

***Internationale Gewässerschutzkommission
für den Bodensee***

Bericht Nr. 54

**Tolerierbare Phosphor-Fracht
des Bodensee-Obersees
2. Auflage**

Bearbeitung Heinrich Bühner

2002

| | |
|--|----|
| Inhaltsverzeichnis | |
| 1. Einleitung | 4 |
| 2. Zusammenfassung | 6 |
| 3. Résumé / Summary | 9 |
| 4. Spezielle Limnologie des Bodensees | 15 |
| 4.1. Die Zufuhr von Phosphor in den Bodensee 1996 und 1997 | 15 |
| 4.2. Verfügbarkeit der Phosphorverbindungen für Algen | 16 |
| 4.3. Der Zustand des Bodensees | 16 |
| 4.3.1. Freiwasser | 16 |
| 4.3.2. Belüftung des Bodensees | 18 |
| 4.3.3. Mischung des Wasserkörpers | 19 |
| 4.3.4. Sedimentation | 22 |
| 4.3.5. Stöchiometrie des Sestons | 24 |
| 4.3.6. Produktion | 25 |
| 4.3.7. Lichtextinktion im See | 26 |
| 4.3.8. Phosphor-Aufnahme ohne Licht | 27 |
| 4.3.9. O ₂ -Umschalter | 28 |
| 5. Das Normaljahr | 28 |
| 5.1. Berechnung der Basisdaten für den Bodensee | 28 |
| 5.2. Schichtungsverhalten des Sees | 29 |
| 6. Beobachtete kritische Situationen im Bodensee | 31 |
| 6.1. Seegfrörne | 31 |
| 6.2. Trockenjahre 1971/72 und 1995 | 31 |
| 7. Bilanzmodell (Zweiboxmodell) | 32 |
| 8. Dynamisches Seemodell | 37 |
| 8.1. Allgemeines | 37 |
| 8.1.1. Struktur des dynamischen Modells | 37 |
| 8.1.2. Physikalische Vorgänge | 38 |
| 8.1.3. Chemisch-biologische Vorgänge | 38 |
| 8.1.4. Biologische Vorgänge | 39 |
| 8.1.5. Sedimentation | 39 |
| 8.1.6. Sediment-Modell | 39 |
| 8.1.7. Eichung des Modells | 40 |
| 8.2. Eingabegrößen für das Modell | 41 |
| 8.2.1. Konstante Parameter | 41 |
| 8.2.2. Zeitabhängige Parameter | 42 |
| 8.2.3. Zuflüsse | 44 |
| 8.2.4. Anfangswerte für die Simulationen | 45 |
| 8.2.5. Vergleich See mit Modell | 45 |
| 8.3. Anwendung des Modells | 48 |
| 8.3.1. Variation der Phosphorfrachten | 48 |
| 8.3.2. Variation der Einschichtung des Alpenrheins | 48 |
| 8.4. Simulationsergebnisse | 49 |
| 8.5. Zusammenstellung der Resultate der Simulationen | 52 |
| 9. Diskussion und Schlussfolgerungen | 54 |
| 10. Literatur | 59 |
| 11. Anhang | 62 |
| 11.1. Erläuterungen | 62 |
| 11.1.1. Monotroph, eine Definition | 62 |
| 11.1.2. Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln im Epilimnion | 62 |
| 11.1.3. Details zur Berechnung der Belüftung des Bodensees | 63 |
| 11.1.4. Details der Berechnung der Stöchiometrie | 65 |
| 11.1.5. Details zum Zweiboxmodell | 65 |
| 11.1.6. Sinusregression | 66 |
| 11.1.7. Eichung des dynamischen Modells | 67 |
| 11.2. Weitere Angaben zum dynamischen Modell | 70 |
| 11.2.1. Zeitreihen für Seemod | 70 |
| 11.2.2. Auswahl der Zuflussmengen | 71 |
| 11.2.3. Isopletendarstellungen | 72 |
| 11.2.4. Alle Abfluss-Varianten | 73 |
| 11.3. Abkürzungen | 74 |
| 11.4. Glossar | 74 |
| 11.5. Verzeichnis der Wasseranalysen vom Bodensee-Obersee in der EAWAG-Datenbank | 78 |
| Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee | 80 |

1. Einleitung

Der Bodensee hat seine grösste Eutrophierungsphase mit einer maximalen Gesamt-Phosphor-Konzentration von 87 mg/m^3 im Freiwasser im Seejahr 1979 hinter sich. In den Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees (1987) und in den Berichten Nr. 30 (Lagebericht) und Nr. 34 (Denkschrift) der IGKB war damals als Zwischenziel vorgegeben worden, den mittleren Phosphorgehalt im Freiwasser auf unter 30 mgP/m^3 zu senken. Gleichzeitig sollte ein dynamisches Phosphormodell für Prognosezwecke ausgearbeitet werden. Im Jahre 1991 wurde der als erster Schritt angestrebte Wert beinahe erreicht. Die Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser zeigten jedoch, dass der See bei sehr ungünstigen Witterungsverhältnissen (zirkulationsarme Winter, Trockenperioden) immer noch in einen kritischen Zustand fallen konnte. Damals stellte sich die Frage, auf welchen Wert die P-Konzentration gesenkt werden muss, um einen zufriedenstellenden Seezustand dauerhaft sicher stellen zu können. Diese Frage wurde im Bericht Nr. 44 aufgrund der Zuflussdaten bis 1985/86 sowie der Seedaten bis 1992 behandelt. Die weitere Senkung des Phosphorgehalts im See war bereits erkennbar. Der Seezustand befand sich in einem raschen Wechsel, so dass beschlossen wurde, das Modell auf Grundlage der 1995 bis 1997 erhobenen Daten neu anzugleichen und damit zu einer verbesserten Aussage über die tolerierbare Phosphor-Fracht zu kommen.

Es war die Aufgabe der vorliegenden Untersuchung, diesen Grenzbereich für den Obersee nach heutigem Wissen zu ermitteln. Dies erfolgte auf Grundlage des Berichtes Nr. 44 (IGKB 1994) 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 trophischen Zustand des Sees bestimmt.

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

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

- bis zu anderthalb dem See zugeführte Jahresfrachten an Phosphor aus dem Sediment zusätzlich rückgelöst werden können,
- weitere, auch toxische Stoffe freigesetzt werden können (z.B. Schwefelwasserstoff, Ammoniak),
- sowohl die Abbaugüte als auch die Abbaugeschwindigkeit einiger natürlicher und xenobiotischer Stoffe erheblich vermindert wird,
- die Entwicklung von Fischeiern und Brut beeinträchtigt oder unterbunden wird,
- das seetypische Artenspektrum nachteilig verändert wird.

Das Ziel war es, eine Phosphorbelastung zu ermitteln, die auch unter ungünstigen Bedingungen eine limnologisch vertretbare minimale Sauerstoffkonzentration gewährleistet.

Beim Erreichen dieses Ziels wird eine chemische und physikalische Umgebung geschaffen, die sich weitestgehend an den natürlichen Verhältnissen orientiert und damit die Voraussetzung für den natürlichen Lebensraum Bodensee sowohl im Wasser als auch am Seeboden erfüllt. Eine mögliche Rücklösung von im Sediment gespeichertem Phosphor wird vermieden.

Die tolerierbare Phosphorfracht kann durch Analyse vergangener kritischer Zustände des Sees mit mathematischen Modellen ermittelt werden.

Die vorliegende Untersuchung des Bodensee-Obersee beschränkt sich auf den Sauerstoffkreislauf und den grossen und kleinen Nährstoffkreislauf. Der grosse Kreislauf beschreibt im wesentlichen den Zyklus des Phosphors von den Zuflüssen über den Seewasserkörper, den Abfluss und das Sediment, während sich der kleine Kreislauf auf das Plankton und das Wasser des Epilimnions beschränkt.

Erst die vorzügliche Datenlage aus dem Langzeituntersuchungsprogramm der IGKB machten eine modellmässige Betrachtung des Bodensees möglich. Für die Berechnungen mit dem dynamischen Seemodell der EAWAG waren zusätzliche Daten notwendig. Sie mussten im Rahmen einer zweijährigen Intensivuntersuchung eigens erhoben werden. Diese war nur möglich durch eine enge Zusammenarbeit zwischen dem Institut für Seenforschung in Langenargen (ISF) mit der Abteilung Hydrobiologie/Limnologie der EAWAG in Dübendorf. Ausserdem waren noch die Ergebnisse der Zuflussuntersuchung 1995/97 (Bericht Nr.53) notwendig.

An den Untersuchungen und Auswertungen waren folgende Personen beteiligt:

Dr. Helmut Müller, ISF, Vorsitzender des "Fachbereichs See" der IGKB, Langenargen

Dr. Heinrich Bühler, EAWAG, Dübendorf

Dr. Hans Rudolf Bürgi, EAWAG, Dübendorf

Dr. Hans Güde, ISF, Langenargen

Dr. Eckard Hollan, ISF, Langenargen

Dr. Reiner Kümmerlin, ISF, Langenargen

Dr. Henno Rossknecht, ISF, Langenargen

Dr. Heinz Gerd Schröder, ISF, Langenargen

Dipl. Ing. Walter Sieger, Gewässerdirektion Donau-Bodensee, Bereich Ravensburg

Dr. Gustav Wagner, ISF, Langenargen

2. Zusammenfassung

Das Modell zur Abschätzung der tolerierbaren Phosphorfracht für den Bodensee-Obersee wurde gemäss Beschluss bei der 44. Kommissionstagung 1998 an den Seezustand 1995-97 des Obersees angepasst. Die Aussagen sind nicht auf den Untersee übertragbar. Hierfür wäre eine gesonderte Betrachtung notwendig.

Die Arbeit hatte zum Ziel, die tolerierbare Phosphorbelastung für den Bodensee-Obersee zu bestimmen, bei der insbesondere die zur Vermeidung von P-Rücklösung aus dem Seeböden mindestens erforderliche Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l ein Meter über Grund nicht unterschritten wird. Dies wurde mit folgenden Ansätzen durchgeführt: Auswertung vergangener kritischer Seezustände, Zweiboxmodell und dynamisches Simulationsmodell.

Die Datenbasis für diese Arbeit wurde mit der Zuflussuntersuchung von 1996/97 und den regelmässigen Untersuchungen des Seewassers durch die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) geschaffen. Durch eine zusätzliche Intensiv-Messkampagne 1995-1997 des Institutes für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg in Langenargen (ISF) im Freiwasser einschliesslich der Bestimmung von Primärproduktion und Sedimentation wurde die Daten vervollständigt.

Mit diesen Daten wurden folgende Berechnungen vorgenommen:

- charakteristische Daten eines mittleren physikalischen Seejahrs
- Mischungshäufigkeit des Sees
- Mischungsintensitäten
- Einschichtungstiefen des Alpenrheins im Bodensee
- Gasaustausch des Sauerstoffs
- Lichtabsorption der Algen
- Jahres-Primärproduktion
- Lage der Thermo- und Chemoklinen im See
- Langfristiger Verlauf der Phosphor- und Sauerstoff-Konzentrationen

Darüber hinaus wurden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Der Bodensee mischt nicht zuverlässig. Es können bis zu vier aufeinanderfolgende Jahre ohne wirklich vollständige Zirkulation auftreten. Meist dauert die Zirkulation mehr als einen Monat.
- Bis Juni kann ein Alpenrhein-Hochwasser in die grösste Tiefe tauchen. Es liefert dort einen Beitrag zur Sauerstoffversorgung im Sommer und zur Destabilisierung des Wasserkörpers im folgenden Winter.
- Der spezifische Sauerstoffaustausch an der Wasseroberfläche des Bodensees ist wegen der grossen Windangriffsfläche rund doppelt so gross wie bei kleinen Seen. Dieser Wert ist nun dank der reduzierten Algenaktivität genauer bestimmbar.

Für den Phosphorfluss ins Sediment und die Phosphorschichtung des Sees konnten signifikante Abhängigkeiten vom Phosphorinhalt des Sees gefunden werden. Das Zweiboxmodell wurde neu entwickelt. Damit konnten nicht verfügbare Daten, wie z.B. Stoffgehalte in der obersten Sedimentschicht oder Phosphorinhalte des Sees in früheren und künftigen Jahren geschätzt werden. Das Zweiboxmodell ist geeignet, mit Hilfe der Gesamtphosphorkonzentration im See und der Wasserführung Aussagen über die jährliche P-Zufuhr der nächsten Jahre zu machen.

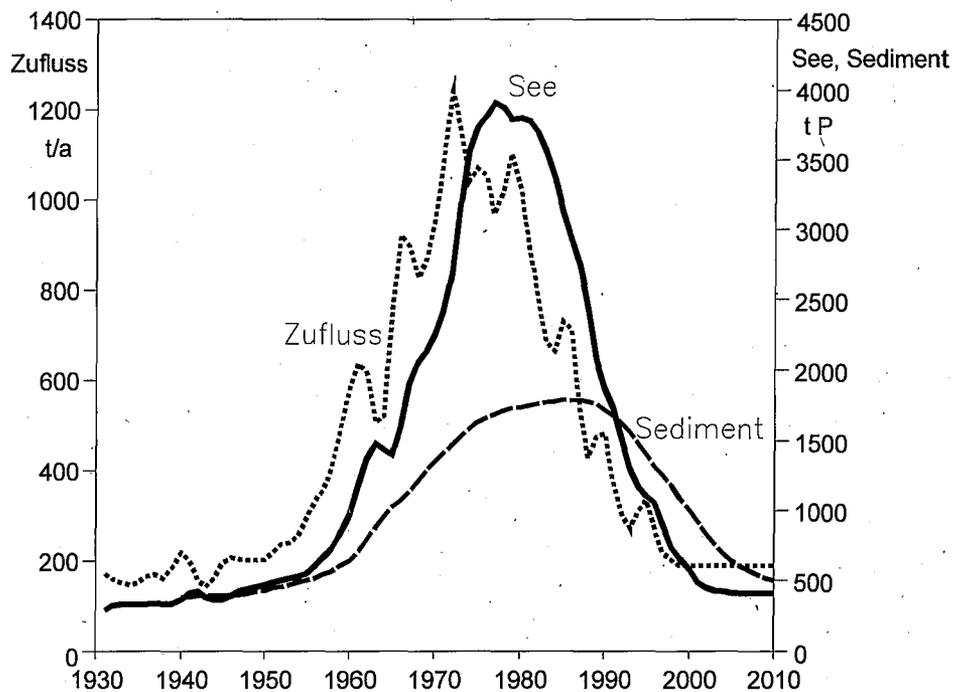


Abb. 1: Resultate des Zweiboxmodells: Phosphor in Zuflüssen, See und Sediment;
Für die Darstellung wurden nur die biologisch wirksamen Phosphorkomponenten gewählt.

Wie aus Abb. 1 zu ersehen ist, erfolgte die maximale P-Zufuhr anfangs der 70er Jahre. Der Obersee zeigte sein Maximum mit 5 bis 6 Jahren Verzögerung; das Sediment folgte um weitere 10 Jahre (bis 1990) verschoben. Der Grund dafür liegt im Volumen des Sees, das die einzelnen Belastungsspitzen dämpft und in der trägen Reaktion des Sediments. Die Prognose zeigt, dass das Sediment auch im Jahre 2010 die Eutrophierungsphase noch nicht "vergessen" haben wird und dann noch die wichtigste Erinnerung an vergangene Zeiten darstellt.

Durch das Sinken der Phosphorkonzentration haben bisher verdeckte Zusammenhänge im See an Bedeutung gewonnen. Früher war in erster Linie der Abbau der im See produzierten Biomasse für den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser verantwortlich. Heute müssen für diesen Prozess weitere Faktoren verstärkt berücksichtigt werden (Sediment, Zuflüsse und Direkt-Einleitungen von gereinigtem Abwasser). Als weitere Folge des sinkenden Phosphorgehalts wird der Sauerstoffgehalt im Epilimnion inzwischen mehr durch atmosphärisch bedingte Temperaturschwankungen als durch die Algenproduktion und den Abbau beeinflusst. Die Veränderung des Sauerstoffgangs im See bestätigt den Rückgang der Produktion. Berechnungen über die ^{14}C -Methode ergaben, dass die Algen-Produktion seit 1991 um ca. 40% (bei einer Jahresvariation von ca. 30%) gesunken ist. Als Folge des P-Rückganges ist es wahrscheinlich, dass das pflanzliche Plankton diesen Nährstoff künftig noch besser ausnutzt. Dies bedeutet, dass die Algenbiomasse nicht im gleichen Mass wie die Phosphorkonzentration absinken wird.

Die Modellrechnungen (S.51 und S.54) ergeben

- eine Konzentration zwischen 7.9 und 11 mg/m³ Phosphor im See nach einigen Jahren bei einer konstant angenommenen P-Fracht von 195 t/a (siehe Zuflussuntersuchung 1996/97),
- eine grosse Wirkung der Veränderung der Phosphorzufuhr auf den Sauerstoffgehalt des Sees
- eine geringere Wirkung der Wasserführung der Zuflüsse, der Zirkulation des Seewasserkörpers und der Einschichtungstiefe des Alpenrheins auf den Sauerstoffgehalt des Sees in absteigender Reihenfolge.

Die tolerierbare Phosphorfracht ist hauptsächlich abhängig von der Zielsetzung, mindestens 4 mg/l Sauerstoff 1 m über Grund zu erhalten, wobei dieser Wert auch in einer Folge von Jahren mit ungünstiger Zirkulation, nicht unterschritten werden darf.

Sie hängt aber auch von weiteren Faktoren ab, wie:

- der Ausnutzung des Phosphors (mögliche Reaktion des Planktons zufolge Artenverschiebung);
- des mittleren Abflusses von ca. 11 km^3 pro Jahr;
- der Niederschlagscharakteristik im Einzugsgebiet durch Klimaänderung.

Die Einschleppung fremder Tier- und Pflanzenarten kann sehr kritisch sein und sogar eine Neukalibrierung des Zweiboxmodells notwendig machen. Im schlimmsten Fall wird sogar eine neue Systemanalyse notwendig, d.h. die ganze Arbeit wäre eventuell zu wiederholen. Ferner spielt die um zirka 10 Jahre verzögerte Reaktion des Sediments eine Rolle.

Die wesentlichen Aussagen dieser Studie können wie folgt zusammengefasst werden:

- Der derzeitige Trend der Klimaentwicklung lässt künftig eine Reihe von aufeinander folgenden Jahren mit unvollständiger Zirkulation im Bodensee eher wahrscheinlich werden als früher.
- Die Sauerstoffversorgung des grundnahen Wasserkörpers mit mindestens 4 mg/l , auch bei schlechter Durchmischung des Sees kann nach heutigen Erkenntnissen langfristig nur dann gesichert werden, wenn die Phosphorkonzentration im Freiwasser des Sees auf ca. 10 mg/m^3 abgesenkt wird.
- Unter der Bedingung, dass die Phosphorbelastung des Sees aus Abwassereinleitungen und diffusen Austrägen aus dem ländlichen Areal längerfristig auf dem Belastungsniveau von 1997 (ca. 195 t/Jahr) gehalten wird, kann eine Konzentration von ca. 10 mg/m^3 im Freiwasser gemäss Modellberechnung erreicht werden.

Die angegebenen Werte haben so lange Bestand, wie sich die Randbedingungen nicht wesentlich ändern. Diese Randbedingungen hängen von der Entwicklung des Planktons, des Benthos und des Klimas ab. Zudem können sich langfristig auch die Nutzungsanforderungen an den See verändern. Es ist zu prüfen, wie und unter welchen Rahmenbedingungen ein Anstieg der Phosphorbelastung während niederschlagsreicherer Jahre mit höheren Austrägen aus dem ländlichen Areal oder eine höhere abwasserbedingte Phosphorbelastung des Sees als Folge der Bevölkerungsentwicklung und des Wirtschaftswachstums im Einzugsgebiet verhindert werden kann.

3. Abstract (F/E)

Résumé

La charge en phosphore tolérable pour le lac de Constance (partie supérieure)

Le modèle d'évaluation de la charge en phosphore tolérable dans la partie supérieure du lac de Constance a été adapté à l'état du lac en 1995-97, conformément à la résolution de la 44^e séance de la Commission. Les résultats ne sont pas transposables à la partie inférieure du lac de Constance. Pour cette partie, une étude séparée serait nécessaire.

Le travail a eu pour but d'estimer la charge en phosphore tolérable dans le lac de Constance (partie supérieure) qui permette en particulier de ne pas passer en dessous de 4 mg/l pour l'oxygène un mètre au-dessus du fond, afin d'éviter la mobilisation du phosphore des sédiments lacustres. Les approches suivantes ont été utilisées : analyse des situations critiques du passé, modèle des deux boîtes et modèle de simulation dynamique.

Comme base de données, cette étude a fait appel à la recherche sur les apports d'eau de 1996/97 et aux analyses régulières de l'eau du lac par la Commission internationale de protection des eaux du lac de Constance (IGKB). Les données ont été complétées en 1995-1997 par une campagne intensive supplémentaire de mesures, menée par l'Institut de recherche sur les lacs de l'Agence de protection de l'environnement du Bade-Wurtemberg à Langenargen (ISF). Ces mesures ont porté sur les eaux libres et ont inclus la détermination de la production primaire et de la sédimentation.

Sur la base de ces données, les calculs suivants ont été effectués :

- données caractéristiques d'une année physique moyenne du lac ;
- fréquence du mélange des eaux du lac ;
- intensité du mélange ;
- profondeur de pénétration des eaux du Rhin dans le lac ;
- échange gazeux d'oxygène ;
- absorption de la lumière par les algues ;
- production primaire annuelle ;
- localisation des thermoclines et des chimoclines dans le lac ;
- variation à long terme des concentrations de phosphore et d'oxygène.

En outre, les aspects suivants ont été pris en compte :

- Les eaux du lac de Constance ne se mélangent pas toujours. Il peut y avoir jusqu'à quatre années consécutives sans circulation véritablement complète. Cependant, la circulation dure habituellement plus d'un mois.
- Une crue du Rhin peut provoquer un courant de fond jusqu'en juin. Elle contribue à l'approvisionnement estival en oxygène et à la déstabilisation de la masse liquide l'hiver suivant.
- L'échange spécifique d'oxygène à la surface du lac de Constance est environ deux fois plus grand que dans de petits lacs à cause de la grande surface frappée par le vent. Cette valeur peut maintenant être déterminée avec plus de précision en raison de l'activité réduite des algues.

On a pu établir une relation significative entre le flux de phosphore dans les sédiments et la stratification de phosphore dans le lac, d'une part, et la teneur en phosphore du lac, d'autre part. Le modèle des deux boîtes a été spécialement développé pour cela. Il permet d'estimer des données non disponibles comme les teneurs en substances de la couche supérieure des sédiments ou la teneur en phosphore du lac les années passées ou futures. A l'aide de la concen-

tration en phosphore total du lac et des apports d'eau, ce modèle permet aussi de pronostiquer l'apport annuel de P des prochaines années.

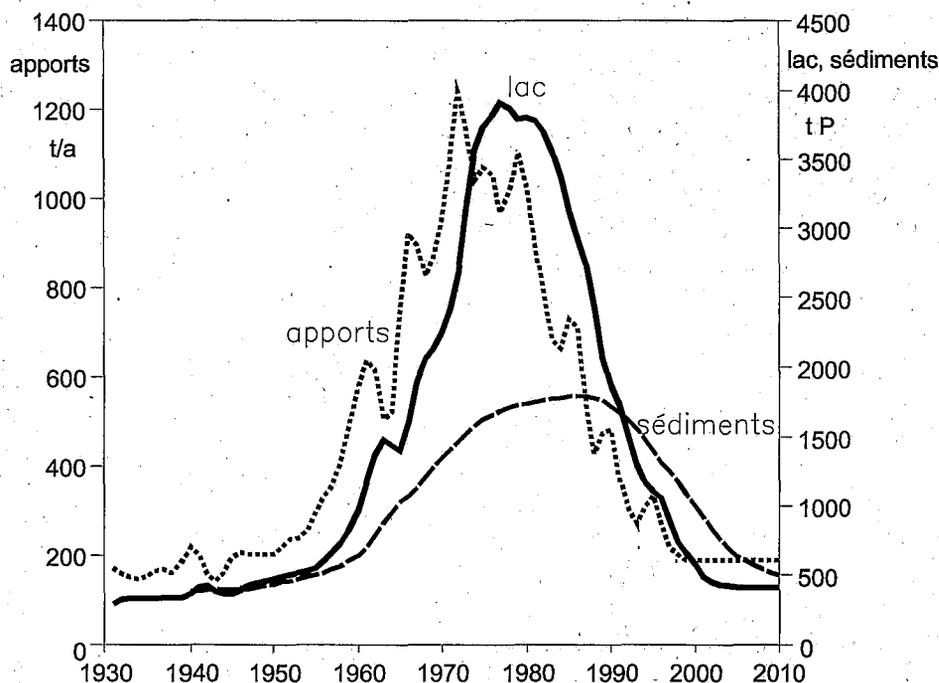


Fig. 1 : Résultats du modèle des deux boîtes : phosphore dans les apports, le lac et les sédiments. Seuls les composés phosphorés biologiquement actifs sont représentés.

Comme le montre la fig. 1, la teneur maximale en P a été atteinte au début des années septante. Le lac supérieur a montré son maximum avec 5 à 6 ans de retard ; les sédiments ont suivi une dizaine d'années plus tard (jusqu'en 1990). La raison est à rechercher dans le volume du lac, qui atténue les différents pics de pollution, et dans la dynamique lente des sédiments. Les prévisions indiquent que les sédiments n'auront pas encore « oublié » l'eutrophisation en 2010 et constituent ainsi la mémoire principale du passé.

L'abaissement de la concentration de phosphore a permis à certaines relations jusqu'ici bien cachées de gagner en importance. Auparavant, la décomposition de la biomasse était la principale responsable de la disparition de l'oxygène dans les eaux profondes. Aujourd'hui, d'autres facteurs doivent être pris en compte pour ce processus (sédiments, apports et déversements directs d'eaux usées épurées). Un autre effet de la réduction de la teneur en phosphore est que l'oxygène de l'épilimnion est maintenant davantage influencé par les variations de température atmosphérique que par la production d'algues et la décomposition. La modification du cycle de l'oxygène dans le lac confirme la diminution de la production. Les calculs par la méthode du ^{14}C ont montré que la production d'algues a diminué d'environ 40% depuis 1991 (avec une variation annuelle d'environ 30%). Il est probable que la réduction de P permettra au phytoplancton d'utiliser encore mieux ce nutriment à l'avenir. Cela signifie que la biomasse des algues ne diminuera pas proportionnellement à la concentration de phosphore.

Les calculs du modèle (p.51 et p.54) donnent :

- une concentration de phosphore lacustre comprise entre 7,9 et 11 mg/m³ après quelques années pour une charge constante de P de 195 t/a (cf. étude des apports 1996/97) ;
- un grand effet de la modification des apports de phosphore sur la teneur en oxygène ;
- un effet plus faible sur la teneur en oxygène du lac, par ordre décroissant, des apports d'eau, de la circulation des masses liquides et de la profondeur de pénétration des eaux du Rhin.

La teneur tolérable de phosphore dépend principalement de l'objectif de ne pas passer au-dessous de 4 mg/l d'oxygène à 1 m du fond même lors d'une série d'années à faible circulation.

Mais elle dépend également de la modification d'autres facteurs comme :

- l'utilisation du phosphore (réaction possible du plancton qui modifie sa composition spécifique) ;
- le débit moyen d'environ 11 km^3 par an ;
- les précipitations caractéristiques du bassin-versant en cas de modification climatique.

L'introduction d'espèces animales et végétales étrangères peut être très problématique et même nécessiter un nouvel étalonnage du modèle des deux boîtes. Dans le pire des cas, une nouvelle analyse du système sera même nécessaire, c.-à-d. que tout le travail devrait être refait. Enfin, la réaction des sédiments avec un retard de 10 ans joue aussi un rôle.

Les conclusions essentielles de cette étude peuvent être résumées ainsi :

- La tendance climatique actuelle augmente la probabilité d'années consécutives avec une circulation partielle dans le lac de Constance.
- D'après les connaissances actuelles, en cas de mauvais mélange des eaux, une teneur en oxygène d'au moins 4 mg/l ne peut être garantie à long terme que si la concentration de phosphore dans les eaux libres du lac est abaissée à environ 10 mg/m^3 .
- Si la pollution du lac en phosphore par le déversement des eaux usées et les apports diffus des terres agricoles reste à plus long terme au niveau de pollution de 1997 (environ 200 t/an), le modèle de calcul permet d'escompter une concentration de P d'environ 10 mg/m^3 dans les eaux libres.

Les valeurs indiquées ne peuvent se maintenir que si les conditions générales ne sont pas sensiblement modifiées. Ces conditions générales dépendent de l'évolution du plancton, du benthos et du climat. En outre, les modes d'exploitation du lac peuvent aussi changer à long terme. Il faut examiner comment et à quelles conditions il est possible d'empêcher une élévation de la teneur en phosphore du lac due à des apports supérieurs venant des terres agricoles lors d'années pluvieuses ou à l'augmentation de la pollution des eaux usées due à la croissance démographique et économique dans le bassin-versant.

Summary

Tolerable Phosphorus Load for Lake Constance (upper part)

In accordance with the resolution passed at the 44th Meeting of the Commission, the model for estimating the acceptable phosphorus load for the Upper Lake of Constance (Bodensee-Obersee) has been adapted to the condition of the Upper Lake in 1995-97. The findings are not applicable to the Lower Lake, which would require separate analysis.

The aim of the work was to determine the phosphorus load for the Upper Lake of Constance compatible with maintaining an oxygen concentration of 4 mg/l one meter above the lake floor, this being the minimum required to avoid surplus phosphorus release from the bottom of the lake. This was done using the following approaches: evaluation of critical lake conditions in the past, a two-box model and a dynamic simulation model.

The data on which this work was based came from the 1996/97 runoff study, and regular analyses of the lake water made by the International Water Protection Commission for Lake Constance (IGKB). The range of data was completed by an intensive measurement campaign in open water, carried out in 1995-1997 by the Institute for Lake Research (ISF) of the Baden-Württemberg Environmental Protection Agency in Langenargen, that included the determination of primary production and sedimentation.

The following statistics were compiled using these data:

- Characteristic data of an average physical lake year
- Overturn frequency of the lake
- Mixing intensities
- Interflow depths of the Alpine Rhine in Lake Constance
- Oxygen gas exchange
- Absorption of light by algae
- Annual primary production
- Position of the thermocline and chemocline in the lake
- Long-term development of the phosphorus and oxygen concentrations.

In addition, the following aspects were taken into account:

- The mixing behaviour of Lake Constance is inconsistent. Four consecutive years can elapse before really complete overturn occurs. However, turnover usually takes more than a month.
- Until June, Alpine Rhine spate can plunge to extreme depths. There it contributes to the oxygen supply in summer and to the destabilisation of the body of water the following winter.
- The specific exchange of oxygen at the water surface of Lake Constance is approximately twice as great as in the case of small lakes, due to the large wind fetch. A more precise determination of this figure is now possible thanks to the reduction in algae activity.

It has been possible to relate the volume of phosphorus in the lake to the flow of phosphorus into the sediment and the stratification of phosphorus. The two-box model has been re-developed. This made it possible to estimate non-available data, such as the amounts of substances in the topmost layer of sediment or the phosphorus content in the lake in past and future years. By taking into account the total concentration of phosphorus in the lake, and the flow of water, the two-box model can be used to make predictions about the annual inflow of phosphorus over the next few years.

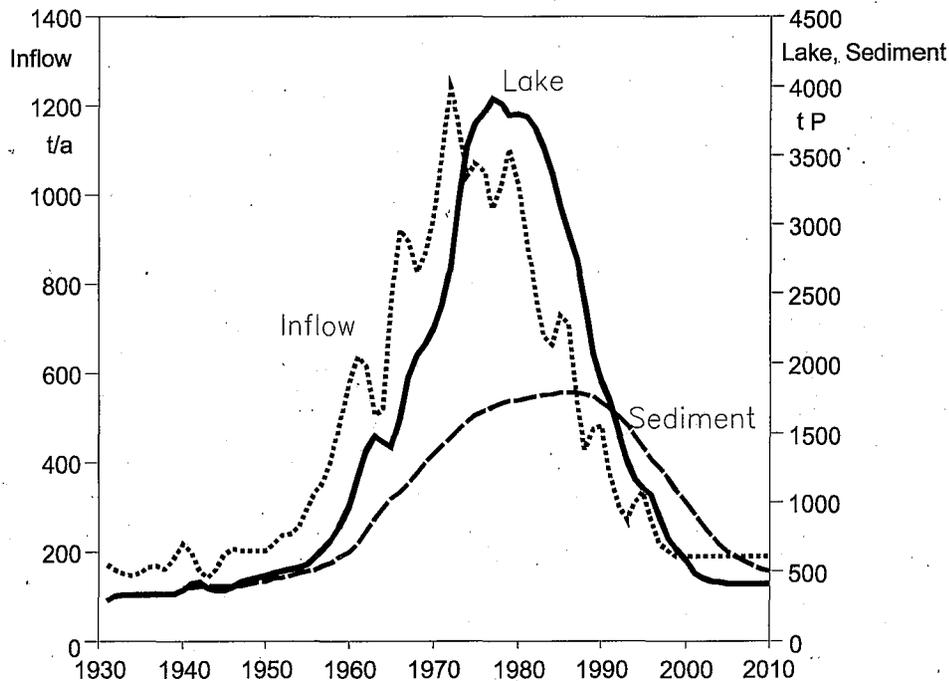


Fig. 1: Results of the two-box model: phosphorus in inflow, lake and sediment; only the biologically active phosphorus components have been selected for the graph.

As can be seen in Fig.1, the maximum P-load occurred at the beginning of the 1970s. There was a delay of 5 to 6 years before the Upper Lake reached its maximum and a further 10 years delay (until 1990) before the sediment followed suit. The cause of this is the volume of the lake, which moderates the individual load peaks, and the slow dynamics of the sediment. It is predicted that even in 2010 the sediment will not have "forgotten" the eutrophication phase and will then represent the most important reminder of past times.

The drop in the concentration of phosphorus means that previously hidden correlations in the lake have gained in importance. Although decomposition of the biomass produced in the lake used to be the prime cause for the disappearance of oxygen in deep water, nowadays other factors must increasingly be taken into consideration to explain this process (sediment, inflow and direct introduction of purified effluent). Another consequence of the lower concentration of phosphorus is the fact that oxygen in the epilimnion is now governed more by atmospheric temperature fluctuations than by algae production and decomposition. The change in the oxygen process in the lake confirms the decline in production. Calculations using the ^{14}C method showed that algae production has dropped by approximately 40% since 1991 (with an annual variation of approximately 30%). As a consequence of the decline in phosphorus it is probable that the phytoplankton will utilise this nutrient even better in future. This in turn means that the algae biomass will not drop at the same rate as the concentration of phosphorus.

Model calculations (p.51 and p.54) show:

- a concentration of between 7.9 and 11 mg/m³ of phosphorus in the lake after a few years, assuming a constant P-load of 195 t/a (see the 1996/97 inflow study);
- the change in the phosphorus supply having a big effect on the oxygen content of the lake;
- a lesser effect on the oxygen content in the lake caused by the flow of water, circulation of the body of water in the lake and the stratification depth reached by the Alpine Rhine after plunging into Lake Constance (in descending order).

The phosphorus load that is acceptable is governed mainly by the objective of maintaining 4 mg/l of oxygen 1 m above the lake floor, with no dropping below this value even during a succession of years with unfavourable turnover.

However, it is also dependent on changes in other factors, such as:

- the utilisation of phosphorus (possible plankton reaction as a result of changes in species.)
- the mean discharge of approximately 11 km^3 per year.
- the characteristic precipitation in the catchment area as a result of any change in climate.

Introduction of alien animal and plant species can be very critical and may even make it necessary to re-design the two-box model. In the worst case a new analysis of the system will be necessary, i.e. the entire work might possibly have to be repeated.

Another important factor is the delay of approximately 10 years in the reaction of the sediment.

The crucial findings in this study can be summarised as follows:

- The current trend in climate development increases the future probability of a series of consecutive years in which there is turnover in Lake Constance.
- As far as is now known, with poor mixing of the lake water the long-term oxygen supply of at least 4 mg/l of water close to the lake floor can only be assured if the concentration of phosphorus in the open water of the lake is reduced to approximately 10 mg/m^3 .
- If the phosphorus load from sewage and non point discharges is kept on the level of 1997 (approx. 195 t/year), a concentration can be achieved of approx. $10 \text{ mg/m}^3 \text{ P}$ in the pelagic zone.

The values indicated will remain valid as long as there is no crucial change in the boundary conditions. These depend on the development of the plankton, benthos and climate. Additionally, in the long-term there may be changes in the demands placed on the lake by its use. We must investigate how and under what circumstances we can prevent a rise in the phosphorus load during years with high precipitation and greater discharge from rural areas, or how we can prevent a higher phosphorus load in the lake caused by effluent as a result of population growth and economic growth in the catchment area.

4. Spezielle Limnologie des Bodensees

Aus der Limnologie des Bodensees werden hier nur Probleme behandelt, die einen Einfluss auf die Modellbildung haben. Für eine umfassendere Darstellung sei auf den grünen IGKB Bericht Nr. 9 sowie den Bericht Nr. 48 (Rossknecht 1998) verwiesen, wo auch Hinweise zu allgemeinerer Literatur zu finden sind.

4.1. Die Zufuhr von Phosphor in den Bodensee 1996 und 1997

Der Eintrag von Phosphor in den See durch Zuflüsse wurde letztmals 1996/97 erhoben (IGKB Nr. 53). Daraus wurden die Daten in Tab.1 entnommen:

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

| | P ohne Flussschwebstoffe [t] | | | | |
|--------------------------|------------------------------|---------|---------|-------|-------|
| | 1971/72 | 1978/79 | 1985/86 | 1996 | 1997 |
| untersuchte Flüsse | 605 | 853 | 437 | 117.8 | 125.6 |
| untersuchte ARA..... | 231 | 112 | 53 | 34.9 | 30.0 |
| restliches Abwasser..... | 380 | 81 | 63 | 19.0 | 19.0 |
| restlicher Austrag..... | 55 | 20 | 25 | 5.3 | 5.2 |
| Niederschläge..... | 70 | 42 | 42 | 30.2 | 15.6 |
| Summe | 1341 | 1108 | 620 | 207.2 | 195.4 |

| | 1965/66 | 1967/68 | 1971/72 | 1978/79 | 1985/86 | 1996 | 1997 |
|-------------------------|---------------------|----------|---------|---------|---------|------|------|
| Zufluss km ³ | 14.7 | 12.5 | 7.4 | 11.0 | 11.5 | 9.3 | 11.0 |
| Flußschwebstoffe Mio t | | 4.7 | 1.1 | 2.6 | 2.6 | 1.0 | 1.9 |
| P { | ohne Schwebstoffe t | ca. 1100 | 1300 | 1100 | 600 | 207 | 195 |
| | in Schwebstoffen t | ca. 3100 | 2800 | 800 | 1900 | 972 | 1300 |

| Phosphorbilanz Obersee: | in den Jahren | 1985/86 | 1996 | 1997 |
|---------------------------------|---------------|---------|------|------|
| Verlust des Vorrats im See | t P..... | 210 | 162 | 52 |
| Sedimentation ohne Schwebstoffe | t P..... | 409 | 245 | 106 |
| Sedimentation Summe | t P..... | 2086 | 1217 | 1406 |

| | | | | | |
|---------------------|---------|-----|-----|-----|-----|
| anaerob verfügbar { | minimal | t P | 409 | 245 | 106 |
| | maximal | t P | 744 | 329 | 309 |

Da 1996 ein Trockenjahr war, wurde die Zuflussuntersuchung um ein Jahr verlängert. Im Sediment des Obersees wurden 1997 gesamthaft 1349 t P deponiert, davon kamen 1300 t P in Form von Schwebstoffen aus dem Einzugsgebiet. Der anaerob rücklösbare Anteil dieser Menge würde den Bodensee in einem ungünstigen Fall zusätzlich belasten. Leider lässt sich diese Grösse nur grob schätzen: Im Zeitraum des letzten Berichts (IGKB Nr.44) ergab sich ein minimaler jährlicher Zuwachs von 409 t P/Jahr (1985/86) aus der Sedimentation der Algen im See, welcher inzwischen auf 135 t P(1996), resp. 49 t P (1997) gesunken ist. Wird angenommen, dass zusätzlich 20% des Phosphors aus den Schwebstoffen aktiviert werden kann, so beziffert sich heute der Zuwachs auf ca. 300 t P, d.h. auf zirka anderthalb Jahresfrachten, die aber auch bei ungünstigsten Bedingungen nicht vollständig gelöst werden können. Dieser Vorrat wird dauernd durch frisches Sediment überdeckt und entzieht sich damit im Laufe der Jahre dem Zugriff des Wasserkörpers. Dieser Vorgang wird durch die Diagenese des Sediments verlangsamt.

Die gesenkten Zuflussfrachten sind das Resultat von Massnahmen zur Abwassersanierung und im Bereich der Landwirtschaft, d.h. einer Dauerintervention, indem die Abwässer gereinigt werden und die Landwirtschaft sich an der Gewässerreinigung beteiligt. Wenn diese Bemühungen erlahmen, werden die Einträge wieder rasch ansteigen.

4.2. Verfügbarkeit der Phosphorverbindungen für Algen

Die verschiedenen Phosphorverbindungen sind in ihrer Verfügbarkeit unterschiedlich. Im Extremfall können selbst Apatite (schwerlösliche P-Verbindungen) zugänglich werden. Dies geschieht allerdings nur unter unrealistischen Laborbedingungen. Grundsätzlich verfügbar wäre somit aller Phosphor. In einem See begrenzen aber die Zeit und das Licht (d.h. die Tiefe, vgl. Kap. 4.3.8.) die Möglichkeiten der Aufnahme. Ortho-Phosphat kann schnell und gut aufgenommen werden, wobei Bakterien ernstzunehmende Konkurrenten der Algen sind (STÖCKLI 1985, GÜDE SFB248 1998). Polyphosphate sind teilweise erst nach Aufspaltung durch extrazelluläre Phosphatasen verfügbar. Dieser Prozess dauert Minuten, wenn die Phosphatkonzentration klein ist. Partikuläre 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, 1990). 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. Diese Annahme ist identisch mit der Definition des algenverfügbaren Phosphors in den IGKB-Berichten in den Jahren 2000 (IGKB Nr. 53) und 1994 (IGKB Nr.44).

4.3. Der Zustand des Bodensees

Der Zustand des Bodensees wird hier so vereinfacht beschrieben, wie die Aussagen für das Zweibox- und das dynamische Modell gebraucht werden. Dies bedeutet hauptsächlich eine Beschränkung auf langfristige Phänomene und eine Ausklammerung aller lokalen und spezifisch biologischen Gegebenheiten. Eine ausführlichere Beschreibung der Langzeitreihen findet man in H. Rossknechts, 1998 (IGKB Nr.48), welche mit dem Jahr 1997 abschliesst, sowie in den Jahresberichten der grünen Reihe der IGKB. Im vorliegenden Bericht wurde vermehrtes Gewicht auf die Daten von 1995 bis Dezember 1998 gelegt.

4.3.1. Freiwasser

Der Zustand des Freiwassers lässt sich am einfachsten anhand der chemischen Parameter Phosphor (dem Minimumnährstoff) und dem Sauerstoffgehalt (Resultat der biologischen Reaktionen) beschreiben.

In Abb. 2 handelt es sich um volumengewichtete Mittelwerte des gesamten Phosphors im filtrierten Wasser. Die oberste Kurve beschreibt das "tiefe Hypolimnion", d.h. die Schicht zwischen 150 m und 254 m Wassertiefe, die untere Kurve die Schicht zwischen 0 bis 15m.¹ Offensichtlich änderte sich mit der Trophie hauptsächlich die Jahres-Amplitude in der Oberflächenschicht, d.h. das Phosphorminimum lag im Sommer immer unter 20 mg/m³. 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 haben. Als mögliche Folgen dieser Ursache können Artenwechsel beim Plankton oder eine direkte Wirkung des veränderten N/P-Verhältnisses vermutet werden. Die Zeitreihen zeigen auch den Umfang der Mischung des Sees. Bei einer guten vertikalen Mischung sind die Konzentrationen in der ganzen Wassersäule gleich, d.h. die drei Kurven (in Abb. 2) decken sich in dieser Phase.

Abb. 3 zeigt den langjährigen Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen. Auffallend ist das Minimum von 1972. Es wurde offensichtlich durch die schlechte Zirkulation im Frühjahr verursacht und wurde durch die mangelnde Zufuhr von Wasser aus den Zuflüssen, vor allem dem Alpenrhein (vgl. IGKB Nr. 22) noch weiter ausgebaut.

Die Abnahme der Werte von 1986 bis 1988 steht im Widerspruch zum Verlauf der Phosphor Konzentration, die eine Zunahme erwarten liesse.

Auch der Winter 1997/98 zeigte eine schlechte Durchmischung, die aber kleinere Auswirkungen hatte als 1971.

¹ Von den Begriffen Epi- und Hypolimnion wird hier Abstand genommen, da Schichten während des ganzen Jahres gemeint sind und ein Epilimnion im strengeren Sinn nur im Sommer vorhanden ist.

Sowohl für IGKB 1994, als auch für diese Arbeit, wurden die Probenahmen für den wesentlichen Zeitraum verdoppelt.

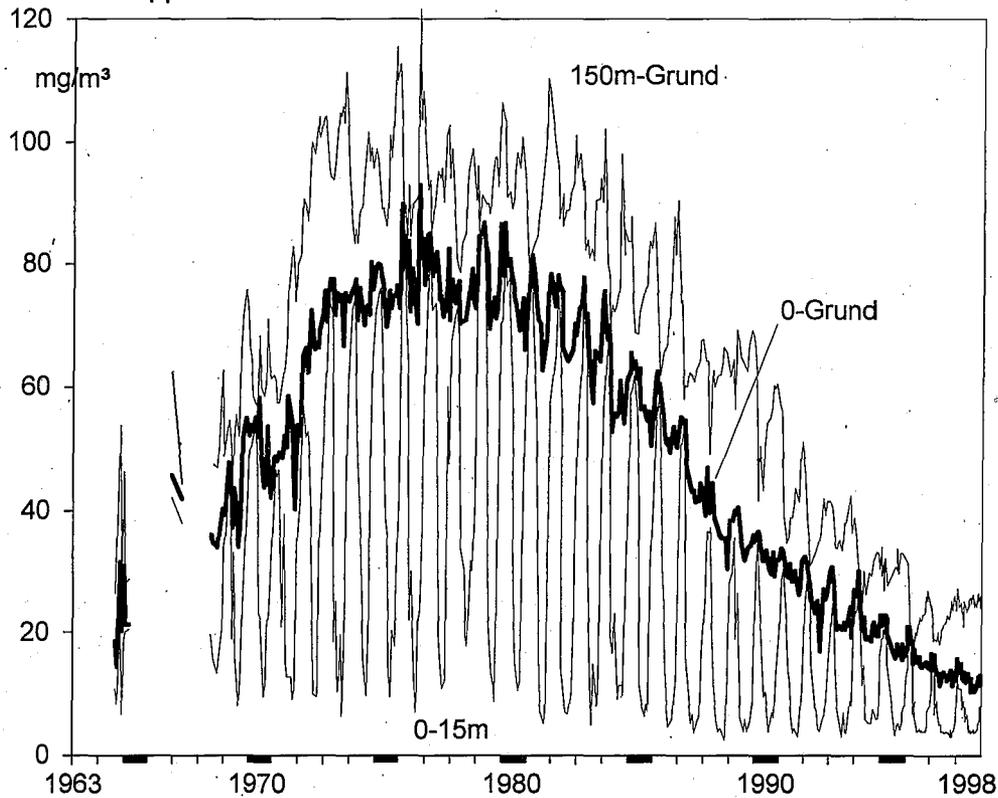


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der durchschnittlichen Konzentrationen des gesamten Phosphors im filtrierten Wasser in verschiedenen Tiefenschichten. (Volumengewichtete Mittelwerte der Station Fischbach-Uttwil)

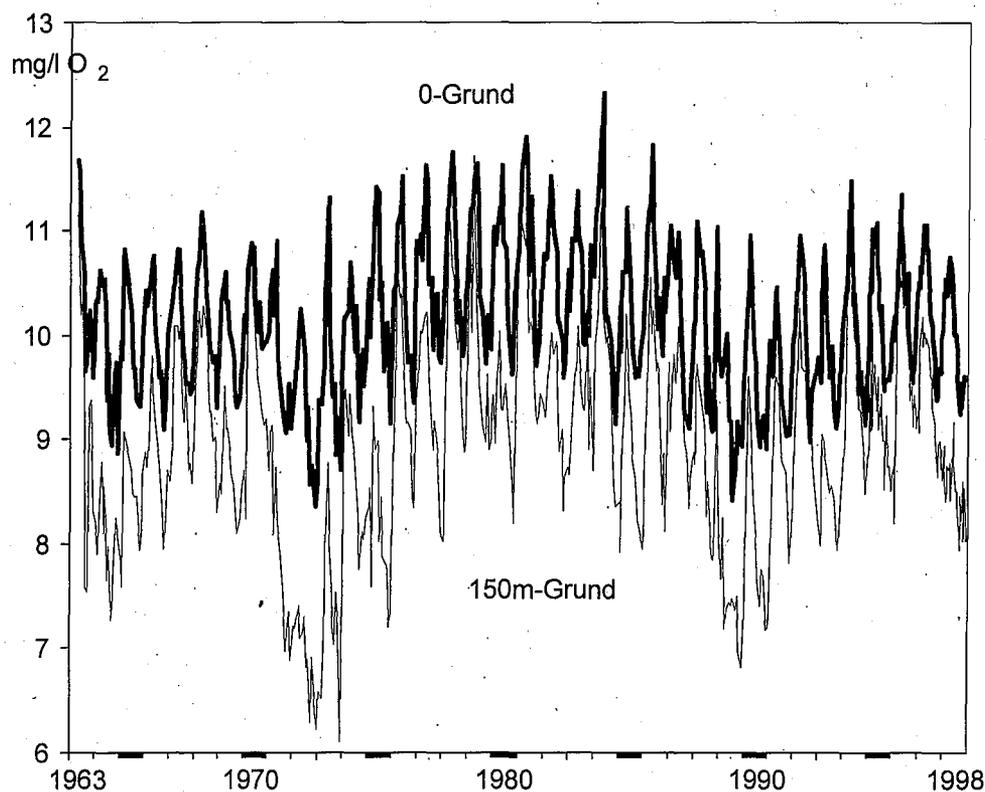


Abb. 3: Sauerstoffkonzentrationen im Bodensee (Volumengewichtete Mittelwerte der Station Fischbach-Uttwil)

4.3.2. Belüftung des Bodensees

An der Seeoberfläche werden stets Gase zwischen dem Wasser und der Luft ausgetauscht. Unter Lichteinwirkung produzieren die Algen Sauerstoff, der sich im Wasser löst. Da warmes Wasser weniger Gase lösen kann als kaltes Wasser, ist dabei die Temperatur zu berücksichtigen. 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.

Durch die Auskühlung im Winter und die Sauerstoffzehrung der Mikroben ergibt sich dann 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 in den oberen Schichten kontrolliert. Die anderen gelösten Gase wie Stickstoff und Argon haben ähnliche Abhängigkeiten der Löslichkeit von der Temperatur und zeigen einen, hauptsächlich durch die Temperatur begründeten, Konzentrationsgang. Sie tragen über ihre Partialdrucke zum Gesamtdruck der gelösten Gase bei und haben dadurch einen gewissen Einfluss auf den Sauerstoffgehalt. Die Belüftung eines Sees kann aus den Seedaten näherungsweise mit einer Differenzgleichung für den Sauerstoffinhalt des Sees berechnet werden. Das Ergebnis war aber so ungenau, dass mit einem weiteren Ansatz gearbeitet werden musste. (Eine ausführliche Darstellung ist im Anhang in Kap. 11.1.3., S. 63 zu finden.)

Die Belüftungskonstante beschreibt den Austausch der im Wasser gelösten Gase mit der Atmosphäre. Die Differenz zwischen dem aktuellen Partialdruck² und dem Sättigungsgehalt eines Gases im Wasser ist das Ungleichgewicht, welches den Gasübertritt antreibt. Da die molekularen Vorgänge recht kompliziert sind, wird dieser Prozess parametrisiert beschrieben: ein Massenfluss durch die Oberfläche pro "Sättigungsdifferenz", also muss das Mass der Belüftungskonstanten eine Geschwindigkeit sein. Der Massenfluss resultiert dann aus dem Produkt von Oberfläche [m²], Sättigungsdifferenz [gO₂/m³], Belüftungskonstante und Zeitdauer.

Tab. 2: Belüftungskonstanten des Bodensees

| | Winter Okt.-März m/d | ganzes Jahr Okt. - Sept. m/d |
|------|----------------------------|------------------------------------|
| 1992 | 0.96 | 0.94 |
| 1993 | 0.65 | 0.59 |
| 1994 | 0.87 | 1.08 |
| 1995 | 1.00 | 0.69 |
| 1996 | 0.60 | 0.64 |
| 1997 | 0.79 | 0.69 |
| 1998 | 0.58 | 0.72 |
| 1999 | 1.35 | 1.45 |

Die berechneten Werte für die Belüftungskonstanten sind in Tab. 2 dargestellt. Sie bewegen sich zwischen 0.58 und 1.45 m pro Tag. Diese Zahlen liegen im erwarteten Bereich. Für kleine Teiche beginnen sie bei 0.1 m pro Tag und erreichen im Meer Werte von mehr als 2 m pro Tag. Selbstverständlich können z.B. im Rheinfallbecken 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. Zufließendes Flusswasser wurde in diesem Rechenansatz vernachlässigt. Der zugehörige Fehler ist kleiner als 20%.

Die Rechnung liefert nur für Zeiten sinnvolle Resultate, in denen die physikalischen Vorgänge gegenüber den Bioproduktions- und Respirationsprozessen dominieren. Bei mesotrophen Verhältnissen dauert diese Periode nur von Januar bis März. Inzwischen ist es möglich, den Sauerstoffaustausch für das ganze Jahr zu berechnen, was darauf schliessen lässt, dass sich die Biodynamik im See verkleinert hat.

² um die chemische Aktivität korrigiert, der "Fugazität"

4.3.3. Mischung des Wasserkörpers

4.3.3.1. Vertikale Mischung im See

Das Mischungsverhalten des Sees lässt sich grob mit einer Sommerstagnation und einer vertikalen Winterzirkulation beschreiben. Bei einer genaueren Betrachtung mischt der See zu jeder Zeit und an jedem Ort, nur sind die Intensitäten recht verschieden. Da aber der See im Modell nur in mehr als meterstarken 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 Gleichungen für molekulare Diffusion überein und wird Wirbel- oder Eddy-Diffusion genannt. Mit dem im IGKB-Bericht Nr. 44. im Detail beschriebenen Verfahren, wurde für die neue Periode von 1992 bis 1998 gemittelt. Hieraus wurden nochmals die Eddy – Diffusionskoeffizienten bestimmt.

Tab. 3: Eddydiffusionskoeffizienten im zeitlich gemittelten Bodensee-Obersee
 K_z cm²/s

| m | 10.April | 11. Mai | 10. Juni | 11. Juli | 10. Aug. | 9. Sept. |
|-------|----------|---------|----------|----------|----------|----------|
| 0-7.5 | 4.52 | 1.07 | 0.57 | 0.60 | 0.34 | 0.34 |
| 10 | 4.49 | 0.67 | 0.30 | 0.13 | 0.08 | 0.20 |
| 15 | 3.37 | 0.77 | 0.25 | 0.10 | 0.10 | 0.14 |
| 20 | 3.79 | 0.82 | 0.22 | 0.09 | 0.13 | 0.14 |
| 30 | 7.77 | 0.66 | 0.32 | 0.18 | 0.18 | 0.12 |
| 50 | 5.11 | 0.84 | 0.45 | 0.27 | 0.14 | 0.08 |
| 100 | 3.22 | 1.72 | 1.73 | 1.02 | 0.54 | 0.59 |
| 150 | 2.62 | 3.48 | 3.31 | 2.14 | 1.25 | 0.50 |
| 200 | 4.27 | 8.36 | 7.47 | 4.42 | 2.56 | 2.15 |

Die Werte in Tab. 3 stimmen recht gut mit den entsprechenden Eddydiffusionswerten in Bericht (IGKB Nr.44, Tab. 8) überein, wobei hier aber das Metalimnion in Erscheinung tritt. Die real vorhandenen Minimalwerte sind aber mit Sicherheit noch niedriger anzusetzen und die epilimnischen Werte höher. Mit der Bildung der Mittelwerte steigert sich die Genauigkeit der Basiswerte, aber gleichzeitig wird damit das jeweils real im See vorhandene Muster unschärfer.

4.3.3.2. Vertikale Zirkulation des Bodensees

Aus Abbildung 4 geht hervor, dass die Zirkulation im Bodensee längst nicht immer zuverlässig und vollständig war. In den Jahren mit fehlenden Balken war die Mischung nur unvollständig. Die Mischung lässt sich aus der Temperatur ableiten. Wenn der See homotherm ist ($\partial T / \partial z \leq 0.5^\circ C / 250m$), kann eine Mischung stattfinden, da dann die Stabilität klein ist. Ob sie auch tatsächlich stattfand, kann aus dem Dichtegradienten³ ($\partial D / \partial z \leq 40mgm^{-4}$) hergeleitet werden. Die Durchmischung war im Frühjahr 1996 tatsächlich sehr gut, liess hingegen in den Jahren 1997 und vor allem 1998 zu wünschen übrig. In den "Grünen" Berichten der IGKB ist seit 1993 die Mischung beschrieben (IGKB 1976 ff).

In der Zeit von 1994 bis 1998 (der Eichperiode des dynamischen Modells), ist die Zirkulation nur scheinbar schlechter geworden (Abb. 2 bis 4). Die Unterschiede zwischen den mittleren Gehalten des Sees und des Hypolimnions waren in den 80er Jahren als Absolutwerte etwa gleich wie heute. Daraus darf geschlossen werden, dass die Abbauvorgänge des Sediments, das im Sommer abgesetzt wurde, im Frühjahr noch nicht vollständig abgeschlossen sind (d.h. rCS und rPS (Tab.8) sind klein (<0.01/d)).

³ sowohl der maximale Temperaturgradient als auch der maximale Dichtegradient wurden dem Verhalten des Bodensees angepasst.

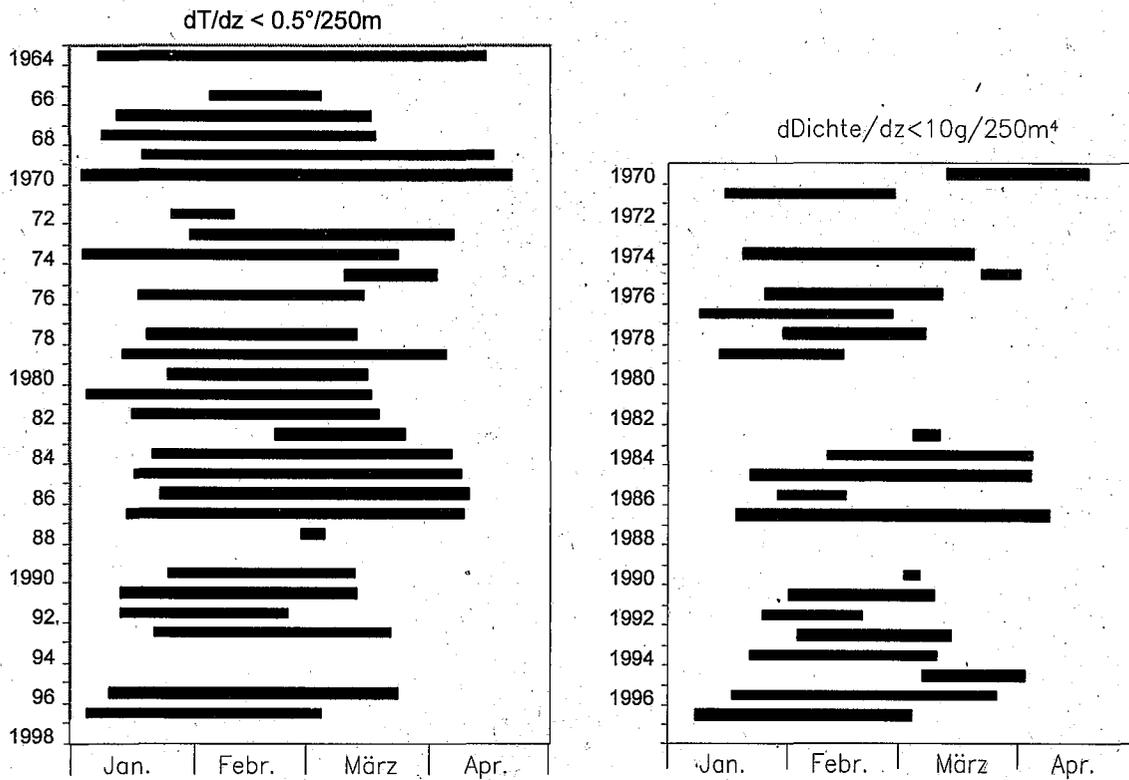


Abb. 4: Mischungszeiten im Bodensee linke Seite Zeiten mit Homothermie, rechte Seite Tage mit sehr kleinen Dichtegradienten.
 Eine weitere Abbildung (Abb.5)⁴ zeigt die direkten Auswirkungen von Ereignissen mit starker vertikaler Zirkulation ("Vollzirkulation"): Es handelt sich um den zeitlichen Verlauf der mittleren Temperatur unterhalb 150m Tiefe.

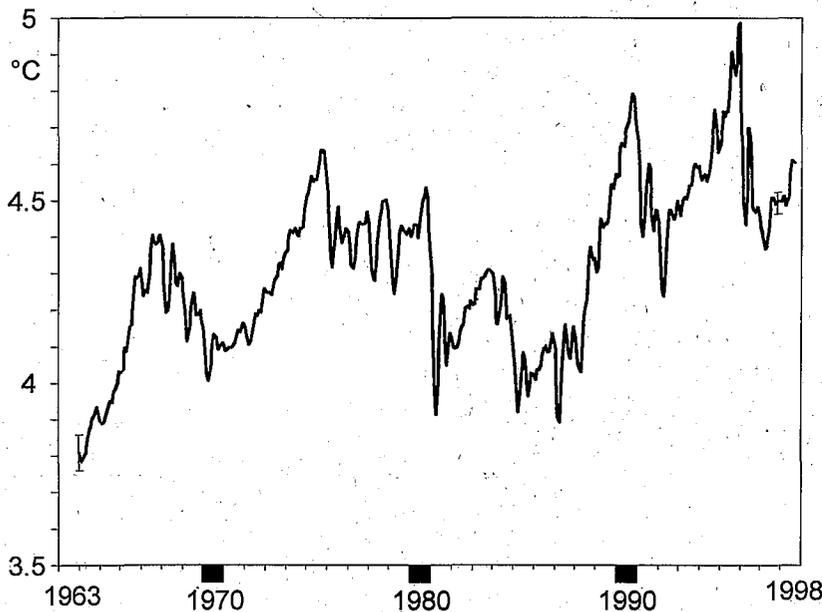


Abb. 5: Temperatur in der Schicht grösser als 150m Tiefe des Bodensees

Die Temperatur startet bei 3.7 Grad, was der Temperatur bei grösster Dichte unter dem Druck in 114 m Tiefe⁵ entspricht (Formeln: Chen 1986), klettert über Jahre in die Höhe und sinkt dann

⁴ vgl. Abb. 2 in H.Rosknecht 1998 (IGKB Nr. 48)

⁵ Die Temperatur grösster Dichte in grösster Tiefe beträgt 3.42°C mit Dichte: 1.0014138g/cm³. Am 18.Apr.1963 wurden in 250m 3.4°C gemessen.

rasch. Dieses Muster wiederholt sich nach einiger Zeit. Das sprunghafte Sinken der Temperatur bedeutet Vollzirkulation, der Anstieg hat verschiedene Ursachen⁶. Die gute Mischung 1996 ist dokumentiert durch einen der steilen Abfälle. Die sichere jährliche Mischung ist nicht notwendigerweise mit einer erhöhten Temperatur verknüpft, aber sie hilft.

Am 18. April 1963 zeigte der Bodensee einen äusserst stabilen Zustand: In den Tiefen grösser als 100 m hatte das Wasser überall die Temperatur grösster Dichte⁷ angenommen. (dies ist der stabilste mögliche Zustand dieser Schicht des Sees). Diese Bedingungen wurden durch die Seegfrörne hervorgerufen und hatten drastische Konsequenzen für den Sauerstoffgehalt in den Folgejahren. Wie dieser Zustand seintern zustande kam, ist Gegenstand der heutigen Forschung. Dieser Zustand wurde bis heute nie mehr gefunden.

4.3.3.3. Einschichtung von Flüssen im Bodensee

Der Bodensee ist mit seiner internen Mischung ein Spezialfall, dadurch dass sich die kalten Zuflüsse Alpenrhein und die Bregenzerach in längeren Zeitspannen während des Jahres tief im See einschichten und dort die Wasserqualität positiv beeinflussen (Lit.). Aus den Daten der letzten Zuflussuntersuchung (IGKB Nr. 43) wurde aus Temperatur, Leitfähigkeit und ungelösten Stoffen die Dichte berechnet. Daraus wurde eine um die Leitfähigkeit korrigierte Wassertemperatur ermittelt, bei der sich das unvermischte Wasser⁸ gemäss seiner Dichte einschichten würde. Mit dem Temperaturprofil wurde schliesslich die Einschichtungstiefe hergeleitet.

Die benutzte Formel ist:

$$\text{Temperatur} = 3.98 + 382.09 \cdot \sqrt{.999973 - \text{Dichte} + 0.00000064 \cdot \text{Leitf}} \quad [1]$$

Sie liefert die Temperatur aus Wasser-Dichte (g/ml) und elektrische Leitfähigkeit (in $\mu\text{S/cm}$) mit einem Fehler von ± 0.5 Grad für mehr als 4°C .

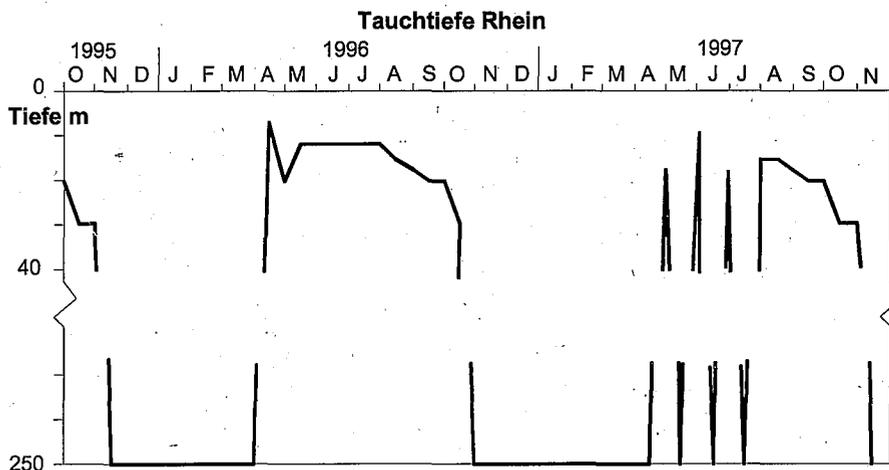


Abb. 6: Berechnete Eintauchtiefe des Alpenrheins

Aus Abbildung 6 folgt, dass der Alpenrhein bis zum April in die grösste Tiefe fliesst. Hochwasser im Juni kann auch noch bis ganz nach unten gehen. Juli-Hochwasser schichten im Metalimnion ein, wie auch das Wasser bei kleinerer Wasserführung. Alles Zuflusswasser ab Mitte Oktober ist wieder dichter als das dichteste Seewasser und wird daher dem Boden entlang nach unten fließen. Dabei setzen sich die ungelösten Stoffe graduell ab, womit das Flusswasser einen Teil seiner Dichte verliert. Damit befindet es sich in einer Tiefe, die nicht der Umgebungsdichte entspricht und wird sich daher mit Seewasser mischen. Die zusätzlich eingebrachte Wärme-

⁶ Die Steigerung der Temperatur stammt ausser dem Beitrag der Advektion und Diffusion auch aus der Verbrennungswärme der organischen Substanz am Seeboden sowie aus der Erdwärme.

⁷ und damit jeweils die grösste Dichte (mit Berücksichtigung der Kompression durch das überstehende Wasser

⁸ Erfahrungsgemäss mischt sich der Randbereich des einströmenden Wassers recht gut und rasch in den See ein, während sich der Zentralbereich konservativ verhält.

menge war sehr gross. Da die Wahrscheinlichkeit für eine Totalzirkulation im nächsten Winter mit einer erhöhten Wassertemperatur über Grund steigt, ist dieser Eintrag günstig für den See. Im Genfersee sind die tauchenden Wassermassen der Rhone geringer und er mischt dementsprechend weniger häufig.

Die Temperatur des Alpenrheins wurde gegenüber dem natürlichen Verlauf durch die Rückgabe von Wasser aus Hochspeichern verändert. Laufkraftwerke verlängern die Aufenthaltszeit des Wassers im Flussbett und erwärmen das Wasser im Sommer. Hochspeicher liefern kühleres Wasser. Beide Eingriffe verändern daher die jeweilige Tauchtiefe.

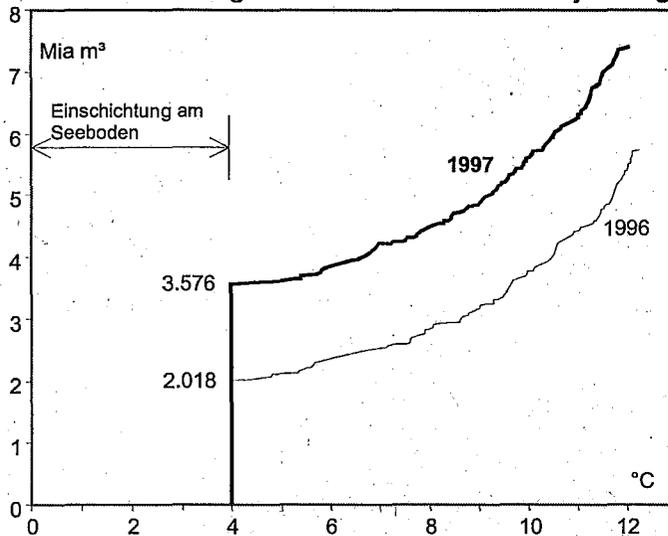


Abb. 7 : Kumulative Wassermenge des Alpenrheins vs. Einschichtungstemperatur

Die Wassermassen, die nach den gemessenen Zuflussbedingungen dem Seeboden entlang streichen würden, fallen in beiden Abflussjahren mit $2.0 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ 1996 und $3.6 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ 1997 erwartungsgemäss verschieden aus. (Die Temperaturen im Jahre 1997 mussten durch Messungen in Diepoldsau ergänzt werden.) Diesen Wassermengen entspricht das Seebecken von 252.5 bis 191.2 m resp. 170.6 m Tiefe (mit dem eingemischten Seewasser, entsprechend mehr), welches mit sauerstoffreichem Alpenrhein-Wasser versorgt würde. Eine genauere Analyse liesse sich mit dem mathematischen Einstrommodell der Firma Hydromod vornehmen.

Der Mechanismus der vertikalen Mischung ist damit allerdings noch nicht vollständig beschrieben, liefern doch interne Seeströmungen aus dem auskühlenden Litoral noch einen wesentlichen Teil des erneuerten Tiefenwassers (Hollan 1999,2001).

4.3.4. Sedimentation

Wie schon in IGKB-Bericht Nr.44 erwähnt, ist die Sedimentationsgeschwindigkeit der empfindlichste Parameter im Computermodell. Daher ist einiger Aufwand gerechtfertigt, um diesen Parameter möglichst gut in den Griff zu bekommen.

Die Sedimentationsmessungen wurden durch das ISF-Langenargen durchgeführt (Güde et al. 1996). Die Zusammenstellung der einzelnen Parameter erfolgt in Tab. 4.

Die Sedimentationsmessungen wurden am 5. April 1995 begonnen und endeten am 18. Dezember 1996. Die vielfältigen Sedimentfallenprobleme sind bekannt: so können Sedimentfallen, wenn sie entfernt der Amphidromie (Drehzentrum) der internen Grundschiwung⁹ des Sees exponiert werden, ein Vielfaches der normalen Menge sammeln (Bloesch 1986). In Bodennähe sammeln sie auch resuspendiertes Material. Diese beiden Probleme wurden dadurch vermindert, dass die Fallen an der tiefsten Stelle (Fischbach - Uttwil) und in mindestens 12.5 m Entfernung vom Seeboden aufgehängt wurden. Eine weitere Schwierigkeit betrifft die Veränderung des Materials in den Fallen während der Expositionszeit, die nur durch häufigen Wechsel der

⁹ Nach einer mündl. Mitt. 1999 von E. Bäuerle, spielen beim Bodensee die niedrigeren Modi der internen Seiches nur eine untergeordnete Rolle.

Fallen minimiert werden kann. Die Fallenwechsel waren im Sommer wöchentlich, im Winter vierzehntäglich und befinden sich damit im empfohlenen Rahmen der Literatur (Bloesch & Burns 1980).

Die partikulären Parameter stammen aus den (teilweise zusätzlichen) Untersuchungen des Sees. Beim Kalzit handelt es sich um eine berechnete Grösse, die nur annähernd das Geschehen im See beschreibt. Übersättigungen von 300% können so stabil sein, dass keine Kalzitkristalle vorhanden sind, rechnerisch werden sie aber dennoch ausgewiesen. Sie liefern einen Schätzwert für eine mögliche Sedimentationsmenge.

Die Sedimentationsmengen sind, im Vergleich zum Vierwaldstättersee (Vitznauerbecken) eher klein (Bloesch 1993). Die Zahlen der Sedimentationsgeschwindigkeiten beschreiben den Sedimentationsverlust der Schicht oberhalb der Falle. Diese Zahl hat zwar als Dimension eine Geschwindigkeit, stammt aber aus einer Massenflussbilanz und ist nicht einmal als Drift¹⁰, geschweige denn als effektive Partikel-Geschwindigkeit interpretierbar, da beispielsweise beim organischen Kohlenstoff noch die Mineralisation eine wichtige Rolle spielt.

Tab. 4: Sedimentationsmessungen

Fischbach- Uttwil 50m

| | Canorg | Corg | Ctot | KH | N | P | Protein | TS | von | bis |
|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|----------|----------|
| alle A | g/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | mg/m ² a | mg/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | | |
| 1995 | 45.89 | 25.47 | 70.47 | 29.13 | 3608 | 824 | 31.73 | 733 | 05/04/95 | 03/04/96 |
| 1996 | 37.59 | 26.83 | 64.92 | 25.83 | 4246 | 785 | 27.69 | 666 | 01/01/96 | 01/01/97 |
| | Kalzit | POC | | | | PP | | TS | | |
| | g/m ³ a | g/m ³ a | | | | g/m ³ a | | g/m ³ a | | |
| Jahresmittel1995 | 34.85 | 31.76 | | | | 1054 | | 236.71 | 01/01/95 | 01/01/96 |
| Jahresmittel1996 | 34.32 | 34.68 | | | | 875 | | 158.81 | 01/01/96 | 01/01/97 |
| | Sed.v | Sed.v | | | | Sed.v | | Sed.v | | |
| | m/d | m/d | | | | m/d | | m/d | | |
| Jahresmittel1995 | 1.32 | 0.80 | | | | 0.78 | | 3.10 | | |
| Jahresmittel1996 | 1.10 | 0.77 | | | | 0.90 | | 4.20 | | |

Fischbach- Uttwil 240m

| | Canorg | Corg | Ctot | KH | N | P | Protein | TS | von | bis |
|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|----------|----------|
| alle B | g/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | mg/m ² a | mg/m ² a | g/m ² a | g/m ² a | | |
| 1995 | 62.44 | 30.71 | 93.15 | 32.55 | 4273 | 1184 | 37.99 | 1083 | 05/04/95 | 03/04/96 |
| 1996 | 47.24 | 33.04 | 80.28 | | 5026 | 988 | 35.56 | 920 | 01/01/96 | 01/01/97 |
| | Kalzit | POC | | | | PP | | TS | | |
| | g/m ³ a | g/m ³ a | | | | g/m ³ a | | g/m ³ a | | |
| Jahresmittel1995 | 31.10 | 27.52 | | | | 718 | | 152.85 | 01/01/95 | 01/01/96 |
| Jahresmittel1996 | 33.01 | 25.51 | | | | 712 | | 121.74 | 01/01/96 | 01/01/97 |
| | Sed.v | Sed.v | | | | Sed.v | | Sed.v | | |
| | m/d | m/d | | | | m/d | | m/d | | |
| Jahresmittel1995 | 2.01 | 1.12 | | | | 1.65 | | 7.09 | | |
| Jahresmittel1996 | 1.43 | 1.30 | | | | 1.39 | | 7.56 | | |

Für vergleichbare Kalenderjahre wurden die Frachten von 1995 mit den ersten drei Monaten von 1996 ergänzt.

Eine Sedimentationsgeschwindigkeit von 7m pro Tag ist realistisch. Im Maximum (Baikalsee) sind schon 100 m pro Tag bestimmt worden, wobei die Partikel in Flockenform "Lake snow" sedimentierten (Kipfer 1999). Im Bodensee wurden kaum Diatomeen in tiefen Schöpfproben gefangen (IGKB Bericht 39). Dies zeigt, dass diese Algen rasch sedimentieren, wenn sie aus dem Epilimnion herausgefallen sind. Für die Simulation des Epilimnions muss diese Konstante auf einen unrealistisch niedrigen Wert reduziert werden. Die Resultierende der vertikalen Strömungen im Epilimnion (Drift) erlauben eine Reduktion der Sedimentationsgeschwindigkeit um einen Faktor Zehn (Begründung siehe Anhang S. 62)

¹⁰ mittlere Partikelverlagerung in einem Kraftfeld

Die in 240m Tiefe grössere Sedimentationsmenge als in 50m ist in der Literatur als "sediment focussing" ("Trichtereffekt") bekannt. Generell wird Resuspension als Ursache dafür angesehen. Beim Bodensee stammt allerdings ein Teil aus den tief eingeschichteten Feinstschwebstofffrachten des Alpenrheins.

Aus den vollständigen Analysen (Güde et al. 1996) wird die Verdünnung des aufgefangenen Sediments mit Tonen des Alpenrheins offensichtlich.

4.3.5. Stöchiometrie des Sestons

Die Stöchiometrie der sinkenden Partikel im Hypolimnion, wurde den Seedaten entnommen. Dies geschah folgendermassen: Aus der Anreicherung des Phosphors im Tiefenwasser und der gleichzeitigen Sauerstoffzehrung kann auf die Stöchiometrie geschlossen werden, da der Sauerstoff sehr eng mit dem organischen Kohlenstoff zusammenhängt. Die Zeitreihen wurden aus allen Sauerstoff- und Gesamtphosphordaten in den einzelnen Tiefenschichten nach der Zeit differenziert und das Verhältnis berechnet (Gleichung Nr. 2).

Eine numerische Differentiation liefert aber auch unsinnige negative Werte.

$$Q_z \approx \frac{\partial O_{2z}}{\partial t} * \frac{\partial t}{\partial P_z} * k; \quad k \approx \frac{\partial POC}{\partial O_2}; \quad [2]$$

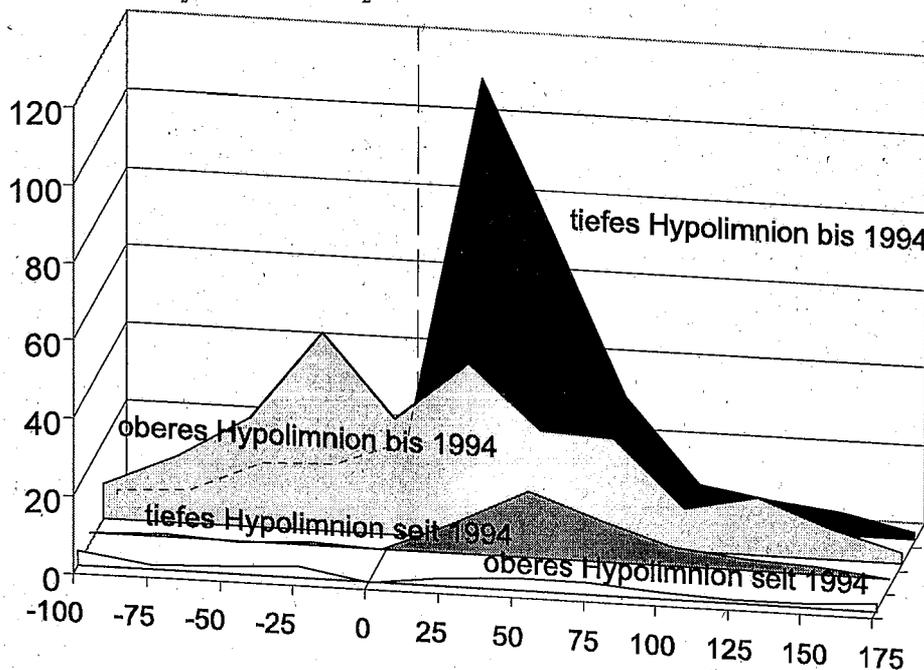


Abb. 8: Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamt-Phosphor im Hypolimnion des Bodensees.

Die Abszisse bezeichnet die Anzahl der Fälle pro Klasse

Das einzige brauchbare Resultat stammt aus dem tiefen Hypolimnion, d.h. der Schicht zwischen 150 und 254 m Tiefe. Dies ist aber auch die Schicht, die durch Sedimentoberflächen und Alpenrhein am meisten beeinflusst wird. Dementsprechend gross sind auch die Streuungen¹¹. Aus Abb. 8 wird ersichtlich, dass der Kohlenstoffanteil pro Phosphor zugenommen hat, was bei einem phosphorlimitierten Milieu zu erwarten war.

Wie aus den Bodenseedaten hervorgeht, blieb das Verhältnis von C zu O₂ annähernd konstant. Die theoretisch mögliche Spannweite¹² von C zu O₂ reicht von 0.26 bis 0.41.

¹¹ Details siehe Anhang S.66.

¹² Die Gewichtsverhältnisse reichen von 0.26 (Öle) bis 0.41 (Pektin). Bei anoxischen Verhältnissen bildet Methan die unterste Grenze mit 0.16.

4.3.6. Produktion

Die Primärproduktion des Bodensees ist die Schlüsselfunktion für das ganze biologische Geschehen. Die planktischen Algen assimilieren anorganischen Kohlenstoff mit Hilfe des Sonnenlichts. Sie dienen als Futter für das Zooplankton und diese sind ihrerseits Fischfutter. Die Messung der Primärproduktion geschah durch das ISF mit Hilfe von ^{14}C , d.h. der Messung der Inkorporierung von radioaktivem Kohlenstoff. Diese Messungen dürfen nicht lange dauern, da sonst ein Teil des aufgenommenen Kohlenstoffs wieder in Lösung geht. Die Diskussionen darüber, was wirklich mit dieser Methode gemessen wird, sollen hier nicht wiederholt werden. Hingegen ist der Methode inhärent, dass zeitlich und örtlich interpoliert werden muss. Der molekulare und physikalische Ablauf der Kohlenstoff-Assimilation sind bekannt. Der Stand der Technik für die Interpolationen besteht aus zwei Schritten: dem Identifizieren der Parameter der P/I-Beziehung (Produktion - Licht Beziehung), sodann wird mit dem dauernd registrierten Oberflächenlicht und der gemessenen Abnahme des Lichts mit der Tiefe, die Produktion mit der gewonnenen Beziehung berechnet und nach der Tiefe und Zeit integriert. Zur Verfügung standen die Stundenzahlen der Assimilation an verschiedenen Tagen und aus verschiedenen Tiefen.

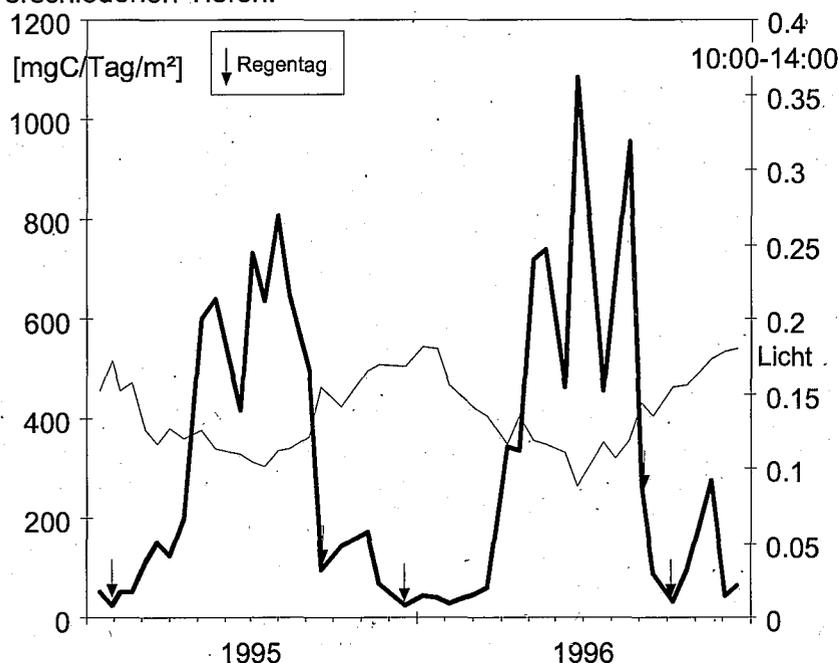


Abb. 9: Tagesprimärproduktion im Bodensee und Anteil des Lichts von 10 bis 14 Uhr an der Tageslichtsumme

Es ist bekannt, dass P/I-Beziehungen von Regentagen kaum extrapoliert werden dürfen. Sie überstreichen nur den Schwachlichtbereich der Assimilation und führen bei einer Extrapolation in den Lichtbereich eines sonnigen Tages zu einer Überschätzung der produzierten Biomasse. Nimmt man das einfachere Verfahren nach Gächter (1972), mit einer rein zeitlichen Interpolation, so führen Regentage zu einer Unterschätzung der Jahresproduktion. Mangels genauerer Daten wurde mit einem ähnlichen Verfahren gearbeitet:

Das Licht und die Kohlenstoffassimilation wurden nur bis in eine Tiefe von 10 m gemessen, wobei die Kompensationstiefe (1% Oberflächenlicht) nur in 9% der Fälle erreicht wurde. Die Messwerte mussten also in die Tiefe extrapoliert werden. Dies geschah proportional zum Licht und betraf ca. 7% der Gesamtproduktion. Da die Daten als Stundenwerte angegeben sind, wurde tageweise der Stunden-Anteil des Lichts am gesamten Tageslicht (mit Hilfe meiner Messungen in Dübendorf)¹³ bestimmt und die Werte auf Tageswerte hochgerechnet. Die Unterschiede des Stundenanteils zwischen 10Uhr und 12Uhr und zwischen 10Uhr und 14Uhr sind

¹³ Die EAWAG (Bührer) misst PAR und die Gesamtstrahlung in Dübendorf als 10 Minuten-Integral.

kleiner als 10% (dies ist grösstenteils ein statistischer Fehler, der sich mit einer grossen Anzahl Daten mindestens teilweise ausgleicht).

In vier Fällen wurde an Regentagen von Dübendorf (und damit wahrscheinlich auch von Langenargen) gemessen. Dieser systematische Fehler dürfte etwa 5% betragen. Damit beträgt die Jahresproduktion für 1995 109 gC/m²a und für 1996 121.5 gC/m²a.¹⁴

Die Primärproduktion des Bodensees wird auch durch das Limnologische Institut Konstanz in unregelmässigen Abständen sowie an einer problematischen Stelle, Seemitte, am Anfang des Überlingersees mit wechselndem Personal gemessen. Diese Messungen sind nur mit Vorbehalt auf die Hauptstelle Fischbach-Uttwil übertragbar. Sie betragen, auf Jahre umgerechnet ungefähr: 1979 bis 81: 274, 251, 210; 1986 bis 95: 174, 217, 236, 231, 189, 212, 172, 143, 192, 182 gC/m²a (nach Häse, C. et al. 1999)

Im Bericht Nr.44 wurden Schätzungen für die Primärproduktion aus Seebilanzen erstellt. Die Zuflüsse und die internen Strömungen spielen jedoch eine immer wichtiger werdende Rolle in der Umverteilung der chemischen Inhaltsstoffe im See. Je kleiner die biologischen Umsätze im See sind, desto wichtiger werden die physikalisch bedingten Phänomene. Daher kann heute diese Art der Auswertung keine brauchbaren Aussagen mehr liefern. Grundsätzlich ist in Zukunft von der Blackbox-Näherung als alleiniger Analysemethode abzuweichen und vermehrt auf die Einbeziehung typischer see-eigener Reaktionen auch im physikalischen Verhalten zu achten.

Theoretisch sollte es möglich sein, die Primärproduktion anhand der Sauerstoffanalysen nahe der Seeoberfläche zu berechnen. Bei Flüssen wird dieser Ansatz seit langem gebraucht (Kaenel 2000). Nur ist inzwischen das Signal im Sauerstoff, das sich durch den zeitlichen Temperaturverlauf ergibt, grösser als das, welches durch die Sauerstoffanreicherung der Algen produziert wird. Dies ist eine qualitative Aussage, die zeigt, dass die Primärproduktion nicht mehr gross sein kann.

4.3.7. Lichtextinktion im See

Die Primärproduktion im Wasser wird nicht nur durch Nährstoffe, sondern auch durch Licht gesteuert. Bei hohen Konzentrationen beschatten sich die Algen gegenseitig, was zu einer Verminderung der Produktion führt. Die Schwächung des Lichts im Wasserkörper ist zusammengesetzt aus der Extinktion des Wassers ohne Partikel, d.h. den gelösten Stoffen, sowie der Extinktion durch die Partikel (Algen und das restliche Seston). Diese Anteile werden wie folgt berechnet:

$$I_z = I_0 \cdot e^{-(\epsilon + bA) \cdot z} \quad (\text{entspricht LAMBERT-BEER'schem Gesetz}) \quad [3]$$

wobei: I_0 = Licht an der Oberfläche [E/m²s]

I_z = Licht in der Tiefe z [E/m²s]

ϵ = Extinktionskoeffizient des partikelfreien Wassers [1/m]

z = Tiefe [m]

b = rel. Ext.Koeffizient Partikel [m²/mg]¹⁵

A = Partikelkonzentration [mg/m³]

Die Intensität des Lichts wurde bis in eine Tiefe von 10 m durch das ISF-Langenargen gemessen.

Tab. 5: Extinktion im Bodensee bezüglich PAR¹⁶

| | filtr. Wasser | Anteil des partikulären P | Korrelations- koeffizient |
|---------|-------------------------------|--------------------------------------|------------------------------|
| | ϵ m ⁻¹ | b m ² mg ⁻¹ | r |
| 1995/96 | 0.264 ±0.015 | 0.0107 ±0.0021 | 0.565 (Fischbach-Uttwil) |
| 1985/86 | 0.296 | 0.0100 | 0.815 (Langenargen-Arbon) |

¹⁴ weitere Bemerkungen zum Langzeitverlauf der Primärproduktion siehe Kap. Normaljahr

¹⁵ Formel [3] lässt sich umformen zu: $\ln(I_z/I_0) = -(\epsilon + bP) \cdot z$ \ln = natürlicher Logarithmus.

Die Koeffizienten ϵ und b lassen sich mit Hilfe einer linearen Regression berechnen.

¹⁶ PAR bedeutet photosynthetic active radiation, entspricht etwa dem sichtbaren Licht (400-800 nm).

Aus Tab. 5 geht hervor, dass sich mindestens die optischen Eigenschaften des Planktons in- zwischen kaum geändert haben. Theoretisch sollte der b -Wert für ein mit Phosphor ausgehun- gertes Plankton ansteigen, da der Phosphorgehalt der Biomasse abnimmt und die Extinktion annähernd proportional zur Biomasse ist.

Die Trübe des Sees hat nur scheinbar abgenommen. Die Werte von 1985-86 stammen von der Station Langenargen-Arbon, d.h. einem anderen Ort im See. Die Resttrübung sollte theoretisch mit den Verhältnissen im Umland (oder der Verteilung von Tonpartikeln im See) in Zusammen- hang stehen, da die Algentrübung des Sees rechnerisch entfernt wurde. Aus diesen Konstanten lässt sich die Nichtlinearität der Algenbiomasse versus Phosphor bestimmen, da neben dem limitierenden Nährstoff Phosphor auch das Licht begrenzend wirkt (Abb.2 IGKB Nr.40 und Abb. 10b). Mit einer maximalen Kompensationstiefe (die Tiefe, in der sich die Produktion und der Abbau von Biomasse ausgleichen) von 17.44 m ist der Bodensee, im Vergleich zum Kreuz- trichter des Vierwaldstättersees trübe.

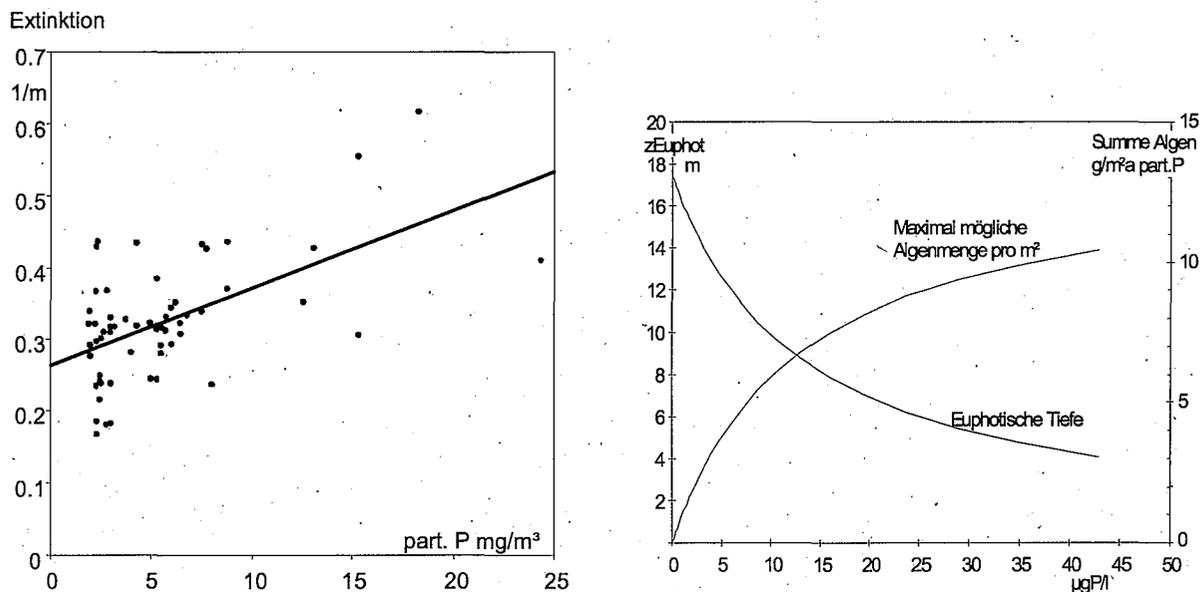


Abb. 10: Abhängigkeit der Extinktion von Partikeln, rechts maximal mögliche Planktonmasse

4.3.8. Phosphor-Aufnahme ohne Licht

Das Phytoplankton assimiliert Phosphor in Abhängigkeit von der im Plankton gespeicherten Energie. Im Epilimnion und am Tag wird die notwendige Energie durch das Sonnenlicht gelie- fert. Nachts und unterhalb der Kompensationstiefe (Annahme: 1% Oberflächenlicht) müssen Energiereserven wie Stärke oder Fette mobilisiert werden um die Phosphoraufnahme zu ermög- lichen. Wenn die Plankter ins Metalimnion und tiefer sinken, ist ein Aufwärtstransport üblicher- weise nicht mehr gewährleistet, d.h. die Energiereserven schwinden, und schliesslich ist die P- Aufnahme nicht mehr möglich. Dies dauert einige Zeit und ist im P-Modell durch eine zusätzli- che Tiefe (Kürzel: zPAuf) realisiert, welche die Algen durchsinken müssen, um dann keinen Phosphor aufnehmen zu können.

In einem eutrophen See ist dieser Effekt mit zwei Metern kaum erkennbar und steigert sich mit der zunehmenden Begrenzung durch den limitierenden Nährstoff auf einige Meter. Dieser Effekt trägt zur Minimierung der internen Düngung des Sees, d.h. zum Bremsen des internen Phos- phorkreislaufes bei und spielt daher bei der Modellierung eine wichtige Rolle.

Der Vergleich der Tiefe der Phosphor-Chémokline mit der Eindringtiefe von 1% des Oberflä- chenlichts führt zu den Werten in Tab.6.

Selbstverständlich sind auch sedimentierende anorganische Partikel teilweise für dieses Phä- nomen verantwortlich (Wagner 1978). Sie spielen aber in der Nähe der Mündungen des Al- penrheins und der Bregenzerach sowie in grosser Tiefe eine wichtigere Rolle als an der Ober- fläche in Seemitte. Ob sich die Schwebstoffe aus der Schussen und der Argen immer noch umgekehrt verhalten, (d.h. Phosphor desorbieren) ist unbekannt.

Da im Computermodell die anorganischen Schwebstoffe nicht behandelt werden, wird alles dem Plankton angerechnet.

Tab. 6: Eindringtiefe des Lichts, Lage der Chemokline und Phosphorassimilation ohne Licht

| Datum | 1%Licht ¹⁷ tiefe m | P-Chemoklinen-tiefe m | zPauf ¹⁸ m |
|----------|-------------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| 23/04/96 | 15.0 | 25 | 10.0 |
| 07/05/96 | 13.1 | 20 | 6.9 |
| 21/05/96 | 8.5 | 20 | 11.5 |
| 11/06/96 | 16.4 | 25 | 8.6 |
| 25/06/96 | 15.5 | 30 | 14.5 |
| 09/07/96 | 14.7 | 30 | 15.3 |
| 23/07/96 | 13.8 | 35 | 21.2 |
| 06/08/96 | 12.5 | 40 | 27.5 |
| 20/08/96 | 10.6 | 40 | 29.4 |
| 03/09/96 | 10.6 | 40 | 29.4 |
| 16/09/96 | 14.3 | 40 | 25.7 |
| 08/10/96 | 10.6 | 40 | 29.4 |
| 22/10/96 | 14.5 | 40 | 25.5 |
| 05/11/96 | 12.5 | 40 | 27.5 |

In IGKB Nr. 44 war dieser zPauf-Wert mit 16m eingesetzt. Er hat sich inzwischen beinahe verdoppelt. Dies ist ein wichtiger Erfolg der Sanierung, da hierbei der kleine und der grosse Phosphorkreislauf im See weiter entkoppelt werden.

4.3.9. O₂-Umschalter

Diese Zahl darf nicht mit der Minimalforderung von 4 mg O₂/l verwechselt werden. Es handelt sich um eine reine Rechengrösse, die ohne jegliche Sicherheitsspanne und ohne Ansprüche irgendwelcher höherer Organismen arbeitet. Die Sauerstoff-Schalter-Konzentration bezeichnet im Modell die Konzentration, ab welcher Phosphor aus dem Sediment rascher mobilisiert wird (durch welche Prozesse auch immer). Dieser Vorgang ist als "Kippen des Sees" bekannt. Im IGKB-Bericht Nr. 44 wurde diese Zahl bereits mit 2mg/l bestimmt. Inzwischen haben sich für den Bodensee-Obersee keine neuen Werte ergeben, die eine Neubestimmung notwendig machen.

5. Das Normaljahr

5.1. Berechnung der Basisdaten für den Bodensee

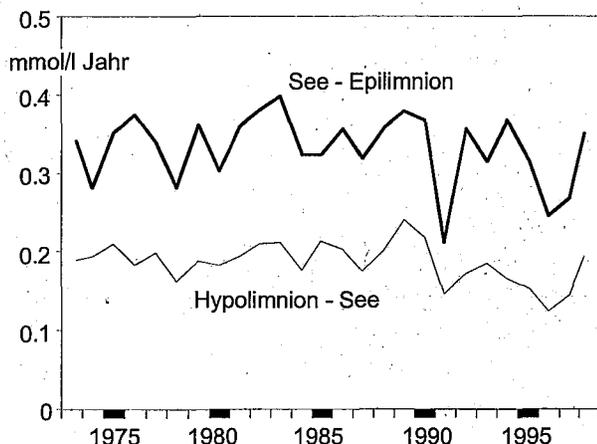


Abb. 11: Amplituden des anorganischen Kohlenstoffs im Epi- und Hypolimnion gegenüber dem See als Jahresmittel

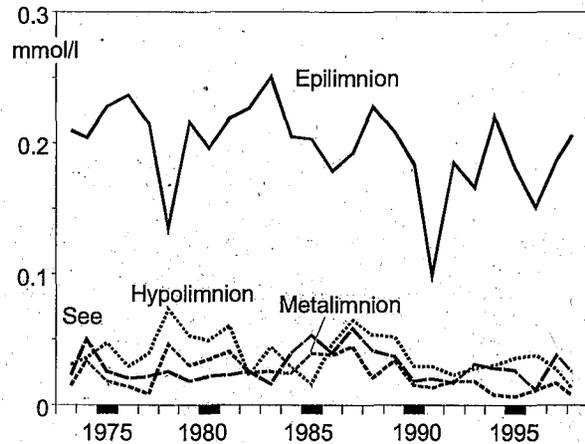


Abb. 12: Cit Jahresamplituden aus der Sinus Regression (s.S. 66) (in mmol/l)
S= See 0-252.5m, E=0-15m, H=150-252.5, M=15-150m

¹⁷ Tiefe in der 1% der Oberflächenintensität vorhanden ist
¹⁸ zPauf= P-Chemoklinentiefe - 1% Lichteindringtiefe

Das Seemodell wird anhand der Daten des Sees geeicht. Um sicherzustellen, dass die Eichperiode 1996-1998 nicht Extremsituationen zeigt, wurden Trendanalysen der Daten durchgeführt. Dafür wurden folgende chemische Parameter herangezogen: der anorganische Kohlenstoff von 1973 bis Dezember 1998, sowie die Leitfähigkeit von 1963 bis 1998. Die elektrische Leitfähigkeit hängt von den Hauptionen ab, zu welchen der anorganische Kohlenstoff gehört, daher sind diese Parameter statistisch gut korreliert.

Die Entwicklung der Algen im Epilimnion und deren Absinken während des Sommers führt, neben der Einschichtung der Zuflüsse, zu einer Verschiebung der Hauptionen im See, die aus den Datenreihen mittels statistischer Verfahren entnommen werden kann. Die Differenzen, die sich im Laufe des Jahres aufbauen, hängen teilweise mit der Primärproduktion zusammen.

Abb. 11 und 12 beschreiben summarisch den zeitlichen Verlauf der Primärproduktion und der Respiration des Bodensees, Abb. 11 basiert nur auf den Jahresmittelwerten¹⁹ und in Abb. 12 wurden die Einzeldaten verwendet. Beide Abbildungen zeigen, dass die Jahre 1997 und 1998 keine Ausnahmejahre darstellen. In den Abbildungen ist ein seit 1985 schwach sinkender Trend erkennbar, welcher sich in den Jahren 1997 und 1998 kaum fortsetzt.

Das rechnerische Vorgehen für die Bestimmung der Amplituden ist im Anhang unter Sinus-Regression beschrieben. Eine Abnahme mit grosser Streuung ist seit 1977 sichtbar. Als Ausreisser zeigen sich die Jahre 1978 und 1991 (Trockenjahre?) mit einer sehr kleinen Amplitude im Epilimnion. Auch die Differenzen der gemessenen Jahresminima und Jahresmaxima zeigen dasselbe Bild. Weiter könnten noch die Differenzen der Langzeittrends mit dem Besseltiefpass-Filter, der eine andere Filtercharakteristik aufweist, gezeigt werden. Sie bieten aber nichts prinzipiell Neues.

5.2. Schichtungsverhalten des Sees

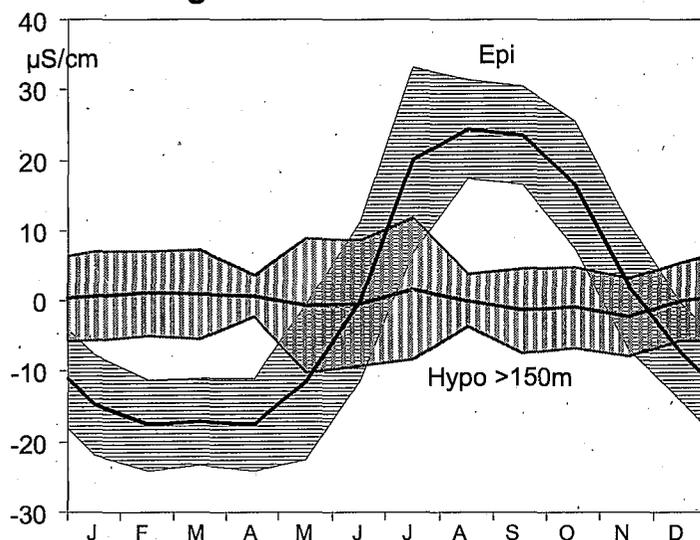


Abb. 13: Normierte²⁰ Leitfähigkeit im Jahresverlauf
Streubänder über 38 Jahre.

Der niedrigste Epilimnionwert stammt vom 12.5.1971.

Die Daten in Abb. 13 stellen die Differenz der gemessenen, volumengewichtet addierten Werte zum gleitenden Sinus-Jahresmittel (Erläuterung siehe Kap. 11.1.6.) dar. Sehr schön ist hier der regelmässige Verlauf im Epilimnion zu sehen, während die Muster im tieferen Wasserkörper recht zufällig ausfallen. Es ist hinlänglich bekannt, dass hier die tiefen Einschichtungen der grossen Flüsse Alpenrhein und Bregenzerach mit ihren Sommerhochwässern die Struktur des Wasserkörpers verändern können. Da diese nur kurzfristig und nicht immer zum selben Datum eintreten, vergrössern sie damit die statistische Streuung und zeigen kein Muster (vgl. Abb.3).

¹⁹ mit der Subtraktion der Amplitude des gesamten Sees wurden die Streuungen durch die variable Hydrologie teilweise entfernt.

²⁰ Normierung mit $y_i - c_0$, vgl. Gleichung 28

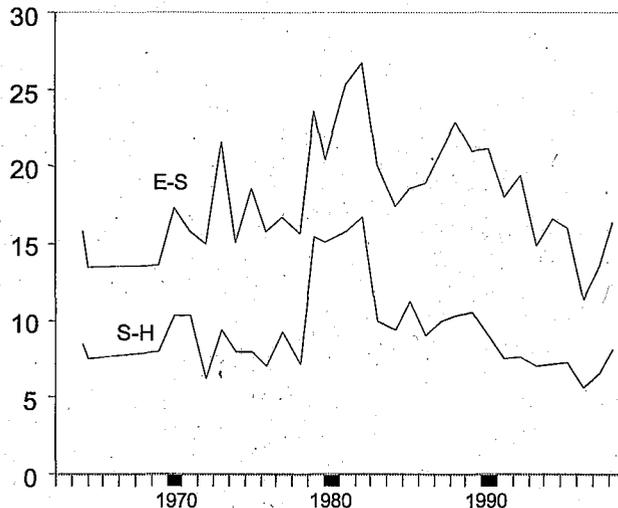


Abb. 14: Amplituden der Leitfähigkeit (κ_{20}) im Epi- und Hypolimnion gegenüber dem See als Jahresmittel

Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers, normiert auf 20°C, ist über den Kohlenstoff an die Bioproduktion gekoppelt und zeigt daher dasselbe Verhalten wie der Phosphor, wobei im Phosphor der Auslöser und in der Leitfähigkeit die Wirkung zu sehen ist. Abb. 14 zeigt eine sinkende Tendenz der Jahresamplituden seit 1980, die durch Trockenjahre unterbrochen wurde.

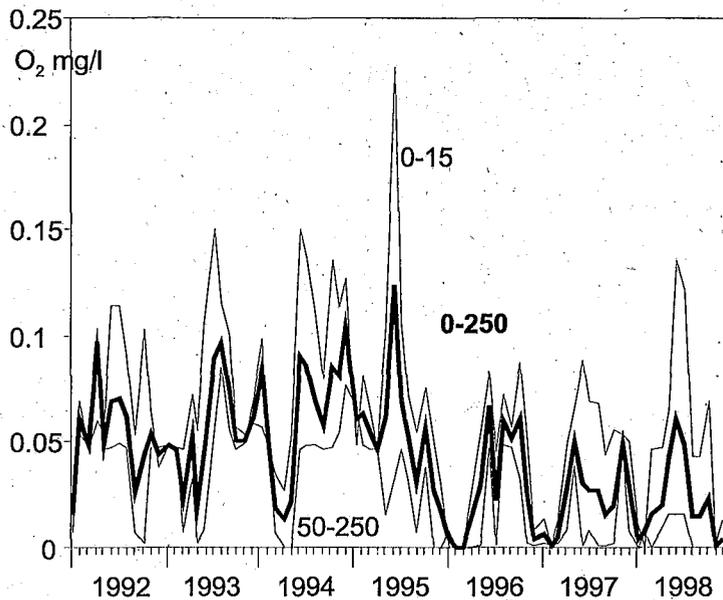


Abb. 15: Konzentration reduzierender Stoffe im Bodensee
Mittelwert von 0-15m, 50-250m und ganze Säule

Die Konzentration von reduzierenden Stoffen²¹ kann als Sauerstoffbedarf ausgedrückt werden (Abb. 15). In den Jahren 1985/86 betrug diese Werte noch rund 1 mg/l und sind inzwischen auf 0.05 mg/l gesunken. Auch hier zeigt die sinkende Tendenz eine Verlangsamung des Stoffwechsels im See. In den Siebzigerjahren waren im Epilimnion an der Station Berlingen regelmäßig Nitritspitzen (in Gegenwart von Sauerstoff) vorhanden, die nur durch zerfallende Biomasse erklärt werden konnten. Dieser Prozess ist immer noch vorhanden, aber kaum mehr messbar.

²¹ nur anorganischer Anteil: NH_3 , NO_2 , etc., d.h. ohne organisch gelösten Kohlenstoff, ohne Partikel

6. 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 in den Zuflüssen verändert wurden. Dennoch sind sie aussagekräftig, weil sie aus dem beobachteten Verhalten des Sees selbst abgeleitet wurden.

Trophische Sanierungen funktionieren in Fliessgewässern rasch, in Seen aber langsam. Es ist nicht nur der grosse Seewasserkörper, der durch seine Aufenthaltszeit bremst, sondern auch die Nährstoffgehalte im rezenten Sediment spielen eine Rolle, die sich nur langsam durch Überlagerung mit nährstoffarmem Sediment dem möglichen Zugriff entziehen. Daher existiert die relative lange zeitliche Reihenfolge vom Maximum der externen Belastung, Maximum der Konzentration im Seewasser und dem Maximum der Phosphormenge in den obersten Zentimetern des Sediments. Dieser Vorgang, der sich über mehr als ein Jahrzehnt erstreckt, gibt einer Seensanierung eine grosse Hysterese. Dies erklärt, weshalb Situationen, die während des Anstiegs der P-Konzentration beobachtet wurden, nicht ohne weiteres auf ähnliche Situationen während des Abstiegs übertragen werden können.

6.1. Seegfrörne

Im IGKB-Bericht Nr. 44 musste noch gewarnt werden: *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 rücklösbare 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 Seegfrörne 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 ... 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.*

Weitere Bemerkungen zur Mischungsstabilität in dieser Situation sind auf Seite 21 zu finden.

Die zugehörigen Frachten können heute aus dem revidierten Wagner-Modell (Bericht Nr. 53) herausgelesen werden. Die Fracht von 195 tP/a entspricht der P-Belastung von 1944. Damit wurde die obige Forderung übertroffen.

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 der Existenz der IKGB modellmässig zurückgerechnet werden.

6.2. Trockenjahre 1971/72 und 1995

1971 war ein extrem trockenes Jahr. Der Alpenrhein konnte seine günstige Auswirkung auf das Tiefenwasser nicht ausüben. Dadurch blieb unter anderem im Frühling 1972 die Zirkulation unvollständig. Dies hatte zusammen mit der übrigen Belastung des Sees zur Folge, dass die mittlere Phosphorkonzentration von unter 60 auf über 75 mg/m³ anstieg. Dies war der grösste gesicherte P-Sprung im Beobachtungszeitraum. Inzwischen ist die grösste Belastung des Bodensees vorbei. Im Sediment lagerten sich allerdings erhebliche Phosphormengen ab, die aber inzwischen so weit überdeckt sind, dass sie kaum noch gefährlich werden können.

Das Trockenjahr 1995 war nicht so extrem wie 1972. Die von der Zuflussgruppe sehnlichst erwarteten regulären Hochwasserereignisse blieben aus, so dass die Zuflussuntersuchung verlängert werden musste, um die Frachten der Flüsse sicherer berechnen zu können. Der Alpenrhein schichtete sich während des Sommers im Metalimnion ein (Abb. 6). Dies hatte aber, dank der inzwischen gesunkenen Nährstoffkonzentration und Algenproduktion, keine gravierenden Konsequenzen.

7. Bilanzmodell (Zweiboxmodell)

Es sind verschiedene empirische Rechenmodelle möglich, um den Bodensee zu simulieren. Die einfachsten Modelle beschränken sich darauf, anhand von Phosphorbilanzen Aussagen über den Verlauf von Jahresmitteln zu erhalten (Wagner 1976, Wagner 1996 oder IGKB Nr.44). Diese Modelle liefern grundsätzliche Aussagen über das Verhalten des Sees. Je komplizierter ein Modell konstruiert ist, desto mehr Details Aussagen sind möglich, desto kürzer ist aber auch dessen Gültigkeit.²²

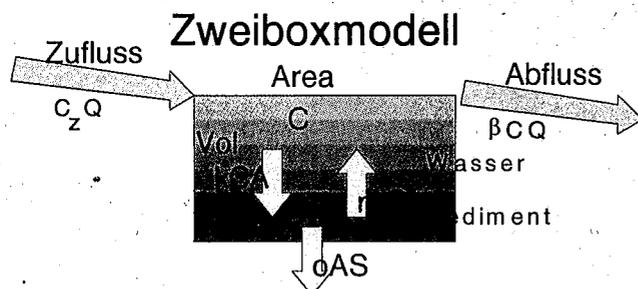


Abb. 16: Schema des Bilanzmodells

Aus einem See fließt nicht soviel Phosphor, wie dem mittleren Phosphorgehalt entspricht, sondern nur ein gewisser Anteil davon, der durch den Parameter β gegeben ist. β beschreibt das Verhältnis von epilimnischem zu mittlerem Gesamtphosphor im See. In einfachen Fällen, oder bei zu schmaler Datenbasis, wird β als konstant angenommen. Es handelt sich um einen dimensionslosen Wert zwischen 0.5 und 0.9.

Im letzten Bericht war diese Größe noch keine Funktion des Phosphorinhalts des Sees, sie lässt sich jedoch in dieser Abhängigkeit inzwischen empirisch beschreiben.

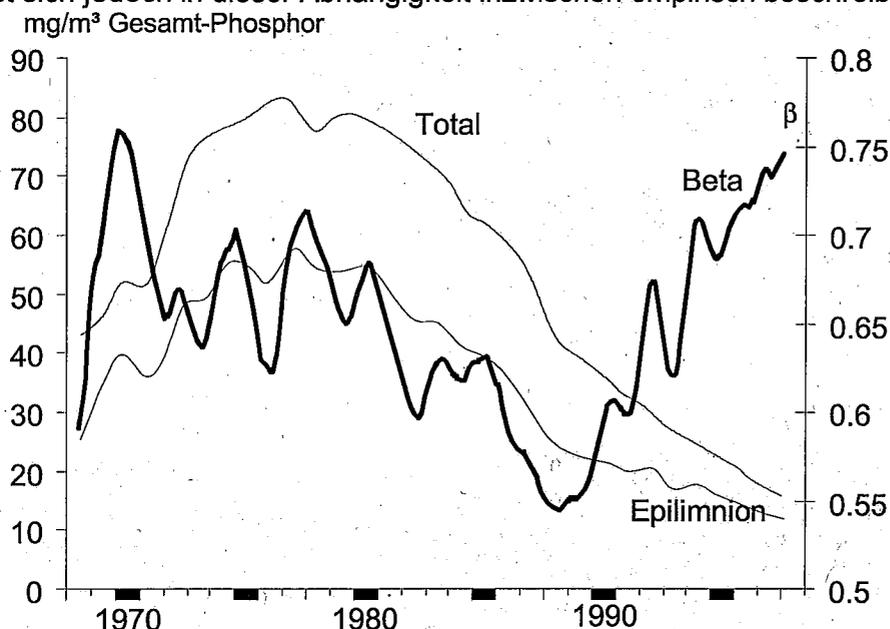


Abb. 17: Gesamtphosphor im See und im Epilimnion (0-15m) sowie β

In Abb. 17 wurden die volumengewichteten P-Gehalte einem Bessel-Tiefpass-Filter unterworfen. Die rechte Achse bezieht sich auf das Verhältnis β . Der zeitliche Verlauf des β zeigt (innerhalb grosser Streubreiten, was in IGKB-Bericht Nr. 44 mit dem Wetter im Zusammenhang ge-

²² Hier handelt es sich darum, dass ein See kein deterministisches System ist. Auch wenn dem so wäre, sind nie genügend exakte Informationen über das was, wo und wie im See vorhanden, um darauf aufbauend weiterrechnen zu können.

bracht wurde) eine Abnahme von 1969 bis 1988. Seither scheint sich dieser Term zu erholen und mit Phantasie lässt sich die Kurve auf ein Plateau mit etwa 0.8 verlängern. Da diese Aussage so bedeutsam ist, wurden noch andere Zugänge gesucht. Abb. 18 zeigt die Zeitreihe aller β seit 1968. Zusätzlich eingezeichnet ist das gefilterte Jahresmittel.

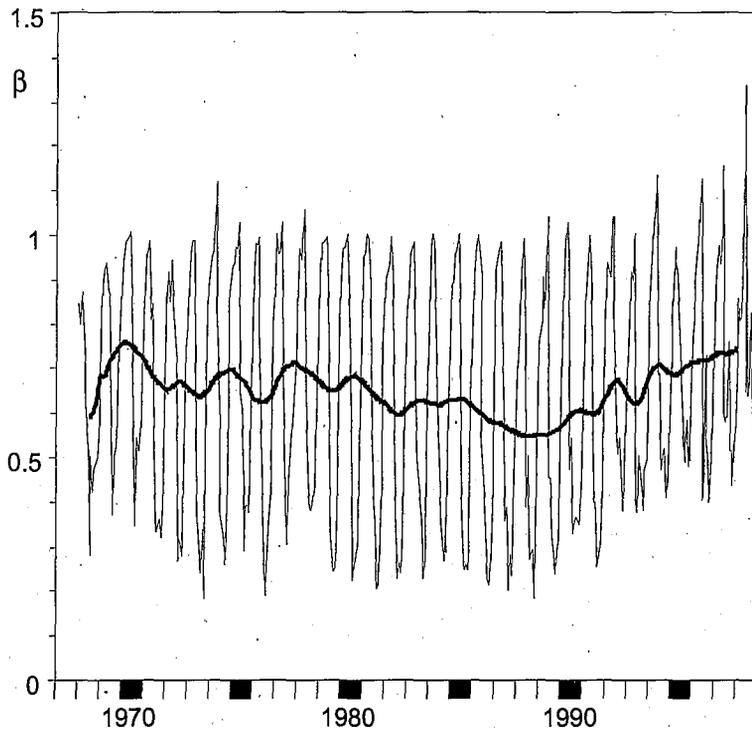


Abb. 18: Langfristiger Verlauf der Phosphorschichtung im Bodensee

Hier wird direkt erkennbar, dass der Anstieg seit 1988 Realität ist, der hauptsächlich auf dem Anstieg der Minima beruht. β -Werte >1 treten normalerweise im Frühling auf, wenn sich nährstoffreiche Flüsse an der Oberfläche aufschichten. Ausser der zunehmenden Häufung dieses Phänomens nimmt auch der vertikale Gradient im Sommer ab. Der Effekt ist, dass der Phosphorrückhalt des Bodensees sinkt, was mithilft, den P-Gehalt zu senken.

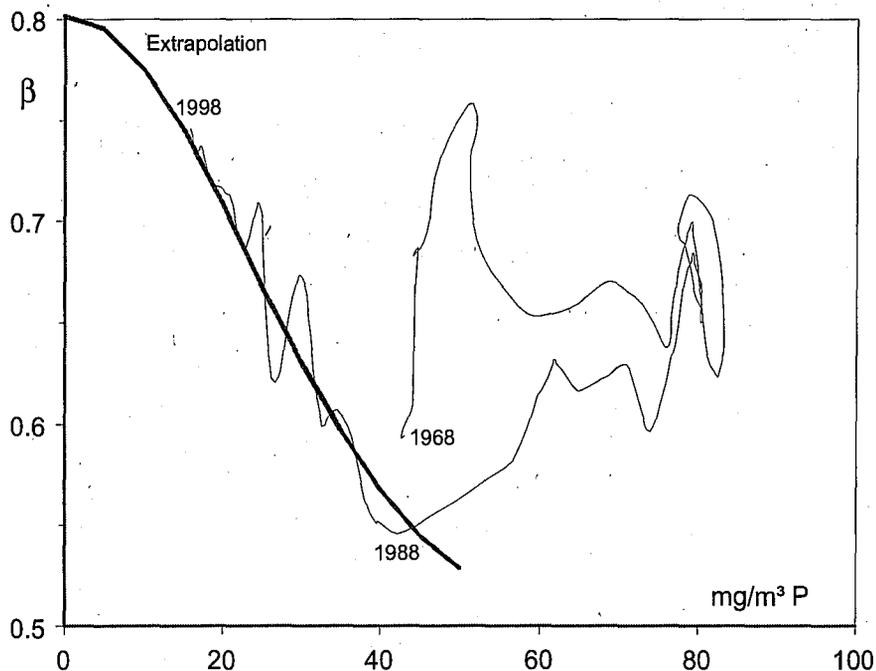


Abb. 19: β vs. Gesamtphosphor (Extrapolationskurve: Formel 4)

In Abb. 19 ist β gegen den Gesamtphosphor dargestellt. Die Kurve zeigt den zeitlichen Verlauf von 1968 bis 1998. Sie beginnt etwa in Bildmitte und zeigt einen Hystereseverlauf bis 1988, dem tiefsten Punkt. Ab dann zieht die Kurve etwa in Richtung 0.8 davon. Aus theoretischen Überlegungen muss β bei einem P-Gehalt von gegen Null einen Wert von weniger als 1 erreichen und kann, auch bei sehr grossen Nährstoffgehalten, nie auf Null sinken.

In einer monotrophen Umgebung sind Organismen bevorzugt, die den Minimumnährstoff möglichst effizient speichern können. Dies sind die grossen Formen. Am effizientesten im Vermeiden des P-Mangels sind allerdings Organismen, die ihren Phosphorbedarf im Sediment decken und während ihrer Vegetationszeit einige Generationen mit diesem Nährstoff produzieren können. *Ceratium* gehört dazu. Diese Organismen kommen zwar im Bodensee vor, bilden aber nur selten eine dominante Population. (Diese Art der P-Versorgung ist im Zweiboxmodell und im dynamischen Modell nicht vorgesehen.) Noch exotischere Formen der P-Versorgung können beim Tycho- und Litoralplankton auftreten, diese spielen aber im grossen Wasserkörper des Pelagials nur eine untergeordnete Rolle.

Als Formel für die Extrapolation in die Zukunft wurde

$$\beta = 0.5 + 0.301 \cdot e^{-\left(\frac{P}{32.7}\right)^2} \quad [4]$$

gewählt, wobei P die mittlere Gesamtphosphorkonzentration des Sees ist. Der Verlauf dieser Funktion ist in Abb. 19 eingetragen. Jahre mit guter und schlechter Witterung werden dabei ausgeglichen. Ob diese Funktion den Werten in der Zukunft standhalten wird, wird sich weisen. Für Veränderungen spricht vieles: es werden Veränderungen in der Zusammensetzung der Planktonzönose erwartet. Mazumder (mündl. Mitt. 1997) erwartet unter anderem auch einen geringeren Fettgehalt der Diatomeen, da Phosphorverbindungen für den Aufbau der Ölvesikel gebraucht werden; und damit auch einen geringeren Nährwert für die trophische Kette. (Damit erwartet Mazumder weniger Kalorien pro Phosphor. Dieser Effekt kann in der Nahrungskette bis zu den Fischen reichen.)

Eine mächtigere produktive Schicht wird auch das Zooplankton verteilen, da diese Tiere aktiv ihr Futter suchen. Damit verwenden die Kleinkrebse für die Nahrungssuche mehr Energie, die dann für ihren Biomassezuwachs nicht mehr zur Verfügung steht.

Als Sedimentationsfluss K wurde folgende empirische Beziehung verwendet:

$$K = 12.45 + 5.08 \cdot \text{Tanh}(-0.0415 \cdot (P - 75.2))^{23} \quad [5]$$

Die Änderungen gegenüber IGKB Nr.44 sind folgende:

Für β und K sind nun Funktionen bestimmt worden. Im alten Bericht war der Wert für den Sedimentationsfluss K mit 23 Millionen Kubikmeter pro Jahr überraschend hoch. Dies war mehr als das doppelte des mittleren Jahresabflusses, was das Verhältnis der Aufenthaltszeit von P zur Verweilzeit des Wassers auf 0.3 senkte. Als Vergleich betragen die betreffenden Zahlen aus dem See 0.7 (1996) und 0.9 (1997).

Für die Vorhersagen des Zweiboxmodells ist die Bestimmung von K weit sensibler als diejenige von β .

Die Bilanzgleichung lautet wie folgt:

$$\text{P-Gehalt nächstes Jahr} = \text{P-Gehalt dieses Jahr} + \text{P-Zufuhr} - \text{P-Ausfluss} - \text{P-Sedimentation} \quad [6]$$

$$\text{wobei: P-Ausfluss} = \text{Durchflusswassermenge} \cdot \text{mittlere P-Konzentration des Sees} \cdot \beta \quad [7]$$

$$\beta = \frac{\text{Epilimnion P-Konzentration}}{\text{mittlere P-Konzentration im See}} \quad : \text{ "Schichtungsparameter"}$$

$$\text{P-Sedimentation} = \text{Sedimentationsfluss} \cdot \text{mittlere P-Konz. im See} \cdot \beta \quad [8]$$

²³ Die Gleichungen 4 und 5 haben nur statistischen Charakter und sollen den See nach dem Eutrophierungsschub beschreiben.

Da nun sowohl β als auch K als Funktionen der mittleren P-Konzentration im See behandelt werden, ist eine geschlossene Darstellung des Integrals schwierig. Die Gleichung 6, resp. 18 lässt sich dennoch numerisch integrieren (weitere Bemerkungen siehe S. 65).

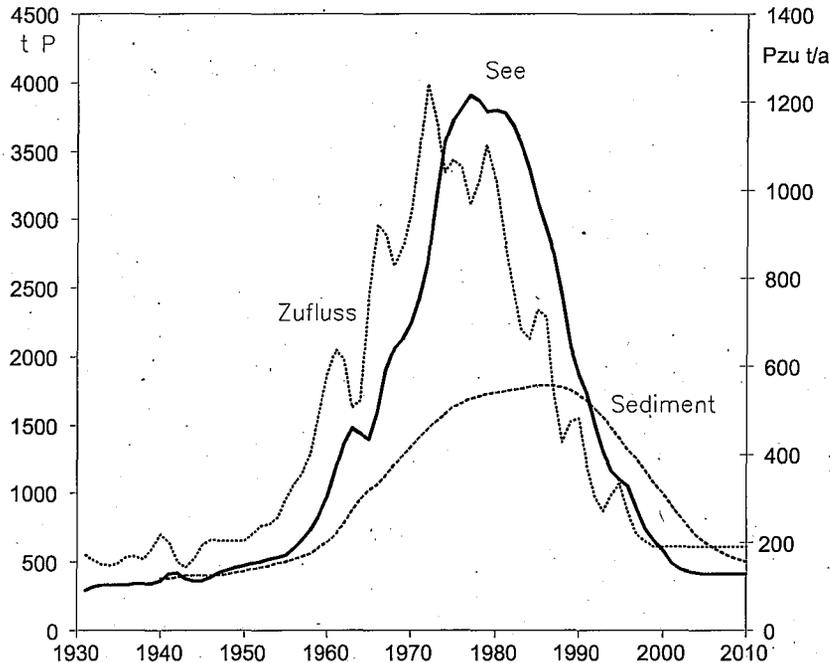


Abb. 20: Phosphor im Zufluss, See und Sediment

Die geglätteten Daten des Zweiboxmodells in Abb. 20 zeigen den langfristigen Verlauf des Phosphors. Anfangs der Siebzigerjahre betrug die maximale Belastung mehr als 1200 tP/a. Der See hatte sein Maximum mit 5 bis 6 Jahren Verzögerung, welches sich im Sediment bis um weitere 10 Jahre bis 1990 verzögerte. Der Grund dafür liegt einerseits im Volumen des Sees, das die einzelnen Zuflussspitzen dämpft und andererseits in der gebremsten Dynamik des Sediments. Die Prognose zeigt, dass das Sediment auch im Jahre 2010 die Eutrophierungsphase noch nicht "vergessen" haben wird.

Neuere Messungen (Güde & Schröder 1996) zeigen einen ähnlichen Trend.

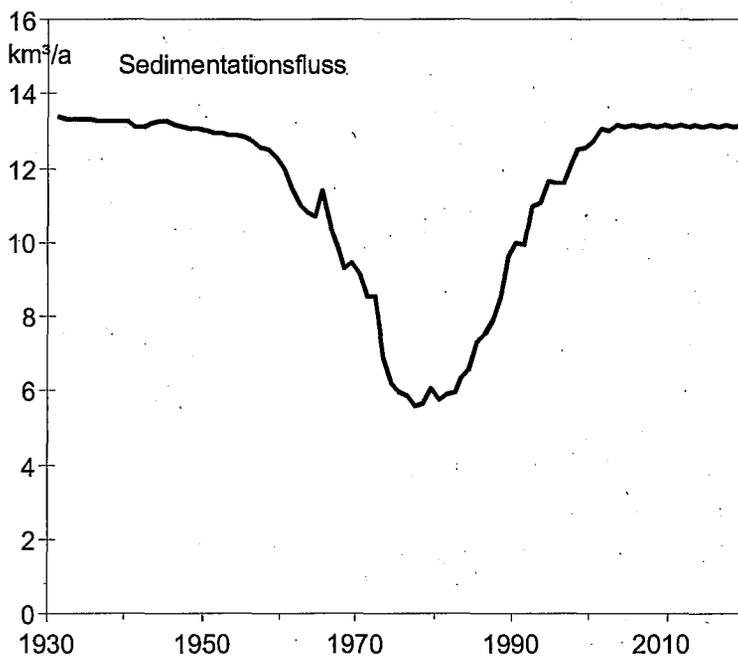


Abb. 21: Sedimentationsfluss

In sehr ungünstigen Fällen, wenn das Wasser über Grund keinen Sauerstoff mehr enthält, kann der Düngervorrat im Sediment reaktiviert werden. Die ursprüngliche Aussage, dass die rücklös-bare Phosphormenge maximal zwei Jahresfrachten betragen könnte (IGKB 1993), konnte auf anderthalb Jahresfrachten reduziert werden. Die Eintretenswahrscheinlichkeit²⁴ für dieses Ereignis hat sich in den letzten zehn Jahren auf beinahe Null verringert. Die akute Gefahr von dieser Seite ist damit gebannt. Der Düngervorrat des Sediments kann im Zweiboxmodell aus der Phosphorsedimentation und dem Verlust ins Dauersediment errechnet werden (d.h. die untere Systemgrenze wandert langsam nach oben).

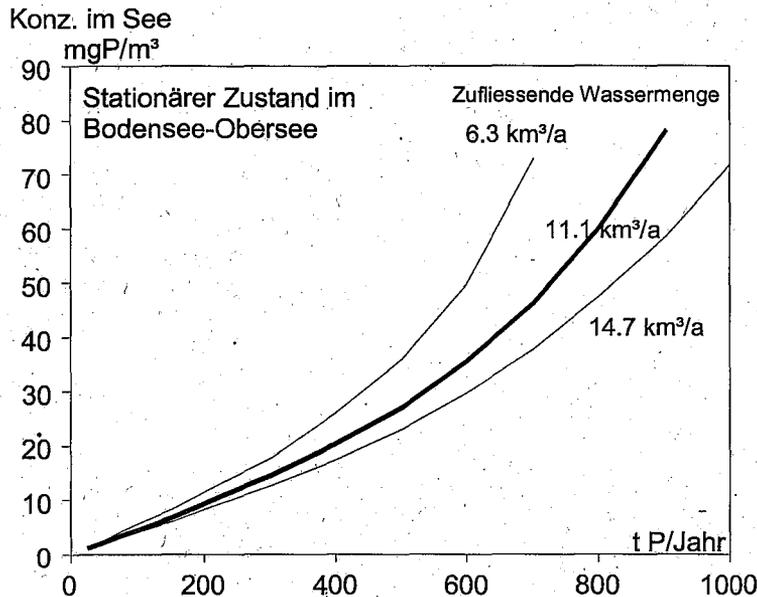


Abb. 22: P-Gleichgewichtskonzentrationen des Obersees

Jahre mit hoher Wasserführung bringen zwar viele Schwebstoffe in den Bodensee, schwemmen ihn aber auch aus. Trockenjahre führen zu einem höheren Phosphorgehalt (Abb. 22). Die Spannweite zwischen 14.7 und 6.3 km³ pro Jahr zeigt die natürliche Variationsbreite der Bodenseezuflüsse. Für den langfristigen Verlauf wurde mit der mittleren Wasserführung von 11.1 km³ pro Jahr gerechnet. Das Jahr 1999 mit seinem Jahrhunderthochwasser ist hier nicht berücksichtigt. Ein Hochwasser vergrößert hauptsächlich die anorganisch partikulären Frachten, die für die Algen des Bodensees kaum eine Rolle spielen. Über die Auswirkungen von Überschwemmungen ist wenig bekannt.

Das Zweiboxmodell prognostiziert für die Fracht von 1997 eine Gleichgewichtskonzentration von ca. 10 mg/m³. Da sich Jahre mit Trockenwetter und nasse Jahre in unregelmässiger Folge ablösen und die Aufenthaltszeit des Wassers von ca. 4.3 Jahren die Abläufe im See puffert, wird klar, dass der stationäre Zustand nur zufällig erreicht werden wird. Die Realität wird eher ein Pendeln um diesen Wert sein.

Tab. 7: Steady state Phosphorkonzentration im Bodensee in mgP/m³

| Zuflüsse tP/a | Wasserfracht | | |
|------------------|---|--|--|
| | 6.3km ³ /a mgP/m ³ | 11.1km ³ /a mgP/m ³ | 14.7km ³ /a mgP/m ³ |
| 100.0 | 5.4 | 4.5 | 4.0 |
| 150.0 | 8.3 | 6.8 | 6.0 |
| 195.3 | 11.0 | 9.0 | 7.9 |
| 207.2 | 11.8 | 9.6 | 8.4 |
| 400.0 | 25.8 | 20.3 | 17.5 |
| 620.0 | 53.1 | 37.6 | 31.2 |
| 1108.0 | 351.6 | 171.5 | 90.3 |
| 1341.0 | 425.7 | 235.4 | 152.6 |

²⁴ Eintrittswahrscheinlichkeit (D)

Da wesentliche Bestandteile des Zweiboxmodells aus der statistischen Behandlung der bisher erfassten Seedaten stammen, wird die Gültigkeit dieses einfachen Modells auslaufen, sobald sich wesentliche Veränderungen in der Planktonzönose oder auch am Einschichtverhalten der Zuflüsse ergeben. Dieses Caveat gilt auch für das dynamische Modell, indem das Zweiboxmodell die Eichwerte für jenes liefert.

Dieses Modell kann verwendet werden, um Messlücken zwischen Zuflussuntersuchungen zu schliessen (interpolieren). Es ist auch genügend robust, um für eine begrenzte Zeit Extrapolationen, d.h. prognostische Angaben zu liefern.

8. Dynamisches Seemodell

8.1. 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 Zweiboxmodell den zeitlichen Verlauf mittlerer Konzentrationen des Phosphors beschreibt, sollen hier auch die vertikalen Gradienten simuliert werden. Die weiteren Anforderungen sind: Berechnung der Biomassenproduktion, der Sedimentation, des Abbaus der Biomasse und damit des Sauerstoffs. Zudem soll eine bessere zeitliche Auflösung vorhanden sein. Es wurde aber immer darauf geachtet, möglichst einfach zu bleiben.

Die Abhängigkeit von der Tiefe 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. Nach H. Rössknecht (IGKB Nr.48), halten sich die horizontalen Unterschiede allerdings in Grenzen. Die Anzahl der Tiefenstufen ist limitiert, da der Rechenaufwand proportional dazu steigt. Für die Simulation des heutigen Bodensees musste das Modell nochmals erweitert werden. Eine ausführliche Beschreibung des Computermodells wurde bereits in IGKB Nr.44 publiziert.

Allgemein gilt, dass immer mehrere Varianten möglich sind, Systeme wie den Bodensee abzubilden.

8.1.1. Struktur des dynamischen Modells

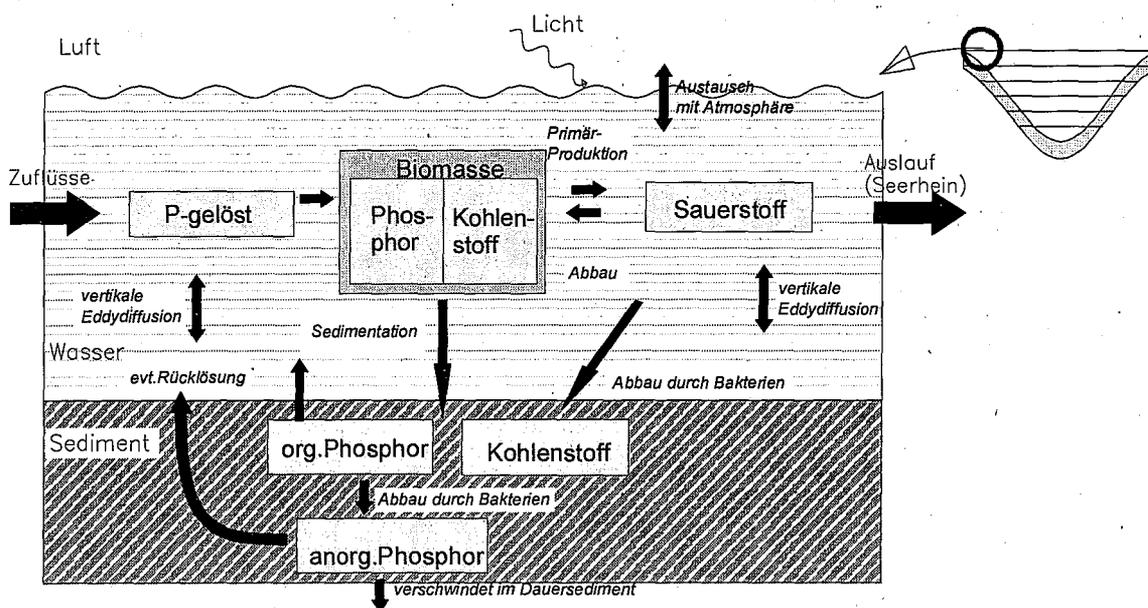


Abb. 23: Schema einer Tiefenschicht des dynamischen Modells.

Die Rechtecke bezeichnen die Statusvariablen, die ausgezogenen Pfeile die Flüsse.

Das Modell besteht aus sieben verschiedenen Status-Variablen pro Tiefenstufe, welche durch sieben gekoppelte Differentialgleichungen beschrieben werden. Die Anfangs- und Randbedingungen sind durch gemessene Profile im See gegeben. In Abb. 23 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.

8.1.2. Physikalische Vorgänge

Der vertikale und zeitliche Temperaturverlauf könnte aufgrund der Klimadaten und der Geometrie simuliert werden (vgl. Hamblin 1998), Hydromod 1999 (IGKB Nr.50) (Daniel P. Loucks 1971). In diesem Modell wird auf diese Simulation verzichtet. An ihrer Stelle werden die Daten des "mittleren" Seejahrs verwendet, welche aus den Daten der IGKB gewonnen werden konnten. 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.

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

Die Studie der Jahre 1961- 1963 (Bericht Nr. 5) zeigt eine weitgehende horizontale Homogenität des Bodensees. In späteren Jahren traten grössere horizontale Unterschiede zwischen der Bregenzerbucht und dem grossen Becken auf, die sich inzwischen wieder ausglich (Rossknecht IGKB Nr.48). Daher wird mit einem eindimensionalen (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.

8.1.3. 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 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 zu verschiedenen 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 aufgenommen. Dieser Vorgang ist abhängig vom Luftdruck und der Temperatur. Um auch hier vom Wetter unabhängig zu sein, wird mit dem mittleren Luftdruck nach Schmassmann gearbeitet (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)

Die Phosphoraufnahme von Algen ist, sofern die anderen Nährstoffe in genügender Menge zur Verfügung stehen, ausser von der Phosphat-Konzentration im Wasser, nur vom Energieinhalt der Zellen abhängig. Bei Tag kann die Energie der Photosynthese direkt genutzt werden, nachts sowie auch in Tiefen mit zu wenig 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. Diese Konstante wurde nun durch eine Zeitreihe ersetzt. Bei weiteren Veränderungen der Trophie des Sees ist diese Eingabe allerdings entsprechend zu verändern.

8.1.4. Biologische Vorgänge

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

Es wird angenommen, dass der gesamte partikuläre Kohlenstoff und damit auch der partikuläre 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 hier bewusst verzichtet.²⁵

8.1.5. Sedimentation

Die Sedimentation spielt im Stoffhaushalt eines Sees eine wichtige Rolle. In Seeuntersuchungen, die Bilanzfragen zu beantworten haben, muss deshalb die Sedimentation gemessen werden.

Im Modell werden zwei verschiedene Sinkgeschwindigkeitszeitreihen 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).

Aus programmiertechnischen Gründen wurde für das Metalimnion das arithmetische Mittel dieser beiden Reihen verwendet, was nicht mit den Beobachtungen im See übereinstimmt.

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

8.1.6. Sediment-Modell

Im Sediment spielen sich prinzipiell dieselben Vorgänge ab wie im Wasser, nur herrschen andere Geschwindigkeiten, die durch die anderen Akteure ("Würmer" etc.) gegeben werden.

Vertikale Sedimentation vorausgesetzt, treffen die sedimentierenden Partikel je nach ihrer momentanen Position auf eine Sedimentfläche auf. Die Partikel werden oxidiert, die organischen Stoffe werden unter Verbrauch von Sauerstoff u.a. zu anorganischem Phosphat abgebaut und immobilisiert. Beim Umbau entweicht ein bestimmter Anteil ("OxAnteil") ins überstehende Wasser. Das Endprodukt besteht im Modell aus anorganischen Stoffen, was beim sanierten Bodensee realistisch ist.

²⁵ Das Modell soll mehrjährige Prognosen liefern und daher dürfen nur die wichtigsten Vorgänge berücksichtigt werden. Die Einführung von Zooplankton bedeutet mindestens vier neue "Konstanten" und damit eine Erhöhung der Unsicherheiten. Zusätzlich wäre das Klarwasserstadium erklärbar, was aber die eingeführten Unsicherheiten nicht aufwiegt.

Bodennahe Strömungen, die 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. Die Vernachlässigung dieser Prozesse führt zu Überschätzungen der Phosphoramplituden der Sedimentfläche in Metalimniontiefe.

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

Anorganische Flussschwabstoffe, die 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.

Die Systemgrenzen des Sees bezüglich Phosphor sind bei den Zu- und Abflüssen klar gegeben. Das Sediment ist dagegen nicht so leicht abzugrenzen: Phosphor, der noch rückgelöst 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.

8.1.7. 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 so lange zu ändern, bis diese Aussage 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 Zweiboxmodell gezeigt wurde, ist diese Annahme falsch und daher ist eine Angleichung an den Verlauf von 1961 bis 1998 nur möglich, wenn diese Veränderungen auch im Modell berücksichtigt werden.

8.1.7.1. Vorgehen bei der Anpassung des Modells an den Bodensee

Die Anpassung des Modells an den Bodensee ist mit Abstand die aufwändigste Arbeit. Sie bedeutet eine Veränderung der Variablen und das Überprüfen an den real gemessenen Werten. Dabei ist einiges zu beachten: Die wichtigsten Parameter, die Zuflüsse und die Physik sind in groben Zügen vorgegeben. Da aber ein langjähriger Ansatz gewählt wurde, ist auch mit den langjährigen Werten zu rechnen. So wurden zwar die effektiv gemessenen Werte vorgegeben, diese können jedoch nicht exakt gefunden werden, da nicht mit den wirklichen Zuflusswerten gearbeitet wird, sondern nur mit den statistisch zu erwartenden Monatsmitteln.

Seit dem letzten Bericht sind die Computerleistungen gestiegen. Dies heisst nun nicht, dass die Anpassung schneller vor sich gehen würde, sondern, dass ein grösserer Bereich abgesucht werden kann. Waren früher etwa 600 Läufe möglich, so sind es heute einige Tausend. Dies funktioniert natürlich nur nach einer Automatisierung der früheren Hand- und Kopfarbeit (und ist weniger zielstrebig). Dafür wird die Sensitivitätsanalyse nebenbei auch erledigt.

Angepasst werden nur einige biologische Komponenten:

Die Mineralisationsraten des Kohlenstoffs und die Hydrolysegeschwindigkeiten des Phosphors

im Epilimnion, Hypolimnion und im Sediment, ferner die maximale Aufnahmegeschwindigkeit des Phosphors. Das minimale und maximale P/C-Verhältnis (Q_{min} , Q_{max}) und die Sedimentationsgeschwindigkeiten.

Als Anfangswerte wurden biologisch und limnologisch vernünftige Größen eingesetzt. Die Parameter wurden zufällig variiert, wobei als Vorgabe eine lognormal-Verteilung angesetzt wurde. In einem Batch werden 30 verschiedene Kombinationen durchgeführt, wobei jedesmal noch weitere Bedingungen erfüllt werden müssen (siehe Anhang).

Als Spezialfall kann die Produktion im See auch dann steigen, wenn der Frass gesteigert wird. Diese Situation tritt knapp vor oder während der Overgrazingphase auf. Dies kommt im Bodensee nur noch kurzfristig vor und beschreibt kaum den Langzeittrend. Das Modell kann diesen Zustand zwar beschreiben, die Biozönose befindet sich dann aber in einer labilen Phase, die im Modell vermieden werden muss. Daher wurden solche Kombinationen gleich aussortiert. Weitere Details der Eichung des Modells befinden sich im Anhang (Kap. 11.1.7.).

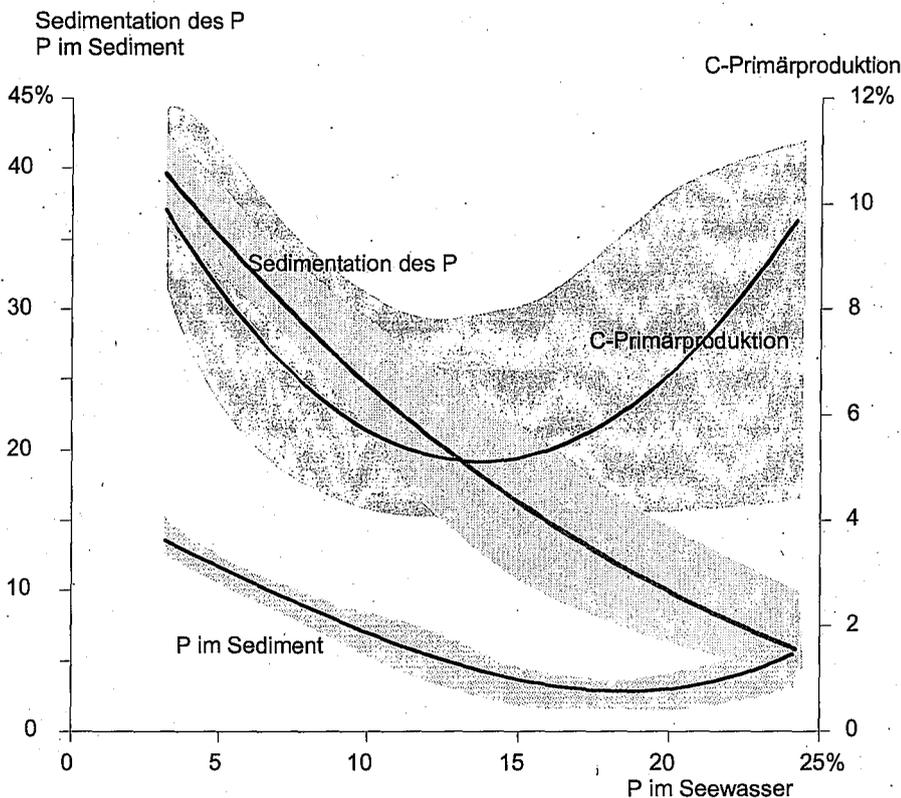


Abb. 24: Optimierung der Anpassung

Als Beispiel der Endphase der Eichung dient Abb. 24. Für vier verschiedene Parameter wurden die Streubereiche eingetragen. Die Achsen beschreiben die prozentuale Abweichung vom mittleren Sollwert. Offensichtlich befindet sich die Anpassung der Phosphor-Gesamtmenge im See sowohl mit der sedimentierenden Phosphormenge, als auch dem Phosphor im Sediment im Widerspruch. Die optimale Kombination von Konstanten ergäbe den Nullpunkt der Abbildung.

8.2. Eingabegrößen für das Modell

8.2.1. Konstante Parameter

Konstante Parameter stellen in einem Modell meist Vereinfachungen der Realität dar. Eine genauere Überprüfung zeigt häufig, dass sie allesamt Variable sind. Die Prognosen stimmen demnach nur, solange diese Konstanten Gültigkeit haben. Sie verändern sich hauptsächlich mit der Planktonzusammensetzung aber auch mit der Lage im See. Zeitliche Rückgriffe auf alte Planktondaten sind leider nicht sinnvoll. Die Phosphorkonzentration sinkt zwar auf Werte, die

Mitte der sechziger Jahre vorhanden waren, aber inzwischen ist der Stickstoffgehalt gestiegen. Ein Lichtblick der letzten Zuflussuntersuchung ist, dass sich der Stickstoffgehalt zu stabilisieren oder sogar leicht zu vermindern scheint.

Dies bedeutet, dass sich der See von einem oligotrophen Zustand über einen mesotrophen zu einem Phosphor-limitierten "monotrophen" 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.2). Weiteren Übertragbarkeiten stellen sich jedoch ernstliche Bedenken entgegen, z.B. das unterschiedliche physikalische Verhalten der beiden Seen.

Im Modell wird der See als horizontal vollständig gemischt postuliert. Horizontale Unterschiede sind nicht vorgesehen, finden sich jedoch regelmässig im Bodensee.

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

Tab. 8: Konstante Eingaben für SEEMOD

| Abkürzg. | 86/87 | Dimension | Bedeutung |
|-----------------------|---------------------|-----------|--|
| | Nr824 | Neu | |
| BSta | 98 | 111 | Tag Beginn Stagnation = 24. April |
| ESta | 325 | 323 | Tag Ende der Stagnation = 16. November |
| DMeta | 15 | 15 | m Dicke des Metalimnions |
| ϵ | 0.257 | .264 | 1/m Extinktion Wasser (10% PAR-Tiefe) |
| b | 0.308 | .446 | m ² /gC spezifische Algenextinktion ($q=0.024$) |
| KmS | 1 | 1 | mgP/m ³ Michaelis-Hemmung der P-Aufnahme Sommer K_s |
| KmW | 1 | 1 | mgP/m ³ Michaelis-Hemmung der P-Aufnahme Winter K_s |
| ϕ | 5 | 5 | mg/m ² d maximaler P-Fluss aus dem Sediment |
| rCE | 0.0161 | .125 | /d C-Mineralisation(Respiration) im Epilimnion |
| rCH | 0.0598 | .04 | /d C-Mineralisation im Hypolimnion |
| rCS | 0.002 | .005 | /d C-Mineralisation im Sediment |
| OxAnteil | 0.63 | .6 | - relative Rücklösung aerob |
| Dauersed | 0.0004 | .00063 | 1/d Einbau ins Dauersediment |
| q_{min} | 0.0037 | .0012 | - minimales P/C-Verhältnis partikulär |
| q_{max} | 0.0167 | .167 | - maximales P/C-Verhältnis partikulär |
| v_{max} | 0.0042 | .120 | /d maximale P-Aufnahmegeschwindigkeit |
| rPH | 0.1393 | 2.12 | /d P-Mineralisation im Epilimnion |
| rPH | 0.02 | .075 | /d P-Mineralisation im Hypolimnion |
| rPS | 0.0022 | .0011 | /d P-Mineralisation im Sediment |
| müM | 396.5 | 396.5 | m Höhe der Seeoberfläche über Meer (CH-Horizont) |
| O ₂ Schalt | 2 | 2 | g/m ³ Sauerstoff-Schalter-Gehalt des Wassers |
| k_H | 0.6 | 0.9 | m/d Sauerstoffaustausch an der Seeoberfläche |
| UboxK _z u1 | 0.15 | .15 | - Reduktion des k_z -Hypo für unterste Schicht |
| UboxK _z u2 | 0.3 | .30 | - Reduktion des k_z -Hypo für zweitunterste Schicht |
| Z _{P-auf} | 16 | Zeitreihe | m Zusatztiefe für P-Aufnahme (Abb. 25b) |
| SedvE | 0.8373 | .43 | m/d mittlere Sedimentationsgeschw. Epil. (Abb. 25b) |
| SedvH | 7.59 | 11.5 | m/d mittlere Sedimentationsgeschw. Hypolimnion (Abb. 25b) |
| μ_{max} | Werte s. Abb. 25 a | | 1/d maximale Wachstumsrate |
| T | Werte s. Abb. 25 a | | °C Temperatur der Oberfläche |
| k_z | Werte s. Abb. 25 c | | cm ² /s vertikale Eddydiffusion |
| P-Trend | Werte siehe Abb. 26 | | tP/a externe P-Belastung |

8.2.2. Zeitabhängige Parameter

Die Zeitreihen der Steuerungsparameter für das dynamische Modell lassen sich am Einfachsten graphisch zeigen:

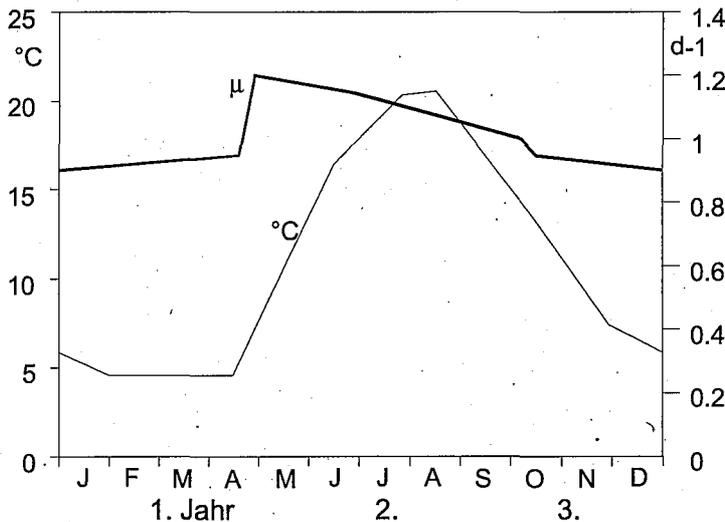


Abb.25 a

μ: maximal mögliche Wachstumsrate der Algen

°C: Oberflächentemperatur des Sees (Steuerung des Sauerstoffaustauschs mit der Atmosphäre)

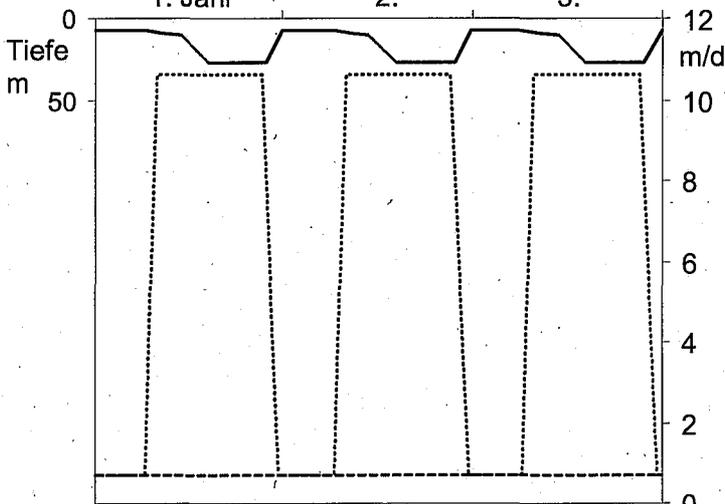


Abb.25 b

Sedimentationsgeschwindigkeiten im Epilimnion (SedvEpi), Hypolimnion (SedvHypo)
Dicke der Schicht mit lichtloser P-Aufnahme (zPauf)

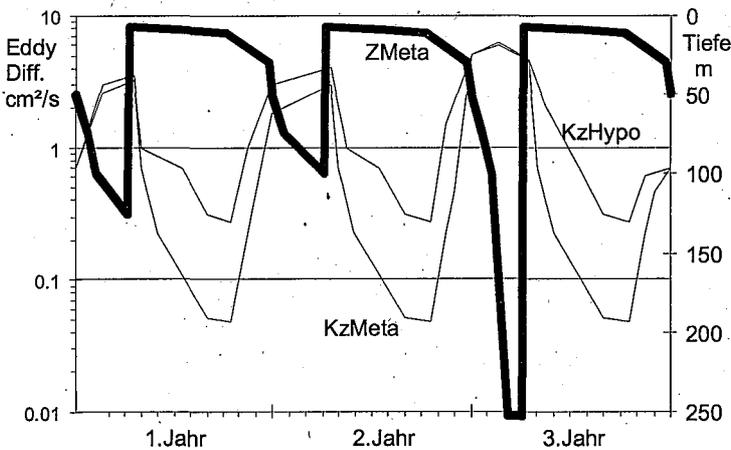


Abb.25 C

Mischungsverlauf im dreijährigen Zyklus: mittel, schlecht, gut, anhand der Parameter: Tiefe des Metalimnions und der Eddydiffusion im Meta- und Hypolimnion

Abb. 25: Zeitreihen-Eingaben für SEEMOD

Die Eingaben von Zeitreihen für das dynamische Seemodell sind in Abb. 25 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. Bei der Anpassung stellte sich heraus, dass für die Mischungstiefen ein Dreijahreszy-

klus²⁶ vorgegeben werden musste. Bei einer Mischungstiefe von 250m wird der ganze See nominell Epilimnion und damit im Modell täglich mehrmals vollständig gemischt.

8.2.3. Zuflüsse

Die Zuflüsse wurden in 4 Teilströme unterteilt: Warmes Abwasser, warmes und kaltes Flusswasser sowie einen Fluss, der sich in 120 m Tiefe einschichtet. Dabei ist der Phosphatgehalt der ersten beiden Ströme (Abwasser) über eine langjährige Variable (P-Trend) gesteuert. Der tiefste Fluss wurde anteilig auch mit Abwasser versehen. Von allen Zuflüssen wurden die Jahreszeitreihen für filtrierten Phosphor, Sauerstoff, sowie partikulären Phosphor und Kohlenstoff eingegeben. Da es sich bei den partikulären Verbindungen um vermehrungsfähige Biomasse handelt (z.B. für Modelle des Bodensee-Untersees), wurden diese Konzentrationen gleich Null gesetzt. Ein fünfter, konstanter Fluss dient der Wasserentnahme der BWV mit 4.2 m³/s aus 60 m Tiefe.

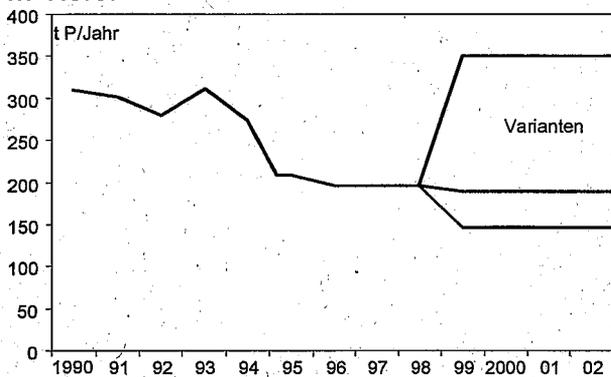


Abb. 26: Eingabereihen der P-Belastung des Bodensees für das dynamische Simulationsmodell (P-Trend)

Die verschiedenen Belastungsvarianten variieren erst ab dem Juli 1998 und erreichen ihren Endwert im Juli 1999. Die unterste Linie beschreibt die Basisfracht ohne das Abwasser (diffuse Quellen =Landwirtschaft und Geochemie).

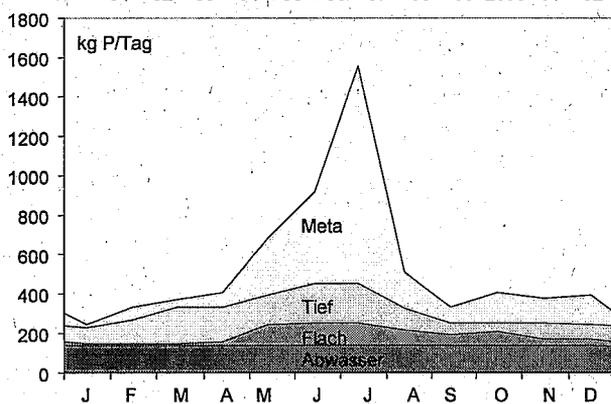


Abb. 27: Tägliche Phosphorfrachten in verschiedenen Tiefen.

(Additive Darstellung)
Basisversion mit 195 tP/a für die Jahre 2000 ff.

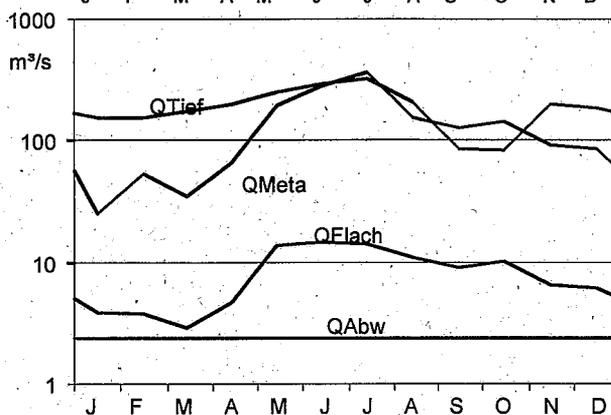


Abb. 28:Wasserzufluss in verschiedene Tiefen

| Abkürzung | Einleitungstiefe |
|-----------|------------------|
| QFlach | 3m |
| QAbw | 3m |
| QMeta | Metalimnion |
| QTief | 120m |

(Basisversion)
alle anderen Varianten siehe S. 73

Die Abbildungen 26 bis 28. enthalten die Wasserführung, den Phosphor und die Einleitungstiefe der 4 verschiedenen Zuflüsse

²⁶ physikalisch bedeutet dies, dass sich im See von Jahr zu Jahr unterschiedliche Zirkulationsverhalten ablösen, d.h. dass eine reine Folge von mittlerem Jahresverhalten nur eine mittelmässige Approximation darstellt..

8.2.4. Anfangswerte für die Simulationen

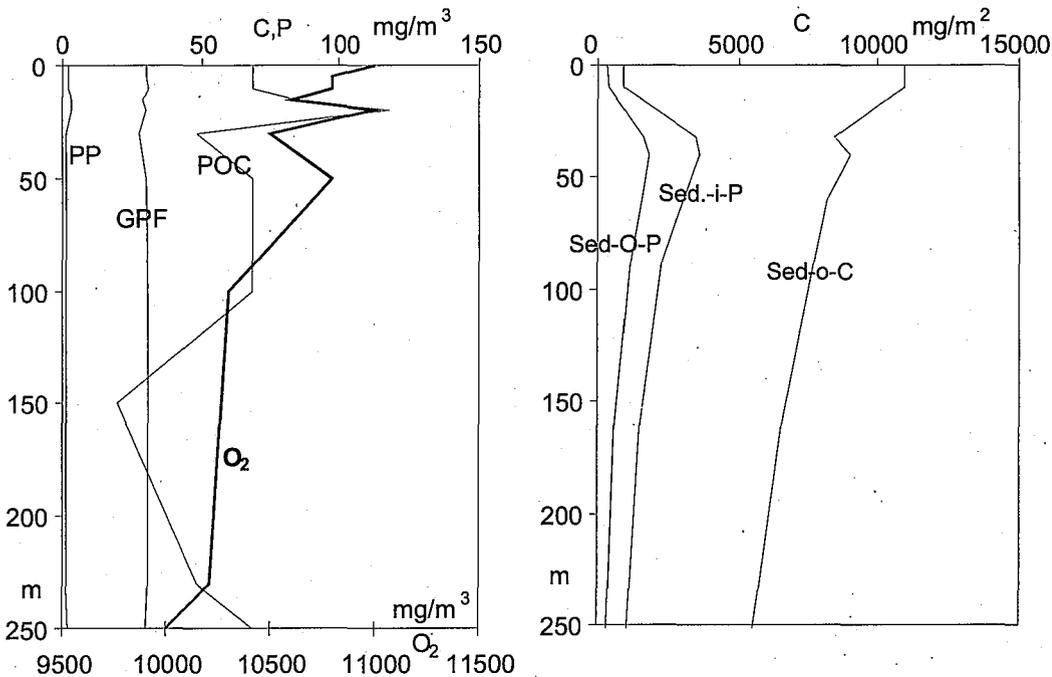


Abb. 29: Startprofile für die vertikale Verteilung vom 8. April 1986: Phosphor im Filtrat, partikulärer Phosphor, Sauerstoff, partikulär organischer Kohlenstoff

Die Abb. 29 enthält auf der linken Seite die Profile der chemischen Parameter, wie sie vom ISF-Langenargen im See gemessen wurden. Die Werte für das Sediment auf der rechten Seite wurden mit Hilfe von Simulationen geschätzt und betreffen im dynamischen Modell die Konzentrationen des Durchschnitts-Sediments in der betreffenden Tiefe.

8.2.5. Vergleich See mit Modell

Die Grundlagen für Isopleten sind vorhanden; da diese Darstellungsart bei Vergleichen mehr vernebelt, als sie erklärt, wurde zugunsten von zusammenfassenden Zahlen (volumengewichteten Mittelwerten) verzichtet. In den folgenden Abbildungen werden simulierte Daten mit den gemessenen Daten verglichen. In bewährter Manier sind die Simulationen jeweils als Linien und die Messdaten als Punkte gezeichnet.

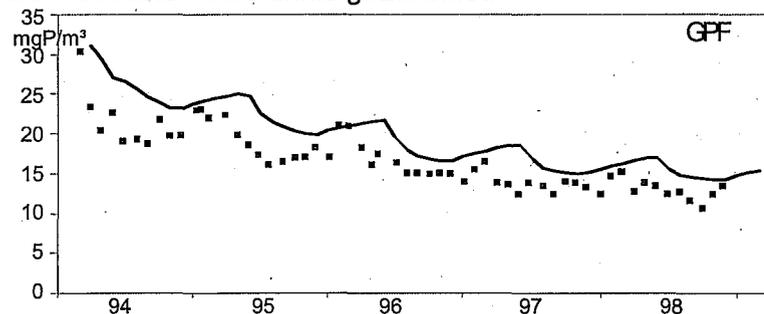


Abb. 30: Vergleich der Simulation des filtrierte Phosphors mit den gemessenen Mittelwerten (Punkte)

Der Vergleich der simulierten Kurve stimmt recht gut mit den gemessenen Werten überein (Abb. 30), was nicht überrascht, denn es wurden jährliche Stützpunkte dieser Kurve für die Optimierung der Anpassung benutzt.

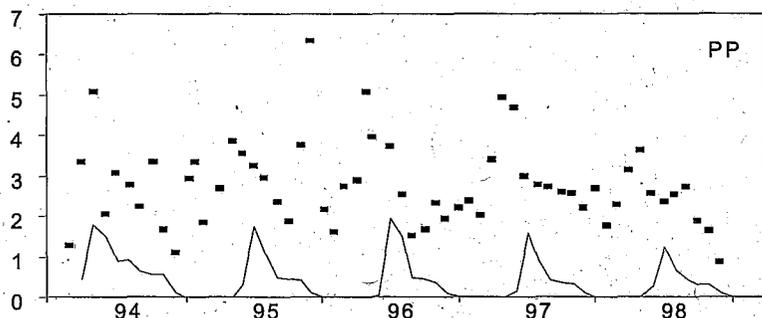


Abb. 31: Vergleich der Simulation des partikulären Phosphors mit den gemessenen Mittelwerten (Punkte)

Die gemessenen Punkte zeigen Unterschiede zu den gemessenen Werten (Abb. 31), was mit anorganischem Seston erklärt werden könnte; da im Modell nur der "vermehrungsfähige Algen-Phosphor" als "partikulärer-P" ausgewiesen wird. Hier ist das Modell verbesserungsfähig (vgl. SIAM 2000).

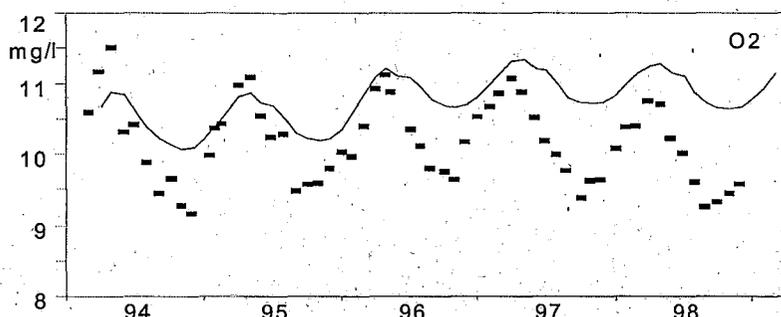


Abb. 32: Vergleich der Simulation des Sauerstoffs mit den gemessenen Mittelwerten (Punkte)

Die simulierte Kurve des Sauerstoffs (Abb.32) zeigt eine kleinere Amplitude als die der gemessenen (siehe auch Abb. 35). D.h. die Sauerstoffprognosen sind etwas zu optimistisch. Mit einer Änderung der Konstanten kann die richtige Anpassung kaum erreicht werden, da die Sauerstoffzehrung eine Funktion der Produktion und der Sedimentation und der Zehrung am Sediment ist.

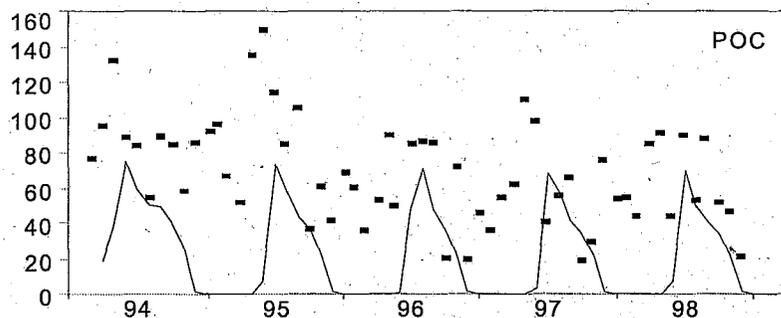


Abb. 33: Vergleich der Simulation des partikulären Kohlenstoffs mit den gemessenen Mittelwerten (Punkte).

Die gemessenen Daten des partikulären Kohlenstoffs zeigen einen wesentlich unruhigeren Verlauf als die Simulation (Abb. 33). Auch hier ist zu bemerken, dass im Modell nur vermehrungsfähiger Kohlenstoff als POC ausgewiesen wird. Aus der Nullpunktverschiebung der Basis der gemessenen Werte kann auf eine tote organische Sestonmenge von ca. 20 mg/m³ geschlossen werden.

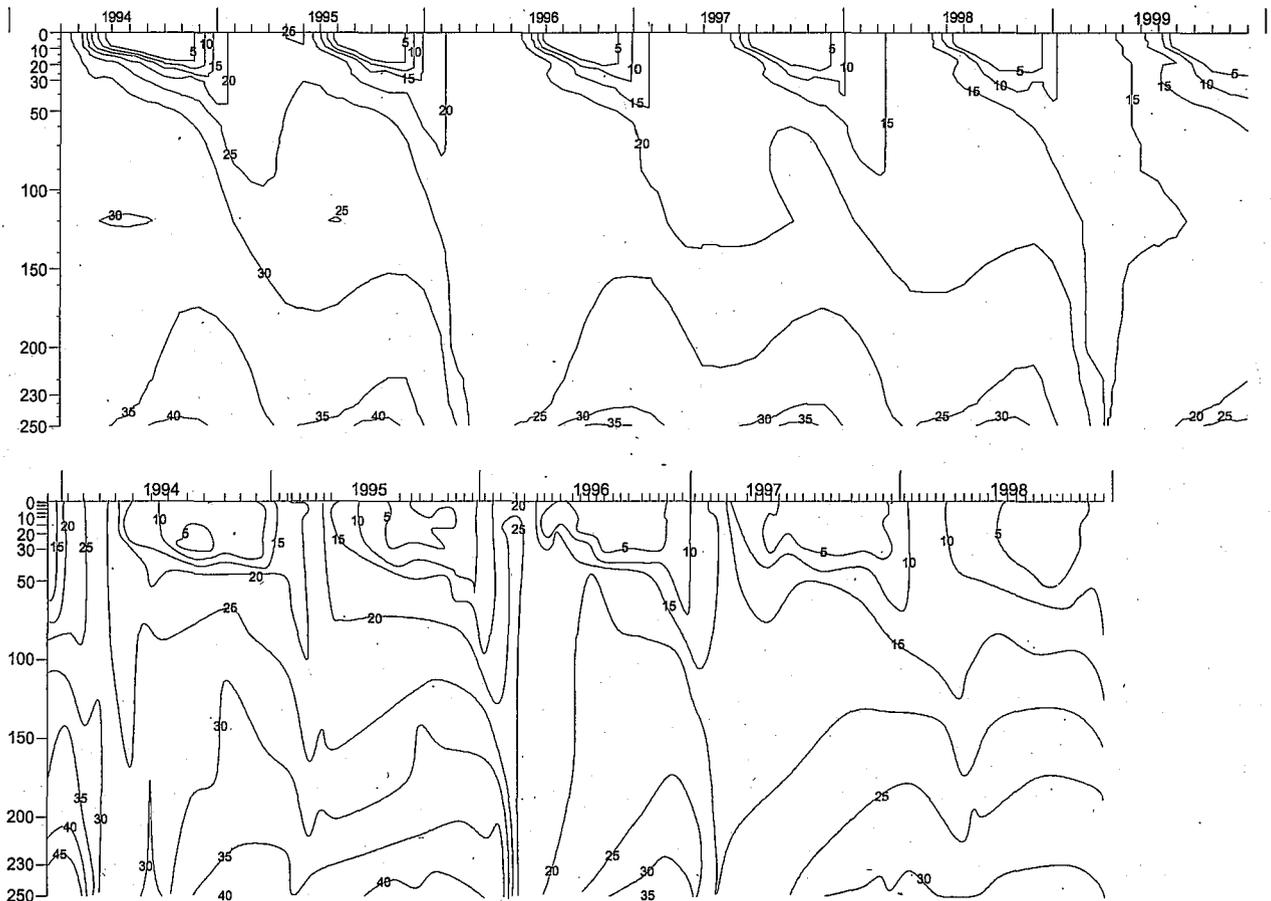


Abb. 34: Isoplethen des filtrierten Phosphors [$\mu\text{g/l P}$] oben berechnet, unten gemessen

In Abb. 34 wird die Reihenfolge der guten und schlechten Durchmischung im Winter sichtbar. Wobei die berechneten Werte gut mit den gemessenen übereinstimmen. Die Isoplethen der gemessenen Daten wurden von Hand geglättet um die Übersichtlichkeit zu erhöhen. (Im Anhang ist die ungeglättete Darstellung wiedergegeben Abb. 42)

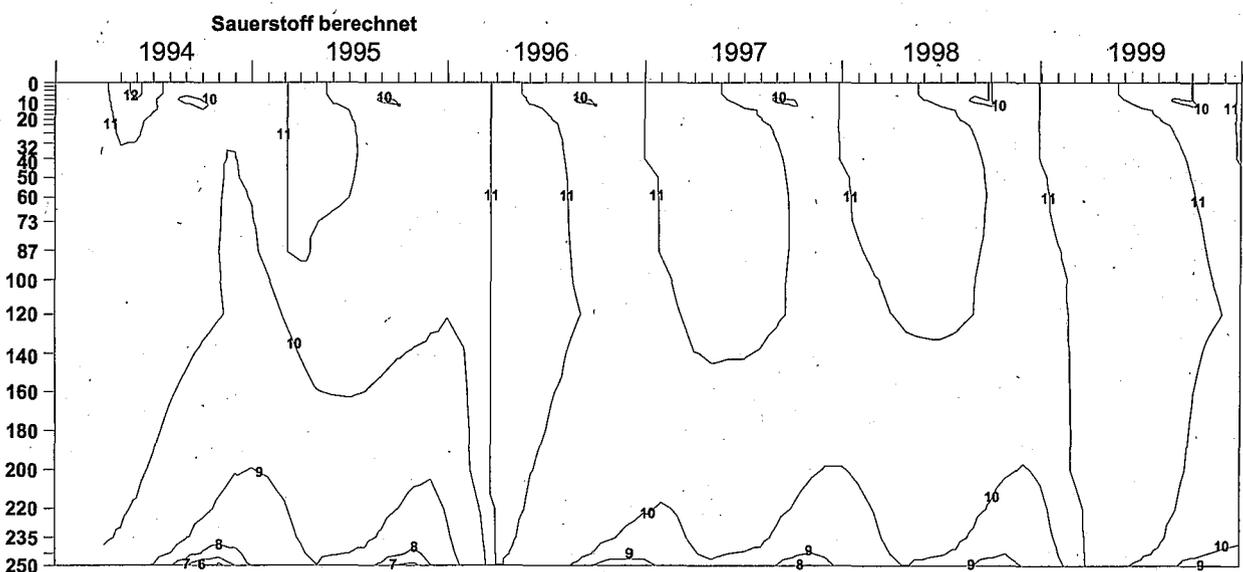


Abb. 35 a: Verlauf des Sauerstoffs [mg/l] in den verschiedenen Tiefen, berechnet

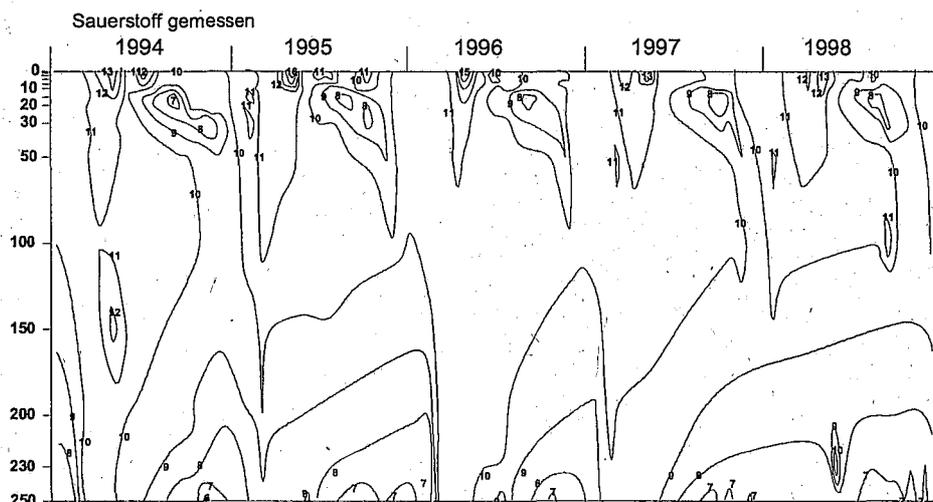


Abb. 35b: Verlauf des Sauerstoffs [mg/l] in den verschiedenen Tiefen
35a berechnet, 35b gemessen

Die simulierten maximalen Sauerstoffspitzen an der Oberfläche (Abb. 35) erreichen kaum die gemessenen Werte, was aber kaum stört, da mehr Wert auf die Aussagen im Tiefenwasser gelegt wird, wo kritische Verhältnisse auftreten können. Ein Teil der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser beruht auf der Sauerstoffzehrung des Sediments aus den Vorjahren. Diese sollte also mit abnehmender Sedimentation (Primärproduktion) langsam auch abnehmen. In Ermangelung von Messwerten mussten diese Zehrungsraten ausschliesslich modellmässig behandelt werden (unter anderem auch bei der Annahme von Anfangswerten). Die Abbildung der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen wurde von Hand überarbeitet, um die Leserlichkeit zu steigern. Das unveränderte Pendant (Abb. 43) befindet sich im Anhang.

8.3. Anwendung des Modells

8.3.1. Variation der Phosphorfrachten

Als Variation der Frachten wurden folgende Zahlen gewählt:

| tP/Jahr | Bedeutung |
|---------|--|
| 308 | ca. kritische Fracht von Bericht Nr.44. |
| 195 | weiter wie 1995/96 (vgl. S.15) |
| 146.4 | kein Abwasser, Landwirtschaft gleichbleibend, Klima konstant |

Die erste Variante ist kritisch bezüglich des Sauerstoffziels von minimal 4 mg/l, welches meist, aber nicht immer eingehalten werden kann.

Die zweite bedeutet Halten des erreichten Reinigungsgrades (195 tP/a entsprechen übrigens den Frachten von 1938 oder 1944 (Wagner 1996)) und die Dritte ist optimistisch, aber nicht unreal. Eine rein geogene ("natürliche") Fracht kann tiefer als 100 tP/a liegen, und Erfolge mit der P-Fernhaltung von der Landwirtschaft dürften aber auch weiterhin zu erzielen sein. Leider kann die geogene Fracht weder gemessen noch berechnet werden, da keine konsolidierten Daten der Austräge von "Öd- und Un"-Land verfügbar sind. Diese Zahl ist daher weitgehend spekulativ.

8.3.2. Variation der Einschichtung des Alpenrheins

Ein Teil des Wassers des Alpenrheins taucht in die Tiefe des Sees. Als Varianten wurden 41% (wie oben erwähnt), 70% und 20% des Rheinwassers gewählt. Die Variante von 20% kann in Trockenjahren eintreten. Dies bedeutet, dass dann nur 20% der gesamten Wassermenge des Alpenrheins in grosse Tiefe taucht. Ein Wert von 40% dürfte in mittleren Abflussjahren häufig sein, und wenn viel Wasser vor dem Hochsommer ankommt, könnte das Verhältnis bis 70% steigen (vgl. Kap. 4.3.3.3.).

8.4. Simulationsergebnisse

Um nicht jedes mal die ganze Kombination der verschiedenen Änderungen aufzuführen, wurde eine Abkürzung gewählt. Diese ist aufgebaut als PQSZ; Phosphorfracht, Wasserführung, Schichtung und Zirkulation mit je einem Buchstaben als Charakterisierung. Der Code PmQmSmZ3 beschreibt mit allen mittleren Varianten die Vergleichsbasis, die mit den gemessenen Bodensedaten "geeicht" wurde.

Tab. 9 :Definition der Codes der Simulationen

| Phosphor Fracht t/a | Code | Wasser Code Mia m ³ /a | Einschichtg. Alpenrhein Code | Einschichtg. Alpenrhein % | Zirkulation Art | Zirkulation Code |
|------------------------|------|--------------------------------------|---------------------------------|------------------------------|-----------------|--------------------------|
| 146.41 | Pt | 6.3 | Qt | 20 | Sf | 3Teilig Z3 |
| 195.5 | Pm | 10.7 | Qm | 41 | Sm | Gut Zg |
| 308 | Ph | 14.7 | Qh | 70 | St | Schlecht Zs Mittel Zm |

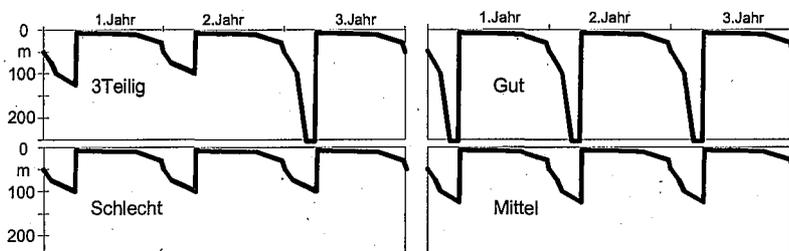


Abb. 36: Zirkulationstiefen bei verschiedenen Zirkulationsarten (vertikale Mischung vgl. Abb. 25 c)

Die Arten der Zirkulationen wurden folgendermassen definiert (zeitlicher Verlauf siehe Abb. 36 resp. 25 c): 3Teilig: wie Abb. 25c; Gut: nur Jahre mit guter Zirkulation (3.Jahr); Schlecht: nur Jahre mit schlechter Zirkulation (2.Jahr) und Mittel: nur Jahre mit mittlerer Zirkulation (1. Jahr der Abb. 25c). Die Kombination von einer von drei verschiedenen Jahresphosphorfrachten mit einer von drei Wasserführungen, mit einer von drei Einschichtungsarten und mit einer von vier Mischungsarten gibt total 108 mögliche Varianten. Davon wurden von der Basis her die Komponenten einzeln variiert.

Die beste Variante hat den Code PtQhShZg und die schlechteste PhQtStZs, d.h je tiefer der Phosphoreintrag, je grösser die Wasserführung, je grösser der abtauchende Anteil des Alpenrheins und je besser die Winterzirkulation, desto besser ist die Prognose für den See.

Tab. 10: Vorgaben für die einzelnen Simulationen

| | P t/a | Q km ³ /a | S % | Z Code | Name |
|----------|----------|-------------------------|--------|-----------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 195.5 | 10.7 | 41.24 | m3 | Basis |
| PmQmSmZm | 195.5 | 10.7 | 41.24 | m | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 308.0 | 10.7 | 41.24 | m3 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 146.4 | 10.7 | 41.24 | m3 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 195.5 | 6.3 | 41.24 | m3 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 195.5 | 14.7 | 41.24 | m3 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 195.5 | 10.7 | 20.00 | m3 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 195.5 | 10.7 | 70.04 | m3 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 308.0 | 6.3 | 20.00 | s | Schlecht |
| PmQmSmZs | 195.5 | 10.7 | 41.24 | s | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 195.5 | 10.7 | 41.24 | g | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 195.5 | 6.3 | 20.00 | s | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 195.5 | 10.7 | 20.00 | s | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 195.5 | 10.7 | 20.00 | g | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 146.4 | 14.7 | 70.04 | g | Bestes |

Alle Simulationen starteten am 8. 3.1994 mit identischen Anfangsbedingungen und liefen bis zum 7. 3.2010. Da die Anpassung für die Periode 1994 bis 1998 erfolgte, bedeutet dies bereits im Jahre 2001 eine Extrapolation um etwa drei Jahre.

Tab. 11: Prognostizierte Konzentrationen im Seewasser im Jahre 2001

| Code | P-gel. mg/m ³ | part.P mg/m ³ | O ₂ g/m ³ | POC mg/m ³ | SoP mg/m ² | SiP mg/m ² | SC g/m ² | PrimProd g/m ² a | O ₂ Min mg/l | Bedeutung |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 9.8 | 0.49 | 10.8 | 42.2 | 1067 | 897 | 13.9 | 102 | 9.0 | Basis |
| PmQmSmZm | 10.1 | 0.51 | 10.8 | 42.4 | 1062 | 897 | 13.7 | 101 | 8.8 | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 13.0 | 0.80 | 10.6 | 51.7 | 1309 | 938 | 17.1 | 122 | 8.3 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 9.6 | 0.41 | 10.9 | 35.4 | 956 | 879 | 12.1 | 89 | 9.3 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 12.8 | 0.56 | 10.6 | 44.9 | 1199 | 946 | 15.3 | 107 | 8.5 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 8.0 | 0.45 | 10.9 | 40.1 | 964 | 858 | 12.8 | 98 | 9.3 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 10.3 | 0.50 | 10.8 | 42.3 | 1067 | 892 | 13.9 | 103 | 8.9 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 9.3 | 0.49 | 10.8 | 42.2 | 1063 | 903 | 13.8 | 101 | 9.1 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 16.9 | 0.89 | 10.3 | 53.9 | 1460 | 993 | 18.6 | 126 | 7.7 | Schlecht |
| PmQmSmZs | 10.0 | 0.51 | 10.7 | 42.4 | 1076 | 903 | 13.9 | 103 | 8.8 | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 9.6 | 0.53 | 11.0 | 42.5 | 1032 | 885 | 13.1 | 98 | 9.4 | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 13.1 | 0.57 | 10.5 | 45.0 | 1206 | 950 | 15.4 | 107 | 8.3 | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 10.5 | 0.51 | 10.7 | 42.6 | 1075 | 900 | 13.9 | 103 | 8.8 | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 9.9 | 0.53 | 11.0 | 42.7 | 1030 | 882 | 13.1 | 99 | 9.4 | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 7.3 | 0.36 | 11.2 | 32.7 | 811 | 827 | 10.1 | 78 | 9.7 | Bestes |

Die Zahlen bedeuten die volumengewichteten mittleren Jahreskonzentrationen. Bei der Primärproduktion handelt es sich um die Jahresproduktion und beim Sauerstoffminimum um den minimalen Monatswert.

POC: partikulär organischer Kohlenstoff, SoP: organische Phosphate im Sediment, SiP: anorganisches P im Sediment, SC: Sediment-Kohlenstoff.

Tab. 12: prognostizierte Konzentrationen im Seewasser im Jahre 2009

| Code | P-gel. mg/m ³ | part.P mg/m ³ | O ₂ g/m ³ | POC mg/m ³ | SoP mg/m ² | SiP mg/m ² | SC g/m ² | PrimProd g/m ² a | O ₂ Min mg/l | Bedeutung |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 6.5 | 0.42 | 10.9 | 40.0 | 881 | 592 | 12.7 | 95 | 9.3 | Basis |
| PmQmSmZm | 6.8 | 0.43 | 10.9 | 40.1 | 888 | 595 | 12.7 | 96 | 9.1 | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 13.3 | 0.81 | 10.7 | 51.4 | 1326 | 797 | 16.8 | 119 | 8.3 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 5.6 | 0.31 | 11.1 | 31.3 | 719 | 510 | 10.2 | 77 | 9.7 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 8.4 | 0.48 | 10.8 | 42.6 | 1017 | 666 | 13.9 | 100 | 8.9 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 5.5 | 0.39 | 11.1 | 38.0 | 793 | 539 | 11.8 | 92 | 9.5 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 6.6 | 0.43 | 10.9 | 40.0 | 887 | 594 | 12.6 | 95 | 9.3 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 6.4 | 0.42 | 11.0 | 39.8 | 877 | 589 | 12.8 | 95 | 9.3 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 18.1 | 0.91 | 10.3 | 53.7 | 1516 | 891 | 18.8 | 125 | 7.6 | Schlecht |
| PmQmSmZs | 6.7 | 0.43 | 10.8 | 39.8 | 900 | 600 | 12.9 | 96 | 9.1 | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 6.3 | 0.44 | 11.0 | 39.9 | 863 | 582 | 12.2 | 92 | 9.5 | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 8.6 | 0.48 | 10.6 | 42.5 | 1037 | 676 | 14.2 | 102 | 8.7 | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 6.8 | 0.43 | 10.8 | 40.1 | 906 | 603 | 13.0 | 97 | 9.0 | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 6.3 | 0.44 | 11.0 | 40.0 | 864 | 583 | 12.2 | 93 | 9.5 | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 4.8 | 0.27 | 11.3 | 29.2 | 600 | 442 | 8.8 | 70 | 9.8 | Bestes |

Tab. 13:Veränderungen gegenüber der Basis (PmQmSmZ3) für das Jahr 2009:

| Code | P-gel. mg/m ³ | part.P mg/m ³ | O ₂ g/m ³ | POC mg/m ³ | SoP mg/m ² | SiP mg/m ² | SC g/m ² | PrimProd g/m ² a | O ₂ Min mg/l | Bedeutung |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 0 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 0.0 | Basis |
| PmQmSmZm | 0.2 | 0.01 | -0.1 | 0.1 | 7 | 3 | 0.1 | 0 | -0.2 | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 6.8 | 0.39 | -0.2 | 11.4 | 445 | 205 | 4.1 | 24 | -1.0 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | -1 | -0.12 | 0.1 | -8.7 | -162 | -82 | -2.4 | -18 | 0.4 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 1.9 | 0.06 | -0.2 | 2.6 | 136 | 74 | 1.3 | 5 | -0.4 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | -1 | -0.04 | 0.1 | -2.0 | -88 | -53 | -0.9 | -3 | 0.3 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 0.1 | 0.01 | 0.0 | 0.0 | 6 | 2 | 0.0 | 0 | 0.0 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | -0.1 | -0.01 | 0.0 | -0.2 | -4 | -3 | 0.1 | 0 | 0.0 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 11.6 | 0.49 | -0.6 | 13.7 | 635 | 299 | 6.1 | 30 | -1.7 | Schlecht |
| PmQmSmZs | 0.2 | 0 | -0.1 | -0.2 | 19 | 8 | 0.3 | 1 | -0.2 | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | -0.3 | 0.01 | 0.1 | -0.1 | -18 | -10 | -0.4 | -3 | 0.2 | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 2 | 0.06 | -0.3 | 2.5 | 156 | 84 | 1.6 | 6 | -0.6 | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 0.3 | 0 | -0.2 | 0.1 | 25 | 11 | 0.3 | 2 | -0.3 | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | -0.2 | 0.01 | 0.1 | 0.0 | -17 | -9 | -0.5 | -3 | 0.2 | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | -1.7 | -0.15 | 0.3 | -10.8 | -281 | -150 | -3.9 | -25 | 0.5 | Bestes |

Die langfristigen Unterschiede zwischen abwechselnd guter, mittlerer und schlechter Zirkulation und dauernd mittelguter Zirkulation sind erwartungsgemäss klein (aber abhängig vom ausgewählten Vergleichsjahr).

Am grössten sind die Ausschläge bei einer Veränderung der Phosphorfracht (was dem Allgemeinwissen entspricht). Klein sind auch die Auswirkungen der Einschichtungstiefe des Alpenrheins für die mittleren Konzentrationen im See. Hochwasserjahre mit gleichbleibender P-Fracht verbessern die Situation, da der See besser durchspült wird.

Mit der Exponentialfunktion: $y = a + b \cdot e^{ct}$ lassen sich die "Gleichgewichts"²⁷-Konzentrationen (d.h. die Konzentrationen nach unendlich langer Zeit) ermitteln, wobei die Konstante a diese Konzentration beschreibt. Die Konstante b bezieht sich auf den Rückgang/Zunahme während der angenäherten Dauer und c ($c < 0$) zeigt die Geschwindigkeit des Vorgangs. Die Z3-Varianten konvergieren wegen ihrem wechselnden Zirkulationsverhalten auf einen mittleren Zustand.

Tab. 14: Steady state Konzentrationen

| Code | P-gel. mg/m ³ | part.P mg/m ³ | O ₂ g/m ³ | POC mg/m ³ | SoP mg/m ² | SiP mg/m ² | SC g/m ² | PrimProd g/m ² a | O ₂ Min mg/l | Bedeutung |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 6.0 | 0.40 | 13.2 | 39.3 | 817 | 459 | 12.6 | 94 | 6.6 | Basis |
| PmQmSmZm | 6.0 | 0.41 | 13.2 | 39.5 | 697 | 465 | 11.0 | 76 | 6.4 | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 13.7 | 0.82 | 10.8 | 51.3 | 1328 | 383 | 16.3 | 116 | 7.1 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 5.3 | 0.27 | 13.0 | 29.7 | 668 | 345 | 9.9 | 75 | 10.6 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 7.1 | 0.46 | 10.8 | 42.4 | 1027 | 538 | 13.9 | 100 | 8.9 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 5.3 | 0.38 | 11.1 | 38.1 | 794 | 414 | 11.7 | 91 | 9.6 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 6.0 | 0.41 | 10.9 | 38.5 | 894 | 509 | 12.6 | 95 | 9.2 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 6.1 | 0.40 | 10.9 | 39.5 | 822 | 452 | 12.7 | 94 | 9.3 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 19.4 | 0.90 | 10.3 | 53.7 | 1520 | 889 | 18.8 | 125 | 7.6 | Schlecht |
| PmQmSmZs | 6.2 | 0.41 | 10.8 | 39.6 | 828 | 469 | 12.7 | 95 | 9.1 | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 5.8 | 0.42 | 11.0 | 39.5 | 795 | 455 | 12.1 | 92 | 9.5 | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 7.1 | 0.45 | 10.7 | 41.9 | 1045 | 550 | 13.4 | 99 | 8.9 | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 6.1 | 0.39 | 10.8 | 39.3 | 832 | 478 | 12.8 | 95 | 9.1 | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 5.7 | 0.42 | 11.0 | 39.6 | 783 | 458 | 12.0 | 91 | 9.5 | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 4.6 | 0.26 | 11.3 | 28.6 | 487 | 278 | 8.6 | 69 | 9.8 | Bestes |

²⁷ Beschreibung eines stationären Zustandes, oder Fließgleichgewichts (engl. steady state), das sich einstellt, wenn die Stoffflüsse ins System und aus dem System heraus gleich gross sind.

Tab. 15: Veränderung pro Jahr von 2001 bis 2009 (Halbwertszeiten)

| Code | P-gel. a | part.P a | O ₂ a | POC a | SoP a | SiP a | SC a | PrimProd a | O ₂ Min a | Bedeutung |
|----------|-------------|-------------|---------------------|----------|----------|----------|---------|---------------|-------------------------|------------------------------|
| PmQmSmZ3 | 2.8 | 4.3 | | 3.9 | 4.1 | 4.7 | 2.0 | 2.2 | | Basis |
| PmQmSmZm | 2.8 | 3.4 | | 3.2 | 8.4 | 4.6 | 7.5 | 22 | | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 8.9 | | 19 | 2.3 | 2.2 | 19 | 19 | 19 | | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 2.5 | 4.5 | 19 | 4.6 | 3.2 | 4.7 | 2.6 | 3.2 | 19 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 3.8 | 3.9 | | 2.3 | 2.1 | 4.8 | 2.0 | 1.8 | | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 2.3 | 3.2 | 1.9 | 2.0 | 2.0 | 4.4 | 1.4 | 1.9 | 1.7 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 3.0 | 3.9 | 1.9 | 6.0 | 2.0 | 3.8 | 1.9 | 1.9 | | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 2.5 | 3.8 | | 2.9 | 3.7 | 4.7 | 1.8 | 1.9 | | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 7.8 | 2.2 | 1.1 | 2.4 | 1.9 | 1.9 | 1.8 | 2.6 | 0.7 | Schlecht |
| PmQmSmZs | 2.9 | 3.4 | 2.9 | 2.7 | 4.4 | 4.6 | 3.1 | 2.9 | 2.2 | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 2.7 | 3.2 | 3.0 | 2.8 | 4.4 | 4.5 | 2.6 | 2.9 | 3.5 | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 4.0 | 4.4 | 4.4 | 3.3 | 2.1 | 4.8 | 5.9 | 4.5 | 5.5 | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 3.1 | 4.4 | 2.7 | 3.6 | 4.7 | 4.6 | 2.8 | 4.1 | 3.3 | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 2.9 | 3.0 | 2.8 | 2.8 | 5.0 | 4.5 | 3.2 | 3.5 | 3.6 | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 2.4 | 2.1 | 2.3 | 2.6 | 4.9 | 4.5 | 2.4 | 2.3 | 1.5 | Bestes |

Die Halbwertszeiten liessen sich z.T. nur näherungsweise bestimmen, da sich in diesem Zeitraum teilweise kaum noch Änderungen zeigten. Die einzige gesicherte Aussage ist, dass der zeitliche Abfall des anorganischen Phosphors im Sediment am langsamsten vor sich geht (wie es aus den Eingabewerten in Tab. 8 vorgegeben wurde).

8.5. Zusammenstellung der Resultate der Simulationen

Die Resultate aus den Tabellen in Kap. 6.5 sind als Abbildungen übersichtlicher: Die Abhängigkeit der Primärproduktion von der Phosphorzufuhr wird offensichtlich, wobei auch die jährliche Wasserführung eine Rolle spielt.

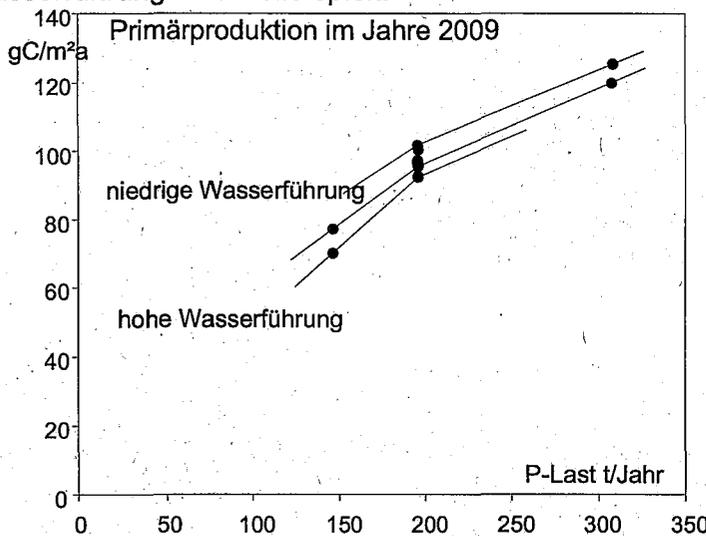


Abb. 37: prognostizierte Primärproduktion im Bodensee in Abhängigkeit der P-Belastung

Abb. 37 zeigt, dass der Unterschied zwischen ausschliesslich Hochwasserjahren und Niederwasserjahren ähnliche Auswirkungen zeigt, wie die Differenz der P-Fracht um etwa 30 t pro Jahr. Die Abhängigkeit der Primärproduktion von der P-Zufuhr ist, wie oben schon erwähnt, nicht linear. Die theoretische Kurve beginnt im Nullpunkt und erreicht nach einem gekrümmten Anstieg ein Plateau, welches durch die Lichtmenge in unserer Breite begrenzt wird (erfahrungsgemäss ca. 1.2 kg C/m²a, vgl. Abb. 10b)

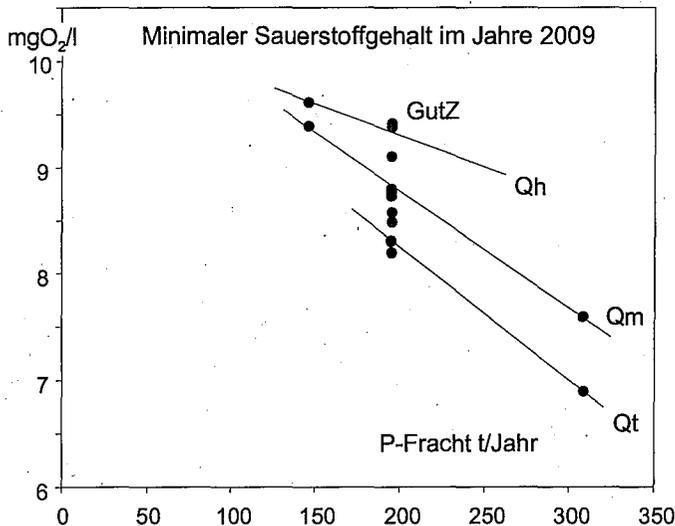


Abb. 38: prognostizierter minimaler Sauerstoffgehalt Bodensee in Abhängigkeit der P-Belastung

Dagegen kommt die Abhängigkeit in Abb. 38 in den quasilinearen Bereich, indem physikalische Prozesse wichtiger werden.

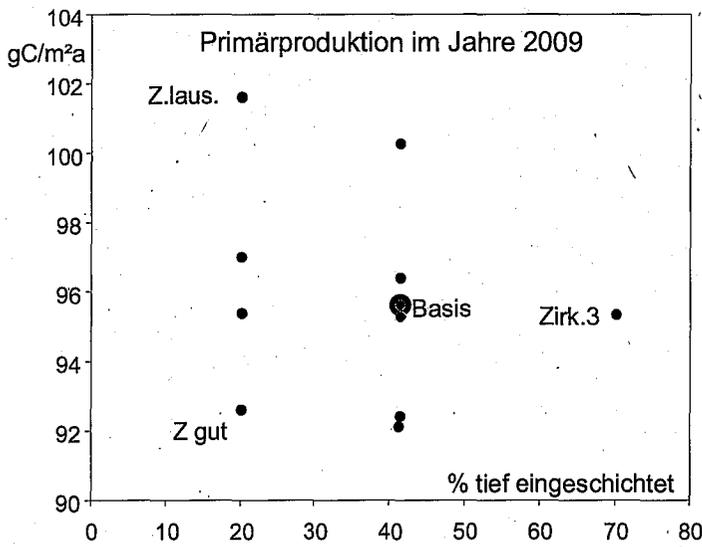


Abb. 39: Primärproduktion im Bodensee in Abhängigkeit der Einschichttiefe des Alpenrheins

Für eine mittlere P-Fracht von 195.5 tP/Jahr lassen sich in Abb. 39 noch Feinheiten bemerken: Die Produktion ist mehr von der Zirkulation abhängig, als von der Menge des in der Tiefe eingeschichteten Alpenrheinwassers.

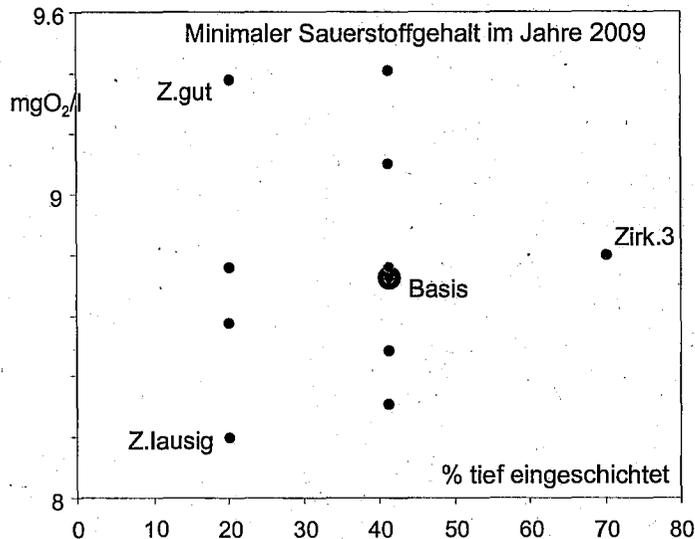


Abb. 40: minimale Sauerstoffkonzentration in Abhängigkeit der Einschichttiefe des Alpenrheins

In Abb. 40 sieht man dasselbe.

Da die Sicherheit der Zirkulation in gewissem Umfang mit der Menge des eingeschichteten Wassers zusammenhängt, ist diese Unterscheidung kaum praxisrelevant.

Die Produktion und der minimale Sauerstoffgehalt werden hauptsächlich durch die jährlich zufließende Phosphormenge bestimmt. Andere Abhängigkeiten spielen eine untergeordnete Rolle.

9. Diskussion und Schlussfolgerungen

Einige Ergebnisse wurden bereits in den vorhergehenden Kapiteln diskutiert. Hier sind die wichtigsten Punkte zusammengestellt.

Geplant war ein **Abschluss** der vorliegenden Arbeit im Jahre 2000, der aber durch verschiedene Umstände verzögert wurde. Die Zuflussuntersuchung, die eine der Voraussetzungen für diesen Bericht war, musste um ein Jahr fortgesetzt werden, da sich die notwendigen Hochwässer erst in der Verlängerung des Untersuchungsprogramms ereigneten. Die Verzögerung hatte den positiven Effekt, dass sie eine Aussage über die Auswirkungen verschiedener Jahreswasserführungen ermöglichte.

Die **Analyse der Langzeitdaten** lieferte einige Aussagen, die für die Systemanalyse von Wichtigkeit sind. Das Geschehen im Bodensee macht, abgesehen von wenigen Ausnahmen, keine Sprünge. Dies erleichtert die Arbeit, da dadurch einige Vereinfachungen zulässig werden. Die Aussage ist nur scheinbar trivial, denn ein Wechsel von Arten ist immer vorhanden. Zudem sind auch einzelne Arten verschwunden. Starke sprunghafte Änderungen werden durch neu auftretende Arten verursacht: z.B. Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (Bodensee ca. 1970) oder die Kieselalge *Tabellaria fenestrata* (Zürichsee 1893, Bodensee ca. 1940, Lehn 1969, Minder 1943, Nipkow 1920). Sprünge in den chemischen Langzeitdaten fallen zusammen mit extremen hydrologischen und meteorologischen Bedingungen. Das Trockenjahr 1971/72 fiel auch mit der Muschelinvasion zusammen.

Hydraulisch kann der Bodensee-Obersee – vereinfacht ausgedrückt – als ein Becken mit unterschiedlich tief reichender Wasserspülung aufgefasst werden. Ein erheblicher Teil des Zuflusswassers schichtet sich in der Tiefe ein und schiebt das überliegende Wasser nach oben. Eine Ursache ist die Beschwerung des Wassers mit feinsten Schwebstoffen. Diese **abtauchenden Wassermengen** wurden für die Jahre 1996 und 1997 berechnet. Erwartungsgemäss waren sie im hydrologischen Normaljahr 1997 grösser als im Trockenjahr 1996.

Die natürliche **Belüftung** des Bodensees ist ein aktuelles Thema, das erst teilweise erforscht ist. Im vorliegenden Bericht ging es hauptsächlich um den Gasaustausch an der Oberfläche. Dafür wurde ein eigenes semi-empirisches Modell entwickelt, das es auch erlaubt Austauschraten für den Sommer anzugeben. Weiterführende Modelle sind bekannt, setzen aber als Eingabedaten mindestens zweidimensionale Daten der Windgeschwindigkeiten, lokale Wellenhöhen, sowie Temperaturen und Sauerstoffgehalte, in einer Zeitauflösung maximal von Stunden voraus. Dieses Verfahren liefert aber nur für zu kurze Fristen prognostisch verwertbare Ergebnisse und scheitert auch an den Kosten und der Logistik.

Das Kriterium für die **Vollzirkulation** des Bodensees wurde verschärft (s. S.19), was in der Folge auch die rechnerische Häufigkeit der Vollzirkulationen reduzierte. Eine weitere Präzisierung wird zukünftig erfolgen, da dann bei der Dichteberechnung des Wassers auch die Kompressibilität des Wassers und evt. auch der Luftdruck berücksichtigt werden müssen. Als Beispiel kann folgende einmalig beobachtete extreme **Schichtungssituation** dienen: Am 18. April 1963 zeigte der Bodensee einen äusserst stabilen Zustand: In den Tiefen grösser als 100 m hatte das Wasser überall die grösst mögliche Dichte angenommen. Dies wurde durch die Seegrüne hervorgerufen und hatte drastische Konsequenzen für den Sauerstoffgehalt in den Folgejahren.

Die **vertikale Mischung** des Wasserkörpers muss in ein Modell eingebaut sein. Die realen Vorgänge sind kompliziert und wurden bereits an einigen Beispielen modelliert (Paul Hamblin, Tarzan Legovic, Hydromod oder Jörg Imberger u.v.a). Solche dreidimensionale Modelle müssen mit Zeitschritten von wenigen Minuten arbeiten. Damit taugen sie zwar für ausgewählte modellmässige Aussagen, sie erlauben aber keine Vorhersagen auf Zeitspannen von mehreren Jahren. Diese Vorgänge wurden im vorliegenden dynamischen Modell drastisch zusammengefasst (parametrisiert): es wird nur noch die vertikale Eddydiffusion sowie die Advektion durch eingeschichtete Zuflüsse als "forcing function" mit vorgegebenen Zeitreihen berücksichtigt. Die vertikale Eddydiffusion kann für diesen Zweck aus den vorhandenen Chemie- und Temperaturdaten berechnet werden. Reale Messungen der Eddydiffusion im See müssten zeitlich und örtlich gemittelt werden, sind also nicht direkt anwendbar.

Die schlechte Durchmischung 1997/98 hatte weit geringere Konsequenzen für den Sauerstoffgehalt als noch in den Jahren 1971/72, was auf den inzwischen verbesserten Zustand des Sees zurückzuführen ist.

Chemische Komponenten

In diesem Bericht spielen hauptsächlich die integrierenden chemischen Parameter (nach Stumm) eine Rolle. Dazu gehören Sauerstoff und Phosphor, welche im sommerlichen Hypolimnion einen Teil des zeitlichen Ablaufs im Epilimnion summieren (integrieren). Diese beiden chemischen Komponenten sind gut korreliert, aber die Wirkungskette ist indirekt, d.h. sie führt über den organischen Kohlenstoff. Die **Stöchiometrie** des Planktons, d.h. die Zusammensetzung aus einzelnen chemischen Elementen ($C:P:O_2^{28}$) wird üblicherweise als konstant angenommen. Dafür wurde von Redfield für wohlernährtes Plankton eine chemische Formel publiziert (Redfield 1958). Im Bodensee entfernt sich die Ernährung immer weiter von diesem Idealzustand, und dementsprechend verändert sich auch die Stöchiometrie. Es konnte nachgewiesen werden, dass im Plankton gegenüber früher pro Phosphor mehr Kohlenstoff vorhanden ist. Wie aus den Bodenseedaten hervorgeht, blieb das Verhältnis von assimiliertem Kohlenstoff zu freigesetztem Sauerstoff annähernd konstant.

Eine **Koppelung** von physikalischen mit chemischen oder biologischen Prozessen im Modell ist für Langzeitprognosen nicht sinnvoll. Die Geschwindigkeiten der Prozesse und damit die notwendigen Zeitschritte der Integration sind zu verschieden und Resultate sind in angemessener Frist nur auf Parallelrechnern zu erreichen. Um dennoch auf zuverlässige Aussagen zu kommen, wurde nicht nur der vertikale Wasseraustausch während des Sommers im Meta- und Hypolimnion, sondern auch das langzeitige Mischungsverhalten des Sees (Jahre 1964 bis 1998) untersucht. Die verwendeten Kriterien wurden dem Bodensee in seinem heutigen Zustand an-

²⁸ Verhältnis von partikulärem Phosphor zu partikulärem Kohlenstoff zu gelöstem Sauerstoff.

gepasst. Als Kriterium wäre z.B. die Kutschke'sche Definition des Metalimnions von $>1^{\circ}/m$ denkbar gewesen (Kutschke 1963). Dieses stammt allerdings aus dem Zürichsee in einer meso- bis eutrophen Situation. Das bedeutet, dass die Trophie in das Kriterium eingehen muss, da ein Zusammenhang mit der biologisch induzierten Schichtungsstabilisierung besteht. Ein eutropher See hat mehr Mühe vollständig zu mischen, als ein See, in welchem die biologischen Aktivitäten reduziert sind.

Offensichtlich gewinnen die Stoff-Flüsse aus dem Sediment dann an Gewicht, wenn das durch den erhöhten P-Gehalt intensivierte biologische Geschehen im See einigermaßen abgeklungen ist und das Sediment noch die wichtigste Erinnerung an vergangene, mesotrophe Zeiten darstellt. Mit dem Abbau der organischen Substanz im Sediment wird ein Teil des gefällten Kalks gelöst und fließt in den bodennahen Wasserkörper. Es ist anzunehmen, dass die dadurch induzierte Schichtstabilisierung, im Laufe der Jahre zurückgehen wird. Das Vitznauerbecken im Vierwaldstättersee hat dies bereits vollzogen.

Biologie

Die Senkung des Phosphorgehalts des Bodensees dient der Senkung der **Algenbiomasse** im See. Der Einfachheit halber wird der Sanierungserfolg nur mit der Phosphorkurve belegt. Den wirklichen Sanierungserfolg auf die Reduktion der Algenbiomasse zu zeigen, ist alles andere als einfach. Algen haben kurze Entwicklungszeiten und lösen sich gegenseitig im Laufe einer Vegetationsperiode ab. Sie zeigen auch uneinheitliche Verteilungen an der Seefläche. Daher und aus anderen Gründen werden die Algen in den grünen Jahresberichten der IGKB nur in zusammengefasster Form dargestellt.

Die Angabe der Jahressumme der **Primärproduktion** ist problematisch, da diese Messserien aus jeweils kurzen gemessenen Intervallen und 99% Interpolationszeitspanne bestehen. Die Jahresproduktionen der Algen betragen für 1995 $109 \text{ gC}/\text{m}^2\text{a}$ und für 1996 $121.5 \text{ gC}/\text{m}^2\text{a}$. Eine andere Messreihe zeigt seit 1991 eine Senkung auf ca. 60%, was einer Primärproduktion von $112 \text{ gC}/\text{m}^2\text{a}$ entsprechen würde. (s.S. 26)

Die **optischen Eigenschaften** des Planktons (s. S.27) bezüglich seines Phosphorgehaltes unterscheiden sich zwischen 1985/86 und 1996/97 nicht. Das war nicht zu erwarten, da der Kohlenstoff ein besseres Mass für die Planktonbiomasse darstellt als der Phosphor und sich inzwischen die Stöchiometrie veränderte.

Die **Sedimentation** ist nach der Primärproduktion der zweitwichtigste Prozess im See. Nur dadurch kommt es zur Sauerstoffzehrung in der Tiefe. Daher wurde grosser Wert auf die Bestimmung der Sedimentationsraten und -geschwindigkeiten gelegt. Einzelne reale Geschwindigkeiten von Partikeln können negativ, also nach oben gerichtet sein. Jedoch dominiert das Übergewicht²⁹ und damit das Sinken. Wie auch beim vertikalen Wasseraustausch muss hier parametrisiert werden. Die Geschwindigkeiten, die im dynamischen Modell eingesetzt sind, bedeuten somit Tagesmittelwerte und können auch als Drift bezeichnet werden.

Die Sedimentation im See sowie auch die Phosphorschichtung zeigen seit 1988 eine klare Abhängigkeit von der Phosphorkonzentration, die aus der Erfahrung an anderen Seen auch erwartet wurde. Bei geringerer Phosphorkonzentration wird der vertikale Phosphorgradient kleiner und der Sedimentationsverlust erreicht ein Maximum. Dies weist auf eine Favorisierung von grossen Planktern hin, welche wegen ihres grossen Volumens Phosphor besser nutzen (K-Strategie), länger leben und etwas schneller sinken.

Modelle

Die **Vorsicht** gegenüber den Aussagen von **Modellen** ist schon vielfach angesprochen worden. Es gibt immer mehr als eine Möglichkeit, die interessierende Realität in einem numerischen Modell abzubilden. Die Art der Resultate wird durch die Art des Modells vorgegeben. Verschiedene Modelle können aber durchaus ähnliche Resultate liefern. Bei der Analyse der Seedaten

²⁹ Übergewicht ist das Gewicht der Algen abzüglich dem Auftrieb durch das Wasser (ca. $20 \text{ g}/\text{l}$).

wurden einige neue Vorgehensweisen verwendet, die auch als Modelle bezeichnet werden können (z.B. Berechnung des Gasaustauschs an der Seeoberfläche).

Für ein sicheres Vorgehen beim Modellieren ist es von Vorteil, vom Einfachen zum Komplizierten vorzugehen. Wie schon im Bericht Nr. 44 wurde ein Bilanzmodell (Zweibox-Modell) entwickelt, das nun statt der konstanten Koeffizienten Funktionen enthält, welche die neu erkannten Zusammenhänge der Sedimentation und der Schichtung in Abhängigkeit vom Phosphorgehalt des Sees beschreiben. Das Zweiboxmodell bearbeitet nur Jahresbilanzen, ist robust und daher geeignet, zuverlässige Prognosen zu machen. Sie können allerdings den Sauerstoff nicht berücksichtigen, da dieser im Verlauf der Jahreszeiten betrachtet werden muss, was nur in einem feiner auflösenden Modell (dynamisches Modell) möglich ist.

Nach Möglichkeit wurde das alte Rechenmodell verwendet, da eine Neuentwicklung eine Verzögerung von einem Jahr bedeutet hätte. Die Anpassungen des dynamischen Modells beschränkten sich auf die Einführung einer neuen Zeitreihe, statt einer Konstanten. Vollständig neu ist die Art der Anpassung und das Finden der optimalen Konstantenkombination.

Das dynamische Modell und das Zweiboxmodell führen vorgehensgemäss zum selben Resultat bezüglich des Fließgleichgewichts der Phosphorkonzentration als Funktion der Phosphorbelastung. Das dynamische Modell wurde mit den Daten des Zweiboxmodells geeicht.

Die **Biologie** des Bodensees wird seit Jahren bearbeitet, und es sind sehr viele Erkenntnisse vorhanden, die aber zumeist nicht einbezogen werden können. Das dynamische **Modell** behandelt keine Arten, sondern nur eine pauschale Blackbox von Biota. Da es die Aufgabe des Modells ist Langzeitprognosen zu liefern, können kurzzeitige Zustände, die nur zwei Wochen dauern, keine Aufnahme ins Modell finden. Die Tag-Nacht-Rhythmen müssen zu Tagesmitteln zusammengefasst werden. Mit dem Zusammenfassen der Arten gewinnen die umhüllenden Kurven der artspezifischen Eigenschaften an Bedeutung, wodurch die Optima breiter und die Gradienten flacher werden.

Die **Ergebnisse der Modelle** zeigen

- eine Konzentration zwischen 7.9 und 11 mg/m³ Phosphor im See nach einigen Jahren bei einer konstant angenommenen P-Fracht von 195 t/a (siehe Zuflussuntersuchung 1996/97),
- eine grosse Wirkung der Veränderung der Phosphorzufuhr auf den Sauerstoffgehalt des Sees
- eine geringere Wirkung der Wasserführung, der Zirkulation des Seewasserkörpers und der Einschichtungstiefe des Alpenrheins auf den Sauerstoffgehalt des Sees in absteigender Reihenfolge.

Der wichtigste Parameter bleibt somit der Phosphor.

Zusammenhänge

Durch das Senken der Phosphorkonzentration haben bisher verdeckte Zusammenhänge im See an Bedeutung gewonnen. War früher der Abbau der im See produzierten Biomasse in erster Linie für den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser verantwortlich, müssen heute für diesen Prozess weitere Faktoren verstärkt berücksichtigt werden (Sediment, Zuflüsse und Direkt-Einleitungen von gereinigtem Abwasser). Als weitere Folge des sinkenden Phosphorgehalts wird der Sauerstoff im Epilimnion inzwischen mehr durch atmosphärisch bedingte Temperaturschwankungen als durch die Algenproduktion und den Abbau gesteuert.

Die **Phosphorausbeute** des Phytoplanktons wird sich vermutlich in Zukunft noch steigern, was bedeutet, dass mit derselben Menge Phosphor in Zukunft mehr organischer Kohlenstoff produziert werden kann. Im Vierwaldstättersee ist das Plankton diesen Weg bereits gegangen, wobei die beiden Seen u.a. in ihrer Resttrübung einen wesentlichen Unterschied aufweisen und daher Resultate nicht unbesehen übertragbar sind.

Die **tolerierbare Phosphorfracht** ist hauptsächlich abhängig von der Zielsetzung, von mindestens 4 mg/l Sauerstoff 1 m über Grund zu erhalten, wobei dieser Wert auch in einer Folge von Jahren mit ungünstiger Zirkulation nicht unterschritten werden soll.

Sie hängt aber auch von Änderungen weiterer Faktoren ab wie:

- der Ausnutzung des Phosphors (mögliche Reaktion des Planktons durch Artenverschiebung),
- des mittleren Abflusses von ca. 11 km³ pro Jahr,
- der Niederschlagscharakteristik im Einzugsgebiet durch eine Klimaänderung,
- der Sicherheit, die P-Fracht von 195 t/a für lange Zeit einzuhalten oder zu unterschreiten,
- der um ca. 10 Jahre verzögerten Reaktion des Sediments,
- Einschleppung fremder Arten (z.B. *Dreissena polymorpha* "Zebra" oder zusätzlich *D. bugensis* "Quagga") durch Wanderboote³⁰,
- der andauernd hohen Stickstoffkonzentration im See, welche Prognosen erschwert.
- anthropogenen Veränderungen der Hydrologie im Einzugsgebiet, die positive oder negative Folgen haben können.

Änderungen der Hydrologie können einen Einfluss auf die Zirkulationshäufigkeit des Sees haben. Aus der Sicht der Reinhaltung des Bodensees ist es wünschenswert, dass das Rheinwasser im Sommer möglichst kalt sei, um dadurch seine Einschichtung in grösster Tiefe zu steigern.

Das dynamische Seemodell wurde zwangsläufig wieder für eine Periode **geeicht**, die ausserhalb des stationären Zustands liegt. Der zeitliche Gradient ist aber gegenüber 1985/86 (Bericht Nr.44) flacher geworden, was die Sicherheit der Prognosen verbessert.

Aus diesen Ausführungen lässt sich schliessen, dass die Frage nach der tolerablen Phosphorbelastung nur unter bestimmten Gesichtspunkten und nur für eine beschränkte Zeit beantwortet werden kann. Die tolerable Belastung wurde ohne zusätzliche Sicherheitsfaktoren errechnet und enthält daher bezüglich sich ändernden Randbedingungen nur einen begrenzten Spielraum.

Nach dem heutigen Stand unseres Wissens ist die tolerable P-Belastung des Obersees heute erreicht, d.h. 200 t P pro Jahr wären tolerabel.

Das Modell ist auf die unterschiedlichen Becken des Untersees nicht anwendbar. Ob die oben angegebenen tolerablen Frachten für den Obersee auch für den Untersee zutreffend sind, bleibt noch zu klären. Ein erster Versuch, den komplizierten Untersee zu analysieren, wurde schon unternommen. Zwar ist klar, dass die grösste Nährstoffmenge aus dem Obersee stammt, aber die Wirkungen im Untersee sind von Jahr zu Jahr so verschieden, dass Anlass für die Vermutung besteht, dass es sich um ein windgetriebenes System handelt. Dieses Verhalten erschwert Langzeitprognosen.

³⁰ In Ontario gibt es bereits Regelungen für das Versetzen (resp. Putzen) von Wanderbooten.

10. Literatur

- BLOESCH, J., AND U. UEHLINGER, U. (1986): Horizontal Sedimentation Differences in a Eutrophic Swiss Lake. *Limnol. Oceanogr.* **31**, 1094-1109.
- BLOESCH, J. (1993): Phosphorus sedimentation in seven basins of Lake Lucerne Switzerland. *Hydrobiologie* **253**: 319-322.
- BLOESCH, J. UND N.M. BURNS (1980): A critical review of sediment trap technique. *Schweiz. Z. Hydrol.* **42**, 15-55.
- BÖGER, P. (1998): Produktivität und Bilanzierung des Phytoplanktons (Arbeitsbericht); SFB 248 Stoffhaushalt des Bodensees, Abschlussbericht unter besonderer Berücksichtigung der Finanzierungsperiode 1995 -97, 329 - 353.
- BÜHRER, H. (1993): Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees und tolerierbare Phosphor-Fracht.- *Ber.Int.Gewässerschutzkomm. Bodensee* **44**, 53 S. (Eigenverlag IGKB).
- CHEN C.T.A. AND MILLERO F.J. (1986): Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. *Limnology and Oceanography*, **31**(3): 657-662
- GÄCHTER, R. (1972): Tagesraten planktischer Primärproduktion. *Schweiz. Z. Hydrol.* **34**, 211-244.
- GÜDE, H. und H.G. Schröder (1997): Sedimentation im Bodensee-Obersee 1995/96 (interner Bericht LFU-LA16S.)
- GÜDE, H. & T. GRIES (1998): Phosphorus Fluxes In Lake Constance. *Ergebnisse der Limnologie* (53) 505-544. (SFB248)
- GÜDE, H. & H.G. SCHRÖDER (2000): Zwischenbericht Zustand des Bodenseesediments; Grüne Berichte der IGKB (IGKB 1979ff) **26**.
- GURTZ, J., H. LANG, G. LUFT, F. STROBEL UND G. WAGNER (1997): Untersuchungen zur Wasserbilanz des Bodensees. *Berichte und Skripten Geogr. Inst. ETH Zürich* **61**: 82 S.
- HAMBLIN, P. (1998): Stratification and Management of Curve Lake B.C.(NALMS Banff).
- HÄSE, C., URSULA GÄDKE, B. BEESE & M. TILZER (1999): Phytoplankton response to reoligotrophication in large and deep Lake Constance: Photosynthetic activity and chlorophyll concentrations. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1999.
- HOLLAN, E. (1999): Erneuerung des Tiefenwassers im Bodensee durch weitreichende see-eigene Dichteströmungen. *Deutsche Ges. Limnol. Tagungsber. 1998 (Klagenfurt)*: 229-233 Eigenverlag der DGL Tutzing.
- HOLLAN, E. (2001): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf grössere Binnenseen. Tagungsband des Symposiums: Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft 29.-30.2000 in Karlsruhe, LFU B-W, Karlsruhe.
- IGKB (1976 ff): Jahresberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees (siehe Schlussblatt dieses Berichts).
- IGKB (1981): Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1978-1985- *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee* **24**, 20 S. (Eigenverlag).
- IGKB (1982): Die Auswirkung der Reinhaltmassnahmen auf die limnologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht).- *Ber.Int.Gewässerschutzkomm. Bodensee* **30**, 33 S. (Eigenverlag).

- IGKB (1985): Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees.- Ber.Int.Gewässerschutzkomm. Bodensee **33**, 24 S. (Eigenverlag).
- IGKB (1989): Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflußjahr 1985/86; Vorversionen zum IGKB Bericht Nr. **40** (interne Papiere).
- IGKB (1987): Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees Weitergehende und vorbeugende Massnahmen - Denkschrift -. Ber.Int.Gewässerschutzkomm. Bodensee, **34**, 28 S. (Eigenverlag).
- IGKB (1999): Mathematisches Modell des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee / Bearb.: K. Duwe, A. Frey und E. Hollan. Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **50**, 145 S. (Eigenverlag).
- IGKB (2000): Dem Bodensee in den Abflussjahren 1996 und 1997 zugeführte Stofffrachten/ Bearb.: H.Bührer, P.Kirner, G.Wagner. Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **53**, 44S. (Eigenverlag).
- IMBODEN, D.M. UND GÄCHTER, R. (1978): A dynamic lake model for trophic state prediction; J. Ecol. Modelling **4**,77-98.
- ISF Cass: Primärproduktionsmessungen durch ISF LFU-Langenargen
- ISF/INPHO (1993): Inhaltsberechnung zwischen Schichtflächen im Bodensee-Obersee und Untersee.- INPHO Forschungsinstitut für photogrammetrische Informationsverarbeitung GmbH, D-70174 Stuttgart, Tabellenwerk im Auftrag des ISF Langenargen.
- Kaenel Barbara, H. Bührer und U. Uehlinger (2000): Effects of aquatic plant management on stream meta-bolism and oxygen balance in streams. Freshwater Biology **45**, 85-95
- KIPFER, ROLF (1999): Baikalsee lake snow, mündl. Mitt.
- KRANCK, KATE (1986):mündl Mitt. "Lake snow on the Atlantic Shelf".
- KÜMMERLIN, R. UND HR. BÜRGI (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961 bis 1986).- Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **39**, 175 S. (Eigenverlag)
- KUTSCHKE, INGE (1966): Die thermischen Verhältnisse im Zürichsee zwischen 1937 und 1963 und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich **111**,47-124.
- LEHN, H. (1969): Die Veränderungen des Phytoplanktonbestandes im Bodensee I, Fluktuationen von Tabellaria fenestrata 1890 bis 1967. Int. Revue Ges. Hydrobiol **54** (3), 367-411.
- LUFT, G., GÉ VAN DEN EERTWEGH UND HJ.VIESER (1990): Veränderung der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987.- Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg 6.2, 77 S. und Anlagen.
- MINDER, LEO (1943): Der Zürichsee im Lichte der Seetypenlehre. Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich **145**, 1-83
- MÜLLER, H. (1989): Zusammenhang der Biomasse mit dem Phosphorgehalt des Bodensees. in IGKB Bericht Nr. **40**,8.
- NIPKOW, FRITZ (1920): Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsatzes im Zürichsee. Schweiz.Z.Hydrol. **23** S.
- PETRIE, SCOTT A., AND RICHARD W. KNAPTON (1999): Rapid increase and subsequent decline of zebra and quagga mussels in Long Point Bay, Lake Erie: Possible influence of waterfowl predation. Journal of Great Lakes Research. **25**(4):772-782.

- PRASUHN, V. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **45**, 113 S. (Eigenverlag).
- PRASUHN, V. (1999): Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees, 1996/97. Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **51**, 84 S.
- REDFIELD, A.C. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. American Scientist, **46**, 205–221.
- REDFIELD, A.C. (1934): On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. in James Johnson Memorial Volume, ed. R.J. Daniel, University of Liverpool Press, Liverpool, pp. 176–192.
- ROSSKNECHT, H. (1980): Phosphatelimination durch autochthone Calcitfällung im Bodensee-Obersee.- Arch.Hydrobiol.88: 328–344.
- ROSSKNECHT, H. (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee.- Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee **48**, 143 S. (Eigenverlag).
- OMLIN, M. (2000): Uncertainty Analysis of Model Predictions for Environmental Systems, Diss. ETH-Z Nr. 13243, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Switzerland, 2000. 120 S.
- SCHMITZ, W. (1967): Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963, Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee, **5**, 128 S. (Eigenverlag).
- SCHMITZ, W. (1979): Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974, Ber.Int.Gewässerschutzkomm.Bodensee, **22**, 229 S. (Eigenverlag).
- STÖCKLI, A. (1985): Die Rolle der Bakterien bei der Regeneration von Nährstoffen aus Algenexkreten und Autolyseprodukten. Diss. ETH-Z Nr. 7850, 183 S.
- TSCHUDI, L. (1990): Der Einfluss von Phosphaten aus Bodenpartikeln auf den Trophiegrad der Gewässer. Diss. ETH-Z Nr. 9107, 114 S.
- 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.
- Wagner, G. (1976): Die Untersuchung von Sinkstoffen aus Bodenseezuflüssen. Schweiz.Z.Hydrol. **38**:191–205.
- WAGNER, G. (1996): Stoffbilanzierung und Prognosen mit Hilfe von Simulationsmodellen.- in Institut für Seenforschung 1920 - 1995, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, ISBN 3-88251-242-3:17–21.
- 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**, 50 S. und Sonderband mit Messdaten (Eigenverlag IGKB).

11. Anhang

11.1. Erläuterungen

11.1.1. Monotroph, eine Definition

Es entstehen mit der Zeit immer mehr Bedenken, den Begriff Oligotrophierung, oder noch ungünstiger - Reoligotrophierung - zu verwenden.

Monotrophie beschreibt den künstlich erzeugten, biologischen Zustand eines Sees, in dem ein einziger Nährstoff das biologische Geschehen während der Hauptvegetationszeit beschränkt.

Dieser Zustand wurde durch den heutigen Gewässerschutz erzeugt, welcher eine Phosphormangelsituation etablierte.

Im Gegensatz dazu steht der Begriff Oligotrophie. Er beschreibt den natürlichen Zustand von grossen tiefen Seen, die wenig Nährstoffe enthalten und eine entsprechend kleine Nährstofffracht erhielten. In diesen Seen wird das Planktonwachstum durch mehrere zeitlich sich ablösende Parameter begrenzt. Im Winter ist es die Temperatur und die Mischung, im Frühjahr das Licht, im Sommer der Phosphorgehalt, gegen Herbst pflegte es der Stickstoffgehalt zu sein.

Die übliche Seensanierung etabliert eine ständige Phosphormangelsituation, d.h. eine Abhängigkeit von einem einzigen Parameter und nennt dies "oligotroph". Wenn das Wort "dystroph" (fehl ernährt) nicht schon für Moorgewässer in Gebrauch wäre, könnte man es für die heutige Situation einsetzen. Als Alternative bleibt die Schaffung eines neuen Begriffs (für einen neuen Aspekt), nämlich den der Monotrophie. Damit wird die Limitierung des Wachstums und der Biomasse durch einen einzigen Parameter bezeichnet, in unserem Fall durch den Phosphor.

Leider ist es keine Wortklauberei, sondern es handelt sich – wie man schon am Begriff merkt – darum, dass sich die Planktonbiozönose des Bodensees (des Vierwaldstättersees, der grossen amerikanischen Seen etc.) im Aufbruch zu neuen Ufern befindet und nicht etwa, wie der Begriff oligotroph suggeriert, zurückgeht zum bekannten alten Zustand.

Es existiert keine vernünftige Alternative zur Phosphorlimitierung, um die Biomasseproduktion in Schranken zu halten. Alle anderen Möglichkeiten wie Bor, Vanadium, Molybdän scheiden aus; jeder Landwirt mit Ertragsproblemen wird das fehlende Element (vgl. IGKB Bericht Nr. 40, 1989) raschmöglichst in seiner Produktionsfläche nachliefern, womit nach dem nächsten Regen auch der See bedient wird.

11.1.2. Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln im Epilimnion

In der Literatur sind verschiedene Grössen, welche die Dimension Länge pro Zeit aufweisen, jeweils als Geschwindigkeiten deklariert. Es handelt sich dabei jedoch um verschiedene Parameter, zumeist um die Verluste der epilimnischen Sestonmasse, wobei auch Abbauraten in diesen Term eingehen können. In der irrigen Annahme, aller Verlust sei auf Sedimentation zurückzuführen, wird er dann als Massentransport gedeutet. Hier wird als Sedimentation ausschliesslich das Sinken von Partikeln behandelt. Da aber das Seemodell, um langfristige Prognosen liefern zu können, auf den Tag/Nacht-Rhythmus verzichtet, müssen diese Rhythmen zeitlich gemittelt eingegeben werden.

Hypothese: "Mit Langmuir-Zellen, die nachts auftreten und das Epilimnion selektiv mischen, existiert ein Lift, der die während des Tages an die Obergrenze des Metalimnions abgesunkenen Zellen selektiv an die Oberfläche zurück bringt. Während der Zeit, die das Wasser der Mischzelle an der Oberfläche verbringt, sinken die Partikel aus der Haupt-Strömung heraus, so dass eine abgereicherte Wassermasse in die Tiefe taucht. Daher sind die Effekte des Lifts in der Nacht mit der Sedimentation des Tages zu mitteln, was (auch für die passiven Formen, wie grosse Diatomeen) sehr niedrige Geschwindigkeiten liefert."

Die eigentlichen Sedimentationsgeschwindigkeiten der Algen könnten problemlos mit der Stokes'schen Formel³¹ errechnet werden, wenn das spezifische Gewicht und der Formfaktor be-

³¹ Die Umströmung der kleinen Partikel ist laminar (auch bekannt als "Honigbereich").

kannt wären. Die Bestimmung des spezifischen Gewichts krankt an der Plasmolyse (welche bei der für die Dichtebestimmung verwendeten hohen Salzkonzentration üblicherweise eintritt). Der Formfaktor (d.h. die Umrechnung der effektiven Form der Zellen auf die 'Stoke'schen Kugeln) wird so angepasst, dass die aus anderer Information stammende Sedimentationsgeschwindigkeit resultiert. Soweit wäre die Sedimentation schon bei laminarer Umgebung unklar, nun fehlt noch die Umsetzung auf ein turbulentes Medium.

Ohne diese Informationen bleibt am Schluss nur noch die Möglichkeit, die Sedimentationsgeschwindigkeit im Modell so lange zu variieren, bis die Wirklichkeit einigermaßen nachgestellt ist.

11.1.3. Details zur Berechnung der Belüftung des Bodensees

Der Sauerstoffgehalt eines Sees (System: Wasserkörper) wird beeinflusst durch die Vorgänge im Wasser:

- Primärproduktion des Phytoplanktons
- Produktion und Zehrung von Sauerstoff durch Makrophyten und Aufwuchs
- Respiration des Planktons (inkl. Fische)
- den Abbau von organischer Substanz in der Wassersäule
- und den Transport durch die Systemsgrenze:
- Zehrung im und am Sediment
- als kleinste Zahlen: Eintrag durch Rhizome von Schilf sowie Übersättigung durch brechende Wellen.
- Eintrag von Sauerstoff durch Flüsse
- Austrag durch abfließendes Wasser
- Austausch durch die Wasseroberfläche (Belüftung).

Veränderungen beim Partialdruck von anderen Gasen (Denitrifikation, Stickstofffixierung) haben über den Gesamtgasdruck einen Einfluss auf den Gasaustausch. Der Luftdruck, welcher der Gesamtdruck entspricht, wird über eine Barometerformel berücksichtigt.

Hier soll die Belüftung durch die Oberfläche im uferfernen Bereich behandelt werden. Daher werden alle Prozesse, die nur mittelbar auf den Sauerstoffgehalt im Epilimnion wirken, vernachlässigt. Weiterhin können Prozesse dann weggelassen werden, wenn sie nur marginalen Einfluss auf die Ergebnisse haben. So ist in einem eutrophen See z.B. die Produktion und Respiration dominierend über den Einfluss der Temperatur.

Die Belüftung eines Sees kann aus den Seedaten näherungsweise mit einer Differenzgleichung für den gesamten Sauerstoffgehalt des Sees berechnet werden, die sich aus der approximierten Ausgangsbeziehung für zeitliche Änderungen der Sauerstoffkonzentration im Seeinnern, wie folgt ergibt:

$$\frac{\partial O}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(v_o \frac{\partial O}{\partial z} \right) \quad [9]$$

Hierin ist O die Sauerstoffkonzentration in g/m^3 , v_o der turbulente vertikale Austauschkoefizient für Sauerstoff, t die Zeit. Die vertikale Koordinate z wird von der Seeoberfläche positiv nach oben gewählt. Schichtweise Horizontalintegration ergibt, ebenfalls näherungsweise:

$$\frac{\partial \bar{O}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\bar{v}_o \frac{\partial \bar{O}}{\partial z} \right), \quad [10]$$

worin \bar{O} nun den Sauerstoffgehalt pro Schichtdicke von 1m in g/m^3 und \bar{v}_o den entsprechend horizontal gemittelten vertikalen turbulenten Diffusionskoeffizienten bedeuten. Wenn man nun über die Tiefe integriert, erhält man folgende Beziehung für die zeitliche Änderung des gesamten Sauerstoffinhalts $\bar{\bar{O}}$ des Sees:

$$\frac{\partial \bar{O}}{\partial t} = \left(\bar{v}_o \frac{\partial \bar{O}}{\partial z} \right) \Big|_0 - \left(\bar{v}_o \frac{\partial \bar{O}}{\partial z} \right) \Big|_{-H} = k_H (O_s - O(z=0, t)) A_o - Z_B A_B \quad [11]$$

Hierin wurde die Randbedingung an der Oberfläche durch die Differenz zwischen der tatsächlichen Sauerstoffkonzentration im Oberflächenwasser und der Sättigungskonzentration O_s multipliziert mit dem Koeffizienten k_H , der sogenannten Piston³²- oder Transfergeschwindigkeit und mit der Seefläche A_o approximiert. Für die Bodenrandbedingung wurde die Zehrungsrate Z_B in Gramm pro m² und Zeit multipliziert mit der Bodenfläche A_B eingesetzt. Z_B ist gleich Null für $O(H, t) = 0$. Lässt man die Zehrung am Boden, wie auch die biologisch und chemisch verursachten Redoxreaktionen um den Sauerstoff im Wasserkörper, sowie die Durchströmung mit sauerstoffhaltigem Wasser ausser Betracht (in diesen Gleichungen Linearkombinanten), so erhält man die gesuchte Differenzgleichung für den Sauerstofffluss im See:

$$\bar{O}_{t2} - \bar{O}_{t1} = k_H (O_s - O_o) A \Delta t \quad [12]$$

| | | |
|----------------|--|------------------|
| \bar{O}_{t1} | : Sauerstoffgehalt des Sees zur Zeit t1 | Gramm |
| \bar{O}_{t2} | : Sauerstoffgehalt des Sees zur Zeit t2 > t1 | Gramm |
| A | : Oberfläche des Sees | m ² |
| O_s | : Sauerstoffgehalt von gesättigtem Wasser als repräsentativer Wert in der Zeitspanne Δt an der Oberfläche | g/m ³ |
| O_o | : Sauerstoffgehalt der Oberfläche ebenfalls als repräsentativer Wert in der Zeitspanne Δt | g/m ³ |
| k_H | : Belüftungskonstante | m/d |

Im Simulationsmodell wird dann $\frac{d\bar{O}_2}{dt} = k_H (O_s - O_o) \cdot A$ integriert. [13]

Dazu wird die zeitliche Ableitung durch einen Differenzenquotienten approximiert. Diese Näherung wird nach der Belüftungskonstanten aufgelöst:

$$k_H = \frac{\bar{O}_{t2} - \bar{O}_{t1}}{(O_s - O_o) A \Delta t} \quad [14]$$

und in dieser Form im Modell weiterverwendet.

In dieser einfachen Differenzgleichung muss $O_o = O(z=0, t)$ vorgegeben werden.

Dies geschah anhand von Messungen, könnte aber auch mit einer Modellrechnung der Sauerstoffkonzentration im See-Innern ermittelt werden.

Der Rechenansatz berücksichtigt die natürlichen Vorgänge recht dürftig und enthält beispielsweise die Wittereinflüsse nur indirekt über die Werte O_s und O_o . Da aber die Berechnung Monatswerte nachbildet, sind drastische Vereinfachungen annehmbar. Inwieweit dies zutrifft, ist aus den Vereinfachungen im einzelnen zu ersehen. Der See müsste mindestens monatlich in den oberen Wasserschichten mischen. Bei der Zehrung durch das Wasser und den Boden befinden sich diese Annahmen in guter Gesellschaft mit der Art der Berechnung der Produktion in Fliessgewässern, wo die Zehrung meist als konstant betrachtet wird (Kaenel 2000). Die empirischen Werte stammen aus der Seemitte und sind dadurch bereits teilweise von den Vorgängen im Litoral entkoppelt (als grober Schätzwert: ca. 4 Stunden)³³.

³² Kolben z.B. in einer Injektionsspritze

³³ Typische horizontale Strömungsgeschwindigkeiten an der Oberfläche des Sees liegen im Bereich von Dezimetern pro Sekunde. Wobei immer diskutiert werden kann, wieviel davon als horizontale Advektion

Für diesen Bericht mussten die Belüftungskonstanten über weitere Verarbeitungen gewonnen werden. Da die direkt berechneten Werte zwischen -17m/d und 11 m/d (Differenzenverfahren -23 bis 33 m/d) schwankten, wurde für $O_S - O_0$ ein mittlerer Jahresverlauf berechnet und mit einer schrittweisen Minimierung der Summe der Fehlerquadrate die Belüftungskonstanten jeweils für einen Winter, resp. das ganze Jahr eingepasst.³⁴

Als ΔO_2 wurde die Funktion: ($\Delta O_2 = O_S - O_0$)

$$\Delta O_2 = 0.04665 * \cos 2\tau + 0.2131 * \sin 2\tau + 1.7426 * \cos \tau - 0.025361 * \sin \tau - 0.23568 \quad [15]$$

mit $\tau = t / 365.25 * 2\pi$ (t = Tag im Jahr) gewählt³⁵.

Die Resultate sind in Tab. 2 zu finden.

11.1.4. Details der Berechnung der Stöchiometrie

Die Stöchiometrie der sinkenden Partikel im Hypolimnion wurde aus den Seedaten entnommen. Aus der Anreicherung des Phosphors im Tiefenwasser und der gleichzeitigen Sauerstoffzehrung kann auf die Stöchiometrie geschlossen werden, da der Sauerstoff sehr eng mit dem Kohlenstoff zusammenhängt. Aus allen Sauerstoff- und Gesamtphosphordaten wurden die Zeitreihen in den einzelnen Tiefenschichten nach der Zeit differenziert, etwas ausgeglichen und dividiert.

Es handelt sich um eine Division zweier Differentiale. Da die Werte extrem streuen, wurde als Darstellung eine Häufigkeitsverteilung der Sommerwerte gewählt, wobei die Extremwerte abgeschnitten wurden. Negative Werte, die unlogisch sind, entstanden recht häufig. Sie entspringen dem gewählten Rechenverfahren:

- ergänzen der Probewerte mit linearer Interpolation auf 24 Probenahmen pro Jahr.
- glätten der Daten mit einem Besselfilter über ein Jahr.
- subtrahieren des gleitenden Jahres-Mittelwerts;
- differenzieren über 5 Werte mit Hilfe eines Polynoms 2.Grades;
- Division des $-d\text{Sauerstoffs} * 148/41/dt$ durch den $d\text{Gesamtphosphor}/dt$.
(Konstanten nach Redfield)

11.1.5. Details zum Zweiboxmodell

Die Gleichung Nr. 4 auf Seite 34 für Beta, welche für die zeitliche Extrapolation dient, ist arbiträr. Die Gültigkeit beschränkt sich auf den Bodensee-Obersee. Die Formel beschreibt eine Gauss'sche Glockenkurve, welche um 0.5 verschoben ist. Eine einfache Exponentialfunktion hätte zwar die beobachteten Daten gut beschrieben, wäre aber im Extrapolationsbereich weit über die Beobachtungen hinausgelaufen. Die gewählte Kurve beschränkt sich also weitgehend auf den Beobachtungsbereich.

Ähnliches gilt auch für die Formel Nr.17, den Sedimentationsfluss: diese Funktion stammt aus der multiplen linearen Regression vom natürlichen Logarithmus von K versus einer Polynomreihe bezüglich β wie auch der Phosphorkonzentration des Sees, wobei Koeffizienten, die nicht signifikant verschieden von Null sind, in einem schrittweisen Verfahren gleich Null gesetzt wurden.

$$\beta K = \text{Exp}(2.614 + P(-6.5551 - 0.0543121P)/1000 + 0.02720545*\beta) \quad [16]$$

und wieviel Diffusion, respektive Dispersion anzusehen ist. Im ersten Fall wäre die Koppelung linear mit dem Abstand, im zweiten Fall mit dem Abstand im Quadrat. Ich vermute einen Exponenten von ca. 1.5.

³⁴) Der erste Ansatz bestand aus dem Differenzenverfahren, siehe oben, sowie einer numerischen Differentiation, welche zwar bessere, aber immer noch kaum brauchbare Werte lieferte. Daher wurde auf die Integration gewechselt.

³⁵ Die Transformation der Zeit von Tagen pro Jahr erfolgt auf Radian, weil die Winkelfunktionen mit Radianen arbeiten.

Folgende Relation (ohne β) (oder auch die Gleichung Nr.5) führt zu einem ähnlichen Ergebnis:

$$K \approx \text{Exp}[2.86245 + 0.000001 * P(-3115.167 + P(234.1171 + P(-5.163731 + 0.0239539P)))] \quad [17]$$

Die Konstanten in den Gleichungen haben keinen Zusammenhang mit irgendwelchen See- oder Bio-Parametern, sondern stammen aus multiplen Regressionsrechnungen. Es wurde aber darauf geachtet, dass die Extrapolationen der Kurven gegen Null und in höhere Bereiche vernünftig verlaufen, d.h. keine Pole, keine Unstetigkeiten aufweisen.

Die Gleichung Nr. 6 auf Seite 34 lässt sich auch als Differentialgleichung formulieren, welche in [18] angegeben ist. Da nun sowohl β als auch K als Funktionen von C_t behandelt werden, ist eine geschlossene Lösung schwierig. Die Gleichung [18] lässt sich numerisch integrieren.

$$\frac{d(VC_t)}{dt} = QC_z - \beta C_t (Q + K) \quad [18]$$

Steady State Konzentration : $C_\infty = \frac{QC_z}{\beta(Q + K)}$ [19]

Ausgeschrieben erkennt man die implizite Form (Lösung iterativ):

$$C_\infty = \frac{Q C_z}{(0.5 + 0.301 * e^{-\frac{C_\infty}{70.5}}) (Q + 12.45 + 5.08 \text{Tanh}(-.0415(C_\infty - 75.2)))} \quad [20]$$

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

Sowohl die Funktion für K als auch β liegen auf der sicheren Seite der Punkte, d.h. verglichen mit den 30er Jahren sind β und K zu tief. Was bedeutet, dass das Zweiboxmodell, bezüglich des oligotrophen Zustands des Bodensees zu empfindlich geeicht wurde, was aber dem heutigen Zustand eher entspricht (vgl. Kap. Monotrophie).

Die zweite Box (Sediment) des Zweibox-Modells ist trivial:

$$\frac{dAS_t}{dt} = \beta KC_t - \zeta \cdot S_t \quad [21]$$

S_t = mittlere Sediment-Phosphor-Flächenkonzentration mgP/m²

A = Oberfläche des Sees [m²]

ζ = Verlustrate ins Dauersediment [1/t]

Die geschlossene Integration ist schwierig, da diese von einer geschlossenen Lösung der Gleichung [18] abhängt. Das Integral lässt sich unter "Kuhschwänze" (ein Begriff aus der Audio-Filtertechnik) subsumieren.

11.1.6. Sinusregression

Periodisch wiederkehrende Funktionen können nach Fourier durch eine lineare Überlagerung von Sinus- und dazu orthogonalen Cosinusfunktionen approximiert werden, wobei eine Fourier-Reihe entsteht. Die einfachste Näherung besteht nur aus dem ersten nicht konstanten Glied, einem Sinus, der für eine Anpassung noch ein additives Glied für die Phasenlage enthalten darf. Dieses zweite Glied lässt sich nach dem Additionstheorem in einen Cosinus umformen. Mit dem

Gauss'schen Ansatz der Minimierung der Summe der Fehlerquadrate entsteht folgende Herleitung:

$$\text{Grundgleichung: } y_\tau = c_0 + c_1 \sin \tau + c_2 \cos \tau, \quad [22]$$

$$(\text{entspricht der Gleichung: } y_\tau = c_0 + c_1' \sin(\tau + \varphi)) \quad [23]$$

daraus folgt:

$$\text{Fehlerrgleichung: } F_i = -y_i + c_0 + c_1 \sin \tau_i + c_2 \cos \tau_i \quad [24]$$

τ = Tage im Jahr/365.25*2* π

Die Fehlerrgleichung wird mittels der dargestellten Matrix, gleitend mit Jahrestanchen, gelöst.

$$\sum_{i=1}^n F_i^2 = \left(\sum_{i=1}^n (-y_i + c_0 + c_1 \sin \tau_i + c_2 \cos \tau_i) \right)^2 \Rightarrow \text{Minimum} \quad [25]$$

Nun wird die Summe der Fehlerquadrate partiell nach den Konstanten differenziert und das Ergebnis gleich Null gesetzt. (Wir suchen ein Minimum.)

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial \sum_{i=1}^n F^2}{\partial c_0} &= c_0 n + c_1 \sum_{i=1}^n \sin \tau_i + c_2 \sum_{i=1}^n \cos \tau_i - \sum_{i=1}^n y_i = 0 \\ \frac{\partial \sum_{i=1}^n F^2}{\partial c_1} &= c_0 \sum_{i=1}^n \sin \tau_i + c_1 \sum_{i=1}^n (\sin \tau_i)^2 + c_2 \sum_{i=1}^n \sin \tau_i \cos \tau_i - \sum_{i=1}^n y_i \sin \tau_i = 0 \\ \frac{\partial \sum_{i=1}^n F^2}{\partial c_2} &= c_0 \sum_{i=1}^n \cos \tau_i + c_1 \sum_{i=1}^n \sin \tau_i \cos \tau_i + c_2 \sum_{i=1}^n (\cos \tau_i)^2 - \sum_{i=1}^n y_i \cos \tau_i = 0 \end{aligned} \right\} \quad [26]$$

Diese Gleichungsmatrix [26] lässt sich nach c_0 , c_1 und c_2 lösen. Die Elimination der ersten Gleichung aus den beiden anderen liefert übrigens die Varianz/Kovarianz-Matrix, woraus die Fehler der Konstanten c_1 und c_2 berechnet werden können.

$$\text{Amplitude} = \sqrt{c_1^2 + c_2^2} \quad [27]$$

$$\text{Jahresmittelwert} = c_0 \quad [28]$$

Unter Berücksichtigung der Vorzeichen von c_1 und c_2 lässt sich die Phasenlage φ mit Hilfe der Arcus-Tangens-Funktion berechnen.

Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass der Umweg über eine Umwandlung in äquidistante Daten (und damit auch die dadurch verursachte Verfälschung der Daten) wegfällt. Zudem wird die Umsetzung im Programm Excel dadurch vereinfacht, da die multiple lineare Regression als Funktion (inkl. Berechnung der Fehler etc.) angeboten wird.

Der hauptsächliche Unterschied zwischen der Sinus-Regression und dem Besselfilter besteht in den Grundannahmen: bei der ersten wird vorausgesetzt, dass es sich primär um eine einfache Sinus-Grundschiwingung handelt, während beim zweiten auch irgendwelches Rauschen, d.h. irgendwelche Frequenzen > Grundfrequenz gedämpft werden.

11.1.7. Eichung des dynamischen Modells

Hier werden Details beschrieben, welche die Reproduzierbarkeit der Arbeit erleichtern.

Der semistabile Bereich wurde vermieden, indem bei jeder Konstantenkombination die Respirationsrate im Epilimnion um 2 % erhöht wurde. Die Jahresprimärproduktion musste dann gegenüber der unveränderten Kombination sinken, was den Rechenaufwand verdoppelte. Aus den einzelnen Simulationen werden nun mit Hilfe eines Programms einige Kenndaten ausgezogen und die Zusammenfassung auf eine weitere Datei geschrieben.

Als Jahresdaten: die Primärproduktion, der Phosphor im Auslauf, der P-Inhalt des Sees und des Sediments und die Sedimentation; sowie als Monatsdaten: der Verlauf der einzelnen chemischen Komponenten.

All diese Daten werden mit den gemessenen Daten verglichen und das Quadrat der Abweichung berechnet. Die Gewichtung der einzelnen Abweichungen geschieht mit einer Normierung über den Erwartungswert.

Weitere Randbedingungen sind:

Die Biomasse soll über den Winter nicht beinahe verschwinden (die Lag-Phase im nächsten Frühling wird sonst zu lange). Dies hat zur Konsequenz, dass die Abbaurate im sommerlichen Hypolimnion, welche auch für die Winterzeit gebraucht wird, einen Kompromiss darstellt, die eher den Winter, als das Hypolimnion berücksichtigt ($r_{CH} < 0.03/d$).

Die Phosphorbilanz des Sediments soll einigermaßen ausgeglichen sein, d.h. die Phosphorbilanz des Sees soll nicht mit Hilfe des Sediments eingestellt werden. Die Konsequenzen sind, dass die gemessenen Sedimentationswerte nur bedingt erreicht werden, sowie zusätzlich, dass die P-Gehalte des Sediments nie auf Null absinken dürfen ($r_{PS} < 0.01$).

Die Sedimentparameter sollen relativ niedrig bleiben. Die Zeitskalen der Abbauprozesse am Sediment sind unterschiedlich: Es gibt die schnellen Abbauprozesse, die innerhalb einer Woche ablaufen und als Komponenten hauptsächlich Eiweiss und Zucker betreffen. Die langsameren Prozesse dauern Monate. Da der erste Prozess mit dem "RELZU" bereits erfasst wird, sind nur die langsamen im r_P s und r_C s enthalten.

Die Verteilung der Komponenten wird durch die Zuflüsse, die Sedimentation und die interne Mischung beschrieben. Die aus dem Wärmehaushalt des Sees berechneten vertikalen Eddydiffusions-Koeffizienten werden als erste Näherung behandelt. Die Verteilung der chemischen Komponenten liefert weitere Möglichkeiten für eine feinere Abstimmung.

Da die Primärproduktion im Seemodell ein Eigenleben führt (Sie ist innerhalb weiter Grenzen wählbar), kann sie so eingestellt werden, wie die gemessenen Werte ausweisen.

Die biologische Bedeutung der einzelnen Parameter ist auf die Lebensgemeinschaften integrierend gemeint. Es handelt sich um Summenparameter, d.h. die Konstanten haben Gültigkeit für die gesamte Biozönose und stellen somit einen Durchschnitt dar (Median wäre hier der bessere Ausdruck). Es existieren aber einige Algen, deren Umsätze viel schneller, jedoch auch Tiere, deren Umsätze langsamer sind.

Dasselbe gilt für die Sedimentationsgeschwindigkeit im Epilimnion. Hier überlagern sich die Prozesse des Sinkens mit der nächtlichen Mischung, die auch einen selektiven Transport der Algen an die Oberfläche enthält.

Das Seemodell sagt auch die Sedimentdynamik in den verschiedenen Tiefen vorher. Die Simulationen werden gegenüber den realen Vorgängen überschätzt sein, da im Modell einige Prozesse fehlen: So wird zum Beispiel die Resuspension der Sedimentpartikel nicht behandelt. Da aber keine Aussagen zum Ort verlangt sind, reicht diese Vereinfachung aus. Eine weitere, zu bezweifelnde Annahme ist, dass die Partikel senkrecht sedimentieren.

Das dynamische Modell lief früher auf einem Grossrechner (main frame). Inzwischen eignen sich auch die Arbeitsplatzrechner (PC's) für diese Arbeit (der Bericht Nr. 44 benötigte noch eine Midi³⁶-Maschine). Ein einzelner Output des Programms Seemod produziert ca. 0.273 MBytes und braucht 3.5 Sekunden. Für die weitere Arbeit wurden je 30 Doppel-Läufe in einen Batch-Auftrag verpackt und dessen Resultat auf 1.2 MB zusammengefasst. Dazu braucht der PC ca. 4 Minuten. Eine weitere Reduktion der Daten auf das Wesentlichste geschah im Excel auf 6 Zeilen pro Doppellauf mit Hilfe eines komplizierten Makros³⁷.

Die 20 000 Runs brauchten 5.6 GBytes und man würde für den Ausdruck aller Simulationen neun Tonnen Papier benötigen. Die Zusammenfassungen haben auf einer normalen Daten-CD Platz.

³⁶ ein Rechner dessen Leistung in der Mitte zwischen dem Grossrechner und dem PC liegt (z.B. PDP, Alfa von DEC).

³⁷ Programm in einer Applikations orientierten Programmiersprache

11.1.7.1. Zielfunktionen der Optimierung

Der erste Fehler zeigt die Güte der Anpassung der Jahresfrachten und Konzentrationen, wobei diese die mittleren Konzentrationen des Sees beschreiben.

| i | Dimension | was | von bis | wie | Mittel v_i | Gewicht g_i | |
|---|----------------|--------------------------|------------------|------------|---------------------------------|---------------|-----|
| 1 | AbPtot | t/a | Jahresfracht | 95..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 157.58 | 1.5 |
| 2 | Psed | t/a | Jahresfracht | 95..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 500 | 1 |
| 3 | Ptot | t | Jahresfracht | 95..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 840 | 19 |
| 4 | SedPt | t | Jahresfracht | 95..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 1135 | 20 |
| 5 | Primprod. | g/m ² a | Jahresproduktion | 95..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 109 | 1 |
| 6 | GPF | mg/m ³ (60Mt) | mittl.Konz.See | 94..1.4.99 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ monatsweise | 13.455 | 1 |
| 7 | PP | mg/m ³ (60Mt) | mittl.Konz.See | 94..1.4.99 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ monatsweise | 2.9433 | 1 |
| 8 | O ₂ | g/m ³ (60Mt) | mittl.Konz.See | 94..1.4.99 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ monatsweise | 10.149 | 1 |

$$\text{Erster Fehler} = \frac{\sum_{i=1}^8 \frac{C_i \cdot g_i}{v_i}}{\sum g_i} \rightarrow \text{Minimum} \quad [29]$$

$$\text{d.h. Fehler}_1 = \frac{1.5 \cdot \text{AusflussJahresfrachtPtot} + \text{PFluxinsSedi.} + 1.5 \cdot \text{GesamtPGehaltimFrühj.} \dots \text{O}_2}{157.58 + 157.58 + 157.58 + 10.149} \cdot \frac{1}{1.5+1+19+\dots+1}$$

Als zweiter Fehler wird die Anpassung an die Dynamik behandelt. Die Parameter 10 und 11 beschreiben die Extremwerte aus ausgewählten Tiefenstufen, während beim Parameter "O₂Min" alle Werte berücksichtigt sind.

| i | Dimension | was | von bis | wie | Mittel v_i | Gewicht g_i | |
|----|-----------------------|-------------------|---------|--------|---------------------|---------------|---|
| 9 | O ₂ Min | g/m ³ | | | | 1 | |
| 10 | GPPExtrem | mg/m ³ | Min,Max | 94..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 35 | 3 |
| 11 | O ₂ Extrem | g/m ³ | Min,Max | 94..98 | $\sqrt{\Sigma F^2}$ | 8.7 | 3 |

$$\text{Zweiter Fehler} = |O_2 \text{Min} - 5.6| + \frac{\sum_{i=10}^{11} \frac{C_i \cdot g_i}{v_i}}{\sum g_i} \rightarrow \text{Minimum} \quad [30]$$

Die dritte Anpassung betrifft den langfristigen Trend, wobei die Steigung der linearen Regression der gemessenen Jahreswerte mit den berechneten Jahreswerten (Parameter Nr. 13 und Nr.14) verglichen werden. Für Parameter Nr. 15 wurden Monatswerte verwendet.

| i | Dimension | was | von bis | wie | Mittel v_i | Gewicht g_i |
|----|----------------|----------|---------|-------------------------------|--------------|---------------|
| | PP | | | | | |
| | POC | | | | | |
| 13 | O ₂ | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre | | 3 |
| 14 | Ptot | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre | | 1 |
| 15 | GPR | Steigung | | 60 Einzelwerte Seemittel | | 2 |

$$\text{Dritter Fehler} = 50 \left(3 \left(1 - \frac{dO_2}{dt} \right)^2 + \left(1 - \frac{dPtot}{dt} \right)^2 + 2 \left(1 - \frac{dGPR}{dt} \right)^2 \right) + \frac{\left| 0.024 - \frac{PP_{1999}}{POC_{1999}} \right|}{0.024} \rightarrow \text{Minimum} \quad [31]$$

Als weitere Testwerte wurden verwendet:

- 16 JahresGradientSedioP $\neq 0$
- 17 JahresGradientSediIP $\neq 0$
- 18 JahresGradientSediPOC $\neq 0$

zusätzlich standen zur Verfügung:

| i | | | was | von bis | wie |
|----|----------|-------------------|----------|------------|-------------------------------|
| 1 | ZuPtot | t/a | | 95..99 | Sqrt(Summe ²) |
| 19 | POC | mg/m ³ | Fehler | 94..1.4.99 | monatsweise |
| 20 | AbPtot | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |
| 21 | Psed | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |
| 22 | POC | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |
| 23 | PrimProd | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |
| 24 | GPF | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |
| 25 | PP | | Steigung | | Jahresgradient letzte 3 Jahre |

11.2. Weitere Angaben zum dynamischen Modell

11.2.1. Zeitreihen für Seemod

In den folgenden Tabellen werden die verwendeten Zahlenreihen bekannt gegeben. Tab. 16 zeigt den Jahresverlauf der Temperatur an der Oberfläche des Bodensee-Obersees, Diese Werte entstanden durch Addieren der halbmonatlichen Temperaturen (entstanden durch zeitliche Interpolation) der Jahre von 1982 bis 1998 dividiert durch 17. Im Modell verwendet wurde die "Seemod" Kolonne verwendet, die eine komprimierte Fassung darstellt.

Tab. 16: Oberflächentemperatur Bodensee Jahresmittel 1982- 1998

| Mittel Tag | °C | Mittel Tag | °C | Seemod Tag | °C |
|---------------|------|---------------|------|---------------|------|
| 01.Jan | 5.8 | 17.Jul | 19.2 | 01.Jan | 5.8 |
| 16.Jan | 5 | 02.Aug | 20.5 | 31.Jan | 4.5 |
| 31.Jan | 4.5 | 17.Aug | 20.6 | 14.Mar | 4.5 |
| 15.Feb | 4.5 | 01.Sep | 19 | 17.Apr | 6.4 |
| 02.Mar | 4.4 | 16.Sep | 16.9 | 17.Jun | 16.4 |
| 18.Mar | 4.8 | 01.Okt | 15.5 | 28.Jul | 20.4 |
| 02.Apr | 5.3 | 17.Okt | 13.6 | 18.Aug | 20.6 |
| 17.Apr | 6.5 | 01.Nov | 11.2 | 15.Okt | 13.6 |
| 02.Mai | 9 | 16.Nov | 9.4 | 01.Dez | 7.4 |
| 17.Mai | 11.3 | 01.Dez | 7.7 | 31.Dez | 5.8 |
| 02.Jun | 13.8 | 17.Dez | 6.6 | | |
| 17.Jun | 16.1 | 31.Dez | 5.8 | | |
| 02.Jul | 17.9 | | | | |

In Tab. 17 werden die vier Modellzuflüsse charakterisiert. Der erste geht direkt in 120m³⁸ Tiefe (eine Einleitung in eine Tiefe von 250 m würde im Modell zur Unterschätzung von Anreicherungen führen, zudem ist das Volumen der untersten Box klein, was auch zu numerischen Problemen führen kann). Es handelt sich um Teilströme der Bregenzerach und des Alpenrheins. Der zweite Zufluss (die Restbeträge der kalten Zuflüsse und alle anderen Flüsse) schichtet³⁹ sich im Metalimnion ein, der dritte und der vierte Zufluss gehen an die Oberfläche. Der dritte Zufluss beschreibt den Zustrom aus dem Randgebiet sowie die Niederschläge, wobei die Verdunstung von der Wasserführung subtrahiert wurde.

³⁸ In einem ersten Durchgang wurden Einleitungstiefen von 180 resp. 200 m gewählt, was sich als aufwändig erwies.

³⁹ Das Modell hat eine praktische Eigenschaft, indem die Einschichtungstiefe mit der Einleitungstiefe identisch ist.

Tab. 17: Zuflüsse aufgeteilt nach deren Einschichtungstiefen im Jahresverlauf mit Wasserführung und Phosphorkonzentrationen

| Tag | Wassermengen | | | | Phosphor Konz. | | | |
|-------|---------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| | Tief m ³ /s | Meta m ³ /s | Oberfl m ³ /s | Abw m ³ /s | Ptief mg/m ³ | Pmeta mg/m ³ | Pflach mg/m ³ | Pabw mg/m ³ |
| 0 | 170 | 56 | 5.0 | 2.4 | 5.15 | 14.25 | 55.85 | 648.7 |
| 15 | 155 | 25 | 3.9 | 2.4 | 5.6 | 8.2 | 49.5 | 648.7 |
| 45 | 156 | 53 | 3.7 | 2.4 | 8.6 | 14.6 | 48.6 | 648.7 |
| 74 | 175 | 35 | 2.9 | 2.4 | 12.52 | 11.3 | 42.6 | 648.7 |
| 104 | 197 | 67 | 4.7 | 2.4 | 10.5 | 12.8 | 54.7 | 648.7 |
| 134 | 251 | 190 | 13.5 | 2.4 | 6.9 | 17.5 | 92.4 | 648.7 |
| 165 | 298 | 281 | 14.4 | 2.4 | 7.8 | 19.0 | 95.2 | 648.7 |
| 195 | 319.4 | 365.8 | 14.3 | 2.4 | 7.3 | 34.8 | 95.2 | 648.7 |
| 226 | 206 | 155 | 11.0 | 2.4 | 6.4 | 13.7 | 83.4 | 648.7 |
| 257 | 86 | 125 | 8.9 | 2.4 | 7.7 | 7.8 | 75.0 | 648.7 |
| 288 | 82 | 146 | 10.3 | 2.4 | 6.4 | 12.2 | 80.8 | 648.7 |
| 319 | 200 | 92 | 6.5 | 2.4 | 4.7 | 16.1 | 64.3 | 648.7 |
| 350 | 185 | 87 | 6.1 | 2.4 | 4.7 | 20.3 | 62.2 | 648.7 |
| 365 | 170 | 56 | 5.0 | 2.4 | 5.15 | 14.25 | 55.85 | 648.7 |
| Summe | 6069.35 | 4284.45 | 264.70 | 75.70 | 45.15 | 80.45 | 20.80 | 49.10 |

Der vierte Zustrom bezieht sich ausschliesslich auf die seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen. Die Sauerstoffkonzentrationen aller Flüsse werden als gesättigt angenommen (was im Abwassereinstrom nicht zutreffen dürfte, aber wegen der geringen Wasserführung keine Rolle spielt). Zusätzlich ist noch als fünfter Fluss die Entnahme der BWV mit 4.2 m³/s vorhanden. Die Jahregänge sind einigermaßen arbiträr. Die Monatsfrachten der Bregenzerach und des Alpenrheins wurden nochmals berechnet. Die Werte der Tabelle A1 in IGKB Nr.53 (Zufluss 1996/97) wurden benutzt, um den Rest der Zuflüsse zu bestimmen.

Die Schätzung der Jahregänge wurde an die Daten der Zuflussuntersuchung 1997 angepasst. Zudem standen zusätzliche Temperatur-, Leitfähigkeits- und Trübungsmessungen an der Stelle Diepoldsau (EAWAG und LHG) zur Verfügung, mit welchen das Jahr 1997 ergänzt wurde.

11.2.2. Auswahl der Zuflussmengen

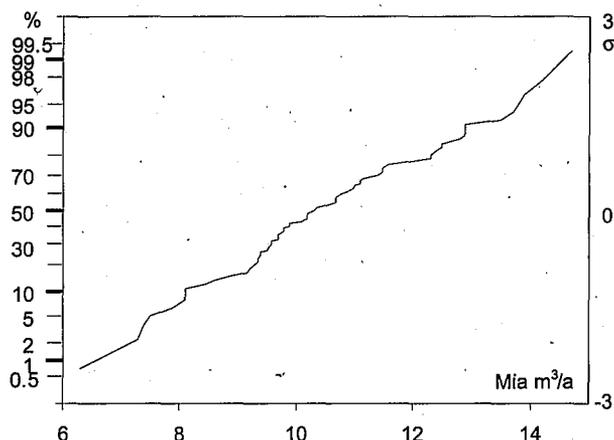


Abb. 41: Summenhäufigkeit des Jahresabflusses des Bodensees mit der Angabe der Streuung auch als σ (Standardabweichung)

In Abb. 41 ist die mit Probits verzerrte Wahrscheinlichkeit für die Abflüsse des Bodensee-Obersees dargestellt. Die Probit-Transformation glättet Normalverteilungen zu Geraden. Für die Simulationen wurden 6.5, 10.8 und 14.8 Mia m³/a gewählt. Tiefere Abflüsse entsprechen Eintretenswahrscheinlichkeiten von 1%, 56% und 99%.

11.2.3. Isopletendarstellungen

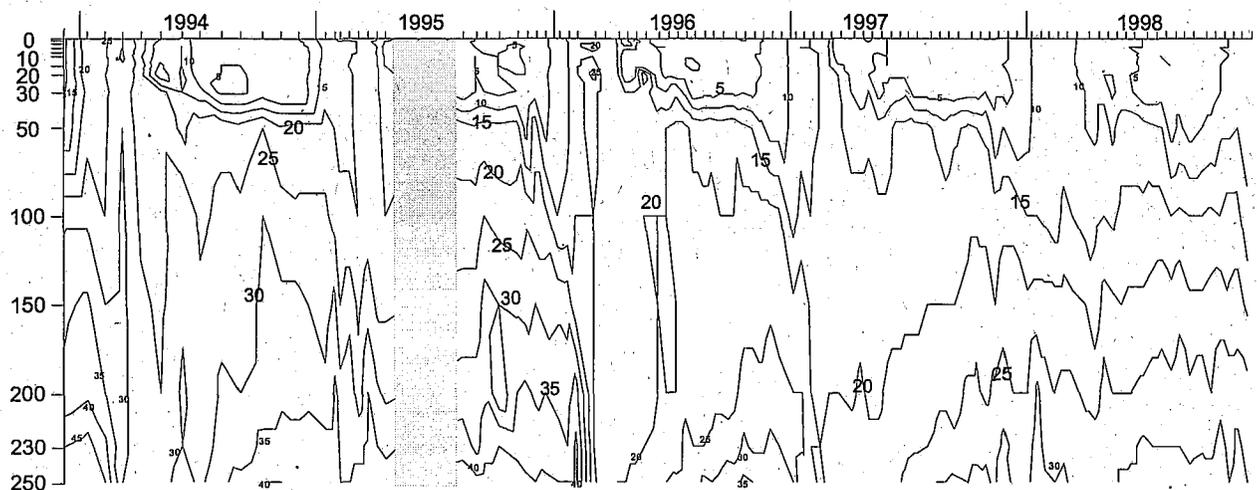


Abb. 42: Isopleten des gelösten Phosphors mit ausschliesslich linearer Interpolation

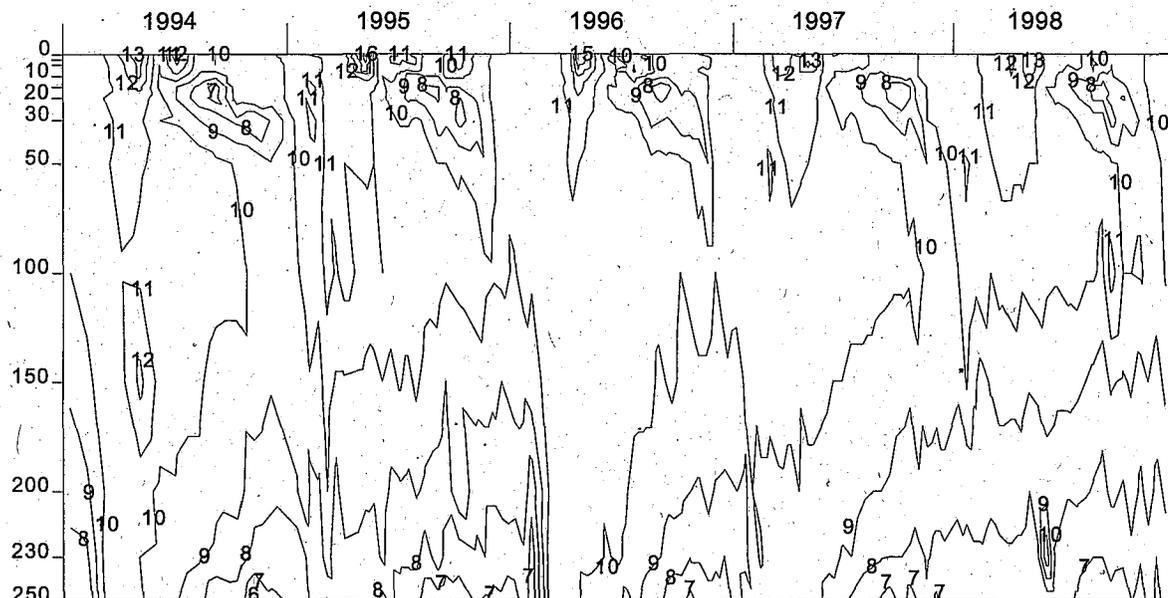


Abb. 43: Sauerstoffisopleten mit ausschliesslich linearer Interpolation

11.2.4. Alle Abfluss-Varianten

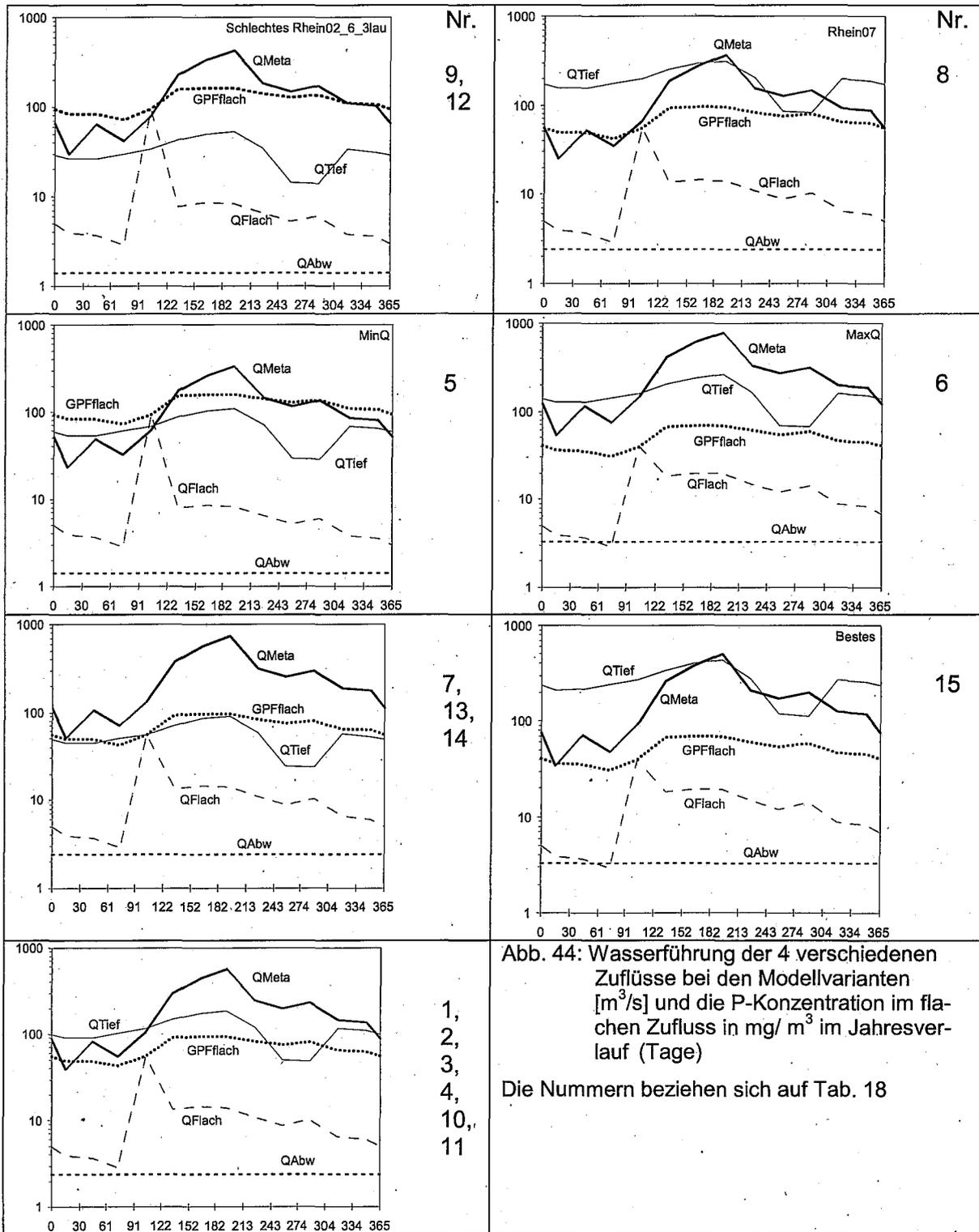


Abb. 44: Wasserführung der 4 verschiedenen Zuflüsse bei den Modellvarianten [m³/s] und die P-Konzentration im flachen Zufluss in mg/m³ im Jahresverlauf (Tage)
Die Nummern beziehen sich auf Tab. 18

In Ergänzung zu Abb. 28 sind in Abb. 44 noch die anderen Zufluss-Varianten vorgestellt (Benennung nach Tab. 18)

Tab. 18: Nummern und Parameter der Simulationen

| | Nr. | P | Q | S | Z | Name |
|----------|-----|--------------------|------|-------|----|------------------------------|
| | t/a | km ³ /a | % | Code | | |
| PmQmSmZ3 | 1 | 195.5 | 10.7 | 41.24 | m3 | Basis |
| PmQmSmZm | 2 | 195.5 | 10.7 | 41.24 | m | Zirk. Mittel |
| PhQmSmZ3 | 3 | 308 | 10.7 | 41.24 | m3 | P hoch |
| PtQmSmZ3 | 4 | 146.4 | 10.7 | 41.24 | m3 | P tief |
| PmQtSmZ3 | 5 | 195.5 | 6.3 | 41.24 | m3 | Q tief |
| PmQhSmZ3 | 6 | 195.5 | 14.7 | 41.24 | m3 | Q hoch |
| PmQmSfZ3 | 7 | 195.5 | 10.7 | 20 | m3 | Schicht flach |
| PmQmStZ3 | 8 | 195.5 | 10.7 | 70.04 | m3 | Schicht tief |
| PhQtSfZs | 9 | 308 | 6.3 | 20 | l | Schlecht |
| PmQmSmZs | 10 | 195.5 | 10.7 | 41.24 | l | Zirk schlecht |
| PmQmSmZg | 11 | 195.5 | 10.7 | 41.24 | g | Zirk gut |
| PmQtSfZs | 12 | 195.5 | 6.3 | 20 | l | Niedrigwasserjahre |
| PmQmSfZs | 13 | 195.5 | 10.7 | 20 | l | Zirk schlecht, Schicht flach |
| PmQmSfZg | 14 | 195.5 | 10.7 | 20 | g | Zirk gut, Schicht flach |
| PtQhStZg | 15 | 146.4 | 14.7 | 70.04 | g | Bestes |

11.3. Abkürzungen

POC: partikulär organischer Kohlenstoff,
 SoP: organische Phosphate im Sediment,
 SiP: anorganisches P im Sediment,
 SC: Sediment-Kohlenstoff.

rCS vgl. Tab. 8

rPS dito

zPAuf: Schichtdicke, in welcher das Plankton, trotz Lichtmangels P assimiliert.

11.4. Glossar

| | |
|-------------------------|---|
| algenverfügbar | Definition ist im Text (S. 16) |
| Anaerobie | frei von Luft, gemeint ist üblicherweise Anoxie: frei von Sauerstoff |
| Apatite | Minerale mit Kalzium, Sauerstoff, Kohlenstoff und Phosphor und evt. Wasserstoff, entstehen üblicherweise aus fossilen Knochen etc. Sie sind die schwerlöslichen Phosphormineralien. |
| aphotisch | ohne Licht |
| ARA | Abwasser-Reinigungs-Anlage |
| Aufwuchs | Lebensraum und Biozönose auf festem Untergrund (Steinen, Schilf, Pfählen) |
| Autolyse | Selbst-Auflösung |
| Batch | Experimenteller Ansatz ohne Durchfluss |
| <i>Beggiatoa alba</i> | mehrzellige Fäden, die sich im Schwefelkreislauf ernähren. Sie sind verwandt mit den Cyanobakterien |
| Belchen | Bodenseeausdruck für Wasserrallen, (Blässhuhn) <i>Fulica atra</i> LINNÉ |
| Besseltiefpass-Filter | ein mathematischer Ansatz, in der Periodenanalyse von Zeitreihen mit dem tiefe Frequenzen zu erhalten und hohe Frequenzen unterdrückt werden (von W. Bessel). |
| Biozönose | Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren |
| Blaufelchen | <i>Coregonus lavaretus ssp.</i> , eine Art der Familie der Salmoniden (Familie der "Lachse") mit verschiedenen Rassen oder Formen |
| Butterbrotstöchiometrie | von W. Stumm erfundenes Wort, für das Verhältnis von Brot zu Butter zu Honig (analog Claude Berthollet – Verbindungen(1748-1822)) |

Ceratium hirundinella



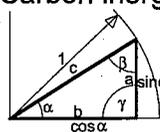
"Schwälbchenalge", ein Panzerflagellat mit interessanter Entstehungsgeschichte, unüblicher Ernährungs- und Verhaltensweise d.h. der Fähigkeit, den P-Bedarf im Sediment zu decken, ins Epilimnion aufzusteigen, sich dort zu vermehren und später im Sediment auf die nächste warme Jahreszeit zu warten.

Chemokline

Tiefenstufe des Sees, mit grossem vertikalen Gradienten der chemischen Konzentrationen

Cit
cos

gesamter anorganischer Kohlenstoff (Carbon inorganic total)
Cosinus, eine Winkelfunktion
Bedeutung siehe rechts, am Einheitskreis



desorbieren
Diatomeen

ablösen auf molekularem Massstab
Kieselalgen; alter Name für neu "Bacillariophyceen", welche eingedeutscht Stäbchenalgen heissen würden.

Differenzengleichung

aus einer Differenzgleichung entsteht durch die Infinitesimalisierung z.B. des Zeitschritts, d.h. mit einem gegen Null strebenden Wert des Schritts, eine Differentialgleichung

Dreissena polymorpha



Dreikantmuschel, eine Neozoe im Bodensee
Heimat: Kaspisches Meer mit Unterlauf der Zuflüsse. In den Fünfzigerjahren Invasion des Plattensees. Inzwischen schon in Amerika.

dystroph
Eddydiffusion

fehl ernährt
Transport mit Hilfe von Wasserwirbeln (Eddys); formal entspricht der Vorgang der molekularen Diffusion.

eluiert
Epilimnion
Eutrophierung

herausgelöst
warme Deckschicht des Seewasserkörpers
aus dem griechischen: eu = wohl, troph = ernährt also gut gedüngt, mit allen Folgeerscheinungen (vgl. Ökotrophologie)

Exp
Extinktion
Feinstschwebstoff

Exponentialfunktion $y=e^x$
Schwächung des Lichts beim Durchgang durch Materie
feine, suspendierte, meist anorganische Partikel (0.1 mm und kleiner) sog. "Gletschermilch"

Flux
Fugazität

Stofffluss
Flüchtigkeit (bei Gasen, die um die Aktivität korrigierte Gleichgewichtskonstante)

Gradient

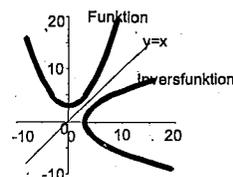
Der Gradient einer Funktion im Raum zeigt in die Richtung des stärksten Anstiegs dieser Funktion. Der Gradient ist also ein Vektor.

Hauptionen
Homothermie
Hypolimnion
Hysterese

Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Karbonat, Chlorid, Sulfat
Energiezustand eines Massenkontinuums bei einheitlicher Temperatur
Tiefenschicht des Sees
Nachhinken (d.h. der Verlauf vorwärts ist nicht deckungsgleich mit dem Verlauf zurück.) vgl. Physik, Magnetisierungskurve.

inert
Inversfunktion

unveränderlich
Umkehrfunktion. Die Gleichung wird gewonnen, indem die Ursprungsfunktion nach der abhängigen Variablen gelöst wird. Dann wird die abhängige mit der unabhängigen Variablen getauscht.



ISF
Isoplethen

Institut für Seenforschung
Linien gleicher Werte (Überbegriff von Isobathen(Tiefenlinien), Isohypsen (Höhenlinien) etc.) (Mit ihrer Erfindung durch Cruquius 1728 ist die Isobathe beinahe die älteste aller Isolinien.)

| | |
|----------------------|---|
| Katalyse | Senkung der Energie-Hemmschwelle einer chemischen Reaktion, meist durch Einschalten von Zwischenstufen |
| Kz | Eddydiffusionskonstante |
| Lag-Phase | verzögerter Beginn einer Wachstumskurve (z.B. verursacht durch Adaptation) |
| Langmuir-Zellen | Konvektionsbereiche an der Oberfläche des Sees, verursacht durch Wind bei Auskühlung |
| Litoralplankton | Plankton des Uferbereichs, es ist artenreicher als das Plankton in See-mitte, da hier auch Arten überleben können, welche rasch sinken und durch Strömungen wieder aufgewirbelt werden. |
| In | Logarithmus zur Basis e (2.71828182845...der Euler'schen Zahl) |
| lognormal-Verteilung | Gauss'sche Normalverteilung von $\ln(x)$ |
| Mcal | Mega-Kalorien Ein veraltetes Energie-Mass, welches sich dank der Defini-tion sehr gut als Mass für die Energie der Wärme des Wassers eignet. 1 cal wird gebraucht, um 1 Gramm Wasser von 14.5°C auf 15.5°C zu erhitzen. Es wird etwa gleich viel Energie gebraucht für die Erwärmung von 0° auf 1° wie von 29° auf 30° ($c_p \approx$ konstant). |
| mesotroph | die Ernährungsstufe zwischen eu- und oligotroph |
| Metalimnion | der Wasserkörper zwischen dem Epi- und dem Hypolimnion |
| Metalimniontiefe | verwendet wird die Distanz Oberkante des Metalimnions von der Oberflä-che |
| Minimumsnährstoff | der Nährstoff, der die maximale Biomasse beschränkt (J.v.Liebig) |
| monotroph | ein Ernährungszustand, in welchem nur ein einziger Nährstoff die Bio-masse beschränkt |
| Neophyt | eingeschleppte Pflanze |
| NormalVerteilung | Gauss'sche Normalverteilung von x mit der Wahrscheinlichkeitsdichte-funktion: |
| | $f(x) = \frac{e^{-\left(\frac{\mu-x}{\sigma}\right)^2 / 2}}{\sigma\sqrt{2\pi}}$ |
| Oekologie | ursprünglich: Die Lehre von den Wechselbeziehungen der Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt, d.h. den biotischen und abiotischen Lebensbedingungen. Der heutige Sprachgebrauch fasst diesen Begriff wesentlich weiter. |
| Ölvesikel | Öl wird nicht regellos verteilt, sondern liegt in den Zellen in mikroskopisch kleinen Tröpfchen, die von einer Hülle umgeben sind |
| Ortho-Phosphat | das "richtige" Phosphat (PO_4^{3-}). Unter dem Namen Phosphat kann auch der Anteil des Phosphors verstanden werden, der bei der chemischen Analyse entsprechend nachgewiesen wird, was in der Lit. dann mit SRP bezeichnet wird. Neben PO_4^{3-} können auch Ketten von $O-PO_2-O-PO_2-O^{3-}$ (Pyrophosphat) oder andere Polyphosphate vorhanden sein. |
| Overgrazingphase | Klarwasserstadium; entsteht, wenn das Zooplankton mehr frisst, als Algen nachwachsen. |
| Pelagial | der uferferne Bereich |
| Phytoplankton | in dieser Arbeit verwendet für das photoautotrophe Plankton; d.h. das Plankton, das Licht als hauptsächliche Energiequelle verwendet. (Die Normal-Definition umfasst auch farblose Algen.) |
| Plankter | Herumtreiber oder herum getrieben werdende = Plankton |
| Planktonzönose | Lebensgemeinschaft des Schwebenden |
| Plasmolyse | Zusammenziehen des Plasmakörpers innerhalb der Zellwand |
| polymorph | vielförmig, d.h. nicht einheitlich bez. Zeichnung |

Quagga

Muschelart *Dreissena bugensis* (eine mögliche zusätzlicher Neozoe)

Resuspension
Resuspensions-
transport
Seston
sin
SinusJahresmittel
stationärer Zu-
stand, steady-state

durch Aufwirbeln werden Partikel in den Wasserkörper zurück gebracht
Schwebender Feststofftransport im Wasserkörper nach Aufwirbelung
bereits sedimentierten Materials durch turbulente Bewegung

alle geformte Materie im See
siehe cos

siehe Formel (S. 67)

Fliessgleichgewicht, entsteht durch die Balance von einer Vorwärts- und
Rückreaktion, z.B. Wasserstand in einer Badewanne, bei offenem Was-
serhahn und offenem Abfluss.

Stöchiometrie
tanh

fixes Verhältnis von chemischen Elementen

$$\text{Tangens hyperbolicus } \tanh(x) = \frac{e^x - e^{-x}}{e^x + e^{-x}}$$

Trophie
Tychoplankton
versus
Verweilzeit
Volumenge-
wichtetes Mittel

Ernährungszustand

Plankton, das aus dem Aufwuchs geschwemmt wird
gegen

Aufenthaltszeit (z.B. Volumen/Wasserführung)

$$C = \int_0^{z_{\max}} A_z c_z dz / \int_0^{z_{\max}} A_z dz \quad ,z.B. \text{ Tonnen Phosphor im Bodensee dividiert durch}$$

das Volumen des Sees. realisiert mit

$$C \approx \frac{\sum_{i=1}^n (z_{i+1} - z_i) \left(A_i^2 c_i + (\sqrt{A_i} + \sqrt{A_{i+1}})^2 \cdot (c_i + c_{i+1}) / 2 + A_{i+1}^2 c_{i+1} \right)}{\sum_{i=1}^n (z_{i+1} - z_i) \left(A_i^2 + (\sqrt{A_i} + \sqrt{A_{i+1}})^2 + A_{i+1}^2 \right)}$$

Kepler'sche Fassregel mit linearer Interpolation der Konzentration nach der Tiefe und einer
Serie Kegelstümpfe für die Topographie.

Xenobiotika

Sammelbegriff für organische Stoffe, welche aus dem Labor stammen und
in der Natur kaum vorhanden sind.

Zebrauschel
Zooplankter
Zuflussgruppe

Dreissena polymorpha, siehe Dreissena

Kleintiere, die wichtigsten sind Klein-Krebse

Arbeitsgruppe des Fachbereichs Einzugsgebiet der IGKB

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, ("Grüne Berichte") seit 1976
Bericht Nr. 9: Limnologischer Zustand des Bodensees- Grundlagen, 2. Auflage, Stand 1993
 - 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 Abwässern 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 I: 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 |
| Nr. 44 | Dynamische Simulation des Bodensee-Obersees und tolerierbare Phosphor-Fracht | 1994 |
| Nr. 45 | Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee | 1996 |
| Nr. 46 | Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967 | 1998 |
| Nr. 47 | Zustand des Seebodens 1992-1994 Sedimentsinventare - Phosphor - Oligochaeten | 1998 |
| Nr. 48 | Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee | 1998 |
| Nr. 49 | Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees | 1998 |
| Nr. 50 | Mathematisches Modell des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee | 1999 |
| Nr. 51 | Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees | 1999 |
| Nr. 52 | Transport wassergefährdender Stoffe im Ufer- und Zuflussbereich des Bodensees | 2000 |
| Nr. 53 | Dem Bodensee in den Abflussjahren 1996 und 1997 zugeführte Stofffrachten | 2000 |

