

Aus dem Institut für Mikrobiologie, Wasser- und Abfalltechnologie der Technischen Universität Graz

Limnologische Untersuchung des Stubenbergsees (2. Mitteilung)

Von Margit ERNET, Wolfgang HÖLLINGER, Norbert LIDAUER und Karl STUNDL

Mit 11 Abbildungen und 9 Tabellen (im Text)

Eingelangt am 31. Jänner 1978

Zusammenfassung

Der Stubenbergsee, ein künstlicher Badensee, wurde in Fortführung bisheriger Arbeiten in den Jahren 1975 bis 1977 durch ein Arbeitsteam eingehend untersucht, um die Ursachen und Tendenzen der starken Eutrophierung festzustellen.

Neben den gelösten Anteilen der Nährstoffe (N und P) wurden Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, Reaktion, Säurebindungsvermögen und gelöste organische Substanzen zumindest einmal monatlich bestimmt. Die biologischen Untersuchungen umfaßten die quantitative Ermittlung des Phyto- und Zooplanktons sowie die Feststellung der Gesamtkoloniezahl und von *Escherichia coli*.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, daß es durch die bisherigen Maßnahmen nicht gelang, die zunehmende Eutrophierung des Sees zu verhindern. Durch den Einsatz zusätzlicher mechanischer und biologischer Verfahren soll dies nun erreicht werden.

1. Einleitung

Wie in der ersten Mitteilung über unsere Arbeiten (ERNET, HÖLLINGER, LIDAUER, STUNDL 1975) schon ausgeführt wurde, zeigte der Stubenbergsee kurz nach dem Aufstau bereits deutliche Eutrophierungstendenzen. Durch Ableitung der Zubringer Gießgrabenbach und Schmidbach wurde zwar eine Verringerung des Nährstoffeintrages erreicht, doch mußte zur Wasserversorgung des Sees die abwasserbelastete Feistritz mit ihren hohen Nährstoffgehalten weiterhin herangezogen werden.

Als ausschlaggebend für die Eutrophierung des Sees sind nach der aus den bisherigen Untersuchungen ableitbaren Nährstoffbilanz drei Komponenten anzusehen.

Zunächst die aus der abgestorbenen Biomasse des Planktons frei werdenden Nährstoffe, die zur Zeit der Homothermie im Gewässer durch Zirkulationsvorgänge verteilt werden, dann der Eintrag aus dem Seezulauf (Feistritz) und die gelösten Nährstoffanteile aus dem Badebetrieb.

Die mit dem Seezulauf eingebrachten Feststoffe und die abgestorbene Biomasse des Phyto- und Zooplanktons setzen sich am Grund des Sees ab. Durch vorwiegend mikrobielle Umsetzungen werden daraus Nährstoffe für das Phytoplankton frei gemacht, welche in Zeiten gleicher Temperatur in allen Wassertiefen (Homothermie) durch die windeinwirkungsbedingte Zirkulation in allen Bereichen des Sees verteilt werden.

Da der See verhältnismäßig seicht ist, besitzt er kein stabiles Hypolimnium, in welchem sich diese Nährstoffe sommerüber anreichern, wobei aber nur bei einer Homothermie zur Zeit der größten Wasserdichte bei etwa 4° C (im Herbst und im Frühjahr) eine Durchmischung stattfinden kann.

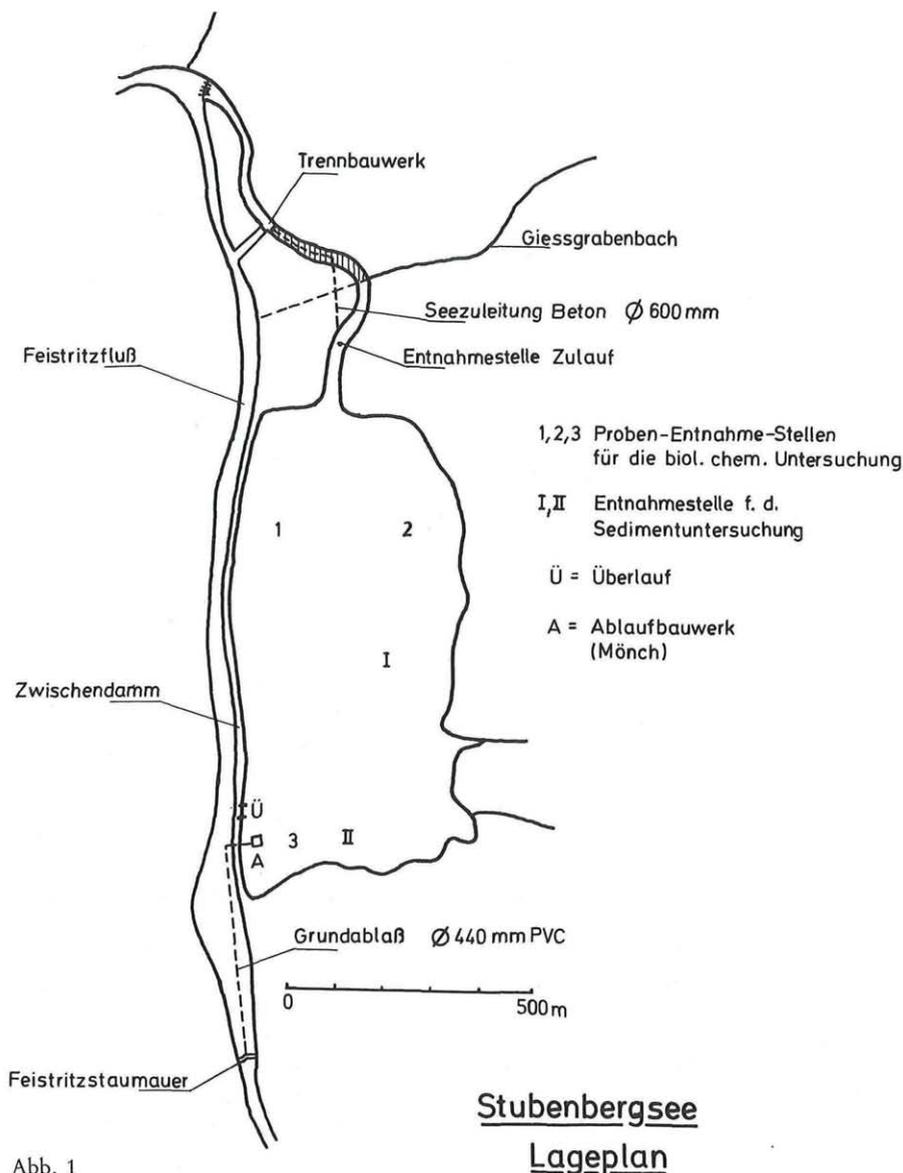


Abb. 1

Im Stubenbergsee ist eine deutliche Temperaturschichtung nur vom Frühjahr bis zum Sommerbeginn vorhanden. Sobald sich dann auch die tieferen Wasserschichten erwärmen, tritt bei einer Temperaturangleichung aller Tiefenbereiche die Zirkulation ein, die aus den abgelagerten Sedimenten frei gemachten Nährstoffe werden in der gesamten Wassermasse des Sees verteilt und bewirken eine starke Zunahme der Phytoplanktonproduktion.

Um zumindest einen Teil der nährstoffliefernden Sedimente zu entfernen und damit die Nährstoffbasis des Planktons zu verringern, erfolgte während der Wintermonate 1974/75 ein Abstau des Sees um etwa 1 m mit nachfolgender Reinigung der Badestrände

und Aufbringen eines frischen Kiesbelages. Trotzdem wies der See in den Sommermonaten des Jahres 1975 starke Sauerstoffzehrungen in den Tiefenbereichen und Sauerstoffübersättigungen in den Oberflächenschichten als Zeichen einer Eutrophierung auf.

Seit Anfang des Jahres 1975 erfolgte eine eingehende Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons sowie der Bodenfauna als Ergänzung der ebenfalls erweiterten physikalisch-chemischen und bakteriologischen Untersuchungen.

Wegen der starken, im Sommer 1975 festgestellten Eutrophierungstendenzen ergab sich die Notwendigkeit weiterer Maßnahmen. Es wurde zur Ableitung der nährstoffhaltigen Tiefenschichten der Grundablaß so ausgestaltet, daß ohne Absenkung des Stauraumes des Feistritzkraftwerkes das Tiefenwasser des Sees kontinuierlich abgelassen werden konnte. Dazu wurde eine Rohrleitung aus PVC mit einem Durchmesser von 440 mm vom Ablaßbauwerk im See bis in das Unterwasser des Kraftwerkes errichtet. Für den Einbau dieses Rohrstranges wurde der Kraftwerkstau im Frühjahr 1975 gänzlich entleert und der Seespiegel um mehr als 2 m abgesenkt. Der Vollstau des Sees wurde erst Ende Juni 1976 wieder erreicht. Auch im folgenden Jahr (1977) erfolgte eine Absenkung des Sees um etwa 2 m, in diesem Jahr war aber der See bereits im Mai wieder vollgefüllt.

Wegen extremer Trockenheit und der dadurch bedingten Niederwasserführung der Feistritz im Jahr 1976 war der neue Grundablaß nicht ständig in Betrieb und die Veränderungen im Tiefenbereich durch Abzug der nährstoffreichen Tiefenschichten nicht so deutlich erkennbar.

Im Jahr 1977 wurde deshalb sofort im Frühjahr bei Auftreten einer thermischen Schichtung mit dem Abzug der nährstoffreichen Tiefenschichten durch den Grundablaß begonnen, und es konnte zunächst eine deutliche Wirkung dieser Maßnahme auf den Gewässerzustand des Sees festgestellt werden. Als aber im Laufe des Sommers sich auch die tieferen Seebereiche erwärmten, erfolgten Anfang August eine Massenentwicklung von Blaualgen und die Ausbildung einer intensiven Wasserblüte.

Alle bisherigen Maßnahmen konnten somit die Eutrophierung des Sees nicht verhindern, sondern nur eine zeitliche und räumliche Verlagerung der Biomassenproduktion und ihrer Folgeerscheinungen bewirken, worüber STUNDL auch an anderer Stelle ausführlich berichtete.

Über die Veränderungen der biologischen und chemischen Verhältnisse des Sees durch die Regulierung von Zu- und Ablauf bei zeitweisem Abziehen der nährstoffreichen Tiefenschichten berichten die mit den Untersuchungen befaßten Mitarbeiter in den folgenden Abschnitten.

Dabei erfolgte eine Aufteilung in der Weise, daß die einzelnen Mitarbeiter bei den von ihnen bearbeiteten Abschnitten namentlich angeführt sind. Die Auswertung aller Untersuchungsergebnisse erfolgte auch diesmal in gemeinschaftlicher Zusammenarbeit.

Für die Gewährung der Mittel zur Durchführung dieser umfangreichen Untersuchungstätigkeit wird dem Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung und dem Steiermärkischen Wissenschafts- und Forschungsfonds an dieser Stelle ganz besonders gedankt.

2. Probennahme und Methodik

Wie in den Vorjahren erfolgten die Untersuchungen im gesamten Umfang von Jänner 1975 bis November 1977 in monatlichen Abständen. Im Winter wurden weniger Untersuchungen durchgeführt, bei Eisbedeckung jedoch mindestens eine. Im März und April 1977 wurde bei abgesenktem See nur ein verkürztes Untersuchungsprogramm mit Bestimmung des Sauerstoff- und Ammoniumgehaltes sowie der Temperatur durchgeführt. Diese Parameter wurden ab Sommer 1976 zwischen den Vollanalysen zusätzlich bestimmt.

Die Entnahmestellen für die chemisch-biologischen Untersuchungen und die Untersuchungsmethoden waren die gleichen wie in den Vorjahren. Aus dem Seezulauf, im Bereich der Badestrände (Entnahmestelle 1 und 2) und an der tiefsten Stelle des Sees in der Nähe des Ablaufbauwerkes (Entnahmestelle 3) wurden Proben entnommen (Abb. 1). Folgende Parameter wurden bei Vollanalysen bestimmt:

pH-Wert und elektrolytische Leitfähigkeit, elektrometrisch nach den Deutschen Einheitsverfahren (DEV).

Ammonium, Nitrit, SBV (m-Wert), Kaliumpermanganatverbrauch und gelöster Sauerstoff ebenfalls nach den Deutschen Einheitsverfahren.

Nitrat, photometrisch nach MERCK.

Sulfide nach RÖBKE 1973.

Gesamtstickstoff nach Standard Methods, 1965.

Orthophosphat und Gesamtphosphat wurden nach einem modifizierten DEV-Verfahren bestimmt. Zur Bestimmung des Gesamtphosphors wurden die Wasserproben mit Schwefelsäure/Kaliumperoxodisulfat in einem Aluminiumblock aufgeschlossen, um auch die organischen Phosphorverbindungen zu erfassen.

Der TOC wurde mit dem TOC-Schnellbestimmer nach MERZ 1975 bestimmt. Durch die Verbrennung der Wasserproben im Sauerstoffstrom anstelle des in den Vorjahren verwendeten naßchemischen Verfahrens wurde eine quantitative Erfassung des organischen Kohlenstoffs erreicht.

Von den neu ins Untersuchungsprogramm aufgenommenen Parametern wurde der BSB_2 nach den DEV, Eisenionen nach FREIER 1964, Manganionen nach ZIMMERMANN 1961 und der COD nach MAIER 1973 bestimmt.

Zur Bestimmung wurden stets unfiltrierte Wasserproben verwendet.

Die Bestimmung der Sichttiefe erfolgte mit der Secchi-Scheibe.

Die Schlammuntersuchungen, deren Methodik im entsprechenden Kapitel dargestellt wird, und die bakteriologischen Untersuchungen wurden wie in den Jahren 1973 und 1974 durchgeführt.

Die psychrophilen Keime (Gesamtkoloniezahl bei 20° C) wurden nach dem KOCHschen Plattenverfahren ermittelt (auf Nähragar in 48 Stunden), die coliformen Keime mit Hilfe der Membranfiltermethode auf Endoagar (44° C in 24 Stunden).

3. Physikalisch-chemische Untersuchung des Sees

(Bearbeitet von W. HÖLLINGER)

3.1. Elektrolytgehalt

An der Seeoberfläche betrug die **elektrolytische Leitfähigkeit** im gesamten Untersuchungszeitraum 120–150 μ S/cm. Eine Zunahme in der Tiefe war dann festzustellen, wenn gleichzeitig ein hohes Sauerstoffdefizit vorhanden war. Im Hochsommer 1977 wurde in 7 m Tiefe ein Maximalwert von 190 μ S/cm gefunden, gelöster Sauerstoff war nicht vorhanden. Die Zunahme der elektrolytischen Leitfähigkeit erfolgte parallel zum Sauerstoffdefizit. Ähnliche Ergebnisse wurden auch in den Jahren 1975 und 1976 erhalten.

Das **Säurebindungsvermögen (SBV)** betrug an der Oberfläche wie in den Jahren 1973 und 1974 zwischen 1,0 und 1,3 mval/l, entsprechend einer Karbonathärte von 2,8

bis 3,6 d. Gr. Wie bei der elektrolytischen Leitfähigkeit erfolgte eine Zunahme in der Tiefe bei Sauerstoffmangel, wie z. B. am 7. Oktober 1975 (0 bis 6 m – 1,2 mval/l, 7 m – 2,0 mval/l; 0 bis 6 m Durchmischung des Sees mit gleichem Sauerstoffgehalt, 7 m – kein gelöster Sauerstoff mehr nachweisbar), am 13. Juli 1976 (0 bis 6 m – zwischen 1,2 und 1,3 mval/l, 7 m – 1,7 mval/l bei gleichzeitiger Sauerstofffreiheit) und am 12. Juli 1977, an dem das SBV von 1,2 mval/l an der Oberfläche bis auf 1,7 mval/l in 7 m Tiefe anstieg. Gelöster Sauerstoff konnte auch an diesem Tag in 7 m Tiefe nicht mehr nachgewiesen werden. Das starke Ansteigen des SBV in der Tiefe bei hohem Sauerstoffdefizit deutet auf eine stärkere Pufferung des Wassers infolge sauerstoffzehrender Prozesse in der Tiefe.

Der **pH-Wert** unterlag stärkeren Schwankungen auch an der Seeoberfläche. Hohe Werte wurden besonders im Sommer gemessen. Im Jahr 1975 schwankte der pH-Wert zwischen 7,2 und 8,7, wobei Extremwerte über 9 am 17. Juni gemessen wurden. Im Jahr 1976 wurden pH-Werte zwischen 7,4 und 9,0 gefunden. Spitzenwerte über 9,0 als Folge der Eutrophierung wurden auch im Jahre 1977 am 14. Juni gemessen, an den übrigen Entnahmetagen desselben Jahres schwankte der pH-Wert zwischen 7,3 und 9,0. Bei der Bestimmung des pH-Wertes in der Seetiefe zeigte sich wieder eine deutliche Parallelität zu den Sauerstoffverhältnissen. Bei hohen Sauerstoffdefiziten erfolgte eine Abnahme von der Oberfläche bis 7 m Tiefe um bis zu 2 pH-Einheiten (12. August 1975: 8,7 bis 7,4; 13. Juli 1976: 9,0 bis 7,0; 12. Juli 1977: 9,1 bis 7,1). Am 17. August 1977 lag der pH-Wert in 7 m Tiefe im sauren Bereich bei 6,9. Von der Oberfläche bis zur Tiefe erfolgte an diesem Tag ebenfalls ein starker Abfall um 1,5 pH-Einheiten.

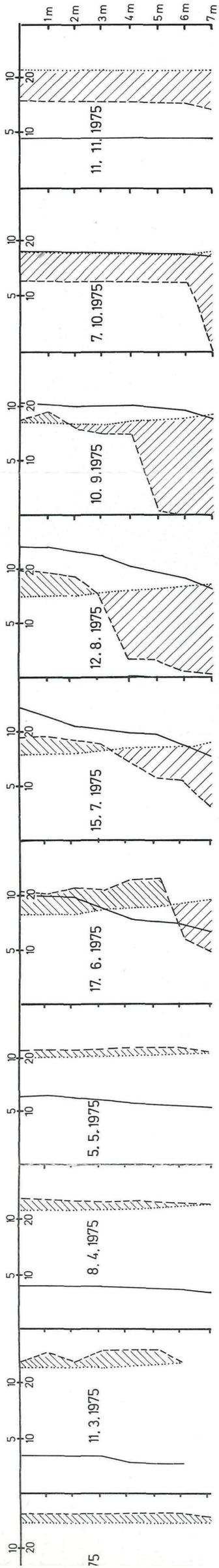
Die Schwankungen im Gehalt an **Eisen- und Manganionen** zeigten ein ähnliches Bild. An der Seeoberfläche betrug der Gehalt an Eisenionen in den 3 Untersuchungs-jahren 0,1 bis 0,3 mg/l, der Manganionengehalt lag zwischen nicht nachweisbar und 0,2 mg/l. In den Sommermonaten der Jahre 1975 bis 1977 und im Herbst 1975 wurden jedoch in der Tiefe beträchtliche Eisen- und Manganionenkonzentrationen gefunden, wie z. B. am 7. Oktober 1975: 8,5 mg/l Eisenionen, 2,9 mg/l Manganionen. Im Jahr 1976 war der Gehalt an diesen Ionen in der Tiefe zwar geringer, aber ebenfalls gegenüber der Oberfläche deutlich erhöht (Juli und August: 1,4 mg/l Eisen-, 1,8 mg/l Manganionen).

Im Jahr 1977 wurden im Juli in der Tiefe 1,0 mg/l Eisenionen und 1,9 mg/l Manganionen gefunden, im Jänner und Februar lag der Gehalt bei 1,3 mg/l. Der Grund für die erwähnten stark erhöhten Gehalte an gelösten Eisen- und Manganionen liegt in der gleichzeitig auftretenden Sauerstofffreiheit in der Tiefe, wodurch es zur Lösung von Eisen und Manganverbindungen aus dem Schlamm und den Sedimenten kommt. Ähnliche Verhältnisse liegen in Grundwässern bei Sauerstoffmangel vor.

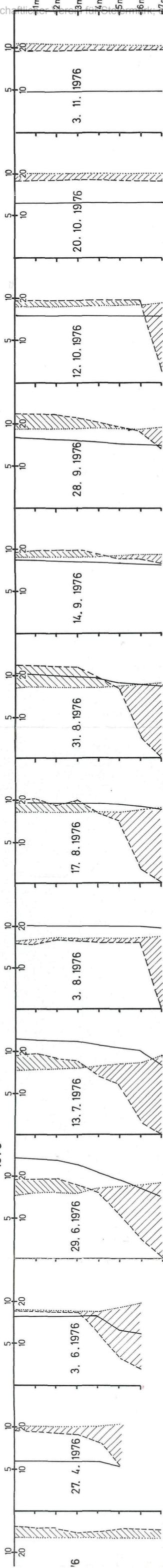
Sulfide konnten in den Tiefenbereichen des Sees besonders im Jahr 1975 nachgewiesen werden: als Maximalwert 0,3 mg/l am 7. Oktober 1975. In den beiden Folgejahren lag der Sulfidgehalt im Hochsommer bei Sauerstofffreiheit in der Tiefe von 7 m um 0,1 mg/l.

Aus den angeführten Beispielen läßt sich erkennen, daß durch die Messung dieser anorganischen Parameter die geänderten Verhältnisse in der Tiefe im Vergleich zur Seeoberfläche in den Sommermonaten gut erfaßt werden können. Eine direkte Parallelität zu den Sauerstoffverhältnissen ist erkennbar. Erhöhte elektrolytische Leitfähigkeit, erhöhtes Säurebindungsvermögen, ein niedriger pH-Wert und erhöhte Eisen- und Manganionengehalte waren immer dann festzustellen, wenn in der Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden war und anaerobe Verhältnisse herrschten. Darauf ist auch das zeitweilige Auftreten von Sulfiden zurückzuführen. Es finden offensichtlich starke Austauschvorgänge zwischen den Sedimenten und dem Tiefenwasser unter Sauerstoffverbrauch statt.

1975



1976



1977

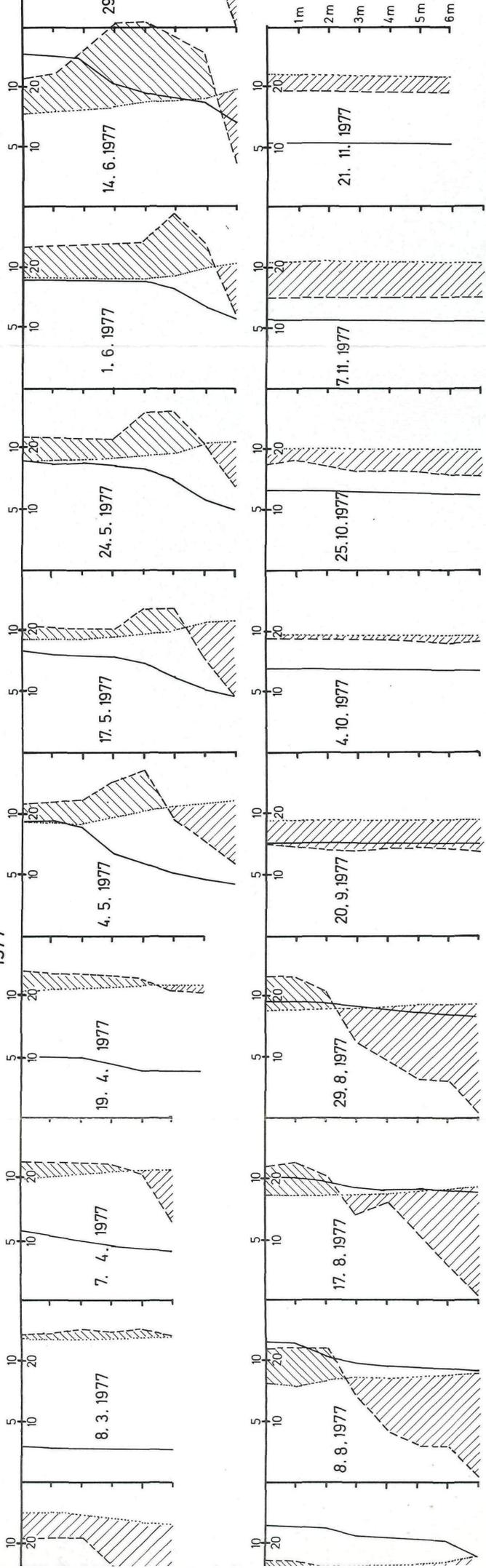


Abb. 2
Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile
an der Entnahmestelle 3

3.2. Sauerstoffhaushalt

Seeoberfläche und Zulauf:

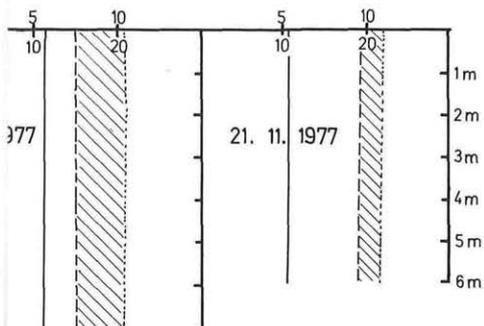
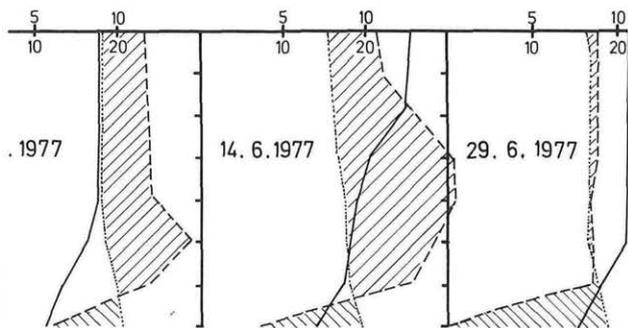
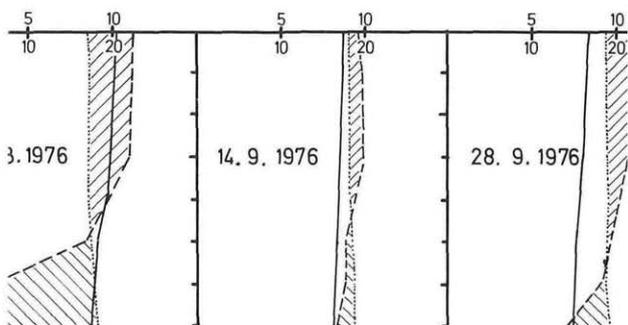
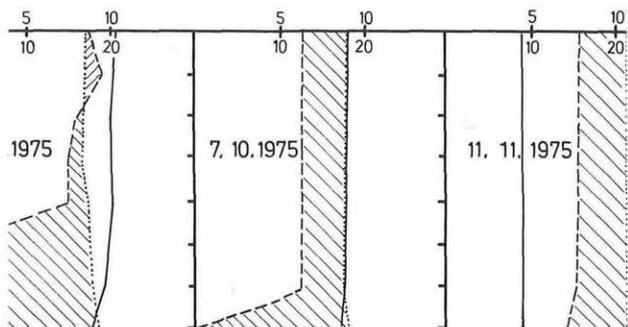
Die Sauerstoffverhältnisse waren ähnlich wie in den vergangenen Jahren. In den Wintermonaten bei Eisbedeckung lag der Sauerstoffgehalt nahe dem theoretischen Sättigungswert, meist war er knapp darunter (Minimal 80% der Sättigung zu Beginn des Jahres 1977). Im Frühjahr erfolgte bei meist gleichem Sauerstoffgehalt zwischen 9 und 12 mg/l und steigender Temperatur ein Anstieg der Sättigungswerte über die theoretische Grenze bis 120%. Im Frühjahr 1976 wurde keine Übersättigung gefunden, vermutlich bedingt durch den noch andauernden Aufstau nach einer Absenkung um 2,5 m. Im Sommer war immer eine Sauerstoffübersättigung mit Sättigungswerten meist zwischen 120 und 130% vorhanden. Ein Spitzenwert von 140% wurde am 14. Juni 1977 gemessen, aber auch im August 1977 lagen die Sättigungswerte über 130%. Gleichzeitig war eine starke Blaualgenbildung festzustellen. Geringere Sauerstoffkonzentrationen um 8,5 mg/l und Sättigungswerte nur knapp über dem theoretischen Wert von ca. 105% wurden Ende Juni und Juli 1977 gefunden. Im Herbst 1975 und 1977 war eine deutliche Abnahme der Sauerstoffkonzentration auf bis zu 30% Defizit festzustellen. Im Jahr 1976 gab es im Herbst keine so hohen Defizite, im September wurde noch eine Übersättigung bis 120% gemessen. Erst im November erfolgte ein Abfall des Sauerstoffgehaltes auf 90% des theoretischen Sättigungswertes. Unterschiede zwischen den verschiedenen Entnahmestellen an der Seeoberfläche waren wie früher praktisch nicht vorhanden, die Werte waren nahezu gleich.

Die Sauerstoffverhältnisse im Zulauf waren ebenfalls kaum unterschiedlich, da der Zulauf meist abgesperrt war und diese Entnahmestelle praktisch als Teil des Sees zu bezeichnen ist. Teilweise wurden geringere jahreszeitliche Schwankungen im Sättigungswert als an der Oberfläche festgestellt. Im Jahr 1975 wurde eine etwas niedrigere Übersättigung im Sommer und ein etwas geringeres Defizit im Spätherbst festgestellt. Im Jahr 1976 war die Übersättigung im Sommer und Herbst etwas geringer, und der Sauerstoffgehalt lag zwischen 105 und 115%. Im Jahr 1977 waren während des Sommers gleiche Sauerstoffverhältnisse wie an der Seeoberfläche, im Herbst wurde ein geringeres Defizit als an der Oberfläche von maximal 15% gefunden.

Seetiefe:

Deutliche jahreszeitliche Unterschiede wie in den Vorjahren prägen das Bild (Abb. 2). Durch die Absenkung des Seespiegels um rund 1 m im Frühjahr 1975 bzw. um 2 bis 2,5 m in den Frühjahren 1976 und 1977 und nachfolgendes Auffüllen mit Frischwasser aus der Feistritz wurde der Versuch unternommen, den jahreszeitlichen Nährstoffkreislauf im See durch Abzug des Tiefenwassers zu unterbinden und dadurch die in den Vorjahren aufgetretenen starken Sauerstoffdefizite in den Sommermonaten zu verringern.

Im Winter 1974/1975 war eine völlige Durchmischung des Sees vorhanden, die Temperatur und der Sauerstoffgehalt waren in allen Schichten gleich. Auch von März 1975 bis Mai 1975 war trotz Absenkung des Sees kaum eine Veränderung der Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe gegenüber der Oberfläche feststellbar. Im Juni 1975 war bei Vollauffüllung Homothermie bereits nur noch bis zur Tiefe von 2 m vorhanden, dann erfolgte eine Temperaturabnahme von 20° auf 14° C und eine Sauerstoffabnahme von 11 auf 5 mg/l (50% des theoretischen Sättigungswertes) zwischen 5 und 7 m. Im Juli und



August wurden ähnliche Sauerstoffverhältnisse gefunden, ein deutlicher Knick im Sauerstoffgehalt wurde bereits bei 3 m Tiefe festgestellt. Der Sauerstoffgehalt in der Tiefe betrug im August nur noch 0,5 mg/l (5% der theoretischen Sättigung). Im September 1975 war die Temperatur von 0 bis 6 m praktisch gleich und bis 4 m Tiefe ein Sauerstoffgehalt nahe dem Sättigungswert vorhanden, dann erfolgte eine sprunghafte Abnahme bis 0 mg/l. Im Oktober 1975 war bis 6 m Tiefe eine Sauerstoffsättigung von 70% festzustellen, in 7 m Tiefe wurde kein Sauerstoff mehr gefunden. Erst im November 1975 war die Sauerstoffkonzentration in der Tiefe gleich wie an der Oberfläche.

Zu Jahresbeginn 1976 war der See wie im Vorjahr völlig durchmischt. Bei abgesenktem Seespiegel wurde im April 1976 in 5 m Tiefe bereits ein Defizit von 5 mg/l Sauerstoff festgestellt (entsprechend einer Sättigung von 50% gegenüber 95% an der Oberfläche). Anfang Juni 1976 war eine starke Sauerstoffabnahme in der Tiefe vorhanden, Ende Juni und Anfang Juli wurde in 7 m Tiefe kein Sauerstoff mehr gefunden. Anfang August ist der See bis zur Tiefe praktisch gleich temperiert, bei 6 m Tiefe aber ein deutlicher Sprung im Sauerstoffgehalt von 8 auf 0 mg/l. Ähnliche Verhältnisse wurden auch an den anderen Untersuchungstagen im August 1976 festgestellt. Im September 1976 liegen die Sättigungswerte in der Tiefe bereits wieder bei 80%. Am 12. Oktober 1976 trat in 7 m Tiefe nochmals ein starkes Sauerstoffdefizit auf. Ende Oktober und im November war der See wieder völlig durchmischt, der Sauerstoffgehalt in der Tiefe war gleich wie an der Oberfläche. Kurz darauf wurde mit dem Abstau begonnen. Im Jahr 1977 war der Seespiegel bereits im Jänner um 2 m abgesenkt. Es konnte keine Durchmischung festgestellt werden, der Sauerstoffgehalt in der Tiefe wies bereits ein deutliches Defizit von 7 mg/l auf. Ein noch größeres Defizit konnte im Februar in 7 m Tiefe mit 10 mg/l festgestellt werden, der Sauerstoffgehalt betrug nur 1,7 mg/l (15% Sättigung). Diese Winterentnahmen wurden bei Eisbedeckung durchgeführt. Im März war der See nach der Enteisung völlig durchmischt, ein Sauerstoffdefizit in der Tiefe war nicht vorhanden. Ein Anfang April in 7 m Tiefe aufgetretenes Sauerstoffdefizit war Ende April während der Wiederauffüllung des Sees nicht mehr festzustellen. Anfang Mai konnte wieder eine Schichtung festgestellt werden (Temperaturabnahme von 18° C auf 8° C von der Oberfläche bis 7 m Tiefe; Sauerstoffgehalt in der Tiefe 50% der Sättigung). Am 14. Juni 1976 wurden bei deutlicher thermischer Schichtung starke Übersättigungen bis 180% in den mittleren Tiefenbereichen festgestellt. In 6 m Tiefe war ein Sauerstoffknicke vorhanden, die Sauerstoffkonzentration nahm von 6 m auf 7 m von 13 mg/l (145% der Sättigung) auf 3 mg/l (35% der Sättigung) ab.

Ein ähnlicher Knick konnte bei 6 m auch Ende Juni 1977 ermittelt werden. Am 12. Juli 1977 war bis 4 m Tiefe Homothermie vorhanden, dann erfolgte eine geringe Temperaturabnahme, und die Sauerstoffkonzentration sank bis 0 mg/l ab. Zulauf und Ablauf waren voll in Betrieb. Ende Juli wurde ein Temperatur- und Sauerstoffknicke bei 6 m Tiefe festgestellt, in 7 m Tiefe war wieder kein Sauerstoff vorhanden. Im August war der Sauerstoffgehalt in der Tiefe nur sehr gering. Im September herrschte im See von der Oberfläche bis zur Tiefe gleiche Temperatur, und der Sauerstoffgehalt war fast gleich (7 bis 7,5 mg/l, entsprechend 75 bis 81% der Sättigung).

Von jetzt an bis zum Jahresende war der See wieder völlig durchmischt, und es konnten keine Unterschiede im Sauerstoffgehalt zwischen der Oberfläche und der Tiefe festgestellt werden.

Aus den angeführten Daten ergibt sich, daß durch die Absenkung und Wiederauffüllung während des Winters und Frühjahrs die Sauerstoffverhältnisse in den Tiefenbereichen während der Sommermonate nicht wesentlich verbessert werden konnten. Allerdings war das im Herbst 1975 aufgetretene Defizit in der Tiefe in den beiden Folgejahren nicht mehr vorhanden.

3.3. Die organische Belastung

Der Kaliumpermanganatverbrauch, COD und TOC wurden als Parameter zur Erfassung der organischen Anteile gewählt. Bis zum Sommer 1976 wurde auch der BSB₂ bestimmt. Die Schwebstoffmengen wurden durch Bestimmung des Trockenrückstandes nach Filtration der Wasserproben über Glasfaserfilter erfaßt.

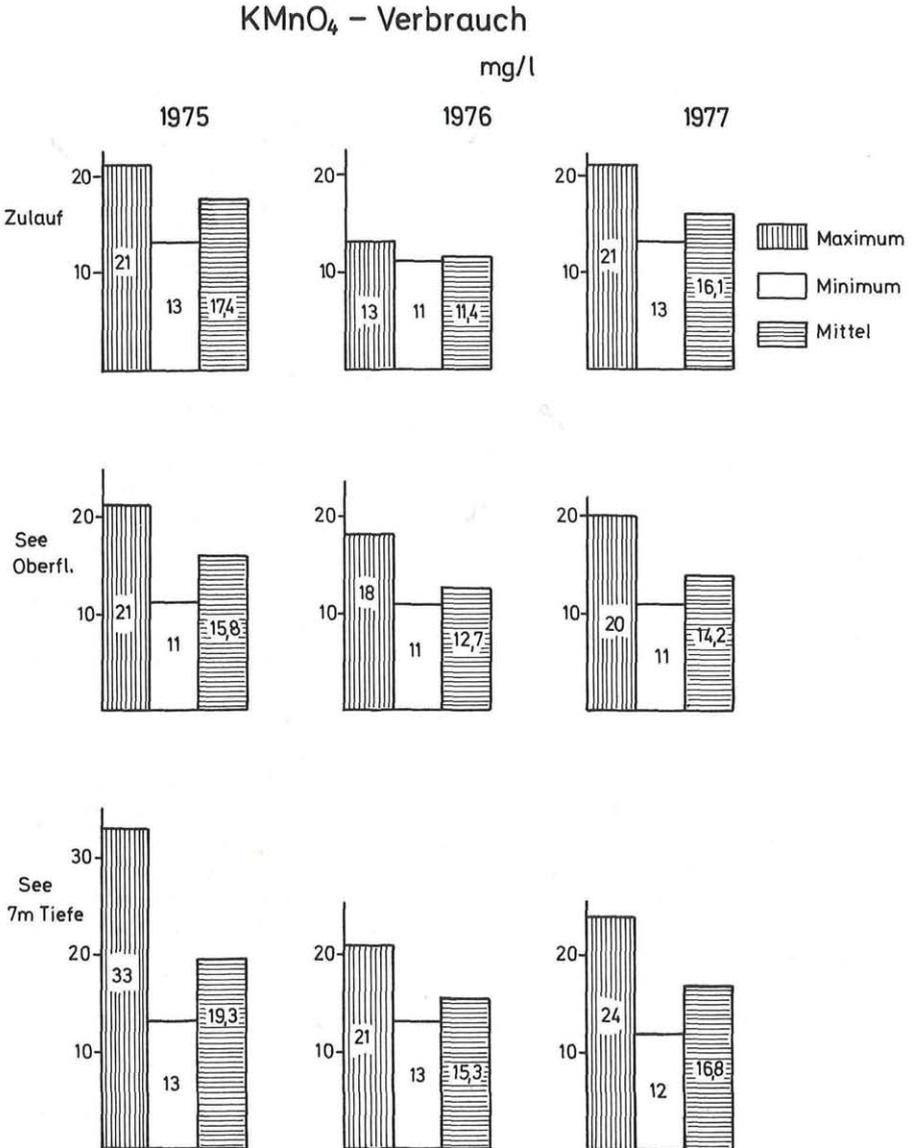


Abb.3: Schwankungen des KMnO₄-Verbrauches.

Seeoberfläche:

Der **KMnO₄-Verbrauch** schwankte zwischen 11 und 18 mg/l. Jahreszeitliche Unterschiede waren kaum vorhanden, im Sommer lagen die Werte meist höher. Ein Spitzenwert von 21 mg/l wurde im September 1975 gemessen. Im Jahr 1976 war der KMnO₄-Verbrauch niedriger als in den beiden anderen Jahren und lag meist um 12 mg/l. Zwischen den einzelnen Entnahmestellen an der Seeoberfläche waren meist nur geringe Unterschiede festzustellen. Eine stärkere Differenzierung ergab sich am 20. September 1977, an dem an der Entnahmestelle 3 ein Kaliumpermanganatverbrauch von 13 mg/l und an der Entnahmestelle 1 von 20 mg/l gemessen wurde. Dieser hohe Wert ist auf das schon erwähnte massenhafte Auftreten von Blaualgen zu diesem Zeitpunkt zurückzuführen.

Der COD des Oberflächenwassers schwankte meist zwischen 5 und 10 mg/l. Spitzenwerte bis 15 mg/l parallel zum KMnO₄-Verbrauch wurden im September 1975 und 1977 an der Entnahmestelle 1 gefunden.

Der niedrigste COD-Wert von 4 mg/l konnte am 4. Mai 1977 festgestellt werden. Unterschiede zwischen den einzelnen Entnahmestellen an der Seeoberfläche waren praktisch nicht vorhanden. Der im Vergleich zum Kaliumpermanganatverbrauch hohe COD deutet auf das Vorhandensein von schwer oxidierbaren Substanzen hin.

Der **TOC-Gehalt** betrug im gesamten Untersuchungszeitraum 2–6 mg/l. Deutlich erhöhte Werte von über 10 mg/l wurden am 17. August 1977 an der Entnahmestelle 1 gemessen. Am 20. September 1977 betrug der TOC noch 9 mg/l an der Entnahmestelle 1 in der aufgeschüttelten Probe, in der filtrierten Probe jedoch nur 2,5 mg/l. Aus diesen Ergebnissen ist der deutliche Einfluß der an diesem Tag auftretenden Wasserblüte auf den TOC zu erkennen, da an der Entnahmestelle 1 eine starke Zusammenballung von Blaualgen vorhanden war. Im Sommer war der TOC im allgemeinen höher als während der kälteren Jahreszeit.

Bei den bis Sommer 1976 durchgeführten Messungen des **BSB₂** wurden nur geringe Zehrungen festgestellt. Ein Maximalwert von 2,5 mg/l wurde nie überschritten, meist lagen die BSB₂-Werte um 1,5 mg/l, teilweise unter 1 mg/l.

Der **Schwebstoffgehalt** des Oberflächenwassers schwankte zwischen 2 und 8 mg/l und war im Sommer meist etwas erhöht. Im April 1976 wurde während einer Absenkung ein Gehalt von 16 mg/l an der Oberfläche gefunden. Unterschiede zwischen den einzelnen Entnahmestellen an der Oberfläche konnten normalerweise nicht nachgewiesen werden. Nur am 17. August 1977 traten bei der starken Blaualgenbildung besonders an der Entnahmestelle 1 und im Zulauf erhöhte Schwebstoffkonzentrationen von 26 mg/l bzw. 33 mg/l auf.

Zulauf:

Die organische Belastung des Zulaufes war der der Oberfläche ähnlich. Im Fall einer Differenzierung zwischen den Entnahmestellen 1, 2 und 3 verhielt sich der Zulauf in seinem Chemismus wie die Entnahmestelle 1. Der **Kaliumpermanganatverbrauch** erreichte im Herbst 1975 und 1977 Spitzenwerte von 21 mg/l. Im Jahr 1976 war er niedriger, die Schwankungsbreite lag zwischen 11 und 13 mg/l.

Auch der **COD** und **TOC** des Zulaufs unterschieden sich von den entsprechenden Werten der Seeoberfläche kaum. Spitzenwerte von 15 mg/l COD und 10 mg/l TOC konnten im August und September 1977 wie an der Entnahmestelle 1 festgestellt werden. Die Ursache für diese hohen Werte liegt wieder in der starken Blaualgenbildung. Dies wird durch den TOC der filtrierten Probe bewiesen, der nur 2,0 mg/l beträgt.

COD

mg/l

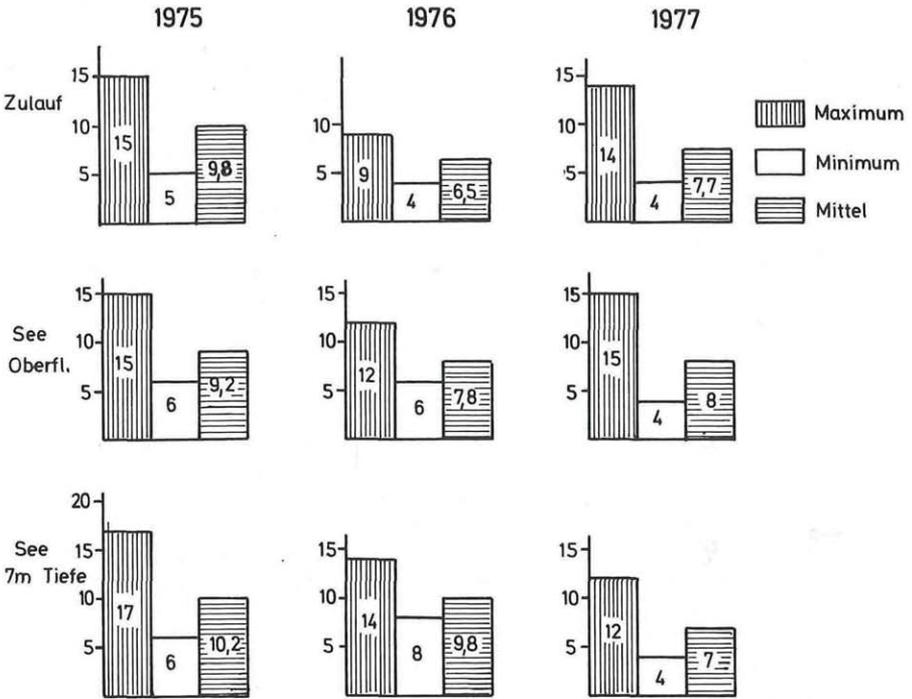


Abb. 4: Schwankungen des COD-Gehaltes.

Bei den Messungen des **BSB₂** in den Jahren 1975 und 1976 wurden wie an der Oberfläche nur geringe Zehrungen zwischen 1,5 und 2,5 mg/l festgestellt.

Der **Schwefstoffgehalt** des Zulaufs war praktisch gleich dem der Oberfläche.

Seetiefe:

Der **KMnO₃-Verbrauch** des Tiefenwassers war im Jahr 1975 besonders im Sommer gegenüber der Oberfläche etwas erhöht (13 bis 19 mg/l). Im Oktober 1975 wurde ein Maximalwert von 33 mg/l in 7 m Tiefe gefunden, zugleich war in dieser Tiefe kein Sauerstoff mehr vorhanden. Solche hohen Werte des KMnO₄-Verbrauches wurden 1976 nicht mehr erreicht, maximal 21 mg/l im April. An den anderen Entnahmetagen dieses Jahres war der KMnO₄-Verbrauch gegenüber der Oberfläche nur leicht erhöht. Im Jahr 1977 betrug der Maximalwert 24 mg/l im Juli. An allen anderen Entnahmetagen dieses Jahres konnten kaum Unterschiede im Vergleich zur Oberfläche festgestellt werden. Im August und September 1977 wurden als Ausnahme in der Tiefe niedrigere Kaliumpermanganatverbrauchswerte als an der Oberfläche von 14 bzw. 15 mg/l festgestellt. Diese Erniedrigung ist auf die nur an der Oberfläche vorhandene Wasserblüte zurückzuführen.

Der **COD-Gehalt** zeigte einen ähnlichen Verlauf wie der Kaliumpermanganatverbrauch. Im Oktober 1975 wurde ein Spitzenwert von 17 mg/l gemessen. Im Jahr 1976

war der COD im Sommer gegenüber der Oberfläche erhöht, Spitzenwerte von maximal 12 mg/l wurden am 3. August erreicht. 1977 wurden ebenfalls maximal 12 mg/l im Juli gemessen, sonst waren die Werte ähnlich wie an der Oberfläche. Während der starken Blaualgenbildung im August 1977 waren die COD-Werte in der Tiefe mit 6 mg/l deutlich niedriger als an der Oberfläche.

Die **TOC-Gehalte** des Tiefenwassers schwankten im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 2 und 6 mg/l. Eine Steigerung im Sommer konnte kaum festgestellt werden, die Werte waren denen der Oberfläche fast gleich. Ebenso wie der Kaliumpermanganatverbrauch und der COD war auch der TOC des Tiefenwassers im August und September 1977 geringer als der an der Oberfläche.

Der **BSB₂** schwankte im gesamten Untersuchungszeitraum wie an der Oberfläche von 1,5 bis 2,5 mg/l. Im Herbst 1975 konnte zwar eine Steigerung in der Tiefe bis auf 4 mg/l festgestellt werden, an den anderen Entnahmetagen mit hohem Sauerstoffdefizit in der Tiefe war dies aber nicht der Fall. Die in den Sommermonaten auftretenden starken Sauerstoffdefizite in den Tiefenbereichen konnten durch Messung des BSB₂ nicht erklärt werden, da dafür anscheinend länger andauernde Zehrungsvorgänge die Ursache sind.

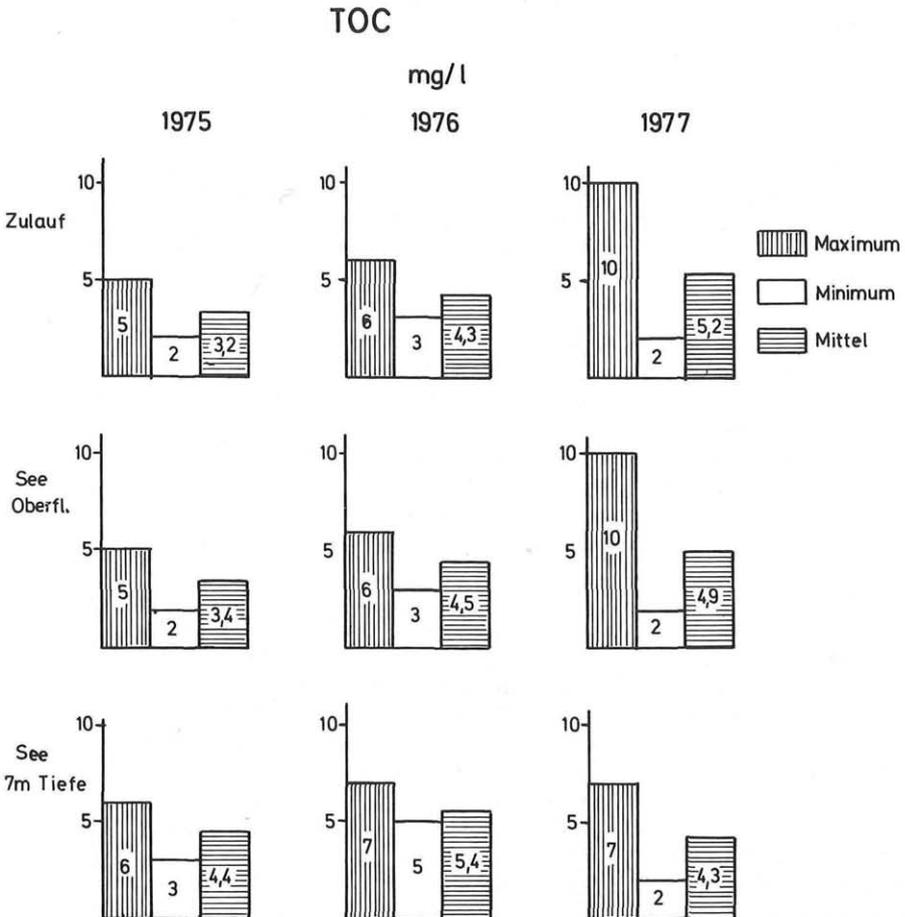


Abb. 5: Schwankungen des TOC-Gehaltes.

Der **Schwefstoffgehalt** erreichte in allen 3 Jahren im Sommer höhere Werte als an der Oberfläche. Am 12. August 1975 wurden 12 mg/l in 7 m Tiefe gefunden. Eine Schwefstoffmenge von 35 mg/l wurde am 10. September 1975 in 7 m Tiefe bei gleichzeitig auftretendem hohem KMnO_4 -Verbrauch und hohem COD sowie starkem Sauerstoffdefizit ermittelt. Am 27. April 1976 erfolgte während einer Absenkung ein noch stärkerer Anstieg des Schwefstoffgehaltes bis 50 mg/l. Dies dürfte wohl auf die Aufwirbelung von Sedimenten zurückzuführen sein. Auch im Sommer 1976 wurde am 3. August ein Schwefstoffgehalt von 25 mg/l in 7 m Tiefe festgestellt. Im Jahr 1977 erfolgte kein so starker Anstieg in den Tiefenbereichen, der Maximalwert der Schwefstoffgehalte betrug 9 mg/l am 12. Juli 1977.

Aus den angeführten und den aus den Abb. 3, 4, 5 ersichtlichen Daten läßt sich doch eine deutlich organische Belastung erkennen. Das vergleichsweise hohe Niveau des KMnO_4 -Verbrauches ist auf die belastete Feistritz als Zubringer zurückzuführen. Der relativ hohe COD gibt Hinweise auf biologisch schwer abbaubare Substanzen mit hohem Sauerstoffverbrauch.

3.4. Stickstoff- und Phosphorgehalt

Da gelöste Stickstoff- und Phosphorverbindungen einen wesentlichen Faktor für Eutrophierungsvorgänge darstellen, ist die Bestimmung dieser Parameter von großer Bedeutung. In den Tab. 1-3 sind die Ergebnisse der letzten 3 Untersuchungsjahre in gestraffter Form tabellarisch dargestellt.

Seeoberfläche:

Die Gehalte an Stickstoff- und Phosphorverbindungen waren an allen drei Entnahmestellen gleich. Unterschiede waren nur im August und September 1977 festzustellen, wo an der Entnahmestelle 1 höhere Gehalte vor allem an Gesamtstickstoff, Orthophosphat und Gesamtphosphor gefunden wurden. Auch an der Entnahmestelle 2 wurden im August 1977 erhöhte Gehalte an Stickstoff- und Phosphorverbindungen gegenüber der Entnahmestelle 3 festgestellt. Dies ist auf das schon mehrfach erwähnte massenhafte Auftreten von Blaualgen zurückzuführen, die in diesem Seebereich zusammengeschwemmt wurden. Mit Ausnahme dieser beiden Untersuchungstage wurden sonst nie Unterschiede im Chemismus der Stickstoff- und Phosphorverbindungen an der Seeoberfläche beobachtet.

Der Gehalt an **Ammonium** war gering und schwankte zwischen nicht nachweisbar und 0,2 mg/l, entsprechend 0,16 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$.

Nitrit war in Mengen von nicht nachweisbar bis 0,04 mg/l, entsprechend 0,012 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$, vorhanden. Als Spitzenwert wurde am 27. April 1976 ein Gehalt von 0,06 mg/l Nitrit gefunden.

Der **Nitratgehalt** unterlag stärkeren Schwankungen. 1975 wurden mit Ausnahme von April und Mai nur Nitratgehalte unter 1 mg/l gefunden. Im September 1975 wurde ein Minimalwert von unter 0,1 mg/l Nitrat festgestellt. Im Jahr 1976 lag der Nitratgehalt mit Ausnahme von Ende August immer über 1 mg/l. Ein Spitzenwert von 3,1 mg/l Nitrat, entsprechend 0,69 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$, wurde am 29. Juni 1976 gefunden. Im Jahr 1977 wurden nach höheren Nitratgehalten im Frühjahr und Sommer im Herbst wieder sehr niedrige Gehalte von minimal 0,1 mg/l (20. September 1977) ermittelt.

Der **Gesamtstickstoff** zeigte geringere Schwankungen als der Nitratgehalt und lag zwischen 0,4 und 0,9 mg/l. Ein Spitzenwert von 1,3 mg/l konnte am 28. September 1976 festgestellt werden. Am 17. August 1977 wurde ein Gesamtstickstoffgehalt von 1,7 mg/l an der Entnahmestelle 1 gefunden. Dies ist auf die auftretende Phytoplanktonmassenproduktion und die daraus resultierenden großen Mengen an organischen Stickstoffverbindungen zurückzuführen.

Tab. 1: Gehalte der Stickstoff- und Phosphorverbindungen (1975).

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P)	Ges.-P mg/l
22. 1. 1975 Obfl. u. Tiefe	n. n.	n. n.	0,12	0,5– 0,4	n. n.	–
11. 3. 1975 Zulauf, Obfl. und Tiefe	n. n.	0,003	0,14	0,5	<0,003	0,01– 0,02
8. 4. 1975 Obfl. u. Tiefe	<0,08	n. n.	0,35– 0,55	0,6– 0,7	<0,003	0,01
5. 5. 1975 Zulauf, Obfl. und Tiefe	0,16	<0,003	0,32– 0,45	0,7– 0,8	<0,003– 0,007	0,01– 0,02
17. 6. 1975 Zulauf Obfl. u. Tiefe	0,16 0,08– 0,16	0,01 0,006– 0,01	0,10 0,12– 0,20	0,5 0,6– 0,8	0,007 <0,003– 0,003	0,023 0,010– 0,019
15. 7. 1975 Obfl. – 6 m	0,16	0,01– 0,012	0,04– 0,06	0,6– 0,9	<0,003– 0,007	0,02– 0,04
7 m	0,78	0,027	0,10	1,1	0,013	0,047
12. 8. 1975 Zulauf Obfl. – 3 m	0,16 0,16	0,015 0,006– 0,009	0,04 0,02– 0,03	0,80 0,80	0,007 0,003	0,060 0,03– 0,05
4 m	0,16	0,012	0,08	0,9	0,003	0,036
5 m	0,47	–	0,12	1,0	0,007	0,038
6 m	0,58	0,015	0,04	1,2	0,030	0,064
7 m	1,4	0,015	0,05	2,1	0,083	0,12
10. 9. 1975 Zulauf Obfl. – 4 m	0,16 0,16– 0,23	0,01 0,006– 0,010	0,02 <0,02– 0,03	1,5 0,8– 0,9	<0,003 0,003– 0,006	0,040 0,03– 0,05
5 m	0,47	0,015	0,03	1,2	0,010	0,053
6 m	1,56	–	0,05	1,8	0,023	0,069
7 m	3,0	–	0,16	3,4	–	0,074
7. 10. 1975 Zulauf Obfl. – 6 m	0,16 0,10	n. n. n. n.	0,06 0,05– 0,15	0,9 0,8– 0,9	0,013 0,006– 0,010	0,051 0,01– 0,03
7 m	3,5	0,12	2,3	6,0	–	0,046
11. 11. 1975 Zulauf, Obfl. u. Tiefe	0,16– 0,23	<0,003	0,09– 0,11	0,7– 0,9	n. n.– <0,003	0,021– 0,026

Da sich die starken Schwankungen im Nitratgehalt auf den Gehalt an Gesamtstickstoff viel schwächer auswirkten, war bei den geringen Ammonium- und Nitritgehalten des Oberflächenwassers mit stark wechselndem Gehalt an organischen Stickstoffverbindungen zu rechnen.

Die Konzentrationen an **Orthophosphat** lagen meist zwischen 0,01 und 0,03 mg/l, entsprechend 0,003 bis 0,010 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$. Am 22. Januar 1975 und am 1. November 1975 konnte kein Orthophosphat nachgewiesen werden. Spitzenwerte von 0,08 und 0,05 mg/l Phosphat, entsprechend 0,026 bzw. 0,017 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$, wurden am 17. August und am 20. September 1977 an der Entnahmestelle 1 gefunden.

Der Gehalt an **Gesamtposphor** war stets größer als der Orthophosphatgehalt und lag zwischen 0,01 und 0,075 mg/l. Am 17. August 1977 wurde an der Entnahmestelle 1 ein Gesamtposphorgehalt von 0,082 mg/l gefunden. Diese erhöhten Werte geben einen deutlichen Hinweis auf kondensierte Polyphosphate und organische Phosphorverbindungen. In den Vorjahren waren die Gehalte an Gesamtposphor wesentlich niedriger, da nur die Polyphosphate erfasst wurden.

Zulauf:

Der **Ammonium- und Nitritgehalt** des Zulaufes war gleich wie der der Oberfläche, nur am 4. Mai 1977 wurde gegenüber der Oberfläche ein höherer Ammoniumgehalt von 0,4 mg/l Ammoniumionen, entsprechend 0,32 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, gefunden.

Die **Nitratkonzentrationen** waren oft höher als an der Oberfläche, besonders im Jahr 1976. In diesem Jahr wurden im Zulauf ganzjährig hohe Nitratwerte gefunden, die meist noch höher als die schon hohen Nitratkonzentrationen im Oberflächenwasser waren. Ein Spitzenwert von 5,3 mg/l Nitrat, entsprechend 1,2 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$, wurde am 23. März 1976 ermittelt. Solche Spitzenwerte konnten im Jahr 1977 nicht mehr nachgewiesen werden, im Mai und Juli wurden maximal 3,5 mg/l Nitrat festgestellt.

Die Konzentrationen an **Gesamtstickstoff** waren oft ebenfalls höher als an der Oberfläche. Am 20. Oktober 1976 wurde bei einem Nitratgehalt von 0,86 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ ein Gesamtstickstoffgehalt von 1,7 mg/l gefunden. Dies deutet auf einen beträchtlichen Gehalt an organischen Stickstoffverbindungen hin. Ein noch höherer Gehalt an organischen Stickstoffverbindungen ergab sich am 10. September 1975, da bei einer Gesamtstickstoffkonzentration von 1,5 mg/l nur 0,2 mg/l anorganische Stickstoffverbindungen gefunden wurden. Der am 23. März 1976 ermittelte Gesamtstickstoffgehalt von 1,4 mg/l wird fast völlig durch das Vorhandensein von 1,3 mg/l anorganischem Stickstoff hervorgerufen, organische Stickstoffverbindungen waren kaum vorhanden.

Am 17. August 1977 wurde ein extrem hoher Gesamtstickstoffgehalt von 3,4 mg/l gefunden, der auf die schon mehrfach erwähnte Wasserblüte zurückzuführen ist.

Der Gehalt an Phosphorverbindungen war ebenfalls oft höher als der der Oberfläche. Am 23. März 1976 wurde die höchste Konzentration an **Orthophosphationen** mit 0,17 mg/l Phosphat, entsprechend 0,057 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$, gefunden. Besonders im Herbst 1976 und im Sommer 1977 waren die Phosphatwerte gegenüber der Oberfläche erhöht.

Der **Gesamtposphorgehalt** stieg parallel zum Orthophosphatgehalt an und erreichte ein Maximum von 0,10 mg/l am 20. September 1977. Hohe Gesamtposphorkonzentrationen von 0,06 mg/l gegenüber niedrigen Orthophosphatkonzentrationen von 0,007 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (12. August 1975) deuten auf hohe Gehalte an Polyphosphaten und organischen Phosphorverbindungen.

Seetiefe:

Der Anstieg des **Ammoniumgehaltes** in der Seetiefe erfolgte parallel zum Sauerstoffdefizit. Ein Spitzenwert von 4,5 mg/l Ammoniumionen, entsprechend 3,5 mg/l

Tab. 2: Wie Tab. 1 (1976).

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P) mg/l	Ges.-P mg/l
13. 1. 1976						
Obfl. u. Tiefe	n. n.	n. n.	0,36– 0,56	0,6	0,003– 0,010	0,02– 0,05
23. 3. 1976						
Zulauf	<0,08	0,003	1,20	1,4	0,057	0,060
Obfl. u. Tiefe	<0,08	0,003	0,50– 0,54	0,9	0,003	0,023– 0,034
27. 4. 1976						
Obfl. – 2 m	n. n.	0,018	0,29	–	0,007	0,075
3–4 m	0,16	0,021	0,32	–	0,007	0,085
5 m	0,31	0,024	0,34	–	0,007	0,12
3. 6. 1976						
Zulauf	n. n.	0,006	0,72	–	0,018	–
Obfl. – 4 m	n. n.	0,012	0,36	0,6	0,007– 0,013	0,03– 0,05
5 m	0,23	0,012	0,35	0,7	0,010	0,033
6 m	0,47	0,012	0,34	0,9	0,010	0,052
29. 6. 1976						
Zulauf						
Obfl. – 5 m	<0,08	0,012– 0,015	0,54– 0,69	–	n. n.– 0,003	0,02– 0,03
6 m	0,39	0,012	0,50	–	<0,003	0,021
7 m	0,62	0,021	0,11	–	0,010	0,048
3. 8. 1976						
Zulauf						
Obfl. – 6 m	<0,08	0,012– 0,021	0,34– 0,47	–	0,007– 0,010	0,02– 0,05
7 m	0,86	n. n.	0,07	–	0,023	0,067
31. 8. 1976						
Zulauf	n. n.	0,012	0,61	0,9	0,003	0,033
Obfl. – 5 m	n. n.	0,006– 0,012	0,14– 0,25	0,4– 0,7	0,003– 0,007	0,01– 0,02
6 m	0,16	0,010	0,18	1,0	0,007	0,020
7 m	0,86	0,021	0,02	1,4	0,017	0,037
28. 9. 1976						
Zulauf	n. n.	0,010	0,82	1,0	0,013	0,065
Obfl. u. Tiefe	n. n.	0,006– 0,012	0,23– 0,32	1,3– 1,0	0,003– 0,007	0,02– 0,06
20. 10. 1976						
Zulauf	n. n.	0,012	0,86	1,7	0,017	0,033
Obfl. u. Tiefe	n. n.	0,010– 0,012	0,36– 0,41	0,4– 0,8	0,003– 0,006	0,023– 0,032

NH₄-N, wurde am 7. Oktober 1975 in 7 m Tiefe gemessen. Solch hohe Ammoniumkonzentrationen waren besonders in den Sommermonaten immer dann vorhanden, wenn in der Tiefe kein gelöster Sauerstoff mehr nachweisbar war. Die dann herrschenden anaeroben Verhältnisse bewirkten ein starkes Ansteigen des Gehaltes an reduzierten Stickstoffverbindungen. Bei Durchmischung des Sees und hohem Sauerstoffgehalt in der Tiefe war auch der Ammoniumgehalt gering wie in den Oberflächenbereichen.

Die **Nitritionengehalte** in der Tiefe zeigten einen ähnlichen Verlauf wie die Gehalte an Ammoniumionen. Bei hohem Sauerstoffdefizit war meist auch der Nitritgehalt erhöht. Am 15. Juli 1975 wurde ein Spitzenwert von 0,09 mg/l Nitrit, entsprechend 0,027 mg/l NO₂-N, gemessen. Oft wurden in 7 m Tiefe Werte zwischen 0,05 und 0,08 mg/l Nitrit gefunden.

Im Herbst 1975 war der **Nitratgehalt** des Tiefenwassers höher als der der Oberfläche. Am 7. Oktober 1975 fand ein sprunghafter Wechsel im Nitratgehalt von 6 m auf 7 m Tiefe statt, in der ein Maximalwert von 10,4 mg/l Nitrat, entsprechend 2,3 mg/l NO₃-N, gefunden wurde, während der Nitratgehalt in 6 m Tiefe nur 0,25 mg/l betrug. Solch hohe Werte wurden in 7 m Tiefe sonst bei weitem nicht gefunden, maximal 2,4 mg/l Nitrat, entsprechend 0,56 mg/l NO₃-N, am 13. Januar 1976. In den Sommermonaten erfolgte meist eine oft sprunghafte Abnahme des Nitratgehaltes in der Tiefe. Am 29. Juni 1976 stieg der Nitratgehalt von der Oberfläche bis 5 m Tiefe von 2,6 auf 3,2 mg/l an, um von 6 m auf 7 m Tiefe sprunghaft von 2,2 bis 0,5 mg/l zu sinken. In 7 m Tiefe war gleichzeitig ein hohes Sauerstoffdefizit vorhanden. Ein Minimalwert unter 0,1 mg/l Nitrat wurde am 12. Juli 1977 in 6 m Tiefe gefunden.

Der **Gesamtstickstoffgehalt** nahm im Sommer bei Sauerstoffmangel in der Tiefe zu und erreichte am 7. Oktober 1975 einen Maximalwert von 6,0 mg/l, der auf einen Spitzenwert von Ammonium-N (3,5 mg/l) und Nitrat-N (2,3 mg/l) zurückzuführen ist. Auch an den anderen Entnahmetagen wurden während der warmen Jahreszeit hohe Gesamtstickstoffwerte gefunden, die durch hohe Ammoniumgehalte bedingt waren. Organische Stickstoffverbindungen waren im Sommer meist nur in geringen Mengen vorhanden, da größtenteils Mineralisierung zu anorganischen Verbindungen erfolgte. Am 17. August 1977 wurden in der Tiefe geringere Gesamtstickstoffkonzentrationen als an der Oberfläche festgestellt. Bei winterlichen Verhältnissen ergaben sich besonders im Jahr 1977 bei niedrigen Nitratkonzentrationen höhere Gehalte an organischen Stickstoffverbindungen.

Die **Phosphatkonzentrationen** stiegen im Sommer meist an und erreichten am 12. August 1975 mit 0,25 mg/l Phosphat, entsprechend 0,082 mg/l PO₄-P, ein Maximum. Dieser Wert liegt deutlich über dem Grenzwert für die Begünstigung von Eutrophierungsvorgängen. Meist konnte parallel dazu ein Anstieg des Gehaltes an **Gesamtphosphor** festgestellt werden, der am selben Tag mit 0,12 mg/l einen Maximalwert erreichte.

Tab. 3: Wie Tab. 1 (1977).

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P) mg/l	Ges.-P mg/l
18. 1. 1977						
Obfl. - 4 m	<0,08- 0,08	<0,003- 0,006	0,61- 0,46	0,6- 0,7	0,003	0,02
5 m	0,54	0,021	0,33	1,1	0,007	0,023

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P) mg/l	Ges.-P mg/l
8. 2. 1977						
Obfl. – 4 m	0,16	0,003	0,36– 0,41	0,6– 0,7	0,007– 0,010	0,02
5 m	0,54	0,006	0,26	1,1	0,010	0,024
4. 5. 1977						
Zulauf	0,32	0,010	0,72	–	0,012	0,042
Obfl. – 6 m	n. n.	0,010– 0,012	0,61– 0,45	0,6– 0,8	<0,003– 0,005	0,02– 0,03
7 m	0,16	0,015	0,38	0,9	0,008	0,031
14. 6. 1977						
Zulauf						
Obfl. – 6 m	<0,08	0,003– 0,006	0,17– 0,27	0,4– 0,6	0,003– 0,007	0,01– 0,025
7 m	0,54	0,012	0,09	0,8	0,010	0,027
12. 7. 1977						
Zulauf	<0,08	0,010	0,72	0,9	0,012	0,032
Obfl. – 4 m	<0,08	0,006	0,32– 0,43	0,6– 0,7	0,007– 0,010	0,02– 0,03
5 m	0,16	0,018	0,21	0,7	0,010	0,028
6 m	0,31	<0,003	<0,02	0,8	0,010	0,030
7 m	1,7	0,012	0,11	1,9	0,030	0,055
17. 8. 1977						
Zulauf	0,12	0,010	0,36	3,4	0,022	0,052
(1) Obfl.	<0,08	0,006	0,47	1,7	0,026	0,082
(2) Obfl.	0,12	0,006	0,32	0,9	0,010	0,026
(3) Obfl. – 4 m	<0,08	0,006– 0,012	0,07– 0,38	0,7– 0,9	0,010	0,030– 0,037
5 m	0,16	0,010	0,38	0,9	0,011	0,029
6 m	0,23	0,015	0,36	1,0	0,010	0,027
7 m	0,93	0,010	0,38	1,4	0,011	0,038
20. 9. 1977						
Zulauf	0,09	n. n.	0,47	0,9	0,028	0,101
(3) Obfl. und Tiefe	<0,08– 0,09	n. n.	0,02– 0,05	0,5– 0,7	0,007	0,02– 0,09
(1)	<0,08	n. n.	0,05	0,8	0,017	0,049
25. 10. 1977						
Zulauf						
Obfl. u. Tiefe	n. n.	<0,003	0,14– 0,18	0,5– 0,7	0,005– 0,013	0,02– 0,03
21. 11. 1977						
Zulauf						
Obfl. u. Tiefe	n. n.	<0,003	0,09– 0,11	0,7	0,008	0,02– 0,03

4. Bakteriologische und biologische Untersuchungen

(Bearbeitet von M. ERNET)

Auch in den Jahren 1975 bis 1977 wurden die psychophilen und die coliformen Keime im Zulauf sowie an den Entnahmestellen 1, 2 und 3 im See bestimmt. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 4, 5, 6 zusammengestellt. Wieder waren die psychophilen Keime im Zulauf meistens in größerer Zahl vorhanden als im Seewasser. Im Gegensatz zu den Jahren 1973 und 1974, in welchen sich die Gesamtkeimzahlen des Zulaufs zwischen 200 und 1000 Kolonien pro ml bewegten, traten in den Jahren 1975 bis 1977 häufig Werte über 1000 Keime pro ml auf; das Maximum mit 8700 Kolonien pro ml wurde im Juni 1976 erreicht. Im See lagen die psychophilen Keime meistens bei einigen hundert Kolonien pro ml, d. h., die von MELCHIOR 1974 für österreichische Freibäder gestellten Anforderungen mit 100 psychophilen Keimen pro ml konnten während der Badesaison von Juni bis September nicht erfüllt werden und entsprachen auch den vorgesehenen Richtwerten der ÖNORM mit 500 Kolonien pro ml nicht immer. Der von MELCHIOR 1974 geforderte tolerierbare Grenzwert von 1000 Keimen pro ml wurde einige Male überschritten. In der Seetiefe bei 6 m bzw. 4 m kam es sogar zu Spitzenwerten von 12.000 und 14.000 Keimen pro ml (10. September 1975, 14. Januar 1976 und 27. April 1976).

Die coliformen Keime waren wie die psychophilen Keime im Zulauf meistens in höherer Zahl vorhanden als im See. Die Werte lagen im Durchschnitt zwischen einigen wenigen bis etwa 400 Kolonien pro 100 ml im Zulauf und einigen wenigen bis ca. 100 Keimen pro 100 ml im See. Höhere Werte wurden sowohl im Zulauf als auch im See nur selten gefunden, wobei der Maximalwert im Zulauf 960 Coliforme pro 100 ml im Juni 1976 betrug und ein einziges Mal in 6 m Tiefe 2000 coliforme Keime pro 100 ml gezählt wurden, d. h., der von CARLSON 1972 geforderte Colititergrenzwert mit 1000 Coliformen in 100 ml, der auch in der ÖNORM vorgesehen ist, wurde wie schon 1973 und 1974 nicht erreicht.

In den vergangenen 3 Jahren wurden in der Seetiefe mit seltenen Ausnahmen keine höheren Keimzahlen als im Oberflächenwasser gefunden. Das mag mit der zeitweisen Ableitung des Tiefenwassers zur Verbesserung der Verhältnisse im See in Zusammenhang stehen. An den Entnahmestellen 1, 2 und 3 (Oberfl.) wurden wiederum keine wesentlichen Unterschiede in der Zahl der psychophilen und coliformen Keime festgestellt.

Die qualitativen und quantitativen Bestimmungen des Phyto- und Zooplanktons wurden von NOVAK und HOLL als Dissertationen in den Jahren 1975 und 1976 durchgeführt. Sowohl das Phyto- als auch das Zooplankton waren arten- und individuenreich. Novak bestimmte 66 Arten von Algen, von denen nur diejenigen angeführt werden sollen, welche mehr oder weniger häufig oder häufig vorkamen:

Cyanophyceae: *Aphanothece clathrata* var. *brevis* BACHMANN

Merismopedia tenuissima LEMM.

Microcystis flos aquae (WITTR.) KIRCHN.

Chrysophyceae: *Mallomonas akrokomos* RUTTNER

Mallomonas caudata IWANOFF

Diatomeae: *Melosira granulata* (E.) RALFS.

Asterionella formosa HASSALL

Fragilaria crotonensis KITTON

Cryptophyceae: *Cryptomonas ovata* EHRENBERG

Cryptomonas erosa EHRENBERG

Rhodomonas minuta SKUJA

Tab. 4: Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen, 1975 (uz. = unzählbar; Psychroph. = psychrophile Keime; () = laktoseabbauende Keime).

Datum	22. 1. 1975	11. 3. 1975	8. 4. 1975	5. 5. 1975	17. 6. 1975
Wetter	bedeckt, See zugefroren	schön, windstill, See zugefroren	bedeckt, mit sonnigen Ab- schnitten	bedeckt, beinahe windstill	bedeckt, zeitweise leichter Regen
	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml
	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml
Zulauf	-	330	1.100	170	4.800
Ent. 1	-	100	190	66	550
Ent. 2	-	54	180	60	1.700
Ent. 3	0 m	-	80	100	370
	2 m	29	80	93	570
	4 m	20	130	250	25
	6 m	28	30	650	200
					230 (32)
					5 (40)
					50 (30)
					45 (11)
					30 (7)
					3 (3)
					7 (4)
Datum	15. 7. 1975	12. 8. 1975	10. 9. 1975	9. 10. 1975	11. 11. 1975
Wetter	heiter, leichter Wind	zeitweise leichter Regen, beinahe windstill	wolkenlos, windstill	leicht bewölkt, windstill	Nieselregen, beinahe windstill
	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml
	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml
Zulauf	900	70 (450)	450	920	620
Ent. 1	150	7 (55)	450 (400)	400	270
Ent. 2	180	38 (53)	40 (uz.)	370	280
Ent. 3	0 m	160	ca. 100 (uz.)	0 (3)	2 (5)
	2 m	260	7 (25)	5	0
	4 m	190	ca. 60 (uz.)	390	80
	6 m	200	8 (50)	510	80
			uz.	290	180
			12.000	2 (6)	1
			ca. 2.000		

Tab. 5: Wie Tab. 4 (1976).

Datum	14. 1. 1976	27. 4. 1976	3. 6. 1976	3. 7. 1976
Wetter	See zugefroren	bewölkt, mit sonnigen Abschnitten, vorher Regen, Seespiegel um 2,5 m abges.	bewölkt, vorher Regen, stark windig, Seespiegel um 1 m abgesenkt	teilweise sonnig, vorher Regen, leichter Wind
Zulauf				
Ent. 1	Psychroph. in 1 ml -	Psychroph. in 1 ml -	Psychroph. in 1 ml 8.700	Psychroph. in 1 ml 1.000
Ent. 2	Psychroph. in 1 ml -	Psychroph. in 1 ml -	Psychroph. in 1 ml 1.100	Psychroph. in 1 ml 950
Ent. 3	Psychroph. in 1 ml 220	Psychroph. in 1 ml 9.400	Psychroph. in 1 ml 700	Psychroph. in 1 ml 900
2 m	Psychroph. in 1 ml 300	Psychroph. in 1 ml 8.100	Psychroph. in 1 ml 680	Psychroph. in 1 ml 1.500
4 m	Psychroph. in 1 ml 720	Psychroph. in 1 ml 14.000	Psychroph. in 1 ml 380	Psychroph. in 1 ml 530
6 m	Psychroph. in 1 ml 12.000	Psychroph. in 1 ml -	Psychroph. in 1 ml 480	Psychroph. in 1 ml 740
Coliforme in 100 ml				
Ent. 1	-	-	960 (250)	16
Ent. 2	-	-	110 (45)	1 (4)
Ent. 3	0 (50)	0 (uz.)	110 (50)	8 (1)
2 m	4	2 (uz.)	19 (5)	5 (1)
4 m	27 (30)	4 (uz.)	19 (15)	33
6 m	160 (100)	-	4 (3)	15 (uz.)
			25 (11)	9 (uz.)
Datum	31. 8. 1976	28. 9. 1976	20. 10. 1976	
Wetter	heiter, windstill	heiter, windstill	bedeckt, kalt, windstill	
Zulauf				
Ent. 1	Psychroph. in 1 ml 3.500	Psychroph. in 1 ml 4.000	Psychroph. in 1 ml 1.500	Coliforme in 100 ml 420 (50)
Ent. 2	Psychroph. in 1 ml 490	Psychroph. in 1 ml 220	Psychroph. in 1 ml 280	Coliforme in 100 ml 0 (3)
Ent. 3	Psychroph. in 1 ml 740	Psychroph. in 1 ml 180	Psychroph. in 1 ml 420	Coliforme in 100 ml 14 (14)
0 m	Psychroph. in 1 ml 770	Psychroph. in 1 ml 540	Psychroph. in 1 ml 490	Coliforme in 100 ml 15 (23)
2 m	Psychroph. in 1 ml 1.000	Psychroph. in 1 ml 600	Psychroph. in 1 ml 1.000	Coliforme in 100 ml 35 (15)
4 m	Psychroph. in 1 ml 1.900	Psychroph. in 1 ml 650	Psychroph. in 1 ml 590	Coliforme in 100 ml 23 (18)
6 m	Psychroph. in 1 ml 1.400	Psychroph. in 1 ml 540	Psychroph. in 1 ml 480	Coliforme in 100 ml 22 (40)
Coliforme in 100 ml				
Ent. 1	220 (80)	500	420 (50)	
Ent. 2	10	4	0 (3)	
Ent. 3	4 (7)	0	14 (14)	
0 m	3	0	15 (23)	
2 m	8	30	35 (15)	
4 m	0	0	23 (18)	
6 m	0	2	22 (40)	

Tab. 6: Wie Tab. 4 (1977).

Datum	18. 1. 1977	4. 5. 1977	12. 7. 1977	17. 8. 1977
Wetter	wolkenlos, Seespiegel ca. 2 m abgesenkt	heiter, sehr warm, windig, Seespiegel noch ca. 20 cm abgesenkt	heiter, sehr warm, starker Wind	bedeckt, windstill
Zulauf	—	4.900	7.700	500
Ent. 1	—	360	690	680
Ent. 2	—	420	1.200	550
Ent. 3	100	580	3.300	450
2 m	60	510	750	180
4 m	63	500	6.000	1.600
6 m	—	80	680	910
		Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml
		—	100 (60)	320
		—	0 (1)	55
		—	3	12
		12 (7)	0	6
		0 (3)	16 (5)	65
		2 (6)	0 (1)	5
		—	0 (4)	5
		Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml
		—	7.700	500
		—	690	680
		—	1.200	550
		100	3.300	450
		60	750	180
		63	6.000	1.600
		—	680	910
Datum	20. 9. 1977	25. 10. 1977	21. 11. 1977	
Wetter	kalt, stark bewölkt, windstill	leicht bewölkt, windstill	sehr kalt, leicht bewölkt, leichter Wind, Seespiegel ca. 1,5 m abgesenkt	
Zulauf	3.600	230	—	—
Ent. 1	550	22	220	7 (3)
Ent. 2	330	65	180	2 (4)
Ent. 3	210	70	140	36
2 m	250	98	140	0
4 m	270	140	160	0 (2)
6 m	310	180	170	1 (2)
		Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 100 ml
		ca. 300	12	—
		70	0 (2)	7 (3)
		69	3	2 (4)
		20	1	36
		9	0	0
		2	3	0 (2)
		2	1	1 (2)
		Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml	Psychroph. in 1 ml
		3.600	230	—
		550	22	220
		330	65	180
		210	70	140
		250	98	140
		270	140	160
		310	180	170

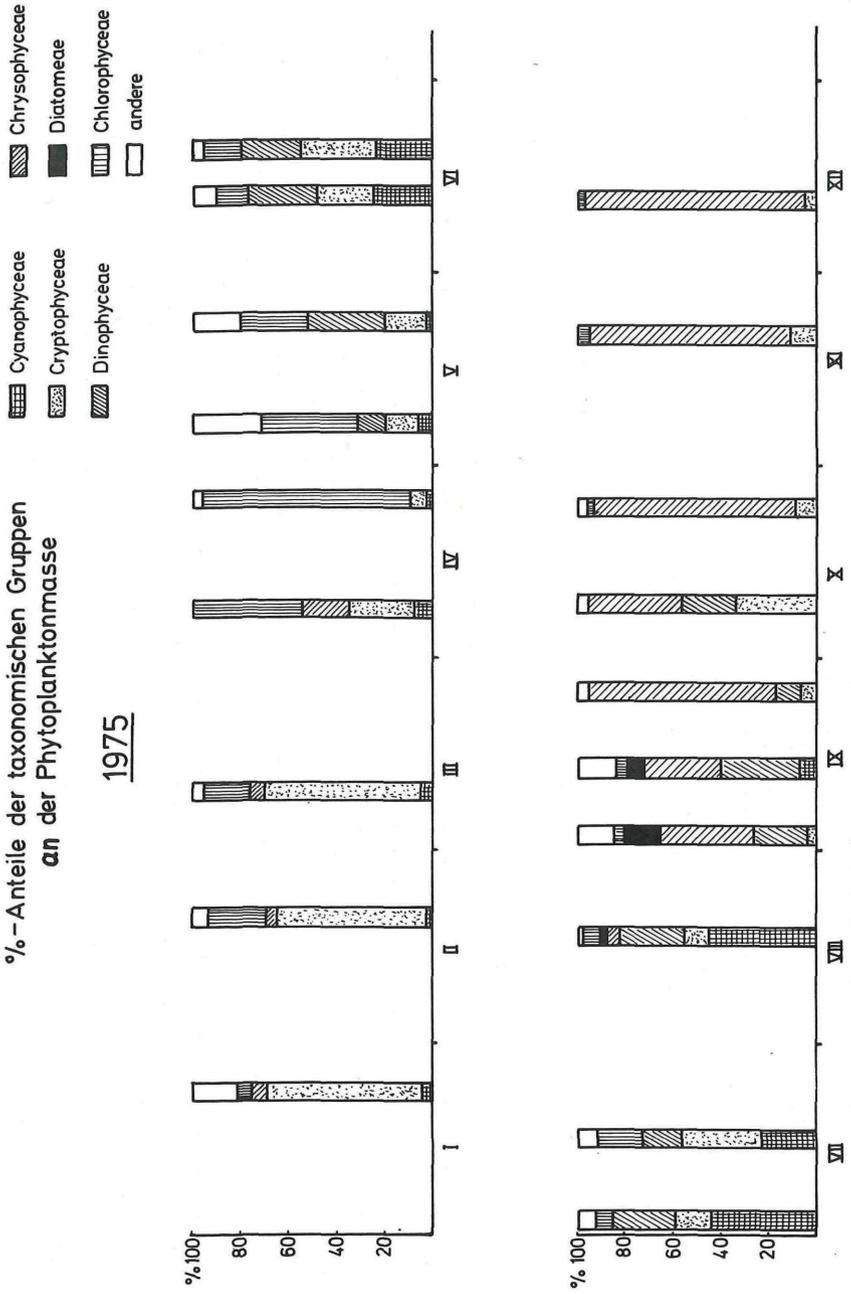


Abb. 6: %-Anteile der taxonomischen Gruppen an der Phytoplanktonmasse (1975).

% - Anteile der taxonomischen Gruppen
an der Phytoplanktonmasse

1976

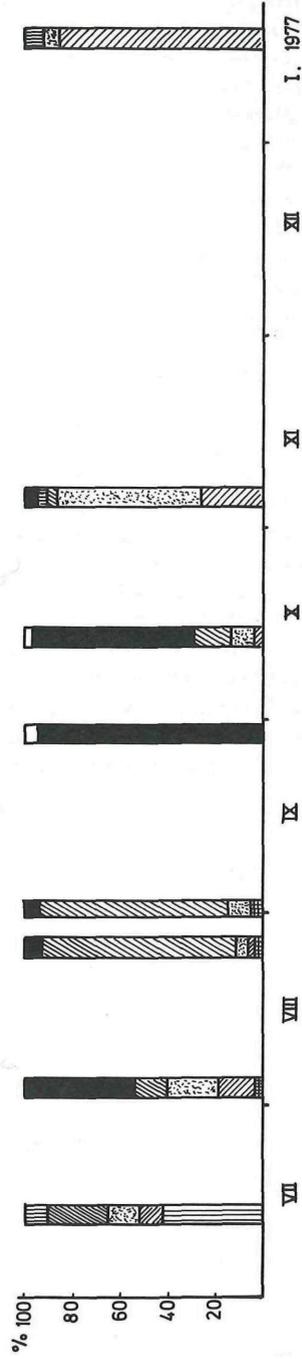
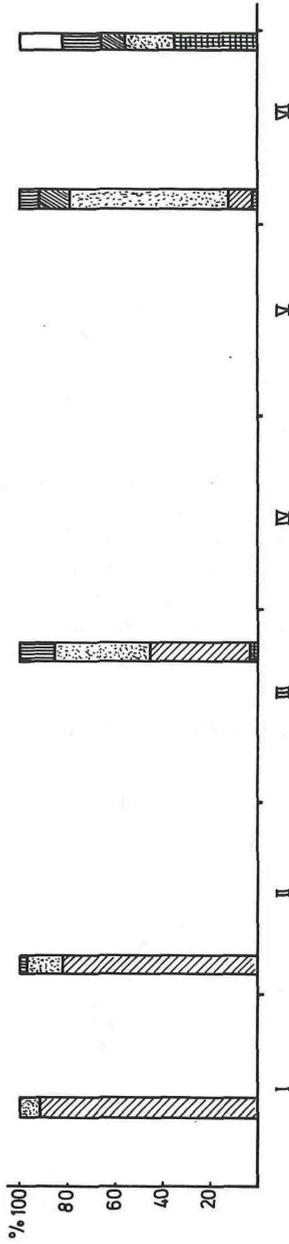


Abb. 7: Wie Abb. 6 (1976).

- Dinophyceae: *Ceratium hirundinella* (MÜLLER) SCHRANK
 Euglenophyceae: *Trachelomonas rugulosa* var. *obliqua* BOURR.
 Trachelomonas hispida STEIN
 Trachelomonas volvocina var. *punctata* PLAYFAIR
 Chlorophyceae: *Ankistrodesmus falcatus* (CORDA) RALFS
 Monoraphidium KOMARKOVA-LEGNEROVA
 Oocystis lacustris WITTROCK
 Pediastrum boryanum MENEGHINI
 Pediastrum duplex MEYEN
 Selenastrum minutum REINSCH
 Sphaerocystis schroeteri CHODAT
 Conjugatae: *Closterium* sp.
 Staurastrum gracile var. *planctonicum* LIND
 Staurastrum sebaldi KRIEG
 Teilingia granulata BOURR

Durch häufiges Eingreifen in die Vorgänge des Sees wie Ablassen, Wiederauffüllen, Abziehen des Tiefenwassers usw. waren die Prozentanteile der taxonomischen Gruppen an der gesamten Phytoplanktonbiomasse in den 2 Untersuchungsjahren sehr verschieden, wie aus den beiden Abbildungen (6 u. 7) deutlich ersehen werden kann. Im Jahr 1975 kamen neben Dinophyceae, Chrysophyceae und Cyanophyceae häufig Chlorophyceae vor, während 1976 die Diatomeae stark zunahmen. Im August 1977 kam es sogar zu einer Blaualgenblüte von *Microcystis flos aquae* ($9,2 \cdot 10^7$ Zellen/ml).

Novak stellte durch Assimilationsmessungen mit ^{14}C einen Rückgang der Primärproduktion im Jahr 1976 fest (Abb. 8), fand aber gleichzeitig, daß die Biomasse, angegeben in Gramm unter 1 m^2 (Abb. 9), im Jahr 1976 im Vergleich zu 1975 stark zunahm. Diese Diskrepanz zwischen der Abnahme der Primärproduktion und Zunahme der Biomasse ist u. a. damit zu erklären, daß verschiedene Algenarten unterschiedlich stark assimilieren (FINDENEGG 1971).

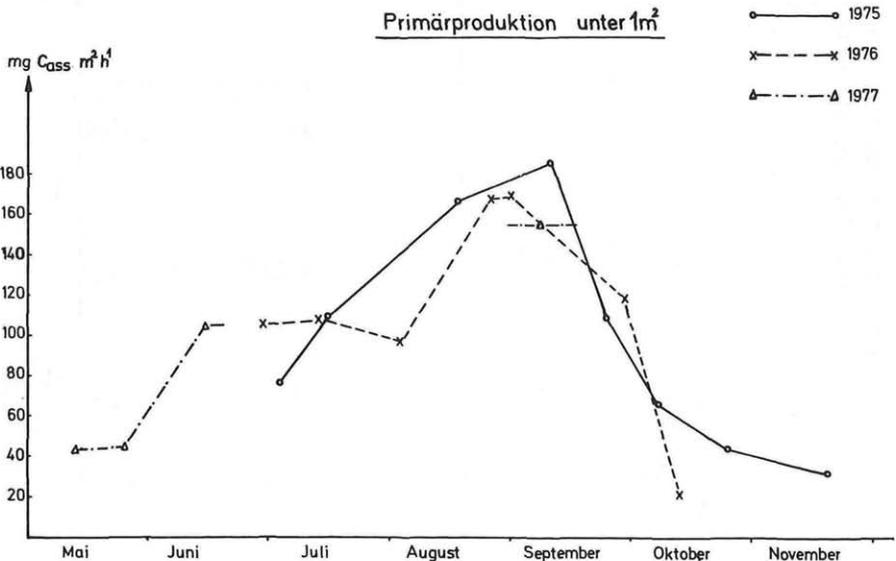
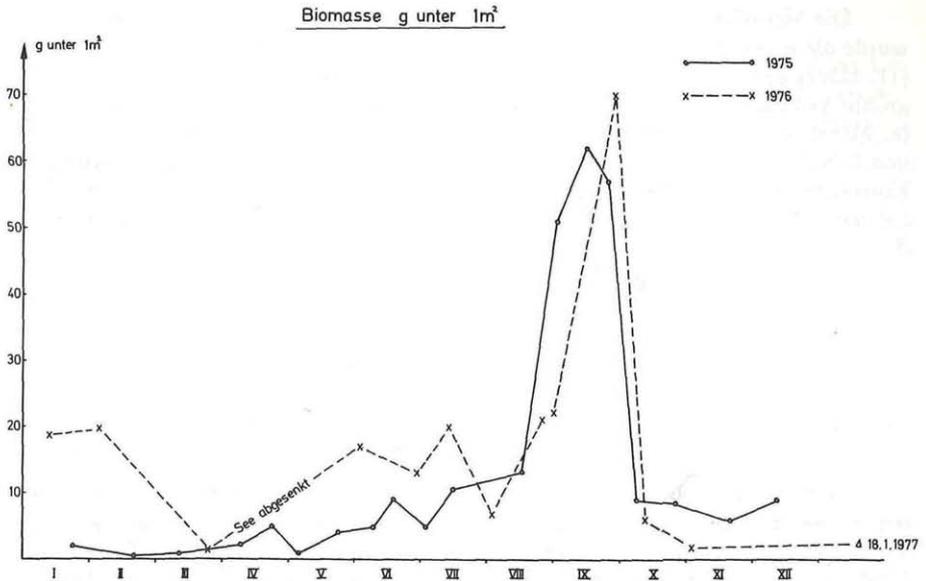


Abb. 8: Primärproduktion unter 1 m^2 .

Abb. 9: Biomasse in Gramm unter 1 m².

Im Zooplankton fand HOLL 30 Arten, wobei bei den Crustaceae im Frühjahr *Daphnia longispina* und *Eudiaptomus gracilis*, im Sommer *Ceriodaphnia quadrangula* vorherrschten. Von den 14 Rotatorienarten waren *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera* sowie *Conochilus unicornis* sehr häufig vorhanden. Weiters kamen Ciliata, Testaceae und fakultative Zooplankter vor. Die Organismendichte des Zooplanktons unterschied sich in den Jahren 1975 und 1976 nicht sehr stark; einzelne Arten traten im Jahr 1976 in geringerer Anzahl als im Vorjahr auf, wie aus der folgenden Tabelle (7) ersichtlich ist:

Tab. 7: Anzahl der einzelnen Arten unter 1 m² Wasseroberfläche:

Probenentnahmedatum	12. 8. 1975	31. 8. 1976
Nauplien	2,433.350	390.900
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	41.100	18.750
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	93.300	92.300
<i>Daphnia longispina</i>	1.500	12.500
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	681.150	1,011.400
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	219.800	10.200
<i>Bosmina longirostris</i>	1,046.550	1.500
<i>Asplanchna priodonta</i>	9.600	162.150
<i>Synchaeta pectinata</i>	—	3.000
<i>Keratella cochlearis</i>	762.500	92.500
<i>Keratella quadrata</i>	7.100	—
<i>Kellicottia longispina</i>	—	11.750
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	30.800	9.500
<i>Conochilus unicornis</i>	52.700	380.900

Die **Sichttiefe** war in allen 3 Jahren großen Schwankungen unterworfen. 1975 wurde die geringste Sichttiefe mit 130 cm (10. September) und die größte mit 600 cm (11. März) gemessen, 1976 betrug die geringste Sichttiefe 65 cm (27. April) und die größte 410 cm (12. Oktober), und im Jahr 1977 lag die Sichttiefe zwischen 135 cm (8. März) und 510 cm (24. Mai). Die meisten Werte lagen über der von der vorgesehene ÖNORM verlangten Sichttiefe von 1,5 m. Man kann beim Stubenbergsee keine Korrelation zur Phytoplanktonproduktion feststellen, da durch Ablassen und Wiederaufstauen die Seesedimente aufgewirbelt wurden und dadurch das Wasser getrübt wurde.

5. Untersuchung der Sedimente

(Bearbeitet von N. LIDAUER)

5.1. Methodik

So wie in den Jahren 1973 und 1974 wurden auch in den darauffolgenden 3 Jahren die Schlammuntersuchungen durchgeführt. Es wurden an zwei verschiedenen Stellen mit unterschiedlicher Tiefe vom Boden des Sees Proben entnommen, die anschließend im Labor untersucht wurden. Diese beiden Entnahmestellen unterschieden sich von denen der Jahre 1973 und 1974. So befindet sich die Stelle I ca. 80 m vom Ostbadestrand entfernt in einer Tiefe von 3 m, die Stelle II liegt ca. 100 m neben der Entnahmestelle 3, die Tiefe beträgt hier ca. 7,5 m (vgl. Abb. 1).

Zur Erfassung der sich absetzenden Sedimente wurden am Grund des Sees an diesen beiden Stellen je eine verzinkte Blechkiste mit einem Gesamtvolumen von 40 l deponiert. Das Einholen und Wiederexponieren dieser Kisten wurde so wie bei den früheren Untersuchungen von einem Taucher durchgeführt. Die Expositionszeit betrug in der Regel 4 Wochen, manchmal aber auch 5 oder 6 Wochen. In den 3 Jahren der Untersuchungen wurde der See, wie schon eingangs erwähnt, dreimal abgesenkt, so daß in dieser Zeit keine Schlammproben genommen werden konnten. Aus Sicherheitsgründen wurden vor Ablassen des Sees die Kisten eingeholt und erst bei Normalwasserstand wieder versenkt. Es zeigte sich nämlich, daß bei Ablassen des Sees durch die Sogwirkung entweder die Kisten verrutschen oder daß überdeckender Schlamm die Kisten unauffindbar machte. Im Jahr 1976 war der See von Ende März bis Mitte Juni und ab Dezember bis Anfang Mai 1977 abgesenkt, so daß in dieser Zeit keine Untersuchungen stattfinden konnten. Über die Wintermonate 1974/1975 und 1975/1976 wurden die Kisten im See gelassen, wodurch sich in dieser Zeit eine Expositionsdauer von mehreren Monaten ergab.

5.2. Analytik

Die Analytik des Sediments umfaßt das Schlammvolumen, den Trockenrückstand, den Glührückstand sowie den Gesamtstickstoff- und den Gesamtphosphorgehalt. Darüber hinaus wurden auch vom überstehenden Wasser Analysen bezüglich Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor durchgeführt.

Von den aufgeschüttelten Schlammproben wurden weiters mehrere Einliterflaschen luftblasenfrei angefüllt, die dann bei der gleichen Temperatur, wie sie am Seeboden gemessen wurde, im Labor im Dunkeln aufbewahrt wurden. Nach ca. 1 Monat wurden diese Proben, wie anschließend angeführt, analysiert. Aus den sofort und nach 1 Monat gemessenen Analysendaten kann auf eventuelle bakteriologische und physikalisch-chemische Umsetzungen im Schlamm rückgeschlossen werden.

Schlammvolumen:

Das Schlammvolumen wurde in einem 1-Liter-Imhofftrichter bestimmt, wobei nicht wie üblich nach einer halben Stunde, sondern erst nach 5 Tagen das Volumen abgelesen wurde. Aufgrund dieser Analysenwerte kann auf die wirkliche Naßschlammmenge am Seeboden geschlossen werden.

Trockenrückstand:

Dieser wurde von mehreren Parallelproben aus je 1 l Schlamm-Wasser-Gemisch bei 105° C und einer Trockenzeit von mindestens 5 Stunden ermittelt.

Glührückstand:

Zur Bestimmung des Glührückstandes wurden die getrockneten Proben eine halbe Stunde in einem Glühofen bei 650° C geglüht.

Schlammindex:

Aus den Werten des Schlammvolumens und des Trockenrückstandes läßt sich rechnerisch der Schlammindex ermitteln, der in cm³/g Trockensubstanz angegeben wird. Der Schlammindex ist ein Maß für die Absetzeigenschaft eines Schlammes. Aufgrund seiner geringen Aussagekraft wird der Schlammindex nicht in der folgenden Tabelle angeführt, es wird aber bei den Ergebnissen kurz darauf eingegangen.

Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor:

Der Gesamtstickstoff wird in der Folge sowohl vom Sediment als auch vom darüberstehenden Wasser angegeben. Zusätzlich wurde auch der Gesamtphosphorgehalt im überstehenden Wasser bestimmt.

5.3. Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen

Aufgrund der zahlreichen Daten, die in den 3 Untersuchungsjahren zur Verfügung standen, sollen nur die markantesten Analysenwerte angeführt werden, wobei ein Vergleich zu den früheren Untersuchungen (1973 und 1974) getroffen wird.

Schlammvolumen, Trockenrückstand, Glührückstand und Schlammindex:

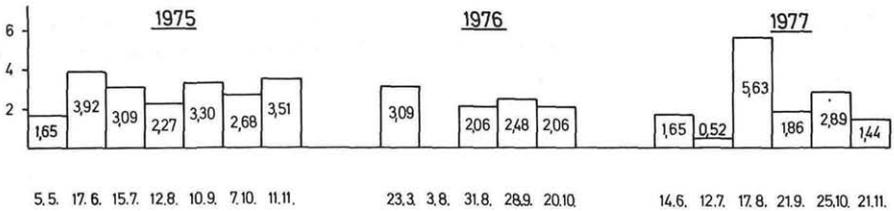
Vergleicht man die Stellen I (3 m) und II (7,5 m), so ist deutlich erkennbar, daß das Schlammvolumen an der Stelle II bis auf einige Ausnahmen stets höher ist als an der Stelle I. Gemessen an der Menge des Trockenrückstandes, trifft diese Tatsache allerdings nur selten zu, weil an der Stelle I erheblich mehr anorganische Bestandteile, hauptsächlich Sand, sedimentieren (Abb. 10, 11). An der tiefsten Stelle sedimentiert wesentlich mehr organisches Material, das zum Großteil das Zoo- und Phytoplankton umfaßt. Diese Unterschiede, die sich an den beiden Stellen ergeben, zeigen sehr deutlich die Glührückstände auf, berechnet in Prozent des Trockenrückstandes (Tab. 8 u. 9). So

liegen diese Werte an der Stelle I immer höher als an der Stelle II. Im Dreijahresmittel liegt der Glührückstand an der 3 m tiefen Stelle bei 88% und an der 7,5 m tiefen Stelle bei 83% des Trockenrückstandes. Eine Ausnahme bildet die Untersuchung am 23. März 1976, nachdem die Schlammkisten den Winter über im See belassen wurden. Hier beträgt der Glührückstand an der Stelle I 54% und an der Stelle II 44% des Trockenrückstandes. In diesen Wintermonaten setzte sich hauptsächlich abgestorbene Biomasse ab, dies erklärt diese geringen Werte.

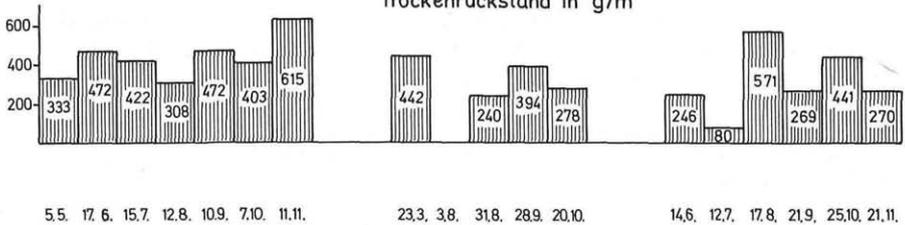
Naturgemäß wurden jeweils in den Sommermonaten zwischen Juli und September die größten Schlammwerte gemessen, je nach Wetterlage und der daraus bedingten Algenproduktion (Abb. 10, 11). In allen 3 Jahren wurden jeweils im August die größten Schlammengen ermittelt. Eine Ausnahme bildet das Jahr 1975, in dem sich erst im November die Hauptmasse an Sediment absetzte, und zwar 785 g Trockensubstanz pro Quadratmeter an der tiefsten Stelle. Umgerechnet auf 1 ha sind dies 7850 kg Trockensubstanz, deren organische Anteile 1060 kg ausmachen.

Der Schlammindex, der, wie eingangs erwähnt wurde, rechnerisch aus Schlammvolumen und dem dazugehörigen Trockenrückstand ermittelt wird, zeigt sehr große Schwankungen. So ist beispielsweise das Schlammvolumen an der Stelle II am 21. September 1977 mit 12,2 l/m² sehr hoch, jedoch liegt der Trockenrückstand im Vergleich zu anderen Analysen viel tiefer. Dabei errechnet sich der Schlammindex mit 22,6 cm³/g Trockenrückstand. Bei allen anderen Untersuchungen ergaben sich zum Teil wesentlich geringere Werte. Daß an der Stelle I die Werte des Schlammindex immer niedriger sind als an Stelle II, ist auf den erhöhten anorganischen Anteil an der Stelle I zurückzuführen. Der Schlamm ist an dieser Stelle dadurch wesentlich kompakter.

Stelle I (3m): Schlammvolumen in l/m²



Trockenrückstand in g/m²



Glührückstand in g/m²



Abb. 10: Schlammvolumen, Trockenrückstand und Glührückstand der Stelle I.

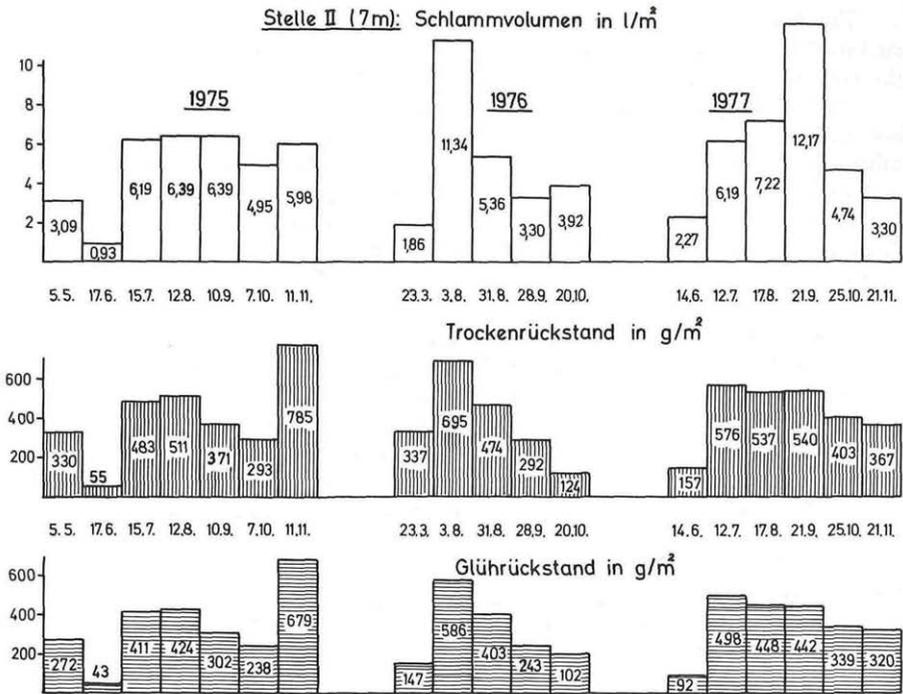


Abb. 11: Wie Abb. 10, Stelle II.

Beim Vergleich mit den Werten der Schlammuntersuchungen der Jahre 1973 und 1974 sieht man keine eindeutige Tendenz einer vermehrten bzw. verminderten Sedimentabsetzung. Im Jahr 1974 betrug der Trockenrückstand des Gesamtschlammes an der Stelle II zwischen Juli und November 2780, im Jahr 1975 2500 und im Jahr 1977 2580 g/m². Diese 3 Jahre lassen sich besonders gut vergleichen, da hier von Juni bis November jeweils gleich viele Analysen durchgeführt wurden. Hingegen läßt sich das Jahr 1976 nur bedingt zu Vergleichen heranziehen, weil hier weniger Schlammuntersuchungen durchgeführt werden konnten. Werden nur die Monate August, September und Oktober zum Vergleich herangezogen, so weist das Jahr 1976 aufgrund einer kürzeren Vegetationsperiode den geringsten Schlammgehalt aller Untersuchungsjahre auf. Was hier für die tiefste Stelle angeführt wurde, gilt auch für die 3 m tiefe Stelle.

Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor:

Das sich absetzende Sediment besteht zum Großteil aus abgestorbenem Plankton, das wiederum im wesentlichen bakteriellen, aber auch physikalisch-chemischen Umsetzungen ausgesetzt ist, wobei diese Vorgänge sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen erfolgen können. In den Sommermonaten war am Grund des Sees kein Sauerstoff mehr nachweisbar, so daß hier hauptsächlich anaerobe Verhältnisse anzunehmen sind.

Hauptsächlich werden im Sediment heterogen zusammengesetzte Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen umgesetzt.

Zur Erfassung der Stickstoff- und Phosphorverbindungen wurden der Gesamtstickstoff- und der Gesamtphosphorgehalt analysiert. Vom Schlamm selbst wurde nur der Gesamtstickstoff, vom überstehenden Wasser alle beiden Parameter bestimmt.

Wie zu erwarten war, liegt der Gesamtstickstoffgehalt an der Stelle II im Sediment höher als an der Stelle I, was wiederum auf den höheren organischen Anteil zurückzuführen ist. Im Dreijahresdurchschnitt beträgt der Gesamtstickstoff an der Stelle I 0,54% und an der Stelle II 0,85% des Trockenrückstandes. Die niedrigsten Werte wurden in den kälteren Monaten ermittelt, während in den Sommermonaten, hier vor allem im August und September, Werte über 1,5% des Trockenrückstandes an der Stelle II auftraten.

Für die Analysen des überstehenden Wassers wurde jeweils eine Mischung einer 40 cm hohen Wassersäule über dem Schlamm herangezogen.

Wie in den Tabellen 8 und 9 ersichtlich ist, liegen die Gesamtstickstoffwerte an der Stelle I im überstehenden Wasser bei durchschnittlich 1 mg/l. Es sind bei den einzelnen Untersuchungstagen keinerlei großen Schwankungen zu erkennen. Anders verhält es sich an der Stelle II. In allen Jahren ist eine deutliche Zunahme vom Frühjahr bis in den Herbst zu erkennen, die größten Werte traten jeweils im August und September auf. Die gleiche Tendenz zeigen auch die Werte des Gesamtphosphors. In diesen beiden

Tab. 8: Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Sediments und des darüberstehenden Wassers. Stelle I (3 m). (Die Zahlen in Klammer sind die Werte nach 1 Monat.)

Datum	Sediment		Übersteh. Wasser			
	Glührückst. in % d. Tr.	Gesamt- stickstoff g/m ²	Gesamt- stickstoff mg/l		Gesamt- phosphor µg/l	
1975						
5. 5.	94,9 (90,3)	1,23 (0,99)	1,48 (4,00)		— (3)	
17. 6.	84,9 (85,7)	2,82 (2,33)	1,00 (2,20)		42 (30)	
15. 7.	87,9 (88,5)	1,81 (1,59)	1,40 (2,20)		18 (37)	
12. 8.	86,3 (88,4)	2,15 (1,78)	1,20 (1,60)		30 (70)	
10. 9.	87,8 (87,8)	2,41 (1,88)	1,31 (2,15)		38 (45)	
7. 10.	87,8 (88,0)	1,99 (1,54)	1,40 (2,48)		19 (59)	
11. 11.	88,4 (89,6)	2,49 (1,64)	0,99 (3,30)		33 (18)	
1976						
23. 3.	53,7 (86,1)	2,43 (1,53)	0,90 (2,53)		22 (68)	
31. 8.	96,6 (92,0)	1,45 (1,09)	0,66 (0,90)		12 (41)	
28. 9.	87,9 (88,4)	2,33 (2,09)	0,76 (1,65)		21 (40)	
20. 10.	87,5 (88,4)	1,80 (1,42)	0,98 (2,50)		22 (109)	
1977						
14. 6.	87,5 (83,6)	1,42 (1,17)	1,11 (3,13)		35 (73)	
12. 7.	86,3 (90,0)	0,73 (0,49)	1,11 (2,75)		57 (51)	
17. 8.	88,9 (89,5)	2,43 (2,15)	1,58 (1,64)		35 (90)	
21. 9.	87,9 (88,4)	1,38 (1,42)	0,89 (1,23)		24 (90)	
25. 10.	88,0 (87,7)	2,01 (1,93)	1,10 (2,15)		14 (67)	
21. 11.	88,9 (89,4)	1,03 (1,03)	0,90 (0,81)		23 (20)	

Tab. 9: Wie Tab. 8. Stelle II (7 m).

Datum	Sediment		Übersteh. Wasser	
	Glührückst. in % d. Tr.	Gesamt- stickstoff g/m ²	Gesamt- stickstoff mg/l	Gesamt- phosphor µg/l
1975				
5. 5.	82,4 (87,9)	1,75 (1,36)	1,85 (2,70)	— (9)
17. 6.	78,4 (85,6)	0,56 (0,43)	1,40 (1,80)	54 (50)
15. 7.	85,1 (86,0)	5,48 (3,09)	2,20 (2,20)	52 (65)
12. 8.	82,9 (83,8)	7,56 (5,23)	3,06 (3,60)	38 (284)
10. 9.	81,5 (82,3)	3,32 (2,78)	4,24 (5,48)	79 (95)
7. 10.	81,2 (82,3)	4,86 (2,25)	4,42 (9,25)	81 (149)
11. 11.	86,5 (88,0)	3,89 (2,15)	1,05 (3,42)	44 (85)
1976				
23. 3.	43,6 (85,4)	2,23 (1,18)	0,80 (1,33)	31 (18)
3. 8.	84,4 (85,2)	— (3,88)	— (3,67)	— (90)
31. 8.	85,2 (84,6)	2,85 (2,36)	1,35 (3,00)	31 (62)
28. 9.	83,3 (85,3)	2,03 (1,94)	2,00 (2,59)	43 (19)
20. 10.	82,8 (86,2)	0,85 (0,81)	1,26 (3,93)	55 (145)
1977				
14. 6.	76,8 (82,0)	1,48 (1,28)	1,32 (1,67)	52 (142)
12. 7.	86,5 (89,2)	3,00 (2,78)	1,86 (3,94)	25 (36)
17. 8.	83,3 (85,1)	4,73 (3,97)	2,81 (4,50)	21 (53)
21. 9.	82,0 (81,5)	4,56 (4,55)	1,82 (2,46)	64 (23)
25. 10.	84,1 (84,3)	3,27 (2,66)	1,10 (2,55)	12 (35)
21. 11.	87,2 (86,0)	1,97 (1,94)	0,95 (1,40)	44 (17)

Monaten gehen am meisten Nährstoffe in Lösung. Im wesentlichen decken sich die Werte des Gesamtstickstoffs und des Gesamtphosphors mit jenen der Jahre 1973 und 1974.

Das Sediment nach 1 Monat Aufbewahrung im Labor:

Das Schlammvolumen nach 1 Monat Aufbewahrung im Labor unterschied sich stark von den sofort gemessenen Werten. Bei einigen Proben blieb das Volumen gleich, ansonsten vergrößerte bzw. verminderte es sich. Aus diesem Grund kann aus dem Schlammvolumen allein auf keine eventuellen Umsetzungen im Sediment geschlossen werden. Dagegen nimmt der Trockenrückstand in allen Proben nach 1 Monat ab. Die mittlere Abnahme in allen 3 Jahren ergibt an der Stelle I 6% und an der Stelle II 3%.

Die größte Abnahme des Trockenrückstandes nach 1 Monat wurde in der Probe vom 23. März 1976 festgestellt. Hier verminderte sich der Schlamm-trockenrückstand um 37% an der Stelle I und um 45% an der Stelle II. Dies ist so zu erklären, daß sich in den Wintermonaten hauptsächlich abgestorbenes Plankton absetzte, erkennbar auch am geringeren Glührückstand (Tab. 8 u. 9), das dann zu Beginn der wärmeren Jahreszeit rasch umgesetzt wird.

Die sowohl aerob als auch anaerob erfolgten Umsetzungen im Sediment bedingen ein Freisetzen von Nährstoffen mit gleichzeitiger Mineralisierung. Vergleiche der Glüh-

rückstände sofort und nach 1 Monat zeigen deutlich eine Zunahme des Glührückstandes in Prozent des Trockenrückstandes, was eben auf diese Mineralisierung zurückzuführen ist. Als markantes Beispiel soll nochmals auf den 23. März 1976 hingewiesen werden, an dem an der Stelle II der Glührückstand 44% und nach 1 Monat 85% des Trockenrückstandes ausmachte.

Aus den Gehalten des Gesamtstickstoffs ist zu erkennen, daß jeweils im Sediment eine Abnahme und im überstehenden Wasser eine Zunahme nach 1 Monat stattfindet. Diese Tatsache geht also konform mit der soeben angeführten Abnahme des Schlamm-trockengewichtes. Es zeigt sich weiters, daß an der tiefsten Stelle mehr Gesamtstickstoff in Lösung geht als an der 3 m tiefen Stelle. In einigen Fällen verdoppelt sich sein Gehalt im überstehenden Wasser (Stelle II), gleichzeitig ist eine starke Abnahme des Gesamtstickstoffgehaltes im Sediment erkennbar. Diese Abnahme geht sehr deutlich aus den Werten des Gesamtstickstoffs, ausgedrückt in Prozenten des Trockenrückstandes, hervor, die nach 1 Monat durchwegs niedriger sind als die sofort bestimmten Werte.

Weniger übereinstimmende Werte ergeben sich aus den Gesamtphosphorgehalten im überstehenden Wasser, obwohl in den meisten Fällen eine eindeutige Zunahme und manchmal ein Mehrfaches des Anfangsgehaltes zu erkennen ist (Tab. 8 u. 9). Bei einigen Untersuchungen erfolgte allerdings auch eine Abnahme nach 1 Monat. Die stärkste Zunahme an Gesamtphosphor im überstehenden Wasser nach 1 Monat wurde im Jahr 1975 an der Stelle II zwischen August und Oktober festgestellt. Dieselbe Tendenz weisen auch die Gesamtstickstoffwerte zu diesem Zeitpunkt auf.

6. Diskussion

Aus dem umfangreichen Datenmaterial der Untersuchungen in den Jahren 1975 bis 1977 ergeben sich deutliche Hinweise auf die für die Eutrophierung maßgebenden Faktoren.

Von den anfangs erwähnten Nährstoffeintragsstellen – Seezulauf, Badebetrieb und Sedimente – scheinen letztere die stärkste Wirkung für die Eutrophierung zu besitzen.

Schon die Untersuchungen im vorhergegangenen Zeitabschnitt (1972–1974) hatten dies vermuten lassen. Die weitergeführten Sedimentuntersuchungen zeigten deutlich, welche Mengen an löslichen Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus den Ablagerungen innerhalb eines Zeitraumes von 4 bis 6 Wochen mikrobiell frei gemacht werden. Es wurde deshalb der möglichst weitgehende Abtransport dieser nährstoffabgebenden Ablagerungen angestrebt. Dies sollte durch die an das Abflaßbauwerk angeschlossene Rohrleitung in das Unterwasser des Kraftwerkes ermöglicht werden.

Es gelang aber, wie die Ergebnisse der Untersuchung des Sees zeigten, durch diese Maßnahme nur eine sehr beschränkte Beeinflussung der Nährstoffbilanz. Zwar konnten die nährstoffreichen Wasserschichten der Seetiefe durch die Ableitung über den Grundablaß verringert und damit die Mächtigkeit der sauerstoffarmen Tiefenschichten zeitweise eingeschränkt werden, doch gelang es nicht, größere Anteile der Sedimente abzuführen. Eine Entfernung der abgelagerten Materialien durch die Öffnung des Grundablasses erfolgte offenbar nur innerhalb eines kleinen Bereiches in der unmittelbaren Umgebung des Abflaßbauwerkes. Eine wesentliche Schwierigkeit für die Schlammabseitung stellen zusätzlich noch die zahlreichen Unebenheiten, Gruben und Mulden am Seegrund dar, die etwas tiefer als die Eintrittsöffnung des Grundablasses liegen und in denen sich die Sedimente festsetzen. Es soll deshalb nun versucht werden, durch Kunststoffleitungen, die vom Abflaßbauwerk ausgehen und bis in diese Vertiefungen reichen, größere Anteile des Schlammes abzuführen.

Die Versuche, durch Ablassen der nährstoffhaltigen Tiefenwasserschichten die

Hauptmenge der gelösten Nährstoffe zu entfernen, hatten nicht den gewünschten Erfolg, woran aber auch die Thermik des Sees Anteil hat. Ein Abziehen der nährstoffreichen Tiefenschichten ist im See nämlich nur dann möglich, wenn eine ausgeprägte thermische Schichtung besteht. Das ist nur innerhalb einer relativ kurzen Zeit gegeben, wenn sich nach der Volldurchmischung im Frühjahr die Oberflächenschicht rasch erwärmt. Während eines Zeitraumes von nur wenigen Monaten ist dann ein deutlicher Temperaturunterschied zwischen den warmen Oberflächenbereichen und den kälteren Tiefenschichten mit Andeutung einer Sprungschicht vorhanden. Erfolgt aber im Laufe des Sommers eine fortschreitende Erwärmung auch der tieferen Seebereiche, so tritt bei Aufhören der thermischen Schichtung schlagartig eine Zunahme der Phytoplanktonproduktion ein, wie dies in ganz extremer Weise zu Anfang August 1977 zu beobachten war.

Besonders erschwerend wirkt sich dabei der hohe Nährstoffgehalt der Feistritz aus, die zum Ersatz des abgezogenen Tiefenwassers verwendet werden muß. Eine Abwägung der Nährstoffbilanz zwischen dem abgeleiteten Tiefenwasser und dem Seezulauf aus der Feistritz ist daher besonders wichtig, und die Verringerung des Nährstoffgehaltes im Seezulauf durch zusätzliche Einrichtungen erscheint unvermeidbar.

Die Zusammenhänge zwischen der Wassererwärmung und der durch die Phytoplanktonentwicklung bewirkten Sauerstoffübersättigung sowie der durch bakterielle Abbauvorgänge hervorgerufenen Sauerstoffzehrung sind im Sommer deutlich erkennbar.

In hygienisch-bakteriologischer Hinsicht war keine wesentliche Veränderung gegenüber den Ergebnissen früherer Jahre festzustellen, hingegen verstärkten sich die Eutrophierungstendenzen und führten aus den bereits geschilderten Gründen zur schlagartigen Ausbildung der Cyanophyceenwasserblüte im August 1977. Die Untersuchung der Primärproduktion ergab keine wesentlichen Unterschiede der gebildeten Biomasse. Veränderungen, wie sie sich aus unterschiedlichen Werten der mit der ^{14}C -Methode ermittelten Produktion zu ergeben scheinen, dürften nach den Ergebnissen der Bestimmung des Zellvolumens der gefundenen Arten auf eine Änderung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons zurückzuführen sein. Eine verstärkte Verringerung des Phytoplanktons durch gleichzeitige Zunahme der algenverzehrenden Zooplankter erfolgte sicher, ist aber quantitativ nicht erfaßbar und bewirkte auch keine wesentliche Abnahme der Phytoplanktonentwicklung. Auch ein Einfluß der bereits kurz nach dem Aufstau eingesetzten Phytophagen (*Ctenopharingodon idella* und *Hypophthalmichthys molitrix*) war nicht zu bemerken.

Da die Eutrophierung des Sees nicht gehemmt oder verlangsamt werden konnte, müssen die bisherigen Maßnahmen intensiviert und durch zusätzliche ergänzt werden. Durch die Laborversuche wurde eindeutig die starke Nährstoffzufuhr aus den Sedimenten erwiesen, und es bleibt daher deren Entfernung eine wesentliche Aufgabe. Es genügt dabei nicht, die in den Tiefenwasserschichten angereicherten gelösten Nährstoffanteile durch den Grundablaß abzuziehen, was außerdem nur während der relativ kurzen Zeit einer thermischen Schichtung durchführbar ist, sondern es muß vielmehr eine möglichst große Menge der abgesetzten Sedimente entfernt werden. Ein Versuch in dieser Richtung wird die Verlegung von Kunststoffrohrleitungen sein, durch welche die in den Unebenheiten des Seebodens lagernden Lockerschlammmanteile entfernt werden sollen.

Als weitere Möglichkeit der Verringerung des Gehaltes an Nährstoffen ist ihre Rückhaltung aus dem Seezulauf anzusehen. Hier könnte die Einschaltung nährstoffverbrauchender Pflanzenbestände Erfolge bringen. Verfahren dieser Art sind die Massenkultur der Flechtbinse sowie die Förderung eines intensiven Algenwachstums, wobei die Algen durch Siebanlagen abgetrennt (SAMPL & LENGYEL 1975) und sodann deponiert oder kompostiert werden können.

Beide Verfahren sind bereits in Versuchsanlagen überprüft, die Auswahl der geeignetsten Maßnahmen muß unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse und gegebenen Möglichkeiten erfolgen.

Weiters muß noch der Versuch erwogen werden, die Algenproduktion durch Phytophagen einzuschränken. Versuche in dieser Richtung wurden an vielen Stellen bereits durchgeführt und darüber in zahlreichen Veröffentlichungen berichtet. Aus der großen Anzahl dieser Publikationen seien nur die Arbeiten von BANK 1967 und BARTHELMES 1975 erwähnt. Es ist aber wesentlich, den Bestand der Phytophagen an die Algenproduktion anzupassen, da ein Überbesatz bei Aufzehren der Planktonalgen eine zusätzliche Fütterung der Tiere nötig machen würde, was jedoch durch die abgegebenen Exkremete zu einer unerwünschten Zunahme der assimilierbaren Nährstoffanteile führen würde.

Die Abwägung aller geschilderten Maßnahmen unter Berücksichtigung des Hauptzweckes des Gewässers, nämlich seiner Verwendung als Badesee, wird durch das umfangreiche Datenmaterial unterstützt.

Als besonders vordringlich scheint die Verminderung der Nährstoffe zur Eindämmung der Eutrophierung, die zusätzliche Entfernung der Algen durch den Phytophagenbesatz wäre eine Maßnahme, die zunächst als Versuch durchgeführt werden könnte.

Die Hauptaufgabe ist, wie die Untersuchungsergebnisse eindeutig gezeigt haben, die Verringerung des Anteiles assimilierbarer Pflanzennährstoffe mit allen verfügbaren und wirtschaftlich tragbaren Mitteln zu erreichen, um eine Wiederholung der Algenmassenentwicklung des Jahres 1977 zu verhindern.

7. Literatur

- BANK O. 1967. Der Gras- und Silberkarpfen. – Allg. Fischereiztg., 92:430-433.
- BARTHELMES D. 1975. Elemente der Sauerstoffbilanz im Karpfenteich, ihre Wirkungsweise sowie die Optimierungsmöglichkeiten durch Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*). – Z. Binnenfischerei DDR, 22:325-333; 355-363.
- BOURELLY P. 1972. Les algues d'eau douce – algues vertes. – Edition N. Boubée & Cie., Paris.
- BRAUER A. 1961. Die Süßwasserfauna Deutschlands. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1960-1971. – Verl. Chemie, Weinheim/Bergstraße.
- ERNET M., HÖLLINGER W., LIDAUER N. und STUNDL K. 1975. Chemisch/biologische Untersuchungen des Stubenbergsees (1. Mitteilung). – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 105:201-223.
- FINDENEGG J. 1971. Die Produktionsleistung einiger planktischer Algenarten in ihrem natürlichen Milieu. – Arch. Hydrobiol., 69:273-293.
- FREIER R. K. 1964. Wasseranalyse. – Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin.
- HERBST H. V. 1962. Blattfußkrebse. – Kosmos Verlag, Stuttgart.
- HOLL G. 1978. Untersuchung des Zooplanktons und der Bodenfauna des Stubenbergsees. – Unveröff. Diss. Univ. Graz.
- HUBER-PESTALOZZI G. 1962. Das Phytoplankton des Süßwassers. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KIEFER F. 1960. Ruderfußkrebse. – Kosmos Verlag, Stuttgart.
- MAIER D. 1973. Eine verbesserte Methode zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes mit Kaliumdichromat (COD-Methode). – GWF, 114:366-370.

- MELCHIOR E. 1974. Zur vergleichenden Beurteilung von Badewasserproben. – Zbl. Bakt., I Ref., 240:368.
- MERCK E. AG. (o. Jz.). Die Untersuchung von Wasser. 4. Aufl. – Darmstadt.
- MERZ W. 1975. Die Bestimmung des TOC-Gehaltes in Trink-, Fluß- und Abwasser. – GIT, Fachzeitschrift für das Laboratorium, Heft 4:293-301.
- NOVAK H. 1978. Untersuchungen zur limnologischen Problematik der Primärproduktion im Stubenbergsee. – Diss. Univ. Graz.
- PASCHER A. 1913. Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- RÖBKE H. 1973. Eine Mikromethode zur Bestimmung von freiem Schwefelwasserstoff und Sulfiden im Wasser und Abwasser mit kolorimetrischer Auswertung. – GWF, 114:334-334.
- RUTNER-KOLISKO A. 1972. Rotatoria. In: THIENEMANN A. Die Binnengewässer, Bd. XXVI. – Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SAMPL A. & LENGYEL W. 1975. Versuche zur Entfernung von Algen aus Seen mittels rotierender Mikrosiebe. – Festschr. d. Österr. Abwasserrundschau, 9:24-28.
- STANDARD METHODS for the examination of water and wastewater. – Americ. publ. health assoc., New York (1965).
- STUNDL K. Attempts to Reduce Eutrophication in an Artificial Bathing Lake. – Verh. d. Int. Ver. f. Limnologie (im Druck).
- ZIMMERMANN M. 1961. Photometrische Metall- und Wasseranalysen. 2. Aufl. – Wissenschaftl. Verlagsgesellschaft m. b. H., Stuttgart.
- Anschrift (für die Verfasser): Univ.-Prof. Dr. Karl STUNDL, Inst. f. Mikrobiologie, Wasser- und Abfalltechnologie der Techn. Univ. Graz, Technikerstraße 4, A-8010 Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1978

Band/Volume: [108](#)

Autor(en)/Author(s): Ernet Margit, Höllinger Wolfgang, Lidauer Norbert, Stundl Karl

Artikel/Article: [Limnologische Untersuchung des Stubenbergsees \(2. Mitteilung\). 205-239](#)