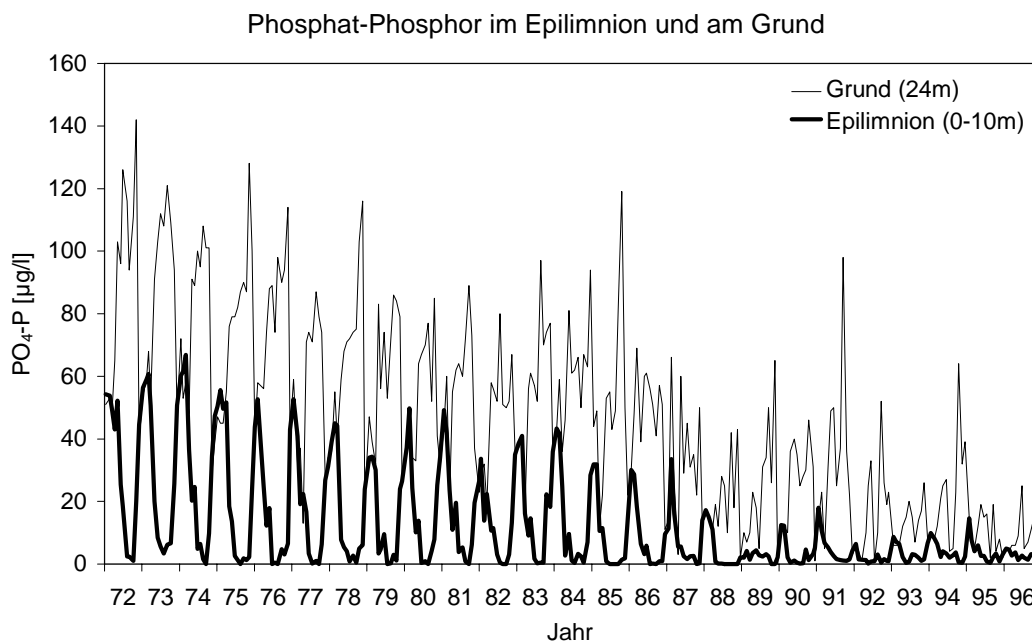


Abb. 39: Phosphat-Phosphor-Konzentration im Epilimnion (0 – 10 m) und am Grund (24 m) an der Stelle 'Stäfa'. Einzelwerte seit 1972.

- Die Auskühlung im Winter ist grösser als im unteren Seebecken: Praktisch jedes Jahr tritt für einige Zeit eine Winterstagnation ein. Dafür wird im Frühling schneller eine Temperaturschichtung aufgebaut und die Sommertemperaturen im Epilimnion liegen im Mittel um 0.6°C höher als diejenigen bei 'Zollikon'.
- Die Phytoplanktonbiomasse erreicht signifikant höhere Werte als im unteren Seebecken, vor allem in den Monaten Januar bis März. Dies ist einerseits auf ein besseres Überleben von

Oscillatoria rubescens im Winter zurückzuführen und andererseits auf die deutlich früher einsetzende und stärker ausgeprägte Kieselalgenentwicklung in den Monaten Februar und März. Die intensive Frühjahrsblüte des Phytoplanktons äussert sich in deutlich geringeren Sichttiefen (Abb. 40) und einer stärkeren Sauerstoffübersättigung im Epilimnion.

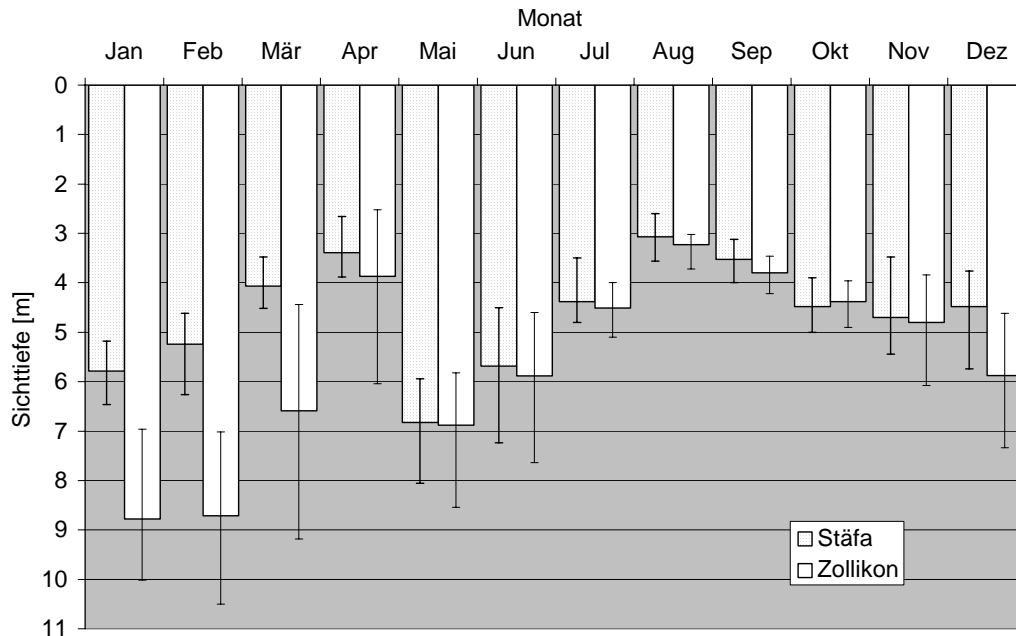


Abb. 40: Sichttiefe an den Stellen 'Stäfa' und 'Zollikon' als Mittelwerte für jeden Monat seit 1972. Nur die Unterschiede in den Monaten Januar, Februar und März sind signifikant.

3.6 Stelle 'Riesbach'

Die im untersten Seebecken gelegene Stelle 'Riesbach' ist zwar ebenfalls flach, gleicht aber in allen Charakteristika eher der Stelle 'Zollikon' als der Stelle 'Stäfa'. Dies wird am deutlichsten anhand eines Vergleichs von typischen Temperatur- und Sauerstoffprofilen von 'Riesbach', 'Zollikon' und 'Stäfa' (Abb. 41 und 42). An der Stelle 'Riesbach' dauert der Aufbau einer stabilen Temperaturschichtung im Frühling länger als an den andern Stellen. Dies könnte mit der Lage der Stelle in der Nähe des Seeausflusses zusammenhängen, indem hier als Folge des stark verengten Seequerschnitts (höhere Strömung in Seelängsrichtung) für einige Zeit auch Wasser aus tieferen Schichten mit abfließt.

Die ausgiebige Zirkulation bewirkt eine gute Sauerstoffversorgung des Grundes. Da auch die Phytoplanktonbiomasse niedriger ist als an der Stelle 'Stäfa', fällt die Sauerstoffzehrung während der Stagnationsphase relativ gering aus. Der Grund ist dadurch wesentlich besser mit Sauerstoff versorgt als an der Stelle 'Stäfa': Seit 1986 wurde nur in 3 Jahren am Ende der Stagnationsperiode weniger als 4 mg/l Sauerstoff festgestellt ('Stäfa': in 8 Jahren).

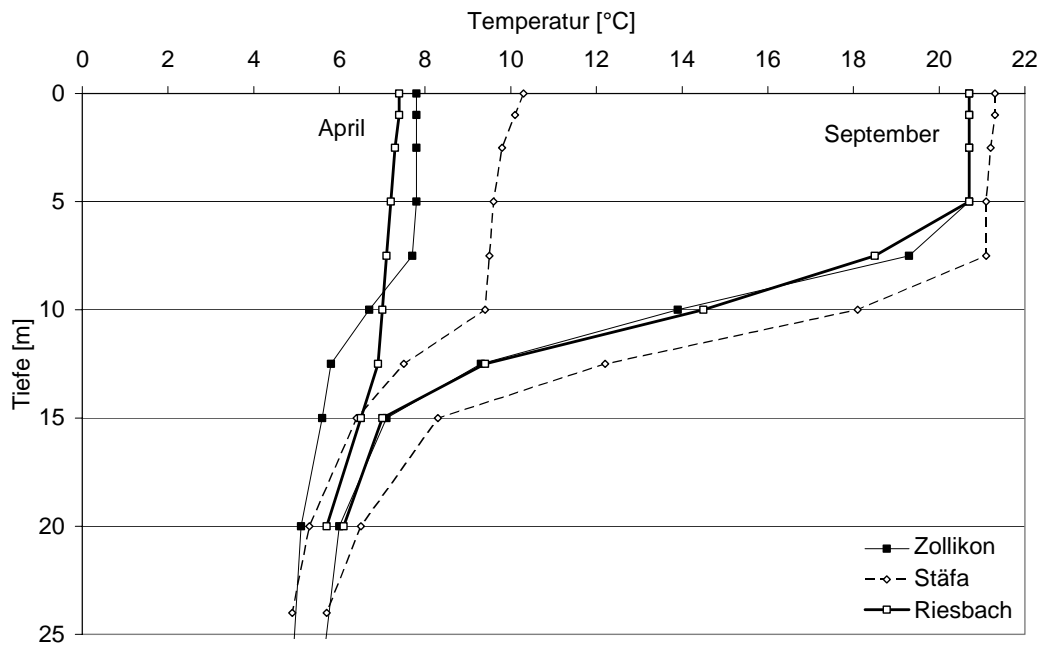


Abb. 41: Temperaturprofile von 'Riesbach', 'Stäfa' und 'Zollikon' (nur die obersten 25 m) am 20.4.91 und am 18.9.91.

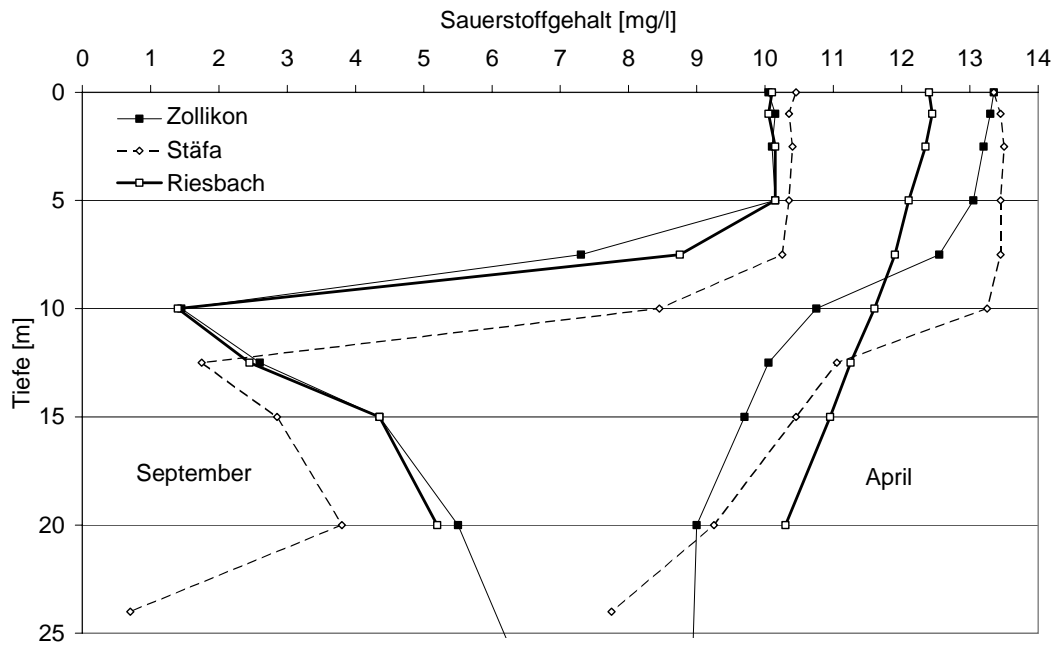


Abb. 42: Sauerstoffprofile von 'Riesbach', 'Stäfa' und 'Zollikon' (nur die obersten 25 m) am 20.4.91 und am 18.9.91.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

4.1 Fortschritte im Gewässerschutz

Im schweizerischen Gewässerschutzgesetz, bzw. in der 'Verordnung über Abwassereinleitungen' (SR 814.225.21, Stand 1.7.1994) sind in Art. 2 u.a. die folgenden Qualitätsziele für stehende Gewässer festgelegt:

Der biologische Zustand der Freiwasserzone soll, unter Berücksichtigung der Gegebenheiten des einzelnen Gewässers höchstens dem mesotrophen Produktionstypus entsprechen.

Die hygienischen Voraussetzungen für die Trinkwassergewinnung und das Baden sollen gewährleistet sein.

Der Sauerstoffgehalt soll, unter Vorbehalt ungünstiger natürlicher Verhältnisse, zu keiner Zeit und in keiner Tiefe weniger als 4 mg O₂/l betragen.

Als Beitrag der Abwasserreinigung zur Einhaltung dieser Ziele gilt im Einzugsgebiet des Zürichsees eine Phosphorelimination von 90%, bzw. eine Abflusskonzentration der Kläranlagen von höchstens 0.2 mg P/l. Diese Anforderungen wurden im Jahre 1996 von allen Kläranlagen mit Filtrationsstufe eingehalten. Die übrigen Anlagen im Kanton Zürich erreichten Ablaufkonzentrationen von höchstens 0.3 mg P/l.

Phosphor ist derjenige Nährstoff, der das Wachstum des Phytoplanktons begrenzt und damit die Produktivität des Seeökosystems steuert. Je mehr Phytoplanktonbiomasse produziert wird, desto mehr Sauerstoff wird im Hypolimnion (Tiefenwasser) für deren Abbau benötigt. Wenn man annimmt, dass rund 20% der produzierten Biomasse ins Hypolimnion absinkt und dort abgebaut wird [93], so kommt dadurch eine Sauerstoffzehrung in der tatsächlich beobachteten Höhe zustande (vgl. Abb. 8, S. 21).

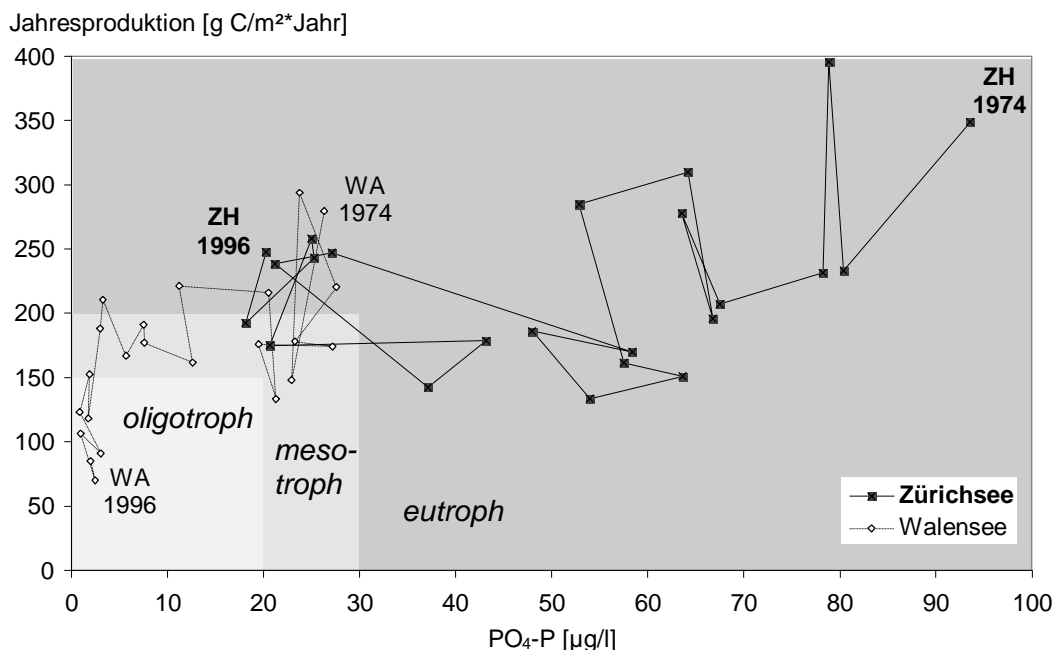


Abb. 43: Phosphat-Phosphor-Konzentration (Jahresmaximum im Epilimnion) und Jahresprimärproduktion im Zürichsee (Stelle 'Thalwil') und im Walensee von 1974 bis 1996.

Nach den heute geltenden Modellvorstellungen sollte eine Phosphorkonzentration von 20 µg/l am Ende der Zirkulationsperiode eine Jahresproduktion von höchstens 150 g Kohlenstoff pro Quadratmeter Seefläche zur Folge haben. Diese Verhältnisse entsprechen dem in der erwähn-

ten Verordnung verlangten 'mesotrophen Produktionstypus' (Abb. 43). Der absinkende Anteil dieser 'mittleren' Produktion sollte im Hypolimnion keine übermässige Sauerstoffzehrung bewirken, bzw. während des ganzen Jahres eine Sauerstoffkonzentration von mindestens 4 mg/l in jeder Tiefe garantieren.

Der Phosphorinhalt des Zürichsees hat seit 1970 um 75% abgenommen und ist heute geringer als beim Beginn der Messungen im Jahre 1948. Die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion ist dagegen, ebenso wie die Phytoplanktonproduktion, seit Mitte der Siebzigerjahre unverändert hoch. Die Algen erzeugen demnach heute mit einem Viertel des Phosphors nahezu gleichviel Biomasse wie vor 25 Jahren. Die Abbildung 43 zeigt die Entwicklung von Phosphatkonzentration und Primärproduktion für den Zürichsee und den Walensee [24] von 1974 bis 1996. Zwischen den beiden Parametern besteht zwar eine gute Korrelation, jedoch keine lineare Abhängigkeit.

Diese Ergebnisse lassen darauf schliessen, dass die durchschnittliche Algenproduktion bei Phosphatgehalten von 10 bis 100 µg/l nicht in erster Linie von der Phosphormenge, sondern von verschiedenen andern Faktoren abhängig ist. Als solche Faktoren kommen in Frage: Der Frassdruck des Zooplanktons, die Temperatur und die damit verbundene Schichtungsstabilität, weitere Klimafaktoren wie Niederschläge und Winde, aber auch die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons selbst. Die von Jahr zu Jahr sehr unterschiedliche Kombination dieser Einflussgrößen bewirkt die beobachtete Streuung der Jahresproduktion an Phytoplankton.

Im Walensee wurden Mitte der siebziger Jahre ähnliche Werte von Phosphatgehalt und Primärproduktion gemessen wie heute im Zürichsee. Erst bei einer Phosphatkonzentration von weniger als 5 µg/l war dort eine deutlich verringerte Produktion zu verzeichnen. Dasselbe Phänomen wird auch im Vierwaldstättersee beobachtet [94] und beruht auf einer hohen Anpassungsfähigkeit des Gesamtökosystems 'See'.

Es ist allerdings unwahrscheinlich, dass die Phosphatkonzentration im Zürichsee je auf so niedrige Werte absinken wird, wie sie heute im Walensee gemessen werden. Um einen Zirkulationswert von 10 µg/l Phosphor zu erreichen, dürften dem Zürichsee pro Jahr höchstens 58 Tonnen Phosphor zugeführt werden. Diese Zahl erhält man aus der empirischen Formel von Vollenweider für die kritische Phosphorbelastung von Seen¹¹ [97]. Tatsächlich bewegt sich der Phosphoreintrag heute in einem deutlich höheren Bereich (78 Tonnen pro Jahr, vgl. Tab. 4, S. 10). Eine weitere Verringerung der Zulauffrachten ist nur in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaft, die heute rund die Hälfte des Phosphoreintrags verursacht, möglich. Das Potential bei den Kläranlagen ist bereits weitgehend ausgeschöpft.

Eine bedeutende Phosphorquelle, die nicht in diese Berechnungen eingeht, ist die Rücklösung aus dem Seesediment. Solange mehr Phosphor sedimentiert, als im Sediment gespeichert werden kann, wird die überschüssige Menge wieder freigesetzt [101]. Die Rücklösung ist deshalb indirekt abhängig vom Phosphorgehalt des Sees und verlangsamt die Re-Oligotrophierung.

Für das Erreichen des Sauerstoffziels (ganzjährig in jeder Tiefe mindestens 4 mg O₂/l) fehlen heute in den tiefsten Zonen des Sees zwischen 200 und 1000 t Sauerstoff pro Jahr, je nachdem, ob die Sauerstoffversorgung während der vorangehenden Zirkulation gut oder schlecht war. Die Quelle der Sauerstoffzehrung, die sedimentierende Biomasse¹², müsste gegenüber dem langjährigen Mittelwert um rund 20% verringert werden, um im Tiefenwasser ständig mehr als 4 mg/l Sauerstoff zu gewährleisten.

¹¹ Die kritische Phosphorbelastung wird seit langem als Richtwert für die Sanierung von Seen angewandt. Nur wenn der jährliche Phosphoreintrag kleiner ist als der kritische Wert L_{crit} , wird der See das Sanierungsziel P (in der Regel 20 µg P/l als Zirkulationswert) erreichen. L_{crit} wird wie folgt berechnet:

$$L_{crit} = P * (z/\tau_w) * (1 + \sqrt{\tau_w}) \quad [\text{g P/m}^2 \cdot \text{Jahr}]$$

P bezeichnet den kritischen Phosphorgehalt am Ende der Zirkulationsphase (hier als 10 µg P/l angenommen), z die mittlere Tiefe (51 m) und τ_w die theoretische Verweilzeit des Wassers im See oder Erneuerungsrate (1.2 Jahre).

¹² Die sedimentierende Biomasse beträgt etwa 20% der produzierten Biomasse (Primärproduktion). Um 1 g Algen-Kohlenstoff zu mineralisieren werden 3.47 g O₂ benötigt (Redfield-Gleichung).

Ein Sauerstoffgehalt von mindestens 4 mg/l im Tiefenwasser soll vor allem die Ansiedlung und die natürliche Fortpflanzung von verschiedenen Fischarten ermöglichen. Mit dem Heglig (eine Felchenart) und dem Seesaibling (Rötel) sind schon Ende des letzten Jahrhunderts zwei ehemals typische, wirtschaftlich wichtige, aber sehr sauerstoffbedürftige Fischarten aus dem Zürichsee verschwunden [12]. Die heute im See vorkommenden Felchen- und Albelipopulationen können nur dank dem massiven Besatz mit Brütlings überleben. Ihre Eier sind auf ein gut mit Sauerstoff versorgtes Sediment angewiesen, und es erstaunt nicht, dass im Jahre 1990 bei einer Untersuchung von auf dem Seegrund liegenden Felcheneiern weniger als 5% lebende Eier gefunden wurden [43].

Ob mit der Einhaltung von 4 mg O₂/l die natürliche Fortpflanzung der Felchen tatsächlich gewährleistet wäre, muss nach den Erfahrungen mit künstlich belüfteten Seen in Frage gestellt werden ([43], [96]). Solange das Sediment selbst durch den Abbau der anfallenden Biomasse viel Sauerstoff verbraucht, entsteht in dessen obersten Millimetern ein steiler Sauerstoffgradient, den die dort liegenden Felcheneier nicht überleben.

Eine zusätzliche Erschwernis für die Einhaltung der Gewässerschutzanforderungen stellt das unregelmässige Zirkulationsverhalten des Zürichsees dar. Würde der See jeden Winter vollständig zirkulieren, so hätte der Phosphorgehalt schneller auf die verringerte Zufuhr reagiert, und der Sauerstoffgehalt am Grund wäre höher. Die Abgeschirmtheit des Zürichsees von den vorherrschenden Westwinden ist jedoch naturgegeben und bringt dafür manch andere Vorteile mit sich.

Das für die Schweizer Mittellandseen angestrebte Sanierungsziel von 20 µg P/l ist heute im Zürichsee erreicht. Es genügt aber nach unseren Messungen kaum, um die Primärproduktion auf das erforderliche Mass von 150 g C/m²*Jahr zu senken (vgl. Abb. 43). Eindeutige Verbesserungen sind jedoch sichtbar beim jährlichen Höchstwert der Algenbiomasse, die seit 1976 einen klaren Abwärtstrend aufweist (Abb. 44). Massenentwicklungen von Planktonalgen (sog. 'Algenblüten') treten immer seltener auf.

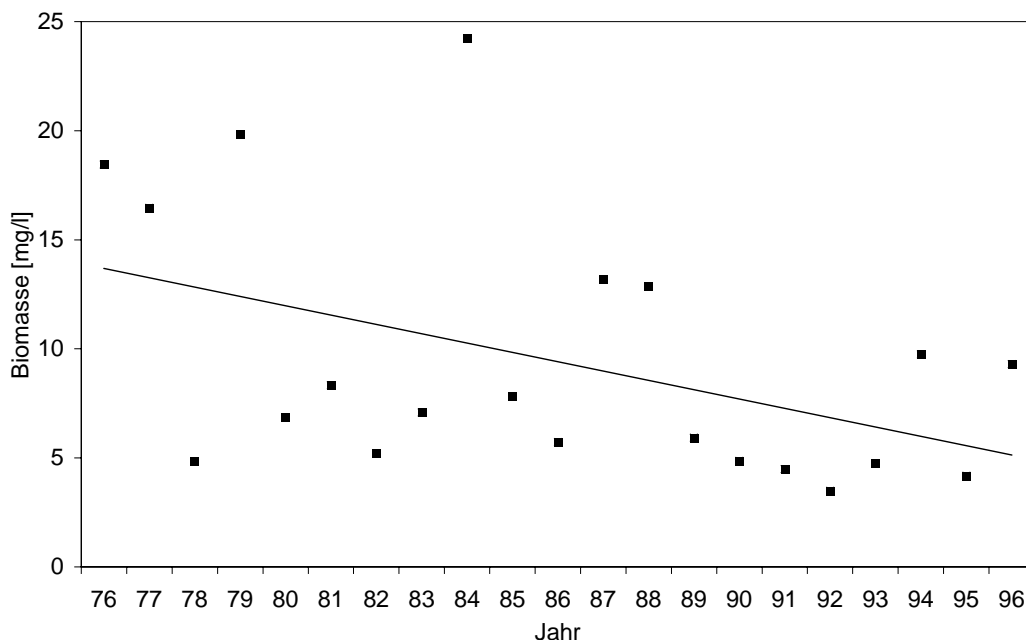


Abb. 44: Maximale Algenbiomasse im Oberflächenwasser in jedem Jahr seit 1976 (■) und linearer Trend (—). Daten von der Stelle 'Thalwil'.

Die Bakterienzahlen, insbesondere von *E.coli*, sind sowohl im Oberflächenwasser als auch in 30m Tiefe seit 1972 deutlich zurückgegangen (vgl. Abb. 18 und 19). Dies ist ein weiterer Erfolg der gut ausgebauten Abwasserreinigung und wertet den Zürichsee auch als Badegewässer auf.

Die Konzentration an gelösten organischen Verbindungen (DOC) liegt im Zürichsee seit Ende der siebziger Jahre bei 1 - 1.5 mg/l und deutet auf ein schwach belastetes Gewässer hin. Über die Zusammensetzung des DOC ist praktisch nichts bekannt. Zwar dürften natürliche Verbindungen wie Huminsäuren mengenmässig stark überwiegen. Es ist jedoch anzunehmen, dass auch kleinere Mengen schwer abbaubarer organischer Stoffe aus Kläranlagen und diffusen Quellen (Pestizide) in den See gelangen. Durch die Ausrüstung der Kläranlagen mit einer Flockungsfiltration kann heute ein bedeutender Teil dieser Stoffe (v.a. fettlösliche Verbindungen) vom See ferngehalten werden [53].

4.2 Veränderungen in der Planktonzusammensetzung

Innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft haben sich deutliche Veränderungen abgespielt: Kiesel- und Goldalgen haben, da sie bei niedrigen Phosphatgehalten konkurrenzfähiger sind, die Grünalgen zurückgedrängt.

Von den Blaualgen hat sich die Burgunderblutalge sehr gut durchgesetzt, während die übrigen Arten zurückgegangen sind. *O. rubescens* stellte im Mittel der letzten zehn Jahre 91% der Blaualgenbiomasse und 31% der gesamten Phytoplanktonbiomasse. Ihre Strategie der Einschichtung am unteren Rande des Epilimnions scheint sich mit abnehmender Phosphatkonzentration immer besser zu bewähren: Phosphor, der durch Diffusion aus dem Hypolimnion 'aufsteigt', kann so effizient genutzt und von den langlebigen *Oscillatoria*fäden gespeichert werden. Die Burgunderblutalge wurde früher oft als Eutrophieindikator bezeichnet, doch ihre Entwicklung im Zürichsee und in anderen Seen (Ammersee [5], Wahnbachtalsperre [13]) zeigt auf, dass sie in einem weiten Bereich der Trophieskala und insbesondere auch bei niedrigen Phosphorkonzentrationen konkurrenzfähig ist.

Der Rückgang der einzelligen Grünalgen bewirkte, dass die Biomasse der algenfressenden Zooplankter, insbesondere von *Daphnia hyalina*, seit 1977 um mehr als die Hälfte zurückging. Die Fischfangstatistik zeigt indes bis heute keine Ertragseinbussen auf, die auf eine verminderte Produktivität des Sees hindeuten würde.

4.3 Der Zürichsee als Trinkwasserspeicher

Die Rohwasserfassungen der Seewasserwerke am Zürichsee befinden sich in 30 bis 40 m Tiefe. Welche Auswirkungen haben die im Epilimnion und im Tiefenwasser festgestellten Veränderungen nun auf das Wasser in dieser 'mittleren' Tiefe? Für die Trinkwasseraufbereitung ist in erster Linie der Partikelgehalt, die Zusammensetzung dieser Partikel, sowie der Bakteriengehalt von Bedeutung. Im Zürichsee besteht der grösste Teil der Trübstoffe aus dem Phytoplankton, mineralische Partikel sind von untergeordneter Bedeutung. Je höher der Partikelgehalt, desto häufiger müssen die Schnellfilter rückgespült werden.

Die höchste Phytoplanktondichte wird in 30 m Tiefe jeweils im Frühling durch absinkende Kieselalgen verursacht (Abb. 45). Solange der See nicht stabil geschichtet ist, werden auch andere Algen in grösseren Mengen in die Tiefe verfrachtet. Während des Sommers bleibt die Belastung der Filter gering, um im Herbst bei einsetzender Zirkulation wieder anzusteigen. Während der Wintermonate dominiert die Burgunderblutalge im Rohwasser. Letztere ist auch die Ursache dafür, dass die durchschnittliche Phytoplanktondichte in 30 m Tiefe seit 1972 zugenommen hat.

Ein weiteres Kriterium für die Qualität des Rohwassers ist die Filtrierbarkeit der Partikel: Je grösser die Algenzellen oder -kolonien sind, desto leichter lassen sie sich herausfiltrieren. Sehr kleine Zellen können die Schnellfilter durchdringen und so die nachfolgenden Aufbereitungsstufen belasten. Andererseits sind viele kleine Algen, aber auch Bakterien, nicht sonderlich robust und werden bereits in der Voroxidation zerstört. Ihr Zellinhalt gelangt als gelöste organische Substanz ins Wasser und kann vom 'biologischen Rasen' der Aktivkohle- oder Langsamsandfilter abgebaut werden. Seit 1972 sind nur geringfügige Verschiebungen im Grössenspektrum der Algen aufgetreten, die ohne Bedeutung sind für die Filtrierleistung der Schnellfilter.

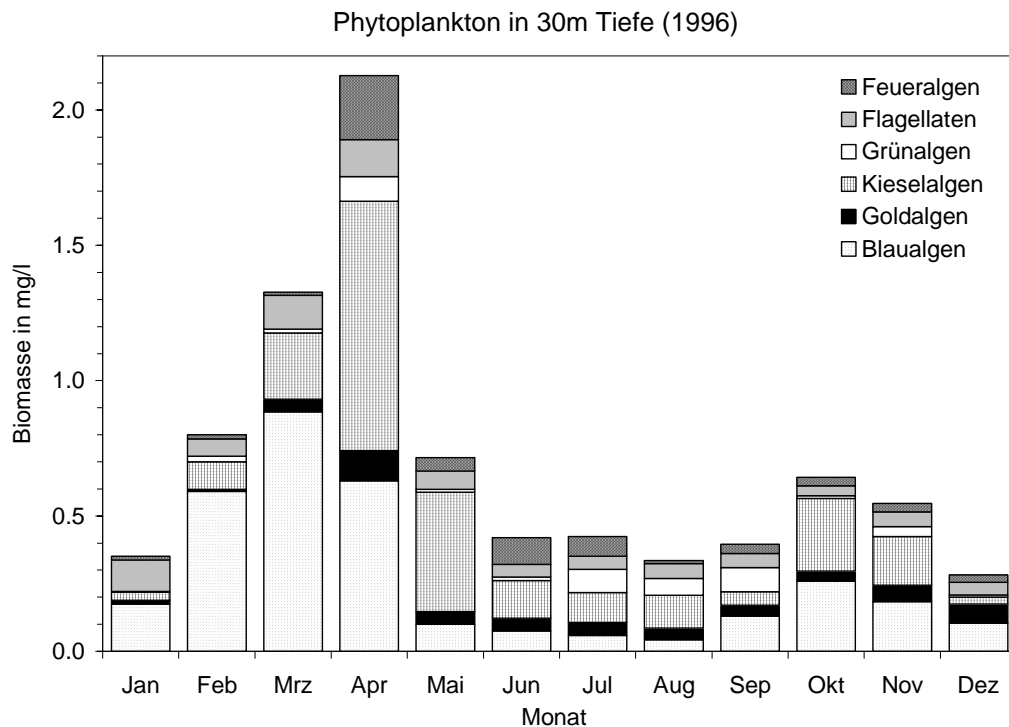


Abb. 45: Jahrgang der Phytoplanktonmenge und -zusammensetzung in 30 m Tiefe (Stelle 'Thalwil') am Beispiel des Jahres 1996.

Schlussfolgerungen

Durch den Bau von Kläranlagen mit Phosphatfällung wurde in den sechziger Jahren der entscheidende Schritt zur Gesundung des Zürichsees getan. Bedeutende Auswirkungen dieser Gewässerschutzmassnahmen waren sofort spürbar (Rückgang der Uferveralgung, Anstieg des Sauerstoffgehaltes am Grund, bakterielle Verbesserung). Der Erholungswert des Zürichsees konnte damit bedeutend gesteigert werden. Der Phosphorgehalt reagierte etwas langsamer, jedoch ebenfalls im erwarteten Ausmass. Die auffälligen und unerwünschten 'Algenblüten' traten immer seltener auf. Die Phytoplanktonproduktion, ein zentrales Element des Seeökosystems, erfuhr jedoch seit den siebziger Jahren keine grosse Veränderung.

Die Gewässerschutzanstrengungen haben sich auch für die Seewasserwerke gelohnt: Bakterienzahl und Nährstoffgehalt des Rohwassers haben sich entscheidend verringert. Dadurch ist es gelungen, die Verfahren der Trinkwasseraufbereitung so zu optimieren, dass heute die Aufbereitung des Seewassers mit geringerem Einsatz an chemischen Stoffen durchgeführt werden kann. Das Rohwasser aus dem Zürichsee schneidet im Vergleich mit andern Rohwasserquellen noch immer so vorteilhaft ab wie vor 100 Jahren – trotz der intensiveren Nutzung und der dichten Besiedlung des Einzugsgebietes. Die Unerschöpflichkeit dieser Wasserquelle, ihre über lange Zeiträume hohe chemische und physikalische Stabilität, die niedrige Härte, die hohe Sauerstoffkonzentration, der niedrige Nitratgehalt und die relativ gute Abgeschirmtheit gegenüber Verschmutzungen sind nach wie vor ausschlaggebende Argumente für die Nutzung des Zürichseewassers. Einzig die Wandermuscheln stellen insofern einen Nachteil dar, als deren Larven in die Rohwasserleitungen gelangen können und dort mittels Chlorbehandlung abgetötet werden müssen.

4.4 Ausblick und offene Fragen

Die geschilderten Erkenntnisse stützen sich auf die langjährige, intensive Untersuchung einer Vielzahl von Parametern. Mit einem weniger umfangreichen Messprogramm wären viele der

obigen Aussagen im Bereich Gewässerschutz oder die Optimierung der Trinkwasseraufbereitung nicht möglich. Dennoch sind Prognosen über die weitere Entwicklung des Nährstoff- und Sauerstoffgehalts, vor allem aber der Primärproduktion, noch unsicher. Es bleiben Fragen offen, die nur durch weitere, zukünftige Messungen beantwortet werden können. Die Weiterführung der Zürichseeuntersuchungen ist daher sowohl aufgrund der Anforderungen der Wasserversorgung Zürich (Qualitätssicherung und Verfahrensoptimierung) als auch aufgrund der Anforderungen des Gewässerschutzes (Überwachung und Sicherung des heute erreichten Schutzniveaus, Abklärung weiterer Massnahmen) notwendig.

Nachfolgend haben wir einige 'offene Fragen' formuliert, die für die Zukunft der Trinkwasserversorgung und des Gewässerschutzes am Zürichsee von zentraler Bedeutung sind und die mittels weiterer Routinemessungen oder mittels spezieller, zusätzlicher Untersuchungen beantwortet werden sollten. Die Bearbeitung vieler Fragen geht jedoch über die Möglichkeiten der Wasserversorgung Zürich hinaus und erfordert eine intensive Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Institutionen wie auch mit den kantonalen Gewässerschutzbehörden. Die Fragen 7 bis 12 betreffen in erster Linie das Verständnis des Seeökosystems und sind als Anregung für wissenschaftliche Arbeiten gedacht.

1. Welche Zielvorstellungen bestehen für den Zürichsee aus der Sicht von Gewässerschutz, Trinkwassergewinnung, Wärmenutzung, Fischerei, Seeanwohnern, Tourismus, Naturschutz? Ist der See heute in einem Zustand, wie ihn sich alle wünschen?

Nachdem heute die gesetzlich vorgeschriebenen Ziele weitgehend erreicht sind, sollte abgeklärt werden, ob damit auch die Bedürfnisse der verschiedenen Zürichseerutzer erfüllt sind. In einem breitabgestützten Diskussionsforum sollten gemeinsame Zielsetzungen für die Zukunft formuliert werden. Der Zürichsee sollte dabei als Ökosystem verstanden werden, so dass nicht nur das in diesem Bericht behandelte Freiwasser, sondern auch die Uferbereiche und der Seegrund in die Überlegungen einbezogen werden können.

2. Welche anthropogenen Spurenstoffe lassen sich im Zürichsee und seinen Zuflüssen nachweisen und in welchen Konzentrationen liegen sie vor? Werden sie im See abgebaut? Welcher Anteil gelangt in tiefe Wasserschichten und damit in den Bereich der Rohwasserfassungen der Trinkwasserwerke?

In der Vergangenheit wurden diesbezüglich nur sporadisch einige wenige Messungen durchgeführt, die keine detaillierte Interpretation zulassen. Angesichts der dichten Besiedlung des Einzugsgebietes ist anzunehmen, dass nicht zu vernachlässigende Mengen schwer abbaubarer (v.a. lipophiler, an Belebtschlammflocken adsorbierter) Stoffe über Kläranlagen und natürliche Zuflüsse in den See gelangen. Eine Untersuchung bezüglich Eintrag, Abbau und Austrag von Atrazin wurde vor einigen Jahren durchgeführt [10] und wird momentan wiederholt (H. Singer & T. Poiger, EAWAG).

3. Wie weit müsste die Phosphorzufuhr zum Zürichsee reduziert werden, damit die Phytoplanktonproduktion deutlich zurückginge? Mit welchen Massnahmen könnte dies erreicht werden?

Durch einen Datenvergleich mit möglichst vielen Seen sollte ein Richtwert festgelegt werden können. Die Abklärung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses verschiedener Massnahmen wie Flockungsfiltration in allen Kläranlagen, Phosphorrückhalt bei Regenüberläufen der Kanalisation, in der Landwirtschaft, usw. sollte zeigen, ob und zu welchem Preis der Richtwert erreicht werden kann.

4. Lassen sich die Mischungs- und Durchflussverhältnisse im Zürichsee anhand des biologisch und chemisch 'inerten' Parameters Chlorid modellieren?

Die Stoffflüsse im Zürichsee können vermutlich nur mit einer Kombination von horizontalen und vertikalen Strömungen hinreichend genau beschrieben werden. Ein solches Modell könnte wertvolle Anhaltspunkte liefern über das Schicksal von Nährstoffen aus verschiedenen Quellen, oder über die maximal möglichen Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser.

5. Blaualgentoxine: Werden sie von den Blaualgen im Zürichsee gebildet? Welche Bedeutung haben sie im Ökosystem und für die Seewassernutzer?

Eine grossangelegte Studie des Deutschen Umweltbundesamtes [18] hat gezeigt, dass in den meisten Oberflächengewässern microcystinbildende Blaualgen mit z.T. hohen Toxingehalten vorkommen. Welche Funktion diese Toxine für die Algen haben und unter welchen Bedingungen sie ins Wasser abgegeben werden, ist jedoch vorläufig unbekannt. Auch über das Schicksal von Algentoxinen im Wasseraufbereitungsprozess ist vieles noch nicht klar.

6. Welche Auswirkungen haben unterschiedliche Algenzusammensetzungen im Rohwasser auf die Ozonung als Voroxidationsstufe in der Trinkwasseraufbereitung? Welche Produkte werden gebildet, welche zerstört?
7. Wie entsteht das für den Zürichsee so charakteristische herbstliche metalimnische Sauerstoffminimum? Welche Auswirkungen hat es auf die Vertikalwanderung von Zooplankton und Fischen im See?
8. Welche Faktoren sind mitbeteiligt an der grossen Streuung der Jahresprimärproduktion im Zürichsee?

Die Jahresproduktion des Phytoplanktons schwankt in einem Phosphor-Bereich von 20 bis 100 µg/l unabhängig von der Phosphorkonzentration um einen Faktor 2. Daran können so unterschiedliche Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Wind, Wassertemperatur, Zooplanktondichte und Algenzusammensetzung beteiligt sein. Das Zusammenwirken all dieser Parameter könnte anhand des vorliegenden Datenmaterials statistisch untersucht werden.

9. Welche Prozesse sind an der Entstehung von Ammonium und Nitrit im Epilimnion des Zürichsees beteiligt?

Die gefundene Korrelation zwischen Zooplanktondichte und Ammoniumkonzentration legt nahe, dass nicht die Algen selbst, sondern die herbivoren Zooplankter Ammonium freisetzen. Eine Messkampagne mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung könnte hier Klarheit schaffen.

10. Welche Rolle spielen die Mikrozooplankter im Ökosystem des Zürichsees?

Heute werden nur die grösseren Arten des Zooplanktons untersucht, Ciliaten (Wimpertierchen) und Rotatoria (Rädertierchen) 'fallen durch die Maschen'. In produktiven Seen haben sie, im Vergleich zu den Daphnien, einen verschwindend kleinen Anteil an der Algenelimination und können daher wohl vernachlässigt werden. Die Theorie sagt jedoch voraus, dass die Bedeutung dieser Tiere in oligotrophen Seen mit abnehmender Daphniendichte zunimmt. Vorerst werden an der WVZ die Daten zweier diesbezüglicher Untersuchungen im Zürichsee (1985-86 und 1995-96) ausgewertet.

11. Wodurch sind planktonfressende Fische im Zürichsee limitiert?

Angesichts der unterschiedlichen Reaktionen des Felchenbestandes auf eine verminderte Produktivität in verschiedenen Seen wäre es interessant zu beobachten, ob im Zürichsee die Nahrung, Raubfische oder die Fortpflanzung für die Dichte des Felchenbestandes massgebend sind.

12. Wie reagiert die Unterwasservegetation auf den abnehmenden Phosphorgehalt?

Neuere Untersuchungen lassen auf grosse Veränderungen in der Wasserpflanzengemeinschaft in den letzten Jahrzehnten schliessen [36]. Um ein Gesamtbild zu erhalten, müsste eine grössere Anzahl von Profilen untersucht und mit den Ergebnissen älterer Untersuchungen verglichen werden.

5 Literaturverzeichnis

- [1] AGW (1985): Studie über den Phosphoreintrag in den Zürichsee aus natürlichen Zuflüssen. Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau. Zürich, Dezember 1985. 81 S.
- [2] Ammann, E. (1942): Die Verunreinigung des Zürichsees und die Fischereiwirtschaft. Finanzdirektion des Kantons Zürich, 36 S.
- [3] Anagnostides, K. & J. Komárek (1988): Modern approach to the classification of cyanophytes: 3. Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 80 (Algological Studies 50-53): 327-472.
- [4] Bärlocher, M. (1957): Erreichtes und Angestrebtes zur Reinhaltung des Zürichsees. Jahrbuch vom Zürichsee 1956-1957: 209-216.
- [5] Beckersjürgen, H. & H. Morscheid (1997): Geschlossene Gesellschaft: Die 'high society' im Epilimnion des Ammersees im saisonalen Verlauf 1996. Teil 1: Phytoplankton. Poster an der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Frankfurt, Sept. 1997.
- [6] Bleiker W. & F. Schanz (1997): Light climate as the key factor controlling the spring dynamics of phytoplankton in Lake Zürich. Aquatic Sciences 59: 135-157.
- [7] Bundesamt für Gesundheitswesen (1990): Empfehlungen für die hygienische Beurteilung von See- und Flussbädern. Bericht einer Arbeitsgruppe aus Vertretern des BAG, des BUWAL, des Verbandes der Kantonschemiker und des Verbandes der Kantonsärzte der Schweiz unter Vorsitz von E. Tremp, Bern, Januar 1990, 28 S.
- [8] Bundesamt für Umweltschutz (1983): Waschmittelposphate. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 14, Bern.
- [9] Bürgi, H. R. (1983): Eine neue Netzgarnitur mit Kipp-Schliessmechanismus für quantitative Zooplanktonfänge in Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 45 (2): 505-507.
- [10] Buser, H.-R. (1990): Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. Environ. Sci. Technol. 24: 1049-1058.
- [11] BUWAL (1994a): Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet. Umwelt-Materialien Nr. 28 Luft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 135 S.
- [12] BUWAL (1994b): Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 237 Gewässerschutz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 159 S.
- [13] Clasen, J. (1991): Plankton sukzession in der Wahnachtalsperre als Folge der P-Eliminierung. In: Trinkwasser aus Talsperren. 20jähriges Bestehen der ATT e.V., Oldenbourg Verlag München Wien. S. 106-134.
- [14] Cramer, C. (1885): Bericht über den Bakteriengehalt verschiedener Wasser. In: Die Wasserversorgung von Zürich, ihr Zusammenhang mit der Typhusepidemie des Jahres 1884 und Vorschläge zur Verbesserung der bestehenden Verhältnisse. Bericht der "Erweiterten Wasserkommission" an den Stadtrat von Zürich. Zürich, Orell Füssli & Co., S. 87-102.
- [15] Dietlicher, K. (1974): Die Wassergüte des Zürich- und Walensees - Versuch einer Darstellung. Gas Wasser Abwasser 54: 553-592.
- [16] Dietlicher, K. (1982): Zur Entwicklung und Veränderung der Wasserqualität im Zürichsee. AWBR Jahresbericht 14: 185-211.
- [17] EAWAG (1992): Einleitungskonzept Zürichsee. Zusammenfassung. Bericht zuhanden des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. Dübendorf, Dezember 1992. 30 S.
- [18] Fastner, J., C. Bumke-Vogt, B. Wirsing, U. Neumann, C. Hummert, I. Chorus (1997): Cyanobakterientoxine in Deutschen Gewässern: Erste Ergebnisse zum Vorkommen von Microcystin, Anatoxin-a und Saxitoxin. Vortrag an der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Frankfurt, Sept. 1997.

- [19] Findenegg, I. (1966): Phytoplankton und Primärproduktion einiger ostschweizerischer Seen und des Bodensees. Schweiz. Z. Hydrol. 28 (2): 148-172.
- [20] Forster, R. & U. Zimmermann (1990): Auswirkungen der Gewässerschutzmassnahmen im Seensystem Zürichsee-Walensee auf Chemismus und Biologie. AWBR Jahresbericht 22: 237-254.
- [21] Gächter, R. & O. Furrer (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz. Schweiz. Z. Hydrol. 34: 41-70.
- [22] Gächter, R. & T. Mares (1985): Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes. Limnol. Oceanogr. 30 (2): 364-371.
- [23] Gächter, R. (1972): Die Bestimmung der Tagesraten der planktischen Primärproduktion - Modelle und In-situ-Messungen. Schweiz. Z. Hydrol. 34: 211-244.
- [24] Gammeter, S., R. Forster & U. Zimmermann (1996): Limnologische Untersuchung des Walensees 1972-1995. Bericht zuhanden des Baudepartements des Kantons St. Gallen und der Baudirektion des Kantons Glarus. Zürich, Oktober 1996, 36 S.
- [25] Höhener, P. (1990): Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation ETH Zürich, 132 S.
- [26] Hupfer, M., R. Gächter & R. Giovanoli (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. Aquatic Sciences 57(4): 305-324.
- [27] Kleiber, A. (1894): Qualitative und quantitative bakteriologische Untersuchungen des Zürichseewassers. Dissertation Universität Zürich, 57 S.
- [28] Kuhn, H. (1939): Das Plankton des Zürichsees. Mikrokosmos 32: 174-177.
- [29] Kunz, W. (1977): Belastung und Entlastung des Zürichsees hinsichtlich Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 122: 249-337.
- [30] Kunz, W. R. (1911): Vergleich der gasvolumetrischen mit der titrimetrischen Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes und Bestimmung des vom Zürichseewasser absorbierten Sauerstoffes. Mitteilungen physikal. Ges. Zürich 16: 1-53.
- [31] Lauterborn, R. (1910): Die Vegetation des Oberrheins. Verhandlungen d. Naturhistorisch-med. Vereins zu Heidelberg 10: 450-502.
- [32] Lozeron, H. (1902): La répartition verticale du plancton dans le lac de Zurich de décembre 1900 à décembre 1901. Dissertation Universität Zürich, 84 S.
- [33] Lunge, G. (1885): Chemische Untersuchung der für die Wasserversorgung von Zürich in Betracht gezogenen Wasserproben. In: Die Wasserversorgung von Zürich, ihr Zusammenhang mit der Typhusepidemie des Jahres 1884 und Vorschläge zur Verbesserung der bestehenden Verhältnisse. Bericht der "Erweiterten Wasserkommission" an den Stadtrat von Zürich. Zürich, Orell Füssli & Co., S. 103-118.
- [34] Lüscher, O. (1946): Der Zürichsee als Trinkwasserspender. Wasser- und Energiewirtschaft 38 (9-11). Sonderdruck, 11 S.
- [35] Mäcke, H., U. Zimmermann & H.-H. Stabel (1987): Phytoplanktonentwicklungen in tiefen Voralpenseen - biologische Indikatoren der Gewässergüte. GWF Wasser - Abwasser 128 (10): 544-550.
- [36] Meier, S. & P. Voser (1994): Deutliche Signale: Der Zürichsee erholt sich. Veränderungen der Unterwasservegetation als Reaktion auf verbesserte Wasserqualität. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 139 (3): 131-139.
- [37] Minder, L. (1922): Studien über den Sauerstoffgehalt des Zürichsees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 3: 107-155.
- [38] Minder, L. (1926): Biologisch-chemische Untersuchungen im Zürichsee. Schweiz. Z. Hydrol. 3 (3/4): 1-70.
- [39] Minder, L. (1938): Der Zürichsee als Eutrophierungsphänomen. Summarische Ergebnisse aus fünfzig Jahren Zürichseeforschung. Geologie der Meere und Binnengewässer 2 (2): 284-299.

- [40] Minder, L. (1943a): Der Zürichsee im Lichte der Seentypenlehre. Neujahrsbl. Naturforsch. Ges. Zürich 145: 1-83.
- [41] Minder, L. (1943b): Neuere Untersuchungen über den Sauerstoffgehalt und die Eutrophie des Zürichsees. Arch. Hydrobiol. 40: 279-304.
- [42] Moldenhauer, F. (1857): Analyse des Wassers des Zürchersees. Schweiz. Polytech. Z. 2: 52-53.
- [43] Müller, R. (1992): Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. Hydrobiologia 243/244: 261-268.
- [44] Nipkov, F. (1920): Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsatzes im Zürichsee. Schweiz. Z. Hydrol. 1: 100-122.
- [45] Örn, C. G. (1980): Die Sauerstoffverhältnisse im Zürichsee (Untersee) von 1937 bis 1975 und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 125 (4): 259-364.
- [46] Pavoni, M. (1963): Die Bedeutung des Nannoplanktons im Vergleich zum Netzplankton. Schweiz. Z. Hydrol. 25 (2): 219-336.
- [47] Pfenninger, A. (1902): Beiträge zur Biologie des Zürichersees. Dissertation Universität Zürich, 61 S.
- [48] Sandgren, C. D. (ed.) (1988): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge, 442 S.
- [49] Sauberer, F. (1962): Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern. Mitt. int. Verein. Limnol. 11: 1-77.
- [50] Schanz, F. & E. A. Thomas (1980): Die Durchsichtigkeit des Zürichseewassers von 1897 bis 1980. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 125 (3): 239-248.
- [51] Schanz, F. (1982): A fluorimetric method of determining chlorophyll a and phaeophytin a concentrations. Arch. Hydrobiol. Beih. 16: 91-100.
- [52] Schröter, C. (1897): Die Schwebeflora unserer Seen (Das Phytoplankton). Neujahrsbl. Naturforsch. Ges. Zürich 99: 1-57.
- [53] Siegrist, H. (1995): Verhalten von Spurenstoffen in der Abwasserreinigung. EAWAG-News 40D: 13-18.
- [54] Sommer, U. & H.-H. Stabel (1983): Silicon consumption and population density changes of dominant planktonic diatoms in Lake Constance. Journal of Ecology 71: 119-130.
- [55] Sontheimer, H. (1971): Der Zürichsee. Organische Substanzen im Rohwasser der Zürcher Seewasserwerke und des Grundwasserwerkes Hardhof. Belastung der Limmat mit organischen Substanzen. AWBR Jahresbericht 3: 49-52.
- [56] Soracreppa, E. (1934): Die biologisch bedingten Korrosions-Eigenschaften des Zürichseewassers. Dissertation ETH Zürich, 51 S.
- [57] Sprung, M. (1989): Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. Arch. Hydrobiol. 115: 537-561.
- [58] 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.
- [59] Suter-Weider, P. & U. Zimmermann (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.
- [60] Suter-Weider, P. (1976): Über das Vorkommen der Larven von *Dreissena polymorpha* Pallas im unteren Zürichsee in den Jahren 1971 bis 1975. GWA 56 (7): 371-374.
- [61] Thomas, E. A. & Märki, E. (1949): Der heutige Zustand des Zürichsees. Verh. Internat. Verein. Limnol. 10: 476-488.
- [62] Thomas, E. A. (1941): Beitrag zur Kenntnis des Planktons dreier Zürcher Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 9 (1/2): 34-49.

- [63] Thomas, E. A. (1949a): Sprungschichtneigung im Zürichsee durch Sturm. Schweiz. Z. Hydrol. 11 (3/4): 527-545.
- [64] Thomas, E. A. (1949b): Regionallimnologische Studien an 25 Seen der Nordschweiz. Verh. Internat. Verein. Limnol. 10: 489-495.
- [65] Thomas, E. A. (1950): Auffällige biologische Folgen von Sprungschichtneigungen im Zürichsee. Schweiz. Z. Hydrol. 12 (1): 1-24.
- [66] Thomas, E. A. (1951a): Neuere hydrobiologische Forschungsergebnisse aus dem Gewässersystem Walensee-Linth-Zürichsee. Wasser- und Energiewirtschaft 43 (10): 173-184.
- [67] Thomas, E. A. (1951b): Produktionsforschung auf Grund der Sedimente im Pfäffikersee und Zürichsee. Verh. Internat. Verein. Limnol. 11: 409-421.
- [68] Thomas, E. A. (1951c): Sturmeinfluss auf das Tiefenwasser des Zürichsees im Winter. Schweiz. Z. Hydrol. 13 (1): 5-23.
- [69] Thomas, E. A. (1953): Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung. Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 33 (2+3): 25-32; 71-79.
- [70] Thomas, E. A. (1954): Der Einfluss der Meliorierung der Linthebene auf die Überdüngung des Zürichsees. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 34 (10+11): @.
- [71] Thomas, E. A. (1954): Der Einfluss der Meliorierung der Linthebene auf die Überdüngung des Zürichsees. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 34 (10+11): 264-270; 278-287.
- [72] Thomas, E. A. (1955a): Phosphatgehalt der Gewässer und Gewässerschutz. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 35 (9+10): 224-231; 271-277.
- [73] Thomas, E. A. (1955b): Sedimentation in oligotrophen und eutrophen Seen als Ausdruck der Produktivität. Verh. Internat. Verein. Limnol. 12: 383-393.
- [74] Thomas, E. A. (1955c): Über die Bedeutung der abwasserbedingten direkten Sauerstoffzehrung in Seen. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 35 (5): 119-129.
- [75] Thomas, E. A. (1957): Der Zürichsee, sein Wasser und sein Boden. Jahrbuch vom Zürichsee 1956-1957: 173-208.
- [76] Thomas, E. A. (1960a): Rotalgenrasen und Blaualgentepiche im Zürichsee. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 105: 297-305.
- [77] Thomas, E. A. (1960b): Sauerstoffminima und Stoffkreisläufe im ufernahen Oberflächenwasser des Zürichsees (Cladophora- und Phragmites-Gürtel). Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 40 (6): 140-147.
- [78] Thomas, E. A. (1961a): *Hydrodictyon reticulatum* und seine Beziehung zur Saprobität im Zürichsee und in der Glatt. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 106: 450-456.
- [79] Thomas, E. A. (1961b): Die Verschmutzung des Zürichsees und die Strömungs- und Durchflussverhältnisse bei Rapperswil. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 41 (3/4): 53-60.
- [80] Thomas, E. A. (1961c): Wucherungen von Cyanophyceen an den Ufern des Zürichsees und deren Ursachen. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 225-235.
- [81] Thomas, E. A. (1962): Thermisch bedingte Horizontalzirkulationen, Wasserchemismus und Algenwucherungen an Zürichseeufnern. Hydrobiologia 20 (1): 40-58.
- [82] Thomas, E. A. (1964a): Katalog der Planktonorganismen des Zürich-Obersees und des Zürichsees. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 109 (2): 103-142.
- [83] Thomas, E. A. (1964b): Massenentwicklung von *Lamprocystis rosea-persicina* als tertiäre Verschmutzung am Ufer des Zürichsees. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 109 (3): 276-276.
- [84] Thomas, E. A. (1965a): Der Verlauf der Eutrophierung des Zürichsees. Mitt. Österr. Sanitätsverw. 66 (5): 3-11.

- [85] Thomas, E. A. (1965b): Mikrobiologische Aspekte des Gewässerschutzes. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 110 (2): 301-319.
- [86] Thomas, E. A. (1965c): Phosphat-Elimination in der Belebtschlammanlage von Männedorf und Phosphat-Fixation in See- und Klärschlamm. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 110: 419-434.
- [87] Thomas, E. A. (1968): Die Phosphattrophierung des Zürichsees und anderer Schweizer Seen. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 14: 231-242.
- [88] Thomas, E. A. (1969a): Kulturbeeinflusste chemische und biologische Veränderungen des Zürichsees im Verlauf von 70 Jahren. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 17: 226-239.
- [89] Thomas, E. A. (1969b): Untersuchungen über die Auswirkungen und Folgen der Einschichtung von Abwässern in Seen. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 17: 517-528.
- [90] Thomas, E. A. (1971a): Dritte Reinigungsstufe und Oligotrophierung des Zürichsees. Gas Wasser Abwasser 51 (5): 113-121.
- [91] Thomas, E. A. (1971b): Oligotrophierung des Zürichsees. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 116 (1): 165-179.
- [92] Thomas, E. A. (1973): Gewässerschutz- und Eutrophierungsprobleme bei Seeaufschüttungen. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 118 (4): 299-318.
- [93] Tilzer, M. M. (1984): Estimation of phytoplankton loss rates from daily photosynthetic rates and observed biomass changes in Lake Constance. J. Plankton Res. 6: 309-324.
- [94] Uehlinger, U., H.-R. Bürgi & R. Müller (1996): Veränderungen der Ökologie von Gewässern durch Phosphatabnahme. EAWAG-News 42D: 14-17.
- [95] Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- [96] Ventling-Schwank, A. R. & D. M. Livingstone (1994): Transport and burial as a cause of whitefish (*Coregonus* sp.) egg mortality in a eutrophic lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51/9: 1908-1919.
- [97] Vollenweider, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.
- [98] von Gonzenbach, W. (1936): Bericht über die wissenschaftliche Erforschung des Zürichsees in den Jahren 1929-1933. Wasserversorgung Zürich, 156 S.
- [99] Walz, N. (1972): *Dreissena polymorpha* im Bodensee und Zürichsee. AWBR Jahresbericht 4: 110-114.
- [100] Waser, E. & G. Blöchliger (1939): Untersuchung des Zürichsees 1936-1938. Untersuchungen der öffentlichen Gewässer des Kantons Zürich 5: 1-93.
- [101] Wehrli, B. & A. Wüest (1996): Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 9, Dübendorf. 127 S.
- [102] Weindel, W. (1983): Die organische Belastung der Zuflüsse des Walensees und Zürichsees. AWBR Jahresbericht 15: 77-86.
- [103] Zimmermann, P. (1961): Chemische und bakteriologische Untersuchungen im unteren Zürichsee während der Jahre 1948-1957. Schweiz. Z. Hydrol. 23/2: 342-397.
- [104] Zimmermann, U. & R. Forster (1985): Biovoluminamittel und Probenahmehäufigkeit am Beispiel des Phytoplanktons im Zürichsee 1982 und 1985. AWBR Jahresbericht 17: 101-106.
- [105] Zimmermann, U. & W. Weindel (1986): Organische Einzelsubstanzen (Mikroverunreinigungen) in Tiefenprofilproben aus dem Bodensee-Obersee, Bodensee-Überlingersee, Walensee und Zürichsee. AWBR Jahresbericht 18: 111-118.
- [106] Zimmermann, U. (1970): Ergebnisse der chemischen, bakteriologischen und biologischen Untersuchungen des Zürichsees. AWBR Jahresbericht 2: 93-104.

- [107] Zimmermann, U. (1971): Ergebnisse der chemischen, bakteriologischen und biologischen Untersuchungen des Zürichsees. AWBR Jahresbericht 3: 83-98.
- [108] Zimmermann, U. (1972): Chemische, bakteriologische und biologische Untersuchungen im Zürichsee, Zürich-Obersee und Walensee. AWBR Jahresbericht 4: 59-94.
- [109] Zimmermann, U. (1973): Chemische, bakteriologische und biologische Untersuchungen des Zürichsees, Zürichsee-Obersees und des Walensees. AWBR Jahresbericht 5: 67-87.
- [110] Zimmermann, U. (1974): Limnologische Untersuchungen des Zürichsees in den Jahren 1972 bis 1974. AWBR Jahresbericht 6: 67-80.
- [111] Zimmermann, U. (1975): Limnologische Untersuchungen am Trinkwasserspeicher Zürichsee. Gas Wasser Abwasser 55: 473-480.
- [112] Zimmermann, U. (1976): Periodizität der häufigsten Phytoplankter im Zürichsee. AWBR Jahresbericht 8: 117-151.
- [113] Zimmermann, U. (1978): Die photosynthetische Primärproduktion im Zürich-, Zürich-Ober- und Walensee in den Jahren 1973 bis 1978. AWBR Jahresbericht 10: 61-81.
- [114] Zimmermann, U. (1979): Vergleichende Phytoplanktonuntersuchungen im Zürich-, Züricher- und Walensee, 1974 bis 1979. AWBR Jahresbericht 11: 109-157.
- [115] Zimmermann, U. (1982): Biologische Aspekte des Zürichsees. AWBR Jahresbericht 14: 213-229.
- [116] Zimmermann, U. (1984): Phosphorkonzentration und Phytoplanktonbiomasse am Beispiel des Seensystems Walensee - Zürichsee der Jahre 1974 bis 1984. AWBR Jahresbericht 16: 121-141.
- [117] Zimmermann, U. (1993): Chemische und biologische Veränderungen in Voralpenseen als Folge von Sanierungsmassnahmen. 14. Arbeitstagung der IAWR, Zürich. S. 35-50.
- [118] Zimmermann, U., R. Forster & H. Sontheimer (1993): Langzeitveränderung der Wasserqualität im Zürich-, Züricher- und Walensee. Wasserversorgung Zürich, 89 S.
- [119] Zobrist, J. (1983): Die Belastung der Gewässer mit Schadstoffen aus Abwässern und Niederschlägen. Gas Wasser Abwasser 63: 123-131.
- [120] Züllig, H. (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkennung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44: 1-98.

Dank

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Abteilung Qualitätsüberwachung, die während vielen Jahren in unermüdlicher Arbeit die hier verwendeten Daten zusammengetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau (AGW) des Kantons Zürich hat die Zürichseeuntersuchungen mit namhaften Beiträgen finanziell unterstützt. Walo Meier (Leiter Abteilung Oberflächengewässer) hat durch sein Interesse an diesen Auswertungen und die kritische Hinterfragung von Ergebnissen einen wertvollen Beitrag zu diesem Bericht geleistet.

Ueli Bosshart (Leiter der Hauptabteilung Qualitätsüberwachung) und Hans-Peter Klein (Direktor der WVZ) haben durch wertvolle Anregungen und Diskussionen wesentliche Beiträge zu diesem Bericht geliefert. René Gächter (EAWAG) hat einen ersten Entwurf dieses Berichts mit guten Ideen und scharfsinnigen Fragen gespickt und sich als hilfsbereiter und wertvoller Diskussionspartner verdient gemacht.

Den Mitarbeitern der Seepolizei Zürich gebührt ein herzliches Dankeschön für die stets motivierte und unkomplizierte Zusammenarbeit und Hilfeleistung bei den Probenahmen.

Adressen der Autoren

Sonja Gammeter
Ulrich Zimmermann
Qualitätsüberwachung (Limnologie)

Richard Forster
Qualitätsüberwachung
(Stabsstelle Auswertungen)

Wasserversorgung Zürich
Hardhof 9
8023 Zürich