

Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees : eine Zwischenbilanz nach fünf Jahren Betriebsdauer

Autor(en): **Gächter, René / Mares, Anton / Grieder, Erwin**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria**

Band (Jahr): **81 (1989)**

Heft 11-12

PDF erstellt am: **21.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-940520>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

nes pflanzliches und tierisches Material) und räuberische Arten. Innerhalb dieser beiden ökologischen Gruppen gibt es allerdings einige Arten, welche wesentlich grössere Tiefen ertragen. Eine davon ist die kleine Erbsenmuschel *Pisidium*, welche zeitweise im Hallwilersee bis in 15 m Tiefe auftrat. Aber auch die bekannte Wasserassel *Asellus aquaticus* und einige Insektenlarven dürften die verbesserte Substratsituation in tieferen Seebereichen ausnützen.

Literatur

Märki E. und Schmid M. [1983] Der Zustand des Hallwilersees. «wasser, energie, luft» (Baden), 75, 105–112.

Stöckli A. und Schmid M. [1988] Die Sanierung des Hallwilersees; erste Erfahrungen mit der Zwangszirkulation und der Tiefenwasserbelüftung. «wasser, energie, luft» (Baden), 79, 143–149.

Adresse des Verfassers: Fred Stössel, dipl. phil. II, Eawag, Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, CH-8600 Dübendorf.

Auswirkungen der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees

Eine Zwischenbilanz nach fünf Jahren Betriebsdauer

René Gächter, Anton Mares, Erwin Grieder, Alois Zwysig und Patrik Höhener

Zusammenfassung

Seit Juni 1984 wird der Sempachersee während der Sommerstagnation mit Sauerstoff begast und während der übrigen Zeit belüftet. Als Folge davon kann das Qualitätsziel für

Sauerstoff (immer und überall mehr als 4 mg Liter^{-1}), abgesehen von einem engen Bereich im Metalimnion seit 1985 praktisch ganzjährig eingehalten werden.

Übereinstimmende Resultate von Beobachtungen im See, von Massenbilanzen und von Sedimentuntersuchungen zeigen, dass die erhöhten Sauerstoffkonzentrationen bis zum Jahr 1986 praktisch ohne Auswirkungen auf den P-Haushalt des Sees blieben.

Vor 1986 wurden im Jahresmittel rund 70% des sedimentierten Phosphors wieder freigesetzt. Seit 1986 sind es noch rund 50%. Die seeinterne Phosphorbelastung (Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten) liegt aber immer noch in der gleichen Grössenordnung wie die externe Phosphorbelastung.

Während des Sommers setzt die hypolimnische Phosphorakkumulation unabhängig von der Sauerstoffkonzentration alljährlich etwa im gleichen Zeitpunkt und mit gleicher Intensität ein. Die Einhaltung des Qualitätsziels für Sauerstoff ($[\text{O}_2] > 4 \text{ mg Liter}^{-1}$) garantiert nicht dafür, dass die Sedimente kein Phosphat ans überstehende Wasser abgeben.

Im Herbst 1986 und 1987 blieb die in früheren Jahren beobachtete Phosphorakkumulation aus. Als Folge davon nahm der P-Inhalt des Sees langsam ab. Fortgesetzte Untersuchungen sollen zeigen, ob es sich bei dieser Veränderung im P-Haushalt des Sees nur um eine vorübergehende Episode oder um einen anhaltenden Trend handelt.

Es wird versucht, die zum Teil unerwarteten Reaktionen des Sees auf den veränderten Sauerstoffhaushalt zu erklären.

1. Einleitung

In der Schweiz gelten für stehende Gewässer die folgenden zwei Qualitätsziele:

- Ein See soll höchstens dem mesotrophen Seentypus entsprechen. Dieses Ziel wird in der Regel erreicht, wenn die Phosphorkonzentration während der Zirkulationsphase 20 bis $30 \mu\text{g Liter}^{-1}$ nicht überschreitet.
- Die Sauerstoffkonzentration soll zu keiner Zeit und an keinem Ort niedriger als 4 mg Liter^{-1} sein.

In tiefen Alpenrandseen ist die zweite Forderung in der Regel erfüllt, wenn das 1. Qualitätsziel erreicht wird. Umgekehrt stellt sich aber die Frage, ob aerobe Seen notwendigerweise auch nährstoffarme Seen sind, oder, mit andern Worten, ob mit einer Belüftung der Phosphorgehalt eines Sees wirksam herabgesetzt und damit sein Trophiegrad vermindert werden kann. Der P-Gehalt eines Sees wird bestimmt durch die externe P-Zufuhr, die P-Sedimentation, die P-Freisetzung aus den Sedimenten und den P-Export über den Abfluss. Die externe P-Zufuhr kann durch Gewässerschutzmassnahmen im Einzugsgebiet beeinflusst werden. Die P-Sedimentation wird durch biogene und abiotische Prozesse bestimmt. P-Export und P-Sedimentation werden durch die P-Konzentration des Sees und die Abflussrate bestimmt.

Folgende Prozesse beeinflussen die Phosphorfreisetzung an der Sediment/Wasser-Grenzfläche: Organisches Material wird unter Verbrauch von Oxidationsmitteln (z. B. Sau-

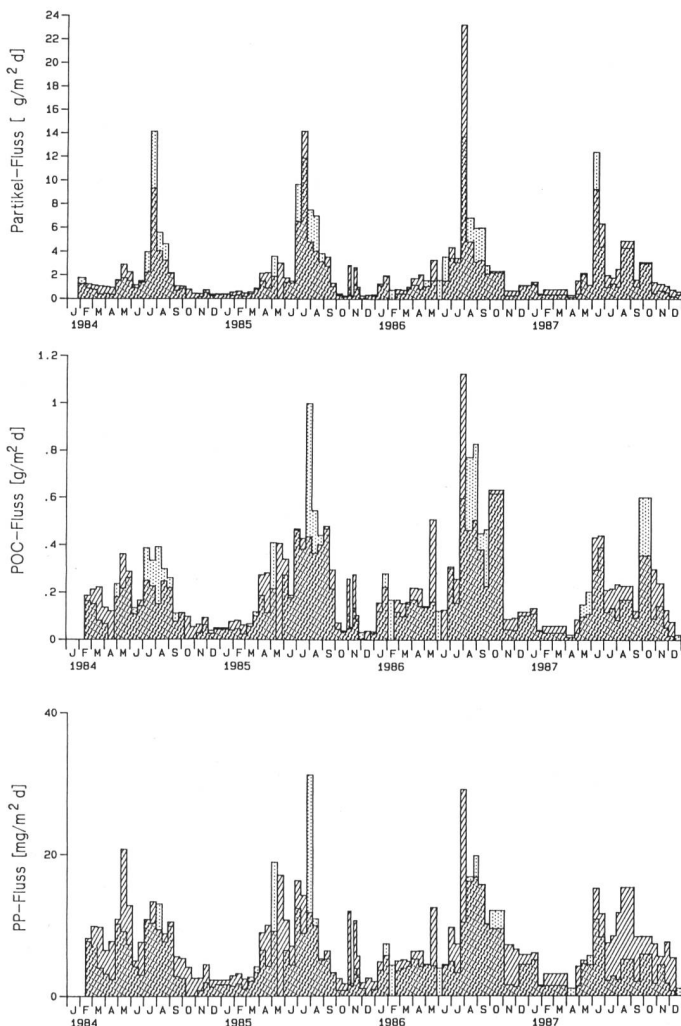


Bild 1. Saisonale Variation der Sedimentation im Sempachersee. Angaben in $\text{g m}^{-2}\text{Tag}^{-1}$ für das Trockengewicht des sedimentierten Materials (Partikelfluss) und den partikulären organischen Kohlenstoff (POC) und in $\text{mg m}^{-2}\text{Tag}^{-1}$ für den partikulären Phosphor (PP). Punktierte Balken bezeichnen den Stofffluss in 20 m Tiefe und schraffierte Balken denjenigen in 80 m.

erstoff, Nitrat, dreiwertigem Eisen, Sulfat, Kohlensäure usw.) mineralisiert. Ein Teil des dabei freigesetzten Phosphats wird an Eisen oder in andern anorganischen Festphasen gebunden. Ein anderer Teil wird in neu gebildeter Biomasse eingebaut. Das in Lösung bleibende Phosphat diffundiert ins Hypolimnion, sofern die Phosphatkonzentration im Interstitialwasser die Phosphatkonzentration im Hypolimnion übersteigt. Aerobe Bedingungen im Sediment begünstigen die Bildung von anorganischen Festphasen (Mortimer 1971) sowie den Einbau von Phosphat in bakterieller Biomasse (Gächter et al. 1988). Sie setzen die Konzentration an gelöstem Phosphat im Porenwasser herab und vermindern die Phosphorfreisetzung durch die Sediment/Wasser-Grenzfläche. Häufig wird angenommen, dass aerobe Bedingungen im überstehenden Wasser die Phosphatfreisetzung aus dem Sediment vollständig unterbinden, obwohl Lee et al. (1977) und Ryding and Forsberg (1977) gezeigt haben, dass Sedimente auch unter aeroben Bedingungen P freisetzen können. Boström et al. (1982) diskutierten in einem Übersichtsartikel Mechanismen der aeroben und anaeroben P-Freisetzung aus Sedimenten. Eutrophe Seen mit anoxischem Hypolimnion werden aus zwei Gründen mit Sauerstoff angereichert:

1. um den ganzen See als aeroben Lebensraum zu erhalten
2. um die Phosphatfreisetzung aus den Sedimenten herabzusetzen und damit bei einer gegebenen see-externen Phosphorbelastung den Trophiegrad zu vermindern.

Im Sempachersee werden seit Juni 1984 während des Sommers täglich rund drei Tonnen reiner Sauerstoff ins Hypolimnion eingetragen. Vom Herbst bis zum Frühjahr wird er, um die Zirkulation zu unterstützen, mit rund $340 \text{ Nm}^3\text{h}^{-1}$ belüftet. Stadelmann (1988) hat die Auswirkungen dieser Massnahmen auf die Redoxbedingungen im Hypolimnion beschrieben und gezeigt, dass damit das Qualitätsziel für Sauerstoff ($[\text{O}_2] > 4 \text{ mg Liter}^{-1}$) trotz dem hohen Trophiegrad eingehalten werden kann. Diese Arbeit beurteilt die Auswirkungen der verbesserten Redoxbedingungen auf den P-Haushalt des Sees. Sie basiert auf P-Massenbilan-

Tabelle 1. Mittlere Stoffflüsse in 20 m und 81 m Tiefe ($\text{g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$).

Stofffluss	Tiefe 20 m	Tiefe 81 m
Partikelfluss	880	880
POC-Fluss	74	78
PP-Fluss	2	2,8

Tabelle 2. Stoffgehalte von 2 Sedimentkernen in Abhängigkeit von der Probenahmetiefe im Sediment.

Sedimentkern vom 1. September 1986

Tiefe cm	POC mg g^{-1}	P mg g^{-1}	Mn mg g^{-1}	Fe mg g^{-1}	Ca mg g^{-1}	TG %
0,0–0,5	92,2	1,9	3,1	12,6	258	8,1
0,5–1,0	74,7	1,1	1,8	10,8	265	9,6
1,0–2,0	63,7	0,8	1,4	14,1	257	10,1
2,0–3,0	64,4	0,8	1,2	16,1	250	10,5
3,0–4,0	52,7	0,7	1,1	13,5	245	13,3

Sedimentkern vom 30. November 1988

Tiefe cm	POC mg g^{-1}	P mg g^{-1}	Mn mg g^{-1}	Fe mg g^{-1}	PON mg g^{-1}	TG %
0,0–0,5	151,2	5,5	4,2	15,5	12,4	4,9
0,5–1,0	58,7	2,1	3,1	17,9	7,0	10,2
1,0–2,0	60,9	1,3	3,9	15,3	10,0	10,7
2,0–3,0	50,4	0,9	1,8	15,1	6,0	12,7
3,0–4,0	52,5	0,8	1,5	17,9	5,9	12,0
4,0–5,0	43,0	0,8	2,7	20,6	5,0	14,5
5,0–6,0	41,7	0,8	1,9	20,9	5,5	10,9

zen, Sedimentationsmessungen und Untersuchungen an Sedimentkernen und versucht, die vielfältigen Resultate miteinander zu vernetzen.

Wir danken D.M. Imboden, R. Schwarzenbach, P. Stadelmann und J. Zeyer für ihre kritischen und hilfreichen Bemerkungen zu einer früheren Version dieser Arbeit und M. Sturm und A. Lück für die graphische Aufbereitung der Sedimentationsdaten.

2. Methoden

Der Sempachersee, ein eutropher See der Zentralschweiz mit einer Oberfläche von $14,4 \text{ km}^2$, einer mittleren Tiefe von 44 m und einer maximalen Tiefe von 87 m wurde an der tiefsten Stelle monatlich untersucht. Dabei wurden in Wasserproben aus 0 m; 2,5 m; 5,0 m; 7,5 m; 10,0 m; 12,5 m; 15,0 m; 20 m; 30 m; 40 m; 50 m; 60 m; 70 m; 75 m; 80 m; 82 m und 85 m die Sauerstoff-, Phosphat-, Gesamtphosphor- und Nitratkonzentration die Alkalinität und der pH-Wert bestimmt. Gleichzeitig wurden Temperatur- und die Leitfähigkeitsprofile gemessen. Zusätzlich zu diesen monatlichen Erhebungen wurde im Sommer 1985 die Sauerstoffkonzentration einige Male 10 cm über der Sedimentoberfläche gemessen. Zur Bestimmung der verschiedenen chemischen Spezies wurden die bei Gächter et al. (1988) beschriebenen Methoden verwendet.

Um die Sedimentation von partikulärem Material zu messen, wurden in 20 m und 81 m Tiefe Sedimentationsfallen (Durchmesser: 9 cm, Höhe: 70 cm) exponiert und in der Regel im Rhythmus von 14 Tagen Proben entnommen. Vom aufgefangenen Material wurde das Trockengewicht sowie der Gehalt der Proben an Gesamtphosphor und organischem Kohlenstoff bestimmt.

Mit Hilfe eines Sediment-Lotes wurden an der tiefsten Stelle des Sees Sedimentkerne entnommen. Sie wurden unmittelbar nach der Probenahme auf dem See aus den Plexiglasröhren ausgestossen und in einzelne Schichten unterteilt. Im Labor wurden die Proben gewogen, bei 80°C getrocknet, der Trockengewichtanteil (% TG = $100\% \text{ [Trockengewicht/Nassgewicht]}$) sowie der POC-, P-, Mn-, Fe- und Ca-Gehalt bestimmt.

3. Resultate

Sedimentationsmessungen

Der Partikelfluss (Bild 1) zeigt ein klares saisonales Muster mit deutlichen Maxima während der Sommermonate und niedrigeren Werten zwischen Oktober und März. Über die Periode 1984 bis 1987 gemittelt ergeben sich in den beiden Probenahmetiefen die in Tabelle 1 zusammengestellten Stoffflüsse.

Der Partikelfluss und der POC-Fluss sind in den beiden Tiefen 20 m und 81 m praktisch gleich gross (Unterschiede $< 10\%$). Hingegen wurde in 81 m Tiefe ein um etwa 40% grösserer P-Fluss gemessen als in 20 m Tiefe.

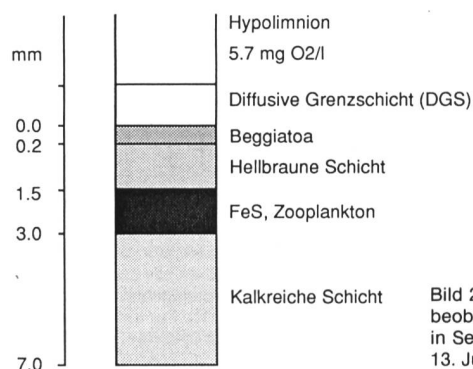


Bild 2. Makroskopisch beobachtete Schichten in Sedimentkernen vom 13. Juli 1988.

Sedimentkerne

In oberflächennahen Sedimentschichten nehmen der POC-, PON-, der Mn- und der P-Gehalt mit zunehmender Probenahmetiefe rasch ab (Tabelle 2). Die Eisen- und Calciumkonzentrationen scheinen dagegen von der Sedimenttiefe weitgehend unabhängig zu sein. Der im November 1988 entnommene Kern unterscheidet sich vom Kern aus dem Jahr 1986 hauptsächlich durch höhere P- und POC-Konzentrationen sowie durch einen höheren Wassergehalt in oberflächennahen Schichten.

Am 13. Juli 1988 wurden in 87 m Tiefe mehrere Sedimentkerne entnommen. Die Sauerstoffkonzentration im überstehenden Wasser betrug $5,7 \text{ mg Liter}^{-1}$. In allen Sedimentkernen wurde folgende Schichtabfolge beobachtet (Bild 2): Eine sehr dünne, nur wenige Zehntel Millimeter dicke Schicht von *Beggiatoa* bedeckte die Sedimentoberfläche. Darunter folgte eine knapp 1,5 mm dicke, helle Sedimentschicht, anschliessend eine etwa gleich dicke schwarze Schicht mit sehr viel Zooplanktonresten, und dann eine zweite etwa 4 mm mächtige, helle Schicht, die hauptsächlich CaCO_3 -Kristalle enthielt. Mit grösster Wahrscheinlichkeit wurde diese kalkreiche Schicht während der biogenen Entkalkung im Frühjahr 1988 und die schwarze Zooplanktonschicht nach dem Klarwasserstadium, d.h. etwa Ende Juni 1988, abgelagert. Das bedeutet, dass während des Frühljahrs und Sommers in 3 bis 4 Monaten rund 7 mm Frischsediment anfielen.

Veränderung der hypolimnischen Sauerstoffkonzentration

Vor Inbetriebnahme der Belüftung und Sauerstoffbegasung unterschritt im Sempachersee die Sauerstoffkonzentration in Tiefen von mehr als 60 m die geforderte Minimalkonzentration von 4 mg Liter^{-1} während des Sommers alljährlich.

Da vor 1984 vom See nur drei- bis viermal pro Jahr Proben ausgewertet wurden, verleitet Bild 3 dazu, die Dauer der anaeroben Periode am Seegrund um einige Monate zu unterschätzen.

Dank den getroffenen seeinternen Massnahmen kann in 85 m Tiefe das Qualitätsziel für Sauerstoff seit 1985 praktisch ausnahmslos eingehalten werden. Die 10 cm über dem Seegrund gemessenen Sauerstoffkonzentrationen lagen bis zu 4 mg Liter^{-1} unter den in 85 m Tiefe gemessenen Werten. Die erheblichen täglichen Konzentrationsschwankungen weisen darauf hin, dass der Nachschub von Sauerstoff aus dem Hypolimnion an die Sediment/Wasser-Grenzfläche kurzfristig stark variiert.

Veränderung des P-Inhalts im See

Im Wasserkörper unterhalb 20 m Tiefe lässt sich im Gesamtphosphorinhalt eine klare saisonale Periodizität mit Minima während der Vollzirkulation (Februar/März) und Spitzen im Herbst (vor dem Einsetzen der Teilzirkulation) erkennen (Bild 3). Die P-Akkumulation setzte alljährlich etwa zum gleichen Zeitpunkt und mit der gleichen Intensität ein, unabhängig davon, ob zu diesem Zeitpunkt die Sauerstoffkonzentration in 85 m Tiefe $0,2 \text{ mg Liter}^{-1}$ (1984) oder $10,0 \text{ mg Liter}^{-1}$ (1987) betrug. Vor 1984 kann wegen der niedrigen Probenahmedichte weder das Einsetzen der P-Akkumulation noch das hypolimnische P-Maximum genau erkannt werden. Es lässt sich aber aus Bild 3 dennoch erkennen, dass die Sauerstoffbegasung den hypolimnischen P-Haushalt des Sees nicht wesentlich veränderte. In den Jahren 1979 bis 1983 betrug die beobachtete maximale hypolimnische P-Akkumulation im Mittel $15,8 \pm 2,6$ Tonnen, in den Jahren 1984 bis 1988 $13,8 \pm 3,9$ Tonnen. Diese Beobachtungen weisen darauf hin, dass die Phosphatfreisetzung aus Sedimenten nicht nur durch die Sauerstoffkonzentration im überstehenden Wasser gesteuert wird und sich der Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffhaushalt des Sees und dem P-Haushalt seiner Sedimente nicht einfach mit «mehr Sauerstoff bringt weniger P-Rücklösung» beschreiben lässt.

Auch wenn wir den gesamten Wasserkörper zwischen der Seeoberfläche und dem Seegrund betrachten, lassen sich Phasen der P-Verminderung und Phasen der P-Akkumulation erkennen (Bild 3). In der Regel nimmt der P-Inhalt eines Sees zu Beginn der Sommerstagnation ab. Umgekehrt kann zwischen Spätsommer und Vollzirkulation eine Zunahme des P-Inhalts beobachtet werden. Vor 1986 wurden die sommerlichen P-Verluste während der Zirkulationsphase praktisch wieder wettgemacht. Seit 1986 nimmt der P-Inhalt des Sees zwischen dem Einsetzen der Teilzirkulation (charakterisiert durch den maximalen P-Inhalt in der Wasserschicht «20 m bis Seegrund», Bild 3) und dem Ende der Zirkulation (charakterisiert durch den Beginn der P-Abnahme im «Epilimnion», Bild 4) kaum mehr zu. Hätte sich im P-Haushalt des Sees nichts verändert, so wäre aufgrund der Erfahrungen aus den Vorjahren im Zeitraum 1986 bis 1988 für den Gesamt-P-Inhalt des Sees der in Bild 3 punktierte gezeichnete Kurvenverlauf erwartet worden. Die beobachteten Abweichungen der Messwerte von dieser Prognose deuten darauf hin, dass seit 1986 im Herbst und Winter entweder die P-Belastung kleiner oder die Nettosedimentation grösser geworden ist.

4. Diskussion

Partikel werden zum Teil durch die Zuflüsse in einen See eingeschwemmt, zum Teil werden sie durch bio-geochemische Prozesse im See selber gebildet. Sind sie schwerer als

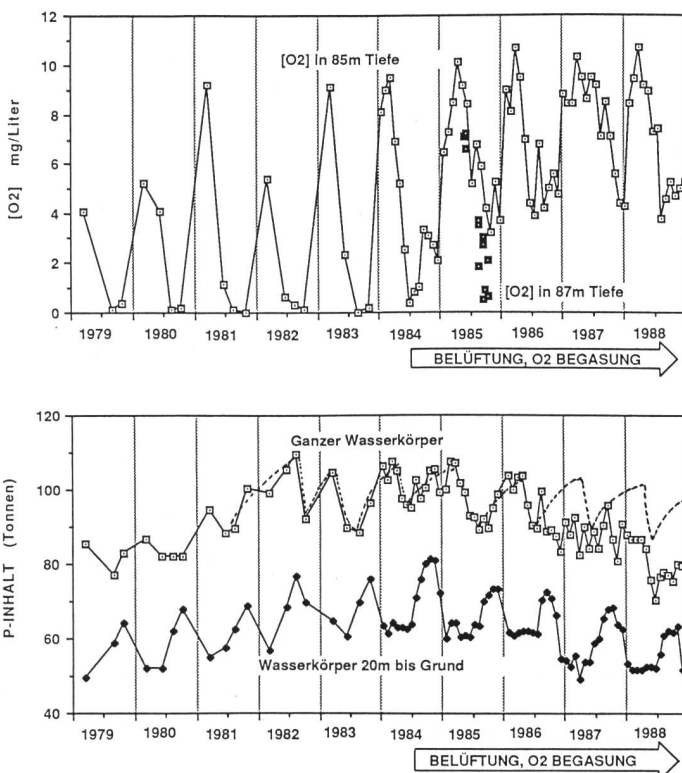


Bild 3, oben. Jahreszeitliche Veränderung der Sauerstoffkonzentration im Sempachersee in 85 m Tiefe und am Seegrund in 87 m Tiefe.

Bild 3, unten. Jahreszeitliche Veränderung des Gesamtphosphorinhalts im Sempachersee (im ganzen See und im Wasserkörper unterhalb 20 m Tiefe) geglättete Kurve, ab Mitte 1986 aus dem Verlauf der Jahre 1983 bis 1986 extrapoliert.

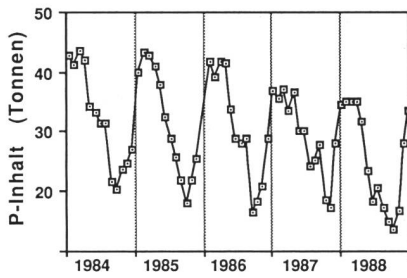


Bild 4. Jahreszeitliche Veränderung des Gesamt-P-Inhaltes in der Wasserschicht 0 bis 20 m.

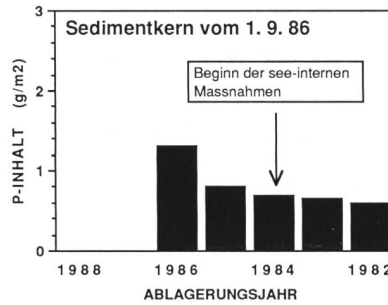


Bild 6. P-Inhalt einzelner Jahresschichten im Sediment des Sempachersees.

Wasser, so sinken sie zum Seegrund und tragen zur Sedimentbildung bei. Abgelagertes Material kann durch Strömungen oder Gaseruptionen wieder suspendiert und später an einem andern Ort erneut deponiert werden. Resuspension erhöht daher den Sedimentationsfluss in sedimentnahen Wasserschichten.

Während des Absinkens der Partikel durch die tropholytische Zone kann organisches Material mineralisiert werden. Dabei können anorganische Nährstoffe freigesetzt oder durch Mikroorganismen gebunden werden (Gächter et al. 1985). Es ist auch denkbar, dass im Hypolimnion in steilen Redox-Gradienten durch abiotische Fällungsprozesse neue Partikel entstehen, die ursprünglich gelöste Stoffe an den neu entstandenen Oberflächen adsorbieren (Sigg et al. 1987).

Die in Tabelle 1 zusammengefassten Resultate deuten darauf hin, dass an der tiefsten Stelle im See

- im absinkenden Seston zwischen den beiden Messhorizonten kaum organisches Material mineralisiert wird (praktisch gleicher POC-Fluss in 20 m und 81 m);
- zwischen 20 m und 81 m Tiefe aber durch mikrobielle Phosphatspeicherung oder durch abiotische Prozesse neue partikuläre Phosphorverbindungen gebildet werden.

Um die Brutto-P-Sedimentation im ganzen See abschätzen zu können, wurden folgende Annahmen getroffen:

- Im Epilimnion ($z < 20$ m) betrage der Bruttosedimentationsfluss $2 \text{ g P m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. Tabelle 1).
- Unterhalb 20 m nehme er mit zunehmender Tiefe linear zu und erreiche in 81 m Tiefe $2,8 \text{ g P m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ (vgl. Tabelle 1).

Auf dieser Basis errechnet sich unter Berücksichtigung der Beckenform des Sees für die ganze Seefläche eine Bruttosphosphorsedimentation (B) von rund 34 t Jahr^{-1} . Bei dieser Berechnung wurde, in Ermangelung weiterer Messdaten, eine im ganzen See homogene Sedimentation angenommen. P-Spezies, die bereits in partikulärer Form in den See eingetragen werden und im Deltabereich der Zuflüsse sedi-

mentieren, werden durch Messungen an der tiefsten Stelle im See nicht erfasst. Es ist daher zu erwarten, dass die wahre Bruttosedimentation den berechneten Wert von 34 t Jahr^{-1} übertrifft.

Die Bruttosedimentation S kann während der Sommerstagnation auch aus einer Massenbilanz des «Epilimnions» (Wasserschicht zwischen 0 und 20 m Tiefe) abgeschätzt werden.

Es gilt

$$S = Z_E + Z_H + R_E - E - \Delta I / \Delta t \quad (1)$$

wobei $\Delta I / \Delta t$ die Veränderung des P-Inhaltes des Epilimnions während der Sommerstagnation und Z_E und Z_H die P-Zufuhr aus dem Einzugsgebiet und aus dem Hypolimnion bezeichnen. R_E und E stehen für die P-Rücklösung aus epilimnischen Sedimenten und den P-Export über den Abfluss. $\Delta I / \Delta t$ kann aus Bild 4 entnommen werden. In Ermangelung von Messdaten wurde $R_E = 0$ gesetzt. Der Phosphatinput aus dem Hypolimnion ins Epilimnion ist im Vergleich zu den andern Grössen klein und wurde deshalb vernachlässigt. Damit vereinfacht sich Gleichung (1) zu

$$S = Z_E - E - \Delta I / \Delta t \quad (2)$$

Δt bezeichnet die Zeitspanne zwischen dem Einsetzen der P-Abnahme und dem Erreichen des P-Minimums (Bild 4). Z_E berechnet sich als $\Delta t \cdot z_e$, wobei für z_e (monatliche P-Belastung) $1,2 \text{ t Monat}^{-1}$ eingesetzt wurde (Marti et al. 1987). Der Export E wurde als Produkt $[P_E] \cdot Q$ ausgedrückt. $[P_E]$ bedeutet die mittlere Phosphorkonzentration im «Epilimnion». Für die Abflussrate Q wurde ein Wert von $2,85 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ Monat}^{-1}$ eingesetzt. Da die Abflusskonzentration effektiv kleiner ist als $[P_E]$, überschätzt E den wahren Export. Zudem wurden in Gleichung (1) die beiden Terme Z_H und R_E gleich null gesetzt. Dies bedeutet, dass die nach (2) berechnete Bruttosedimentation S die wahre Bruttosedimentation mit grosser Wahrscheinlichkeit unterschätzt.

Nach den in Tabelle 3 zusammengestellten Resultaten beträgt die mittlere Bruttosedimentation S während der Sommerstagnation im Mittel $28,8 \pm 2,1$ Tonnen. Sie ist nur unbedeutend kleiner als die aus Sedimentationsmessungen abgeschätzte mittlere Jahressedimentation von 34 t . Die gute Übereinstimmung der beiden, mit unabhängigen Messungen ermittelten Bruttosedimentationswerte zeigt, dass die abgeschätzte Jahressedimentation von rund 34 t Jahr^{-1} realistisch ist.

Marti et al. (1987) untersuchten im Zeitabschnitt Mai 1984 bis April 1986 die Zuflüsse zum Sempachersee. Die Gesamtphosphorbelastung des Sees betrug rund $14,3 \text{ t Jahr}^{-1}$ und war damit praktisch gleich gross wie in den Jahren 1976/77 ($14,7 \text{ t Jahr}^{-1}$). Die untersuchten Zuflüsse transportierten 1976/77 rund 20% und 1984/86 40% ihrer Gesamtphosphorfracht in partikulärer Form in den See.

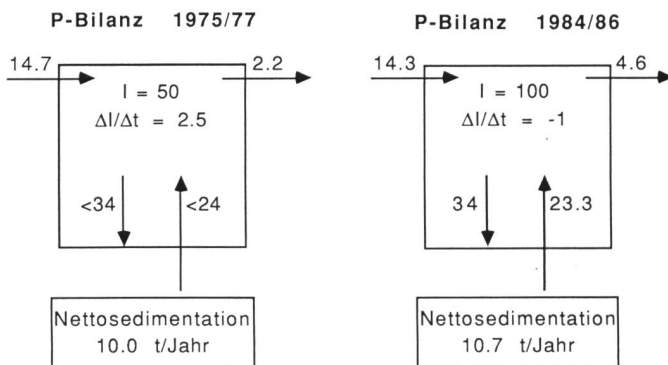


Bild 5. P-Massenbilanzen für die Perioden 1975 bis 1977 und 1984 bis 1986. Angaben in t (Inhalt) und t Jahr^{-1} (alle übrigen Werte).

Tabelle 3. Ermittlung der Bruttosedimentation S aus der P-Bilanz des «Epilimnions».

Jahr	Δ Inhalt t	Δ t Monate	Input t	[P _E] mg m ⁻³	Export t	Bruttosedi- t
1984	-23,0	6,6	7,9	114	2,1	28,8
1985	-25,5	6,9	8,3	114	2,2	31,6
1986	-25,5	4,5	5,4	100	1,3	29,6
1987	-20,0	6,4	7,7	95	1,7	26,0
1988	-22,0	6,4	7,7	95	1,7	28,0

Diese Zunahme der partikulären Phosphorbelastung deutet auf eine vermehrte Abschwemmung von P-Verbindungen aus landwirtschaftlich genutzten Böden hin. Es ist wahrscheinlich, dass mit zunehmendem Anteil des partikulären Phosphors an der Gesamt-P-Fracht die P-Sedimentation und der P-Rückhalt des Sees zunimmt.

Zwischen den Frühjahrszirkulationen 1984 und 1986 hat der P-Inhalt des Sees um rund 2 t abgenommen. Bei einer P-Zufuhr von 14,3 t Jahr⁻¹ und einem P-Export von 4,6 t Jahr⁻¹ (Martí et al., 1987) errechnet sich eine Nettosedimentation von 10,7 t Jahr⁻¹ (Bild 5). Vergleicht man den Bruttosedimentationswert B (34 t Jahr⁻¹) mit der ermittelten Nettosedimentation (N), so ergibt sich für die Jahre 1984 bis 1986 aus

$$R = B - N \quad (3)$$

eine mittlere Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten (R) von 23,3 t Jahr⁻¹. Das bedeutet, dass auch im belüfteten und mit Sauerstoff angereicherten Sempachersee rund 70% des sedimentierten Phosphors wieder freigesetzt wurden und die seeinterne P-Belastung die externe Zufuhr (14,3 t Jahr⁻¹) deutlich übertraf.

Diese Abschätzung postuliert, dass die Sedimente zwischen den Vollzirkulationen 1984 und 1986 insgesamt 47 t P (2 · 23,3 t) ans Wasser abgaben. Ist das realistisch? Direkt beobachtet wurde während der Sommerstagnation eine hypolimnische P-Akkumulation von 19 t im Sommer 1984 und von 13,7 t im Sommer 1985. Zwischen dem Einsetzen der Teilzirkulation (markiert durch das P-Maximum im Wasserkörper 20 m – Seegrund, siehe Bild 3) und dem Ende der Vollzirkulation hat der P-Inhalt des Sees in beiden Jahren während rund 150 Tagen um etwa 3 t zugenommen. Setzt man für diese Perioden nach Martí et al. (1987) für Zufuhr und Export 5,9 t und 1,9 t ein, so ergibt sich für die beiden Perioden eine Nettosedimentation von je 1,0 t. Die mittlere Bruttosedimentation betrug in diesen Perioden nach Bild 1 3 mg P m⁻² Tag⁻¹ (1984/85) und 3,9 mg P m⁻² Tag⁻¹ (1985/86). Extrapoliert man diese Werte auf die gesamte Seefläche, so erhält man Bruttosedimentationswerte von 6,5 t und 8,4 t. Nach Gleichung (1) berechnet sich daraus eine P-Rücklösung während der Zirkulationsphasen von 5,5 t (1984/85) und 7,4 t (1985/86). Addiert man zu diesen Werten die während der beiden Sommer beobachteten Werte von 19 t und 13,7 t, so erhält man als Resultat für die gesamte P-Freisetzung zwischen den Vollzirkulationen 1984 und 1986 von 45,6 t, was sehr gut mit dem auf anderem Weg ermittelten Wert von 47 t übereinstimmt.

1975/76 wurden dem See jährlich 14,7 t P zugeführt (Stumm und Gächter, 1979). Über den Abfluss wurden jährlich 2,2 t exportiert, und der P-Inhalt des Sees nahm um 2,5 Tonnen Jahr⁻¹ zu (Bild 5). Daraus berechnet sich eine Nettosedimentation von 10,0 t Jahr⁻¹. Der Vergleich mit der Bilanz 1984/86 zeigt, dass die Belüftung und Sauerstoffbegasung während der ersten beiden Betriebsjahre die Nettosedimentation nicht wesentlich veränderte. Wegen des niedrigeren P-Inhalts (1984: 100 t; 1975/76: 50 t) war aber die Bruttosedimentation 1975/76 mit grosser Wahrähnlich-

keit kleiner als in der Periode 1984/86. Bei etwa gleicher Nettosedimentation, aber kleinerer Bruttosedimentation muss die P-Freisetzung aus den Sedimenten 1975/76 trotz teilweise anaerobem Hypolimnion kleiner gewesen sein als in der Periode 1984/86. Offenbar wird die P-Rücklösung aus den Sedimenten nicht ausschliesslich durch die minimale hypolimnische Sauerstoffkonzentration bestimmt.

Die Nettosedimentation kann auch mit Hilfe von Sedimentuntersuchungen beurteilt werden. Da der Phosphorgehalt des Sees und damit sein Trophiegrad im Zeitabschnitt 1982 bis 1986 auf einem hohen Niveau zyklisch stabil war, kann angenommen werden, dass sich in diesem Zeitabschnitt weder der Sedimentationsfluss (880 g TS m⁻² Jahr⁻¹, 2,8 g P m⁻² Jahr⁻¹) noch die Qualität des sedimentierenden Sestons systematisch verändert hat.

Weil sich das Trockengewicht des Sediments nach seiner Ablagerung durch die teilweise Mineralisation von organischer Substanz und die unbedeutende Auflösung von Calciumkarbonat nicht wesentlich verändert (Sturm, mündliche Mitteilung), wurden seit 1982 alljährlich etwa 880 g TS m⁻² ins Sediment eingebaut.

Ist der Trockensubstanzgehalt des Sediments, das spezifische Gewicht der Trockensubstanz und des Porenwassers sowie der Trockensubstanzinhalt einer Jahresschicht bekannt, so kann ihre Schichtdicke nach Gl. (4) berechnet werden:

$$z = M \cdot 10^{-4} \cdot [(1/\rho_{TS}) + (1/\{x \cdot \rho_W\}) - (1/\rho_W)] \quad (4)$$

Dabei bedeutet z die Schichtdicke (cm), M das Gewicht der pro Jahr und Quadratmeter eingelagerten Trockensubstanz (g m⁻²), x den relativen Gewichtsanteil der Trockensubstanz am Nassgewicht (dimensionslos) und ρ_{TS} und ρ_W das spezifische Gewicht der Trockensubstanz und des Wassers (g cm⁻³). Die Zahl 10⁻⁴ dient der Umrechnung von cm² in m². Für M wurde 880 g m⁻² (s. Tabelle 1), für ρ_W 1 g cm⁻³ eingesetzt. Werte von ρ_{TS} liegen im Bereich von 2,4 bis 2,7 g cm⁻³. Es ist aber aus (4) sofort ersichtlich, dass bei Trockengewichtsanteilen von rund 10% (x = 0,1) die Schichtdicke z nicht wesentlich von ρ_{TS} abhängt.

Nach Tabelle 4 ist im Sempachersee an der tiefsten Stelle die jüngste Jahresschicht etwa 10 mm dick, und vier- bis sechsjährige Schichten haben eine Ausdehnung von 6 bis 7 mm. Das stimmt recht gut mit der Beobachtung überein, dass während der Hauptsedimentationszeit etwa 7 mm Frischsediment anfallen (Bild 2).

Bei bekannter Schichtdicke (Tabelle 4) und bekanntem P-Konzentrationsprofil (Tabelle 2) ist es möglich, den Phosphorinhalt einzelner Jahreslagen als Produkt M · [P] zu berechnen.

In beiden untersuchten Sedimentkernen war der P-Inhalt in den jüngsten Jahresschichten höher als in älteren Ablagerungen (Bild 6). Schichten mit einem Alter von mehr als drei Jahren enthielten in beiden Kernen nur noch 0,6 bis 0,8 g P m⁻² unabhängig davon, ob sie vor oder nach Juni

Tabelle 4. Berechnete Mächtigkeit der Jahresschichten. Grundlagen: Trockensubstanzinhalt einer Jahresschicht 880 g m⁻², $\rho_W = 1$ g cm⁻³, $\rho_{TS} = 2,5$ g cm⁻³, Trockensubstanzanteil s. Tabelle 2.

Jahresschicht Nr.	Kern vom 1.9.86 mm	Kern vom 30.11.88 mm
1.	9	11
2.	8	8
3.	8	8
4.	7	7
5.	6	7
6.	–	6

1984 abgelagert wurden. Das entspricht 21 bis 29% der jährlichen Bruttosedimentation ($2,8 \text{ g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$; Tabelle 1). Die Schicht, die zwischen September 1985 und September 1986 abgelagert wurde, hat bis zum 30. November 1988 rund einen Drittel ihres ursprünglichen P-Gehalts verloren. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Sedimente des Sempachersees während ihrer Diagenese einen wesentlichen Teil ihres ursprünglichen Phosphorgehalts verlieren. Nach 5jährigem Betrieb der Belüftungs- und Sauerstoffbe-gasungsanlagen lässt sich kein deutlicher Einfluss dieser Massnahmen auf die terminale Phosphorfixierung im Sediment erkennen.

Extrapoliert man von der terminalen Phosphorfixierung von $0,6$ bis $0,8 \text{ g m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ auf die gesamte Seefläche von $14,4 \text{ km}^2$, so ergibt sich für die Jahre 1982 bis 1985 eine Nettosedimentation von $8,6$ bis $11,5 \text{ t Jahr}^{-1}$. Die Übereinstimmung mit der auf anderem Weg ermittelten Nettosedimentation von rund 10 t Jahr^{-1} ist überraschend und bemerkenswert, wenn man in Rechnung stellt, dass die Seebilanz den integralen P-Rückhalt der Sedimente in allen Seetiefen ermittelt und bei der zweiten Methode von Messungen an Profundalsedimenten auf den ganzen See extrapoliert wurde, ohne mögliche Inhomogenitäten der Sedimente zu berücksichtigen.

Ein Vergleich des P-Inhalts der Ablagerung 1983 bis 1986 mit dem Inhalt der Ablagerung 1983 bis 1988 (Bild 6) zeigt, dass der P-Inhalt des Profundalsediments zwischen September 1986 und November 1988 um rund 3 g P m^{-2} zugenommen hat. Das entspricht etwa 50% der in diesem Zeitraum sedimentierten P-Menge. Im Vergleich zu den Vorjahren, wo nur etwa 21% bis 29% der sedimentierten P-Menge ins Sediment eingebaut wurden, hielten die Sedimente ab September 1986 also rund doppelt so viel P zurück wie in den Vorjahren.

Dies lässt sich auch im Phosphorinhalt des Wasserkörpers erkennen (Bild 3): Hätte sich im P-Haushalt des Sees nach dem September 1986 nichts verändert, hätte sich das zyklische Verhalten der Vorjahre fortgesetzt, so wäre der P-Inhalt des Sees in den Jahren 1986 bis 1988 etwa der in Bild 3 punktiert dargestellten Kurve gefolgt. Erwarteter und beobachteter Kurvenverlauf unterscheiden sich in den Jahren 1986, 1987 und 1988 vor allem während der Sommer- und Herbstmonate: Vor 1986 wurde in der Regel zwischen Juni/ Juli und Februar eine mehr oder weniger ungebrochene Zunahme des P-Inhalts beobachtet. Der während des Frühjahrs und Sommers beobachtete Verlust im P-Inhalt des Sees wurde während der Herbst- und Wintermonate wieder kompensiert. Seit dem Herbst 1986 nahm der P-Inhalt des Sees zwischen dem Einsetzen der Teilzirkulation und dem Ende der Vollzirkulation kaum mehr zu. Berechnet man aus einer Massenbilanz unter der Annahme einer unveränderten externen Belastung für diese Perioden die Nettosedimentation (Tabelle 5), so sieht man, dass die Nettosedimentation in den Herbst-/Wintermonaten 1986/87 und 1987/88 rund 3 Mal höher ausfiel als in den Vorjahren.

Diese erhöhte Nettosedimentation könnte sich irrtümlischerweise ergeben, wenn für die Jahre 1986 bis 1988 die externe Belastung überschätzt wurde. Es scheint allerdings unwahrscheinlich, dass die P-Belastung seit der letzten Untersuchung (Martí et al. 1987) um rund 50% kleiner geworden ist.

Kann dieses veränderte Verhalten im P-Haushalt des Sees als Auswirkung der seeinternen Massnahmen verstanden werden? Weshalb ist die P-Freisetzung der Sedimente während des Frühsommers praktisch unabhängig von der Sauerstoffkonzentration am Seegrund? Weshalb reagiert sie im Herbst und Winter auf erhöhte Sauerstoffkonzentrationen?

Tabelle 5. P-Massenbilanz für die Perioden zwischen Einsetzen Teilzirkulation und Ende Vollzirkulation.

Annahmen: Externe P-Zufuhr $14,3 \text{ t Jahr}^{-1}$, Export $4,6 \text{ t Jahr}^{-1}$.

Periode	Δt Tage	Zufuhr mg P m^{-2} Tag^{-1}	Export mg P m^{-2} Tag^{-1}	Δ Inhalt mg P m^{-2} Tag^{-1}	Nettosed. mg P m^{-2} Tag^{-1}
22.10.84– 18. 3.85	147	2,72	0,87	1,42	0,43
25.11.85– 28. 4.86	154	2,72	0,87	1,35	0,50
14. 9.86– 2. 3.87	169	2,72	0,87	0,00	1,85
13.10.87– 1. 3.88	138	2,72	0,87	0,00	1,85

Aus der in Bild 2 dargestellten Schichtfolge kann geschlossen werden, dass Mitte Juli trotz genügender Sauerstoffversorgung am Seegrund ($[\text{O}_2] = 5,7 \text{ mg Liter}^{-1}$) bereits $1,5 \text{ mm}$ unter der Sedimentoberfläche das schwarze FeS nicht mehr oxidiert wurde. *Beggiatoa* ist als mikroaerophiler Organismus sowohl auf Sulfid als auch auf Spuren von Sauerstoff angewiesen. Aufgrund von experimentellen Untersuchungen weiss man, dass diese beweglichen Bakterien im gegenläufigen Gradienten von Sauerstoff und Schwefelwasserstoff bei Sauerstoffkonzentrationen von etwa $0,2 \text{ mg Liter}^{-1}$ maximale Dichte erreichen (Jørgensen et al., 1983). Das Auftreten einer dichten Schicht von *Beggiatoa* an der Sedimentoberfläche deutet somit darauf hin, dass dort praktisch anaerobe Bedingungen herrschten, obwohl 10 cm über dem Sediment die Sauerstoffkonzentration $5,7 \text{ mg Liter}^{-1}$ und in 85 m Tiefe $7,3 \text{ mg Liter}^{-1}$ betrug. Offenbar übertrifft während der Phase intensiver Sedimentation der Sauerstoffbedarf der Sedimentoberfläche den Nachschub aus dem Hypolimnion. Die Sedimentoberfläche wird anoxisch, obwohl im Hypolimnion das Qualitätsziel von 4 mg Liter^{-1} eingehalten wird.

Sauerstoff, der im Sediment verbraucht wird, muss aus dem «turbulenten» Hypolimnion durch die diffuse Grenzschicht (DGS) diffundieren. Der Sauerstofftransport durch die DGS hängt vom Konzentrationsgradienten $\Delta C/z$ in dieser Schicht und von der molekularen Diffusionskonstanten D ab (Gl. 5)

$$J = D \cdot \Delta C / z \quad (5)$$

wobei z die Dicke der Grenzschicht bedeutet. Bei einer gegebenen Konzentration C im überstehenden Wasser wird der Fluss J nach (5) dann maximal, wenn die Konzentration an der Sedimentoberfläche (am unteren Rand der DGS) null ist. Erreicht oder überschreitet der Sauerstoffbedarf des Sediments den maximal möglichen Fluss J_{max} ,

$$J_{\text{max}} = D \cdot [\text{O}_{2,\text{Hypo}}] / z \quad (6)$$

so wird die Sedimentoberfläche anaerob, obwohl im überstehenden Wasser noch Sauerstoff vorhanden ist. Jørgensen et al. (1983) haben mit Hilfe von Mikroelektroden gezeigt, dass die Sauerstoffkonzentration in einer $0,5 \text{ mm}$ dicken Grenzschicht um $8,3 \text{ mg Liter}^{-1}$ abnehmen kann.

Es wurde gezeigt, dass sich im Sempachersee an der Sedimentoberfläche praktisch anoxische Bedingungen einstellen können, obwohl im überstehenden Wasser die Sauerstoffkonzentration $5,7 \text{ mg Liter}^{-1}$ betrug. Im Sommer 1985 wurde die Sauerstoffkonzentration einige Male 10 cm über der Sedimentoberfläche gemessen. Sie lagen bis zu 4 mg Liter^{-1} unter den in 85 m Tiefe gemessenen Werten und waren starken, kurzfristigen Schwankungen unterworfen. Damit die Sauerstoffkonzentration am oberen Rand der DGS

5,7 mg Liter⁻¹ mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht unterschreitet, müsste demnach die Sauerstoffkonzentration in 85 m Tiefe rund 10 mg Liter⁻¹ (5,7 mg Liter⁻¹ + 4 mg Liter⁻¹) betragen. Diese Voraussetzung ist während der Sommerstagnation praktisch nie erfüllt. Es muss daher damit gerechnet werden, dass an der Sedimentoberfläche trotz der Sauerstoffbegasung zeitweise oder dauernd anoxische Bedingungen herrschen. Dies könnte erklären, weshalb während der ersten Hälfte der Stagnationsperiode die P-Freisetzung aus den Sedimenten trotz künstlich erhöhter Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion nicht wesentlich kleiner wurde.

Schwieriger zu erklären ist es, weshalb seit 1986 während der Herbst- und Wintermonate mehr P in den Sedimenten zurückgehalten wurde als in den Vorjahren. Da der Sauerstoff höchstens wenige Millimeter tief ins Sediment eindringt, wird er hauptsächlich zur Oxidation von frisch sedimentiertem, leicht abbaubarem organischem Material und zur Oxidation von in tieferen Schichten produzierten, in die Oberfläche diffundierenden, reduzierten Substanzen (z. B. Schwefelwasserstoff oder Methan) verbraucht. Der anoxische Abbau von organischem Material in tieferen Schichten wird durch das Angebot von Elektronenakzeptoren limitiert. Der Fluss von reduzierten Substanzen in die Sedimentoberfläche ist daher praktisch von der Jahreszeit unabhängig. Die Versorgung des Sediments mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen ist aber stark saisonabhängig (Bild 1). Zu Beginn der Stagnationsphase, d. h. nach einer mehrmonatigen Sedimentationspause, sind davon an der Sedimentoberfläche nur geringe Mengen vorhanden. Deshalb wird zu diesem Zeitpunkt wahrscheinlich auch die Dichte an heterotrophen aeroben Bakterien niedrig sein. Die im Frühjahr einsetzende Sedimentation bewirkt eine Anreicherung der Sedimentoberfläche mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen. Diese Substratzunahme bewirkt eine Vermehrung der aeroben heterotrophen Bakterien und damit des Sauerstoffbedarfs. Erreicht der Sauerstoffbedarf den Wert J_{\max} , so wird die Sedimentoberfläche trotz künstlich erhöhten Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion anaerob. Die Sauerstoffbegasung scheint keinen Einfluss auf die P-Freisetzung zu haben. Dank der hohen Bakteriendichte wird schliesslich der bakterielle Abbau den Eintrag von leicht abbaubaren Verbindungen übertreffen. Ihre Konzentration, die Bakteriendichte und der Sauerstoffbedarf der Sedimentoberfläche werden kleiner. Je weniger Sauerstoff aber pro Volumeneinheit in oberflächennahen Schichten gezehrt wird, um so tiefer dringt der Sauerstoff ins Sediment ein und um so grösser ist die Chance, dass sich eine oxische Sedimentoberfläche ausbildet, die als P-Barriere wirken kann.

Unter «natürlichen» Bedingungen, d. h. ohne künstliche Sauerstoffversorgung des Hypolimnions, stellen sich im Hypolimnion ab Mai anoxische Bedingungen ein. Die Sedimentoberfläche bleibt daher, unabhängig vom saisonal variablen Sauerstoffbedarf, bis zum Einsetzen der Vollzirkulation dauernd anoxisch. Das Sediment gibt trotz abnehmender Sedimentation im Spätsommer bis zum Erreichen der Vollzirkulation laufend Phosphat ans Wasser ab. Wird das Hypolimnion aber mit Sauerstoff angereichert, so ist es denkbar, dass im Herbst, bei reduziertem Sauerstoffbedarf, der Sauerstofffluss an die Sedimentoberfläche ausreicht, um eine oxidierte Oberfläche zu bilden, die in der Lage ist, vermehrt P zurückzuhalten. Diese weitgehend spekulativen Überlegungen können zwar nicht beweisen, dass zwischen der Sauerstoffbegasung und der seit Herbst 1986 beobachteten Abnahme des P-Inhalts ein direkter Zusammenhang besteht, sie können aber erklären, weshalb in dieser Jah-

reszeit trotz anhaltender Sedimentation und niedriger hypolimnischer Sauerstoffkonzentration die Voraussetzungen zur Bildung einer oxischen Sedimentoberfläche, die als P-Falle wirkt, günstig sind.

Nach fünf Jahren Betriebsdauer von Belüftung und Sauerstoffbegasung scheint es erhärtet, dass die erhöhte hypolimnische Sauerstoffkonzentration während des Frühsommers die seeinterne P-Düngung kaum verminderte. Sie scheint sich jedoch positiv auf den P-Rückhalt der Sedimente während der Zirkulation auszuwirken. Es ist aber noch ungewiss, ob die beobachtete Zunahme des P-Rückhalts während der Herbst- und Wintermonate ein anhaltendes, nun alljährlich auftretendes Ereignis darstellt, oder ob es sich dabei nur um eine vorübergehende Episode handelt. Um diese Frage zu klären, ist eine weiter anhaltende Beobachtung des Sees und eine periodische Überwachung seiner P-Belastung unerlässlich.

Literaturverzeichnis

- Boström B., Jansson M. and Forsberg C.*, Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih., 18, 5–59, 1982.
- Broecker W. S. and Peng T. H.*, Gas exchange rates between air and sea. Tellus, 26, 21–35, 1974.
- Gächter R. and Mares A.*, Does settling plankton release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes? Limnol. Oceanogr., 30, 364–371, 1985.
- Gächter R., Meyer J. S. and Mares A.*, Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr., 33, 1542–1558, 1988.
- Gächter R. und Stumm W.*, Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten des Sempachersees. Auftrag Nr. 4564 1979, nicht publiziert.
- Gächter R. und Stumm W.*, Kurzbericht über die Resultate der limnologischen Überwachung des Sempachersees im Zeitabschnitt Januar 1986 bis Mai 1987. Auftrag Nr. 4691, 1987, nicht publiziert.
- Jørgensen B. B. and Revsbech N. P.*, Colourless Sulfurbacteria, Beggiatoa spp. and Thiovulum spp. in O₂ and H₂S Microgradients. Applied and environmental Microbiology, 45, 1261–1270, 1983.
- Lee G. F., Sonzogni W. and Spear R.*, Significance of oxic vs. anoxic conditions for Lake Mendota sediment release. In H. Golterman (ed): Interactions between sediments and fresh water. Dr. W. Junk, The Hague: 249–307, 1977.
- Mortimer C. H.*, Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes—Speculations on probable regulatory mechanisms. Limnol. Oceanogr., 16, 387–404, 1971.
- Ryding S. O. and Forsberg C.*, Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In H. Golterman (ed): Interactions between sediments and fresh water. Dr. W. Junk, The Hague: 227–235, 1977.
- Sigg L., Sturm M. and Kistler D.*, Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zürich. Limnol. Oceanogr., 32, 112–130, 1987.
- Stadelmann P.*, Der Zustand des Sempachersees. Wasser, Energie, Luft, 80, 81–96, 1988.

Adresse der Verfasser: René Gächter, Anton Mares, Erwin Griedler, Alois Zwyssig, Patrik Höhener, Eawag, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, CH-6047 Kastanienbaum.