

Stickstoffkreislauf und Primärproduktion im mesotrophen Vierwaldstättersee (Horwer Bucht) und im eutrophen Rotsee, mit besonderer Berücksichtigung des Nitrats als limitierenden Faktors

Von PIUS STADELMANN

Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
(EAWAG) an der ETH Zürich in Dübendorf
Direktor: Prof. Dr. W. Stumm (ehemals Prof. Dr. O. Jaag)

INHALTSVERZEICHNIS

1.	Einleitung und Problemstellung	2
2.	Methoden	
2.1	<i>Physikalische Methoden</i>	5
2.11	Temperaturmessung	5
2.12	Messung der Lichtverhältnisse	5
2.2	<i>Chemische Analysemethoden</i>	5
2.21	Bestimmung der anorganischen Stickstoffkomponenten	5
2.22	Bestimmung der organischen Stickstoffkomponenten	5
2.221	Bestimmung des partikulären organischen Stickstoffs mit der Kjeldahl-Methode	6
2.222	Bestimmung des gelösten organischen Kjeldahl-Stickstoffs	8
2.23	Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs im aufgefangenen Sediment	10
2.24	Bestimmung der Phosphorkomponenten	10
2.25	Bestimmung des gelösten Sauerstoffs und des Sulfids	10
2.26	Bestimmung des anorganischen Gesamtkohlenstoffs	10
2.3	<i>Biologische Untersuchungsmethoden</i>	10
2.31	Produktionsmessung mit der C ¹⁴ -Methode	10
2.32	Planktonuntersuchungen	11
3.	Resultate der Seeuntersuchungen	
3.1	<i>Orographie und Probenahmestelle</i>	12
	Vierwaldstättersee (Horwer Bucht)	12
	Rotsee	12
3.2	<i>Thermik</i>	12
3.3	<i>Lichtverhältnisse</i>	15
3.4	<i>Sauerstoff</i>	16
3.5	<i>Phosphorkomponenten</i>	19
3.6	<i>Stickstoffkomponenten</i>	19
3.61	Anorganische N-Komponenten	19
3.62	Organische N-Komponenten	27
3.621	Partikulärer Stickstoff	27
3.622	Gelöster organischer Stickstoff	29
3.7	<i>Stickstoffsedimentation</i>	29
3.8	<i>Primärproduktion</i>	34
3.9	<i>Plankton der Horwer Bucht</i>	34

4.	Experimentelle Dungversuche im Vierwaldstättersee	38
5.	Diskussion	
5.1	<i>Stickstoff als wachstumbegrenzender Faktor</i>	45
5.2	<i>N-Fixierung</i>	47
5.3	<i>Das N:P-Gewichtsverhaltis im partikulären Material</i>	49
5.4	<i>Der tägliche Biomassenzuwachs und Sedimentationsverlust</i>	53
5.5	<i>Stickstoffbilanz</i>	55
5.6	<i>Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation</i>	57
6.	Schlussfolgerungen	58
7.	Zusammenfassung	59
	Summary	61
	Literaturverzeichnis	62
	Verdankung	65

1. Einleitung und Problemstellung

In den Alpenrandseen beobachtet man eine Zunahme der Pflanzennährstoffe durch die kulturbedingte Verschmutzung. Diese Nährstoffe stammen aus häuslichen Abwässern, aus Abwässern industrieller und landwirtschaftlicher Betriebe und gelangen auch durch Erosionsprozesse der landwirtschaftlich genutzten Flächen und durch natürliche Bodenauswaschung und Verwitterung in die Gewässer. Der See reagiert auf diese Nahrstoffanreicherungen mit übermässigem Algenwachstum. Als Folge davon treten Nebenerscheinungen auf, wie Sauerstoffschwund im Tiefenwasser, übermässige Zunahme des Gesamtfischbestandes, aber Verminderung des Edelfischbestandes. Die Trinkwasser- und Industriewasseraufbereitung wird erschwert, und die landschaftlichen und touristischen Werte werden beeinträchtigt. Hat ein See diesen Zustand erreicht, ist es fast unmöglich, die Verschmutzung wieder rückgängig zu machen. Günstige Aussichten für eine Sanierung der Alpenrandseen bestehen indessen vor allem dort, wo die Zuflüsse aus nicht oder extensiv bewirtschafteten Berggebieten stammen und somit arm an Nährstoffen sind. Die wesentliche Bedingung für den Seenschutz bleibt in solchen Fällen die Eliminierung der Nährstoffzufuhr aus den eigentlichen Abwässern. Dabei verdienen Seen, die auch in Zukunft als Trinkwasserreservoir vorgesehen sind, besondere Aufmerksamkeit.

Die besonders wirksamen Pflanzennahrelemente sind Phosphor und Stickstoff. Wenn auch normalerweise der Hauptteil der Nährstoffzufuhr, dies gilt besonders für Stickstoff [4], aus landwirtschaftlich genutzten Flächen stammt, wird mit zunehmender Besiedlungsdichte die Phosphor- und Stickstoffzufuhr beträchtlich anwachsen. Phosphor ist in der Regel der Initialfaktor für die Erhöhung der Algenproduktion in unseren Gewässern, bei höherer Gesamtproduktion wirkt aber auch Stickstoff wachstumsbegrenzend [12, 24, 43, 66, 76].

Da biologisch gereinigte Abwässer noch beträchtliche Mengen an Pflanzennährstoffen enthalten, werden gegenwärtig verschiedene Methoden vorgeschlagen, um zuerst einmal Phosphor- und Stickstoffverbindungen in einer «dritten Reinigungsstufe» zu entfernen (Zusammenfassung bei VOLLENWEIDER [76]).

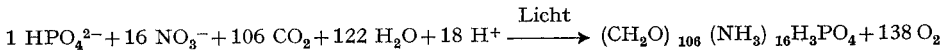
Phosphor wird mit Hilfe der Kationen Fe (III), Al (III) und (Ca²⁺), die mit Phosphat schwerlösliche Salze bilden, ausgefällt. Bei der Stickstoffelimination werden die

in der biologischen Reinigungsstufe zu Nitrat und Nitrit mineralisierten N-Verbindungen in einer nachgeschalteten anaeroben Phase mit Hilfe der mikrobiellen Denitrifikation zu elementarem Stickstoff reduziert und somit aus dem Abwasser entfernt. Da die verfahrenstechnischen Grundlagen für die Elimination von Stickstoff- und besonders für Phosphorverbindungen aus Abwässern bekannt und experimentell erprobt sind, bleibt nur die Frage, ob für die Sanierung eines Sees N und P gemeinsam entfernt werden müssen oder ob es genügt, wenn man nur eines der beiden Nährelemente eliminiert [78].

Die Kenntnis des Stickstoffkreislaufs in Seen ist daher für die Lösung des Eutrophierungsproblems wichtig.

Im Gegensatz zum Phosphor, der hauptsächlich in den Energiehaushalt der Algenzelle eingeschaltet ist, wird Stickstoff als eigentliches Bauelement bei der Synthese von Proteinen benötigt. Das Protein jeder höheren Stufe (Zooplankton, Fische) ist dabei von der ersten Aminosäuresynthese durch das Phytoplankton abhängig.

Für die Bildung des Protoplasmas braucht es nach der Gleichung von STUMM [63]



Das P:N-Atomverhältnis in Algen liegt also bei 1:16, das Gewichtsverhältnis demnach bei etwa 1:7. Erwähnenswert ist dabei, dass auch im Meer das $\text{PO}_4\text{-P}:\text{NO}_3\text{-N}$ -Atomverhältnis bei etwa 1:16 liegt [48]. In biologisch gereinigtem städtischem Abwasser liegt ein P:N-Gewichtsverhältnis von etwa 1:5 vor [78]; verglichen mit dem Verhältnis in Biomasse ist also hier zuviel Phosphor vorhanden.

Stickstoff kommt im Wasser in den Oxydationsstufen -3 bis +5 vor. Biochemische Reaktionen, die die Wertigkeit der N-Verbindungen im Wasser beeinflussen, sind in Abb. 1 zusammengestellt.

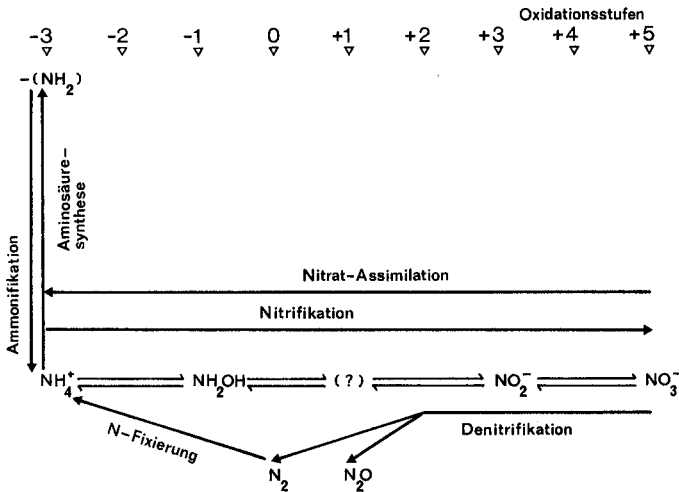


Abb. 1. Biochemische Reaktionen, die die Verteilung der N-Verbindungen im Wasser beeinflussen.

Die Nitratassimilation (assimilatorische N-Reduktion):

Nitrat wird in vier Reaktionsschritten zu Ammonium reduziert, wobei jeweils zwei Elektronen übertragen werden. Ein wichtigstes Enzym, das den Ablauf der Reaktion ermöglicht, ist die Nitratreduktase, ein Molybdoflavoprotein.

Die N-Fixierung:

Manche Blaualgen und auch einige Bakterien sind befähigt, elementaren Stickstoff zu verwerten; dadurch kann das anorganische N-Angebot ergänzt werden [20].

Die Denitrifikation (dissimilatorische N-Reduktion):

Bei der bakteriellen Denitrifikation dienen Nitrate und Nitrite als Wasserstoffakzeptoren. Als Endprodukte entstehen die flüchtigen Verbindungen NO, N₂O und N₂. Durch diese Reaktion kann daher dem Wasser Stickstoff entzogen werden.

Einige Bakterien können Nitrat sogar zu NH₄ reduzieren (Nitratammonifikation).

Die Ammonifikation:

Der in den Algen gebundene Stickstoff wird nach dem Absterben rasch mineralisiert, dies geschieht meist durch proteolytisch tätige Bakterien, aber auch das Zooplankton scheidet Ammonium aus.

Nitrifikation:

Gleichzeitig mit der Mineralisation von organischen N-Verbindungen findet die biologische Oxydation von Ammonium zu Nitrit und Nitrat statt. Dieser Prozess wird von den chemo-autotrophen Bakterien Nitrosomonas und Nitrobacter ausgeführt.

Organische N-Verbindungen finden wir im Wasser in suspendierter Form, also gebunden im Phyto- und Zooplankton, in Bakterien und Detritus, während Aminosäuren, gelöste Eiweiße, Vitamine, Purine, Huminsäuren, Harnstoffe usw. die gelöste Fraktion ausmachen.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung des Stickstoffkreislaufs in Seen verschiedenen Trophiegrades.

Nachdem GÄCHTER [24] den Phosphorhaushalt im Vierwaldstättersee (Horwer Bucht) ausführlich untersucht hat, wird für den gleichen Seeteil der Stickstoffkreislauf beschrieben. Auf Grund der Nährstoffkonzentration während der Zirkulationszeit gilt nach dem Schema von VOLLENWEIDER [77] die Horwer Bucht als mesotroph, das heisst, sie muss als gefährdet betrachtet werden. Die in den See geleiteten Abwässer werden in nächster Zeit biologisch gereinigt, so in Hergiswil (4500 Einwohner) ab 1970. Für das Gebiet der Gemeinde Horw (10000 Einwohner) ist geplant, das Abwasser vom See fernzuhalten und in einer regionalen Anlage mit dem Abwasser der Stadt Luzern zu reinigen. Unsere Untersuchungen stellen also eine Bestandaufnahme vor Inbetriebnahme der Kläranlagen dar.

Als See mit eutrophem Charakter wurde der Rotsee (bei Luzern) ausgewählt.

In den Seen wird vielfach im Herbst ein Nitratminimum festgestellt. Der Nitratgehalt fällt dabei unter die Grenze der analytischen Nachweisbarkeit, so zum Beispiel im Zürichsee [69], Baldeggersee [3], Vierwaldstättersee 1964 (AMBÜHL, mündliche Mitteilung), Luganersee [79] und Sempachersee [45].

Mit Nährstofftestzellen von etwa 1400 l Inhalt (GÄCHTER [24]) sollte in situ geprüft werden, ob im Vierwaldstättersee zu gewissen Jahreszeiten mit einer Nitratdüngung die Photosyntheseaktivität des Planktons erhöht werden kann.

Die Untersuchungen des N-Kreislaufs in Seen verlangen eine genaue Bestimmung aller N-Komponenten. Während die anorganischen N-Verbindungen (NO_3 , NO_2 , NH_3/NH_4) im Seewasser bis auf Mikrogramme pro Liter genau erfasst werden können [61], bieten sich bei der Bestimmung des partikulären und gelösten organischen Stickstoffs analytische Schwierigkeiten. Der im Plankton gebundene, sogenannte «geformte» oder «partikuläre» Stickstoff gewinnt besondere Bedeutung, weil er eine gute Vergleichsbasis für die vorhandene Biomasse liefert [44]. Es war deshalb nötig, eine genaue und störungsfreie Bestimmungsmethode des partikulären Stickstoffs zu erarbeiten.

2. Methoden

2.1 Physikalische Methoden

2.1.1 Temperaturmessung

Die Temperatur wurde mit der Elektrosonde «Oxytester» [2] gemessen.

2.1.2 Messung der Lichtverhältnisse

Die Sichttiefe wurde mit der Secchi-Scheibe bestimmt. Mit Hilfe eines Sperrschichtphotometers kombiniert mit spektralselektiven Filtern (BG12, VG9 und RG2 der Firma Schott und Gen., Mainz) wurden nach den Empfehlungen von SAUBERER [52] die vertikalen Extinktionen gemessen.

2.2 Chemische Analysenmethoden

2.2.1 Bestimmung der anorganischen Stickstoffkomponenten

Ammoniumbestimmung:

Das Ammonium wurde nach vorhergehender Wasserdampfdestillation der alkalisch gemachten Seewasserprobe mit Nessler-Reagenz nach SCHMID [57] bestimmt.

Nach unseren Untersuchungen beträgt bei einer Destillation von 250 ml Seewasser und einem Gehalt von $60 \mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$ die Standardabweichung $s = \pm 10 \mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$.

Alle Reagenzien wurden mit NH_4 -freiem Wasser hergestellt. Man lässt dabei frisch destilliertes Wasser durch eine Kationenaustauschsäule passieren (Dowex X8 20/80).

Nitratbestimmung:

Das Nitrat wurde mit der Natriumsalicylatmethode nach MÜLLER und WIDEMANN [39] bestimmt.

Bei einem Gehalt von $70 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ (Vierwaldstätterseewasser) betrug die Standardabweichung $s = \pm 5 \mu\text{g N/l}$ (5-cm-Küvette bei 420 nm).

Bei sehr geringen Nitratkonzentrationen wurde die empfindlichere Cadmium-reduktionsmethode nach STRICKLAND et al. [62] angewandt.

Nitritbestimmung:

Nitrit wurde mit Sulfanilamid und N-(1-Naphthyl)-äthylendiamin nach STRICKLAND et al. [62] bestimmt.

2.2.2 Bestimmung der organischen Stickstoffkomponenten

Organische N-Verbindungen kommen im Wasser in suspendierter oder gelöster Form vor. Der an Partikel gebundene organische N wird als «partikulärer» N bezeichnet.

net. Der im Filtrat ($0,45 \mu\text{m}$ filtriert) erfassbare organische Stickstoff ergibt sich aus der Differenz der Gesamt-N-Konzentration und der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration.

Zur Bestimmung des partikulären Stickstoffs im Wasser werden verschiedene Methoden vorgeschlagen: der Dumas-Aufschluss [9, 37], die Ultraviolettoxydation des organischen Materials zu Nitrat [7] und der Mikro-Kjeldahl-Aufschluss [32, 57, 62].

Der Dumas-Aufschluss verlangt einige Milligramme Algentrockensubstanz. Da grosse Mengen Seewasser filtriert werden müssten, kam diese Methode nicht in Frage.

Bei den Düngeexperimenten stieg der Nitratgehalt bis auf $1,5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$. Hohe Nitratkonzentrationen stören aber die N-Bestimmung mit Hilfe der Ultraviolettoxydation [62]. Zur Auswahl standen noch die Mikro-Kjeldahl-Methoden.

Beim Kjeldahl-Aufschluss nach SCHMID [57] wird der part. N aus der Differenz von Rohwasser und filtriertem Wasser ermittelt; dabei wird nicht berücksichtigt, dass hohe Nitratkonzentrationen die Bestimmung negativ beeinflussen (Abb. 2).

Beim Verfahren nach STRICKLAND et al. [61] werden Millipore-Filter mit Magnesiumkarbonat überdeckt, nach der Filtration wird die Magnesiumkarbonatschicht mitsamt dem Plankton in einen Kolben gespült und aufgeschlossen. Nach eigenen Versuchen liess sich das Planktonmaterial manchmal nur schwer quantitativ abspülen.

HOLM-HANSEN [32] trennte die partikuläre Fraktion mit Hilfe von Glasfaserfiltern ab. Leider ist die Porenweite bei Glasfaserfiltern nicht genau definiert. GARSIDE et al. [25] zeigten, dass Glasfaserfilter (GF/C Whatman), mit Magnesiumkarbonat bedeckt, in bezug auf den Partikelrückhalt den Membranfiltern ebenbürtig sind.

Zur Bestimmung des part. N im Seewasser wurde deshalb eine Methode erarbeitet, die alle Vorteile der zitierten Methoden in sich vereinigte.

2.221 Bestimmung des partikulären organischen Stickstoffs mit der Kjeldahl-Methode

Bei der angewandten Methode wird die Seewasserprobe durch ein Glasfaserfilter, das man mit einer Magnesiumkarbonatschicht bedeckt, filtriert. Das Filter wird mit-

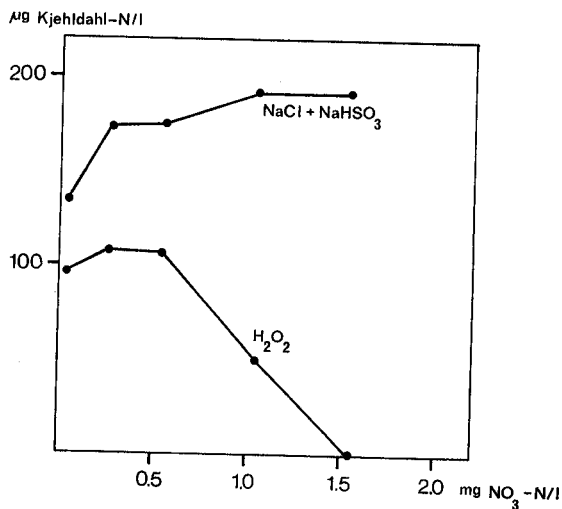


Abb. 2. Der Einfluss verschiedener Nitratkonzentrationen auf die Kjeldahl-Bestimmung von filtriertem Seewasser (Vierwaldstättersee 14. Oktober 1969).

samt dem Planktonrückstand aufgeschlossen. Nach vorhergehender Dampfdestillation des Aufschlussgutes nach Pregl wird das Ammonium mit Nessler-Reagenz bestimmt.

Um zu testen, ob Stickstoffverunreinigungen durch die Glasfaserfilter in die Proben eingeführt werden, wurden verschiedene Filter aufgeschlossen.

Tab. 1 zeigt, dass nach dem Ausglühen der Filter der N-Wert dem der Schwefelsäure entspricht.

Vergleichsweise wurde Wasser aus dem bakterienreichen Rotsee mit der Glasfaserfiltermethode und der Methode nach STRICKLAND et al. [61] analysiert.

Tab. 2 zeigt, dass die mit beiden Methoden erhaltenen Werte identisch sind. Bei der Filtration durch bedeckte Glasfaserfilter wird also praktisch alles zurückgehalten, was grösser als $0,5 \mu\text{m}$ ist.

Analysenvorschrift zur Bestimmung des partikulären organischen Stickstoffs mit Glasfaserfiltern:

Die Glasfaserfilter (GF/C Whatman, Durchmesser 5,5 cm) werden vor Gebrauch im Muffelofen während 2 Stunden bei 500°C ausgeglüht und nachher mit NH_4 -freiem Wasser gewaschen.

Tab. 1. Vergleich des H_2SO_4 -Blindwertes und des Glasfaserfilterblindwertes.

	Extinktion 440 nm (10-cm-Küvette)
Nessler-Reagenzblindwert (4ml in 100 ml Wasser)	0,025
Schwefelsäureblindwert (2 ml)	0,079
	0,066
	0,096
	0,098
Glasfaserfilter (GF/C Whatman) mit Magnesiumkarbonat bedeckt	0,083
	0,081
	0,083
	0,078
	0,076

Tab. 2. Vergleich zwischen Glasfaserfiltermethode und der Methode nach Strickland et al. [61]. Rotsee 14. August 1969. Durchschnittswerte aus zwei Bestimmungen.

Tiefe	Partikulärer Kjeldahl-N $\mu\text{g/l}$	
	Glasfaserfiltermethode	Magnesiumkarbonatschicht (Millipore HA filtriert)
0	250	275
1	230	230
2,5	254	238
5	396	366
7,5	472	436
14	534	508

Das Filter wird auf einem Millipore-Filterhalter fixiert, mit etwa 30 ml N-freiem Wasser und 5 ml Magnesiumhydroxidkarbonat-Suspension (2%, p.A. Merck, gepulvert leicht) überschichtet, ohne ein Vakuum anzulegen. Dann saugt man bei $\frac{1}{3}$ atm das Filter trocken und filtriert die Seewasserprobe, ohne das Vakuum zu unterbrechen.

Das Filter bingt man mit einer Pinzette in einen trockenen Kjeldahl-Kolben und gibt 2 ml konz. Schwefelsäure (p.A. Merck) und drei Tropfen Perhydrol (30 Gew.-% H_2O_2 Merck) zu.

Nach Vorschlag von SCHMID [57] wurden die 250 ml Kjeldahl-Kolben (mit NS 29/32) jeweils sofort mit Aufsätzen verschlossen, womit Störeinflüsse aus der Luft und Verluste vermieden werden können.

Den Kolben verschliesst man sofort mit dem Aufsatz, den innern und äusseren U-Bogen füllt man dabei mit je 5 ml 1-%-Schwefelsäure-Sperrflüssigkeit. Um ein Festklemmen der Schlifflöcher zu verhindern, empfiehlt es sich, den Schliffkern des Aufsatzes mit einer Teflon-Manschette (Fisons Scientific Apparatus Ltd., London) zu überziehen.

Der Kjeldahl-Aufschluss erfolgt bei 310°C auf einem Infrabrenner während 30 Minuten. Nach dem Erkalten fügt man die Sperrflüssigkeit des *inneren* U-Bogens zum Aufschlussgut und spült den Aufsatzteil und den Kolbenhals mit je 10 ml Wasser, so dass etwa 25 ml Flüssigkeit im Kolben zurückbleiben.

Die Destillationsapparatur wird mit NH_4 -freiem Wasser gefüllt (2,5 l) und mit 5 ml kaltgesättigter Natriumkarbonatlösung (Na_2CO_3 p.A. Merck) versetzt. Nach einem Vorlauf von etwa 300 ml werden 10 ml 32-%-Natronlauge (NaOH p.A. Merck) der Wasserdampfdestillation unterworfen, dieses Destillat wird verworfen (s. SCHMID [57], S. 252). Dann bringt man den Kolben mit der ersten Probe auf die Destillationsapparatur, fügt 10 ml 32-%-Natronlauge zum Aufschlussgut und destilliert in die saure Vorlage (30 ml Wasser und 3 Tropfen 10-%-Schwefelsäure) bis zur 100-ml-Marke.

Nach der Destillation fügt man zum Destillat 4 ml Nessler-Reagenz und misst die Extinktion nach 20 Minuten bei 440 nm gegen destilliertes Wasser in einer 10-cm-Küvette.

Da die Schwefelsäure selbst schon Stickstoff enthält, müssen zu jeder Serie zwei Blindproben aufgeschlossen werden. Zur Bestimmung des Blindwertes werden Glasfaserfilter wie eine Probe behandelt. Der Blindwert wird jeweils von den Probenwerten abgezogen.

Bei einer Filtration von 200 ml beträgt der Messbereich 10–400 μg partikulärer Kjeldahl-N/l.

Beim äusserst geringen Gehalt von 50 μg part. N/l (Vierwaldstättersee 20. Januar 1969) betrug die Standardabweichung bei einer Filtration von 200 ml $s = \pm 10 \mu g$ N/l. Diese hohe Genauigkeit ermöglicht die Bestimmung des part. N in oligotrophen Gewässern und bei hohen Nitratkonzentrationen, während die Methode nach SCHMID [57] zu starke Streuungen aufweist (Tab. 3).

2.222 Bestimmung des gelösten organischen Kjeldahl-Stickstoffs

Bei der Bestimmung des gelösten organischen Stickstoffs im filtrierten Wasser begegnen wir oft Nitratkonzentrationen, die die Konzentration des organischen N und Ammonium-N übersteigen. Nitrate stören, indem sie eine Abnahme der Kjeldahl-

Tab. 3. Vergleich zwischen Glasfaserfiltermethode und der Differenzmethode nach SCHMID [57]. Urnersee 5. Februar 1969 (Vollzirkulation). Nitratgehalt 350 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$.

Tiefe m	$\mu\text{g part. N/l}$	
	Glasfiltermethode	Rohwasser minus filtriertes Wasser nach SCHMID [57]
0	60	10
5	40	40
10	50	50
15	60	10
20	40	20
30	50	30
50	60	20
100	60	0
195	90	0

Werte bewirken (Abb. 2). Nach Untersuchungen von PROCHAZKOVA [47] mit reinen Lösungen kann die $\text{NO}_3\text{-Störung}$ durch Zugabe von Natriumchlorid verhindert werden, wahrscheinlich infolge Bildung von flüchtigen Verbindungen wie NOCl und NO_2Cl . Überwiegt $\text{NO}_3\text{-N}$, so gibt man vor dem Aufschluss noch Natriumbisulfit zu.

Aus Abb. 2 ist ersichtlich, dass bei Verwendung von Peroxid für den Kjeldahl-Aufschluss im filtrierten Seewasser immer niedrigere Werte erhalten werden als bei NaCl - und NaHSO_3 -Zugabe. Vorversuche mit filtrierte Vierwaldstätterseewasser haben gezeigt, dass, auch bei nichtvollständiger Verbrennung des Ausschlusses, mit H_2SO_4 allein höhere N-Werte erhalten werden als bei Verwendung von Peroxid als Oxydationsmittel. Die analytischen Probleme bei der Bestimmung der gelösten organischen N-Verbindungen im Seewasser sind noch nicht befriedigend gelöst. Das zeigte sich auch in der erhöhten Standardabweichung. Bei unseren Untersuchungen wurde nach den Empfehlungen von PROCHAZKOVA [47] gearbeitet.

Analysenvorschrift zur Bestimmung des gelösten organischen Stickstoffs im filtrierte Seewasser:

Zu 200 ml filtrierte Seewasser (0,45 μm filtrierte) gibt man 2 ml konz. Schwefelsäure (p.A. Merck) und 1 ml 5-%-Natriumchloridlösung. Man lässt die Proben auf dem Infrabrenner auf etwa 10 ml eindampfen, stellt die Brenner auf 310°C ein und gibt dann 1 ml Natriumbisulfit (5% NaHSO_3) zu. Kurz nachdem sich die ersten SO_3 -Dämpfe gebildet haben, verschliesst man die Kjeldahl-Kolben mit den Aufsätzen. Anschließend wird während 1 Stunde bei 310°C aufgeschlossen.

Die Destillation und Nessler-Zugabe erfolgt wie bei der Bestimmung des part. N. Den Blindwert ermittelt man durch Aufschluss von 2 ml H_2SO_4 , 1 ml 5-%- NaCl und 1 ml 5-%- NaHSO_3 .

Bei Verwendung von 200 ml filtrierte Wasser beträgt der Messbereich 10–400 μg Kjeldahl-N/l.

Bei einem Gehalt von 130 $\mu\text{g N/l}$ betrug die Standardabweichung $s = \pm 20 \mu\text{g N/l}$ (Filtration von 150 ml Vierwaldstätterseewasser, NO_3 -Gehalt 460 $\mu\text{g N/l}$).

2.23 Bestimmung des Kjeldahl-Stickstoffs im aufgefangenen Sediment

BLOESCH [11] hat das aus der trophogenen Schicht stammende Sediment in verschiedenen Tiefen aufgefangen und die Sedimentation während jeweils 14 Tagen gemessen. Das Sediment wurde bei 50 °C getrocknet und das Trockengewicht bestimmt.

Für die N-Analyse wurden 20 mg Trockensubstanz in einen trockenen Kjeldahl-Kolben eingewogen und mit 2 ml konz. Schwefelsäure während 30 Minuten aufgeschlossen (310 °C). Für die vollständige Verbrennung fügt man 6 Tropfen Perhydrol zu und schliesst nochmals während 20 Minuten auf. Beim Aufschluss und der anschließenden Wasserdampfdestillation verfährt man wie bei der Bestimmung des partikulären Stickstoffs. Vor der Nessler-Zugabe verdünnt man das Destillat 10- bis 20mal und misst die Extinktion bei 440 nm in einer 10-cm-Küvette.

2.24 Bestimmung der Phosphorkomponenten

Orthophosphat:

Bestimmung mit der Ammoniummolybdat-Zinnchlorid-Methode nach AMBÜHL et al. [6].

Gesamtphosphor:

Die Gesamt-P-Konzentration wurde nach SCHMID et al. [56] bestimmt. Der partikuläre Phosphor ergibt sich aus der Differenz der Gesamt-P-Konzentration im Rohwasser und derjenigen des Filtrats (0,45 µm filtriert).

2.25 Bestimmung des gelösten Sauerstoffs und des Sulfids

Sauerstoff:

Bestimmung nach Winkler, modifiziert nach ALSTERBERG [1] (Vorschrift der EAWAG).

Schwefelwasserstoff:

Die quantitative Bestimmung erfolgte colorimetrisch mit Dimethyl-*p*-phenylen-diaminchlorid und Eisen-III-ammoniumsulfat (Vorschrift EAWAG).

2.26 Bestimmung des anorganischen Gesamtkohlenstoffs

Der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (gelöstes CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻) wurde mit Hilfe des pH-Wertes (pH-Gerät Radiometer Typ PHM26 mit Glaselektrode) und der Alkalinität nach HARVEY [29] berechnet.

Alkalinität (Säurebindungsvermögen):

100 ml Probewasser werden mit 0,1 N Salzsäure gegen Methylorange als Indikator titriert. Die Titration erfolgt dabei unter Stickstoffstrom, dadurch wird das gebildete freie CO₂ ausgetrieben.

2.3 Biologische Untersuchungsmethoden

2.31 Produktionsmessung mit der C¹⁴-Methode

Für den C¹⁴-Ansatz füllte man 125 ml Jenaer Flaschen ab. Zu diesen Flaschen fügte man 1 ml sterile, radioaktive NaHC¹⁴O₃-Lösung (etwa 6 Mikrocurie). Die Proben wurden jeweils von 10 bis 14 Uhr in den entsprechenden Tiefen im See exponiert. Nachher filtrierte man 25 ml (Sartorius Membranfilter 0,22 µm) und klebte die Filter

mit dem Plankton mit «Rubber-Cement» in Metallschälchen. Um die Filter von anorganischen C^{14} -Verbindungen zu befreien, wurden sie während 20 Minuten rauchender Salzsäure ausgesetzt.

Die Ampullenaktivität wurde, wie bei VOLLENWEIDER [77] beschrieben, mit der Bariumkarbonatmethode bestimmt.

Die Aktivität der Planktonfilter wurde in der Radiologischen Abteilung an der EAWAG mit dem Methandurchflusszähler (Firma Frieseke und Hoepfner) gemessen.

2.32 Planktonuntersuchungen

Die qualitativen und quantitativen Planktonuntersuchungen wurden mit dem Umkehrmikroskop nach UTERMÖHL [74] ausgeführt.

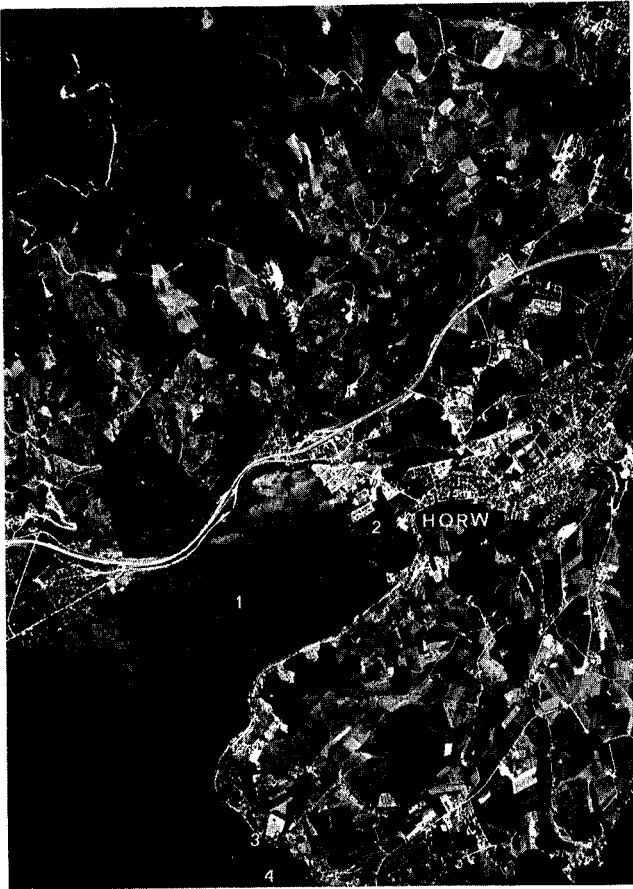


Abb. 3. Horwer Bucht des Vierwaldstättersees (Aufnahme der Swissair Photo AG, Zürich).
1 Probenahmestelle, 2 Horwer Bach, 3 Hydrobiologisches Labor Kastanienbaum, 4 Expositionsstelle für die Nährstofftestzellen.

3. Resultate der Seeuntersuchungen

3.1 Orographie und Probenahmestelle

Vierwaldstättersee (Horwer Bucht)

Die Morphologie des Vierwaldstättersees ist bei AMBÜHL [5] beschrieben.

Die untersuchte Stelle liegt in der Horwer Bucht. Das fast rechteckige Becken von $1 \times 1,5$ km Uferlänge ist maximal 72 m tief, das Volumen beträgt $72 \cdot 10^6$ m³. Die genauen Isobathenflächen sind bei GÄCHTER [24] angegeben.

In den Jahren 1969/70 wurden monatlich an dem in Abb. 3 bezeichneten Punkt mit der Friedinger-Schöpfflasche aus folgenden Tiefen Proben entnommen: 0, (1), 2,5, 7,5, 10, 12,5, 15, 25, 35, 45 und 60 m. Die Proben direkt über dem Seesediment wurden mit dem Schlammot [80] gehoben, dabei wurde das in der Plexiglasröhre überstehende Wasser mit einem Heber abgesaugt. Die maximale Tiefe beträgt an dieser Stelle 62 m.

Rotsee

Der Rotsee liegt in einer windstill gelegenen Mulde nördlich von Luzern. Bei einer Länge von 2,5 km, einer Breite von 0,15–0,25 km und einer maximalen Tiefe von 16 m beträgt das Volumen $4,3 \cdot 10^6$ m³, die mittlere Tiefe ist 9 m [38].

Bis zum Jahre 1933 wurde der See durch die Abwässer des ganzen anliegenden Stadtquartiers belastet. Ein Teil der Abwässer wurde dann in einer Sammelanlage mechanisch gereinigt und direkt in den Auslauf des Sees geleitet. Seit Juni 1969 werden alle Abwässer vom See weggeleitet. In den Jahren 1969/70 wurde monatlich an in Abb.4 bezeichneten Punkt aus folgenden Tiefen Proben entnommen: 0, 1, 2,5, 5, 7,5 und 14 m.

3.2 Thermik

Horwer Bucht

In Abb. 5 ist der jahreszeitliche Verlauf der Temperatur während der Untersuchungsperiode festgehalten. Während der Vollzirkulation im Februar betrug die



Abb. 4. Rotsee (Aufnahme der Swissair Photo AG, Zürich). 1 Probenahmestelle, 2 Reuss-Stolleninlauf, 3 Auslauf.



Abb. 5. Isothermen der Horwer Bucht (°C).

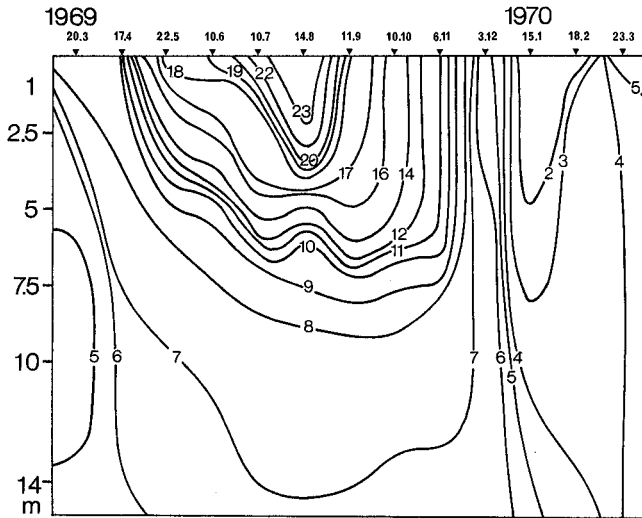


Abb. 6. Isothermen des Rotsees (°C).

Temperatur 4,5°C. Bis zum Ende der Sommerstagnation reichte der Temperaturanstieg bis in 50 m Tiefe. Unterhalb dieser Tiefe blieb die Temperatur während des ganzen Jahres konstant. Die höchsten Temperaturen wurden im August mit 22,7°C gemessen.

Rotsee

In Abb. 6 sind die Isothermen des Rotsees dargestellt. Maximale Temperaturen wurden im August (23,5°C) gemessen. Die 8-°C-Isotherme reichte im Gegensatz zur Horwer Bucht (25 m) nur bis in 8 m Tiefe, das Metalimnion (Thermokline) lag während der Sommerstagnation in 2 bis 6 m Tiefe.

In der Dezember-Serie wurde in den oberen Wasserschichten 5°C, im Tiefwasser 6°C gemessen. Eine Erklärung dazu finden wir im höheren Salzgehalt des Tiefenwassers und die dadurch bedingte Dichtezunahme. In den Monaten Januar und Februar war der Rotsee von einer bis 10 cm dicken Eisschicht bedeckt.

In Abb. 7 sind für beide Seen die maximalen Temperaturdifferenzen pro 1 m Wasserschicht aufgetragen. Die Temperaturschichtung liefert gleichzeitig eine Aussage über die Dichteschichtung und somit auch über den Grad der Absperrung der hypolimnischen Schichten vom Epilimnion.

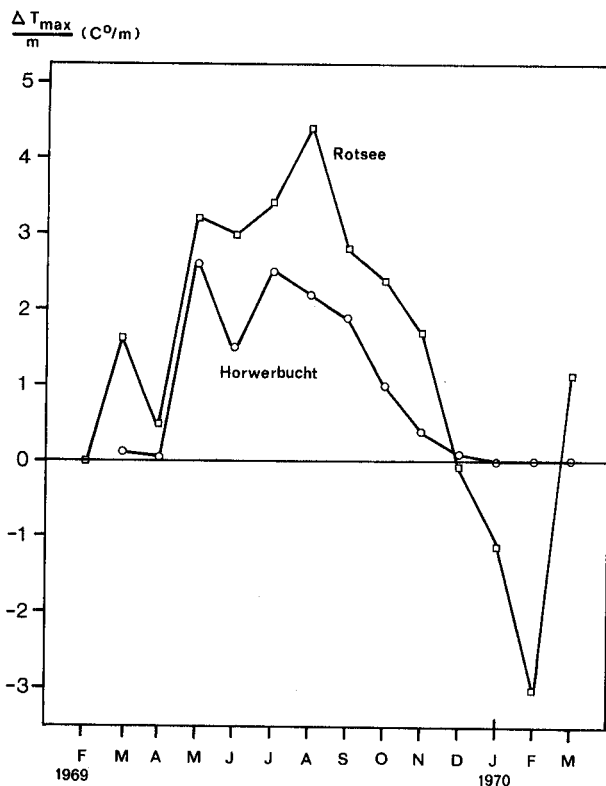


Abb. 7. Maximaler Temperaturgradient der Horwer Bucht und des Rotsees.

Auf Grund der gemessenen Temperaturdifferenzen ist der Rotsee viel stabiler geschichtet als die Horwer Bucht. Der hohe Salzgehalt im Tiefenwasser und die dadurch bedingte Dichtezunahme verhindert im Rotsee wahrscheinlich auch bei Homothermie eine Vollzirkulation, so dass er als fakultativ meromiktische angesehen werden muss.

3.3 Lichtverhältnisse

Mit Hilfe der Lichtkomponente, die den kleinsten vertikalen Extinktionskoeffizienten aufweist, also am tiefsten ins Wasser eindringt, lässt sich die euphotische (trophogene) Schicht abschätzen. Nach RHODE [49] korrespondiert normalerweise die Tiefe, in der noch 1% der Oberflächenintensität des grünen Lichtes gemessen wird, mit der Kompensationstiefe, das heisst unterhalb dieser Tiefe ist während 24 Stunden die Respiration grösser als die Assimilation.

In den Tab. 4 und 5 sind die Sichttiefen und die 1%-Grenzen für verschiedene Spektralbereiche zusammengestellt.

In der Horwer Bucht drang das grüne Licht, gefolgt von Blau, am tiefsten ein. Die 1%-Grenze für VG9 variierte zwischen 4,3 und 19,0 m.

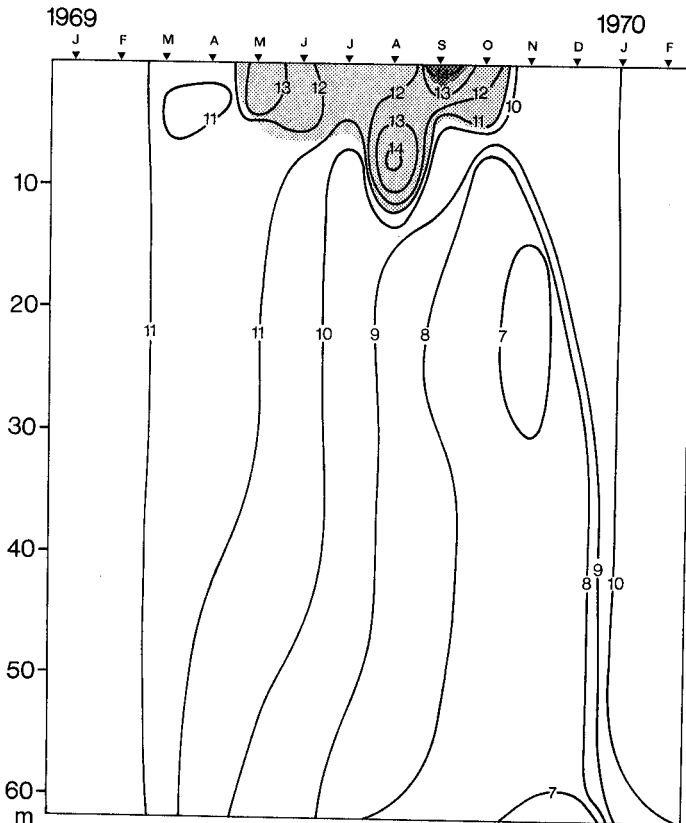


Abb. 8. Sauerstoff ($\text{mg O}_2/\text{l}$) der Horwer Bucht. Schwacher Punktraster = 100% Sättigung. Starker Punktraster = 150% Sättigung.

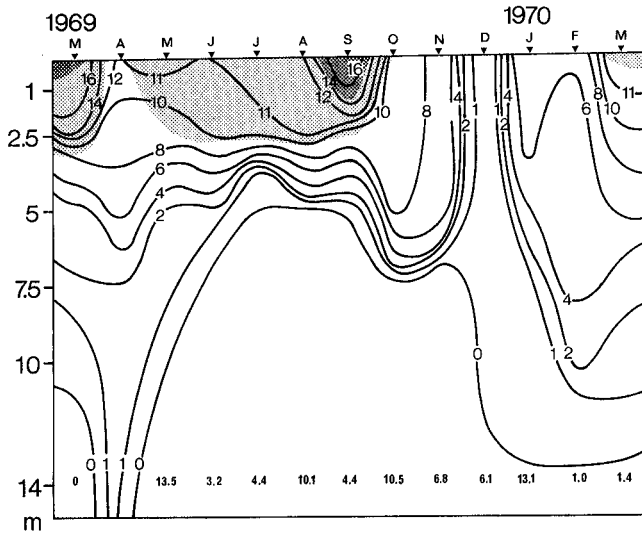


Abb. 9. Sauerstoff ($\text{mg O}_2/\text{l}$) und Schwefelwasserstoff ($\text{mg S}^{2-}/\text{l}$) des Rotsees. Schwacher Punktraster = 100% Sättigung, starker Punktraster = 150%. Schwefelwasserstoff nur in 14 m angegeben.

Grünes Licht drang auch im Rotsee immer am tiefsten ein, dicht gefolgt von Rot. Die 1%-Grenze für VG9 schwankte zwischen 3,7 und 9,2 m.

Bei den Sichttiefen ist auffallend, dass im Mai/Juni und September/Oktober die Werte im Rotsee grösser waren als in der Horwer Bucht.

3.4 Sauerstoff

In Seen besteht eine enge Beziehung zwischen Sauerstoffgehalt und den biologischen Produktions- und Abbauprozessen. Durch die Ausbildung der thermischen Schichtung wird in Seen temperierter Zonen der Gasaustausch zwischen Epi- und Hypolimnion unterbunden. Da die im Epilimnion produzierte Biomasse langsam ins Hypolimnion absinkt und zersetzt wird, kann die dabei auftretende Sauerstoffzehrung als Mass der Produktion und indirekt der Nährstoffversorgung dienen.

Horwer Bucht

Der Sauerstoffgehalt (Abb. 8) am Ende der Vollzirkulation (März) betrug 11,5 mg/l. Über Grund wurde am Ende der Sommerstagnation (November) noch 6,5 mg/l gemessen, die Sauerstoffzehrung betrug hier also 5 mg/l.

Die epilimnischen Sauerstoffmaxima fallen mit den höchsten partikulären Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen zusammen. Das Sauerstoffmaximum in 7,5 bis 10 m im August wird dabei durch die Photosyntheseaktivität eingeschichteter *Oscillatoria rubescens* bewirkt. Im November zeigte sich ein metalimnisches Sauerstoffminimum von 6,3 mg/l, wahrscheinlich lässt sich dieses Minimum auf die Abbauprodukte von Bakterien zurückführen, die direkt unter der photosynthetischen Schicht das anfallende Planktonmaterial teilweise mineralisieren.

Rotsee

Epilimnische Sauerstoffmaxima von 16 mg O₂/l wurden im März und September gemessen (Abb. 9). Im Hypolimnion wurde nur im April etwa 1 mg O₂/l gemessen,

Tab. 4. Sichttiefen in der Horwer Bucht und 1-%-Grenzen für blaues (BG12), grünes (VG9) und rotes Licht (RG2), bezogen auf die Oberflächenintensität (= 100%).

	1969											1970		
	25. 1.	19. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
Sichttiefe	7,2	6,2	4,4	6,0	2,1	2,6	3,1	3,2	1,7	2,4	4,2	5,2	8,5	6,4
1% BG12	11,3	13,6	10,9	15,6	3,8	6,1	5,8	-	2,6	6,9	7,4	9,5	14,5	13,2
1% VG9	15,0	17,4	13,5	18,2	7,9	11,3	10,8	-	4,3	11,9	10,2	14,0	-	19,0
1% RG2	7,5	10,2	8,0	11,0	5,8	7,3	6,8	-	3,7	6,1	7,8	7,5	9,0	5,6

Tab. 5. Sichttiefen und 1-%-Grenzen des Rotsees.

	1969											1970	
	20. 3.	20. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 7.	10. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	9. 12.	15. 1.	18. 2.	23. 3.
Sichttiefe	1,0	1,2	3,0	3,2	1,8	1,6	2,1	3,5	3,3	3,0	1,2	1,4	1,0
1% BG12	1,4	1,0	4,0	4,1	2,5	3,2	2,9	3,7	3,5	4,4	-	2,0	1,4
1% VG9	4,3	3,7	6,5	6,5	4,1	5,6	6,0	9,2	4,9	8,2	-	4,9	5,5
1% RG2	4,3	3,7	6,0	5,8	4,1	5,2	4,2	5,4	4,0	5,6	-	4,1	5,5

Tab. 6. Phosphatkonzentrationen der Horwer Bucht ($\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$).

Tiefe m	1969											1970		
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	3,4	4,6	2,2	3,4	2,6	2,2	2,1	0,7	2,0	1,4	0	1,3	7,6	11,4
2,5	2,8	4,6	2,9	3,4	3,5	2,3	2,8	1,3	1,8	1,6	0,1	1,8	-	-
5	3,2	4,2	2,4	3,5	1,5	2,3	1,0	1,7	0	2,1	0,6	1,8	7,3	11,4
7,5	3,8	4,2	2,9	3,5	1,3	2,3	1,0	1,7	0	0,6	0,6	1,7	-	-
10	3,5	4,3	3,0	3,7	1,0	2,3	1,5	0,6	0	0,5	0,6	1,8	7,3	12,0
12,5	3,5	4,4	4,0	4,0	1,4	1,9	1,4	0,4	0	0,4	1,0	1,3	-	-
15	3,2	4,4	3,6	4,0	1,4	2,3	3,8	0,3	0	0,6	2,4	1,7	7,3	11,6
25	3,3	4,5	3,8	4,9	2,0	2,7	5,7	1,5	1,1	0,9	4,2	1,8	7,3	11,8
35	4,0	4,4	3,8	5,1	4,8	5,9	7,6	8,4	4,9	4,2	4,3	4,8	7,3	13,6
45	4,4	4,5	4,3	6,8	8,3	4,9	9,7	14,0	11,1	10,2	11,6	12,0	8,3	14,0
60	4,8	5,9	14,3	7,0	11,5	14,3	15,3	22,1	24,2	31,2	25,4	22,5	18,6	13,4
Grund	4,6	10,0	22,6	10,0	11,6	15,7	18,4	27,6	-	40,6	-	25,7	23,5	14,6

Tab. 7. Partikulärer Phosphor der Horwener Bucht (μg part. P/l).

Tiefe m	1969										1970			
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	13,4	14,6	15,3	8,7	34,5	21,0	16,4	14,8	24,8	21,0	16,0	10,6	7,5	10,4
2,5	13,8	15,8	18,4	6,6	36,9	23,2	16,6	16,4	36,5	22,4	15,5	8,9	—	—
5	13,0	14,7	15,0	12,1	23,5	16,0	12,8	14,6	22,7	33,1	18,4	10,2	7,9	11,8
7,5	12,6	13,9	14,1	11,9	18,1	21,5	10,7	15,0	12,4	15,5	15,0	11,2	—	—
10	14,0	11,9	12,6	10,3	16,0	14,8	8,1	19,7	10,0	10,8	19,3	10,7	7,2	8,6
12,5	13,0	14,0	12,8	10,2	14,5	13,5	4,3	13,1	7,3	9,9	13,8	7,4	—	—
15	14,0	14,0	12,0	10,7	15,0	9,6	6,5	8,5	7,7	9,3	6,0	9,1	9,2	9,4
25	13,0	12,3	10,4	8,7	8,3	7,5	3,1	6,7	8,4	5,9	4,5	14,2	9,1	8,2
35	11,4	13,2	11,4	8,4	9,2	5,1	2,2	6,4	2,0	6,9	4,3	3,2	8,0	8,0
45	11,2	11,2	10,4	6,4	5,2	4,8	3,0	2,2	4,9	10,2	7,3	3,2	3,8	7,2
60	13,8	10,4	9,8	7,0	4,0	3,8	2,0	9,1	10,0	17,0	1,8	6,1	6,2	9,6
Grund	18,3	10,0	14,9	12,8	7,6	2,7	9,3	—	—	—	—	—	—	—

Tab. 8. Gesamtposphorkonzentrationen der Horwener Bucht (μg Gesamt-P/l).

Tiefe m	1969										1970			
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	22,0	24,2	20,8	13,2	40,5	27,0	24,8	21,2	32,6	30,4	18,1	16,2	19,8	23,8
2,5	22,4	23,8	24,0	12,0	45,5	30,0	23,3	24,0	44,2	31,2	19,8	16,2	—	—
5	21,6	23,2	20,6	17,4	30,0	24,2	20,0	21,0	28,9	41,4	22,9	18,6	20,1	24,0
7,5	20,2	22,0	18,6	17,5	23,1	28,2	16,4	20,8	17,5	19,0	19,1	19,7	—	—
10	23,0	22,1	17,1	15,8	21,0	20,8	14,3	27,0	16,3	14,5	23,8	19,0	19,8	23,0
12,5	21,8	23,0	17,4	16,0	21,0	18,0	12,7	18,6	11,4	13,6	18,0	15,7	—	—
15	23,8	23,2	17,5	19,9	20,0	14,8	14,3	14,6	12,0	13,6	11,0	18,2	21,0	23,8
25	22,2	20,6	15,4	15,6	13,8	12,9	13,5	13,4	12,6	9,6	11,1	19,9	21,4	23,2
35	21,8	21,0	16,6	15,5	17,5	12,6	14,2	19,4	10,4	14,6	10,9	11,3	21,0	23,0
45	22,4	20,3	17,2	14,4	18,0	13,0	18,0	22,0	17,8	23,4	21,3	18,3	21,6	23,0
60	24,4	20,8	37,4	15,0	22,2	22,5	22,4	31,5	37,0	49,0	32,0	33,4	33,6	25,4
Grund	30,0	25,4	55,5	22,5	23,6	30,0	30,3	—	—	—	—	—	—	—

sonst herrschten anaerobe Verhältnisse. Der Sauerstoffschwund reichte im Sommer bis auf 5 m Tiefe, gleichzeitig konnte man beträchtliche Mengen an Schwefelwasserstoff nachweisen.

3.5 Phosphorkomponenten

Horwer Bucht

Den Phosphorkreislauf in der Horwer Bucht und die Beziehung zur planktischen Primärproduktion hat GÄCHTER [24] ausführlich dargestellt. Aus direkten Messungen der Primärproduktion im See und in Plastikbehältern, die im See exponiert wurden, konnte eine enge Beziehung zwischen Primärproduktion und Gesamtposphorkonzentration nachgewiesen werden. Die in den Tab. 6, 7 und 8 zusammengestellten Werte für Phosphat, partikulären Phosphor und Gesamt-P mögen zur Charakterisierung des Sees während der Untersuchungsperiode dienen.

Die Phosphatkonzentrationen während der Vollzirkulation betragen im Februar 1969 $4,5 \mu\text{g}$ und im Februar 1970 $11,5 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$, dabei muss aber berücksichtigt werden, dass der Gesamt-P in beiden Jahren etwa $23 \mu\text{g P/l}$ betrug. Epilimnische Phosphatminima wurden in den Monaten August bis November gemessen.

Hohe Konzentrationen an part. P traten im Frühjahr (Mai) und Herbst (September/Oktober) auf. Im Mai und September wurde in 2,5 m Maxima von $37 \mu\text{g part. P/l}$ gemessen.

Rotsee

Die Konzentrationen der verschiedenen P-Komponenten wurden von BLOESCH [11] monatlich bestimmt und sind in den Tab. 9, 10 und 11 zusammengestellt.

Zum Zeitpunkt maximaler Zirkulation (Februar 1970) betrug der Phosphatgehalt in den oberen Schichten etwa $200 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ und im Mittel über die ganze Tiefe $320 \mu\text{g P/l}$. Die epilimnischen Phosphatminima (weniger als $5 \mu\text{g P/l}$) reichten im Juli/August bis in 5 m Tiefe. In 14 m Tiefe zeichnete sich vom April 1969 bis Januar 1970 eine Phosphatanreicherung von $500 \mu\text{g}$ auf $1600 \mu\text{g P/l}$ ab.

Im Epilimnion wurden partikuläre P-Konzentrationen von über $100 \mu\text{g P/l}$ im März/April und unter Eis im Januar/Februar gemessen. Im Mai und September fielen die Konzentrationen des part. P in der Schicht maximaler Produktion unter die entsprechenden Konzentrationen der Horwer Bucht. Im Rotsee wurde während der Sommerstagnation eine ausgeprägte Verarmung an Gesamt-P im Epilimnion beobachtet.

3.6 Stickstoffkomponenten

3.61 Anorganische N-Komponenten

In sauerstoffreichen Gewässern liegt der Hauptteil des assimilierbaren anorganischen Stickstoffs als Nitrat vor. Dieser +5wertige Stickstoff muss von den Algen zuerst in die -3wertige Form des NH_4 übergeführt werden, bevor der Stickstoff in die Aminosäuren, Säureamide und anderen Molekültypen wie Nucleotide und Pyrrole eingebaut werden kann. Die meisten Algen, die anorganischen N assimilieren, sind befähigt, NO_3 , NO_2 und NH_4 zu verwerten und erreichen damit gleiches Wachstum [13].

Hohe Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen können zwar hemmend wirken, aber schädigende Konzentrationen kommen in natürlichen Gewässern selten vor.

Tab. 9. Phosphatkonzentrationen des Rotsees ($\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$).

Tiefe m	1969														1970		
	20. 3.	18. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 7.	14. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	5. 12.	15. 1.	18. 2.	23. 3.				
0	48	114	74	66	4	3	2	8	51	228	226	191	108				
1	62	119	74	72	4	2	2	4	49	216	188	191	132				
2,5	169	179	107	79	5	2	2	6	48	225	197	191	147				
5	202	131	228	251	244	3	4	6	51	218	199	196	182				
7,5	293	271	334	395	404	412	482	572	56	213	255	196	210				
14	1710	492	630	762	846	862	1118	1308	1126	1234	1620	760	808				

Tab. 10. Partikulärer Phosphor des Rotsees ($\mu\text{g part. P/l}$).

Tiefe m	1969														1970		
	20. 3.	18. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 7.	14. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	5. 12.	15. 1.	18. 2.	23. 3.				
0	142	130	17	27	35	25	32	27	39	36	225	109	38				
1	-	109	29	51	41	21	29	27	32	62	116	84	88				
2,5	128	74	15	29	60	26	33	32	27	31	37	96	58				
5	42	120	96	38	56	48	45	51	32	57	29	88	18				
7,5	14	85	29	51	27	69	80	6	95	51	15	89	12				
14	26	47	127	32	41	27	25	60	61	98	96	54	118				

Tab. 11. Gesamtposphorkonzentrationen des Rotsees ($\mu\text{g Gesamt-P/l}$).

Tiefe m	1969														1970		
	20. 3.	18. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 7.	14. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	5. 12.	15. 1.	18. 2.	23. 3.				
0	542	298	132	110	71	42	43	44	104	289	718	384	195				
1	490	307	139	109	70	36	41	40	94	304	324	344	262				
2,5	508	286	145	118	93	41	43	47	89	301	315	344	242				
5	515	303	343	287	320	94	61	64	98	303	290	332	232				
7,5	612	392	393	434	470	494	570	638	177	301	291	317	260				
14	2364	540	720	837	916	927	1235	1450	1189	1434	1778	912	948				

Tab. 12. Nitratkonzentrationen der Horwer Bucht ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$).

Tiefe m	1969												1970	
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	360	330	380	315	100	160	140	100	5	8	140	330	360	410
2,5	350	330	370	310	105	160	130	90	100	9	130	300	-	-
5	350	310	380	320	280	230	230	160	160	28	130	310	360	420
7,5	350	320	370	315	300	300	250	110	210	190	140	330	-	-
10	350	320	390	320	300	310	310	135	240	240	140	300	370	380
12,5	350	300	380	320	300	320	340	225	270	290	230	300	-	-
15	350	310	390	315	320	340	390	450	310	330	370	310	370	400
25	350	310	390	325	340	370	400	415	440	440	450	430	370	400
35	380	320	390	335	360	410	400	425	440	430	430	440	370	400
45	350	310	410	340	400	410	420	440	440	430	440	440	380	410
60	350	310	410	350	410	450	440	420	440	410	430	450	410	410
Grund	350	340	390	345	400	430	460	440	440	420	430	320	410	440

Tab. 13. Nitritkonzentrationen der Horwer Bucht ($\mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$).

Tiefe m	1969												1970	
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	0,2	0,2	0,8	1,0	5,2	6,2	5,7	3,6	0	0,4	2,3	1,2	1,1	0,4
2,5	0,2	0,2	0,8	1,0	5,3	5,7	5,7	4,3	2,9	0,4	2,6	0,8	1,1	0,4
5	0,2	0,2	0,5	0,8	3,0	5,2	5,8	4,4	2,3	1,0	2,5	1,0	1,1	0,4
7,5	0,2	0,2	0,5	1,0	2,6	4,3	7,7	4,2	1,7	3,0	2,5	0,4	1,1	0,4
10	0,2	0,2	1,5	1,0	2,6	4,0	8,9	3,3	2,0	10,8	2,5	1,0	1,1	0,4
12,5	0,2	0,2	0,8	1,0	2,6	3,7	8,2	2,5	0,8	8,0	2,0	1,0	1,1	0,4
15	0,2	0,2	0,5	1,0	2,9	4,0	0,7	4,0	0,5	8,6	1,0	1,2	1,1	0,4
25	0,2	0,2	0,2	1,2	5,4	3,4	0	1,0	0,6	0,5	3,2	0,6	1,0	0,4
35	0,2	0,2	0,2	1,5	9,0	1,6	1,1	0,2	0	2,0	0,2	0,4	1,1	0,8
45	0,2	0,2	0,2	2,0	0,2	1,4	2,1	1,1	0	2,6	0,2	0,5	1,1	1,2
60	0,2	0,2	0,8	2,8	1,4	11,4	1,9	2,8	3,8	3,2	3,0	0,1	1,1	2,2
Grund	0,5	1,4	1,5	3,0	1,6	11,2	1,8	2,8	2,4	3,3	3,8	-	1,2	2,0

Tab. 14. Ammoniumkonzentrationen der Horwer Bucht ($\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$).

Tiefe m	1969										1970			
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	0	0	0	20	0	10	30	0	0	0	0	10	0	0
2,5	0	0	0	20	0	0	10	0	10	20	10	0	0	0
5	0	0	0	20	10	0	10	0	10	20	0	0	10	0
7,5	0	0	0	20	20	10	40	0	10	60	20	0	0	0
10	0	0	0	30	20	30	30	0	20	40	0	0	0	0
12,5	0	0	0	30	20	60	20	0	10	30	0	0	0	0
15	0	0	0	30	20	60	20	0	20	30	20	0	0	0
25	0	0	0	30	20	40	10	0	0	10	0	0	0	0
35	0	0	10	30	20	10	10	0	10	20	0	0	0	0
45	0	0	0	30	0	10	10	0	0	10	20	0	0	0
60	0	0	40	30	20	20	30	30	30	40	20	0	0	0
Grund	50	20	90	30	20	30	20	30	50	70	-	-	10	0

SYRETT [65] zeigte, dass hungernde Chlorellazellen sich bei Zugabe äquivalenter N-Mengen mit Ammonium schneller erholten als mit Nitrat. Ist die Energie begrenzt (z.B. schwache Lichtintensitäten), ist das Wachstum mit Ammonium-N effektiver als mit Nitrat-N.

Diese physiologischen Feststellungen zeigen, dass bei der Frage, ob anorganische N-Verbindungen in einem See wachstumsbegrenzend wirken, jeweils die Konzentrationen von NO_3 , NO_2 und NH_4 untersucht werden müssen.

Horwer Bucht

Die exakten Analysenwerte für die anorganischen N-Verbindungen sind in den Tab. 12, 13 und 14 zusammengestellt.

Nitrat:

Abb. 10 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Nitratkonzentrationen in den verschiedenen Seetiefen. Die Konzentration während der Zirkulationszeit betrug etwa $400 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$. Ab April beginnt die epilimnische Nitratzehrung. Bis zum Ende der Sommerstagnation sank in der Schicht maximaler Produktion die Nitrat-

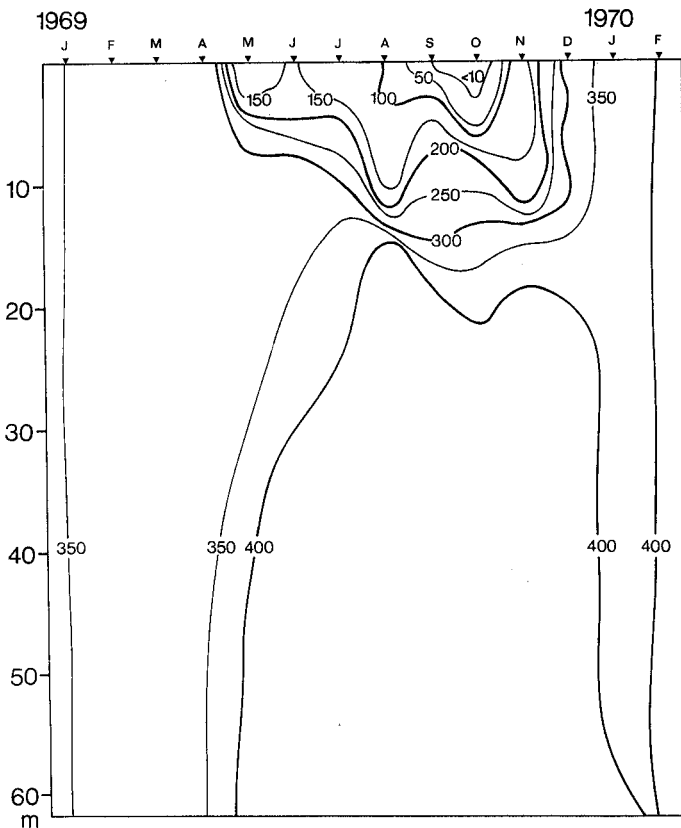


Abb. 10. Nitratkonzentration ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$) der Horwer Bucht.

konzentration bis auf $4 \mu\text{g/l}$, wobei gleichzeitig nur $1 \mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$ und kein $\text{NH}_4\text{-N}$ nachgewiesen werden konnte (Tab. 15).

Unterhalb von 20 m fand eine Nitratanreicherung statt, die vom April bis zum Oktober etwa $100 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ betrug.

Tab. 15. Nitratminimum der Horwer Bucht (19. 9. 69).

Tiefe (m)	0	1	2,5	5	7,5	10	12,5	15
$\text{NO}_3\text{-N } \mu\text{g/l}$	5	4	4	23	133	180	250	260
$\text{NO}_2\text{-N } \mu\text{g/l}$	1	1	1	1	1,4	1,4	1,6	1
$\text{NH}_4\text{-N } \mu\text{g/l}$	0	0	0	0	—	—	—	—

Nitrit:

Die zeitlichen und räumlichen Veränderungen der Nitritkonzentrationen in der Horwer Bucht zeigt Abb. 11.

Nitrit ist das erste Zwischenprodukt bei der Nitratassimilation. Das epilimnische Maximum vom Mai bis in den August ist möglicherweise auf starke Nitratassimilation

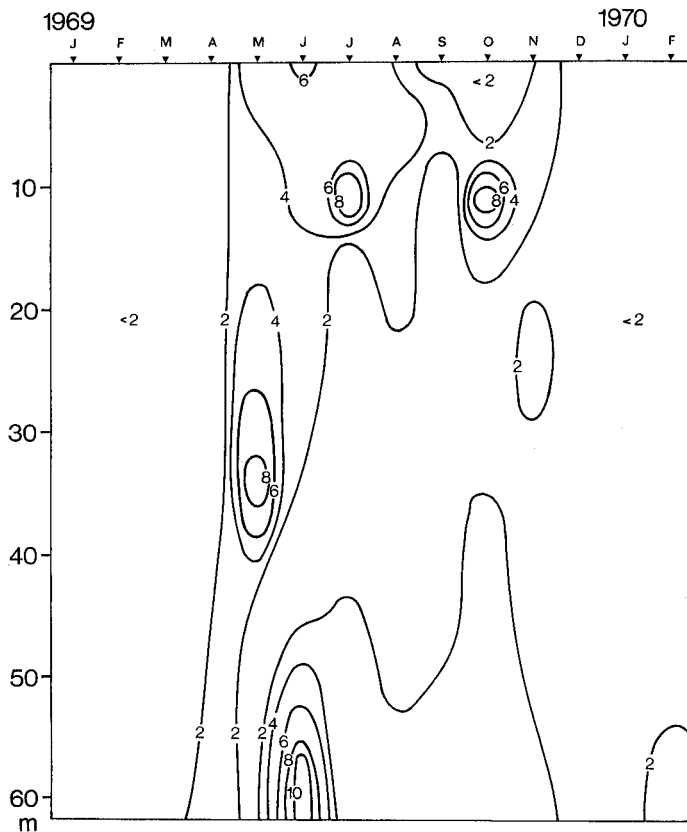


Abb. 11. Nitritkonzentration ($\mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$) der Horwer Bucht.

zurückzuführen. Die Maxima in 11 m im Juli und Oktober lagen im Bereich der optischen Kompensationstiefe, wahrscheinlich spielten sich hier Nitrifikationsprozesse ab. Über Grund wurde im Juni $11,5 \mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$ gemessen, dieses Maximum fällt mit dem Ende der Frühjahrproduktionsspitze zusammen, das anfallende organische Material wurde also weiter mineralisiert und der Nitritanstieg deutet wieder auf Nitrifikation hin.

Ammonium:

Die Ammoniumkonzentrationen in der Horwer Bucht waren gering. Während der Sommerstagnation konnte man Spuren nachweisen, aber nur in den bodennahen Schichten wurden höhere Konzentrationen ermittelt.

Rotsee

Nitrat:

Die höchsten Nitratkonzentrationen (Abb. 12) wurden jeweils im März gemessen (bis $720 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$). Durch die Zirkulation wird Sauerstoff in die tieferen Schichten eingetragen, dabei wird durch Nitrifikationsprozesse das Ammonium zu Nitrat oxydiert. Epilimnische $\text{NO}_3\text{-Minima}$ (weniger als $50 \mu\text{g N/l}$) bildeten sich vom August bis in den Dezember aus, im August fiel bis in 2,5 m Tiefe der $\text{NO}_3\text{-Gehalt}$ auf Null. Da im Tiefenwasser anaerobe Verhältnisse herrschten, trat Nitrat im Hypolimnion nur in Spuren auf.

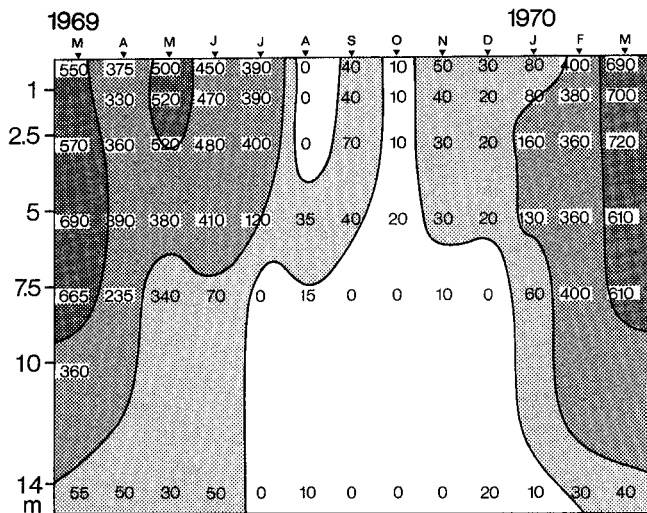


Abb. 12. Nitratkonzentration ($\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$) des Rotsees.

Ammonium:

Von den anorganischen N-Komponenten machte im Rotsee das Ammonium den grössten Anteil aus (Abb. 13), so wurde im Dezember bis in 7,5 m Tiefe etwa $1300 \mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$ gemessen. Ein erstes Mal wurde Ammonium im Mai an der Oberfläche aufgezehrt, während der $\text{NO}_3\text{-Gehalt}$ $500 \mu\text{g N/l}$ betrug, man darf hier also auf eine bevorzugte $\text{NH}_4\text{-Aufnahme}$ durch das Phytoplankton schliessen. Im September/

Oktober fiel in der Produktionsschicht der Ammoniumgehalt auf Null. Über Grund fand vom April 1969 (2600 $\mu\text{g N/l}$) bis in den Januar 1970 (9100 $\mu\text{g N/l}$) eine Ammoniumanreicherung statt.

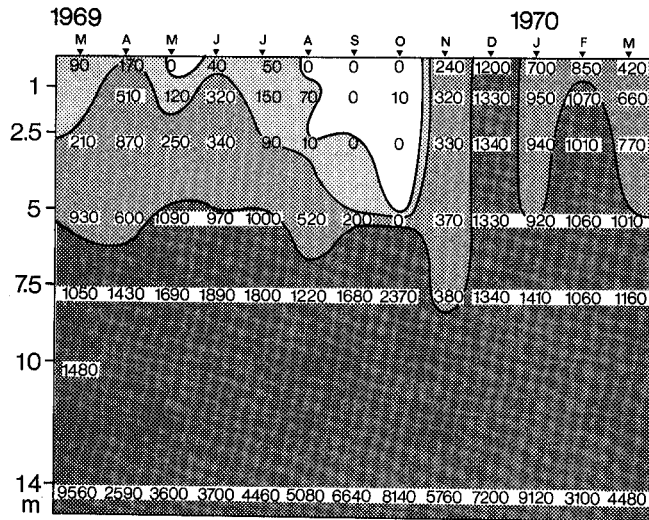


Abb. 13. Ammoniumkonzentration ($\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$) des Rotsees.

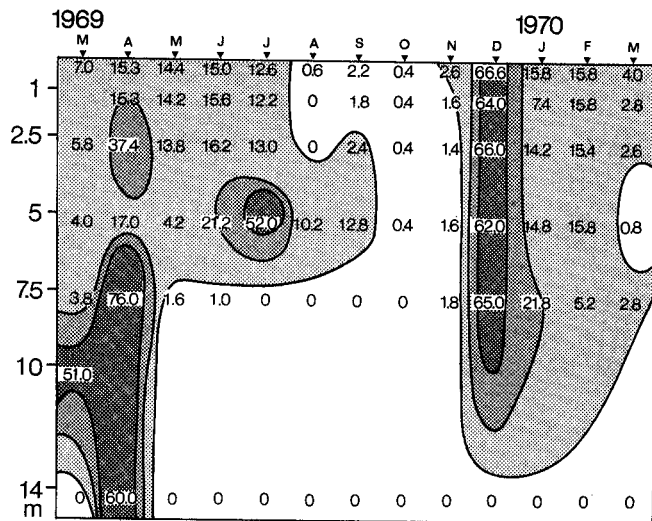


Abb. 14. Nitritkonzentration ($\mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$) des Rotsees.

Nitrit:

Hohe Nitritkonzentrationen wurden im April und Dezember gemessen (Abb. 14). In der Dezember-Serie wurde wahrscheinlich gerade der erste Nitrifikationsschritt

($\text{NH}_4 \rightarrow \text{NO}_2$) erfasst, denn gegenüber 20 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ betrug die NO_2 -Konzentration 60 $\mu\text{g NO}_2\text{-N/l}$.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich im Epilimnion vom August bis in den November für alle anorganischen N-Komponenten ein ausgeprägtes Minimum ausgebildet hat.

3.62 Organische N-Komponenten

Untersuchungen über den jahreszeitlichen Verlauf des partikulären und gelösten organischen Stickstoffs in Seen liegen nur wenige vor (Tab. 16). Meist wird auf die Arbeit von DOMOGALLA et al. [14] verwiesen; bei diesen Untersuchungen wurde im Lake Mendota an der Oberfläche immer mehr gelöster organischer N als part. N nachgewiesen, auch bei KROGH et al. [35] und POSTMA [46] überwog der gelöste organische N-Anteil.

Tab. 16. Partikulärer und gelöster organischer N einiger Seen ($\mu\text{g N/l}$).

	Part. N	Gelöster org. N
Lake Mendota 1923/24 Oberfläche [14]	50– 240	440– 940
Furesee [35]	30– 190	440– 640
Ysel Lake (Stelle 5) [46]	250–1400	590–1840
Lake Smith (Oberfläche) [10]	80– 750	
Bodensee (Obersee) [34]	10– 160	50– 150
Vierwaldstättersee (2,5 m)		
Kreuztrichter [5]	40– 310	
Horwer Bucht	70– 390	80– 180
Rotsee (1 m)	180–1200	270– 660

3.621 Partikulärer Stickstoff

Horwer Bucht

Die zeitliche und räumliche Verteilung des partikulären Kjeldahl-N zeigt Abb. 15. Die einzelnen Analysenwerte sind in Tab. 17 zusammengestellt.

Während der Zirkulationszeit lagen die Konzentrationen des part. N über die ganze Seetiefe bei etwa 50–70 $\mu\text{g N/l}$. Im Epilimnion trat im Mai ein erstes Maximum von über 350 $\mu\text{g N/l}$ auf. Im Hochsommer nahm in den oberen Schichten der part. N ab, nur in 10 m bildete sich durch die Einschichtung von *Oscillatoria rubescens* ein Maximum von 420 $\mu\text{g N/l}$ aus.

Das Hypolimnion verarmte während der Sommerstagnation an part. N. Wir erfassten nur noch Material, das sich auf dem Sedimentationsweg befand und in Bakterien und Zooplankton gebundenen Stickstoff. Im September stieg die Konzentration des part. N in den oberflächennahen Schichten erneut bis auf 390 $\mu\text{g N/l}$ an, wahrscheinlich bewirkt durch eine erhöhte Zufuhr von Nährstoffen, sei es durch die beginnende Herbstteilzirkulation oder die starken Regenmengen von 220 mm im Monat August (Jahresmittel 1969: 1116 mm).

Rotsee

Abb. 16 zeigt die jahreszeitlichen Veränderungen des part. N in den verschiedenen Tiefen des Rotsees. Mehr als 500 $\mu\text{g N/l}$ wurde im Epilimnion im April 1969, unter

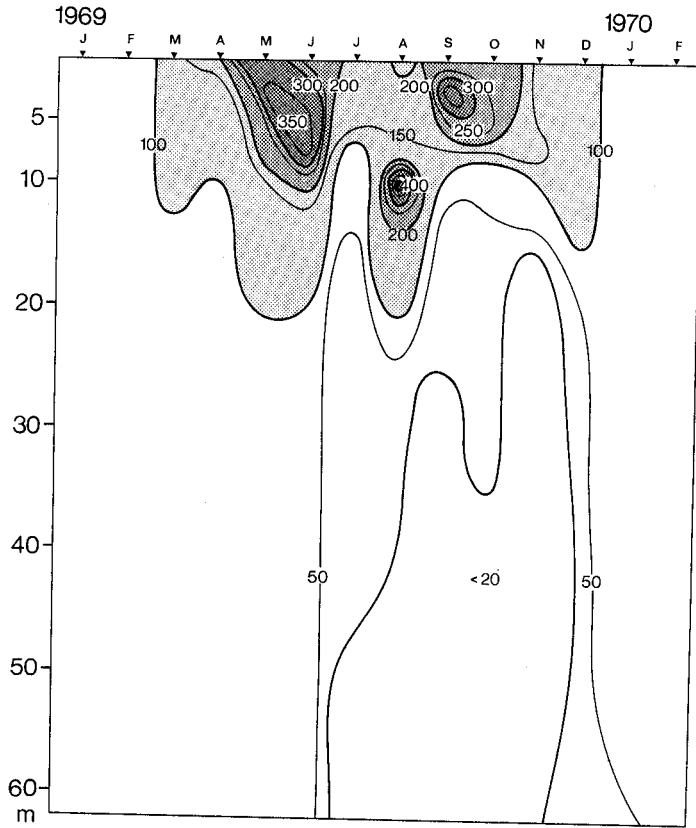


Abb. 15. Partikulärer Kjeldahl-N ($\mu\text{g N/l}$) der Horwer Bucht.

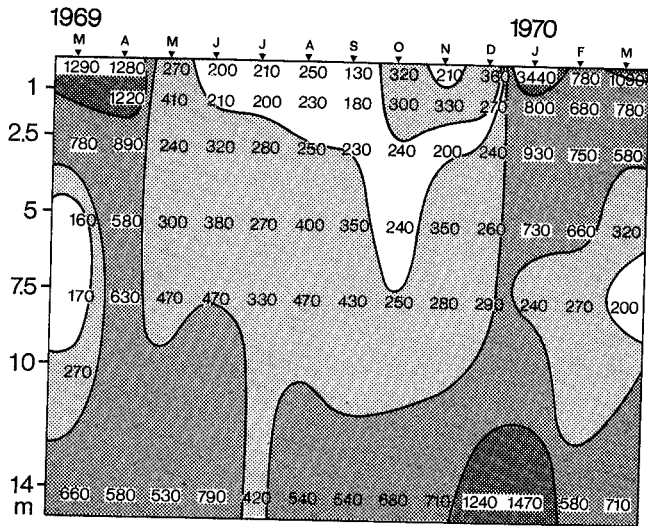


Abb. 16. Partikulärer Kjeldahl-N ($\mu\text{g N/l}$) des Rotscees.

Eis im Januar/Februar und im März 1970 gemessen, dabei wurde in den oberen Schichten gleichzeitig mehr als 1000 $\mu\text{g N/l}$ ermittelt. Der hohe Wert von 3440 $\mu\text{g part. N/l}$ im Januar wurde durch eine starke Ansammlung von *Cryptomonas Marssonii* direkt unter der Eisdecke bewirkt.

Nach der starken Phytoplanktonentwicklung im Frühjahr trat im Epilimnion eine Verarmung an part. N ein, die Werte fielen teilweise unter die entsprechenden in der Horwer Bucht. Unterhalb der jeweiligen optischen Kompensationstiefe war der partikuläre N-Gehalt immer hoch, in 14 m wurde im Dezember/Januar über 1000 $\mu\text{g partikulärer Kjeldahl-N/l}$ ermittelt. Der erfasste Stickstoff muss also hauptsächlich in Bakterien gebunden sein. In 14 m Tiefe wurde in den Monaten März/Dezember 1969 und Januar/März 1970 27 und $17 \cdot 10^7$ bzw. 37 und $10 \cdot 10^7$ *Thiopedia-rosea*-Zellen pro Liter ausgezählt.

In der Tab. 20 ist der im Zeitpunkt der Untersuchung vorhandene part. N unter 1 m^2 Seeoberfläche bei Berücksichtigung der trophogenen Schicht und der gesamten Wassersäule berechnet worden, um ein indirektes Mass für die augenblicklich vorhandene Biomasse (standing crop) zu erhalten. In der Horwer Bucht wurde im Juni mit 3,91 g part. N/ m^2 (0–15 m) und 7,28 g part. N/ m^2 (0–60 m) der Höchstwert erreicht.

Die Standing crop in der trophogenen Schicht (0–5 m) des Rotsees war während der Sommerstagnation kleiner als in der Horwer Bucht, im April 1969 und Januar 1970 wurden hingegen 5,90 bzw. 5,47 g N/ m^2 gemessen.

3.622 Gelöster organischer Stickstoff

Die Konzentrationen des gelösten organischen Stickstoffs schwankten in der Horwer Bucht zwischen 20–210 $\mu\text{g N/l}$, der mittlere Bereich lag bei 70–130 $\mu\text{g N/l}$. Während der Stagnationsperiode wurde vielfach in 15 bis 45 m Tiefe ein Minimum festgestellt (Tab. 18). Vergleicht man den Gehalt an gelöstem organischem N unter 1 m^2 Seeoberfläche (0–15 m) mit demjenigen an part. N, dann überwiegt nur in den Wintermonaten eindeutig der gelöste organische Stickstoff (Tab. 20).

Im Rotsee wurden beträchtliche Mengen an gelöstem organischem Stickstoff ermittelt (100–1440 $\mu\text{g N/l}$). Im Epilimnion fielen die Werte vom August bis Dezember eindeutig niedrig aus (Tab. 19).

Beim hohen Wert im Dezember (0 m) muss berücksichtigt werden, dass durch die Filtration der zahlreich vorhandenen Flagellaten, deren Zellen teilweise zerstört wurden, das Filtrat enthielt also beträchtliche Mengen an Zellextrakten.

Vom Mai bis Dezember übertraf der Gehalt an gelöstem organischem N unter 1 m^2 Seeoberfläche (0–5 m) denjenigen des partikulären Stickstoffs. Im Gegensatz zur Horwer Bucht überwiegt dagegen im Winter der partikuläre Stickstoff (Tab. 20).

Bei DOMOGALLA et al. [14], KROGH et al. [35] und POSTMA [10] überwiegen die Konzentrationen des gelösten organischen N diejenigen des part. N beträchtlich. Da zur Bestimmung der N-Komponenten verschiedene Trenn- und Analysenverfahren angewandt wurden, sind die Werte aus der Literatur mit unseren Analysenwerten nicht streng vergleichbar.

3.7 Stickstoffsedimentation

Um eine Aussage über die Stickstoffsedimentation aus der trophogenen Schicht machen zu können, wurde im Rotsee das in 5 m Tiefe und in der Horwer Bucht das

Tab. 17. Partikulärer Stickstoff der Horwer Bucht ($\mu\text{g part. N/l}$).

Tiefe m	1969										1970			
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	100	70	140	200	310	220	170	140	200	230	130	100	40	40
2,5	70	90	130	120	360	320	170	160	390	210	100	110	-	-
5	90	70	100	70	230	350	170	140	260	290	140	110	60	40
7,5	110	80	100	80	230	380	70	160	120	120	160	120	-	-
10	90	70	80	100	140	220	90	420	80	70	100	90	50	30
12,5	60	60	100	80	140	130	70	230	40	50	70	120	-	-
15	90	80	80	90	130	110	30	80	30	40	20	100	40	50
25	-	70	100	100	80	90	20	40	20	30	10	90	60	60
35	80	70	70	70	80	60	20	40	10	20	20	30	60	50
45	70	70	70	60	70	70	10	20	10	20	20	20	60	50
60	70	80	100	60	60	60	10	30	10	20	5	30	40	60
Grund	90	70	100	100	80	-	30	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 18. Gelöster organischer Kjeldahl-Stickstoff der Horwer Bucht ($\mu\text{g N/l}$).

Tiefe m	1969										1970			
	21. 1.	17. 2.	18. 3.	14. 4.	20. 5.	17. 6.	8. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	24. 2.
0	170	110	100	130	210	130	120	100	130	60	70	80	80	60
2,5	140	110	80	80	180	180	140	110	150	80	110	100	-	-
5	160	130	70	90	120	150	140	110	120	80	120	100	80	80
7,5	130	140	70	90	120	190	140	160	140	80	100	100	-	-
10	130	130	100	110	110	170	120	120	90	70	130	90	70	70
12,5	110	130	90	120	100	160	90	80	90	50	100	90	-	-
15	120	130	80	70	110	60	120	110	90	20	90	110	70	100
25	120	120	90	90	110	110	120	110	90	50	90	80	70	70
35	120	140	80	80	90	80	140	70	90	30	80	90	70	80
45	140	120	70	100	110	180	130	100	120	110	50	70	110	100
60	140	160	100	110	100	130	90	80	110	70	80	90	80	140
Grund	80	140	130	170	120	-	130	160	90	110	130	-	-	110

Tab. 19. Gelöster organischer Kjeldahl-Stickstoff des Rotsees ($\mu\text{g N/l}$).

Tiefe m	1970												
	20. 3.	18. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 7.	14. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	5. 12.	15. 1.	23. 3.	
0	430	880	490	750	670	240	230	230	400	440	1790	620	320
1	400	360	450	660	500	180	270	340	320	290	410	360	560
2,5	290	630	490	380	670	150	270	320	330	340	380	470	350
5	260	410	430	510	780	510	540	210	230	320	560	400	370
7,5	330	200	310	570	820	1120	600	810	280	340	330	360	350
14	320	320	100	1200	880	1440	240	400	240	360	600	920	150

Tab. 20. Partikulärer und gelöster organischer Stickstoff unter 1 m² Seeoberfläche.

Horwer Bucht															
Tiefe m	1970														
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	F	M	
0-15	1,32	1,12	1,54	1,50	3,32	3,91	1,65	3,21	2,53	2,21	1,63	1,63	0,75	0,57	0,88
0-60	4,75	4,37	5,24	4,84	6,72	7,28	2,43	5,34	3,19	3,28	2,27	3,77	3,19	3,01	3,01
Gelöster organischer N g/m ²															
Tiefe m	1970														
0-15	2,04	1,80	1,25	1,48	1,98	2,36	1,87	1,71	1,75	1,00	1,60	1,44	1,28	1,20	-
Part. N g/m ²															
Rotsee															
Tiefe m	1970														
0-5	-	-	3,67	5,90	1,58	1,49	1,30	1,43	1,19	1,34	1,37	1,50	5,47	3,55	2,76
0-14	-	-	6,67	10,13	4,82	6,58	4,33	5,71	5,32	4,91	5,43	6,93	12,17	5,87	6,57
Gelöster organischer N g/m ²															
Tiefe m	1970														
0-5	-	-	1,61	2,69	2,33	2,56	3,29	1,27	1,65	1,46	1,56	1,66	2,87	2,22	2,02

in 15 m Tiefe aufgefangene Sediment analysiert. Die Sedimentation wurde in Abschnitten von 14 Tagen gemessen [11]. Die Abb. 17 und 18 zeigen die Sedimentationsraten für Trockensubstanz ($g\ TS/m^2$ und Tag) und für Stickstoff ($mg\ N/m^2$ und Tag). In der Horwer Bucht schwankte der N-Anteil pro Trockengewicht von 0,3 bis 1,4%. Während der Sommerstagnation war die N-Sedimentation mit etwa $30\ mg\ N/m^2$ und Tag erstaunlich konstant.

Im Rotsee schwankte der N-Anteil pro Trockengewicht von 0,7 bis 4,8%. Mit der Ausbildung einer ausgeprägten thermischen Schichtung erreichte die Sedimentation

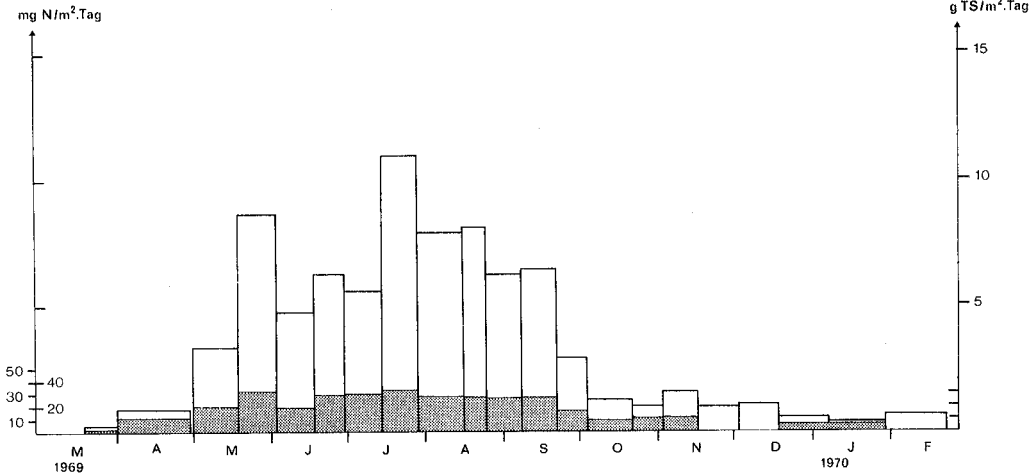


Abb. 17. N-Sedimentation ($mg\ N/m^2 \cdot Tag$) und Sedimentationsraten des Trockengewichtes ($g\ TS/m^2 \cdot Tag$) nach BLOESCH [11] in 15 m Tiefe.

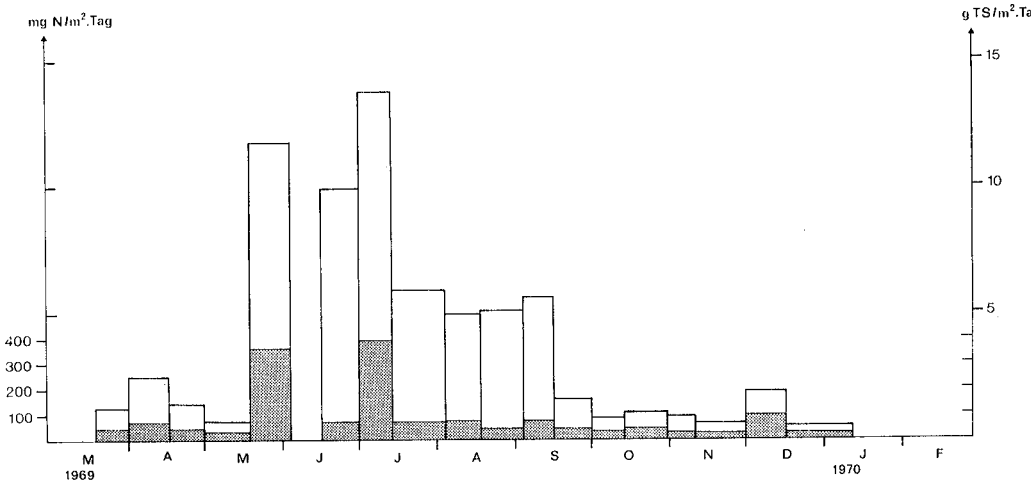


Abb. 18. N-Sedimentation ($mg\ N/m^2 \cdot Tag$) und Sedimentationsraten des Trockengewichtes ($g\ TS/m^2 \cdot Tag$) nach BLOESCH [11] in 5 m Tiefe des Rotsees.

mit fast 400 mg N/m² und Tag den Höchstwert, am Ende der Sommerstagnation wurde nur eine solche von 24 mg N/m² und Tag gemessen.

THOMAS [67, 68], BACHOFEN [8] und TOYODA et al. [72] haben die N-Sedimentationsraten in 20 m Tiefe gemessen, ihre Werte sind mit unseren Angaben in Tab. 21 verglichen.

Tab. 21. N-Sedimentationsraten einiger Seen.

	g N/m ² und Jahr
Ägerisee 1951 (oligotroph) [67]	0,8
Lake Biwa 1963/64, Japan [72]	1,5
Vierwaldstättersee: <i>Horwer Bucht</i> 1969 (mesotroph)	5,7
Türlersee 1952/53 (mesotroph), meromiktisch [68]	11,3
Pfäffikersee 1951 (eutroph) [67]	2,1
Greifensee 1951 (eutroph) [67]	1,9
Hallwilersee 1958/59 (eutroph) [8]	20,1/12,0
Baldeggersee 1958/59 (eutroph) [8]	13,4/12,2
<i>Rotsee</i> 1969 (polytroph)	28,1

Werden die niederen Sedimentationsraten für den eutrophen Pfäffiker- und Greifensee nicht berücksichtigt, dann lässt sich eine Beziehung zwischen Trophiegrad und N-Sedimentation herstellen. Der als polytroph zu bezeichnende Rotsee weist dann die höchste N-Sedimentation auf.

Tab. 22. N-Sedimentationsraten des Rotsees (in mg N/m² · Tag und N-Anteil des Trockengewichtes in %).

	Tiefe 2,5 m		Tiefe 5 m		Tiefe 14 m	
	mg N/m ² · Tag	%	mg N/m ² · Tag	%	mg N/m ² · Tag	%
20. März bis 1. April 1969	39,6	2,7	43,6	3,4	34,3	2,9
1. April bis 17. April 1969	—	—	72,1	2,9	—	—
17. April bis 1. Mai 1969	26,5	2,7	45,0	3,1	51,8	3,5
1. Mai bis 19. Mai 1969	—	—	32,3	4,3	—	—
19. Mai bis 4. Juni 1969	304,0	3,1	361,0	3,1	235,0	2,7
16. Juni bis 1. Juli 1969	62,2	0,6	71,3	0,7	34,7	0,6
1. Juli bis 14. Juli 1969	—	—	397,0	2,9	—	—
14. Juli bis 4. August 1969	98,7	1,2	70,7	1,2	68,4	1,2
4. August bis 18. August 1969	—	—	76,1	1,5	—	—
18. August bis 3. September 1969	85,2	1,3	46,0	0,9	65,2	1,2
3. September bis 19. September 1969	—	—	72,7	1,3	—	—
16. September bis 1. Oktober 1969	40,7	2,6	41,7	2,6	38,5	2,9
1. Oktober bis 14. Oktober 1969	—	—	31,9	3,6	—	—
14. Oktober bis 30. Oktober 1969	42,9	4,3	43,4	4,2	29,9	4,3
30. Oktober bis 14. November 1969	—	—	24,3	2,6	—	—
14. November bis 1. Dezember 1969	21,7	3,9	22,4	3,6	35,7	4,2
1. Dezember bis 17. Dezember 1969	—	—	91,9	4,8	—	—
17. Dezember bis 1. Januar 1970	17,8	4,3	24,8	4,9	34,3	4,8

In Tab. 22 sind die Sedimentationsraten des Rotsees für verschiedene Tiefen angegeben. Die N-Sedimentation in 14 m wick im allgemeinen nicht stark von derjenigen in 2,5 und 5 m Tiefe ab, im Maximum war sie um 50% geringer als in 5 m.

3.8 Primärproduktion

Die Neubildung organischer Substanz (Primärproduktion) in Gewässern hängt von der Photosynthese der autotrophen Organismen ab.

Bei der Photosynthese wird unter Ausnützung der Lichtenergie Kohlensäure reduziert. Von der Photosynthese ist auch die Assimilation der anorganischen N-Verbindungen abhängig. Messungen der Photosyntheseraten sind also indirekt auch Messungen der N-Aufnahme. Nach der Gleichung von STUMM [63] gilt, dass bei ausgeglichem Wachstum bei der Assimilation von 106 Kohlenstoffatomen 16 Stickstoffatome in das Protoplasma eingebaut werden. Die Parallelität zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffaufnahme wurde experimentell von DUGDALE et al. [15] mit der C^{14} - und N^{15} -Methode im Meer festgestellt.

Die Assimilationsraten sind in den Tab. 23 und 24 zusammengestellt. Die Kohlenstoff-Fixierung in der verdunkelten Flasche wurde jeweils abgezogen.

Die maximalen Photosyntheseraten der Horwer Bucht wurden meist in 1 bis 2,5 m Tiefe gemessen. Über 50 mg C_{ass}/m^3 und Stunde wurden im Mai und August/September/Okttober gemessen. Im August wurde in 10 m Tiefe ein zweites Assimilationsmaximum von 31 mg C_{ass}/m^3 und Stunde erreicht, dieser hohe Wert lässt sich durch die Einschichtung von *Oscillatoria rubescens* erklären.

Die Primärproduktion wurde im Rotsee von SCHEGG [55] gemessen. Die Photosynthesemaxima lagen meist in 0 bis 1 m Tiefe, während in 5 m im allgemeinen weniger als 10% der maximalen Photosyntheserate gemessen wurde. Mehr als 200 mg C_{ass}/m^3 und Stunde wurden an der Oberfläche im März/April 1969 und im Januar 1970 unter Eis erreicht.

Die Assimilationsleistung unter 1 m² Seeoberfläche (mg C/m² · h) wurde planimetrisch bestimmt. Bei der Horwer Bucht wurde eine Wassersäule von 15 m, beim Rotsee eine solche von 5 m berücksichtigt. Für beide Seen liegen auch C^{14} -Messungen von früheren Jahren vor, die Resultate der verschiedenen Messungen [24, 54, 58] enthält die Tab. 25.

Die Horwer Bucht zeichnet sich durch deutliche Frühlings- und Spätsommermaxima aus. Weiter kann festgestellt werden, dass sich gegenüber den Jahren 1966/67 die Produktion pro 1 m² Seeoberfläche etwa verdoppelt hat, dabei muss aber berücksichtigt werden, dass 1969/70 nicht die gleiche Seestelle untersucht wurde.

Für den Rotsee gilt, dass die grössten Photosyntheseleistungen im Frühjahr kurz nach der Zirkulation eintreten. Die Monatswerte der verschiedenen Jahre dürfen aber hier nicht streng verglichen werden, da die Expositionszeiten und auch die Expositionsdauer stark variierten. Die Jahresassimilationsleistung betrug in der Horwer Bucht 457 g und im Rotsee 637 g C_{ass}/m^2 .

3.9 Plankton der Horwer Bucht

In Tab. 26 sind die Auszählresultate für die 2,5 m Tiefenstufe der Horwer Bucht während eines Jahres zusammengestellt. Es wurden nur die hauptsächlichsten Planktonarten berücksichtigt.

Tab. 23. Photosyntheseraten in der Horwer Bucht ($\text{mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$).

Tiefe m	1970															
	21. 1.	19. 2.	20. 2.	18. 3.	16. 4.	20. 5.	17. 6.	7. 7.	5. 8.	9. 9.	7. 10.	4. 11.	2. 12.	6. 1.	28. 1.	24. 2.
0	2,4	0,1	1,1	1,4	1,3	28,8	23,4	27,8	42,0	34,0	39,0	7,4	4,3	1,9	2,3	2,5
1	5,5	-	3,3	8,8	4,1	62,6	28,6	42,3	50,4	51,2	55,0	19,0	11,0	3,1	2,4	2,9
2,5	8,2	2,1	5,7	8,1	6,5	37,4	25,1	34,1	52,9	56,1	27,4	21,1	12,4	4,5	2,9	3,4
5	6,8	3,8	5,8	7,6	7,9	8,4	20,0	12,1	19,2	6,0	5,9	13,3	7,4	4,2	3,1	2,7
7,5	4,0	-	3,6	5,5	5,8	2,0	13,8	2,5	12,3	0,4	0,9	2,9	4,2	2,2	1,9	1,7
10	2,4	2,5	2,0	4,4	4,7	0,6	1,8	1,3	31,0	0,1	0,3	1,6	1,5	2,1	1,4	1,0
12,5	1,0	-	-	2,4	2,8	0,5	0,4	0,5	2,0	0	0,1	0,4	0,6	1,0	-	0,6
15	0,3	0,1	0,3	0,9	1,4	0,1	0,5	0,2	0,4	0	0	0,1	0,3	0,8	0,3	0,3
Bewölkungs- grad	10/10	10/10	10/10	6/10	10/10	2/10	10/10	10/10	0/10	5/10	5/10	0/10	2/10	10/10	10/10	10/10

Tab. 24. Photosyntheseraten des Rotsees ($\text{mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$).

Tiefe m	1970														
	20. 3.	18. 4.	22. 5.	10. 6.	10. 6.	10. 7.	14. 8.	11. 9.	10. 10.	6. 11.	5. 12.	15. 1.	18. 2.	23. 3.	
0	231,8	287,0	25,3	51,6	120,8	57,7	46,1	53,7	26,5	23,8	255,4	27,5	182,8		
1	79,1	110,1	42,9	50,0	70,6	55,6	56,6	67,7	21,8	10,5	23,7	43,7	50,5		
2,5	10,8	14,1	15,4	23,5	16,0	26,7	67,2	35,5	8,5	4,0	1,3	5,7	6,2		
5	0,1	1,6	6,3	17,0	2,3	2,0	7,6	4,2	0,9	0,2	0,1	0,6	0,5		
7,5	0,6	0,0	2,0	0,5	0,0	1,4	0,0	0,6	0,3	0,1	0,1	0,0	4,2		
14	10/10	8/10	0/10	0/10	10/10	2/10	5/10	10/10	10/10	10/10	10/10	4/10	10/10		

Tab. 26. Zusammenstellung der statistisch erfassten Phytoplankter in der 2,5-m-Tiefenstufe der Horwer Bucht (angegeben in Zellenzahlen/l oder μm^3 -Einheiten/l).

	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1969	1970	Fak- tor		
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	J	D	N	D	J			
<i>Anabaena flos aquae</i> (Lungb.) Bréb.					+																
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs																					
<i>Oscillatoria rubescens</i> D. C.	46	32	41	39	14	24	27	10	197	72	52	30	26							$10^6 \mu\text{m}^3$	
<i>O. obliqueacuminata</i> Skuja und <i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterb.																					$10^6 \mu\text{m}^3$
<i>Phacotus lenticularis</i> Ehrnb.																					10^3
<i>Carteria cardiformis</i> (Carter) Dill																					10^3
<i>Ulothrix amphigramulata</i> Skuja						+															$10^6 \mu\text{m}^3$
<i>Mougeotia</i> sp.	+																				10^3
<i>Anbistroidesmus convolutus</i> Corda																					10^3
<i>Closterium acutum</i> Bréb.																					10^3
μ -Algen				27	61																10^6
<i>Erkenia</i> sp.																					10^6
<i>Dinobryon</i> sp.																					10^3
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	50,4	132,5	70,6	97,0																	10^3
<i>Cyclotella comta</i> (Ehrbg.) Kütz	11	11	3	+	+	132															10^3
<i>Stephanodiscus</i> ssp.					1400	256															10^3
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lungb.) Kg.		14,5	+	27,3	+	58,8	339,4	175,7													10^3
<i>Asterionella formosa</i> Hasall		+	+	+		11,2															10^3
<i>Fragillaria crotonensis</i> Kitton		+	+	+		385	3336														10^3
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> Grim.	+	6,1	41,0	8,2	17,3	3,6	+														10^3
<i>Synedra</i> sp.																					10^3
<i>Rhodomonas lens</i> und <i>lacustris</i> Pascher	+			2,44		4,26	2,66	+													10^6
<i>Cryptomonas ovata</i> und <i>erosa</i> Ehrnb.		+		8	94	123	212	212	303	55	129	88	11								10^3
<i>Gymnodinium helveticum</i> Penard		+				5	+														10^3
<i>Peridinium</i> sp.						26															10^3
<i>Ceratium hirundinella</i> Schrank	+			+																	10^3

Von den Blaualgen war *Oscillatoria rubescens* immer vorhanden. Die hohe Fädenzahl im September wurde durch Zirkulation der Wassermassen, in denen *Oscillatoria rubescens* eingeschichtet war, bewirkt. Im Herbst trat zur Zeit der niedrigsten Konzentrationen an anorganischem N *Aphanizomenon flos aquae* zum ersten Male in der Horwer Bucht auf, dabei bildeten sich an der Wasseroberfläche bis in den November «Blüten». In den Proben der Monate September und November wurden noch *Oscillatoria obliqueacuminata* und *Pseudanabaena catenata* ausgezählt.

Die als « μ -Algen» bezeichneten kugeligen Algen von etwa 1–2 μm Durchmesser waren vor allem im April und Mai sehr häufig.

Von den Diatomeen waren *Diatoma elongatum* hauptsächlich im Winter vertreten, während *Cyclotella comta* im Juni, *Tabellaria fenestrata* und *Fragillaria crotonensis* im Juli ihr Maximum erreichten.

Die Flagellaten *Rhodomonas lens*, *R. lacustris*, *Cryptomonas ovata* und *C. erosa* waren praktisch immer vorhanden.

Auf die Planktonzusammensetzung des Rotsees während der Untersuchungsperiode wird SCHEGG [55] noch genauer eingehen.

4. Experimentelle Düngerversuche im Vierwaldstättersee

Bei Seeuntersuchungen beobachtet man, dass neben den Phosphaten auch Nitrate unter die analytische Nachweisbarkeit fallen. Es interessierte uns daher, ob neben dem Phosphor nicht auch Stickstoff wachstumsbegrenzend wirke.

Um die Wirkung von zugesetztem Stickstoff unter möglichst natürlichen Bedingungen studieren zu können, wurde mit den «Nährstofftestzellen» (NTZ) nach GÄCHTER [24] gearbeitet. Das sind durchsichtige Plastikzylinder von 1400 l Volumen, die an einer Aufhängevorrichtung in derjenigen Tiefe exponiert wurden, in der im Vierwaldstättersee im allgemeinen maximale Assimilationsraten zu erwarten sind (2,5 m).

Vier Nährstofftestzellen wurden jeweils an der in Abb. 3 bezeichneten Stelle exponiert. Die erste NTZ enthielt als Vergleichsprobe ungedüngtes Seewasser, die übrigen wurden mit NaNO_3 (p.A. Merck) soweit angereichert (150, 450 und 1200 μg $\text{NO}_3\text{-N/l}$), dass sich Konzentrationen einstellten, wie sie in Seen von verschiedenem Trophiegrad anzutreffen sind [76]. Nach einigen Tagen Versuchsdauer wurde zusätzlich noch mit Phosphat gedüngt ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ p.A. Merck).

Bei der Probenahme wurde aus vier verschiedenen Tiefen der NTZ Wasser entnommen und daraus eine Mischprobe hergestellt. Ein Teil der Probe wurde mit radioaktiver $\text{NaHC}^{14}\text{O}_3$ -Lösung versetzt und während 6 Stunden (9–15 Uhr) neben den Nährstofftestzellen im See in 2,5 m Tiefe exponiert. Durch chemische Analysen wurden folgende Komponenten erfasst:

- partikulärer Kjeldahl-Stickstoff,
- Nitrat,
- Nitrit,
- Ammonium.

Ammonium konnte jeweils nur in Spuren (weniger als 20 μg $\text{NH}_4\text{-N/l}$) nachgewiesen werden.

Tab. 27. Düngerversuch 1: 27. Februar bis 20. März 1969.

NO ₃ -N µg/l												
Tage	1	2	4	5	9	11	13	14	16	18	21	
0	360	340	340	360	340	290	-	330	-	260	260	
I	500	500	500	520	470	430	-	440	-	340	290	
II	750	730	730	800	710	690	-	670	-	600	540	
III	1220	1120	1170	1210	1060	930	-	820	-	690	620	
Part. N µg/l.												
Tage	1	2	4	5	9	11	13	14	16	18	21	
0	200	140	100	90	100	-	130	100	90	90	120	
I	150	120	90	100	90	-	130	120	130	140	220	
II	160	150	90	90	100	-	140	120	140	170	180	
III	140	130	120	90	80	-	130	110	110	150	170	
mg Cass/m ³ · h												
Tage	1	2	4	5	9	11	13	14	16	18	21	
0	5,4	2,9	5,0	5,1	5,7	4,5	7,3	6,9	4,9	5,1	5,0	
I	5,7	4,4	5,6	5,4	6,5	4,5	6,9	7,9	6,1	9,9	18,9	
II	4,8	4,1	4,8	5,8	7,1	7,5	5,9	9,7	8,8	14,1	26,4	
III	4,8	4,5	4,9	5,3	6,3	4,5	9,8	7,2	8,1	14,8	23,0	

Tab. 28. Düngerversuch 2: 29. Mai bis 18. Juni 1969

NO ₃ -N µg/l											
Tag	1	2	5	7	9	13	15	16	19	21	
0	130	100	70	60	40	40	50	-	80	80	
I	250	220	190	170	160	150	160	-	170	110	
II	540	510	470	470	420	410	420	-	340	290	
III	1340	1320	1270	1270	1070	1070	1060	-	820	760	

NO ₂ -N µg/l											
Tag	1	2	5	7	9	13	15	16	19	21	
0	-	5,0	4,5	-	-	3,8	3,6	-	4,2	-	
I	-	4,6	5,2	-	-	4,7	4,7	-	4,6	-	
II	-	5,0	4,6	-	-	5,2	5,7	-	5,3	-	
III	-	4,2	5,4	-	-	5,2	6,2	-	7,4	-	

Part. N µg/l											
Tag	1	2	5	7	9	13	15	16	19	21	
0	-	200	230	220	220	200	140	160	70	90	
I	-	220	260	250	240	180	170	170	110	120	
II	-	220	220	240	210	170	140	230	150	140	
III	-	210	230	250	250	260	220	280	220	190	

mg Cass/m ³ · h											
Tag	1	2	5	7	9	13	15	16	19	21	
0	-	20,0	10,0	8,8	8,3	5,3	6,3	7,7	5,6	6,2	
I	-	24,0	13,5	10,1	7,5	5,8	18,0	22,3	16,6	10,5	
II	-	21,3	13,5	10,1	10,9	5,7	19,4	20,1	11,4	19,0	
III	-	22,7	12,3	10,0	10,7	5,3	26,5	38,0	33,2	10,4	

Düngerversuch 1: 27. Februar bis 20. März 1969 (Tab. 27)

Nach einer Versuchsdauer von 13 Tagen lag die Nitratkonzentration in allen NTZ über $290 \mu\text{g N/l}$. Eine wachstumsbegrenzende Wirkung des Stickstoffs konnte daher weitgehend ausgeschlossen werden. Das arithmetische Mittel der C-Assimilation während der Versuchsperiode lag in allen gedüngten Proben um 10% höher als jenes in der Vergleichsprobe.

Die zusätzliche P-Düngung (etwa $25 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$) nach dem 13. Tag in NTZ I, II und III bewirkte eine Steigerung der mittleren Photosyntheseraten von 100 bis 170%, gleichzeitig nahm auch die Nitratzehrung und die Konzentrationen an partikulärem Stickstoff zu.

Der grösste Effekt der zusätzlichen P-Düngung wurde bei Versuchsabbruch am 21. Tag erreicht. Verglichen mit der NTZ 0 lagen in den NTZ I, II und III die Assimilationsraten 3,8-, 5,3- und 4,6mal höher.

Düngerversuch 2: 29. Mai bis 18. Juni 1969 (Tab. 28)

Bis zum 13. Tag sank der Nitratgehalt in der NTZ 0 von 130 auf $40 \mu\text{g N/l}$. Die Steigerung der mittleren Photosyntheseaktivität in den gedüngten Proben betrug 16–17%. Die zusätzliche P-Düngung nach dem 13. Tag bewirkte am 16. Tag verglichen mit der ungedüngten Probe maximal eine Versechsfachung der Photosyntheseraten. Vom 14. bis zum 21. Tag wurden die mittleren Photosyntheseraten in den NTZ I und II etwa verdreifacht, in der NTZ III vervierfacht. Eine Steigerung des partikulären Stickstoffs konnte erst mit der P-Düngung erzielt werden.

Düngerversuch 3: 22. August bis 9. September 1968 (Tab. 29)

Die Nitratdüngung erhöhte die mittleren Photosyntheseraten während der ersten 12 Tage um 6–30%.

Nach dem 12. Versuchstag wurde NTZ I, NTZ II und NTZ III analog zu den beiden ersten Versuchen mit etwa $25 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ gedüngt. Während der folgenden 6 Versuchstage bewirkte die zusätzliche P-Düngung eine Steigerung der mittleren Photosyntheseraten von 76% in NTZ I, eine solche von 215% in NTZ II und eine solche von 250% in NTZ III. Eine eindeutige Erhöhung des partikulären Stickstoffgehaltes wurde erst nach erfolgter P-Düngung in NTZ II und III erreicht.

Düngerversuch 4: 20. September bis 10. Oktober 1968 (Tab. 30)

Um eine Aussage über die Streuungen bei Versuchsbeginn zu erhalten, wurden die NTZ zuerst ohne Düngung aufgefüllt.

Die Nitratkonzentrationen des unveränderten Seewassers waren sehr niedrig. Im Vergleich zur NTZ 0 bewirkte die Nitratdüngung während der ersten 4 Tage eine Steigerung der mittleren Photosyntheseaktivität von 15–34%.

Düngerversuch 5: 15. Oktober bis 31. Oktober 1969 (Tab. 31)

Auch in diesem Experiment wurden die NTZ I, II und III erst nach dem ersten Versuchstag mit Nitrat gedüngt. Die ursprünglichen Nitratkonzentrationen lagen zu diesem Zeitpunkt bei $30 \mu\text{g N/l}$.

Während der Versuchsdauer von 7 Tagen bewirkte die Nitratdüngung verglichen mit der NTZ 0 eine Steigerung der mittleren Photosyntheseaktivität von 9–13%.

Tab. 29. *Düngerversuch 3*: 22. August bis 9. September 1968.

NO ₃ -N µg/l												
Tage	1	3	5	10	12	13	15	17	19			
0	80	80	50	10	20	20	30	20	-			
I	210	150	80	20	20	10	20	150	-			
II	490	460	400	370	320	280	250	650	-			
III	1340	1350	1250	1100	970	950	790	650	-			

NO ₂ -N µg/l												
Tage	1	3	5	10	12	13	15	17	19			
0	3,6	-	3,0	0	-	0	0	-	0			
I	4,2	-	3,4	1,1	-	0	0	-	0			
II	4,2	-	4,8	4,8	-	4,1	4,1	-	3,8			
III	4,2	-	5,4	6,0	-	5,7	5,7	-	6,0			

Part. N µg/l												
Tage	1	3	5	10	12	13	15	17	19			
0	110	-	100	170	150	-	170	180	150			
I	90	-	110	170	200	-	170	160	170			
II	110	-	120	200	170	-	240	250	290			
III	110	-	100	200	200	-	230	260	310			

mg Cass/m ³ · h												
Tage	1	3	5	10	12	13	15	17	19			
0	6,4	6,3	6,3	-	4,3	4,4	5,5	5,0	5,5			
I	6,0	6,1	6,5	-	6,1	8,9	10,8	7,4	8,9			
II	7,4	10,2	6,9	-	5,7	8,9	16,2	18,3	20,8			
III	7,6	9,2	5,3	-	7,0	10,9	22,2	17,3	20,3			

Tab. 30. *Düngerversuch 4*: 20. September bis 10. Oktober 1968.

NO ₃ -N µg/l					
Tage	0	1	3	4	6
0	20	30	10	10	—
I	20	140	90	90	60
II	20	400	180	110	90
III	20	1340	1160	1200	1000
NO ₂ -N µg/l					
Tage	0	1	3	4	6
0	0	0	0	—	0
I	0	0	0	—	1,2
II	0	0	1	—	2,0
III	0	0	1	—	1,5
Part. µg/l					
Tage	0	1	3	4	6
0	240	220	280	230	—
I	190	200	260	230	230
II	190	210	310	290	250
III	220	220	250	260	270
mg C _{ass} /m ³ · h					
Tage	0	1	3	4	6
0	15,3	31,5	27,6	15,6	—
I	14,3	31,5	38,8	15,5	32,6
II	13,8	32,1	41,6	24,7	41,0
III	13,8	34,0	41,5	17,1	31,2

Nach dem 7. Tag wurde zusätzlich etwa 20 µg PO₄-P/l in NTZ I, NTZ II und NTZ III zugegeben. Dadurch wurden die mittleren Assimilationsraten in NTZ I und II etwa verdoppelt. In der NTZ III wurde dagegen nur eine Steigerung von 60% erreicht. Die Konzentration des partikulären Stickstoffs stieg in den mit Nitrat gedüngten Proben erst bei Zugabe von Phosphor gesichert an. Bei Versuchsabbruch wurde, verglichen mit der NTZ 0, in der NTZ I ein Konzentrationssteigerung von 40%, in den NTZ II und III eine solche von 80% erzielt.

Düngerversuch 6: 22. August bis 31. August 1969 (Tab. 32)

In diesem Experiment wurde die NTZ 0 mit unverändertem Seewasser aufgefüllt; die NTZ I wurde mit etwa 450 µg NO₃-N/l, die NTZ II nur mit 20 µg PO₄-P/l und die NTZ III kombiniert mit Stickstoff und Phosphor gedüngt.

Die ursprünglichen Nitratkonzentrationen lagen bei 50 µg N/l, Phosphat konnte keines nachgewiesen werden (weniger als 0,2 µg PO₄-P/l). Die reine Nitratdüngung hatte keinen Einfluss auf die Primärproduktion, durch die P-Düngung wurde sie maximal um 120% gesteigert. Die kombinierte P-N-Düngung bewirkte praktisch keine weitere Erhöhung der Assimilationsraten.

Bei den Experimenten 4 und 5 ist noch auffallend, dass bei niederen Nitratkonzentrationen (weniger als 20 µg N/l) kein Nitrit nachgewiesen werden konnte.

Tab. 31. *Düngerversuch 5*: 15. Oktober bis 31. Oktober 1969.

NO ₃ -N µg/l		0	2	3	5	6	7	9	11	13	15
	0	30	20	20	20	-	20	10	10	20	10
I	30	170	170	120	120	-	120	90	60	30	10
II	20	450	440	390	390	-	390	350	310	280	260
III	10	1200	1230	1170	1170	-	1170	1120	1080	1040	950
Part. N µg/l		0	2	3	5	6	7	9	11	13	15
	0	220	190	260	-	230	210	150	220	160	170
I	240	280	230	230	290	210	240	260	300	270	240
II	180	270	270	210	210	200	220	220	280	260	310
III	240	220	250	250	210	210	230	230	290	280	310
NO ₃ -N µg/l		0	2	3	5	6	7	9	11	13	15
	0	2,0	0,7	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I	3,6	1,3	1,7	2,2	2,2	-	2,0	2,0	1,9	2,4	0,7
II	2,0	1,5	1,9	2,2	2,2	-	2,2	2,2	2,6	3,0	2,7
III	2,8	1,9	1,8	2,3	2,3	-	3,0	3,0	3,5	3,7	4,0
mg C _{ass} /m ³ · h		0	2	3	5	6	7	9	11	13	15
	0	18,5	13,5	20,0	13,8	12,6	12,6	7,5	8,0	5,3	6,6
I	18,2	16,9	23,2	15,5	13,9	13,9	13,9	10,8	20,2	10,6	19,0
II	17,5	18,7	18,4	17,0	13,2	14,6	14,6	10,6	17,8	11,8	17,7
III	18,8	19,2	20,6	16,6	15,4	12,3	12,3	9,6	11,4	8,5	14,1

Tab. 32. *Düngerversuch 6*: 22. August bis 31. August 1969.NO₃-N µg/l

Tage	0	1	3	5	7	9
0	40	40	30	40	50	50
I	70	460	560	480	490	320
II	70	60	60	10	30	20
III	40	520	430	490	350	250

NO₂-N µg/l

Tage	0	1	3	5	7	9
0	4,4	—	4,0	3,2	2,5	2,7
I	4,4	—	5,1	4,4	4,0	4,0
II	4,4	—	3,8	0,4	0,2	0,1
III	5,2	—	5,2	5,1	4,4	4,3

Part. N µg/l

Tage	0	1	3	5	7	9
0	170	180	160	200	280	220
I	160	160	190	180	250	180
II	160	210	240	250	330	300
III	180	150	190	250	320	260

mg C_{ass}/m³ · h

Tage	0	1	3	5	7	9
0	—	8,6	30,5	11,8	25,7	26,4
I	—	9,4	25,9	15,0	25,2	25,0
II	—	8,6	34,5	25,8	41,3	43,8
III	—	—	38,5	19,6	41,9	49,8

Bei den Seeuntersuchungen waren bei niederen Nitratkonzentrationen im Epilimnion ebenfalls die Nitritkonzentrationen gering. Bei hoher Photosyntheseaktivität und gleichzeitig hohen Nitratkonzentrationen deuten hohe Nitritkonzentrationen auf Nitratassimilation hin.

5. Diskussion

5.1 Stickstoff als wachstumsbegrenzender Faktor

In der Süßwasserliteratur sind wenige Angaben über eine wachstumsbegrenzende Wirkung von Nitrat erwähnt, während Stickstoff als limitierender Nährstoff im Meer vielfach nachgewiesen wurde [71, 72], obwohl dort das N:P-Verhältnis ideal vorliegt.

Auf Grund der Konzentrationsverhältnisse wurde von AMBÜHL [3] für den Baldeggersee eine temporär limitierende Wirkung des Nitrats postuliert. GOLDMAN [28] erhielt im Lake Vanda (Alaska) bei NO₃-Zugabe eine Steigerung der Photosyntheseaktivität in einem 13-Stunden-Experiment von 63%, während eine P-Zugabe nicht stimulierend wirkte. In den Gewässern Berlins wiesen BRINGMANN et al. [12] mit Scenedesmus-Testkulturen hauptsächlich Nitrat als Begrenzungsfaktor nach.

Auch im dystrophen Kranichsee (DDR) wurde mit dem Haematococcus-Test Stickstoff zeitweise als wachstumsbegrenzend nachgewiesen [31], obwohl in diesem See das durchschnittliche N:P-Atomverhältnis bei 1:16 liegt.

UHLMANN et al. [73] versuchen mit Hilfe des Wirkungsgesetzes der Wachstumsfaktoren nach Baule-Mitscherlich (s. VERDUIN [75]) die Eignung von Seen verschiedenen Trophiegrades als Nährstofflösung für Algen zu charakterisieren. Das Charakterisierungsmerkmal ist dabei die Abweichung der Nährstoffzusammensetzung vom idealen Biomassenverhältnis ($C_{106}N_{16}P_1$).

Die Gleichung von Baule-Mitscherlich lautet nach VERDUIN [75]:

$$Y = Y_{max} (1 - 2^{-x}) (1 - 2^{-y}) (1 - 2^{-z}),$$

wobei Y der Ertrag (Produktion) und Y_{max} der Höchstertag (wenn die Faktoren x , y und z optimal vorhanden sind) ist.

x , y und z sind Faktorintensitäten, die die Photosynthese beeinflussen. In unserem Fall ist x , y und z die Faktorintensität der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorkonzentration.

In der Horwer Bucht haben wir während der Vollzirkulation ein Atomverhältnis von $C_{2700}N_{50}P_1$ (24 mg anorganischer Gesamt-C, 520 μg Gesamt-N und 23 μg Gesamt-P pro Liter).

Kohlenstoff ist also am reichlichsten vorhanden. Wir weisen also der Kohlenstoffkonzentration die Faktorintensität $x = 7$ zu, denn bei gegebenen Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen wird mit dieser Faktorintensität 99% der möglichen Höchstproduktion erreicht:

$$Y = Y_{max_C} (1 - 2^{-7}) = 0,99 Y_{max_C}.$$

Die nach UHLMANN und ALBRECHT berechneten Faktorintensitäten betragen im Vierwaldstättersee für Stickstoff $y = 0,86$ und für Phosphor $z = 0,274$.

In die Gleichung von VERDUIN eingesetzt, ergibt das:

$$Y = Y_{max} (1 - 2^{-7}) (1 - 2^{-0,86}) (1 - 2^{-0,274}) = 0,08 Y_{max}.$$

Daraus ist ersichtlich, dass in der Horwer Bucht mit der aktuellen Nährstoffzusammensetzung nur 8% der theoretisch möglichen Höchstproduktion erreicht werden kann.

Durch eine Verdoppelung der N-Konzentration im Vierwaldstättersee würde die Faktorintensität für Stickstoff auf 1,72 erhöht. Setzt man diesen Wert in die Gleichung ein:

$$Y = Y_{max} (1 - 2^{-7}) (1 - 2^{-1,72}) (1 - 2^{-0,274}) = 0,12 Y_{max},$$

so erhöht man den Ertrag um 50%, eine Verdoppelung der P-Konzentration würde eine Ertragssteigerung von 80% zur Folge haben. Würden sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphorkonzentrationen verdoppelt, dann würde die Ertragssteigerung 180% betragen.

Unter den berücksichtigten Komponenten ist Phosphor also der am meisten limitierende Faktor, aber auch mit einer Stickstoffdüngung sollte man eine Ertragssteigerung erhalten.

Bei den Düngexperimenten mit den Nährstofftestzellen betrug, trotz einer Steigerung der Nitratzugabe bis auf 1200 μg N/l, die Erhöhung der Photosyntheseraten während des ganzen Jahres nur 6–34%. Die starke Abhängigkeit der planktischen Primärproduktion von der P-Konzentration [24] wurde bestätigt, auch konnte erst bei der P-Düngung der Gehalt an partikulärem Stickstoff erhöht werden. Nach der

erfolgten P-Düngung wirkten sich die künstlich erhöhten Nitratkonzentrationen aber nur zum Teil wachstumsfördernd aus.

In der Horwer Bucht konnte während der geringsten epilimnischen Nitratkonzentrationen (Tab. 15) durch Nitratzugabe ($450 \mu\text{g N/l}$) in einem 6stündigen C^{14} -Experiment keine Photosynthesesteigerung erreicht werden, durch die P-Zugabe ($24 \mu\text{g P/l}$) in 2,5 m aber eine solche von 70%.

Im Rotsee liegt während der Zirkulationszeiten ein Atomverhältnis von etwa $\text{C}_{280}\text{N}_{18}\text{P}_1$ (33 mg anorganischer Gesamt-C, $2400 \mu\text{g}$ Gesamt-N und $300 \mu\text{g}$ Gesamt-P) vor. Bezogen auf das ideale Biomassenverhältnis sind also Phosphor und Stickstoff etwa gleich limitierend.

Bei einem 6stündigen C^{14} -Experiment konnte man mit einer Ammoniumdüngung maximal in 1 m eine Steigerung der Photosyntheserate von 56% erzielen, die P-Düngung zeigte einen geringeren Effekt (Tab. 33). Im Rotsee können also Verhältnisse auftreten, bei denen Stickstoff wachstumslimitierend sein kann.

Um eine Aussage über die Produktion eines Gewässers machen zu können, darf diese aber nicht nur auf der Zirkulationskonzentration basieren, sondern vor allem auf der Nährstoffnachlieferung ins Epilimnion, sei es aus Zuflüssen, horizontalen und vertikalen Nährstoffzufuhren oder Nachlieferung durch das Ökosystem (kurzgeschlossener Stoffkreislauf, N-Fixierung).

Weiter ist der Zusammenhang zwischen Nährstoffkonzentration und Nährstoffaufnahme-geschwindigkeit einerseits und der Nährstoffkonzentration und der Wachstumsbegrenzung andererseits noch zu wenig bekannt.

EPPLEY et al. [17] haben an marinen Algenarten gezeigt, dass für die NO_3^- - und NH_4^- -Aufnahmeraten in Abhängigkeit von der Konzentration die Michaelis-Menten-Gleichung anwendbar ist. Dabei variierte die Halb-Konzentrationskonstante (die Konzentration, bei der die Aufnahmerate die Hälfte der maximalen Aufnahmerate beträgt) K_s von Algenart zu Algenart. MAC ISAAC et al. [36] haben nachgewiesen, dass in oligotrophen Meeresbereichen die Algenpopulation an kleinere K_s -Werte für die NO_3^- - und NH_4^- -Aufnahme adaptiert ist als die Algenpopulation eutropher Bereiche.

Von den Algen werden in der trophogenen Schicht je P-Atom etwa 16 N-Atome inkorporiert. Für eine bestimmte Algenart muss aber die Nitratkonzentration eine bestimmte Höhe erreichen, damit sie sich optimal entwickeln kann und konkurrenzfähig bleibt; in diesem Fall kann Nitrat artspezifisch limitierend sein.

5.2 N-Fixierung

N-Fixierung durch bestimmte Blaualgen konnten wir im Vierwaldstättersee nicht direkt nachweisen. Auffallend ist aber, dass im Herbst 1969 zum erstenmal *Aphanis-*

Tab. 33. Photosyntheseraten im Rotsee (15. Oktober 1970), NH_4Cl -Zugabe ($500 \mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$), P-Zugabe ($20 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$).

Tiefe	$\mu\text{g/l}$			$\text{mg C/m}^3 \cdot \text{h}$			
	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	+N	+P	+N + P	
0	5,6	10	26	98,3	92,3	98,3	74,8
1	0	10	0	31,3	47,8	43,7	51,0
2,5	1,7	10	0	11,0	13,4	10,6	11,3
5	3,6	40	106	1,0	0,9	0,9	—

Tab. 34. *Aphanizomenon flos aquae* in der Horwer Bucht. Fadeneinheiten pro Liter ($10^6 \mu\text{m/l}$) und Heterozystenhäufigkeit (Anzahl Heterozysten pro $10^3 \mu\text{m}$ Fadenlänge).

Tiefe m	7. Oktober 1969			4. November 1969			2. Dezember 1969		
	Fadenein- heiten/l	Heterozysten- häufigkeit	Fadenein- heiten/l	Heterozysten- häufigkeit	Fadenein- heiten/l	Heterozysten- häufigkeit	Fadenein- heiten/l	Heterozysten- häufigkeit	
0	$7,6 \cdot 10^6 \mu\text{m/l}$	1,0	18,8	1,4	38,7	0,6	—	Zirkulation	—
1	14,0	2,9	—	—	29,5	0,4	—	—	—
2,5	+	—	23,9	1,6	40,6	0,7	12,6	0,1	—
5	—	—	17,2	1,7	34,7	0,3	—	—	—
7,5	—	—	—	—	32,6	0,3	—	—	—

Tab. 35. Erneuerungskoeffizient (E) und N-Sedimentationskoeffizient (S_N).

	Horwer Bucht													
	1969			1970			1970			1970				
	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
$g \text{ Cass/m}^2 \cdot \text{Tag}$	0,480	0,770	0,690	1,940	1,880	1,310	3,510	2,050	1,600	1,180	0,730	0,390	0,270	—
$g \text{ N/m}^2$	1,120	1,540	1,500	3,320	3,910	1,650	3,210	2,530	2,210	1,630	1,630	0,750	0,570	0,880
$g \text{ C Biomasse/m}^2$	6,380	8,780	8,550	18,920	22,280	9,400	18,300	14,420	12,600	9,290	9,290	4,280	3,250	5,020
E	0,080	0,090	0,080	0,100	0,080	0,140	0,190	0,140	0,130	0,130	0,080	0,090	0,080	—
$\text{mg N}_{\text{sed.}}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$	3,220	2,770	11,750	20,040	29,740	30,300	28,480	26,540	8,230	11,150	4,950	4,930	—	—
S_N	0,004	0,002	0,008	0,010	0,008	0,018	0,009	0,011	0,004	0,007	0,003	0,007	—	—

Rotsee															
	1969			1970			1970			1970			1970		
	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	
$g \text{ Cass/m}^2 \cdot \text{Tag}$	—	2,820	3,510	1,210	1,790	2,080	1,760	2,520	2,120	0,640	0,350	1,790	0,920	1,850	
$g \text{ N/m}^2$	—	3,670	4,700	1,580	1,490	1,300	1,430	1,190	1,340	1,370	1,500	5,470	3,550	3,080	
$g \text{ C Biomasse/m}^2$	—	20,920	26,790	9,010	8,490	7,410	8,150	6,780	7,640	7,810	8,550	31,750	20,240	17,560	
E	—	0,140	0,130	0,140	0,210	0,280	0,220	0,370	0,280	0,080	0,040	0,060	0,050	0,110	
$\text{mg N}_{\text{sed.}}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$	—	43,600	45,000	361,000	71,300	397,000	76,100	72,700	31,900	24,300	108,100	24,800	—	—	
S_N	—	0,012	0,008	0,280	0,048	0,305	0,054	0,061	0,023	0,018	0,072	0,045	—	—	

zomenon flos-aquae auftritt. Nach FAY et al. [20], STEWART [60] und OGAWA et al. [41] ist *Aphanizomenon flos-aquae* zur N-Fixierung befähigt. Diese Autoren vermuten, dass die Heterozysten am N-Fixierungsprozess beteiligt sind. OGAWA et al. [41] schliesst von der Anzahl der gebildeten Heterozysten in den Algenfäden auf N-Fixierung, denn die Bildung von Heterozysten wird induziert, wenn man die Blaualgen in eine Kulturlösung überträgt, die nur atmosphärischen Stickstoff als N-Quelle enthält. Tatsächlich war im Vierwaldstättersee die Heterozystenhäufigkeit bei *Aphanizomenon* während des Nitratminimums grösser als in den Monaten November/Dezember (Tab. 34).

Im Rotsee konnte man während des Jahres 1969, trotz ausgeprägten anorganischen N-Minima, nie grössere Anzahlen von Blaualgen feststellen, die zur N-Fixation befähigt sind (SCHEGG – mündliche Mitteilung).

Zusammenfassend kann man über die N-Fixierung in Seen sagen:

- Durch N-Fixierung kann das anorganische N-Angebot ergänzt werden, bei starker N-Fixierung sind meist heterozystentragende Blaualgen anwesend.
- Die N-Fixierungen fallen zusammen mit NO_3^- und NH_4^- -Minima, hoher Wassertemperatur, starker Bestrahlung [53, 41].
- Die N-Fixierung kann auch weiter verlaufen, wenn energetisch leichter auszunutzbare N-Quellen erhältlich sind [16].

5.3 Das N:P-Gewichtsverhältnis im partikulären Material

In den Abb. 19, 20 und 21 ist der N- und P-Gehalt des partikulären Materials in der Horwer Bucht für verschiedene Tiefenstufen der trophogenen Schicht aufgetragen.

Nimmt man das N:P-Gewichtsverhältnis von 7,2:1 als ideal an [63], so zeigt sich, dass das Plankton in der Horwer Bucht in den Wintermonaten, bei guter P-Versorgung und niedriger Produktion, ein kleineres Verhältnis aufweist als in den produktiven Sommermonaten. Man kann hier eine «Luxus-P-Fixierung» postulieren oder einen relativ hohen Anteil an nichtbiologischem partikulärem Phosphor.

Berechnet man für die Tiefen 0, 2,5 und 5 m das mittlere N:P-Verhältnis, so erhält man 8, die Standardabweichung beträgt ± 3 . Für die Tiefen 0, 1, 2,5 und 5 m des Rotsees beträgt das Verhältnis $8,5 \pm 3,5$.

Die generelle Annahme eines N:P-Verhältnisses von 7,2:1 ist problematisch. Dieses Verhältnis variiert:

- bei verschiedenen Algenarten (Zusammenstellung bei HEMENS et al. [30]),
- bei der gleichen Algenart bei verschiedenen physiologischen Bedingungen, wie zum Beispiel bei verschiedener Nährstoffversorgung [23, 26, 50, 59].

In der Horwer Bucht fielen eindeutig die Werte vom Juni 1969 (5 und 7,5 m) und August 1969 (10 und 12,5 m) hoch aus, das Verhältnis reichte dabei bis auf 22:1. Bei den Untersuchungen wurde jeweils ein hoher N-Anteil ermittelt, wenn im Plankton *Oscillatoria rubescens* überwiegte und eingeschichtet vorlag. Im Monat Juni (5 und 7,5 m) und im Monat August (10 und 12,5 m) betragen die *Oscillatoria*-Biomassen 150 und $321 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{l}$ bzw. 543 und $273 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{l}$.

Entsprechend hohe Werte meldet STAUB [59] für den Zürich- und Burgäschisee, auch PAVONI [44] ermittelte einen hohen N-Anteil pro Trockengewicht bei *Oscillatoria*-Netzzügen im Vierwaldstättersee (über 10%). Berechnet man den Eiweissgehalt des

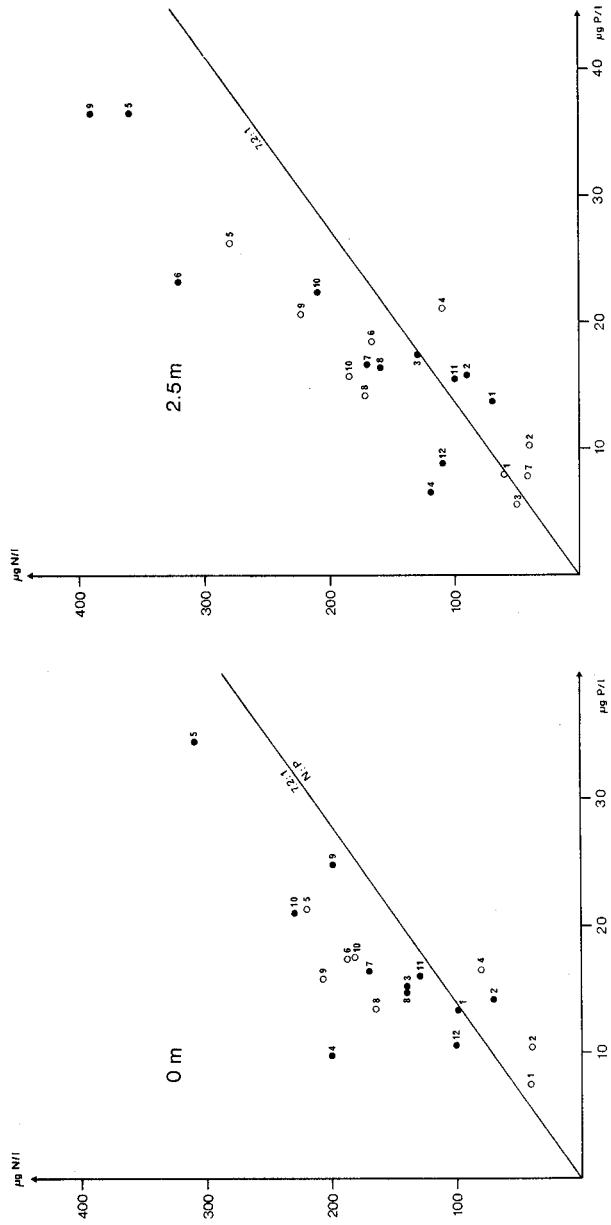


Abb. 19. Stickstoff- und Phosphorgehalt des partikulären Materials der Horner Bucht in den Tiefenstufen 0 und 2,5 m. ● Werte aus dem Jahre 1969, ○ Werte aus dem Jahre 1970.

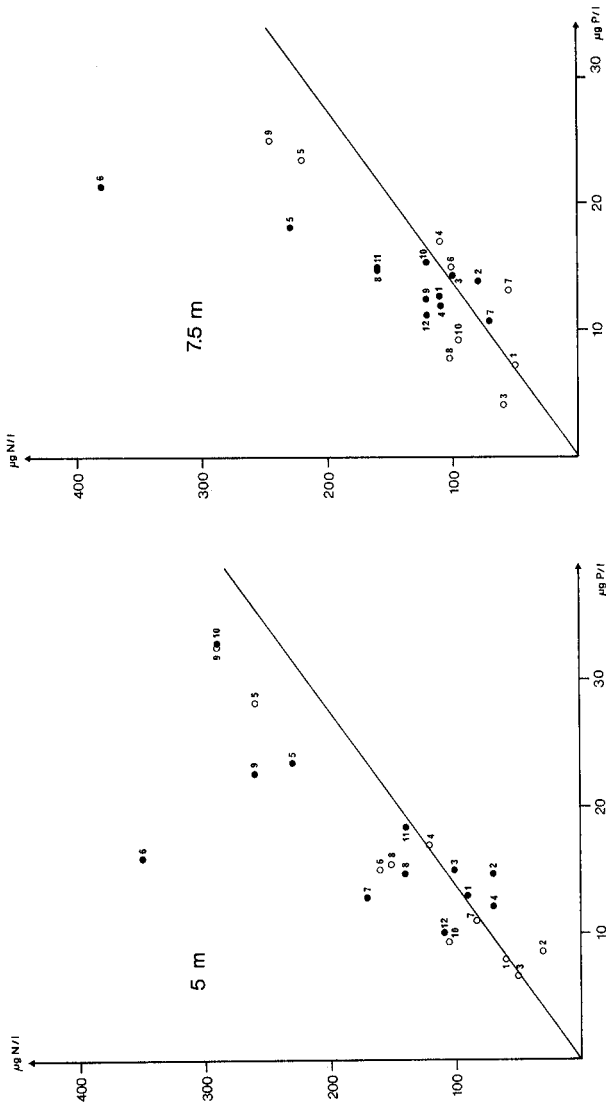


Abb. 20. Stickstoff- und Phosphorgehalt des partikulären Materials der Horwer Bucht in den Tiefenstufen 5 und 7,5 m. ● Werte aus dem Jahre 1969, ○ Werte aus dem Jahre 1970.

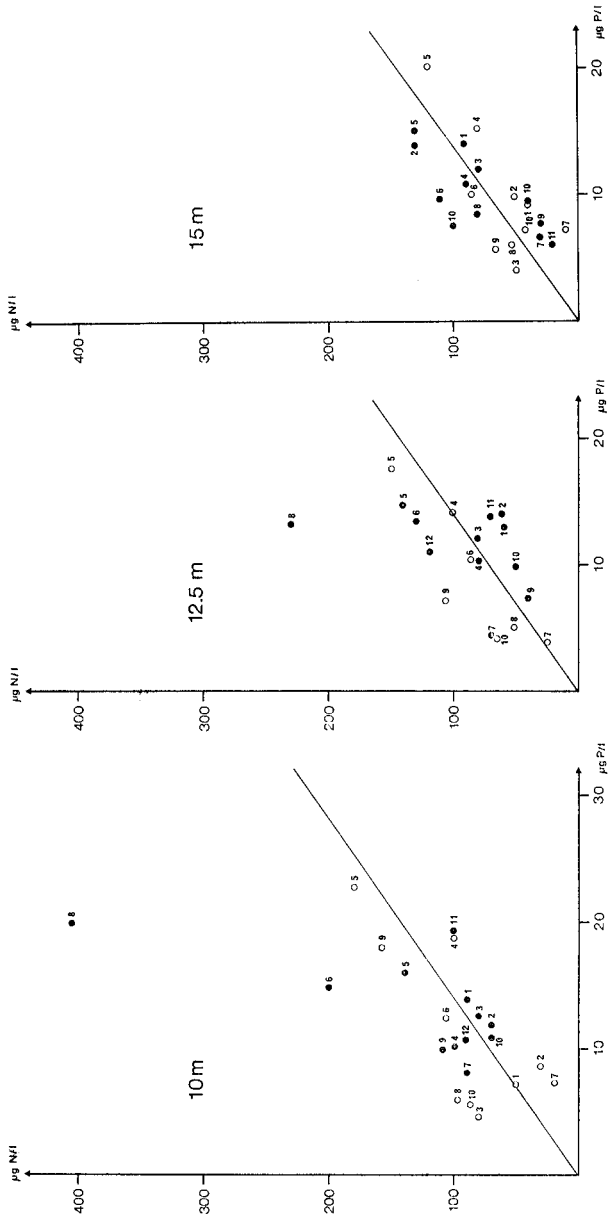


Abb. 21. Stickstoff- und Phosphorgehalt des partikulären Materials in den Tiefenstufen 10, 12,5 und 15 m der Horwer Bucht. ● Werte aus dem Jahre 1969, ○ Werte aus dem Jahre 1970.

Planktons aus dem Kjeldahl-N-Gehalt mal 6,25, so würde man mehr als 60% Protein je Trockensubstanz erhalten, ein Wert der zu hoch liegt.

Nach ZIMMERMANN [79] entwickelt sich *Oscillatoria rubescens* im Vierwaldstättersee in jenen Tiefen optimal, in denen weniger als 5% des grünen Lichtes (VG9) gemessen wird. Der hohe N-Anteil wird wahrscheinlich durch Phycobiline (Phycocerythrin) bewirkt, die in den Zellen als Hilfspigmente die Lichtenergie des grünen Lichtes auf das Chlorophyll übertragen (chromatische Adaption).

In der Horwer Bucht ist das N:P-Gewichtsverhältnis des partikulären Materials nicht nur jahreszeitlich verschieden, sondern auch in den verschiedenen Tiefenstufen. Berechnet man für die Sommerstagnationsperioden 1969/70 (April bis Oktober) das mittlere N:P-Verhältnis, so erhält man für die euphotische Schicht (0–10 m) einen Wert von 10,3, für die Schichten 15 bis 35 m 7,1 und für die Tiefenstufen 45–60 m ein solches von 5,6. Im partikulären Material nimmt also mit zunehmender Tiefe das N:P-Verhältnis ab. Dies lässt sich damit erklären, dass die N-Mineralisation auf dem Sedimentationsweg schneller verläuft als die P-Mineralisation. In den bodennahen Schichten ist der PO_4 -Gehalt während der Stagnationsperiode relativ hoch (5–32 $\mu\text{g } PO_4\text{-P/l}$), gleichzeitig wird durch die Photosyntheseaktivität des Planktons aus dem Epilimnion $CaCO_3$ ausgefällt. Kalzit kann auf dem Sedimentationsweg mit dem Phosphat adsorptiv oder chemisch reagieren [63], das niedere N:P-Verhältnis in den Tiefen 45 und 60 m kann somit auch durch anorganisches, P-haltiges, partikuläres Material bewirkt werden.

5.4 Der tägliche Biomassenzuwachs und Sedimentationsverlust

Bezieht man die Tagesproduktion unter 1 m^2 Seeoberfläche auf den Kohlenstoffgehalt der aktuell vorhandenen Biomasse in der trophogenen Schicht, so erhält man als Mass für das Wachstum der Algenpopulation den Erneuerungskoeffizienten [40]:

$$\frac{\text{mg } C_{\text{ass}}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}}{\text{mg } C_{\text{Biomasse}}/\text{m}^2} = E (t^{-1}).$$

Der Erneuerungskoeffizient ist auch ein Mass für die täglichen Umsatzzeiten des Stickstoffs.

Bei der gewählten Expositionsdauer für die C^{14} -Messungen von 4 Stunden (10 bis 14 Uhr) wird etwa 30–50% der Tagesassimilationsleistung erreicht. Für die Berechnung der täglichen Primärproduktion wurde deshalb die Stundenleistung pro 1 m^2 mit 10 multipliziert. Der Kohlenstoffanteil in der Biomasse wurde aus dem partikulären N-Gehalt und dem idealen N:C-Gewichtsverhältnis von 1:5,7 berechnet (Tab. 35).

In der Horwer Bucht beträgt der Erneuerungskoeffizient im Winter etwa 0,09, das heisst 9% der vorhandenen Biomasse wird täglich neu gebildet, im Sommer werden bis zu 19% täglich erneuert.

Es ist interessant, dass im Januar/Februar trotz höherem Erneuerungskoeffizienten in der Horwer Bucht die Biomasse geringer war als im Rotsee. Bedingt durch die Vollzirkulation ist in der Horwer Bucht eine hohe Verlustrate vorhanden, während im Rotsee unter der Eisdecke, die eine Turbulenz verhindert, eine hohe Populationsdichte aufgebaut werden kann.

Entsprechend dem Erneuerungskoeffizienten lässt sich ein Sedimentationskoeffizient definieren:

$$\frac{\text{mg } N_{\text{sed.}}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}}{\text{mg } N_{\text{Biomasse}}/\text{m}^2} = S_N (t^{-1}).$$

Mit den Sedimentationsmessungen erhalten wir zwar nicht eine vollständige Aussage über die Gesamtverluste an Biomasse, da die Verluste durch Autolyse, bakterielle Mineralisation und Frass nicht erfasst werden, auch findet während des Auffangens des Seston-Sediments schon teilweise eine Mineralisation statt.

Aus der Tab. 35 ist ersichtlich, dass während der Sommerstagnation der Gehalt an partikulärem Stickstoff unter 1 m^2 in der Horwer Bucht etwa doppelt so hoch ist wie im Rotsee. Die täglichen N-Sedimentationsraten sind aber im Rotsee immer höher. In der Horwer Bucht wird auf dem längeren Sedimentationsweg, der durch Zirkulation der Wassermassen noch verlängert wird, das sedimentierende Seston stärker der Mineralisation ausgesetzt. Der N-Gehalt pro Trockengewicht ist deshalb auch entsprechend gering (0,3–1,3%).

Im Rotsee, dessen Temperaturen während der Sommerstagnation höher liegen und dessen Turbulenzen durch die windgeschützte Lage verringert werden, ist der Sedimentationsweg kürzer. Das in 5 m Tiefe aufgefangene Sediment ist deshalb jünger, dies zeigt sich auch im höheren N-Gehalt pro Trockengewicht (bis 4,3%).

Unter der Annahme, dass der C-Gehalt etwa 10% des Algenfrischgewichts betrage [40], lassen sich aus den Daten von FINDENEGG [22] und GÄCHTER [24] für den Vierwaldstättersee Erneuerungskoeffizienten von 0,2 bis 1,7 berechnen. FINDENEGG [21] ermittelte für den Rotsee einen Erneuerungskoeffizienten von 1,6 (2. 6. 64). Da bei diesen Autoren die Biomassenberechnungen auf Planktonzählungen basieren, muss angenommen werden, dass mit der mikroskopischen Methode nach Utermöhl die Biomasse unterschätzt und daher ein zu hoher Erneuerungskoeffizient erhalten wird. Bei der Berechnung des Koeffizienten auf Grund von chemischen Analysendaten können die Werte zu niedrig ausfallen, wenn viel photosynthetisch inaktives Material (totes Phytoplankton, Bakterien, Zooplankton, Detritus) erfasst wird.

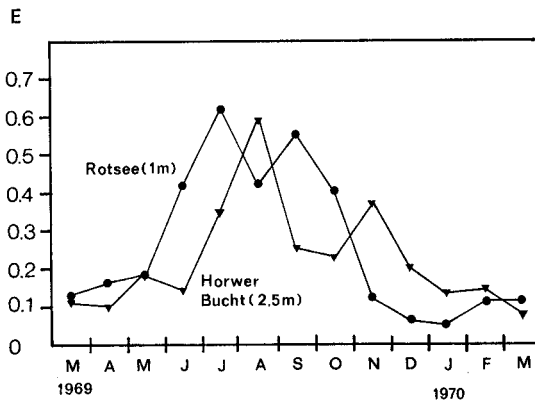


Abb. 22. Erneuerungskoeffizient pro m^3 ($= \frac{\text{g } C_{\text{ass}}/\text{m}^3 \cdot \text{Tag}}{\text{g } C_{\text{Biomasse}}/\text{m}^3}$) in der 2,5-m-Tiefenstufe der Horwer Bucht und in der 1-m-Tiefenstufe des Rotsees.

PAVONI [44] gibt für den Vierwaldstättersee ein Verhältnis von Algenfrischgewicht: partikulärem Stickstoff von 22,7 an. Um den C-Anteil in der Biomasse aus dem partikulären N-Gehalt zu erhalten, müsste also mit 2,27 statt mit 5,7 multipliziert werden. Die Beträge für die Erneuerungskoeffizienten in Tab. 35 würden sich dann etwa verdoppeln.

In Abb. 22 sind die Erneuerungskoeffizienten je 1 m^3 für die Tiefenstufe 1 m des Rotsees und 2,5 m der Horwer Bucht aufgetragen. Diese Tiefenstufen sind ja die Schichten maximaler Produktivität, auch konnte man hier die niedrigsten Phosphat- und Nitrat- bzw. Ammoniumkonzentrationen nachweisen.

Es ist ersichtlich, dass hohe Erneuerungsraten im Sommer gemessen wurden. In der Horwer Bucht fielen im September und Oktober die Erneuerungskoeffizienten erstaunlich niedrig aus, mit grosser Wahrscheinlichkeit wirkten sich hier die geringen Nährstoffkonzentrationen, vor allem an Phosphor, wachstumsbegrenzend aus.

5.5 Stickstoffbilanz

Für die Abschätzung der in den See gelangenden Nährstoffe wird nur die Stagnationsperiode vom 14. April 1969 bis zum 13. Oktober 1969 (182 Tage) berücksichtigt. Für diese Zeit darf angenommen werden, dass sich die Nährstoffzufuhren im Epi- und Metalimnion einschichten und somit am Stoffumsatz teilnehmen.

Horwer Bucht

Einzugsgebiet: 16 km^2

Einwohner im Einzugsgebiet: 10000

Seeoberfläche: 2 km^2

Trophogene Schicht: 15 m

Das Einzugsgebiet der Horwer Bucht ist etwa zu $\frac{2}{5}$ bewaldet und zu etwa $\frac{2}{5}$ mit Wiesland bedeckt. Nach den Untersuchungen der EAWAG (unveröffentlicht) beträgt die jährliche N-Auswaschung pro km^2 im Gebiet des Sarnersees, das topographisch und klimatologisch demjenigen der Horwer Bucht entspricht, 800 kg Gesamt-N für bewaldete Flächen, 1600 kg N für ungedüngtes und 2000 kg N für gedüngtes Grasland. Für die Berechnung der natürlichen Zufuhren wurde eine mittlere Auswaschung von 1500 kg N/km^2 und Jahr angenommen. Die Pro-capite-N-Anfälle wurden mit 12 g N pro Einwohner und Tag eingesetzt [78]. Da die meisten Häuser Klärgruben besitzen, ist dieser Wert etwas zu hoch, wahrscheinlich findet durch Denitrifikationsprozesse schon teilweise eine N-Eliminierung statt, andererseits sind die industriellen Abwässer nicht berücksichtigt.

Die N-Zufuhren während der Stagnationsperiode in der Horwer Bucht:

a) Natürliche Zufuhr	$6,0 \text{ g N/m}^2$
b) Zufuhr durch Abwässer	$10,9 \text{ g N/m}^2$
c) Zufuhr aus der Luft [18]	$0,2 \text{ g N/m}^2$
d) Zehrung an gelösten N-Verbindungen: April minus Oktober	$2,8 \text{ g N/m}^2$
e) Zunahme an partikulärem Stickstoff: Oktober minus April	$0,7 \text{ g N/m}^2$
f) Verluste durch Sedimentation	$4,6 \text{ g N/m}^2$
g) Primärproduktion ($330,6 \text{ g C}_{\text{ass}}/\text{m}^2$ und 182 Tage)	$58,0 \text{ g N/m}^2$

Rotsee Einzugsgebiet: 3,3 km²
 Seeoberfläche: 0,47 km²
 Trophogene Schicht: 5 m

Das Einzugsgebiet des Rotsees beträgt 4,6 km², davon sind 1,3 km² kanalisiert. Dieses Gebiet entwässert seit 1969 vollständig in die Reuss, nur die Regenüberläufe führen direkt in den Rotsee.

Solange die Regionalkläranlage noch nicht in Betrieb ist, leitet die Stadt Luzern ihre Abwässer direkt in die Reuss. Unterhalb dieser Abwassereinläufe wird seit 1922 durch einen Stollen Reusswasser in den Rotsee eingeleitet (etwa 0,3 m³/sec).

Die Gesamt-N-Konzentration des Reusswassers direkt beim Ausfluss des Vierwaldstättersees beträgt etwa 0,6 mg/N/l (Untersuchungen des kantonalen Labors Luzern 1967), bei der Stollenfassung muss aber mit etwa 1–2 mg Gesamt-N/l gerechnet werden. Am 24. August 1970 ergab eine Analyse des See-Einlaufs 2,1 mg Gesamt-N/l und 0,11 mg Gesamt-P/l. Für die N-Auswaschung wurde als Basiswert 2200 kg Gesamt-N/km² und Jahr angenommen [4].

Die N-Zufuhren während der Stagnationsperiode in den Rotsee:

a) Natürliche Zufuhr	7,0 g N/m ²
b) Zufuhr durch den Reuss-Stollen	10,0–20,0 g N/m ²
c) Zufuhr atmosphärisch.	0,2 g N/m ²
d) Zehrung an gelösten N-Verbindungen: April minus Oktober	9,7 g N/m ²
e) Abnahme an partikulärem Stickstoff: Oktober minus April	3,4 g N/m ²
f) Verlust durch Sedimentation	20,1 g N/m ²
g) Primärproduktion (381,2 g C _{ass} /m ² und 182 Tage).	66,9 g N/m ²

Wir sehen, dass mit den angewandten Sedimentationsmessungen in der Horwer Bucht nur 8%, im Rotsee 30%, der Primärproduktion erfasst werden konnte. BACHOFEN [8] erfasste mit seinen Sedimentationsmessungen 5–7% der im Epilimnion produzierten organischen Stoffe. OHLE [42] kommt mit Sedimentationsmessungen des organischen Kohlenstoffs auf ähnliche Ergebnisse. Auch im japanischen Lake Biwa [72] wurde mit N-Sedimentationsmessungen nur 10% der Primärproduktion erfasst.

Dies sind erste Hinweise dafür, dass in der trophogenen Schicht durch Bakterien und das Zooplankton eine beträchtliche Mineralisation stattfindet. Durch diese Prozesse wird der Stickstoff regeneriert, und er steht den Primärproduzenten wieder zur Verfügung.

Der kurzgeschlossene Kreislauf wird weiter bewiesen durch die Tatsache, dass in beiden Seen die externen und internen N-Zufuhren nicht ausreichen, um die gemessene Primärproduktion aufrechtzuerhalten, sondern etwa die Hälfte muss durch Regenerationsprozesse nachgeliefert werden.

Horwer Bucht

Primärproduktion (<i>g</i> + <i>e</i>)	58,7 g N/m ²
Externe Zufuhren und Zehrung (<i>a</i> + <i>b</i> + <i>c</i> + <i>d</i>).	19,9 g N/m ²
Durch kurzgeschlossenen Kreislauf geliefert	38,8 g N/m ²

Rotsee

Primärproduktion (<i>g</i>)	66,9 g N/m ²
Externe Zufuhren und Zehrung (<i>a</i> + <i>b</i> + <i>c</i> + <i>d</i>)	26,9–36,9 g N/m ²
Durch kurzgeschlossenen Kreislauf geliefert	40,0–30,0 g N/m ²

5.6 *Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation*

Der Stickstoff in den absterbenden Algenzellen wird durch desaminierend tätige Bakterien zu Ammonium mineralisiert, wobei es keine Rolle spielt, ob aerobe oder anaerobe Verhältnisse herrschen [8]. Im Rotsee fand im Hypolimnion (5 m bis Grund) durch Ammonifikation eine NH_4 -Anreicherung von etwa 24 g N/m^2 statt (April bis Oktober); Rücklösungen aus dem Sediment müssen hier aber berücksichtigt werden. Von den anorganischen N-Verbindungen bildete im Rotsee deshalb Ammonium die Hauptkomponente. Nur während der Zirkulationsperioden traten im Hypolimnion durch Nitrifikationsprozesse bedingte höhere Nitrit- und Nitratkonzentrationen auf.

In der Horwer Bucht fand gleichzeitig mit der Ammonifikation auch Nitrifikation statt. Die hypolimnische Nitratanreicherung (15–60 m) betrug $3,7 \text{ g N/m}^2$ (April bis Oktober).

Will man den «N-Rückhalt» eines Sees vollständig erfassen, so hat man die Denitrifikation zu berücksichtigen. Der Denitrifikationsschritt wird von Bakterien hauptsächlich unter Verwendung von organischen Wasserstoffdonatoren ausgeführt; als zusätzliche anorganische Wasserstoffdonatoren kommen H_2S und H_2 in Frage. Denitrifikation tritt aber erst ein, wenn die Konzentration des gelösten Sauerstoffs nicht mehr ausreicht, um den Sauerstoffbedarf der Bakterienpopulation zu decken. JANNASCH [33] wies nach, dass bei Bildung von anaeroben Schwefelstoffherden auch bei höherem Sauerstoffgehalt Denitrifikation möglich ist. GOERING et al. [27] stellen mit Hilfe der N^{15} -Methode Denitrifikation in einem subarktischen See fest. Sie zeigten, dass bei Sauerstoffschwund und reichlicher NO_3 -Konzentration das Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt wurde. In der 1-m-Schicht wurden Denitrifikationsraten von $15 \mu\text{g N/l} \cdot \text{Tag}$ und über dem Sediment eine solche von $90 \mu\text{g N/l} \cdot \text{Tag}$ festgestellt.

VOLLENWEIDER [76] berechnete Denitrifikationsraten einiger schweizerischer Seen auf Grund folgender Annahmen, gleichbleibende mittlere Konzentration zur Zirkulationszeit vorausgesetzt:

$$\text{N-Seerückhalt} = \text{N-Zufuhr} - \text{N-Abfluss} \quad (1),$$

$$\text{Denitrifikation} = \text{N-Seerückhalt} - \text{N-Rückhalt im Seesediment} \quad (2).$$

Die Denitrifikationsraten variierten von 0,9 (Ägerisee) bis $20,7 \text{ g N/m}^2$ und Jahr (Greifensee). Während Phosphor in Seen zum grössten Teil in den Sedimenten zurückgehalten wird, wird Stickstoff hauptsächlich über Denitrifikationsprozesse ausgeschieden.

Da die N-Zufuhren zum Vierwaldstättersee und Rotsee nur grössenordnungsmässig angegeben sind und die genauen N-Ausfuhren nicht erfasst wurden, konnten die jährlichen Denitrifikationsraten nicht ermittelt werden. Auf Grund der Nitratabnahme im Hypolimnion lassen sich im Rotsee in 7,5 m Tiefe (Mai/Juni) Denitrifikationsraten von etwa $5\text{--}10 \text{ g N/m}^3$ und Tag berechnen.

EDWARDS et al. [19] bewiesen experimentell, dass Flußschlamm bei hohem Sauerstoffverbrauch auch bei überstehendem sauerstoffreichem Wasser Nitrat zu reduzieren vermag. Ob in den Schichten über dem Sediment des Vierwaldstättersees ebenfalls Denitrifikationen stattfinden, kann nicht beurteilt werden. BÜHRER (mündliche Mitteilung) ermittelte im Seesediment der Horwer Bucht $10^4\text{--}10^5$ zur Denitrifikation befähigte Bakterienkeime in einem Gramm Nassgewicht.

6. Schlussfolgerungen

Im Vierwaldstättersee wurden während der ganzen Sommerstagnationsperiode hohe Biomassen (part. N) und hohe Photosyntheseraten gemessen. Mit der Ausbildung der Thermokline werden die epilimnischen Schichten von den nährstoffreichen unteren hypolimnischen Schichten abgetrennt. Nach der starken Entfaltung des Planktons im Frühjahr müsste durch Sedimentationsverluste das Epilimnion an Nährstoffen verarmen. Da aber durch externe Zuflüsse ständig Nährstoffe nachgeliefert werden, kann sich eine beträchtliche «standing crop» aufrechterhalten.

Während der Stagnationszeit besteht also ein enger Zusammenhang zwischen der Zufuhr des am meisten limitierenden Nährstoffs und der Primärproduktion.

In den Jahren 1963–1968 betragen im Vierwaldstättersee (Stelle Kreuztrichter) die jährlichen Zunahmen der mittleren Nitrat- und Gesamt-P-Konzentrationen $16 \mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ und $1,6 \mu\text{g Gesamt-P/l}$ [5]. Bezogen auf Phosphor wird also genügend Stickstoff zugeführt.

Mit ökologischen Experimenten im Vierwaldstättersee konnte in der vorliegenden Arbeit nachgewiesen werden, dass eine erhöhte Zufuhr von Stickstoff die planktische Primärproduktion praktisch nicht zu steigern vermag, wogegen der enge Zusammenhang zwischen Primärproduktion und Phosphorkonzentration [24, 81] bestätigt wurde. Während der kurzen herbstlichen anorganischen Stickstoffminima wird vermutlich durch den kurzgeschlossenen Stoffkreislauf bezüglich des vorhandenen Phosphors genügend Stickstoff nachgeliefert; auch können Fixationsprozesse einsetzen. Mit Hinsicht für den praktischen Gewässerschutz folgt daraus:

Werden im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees die Siedlungsabwässer nur in konventioneller Weise mechanisch-biologisch gereinigt, so wird die Primärproduktion weiter zunehmen. Als Folge können im Hypolimnion anaerobe Verhältnisse entstehen, welche die P-Rücklösung aus den Sedimenten sowie Denitrifikationsprozesse begünstigen. Da in biologisch gereinigtem Abwasser das N:P-Gewichtsverhältnis zugunsten des Phosphors verschoben ist (5:1), kann schliesslich, wenn nicht aus anderen Quellen grössere Mengen von Stickstoff zugeführt werden, auch dieser wachstumslimitierend werden.

Bezogen auf Phosphor sind die Nährstoffe C und N im Epilimnion während des ganzen Jahres im Überschuss vorhanden. Eine Sanierung wird die besten Erfolgchancen haben, wenn durch geeignete Massnahmen (Ringleitung, P-Eliminierung in einer dritten Reinigungsstufe, Einleitung des gereinigten Abwassers unter die Produktionsschicht) die P-Zufuhren ins Epilimnion erniedrigt werden können.

Durch die Inbetriebnahme des linksufrigen Abwassersammelkanals wird die spezifische N-Belastung der Horwer Bucht um etwa 65%, die spezifische P-Belastung um 90% [24] verringert werden. Es wird interessant sein zu verfolgen, wie sich diese Sanierungsmassnahme auf die planktische Primärproduktion auswirken wird.

Im Rotsee wurden die grössten planktischen Biomassen in den Monaten Januar bis April ermittelt. Entsprechend hoch waren auch die Photosyntheseraten. Die Primärproduktion ist deshalb stark von der internen Nährstoffzufuhr durch die Herbst- und Frühjahrsteilzirkulation abhängig. Im Winter wird durch die Ausbildung einer Eisdecke eine stabile Schichtung aufgebaut. Wegen der höheren Viskosität des Wassers bei niederen Temperaturen verringern sich die Sedimentationsverluste; das

Ausbleiben der Vollzirkulation verhindert, dass die Algenpopulation ständig verdünnt wird, so dass sich unter Eis, genügend Lichtintensität vorausgesetzt, eine grössere «standing crop» aufbauen kann als in der Horwer Bucht.

Nach dem Eisbruch kommt es jeweils zu Phytoplanktonmassenentfaltungen. Gleichzeitig erhöhen sich mit dem Aufbau der Sommerschichtung die Sedimentationsraten. Die oberen epilimnischen Schichten verarmen an Nährstoffen, und die Primärproduktion wird hauptsächlich von den allochthonen Nährstoffzufuhren aus dem Einzugsgebiet und dem Reuss-Stollen unterhalten.

Würde dem Rotsee sauberes, nicht abwasserbelastetes, Reusswasser zugeführt, dann würde die N-Belastung um etwa 20–50% verringert. Auf Grund verschiedener Parameter, wie der hohen Frühjahrskonzentrationen, der kleinen mittleren Tiefe und der geringen Wassererneuerung vor allem der hypolimnischen Wassermassen ist freilich zu schliessen, dass der Rotsee weiterhin ein eutrophes Gewässer bleiben wird.

Nach VOLLENWEIDER [76] ist für einen See mit einer mittleren Tiefe von 10 m eine Oberflächenbelastung von über 3 g N/m² und Jahr und 0,2 g P/m² und Jahr bereits gefährlich. Diese kritische Belastbarkeitsgrenze wird aber auch bei vollständiger Sanierung aller Abwasserbelastungsquellen noch übertroffen werden. Immerhin darf man erwarten, dass im Sommer in den oberen Schichten die Primärproduktion kleiner ausfallen wird und sich somit auch grössere Sichttiefen einstellen werden.

Als weitere zusätzliche Sanierungsmöglichkeiten müssten noch andere Massnahmen überlegt werden, die vor allem darauf abzielen, die Wassererneuerungszeit zu erhöhen, wie zum Beispiel hydraulische Veränderungen der Zuflüsse und des Abflusses, oder Anordnungen, die es ermöglichen, die tiefen Wasserschichten direkt dem Seeabfluss zuzuführen.

7. Zusammenfassung

In den Jahren 1969/70 wurden der mesotrophe Vierwaldstättersee (Stelle Horwer Bucht) und der hoch eutrophe Rotsee in physikalischer (Temperatur, subaquatische Lichtverhältnisse), chemischer (Stickstoff- und Phosphorkomponenten, Sauerstoff, Schwefelwasserstoff, Säurebindungsvermögen) und biologischer Hinsicht (Primärproduktion, Seston-Sedimentation, Planktonanalyse) untersucht.

Besondere Beachtung wurde der zeitlichen und räumlichen Verteilung der anorganischen (NO₃, NH₄, NO₂) und organischen Stickstoffkomponenten (part. N und gelöster organischer N) geschenkt.

Für die Bestimmung des part. N wurde eine genaue und störungsfreie Analyse-methode erarbeitet. Die Wasserproben werden durch Glasfaserfilter (GF/C Whatman) mit einer Deckschicht aus Magnesiumhydroxidkarbonat (p.A. Merck) filtriert und der Filtrerrückstand inklusive Filter aufgeschlossen, wodurch Störungen durch das im Wasser gelöste Nitrat beim Kjeldahl-Aufschluss wegfallen. Bei der Filtration von 200 ml Probewasser mit einem Gehalt von 50 µg part. N/l beträgt die Standardabweichung $s = \pm 10 \mu\text{g N/l}$. Die Bestimmung des part. N ist also auch in oligotrophen Gewässern möglich.

In allen Tiefen der Horwer Bucht ist Nitrat während des ganzen Jahres die Hauptkomponente des anorganischen Stickstoffs. Im Rotsee hingegen, bedingt durch die anaeroben Verhältnisse im Hypolimnion, fällt der Hauptteil auf Ammonium.

Gegen den Herbst hin war in beiden Seen in den Schichten maximaler Photosyntheseaktivität eine deutliche Zehrung von anorganischen N-Verbindungen festzustellen. Die hypolimnische Nitratanreicherung betrug in der Horwer Bucht (15–60 m) am Ende der Sommerstagnation $3,7 \text{ g NO}_3\text{-N/m}^2$; im Rotsee betrug die hypolimnische NH_4 -Anreicherung (5–14 m) $24 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2$ (Tab. 12, 13 und 14, Abb. 10, 11, 12, 13 und 14).

Die epilimnischen Konzentrationen an part. N schwankten in der Horwer Bucht zwischen 30 und $420 \mu\text{g N/l}$ (0–15 m), im Rotsee zwischen 130 und $3440 \mu\text{g N/l}$ (0–5 m). Im Gegensatz zur Horwer Bucht wurden im Hypolimnion hohe Konzentrationen an part. N gemessen. Die höchste epilimnische «standing crop» (part. N/ m^2) wurde im Rotsee jeweils in den Monaten Januar/Februar unter Eis und nach Eisbruch in den Monaten März/April ermittelt, in der Horwer Bucht in den Monaten Mai/Juni und August/September (Tab. 17 und 20, Abb. 15 und 16).

Die epilimnischen Konzentrationen an gelöstem organischem Kjeldahl-N lagen in der Horwer Bucht bei $20\text{--}210 \mu\text{g N/l}$, der Gehalt unter 1 m^2 Seeoberfläche (0–15) bei $1,00\text{--}2,36 \text{ g N/m}^2$. Im Rotsee betragen die Konzentrationen an gelöstem organischem Kjeldahl-N $150\text{--}880 \mu\text{g N/l}$. Der Gehalt an gelöstem N unter 1 m^2 Seeoberfläche (0–5) variierte von $1,27\text{--}2,87 \text{ g N/m}^2$ (Tab. 18, 19 und 20).

Während der Stagnationsperiode (April bis Oktober) wurden in der Horwer Bucht N-Sedimentationsraten von $8\text{--}34 \text{ mg N/m}^2$ und Tag, im Rotsee von $32\text{--}397 \text{ mg N/m}^2$ und Tag gemessen, das heisst in der Horwer Bucht sedimentieren täglich $1\text{--}2\%$ und im Rotsee $2\text{--}37\%$ des vorhandenen part. N aus (Tab. 35, Abb. 17 und 18).

Die höchsten Assimilationsraten betragen in der Horwer Bucht $63 \text{ mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3$ und Stunde, im Rotsee $287 \text{ mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3$ und Stunde. Mit Hilfe der täglichen Assimilationsleistung ($\text{g C}_{\text{ass}}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$) und des vorhandenen partikulären Stickstoffs in der trophogenen Schicht wurden tägliche Erneuerungskoeffizienten von $0,08\text{--}0,19$ für die Horwer Bucht und $0,05\text{--}0,37$ für den Rotsee ermittelt (Tab. 23, 24 und 35).

In der Horwer Bucht schwankte das N:P-Gewichtsverhältnis im partikulären Material sowohl jahreszeitlich als auch im Tiefenprofil. Während der Stagnationsperiode lag in den Tiefenstufen 0–10 m das mittlere Verhältnis bei 10,5, in den Tiefenstufen 15–35 m bei 7,1 und in 45–60 m bei 5,6. Ein hohes Gewichtsverhältnis (bis zu 22:1) wurde jeweils in jenen Tiefenstufen festgestellt, in denen *Oscillatoria rubescens* eingeschichtet war (Abb. 19, 20 und 21).

In der trophogenen Schicht des Rotsees betrug das N:P-Gewichtsverhältnis während des Jahres $8,5 \pm 3,5$.

Im Vierwaldstättersee wurde mit durchsichtigen Plastikzylindern (sogenannte Nährstofftestzellen) von 1400 l Volumen, die in $2,5 \text{ m}$ Tiefe versenkt wurden, der Einfluss der Nitratdüngung (Zugabe von NaNO_3 p.A. Merck) geprüft. Es wurde eine Steigerung der mittleren Photosyntheseaktivität erreicht (6–34%); verglichen mit der starken Produktionssteigerung bei Phosphorzugabe ist der Effekt der Nitratdüngung gering. Eine Steigerung des partikulären Stickstoffs in den Nährstofftestzellen konnte nur nach der Phosphatdüngung erreicht werden (Tab. 27 bis 32).

Da die internen Zufuhren (epilimnische N-Zehrung) und die externen Zufuhren (N-Belastung) nicht ausreichen, um die gemessene Primärproduktion aufrechtzuerhalten, und da mit den Sedimentationsmessungen ebenfalls nur ein geringer Anteil der Primärproduktion erfasst werden konnte, wird ein kurzgeschlossener

Kreislauf (intrabiocoenotisch) postuliert, der der N-Sedimentation entgegenwirkt und im Epilimnion Stickstoff regeneriert.

Die Untersuchungen im Vierwaldstättersee zeigen, dass von den Nährstoffen C, N, P Phosphor am meisten limitierend wirkt. Während der kurzen herbsthlichen Minima an anorganischem Stickstoff können auch N-Fixationen durch Blaualgen stattfinden (Tab. 34).

Um die Eutrophierung des Vierwaldstättersees zu verlangsamen, wird auf Grund der vorliegenden Untersuchung empfohlen, durch geeignete Massnahmen zuerst einmal die P-Zufuhren ins Epilimnion zu erniedrigen.

Werden einmal alle Siedlungsabwässer vom Rotsee ferngehalten, dann wird er auf Grund verschiedener Parameter, wie hohe Nährstoffkonzentration im Frühjahr, geringe mittlere Tiefe, kleine Erneuerungszeit, ein eutrophes Gewässer bleiben. Je nach der Qualität, die man an das Wasser des Rotsees stellt, müssen noch andere Massnahmen in Betracht gezogen werden, die eine schnellere Erneuerung vor allem der hypolimnischen Wassermassen ermöglichen.

SUMMARY

In 1969/70 the physical (temperature, under water light field), chemical (nitrogen and phosphorus components, oxygen, sulphide, alkalinity) and biological (measurement of the primary production with the ^{14}C -technique, sedimentation from the trophic layers, plankton analyses) properties of the mesotrophic Lake of Lucerne (Horw Bay) and the highly eutrophic Rotsee were investigated.

Special studies were carried out on the seasonal distribution of NO_3 , NO_2 , NH_4 , and particulate and soluble organic nitrogen in the different depths of the two lakes.

A micro-Kjeldahl method for the determination of particulate organic nitrogen in lake water is described. The water samples are filtered on glass fibre filters (GF/C Whatman, 55 mm) covered with a layer of magnesium carbonate (Magnesiumhydroxidcarbonate p. A. Merck). With the method proposed, the influence of nitrates on the determination of organic nitrogen is eliminated. The precision of the method filtering 200 ml lake water at the $50 \mu\text{g N/l}$ level is $s = \pm 10 \mu\text{g N/l}$. The method enables the particulate nitrogen content of oligotrophic lake water samples to be determined.

In the Horw Bay the main inorganic N component during the whole year is NO_3 ; in the Rotsee ammonia is predominant owing to anaerobic conditions in the hypolimnion. Towards autumn the two lakes showed a depletion of inorganic N compounds in the layers with high productivity. At the end of the stagnation period the increase of NO_3 was $3.7 \text{ g NO}_3\text{-N/m}^2$ in the hypolimnion (15–60 m) of the Horw Bay; in the Rotsee the hypolimnic increase of ammonia was $24 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2$ (5–14 m) (Tables 12, 13, 14; illustrations 10, 11, 12, 13 and 14).

The concentrations of particulate N in the epilimnion (0–15 m) of the Horw Bay varied from 30 to $420 \mu\text{g N/l}$, in the Rotsee from 130 to $3400 \mu\text{g N/l}$, but contrary to the Horw Bay the hypolimnic content of particulate N was always high. In the Rotsee a great standing crop (particulate N/m^2) was measured under ice in January/February and after it had thawed in March/April. In the Horw Bay the standing crop was great in May/July and August/September (Tables 17 and 20, illustrations 15 and 16).

Dissolved organic Kjeldahl-N concentrations varied in the epilimnion of the Horw Bay from 20 to $210 \mu\text{g N/l}$, the content per unit area for the entire trophogenic zone being $1.00\text{--}2.36 \text{ g N/m}^2$. In the Rotsee concentrations of $150\text{--}880 \mu\text{g}$ of soluble organic N/l were measured; the content per unit area was $1.27\text{--}2.87 \text{ g N/m}^2$ (Tables 18, 19 and 20).

The highest photosynthetic rate obtained in the Horw Bay was $63 \text{ mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3 \cdot \text{hour}$ and in the Rotsee $287 \text{ mg C}_{\text{ass}}/\text{m}^3 \cdot \text{hour}$. The specific growth rate (production biomass quotient) was calculated on the basis of the daily primary production rate and the particulate nitrogen per unit area for the entire trophogenic zone. The specific growth rate varied in the Horw Bay from 0.08 to 0.19 and in the Rotsee from 0.05 to 0.37 (Tables 23, 24 and 35).

In the Horw Bay the N:P weight ratio in the particulate material differs not only during the course of the year but also in the different depths. During the stagnation period the average ratio was 10.5 in 0–10 m, 7.1 in 15–35 m and 5.6 in 45–60 m. Very high N:P ratios (22:1) were measured in those depths where *Oscillatoria rubescens* was interstratified. The average ratio during the year was 8.5 ± 3.5 (0–5 m) in the Rotsee (illustrations 19, 20 and 21).

The fertilizing influence of nitrates (NaNO_3 p.A. Merck) on the phytoplankton production was tested with plastic containers (1,400 l volume) which were exposed in situ in 2.5 m in the Lake of Lucerne. The average increase in photosynthetic rates was insignificant (6–34%) compared with the high increase effected by the addition of phosphates. The concentrations of particulate nitrogen in the plastic containers could only be raised by means of phosphate fertilization (Tables 27 to 32).

During the stagnation period (April to October) in the Horw Bay the N-Sedimentation rates were 8–34 mg N/m² · day and in the Rotsee 32–397 mg N/m² · day. Measurements have shown that in the Horw Bay approximately 1–2% and in the Rotsee 2–37% of the particulate N settles each day, disappearing from the trophogenic layers (Table 35, illustrations 17 and 18).

Because internal supplies (epilimnic N consumption) and external imports (N loading) are not sufficient to maintain the primary production during the stagnation period measured and because sedimentation measurements can determine only a small fraction of the primary production, an intrabiocoenotic cycle is postulated which regenerates nitrogen within the trophic layer.

The investigations in the Lake of Lucerne revealed that, regarding the nutrients C, N, P, phosphorus is the most limiting factor. When inorganic nitrogen is at its lowest level N-fixation by blue-green algae must also be taken in consideration (Table 34).

In conclusion, corrective measures should be taken as a first step to limit the phosphorus supplies in the trophogenic layers.

Even if all domestic sewage were kept away from the Rotsee, this lake would still be eutrophic as can be seen in the light of several parameters (high nutrient concentrations in spring, small rate of water renewal especially in the hypolimnic layers). Depending on the water quality desired, other measures have to be examined, which above all enable a better rate of water renewal.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] ALSTERBERG, G., *Die Winklersche Bestimmungsmethode für in Wasser gelösten, elementaren Sauerstoff sowie ihre Anwendung bei Anwesenheit oxydierbarer Substanzen*, Biochem. Z., S. 170 (1926).
- [2] AMBÜHL, H., *Die praktische Anwendung der elektrochemischen Sauerstoffbestimmung im Wasser*, Schweiz. Z. Hydrol. 22, 23–39 (1960).
- [3] AMBÜHL, H., *Die Nährstoffzufuhr zum Hallwilersee*, Schweiz. Z. Hydrol. 22, 563–597 (1960).
- [4] AMBÜHL, H., *Der Einfluss chemischer Düngung auf stehende Oberflächengewässer*, Wass. Abwass. GWF 107/14, 336–363 (1966).
- [5] AMBÜHL, H., *Die neueste Entwicklung des Vierwaldstättersees (Lake of Lucerne)*, Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 17, 219–230 (1969).
- [6] AMBÜHL, H., und SCHMID, M., *Bestimmung geringster Mengen von Phosphation im Wasser von Binnenseen*, Schweiz. Z. Hydrol. 27, 172–183 (1965).
- [7] AMSTRONG, F. A., und TRIBBITTS, S., *Photochemical Combustion of Organic Matter in Sea Water, for Nitrogen, Phosphorus and Carbon Determination*, J. mar. biol. Ass. U. K. 48, 143–152 (1968).
- [8] BACHOFEN, R., *Stoffhaushalt und Sedimentation im Baldegger- und Hallwilersee*, Diss., Juris-Verlag Zürich, S. 1–118 (1960).
- [9] BARSDATE, R. J., und DUGDALE, R. C., *Rapid Conversion of Organic N to N₂ for Mass Spectrometry: An Automated Dumas Procedure*, Analyt. Biochem. 13, 1–5 (1965).
- [10] BILLAUD, V. A., *Nitrogen Fixation and the Utilization of Other Inorganic Nitrogen Sources in a Subarctic Lake*, J. Fish. Res. Bd. Can. 25, 2101–2110 (1968).
- [11] BLOESCH, J., Diss., EAWAG Zürich, in Vorbereitung.
- [12] BRINGMANN, G., und KÜHN, R., *Nitrat und Phosphat als Begrenzungsfaktor des Algenwachstumtests*, Gesundheit-Ingenieur 86, 210–214 (1965).
- [13] CAIN, B. J., *Nitrogen Utilization in 38 Fresh-Water Chlamydomonad Algae*, Can. J. Bot. 43, 1367–1378 (1965).

- [14] DOMOGALLA, B. P., JUDAY, C., und PETERSON, W. H., *The Forms of Nitrogen Found in Certain Lake Waters*, J. Biol. Chem. 63, 269-285 (1925).
- [15] DUGDALE, R. C., und GOERING, J. J., *Uptake of New and Regenerated Forms of Nitrogen in Primary Productivity*, Limnol. Oceanogr. 12, 196-206 (1967).
- [16] DUGDALE, V. A., und DUGDALE, R. C., *Nitrogen Metabolism in Lakes. III. Tracer Studies of the Assimilation of Inorganic N-Sources*, Limnol. Oceanogr. 10, 53-57 (1965).
- [17] EPPLEY, R. W., ROGERS, J. H., und MC CARTHY, J. J., *Half-Saturation Constants for Uptake of Nitrate and Ammonium by Marine Phytoplankton*, Limnol. Oceanogr. 14, 912-920 (1969).
- [18] ERIKSSON, E., *Air Precipitation as Sources of Nutrients*, in: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung, Bd. II (Springer-Verlag, Wien und New York 1966).
- [19] EDWARDS, R. W., und ROLLEY, H. L. J., *Oxygen Consumption of River Water*, J. Ecol. 53, 1-19 (1965).
- [20] FAY, P., STEWART, W. D. P., WALSBY, A. E., und FOGG, G. E., *Is the Heterocyst the Site of Nitrogen Fixation in Blue-Green Algae*, Nature, 220, 23, 810-812 (1968).
- [21] FINDENEGG, I., *Factors Controlling Primary Productivity. Especially with Regard to Water Replenishment, Stratification and Mixing*, Memorie Ist. ital. Idrobiol., Suppl. 18, 105-119 (1965).
- [22] FINDENEGG, I., *Phytoplankton und Primärproduktion einiger ostschweizerischer Seen und des Bodensees*, Schweiz. Z. Hydrol. 28, 148-172 (1966).
- [23] FUHS, G. W., *Rates of Phosphorus-Controlled Growth in the Diatoms Cyclotella Nana and Thalassiosira Fluviatilis*, J. Phycol. 5, 312-321 (1969).
- [24] GÄCHTER, R., *Phosphorhaushalt und planktische Primärproduktion im Vierwaldstättersee (Horwer Bucht)*, Schweiz. Z. Hydrol. 30, 2-66 (1968).
- [25] GARSIDE, C., und RILEY, J. P., *A Thin-Layer Chromatographic Method for the Determination of Plant Pigments in Sea Water and Cultures*, Analytica chim. Acta 46, 179-191 (1969).
- [26] GERLOFF, G. C., und SKOOG, F., *Cell Contents of Nitrogen and Phosphorus as a Measure of Their Availability for Growth of Microcystis Aeruginosa*, Ecology 35, 348-353 (1954).
- [27] GOERING, J. J., und DUGDALE, V. A., *Estimates of Rates of the Denitrification in a Subarctic Lake*, Limnol. Oceanogr. 11, 113-117 (1966).
- [28] GOLDMAN, C. R., *Primary Productivity and Micronutrients Limiting Factors in Some North American and New Zealand Lakes*, Vehr. int. Verein. theor. angew. Limnol. 15, 365-374 (1964).
- [29] HARVEY, H. W., *The Chemistry and Fertility of Seawater* (Cambridge University Press, 1955).
- [30] HEMENS, J., und MASON, M. S., *Sewage Nutrient Removal by a Shallow Algal Stream*, Water Res. (Pergamon Press) 2, 277-287 (1968).
- [31] HEDLICH, R., *Die wachstumsbegrenzenden Nährstoffe in Talsperren auf dem Gebiet der DDR*, Fortschr. Wasserchem, H. 8, (Akademie-Verlag Berlin), S. 99-106.
- [32] HOLM-HANSEN, O., *Determination of Particulate Organic Nitrogen*, Limnol. Oceanogr. 13, 175-178 (1968).
- [33] JANNASCH, H. L., *Versuche über Denitrifikation und die Verfügbarkeit des Sauerstoffes in Wasser und Schlamm*, Arch. Hydrobiol. 56, 355-359 (1960).
- [34] Kliffmüller, R., *Beiträge zum Stoffhaushalt des Bodensees (Obersee) II*, Arch. Hydrobiol., Suppl. 35, 309-371 (1969).
- [35] KROGH, A., und LANGE, E., *Quantitative Untersuchungen über Plankton, Kolloide und gelöste organische und anorganische Substanzen in dem Furesee*, Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. 26, 20-53 (1931).
- [36] MAC ISAAK, J. J., und DUGDALE, R. C., *The Kinetics of Nitrate and Ammonia Uptake by Natural Population of Marine Phytoplankton*, Deep Sea Res. 16, 45-58 (1969).
- [37] MENZEL, D. W., und RYHER, J. H., *The Composition of Particulate Organic Matter in the Western North Atlantic*, Limnol. Oceanogr. 9, 179-186 (1964).
- [38] MINDER, L., *Der Rotsee*, Schweiz. Z. Hydrol. 11, 245-253 (1949).
- [39] MÜLLER, R., und WIDEMANN, O., *Die Bestimmung des Nitrat-Ions im Wasser*, Vom Wass. (Jahrbuch für Wasserchem. und Wasserreinigungstechnik, Verlag Chemie) 12, 247-271 (1955).
- [40] NAUWERCK, A., *Die Beziehung zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken*, Symb. bot. upsal. 17, 1-163 (1963).
- [41] OGAWA, R. E., und CARR, J. R., *The Influence of Nitrogen on Heterocyst Production in Blue-Green Algae*, Limnol. Oceanogr. 14, 342-351 (1969).

- [42] OHLE, W., *Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfeldynamik der Gewässer*, Kieler Meeresforsch. 18, 107–120 (1962).
- [43] OHLE, W., *Interstitiallösungen der Sedimente, Nährstoffgehalt des Wassers und Produktion des Phytoplanktons in Seen*, Helgoländer wiss. Meeresunters. 10, 411–429 (1964).
- [44] PAVONI, M., *Beziehung zwischen Biomasse und Stickstoffgehalt des Phytoplanktons und die daraus ableitbare Anwendung der Bestimmungsmethoden für die Praxis*, Schweiz. Z. Hydrol. 31, 110–127 (1969).
- [45] PERRET, P., Diss. über den Sempachersee, Universität Basel, in Vorbereitung.
- [46] POSTMA, H., *The Cycle of Nitrogen in the Wadden Sea and Adjacent Areas*, Neth. J. Sea Res. 3, 186–221 (1966).
- [47] PROCHAZKOVA, L., *Einfluss der Nitrate und Nitrite auf die Bestimmung des organ. Stickstoffs und Ammoniumions im Wasser*, Arch. Hydrobiol. 56, 179–185 (1960).
- [48] REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H., und RICHARDS, F. A., *The Influence of Organisms on the Composition of Seawater*, in: M. N. HILL, *The Sea*, Bd 2, S. 26–77 (1963).
- [49] ROHDE, W., *Standard Correlations between Pelagic Photosynthesis and Light*, Memorie Ist. ital. Idrobiol., Suppl. 18, 365–381 (1965).
- [50] RICHARDSON, B., ORCUTT, D. M., SCHWERTNER, H. A., MARTINEZ, C. I., und WILCHLINE, H. E., *Effects of Nitrogen Limitation on the Growth and Composition of Unicellular Algae in Continuous Culture*, Appl. Microbiol. 18, 245–250 (1969).
- [52] SAUBERER, F., *Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern*, Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol. 11 (1962).
- [53] SAWYER, C. N., und FERULLO, A. F., *Nitrogen Fixation in Natural Waters under Controlled Laboratory Conditions*, Techn. Rep. Taft Sanit. Eng. Control. W. 61–3, S. 100–103 (1961).
- [54] SCHEGG, E., *Die limnische Produktion unter besonderer Berücksichtigung des Bakterienanteils*, Diplomarbeit an der EAWAG Zürich (1967), unveröffentlicht.
- [55] SCHEGG, E., Diss. EAWAG Zürich, in Vorbereitung.
- [56] SCHMID, M., und AMBÜHL, H., *Die Bestimmung geringster Mengen von Gesamtphosphor im Wasser von Binnenseen*, Schweiz. Z. Hydrol. 27, 183–192 (1965).
- [57] SCHMID, M., *Die Bestimmung kleiner Mengen von organischem Stickstoff im Wasser von Binnenseen*, Schweiz. Z. Hydrol. 30, 244–266 (1968).
- [58] STADELMANN, P., *Vergleich der Messung der limnischen Produktion nach der Sauerstoff- und C-14-Methode am Beispiel einiger Seen mit verschiedenem Trophiegrad*, Diplomarbeit an der EAWAG Zürich (1966), unveröffentlicht.
- [59] STAUB, R., *Ernährungsphysiologische-autökologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge Oscillatoria Rubescens D.C.*, Schweiz. Z. Hydrol. 23, 82–198 (1961).
- [60] STEWART, W. D. P., *Nitrogen Input into Aquatic Ecosystems*, in: D. J. JACKSON, *Algae, Man and the Environment*, Syracuse University Press (1968), S. 53–72.
- [61] STRICKLAND, J. D. H., und PARSONS, T. R., *A Manual of Seawater Analysis*, Bull. Fish. Res. Bd Can., Nr. 125, 2. Aufl. (1965).
- [62] STRICKLAND, J. D. H., und PARSONS, T. R., *A Practical Handbook of Seawater*, Bull. Fish. Res. Bd Can., Nr. 167 (1968).
- [63] STUMM, W., *Diskussionsbeitrag zum Vortrag von G. A. Rohlich*, Adv. Wat. Pollut. Res. (London) 2, 216–230 (1964).
- [64] STUMM, W., und LECKIE, J. O., *Phosphate Exchange with Sediments; Its Role in the Productivity of Surface Waters*, Presented at the 5th International Water Pollution Research Conference 1970 (proceedings to be published by Pergamon Press, 1971).
- [65] SYRETT, P. J., *The Assimilation of Ammonia and Nitrate by Nitrogen Starved Cells of Chlorella Vulgaris, II und III*, Physiologia Pl. 9, 19 S. und 28 S. (1956).
- [66] THOMAS, E. A., *Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumsstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete*, Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. 9/10, 1–11 (1953).
- [67] THOMAS, E. A., *Stoffhaushalt und Sedimentation im oligotrophen Ägerisee und im eutrophen Pfäffiker- und Greifensee*, Memorie Ist. ital. Idrobiol., Suppl. 8, 357–465 (1955).
- [68] THOMAS, E. A., *Sedimentation und Stoffhaushalt im Türlerseersee*, Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. 12, 1–11 (1956).

- [69] THOMAS, E. A., *Der Eutrophierungsvorgang bei Seen Zentraleuropas*, Schweiz. Wasser- und Energiewirtschaft 60, 115–125 (1968).
- [70] THOMAS, W. H., *On the Nitrogen Deficiency in the Tropical Pacific Oceanic Phytoplankton: Photosynthetic Parameter in Poor and Rich Water*, Limnol. Oceanogr. 15, 380–385 (1970).
- [71] THOMAS, W. H., *Effect of Ammonium and Nitrate Concentration on Chlorophyll Increase in Natural Tropical Pacific Phytoplankton Populations*, Limnol. Oceanogr. 15, 386–394 (1970).
- [72] TOYODA, Y., HORIE, S., und SAIJO, Y., *Studies on the Sedimentation in Lake Biwa from the Viewpoint of Lake Metabolism*, Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol. 14, 243–255 (1968).
- [73] UHLMANN, D., und ALBRECHT, E., *Biochemische Faktoren der Eutrophierung von Trinkwasser-Talsperren*, Limnologica (Berlin) 6, 225–245 (1968).
- [74] UTERMÖHL, H., *Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik*, Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol. 9, 1–38 (1958).
- [75] VERDUIN, J., *Principles of Primary Productivity: Photosynthesis under Completely Natural Conditions*, in: D. J. JACKSON, *Algae and Man*, (New York 1964), S. 221–238.
- [76] VOLLENWEIDER, R. A., *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication*, OECD report, Paris, DAS/CSI/68.28 (1968).
- [77] VOLLENWEIDER, R. A., *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*, Blackwell Scientific Publications (Oxford und Edinburgh), IBP Handbook Nr. 12 (1969).
- [78] WUHRMANN, K., *Probleme der dritten Reinigungsstufe von Abwässern*, Föderation Europäischer Gewässerschutz (FEG), Informationsblatt Nr. 14, S. 67–78 (1967).
- [79] ZIMMERMANN, U., *Ökologische und physiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge Oscillatoria rubescens D.C. unter besonderer Berücksichtigung von Licht und Temperatur*, Schweiz. Z. Hydrol. 31, 1–58 (1969).
- [80] ZÜLLIG, H., *Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers*, Schweiz. Z. Hydrol. 18, 5–186 (1956).
- [81] GÄCHTER, R., SZABÓ, E., und MAREŠ, A., *Die lokale Beeinflussung eines stehenden Gewässers durch eine punktförmige Abwasserbelastung: ein direkter Nachweis der wachstumsbegrenzenden Wirkung des Phosphors im Vierwaldstättersee*, Schweiz. Z. Hydrol. 33, 66–72 (1971).

VERDANKUNG

Herrn Prof. Dr. O. Jaag, Direktor der EAWAG, möchte ich danken, dass ich im guteingerichteten Hydrobiologischen Laboratorium der ETH in Kastanienbaum einen Arbeitsplatz benutzen durfte.

Herrn Dr. H. Ambühl, Leiter der Limnologischen Abteilung der EAWAG und des Hydrobiologischen Laboratoriums Kastanienbaum, möchte ich für die grosszügige Unterstützung und die vielen Hilferichtungen bei den Düngversuchen wie auch für die kritische Durchsicht des Manuskripts danken.

Gleichzeitig mit meinen Seeuntersuchungen wurden die gleichen Seestellen im Sinne einer Teamarbeit durch Dr. R. Gächter und drei Doktoranden der EAWAG bearbeitet. Teilaspekte dieser gemeinsamen Untersuchung werden in folgenden besondern Arbeiten erscheinen:

E. Schegg: Primärproduktion und bakterielle Destruktion

J. Bloesch: Phosphorkreislauf und Sedimentation

H. Bühler: Physiologische Bakteriengruppen im Seesediment

Ich möchte diesen Kollegen für die Überlassung verschiedener Analysenwerte herzlichst danken.

Zu besonderem Dank verpflichtet bin ich Herrn Dr. R. Gächter, der durch wissenschaftliche Anregungen, unermüdete Diskussionen und mit vielen Hinweisen meine Arbeit unterstützte.

Die Arbeit wurde mit der finanziellen Hilfe der «Stiftung der Wirtschaft zur Förderung des Gewässerschutzes» ausgeführt.

Adresse des Autors:

Dr. P. Stadelmann

Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der ETH

CH-8600 Dübendorf