

Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft in Bern
Band: 57 (2000)

Artikel: Ökologie des Bielersees
Autor: Tschumi, Pierre-André
Kapitel: 5: Die chemischen Umweltbedingungen im See
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-318631>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 22.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

- 19.10.1976: Herbstliche Abkühlung des Oberflächenwassers mit einsetzender Zirkulation bis in 15 m Tiefe.
- 13.12.1976: Die ganze Wassersäule hat wieder gleiche Temperatur von 6,5–6,9 °C und zirkuliert: Winterzirkulation. Von der Oberfläche her wird noch kälteres Wasser bis zum Grund verfrachtet werden.
- 28.1.1977: Die ganze Wassersäule wurde durch Winterzirkulation auf 3,8–4,0 °C abgekühlt. Ab März 1977 wird sich eine neue thermische Schichtung nach leichter Erwärmung der noch zirkulierenden Wassermassen ausbilden.

5. Die chemischen Umweltbedingungen im See

In natürlichen Gewässern sind stets kleinste Mengen lebenswichtiger Stoffe gelöst, wie Sauerstoff (O_2), Kohlendioxid (CO_2), Kohlensäure (H_2CO_3), Bikarbonat (HCO_3^-) und Karbonat (CO_3^{--}), Phosphat (PO_4^{---}), Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{--}) und andere. Die Analyse im Wasser gelöster oder auch suspendierter Stoffe (z.B. Algen) erfolgt an Wasserproben, die vom Boot aus mit Schöpfflaschen gewonnen werden. Es sind dies Metall- oder Kunststoffzylinder von 1–5 l Inhalt, mit oben und unten angebrachten schwenkbaren Deckeln (*s. Abbildung 9*). Die Flasche wird offen mit einer Kabelrolle in die gewünschte Tiefe versenkt, und ein dem Kabel entlang hinuntergelassenes Fallgewicht löst den Verschluss der Deckel aus. Nach dem Herausholen der verschlossenen Flasche wird ihr Inhalt in kleinere Flaschen aus Glas oder Kunststoff abgefüllt und im Labor untersucht.

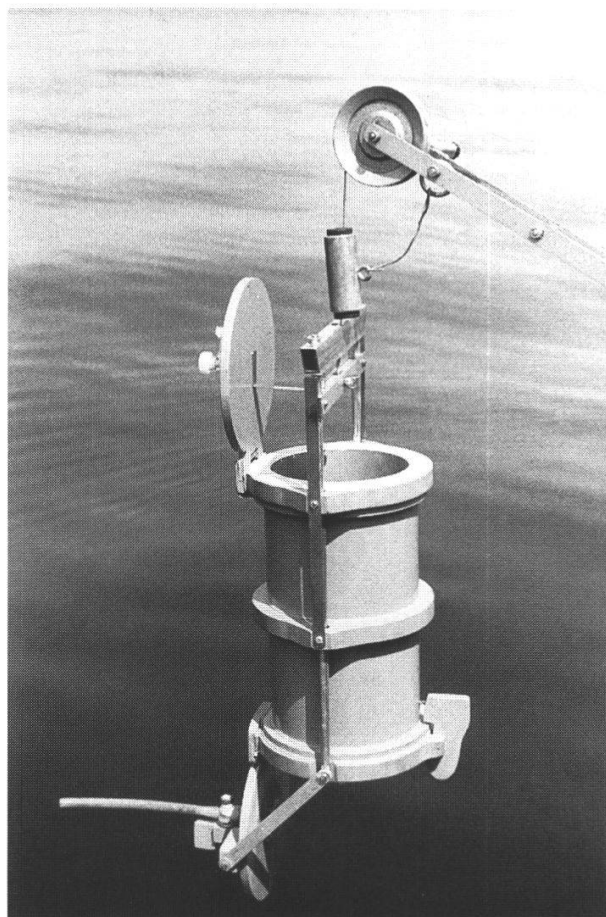


Abbildung 9: Eine Schöpfflasche eigener Konstruktion mit 5 Liter Inhalt. Die schwenkbaren, vor dem Hinunterlassen offenen Deckel schliessen sich in der gewünschten Tiefe beim Aufprall des Fallgewichtes. Das Messgerät an der Kabelrolle zeigt die Entnahmetiefe an.

5.1 Sauerstoff

Elementarer Sauerstoff (O_2) bildet 21 Volumen- oder 23 Gewichtsprozent der Luft, welche gesamthaft $1,2 \cdot 10^{15}$ t enthält. O_2 ist in Wasser nur wenig löslich. Die Löslichkeit nimmt mit zunehmender Temperatur und Höhe über Meer ab (s. Tabelle 2). Die Konzentrationen von O_2 im Jahresverlauf sagen sehr viel aus über die physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Wasser, namentlich über den Trophiegrad oder die Stoffwechselintensität des Sees.

m ü.M.	0 °C	5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
0	14,62	12,77	11,29	10,08	9,09	8,26	7,56
100	14,45	12,62	11,15	9,96	8,98	8,16	7,47
200	14,28	12,47	11,02	9,84	8,87	8,06	7,37
300	14,11	12,32	10,89	9,73	8,77	7,97	7,28
400	13,94	12,17	10,76	9,61	8,66	7,87	7,19
500	13,77	12,03	10,63	9,49	8,55	7,77	7,10
600	13,61	11,88	10,50	9,38	8,45	7,68	7,01
700	13,44	11,74	10,37	9,26	8,35	7,58	6,93
800	13,28	11,60	10,25	9,15	8,24	7,49	6,84
900	13,12	11,46	10,12	9,04	8,14	7,39	6,75
1000	12,96	11,32	10,00	8,93	8,04	7,30	6,67

Tabelle 2: Die Löslichkeit von Sauerstoff in Süßwasser bei verschiedenen Temperaturen und Höhenlagen. In mg/l. Berechnet nach [76].

5.1.1 Messung der O_2 -Konzentration mit der Winkler-Methode

Wasserproben aus verschiedenen Tiefen werden in 110- bis 120-ml-Glasflaschen mit eingeschliffenem Stopfen abgefüllt. Das Volumen der Flaschen, bei aufgesetztem Glasstopfen, ist auf $\frac{1}{1000}$ ml genau bekannt. Die Proben werden sofort mit 1 ml Manganchlorid-Lösung ($MnCl_2$) und 1 ml stark alkalischer Kaliumjodid-Lösung ($NaOH + KI$) versetzt, verschlossen und kräftig geschüttelt. Im entstehenden weisslichen Niederschlag von $Mn(OH)_2$ (Manganhydroxid) wird Mangan durch den im Wasser gelösten Sauerstoff oxidiert unter Braunfärbung. Nach Absetzen löst man den Niederschlag durch Zugabe von Säure auf, wobei das oxidierte Mangan die Jodid-Ionen (I^-) zu gelbbraunem elementarem Jod (I_2) oxidiert. Dieses wird nach Zugabe von Stärke (Violett-färbung) mit Natrium-Thiosulfat ($Na_2S_2O_3$) genau bekannter Konzentration bis zur Farblosigkeit titriert (Iodometrie). Die Menge des verbrauchten Thiosulfates entspricht genau der Menge des ursprünglich im Wasser gelösten Sauerstoffes. Mit dieser Methode kann die O_2 -Konzentration im Wasser auf $\frac{1}{100} - \frac{1}{1000}$ mg/l genau gemessen werden [129].

Die Sauerstoffkonzentration lässt sich rascher, aber weniger genau, mit Elektroden messen, welche Sauerstoff verbrauchen, das heisst reduzieren. Solche Sonden müssen periodisch mit der Winkler-Methode geeicht werden.

5.1.2 Die Sauerstoffkonzentrationen im Jahresverlauf

Auf *Abbildung 10* sind 6 charakteristische O_2 -Profile der tiefsten Stelle des Bielersees dargestellt für das sonnenreiche Jahr 1976:

- 11.3.1976: Ende Winterzirkulation. In der ganzen Wassersäule hat die O_2 -Konzentration seit dem 13.12.1975 (Anfang Winter-Vollzirkulation des Vorjahres) von im Mittel 8,1 mg/l auf 11,5 mg/l zugenommen. Bei 4,1 °C wäre das Wasser auf Bielerseehöhe (429,2 m) mit 12,418 mg/l O_2 gesättigt. Die Winterzirkulation vermochte somit das Bielerseewasser durch Aufnahme von O_2 aus der Atmosphäre beinahe aufzusättigen. Der ganze See enthält jetzt 13 700 t gelösten Sauerstoff (*s. Tabelle 3*), gegenüber 6940 t am 23.10.1975, als die vorjährige Sommerstagnation zu Ende ging. Während der Winterzirkulation 1975/76 hat der O_2 -Gehalt des Sees somit um 6760 t zugenommen.

- 12.7.1976: Die thermische Schichtung des Sees stellte sich nach *Abbildung 8* ab Mitte April ein. Zunehmende Einstrahlung intensiviert die Algenvermehrung in der trophogenen Zone. Dies setzt Sauerstoff frei, was die O_2 -Konzentration erhöht, an der Oberfläche auf >14 mg/l. Damals herrschten nach *Abbildung 8* an der Oberfläche 22,9 °C; Sättigungswert bei 22,9 °C ist 8,15 mg/l O_2 ; das Wasser oberhalb 5 m war somit zu >170% übersättigt.

In der Tiefe nimmt der O_2 -Gehalt bei Sommerstagnation und intensiver Algenvermehrung rasch ab infolge Abbau absinkender Algen. Besonders stark nimmt die O_2 -Konzentration bei der Sprungschicht ab, was zum sogenannten metalimnischen O_2 -Minimum führt: Im kälteren Wasser der Sprungschicht wird das Absinken der Algen infolge Zunahme der Viskosität verlangsamt, was dem Abbau mehr Zeit lässt.

Vom 11.3.1976 bis 12.7.1976 nahm der O_2 -Gehalt des ganzen Sees von 13 700 t auf 9520 t ab, das heisst um fast 4200 t.

Probenahmedatum	Ganzer See 0–74 m Tonnen	Tiefenstufe 10–74 m Tonnen	Tiefenstufe 20–74 m Tonnen
23.10.1975	6 940	4 210	1 980
13.12.1975	11 300	8 190	5 620
11.03.1976	13 700	9 890	6 740
12.07.1976	9 520	6 170	4 390
18.08.1976	8 130	4 870	3 500
11.10.1976	6 700	3 320	1 880
16.11.1976	5 860	3 070	1 130
13.12.1976	11 430	8 270	5 640
17.01.1977	12 520	9 030	6 140
14.03.1977	13 830	9 910	6 690

Tabelle 3: Die Sauerstoffgehalte des ganzen Sees und des Hypolimnions unterhalb 10 bzw. 20 m für Ende 1975, das Jahr 1976 (schattiert), und Beginn 1977. Angaben in Tonnen, auf 10 t gerundet. Berechnung aus den O_2 -Konzentrationen der Profile (0–70 m gemessen, 74 m geschätzt) und den Volumina der Tiefenschichten des Sees [36].

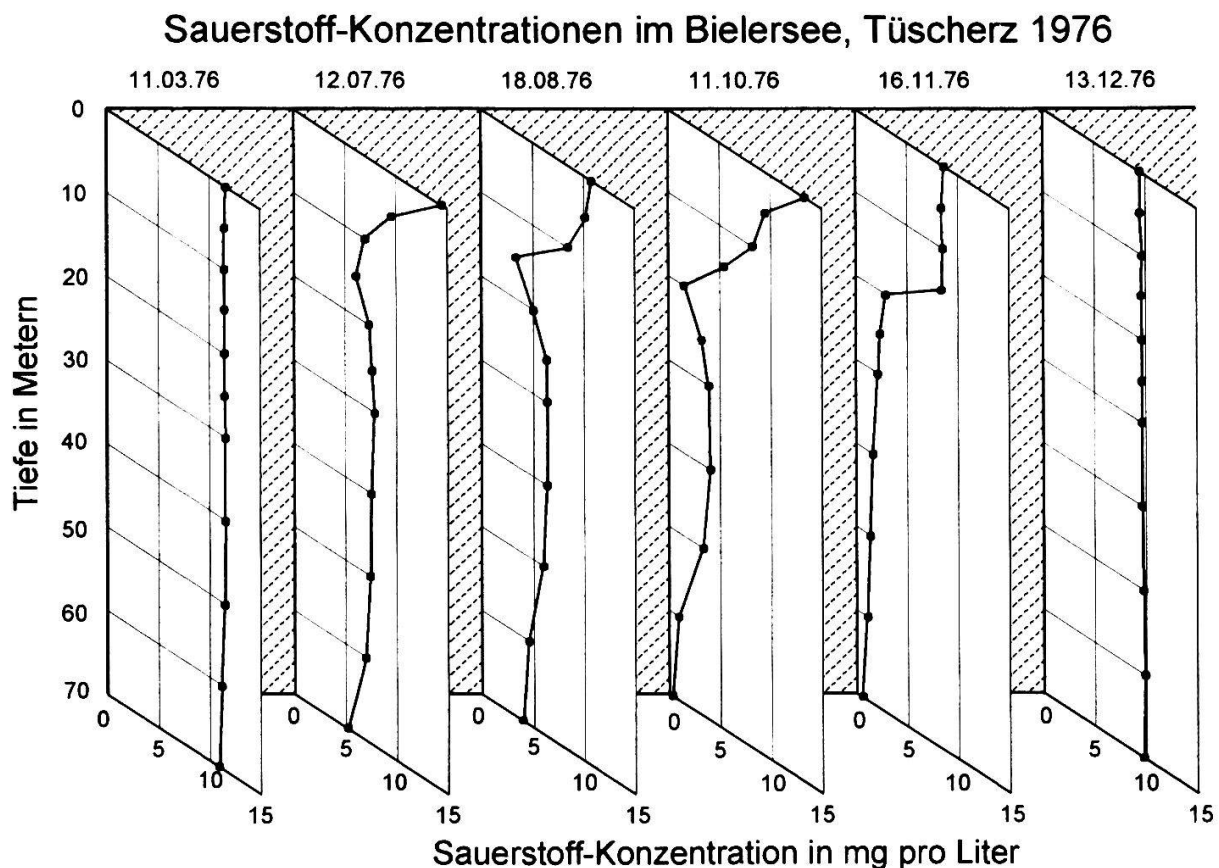


Abbildung 10: Sauerstoffkonzentrationen zwischen 0 und 70 m im Verlauf des Jahres 1976. Starke Abnahme der O_2 -Konzentration während des Sommers in der Tiefe, gleichmässige Verteilung und Zunahme der Konzentration während der Winterzirkulation. Siehe 5.1.2.

- 18.8.1976: Wind und vorübergehende Kälte verursachten Durchmischung der obersten 10 m mit Erniedrigung des O_2 -Gehaltes oberhalb 5 m. Bis 7,5 m herrscht immer noch Übersättigung (Sättigung bei 19,1–19,6 °C: 8,7–8,8 mg/l O_2). Das metalimnische O_2 -Minimum ist mit 3,4 mg/l O_2 noch ausgeprägter als am 12.7.1976. Vom 12.7.1976 bis 18.8.1976 nahm der O_2 -Gehalt des Sees um 1400 t ab.
- 11.10.1976: Oberhalb 5 m herrscht Übersättigung. Infolge Durchmischung des Epilimnions liegt das metalimnische O_2 -Minimum von 1,67 mg/l jetzt in 20 m. In der Tiefe haben die O_2 -Konzentrationen weiterhin abgenommen. Der O_2 -Gehalt des Sees hat seit dem 18.8.76 um weitere 1430 t abgenommen.
- 16.11.1976: Die beginnende Winterzirkulation erreicht bereits eine Tiefe von >15 m und hat die O_2 -Konzentration des metalimnischen Minimums von 1,67 auf 2,9 mg/l O_2 erhöht. Unterhalb 25 m hat die O_2 -Konzentration weiter abgenommen auf durchwegs <4 mg/l (kritische Grenze für Fische), gesamthaft von 1590 t auf 820 t. Der O_2 -Gehalt des ganzen Sees hat während der Sommerstagnation 1976 (11.3.1976–16.11.1976) von 13 700 t auf 5860 t abgenommen, das heisst um fast 8000 t. *Abbildung 11* verdeutlicht den Sauerstoffverlust seit Ende Winterzirkulation (11.3.1976) bis kurz vor Beginn der folgenden Winterzirkulation am 16.11.1976.

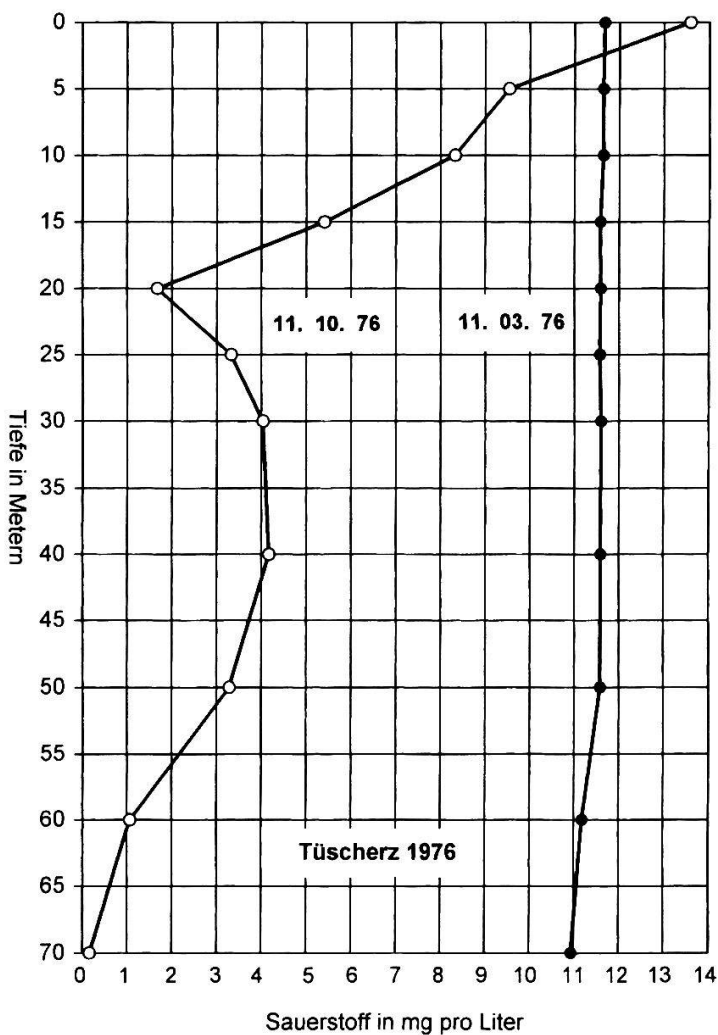


Abbildung 11: Die Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Sommerhalbjahr 1976. Eine Gegenüberstellung der Konzentrationen Ende Winterzirkulation (11.3.1976) und Ende Sommerstagnation (11.10.1976).

- 13.12.76: Es herrscht Vollzirkulation mit bereits 9,74 mg/l O_2 bis über Grund. Der ganze See enthält schon 11 430 t O_2 . Die in Gang befindliche Winterzirkulation wird die Sauerstoffkonzentration noch erhöhen auf 11,4 mg/l bzw. 13 830 t am 14.3.1977. Während der ganzen Winterzirkulation (16.11.1976–14.3.1977) nimmt der Sauerstoffgehalt des Sees von 5860 t auf 13 830 t zu, das heisst um fast 8000 t. Dies veranschaulicht die Bedeutung der Vollzirkulation. Der Eintrag aus der Atmosphäre ist effektiv noch grösser, da auch im Winterhalbjahr Sauerstoff durch biologischen Abbau verbraucht wird. Die Sauerstoffkonzentrationen veränderten sich im Laufe der 18 Jahre auf ähnliche Art. Die maximalen Frühjahrsgehalte des ganzen Sees variierten zwischen 13 220 t (15.4.1973) und 14 540 t (3.4.1984), die minimalen Herbstgehalte zwischen 5860 t (16.11.1976) und 8370 t (2.11.1982). Am Ende der Winterzirkulation könnte der Bielersee bei vollständiger Sättigung maximal 14 350 t (bei 5 °C) bis 15 540 t (bei 2 °C) gelösten Sauerstoff enthalten.

Hoher Trophiegrad, gekoppelt mit unvollständiger Zirkulation, kann für einen See verheerende Folgen haben. Dies gilt für den hocheutrophen 48 m tiefen Hallwilersee, in welchem PETER BERNER unterhalb 20–25 m am Ende der Sommerstagnation 1978 keinen Sauerstoff mehr nachweisen konnte [11].

Tiefen m	28.03.78 mg/l O ₂	Temperatur Grad C	01.11.78 mg/l O ₂	Temperatur Grad C	Defizit mg/l O ₂
0	11,481	5,8	8,559	11,9	2,922
5	11,470	4,9	8,531	11,9	2,939
10	11,388	4,9	8,537	11,9	2,851
15	11,466	4,9	8,526	11,9	2,940
20	11,462	4,9	8,550	11,9	2,912
25	11,411	4,9	4,930	11,9	6,481
30	11,426	4,9	3,440	8,0	7,986
40	11,432	4,9	3,323	7,2	8,109
50	11,444	4,9	2,967	6,8	8,477
60	11,388	4,9	1,014	6,4	10,374
70	11,344	5,0	0,629	6,3	10,715
Σ 0–70 m	799,510		318,740		480,770

Tabelle 4: Sauerstoffkonzentrationen und dazugehörige Temperaturen in Tiefen von 0–70 m an der tiefsten Stelle des Bielersees bei Tüscherz. Rechts die Differenzen zwischen den Konzentrationen als Defizite. Summen unter dem m² Seeoberfläche.

5.1.3 Abnahme des Sauerstoffgehaltes als Indikator des Seestoffwechsels

Der durch biologischen Abbau (Atmung der Organismen, Abbau von Biomasse oder organischen Abfällen durch Zerleger) verursachte Verbrauch von O₂ in einem See wird als Sauerstoffzehrung bezeichnet. Sie führt während der Stagnationsperiode zu messbaren O₂-Verlusten oder O₂-Defiziten im Hypolimnion. Diese kommen in Profilen (s. *Abbildung 7*) und im Jahresverlauf des Sauerstoffgehaltes des ganzen Sees (s. *Tabellen 3–6*) zum Ausdruck. Zur O₂-Zehrung trägt auch die Oxidation der Stoffe bei, wie H₂S, NH₃, Fe⁺⁺ usw., die sich bei O₂-Mangel in der Tiefe bilden («Sauerstoffschuld» eutropher Seen), ferner Abbau bzw. Oxidation der durch Zuflüsse eingeführten Biomasse, organischen Abfälle und Verbindungen. Im Bielersee sollen zum Beispiel jährlich 3900 t O₂ zur Oxidation von importiertem Ammoniak verbraucht werden [82].

Tiefenstufen	Volumina in 10 ⁶ m ³	Defizit in Tonnen pro Stufe	Defizit in g/m ³ O ₂ x / Stufe	Respiration in g/m ³ O ₂ x / Stufe
0– 5 m	175,81	515	2,93	146
5–10 m	151,38	438	2,90	61
10–20 m	271,61	788	2,90	–
20–30 m	221,04	1280	5,79	–
30–40 m	161,95	1303	8,05	–
40–50 m	104,79	869	8,29	–
50–60 m	62,06	585	9,42	–
60–70 m	31,24	329	10,54	–
70–74 m	2,96	33	11,01	–
ganzer See	1182,84		6140	–

Tabelle 5: Die maximalen Sauerstoffdefizite der Stagnationsperiode 1978 (28.3–1.11) im Bielersee, hochgerechnet auf 9 Tiefenstufen (70–74 m extrapoliert) und den ganzen See, nach den O₂-Profilen der *Tabelle 4*. Angaben in Tonnen pro Stufe (Kolonne 3) und in g/m³ als Mittelwert \bar{x} für jede Stufe (Kolonne 4). Kolonne 5: Die in Produktionsversuchen gemessene Respiration (effektive O₂-Zehrung) in g/m³ im Mittel der Tiefenstufen 0–5 m und 5–10 m. Volumina der Tiefenstufen nach [36], z.T. interpoliert.

– : nicht gemessen.

Die Rohdaten für die Ermittlung von O_2 -Defiziten sind O_2 -Konzentrationen in mg/l, die in verschiedenen Tiefen gemessen werden (s. *Tabelle 4*. Messmethode s. 5.1.1) und als Profile (*Abbildung 10, 11*) darstellbar sind. Solche Werte können, wie auf den *Tabellen 3, 5 und 6*, auf einzelne Tiefenbereiche des Sees und auf das ganze Seevolumen hochgerechnet werden. Dies zeigt, um wie viele Tonnen der Sauerstoffgehalt des Sees oder einzelner Tiefenstufen von Messdatum zu Messdatum abnimmt.

5.1.3.1 Der Jahresverlauf der O_2 -Abnahme in der Wassersäule unter 1 m² Seeoberfläche
Auf *Abbildung 12* ist für das Jahr 1978 der Verlauf aller gemessenen O_2 -Gehalte unter 1 m² Seeoberfläche dargestellt für 6 Tiefenbereiche: 0, 5, 10, 15, 20 und 25 m, je bis 70 m Tiefe:

Die Winterzirkulation 1977/78 hat den See mit rund 800 g/m² O_2 oder total 13 530 t auf 94% aufgesättigt. Nach dem 102. Tag (12.4.1978) nimmt der O_2 -Gehalt der Wassersäule rasch ab. Diese Abnahme bleibt, abgesehen von kleineren Zacken, während der ganzen Stagnationsperiode gleich steil, das heisst linear bis zum 305. Tag, an welchem der tiefste O_2 -Gehalt des Jahres erreicht ist.

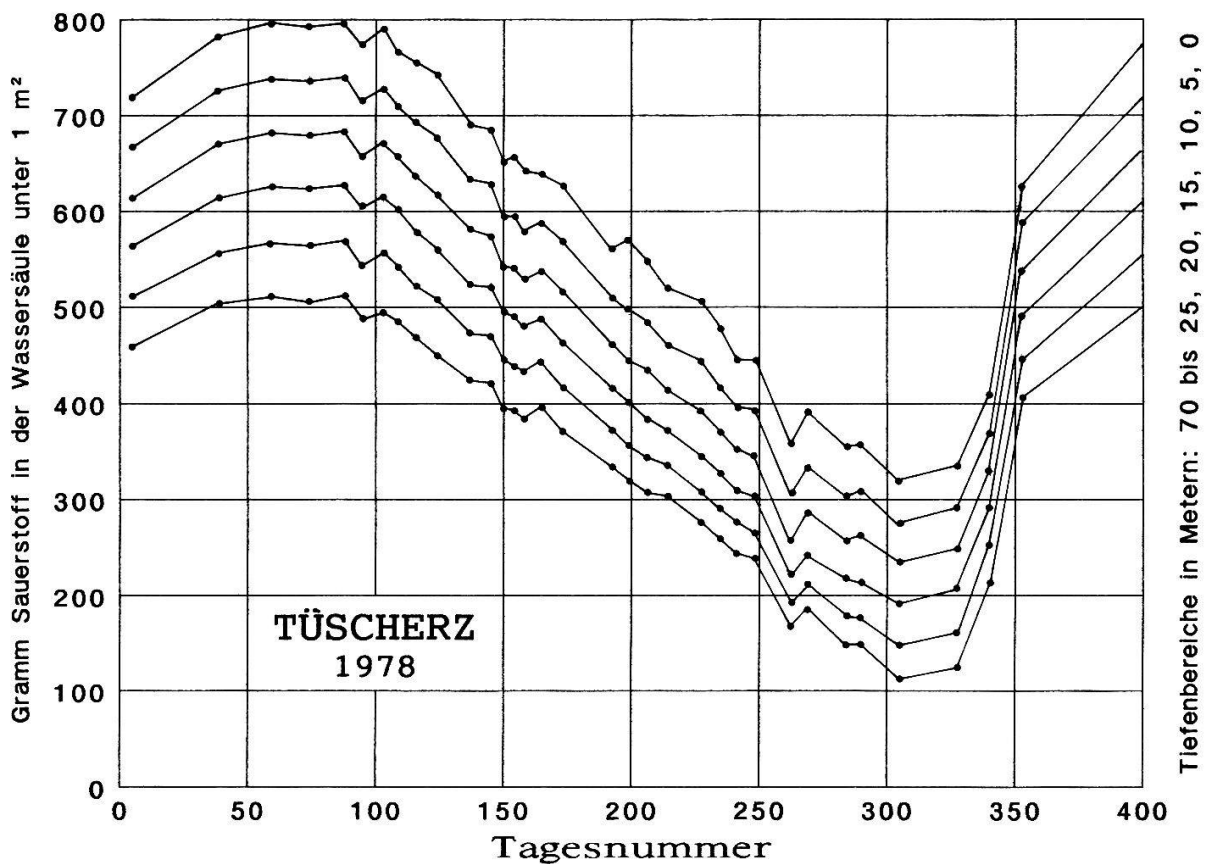


Abbildung 12: Die Sauerstoffgehalte der Wassersäule von 0, 5, 10, 15, 20, 25 m, je bis 70 m. In allen 6 Tiefenbereichen ist die Abnahme (infolge O_2 -Zehrung beim Abbau von Algen) zwischen dem 102. und dem 305. Tag ziemlich geradlinig (linear). Beim Einsetzen der Winterzirkulation um den 305. Tag nehmen die Sauerstoffgehalte infolge O_2 -Eintrag aus der Atmosphäre rasch wieder zu. Die Sauerstoffzehrung zwischen 15–25 und 70 m erwies sich als bester Indikator für Algenproduktion und -abbau (s. 5.1.3.2).

Um den 305. Tag geht die Sommerstagnation zu Ende. An diesem Tag (1.11.1978) reicht die Zirkulation bereits bis in 25 m Tiefe mit einheitlichen 11,9 °C und 8,5 mg/l O₂ (s. *Tabelle 4*). War bis anhin noch keine Zunahme des Sauerstoffgehaltes bis in 25 m Tiefe nachweisbar, wird ein Sättigungsgrad von 83% den O₂-Eintrag aus der Luft nunmehr ermöglichen.

Die Winterzirkulation wird Sauerstoff in den ganzen See einbringen. Die Kurven zeigen, wie vor allem nach dem 327. Tag (23.11.1978) der O₂-Gehalt der Wassersäule explosiv ansteigt dank des steilen Gefälles zwischen O₂-Konzentration der zirkulierenden Wassermassen und dem Sättigungswert: Konzentration am 340. Tag (6.12.1978) 7,9 mg/l O₂, Sättigungswert bei rund 7 °C 11,5 mg/l. Am 15.3.1979 wird der O₂-Gehalt der Wassersäule von 0–70 m 800 g/m², derjenige des ganzen Sees 13 580 t erreicht haben.

5.1.3.2 Der Sauerstoffverlust pro Tag und m²

Wir betrachten jetzt mit BRUNO BANGERTER [7] nur noch die Bereiche der Kurven von *Abbildung 12*, in welchen die O₂-Gehalte unter dem m² Seefläche von 0–70 m ziemlich geradlinig oder linear abnehmen. Da die Dauer der entsprechenden Periode von Jahr zu Jahr variiert, muss zum Vergleich verschiedener Jahre die O₂-Abnahme im linearen Kurvenbereich auf 1 Tag umgerechnet werden (s. *Tabelle 6*). Ein solcher Wert ist ein Mass für die Geschwindigkeit, mit welcher im See Sauerstoff verbraucht wird und dementsprechend Algen produziert werden. Hierzu sind verschiedene Vorgehensweisen möglich:

- Die Differenzmethode: Unter Berücksichtigung des ganzen linearen Zehrungsbereichs wird vom höchsten Wert des Frühlings der tiefste Wert des Herbstes abgezogen. Die Differenz, dividiert durch die Anzahl Tage zwischen beiden Daten, ergibt die tägliche Sauerstoffzehrung für einen bestimmten Tiefenbereich.
- Die Regressionsmethode: Aus sämtlichen Werten des linearen Kurvenbereichs wird eine Regressionsgerade berechnet (wie für *Abbildung 23*). Die Differenz zwischen einem hohen und einem tiefen Wert der Geraden wird durch die Anzahl der dazwischenliegenden Tage dividiert. Diese Methode ist zuverlässiger, aber aufwendiger als die oben beschriebene. Wir haben beide Methoden verwendet und verglichen.
- Die Zeitspanne: BANGERTER [7] hat die täglichen Defizite für alle Jahre einheitlich auf die Zeit vom 15. Mai bis 30. September bezogen. Wir brauchen hier die maximale

Tiefenbereiche	O ₂ -Defizite in Tonnen	O ₂ -Defizite in g/m ²	O ₂ -Verlustrate in g/m ² u. Tag
0–70 m	6170	471	2.32
10–70 m	5130	440	2.17
20–70 m	4290	409	2.00

Tabelle 6: Sauerstoffverluste im Bielersee während der Stagnationsperiode 1978 bei linearer Abnahme der O₂-Gehalte unter dem m². Dauer der Stagnation 203 Tage: 12.4.–1.11. Kolonne 2: O₂-Defizite in 3 Tiefenbereichen. Kolonne 3: O₂-Defizite unter 1 m² an der tiefsten Stelle bei Tüscherz. Kolonne 4: Die O₂-Verlustrate pro Tag bei Tüscherz.

Ausdehnung des linearen Bereichs (für 1978: 102.–305. Tag), um möglichst alle Messungen zu berücksichtigen.

- Der optimale Tiefenbereich: Welcher Tiefenbereich ist der beste Indikator des See-stoffwechsels (Algenproduktion)? Hierfür wurden auf *Abbildung 12* sechs Tiefenbereiche grafisch dargestellt. Die Verläufe der 6 Kurven sind sehr ähnlich. Dies bestätigen sämtliche analogen Darstellungen der Jahre 1971 bis 1988. Die Kurven erlauben keine Erkennung des zur Ermittlung der O_2 -Zehrung optimalen Tiefenbereichs.

BANGERTER [7] hat seine Berechnungen auf die hypolimnische Tiefenstufe von 25–70 m bezogen. In unserer Arbeit ergab ein Vergleich zwischen O_2 -Zehrung und der später zu besprechenden Algenproduktion (s. 10.5 und *Abbildung 29*) folgendes: Jährliche Produktion in g/m^2 C und tägliche O_2 -Zehrung (in g/m^2 O_2) stimmen für die Tiefenbereiche 15–70 m bis 25–70 m ähnlich gut miteinander überein und besser als für die Bereiche von 0, 5 und 10 m, je bis 70 m. Die Regressionsmethode ergab eine bessere Korrelation (im Mittel ca. 81%) als die Differenzmethode (ca. 76%). Die besten Korrelationen fanden wir mit der Regressionsmethode in den Tiefenbereichen 15–70 m (82%), 20–70 m (79%) und 25–70 m (83%). Der letzte Bereich stellt aber knapp 40% des gesamten Seevolumens dar, gegenüber 50% für den Bereich 20–70 m und 60% für denjenigen von 15–70 m. Letztere sind somit repräsentativer und wurden ebenso berücksichtigt.

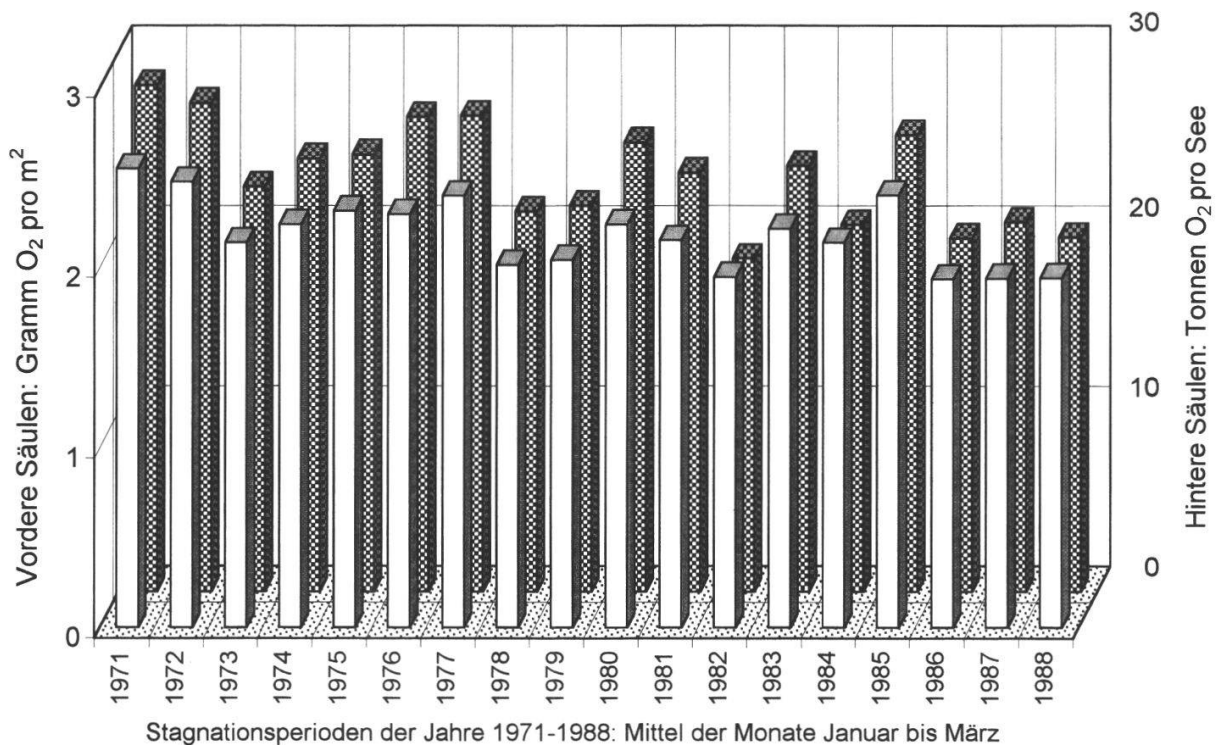


Abbildung 13: Die Entwicklung der täglichen Sauerstoffzehrung oder des Sauerstoffverbrauchs im Bielersee von 1971 bis 1988, jeweils für die volle Stagnationsperiode, von 20–70 m. Vordere Säulen: täglicher O_2 -Verlust in g unter $1\ m^2$ Seefläche. Hintere Säulen: täglicher O_2 -Verlust des ganzen Sees (20–70 m) in Tonnen O_2 . Die Abnahme der O_2 -Zehrungsrate während 18 Jahren ist weniger deutlich als diejenige der Phosphorkonzentrationen (s. *Abbildung 21*).

5.1.3.3 Die Sauerstoffzehrung von 1971 bis 1988

Auf *Abbildung 13* sind für den Zeitraum unserer Untersuchungen am Bielersee die mittleren täglichen Sauerstoff-Zehrungswerte zwischen 20 und 70 m Tiefe dargestellt, unter 1 m² (vordere Säulen), und hochgerechnet auf den ganzen See (hintere Säulen), dies unter Berücksichtigung der Volumina der verschiedenen Tiefenstufen (*s. Tabelle 5*).

Beide Säulenreihen zeigen eine leichte, aber stark schwankende Abnahme der O₂-Zehrungsrate von 1971 bis 1988, was einer entsprechend leichten Abnahme der Algenproduktion entspricht (*Abbildung 29, 10.5.*). Die Abnahme ist wesentlich geringer als diejenige der Phosphor-Zirkulationswerte im gleichen Zeitraum, ähnlich dargestellt auf *Abbildung 21*. 1988 war die Belastung des Sees mit Phosphor immer noch zu gross und erlaubte keinen markanten Rückgang der Algenproduktion (*s. 2.6, 10.5, 10.6.1*).

Die Angaben der täglichen Zehrung in g/m² erleichtern den Vergleich mit andern Seen. Die Umrechnung auf Tonnen für den ganzen See zeigt anschaulicher, wieviel Sauerstoff dem Bielersee jeden Tag verloren geht. Während den Sommerstagnationen 1971–1988 nahmen die messbaren O₂-Reserven des Hypolimnions unterhalb 20 m täglich um rund 30 (1971) bis 20 (1982) Tonnen ab (*Abbildungen 13 und 29*).

5.2 Die anorganischen Nährstoffe

Frische Algen enthalten 90–95% Wasser und 5–10% Trockensubstanz. Diese besteht aus 40–50% Kohlenstoff (C), 6–8% Stickstoff (N) und etwa 1% Phosphor (P) (*s. 5.2.4*). Dazu kommen Sauerstoff (O) und Wasserstoff (H) sowie kleine Mengen von Schwefel (S), Magnesium (Mg), Eisen (Fe) und weitere Spurenelemente. Bei Kieselalgen ist Silizium (Si) wichtiger Bestandteil der Schalen (*s. 6.3*).

Algen können nur leben, wachsen und sich vermehren, wenn die für Aufbau und Funktion nötigen Stoffe im Wasser in geeigneter Form vorkommen. Im folgenden beschränken wir uns auf die meistuntersuchten Nährstoffe Kohlenstoff, Phosphor und Stickstoff.

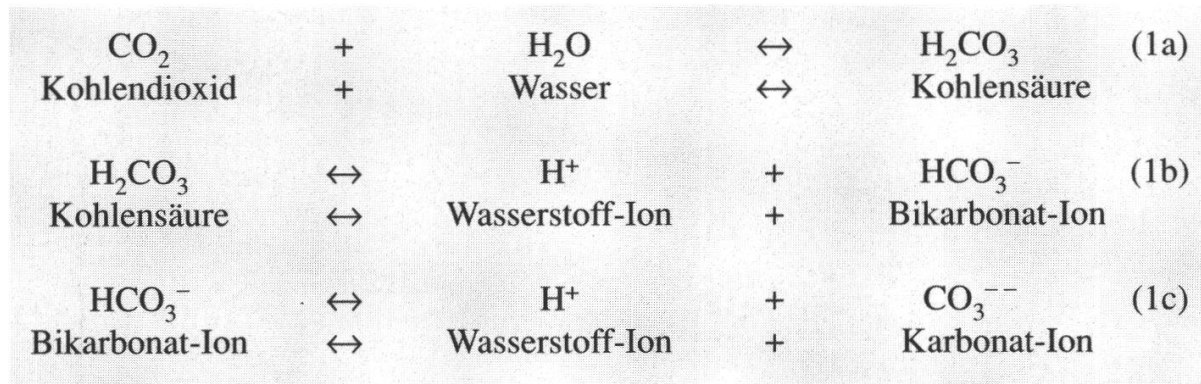
5.2.1 Kohlenstoff: Bedeutung, Vorkommen und Herkunft

Kohlenstoff bildet das Gerüst sämtlicher lebenswichtiger organischer Moleküle, wie Kohlenhydrate (Zucker, Zellulose, Stärke), Fette, Proteine (Eiweisse), Nukleinsäuren (DNS: Erbsubstanz; RNS: Überträgerin ihrer Information an das Plasma), Nukleotide (Bausteine der DNS und RNS, Energieträger der Zellen als Adenosintriphosphat ATP).

Gewässer enthalten Kohlenstoff in löslicher anorganischer Form, als Kohlendioxid (CO₂), Kohlensäure (H₂CO₃), Bikarbonat (HCO₃⁻) und Karbonat (CO₃²⁻). Sie stammen von der Auflösung von Kalkstein durch kohlensäurehaltiges Regenwasser, direkt vom CO₂ der Luft, ferner von der Atmung der Organismen und vom Abbau organischer Abfälle. Wichtigste C-Quelle des Bielersees sind die Zuflüsse, welche im Jahr >1 Mio. t HCO₃⁻ oder rund 220 000 t C einbringen [97, 98, 101]. Daneben kommen in Gewässern verschiedene gelöste und partikuläre organische C-Verbindungen vor, insbesondere als Biomasse.

5.2.1.1 Fließgleichgewichte zwischen den anorganischen C-Verbindungen

Die 4 anorganischen Formen des Kohlenstoffs können wie folgt ineinander übergehen:



Ionen sind elektrisch geladene Teilchen, $-$ negativ geladen, $+$ positiv geladen. Die Doppelpfeile bedeuten, dass die Reaktionen in beiden Richtungen ablaufen können: In leicht saurem Wasser (pH 4), mit mehr H^+ als OH^- , herrschen die Komponenten von (1a) vor, in leicht alkalischen Wasser (pH 13), mit mehr OH^- als H^+ , Karbonat von (1c). Bei pH 8,3 ist C hauptsächlich als Bikarbonat vertreten. Dies veranschaulicht *Abbildung 14*.

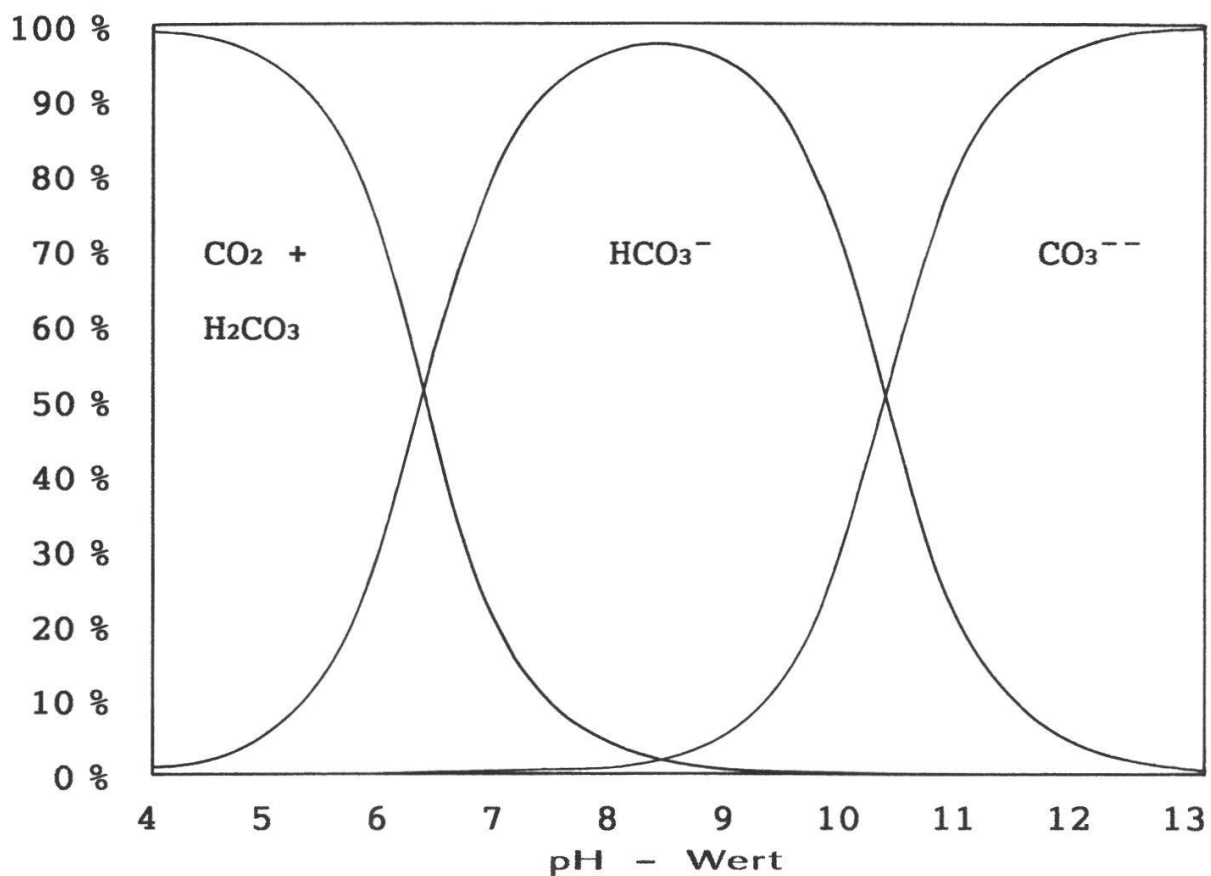
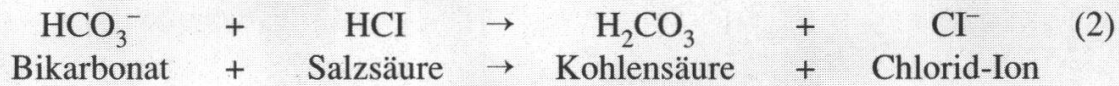


Abbildung 14: Anorganischer Kohlenstoff kommt im See je nach pH (Säuregrad des Wassers) als Kohlensäure (links bei saurem pH), als Bikarbonat (Mitte bei neutralem pH) und als Karbonat (rechts im alkalischen Bereich) vor. Die Grafik veranschaulicht die Fließgleichgewichte der Gleichungen (1a)–(1c) unter 5.2.1.1.

5.2.1.2 Wie lässt sich die Konzentration des anorganischen C messen?

Der pH-Wert von Bielerseewasser liegt zwischen 7 und 8,5, mit C vorwiegend als HCO_3^- [97]. Durch Zugabe verdünnter Salzsäure (HCl 0,1 n) lässt sich HCO_3^- in H_2CO_3 überführen nach der Gleichung:



Aus der Menge der bis pH 4,4 verbrauchten Salzsäure (Säurebindungsvermögen) lässt sich die Konzentration des totalen anorganischen Kohlenstoffs in mg/l berechnen nach [125]. Bielerseewasser enthält bei Vollzirkulation im Mittel 30–35 mg/l anorganischen Kohlenstoff.

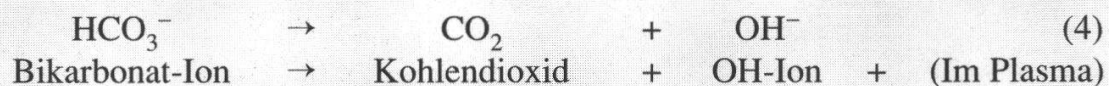
5.2.1.3 Algen verfrachten Kohlenstoff ins Tiefenwasser

Die Photosynthese, in welcher grüne Pflanzen aus anorganischem C unter Abgabe von O_2 Zucker und anschliessend weitere Plasmakomponenten aufbauen, wird vereinfacht durch folgende Gleichung dargestellt:



Der Aufbau von Algenbiomasse führt in zweierlei Hinsicht zu einer Abnahme der C-Konzentration in der trophogenen Zone und einer Zunahme der C-Konzentration im Hypolimnion:

1. Durch Absinken von Algen: Die Photosynthese entzieht dem Wasser der trophogenen Zone Kohlenstoff, gemäss Gleichung (3). Ein Teil der neugebildeten Algen, die Nettoproduktion, sinkt in die tropholytische Zone und wird durch Zerleger abgebaut, was im Tiefenwasser Kohlensäure freisetzt (Ansäuerung). Also: C-Abnahme oben, Zunahme unten.
2. Durch Absinken von Kalk: Wasserpflanzen entziehen dem Wasser nach Gleichung (3) freies CO_2 bzw. Kohlensäure, H_2CO_3 . Zahlreiche Algen und höhere Wasserpflanzen können ihr CO_2 auch aus HCO_3^- gewinnen:



Nach Gleichung (3) wird dem Wasser Kohlensäure entzogen, nach Gleichung (4) werden OH^- -Ionen frei. Beide Vorgänge erhöhen den pH-Wert der trophogenen Zone, das heisst machen das Wasser alkalischer, im Bielersee gelegentlich bis pH 9, in extrem dichten Wasserpflanzenbeständen bis pH 11. Nach Gleichung (1) und *Abbildung 14* wird bei Erhöhung des pH-Wertes die Konzentration der Karbonat-Ionen im C-System erhöht, wobei schon geringe

Erhöhungen dazu führen, dass CO_3^{--} mit dem im Wasser reichlich vorhandenen Ca^{++} unlösliches CaCO_3 als kleinste Kalkkristalle bildet. Dieser Vorgang heisst biogene Entkalkung von Wasser. Die Kalkkristalle sinken ins Hypolimnion, und da hier das Wasser durch vom Abbau der Algen stammende Kohlensäure angesäuert wird, löst sich ein Teil des Kalkes auf. Der Rest gelangt ins Sediment, wo er ursprünglich, vor der Eutrophierung, weissliche Seekreide bildete. Pro Molekül assimiliertes CO_2 kann ein Molekül CaCO_3 ausfallen.

Während der Sommerstagnation 1978 betrug die Bruttoproduktion an Algen $368 \text{ g/m}^2 \text{ C}$ bzw. rund $14\,500 \text{ t C}$ für den ganzen See. Dem könnte eine Ausfällung von $120\,000 \text{ t}$ Kalk entsprechen. Wenn mindestens die Hälfte davon das Sediment erreicht, würde die biogene Entkalkung 30% und mehr des jährlichen Sedimentzuwachses von $200\,000 \text{ t}$ [77, 98, 104] ausmachen.

Den Transport von C vom Epilimnion ins Hypolimnion veranschaulichen folgende Messwerte vom 9.7.1984: An der Wasseroberfläche wurden, bei pH 8,6, $27,7 \text{ mg/l}$, in 70 m Tiefe, bei pH 7,6, $38,3 \text{ mg/l}$ anorganisches C gemessen.

5.2.2 Phosphor

5.2.2.1 Bedeutung, Vorkommen und Herkunft

Phosphor ist lebenswichtig, als Bestandteil der Nukleinsäuren (DNS = Erbsubstanz, RNS = Überträgerin der genetischen Information an das Zellplasma) und ihrer Bausteine, der Nukleotide, des Energieträgers aller Zellen (Adenosintriphosphat, ATP) sowie der Zellmembranen. Phosphor stellt rund 1% der Algentrockensubstanz dar (s. 5.2.4).

Im Vergleich zu C kommt Phosphor (P) im Bielerseewasser in 500–1000mal kleineren Mengen vor. Die im Wasser lösliche Form ist das Orthophosphat (PO_4^{--}), Anion bzw. Salz der Phosphorsäure H_3PO_4 . Zusätzlich kommt P in Gewässern partikulär vor, als Bestandteil der Algen und organischer Abfälle, oder adsorbiert an Partikeln. Das lösliche, für die Algen direkt verfügbare Phosphat und der partikuläre bzw. organisch gebundene Phosphor bilden zusammen den Gesamtphosphor (s. *Abbildung 21*).

Phosphor stammte ursprünglich, in kleinsten Mengen, aus verwittertem Gestein und erodierten Böden, wo er auch für Landpflanzen ein unentbehrlicher Düngstoff ist. Aus Waldflächen gelangen $0,04\text{--}0,01 \text{ kg/ha P}$ in die Gewässer. Demgegenüber geben landwirtschaftlich genutzte Böden pro Flächeneinheit 20mal mehr P an die Gewässer ab [39, 42]. Mit der hohen Besiedlungsdichte und der Einführung P-haltiger Waschmittel lieferten Siedlungsabwässer um 1970 schliesslich mindestens 10mal mehr P als alle gedüngten und ungedüngten Böden der Schweiz zusammen. Heute stammen 53% des in den Bielersee gelangenden Phosphats aus Abwasserreinigungsanlagen, 35% aus der Landwirtschaft, 12% sind natürlichen Ursprungs [5].

Als Ergebnis davon nahm der P-Gehalt der meisten Seen nach 1950 explosiv zu, im Vierwaldstättersee und im Bodensee von $< 5\text{--}10 \text{ }\mu\text{g/l}$ auf > 20 bzw. $> 80 \text{ }\mu\text{g/l}$, im Hallwilersee auf $250 \text{ }\mu\text{g/l}$ [11] und im Greifensee und Baldeggersee auf sogar $400\text{--}500 \text{ }\mu\text{g/l}$ [3]. 1972 betrug der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt des Bielerseewassers bei Winterzirkulation $124 \text{ }\mu\text{g/l}$. Über die Zuflüsse gelangten damals jährlich $> 1000 \text{ t P}$ in den Bielersee [97,

98, 101]. Am Anfang der 70er Jahre hatte die vom Menschen verursachte Überdüngung der Seen ihren Höhepunkt erreicht. Die meisten Mittellandseen waren eutroph bzw. krank.

5.2.2.2 Wie werden Phosphatkonzentrationen gemessen?

Phosphat bildet mit Ammonium-Molybdat $\{(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}\}$ einen gelb gefärbten Stoff. Dieser wird mit Ascorbinsäure und Antimontartrat, oder mit Zinnchlorid (SnCl_2) tiefblau (Phosphor-Molybdänblau). Die Intensität der Blaufärbung ist der Phosphatkonzentration proportional. Die durch den Farbstoff bedingte Lichtabsorption oder Extinktion wird im Filter- oder Spektralphotometer gemessen, und der erhaltene Wert wird mit einer Eichkurve verglichen, die mit verschiedenen genau bekannten Konzentrationen von Kalium-Dihydrogen-Phosphat (KH_2PO_4) im gleichen Photometer gewonnen wurden. Damit können Konzentrationen von wenigen $\mu\text{g/l PO}_4\text{-P}$ gemessen werden.

5.2.2.3 Das Plankton verfrachtet Phosphor in die Tiefe

Ähnlich wie Kohlenstoff gelangt Phosphor mit dem absinkenden Plankton ins Tiefenwasser und wird dort beim Abbau der Algen, des Zooplanktons und seiner Kotbällchen wieder als Phosphat freigesetzt. *Abbildung 15* zeigt, wie im Verlauf der Sommerstagnation die P-Konzentration der trophogenen Zone abnimmt, im Tiefenwasser aber zunimmt:

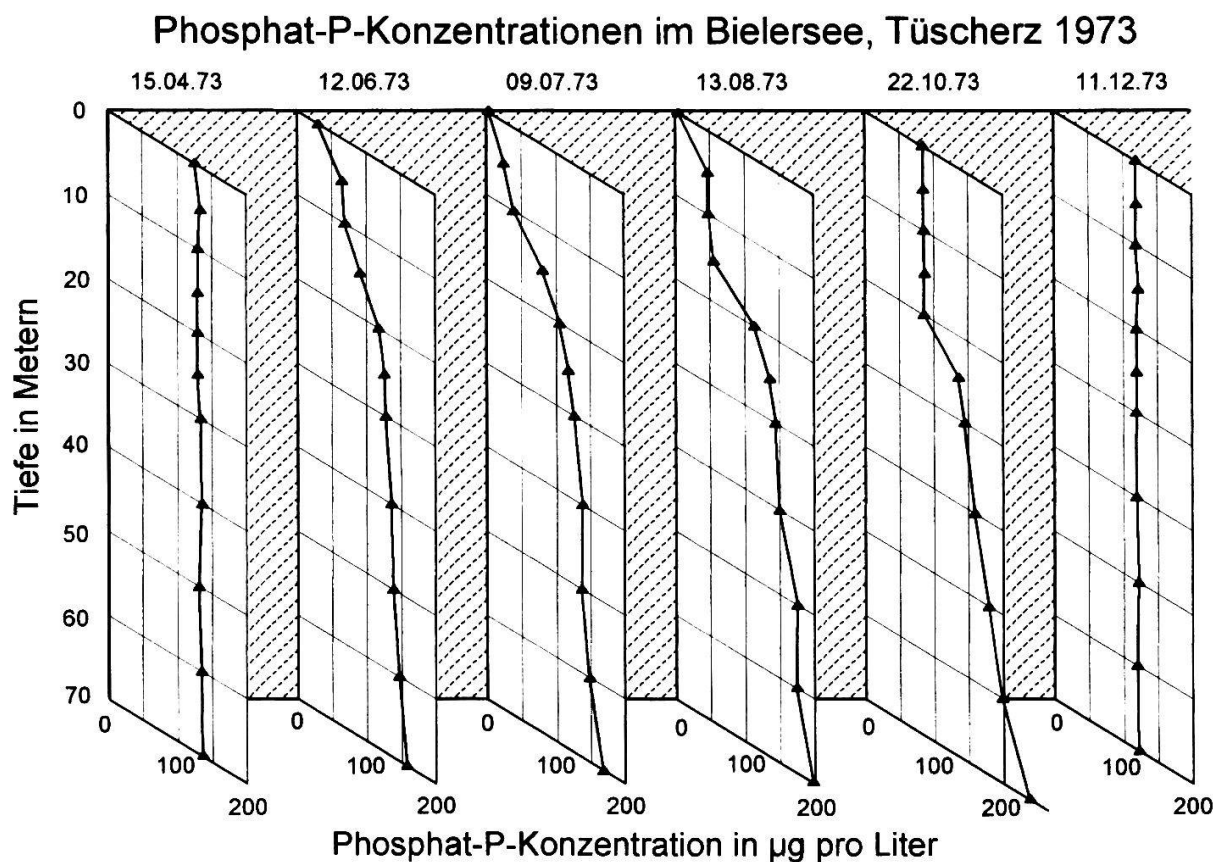


Abbildung 15: Die Abnahme der Phosphatkonzentrationen im Oberflächenwasser infolge Bildung von Algen. Zunahme im Tiefenwasser infolge Abbau absinkender Algen, deutlich bis 22.10. Einsetzen der Zirkulation um den 22.10.1973 und wiederum ausgeglichene Konzentrationen im Winter.

- 15.4.1973: Ende der Winterzirkulation mit einer mittleren $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von $131\text{ }\mu\text{g/l}$ oder rund 155 t P im ganzen See.
- 12.6.1973: Abnahme der P-Konzentration im Epilimnion infolge starker Algenproduktion und beginnende Zunahme in der Tiefe infolge Abbau absinkenden Planktons.
- 9.7.1973: Weitere Abnahme oben auf $2,4\text{ }\mu\text{g/l}$ und Zunahme in der Tiefe auf $167\text{ }\mu\text{g/l}$.
- 13.8.1973: Die P-Konzentration der trophogenen Zone hat auf $3\text{--}4\text{ }\mu\text{g/l}$ abgenommen, unterhalb 25 m zugenommen, in 70 m Tiefe auf $197\text{ }\mu\text{g/l}$.
- 22.10.1973: Beginnende Herbst-Winter-Zirkulation bis in 20 m Tiefe und weitere Zunahme der P-Konzentration zwischen 30 und 70 m , in 70 m auf $236\text{ }\mu\text{g/l}$.
- 11.12.1973: Winter-Vollzirkulation mit wiederum gleichmässiger Verteilung der P-Konzentrationen von rund $120\text{ }\mu\text{g/l}$ oder 142 t im ganzen See.

Noch viel extremere Bedingungen fand PETER BERNER im hocheutrophen, 48 m tiefen Hallwilersee [11]. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration betrug im Oktober 1978 unter der Oberfläche, zwischen 0 und 5 m , maximal $10\text{ }\mu\text{g/l}$, in 45 m Tiefe $800\text{ }\mu\text{g/l}$. Der See zirkuliert im Winter nicht immer vollständig, so dass sich P in der Tiefe vom letzten Jahr her akkumulieren kann.

5.2.2.4 Das Seesediment als Phosphatfalle

Nicht aller Phosphor des Tiefenwassers wird durch Zirkulation wieder auf den ganzen See verteilt. Phosphat bildet in der Tiefe mit Eisen- und Mangansalzen, ferner mit CaCO_3 , Silikaten, Tonmineralien usw. unlösliche Niederschläge, welche dauernd im Sediment verbleiben, wenigstens solange genügend Sauerstoff vorhanden ist. Bei Mangel an Sauerstoff (in stark eutrophierten Seen) wird Phosphat aus dem Sediment wieder rückgelöst, beispielsweise bei Reduktion von Fe^{+++} zu Fe^{++} und Mn^{++++} zu Mn^{++} , womit weniger Phosphat gebunden werden kann. Ein gesunder See vermag somit Phosphatüberschüsse ins Sediment abzuschieben; ein infolge P-Überdüngung kranker See dagegen erhöht seinen Überschuss erst noch durch Phosphatrücklösung aus dem Sediment.

5.2.2.5 Die Belastung des Bielersees durch Phosphor

Unter Belastung oder Fracht versteht man den Eintrag von Nährstoffen in einen See, durch Zuflüsse und diffus durch Oberflächenabfluss. Dieser Eintrag sorgt für Nährstoffnachschub und ist für den Seestoffwechsel ebenso wichtig wie die im See herrschenden Konzentrationen. Messbar ist der Eintrag durch Zuflüsse.

Für die Jahre 1973/74 hat P. SANTSCHI [97] die Gesamtphosphorfracht aus den Konzentrationen und Wasserführungen der Hauptzuflüsse im Jahresverlauf ermittelt und erhielt $1017\text{ t P}_{\text{tot}}$ (Gesamtphosphor). Mit demselben Verfahren erhielt VINZENZ MAURER [72] für die Jahre 1987 und 1988 eine Jahresbelastung von rund 300 t Gesamt-P.

Für die untenstehenden Perioden wird die P-Belastung des Sees summarisch geschätzt: Die Gesamt-P-Konzentrationen des Aare-Kanals bei Hagneck werden von der Landeshydrologie mindestens zweimal monatlich gemessen und als mittlere Jahresfracht in g/s angegeben [52]. Daraus lässt sich der jährliche Eintrag durch die Aare berechnen. Die Phosphorkonzentrationen der übrigen Zuflüsse werden von der Landeshydrologie nicht gemessen, waren aber nach 1980 nach eigenen Messungen mit denjenigen der Aare vergleichbar. Da die Aare im Mittel der vergangenen Jahrzehnte bis 1996 77% des Zuflusswassers darstellte, ergab

eine Multiplikation der Aarefracht mit 1.3 die geschätzte jährliche Belastung des Sees. Im folgenden werden die gerundeten Mittelwerte aus jeweils 3 Jahren angegeben:²

1977–1979: 520 Tonnen Gesamtphosphor pro Jahr

1980–1982: 420 Tonnen Gesamtphosphor pro Jahr

1988–1990: 350 Tonnen Gesamtphosphor pro Jahr

1994–1996: 310 Tonnen Gesamtphosphor pro Jahr

Die Phosphorbelastung des Bielersees hat somit seit 1973/74 stark abgenommen. Wir kommen unter 7.3.2, 17.3.6.1 und mit den *Abbildungen 21 und 43* darauf zurück.

5.2.2.6 Die Belastbarkeit eines Sees durch Phosphor

Wieviel Phosphoreintrag kann ein See ohne Gefährdung ertragen? Hierfür sind seine Tiefe, die Durchflutung bzw. Verweildauer des Wassers im Seebecken (die Wassererneuerungszeit) und seine Oberfläche oder Grösse entscheidend. Tiefe Seen sind auf Nährstoffeintrag weniger empfindlich als seichte Seen. Ihr mächtiges Hypolimnion beinhaltet grosse O₂-Reserven und kann daher viel Algen verkraften. Kurze Wassererneuerungszeit oder starke Durchflutung verhindern allzu langes Verweilen und häufiges Rezyklieren der Nährstoffe im See.

Gestützt auf diese Erwägungen hat der Schweizer Limnologe R. VOLLENWEIDER [135] Formeln entwickelt, welche für die meisten Seetypen eine Berechnung der kritischen und der gefährlichen flächenspezifischen Belastung erlauben. Flächenspezifisch bedeutet, dass der Nährstoffeintrag auf einen m² Seefläche bezogen wird, womit man der Oberfläche Rechnung trägt.

Die Formeln gehen von der Erfahrung aus, dass Seen mit Frühjahrszirkulationswerten von 10–20 µg/l Gesamtphosphor eutroph werden. Mit 10 µg/l wird es kritisch, mit 20 µg/l gefährlich. Dieser letzte Wert figuriert in der folgenden Formel für gefährliche Belastung.

$$\text{Gefährliche Belastung in mg/m}^2 \text{ und Jahr Gesamt-P} = \frac{\text{Mt} \times 20 \times (1 + \sqrt{\text{EW}})}{\text{EW}}$$

wobei

MT = mittlere Tiefe des Sees in m = Volumen/Oberfläche
= 30,5 m für den Bielersee.

EW = mittlere Wassererneuerungszeit in Jahren = Volumen/Jahresabfluss
= 0,16 Jahre für den Bielersee.

² Die Ermittlung der Wasserführungen Q der Aare Hagneck, des Zihlkanals bei Gampelen und der Schüss bei Biel ist mit Unsicherheiten behaftet. Q der Aare Bern-Schönau, Saane-Laupen, Brugg-Aegerten sowie der Schüss Sonceboz sind gut dokumentiert. Die von 1935 (Bern-Schönau), 1949 (Saane) und 1961 (Sonceboz) bis 1996 reichenden mittleren Wasserführungen dienten der Berechnung des Anteils der Aare-Hagneck an der Gesamtbelastung des Sees, in Anlehnung an [97]. Die untenstehenden Faktoren berücksichtigen die Einzugsgebiete unterhalb der Messstellen.

$$Q \text{ Aare-Brugg } 1935-1996 = 244 \text{ m}^3/\text{s}.$$

$$Q \text{ Aare-Hagneck} = 1.01 \times (1.07 \times Q \text{ Aare Bern Schönau} + 1.02 \times Q \text{ Saane-Laupen}).$$

$$Q \text{ Schüss-Biel} = 1.41 \times Q \text{ Schüss-Sonceboz}.$$

$$Q \text{ Zihlkanal} = Q \text{ Brugg} - Q \text{ Hagneck} - Q \text{ Schüss-Biel}.$$

$$\text{Ergebnis: } Q \text{ Aare Hagneck} = 187,68 \text{ m}^3/\text{s}. \quad Q \text{ Schüss Biel} = 6,05 \text{ m}^3/\text{s}. \quad Q \text{ Zihlkanal} = 50,27 \text{ m}^3/\text{s}$$

Unter kritischer Belastung versteht VOLLENWEIDER einen Phosphoreintrag, welcher die kritischen Phosphorkonzentrationen bei Zirkulation von $10 \mu\text{g/l}$ und damit beginnende Eutrophierung verursachen kann. In der Formel steht anstelle von 20 der Faktor von 10. Die kritische Belastung ist also halb so gross wie die gefährliche.

In den Jahren 1973/74 wurden dem Bielersee durch die Zuflüsse 1017 Tonnen Gesamtposphor zugeführt [97, 98, 101]. Dies entspricht einer jährlichen Belastung von $25,9 \text{ g/m}^2$. Wir beurteilen diesen Wert mit Hilfe der Formeln von VOLLENWEIDER:

- Die gefährliche jährliche Belastung beträgt nach VOLLENWEIDER 5338 mg/m^2 oder $5,34 \text{ g/m}^2$. Dies entspricht einem Eintrag von 210 Tonnen Gesamtposphor für den ganzen See. 1973/74 war die Belastung rund 5mal zu hoch. Sie war 1977–1979 $2\frac{1}{2}$ mal, 1980–1982 2mal, 1988–1990 1,7mal und 1994–1996 immer noch 1,5mal zu hoch.
- Die kritische jährliche Belastung beträgt nach VOLLENWEIDER $2,67 \text{ g/m}^2$ oder rund 105 Tonnen Gesamtposphor für den ganzen See. 1973/74 war die Belastung fast 10mal höher als der kritische Wert. Sie war 1977–1979 5mal, 1980–1982 4mal, 1988–1990 $3\frac{1}{3}$ mal und 1994–1996 noch 3mal zu hoch.

5.2.2.7 Eine summarische Phosphorbilanz für den Bielersee um 1974

Mit einem Phosphoreintrag von 1000 t pro Jahr betrug 1974 die Algen-Bruttoproduktion im Mittel $450 \text{ g/m}^2 \text{ C}$ [7] oder 17 700 t C bzw. 50 000 t Algentrockensubstanz für den ganzen See. Dies bedeutet Assimilation von 450 t P, fast der Hälfte des P-Imports. Die jährliche Nettoproduktion der Lebensgemeinschaft betrug damals rund $190 \text{ g/m}^2 \text{ C}$ oder 7500 t C bzw. 20 000 t Algentrockensubstanz für den ganzen See. Mit diesen 20 000 Algen sanken jährlich 180 t P ins Tiefenwasser, also rund 18% des durch Zuflüsse in den See gelangenden P [97, 98]. Nach *Tabelle 10*, Zusammenfassung unserer Sauerstoff- und Produktionsmessungen von 1973–1988, werden während der Stagnation 47% der absinkenden Biomasse abgebaut und 53% gelangen ins Sediment. Für 1974 waren dies rund 95 t P. Nach SANTSCI und SCHINDLER [97, 98] betrug der Seerückhalt 1973/74 374 Tonnen Gesamt-P pro Jahr. 95 t stammten von absinkenden Algen und rund 280 t direkt von den Zuflüssen, ohne vorherige Assimilation durch Algen. Der See und sein Sediment verhalten sich bezüglich Phosphor wie eine Kläranlage, eine Phosphatfalle, und die Algen leisten dabei einen gewichtigen Beitrag. Dieser Beitrag wird, da die P-Belastung nach 1974 stärker abnimmt als die Algenproduktion, noch zunehmen.

5.2.3 Stickstoff

5.2.3.1 Bedeutung, Vorkommen und Herkunft

Stickstoff (N) ist ebenso lebenswichtig wie C und P. Es beteiligt sich am Aufbau sämtlicher Eiweisse oder Proteine und ihrer Bausteine (Aminosäuren), ferner des Erbgutes (DNS) und seiner Bausteine (Nukleotide), des Energieträgers der Zellen (ATP), des Chlorophylls (Blattgrüns), der Atmungsfermente usw. Die Algentrockensubstanz besteht zu etwa 6–7% aus Stickstoff. Algen benötigen gewichtsmässig etwa 7mal mehr N als P, von der Atomzahl her 16mal mehr.

- Elementarer Stickstoff (N_2) bildet 78 Volumen- oder 75,5 Gewichtsprozent der Luft, mit einem globalen Total von $3,9 \cdot 10^{15}$ t. In natürlichen Gewässern ist elementarer Stickstoff (N_2) in etwas höheren Konzentrationen löslich als Sauerstoff (bei $0^\circ C$ auf Meereshöhe 23 mg/l N_2 gegen 14,6 mg/l O_2 [146]). N_2 kann nur von wenigen Organismen direkt genutzt (assimiliert) werden: von gewissen Bakterien (z.B. in Wurzelknollen von Leguminosen) und verschiedenen Blaualgen (Anabaena, Nostoc u.a.). Die biologische N-Fixierung beträgt weltweit 100–200 Mio. t und liegt in der Grössenordnung der Herstellung von Kunstdünger aus N_2 (120 Mio. t/a) [145].
- Von den meisten Pflanzen assimilierbar sind Nitrat (NO_3^-), Anion bzw. Salz der Salpetersäure (HNO_3) und Ammonium-Ionen (NH_4^+), abgeleitet vom Ammoniak (NH_3). Beide kommen in Gewässern vor, zusammen mit dem für Fische toxischen Zwischenprodukt Nitrit (NO_2^- , Salz der salpetrigen Säure HNO_2) und zahlreichen organischen N-Verbindungen. Bei ausreichend O_2 herrscht NO_3^- vor. Nitrat-N kommt meist in mehr als 7mal höheren Konzentrationen als P vor. Es ist daher selten wachstumslimitierend. Als wir unsere Untersuchungen am Bielersee aufnahmen, betrug die NO_3^- -N-Konzentration bei Winterzirkulation 1,2 mg/l (5,3 mg/l Nitrat). Die N-Konzentration war also rund 10mal höher als diejenige von P. 1988 war sie sogar 86mal höher (s. *Abbildung 21*).
- Nitrat bildet sich in der Natur beim Abbau von Pflanzen, Tieren und ihren Ausscheidungen. Zuerst entsteht Ammoniak bzw. Ammonium (NH_3 bzw. NH_4^+), welches bei Anwesenheit von Sauerstoff durch Bakterien zu Nitrit und Nitrat oxidiert wird (Nitrifikation). Nitrat ist im Unterschied zu Phosphat stets gut löslich und wird leicht aus Böden ausgewaschen. In der Schweiz geben Waldflächen im Jahr etwa 0,9 kg/ha N, landwirtschaftlich genutzte Böden rund 20 kg/ha N an die Gewässer [39, 42]. Mit der Zunahme der Wohnbevölkerung wuchs der N-Beitrag aus Siedlungen. In den frühen 70er Jahren stammten rund 45% der N-Fracht aus Siedlungen und 55% aus den Böden. Heute beträgt, infolge massiver Düngung der Böden, ihr Beitrag 80% [22]. Von Bedeutung ist schliesslich der Stickstoffeintrag durch Niederschläge, welche im schweizerischen Mittelland 0,5–1 mg/l NH_4^+ -N und 0,3–0,5 mg/l NO_3^- -N enthalten [150]. Dies entspricht einer jährlichen N-Deposition von rund 40 000 t für die ganze Schweiz. Ursprung sind im wesentlichen N-Emissionen aus Verbrennungsprozessen und Landwirtschaft.

5.2.3.2 Wie werden Nitratkonzentrationen gemessen?

In verschiedenen Verfahren photometrisch, wie beim Phosphat. In der von uns verwendeten Methode bildet Nitrat mit Salicylat und Schwefelsäure intensiv gelb gefärbte Nitrosalicylsäure. Durch Messung ihrer Lichtabsorption im Photometer und Vergleich mit der Absorption von Nitratlösungen genau bekannter Konzentrationen (Eichkurve) wird die Konzentration der Probe bestimmt.

5.2.3.3 Auch Stickstoff wird vom Plankton ins Tiefenwasser verfrachtet, aber...

Mit einer mittleren Algen-Nettoproduktion von $140 \text{ g/m}^2 \text{ C}$ oder 15 000 t Algentrockensubstanz für den ganzen See (1974–1988, s. *Tabelle 10*) sinken jährlich rund 1000 t organisch gebundener Stickstoff ins Tiefenwasser. Beim Abbau der Algen wird der

Stickstoff zunächst als Ammoniak oder Ammonium (NH_3 bzw. NH_4^+) frei. In Anwesenheit von Sauerstoff werden diese durch Bakterien zu Nitrit (NO_2^-) und schliesslich zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert.

Ähnlich wie beim Phosphat beobachtet man während der Sommerstagnation eine durch Algenvermehrung bedingte Abnahme der Nitratkonzentration im Epilimnion – freilich nie bis auf 0. Dies zeigt *Abbildung 16* für den 12.9.1977 mit $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der trophogenen Schicht von 0,33–0,7 mg/l, verglichen mit 1,4–1,6 mg/l bei Frühjahrszirkulation. Die starke Bioproduktivität verursacht gleichzeitig eine massive Erhöhung der O_2 -Konzentration an der Oberfläche, auf 14,6 mg/l, was bei einer Temperatur von $19,7^\circ\text{C}$ einem Sättigungsgrad von 168% entspricht. Die starke Abnahme der O_2 -Konzentrationen unterhalb 10 m zeigt das Absinken und den Abbau einer gewichtigen Algenproduktion an, was bekanntlich mit einer Zunahme der C- und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in der Tiefe einhergeht (s. *Abbildung 15*). Demgegenüber wird aber die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration kaum höher als bei Frühjahrszirkulation. Sie nimmt unterhalb 35–40 m sogar ab, besonders zwischen 65 und 70 m. Dies ist teilweise erklärbar durch den in der Tiefe herrschenden O_2 -Mangel, der die Bildung von Nitrat aus NH_4^+ hemmt. Ferner benutzen bei O_2 -Mangel Bakterien Nitrat als Sauerstoffquelle und reduzieren damit NO_3^- zu N_2 (Denitrifikation). In der Tiefe verursacht das Sauerstoffdefizit ein Nitratdefizit. Durch Denitrifikation wird in der Natur sehr viel

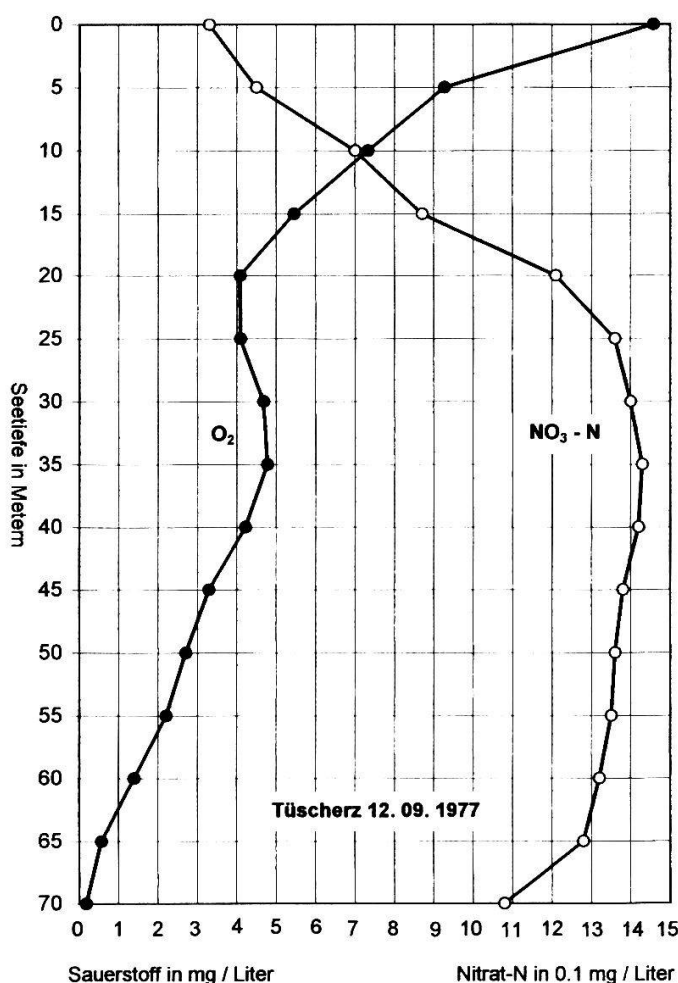


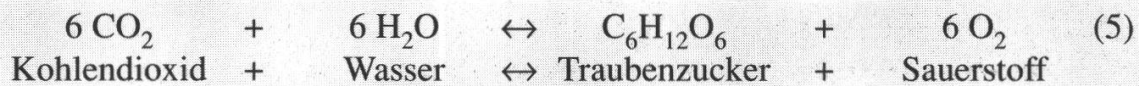
Abbildung 16: Sauerstoffmangel in der Tiefe verhindert die Oxidation der beim Abbau von Algen freigesetzten Stickstoffverbindungen zu Nitrat. Dies führt zu einer Akkumulation von Ammoniak (NH_3) und Nitrit (NO_2^-), ersichtlich am Nitratdefizit.

Nitrat-N wieder zu N_2 , in Böden auch zu N_2O , einem Treibhausgas und Zerstörer der stratosphärischen Ozonschicht [145].

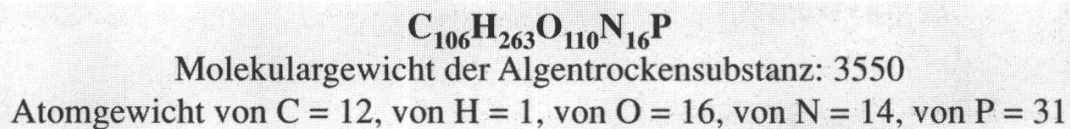
Da anorganische N-Verbindungen gut wasserlöslich sind, wird N im Sediment vor allem in Form nicht abgebauter Biomasse eingelagert. Sedimentuntersuchungen von MÜLLER [77] ergaben für den Bielersee einen Rückhalt für organischen Stickstoff von rund 300 t/a für die Jahre 1969–1977. Das wären 30% der absinkenden Algentrockensubstanz. Der Rest wurde durch Zuflüsse eingeschwemmt.

5.2.4 Eine Assimilationsgleichung mit Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor

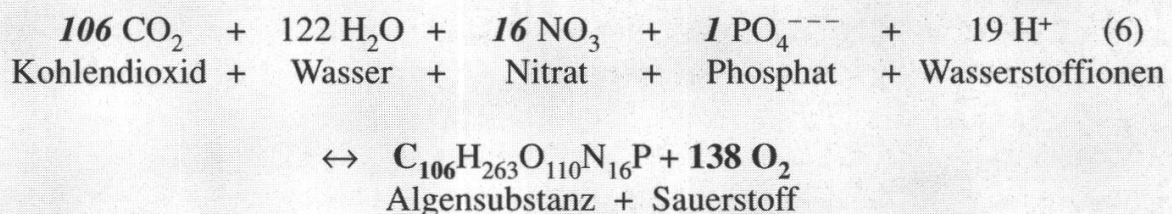
Die Photosynthese oder Chlorophyllassimilation wird oft durch die folgende einfache Gleichung dargestellt, identisch mit Gleichung (3) unter 5.2.1.2.



1958 stellte der amerikanische Ozeanologe REDFIELD [90] fest, dass die Nährstoffe C, N und P im Meeresplankton in einem konstanten atomaren Verhältnis von 105 C, 15 N und 1 P vorkommen. Dies entspricht einem Gewichtsverhältnis von rund 40 C : 7 N : 1 P. Gestützt darauf wurde für das Algenprotoplasma folgende Bruttoformel vorgeschlagen [115]:



Für die Photosynthese mag dann nach [115] folgende erweiterte Gleichung gelten:



Der Doppelpfeil bedeutet, dass der Vorgang in beiden Richtungen ablaufen kann: nach rechts bei der Photosynthese, nach links beim biologischen Abbau. Kursivdruck links bezeichnet das leicht modifizierte Redfield-Verhältnis von 106 C : 16 N : 1 P, Fettdruck rechts zeigt das Verhältnis von 106 C : 138 O₂ an, welches für die Auswertung der Produktion von Algen gebraucht wird: Für 106 assimilierte Kohlenstoffatome (1272 g) werden 138 Sauerstoffmoleküle (4416 g) freigesetzt.

Diese Redfield-Stöchiometrie ist eine starke Vereinfachung in Wirklichkeit viel komplexerer Komponenten und Vorgänge. Algenprotoplasma ist keine einheitliche chemische Substanz, sondern ein schwer überschaubares System von Bestandteilen, die miteinander interagieren und sich ständig wandeln. Die Photosynthese wiederum ist viel komplizierter als Gleichung (6) vermuten lässt. Und trotzdem hat sich letztere beim quantitativen Arbeiten mit Plankton-Lebensgemeinschaften als sehr nützlich erwiesen, ein Beispiel für ökologische Unschärfe, die grössere Zusammenhänge oft besser aufzeigt als zu viele Einzeldaten. Aus Bruttoformel und Gleichung (6) ergeben sich die folgenden, mehrmals verwendeten Umrechnungsfaktoren:

- Die Assimilation von 10 C-Atomen setzt 13 O₂-Moleküle frei, was einem Photosynthesequotienten von 1.3 entspricht (genau: $138 : 106 = 1.3$)
- Die Assimilation von 1 g C setzt 3,47 g O₂ frei.
- Die Assimilation von 1 g C ergibt 2.8 g Algentrockensubstanz.
- Die Produktion von 1 g Algentrockensubstanz setzt 1,25 g Sauerstoff frei.
- Der oxidative Abbau von 1 g Algentrockensubstanz verbraucht 1,25 g O₂.

Im folgenden Kapitel sollen die Algen nicht als Chemikalien, sondern als Lebewesen mit all ihrer Vielfalt, Schönheit und ökologischen Bedeutung besprochen werden.

6. Die Algen: Bedeutung und Formenvielfalt

6.1 Was sind Algen und was tun sie?

Die Algen sind für den See was das Gras für die Wiese und die Bäume für den Wald: Primärproduzenten, das heisst grüne Pflanzen, welche aus anorganischen Nährstoffen mit Hilfe von Licht energiereiche organische Substanz aufbauen: Bestandteile des eigenen Körpers und Reservestoffe, wie Zucker, Stärke und Fett. Sie heissen photoautotroph, weil sie ihre Energie vom Sonnenlicht beziehen und ganz ohne organische Nahrung auskommen. Im Unterschied dazu sind Bakterien, Pilze, Tiere und Menschen von organischer Nahrung abhängig. Sie heissen heterotroph, weil sie zur Gewinnung ihrer Nahrung bzw. Energie auf andere Lebewesen angewiesen sind: als Konsumenten 1. Ordnung auf Pflanzen, als Konsumenten höherer Ordnung auf Tiere, und als Zersetzer oder Destruenten auf die organischen Abfälle sämtlicher Lebewesen (*s. Abb. 1*).

Algen sind die einfachst gebauten grünen Pflanzen, die es gibt. Viele sind einzellig, andere bilden kleinste mehrzellige Kolonien, kugelig, tellerförmig, fädig oder baumartig verzweigt. Die meisten Algen eines Sees sind mikroskopisch klein und daher von blossen Auge nicht sichtbar. Im Uferbereich bilden einige mehrzellige und fadenförmige Arten wattebauschähnliche Polster (*Cladophora*, *Spirogyra*). Im Litoral oligotropher Seen leben unter Wasser auch die grösseren, komplizierter gebauten, schachtelhalmähnlichen Armleuchteralgen (*Characeen*). Am Meeresstrand sind noch grössere Algen mit vielfältigen Formen bekannt, so zum Beispiel der bis 1/2 m grosse Meersalat (*Ulva lactuca*) oder der bis 1 1/2 m grosse, handförmig gefächerte Palmentang (*Laminaria*).