

Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee: 44,1993

ISSN 1011-1263

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

Bericht Nr. 44

**Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees
und tolerierbare Phosphor-Fracht**

Bearbeiter: H. Bühner

- 1993 -

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	1
Abstract:	2
Résumé:	2
1. Einleitung	3
2. Die Rolle des Phosphors im Bodensee	5
2.1. Die Belastung mit Phosphor durch Zuflüsse 1985/86	5
2.2. Verfügbarkeit der Phosphorverbindungen für Algen	6
2.3. Der Zustand des Bodensees	6
2.3.1. Zustand des Seewassers	6
2.3.2. Belüftung des Bodensees	8
2.3.3. Kritische O ₂ -Konzentration und P-Haushalt	9
2.3.4. P-Dynamik des Bodensees	10
2.3.5. Sedimentation	10
2.3.6. Produktion organischer Substanz	12
2.3.7. Lichtextinktion im See	14
2.3.8. Das mittlere physikalische Seejahr	15
2.3.9. Berechnung der vertikalen Eddydiffusion	16
2.3.10. Lage des Metalimnions im Wasserkörper	18
2.4. Limnologische Randbedingungen für die Simulation	19
2.4.1. Seegfröne und Trockenjahre	20
2.4.2. Veränderung der Einschichtung von Zuflüssen	20
3. Beobachtete kritische Situationen im Bodensee	20
3.1. Seegfröne	20
3.2. Trockenjahr 1971/72	21
4. Bilanzmodell (Einboxmodell)	21
5. Dynamisches Seemodell	25
5.1. Allgemeines	25
5.1.1. Struktur des dynamischen Modells	25
5.2. Physikalische Vorgänge	26
5.3. Chemisch-biologische Vorgänge	27
5.4. Biologische Vorgänge	28
5.5. Sedimentation	29
5.6. Sediment-Modell	30
5.7. Eichung des Modells	31
5.8. Eingabegrößen für das Modell	34
5.8.1. Konstante Parameter	34
5.8.2. Zeitabhängige Parameter	35
5.8.3. Zuflüsse	36
5.8.4. Startwerte für die Simulationen	36
5.9. Vergleich See mit Modell	37
6. Anwendung des Modells	40
6.1. Variation der Phosphorfrachten	40
6.2. Variation der Einschichtung des Alpenrheins	40
6.3. Simulationsergebnisse	41
6.4. Zusammenstellung der Resultate der Simulationen	46
7. Diskussion und Schlussfolgerungen	48
8. Literatur	50
9. Anhang	51

Zusammenfassung

Diese Arbeit hatte zum Ziel die tolerierbare P-Fracht für den Bodensee-Obersee zu bestimmen, bei der die mindestens erforderliche Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l ein Meter über Grund nicht unterschritten wird. Dies wurde mit folgenden Ansätzen versucht:

Auswertung vergangener kritischer Seezustände, Einboxmodell und dynamisches Simulationsmodell.

Die Datenbasis für diese Arbeit wurde mit der Zuflussuntersuchung von 1985/86 und den regelmässigen Untersuchungen des Seewassers durch die Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) sowie durch zusätzliche Messungen des Institutes für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Langenargen (ISF) zur Bestimmung von Primärproduktion und Sedimentation gelegt.

Mit Hilfe der Datenbank der IGKB wurde folgende Berechnungen gemacht:

- Berechnung des mittleren physikalischen Seejahrs
- vertikale Eddydiffusion (Mass für die Durchmischung des Wasserkörpers)
- Lage des Metalimnions im See
- Langfristiger Verlauf der Phosphor- und Sauerstoff-Konzentration
- Lichtabsorption der Algen.

Aus zwei realen, kritischen Situationen (Seegfrörne 1963, Trockenjahr 1972) wurde versucht, eine zulässige Phosphorfracht anzugeben.

Das Einboxmodell wurde am Bodensee geeicht. Damit konnten nicht verfügbare Daten, wie z.B. Stoffgehalte im Sediment oder Phosphorinhalte des Sees in früheren Jahren geschätzt werden.

Das dynamische Seemodell musste für eine Periode geeicht werden, welche erheblich ausserhalb des steady-state liegt. Deshalb sind die Prognosen mit gewissen Unsicherheiten behaftet.

Die wesentlichen Resultate sind:

- Mit dem im Zuflussbericht 1985/86 angegebenen Prognosewert für 1990 von 512 t algenverfügbarem P¹⁾ pro Jahr kann das gesteckte Ziel, der mindestens erforderlichen Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l ein Meter über Grund, nur bei sehr günstigen klimatischen Voraussetzungen erreicht werden.
- Eine Reihe von Jahren mit unvollständiger Zirkulation im Bodensee ist beim derzeitigen Trend der Klimaentwicklung wahrscheinlich. Deshalb darf die Fracht von 390 t P/Jahr nicht überschritten werden, um genügend Sauerstoff im Tiefenwasser zu gewährleisten.
- Drastische Veränderungen am Alpenrhein mit negativen Auswirkungen auf sein Einschichtverhalten würden eine weitere Reduktion der Belastung mit algenverfügbarem Phosphor auf weniger als 300 t P/Jahr erfordern.
- Die Unterschreitung der mindestens erforderlichen Konzentration von 4 mg Sauerstoff pro Liter ein Meter über Grund kann bei schlechter Durchmischung des Sees langfristig vermieden werden, wenn die P-Konzentration im See unter 20 mg/m³ abgesenkt wird. Dieses Ergebnis wird durch die Analyse früherer kritischer Seezustände gestützt. Im Hinblick auf die Entwicklung des Planktons, das den Oligotrophierungsprozess wesentlich mitbestimmt, kann der Endwert derzeit nicht exakt angegeben werden.

¹⁾ Als algenverfügbar werden alle filtrierbaren Phosphor-Verbindungen der Zuflüsse an den Mündungen sowie der Gesamt-Phosphor bei den Direkteinleitern verstanden. (vgl. auch Kap. 2.2.)

Abstract:

**Dynamic Simulation of the Upper Part of Lake Constance
and Tolerable Phosphorus Load.**

Data base is a 32 year long record of monthly samples on the deepest site of lake Constance of IGKB (International Commission for Water Protection of Lake Constance), as well as 5 assessments of loading. Input of the model needs more specific data (e.g. primary production and results of sedimentation traps). They were furnished by ISL (Institute for Lake Research Langenargen). A one-box model completes the data set by phosphorus loadings.

Critical load was estimated using two different approaches. The first method compares the desired situation with former critical ones. The second method is a result of a dynamic simulation model.

In the year 1985/86 512 metric tons of phosphorus available to algae ran into the lake. The lake can barely be restored with this load. A long period with bad turnover is probable. Sediments are still leaking phosphorus, so the lake tolerates only a maximum load of 390 t P per year. Storm water of river Rhine flows deep into the lake. This flux raises the oxygen content and the temperature of the deepest water layer. Lake turnover is complete each year because of this flux. Drastic altering of river bed could lower the tolerable loading to less than 300 t P per year. The most critical situation for the oxygen budget of lake Constance develops after freezing. The effects of dry years and warm winters are alike; i.e. turnover is incomplete. In the worst case oxygen storage of hypolimnion must last two years instead of only one summer.

The phosphorus concentration must be less than 20 mg/m³ to avoid the critical oxygen concentration. It was judged to be 4 mg oxygen per liter one meter above lake floor. The final point of wished phosphorus concentration is not settled. Plankton coenosis interacts with nutrients during restoration process. This process is very slow.

Résumé:

**Détermination de la charge tolérable de phosphore
dans le bassin supérieur du lac de Constance**

Les données utilisées consistent en des résultats d'analyses d'échantillons d'eau prélevés chaque mois, depuis 32 ans, dans la zone la plus profonde du lac de Constance (Commission internationale pour la protection des eaux du lac de Constance) et en 5 estimations des apports. Les données manquantes (p. ex. production primaire, résultats d'analyses d'échantillons provenant de trappes à sédiments) ont été communiquées par l'Institut de recherche lacustre de Bade-Wurtemberg de Langenargen (ISF). Enfin, le modèle utilisé pour la simulation des charges de phosphore est un modèle à un compartiment.

La charge critique a été estimée de deux façons: d'une part, en comparant la situation idéale avec des situations critiques du passé, d'autre part, en réalisant une simulation dynamique.

En 1985/86, 512 t de phosphore assimilable par les algues ont été déversées dans le lac. Cette charge ne permet guère au lac de voir son état se rétablir. D'autre part, il faut s'attendre à une longue période de brassage incomplet des eaux du lac. Si l'on tient compte, en plus, du relargage de phosphore par les sédiments, on peut estimer à 390 t la charge maximale de P tolérée par le lac. Le Rhin, qui permet un brassage complet chaque année, élève la concentration d'oxygène et la température de la couche profonde. Un modification du lit du fleuve pourrait réduire la charge tolérable à 300 t de P par an. La situation la plus critique du point de vue du bilan de l'oxygène intervient lorsque le lac gèle. Les effets d'années sèches et d'hivers chauds sont identiques: le brassage reste incomplet. Dans le pire des cas, l'hypolimnion ne peut renouveler sa réserve d'oxygène pendant deux ans, et non seulement pendant un été.

La concentration de phosphore doit être inférieure à 20 mg/m³ pour éviter d'atteindre une concentration d'oxygène critique. Un mètre au-dessus du fond du lac, celle-ci est estimée à 4 mg d'oxygène par litre. La concentration de P idéale n'a pas encore été établie. Le processus de restauration et la réduction de substances nutritives qu'il implique entraîne une modification des parts relatives des différentes algues. Ce processus est très lent.

1. Einleitung

Der Bodensee hat seine grösste Eutrophierungsphase mit einem maximalen P-Wert von 87 mg/m³ im Freiwasser im Seejahr 1979 hinter sich und ist nun auf dem Weg zu einem besseren Zustand. In den Berichten Nr. 30 (Lagebericht) und Bericht Nr. 34 (Denkschrift) der IGKB war damals als vorläufiges Ziel vorgegeben worden, den mittleren Phosphorgehalt im Freiwasser auf unter 30 mgP/m³ zu senken und gleichzeitig ein dynamisches Phosphormodell auszuarbeiten.

Im Jahre 1991 wurde der als erster Schritt angestrebte Wert beinahe erreicht. Die Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser zeigen jedoch, dass der See bei sehr ungünstigen Witterungsverhältnissen (zirkulationsarme Winter, Trockenperioden) immer noch in einen kritischen Zustand fallen kann. Es stellt sich somit die Frage, auf welchen Wert die P-Konzentration gesenkt werden muss, um einen zufriedenstellenden Seezustand dauerhaft sicherstellen zu können. Es war die Aufgabe dieser Untersuchung, diese Grenze für den Obersee nach heutigem Wissen zu bestimmen. Dies erfolgte einerseits durch Vergleiche mit dem bisherigen Seegeschehen und andererseits mit Modellrechnungen. Dabei mussten Wissenslücken mit bestmöglichen Analogschlüssen gefüllt werden. Mit dieser Modellbildung sind Vereinfachungen gegenüber den natürlichen Vorgängen vorgegeben.

Die IGKB geht davon aus, dass die Phosphorbelastung durch ihren Einfluss auf Produktion und Sauerstoffhaushalt weitgehend den Zustand des Sees bestimmt.

Die Richtlinien der IGKB orientieren sich an der Oekologie der Lebewesen im See. Als wesentliches Kriterium hierfür gilt die Forderung, dass der See stets, auch bei mehrjährig aufeinanderfolgenden ungünstigen Wetterbedingungen, genügend Sauerstoff enthalten muss.

Die Begründung dafür ergibt sich daraus, dass bei Sauerstoffarmut am Seegrund

- bis zu zwei dem See zugeführte Jahresfrachten Phosphor aus dem Sediment zusätzlich rückgelöst werden können,
- weitere, auch toxische Stoffe freigesetzt werden können
- sowohl die Abbaugüte als auch die Abbaugeschwindigkeit natürlicher und xenobiotischer Stoffe erheblich vermindert wird
- die Entwicklung von Fischeiern und Brut unterbunden wird
- das seetypische Artenspektrum nachteilig verändert wird.

Das Ziel war es, eine Phosphorbelastung zu ermitteln, die ein Meter über dem Seegrund eine limnologisch gerade noch vertretbare Sauerstoffkonzentration von mindestens 4 mg/l gewährleistet. Dies kann durch eine Analyse vergangener kritischer Zustände des Sees und mit mathematischen Modellen ermittelt werden.

Diese Arbeit beschränkt sich auf den Bodensee-Obersee und den grossen und kleinen Nährstoffkreislauf. Der grosse Kreislauf beschreibt den Zyklus des Phosphors von den Zuflüssen über den Wasserkörper, den Abfluss und das Sediment, während sich der kleine Kreislauf auf das Plankton und das Wasser des Epilimnions beschränkt.

Für die Berechnungen mit dem dynamischen Seemodell der EAWAG waren Eingabegrössen notwendig, welche über den Umfang des Routineprogramms hinausgehen. Sie mussten im Rah-

men einer zweijährigen Intensivuntersuchung eigens erhoben werden. Diese war nur möglich durch eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Institut für Seenforschung in Langenargen (ISF) mit den Abteilungen Umweltphysik und Hydrobiologie/Limnologie der EAWAG in Dübendorf. Ausserdem waren noch die Ergebnisse der Zuflussuntersuchung 1985/86 (Bericht Nr.40, 1989) notwendig.

An den Untersuchungen und Auswertungen waren folgende Personen beteiligt:

Dr. H. Müller, ISF, Vorsitzender der Arbeitsgruppe Freiwasser der IGKB, Langenargen

Dr. H. Bühler, EAWAG, Dübendorf

Dr. H.R. Bürgi, EAWAG, Dübendorf

Dr. U. Einsle, ISF, Konstanz

Dipl. phil. II U. Engler, AfU St.Gallen

Dr. H. Güde, ISF, Langenargen

Dr. R. Kümmerlin, ISF, Langenargen

Dr. H. Rossknecht, ISF, Langenargen

Dr. Ch. Ruhlé, Jagd und Fischereiverwaltung, St.Gallen

Dr. H.G. Schröder; ISF, Langenargen

Dr. B. Wagner, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz

Dr. G. Wagner, ISF, Langenargen

2. Die Rolle des Phosphors im Bodensee

2.1. Die Belastung mit Phosphor durch Zuflüsse 1985/86

Die Phosphorbelastung des Sees durch Zuflüsse wurde letztmals 1985/86 erhoben (Bericht Nr. 40 der IGKB). Daraus wurden folgende Daten entnommen:

Tab. 1: Zusammenstellung der jährlichen Phosphorfrachten aus den Zuflussuntersuchungen Bodensee - Obersee

		P ohne Flußschwebstoffe [t]				
		1971/72	78/79	85/86		
untersuchte Flüsse		605	853	437		
untersuchte ARA		231	112	53		
restliches Abwasser		380	81	63		
restlicher Austrag		55	20	25		
Niederschläge		70	42	42		
Summe		1341	1108	620		

		1965/66	67/68	71/72	78/79	85/86
Zufluß	km ³	14.7	12.5	7.4	11.0	11.5
Flußschwebstoffe	Mio t		4.7	1.1	2.6	2.6
P {	ohne Schwebstoffe	t	ca. 1100	1300	1100	620
	in Schwebstoffen	t	ca. 3100	2800	800	1900

1985/86 war ein durchschnittliches Abflußjahr.

Phosphorbilanz Obersee:

Vorrat im See am 1. 11. 1985	2835 t P
+ Zufuhr total	2297 t P
- Entzug durch Seerhein etc.	421 t P
- Vorrat im See am 1. 11. 1986	2625 t P
= Entzug durch Sedimentation (errechnet)	2086 t P

Im Sediment des Obersees wurden 1985/86 total 2086 t P deponiert, davon 210 t P aus dem Vorrat im See. Der anaerob rücklösbare Anteil dieser Menge ist unbekannt. Leider lässt sich diese Grösse auch experimentell kaum bestimmen²⁾. Die chemische Analyse des Sediments würde Anhaltspunkte dafür geben. Für zuverlässige Zahlen wäre aber eine flächendeckende Kartierung notwendig. Da dies zu aufwendig ist, bleibt nur noch eine grobe Schätzung: Ein Minimalwert von 409 t P/Jahr ergibt sich aus der autochthonen Sedimentation im See, d.h. der Sedimentation im See von 2086 t abzüglich dem zugeführten Phosphor in Flussschwebstoffen von 1677 t P/a. Dabei wird angenommen, dass adsorptiv und organisch gebundene Phosphate in den zugeführten Schwebstoffen nicht vorhanden seien. Wenn zusätzlich 20% des zugeführten partikulären Phosphors verfügbar wären, so ergäbe dies einen Maximalwert von 744 t P/Jahr.

²⁾ Rücklösungsexperimente an Sedimentkernen führen aus verschiedenen Gründen zu zweifelhaften Resultaten (Randspalt, Druckentlastung, Entgasung, Störung der Porengrößen und veränderter Transport ins überstehende Wasser). Experimente mit Schachteln ohne Boden, welche auf das Sediment gestülpt werden (sog. Lander) haben andere Nachteile.

2.2. Verfügbarkeit der Phosphorverbindungen für Algen

Die verschiedenen Phosphorverbindungen sind in ihrer Verfügbarkeit unterschiedlich. Wenn in einem Flaschenexperiment Phosphorverbindungen im Minimum sind und der Wachstumsversuch mit Algen genügend lange läuft, so werden auch Apatite (schwerlösliche P-Verbindungen) aufgebraucht. Verfügbar wäre somit aller Phosphor. In einem See begrenzt aber die Zeit die Möglichkeiten der Aufnahme. Ortho-Phosphat kann schnell und gut aufgenommen werden, wobei allerdings Bakterien ernstzunehmende Konkurrenten der Algen sind (STÖCKLI, GÜDE). Polyphosphate sind teilweise erst nach Aufspaltung durch extrazelluläre Phosphatasen verfügbar. Dieser Prozess dauert Minuten, wenn die Phosphatkonzentration klein ist. Partikulär organische P-Komponenten müssen erst bakteriell abgebaut werden. Anorganische Partikel können Phosphat adsorbieren und auch desorbieren, je nach pH-Wert und Phosphatkonzentration des Wassers sowie der Art des Bodens, aus dem sie erodiert und eluiert wurden (TSCHUDI). Als pragmatische Lösung dieses Problems wird angenommen, dass alle gelösten Phosphorverbindungen, aller Phosphor im Regenwasser sowie aller Phosphor aus direkt eingeleitetem Abwasser für Algen verfügbar sind.

2.3. Der Zustand des Bodensees

2.3.1. Zustand des Seewassers

In Abb. 1 handelt es sich um volumengewichtete Mittelwerte. Die oberste Kurve beschreibt das "Hypolimnion", d.h. die Schicht zwischen 50 m und 252 m Tiefe, die untere Kurve den oberen Teil des Epilimnions. Offensichtlich änderte sich mit der Eutrophie hauptsächlich die Jahresamplitude im Epilimnion, d.h. das Phosphorminimum lag im Sommer immer unter 20 mg/m^3 . Der Maximalwert wurde 1979 erreicht und nimmt seither ständig ab. Dies lässt vermuten, dass das heutige Plankton den verfügbaren Phosphor besser verwertet als noch 1970. Dazu kann die gesteigerte Stickstoffzufuhr aus der Landwirtschaft beigetragen haben³⁾. Diese Zeitreihen zeigen auch die Zirkulation des Sees. Bei einer guten Mischung sind die Konzentrationen in der ganzen Wassersäule gleich, d.h. die drei Kurven fallen in diesem Falle zusammen.

Abb. 2 zeigt den langjährigen Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen. Auffallend ist das Minimum von 1972. Es stammt offensichtlich aus der schlechten Zirkulation im Frühjahr und wurde noch weiter ausgebaut durch die mangelnde Zufuhr von Wasser aus den Zuflüssen, vor allem dem Alpenrhein (vgl. Bericht Nr. 22).

In den Werten von 1986 bis 88 zeigt sich ein Widerspruch: sie zeigen eine Abnahme. Vom Verlauf der P-Konzentrationen her wäre eine Zunahme zu erwarten.

Der Verlauf der Sauerstoff-Konzentration im Epilimnion wurde aus folgenden Gründen nicht dargestellt. Er würde jährlich mindestens eine kurze Spitze zeigen, aber den eigentlichen Verlauf des Sauerstoffs nur dürftig widerspiegeln; täglich tritt ein Sauerstoffmaximum und in jeder Nacht ein kleines Minimum auf. Diese täglichen Schwankungen sind in den Monatsproben nicht enthalten. Die Schwankungen im Phytoplanktongehalt, welche mehrtägige Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt zur Folge haben, sind kürzer als die monatlichen Probenahmen (Kümmerlin, Bürgi 1989). Die Wahrscheinlichkeit ist äusserst klein, dass in jedem Jahr die Sauerstoffspitze erfasst wird.

³⁾ An Parametern hat inzwischen ausser dem Chlorid nur der Stickstoff signifikant zugenommen. Die Zunahme von organischen Pestiziden senkt vermutlich die Biomasseproduktion. Bereits wenige $\mu\text{g/l}$ von EDTA und NTA können eine erhöhende Wirkung (H.R.BÜRGI, H.MÜLLER) haben, welche aber Werte von 10% kaum übersteigen.

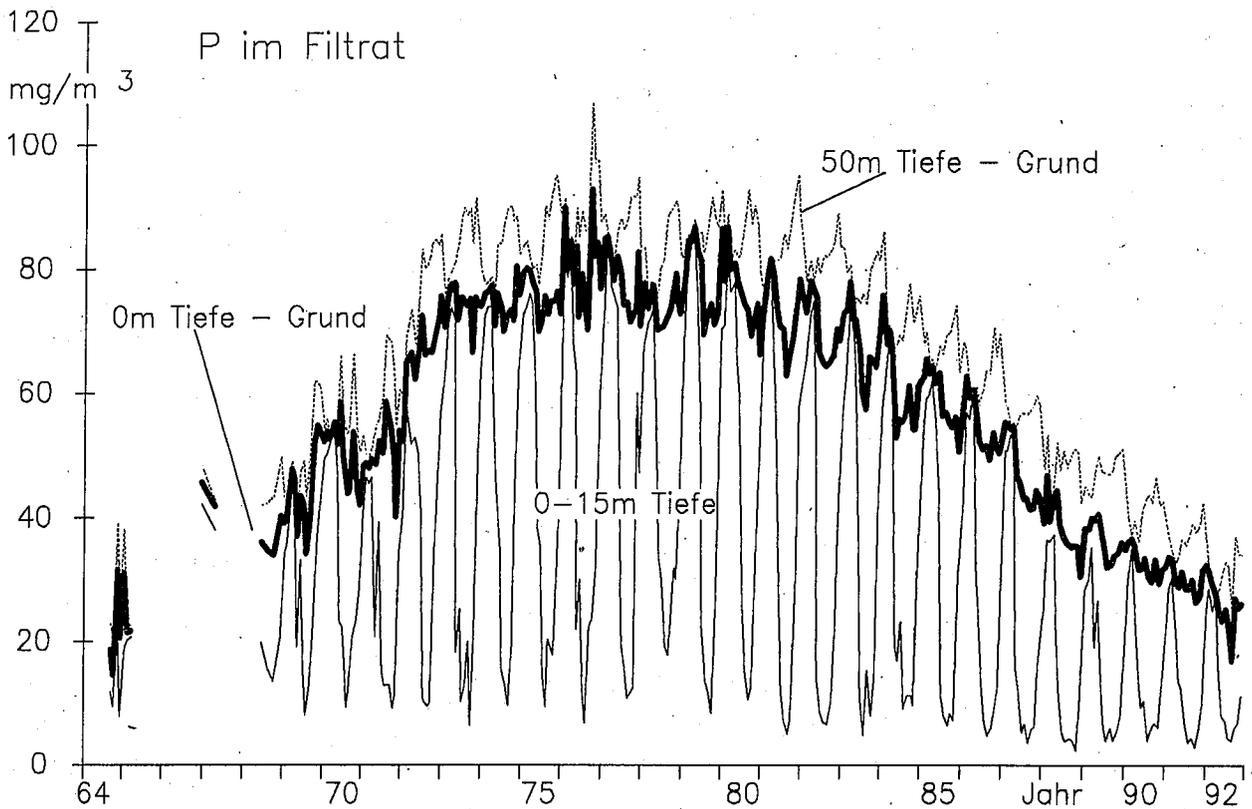


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der durchschnittlichen Konzentrationen des gesamten Phosphors im filtrierten Wasser in verschiedenen Tiefenschichten.

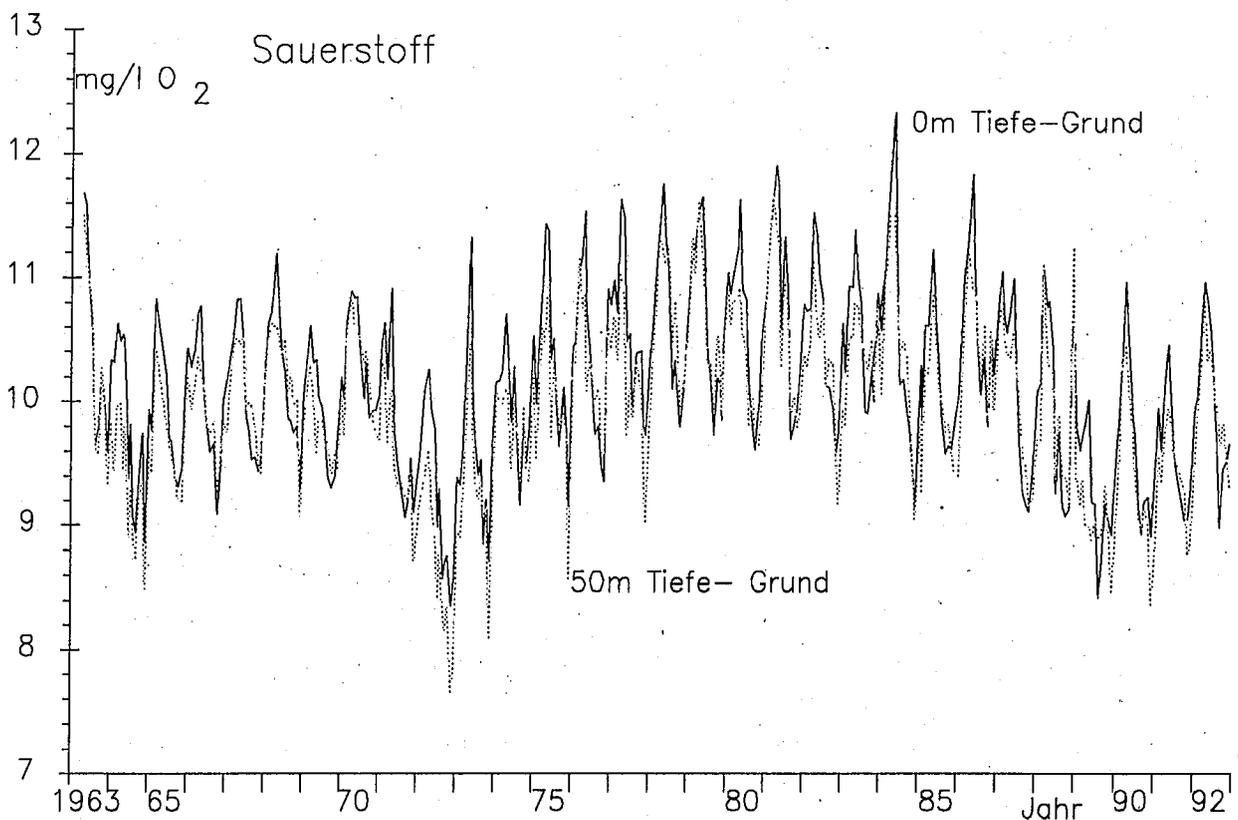


Abb. 2: Sauerstoffkonzentrationen im Bodensee (Volumengewichtete Mittelwerte)

2.3.2. Belüftung des Bodensees

An der Oberfläche werden immer Gase zwischen dem Wasser und der Luft ausgetauscht. Im Licht produzieren die Algen Sauerstoff, dieser löst sich im Wasser. Warmes Wasser kann weniger Gase lösen als kaltes. Durch die Erwärmung und durch die Sauerstoffproduktion der Algen steigt der Druck der im Wasser gelösten Gase. Da diese an der Oberfläche im Gleichgewicht mit den Gasen der Luft stehen, gast der See im Sommer aus. Im Winter kühlt sich das Wasser ab und der mikrobielle Abbau zehrt Sauerstoff. Aus beiden Prozessen ergibt sich eine Untersättigung des Wassers; der See nimmt Sauerstoff auf. Der Austausch findet an der Luft-Wasser-Grenzschicht statt. Da die Luft viel beweglicher ist als das Wasser, wird die Geschwindigkeit hauptsächlich durch den Wasseraustausch im Epilimnion kontrolliert. Sie ist hoch für einen grossen Windzugriff⁴⁾, wenn die Länge des Sees in Hauptwindrichtung gross ist. Schützende Berge können eine wichtige Rolle spielen. Die Belüftung eines Sees kann aus den Seedaten als Differenzgleichung berechnet werden:

$$\text{Sauerstofffluss in den See : } O_{t2} - O_{t1} = k_H (O_s - O_0) A \quad [1]$$

O_{t1} : Sauerstoffgehalt des Sees zur Zeit t_1 Gramm am Tag t_1
 O_{t2} : Sauerstoffgehalt des Sees zur Zeit t_2 Gramm am Tag t_2
 A : Oberfläche des Sees m^2
 O_s : Sauerstoffgehalt von gesättigtem Wasser g/m^3
 O_0 : Sauerstoffgehalt der Oberfläche g/m^3

$$k_H : \text{Belüftungskonstante } k_H = \frac{O_{t2} - O_{t1}}{(O_s - O_0) A} \quad m/d \quad [2]$$

Im Simulationsmodell wird dann $\frac{dO_2}{dt} = k_H (O_s - O_0) \cdot A$ integriert. [3]

Dieser Rechenansatz beschreibt die natürlichen Vorgänge recht dürftig. Da aber nur Zahlen für ein Modell gesucht werden, welches eine Berechnung von Monatswerten erlaubt, sind die drastischen Vereinfachungen zulässig.

Die berechneten Werte für diese Konstante sind in Abb. 3 dargestellt. Sie bewegen sich zwischen Null und 1.5 m pro Tag. Diese Zahlen liegen im erwarteten Bereich. Für kleine Teiche beginnen sie mit 0.1 m pro Tag und erreichen im Meer Werte von mehr als 2 m pro Tag. Selbstverständlich können z.B. im Rheinflussbecken oder am Ufer bei brechenden Wellen, wenn die Luft durch das Wasser in die Tiefe gerissen wird, oder auch in Gebirgsbächen viel höhere Maximalwerte erreicht werden. Zuströmendes Flusswasser wurde in diesem Rechenansatz vernachlässigt. Der zugehörige Fehler ist kleiner als 20%.

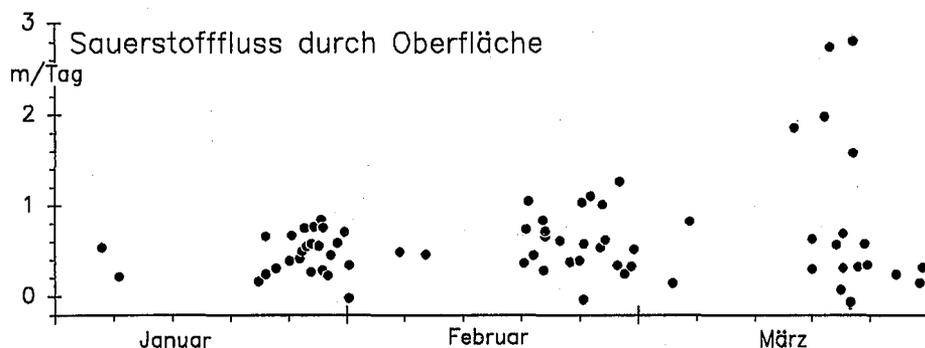


Abb. 3: Sauerstofffluss durch die Oberfläche in den Jahren 1965 bis 1989

⁴⁾ In der Fachliteratur mit "wind-fetch" bezeichnet.

Die Rechnung darf nur für Zeiten gemacht werden, in denen die physikalischen Vorgänge gegenüber den Bioproduktionsprozessen dominieren, d.h. Januar bis März. Der Austausch von Stickstoff wäre prinzipiell eine weitere Möglichkeit, den Gasaustausch an der Oberfläche zu messen. Er würde aber einen Bestimmungsfehler von weniger als 0.5 mg/l N₂ erfordern.

2.3.3. Kritische O₂-Konzentration und P-Haushalt

Nach gängiger Theorie reichert sich Phosphor unter aeroben Bedingungen im Sediment an, um dann später unter anaeroben Verhältnissen wieder freigesetzt zu werden. Bei eutrophen Seen kann dieser Prozess anhand von vertikalen Messreihen oder aus dem zeitlichen Verlauf verfolgt werden. Unter anaerober P-Rücklösung versteht man hier einen überproportionalen Austritt von Phosphor aus dem Sediment. Bei der P-Rücklösung muss unterschieden werden zwischen der Mobilisierung von organischen resp. anorganischen P-Verbindungen. Ein Teil der Sediment-Phosphorverbindungen ist organisch, d.h. Verbindungen, welche sowohl Kohlenstoff als auch Phosphor enthalten. Bei ihrem Abbau wird gleichzeitig Sauerstoff gezehrt und/oder es werden reduzierte Verbindungen freigesetzt, welche dann im Freiwasser zu einer Sauerstoffzehrung führen. Dieser Abbau erfolgt proportional zur Kohlenstoffkonzentration. Ein prinzipiell anderer Prozess läuft ab, wenn anorganische P-Verbindungen umgebaut werden, z.B. wenn das Eisen in Hydroxieisenphosphaten reduziert und dabei Phosphor freigesetzt wird. Der Proportionalitätsfaktor ist hier weit höher als beim Abbau organischer Materie.

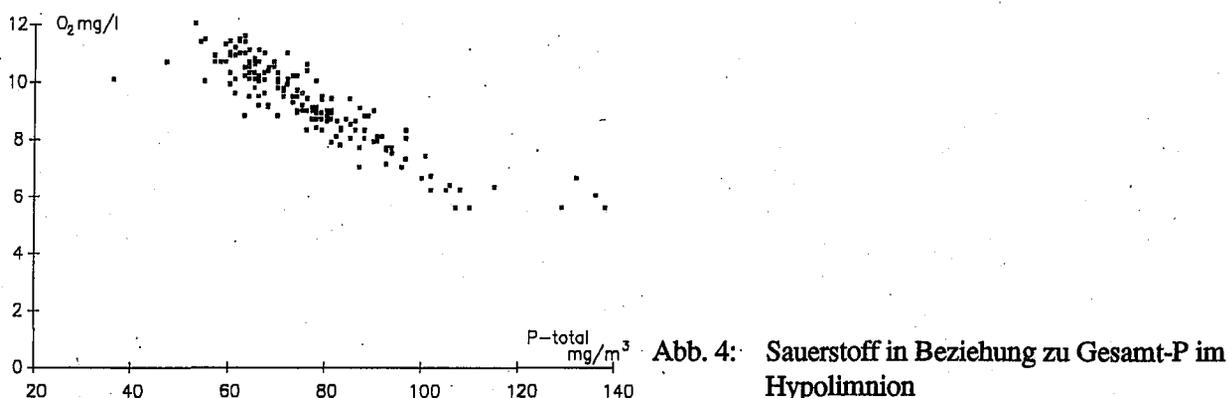
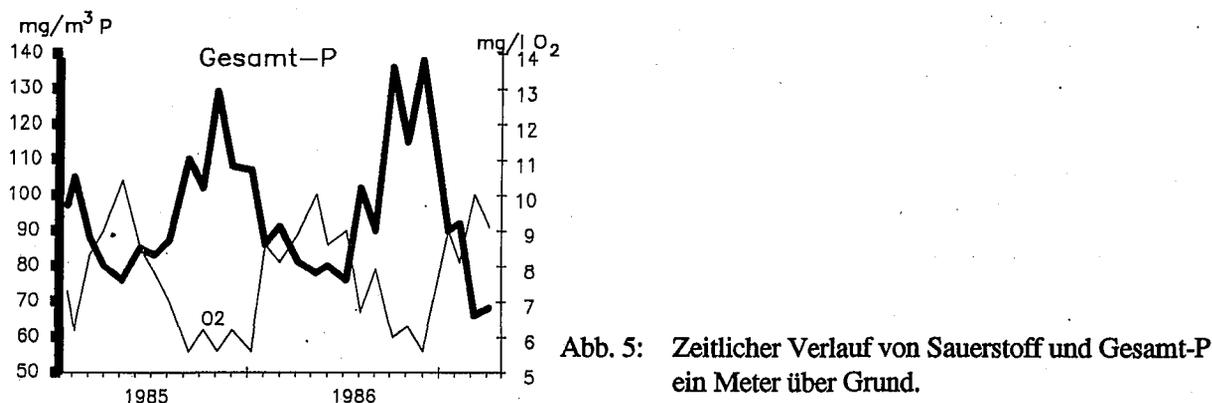


Abb. 4 zeigt Mittelwerte der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion zwischen 50 m und Grund in den Jahren 1985 bis 1987, aufgetragen gegen die Gesamt-Phosphor-Mittelwerte. Die Sauerstoffwerte sinken in dieser Periode nirgends unter 4 mg/l; daher kann eine Grenze nicht angegeben werden. Die kleinen Flächen mit Beggiaoamatten (H.G. Schröder mündl. Mitt.), welche ein Zeichen für mangelnden Sauerstoff sind, scheinen sich nicht wesentlich auf das ganze Hypolimnion des Sees auszuwirken.



Ein eutropher See zeigt beim Annähern von Sauerstoff an Null für Phosphor einen sprunghaften Anstieg. Die Sauerstoffkonzentration im Bodensee unterschritt in den Jahren 85/86 den kriti-

schen Wert nicht. Die kritische Sauerstoffkonzentration wurde beim Bodensee in diesen Normaljahren (Abb.5) nicht erreicht. Um trotzdem Extremsituationen simulieren zu können, wird O_2 -kritisch für das Modell mit 2 mg/l^5 unmittelbar über Grund angesetzt, was bisherigen Erfahrungswerten an anderen Seen entspricht. Der zeitliche Verlauf der Sauerstoffkonzentration unmittelbar über Grund ist eine wichtige Grösse. Die Messung ist aber beinahe unmöglich, da sich ein Seeboden nur selten als einheitliche Fläche präsentiert. Häufig sind "Kissen" und Gräben oder auch Löcher vorhanden (H.G. SCHRÖDER). Diese Feinstrukturen bremsen den Austausch mit dem überliegenden Wasser so sehr, dass sich starke Sauerstoffgradienten ausbilden können. Die übliche Art der Probenahme für das Freiwasser eignet sich nicht für die Erfassung dieser feinen Gradienten. Der chemische Grenzwert für eine Phosphat-Rücklösung beträgt weniger als $0.1 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Da auch die Sondenmessungen spätestens ein Meter über Grund enden, muss hier die weitere Verminderung der Sauerstoffkonzentration zur bodennahen Schicht hin zusätzlich berücksichtigt werden, was die oben erwähnten 2 mg/l ergibt.

2.3.4. P-Dynamik des Bodensees

Gewinnung der Grunddaten:

Die Simulation der seeinternen Prozesse erfordert Kenntnisse der P-Bilanz in möglichst kleinen Zeitintervallen bzw. mit möglichst grosser zeitlicher Auflösung. Dabei ändert sich die Aktivität des Sediments in jeder Wassertiefe. Besonders aktiv ist es im Litoral und in der Tiefe der Grenze zwischen Epi- und Metalimnion. Diese fällt ungefähr mit der Produktions-Respirations-Kompensationstiefe zusammen. Hier hat der ständige Nachschub von sedimentierendem Plankton und der Abbau davon eine maximale Stoffwechselfrequenz zur Folge, wobei die Nachlieferung von Sauerstoff (im Gegensatz zu tieferen Schichten) in einem wechselnden Ausmass aus dem Überschuss der produktiven Schicht erfolgt. Es bleibt bei der Feststellung, dass der P-Haushalt des Bodensees sowohl regional als auch zeitlich wesentlich differenzierter strukturiert ist, als die monatlichen Beobachtungen in der Seemitte anzeigen.

2.3.5. Sedimentation

Für diese Arbeit wurde ein Spezialprogramm mit Sedimentationsmessungen durchgeführt. Die Resultate wurden durch GÜDE, MÜLLER und STURM erarbeitet und teilweise publiziert.

Nach der Methode BLOESCH (1980) wurden in 5 verschiedenen Tiefen Sedimentationsfallen exponiert. Die Aufhängung besteht aus einer Unterwasserboje, an der ein Stahlkabel mit den Sedimentfallen hängt und einem Ankerstein. Üblicherweise wird von der Unterwasserboje her eine lange Leine ausgelegt zu einem zweiten Stein und von dort läuft eine Leine bis zu einer Oberflächenboje. Diese Befestigung soll die horizontalen Bewegungen der Sedimentfallen minimieren. Um die Fischerei nicht zu behindern, wurde auf die Oberflächenboje und das lange Seil verzichtet und die Fallenkette mit einem Fernauslöser versehen.

Die Analysen wurden in Langenargen durchgeführt. In Abb. 6, 7 und 8 sind die Resultate dargestellt. Es handelt sich um die Komponenten partikulärer organischer Kohlenstoff, totaler Kohlenstoff und partikulärer-Phosphor. Aus den Abbildungen wird ersichtlich, dass die Sedimentationsgeschwindigkeiten sehr gross sind. Wenn die theoretischen Berechnungen nach STOKES auf den See übertragbar wären: (laminare Strömung, Dimension der Plankter, Formwiderstand und kinematische Zähigkeit), dann müssten Sedimentationszeiten von mindestens 14 Tagen sichtbar werden, d.h. die tieferen Fallen sollten die Sedimentationsspitzen später zeigen als die oberen Fallen. Da dies nicht der Fall ist, müssen andere Prozesse eine wichtige Rolle spielen. Ein weiterer üblicher Fehler wäre, dass aus den gemessenen Sedimentationsmengen und der gezählten Biomasse im Epilimnion auf die Sedimentationsgeschwindigkeiten im Epilimnion geschlossen wird. Was hier angegeben werden kann, ist höchstens der Sedimentationsverlust.

⁵⁾ Dieser Wert darf nicht mit der Minimalforderung von $4 \text{ mg/l } O_2$ verwechselt werden.

Die vollständigen Zahlen befinden sich im Anhang.

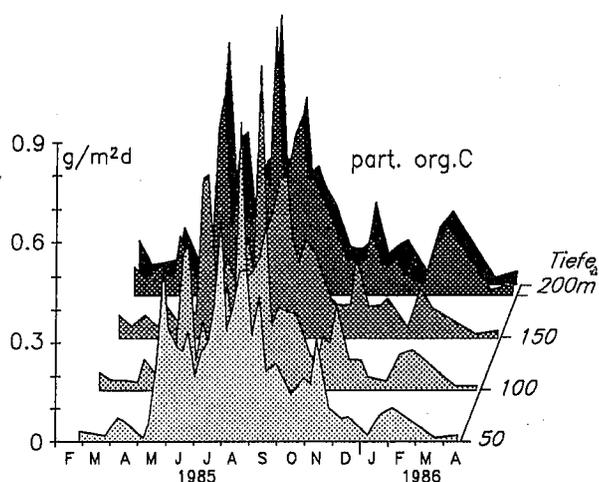


Abb.6: Jahressumme der Sedimentation für part. org. C in verschiedenen Seetiefen in $\text{g/m}^2\text{d}$

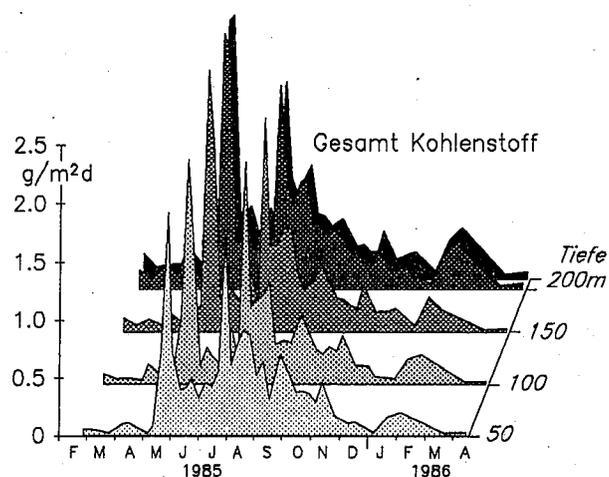


Abb.7: Jahressumme der Sedimentation für Gesamt-Kohlenstoff in verschiedenen Seetiefen

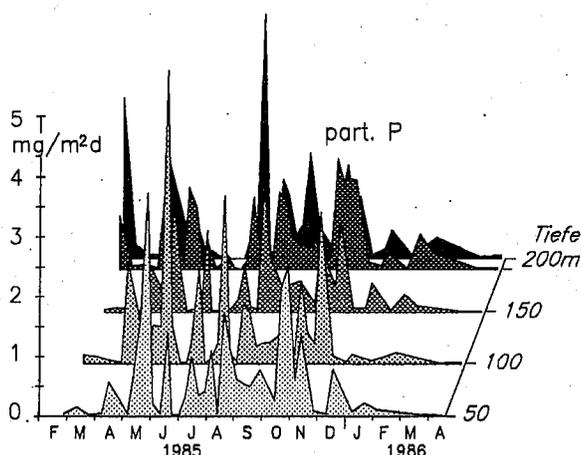


Abb. 8: Jahressumme der Sedimentation für part.P in verschiedenen Seetiefen

Tab. 2: Sedimentierte und aufgefangene Stoffmengen für ein Jahr:

Stoff \ Tiefe	50m	100m	150m	190m	200m	Mittelwert	
total C	130	120	131	146	155	136.4	$\text{g/m}^2\text{a}$
partikulärer organischer C	66	56	61	70	79	66.4	$\text{g/m}^2\text{a}$
anorganischer C	64	64	70	76	76	70	$\text{g/m}^2\text{a}$
Gesamt-P	189	175	127	158	204	171	$\text{mg/m}^2\text{a}$

Für den ganzen See ergibt sich aus der Bilanz (in Seemitte) ein Sedimentationsfluss von ca. $811 \text{ mg/m}^2\text{a}$ P-org.⁶⁾ (vgl. Tab.1). Die Ursache für die Differenz zwischen den Fallenwerten und den Bilanzwerten konnte nicht geklärt werden.

⁶⁾ entspricht 409 tP/Jahr autochthoner Sedimentation.

Tab. 3: Verhältnisse im sedimentierten Material

	50m	100m	150m	190m	200m	Theorie
$\frac{\text{org.C}}{\text{total C}}$	0.513	0.464	0.468	0.480	0.507	$0.5 < \frac{\text{org.C}}{\text{total C}} < 1$
$\frac{\text{org.C}}{\text{part.P}}$	352	319	483	444	387	$30 < \frac{\text{org.C}}{\text{part.P}} < 100$

Das Verhältnis von organischem zu totalem Kohlenstoff von etwa 0.5 bedeutet, dass die Calzitätigung erreicht oder überschritten ist. Dies entspricht der Theorie. Das übliche Gewichtsverhältnis von POC/part.P in Algen beträgt (ohne P-Limitierung) etwa 42. Höhere Zahlen (100 bis 200) sind typisch für das Epilimnion oligotropher Seen. Da sinkendes Plankton Phosphor aufnimmt⁷⁾, wird das Verhältnis im Hypolimnion kleiner. Dabei werden Werte von weniger als 100 erwartet. Der bakterielle Abbau liefert nur Argumente für ein tieferes Verhältnis (STÖCKLI 1985). Offenbar sind grössere Mengen P-armer allochthoner organischer Substanzen in den Fallen gefangen worden. Das Verhältnis von Nährstoffen in Algen wird von W. Stumm als "Butterbrot-Stöchiometrie" bezeichnet: Algen nehmen mit Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor etwa in so konstantem Verhältnis auf, wie Menschen Brot, Butter und Konfitüre nehmen.

2.3.6. Produktion organischer Substanz

Die Primärproduktion wurde im Bodensee von 1984 bis 1985 direkt gemessen (¹⁴C-Methode).

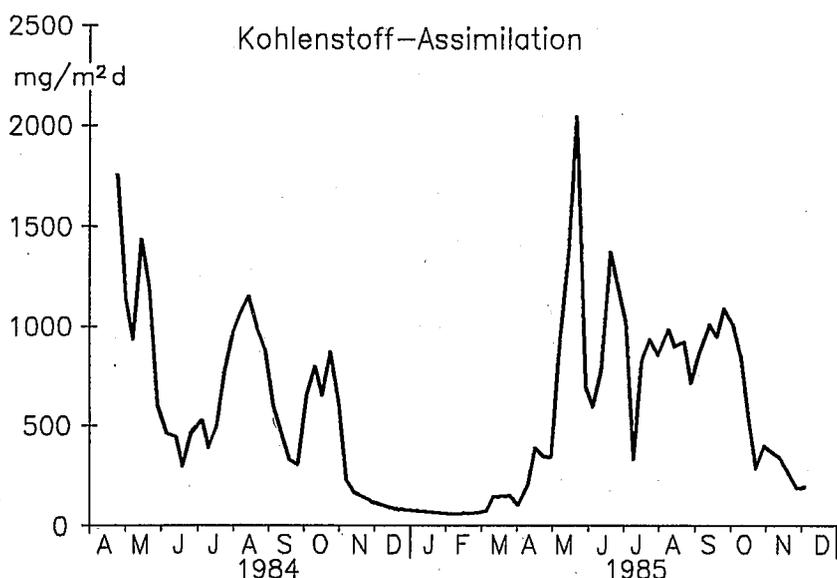


Abb. 9: Primärproduktion 1984 und 1985

Die Primärproduktion wurde mit Hilfe der gemessenen Lichtverhältnisse auf ein Jahr hochgerechnet.

Periode	Assimilierter Kohlenstoff g/m ²	----- Sedimentation -----		Gesamt-P mg/m ²
		total anorganischer C g/m ²	total organischer C g/m ²	
14/02/85 - 17/12/85	190	60.2	63.8	184.1
	100%	31.7%	33.6%	0.097%

⁷⁾ vgl. Seite 30.

Vom assimilierten Kohlenstoff im Epilimnion erreicht demnach ein Drittel die Tiefe von 50m. Dies ist verblüffend hoch, kommen doch im Greifensee und im Kreuztrichter nur 15% des produzierten Kohlenstoffs bis ins Hypolimnion. Die Korrektur der Dunkelassimilation bringt nur eine kleine Verschiebung. Auch hier könnten allochthone Einflüsse eine Rolle spielen.

Aus dem anorganischen Kohlenstoff im See lässt sich indirekt ein Bild der Primärproduktion herleiten: Kohlenstoff wird aus dem Epilimnion aufgenommen und z.T. nachts mittels Atmung wieder abgegeben. Der Kohlenstoff sinkt in den Algen in die Tiefe und wird dort teilweise mineralisiert, wobei auch ein Teil des gefällten Kalks wieder in Lösung geht.

Der ^{14}C -Wert kann als Eichwert für die C-Bilanz verwendet werden. Der Kohlenstoffgradient über die Tiefe wird aber auch (ROSSKNECHT) durch die unterschiedliche Wasserhärte zusammen mit dem unterschiedlichen Einschichtungsverhalten der Zuflüsse erzeugt. Die erforderliche Korrektur erscheint allerdings vernachlässigbar.

Das Hypolimnion wirkt während der Stagnation als Integrator der Vorgänge im Epilimnion. Als Parameter eignen sich Phosphor-Anreicherung, Sauerstoff-Zehrung, Anreicherung von anorganischem Kohlenstoff oder auch die Leitfähigkeit. Um die Jahresamplitude zu berechnen, wurde eine Sinusregression der Seeinhalte der oben genannten Parameter zwischen 50 m Tiefe und Grund durchgeführt:

$$\Sigma \text{Fehler}^2 = \Sigma (-y + a \Sigma \sin \tau + b \Sigma \cos \tau + c)^2 \Rightarrow \text{minimal} \quad [4]$$

$$\tau = \text{julianisches Datum} / 365 \cdot 2\pi. \quad [5]$$

Diese liefert ausser der Amplitude $= \sqrt{a^2 + b^2}$ auch einen Glättungswert c . Zusätzlich wurden die Daten noch mit dem gleitenden Mittel über 5 Jahre geglättet. Nach der "Butterbrot-Stöchiometrie" müssen diese Zehrungen oder Anreicherungen mit konstanten Faktoren mit der Primärproduktion verbunden sein. Für 1984/85 wurden diese Konstanten für eine mittlere Produktion von $190 \text{gC/m}^2 \text{a}$ geeicht.

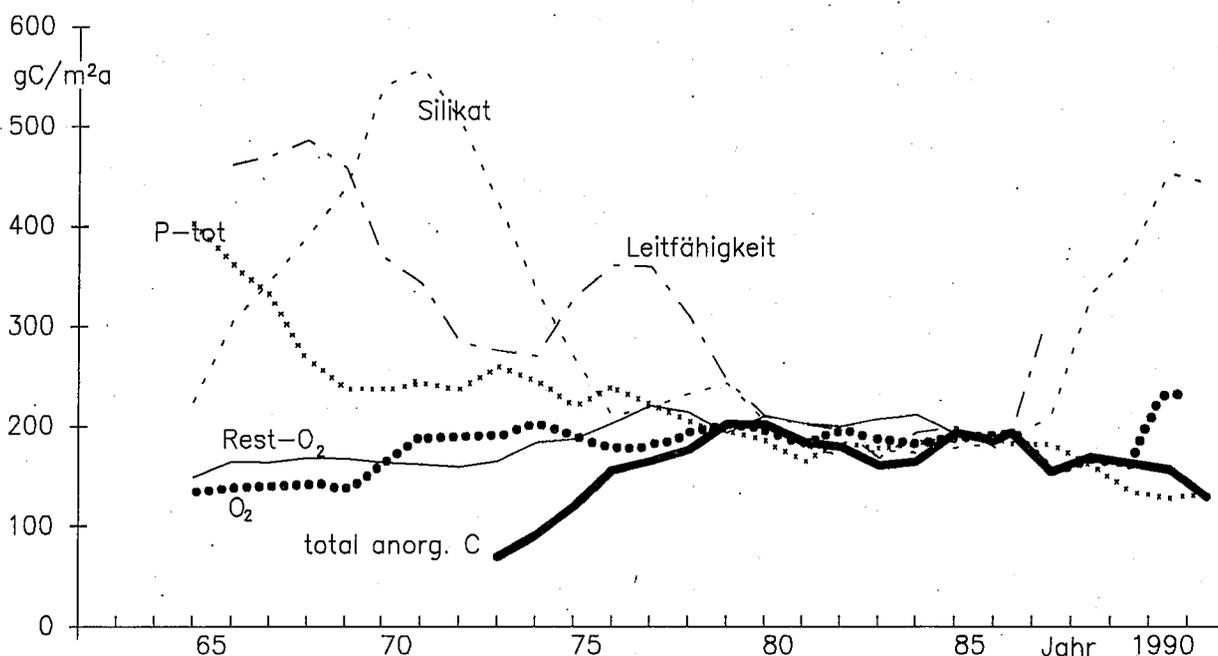


Abb. 10: Abgeleitete Werte für die langjährige Primärproduktion des Bodensees (berechnet aus Stoffanreicherungen in der Schicht von 50 m Tiefe bis Grund)

In Abb. 10 fällt auf, dass die Anreicherung von P-total und die Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit in den Jahren 1965 und 1966, und später von Silikat, erheblich grösser war als heute. Die Kurven laufen erst ab 1980 gemeinsam und zeigen immer noch eine erhebliche Streuung. Die Berechnung der Produktion aus Silikat ist für der Bodensee eigentlich nicht

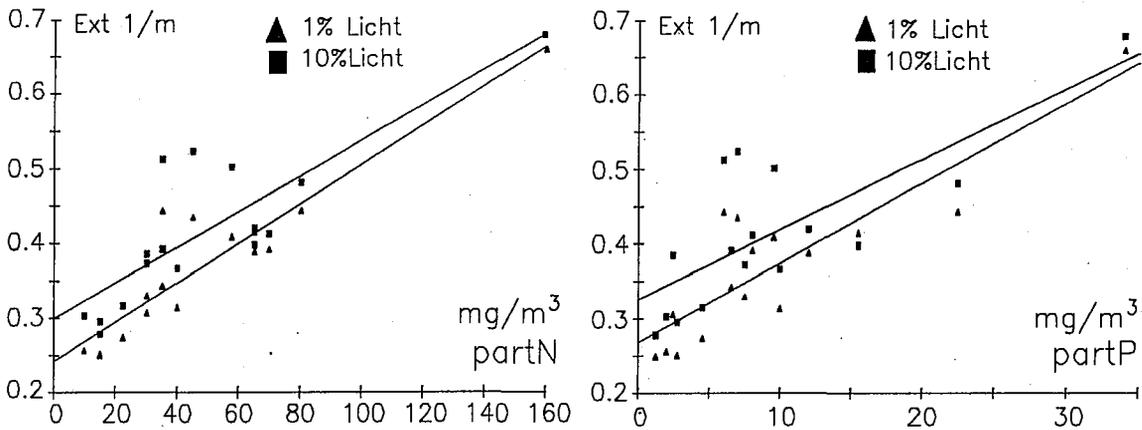


Abb.11: Abhängigkeit der Extinktion von Partikeln

2.3.8. Das mittlere physikalische Seejahr

Das biologische und chemische Geschehen im See wird durch das Klima beeinflusst. Besonderen Einfluss haben Wind, Sonne und Niederschlag, dies mit einer zeitlich grossen Variation und grossen Unterschieden von Jahr zu Jahr⁸⁾. Derartige Schwankungen können in einem Modell, das Prognosen liefern soll, kaum berücksichtigt werden. Man ist eher auf die Kenntnis eines langjährigen mittleren Jahres angewiesen.

Zur Berechnung des mittleren Jahres diente folgendes Verfahren: für den 1. und 16. Tag jedes Monats wurde ein Profil berechnet und zwar durch zeitlich lineare Interpolation zwischen den Probenahmen vor und nach dem gesuchten Datum. Grosse Messlücken wurden übersprungen. In der Vertikalen wurde nicht interpoliert. Dank der langen Messreihen kann die Genauigkeit mit diesem Verfahren etwa um den Faktor 5 gesteigert werden, d.h. bei der Temperatur erhält man statt einer Streuung von ± 0.05 Grad nur noch ± 0.01 Grad. Da die verschiedenen Jahre auch verschiedene Mischungstiefen des Epilimnions aufweisen, wird jedoch die Tiefenlage des Metalimnions unscharf. Metalimnionstabilitäten lassen sich aus den Daten in Tab. 5 nicht berechnen.

Tab. 5: Temperatur in Grad Celsius, Messperiode: 18.4.1963 bis 12.4.1988

Mittelwerte

m	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
0	4.74	4.24	4.43	7.03	10.74	15.66	19.37	19.16	17.11	13.38	9.12	6.31
5	4.74	4.24	4.32	5.60	9.18	14.10	17.97	18.10	16.75	13.34	9.11	6.31
10	4.75	4.22	4.17	5.21	7.78	11.36	14.58	15.80	15.57	13.19	9.08	6.29
20	4.74	4.22	4.13	4.91	5.94	7.25	8.49	9.23	9.50	10.51	8.95	6.28
30	4.73	4.23	4.12	4.75	5.29	5.73	6.07	6.58	6.62	7.10	7.69	6.27
50	4.74	4.25	4.10	4.54	4.75	4.82	4.90	4.97	5.03	5.14	5.49	5.67
100	4.63	4.27	4.15	4.28	4.34	4.38	4.41	4.44	4.46	4.44	4.47	4.58
150	4.43	4.31	4.19	4.23	4.25	4.31	4.32	4.36	4.34	4.32	4.34	4.40
200	4.31	4.25	4.16	4.20	4.19	4.25	4.26	4.30	4.29	4.27	4.25	4.28
250	4.29	4.23	4.13	4.19	4.16	4.25	4.28	4.27	4.25	4.25	4.26	4.28

Minima und Maxima siehe Anhang. Mit der gleichen Methode wurden auch die mittleren Leitfähigkeiten, Dichte etc. berechnet.

⁸⁾ Hier wird als für den Bodensee selbstverständlich vorausgesetzt, dass die Schichtung im See ausschliesslich durch die Umgebungsparameter verursacht wird. Es gibt aber auch Seen, wie das Nordbecken des Luganersees, in welchen die Schichtung durch die autochtone Produktion aufgebaut wird.

2.3.9. Berechnung der vertikalen Eddydiffusion

Das Mischungsverhalten des Sees lässt sich grob mit einer Sommerstagnation und einer Winterzirkulation beschreiben. Bei einer etwas genaueren Betrachtung mischt der See zu jeder Zeit und an jedem Ort, nur sind die Intensitäten recht verschieden. Im Detail müsste das ganze Wirbelspektrum zwischen der Advektion des ganzen Sees und der molekularen Diffusion analysiert und auch modelliert werden. Da aber im Modell der See nur in mehr als meterdicken Schichten behandelt wird, lässt sich das hydraulische Verhalten stark vereinfachen: Das gesamte vertikale, zeitlich variierende Strömungs- und Wirbelmuster des Sees wird quasi als Diffusion behandelt. Diese stimmt nur formal mit den physikalischen Diffusionsgleichungen überein und wird Wirbel- oder Eddy-Diffusion genannt. Die Grundlagen für die Eddydiffusion liefern die Fickschen Gesetze.

1. Ficksches Gesetz: $\text{Flux} = k_z \cdot \text{Fläche}_z \cdot \partial c / \partial z \cdot \text{Zeit}$ [8]

wobei c irgend eine Konzentration, z.B. Wärme

2. Ficksches Gesetz: $\partial c / \partial t = k_z \cdot \partial^2 c / \partial z^2$ [9]

Unter der Annahme, der ganze Wärmetransport in den Bodensee komme von der Oberfläche her und die Verteilung der Wärme in die Tiefe werde durch vertikale Wirbel verursacht, lässt sich die Diffusion berechnen: $k_{z,t} = B_{z,t} / G_{z,t}$ [10]

Symbole siehe Gleichung 14 und 15.

Die Erdwärme sowie die Heizleistung durch den Abbau organischer Stoffe sind unwesentlich, ergeben sie doch nur etwa 0.02 Grad pro Saison für die bodennahe Grenzschicht.

Aus den mittleren Temperaturen wurde zusammen mit der vereinfachten Topographie der Wärmehalt des Sees berechnet (Keplers-Fassregel):

Wärme einer Schicht $W_z = \frac{\Delta z}{6} \cdot (F_o \cdot T_o + F_u \cdot T_u + 4 \cdot F_m \cdot T_m)$ [11]

wobei $\Delta z =$ Schichtdicke, $T_m = (T_o + T_u) / 2$ [12]

$F_m =$ Fläche in Schichtmitte $= \left(\frac{\sqrt{F_o} + \sqrt{F_u}}{2} \right)^2$ (entspricht Kegelstumpf) [13]

$F_o =$ Fläche oben $F_u =$ Fläche unten
 $T_o =$ Temperatur oben $T_u =$ Temperatur unten

Tab. 6: Wärme im See [10^{15} cal] (ab 0°C)

m	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
0-250	221.2	202.7	198.4	220.1	250.4	287.1	317.9	328.1	327.7	313.0	287.6	254.9
5-250	210.4	193.0	188.4	205.7	227.6	253.1	275.3	285.5	289.1	282.6	266.8	240.5
10-250	200.3	184.1	179.5	194.3	209.7	226.2	240.9	249.8	255.0	254.6	247.6	227.2
20-250	181.2	167.1	162.7	173.9	182.1	188.6	194.3	199.2	203.3	206.7	211.2	201.9
30-250	163.0	150.9	146.9	155.3	160.5	163.7	166.3	169.0	171.0	172.9	179.3	177.8
50-250	129.7	121.1	117.8	122.6	125.1	126.5	127.7	128.8	129.3	129.7	132.8	135.7
100-250	64.5	61.8	60.2	61.2	61.7	62.3	62.7	63.1	63.0	62.7	63.0	64.0
150-250	24.8	24.3	23.7	24.0	24.1	24.3	24.5	24.6	24.5	24.4	24.5	24.6
200-250	5.5	5.4	5.3	5.3	5.4	5.4	5.4	5.5	5.4	5.4	5.4	5.4
250	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Im August und September nimmt der Wärmehalt unterhalb 100 m Tiefe ab. Dies kann nur durch die Einschichtung von kalten Zuflüssen erklärt werden, welche grosse Wärmemengen in

die Tiefe transportieren⁹⁾. Warme Zuflüsse schichten sich im Epi- oder Metalimnion ein. Die abnehmenden Zahlen im Winter zeigen die Auskühlung des Sees und lassen sich eher mit advektiven als mit turbulenten Prozessen beschreiben.

Aus den Dichten der kalten Zuflüsse Alpenrhein und Bregenzerache sowie den Dichten des Sees lassen sich für 1986 folgende Einschichtungstiefen und Wärmemengen errechnen:

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Einschichttiefe [m]	250	250	250	71.7	250	19.8	12.5	10.8	15.8	131	250	250
Wärmefluss [Gcal/s]	0.547	0.767	1.48	4.49	6.47	6.05	5.31	3.67	1.74	0.659	0.336	0.321

Aus dem korrigierten Wärmeinhalt lässt sich der Wärmefluss im See berechnen:

$$B_{z,t} = \frac{W_{z,2} - W_{z,1}}{Fz \cdot (t_2 - t_1)} \quad [14]$$

wobei: $B_{z,t}$ = Wärmefluss zur Zeit t in der Tiefe z
 t_1 = Zeit 1 t_2 = Zeit 2

Tab. 7: Wärmefluss $B_{z,t}$ im See [cal/m²s]

	1.Feb.	1.März	1.Apr.	1.Mai	1.Juni	1.Juli	1.Aug.	1.Sept.	1.Okt.	1.Nov.	1.Dez.	1.Jan.
0	-15	-5	14	15	15	12	-3	-8	-15	-21	-27	0
5	-16	-6	12	9	7	6	-3	-5	-10	-15	-24	0
10	-16	-7	10	4	-1	14	8	5	0	-8	-20	0
20	-15	-7	7	-3	-10	6	5	4	3	3	-10	0
30	-14	-6	4	-7	-14	3	3	2	2	5	-2	0
50	-11	-6	1	3	-18	1	1	1	0	1	2	-1
100	-7	-6	-5	1	-27	1	1	0	0	0	0	-1
150	-6	-8	-11	0	-51	0	0	0	0	0	-2	-3
200	-10	-15	-26	0	-115	0	0	0	0	0	-6	-6

Für die gleichen Zeiten werden nun die Temperaturgradienten nach der Tiefe berechnet:

$$G_{z,t} = \partial T / \partial z \approx (T_o - T_u) / \Delta z \quad [15],$$

wobei das Mittel aus der oberen und der unteren Schicht sowie dem vorhergehenden und dem nachfolgenden Profil gerechnet wurde.

Aus den verschiedenen Temperaturdaten der See- und Zuflussuntersuchungen ergeben sich die in Tab. 8 dargestellten Werte für die vertikale Eddydiffusion.

Tab. 8: vertikale Eddydiffusion [cm²/s] korrigiert

	1.Juni	1.Juli	1.Aug.	1.Sept.	1.Okt.	1.Nov.
0	0.60	0.41	0.06	0.17	1.56	17.70
5	0.41	0.23	0.05	0.06	0.29	1.82
10	0.35	0.39	0.18	0.10	0.01	0.38
20	0.86	0.47	0.30	0.21	0.16	0.20
30	1.41	0.93	0.69	0.42	0.36	0.89
50	3.03	2.48	1.94	0.92	0.69	1.89
100	5.68	4.81	4.02	1.83	1.51	2.92
150	7.28	6.20	4.40	2.26	1.86	3.56
200	8.28	5.07	3.09	2.00	1.65	4.59

⁹⁾Kalte Zuflüsse sind nur kalt, verglichen mit warmen Zuflüssen, sie sind im Sommer jedoch wärmer als das Wasser in grosser Tiefe des Sees und können daher erheblich zur Erwärmung des Hypolimnions beitragen.

In den Seen des schweizerischen Mittellandes liegt die vertikale Eddydiffusion im Hypolimnion im Sommer zwischen 0.15 und 0.5 cm²/s. Die Werte für den Bodensee liegen also recht hoch und sind offenbar durch die kalten Zuflüsse dominiert. Diese bringen ausser grossen Wärmemengen auch Bewegungsenergie in den Wasserkörper, welche langsam zu Wirbeln und schliesslich zu Wärme dissipiert. – Die Eddydiffusion lässt sich im See mit geeigneten Sensoren (Hitze-filme, Piezoelemente oder kleinen NTC-Last-Sensoren) auch direkt messen. Diese Messungen sind aber im Seemodell nicht verwendbar, da eine zeitliche und örtliche Mittelung fehlt. – Die endgültigen Werte für die vertikale Eddydiffusion sind am besten mit dem dynamischen Modell selbst zu gewinnen. Der Verlauf der Phosphor- und Sauerstoffprofile bietet sich dafür an, obwohl diese Parameter am biologischen Geschehen stark beteiligt sind. Diese Berechnungsart berücksichtigt neben der Biomasse auch die Quellen (Zuflüsse + Sediment) und Senken (Sedi-ment). Ob eine Bewegung des Wasserkörpers als Diffusion oder als Advektion bezeichnet wird, ist eine reine Dimensions-Frage. Wird ein sehr kleines Volumen betrachtet, so herrscht die molekulare Diffusion vor und der Rest ist Advektion; nimmt man den ganzen See, so ist alles Eddy-Diffusion. Leider lassen sich mit der beschriebenen Methode keine Einzeljahre berechnen. Die Temperatur müsste an verschiedenen Stellen im See gemessen werden und um mindestens einen Faktor 10 genauer sein.

2.3.10. Lage des Metalimnions im Wasserkörper

Das Metalimnion (die Schicht mit der stabilsten Schichtung) lässt sich auf verschiedene Arten beschreiben. KUTSCHKE (1966) definierte es im Zürichsee als die Schicht mit $\partial T/\partial z > 1^\circ/\text{m}^{10}$. Bei anderen Seen entsprechen $>0.5^\circ/\text{m}$ eher der Realität. Das Metalimnion kann auch anhand der Vertikalverteilung anderer Parameter, z.B. der elektrischen Leitfähigkeit, definiert werden. Mit einem vertikalen Gradienten von $\partial \text{Leitfähigkeit}/\partial z > 0.005 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ ergibt sich etwa dieselbe Tiefenlage für das Metalimnion.

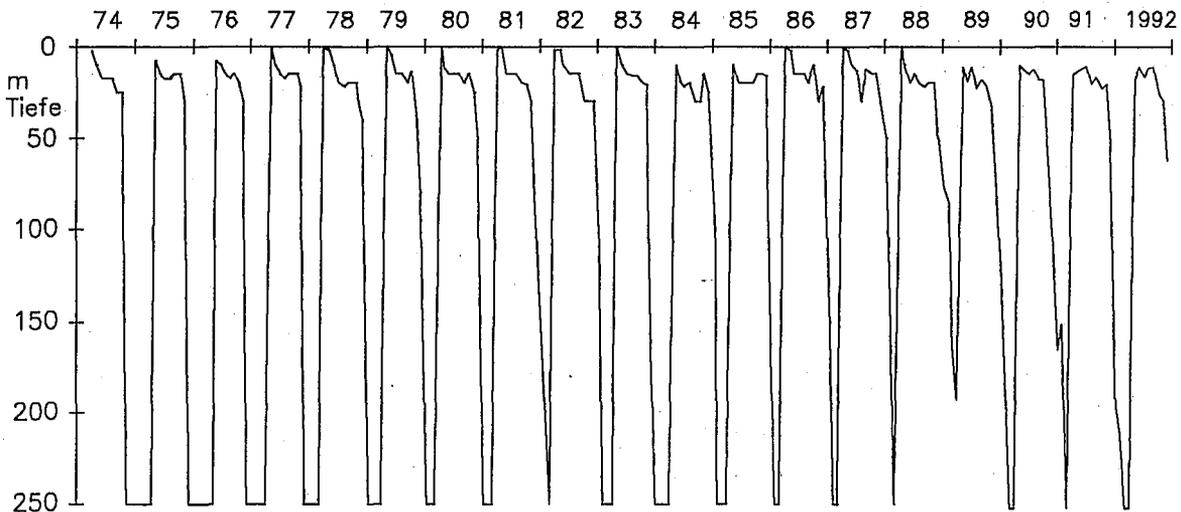


Abb. 12: Vertikale Lage des Metalimnions und Dauer der Vollzirkulation im Bodensee 1974 bis 1992 aufgrund der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers

In der Abb. 12 wurde die Lage des Metalimnions mit Hilfe der Leitfähigkeit berechnet. Die Dauer der Vollzirkulation wird sichtbar: Die Zirkulationsphasen der Jahre 1975, 76, 77 waren

¹⁰d.h. partielle Ableitung der Temperatur nach der Tiefe

relativ lang, die der Jahre 1982 und 1988 kurz. Es muss aufmerksam beobachtet werden, ob sich diese für den Sauerstoff im See wichtige Tendenz zu kürzeren Zirkulationsphasen fortsetzt. Die mittlere Lage des Metalimnions geht aus Abb. 13 hervor. Die Stagnation beginnt frühestens Anfangs April, spätestens Anfangs Mai. und dauert üblicherweise in den November hinein.

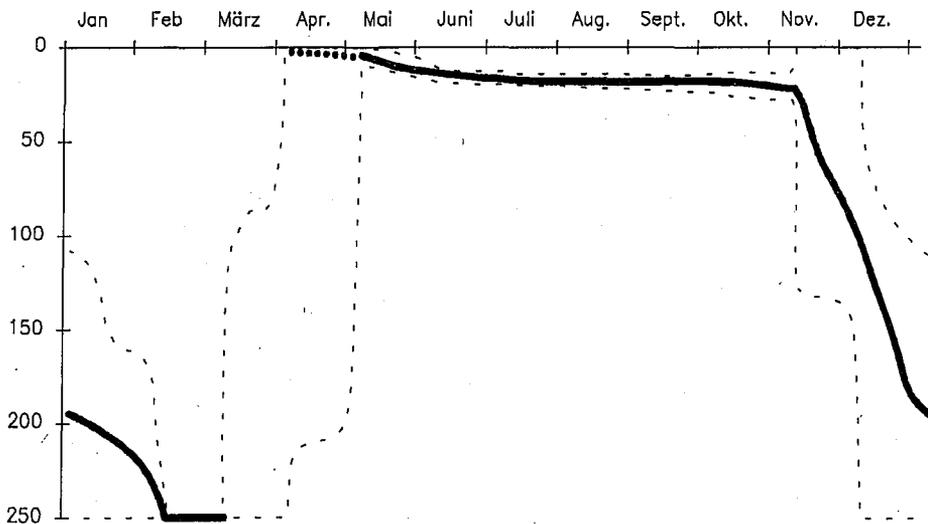


Abb. 13: Vertikale Lage des Metalimnions im Bodensee im langjährigen Mittel (1974 bis 1988)
Die dicke Linie entspricht der mittleren Lage des Metalimnions, die gepunkteten Linien sind der Verlauf der Standardabweichung.

Eine Voraussetzung für die Vollzirkulation in einem See ist dann gegeben, wenn im Vertikalprofil keine grossen Dichteunterschiede mehr vorhanden sind. Das Ingangkommen der Zirkulation braucht Energie. Neben den Inertialkräften (Trägheit) erschwert auch die Kompressibilität des Wassers die Mischung. Die notwendige kinetische Energie kann aus dem Wind stammen (Stürme) oder aber aus dem Auskühlen der Seeoberfläche. Dadurch werden an der Oberfläche Wasserdichten erzeugt, welche grösser sein können als diejenigen des Tiefenwassers. Dies ist aber nur dann möglich, wenn das Tiefenwasser Temperaturen aufweist, welche einiges über dem Dichtemaximum liegen. In einem normalen See muss zusätzlich noch der Dichtegradient überwunden werden, welcher sich aus der Anreicherung gelöster Stoffe im Tiefenwasser ergibt. Im Bodensee wird neben dem Wärmetransport in die Tiefe durch den Alpenrhein (dank Beschwerung des Flusswassers mit feinsten Suspensa) auch dieser Gradient abgebaut. Das Mischungsverhalten eines Sees ist bei diesen beiden "Antriebsarten" unterschiedlich. Beide zusammen bewirken die Zirkulation.

2.4. Limnologische Randbedingungen für die Simulation

Tolerierbare Belastungen oder Konzentrationen müssen sich am bisher beobachteten Verhalten des Sees orientieren. Der Beobachtungszeitraum, der sich am Bodensee hierfür realistisch nutzen lässt (zuverlässige Kenntnisse der Phosphorkonzentration im See und vergleichbares Einschichtverhalten des Alpenrheins), beschränkt sich auf die Zeit nach 1945.

Die Gültigkeit der Prognosen steht und fällt mit dem Einhalten der im Modell festgelegten Randbedingungen (Zirkulationsverhalten bedingt durch Klima- und Witterungsverhältnisse, Einschichtungsverhalten des Alpenrheins). Eine der wichtigsten Zusatzforderungen ist daher, dass das "natürliche" Zirkulationsverhalten des Bodensees nicht gestört wird. In diesem Zusammenhang sind insbesondere die bisher aufgetretenen Extremsituationen zu beachten: wie Seegfröme, Trockenjahre, windarme und warme Winter sowie ein verändertes Einschichtungsverhalten des Alpenrheins zu erwähnen.

2.4.1. Seegfröne und Trockenjahre

Nur selten einmal ist der See vollständig zugefroren. Eine Seegfröne hat eine unvollständige Zirkulation im Frühjahr sowie eine reduzierte vertikale Mischung im darauffolgenden Sommer zur Folge. Die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Wirkung auch noch auf das nächste Jahr ausdehnt, ist im Bodensee, dank dem Einschichtungsverhalten des Alpenrheins, recht klein. Dies unterscheidet ihn vom Genfersee, indem dort die Rhone mit ihrer kleineren Wassermenge die Temperatur in der grössten Tiefe langsamer steigert.

Ähnliche Situationen können sich auch in Trockenjahren einstellen, da dann die Temperaturerhöhung im Hypolimnion wegen des geringen Zuflusses in die Tiefe ungenügend bleibt.

2.4.2. Veränderung der Einschichtung von Zuflüssen

Das Mischungsverhalten des Bodensees wird zu einem grossen Teil durch das Einschichtungsverhalten von Feinst-Schwebstoff führenden kalten Zuflüssen bestimmt. Alle Eingriffe in die Zuflüsse, welche eine Dichteänderung des Wassers zur Folge haben können, sind daher genau zu prüfen. Dies gilt insbesondere für Veränderungen der Aufenthaltszeit im Gerinne, der Gerinnetiefe, der Strömungsgeschwindigkeit (Schleppkraft), d.h. der Temperatur und der Schwebstoffführung.

Veränderungen, welche sich durch die Vorstreckung der Mündung des Alpenrheins ergeben, werden in anderen Berichten der IGKB abgehandelt (BÄUERLE, HOLLAN).

3. Beobachtete kritische Situationen im Bodensee

Rückgriffe auf bereits gemessene Situationen sind ein gutes Mittel zur Aufstellung von Zukunfts-Prognosen für den Bodensee. Sie liefern selbstverständlich keine exakten Vorhersagen, da die Randbedingungen im See und den Zuflüssen verändert wurden. Dennoch sind sie aussagekräftig, weil sie aus dem See selbst abgeleitet wurden.

3.1. Seegfröne

Heute hätte ein Ausbleiben der Vollzirkulation wie im Frühjahr 1963 grössere Konsequenzen. Inzwischen ist der Eutrophierungsschub zwar vorüber, aber das Sediment enthält heute noch eine grössere rüchlösbare Phosphormenge als im Jahre 1962. Die Phosphorgehalte im freien Wasserkörper sind noch nicht auf die Werte von 1960 zurückgegangen. (Damals fand man die Entwicklung bedrohlich genug, um die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee ins Leben zu rufen.) Da sich die Auswirkungen der letzten Seegfröne in noch knapp tolerierbaren Grenzen hielten, kann daraus folgende Forderung abgeleitet werden: Die Phosphorkonzentrationen im Freiwasser müssen auf die Werte vor 1961 vermindert werden. Damit dies möglich ist, müssen die Zuflussfrachten unter die Werte vor 1959 abgesenkt werden; genauer auf etwa 1954, d.h. 1961 abzüglich 6 bis 8 Jahre, d.h. der doppelten mittleren Aufenthaltszeit des Phosphors im See. Die zugehörigen Frachten sind aus der Abb. 18 oder aus Tab. 9 abzulesen und ergeben 450 bis 505 tP/a. In dieser Forderung ist kein Sicherheitsfaktor berücksichtigt. Das Sediment braucht aber einige Jahre, um gegen vermehrte Rücklösung "versiegelt" zu werden.

Leider wurde die empfindliche Phosphoranalytik erst anfangs der sechziger Jahre entwickelt. Die P-Gehalte des Sees und die Zuflussfrachten müssen daher für die Zeit vor Bestand der IKGB modellmässig zurückgerechnet werden.

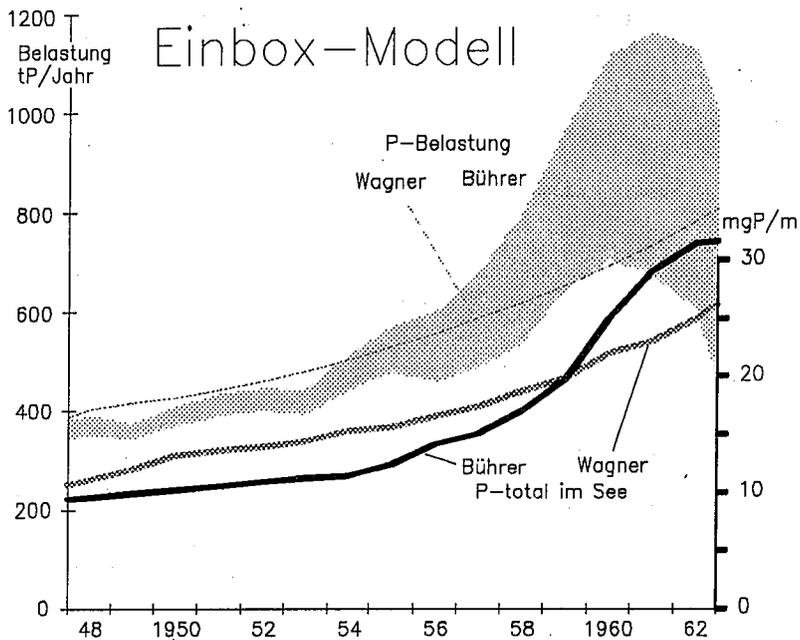


Abb. 14: Extrapolation des Phosphors in die Vergangenheit und Vergleich des Einboxmodells mit dem Simulationsmodell nach Wagner (1976).

Die Rasterfläche bedeutet den Belastungsbereich des Einboxmodells.

In Abb. 14 wird der Verlauf des Einboxmodells mit dem Modell von G. WAGNER verglichen. Aus der Forderung, es seien die Werte vor 1961 zu erreichen, leiten sich Konzentrationen unter 20 mgP/m^3 ab.

3.2. Trockenjahr 1971/72

1971 war ein extrem trockenes Jahr. Der Alpenrhein konnte seine günstige Auswirkung auf das Tiefenwasser nicht ausüben, dadurch blieb im Frühling 1972 die Zirkulation unvollständig. Dies hatte zusammen mit den übrigen Belastung des Sees zur Folge, dass die mittlere Phosphorkonzentration von unter 60 auf über 75 mgP/m^3 anstieg. Dies war der grösste gesicherte P-Sprung des Beobachtungszeitraums.

4. Bilanzmodell (Einboxmodell)

Rechenmodelle sollen nur die grundlegenden Vorgänge im beobachteten System berücksichtigen, damit nicht nur Interpolationen zwischen vergangenen Daten, sondern auch Extrapolationen in die Zukunft möglich werden. Modelle müssen stabil sein und dürfen nur im Definitionsbereich zur Anwendung kommen.

Hier werden zwei verschiedene Modelle verwendet, ein Einboxmodell und ein dynamisches Simulationsmodell. Das Einboxmodell stammt ursprünglich von D.M. Imboden. Die Anwendung muss sich allerdings auf Normaljahre beschränken.

Die Annahmen sind:

Der See wird als nur eine einzigen Box mit einem Zufluss und einem Abfluss sowie einem internen Sedimentfluss angenommen. Es wurde bewusst darauf verzichtet, z.B. noch eine Sedimentbox dazuzufügen. Dies ist nur bei eutrophen Seen notwendig. Simuliert werden nur die Jahresmittelwerte. Die Sedimentation wird behandelt als eine Konstante mit der Dimension m^3/a , d.h. als ein Fluss. Da über alle Monatsprofile zeitlich gemittelt wird, ist der See im Jahresmittel geschichtet.

Gerechnet wird mit dem algenverfügbaren Phosphor in den Zuflüssen sowie dem Gesamtphosphor, d.h. dem Phosphor im unfiltrierten Seewasser und im Auslauf.

Die Bilanzgleichung lautet wie folgt:

P-Gehalt nächstes Jahr = P-Gehalt dieses Jahr + P-Zufuhr - P-Ausfluss - P-Sedimentation [16]

wobei: P-Ausfluss = Durchfluss Wassermenge · mittlere P-Konzentration des Sees · β [17]

β = Verhältnis der Epilimnion-P-konzentration zur mittleren P-Konzentration im See, "Schichtungsparameter"

P-Sedimentation = Sedimentationsfluss · mittlere P-Konz. im See. [18]

Die integrierte Form lautet:
$$C_t = \left(C_0 - \frac{QC_z}{\beta(K+Q)} \right) e^{-t \beta \frac{K+Q}{V}} + \frac{QC_z}{\beta(K+Q)}$$
 [19]

Steady State Konzentration :
$$C_\infty = \frac{QC_z}{\beta(K+Q)}$$
 [20]

C_t = mittlere Phosphorkonzentration im See, Q = Zuflusswasserfracht

V = Seevolumen, K = Sedimentationsfluss

C_z = mittlere Konz. des algenverfügbaren P in den Zuflüssen

t = Zeit in Jahren $\tau_w = V/Q$: mittlere Aufenthaltszeit von Wasser

numerisch:

$$C_t = \left(C_0 - \frac{11.1 C_z}{0.7 \cdot (23+11.1)} \right) e^{\frac{-0.7 t \cdot (23+11.1)}{47.718}} + \frac{11.1 C_z}{0.7 \cdot (23+11.1)}$$
 [21]

resp.: $C_t = (C_0 - 0.465 C_z) e^{-0.501 t} + 0.465 C_z$ für 23 km³/a

oder $C_t = (C_0 - 0.51 C_z) e^{-0.456 t} + 0.51 C_z$ für 30 km³/a

In einem See herrschen Fließgleichgewichte (englisch: steady state) verschiedenster Form. So ist z.B. die Höhe des Seespiegels eine Folge der zu- und abfließenden Wassermenge und der Topographie im Ufergebiet. Konservative, chemische Komponenten wie Kochsalz verhalten sich, rein rechnerisch, wie das Wasser. Wird nun die Zufluss-Fracht von Kochsalz halbiert, so dauert es einige Zeit, bis das Bodenseewasser auf die tiefere Konzentration kommt, da im Bodensee das grosse Wasservolumen als Puffer wirkt. Nach etwa 10 Jahren würde dann die Salzkonzentration 55% des ursprünglichen Niveaus einreichen.

Eingabedaten:

Die Daten stammen grösstenteils aus der Publikation G. WAGNER (1976). Aus dieser Publikation lässt sich eine Funktion des Sedimentationsflusses ableiten. Sie ist in erster Näherung eine reine Funktion der P-Konzentration des Sees: $K = (1.357 - 0.313 \cdot \log(P\text{-See})) \cdot 47.718$ [22].

β ist weder eine Funktion der Zeit noch der P-Konzentration. Die Schichtung, welche durch dieses β charakterisiert wird, scheint hauptsächlich eine Frage des Wetters zu sein. Die Abhängigkeit vom P-Gehalt ist im Bodensee sehr schwach. β sinkt tendenziell bei "grossen" Konzentrationen von 0.7 auf 0.6 ab, d.h. die Schichtung wird ausgeprägter. Aus der relativen Unabhängigkeit des β folgt, dass aus dem Bodenseesediment nicht aussergewöhnlich viel P rückgelöst wird. Im Gegensatz dazu steht der eutrophe Pfäffikersee, wo diese "Konstante" eine gute Funktion des P-Inhalts ist.

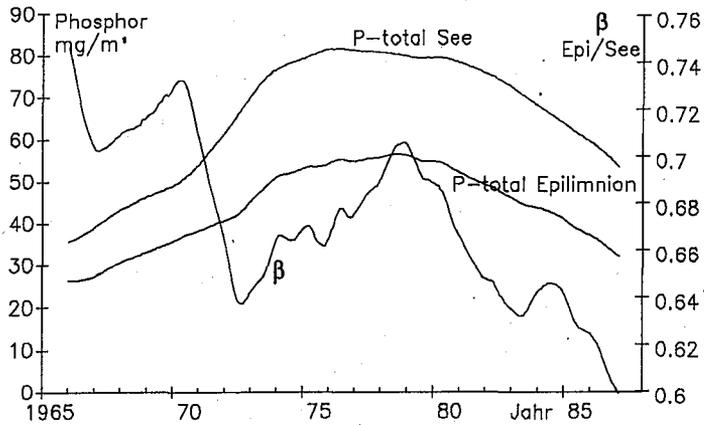


Abb. 15: "Schichtung" des Sees β

Verhältnis zwischen dem mittleren Gehalt des Epilimnions zu dem mittleren Gehalt des Sees.

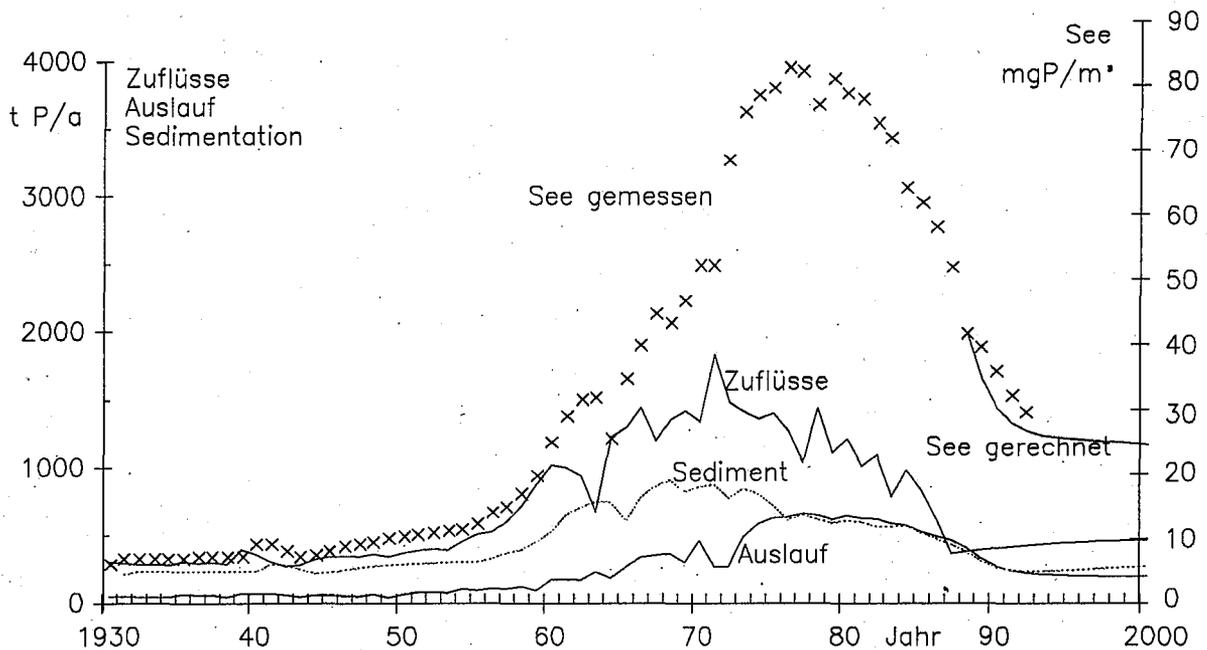


Abb. 16: Einboxmodell Verlauf des P im See mit den berechneten Werten für Zuflüsse, Abfluss und Sedimentation, von 1930 bis 1989 aus den Jahreswerten, später Prognosen.

Das Einboxmodell ist bei diesem Ansatz vollständig bestimmt (d.h. hat keine freien Variablen mehr) und zwingt daher, mit anderen Annahmen zu arbeiten. In zwei Ansätzen wurde mit der Ausgleichskurve des Sedimentationsflusses K gearbeitet. Die Abflussfrachten wurden über das β gerechnet, d.h. $\text{Abfluss} = Q \cdot \beta \cdot \text{Seekonzentration}$, wobei β wenn möglich aus den Seedaten entnommen wurde. In der ersten Version wurden die Wagner'schen Zahlen der Zuflussfrachten verarbeitet. Im zweiten Ansatz wurden die Zuflussfrachten anhand des Modells über die Seekonzentration rückgerechnet (Abb. 16). Da das Modell keinen separaten Term für eine Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment bei kritischen Sauerstoffsituationen wie z.B. nach der Seegfröme besitzt, ist in dieser Art "Zufluss" auch der Nettofluss aus dem Sediment inbegriffen. Die Wahrheit dürfte irgendwo zwischen diesen beiden Ansätzen liegen. Die Abbildung zeigt 1985 ein starkes Sinken der P-Kurve. Dies ist für den See höchst erfreulich, zeigt aber, dass er weit vom Steady-State entfernt ist und führt damit zu Schwierigkeiten bei der Anpassung des dynamischen Modells. Die Prognosen des Einboxmodell wurden für die Eichung des dynamischen Modells verwendet.

In Abb. 17 zeigt sich auch, dass der Sedimentationsfluss 1976 ein Minimum erreichte und seither wieder langsam zunimmt, was einen positiven Effekt auf den See hat.

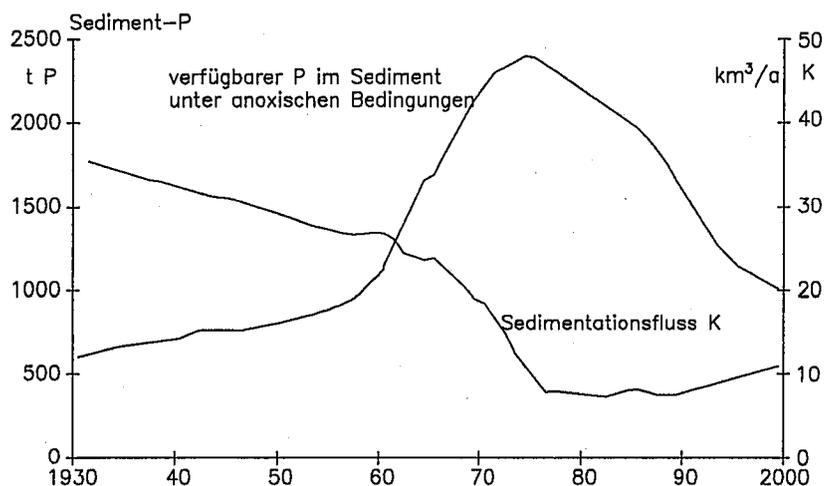


Abb. 17: Einboxmodell Sedimentationsfluss und Phosphor im Sediment

In Abb. 18 ist die Abhängigkeit der Seekonzentration von der Zuflusskonzentration dargestellt. (vgl. auch Bericht Nr. 40 der IGKB, Abb. 6.). Die Kurven sind im durchgezogenen Bereich durch Daten zwischen 1930 und 1975 gestützt. Die punktierten Bereiche sind Extrapolationen. Ob nun die obere Kurve mit 0.5 oder die untere Kurve mit 0.7 für ein Jahr zutrifft, ist eine Frage des Wetters. Langfristig ist 0.7, d.h. eine bessere Mischung, wahrscheinlicher.

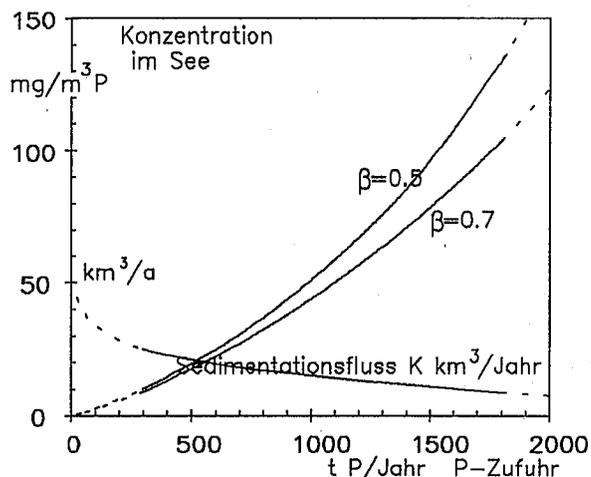


Abb. 18: P-Konzentration im Bodensee bei Änderung der P-Belastung

Resultate des Einboxmodells für das Fließgleichgewicht. Die Abszisse bedeutet die allgemeinverfügbare P-Fracht pro Jahr, die Ordinate die Phosphorkonzentration in unfiltriertem Wasser im See, K den Sedimentationsfluss und β die Schichtung des Sees.

für $K = 23 \text{ km}^3/\text{a}$ ergibt sich $C_{\infty} = 0.465 \times C_z$ und für $K = 30 \text{ km}^3/\text{a}$: $C_{\infty} = 0.51 \times C_z$

Tab. 9: Steady state Phosphorkonzentration im Bodensee

Zuflüsse	$\beta=0.5$	$\beta=0.7$
tP/a	mgP/m ³	mgP/m ³
350	12.2	11.1
400	14.3	13.0
460	17.4	15.6
512	20.0	18.0
620	25.7	22.9

Mit Hilfe dieses Modells lässt sich auch die rücklösbare Phosphormenge im Sediment schätzen. Unter der Annahme, dass die Hälfte des Phosphors im Sediment in anaerob rücklösbarer Form vorliege (d.h. als "Eisen"-Phosphate) sowie mit einer eher optimistischen Einbettungsrate von 13% pro Jahr (resp. einer Halbwertszeit von 5 Jahren) ergibt sich, dass sich der Bodensee bei ungünstiger Sauerstoffversorgung mit etwa 1000 t P aus dem Sediment versorgen könnte (Abb.

17). Dies entspräche zwei heutigen Jahresfrachten. Für die Zukunft sind kleinere Frachten geplant, was auch zu einer kleineren Menge Phosphor im obersten Sediment führen wird. Als Prognosewert ist daher die Zahl von "zwei Jahresfrachten" besser geeignet als die Angabe der 1000 tP.

5. Dynamisches Seemodell

5.1. Allgemeines

Das dynamische Modell hat grundsätzlich die Aufgabe, die wichtigsten Vorgänge im See nachzuvollziehen. Die physikalischen Randbedingungen werden dabei nur als Eingabegrößen berücksichtigt, aber nicht simuliert, da im Bodensee die biologischen Vorgänge nur marginal auf die physikalischen rückwirken. Während das Einboxmodell den zeitlichen Verlauf mittlerer Konzentrationen beschreibt, sollen hier auch die vertikalen Gradienten simuliert werden. Zudem soll eine bessere zeitliche Auflösung vorhanden sein.

Das vorliegende Computermodell basiert auf dem Seemodell (SEEMOD2) von Imboden und Gächter (1978).¹¹⁾

SEEMOD2 ist ein RUN-FORTRAN-Programm von 502 Zeilen und den Status-Variablen Ortho-P und part. P. Das Plankton musste mit Hilfe des partikulären Phosphors modelliert werden. Das Sediment wird als unerschöpfliche Reserve behandelt. Der RUN-Compiler behandelte eine Teilmenge von FORTRAN-66.

Der Tiefenverlauf wird im dynamischen Seemodell mit mehreren Schichten dargestellt. Diese können verschiedene Mächtigkeit aufweisen, sind aber horizontal homogen. Daher ist es mit diesem Modell nicht möglich, horizontale Unterschiede zu simulieren. Die Anzahl der Tiefenstufen ist limitiert, da der Rechenaufwand proportional dazu steigt. Es wurde für die Studien am Greifensee, Zugersee entsprechend erweitert und nun, zwecks Erhöhung der Portabilität, auf Standard-FORTRAN77 sowie für eine VAX 8820 (File-Handling) umgeschrieben. Für die Simulation des Bodensees musste es nochmals erweitert werden.

5.1.1. Struktur des dynamischen Modells

Das Modell besteht aus sieben verschiedenen Status-Variablen pro Tiefenstufe, welche durch sieben gekoppelte Differentialgleichungen beschrieben werden. Die Randbedingungen (Startwerte) sind gegeben durch gemessene Profile im See. Integriert wird nach der Methode Imboden (verbesserte Euler-Integration), ein Vorwärtsverfahren mit variabler Schrittweite, welches auch Sprünge von Eingaben vernünftig verarbeitet.

In Abb. 19 ist das Schema des dynamischen Modells dargestellt. Es handelt sich um eine Tiefenstufe, wobei je eine Wasser- und eine Sedimentbox vorhanden sind. Der Phosphor wurde mit all seinen Quellen und Senken vollständig modelliert. Beim Kohlenstoff wurde angenommen, dass die Quelle, im Vergleich zu Phosphor, unerschöpflich gross sei. Dies trifft beim Bodensee zu. Der Sauerstoff ist modellmässig direkt an den organischen Kohlenstoff gekoppelt.

¹¹⁾Vom dynamischen Seemodell existieren inzwischen verschiedene Erweiterungen:

Name	StatusVariable	FORTRAN	Module	Zeilen	Bemerkungen
SEEMOD2	o-P, pP	RUN	4	502	Imboden-Original
SEEMOD5	o-P, pP, O ₂ und Sediment-P	RUN 66	17	762	Sanierungsstudien Hallwilersee, Baldeggersee
SEEMOD8	o-P, pP, O ₂ , POC (Droop) und 3 Sediment	FTN 66	16	1184	Greifensee, Zugersee
SEEMODNI	o-P, pP, O ₂ , POC, NH ₄ und 3 Sediment	77	19	1134	Nitrifikation in Seen
SEEMD	o-P, pP, O ₂ , POC und 3 Sediment (Droop)	77	20	1272	Arbeitsversion Bodensee 1991

Schema des dynamischen Modells

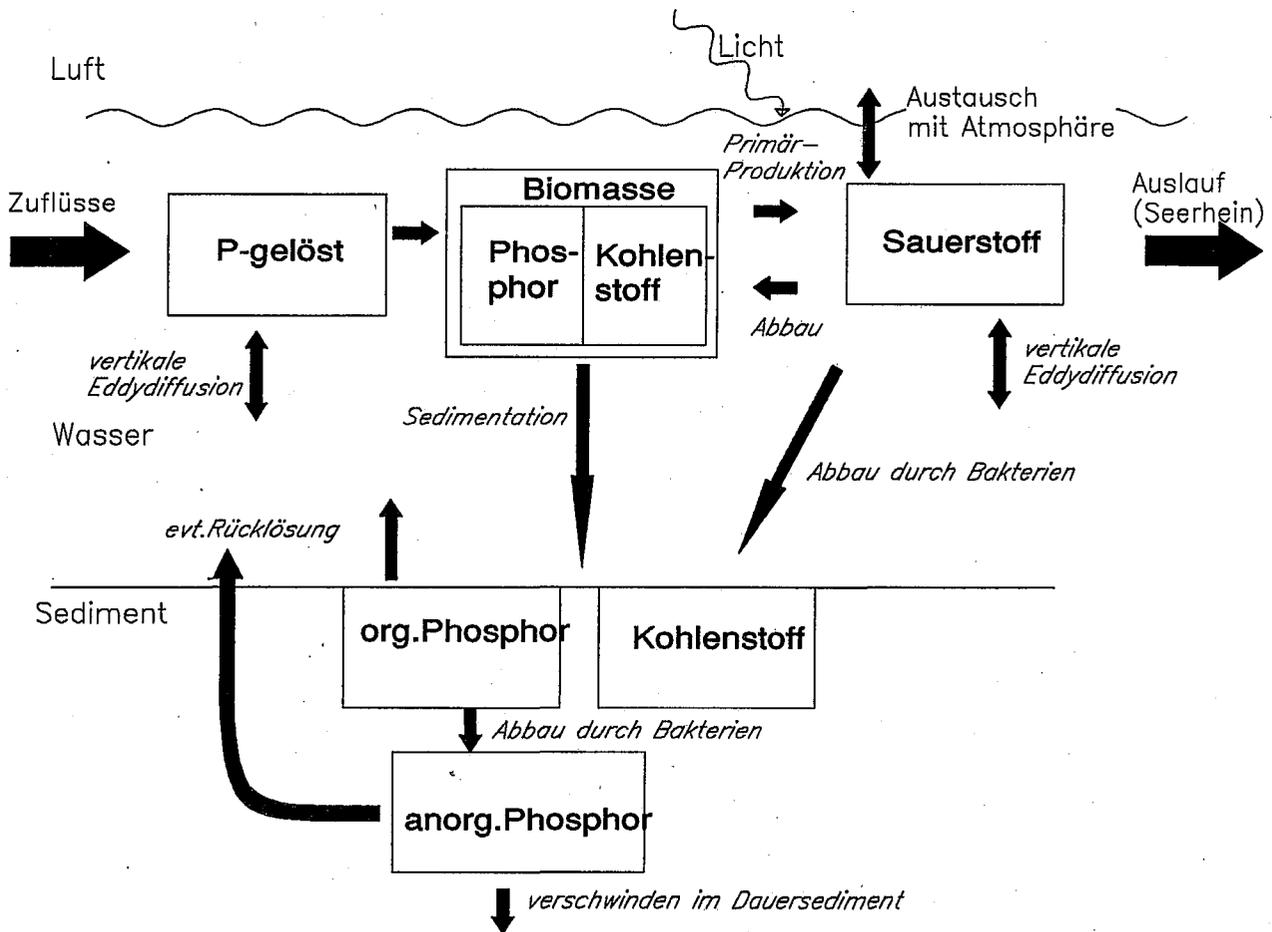


Abb. 19: Schema des Modells. Die Rechtecke bezeichnen die Statusvariablen, die ausgezogenen Pfeile die Flüsse.

5.2. Physikalische Vorgänge

Der vertikale und zeitliche Temperaturverlauf könnte aufgrund der Klimadaten und der Geometrie simuliert werden (vgl. Karagounis 1992). In diesem Modell wurde auf diese Simulation verzichtet. An ihrer Stelle werden die Daten des "mittleren" Seejahrs verwendet, welche aus den Daten der IGKB gewonnen werden konnte. Dieses beschreibt die gewohnte Entwicklung der sommerlichen Stagnation, den Abbau der Schichtung im Herbst und die winterliche Zirkulation. Die Seezuflüsse schichten sich im Sommer entsprechend ihrer Dichte ein. Dies führt im See zu ausgleichenden Advektionsströmen.

Als weiterer physikalischer Prozess wird der Austausch des Sauerstoffs an der Oberfläche des Sees mit der Atmosphäre modelliert.

Die Studie der Jahre 1961-63 (Bericht Nr. 5) zeigt eine weitgehende horizontale Homogenität des Bodensees. Daher wird mit einem "linearen" (nur tiefenabhängigen) Modell gearbeitet.

Physikalische Basis:

- Seegeometrie nach Penck
- Dicke des Epilimnions als Funktion der Jahreszeit
- Dicke des Metalimnions (als konstant angenommen)
- Wassertemperatur an der Oberfläche als Funktion der Jahreszeit (zwecks Berechnung der Sauerstoffsättigung)
- Intensität des vertikalen Austausches als Funktion der Jahreszeit und der Tiefe
- Zu- und Abflüsse mit ihren Wassermengen und Einschichtungstiefen
- Das Seevolumen wird als konstant angenommen, d.h. die Veränderungen des Wasserstands werden nicht berücksichtigt.

5.3. Chemisch-biologische Vorgänge

Die Verteilung vieler chemischer Parameter, insbesondere des Sauerstoffs, wird durch biologische Vorgänge entscheidend beeinflusst. Um das Modell nicht unnötig zu komplizieren, werden nur die Prozesse mit Phosphor und Kohlenstoff (daran gekoppelt Sauerstoff) berücksichtigt. Bei den Algen dürfte sich der Einfluss des Stickstoffs inzwischen nur noch auf die Zusammensetzung des Artenspektrums auswirken. Stickstoff hat kaum mehr eine Wirkung auf die Gesamtmenge der Primärproduktion bzw. der Algen. Die experimentelle Produktionssteigerung durch Zugabe von Stickstoffdünger betrug im Vierwaldstättersee, bei einem P- Gehalt von 30 mg/m³, etwa 10% (ein recht bescheidener Effekt). Die Geschwindigkeit der P-Aufnahme durch die Algen hängt vom Phosphorangebot und von der aktiven Biomasse ab, die Geschwindigkeit der Photosynthese vom P-Gehalt der Algenzelle und dem Lichtangebot. Die Selbstbeschattung wird berücksichtigt.

Abbauvorgänge finden im gesamten Wasserkörper statt. Die Mechanismen sind allerdings in den verschiedenen Tiefen und Zeiten unterschiedlich. Autolyse, Respiration, Abbau durch Bakterien und Frass durch Zooplankton dürften dabei die wichtigsten Prozesse darstellen. Die gelösten Gase streben an der Wasseroberfläche ein Gleichgewicht an. So gast Sauerstoff zur Zeit intensiver Photosynthese aus und wird während des Winters wieder aufgenommen. Dieser Vorgang ist abhängig vom Luftdruck und der Temperatur. Um auch hier vom Wetter unabhängig zu sein, wird mit der Barometerformel von Schmassmann gearbeitet, welche für mittlere Wetterlagen der Alpennordseite gilt (Druck = Funktion der Höhe über Meer).

Das Modell basiert auf folgenden Stoffkonzentrationen:

- gelöster P als Mass für die Nährstoffkonzentration
- partikulärer C als Mass für die Biomasse
- partikulärer P als Mass für den Kreislauf des Phosphors und in der Form von P/C als Mass für die Wüchsigkeit der Algen
- Gelöster Sauerstoff (als theoretischer Gehalt unter Abzug reduzierter Verbindungen)

Modellgleichungen:

Licht: $I_z = I_0 e^{-(\epsilon + bA_c)z}$ (entspricht dem Lambert - Beer'schen Gesetz) [23]

I_0 = Licht an der Oberfläche

I_z = Licht in der Tiefe z

ϵ = Extinktionskoeffizient des Wassers ohne Algen

A_c = Algen-Kohlenstoff

b = spezifische Extinktion des Algen-Kohlenstoffs

z = Wassertiefe

$$\text{Algenwachstum: } \mu_{z,t} = \mu_{\max,t} \left(1 - \frac{q_{\min}}{Q_z} \right) I_z \quad (\text{DROOP}) \quad [24]$$

- $\mu_{z,t}$ = Wachstumsrate in Tiefe z, zur Zeit t
- $\mu_{\max,t}$ = maximale Wachstumsrate in Tiefe z, zur Zeit t
- q_{\min} = minimales P/C-Verhältnis der Biomasse
- Q_z = aktuelles P/C-Verhältnis der Biomasse

Der Phosphor in Algen besteht auch aus Strukturphosphaten wie DNS, welche sich nicht am Energiestoffwechsel beteiligen können. Es muss daher pro Algenzelle mehr als eine bestimmte Menge Phosphat enthalten sein, damit sie Photosynthese betreiben kann. Gemittelt über eine Biozönose entspricht dies einem minimalen P/C-Verhältnis. Im Modell (wie auch in der Realität) können im Hypolimnion, während dem Abbau, sowohl q_{\min} unterschritten als auch q_{\max} überschritten werden.

P-Aufnahme:

$$v_z = \frac{v_{\max} P}{K_s + P} \cdot \left(1 - \frac{Q}{q_{\max}} \right) \text{ wenn } z < (z_{\text{Komp}} + z_{\text{P-Auf}}), \text{ sonst } v_z = 0. \quad [25]$$

- Q = P/C
- v_{\max} = maximal mögliche P-Aufnahmerate
- K_s = limitierende Konzentration von gelöstem Phosphat ("halbmaximale Konz.")
- P = gelöster Phosphor im Wasser
- q_{\max} = maximales P/C-Verhältnis der Biomasse
- z_{Komp} = Kompensationstiefe (Tiefe, in welcher die Produktion und der Abbau von Biomasse gleich gross sind)
- $z_{\text{P-Auf}}$ = Zusatztiefe, in welcher noch Phosphor aufgenommen wird
($z_{\text{P-Auf}}/\text{Sinkgeschwindigkeit}$ = Erschöpfungszeit)

Die Phosphoraufnahme von Algen ist, sofern die anderen Nährstoffe in genügenden Mengen zur Verfügung stehen, ausser von der Phosphat-Konzentration im Wasser, nur abhängig vom Energieinhalt der Zellen. Bei Tag kann die Energie der Photosynthese direkt genutzt werden, nachts sowie auch in Tiefen mit zuwenig Licht, liefert die Atmung die notwendige Energie. Dieser Prozess kann aber nur solange laufen, als in der Zelle noch Stärke oder andere Speicherstoffe vorhanden sind. Eine sinnvolle Beschreibung wäre hier die Erschöpfungszeit. Da aber reale Sinkgeschwindigkeiten kaum aus den Seedaten zu gewinnen sind, dagegen meist eine Zone mit aphotischer P-Aufnahme beobachtbar ist, wurde eine Tiefendifferenz gewählt, welche als "Zusatztiefe" bezeichnet wird. Bei Veränderungen der Trophie eines Sees ist diese Eingabe allerdings entsprechend zu verändern.

5.4. Biologische Vorgänge

Die Simulation behandelt das vielfältige Plankton nur als chemische Komponenten und unterscheidet nicht einmal zwischen Algen und Zooplankton.

Die Differentialgleichungen für die Organismen und die gelösten Komponenten lauten wie folgt:

$$\text{gelöster Phosphor:} \quad \frac{dP}{dt} = -vA_c + r_p A_p \quad [26]$$

$$\text{Biomassen-Phosphor:} \quad \frac{dA_p}{dt} = vA_c - r_p A_p \quad [27]$$

$$\text{Biomassen-Kohlenstoff:} \quad \frac{dA_c}{dt} = \mu A_c - r_c A_c \quad [28]$$

$$\text{Sauerstoff:} \quad \frac{dO_2}{dt} = k \frac{dA_c}{dt} \quad [29]$$

Die Konstanten r_p resp. r_c bedeuten Respiration (inkl. Exkretion, Grazing etc.). Die Proportionalitätskonstante k entspricht der Redfield-"Stöchiometrie" (vgl. Gl. [35]). Der Sauerstoff wird so modelliert, dass er auch negative Konzentrationen erreichen kann. Dem würden im See eine Ansammlung reduzierender Substanzen wie H_2S oder Methan entsprechen. Diese Gleichungen beziehen sich auf eine konstante Tiefe und werden noch für interne Transporte wie Diffusion, Sedimentation und Fluxe erweitert. Unter Fluxen werden Advektionsströmungen verstanden, welche durch ein Einschichten von Zuflüssen oder Ausleiten von Trinkwasser hervorgerufen werden.

Aus diesen Gleichungen wird ersichtlich, dass aller partikulärer Kohlenstoff und damit auch der Phosphor vermehrungsfähig ist. Für den Vergleich mit Seedaten ist dieser Hinweis nicht trivial, da im See auch suspendierte anorganische Partikel sowie totes Plankton vorhanden sind.

Auf die Einführung des Zooplanktons als Modellparameter wurde bewusst verzichtet. Die Nachteile überwiegen. Es müssten im Modell einige neue Konstanten eingeführt werden, welche kaum zu bestimmen sind. Die Aussagen des Modells werden dadurch unsicher. Der Vorteil wären Aussagen über die Frassloch-Wochen in Sommer. Dasselbe gilt noch in vermehrtem Masse für höhere trophische Stufen. Das Modell ist somit vollständig "bottom-up" kontrolliert.

Das Gegenteil wäre "top-down" kontrolliert, ein Beispiel: Der See der Stadt Lahti wird mit einem Mini-Fischtrawler verschönert, indem gezielt Zooplankton fressende Fische gefangen werden, um damit eine grössere Sichttiefe zu erzielen. Das Ziel ist, das Frassloch (Klarwasserstadium) auf den ganzen Sommer auszudehnen. Dieses Verfahren ist ein Notbehelf, der dann zur Anwendung kommt, wenn sich die externen und internen Frachten nicht vermindern lassen und trotzdem gewässerschützerische Aktivität demonstriert werden soll.

5.5. Sedimentation

Die Sedimentation spielt im Stoffhaushalt eines Sees eine wichtige Rolle. In Seeuntersuchungen, welche Bilanzfragen zu beantworten haben, muss deshalb die Sedimentation gemessen werden. Die Biomassepartikel sinken (im Labor) mit einer Geschwindigkeit ab, die dem Stoke'schen Gesetz folgt. Sie ist eine Funktion des Übergewichtes, des Formwiderstandes, der Viskosität des Wassers (im See kommen als wesentliche Faktoren noch die Wirkung der Turbulenz und Flokkenbildung dazu). Ein gewisser Anteil der Algen kann sich der Sedimentation durch Eigenbeweglichkeit entziehen, sei dies mit gerichteter Schwimmbewegung (Zooplankton, Flagellaten) oder mit Auftriebskörpern. Das Zooplankton frisst einen gewissen Anteil der Biomasse, bevor sie sinkt.

Im Modell werden zwei verschiedene Sinkgeschwindigkeitszeitreihen¹²⁾ verwendet:

1. für ein Gemisch von Zooplankton und Phytoplankton im Epilimnion im Sommer und
2. für das Plankton im ganzen Wasserkörper (Winter) und im Hypolimnion (Sommer).

Für das Metalimnion wird das arithmetische Mittel dieser beiden Reihen verwendet.

Die Geschwindigkeiten beziehen sich auf Partikel, d.h. partikulärer Kohlenstoff und partikulärer Phosphor sedimentieren gleich rasch.

¹²⁾Hier musste das Modell erweitert werden. Für andere Seen reichen konstante Geschwindigkeiten

5.6. Sediment-Modell

Im Sediment spielen sich prinzipiell dieselben Vorgänge ab wie im Wasser, nur herrschen andere Geschwindigkeiten. Der See hat nicht nur zuunterst, sondern in jeder Tiefenstufe eine bestimmte Sedimentfläche, welche durch die Morphologie gegeben ist. Vertikale Sedimentation vorausgesetzt, treffen die sedimentierenden Partikel je nach ihrer momentanen Position auf eine solche Fläche auf. Die Partikel werden oxidiert, die organischen Stoffe werden unter Verbrauch von Sauerstoff zu anorganischem Phosphat abgebaut und immobilisiert. Beim Umbau entweicht ein bestimmter Anteil ("OxAnteil") ins überstehende Wasser. Das Endprodukt besteht im Modell aus anorganischen Stoffen.

Bodennahe Strömungen, welche indirekt durch den Abbau organischer Stoffe induziert werden und zur vertikalen Umlagerung gelöster Stoffe führen, sowie Resuspension von bereits sedimentierten Partikeln werden durch das Modell ignoriert und führen wahrscheinlich zu Überschätzungen der Phosphor-Amplituden der Sedimentfläche in Metalimniontiefe.

Solange die Überdeckung nur wenige Millimeter dick ist, kann das Sediment noch rücklösen. Weil dauernd neues Sediment dazukommt, welches das alte Sediment einbettet, gibt es hier einen Verlust ins sogenannte Dauersediment.

Anorganische Flussschwebstoffe, welche in den See und dann ins Sediment gelangen, werden in diesem Modell als inert angesehen und daher auch nur marginal behandelt. Sie steigern den Verlust ins Dauersediment.

Sinkt, als Folge von Abbauvorgängen, der Sauerstoff unter einen kritischen Wert, so kann aller Phosphor des Sediments (exklusive Dauersediment) zurück ins Wasser transportiert werden. Mit steigender Tiefe im Sediment nimmt aber der Diffusionswiderstand zu. Als erste Näherung könnte die molekulare Diffusion eingesetzt werden, welche aber in der Realität durch die Porosität des Sediments um einige Grössenordnungen sowie evt. auch durch Bioturbation oder CH₄-Entgasung erhöht wird. Der Transport ins freie Seewasser wird durch die Bildung einer bodennahen Grenzschicht gehemmt. Der Rücklösungs-Prozess ist also in seiner Geschwindigkeit eingeschränkt. Die Phosphormenge im Sediment kann nie tiefer als Null sinken.

Als Kompartimente existieren im Sediment:

$$\text{organischer Kohlenstoff: } dS_C/dt = \text{Sedv} \cdot A_c - r_{CS} \cdot S_C \quad [30]$$

$$\text{organisches Phosphat: } dS_{OP}/dt = \text{Sedv} \cdot A_p - \text{OxAnteil} \cdot r_{PS} \cdot S_{OP} \quad [31]$$

anorganisches Phosphat:

$$O_2 > O_2 \text{ kritisch: } dS_{IP}/dt = (\text{OxAnteil} - 1) \cdot r_{PS} \cdot S_{OP} - \text{Dauersed} \cdot S_{IP} \quad [32]$$

$$O_2 < O_2 \text{ kritisch: } dS_{IP}/dt = -\text{Dauersed} \cdot S_{IP} \leq \varphi \cdot \Delta F \quad [33]$$

Die Kopplung mit dem überstehenden Wasser:

$$\frac{dP}{dt} = [26] \dots + r_{PS} \cdot \text{OxAnteil} \cdot S_{OP} \text{ (evt. } + \varphi \cdot \Delta F) \quad [34]$$

$$\frac{dO_2}{dt} = [29] \dots - 3.506 \cdot r_{CS} \cdot S_C \quad [35]$$

Die Anwendbarkeit dieses einfachen Sediment-Modells ist begrenzt. Einige Prozesse, welche in eutrophen Seen eine wichtige Rolle spielen, sind nicht berücksichtigt: Beim anaeroben Abbau werden organischer Kohlenstoff und organische P-Verbindungen im Sediment gespeichert. Bei nährstofflimitierten Seen wie einem sanierten Bodensee-Obersee spielen sie nur eine untergeordnete Rolle.

Die Systemgrenzen des Sees bezüglich Phosphor sind bei den Zu- und Abflüssen klar gegeben. Das Sediment ist dagegen nicht so leicht abzugrenzen: Phosphor, welcher noch zurückgelöst werden kann, liegt innerhalb der Grenze, während Phosphor im Dauersediment ausserhalb liegt. Dies bedeutet, dass durch die Einbettung des sedimentierten P ein Flux aus dem System See stattfindet, welcher, zusammen mit den Zu- und Abflüssen, laufend bilanziert wird. Diese Bilanz

muss immer mit der Startbilanz übereinstimmen. Abweichungen können nur von numerischen oder logischen Fehlern stammen. Dies ist eine wichtige Kontrollmöglichkeit.

5.7. Eichung des Modells

Ein Modell kann erst dann praktisch eingesetzt werden, wenn es bei Eingabe realistischer Parameterdaten die Funktion des Sees so nachvollzieht, wie dies aus Messungen bekannt ist. Das Modell, resp. die Eichparameter sind solange zu ändern, als diese Aussage nicht stimmt. Dies ist üblicherweise die aufwendigste Phase einer prognostischen Studie. Die Eingabewerte sollen sich dabei aber innerhalb der bekannten physiologischen Grenzen der Algen halten.

Ebenfalls sehr aufwendig ist eine Sensitivitätsanalyse. Im Modell SEEMOD wird der Verlust der Biomasse hauptsächlich durch die Sedimentation beschrieben. Der sensitivste Parameter ist die Sedimentationsgeschwindigkeit (SedvH und SedvE).

Es wurden verschiedene Versuche gemacht, das Modell an den Bodensee anzupassen. Eine Simulation wäre überzeugend, wenn sie den Bodensee ab einem frühen Startdatum bis zum heutigen Zeitpunkt fehlerlos nachbilden könnte. Dafür müsste aber vorausgesetzt werden, dass die wesentlichen Prozesse und auch die Planktonzusammensetzung (und damit auch die "Konstanten") gleich bleiben. Wie schon mit dem Einboxmodell gezeigt wurde, ist diese Annahme falsch.

Nachdem ein ersten Versuch mit Simulationsbeginn 1971 gescheitert war, wurde der Start auf das Jahr 1977 verschoben.

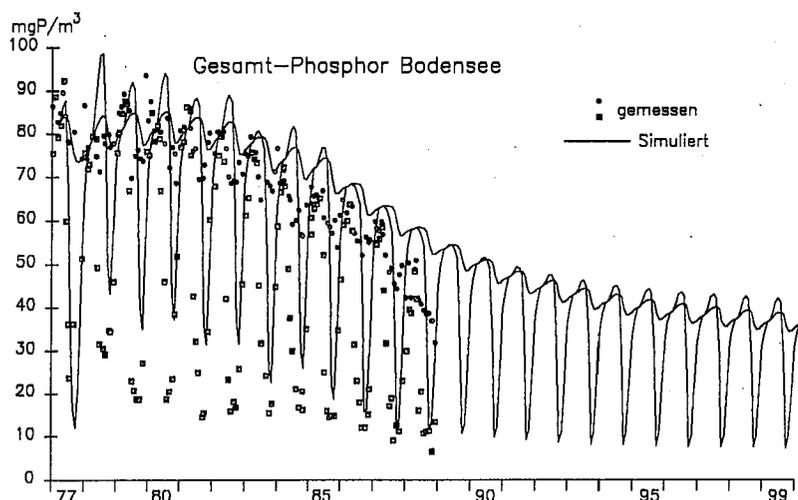


Abb. 20: Vergleich der gemessenen Werte mit einer Simulation ab 1977.

Punkte bedeuten gemessene, Linien modellierte Werte. Dargestellt sind Mittel der Schicht von 0-15 m und 0 - 252 m.

Abb. 20 zeigt eine Simulation der Gesamtphosphor-Konzentration im Bodensee ab 1977. Das erste Überschwingen im Epilimnion kommt von einer groben Schätzung des Sedimentgehaltes. Der Gesamtphosphor im See konnte bis 1982 mit einer befriedigenden Genauigkeit nachgebildet werden. Er sinkt später aber um einiges rascher als mit einem unveränderten Konstantensatz modelliert werden kann. Die Modellprognose für das Frühjahr 1991 liegt um 45 mg/m^3 , während im See etwa 30 gemessen wurden. Um zu besseren Aussagen zu kommen, wurde der Start in jüngere Zeit verschoben und war schliesslich im Frühjahr 1986.

Eine Zusammenstellung der Simulationsresultate von über 800 Varianten sprengt jeden Rahmen (in Miniatur-Fassung ca. 8000 Seiten), daher beschränkt sich die Tab. 10 nur auf wenige Varianten der Schlussphase der Anpassung des Modells.

Tab. 10: Simulations Eingaben: (Abkürzungen siehe Tab. 14, S.34)

Nr.	Mineralisation			Sedim.Geschw.		P/C-Verhältnis				P-Mineralisation		
	Epi	Hypo	Sed	Epi	Hypo	μ_{max}	qmin	qmax	Vmax	Epi	Hypo	Sed
	rCE	rCH	rCS	SedvE	SedvH					rPE	rPH	rPS
1/a	1/a	1/a	m/d	m/d	1/d	C/P	C/P	1/a	1/a	1/a	1/a	
810	5.881	21.805	0.731	0.837	7.590	1.267	270.3	59.9	1.534	50.879	7.305	0.804
811	5.886	21.827	0.731	0.837	7.590	1.267	270.3	59.9	1.534	50.879	7.305	0.804
823	5.881	21.805	0.731	0.837	7.590	1.224	270.3	59.9	1.534	50.879	7.305	0.804
824	5.886	21.827	0.731	0.837	7.590	1.224	270.3	59.9	1.534	50.879	7.305	0.804
849	6.355	24.435	0.731	0.868	7.520	1.221	285.7	68.0	1.351	52.231	7.305	0.804
856	6.611	32.032	0.731	0.926	7.415	1.273	312.5	48.5	1.388	53.838	9.971	0.804
864	6.611	27.102	0.731	0.926	7.415	1.273	294.1	53.2	1.351	53.838	9.971	0.731
869	6.611	32.032	0.731	0.926	7.415	1.221	312.5	48.5	1.388	53.838	9.971	0.804
870	6.611	32.069	0.731	0.926	7.415	1.221	312.5	48.5	1.388	53.838	9.971	0.804
874	6.611	27.540	0.731	0.926	7.415	1.221	312.5	48.5	1.388	59.390	9.971	0.804
877	6.611	27.102	0.731	0.926	7.415	1.221	294.1	53.2	1.351	53.838	9.971	0.731

Die Sedimentationsgeschwindigkeit bezeichnet nur den Jahresmittelwert. Der zeitliche Verlauf ist in Abb. 21 dargestellt. Konstante, welche nicht variiert wurden sind nur in Tab. 14 verzeichnet.

Tab. 11: Resultate:

Nr.	Produkt.P-tot		Sedimentation				Sed.-P	Auslauf	Prod.	P-tot	Sed.-P	Ausl.	Stabilität
	1986 Ende		55m		190 m		Ende	P	1987	Ende	Ende	P	
	gC/m ² a	tP	PP	POC	PP	POC	1986	1986	gC/m ² a	tP	tP	tP	
Soll	194.0	2752	1.09	66.0	0.79	79.00	4654	513.0	176.0	2469	4250	542.0	
810	197.1	2653	1.62	130.6	1.51	77.76	4732	501.6	125.6	2448	4280	498.8	metastabil
811	197.4	2652	1.63	130.9	1.51	77.89	4733	501.3	125.4	2447	4280	499.2	metastabil
823	190.2	2655	1.58	126.6	1.47	75.64	4722	511.7	112.7	2460	4248	515.3	stabil
824	190.1	2655	1.58	126.4	1.47	75.51	4722	512.0	110.9	2461	4244	517.9	stabil
849	168.6	2694	1.25	106.4	1.20	60.20	4635	571.2	69.7	2551	4074	574.9	metastabil
856	214.0	2671	1.71	123.9	1.44	55.68	4734	481.1	134.6	2461	4285	498.9	?
864	199.8	2665	1.57	123.2	1.34	63.49	4714	512.1	111.3	2471	4230	526.3	stabil
869	205.7	2672	1.65	119.3	1.40	54.03	4723	493.1	119.8	2469	4255	516.1	?
870	205.4	2673	1.65	119.0	1.40	53.86	4722	493.3	120.7	2469	4256	514.8	?
874	204.4	2671	1.64	125.1	1.39	63.40	4719	498.2	122.9	2471	4253	512.1	stabil
877	190.4	2666	1.52	116.8	1.30	60.61	4702	524.4	94.9	2491	4188	543.6	stabil

Diese Resultate werden mit der Gleichung $x' = ((x-a)/b)^2$ normiert. Diese Normierung entspricht der Berechnung eines Fehlerquadrats, dabei bezeichnet die Konstante a den Sollwert und b eine Gewichtung. Mit dieser Umformung werden die einzelnen Ausgabegrößen vergleichbar, d.h. sie werden durch die noch vorhandene Abweichung zum Sollwert ersetzt. Mit der Gewichtung kann erreicht werden, dass unsichere Größen, wie die Sedimentationswerte die Annäherung an die gewünschte Konstantenkombination weniger beeinflussen, als gut bekannte Größen (z.B. P-Inhalt des Sees am Ende der Simulationsperiode).

Tab.12: Normierte Ausgabekenngrößen (Fehlerquadrate):

Produkt.	P-tot			Ausl. P	Produkt.	P-tot			Sedimentation				
	1986	Ende 1986	Ende 1986			Ende 1987	Ende 1987	Ende 1987	P	55m		190m	
Nr.\b	a	194	2751	4654	513	176	2469	4250	542	PP	POC	PP	POC
		15	10	40	10	15	10	40	10	0.2182	33	0.1588	39.5
810	0.042	98.3	3.787	1.300	11.300	4.697	0.561	18.641	5.969	3.837	20.274	0.001	
811	0.051	99.7	3.884	1.360	11.365	4.802	0.562	18.290	6.034	3.865	20.453	0.001	
823	0.063	94.3	2.852	0.017	17.807	0.926	0.003	7.153	4.996	3.369	18.234	0.007	
824	0.067	93.9	2.818	0.010	18.832	0.629	0.023	5.823	4.981	3.345	18.204	0.008	
849	2.876	32.8	0.231	33.815	50.210	67.136	19.448	10.816	0.502	1.498	6.438	0.227	
856	1.773	65.4	3.942	10.158	7.616	0.623	0.785	18.613	7.923	3.080	16.389	0.349	
864	0.150	75.8	2.187	0.008	18.601	0.038	0.251	2.473	4.741	3.006	11.618	0.154	
869	0.609	63.3	2.903	3.961	14.055	0.000	0.016	6.704	6.631	2.605	14.587	0.400	
870	0.580	62.7	2.855	3.883	13.611	0.003	0.026	7.417	6.597	2.584	14.502	0.405	
874	0.485	65.1	2.616	2.203	12.552	0.020	0.006	8.962	6.319	3.203	14.077	0.156	
877	0.057	73.0	1.395	1.310	29.205	4.621	2.384	0.027	3.788	2.371	10.143	0.217	

Bei den jeweils niedrigsten Fehlerquadraten ist die beste Annäherung an den Sollwert erreicht.

Tab.13: Zusammenfassung der Kenngrößen

Nr.	Bilanz 1986	Bilanz 1987	Summe	Nr.	Bilanz 1986	Bilanz 1987	Summe
810	103.4	23.9	127.3	864	78.0	2.8	80.7
811	105.0	23.7	128.7	869	70.2	6.7	76.9
823	97.1	8.1	105.2	870	69.4	7.5	76.9
824	96.7	6.5	103.2	874	69.9	9.0	78.9
849	66.9	97.4	164.3	877	75.7	7.0	82.8
856	79.5	20.0	99.5				

Als Jahresbilanz wird hier die Summe der Fehlerquadrate des P-Inhalts des Sees, des Phosphors im Sediment und der Phosphorfracht im Seerhein aus Tab. 12 bezeichnet.

Nun wird die stabile Simulation mit der kleinsten Fehlerquadrat-Summe gesucht. Die Anpassung des Modells an die Seedaten wurde anhand der Primärproduktion, des Inhalts des Sees und des Sediments an Phosphor und die Sedimentations- und Auslaufmengen optimiert. In erster Linie wurde also die Bilanz angepasst. Auf die Anpassung des Tiefenverlaufs an die gemessenen Werte wurde erst in zweiter Priorität geachtet.

Das Modell hat zwei stabile Bereiche, welche die Simulationsergebnisse dem Geschehen im See annähern lassen. Der erste, stabile Bereich simuliert mit einer Biomasse, deren Umsatzrate verglichen mit der im See beobachteten recht langsam ist. Der zweite, metastabile Bereich liegt in der Nähe der messbaren maximalen Werte, wenn im Modell die Respirationsrate erhöht wird, erhöht sich als Antwort auch die Primärproduktion; dies ist im See nur während des Frasslochs der Fall. Der zweite Bereich ist also nur metastabil und zu langjährigen Extrapolationen ungeeignet; er muss daher vermieden werden.

Die endgültige Eichung wurde auf Grund der Daten von 1986 bis 1987 durchgeführt. Schwierigkeiten waren zu erwarten, da sich der See damals sehr weit ausserhalb des steady state befand. Weitere Analysen der Seedaten ergaben für 1986 eine P-Mineralisation in einem ruhenden Hypolimnion von 0.14/d. Dabei ergab eine sich im Lauf des Sommers linear steigende Sedimentationsgeschwindigkeit, zusammen mit einer konstanten Mineralisationsrate, eine bessere Anpassung an die Seedaten, als z.B. variable Mineralisationsraten mit konstanter Geschwindigkeit. Die oxidative Lösung von Phosphor während des Abbaus im Sediment (OxAnteil) konnte anhand der Seedaten bis 1991 mit 36% bestimmt werden. Das Modell liess sich mit diesen beiden Werten nicht anpassen, und das zugehörige Optimierungsprogramm konvergierte zu 0.02/d und 63%. Die Diskrepanz im OxAnteil führt zu einer langfristigen Unterschätzung der Sanierungsgeschwindigkeit.

5.8. Eingabegrößen für das Modell

5.8.1. Konstante Parameter

Konstante Parameter stellen in einem Modell meist Vereinfachungen der Realität dar. Eine genauere Überprüfung zeigt häufig, dass sie allesamt Variable sein sollten. Die Prognosen stimmen demnach nur, solange diese Konstanten Gültigkeit haben. Sie verändern sich hauptsächlich mit der Planktonzusammensetzung. Zeitliche Rückgriffe auf alte Planktondaten sind leider nicht sinnvoll. Die Phosphorkonzentration sinkt zwar auf Werte, welche Mitte der sechziger Jahre vorhanden waren, aber inzwischen ist der Stickstoffgehalt gestiegen.

Dies bedeutet, dass sich der See von einem oligotrophen Zustand über einen mesotrophen zu einem Phosphor-limitierten Zustand bewegt. Ein oligotropher Zustand scheint unerreichbar, da dort mehr als ein Nährstoff die Biozönose begrenzt. Im Vierwaldstättersee ist dieser Prozess schon weiter gediehen. Die Beobachtung, dass die P-Ausbeute verbessert wird, lässt sich auf den Bodensee übertragen (vgl. Abb.1). Weiteren Übertragbarkeiten stellen sich jedoch ernsthafte Bedenken entgegen, z.B. das verschiedene physikalische Verhalten der beiden Seen.

In der nachfolgenden Liste sind die Werte zusammengestellt, wie sie für die Modellierung verwendet wurden:

Tab. 14: Konstante Eingaben für SEEMOD

Abkürzg.	71/72 Nr145	77/78 Nr257	85/86 Nr44	86/87 Nr824	Dimension	Bedeutung
BSta	98	98	98	98	Tag	Beginn Stagnation = 24. April
ESta	325	325	325	325	Tag	Ende der Stagnation = 16. November
DMeta	15	15	15	15	m	Dicke des Metalimnions
ϵ	0.257	0.257	0.257	0.257	1/m	Extinktion Wasser (10% PAR-Tiefe)
b	0.308	0.308	0.308	0.308	m ² /gC	spezifische Algenextinktion
KmS	1	1	1	1	mgP/m ³	Michaelis-Hemmung der P-Aufnahme Sommer K,
KmW	1	1	1	1	mgP/m ³	Michaelis-Hemmung der P-Aufnahme Winter K,
ϕ	5	5	5	5	mg/m ² d	maximaler P-Fluss aus dem Sediment
rCE	0.0891	0.085	0.04	0.0161	/d	C-Mineralisation(Respiration) im Epilimnion
rCH	0.0782	0.0656	0.068	0.0598	/d	C-Mineralisation im Hypolimnion
rCS	0.002	0.002	0.027	0.002	/d	C-Mineralisation im Sediment
OxAnteil	0.63	0.63	0.43	0.63	-	relative Rücklösung aerob
SedvE	0.7545	1.0457	0.7	0.8373	m/d	mittlere Sedimentationsgeschw. Epil. vgl. Abb. 21
SedvH	4.3052	7.7562	8.5	7.59	m/d	mittlere Sedimentationsgeschw. Hypolimnion (Abb. 21)
Dauersed	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	1/d	Einbau ins Dauersediment
q_{min}	0.0095	0.0084	0.0060	0.0037	-	minimales P/C-Verhältnis partikulär
q_{max}	0.0270	0.0306	0.0253	0.0167	-	maximales P/C-Verhältnis partikulär
v_{max}	0.0086	0.0096	0.004	0.0042	/d	maximale P-Aufnahmegeschwindigkeit
rPE	0.1416	0.1446	0.0526	0.1393	/d	P-Mineralisation im Epilimnion
rPH	0.0063	0.0044	0.02	0.02	/d	P-Mineralisation im Hypolimnion
rPS	0.0039	0.002	0.0181	0.0022	/d	P-Mineralisation im Sediment
Z_{P-auf}	16	16	16	16	m	Zusatztiefe für P-Aufnahme
müM	396.5	396.5	396.5	396.5	m	Höhe der Seeoberfläche über Meer
O ₂ krit	4	4	4	2	g/m ³	kritischer Sauerstoffgehalt des Wassers
k_H	0.6	0.6	0.6	0.6	m/d	Sauerstoffaustausch an der Seeoberfläche
UboxK _z u1	0.2	0.2	0.15	0.15	-	Reduktion des k _z -Hypo für unterste Schicht
UboxK _z u2	0.4	0.4	0.3	0.3	-	Reduktion des k _z -Hypo für zweitunterste Schicht
μ_{max}	Werte siehe Abb. 21				/d	maximale Wachstumsrate
T	Werte siehe Abb. 21				°C	Temperatur der Oberfläche
k _z	Werte siehe Abb. 21				cm ² /s	vertikale Eddydiffusion
P-Trend	Werte siehe Abb. 22				tP/a	externe P-Belastung

5.8.2. Zeitabhängige Parameter

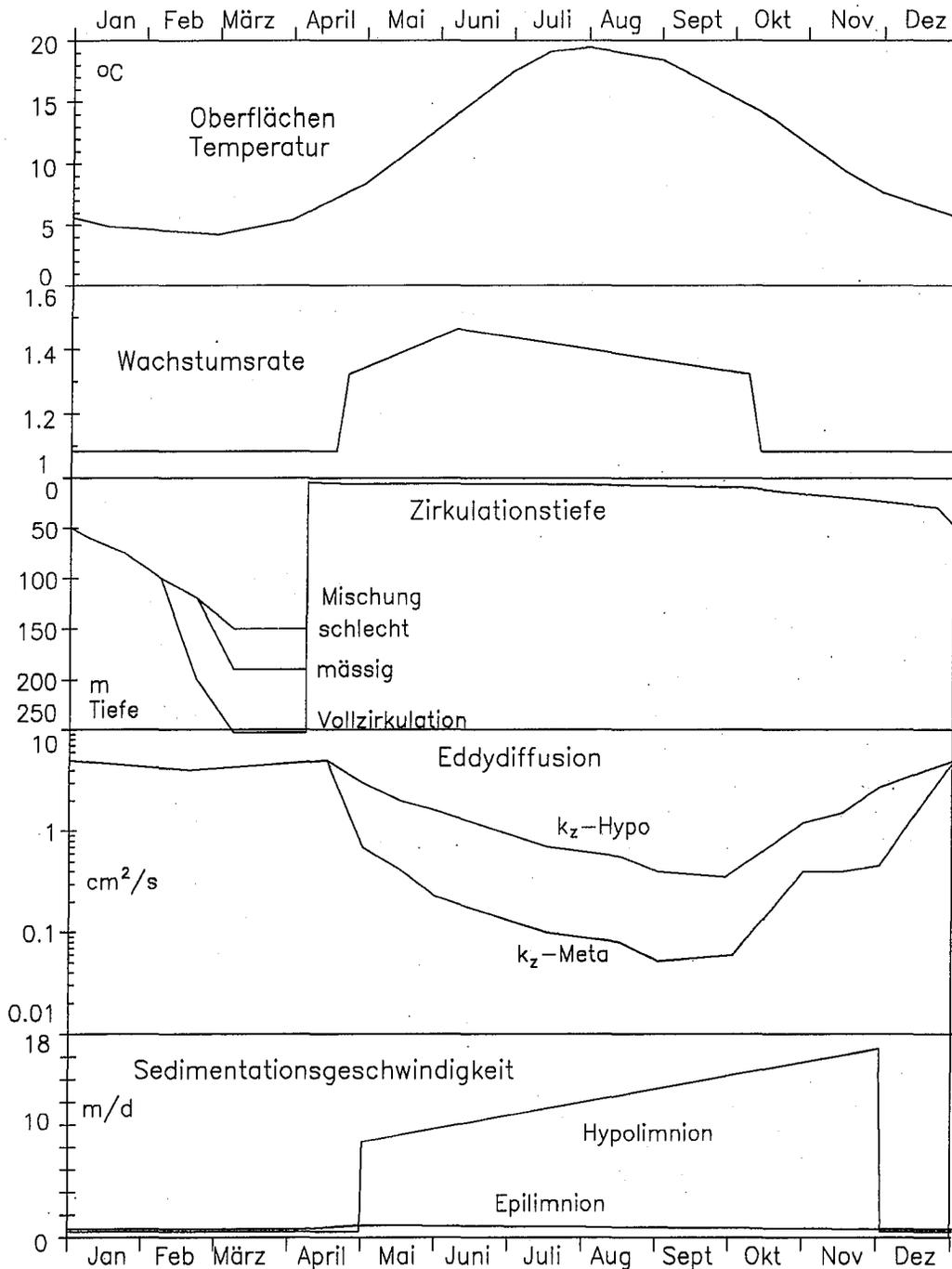


Abb. 21: Zeitreihen-Eingaben für SEEMOD

Die Eingaben von Zeitreihen für das dynamische Seemodell sind in Abb. 21 graphisch dargestellt. Es handelt sich um: Die Temperatur an der Oberfläche, Wachstumsrate der Biomasse, die Tiefe des Metalimnions, die vertikale Eddydiffusion k_z im Hypolimnion und im Metalimnion sowie die Sedimentationsgeschwindigkeiten. Die vertikale Eddydiffusion im Epilimnion wurde unendlich gross gewählt, d.h. nach jedem Integrationsschritt wird das Epilimnion vollständig gemischt.

5.8.3. Zuflüsse

Die Zuflüsse wurden in 5 Teilströme unterteilt: Warmes und kaltes Abwasser, warmes und kaltes Flusswasser sowie einen Bach, der sich in 120 m Tiefe einschichtet. Dabei ist der Phosphatgehalt der ersten beiden Ströme (Abwasser) gesteuert über eine langjährige Variable (P-Trend). Der tiefste Bach wurde anteilig auch mit Abwasser versehen. Von allen Zuflüssen wurden die Jahreszeitreihen für filtrierte Phosphor, Sauerstoff, sowie partikulären Phosphor und Kohlenstoff eingegeben. Da es sich bei den partikulären Verbindungen um Biomasse handelt, welche vermehrungsfähig ist (z.B. Bodensee-Untersee), wurden diese Konzentrationen gleich Null gesetzt.

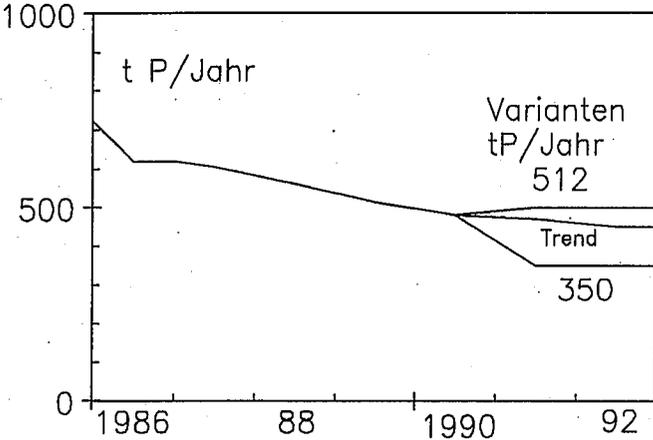


Abb. 22: Eingabereihen der P-Belastung des Bodensees für das dynamische Simulationsmodell (P-Trend)

Die verschiedenen Belastungsvarianten variieren erst ab dem Jahre 1990.

Die Abbildungen 35, 35, 36 und 37 enthalten die Werte der Zuflüsse: Wasserführung, Phosphor, Einleitungstiefe etc. Die Erklärungen der Abkürzungen in diesen Abbildungen sind in Tab. 16 beschrieben.

5.8.4. Startwerte für die Simulationen

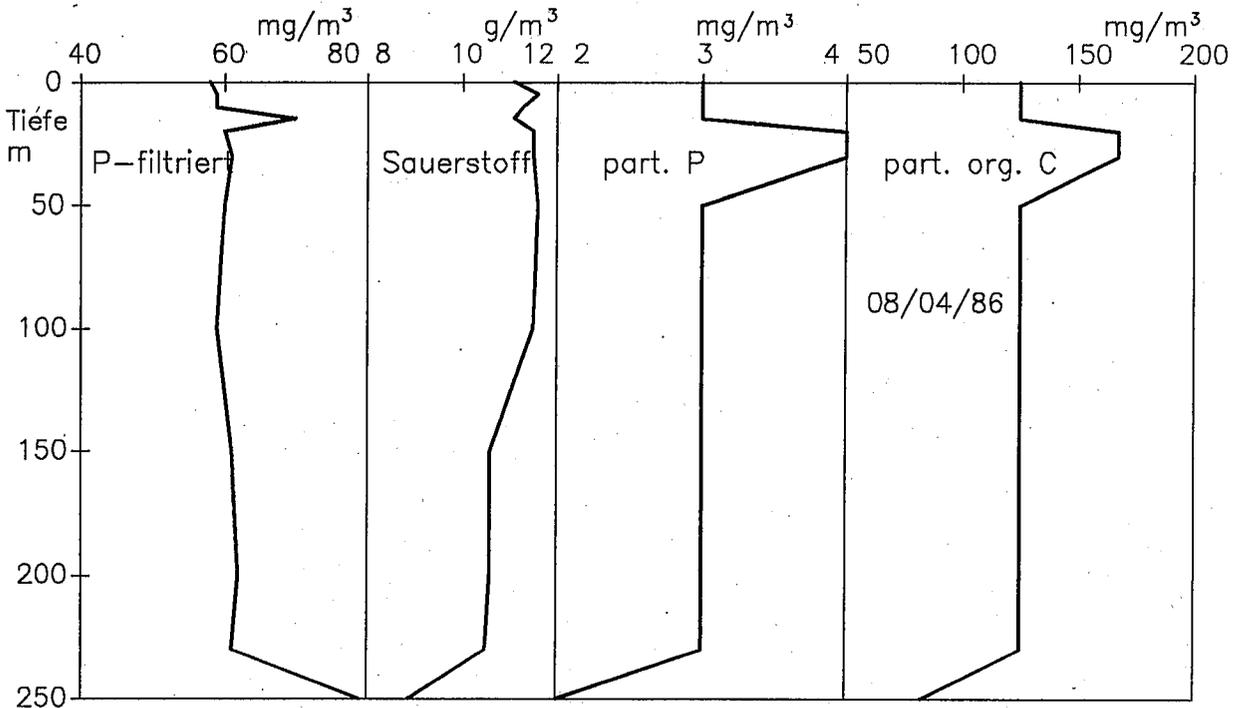


Abb. 23: Startprofile für die vertikale Verteilung vom 8. April 1986: Phosphor im Filtrat, partikulärer Phosphor, Sauerstoff, partikulär organischer Kohlenstoff

Bei den Werten im Wasser handelt es sich, mit Ausnahme des POC, um gemessene Werte. Die Sedimentwerte stammen aus Simulationen mit Startzeit 1971 und beziehen sich ausschliesslich auf rasch abbaubare oder remobilisierbare Werte. Sie sind analytisch nur messbar mit einem hohen Trennaufwand. Die Startwerte haben keinen Einfluss auf das steady-state der Prognose; sie können jedoch die Sanierungszeit verlängern.

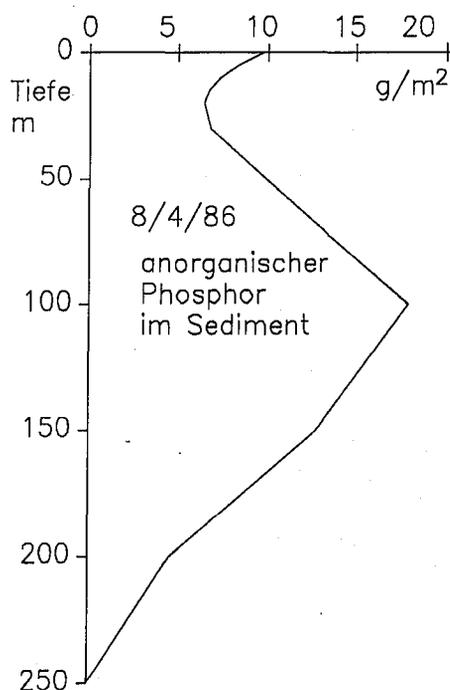


Abb. 24: Sediment-Startprofil vom 8. April 1986

Dem Startprofil von anorg. P im Sediment entspricht im See ein Mittel von Werten mehrerer Transekte. Die Sedimentwerte von organischem Phosphor und Kohlenstoff haben kaum einen Einfluss auf den Verlauf der Simulationen, daher wurde auf ihre graphische Darstellung verzichtet.

5.9. Vergleich See mit Modell

Die Ergebnisse sind in Abb. 24 dargestellt. Im allgemeinen herrscht eine recht gute Übereinstimmung zwischen den Messwerten (links) und den Simulationen (rechts). Die Unterschiede beim Phosphor im Filtrat sind zwischen 1986 und 1987 grösser als zwischen den gemessenen Werten und dem Modell. Die Unterschiede sind beim partikulären Phosphor recht gross. Die beiden Bilder zeigen aber auch nicht dieselbe Grösse: während sich die gemessenen Werte auf das Seston (Biomasse, totes Plankton und suspendierte anorganische Partikel) beziehen, ist in der Simulation nur die Biomasse zu finden.

Für den Vergleich der Sauerstoffbilder: Dem Modell fehlen einige Prozesse, welche im Bodensee eine Rolle spielen. Sie sind hauptsächlich auf die Grösse des Sees zurückzuführen. Im Modell wird mit einem konstanten biologischen Sauerstoffbedarf pro Kohlenstoff gerechnet, was beim Bodensee im Vertikalprofil nicht zutreffen dürfte. Die Sedimentation ist nur für einzelne Partikel behandelt, d.h. die Aggregation zu grossen Flocken mit veränderter Sedimentationsgeschwindigkeit sowie anderem physiologischen Verhalten (nicht berücksichtigt) erklärt einen Grossteil der Abweichungen, zudem ist nicht berücksichtigt, dass im Sediment auch organischer Kohlenstoff dauernd eingelagert werden kann. Daraus folgt im Modell eine etwas zu grosse Sauerstoffzehrung im Hypolimnion.

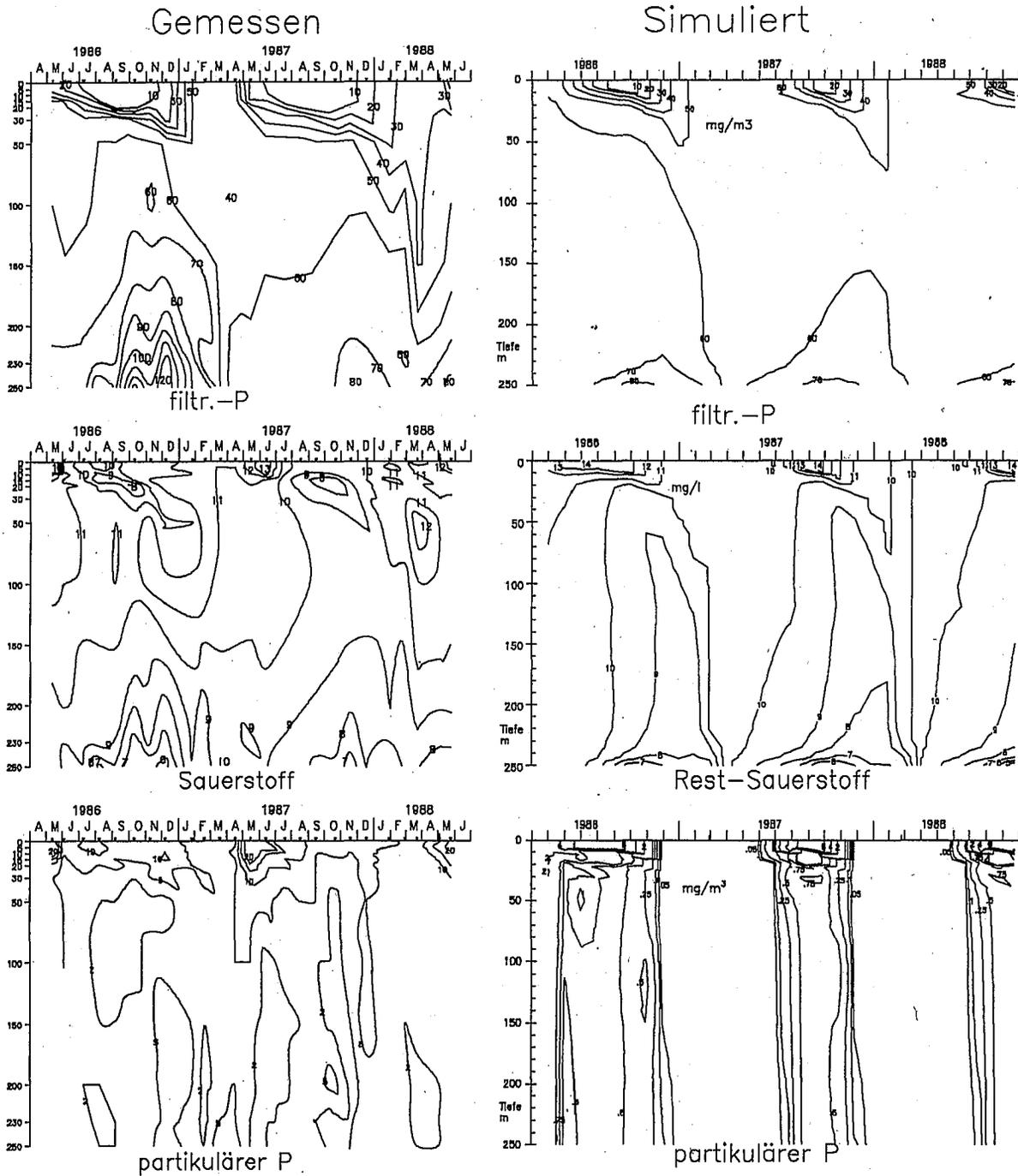


Abb. 25: Vergleich der gemessenen mit den bei guter Zirkulation simulierten Konzentrationen von filtr.-P, Sauerstoff und partikulärem P

Das dynamische Modell liefert auch Resultate für Sediment-Parameter, für die keine Messungen vorliegen.

Es fällt auf, wie langsam sich der Bodensee im Modell verändert. Der Grund ist in den Sedimenteingaben zu finden. Diese wurden mit den bestmöglichen Annahmen aus den Simulationen von 1971/72 mit dem Modell produziert, liegen aber offenbar zu hoch.

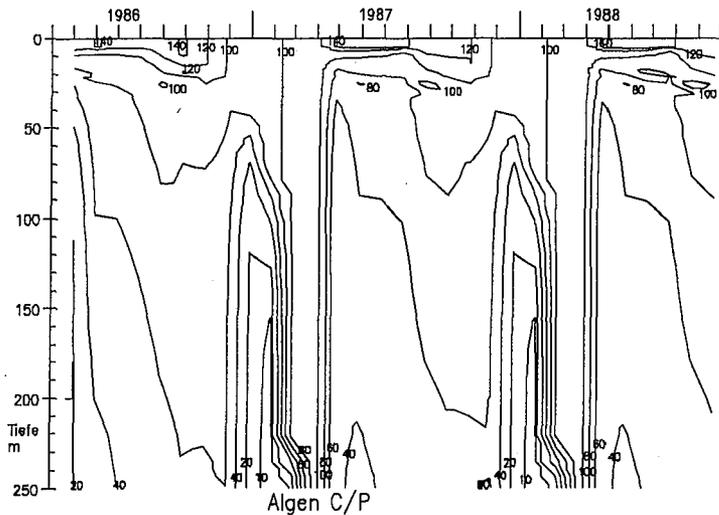


Abb. 26: Simulation P/C Wasser 1986-88

Die Abb. 26 zeigt den Verlauf des Verhältnisses von P zu C im lebenden Plankton. Dabei sind zwei Extremwerte dargestellt. Das erwartete Minimum befindet sich im Sommer an Oberfläche und stellt den Ernährungszustand des Phytoplanktons dar. Das modellierte Maximum befindet sich im Winter am Grund des Sees und zeigt Luxusfixierung des Phosphors an. Dies könnte im See überprüft werden.

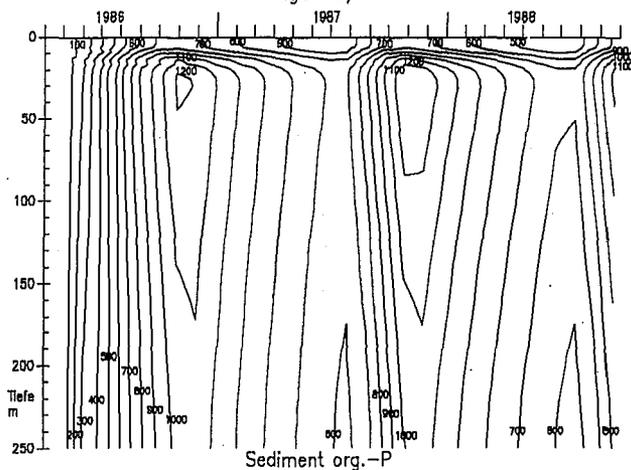


Abb. 27a: Simulation organischer-P Sediment

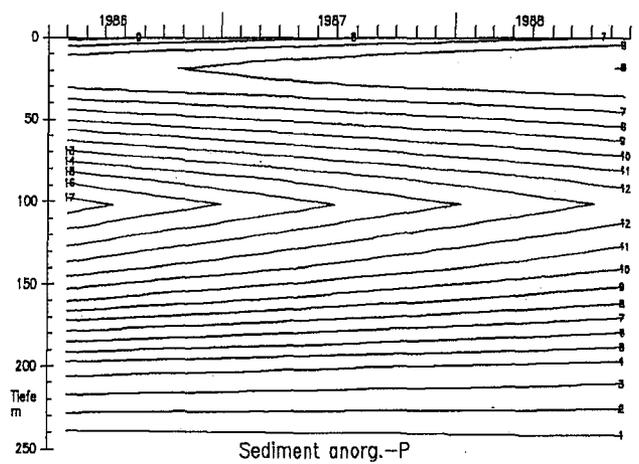


Abb. 27b: Simulation anorg. P im Sediment

Der Zeit- und Tiefenverlauf der P-Sedimentkonzentrationen ist Abb. 27 dargestellt. Der organische Phosphor zeigt eine hohe Dynamik in der Tiefe des Metalimnions, welche im See niedriger sein dürfte, da im Modell horizontale Verfrachtungserscheinungen nicht berücksichtigt wurden. Der anorganische Phosphor liegt um 3 Größenordnungen höher und zeigt nur eine langsame zeitliche Abnahme. Diese wird hauptsächlich durch die Überdeckung mit neuem P-ärmeren Sediment verursacht.

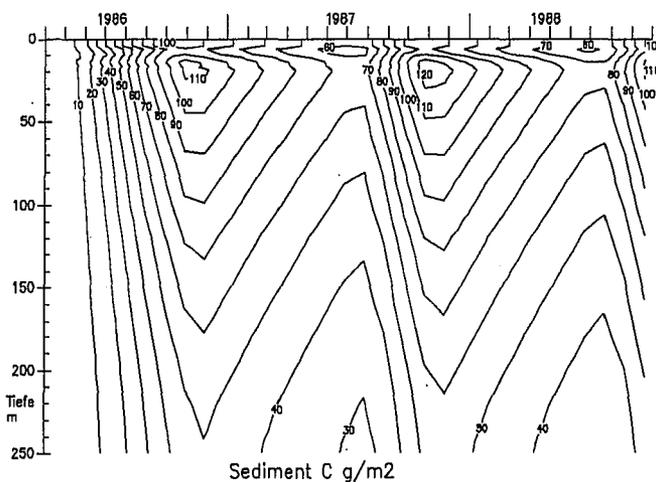


Abb.28: Simulation organischer C im Sediment

Auch in Abb. 28 ist das Maximum der Kohlenstoffdynamik in der Tiefe des Metalimnions zu finden. Dieser Parameter kann im See kaum geprüft werden, da im Modell die lokalen Unterschiede unterdrückt wurden.

Allzu langfristige Zukunftsprognosen werden unzuverlässig. Die Zehrung des algenverfügbaren Phosphors kann besser werden, wenn der Stickstoffgehalt noch höher steigt. Dies bedeutet, dass pro Einheit Phosphor mit einer höheren Biomasse zu rechnen ist. Auch das Sedimentationsverhalten kann sich wieder ändern. Für diese Fälle müsste das Modell neu geeicht werden (siehe Diskussion).

Bemerkenswert ist der kurze Anstieg des Gesamtphosphors im Epilimnion im Frühjahr, welcher sonst nur im Vierwaldstättersee beobachtbar ist. Das Phosphat der warmen Zuflüsse scheint länger als bisher angenommen im Epilimnion zu bleiben.

6. Anwendung des Modells

6.1. Variation der Phosphorfrachten

Die Reduktion der Phosphorfrachten ist die einzige Möglichkeit, den Bodensee zu sanieren. Dies wird schon seit Jahrzehnten gefordert und auch realisiert. Es ist nicht Aufgabe dieser Arbeit, die einzelnen Quellen und verschiedenen Reduktionsmöglichkeiten detailliert aufzuführen, da dies schon hinlänglich gemacht wurde (Berichte Nr. 1,6,11,13,14,17,19,24,28,33,40 der IGKB) und auch immer wieder aktualisiert wird.

In den Eingaben des Modells ist eine einfache Reduktion der Abwasserfrachten vorgesehen, sie läuft über die langjährige Variable "P-Trend". Es wurden Beispiele mit 350, 400 und 512 tP/Jahr gerechnet.

6.2. Variation der Einschichtung des Alpenrheins

Gerechnet wurden Beispiele, in denen sich 0%, 20%, 30% und 50% der Wassermenge des Alpenrheins und der Bregenzerache im Sommer auf 120 m Tiefe einschichten. Mit dem Wasser wird auch der entsprechende Anteil Phosphor aus Abwasser, Landwirtschaft und Geologie eingebracht. Eine Einschichtung in 250 m Tiefe lässt sich im Modell schlecht verwirklichen. Sie liesse sich modellmässig nur durch eine Punktquelle in der untersten Schicht implementieren. Der Vorgang ist weit komplizierter [LAMBERT für Walensee]: Im Alpenrhein sinken die Schwebstoffe während seines Abtauchens in den unteren Teil des Strömungszopfes. Dieser nimmt auf allen Seiten Seewasser auf. Die Einmischung im Kern der Strömung dürfte jedoch im Nahbereich kaum 1:1 übersteigen. Er wird durch den See quer angeströmt, was zur Bildung von zwei gegensinnig rotierende Wirbelschläuchen führt. Wirbelschläuche sind recht stabile Gebilde, welche im freien Wasser langsam oder durch Wandreibung schneller zerfallen. Der untere ist, dank seiner Anreicherung mit Schwebestoffen, spezifisch recht schwer, kann auf den Seegrund absinken und dem Boden entlang bis in die grösste Tiefe strömen. Auf seinem ganzen Weg wird weiter Seewasser eingemischt. Sinkt die Strömungsgeschwindigkeit, so nimmt die Tragkraft für Partikel ab. Diese setzen sich auf den Grund und übrig bleibt Wasser mit einer zu kleinen Dichte, verglichen mit dem umgebenden Seewasser. Wie sich nun der instabile Zustand ausgleicht, ist unbekannt (Doppeldiffusion?). Dieses komplizierte Verhalten ist im Modell nicht berücksichtigt. Unterwegs gibt die Strömung Bewegungsenergie in den Wasserkörper ab, was sich schliesslich in einer vergrösserten vertikalen Eddydiffusion äussert. Dieser Effekt ist berücksichtigt.

6.3. Simulationsergebnisse

Tab.15: gerechnete Simulations-Varianten

Code	Einschichtung des Alpenrheins unter 120 m	P-Belastung algenverf. t/Jahr	----- Mischung -----		Bez.	Güte	vergl. mit Jahr	Nr.
			relativ k_z	maximale Zirk.tiefe				
20G350;100	20%	350	1	252	gut	25	76;84	1
20M350;75	20%	350	0.75	190	mässig	14	1981	2
20S350;50	20%	350	0.5	190	schlecht	9	1972	3
20SS350;25	20%	350	0.25	150	s.schlecht	3	1963	4
20G400;100	20%	400	1	252	gut	25	76;84	5
20M400;75	20%	400	0.75	190	mässig	14	1981	6
20S400;50	20%	400	0.5	190	schlecht	9	1972	7
20SS400;25	20%	400	0.25	150	s.schlecht	3	1963	8
20G512;100	20%	512	1	252	gut	25	76;84	9
20M512;75	20%	512	0.75	190	mässig	14	1981	10
20S512;50	20%	512	0.5	190	schlecht	9	1972	11
20SS512;25	20%	512	0.25	150	s.schlecht	3	1963	12
00M512;100	0%	512	1	150	mässig	15		13
30G512;100	30%	512	1	252	gut	25	76;84	14
50G512;100	50%	512	1	252	gut	25	76;84	15
50M512;100	50%	512	1	150	mässig	15		16
20M350;100	20%	350	1	150	mässig	15	1986	17
20M400;100	20%	400	1	150	mässig	15	1986	18
20M512;100	20%	512	1	150	mässig	15	1986	19

Der Code setzt sich aus Kürzeln der einzelnen Randbedingungen zusammen (z.B. 20G400;100: 20% des Wassers des Alpenrheins schichte sich in 120 m Tiefe ein, die Zirkulation sei gut (100% einer guten vertikalen Eddydiffusion) und die Belastung betrage 400 t algenverfügbarer Phosphor pro Jahr). Die Qualität der Zirkulation ist in Abb. 21 charakterisiert.

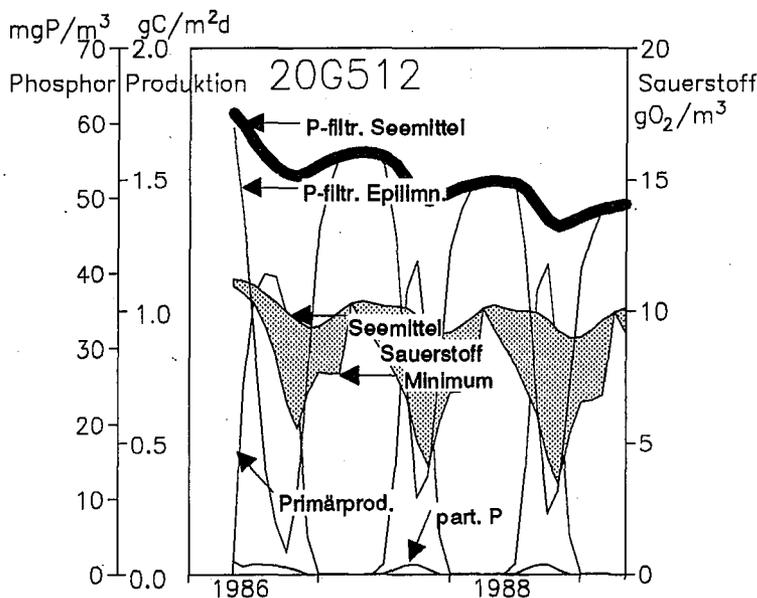


Abb. 29: Erklärung der Simulationsbilder

Dargestellt sind P-filtr. und Sauerstoff als mittlere Konzentration im See und im Epilimnion, der partikuläre Phosphor und die tägliche Primärproduktion. In den kleinen Abbildungen wurden die Primärproduktion und der partikuläre Phosphor weggelassen.

Die gute oder schlechte Mischung wird bei dieser Darstellungsart offensichtlich: bei einer guten Mischung sind die Konzentrationen über die ganze Wassertiefe identisch, was am besten bei den Sauerstoffkurven belegt wird; d.h. die Kurven liegen während der Mischung aufeinander.

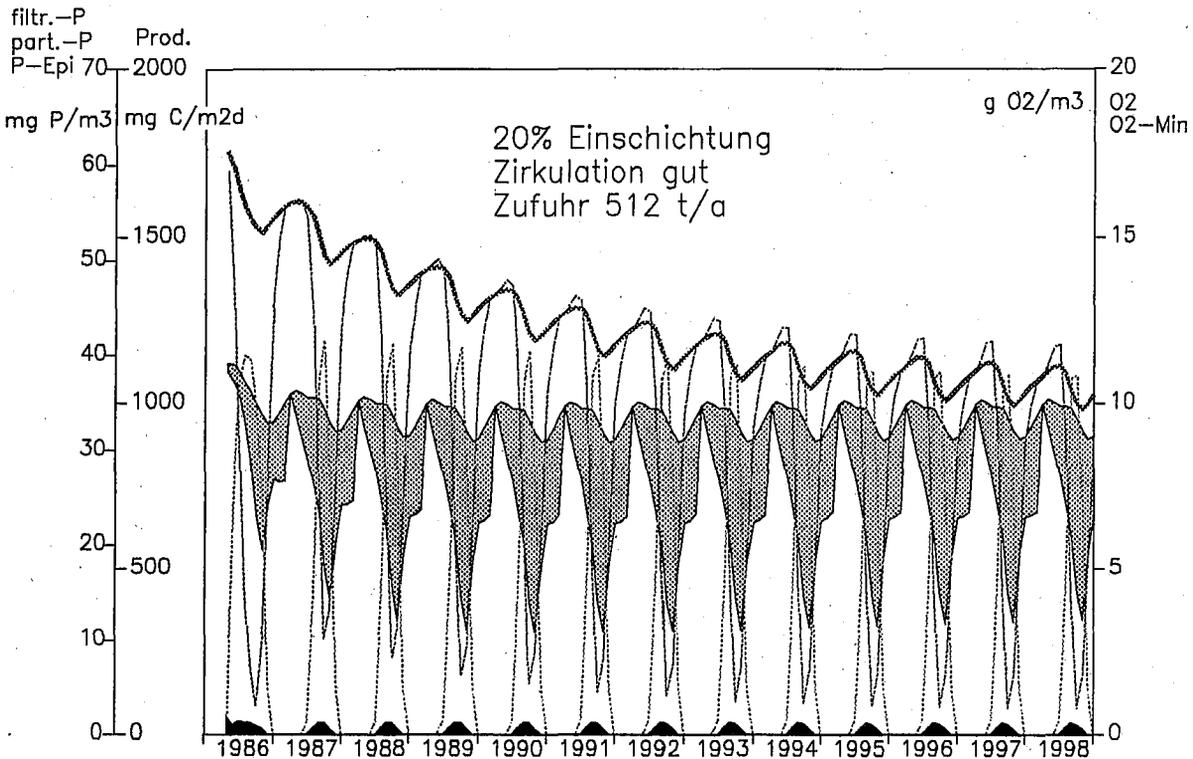


Abb. 30: Variante 20G512

Die Variante 20G512 behandelt den geplanten Normalfall:

Die Mischung sei in allen Wintern gut. Vom kältesten Wasser schichten sich etwa 20% sehr tief ein und die Fracht betrage 512 t P pro Jahr algenverfügbaren Phosphor. Dies entspricht dem geplanten Zwischenziel (1995) der Belastung und dem üblichen Misch- und Einschichtungsverhalten der Zuflüsse. Diese Kurven sollten also mit den beobachteten Werten des Sees übereinstimmen. Beim Vergleich mit Abb. 1 fällt auf, dass die P-Konzentration in der Simulation zu langsam abnimmt und mit Abb. 2, dass der Sauerstoff zu tief sinkt. Der zweite Unterschied ergibt sich allerdings auch teilweise aus dem Unterschied, dass die gemessenen Sauerstoffwerte aus dem See mit den simulierten Rest-Sauerstoffkonzentrationen verglichen werden, was den tatsächlichen Unterschied verkleinert. Die Prognose ist dennoch etwas schlechter als die tatsächliche Entwicklung des Sees. Die Eichung sollte dementsprechend verändert werden. Dies wäre zwar möglich, aber nicht sinnvoll. Erstens ist die nächste Eichung auch nur auf 1986/87 möglich, da nur dort der notwendige Datensatz vorhanden ist. Überdies war der See zu jener Zeit noch weit vom steady state entfernt. Durch eine veränderte Eichung wird die Prognose daher nur scheinbar verbessert. Zweitens können Prognosen dennoch, mindestens untereinander, verglichen werden. Ein anderes Phänomen zieht sich durch alle Simulationen: 1987 ist in der Form anders als 1986. Dies kommt daher, dass der Start der Simulationen kurz vor dem Beginn der Stagnation lag und das simulierte Plankton keine Möglichkeit hatte, inzwischen zu verschwinden. Ab 1987 zeigt sich jeweils eine stetige Entwicklung zu einem endgültigen Zustand. Der Verlauf ist aber sehr zögerlich.

Variante 20S512:

Hier wird im Gegensatz zum vorherigen Ansatz im Frühjahr nur bis in 150 m Tiefe gemischt. Dies hat zur Folge, dass sich der Sauerstoffgehalt über Grund nicht mehr erholt. Beim Phosphor ist die schlechte Mischung weniger auffällig.

Eine wirklich schlechte Mischung kann auch nur bis auf 50m Tiefe gehen und zusätzlich mit einer auf 1/4 reduzierten vertikalen Eddydiffusion im nachfolgenden Sommer weiterlaufen (Variante 20SS512). Die Prognose ist katastrophal. Sie ist aber nur insofern unrealistisch, als nicht zu erwarten ist, dass der See jeden Winter zufriere und zusätzlich am Alpenrhein Massnahmen gesetzt werden, die sein Einschichtungsverhalten gravierend verändern.

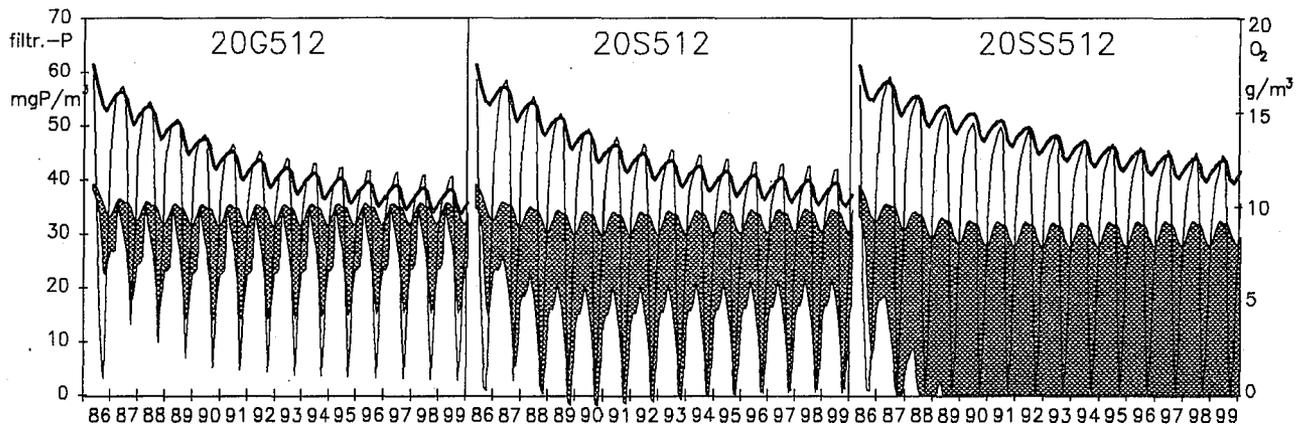


Abb. 31: Simulation 20%G,S,SS512 (Normalfall und schlechte sowie sehr schlechte Zirkulation)

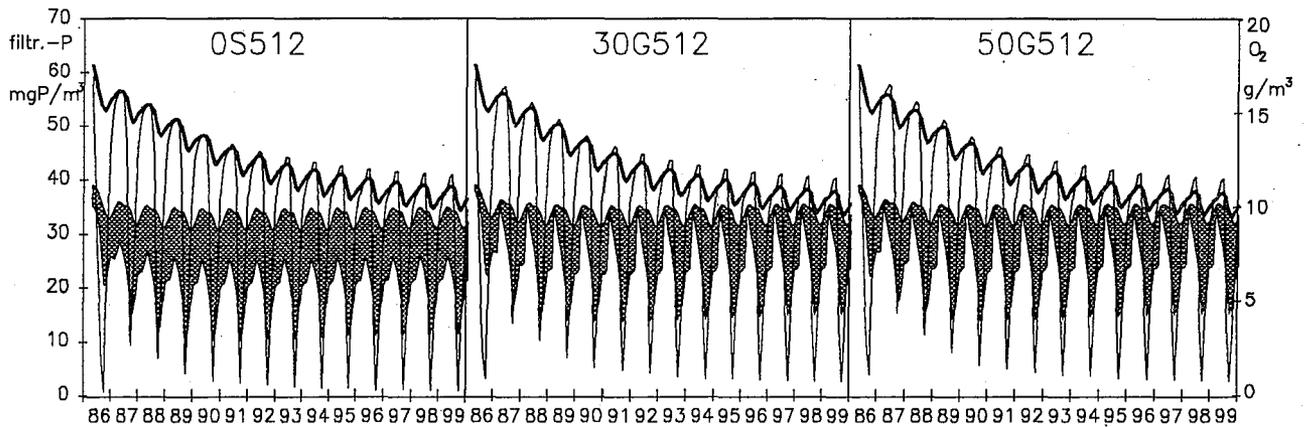


Abb. 32: Simulation 0,30,50% 512 (Variation der Menge von tiefem Alpenrheinwasser)

Frachtreduktion unter 512 tP/Jahr:

Um das Verhalten des Bodensees bei einer, nicht nur weiter-, sondern weitestgehenden, Abwasserreinigung und mit zusätzlichen Massnahmen in der Landwirtschaft zu zeigen, wurde die Fracht auch auf 400 und sogar auf 350 t pro Jahr reduziert.

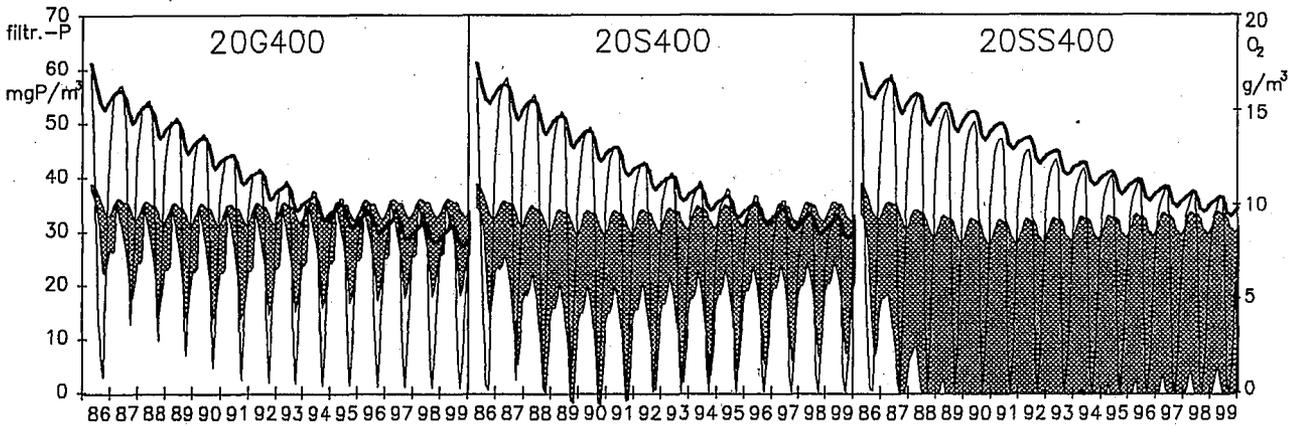


Abb. 33: Simulation 20%G,S,SS,400 (Belastung 400 t Phosphor pro Jahr)

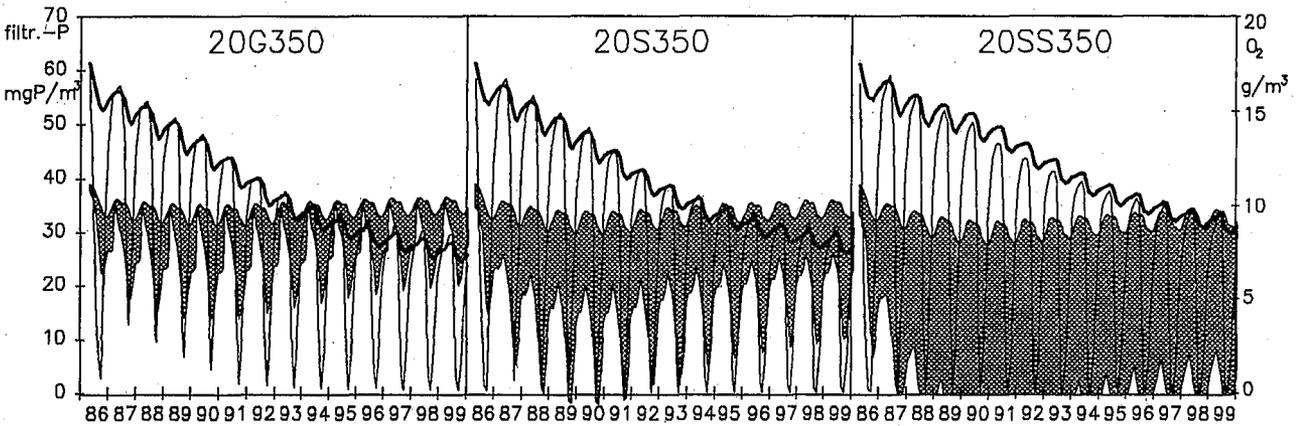


Abb. 34: Simulation 20%G,S,SS,350 (Belastung 350 t Phosphor pro Jahr)

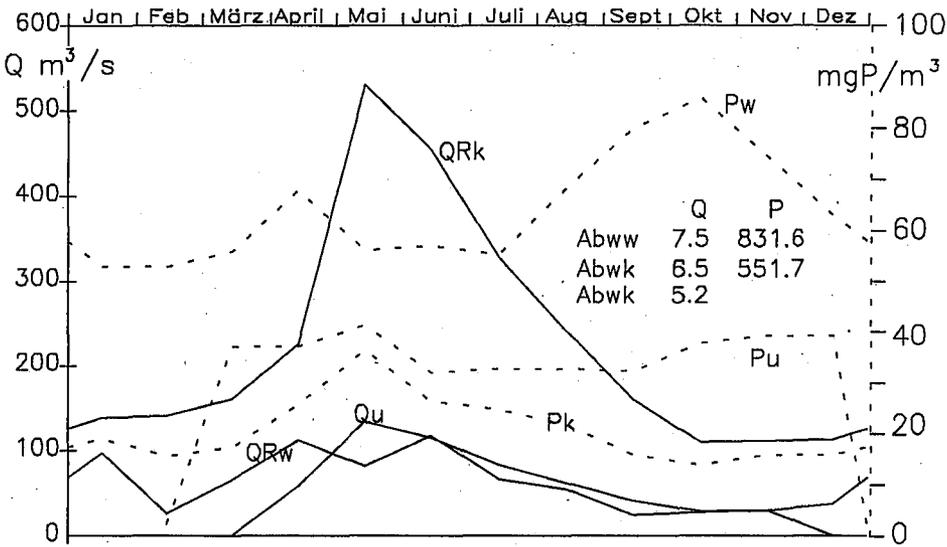


Abb. 35: Wasser- und Phosphoreinleitungen, 20% Einschichtung, 512 t P/Jahr

Abb. 35. zeigt den (sich jährlich wiederholenden) Verlauf der Wassermengen und Phosphorkonzentrationen. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 beschrieben.

Tab. 16: Abkürzungen bei den Zuflüssen (Abb. 35, 35, 36 und 37)

Abkürzungen:	Abwasser		Flusswasser		
	warm	kalt	warm	kalt	kalt + Schwebst.
Wasserführung	AbwwQ	AbwkQ	QRw	QRk	Qu
filtr. Phosphor	AbwwP	AbwkP	Pw	Pk	Pu
part.P, part.C	0	0	0	0	0
Einschichtungstiefe	Epilimnion	Metalimnion	Epilimnion	Metalimnion	120m

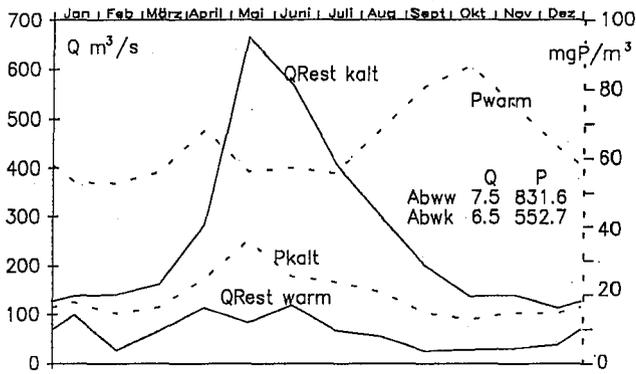


Abb. 36: Varianten der Wasser- und Phosphoreinschichtung Null Prozent unten

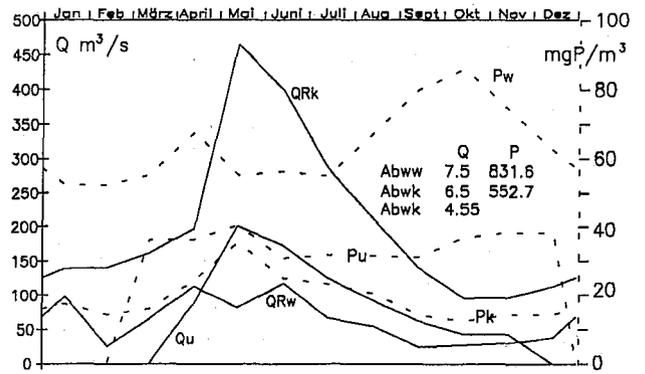


Abb. 37: Varianten der Wasser- und Phosphoreinschichtung 30 Prozent unten

In Abb. 35 bis 37 sind die verschiedenen Eingaben für die 5 Zuflüsse dargestellt (Abkürzungen siehe Tab. 16).

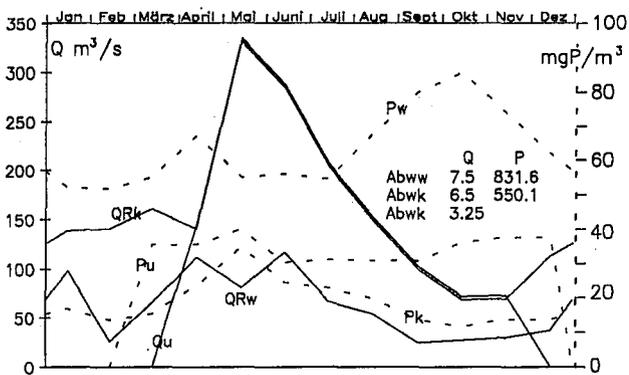


Abb. 38: Varianten der Wasser- und Phosphoreinschichtung 50 % unten

6.4. Zusammenstellung der Resultate der Simulationen

Tab. 17: Simulationsresultate für 1999

Code	tot.-P korr. mg/m ³	O ₂ Min ¹³⁾ 1m über Grund g/m ³	Sed.-P g/m ²	Mittel Alg.-C mgC/m ³	PrimProd gC/m ² a
20G350;100	19.29	5.69	6.89	28.22	85.00
20M350;75	19.77	4.48	6.79	28.08	82.60
20S350;50	20.39	2.71	6.76	28.98	82.60
20SS350;25	23.12	-4.74	6.43	30.12	84.03
20G400;100	21.43	5.21	7.09	29.82	90.97
20M400;75	22.27	3.88	6.86	29.67	89.63
20S400;50	22.50	1.97	6.99	30.44	89.57
20SS400;25	25.39	-6.22	6.63	32.40	91.70
20G512;100	26.33	4.36	7.52	32.76	103.18
20M512;75	26.77	2.72	7.46	33.42	103.73
20S512;50	27.36	0.34	7.44	34.09	105.00
20SS512;25	30.37	-9.22	7.05	35.61	106.71
00M512;100	26.87	3.36	7.40	32.55	100.77
30G512;100	26.24	4.36	7.54	32.83	103.27
50G512;100	26.03	4.39	7.55	32.86	103.70
50M512;100	26.35	3.49	7.43	32.65	101.32
20M350;100	19.50	4.92	6.80	27.55	82.54
20M400;100	21.69	4.40	7.00	29.20	88.56
20M512;100	26.66	3.42	7.40	32.29	100.16

Beim P-tot, Sediment-P und beim Sauerstoff handelt es sich um die Frühjahrszirkulationswerte. Die Primärproduktion und der Algen-Kohlenstoff beziehen sich auf das Jahresmittel, während das Sauerstoffminimum den tiefsten Einzelwert des Jahres bezeichnet.

Die Einschichtung des Tiefenwassers erfolgte im Modell auf 120m Tiefe, deshalb wird der Effekt des Rheins auf den minimalen Sauerstoffgehalt des Tiefenwasser unterschätzt.

Aus den Zahlen der verschiedenen Modellansätze lässt sich der Beharrungszustand (steady state) des Sees berechnen. Dabei handelt es sich um eine theoretische Grösse, welche nur dann erreicht wird, wenn alle Parameter konstant sind. Dies würde unter anderem auch bedingen, dass die Zuflussfrachten konstant zu halten wären.

¹³⁾negative Werte bedeuten ein Überwiegen reduzierender Substanzen wie Schwefelwasserstoff, Methan etc.

Tab. 18: Steady-State

Die Extrapolation auf unendlich gab folgende Steady-State Konzentrationen:

Code	P-tot korr. mg/m ³	O ₂ Min g/m ³	Sed.-P g/m ²	Alg.-C mgC/m ³	PrimProd gC/m ² a
20G350;100	16.74	6.50	3.27	26.70	78.14
20M350;75	17.08	5.50	3.20	26.85	75.94
20S350;50	17.51	3.85	3.15	26.33	73.77
20SS350;25	18.87	-2.39	3.15	25.18	76.07
20G400;100	19.36	5.74	3.70	28.52	85.36
20M400;75	20.10	4.66	3.62	28.53	85.24
20S400;50	20.05	2.82	3.62	29.91	86.09
20SS400;25	21.78	-4.33	3.51	30.41	85.92
20G512;100	25.16	4.53	4.57	32.13	101.67
20M512;75	25.57	2.93	4.48	32.61	102.02
20S512;50	26.10	0.76	4.44	33.99	103.31
20SS512;25	28.64	-8.28	4.14	35.31	104.16
00M512;100	25.55	?	4.42	31.16	?
30G512;100	25.12	4.58	4.57	32.30	101.73
50G512;100	25.07	4.59	4.57	31.72	101.65
50M512;100	25.37	3.67	4.45	31.61	97.23
20M350;100	16.90	5.98	3.20	25.95	75.27
20M400;100	19.47	4.95	3.64	27.78	83.12
20M512;100	25.42	3.73	4.45	32.06	99.24

Der Gesamtphosphor im See und der Sedimentphosphor nahmen zeitlich exponentiell, die Primärproduktion beinahe linear mit der Zeit ab. Daher liessen sich nur die Phosphorkonzentrationen relativ gut extrapolieren.

Für die Extrapolation wurde $c_t = c_{\infty} + (c_0 - c_{\infty}) e^{-kt}$

[36],

mit einer iterativen Bestimmung von c_{∞} , verwendet. Die Konstanten k ergaben folgende Halbwertszeiten:

Tab.19:Halbwertszeiten (Jahre)

Code	tot.-P	Sed.-P	Alg.-C	PrimProd
20G350;100	3.3	5.3	3.5	3.6
20M350;75	3.4	5.2	3.5	3.9
20S350;50	3.5	5.2	5.1	4.5
20SS350;25	4.1	5.0	8.4	4.6
20G400;100	3.2	5.1	3.8	4.0
20M400;75	3.3	5.0	3.6	3.0
20S400;50	3.5	5.1	3.0	3.3
20SS400;25	4.2	4.9	5.6	3.8
20G512;100	3.3	4.9	4.2	3.9
20M512;75	3.4	4.9	4.2	3.1
20S512;50	3.4	4.9	1.5	2.7
20SS512;25	3.9	4.9	4.5	4.2
00M512;100	3.5	4.9	10.2	
30G512;100	3.2	4.9	3.8	3.3
50G512;100	3.0	4.9	6.6	3.9
50M512;100	3.1	4.9	5.6	5.9
20M350;100	3.3	5.2	3.7	3.9
20M400;100	3.3	5.1	4.1	4.5
20M512;100	3.4	4.9	2.6	2.9

Die Füllzeit (sog. mittlere Aufenthaltszeit von Wasser τ_w) des Bodensee beträgt 4.3 Jahre. Die Aufenthaltszeiten von Phosphor sind geringer, da er einen zweiten "Auslauf" ins Dauersediment besitzt. Die Halbwertszeit des Phosphors wurde schon auf Seite 20 für die Angabe der wünschenswerten Frachten verwendet. Aus dieser Tabelle wird sichtbar, dass das Sediment die Sanierung (aber auch die Eutrophierung) bremst. Die Halbwertszeit beim Algen-Kohlenstoff bezieht sich selbstverständlich nur auf den langjährigen Verlauf der mittleren Seekonzentrationen und nicht auf das Überleben einzelner Algenzellen. Der beinahe lineare Verlauf der Kohlenstoffkomponenten gab auch hier grosse Bestimmungsfehler.

7. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die verschiedenen Ansätze nämlich der Vergleich mit früheren Situationen zusammen mit dem Einboxmodell sowie das dynamische Modell, führen zu ähnlichen Resultaten.

Aus den Simulationen für den Steady-State geht hervor, dass bei dem im Zuflussbericht 1985/86 angegebenen Prognosewert für 1990 von 512 t algenverfügbarem P¹⁴⁾ pro Jahr nur bei sehr günstigen klimatischen Voraussetzungen das gesteckte Ziel, stabile limnologische Verhältnisse am Bodensee, zu erreichen wäre.

Eine Reihe von Jahren mit schlechter Zirkulation ist im Bodensee beim derzeitigen Trend der Klimaentwicklung wahrscheinlich (vgl. Abb. 12). Bei den dann häufiger zu erwartenden Teilzirkulationen ist erst bei einer Fracht von unter 390 t P pro Jahr genügend Sauerstoff im Tiefenwasser gewährleistet. Nimmt man eine mehrmalige Wiederholung der Verhältnisse von 1972 an (Trockenjahr, warmer Winter), so müssten die Frachten auf unter 350 t P/Jahr reduziert werden. Wegen der verzögerten Reaktion des Sees auf die Entlastungsmassnahmen muss bis zum Erreichen des Steady-State mit einem erhöhten Risiko gerechnet werden.

Drastische Veränderungen am Alpenrhein mit negativen Auswirkungen auf sein Einschichtverhalten würden eine weitere Reduktion der Belastung mit algenverfügbarem Phosphor auf weniger als 300 t P/Jahr erfordern.

Die Unterschreitung der mindest erforderlichen Konzentration von 4 mg Sauerstoff pro Liter ein Meter über Grund kann bei eher schlechter Durchmischung des Sees (vgl. 1981) langfristig nur vermieden werden, wenn die Phosphorkonzentration im See auf unter 20 mgP/m³ abgesenkt wird. Dies entspricht einer jährlichen Belastung mit etwa 390 t algenverfügbarem Phosphor. Im Hinblick auf die Entwicklung des Planktons (das den Phosphor bei geringerer Konzentration besser nutzt) kann der Endwert für die maximal zulässige P-Konzentration im See derzeit nicht exakt angegeben werden.

¹⁴⁾Als algenverfügbar werden alle filtrierbaren Phosphor-Verbindungen der Zuflüsse an den Mündungen sowie der Gesamt-Phosphor bei den Direkteinleitern verstanden. (vgl. auch Kap. 2.2.)

Das dynamische Seemodell musste für eine Periode geeicht werden, die erheblich ausserhalb des steady-state liegt. Deshalb sind die Prognosen mit Unsicherheiten behaftet. Die Anpassung des Modells sollte daher nach der nächsten Zuflussuntersuchung (1995/96) wiederholt werden, weil sich der See dann näher am steady-state befinden wird. Im Rahmen der Zuflussuntersuchungen können jeweils die algenverfügbaren Phosphorfrachten und die zugehörigen Phosphorgesamfrachten als Grundlage für den praktischen Gewässerschutz ermittelt werden. Für dieselbe Periode wären auch wieder Primärproduktions- und Sedimentations-Messungen vorzusehen.

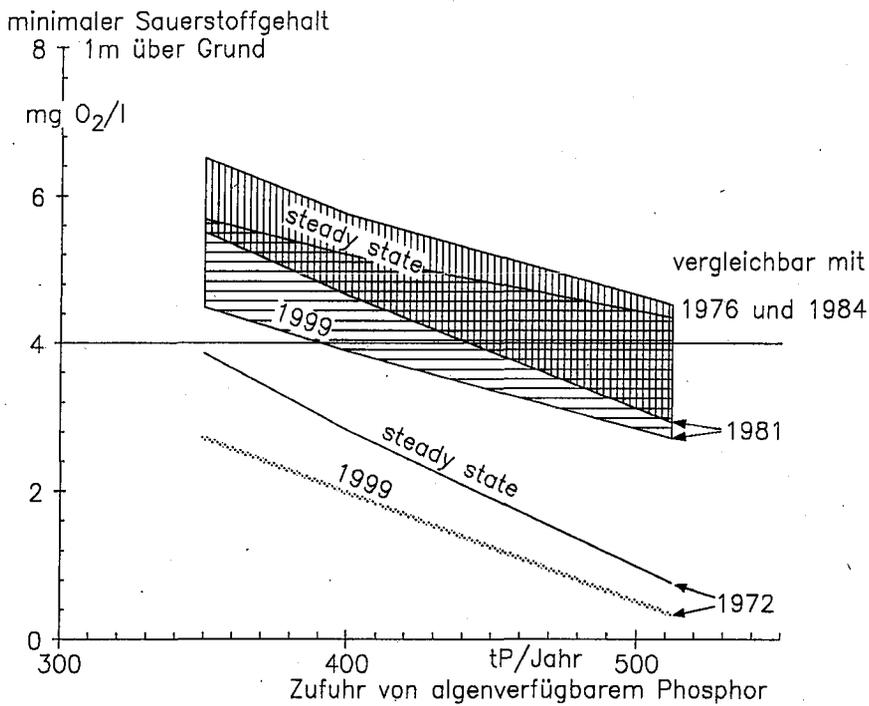


Abb. 39: Tolerable Belastung des Bodensees; Das obere Band stellt den prognostizierten Seezustand nach unendlich langer Zeit (im steady state) dar. Das untere Streuband sollte im Jahre 1999 erreicht sein. Der obere Rand der Streubänder stellt eine Folge von guten Jahren dar, während sich die untere Grenze auf eine Reihe schlechter Jahre bezieht. Auf die Angabe von sehr schlechten Jahren wurde verzichtet, sie würde noch erheblich tiefer liegen.

8. Literatur

- Bloesch, J. und N.M. Burns (1980): A critical review of sediment trap technique. Schweiz. Z. Hydrol. **42**, 15-55
- Bührer, H. und H. Ambühl (1984): Die Möglichkeiten einer Sanierung des Greifensees, eine Modellstudie; Wasser - Energie - Luft **76**, 11/12.
- Bürgi, HR. (1974): Die Wirkung von NTA auf das Wachstum des Phytoplanktons ... Schweiz.Z.Hydrol. **36**, 1-70 (Diss ETH, Randbemerkungen Grim)
- Droop, M.R. (1974): The nutrient status of algal cells in continuous culture. J.Mar.Biol.Ass.UK **54** 825-855.
- EAWAG (1984): Gutachten über die Sanierung des Zugersees mit besonderer Berücksichtigung des Projektes zur Seeregulierung. Auftrag der Baudirektion des Kantons Zug.
- Gächter, R. (1972): Tagesraten planktischer Primärproduktion. Schweiz.Z.Hydrol. **34**, 211-244.
- Gächter, R., D.M. Imboden, H. Bührer und P. Stadelmann (1983): Mögliche Massnahmen zur Restaurierung des Sempachersees. Schweiz.Z.Hydrol. **45**, 1, 246-266.
- Geller, Annette (1985): Degradation and formation of refractory DOM by bacteria Schweiz. Z. Hydrol. **47**, 27-44
- IGKB (1976 ff): Jahresberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees.
- Imboden, D.M. und Gächter, R. (1978): A dynamic lake model for trophic state prediction; J. Ecol. Modelling **4**, 77-98.
- Karagounis, I. (1992): Ein physikalisch-biochemisches Seemodell, Schriftenreihe der VAW **116**
- Karagounis, I., J.Trösch, F. Zamboni (1993): A Coupled physical-biochemical lake model for forecasting application to the Northern Basin of Lake Lugano. Aquatic Sci. (in Druck)
- Kümmerlin, R. und HR. Bürgi (1989): IGKB Nr. 39 Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961 bis 1986)
- Kutschke, Inge (1966): Die thermischen Verhältnisse im Zürichsee zwischen 1937 und 1963 und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren; Vierteljahrsschr. Natf. Ges. Zürich **111**, 47-124.
- Lambert und Zimmermann (1984): Einschichtung Linth (mündl. Mitt.)
- Michaelis, Leonor (1927): Einführung in die Mathematik für Biologen und Chemiker, J.Springer Berlin, Dritte Auflage, S 173-178
- Müller, H. in IGKB Bericht Nr. 40 (1989)
- Rosknecht, H. und M. Sturm, (1988): IVL-Mitteilungen
- Schlegel, F. (1987) Das neue Rhein-Linth Werk, Bulletin der ETH **208**, 22-23
- Schröder, H.G. (1991) mündliche Mitteilung
- Stadelmann, P. (1971) Stickstoffkreislauf und Primärproduktion im mesotrophen Vierwaldstättersee ... Schweiz Z.Hydrol. **33**: 1-65 ETH-Diss
- Stöckli, A. (1985): Die Rolle der Bakterien bei der Regeneration von Nährstoffen aus Algenexkreten und Autolyseprodukten, 183 S., ETH-Diss. Nr. 7850
- Tschudi, L. (1990): Der Einfluss von Phosphaten aus Bodenpartikeln auf den Trophiegrad der Gewässer, 114 S., ETH-Diss. Nr. 9107
- Wagner, G. und H.Bührer: (1989) Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflußjahr 1985/86; IGKB Bericht Nr. 40
- Wagner, G. und B. Wagner (1978): Zur Einschichtung von Flußwasser in den Bodensee-Obersee.- Schweiz. Z. Hydrol. **40**: 231 - 248.
- Wagner, G. (1976): Simulationsmodelle der Seeneutrophierung, dargestellt am Beispiel des Bodensee-Obersees, Teil 2: Simulation des Phosphorhaushalts des Bodensee-Obersees.- Arch. Hydrobiol. **78**: 1 - 41.

9. Anhang

Anhang mit Zusatz-Tabellen bei:

Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Langenargen (ISF), D-88085 Langenargen.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, D-80636 München

Amt der Vorarlberger Landesregierung, A-6901 Bregenz

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3001 Bern

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-8600 Dübendorf

Amt für Umweltschutz des Kantons St.Gallen, CH-9001 St.Gallen

Amt für Umweltschutz und Wasserwirtschaft des Kantons Thurgau, CH-8500 Frauenfeld

Amt für Umweltschutz des Kantons Graubünden, CH-7001 Chur

Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

- Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees
vom 1. Juni 1967,
überarbeitete Fassung vom 9. Mai 1972 und
Neufassung vom 27 Mai 1987.
 - Schutz dem Bodensee
Jubiläumsschrift: 15 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den
Bodensee 1974
 - Jahresberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees, seit 1976
 - Schutz dem Bodensee Faltblatt:
25 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee 1984
- Berichte:
- Nr. 1 Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees 1963
 - Nr. 2 Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees 1964
 - Nr. 3 Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Bodensee-Obersees 1963/64
mit Berücksichtigung einiger Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren 1964
 - Nr. 4 Gewässerschutzvorschriften der Bodensee-Anliegerstaaten 1966
 - Nr. 5 Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963 1967
 - Nr. 6 Untersuchungen zur Feststellung der Ursache für die Verschmutzung des Bodensees 1967
 - Nr. 7 Stellungnahme der Sachverständigen zur Frage einer Bodensee-Ringleitung 1967
 - Nr. 8 Die Sauerstoffbilanz des Bodensee-Obersees 1967
 - Nr. 9 Bodensee-Sedimente 1971
 - Nr. 10 Bericht über den Bodensee 1971
 - Nr. 11 Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen aus Kon-
zentrationmessungen in den Bodenseezuflüssen 1973
 - Nr. 12 Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees 1973
 - Nr. 13 Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasserbeseitigung 1973
 - Nr. 14 Regenentlastungsanlagen - Bemessung und Gestaltung 1973
 - Nr. 15 Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den
einzelnen Seebecken 1974
 - Nr. 16 Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees 1975
 - Nr. 17 Die Belastung des Bodensees mit Phosphor-, Stickstoff- und organischen Verbindungen
im Seejahr 1971/72 1976
 - Nr. 18 Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963 1976
 - Nr. 19 Stand der technischen Möglichkeiten der Phosphorelimination aus kommunalen Abwäs-
sern 1977

- Nr. 20 Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee-Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973) 1977
- Nr. 21 Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973). Teil 1: Untersee 1977
- Nr. 22 Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974 1979
- Nr. 23 Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975). Teil 2: Obersee 1979
- Nr. 24 Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1978-1985 1981
- Nr. 25 Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978 1981
- Nr. 26 Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 - 1981
- Nr. 27 Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978 1981
- Nr. 28 Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflußjahr 1978/79 1982
- Nr. 29 Limnologische Auswirkungen der Schifffahrt auf den Bodensee 1982
- Nr. 30 Die Auswirkungen der Reinhaltmassnahmen auf die limnologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht) 1982
- Nr. 31 Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten 1984
- Nr. 32 Quantitative Mikroanalyse flüchtiger, organischer Verbindungen im Bodenseewasser 1985
- Nr. 33 Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1986-1995 1985
- Nr. 34 Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees Weitergehende und vorbeugende Massnahmen - Denkschrift - 1987
- Nr. 35 Zur Bedeutung der Flachwasserzone des Bodensees 1987
- Nr. 36 Die Entwicklung der Radioaktivität im Bodensee nach dem Unfall Tschernobyl 1987
- Nr. 37 Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1985) und Untersee-Gnadensee und Rheinsee (1974-1985) 1987
- Nr. 38 Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Seebodens (1972 bis 1978) 1988
- Nr. 39 Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961 bis 1986) 1989
- Nr. 40 Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflußjahr 1985/86 1989
- Nr. 41 Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentration im Bodensee und in einigen Bodensee-Zuflüssen von 1985 bis 1990 1991
- Nr. 42 Seenphysikalische und limnologische Dokumentation zur Vorstreckung des Alpenrheins in den Bodensee - eine Literaturstudie - 1993
- Nr. 43 Sedimentoberflächen im östlichen Bodensee-Obersee - Sidescan-Untersuchungen im Zusammenhang mit den Auswirkungen der Vorstreckung des Alpenrheins - 1993

