

**SCHRIFTENREIHE
UMWELT NR. 237**

Gewässerschutz

**Der Zustand
der Seen
in der Schweiz**

**SCHRIFTENREIHE
UMWELT NR. 237**

Gewässerschutz

**Der Zustand
der Seen
in der Schweiz**

**Herausgegeben vom Bundesamt
für Umwelt, Wald und Landschaft
BUWAL
Bern, 1994**

Impressum

Autor:	Paul Liechti, BUWAL, Abteilung Gewässerschutz und Fischerei
Fotos:	© Herbert Mäder, 9038 Rehetobel
Foto Genfersee:	© Michel Chevalley, 1604 Puidoux
Luftaufnahmen:	© COMET Photo AG, 8023 Zürich
Lageskizzen der Seen:	Bundesamt für Statistik, GEOSTAT Bundesamt für Landestopographie, Kartenausschnitte reproduziert mit Bewilligung vom 20.9.1994 (D-2177)
Layout:	HYDRA, Postfach 605, 3000 Bern 25
zu beziehen bei:	BUWAL, Dokumentationsdienst, Hallwylstr. 4, 3003 Bern

Inhalt

Abstracts	2
Vorwort	3
1. Einleitung	5
2. Zur Limnologie von Seen	7
2.1 Was ist ein See?	7
2.2 Wie entstehen Seen?	8
2.3 Wasser und seine besonderen Eigenschaften	8
2.4 Seen als Teile des globalen Süßwasserreservoirs	9
2.5 Wasservorräte der Schweiz	10
2.6 Wärmehaushalt und Schichtung	10
2.7 Stoffhaushalt	11
2.8 Die Schlüsselrolle des Phosphors	12
2.9 Die Rolle des Stickstoffs	13
2.10 Überdüngung	13
3. Schutz, Sanierung und Restaurierung von Seen	16
3.1 Ziele des Gewässerschutzes	16
3.2 See-externe Massnahmen	16
3.3 See-interne Massnahmen	17
4. Der Zustand der grösseren, natürlichen Seen	18
4.1 Früherer Zustand	20
4.2 Aktueller Zustand	20
4.3 Hinweise auf den zukünftigen Zustand	21
4.4 Liste der beschriebenen Seen	22
5. Le Léman	23
6. Bodensee	33
7. Lac de Neuchâtel	41
8. Lago Maggiore	47
9. Vierwaldstättersee	53
10. Zürichsee	61
11. Lago di Lugano	69
12. Thunersee	77
13. Bielersee	83
14. Zugersee	91
15. Brienersee	97
16. Walensee	103
17. Murtensee	109
18. Sempachersee	115
19. Hallwilersee	123
20. Greifensee und Pfäffikersee	131
21. Sarnersee	139
22. Ägerisee	143
23. Baldeggersee	149
Erläuterung der Fachbegriffe	156
Zeichnungen der Plankton-Organismen (Legende)	159

Abstracts

D Mit der Bevölkerungsentwicklung, und dem wirtschaftlichen Aufschwung nach 1945 nahm die Belastung vieler Seen mit Schmutz- und Nährstoffen stark zu. Die Folgen einer erhöhten Nährstoffzufuhr, insbesondere des Phosphors, sind verstärktes Algenwachstum, das sich oft in stinkenden Algent Teppichen manifestiert, und Sauerstoffmangel im Tiefenwasser. Der Lebensraum der Pflanzen und Tiere im See wird dadurch eingeschränkt. Am Beispiel der grössten natürlichen Seen wird die Belastungsproblematik wie auch der Erfolg von Gewässerschutzmassnahmen aufgezeigt.

Die Ursache für eine weiterhin zu grosse Belastung einiger Seen des schweizerischen Mittelandes ist vor allem bei den diffus verteilten Nährstoffquellen zu suchen und kann meist auf zu grossen oder unsachgemässen Einsatz natürlicher und künstlicher Düngestoffe zurückgeführt werden.

Die Übersicht über 20 Seen wird durch eine kurze Einführung in die Limnologie ergänzt.

L L'incremento demografico e lo sviluppo economico ed industriale hanno fatto aumentare, dal 1945 ad oggi, in modo considerevole il carico di sostanze nutritive e inquinanti di molti dei nostri laghi. Le conseguenze di questo apporto eccessivo di sostanze nutritive, in particolare di fosforo, sono la crescita sfrenata di alghe, spesso evidenziata dalla presenza di veri e propri tappeti di alghe galleggianti e maleodoranti, e la carenza di ossigeno nelle acque profonde. Lo spazio vitale della flora e della fauna del lago ne risulta limitato. Prendendo ad esempio i grandi laghi naturali, vengono analizzati i problemi posti da un tale carico e viene fatto un bilancio sull'efficacia delle misure di protezione delle acque finora adottate. La causa del fatto che per alcuni laghi dell'Altipiano svizzero il carico continua ad essere troppo elevato vanno ricercate soprattutto nella grande diffusione delle fonti di sostanze nutritive, imputabile, nella maggior parte dei casi, all'impiego non corretto ed eccessivo di fertilizzanti naturali e chimici.

Il resoconto che concerne 20 laghi è completato da una breve introduzione sulla limnologia.

F Dans de nombreux lacs suisses, les apports élevés de polluants et de matières nutritives dus à l'augmentation de la population et à l'essor économique que nous avons connus à partir de 1945 ont eu des effets déplorables sur la qualité des eaux. Les excès de nutriments, de phosphore surtout, favorisent la croissance des algues, un phénomène se manifestant fréquemment sous la forme d'un tapis d'algues nauséabondes à la surface de l'eau, et occasionnent un manque d'oxygène dans les couches profondes. Par conséquent, l'espace vital indispensable à la croissance des végétaux et des animaux lacustres diminue.

Afin d'illustrer aussi bien le problème de la pollution des eaux que le succès des mesures prises pour les protéger, le présent ouvrage décrit l'état actuel de vingt des plus grands lacs naturels de Suisse.

Aujourd'hui, la charge polluante de certains lacs du Plateau reste trop élevée. La cause en réside principalement dans les apports diffus de matières nutritives qui proviennent en général d'une utilisation trop généreuse ou inadéquate d'engrais naturels ou chimiques.

Le tour d'horizon est complété par une courte introduction à la limnologie.

E The population increase and economic growth which characterised the post-war period (1945-) also resulted in a considerable increase in the contamination of many lakes by various pollutants and nutrient substances. The increased nutrient input, in particular of phosphorus, causes algae to grow at a faster rate, often creating malodorous algae "carpets" at the surface, and producing oxygen deficiency in the deeper waters. This reduces the viable habitat for the flora and fauna. The nature of the pollution problems, and the success of water protection measures, are demonstrated by means of examples from the largest natural lakes.

The cause of the still excessive pollution of a number of lakes in the central part of Switzerland is to be sought chiefly in the diffuse distribution of the nutrient sources, and is to be blamed for the most part on immoderate and inappropriate use of natural as well as chemical fertilisers.

A few introductory remarks on limnology accompany this brief survey of 20 lakes.

Vorwort

Die Schweiz ist ein seenreiches Land. Auch wenn nur die grösseren stehenden Gewässer von mindestens 10 ha Oberfläche berücksichtigt werden, können bereits mehr als 70 natürliche Seen und rund 100 Speicherseen gezählt werden. Die Seen beeinflussen über die Fähigkeit, Wärme zu speichern, nicht nur das lokale Mikroklima, sondern charakterisieren dank ihrer natürlichen Schönheit und dank den vielfältigen Lebensformen im Wasser und an den Ufern auch für grosse Teile der Schweiz das Landschaftsbild.

Mit der Bevölkerungsentwicklung und dem wirtschaftlichen Aufschwung nach 1945 nahm die Belastung vieler Seen mit Schmutz- und Nährstoffen stark zu. Die Folgen einer erhöhten Nährstoffzufuhr, insbesondere Phosphor, sind verstärktes Algenwachstum, das sich oft in stinkenden Algenteppichen manifestiert, und Sauerstoffmangel im Tiefenwasser. Der Lebensraum der Pflanzen und Tiere im See wird dadurch eingeschränkt.

Seen sind keine abgeschlossenen und selbständigen Einheiten; sie stehen in intensiver Beziehung zur Umgebung, in die sie eingebettet sind. Die Sanierung kranker Seen kann deshalb nur erreicht werden, wenn auch das Einzugsgebiet einbezogen wird. Mit dem Ausbau der Abwasserreinigung konnte die Belastung der meisten Seen in den letzten 15 Jahren wieder deutlich verringert werden. Bei einigen Mittellandseen ist die im Einzugsgebiet mit Düngestoffen ausgebrachte Phosphormenge aber so gross, dass nicht nur die Seen selbst noch immer zu stark belastet werden, sondern dass auch die Böden mit diesem Algennährstoff angereichert werden. Auch nach der Einführung einer umweltgerechten Düngung oder sogar einem Düngeverbot wäre wegen dieser Depotbildung noch während Jahren mit grösseren Phosphorfrachten aus diesen Einzugsgebieten zu rechnen.

Seit über zwanzig Jahren wird versucht, den Zustand der überdüngten Seen auch mit seeinternen Massnahmen zu verbessern. Durch Einleiten von nährstoffarmem Wasser oder Ableiten von nährstoffreichem Tiefenwasser wird der Nährstoffgehalt direkt beeinflusst. Zirkulationsunterstützung im Winter und Belüftung mit Sauerstoff im Sommer sollen indirekt auf den Phosphorgehalt wirken, indem sie dessen Rücklösung aus den Sedimenten - die interne Düngung - über eine Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers verringern oder unterbinden. Wie die Erfahrung

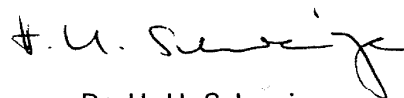
der letzten Jahre aber gezeigt hat, ist der diesbezügliche Erfolg nicht nachhaltig. Das Auftreten von z.T. giftigen, reduzierten Substanzen wird dadurch aber weitgehend verhindert und den höheren Wasserorganismen, vor allem Fischen, wird durch ein besseres Sauerstoffangebot das Überleben gesichert.

Der Schutz der Seen ist zu einer Daueraufgabe geworden. Die in den Einzugsgebieten umgesetzten Nährstoffmengen sind meist nach wie vor viel zu gross. Nur eine Reduktion an den Quellen könnte die heute dauernd notwendigen Aufwendungen, zu denen auch die Abwasserreinigung gehört, verringern.

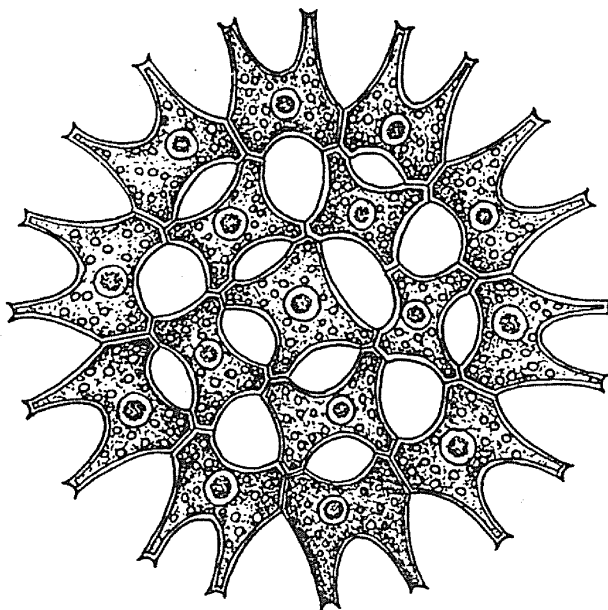
Das vorliegende Buch will am Beispiel der zwanzig grössten natürlichen Seen der Schweiz über Probleme und Erfolge im Gewässerschutz informieren.

Abteilung Gewässerschutz und Fischerei

Der Chef:



Dr. H. U. Schweizer



Dank

Die verwendeten Daten stammen aus Messungen und Berichten Internationaler Kommissionen, die den Schutz der grossen, grenzübergreifenden Gewässer zum Ziel haben, kantonaler Gewässerschutzfachstellen sowie der EAWAG, der LHG, der Wasserversorgung Zürich und einiger Institute an den Universitäten Bern, Genf und Zürich. Unser besonderer Dank geht deshalb an all jene, die mit ihrem grossen Einsatz dieses Buch erst möglich machten.

1. Einleitung

Die Einführung des Wasserklosetts und der Schwemmkanalisation Ende des letzten Jahrhunderts war eine Pionierleistung aus hygienischer Sicht. Viele Krankheiten und Epidemien konnten auf diese Weise eingedämmt oder verhindert werden. Durch diese neu eingeführte Entwässerung aus Siedlungsgebieten gelangte das Abwasser aus den Häusern, Industriebetrieben und dem Gewerbe auf kürzestem Wege in die Fließgewässer und Seen.

Das Selbstreinigungsvermögen der Gewässer genügte bald nicht mehr, es zeigten sich nachteilige Veränderungen: trübes Wasser, Schaum, Massenentwicklungen von Pflanzen und Mikroorganismen, aufräumende Algen, negative Veränderungen im Fischbestand. Steinmann und Surbeck z.B. fanden am 12. März 1917 im Rhein bei der Basler Gasfabrik schlimme Zustände: "Das weiter oben schon trübe Wasser führt viele treibende Flocken und Papierfetzen. Zwischen den Steinen hängen zahlreiche Därme, und eine Strecke weit vom Einlauf der Schlachthausabwässer ist das Wasser von Blut gefärbt. Das spärliche Moos auf den Steinen ist meist abgestorben und von Unratfetzen verdeckt."

Die Fischer waren die ersten, welche diese Entwicklung erkannten. Das Bundesgesetz über die Fischerei von 1888 enthielt erste Vorschriften über die Reinhaltung der Gewässer. Einige Kantone begannen bereits sehr früh mit dem Bau

von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Die erste solche Anlage wurde 1916 bei St. Gallen in Betrieb genommen.

Als sich in den vierziger Jahren der Gewässerzustand der Fließgewässer und Seen in der Schweiz zunehmend verschlechterte, versuchten Bund und Kantone Gegensteuer zu geben. Nationalrat Paul Zigerli trat 1944 in einem Postulat für den Ausbau der damals geltenden Bundesrechtsordnung zum Schutze der Gewässer gegen Verunreinigung ein. Es dauerte aber noch bis zum Jahre 1953, bis ein Gewässerschutzartikel in die Bundesverfassung aufgenommen wurde. 1957 trat das auf diesem Artikel beruhende Gewässerschutzgesetz in Kraft.

In den Nachkriegsjahren setzte sich die Erkenntnis allgemein durch, dass nebst einer rein mechanischen auch die biologische Reinigung der Abwässer unumgänglich sei. Mit der Einführung genereller Bundesbeiträge an Abwasserreinigungsanlagen ab 1960 begann der bauliche Gewässerschutz auf breiter Basis.

Als Folge des wirtschaftlichen Aufschwungs in den fünfziger und sechziger Jahren und der damit verbundenen zusätzlichen Gewässerbelaftung wurde die Abwasserreinigungstechnik weiter verbessert; die Phosphorelimination mittels Fällung bzw. Flockung war der nächste Schritt (dritte Reinigungsstufe).

Gewässerschutz in der Schweiz

1944	Postulat von Paul Zigerli
1953	Gewässerschutzartikel in der Verfassung
1955 (1957)	1. Gewässerschutzgesetz
1971	Umweltschutzartikel in der Verfassung
1971 (1972)	2. Gewässerschutzgesetz
1975	Verordnung über Abwassereinleitungen
1983 (1985)	Umweltschutzgesetz
1984 (1992)	3. Gewässerschutzgesetz
1986	Verordnung über umweltgefährdende Stoffe

Ausbau der Abwasserreinigung

1916	erste biologische Abwasserreinigungsanlage in St. Gallen
1960	Subventionierung durch den Bund: Ausbau des baulichen Gewässerschutzes auf breiter Basis
ab 1977	Reduktion des Phosphatgehaltes in den Textilwaschmitteln über Vorschriften bezüglich der Waschlauge
	Reduktion der P-Gehalte im Auslauf der Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet der Seen
1977	auf 1 mg P/l und
1985	auf 0,8 mg P/l
1985	Phosphatverbot in Textilwaschmitteln, Übergangsfrist bis 1.7.1986
1989	Reduktion der P-Gehalte im Auslauf der Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Rheins auf 0,8 mg P/l

Die Abwässer von Industrie, Gewerbe und Bevölkerung nahmen seither sowohl in der Menge als auch im Verschmutzungsgrad weiter zu. Die drei Reinigungsstufen (mechanisch, biologisch, Phosphorfällung) genügten oft nicht mehr und müssen durch weitere Massnahmen ergänzt werden. Vermehrt wird deshalb heute versucht, die Belastung schon an den Quellen, welche Luft, Boden und Wasser miteinschliessen, zu reduzieren. Ein Schritt in dieser Richtung ist das am 1. Juli 1986 wirksam gewordene Verbot von phosphathaltigen Textilwaschmitteln; dadurch wurde der Phosphorgehalt im häuslichen Rohabwasser um ca. 30% verringert.

Die Verunreinigung mit Spuren künstlicher organischer Verbindungen hat infolge des starken Anstieges im Verbrauch dieser Substanzen ab den fünfziger Jahren auch in den Gewässern zugenommen. Noch vor wenigen Jahren waren die Gehalte zahlreicher Verbindungen zumindestens zeitweise eindeutig messbar. Nebst Verboten und Einleitungsbeschränkungen, die durch die Behörden festgelegt wurden, hat die Industrie auch in Eigenverantwortung Produktionsprozesse ein- oder umgestellt. Ausser den häufigst verwendeten, chlorierten Lösungsmitteln liegen heute nur noch wenige, weit verbreitet eingesetzte Pestizide über der Erfassungsgrenze, die dank der modernen chemischen Analytik sehr klein ist, meist kleiner als $0,1 \mu\text{g/l}$, häufig sogar kleiner als $0,02 \mu\text{g/l}$.

Die enormen Anstrengungen im Gewässerschutz (bis 1992 ca. 35 Mia Franken) rufen nach einer Erfolgskontrolle. Die Oberflächengewässer müssen in langdauernden Messprogrammen überwacht werden; nur so können anstehende Probleme und Fehlentwicklungen erkannt und angegangen werden. Die meisten grösseren natürlichen Seen werden deshalb regelmässig chemisch, physikalisch und biologisch untersucht. Die Entwicklung ihres Zustandes lässt sich zumeist über eine längere Zeitperiode zurückverfolgen. Das damalige Bundesamt für Umweltschutz entschloss sich 1984, den Zustand dieser Seen in einer Artikelserie zu beschreiben, um die Erfolge und Probleme im Gewässerschutz weiteren Kreisen zugänglich zu machen. Die Nachfrage nach diesen Seeberichten ist so gross, dass sie nun aktualisiert, überarbeitet, ergänzt und als Buch zusammengefasst vorgelegt werden.

Literatur

- Anonymus, 1952: Gewässerschutz und Abwasserreinigungsanlagen, Verlag Baublatt AG, Rüschlikon-Zürich.
- Kummert, R. und W. Stumm, 1988: Gewässer als Ökosysteme, Grundlagen des Gewässerschutzes, Verlag der Fachvereine Zürich.
- Steinmann, P. und G. Surbeck, 1918: Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna schweizerischer Fliessgewässer. Schweiz. Departement des Innern, Inspektion für Forstwesen, Jagd und Fischerei.

2. Zur Limnologie von Seen

2.1 Was ist ein See?

Nach dem berühmten Limnologen des 19. Jahrhunderts, A. Forel, ist ein See "ein Reservoir, in dem sich Wasser aus oberirdischem Abfluss sammelt, in einer Senke im Boden, in einem Becken ausgebildet im Erdmantel oder gestaut hinter einem Damm". Zur Abgrenzung gegenüber Teichen, Weihern und Tümpeln wird der Begriff See heute häufig enger gefasst: Seen sind stehende Gewässer, die so tief sind, dass in regelmässigen zeitlichen Abständen aufgrund der Wärmeeinstrahlung von oben oder durch den Wärmeverlust in der kalten Jahreszeit zwei verschiedene warme Wasserkörper entstehen, zwischen denen der Gas-, Nährstoff- und Wärmetransport eingeschränkt ist. Jeder See besteht aus den drei Elementen Seebecken, Wasserkörper (inkl. Zu- und Abflüsse) und Ablagerungsgut (Sedimente).

Unter dem Gesichtswinkel von Stoffumsatz und Biologie werden ebenfalls drei Bereiche unterschieden: Uferzone, Freiwasserzone und Seeboden:

• Der Einfluss der Uferzone auf den See und dessen Zustand wird häufig unterschätzt; insbesondere die Flachwasserzone stellt ein grosses Regenerationspotential dar. Hier treffen Boden (Seegrund), Luft und Wasser zusammen und bilden einen Bereich mit günstigen Eigenschaften für viele Tiere und Pflanzen. Die Stressfaktoren Wind, Wellen und Seespiegelschwankungen fördern die Artenvielfalt. Im Bereich des Flachufers ist deshalb der grösste Lebensreichtum des Sees konzentriert. Es bilden sich typische, zonenorientierte Pflanzengesellschaften aus; soweit sie noch natürlich sind, umfassen sie vom Land her kommend mehrere Gürtel: Birkenbruch, Erlenbruch, Strauchschicht, Grossegegnried, Röhricht (Schilf), Schwimmblattzone, Laichkrautzone. Das für das Pflanzenwachstum notwendige Licht reicht in der Flachwasserzone bis auf den Seegrund. Die dort lebenden Pflanzen, die dauernd oder zumindest teil- oder zeitweise im Wasser untergetaucht sind und zusammenfassend als Makrophyten bezeichnet werden, tragen deshalb wesentlich zur organischen Pro-

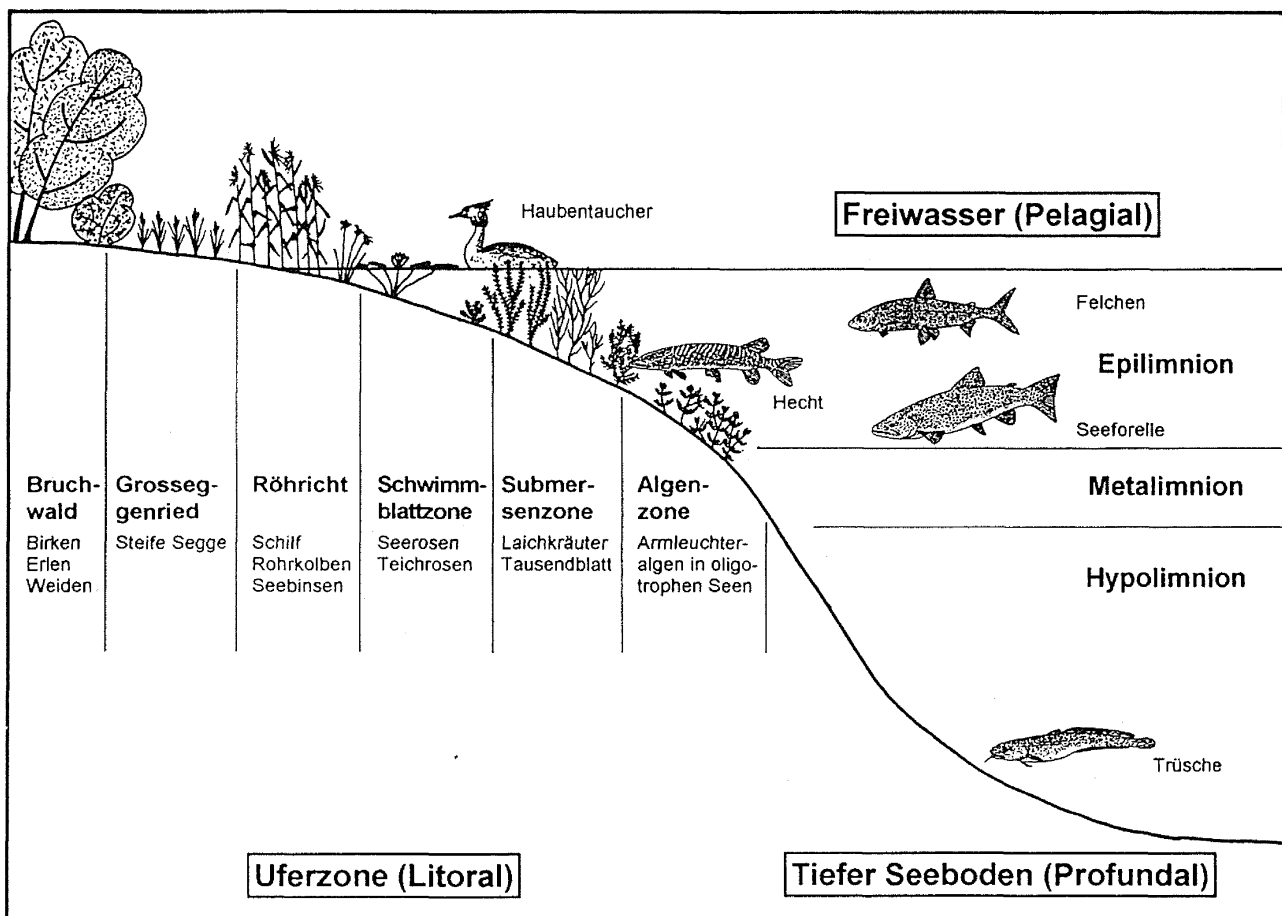


Abbildung: Bereiche des Sees, vom Ufer bis ins Freiwasser.

duktion, zum Stoffumsatz und damit auch zur Selbstreinigung eines Sees bei. Die Uferzone ist ein Pufferbereich, der den See vor schädlichen Einwirkungen aus der Umgebung schützt; sie bietet Tieren wertvollen Lebensraum, u.a. als Brutgebiet für viele Vogelarten. Die Flachwasserzone dient als Laichgebiet und Kinderstube für Fische, z.B. Hechte, Barsche (Egli), Rotaugen. Für den Schutz und die Wiederherstellung dieser Bereiche sind deshalb weitgehende Massnahmen und Vorschriften notwendig.

- Die Uferzone umschliesst das offene Wasser, die **Freiwasserzone**, wie ein Saum. Die Uferflora kann nicht in das tiefe Wasser vordringen; dies verhindern einerseits die Lichtverhältnisse (ab ca. 10 m Tiefe ist es dunkel) und andererseits die toxische Wirkung der unter dem hydrostatischen Druck gelösten Gase in den luftgefüllten Kammern zwischen den Zellen. Das offene Wasser ist der typischste Lebensraum des Sees, der aufgrund der Wärmeinstrahlung die für Seen charakteristische jahreszeitliche Dynamik zeigt. Die grössten Stoffmengen werden in diesem Bereich umgesetzt. Er ist erfüllt von einer hoch spezialisierten Schwebewelt kleinster Mikroorganismen, dem Plankton. Das Plankton bildet die Nahrungsgrundlage für Fische und Bodenbewohner.
- Auch der **Seeboden** ist massgeblich am Stoffumsatz beteiligt; dessen Zustand ist ausschlaggebend für die Stabilisierung und Fixierung von sedimentierten Substanzen, die als Pflanzennährstoffe in Frage kommen. Je nach Abstand zum Seespiegel finden sich im Lebensraum Gewässergrund, der auch Benthos genannt wird, Würmer, Muscheln, Schnecken, Insektenlarven und Kleinkrebse. Die Würmer fördern mit ihrer Wühlarbeit die Belüftung des Seebodens.

Seen sind keine abgeschlossene und selbständige Einheiten; sie sind Teile der Flusslandschaft und stehen in intensiver Beziehung zur Umgebung, in die sie eingebettet sind.

2.2 Wie entstehen Seen?

Geologisch gesehen sind die Seen fast ausnahmslos junge Gebilde von kurzer Lebensdauer. Die Seebecken, Hohlformen in der Erdoberfläche, sind das Resultat von Erosion, Aufschüttung, tektonischer Verschiebung oder Vulkanismus. Oft sind mehrere Vorgänge an der Entstehung eines Sees beteiligt.

In Gebieten ehemaliger Vereisung und am Rande heutiger Vergletscherung finden wir unzählige, durch das fliessende Eis geschaffene Vertiefungen, Wannen, Mulden oder Becken im harten Fels, in Schottern und Moränen. Messungen an alpinen Gletschern (Oberer Grindelwaldgletscher) zeigen einen Erosionsabtrag im untenliegenden Fels von bis zu 6 mm/Jahr. Die Grösse dieses Abtrages hängt von der Härte des Untergrundes, der Mächtigkeit des überlagernden Gletschers und von der Struktur des Gesteins ab. Weil diese Parameter örtlich variieren, ist das Resultat einer Erosion durch Gletscher nicht eine regelmässige Einebnung; vielmehr wird das ursprünglich vorhandene Relief durch die Vergletscherung modelliert und z.T. sogar deutlich verstärkt. Mulden, aus denen später ein See entsteht, können dadurch erheblich vertieft werden. Seen glazialen Ursprunges sind kaum mehr als einige 10'000 Jahre alt, die meisten sind viel jünger.

In Tälern, die im Alpenraum meist durch Erosion entstanden sind, können durch Aufschüttung Seen aufgestaut werden. Solche Aufschüttungen erfolgen manchmal rasch, z.B. bei Bergstürzen und Murgängen. Es sind aber auch langsame Prozesse möglich: Geschiebetransport durch Seitenbäche, Bildung von Seitenmoränen.

Bei geologischen Verschiebungen können ebenfalls Hohlformen entstehen oder weichere Gesteinsschichten an die Oberfläche gelangen, die durch Erosion weiter vertieft werden. Die grössten Seen der Erde sind an Grabenbrüchen entstanden.

Auch Lavaströme, die von der Seite her in ein Tal einfließen und Krater erloschener Vulkane können zur Seenbildung führen.

Die meisten Alpenrandseen sind durch die Tätigkeit der Gletscher entstanden, verändert oder vergrössert worden. In den Beschreibungen der einzelnen Seen (Kapitel 5 bis 23) wird deren Entstehung näher erläutert.

2.3 Wasser und seine besonderen Eigenschaften

Wassermoleküle setzen sich zusammen aus einem Sauerstoffatom und zwei Wasserstoffatomen. Da die Wasserstoffatome nicht linear auf beiden Seiten des Sauerstoffatoms, d.h. in einem Winkel von 180°, angebracht sind, sondern in einem Winkel von nur 105°, zeigt Wasser einige besondere physikalische Eigenheiten. Sauerstoff zieht die Elektronen, die für die Bindungen inner-

halb des Wassermoleküls verantwortlich sind, stärker zu sich als die kleinen Wasserstoffatome. Zusammen mit seiner speziellen Geometrie bewirkt dies eine unsymmetrische Ladungsverteilung innerhalb des Wassermoleküls. Die so entstandenen elektrischen Dipole richten sich aneinander aus und bilden wechselnde oder feste (Eis) Strukturen, in Abhängigkeit von Temperatur und Gehalt an gelösten Salzen.

Wasser tritt, wie viele andere Substanzen, auch in den drei Aggregatzuständen fest, flüssig und dampfförmig auf. Normalerweise ist der feste Zustand auch der dichteste, d.h. bei einem vergleichbaren Volumen der schwerste. Wasser macht hier eine Ausnahme, da sich im Eis Strukturen bilden, die mehr Raum beanspruchen als diejenigen des flüssigen Wassers. Bei 0 °C beträgt die Dichte von reinem Eis 0.9168 g/cm³ und diejenige von flüssigem Wasser 0,99987 g/cm³. Bei zunehmender Temperatur

nimmt die Dichte von Wasser nicht gleichmässig ab, sondern bis 4 °C sogar noch leicht zu.

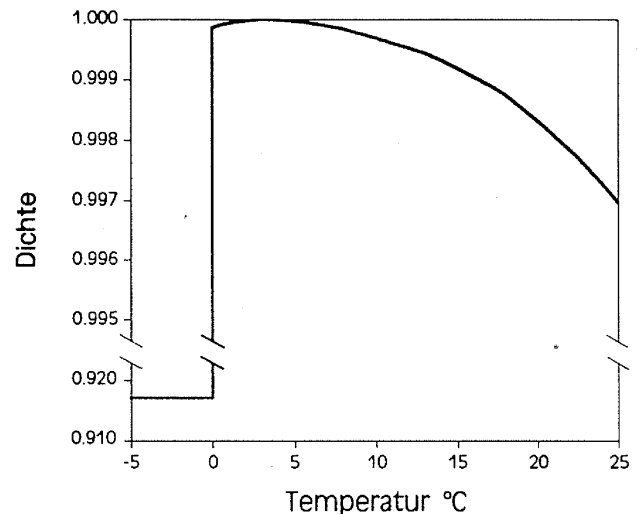


Abbildung: Die Dichte des reinen Wassers ist abhängig von der Temperatur.

2.4 Seen als Teile des globalen Süsswasserreservoirs

Auf unserem Wasserplaneten ist das Süsswasser in einer Minderheitsposition:

Art	Volumen [1000 km ³]	Anteil am Gesamtwasser [%]	Anteil am Süßwasser [%]
Meer	1'338'000	96,5	-
Gesamtes Grundwasser	23'400	1,7	-
Frisches Grundw.	10'530	0,76	30,1
Bodenfeuchtigkeit	17,5	0,001	0,05
Gletscher und Polkappen	24'064	1,74	68,7
Antarktis	21'600	1,55	61,7
Grönland	2'340	0,17	6,68
Arktis	83	0,006	0,24
Gebirge	41	0,003	0,12
Permafrost (Tundra)	300	0,022	0,86
Seen	176	0,013	-
Süßwasser	91	0,007	0,26
Salzwasser	85	0,006	-
Sümpfe	11,5	0,0008	0,03
Flüsse	2,1	0,0002	0,006
Biosphäre	1,1	0,00007	0,003
Atmosphäre	12,9	0,0009	0,04
Gesamtmenge	1'385'967		
Anteil Süßwasser	35'030	2,53	

Der Anteil am Süsswasser ist durch die zunehmende Erwärmung der Erdatmosphäre (Treibhauseffekt) und der damit verbundenen Verminderung der Eismengen rückläufig. Die Literaturangaben für die in Seen vorhandenen Wasservorräte sind wenig präzise, schwanken sie doch zwischen 34'000 und wenig wahrscheinlichen 750'000 km³; durch den Bau von Staustufen ist diese Menge seit etwa 100 Jahren am wachsen. Ebenfalls wenig genau können die nicht sichtbaren und schwer abgrenzbaren Wasservorräte wie Grundwasser oder Permafrost geschätzt werden. Zusätzlich zu den obgenannten Mengen ist der im Gestein in fest gebundenen Strukturen oder in Poren fixierte Anteil erwähnenswert; dieser ist mit 32 Mio km³ zwar beträchtlich, aber auch hier ist nur eine grobe Schätzung möglich.

2.5 Wasservorräte in der Schweiz

Die Schweiz ist für ihren Wasserreichtum bekannt; 6% der Süsswasservorräte Europas lagern in der Schweiz, obwohl ihr Flächenanteil nur 0,4% beträgt. Einige der grössten Flüsse des Kontinents, Rhein und Rhône, entspringen im zentralen Gotthardmassiv. Feuchte Luftmassen, die gegen die Alpen vorstossen, stauen sich und kühlen beim Anstieg ab. Da die maximale Aufnahmekapazität der Luft für Wasser mit sinkender Temperatur abnimmt, erstaunt es nicht, dass das durchschnittliche jährliche Wasserangebot in Form von Niederschlägen in der Schweiz (1456 mm) fast doppelt so gross ist wie in Europa (770 mm). Da der Verdunstungsbetrag mit 484 mm praktisch gleich ist wie im übrigen Europa, fliesst mit 978 mm fast dreimal mehr ab als in Europa (290 mm) oder als im Mittel der Länder der Erde (315 mm). Die Masseinheit 'mm' gibt hier die Höhe der Wasserschicht an, die entstehen würde, wenn die jährliche Niederschlagsmenge gleichmässig auf die davon betroffene Fläche verteilt würde.

Das grosse Angebot an Wasser hat während längerer Zeit zu einem allzu sorglosen Umgang mit diesem kostbaren Gut geführt. Vor allem im Grundwasserbereich zeigen sich die Folgen deutlich; das Kanalisieren oder Begradigen der Flüsse und Bäche, das Drainieren und Verdichten - durch schwere Maschinen, wie z.B. Traktoren oder Mähdrescher - landwirtschaftlich genutzter Flächen und der Bau von Strassen, Plätzen und Tunnels hat zum Absinken vieler Grundwasserströme geführt. Dies hat Folgen: in ehemaligen Sumpfgebieten, wie im grossen Moos des Seelandes, oxidieren die Böden und gehen dadurch verloren; auch das Waldsterben könnte zum Teil

mit der Austrocknung der Böden zusammenhängen. Die gesamten als Grundwasser vorliegenden Wassermengen sind aber sehr schwer zu bestimmen, da auch in einigen Tausend Metern Tiefe noch Wasser vorhanden ist:

Verfügbare Reserven	ca. 50	km ³
Nicht wirtschaftlich verfügbar (bis ca. 2000 m Tiefe)	5'000	km ³

die Wasserreserven im Oberflächenwasser wurden berechnet (Stand 1980):

Gletscher	74,165	km ³
Natürliche Seen	132,389	km ³
Stauseen	3,944	km ³
Gesamt	210,507	km ³

2.6 Wärmehaushalt und Schichtung

Schichtungs- und Durchmischungsverhalten eines Sees hängen von zahlreichen äusseren Faktoren ab. Dazu gehören nebst morphometrischen (Beckenform, Volumen und Tiefe) und geographischen (schützende Geländeformen, wie Berge, Inseln, Lage des Beckens zur Hauptwindrichtung, Höhe über Meer) auch meteorologische Faktoren (Windhäufigkeit und -stärke, Sonnenscheindauer). Die sich aus diesen Randbedingungen ergebenden physikalischen Erscheinungen in Seen haben wesentlichen Einfluss auf deren Stoff- und Energiehaushalt. Obschon wegen der Vielfalt dieser äusseren Faktoren die meisten Seen stark individuelle Züge zeigen, sind die Reaktionen auf jahreszeitlich bedingte Einflüsse vergleichbar:

Im Frühjahr ist das Wasser von der Oberfläche bis zum Grund gleichmässig warm; die Wasserinhaltsstoffe (Sauerstoff und andere gelöste Gase, Nährstoffe) sind gleichmässig im Seevolumen, das an der Zirkulation beteiligt war, verteilt.

Während der warmen Jahreszeit wird der See durch die erhöhte Sonneneinstrahlung von oben her erwärmt. Das Oberflächenwasser dehnt sich wie alle erwärmten Substanzen etwas aus, d.h. seine Dichte nimmt ab und es schwimmt auf dem kühleren Tiefenwasser. Die obere, wärmere Schicht, "Epilimnion" genannt, wird im Verlauf des Sommers weiter aufgeheizt und weitet sich

nach unten aus. Die Winde erfassen und mischen nur noch diese obere Schicht. Wellen zwischen den beiden Schichten bewirken Turbulenzen an der Grenzlinie: es entsteht eine Zwischenschicht, die je nach Windeinfluss und Wärmeeinstrahlung mehr oder weniger ausgedehnt ist. Die Temperatur in dieser Schicht, "Metalimnion" genannt, nimmt von oben nach unten stark ab. Das Tiefenwasser oder "Hypolimnion" ist gleichmässig kalt; in den Seen des Alpenrandes und -vorlandes liegt die Temperatur bei 4 bis 6 °C. Bei sehr flachen Seen kann das Epilimnion durch die Wärmezufuhr schon im Verlaufe des Sommers soweit wachsen, dass es die Sedimente erreicht; das Hypolimnion verschwindet und der See besteht nur noch aus einem einzigen, weitgehend durchmischten Wasserkörper.

Mit fortschreitender Abkühlung im Herbst und Winter nimmt der Dichteunterschied vom Epilimnion zu Hypolimnion ab. Die Durchmischung der oberen Schicht erreicht zunehmend grössere Tiefen und erfasst im Idealfall schliesslich den gesamten Wasserkörper. Der See ist dann in jeder Tiefe gleich warm (homotherm). Dieser Zustand der Vollzirkulation wird in kleineren, windexponierten Gewässern im Herbst erreicht, in grossen, tiefen Seen erst im Winter oder Frühjahr. Die Zeit, während der ein See aufgrund der Wärmezufuhr geschichtet ist, heisst Schichtungsperiode oder (Sommer-)Stagnationsphase.

Anschliessend an die herbstliche Vollzirkulation kann im Winter bei einigen Seen eine inverse Schichtung beobachtet werden. Das Dichtemaximum von Wasser liegt bei 4 °C. Wenn sich die obersten Seeschichten unter diese Temperatur abkühlen, werden sie leichter und schwimmen auf dem wärmeren Wasser von 4 °C. Wenn die Seeoberfläche zufriert, wird diese inverse Schichtung stabil, da das Wasser vor dem Angriff der Winde geschützt ist. In grossen, tiefen Seen wird die inverse Schichtung nur ausnahmsweise - in extrem kalten Wintern - beobachtet.

Die Vollzirkulation kann aus verschiedenen Gründen gelegentlich oder immer ausfallen. Das ist beispielsweise der Fall, wenn der See nur fast homotherm wird oder wenn die Windstärken nicht ausreichen. Ein dauernder Ausfall der Vollzirkulation ist meist eine Folge temperaturunabhängiger Dichteunterschiede zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser bei gleichzeitig geringer Windexposition. Ursache sind Konzentrationsunterschiede gelöster Substanzen. Eine hohe Algenproduktion, z.B., bewirkt durch die Bindung von viel Kohlendioxid häufig eine Störung des chemischen Karbonatgleichgewichtes: Kalk fällt

aus. Der Kalk und die abgestorbene Biomasse sedimentieren; die Biomasse wird während des Sedimentationsvorganges abgebaut und setzt Kohlendioxid frei, welches den Kalk wieder auflöst. Dies entspricht einem aktiven Transport von Kalzium und Hydrogenkarbonat aus dem Oberflächen- ins Tiefenwasser: das Tiefenwasser wird entsprechend schwerer.

2.7 Stoffhaushalt

Von entscheidender Bedeutung für den Zustand und die Entwicklung eines stehenden Gewässers und damit auch für dessen Stoffhaushalt ist die Vegetationsperiode. Produzenten sind die grünen Pflanzen. In Seen spielen freischwebende, zumeist mikroskopisch kleine Algen (Phytoplankton) die wichtigste Rolle. Sie nehmen im Wasser gelöste anorganische Kohlenstoffverbindungen (CO_2 oder HCO_3^-) und Nährstoffe auf und bauen unter Ausnutzung des Lichtes energiereiche organische Verbindungen auf (Primärproduktion). Als "Abfallprodukte" werden dabei Sauerstoff (O_2) und Hydroxyl-Ionen (OH^-) freigesetzt. In Abhängigkeit von der Produktionsintensität steigen daher Sauerstoff-Konzentration und pH-Wert mehr oder weniger stark an. Die Algenproduktion ist abhängig von Licht und Wärme und ist daher während der Schichtungsperiode (Stagnationsphase) meist besonders ausgeprägt. Das Licht ist für das Algenwachstum jedoch nur in den obersten Schichten intensiv genug; die Primärproduktion beschränkt sich daher weitgehend auf das Epilimnion.

Konsumenten und Destruenten sind für den Abbau verantwortlich. Die Konsumenten ernähren sich überwiegend von lebendem organischem Material. Zu ihnen gehören praktisch alle tierischen Organismen im See; die im Wasser freischwebenden Tiere (Zooplankton), Fische und schliesslich die Fauna des Gewässergrundes. Die Destruenten, vor allem Bakterien und Pilze, leben überwiegend von totem organischem Material; bei diesem Abbau werden Sauerstoff oder andere Oxydationsmittel, wie z.B. Nitrat verbraucht. Rund 80 bis 90% des gesamten Primärproduktes werden innerhalb des Epilimnions umgesetzt und abgebaut. Die dabei freigesetzten Nährstoffe stehen den Primärproduzenten erneut zur Verfügung.

Das meist schmale Metalimnion kann aufgrund des grossen Temperatur- und Dichteunterschiedes (grosser Gradient) zu einer Sedimentationsbarriere werden; kleinere Partikel und Organismen sind zu leicht und dringen nicht ins schwe-

rere Hypolimnion ein; es kommt zur Akkumulation organischen Materials. Falls genügend Licht in diesen Bereich eindringt, ist sogar eine lokal erhöhte Produktion mit Sauerstoffüberschuss möglich. Da aber auch Destruenten gehäuft auftreten, wird bei stärker belasteten Seen im Herbst aufgrund des verstärkten Abbaues häufig ein lokales Sauerstoffdefizit beobachtet (metalimnisches Minimum).

Der Rest des Primärproduktes sinkt in das Hypolimnion ab und wird dort unter Sauerstoffverbrauch - solange der im Frühjahr eingebrachte Sauerstoffvorrat reicht - weiter abgebaut. Bei grosser Primärproduktion oder kleinem Hypolimnion kann dies zu vollständigem Sauerstoffschwund in der Tiefe führen. Der weitere Abbau ohne Sauerstoff (anaerober Abbau) führt zu reduzierten Verbindungen - Ammonium, Schwefelwasserstoff, Methan etc. - die z.T. giftig sind. Elemente wie Quecksilber (Hg), Arsen (As) und Selen (Se) werden unter anaeroben Bedingungen methyliert und dadurch in stark giftige, organische Substanzen umgewandelt, die von tierischen Organismen gut aufgenommen werden; dies kann durch Anreicherung über die Nahrungskette bei Edelfischen oder fischfressenden Tieren zu erhöhten Konzentrationen dieser Elemente führen.

Mit den absinkenden, organischen und anorganischen Partikeln werden Nährstoffe in die Tiefe verfrachtet. Folge dieses vertikalen Stofftransportes ist eine fortschreitende Verarmung des Epilimnions an Substanzen, sofern diese nicht durch Zuflüsse von aussen ergänzt werden. Dem steht eine entsprechende Stoffanreicherung im Hypolimnion gegenüber. Damit wird Primärproduzenten im Epilimnion ein zunehmender Anteil von Nährstoffen entzogen - zumindest bis zur nächsten Phase der Vollzirkulation.

Nur ein geringer Teil des Primärproduktes gelangt in die Sedimente. Die Zusammensetzung der Sedimente hängt ab von der Menge des im See selbst produzierten organischen Materials, vom Stoffhaushalt des Wasserkörpers, insbesondere von den Abbaubedingungen im Hypolimnion und schliesslich von Art und Menge des in den See eingeschwemmten Materials. Die Sedimente sind daher ein Abbild des Zustandes eines Gewässers. Da die einmal abgelagerten Substanzen ihrerseits immer wieder von neuem Material überdeckt werden, kann durch Bohrungen in den Sedimenten älteres Material erfasst und somit auch die zeitliche Entwicklung des Gewässerzustandes zurückverfolgt werden. Die im Sediment abgelagerten Pflanzenfarbstoffe werden über längere Zeitperioden konserviert; sie dokumentieren

Ausmass und Artenverteilung der Algenproduktion. Über den atmosphärischen Eintrag gelangen Pollen in die Gewässer und Sedimente. Die Analyse dieser Pollen lässt Rückschlüsse auf den Pflanzenbestand in der Umgebung und dadurch auch auf die klimatische Entwicklung der letzten paar tausend Jahre zu.

Für Flachseen gilt die Trennung von überwiegend aufbauenden Prozessen im Epilimnion und überwiegend abbauenden Prozessen im Hypolimnion nicht, da diese meist aus einem einzigem, nicht geschichteten Wasserkörper bestehen. Dieser steht zudem in ständigem Kontakt mit dem Sediment, das daher vor allem während der Vegetationsphase einen viel grösseren Einfluss auf den gesamten Stoffhaushalt ausübt, als dies in geschichteten Seen der Fall ist. Die Nährstoffe bleiben in der durch die Produktion gekennzeichneten Wasserschicht erhalten. Sie können während einer Vegetationsperiode häufiger umgesetzt und daher besser ausgenutzt werden als in tiefen Seen. Flachseen reagieren deshalb stärker auf Nährstoffbelastungen als tiefe Seen.

2.8 Die Schlüsselrolle des Phosphors

Die Primärproduktion ist abhängig von Licht-, Nährstoffangebot und Temperatur. Die einzelnen lebensnotwendigen Stoffe werden in sehr unterschiedlichen Mengen benötigt. Für ein ideales Wachstum der pflanzlichen Zelle sind die Nährstoffe Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Wasserstoff (H), Stickstoff (N), Phosphor (P), Schwefel (S), Magnesium (Mg), Kalium (K), Natrium (Na), Kalzium (Ca), Silizium (Si) und verschiedene Spurenelemente (Fe, Co, Cu, Mo, Zn, B, V, Mn) erforderlich. Das optimale Verhältnis der wichtigsten Elemente für das Algenwachstum kann aus der Zusammensetzung der durchschnittlichen Algenbiomasse (Trockensubstanz) näherungsweise bestimmt werden. Eine Literaturübersicht zeigt Werte von:

175-265 H : 106-126 C : 55-110 O : 16 N : 1 P
: 2,5 Mg : 1,8 K : 1,6 S

In Seen sind C, O und H stets im Überschuss vorhanden. Die übrigen Nährstoffe liegen meist in einem nichtidealen Verhältnis vor. Die Diskrepanz zwischen Stoffangebot einerseits und Stoffaufnahme andererseits führt zu einer Begrenzung der Produktion durch denjenigen Stoff, der gemessen am Bedarf der Pflanzen in zu kleiner Menge vorhanden ist.

Unter natürlichen Bedingungen ist der Phosphorgehalt in Binnengewässern so gering, dass dieser die Schlüsselrolle des produktionsbegrenzenden Faktors spielt. Zeitweilig können allerdings andere Parameter eine Steuerrolle übernehmen, so z.B. Stickstoffverbindungen, Kieselsäure (Si) oder Lichtmangel durch Eigenbeschattung dichter Algentteppiche.

Beim vollständig aeroben Abbau (Mineralisierung) der Algenmasse werden Kohlenstoffanteile in Kohlendioxid, Wasserstoffanteile in Wasser, Stickstoffanteile in Nitrat und Phosphoranteile in Phosphat umgewandelt; bei all diesen Umwandlungen wird Sauerstoff verbraucht. 1 Kilo Phosphor führt zur Produktion einer Biomasse von 100 kg Algen (Trockensubstanz); die Mineralisierung dieser Algen benötigt die gesamte in 15'000 m³ Wasser gelöste Sauerstoffmenge (> 10 mg O₂/l).

Der Phosphorgehalt seinerseits wird durch die Algenproduktion beeinflusst. In gering produktiven, tiefen Seen mit genügend Sauerstoffvorrat aus der Zirkulationsphase wird das absinkende organische Material weitgehend im Wasserkörper mineralisiert; nur ein geringer Anteil davon gelangt in die Sedimente. Dieser Anteil und der darin enthaltene Phosphor ist dem Stoffhaushalt des Wasserkörpers jedoch für immer entzogen, allerdings unter der Bedingung, dass das Tiefenwasser dauernd und ohne künstliche Anreicherung genügend Sauerstoff enthält. Das Gesamtsystem bleibt im Gleichgewicht, solange die Phosphorzufuhr aus dem Einzugsgebiet durch die Bindung in die Sedimente und den Austrag über den Abfluss kompensiert wird.

Wird dieses Gleichgewicht durch zu hohe Nährstoffzufuhren aus dem Einzugsgebiet gestört, steigen die Phosphorgehalte im See und damit die Primärproduktion an. Mit zunehmender Produktion gelangen steigende Mengen organischer Substanzen in das Sediment. Es sammelt sich im Sediment ein zusätzlicher Nährstoffvorrat an.

Wenn die Primärproduktion zu gross wird, verbraucht der Abbau organischer Substanz (Mineralisierung) den Vorrat an Sauerstoff im Tiefenwasser. Schon bei Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 4 - 6 mg O₂/l über dem Seeboden können im Sediment biochemische Reaktionen einsetzen, die eine verstärkte Rücklösung des eingelagerten Phosphors in dem Wasserkörper bewirken. Spätestens nach der nächsten Zirkulationsperiode steht dieser wieder als Pflanzennährstoff zur Verfügung. Die Produktionsprozesse werden durch diese interne Düngung zusätzlich gefördert.

2.9 Die Rolle des Stickstoffs

Stickstoff tritt in Seen in vier verschiedenen, anorganischen Verbindungen auf:

- elementar als N₂-Gas;
- reduziert als Ammonium (NH₄⁺);
- oxydiert als Nitrit (NO₂⁻);
- stark oxydiert als Nitrat (NO₃⁻).

Die letzten drei Formen sind in Wasser sehr gut löslich. Ammonium gibt bei höheren Temperaturen und erhöhtem pH ein Proton (H⁺) ab und wird zum stark giftigen Ammoniak (NH₃). Nitrit ist ein Blutgift, das von Fischen über die Kiemen aufgenommen wird.

Bei hohen Phosphorgehalten kann auch Stickstoff in Seen zum limitierenden Faktor werden. Einige Süßwasseralgenarten sind allerdings befähigt, ein Stickstoffdefizit zu umgehen: Stickstoff ist in elementarer Form als N₂-Gas in der Atmosphäre in grossen Mengen vorhanden und wird wie Sauerstoff auch in geringem Anteil, einige Milligramm pro Liter, im Wasser gelöst. Verschiedene Blaualgenarten, die für stark belastete Süßwasser-Seen typisch sind, können gelösten Stickstoff aufnehmen und in ihrem Stoffwechsel einbauen. Bei der Mineralisation dieser Algen wird Stickstoff als lösliches Nitrat frei. Hohe Nitratgehalte in den Zuflüssen bremsen die Entwicklung stickstofffixierender Blaualgen.

Vor allem unter Ausschluss von Sauerstoff (anaerobe Bedingungen) kann Nitrat durch Bakterien in elementaren Stickstoff (N₂) umgewandelt werden. Dieser Vorgang tritt in stärker belasteten Seen intensiver auf: Im Baldeggersee wird so bis zu 80% des zugeführten Stickstoffes eliminiert. Bei Sauerstoffmangel kann Nitrat als Oxydationsmittel (Elektronenakzeptor) dienen; trotz grosser Nitratfrachten in den Zuflüssen sind somit in extrem stark belasteten Seen Stickstoffmangelzustände möglich (VOLLENWEIDER 1990).

2.10 Überdüngung

Die Belastung eines Sees lässt sich am einfachsten an der Produktionsleistung messen. Wegen des grossen apparativen, zeitlichen und finanziellen Aufwandes, der mit der direkten Messung dieser Grösse verbunden ist, wird meist versucht, die Belastung des Sees durch andere Parameter, wie Planktondichte, Gehalt an Pflanzenfarbstoffen (Chlorophyll) oder die Änderung des pH-Wertes zu bestimmen. Rückschlüsse auf

die Produktion sind auch über die Erfassung von Änderungen im Sauerstoff-, Stickstoffhaushalt oder im Kalk-Kohlensäure-System möglich.

Ein See gilt als überdüngt, wenn durch eine zu grosse Nährstoffzufuhr die Produktionsleistung so stark erhöht wird, dass in der Folge Sauerstoffmangelsituationen auftreten. Die Belastbarkeit eines Sees mit Nährstoffen ist abhängig von der Morphologie des Seebeckens und seiner Umgebung. Tiefe Seen sind stärker belastbar als flache Seen; stark windexponierte Seen reagieren wegen der besseren Belüftung und Sauerstoffverteilung in der Regel weniger empfindlich auf Nährstoffbelastungen als windgeschützte Seen mit geringen internen Strömungen.

Da in den meisten Seen Phosphor produktionsbegrenzender Faktor ist, lässt sich die anthropogen (d.h. durch den Menschen) beeinflusste Produktionssteigerung fast immer auf eine stark angestiegene Phosphorbelastung zurückführen. Dies kann im See zu einem so grossen Angebot führen, dass Phosphor seine steuernde Rolle an andere Faktoren abgibt (vgl. Abschnitt 2.8). Ursachen und Quellen dieser Überdüngung der Seen sind vielfältig. Die wichtigsten punktförmigen Nährstoffquellen sind Einleitungen von gereinigtem oder ungereinigtem Abwasser (wie z.B. Regenüberläufe bei Mischkanalisation und Oberflächenentwässerung bebauter Flächen). Von den zahlreichen diffusen Quellen sind vor allem die Auswaschung und Abschwemmung von Böden zu nennen, insbesondere von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bei vielen Seen ist dies heute die grösste Belastungsquelle. Nicht zu vergessen ist der Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre durch Staub und Niederschläge.

Seen ändern sich im Laufe ihrer Entwicklungsgeschichte, sie altern. Die aus dem Einzugsgebiet eingetragenen oder im See selbst produzierten partikulären Substanzen füllen den See auf. In Zeiträumen von Jahrtausenden wandeln sich dabei viele Seen von unbelasteten, meist tiefen und sauerstoffreichen zu flachen Gewässern mit grösserer Produktion; im Endstadium verlanden sie. Aufgrund des pro Zeiteinheit in den See eingebrachten Materials kann die ungefähre Lebensdauer einiger Seen - ohne Berücksichtigung biologischer Prozesse - berechnet werden:

Der natürliche Alterungsprozess wird durch anthropogene Einflüsse auf den Stoffhaushalt um ein Vielfaches beschleunigt. Dabei werden in einzelnen Gewässern Nährstoffkonzentrationen und Produktionsraten erreicht, die unter natürlichen Bedingungen nie auftreten würden.

See	See- volumen [Mio m ³]	Jährl. Sedi- mentzuwachs [Mio m ³]	Zuschüttungs- dauer [1000 Jahre]
Bodensee	68'000	3,3	20-21
Genfersee	90'000	1,8-3,0	30-48
Thunersee	6'579	0,18	36
Walensee	1'807	0,2	9-10
Bielsee	1'465	0,36	4
Pfäffikersee	48	0,0038	12-13

Zusammenfassend zeigen sich die Folgen einer zunehmenden anthropogenen Belastung durch:

- verstärktes Wachstum von Unterwasserpflanzen ("Verkrautung"), die bei steigender Belastung verdrängt werden von Massenentwicklungen planktischer Algen ("Algenblüten");
- verstärkte Trübung (Plankton), sowie starke und kurzfristige Änderung der Wasserbeschaffenheit (pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, Kalkfällung u.a.);
- Einschränkung des Lebensraumes für Tiere (z.B. durch lokalen Sauerstoffmangel) und für Pflanzen (z.B. durch Lichtmangel infolge stärkerer Trübung);
- Veränderung der Artenzusammensetzung (meist in Form einer Verarmung des Artenbestandes) der im See lebenden Tier- und Pflanzengesellschaften;
- erhöhte Zehrungsaktivität (Sauerstoffverbrauch durch Mineralisierung der abgestorbenen Biomasse), die in geschichteten Seen regelmässig zum völligen Sauerstoffschwund in der Tiefe führt, zeitweilig oder lokal aber auch zum Zusammenbruch des Sauerstoffhaushaltes im Metalimnion führen kann. Es entstehen häufig reduzierte, z.T. giftige Abbauprodukte (Methan, Ammonium, Schwefelwasserstoff).

In den meisten Fällen führt diese anthropogen ausgelöste Fehlentwicklung zu einer nachhaltigen Störung des natürlichen Gleichgewichtes, die nur mit grossem Aufwand rückgängig gemacht werden kann. Die Veränderung der Artenzusammensetzung im Plankton und das mit Nährstoffen angereicherte Sediment wirken stabilisierend; je weiter sich der See von seinem natürlichen Zustand weg entwickelt, desto länger braucht er nach einer Reduktion des allochthonen Phosphoreintrages, um sich zu erholen. Verstärkt wird diese Tendenz durch eine zunehmende Verschie-

bung im Nährstoffangebot von Phosphor und Stickstoff. Im "ursprünglichen" oligotrophen Zustand waren die Phosphor- und die Stickstoffgehalte klein. Durch die bisher durchgeführten Massnahmen in den Einzugsgebieten der belasteten Seen wurden vor allem die Phosphorgehalte verringert; bis in die neunziger Jahre wurde aber eine stetige Zunahme der Stickstoffgehalte beobachtet, d.h. die jetzt sanierten Seen sind nicht nährstoffarm, sondern "nur" phosphorlimitiert. Das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor zeigt heute Werte, die gemäss den Messergebnissen aus Sedimentbohrungen seit der letzten Eiszeit noch nie erreicht wurden. Die Planktonzusammensetzung wird dadurch massgebend beeinflusst und entspricht deshalb nicht dem oligotrophen Zustand. So hat sich als Beispiel im Zürichsee die Sauerstoffzehrung trotz der starken Reduktion des Phosphorgehaltes bis 1991 kaum verbessert.

Literatur

- Ambühl, H., 1981: Biologie und Oekologie aquatischer Lebensräume; Vorlesungsskript ETH, Zürich.
- Anonymus, 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, München.
- Jung, G., 1990: Seen werden vergehen. Ott Verlag Thun.
- Schädler, B., 1985: Der Wasserhaushalt der Schweiz. Landeshydrologie Mitteilungen Nr. 6.
- Shiklomanov, I.A., 1990: Global Water Resources, Nature & Resources, Vol. 26(3).
- Sigg, L., 1985: Metal Transfer Mechanisms in Lakes, the Role of Settling Particles. Kap. 13, Stumm W., Chemical Processes in Lakes, J. Wiley & Sons.
- Vollenweider, R.A., 1985: Elemental and biochemical composition of plankton biomass; some comments and explorations. Arch. Hydrobiol. 105(1): 11-29.
- Vollenweider, R.A., 1990: Eutrophication: Conventional and non-conventional Considerations and Comments on selected Topics. In: R. de Bernardi et al., Scientific Perspectives in Theoretical and applied Limnology; Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 47: 77-134.
- Zimmermann, U., et al., 1991: Langzeitveränderung der Wasserqualität im Zürich-, Züricher- und Walensee, Wasserversorgung Zürich.

3. Schutz, Sanierung und Restaurierung von Seen

3.1 Ziele des Gewässerschutzes

Seen sind keine abgeschlossene und selbständige Einheiten; sie sind Teile der Flusslandschaft und stehen in einer intensiven Beziehung zur Umgebung, in die sie eingebettet sind. Wenn ein See krank wird, ist seine Umgebung oder sein Einzugsgebiet gestört; interne Massnahmen, die in letzter Zeit auch von Umweltschutzkreisen und Fischern gefordert werden, wie Zirkulationshilfe und interne Belüftung, sind ohne begleitende Massnahmen im Einzugsgebiet eher Symptombekämpfung und bewirken keine Heilung.

Der beste Schutz der Seen liegt im Fernhalten möglicher Belastungen; Nährstoffe beispielsweise, die den See gar nicht erst erreichen, belasten ihn auch nicht. Das oberste Ziel therapeutischer Eingriffe an behandlungsbedürftigen Seen ist die Rückführung in einen stabilen Zustand; wegen den anthropogenen Aktivitäten in dichtbesiedelten Einzugsgebieten und an den Seen selbst kann dies aber oft nicht der ehemals "natürliche" Zustand sein.

Die Verordnungen zum schweizerischen Gewässerschutzgesetz sehen u.a. vor, dass mindestens ein Zustand erreicht werden soll, der einer mittleren organischen Produktion entspricht. Als Richtwerte gelten:

- Der Sauerstoffgehalt des Seewassers soll ohne künstliche Stützungsmassnahmen zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg O₂/l betragen;
- Wenig sensible Tiere müssen ganzjährig den Seegrund besiedeln können.

Die Sauerstoffdynamik eines Sees wird einerseits von kaum beeinflussbaren Faktoren, wie Temperatur, Wind, Tiefe, etc. und andererseits aber von see-internen biologischen Vorgängen, die in der Regel über den Phosphorgehalt beeinflussbar sind, gesteuert. Wegen den spezifischen, nicht beeinflussbaren Faktoren kann nun aber kein präziser Phosphorrichtwert festgelegt werden, der für alle Seen gilt; je nach der Charakteristik der Seen werden die obgenannten Ziele bei Phosphorgehalten von 10-25 µg P/l erreicht.

Schutz und Sanierung der Seen sind nicht mit einmaligen Aktionen zu erreichen; sie sind eine ständige Aufgabe. Ebenso wie Fliessgewässer bedürfen Seen eines angepassten Unterhaltes;

dies gilt nicht zuletzt für die Ufer- und Flachwasserzonen, die ein nicht zu unterschätzendes Regenerationspotential darstellen.

3.2 See-externe Massnahmen

Dauerhafte Erfolge im Bemühen um die Verbesserung des Gewässerzustandes sind nur durch see-externe Massnahmen möglich. Mit geeigneten Massnahmen werden die aus dem Einzugsgebiet stammenden Belastungen beseitigt oder minimiert. Dazu gehören u.a. das Fernhalten von geklärtem oder ungeklärtem Abwasser durch Ringleitungen und die chemische Abwasserreinigung zur Verringerung des Phosphorgehaltes. In der Schweiz ist die Phosphorelimination durch Simultanfällung für Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet der Seen seit 1967 durch den Bundesrat dringend empfohlen und seit 1971 gesetzlich vorgeschrieben. Einige grössere Anlagen im Einzugsgebiet stark belasteter Seen wurden zusätzlich mit einer Flockungsfiltration ausgerüstet; mehr als 90% des Phosphors werden dadurch aus dem Abwasser entfernt.

Eine weitere Möglichkeit, Phosphate vom See fernzuhalten, besteht in der Verringerung in Wasch- und Reinigungsmitteln. Durch das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln und der Begrenzung in den übrigen Reinigungsmitteln wurde der jährliche Phosphatverbrauch in der Schweiz seit 1986 um mehr als 3'000 Tonnen reduziert. Dies führte zu einem Rückgang des Phosphorgehaltes im häuslichen Rohabwasser von ca. 30%; wegen der langen Erneuerungszeit des Wassers in einigen Seen reagieren diese mit Verzögerungen bis zu mehreren Jahren.

Diffuse Nährstoffquellen können leider nicht mit technisch einfachen Mitteln verringert werden. So kann der Nährstoffeintrag aus landwirtschaftlich genutzten Böden nur durch zeitgerechte, dem Bedarf der Pflanzen und der Beschaffenheit des Bodens angepasste Düngung und Bearbeitung (Verhindern einer Bodenverdichtung) reduziert werden.

Selbst unter günstigen Voraussetzungen lässt sich durch eine Sanierung die Nährstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet oft nicht auf ein natürliches Mass reduzieren. Die Auswirkungen auch umfassender Sanierungsmassnahmen werden zu-

dem im See unter Umständen erst nach Jahren oder Jahrzehnten wirksam und sichtbar. Viele Gewässer haben jahrzehntelang so grosse Mengen an Nährstoffen im Sediment angesammelt, dass sie sich über den Mechanismus der internen Düngung (vgl. Abschnitt 2.10) lange Zeit selbst auf hohem Produktionsniveau halten können.

3.3 See-interne Massnahmen

Wo eine wirksame Sanierung durch see-externe Massnahmen allein nicht möglich ist, wird versucht, mit see-internen Massnahmen nachzuhelfen. See-interne Verfahren haben jedoch ohne gleichzeitige oder vorgängige Sanierung des Einzugsgebietes keinen dauerhaften Erfolg; sie müssen dann ständig durchgeführt oder regelmässig wiederholt werden.

In der Schweiz wurden bisher folgende see-interne Massnahmen mit Erfolg angewendet:

- **Tiefenwasserableitung**

Normalerweise fliesst während der Sommerstratifikation (Schichtung) nur nährstoffarmes und sauerstoffreiches Oberflächenwasser aus Seen ab. Bei der Tiefenwasserableitung wird mit einem Rohr nährstoffreiches und sauerstoffarmes Tiefenwasser gefasst und aus dem See abgeleitet; in den meisten Fällen mündet das Rohrende direkt in den Seeabfluss.

- **Einleiten von Wasser**

Zusätzliches Einleiten vom wenig belastetem Wasser verringert durch Verdünnung die Konzentration der Nährstoffe und verkürzt auch deren Aufenthaltszeit im See, da das Seewasser wegen des vergrösserten Durchflusses rascher erneuert wird.

- **Zirkulationshilfe**

Durch Einbringen von Luft in groben Blasen über dem Seegrund wird ein Auftrieb des Tiefenwassers bewirkt, der die natürliche Zirkulation unterstützt. Diese Massnahme hilft vor allem bei Seen, die nicht stark windexponiert sind. Eine schwächere Schichtung, die z.B. auf chemisch bedingten Dichteunterschieden beruht, kann damit ebenfalls durchbrochen werden.

- **Belüftung**

Durch feinblasiges Einbringen von Luft oder Sauerstoff ins Tiefenwasser wird während der Stagnationsphase einer übermässigen Sauerstoffzehrung entgegengewirkt.

Durch Massnahmen wie Tiefenwasserableitung oder Einleiten von nährstoffarmem Wasser wird der Phosphorgehalt direkt beeinflusst.

Zirkulationshilfe und Belüftung sollen indirekt auf den Phosphorgehalt wirken, indem sie die Rücklösung aus den Sedimenten - interne Düngung - durch die Sauerstoffanreicherung im Tiefenwasser verringern oder unterbinden. In stark belasteten Seen bringen diese Massnahmen kurzfristig nicht viel. Wenn die Algenproduktion zu gross ist, wird die abgestorbene Biomasse beim Sedimentieren nur ungenügend mineralisiert, d.h. die Sedimente haben noch einen sehr grossen Sauerstoffbedarf; auch wenn das überstehende Wasser wegen den internen Massnahmen genügend Sauerstoff enthält, bleiben die Sedimente wegen der grossen Sauerstoffzehrung im Sediment selbst anaerob (sauerstofffrei) und die Phosphorrücklösung findet trotzdem statt. Auch den auf dem Seegrund laichenden Fischen, wie z.B. den Felchen, ist in diesem Fall nicht geholfen; sie überleben ohne künstlichen Besatz nicht, da ihr Laich auf dem anaeroben Sediment abstirbt. Falls grössere Mengen an ungenügend abgebautem, organischem Material in die Sedimente eingelagert worden sind, kann bei einer künstlichen Belüftung durch Reoxidation eine Mineralisierung der Sedimente eingeleitet werden, die Nährstoffe aus der organischen Matrix befreit. Die Phosphorrücklösung würde auch in diesem Falle durch see-interne Massnahmen nicht kurzfristig reduziert. Die Erfahrung mit Zirkulationshilfe und Belüftung der zentralen Mittellandseen zeigt eine allmähliche Verbesserung der Sedimente von oben, d.h. nahe dem Ufer, entlang der Sedimentlinie gegen unten.

Oft werden see-interne Massnahmen kombiniert. Keines dieser Verfahren ist universell auf jeden See anwendbar. Die Auswahl der im Einzelfall geeigneten Verfahren richtet sich nach den individuellen Eigenschaften eines Sees. Voraussetzung ist die genaue Analyse des Gesamtsystems (See und Einzugsgebiet). Sofern genügend Messdaten erhoben wurden, ist es empfehlenswert, für die Auswahl mathematische Modelle beizuziehen.

4. Der Zustand der grösseren, natürlichen Seen

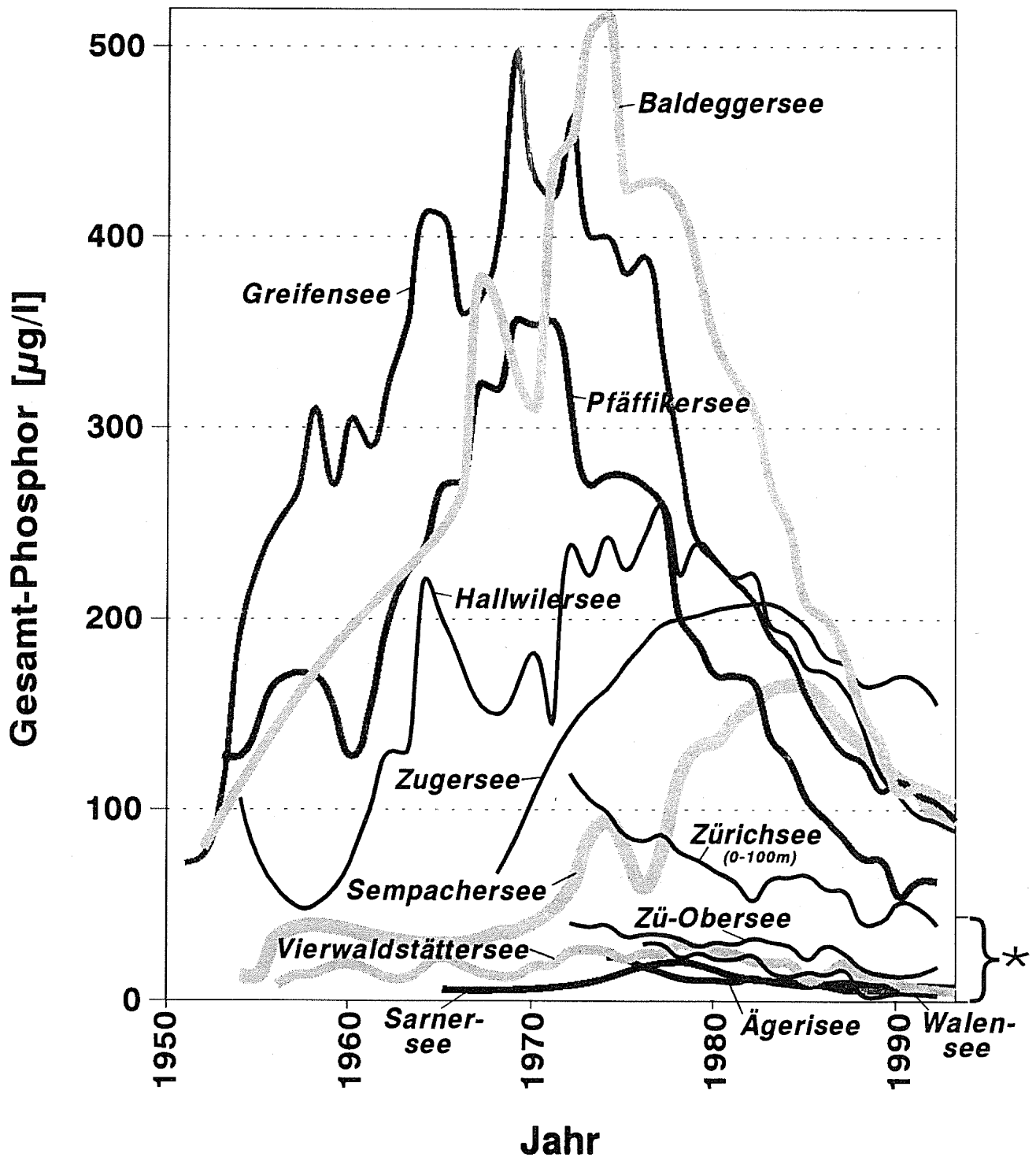
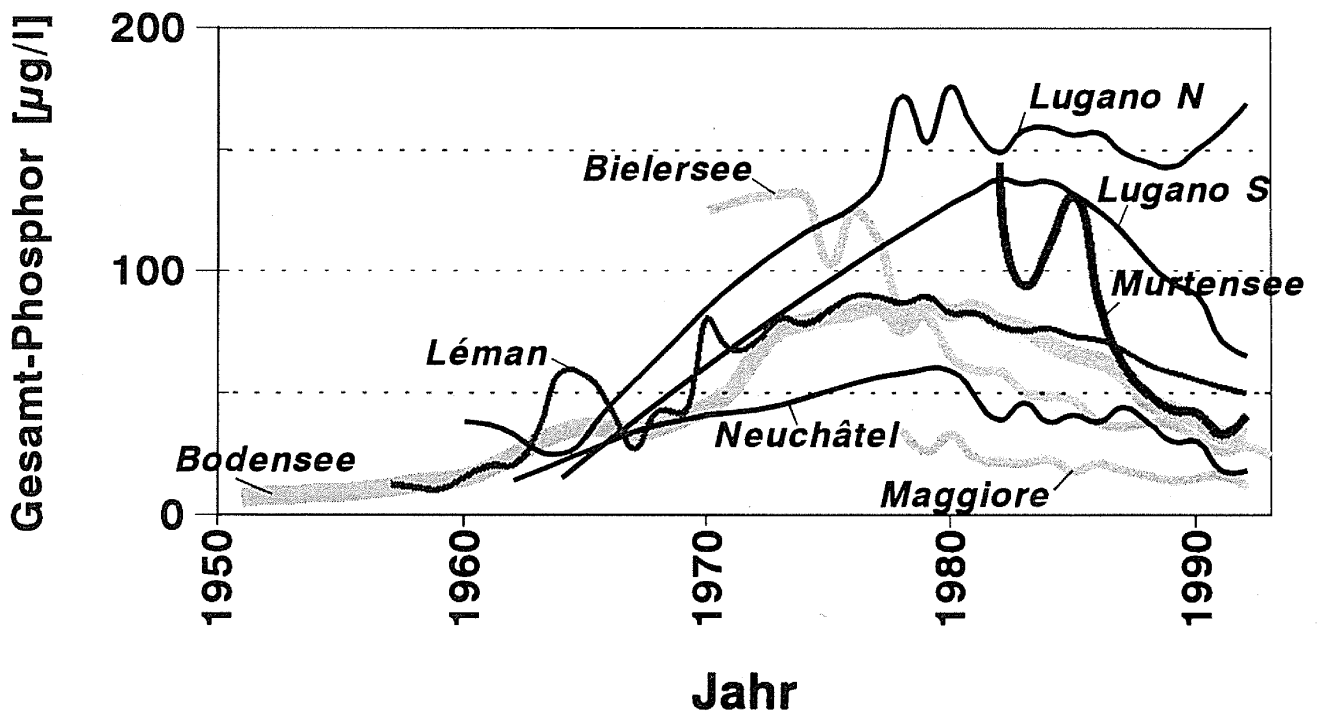
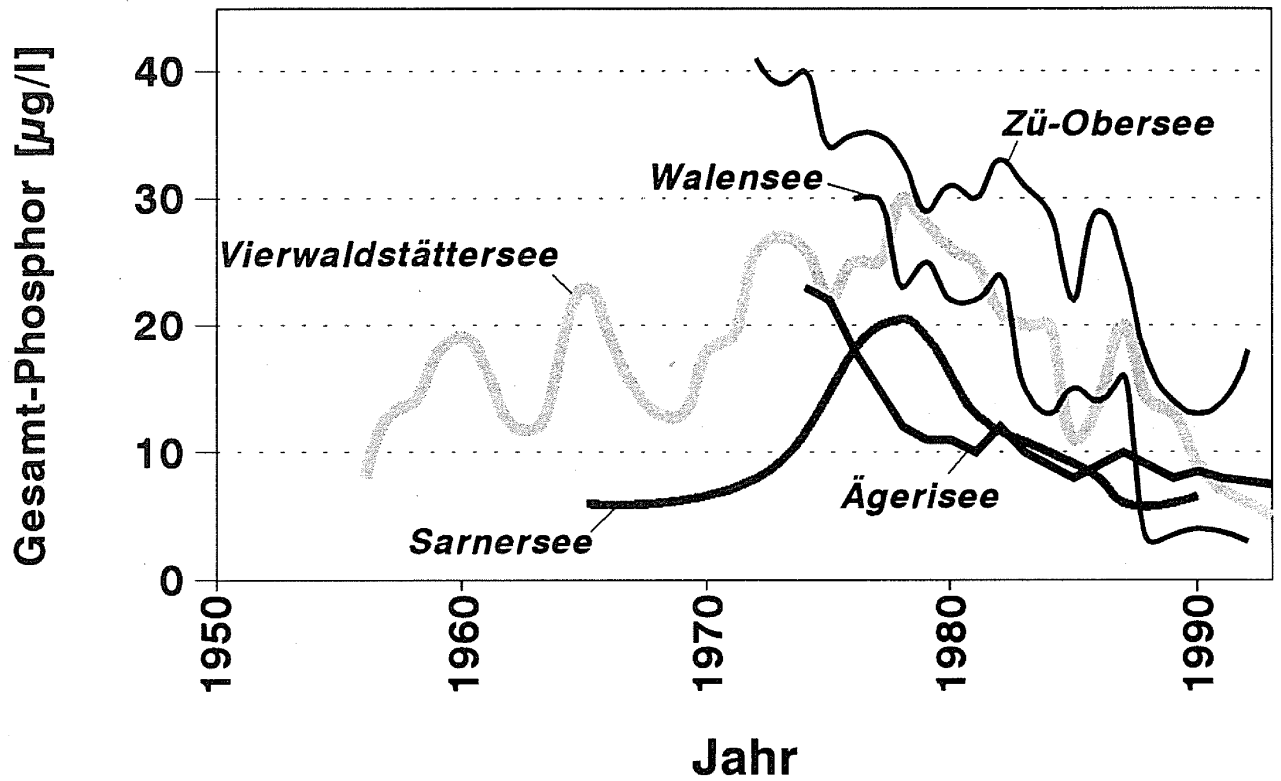


Abbildung: Entwicklung des Gesamtphosphor-Gehaltes in Schweizer Seen ab 1950, soweit entsprechende Messungen vorliegen. Der mit * markierte Bereich unten wird auf der nächsten Seite oben noch einmal in erweitertem Massstab dargestellt.



Datenlieferanten: internationale Kommissionen zum Schutz der Grenzgewässer (CIPEL, IGKB, I-CH Kommission), kantonale Fachstellen, EAWAG, Universität Bern (Zool. Inst.), Wasserversorgung Zürich.

4.1 Früherer Zustand

Der bekannte Limnologe O. Jaag beschrieb um 1950 den natürlichen Zustand der Schweizer Seen: "In den Alpenrandseen stauen sich die Wasser, die auf verhältnismässig kurzem Lauf vom Hochgebirge her ins flache Land vorstossen; sie sind von Natur aus nährstoffarm, ihr Wasser ist klar, durchsichtig und enthält einen verhältnismässig geringen Bestand an pflanzlichen und tierischen Kleinorganismen, so dass sich die Bildung und der Abbau der organischen Substanz im Wasser ohne auffallende Erscheinungen vollzieht."

Erste Anzeichen einer erhöhten Bioproduktion traten im Murtensee auf, als sich im Winter 1825 das Wasser blutrot färbte, eine Erscheinung, die auf die Massenentfaltung der sogenannten Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*) zurückgeführt werden kann. Algenblüten dieser Blaualge sind Indikator einer zunehmenden Belastung durch Nähr- und Düngestoffe. Rund ein halbes Jahrhundert später folgten ähnliche Massenentfaltungen von Planktonalgen im Baldeggersee (etwa um 1880), im Zürichsee (1898), im Zugersee und im Hallwilersee (1898), im Rotsee bei Luzern (1910) und schliesslich auch in höher gelegenen Stauseen, wie z.B. im Wägitalersee, dem Lungern- und Sihlsee.

Mit dem fortschreitenden Ausbau der Ortskanalisationen, der Intensivierung der Landwirtschaft, verbunden mit steigendem Düngemittelverbrauch, und dem vermehrten Einsatz phosphathaltiger Textilwaschmittel hat der Prozess der Überdüngung in den sechziger und siebziger Jahren einen Schub von bis anhin unbekanntem Ausmass erfahren. Das Maximum dieser Entwicklung wurde in den siebziger Jahren erreicht. Die Massenentwicklungen von Blaualgen führten in mehreren Fällen zu Fischsterben grösseren Ausmasses (Baldeggersee 1956/1961/1963/1978; Sempachersee 1984/1987).

Erst mit den Erweiterungen im baulichen Gewässerschutz, der Einführung der Phosphatfällung in den Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet der Seen und dem Phosphatverbot für Textilwaschmittel (1986) ist die Belastung der meisten Schweizer Seen deutlich zurückgegangen. Vor allem im Lago di Lugano und im Zugersee, sowie bei den zentralen Mittellandseen, Baldegger-, Hallwiler- und Sempachersee werden aber immer noch hohe bis sehr hohe Phosphorwerte bei entsprechend schlechtem Seezustand beobachtet.

4.2 Aktueller Zustand

Der Seezustand ist insbesondere durch die limitierenden Faktoren gegeben, die die Algenproduktion steuern. In den schweizerischen Seen tritt fast ausschliesslich Phosphor als wachstumsbegrenzender Faktor auf (vgl. Abschnitt 2.8). Ein Vergleich der Phosphorgehalte lässt deshalb direkte Rückschlüsse auf den Seezustand zu.

Die statistische Verteilung (Summenhäufigkeit) der Phosphorgehalte von 1989/90 und 1992/93 zeigt drei Gruppen von Seen:

- Die erste Gruppe der **schwach belasteten Seen** zeigt Phosphorgehalte von 3 bis 20 µg P/l. Offenbar ist der Zustand der schwachen Belastung, häufig oligotropher Zustand genannt, stabil, d.h. wenn ein See keine grösseren, remobilisierbaren Phosphorvorräte in die Sedimente eingelagert hat, werden bei Phosphorgehalten unter 15 bis 30 µg P/l die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser und in den obersten Sedimentschichten soweit verändert, dass eine dauerhafte Phosphorelimination aus dem Wasserkörper in die Sedimente möglich wird: starke Phosphorrücklösungen werden nicht mehr beobachtet. Dies hat eine rasche Verminderung des Phosphorgehaltes im Seewasser zur Folge. Dadurch erklärt sich der beobachtete Abstand zwischen der zweiten und der ersten Seengruppe. Der Neuenburgersee hat diesen Übergang in einem Jahr von 1990 zu 1991 durchlaufen. Der Bielersee liegt mit 24 µg P/l noch mitten im Übergangsbereich.
- Die Phosphorgehalte der **zweiten Gruppe** liegen zwischen 30 und 60 µg P/l. Sie entspricht den **mässig bis stark belasteten Seen**. Eine feinere Unterteilung ist in diesem Bereich nicht möglich, da die meisten Seen dieser Gruppe nicht im Gleichgewicht stehen: Wegen der erfolgten Sanierung der Einzugsgebiete verringern sich ihre Phosphorgehalte von Jahr zu Jahr. Einige dieser Seen werden aufgrund der morphologischen Verhältnisse nicht oder nicht in jedem Jahr vollständig durchmischt; in der oberen Hälfte des Wasserkörpers sind die Phosphorgehalte wesentlich geringer als im Tiefenwasser. Da aber nur diese geringeren Gehalte für das Ausmass der Primärproduktion verantwortlich sind, können solche Seen nicht mehr als stark belastet gelten. Beispiele dafür sind Zürichsee und Genfersee. Bei ungünstigen Witterungsverhältnissen ist hier aber ein Wiederanstieg der Phosphorgehalte jederzeit möglich.

- Die dritte Gruppe der sehr stark belasteten Seen zeigt Phosphorgehalte von 90 bis 140 $\mu\text{g P/l}$. Hier sind vor allem Seen mit längerer Aufenthaltszeit oder mit starker Nutzung des Einzugsgebietes (hohe Bevölkerungsdichte oder intensive Viehwirtschaft) anzutreffen. Seen, die diesen Bereich unterschreiten, stossen erfahrungsgemäss rasch, d.h. innert weniger Jahre, zur zweiten Gruppe. Ob dies auch für Seen mit starker Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten gilt, können erst die nächsten Jahre zeigen.

4.3 Hinweise auf den zukünftigen Zustand

Die grossen Erfolge im baulichen Gewässerschutz haben seit Ende der siebziger Jahre zu einer deutlichen Verbesserung der Seezustände geführt. Der Rückgang der Phosphorgehalte ist bis jetzt nicht zu Ende, da diese meist noch nicht im Gleichgewicht mit der reduzierten Belastung aus den Einzugsgebieten stehen. Leider wurden die Anstrengungen bei der Abwasserbehandlung in einigen Einzugsgebieten, z.B. beim Sempachersee, durch steigende Belastungen aus der Landwirtschaft (Viehmast) zunichte gemacht.

Falls die allgemeine Erwärmung des Weltklimas (Treibhauseffekt) auch Auswirkungen auf den Alpenraum zeigt, muss während längerer Zeit, d.h. bis sich wieder ein stabiles Temperaturgleichgewicht einstellt, mit Veränderungen im Energiehaushalt der Seen gerechnet werden. Zunehmend mildere Winter könnten den Temperaturausgleich zwischen Epi- und Hypolimnion stören; d.h. auch kleinere Seen würden nicht mehr jedes Jahr vollständig durchmischt. Bei tiefen Seen könnte dies zu einer grösseren Zehrung des Sauerstoffes im Tiefenwasser führen. Ein länger dauernder Sauerstoffmangel mit allen negativen Folgen (vgl. Abschnitte 2.8 bis 2.10) wäre nicht auszuschliessen. Auch die Menge an verdunstetem Wasser im Einzugsgebiet wird bei einer allgemeinen Erwärmung zunehmen. Wenn die Zuflüsse weniger Wasser führen, erhöht sich die durchschnittliche Erneuerungszeit des Seewassers und der Nährstoffexport über den Abfluss wird kleiner: die Seen reagieren empfindlicher auf Belastungen aus dem Einzugsgebiet und erholen sich auch weniger rasch.

Literatur

- Liechti, P. und A. Jakob, 1992: Mittlere Konzentrationen ausgewählter chemischer Parameter in Fliessgewässern und Seen. Hydrologischer Atlas der Schweiz, Tafel 7.2.

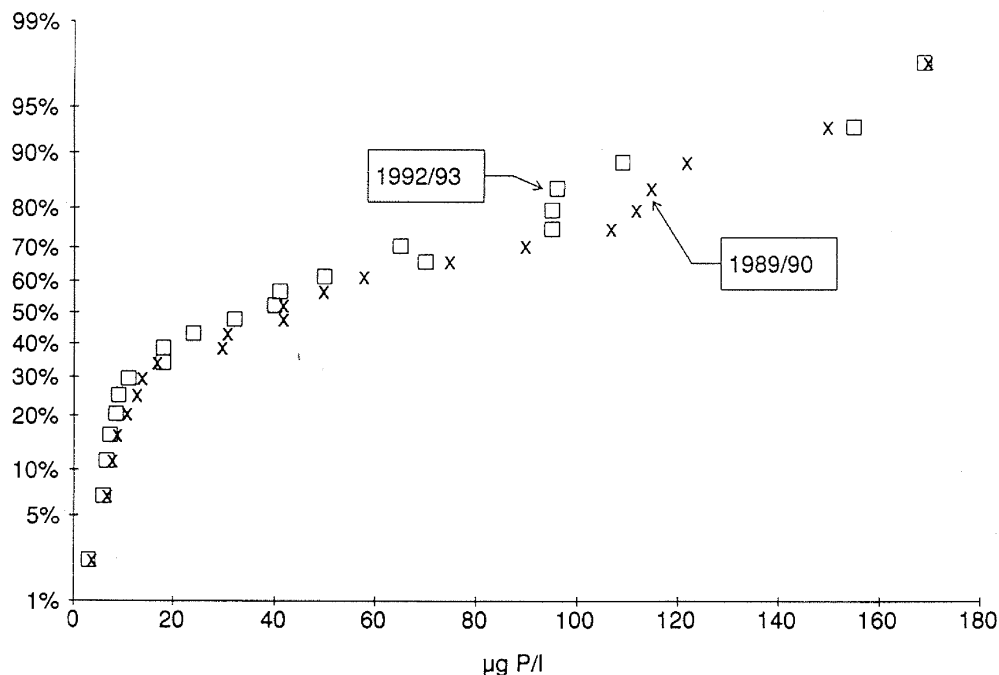


Abbildung: Summenhäufigkeit Gesamtphosphor. Die Summenhäufigkeit zeigt die Verteilung der Seen oder Seebecken bezüglich des Gesamtphosphor-Gehaltes. Die Darstellung erlaubt Aussagen wie: "Bei 40% der vorliegenden Seen ist der Gesamtphosphor-Gehalt kleiner als 20 $\mu\text{g P/l}$ " und zeigt durch den Abstand zwischen Kreuz und Viereck auf gleicher Höhe der Ordinate, wie stark sich der P-Gehalt eines einzelnen Sees innert drei Jahren veränderte.

4.4 Liste der beschriebenen Seen

Über 175 kleinere, grössere und grosse, natürliche und gestaute Seen sind in der Schweiz bekannt. Es würde den Rahmen dieses Buches sprengen, wenn auf alle eingegangen würde.

Deshalb wird in den folgenden Kapiteln nur der Zustand der wichtigsten, natürlichen Seen, geordnet nach Grösse (Oberfläche), beschrieben.

Name	max. Tiefe [m]	Oberfläche [km ²]	Volumen [Mio m ³]
Lac Léman	310	581,3	89'900
Bodensee Obersee	254	476,0	47'700
Untersee	44	63,0	830
Lac de Neuchâtel	153	217,9	14'170
Lago Maggiore	372	212,3	37'100
Vierwaldstättersee	214	113,6	11'800
Zürichsee	136	68,15	3'300
Obersee	48	20,25	470
Lago di Lugano Nord	288	27,5	4'690
Süd	95	20,3	1'140
Thunersee	217	48,4	6'440
Bielersee	74	39,8	1'240
Zugersee	198	38,3	3'180
Brienzersee	261	29,8	5'170
Walensee	145	24,1	2'520
Murtensee	45,5	22,8	550
Sempachersee	87	14,4	639
Hallwilersee	47	10,0	280
Greifensee	32,3	8,45	148
Sarnersee	52	7,64	244
Aegerisee	83	7,28	356
Baldeggersee	66	5,2	173
Pfäffikersee	35	3,3	58,8

5. Le Léman (Genfersee)





Zur Morphologie

Der Genfersee ist hinsichtlich Oberfläche und Volumen der grösste See Westeuropas. Die Oberfläche von 582 km² ist grösser als diejenige beider Kantone Basel zusammen. Der gesamte jährliche Niederschlag der Schweiz könnte den See nur zu zwei Dritteln füllen. Der See gliedert sich in zwei unterschiedliche Becken. Östlich der Achse Yvoire-Nyon liegt der breite und bis in 309 m Tiefe hinunterreichenden "Grand Lac". Weniger voluminös ist der "Petit Lac" der sich westlich der erwähnten Linie bis zum Seeauslauf in Genf erstreckt.

Das Becken des Genfersees war nach den von SERRUYA (1989) beschriebenen Echolotmessungen ursprünglich noch weit tiefer eingeschnitten. Der Rhônegletscher und die beiden Zuflüsse Rhône und Dranse, haben eine bis zu 200 m dicke Sediment- und Geschiebeschicht hinterlassen und dabei im Grand Lac in 300 m Tiefe eine Ebene, die "Plaine Centrale", geschaffen.

Etwa drei Viertel des Wassers bringt die Rhône, 8% die auf französischem Staatsgebiet liegende Dranse. Als Zuflüsse des rechten Seeufers sind noch Venoge und Aubonne zu erwähnen. In Genf verlassen im Mittel 245 m³/s Wasser den See. Die durchschnittliche Aufenthaltszeit (Füllzeit) des Wassers liegt bei 11 ½ Jahren. Je nach Tiefe variiert die Aufenthaltszeit beträchtlich: 2 Jahre für Oberflächenwasser (0 - 50m) und 20 Jahre für Tiefenwasser (200 - 309m).

Seit 1710 werden dem See grössere Mengen Trinkwasser entnommen. Heute beträgt der jährliche Verbrauch mehr als 240 Mio. Kubikmeter.

Die Entwicklung des Seezustandes

Am Ende des 19. Jahrhunderts war der Genfersee wegen seines sauberen und klaren Wassers weitherum berühmt; der irländische Physiker John Tyndall pries die azurblauen Wasser des Genfersees als die reinsten Europas. Am Genfer-

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	7'393 km ²
davon Schweiz	6'503 km ²
davon Frankreich	890 km ²
mittlere Höhenlage	1'670 m ü. M.
Einwohner (ohne Tourismus)	850'000
Flächennutzung:	35% nicht kultivierbar
	22% Wald
	23% Weiden
	20% Landwirtschaft

see hat F. A. FOREL im letzten Jahrhundert mit seinen wegweisenden Arbeiten die Seenkunde oder Limnologie mitbegründet. 1888 bewies er die Klarheit des Seewassers, indem er Photoplatten in mehreren Tiefen durch das einfallende Licht belichten liess. Im Sommer drang das Licht bis auf 45 m und im Winter bis auf 110 m Tiefe. Auch mit den empfindlichsten Platten aus Silberbromid/-jodid konnte bei einer Belichtungszeit von 10 Minuten erst unterhalb von 200 m kein Licht mehr nachgewiesen werden (im Walensee zur gleichen Zeit unter 140 m). Entsprechend der heute immer noch gebräuchlichen Methode nach P. Secchi betrug die maximale Sichtweite damals 21 m. In seinem dreibändigen Werk "Le Léman" beschreibt Forel den damaligen Zustand des Sees und seine biologischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften mit bewundernswertem Sachverstand. Seither wird der See immer wieder mehr oder weniger intensiv untersucht. Die zunehmende Bedeutung des Sees für die Wasserversorgung, und die immer bedrohlicher werdende Belastung durch die Abwässer der dicht besiedelten Uferregionen führten in den fünfziger Jahren zu einer wissenschaftlichen Überwachung des Sees, vorerst in einer losen Vereinigung, die sich den Schutz des Sees zum Ziel machte. Später entstand daraus die Internationale Gewässerschutzkommission für den Genfersee (CIPEL), die heute die Regierungen beim Schutz des Sees berät und die Forschungstätigkeit koordiniert. Dank ihrer Arbeiten und Publikationen sind für den Genfersee seit etwa 1960 fast lückenlose Kenntnisse der wichtigsten Messgrössen und eine breite Fülle wissenschaftlichen Materials vorhanden; der vorliegende Text stützt sich denn auch weitgehend auf diese Arbeiten ab.

Vor 1935 wurde das Seewasser ohne Vorbehandlung von der Stadt Genf als Trinkwasser abgegeben. Noch bis in die fünfziger Jahre wies der See alle Anzeichen eines nährstoffarmen Gewässers auf. Doch in den sechziger Jahren nahm der Phosphorgehalt und in der Folge auch die Algenproduktion mit einer Geschwindigkeit zu, die angesichts der enormen Wassermassen

Der Genfersee in Zahlen

Oberfläche	582,4 km ²
max. Länge	72,3 km
max. Breite	13,5 km
maximale Tiefe	309,7 m
mittlere Tiefe	152,7 m
Volumen	89 km ³
mittlere Abflussmenge	247 m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	11,4 Jahre

und der langen Aufenthaltszeit des Wassers nur erstaunen kann. Wurden um 1957 noch 10 - 15 $\mu\text{g/l}$ Phosphor gemessen, so hatte sich der Gehalt 1962 schon verdoppelt. Nach 6 milden Wintern mit ungenügender Zirkulation löste sich im sehr kalten Winter 1962/63 die Wärmeschichtung im See rasch auf und die Wassermassen wurden abrupt und gründlich durchmischt. Möglicherweise wurde dabei partikulär gebundener Phosphor aus den tiefsten Wasserschichten im See verteilt, denn der Phosphorgehalt erreichte in der Folge fast 70 $\mu\text{g P/l}$. Nach einer vorübergehenden Erholung stiegen die Phosphorgehalte im Winter 1970 nochmals deutlich an. Mitte der siebziger Jahre trat eine gewisse Stabilisierung ein, und ab diesem Zeitpunkt zeigten sich die ersten Früchte der grossen Anstrengungen der Abwasserreinigung: Von etwa 90 $\mu\text{g P/l}$ des Jahres 1979 sank der Phosphorgehalt seither langsam wieder auf Werte um 50 $\mu\text{g P/l}$ ab (1992).

Tabelle: Mittlere Nährstoffkonzentrationen und Gesamtposphorbelastung.

Jahr	N _{tot} [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	P _{tot} [mg/l]	P _{tot} * Zufuhr [t/Jahr]
1973	0.574	0.066	0.081	1561
1974	0.588	0.063	0.078	1290
1975	0.606	0.066	0.084	1694
1976	0.628	0.072	0.090	1088
1977	0.608	0.074	0.089	1449
1978	0.617	0.073	0.087	1439
1979	0.641	0.074	0.090	1431
1980	0.657	0.072	0.083	1361
1981	0.688	0.072	0.083	1262
1982	0.675	0.070	0.078	1475
1983	0.693	0.067	0.075	1217
1984	0.706	0.068	0.076	923
1985	0.734	0.065	0.073	1099
1986	0.718	0.062	0.072	1437
1987	0.713	0.058	0.068	1570
1988	0.709	0.055	0.062	1074
1989	0.712	0.052	0.058	691
1990	0.689	0.048	0.055	1225
1991	0.660	0.045	0.052	1188
1992	0.690	0.041	0.050	1055

Die Gesamtposphorbelastung setzt sich zusammen aus löslichem und unlöslichem, d.h. vor allem anorganisch partikulärem (=Apatit), Anteil. Der unlösliche Anteil gelangt rasch in die Sedimente und ist somit für die Bioproduktion nicht mehr massgebend. Der lösliche Anteil hat in den letzten Jahren deutlich abgenommen und lag 1991 bei 130 t/Jahr P. Die grossen Schwankungen der Gesamtposphorfracht sind auf hydrologische Ereignisse zurückzuführen, vor allem Abschwemmung bei starkem Regen.

Phosphoreintrag aus diffusen Quellen

Rund die Hälfte der Phosphorbelastung des Sees stammt aus Quellen, die sich nicht lokalisieren lassen. Einen gewichtigen Beitrag liefern die Weinbauggebiete, aus deren unbedeckten Böden ein grosser Teil der eingesetzten Phosphordünger als Folge starker Erosion abgeschwemmt wird. Die CIPEL hat 7 Testgebiete im Einzugsgebiet ausgewählt, die bezüglich ihrer Morphologie, Besiedelung und Nutzung für grössere Gebiete repräsentativ sind. Die Stoffflüsse in diesen Testgebieten wurden untersucht, um die Mechanismen des diffusen Phosphoreintrages besser kennen zu lernen. Die Phosphorabschwemmung variiert von 0.09 (Obstbau) bis 10 kg P/ha Jahr (Weinbau). Der für das Algenwachstum massgebende bioverfügbare Anteil variiert zwischen 10% (Hochgebirge) und 80% (landwirtschaftlich genutzte Flächen); die Weinbauggebiete liegen mit 35 - 50% dazwischen. Der Phosphoranteil aus den Kläranlagen hat bezüglich der Gesamtfracht in den letzten Jahre von über 30% auf heute ca. 20% abgenommen. Die so erarbeiteten Erkenntnisse sollen zu einer detaillierten Beratung der Weinbauern führen, ohne deren Mitwirken eine wirkungsvolle Sanierung der diffusen Quellen nicht möglich ist.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Die ersten Kläranlagen wurden bereits in den sechziger Jahren erstellt. Die Phosphorelimination wird jedoch erst seit 1972 im Einzugsgebiet des Genfersees eingeführt. Heute werden die Abwässer von 88% der 850'000 Einwohner gereinigt; 92% wohnen im Einzugsgebiet von Reinigungsanlagen, d.h. 4% könnten noch zusätzlich angeschlossen werden.

Unverschmutztes Wasser, das in einige Kanalisationen eingeleitet wird, und Grundwasser, das in undichte Leitungen eindringt, vermindern den Wirkungsgrad der angeschlossenen Kläranlagen nach Angaben der CIPEL im Durchschnitt um mehr als 10%.

Bei Hochwasser kann das Kanalisationsnetz überlaufen, vor allem dort, wo früher ganze Bäche eingeleitet wurden. Ein Teil des Abwassers fliesst dann durch die Regenüberläufe der Kläranlagen direkt und ungeklärt in den See. Nach vorsichtigen Schätzungen der CIPEL wird der See dadurch jedes Jahr zusätzlich mit 20 Tonnen zumeist bioverfügbarem Phosphor belastet.

Die in Waschmitteln eingesetzten Polyphosphate sind für Algen direkt verfügbar, da sie im Wasser rasch zu Ortho-Phosphat hydrolysiert werden. Das Phosphatverbot in den Textilwaschmitteln,

welches in der Schweiz am 1. Juli 1986 in Kraft getreten ist, hat zu einer 30%-igen Reduktion der Phosphorgehalte im Zufluss der Abwasserreinigungsanlagen geführt. In den Anlagen im schweizerischen Einzugsgebiet hat dies u.a. auch zur Optimierung der Reinigungsleistung beigetragen; die Phosphorgehalte im Abfluss der Anlagen sind nach 1986 um über 40% zurückgegangen.

In Frankreich sind in den Textilwaschmitteln noch immer 20% Phosphor erlaubt.

Phosphorbelastung

Die meisten Seen im Alpenraum, die als mässig belastet eingestuft werden, zeigen Phosphorkonzentrationen unter 25 Mikrogramm pro Liter.

Mit Hilfe eines einfachen statischen Modells, das die zu- und abfliessende Fracht, sowie die Sedimentation des Phosphors berücksichtigt, kann berechnet werden, welche Konzentration im See zu erwarten ist, wenn ihm während längerer Zeit eine bestimmte Phosphormenge zugeführt wird (IMBODEN und GÄCHTER, 1983). FAHRNI und RAPIN (1985) haben mit diesem Modell die Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes vorhergesagt, unter der Annahme, dass die Phosphate in den Textilwaschmitteln ab 1986 verboten werden. Die seither von der CIPEL vorgelegten Resultate bestätigen diese Prognose. Wenn sich der See weiterhin modellgemäss benimmt, wird der Phosphorgehalt im Jahre 2000 etwas mehr als 40 $\mu\text{g P/l}$ betragen.

Da der See wegen der milden Winter der letzten Jahre nicht vollständig mischte, wurde der im Tiefenwasser angereicherte Phosphor während der Zirkulationsphase nicht gleichmässig über das gesamte Seevolumen verteilt; die Startkonzentration der obersten 20 Meter im Frühjahr lag unter 30 $\mu\text{g P/l}$. Während der Sommer 1990/1991 konnte dort ein deutlicher Schwund an gelösten Phosphorverbindungen festgestellt werden. Die Algenpopulation hat sich in den letzten Jahren (bis 1992) zu kleineren Arten hin verschoben. Diese sinken nach dem Absterben nur noch zu einem geringen Teil bis ins Hypolimnion ab; sie werden bereits im Epilimnion vollständig mineralisiert und die Pflanzennährstoffe stehen für weiteres Algenwachstum wieder zur Verfügung. Trotz kleiner Phosphorgehalte bleibt die Bioproduktion deshalb hoch: mit 359 Gramm Kohlenstoff pro m^2 und Jahr wurde 1991 der bisher höchste Wert gemessen. Ende April 1992 stieg der Chlorophyll-Gehalt auf 50 $\mu\text{g/l}$; Ende Sommer 1992 trat auch die Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*) zusammen mit einer

anderen fädigen Alge (*Mougeotia gracillima*) in grösserer Anzahl auf.

Sauerstoffgehalt

Leider reagiert der See auf ein Zuviel an Nährstoffen sehr empfindlich. Die grosse Wassertiefe bringt es mit sich, dass sich das Wasser des Sees nicht in jedem Winter oder Frühjahr umschichtet und dadurch mit Sauerstoff sättigt. In den letzten 35 Jahren ist die vollständige Mischung nur 8 mal eingetreten: 1956, 1963, 1970, 1971, 1981, 1984, 1985, 1986. In milden Wintern zirkulieren die Wassermassen nur bis auf eine Tiefe von 150 oder 200 m. Der Abbau der absinkenden Algen verursacht während des Sommers und Herbstes eine deutliche Zehrung des Sauerstoffvorrats im Tiefenwasser; die benötigte Sauerstoffmenge wird deshalb oft während mehrerer Jahre dem Tiefenwasser entnommen, ohne dass eine Wiederbelüftung stattfindet. Schon eine leichte Erhöhung der Algenproduktion kann so die Sauerstoffverhältnisse im See nachteilig beeinflussen. In den Jahren nach 1970 sanken die Sauerstoffkonzentrationen in einer Tiefe von über 250 m erstmals unter 3 mg/l . Seit 1986 waren die Winter mild, der See wurde nicht mehr bis auf Grund umgewälzt; die Sauerstoffgehalte in der Tiefe nahmen von Jahr zu Jahr ab. 1992 wurden bei 309 m nur noch 0,4 $\text{mg O}_2/\text{l}$ gemessen. Die oben bereits erwähnte Verschiebung zu kleineren Algen hin, deren Überreste nur noch zu einem geringen Teil bis in die Sedimente gelangen, zeigt auch positive Seiten: Die Sauerstoffzehrung in den Sedimenten ist klein, die befürchtete Phosphorrücklösung ist trotz der geringen Sauerstoffgehalte im überstehenden Wasser bisher ausgeblieben.

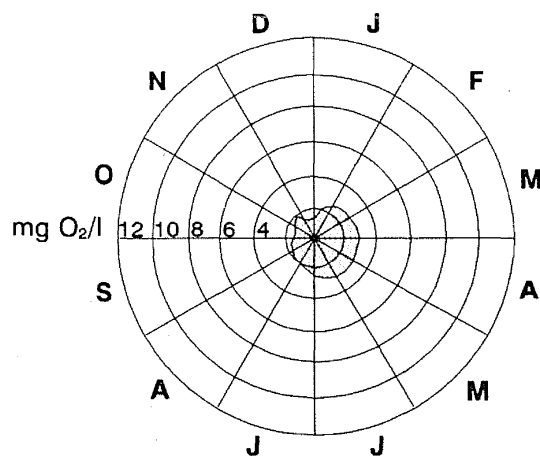


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Lac Léman (1991), an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

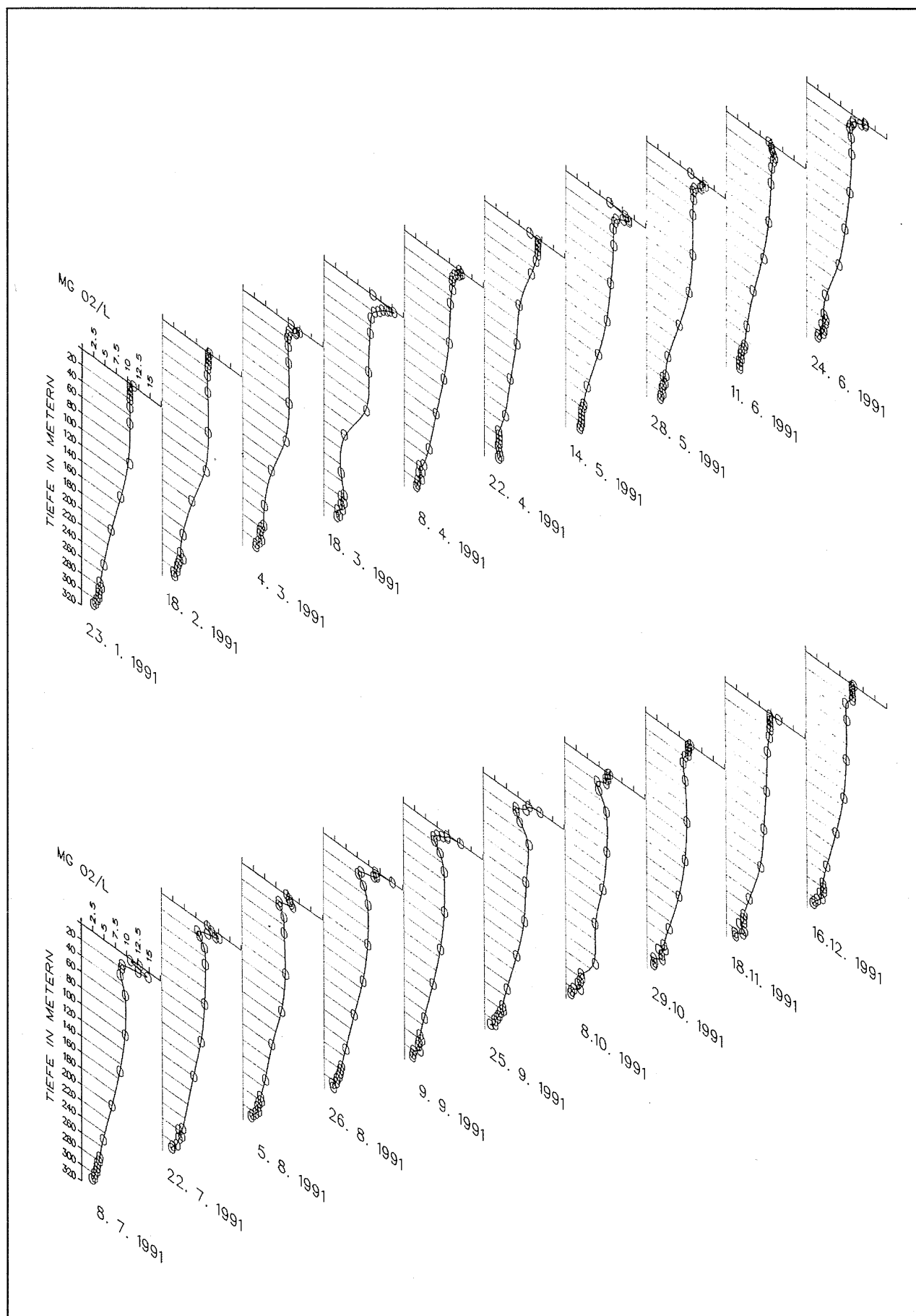


Abbildung: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte im Lac Léman 1991.

Im Sommer stellt man oft, trotz thermisch deutlich geschichtetem See, plötzlich wieder höhere Sauerstoffwerte im Tiefenwasser fest. Diese Ereignisse korrelieren erstaunlich gut mit extremen Hochwassern der Rhône. Die hochwasserbedingten grossen Schwebstofffrachten - sie können bis zu mehreren Gramm je Liter betragen - machen das sauerstoffgesättigte Rhônewasser spezifisch schwerer als das Seewasser, so dass es sich trotz höherer Temperatur am Seegrund einschichtet und dabei einen grossen Beitrag (bis ca. 15% des Seeinhaltes an O_2) zur Sauerstoffversorgung liefert. Bei der heutigen, kritischen Sauerstoffsituation ist dieser Beitrag besonders wichtig. Wenn im Sommer/Herbst dadurch relativ warmes Wasser ins Hypolimnion transportiert wird, fördert dies zudem die Durchmischung und Belüftung im Winter/Frühjahr: der See kann erst mischen, wenn die Dichteverhältnisse der Wassersäule dies erlauben, d.h. das Wasser muss weiter oben immer gleichwarm oder kälter sein als weiter unten. Da das Oberflächenwasser auf die Temperatur des Tiefenwassers abgekühlt werden muss, ist die dabei abzugebende Wärmemenge natürlich kleiner, wenn dieses durch den sommerlichen Eintrag der Rhône bereits leicht erwärmt ist.

Beim Bau weiterer Staustufen in der Rhône und in deren Einzugsgebiet ist diese wichtige Zusatzversorgung des Seegrundes mit Sauerstoff in Frage gestellt. Nach weiteren milden Wintern wäre das Tiefenwasser während Monaten sauerstofffrei; die verstärkte Rücklösung des Phosphors aus den Sedimenten könnte dann trotzdem noch eintreten.

Auch im Winter kann eine zusätzliche Belüftung des Tiefenwassers beobachtet werden: Der "Petit Lac" ist nur 76 m tief und wird meist schon Ende Herbst bis auf den Grund durchmischt, d.h. seine Wasser sind in vergleichbaren Tiefen z.T. deutlich kälter als die des "Grand Lac". Es werden Temperaturunterschiede in horizontaler Richtung von bis zu 0.5 °C festgestellt; die Wassertemperaturen sind bei Genf am niedrigsten. Insbesondere bei Bisenlage wird Oberflächenwasser seeabwärts in Richtung "Petit Lac" verfrachtet. Im Ausgleich dazu fliesst kaltes, sauerstoffreiches Tiefenwasser vom "Petit Lac" in den "Grand Lac" zurück. Wegen der Dichteunterschiede zum wärmeren Wasser des "Grand Lac" gelangt das einfließende Wasser bis in die Tiefe der "Plaine Centrale"; dies stabilisiert aber die thermisch bedingte Dichtestruktur des "Grand Lac" und bremst dessen vollständige Durchmischung.

Zahlen zur Fischerei

Nach der letzten Eiszeit war der Genfersee durch den Jura begrenzt; er entwässerte in den Rhein. Über die Verbindung mit den Seen der Alpen-nordseite wanderten vor allem Salmoniden in den See ein. Als dieser seinen heutigen Ausfluss nach Süden fand, senkte sich sein Seespiegel im Laufe der Zeit in verschiedenen Zwischenstufen und die natürliche Verbindung zu den restlichen Schweizerseen wurde unterbrochen. Die Verbindung zum Mittelmeer war durch die enge Schlucht zwischen Lucey und Genissiat und den 12 m hohen Wasserfall vor Bellegarde, der unten in ein Art Syphon ("Perte du Rhône") mündete, unterbrochen. Für die meisten Fische war dies ein unüberwindliches Hindernis. Heute ist die "Perte du Rhône" in der Staustufe bei Genissiat versunken, die ihrerseits nun den Rhônefischen den Aufstieg zum Genfersee verunmöglicht. Nicht einmal mehr die Aale können dieses künstliche Hindernis überwinden. Die für das Rhônegebiet typischen Fischarten sind deshalb im Genfersee nicht anzutreffen.

Die Fischerei am Genfersee weist eine lange Tradition auf. Im 19. Jahrhundert waren vor allem Salmoniden häufig: Seeforelle, Seesaibling, Felchen (*féra et gravenche*). Diese beiden seespezifischen Felchenrassen, die damals 70% der Fangträge ausmachten, sind heute ausgestorben. Die heutigen Felchen im See sind eine andere Rasse (*palée*); sie wurden seit 1923 eingesetzt und stammen ursprünglich aus dem Neuenburgersee. Schon früher wanderte die im Genfersee ehemals unbekannte Trüsche über ein heute nicht mehr vorhandenes Kanalsystem (*canal d'Entreroches*, 1640 bis 1829) aus dem Neuenburgersee ein.

Der Anstieg der Bioproduktion verursachte vorerst auch verbesserte Fischereierträge. Von rund 500 Tonnen im Jahre 1950 stiegen die Fänge der Fischer bis auf 1500 Tonnen 1975. Überfischung und zum Teil ungünstige Bedingungen für die Laichentwicklung liessen seither die Erträge wieder stark zurückgehen. Die Egli (*perche*) wuchsen dank dem besseren Nahrungsangebot rascher und erreichten die Fanggrösse deshalb oft vor der Geschlechtsreife. Dadurch wurden ganze Jahrgänge vor der Reproduktion weggefischt, was zu einem drastischen Rückgang der Fangträge in den folgenden Jahren führte. Nach Einführen neuer Mindestfangmasse und neuer Maschenweiten der Netze stiegen die Erträge nach der Totalzirkulation von 1981 wieder an. Der in den letzten Jahren beobachtete Sauerstoffmangel über Grund beeinträchtigt die

natürliche Fortpflanzung der Edelfische, wie Seesaiblinge und Felchen.

Schwermetalle

VERNET et al. (1975) untersuchte anfangs der siebziger Jahre Sedimente einiger Seen auf Schwermetalle. Aufgrund der hohen Quecksilberkonzentrationen in den Genferseesedimenten startete die CIPEL ein intensives Untersuchungsprogramm im See und in den Zuflüssen, um die Quellen zu finden. Nach Sanierung der für die Quecksilberschmutzung verantwortlichen Industrien im Wallis ging die Quecksilberkonzentration in den Sedimenten der Rhône wieder zurück (siehe Abbildung unten).

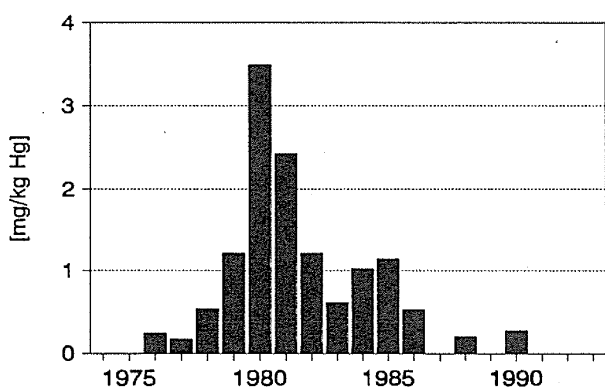


Abbildung: Abnahme der Quecksilber-Gehalte in Rhone-sedimenten seit 1980; Mittelwerte über 26 Messstellen zwischen Brig und dem See.

Anorganisches Quecksilber in den Sedimenten kann durch Mikroorganismen in gut lösliches und hochgiftiges Methyl- oder Dimethylquecksilber umgewandelt werden, das starke Schäden im Zentralnervensystem hervorrufen kann. Da die Quecksilberfracht der Rhône von über 15 kg/Tag anfangs der siebziger Jahre auf ca. 2.5 kg/Tag im Jahre 1983 abgenommen hat, sank im gleichen Zeitraum auch die mittlere Konzentration in den Fischen des Sees auf die Hälfte und damit deutlich unter die Grenzwerte der WHO (siehe Abbildung rechts oben).

Fazit

Dem Genfersee wird noch immer gut das Doppelte der tolerierbaren Menge an Phosphor zugeführt. Der See befindet sich zwar auf dem Weg zur Besserung, aber wegen der milden Winter der letzten Jahre hat seit 1986 keine vollständige Durchmischung und Belüftung mehr stattgefunden; die Sauerstoffgehalte über Grund sind bedrohlich tief; die natürliche Reproduktion der Edelfische (Seesaiblinge, Felchen, Forellen, etc.) ist stark eingeschränkt. Wider Erwarten blieb die gefürchtete Phosphorrücklösung aus den Sedi-

menten bisher weitgehend aus. In den obersten 20 Metern ging auch der Phosphorgehalt so stark zurück, dass kurzfristig wieder Phosphor die Bioproduktion begrenzt; trotzdem ist diese im Jahresdurchschnitt viel zu gross. Der heute beobachtete Zustand ist sehr fragil; die weitere Entwicklung des Seezustandes ist wegen der starken Abhängigkeit von meteorologischen Einflüssen ungewiss. Nur die weitere Reduktion der Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet führt zu einem gesunden See.

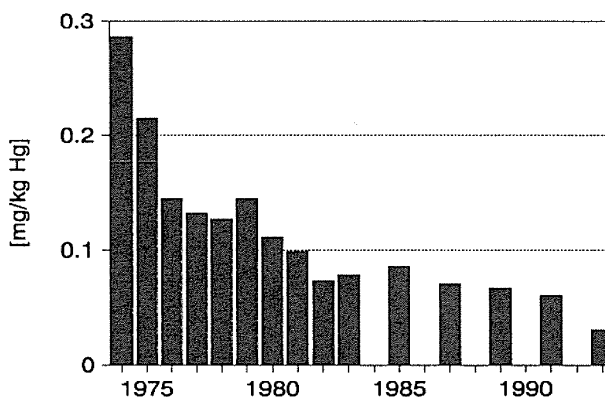
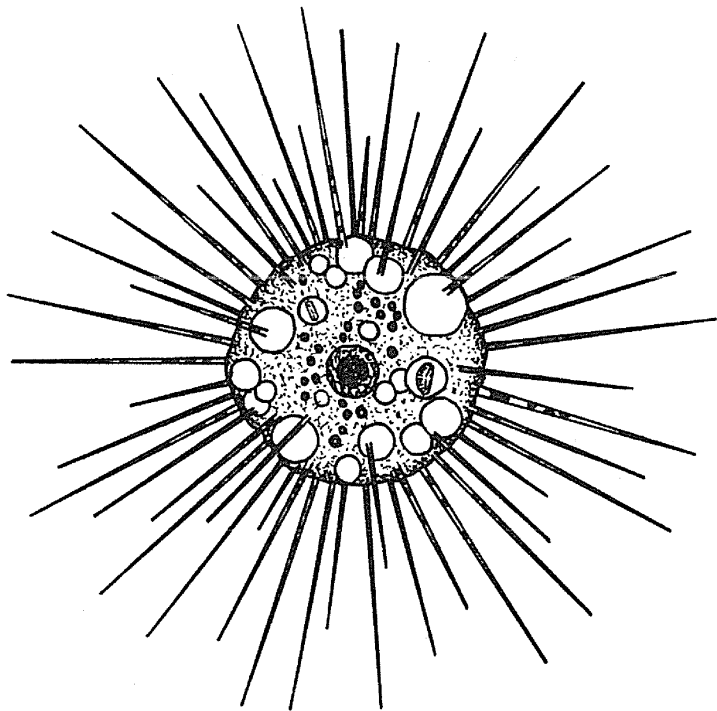


Abbildung: Quecksilber-Gehalte der Barse im Genfersee (Barsch-Gewichte zwischen 51 und 100 g).

Literatur

- Forel, F. A., 1892, 1895, 1904: Le Léman, monographie limnologique. F. Rouge Ed., Lausanne.
- Autorenkollektiv, 1976: Le Léman, un lac à découvrir. Office du livre SA, Fribourg.
- Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution (CIPEL): Le Léman, synthèse 1957 - 1982.
- Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution: Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagnes 1970 - 1992.
- Fahrni, H. P. und F. Rapin, 1985: Modélisation du cycle du phosphore dans le lac Léman. CIPEL.
- Gächter, R., D. M. Imboden und T. Joller, 1983: Lake Restoration. Abst. of Workshop: "Chemical Processes in Lakes", Kastanienbaum-CH, Sept. 1983, 119 - 127.
- Meybeck, M., P. Blanc, A. E. Moulherac und C. Corvi, 1991: Chemical Evidence of Water Movements in the deepest Part of Lake Léman (Lake Geneva). Aquatic Sciences 53/4.
- Serruya, C., 1969: Les dépôts du lac Léman en relation avec l'évolution du bassin sédimentaire

- et les caractères du milieu lacustre (résumé de thèse). Arch. Sci., Suisse, 22, fasc. No 1, 125 - 254.
- Vernet, J. P. und G. Scolari, 1975: Premiers résultats de l'étude de la pollution par le mercure et d'autres métaux lourds dans les sédiments du bassin du Rhône et du Léman. Bull. A.R.P.E.A. No. 71, 21 - 57.
 - Roch, J., 1992: La lutte contre la Pollution du lac Léman. Séminaire "Aménagement de la Montagne et Tourisme". Université Pierre Mendès-France, Institut d'Etudes Politiques de Grenoble.



6. Bodensee





Zur Morphologie

Der Bodensee, mit einer Oberfläche von 539 km² und einem Volumen von fast 50 km³ der zweitgrösste See Westeuropas, liegt in der hügeligen Moränenlandschaft des Alpenvorlandes. Anstösserstaaten sind die Bundesrepublik Deutschland, Österreich und die Schweiz.

Der Bodensee besteht aus zwei hydrographisch und limnologisch verschiedenen Seen: dem grossen und tiefen Obersee mit dem Seitenarm "Überlingersee" und dem über den Seerhein verbundenen flacheren Untersee mit den Seebecken "Rheinsee", "Zellersee" und "Gnadensee", die durch die Insel Reichenau und die Halbinsel Mettnau voneinander getrennt sind.

Der Bodensee ist wie alle Alpenrandseen ein Relikt der Eiszeiten. Sein Becken wurde durch den Rheingletscher ausgehoben, der mehrfach ins Bodenseegebiet und weit darüber hinaus vorsties, sich dazwischen zurückzog und schliesslich ganz verschwand. Entscheidend war die letzte Vergletscherungsphase vor ca. 16'000 bis 15'000 Jahren. Der Gletscher liess damals zwei Moränen bei Stein am Rhein und bei Konstanz zurück, die für die heutige Grösse und Zweiteilung des Sees verantwortlich sind.

Beide Seeteile waren anfänglich sehr viel voluminöser als heute. Doch wurden sie schon beim Rückzug des Rheingletschers von diesem mit Erosionsgut verfüllt und später von den einmündenden Flüssen und Bächen. So reichte einst der Obersee bis weit ins Rheintal hinauf; er wurde in den letzten 10'000 Jahren vom wachsenden Delta des Alpenrheins daraus verdrängt. Wenn dieser Verlandungsprozess im heutigen Ausmass fortschreitet, dürfte es noch 15'000 bis 20'000 Jahre dauern, bis der Bodensee gänzlich verschwindet.

Die grösste Tiefe des Bodensees beträgt 254 m und die mittlere Tiefe 100 m; diese Tiefen sind sicher beträchtlich, wenn sie mit denjenigen der

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

	Obersee	Untersee	
Fläche	10'381	10'856	km ²
Einwohner	1'243'000	205'000	1)
		1'448'000	2)
		405'000	3)

1) ohne EZ Obersee

2) mit EZ Obersee

3) nur CH, mit EZ Obersee

Flächennutzung:	28% Landwirtschaft
	28% Wald
	21% Weiden
	18% Ungenutzte Flächen
	4% Zivilisationsflächen
	1% Gewässer

Ostsee, der Nordsee oder der Adria verglichen werden, die ihrerseits kaum tiefer sind; bezüglich der Seebreite von 10 km macht die mittlere Tiefe aber nur 1% aus. So gesehen ist die Bodenseesenke bloss eine schwache Mulde, vergleichbar einem Kuchenblech (Ø 40 cm), welches bis zu 4 mm mit Wasser gefüllt wird.

Der Obersee wird nicht jeden Winter vollständig durchmischt. Die Thermokline, d.h. der Bereich in der Sprungschicht mit dem grössten Temperaturgradienten, liegt im Frühjahr zunächst dicht unter der Wasseroberfläche, sinkt im Juli/August auf 10 - 15 m und im Oktober auf 15 - 20 m ab. Ab Mitte November sinkt sie rasch auf über 100 m und erreicht - zumindest im langjährigen Mittel - Ende Dezember 150 bis 200 m; dann folgt wieder eine Zirkulation. Eisbildung tritt am Obersee nur in der Flachwasserzone regelmässig, sehr selten aber - bisher ca. alle 100 Jahre - während kalten, langen Wintern auch in der Freiwasserzone auf (z.B. 1962/63).

Der Untersee zeigt, bedingt durch die geringere Seetiefe, jährlich zwei Zirkulationsperioden: im Gnadensee Ende Oktober bei 11 °C und im Februar bis März bei 4 °C. Im Winter kommt es im Untersee regelmässig zu einer inversen Temperaturschichtung bis hin zur Eisbildung. Im Sommer misst man an der Oberfläche Temperaturen bis 28 °C.

Das Einzugsgebiet des Bodensees entspricht ungefähr dem 20-fachen der Seeoberfläche. Etwa 5'400 km² (49%) davon entfallen auf die Schweiz und Liechtenstein, 3'100 km² (28%) auf die Bundesrepublik Deutschland, 2'400 km² (22%) auf Österreich und 43 km² (0.5%) auf Italien. Den grössten Anteil haben dabei die alpinen Einzugsgebiete von Alpenrhein und Bregenzerach. Etwa die Hälfte des Einzugsgebietes liegt demnach auf über 1800 m Höhe.

Der Bodensee in Zahlen

	Obersee	Untersee	
Oberfläche	476	63	km ²
max. Länge	63,5	20,5	km
max. Breite	14,8		km
maximale Tiefe	254	46	m
mittlere Tiefe	100	28	m
mittlerer Abfluss	372		m ³ /s
Volumen	47,7	0,83	km ³
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	4,3	0,08	Jahre

Zunehmende Waldrodungen ab dem 16. Jahrhundert verursachten im Einzugsgebiet des Rheins starke Erosionen. Gewaltige Schuttmassen gelangten ins Rheintal, was zu periodischen Überflutungen des Rheins führte. Zwischen 1739 und 1799 brach dieser 18 mal aus seinem Bett aus und man befürchtete sogar, der Rhein könnte bei Hochwasser in den Walensee überlaufen. Um den Geschiebetransport zu fördern, wurde der Lauf begradigt und die Mündung des Rheins in den Bodensee nach Realisierung der Durchstiche bei Fussach und Diepoldsau um 1900 ostwärts verlegt. Das neue Flussbett heisst "Alpenrhein", das alte "Alter Rhein".

Dem Bodensee werden jährlich zur Versorgung von über 4 Millionen Einwohnern ca. 170 Millionen m³ Trink- und Brauchwasser entnommen.

Zuflüsse und Strömungen

85% des zufließenden Wassers, vor allem aus Alpenrhein, Bregenzerach und Dornbirnerach, gelangen in den östlichen Seeteil. Dies bestimmt die Durchflussverhältnisse im See. Der Weg des Wassers aus dem Alpenrhein führt durch den Obersee am Nordufer entlang zur Konstanzer Bucht, mit einem Teilstrom in den Überlingersee, der ostwärts in der Nähe des Südufers zurückführt.

Im Winter schichten sich die Zuflüsse - insbesondere der Alpenrhein - überwiegend über Grund, im Frühjahr dagegen nahe der Oberfläche ein. Wenn sich der Alpenrhein bei Hochwasser, des hohen Gehaltes an Trübstoffen wegen, in der Tiefe einschichtet, führt dies zu starken Trübströmen über Grund, mit Geschwindigkeiten von bis zu 1,4 m/s.

Im Untersee ist die Strömung in den drei Seebecken sehr unterschiedlich. Der Rheinsee ist vom Durchfluss des Rheins geprägt und hat eher den Charakter eines langsam fließenden Stromes. Da aus dem Obersee während der Stagnationsperiode vorwiegend warmes und somit leichteres Oberflächenwasser abfließt, schichtet sich der sauerstoffreiche Seerhein nicht in der Tiefe ein: das Tiefenwasser des Untersees wird im Sommer somit nicht belüftet. Ein Teil der Rheinströmung strömt in den Zellersee, dort am Nordufer entlang in westlicher Richtung und entlang dem Südufer wieder in den Rheinsee. In diese Strömung fließt auch das Wasser der Radolfzeller Aach. Der Gnadensee dagegen ist nicht durchflossen. Zwischen ihm und dem Zellersee wird kaum Wasser ausgetauscht.

Weitere Strömungen im See werden durch Wind verursacht. Ist der See thermisch geschichtet

(mindestens 6 Monate im Jahr), treibt der Wind das Wasser der wärmeren Deckschicht zum windexponierten Ufer. Dort staut es sich und weicht seitlich und in die Tiefe hin aus. Diese Verlagerung wird auf der anderen Seeseite durch Rückstrom und Auftrieb kalten Wassers kompensiert und bewirkt einen schrägen Verlauf der Isothermen (Tiefen gleicher Temperatur) quer über den See. Im Obersee können die Verschiebungen in der Vertikalen bei stürmischem Wetter mehr als 40 m ausmachen. Wenn der Wind abflaut, setzt eine von starken Schwingungen begleitete Rückverlagerung ein. Diese Schwingungen einzelner Wasserschichten haben starke, bis zur grössten Seetiefe nachweisbare Kompensationströmungen und damit eine teilweise Durchmischung und Anreicherung der Oberflächenschicht mit Nährstoffen aus dem Tiefenwasser zur Folge. Eine merkliche Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers tritt hingegen nicht ein.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Die gesamte Belastung des Bodensee-Obersees aus Industrie, Gewerbe und Haushalten entspricht dem Äquivalent von 2,84 Mio. Einwohnern (= Einwohnergleichwerte, EWG). Davon waren 1985 ca. 89% an einer Kläranlage mit Phosphatfällung angeschlossen. Im Einzugsgebiet des Untersees waren 1985 97% der 440'000 EWG an eine Kläranlage mit Phosphatfällung angeschlossen.

Im Schweizerteil des Einzugsgebietes beider Seebecken waren Ende 1990 91% der 405'000 Einwohner an eine Kläranlage angeschlossen. Weitere 4% könnten noch angeschlossen werden.

Die abschliessende Sanierung sieht auf der Abwasserseite bis 1995 vor:

- den Anschluss aller anschliessbaren EWG,
- die Phosphatfällung (3. Stufe) in allen Anlagen mit mehr als 600 EWG,
- die Flockungsfiltration (4. Stufe) in allen Anlagen mit mehr als 30'000 EWG.

Die Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensee werden seit 25 Jahren von der internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee koordiniert.

Die Entwicklung des Seezustandes

Noch vor 50 Jahren war der Bodensee-Obersee ein nährstoffarmer, oligotropher Voralpensee. Die natürlicherweise in den See eingetragenen Nährstofffrachten reichten nur für eine mässige Algenproduktion, die den Sauerstoffgehalt des Sees kaum beeinflusste. Man erwog sogar ernsthaft, den See durch Fäkalien zu düngen, um den Fischertrag zu steigern.

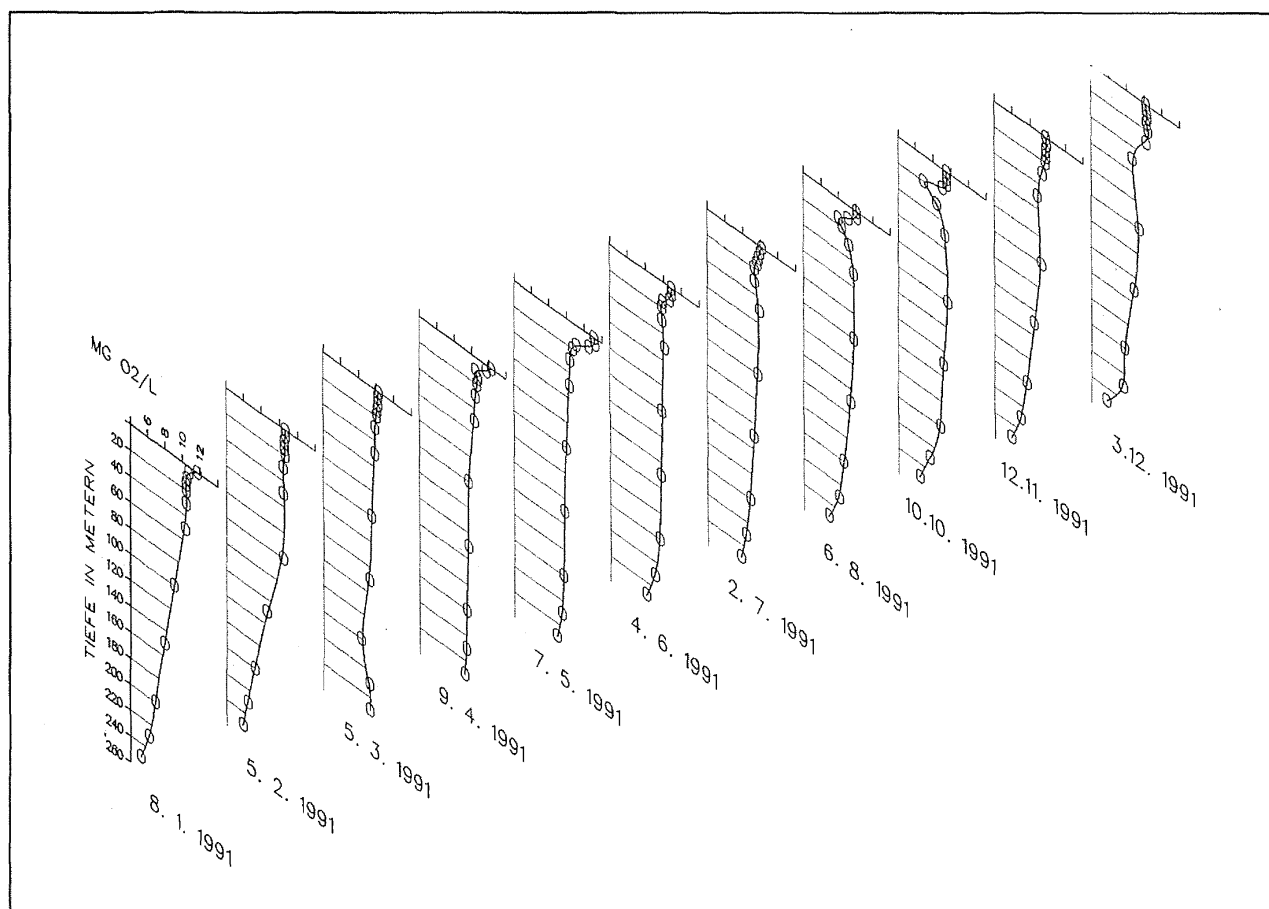


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Bodensee-Obersee bei Uttwil.

Doch mit der Zunahme der Abwasserbelastung, dem Einsatz von Phosphaten in Waschmitteln sowie der Intensivierung der Landwirtschaft wurde dieses Gleichgewicht etwa ab den fünfziger Jahren schnell verändert. Der zusätzliche Eintrag von Nährstoffen führte zu starkem Algenwachstum, was den Sauerstoffhaushalt zunehmend belastete. Dazu kam die erhöhte Zufuhr sauerstoffzehrender Substanzen.

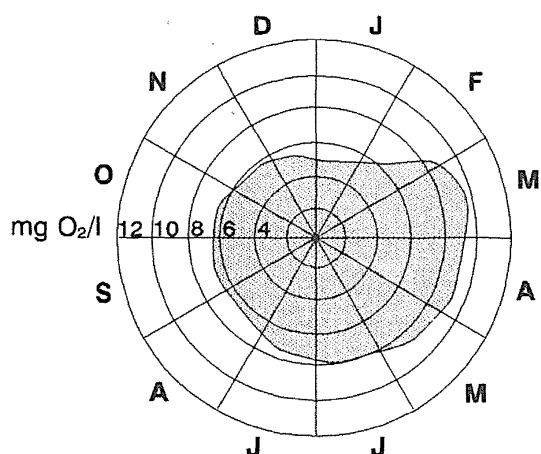


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Bodensee-Obersee (bei Uttwil) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Auch im Bodensee begrenzt der Phosphorgehalt weitgehend die Phytoplanktonproduktion. Vor 1936 lag die mittlere Phosphorkonzentration im Obersee unter der Nachweisgrenze. Ab 1950 nahm der Gehalt an Orthophosphat stetig zu und betrug anfangs der sechziger Jahre $12 \mu\text{g P/l}$ und anfangs der siebziger Jahre $40 \mu\text{g P/l}$. Bis 1979 stieg er auf 75 , derjenige an Gesamtphosphor auf $87 \mu\text{g P/l}$ an. Die Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten war im Obersee nie bedeutend; stets verlässt weniger Gesamtphosphor den See als ihm in gelöster Form zugeführt wird. Der bisherige P-Konzentrationsverlauf kann allein aus der Zufuhr gelöster Verbindungen erklärt werden. Der gesamte zugeführte partikuläre Phosphor wird demnach im See zurückbehalten und im Sediment abgelagert. Theoretisch wäre zwar jede Phosphorfraction nach Desorption, Aufspaltung, oder Abbau verfügbar. Der partikuläre Anteil bleibt aber für solche Umsetzungen meist nicht genügend lange in der Wassersäule. Die Desorption von Phosphor an mineralischen Partikeln ist aber abhängig von der Konzentration des gelösten Anteils. Da dieser Anteil von Jahr zu Jahr kleiner wird, könnte sich der partikuläre Anteil der Bregenzerach und des Alpenrheins in Zukunft vermehrt auswirken.

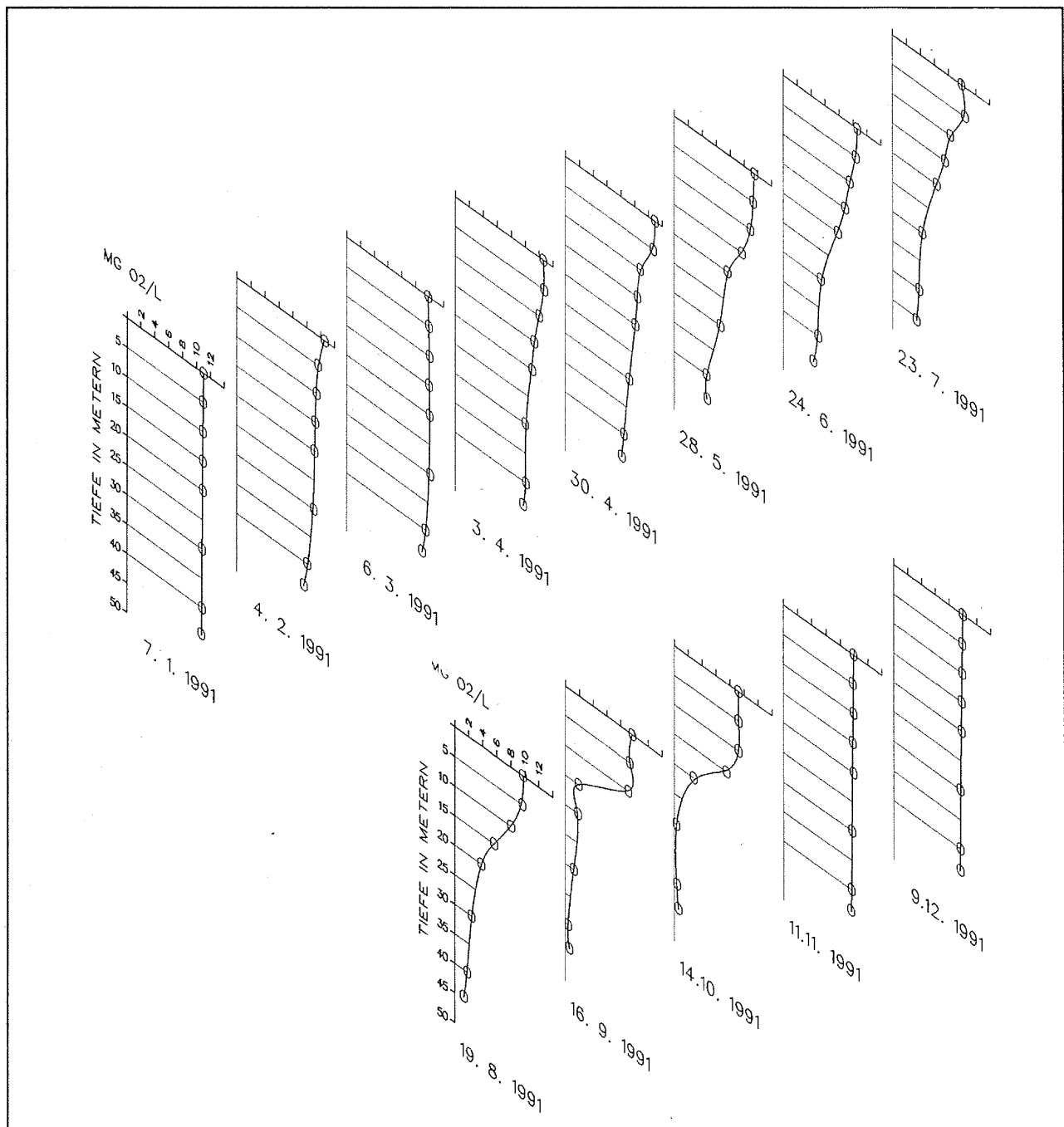


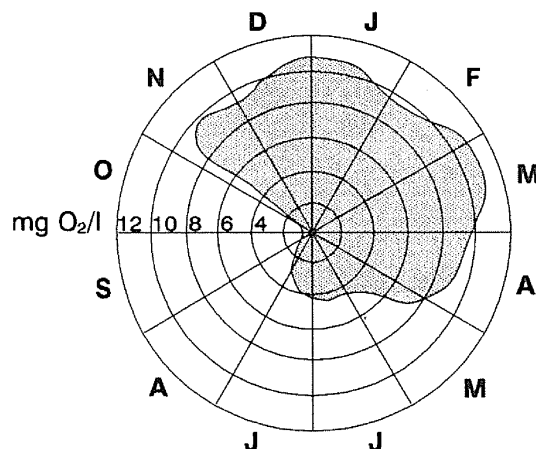
Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Bodensee-Untersee 1991.

Die mittlere Algendichte in der Produktionszone des Obersees hatte von 1930 - 1980 um das 25-fache zugenommen. In den letzten Jahren ist diese aber wieder deutlich zurückgegangen; dies ist eine Folge der Reduktion im Phosphorgehalt, denn dank den Massnahmen im Gewässerschutz sank dieser im Obersee ab 1981 um ca. 200 t pro Jahr. Das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln verdoppelte diese Rate für die Periode 1986 - 1988. Phosphorgehalte unter $40 \mu\text{g P/l}$, wie sie vor 1970 üblich waren, wurden erstmals wieder 1990 gemessen; 1993 stabilisierten sie sich bei $30 \mu\text{g P/l}$.

Im Untersee ist die Sauerstoffreserve der geringen Tiefe wegen seit jeher ungenügend. In den siebziger und achtziger Jahren brauchte die Mineralisation der Algen den Sauerstoff im Tiefenwasser schon im Frühsommer soweit auf, dass Phosphor aus den Sedimenten herausgelöst wird. Bereits in den zwanziger Jahren wurde im Gnadensee zeitweise völliger Sauerstoffschwund über Grund festgestellt. Auch im Untersee wurde der stetige Anstieg der Phosphorkonzentrationen und der Bioproduktion unterbrochen; seit Mitte der achtziger Jahre gingen diese deutlich zurück. In den letzten zwei bis drei Jahren zeigt sich auch bei den Sauerstoffgehalten eine deutliche Wende zum Besseren.

Tabelle: Phosphorbilanz Obersee 1985/86.

Vorrat im See am 1.11.1985	2835 t P
+ Zufuhr total	2297 t P
- Entzug durch Abfluss	421 t P
- Vorrat im See am 1.11.1986	2625 t P
= Entzug durch Sedimentation	2086 t P

**Abbildung:** Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Bodensee-Untersee (Rhein) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Tolerierbare Phosphorbelastung

Falls durch längeren Sauerstoffmangel eine Phosphorrücklösung aus den Sedimenten auftritt, kann die Phosphorkonzentration im See auch bei geringerer Zuflussfracht stark ansteigen. Die maximal mögliche Rücklösung entspricht etwa der Zuflussfracht zweier Jahren.

Von den 620 Tonnen an pflanzenverfügbarem Phosphor, die dem See im Seejahr 1985/86 zugeflossen sind, betrug der Anteil aus Abwässern noch ungefähr 50%. Dieser Anteil hat seit her um ca. 150 Tonnen abgenommen.

Damit sich der Seezustand auch bei sehr ungünstigen Witterungsbedingungen über mehrere hintereinanderfolgende Jahre, z.B. auch nach einem Zufrieren, d.h. nach sehr mangelhafter Zirkulation, nicht verschlechtert, muss diese Belastung weiter gesenkt werden. Dies wird durch Simulationen mit einem dynamischen, mathematischen Modell erhärtet: die maximale pflanzenverfügbare Phosphorfracht darf 390 t nicht übersteigen. Sollte das Einschichtverhalten des Alpenrheines durch bauliche Eingriffe im Einzugsgebiet ver-

schlechtert werden, müsste diese Obergrenze noch um 90 Tonnen geringer angesetzt werden. Wenn die bisher geplanten Massnahmen im Einzugsgebiet weitergeführt werden, wird die Jahresfracht an algenverfügbarem Phosphor bis im Jahr 1995 aber nur auf ca. 450 Tonnen zurückgehen.

Zahlen zur Fischerei

Im Mittelalter lagen die Fischereirechte im Bodensee fast ausschliesslich bei den Klöstern und beim Adel. Nach der Aufhebung der Klöster gingen sie an den Staat über. In der Folge nahmen die Fangerträge im See und Hochrhein ab. In einer Schrift des Kantons Schaffhausen von 1839 hiess es: "Mit Ausnahme des Lachsfanges kann von einer Fischerei gar nicht die Rede sein. Die Fische sind so selten, dass sie nicht einmal für die Stadt Schaffhausen, wo doch die Liebhaberei für Fischessen nicht sonderlich ist, hinreichen."

Dank intensiver Bemühungen gelang es, die Fischerei bis zum Ende des 19. Jahrhunderts wieder auf einen beachtlichen Stand zu heben.

Tabelle: Nährstofffrachten 1978/79 (Tonnen pro Jahr).

ohne Flussschwebstoffe				in Flussschwebstoffen			
	N	P	C	N	P	C	
Obersee	14'500	1'100	30'700	4'650	1'900	80'000	
Untersee	10'500	660	30'000	160	50	3'000	

Tabelle: Nährstofffrachten 1985/86 (Tonnen pro Jahr).

ohne Flussschwebstoffe				in Flussschwebstoffen			
	N	P	C	N	P	C	
Obersee	18'000	620	24'900	3'000	1'700	33'400	
Untersee	12'800	514	19'700	43	8	480	

Die ältesten Fischzuchtanstalten sind vor ungefähr 100 Jahren errichtet worden, die Gesetzgebung wurde und wird koordiniert und verlessert, der Absatz der Fische durch private und genossenschaftliche Fischhandlungen sichergestellt.

Die Entwicklung des Seezustandes schlug sich auch in den Fangerträgen der Fischer (inkl. Sportfischer) nieder. Diese stiegen von jährlich 400 t im Obersee und 85 t im Untersee in den zwanziger Jahren gegen 1'500 bzw. 500 t nach 1975. Seither haben die Fangerträge wieder um ca. 50% abgenommen. Die Beute der Berufsfischer besteht heute zu über 50% aus Felchen, der Rest besteht zum überwiegenden Teil aus Barschen (Egli).

Mikroverunreinigungen durch Pestizide

Im Rahmen von Untersuchungen wurden 1990/91 Wasser des Bodensees, des Seeabflusses und der Zuflüsse Alter Rhein, Dornbirnerach und Schussen auf 80 verschiedene Pestizide und deren bekannte Abbauprodukte untersucht. 90% aller untersuchten Stoffe waren nicht nachweisbar. Im Bodenseewasser konnten lediglich 4 Substanzen nachgewiesen werden: Atrazin, Desethylatrazin (Abbauprodukt von Atrazin), Simazin und Terbutylazin. Die Konzentration der aufgefundenen Substanzen unterschritt in allen Fällen deutlich die strengen Grenzwerte nach der deutschen Trinkwasserverordnung sowohl den für die Einzelsubstanzen von 0,1 mg/m³ als auch den für die Stoffsumme von 0,5 mg/m³.

Insgesamt führte die Untersuchung zu keinen alarmierenden Ergebnissen. Derzeit sind annähernd 300 verschiedene Pflanzenschutzmittel zugelassen. Für einige fehlen noch immer Nachweismöglichkeiten für die niedrigen Konzentrationsbereiche in Umweltproben. Eine wirkungsvolle Kontrolle über Immissionsmessungen ist deshalb nicht möglich. Generell muss daher der Einsatz von Pestiziden so restriktiv wie möglich gehandhabt werden.

Fazit

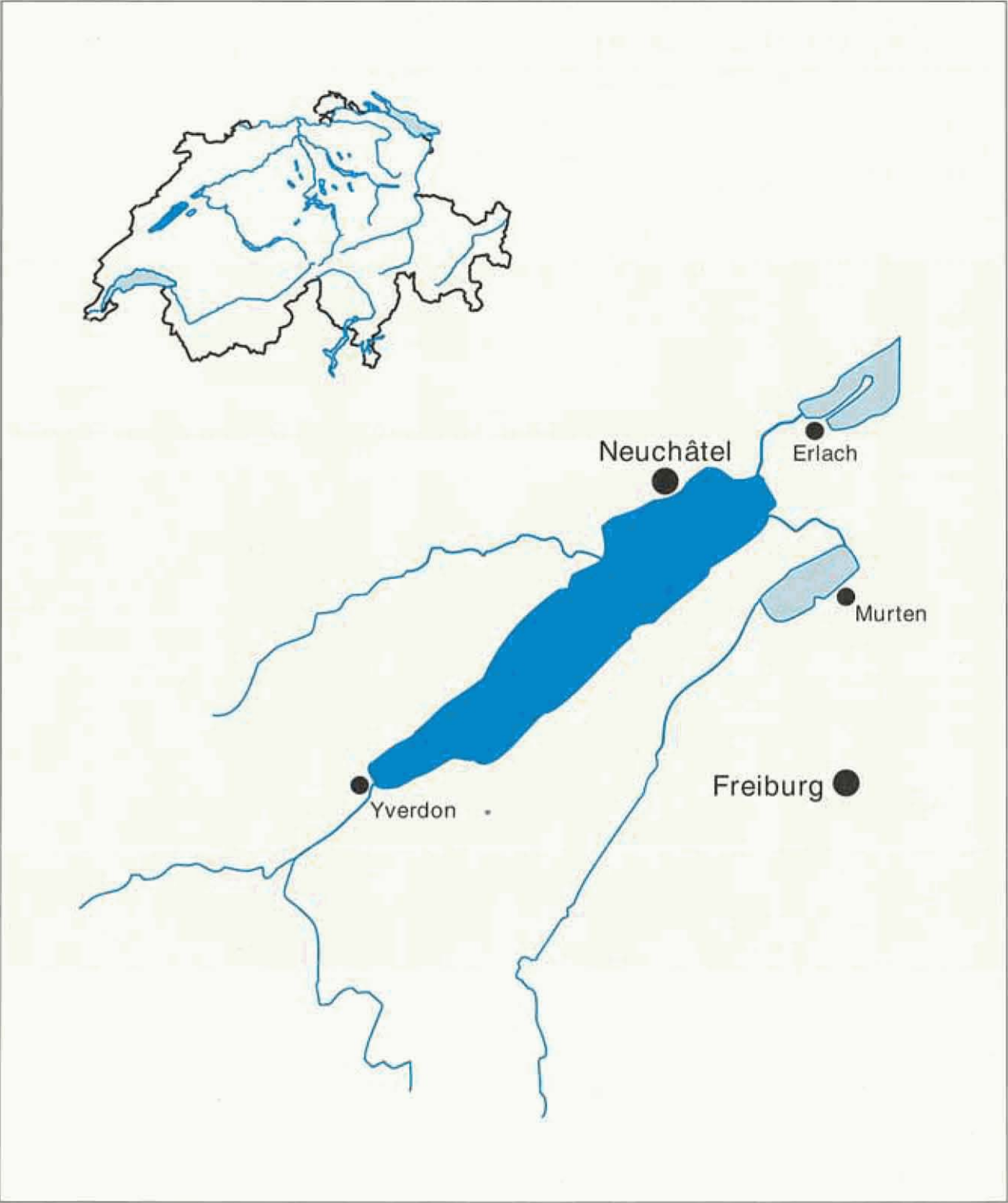
Der Bodensee nimmt grosse Schritte auf dem Weg zur Besserung. Die seit 1960 von den Anliegerstaaten in Reinhaltmassnahmen investierten 4 Milliarden Schweizerfranken und das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln von 1986 tragen Früchte. Allerdings wird dem Bodensee heute mit einer Menge von über 510 Tonnen/Jahr noch ca. das 1½-fache der tolerierbaren und biologisch wirksamen Phosphorfracht zugeführt. Weitere Massnahmen müssen verwirklicht werden, mit dem Ziel, die Phosphorgehalte im See noch weiter zu senken. Nur so kann ein gesunder Seezustand auch längerfristig und unter ungünstigen Witterungsverhältnissen garantiert werden.

Literatur

- Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 1974 - 1991: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 1 - 18.
- Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 1961 - 1991: Berichte Nr. 1 - 44.
- Maurer, H., 1982: Der Bodensee: Landschaft, Geschichte, Kultur. Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland. Woeste Druck Verlag, Essen.
- Vischer, D., 1990: Der Bodensee, seine Zuflüsse, seine Schwankungen, sein Abfluss, eine hydrologische Übersicht. Wasser, energie, luft - eau, énergie, air, 82, 7/8.

7. Lac de Neuchâtel





Morphologie

Mit einer Fläche von 217,9 km² ist der Neuenburgersee der grösste vollständig in der Schweiz liegende See. Sowohl als Lieferant von Trinkwasser, als auch wegen der fischereilichen Nutzung und der grossen Reserven für Pflanzen und Wasservögel ist er von überregionaler Bedeutung. In sein Einzugsgebiet von 2'670 km² teilen sich die Kantone Neuenburg, Freiburg, Waadt und Bern; im Vallée de Joux erstreckt sich dieses gar bis in französisches Staatsgebiet. Etwa drei Viertel des Zuflusses von 60 m³/s bringen Aare, Zihl (Thielle) und Broyekanal. Der Abfluss mündet in den Bielersee. Seit der Juragewässerkorrektur dient der Neuenburgersee zusammen mit dem Murtensee auch als Ausgleichsbecken für die in den Bielersee abgeleitete Aare. Der Broyekanal und der Seeabfluss, der Zihlkanal, fliessen deshalb zu gewissen Zeiten auch rückwärts.

Der See liegt parallel zur ersten Bergkette des Juras. Sowohl die Bise, als auch die Westwinde werden auf einer Bahn längs der Seeachse kanalisiert. Zudem bläst vom Berg her das öfters wegen seiner Böen berüchtigte Jorant. Die starken Winde begünstigen eine regelmässige Durchmischung des Wasserkörpers.

Der Neuenburgersee in Zahlen

Oberfläche	217,9	km ²
max. Länge	38,3	km
max. Breite	8,12	km
maximale Tiefe	152	m
mittlere Tiefe	64,2	m
Volumen	13,98	km ³
Mittlere Abflussmenge	56,7	m ³ /s
theoretische Füllzeit	8,25	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	2'670	km ²
mittlere Höhenlage	780	m ü.M.
Einwohner (ohne Tourismus)	273'000	

Naturschutz am Südufer

Mit der ersten Juragewässerkorrektur wurde 1868 - 1891 der Seespiegel um 2,77 Meter abgesenkt. Dadurch verlandete die ausgedehnte Flachwasserzone am Südufer teilweise. Hier entstand in der Folge eines der grössten Feuchtgebiete der Schweiz, die "Grande Caricaie". Dieses einzigartige Biotop gilt heute als Naturschutzgebiet von internationaler Bedeutung. Die Kantone Waadt und Freiburg haben den Schweizerischen

Naturschutzbund und den World Wildlife Fund Schweiz mit der Verwaltung des Gebietes beauftragt. Die äusserst engagierte Betreuung erfolgt von einem kleinen Verwaltungszentrum in Champ-Pittet bei Yverdon aus. Durch Verlandung von der Landseite her und durch Erosion von der Seeseite her ist dieses Gebiet stark gefährdet. Der See versucht mit Hilfe der Wellenkräfte sein Territorium zurückzuerobieren und wieder dahin vorzustossen, wo sein Ufer ehemals lag, zum Fuss der südlich gelegenen Molassefelsen (Falaises). Auch diese Sandsteinfelsen waren keine fixen Ufer; nur erfolgte dort der Erosionsprozess wesentlich langsamer als am lockeren Sandstrand. Unvernünftige Wassersportler, die von der Seeseite her in das Gebiet eindringen, stören nicht nur die Brutgebiete, sondern fördern die Erosion zusätzlich. Eine Studie der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (ETH Zürich) hält fest: "Innerhalb der letzten 100 Jahre haben die Windwellen streckenweise über 200 m vom Südufer des Neuenburgersees abgetragen. Sollte sich dieser Prozess ungehindert weiterziehen, so wird das Naturschutzgebiet der Grande Caricaie in weiteren 100 Jahren verschwunden sein.... Ohne gezielte bauliche Massnahmen ist der allmähliche Abtrag bis hin zu den Falaises nicht aufzuhalten."

Der Verlandung kann durch Abholzaktionen und Mähaktionen im Schilf entgegengewirkt werden. Stabile Schutzmassnahmen gegen die Erosion können nur mit grossem finanziellem Aufwand errichtet werden; leichte und umweltgerechte Verbauungen aus Holz müssen dem häufig starken Wellengang und auch Stürmen widerstehen können. Ein Schutz durch harte Wälle aus Stein oder Beton muss fischereibiologisch verträglich sein. Sollte die Grande Caricaie verschwinden, sind die Verkehrsverbindungen, Eisenbahn und Strasse, die am Rande des Gebietes vor der Felsküste liegen, ebenfalls gefährdet.

Die Entwicklung des Seezustandes

Dank der Pionierarbeit von H. SOLLBERGER und weiterer intensiver Untersuchungen lässt sich die Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Neuenburgersee in den letzten 30 Jahren verfolgen. Enthielt der See im Jahre 1960 noch weniger als 20 µg P/l, so waren es 1970 bereits 30 und 1980 über 50 µg P/l. Die in den frühen siebziger Jahren im Einzugsgebiet einsetzenden Gewässerschutzmassnahmen zeigen deutliche Erfolge; in den letzten 10 Jahren nahm der Phosphorgehalt wieder ab und liegt heute wieder bei 20 µg P/l; der mittlere Orthophosphatgehalt betrug 1992 nur noch 5 µg P/l.

Tabelle: Mittlere jährliche Phosphor- und Stickstofffrachten 1983/84 (Zuflussuntersuchung Neuenburgersee):

Zuflüsse	Phosphor [t/Jahr]	Stickstoff [t/Jahr]
Canal de la Broye	75	1'060
Thielle	45	710
Areuse	31	730
Arnon	19	190
Mentue	16	280
Canal Oriental	13	300
Bey	11	210
Seyon	11	140
Buron	8	130
Serrière	4	160
Zuflüsse total	230	3'910
direkt einleitende Kläranlagen	35	260
Regenüberläufe	10	41
Nicht angeschlossene Einwohner	6	22
Abschwemmung direkt in den See	4	190
Niederschläge	23	390
Total	308	4'815
Änderung im Seeinhalt	-22	140
Abfluss	-150	-1'815

Die Primärproduktion betrug 1988 ca. 240 g Kohlenstoff pro m² und Jahr. Der Rückgang der Konzentrationen des Pflanzenfarbstoffes Chlorophyll-a zwischen 1988 (4 mg/m²) und 1992 (<2 mg/m²) ist Hinweis auf die heute geringere Produktionsrate. Das Absinken der Phosphorgehalte in den letzten 4 Jahren ist für diese Reduktion verantwortlich. Schwach belastete Seen zeigen Produktionsraten unter 200 g C pro m² und Jahr.

Sanierung des Einzugsgebietes

1989 waren 75% der 273'000 Einwohner im Seeinzugsgebiet an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Im Anschlussbereich der Anlagen könnten zusätzliche 10% erfasst werden.

Einige Anlagen, z.B. im Val de Ruz, sind hydraulisch überlastet und ein Teil der Abwässer wird bei Regenereignissen direkt in die Vorfluter geleitet. Der Kanton Neuenburg mit einem Anschlussgrad von über 90% will einige kleinere Anlagen, die wegen unregelmässiger Belastungsänderungen nicht optimal betrieben werden können, stilllegen und die Abwässer auf grössere, besser

ausgelegte Anlagen umleiten. Der Gesamtwirkungsgrad der Abwasserreinigung wird in den nächsten Jahren dadurch weiter verbessert.

Nährstoffbelastung

Die Gewässerschutzfachstellen der Kantone Freiburg, Waadt und Neuenburg und des Bundes führten 1983/84 eine umfassende Zuflussuntersuchung durch.

75% der Phosphorbelastung gelangten über die Zuflüsse in den See. Dabei enthalten die Zuflüsse auch die gereinigten und ungereinigten Abwässer eines grossen Teils der Bevölkerung im Einzugsgebiet.

Die drei wasserreichsten Zuflüsse Broye, Zihl und Areuse bringen bereits 50% - in wasserreichen Jahren auch wesentlich mehr - der totalen Phosphorfracht in den See. Auffällig war während der Untersuchungskampagne die grosse Belastung der aus dem Murtensee zufließenden Broye. Seither hat sich der Zustand des Murtensees verbessert und damit der Phosphoreintrag in den Neuenburgersee wesentlich verringert. Der Ausbau im baulichen Gewässerschutz und das Phosphatverbot für Textilwaschmittel seit Mitte 1986 hat bei allen Jurarandseen eine sehr grosse Wirkung gezeigt. Der Phosphoreintrag in den Neuenburgersee dürfte auch nach vorsichtigen Schätzungen heute wesentlich unter 150 t P/Jahr liegen. Die Daten der letzten Jahre lassen auf eine zunehmende Stabilisierung des guten Zustandes schliessen.

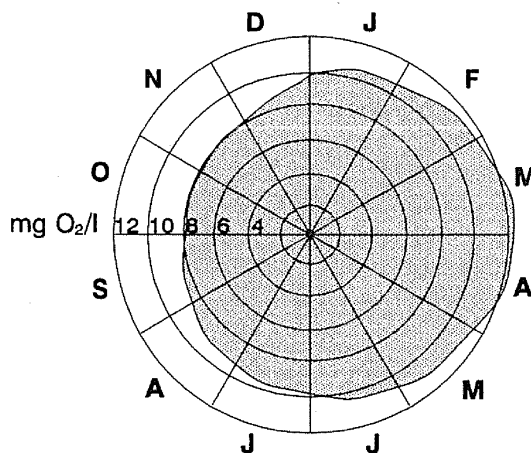


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Neuenburgersee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Sauerstoffgehalt

Die alljährliche vollständige Durchmischung des Wasserkörpers führt zu einer zuverlässigen Belüftung auch der tieferen Wasserschichten. Trotz der zeitweise recht hohen Phosphorkonzentrationen

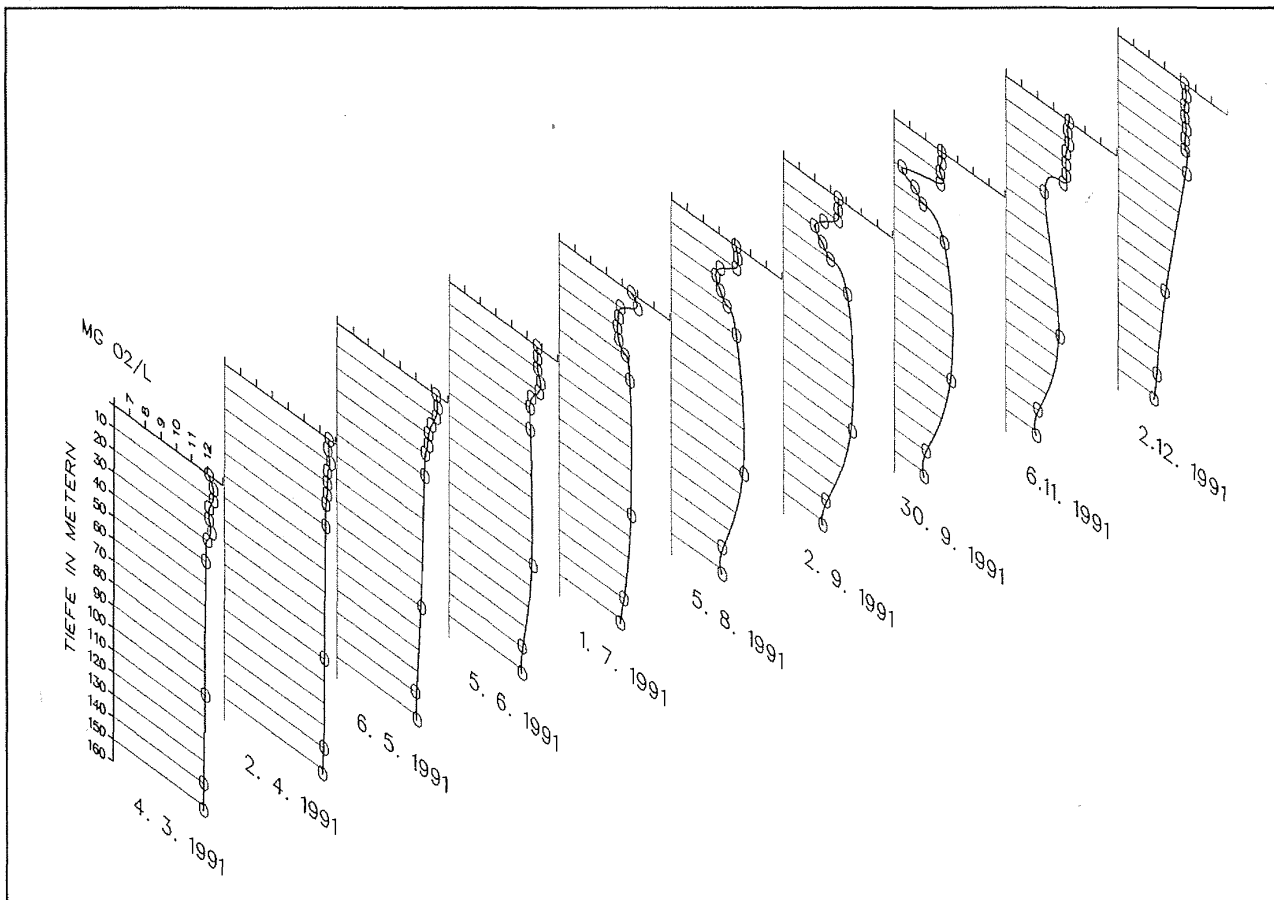


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Neuenburgersee 1991.

nen kannte der Neuenburgersee deshalb auch anfangs der achtziger Jahre nie Sauerstoffprobleme. Auch bei damals grosser Algenproduktion war der Sauerstoffgehalt in jeder Tiefe - mit Ausnahme je einer Einzelmessung über Grund in den Jahren 1977 und 1983 - immer grösser als 6 mg O₂/l.

Fischerei

Im Neuenburgersee[®] wurden früher wesentlich mehr Seeforellen gefangen als in den anderen grösseren Schweizerseen. Die Fangerträge der Seeforelle lagen von 1936 bis 1958 ziemlich konstant zwischen 5 und 10 Tonnen pro Jahr. Anschliessend nahmen die Erträge bis zum Maximum von 26 Tonnen im Jahre 1977 zu. Seither ist eine Abnahme sichtbar. Heute betragen die jährlichen Fangerträge 3 bis 6 t.

Auch die Felchen (Bondelle und Palée) reagierten deutlich auf die zunehmende Belastung des Sees. Die an sich langsam wachsenden Bondelle wuchsen ab 1950 immer rascher. Dadurch erreichten sie das Fangmass früher, d.h. vor dem dritten Lebensjahr, und konnten vor dem Abfischen durch die Berufsfischer in der Regel nur noch einmal und nicht mehr wie vorher üblich zweimal laichen. Der Einsatz von Netzen aus Kunstfasern ab 1957 verstärkte diese Entwicklung. Der Rück-

gang des Nachwuchses führte bis 1980 zu einer Verminderung der Bestände um 75%. Erst die Änderung der Maschenweite der Netze und Besatzmassnahmen bewirkten einen Wiederanstieg der Erträge; diese liegen heute bei 175 t/Jahr. Die Fangerträge der Palée zeigten eine ähnliche Entwicklung.

Beim Seesaibling führten analoge Missstände vor 1970 sogar zum Aussterben der ursprünglichen Art. Die heute im See vorhandenen Seesaiblinge wurden neu eingesetzt und stammen aus dem Genfersee.

Fazit

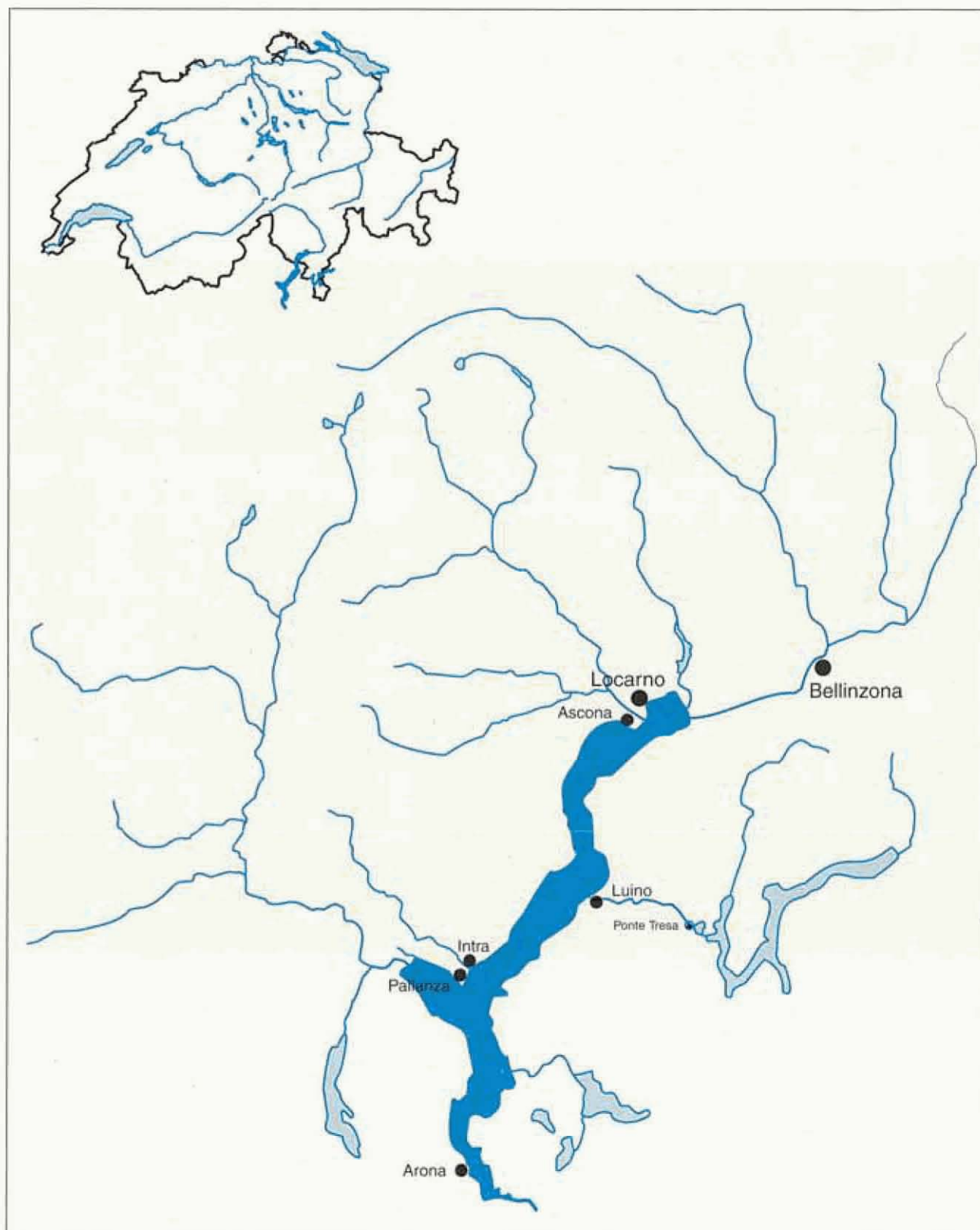
Der Neuenburgersee hatte dank der günstigen Windexposition auch zur Zeit der grössten Nährstoffbelastung anfangs der achtziger Jahre nie unter Sauerstoffproblemen zu leiden. Die damals gehäuft auftretenden Algenteppiche sind dank der Massnahmen in den Einzugsgebieten von Murten- und Neuenburgersee weitgehend verschwunden. Die heute beobachteten kleinen Nährstoffgehalte bremsen im Sommer bereits während Wochen das Algenwachstum deutlich. Der Zustand des Sees wird sich nach zusätzlichen Massnahmen im Einzugsgebiet weiter verbessern und stabilisieren.

Literatur

- Quartier, A., 1967: La Pêche dans les eaux du canton de Neuchâtel. Schweiz. Fischerei Z. 75(7), 76 - 81.
- Sollberger, H., 1974: Etude sanitaire du lac de Neuchâtel, première partie 1958 - 1962, Laboratoire Cantonal.
- Dubois, J. P. et O. Schetty, 1977: Evolution de l'état sanitaire de la baie d'Auvernier (lac de Neuchâtel) de 1962 à 1973 Schweiz. Z. Hydrol. 39, 1 - 11.
- Lang, C. et L. Cuvit, 1981: Degré d'eutrophisation du lac de Neuchâtel en 1970 - 1980 et du lac de Morat en 1980 évalué à partir de la faune des sédiments. Rapport présenté à l'OFPE en mai 1981.
- Pedroli, J. C., 1983: La réintroduction de l'omble chevalier *Salvelinus alpinus* dans le lac de Neuchâtel (Suisse). Bull. Fr. Pêche Piscic. 290: 158 - 160.
- Pedroli, J. C., 1983: Les corégones du lac de Neuchâtel: rendement de la pêche; âge et croissance des individus capturés par les pêcheurs professionnels. Schweiz. Z. Hydrol. 45(1): 345 - 358.
- Antoniazza, V. et J. C. Pedroli, 1985: Contribution à l'étude de la biologie et de l'exploitation de la truite de lac *Salmo trutta lacustris* dans le lac de Neuchâtel. Bull. Soc. neuch. Sc. nat. 108; 43 - 50.
- Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, 1989: Erosion am Südufer des Neuenburgersees, im Auftrag Grande Carrière, Groupe d'étude et de Gestion, Champ-Pittet, Yverdon.
- Service cantonal de la protection de l'environnement du canton de Neuchâtel, 1991: Protection de l'eau, Fiche Ecoactive No 7, septembre 1991.

8. Lago Maggiore





Zur Morphologie

Mit einer Gesamtoberfläche von 212,5 km² ist der Lago Maggiore, auch Verbano genannt, nach dem Lago di Garda der zweitgrösste der südalpiner Randseen Oberitaliens. Er trennt die Lombardei vom Piemont und reicht mit seinem Nordende in die Schweiz. Ein Fünftel des Sees und etwas mehr als die Hälfte des Einzugsgebietes befinden sich auf Schweizerboden.

Der Seespiegel liegt bei 193 m ü. M. und die maximale Tiefe beträgt 372 m. Der Seegrund liegt somit bis 179 Meter unter den Meeresspiegel. Das V-förmige Felsbett reicht aber noch ca. 420 m tiefer. Eine Theorie hält die Seebecken der oberalpiner Seen für ehemalige tiefe Schluchten, in denen wilde Wasser des späteren Miocäns einem Mittelmeer zuflossen, das vom Atlantik durch eine Landverbindung bei Gibraltar abgeschnitten war. Da das Mittelmeer schon damals deutlich weniger Wasser erhielt, als auf seiner heutigen Fläche verdunsten kann, nimmt man an, dass der Spiegel dieses Meeres soweit absank, bis seine Fläche einem Gleichgewicht zwischen Zuflussmenge und Verdunstung entsprach: er lag mehr als 2000 m tiefer als heute. Die Analyse von Tiefenbohrungen im Meer und die Form des Felsbettes des Nil stützen diese Theorie. Erst als der Isthmus bei Gibraltar vor ca. 5 Mio. Jahren nachgab, ergossen sich die Wassermassen des Atlantik in das Mittelmeerbecken und füllten dieses auf das heutige Niveau auf.

Das Becken des Lago Maggiore wurde durch zwei eiszeitliche Gletscher, die von Nord-Osten aus dem Tal des Ticino bzw. von Nord-Westen aus dem Tal des Toce kamen, verbreitert und zum Teil vom Geschiebe befreit; diese vereinigten sich auf der Höhe von Pallanza.

Der See ist auf der Nord- und Westseite von hohen Bergen umgeben; die mittlere Höhe des gesamten Einzugsgebietes liegt auf 1283 m. Dies dürfte der Hauptgrund für die eher geringe Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet und die meist noch gute Wasserqualität der Zuflüsse sein. Die Abflüsse der stark belasteten Seen "Lago di Lugano" (Tresa) und "Lago di Varese" (Bardello) liefern aber dem Lago Maggiore bedeutende Nährstofffrachten. Die Hauptzuflüsse sind der Ticino, der den See auch bei Sesto Calende verlässt, und der Toce. Weitere wichtige Zuflüsse sind: die Maggia, die Tresa und die Verzasca.

Der Wildbachcharakter einiger Zuflüsse und die für die Gegend typischen, starken Regenfälle führten früher zu grossen Hochwasserspitzen und Überschwemmungen. Die einstigen, extre-

men Pegelschwankungen des Sees von fast 10 m sind heute dank der Niveauregelung beim Abfluss stark gedämpft.

Das trotz der voralpinen Lage milde Klima am See zieht viele Touristen an. Erwähnenswert sind noch die für Ihre Schönheit bekannten Borromäischen Inseln vor Pallanza, die beiden Brissagoinseln, die Insel Partegora bei Angera sowie das Wasservogelreservat Bolle di Magadino im Mündungsbereich von Ticino und Verzasca.

Der Lago Maggiore in Zahlen

Oberfläche	212,5	km ²
max. Länge	66	km
max. Breite	10	km
maximale Tiefe	372	m
mittlere Tiefe	177,5	m
Volumen	37,5	km ³
mittlere Abflussmenge	290	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	4,12	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	6'386	km ²
davon Schweiz	3'326	km ²
davon Italien	3'060	km ²
mittlere Höhenlage	1'283	m
permanente Einwohner	550'000	
Touristen *	350'000	
Industrie (EWG) **	320'000	
Ceresio (EWG) ** ** *	320'000	

* Ohne Einzugsgebiet des Luganersees (Ceresio)

** Einwohnergleichwerte

*** inkl. Tourismus und Industrie

Die Entwicklung des Seezustandes

Der Gewässerzustand des Lago Maggiore wird seit 50 Jahren durch das italienische hydrobiologische Institut von Pallanza überwacht. Die im Jahre 1962 gegründete internationale Kommission zum Schutze der italienisch-schweizerischen Grenzgewässer gegen die Verunreinigung koordiniert die Gewässerschutzmassnahmen beider Länder.

Der hohen Lage des Einzugsgebietes wegen sind die landwirtschaftlich genutzten Flächen vor allem auf wenige seenahe Gegenden beschränkt. Hauptursache der Gewässerbelastung des Lago Maggiore sind somit häusliche und industrielle Abwässer.

Im Jahre 1949 rühmte BALDI die Qualität der Tessiner Gewässer: "Die grossen Seen des Alpensüdrandes zeigen sich uns als erstaunlich

Tabelle: Mittlere Nährstoffkonzentrationen im Lago Maggiore (im Frühjahr) und Phosphorbelastung.

Jahr	NO ₃ -N	PO ₄ -P	P _{tot} -P	Gesamt-P	
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	Zufuhr	Abfluss
				[t/Jahr]	
1978	0.80	0.023	0.035	520	280
1979	0.77	0.017	0.026	632	260
1980	0.80	0.013	0.033	520	210
1981	0.79	0.020	0.023	580	190
1982	0.80	0.018	0.022	410	170
1983	0.80	0.012	0.021	350	160
1984	0.81	0.016	0.023	370	130
1985	0.78	0.012	0.018	360	130
1986	0.78	0.015	0.021	370	130
1987	0.77	0.011	0.018	434	160
1988	0.77	0.014	0.016	260	140
1989	0.81	0.010	0.014	270	100
1990	0.80	0.009	0.015	240	60
1991	0.81	0.010	0.016	161	121
1992	0.81	0.006	0.011	185	98

stabile, eindeutig oligotrophe und unter sich vergleichbare grosse Wassersysteme, deren Entwicklung vor allem durch morphologische Einflüsse vorgegeben ist und die uns noch lange Jahre in ihrem naturreicheren Zustand für vergleichende biologische und physikalische Untersuchungen zur Verfügung stehen werden." Die Voraussagen BALDIS waren leider für die meisten dieser Seen falsch. Einzig der Lago di Garda

Tabelle: Nährstoffbelastung des Lago Maggiore durch verschiedene Zuflüsse im Jahr 1990, im Vergleich zur Grösse des Einzugsgebietes und der Bevölkerungsdichte.

Fluss	N _{tot} -N [t/J]	P _{tot} -P [t/J]	Einz.G. [km ²]	Bev.-D. [E/km ²]
Ticino	1'365	10	1'616,21	44,9
Maggia	923	7	926,10	24,3
Verzasca	197	1	236,80	32,8
Cannobino	99	1	110,42	26,9
S. Giovanni	93	2	60,71	143,8
S. Bernardino	406	3	130,84	61,0
Strona	649	7		
Toce (Ossola)	1'477	40		
Toce (ges.)	[2'126	47]	1'774,11	62,4
Erno	38	0	25,63	111,7
Veveia	62	1	21,43	298,7
Bardello	360	33	134,27	593,8
Boesio	285	21	45,37	384,9
Tresa	1'294	40	754,20	250,7
Giona	61	1	49,84	12,4
Restliches Gebiet	622	10	52,45	609,8
Seeanstösser	700	58	436,57	367,7
Regen	400	5	212,50	--
Total	9'031	240		

hat die Eutrophierungswelle der italo-schweizerischen Grenzseen nicht und der Lago Maggiore nicht in vollem Ausmass mitgemacht.

Anfangs der sechziger Jahre lag der Phosphorgehalt des Lago Maggiore noch eindeutig unter 10 µg P/l. Er nahm aber bis 1977 auf über 30 µg P/l zu, sank aber seither auf etwa 10 µg P/l.

Obwohl die Belastung durch die Zuflüsse seit 1977 um mehr als 3000 Tonnen zurückgegangen ist, liegt der Gehalt an Gesamtstickstoff unverändert bei 0.8 mg/l.

Die Tabelle zeigt, dass dem See signifikante Nährstofffrachten von den Zuflüssen mit den grössten Einzugsgebieten (Ticino, Toce, Tresa), von den Abflüssen stark belasteter Seen (Bardello, Tresa) sowie von den direkten Einleitungen der Seeanstösser zugeführt werden.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

258'000 der ca. 730'000 ständigen Einwohner des gesamten Einzugsgebietes wohnen in der Schweiz. Von diesen leben 130'000 im unmittelbaren Einzugsgebiet, d.h. im Gebiet, dessen Wasser ohne Umweg über andere Seen in den Lago Maggiore fliesst. Am 1.1.1989 waren 82'160 von ihnen an einer Kläranlage angeschlossen. Für das Einzugsgebiet des Lago di Lugano lauten die Zahlen: Einwohner 128'000, angeschlossen am 1.1.1989: 111'620. Insgesamt betrug der Anschlussgrad im schweizerischen Teil des Einzugsgebietes 75%. Mit der Kapazität der bestehenden Kläranlagen könnte das Abwasser von 90% der Bevölkerung in diesem Gebiet gereinigt werden.

Sauerstoffgehalt

Wie die meisten grossen und tiefen Seen zirkuliert der Lago Maggiore nicht alle Jahre vollständig. Vollzirkulation (Austausch des Wassers in vertikaler Richtung und Sättigung mit Sauerstoff bis auf 370 m) trat in den Jahren 1956, 1963 und 1970 auf. Im Durchschnitt wird der See also nur alle 7 bis 20 Jahre bis zum Grund umgewälzt. In den Zwischenjahren variiert die maximale Austauschtiefe zwischen 100 und 200 Metern. Das kalte Wasser der alpinen Zuflüsse schichtet sich häufig in grosser Tiefe ein, so dass auch in Wintern, in denen der See nicht voll zirkuliert, wie 1986, grössere Sauerstoffgehalte über Grund gemessen werden können. Obschon der Sauerstoffgehalt in tieferen Schichten als Folge des Abbaus organischen Materials in wärmeren Perioden mit milderem Wintern stetig abnimmt, sank er in letzten 25 Jahren dennoch auch über Grund nie unter 5,7 mg O₂/l. Dies ist

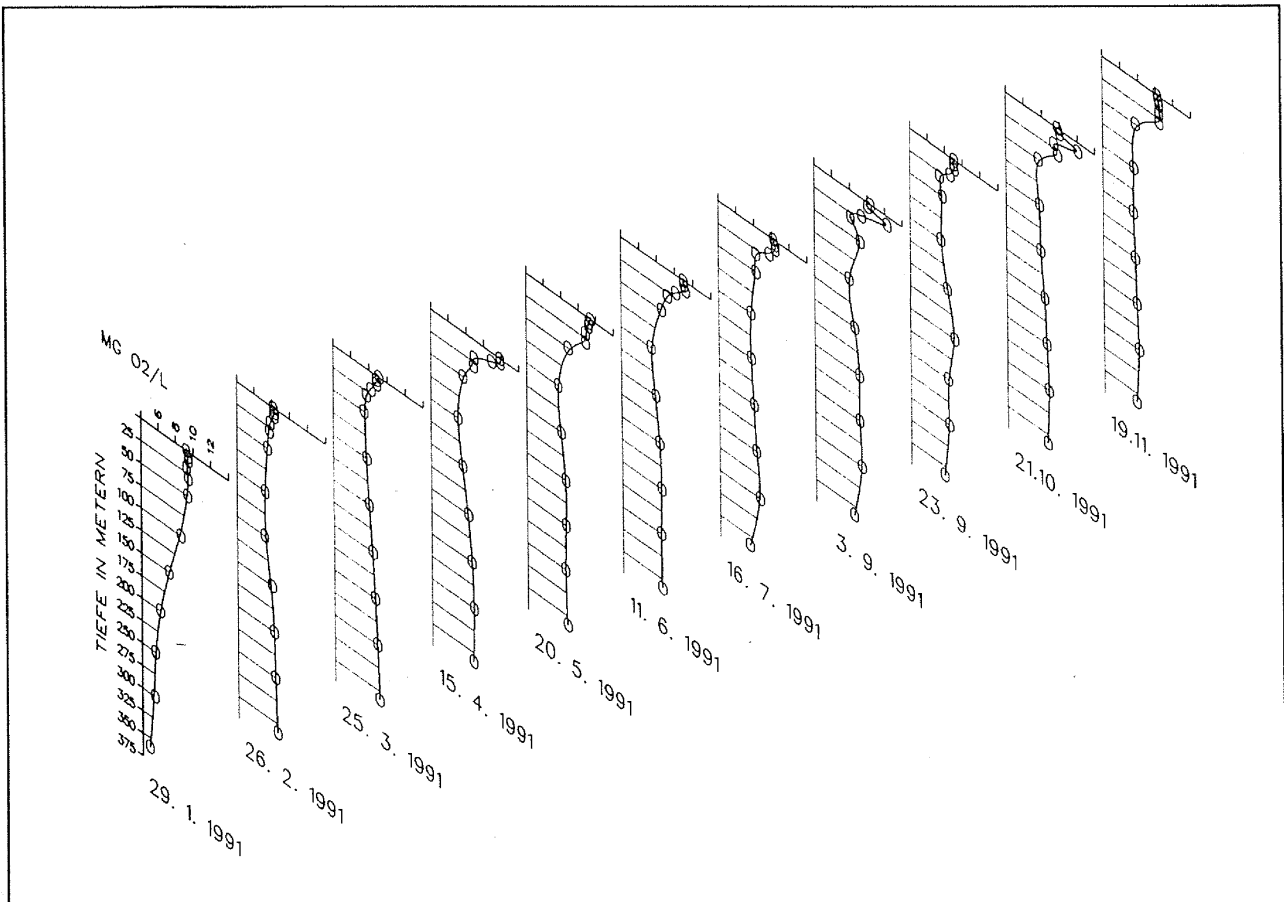


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Lago Maggiore (Ghiffa) 1991.

ein deutlicher Hinweis auf die in dieser Zeitperiode doch recht mässige Belastung des Sees.

W. AMBROSETTI et al. (1982) konnten im Winter 1980/81 durch Messungen von Temperatur und Sauerstoffgehalt feststellen, dass der Wasserkörper sich auch als Ganzes um die Längsachse drehen kann, so dass die tiefsten Wasserschichten vor dem mittleren Wasserkörper mit Sauerstoff angereichert werden. Sie beobachteten

inverse Temperatur- und Sauerstoffprofile. Diese Eigenheit des Lago Maggiore ist auf seine spezielle Morphologie - langgestreckte Wanne mit breitem Grundplateau und steilen Wänden - zurückzuführen.

Einfluss der Phosphorbelastung auf den Zustand

Mit einem einfachen, statischen Modell, das die zu- und abfließende Fracht sowie die Sedimentation des Phosphors berücksichtigt, konnte berechnet werden, welche Konzentration im See zu erwarten ist, wenn ihm während längerer Zeit eine bestimmte Phosphormenge zugeführt wird (IMBODEN und GÄCHTER, 1985).

Danach werden über 65% der zugeführten Phosphorfracht in den Sedimenten abgelagert, so dass beim heutigen Phosphoreintrag von ca. 240 Tonnen pro Jahr (1990) längerfristig mit Phosphorkonzentrationen zwischen 8 und 12 $\mu\text{g P/l}$ zu rechnen ist. Diese Werte sind typisch für schwach belastete Seen.

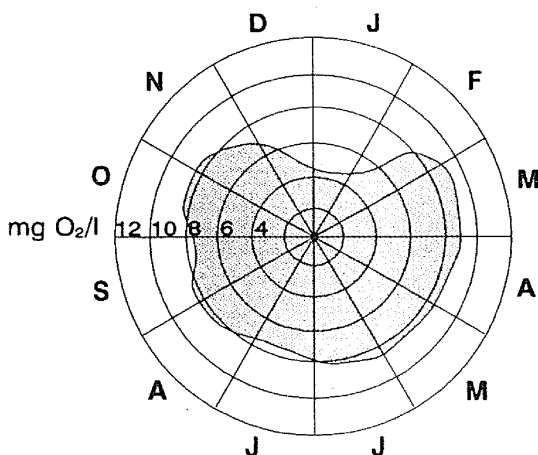


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Lago Maggiore (Ghiffa) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Die Entwicklung des Phytoplanktons

Mittlerer Gehalt und Zusammensetzung des Phytoplanktons sind erstaunlich konstant. Es sind nur wenige Algensorten vertreten, unter ihnen fällt die Burgunderblutalge auf, die hier allerdings nicht dominiert. Sie wird vor allem durch die Abflüsse der hocheutrophen Seen Lago di Lugano und Lago di Varese zugeführt.

Die Primärproduktion nahm in den sechziger Jahren fast um das Doppelte zu, stabilisierte sich dann aber in den achtziger Jahren bei 250 g Kohlenstoff pro m² Seeoberfläche und Jahr. Der Gehalt an Chlorophyll, einem Pflanzenfarbstoff, dessen Konzentration Rückschlüsse auf die Algenproduktion erlaubt, lag während mehreren Jahren im Mittel ebenfalls konstant bei ca. 5,5 µg/l. Seit drei Jahren wird nun aber ein deutlicher Rückgang der Bioproduktion um ca. 30% festgestellt.

Zahlen zur Fischerei

Im Lago Maggiore sind vor allem Edelfische wie Felchen, Seeforelle und Seesaibling vertreten. Zu Beginn der siebziger Jahre lagen die jährlichen Fangträge der Berufsfischer im Mittel bei ungefähr 150 Tonnen pro Jahr. Während einzelner Jahre sind fast doppelt so grosse Fangträge möglich.

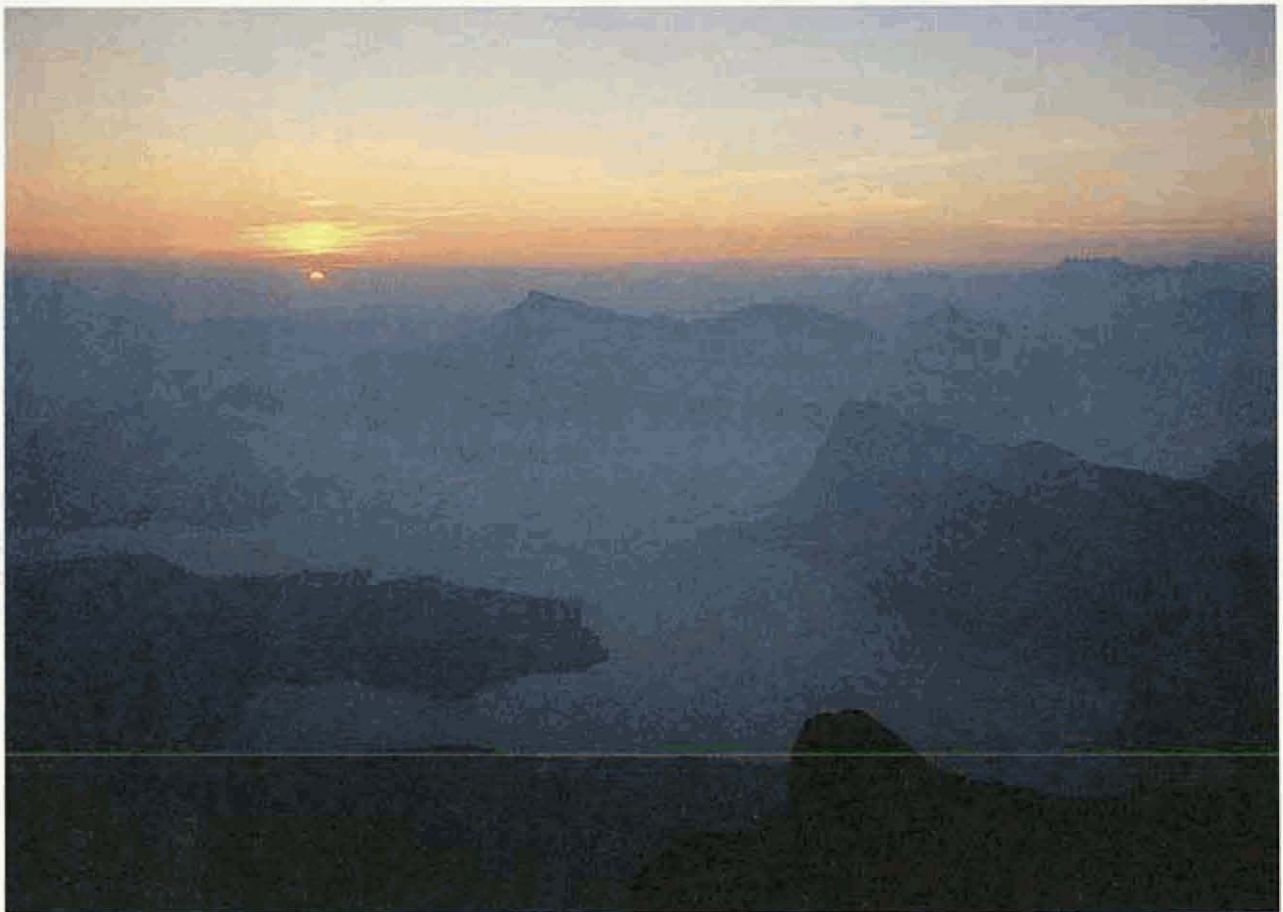
Fazit

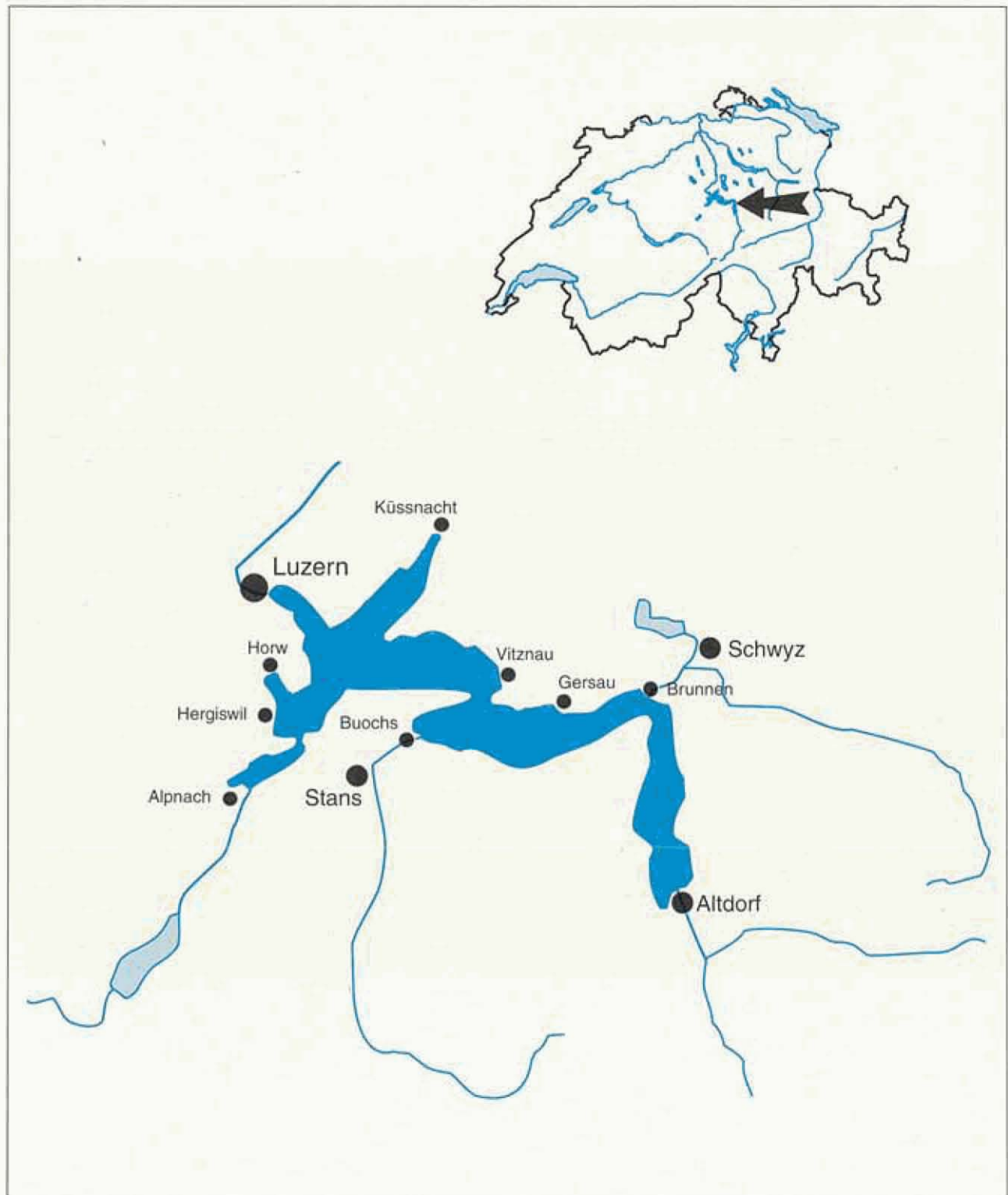
In den letzten 10 Jahren hat die Phosphorbelastung des Lago Maggiore und damit die mittlere Phosphor-Konzentration im Seewasser stetig abgenommen. Allerdings können im Uferbereich, als Folge direkter Abwassereinleitungen von Anstössern, Überdüngungseffekte wie Krautwucherungen etc. weiterhin auftreten. Zudem ist die Belastung durch Stickstoffverbindungen immer noch recht hoch. Da jedoch das Algenwachstum in diesem See durch die Phosphorkonzentration gesteuert wird, hat dies wenig Einfluss auf den Zustand des Sees. Falls die Nährstoffbelastung nicht wieder ansteigt, dürfte dieser deshalb im heutigen guten Zustand bleiben.

Literatur

- Baldi, E., 1949: Alcuni caratteri generali dei laghi marginali sudalpini. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 10, 50 - 69.
- Bonomi, G., M. Gerletti, E. Indri und L. Tonolli, 1970: Report on Lake Maggiore. *Eutrophication in large Lakes and Impoundments*, OECD, 299 - 341.
- Bonomi, G., A. Calderoni und R. Mosello, 1979: Some Remarks on the recent Evolution of the deep Italian subalpine Lakes. *Symp. Biol. Hung.* 19, 87 - 111.
- Mosello, R., A. Calderoni und E. de Giuli, 1981: Bilancio chimico del Lago Maggiore nel 1978. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 39, 7 - 29.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti und R. Mosello, 1982: Unusual deep Mixing of Lago Maggiore during the Winter 1980 - 1981. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.* 5, 183 - 191.
- Mosello, R. und D. Ruggiu, 1985: Nutrient Load, trophic Conditions and Restoration Prospects of Lake Maggiore. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 70/1, 63 - 75.
- Gächter, R. und D. M. Imboden, 1985: Lake Restoration. *Chemical Processes in Lakes*. John Wiley, 363 - 388.
- Rapporti su studi e ricerche condotti nel bacino del Lago Maggiore, Campagna 1978 - Campagna 1990, Rapporto quinquennale 1978 - 1982; Rapporto quinquennale 1983 - 1987; Rapporte sull'evoluzione del Lago Maggiore, Campagna 1991. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.
- Barbanti, L., G. Giussani und R. de Bernardi, 1988: Il Lago Maggiore, dalla ricerca alla gestione. *Documenta dell'istituto Italiano di Idrobiologia*, N. 22.

9. Vierwaldstättersee





Morphologie

Der 434 m hoch gelegene Vierwaldstättersee besteht aus einem fjordähnlichen System hintereinanderliegender Seebecken.

Der Urnersee mit der Reuss als Hauptzufluss ist ein Trog mit steilabfallenden Talflanken. Das in der N-S-Achse liegende Becken bietet Föhnstürmen eine grosse Angriffsfläche.

Bei Brunnen trennt das Delta der Muota den Urnersee vom Gersauerbecken. Dieses Becken, das sich ca. 13 km in O-W-Richtung erstreckt, ist durch eine Stirnmoräne des Reussgletschers in zwei Unterbecken bei Treib (max. Tiefe 125 m) und bei Gersau (max. Tiefe 214 m) getrennt. Gegen Westen verflacht es in eine Aufschüttung, ein Werk der Engelberger Aa. Das Becken ist von hohen Bergketten umgeben, die es vor Windeinfluss schützen.

Die Ausläufer des Bürgenstockes und des Vitznauerstockes schnüren den See ein und trennen das Gersauer- vom Vitznauerbecken, welches ebenfalls ziemlich windgeschützt ist. Nördlich dieser Seeenge liegt eine weitere Stirnmoräne des Reussgletschers. Beim Kreuztrichter treffen sich die drei Seebecken von Vitznau, Küssnacht und Luzern sowie die Bucht von Horw, die beim Lopper in Verbindung mit dem Alpnachersee steht.

Der Seeabfluss (Reuss) wird bei Luzern durch ein Nadelwehr künstlich reguliert.

Horwerbucht (Alpnachersee), Luzernersee, Küssnachtsee und Vitznauerbecken müssen aufgrund ihres Einzugsgebietes als Mittellandseen angesehen werden, Gersauerbecken und Urnersee hingegen als voralpine Seen.

Der Urnersee reichte früher wesentlich weiter gegen Süden. Durch die Geschiebefrachten der Reuss und ihrer Nebenflüsse stiess das Delta immer weiter gegen Norden vor; dies führte zur heutigen ca. 10 km langen Ebene im unteren Reusstal. Das fruchtbare Schwemmland wurde schon in der Bronzezeit genutzt; erste Siedlungen wurden im Hochmittelalter angelegt. Von 1770 bis 1828 gab es wenige Hochwasser und die Flussgebiete der Reuss und der Schächen, die sich noch in breiten Mäanderbögen durch das Tal zogen, füllten sich mit Geschiebe. Als die Niederschlagsmenge wieder zunahm, traten bis zur Jahrhundertwende immer wiederkehrend Überschwemmungen auf. Sie richteten enorme Schäden an und stellten die Existenz der ansässigen Bauern in Frage. Erst die Korrektur der Reuss,

welche unter grossen Anstrengungen und finanziellen Opfern ausgeführt wurde, brachte Entlastung. Um den Geschiebetransport zu fördern, wurde im unteren Teil der Reuss ein Kanal gebaut und nach 1900 bis in den See verlängert. Das Leitwerk im See wurde inzwischen teilweise geöffnet oder abgebrochen. Am Süden des Urnersees liegt eines der grössten Riedgebiete des Vierwaldstättersees. Manche Pflanzen und Tiergemeinschaften, die in den letzten Jahren in der Schweiz selten geworden sind, sind hier noch relativ grossflächig vorhanden. Der Urnersee und sein Südufer stellen ein wichtiges Laich- und Aufwuchsgebiet für verschiedene Fisch- und Amphibienarten dar; sie sind für viele Zugvögel ein wichtiges und beliebtes Rast- und Nahrungsgebiet. Viele nordische Entenarten verbringen den Winter am und auf dem Urnersee. Grössere Baggerungen zwecks Kiesausbeute zerstörten nach 1927 die Flachufer und gefährdeten die Dämme des in den See verlängerten Mündungskanaals. Die Flachwasserzonen sollen nun revitalisiert werden; die Dämme in den See werden gezielt modifiziert, dies soll bei Hochwasser eine partielle Überflutung der erweiterten Naturschutzzonen ermöglichen. Riedgebiete müssen periodisch überflutet werden, sonst verlanden sie.

Der Vierwaldstättersee in Zahlen

Oberfläche (gesamter See)	114	km ²
Urnersee	22,0	km ²
Gersauerbecken	30,3	km ²
Vitznauerbecken	22,0	km ²
Küssnachtsee	11,0	km ²
Luzernersee	4,1	km ²
Kreuztrichter	10,0	km ²
Hergiswiler Becken	8,1	km ²
Horwer Bucht	1,7	km ²
Alpnachersee	4,8	km ²
maximale Tiefe		
Urnersee	199	m
Gersauerbecken	214	m
Vitznauerbecken	150	m
Kreuztrichter	111	m
Alpnachersee	35	m
mittlere Tiefe (gesamt, ohne Alpnachersee)	104	m
Volumen	11,8	km ³
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers		
Urnersee	2,02	Jahre
Gersauerbecken	1,62	Jahre
Gross-Kreuztrichter	(0,74	Jahre)
Vierwaldstättersee (gesamt, ohne Alpnachersee)	3,4	Jahre
Alpnachersee	97	Tage

Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (Total)	1'831	km ²
Urnersee	924	km ²
Gersauerbecken	567	km ²
Gross-Kreuztrichter	340	km ²
Einwohner (ohne Stadt Luzern)	168'000	

Die Entwicklung des Seezustandes

Das Luzernerbecken wird seit 1950 regelmässig vom Kt. Luzern untersucht. Die Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), die in Kastanienbaum ein Forschungslaboratorium betreibt, überwacht ihrerseits den See beim Kreuztrichter seit 1961 monatlich. Zwischen 1965 und 1974 wurden auch der Urnersee, das Gersauerbecken und zeitweise auch das Vitznauerbecken, die Horwibucht und der Alpnachersee in die Untersuchung miteinbezogen. 1989 wurde das Einzugsgebiet des Sees in einem grossangelegten Projekt, bei dem die Anstösserkantone und die EAWAG beteiligt sind, untersucht.

Über die Entwicklung des Seezustandes vor 1950 geben die Seesedimente sowie die Plankton- und die Fischentwicklung Auskunft.

Zu- und Abflussmengen des Vierwaldstättersees:

(gemessene und berechnete Werte)

Zufluss Reuss	44,5	m ³ /s
Grosstalbach	1,8	m ³ /s
Muota	21,8	m ³ /s
Engelberger Aa	12	m ³ /s
Buoholzbach	0,48	m ³ /s
Sarner Aa	11,1	m ³ /s
Grosse Schliere	0,95	m ³ /s
Chli Schliere	0,78	m ³ /s
Melbach	0,49	m ³ /s
Choltalbach	0,96	m ³ /s
Isithalerbach	2,93	m ³ /s
Riemstaldnerbach	1,34	m ³ /s
Wuerzenbach	0,21	m ³ /s
Steinibach	0,47	m ³ /s
Lielibach	0,48	m ³ /s
Muelibach	0,26	m ³ /s
Dorfbach Gersau	0,28	m ³ /s
Total Zuflüsse	100,8	m ³ /s
Abfluss Reuss	109	m ³ /s

Differenz zwischen Abfluss und den aufgeführten Zuflüssen (= kleinere Zuflüsse und Niederschlag - Verdunstung): 8,2 m³/s

Mittlere Nährstoffgehalte

während der Frühjahreszirkulation 1992 im Kreuztrichter:

Nitrat	600	µg N/l
Ortho-Phosphat	2	µg P/l
Gesamtposphor	6	µg P/l

Während sich in der Artenverteilung des Zooplanktons in den letzten 80 Jahren kaum etwas geändert hat, war bis ca. 1985 im Phytoplankton eine Zunahme bestimmter Arten, wie z.B. der Grünalgen, zu beobachten. Im Laufe der siebziger Jahre traten vermehrt lokale Veralgungen auf, hin und wieder auch Wasserblüten der Burgunderblutalge. Grüne Algenbeläge und -säume am Ufer wurden häufiger; im Sommer waren dicht mit Fadenalgen überwachsene Krautwucherungen nicht mehr zu übersehen.

Durch gewässerschutztechnische Massnahmen und die Einführung der Phosphatfällung in den Abwasserreinigungsanlagen des Einzugsgebietes konnte dieser langsame Eutrophierungsprozess ab Mitte der siebziger Jahre gebremst werden. Seit 1978 ist ein starker Rückgang der Phosphorgehalte sichtbar. Dieser wurde durch das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln, welches Mitte 1986 in Kraft trat, noch unterstützt. Die Gesamtposphorgehalte liegen heute mit 5 µg P/l sehr tief. Die Primärproduktion ist dieser Entwicklung mit einer grösseren Verzögerung gefolgt und liegt heute bei 150 g Kohlenstoff pro m² und Jahr, einem Wert der für nährstoffarme Seen typisch ist.

Der Alpnachersee, der als Flachsee auf Nährstoffeinträge wesentlich empfindlicher reagiert als tiefere Seen, machte eine entsprechend stärkere Eutrophierungsphase durch. Auch hier hat jetzt aber die Belastung aus dem Einzugsgebiet deutlich abgenommen.

Phosphorbelastung

1978 und 1989 wurde anhand von ausgedehnten Zuflussuntersuchungen unter anderem die Phosphorfrachten bestimmt. 1989 waren die Gesamtposphorfrachten um 25% geringer als 1978; wenn allerdings der partikuläre Phosphor in Form von Apatit, der nicht direkt algenverfügbar ist, nicht mitberechnet wird, ist der Rückgang wesentlich grösser. Apatit ist mineralischen Ursprungs und wird in alpinen Einzugsgebieten bei Hochwasser vermehrt abgeschwemmt (Reuss, Muota). Der Anteil an gelöstem Phosphor, der von den Algen rasch aufgenommen werden kann, betrug in der Gesamtfracht von 1978 rund 45% und in derjenigen von 1989 nur noch 8%.

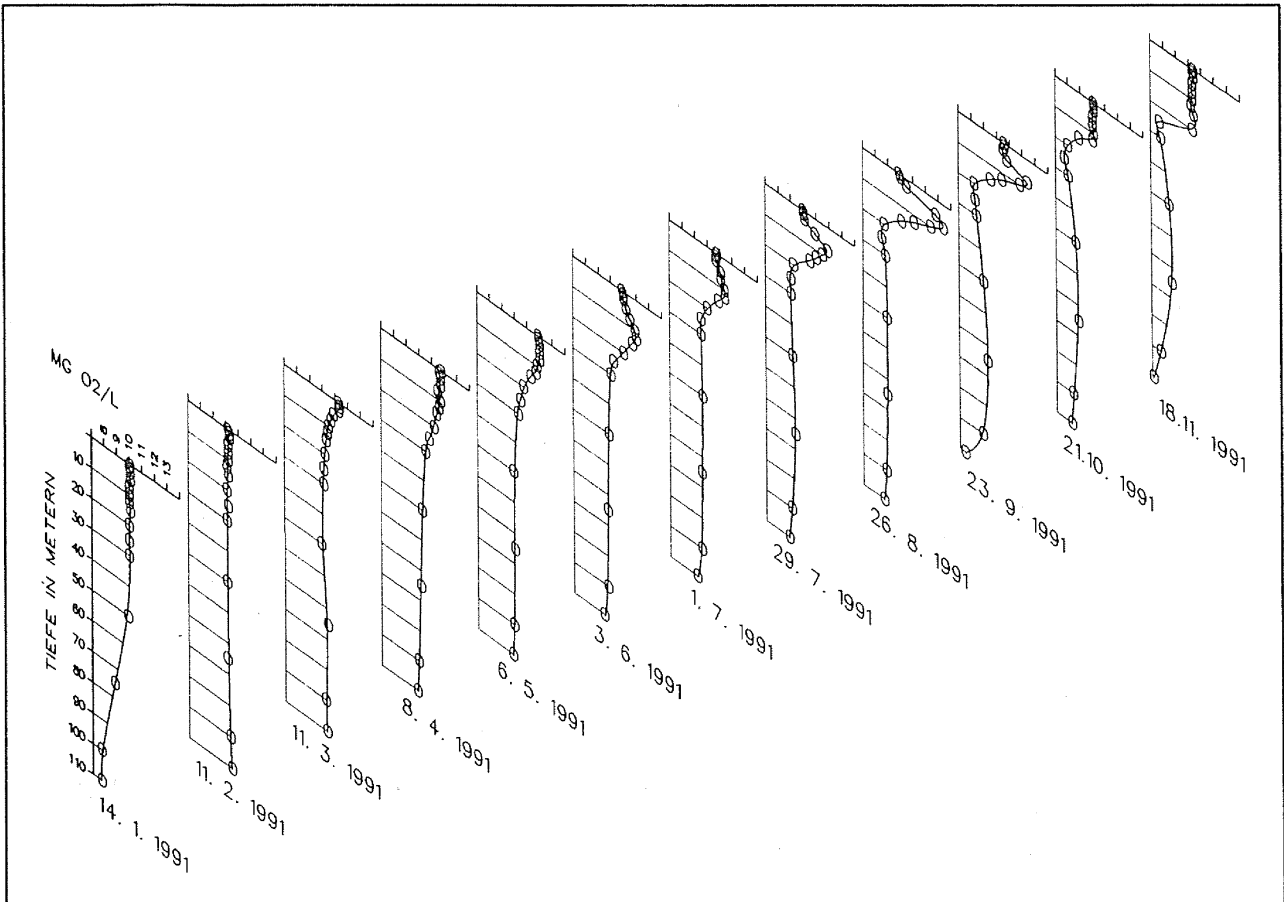


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Vierwaldstättersee (Kreuztrichter) 1991.

Analoge Verhältnisse zeigt auch die Untersuchung der Sarner Aa im Zufluss des Alpnachersees. Während der Gesamtphosphorgehalt der Sarner Aa nur um 15% abgenommen hat, beträgt die Abnahme beim gelösten Phosphor 65%, d.h. der partikuläre Anteil nahm zu.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Der starke Rückgang der Phosphorgehalte trotz einer weiteren Zunahme der Einwohner im Einzugsgebiet ist ein Erfolg der recht weit fortgeschrittenen Abwassersanierung. Der Restanteil aus dem Abwasser an der Gesamtphosphorfracht im Zulauf des Sees betrug 1989 weniger als 10%. Am 1.1.1991 waren im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees 84% der ständigen Einwohner an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Weitere 4% könnten bis 1995 angeschlossen werden.

Sauerstoffverhältnisse

Für die Sauerstoffgehalte in einem See sind nicht nur die chemischen Vorgänge bei der Mineralisation von organischem Material wichtig, sondern vor allem auch die Windverhältnisse während der Zeit der gleichmässigen vertikalen Temperaturverteilung im Frühjahr. Das Gersauer- und insbe-

sondere das schmale Vitznauerbecken sind von den Winden durch hohe, steile Felswände abgeschirmt und werden deshalb nicht jedes Jahr voll durchmischt. Der Urnersee ist dem Föhn voll ausgesetzt und auch die Becken um den Kreuztrichter sind praktisch nach allen Seiten offen. Entsprechend unterschiedlich sind die mittleren Durchmischungstiefen während der Zirkulation und dementsprechend auch die Sauerstoffgehalte.

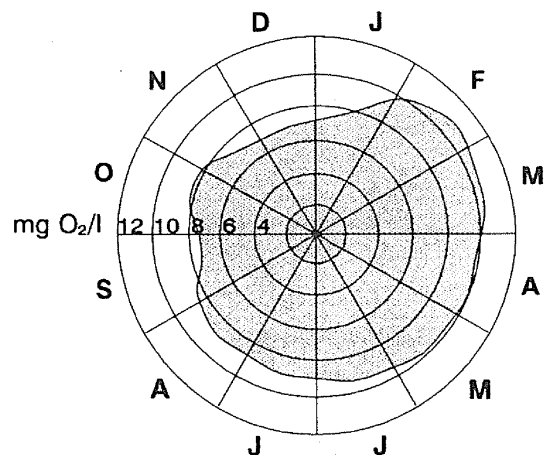


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Vierwaldstättersee (Kreuztrichter) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

STAUB (1981) hat 1977/78 an verschiedenen Stellen 30 - 50 cm lange Sedimentkerne gestochen, die aufgrund historisch belegter Ereignisse, wie Unterwasser-Rutschungen, datiert werden können. Die in den Profilen feststellbaren Farbwechsel deuten auf eine Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse an der Seeboden-Oberfläche um 1950 hin. Sedimentierte organische Überreste der Planktonproduktion werden wegen Sauerstoffmangel nicht mehr voll mineralisiert, sondern im Sediment eingelagert und dort unter Sauerstoffabschluss abgebaut. Dabei wird unter anderem Sulfat zu Sulfid umgewandelt, welches sich mit Eisen (II) zu schwarzem Eisensulfid verbindet.

Im Gersauerbecken wurde der in der Verordnung über Abwassereinleitungen festgesetzte Minimalwert von 4 mg O₂/l zwischen 1965 und 1973 während 47 Monaten unterschritten. Im Vitznauerbecken führen die geringen Sauerstoffkonzentrationen über Grund wegen der anaeroben Prozesse im Sediment zu einer Rücklösung des Phosphors. Eine Messung anfangs 1973 zeigte an der tiefsten Stelle einen Gehalt an Gesamtphosphor von mehr als 130 µg P/l. Auch im Kreuztrichter stieg die Konzentration Ende Sommer auch nach 1978 über Grund jeweils auf über 60 µg P/l, da Sauerstoffmangel auch hier verstärkt auftrat. Wurde die Minimalkonzentration von 4 mg O₂/l zwischen 1962 und 1970 nur während 4 Monaten unterschritten, waren es zwischen 1972 und 1980 bereits 15 Monate. Mit der Abnahme der Primärproduktion nach 1988 haben sich die Sauerstoffverhältnisse in allen Seebecken verbessert. Trotzdem sind die Sedimente in der Tiefe des Vitznauerbeckens noch immer ohne Sauerstoff; auch in anderen Seebecken treten öfters schwarze Sedimentschichten auf. Urnersee, Horwerbucht und Luzernersee hatten jedoch immer genügend Sauerstoff im Tiefenwasser.

Zahlen zur Fischerei

Die Entwicklung des Seezustandes schlug sich auch in den Fangerträgen der Berufsfischer nieder. Diese stiegen von ca. 40 Tonnen pro Jahr nach 1930 auf über 350 Tonnen in den achtziger Jahren. Der massive Anstieg ab 1960 ist zum Teil auch der Einführung von Monofilnetzen aus Kunststoff zuzuschreiben. Der Anteil der Edelfische am Gesamtertrag stieg bis 1940 stets leicht an, sank dann aber von 1960 an bis auf 65% im Jahr 1980 ab. Der Anteil der Ruchfische andererseits betrug 1980 30%. Die zunehmende Nährstoffbelastung zeigte sich so auch in der Zusammensetzung der Fischfauna. Mit dem Rückgang der Nährstoffbelastung und der besse-

ren Sauerstoffversorgung in der Tiefe ist der Anteil der Ruch- oder Weissfische ebenfalls wieder rückläufig. Der Felchenanteil an den jährlichen Fangerträgen beträgt wieder fast 80%. Seit 1992 zeigen sich die niedrigen Nährstoffgehalte nun aber auch in einem deutlichen Rückgang der gesamten Fangerträge: wurden 1991 noch 250 Tonnen Fische gefangen, so waren es 1992 nur noch 115 Tonnen. Es treten wieder vermehrt Algenarten auf, die seit den fünfziger und sechziger Jahren kaum mehr im See vorgekommen sind, während jene Algen, die in den beiden vergangenen Jahrzehnten dominiert haben, am verschwinden sind. Weitere Ursachen für die Abnahme der Fischerträge werden in der zunehmenden Verbauung der Ufer vermutet; durch Landaufschüttung wurden zahlreiche Laichplätze zerstört. Es gibt fast keine Flachwasserzonen mehr mit Schilfgürtel, und an den Steilufern können die Fische nicht laichen.

Uferschutz

Zwei Studien, die von den Seeanstösserkantonen, der Aufsichtskommission Vierwaldstättersee und dem Bund in Auftrag gegeben wurden, machen deutlich, dass der bisherige qualitative Gewässerschutz auch im Bereich der Seen zum quantitativen Gewässerschutz ausgeweitet werden muss. Zwar wurde dank der Abwasserreinigungs-Massnahmen, wie Abwasserkanalisation und -reinigungsanlagen, eine wesentliche Verbesserung des Gewässerzustandes erreicht, aber ein See besteht nicht nur aus der Freiwasserzone. Ökologisch besonders wichtig sind die natürlichen Ufer mit ihren Flachwasserzonen:

- Sie gehören zu den reichhaltigsten Naturlandschaften der Schweiz;
- sie sind der Bereich des Sees, in dem die intensivsten und vielfältigsten biologischen Abläufe stattfinden;
- sie wirken mit ihren selbstreinigenden und -klärenden Prozessen (Teilchenablagerung und biologischer Abbau) als Pufferzone zwischen dem Land, seinen Verschmutzungsquellen und dem Freiwasser;
- sie beeinflussen das biologische und chemische Gleichgewicht des gesamten Sees massgebend;
- sie sind aber durch ständig zunehmende Belastungen und Eingriffe in ihrer Existenz bedroht oder schon teilweise zerstört.

Charakteristisch für den Vierwaldstättersee ist der grosse Anteil (45%) von Felsen- oder sonstigen Steilufern. Die Bildung breiter Flachwasserzonen ist nur in den Deltagebieten der Hauptzuflüsse (Reuss, Muota, Sarneraa), im Becken von Luzern und im Küssnachtersee gewährleistet. Heute sind 78% der Ufer als ganz oder künstlich

verändert zu betrachten. Als eigentliche Flachwasserzone (0 - 5 m Tiefe) können nur noch gerade 5,8 km² betrachtet werden. Dies sind nur 5% der Seeoberfläche. Davon ist nur noch ein kleiner Teil (1,4 km²) mit Wasserpflanzen bewachsen (Stand 1982).

Die wertvollsten Uferabschnitte liegen in folgenden Gebieten:

Uri: Reussdelta

Schwyz: Räbmatt-Chappelmatt, Burg-Herisbühl-Sumpf, Küssnacht-Seematt, Hopfgräben bei Brunnen

Obwalden: Deltagebiet Sarneraai und Chli Schlieren (Alpnachersee)

Nidwalden: Stansstadter-Ried

Luzern: Altstadt-Inseln, Krämersteinbucht, Horwerbuch

Die beiden Studien beweisen nicht nur den starken Rückgang der natürlichen Ufer (18% seit 1935) und die Beeinträchtigung der noch bestehenden, sondern zeigen auch, wie diese erhalten oder sogar in einen naturnahen Zustand zurückgebracht werden könnten.

Die Aufsichtskommission Vierwaldstättersee, der alle anliegenden Kantone angehören, hat im Januar 1993 verbindliche Richtlinien für die Nutzung durch die Schifffahrt erlassen. Darin wird u.a. festgelegt: Die Kantone erarbeiten Seeuferkonzepte, in denen alle Schutz- und Nutzungsansprüche an die Uferzone unter Berücksichtigung der ökologischen Belastbarkeit von Ufer und See geregelt werden.

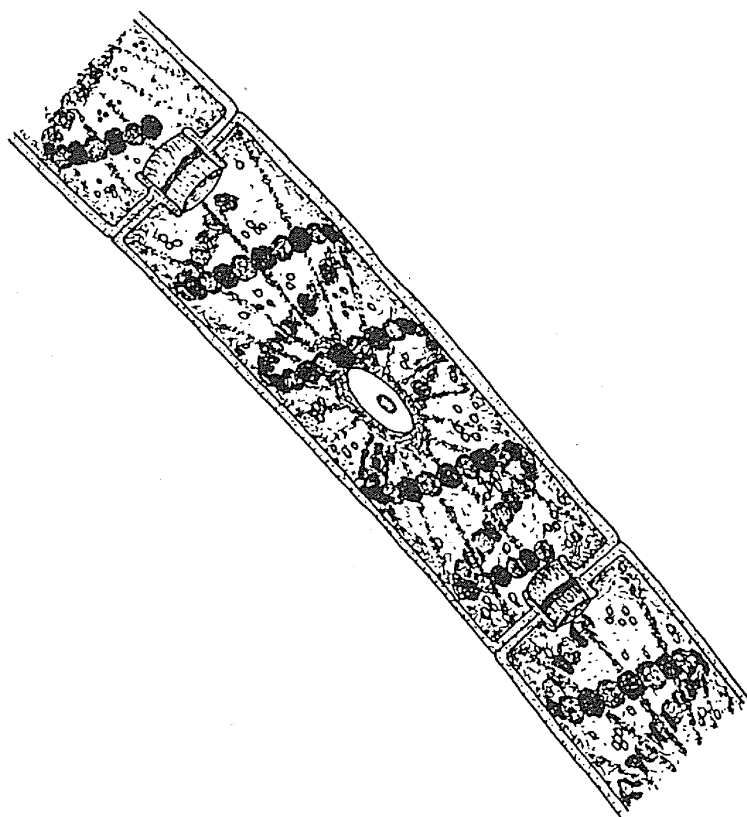
Fazit

Der Vierwaldstättersee hat in geradezu erstaunlichem Ausmass auf die Reduktion des Phosphoreintrages reagiert. Er gilt als Beispiel einer geglückten Abwasser-Sanierung im Einzugsgebiet. Im gesamten Seebecken bis 150 m Tiefe liegt der Phosphorgehalt unter 7 µg P/l.

Die natürlichen Ufer und Flachwasserzonen sind durch zivilisatorische Aktivitäten bereits zu einem grossen Teil beeinträchtigt und die bestehenden Reste weiterhin gefährdet. Nur mit grossem Einsatz kann dieses für den gesamten See und sein biologisches und chemisches Gleichgewicht wichtige Gebiet revitalisiert und erhalten werden.

Literatur

- Ambühl, H., 1969: Die neueste Entwicklung des Vierwaldstättersees. Ver. Internat. Verein. Limnol. 17, 219 - 230.
- Schweiz. Bundesrat: Verordnung über Abwasserreinleitungen, 8.12.1975.
- Gutachten über die Auswirkungen der projektierten Pumpspeicherwerke Emmenetten und Seeboden auf den Vierwaldstättersee. EAWAG Nr. 4558 (1978).
- Staub, E. A., 1981: Diagenese im rezenten Sediment des Vierwaldstättersees und ihre Veränderung durch die Eutrophierung; Tiefenprofile biologisch chemischer Parameter in Sediment und Porenwasser. Diss. ETH Nr. 6841.
- Ambühl, H.: Abteilung Limnologie der EAWAG, Daten über Nährstoff- und Sauerstoffkonzentrationen im Kreuztrichter 1961 - 1993.
- Arbeitsgruppe Reussmündung, 1983: Die Reussmündungslandschaft am Urnersee. Naturforschende Gesellschaft Uri, 12, 194 Seiten.
- Bundesamt für Umweltschutz, 1983: Fischerei im Sempachersee, Graureiher, Seeforellenbewirtschaftung. Schriftenreihe Fischerei Nr. 41.
- Stadelmann, P. et al., 1985: Der Vierwaldstättersee und die Seen der Zentralschweiz. Verlag Keller & Co. AG, Luzern.
- Lachavanne, J.-B. et al., 1985: Zustand, Erhaltung und Ufer des Vierwaldstättersees. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz, des Bundesamtes für Umweltschutz und der Aufsichtskommission Vierwaldstättersee, Universität Genf.
- Bürgi, H. R., H. Ambühl, H. Bühner und E. Szabo, 1988: Wie reagiert das Seenplankton auf die Phosphor-Entlastung; Die Entwicklung des Vierwaldstättersees seit 1960. Mitteilungen der EAWAG 24.
- Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern, 1991: Zustand der Oberflächengewässer im Kanton Luzern in den Jahren 1984 bis 1988.
- EAWAG, Umweltschutzämter der Kantone Luzern, Nidwalden, Obwalden, Schwyz, Uri, 1992: Studie Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees, Zuflussuntersuchung 1989. EAWAG Auftrag Nr. 4752, Dübendorf.
- EAWAG, 1992: Seensanierung: wohin führt die Entwicklung? Mitteilungen der EAWAG EN 34D, Nov. 1992.
- NZZ vom 17. April 1993: Ende der fetten Jahre am Vierwaldstättersee.



10. Zürichsee





Zur Morphologie

Der Zürichsee ist mit einer Oberfläche von 88,4 km² der drittgrösste ganz in der Schweiz liegende See. Der Damm von Rapperswil und die Landzunge von Hurden trennen den See in zwei Teile, den Obersee mit 20,25 km² und den Zürichsee (Untersee) mit 65,06 km². Die beiden Seeteile sind über drei enge Passagen mit maximalen Wassertiefen von nur 2 - 8 m miteinander verbunden. Eiszeitliche Gletscher aus dem Rhein- und dem Linthgebiet formten das Becken des Sees.

Der Linthkanal, der den Obersee mit dem Walensee verbindet, bringt zwei Drittel der gesamten Zuflussmenge. Er wird zum grössten Teil aus dem Walensee gespeisen. Der Obersee war bis in historische Zeit wesentlich grösser; durch die immer weiter vorgetriebenen Deltas der Wäggitaler Aa und der Jona sowie durch die Schuttmassen der Linth wurde er mehr und mehr eingeengt. Bis ins Hochmittelalter verband der Tuggenersee den Walensee mit dem Obersee. 741 beispielsweise, lag das Klösterchen Babinchova - Benken - noch "iuxta lacum Turicum", d.h. direkt am Tuggenersee, während Benken heute 6 km vom Obersee entfernt liegt. In der recht warmen Trockenzeit nach 1500 verlandete dieser flache Zwischensee sehr rasch. Eine Klimaverschlechterung führte aber nach 1763 wieder zu immer grösseren, alljährlichen Überschwemmungen. Das Geschiebe der Linth wurde in der Ebene bis zu 5 m hoch abgelagert. Dies bewirkte einen Rückstau des Walenseeausflusses. Im Laufe weniger Jahrzehnte wurde die Not der Bevölkerung unerträglich: das Kulturland versumpfte, Sumpffieber und Malaria breiteten sich aus, in Walenstadt und in Weesen mussten die tieferen Geschosse der Gebäude aufgegeben und die Brunnen und Strassen immer wieder höhergelegt werden. Während der Hochwasser wurden zusätzlich Notstege errichtet.

Hans Konrad Escher, später von der Tagsatzung mit dem Zusatz "von der Linth" geehrt, liess in deren Auftrag mehrere Kanalbauten errichten. Als erstes wurde die Linth 1811 in den Walensee geleitet. So konnte das Geschiebe von der Linth-Ebene ferngehalten werden; die Seespiegelstände des Walensees gingen zurück. Mit der Begrädnung der Verbindung Walensee-Obersee durch den 1816 eröffneten Linthkanal wurde der wild mäandrierende Fluss um 8 km verkürzt, das Normalprofil tiefergelegt und eine Erhöhung der Fliessgeschwindigkeit bewirkt. Dadurch fielen die ehemals alljährlich überfluteten Gebiete nach und nach trocken. Bereits bei Eschers Tod (1823) war der Spiegel des Walensees 5 m und damit

Der Zürichsee in Zahlen

	Zürichsee (Untersee)	Obersee
Oberfläche	68,15	20,25 km ²
max. Länge	29	10,5 km
max. Breite	3,9	2,5 km
maximale Tiefe	136	48 m
mittlere Tiefe	51	23 m
Volumen	3,3	0,47 km ³
Höhe über Meer	406	406 m
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	1,4	0,19 Jahr

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche	1'740 km ²	1'564 km ²
Einwohner	330'000	
	(inkl. Einzugsgebiet Walensee)	

der Grundwasserstand in der Linthebene spürbar gesunken.

Der Zürichsee liegt auf dem Gebiet der Kantone Schwyz, St. Gallen und Zürich auf 406 m ü. M. Der Seeabfluss, die Limmat, teilt die am Nordwestende des Sees gelegene Stadt Zürich, durchfließt das hoch industrialisierte Gebiet zwischen Zürich und Baden und mündet bei Untersiggenthal in die Aare. Im Mittelalter wurde das Flussbett in der Stadt Zürich durch verschiedene Bauten soweit eingeengt, dass der Zürichsee des öfteren stark gestaut wurde und Überflutungen im Uferbereich auftraten. Bei Beginn der Linthkorrektur verlangte Escher deshalb als erstes eine Verbesserung der Abflussverhältnisse des Zürichsees. Die dazu notwendigen Arbeiten wurden nach 1813 ausgeführt. Gründliche Abhilfe brachten aber erst die im Anschluss an die Brücken- und Quaubauten der Stadt Zürich ausgeführten Korrekturen von 1881 bis 1893.

Im Zürichsee (Untersee) ist normalerweise eine deutliche thermische Schichtung zu beobachten, die sich in jedem Frühjahr aufzubauen beginnt und die im Sommer den grössten Temperaturgradienten in der Sprungschicht zwischen 7,5 und 12,5 m Tiefe erreicht. Die vorherrschenden Westwinde werden zwar durch die Bergkette am Albis abgeschwächt, sind aber noch so stark, dass sie die obersten Wasserschichten auch im Sommer durchmischen können; die darunterliegende Temperatursprungschicht bleibt dabei stabil. Die schwachen Strömungen im See führen zu einer geringfügigen Verfrachtung von Wasser aus dem Epi- und Meta- ins Hypolimnion.

Im Obersee nimmt im Sommer die Temperatur nahezu linear mit der Tiefe ab. Eine thermische Dreiteilung kann nur selten beobachtet werden. Die Ursachen für diese eher ungewöhnliche vertikale Temperaturverteilung in einem mässig tiefen See sind vielfältig. Einerseits verhindert das Ausbleiben von regelmässig auftretenden, starken Winden die Bildung eines durchmischten Epilimnions, andererseits ist der gleichmässige Temperaturgradient bis in die mittleren und grösseren Tiefen eine Folge der hohen Strömungsgeschwindigkeiten; die mittlere Aufenthaltsdauer (Füllzeit) des Wassers in diesem Seebecken führt offenbar zu einem stetigen Transport von relativ warmem Wasser aus den oberen Schichten nach unten. Der Abfluss aus dem Elektrizitätswerk bei Altdorf führt die kühlen Wasser aus dem höher liegenden Sihlsee in das Seebecken vor Lachen. Im Winter entsteht hier deshalb öfter eine geschlossenen Eisdecke, während der übrige See eisfrei bleibt.

Dem Zürichsee werden jährlich 72 Mio. m³ Wasser entnommen, 2/3 davon allein durch die Wasserversorgung der Stadt Zürich.

Die Entwicklung des Seezustandes im Zürichsee

Der Zürichsee wird seit der Jahrhundertwende untersucht. Publikationen von MINDER, THOMAS und ZÜLLIG zeigen, dass sich der Zustand des Sees seit 1895 stufenweise verschlechtert hat. 1897 und 1898 wurden erstmals Massenentfaltungen der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*) beobachtet, welche den See rot färbten. Die zuvor im See dominanten Kieselalgen waren dadurch stark zurückgedrängt worden. Die Sedimente zeigen ab 1896 wechselweise schwarzes Eisensulfid und hellere, kalkhaltige Schichten;

das Sulfid weist auf periodisch auftretenden Sauerstoffmangel im Tiefenwasser hin. Zwischen 1925 und 1930 stieg die Bioproduktion erneut an. Diese Entwicklung hielt bis etwa 1945 an und stagnierte dann, obwohl sich der Phosphorgehalt zwischen 1946 und 1955 verdoppelte. Die nochmalige Verdoppelung des Phosphorgehaltes bis 1964 führte dann allerdings zwischen 1960 und 1965 zu einem massiven Produktionsanstieg. Dank dem baulichen Gewässerschutz hat sich der Seezustand seit 1970 in Teilbereichen gebessert.

Sauerstoffverhältnisse im Zürichsee

Die Verschlechterung des Seezustandes widerspiegelt sich auch in den Sauerstoffverhältnissen. Die ersten Messungen von 1910 durch KUNZ zeigen bei einem Gehalt von nur 5 - 6 mg O₂/l in 100 m Tiefe bereits eine starke Sauerstoffzehrung im See. THOMAS und MÄRKI registrierten von 1943 bis 1945 im Tiefenwasser extrem tiefe Sauerstoffwerte. Ab 1946 verbesserten sich die Verhältnisse dann wieder, so dass die Sauerstoffkonzentrationen - von wenigen Ausnahmen abgesehen - bis 1956 deutlich über den Tiefstwerten von 1943/45 lagen.

Interessant ist eine Beobachtung von THOMAS und MÄRKI, die im Herbst 1947 in der Temperatursprungschicht (Metalimnion) extrem niedere Sauerstoffkonzentrationen (1 - 2 mg O₂/l) gemessen hatten, obwohl die Wasserschicht zwischen 30 und 80 m Tiefe noch 5 bis 8 mg O₂/l enthielt. Durch die grossen Temperaturunterschiede in der Sprungschicht entstehen kleinste Wirbel, die das Absinken der absterbenden Biomasse ins dichtere Tiefenwasser bremsen. Die Mineralisation der Biomasse konzentriert sich somit auf das Metalimnion und führt dort zu

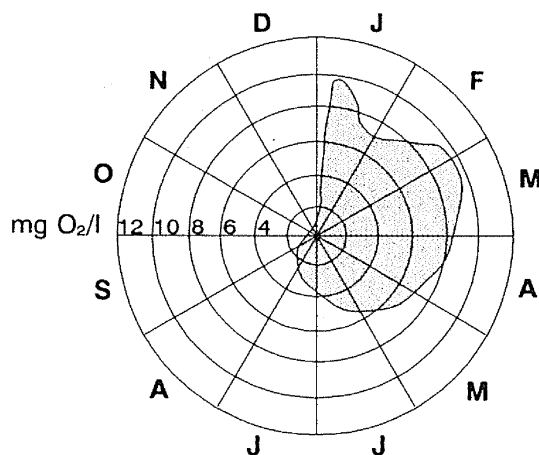


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Zürichsee Obersee (Lachen) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

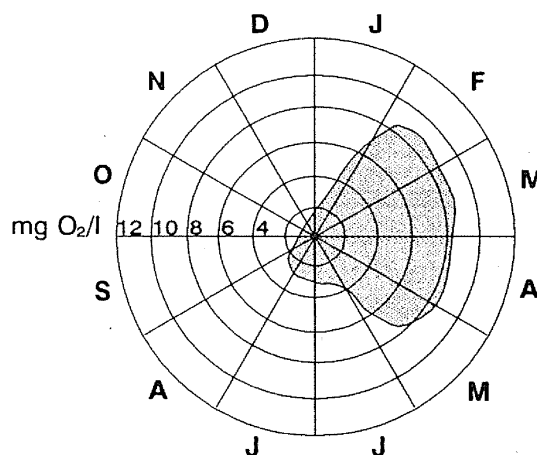


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Zürichsee Untersee (Thalwil) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

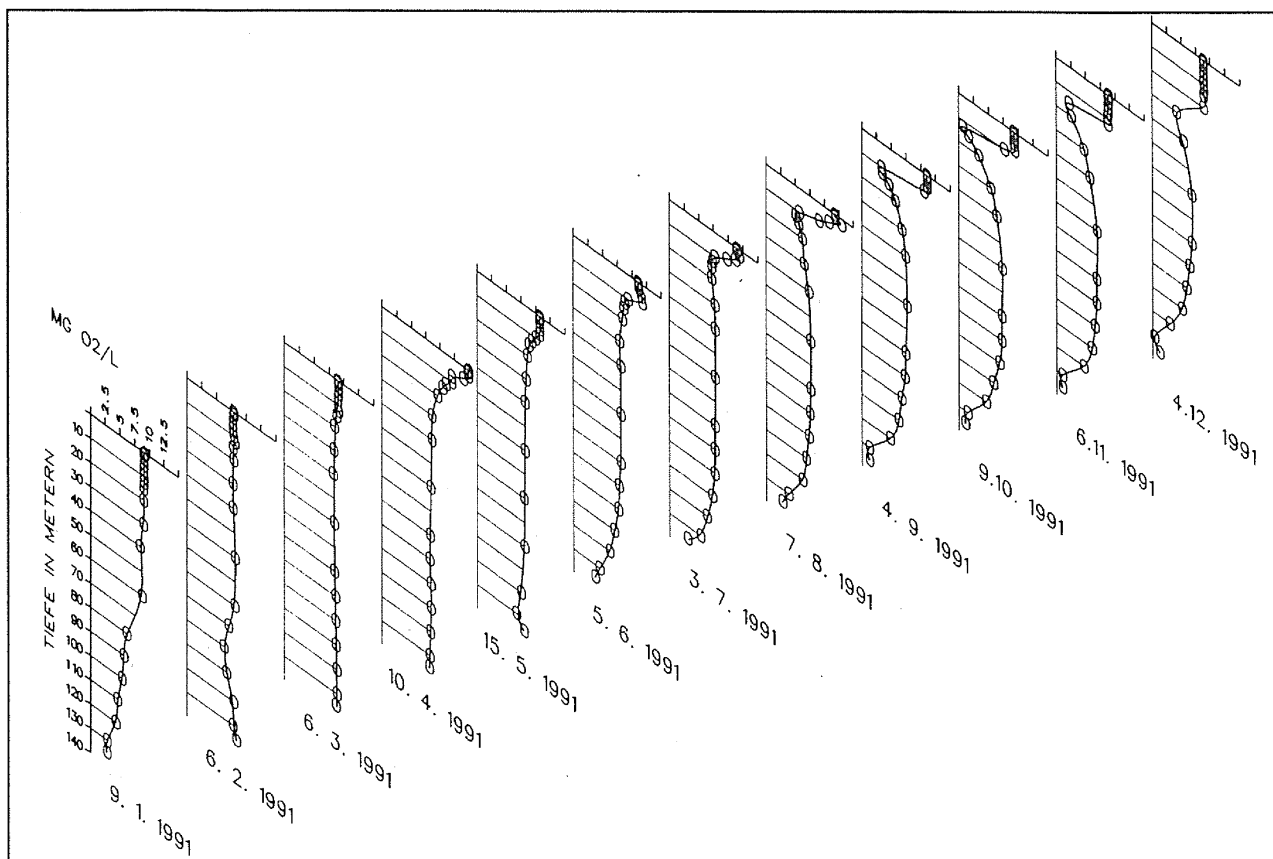


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Zürichsee (Thalwil) 1991.

einem grösseren Sauerstoffverbrauch. Ähnliche metalimnische Sauerstoffminima treten im Herbst noch heute im Zürichsee auf (1991: 0,8 mg O₂/l) und sind typisch für überdüngte Seen. In der Periode von 1959 - 1965 wurden extreme Sauerstoffminima gemessen. Nach einem Herbststurm sanken 1959 in Ufernähe sogar die Konzentrationen im Oberflächenwasser kurzfristig unter 1 mg O₂/l und der Geruch von Schwefelwasserstoff belästigte die Uferbewohner. 1965 erfolgte eine Trendwende, aber noch entspricht der Sauerstoffgehalt in den tiefsten Wasserschichten trotz des gesunkenen Nährstoffgehalts nicht den Anforderungen des Gewässerschutzes (4 mg O₂/l). 1991 waren die Sauerstoffverhältnisse über Grund erstmals deutlich besser; die Auswirkungen morphologischer und meteorologischer Einflüsse bestimmen die Sauerstoffversorgung in der Tiefe aber weitgehend.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Im Einzugsgebiet des gesamten Sees (inkl. Walensee und Wäggitalsee) stehen Abwasserreinigungsanlagen für 94% der Einwohner in Betrieb. Weitere 5% könnten an bestehende Anlagen angeschlossen werden. Für das Einzugsgebiet des Zürichsees (Untersees) allein, beträgt der Anschlussgrad schon heute fast 100%. Einige Kläranlagen sind mit einer zusätz-

lichen Reinigungsstufe, der Flockungsfiltration, ausgerüstet. Gemäss Regierungsratsbeschluss des Kantons Zürich sind bis 1994 alle grösseren Anlagen (> 1 Mio. m³ Abwasser pro Jahr) mit dieser weiteren Reinigungsstufe auszurüsten.

Nährstoffe

Die meisten Seen im Alpenraum, die als mässig belastet (mesotroph) eingestuft werden, zeigen mittlere Phosphorkonzentrationen unter 25 µg/l (Mikrogramm pro Liter). Aus Daten der Wasserversorgung der Stadt Zürich ist ersichtlich, dass die Phosphorkonzentration von 1950 bis 1969 jährlich um 5 µg/l bis auf 120 µg/l zugenommen hat. Mit der Einführung der Simultanfällung in den Kläranlagen ab Mitte der sechziger Jahre gelang es dann aber, die Phosphorzufuhr zu vermindern. In der Folge sanken die mittleren Konzentrationen im See wieder unter 50 µg P/l. Im oberen Wasserkörper (bis 30 m Tiefe) sind die Phosphorkonzentrationen allerdings nur etwa halb so gross. Die 1993 gemessenen Phosphatgehalte entsprechen den Werten von 1950.

Da ein Grossteil der Phosphorbelastung aus Quellen stammt, die sich schlecht lokalisieren lassen, hat der Kanton Zürich mit einer grossangelegten Untersuchung 1985 im Einzugsgebiet Menge und teilweise auch Herkunft des Phos-

Tabelle: Nährstoffkonzentrationen während der Frühjahrskirkulation.

Jahr	Zürichsee (0 - 100m) bei Thalwil		Obersee bei Lachen	
	NO ₃ -N [µg/l]	P _{tot} -P [µg/l]	NO ₃ -N [µg/l]	P _{tot} -P [µg/l]
1972	515	119	515	41
1973	655	106	595	39
1974	685	99	675	40
1975	730	87	670	34
1976	725	84	650	35
1977	740	87	630	35
1978	700	78	640	33
1979	690	74	535	29
1980	735	68	650	31
1981	730	63	675	30
1982	645	53	670	33
1983	765	64	755	31
1984	775	65	740	29
1985	795	66	805	22
1986	785	59	845	29
1987	815	58	895	25
1988	830	41	770	17
1989	805	42	790	14
1990	815	52	725	13
1991	815	49	885	14
1992	830	40	1015	18

phoreintrages bestimmt. Die Phosphorbilanz (nächste Tabelle) zeigt, dass wegen der Phosphorrücklösung im Herbst die Nettosedimentation klein ist. Seither hat sich die Phosphorbelastung durch den Einbau der Simultanfällung (3. Stufe) im Einzugsgebiet des Obersees und durch das Phosphatverbot in Textilwaschmitteln verringert. Durch weitere Massnahmen, wie Ausrüsten aller grösseren Kläranlagen im Einzugsgebiet des Zürichsees mit Flockungsfiltration (4. Stufe) und den Anschluss der Direkteinleiter, kann der jährliche Phosphoreintrag bis 1995 wahrscheinlich auf unter 80 Tonnen gesenkt werden. Bei einem gesamten Zufluss (inklusive Niederschläge) von 93,2 m³/s ergäbe sich somit eine mittlere Zuflusskonzentration von weniger als 22 µg P/l. Falls der See einen Teil der Phosphorfracht in seinen Sedimenten ablagern würde, wie dies bei einem genügend belüfteten See üblich ist, könnte längerfristig mit Phosphorgehalten von deutlich weniger als 20 µg P/l gerechnet werden.

Die Gesamtbioproduktion hat sich trotz der Reduktion der Phosphorgehalte in den letzten 10 Jahren wenig verändert. Einzig 1991 wurden kleinere Werte gemessen; eine eindeutige Wende zum Besseren kann aber aus den Daten eines einzigen Jahres nicht abgeleitet werden. Seit Mitte der siebziger Jahre wird im Auftrag des Amtes

für Gewässerschutz und Wasserbau die "See-kuh", ein Mähboot, eingesetzt, um die grössten Auswirkungen eines übermässigen Algen- und Krautwachstums zu bekämpfen; gemäss Aussagen der Betreiber ist in letzter Zeit ein Rückgang des Pflanzenwachstums zu beobachten.

Tabelle: Phosphorbilanz des Zürichsees 1985 (Tonnen Phosphor pro Jahr).

Eintrag		Abfluss	
Natürliche Zuflüsse	27,0 t/J	Limmat	95 t/J
Obersee	~ 50,0 t/J	Wasserwerke	6 t/J
Niederschläge	5,8 t/J		
Kläranlagen	25,5 t/J		
Regenüberläufe	5,9 t/J		
direkte Einleitungen	3,6 t/J		
Total:	~ 121,0 t/J	Total:	~ 101 t/J

Der Zustand des Obersees

Die Wassererneuerungszeit (= theoretische Wasseraufenthaltszeit oder Füllzeit) des Zürich-Obersees ist kurz. Der Quotient aus Seevolumen und mittlerem Linthzufluss (zwei Drittel des Gesamtzuflusses) beträgt nur 0,19 Jahr oder 10 Wochen. Für die obersten 10 m Wassertiefe beträgt die Wassererneuerungszeit bei mittlerem Zufluss im warmen Halbjahr sogar nur fünf Wochen. Wird der Beitrag der übrigen Zuflüsse noch in Rechnung gestellt, verkürzt sich die effektive Füllzeit nochmals um 30%. Die jährliche Sauerstoffzufuhr durch die Linth ist etwa dreimal grösser als der Sauerstoffinhalt des Obersees und mehr als 10 mal grösser als die Verluste durch den Abbau der Biomasse.

Obschon ein Teil der Biomasse bereits vor dem Abbau in den Zürichsee gespült wird und der Obersee im Gegensatz zum Zürichsee zudem fast in jedem Frühjahr vollständig durchmischt wird, ist häufig schon im Juli Sauerstoffmangel über Grund zu beobachten. Der Sauerstoffvorrat im Hypolimnion reicht der geringen Tiefe und des kleinen Wasservolumens wegen - trotz der kurzen Aufenthaltszeit und trotz des Fehlens einer eindeutigen sommerlichen Dichtestruktur - nur kurze Zeit aus. Unter 30 m Tiefe sind so während Monaten Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 1 mg O₂/l möglich.

Zahlen zur Fischerei

Im Zürichsee lebten früher zwei charakteristische Fischarten, der 'Heglig', eine kleine Felchenrasse, und der 'Züri-Rötel', ein Seesaibling. Der Heglig war so bekannt, dass man die Zürcher noch heute gern als 'Zürihegel' bezeichnet. Beide Fischarten waren Tiefenbewohner und sind als Folge

des Sauerstoffmangels im Tiefenwasser schon im 19. Jahrhundert ausgestorben.

Heute bewohnen vor allem Weissfische, Felchen und Barsche (Egli) den See. Die jährlichen Fang-erträge sind mit Ausnahme der Barschfänge ziemlich stabil und liegen bei 250 Tonnen pro Jahr.

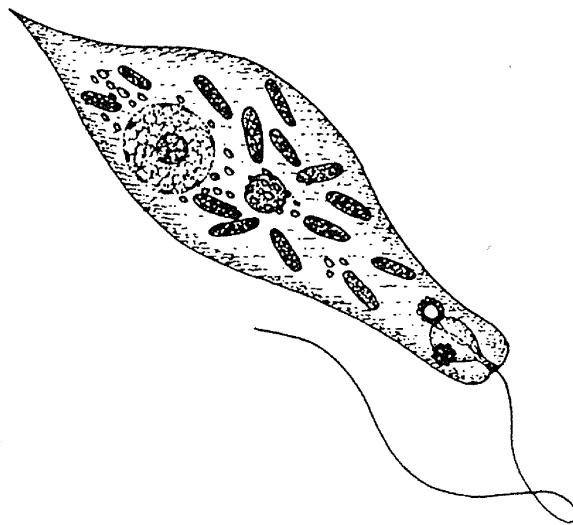
Möglicherweise ist der Zürichsee der grossen Weissfischmasse wegen attraktiv für Kormorane. Diese Vögel aus dem Nordmeer und dem Baltikum verbringen den Winter häufig an seinen Ufern. Zwischen 1970 und 1985 hat ihre Zahl an gewissen Standorten um mehr als das Zwanzigfache zugenommen, so dass die Fischerei sie bereits als Konkurrenten betrachtet.

Fazit

Der Zürichsee ist trotz des relativ raschen Wasseraustausches und des gewässerschutztechnisch zu fast 100% sanierten Einzugsgebietes noch immer stark mit Nährstoffen belastet. Der Sauerstoffmangel über Grund kann zu einer Phosphorrücklösung aus den Sedimenten führen. Die Restbelastung aus dem Siedlungsgebiet hat in den letzten zehn Jahren abgenommen; zusammen mit dem Phosphoreintrag aus diffusen Quellen im ländlichen Raum ist sie aber möglicherweise für den See noch immer zu hoch. Der Weiterausbau in der Abwasserreinigung, wie Flokkationsfiltration für alle grösseren Anlagen und Anschluss aller bisherigen Direkteinleiter, könnte in den nächsten Jahren aber zu einer nachhaltigen Verbesserung des Seezustandes führen.

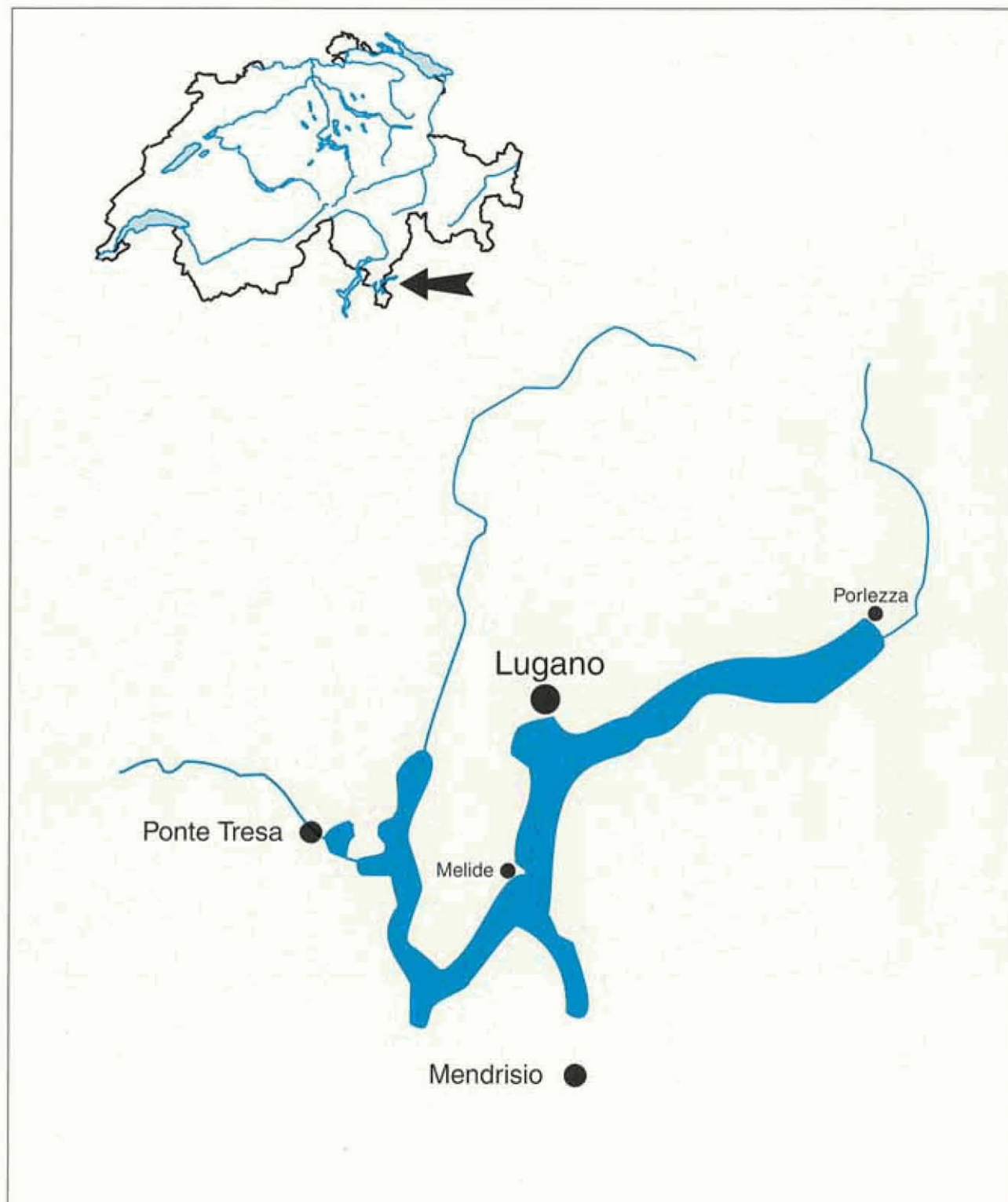
Literatur

- Kunz, W. R., 1911: Vergleich der gasvolumetrischen mit der titrimetrischen Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes und Bestimmung des vom Zürichsee adsorbierten Sauerstoffes. Diss. Mitt. phys. Ges. Zürich, H. 16.
- Steinmann, P. und G. Surbeck, 1918: Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna schweizerischer Fliessgewässer. Schweiz. Departement des Innern, Inspektion für Forstwesen, Jagd und Fischerei.
- Minder, L., 1922: Studien über den Sauerstoffgehalt des Zürichsees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 3, 107 - 155.
- Thomas, E. A. und E. Märki, 1949: Der heutige Zustand des Zürichsees. Verh. Int. Ver. Limnol. 10, 476 - 488.
- Thomas, E. A., 1969: Kulturbeeinflusste chemische und biologische Veränderungen des Zürichsees im Verlaufe von 70 Jahren. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 17, 226 - 239.
- Der Zürichsee und seine Nachbarseen. Office du Livre, Buchverlag neue Zürcher-Zeitung, Fribourg (1979).
- Züllig, H., 1981: On the use of Carotinoid Stratigraphy in Lake Sediments for detecting past Developments of Phytoplankton. Limnology and Oceanography, Vol. 26, No. 5.
- 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, 1 - 98.
- Dietlicher, K., 1983: Zur Entwicklung und Veränderung der Wasserqualität im Zürichsee. AWBR Jahresbericht 1982, 14, 185 - 211.
- Boucherle, M. M. und H. Züllig, 1983: Cladoceran Remains as Evidence of Change in trophic State in three Swiss Lakes. Hydrobiologia 103, 141 - 146.
- Zimmermann, U., 1991: Phosphorkonzentrationen und Phytoplanktonbiomasse am Beispiel des Seensystems Walensee-Zürichsee der Jahre 1974 - 1984. AWBR Jahresbericht 1984, 16, 121 - 141.
- Zimmermann, U., R. Forster und H. Sontheimer, 1991: Langzeitveränderung der Wasserqualität im Zürich-, Züricher- und Walensee. Wasserversorgung Zürich.
- Maurer, W., 1991: Die Kuh, die zwei Räder hat. Tages-Anzeiger vom 30. Juli 1991.



11. Lago di Lugano





Zur Morphologie

Der Lago di Lugano, auch Ceresio genannt, ist Teil der oberitalienischen Seenlandschaft, zu der die grossen und tiefen Seen Lago Maggiore, Lago di Como, Lago d'Iseo und Lago di Garda gehören. Er ist vor allem im Norden von Steilufern umgeben und gliedert sich in drei Hauptbecken: Das Nordbecken, das Südbecken und das Becken von Ponte Tresa. Ausser bei der Bucht von Lugano ist das Nordbecken nie breiter als 2 km. Der steile Abfall der Ufer führt auch unter der Wasserlinie weiter: Von Osteno im Osten bis nach Castagnola bei Lugano im Westen ist der See über 270 m tief. 63% der Seeoberfläche liegen in der Schweiz. Wichtigster Zufluss ist mit 4 m³/s der Vedeggio, der von Norden her bei Agno in das Südbecken mündet. Die Tresa führt das Wasser des Lago di Lugano in den Lago Maggiore.

Das Becken des Ceresio entstand durch präglaziale Flüsse (siehe auch Kapitel 8, Lago Maggiore) und wurde während der Eiszeit durch die Gletscher des Adda und des Ticino ausgeweitet. Die Trennung von Nord- und Südbecken durch den Damm von Melide ist künstlich. Der 800 m lange Damm wurde in den Jahren 1844 - 1847 auf einer Moräne erbaut und dient als Hauptverkehrsachse zwischen der Schweiz und Italien. Ein Ausbau in diesem Jahrhundert führte zu einer

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	
Nordbecken	269,7 km ²
Südbecken	587,5 km ²
mittlere Höhenlage	786 m ü.M.
permanente Einwohner im schweizerischen Einzugsgebiet	175'000
gesamte Einwohner inkl. Tourismus und Industrie	320'000

weiteren Verengung des Durchflusses, der heute nur noch eine Breite von 70 und eine Tiefe von 5 m aufweist. Der Damm hindert den Wasseraustausch zwischen den Becken und ist so zum Teil verantwortlich für den kritischen Gesundheitszustand des Nordbeckens. Eine zweite Moräne grenzt das Unterbecken von Agno vom restlichen Südbecken ab.

Um den See herrscht ein mildes und niederschlagsreiches Klima; Regen fällt vor allem in den Monaten Mai bis Oktober (1742 mm pro Jahr). Das Jahresmittel der Temperatur liegt bei 11,7 °C. Nur während 60 Tagen im Jahr werden Temperaturen unter 0 °C gemessen.

Die Entwicklung des Seezustandes

Das milde Klima, welches subtropische Vegetationsformen ermöglicht, und die Attraktivität des von Bergen und stark bewaldeten Steilufern umgebenen Sees fördern seit jeher den Tourismus in der Region und damit aber auch die Belastung des Sees mit Abfällen und Abwässern, d.h. mit unerwünschten Nährstoffen. Wegen des eher kleinen Einzugsgebietes wird dem See trotz der grossen Niederschlagsmenge wenig Wasser zugeführt, so dass die Nährstoffkonzentrationen der Seezuflüsse oft sehr hoch sind.

Der ursprünglich kaum belastete See zeigte daher im Nordbecken schon 1944 Phosphorkonzentrationen von über 40 µg P/l. Für das Südbecken gibt es keine Messwerte aus dieser Zeit. O. JAAG stellte jedoch im Jahre 1964 im Nordbecken Konzentrationen von 20 - 40 µg P/l, zur gleichen Zeit im Südbecken aber nur 15 µg P/l fest. Nach dem Krieg nahm als Folge des "Wirtschaftswunders" die Zahl der Wohnungen und vor allem der Zweitwohnungen wie auch die der Industrie- und Gewerbebetriebe um den See stark zu. Dies blieb natürlich nicht ohne Auswirkungen auf den See: Ab 1960 - 1965 stieg die Nährstoffbelastung stark an. Dies führte schon in den siebziger Jahren zu extrem hohen Produktionsraten, die bis anfangs der achtziger Jahre anhielten. Heute wird pro Jahr und Quadratmeter Seeoberfläche im Nordbecken 270 und im Südbecken zwischen

Der Lago di Lugano in Zahlen

Oberfläche	48,8	km ²
Nordbecken	27,5	km ²
Südbecken	20,3	km ²
Ponte Tresa	1,0	km ²
maximale Tiefe		
Nordbecken	288	m
Südbecken	95	m
Ponte Tresa	50	m
mittlere Tiefe	130	m
Nordbecken	171	m
Südbecken	55	m
Ponte Tresa	33	m
Volumen	5,86	km ³
Nordbecken	4,69	km ³
Südbecken	1,14	km ³
Ponte Tresa	0,03	km ³
Länge	21	km
max. Breite	3	km
min. Breite	1	km
mittlere Abflussmenge	25,2	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	8,2	Jahre
Nordbecken	12,3	Jahre
Südbecken	1,4	Jahre
Ponte Tresa	14	Tage

310 (bei Melide) und 350 (bei Figino) Gramm Kohlenstoff produziert; zum Vergleich: Schwach belastete Seen produzieren weniger als 150 g C pro m² und Jahr.

Die in den obersten Wasserschichten produzierte Biomasse sinkt nach dem Absterben ab und wird auf ihrem Weg nach unten abgebaut. Dieser Prozess verbraucht Sauerstoff (O₂) und setzt Kohlensäure (CO₂) und einen Teil der gebundenen Nährstoffe frei. Durch die Kohlensäure wird sedimentierender und sedimentierter Kalk gelöst, so dass sich in der Tiefe höhere Gehalte gelöster Stoffe ergeben. Die Dichte des Seewassers nimmt deshalb auch bei homogener Temperaturverteilung gegen den Seegrund hin zu. Diese Dichteschichtung führt dazu, dass die ohnehin nicht sehr kräftigen Winde den See im Herbst und Frühling nicht vollständig umzuwälzen vermögen. In der Tat werden heute im Nordbecken des Ceresio die Wasserschichten unter 100 m von den alljährlichen Zirkulationsvorgängen nicht berührt und somit auch nicht mit Sauerstoff versorgt. Tritiummessungen von 1988 und 1990 weisen auf Tiefenwasser hin, das seit den sechziger Jahren nicht mehr mit der Atmosphäre in Berührung kam. Da die Wassermassen unterhalb der Mischzone sehr lange im See verbleiben, sind die Erfolge der Abwassersanierung nur längerfristig ersichtlich. Entsprechend dieser Schichtung hat die Phosphorkonzentration in der Mischzone seit 1976 um 30% abgenommen und lag 1992 im Mittel bei 52 µg P/l. Im Epilimnion sind die Konzentrationen noch tiefer (< 18 µg P/l). In der stagnierenden Wasserschicht des Hypolimnions

steigt die Konzentration aber noch an, sie betrug 1992 260 µg P/l. Die milden Winter der letzten Jahre haben die Dichteschichtung zusätzlich verstärkt, obwohl der Gehalt der gelösten Salze in der Tiefe seit wenigen Jahren leicht abnimmt. Die chemische Schichtung und das Ausbleiben der Vollzirkulation verhindern eine grössere Selbstdüngung des Sees und halten die Bioproduktion relativ gering. In der produktiven Zone (0 bis 15 m) sinkt die Orthophosphat-Konzentration im Sommer jeweils unter die Nachweisgrenze.

Die Abwasserreinigungsanlagen der grössten Agglomerationen im schweizerischen Einzugsgebiet, Lugano und Mendrisio, leiten das gereinigte Abwasser über den Vedeggio resp. Laveggio in das Südbecken ein. Die mittlere Phosphorkonzentration der Zuflüsse im Süden ist um 30 µg P/l grösser als die der Zuflüsse im Norden. Der Phosphoreintrag aus dem Nordbecken ist in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Die Phosphorkonzentration im Südbecken betrug im Frühjahr 1992 noch 65 µg P/l. Über den Sedimenten ist aber in den letzten Jahren jeweils ab Juli ein Anstieg bis auf über 400 µg P/l zu beobachten.

Im Rahmen der Internationalen Kommission zum Schutze der Italienisch-Schweizerischen Grenzgewässer, welche die Gewässerschutzmassnahmen beider Länder aufeinander abzustimmen versucht, wurden die Frachten aus dem Einzugsgebiet seit 1976 bestimmt (Tabelle links unten).

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Im Einzugsgebiet des Sees leben 175'000 Einwohner und im Jahresdurchschnitt 95'000 Touristen. Zusammen mit der Industrie werden dem See die Abwässer von über 320'000 Einwohnergleichwerten (EWG) zugeführt. Von den 128'000 in der Schweiz lebenden Einwohnern sind über

Tabelle: Phosphorbelastung des Nordbeckens.

Jahr	Seeinhalt [t]	jährl. Änderung [t/Jahr]	Fracht [t/Jahr]	Export [t/Jahr]	Bilanz [t/Jahr]
1976	590	42	144	49	53
1977	632	88	101	59	-46
1978	720	-10	82	37	55
1979	710	23	66	39	4
1980	733	4	53	27	22
1981	737	-54	42	24	72
1982	683	53	40	26	-39
1983	736	-5	40	17	28
1984	731	-18	60	18	60
1985	713	8	30	14	8
1986	721	-32	45	17	60
1987	689	-62	40	11	91
1988	627	60	39	11	-30
1989	687	26	31	9	-4
1990	713	28	20	5	-13
1991	741	52	24	7	-35
1992	793		43	9	

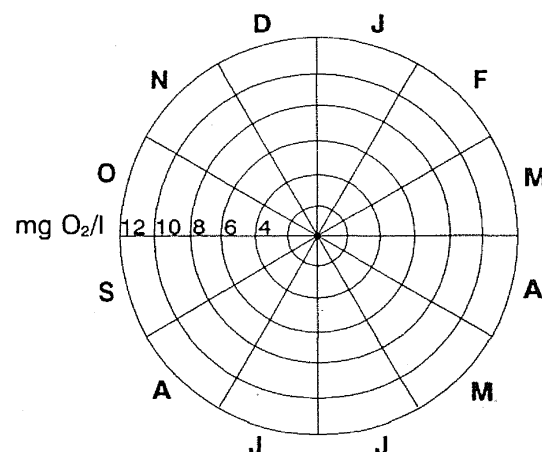


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Luganersee Nordbecken (Gandria) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

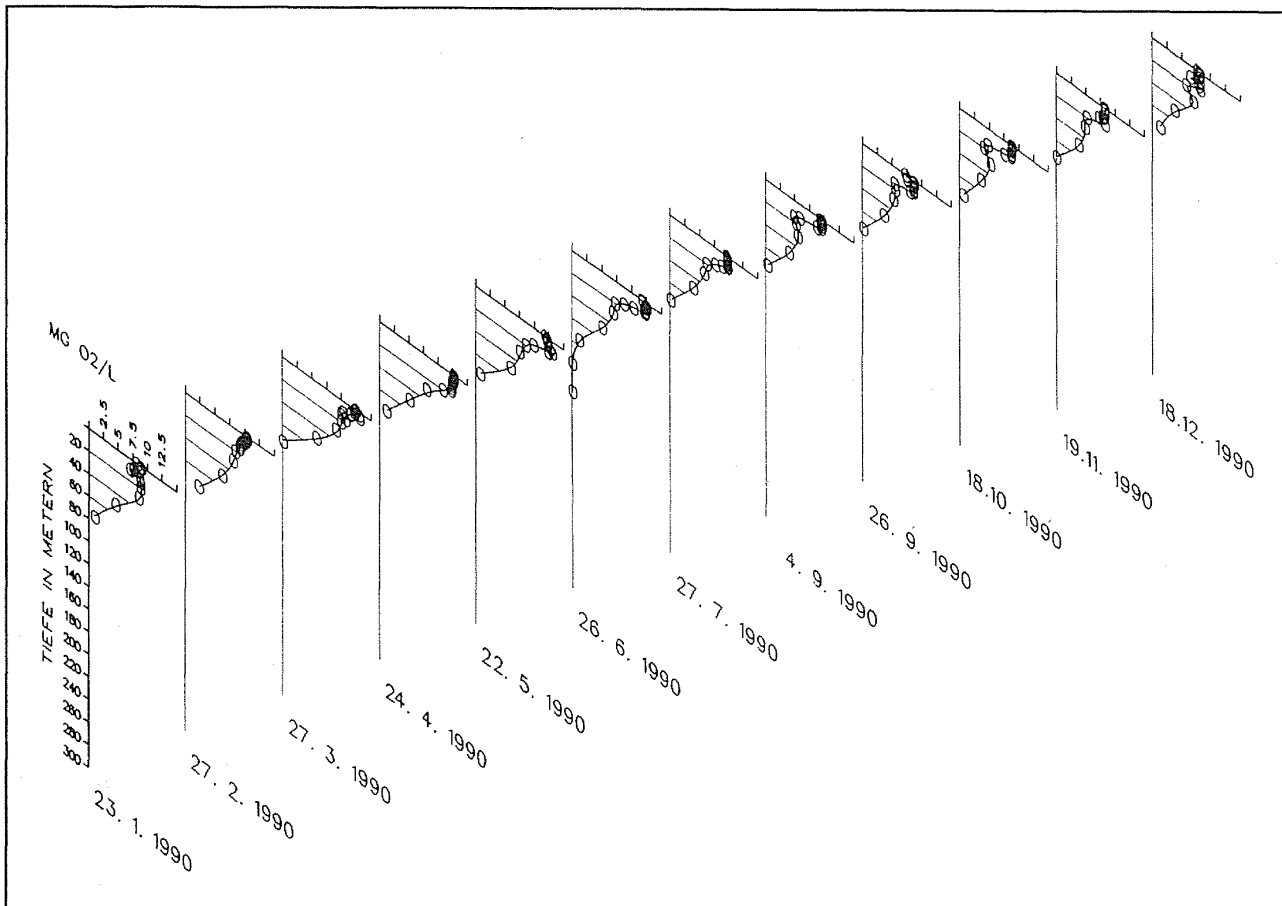


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Luganersee Nordbecken (Gandria) 1991.

112'000 an eine Kläranlage mit Phosphatfällung angeschlossen. Auf die EWG bezogen beträgt der Anschlussgrad in der Schweiz 90%. In der Region Lombardei werden erst 40% der Abwässer gereinigt, 20% in einer Kläranlage mit Phosphatfällung.

Zur Zeit wird die Kläranlage von Bioggio (Lugano) und demnächst auch diejenige von Mendrisio ausgebaut. Für beide Anlagen ist eine Flockungsfiltration (4. Stufe) geplant.

Die Anstrengungen zur Sanierung auf Schweizerseite führen allerdings nur dann zum Erfolg für den See, wenn die Region Lombardei im baulichen Gewässerschutz mithalten kann.

Tolerierbare Phosphorbelastung

Mässig belastete Seen im Alpenraum zeigen in der Regel mittlere Gesamtposphorkonzentrationen von weniger als 25 µg/l.

Obwohl die Phosphorbelastung des **Nordbeckens** in den letzten 15 Jahren stark zurückgegangen ist, kann in den nächsten Jahren nicht mit einem schnellen Rückgang des Phosphorinhaltes gerechnet werden, da Export und Nettosedimentation im Verhältnis zum Phosphorinhalt extrem

klein sind; eine Obergrenze der Phosphorbelastung kann wegen der permanenten Schichtung und dem von den Zuflüssen wenig beeinflussten Tiefenwasser nicht angegeben werden. Ein physikalisch-biochemisches Seemodell (KARAGOUNIS 1992) zeigt, dass sich der Zustand des Nordbeckens auch bei einer weiteren Reduktion der Belastung auf die Hälfte des heutigen Wertes nur sehr langsam, d.h. im Verlauf mehrerer Jahrzehnte, verbessern wird.

Trotz der Reduktion der jährlichen Belastung von 120 auf weniger als 60 Tonnen erhält das Südbecken noch immer mehr als das Doppelte der tolerierbaren Phosphorfracht: Erst bei weniger als 25 t P/Jahr wird der Phosphorgehalt im Südbecken auf 25 µg P/l zurückgehen. Sauerstoff zu jeder Jahreszeit und in allen Tiefen ist aber erst bei Frachten unter 17 t P/Jahr zu erwarten. Dies könnte nur durch eine vollständige Sanierung des Einzugsgebietes im Norden und durch Umleiten der geklärten Abwässer aus den Reinigungsanlagen von Lugano und im Valceresio direkt in die Tresa erreicht werden.

Sauerstoffgehalt

Wie Sedimentuntersuchungen zeigen (NIESSEN 1987, 1990), durchlief der Luganersee seit der

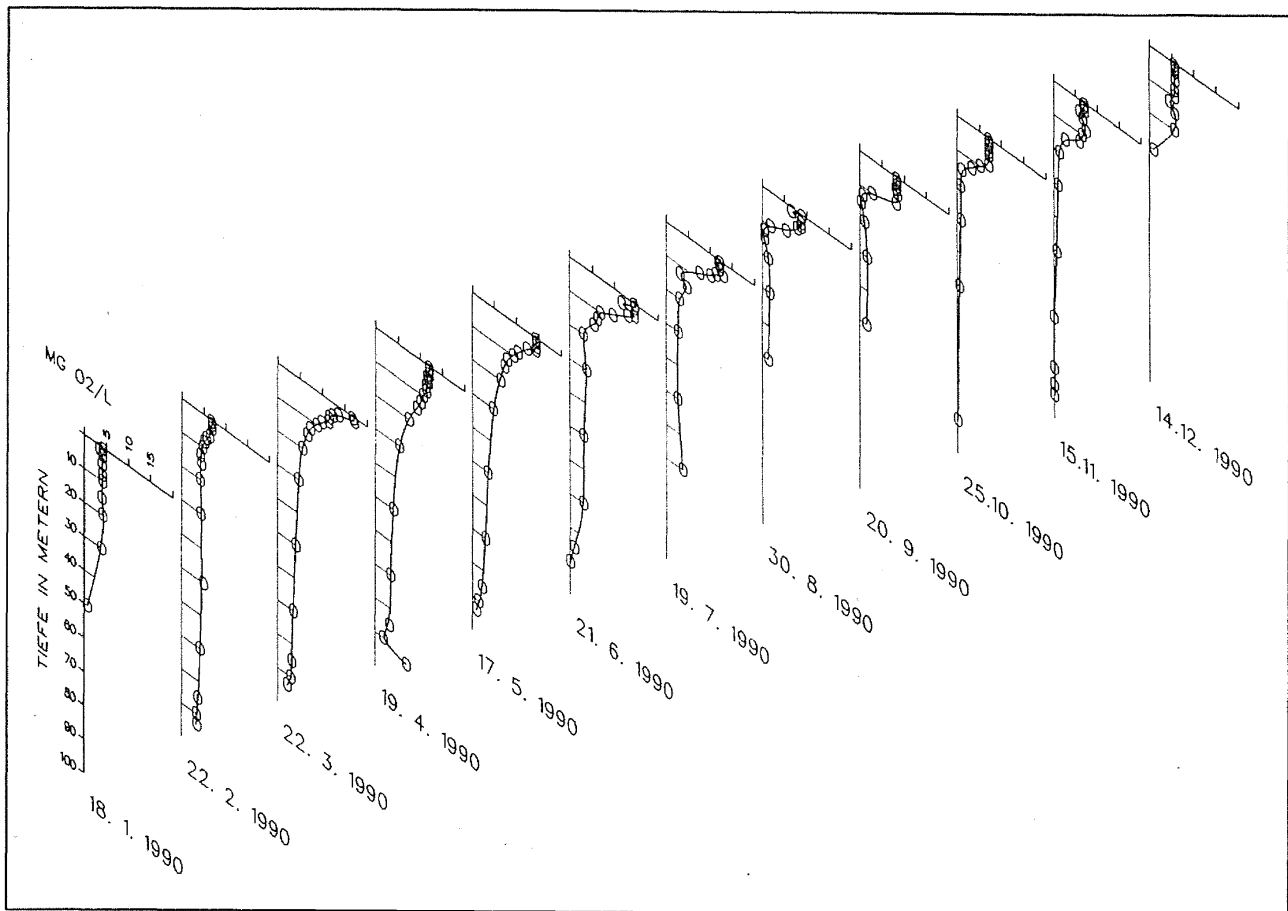


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Luganersee Südbecken (Figino) 1991.

Eiszeit vor 10'000 Jahren mehrere Phasen mit relativ geringen Mengen an Sauerstoff im Grenzbereich zwischen Wasser und Sediment. Während des holozänen Klimaoptimums (bis vor 4'500 Jahren) lag die Ursache in einer reduzierten Zirkulation, später bei einer leicht erhöhten Produktion. Grund dafür könnte schon damals der Einfluss des Menschen auf die Vegetation gewesen sein; am Ende der Bronze- und vor allem in der Eisenzeit wurden Wälder in Wiesen und Felder umgewandelt. Dies führte zu erhöhten Abschwemmungen im Seeinzugsgebiet. Eutrophierungsschübe im Ausmass der letzten Jahrzehnte gab es allerdings früher nie.

Sauerstoffgehalte wurden im Lago di Lugano erstmals 1946 gemessen. Schon damals waren sie im Herbst im Nordbecken ab 150 m und im Südbecken ab 50 m Tiefe ungenügend, d.h. kleiner als 4 mg O₂/l. Erstmals wurde vor der erhöhten Belastung gewarnt (BALDI 1949): "Seine Eutrophierung scheint noch im Anfangsstadium und im allgemeinen noch nicht besorgniserregend zu sein." Zehn Jahre später hatte sich der Zustand schon merklich verschlechtert (JAAG 1958): "... der See ist nach Chemismus und Biologie seines Wassers, wenn auch nicht gerade in der Kategorie der kranken, so doch mindestens in die Kategorie der ernsthaft gefährdeten

Seen einzureihen." Noch 1964 wurden über Grund im Norden 2 mg O₂/l festgestellt. Dies wird auch durch Sedimentuntersuchungen (DOMINIK et al., 1992) bestätigt. Seit 1979 jedoch ist das Wasser des Nordbeckens ab 150 m Tiefe ganzjährig ohne Sauerstoff.

Das Südbecken dagegen wird seiner geringeren Tiefe und der besseren Windexposition wegen jedes Jahr im Januar oder Februar bis auf Grund

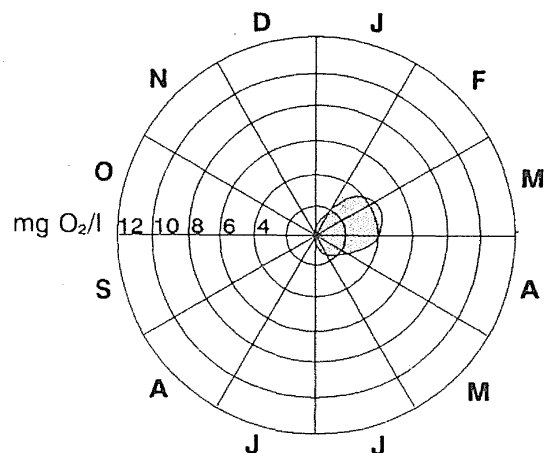


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Luganersee Südbecken (Figino) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

durchgemischt. Trotzdem zeigen die Tiefenprofile schon im Frühsommer zwischen 5 und 15 m nurmehr Sauerstoffwerte von 1 - 2 mg O₂/l. Sie steigen dann vorübergehend zwischen 15 und 50 Metern wieder leicht an. Mögliche Ursachen dieses sogenannten "metalimnischen Minimums", welches in meist kleinerem Ausmass auch bei anderen Seen beobachtet wird, sind ein mit starker Sauerstoffzehrung verbundener Abbau von Plankton oder die Einschichtung stark belasteter Zuflüsse in diese Schicht.

Die Entwicklung des Phytoplanktons

Die Phytoplanktondichte nahm seit Beginn der Beobachtungen im Jahre 1958 von wenigen hunderttausend auf mehrere Millionen Zellen pro Liter zu. Die Artenverteilung hat sich drastisch verändert. Für stark belastete Seen typisch ist die starke Zunahme der Blaualgen. Während 6 Monaten im Jahr sind diese im See dominant. So wurden 1985 Blaualgenblüten mit bis zu 285 Millionen Zellen pro Liter beobachtet.

Der Pflanzenfarbstoff Chlorophyll-a dient als Indikator für die Phytoplanktondichte. Während im Nordbecken die Bioproduktion seit einigen Jahren deutlich zurückgeht, wurden 1990 im Südbecken noch immer Spitzenwerte von über 80 µg/l gemessen. Für schwach belastete Seen sind Werte unter 15 µg/l die Regel.

Fischerei

Die Artenverteilung der Fischfauna im Luganersee wurde in den letzten 120 Jahren mehrfach empfindlich gestört, denn es wurde beinahe jede Fischart, die kommerzielle Erfolge versprach, unkontrolliert ausgesetzt. Von den 1871/72 beschriebenen 23 Arten wurden 1991 trotzdem deren 21 wieder gefunden. Die nicht mehr gesichteten Arten (Barbe und Elritze) sind aber wahrscheinlich in kleiner Zahl noch vorhanden. Folgende Arten wurden eingeführt, die meisten kurz nach der Jahrhundertwende: Seesaibling, Regenbogenforelle, Felchen, Zander, Goldfisch, Sonnenbarsch, Forellenbarsch und Katzenbarsch. Die Bedürfnisse der neu eingesetzten Arten und die Risiken für das Ökosystem des Sees wurden dabei nie berücksichtigt. Der 1909 ausgesetzte Sonnenbarsch beispielsweise vermehrte sich rasch und wurde zur Plage für die Fischerei. Heute ist er zwar noch vorhanden, aber glücklicherweise nur in recht geringen Mengen.

Grössere Veränderungen im Fischbestand wurden seit 1950 registriert: die Bestände der Felchen und des Seesaiblings gingen als Folge des sich verschlechternden Seezustandes stark zurück. Auch die Salmonidenbestände können

nur durch intensive Besatzmassnahmen gehalten werden. Bereits 1900 und 1940 wurden Massensterben der Agone (Maifisch) beobachtet. Die Ursachen blieben im Dunkeln. Die Agonenbestände erholten sich zwar nach 1940 leicht, sie blieben aber bis heute klein. Obwohl seit langem im See heimisch wird die Agone wegen des geringen kommerziellen Wertes nicht geschätzt. Die Fischer fürchten sie zudem als Laichräuber.

Nach dem Unfall in Tschernobyl (April 1986) führte die starke Anreicherung der Radionukleide in der Nahrungskette zu einem generellen Fangverbot im schweizerischen Teil des Sees vom 3. September 1986 bis zum 9. Juli 1988. Im italienischen Teil durfte weiter gefischt werden.

Fazit

Die grosse Bevölkerungsdichte und der starke Tourismus im relativ kleinen Einzugsgebiet belasten den Luganersee trotz grossen Anstrengungen im baulichen Gewässerschutz ausserordentlich. Im italienischen Teil des Einzugsgebietes sind allerdings erst ca. 20% der Einwohner an einer Kläranlage mit Phosphorelimination angeschlossen. Die Phosphorgehalte sind im Nordbecken noch sechs mal und im Südbecken noch drei mal zu hoch. Der Abbau der im Übermass produzierten Biomasse verbraucht Sauerstoff und führt zu erhöhten Salzkonzentrationen im Tiefenwasser. Die dadurch geförderten Dichteunterschiede und die windgeschützte Lage verhindern die periodische Durchmischung und Belüftung des Nordbeckens. Dies führt zu permanentem Sauerstoffmangel unter 100 m Tiefe und macht den See zum Chronischkranken. Der Sauerstoffmangel im Sediment verhindert die permanente Fixierung von Phosphor. Auch wenn die Belastung aus dem Einzugsgebiet in den letzten 15 Jahren deutlich zurückgegangen ist, nimmt der Phosphorvorrat im Tiefenwasser noch immer zu. Eine spürbare Verbesserung ist in nächster Zeit hier nicht zu erwarten.

Auch im Südbecken wird der während der Winterzirkulation eingebrachte Sauerstoffvorrat unterhalb von 5 m Tiefe schon im Frühsommer weitgehend aufgezehrt. Der Zustand des Südbekens verschlimmerte sich seit 1982 nicht mehr.

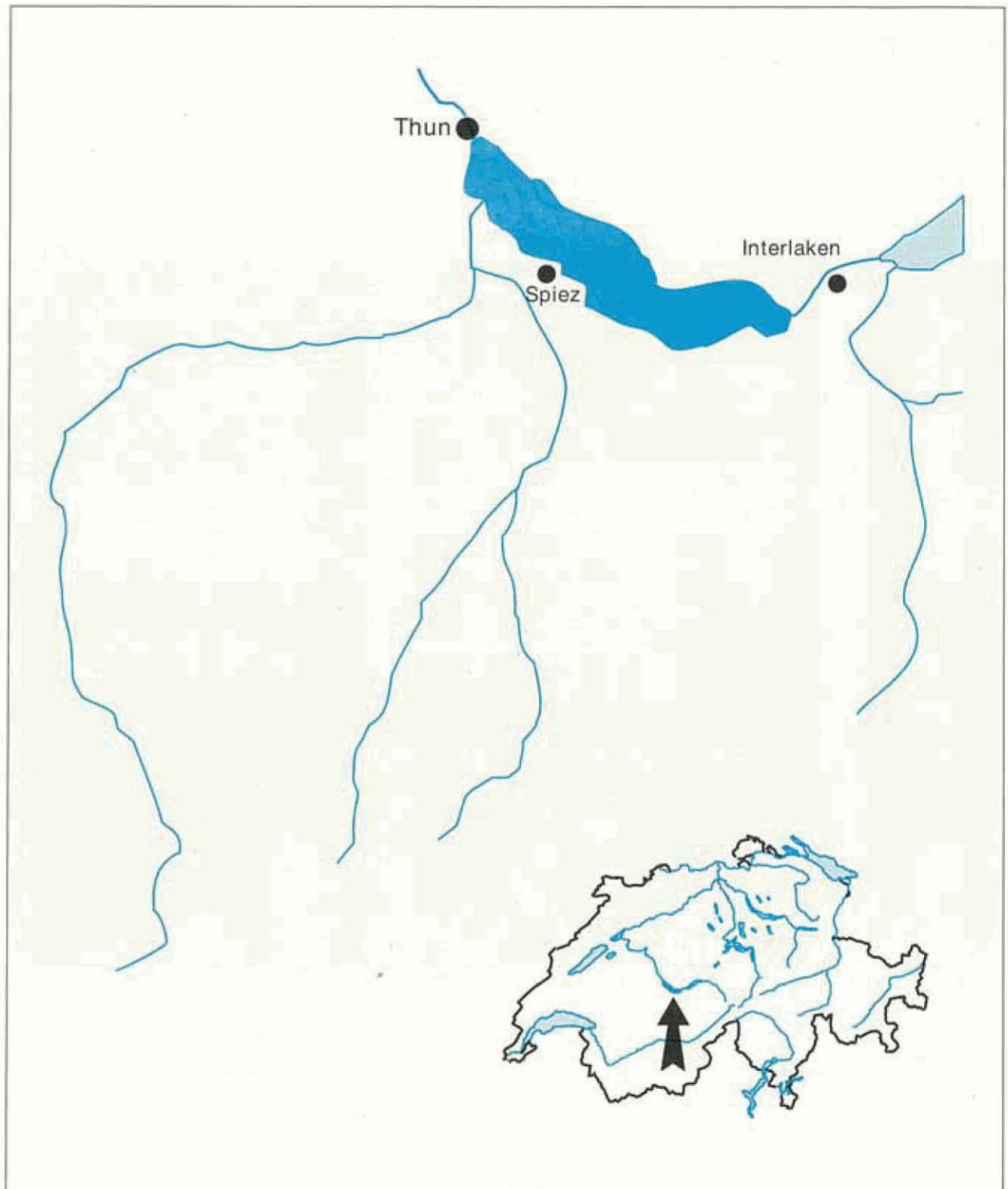
Literatur

- Pavesi, P., 1871/72: I pesci e la pesca nel Cantone Ticino. Veladini & Co, Lugano.
- Baldi, E., L. Pirocchi und V. Tonolli, 1949: Relazione preliminare sulle ricerche idrobiologiche condotte sul Lago di Lugano (1946-1947). Ispettorato Federale per la Pesca, Berna.

- Jaag, O., 1958: lo stato fisico, chimico e biologico attuale del Lago di Lugano. L'Acquicoltura Ticinese 1 - 2, pp. 6 - 13.
- Jaag, O. und E. Märki, 1970: Recent Developments and present Day Situation in Relation to the Lake of Lugano and its Tributaries: Eutrophication in large Lakes and Impoundments. Uppsala Symposium, OECD, Paris.
- Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere: Rapporti 1974 - 1992.
- Niessen, F., 1987: Sedimentologische, geophysikalische und geochemische Untersuchungen zur Entstehung und Ablagerungsgeschichte des Luganersees. Mitt. Geol. Inst. Eidg. Tech. Hochs. u. Univers. Zürich, neue Folge, Nr.258.
- Barbieri, A. et. al., 1988: Die trophische Entwicklung des Luganersees unter dem Einfluss der Sanierungsmassnahmen. VSA Verbandsbericht Nr. 404, Tagung der ASTEA/VSA in Melide.
- Niessen, F., 1990: Die Sedimente des Luganersees; Chronik wechselnder Einflüsse von Klima und Mensch. Symposio Internationale. Aspetti limnologici e gestionali del Lago di Lugano, Lugano.
- Pedroli, J.-C., B. Zaugg und A. Kirchhofer, 1991: Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel.
- Dominik, J., J.-L. Loizeau und D. Span, 1992: Radioisotope Evidence of Perturbations of recent sedimentary Records in Lakes: A Word of Caution for climate Studies. Climate Dynamics 6: 145 - 152.
- Karagounis, I., 1992: Ein physikalisch-biochemisches Seemodell, Anwendung auf das Nordbecken des Luganersees; Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (ETHZ), 116.
- Barbieri, A. und B. Polli, 1992: Limnological Aspects and Management of Lago di Lugano. Special issue, Aquatic Sciences 54, 3/4.
- Barbieri, A. und F. Zamboni, 1991: Applicazione di un modello dinamico previsionale al Bacino Sud del Lago di Lugano, Canton Ticino.

12. Thunersee





Morphologie

Thuner- und Brienersee liegen am Alpennordhang und sind in ihrer Charakteristik vom alpinen oder hochalpinen Einzugsgebiet geprägt. Ihre tiefeingeschnittenen Becken verdanken sie einer tektonischen Verwerfung und der eiszeitlichen Erosionsarbeit des Aaregletschers. Die steilen Ufer setzen sich auch unter Wasser fort und lassen so kaum Platz für Flachwasserzonen. Das Felsbett des Thunersees reicht bis 50 m unter den Meeresspiegel. Nach der letzten Eiszeit erstreckte sich ein einziger See von Meiringen bis weit über Thun hinaus. Bergbäche und Flüsse transportierten dann während Jahrtausenden Geschiebe in das Seegebiet und schufen so das heutige Bild. Lutschine und Lombach schütteten die Ebenen bei Interlaken auf; die Aare war für ein ausgedehntes Delta von Meiringen bis Brienzwiler besorgt und unterhalb Thun füllten die Zulg und die erst seit 1741 in den Thunersee fliessende Kander das Seebecken. Für die Morphologie der zwei Seen und für ihr physikalisches und chemisches Verhalten sind die grossen Trübstofffrachten der Zuflüsse bedeutsam. So wird der Thunersee vor allem von der Kander jährlich mit 100'000 Tonnen beliefert. Wegen der grossen Zufuhr an partikulärem Material sind die Sedimente an der tiefsten Stelle (217 m) bereits über 250 m dick.

Der Thunersee in Zahlen

Oberfläche	48,4	km ²
max. Länge	17,5	km
max. Breite	3,5	km
maximale Tiefe	217	m
mittlere Tiefe	135	m
Volumen	6,44	km ³
mittlerer Abfluss	110	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	1,9	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche	2'490	km ²
mittlere Höhe	1'760	m ü.M.
Einwohner	67'700	¹⁾
	94'300	²⁾

¹⁾ ohne EZ Brienersee

²⁾ mit EZ Brienersee

Mittlere Nährstoffgehalte während der Frühjahreszirkulation

Nitrat	530	µg N/l
Ortho-Phosphat	4	µg P/l
Gesamtphosphor	11	µg P/l

Die Entwicklung des Seezustandes

Das angewärmte Oberflächenwasser des Brienersees schichtet sich im Thunersee in den obersten 20 Metern ein. Dieser zusätzliche Wärmeinput lässt die Temperatursprungschicht im Sommer auf eine Tiefe von 20 - 40 m absinken. Das kalte, trübstoffreiche Wasser der Kander schichtet sich deshalb in noch grösseren Tiefen ein. Über 85% der Trübstoffe, die in den Thunersee gelangen, sedimentieren so auch im Sommer. Im Gegensatz zum Brienersee wird daher im Thunersee die Photosynthese kaum durch Lichtabsorption der Trübstoffe gebremst. Zudem fördert ein höherer verfügbarer Nährstoffgehalt die Bioproduktion. Im Jahre 1965 fand die EAWAG bei einer Untersuchung pro Liter Wasser gegen 60'000 Fäden der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*), welche für Seen mit beginnender Überdüngung typisch ist. Der Anteil an der gesamten Algenmasse betrug aber nur maximal 10%; so blieb die berüchtigte blutrote Färbung dem Thunersee erspart. Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen werden im See seit 1965 bestimmt. Die Phosphorkonzentration lag damals bei etwa 12 µg P/l. Maximalwerte von 21 µg P/l wurden bis in die achtziger Jahre beobachtet. Entsprechend hoch war bis 1983 auch die Primärproduktion von 360 g Kohlenstoff pro m² Seeoberfläche und Jahr. Aber schon 1986 war sie mit 200 g C·m⁻²·Jahr⁻¹ wieder deutlich kleiner. Das am 3. Juli 1985 verfügte Phosphatverbot für Textilwaschmittel beeinflusste auch im Thunersee die Phosphorgehalte, diese liegen heute wieder unter denjenigen von 1965.

Über den Brienerseeauslauf werden dem Thunersee ca. 10 Tonnen Phosphor pro Jahr zugeführt; die Kander bringt mindestens doppelt soviel. Bei heftigen Gewittern können grosse Mengen an partikulär gebundenem Phosphor aus dem alpinen Einzugsgebiet abgeschwemmt werden. Weil dabei aber zum grössten Teil nur mineralisch gebundener Phosphor anfällt, hat dies kaum Konsequenzen für die Algenproduktion. Mineralischer Phosphor sedimentiert rasch und wird von Pflanzen und Algen des Sees nicht aufgenommen.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Am 1.1.1989 waren im Einzugsgebiet des Thunersees (ohne Einzugsgebiet Brienersee mit 89,9%) 85,3% der ständigen Einwohner an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Bis zum Abschluss der Sanierungen wird dieser Prozentsatz auf über 95% steigen. Die Abwässer eines grossen Teils des Einzugsgebietes werden über eine Ringleitung gesammelt, gereinigt und

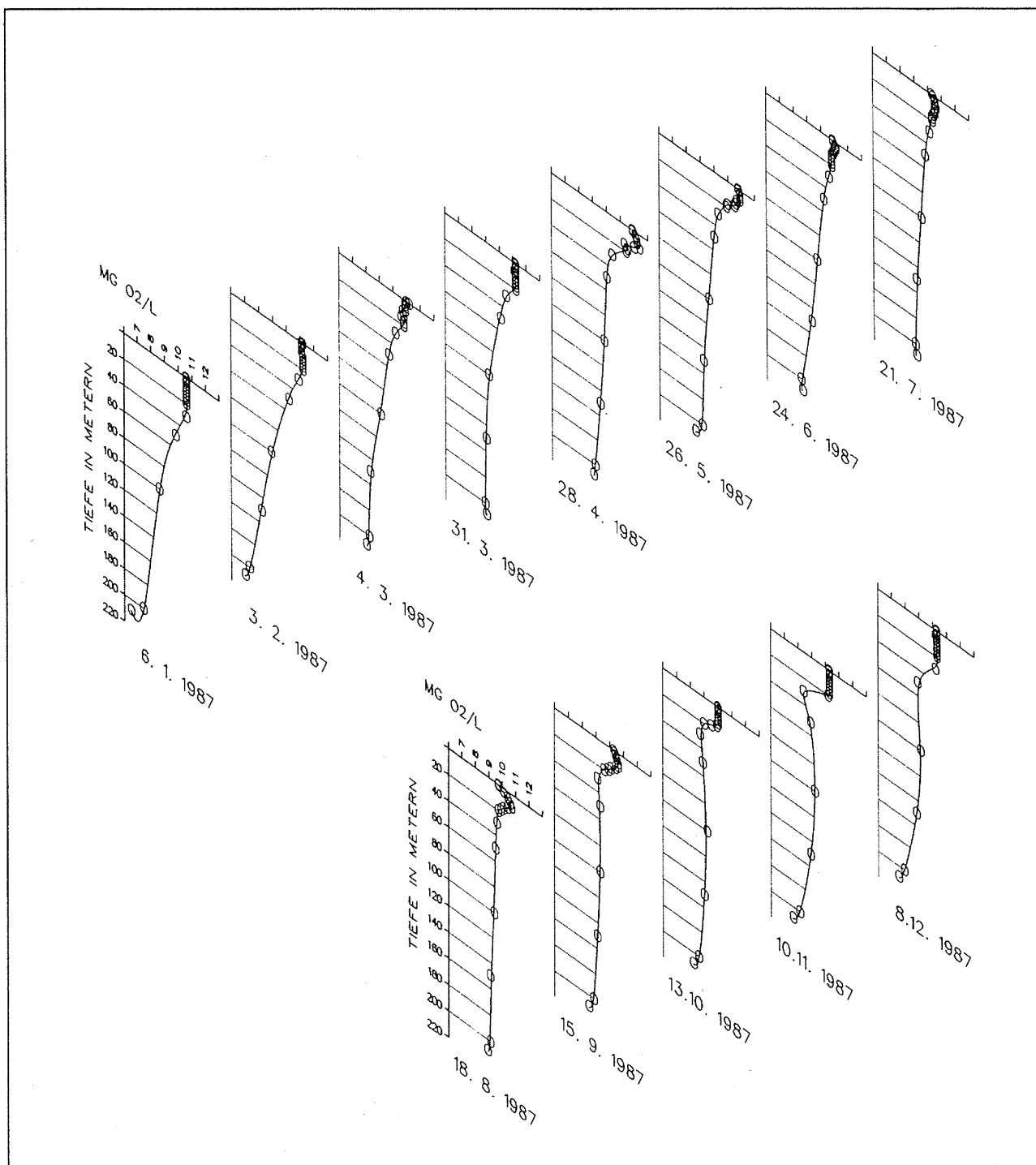


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Thunersee 1987.

anschliessend einige Kilometer unterhalb des Sees in die Aare eingeleitet.

Sauerstoffgehalte

Der Thunersee liegt in einem tief eingeschnittenen Tal; starke Winde sind deshalb nur von Nordwesten oder von Süden (Föhn) her möglich. Bleiben die Herbststürme aus, sinkt im Oktober und November die Sauerstoffkonzentration in 200 m Tiefe; während Anfang der achtziger Jahre noch regelmässig weniger als 4 mg O₂/l gemessen wurden, liegen die Werte heute wieder

über 8 mg O₂/l. Auch die damals noch registrierte Phosphorrücklösung ist nicht mehr zu beobachten. Wahrscheinlich wegen des höheren Gehalts an Kalziumkarbonat der Kander, welche sich - wie oben erwähnt - in der Tiefe einschichtet, ist die Dichte des Tiefenwassers etwas grösser als die der anderen Wasserschichten. Da diese geringen Dichteunterschiede nach Abkühlung des Oberflächenwassers bestehen bleiben, wird der See auch im Winter nicht vollständig durchmischt. Durch Diffusion gelangen trotzdem grosse Mengen an Sauerstoff in die Tiefe, des-

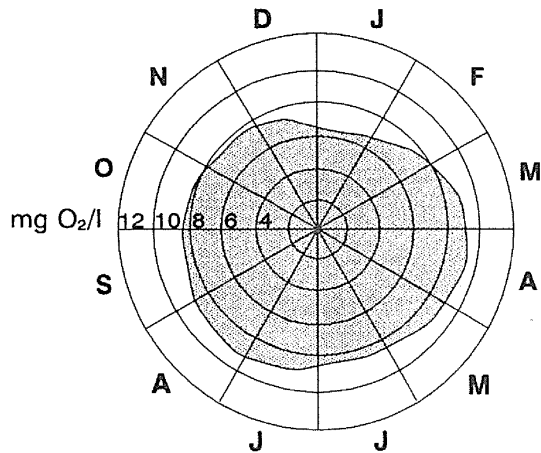


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Thunersee 1987, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

halb hatte auch die leicht erhöhte Algenproduktion um 1980 keine bleibenden Folgen auf den Gesamtzustand gehabt.

Zahlen zur Fischerei

Der Verlauf der Pflanzennährstoffgehalte lässt sich wegen der Nahrungskette (Nährstoffe → Algen → Zooplankton → Fische) auch anhand der Fischereierträge verfolgen. In einem engen Bereich nehmen bei steigendem Futterangebot die Fische gewichts- und mengenmässig zu. Der Fischereiertrag folgt der Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons im Abstand von 3 - 5 Jahren. Die jährlichen Fangerträge lagen bis etwa 1940 konstant bei 15 Tonnen und erreichten um 1945 ein erstes Maximum von etwa 40 Tonnen. Bis Ende der sechziger Jahre stiegen sie dann auf 100 Tonnen. Dieser Anstieg war zum Teil auf eine Umstellung auf feingarnige Kunststoffnetze zurückzuführen, welche für Fische kaum mehr sichtbar sind. Die Zunahme der Nährstoffbelastung zwischen 1960 und 1970 führte in der Mitte der siebziger Jahre zu kurzfristigen Maximalerträgen von über 300 Tonnen. In den folgenden Jahren allerdings sank der Ertrag auf 30 Tonnen. Die Fische waren zu rasch gewachsen und erreichten die Fanggrösse (Maschenweite der Netze), bevor sie zum ersten oder zweiten Mal abgelaicht hatten. Somit wurde nicht nur ein grösserer Anteil der Fischpopulation abgefischt, sondern es fehlte auch der Nachwuchs. Die Fangerträge entsprechen heute etwa denjenigen von 1945.

Brienzer- und Thunersee waren noch bis in die Römerzeit vereint; die langsam anwachsenden Deltas von Lütchine und Lombach trennten den See in zwei Teile. Aber erst der Bau einer Schwelle in der Aare bei Interlaken im 15. Jahrhundert hinderte die Fischwanderung

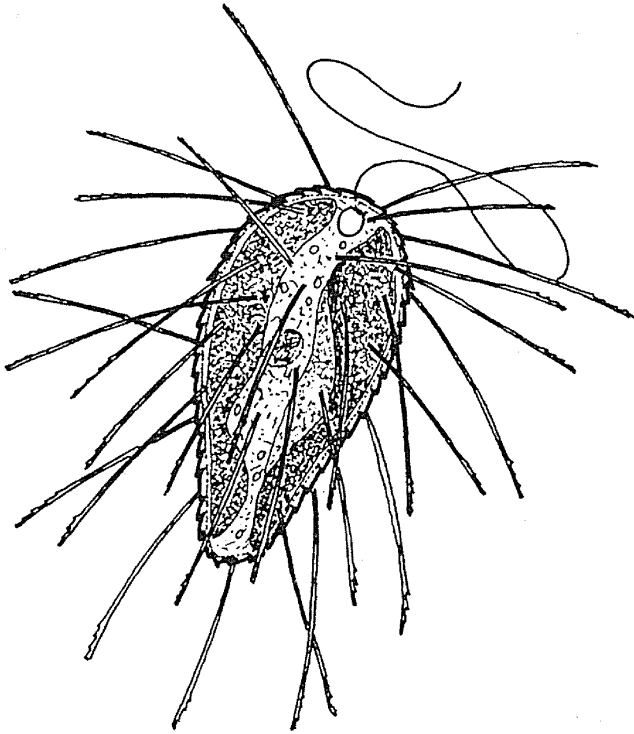
und heute ist diese durch das Wehr bei Interlaken gänzlich unterbunden. In beiden Seen treten gleiche oder ähnliche Arten auf. Wie beim Brienzersee machen auch am Thunersee die Felchen den grössten Anteil am Fangertrag aus (> 90%). Der im kälteren und nährstoffärmeren Brienzersee nur langsam wachsende Brienzig wächst im Thunersee bedeutend schneller und ist hier deshalb für die Fischerei bedeutend. Erwähnenswert sind noch die Seesaiblinge, die während der Eutrophierungsphase kaum mehr gefangen wurden, mit heute ca. 6% und die Hechte mit ca. 1% am Fanganteil.

Fazit

Obwohl die Nährstoffbelastung des Thunersees vor allem in den siebziger Jahren deutlich zugenommen hatte, werden heute wieder Phosphorwerte wie vor 30 Jahren gemessen; dies ist ein Erfolg der konsequenten Abwassersanierung im Einzugsgebiet. Der heutige gute Zustand wird sich weiter stabilisieren.

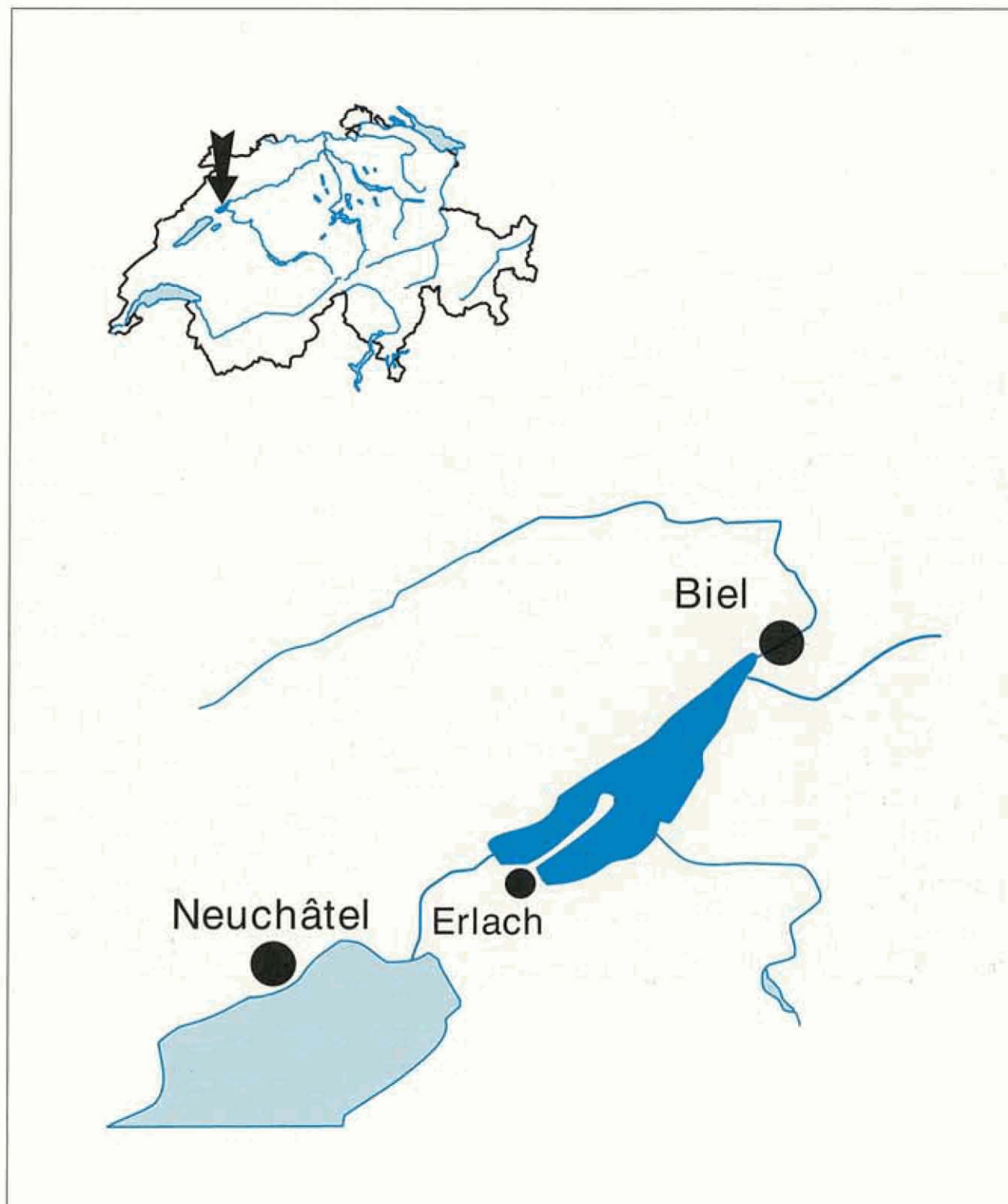
Literatur

- Matter, A., A. Süssstrunk, K. Hinz und M. Sturm., 1971: Ergebnisse reflektionsseismischer Untersuchungen im Thunersee. Ecol. Geol. Helv. Vol. 64, Nr. 3.
- Ambühl, H., 1967: Gutachten über den Einfluss der veränderten Zuflussverhältnisse auf den Thuner- und den Brienzersee. EAWAG No. 3435.
- Kirchhofer, A., 1984: Altersstruktur, Wachstum und Laichreife der Felchenpopulationen (*Coregonus spp.*) im Thunersee und Massnahmen zur Verbesserung der Fischereierträge. Lizentiatsarbeit Univ. Bern.
- Gewässerschutzlaboratorium des Kantons Bern: Messdaten.
- Tschumi, P.-A., Zoologisches Institut der Universität Bern: Messdaten.
- Nef, W., 1990/1992: Das Phytoplankton der grossen Berner Seen (Brienzersee/Thunersee/Bielersee). Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern.
- Kirchhofer, A., 1990: Limnologische und ichthyologische Untersuchungen im Brienzersee unter besonderer Berücksichtigung der Differenzierung der sympatrischen Felchenpopulationen. Diss. Univ. Bern.



13. Bielersee





Morphologie

Ursprünglich reichte der Rhonegletscher bis in das bernische Mittelland, zog sich aber nach der Würm-Eiszeit zurück. Der lokal kälteren Witterung wegen blieben jedoch grössere Teile des Gletschers am Jurasüdfuss als Toteismassen zurück und verhinderten das Auffüllen des Gletscherbeckens mit Flussschotter. So war die Grundlage für die Jurarandseen geschaffen.

Der wichtigste, natürliche Zufluss des Bielersees ist die aus dem Neuenburgersee kommende Zihl. Zwei weitere natürliche Zuflüsse sind der Twannbach und die Schüss, die bei Klein-Twann und bei Biel in den See münden.

Erste Juragewässerkorrektion

Das Land zwischen den Jurarandseen, das Grosse Moos und das Seeland zwischen Aarberg und Solothurn wurde während Jahrhunderten immer wieder von meterhohen Hochwassern heimgesucht. Der in Meienried aufgewachsene Arzt J. R. Schneider, der die Auswirkungen der Überschwemmungen miterlebte, gründete 1832 ein Komitee, das sich zur Aufgabe machte, die Gewässerkorrekturen im Seeland voranzutreiben. Dessen umfangreichen Aufklärungsarbeiten führten zum Entschluss des Grossen Rates von Bern, eine Gesamtkorrektur durchzuführen. Der für seine Arbeiten an Alpenstrassen und für die Rheinkorrektur bei Domleschg berühmte Ingenieur R. La Nicca, Mitglied der Linthkommission, schlug 1842 folgendes Vorgehen vor:

1. Umleitung der Aare von Aarberg in den Bielersee (Hagneckkanal).
2. Leitung der vereinigten Aare- und Zihlgewässer vom Bielersee bis Solothurn in den Nidau-Bürenkanal.
3. Korrektur der oberen Zihl und der Broye (Broye- und Zihlkanal).
4. Entsumpfung des Grossen Moores und der angrenzenden Gebiete.

Auf Initiative von J. R. Schneider wurde im Artikel 21 der Bundesverfassung festgelegt, dass Grossprojekte, die sich über mehrere Kantone erstrecken, durch den Bund unterstützt werden. 1867 beschlossen die betroffenen Kantone (BE, SO, FR, NE, VD) die Bauausführung.

Durch die Umleitung der Aare (ab 1878) vervierfachte sich das Einzugsgebiet des Bielersees und der mittlere Seezufluss erhöhte sich von 55 auf 240 Kubikmeter pro Sekunde, was die theoretische Aufenthaltszeit des Seewassers von 253 Tagen auf 58 Tage verkürzte. Durch den Bau des Nidau-Büren-Kanals senkte sich der Seespiegel um 2,5 m; zwischen Erlach und der St. Petersinsel kam die Landzunge des Heidenweges

zum Vorschein. Diese teilt den See in zwei kleinere Becken (Neuenstädter- und Lüscherzerbecken), sowie in das grössere Hauptbecken. Da die Seeniveaus in der Folge stärker als vorgesehen absanken, musste der Bielerseeabfluss durch ein Wehr bei Nidau geregelt werden, das von 1885 bis 1887 als halbmobile Konstruktion gebaut wurde. Vor allem während des 1. Weltkrieges wurde von den unten liegenden Betreibern der in der Zwischenzeit errichteten Flusskraftwerke verlangt, dass die Seen gegen den Herbst zu aufgestaut würden, damit im Winter genügend Wasser für die Stromproduktion vorhanden sei. Bereits damals gab es Interessenkonflikte bezüglich der Abflussreglemente. Das alte Wehr hielt aber dem erhöhten Wasserdruck im Herbst 1923 nicht mehr stand und brach. Eine Neukonstruktion wurde beim Dorf Port unterhalb des Zusammenflusses mit der alten Thielle errichtet.

Zweite Juragewässerkorrektion

Die erste Juragewässerkorrektion hat das Seeland aus einer sumpfigen und von steten Überschwemmungen bedrohten Gegend zu gutem Bauernland gemacht. Ehemaliges Sumpfland, das durch Drainage trockengelegt wird und somit nicht mehr periodisch überflutet werden kann, oxidiert aber und verschwindet. Bis 1950 senkte sich das Kulturland um 1 bis 1,5 m. Durch die Hochwasser der Jahre 1944, 1949, 1952 und 1955 wurden deshalb grosse Gebiete erneut überschwemmt. Unter der Leitung von Prof. R. Müller wurde ein Projekt erarbeitet, das eine weitere Absenkung der Hochwasserpegel in den Seen durch Vergrösserung des Abflussvermögens vorsah. Insbesondere sollten der Nidau-Büren-Kanal, das Bett der Aare unterhalb Solothurn sowie Broye- und Zihlkanal vertieft und teilweise auch verbreitert werden. Ein Stau bei Flumenthal sollte mithelfen, das Abflussregime der Aare in Griff zu bekommen. Mit einem neuen Abflussreglement sollten aber auch die Tiefstwasserstände in den Seen um 50 cm und in der Aare bei Solothurn um 1 m angehoben werden können.

Die entsprechenden Arbeiten wurden zwischen 1960 und 1972 durchgeführt. Die Unterschiede in den Wasserständen der Seen wurden dadurch verringert. Das neue System verhält sich hydraulisch wie ein einziger See; durch die Regelung des Bielerseeabflusses mittels des Wehrs bei Nidau-Port, werden auch die Niveaus von Murten- und Neuenburgersee direkt beeinflusst. Broye- und Zihlkanal können bei hohem Wasserstand in der Aare deshalb zeitweise auch rückwärts fliessen. Durch das neue Reglement wird das Abflussregime der Aare von Interlaken bis

Biel vorgeschrieben und zentral in Bern überwacht und gesteuert. Im Projekt der 2. Juragewässerkorrektur wurde eine weitere Absenkung der Seen durch Anpassung dieses Reglementes zugestanden. In der Folge kam es zu Konflikten zwischen den Bauern, die im Sommer trockenere Böden wünschen, und den Naturschützern und Fischern, die eine möglichst naturnahe Niveauregelung in engen Grenzen anstreben, damit einerseits die Schilfgürtel nicht trocknen fallen und verlanden, der Laich der im Uferbereich laichenden Fische nicht vertrocknet und damit andererseits die Nester der im Schilf brütenden Vögel nicht überschwemmt werden. Falls die Böden zu trocken bleiben, werden sie weiterhin oxidiert und der heute noch sehr fruchtbare Boden in ehemaligen Moorgebieten wird schlussendlich ganz verschwinden.

Der Bielersee in Zahlen

Oberfläche	39,3	km ²
max. Länge	15	km
max. Breite	4,1	km
maximale Tiefe	74	m
mittlere Tiefe	30,5	m
Volumen	1,24	km ³
mittlere Abflussmenge	244	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	0,16	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche	8'305	km ²
mittlere Höhenlage	1'150	m ü.M.
Einwohner	970'000	

Mittlere Nährstoffgehalte während der Frühjahreszirkulation

Nitrat	1520	µg N/l
Ortho-Phosphat	10	µg P/l
Gesamtphosphor	25	µg P/l

Die Entwicklung des Seezustandes und der Sauerstoffverhältnisse

Die geringe Tiefe und die Windexposition begünstigen im Spätherbst die Umwälzung des Sees. Die Wassermassen zirkulieren von Ende November bis in den März und sättigen sich dabei mit Sauerstoff. Auch an der tiefsten Stelle finden sich im Frühling regelmässige Gehalte von mehr als 11 mg O₂/l.

Über die Belastung des Bielersees mit Nährstoffen vor der ersten Juragewässerkorrektur ist uns nichts bekannt. Nach einer Dissertation von

J. Schneider aus dem Jahre 1904 soll der See von tiefblauer Farbe gewesen sein und die oberste Sedimentschicht soll wie "blauer Lehm" ausgesehen haben. In einer Arbeit von Louis wurden 1920/21 Sichttiefen von 4 - 6 Metern beschrieben, was ebenfalls auf eine schwache Belastung hinweist.

1930 mass MINDER erstmals Nährstoff- und Sauerstoffkonzentrationen. Am Ende der Stagnationsperiode Ende Sommer betrug der Nitratgehalt 0,4 mg/l, der Sauerstoffgehalt über Grund 6,85 mg O₂/l. Schlammproben zeigten keine Anzeichen von Fäulnis oder Sauerstoffmangel. Das Wasser wurde als planktonarm beurteilt. Im Winter 1951 wurden im Oberflächenwasser Gehalte an Orthophosphat von 23 µg P/l, an Gesamtphosphor von 33 µg P/l und an Nitrat von 1,1 mg N/l gemessen (THOMAS, 1953).

Der Seezustand verschlechterte sich weiter; so registrierte NYDEGGER 1957 an der tiefsten Stelle nur noch 3 mg/l Sauerstoff.

Bei FRIEDLI fehlte 1972 am Ende der Stagnationsperiode der Sauerstoff in den untersten Wasserschichten völlig. Während der Zirkulation fand er 110 µg P/l Orthophosphat und 1,2 mg N/l Nitratstickstoff. Die Jahresprimärproduktion wurde auf 300 - 400 Gramm Kohlenstoff pro Quadratmeter Seeoberfläche und Jahr [g C·m⁻²·Jahr⁻¹] geschätzt.

Ab 1971 befasste sich das Zoologische Institut und das Anorganisch-Chemische Institut der Universität Bern im Rahmen eines gemeinsamen Nationalfondsprojektes mit dem See, seiner Nährstoffbilanz und seiner Bioproduktion. Dem Bielersee wurden 1975 1'017 Tonnen Gesamtphosphor und rund 6'000 Tonnen Stickstoff in

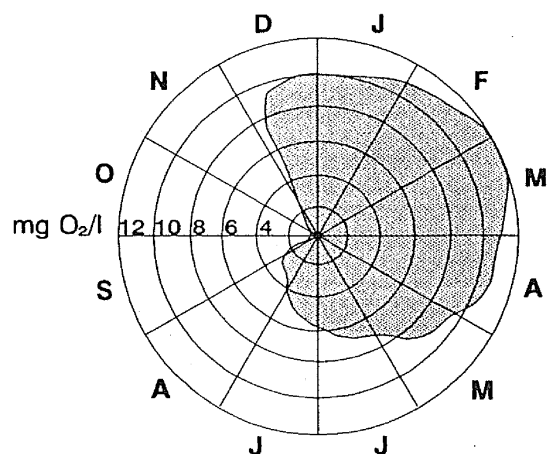


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Bielersee 1988, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

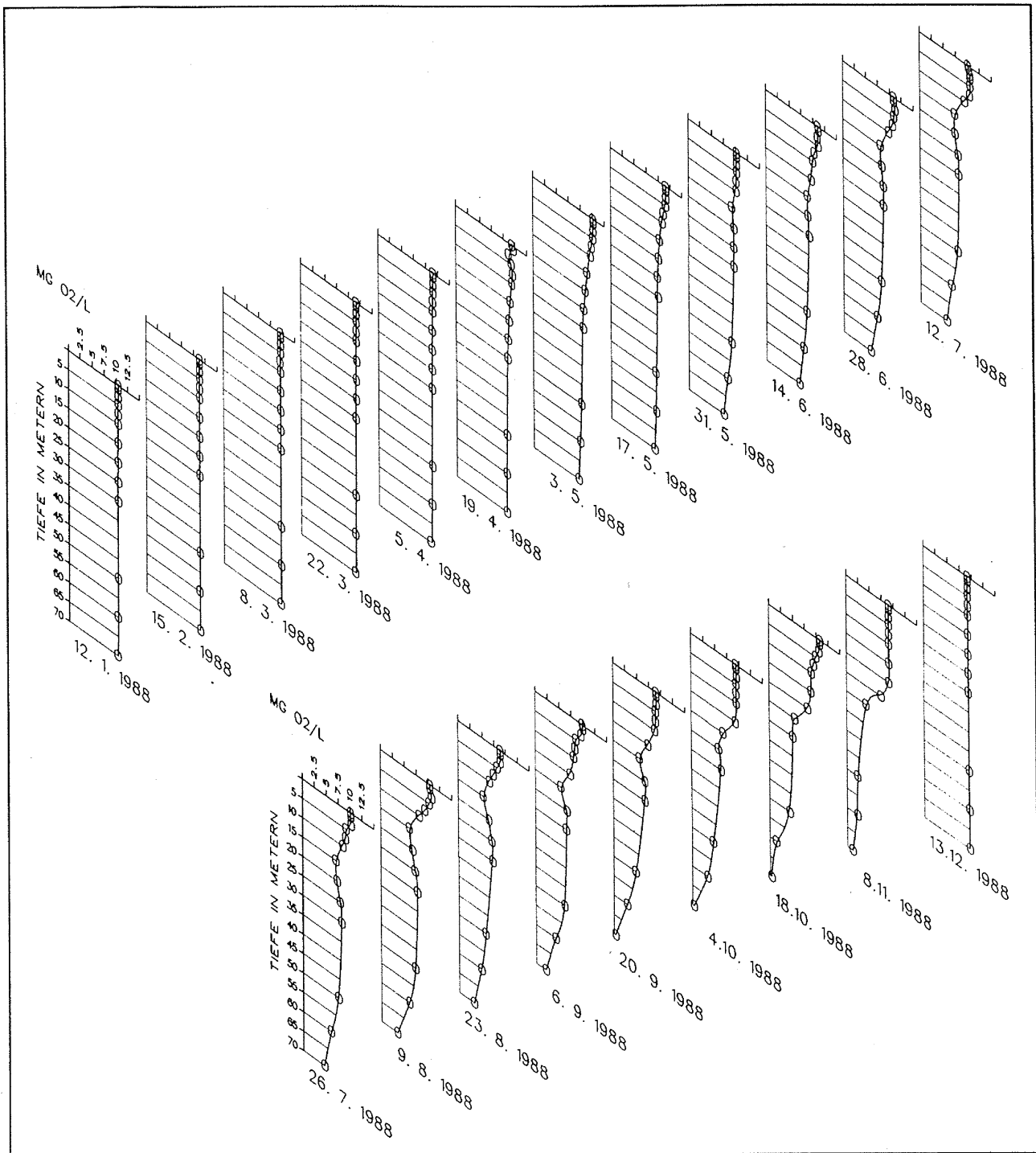


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Bielersee 1988.

Form von Nitrat zugeführt. Die Orthophosphatfracht wird mit 590 t P/Jahr angegeben (SANTSCHI 1975, SANTSCHI und SCHINDLER 1977). Das Maximum der Primärproduktion wurde 1975 - 1977 mit mehr als $460 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ erreicht (BANGERTER 1988). Für die Jahre 1973 - 1978 beziffert SCHWEINGRUBER die Gesamtposphorfracht auf 873 t P/Jahr und die Ortho-Phosphatfracht auf 501 t P/Jahr. Davon bringt die Aare 86,9%, die Zihl 8,3% und die Schüss 3,2%. Mit Hilfe eines dynamischen, mathematischen Nährstoffmodells wurde die maximal zulässige Bela-

stung an Orthophosphat berechnet. Danach seien zufriedenstellende Sauerstoffverhältnisse, wie sie als Qualitätsziel in der Verordnung über Abwassereinleitungen von 1975 festgehalten sind (mindestens $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ in jeder Tiefe), erst zu erwarten, wenn die Orthophosphatfracht unter 100 t P/Jahr sinkt. Dieses Ziel wurde nach dem Phosphatverbot in Textilwaschmitteln, das auf 1. Juli 1986 wirksam wurde, erreicht, denn bereits 1987/1988 sank die Phosphatbelastung auf 90 t P/Jahr (MAURER 1992). Die Sauerstoffzehrung als Indikator der Bioproduktion nahm zwar

ebenfalls ab, aber weniger deutlich (BANGERTER 1988); der Sauerstoffmangel im Tiefenwasser blieb weitgehend bestehen: Die Sauerstoffkonzentrationen in 70 m Tiefe lagen auch 1988 während 3 Monaten unter $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ und erreichten Ende September sogar Werte von weniger als $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Die Bioproduktion folgt der Abnahme der Nährstoffgehalte mit einer grösseren Verzögerung.

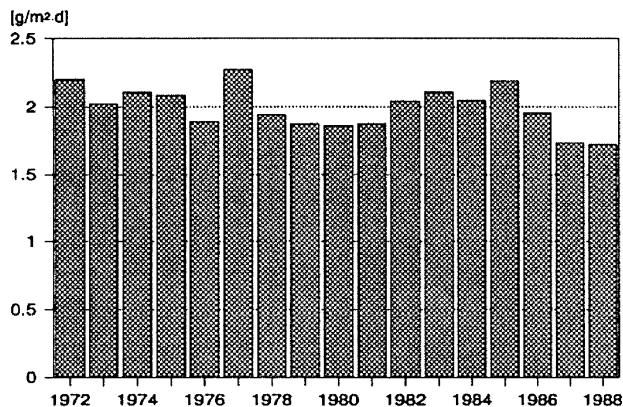


Abbildung: Sauerstoffzehrung im Bielersee. Der Verbrauch an Sauerstoff durch die Mineralisation (als Mittelwerte der Sauerstoff-Zehrung während der Stagnationsphase) ist ein Indikator für die Menge der im See produzierten Algen (Bioproduktion).

Dies hat folgende Gründe:

- In einem überdüngten See wird das Algenwachstum vor allem durch das Licht begrenzt. Bei hohen Nährstoffkonzentrationen entstehen in den obersten Wasserschichten so dichte Algenpopulationen, dass für eine Photosynthese in den tieferen Schichten wegen der Beschattung das Licht fehlt. Wird nun die Nährstoffkonzentration reduziert, so dringt das Licht tiefer ein. Damit können nun die in einem grösseren Volumen vorhandenen Nährstoffe von den Algen ausgenutzt werden.
- Die unterschiedlichen Nährstoffbedürfnisse der diversen Algenarten wirken ebenfalls stabilisierend auf die Biomasseproduktion: Nimmt die Nährstoffkonzentration innerhalb gewisser Grenzen ab, verschiebt sich die Zusammensetzung der Algenpopulation auf genügsamere Arten. Die Bioproduktion bleibt fast auf demselben Niveau.
- Einzelne Algenarten können Phosphor weit über den Eigenbedarf hinaus speichern. Der gespeicherte Phosphor wird bei der Zellteilung weitergegeben und deckt so den Bedarf weiterer Generationen.
- Für die Produktionsrate ist nicht primär ein hoher Nährstoffgehalt, sondern der Nachschub, d.h. die ständige Verfügbarkeit von Nährstoffen wichtig. Werden genügend Nährstoffe nachgeliefert, so kann auch bei aktuell kleiner Konzen-

tration die Bioproduktion gross sein. Da sich die Aare im Sommer fast an der Oberfläche einschichtet, wird das warme Wasser des Epilimnions sehr rasch ausgetauscht. VON ORELLI (1976) und NYFFELER (1980) geben für die mittlere Aufenthaltszeit des Wassers in der obersten Schicht (Epilimnion) denn auch nur 14 - 18 Tage an, je nach Wasserführung der Aare. Die Nährstoffe werden somit rasch durch das einströmende Aarewasser nachgeliefert.

Die Bioproduktion hat zwar zwischen 1980 und 1988 von 450 auf $280 \text{ Gramm C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ abgenommen, sie ist aber damit noch immer doppelt so gross wie diejenige schwach belasteter Seen (BORNER 1986, BERNER 1984, JAKOB 1988, BANGERTER 1988, MAURER 1992). Nach NEF (1992) soll die Biomasse wegen der wärmeren Witterung in den Jahren 1990 und 1991 wieder zugenommen haben.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Nach dem Anstieg in den fünfziger und sechziger Jahren sind die Phosphorfrachten aus dem Einzugsgebiet wegen der einsetzenden Abwasser-sanierung ab 1972, insbesondere als Folge der Phosphorelimination in den grösseren ARA's (namentlich in Bern, Thun und Worblaufen) und des Phosphatverbotes in Textilwaschmitteln gemäss MAURER (1992) von ehemals über 1000 Tonnen Gesamtphosphor pro Jahr bis 1988 auf etwa 300 Tonnen zurückgegangen. Seit 1988 sind auch die Phosphorgehalte in Murtensee und Neuenburgersee stark gesunken. Somit ist die zulässige Belastung des Bielersees (etwa 200 Tonnen Phosphor pro Jahr) beinahe erreicht. Am 1.1.1989 waren im Einzugsgebiet des Bielersees 84% der ständigen Einwohner an die Abwasserreinigung angeschlossen, 1,3% an Anlagen ohne Phosphorelimination. 7% der Bevölkerung leben in ländlichen Gebieten die von der Kanalisation nicht erschlossen sind.

Zahlen zur Fischerei

Die Entwicklung des Seezustandes schlug sich auch in den fischereilichen Erträgen nieder. Bis 1952 fanden sich geringe Fänge, vor allem an Felchen, mit Erträgen von 5 - 10 kg/ha. In der Mitte der fünfziger Jahre stiegen die Fänge dank den neuen Monofilnetzen aus synthetischem Material an. Dieser Anstieg setzte sich bis etwa 1975 fort. Gleichzeitig gerieten an Stelle der Felchen mehr Barsche und auch immer mehr Weissfische in die Netze. Der Tiefststand wurde 1985 erreicht, als der Felchenanteil nur noch bei 47% lag. Seither verbesserte sich der Zustand wieder, 1990 betrug der Fanganteil der Felchen wieder 70%.

Der Einfluss der Stauseen im Einzugsgebiet

Sedimentuntersuchungen von MÜLLER (1982) zeigen, dass der jährliche Zuwachs der Seesedimente drastisch von 246'000 Tonnen im Jahre 1920 auf 150'000 Tonnen nach 1964 zurückgegangen ist. Deshalb blieb auch der Seerückhalt an organischem Kohlenstoff trotz zunehmender Primärproduktion zwischen 1878 und 1978 ungefähr gleich. Die im Einzugsgebiet gebauten Stauseen (Wohlensee 1920, Greyerzersee 1948, Schiftenensee 1964) halten eine enorme Menge an anorganischen Schwebstoffen zurück und beeinflussen damit die Wasserqualität des Bielersees negativ:

Wegen der geringeren Überdeckung mit anorganischen Feststoffen wird mehr organisches Material an der Sedimentoberfläche oxidiert, was eine grössere Sauerstoffzehrung verursacht. Gleichzeitig wird die Rücklösung der Phosphate aus dem Sediment bei Sauerstoffmangel begünstigt.

Fazit

Nach einer raschen Zunahme der Nährstoffbelastung zwischen 1950 und 1970 zeigte der Ausbau der Gewässerschutzmassnahmen ab 1972 und das Phosphatverbot für Textilwaschmittel 1986 deutliche Resultate. Während Anfang der siebziger Jahre die Phosphorgehalte noch über 140 µg P/l lagen, werden heute weniger als 25 µg P/l gemessen. Die zulässige Nährstoffbelastung ist wahrscheinlich noch immer überschritten, denn die Sauerstoffgehalte in der Tiefe sind Ende Sommer noch immer ungenügend. Die Belastungen aus Murten- und Neuenburgersee gingen in den letzten 10 Jahren stark zurück. Wegen der kurzen Aufenthaltszeit des Wassers im Sommer sind die Nährstoffgehalte in der Aare für den See bestimmend. Vor allem der Phosphornachschub aus dem Einzugsgebiet der Saane, der beispielsweise 1989 für mehr als 60% der Phosphorfracht in der Aare verantwortlich war, fördert die weiterhin grosse Bioproduktion.

Literatur

- Louis, P., 1922: Der Einfluss der Aare in den Bielersee. Mitt. Naturforsch. Ges. Bern, 3.
- Minder, L., 1936: Untersuchungen am Bielersee. Vierteljahresschrift Naturforsch. Ges. Zürich, 81, 107 - 176.
- 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 Wasserfachmänner, 33/2, 25 - 32 und 33/3, 71 - 79.
- Nydegger, P., 1957: Vergleichende limnologische Untersuchungen an sieben Schweizerseen. Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie Nr. 9, Kümmerli und Frei, Bern.
- Müller, R., 1959: Die II. Juragewässerkorrektion. Biel.
- Friedli, P., 1973: Limnologische Untersuchungen des Bielersees. Lizentiatsarbeit Univ. Bern.
- Santschi, P., 1975: Chemische Prozesse im Bielersee. Diss. Univ. Bern.
- Santschi, P. und P.W. Schindler, 1977: Chemical and geochemical Studies of Lake Biel: A Mass Balance for Lake Biel and its Implications for the Rates of Erosion of the drainage Area. Schweiz. Z. Hydrol. 39/2, 182 - 200.
- Schweingruber, M.R., 1980: Der Bielersee 1973 - 1978: Ein Beitrag zum Problem der Modellierung chemischer Prozesse in natürlichen Gewässern. Diss. Univ. Bern.
- Nyffeler, U.P., 1980: Mischungsprozesse im Bielersee. Diss. Univ. Bern.
- Tschumi, P.-A., B. Bangerter und D. Zbären, 1982: Zehn Jahre limnologische Forschung am Bielersee (1972 - 1981). Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 127/4, 337 - 355.
- Müller, K., 1982: Die Bielerseesedimente 1878 - 1978. Diss. Univ. Bern.
- Berner, P., 1984: Variabilität der Primärproduktionsrate von Tag zu Tag zu verschiedenen Jahreszeiten im Bielersee. Diss. Univ. Bern.
- Borner, R., 1986: Eine automatische Messstation zur kontinuierlichen Messung der limnischen Primärproduktion in einem Polyäthylen-Expositionsschlauch. Diss. Univ. Bern.
- Gerster, S. und J. Guthruf, 1987: Die Biologie der Trüsche im Bielersee. Liz. Univ. Bern.
- Jakob, A., 1988: Vergleich zweier Methoden zur Messung der Primärproduktion in Seen und deren Auswirkungen auf die Grösse des Photosynthesequotienten. Diss. Univ. Bern.
- Zschaler, H. und U. Ochsenbein: Messdaten des Gewässerschutzlaboratoriums des Kantons Bern 1979-1992.
- Tschumi, P.-A. et al.: Messdaten des Zoologischen Institutes der Universität Bern 1972-1988.
- Bangerter, B., 1988: Primärproduktion im Bielersee: Ansatz zur Extrapolation von Kurzzeitmessungen. Diss. Univ. Bern.

- Nef, W., 1990/1992: Das Phytoplankton der grossen Berner Seen (Brienzersee/Thunersee/Bielersee). Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern.
- Maurer, V., 1992: Die Produktionsbiologie von Bieler- und Neuenburgersee 1987 - 1988. Diss. Univ. Bern.
- Python, J., 1992: La deuxième correction des eaux du Jura, 20 ans après sa réalisation. eau, énergie, air 84, 226-229.
- Ochsenbein, U., 1993: Langzeitentwicklung der Wasserqualität im Bielersee, Untersuchungsergebnisse 1959 - 1991. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern, Gewässer- und Bodenschutzlabor.
- Tschumi, P.-A.: Ökologie des Bielersees. In Vorbereitung.

14. Zugersee





Morphologie

Der auf 414 m ü. M. gelegene Zugersee, der eine Oberfläche von rund 38 km² aufweist, ist durch eine Einschnürung, den "Chiemen", in den Zuger Untersee und den Obersee, das "Walchwiler Becken", geteilt. Im unteren Seeteil senkt sich sein Boden von der Stadt Zug aus bis zur Einschnürung auf 120 m Tiefe ab, während im trichterförmigen Walchwiler-Becken eine grösste Tiefe von 198 m gemessen wird. Trotz der Verengung ist der Stoff- und Wassertransport kaum eingeschränkt. Die Austauschzeit zwischen den beiden Seebecken beträgt wegen interner Wellen, starken Strömungen und der grossen Tiefe vor dem "Chiemen" (175 m) nicht mehr als 30 Tage.

Der Zugersee gehört mit einer mittleren theoretischen Wasseraufenthaltszeit von 15 Jahren zur Gruppe der wenig durchflossenen Seen (Sempachersee 17 Jahre, Genfersee 12 Jahre). Hauptzufluss ist die Lorze, von ihr bezieht der See rund 38% des Wassers. Wichtigster Zufluss des Walchwiler-Beckens ist die Rigiaa.

Der Zugersee in Zahlen

Oberfläche	38,2	km ²
Nordbecken	22,3	km ²
Südbecken	15,9	km ²
max. Länge	13,8	km
max. Breite N-B	4,7	km
maximale Tiefe N-B	(120	m)
maximale Tiefe S-B	198	m
mittlere Tiefe	83,2	m
Nordbecken	52,0	m
Südbecken	127,0	m
Volumen	3,18	km ³
Nordbecken	1,16	km ³
Südbecken	2,02	km ³
mittlere Abflussmenge	7,12	m ³ /s
Maximum 1970	10,30	m ³ /s
Minimum 1949	3,13	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	14,7	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche	246	km ²
mittlere Höhenlage	705	m ü. M.
Einwohner	71'400	

Mittlere Nährstoffgehalte während der Frühjahreszirkulation 1990

Nitrat	424	µg N/l
Ortho-Phosphat	146	µg P/l
Gesamtphosphor	157	µg P/l

Die Entwicklung des Seezustandes

Untersuchungen von ZÜLLIG (1981) - er analysierte Sedimentbohrkerne aus dem Obersee - lassen folgende Entwicklung nachzeichnen: Vor 1900 war der See noch weitgehend nährstoffarm. Doch bereits 1913 lassen sich in den tiefsten Bereichen wohl als Folge zunehmender Belastung sauerstofffreie Zonen feststellen. Zwischen 1910 und 1930 verdreifachte sich die Bioproduktion, was sich am Gehalt an Rohcarotinoiden, einem in Pflanzen gebildeten Farbstoff, ablesen lässt. Auch die Burgunderblutalge nahm nach 1900 ständig zu: 1948 war dann der Zugersee zu grossen Teilen von einer dichten roten Decke überzogen und die Lorze führte täglich 2 - 3 Tonnen des roten Algenmaterials ab. Noch 1951 wurden im Zugerbecken pro Liter Wasser über 43'000 Individuen der Burgunderblutalge gefunden. Die limnologischen Forschungen der Forstdirektion des Kantons Zug zeigen die Folgen dieser Planktonentfaltung: Bereits 1949 - 1952 war die Sauerstoffkonzentration in über 150 m Tiefe immer kleiner als 1 mg O₂/l. Die Eutrophierung nahm in den folgenden Jahren weiter zu und die Burgunderblutalge wurde mehr und mehr von anderen Algenarten verdrängt. Seit 1950 werden die beiden Seebecken durch das kantonale Labor an je einer Stelle untersucht. Kontinuierlich geschieht dies allerdings erst seit 1968.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet und im See

Die Abwässer der Seeanliegergemeinden (91% der Abwässer) werden über eine Ringleitung der Kläranlage Schönaa (Friesencham) zugeführt; deren Abfluss mündet direkt in den Seeabfluss, die Lorze.

Das Einzugsgebiet des Zugersees ist heute zwar abwassertechnisch mit einem Anschlussgrad von mehr als 95% saniert. Wegen der langen Aufenthaltszeit und der erwähnten chemischen Schichtung des Wassers im Zugersee reichen die konventionellen Sanierungsmassnahmen jedoch nicht mehr zur Rettung des Sees aus. Der Regierungsrat des Kantons Zug hatte deshalb bei der EAWAG ein Gutachten in Auftrag gegeben: die Auswirkungen zusätzlicher see-interner und see-externer Massnahmen sollte beurteilt werden. Anhand von mathematischen, statischen wie auch dynamischen Seemodellen hat die EAWAG verschiedene Szenarien berechnet. Da aus Gründen des Hochwasserschutzes und der Seeregulierung ohnehin ein Verbindungsstollen zwischen dem Untersee und der Reuss vorgesehen war, schlug die EAWAG in ihrem Bericht folgende Massnahmen vor:

- Bau eines Abflussstollens zur Ableitung von sauerstoffarmem und nährstoffreichem Tiefenwasser in die Reuss;
- Überführen von sauerstoffreichem und nährstoffarmem Wasser aus dem höher gelegenen Vierwaldstättersee in den Zugersee durch Bau eines Überleitungsstollens zwischen Küssnachtsee und Immensee;
- vorläufiger Verzicht auf einen künstlichen Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser, bis die Auswirkungen der Massnahmen a) und b) bekannt sind.

Die vorgeschlagenen Massnahmen hätten wegen des beschleunigten Wasseraustausches im See zu einer wesentlichen Verbesserung des Seezustandes geführt. Der Kanton Zug begann im Jahr 1985 mit der Planung der Projekte.

Die Belastung der Reuss durch die Tiefenwasserableitung hätte berechnet und in Relation zu den abnehmenden Belastungen der kleinen Emme und der Kläranlage Buholz gestellt werden müssen. Bei der Vorstellung des Projektes durch den Kanton Zug lagen diesbezügliche Resultate noch nicht vor. Bei den Unterliegern kam deshalb die unbegründete Befürchtung auf, die Naturschutzgebiete an der unteren Reuss seien durch massiv erhöhte Frachten an Phosphor und sauerstoffzehrenden Substanzen gefährdet. Eine starke Opposition gegen das Projekt war die Folge. Eher berechtigt waren Befürchtungen, der Grundwasserpegel im Reusstal unterhalb des Vierwaldstättersees könne wegen der zeitweise geringeren Wassermenge in der Reuss absinken. Die Massnahmen a) und b) konnten deshalb nicht durchgeführt werden. Die Sanierung des Zugersees befindet sich somit in einer Sackgasse, denn eine Belüftung ohne flankierende Massnahmen, die Phosphor aus dem Tiefenwasser entfernen, hat

auf das Hauptproblem, die zu grosse Bioproduktion, wenig Einfluss. Der Regierungsrat des Kantons Zug hat deshalb im September 1991 entschieden, vorläufig auf jegliche zusätzliche Massnahmen zu verzichten! Die EAWAG wurde beauftragt, die möglichen Auswirkungen weiterer Massnahmen zu prüfen. In ihrem Gutachten vom Juni 1994 kommt die EAWAG zum Schluss, der Schwerpunkt der zukünftigen Sanierungsmassnahmen sei auf die weitere Reduktion der Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet zu legen, insbesondere auf die Reduktion der Nährstoffabschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten; dem See müsse für die Rückkehr zu einem mässig belasteten Zustand aber genügend Zeit eingeräumt werden.

Phosphorentwicklung

Die Messungen des kantonalen Laboratoriums zeigen bis 1980 eine stetige Zunahme der Phosphorgehalte im See. Zwar nahmen diese ab 1983, nach dem Maximum von mehr als $210 \mu\text{g P/l}$, vorübergehend ab; aber seit 1989 stabilisieren sich die Werte eher wieder; 1993 lag der Phosphorgehalt bei $157 \mu\text{g P/l}$.

1977 wurden dem See ca. 100 und 1980/81 noch 56 Tonnen Phosphor zugeführt. Heute sollen es gemäss Angaben des Kantons weniger als 20 Tonnen sein.

Sauerstoff

Kritisch sind im Zugersee vor allem die Sauerstoffverhältnisse:

Seit 1950 ist der Gehalt an Sauerstoff unter 180 m Tiefe mit wenigen Ausnahmen (1959/1960) kleiner als $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$, seit 1970 zeitweise kleiner als $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$ und ab 1980 ist diese Tiefe während 10 Monaten im Jahr sogar sauerstofffrei. In den letzten 10 Jahren hat sich die Sauerstoffkonzentration weiter verschlechtert: 1990 war über das ganze Jahr unter 150 m kein Sauerstoff nachweisbar.

Welches sind die Ursachen?

Hohe Phosphorkonzentrationen ermöglichen massiertes Algenwachstum. Die abgestorbene Biomasse sinkt ab und wird auf ihrem Weg nach unten abgebaut. Dieser Prozess verbraucht O_2 und setzt Kohlensäure (CO_2), sowie einen Teil der gebundenen Nährstoffe frei. Durch die Kohlensäure wird sedimentierender und sedimentierter Kalk gelöst, so dass in der Tiefe höhere Gehalte gelöster Stoffe resultieren. Somit nimmt die Dichte des Seewassers auch bei homogener Temperaturverteilung gegen den Seegrund hin zu. Die Dichteschichtung verhindert das Umwälzen des Sees bis auf den Grund durch die

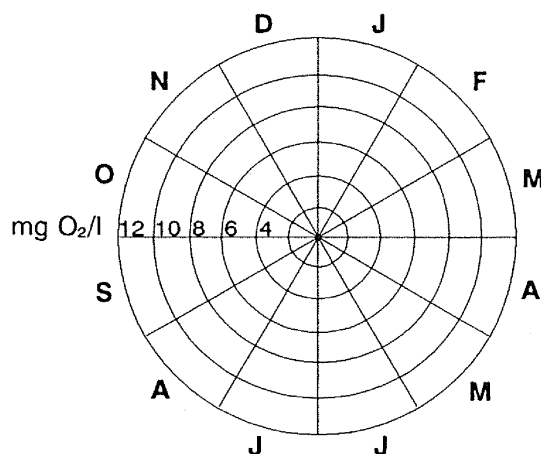


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Zugersee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

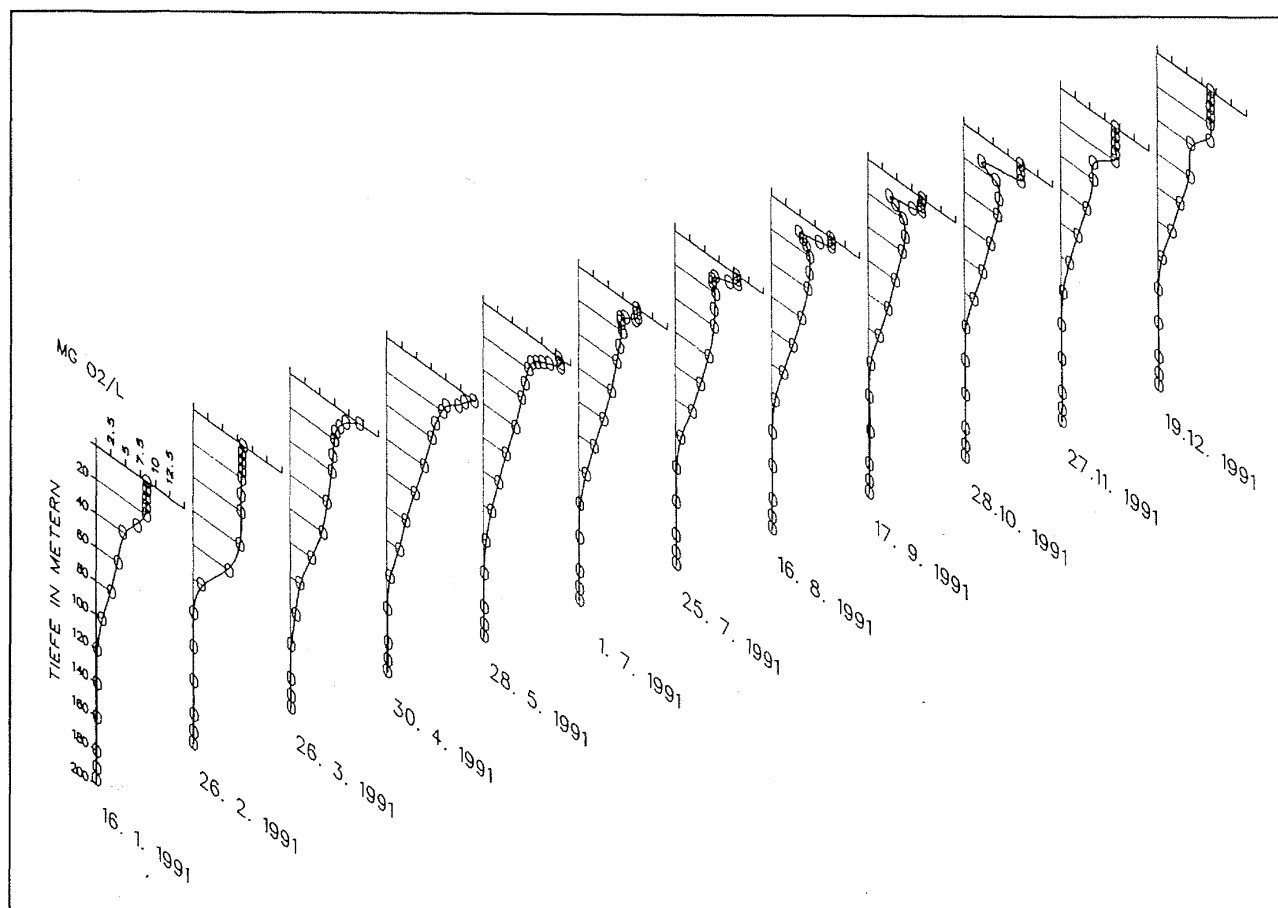


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Zugersee 1991.

Herbst- und Frühlingswinde, die wegen der topographischen Lage des Sees sowieso meist nicht sehr stark sind. In der Tat bleiben im Zugersee die Wasserschichten unter 100 m in der Regel von den alljährlichen Zirkulationsvorgängen "unberührt". Die Sauerstoffarmut in Sedimentnähe führt dazu, dass der Abbau der abgestorbenen Biomasse die in geringen Mengen vorhandenen Oxidationsmittel (Nitrat, Manganat, Sulfat und Eisen(III)) in mikrobiellen Reaktionen fast vollständig aufzehrt, d.h. in reduzierte Verbindungen umwandelt. Die Umwandlung von Eisen(III) in Eisen(II) reduziert das Bindevermögen der Sedimente für Phosphorverbindungen. Diese lösen sich deshalb wieder im Wasser. Unter anaeroben Bedingungen ist auch das Wachstum der Bakterien an der Grenzschicht Sediment/Wasser eingeschränkt. Der Einbau von Phosphor in die Bakterienmasse nimmt in der Folge ebenfalls ab.

Bei Seen, die während längerer Zeit nicht vollständig mineralisierte Biomasse in die Sedimente eingelagert haben, ist wegen der dadurch bedingten grossen und nachhaltigen Sauerstoffzehrung eine rasche Verbesserung des Zustandes nicht zu erwarten. Eine künstliche Belüftung müsste als eigenständige Sanierungsmassnahme eher abgelehnt werden. Die jüngsten Untersuchungen durch die EAWAG (1994) zeigen denn auch,

dass das Rückhaltevermögen der Zugersee-Sedimente für Phosphor durch solche seeinternen Massnahmen kaum positiv beeinflusst werden kann.

Der aus der Atmosphäre eingetragene Sauerstoff wird durch Mischung häufig bis in 100 m Tiefe gebracht; den Transport in grössere Tiefen übernehmen langsame Diffusionsprozesse. Solange die Mineralisation der abgestorbenen Biomasse mehr Sauerstoff verbraucht, als durch diese Diffusionsprozesse nachgeliefert werden kann, bleibt die prekäre Sauerstoffsituation im Zugersee bestehen. Diese wird sich gemäss EAWAG-Studie erst dann langsam verbessern, wenn die Bioproduktion soweit zurückgeht, dass die mittlere Sauerstoffzehrung im Wasser unter $1,9 \text{ g O}_2 \text{ pro Kubikmeter und Jahr}$ sinkt, d.h. auf weniger als die Hälfte des heutigen Wertes ($3,9 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$).

Zahlen zur Fischerei

Die Entwicklung des Seezustandes schlug sich auch in den fischereilichen Erträgen nieder. Diese stiegen von ca. 10 Tonnen im Jahre 1945 kontinuierlich auf 70 Tonnen im Jahre 1960 an. Seither sind die Erträge extremen Schwankungen unterworfen: 209 Tonnen im Jahre 1967, 90

Tonnen 1970, 190 Tonnen 1976, 130 Tonnen 1977, 270 Tonnen 1979, 80 Tonnen 1981, 123 Tonnen 1988, usw. Hier zeigt sich deutlich, dass die Zunahme der Fangträge von einem bestimmten Punkt an nicht mehr parallel zur Eutrophierung verläuft. Der Fanganteil der Seesaiblinge, *Salvelinus alpinus* L., sank von 80% (100'000 Exemplare) in den Jahren vor 1900 auf weniger als 2% (5'000 Ex.) in den Jahren nach 1970. Der Rückgang der Seesaiblinge, die vor allem lokalhistorisch von Bedeutung sind, ist auf die ungenügende Sauerstoffversorgung der Laichgründe zurückzuführen.

Fazit

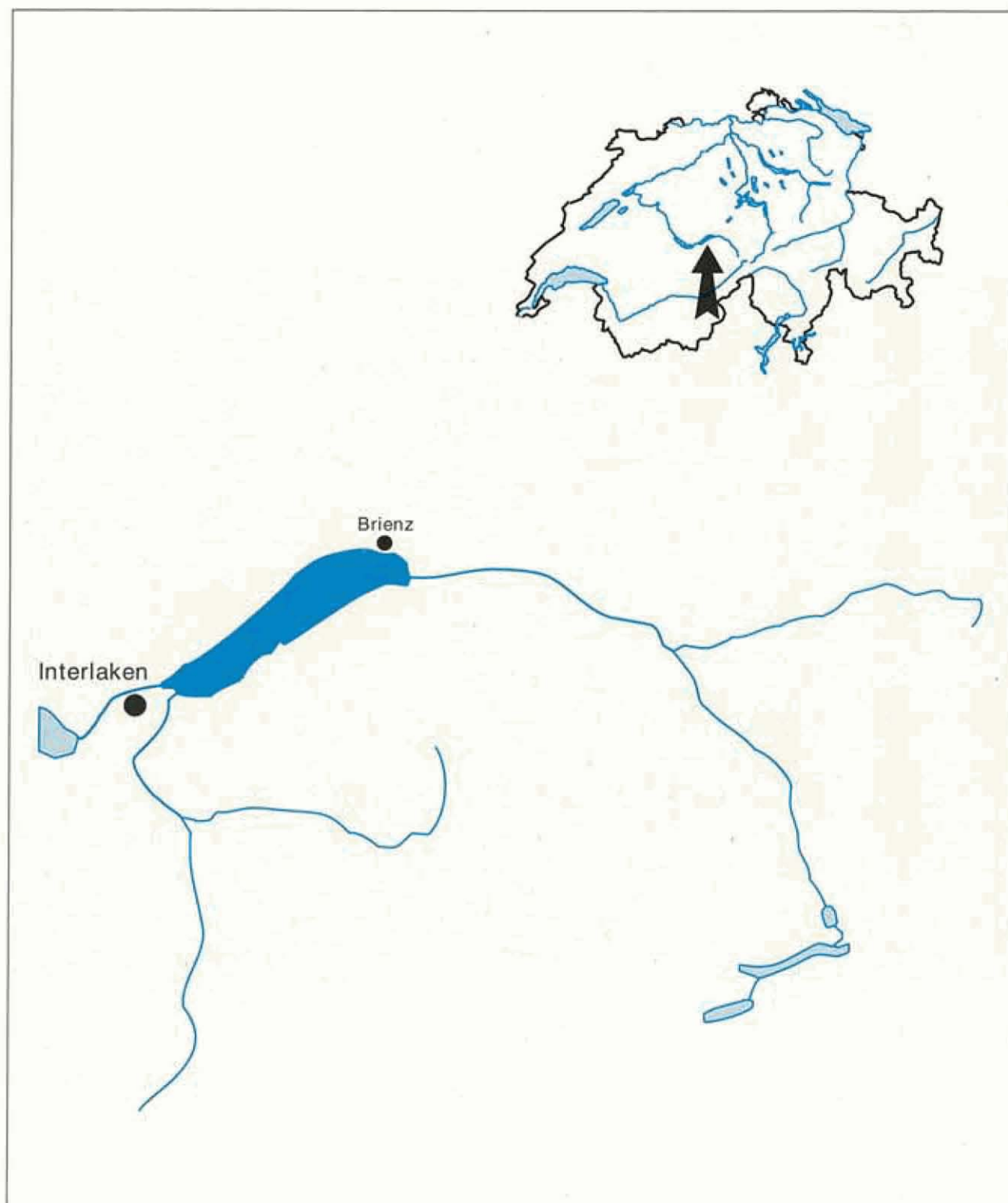
Die Eutrophierung des Zugersees ist soweit fortgeschritten, dass der Sauerstoffmangel in den unteren Wasserschichten auch nach der Reduktion der Nährstoffbelastung noch über Jahrzehnte bestehen bleiben wird. Die notwendige Sanierung durch Erhöhung des Wasseraustausches und durch Ableitung des stark mit Nährstoffen belasteten Tiefenwassers ist aus politischen Gründen nicht durchführbar. Eine seeinterne Belüftung ohne flankierende Massnahmen könnte gemäss heutigen Kenntnissen beim weiterhin schlechten Seezustand das Bindevermögen der Sedimente für Phosphor kaum verbessern und ist deshalb mit Vorsicht zu beurteilen. Der Schwerpunkt zukünftiger Sanierungsmassnahmen muss im Einzugsgebiet bei der Reduktion der Nährstoffbelastung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten liegen.

Literatur

- Züllig, H., 1982: Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizerseen zur Erkundung früherer Phytoplanktonentfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44, 1 - 162.
- Imboden, D. et al., 1984: Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung. EAWAG-Auftrag Nr. 4663.
- Ruhlé, Ch., 1977: Biologie und Bewirtschaftung des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Zugersee. Schweiz. Z. Hydrol. 44, 12 - 45.
- Massnahmenpaket betreffend Sanierung und Regulierung des Zugersees; Zusatzbericht des Regierungsrates vom 10. Sept. 1991 (Vorlage Nr. 7506).
- Beck, R., 1991: Bericht über den Zustand der zugerischen Oberflächengewässer für das Jahr 1991.
- Imboden, D., B. Wehrli, A. Wüest et al., 1994: Grundlagen für die Sanierung des Zugersees, Untersuchungen des Stoffhaushaltes von Tiefenwasser und Sediment. EAWAG-Auftrag 37-4840.

15. Brienersee





Morphologie

Thuner- und Brienzersee liegen am Alpennordhang und sind in ihrer Charakteristik vom alpinen oder hochalpinen Einzugsgebiet geprägt. Ihre tiefeingeschnittenen Becken verdanken sie einer tektonischen Verwerfung und der eiszeitlichen Erosionsarbeit des Aaregletschers. Das Felsbett des Brienzersees reicht bis 400 m unter den Meeresspiegel. Nach der letzten Eiszeit erstreckte sich ein einziger See von Meiringen bis weit über Thun hinaus. Bergbäche und Flüsse transportierten dann während Jahrtausenden Geschiebe in das Seegebiet und schufen so das heutige Bild. Lutschine und Lombach schütteten die Ebenen bei Interlaken auf; die Aare war für ein ausge dehntes Delta von Meiringen bis Brienzwiler besorgt und unterhalb Thun füllten die Zulug und die erst seit 1741 in den Thunersee fliessende Kander das Seebecken. Obwohl der Schwebstoffeintrag durch die Zuflüsse nach dem Bau und Ausbau der Kraftwerke Oberhasli seit 1929 stufenweise abgenommen hat, ist dieser für die Morphologie des Brienzersees und für sein physikalisches und chemisches Verhalten von grosser Bedeutung. Schwebstoffkonzentrationen von maximal 55 mg/l und Zuwachsraten der Seesedimente von > 2 cm pro Jahr sind Höchstwerte im Vergleich zu anderen grossen Schweizerseen. So wird der Brienzersee (mit einem Einzugsgebiet von 1'127 km²) mit jährlich 340'000 Tonnen Feststoffen beliefert und sein doch recht grosses Becken wird in rund 13'000 Jahren aufgefüllt sein. Wegen der grossen Zufuhr an partikulärem Material ist die Sedimentschicht schon heute höher als in den meisten anderen Schweizerseen; an der tiefsten Stelle (261 m) sind die Sedimente über 350 m dick.

Wegen der speziellen Mischungsverhältnisse ist der Brienzersee seit Generationen nicht mehr zugefroren. 1356 soll eine "Seegfrörni" stattgefunden haben. Das Seebecken ist weder längs- noch quergegliedert und die steile Halde, als direkte Fortsetzung der Uferhänge, lässt wenig Platz für die Ausbildung einer Flachwasserzone; ein uferbegleitender Makrophytengürtel konnte nur an den beiden See-Enden im Mündungsbe reich von Aare und Lutschine entstehen.

Die Entwicklung des Seezustandes

Im Sommer weist der Brienzersee zwei Trübstoffhorizonte auf: Das mit mehr Trübstoffen beladene Wasser der Lutschine schichtet sich trotz ähnlicher Temperatur 8 - 10 Meter unter demjenigen der Aare ein. Eine starke Vermischung kann aber nicht beobachtet werden; das Aarewasser fliesst eher am nördlichen Ufer und das Lutschinenwasser am südlichen Ufer entlang. Die durch Kon-

Der Brienzersee in Zahlen

Oberfläche	29,8	km ²
Max. Länge	14,0	km
Max. Breite	2,8	km
Maximale Tiefe	261	m
Mittlere Tiefe	173	m
Volumen	5,17	km ³
mittlerer Abfluss	62,3	m ³ /s
Theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	2,69	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche	1'127	km ²
mittlere Höhe	1'950	m ü.M.
Einwohner	26'600	

Mittlere Nährstoffgehalte während der Frühjahrszirkulation

Nitrat	390	µg N/l
Ortho-Phosphat	3,3	µg P/l
Gesamtposphor	7,3	µg P/l

vektionsströmungen in der Temperatursprungschicht entstehenden Turbulenzen verhindern ein Absinken der kleineren Trübstoffpartikel. Diese verleihen dem See im Sommer eine schiefergraue Farbe, absorbieren viel Licht und binden auch einen Teil des löslichen Phosphors. Lichtabsorption, tiefe Temperatur und die niedrige Nährstoffkonzentration sind für die schwache Photosyntheserate im Brienzersee verantwortlich. Die Produktionsrate von nur 106 g Kohlenstoff pro m² und Jahr ist typisch für einen schwach belasteten See. Der grösste Teil der Schwebstofffracht wird im Sommer bei Hochwasser in den See eingetragen. Wenn sich die Temperatursprungschicht im Herbst auflöst, sedimentieren die meisten Partikel; deshalb beträgt der Phosphorgehalt des Freiwassers im Frühling jeweils nur noch etwa 40 - 60% des Gehaltes im Spätsommer. Die Frühjahrszirkulationswerte für die Konzentration an Gesamtposphor lagen 1965 bei 12 µg, 1982 bei 17 µg und 1990 bei 8 µg P/l.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Im Einzugsgebiet des Brienzersees stehen Abwasserreinigungsanlagen für 89,9% der Einwohner im Betrieb. Weitere 8% der Bevölkerung könnten noch an bestehende Anlagen angeschlossen werden.

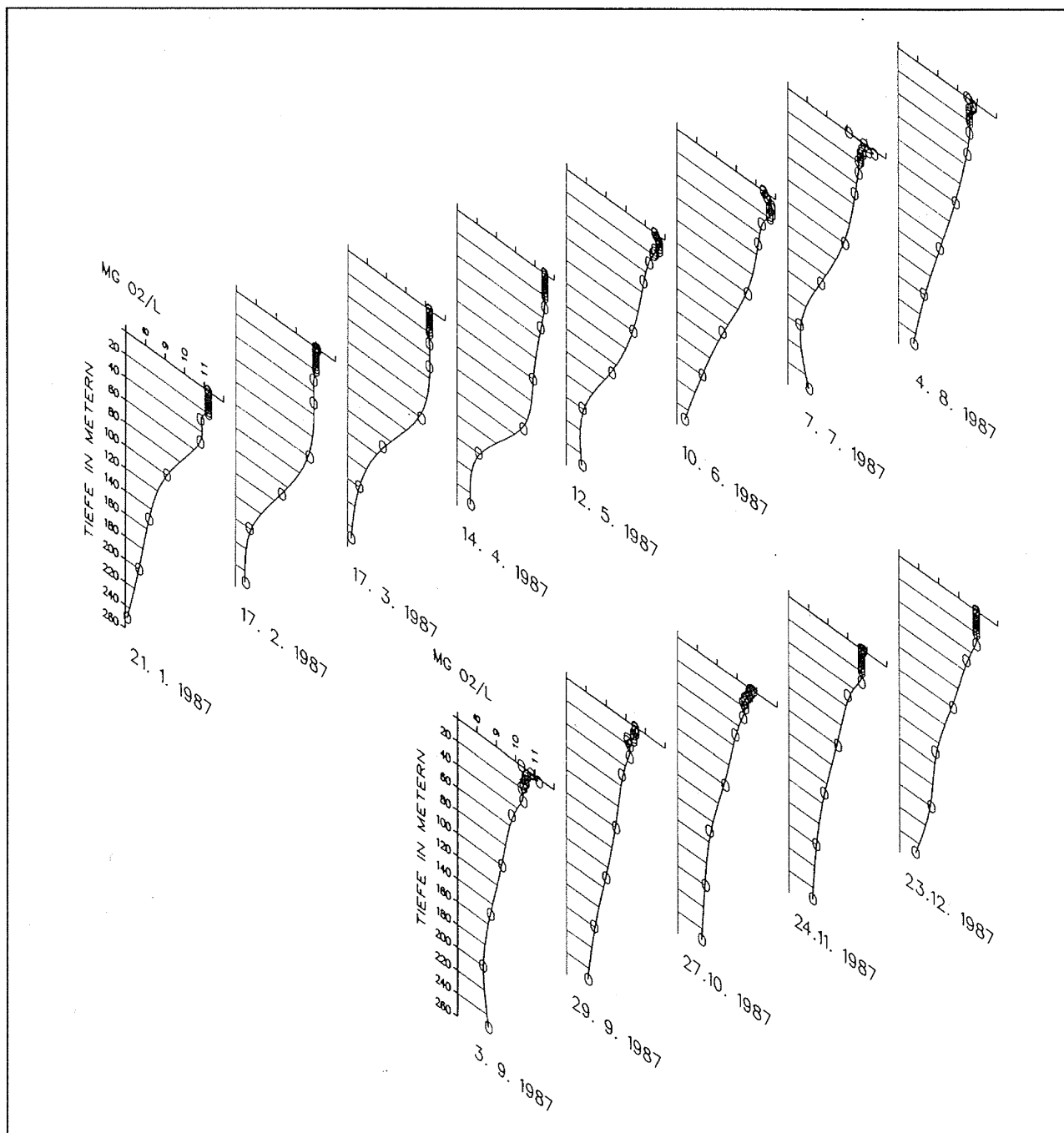


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Brienersee 1987.

Sauerstoffgehalte

Der Brienersee ist trotz der ihn umgebenden hohen Bergketten gut belüftet. Insbesondere der Föhn wühlt die Wassermassen auf. Dank des grossen Trübstoffgehaltes dringt das durch die Zuflüsse eingebrachte sauerstoffhaltige Wasser auch in grössere Tiefen.

Als Folge der geringen Nährstoffgehalte ist die Bioproduktion und somit auch der Abbau der sedimentierenden Planktonreste und die Sauerstoffzehrung klein. Es erstaunt daher nicht, dass die Sauerstoffwerte im See nie unter 6 mg O₂/l fallen.

Zahlen zur Fischerei

Thuner- und Brienersee bildeten in der Vorzeit gemeinsam den Wendensee, der sich von Meiringen bis zur Uttigenfluh im Aaretal ausdehnte. Durch diesen gemeinsamen Ursprung ist die Geschichte der beiden Seen und ihrer Fischfauna und deren Nutzung eng verbunden. Gemäss alten Chroniken wies dieses Gewässersystem einen beträchtlichen Fischreichtum auf. Auch nach der Unterteilung in zwei Seen durch das Delta der Lutschine, das heutige Bödeli von Interlaken, stiegen zum Beispiel die Lachse zur Laichablage bis in die Hasliaare auf; diese waren beliebt bei den Herren von Bern, die über die Fischrechte

beider Seen verfügten. Bereits 1434 wurden allerdings Klagen laut, wonach die vom Stift Interlaken in der Aare erstellte Schwelle die freie Fischwanderung behindere, und 1460 brachen Unruhen aus, nachdem das Kloster eine neue Schwelle gebaut hatte. Heute ist die Fischwanderung durch das Wehr bei Interlaken gänzlich unterbunden.

Im Brienzersee leben 21 Fischarten; die Salmoniden nehmen eine dominierende Stellung ein. Als einzige Art von wirtschaftlicher Bedeutung tragen die Felchen 95 - 99% zum Gesamtfang bei. Sie wurden seit alters her intensiv befischt: So galt im 18. Jh. der marinierte Brienzlig als gesuchte Spezialität des Brienzersees. Mit der Vollzugsverordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei von 1875 wurde für Felchen gesamtschweizerisch ein Mindestfangmass von 18 cm festgesetzt, somit durfte der Brienzlig nicht mehr befischt werden. Ausnahmegewilligungen für Netze mit 18 mm Maschenweite wurden nur während des 1. Weltkrieges und kurzfristig zwischen 1965 und 1975 jeweils im Juli und August erteilt. Die Mindestmaschenweiten betragen heute 35 mm für Bodennetze und 38 mm für Schwebennetze; die Fischer fangen nur noch grössere Arten, die bläulichen "Alböcke" oder die grossen "Balchen", mit ihren fast schwarzen Brustflossen.

Fazit

Der Brienzersee gehörte schon immer zu den Schweizerseen mit geringen Nährstoffgehalten. Die geringe Nutzung des Einzugsgebietes und die erfolgte Abwassersanierung garantieren auch zukünftig für einen guten Zustand.

Literatur

- Matter, A., A. Süssstrunk, K. Hinz und M. Sturm, 1971: Ergebnisse reflektionsseismischer Untersuchungen im Thunersee. *Eclogae Geologicae Helveticae*, Vol. 64, Nr. 3.
- Nydegger, P., 1967: Untersuchung über Feinstofftransport in Flüssen und Seen, über Entstehung von Trübungshorizonten und zuflussbedingten Strömungen im Brienzersee und einigen Vergleichsseen. *Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie* Nr. 16.
- Ambühl, H., 1967: Gutachten über den Einfluss der veränderten Zuflussverhältnisse auf den Thuner- und den Brienzersee; EAWAG No. 3435.
- Gewässerschutzlaboratorium des Kantons Bern: Unveröffentlichte Messdaten.
- Nef, W., 1990/1992: Das Phytoplankton der grossen Berner Seen (Brienzersee/Thunersee/Bielersee), Gewässer- und Bodenschutzlabor des Kantons Bern.
- Kirchhofer, A., 1990: Limnologische und ichthyologische Untersuchungen im Brienzersee unter besonderer Berücksichtigung der Differenzierung der sympatrischen Felchenpopulationen. Diss. Univ. Bern.

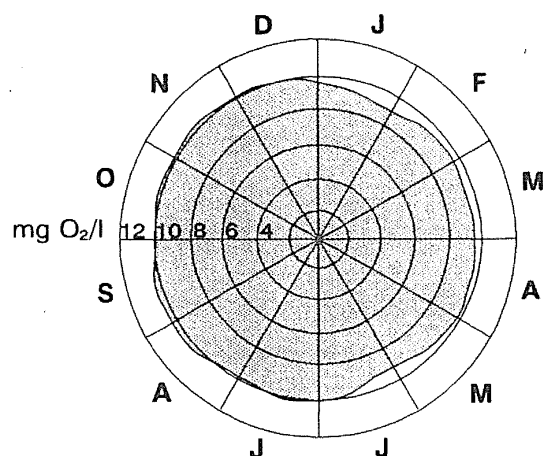
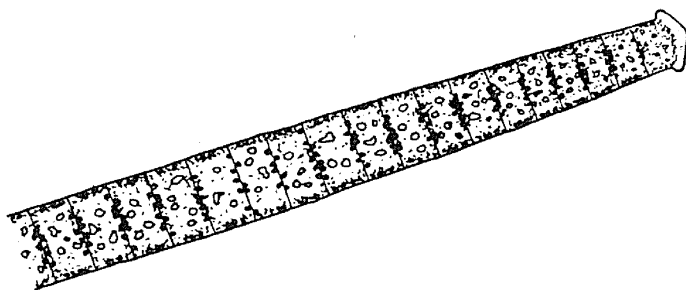
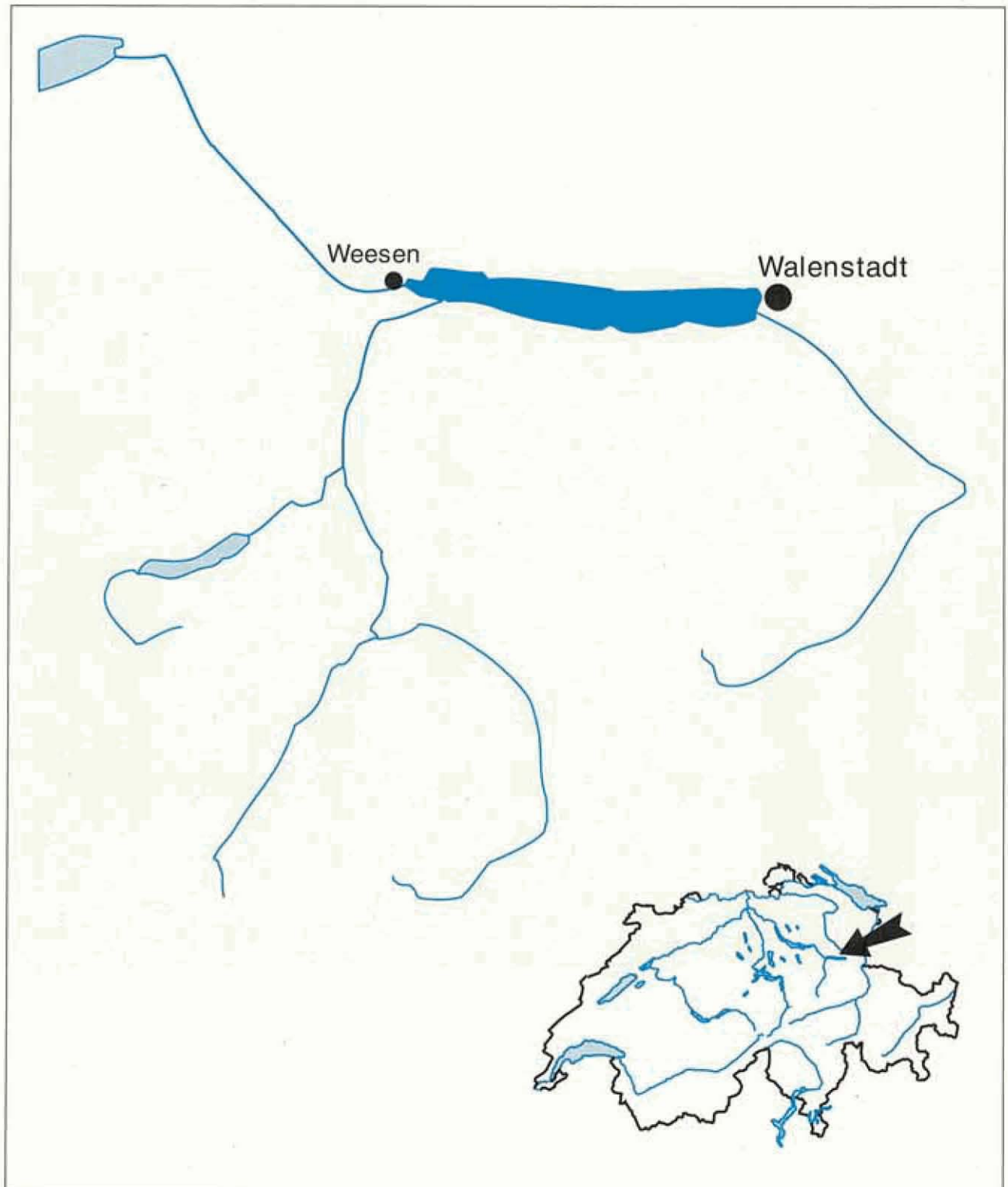


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Brienzersee 1987, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.



16. Walensee





Zur Morphologie

Der am Alpenrand der Ostschweiz gelegene Walensee stellt ein Ost-West orientiertes, recht einheitliches fjordähnliches Becken dar. Einzig vor dem Ostende liegt eine kleine Insel. Im Norden wird der See durch die praktisch senkrecht aufsteigenden Felsen der Churfürstentumskette, im Süden durch die stärker aufgegliederten, weniger steil aufsteigenden Berge der Glarner-Alpen (Mürtschen-Gruppe) und des St. Galler Oberlandes begrenzt. Flache Uferzonen finden sich nur an den See-Enden, den Schwemmgebieten der Seez und der Linth. Die Entstehungsgeschichte des Walenseebeckens ist bis heute nicht restlos geklärt. Fest steht bloss, dass der Felsuntergrund ca. 460 m tief unter dem Wasserspiegel liegt, d.h. 50 m unter Meeresniveau. Im Schnitt stellt er ein annähernd V-förmiges Tal dar, welches offenbar zunächst mit Moränenmaterial verschiedenen Alters mit Dicken bis zu 220 m aufgefüllt worden ist. Darüber liegen bis zu 50 m Seelehm. Früher wurde der Walensee nur durch die Seez und mehrere kleine Wildbäche gespeist. Der ursprüngliche Abfluss, die sogenannte alte Maag, vereinigte sich erst bei Ziegelbrücke mit der noch frei fliessenden Linth. Geschiebeaufschüttungen und ungünstige Abflussverhältnisse führten zu einer Niveaudifferenz von bis zu 14 m zwischen Walensee und Zürichsee. Die damaligen grossen Niveauschwankungen führten häufig zu Überschwemmungen (siehe Kap. 10, Zürichsee).

1804 beschloss die Tagsatzung, die Linth in den Walensee einzuleiten. Die Verwirklichung dieses bereits seit 1784 vorliegenden Projektes dauerte bis 1911. Anstelle der alten Maag wurde der tiefer liegende, 18 km lange Linthkanal zum neuen Abfluss. Das Einzugsgebiet des Walensees vergrösserte sich damit von 421 km² auf 1061 km². 1978 wurde das See-Einzugsgebiet durch Wasserableitungen für die Kraftwerke Sarganserland AG um mehr als 4% verringert.

Die steilen Ufer und die flachen Enden machen den See zu einem Windkanal für Ost- und Westwinde. Zusätzlich ist der See dem Föhn aus dem Rheintal, dem Murgtal und dem Glarnerland ausgesetzt.

Die Churfürsten halten die Nordwinde ab. Dies mildert das Klima und erhöht die Sonnenscheindauer, was sich z.B. an den Feigenbäumen und Edelkastanien auf der Walensee-Nordseite zeigt.

Die gute Windexposition und der grosse Trübstoffgehalt der Zuflüsse fördern die vertikalen Transportvorgänge auch sonst in ungewöhnlichem Ausmass. So ist es nicht erstaunlich, dass

der Walensee in jedem Frühjahr voll durchmischt wird, und dass eine eigentliche Temperatursprungschicht, mit scharfem Übergang von der wärmeren Deckschicht (Epilimnion) zum kühlen Tiefenwasser (Hypolimnion), auch während der Sommerstratifikation nicht entstehen kann. Die vielen Strömungen und Mischungsvorgänge sind für die gute Sauerstoffversorgung auch der tiefsten Schichten verantwortlich.

Die Zuflüsse, namentlich die Linth, tragen grosse Mengen an Trübstoffen (Erosionsmaterial, Gletschermilch) in den Walensee. Diese Trübstoffe binden Schmutzstoffe, die in den Sedimenten eingelagert werden. Bei Hochwasser erhöhen sich die Trübstoffgehalte und damit auch die Dichte des Wassers oft sehr stark. Die Zuflüsse tauchen dann bis auf den Seegrund, wodurch sich die Belüftung grundnaher Wasserschichten zusätzlich verbessert.

Der Walensee in Zahlen

Oberfläche	24,1	km ²
Länge	21	km
max. Breite	3	km
min. Breite	1	km
maximale Tiefe	145	m
mittlere Tiefe	103	m
Volumen	2,52	km ³
mittlere Abflussmenge	55,2	m ³ /s
Theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	1,45	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See, vor 1978)	1061	km ²
mittlere Höhenlage	1580	m ü.M.
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	44'200	

Tolerierbare Phosphorbelastung

Die maximal zulässige Gesamtposphorbelastung des Walensees unter Berücksichtigung der mittleren Tiefe und der theoretischen Aufenthaltszeit des Wassers liegt bei 80 Tonnen pro Jahr. Die Routinemessungen der Kantone wurden im Auftrag der interkantonalen Walenseekommission durch eine spezielle Zuflussuntersuchung von 1978 bis 1980 ergänzt. Im Mittel wurden dem See damals jährlich mindestens 155 Tonnen Gesamtposphor zugeführt, davon ca. 62 Tonnen in gelöster, d.h. für die Algenproduktion unmittelbar nutzbarer Form. Heute erhält der See jährlich noch ca. 40 Tonnen Gesamtposphor; dabei beträgt der gelöste Anteil knappe 10%.

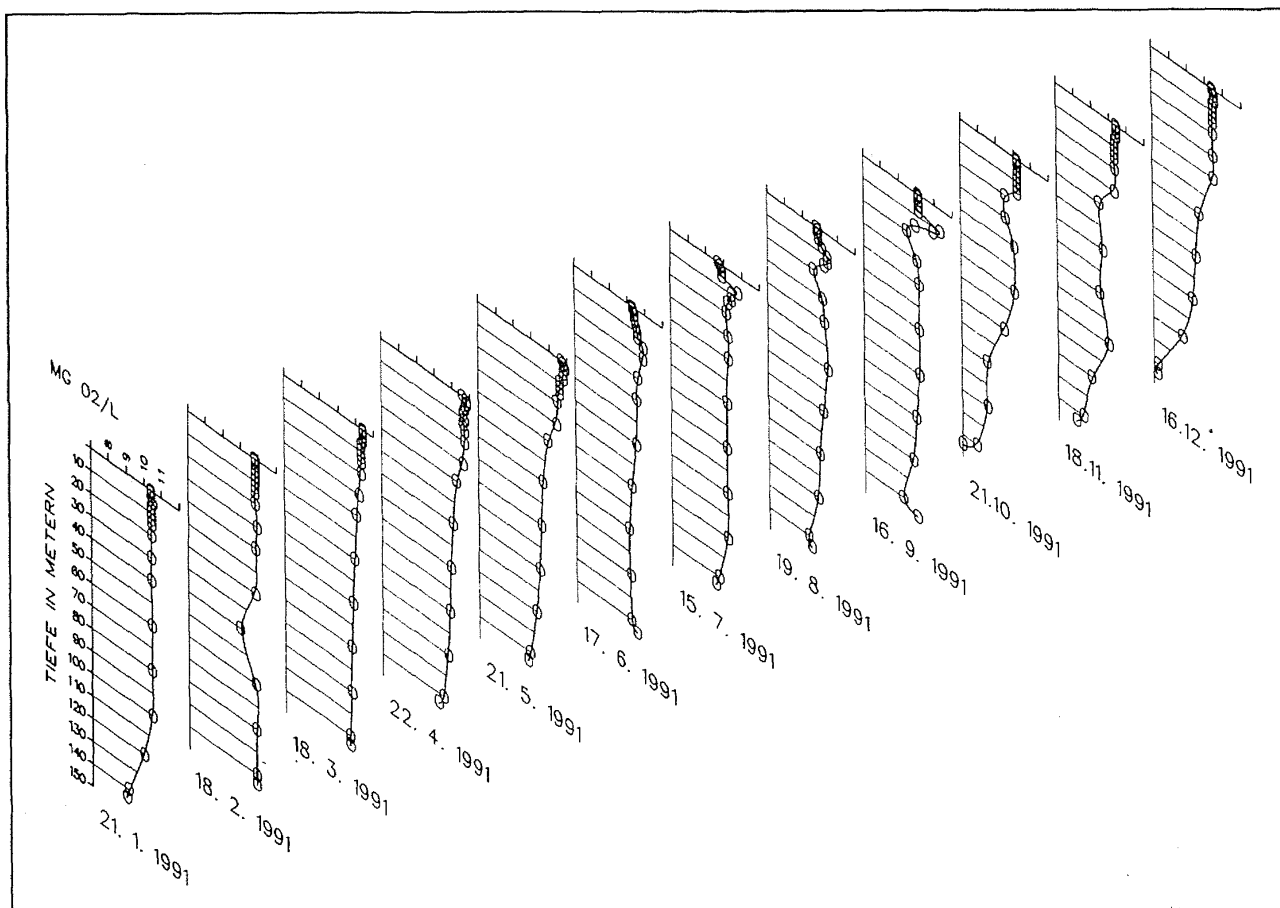


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Walensee 1991.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Die Massnahmen im Einzugsgebiet, insbesondere der Bau der Abwasserreinigungsanlagen in den Kantonen St. Gallen und Glarus, reduzierten die Belastung des Sees um mehr als 90%. Von den im Einzugsgebiet des Sees lebenden 44'200 Einwohnern waren am 1.1.1989 über 75% an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. 95% der Einwohner leben im Einzugsgebiet von Reinigungsanlagen, theoretisch könnten also noch 20% zusätzlich angeschlossen werden.

Die Entwicklung des Seezustandes

Die mittlere Höhenlage von fast 1600 m verhindert eine allzu intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet. Die Besiedlungsdichte beträgt mit ca. 44 Einwohnern pro Quadratkilometer weniger als ein Drittel des gesamtschweizerischen Durchschnittes. Auch im Walensee steuert der Phosphor, der aus Abwässern, Bodenerosion und atmosphärischem Eintrag stammt, die Bioproduktion und beeinflusst damit den Sauerstoffgehalt. Wie in den meisten Schweizerseen hat die Nährstoffbelastung des Walensees zwar ab 1960 zugenommen; extreme Phosphorkonzentrationen wurden aber wegen des hohen Wasseraufkommens, der geringen

Besiedlungsdichte im Einzugsgebiet und der zusätzlichen Phosphorelimination durch Adsorptionsvorgänge an sedimentierende Flussschwebstoffe nie erreicht. Die Belastung erreichte 1975 - 1978 mit einem mittleren Gesamt-Phosphorgehalt von $26 \mu\text{g P/l}$ ein Maximum. Heute liegt er dank der Massnahmen im Gewässerschutz unter $3 \mu\text{g P/l}$. Anzeichen einer beginnenden Phosphorrücklösung aus den Sedimenten wurden 1975 - 1977 zwar festgestellt, signifikante Massenflüsse traten aber glücklicherweise nicht auf. Der See reagierte rasch auf die Massnahmen im Einzugsgebiet. Die Phosphorgehalte entsprachen schon 1986 wieder den Werten von 1968.

Die Entwicklung des Phytoplanktons

Beim Aufbau der Algen werden die Nährstoffe Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im atomaren Verhältnis von 106 : 16 : 1 eingebaut. Im Wasser des Walensees beträgt das Verhältnis Stickstoff zu Phosphor 140 : 1. Der Phosphoranteil ist deshalb bereits vollständig aufgebraucht, wenn erst ein Neuntel des Stickstoffvorrates verbraucht ist. Kohlenstoff ist im Überfluss vorhanden, insbesondere da er durch den Kontakt mit der Atmosphäre immer wieder nachgeliefert wird. Auch im Jahre 1974, als die Biomasseproduktion ein Maximum erreichte, war somit nur

der Phosphorgehalt für das Ausmass der Algenproduktion bestimmend.

Das Phytoplankton nahm zwar in der Folge bis 1987 um 50% ab, anschliessend wurden aber wieder grössere Werte festgestellt. Erst seit 1991 nehmen die Planktongehalte wieder ab.

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffgehalte waren im Walensee dank der erwähnten starken Strömungs- und Mischungsvorgänge schon immer recht hoch und auch in tieferen Wasserschichten nahe der Sättigung. Der Sauerstoffverbrauch (Zehrung) durch den Abbau der absterbenden Biomasse und sonstiger organischer Stoffe hat seit 1976 abgenommen. Der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser stieg in der Folge im Mittel noch leicht um ca. 2 mg O₂/l an.

Zahlen zur Fischerei

Der Walensee ist ein typischer Felchensee. Das Phytoplankton besteht heute vor allem aus Kieselalgen. Diese sind für pflanzenfressende Tiere offenbar schlecht nutzbar, denn das Zooplankton ging im Walensee in den letzten Jahren stark zurück. Da die Felchen nur noch wenig Zooplankton finden, suchen sie ihre Nahrung neuerdings häufig am Boden, ausserhalb der Reichweite von Fischnetzen; zudem wachsen sie nur noch langsam, insbesondere sind sie zu mager und schlüpfen so durch die Maschen der Netze. Der Nahrungsmangel beeinflusst nicht nur die Grösse der Individuen, sondern auch die der Bestände: im Mittel von 1973 bis 1978 wurden jährlich noch über 40 t Felchen gefangen, 1990 nur noch 15,5 t. Eine analoge Abnahme der Fangerträge ist auch bei anderen Fischarten zu sehen.

Fazit

Wie die meisten Schweizerseen wurde auch der Walensee bis in die siebziger Jahre zunehmend mit Schmutzstoffen belastet. Die Eutrophierung des Sees hat aber der relativ geringen Nutzung im Einzugsgebiet, der starken Windexposition und des grossen Trübstoffanteils der Zuflüsse wegen in einem frühen Stadium haltgemacht. Das Ökosystem Walensee reagierte deshalb erstaunlich rasch auf die in den Kantonen St. Gallen und Glarus durchgeführten Gewässerschutzmassnahmen. Der Zustand könnte sich allerdings bei einem Wiederanstieg der Belastung ebenso rasch wieder verschlechtern. Der Walensee ist heute wieder reich an Sauerstoff und arm an Nährstoffen; dies zeigt sich auch im starken Rückgang der Fischerträge in den letzten Jahren.

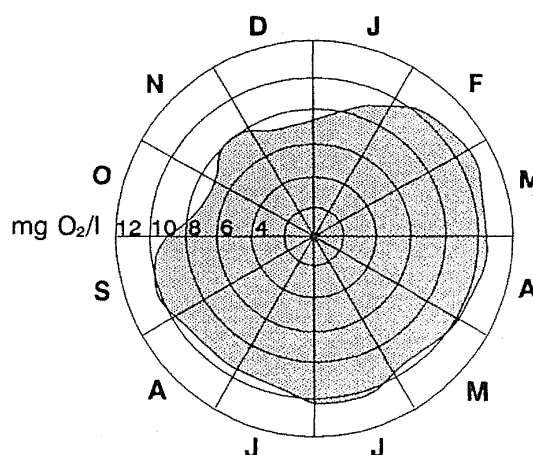
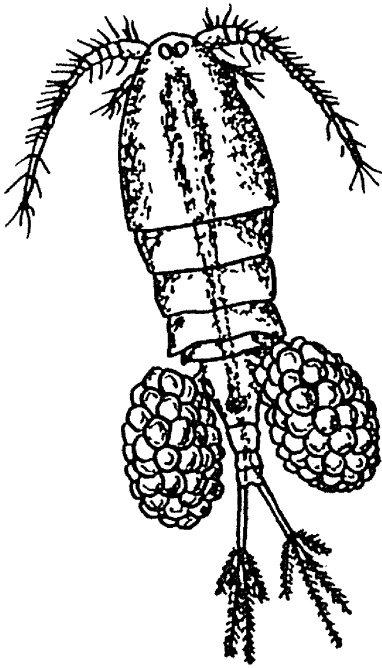


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Walensee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

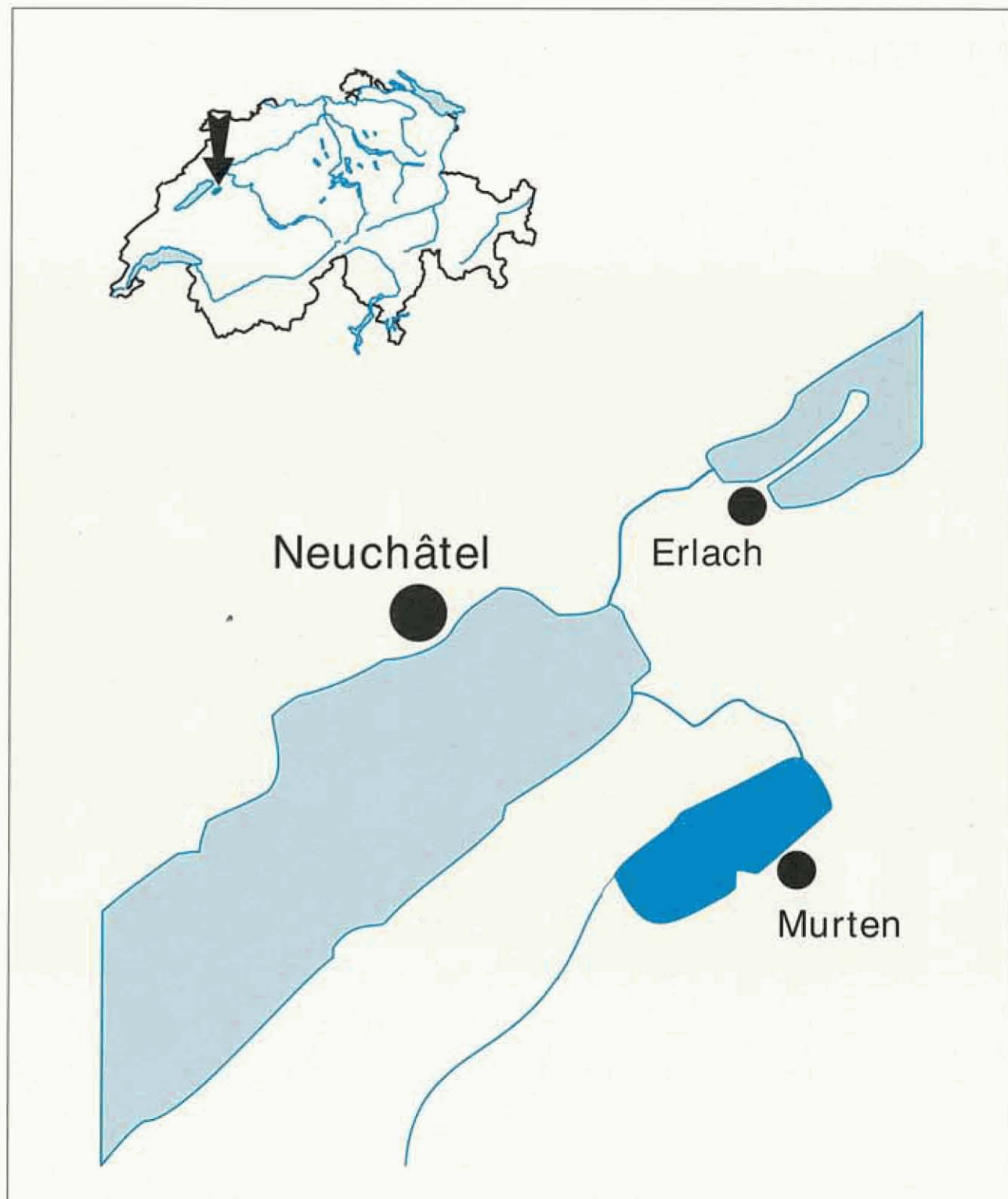
Literatur

- Interkantonale Walenseekommission, H. Ambühl und J. Florin, 1978: Bericht über die interkantonale limnologische Untersuchung des Walensees 1967 - 1976.
- Interkantonale Walenseekommission, 1987: Bericht über die interkantonale limnologische Untersuchung des Walensees 1976 - 1985.
- Lambert, A., 1979: Starke Bodenströmungen im Walensee. Wasser, Energie, Luft 71(3), 50 - 53.
- Zimmermann, U., R. Forster und H. Sontheimer, 1991: Langzeitveränderung der Wasserqualität im Zürich-, Züricher- und Walensee. Wasserversorgung Zürich.



17. Murtensee





Zur Morphologie

Ursprünglich reichte der Rhonegletscher bis in das bernische Mittelland; er zog sich nach der Würm-Eiszeit zurück. Der lokal kälteren Witterung wegen blieben jedoch grössere Teile von ihm am Jurasüdfuss als Toteismassen zurück und verhinderten das Auffüllen des Gletscherbeckens mit Flussschotter. So war die Grundlage für die Jurarandseen geschaffen. Bis 11'000 v. Ch. existierte in diesem Gebiet ein einziger See, der vom Mormont bei La Sarraz bis zur Moräne bei Wangen an der Aare reichte.

Die Verteilung der Torfböden zeigt, dass der Murtensee einst bis in die Gegend von Payerne reichte. Dieser Teil des Sees ist durch Versumpfung und Verlandung verschwunden. Böden aus ehemaligem Sumpfland sind aber nur stabil, wenn periodische Überschwemmungen sie vor zu viel Luftsauerstoff schützen. Die früher häufigen Überschwemmungen im unteren Broyetal sind wegen der Juragewässerkorrekturen heute zwar Geschichte, doch hat dies zur Folge, dass vom Boden Jahr für Jahr einige cm verschwinden. Solche Böden sind für eine intensive Bewirtschaftung wenig geeignet, da beim Ackerbau die schützende Pflanzendecke entfernt wird und sie so der Oxidation preisgegeben werden.

Der Murtensee besteht nicht aus einer einzigen, gleichmässig gestalteten Wanne; eine von Südwesten her in Längsrichtung bis zur Mitte vorstossende, 21 m über die tiefste Stelle herausragende Rippe teilt ihn in zwei schmalere unterseeische Becken.

Sein wichtigster Zufluss ist die Broye, die 63% des Einzugsgebietes entwässert. Wichtig sind weiter die Zuflüsse Arbogne, Petite Glâne und Chandon. Das Wasser aus dem Murtensee fliesst über den Broyekanal in den Neuenburgersee und ist dort für rund 1/4 der Nährstoffbelastung verantwortlich. Die Sanierung des Murtensees und seines Einzugsgebietes trägt deshalb ebenfalls zur Zustandsverbesserung der unterliegenden Seen bei.

Physikalische Vorgänge

Der Murtensee liegt im flachen Seeland und ist deshalb vor den Winden kaum geschützt. Der im Nordwesten gelegene Mont Vully ist mit 200 m über dem Seespiegel die höchste Erhebung der Gegend. Eine ausgeprägte Temperaturschichtung wird normalerweise erst im Mai beobachtet. Ende November ist der See meist wieder soweit abgekühlt, dass die Vollzirkulation einsetzt.

Der Murtensee in Zahlen

Oberfläche	22,8	km ²
Länge	8,15	km
Breite	2,8	km
maximale Tiefe	45,5	m
mittlere Tiefe	23,3	m
Volumen	0,55	km ³
mittlere Abflussmenge	10,8	m ³ /s
Theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	1,6	Jahre

Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	692,6	km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	75'798	

Tolerierbare Phosphorbelastung

Wegen der geringen mittleren Tiefe (23 m) erträgt der Murtensee von Natur aus nur wenig Nährstoffe. Bei einem Volumen von 550 Mio. m³ liegt die tolerierbare Phosphorbelastung unter 18 Tonnen pro Jahr (VOLLENWEIDER 1976).

Phosphorbelastung

Die laufenden Zuflussuntersuchungen zeigen, dass der Phosphoreintrag durch Abschwemmung aus dem landwirtschaftlich genutzten Gebiet zwischen 1988 und 1991 zwar leicht abgenommen hat, aber noch immer die weitaus grösste Belastungsquelle darstellt. Dieser Eintrag ist abhängig von der Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet; dies führt zu den grossen Schwankungen, die sich wegen der recht kurzen Aufenthaltszeit auch rasch in den Nährstoffkonzentrationen im See zeigen. Ohne eine erhebliche Verminderung dieser Belastung werden dem See aber auch nach dem Vollausbau der Abwasserreinigung (1998) jährlich noch mehr als 30 t P zugeführt werden.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

1992 waren 59% der Einwohner im Einzugsgebiet an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Der Anschlussgrad stieg seit 1989 um gut 10%; in den nächsten Jahren ist ein weiterer Ausbau geplant.

Durch die Erhöhung des Anschlussgrades von 60 auf 90% und durch die Verbesserung des Kanalisationsnetzes - z.B. Fernhalten von Meteorwasser - könnte die jährliche Phosphorbelastung aus dem Abwasserbereich noch um ca. 15 Tonnen reduziert werden.

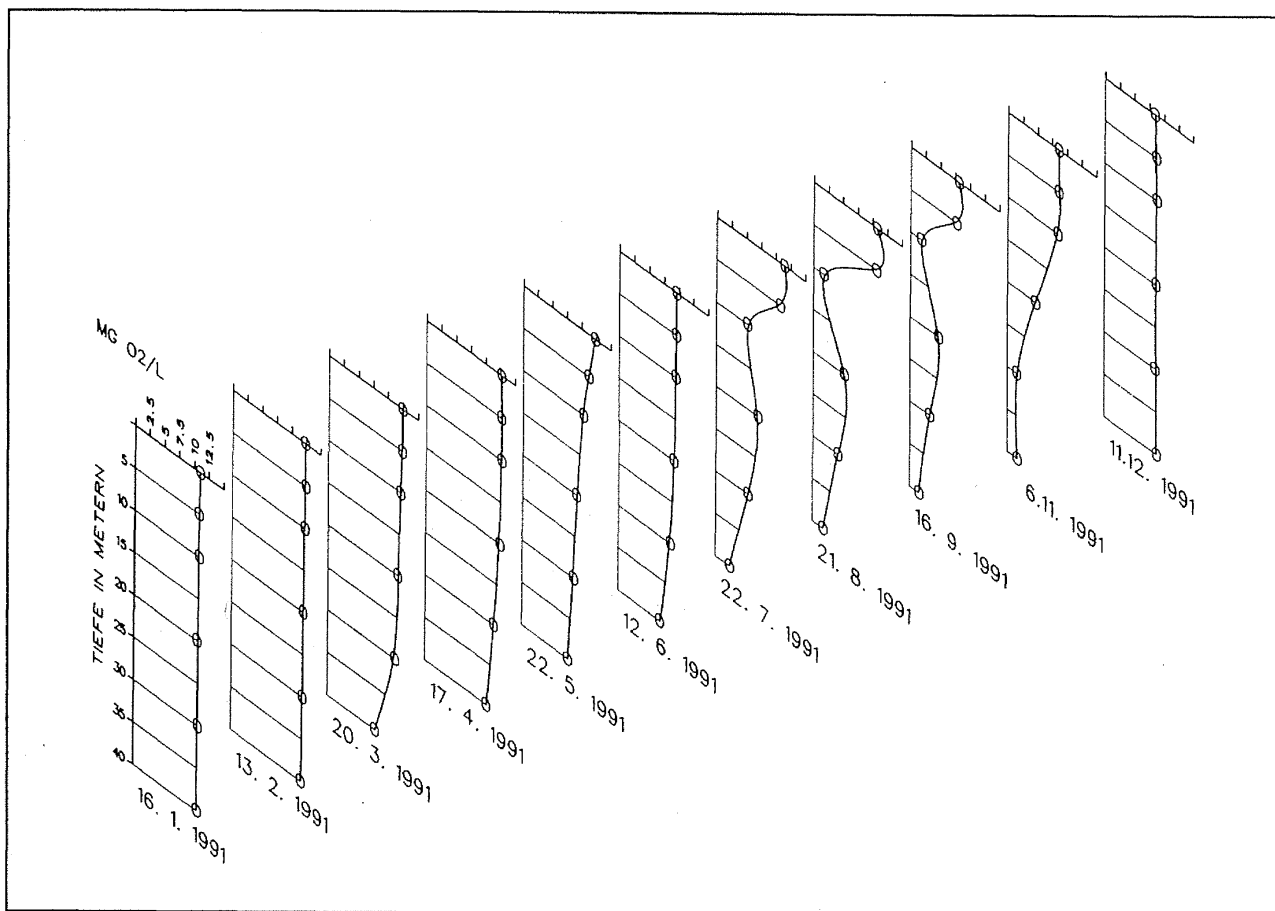


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Murtensee 1991.

Eine vom Amt für Umweltschutz des Kantons Freiburg veranlasste Studie über die Möglichkeiten der Klärschlammmentsorgung aus freiburgischen Abwasserreinigungsanlagen zeigt ausreichende Kapazitäten in der rein landwirtschaftlichen Verwertung. Dies trifft für den Kanton Waadt nicht in gleichem Ausmass zu. Das vermutlich grösste Problem liegt aber im Bereich der Hofdünger, da viele Güllengruben zu klein und nicht dicht sind. Die Gülle muss deshalb oft zu ungünstigen Zeiten ausgebracht werden, d.h. wenn die Pflanzendecke die Nährstoffe nicht aufnehmen kann. Beide Kantone unternehmen deshalb grosse Anstrengungen, um den Nährstoffaustrag aus der Landwirtschaft, der 1991 noch mehr als 28 Tonnen P/Jahr betrug, durch Subventionierung des Güllengrubenbaus und durch Beratung der Landwirte zu verringern.

Die Entwicklung des Seezustandes

Der Murtensee war schon im letzten Jahrhundert ein sichtbar belastetes Gewässer; so schrieb F.R. Dompierre 1825 an seinen Freund F.C. de la Harpe (MRA, Arch.I, 1825, 26):

...."Je désire aussi que vous voyez les bords du lac Morat qui offrent un phénomène très singulier, l'eau en est rouge et un grand nombre de

poissons morts sont jetés par les vagues; les uns croient que cette teinte rouge est le produit d'un métal oxidé au fond du lac et poussé sur les bords; je crois que c'est une végétation cryptogame, dont cependant je ne trouve pas la description dans la flore française; un jeune médecin, que j'ai envoyé hier, croit que cette matière rouge est le produit d'une putréfaction causée par le coque du levant, qui a fait périr un grand nombre de poissons; mais cette matière rouge est, suivant moi, trop abondante pour l'attribuer à cette cause, car l'on en retrouve en remontant la Broye dès le lac jusque à Payerne dans toutes les places où l'eau est stagnante: les riverains y voyent des présages effrayants de guerres, famines, la fin du monde, et moi celle de cette lettre."...

Heute wissen wir, dass diese rote Farbe auf die Blaualge *Oscillatoria rubescens* zurückzuführen war. Sinnigerweise ist sie auch unter dem volkstümlicheren Namen "Burgunderblutalge" - wir erinnern an die Schlacht bei Murten (1476) - bekannt geworden. In diesem Jahrhundert ist die berühmte rote Farbe auch in anderen Seen des Mittellandes aufgetaucht, die eine Eutrophierungsphase durchmachten.

Sedimentuntersuchungen von DAVAUD (1976) weisen auf einen Beginn des starken Phosphoranstieges noch vor der Jahrhundertwende hin. Die Untersuchungen der EAWAG von 1954/55 zeigten eine Phosphorbelastung aus dem Einzugsgebiet von 42 Tonnen und einen Gehalt im See von über $35 \mu\text{g P/l}$. In den folgenden paar Jahrzehnten hat die Nährstoffbelastung des Murtensees stark zugenommen; anfangs der achtziger Jahre lag der Phosphorgehalt über $150 \mu\text{g P/l}$. Seither hat sich die Situation durch die Massnahmen bei der Abwasserreinigung und auch durch das Phosphatverbot für Textilwaschmittel entschärft. 1988 wurden in der Seemitte noch knapp $50 \mu\text{g}$ und 1991 $32 \mu\text{g P/l}$ gemessen. Ausschlaggebend für die schnelle Reaktion des Sees auf Veränderungen im Einzugsgebiet ist nebst der guten Sauerstoffversorgung im Winter/Frühjahr vor allem die kurze Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit) von 1,25 Jahren.

Sauerstoffgehalt

Dank der günstigen Windexposition wird der See während der Zirkulationsperiode gründlich belüftet. Der See erreicht im Frühjahr regelmässig bis zum Grund Gehalte von $12 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Dies kann den durch die Mineralisierung der abgestorbenen Algenmasse verursachten Sauerstoffmangel während der Stagnationsphase aber nicht verhindern. Nach RIVIER waren 1935 die Sauerstoffverhältnisse schon Ende Juni unter 35 m und im September unter 10 m Tiefe ungenügend. Untersuchungen der EAWAG zeigen 1955 ein ähnliches Bild. Bis Anfang der achtziger Jahre war die Sauerstoffkonzentration über Grund spätestens ab August kleiner als $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$, d.h. der See hatte bereits Mitte Sommer 2/3 des im Frühjahr vorhandenen Sauerstoffvorrates aufgebraucht. Zudem konnte häufig anfangs Herbst ein deutlicher Sauerstoffschwund in der Temperatursprungschicht (metalimnische Sauerstoffminimum) beobachtet werden. Höhere Temperaturen begünstigen hier den Abbau der abgestorbenen, absinkenden Organismen. Der Zeitpunkt der Herbstzirkulation war bereits damals entscheidend für die Phosphormenge, die bei der Rücklösung aus den Sedimenten in den Wasserkörper gelangte.

Seit sechs Jahren ist die Sauerstoffsituation deutlich besser; das metalimnische Sauerstoffminimum war zwar 1990 noch deutlich, sonst aber weniger ausgeprägt. Dennoch wird der von der Verordnung über Abwassereinleitungen geforderte Minimalwert von $4 \text{ mg O}_2/\text{l}$ auch im übrigen Wasserkörper nicht zu jeder Zeit und in jeder Tiefe erreicht. Es kann deshalb jeweils ab September noch immer eine deutliche, im Ver-

gleich zu den Vorjahren aber wesentlich geringere Phosphorrücklösung aus den Sedimenten beobachtet werden. Es ist zu hoffen, dass sich die seit 1988 festgestellte positive Entwicklung in den nächsten Jahren fortsetzt. Der Phosphorgehalt reagiert sehr empfindlich auf den Sauerstoffgehalt in der Tiefe; 1990 nahmen die Sedimente über 50 Tonnen Phosphor auf, 1991 und 1992 aber wegen der längeren Rücklösungsdauer deutlich weniger. Der durchschnittliche Phosphorgehalt stieg in der Folge bis 1992 wieder auf über $40 \mu\text{g P/l}$.

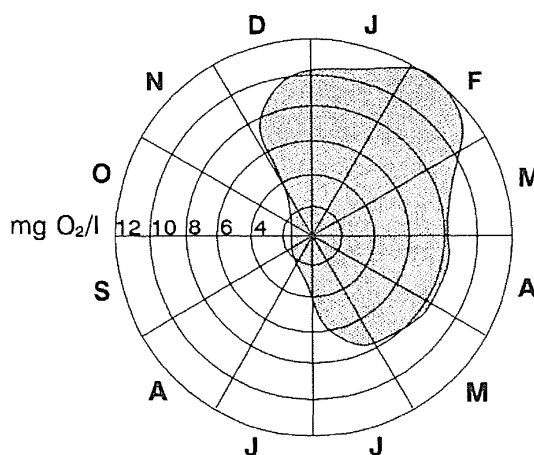


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Murtensee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Zahlen zur Fischerei

Auch die Verdoppelung der Fangerträge (Berufs- und Sportfischerei) zwischen 1981 und 1986 auf über 80 Tonnen pro Jahr deuten auf starke Veränderungen im See hin. Während der Anteil an Weissfischen mit mehr als 80% sehr hoch ist, sind Edelfische wie Felchen und Forellen kaum anzutreffen. Dies sind Hinweise für die noch immer starke Belastung des Sees.

Interessanterweise kann sich der Wels, ein Fisch der für das Einzugsgebiet der Donau charakteristisch ist, im Murtensee halten; der Rhein war vor 100'000 Jahren noch Donauzufluss. Die Fangerträge der Welse liegen konstant bei 1,6 bis 1,7 Tonnen pro Jahr.

Fazit

Der Zustand des Murtensees hat sich in den letzten 10 Jahren gebessert. Die Bioproduktion ist aber immer noch zu hoch. Wegen des grossen Wasserdurchsatzes und der guten Windexposition reagiert der See rasch auf Veränderungen im Einzugsgebiet. Der Phosphorgehalt ist nicht zuletzt dank des Phosphatverbotes für Textilwaschmittel seit 1982 um 75% zurückgegangen.

Trotzdem ist die Phosphorzufuhr aus dem Einzugsgebiet noch fast dreimal zu hoch und wird auch nach dem Vollausbau in der Abwasserreinigung beinahe das Doppelte der kritischen Phosphormenge betragen. Wirkungsvollere Massnahmen in der Landwirtschaft sind deshalb unumgänglich.

Literatur

- Rivier, O., 1936: Recherches hydrobiologiques sur le lac de Morat. Bull. Soc. neuch. Sci. Nat. 61, 125 - 181.
- EAWAG (Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung & Gewässerschutz), 1960: Der Murtensee; sein gegenwärtiger chemisch-biologischer Zustand, die Herkunft der eutrophierenden Stoffe, Seesanieung, Schutz vor Verunreinigung. Gesamtbericht 1954/55 im Auftrag der Gemeinde Murten, Zürich.
- Ehrensam, E., 1974: Zusammenfassende Darstellung der beiden Juragewässerkorrekturen. Auftrag der interkantonalen Baukommission der II. JGK, Biel.
- Davaud, E., 1976: Contribution à l'étude géochimique et sédimentologique de dépôts lacustres récents (Lac de Morat, Suisse). Thèse, Université de Genève.
- Vollenweider, R. A., 1976: Advances in defining critical loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33: 53 - 83.
- Noël, F. und D. Fasel, 1989 et 1993: Etude du lac de Morat et de ses affluents. Rapports de l'office cantonal de la protection de l'environnement, Fribourg.

18. Sempachersee





Zur Morphologie

Das Becken des Sempachersees hat der Reussgletscher der Würmeiszeit aus dem ursprünglichen Sandsteinfels herausgeschliffen. Es wird seitlich von Moränenzügen und vorne bei Mariazell durch eine Stirnmoräne begrenzt. Zur Landgewinnung wurde der Seeabfluss in den Jahren 1806 bis 1807 um etwa 1,7 m abgesenkt. Die meisten ursprünglichen Flachwasserzonen wurden dadurch zerstört; der früher 6 bis 15 m breite Schilfgürtel ist bis auf wenige Reste verschwunden. Über den Seeabfluss, die Suhre, fliessen im Mittel 1,17 m³/s ab. Um das leere Seebecken (639 Mio. m³) zu füllen, würden die Zuflüsse 17 Jahre brauchen. Damit hat der Sempachersee die längste Auffüllzeit aller Schweizerseen. Veränderungen der Nährstoffbelastung manifestieren sich deshalb in der Regel mit grosser Verzögerung.

Physikalische Vorgänge

Der Sempachersee wird trotz der im Vergleich zur Oberfläche beträchtlichen Tiefe jeweils bis zum Februar/März meist durchmischt. Fehlen jedoch im Frühjahr die starken Winde, ist die Umwälzung der Wassermassen häufig zu kurz, um das Tiefenwasser mit Sauerstoff zu sättigen.

Von Mai bis November bildet sich eine ausgeprägte Temperaturschichtung (Stagnation) aus, wobei die Sprungschicht zwischen 5 und 15 m Tiefe liegt. In der Tiefe steigt die Temperatur in dieser Zeit selten über 5 °C.

Der Sempachersee in Zahlen

Oberfläche	14,4	km ²
Länge	7,5	km
Breite	2,4	km
maximale Tiefe	87	m
mittlere Tiefe	44	m
Volumen	0,639	km ³
mittlere Abflussmenge	1,34	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	15	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	61,44	km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	12'000	

Tolerierbare Phosphorbelastung

Wegen der langen Füllzeit erträgt der Sempachersee von Natur aus nur wenig Nährstoffe. Bei einer mittleren Tiefe von 44 m und einem

Volumen von 639 Mio. m³ liegt die tolerierbare Belastung an Gesamt-Phosphor bei 4 Tonnen pro Jahr.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

In den Sempachersee entwässern zwei kommunale Abwasserreinigungsanlagen (ARA Sempach/Neuenkirch und, nur bis 1993, ARA Hildisrieden); beide sind mit einer Phosphatfällung (3. Stufe) ausgerüstet. Die Abwässer des nördlichen Einzugsgebietes werden vom See ferngehalten und der ARA Surental zugeführt.

1990 waren 82% der 11'900 Einwohner im Einzugsgebiet an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Das Abwasser von 17% wurde landwirtschaftlich verwertet.

Phosphorbelastung aus dem Einzugsgebiet

Die Zuflussuntersuchungen ergaben folgende jährliche Belastungen aus dem Einzugsgebiet:

Tabelle: Jährliche Phosphorfrachten des Sempachersees.

Messperiode	Gesamt-P	Gelöster P
1954	4,4 t	3,0 t
1966/67	10,3 t	8,7 t
1976/77	14,8 t	12,6 t
1984/86	14,6 t	9,1 t
1986/88	18,7 t	8,5 t

Die kritische Belastungsgrenze von 4 Tonnen Gesamt-Phosphor pro Jahr wurde bereits 1960 überschritten. 1986/88 wurde dem Sempachersee mit 18,7 t ein Mehrfaches zugeführt.

Hauptursache für die anhaltend hohe Phosphorbelastung ist dabei der Düngerüberschuss im Einzugsgebiet des Sees. Die Düngerbilanz zeigt, dass jährlich rund ein Drittel oder 96 Tonnen Phosphor zuviel ausgebracht werden. Neben dem Eintrag in den See reichern sich dadurch jedes Jahr 80 Tonnen im Boden an. Der Düngerüberschuss ist eine Folge des hohen Tierbestandes; die Tierbelastung beträgt durchschnittlich 2,6 Düngergrossvieheinheiten pro Hektar. Bei einem Tierbestand von 2,1 Düngergrossvieheinheiten (DGVE) pro Hektare wäre die Düngebilanz ausgeglichen.

Noch 1976/77 stammte die Hauptmenge (rund 50%) des dem See zugeführten Phosphors aus dem Abwasser. Doch bereits 8 Jahre später sank dieser Wert auf 13%, während 80% über die

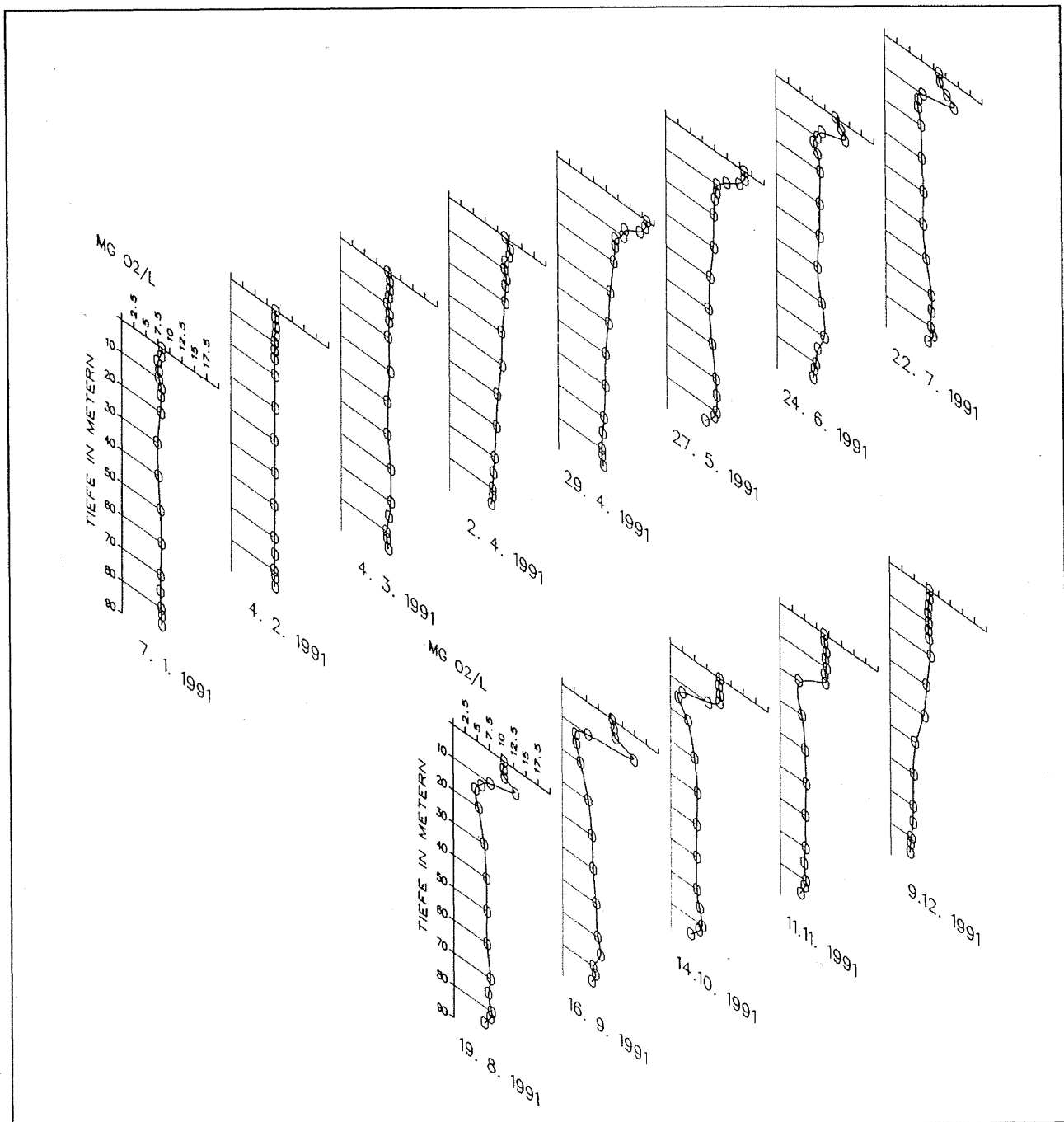


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Sempachersee 1991.

Abschwemmung landwirtschaftlich genutzter Böden in den See gelangten. 13 Jahre später lag der Abwasseranteil bei 6,5% und derjenige aus der Landwirtschaft bei 88%. In der Gesamtbilanz werden die Erfolge der Abwassersanierung durch die vermehrte Abschwemmung von Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden aufgehoben.

Die Entwicklung des Seezustandes

Nach 1945 kamen mit zunehmender Besiedelung und landwirtschaftlicher Produktion aus dem ehemals bewaldeten Einzugsgebiet des Sempachersees immer grössere Nährstofffrachten.

So nahm der Phosphorgehalt im See seit den ersten Messungen 1951 ($8 \mu\text{g P/l}$) bis 1984 um einen Faktor 20 zu ($165 \mu\text{g P/l}$). Der kritische Phosphorgehalt von $30 \mu\text{g P/l}$ wurde schon 1965 überschritten. Die Mineralisierung der abgestorbenen Algen verbraucht während der Stagnationsphase den im Frühjahr durch die Zirkulation eingebrachten Sauerstoffvorrat. Die Zunahme der Nährstoffbelastung führte somit zu einer Verminderung des Sauerstoffgehaltes im Tiefenwasser. Nach ZÜLLIG (1982) trat im Sempachersee erstmals 1950 am Grund Sauerstoffmangel auf. Vor 1940 scheint der See wie andere Seen des Mittellandes in einem nährstoffarmem Zustand gewesen zu sein. Dank der Anstrengungen der

kantonalen Behörden und der Gemeinden vor allem im Abwasserbereich ging der Phosphorgehalt seit 1984 zurück; er beträgt heute rund $90 \mu\text{g P/l}$. Eine Stabilisierung der heutigen Werte ist als Folge der immer noch hohen Phosphorbelastung aus dem Einzugsgebiet zu erwarten.

Das Verhältnis von Stickstoff- zu Phosphorkonzentration hatte sich im Verlauf der Jahre stark verändert. Bis Anfang der siebziger Jahre war Stickstoff im Überfluss vorhanden. Doch in den Jahren nach 1975 hatte sich das Verhältnis zuungunsten des Stickstoffes verschoben. Zeitweise war die im Vergleich zum Phosphor zu geringe Stickstoffkonzentration für die Begrenzung des Algenwachstums verantwortlich.

Für Blaualgen, die elementaren Stickstoff (N_2) binden und umsetzen können, bedeutet dies ein klarer Konkurrenzvorteil. Dies erklärt die in den achtziger Jahren häufigen Massenentwicklungen von stickstofffixierenden Blaualgen, wie z.B. *Aphanizomenon flos-aquae*. Anfang August 1984 kam es nach einer solchen Algenblüte zum Zusammenbruch einer *Aphanizomenon*-Population. Dabei wurden, wie eine Expertengruppe später nachwies, Algtoxine frei, die ein massives, aufsehenerregendes Fischsterben (ca. 26 Tonnen) verursachten. Dieses Fischsterben bewog den Stadtrat von Sursee, am 3. September 1984 im Bereiche des Ufergebietes ein partielles Düngeverbot zu erlassen, welches nach verschiedenen Beschwerden am 26. März 1988 vom Bundesgericht bestätigt wurde.

Die Bioproduktion wird sinnvollerweise mit der durch die Photosynthese gebundenen Menge an Kohlenstoff quantifiziert. Im Sempachersee ist diese mit ca. $400 \text{ g Kohlenstoff pro m}^2$ und Jahr viel zu gross. Schwach belastete Seen zeigen Werte unter 200 g C pro m^2 und Jahr.

Sauerstoffgehalt

Bei gut durchlüfteten Seen mit kleiner Algenproduktion fällt der Sauerstoffgehalt nirgends unter $4 \text{ bis } 6 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Geringere Sauerstoffwerte gefährden die natürliche Fortpflanzung der Bodenlaicher, wie beispielsweise Felchen.

Die ersten bekannten Messungen im Sempachersee vom August 1938 zeigten noch gute Sauerstoffverhältnisse: in 80 m Tiefe waren noch mehr als $5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ vorhanden. Doch schon um 1950 mussten in dieser Tiefe deutliche Sauerstoffminima festgestellt werden. Seit den siebziger Jahren sinken die Werte über Seegrund öfter auf null. Aus den Herbstprofilen ist ersichtlich, dass direkt unter den produktiven Schichten in

$10 \text{ bis } 15 \text{ m}$ Tiefe ein immer ausgeprägteres sogenanntes metalimnisches Sauerstoffminimum mit Gehalten unter $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$ auftritt und dadurch den Lebensraum für Fische stark einschränkt.

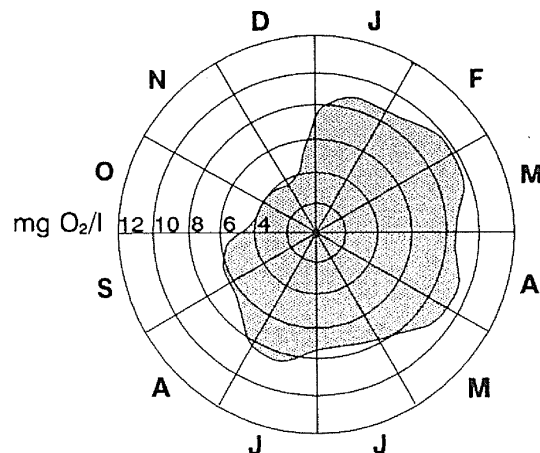


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Sempachersee (Seemitte) 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Wenn der Sauerstoff im Tiefenwasser aufgebraucht ist, nutzen einige Mikroorganismen andere Oxidantien, um ihren Energiebedarf zu decken. Dies führt zu einer Anhäufung reduzierter Substanzen, wie z.B. Methan, Ammoniak, Nitrit, Schwefelwasserstoff, Eisen (II) und Mangan (II). Bei einer Wiederbelüftung mit Sauerstoff werden jeweils zuerst diese Substanzen aufoxidiert, bevor der Sauerstoffgehalt im Wasser ansteigt. Reduzierte Substanzen entsprechen somit einem Sauerstoffdefizit. Im Oktober 1983 wurde über dem Seegrund ein maximales Sauerstoffdefizit von über $15 \text{ mg O}_2/\text{l}$ gemessen. Dank des künstlichen Sauerstoffeintrages seit Juli 1984 treten reduzierte Substanzen im Tiefenwasser nicht mehr auf.

Zahlen zur Fischerei

Der Sempachersee war schon im 14. Jahrhundert für seinen Felchenreichtum bekannt. Aus dem Jahre 1421 ist eine erste schriftliche Fischereiordnung bekannt. Erstaunlicherweise wurden schon damals alle heute noch angewendeten Schonmassnahmen aufgeführt. Diese Fischereiverordnung wurde streng gehandhabt, was den Fischreichtum förderte. Es kamen auch fremde Fischer nach Sempach, um das Fischereihandwerk zu erlernen. Der ursprünglich hohe Felchenbestand brach bereits im 19. Jahrhundert, vermutlich als Folge der künstlichen Seeabsenkung, zusammen; günstige Laichplätze gingen verloren. Auch heute sind Felchen (Balchen) die hauptsächlichsten Nutzfische, doch können die Erträge nur durch Jungfischeinsätze aus Brutanstalten aufrecht erhalten werden; die natürliche Fort-

pflanzung ist wegen des Sauerstoffmangels über den verbleibenden Laichgründen zu gering. Ein weiteres Indiz für die schlechten Sauerstoffverhältnisse ist der Ertragsrückgang der Trüsche und des Seesaiblings, der seit 1889 eingesetzt wird.

Der jährliche Fischfang inklusive Sportfischerei nahm anfangs der achtziger Jahre ab und erreichte 1987 ein Tief; die Berufsfischer fingen nur noch 15 Tonnen Felchen.

Der ungebrochene Anstieg der Photosyntheseraten führt u.a. zu Sauerstoffübersättigungen im Oberflächenwasser (0 bis 3 m Tiefe) von bis zu 250%. Dies führte im Frühjahr 1987 erstmals zu einem Felchenbrütlingssterben, ein Ereignis, das auch in anderen hochbelasteten Seen, wie z.B. im Baldegger- und Greifensee auftrat. Die ca. 2 cm langen Felchen hatten im Körper grosse Gasblasen und starben an inneren Verletzungen. Um die kritische Phase zu überbrücken, werden seit 1989 Felchenbrütlinge in Netzkäfigen in 3 bis 5 m Tiefe aufgezogen und als Sömmerlinge wieder ausgesetzt. Der Erfolg zeigt sich in der starken Zunahme der Fangerträge nach 1990 (1991: 80 t und 1992: 140 t).

Seeinterne Massnahmen

Anfangs der achtziger Jahre erkannte die Gewässerschutzfachstelle des Kantons Luzern, dass angesichts der immer noch zunehmenden Belastung durch die Landwirtschaft, dem See mit externen Massnahmen allein nicht genügend rasch geholfen werden kann.

Ein Gutachten der EAWAG, welches auf zwei intensiven Messkampagnen der Jahre 1979 und 1983/84 basierte, zeigte aber, dass bei einer konstanten Phosphorfracht von 14 bis 15 Tonnen pro Jahr der Phosphorgehalt im Wasser stetig zunehmen würde, und dass nur eine Reduktion der Phosphorfracht um 50% in Kombination mit seeinternen Massnahmen (Eintrag von Sauerstoff im Sommer und Zirkulationshilfe im Winter/Frühjahr) die Bioproduktion senken könnte. Die im Gutachten vorgeschlagene Sauerstoffbegasung wurde im Frühjahr 1984 in Betrieb genommen. Von 1. Mai bis zum 1. Oktober wird dem See in 85 m Tiefe jeden Tag über Diffusoren feinblasig 3 t Sauerstoff zugeführt. Im darauffolgenden Oktober bis Ende April wird an der gleichen Stelle grobblasig Druckluft zugeführt. Die grösseren Luftblasen steigen bis an die Seeoberfläche auf und unterstützen durch den dabei entstehenden Wasserauftrieb die natürliche Zirkulation: der See wird über seine Oberfläche mit atmosphärischem Sauerstoff versorgt.

Die seeinternen Massnahmen wurden seither weitergeführt und haben den Seezustand verbessert. Die reduzierten Verbindungen sind verschwunden und seit 1987 war der Sauerstoffgehalt wieder zu jeder Zeit und in jeder Tiefe grösser als 4 mg O₂/l. Letztlich werden die seeinternen Massnahmen nur nützen, wenn die externe Nährstoffbelastung deutlich abnimmt. Dies kann nur über eine Verminderung der Überdüngung in der Landwirtschaft und einen Abbau der Viehbestände im Einzugsgebiet erreicht werden.

Uferschutz

Das Amt für Umweltschutz des Kt. Luzern, forderte 1985 um Seen einen Schutz- und Schongürtel, der der Nutzung durch den Menschen weitgehend entzogen ist: "Eine solche Schutzzone um ein Gewässer gehört zur existentiellen Grundlage eines aquatischen Ökosystems, das nicht mit der von Wellen gebildeten Uferlinie abgegrenzt wird. Tiere, Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften lassen keine klare Trennung zwischen einem Gewässer und den angrenzenden Randzonen zu, und es gibt viele lebenswichtige Vorgänge, die sowohl im Wasser als auch im Uferbereich stattfinden. Die Halde in einem See, die eigentlichen Uferbänke und die angrenzenden Landstreifen bilden charakteristische, erhaltenswerte und für das biologische Geschehen in einem Gewässer unabdingbar notwendige Lebensräume, ohne die sich die Aktivität der Mikroorganismen, der niederen und höheren Wasserpflanzen, aber auch vieler heimischer Fischarten nicht befriedigend erhalten kann."

(Zitat aus dem Amtsbericht vom 14. Februar 1985 gegen die Beschwerde der vom Düngeverbot Betroffenen im Gebiet von Sursee.)

Die durch die Absenkung des Wasserspiegels von 1806/07 dem See entrissenen Gebiete sind aufgrund ihrer Bodeneigenschaften und Lage äusserst empfindlich. Da sie trotzdem meist intensiv genutzt und somit gedüngt werden, ist der Uferschutz am Sempachersee besonders dringlich.

Der Gemeindeverband Sempachersee, der gemäss seinen Statuten, die Aufgabe hat, neben dem Betrieb der seeinternen Anlagen auch die seeexternen Massnahmen zu koordinieren und zu überwachen, hat 1988 einen Seeuferschutzgürtel mit Dünge- und Nutzungseinschränkungen ausscheiden lassen, der anschliessend von allen Seegemeinden gleichzeitig verfügt wurde.

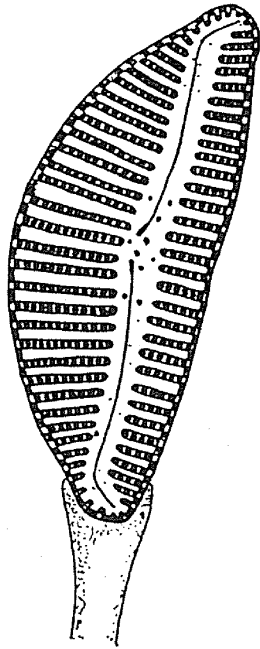
Fazit

Die Phosphor-Belastung des Sempachersees ist viermal, Phosphorgehalt und Bioproduktion mehr als dreimal zu hoch. Mit gezielten internen und externen Massnahmen versucht der Kt. Luzern, den See zu sanieren. Wegen der langen Aufenthaltszeit (Füllzeit) des Wassers von 15 bis 17 Jahren zeigen solche Massnahmen allerdings nur langsam Wirkung.

Zirkulationshilfe und Begasung sind Symptombekämpfungsmassnahmen, die das Auftreten von z.T. giftigen reduzierten Substanzen verhindern und den höheren Wasserorganismen, vor allem Fischen, den zum Überleben notwendigen Sauerstoff sichern und die Phosphorrücklösung aus den Sedimenten teilweise herabsetzen. Die Wurzel des Übels, die extreme Belastung mit Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet, können sie aber nicht beseitigen. Während die Belastung aus dem Abwassersektor abgenommen hat, nahm diejenige aus der Landwirtschaft weiter zu. Hier sind zusätzliche Massnahmen unerlässlich.

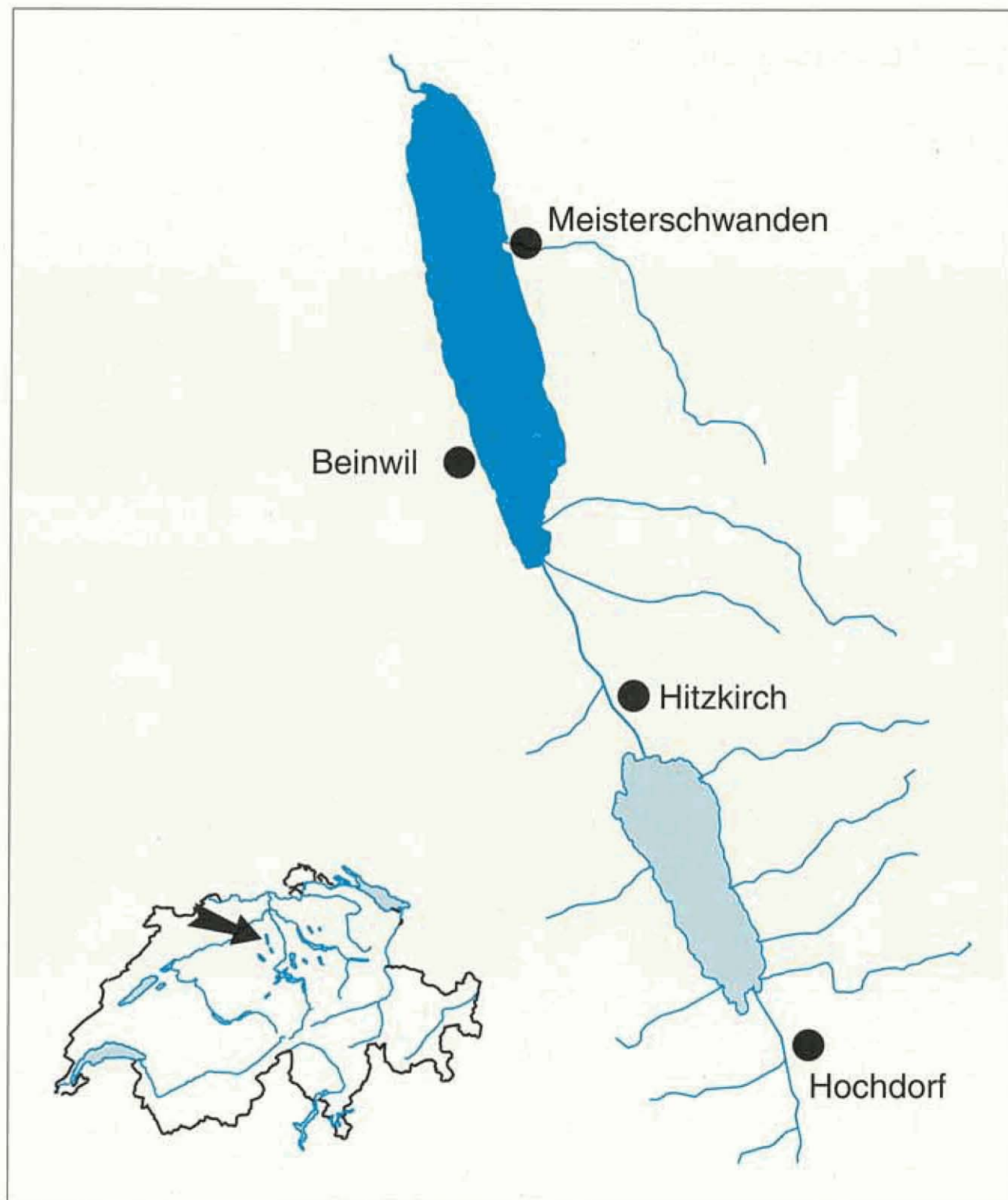
Literatur

- Bühler, H., R. Gächter und W. Stumm, 1979: Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten des Sempachersees. Gutachten der EAWAG Nr. 4564, Dübendorf. Militär und Polizeidepartement des Kantons Luzern und Kantonales Amt für Gewässerschutz, 67 S.
- Stadelmann, P., 1980: Zustand des Sempachersees. Wasser, energie, luft 72, 10, 311 - 318.
- Züllig, H., 1982: Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44, 1 - 98.
- Gächter, R., D. Imboden, H. Bühler und P. Stadelmann, 1983: Mögliche Massnahmen zur Restaurierung des Sempachersees. Schweiz. Z. Hydrol. 45, 246 - 266.
- Gächter, R., 1987: Lake Restoration. Why Oxygenation and artificial Mixing cannot substitute for a Decrease in the external Phosphorus Loading. Schweiz. Z. Hydrol. 49, 170 - 185.
- Stadelmann, P., 1988: Zustand des Sempachersees, vor und nach der Inbetriebnahme der see-internen Massnahmen: künstlicher Sauerstoffeintrag und Zwangszirkulation 1980 - 1987. wasser, energie, luft 80, 3/4, 81 - 96.
- Baumann, P. 1988: Weitergehende Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet der luzernischen Mittellandseen im Bereich der Landwirtschaft. Gas-Wasser-Abwasser 68, 1, 1 - 16.
- Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern, 1991: Zustand der Oberflächengewässer im Kanton Luzern in den Jahren 1984 bis 1988, Dezember 1991.
- Ventling-Schwank, A. R., 1992: Reproduktion und larvale Entwicklungsphase der Felchen (*Coregonus sp.*) im eutrophen Sempachersee. Diss. Univ. Zürich.
- Lachavanne, J. B. et al., 1992: Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Sempachersees. BUWAL, Kanton Luzern und Universität Genf, 2 Bände und 3 Karten.
- Gemeindeverband Sempachersee: Konzept zur Sanierung des Sempachersees. Delegiertenversammlung vom 22. April 1992, 9 Seiten.
- Naturforschende Gesellschaft Luzern, 1993: Der Sempachersee. 528 Seiten.



19. Hallwilersee





Zur Morphologie

Der mit Nährstoffen stark belastete Abfluss des Baldeggersees, der Aabach, auch "Wag" genannt, speist nach einer Fliessstrecke von gut 3 km Länge den auf 449 m ü.M. gelegenen Hallwilersee. Er liefert im Durchschnitt ca. 1,2 m³/s, neun weitere Bäche zusätzlich 0,2 m³/sec.

Der Hallwilersee ist, wie die meisten Alpenrandseen, glazialen Ursprungs. Ein Arm des verästelten Reussgletschers folgte vom heutigen Luzern aus nordwärts einer im weichen, horizontal gelagerten Molassegestein bereits schwach vorgezeichneten Rinne und verbreiterte und vertiefte diese durch mehrere Vorstösse zum heutigen Seetal. Nach seinem Rückzug füllte sich die Talmulde mit Wasser und bildete einen See. Als der Wasserspiegel sank, tauchten weitere Endmoränen aus dem See auf. Die Moräne bei Ermensee-Hitzkirch teilt das ursprüngliche Seebecken in zwei Teile, den Baldeggersee und den Hallwilersee.

Wegen der Nord-Süd-Lage des Sees und der im Verhältnis zu seiner Breite recht hohen Hügelzüge am Ost- und Westufer, fehlen die für die Vollzirkulation nötigen Winde oft vollständig. Nur Winde aus Süden und Norden finden die für eine Zirkulation nötige Angriffsfläche. So erstaunt es nicht, dass der Hallwilersee, der aufgrund der thermischen Verhältnisse im Herbst und im Frühjahr vollständig durchmischt werden sollte, natürlicherweise nur ein- bis zweimal in 10 Jahren bis auf Grund umgewälzt wird.

Schon im Mai bildet sich durch die Erwärmung der Seeoberfläche eine stabile Schichtung, d.h.

Der Hallwilersee in Zahlen

Oberfläche	10,0	km ²
Länge	8,4	km
max. Breite	1,6	km
Maximale Tiefe	47,0	m
Mittlere Tiefe	28,4	m
Volumen	0,28	km ³
Mittlere Abflussmenge	2,35	m ³ /s
Theoretische Erneuerungszeit des Wassers	3,8	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	128	km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	13'500	*
	24'300	**
* ohne Einzugsgebiet Baldeggersee		
** mit Einzugsgebiet Baldeggersee		

eine leichtere Oberschicht (Epilimnion) schwimmt auf dem schwereren Tiefenwasser (Hypolimnion). Der grosse Dichtegradient der dazwischenliegenden Temperatursprungschicht, die im Laufe des Sommers bis auf ca. 10 m Tiefe absinkt, bremst den Transport von Sauerstoff vom Epilimnion ins Hypolimnion.

Im Februar kühlt sich das Oberflächenwasser meist auf unter 4 Grad Celsius ab und wird dadurch ebenfalls leichter als das Tiefenwasser. Es bildet sich während dieser Zeit eine inverse Temperaturschichtung aus.

Tolerierbare Phosphorbelastung

Der tolerierbare Phosphoreintrag des Hallwilersees liegt bei 3 Tonnen Phosphor/Jahr (EAWAG 1979).

Die Gesamtbelastung des Hallwilersees mit Phosphor hatte von 5,6 t/Jahr in den fünfziger Jahren bis Ende der siebziger Jahre auf 16 t/Jahr deutlich zugenommen. Erfreulicherweise sind die Phosphorfrachten in den letzten 10 Jahren wieder stark zurückgegangen und liegen heute mit 6,4 t/Jahr wieder in der Grössenordnung der fünfziger Jahre (Baudepartement des Kantons Aargau, 1992). Dies ist vor allem auf die konsequente Abwassersanierung und auf die erheblichen Verbesserungen der Wasserqualität des Baldeggersees zurückzuführen; trotzdem stammen noch immer 1/3 der Phosphorbelastung aus dem Baldeggersee.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Gesamthaft waren im Einzugsgebiet beider Seen am 1. Januar 1989 über 89% der 24'300 Einwohner an eine Kläranlage angeschlossen. Weitere 3% könnten noch angeschlossen werden. Im direkten Einzugsgebiet des Hallwilersees sind 88,6% der Einwohner angeschlossen, zudem werden die Abwässer von 8'030 Einwohnern seit Mitte der sechziger Jahre durch eine Gabelleitung der Abwasserreinigungsanlage in Seengen zugeführt und belasten den See nicht mehr. Die Kläranlage Hochdorf ist zusätzlich mit einer Flockungsfiltration ausgerüstet. Die möglichen Verbesserungen in der Abwasserreinigung durch Aufhebung der Regenentlastungen und Ausbau der Regenklärbecken könnten die jährliche Phosphorfracht in den See um ca. 100 kg verringern.

Der Baldeggersee wirkt als Filter, denn er bindet einen Teil der anfallenden Phosphorfracht in den Sedimenten; falls sein Phosphorgehalt weiter sinkt, würden sich die Phosphorexporte ebenfalls verringern. Solange die Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in seinem Einzugsge-

biet aber nicht weiter zurückgeht, ist eine deutliche Verbesserung hier nicht mehr zu erwarten.

Auch im Einzugsgebiet des Hallwilersees verfügen nicht alle Landwirtschaftsbetriebe über genügend Fläche, um ihren Hofdünger sachgerecht ausbringen zu können. Die Viehbestände sind vielerorts zu gross, wobei dieses Problem im aargauischen Teileinzugsgebiet weniger auftritt. Zudem besteht häufig ein Mangel an Güllenlagerraum. Die steigende Belastung durch die Landwirtschaft wird durch die Verdoppelung des Nitratgehaltes im Seewasser seit den fünfziger Jahren belegt; dieser stabilisierte sich zwar in den letzten 5 Jahren, liegt aber immer noch über 1 mg N/l. Der See erhält 186 Tonnen anorganischen Stickstoff pro Jahr, davon 92% als Nitrat. Die Tierhaltung im Einzugsgebiet des Hallwilersees ist mit 2,12 Dünger-Grossvieheinheiten je Hektar (DGVE/ha) geringer als beim Baldeggersee mit 2,6 oder beim Sempachersee mit 2,7 DGVE/ha. Die landwirtschaftliche Schule Liebegg versucht über ein besonderes Beratungsprogramm für Landwirte die Düngepraxis auch im Interesse des Gewässerschutzes zu verbessern. Könnte die Abschwemmung während intensiver Regenfälle um 50% reduziert werden, würde der See pro Jahr mit 700 kg Phosphor weniger belastet.

Die Entwicklung des Seezustandes

Das massierte Auftreten der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*) war eines der ersten Anzeichen einer beginnenden Überdüngung. Sedimentuntersuchungen (ZÜLLIG, 1982) lassen vermuten, dass diese Alge bereits vor dem 16. Jahrhundert vorübergehend in grösseren Mengen auftrat. Die erste beschriebene *Oscillatoria*-Algenblüte stammt aus dem Jahre 1898. 1911 erwähnte BRUTSCHY, dass die Burgunderblutalge den grössten Teil der gesamten Planktonmenge ausmache.

GÜNTERT erwähnt um 1920 den Sauerstoffmangel unter 10 m Tiefe während der Stagnationsphase und das Auftreten von Schwefelwasserstoff unter 35 m. Auch weist er auf eine Abnahme der Felchenbestände im See hin. Gemäss KELLER (1945) ist der See seit den vierziger Jahren ab 30 m Tiefe ganzjährig ohne Sauerstoff. Umso grösser erscheint die Sauerstoffübersättigung von 270% in den obersten 10 m, die jeweils Ende Sommer beobachtet wurde; noch bis Ende der achtziger Jahre traten im Frühjahr in den obersten Metern regelmässig Sauerstoffübersättigungen von 200 bis 300% auf.

Bis in die Mitte der siebziger Jahre hat sich der Seezustand weiter verschlechtert. Der mittlere Gesamtphosphorgehalt stieg von 50 µg P/l im Jahre 1958 auf 250 µg P/l anfangs der siebziger Jahre. Nach einer längeren konstanten Phase sank er wieder und erreichte im Frühjahr 1992 Werte unter 100 µg P/l. Im Vergleich zu mässig belasteten Seen ist dies aber immer noch mehr als 3 Mal zuviel.

Die Entwicklung des Phytoplanktons

Das Produktionsbedingungen des Hallwilersees scheinen für die Entwicklung der Blaualge *Oscillatoria rubescens* günstig zu sein: Jahrzehntlang dominierte diese Alge das Plankton. In den siebziger Jahren wurde sie durch andere Arten verdrängt, und nicht einmal die dauernde Impfung mit *Oscillatoria*-haltigem Baldeggerseewasser konnte das ändern. Der Hallwilersee wechselte also bereits bei tieferen Phosphorgehalten als der Baldeggersee auf andere Algenarten über. Stark vertreten waren in dieser Zeit Kieselalgen und andere Blaualgen, wie *Aphanizomenon* und *Anabaena* (MÄRKI und SCHMID 1983). In den letzten paar Jahren hat sich die Burgunderblutalge wieder im Hallwilersee etabliert. Dies könnte als biologisches Indiz für die beginnende Gesundung des Sees gewertet werden.

Während der sommerlichen Stagnationsphase zehrt eine hohe Bioproduktion die Stickstoffverbindungen in den obersten Wasserschichten praktisch vollständig auf. Dies fördert das Aufkommen von Blaualgen, welche elementaren Stickstoff verwerten können (N-Fixierung).

Nach grossen Algenblüten können absterbende Blaualgen, z.B. *Aphanizomenon flos-aquae*, Giftstoffe freisetzen, die, wie beispielsweise im

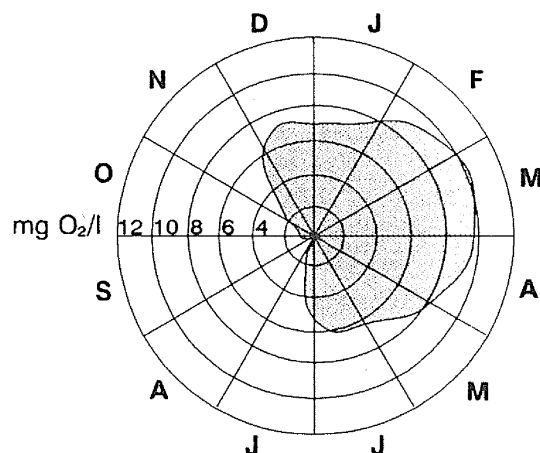


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Hallwilersee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

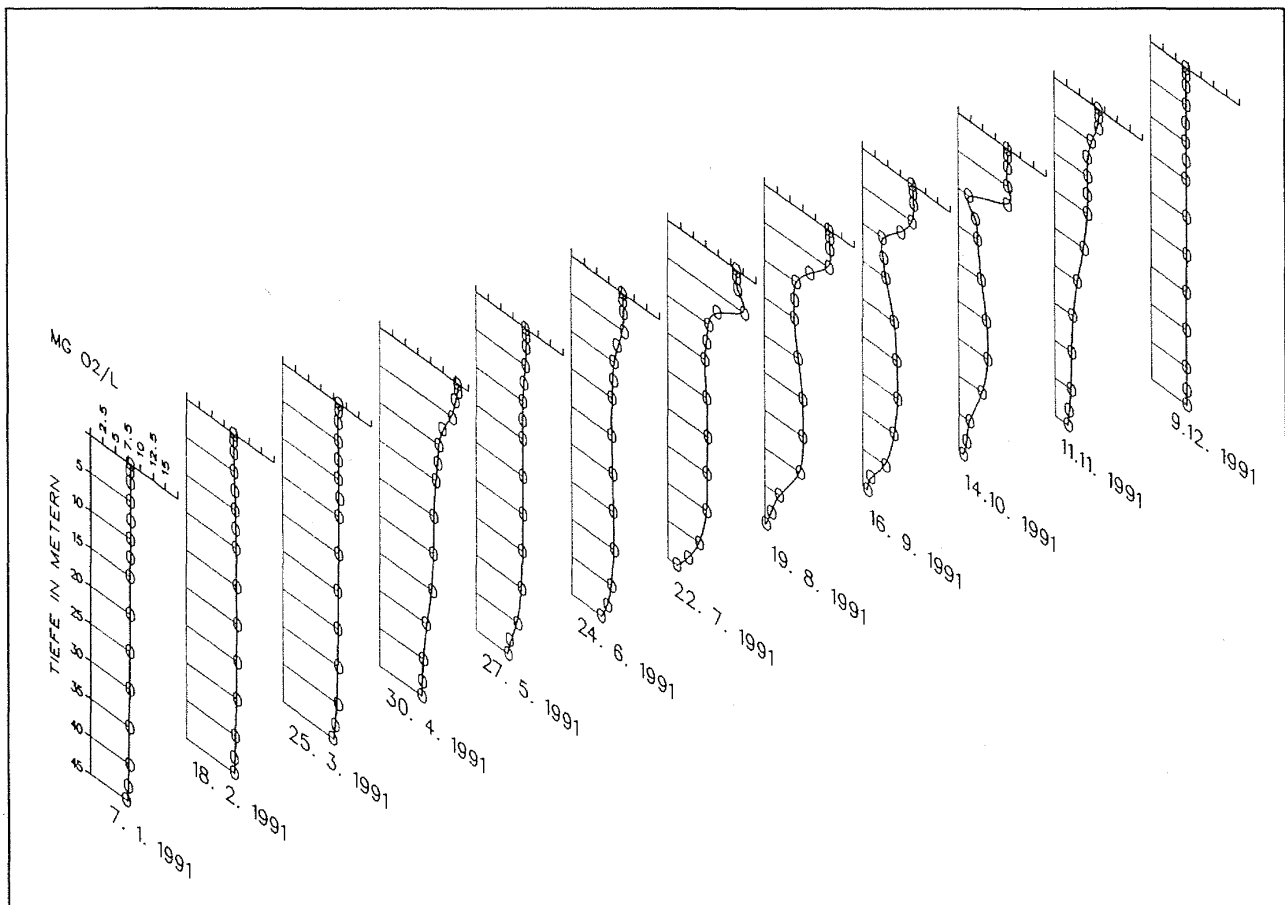


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Hallwilersee 1991.

Sempachersee am 7./8. August 1984 beobachtet werden konnte, zu grösseren Fischsterben führen können. Solche Algenblüten wurden auch im Hallwilersee in den Jahren 1973 - 1976, 1982 und 1987 beobachtet, ohne dass es allerdings dabei zu Fischsterben kam.

Verschiedene Messungen der Planktonproduktion im Zeitraum 1978 bis 1988 ergeben Werte zwischen 300 und 500 g Kohlenstoff pro Quadratmeter Seefläche und Jahr., d.h. zwei bis dreimal mehr als in mässig belasteten Seen (BERNER 1980; UEHLINGER und BLÖSCH 1986; Baudepartement AG 1993).

Sauerstoffgehalt

Als Folge der schlechten vertikalen Durchmischung und der grossen biologischen Produktivität des Sees besteht im Hypolimnion ein grosser Sauerstoffbedarf. Der wegen mangelnder Zirkulation ungenügend vorhandene Sauerstoff verschwand seit 1940 (KELLER 1945) regelmässig von Grund bis gegen eine Tiefe von 10 - 15 m. Zudem traten vor den seeinternen Massnahmen reduzierte Verbindungen auf, die bis Mitte der achtziger Jahre hohe Werte erreichten, beispielsweise Ammonium bis 2 mg/l, Sulfid bis 3 mg/l und Methan bis 5,5 mg/l. Der Sauerstoff,

der zur Oxidation der reduzierten Verbindungen benötigt wird, kann als Sauerstoffschuld verstanden werden, die bei einer zirkulationsbedingten oder künstlichen Belüftung zuerst abgetragen werden muss, bevor sich ein positiver Gehalt aufbauen kann. Die gemessene Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser betrug im Mittel 5 Tonnen/Tag; die theoretische Mineralisation, die auch die Sauerstoffschuld in Form reduzierter Substanzen umfasst, wäre aber um 4 Tonnen/Tag grösser (SCHEIDEGGER 1992). Am Seegrund erreichte diese Schuld Maximalwerte von 37 mg O₂/l. Die aus den Sedimenten freigesetzte Phosphormenge lag vor 1986 bei 18 Tonnen pro Jahr.

Seeinterne Sanierungsmassnahmen

Die grosse Phosphorbelastung macht es unmöglich, den Hallwilersee innert nützlicher Frist durch externe Massnahmen allein in den durch die Verordnung über Abwassereinleitungen (1975) geforderten mesotrophen Zustand zurückzuführen. Deshalb versuchen die Kantone Aargau und Luzern dem See durch seeinterne Massnahmen zu helfen.

Ein bei der EAWAG angefordertes Gutachten kam 1979 zum Schluss, eine Beschränkung der

Phosphorbelastung von damals mehr als 16 auf 11 Tonnen P/Jahr, eine Zirkulationsunterstützung im Winter durch Einblasen von Luft und eine Tiefenwasserbelüftung im Sommer durch Eintrag von reinem Sauerstoff würde die Phosphorkonzentration und die organische Produktion nach 6 Jahren auf ein vernünftiges Mass reduzieren; stabile Verhältnisse seien aber erst möglich, wenn der Phosphoreintrag unter 3 Tonnen P/Jahr zurückgeht. Weniger Biomasse bedeutet kleinerer Sauerstoffverbrauch beim Abbau. Dies und der zusätzliche Sauerstoffeintrag würden nach Meinung der EAWAG auch im Tiefenwasser ganzjährig für Sauerstoffverhältnisse von mehr als 4 mg O₂/l sorgen.

Der Kanton Aargau entschied sich für das bereits im Baldeggersee erprobte System "TANYTAR-SUS", welches im Sommer Reinsauerstoff über Diffusoren ins Tiefenwasser einbringt und im Winter den See mit Druckluft umwälzt. Die Anlage wurde anfangs Dezember 1985 erstmals als Zirkulationshilfe eingesetzt. Bereits einen Monat später wies der See bezüglich Sauerstoff eine homogene Verteilung auf. Im September 1986 wurde ein Testbetrieb zur Sauerstoffbelüftung mit einem reduzierten Sauerstoffeintrag von 0,5 bis 1,5 Tonne pro Tag aufgenommen (STÖCKLI und SCHMID 1987). Ab 1987 wurden jedes Jahr zwischen April und Oktober jeweils 400 bis 600 Tonnen Sauerstoff ins Tiefenwasser eingetragen. Durch die Belüftung gelangt nun auch während des Sommers genügend Sauerstoff in das Tiefenwasser und die Sauerstoffzehrung erreicht nun tatsächlich 9 Tonnen pro Tag; es bilden sich keine reduzierten Verbindungen (Sauerstoffschuld) mehr (siehe weiter oben). Der erreichte Phosphorrückgang im See zeigte bisher keine Rückwirkungen auf die Algenproduktion (SCHEIDEGGER 1992).

1991 wurde das erste Mal das ganze Jahr, bis zum Seegrund in 46 m Tiefe, Sauerstoff nachgewiesen; der Grenzwert von 4 mg O₂/l wurde bis in eine Tiefe von 40 m eingehalten. Der dafür notwendige Sauerstoffeintrag betrug 1991 3,5 und 1992 wegen des warmen Sommers sogar bis 4,3 Tonnen pro Tag.

Die Beobachtung von Würmern (Tubificidae) und Insektenlarven (Chironomidae), die auch mit wenig Sauerstoff leben können, zeigte seit 1985 eine langsame Rückeroberung des Lebensraumes in die Tiefe. Diese schlambewohnenden Organismen, Bioindikatoren für die Sauerstoffversorgung der Sedimente, waren bis im Spätsommer 1992 in eine Tiefe von 45 m vorgedrungen.

Die Phosphorrücklösung konnte zwar deutlich von rund 18 Tonnen auf weniger als die Hälfte reduziert werden; die ursprüngliche Annahme, dass mit der Anwesenheit von Sauerstoff im Wasser in wenigen Jahren die obersten Sedimentschichten oxidiert würden und die Rücklösung vollständig unterbunden werden könne, erwies sich jedoch als zu optimistisch.

Zahlen zur Fischerei

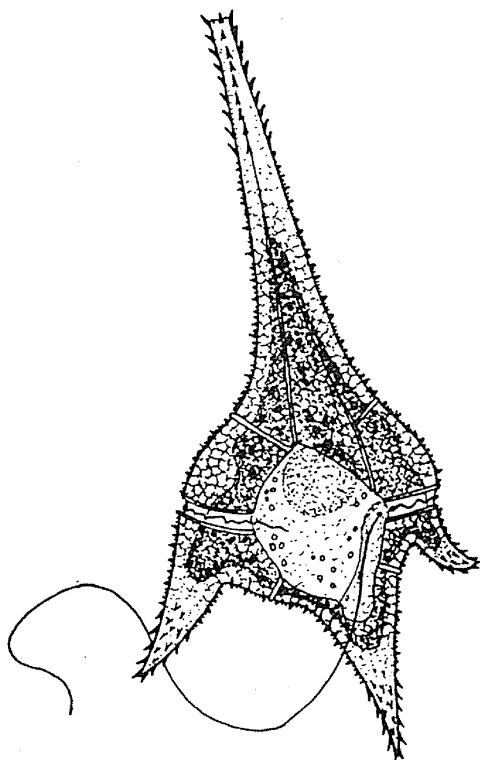
Die Verschlechterung des Seezustandes zeigte sich auf drastische Weise durch das Verschwinden der Felchen anfangs des Jahrhunderts. Die einst so berühmten Hallwilersee-"Ballen", *Coregonus annectus balleoides* V. Fatio, waren schon in den zwanziger Jahren praktisch ausgestorben. Heute sind dank der künstlichen Besatzung wieder fast 90% der gefangenen Fische Blaufelchen. Die gesamten Jahreserträge - bis in die achtziger Jahre zwischen 6 und 13 Tonnen - haben sich seither verfünffacht: 1990 wurden 52 Tonnen gefangen.

Fazit

Aufgrund der grossen Phosphorbelastung aus dem Einzugsgebiet ist die Algenproduktion im Hallwilersee zu hoch. Trotz intensiver Gewässerschutzmassnahmen des Kantons Luzern stammt noch immer 1/3 der Nährstoffbelastung aus dem Baldeggersee. Eine Sanierung des Hallwilersees ist nur möglich, wenn auch diese Belastung weiter reduziert wird. Durch Ausbau der Kläranlagen und der Kanalisation im Einzugsgebiet sind nur noch kleinere Verbesserungen möglich. In beiden Seen versuchen die betroffenen Kantone deshalb die Phosphatbelastung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Griff zu bekommen und den Seezustand durch flankierende seeinterne Massnahmen, wie Belüftung und Zirkulationshilfe, zu verbessern. Auch wenn diese häufig nur als Massnahmen zur Symptombekämpfung angesehen werden, sind sie doch auch Überlebenshilfe bis zur erhofften, nachhaltigen Gesundung des Sees. Sie vermögen das Auftreten von z.T. giftigen reduzierten Substanzen zu verhindern, den höheren Wasserorganismen (vor allem Fischen) den zum Überleben notwendigen Sauerstoff zu sichern und durch Eindämmen der Rücklösung aus den Sedimenten die Phosphorkonzentration im See zu reduzieren. Die Wurzel des Übels, die Nährstoffbelastung aus den Einzugsgebieten, können sie aber nicht beseitigen.

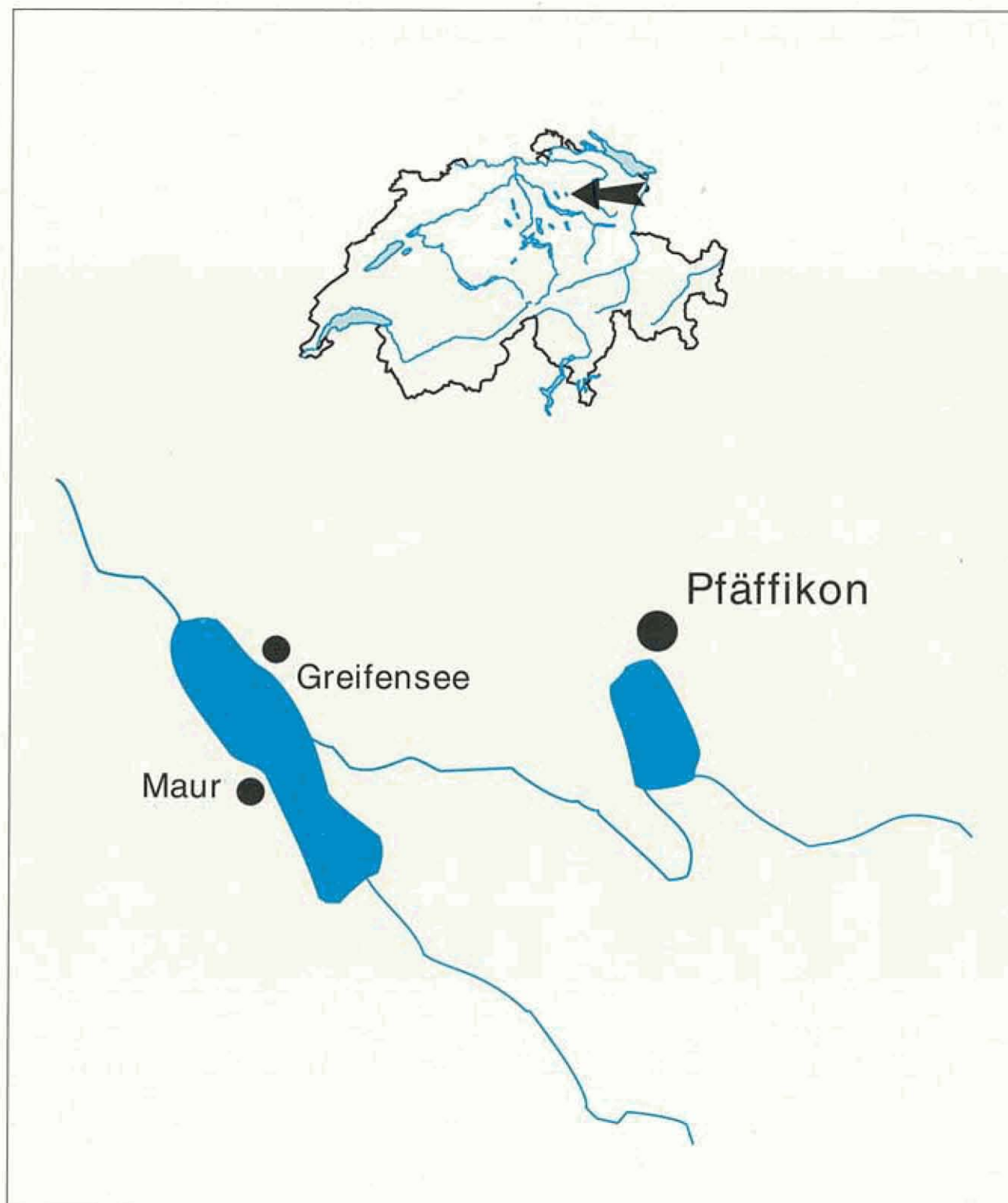
Literatur

- Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz und EAWAG, Fachabteilung Hydrobiologie/Limnologie: Messdaten.
- Brutschy, A., 1911: Das Plankton des Hallwilersees. Festschrift der Aarg. Natf. Gesell. 12, 141 - 148.
- Güntert, A., 1920: Sauerstoff und Schwefelwasserstoff im Hallwilersee und ihre biologische Bedeutung. Festschrift für Zschokke 12, Basel.
- Keller, R., 1945: Limnologische Untersuchungen am Hallwilersee. Mitt. Aarg. Natf. Ges. 22/1.
- R. Keller, Limnologische Untersuchungen im Hallwilersee, Diss. ETH Zürich (1945)
- Vollenweider, R. A., 1975: Input - Output Models. Schweiz. Z. Hydrol., 37/1, 53 - 84.
- Schweizerischer Bundesrat: Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975.
- EAWAG, 1979: Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten für den Baldegger- und Hallwilersee im Auftrag des Militär- und Polizeidepartements des Kantons Luzern und der Baudirektion des Kantons Aargau. Dübendorf (Mai 1979).
- Berner, P., 1980: Limnologische Untersuchungen im Hallwilersee. Diplomarbeit, Zoologisches Institut der Universität Bern.
- Züllig, H., 1982: Untersuchung über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44/1.
- Märki, E. und M. Schmid, 1983: Der Zustand des Hallwilersees. Wasser, energie, luft 75.
- Bloesch, J. und U. Uehlinger, 1986: Horizontal sedimentation Differences in an eutrophic Swiss Lake. Limnol. Oceanograph. 31(5), 1094 - 1109.
- Stöckli, A. und M. Schmid, 1987: Sanierung Hallwilersee - Erste Erfahrungen mit Zwangszirkulation und Tiefenwasserbelüftung. Wasser, energie, luft 79.
- Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz, 1992: Sanierung des Hallwilersees, Zuflussuntersuchung zur Nährstoffbelastung 1988/90, (Schlussbericht). Wasser, energie, luft 84.
- Stössel, F., 1992: Die Bodenfauna des Hallwilersees dringt vor. Mitteilungen der EAWAG 34.
- Scheidegger, A., 1992: Sauerstoffhaushalt im Hallwilersee, eine Untersuchung des Einflusses der seeinternen Massnahmen zur Seesanieung. Diplomarbeit ETH Zürich.
- Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Umweltschutz, 1993: Interne Auswertungen der laufenden Überwachung des Hallwilersees. Aarau.



20. Greifensee und Pfäffikersee





Zur Morphologie

Wie der Zürichsee, liegen auch Greifensee und Pfäffikersee in ehemaligen, vom Linth/Rheingletscher ausgeräumten Becken, die von Moränen des sich am Ende der letzten Eiszeit zurückziehenden Gletschers umsäumt werden. Beide Seen reichten zunächst weiter talauf- und talabwärts bis an die Endmoränenwälle. Durch das Geschiebe der bei Mönchaltorf zusammentreffenden Bäche und der bei Niederuster einmündenden Aa wurde der Greifensee nach und nach zu einem Restsee zugeschüttet. Beim Pfäffikersee übernahm der Kämpfnerbach diese Arbeit.

Beide Seen liegen in flachen Mulden und sind den Winden gut zugänglich. Dank der geringen Tiefe (knapp über 30 m) werden sie in jedem Frühjahr bis auf Grund durchmischt.

Physikalische Vorgänge

Seen stehen unmittelbar unter dem Einfluss des Klimas. Im Sommer wird das Wasser erwärmt, im Winter verliert es einen Teil dieser Wärme wieder an die Umgebung. Der Temperaturgang ist im Wasser dank dessen Wärmespeichervermögen ausgeglichener als in der Luft und gegenüber dieser um etwa 1 Monat verzögert. Die Erwärmung der oberen Schichten führt zur bekannten Temperaturschichtung, welche sich im Wasser als Dichteschichtung auswirkt. Diese wird in der kalten Jahreszeit durch Winde wieder zerstört.

Im Greifensee bildet sich im langjährigen Mittel die Temperaturschichtung, die bis Mitte September stabil bleibt, bereits im April. In dieser Zeit

wächst die obere, wärmere Schicht (Epilimnion) stetig an und erreicht mit Beginn der Zirkulation Mitte Dezember als schon zirkulierende Schicht eine Tiefe von 25 m. Sofern nicht scharfer Frost mit inverser Temperaturschichtung oder sogar Vereisung auftritt, bleibt die Situation bis Ende Februar stabil. Im März wird der See dann von der Frühjahrszirkulation erfasst, die bis in den April hinein dauert. Die Seezuflüsse schichten sich im See ungefähr in der Tiefe ein, die ihrer eigenen Temperatur entspricht, meist in der Temperatursprungschicht (Metalimnion). Das Schichtungsgefüge wird dadurch nicht beeinflusst.

Im Pfäffikersee kann die stabile Temperaturschichtung oft bereits im März beobachtet werden.

Tolerierbare Phosphorbelastung

Als Flachsee mit geringem Sauerstoffvorrat während der Schichtungsperiode ist der Greifensee von Natur aus mit Nährstoffen nur wenig belastbar. Die maximal tolerierbare Phosphorbelastung liegt deshalb bei 2,5 Tonnen pro Jahr.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Die Einzugsgebiete des Pfäffikersees und des Greifensees sind zu 98% resp. 97% saniert. Nach Vollausbau des Kanalisationsnetzes werden 99% aller Einwohner an eine Kläranlage angeschlossen sein. Nur 5% der Abwässer werden in Reinigungsanlagen ohne Flockungsfiltration (4. Stufe) gereinigt. Der grösste Teil davon wird allerdings direkt in die Glatt (Seeabfluss) umgeleitet und belastet den Greifensee nicht mehr. Die Anlagen in Pfäffikon und Hittnau wurden 1992/1993 ebenfalls erweitert und erneuert.

Der Greifensee in Zahlen

Oberfläche	8,45 km ²
Länge	6,5 km
maximale Breite	1,85 km
maximale Tiefe	32,3 m
mittlere Tiefe	18 m
Volumen	0,148 km ³
mittlere Abflussmenge	3,65 m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	1,09 Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	167 km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	85'000 *)
	100'000 **)

*) ohne Einzugsgebiet Pfäffikersee

**) mit Einzugsgebiet Pfäffikersee

Der Pfäffikersee in Zahlen

Oberfläche	3,3 km ²
Länge	2,6 km
maximale Breite	1,4 km
maximale Tiefe	35 m
mittlere Tiefe	18,6 m
Volumen	58,8 Mio m ³
mittlere Abflussmenge	0,66 m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	2,65 Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	28,7 km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	15'000

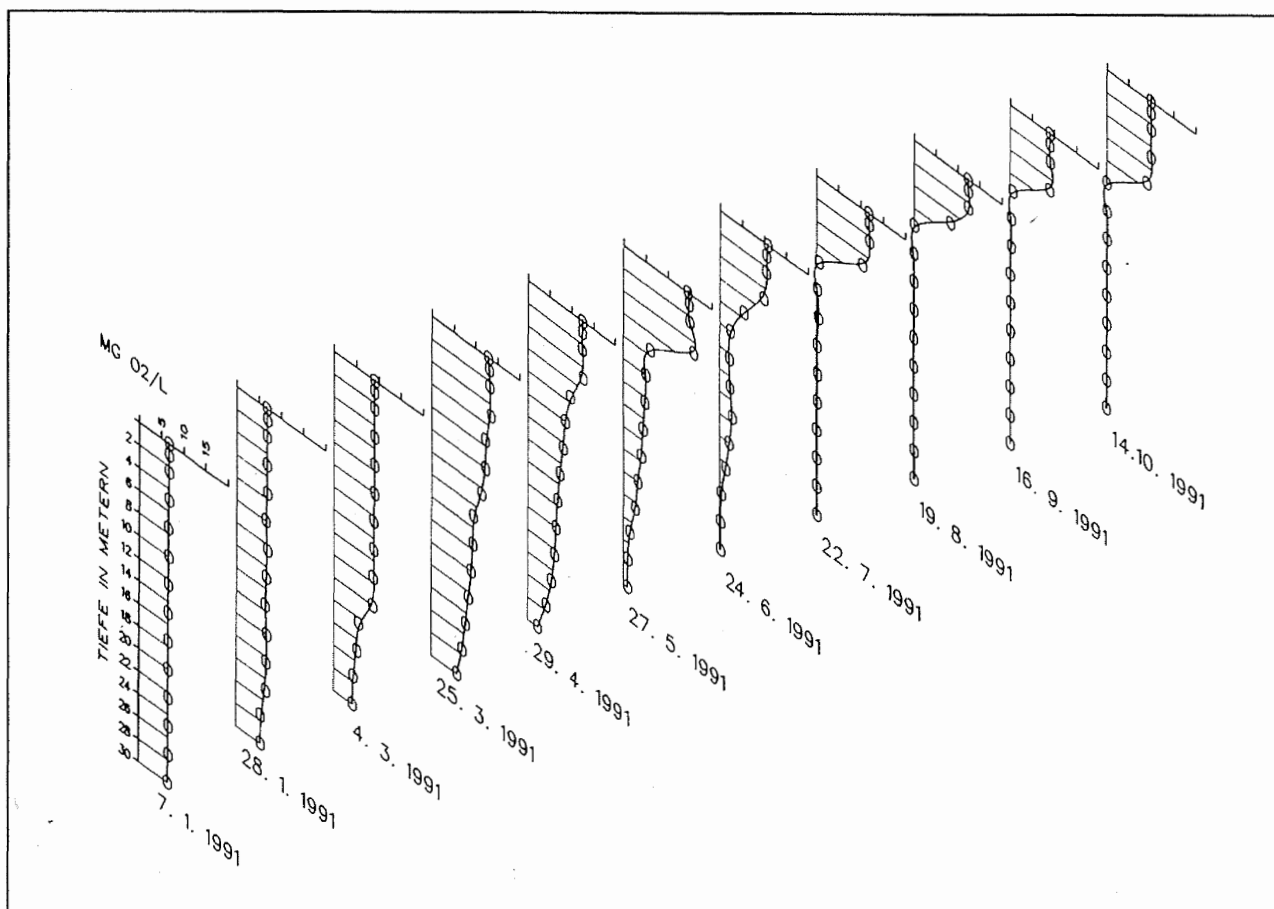


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Greifensee 1991.

Im Einzugsgebiet des Greifensees ist die durchschnittliche Bevölkerungsdichte 6 bis 15 mal grösser als im Einzugsgebiet anderer Mittellandseen. Mit dem heutigen Stand der Abwasserreinigungstechnik (4. Stufe) können gut 90% der anfallenden Phosphormenge zurückgehalten werden, d.h. die Phosphorfracht aus dem gereinigten, häuslichen Abwasser im Greifensee-Einzugsgebiet entspricht in etwa der Menge aus einem gleich grossen Gebiet mit normaler Bevölkerungsdichte ohne Abwasserreinigung. Die Abwasserreinigungstechnologie oberhalb der beiden Seen hat einen Stand erreicht, der sich mit vernünftigen Mitteln kaum noch verbessern lässt. Nach den bisherigen Erfahrungen liegt der Phosphorgehalt im Abfluss der Reinigungsanlagen mit 4. Stufe bei 0,2 mg/l. Bei einer Abwassermenge von 20 Mio. m³ pro Jahr entspräche dies maximal 4 Tonnen Phosphor. Die Menge an algenverfügbarem Phosphor aus dem Abwasser betrug 1991/92 aber nur noch 1,75 Tonnen.

Die grössten Phosphorquellen für den Pfäffikersee sind Bodenerosion im Einzugsgebiet und Rücklösung aus den Seesedimenten. Die Sedimente geben dem See die Altlasten, welche während längerer Zeit akkumuliert wurden, zurück. Dieser Prozess wird noch einige Jahre andauern. Erst wenn im Tiefenwasser ganzjährig

genügend Sauerstoff vorhanden ist, und dieser auch in die obersten Sedimentschichten gelangt, wird die Phosphorrücklösung aufhören.

Die Phosphorfracht aus dem Pfäffikersee machte 1978 mit 3,6 Tonnen pro Jahr noch etwa 18% der Gesamtbelastung des Greifensees aus; obwohl diese 1991 weniger als 1 Tonne P/Jahr betrug, ist sie anteilmässig etwa gleich geblieben.

Die Entwicklung des Seezustandes

1910 konnte GUYER im Greifensee noch keine Anzeichen einer stärkeren Belastung beobachten. Auch nach ZÜLLIG (1982) war der Greifensee bis 1910 kaum belastet und ein Felchensee. Erst die Melioration der torfigen Böden im Glattal mobilisierte grosse Mengen von Nährstoffen. In den Gutachten von FEHLMANN (1915), SILBERSCHMIDT (1916) und MINDER (1918) wurde erstmals auf die Gefahr der Sauerstoffzehrung, verursacht durch die dem See zugeführten organischen Frachten, aufmerksam gemacht. Nach ZÜLLIG trat anfangs der dreissiger Jahre erstmals Faulschlamm in den Sedimenten auf, was ein Hinweis auf ungenügende Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser ist. Nach zahlreichen Fischsterben wies der Kantonschemiker E. WASER im Jahre 1935 nach umfangreichen Untersuchungen

erneut auf die Verschmutzung des Aabaches und die daraus resultierende Gefährdung des Greifensees hin.

Nach dem zweiten Weltkrieg wurde das Glattal zum Ausweichraum der Wohnregion Zürich. Die Einwohnerdichte im Einzugsgebiet nahm um mehr als 100% zu und erreichte 1980 mehr als 550 Einwohner pro km². Zusammen mit der Intensivierung der Landwirtschaft (Viehmast) erhöhte sich auch die Düngstoffbelastung ganz bedrohlich. Der Phosphorgehalt im Greifensee stieg seit 1940 um mehr als das Zehnfache und erreichte Mitte der sechziger Jahre ein erstes Maximum von mehr als 400 µg Gesamtphosphor pro Liter.

Bei extrem 'gedüngten' Seen, wie dem Greifensee, treten gehäuft Blaualgenblüten auf. Beim Absterben dieser Algen entstehen im Zellinneren Gasblasen und die tote, häufig schon stinkende, intensiv grün oder gelbbraun gefärbte Algenmasse steigt an die Seeoberfläche. Dort schwimmt sie im Spätsommer und Herbst über Wochen und zersetzt sich langsam weiter. So erstaunt es nicht, dass ein internationales Symposium für Limnologie in Salzburg 1967 dem Greifensee das zweifelhafte Prädikat "der schmutzigste See Europas" zusprach.

Mit dem Bau der Kläranlagen mit Simultanfällung (3. Stufe) im Einzugsgebiet nahm zwar die Phosphorbelastung vorübergehend wieder ab. Da jedoch die Belastungsfaktoren, Einwohnerdichte und Viehbestand, weiter zunahmen, stieg sie wieder an und erreichte 1969 mit mehr als 500 µg pro Liter ein zweites Maximum. Erst der Einbau der Flockungsfiltration (4. Stufe) in den Kläranlagen verminderte den Phosphorgehalt schnell. 1993 lag dieser bei 90 µg P/l; mässig

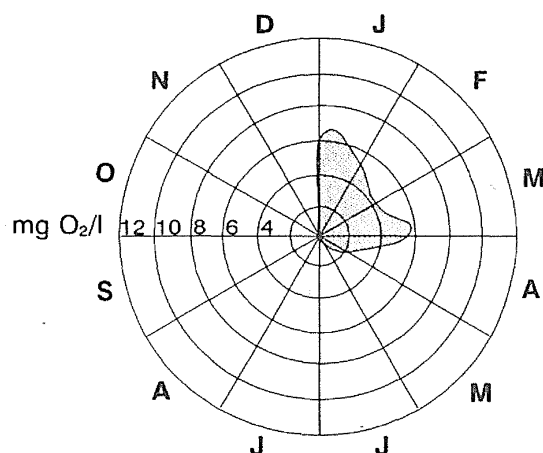


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Greifensee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

belastete Seen im Alpenraum zeigen in der Regel Phosphorkonzentrationen unter 20 bis 30 Mikrogramm pro Liter.

BUNDI (1974) schätzte die jährliche Belastung an algenverfügbarem Phosphor für 1968 auf 50 - 60 Tonnen. Zuflussuntersuchungen 1977/1979 mit 22 t P/Jahr und 1990/1992 mit 5,1 t P/Jahr zeigen den starken Rückgang der Belastung. Rund 65% sind der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet zuzuschreiben. Die durchschnittliche Phosphorkonzentration im Zulauf des Greifensees lag 1991 unter 45 µg P/l. Die aktuelle Konzentration im See entspricht somit nicht der Belastung aus dem Einzugsgebiet; die langfristige Prognose für den Seezustand ist daher eher günstig. Wie eine neuere Modellrechnung der EAWAG zeigt, kann der angestrebte Phosphorgehalt von maximal 25 µg P/l aber nur eingehalten werden, wenn die heutige Belastung um mehr als 50% verringert wird.

Während der Phase der extremen Belastung hat der See in seinen Sedimenten einen grossen Vorrat an Phosphor angehäuft. Aus diesem Vorrat von 66 Tonnen Phosphor wären aber unter auch ungünstigsten Bedingungen nur ca. 30 t remobilisierbar.

Im Pfäffikersee ging der Phosphorgehalt in den letzten 10 Jahren um mehr als 60% zurück. 1970 lagen die Gehalte noch über 350 µg P/l; bereits 1980 wurden Gehalte von 160 und 1990 sogar solche von weniger als 60 µg P/l gemessen. Auch hier ist aber die Zielvorgabe, weniger als 25 µg P/l, noch nicht erreicht.

Bioproduktion

Ein direktes Mass für die Bioproduktion ist die Assimilation von organischem Kohlenstoff. Direkt lässt sich diese nur auf recht komplexe Weise, z.B. über den Einbau radioaktiven Kohlenstoffs, ermitteln. Indirekt kann sie auch über die bei der Mineralisierung der abgestorbenen Algenmasse verbrauchte Sauerstoffmenge bestimmt werden. Die so berechneten Jahresproduktionen schwanken seit 1971 zwischen 400 und 900 g C/m². Dies ist nicht weiter erstaunlich, denn der See ist seit 1971 mit Nährstoffen übersorgt, so dass die jeweiligen ökologischen und meteorologischen Bedingungen die Menge bestimmen. ZÜLLIG (1982) meinte anhand der Konzentrationsabnahme abgelagerter Pflanzenfarbstoffe in den obersten Sedimentschichten auf einen leichten Rückgang der Bioproduktion schliessen zu können. Nach BÜRGI, AMBÜHL, BÜHRER und SZABO (1988) hat die Plankton-Biomasse auf den Phosphor-Rückgang noch nicht reagiert. Erste

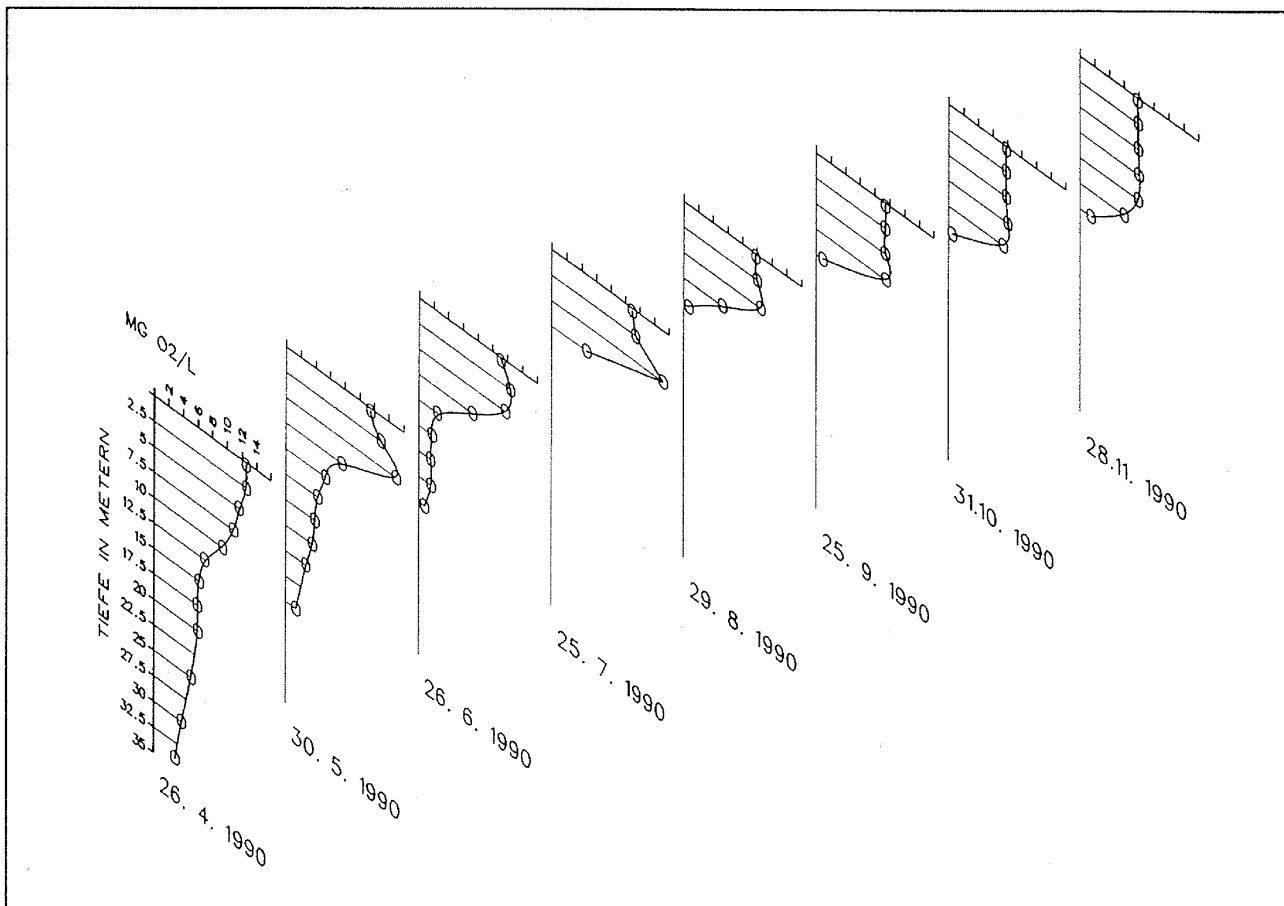


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Pfäffikersee 1990.

Anzeichen einer Verbesserung lassen sich aber auch aus der Verschiebung der Nährstoffprofile ablesen (BÜHRER, EAWAG Nr. 4815, 1992). Die Profile für Kohlenstoff und für Phosphor, die während der Zeit der starken Überdüngung weitgehend parallel verliefen, scheinen sich zu entkoppeln. Die Zone der grössten Konzentrationsänderung (Chemokline) während der Stagnationsphase liegt für Phosphor zunehmend weiter unten als für Kohlenstoff. Dies ist ein Hinweis auf Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung der Biomasse und im Schwebeverhalten des Planktons.

Im Pfäffikersee haben die Jahresspitzenwerte der Bioproduktion seit 1986 zwar abgenommen aber die Sauerstoffgehalte sind auch hier noch immer ungenügend.

Sauerstoffgehalt

Der Abbau der riesigen Algenmassen verbraucht viel Sauerstoff. Wegen der geringen Tiefe ist der Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser beider Seen klein und deshalb schon kurz nach Beginn der Temperaturschichtung ab 8 Metern Tiefe aufgebraucht.

Wenn die Herbstwinde den See zu früh mischen, kann die Konzentration sauerstoffzehrender Substanzen auch an der Oberfläche stark zunehmen. Früher führte dies zu eigentlichen Zusammenbrüchen des Sauerstoffgehaltes im Greifensee bis an die Oberfläche. Das Ausbleiben dieses Ereignisses seit 1977 deutet auf eine leichte Verbesserung des Seezustandes hin. Doch auch 1991 und 1992 traten wegen des anhaltenden Sauerstoffmangels grössere Konzentrationen an giftigen, reduzierten Substanzen auf. Im Greifensee lagen die Spitzenwerte für Ammonium bei 1,94 mg N/l und für Nitrit bei 0,36 mg N/l. Im Pfäffikersee lagen die Ammoniumwerte ab 25 m Tiefe im Juli bis November regelmässig über 1 mg N/l; das Maximum betrug im Oktober in 34 m Tiefe 2,28 mg N/l. Die Nitritwerte stiegen im Juli in 34 m Tiefe bis auf 0,36 mg N/l und die Schwefelwasserstoffgehalte Ende Jahr sogar bis auf 5,7 mg S/l.

Zahlen zur Fischerei

Seit 1975 wurden die Felchen im Greifensee mit Erfolg wieder angesiedelt. Auch die Egli-Erträge, welche ausnahmslos aus der Naturverlaichung stammen, lagen 1988 mit über 20 kg/ha höher als diejenigen im Zürichsee (10 kg/ha) und Pfäffikersee (15 kg/ha).

Trotz des schlechten Seezustandes konnten 1988 noch über 60 t Fische gefangen werden. Der Anteil der Hechte, Egli und Felchen war dabei grösser als derjenige der Schwalen. Heute ist das Interesse der Berufsfischer am Greifensee nur noch gering.

Wegen des Sauerstoffmangels im Tiefenwasser wird der Fischbestand während der Temperaturschichtung auf das kleine Wasservolumen oberhalb 8 m Tiefe eingengt. Fischarten, welche Kaltwasser bevorzugen, sind gezwungen, sich im stark erwärmten Oberflächenwasser aufzuhalten. Diese Fische sind geschwächt und demzufolge krankheitsanfällig. Auch aus fischereibiologischer Sicht ist somit eine weitere Verbesserung des Seezustandes unerlässlich.

Seeinterne Massnahmen

Gestützt auf die monatlichen Seeuntersuchungen der EAWAG sowie die umfangreichen Zuflusshebungen wurde für das Jahr 1991 eine Phosphorbilanz des Greifensees erstellt; die jährliche Belastung mit algenverfügbarem Phosphor betrug 5,1 Tonnen; der Anteil aus der Abwasserreinigung lag bei rund 35%.

Die Daten der Phosphorbilanz und der Seeuntersuchungen bildeten die Basis für eine Computersimulation an der EAWAG (1992). Verschiedene Sanierungsvarianten wurden erwogen:

- Durch Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet (externe Massnahmen) kann der Greifensee innert 10 Jahren saniert werden, falls die aktuelle Phosphorzufuhr halbiert wird. Falls die heutige (1991) Phosphorbelastung beibehalten wird, würde sich der Phosphorgehalt im See bei einem Wert zwischen 40 und 60 $\mu\text{g P/l}$ stabilisieren.
- Eine Zirkulationsunterstützung im Winterhalbjahr verbessert bei gleichbleibender Phosphorbelastung die Wasserqualität kaum. Eine solche Massnahme lässt sich daher nicht rechtfertigen.
- Eine Sauerstoffzufuhr von mindestens 10 t O_2/Tag würde die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser zwar verbessern, die Phosphorrücklösung könnte aber nicht vollständig unterbunden werden und die Primärproduktion wäre noch immer zu gross. Die Sanierungsvarianten mit künstlich eingeleitetem Sauerstoff müssen vorsichtig beurteilt werden, denn die Sauerstoffzehrung der Sedimente ist zu wenig bekannt; würde zu intensiv belüftet, was zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten über dem Sediment führen könnte, würden die Abbauvorgänge möglicherweise so stark beschleunigt, dass ein grösserer Teil des im Sediment

zurückgehaltenen Phosphors wieder ins Wasser gelangt.

- Unter den seeinternen Massnahmen hat eine Tiefenwasserableitung den grössten Effekt. Bei gleichbleibender Phosphorbelastung würde diese Massnahme für eine Sanierung ausreichen, das abgeleitete Wasser müsste jedoch belüftet und behandelt werden, um eine nachteilige Veränderung der Wasserqualität in der Glatt auszuschliessen.
- In Anbetracht der gegenwärtig laufenden Verbesserungen vor allem im Seezugsgebiet, ist es nicht zweckmässig, mit seeinternen Massnahmen in den Sanierungsprozess einzugreifen.

Verschiedentlich wurde durch Fischereikreise verlangt, es müsse im Pfäffikersee eine künstliche Seebelüftung realisiert werden. Gemäss Beurteilung durch die EAWAG sind auch im Pfäffikersee unerwünschte Folgen nicht in jedem Fall auszuschliessen. Im April 1992 wurde deshalb eine Blasenschleieranlage eingebaut, die im Winter auf sanfte Art die Zirkulation unterstützen soll. Luft wird komprimiert und an die tiefste Stelle geführt, wo Diffusoren für die Verteilung sorgen. Die aufsteigenden Luftblasen bewirken eine Wasserbewegung in der gleichen Richtung. Durch die intensivere Wasserzirkulation gelangt auch vermehrt Oberflächenwasser, welches mit atmosphärischem Sauerstoff angereichert ist, in die Tiefe. Fischschädliche Substanzen wie Schwefelwasserstoff, Ammonium (Ammoniak) und Nitrit werden oxidiert. Im Herbst 1992 wurde die Anlage in Betrieb genommen; im Frühjahr 1993 war bereits der gesamte Wasserkörper des Sees mit Sauerstoff gesättigt ($\geq 12 \text{ mg O}_2/\text{l}$).

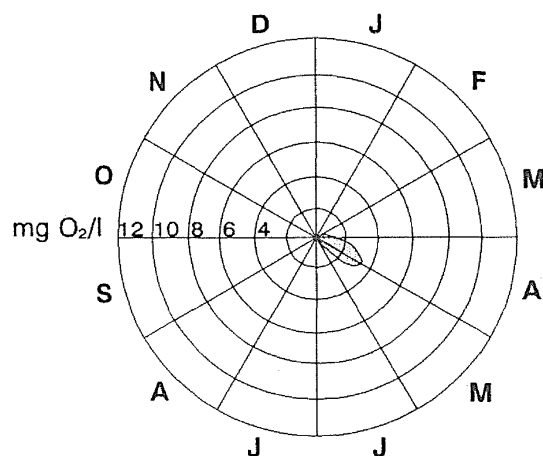


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Pfäffikersee 1990, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Fazit

Die Phosphorbelastung des Greifensees ist trotz sehr grosser Anstrengungen im Bereich der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet beider Seen heute noch immer gut zwei mal und der Phosphorgehalt vier mal zu hoch; die Sauerstoffverhältnisse sind unterhalb von 8 m Tiefe von Mai bis Dezember ungenügend. Da durch weitere bauliche Gewässerschutzmassnahmen allein die notwendige Reduktion der Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet nicht erreicht werden kann, hat das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich (AGW) den Einsatz seeinterner Massnahmen prüfen lassen. Die EAWAG zeigte in ihrer Studie, dass nur eine Tiefenwasserableitung eventuell in Kombination mit einer Belüftung Erfolg verspricht, falls die Belastung aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht deutlich reduziert werden kann. Der Seezustand verbessert sich von Jahr zu Jahr: Der Phosphorinhalt nimmt ab, entspricht aber noch immer nicht der aktuellen Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet. Mit dem prognostizierten Gleichgewichtszustand entsprechend einem Phosphorgehalt im See zwischen 40 und 60 $\mu\text{g P/l}$ wird das Qualitätsziel von weniger als 25 $\mu\text{g P/l}$ aber trotzdem nicht erreicht. Der Kanton versucht deshalb die bisherigen Anstrengungen im Einzugsgebiet weiter zu verstärken und insbesondere im Bereich der Bodendüngung und der Verhinderung der Bodenerosion vermehrt beratend und steuernd einzugreifen; seeinterne Massnahmen sind vorderhand nicht notwendig.

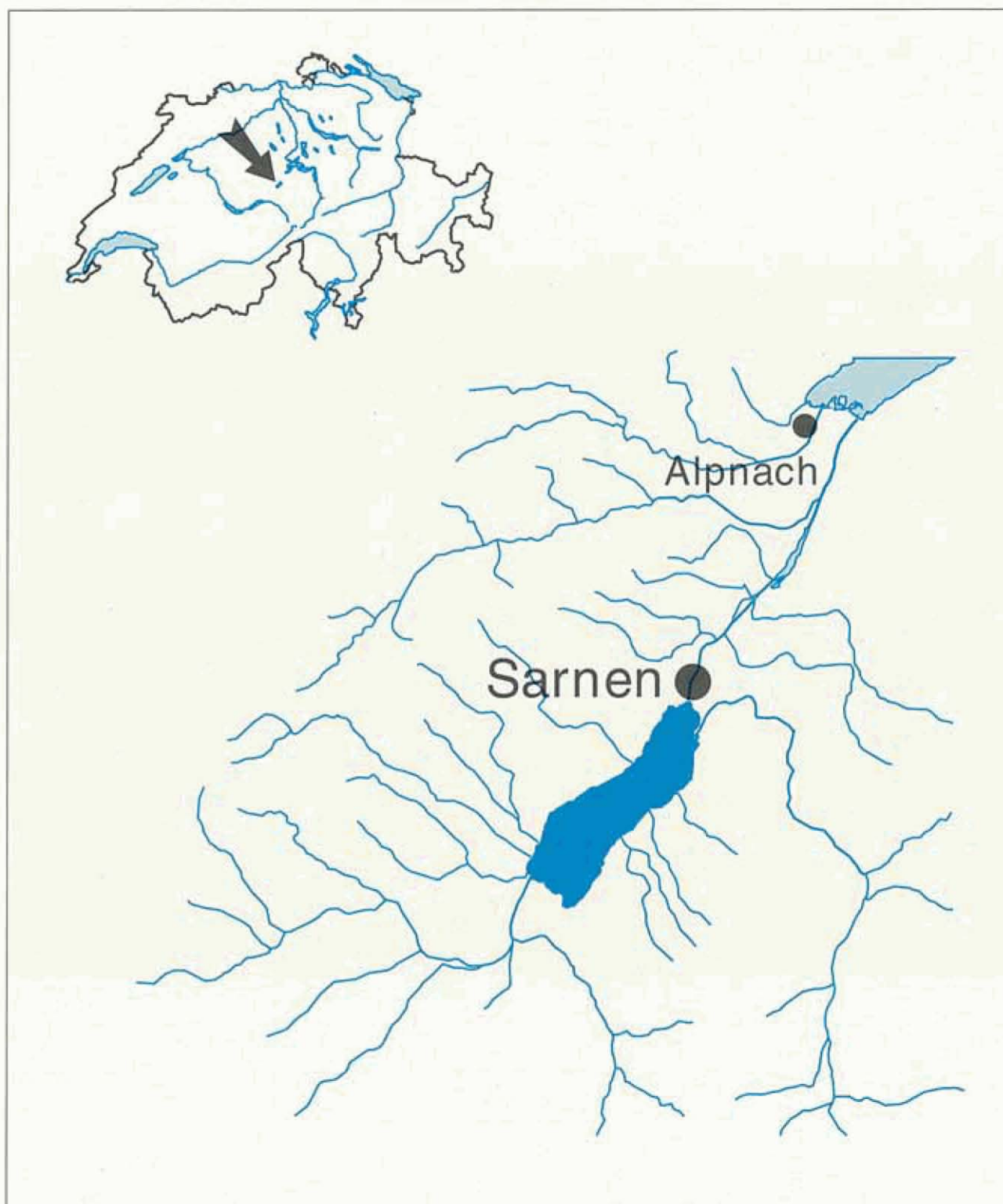
Auch der Pfäffikersee ist noch zu stark belastet; sein Phosphorgehalt ist noch gut zwei mal zu gross. Mit einer sanften Zirkulationsunterstützung durch Blasenschleier versucht das AGW dem See zu helfen.

Literatur

- Guyer, O., 1910: Beiträge zur Biologie des Greifensees. Diss. Zürich, ETH, Druck Stuttgart.
- Fehlmann, W., 1915: Studie betreffend die Fischereiverhältnisse im Greifensee und Aabach z.H. der Finanzdirektion des Kantons Zürich.
- Silberschmitt, W., 1916: Studie betreffend Greifensee und Aabach vom 8. Januar 1916 an die Finanzdirektion des Kantons Zürich.
- Waser, E., G. Blöchliger und A. Lieber, 1935: Der Aabach, Seewasser und Abwasser von Pfäffikon (Zch.). Untersuchungen der öffentlichen Gewässer des Kantons Zürich (aus dem Laboratorium des Kantonschemikers). Huber & Co. AG, Frauenfeld.
- Pleisch, P., 1970: Die Herkunft eutrophierender Stoffe beim Pfäffiker- und Greifensee. Diss. Univ. Zürich.
- Glauser, O., A. Mattenberg und A. Peyer: Dokumentation 1972. Verband zum Schutze des Greifensees.
- Schüepp, M., 1979: Der Zürichsee und seine Nachbarseen. Verlag NZZ.
- Bundi, U. und P. V. Robert, 1974: Ursprung und Ausmass der Phosphorbelastung des Greifensees heute und im Jahr 2000. NZZ, 4. Februar 1974.
- Züllig, H., 1982: Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44, 1 - 98.
- Bühler, H., E. Szabò und H. Ambühl, 1985: Die Belastung des Greifensees mit Phosphor, Stickstoff, geochemischen Stoffen und Schwermetallen in den Jahren 1977/78. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 1.
- Bühler, H. und H. Ambühl, 1986: Die Möglichkeiten einer Sanierung des Greifensees. wasser, energie - luft 78, 3/4, 43 - 53.
- Szabò, E., ab 1976: Analysendaten chem. Parameter im Greifensee; limnol. Abteilung der EAWAG.
- Straub, M., 1988: Fischerei im Greifensee. pers. Mitt.
- Bürgi, H. R., H. Ambühl, H. Bühler und E. Szabò, 1988: La réaction du plancton lacustre face à l'élimination du phosphore. Mitt./Nouv. EAWAG 24.
- EAWAG, 1992: Über die Möglichkeiten einer Sanierung des Greifensees. Gutachten Nr. 4815.
- Behördenbericht Greifensee: Bachbegehungen, Überprüfung der Einleitungen, Phosphorbilanz, Modellrechnungen zur Seeentwicklung. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Baudepartement des Kantons Zürich (Mai 1993).

21. Sarnersee





Zur Morphologie

Die Ufer des Sarnersees fallen vor allem im Nordwesten stärker ab. Flachufer konnten sich nur an den See-Enden ausbilden. Wichtige Zuflüsse sind Dreiwässerkanal (Kleine Melchaa, Aa, Laui), Melchaa, Rütibach, Steinibach und Gerisbach.

Physikalische Vorgänge

Der Sarnersee zirkuliert normalerweise jedes Jahr im Dezember oder Januar bis auf den Grund. Der See friert nur in sehr kalten Wintern vollständig zu. Im Sommer erreichen die obersten Wasserschichten Temperaturen von 20 bis 24 °C.

Wegen der grossen Mineralstofffrachten der alpinen Zuflüsse erscheint der See oft leicht trüb.

Der Sarnersee in Zahlen

Oberfläche	7,64	km ²
maximale Tiefe	52	m
mittlere Tiefe	31,9	m
Volumen	0,244	km ³
mittlere Abflussmenge	11,1	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	254	Tage

Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	267	km ²
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	13'300	

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Am 1.1.1993 waren 94% der 13'300 Einwohner im Einzugsgebiet an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen.

Die Entwicklung des Seezustandes

Der Sarnersee wurde bis 1980 mehrheitlich nur durch Abwässer belastet. Wie die meisten Schweizerseen machte auch er eine Eutrophierungsphase durch; diese war wegen der nicht sehr starken Nutzung des Einzugsgebietes allerdings nicht ausgeprägt und erreichte um 1978 mit 20 µg P/l (Gesamtposphor) ein Maximum. Seit 1980 werden die Abwässer aus dem Einzugsgebiet der unterhalb des Sees liegenden ARA Alpnach zugeführt. Da durch diese Massnahmen der Abwasseranteil an den Nährstofffrachten in den See weitgehend eliminiert wurde, besteht die Phosphorzufuhr grösstenteils aus dem natürlicherweise im Einzugsgebiet vorkommenden, mineralischen Apatit; dieses kann von den Algen nicht direkt aufgenommen werden und

ist somit für die Bioproduktion kaum massgebend. Die Gesamtposphorgehalte lagen 1990 bei 6 µg P/l, dies entspricht dem Stand vor 1965; Ortho-Phosphat ist im März mit 0,4 bis 0,8 µg P/l nur noch knapp und während der Stagnationsphase überhaupt nicht mehr nachweisbar.

Sauerstoffgehalt

Im Sarnersee wurden nur selten Nähr- und Sauerstoffprofile erhoben. Eine der wenigen Messungen zeigt 1978 Sauerstoffmangel über Grund (0,5 bis 1 mg O₂/l). Mit der Abwassersanierung im Einzugsgebiet ist die grosse Sauerstoffzehrung verschwunden und der Seezustand hat sich gemäss Messungen von 1987 und 1990 weitgehend erholt.

Zahlen zur Fischerei

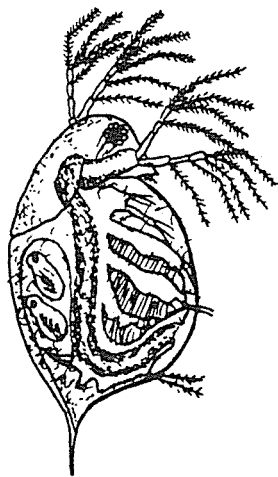
Die Eutrophierungsphase zeigte sich auch in den Fangerträgen der Berufs- und Sportfischer. Vor 1968 lag der jährliche Gesamtertrag bei 15 bis 20 kg pro Hektare, 70-80% davon waren Felchen. Mit dem Anstieg der Phosphorbelastung stieg der Gesamtertrag auf mehr als 30 kg/ha mit einem Felchenanteil von weniger als 30%. Seit 1987 haben sich die Fangerträge und der Felchenanteil wieder auf Werte wie in den sechziger Jahren stabilisiert. Der Weissfischanteil mit ca. 8% (1990) ist rückläufig, der Rest sind vor allem Hechte und Barsche.

Fazit

Wie die meisten Schweizerseen wurde auch der Sarnersee bis Ende der siebziger Jahre zunehmend mit Schmutzstoffen belastet. Die Eutrophierung des Sees hat aber wegen der guten Windexposition und des grossen Trübstoffanteils der Zuflüsse in einem sehr frühen Stadium haltgemacht. Seit 1980 werden die Abwässer aus dem Einzugsgebiet einer Abwasserreinigungsanlage unterhalb des Sarnersees zugeführt. Dieser reagierte rasch und ist heute trotz der lokal noch immer signifikanten Belastung aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten wieder nährstoffarm und sauerstoffreich.

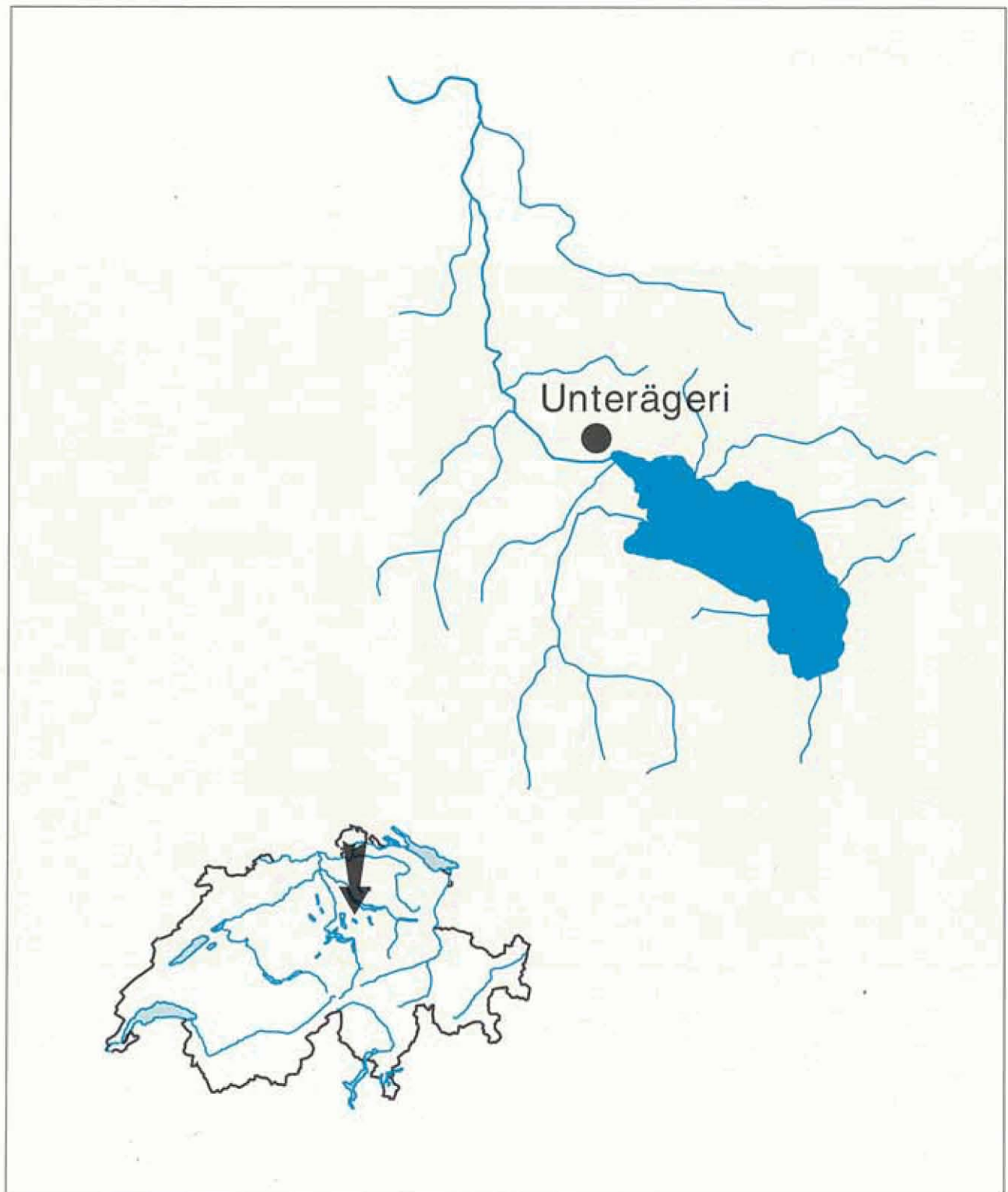
Literatur

- Müller, R.: Messdaten 1990, Zeitreihe Phosphorgehalte. EAWAG, Forschungszentrum für Limnologie in Kastanienbaum, (persönliche Mitteilung).
- Ambühl, H.: Messdaten 1987. EAWAG, Abt. Limnologie.



22. Ägerisee





Morphologie und Hydrologie

Das Seebecken des Ägerisees wurde durch einen Seitenarm des Muota/Reuss-Gletschers während der Spätwürm-Eiszeit ausgehoben. Es besteht aus zwei U-förmigen Unterbecken von 83 m und 81 m Tiefe, die durch Molasserippen getrennt sind. Der Seespiegel lag nach dem Abschmelzen der Gletscher bedeutend höher als heute. Die Absenkung auf das heutige Niveau ist wahrscheinlich eine Folge der Erosionstätigkeit des Rämselfaches, dessen Einmündung in die Lorze sich in der Nähe des damaligen Seeabflusses befand.

Der Ägerisee wird von kleinen Bächen gespiesen; ausser dem Hüribach bringen diese im langjährigen Durchschnitt alle weniger als 0,35 m³/s Wasser. Ein Teil des Hüribachwassers wird, bevor es den See erreicht, unterirdisch in einen anderen Seezufluss, das Nübächli, geleitet. Von diesem Mischwasser gelangen bis zu 0,28 m³/s durch das Kraftwerk Kreuzmühle direkt in die Lorze. Zusammen mit dem Niederschlag, der direkt auf den See fällt, beträgt die gesamte Zuflussmenge nur 1,66 m³/s; die Zuflüsse würden 6,8 Jahre benötigen um ein Volumen von der Grösse des Ägerisees mit Wasser zu füllen.

Physikalische Vorgänge

Zwar ist im Ägerisee meist zweimal im Spätherbst und im Frühjahr das ganze Temperaturprofil ausgeglichen (homotherm); wenn aber keine starken Winde aufkommen, tritt keine Vollzirkulation ein. Häufig ist im Winter eine inverse Schichtung zu beobachten: Wasser unter 4 °C schwimmt auf leicht wärmerem Wasser.

In den meisten Jahren friert der See fast oder ganz zu. Von 1968 bis 1983 war die Eisschicht dreimal (69/70, 70/71 und 80/81) begehbar. Die Vereisungsperioden enden häufig erst im April.

Der Ägerisee in Zahlen

Oberfläche	7,28	km ²
Höhe über Meer	724	m ü.M.
Länge	5,4	km
Breite	1,9	km
maximale Tiefe	83	m
mittlere Tiefe	48,9	m
Volumen	0,356	km ³
mittlere Abflussmenge	1,49	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers (Füllzeit)	6,8	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	40,7	km ²
Mittlere Höhe (ohne See)	967	m ü.M.
permanente Einwohner im Einzugsgebiet	4'200	

Tolerierbare Phosphorbelastung

Nach den Modellvorstellungen von VOLLENWEIDER (1976) liegt die kritische Phosphorbelastung für den Ägerisee unter 1,8 Tonnen P/Jahr.

Gemäss Angaben des Amtes für Umweltschutz in Zug wurden dem See 1993 noch ca. 2,5 Tonnen P/Jahr zugeführt.

Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Von den 4'200 Einwohnern im Einzugsgebiet sind 86% an eine Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Deren Abwasser gelangen über eine Ringleitung in die ARA Schönauf der Stadt Zug und belasten somit den See nicht mehr.

Heute gelangen demnach weniger als 500 kg Phosphor pro Jahr durch ungeklärte häusliche Abwässer in den See.

Die Entwicklung des Seezustandes

THOMAS (1955) beschreibt in seiner Habilitationsschrift den Ägerisee von 1951 als schwach belastetes Gewässer.

Wie die meisten Schweizerseen zeigte auch der Ägerisee in den sechziger und siebziger Jahren Eutrophierungstendenzen. Der Kantonschemiker von Zug (ESCHMANN 1964) befürchtete 1963 eine rasche Zunahme des Nährstoffeintrages. Dieser hielt sich aber in Grenzen; die über das gesamte Seevolumen gemittelten Phosphorgehalte lagen meist deutlich unter 20 µg P/l. Dies sind Werte, die eher für nährstoffarme Seen typisch sind. Zudem hat sich mit dem Bau der Ringleitung die Nährstoffzunahme stabilisiert. Heute liegen die Gesamtphosphorgehalte (gleitendes Mittel über das gesamte Seevolumen) unter 8 µg P/l. Der Orthophosphatgehalt ist in den meisten Tiefen kleiner als die durch die Analytik bedingten Erfassungsgrenze von 1 µg P/l.

Im Sommer und Herbst wird öfter eine deutliche Phosphoranreicherung im Tiefenwasser beobachtet (bis 120 µg Gesamt-P/l und über 25 µg Ortho-P/l). Diese ist vermutlich eine Folge des Abbaus organischer Substanz an der Sedimentoberfläche und wahrscheinlich z.T. auch einer Phosphorrücklösung aus den Sedimenten.

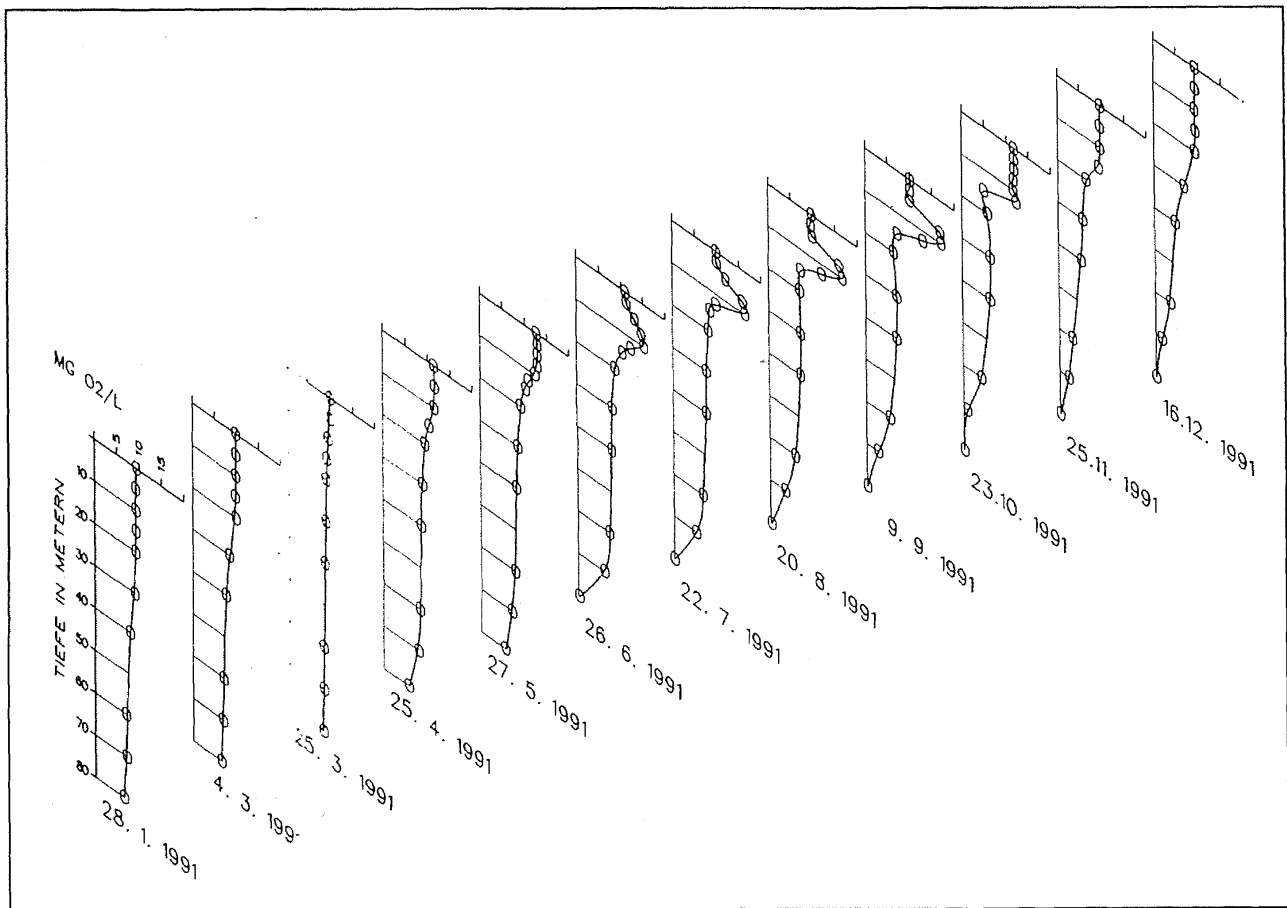


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Ägerisee 1991.

Sauerstoffgehalt

Erstaunlicherweise entsprechen die Sauerstoffprofile am Ende der Stagnationsperiode, im Herbst, nicht dem Bild eines nährstoffarmen Sees. Ein Sauerstoffschwund über den Sedimenten wurde von THOMAS (1955) in geringerem Ausmass schon 1951 beobachtet. Trotz des im Vergleich zur Oberfläche recht grossen Seevolumens, reicht der bei der Frühjahrszirkulation eingebrachte Sauerstoffvorrat nicht aus, um den für die Oxidation organischer Substanzen notwendigen Sauerstoffbedarf sicherzustellen. Die Sauerstoffgehalte über Grund sinken schon Ende Sommer meist unter 1 mg O₂/l. Seit 1968 treten Sauerstoffmangelzustände an der tiefsten Stelle alljährlich auf; sie dauern im Durchschnitt jeweils ca. 3½ Monate.

Die Ursache dieses Sauerstoffbedarfs ist offenbar nur zum Teil durch den Abbau organischer Substanz, die aus dem Einzugsgebiet eingetragen wird, erklärbar. Der Grund dafür ist vielleicht im Eindringen von sauerstoffzehrendem Methan aus der Tiefe zu suchen, wie dies z.B. auch für den Lungernsee gezeigt wurde (BOSSARD 1981). Nach LIVINGSTONE (1988) hat die jährliche Sauerstoffzehrung an der Sedimentoberfläche seit 1951 von 46 g O₂/m² auf 133 g O₂/m² (Mittel-

wert 1975 - 83) zugenommen. Dies ist ein Indiz für den Beitrag der seeinternen Bioproduktion an den Sauerstoffbedarf; der Abbau der abgestorbenen, abgesunkenen Biomasse verbraucht Sauerstoff.

Wegen seiner Höhenlage friert der Ägerisee häufiger zu als vergleichbare Seen des Mittellandes. Eine Eisdecke im Winter verhindert die Sauerstoffzufuhr aus der Atmosphäre. Eine Sauer-

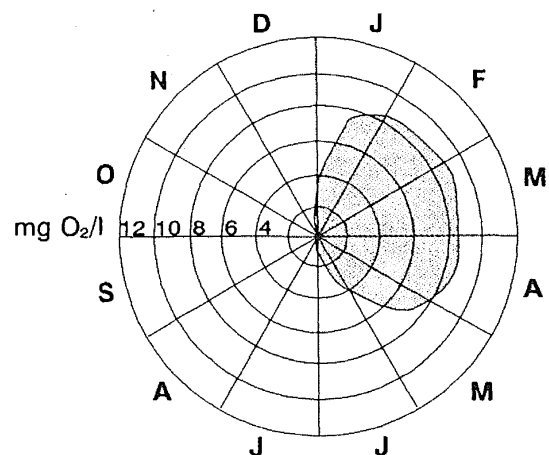


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Ägerisee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

stoffzehrung ist auch im Winter zu beobachten, d.h. der Sauerstoffvorrat unter dem Eis wird kleiner. Nach einer längerdauernden Eisbedeckung reicht die verbleibende kurze Zirkulationsphase nicht aus, um das Seewasser mit Sauerstoff zu sättigen und der See beginnt die Stagnations- resp. Produktionsphase nicht mit dem maximal möglichen Sauerstoffvorrat; die Sauerstoffmangelsituation (Anoxie) im nachfolgenden Herbst zeigt sich entsprechend deutlich.

Die zunehmende Nährstoffbelastung zeigt sich bei vielen Seen auch im vermehrten Auftreten von Blaualgen, wie z.B. der *Oscillatoria*. Im Ägerisee nahm die Nährstoffbelastung seit 1975 zwar wieder ab, trotzdem besteht die Algen-Biomasse (Phytoplankton) grösstenteils aus *Oscillatoria rubescens* (Burgunderblutalge), die sich in der Temperatursprungschicht (Metalimnion) ansiedelt. Sie kann sich dort weitgehend ungestört entfalten, da sich pflanzenfressende Kleintiere (Zooplankton) meist weiter oben aufhalten. Im Metalimnion führt die Massenentwicklung der *Oscillatoria* vor allem zwischen Juli und September zu einem deutlichen Sauerstoffmaximum. Vor 1977 wurden diese ausgeprägten metalimnischen Maxima nicht beobachtet.

Zahlen zur Fischerei

Ursprünglich dominierten im Ägerisee die Röteln (Seesaiblinge), während Felchen nicht vorkamen. Nach SURBECK (1917) wurden schon vor über 100 Jahren Einsatzversuche mit Felchen gemacht; zuerst wurde Brut der Zuger Balchen, später Eier aus dem Pfäffikersee verwendet. Diese Einsätze blieben aber vorerst erfolglos; es wurde angenommen, die reichlich vorhandenen Röteln hätten die jungen Felchen gefressen.

Das erste Felchen wurde im November 1916 zufällig mit einem Rötelnnetz gefangen. Seither machen die Felchen den grössten Fanganteil aus. Die eifrig betriebene Zucht trägt zu dieser Ertragssteigerung bei.

Heute betragen die jährlichen Fangerträge:

Felchen:	1 - 2,1 t
Seesaiblinge:	ca. 0,8 t
Hechte:	ca. 1,1 t
Barsche:	1,1 - 1,5 t
Weissfische:	1 - 1,5 t

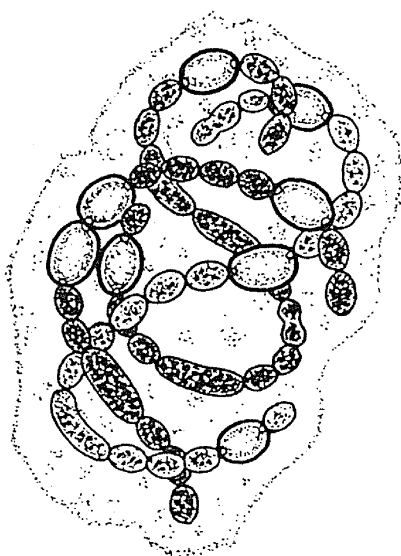
Der spezifische, jährliche Gesamtertrag liegt heute bei 10 kg pro Hektare. Diese Werte sind mit denjenigen schwach belasteter Seen, wie z.B. dem Walen- und Brienersee, vergleichbar.

Fazit

Der Ägerisee zeigt trotz sehr geringer Nährstoffgehalte Symptome, die sonst nur bei stärker belasteten Seen beobachtet werden: der Sauerstoffmangel im Tiefenwasser wurde schon in den fünfziger Jahren beschrieben; seit 1968 tritt er in jedem Herbst auf. Obschon der heutige Phosphorgehalt mit demjenigen vor 1965 vergleichbar ist, hat die kurze Eutrophierungsphase der siebziger Jahre das Aufkommen von Blaualgen begünstigt. Nebst der Zehrung durch den biologischen Abbau dieser Algen ist möglicherweise auch eindringendes Methan aus der Tiefe für die Sauerstoffmangelsituation verantwortlich. Da die geringen Nährstoffgehalte seit 1980 kaum weiter zurückgehen, ist damit zu rechnen, dass sich der heute beobachtete Seezustand auch in den nächsten Jahren nicht oder nur wenig ändern wird.

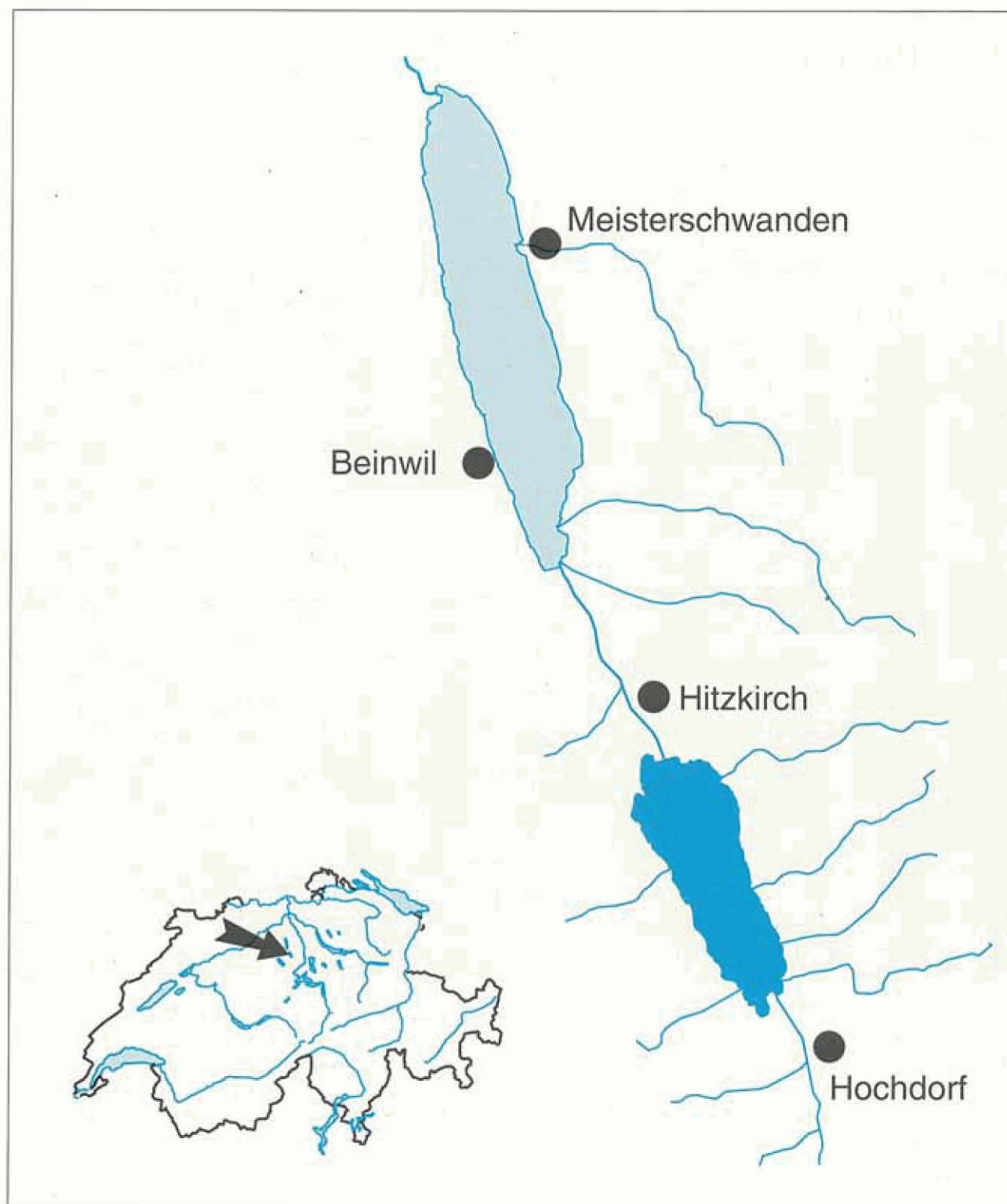
Literatur

- Surbeck, G., 1917: Der erste Felchen aus dem Ägerisee. Schweiz. Fischerei - Z. 25, 107 - 110.
- Thomas, E. A., 1955: Stoffhaushalt und Sedimentation im oligotrophen Ägerisee und im eutrophen Pfäffiker- und Greifensee. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl. 8, 357 - 465.
- Eschmann, K. H., 1964: Das Wasser des Zuger- und Ägerisees und seine Eignung zur Trinkwasserbereitung. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas Wasserfchm., 44(1), 9 - 14 und 38 - 43.
- Vollenweider, R. A., 1976: Advances in defining critical loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, 53 - 83.
- Bossard, P., 1981: Der Sauerstoff- und Methangehalt im Lungernsee. Diss. ETHZ Nr. 6794.
- Livingstone, D. M., 1988: Einfluss externer physikalischer Faktoren auf das Sauerstoffregime des Ägerisees, Diss. Univ. Zürich.



23. Baldeggersee





Zur Morphologie

Baldegger- und Hallwilersee liegen im Seetal der Kantone Luzern und Aargau. Sie verdanken ihre Gestalt einer tektonisch bedingten Bruchform des felsigen Untergrundes (Sandsteine und Mergel der oberen Süsswassermolasse) und der Erosion des Reussgletschers. Der oberliegende Baldeggersee wird im Osten und Westen durch die rund 400 m höheren Hügelszüge Lindenberg und Erlösen von den Winden abgeschirmt.

Zur Landgewinnung wurde der See 1806 um 35 cm und 1870 um 115 cm abgesenkt.

Neben dem regionalen Zentrum Hochdorf mit Industrie und Gewerbe wird im Einzugsgebiet eine intensive Landwirtschaft betrieben, 15% sind bewaldet.

Der Baldeggersee in Zahlen

Oberfläche	5,2	km ²
max. Länge	4,2	km
max. Breite	1,3	km
maximale Tiefe	66	m
mittlere Tiefe	33	m
Volumen	0,173	km ³
mittlere Abflussmenge	1,37	m ³ /s
theoretische Aufenthaltszeit des Wassers	5,6	Jahre

Einige Angaben zum Einzugsgebiet

Fläche (ohne See)	69	km ²
Einwohner (1991)	11'500	

Die Entwicklung des Seezustandes

1977 nahm ZÜLLIG (1982) an der tiefsten Stelle einen 115 cm langen Sedimentkern und analysierte konservierte Pflanzenfarbstoffe (Carotinoide) in den verschiedenen Tiefenschichten. Anhand der Jahresschichtungen konnte er die Phytoplanktonentwicklung bis 1600 zurückverfolgen. Die obersten 35 cm des Kerns waren durch Eisensulfid und Faulschlammablagerungen schwarz gefärbt. Daraus kann auf anaerobe Verhältnisse im Tiefenwasser seit 1900 geschlossen werden.

ZÜLLIG unterschied mit Hilfe der Planktonzusammensetzung drei Phasen der Seentwicklung:

1. Vor 1900: Die zivilisatorische Belastung durch Düngestoffe aus Abwässern und der Landwirtschaft und somit auch die Phytoplanktonentwicklung waren gering.
2. 1900 - 1963: Der Nährstoffgehalt und in der Folge auch die Rohcarotinoide nahmen zu. Die

Jahresraten zeigten ein Entwicklungsmaximum der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*) zwischen 1953 und 1963.

3. Ab 1964: Die Rohcarotinoide verdoppelten sich. Anstelle der *Oscillatoria* traten aber andere Planktonorganismen mit hoher Produktion auf. Zülig vermutet das Maximum der Algenproduktion in der Zeit von 1968 bis 1975.

Zu ähnlichen Aussagen gelangten STURM und NIELSEN (1982) bei der Untersuchung von 55 Sedimentkernen. Danach lag die sauerstofffreie Zone 1885 noch bei 65 m, 1945 schon bei 45 m und 1970 bei 10 m Tiefe.

Für den Baldeggersee liegen erst seit 1921 chemische Messungen vor. Damals begannen BACHMANN, der Kantonschemiker ADAM und BIRRER mit Untersuchungen von Sauerstoff, Karbonathärte und Stickstoffverbindungen. Der für die Eutrophierung wichtige Nährstoff Phosphor wurde dagegen erst um 1950 analytisch bestimmt.

Als indirektes Mass für die photosynthetische Produktion der Algen können der Verbrauch an anorganischem Kohlenstoff, der sich aus der Differenz der Karbonathärte (Alkalinität) zwischen Winter- und tiefsten Sommerwerten berechnen lässt, die pH-Erhöhung oder die Sauerstoffübersättigung in den obersten Wasserschichten des Sees herangezogen werden. VOLLENWEIDER (1968) ordnet den verschiedenen Trophiegraden folgende Alkalinitätsdifferenzen zu (mval = Milliäquivalent):

oligo - bis mesotrophe Seen bis 0,6 mval

meso- bis eutrophe Seen 0,6 bis 1,0 mval

polytrophe Seen mehr als 1,0 mval

Im Baldeggersee erreichte dieser Wert 1974 mit 2,4 mval ein Maximum. Im Sommer des gleichen Jahres wurde ein maximaler pH-Wert von 9,4 gemessen, im Winter dagegen nur ein solcher von 7,7. Die Sauerstoffübersättigung erreichte von 1920 bis 1975 Werte von bis zu 270%. Die Produktionsrate wurde erst ab 1974 direkt gemessen. Sie hat zwar seit 1975 abgenommen, liegt aber seit einigen Jahren bei 400 Gramm Kohlenstoff pro Quadratmeter Seeoberfläche und Jahr. Nährstoffarme (oligotrophe) Seen produzieren pro Jahr weniger als 200 g Kohlenstoff pro m².

Der mittlere Gesamt-Phosphorgehalt lag um 1950 bei 100 µg P/l und stieg bis 1975 auf 500 µg P/l. Dank seeexterner Massnahmen, wie Abwasserreinigungsanlagen mit Simultanfällung (3. Stufe) und Flockungsfiltration (4. Stufe), sowie dank seeinterner Massnahmen (siehe

weiter unten) gelang es, diesen Wert auf 100 µg P/l (1992) zu senken. Dies entspricht den Werten wie sie um 1950 beobachtet werden konnten. Leider musste in den letzten drei Jahren eine Stabilisierung der Phosphorgehalte festgestellt werden. Dies wird durch neuere Modellrechnungen der EAWAG bestätigt: ohne eine deutliche Reduktion des Phosphoreintrages wird der Baldeggersee bei einem Gehalt von 90 bis 100 µg P/l verharren.

Tabelle: Geschätzte und gemessene jährliche Phosphorfrachten in den Baldeggersee (in Tonnen).

Jahr	Gesamt-P	P gelöst	P partikulär
1958/59 ¹⁾	~9,4	~7,1	~2,3
1975/76 ²⁾	11,5	8,4	3,1
1985/86 ³⁾	21,1	8,4	12,7
1987/90 ⁴⁾	14,5	6,5	8,0

¹⁾ BACHOFEN 1960, Schätzung, nur PO₄-P gemessen

²⁾ LOHRI 1976

³⁾ EAWAG, SCHLATTER 1988

⁴⁾ Amt für Umweltschutz LU, KUNZE 1992

Phosphoreintrag aus landwirtschaftlich genutzten Böden

Heute ist der Nährstoffeintrag der Landwirtschaft bedeutsam. Über Hof- und andere Dünger wurden in der Periode 1985 - 1987 jährlich 293 Tonnen Phosphor auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht. Der Entzug durch Pflanzen wurde auf 215 Tonnen geschätzt. Durch Erosion und Abschwemmung gelangten 18,7 Tonnen pro Jahr in den See. Dies ergibt eine jährliche Phosphoranreicherung in den Böden des See-Einzugsgebietes von rund 78 t. Die Aufnahmekapazität des Bodens für Phosphor ist nicht unbegrenzt. Hier wird ein Potential angehäuft, aus dem noch über Jahrzehnte erhöhte Frachten abfliessen werden. Im Einzugsgebiet des Sees liegt die Nutztierdichte bei 2,7 Düngergrossvieheinheiten pro Hektare (DGVE/ha). Für eine ausgeglichene Nährstoffbilanz wären aber 2,1 DGVE/ha anzustreben.

Abwassersanierung im Einzugsgebiet

Seit Ende der siebziger Jahre versucht der Kanton Luzern die Phosphorzufuhr um 50% zu senken. 1992 waren 79% der 11'500 Einwohner im Einzugsgebiet an eine Kläranlage angeschlossen. Nur noch 3% sind anschliessbar und 18% verwerten ihre Abwässer landwirtschaftlich. In der ARA von Hochdorf wurde zur optimalen Phosphorelimination zudem eine Flockungsfiltration (4. Stufe) eingebaut. Die Abwässer der nördli-

chen Gemeinden werden dem Baldeggersee ferngehalten und der ARA Hitzkirchertal zugeleitet.

Sanierungsmassnahmen im See

Da es nicht möglich war, den Baldeggersee innert weniger Jahre durch externe Massnahmen allein in den durch die Verordnung über Abwassereinleitungen (1975) geforderten mesotrophen Zustand zurückzuführen, hat der Kanton Luzern in Zusammenarbeit mit der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) im See interne Massnahmen ergriffen. Durch Einblasen von Druckluft wird die Zirkulation im Winter bis Frühjahr und somit die Aufnahme von Luftsauerstoff und dessen Verteilung im See verbessert. Im Sommer wird feinblasig reiner Sauerstoff in die untersten Wasserschichten eingetragen.

Nach einer Testphase im Jahre 1982 wurde die Anlage (TANYTARSUS, Ingenieurbüros Jungo/Schaffner) 1983 voll in Betrieb genommen. Der Eintrag von 4,5 Tonnen O₂/Tag ins Tiefenwasser brachte dann in diesem Jahr erstmals ganzjährig aerobe Verhältnisse im See. Im Herbst 1984 wurden auch in grössten Tiefen erstmals seit Messungen vorliegen genügend Sauerstoff festgestellt. Sulfid und Methan waren nicht mehr nachzuweisen, Ammonium und Mangan nur noch in geringen Mengen.

Tolerierbare Phosphorbelastung

Mässig belastete Seen im Alpenraum weisen in der Regel während der Winterzirkulation Phosphorkonzentrationen von 25 Mikrogramm pro Liter auf.

Nach VOLLENWEIDER (1968) darf der Baldeggersee mit einer mittleren Tiefe von 33 m und einer mittleren Aufenthaltszeit des Wassers von 6 Jahren nicht mit mehr als 2 Tonnen Phosphor pro Jahr belastet werden, wenn der Phosphorgehalt nicht über diesen Wert hinaus steigen soll. Dem Baldeggersee wurden 1959, vor der abwassertechnischen Sanierung, 9,4 Tonnen Phosphor zugeführt; 1976 waren es 11,5 und 1985/87 sogar 21 Tonnen. Dass trotz dieses Frachtanstieges die Phosphorgehalte im See selbst stark zurückgegangen sind, sucht nach Erklärungen:

- Einerseits nahm der Frachtanteil aus dem Abwasser ab und derjenige aus der Landwirtschaft zu, dies führte zu einer Verlagerung von gelöstem zu mehr partikulärem Phosphor.
- Andererseits zeigen die seeinternen Massnahmen Wirkung: Die höheren Sauerstoffwerte stabilisieren die Sedimente und die Phosphorrücklösung wird teilweise geringer.

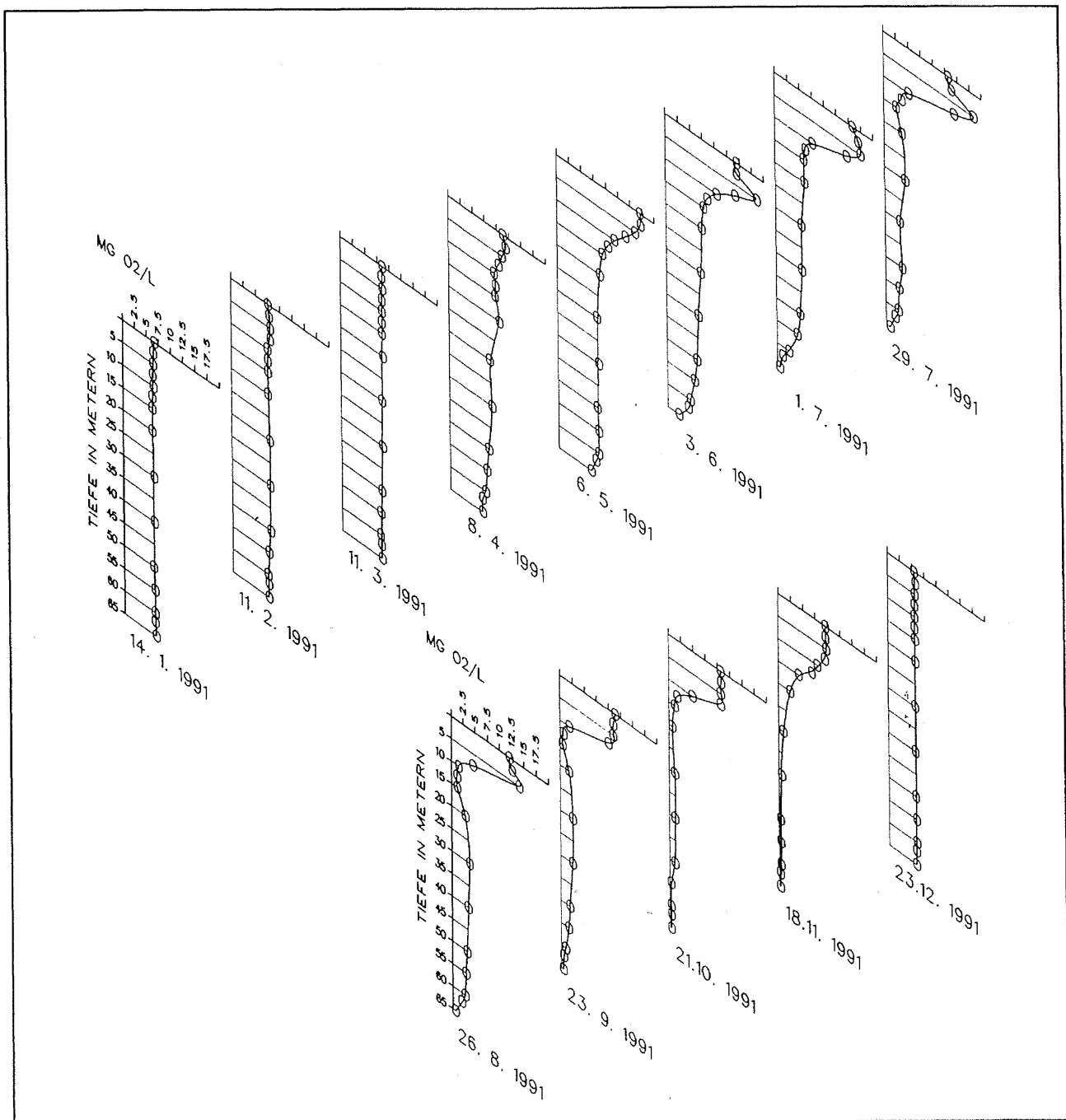


Abbildung: Tiefenprofile des Sauerstoffs im Baldeggersee 1991.

Sauerstoffgehalt

Der Baldeggersee wies vor 1982/83 insbesondere am Ende der Stagnation stark anoxische Verhältnisse auf. Schon in den zwanziger Jahren wurde jeweils im Herbst unterhalb 50 m Tiefe kein Sauerstoff mehr nachgewiesen (ADAM & BIRRER 1938) und über dem Grund wurden bis zu 2 mg/l Schwefelwasserstoff gemessen. Im September 1974 war der Sauerstoff schon ab 15 m Tiefe verschwunden und Schwefelwasserstoff konnte bereits dort festgestellt werden; bis zum Seegrund stiegen die H_2S -Gehalte bis auf 6 mg/l.

Unter anaeroben Bedingungen treten im See reduzierte Substanzen wie Nitrit, Ammonium, Mangan (II), Eisen (II), Sulfid und Methan auf. Die Oxidation dieser Substanzen verbraucht Sauerstoff und verhindert so bei höheren Konzentrationen die wünschbare Sauerstoffanreicherung während der Zirkulation. Messungen aus dem Jahr 1977 zeigen zum Beispiel ein Sauerstoffdefizit von 1178,7 Tonnen O_2 im Hypolimnion.

Seit 1983 haben sich durch die seeinternen Massnahmen die Sauerstoffverhältnisse wesentlich verbessert. Von 1983 bis 1988 konnte das Qualitätsziel von 4 mg O_2 /l fast immer eingehalten werden. Von 1990 bis 1992 wurden wieder

längere Zeitabschnitte mit geringeren Sauerstoffgehalten im Tiefenwasser festgestellt. Grund dafür waren technische Schwierigkeiten beim Eintragssystem. Die Austrittsöffnungen der Sauerstoffdiffusoren waren durch Bakterienbewuchs verstopft.

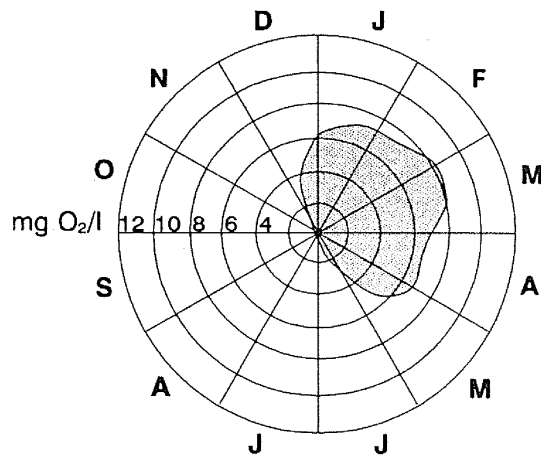


Abbildung: Jahreszeitlicher Verlauf der Sauerstoffgehalte im Baldeggersee 1991, an der tiefsten Stelle, 1 m über dem Sediment.

Zahlen zur Fischerei

Die Entwicklung des Seezustandes spiegelt sich auch im Fischbestand wieder.

Schon zur Zeit der Habsburger (1100 - 1740) war der Baldeggersee als reiches Felchengewässer bekannt. Ab 1884 wurde die Erhaltung des Felchenbestandes durch künstlich aufgezogene Brütlinge abgesichert und bis 1900 war der Ertrag gut. 1907/1908 bemerkte man zwar zur Laichzeit einen starken Felchenrückgang, doch bis 1933 blieb der Felchenfang noch befriedigend. 1940 brach aber der Bestand trotz Einsätzen zusammen. Der See wurde 1943 vom Schweizerischen Bund für Naturschutz übernommen. Dank massivem Einsatz von Hechten, Felchen, Forellen und Zandern konnten die Fischerträge bis 1960 erneut gesteigert werden. Immer wieder traten aber grosse Fischsterben auf (August 1956 und 1961, Mai 1963 und August 1978). Eine Bestandesaufnahme im Jahr 1975 ergab, dass nur noch 2% des gesamten Fischertrages von rund 12 kg/ha Felchen waren.

1984 lag der gesamte Jahresertrag wieder bei 27 kg/ha und der Felchenanteil der Berufsfischerei bei über 70%. Seit 1985 werden aber wieder kaum mehr Felchen gefangen. Diese könnten sich nur dank intensiver Besatzmassnahmen halten. Die Jungfische sterben aber im April an der Gasblasenkrankheit wegen der Sauerstoffübersättigung durch hohe Algenproduktion. In den ca. 2 cm langen Felchen entstehen grosse Gas-

blasen; diese erzeugen innere Verletzungen. Der gesamte Fischertrag liegt deshalb zur Zeit nur noch bei 0,25 kg/ha, 85% davon sind Weissfische. Um die kritische Phase für Felchenbrütlinge zu überbrücken, werden die Jungfische von den Berufsfischern seit 1990 in Teichanlagen aufgezogen und im Juli als Sömmerlinge im See ausgesetzt.

Fazit

Die Phosphorkonzentration im Baldeggersee ist immer noch mehr als dreimal und die Algenproduktion gut zweimal zu hoch. Mit Hilfe externer und interner Massnahmen wird den See durch einen Gemeindeverband saniert. Wegen der theoretischen Aufenthaltszeit von sechs Jahren können solche Massnahmen auf die Algenproduktion allerdings nur langsam Wirkung zeigen. Zirkulationshilfe und Begasung mit Sauerstoff sind Symptombekämpfungs-Massnahmen, die zwar das Auftreten von z.T. giftigen reduzierten Substanzen verhindern und den höheren Wasserorganismen, vor allem Fischen, durch ein besseres Sauerstoffangebot das Überleben ermöglichen. Seeinterne Massnahmen allein können aber die Wurzel des Übels, die extreme Belastung mit Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet, nicht beseitigen. Während die Belastung aus dem Abwassersektor abgenommen hat, nahm diejenige aus der Landwirtschaft weiter zu. Zusätzliche Massnahmen zur Sanierung der überdüngten Böden stehen heute im Vordergrund.

Die seeinternen Massnahmen sind einer eisernen Lunge vergleichbar: werden sie abgestellt, geht dem See die Luft aus und mit dem Sauerstoff verschwindet auch das Leben aus dem Tiefenwasser. Belüftung und Zirkulationshilfe müssen deshalb unbedingt weitergeführt werden. Ein Verzicht auf diese Massnahmen wird erst möglich, wenn die Nährstofffrachten aus dem Einzugsgebiet auf ein vernünftiges Mass reduziert worden sind.

Literatur

- Adam, F. und A. Birrer, 1943: Biologische und chemische Studien am Baldeggersee 1938/39. Mitt. Naturforsch. Ges. Luzern, 14, 21 - 98.
- Vollenweider, R. A., 1968: Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung, unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. OECD/dacsi/ 68.27.
- Schweizerischer Bundesrat: Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975.

- Sturm, M. und F. Niessen, 1982: Die Oberflächensedimente des Baldeggersees: Sedimentologische Untersuchungen im Zusammenhang mit den Sanierungsmassnahmen des eutrophen Baldeggersees. EAWAG, Dübendorf, 11 S.
- Züllig, H., 1982: Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplanktonentfaltungen, Schweiz. Z. Hydrol. 44, 1 - 98.
- Stadelmann, P., 1984: Die Zustandsentwicklung des Baldeggersees (1900 bis 1980) und die Auswirkungen von seeinternen Massnahmen. wasser, energie, luft 76/5+6, 85 - 95.
- Stadelmann, P., T. J. Joller und D. Imboden, 1984: Die Auswirkungen von internen Massnahmen im Baldeggersee: Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung des Hypolimnions. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 1052 - 1065, Stuttgart.
- Freiburghaus, D. und W. Zimmermann, 1984: Wie wird Forschung relevant? Der Fall Seesanie rung. Nationales Forschungsprogramm Nr. 6, Bulletin 8, 137 S.
- EAWAG-Auftrag 4693 zu Handen des Gemeindeverbandes Baldeggersee-Hallwilersee: Bericht für das Jahr 1984, Auswirkungen der seeexternen und der seeinternen Gewässerschutzmassnahmen auf die Wasserqualität des Baldeggersees.
- Desserich + Funk, Ing. Büro, 1985: Abwasser einleitungskataster im Einzug des Baldeggersees, Überprüfung der Zuflüsse 1982/83, Sanierungsstand 1984. Kantonales Amt für Gewässerschutz, Luzern, Nr. 1064.
- Arbeitsgemeinschaft Beratender Agronomen, Ebikon-Luzern, 1985: Gewässerschutztechnische Sanierung landwirtschaftlicher Betriebe im Einzugsgebiet des Baldeggersees. Kantonales Amt für Umweltschutz, Luzern.
- Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern, 1991: Zustand der Oberflächengewässer im Kanton Luzern in den Jahren 1984 bis 1988.

Erläuterung der Fachbegriffe

(Ein ↗ verweist auf das entsprechende Stichwort im Verzeichnis)

aerob: bei Anwesenheit von Sauerstoff;

allochthon: von ausserhalb des Gewässers stammend;

alpin: die Alpen betreffend;

anaerob: bei Abwesenheit von Sauerstoff, sauerstofffrei;

anthropogen: durch Menschenhand verursacht, vom Menschen stammend;

Assimilation: Umwandlung aufgenommener Nährstoffe in körpereigene Substanz;

autochthon: aus den eigenen, internen Umsetzungen des Gewässers stammend;

Benthal: Lebensraum Gewässergrund;

biochemisch: durch biologische Prozesse gesteuerte, chemische Umsetzungen; in Seen meist durch den ↗Metabolismus von Algen (↗Primärproduktion), Bakterien (↗Destruenten) oder Tieren (↗Konsumenten) beeinflusst;

biogen: durch lebende Organismen verursacht;

Biozönose: Gemeinschaft aller Organismen; ↗Zönose;

BSB-5: Biochemischer Sauerstoffbedarf; Sauerstoffmenge, die in 5 Tagen von Mikroorganismen verbraucht wird, um eine äquivalente Menge an Schmutzstoffen zu ↗mineralisieren. Kenngrösse zur Dimensionierung von Abwasserreinigungsanlagen; wird nur noch selten auch zur Charakterisierung von Obeflächengewässern verwendet;

Chlorophyll: "Blattgrün"; Farbstoff aller grünen Pflanzen zur Aufnahme von Lichtenergie zur ↗Photosynthese;

Coriolis-Kraft: Trägheitskraft, die in einem rotierenden Bezugssystem (z.B. Erde) auf eine bewegte Masse einwirkt; benannt nach dem französischen Physiker G.G. Coriolis. Fliessende Wasser, welche nicht durch ein Bett eingengt sind, wie Strömungen in Seen, werden dadurch auf der nördlichen Erdhalbkugel relativ zur Bewegungsrichtung nach rechts und auf der südlichen nach links abgelenkt;

Destruent: (= Zerleger), Organismus, der tote organische Substanz aufnimmt, abbaut, weiterverarbeitet und in eigenverwendbare Energieformen umwandelt (z.B. Bakterien, Pilze); dabei wird körpereigene Substanz aufgebaut; als Ab-

fallprodukte entstehen u.a. Kohlendioxyd (CO_2) und Wasser;

Einwohnergleichwert: abgekürzt EWG oder EWGW; Abwasseraequivalent, welches der durchschnittlichen, täglichen Schmutzwassermenge einer Person aus Privathaushalten entspricht. Wird in verschiedenen Ländern unterschiedlich definiert; EG-Norm: 60 Gramm ↗BSB-5 pro Tag;

Einzugsgebiet: Gebiet, aus dem das Wasser einem bestimmten Ort oder See zufliesst;

Elektrostatische Kraft: elementare Kraft; Teilchen mit unterschiedlicher Ladung erfahren eine zusammenführende, Teilchen mit gleicher Ladung erfahren eine abstossende Kraft;

Epilimnion: obere, i.a. warme und daher spezifisch leichteste Wasserschicht eines thermisch geschichteten Sees, die teilweise oder ganz durchlichtet ist;

Erneuerungszeit: Verhältnis des Seevolumens zur jährlich durchfliessenden Jahresfracht. Zeit, die die Zuflüsse brauchen würden, um das Seebecken mit Wasser aufzufüllen;

Erosion: Ausräumen und Wegtransportieren von meist gelockertem Gesteinsgut durch Wasser oder Eis;

eutroph: nährstoffreich und hoch produktiv;

Eutrophierung: Prozess zunehmender Nährstoffanreicherung;

fluvial: von Flüssen bearbeitet, geschaffen, transportiert;

Füllzeit: ↗Erneuerungszeit;

glazial: die Eiszeit betreffend;

hydrostatischer Druck: Druck, der durch die Wassersäule erzeugt wird, ca. 0,1 atm pro Meter Tiefe;

Hypolimnion: kalte, spezifisch schwerere Tiefenschicht eines thermisch geschichteten Sees;

Ion: elektrisch geladenes Atom oder Molekül;

inverse Schichtung: Winterstagnation; ↗Stagnation;

Karst: Gesamtheit der Korrosionsformen im Kalkgestein, sowohl ober- wie auch unterirdisch;

komplexe Bindung: auch Komplexbindung; Verbindung von Substanzen oder ↗Ionen aufgrund ↗elektrostatischer Kräfte;

Konsument: "Verbraucher"; Organismus, der lebende Biomasse aufnimmt, teils für den Aufbau körpereigener Substanz, teils für den

Unterhalt des eigenen Betriebsstoffwechsels; alle Tiere sind Konsumenten;

limitierender Faktor: derjenige Umgebungsfaktor, der einen Vorgang beschränkt; beispielsweise derjenige Nährstoff, der die ↗Primärproduktion begrenzt. ↗Minimum-Faktor;

Limnologie: Wissenschaft von den Binnengewässern (stehende Gewässer, Fließgewässer, Grundwasser); erstmals von F.A. Forel verwendeter Ausdruck;

Litoral: durchlichtete Uferzone eines Gewässers, die von Pflanzen besiedelt werden kann;

Makrophyten: teilweise oder ganz ↗submers lebende Pflanzen der Flachwasserzone;

Matrix: Umgebungssubstanz, in die das entsprechende Element oder Teilchen eingebunden ist, sei es durch chemische oder ↗komplexe Bindung;

mesotroph: mässig produktiv;

Metabolismus: Gesamtheit der biologisch kontrollierten, chemischen Prozesse in Organismen;

Metalimnion: Temperatursprungschicht; Grenzschicht zwischen ↗Epilimnion und ↗Hypolimnion mit starkem vertikalen ↗Temperaturgradienten;

Mineralisation/mineralisieren: Abbau der abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Reste unter ↗aeroben Bedingungen; Endprodukte sind anorganische Verbindungen, wie Wasser, Kohlendioxyd, Nitrat, Phosphat, Sulfat;

Minimum-Faktor: Derjenige Faktor, der die Stoffwechselleistung eines Organismus oder eines Systems begrenzt, weil er gemessen am Bedarf in ungenügender Menge zur Verfügung steht;

Moräne: vom Gletscher fortgeführter und an den Rändern als Wälle oder beim Abschmelzen als Decke abgelagerter Gesteinsschutt;

Morphologie: hier als Kurzform von Geomorphologie, der Lehre von der Formenvielfalt der Erdoberfläche, verwendet;

Nährstoffe: Mineralstoffe, die die Pflanzen für die ↗Primärproduktion benötigen;

oligotroph: nährstoffarm und daher gering produktiv;

Ökosystem: Gemeinschaft von Organismen, deren Beziehung untereinander und mit der Umgebung (Austausch von Materie und Energie);

Oxydation: bei der Oxydation werden Elektronen von einem Reaktanden (Reduktionsmittel =

Elektronendonator) auf einen anderen (Oxydationsmittel = Elektronenakzeptor) übertragen. Oxydation und Reduktion sind gekoppelt, d.h. das Oxydationsmittel wird reduziert und das Reduktionsmittel wird oxydiert. Typische Oxydationsmittel in Seen sind Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, Mangandioxyd;

Parameter: bestimm- oder messbare Kenngrösse in einem Funktionssystem oder Ursachegefüge. Messbare Parameter in Seen sind beispielsweise Oberfläche, Volumen, Temperatur, Leitfähigkeit, Nährstoffgehalte, etc.;

Photosynthese: Umwandlung von Lichtenergie in chemisch gebundene Energie, die vor allem zum Aufbau organischer Substanz aus Kohlendioxyd (CO_2) und Wasser (H_2O) eingesetzt wird; dabei wird Sauerstoff frei; ↗Chlorophyll;

Phytoplankton: pflanzliches ↗Plankton; vor allem Algen;

Plankton: Lebensgemeinschaft frei im Wasser schwebender Organismen;

polytroph: übermässig nährstoffreich und daher sehr hoch produktiv;

Primärproduktion: Zuwachs pro Zeiteinheit an energiereicher organischer Substanz aus weniger energiereichen anorganischen Nährstoffen unter Verwendung von Fremdenergie, z.B. Licht; ↗Produktion, ↗Photosynthese;

Produktion: Zuwachs der Biomasse pro Zeiteinheit;

produktionsbegrenzender Faktor: ↗limitierender Faktor, ↗Minimum-Faktor;

Reduktion: nur in Kombination mit ↗Oxydation;

Restaurierung: Massnahmen im See mit dem Ziel, die Gewässerbeschaffenheit zu verbessern (z.B. Tiefenwasserableitung);

Sanierung: Massnahmen im Einzugsgebiet eines Sees mit dem Ziel, die Gewässerbeschaffenheit zu verbessern;

Sediment: am Gewässergrund abgelagertes Material, das sowohl ↗allochthoner wie auch ↗autochthoner Herkunft sein kann;

Stagnation: Periode der Schichtung eines Sees, während der aufgrund unterschiedlicher Temperaturen ein leichter Wasserkörper (↗Epilimnion) auf dem schwereren Tiefenwasser (↗Hypolimnion) schwimmt; da das Dichtemaximum von Wasser bei 4°C liegt, ist neben der normalen Schichtung mit wärmerem Wasser (Sommerstagnation) auch eine ↗inverse Schichtung mit kälterem Wasser im überstehenden Bereich möglich (Winterstagnation);

submers: untergetaucht, d.h. unter der Wasseroberfläche lebend;

Temperaturgradient: Temperaturdifferenz in einem vorgegebenen Längenbereich (T pro Streckeneinheit: T/s);

toxisch: giftig;

Trophie[grad]: Intensität der $\nearrow$ biogenen, aufbauenden Stoffwechselleistungen in einem Gewässer: $\nearrow$ Primärproduktion;

Uferentwicklung: Verhältnis der Uferlänge eines Sees zum Umfang eines flächengleichen Kreises. Die Grösse dieses Wertes beschreibt die "Verzahnung" des Gewässers mit der umgebenden Landschaft;

Umgebungsfaktor: Verhältnis der Landfläche des Einzugsgebietes zur Seeoberfläche;

Vegetationsperiode: Zeitraum des (Haupt-)Pflanzenwuchses;

Vollzirkulation: vollständige Durchmischung des gesamten Wasserkörpers eines Sees durch Windeinwirkung bei gleichmässiger Temperatur von der Oberfläche bis zum Grund;

Zönose: Gemeinschaft der in einem Lebensraum vorkommenden Organismen; häufig gebraucht in der Zusammensetzung Biozönose (alle Organismen), Phytozönose (nur Pflanzen), Zoozönose (nur Tiere);

Zoobenthon: im $\nearrow$ Benthal lebende tierische Organismen; die mengenmässig wichtigsten Vertreter sind Würmer, Muscheln, Schnecken, Insektenlarven, Kleinkrebse;

Zooplankton: tierisches $\nearrow$ Plankton; im Süsswasser vor allem einzellige Urtiere, Rädertiere und Kleinkrebse.

Grössenordnungen:

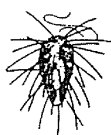
milli-: Tausendstel, Abk. m

micro-: Millionstel, Abk. μ

nano-: Milliardstel, Abk. n

$\text{mg/m}^3 \equiv \mu\text{g/l}$

Zeichnungen der Plankton-Organismen

	<i>Pediastrum duplex</i>	S. 4
	<i>Actinophrys sol</i>	S. 32
	<i>Spirogyra sp.</i>	S. 60
	<i>Euglena viridis</i>	S. 68
	<i>Mallomonas caudata</i>	S. 82
	<i>Planktothrix rubescens</i> (früher: <i>Oscillatoria r.</i>)	S.102
	<i>Cyclops sp.</i>	S.108
	<i>Cymbella prostrata</i>	S.122
	<i>Ceratium hirundinella</i>	S.130
	<i>Daphnia sp.</i>	S.142
	<i>Anabaena flos-aquae</i>	S.148

© Vinzenz Maurer, HYDRA