

Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 4: 212 - 238 (1978)

2. Limnologische Überwachung und sieben Jahre Gewässerschutz am Reither See (Tirol) (R. PSENNER und E. ROTT).

I n h a l t

Einleitung

Darstellung der Werte

Morphometrische und hydrographische Daten

Eutrophierungsverlauf und Gegenmaßnahmen

1. Temperaturverhältnisse
2. Sauerstoffverhältnisse
3. pH-Verhältnisse
4. Phosphorverhältnisse
 - 4.1 Gesamtporphor
 - 4.2 Gelöstes Orthophosphat
5. Sichttiefenverhältnisse
6. Phytoplankton
 - 6.1 Artenzusammensetzung
 - 6.2 Quantitative Entwicklung

Zusammenfassung

Literaturverzeichnis

Einleitung

Der Reither See zeigt seit längerer Zeit Anzeichen zunehmender Eutrophierung, die sich in starker Sauerstoffzehrung während der Herbstzirkulation und der Winterstagnation, hohen Phosphorkonzentrationen und großen Phytoplanktonbiomassen äußern.

Auch nach der Erfassung häuslicher Abwässer durch eine Kanalisation (1961) verbesserte sich das Zustandsbild nicht wesentlich, auch eine Fällung der Phosphate mit Eisen-III-Chlorid brachte nicht die gewünschten Ergebnisse. Nach der Radikallösung (Auspumpen und Wiederauffüllen mit Frischwasser) im Winter 1973/74 zeigten sich anfängliche Verbesserungen vor allem in chemischer Hinsicht, die biologischen Befunde (hohe Phytoplanktondichten) geben aber weiterhin Anlaß zur Besorgnis.

Hier sollen vor allem die Ergebnisse der beiden letzten Jahre dargestellt und die Veränderungen seit Beginn der limnologischen Untersuchung im April 1971 besprochen werden.

Darstellung der Werte

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Meßergebnisse für Temperatur und Sauerstoff für die Schichten 0.0-2.5 m (obere Schicht), 2.5-5.5 m (mittlere Schicht) und 5.5-8.2 m (untere Schicht) zusammengefaßt und als gewichtete Mittelwerte für die jeweilige Wasserschicht berechnet.

Die Temperaturverhältnisse im Jahresgang (Isoplethendarstellung) sind als Computerplots (Abb. 2.-1.1 und 2.-1.2) zu sehen.

Die Probenentnahmen für die Untersuchung von pH, Gesamtphosphor, gelöstes Orthophosphat sowie Phyto- und Zooplankton waren von vornehmlich so angelegt (Mischproben), daß sie gewichtete Mittelwerte für die drei genannten Schichten ergaben. Zusätzlich wurde das gewichtete Mittel für den gesamten See berechnet.

Die Phosphorwerte 1971 bis 1973 wurden wegen später erkannter methodischer Probleme bei der Darstellung nicht berücksichtigt.

Die zur Berechnung notwendigen Angaben sind auf Seite 3 zu finden.

Eutrophierungsverlauf und Gegenmaßnahmen

bis 1961 Starke Zunahme der Phytoplankton-Biomasse durch Einleitung häuslicher Abwässer und Ausschwemmungen aus der landwirtschaftlich genutzten Umgebung; Einfluß des Badebetriebes mit steigenden Besucherzahlen.

1961 Fernhaltung der häuslichen Abwässer durch die Kanalisation
Nov. 1967 Bericht von SAUERWALD über die Situation im August, September und Oktober 1967: Schaumbildung durch Detergentien, hohe Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen, fäkale Verunreinigungen (Urochrom, Colibakterien).

Nov.-Dez. 73 Chemische Bekämpfung der Algen wird vorgeschlagen.

1961-1971 Weiter Verschlechterung des Seezustandes, Massenauftreten von Algen.

Apr. 1971 Beginn der limnologischen Untersuchungen

Dez. 1971 Erster Zwischenbericht von PECHLANER: auch nach Kanalisation Belastung durch Nährstoffe (Straßen, Felder).

Sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen bzw. totaler Sauerstoffschwund ab 5 m Tiefe, überaus starke und gefährliche Zehrung während der Herbstzirkulation 71 (3 mg O₂/l am 71-11-12). Phytoplankton zeigt nach einer Veränderung der Artenzusammensetzung nach dem Leerpumpen und

Morphometrische und hydrographische Daten

Meereshöhe	625 m ü. N.N.
Areal	15 144 m ²
Volumen	67 060 m ³
Länge	191 m
Breite	116 m
Maximale Tiefe	8.15 m
Mittlere Tiefe	4.45 m
Relative Tiefe	5.87 m
Uferlinie	500 m
Uferentwicklung	1.15

Volumina der einzelnen Tiefenschichten			
0.0-0.5	7 450 m ³		
0.5-1.5	13 280 m ³	32 370 m ³	48 %
1.5-2.5	11 640 m ³		
2.5-3.5	9 750 m ³		
3.5-4.5	8 190 m ³	24 700 m ³	37 %
4.5-5.5	6 760 m ³		
5.5-6.5	5 480 m ³		
6.5-7.5	3 900 m ³	9 990 m ³	15 %
7.5-8.2	610 m ³		

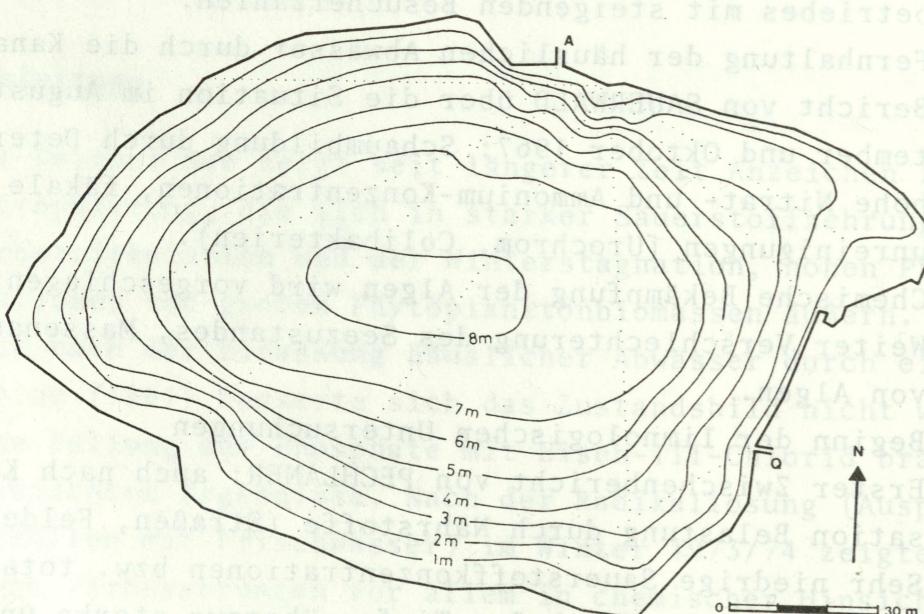
Zufluß: Quellbach: ca. 1 l/s (1971) ca. 3 l/s (1973)

Grundwasser: 4 - 9 l/s (1971) ca. 4 l/s (1973)

T = ca. 7.5° C

Abfluß: 5 - 10 l/s (\cong 13 000 - 26 000 m³/Monat)

Wassererneuerungszeit: ca. 100 Tage



Bathymetric Karte des Reither Sees. Lotungspunkte eingetragen. Q = Mündung des Quellbaches. A = Naturlicher Auslauf (und Mündungsstelle des Olszewski-Rohres).

(aus PECHLANER und SCHULZ, 19

Vorgeschlagen wird die Verlegung eines OLSZEWSKI-Rohres zur Tiefenwasserableitung, die Entfernung der mechanisch geklärten Abwässer mehrerer Häuser, das Unterlassen der Düngung umliegender Felder, die Fassung der Wasserabläufe naher Straßen und Wege, ausreichende hygienische Einrichtungen für Badegäste, Edelfischbesatz, Trinkwassereinleitung und Ausfällung der Phosphorverbindungen durch Eisen-III-Chlorid, außerdem die Reinigung der Seeoberfläche von Zeit zu Zeit.

Jan. 1972 Verlegung des OLSZEWSKI-Rohres ($\phi = 10$ cm).

Mai 1972 Fällung mit FeCl₃.

ab Mai 72 Trinkwassereinleitung

Okt. 1972 Bericht von FINDENEGG (1972) über das Phytoplankton: stark eutropher Zustand; typische Formen, welche auf hohe Nährstoffkonzentrationen hinweisen, hohe Biomassen.

Okt. 1973 Bericht von FINDENEGG (1973) über die Auswirkungen der Restaurierungsmaßnahmen auf die Algen: Biomasse 72 im Sommer etwa zwei mal so groß als 71, im Frühjahr und im Herbst niedriger als im Vorjahr. Die Schwebstoffmenge ist bedeutend höher als jene der Algen, verursacht durch die Schlammaufwirbelung während des Badebetriebes. Einfluß der Nährstoffzufuhr aus den Feldern der Umgebung. Keine direkte Auswirkung der Eisen-III-Chlorid-Fällung auf die lebenden Planktonalgen.

Okt. 1973 Bericht von PECHLANER und SCHULZ (1973) über die getroffenen Maßnahmen zur Restaurierung: Besserung der Sauerstoffverhältnisse, vor allem während der Herbstzirkulation 1972 (keine Zehrung), Erhöhung der Sichttiefe.

Nov-Dec 73 Fast vollständiges Leerpumpen des Sees, Entfernung der organischen Ablagerungen.

Mrz 1974 Der See ist neu aufgefüllt.

Mai 1976 Bericht von PECHLANER an die Gemeinde Reith: es wurde eine Besserung der Sauerstoffverhältnisse erreicht, höhere Sättigungsrate während der Herbstzirkulation, geringe Zehrung unter Eis. Die Phosphor-Belastung durch Schmelz- und Regenwässer sowie durch den Badebetrieb ist weiterhin bedeutsam. Eine Zunahme der Sichttiefe wurde festgestellt. Das Phytoplankton zeigt nach einer Veränderung der Artenzusammensetzung nach dem Leerpumpen und

Wiederauffüllen immer noch eutrophe Verhältnisse, die Biomasse-Mittelwerte sind eher im Zunehmen begriffen.

1. Temperaturverhältnisse

Die beiden letzten Untersuchungsjahre zeigen im großen und ganzen dieselbe Temperaturverteilung wie die übrigen Jahre nach der Restaurierung. Im Sommer 1976 waren in den oberen Wasserschichten relativ hohe Temperaturen (an die 24°C) zu verzeichnen, 1977 wurden nie mehr als $20,5^{\circ}\text{C}$ gemessen. Auch die durchschnittlichen Temperaturen in der Schicht zwischen 5.5 und 8.2 zeigen entsprechende Unterschiede: im Juli 1976 beinahe 17°C , 1977 waren es Ende September, wo das Maximum zu verzeichnen war, etwa 15°C (siehe Abb. 2.-1.1 und 2.-1.2).

Die Temperaturerhöhung in größeren Tiefen ist die eine nach der Verlegung des OLSZEWSKI-Rohres aufgetretene Veränderung der Schichtungs- und Stabilitätsverhältnisse des Sees, das zweite - damit zusammenhängende - Phänomen ist die Verkürzung der Sommerstagnationsperiode zugunsten der Durchmischungszeit im Herbst, und wahrscheinlich auch im Frühjahr, die natürlich von der Witterung mitbestimmt werden. Die Folgen dieser Verschiebung werden bei der Besprechung der Sauerstoffverhältnisse diskutiert werden.

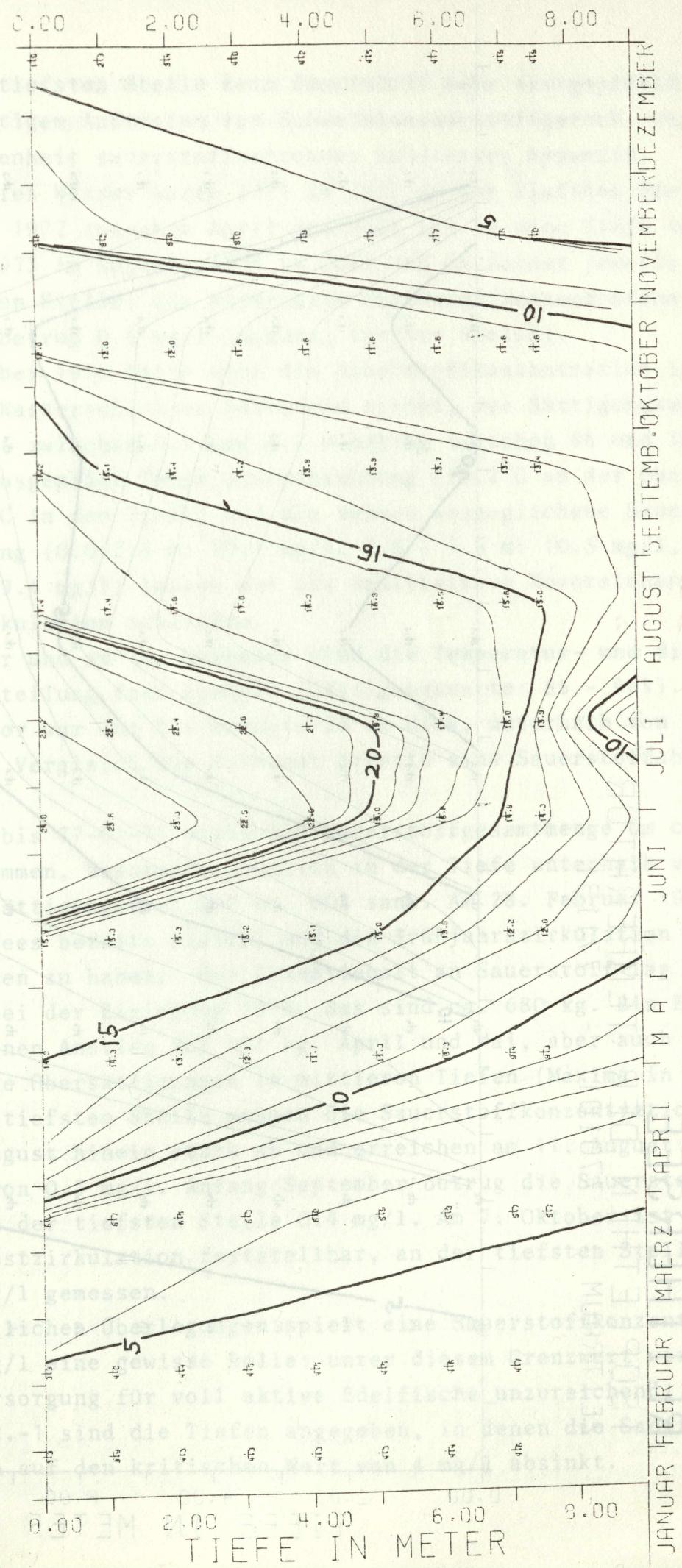
2. Sauerstoffverhältnisse

Die vertikale Sauerstoffverteilung in den Jahren 1976 und 77 gleicht derjenigen der beiden Jahre vorher; sie ist charakterisiert durch starke Übersättigungen in mittleren Tiefen während des Sommers, verursacht durch die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons, und relativ niedrige Konzentrationen in der Schicht zwischen 5.5 und 8.2 m.

Die Frühjahrszirkulation Anfang März 1976 (die Winterstagnationsperiode 1975/76 hatte etwa drei Monate gedauert) brachte eine sehr starke Anreicherung aller Schichten mit Sauerstoff mit sich, der durchschnittliche gewichtete Wert betrug 13.2 mg/l (888 kg/See), die Sättigungswerte bis in 6 m Tiefe lagen zwischen 114 und 124% (was für erheblich Sauerstoffproduktion durch Phytoplankton und Bodenflora spricht), darunter zwischen 74 und 86%. Der Gesamtinhalt an Sauerstoff ist auch Anfang Juni noch ziemlich hoch (über 800 kg), hier beginnt aber bereits die Zehrung in den Schichten unterhalb von 5 - 6 m, die bis in den September anhält. Im Juli und im August

Abb. 2.-1.1

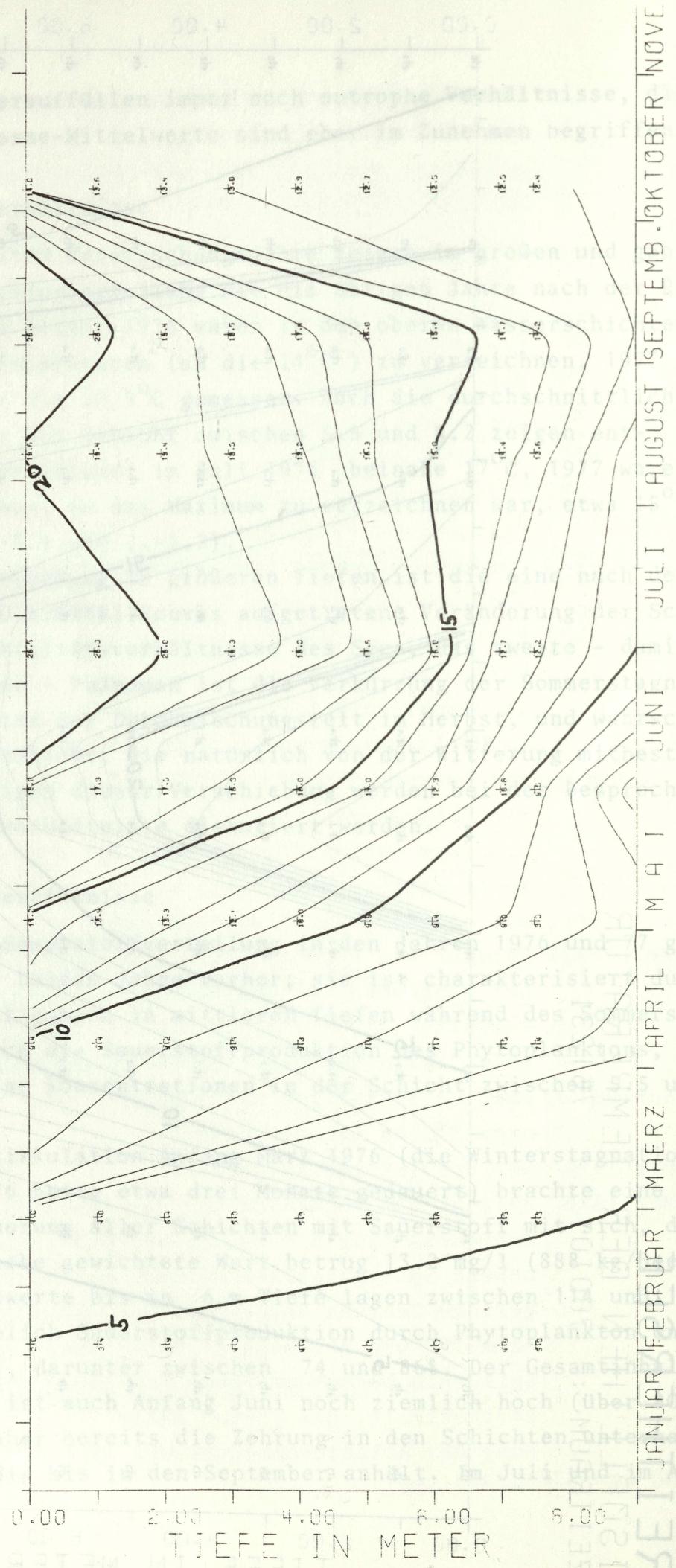
**REITHERSEE
ISOPLETEN DER TEMPERATUR
ZEITRAUM 760101**



BEREITER : GERMAR KNECHT

Abb. 2.-1.1

REITHERSEE
SUPPLÉTHEN DER TEMPERATUR
ZEITRAUM : 770101 - 771131



JANUAR FEBRUAR MÄRZ APRIL MAI JUNI JULI AUGUST SEPTEMBER OKTOBER NOVEMBER DEZEMBER

BEARBEITER : GERHARD KNECHT

wurde an der tiefsten Stelle kein Sauerstoff mehr festgestellt, bei gleichzeitigem Auftreten von Schwefelwasserstoffgeruch, was auf die Anwesenheit sauerstoffzehrender Substanzen hinweist. Sauerstofffreies Wasser wurde 1971 im Juli an der tiefsten Stelle festgestellt, 1972 zwischen April und Juli bis in eine Tiefe von 7 m herauf, 1973 im August, 1974 im Juli und im August jeweils an der tiefsten Stelle; die niedrigste Sauerstoffkonzentration im Jahr 1975 betrug 0.6 mg/l (August, tiefste Stelle).

Am 21. September 1976 hatte sich die Sauerstoffkonzentration in den tieferen Wasserschichten bedeutend erhöht, der Sättigungswert in der Schicht zwischen 5.5 und 8.2 m betrug zwischen 86 und 101%. Die schwach ausgeprägte Temperaturschichtung (16.2°C an der Oberfläche, 13.4°C in der Tiefe) und die nahezu ausgeglichene Sauerstoffverteilung (0.0-2.5 m: 10.1 mg/l, 2.5 - 5.5 m: 10.5 mg/l, 5.5 - 8.2 m: 9.4 mg/l) lassen auf das unmittelbare Bevorstehen der Herbstzirkulation schließen.

Am 20. Oktober und am 16. November sind die Temperatur- und die Sauerstoffverteilung fast homogen (Sättigungswerte: 86 - 96%).

Am 27. Dezember war das Eis bereits 25 cm dick, unterhalb von 5 m gab es im Vergleich zum Vormonat bereits eine Sauerstoffabnahme.

Vom 76-12-27 bis 77-01-31 hatte die Sauerstoffgesamtmenge um ca. 100 kg abgenommen, besonders deutlich in der Tiefe unterhalb von 5 m, wo der Sättigungswert auf ca. 60% sank. Am 28. Februar 1977 war 1/5 des Sees bereits eisfrei und die Frühjahrszirkulation schien begonnen zu haben; der Gesamtinhalt an Sauerstoff lag etwa so hoch wie bei der Eislegung 1976, das sind ca. 680 kg. Bis Ende Mai gab es einen Anstieg auf 951 kg. April und Mai, aber auch Juni bringen starke Übersättigungen in mittleren Tiefen (Maxima in 4 - 6 m). An der tiefsten Stelle nehmen die Sauerstoffkonzentrationen bis in den August hinein stark ab und erreichen am 11. August einen Minimalwert von 0.3 mg/l. Anfang September betrug die Sauerstoffkonzentration an der tiefsten Stelle 0.4 mg/l. Am 7. Oktober ist der Beginn der Herbstzirkulation feststellbar, an der tiefsten Stelle wurden 7.8 mg/l gemessen.

Bei fischereilichen Überlegungen spielt eine Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l eine gewisse Rolle: unter diesem Grenzwert wird die Sauerstoffversorgung für voll aktive Edelfische unzureichend.

In der Tab. 2.-1 sind die Tiefen angegeben, in denen die Sauerstoffkonzentration auf den kritischen Wert von 4 mg/l absinkt.

Tab. 2.-2.1 Wassertiefe, in der die Sauerstoffkonzentration den Wert von 4 mg/l erreicht (Angabe in Metern)

	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUNI	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
1971				5-6	4-5		3-4	3-4		5-6	0	4-5
1972				5-6	5-6	4-5	4	5-6	4-5		+	+
1973		+		6-7	+	4-6	5-6	4-6	5-6			
1974						+	6-7	5-6	4-5	+	+	+
1975	+	+	+	+	+		6-7	7-8	6	7-8	+	+
1976	+	+	+			+	6-7	5-6	5-6	+	+	+
1977	+	+			+	+	6-8	6-7	5-6	5-6	+	

0 alle Schichten unter 4 mg/l

+ alle Schichten über 4 mg/l

..... keine Werte vorhanden

Man sieht aus dieser Tabelle, daß nach der Restaurierung die Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l einerseits zu einem späteren Zeitpunkt im Jahr erreicht wird und daß andererseits diese Grenzkonzentration mehr auf die tieferen Wasserschichten (meist unter 5 m) beschränkt bleibt.

Eine genaue Berechnung der Sauerstoffmengen, die während der Winterstagnationsperiode durch Abbauvorgänge verbraucht werden, ist nur für den Winter 1975/76 und 1976/77 möglich, für die anderen Jahre können nur Schätzwerte angegeben werden (Tab. 2.-2.2).

Die enorme Sauerstoffzehrung, die 1971 bereits während der Herbstzirkulation aufgetreten war, und die starke Abnahme im Winter 1972/73 weisen auf die prekäre Lage hin, in der sich der See zu jener Zeit befand. Der Rückgang des Sauerstoffinhaltes während der Winterstagnation ist in den Jahren nach der Restaurierung bedeutend niedriger, doch könnte der seit 1974/75 zunehmende Sauerstoffverbrauch im Winter eine neuerliche Verschlechterung der Verhältnisse ankündigen.

Die Sauerstoffverhältnisse der Jahre 1971-1977 und den jährlichen Durchschnittsgehalt findet man auf der Abb. 2.-2.13 dargestellt.

Die positiven Folgen der in Punkt 1 erwähnten Verschiebung von Schichtungs- und Durchmischungsperiode sind die günstigeren Sauerstoffverhältnisse, vor allem während der Herbstzirkulation, eine zu

Tab. 2.-2.2 Sauerstoffgehalt und Sauerstoffänderung während der Winterstagnationsperiode

	Ende Herbstzirk.		Beginn Winterstagn.		Zehrung
	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)
1971/72	214	27-30	277	13-41	414 ⁺
1972/73	668	83-87	ca. 680		ca. 300
1973/74					
1974/75	848	101-111	ca. 800		ca. 50
1975/76	661	93-99	687	80-88	73
1976/77	667	86-91	678	67-85	98
1977/78	ca. 650	ca. 80-100			

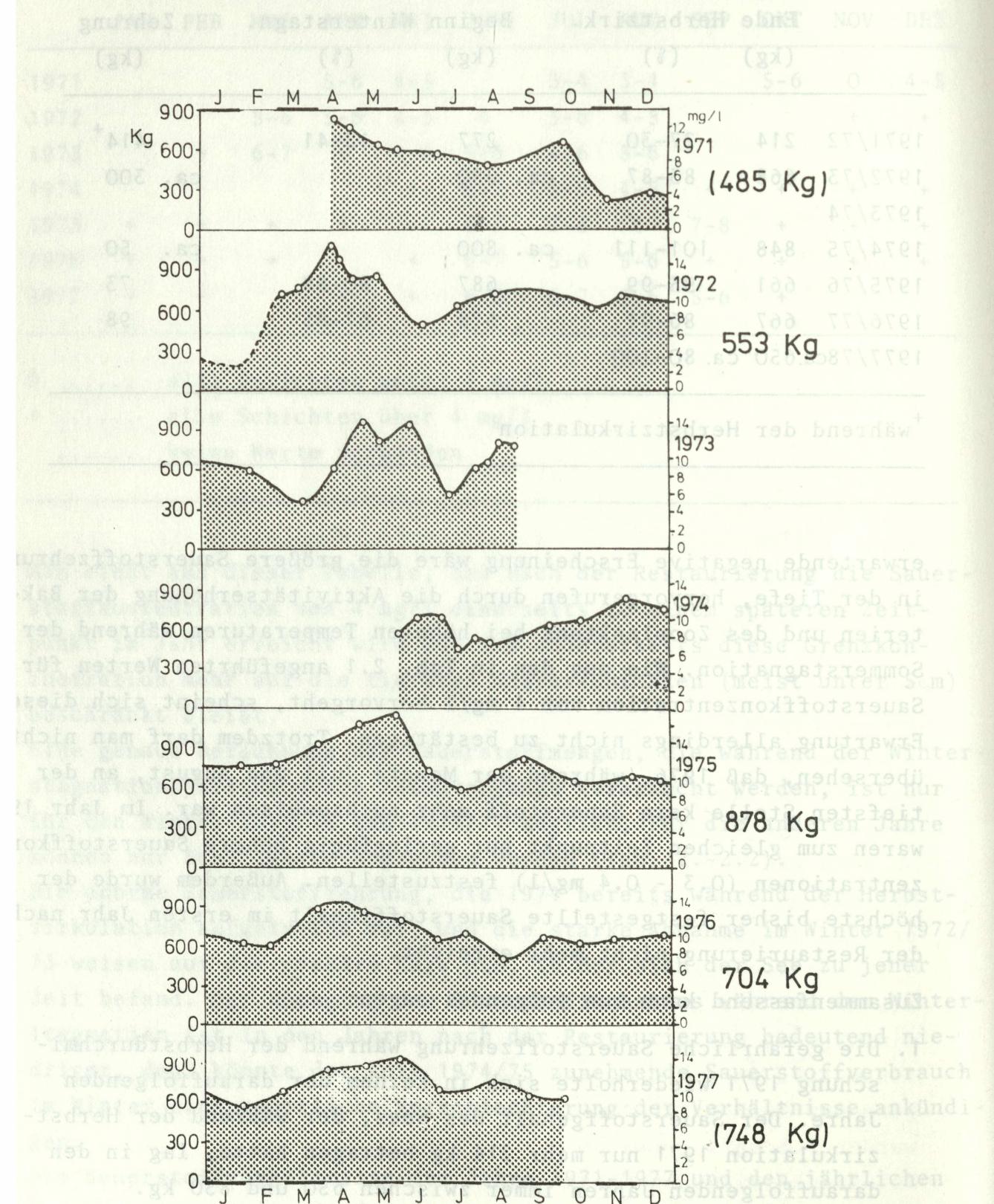
⁺während der Herbstzirkulation

erwartende negative Erscheinung wäre die größere Sauerstoffzehrung in der Tiefe, hervorgerufen durch die Aktivitätserhöhung der Bakterien und des Zooplanktons bei höheren Temperaturen während der Sommerstagnation. Wie aus den in Tab. 2.1 angeführten Werten für die Sauerstoffkonzentration von 4 mg/l hervorgeht, scheint sich diese Erwartung allerdings nicht zu bestätigen. Trotzdem darf man nicht übersehen, daß 1976, während der Monate Juli und August, an der tiefsten Stelle kein Sauerstoff mehr nachzuweisen war. Im Jahr 1977 waren zum gleichen Zeitpunkt nur geringfügig höhere Sauerstoffkonzentrationen (0.3 - 0.4 mg/l) festzustellen. Außerdem wurde der höchste bisher festgestellte Sauerstoffinhalt im ersten Jahr nach der Restaurierung nicht mehr erreicht.

Zusammenfassend kann man folgendes sagen:

1. Die gefährliche Sauerstoffzehrung während der Herbstdurchmischung 1971 wiederholte sich in keinem der darauffolgenden Jahre. Der Sauerstoffgehalt des Sees, der während der Herbstzirkulation 1971 nur mehr 214 kg betragen hatte, lag in den darauffolgenden Jahren immer zwischen 650 und 850 kg.
2. Die Sättigung, die bei Ende der Herbstzirkulation 1971 nur 27 - 30% ausgemacht hatte, erhöhte sich in den darauffolgenden Jahren dank der längeren Durchmischung und dem geringeren Anteil zehrender Substanzen auf 80 - 111%.

Abb. 2.-2.1 Sauerstoffinhalt und gewichtete durchschnittliche T Konzentrationen, sowie mittlerer Jahresinhalt.)



3. Die 4-mg-Grenze tritt nach der Restaurierung etwa 3 Monate später und ca. 2 m tiefer auf; sie bleibt stets unter 5 m Tiefe.
4. Der Sauerstoffverbrauch unter der Eisdecke war nach der Restaurierung sichtlich geringer; hier deutet sich allerdings wieder ein leichter Anstieg an.

3. pH-Verhältnisse

Der pH liegt, mit wenigen Ausnahmen, über dem Neutralpunkt und erreicht im Sommer in der oberen Wasserschicht auch Werte über 9. Die Verschiebung des pH in den alkalischen Bereich hängt eng mit der Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse zusammen. So haben wir z.B. im April und September 1975, wo die höchsten Phytoplanktonbiomassen auftraten, den größten pH-Wert ($\text{pH} = 8.4$) in der oberen und mittleren Wasserschicht. In der unteren Wasserschicht lag der pH zwischen 7.1 und 8.0 (18. Oktober, Herbstzirkulation, im Vormonat enorm hohe Phytoplanktonbiomassen!).

1976 liegen die pH-Werte höher, das Maximum wurde in der oberen Schicht am 29. Juni mit $\text{pH} = 9.2$ erreicht (siehe Tab. 2.-3.1). Auch bei Beginn der Winterstagnationsperiode wurden noch relativ hohe Werte gemessen ($\text{pH} = 7.8$), im Dezember des Vorjahres lagen die Werte zwischen 7.1 und 7.3. Die Phytoplanktonbiomasse war im Dezember 1976 ebenfalls höher als im Vorjahr (siehe Abb. 2.-6.2.).

1977 lagen die pH-Werte in den oberen Wasserschichten zwischen 8.0 und 8.2, in der unteren Schicht wurde, im Gegensatz zu den beiden vorhergehenden Jahren, nie der Wert von 8 erreicht, die Werte lagen zwischen 7.0 (Minimum aller bisherigen Messungen) und 7.9.

Das Maximum ($\text{pH} = 8.4$) trat wieder zugleich mit der maximalen Algenbiomasse am 11. August auf.

Die aus den Jahren 1971 bis 1973 vorliegenden Werte sind Einzelmessungen und deshalb nicht direkt mit den gewichteten Mittelwerten vergleichbar, die aus den Jahren 1975 bis 1977 vorliegen, der Schwankungsbereich ist aber der gleiche ($\text{pH} = 7$ bis $\text{pH} = 9$).

Tab. 2.-3.1 pH-Werte in den Wasserschichten 0-2.5 m, 2.5-5.5 m und 5.5-8.2 m

Tiefe	01-30	02-26	03-28	04-27	05-29	06-22	07-18	08-15	09-06	10-18	11-29	12-21	1975
Tiefe	01-30	02-20	03-26										1976
0.0-2.5	7.8	7.9	7.8	8.1	8.1	8.3	8.1	8.2	8.4	8.3	7.3	7.3	
2.5-5.5	7.8	7.9	7.8	8.4	7.4	8.1	7.8	7.9	8.2	8.1	7.3	7.1	
5.5-8.2	7.8	7.9	7.6	8.0	7.3	7.5	7.1	7.1	7.6	8.0	7.1	7.1	
0.0-2.5	7.2	7.2	7.9			8.4	9.2	9.0	7.8	8.1	7.9	8.0	7.8
2.5-5.5	7.1	7.1	7.8			8.3	8.8	8.9	7.8	8.1	7.9	8.0	7.8
5.5-8.2	7.1	7.1	7.4			7.4	8.0	7.7	7.6	8.0	7.9	8.0	7.8
0.0-2.5	7.8	7.9	8.2	8.2	8.2	8.3	8.2	8.4	8.4	8.0	7.9	7.9	
2.5-5.5	7.8	7.9	8.1	8.1	8.1	8.0	8.0	8.1	8.1	7.7	7.7	7.8	
5.5-8.2	7.8	7.8	7.9	7.9	7.8	7.4	7.4	7.2	7.2	7.0	7.0	7.7	
0.0-2.5	7.8	7.9	8.2	8.2	8.2	8.3	8.2	8.4	8.4	8.0	7.9	7.9	
2.5-5.5	7.8	7.9	8.1	8.1	8.1	8.0	8.0	8.1	8.1	7.7	7.7	7.8	
5.5-8.2	7.8	7.8	7.9	7.9	7.8	7.4	7.4	7.2	7.2	7.0	7.0	7.7	

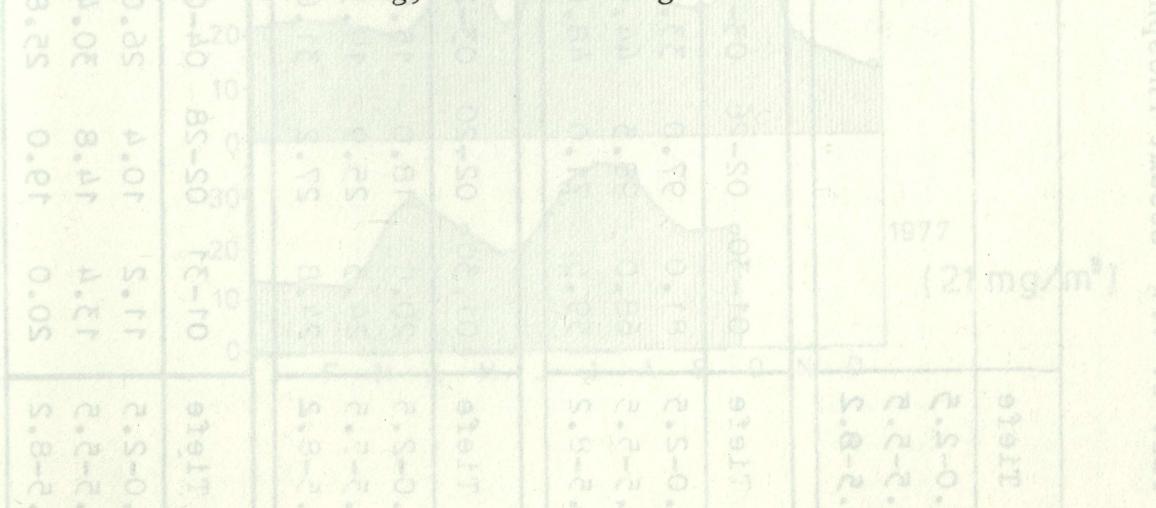
4. Phosphorverhältnisse

4.1 Gesamtphosphor

Die Vertikalverteilung des Gesamtphosphors in den Jahren 1976 und 1977 zeigt mit Ausnahme der Durchmischungsperioden eine Zunahme mit der Tiefe (Tab. 2.-4.1). Erfreulich an der Entwicklung dieser Verhältnisse sind die - im Gegensatz zum Jahr 1975 - niedrigen Konzentrationen während der Schneeschmelze im Februar und März 1976, sie erreichen mit 22.3 mg/m^3 nur mehr ca. 1/4 der Vorjahreswerte. Ende Juni 1976 wurden wieder durchschnittliche Konzentrationen von 65.6 mg/m^3 erreicht, im Juli wurde in der unteren Wasserschicht der sehr hohe Wert von 129 mg/m^3 festgestellt. Gleich nach dem Ende der Badesaison nehmen die Durchschnittswerte wieder ab und zeigen einen weiteren Anstieg mit der Herbstzirkulation, der wahrscheinlich mit den hohen Konzentrationen in den tieferen Wasserschichten zusammenhangt.

Zugleich mit diesen hohen Phosphorkonzentrationen wurden an der tiefsten Stelle des Sees auch anaerobe Verhältnisse festgestellt, welche auch eine Rücklösung von ausgefällten Phosphaten möglich machen. Zu Beginn der Winterstagnationsperiode wurde das Jahresminimum von 12.7 mg/m^3 festgestellt, zugleich der niedrigste bisher gemessene gewichtete Mittelwert. Die Abb. 4.1 verdeutlicht diese Verhältnisse.

Die Schneeschmelze 1977 brachte ebenfalls keinen nennenswerten Anstieg der Phosphorkonzentrationen. Der Durchschnittswert für Jänner und Februar lag mit 13.3 mg/m^3 sogar um ca. 10 mg/m^3 tiefer als der entsprechende Wert des Vorjahres. Die zur Zeit der Badesaison ansonsten jährlich auftretenden Spitzen blieben dieses Jahr (wegen der schlechten Witterung) sehr niedrig.

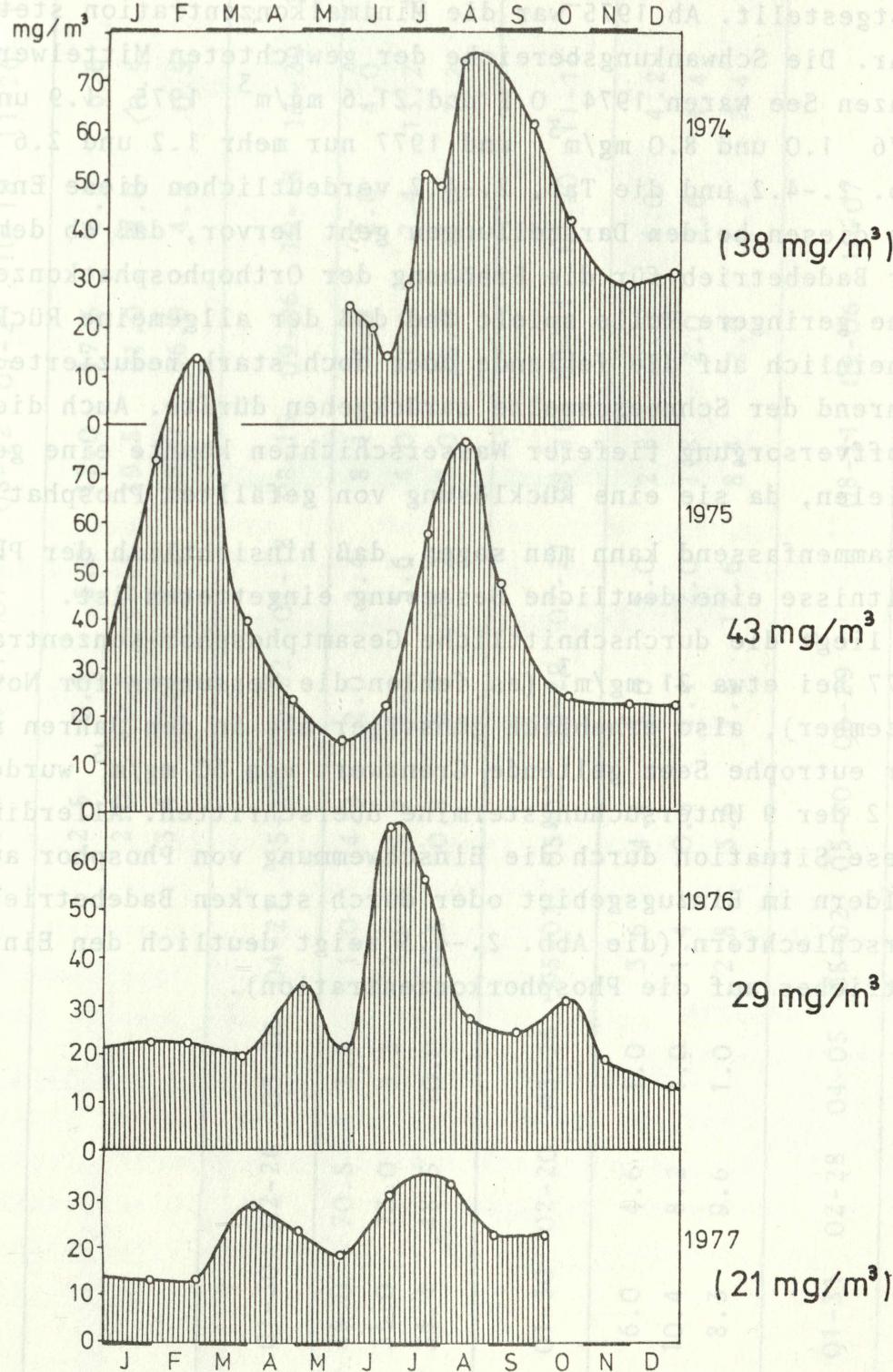


Tab. 2.-4.1 Gesamt-Phosphor (mg/m^3) in den Wasserschichten 0.0-2.5 m, 2.5-5.5 m und 5.5-8.2 m

Tiefe	1974						1975						1976						1977																						
	05-31	06-21	07-17	08-12	09-27	10-18	11-26	12-28	01-30	02-26	03-28	04-27	05-29	06-22	07-18	08-15	09-06	10-18	11-29	12-21	01-30	02-20	03-26	05-03	06-02	06-29	07-21	08-19	09-21	10-20	11-16	12-27	01-31	02-28	04-05	05-02	05-30	06-29	08-11	09-06	10-07
0.0-2.5	22.3	4.8	41.0	56.0	58.0	38.0	30.0	31.0	81.0	52.0	81.0	54.0	46.0	26.0	27.0	30.6	17.2	21.2	31.0	21.2	24.0	37.2	36.0	72.0	72.0	18.6	13.0	26.0	18.0	28.2	18.0	30.6	17.2	21.2							
2.5-5.5	21.3	17.6	52.0	81.0	54.0	46.0	26.0	27.0	44.5	25.5	24.1	24.3	60.3	61.2	51.1	25.9	23.1	20.9	22.1	22.0	22.1	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0						
5.5-8.2	33.4	36.6	78.0	115.0	88.0	40.0	31.0	40.0	48.0	29.5	21.8	48.0	67.8	68.0	68.5	22.5	22.1	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0								
Tiefe	01-30	02-26	03-28	04-27	05-29	06-22	07-18	08-15	09-06	10-18	11-29	12-21	01-30	02-20	03-26	05-03	06-02	06-29	07-21	08-19	09-21	10-20	11-16	12-27	01-31	02-28	04-05	05-02	05-30	06-29	08-11	09-06	10-07								
0.0-2.5	81.0	97.0	33.5	21.5	14.0	12.3	52.0	88.7	37.1	20.1	21.0	22.1	68.0	98.5	44.5	25.5	24.1	24.3	60.3	61.2	51.1	25.9	23.1	20.9	22.1	59.5	71.0	48.0	29.5	21.8	48.0	67.8	68.0	68.5	22.5	22.1	22.0				
2.5-5.5	68.0	98.5	44.5	25.5	14.1	24.3	60.3	61.2	51.1	25.9	23.1	20.9	59.5	71.0	48.0	29.5	21.8	48.0	67.8	68.0	68.5	22.5	22.1	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0								
5.5-8.2	59.5	71.0	48.0	29.5	21.8	48.0	67.8	68.0	68.5	22.5	22.1	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0							

Abb. 2.-4.1 Gewichtete durchschnittliche Konzentrationen an Gesamtphosphor und Jahresmittel

Bei den hier dargestellten Messungen handelt es sich um die Durchschnittskonzentrationen der gesamten Phosphorkonzentrationen während des gesamten Jahres. Die Schätzungen basieren auf den ersten Messungen im Frühjahr, die dann mit den späteren Messungen verglichen werden.



4.2 Gelöstes Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Lagen die Konzentrationen des gelösten Orthophosphates im Jahr 1974 bei sechs Messungen noch unter der Nachweisbarkeitsgrenze von 0.5 mg/m^3 (was auf starke Orthophosphateaufnahme durch das Phytoplankton hinweist), so wurde 1975 nur bei einer Messung weniger als 1 mg/m^3 festgestellt. Ab 1975 war die Minimalkonzentration stets 1 mg/m^3 oder mehr. Die Schwankungsbereiche der gewichteten Mittelwerte für den ganzen See waren 1974 0.9 und 21.6 mg/m^3 , 1975 1.9 und 68.1 mg/m^3 , 1976 1.0 und 8.0 mg/m^3 und 1977 nur mehr 1.2 und 2.6 mg/m^3 . Die Abb. 2.-4.2 und die Tab. 2.-4.2 verdeutlichen diese Entwicklung. Aus diesen beiden Darstellungen geht hervor, daß ab dem Jahr 1976 der Badebetrieb für die Erhöhung der Orthophosphatkonzentration eine geringere Rolle spielt und daß der allgemeine Rückgang wahrscheinlich auf die fehlende oder doch stark reduzierte Einschwemmung während der Schneeschmelze zurückgehen dürfte. Auch die bessere Sauerstoffversorgung tieferer Wasserschichten könnte eine gewisse Rolle spielen, da sie eine Rücklösung von gefälltem Phosphat verhindert.

Zusammenfassend kann man sagen, daß hinsichtlich der Phosphorverhältnisse eine deutliche Besserung eingetreten ist.

So liegt die durchschnittliche Gesamtphosphor-Konzentration im Jahr 1977 bei etwa 21 mg/m^3 (es fehlen die Messungen für November und Dezember), also erheblich günstiger als in den Jahren vorher. Der für eutrophe Seen geltende Grenzwert von 30 mg/m^3 wurde 1977 nur an 2 der 9 Untersuchungstermine überschritten. Allerdings kann sich diese Situation durch die Einschwemmung von Phosphor aus gedüngten Feldern im Einzugsgebiet oder durch starken Badebetrieb leicht wieder verschlechtern (die Abb. 2.-4.3 zeigt deutlich den Einfluß des Badebetriebes auf die Phosphorkonzentration).

Tab. 2.-4.2 Gelöstes Orthophosphat (mg/m^3) in den Wasserschichten 0.0-2.5 m, 2.5-5.5 m und 5.5 - 8.2 m

Tiefe	01-31	02-28	03-26	04-27	05-29	06-22	07-18	08-15	09-06	10-18	11-29	12-21	1974
0.0-2.5					2.5	0.7	5.0	12.0	17.5	6.5	6.6	8.5	
2.5-5.5					2.0	<0.5	<0.5	19.5	21.0	8.0	<0.5	7.0	
5.5-8.2					3.4	2.2	3.5	18.0	36.0	4.5	0.5	10.0	
Tiefe	01-30	02-26	03-28	04-27	05-29	06-22	07-18	08-15	09-06	10-18	11-29	12-21	1975
0.0-2.5	48.0	70.5	3.5	1.0	4.0	2.0	2.4	8.4	6.0	2.0	4.0	7.2	
2.5-5.5	35.0	73.0	3.5	2.0	2.6	1.5	5.6	4.0	11.0	2.4	13.2	15.6	
5.5-8.2	34.4	48.5	10.0	4.5	0.8	6.0	17.2	17.0	25.0	3.0	7.2	5.6	
Tiefe	01-30	02-20	03-26	04-03	05-02	06-29	07-21	08-19	09-21	10-20	11-16	12-27	1976
0.0-2.5	6.0	4.6	1.0	3.6	4.4	1.0	2.0	2.8	2.0	4.0	4.2	1.2	
2.5-5.5	10.4	8.2	1.0	1.4	0.5	1.4	2.0	1.8	2.0	3.6	4.4	1.0	
5.5-8.2	8.3	9.6	1.0	2.8	3.6	1.8	12.6	8.4	2.0	4.2	2.4	2.0	
Tiefe	01-31	02-28	04-05	05-02	05-30	06-29	08-11	09-06	10-07				1977
0.0-2.5	1.0	1.2	1.2	2.0	1.6	2.0				2.4	1.8	2.2	
2.5-5.5	1.8	1.6	1.4	2.0	2.2	2.2				2.6	1.6	2.0	
5.5-8.2	2.8	2.0	1.0	2.2	2.0	2.8				3.2	2.2	1.8	

Abb. 2.-4.2 Gewichtete durchschnittliche Konzentrationen an Orthophosphat und Jahresmittel

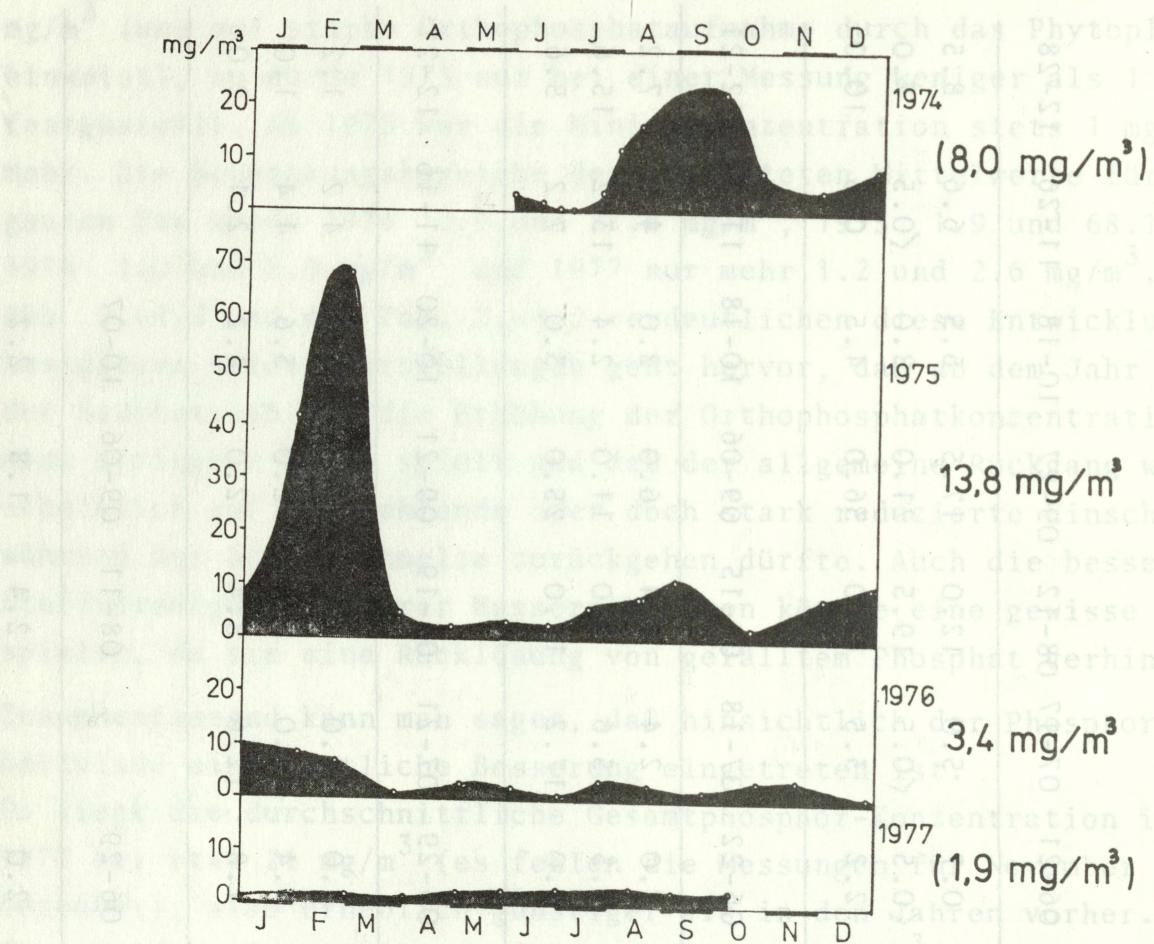
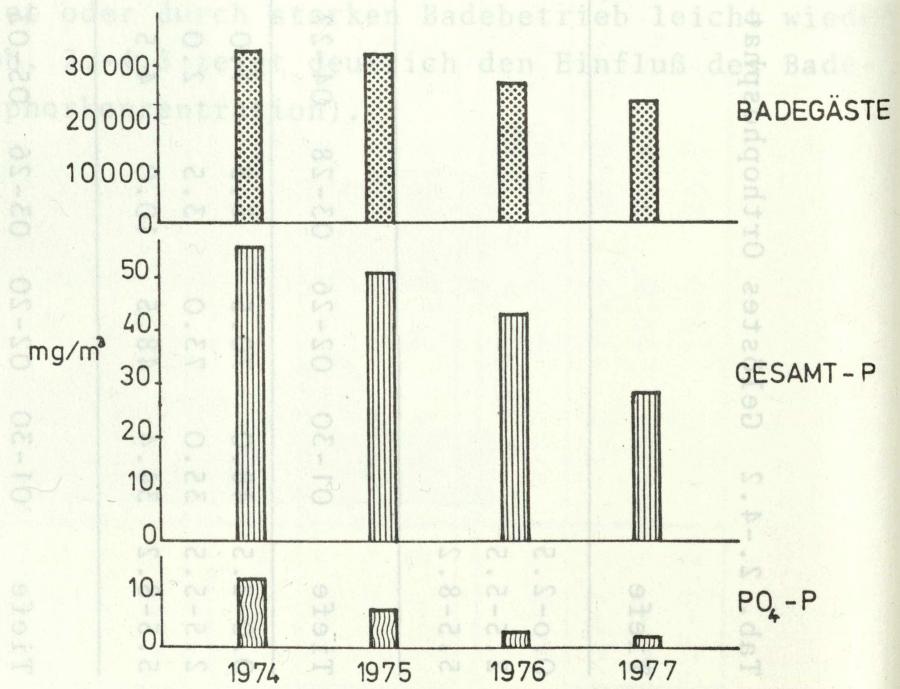


Abb. 2.-4.3 Anzahl der Badegäste und Phosphorkonzentrationen während der Badesaison (Juni-Sept.).



5. Sichttiefen-Verhältnisse

Der Jahresverlauf der Sichttiefe ist - wie zu erwarten - in etwa gegenläufig zur Phytoplanktonentwicklung. 1976 wurde der niedrigste Wert mit 1.3 m in der zweiten Julihälfte erreicht, der Maximalwert wurde bereits im August gemessen (vergleiche Abb. 2.-5.1 und 2.-6.2). Das Maximum der Sichttiefe betrug Ende Jänner 1977 4.2 m und ist damit der höchste bisher gemessene Wert.

Das Minimum 1977 lag im August bei 1.5 m.

Ein Vergleich mit den Jahren vor der Restaurierung zeigt auch bei der Sichttiefenentwicklung eine leichte Besserung, obwohl die Phytoplanktonbiomassen immer noch im Zunehmen begriffen sind. Der Grund für diese Erscheinung ist wahrscheinlich bei den geringeren Schwebstoffdichten und der verschiedenen Artenzusammensetzung des Phytoplanktons zu suchen.

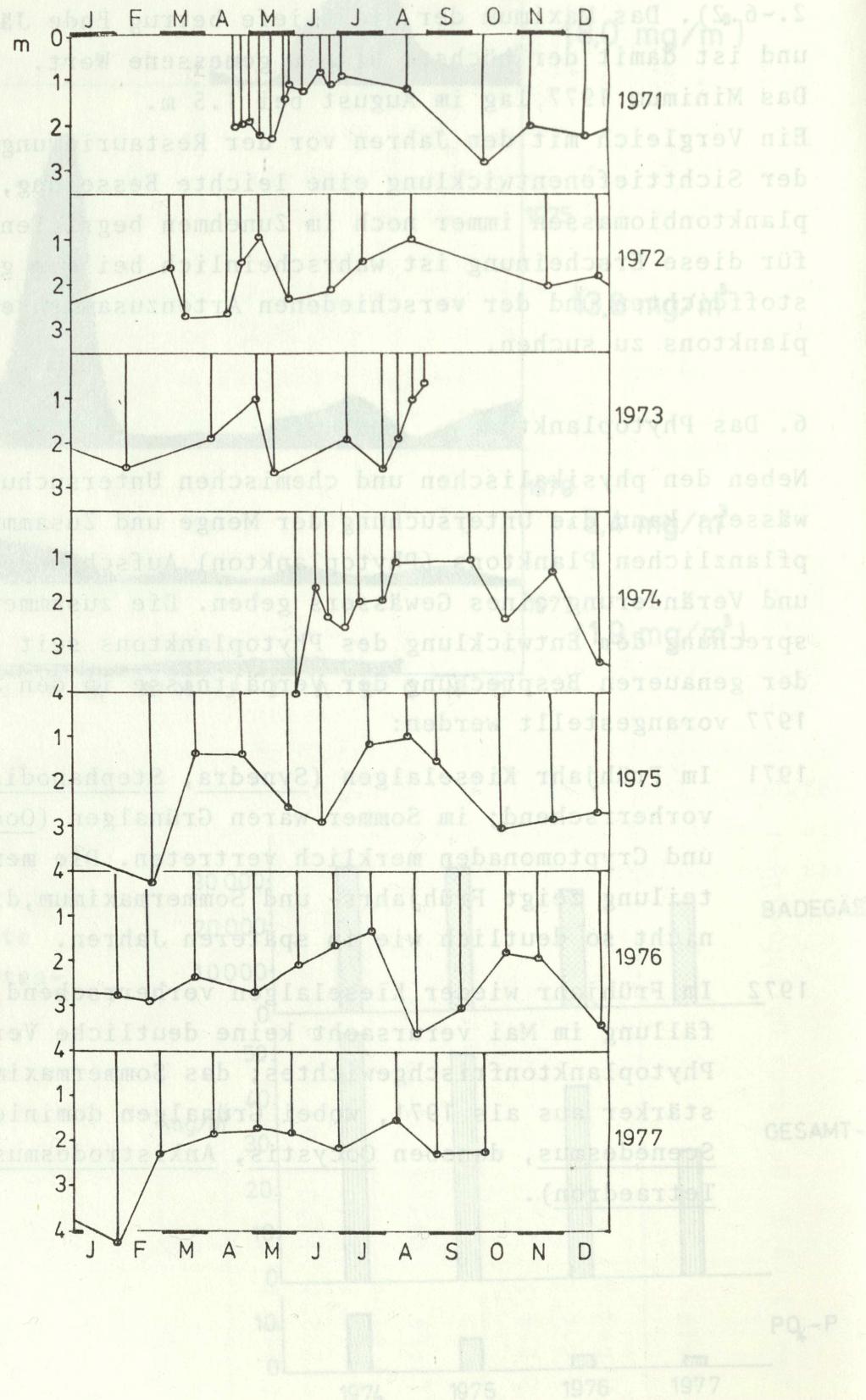
6. Das Phytoplankton

Neben den physikalischen und chemischen Untersuchungen eines Gewässers kann die Untersuchung der Menge und Zusammensetzung des pflanzlichen Planktons (Phytoplankton) Aufschlüsse über Zustand und Veränderung eines Gewässers geben. Die zusammenfassende Besprechung der Entwicklung des Phytoplanktons seit 1971 soll nun der genaueren Besprechung der Verhältnisse in den Jahren 1976 und 1977 vorangestellt werden:

1971 Im Frühjahr Kieselalgen (Synedra, Stephanodiscus astrea) vorherrschend; im Sommer waren Grünalgen (Oocystis, Chlorella) und Cryptomonaden merklich vertreten. Die mengenmäßige Verteilung zeigt Frühjahrs- und Sommermaximum, diese waren aber nicht so deutlich wie in späteren Jahren.

1972 Im Frühjahr wieder Kieselalgen vorherrschend; Eisenchloridfällung im Mai verursacht keine deutliche Verringerung des Phytoplanktonfrischgewichtes; das Sommermaximum fiel dabei stärker aus als 1971, wobei Grünalgen dominieren (vor allem Scenedesmus, daneben Oocystis, Ankistrodesmus, Chlorella, Tetraedron).

Abb. 2.-5.1 Sichttiefe

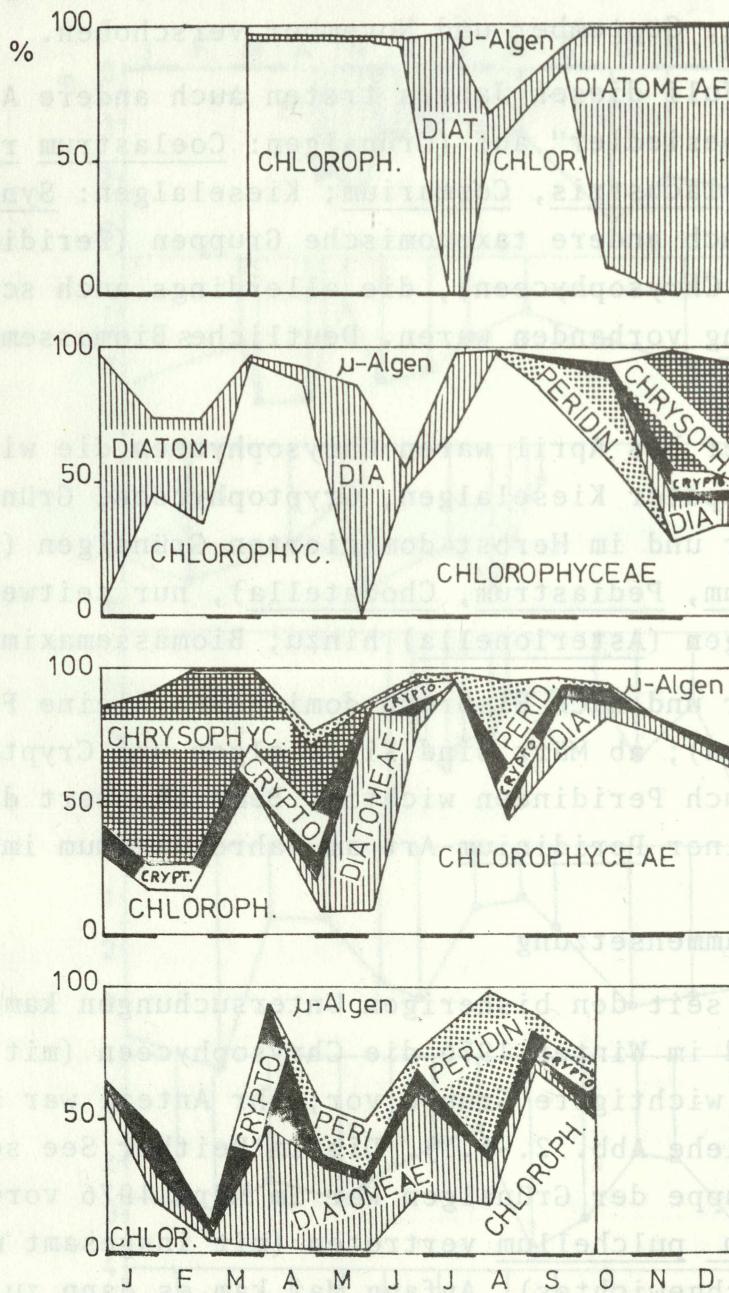


- 1973 Aus diesem Jahr liegen keine Ergebnisse vor.
- 1974 Nach Leerpumpen des Sees im Herbst 1973 Neubesiedlung durch kleine Grünalgen (Monoraphidium, Chlamydomonas); ab Juli tritt auch die kettenbildende Kieselalge Fragilaria crotensis auf. Biomassemaxima, durch die See-Entleerung bedingt, auf die Monate Juni, September und November verschoben.
- 1975 Erst ab Juli dieses Jahres treten auch andere Arten als die "Neubesiedler" auf (Grünalgen: Coelastrum reticulatum, Oocystis lacustris, Cosmarium; Kieselalgen: Synedra) und ab Herbst auch andere taxonomische Gruppen (Peridineen, Cryptophyceen, Chrysophyceen), die allerdings auch schon vor der Entleerung vorhanden waren. Deutliches Biomassemaximum im September.
- 1976 Von Jänner bis April waren Chrysophyceen die wichtigste Gruppe, später Kieselalgen, Cryptophyceen, Grünalgen; im Sommer und im Herbst dominierten Grünalgen (Cosmarium, Coelastrum, Pediastrum, Chodatella), nur zeitweise treten Kieselalgen (Asterionella) hinzu; Biomassemaximum im Juli.
- 1977 Im Winter und nach Eisbruch dominieren kleine Formen (Chlorella); ab März sind Kieselalgen und Cryptophyceen, später auch Peridineen wichtig. Bemerkenswert der hohe Anteil einer Peridinium-Art am Jahresmaximum im August.

6.1 Artenzusammensetzung

Zum ersten Mal seit den bisherigen Untersuchungen kamen im Spätherbst 1975 und im Winter 1976 die Chrysophyceen (mit einer Oochromonas-Art) als wichtigste Gruppe vor; ihr Anteil war sonst durchwegs gering (siehe Abb. 2.-6.1). Die im Reither See seit 1971 wichtigste Algengruppe der Grünalgen war im März 1976 vorwiegend durch Dictyosphaerium pulchellum vertreten (mit insgesamt mehr als 50% des Gesamtfrischgewichtes). Anfang Mai kam es dann zu einer großen Vielfalt quantitativ wichtiger Arten, wobei Cryptomonaden, Chrysophyceen, Kieselalgen (Synedra), Grünalgen und in der Oberflächenschicht auch eine kleine Peridinium-Art deutlich in Erscheinung traten. Anfang Juni erreichte die obengenannte kleine Synedra-Art mit mehr als 70% der Algenbiomasse ihre Maximalentwicklung. Ende Juni und im Juli waren wieder kleine Grünalgen vorherrschend, wobei eine

Abb. 2.-6.1 Prozentanteil der taxonomischen Gruppen des Phytoplanktons.



Cosmarium-Art rund 50% und eine Didymocystis-Art ca. 30% zur Maximalentwicklung des Jahres 1976 beitrugen. Bereits am 19.8. war die durch diese Arten getragene Maximalentwicklung (mit 8.3 g/m^3 in der Oberflächenschicht am 21.7.) im wesentlichen abgestorben (nur mehr 0.8 g/m^3

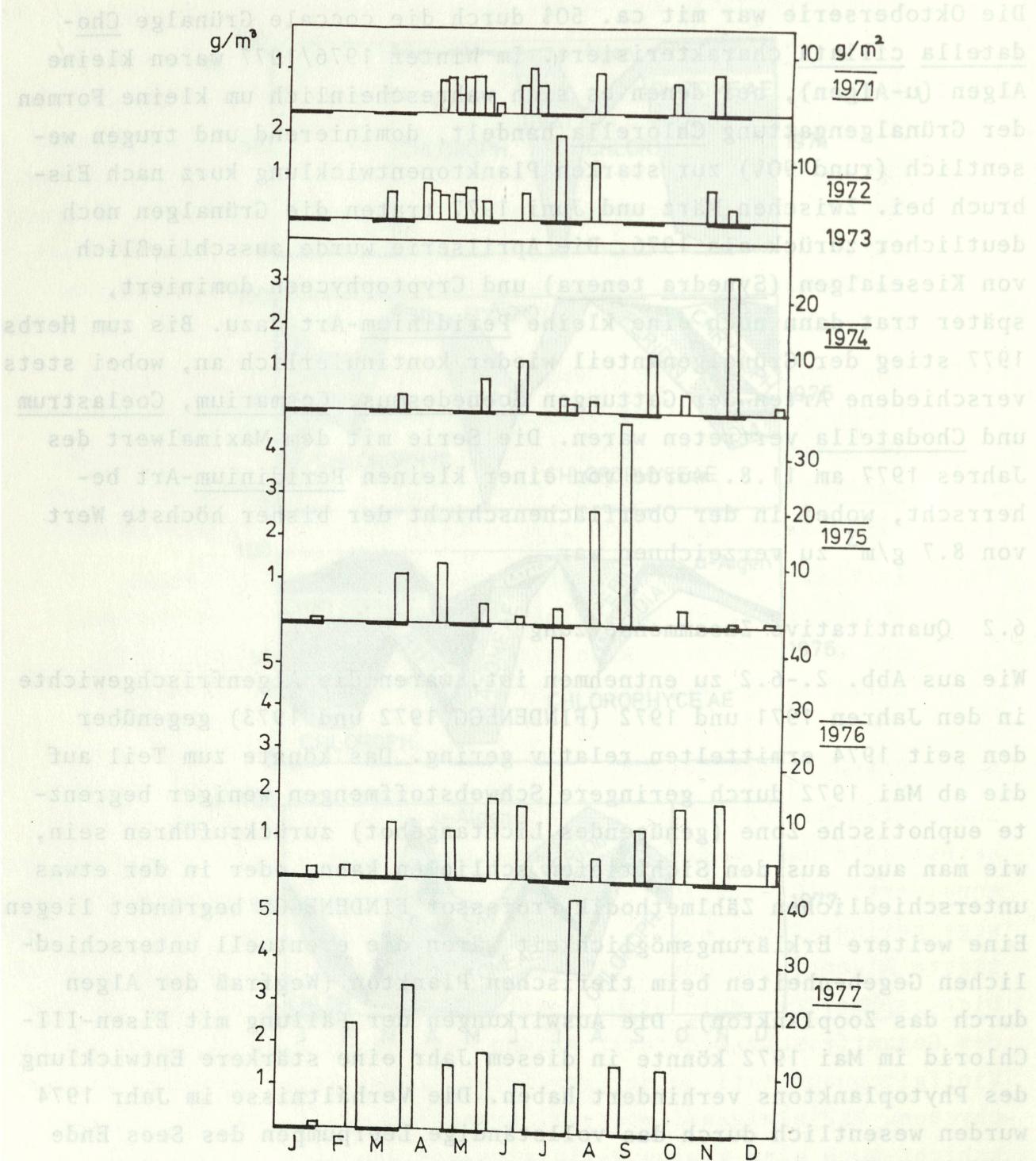
Cryptomonaden und eine kleine Peridinium-Art traten wieder deutlicher in Erscheinung. Nach dieser kurzdauernden Umschichtung waren die Grünalgen ab September wieder stärker vertreten; nur im September trat die Kieselalge Asterionella formosa mit rund 20% des Frischgewichtes noch deutlich hinzu.

Die Oktoberserie war mit ca. 50% durch die coccale Grünalge Chodatella ciliata charakterisiert. Im Winter 1976/1977 waren kleine Algen (μ -Algen), bei denen es sich wahrscheinlich um kleine Formen der Grünalgengattung Chlorella handelt, dominierend und trugen wesentlich (rund 90%) zur starken Planktonentwicklung kurz nach Eisbruch bei. Zwischen März und Juni 1977 traten die Grünalgen noch deutlicher zurück als 1976. Die Aprilserie wurde ausschließlich von Kieselalgen (Synedra tenera) und Cryptophyceen dominiert, später trat dann noch eine kleine Peridinium-Art dazu. Bis zum Herbst 1977 stieg der Grünalgenanteil wieder kontinuierlich an, wobei stets verschiedene Arten der Gattungen Scenedesmus, Cosmarium, Coelastrum und Chodatella vertreten waren. Die Serie mit dem Maximalwert des Jahres 1977 am 11.8. wurde von einer kleinen Peridinium-Art beherrscht, wobei in der Oberflächenschicht der bisher höchste Wert von 8.7 g/m³ zu verzeichnen war.

6.2 Quantitative Zusammensetzung

Wie aus Abb. 2.-6.2 zu entnehmen ist, waren die Algenfrischgewichte in den Jahren 1971 und 1972 (FINDENEGG 1972 und 1973) gegenüber den seit 1974 ermittelten relativ gering. Das könnte zum Teil auf die ab Mai 1972 durch geringere Schwebstoffmengen weniger begrenzte euphotische Zone (genügendes Lichtangebot) zurückzuführen sein, wie man auch aus den Sichttiefen schließen kann, oder in der etwas unterschiedlichen Zählmethodik Professor FINDENEGGS begründet liegen. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit wären die eventuell unterschiedlichen Gegebenheiten beim tierischen Plankton (Wegfraß der Algen durch das Zooplankton). Die Auswirkungen der Fällung mit Eisen-III-Chlorid im Mai 1972 könnte in diesem Jahr eine stärkere Entwicklung des Phytoplanktons verhindert haben. Die Verhältnisse im Jahr 1974 wurden wesentlich durch das vollständige Leerpumpen des Sees Ende 1973 beeinflußt: nur schnellwüchsige "Neubesiedler" (Monoraphidium, Chlamydomonas) und Formen, die eine Austrocknung gut überdauerten (Fragilaria) konnten sich entwickeln. Frühjahrs- und Sommermaximum traten dementsprechend später auf; das Jahresmaximum (getragen von

Abb. 2.-6.2 Phytoplanktonbiomasse



Fragilaria crotensis) wurde erst im November erreicht.

Im Jahre 1975 waren Frühjahrs- und Sommermaximum deutlich, die sommerliche Hauptentwicklung war allerdings erst im September zu verzeichnen. 1976 und 1977 waren die Verhältnisse ähnlich, jedoch ging 1976 das Frühjahrsmaximum aufgrund der warmen Witterung im Frühsommer direkt in das Hochsommermaximum über, und im Herbst 1976 kam es zu einer zusätzlichen Biomasseentwicklung. Da die Phytoplanktonproben jeweils aus 3 integrierten Schichten entnommen wurden, zeigte sich in den meisten Fällen keine deutliche Tiefenschichtung. Auch während der Sommerstagnationsperiode wurde meist nur eine geringe Abnahme der Phytoplanktonmengen in der tiefsten Schicht festgestellt. Die ungewichteten Mittelwerte an der tiefsten Stelle geben daher durchwegs ein gutes Bild über die Verhältnisse im gesamten See.

Für den Jahresgang der ungewichteten Werte an der tiefsten Stelle des Reither Sees sowie für die Entwicklung des Phytoplanktons seit 1971 ergibt sich zusammenfassend folgendes Bild:

1. Frühjahrshauptentwicklung zwischen Eisbruch und Monat Mai.
2. Maximalentwicklung während der Badesaison, meist zwischen Juli und September.
3. Sommerliche Maximalentwicklung meist sprunghaft, nicht in Monatsabständen voraussehbar, verschwindet oft ebenso rasch wieder.
4. Tendenz zur Zunahme der Phytoplanktendichten auch bis 1977
Vedeutlich: Mittelwerte der Monate Jänner bis Oktober stieg von
Max 1.21 g/m³ (1975) auf 1.61 (1976) und 1.94 g/m³ (1977) an.
Wegen unterschiedlicher Artenzusammensetzung keine Sichttiefenminderung.
5. Jahresmittelwerte von 1 g/m³ (1975) bzw. 1.54 g/m³ (1976)
dokumentieren eutrophe Verhältnisse.

Zusammenfassung:

Betrachtet man die Ergebnisse der Sauerstoff- und Phosphor-Untersuchungen, so ist seit der Restaurierung des Reither Sees eine erhebliche Verbesserung der Verhältnisse festzustellen. Die längeren andauernden Zirkulationsperioden sorgen einerseits für eine bessere Sauerstoffsättigung (wobei aber nicht zu vergessen ist, daß der Temperaturanstieg in tieferen Wasserschichten durch gesteigerte Abbauvorgänge wieder zu erhöhtem Sauerstoffverbrauch führen kann), die

bessere Versorgung des Tiefenwassers mit Sauerstoff wirkt andererseits einer Rücklösung von Phosphaten aus dem Sediment entgegen.

Bei den Phosphorverhältnissen ist eine deutliche Abnahme der Konzentrationen zu verzeichnen.

Während im Frühjahr vor allem die Belastung durch die Anbauflächen und Wege der Umgebung eine deutliche Rolle spielen, ist es im Sommer hauptsächlich der Badebetrieb, der zur Phosphorbelastung des Sees führt.

Diese Zusammenhänge werden deutlich, sieht man sich die Abb. 2.-4.3 an, wo die Anzahl der Badegäste mit den durchschnittlichen Phosphorkonzentrationen in der Badesaison verglichen werden.

Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, daß von einer stabilen oder konstanten Besserung nicht gesprochen werden kann, solange der Nährstoffeintrag aus der Umgebung und durch den sommerlichen Badebetrieb nicht weiter eingeschränkt werden können.

Auf das Problem der Instabilität der bisher erreichten Verbesserungen weisen auch die Ergebnisse der Phytoplanktonuntersuchungen hin. Hier waren einerseits positive Entwicklungen festzustellen, wie die Zunahme der Artenvielfalt, das Fehlen von Blaualgen und der schnelle Abbau hoher Algendichten; andererseits hat es seit der Restaurierung eine bedeutende Zunahme der Algenbiomasse mit großen Entwicklungsgeschwindigkeiten gegeben, was - neben dem Vorkommen von Euglenophyten - auf labile Verhältnisse hinweist.

Deshalb ist vor allem während der Badesaison das Auftreten von Algenblüten jederzeit möglich.

Zitierte Literatur:

FINDENEGG, I. (1972): Das Phytoplankton des Reither Sees (Tirol, Österreich) im Jahre 1971. - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 59:15-24

FINDENEGG, I. (1973): Die Wirkung eutrophierungshemmender Maßnahmen auf das Phytoplankton des Reither Sees in Tirol (Österreich). - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 60:7-14

PECHLANER, R. und SCHULZ, N. (1973): Die Restaurierung eines eutrophierten Badesees (Reither See, Tirol, Österreich). - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, 60:183-201

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahresbericht der Abteilung für Limnologie am Institut für Zoologie der Universität Innsbruck](#)

Jahr/Year: 1977

Band/Volume: [1977](#)

Autor(en)/Author(s): Psenner Roland, Rott Eugen

Artikel/Article: [Limnologische Überwachung und sieben Jahre Gewässerschutz am Reither See \(Tirol\) 212-238](#)