Zeitschrift: Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft = Bulletin de la Société Botanique Suisse

Herausgeber: Schweizerische Botanische Gesellschaft

Band: 54 (1944)

Artikel: Chemische, physikalische und bakteriologische Untersuchungen am Greifensee

Autor: Märki, Erwin

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-38514

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 08.08.2025

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

Chemische, physikalische und bakteriologische Untersuchungen am Greifensee.

Von *Erwin Märki.*

(Aus dem kantonalen Laboratorium Zürich.)

Eingegangen am 9. Dezember 1943.

Inhaltsübersicht.

Seite

I. Einleitung 76
II. Allgemeines 78
III. Untersuchungsmethodik 79
IV. Physikalische und chemische Untersuchung des Wassers 82
a) Greifensee 82
1. Äußere Beschaffenheit, Farbe, Geruch 82
2. Temperatur 83
3. Transparenz (Durchsichtigkeit) 86
4. Reaktion 88
5. Sauerstoffgehalt 89
6. Kaliumpermanganatverbrauch 97
7. Gehalt an freiem Kohlendioxyd 98
8. Karbonathärte 100
9. Gehalt und Zusammensetzung des Trockenrückstandes 104
10. Chloridgehalt 104
11. Nitrat-, Nitrit- und Ammoniakgehalt 105
12. Phosphatgehalt 107
13. Schwefelwasserstoffgehalt 107
14. Eisengehalt 108
15. Mangangehalt 108
16. Spezialuntersuchungen 109
b) Zuflüsse 111
c) Abfluß 119
V. Bakteriologische Untersuchungen 122
a) Greifensee 122
1. Keimzahl 122
2. Thermophile 122
3. Gasbildner 122
4. Colireaktion auf Nähragar nach Endo 123
5. Neutralrotreaktion 123
b) Zuflüsse 124
c) Abfluß 125
VI. Chemische, physikalische und biologische Untersuchung des Seeschlammes 125
VII. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen 129
1. Verschmutzungszustand des Greifensees 129
2. Verschmutzungszustand der Zuflüsse 130
3. Sanierungsmöglichkeiten 131
Zahlentafeln Nrn. 1—6 132
Literaturverzeichnis 139

I. Einleitung.

Die vorliegende Untersuchung wurde veranlaßt durch die immer lauter werdenden Klagen über die künstliche Verunreinigung des Greifensees und stellt zugleich einen weitern Beitrag zur Kenntnis der öffentlichen Gewässer des Kantons Zürich dar.

Aus Aufzeichnungen der Fischerkreise ist ersichtlich, daß 1906 zum erstenmal ein größeres Fischsterben im See auftrat. Diesem Warnungszeichen reihten sich in der Folge weitere sechs große Fischsterben an, denen nicht nur die wertvolleren, sondern 1932 auch widerstandsfähigere Arten zum Opfer fielen. Vor 1911 betrachtete man den Greifensee als Felchensee, der diesen geschätzten Speisefisch, neben andern wie Hechte usw., in erfreulichen Mengen lieferte; im Kriegsjahr 1941 dagegen wurden kaum zwei Dutzend Felchen gefangen. Somit haben sich in dieser relativ kurzen Zeit im See die Lebensbedingungen für diese Lebewesen derart verschlechtert, daß nur noch die widerstandsfähigeren Arten einigermaßen existieren können. Der ursprüngliche Felchensee ist zum eutrophierten Ruchfischsee geworden.

Diese für die Volkswirtschaft nachteiligen Erscheinungen haben dann auch die Aufmerksamkeit der Fachkreise geweckt und die Frage nach den Ursachen aufgeworfen. Schon in den Jahren 1909—1911 untersuchte Guyer (1)[1] den See biologisch und physikalisch, konnte aber noch keine außergewöhnlichen Veränderungen feststellen. Dieser sehr wertvollen Arbeit folgten dann zwei Gutachten von Fehlmann (2) und Silberschmidt (3), die sich auf Untersuchungen aus den Jahren 1915/16 stützen und zu folgendem Ergebnis gelangen:

Die Selbstreinigungskraft des Aabaches von Uster genügt im Unterlauf nicht, um die zugeführten Abwassermengen abzubauen. Die nicht abgebauten Verunreinigungen werden im Einmündungsgebiet abgelagert und stellen an die ohnehin durch die häufig langdauernde Eisbedeckung stark beeinträchtigte Selbstreinigungskraft des Sees weitere Anforderungen.

Ein am 28. Juli 1916 an die Gemeinden Uster, Wetzikon und Seegräben gerichtetes Kreisschreiben (4) der Finanzdirektion des Kantons Zürich empfiehlt diesen, dafür zu sorgen, daß die Gewässer nicht weiter verschmutzt werden und stellt das Einleiten von nicht vorgereinigtem Abwasser, das Ruß, Öl, Fett und Baumwollfasern enthält, unter Verbot.

Infolge eines aufsehenerregenden Fischsterbens fand am 29. September 1932 eine einmalige Untersuchung des Mündungsgebietes des Aabaches von Uster durch den Zürcher Kantonschemiker statt, deren Ergebnisse in einem Untersuchungsbericht für das Statthalteramt Uster

[1] Literaturangaben.

zusammengestellt sind, und in dem folgender Antrag zur Behebung der Mißstände gestellt wird :

« 1. Die Gemeinde Uster ist anzuhalten, der Reinigung ihrer Abwässer die allergrößte Aufmerksamkeit zu schenken. Insbesondere sind die schon erstellten Hauskläranlagen in regelmäßigen Zeitabständen zu revidieren und zu reinigen. Ferner sollte sich die Gemeinde Uster mit der Erstellung einer zentralen Kläranlage befassen und in festzusetzender Frist ein Projekt einreichen, das den bestehenden Übelständen abzuhelfen geeignet ist.

2. Die Gemeinde Uster ist ferner anzuhalten, den Aabach und den Fabrikkanal periodisch streng zu kontrollieren und insbesondere die aus den anliegenden Fabrikgrundstücken eingeleiteten Abwässer zu beaufsichtigen. »

Im Jahre 1933 erfolgte dann eine systematische chemische und physikalische Untersuchung des Aabaches von Uster durch Lieber (5), nachdem sich die Lebensbedingungen im Greifensee, infolge Nichtbeachtung der achtzehn Jahre vorher von Fehlmann und Silberschmidt ausgesprochenen Warnung, weiterhin katastrophal verschlimmert hatten.

Klagen eines Berufsfischers über die Verschlammung der Grundnetze veranlaßten den Kantonschemiker zu einem Augenschein. In einem Schreiben vom 26. September 1936 an die kantonale Direktion der öffentlichen Bauten weist er erneut eindringlich auf die durch Ablagerung von fäulnisfähigem Schlamm unhaltbar gewordenen Zustände auf dem Seegrund hin.

Die Gemeinde Uster, die die Hauptmenge der Schmutzstoffe liefert, beabsichtigt in nächster Zeit den Bau einer Kläranlage (vgl. VII, S. 131). Die vorliegende Untersuchung soll den Zustand des Greifensees vor dem Bau der Kläranlage Uster festhalten. Eine spätere Untersuchung wird dann Aufschlüsse über den Einfluß der Kläranlage auf die Beschaffenheit des Seewassers geben. Es werden sich dann gewiß auch wichtige Folgerungen für die zur Sanierung der Abwasserverhältnisse an andern Seen zu treffenden Maßnahmen ziehen lassen.

Um ein möglichst übersichtliches Bild über die chemischen, physikalischen, bakteriologischen und biologischen Verhältnisse des Seewassers zu erhalten, sind im Jahre 1941 allmonatlich an neun verschiedenen Stellen im See insgesamt je 49 Wasserproben und zweimal vom Seegrund Schlammproben erhoben worden (vgl. Zahlentafel Nr. 1 und Abbildung 1).

Um ihren Einfluß auf den See festzustellen, wurden die größeren Zuflüsse und der Abfluß nach ebenfalls festgelegtem Untersuchungsprogramm alle sechs Tage untersucht. Um Vergleiche anzustellen, untersuchte ich im gleichen Jahre noch verschiedene, willkürlich entnommene Proben aus andern Schweizerseen.

Wie sehr die Behörden und die Allgemeinheit versuchen, den Greifensee in seiner Naturschönheit zu erhalten, beweist die Verordnung des Regierungsrates des Kantons Zürich vom 27. Juni 1941, worin das Greifenseegebiet unter Naturschutz gestellt wird.

II. Allgemeines.

Das östlich von Zürich gelegene Glattal ist infolge seiner besonderen Gestaltung und Mannigfaltigkeit durch die nahen wissenschaftlichen Institute Zürichs sehr häufig untersucht worden. Hauptsächlich befaßten sich die Morphologen und Geologen mit der Entstehungsgeschichte dieses Tales, und die Ergebnisse ihrer Forschungen sind in einer Anzahl Arbeiten niedergelegt (z. B. 6, 7).

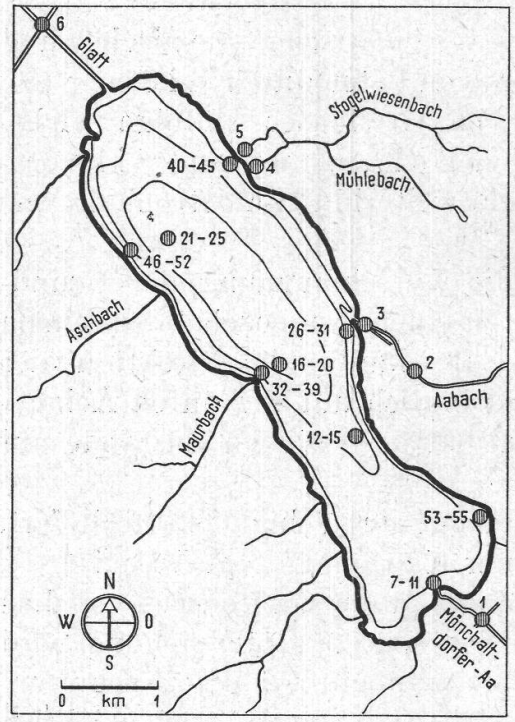


Abbildung 1.
Probenahmestellen im Greifensee und an den Zuflüssen.

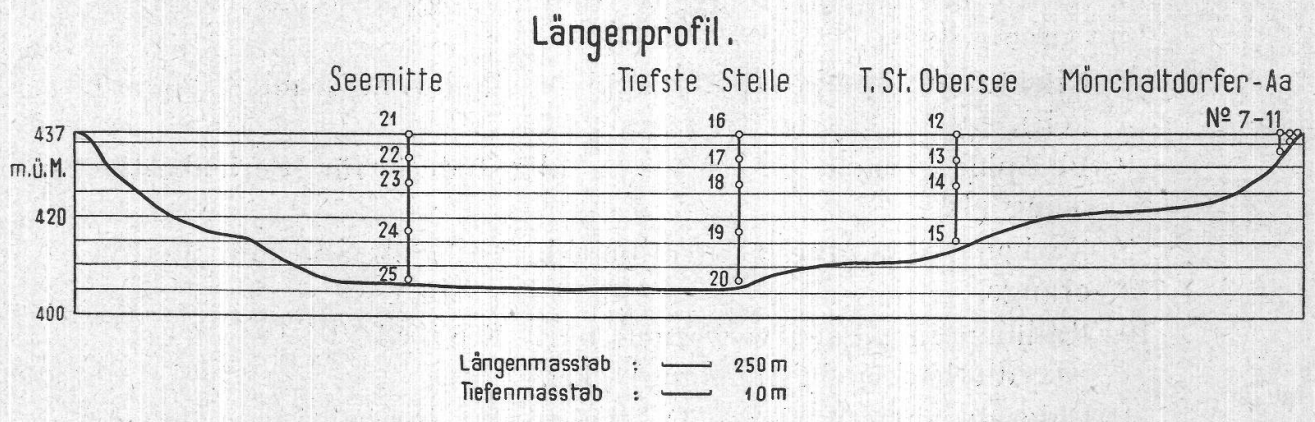
Geographisches: Der Greifensee liegt zwischen 47° 19′ 15″ und 47° 22′ 25″ nördlicher Breite und 6° 18′ 57″ und 6° 22′ 22″ östlicher Länge. Der Seespiegel liegt im Mittel 435 m über Meer. Seine größte Tiefe weist der See ca. 300 m von der Mündung des Dorfbaches von Maur entfernt, in Richtung auf die Aabachmündung hin, auf (Abb. 1).

Zusammenstellung der geographischen Daten (8).

Flüsse:	Länge in km	Einzugsgebiet in km²
Hinwiler Wildbach		21
Aabach von Uster	11	73
Mönchaltorfer Aa	10	55
Glatt bei Schwerzenbach	1	164,67
Mühlebach bei Greifensee		8

Greifensee :

Länge in der Mittellinie	6,5 km
Breite	0,8—1,85 km
Mittlere Tiefe	19 m
Größte Tiefe	32 m
Oberfläche	8,56 km²
Rauminhalt (alte Angaben)	0,161 km³



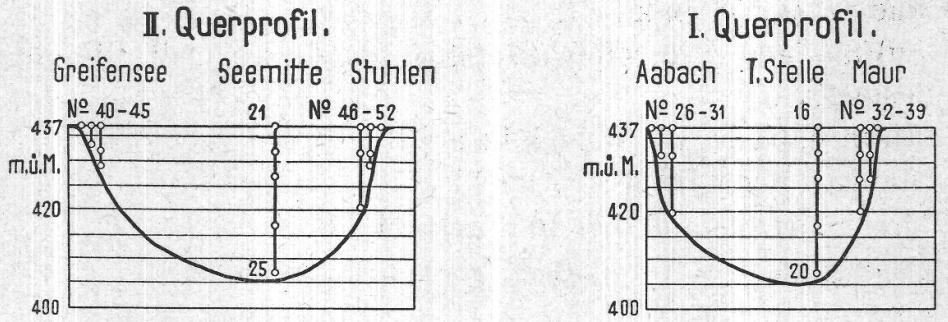


Abbildung 2.
Profile durch den Greifensee mit Angabe der Probenahmestellen.

III. Untersuchungsmethodik.

a) Physikalische Untersuchung des Wassers.

1. Durchsichtigkeit.
   aa) Schriftprobe nach Snellen (9).
   bb) Seewassertransparenz mit weißer quadratischer Secchi-Scheibe (30 cm Kantenlänge) *.
2. Temperatur mit Tiefseekippthermometer (Friedinger, Luzern) und Präzisionsthermometer mit $^1/_{10}$-Gradteilung (Richter & Wiese, Berlin) *.
3. Reaktion :
   aa) pH-Bestimmungsapparat nach G. Röeder.
   bb) Universalindikator Merck.

b) Chemische Untersuchung des Wassers :

1. Sauerstoffgehalt nach L. W. Winkler (10; 11)*.
2. Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden.
3. Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen.
4. Freie Kohlensäure nach H. Klut (9)*.
5. Ammoniak und dessen Salze mit Nesslers Reagens (Hellige Universalkolorimeter mit Standardkeil).
6. Nitrite mit Naphtholreagens (Hellige Universalkolorimeter mit Standardkeil).
7. Nitrate mit Brucin (Hellige Universalkolorimeter mit Standardkeil).
8. Phosphate nach Csenzny, abgeändert für Serienbestimmung (12).
9. Karbonathärte durch Titration mit n/10 Salzsäure auf Methylorange.
10. Kaliumpermanganatverbrauch nach Kubel-Tiemann (Oxydierbarkeitsbestimmung) (11).
11. Chloride nach Mohr (11), abgeändert durch Tillmanns und L. W. Winkler.
12. Sulfide und Schwefelwasserstoff, qualitativ mit Bleiseignettelösung*.
13. Eisen nach L. W. Winkler (13).
14. Mangan nach H. Marshall (14).
15. Trockenrückstand, bei 103° getrocknet.
16. Anorganischer Anteil des Trockenrückstandes.

c) Bakteriologische Untersuchung des Wassers :

1. Keimzahlbestimmung auf Fleischbrühepepton-Gelatine-Nährböden bei 22° C bebrütet, nach 5 Tagen (11; 15).
2. Keimzahlbestimmung auf Fleischbrühepepton-Agar-Nährböden bei 22° C bebrütet, nach 5 Tagen (11; 15).
3. Bakterium coli mit Nährböden nach Endo bei 37° C bebrütet, nach 5 Tagen (11; 15).
4. Neutralrotschüttelkulturen nach Rothenberger und Scheffler bei 37° C bebrütet, nach 5 Tagen (11; 15).
5. Milchzuckervergärende Bakterien in Bouillon nach Eijkman bei 37° C bebrütet in Durham-Röhrchen, nach 2 Tagen (11; 15).

d) Schlammuntersuchung :

1. Beschaffenheit, Aussehen, Geruch, Farbe*.
2. Mikroskopische Untersuchung.

3. Reaktion
   aa) Folienkolorimeter nach Wulff (Lautenschläger).
   bb) pH-Bestimmungsapparat nach G. Röeder.
4. Gasungsfähigkeit nach 100 Tagen bei ca. 20° C.
5. Wassergehalt.
6. Schlammeigenes Wasser oder Haftwasser.
7. Trockenrückstand bei 103° C.
8. Glührückstand bei 650° C.
9. Fäulnisfähigkeit (16; 17).
10. Eisen nach Zimmermann-Reinhardt (18).
11. Mangan nach H. Marshall (14).
12. Alkalität (17).
13. Sand und Ton (17).
14. Gesamtschwefel nach Bach (19).

Die mit * bezeichneten Untersuchungen mußten infolge Veränderlichkeit des Probenmaterials sofort nach der Erhebung an Ort und Stelle ausgeführt werden.

Die drei Untersuchungsstellen in der Längsachse des Sees wurden mit Hilfe eines Doppelpentagon-Prismas der Firma Hensoldt in Wetzlar eingepeilt.

Während der Untersuchungsperiode fanden am 29. April und am 25. September Schlammprobenerhebungen statt, die je ungefähr neun Stunden dauerten. Die zeitliche Verteilung der Probenahmen ist nachstehend zusammengestellt.

Probenerhebungstage.

Nr.	Datum 1941	Tageszeit	Witterung	Lufttemperatur	Barometer mm
I.	16. Januar	9—17	Neblig, Bise	—10,5	704,8
I.	20. Januar	13—16	Sonnig, regnerisch	3,0	713,5
II.	6. März	10—13	Klar, sonnig	3,0	717,0
II.	12. März	9—15	Klar, sonnig, Bise	1,0	724,8
III.	28. März	6—14	Regen	3,0	713,7
IV.	18. April	6—13	Nebel, sonnig	2,2	717,8
V.	9. Mai	5—14	Sonnig, Bise	2,0	723,0
VI.	9. Juni	5—13	Sonnig, bedeckt	9,0	717,1
VII.	2. Juli	5—13	Klar, sonnig	12,3	727,0
VIII.	15. August	5—13	Nebel, sonnig, Bise	15,3	723,1
XI.	16. September	5—14	Klar, sonnig	4,5	731,4
X.	14. Oktober	6—15	Dichter Nebel, sonnig	3,4	729,0
XI.	6. November	8—17	Neblig, bedeckt	—1,5	728,0
XII.	3. Dezember	8—17	Bedeckt	—0,5	737,5

IV. Physikalische und chemische Untersuchung des Wassers.

a) Greifensee :

1. Äußere Beschaffenheit, Farbe, Geruch.

Die während eines Jahres gemachten Beobachtungen sind im folgenden Abschnitt, nach Probenahmestellen geordnet, aufgezeichnet.

Die Mönchaltorfer Aa hat, infolge geringer Wasserführung, auf die äußere Beschaffenheit der untersuchten Mündungszone keinen großen Einfluß. An zehn von zwölf Untersuchungsproben konnte eine leichte Trübung festgestellt werden, die in den meisten Fällen durch Planktonentwicklung oder durch auf den See gewehten Blütenstaub verursacht wurde. Zu keiner Jahreszeit konnte ein Geruch nach Abwasser festgestellt werden; dagegen lagerte einige Male über der ganzen Gegend ein typisch fischiger Geruch. Hie und da stiegen auch vom Seeboden Methanblasen auf, was auf eine mäßige Zersetzung der auf dem Seeboden liegenden organischen Substanzen hindeutet. Die im Bootsschatten bestimmte Wasserfarbe änderte sich im Laufe des Jahres 1941 sehr häufig. Unter dem Eis wies das Wasser an der ganzen Oberfläche eine grünbraune Farbe auf. Dann wechselte die Farbe in Grüngelb-Oliv, um im Hochsommer dem See ein dunkelgrünes Aussehen zu verleihen.

Ob der tiefsten Stelle[1] im Obersee war der See nur während vier Monaten vollständig klar. Während des zweiten Halbjahres wurde die Seeoberfläche an dieser Stelle durch mehr oder weniger starke Planktonentwicklung flockig getrübt. Die Farbe änderte nicht stark und war meistens grün-dunkelgrün. Das ca. 1 m über dem Seeboden gefaßte Wasser wies nur im August und November einen erdigen, an Schwefelwasserstoff erinnernden, schwachen Geruch auf.

Ganz ähnliche Verhältnisse beobachteten wir an der tiefsten Stelle[1]. Nach dem Eisbruch schien das Wasser der Seeoberfläche stark getrübt. Dasjenige unmittelbar ob Seegrund wies nun, im Gegensatz zu der vorgehend besprochenen Stelle, in den Monaten August bis Dezember einen starken Geruch nach Schwefelwasserstoff auf. Die nächsthöhere Probe (20 m Tiefe) hatte dagegen in der kritischen Zeit stets einen frischen Geruch. Die Probenahmestelle steht aber schon unter dem direkten Einfluß des Aabaches von Uster, was wir durch folgende Notizen vom 2. Juli im Protokollheft belegen können : « flockige Trübung, dunkelgrün, geruchlos, Laub, Ölschicht; schlechtes Aussehen ».

Über die Probenahmestelle Seemitte ist nichts weiter hinzuzufügen. Das Aussehen und die Farbe sind gleich wie bei den schon besproche-

---

[1] Die obigen Begriffe « tiefste Stelle im Obersee » und « tiefste Stelle » umfassen — im weiteren Sinne — die Zone von der Seeoberfläche bis zum Seegrund (vgl. Zahlentafel Nr. 1 und Abb. 1).

nen Stellen in der Seelängsachse. Ebenfalls wiesen die Wasser unmittelbar über dem Seegrund die schon erwähnten Mißgerüche auf.

Das Aussehen des Mündungsgebietes des Aabaches von Uster zur Zeit der Erhebung der Proben gibt ein getreues Abbild des Baches selber. Einige Stichproben aus dem Protokollheft sollen zur Charakterisierung des Zustandes dienen:

6. März:	Trüb, braungrün, Petrolgeruch, Ölschicht bis ca. 250 m seewärts. Ufersteine mit dicker Ölschicht, die leicht abschöpfbar ist, umspült.
9. Mai:	Trüb, muffiger Geruch, Schwimmstoffe, Papier.
2. Juli:	Vollständig verschmutzt, Fäkalien, Fäulnisgeruch.
15. August:	Öl bis 50 m seewärts.
14. Oktober:	Öl, Schaum, Tannadeln, Pflanzenreste.

Bei starken Strömungen werden diese eingeschwemmten Schmutz- und Schwebestoffe über den ganzen See, und teilweise bis ans gegenüberliegende Ufer, getrieben. Das am 6. März bei der Aabachmündung auf der Oberfläche festgestellte Öl konnte einige Tage später bei der Einmündung des Aschbaches (Westufer) als großer, zusammenhängender Ölfilm beobachtet werden.

Einen bedeutend bessern Eindruck hinterließen die Mündungsgebiete des Maur-, Mühle- und Stogelwiesenbaches. Das Oberflächenwasser war nur in Zeiten der Planktonproduktion getrübt, meistens geruchlos und von grünbrauner bis grüngelber Farbe. Mit Ausnahme der bereits erwähnten Ölverschmutzung vom 6. März, wurde die Beobachtungsstelle Stuhlen immer sauber und meistens klar vorgefunden.

Die erst mit dem 28. März in die Untersuchung einbezogene Probenahmestelle Kiesgrube bei Riedikon ist nun allerdings wieder eher mit der Aabachmündung zu vergleichen. Das Schilfrohr zwischen der Mündung und der Seehalde, in der Hauptsache *Phragmites communis* Trin., war von unschönen Schlammfladen verschmiert. Das ständig schwach getrübte Wasser verbreitete an heißen Tagen einen intensiven Abwassergeruch. In 100 m Entfernung vom Ufer konnte allerdings kein bemerkenswerter Einfluß des Kanalisationswassers auf das Seewasser mehr festgestellt werden.

Im Laufe des Sommers wurde die Seeoberfläche beim Strandbad Niederuster durch das massenhafte Auftreten von totem Zooplankton außerordentlich stark getrübt; dieses verbreitete innert kurzer Zeit einen intensiven, unangenehmen, tranigen Geruch. Eine eigentliche Seeblüte, wie sie im Juni 1939 auftrat, konnte im Beobachtungsjahr nicht festgestellt werden.

2. Temperatur.

Zur Charakterisierung der Thermik des Greifensees seien die Zahlenwerte nach Monaten einzeln besprochen.

Unter der Eisdecke hatte das Oberflächenwasser im Januar fast überall eine Temperatur von 0° C. Sogar der Aabach wies an seiner Einmündung nur eine Temperatur von 1,2° C auf. Mit zunehmender Tiefe stieg auch die Wassertemperatur an, und zwar an der tiefsten Stelle auf 1,6° C. Der See, der am Tage der Probenahme *inverse* Temperaturschichtung aufwies, befand sich im Zustand der Winterstagnation.

Nach dem Auftauen der Eisdecke erwärmte sich das Seewasser verhältnismäßig rasch. Anfangs März betrug die Oberflächentemperatur durchwegs über 4,0° C. Die Tiefenwasserschichten wiesen auch erhöhte Temperaturwerte auf, und die Differenz der Tiefen- gegenüber den Oberflächenwerten betrug an den tiefsten Stellen nur noch maximal 0,4—1,0° C. Der See befand sich im Stadium der Frühlingsteilzirkulation. Das kalte Märzwetter verursachte nun eine Temperatursenkung des Oberflächenwassers um ca. 1,0° C. Am 28. März erfaßten wir den See im Zustand der Frühlingsvollzirkulation, denn das Temperaturgefälle zeigt für folgende Probenahmestellen zwischen Oberfläche und Grund minimale Werte:

Tiefste Stelle im Obersee . .	0,5° C
Tiefste Stelle	0,2° C
Seemitte	0,0° C.

Ähnliche Temperaturschwankungen vor der Frühlingsvollzirkulation konnten auch von Burkard (20) im Sihlsee gemessen werden. Die Stelle Seemitte, die die ausgeglichensten Werte lieferte, stand allerdings in diesem Zeitpunkt noch nicht in Vollzirkulation, was aus der Zahlentafel Nr. 2 ersichtlich ist.

Zwanzig Tage später wurden schon Anzeichen der Sommerstagnation bei der tiefsten Stelle und bei der Seemitte beobachtet, denn zwischen 5 und 10 m Tiefe stellten wir Temperaturdifferenzen von 0,9° C resp. 0,7° C fest.

Mit zunehmender Lufttemperatur stieg auch diejenige des Wassers rapid an und erreichte im Mai an der Seeoberfläche Werte bis 12° C. Die nächtliche Abkühlung, und das dadurch bedingte Absinken der kühleren Wassermassen an der Seeoberfläche bis zu Schichten mit gleicher Temperatur, leitet die sogenannte Konvektionsströmung ein. Die davon erfaßten Wasserschichten erwärmen sich, gegenüber den in größeren Tiefen liegenden, relativ schneller. Zwischen den von der erwähnten Strömung erfaßten Wassermassen und den tieferliegenden, ruhenden Zonen bildet sich die Sprungschicht (Thermokline) aus. Schon Guyer beobachtete dieselbe zwischen 5—8 m Tiefe (1).

Die nun folgende Sommerstagnationsperiode hält solange an, bis die Oberflächentemperatur ihren Maximalwert erreicht hat, und dauert für die verschiedenen Probenahmestellen verschieden lang. Anfangs Juli wies das Oberflächenwasser an der tiefsten Stelle im Obersee seinen

Maximalwert von 23,0° C auf, der zugleich die höchste im Laufe der Untersuchung gemessene Temperatur darstellt. Nicht für alle Wasserschichten stellte sich das Temperaturmaximum zur selben Zeit ein; eine zeitliche Verzögerung ist mit zunehmender Tiefe festzustellen. Sehr eindrucksvoll ist diese Tatsache bei der tiefsten Stelle im Obersee, bei der Seemitte, bei der Aabach- und Maurbachmündung zu beobachten, und zwar betrug die Verzögerung gegenüber den obersten Schichten zirka einen Monat. Die untersten Wasserschichten zeigten keinen sehr regelmäßigen Temperaturverlauf und bildeten meist zwei Maxima aus.

Durch die im August einsetzende tägliche Abkühlung der obersten Wasserschicht, infolge Wärmeabstrahlung an die Atmosphäre, erfaßte die dadurch bedingte Vertikalströmung (Konvektionsströmung) immer tiefere Wasserschichten, die so eine weitgehend ausgeglichene Temperatur erhielten. Die Temperaturdifferenz zwischen den Grenzschichten sank aus diesem Grund im Monat September bis auf 1,0° C. Die trophogene Schicht (oberhalb Sprungschicht), die etwa dem Epilimnion entspricht, hatte bis gegen den Monat Oktober nur eine Mächtigkeit von ca. 6—7 Metern für das ganze Seeareal.

Am 6. November war dann das Seewasser bis auf 10 m Tiefe homotherm, und eine kaum noch ausgeprägte Sprungschicht konnte zwischen 10 und 20 m Tiefe beobachtet werden. Der Temperaturabfall betrug in derselben im gleichen Monat noch 1,5—2,0° C, gegenüber 8,9° C im August. Die Sommerteilzirkulation (vgl. Pfenninger, 21) ergriff bis zum Dezember alle Wasserzonen bis in eine Tiefe von 20 m, mit Ausnahme der Seemitte, wo die Sauerstoffverhältnisse noch die Ausläufer der Sommerstagnation anzeigen.

Die Jahresmittelwerte aus 12 Messungen (vgl. Zahlentafel Nr. 1) ergeben folgendes Bild: Die Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmestellen waren gering. Doch kann immerhin festgestellt werden, daß die südlich gelegenen Stellen gegenüber den nördlicheren etwas erhöhte Mittelwerte aufwiesen. Die Unterschiede der Oberflächentemperaturen sind darauf zurückzuführen, daß die Proben bei der Seemitte meistens vor morgens 8 Uhr erhoben wurden und deshalb der Erwärmung durch die Sonne noch nicht ausgesetzt waren.

Es ist auffallend, daß gerade das Pelagial durchwegs höhere Temperaturmittelwerte als das Litoral aufweist, obschon durch die Einstrahlung die Wassermassen in der Uferzone bedeutend mehr Wärme absorbieren sollten. Diese Erscheinung ist wohl darauf zurückzuführen, daß die Proben jeweils zwischen 6 und 13 Uhr erhoben wurden, während das Litoral erst gegen Abend, nach ganztägiger Bestrahlung, das Temperaturmaximum erreichen wird.

Guyer (1) fand anläßlich seiner Untersuchungen ziemliche Schwankungen der Wassertemperatur am Seegrund und schloß daraus auf das Vorhandensein von warmen Quellen. Im Gegensatz dazu konn-

ten wir diese Erscheinung nicht feststellen. Auf Grund der vorliegenden Temperaturverhältnisse können wir den Greifensee in die Klasse der temperierten Seen einreihen, und zwar gehört er zu den holomiktischen normalen Seen mit vollständiger Wasserumschichtung.

3. Transparenz (Durchsichtigkeit).

Die mit der Secchi-Scheibe bestimmte Transparenz des Greifenseewassers bezieht sich selbstverständlich nur auf die oberste Wasserschicht. Um allfällige Durchsichtigkeitsunterschiede von Wasser aus verschiedener Tiefe feststellen zu können, wurden von allen im See erhobenen Wasserproben die Durchsichtigkeit auch nach Snellen mit der Schriftprobe ausgeführt. Eine gegenseitige Umrechnung der nach beiden Methoden erhaltenen Werte ist nicht möglich.

Die im Bootsschatten ausgeführte Messung mit der Secchi-Scheibe ergab nachstehendes, von der Jahreszeit abhängiges Bild: Im Januar wies das Seewasser eine sehr große Durchsichtigkeit auf, die an den Uferprofilen 3,4—6,7 m erreichte. Die geringste Transparenz fanden wir am rechten Seeufer, bei der Einmündung des Aabaches von Uster, die nur zirka die Hälfte derjenigen bei der Maurbachmündung betrug. Die nach Verschwinden der Eisdecke gemessenen Werte zeigten infolge vermehrter Zufuhr von Schmelzwasser absteigende Tendenz. Der Obersee wies zu dieser Jahreszeit eine merklich kleinere Durchsichtigkeit auf (2,7 m bei der Mönchaltorfer-Aa-Mündung). Die anfangs März ermittelten Werte schwanken in relativ engen Grenzen. Je weiter wir uns von der Mönchaltorfer-Aa-Mündung entfernten, desto mehr nahm die Transparenz zu und erreichte im II. Querprofil (Greifensee-Seemitte-Stuhlen) das Maximum.

Längsprofil:

Nr. 10	Mönchaltorfer-Aa-Mündung .	2,7 m	Durchsichtigkeit
» 12	Tiefste Stelle im Obersee . .	2,9 m	»
» 16	Tiefste Stelle	3,5 m	»
» 21	Seemitte	4,0 m	»

I. Querprofil:

Nr. 26	Aabachmündung	3,1 m	»
» 16	Tiefste Stelle	3,5 m	»
» 32	Maurbachmündung	3,4 m	»

II. Querprofil:

Nr. 40	Greifensee	4,0 m	»
» 21	Seemitte	4,0 m	»
» 46	Stuhlen	3,8 m	»

Ende März konnten wir für die drei Beobachtungsstellen Nr. 12. 16 und 21 eine Umkehrung der Verhältnisse feststellen. Die Transparenz

an der tiefsten Stelle im Obersee war rund 30 % höher als an den beiden andern Stellen. Dieses unterschiedliche Aussehen des Seewassers war zweifellos auf den fünf Tage vor der Messung im ganzen Einzugsgebiet gefallenen Regen (9,3—18,6 mm) zurückzuführen; dabei stellte sich heraus, daß die tiefste Stelle im Obersee weitgehend von eingeschwemmten Schmutzteilchen unbeeinflußt blieb. Durch die im April rapid zunehmende Temperatur veranlaßt, begann sich auch die Biozönose im See zu verändern, ohne daß vorerst die Transparenz beeinträchtigt wurde. Die eigentliche Planktonhochproduktion setzte erst im Monat Mai ein, die dann die Durchsichtigkeit auf 2—3 m reduzierte. Bis zum September änderten sich dann diese Werte nicht mehr stark. Schlagartig nahm dieselbe im Oktober wieder auf fast das Doppelte zu. Der November hingegen zeigte wieder eine Zunahme der Planktonproduktion, die sich auch entsprechend in den Durchsichtigkeitswerten (vgl. nachstehende Zusammenstellung) bemerkbar machte.

Nr.	Probenahmestelle	Oktober		November	
		Transparenz in m	Plankton in g/m³	Transparenz in m	Plankton in g/m³
10	Mönchaltorfer Aa	3,9	0,29	3,2	1,47
12	Tiefste Stelle im Obersee	5,1	0,29	3,9	1,32
16	Tiefste Stelle	4,8	0,59	4,0	1,48
21	Seemitte	4,2	0,46	4,3	1,67
26	Aabachmündung	4,2	0,55	3,5	1,40
32	Maurbachmündung	4,3	0,49	3,8	1,84
40	Greifensee	4,5	0,48	3,7	1,44
46	Stuhlen	4,1	0,31	4,0	1,46

Diese Tabelle zeigt eindeutig, wie stark die Durchsichtigkeit des Seewassers von der Erzeugung des Planktons abhängig ist. Am Jahresende stiegen die Transparenzwerte erneut sehr bedeutend an und erreichten ungefähr diejenigen bei Jahresbeginn.

Wir können an Hand dieser wenigen Angaben die Beobachtungen Guyers (1) bestätigen und versuchen nun noch den Einfluß des Planktons auf die Durchsichtigkeit in den verschiedenen Tiefenlagen zu verfolgen.

Mit der zur Bestimmung der Durchsichtigkeit des Tiefenwassers verwendeten Methode nach Snellen konnten wir nur Durchsichtigkeiten von Wassersäulen von weniger als 100 cm messen, da sie für stärker trübe Wasser, als sie hier zur Untersuchung gelangten, geschaffen ist. Deshalb sind die höheren Durchsichtigkeiten mit « > 100 » angegeben.

Das unter dem Eis in inverser Schichtung stagnierende Wasser zeigte für das ganze Seebecken einen Durchsichtigkeitswert von > 100 cm. Die Frühlingsteilzirkulation während der Schneeschmelze trübte das Wasser bis in eine Tiefe von 10—20 m (tiefste Stelle: in 10 m Tiefe D = 36 cm; in 20 m Tiefe D = > 100 cm). Bei der Seemitte dagegen maßen wir Werte, die von 100 cm nur um weniges abweichen, während die Durchsichtigkeit bei der Aabachmündung in 50 m Uferabstand den Minimalwert von 10 cm erreichte.

Zu Beginn des Frühlings wies der See eine gute Durchsichtigkeit auf, die sich nur im April für die Schicht in 5 m Tiefe auf 78—90 cm verringerte. Hingegen sanken die Werte im Monat Mai durch vermehrte Planktonproduktion bis auf 47 cm, doch beschränkte sich die Verminderung der Durchsichtigkeit auf die trophogene Schicht (Sprungschicht). Die Messungsreihen für den Monat Juni seien nachstehend als Beleg aufgeführt.

Durchsichtigkeit in cm.

Tiefe in m	Tiefste Stelle im Obersee	Tiefste Stelle	Seemitte
0,3	97	> 100	100
5	42	64	45
10	100	> 100	> 100
20		> 100	> 100
Grund	> 100	> 100	> 100

Mit zunehmender, jahreszeitlich bedingter Abkühlung des Wassers nahm die Trübung desselben ab, so daß am Ende der Stand der Januartransparenz erreicht war.

Da die Untersuchungen nach Snellen erst im Laboratorium erfolgen konnten, traten hie und da (vgl. IV/14) in den in Grundnähe erhobenen Proben Trübungen auf ($Fe[OH]_3$), so daß die gemessenen Werte nicht mehr den natürlichen Verhältnissen entsprechen. Es ist selbstverständlich, daß in diesen Tiefen keine solch starken vegetativen Trübungen entstehen, so daß wir den bodennahen Wasserschichten eine Durchsichtigkeit von > 100 zuschreiben können. Zusammenfassend kann also festgestellt werden, daß die Transparenz im Greifensee in vertikaler wie horizontaler Richtung saisonbedingt ist, und zwar treten die Minimumwerte während der Schneeschmelze und im Juni auf, die Maximumwerte dagegen im Winter.

4. Reaktion.

Die Wasserstoffionenkonzentration bzw. der pH-Wert des Wassers wurde auf elektrometrischem Wege ermittelt, und zwar nach der Chinhydronmethode. Die bestimmten pH-Werte dürften kaum den an Ort

und Stelle herrschenden entsprechen, da sich die Reaktion vermutlich durch CO_2-Verluste auf dem Transport verändert hat. Die Auswertung eines größeren Zahlenmaterials erübrigt sich deshalb.

Es wurden im allgemeinen pH-Werte von 7,3—8,1 festgestellt. Die Werte nahmen mit zunehmender Seetiefe ab.

5. Sauerstoffgehalt (vgl. Zahlentafel Nr. 2 und 3).

Immer mehr wird bei der Erforschung und Begutachtung eines Gewässers der Sauerstoffbestimmung die Hauptaufmerksamkeit gewidmet. Zur zahlenmäßigen Festlegung des Sauerstoffgehaltes sind schon viele Methoden ausgearbeitet und veröffentlicht worden, von denen diejenige von Winkler (10) für Serienbestimmungen die einfachste und zugleich die genaueste ist. Der im Wasser molekular gelöste Sauerstoff ist für ein lebendes Gewässer von größter Wichtigkeit. Die tierischen Wasserorganismen sind mit wenigen Ausnahmen auf den Sauerstoff angewiesen und gehen zugrunde, wenn das wichtige Element in dieser Form im Milieu fehlt.

Die im Januar 1941 aus den oberen Schichten erhobenen Wasserproben zeigten infolge tiefer Wassertemperatur einen sehr hohen Sauerstoffgehalt. In den tieferen Regionen hatte allerdings seit der vorangegangenen Vollzirkulation eine merkliche Zehrung des Sauerstoffvorrates eingesetzt, die sich insbesondere bei der Seemitte noch beträchtlich verstärkte. Es läßt sich auch hier wieder die Tendenz feststellen, daß die Werte mit kleiner werdendem Abstand der Entnahmestelle vom Greifenseeabfluß sinken (vgl. S. 86). Trotz niedriger Temperatur (1,6° bis 2,0° C), bei der im allgemeinen die Lebensvorgänge äußerst stark reduziert sind, waren die bakteriologischen Zersetzungsvorgänge im Seewasser sehr beträchtlich, was den intensiven Sauerstoffschwund während der Winterstagnationsperiode verursachte. Der Sauerstoffsättigungswert in Prozenten, für dessen Berechnung die Temperatur, der absolute Sauerstoffgehalt und der Barometerstand bei der Probenahmestelle berücksichtigt werden (nicht berücksichtigt ist der hydrostatische Druck), erreichte in dieser Jahreszeit an keiner Stelle den Wert 100 %. Es wurden sogar zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser bei den Sättigungswerten Differenzen von 27—37 % festgestellt, die sich nach dem Verschwinden der sauerstoffabschließenden Eisdecke noch an der tiefsten Stelle und an der Stelle Seemitte auf 54 % erhöhten. Beachtenswert ist, daß zu dieser Jahreszeit der Sauerstoffgehalt und der Sättigungswert an der tiefsten Stelle im Obersee und an der tiefsten Stelle in 10 m Tiefe das Maximum von 12,09 mg/L resp. 12,04 mg/L = 98% erreichte. An der letzteren Stelle und an der Stelle Seemitte nahm der Sättigungsgrad von 20—32 m Tiefe um die Hälfte ab.

Nach der Frühlingsvollzirkulation, die Ende März einsetzte, konnte man feststellen, daß nicht an allen Probenahmestellen die Umwälzung

der Wassermassen zur selben Zeit eintrat. Die tiefste Stelle wurde durch die Vollzirkulation schon Ende März erfaßt (Sättigung am Grund 107 %), während bei der Seemitte unmittelbar ob Grund erst 75 % Sättigung gemessen werden konnten. Alle Sauerstoffzahlen der Wasserproben aus 10 m Tiefe und abwärts erreichten den Maximalwert in den Monaten März und April. Mit der Erwärmung des Wassers setzte die Veränderung der Biozönose innert kurzer Zeit ein. Durch die Massenentwicklung von assimilierendem Phytoplankton in den vom Sonnenlicht durchstrahlten Wasserzonen stieg der absolute Sauerstoffgehalt stark an. Im Monat Mai wurden an der Seeoberfläche Sauerstoffmengen von 10,5—17,31 mg/L gemessen, was Sättigungswerten von 97—199 % entspricht. Alle Stellen ohne Ausnahme wiesen in 5 m Tiefe ebenfalls eine Übersättigung von 6—39 % auf.

Auffallend ist, daß das Seewasser in der Nähe von Abwassereinläufen mehr Sauerstoff aufwies als an Stellen mit natürlichem Ufer. Diese Erscheinung läßt sich folgendermaßen deuten: Durch die intensive Zufuhr von Nährstoffen, durch die erwähnten Verschmutzungsquellen, ist dem Phytoplankton eine starke Entwicklung ermöglicht. Dieser vermehrten Planktonproduktion geht parallel eine verstärkte Sauerstoffproduktion. Als Beleg seien die Planktonmengen, Sauerstoffgehalte und Sättigungswerte zweier durch Abwasser belasteter Stellen im Greifensee, und zum Vergleich diejenigen anderer, weniger beeinflußter Stellen angeführt.

Probenahmestellen	Plankton in g/m³	O_2-Gehalt in mg/L	O_2-Sättigung in %
1. Verschmutzte Stellen			
Aabachmündung	0,41	15,43	149
Kiesgrube Riedikon	0,35	17,31	199
2. Vergleichstellen			
Tiefste Stelle im Obersee	0,21	13,65	135
Seemitte	0,20	13,53	127
Maurbachmündung	0,31	13,77	132
Greifensee	0,16	12,56	111
Stuhlen	0,19	13,16	124

Die sich nun bildende Sprungschicht teilt das Seevolumen in zwei verschiedene Räume. Über der in 5—7 m Tiefe liegenden Trennungsschicht liegt das sogenannte Epilimnion, in dem sich der größte Teil der Lebensvorgänge abspielt; die darunterliegende Zone heißt Hypolimnion. Zwischen beiden liegt die Zone des großen Temperaturgefälles, das sogenannte Metalimnion (Thermokline, Sprungschicht).

Für die weitere Besprechung scheint es angebracht, die Sauerstoffverhältnisse für die beiden Lebensräume Epilimnion und Hypolimnion

getrennt zu besprechen. Die Volumverhältnisse dieser Zonen sind nach eigenen Berechnungen, denen die von Fischer-Rheinau (22) gemessenen Isohypsenflächen zugrunde liegen, die folgenden:

Volumen des Epilimnions (+ Metalimnion)	7 m hoch =	46,50 Mill. m³
Volumen des Hypolimnions	25 m hoch =	84,65 Mill. m³
Gesamtvolumen (bezogen auf mittlere Seespiegelhöhe 435 m)	32 m hoch =	131,15 Mill. m³

Thienemann (23) legt dar, daß bei eutrophen Seen das Epilimnion ein größeres Volumen aufweise als das Hypolimnion. Nach obigen Berechnungen trifft dies für den Greifensee nicht zu. Daß der Greifensee trotzdem ein eutropher See ist, wird in folgendem noch näher ausgeführt.

Solange eine Sprungschicht vorhanden ist, ist der Sauerstoffgehalt oberhalb derselben, also im Epilimnion, von der Tiefe kaum abhängig. Analoge Beobachtungen wurden übrigens auch bezüglich anderer Daten, wie Oxydierbarkeit, Kohlendioxydgehalt, Härte usw. gemacht. Vom Monat Mai weg konnten wir eine stetige Abnahme des absoluten Sauerstoffgehaltes in den Oberflächenschichten des Greifensees beobachten, die nur im November durch das Aufflackern einer weiteren Planktonmassenproduktion unterbrochen wurde. Die prozentuale Sättigung dagegen unterschritt erst im September den Wert von 100 %, so daß für das letzte Vierteljahr das gesamte Seewasser an Sauerstoff untersättigt war. Die Untersättigung für Wasser aus 5 m Tiefe betrug nicht viel mehr als diejenige in 0,3 m Tiefe. Im Dezember, zur Zeit der von Pfenninger (21) benannten Sommerteilzirkulation (besser wäre: Herbstteilzirkulation) waren dann die Sättigungswerte für das gesamte Epilimnion ausgeglichen, doch traten starke Unterschiede hinsichtlich der Sättigung zwischen den einzelnen Probenahmestellen auf. So zeigte das Oberflächenwasser an der tiefsten Stelle im Obersee einen Sättigungsgrad von 74 %, an der tiefsten Stelle dagegen nur 68 % und an der Stelle Seemitte 63 %.

Im Jahresmittel war das Oberflächenwasser an Sauerstoff leicht übersättigt. Im untern oder nördlichen Seebecken (Querprofil II) fanden wir Sättigungswerte, die zwischen 99 und 101 % lagen, während das Querprofil I im Aabachgebiet Übersättigungen von 4—8 % aufwies. Infolge geringer Tiefe (6 m) an der Mündung der Mönchaltorfer Aa war das dort liegende Wasser im Jahresmittel etwas stärker übersättigt als an andern Uferstellen (4—12 %).

Außer der obenerwähnten Stelle wies sonst das ganze Seebecken im Jahresmittel in 5 m Tiefe keine Übersättigung des Wassers an gelöstem Sauerstoff auf. Trotz dem ständigen Kontakt des Oberflächenwassers mit der Luft zeigt doch die Zahlentafel Nr. 2 deutlich, daß wesentliche Unterschiede in den Sauerstoffkonzentrationen des Greifenseewassers auftraten, die teils auf den Temperaturwechsel (Jahreszeit), aber größ-

tenteils auf andere Faktoren zurückzuführen sind. Die Differenzen betrugen zwischen dem Minimum im Dezember und dem Maximum im Mai volle 4,7—7,4 mg/L, was einer Sättigungsdifferenz von 40—74% gleichkommt. Es ist nun äußerst schwer, den Anteil des Einflusses der verschiedenen Faktoren auf die Sauerstoffgehaltsänderungen zu bestimmen. Zweifellos üben die Witterung und die Windströmungen einen Einfluß aus. Dazu kommt noch die Assimilationstätigkeit des Phytoplanktons, die, wie schon erwähnt (vgl. S. 90), den Sauerstoffgehalt nicht unbeträchtlich beeinflussen kann.

Ein geradezu ideales Beispiel über den Einfluß des Phytoplanktons auf den absoluten Sauerstoffgehalt zeigt eine im September 1941 erfolgte Untersuchung am Hallwilersee (Seemitte zwischen Beinwil-Meisterschwanden). Dieser See erlebte vor einigen Jahren eine Invasion durch die *Oscillatoria rubescens* (Burgunder Blutalge). Am 14. September, bei bewölktem Himmel und Bise, wurde in 10 m Tiefe bei einer Wassertemperatur von 12,4° C, womit diese Stelle inmitten des Metalimnions lag, eine Sauerstoffmenge von 22,59 mg/L gemessen. Die gleichzeitig bestimmte Durchsichtigkeit zeigte eindeutig ein Maximum an Schwebeorganismen in dieser Zone, während die freie Kohlensäure den Wert 0 mg/L erreichte.

Vertikalprofil im Hallwilersee vom 14. September 1941.

Tiefe m	Durchsichtigkeit nach Snellen in cm	Gelöste Stoffe in mg/L	O_2-Gehalt in mg/L	O_2-Sättigung in %	Keimzahl pro cm³
0,3	>100	122	10,97	122	20
5	>100	182	10,45	114	25
10	66	178	22,59	222	110
15	95	210	4,00	37	25
20	>100	202	4,03	36	60
30	>100	201	0,60	5	85
Grund	38	228	0,0	0	0

Das Hypolimnion des Greifensees zeigte ganz andere Verhältnisse in bezug auf den Sauerstoffgehalt. Schon im Monat Mai begann eine intensive Sauerstoffzehrung, die sich graphisch aufgezeichnet dahin äußert, daß die Kurve innerhalb der Sprungschicht im allgemeinen parallel zur Temperaturkurve verläuft. Innert wenigen Metern Tiefenunterschied sank der Sauerstoffgehalt rapid ab. Diese Erscheinung ist darauf zurückzuführen, daß der Sauerstoffverbrauch durch die Mineralisation des toten, absinkenden Planktonmaterials sehr bedeutend ist und nach Ausbildung einer Sprungschicht keine Erneuerung des Sauerstoffgehaltes im Hypolimnion mehr erfolgen kann.

Das Wasser an der tiefsten Stelle im Obersee besaß in 10 m Tiefe im Juli noch einen Sauerstoffgehalt von 5,17 mg/L oder 50 % der Sät-

tigung. Innert 45 Tagen sank derselbe auf 0,24 mg/L oder 2 % der Sättigung und blieb ungefähr auf dieser Stufe, bis die Sommerteilzirkulation im November diese Wassermassen umwälzte. Durch die Zirkulation stieg der Gehalt sofort um 9,34 mg/L oder 82 % Sättigung.

Für die unmittelbar ob Grund gefaßte Probe sank der Sauerstoffgehalt zwischen dem 18. April und 9. Mai um ca. 5 mg/L, dann zeigt die Kurve einen weniger steilen Verlauf, um zwischen dem 2. Juli und 15. August erneut um 3,51 mg/L oder 32 % abzusinken. Erst im Dezember erreichte die Vollzirkulation die sauerstofffreien, bodennahen Wasserschichten. Da die Proben inmitten der Vollzirkulation gefaßt wurden, konnte das Wintermaximum an gelöstem Sauerstoff nicht mehr gemessen werden. Immerhin hatte das betreffende Wasser einen Sättigungsgrad von 63 % bei einem absoluten Sauerstoffgehalt von 7,67 mg/L.

Ähnlich gestalteten sich die Verhältnisse bei der tiefsten Stelle. Doch war der Sauerstoffschwund zu Beginn der Sommerstagnation verhältnismäßig klein. Zwei Monate später, im Juni, war dann der Sauerstoff vollständig aufgezehrt. In 32 m Tiefe wies der See im Juli noch ganze 0,08 mg O_2/L oder 1 % Sättigung auf. Dieselben Erscheinungen traten einen Monat später auch in 20 m resp. 10 m Tiefe ein.

Am 1./2. September waren an der tiefsten Stelle die Sauerstoffverhältnisse weit ungünstiger, und zwar nahm zwischen 6 und 7 m Tiefe die Konzentration des gelösten Sauerstoffs von 6,89 auf 2,52 mg/L ab, also um 4,37 mg/L (vgl. Dauerprobenahme an der tiefsten Stelle IV/16, S. 109). Die Angaben seien durch folgende Tabelle belegt :

Tiefe m	Sauerstoffgehalt um 1 Uhr		Sauerstoffgehalt um 13 Uhr	
	mg/L	Differenz	mg/L	Differenz
0,3	10,91		11,05	
		+ 0,06		+ 0,06
1	10,97		11,11	
		— 0,47		+ 0,23
2	10,50		11,34	
		+ 0,40		— 0,51
2½	10,90		10,83	
		— 0,03		+ 0,23
3	10,87		11,06	
				+ 0,36
4	—		11,42	
				— 0,80
5	10,28		10,62	
		— 4,18		— 3,73
6	6,10		6,89	
		— 5,24		— 4,37
7	0,86		2,52	
		— 0,12		— 1,80
7½	0,76		0,72	
		+ 0,22		+ 0,17
8	0,98		0,89	
		— 0,06		+ 0,12
9	0,92		1,01	
		— 0,31		— 0,40
10	0,61		0,61	
		+ 0,44		+ 0,45
20	1,05		1,06	
		— 0,60		— 0,50
Grund	0,45		0,56	

Erst im November drang die Umschichtung (Konvektionsströmung) bis in eine Tiefe von 10 m und erhöhte durch das Durcheinandermischen der Schichten den dortigen Sauerstoffgehalt auf 2,57 mg/L oder 23 % der Sättigung. Ein Monat später konnte bereits ein Sättigungswert von 63 % festgestellt werden. Zur selben Zeit hatte das Wasser aus 20 m Tiefe ebenfalls denselben Gehalt, während das Wasser am Seegrund noch praktisch sauerstofffrei (0,2 % Sättigung) war. Im Jahresmittel erreichten diese Wasserschichten nur 50 % der Sättigung.

Zur Vervollständigung dieser Betrachtung seien noch die Mittelwerte des Sauerstoffgehaltes des Seewassers zwischen beiden Vollzirkulationen verglichen. Der Einfachheit halber sei die Zeit zwischen Herbst- und Frühlingsvollzirkulation Winter und diejenige zwischen Frühlings- und Herbstvollzirkulation Sommer genannt. Die folgende Zusammenstellung zeigt eindeutig, daß die Sauerstoffverhältnisse während des Sommers bedeutend schlechter waren als im Winter. (S = Sommer; W = Winter.)

Sauerstoff- und Temperaturmittelwerte im Sommer und Winter.

Stelle	Tiefe m	Abs. O_2-Gehalt in mg/L		Sättigung in %		Temperatur in °C	
		S	W	S	W	S	W
Tiefste Stelle im Obersee	0,3	11,13	11,77	116	93,5	15,2	3,5
	5	10,34	10,84	102,5	86,5	12,9	3,7
	10	5,67	10,62	52,0	84,5	9,4	3,6
	22	3,79	9,07	33,4	72,2	7,5	3,6
Tiefste Stelle	0,3	10,86	11,43	111,0	90,0	13,9	2,5
	5	10,09	11,09	97,7	88,0	11,9	3,0
	10	5,23	11,27	46,0	89,0	8,5	3,0
	20	4,25	10,05	36,7	80,0	7,0	3,0
	32	2,45	7,75	21,2	61,0	6,6	3,0
Seemitte	0,3	10,39	10,83	105,5	84,0	13,5	2,6
	5	10,09	10,47	98,1	83,0	11,9	3,5
	10	5,75	9,80	50,1	78,0	8,3	3,5
	20	3,36	8,47	29,0	68,0	6,8	3,5
	31	2,45	5,70	23,0	45,0	6,3	3,0

Für die drei Probenahmestellen im Längsprofil ergibt sich folgendes Bild: Im Epilimnion waren im Winter die Werte gegenüber dem Sommer wenig erhöht, was auf die ständige Erneuerung des Sauerstoffs durch die Konvektionsströmung und die größere Sättigungsmöglichkeit bei tiefer Wassertemperatur zurückzuführen ist.

Anders gestaltete sich der ganze Stoffhaushalt im Hypolimnion. In 10 m Tiefe wurde im Sommer nur halb soviel Sauerstoff festgestellt wie

im Winter. Je tiefer wir gehen, desto mehr verschiebt sich das Verhältnis zugunsten der Winterzeit. Die Sättigungswerte verhalten sich etwas anders, da in diesen Zahlen die Temperatur des Wassers und der Barometerstand berücksichtigt sind. Während des Sommers war das Oberflächenwasser 5—16 % mit Sauerstoff übersättigt; im Winter dagegen stets untersättigt (6,5—17 %). Für 10 m, 20 m und ob Grund sind jedoch die Winterwerte gegenüber denjenigen des Sommers bedeutend erhöht, betragen doch die Unterschiede zwischen der obersten und der untersten Schicht, nach Sommer und Winter getrennt aufgeführt, für die

tiefste Stelle im Obersee :	Sommer 82,6 %;	Winter 21,3 %;
tiefste Stelle	89,8 %;	29,0 %;
Seemitte	82,5 %;	39,0 %.

Zum Vergleich mit dem Greifensee sei das Zahlenmaterial einiger Untersuchungen an andern Schweizerseen in einer graphischen Darstellung (Abb. 3) ausgewertet.

See	Datum der Probenahme
Greifensee = G	16. September 1941
Pfäffikersee = P	12. September 1941
Hallwilersee = H	14. September 1941
Wäggitalersee = W	24. November 1937
Zürichsee = Z	18. August 1941
Walensee = Wa	30. November 1936

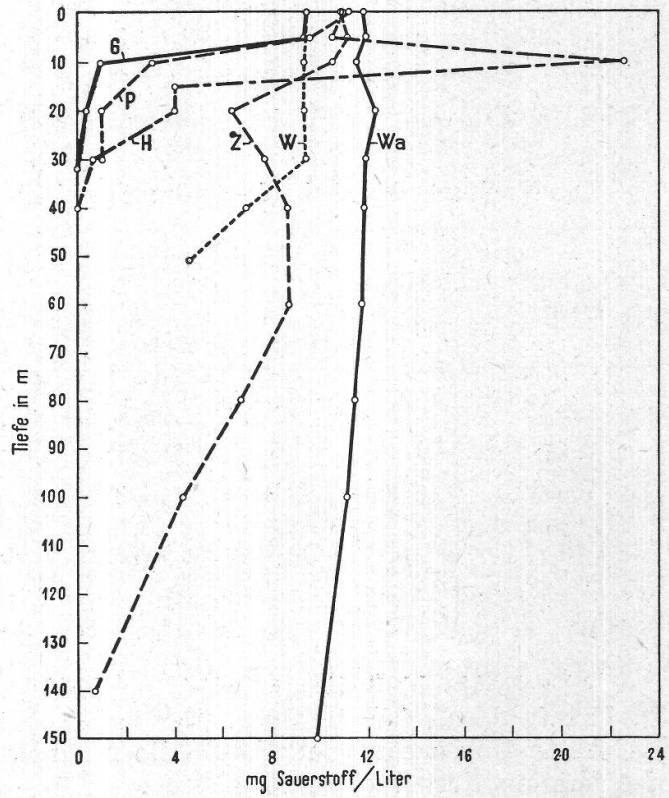


Abbildung 3.
Vergleich des Sauerstoffgehaltes verschiedener Schweizerseen.

Der absolute Sauerstoffgehalt in mg/L sei auf der Abszisse und auf der Ordinate die Tiefen der Seen abgetragen.

Von diesen sechs Seen wies der Greifensee zu dieser Jahreszeit die bedenklichsten Sauerstoffverhältnisse auf, denn der absolute Sauerstoffgehalt sank innert 5 m Höhenunterschied um über 8 mg/L. Die ebenfalls eutrophierten Pfäffiker- und Hallwilersee wiesen dieselbe Erscheinung nicht in diesem Umfange auf. Nur der Hallwilersee war gleichzeitig am Seegrund ohne gelösten Sauerstoff. Im Zürich- und Pfäffikersee sind nur sehr geringe, im Wäggitaler- und Walensee aber beträchtliche Mengen Sauerstoff am Seegrund vorhanden gewesen. Es erübrigt sich, die Sättigungswerte in Abbildung 3 graphisch darzustellen, da sie ziemlich parallel zu den absoluten Sauerstoffwerten verlaufen. Obschon diese Darstellungsweise bestimmt nicht die wahren Verhältnisse voll veranschaulicht, zeigt sie doch die Unterschiede zwischen dem eutrophen und oligotrophen Seetypus (und auch Zwischenstadien) sehr eindrücklich.

Da bis heute keine größeren Untersuchungen über den Sauerstoffhaushalt des Greifensees vorliegen, kann man leider nur den jetzigen Zustand festhalten und nicht den Grad der Verschlechterung feststellen. Es liegen nur einige wenige Sauerstoffzahlen aus einer Untersuchung im Mündungsgebiet des Aabaches von Uster aus dem Jahre 1932 vor, die vom kantonalen Laboratorium des Kantons Zürich ausgeführt wurden und in den Untersuchungen der öffentlichen Gewässer des Kantons Zürich, Heft II (5), veröffentlicht sind[1].

Obschon die Proben im Jahre 1932 in 40 resp. 70 m Abstand vom Ufer gefaßt wurden, lassen sie sich unter gewissen Vorbehalten doch mit denjenigen aus dem Jahre 1941 aus 50 m resp. 100 m Abstand vergleichen. Die Werte sind daher nachstehend zusammengestellt.

Untersuchung des Aabachmündungsgebietes in den Jahren 1932 und 1941.

Stelle seewärts	Tiefe m	Temperatur in ° C		Abs. O_2-Gehalt in mg/L		O_2-Sättigung in %	
		1932	1941	1932	1941	1932	1941
40/50	0,3	17	16,7	9,06	9,67	99,0	103
m	5	16	15,0	0,80	9,85	8,5	96
70/100	0,3	18	16,6	9,01	9,71	99,4	104
m	5	17	15,7	8,72	9,61	92,4	101
	8/9	16	9,2	0,23	1,08	2,4	10

[1] Nach Abschluß dieser Arbeit erfuhr ich durch persönliche Mitteilung, daß Dr. L. Minder schon im Jahre 1918 neben Nitrat- auch Sauerstoffbestimmungen im Greifensee vorgenommen hatte, die in einem Gutachten an die Finanzdirektion des Kantons Zürich niedergelegt sind.

Wie schon damals, kann auch heute bestätigt werden, daß während der Sommerstagnation und der Sommerteilzirkulation der See von 6—8 m abwärts praktisch sauerstofffrei ist, was zweifellos eng mit der ungehemmten und starken Belastung des Sees mit Abwassern zusammenhängt.

Zusammenfassend sei festgehalten, daß die Vollzirkulation im Frühling und diejenige im Herbst den ganzen See bis zum Grund mit viel Sauerstoff versorgt, welcher aber wegen der intensiven Zehrung während den Stagnationsperioden, insbesondere im Sommer, in keiner Weise ausreicht und sehr bald vollständig durch den bakteriellen Abbau der anfallenden organischen Stoffe, primärer wie sekundärer Herkunft, verbraucht wird. Da eine Erneuerung des Sauerstoffgehaltes während des ganzen Sommers bis in den Monat Dezember für die tiefern Wasserschichten nicht stattfinden kann, ist das Wasser unterhalb 6—8 m Tiefe für höhere Lebewesen, z. B. Fische, Krebse usw., während eines großen Teiles des Jahres unbewohnbar, was besonders die Ausnützung des Gewässers als Fischereirevier unwirtschaftlich gestaltet.

6. Kaliumpermanganatverbrauch.

Der Kaliumpermanganatverbrauch gibt uns ein Maß für die Menge der im Wasser vorhandenen oxydierbaren Stoffe. Vor der Bestimmung wurden alle Wasserproben durch Faltenfilter Nr. 588 (18½ cm ∅) der Firma Schleicher & Schüll filtriert.

Im großen und ganzen sind die Zahlenwerte ziemlich ausgeglichen, aber doch relativ hoch für ein stehendes Gewässer. Keine einzige der über 500 Proben wies einen geringeren Verbrauch als 11 mg/L auf. Die obere Grenze des Kaliumpermanganatverbrauchs lag bei 30,9 mg/L; doch fällt dieser extrem hohe Wert vollständig aus dem Verband der übrigen heraus. Es kann aus dem umfangreichen Zahlenmaterial unschwer festgestellt werden, daß der größte Anfall an abbaufähigem Material für das Epilimnion mit der Zeit der Planktonentwicklung zusammentraf, während die Oxydierbarkeit im Dezember ihr Minimum erreichte. Interessante Vergleiche lassen sich aus den Jahresmittelwerten ziehen, die sich für das ganze Seegebiet zwischen 12,94 und 16,00 mg/L bewegen.

Die gelöste Humusstoffe führende Mönchaltorfer Aa belastet ihr Mündungsgebiet, was sich in der erhöhten Permanganatzahl der dort entnommenen Proben äußert.

Bedeutend besser war in dieser Hinsicht die tiefste Stelle im Obersee, an der Werte um 14 mg/L gefunden wurden. Der Permanganatverbrauch war im Epilimnion gegenüber dem Hypolimnion bedeutend größer. Auffallend ist, daß die Verbrauchszahl in 10 m Tiefe ein Minimum erreicht, um gegen den Seegrund im Durchschnitt wieder um ½ mg/L anzusteigen.

Ähnliche Verhältnisse trafen wir bei der tiefsten Stelle und der Seemitte. Hier lag das Minimum nicht in 10 m Tiefe, sondern in 20 m Tiefe, während gegen den Grund die Zunahme 0,8—1 mg/L betrug. Auch die Uferstellen wiesen bezüglich Permanganatverbrauch keine auffälligen Sonderheiten auf. Die Oxydierbarkeit des Wassers im Mündungsgebiet des Aabaches von Uster wurde nur in der unmittelbaren Nähe des Ufers durch diesen beeinflußt.

Vergleichen wir jedoch diese 1941 bestimmten Zahlen mit früheren, so können wir einen gewaltigen Unterschied feststellen. Hartmann (1) bestimmte an einer nicht näher umschriebenen Stelle im Greifensee im Jahre 1909/10 Oxydierbarkeitswerte von 6,32—8,60 mg/L oder durchschnittlich aus 7 Proben 7,08 mg/L. Da leider keine Bestimmungsmethode angegeben ist, kann nicht beurteilt werden, ob die gewaltigen Unterschiede rein durch die Untersuchungsmethode bedingt sind, und wie groß die eventuelle Zunahme an gelöstem, oxydierbarem Material im Zeitraum von 30 Jahren ist. Es scheint aber, daß hier die sekundäre Verunreinigung doch den größten Anteil an der Differenz zwischen den beiden Untersuchungen verursacht hat.

In diesem Zusammenhang seien noch vergleichsweise Zahlenwerte (Einzel- und Jahresmittelwerte) anderer Schweizerseen zusammengestellt.

See und Untersuchungsjahr		Einzelwert mg $KMnO_4$/L	Mittelwert mg $KMnO_4$/L
Greifensee, tiefste Stelle	1941	15,4	14,67
Greifensee	1909/10	6,3	7,08
Pfäffikersee, tiefste Stelle	1941	16,6	—
Hallwilersee, tiefste Stelle	1941	9,9	11,00
Baldeggersee, Gelfingen	1941	13,0	13,13
Zürcher Obersee, tiefste Stelle	1938	10,6	8,60
Zürcher Untersee, tiefste Stelle	1938	9,8	9,00
Walensee	1936	7,7	
Sihlsee, Staumauer	1938	13,4	16,90
Wäggitalersee	1937	19,9	

Von all diesen Seen, abgesehen vom Sihlsee, wies der Greifensee im Jahre 1941 den größten Jahresmittelwert auf, was auf eine enorme Belastung durch eingeschwemmte abbaufähige Stoffe hindeutet.

7. Gehalt an freiem Kohlendioxyd.

Die einzige an Ort und Stelle durchgeführte quantitative chemische Untersuchung des Wassers ist die Bestimmung des freien Kohlendioxydes, denn es ist wichtig, daß diese sofort nach der Fassung des Wassers erfolgt, um Verluste durch Entweichen des Kohlendioxydes zu vermeiden.

Unter der Eisdecke reicherte sich eine ansehnliche Menge Kohlendioxyd an und war in dieser Jahreszeit in einer Menge von 2,5—9,0 mg/L Wasser vorhanden. Reich an Kohlendioxyd war unter anderem dasselbe des Aabachmündungsgebietes, obschon nicht die ganze Mündung durch eine Eisdecke hermetisch abgeschlossen war. Wir fanden dort 5—9 mg/L, und zwar am meisten in 5—6 m Tiefe. Bis Ende März wechselte der Kohlendioxydgehalt in allen Schichten und nahm insbesondere in den pelagischen Wasserproben relativ stark ab. Mit der Erwärmung der obersten Wasserschichten verschwand daraus auch das freie Kohlendioxyd, und gleichzeitig stellte sich nach der Tiefe eine Kohlendioxydzunahme ein, die an der tiefsten Stelle und an der Stelle Seemitte sehr ausgeprägt in Erscheinung trat. Im Monat Mai wurde die Kohlensäure durch die Entwicklung des Phytoplanktons in den Vegetationsschichten vollständig aufgezehrt. Im Juni wiesen etliche Stellen im Oberflächenwasser wieder meßbare Mengen davon auf. Auch in den tiefern Schichten traten im gleichen Monat erhebliche Konzentrationsveränderungen auf, denn in 20 m Tiefe stieg der Gehalt an freiem Kohlendioxyd von 11 auf 12 mg/L, während der Gehalt der am Grund gefaßten Probe sogar 8,5 mg/L mehr betrug als im vorangegangenen Monat. Diese sprunghaft ausgeprägte Kohlendioxydproduktion ist in erster Linie auf den bakteriellen Abbau der anfallenden, in die Tiefe sinkenden Planktonleichen mit Hilfe des gelösten Sauerstoffs zurückzuführen. Da die Umwälzung in dieser Jahreszeit das Kohlendioxyd nicht auf die gesamte Wassermasse verteilt, so reichert es sich in der Bildungszone an. Die Diffusion nach oben ist so gering, daß die dadurch verursachten Gehaltsänderungen mit der angewandten Bestimmungsmethode nicht nachgewiesen werden konnten. Wieviel Kohlendioxyd durch das Zooplankton erzeugt wird, ist äußerst schwer zu bestimmen, da häufig das eben gebildete Oxyd gleich wieder vom Phytoplankton assimiliert wird.

Nach einem relativ kohlendioxydarmen Juli reicherte sich das Wasser unterhalb der Sprungschicht erneut mit diesem Verbrennungsprodukt an. Am eindeutigsten zeigte sich im August die direkte Abhängigkeit der CO_2-Produktion vom Sauerstoffgehalt des Wassers. Das Epilimnion war bis in den Oktober hinein CO_2-frei. Gegen das Jahresende wurde das Wasser wieder daran angereichert, infolge der Teil- und Vollzirkulation und des besseren Lösungsvermögens des abgekühlten Wassers.

In 0,3 m und 5 m Tiefe einerseits und 10 m und 20 m Tiefe anderseits fanden wir gleichviel Kohlendioxyd, was zur Ausbildung von zwei steilen Gefällen in den Verbindungsschichten führte. Die Entstehung des zweiten Gefälles (20—32 m) wäre folgendermaßen zu erklären: Die Kohlendioxydproduktion war unter der Sprungschicht zu dieser Jahreszeit auf ihrem Maximum angelangt, während in den bodennahen Wasserschichten durch die intensiven anaeroben Lebensvorgänge nebst Methan

im Schlamm weiter Kohlensäure produziert wurde, die nur um wenige Dezimeter in die darüberstehenden Wasserschichten hinaufdiffundierte. Dadurch entstand in der erweiterten Mikrozone (Zone unmittelbar über dem Schlamm) eine Kohlendioxydzahl, die noch weit über derjenigen des freien Hypolimnions stand. Die hohen Kohlendioxydmengen wurden mit fortschreitender Jahreszeit weitgehend abgebaut oder auf die gesamte Wassermasse durch vertikale Strömungen nach und nach verteilt. Beachtenswert ist, daß an der tiefsten Stelle und an der Stelle Seemitte die Reziprozität des CO_2- und O_2-Gehaltes bis zum Jahresende bestehen blieb. Die Kohlensäurekonzentration des Seeewassers stieg im Jahresmittel von 0,8—1,2 mg/L an der Oberfläche mit der Tiefe bis auf 6,4 bis 9,4 mg/L. Die Differenz betrug zwischen 5 und 10 m Tiefe (Sprungschicht) im Mittel 3—4 mg/L.

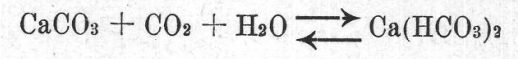
In den Kohlendioxydmittelwerten ist wiederum eine Erhöhung der Werte im Sinne des fließenden Wassers festzustellen (vgl. S. 86/89). Es fällt weiter auf, daß die Wasserproben aus dem Litoral mehr Kohlendioxyd enthielten als diejenigen aus dem Pelagial, obschon erstere durch einen dichten assimilierenden Vegetationsgürtel beeinflußt werden.

Betrachten wir nicht nur den Kohlendioxydgehalt des Greifenseewassers für sich, sondern stellen wir Vergleiche her mit Untersuchungen anderer Seen, so können wir feststellen, daß die am Greifensee gemachten Beobachtungen sich an andern Seen auch zeigen. Es sei in diesem Zusammenhang erneut auf die Beispiele Hallwilersee, Zürichsee, Pfäffikersee usw. zurückgegriffen. Alle genannten Seen wiesen am Beobachtungstag im Epilimnion kein freies Kohlendioxyd auf. Von diesen Seen wies wiederum der Greifensee am Grunde Extremwerte auf. Die Ausbildung von zwei Gefällen war neben dem Greifensee auch im Hallwilersee sowie im Zürichsee festzustellen. Sehr eng mit dem Kohlendioxydstoffwechsel ist der im nächsten Kapitel behandelte Karbonathaushalt (Härte) verknüpft.

8. Karbonathärte.

Dieser chemische Begriff führt in der Fachliteratur auch noch andere Namen: z. B. vorübergehende, temporäre, transitorische Härte, Alkalinität = Alkalität eines Wassers gegen Methylorange (vgl. [11] Ohlmüller). Um die Bedeutung des Karbonathaushaltes eines Gewässers einschätzen zu können, sei kurz folgendes vorausgeschickt:

Kalziumkarbonat ($CaCO_3$) ist in reinem Wasser nur in geringen Mengen löslich (13,1 mg/L $CaCO_3$ bei 16° C). Viel leichter wasserlöslich ist hingegen das Kalziumbikarbonat. Die Umwandlung des Monokarbonats (Kalkstein) in Bikarbonat kann nur bei Gegenwart von freiem Kohlendioxyd erfolgen. Dieses sogenannte Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht läßt sich folgendermaßen formulieren:



$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightleftarrows Ca(HCO_3)_2$$

Um aber eine gewisse Konzentration von Bikarbonat aufrechterhalten zu können, muß noch ein bestimmter Überschuß an gelöstem Kohlendioxyd im Wasser vorhanden sein; die sogenannte freie zugehörige Kohlensäure. Wird diese dem Wasser durch bestimmte Erscheinungen, z. B. Assimilation der grünen Algen, entzogen, so zerfällt das Bikarbonat theoretisch soweit in Monokarbonat und Kohlensäure, bis das Gleichgewicht wieder hergestellt ist. Es ist aber möglich, daß in Wasser ohne Gleichgewichtskohlensäure beachtliche Mengen Bikarbonat gefunden werden können, ohne daß alles Bikarbonat zwangsläufig zerfällt. Wasser, das mehr Kohlensäure enthält als zur Aufrechterhaltung des Gleichgewichts notwendig ist, ist kalkaggressiv, d. h. die überschüssige Kohlensäure kann gemäß Gleichung S. 100 weiter Monokarbonat auflösen (Abwitterung von Kalkgestein, Angriff von Marmor und Zement). Diese aggressive Kohlensäure wurde im Greifensee nicht bestimmt. Sie läßt sich aber berechnen, wenn die Karbonathärte und die Menge der freien Kohlensäure bekannt sind (vgl. [11] Ohlmüller S. 38/520). Alle Zahlenwerte sind in mg $CaCO_3$ pro L Wasser umgerechnet. Die erwähnten Werte ergeben durch 10 dividiert die Karbonathärte in französischen Graden (° F).

Unter der Eisdecke war der Gehalt des Seewassers an gelöstem Kalk sehr beträchtlich. Gleichmäßig über das ganze Vertikalprofil verteilt, erreichte er an der tiefsten Stelle den Wert von 225 mg $CaCO_3$/L oder eine Härte von 22,5° F. Einen höhern Wert wies nur die Stelle Nr. 7 auf. Anfangs März war schon für alle Stellen mit Ausnahme der Seemitte eine leichte Differenzierung des Karbonatgehaltes der verschiedenen Wasserschichten festzustellen. Sie betrug zwischen den Endpunkten des Vertikalprofils 10 mg $CaCO_3$/L. Die nachfolgende Frühlingsvollzirkulation beseitigte die Differenz, und Ende März verzeichnen wir für das gesamte Seegebiet eine einheitliche Härte von 21—21,5° F. Im April waren die Verhältnisse etwas verwirrt, und erst im Mai begannen sie sich wieder gesetzmäßiger zu gestalten. Mit der Entwicklung der Vegetation im Wasser veränderte sich auch der Kalkgehalt. Derselbe nahm im Verlaufe eines Monats um 25 mg/L ab, und zwar zur Hauptsache in den Oberflächenschichten. Diese Erscheinung verstärkte sich noch mit dem Fortschreiten der Sommerstagnation. Gleiche Beobachtungen machte auch Minder am Zürichsee (24; 25) und bezeichnet die Erscheinung als biogene Entkalkung (Dekalzifikation). Die durch den Entzug des im Wasser gelösten Kohlendioxydes bei der Assimilationstätigkeit bewirkte Kalkausfällung beschränkte sich auf das Epilimnion und erreichte ihr Maximum im Monat August. Mit der einsetzenden Sommerteilzirkulation erhöhte sich stetig der Kalkgehalt des Epilimnions, da sich das bikarbonatreichere Wasser der Tiefenschichten mit dem Oberflächenwasser vermischte. Das Phytoplankton ist also be-

fähigt, die Härte des Greifenseewassers um volle 6° F herunterzusetzen. Die Karbonatschichtung hielt sich trotz Konvektionsströmung bis in den Dezember aufrecht.

Die ausgefällten Kalzitkristalle werden beim Passieren von Schichten mit aggressiver Kohlensäure wieder teilweise aufgelöst, wodurch die Härte des betreffenden Wassers ansteigt, was hauptsächlich für die seebodennahen Schichten der Fall ist. Es kann bei weitem nicht aller niederrieselnder Kalk wieder in Lösung gebracht werden, weshalb sich der Überschuß als Seekreide auf dem Seeboden ablagert. Es wurde speziell darauf geachtet, ob die biogene Entkalkung des im Bereiche der Ufervegetation liegenden Wassers ausgeprägter in Erscheinung tritt, doch läßt sich diesbezüglich aus dem vorliegenden Zahlenmaterial nichts herauslesen.

Das Epilimnion zeigte für den ganzen See im Jahresmittel durchwegs eine Karbonathärte von 20° F und weniger. Härtedifferenzen zwischen Oberfläche und 5 m Tiefe waren gering, aber deutlich feststellbar, trotzdem diese Schichten ständig durch Konvektionsströmungen durcheinandergemischt wurden. Bedeutend größere Unterschiede (0,9—1,5° F) fanden wir aber im Metalimnion, in der Zone zwischen 5 m und 10 m Tiefe.

Im Hypolimnion stieg der Kalkgehalt mit zunehmender Tiefe sehr regelmäßig an und erreichte mit 216, 220 und 222 mg $CaCO_3$/L an den drei wichtigsten Erhebungsstellen in der Seelängsachse den Maximalwert. Auch hier ist die schon vielfach erwähnte Zunahme im Sinne des fließenden Wassers festzustellen (vgl. S. 86/89/100).

Vergleichen wir nun die vorliegenden Zahlenwerte mit ähnlichen Untersuchungen an andern Schweizerseen und mit früheren Untersuchungen am Greifensee, so können wir feststellen, daß das in einem Molassebecken liegende Greifenseewasser, wie schon Guyer (1) angedeutet hat, viel zu hart ist und Härtezahlen von der Größenordnung von Jura- und Kalkseen aufweist. Die im Jahre 1910 von Guyer veröffentlichten Karbonatwerte lagen durchwegs um 15—30 mg $CaCO_3$/L tiefer als die heutigen Werte, so daß eine zunehmende « Verhärtung » des Wassers angenommen werden muß. Die nachstehende Tabelle gibt darüber näher Aufschluß :

Schon 1910 ist eine sehr starke biogene Entkalkung zwischen den Monaten Mai und August festzustellen. Auch in andern Seen (vgl. S. 95) konnte diese Sommererscheinung eutropher Gewässer festgestellt werden, besonders im karbonatreichen Pfäffikersee und im Hallwilersee.

Für eine zukünftige Greifenseewasserverwertung wäre also zu berücksichtigen, daß es sich als Trinkwasser, nicht aber als Industriewasser (Brauchwasser für Warmwasseranlagen) ohne Enthärtung eignen würde.

Karbonathärte des Greifensees 1910 und 1941.

Untersuchungstag	$CaCO_3$ in mg pro L[1]	Untersuchungstag	$CaCO_3$ in mg/L[2]
6. August 1909 . . .	147,5	15. August 1941 . . .	165
		16. September	160
		14. Oktober	170
		6. November	190
29. Dezember	178,5	3. Dezember	205
26. Januar 1910 . . .	190	16. Januar	210
21. Februar	185	12. März	215
26. März	185	28. März	215
30. April	185	18. April	210
16. Mai	187,5	9. Mai	210
15. Juni	182,5	9. Juni	185
		2. Juli	180

[1] Probenahmestelle unbekannt. [2] Tiefste Stelle, 0,3 m Tiefe.

Von den nachstehend aufgeführten 18 Schweizerseen wies der Greifensee den höchsten Karbonatgehalt auf.

See und Probenahmestelle	Datum	$CaCO_3$ in mg/L
Gelmersee (Staumauer)	23. 7.1941	10
Langensee (Locarno)	9. 8.1941	35
Vierwaldstättersee (Rütli)	11. 8.1941	75
Luganersee (Lugano)	10. 8.1941	85
Zürichsee (tiefste Stelle, Thalwil) . .	18. 8.1941	100
Wäggithalersee	24.11.1937	100
Walensee (tiefste Stelle)	30.11.1936	110
Sihlsee (Staumauer)	8.1938	114
Bielersee (Neuveville)	17. 8.1941	115
Sempachersee (Eich)	13. 7.1941	120
Muzzanersee	10. 8.1941	125
Neuenburgersee (Neuenburg)	17. 8.1941	125
Zugersee (Zug)	1. 7.1942	125
Hallwilersee (tiefste Stelle)	3. 8.1941	135
Baldeggersee (Gelfingen)	3. 8.1941	140
Pfäffikersee (tiefste Stelle)	12. 9.1941	155
Murtensee (Murten)	17. 8.1941	160
Greifensee (tiefste Stelle)	15. 8.1941	165

9. Gehalt und Zusammensetzung des Trockenrückstandes.

Den größten Anteil des Trockenrückstandes bildet der Kalk, der aus dem gelösten Bikarbonat beim Eindampfen des Wassers entstanden ist. Schwankungen im Bikarbonatgehalt äußern sich also zwangsläufig im Trockenrückstand. Es wäre überflüssig, hier nochmals die Monatswerte zu besprechen, nachdem dies bei der Karbonathärte eingehend geschehen ist.

Kein Jahresmittelwert sank unter 208 mg/L, obschon zwischen den Einzelwerten naturgemäß sehr tiefe neben extrem hohen Werten vorkamen. Letztere wurden in der Litoralzone, in der unmittelbaren Nähe der Zuflüsse, festgestellt; dagegen fanden wir im Pelagial Werte von maximal 274 mg/L.

Wichtiger als der Gesamtgehalt des Wassers an gelösten Stoffen ist deren Zusammensetzung aus anorganischen und organischen Anteilen. Der anorganische Anteil wurde bestimmt, indem man den Glührückstand mit kohlendioxydhaltigem Wasser aufschlemmte und nach dem Eindampfen auf dem Wasserbade bei 103° C bis zur Gewichtskonstanz trocknete. Die meisten Proben zeigten im Jahresmittel einen Mineralgehalt von ca. 90 % des Trockenrückstandes. Das Minimum konnte im Mai und das Maximum im allgemeinen im Dezember registriert werden.

10. Chloridgehalt.

Die angewandte Mohrsche Chloridbestimmungsmethode (Titration der Chloride mit Silbernitratlösung unter Verwendung von Kaliumchromat als Indikator) ergab nur auf 0,5 mg/L genaue Werte. Als Titrationsendpunkt wurde der erste sichtbare, beständige Farbumschlag betrachtet.

Für die Beurteilung eines Gewässers auf seinen Verschmutzungszustand ist der Chloridgehalt von großer Bedeutung, zeigt doch in unserer Gegend ein hoher Chlorionengehalt in einem Gewässer namentlich häusliche Abwasser an. Aus dem vorliegenden Zahlenmaterial läßt sich eine räumlich gleichmäßige Verteilung der Chloride im See feststellen. Zeitlich fällt eine leichte Zunahme gegen den Herbst hin auf. Eine unwesentliche Erhöhung des Chlorionengehaltes in der Mündungszone des Aabaches von Uster wäre noch zu erwähnen. Der Gehalt ließ sich zwar in 100 m Entfernung vom Ufer nicht mehr scharf von demjenigen des übrigen Seewassers unterscheiden. Doch konnte im November der Abwasserstrom des Baches am Chloridgehalt bis weit hinaus verfolgt werden. Das kältere und daher schwerere Wasser sank beim Einmünden in den See sofort in die Tiefe, was sich deutlich am erhöhten Chlorionenwert des Tiefenwassers feststellen ließ.

Mehr als die Einzelwerte und Jahresmittelwerte sagt uns ein Vergleich zwischen den Chloridgehalten einiger Seen.

See	Einzelwerte mg Cl'/L	See	Einzelwerte mg Cl'/L
1. Sihlsee	0,5	11. Pfäffikersee	2,0
2. Gelmersee	0,5	12. Muzzanersee	2,0
3. Langensee	0,5	13. Neuenburgersee . . .	2,5
4. Vierwaldstättersee . .	0,5	14. Greifensee	3,5
5. Zürcher Untersee . .	1,0	15. Hallwilersee	3,5
6. Luganersee	1,0	16. Sempachersee . . .	3,5
7. Zugersee	1,0	17. Murtensee	4,0
8. Zürcher Obersee . .	1,0	18. Baldeggersee	4,5
9. Bielersee	1,5	19. Rotsee	7,0
10. Walensee	1,5		

Die Tabelle zeigt eindeutig, daß die kleinen Mittellandseen, die durch Abwasser belastet werden, einen deutlichen Mehrbetrag an Chloriden aufweisen. Da Chlorionenbestimmungen aus früheren Untersuchungen fehlen, ist nicht zu beurteilen, wann sich der Gehalt an Chloriden im Greifenseewasser auf diese Höhe einstellte.

11. Nitrat-, Nitrit- und Ammoniakgehalt.

Neben dem Kohlenstoffhaushalt ist der Stickstoffkreislauf für das Leben eines Sees von großer Bedeutung. Zum Aufbau von Zellsubstanz ist Stickstoff unerläßlich, existiert doch kein Lebewesen, das keinen gebundenen Stickstoff in Form von Eiweiß in seinem Körper enthält.

Der Stickstoff kommt nun in verschiedenen, ineinander überführbaren Verbindungen im Wasser vor :

1. elementar gelöst (N_2);
2. gebunden :
   a) anorganisch (Nitrate, Nitrite, Ammoniumverbindungen);
   b) organisch (Eiweiß usw.).

Da keine Untersuchungsmethode existiert, um in Wassermengen von 200 cm³ den organisch gebundenen Stickstoff mit der für unsere Zwecke erforderlichen Genauigkeit zu bestimmen, wurde auf die Ermittlung dieser Größe durchwegs verzichtet. Der anorganisch gebundene Stickstoff dagegen wurde getrennt als Nitrat-, Nitrit- und Ammoniakstickstoff gemessen.

Bei genügend großen Mengen gelösten Sauerstoffs im Wasser werden die im abgestorbenen Planktonmaterial vorhandenen organischen Stickstoffverbindungen bakteriell so abgebaut, daß als Endprodukt Nitrate nebst Kohlendioxyd usw. resultieren (Oxydation). Fehlt dagegen der zur restlosen Verbrennung notwendige Sauerstoff, so treten andere Abbaureaktionen auf, deren Endprodukte als Ammoniak, Methan, Schwefelwasserstoff bekannt sind (Reduktion). Neben diesen können

auch noch Zwischenprodukte auftreten, zu denen wir das Nitrit zählen müssen.

Die Nitrate sind von allen stickstoffhaltigen Substanzen in weitaus größten Mengen im Greifensee vorhanden. Der Nitratgehalt des Greifensees hängt primär von der Zufuhr durch die Zuflüsse ab. Unter der Eisdecke maßen wir an allen Stellen Nitratmengen von ca. 1 mg/L (als N_2O_5), die den Minimalgehalt im Laufe des Untersuchungsjahres darstellen. Nach der Eisschmelze bereits Ende März stieg der Gehalt rapid an und erreichte an der tiefsten Stelle schon den Maximalwert. Die vertikale Verteilung ließ noch keine Gesetzmäßigkeiten erkennen. Erst im Mai, dem Monat der Planktonhochproduktion, sank der Gehalt auf die Januarhöhe, unter gleichzeitiger Ausbildung einer Schichtung. Unter der Sprungschicht, wo nur geringe Planktonproduktion stattfand, war auch der Nitratgehalt entsprechend höher. Unter der Sprungschicht gestalteten sich die Nitratverhältnisse ganz anders. Zwischen Epilimnion und Hypolimnion nahm der Gehalt, besonders deutlich an der Stelle Seemitte, sprunghaft zu. Diese Erscheinung ist zweifellos auf den intensiven Abbau der anfallenden organischen Substanzen aus abgestorbenem Plankton in dieser Zone zurückzuführen. Die Jahresmittelwerte aus den Nitratgehalten von epilimnischem Wasser waren für das gesamte Seegebiet ausgeglichen und erreichten einen Stand von 2,5 mg/L. Im Hypolimnion fanden wir in den meisten Fällen Jahresmittelwerte von über 3,0 mg/L. Eine Ausnahme bildeten die direkt am Seegrund gefaßten Proben. Durch die im Mai auf demselben in Erscheinung tretenden anaeroben Abbauvorgänge werden auch die Nitrate betroffen, die besonders gegen das Ende der Stagnationsperiode in dieser Tiefe fast ganz zu verschwinden drohten. Minder (25) fand im Jahre 1917 im Greifensee Nitratwerte zwischen 0,4—1 mg/L. Der Pfäffiker- und der Sihlsee (20) wiesen ähnliche Mengen Nitrate wie der Greifensee auf; dagegen fanden wir davon im Zürich-, Hallwiler- und Baldeggersee bedeutend weniger.

Nitrite konnten im Greifensee hie und da nachgewiesen werden, besonders unter der Eisdecke im Januar, im Juli und vom September bis Dezember. Während der Sommerstagnation und Sommerteilzirkulation wies das Hypolimnion beachtliche Mengen dieses Zwischenproduktes, das gegen den Seegrund mengenmäßig noch zunahm, auf. Das Wasser an den tiefsten Stellen hatte sogar einen Gehalt von 0,56—1,0 mg N_2O_3/L.

Ammoniak ließ sich erst im März in Spuren nachweisen, die aber verschwanden und im Juli erneut, und zwar in Mengen von 0,17 bis 0,44 mg NH_3/L auftraten. Schon im August verschwanden sie wieder, um in der über 10 m Tiefe liegenden Wasserschicht nicht mehr in meßbaren Mengen zu erscheinen. Dagegen wies das Tiefenwasser eine steigende Menge Ammoniak auf, die im Dezember ihren Höhepunkt erreichte, mit 1,36 mg/L an der tiefsten Stelle und 1,54 mg/L bei der Stelle Seemitte

Ähnliche Beobachtungen konnten zwar auch an andern Schweizerseen gemacht werden, z. B. am Hallwilersee (tiefste Stelle) mit 0,82 mg NH_3/L, 0,01 mg N_2O_3/L und 0,4 mg N_2O_5/L. Im Zürichsee (26) wurden ebenfalls beträchtliche Mengen Ammoniak gefunden.

Da diese schlechten Zustände im Greifensee während einer längeren Zeit des Jahres andauern und sich wohl noch verschlimmern können, mahnt das ganze Problem zum Aufsehen. Leider liegen neben denjenigen von Minder (25) keine ausführlicheren Untersuchungen über das Tiefenwasser des Greifensees vor. Die damals veröffentlichten Werte seien mit denjenigen von 1941 verglichen.

Ammoniak in mg NH_3/L.

Tiefe m	1917			Tiefe m	1941		
	Mai	Oktober	Januar		Mai	Oktober	Januar
2	0,064	0,040	0,036	5	0,1	0,1	0,1
10	0,061	0,032	—	10	0,1	0,1	0,1
25	0,024	0,028	0,028	32	0,17	1,01	0,38

Die obigen Werte deuten auf eine bedeutende Verschlechterung des Greifenseewassers innert 24 Jahren hin.

12. Phosphatgehalt.

Neben Stickstoff ist zum Aufbau der Protoplasmasubstanz von Organismen auch Phosphor ein wichtiges Element. Es ist in den eutrophen Seen stets vorhanden, und zwar in einer für das Phytoplankton assimilierbaren Form. Die aus Mineralien stammenden Phosphatmengen kommen nur auf dem Wege der Zuflüsse in den See (primär als gelöste Phosphate; sekundär organisch gebunden). Der Phosphatgehalt erreichte nur während der Sommerstagnation am Seegrund meßbare Konzentrationen. Dieselben erreichten dann kurz vor Beginn des Winters ihr Maximum von 0,8 mg P_2O_5/L. Nach Eisele (27) würde bei genügenden Sauerstoffkonzentrationen am Seegrund das Phosphat als Eisenphosphat nebst Eisenhydroxyd ausgefällt, so daß demnach größere Mengen Phosphat nur in sauerstoffarmen Wassern vorkommen können. Diese Ansicht erfährt eine weitere Bestätigung durch die Untersuchung des Greifensees. Im Hallwilersee konnte im September 1941 in 40 m Tiefe ein Phosphatgehalt von 0,15 mg/L und im Zürichsee ein solcher von 0,3 mg P_2O_5/L beobachtet werden.

13. Schwefelwasserstoffgehalt.

Bei der Untersuchung des Greifenseewassers auf Sulfide und Schwefelwasserstoff verzichteten wir auf deren quantitative Bestimmung

und beschränkten uns auf den qualitativen Nachweis mit Bleiazetat-Seignettelösung.

Erstmals im Oktober trat unmittelbar am Seegrund an der tiefsten Stelle Schwefelwasserstoff in einer chemisch nachweisbaren Menge auf. Im November und Dezember wies neben der tiefsten Stelle auch die Seemitte eindeutig feststellbare Mengen dieses sehr schädlichen Fischgiftes auf.

Tritt in einem See neben NH_3 auch noch H_2S auf, so sind die Reduktions- und Fäulnisvorgänge sehr weit vorgeschritten und können nur noch durch frische Sauerstoffzufuhr abgestoppt oder gehemmt werden, was besonders durch die Herbstvollzirkulation geschieht. Der Schwefelwasserstoff ist ein viel stärkeres Fischgift als Ammoniak und verunmöglicht in viel geringeren Konzentrationen den Aufenthalt von Lebewesen in den vergifteten Tiefenlagen.

14. Eisengehalt.

Die Bestimmung des Eisens im Greifenseewasser beschränkte sich auf die unmittelbar am Seegrund erhobenen Proben. Mit dem Verschwinden des Sauerstoffs aus den seebodennahen Wasserschichten stieg dort der Gehalt des Wassers an Eisen rapid an und erreichte im Monat Dezember an der tiefsten Stelle und beim Tief der Seemitte den Maximalwert (0,8 mg/L). Das Eisen kommt in der Tiefe als gut lösliches Ferrobikarbonat vor. Kommt solches Wasser mit Luftsauerstoff in Berührung, zersetzt sich das Bikarbonat, das Wasser beginnt sich opaleszierend zu trüben, und nach einiger Zeit flockt Ferrihydroxyd aus. Im Monat September zeigte auch das Wasser aus 20 m Tiefe Opaleszenz. Die Jahresmittelwerte des Eisengehaltes sind wenig aufschlußreich, zeigen aber doch, daß an der tiefsten Stelle im Obersee bedeutend weniger Eisen in Lösung war als an den andern Stellen.

15. Mangangehalt.

Die Bedeutung des Mangans für ein offenes Gewässer ist noch nicht restlos abgeklärt. Wie Eisen ist Mangan heute ein wichtiger Werkstoff. Beide Metalle, als lösliche Verbindungen, sind im Brauchwasser insofern schädlich, weil sie das Wachstum von Organismen (Eisen- und Manganbakterien) ermöglichen, die dann Wucherungen in den Wasserleitungen verursachen können.

Nur die bodennahen Wasserproben wurden auf Mangan geprüft. An der tiefsten Stelle wurde im Januar ein Mangangehalt von 0,35 mg/L ermittelt, der im März und April nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Im Mai, Juli und September traten dann erneut sporadisch kleinere Mengen auf. An der Stelle Seemitte konnte nur im Mai und im Juli Mangan registriert werden. Alle andern Proben enthielten weniger als 0,1 mg Mn/L.

Åberg und Rodhe machten an südschwedischen Seen (28) die Beobachtung, daß sich das Mangan-Eisen-Verhältnis mit dem Fortschreiten der Sommerstagnation zuungunsten des Mangans verschiebe. Obige Angaben über den Greifensee scheinen, da die Hauptmenge des Mangans in demselben vor oder zu Beginn der Sommerstagnation auftrat, die von den Schweden erwähnten Erscheinungen zu bestätigen.

16. Spezialuntersuchungen.

Dauerprobenahme an der tiefsten Stelle.

Die am 1. September begonnene und alle 3 Stunden erfolgte Probenahme während 24 Stunden ist nachstehend mit den Ergebnissen zusammengefaßt.

Die Untersuchung begann am Abend des 1. September um 19 Uhr (MEZ) bei klarem Himmel. Das Wasser zeigte eine starke, feinflockige Trübung, war grün und geruchlos. Die Temperatur des Oberflächenwassers betrug 19,7° C und sank in 7,5 m Tiefe auf 15,6° C, um dann in 10 m Tiefe auf 9,8° C zu fallen. Durch die nächtliche Abkühlung bedingt, konnten wir um 22 Uhr die einsetzende Konvektionsströmung beobachten, die die Schicht bis zu 7,5 m Tiefe umzuwälzen begann und das Temperaturgefälle innerhalb der Sprungschicht auf 8° C erhöhte. Durch ein leichtes Ansteigen der Sprungschicht sank die Temperatur in 7,5 m Tiefe vorübergehend auf 14,2° C (1—4 Uhr).

Die mit der Schriftprobe im Laboratorium bestimmten Durchsichtigkeitswerte zeigen eindrückliche Gesetzmäßigkeiten. Alle Oberflächenwasser hatten im Verlaufe der Untersuchung ungefähr dieselbe Durchsichtigkeit. In 2,5 m Tiefe fanden wir den kleinsten Wert um 19 Uhr, was auf eine starke Anreicherung des Planktons in dieser Tiefe schließen läßt. Die um 22 Uhr festgestellte Konvektionsströmung verteilte dann das Plankton ziemlich gleichmäßig auf das ganze Epilimnion. Während der Nacht begann sich die 7,5-m-Schicht zu klären, d. h. die Durchsichtigkeit stieg sehr stark an, um sich im Verlaufe der Untersuchung nicht mehr wesentlich zu vermindern. Die tieferliegenden Schichten waren unbeeinflußt durch die Wanderungen des Planktons.

Durchsichtigkeitswerte in cm.

Tiefe m	19 Uhr	22 Uhr	01 Uhr	04 Uhr	07 Uhr	10 Uhr	13 Uhr	16 Uhr
0,3	35	49	41	45	43	55	42	33
2,5	9	36	50	37	47	38	41	41
5,0	44	42	48	41	50	40	64	58
7,5	44	37	100	100	>100	>100	100	>100
10,0	>100	>100	>100	>100	>100	44	>100	>100
20,0	—	—	>100	—	—	—	>100	—
32,0 [1]	65	22	32	30	46	41	32	25

[1] $Fe(OH)_3$-Ausscheidung.

An Sauerstoff war das Oberflächenwasser während des ganzen Tages übersättigt, und zwar tagsüber mehr als nachts; denn während der Nacht wurde erstens kein Sauerstoff durch Assimilation produziert, und zweitens stieg die Sauerstofflöslichkeit des abgekühlten Wassers. Die Übersättigung des Wassers an gelöstem Sauerstoff ließ sich bis in eine Tiefe von 5 m verfolgen. Das Ansteigen der Sprungschicht im Verlaufe der Nacht setzte sich auch tagsüber bis 16 Uhr fort. Um diese Zeit wies nämlich das Wasser aus 5 m Tiefe einen Sauerstoffgehalt von 5,46 mg/L (= 59 % Sättigung) auf. Der Sauerstoffgehalt des Hypolimnions zeigte im Verlaufe der 24stündigen Untersuchung keine bemerkenswerten Veränderungen.

Reziprok zum Sauerstoffgehalt verhielt sich der Gehalt an freiem Kohlendioxyd. Zu keiner Tageszeit konnte im Epilimnion Kohlendioxyd nachgewiesen werden. Von 5 auf 7½ m Tiefe nahm der Gehalt sprunghaft zu. Um 13 Uhr betrug der Gehalt in 7½ m Tiefe 12 mg CO_2/L, was wohl auf eine starke Anreicherung des Zooplanktons in dieser Tiefe zurückzuführen ist.

Die biogene Entkalkung hatte die Wasserhärte im Epilimnion auf 15,5—16,0° F hinuntergesetzt. In 10 m Tiefe betrug sie dagegen ständig mehr als 20° F. Die Hebung der Sprungschicht im Laufe des Tages konnte auch am erhöhten Kalkgehalt in 5 m Tiefe (17,5° F) beobachtet werden (vgl. oben). Am Seegrund herrschte eine Karbonathärte von 22° F, die sich im Laufe der Untersuchung nicht veränderte.

Die $KMnO_4$-Werte schwankten innert weiten Grenzen. Die höheren Werte des Epilimnions sind erwartet worden, doch lassen sich aus dem vorliegenden Zahlenmaterial keine Gesetzmäßigkeiten ableiten. Der Gehalt an gelösten Stoffen nahm parallel zur Karbonathärte mit zunehmender Tiefe ebenfalls zu. Die Bestimmung der organischen Stoffe ergab mit dem Permanganatverbrauch gleichsinnig verlaufende Änderungen.

Über den Stickstoffhaushalt wurden auch Messungen ausgeführt. Zwischen 19 und 22 Uhr verschwand im Epilimnion das Nitrat fast vollständig, um erst im Laufe des Morgens wieder ersetzt zu werden. Am Seegrund herrschte ausgesprochener Nitratmangel (vgl. S. 106), der auf die Reduktionsvorgänge in der Tiefe zurückzuführen ist. In einer Tiefe von 10 m fanden wir sowohl am Tage wie nachts erhebliche Mengen Nitrit (0,18 mg N_2O_3/L). Ammoniak ließ sich nur am Seegrund in meßbaren Mengen nachweisen. Die Chloride, die alle sechs Stunden bestimmt wurden, lieferten ausgeglichene, nicht veränderte Werte. Das Wasser, das um 19 Uhr aus 10 m Tiefe erhoben wurde, enthielt mehr P_2O_5 als die übrigen Schichten, was durch Anreicherung nachgewiesen werden konnte. Zu keiner Tageszeit konnte Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden.

b) Zuflüsse.

Nach der Siegfriedkarte (Ausgabe 1932, Maßstab 1 : 25 000) münden in den Greifensee rund 25 Bäche, die länger als 300 m sind und von denen allein 15 Wildbäche am Ostabhang der Pfannenstielkette entspringen. Von den Zuflüssen wurden die zwei größten, die Mönchaltorfer Aa und der Aabach von Uster, nebst zwei kleineren Bächen bei Greifensee, einer regelmäßigen Untersuchung unterzogen. An 14 andern Bächen erhoben wir während des Untersuchungsjahres je eine Probe. Nachstehend seien die Untersuchungsresultate so zusammengestellt, daß für alle Bäche die physikalisch-chemischen Eigenschaften vergleichend betrachtet werden können.

Aussehen, Farbe, Geruch.

In vielen Fällen war das Wasser der Mönchaltorfer Aa klar, geruchlos und zeigte die typisch braune Farbe des Moorwassers. Häufig führte sie Laub und Pflanzenreste, floß träge und nach Niederschlägen oft getrübt dem Greifensee zu. Der Aabach von Uster ist ein ganz anderer Gewässertypus. Bis zur Stelle Nr. 2 hat er auf seinem Weg vom Pfäffikersee zum Greifensee viele Wasserkraftanlagen zu betreiben. Hier zeigte der Aabach meistens ein stark getrübtes Bild. Im Laufe der Untersuchung floß der Bach nur zweimal einigermaßen klar. Zu allen Tageszeiten war er mehr oder weniger trübe, führte Schwimm- und Schwebestoffe mit und war sehr häufig mit einer feinen Ölschicht überzogen. Hühnerfedern, Laub, Gemüsereste, Gartenabfälle, Papier, Küchenabfälle, Holz und undefinierbare Gegenstände treiben in den nahen Greifensee, fallen durch Geschwindigkeitsverminderung zu Boden und bauen an Ort und Stelle ein Delta aus. So sah der Aabach auch 20—30 m oberhalb seiner Einmündung in den See aus. Entsprechend der Verunreinigungen war auch der Geruch stark wechselnd. Zusammenfassend glich der Aabach an den erwähnten Stellen eher einem Kanalisationsablauf als einem Seeabfluß. Während der vor acht Jahren von Lieber (5) ausgeführten Untersuchung scheint das Aabachwasser meistens klar gewesen zu sein. Der Mühlebach und der Stogelwiesenbach bei Greifensee führten nur nach stärkerem Regenwetter trübes Wasser.

Diese Gegenüberstellung zeigt eindeutig, in welchem Zufluß wir den Hauptverschmutzer des Greifensees zu suchen haben. Diese Ansicht wird durch die nachfolgende Untersuchung belegt und bestätigt die schon 1915 durch Fehlmann (2) und Silberschmidt (3) gemachten Beobachtungen.

Temperatur.

Naturgemäß waren die tiefsten Temperaturen im Januar zu verzeichnen. Die monatlichen Durchschnittswerte aus 5 Einzelproben ergaben, daß die Mönchaltorfer Aa die tiefste Temperatur aller Bäche auf-

wies. Auf die hohe Januar-Durchschnittstemperatur des Stogelwiesen baches sei hier vorläufig hingewiesen. Das Temperaturmaximum der Bäche wurde durchwegs im Juli gemessen und betrug für die beiden großen Zuflüsse über 20° C.

Der Stogelwiesenbach zeigte die kleinste Temperaturschwankung im Verlaufe eines Jahres. Er erreichte nur eine Minimaltemperatur von 4,2° C und eine mittlere Januartemperatur von 5,0° C. Auch das tiefe Julimaximum (17,8° C) scheint darauf hinzuweisen, daß dem Bachwasser beim Durchqueren des Grundwassergebietes aus demselben ein Wasserzuschuß beigemischt wird.

Durchsichtigkeit.

Allgemein konnte eine Zunahme der Durchsichtigkeit des Bachwassers gegen den Herbst hin registriert werden. Von den vier untersuchten Bächen wies der Aabach die weitaus geringste Durchsichtigkeit auf, und zwar im Jahresmittel nur 46 resp. 45 cm (nach Snellen). Die Mönchaltorfer Aa und der Mühlebach zeigten im Durchschnitt die gleichen Durchsichtigkeitswerte. Schon nach kurzen Trockenperioden zeigten alle Bäche Durchsichtigkeiten von über 100 cm. Der Stogelwiesenbach reagierte nur schwach auf Witterungsänderungen, was erneut darauf hinweist, daß er hauptsächlich Grundwasser führt (vgl. oben).

Reaktion.

Das Wasser aller Bäche war ohne Ausnahme leicht alkalisch; die pH-Werte schwankten zwischen 7,0—8,0. Größere Abweichungen konnten im Laufe der Untersuchung nicht festgestellt werden.

Sauerstoffgehalt.

Zu Beginn des Untersuchungsjahres enthielten alle Bäche infolge tiefer Wassertemperatur sehr viel gelösten Sauerstoff, der erst im Monat März abzusinken begann, um im Juli das Minimum zu erreichen. Im Monat Dezember wies das Wasser wieder ungefähr den gleichen Gehalt wie im Januar auf. Die prozentuale Sättigung dagegen nahm einen andern Verlauf. Die Maximalwerte traten in den Bächen in verschiedenen Monaten auf. Aus diesen Zahlen kann deshalb eindrücklich die verschiedene Herkunft des Wassers ersehen werden. Die Mönchaltorfer Aa und noch mehr der Aabach von Uster wiesen im Laufe der Untersuchung deutliche Sauerstoffuntersättigungen auf. Der Mühlebach war durchschnittlich 4 % übersättigt, während der Stogelwiesenbach in den Herbstmonaten deutlich untersättigt (Grundwasser) war.

Sauerstoffzehrung und biochemischer Sauerstoffbedarf.

Durch diese Bestimmungen wird es möglich, die biologischen (bakteriologischen) Abbauvorgänge im fließenden Wasser in zwei Stufen

einigermaßen zahlenmäßig zu erfassen. Die Zahlentafel Nr. 5 erlaubt uns, sehr wichtige Schlüsse über den Zustand der Bäche zu ziehen. Die absolute Sauerstoffzehrung ist die Differenz zwischen absolutem Gehalt und Gehalt nach 48 Stunden. Je größer diese Differenz ist, desto größer sind die Mengen an eingeschwemmtem, abbaufähigem Material.

Für die Mönchaltorfer Aa verläuft die Zehrung in den ersten fünf Monaten des Untersuchungsjahres ziemlich parallel zum absoluten Sauerstoffgehalt, und zwar in einem Abstand von 1,0—1,4 mg/L. Im Juni bis August war die Zehrung sehr gering. Der Zustand des Baches in diesen Monaten beweist eindeutig, daß die Selbstreinigung an der Probenahmestelle fast alle abbaufähigen Stoffe verarbeitet hatte und daher das Wasser nur noch eine geringe Zehrung aufwies (vgl. Dauerprobenahme an der Mönchaltorfer Aa, S. 118).

Betrachten wir die Verhältnisse am Aabach, so können wir allgemein festhalten, daß die Zehrung bedeutend größer war als in der Mönchaltorfer Aa.

Am Mühlebach wie am Stogelwiesenbach stellen wir nur eine leichte Zehrung fest, die sich im Juni resp. Juli etwas vergrößert, aber im September fast ganz verschwindet. Die beiden Bäche werden demnach nur mit wenig abbaufähigen Stoffen belastet.

Die Zehrung, in % des absoluten Sauerstoffgehaltes ausgedrückt, war je nach Tages- und Jahreszeit sehr schwankend. Die folgende Darstellung der Minimum-, Mittel- und Maximumwerte für die Sauerstoffzehrung und den biochemischen Sauerstoffbedarf in % soll diese Verhältnisse zahlenmäßig belegen.

Stelle Nr	O_2-Zehrung			Biochemischer O_2-Bedarf		
	Minimum	Mittel	Maximum	Minimum	Mittel	Maximum
1	0	8	29	3	18	97
2	1	15	34	12	26	62
3	1,5	15	31	9	27	63
4	0,5	7	18	2	11	31
5	0,1	7	19	0,7	11	34

Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs gibt uns Anhaltspunkte über die Menge der schwer abbaufähigen Substanzen. Nach der obigen Zusammenstellung war die Zehrung nur zirka halb so groß wie der biochemische O_2-Bedarf. Die Differenz zwischen den Extremwerten ist sehr beträchtlich, was auf eine wechselnde Zusammensetzung und schwankenden Gehalt des Wassers an Schmutzstoffen hindeutet.

Kaliumpermanganatverbrauch (Oxydierbarkeit).

Weniger eindeutig als durch die Sauerstoffbestimmung lassen sich die Bäche nach deren Oxydierbarkeitswerten klassieren. Auffallend wenig oxydierbare Substanzen wies der Mühlebach auf, steht er doch mit 11,74 mg/L im Jahresmittel mindestens 4 mg/L günstiger als die drei andern Bäche. In allen Bächen traten die Höchstwerte im Mai und August auf.

Karbonathärte.

Die Zuflüsse des Greifensees führen verhältnismäßig hartes Wasser, was auch die hohe Alkalinität des Greifenseewassers verursacht (vgl. S. 101). Die Mönchaltorfer Aa, der Mühlebach und der Stogelwiesenbach wiesen eine sehr hohe Karbonathärte (25° F) auf. Eine jahreszeitlich regelmäßig wiederkehrende Schwankung konnte in diesen Gewässern nicht beobachtet werden. Einzig der Karbonatgehalt des Aabachwassers von Uster wurde durch die biogene Entkalkung im Pfäffikersee beeinflußt und betrug im Hochsommer weniger als in den übrigen Jahreszeiten.

Gehalt und Zusammensetzung des Trockenrückstandes.

Die Gesamtmenge der gelösten Stoffe betrug rund 0,3 g/L und überstieg diejenige des Sees bedeutend. Der Kalkgehalt machte durchschnittlich 80 % des Gesamttrockenrückstandes aus. Allgemein nahm der Gehalt an organischen Bestandteilen im Monat Mai ab, um erst im August wieder anzusteigen. Die Jahresmittel an anorganischen Bestandteilen sind ausgeglichen und liegen wie beim Seewasser bei 90 % des Trockenrückstandes.

Chloridgehalt.

Der Chloridgehalt des Wassers war für die einzelnen Bäche sehr verschieden. Der Aabach von Uster führte mit einem Jahresmittelwert von 3,8 mg Cl'/L am meisten Chloride.

Nitrat-, Nitrit- und Ammoniakgehalt.

Im allgemeinen konnte eine bedeutende Zunahme des Nitratgehaltes vom Frühjahr bis Herbst festgestellt werden. Der Aabach wie auch die Mönchaltorfer Aa wiesen im Mai-Juli eine leichte Gehaltsverminderung auf, die durch das intensive Assimilationsvermögen der Pflanzen in und am Gewässer verursacht wurde. Die Werte stiegen von diesem Zeitpunkt an bis zum Maximum auf über 6 mg N_2O_5/L. Die andern beiden Bäche enthielten bedeutend mehr Nitrate, wobei der Stogelwiesenbach im Jahresmittel 1,4 mg/L mehr aufwies als der Mühlebach. Der Jahresmittelwert des Aabaches von Uster betrug an der Stelle Nr. 2 4 mg/L und nahm bis zur Stelle Nr. 3 um 0,2 mg/L ab, was auf ein gefährdetes Selbstreinigungsvermögen im untern Teilstück des Aabaches hindeutet.

Nitrite ließen sich fast ständig im Aabach nachweisen. Die geringsten Werte traten im April-Mai, zur Zeit des größten Nitratgehaltes, auf. Ammoniak konnte nur im Aabach von Uster in größeren Mengen gefunden werden. Das Aabachwasser enthielt im Jahresmittel 0,44 mg NH_3/L (Maximum an der Stelle Nr. 2 = 1,54 mg/L, für Stelle Nr. 3 = 2,40 mg/L). In diesem Zusammenhang verweise ich noch auf die Dauerprobe am Aabach von Uster (vgl. unten).

Phosphate.

Der Mühlebach und die Mönchaltorfer Aa führten dem Greifensee sehr wenig Phosphatverbindungen zu. Zehnmal mehr davon enthielt aber das Aabachwasser von Uster, wobei der Gehalt jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen war. Das Maximum an Phosphat trat im Aabach im Monat Mai mit 0,26 mg P_2O_5/L auf.

Veränderung des Aabaches seit 1933/34. (5)

Der absolute Sauerstoffgehalt war bei den Stellen Nrn. 2 und 3 im Jahre 1941 im Januar und Februar rund 0,5 mg O_2/L höher als 8 Jahre früher. In den übrigen Monaten, außer Mai, blieben die Sauerstoffwerte mehr oder weniger stark hinter den früher bestimmten Werten zurück, was das Jahresmittel um rund 0,25 mg/L hinuntersetzt. Diese Sauerstoffverminderung äußert sich noch deutlicher in der prozentualen Sättigung, die somit ca. 6—7 % unter derjenigen aus dem Jahre 1933/34 steht. Die Sauerstoffzehrung hielt sich in der gleichen Größe oder war eher etwas geringer. Die Durchsichtigkeit des Wassers nahm im Laufe der Jahre ab, und zwar im Mittel um 7—10 cm. Der Nitrit- und Ammoniakgehalt nahm dagegen zu, was ein untrügerisches Zeichen für eine Verschlechterung des Zustandes des Aabaches im untersuchten Teilstück ist.

Spezialuntersuchungen.

Dauerprobenahme am Aabach von Uster (vgl. Abb. 4).

Die Untersuchung begann um 8 Uhr des 15. Juli und erstreckte sich bis 8 Uhr des folgenden Tages. Die Witterung war wechselnd, zuerst bewölkt, dann regnerisch. Die Lufttemperatur zeigte den gewohnten Verlauf. (Niedrigster Wert um 6 Uhr morgens und höchster Wert um 16 Uhr.) Das Wasser war durchwegs trübe mit Durchsichtigkeiten von 31—72 cm, wobei zu berücksichtigen ist, daß die größte Durchsichtigkeit zu Beginn der Untersuchung herrschte und die geringste erst nach 5stündigem Regen auftrat. Die Farbe war braungrün und wurde gegen Abend dunkelbraun. Nach Fabrikschluß (18 Uhr Sommerzeit; 17 Uhr MEZ) traten dann schlagartig große Öllachen im Bache auf, wobei gleichzeitig petroliger Abwassergeruch festgestellt werden konnte. Sonst roch das Wasser meist muffig.

Die Temperaturwerte des Wassers verliefen vollständig parallel zu denjenigen der Luft und schwankten zwischen 18,2° C um 6 Uhr und 23,9° C um 16 Uhr.

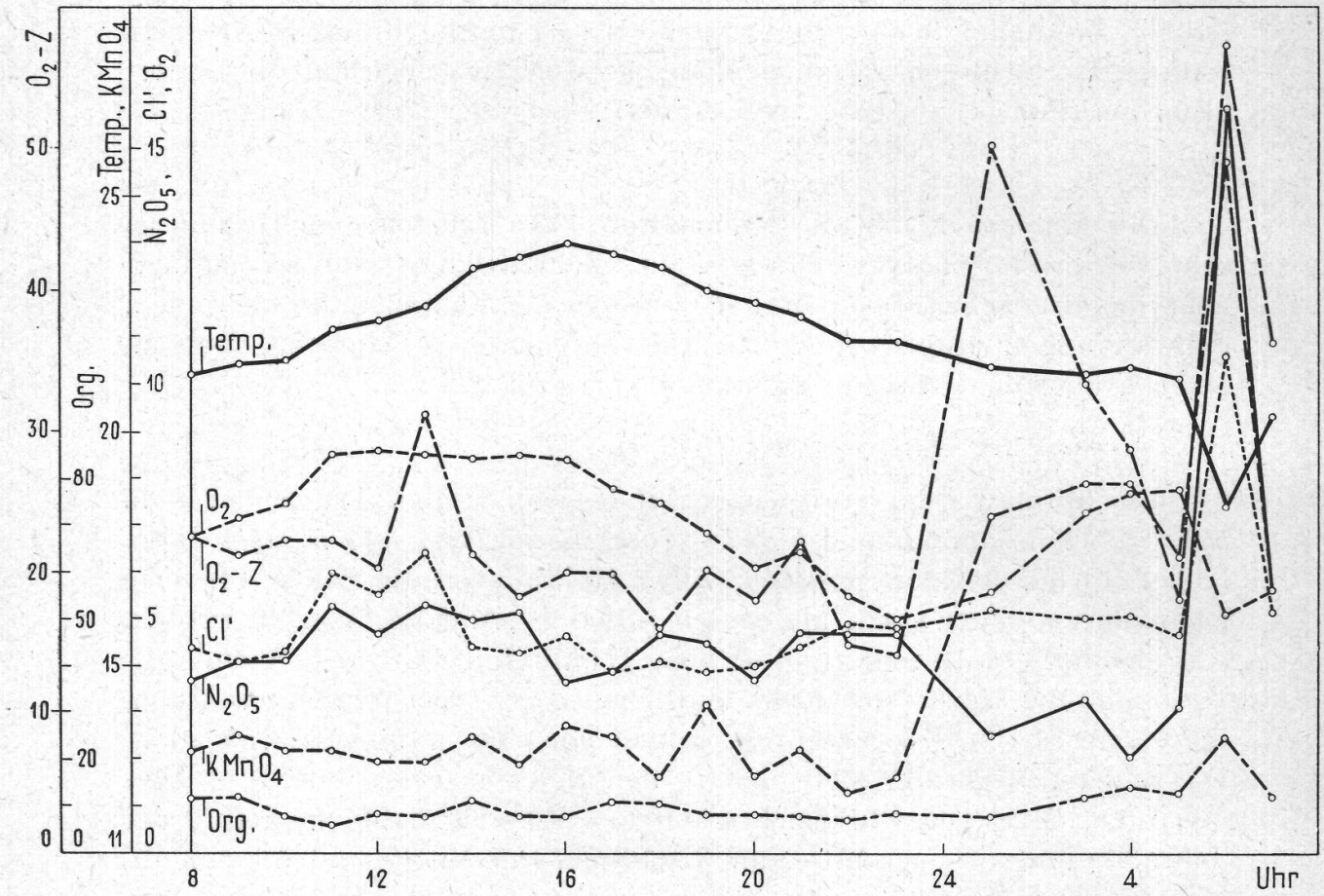


Abbildung 4.

Dauerprobenahme am Aabach von Uster.

Temp. = Temperatur in ° C.
O_2 = abs. Sauerstoffgehalt in mg/L.
O_2—Z. = Sauerstoffzehrung in 48 Std. in % des abs. O_2-Gehaltes.
Cl′ = Chlorion in mg/L.
N_2O_5 = Nitrate als mg N_2O_5/L.
$KMnO_4$ = Oxydierbarkeit in mg $KMnO_4$/L.
Org. = Organischer Anteil des Trockenrückstandes in %.

Sehr aufschlußreich ist die Betrachtung der Sauerstoffverhältnisse im Verlaufe eines Tages. Die allstündlich erhobenen Wasserproben zeigen eindeutig, daß der Sauerstoffgehalt gegen Mittag anstieg, und zwar von 6,7 auf 8,5 mg/L, auf welcher Höhe er bis 16 Uhr blieb, um nachher auf 4,97 mg/L abzusinken. Um Mitternacht begann wieder ein langsames Ansteigen auf ein zweites Maximum von 7,67 mg/L, das

zwischen 4 und 5 Uhr erreicht wurde, um dann um 6 Uhr sprunghaft erneut auf 5 mg/L abzufallen. Ähnlich verhielt es sich mit der Sättigung des Wassers an Sauerstoff. Von 80 % stieg sie im Laufe des Nachmittags auf 104 %, um zwischen 18 und 19 Uhr schlagartig um 9 % auf 95 % zurückzugehen. Eine weitere bedeutende Abnahme konnte zwischen 21 und 22 Uhr konstatiert werden. Die größte Abnahme der Sättigung fand zwischen 5 und 6 Uhr früh statt, nämlich von 91 auf 56 %, d. h. um volle 35 %. Auch die Zehrung zeigte sehr große Abhängigkeit von der Tageszeit. Am Versuchstage trat das Maximum der Sauerstoffzehrung um 16 Uhr und das Minimum mit 1,37 mg/L um 18 Uhr auf. Die außerordentlich hohe Zehrung (2,88 mg/L oder 57 % der zu dieser Zeit herrschenden Sauerstoffkonzentration) um 6 Uhr ist wohl in erster Linie der vermehrten Zufuhr an Fäkalabwasser zuzuschreiben. Der Permanganatverbrauch stieg zwischen 5 und 6 Uhr um 8,3 mg/L auf 25,6 mg/L, während zu keiner andern Tageszeit der Verbrauch mehr als 18,8 mg/L betrug. Die Härte des Wassers veränderte sich im Laufe des Tages nur unwesentlich. Deutlicher wuchs der Gehalt des Wassers an gelösten Stoffen um 6 Uhr an, verzeichneten wir doch innerhalb einer Stunde eine Zunahme von 60 mg/L bei 270 mg/L Gesamtmenge, wovon 64 mg/L bzw. 24 % organischer Anteil sind. Der Gehalt an Chlorionen, als sehr wichtiger Indikator für häusliche und gewerbliche Abwasser, schwankte sehr stark. Von 4,5 mg/L um 8 Uhr stieg der Gehalt bis 13 Uhr auf 6,5 mg/L und erreichte gegen Abend den Tagestiefstand von 4,0 mg/L. Während der Nacht konnte ein leichtes Ansteigen des Chloridgehaltes beobachtet werden, das durch den alleinigen Abfluß von Abwasser (Vorfluter nachts aufgestaut; Pfäffikerseeschwellung) bewirkt wurde. Dieses langsame Ansteigen wurde um 6 Uhr durch ein Emporschnellen des Wertes auf 10,5 mg/L jäh unterbrochen, wobei gleichzeitig auch der Phosphatgehalt auf 0,4 mg/L anstieg. Bedeutungsvoll für die ganze Untersuchung sind vor allem die Zahlenwerte über den Stickstoffhaushalt. Der Gehalt an Nitraten war sehr schwankend. Zwischen 8 Uhr und 11 Uhr stieg er um 1,6 mg/L auf 5,3 mg/L an. Um 15 Uhr sank er relativ stark ab, um erneut zwischen Mitternacht und den Morgenstunden anzusteigen. Der Nitratgehalt nahm hierauf um 6 Uhr von 3,1 mg/L auf 15,7 mg/L sprunghaft zu, um eine Stunde später wieder 10 mg/L abzunehmen. Parallel dazu verhielten sich die Nitritwerte. Tagsüber waren Mengen von 0,3 mg/L keine Seltenheit; der Gehalt nahm dann etwas ab, erreichte aber um 6 Uhr den Höchstwert von 0,66 mg/L. Ammoniak ließ sich zu der kritischen Zeit in Mengen (2,4 mg/L) beobachten, die für höhere Lebewesen des Wassers die maximal erträgliche Dosis darstellen. Es sei hier noch speziell auf die gleichzeitig erfolgte bakteriologische Untersuchung (S. 124) hingewiesen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß der Aabach von Uster ein mit Abwasser übermäßig verunreinigter Vorfluter ist, der be-

sonders am frühen Morgen in unzulässiger Weise mit Schmutzstoffen belastet wird, die den ganzen Chemismus des Wassers vollständig verändern. Es ist hier nachzutragen, daß von den 60 regelmäßig erfolgten Probeerhebungen, deren Untersuchungsergebnisse als Monats- und Jahresmittelwerte in dieser Arbeit an anderer Stelle (S. 111—115) eingehend diskutiert sind, im Verlaufe eines Jahres keine einzige in die Zeit der größten Verschmutzung um 6 Uhr (= 7 Uhr Sommerzeit) gelegt wurde und daher die dortigen Zahlenwerte die Verhältnisse in der Zeit von 8 Uhr bis 20 Uhr erfassen. Die früher besprochenen Resultate fielen daher eher zu günstig aus.

Dauerprobenahme an der Mönchaltorfer Aa.

Die am 1. Oktober 1941 von 7—19 Uhr durchgeführte Untersuchung bestätigte das schon durch die regelmäßig erfolgte Kontrolle erhaltene Bild.

Bei regnerischem Wetter blieb die Lufttemperatur meistens ca. 2° C unter derjenigen des Wassers. Dasselbe war zuerst etwas bräunlich klar, wurde aber durch den anhaltenden Regen durch Schlemmstoffe gegen 15 Uhr getrübt und führte Laub und andere pflanzliche Schwebestoffe mit. Die zuerst über 100 cm messende Durchsichtigkeit sank um 10 Uhr schlagartig auf 41 cm, um gegen Mittag den Wert 100 cm abermals zu erreichen. Durch den Einfluß der einsetzenden Niederschläge sank sie hierauf auf 32 cm. Der absolute Sauerstoffgehalt nahm zuerst schwach ab, erreichte um 9 Uhr das Minimum von 7,25 mg/L oder 75 % der Sättigung und stieg dann bis zum Ende der Untersuchung bis auf 9,62 mg/L oder 94 % der Sättigung an. Ein Maximum der Sauerstoffzehrung trat um 10 Uhr mit 2,16 mg/L resp. 29 % des absoluten Sauerstoffgehaltes auf. Weitere folgten um 13, 15 und 19 Uhr. Die näheren Ursachen dieser letzteren Maxima konnten leider an Hand des vorliegenden Zahlenmaterials nicht eindeutig aufgeklärt werden. Die Karbonathärte und der Gehalt an gelösten Stoffen zeigten im Verlaufe der Untersuchung keine großen Schwankungen. Der mineralische Anteil des Rückstandes ist mit 90—96 % bedeutend. Hinweise auf eine zeitweilige Verschmutzung des Baches durch häusliche Abwasser geben uns die um 10, 13, 15 und 19 Uhr gemessenen Chloridgehalte des Bachwassers. Die Bestimmung der Stickstoffverbindungen (Nitrate, Nitrite und Ammoniak) gab dagegen überhaupt keine Anhaltspunkte für eine solche Belastung.

Einmalige Untersuchung der übrigen Zuflüsse.

Die folgenden Zuflüsse wurden am 29. Oktober 1941 einer Untersuchung unterzogen, und zwar an den Stellen, wo die Bäche die Ortsverbindungsstraßen kreuzen.

Zufluß	Temperatur ° C	Härte ° F	Chloride mg Cl'/L	Nitrate mg N_2O_5/L
Jungholzbach	2,3	21,5	1,0	5,3
Riedikonerbach	9,6	26,5	5,0	10,1
Gringlebach	8,2	26,0	3,0	9,1
Eichholzbach	8,3	23,5	2,0	13,7
Raggentobelbach	5,5	24,5	2,5	9,1
Bach Uessikon-Einfang	6,6	23,0	2,0	7,7
Eltisenbach	6,8	24,0	3,0	11,7
Kirchackerbach	9,0	26,5	3,5	9,3
Maurbach (Feuerweiher)	7,2	24,0	3,0	9,3
Maurbach (Mattenacker)	7,2	25,0	3,5	9,9
Aschbach	6,5	21,5	2,0	9,1
Maurholzbach	7,2	24,5	2,5	8,3
Mühletobelbach	7,6	24,0	4,5	15,1
Rellikerriedbach	7,8	28,5	2,0	6,6

Da einige Tage vor der Probenahme im Einzugsgebiet Schnee gefallen war, führten die stark getrübten Bäche ziemlich viel Wasser und wiesen hohe Sauerstoffgehalte auf (93—103 % Sättigung). Die Zehrung war durchwegs sehr gering (0,2—3 %). Ein einziger Bach, der Kirchackerbach unterhalb der Kirche Maur, wies typischen Abwassergeruch auf (0,18 mgNH_3/L). Der Permanganatverbrauch war naturgemäß stark erhöht und kann deshalb nicht als Norm für diese Bäche gelten. Kleine Mengen Nitrite führten nur Jungholz-, Riedikoner-, Eltisen- und Mühletobelbach. Phosphate sind in keinem Bach nachgewiesen worden.

Diese als Stichprobe ausgeführte Untersuchung scheint die Vermutung, daß die von den Hängen des Pfannenstiels hinunterfließenden Bäche den Chemismus des Greifenseewassers nicht entscheidend beeinflussen können, zu bestätigen.

c) Abfluß (Glatt bis Schwerzenbach).

Bei Schwerzenbach enthält die Glatt « noch kein Abwasser, sondern nur Seewasser, das mit wenig Drainagewasser aus den umliegenden Mooren und Streuewiesen vermengt ist. » (29)

Das zu Beginn des Untersuchungsjahres vollständig klare und geruchlose Wasser erfuhr im März eine vorübergehende leichte Trübung. Nachher wurde das Wasser durch Algen bräunlich bis dunkelgrün gefärbt. Das Bachbett ist an der Untersuchungsstelle mit großen Mengen Laichkräutern ausgekleidet, an denen im Mai Algenfladen hängen blieben und so das Aussehen etwas beeinträchtigten. Die Temperatur des Glattwassers stieg in den Monaten April—Juli von 9° auf 24° C, um erst im Oktober—November wieder rascher abzufallen. Die Durchsichtigkeit war in erster Linie vom Planktongehalt abhängig. Im Mai und September betrug sie im Monatsmittel nur 50 cm resp. 51 cm, vom Ok-

tober bis Februar dagegen stets mehr als 100 cm. Die Reaktion des Wassers war neutral bis schwach alkalisch und zeigte zu keiner Jahreszeit außerordentliche Werte.

Sehr interessante Resultate lieferten die Sauerstoffbestimmungen (vgl. Zahlentafel Nr. 5). Bei einem Januarmittelwert von 11,56 mg O_2/L betrug die Untersättigung zu dieser Zeit 12 %, die sich im Februar noch vergrößerte (langdauernde Eisbedeckung des Greifensees). Mit dem Verschwinden der Eisdecke nahm der Sauerstoffgehalt des Glattwassers zu. Durch die starke Planktonentwicklung bedingt, traten in den Monaten Mai—Juli ganz gewaltige Übersättigungen auf (33—52 %). Im Oktober trat erneut Untersättigung auf, die sich bis Jahresende noch erheblich verstärkte (Dezember 8,87 mg O_2/L = 73 % der Sättigung). Die Glatt scheint also bis Schwerzenbach durch keine Abwasser belastet zu sein. Ähnlich wie die Sauerstoffzehrung verhielt sich auch der biochemische Sauerstoffbedarf. Im Mai trat ein ausgesprochenes Verbrauchsmaximum an Kaliumpermanganat auf, das mit 20,1 mg/L im Monatsmittel um 8 mg/L höher liegt als der Aprilmittelwert. Die Härte des Glattwassers geht parallel zu derjenigen des Oberflächenwassers des Greifensees. Im August verzeichneten wir eine Härte von nur 16,1° F, dagegen im Winter eine solche von 21,4° F. Im Jahresmittel war die Härte des Oberflächenwassers an der tiefsten Stelle des Sees (vgl. S. 100—103) genau gleich wie diejenige der Glatt (19,3° F). Der organische Anteil des Trockenrückstandes nahm während der Zeit vom Mai bis Oktober stark zu, und zwar von 9 % auf 14 %. Der durchschnittliche Chloridgehalt von 2,3 mg Cl′/L stieg vom März bis Juli auf 3,6 mg/L und sank im Dezember wieder auf 3,0 mg/L. Im Jahresmittel war er gleich wie derjenige des Oberflächenwassers des Greifensees bei der tiefsten Stelle und an der Stelle Seemitte (vgl. S. 104/105). Über den Stickstoffhaushalt bleibt wenig zu erwähnen. Ammoniak war nur im April in Spuren nachweisbar. Nitrite traten erst im Herbst auf und erreichten im Dezember ihr Maximum. Die Nitrate kamen nur in kleinen Mengen vor. Ein erstes Maximum trat im März und ein zweites im Juli auf. Im Jahresmittel waren 2,2 mg/L Nitrat im Glattwasser, was für den Abfluß eines so stark eutrophierten Sees relativ wenig ist.

Veränderung der Glatt seit 1932/33 (vgl. [29]).

Die Wassertemperatur war im Jahre 1932/33 fast durchwegs tiefer als 1941, besonders in der kalten Jahreszeit und im Juli (Jahresmitteldifferenz + 0,5° C).

In der gleichen Zeit ist auch eine deutliche Abnahme des absoluten Sauerstoffgehaltes gegenüber früher festzustellen. Die stärksten Rückgänge wurden im Februar und Dezember registriert (2,04 resp. 2,87 mg/L im Monatsmittel). Im Gegensatz dazu wiesen die Monate Mai—Juli er-

höhte Werte auf, die ohne Zweifel auf die durch vermehrte Verunreinigung begünstigte Planktonproduktion im See zurückzuführen ist.

Die Untersättigung des Glattwassers an Sauerstoff war 1941 viel ausgeprägter vorhanden und dauerte auch rund einen Monat länger als 1932/33.

Die Zehrungswerte sind nur wenig übereinstimmend und sind im Jahresmittel 1,8 mg/L höher als die aus der ersten Glatt-Untersuchung ermittelten. Im Jahresdurchschnitt 1941 waren 4,5 mg/L weniger Kaliumpermanganat zur Oxydation der abbaufähigen Stoffe im Wasser verbraucht worden, was teilweise vielleicht auf methodische Bestimmungsunterschiede zurückzuführen ist. Die Härte nahm im Laufe der 9 Jahre um 1,4° F ab. Diese Abnahme ist eine Folge der vermehrten Auskalkung im See und im stark verkrauteten Bachbett.

Die Glatt verglichen mit andern Seeabflüssen.

Die Glatt wurde im Jahre 1941 beim Seeabfluß in einem bedeutend schlechteren Zustand als 9 Jahre früher angetroffen. Sie hat ungefähr den gleichen Sauerstoffgehalt wie der Abfluß des Hallwilersees (März—Dezember). Im Sättigungsmittel entsprach der Wert demjenigen der Limmat im Jahre 1938. Die Abflüsse des Baldeggersees und des Hallwilersees waren weniger mit Sauerstoff gesättigt. Weiter spricht für eine starke Belastung der Glatt mit abbaufähigen Substanzen der bemerkenswert hohe Permanganatverbrauch, der nur vom Aabach von Uster (5) und vom Sihlseeabfluß im Jahre nach dem Aufstau (20) erreicht bzw. überboten wird. Alle andern Seeabflüsse wiesen im Mittel mindestens 4 mg/L weniger Kaliumpermanganatverbrauch auf.

Zum Abschluß dieses Kapitels seien Einzelwerte (August) von einigen Schweizerflüssen über Nitrat-, Chlorionengehalt und Härte zusammengestellt.

Fluß	Nitrate mg/L	Chlorion mg/L	Härte ° F
Glatt	2,1	3,0	16,0
Aabach (Uster)	3,7	3,5	21,5
Mönchaltorfer Aa	3,1	1,5	23,5
Sihl (Postbrücke Zürich)	2,3	0,5	15,0
Limmat (Damsau)	2,5	4,5	—
Töß (Tößegg)	9,0	8,5	—
Thur (Ellikon)	1,7	3,0	21,5
Murg (Frauenfeld)	4,6	8,0	28,0
Rhein (Neuhausen)	3,7	1,5	11,5
Aare (Klingnau)	3,3	2,0	15,0
Ticino (Magadino-Ebene)	1,8	0,5	5,0
Maggia (Locarno-Losone)	1,6	0,5	2,0
Hallwiler Aa	1,6	3,5	14,0
Baldegger Aa	2,3	4,0	18,5

V. Bakteriologische Untersuchungen.

a) Greifensee.

1. Keimzahl.

Um Fehler, die durch das Ausschwemmen von Bakterien aus der Uferzone verursacht werden können, zu vermeiden, wurde für die ufernahen Probenahmestellen auf eine bakteriologische Prüfung verzichtet. Das Greifenseewasser in 100 m Uferabstand an der Mönchaltorfer Aa zeigte einen sehr variablen Bakteriengehalt. Das Maximum an gelatinewüchsigen Keimen trat während der Eisschmelze und das Minimum im Dezember auf. Unter der Eisdecke war der Bakteriengehalt des Seewassers an den drei wichtigsten Probenahmestellen, speziell bei der Seemitte, gering. Die Eisschmelze brachte in der obersten 10-m-Schicht eine ganz gewaltige Zunahme der Keime. Bescheidene Keimzahlen fanden wir zurzeit der Planktonmassenentwicklung im Monat Mai. Von diesem Zeitpunkt an stiegen die Bakterienzahlen besonders im Epilimnion an. An der Aabach-Mündung konnten in 5 m Tiefe im März und im August deutliche Maxima beobachtet werden, die sich im Jahresmittelwert noch sehr stark bemerkbar machten. Es scheint, daß der Aabach mit seiner mittleren Keimzahl von 41 500/cm³ in diesen beiden Monaten speziell die Seezone von 5 m Tiefe mit Abwasser infizierte. 100 m außerhalb der Maurbachmündung wies das Seewasser ähnliche bakteriologische Eigenschaften wie dasjenige an der tiefsten Stelle auf.

Die 100 m seewärts der Kanalisationsmündung bei der Kiesgrube Riedikon erhobenen Wasserproben zeigten keinerlei Abweichungen in bakteriologischer Hinsicht, die irgendwie mit dem Einfluß der Kanalisation in Zusammenhang gebracht werden könnten.

Aus den Jahresmittelwerten ist eine Abnahme der Keimzahl im Sinne des fließenden Wassers, und zwar für alle Tiefenlagen herauszulesen (vgl. S. 86/89/100/102).

2. Thermophile.

Der nach der Verdünnungsmethode bestimmte Wert ist ein Maß für die Zahl der Keime, die ihr optimales Wachstum bei 37° C haben und sich deshalb bei dieser Temperatur in Peptonlaktosebouillon so stark vermehren, daß sie diese trüben.

Diese Bakterienarten traten im Greifensee in allen Tiefenlagen sehr unregelmäßig auf. Im Jahresmittel nahm der Gehalt von der Oberfläche bis zu 5 m Tiefe zu, ausgenommen an den Stellen am linken Ufer, wo wir den Maximalwert an Thermophilen an der Oberfläche registrierten.

3. Gasbildner.

Bacterium coli commune gehört zu denjenigen Bakterien, die aus gewissen Zuckerarten Gärungsprodukte erzeugen. Es gehört also zu

den aerogenen oder gasbildenden (CO_2) Bakterien. Als spezifisch für die Coligruppe dient die Vergärung von Milchzucker bei 37° C. Die bei dieser Temperatur gezüchteten Gasbildner zeigen eine Belastung eines Gewässers mit häuslichem Abwasser viel eindeutiger an, als die Bestimmung der Keimzahl es ermöglicht.

Die Zahl der Gasbildner ist im Greifensee ca. 100mal kleiner als diejenige der Thermophilen. Es zeigt sich hier erst recht deutlich, daß die Oberfläche des Sees, im Gegensatz zu den tiefern Schichten, viel stärker mit Gasbildnern infiziert war. Diese Erscheinung trat besonders beim Aabach in 100 m Uferabstand auf, wo ihre Zahl im Jahresmittel 10 pro cm^3 betrug.

4. Colireaktion auf Nähragar nach Endo.

Die Mündungsgebiete von Bächen (Litoral) wiesen naturgemäß mehr Warmblüterbakterien auf als das Pelagial. Vor der Mündung der Mönchaltorfer Aa fanden wir im Jahresdurchschnitt 4 Coli pro cm^3 Wasser. Die meisten Coli traten hier, wie auch an den andern Stellen, nach der Schneeschmelze auf. Analog zur Keimzahl nahm auch die Zahl der Coli im Sinne des fließenden Wassers ab. Die Seemitte wies durchschnittlich nur 2 Coli pro cm^3 Wasser auf, während an der tiefsten Stelle doppelt so viele auftraten. Naturgemäß wies die Aabach-Mündung die höchsten Ziffern auf. So enthielt das Oberflächenwasser im Jahresmittel 64 Coli, das Wasser aus 5 m Tiefe 16 und dasjenige am Seegrund noch 2 pro cm^3, obschon die weitaus größte Keimzahl in 5 m Tiefe beobachtet wurde.

5. Neutralrotreaktion.

Diese Schüttelkulturmethode erlaubt uns, durch Bakterien verursachte Gasbildung (Traubenzuckervergärung) und Säurebildung (kenntlich am Umschlag von Neutralrot in Gelb) in einer einzigen Kultur direkt nachzuweisen. Die ermittelten Werte geben uns ebenfalls ein Maß für die Zahl der vorhandenen Colikeime.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung stimmen mit wenigen Ausnahmen weitgehend mit denjenigen der Endoreaktion überein.

Vergleich mit früheren Untersuchungen.

Wenn wir die Keimzahlen von 1941 mit denjenigen von Guyer (1) vergleichen, so können wir interessante Beziehungen herstellen. In der nachstehenden Tabelle seien den von Guyer auf Heydenagar gefundenen Keimzahlen (Einzelwerte) für Greifenseewasser in erster Linie Einzelwerte von Keimzahlen aus dem Jahre 1941 (April; auf Gelatine und Nähragar) gegenübergestellt. Zur Vervollständigung der Tabelle sind noch die Jahresmittelwerte für 1941 aufgeführt.

Probenahmestelle	Keimzahl pro cm³			
	Heydenagar	Gelatine 1941		Nähragar
	1909/10	Einzelwert	Mittelwert	1941
Oberster Seebezirk . . .	900	1 360	1 980	230
Aabach vor der Mündung	40 000	7 400	41 459	5 170
100 m seewärts	8 000	11 960	11 955	4 120
Größte Seetiefe	1 000	1 260	1 708	110
Seemitte Greifensee . .	1 040	415	1 718	60

Es kann somit bestätigt werden, daß die Werte der früheren Untersuchung mit der vorliegenden weitgehend übereinstimmen.

Dauerprobenahme an der tiefsten Stelle.

Die alle 6 Stunden an der tiefsten Stelle am 1./2. September 1941 gefaßten bakteriologischen Proben ergaben ein sehr wechselndes Bild. Das um 19 Uhr in 2,5 m vorhandene Maximum an Keimen verstärkte sich bis 1 Uhr erheblich und infizierte die in 5 m Tiefe liegende Schicht. Am frühen Morgen waren dann diese Unterschiede wieder verschwunden und bildeten sich erst gegen 13 Uhr von neuem schwach aus. Die obersten 2,5 m Wasserschichten hatten während der sehr starken Sonneneinstrahlung einen bemerkenswert kleinen Bakteriengehalt. Die Colireaktion auf Neutralrot war nachts ausgeprägt, tagsüber aber sehr schwankend.

b) **Zuflüsse.**

Naturgemäß verzeichnen diese ganz andere bakteriologische Zustände als das stehende Wasser. Es seien hier nur die Jahresmittelwerte diskutiert, da die Einzelwerte viel zu stark von Witterung, Tageszeit usw. abhängen und deshalb großen Schwankungen unterworfen sind.

In bakteriologischer Hinsicht ist die Mönchaltorfer Aa nur wenig reiner als der Mühlebach. Hingegen nahm der Aabach von Uster erneut eine Sonderstellung ein, indem er sehr viel mehr Bakterien aufwies als die andern. Sein Keimgehalt stieg im Unterlauf von 30 000 auf 41 000 pro cm³ Wasser (Jahresmittel). Die Mittelwerte der Thermophilen für die einzelnen Bäche wichen nicht sehr stark voneinander ab. Dagegen wiesen die analogen Werte der Gasbildner gegeneinander bedeutende Unterschiede auf. Die Anzahl der Gasbildner nahm im Aabach merkwürdigerweise im Sinne der Fließrichtung um zirka die Hälfte ab. Die Verschmutzung des Aabaches mit häuslichem Abwasser äußerte sich auch in der Zahl der Colikeime, die im Jahresmittel rund 150—200 pro cm³ erreichte.

Dauerprobenahme am Aabach von Uster.

Die während den Dauerprobenahmen an den größten Zuflüssen erhobenen bakteriologischen Proben bestätigen das im chemischen Teil

entworfene Bild derselben (vgl. S. 115—118). Die starke Belastung des Aabaches mit Abwasser zwischen 6 und 7 Uhr war zweifellos von überwiegend häuslicher Herkunft, stieg doch die auf Nährgelatine bestimmte Keimzahl auf das Dreifache und die auf Nähragar bestimmte auf das Siebenfache. Gasbildner waren über 1000 pro cm³, während die Zahl der Coli durch die Unmasse auf Milchzuckerpeptonendoagar wachsenden Keime in ihrer Entwicklung gehindert wurden.

Dauerprobenahme an der Mönchaltorfer Aa.

An der Mönchaltorfer Aa konnte zwischen 9 und 10 Uhr ein deutliches Ansteigen der Keimzahl bemerkt werden (vgl. S. 118), wenn auch nicht so schlagartig wie beim Aabach von Uster.

c) Abfluß.

Die Glatt wies, im Gegensatz zu den Zuflüssen, die niedrigsten Keimzahlen auf. Es sind trotzdem noch durchschnittlich 2200 gelatinewüchsige und 1300 agarwüchsige Keime im Wasser derselben vorhanden. Letztere Zahl, verglichen mit der Untersuchung der Glatt in den Jahren 1933/34 (29), zeigt, daß sich die Keimzahl im verflossenen Zeitraum ungefähr verdoppelt hat, was die Angaben betr. Verschmutzung der Glatt im chemischen Teil der Arbeit (S. 119—121) weitgehend bestätigt. Die Zahl der Milchzuckervergärenden ist durchschnittlich nur um 3 höher und erreicht den relativ niedrigen Wert von 20 Keimen pro cm³ Wasser.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das durch die bakteriologischen Untersuchungen gewonnene Zahlenmaterial die chemischen Untersuchungen wertvoll ergänzt und die beobachteten Gesetzmäßigkeiten, aber insbesondere die starke Belastung der Gewässer mit Abwasser, bestätigt.

VI. Chemische, physikalische und biologische Untersuchung des Seeschlammes.

Während des Untersuchungsjahres wurden an den Tagen

29. April von 7—14 Uhr und
25. September von 6½—14 Uhr

an allen Untersuchungsstellen Schlammproben erhoben. Der zu diesem Zweck verwendete Schlammgreifer (400 cm² Greiffläche) wog ca. 8 kg und erfaßte eine ca. 5—10 cm hohe Schlammschicht. Ferner konnten mit einem Schlammstecher Vertikalprofile zur Untersuchung der Schlammschichtung herausgestochen werden. Die Ergebnisse der rund 40 Schlammprobenuntersuchungen sind in der Zahlentafel Nr. 6 zusammengestellt. Ihre Besprechung sei nach Probenahmestellen geordnet durchgeführt.

Mönchaltorfer-Aa-Mündung (Ufer, 50 m und 100 m seewärts):

Der Seeboden war an dieser Stelle durchwegs inhomogen und sandig. Die dunkelgraubraune Farbe des Schlammes wechselte nach langem Stehen desselben und wurde dunkelgrau. Die Reaktion war schwach sauer bis alkalisch. Neben Pflanzenresten kamen wenige Zuckmückenlarven *(Chironomidae, Diptera)*, Schlammröhrenwürmer *(Tubifex, Oligochaetae)* und selten *Sayomyia* (Larve der *Corethra plumicornis*, Büschelmückenlarve) nebst Gehäusen von Kleinschnecken und Muscheln vor. Der Gehalt an Haftwasser nahm seewärts zu, dagegen der organische Anteil des Trockenrückstandes ab. Der salzsäureunlösliche Anteil (Sand, Ton) war im Uferschlamm kleiner als im Seeschlamm.

Tiefste Stelle im Obersee:

Der Schlamm sah hier fein und homogen aus; sein Geruch war muffig, und nur wenige Organismen konnten darin leben (z. B. Schlammröhrenwürmer, *Sayomyia*). Der Schlamm war im Sommer dunkelbraun bis grauschwarz und von schwach saurer Reaktion. Nebst erheblichen Mengen Eisen enthielt er nur Spuren von Mangan.

Tiefste Stelle:

Der an dieser Stelle liegende dunkelgrauschwarze Faulschlamm hatte eine feine, homogene, gallertartige Struktur und besaß starken Schwefelwasserstoffgeruch. Im April konnten ca. 80 *Corethra*-Larven und einige Schlammröhrenwürmer auf einer Fläche von 400 cm² gefunden werden. Während der Sommerstagnation waren dagegen nur noch 5 Larven und wenige Würmer vorhanden. Untersuchungen durch das kantonale Laboratorium am Pfäffiker- und Zürichseeschlamm ergaben für die Zeit der Sommerstagnation ein ähnliches Bild. Der Haftwassergehalt war infolge des Faulschlammcharakters (Gyttja) sehr hoch und betrug 60 % des drainierten Schlammes. Betrachten wir die gefundenen Resultate aus Greifenseeschlammuntersuchungen mit denjenigen aus den beiden obenerwähnten Seen, so können wir feststellen, daß die Zusammensetzung des Schlammes aus dem Profundal eutrophierter Seen bemerkenswert ausgeglichen ist (vgl. nachstehende Tabelle).

	Schlamm an tiefster Stelle im		
	Greifensee	Pfäffikersee	Zürichsee
% Haftwasser	59—60	60,7	60,1—73,8
Im Trockenrückstand:			
% mineralischer Anteil	90,2—92,4	91,9	68,6—91,9
mg Eisen pro g	17,4—17,8	16,5	14,7—18,1
mg Schwefel pro g	3,4	1,6	

Seemitte :

Das Aussehen und die Beschaffenheit des Schlammes waren hier gleich wie an der tiefsten Stelle. Im September konnten dagegen viele Schlammröhrenwürmer festgestellt werden. Der Gehalt an organischen Bestandteilen im Trockenrückstand war rund 2 % niedriger als an der vorgehend besprochenen Stelle, was, wie auch der stärkere Sauerstoffschwund, an dieser Stelle auf einen vermehrten Abbau der anfallenden organischen Stoffe schließen läßt.

Aabachmündung :

Die reichhaltigste Zusammensetzung zeigte der Schlamm um die Aabachmündung. Die äußere Beschaffenheit war sandig, lehmig und nach Abwasser riechend. Bei der Fassung der Proben in der Nähe des Ufers und 50 m seewärts der Mündung entwichen dem Bodenschlamm beim Anstechen viele Gasblasen (Methan). Die einzelnen Probenahmestellen seien nacheinander besprochen.

Ufer :

Viele Blätter, Papierreste, Holz, Pflanzenreste, Schlammröhrenwürmer, Egel, Zuckmücken-, *Corethra-* und Libellenlarven. Der Haftwassergehalt und der mineralische Anteil des Trockenrückstandes waren stark schwankend. Der Schlamm erwies sich im Laboratoriumsversuch als erheblich gasungsfähig.

50 m seewärts :

Viele Blätter (Buchen und Ahorn), viele Schlammröhrenwürmer und *Corethra*-Larven, Papier- und Pflanzenreste. Der nach Öl und Abwasser riechende Schlamm enthielt relativ wenig Haftwasser, was auf seine inhomogene Beschaffenheit zurückzuführen ist.

100 m seewärts :

Wenig Blätter, feine Pflanzenreste, viele Schlammröhrenwürmer, Zuckmücken- und *Corethra*-Larven; Geruch nach Abwasser. Der Haftwassergehalt ging noch mehr zurück. Bemerkenswert stark reduzierte sich der Gehalt an organischen Bestandteilen.

An allen drei Stellen war der Schlamm dunkelgrauschwarz und unterlag am Seegrund der bakteriellen Zersetzung. Die im Laboratorium durchgeführten Gasungsversuche ergaben folgendes Bild :

Stelle	cm³ Faulgas aus 1 g Schlammtrockensubstanz
Ufer	1,13
50 m seewärts . . .	0,69
100 m seewärts . . .	0,35

Die in der Zahlentafel Nr. 6 erwähnten Werte über den organischen Anteil des Schlammes an der Aabachmündung finden ihre eindeutige

Bestätigung in den oben angeführten Werten über Faulgasproduktion desselben. Der größte Teil der eingeschwemmten Schwebestoffe sinkt demnach innerhalb des 50 m weiten Mündungsgebietes in die Tiefe.

Maurbachmündung :

In Ufernähe lag ein aus Mergeltrümmern, Kalkstein und Sand zusammengesetzter Untergrund, in dem einige Schlammröhrenwürmer lebten. Der Gehalt an organischen Bestandteilen war sehr gering. 50 m seewärts war der Schlamm ganz anders zusammengesetzt. Er enthielt Laub und andere Pflanzenreste. Der von vielen Schlammröhrenwürmern, Zuckmücken- und *Corethra*-Larven bewohnte Schlamm wies einen muffig-erdigen Geruch auf. In 100 m Uferentfernung hatte dann der Schlamm eine feine gallertige, fast homogene Struktur. Viele Schlammröhrenwürmer und einige *Corethra*-Larven bildeten seine Fauna. Er enthielt relativ viel Haftwasser.

Greifensee :

Bei Greifensee lag zwischen den das Ufer umsäumenden Schilfbeständen ein inhomogener, sandiger, von Muscheln, Schnecken und Steinen durchsetzter Schlamm. Das Belebte bestand aus Egeln und wenigen Schlammröhrenwürmern. In 50 m Uferentfernung fanden wir sehr schöne Seekreidebänke, die mit zerkleinerten Schilfresten durchsetzt waren. Die Fauna dieser Bänke bestand aus Schnecken, Müschelchen, Schlammröhrenwürmern und *Corethra*-Larven. Der Schlamm ist fein, fast homogen und von hellgrauer Farbe. Im April enthielt derselbe 100 m seewärts bei gleichem Aussehen nur wenige Lebewesen. Im September fanden wir dagegen viele Schlammröhrenwürmer, Zuckmücken- und *Corethra*-Larven und Muscheln.

Stuhlen :

An dieser Stelle fanden wir den relativ besten Schlamm, was sich schon an der grauen Farbe zu erkennen gab. Die durch biogene Entkalkung erzeugte Seekreide bildete einen feinen, homogenen Seegrund. An Lebewesen wurden Schlammröhrenwürmer, Zuckmücken- und *Corethra*-Larven, Schnecken und Müschelchen in wechselnden Mengen beobachtet.

Kiesgrube :

Unmittelbar vor der Einmündung der Kanalisation hatte der zwischen dichten Schilfbeständen liegende Schlamm einen sehr starken Abwassergeruch, eine inhomogene, kiesige Beschaffenheit und war sehr stark mit Pflanzenresten durchsetzt. Er sah unappetitlich, schwarzbraun aus und enthielt nur vereinzelt Schlammröhrenwürmer, Zuckmückenlarven, Schnecken und Muscheln. In 100 m Uferentfernung fanden wir bei einer Tiefe von 7 m eine graubräunliche Seekreide, die sehr wenig

Pflanzenreste und nur wenige Exemplare der vorhin erwähnten Lebewesen enthielt.

Die im Schlamm vorkommenden, in schwacher Säure leicht löslichen Verbindungen (Kalk) wurden als Alkalinität bestimmt. Aus allen diesen Untersuchungszahlen kann eindeutig eine Zunahme des Kalkgehaltes im Schlamm mit zunehmender Uferentfernung, also gegen das Profundal hin, festgestellt werden.

Zusammenfassung der Schlammuntersuchungsergebnisse.

Es zeigte sich eindeutig, daß die Mündungszone des Aabaches eine ungeheure Ansammlung von fäulnisfähigem, organischem Material aufweist, das sich am Seeboden in schwach saurer Zersetzung (Gärung) befindet. Erst sekundär wird der Seegrund durch absterbendes Planktonmaterial verdorben. Beim bakteriellen Abbau dieser Stoffe entstehen dann verschiedene, für die Fische giftige Reduktionsprodukte.

VII. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen.

1. Verschmutzungszustand des Greifensees.

Der Greifensee gehört zu den stark eutrophierten (baltischen), temperierten oder gemäßigten Seen. Ein großer Teil der in ihm produzierten organischen Substanz kann nicht abgebaut werden, fällt somit auf den Seeboden und bildet zusammen mit dem bei der biogenen Entkalkung ausgefällten Kalziumkarbonat den Faulschlamm oder das *Sapropel (Gyttja).*

Alle für den eutrophierten Typus wesentlichen Merkmale, die von Naumann in der limnologischen Terminologie (30, S. 570—572) aufgeführt sind, treffen für den Greifensee zu. Die zusätzliche Düngung des Seewassers mit organischen Stoffen (industrielle und häusliche Abwasser) bewirkt eine gewaltige Entwicklung der Planktonorganismen, die nach ihrem Absterben den See in seiner ganzen Ausdehnung sekundär verschmutzen. Der durch die Frühlingsvollzirkulation in den See gelangende Sauerstoff ist nach wenigen Wochen vom Grund bis in eine Höhe von 6 m unter dem Wasserspiegel (während des Tages bei intensiver Bestrahlung durch die Sonne bis 5 m) fast aufgezehrt. Mit fortschreitender Jahreszeit werden die Zustände durch das Auftreten von giftigen Stoffwechselprodukten (Ammoniak, Schwefelwasserstoff) noch verschärft. Im allgemeinen leidet der See in seinem südlichen Teil weniger unter der primären Verschmutzung durch eingeleitete Abwasser.

In bakterieller Hinsicht war das Wasser des Greifensees nicht wesentlich schlechter als dasjenige des Zürich- und Sihlsees. Die Ergebnisse der Oxydierbarkeitsbestimmungen und der Bestimmung der orga-

nischen Bestandteile des Trockenrückstandes zeigen deutlich, daß der See die ihm durch die Abwasser zugeführten Schmutzstoffe nicht restlos aufarbeiten kann, daß also seine Selbstreinigungskraft zu stark beansprucht wird.

An Hand der vorliegenden Untersuchung können wir leider nicht mit Sicherheit feststellen, zu welchem Zeitpunkt die umfassenden Veränderungen im Greifensee eintraten. Die früheren Untersuchungen (1; 2; 3; 31), biologischer und chemischer Art, können uns einen unsicheren Hinweis geben. Die Veröffentlichungen vor dem Jahre 1915 erwähnen, abgesehen von einigen Fischsterben, keine Unregelmäßigkeiten. Einzig Fehlmann (2) warnte vor weiterer Verschmutzung des Sees durch den Aabach. Erst im Jahre 1932 wurde durch den Zürcher Kantonschemiker Herrn Prof. Dr. E. Waser durch Untersuchungen festgestellt und mit Ergebnissen belegt (5), daß am Seegrund gasungsfähiger Faulschlamm und unterhalb 6 m Tiefe ein starker Sauerstoffmangel vorherrsche. Die zwischen 1915 und 1932 eingetretene scharfe Verschlechterung des Sees und die Ausbildung von Faulschlamm hatte zu Beginn der dreißiger Jahre große fischereiwirtschaftliche Verluste zur Folge, die weiter andauern werden, solange nicht Abhilfe gebracht wird.

Der Zustand der Glatt am Seeausfluß ist, gegenüber frühern Untersuchungen (29), etwas schlechter, und ihre Selbstreinigungskraft ist dadurch etwas abgeschwächt.

2. Verschmutzungszustand der Zuflüsse.

Die drei untersuchten Zuflüsse (Mönchaltorfer Aa, Mühlebach und Stogelwiesenbach) vermochten die ihnen zugeführten organischen Stoffe nur zeitweise vollständig zu mineralisieren, während zu andern Zeiten ein Teil dieser Stoffe dem See übergeben wurde.

Anders der Aabach von Uster, der durch unappetitliches Aussehen auffällt, während des ganzen Jahres abbaufähige Verunreinigungen in den See einschwemmt und an die Selbstreinigungskraft desselben unerfüllbare Forderungen stellt. Das letzte Teilstück des Aabaches ist zur Verarbeitung der ihm weiter oben zugeführten Abwassermengen nicht lang genug. Die ermittelten Werte über absoluten Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Ammoniak-, Nitritgehalt usw. weisen, gegenüber den Untersuchungen von Lieber (5), auf eine verstärkte Verschmutzung des Baches durch Abwasser hin. Obschon seither die Abwasser von rund 860 Haushaltungen mit 3000 Personen in der Gemeinde Wetzikon der dortigen mechanischen Kläranlage, die ca. 90 % der suspendierten Stoffe entfernt, zugeführt werden, ließ sich am Aabach keine Besserung feststellen. Das war auch zu erwarten, nachdem die Bevölkerung von Uster im gleichen Zeitraum laut Volkszählung 1941 um rund 3000 Personen angestiegen ist.

3. Sanierungsmöglichkeiten.

Bis heute sind noch keine Fälle bekannt, in denen durch behördliche Maßnahmen der Zustand eines Sees im Sinne einer Besserung der Wasserqualität geändert wurde, wenn wir von den Eingriffen in die hydrographischen Verhältnisse des Ritomsees (32) und des Rotsees (33; 34) absehen. Die an diesen beiden Seen durchgeführten Sanierungsmaßnahmen (1. Unterirdisches Abfließenlassen des schlechten Ritomseewassers durch den Druckstollen des Kraftwerkes Ambri-Piotta und 2. Verdünnung des schlechten Rotseewassers mit reinem Reußwasser) können auf alle Fälle für den Greifensee nicht in Betracht fallen.

Da erwiesen ist, daß der Greifensee besonders in den letzten Jahrzehnten, parallel zur Entwicklung der Siedlungen von Uster usw., seinen heutigen mißlichen Zustand erreichte, ist es angebracht, in erster Linie dort einzugreifen, wo der natürliche Gleichgewichtszustand des Sees durch äußere Einflüsse gestört wurde. Die heutige Abwasserreinigungstechnik ist soweit entwickelt, daß es möglich sein wird, wenigstens die weitere Zufuhr von Schmutzstoffen zu unterbinden. In einer Volksabstimmung vom 3. Mai 1942 wurde dann auch ein Projekt über die Reinigung der Abwasser von Uster mit 1541 Ja gegen 502 Nein angenommen.

Das Projekt sieht vor, daß die Abwasser von Uster in einem Kanalisationssystem gesammelt und in einer zwischen Aabachunterlauf und Jungholz zu erstellenden mechanischen und biologischen Kläranlage gereinigt werden sollen. Auf Grund dieser Maßnahmen hofft man zu erreichen, daß der Greifensee wieder einem biologischen und chemischen Gleichgewichtszustand zustrebt.

Diese Arbeit wurde im kantonalen Laboratorium in Zürich unter der Leitung des leider allzufrüh verstorbenen Herrn Prof. Dr. E. Waser, Kantonschemiker, ausgeführt. Ich werde meinen hochverehrten Lehrer immer in dankbarer Erinnerung behalten. Ferner möchte ich den Herren Dr. S. Janett, Adjunkt, Dr. R. Burkard, Dr. E. Thomas, W. Schneebeli, J. Rähmi, J. Flückiger und den Gemeindebehörden von Uster für ihre Mithilfe bestens danken.

Zahlentafel Nr. 1.

Temperatur.

Jahresmittel, Minimum- und Maximumwerte.

Probenahmestelle	Nr.	Tiefe m	Temperatur in ° C		
			Minimum	Mittel	Maximum
Mönchaltorfer Aa . . .	1		0,1	10,1	22,7
Aabach von Uster . . .	2		0,2	10,6	22,8
Aabach von Uster . . .	3		0,2	10,7	23,2
Mühlebach	4		0,1	10,5	23,0
Stogelwiesenbach . . .	5		4,2	10,5	20,9
Glatt	6		1,4	11,0	24,5
Mönchaltorfer Aa (Ufer) .	7	0,3	0,3	9,6	22,6
50 m seewärts	8	0,3	0,0	11,6	22,9
	9	6	1,2	10,5	19,6
100 m seewärts	10	0,3	0,0	11,6	23,0
	11	6	1,2	10,5	21,0
Tiefste Stelle Obersee .	12	0,3	0,0	11,3	23,0
	13	5	1,2	9,8	19,0
	14	10	1,2	7,4	12,1
	15	22	1,6	6,2	9,6
Tiefste Stelle	16	0,3	0,0	11,0	22,0
	17	5	1,2	9,7	18,2
	18	10	1,2	7,2	10,1
	19	20	1,6	6,0	8,8
	20	32	1,6	5,8	8,2
Seemitte	21	0,3	0,5	10,8	21,5
	22	5	2,9	9,8	18,7
	23	10	3,0	7,1	10,0
	24	20	3,4	6,0	8,5
	25	31	2,0	5,4	8,5
Aabachmündung (Ufer) .	26	0,3	1,3	9,5	18,5
50 m seewärts	27	0,3	0,2	11,0	22,2
	28	6	1,4	8,6	15,0
100 m seewärts	29	0,3	0,2	11,4	22,3
	30	5	1,0	9,8	19,0
	31	12	1,9	7,6	12,7

Probenahmestelle	Nr.	Tiefe m	Temperatur in ° C		
			Minimum	Mittel	Maximum
Maurbach-Mündung (Ufer)	32	0,3	0,0	10,2	21,7
50 m seewärts	33	0,3	0,0	11,0	22,0
	34	5	1,2	9,8	18,1
	35	15	1,2	6,3	9,8
100 m seewärts	36	0,3	0,0	10,8	21,9
	37	5	1,2	9,9	18,2
	38	10	1,5	7,3	11,0
	39	22	2,1	6,0	8,4
Greifensee (Ufer) . . .	40	0,3	2,0	10,5	20,4
50 m seewärts	41	0,3	1,0	10,5	21,2
	42	7	2,2	7,7	13,4
100 m seewärts	43	0,3	0,9	10,6	21,2
	44	5	2,3	9,8	18,9
	45	9	2,3	6,4	9,0
Stuhlen (Ufer)	46	0,3	0,2	10,6	21,5
50 m seewärts	47	0,3	0,4	10,8	21,5
	48	5	2,6	10,1	18,1
	49	11	2,6	7,4	11,0
100 m seewärts	50	0,3	0,4	10,8	21,4
	51	5	2,2	10,0	18,3
	52	18	2,5	6,0	8,6
Kiesgrube (Ufer) . . .	53	0,3	4,3	12,8	21,8
100 m seewärts	54	0,3	4,4	12,9	22,5
	55	7	3,8	10,6	18,0

Zahlentafel Nr. 2.

Absoluter Sauerstoffgehalt im Wasser des Greifensees in mgO_2/L

Probenahmestelle	Nr.	Tiefe m	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Mittel
Tiefste Stelle Obersee	12	0,3	13,18	12,59	12,37	12,48	**13,65**	12,07	10,93	11,30	9,66	*8,94*	10,04	8,95	11,34
	13	5	9,93	12,33	12,12	12,18	**14,20**	10,41	8,82	9,48	9,56	*8,43*	9,62	8,97	10,50
	14	10	9,84	**12,09**	11,60	11,74	10,59	7,82	5,17	*0,24*	0,46	0,35	9,69	8,93	7,38
	15	22	9,15	8,23	11,23	**12,29**	7,64	5,08	3,84	0,33	0,73	0,37	*0,03*	7,67	5,55
Tiefste Stelle . .	16	0,3	10,90	11,86	11,52	13,26	**13,99**	12,03	11,21	10,73	9,33	8,60	10,34	*8,21*	11,00
	17	5	10,92	11,37	10,98	12,55	**13,78**	11,73	9,60	8,23	9,30	8,74	8,68	*8,20*	10,34
	18	10	10,96	**12,04**	10,80	10,80	10,57	8,26	4,99	0,73	0,99	*0,23*	2,57	7,89	6,74
	19	20	8,91	10,34	**10,90**	9,90	9,02	6,09	3,87	0,70	0,29	*0,21*	0,32	7,82	5,70
	20	32	6,83	5,28	**11,13**	9,10	8,01	3,85	0,08	0,95	0,05	*0,00*	0,03	0,02	3,78
Seemitte	21	0,3	11,79	9,31	11,38	12,23	**13,53**	12,42	10,87	10,61	9,67	8,26	8,77	*7,67*	10,50
	22	5	10,90	9,23	11,35	12,03	**12,51**	12,03	10,67	9,65	9,34	8,24	8,70	*7,65*	10,19
	23	10	9,51	8,94	10,94	**10,97**	10,30	7,46	5,49	0,73	0,38	*0,30*	8,58	7,58	6,76
	24	20	8,76	5,72	**10,93**	10,47	9,09	5,66	2,64	0,87	*0,29*	*0,29*	0,31	0,63	4,64
	25	31	6,50	2,70	7,91	**8,89**	6,06	4,32	2,62	*0,00*	0,02	0,18	*0,00*	*0,00*	3,26
Aabachmündung (Ufer) . . .	26	0,3	11,66	12,70	12,61	12,89	**13,23**	11,76	9,88	*8,7*	9,88	10,43	11,29	10,85	11,35
50 m	27	0,3	12,05	11,05	13,14	12,83	**15,43**	12,32	12,42	10,63	9,67	8,88	9,56	*8,04*	11,34
	28	6	6,91	8,91	12,18	12,10	**12,92**	9,76	7,82	*0,09*	9,85	9,61	9,48	8,20	8,98
100 m	29	0,3	12,31	11,10	13,06	12,69	**14,20**	12,50	11,84	10,76	9,71	8,83	9,12	*8,15*	11,34
	30	5	8,88	9,70	11,54	13,12	**13,63**	9,44	9,36	10,36	9,61	8,78	9,13	*8,04*	10,13
	31	12	8,70	9,11	**10,93**	10,58	9,08	5,48	4,10	*0,08*	1,08	0,96	9,35	8,26	6,48

Fette Zahlen = Maximum. — Schräge Zahlen = Minimum.

Zahlentafel Nr. 3.

Sauerstoffsättigung des Greifenseewassers in %.

Probenahmestelle	Nr.	Tiefe m	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Mittel
Tiefste Stelle Obersee	12	0,3	98	102	100	110	133	**138**	133	131	104	92	89	*74*	109
	13	5	76	98	98	106	**137**	106	92	108	101	86	84	*74*	98
	14	10	75	95	94	**102**	95	76	50	*2*	4	3	85	74	63
	15	22	71	65	90	**107**	66	47	35	3	6	3	*0,3*	63	47
Tiefste Stelle .	16	0,3	81	96	92	117	134	**136**	133	130	100	88	92	*68*	106
	17	5	84	92	88	110	**127**	119	101	92	98	88	77	*68*	95
	18	10	84	**98**	86	92	93	77	46	7	9	*2*	23	65	56
	19	20	69	84	**87**	84	77	55	35	6	3	*2*	3	65	47
	20	32	53	42	**89**	80	68	34	0,8	8	0,4	*0*	0,2	0,2	32
Seemitte	21	0,3	87	75	91	110	127	**138**	129	122	97	84	78	*64*	100
	22	5	86	74	90	106	111	**121**	116	107	98	84	77	*63*	94
	23	10	76	72	87	**94**	88	69	51	7	*3*	*3*	76	63	58
	24	20	70	45	88	**90**	77	51	24	7	3	*2*	3	5	38
	25	31	50	21	63	**75**	51	38	23	*0*	*0,2*	1,5	*0*	*0*	27
Aabachmündung (Ufer)	26	0,3	89	104	102	118	**129**	123	110	100	96	97	92	*89*	104
50 m	27	0,3	90	90	106	117	**149**	138	**149**	123	103	89	83	*67*	106
	28	6	53	71	99	107	**122**	97	89	*0,8*	96	93	83	68	82
100 m	29	0,3	92	91	106	115	137	141	**143**	125	104	91	81	*67*	108
	30	5	68	78	94	118	**128**	94	101	111	101	88	80	*67*	94
	31	12	68	73	89	**92**	79	50	38	*0,7*	10	10	82	68	55

Fette Zahlen = Maximum. — Schräge Zahlen = Minimum.

Zahlentafel Nr. 4.

Zuflüsse und Abfluß des Greifensees.

Monats- und Jahresmittel.

Probenahmestelle	Nr.	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Mittel
							Temperatur in °C:							
Mönchaltorfer Aa . . .	1	1,3	2,5	5,3	7,3	11,0	18,4	20,1	16,4	13,5	10,4	5,8	2,9	10,1
Aabach	2	2,0	3,1	6,3	8,0	12,1	18,8	20,9	18,3	15,7	11,0	6,5	3,8	10,6
Aabach	3	2,1	3,1	6,5	8,2	11,7	19,3	21,0	18,3	16,1	11,0	6,5	3,7	10,7
Mühlebach	4	2,8	4,6	8,9	8,8	11,4	18,9	18,9	18,4	13,0	10,0	6,6	4,1	10,5
Stogelwiesenbach . . .	5	5,0	5,6	7,9	8,5	10,2	14,3	17,8	15,6	12,9	11,9	9,0	7,2	10,5
Glatt	6	1,9	3,2	5,0	6,8	11,4	16,6	23,3	20,0	17,8	13,5	7,1	5,1	11,0
							Durchsichtigkeit (cm):							
Mönchaltorfer Aa . . .	1	52	33	62	84	90	72	44	64	100	87	100	100	74
Aabach	2	24	24	44	43	27	43	49	59	59	64	60	60	46
Aabach	3	25	22	45	52	20	47	41	49	49	64	55	64	45
Mühlebach	4	84	91	87	100	40	35	28	46	83	100	87	100	73
Stogelwiesenbach . . .	5	71	84	66	41	26	56	42	69	100	93	100	67	68
Glatt	6	100	100	71	91	50	86	67	58	51	100	100	100	82

Zahlentafel Nr. 5.

Zuflüsse und Abfluß des Greifensees.

Monats- und Jahresmittel.

Probenahmestelle	Nr.	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Mittel
		Abs. O_2-Gehalt in mg/L:												
Mönchaltorfer Aa . . .	1	13,40	13,46	13,43	11,97	12,07	9,55	7,45	9,33	9,86	9,73	11,72	13,62	11,30
Aabach	2	13,35	13,19	12,56	11,52	10,95	9,15	8,80	8,92	9,31	9,96	11,86	12,82	11,03
Aabach	3	13,29	13,25	10,97	11,11	10,91	8,96	8,72	8,83	9,48	9,89	11,72	12,76	10,83
Mühlebach	4	13,27	12,97	12,34	11,82	10,80	9,14	8,85	9,26	10,15	10,95	12,01	13,23	11,23
Stogelwiesenbach . . .	5	11,85	12,15	11,24	11,01	10,84	9,91	9,51	9,65	9,59	9,42	10,40	11,72	10,61
Glatt	6	11,56	10,59	11,69	11,99	12,70	12,37	12,33	10,91	10,38	9,19	9,21	8,87	10,98
		O_2-Zehrung in mg/L:												
Mönchaltorfer Aa . . .	1	1,40	1,33	2,14	1,02	1,35	0,80	0,27	0,52	0,45	0,15	0,25	1,10	0,90
Aabach	2	1,85	2,19	2,42	2,56	2,84	1,28	1,40	0,98	1,11	0,78	0,68	1,46	1,65
Aabach	3	1,81	2,35	2,19	2,84	2,66	1,40	1,40	1,00	0,90	0,57	0,51	1,27	1,52
Mühlebach	4	1,18	0,78	0,54	1,13	0,93	1,20	0,74	0,44	0,49	0,07	0,75	0,44	0,72
Stogelwiesenbach . . .	5	0,91	0,95	1,04	0,90	0,78	0,35	0,94	0,70	0,39	0,09	0,11	0,60	0,65
Glatt	6	1,03	1,21	1,48	1,04	1,53	1,46	0,76	1,16	0,94	0,16	0,34	0,58	0,97
		Biochem. O_2-Bedarf in mg/L:												
Mönchaltorfer Aa . . .	1	8,58	1,68	1,39	1,82	2,86	1,20	2,39	0,80	0,56	0,68	1,28	2,41	2,12
Aabach	2	4,74	3,54	2,53	4,58	3,75	2,23	2,06	1,92	1,35	1,93	2,54	3,29	2,96
Aabach	3	5,24	3,46	1,76	4,89	4,66	2,68	2,19	1,71	1,31	2,42	2,25	3,31	2,99
Mühlebach	4	3,64	1,60	0,80	1,71	1,60	0,71	0,80	0,64	0,52	0,60	1,11	1,70	1,28
Stogelwiesenbach . . .	5	2,65	1,75	0,51	2,18	1,32	0,78	0,65	0,66	1,51	0,31	0,48	1,34	1,18
Glatt	6	1,70	1,46	1,41	3,01	2,60	1,76	1,13	1,56	0,77	1,03	1,02	1,02	1,54

Zahlentafel Nr. 6.

Greifensee-Schlamm.

Probenahmestelle	p_H-Wert	Zusammensetzung min. in %[1]	Zusammensetzung org. in %[1]	Gehalt an Haftwasser in %[2]	Gasmenge pro g org Substanz (cm³)
Mönchaltorfer Aa . . .	6,7	96,6	3,4	26	—
50 m seewärts	6,1	93,9	6,1	36	2,6
100 m seewärts	6,1	91,4	8,6	46	3,2
Tiefste Stelle Obersee .	6,2	93,2	6,8	57	5,8
Tiefste Stelle	6,2	92,4	7,6	60	—
Seemitte	5,9	93,3	6,7	65	—
Aabach Uster, Ufer . .	6,4	75,2	24,8	64	4,6
50 m seewärts	6,0	91,5	8,5	48	8,1
100 m seewärts	6,2	96,6	3,4	37	10,5
Maurbachmündung, Ufer .	6,2	97,8	2,2	18	—
50 m seewärts	6,1	92,9	7,1	35	1,9
100 m seewärts	6,0	91,9	8,1	55	5,7
Greifensee, Ufer . . .	6,3	96,4	3,6	38	6,2
50 m seewärts	6,1	93,3	6,7	52	—
100 m seewärts	6,0	92,2	7,8	56	—
Stuhlen, Ufer	5,3	98,0	2,0	25	—
50 m seewärts	5,3	95,0	5,0	46	—
100 m seewärts	5,7	92,2	7,8	42	1,2
Kiesgrube, Ufer	5,1	96,8	3,2	17	9,7
100 m seewärts	5,1	92,8	7,2	57	—

Probenahmestelle	Eisengehalt in mg/g[1]	Schwefelgehalt in mg/g[1]	HCl-unlöslich in %[1]	Alkalität HCl-Verbrauch in ccm n/10 pro g[1]	Farbe nach Code universel
Mönchaltorfer Aa . . .	11,5	2,36	57,4	75,9	315
50 m seewärts	15,2	1,95	55,7	77,2	315/435
100 m seewärts	18,8	0,91	41,9	73,1	315/702
Tiefste Stelle Obersee .	19,3	2,39	15,0	151,0	306
Tiefste Stelle	17,4	3,37	15,7	154,0	677
Seemitte	52,4	6,28	14,6	152,0	677
Aabach Uster, Ufer . .	15,2	2,08	48,3	65,8	303/656
50 m seewärts	19,4	1,49	45,7	90,4	306/656
100 m seewärts	19,7	0,83	42,8	90,4	315/702
Maurbachmündung, Ufer .	11,0	0,72	37,4	84,4	315/199
50 m seewärts	12,8	1,58	33,3	79,0	315/336
100 m seewärts	19,3	3,38	40,3	151,0	656
Greifensee, Ufer . . .	5,5	1,12	47,7	108,0	306/702
50 m seewärts	12,6	1,66	15,2	158,0	315/234
100 m seewärts	15,3	1,80	14,4	150,0	315
Stuhlen, Ufer	15,5	1,31	55,7	81,6	315
50 m seewärts	19,3	1,44	41,1	110,0	315/306
100 m seewärts	30,3	6,24	13,2	150,0	315
Kiesgrube, Ufer	22,2	0,33	50,5	59,5	656
100 m seewärts	16,3	2,47	26,9	129,0	315

[1] = g oder % der Trockensubstanz (103° C). — [2] = % drainierter Schlamm (24 Stunden).

Literaturverzeichnis.

1. Guyer, O., 1910: Beiträge zur Biologie des Greifensees. Stuttgart.
2. Fehlmann, W., 1915: Gutachten betreffend die Fischereiverhältnisse im Greifensee und Aabach z. H. der Finanzdirektion des Kts. Zürich.
3. Silberschmidt, W., 1916: Gutachten betreffend Greifensee und Aabach vom 8. Januar 1916 an die Finanzdirektion des Kts. Zürich.
4. Finanzdirektion des Kts. Zürich, 1916: Kreisschreiben z. H. der Gemeinderäte und Gesundheitskommissionen zu Uster, Wetzikon und Seegräben, sowie an die Inhaber industrieller Betriebe von Niederuster am Aabach bis Robenhausen betr. Verunreinigung von Aabach und Greifensee; vom 28. Juli 1916.
5. Waser, E., Blöchliger, G., Lieber, A., 1935: Der Aabach, Seewasser und Abwasser von Pfäffikon (Zch). Frauenfeld.
6. Schweitzer, W., 1937: Oberflächengestalt und Wasserhaushalt des oberen Glattales. Diss. Zürich.
7. Winkler, E., 1936: Veränderungen der Kulturlandschaft im Zürcher Glattal. Diss. Zürich.
8. Eidg. statistisches Amt, 1939: Stat. Jahrbuch der Schweiz. 48. Jahrgang. Bern-Basel.
9. Klut, H., 1931: Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. Berlin.
10. Winkler, L. W., 1914: Über die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs. Z. f. anal. Ch. **53,** 665. Wiesbaden.
11. Ohlmüller und Spitta, 1931: Untersuchung und Beurteilung des Wassers und des Abwassers, Berlin.
12. Czensny, 1938: Titrationskolorimetrische Bestimmung geringer Phosphatmengen in natürlichen Gewässern. Sonderabdruck a. d. Jubiläumsschrift Grigore antipa. Bukarest.
13. Winkler, L. W., 1936: Eisenbestimmung. Die chem. Analyse. Bd. XXXV, S. 119. Stuttgart.
14. Verein der Deutschen Chemiker, Arbeitsgruppe Wasserchemie, 1940: Einheitsverfahren der physikalischen und chemischen Wasseruntersuchung Bl. E/2. Berlin.
15. Attz und Hettche, 1935: Nährböden und Farben in der Bakteriologie, Berlin.
16. Horn, Jordan, Meinck, Sander, 1932: Die chemische Untersuchung von Abwasser unter Berücksichtigung der Schlammanalyse und der Vorfluteruntersuchung.
    I. Teil: Oberflächenwasser und Abwasser. Kl. Mitteilungen, 8. Jahrgang, Hefte 1—6. Berlin.
17. — 1934: II. Teil: Schlammuntersuchung. Kl. Mitteilungen, 10. Jahrgang, Hefte 5—8. Berlin.
18. Treadwell, W. D., 1930: Kurzes Lehrbuch der analytischen Chemie. Bd. II. S. 525, Methode Zimmermann-Reinhardt. Leipzig-Wien.
19. Bach, H., 1923: Schwefel im Abwasser. Gesundheitsing. Z. f. Hygiene. Bd. 46. München-Berlin.
20. Waser, E., Burkard, R., 1939/1940: Untersuchung des Sihlsees und der Sihl 1938. Jahrbuch v. Wasser, Bd. XIV. Berlin.
21. Pfenninger, A., 1902: Beiträge zur Biologie des Zürichsees. Diss. Zürich.
22. Fischer-Reinau, L., 1917: Flußkunde der Thur und Glatt. Zürich-Leipzig.
23. Thienemann, A., 1928: Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Die Binnengewässer. Bd. IV. Stuttgart.

24. Minder, L., 1923: Über biogene Entkalkung im Zürichsee. Verh. d. int. Vereinig. f. theoret. u. angew. Limnologie, Bd. I, S. 20. Stuttgart.
25. — 1926: Biologische und chemische Untersuchungen am Zürichsee. Z. f. Hydrologie, Bd. III, Heft 3/4. Aarau.
26. Waser, E., Blöchliger, G., 1939: Untersuchung des Zürichsees 1936 bis 1938. Jahrbuch v. Zürichsee. Stäfa.
27. Eisele, W., 1937: Physikal.-chem. Betrachtung einiger Probleme des limnischen Mangan- und Eisenkreislaufs. Verh. d. int. Vereinig. f. theoret. u. angew. Limnologie, Bd. VIII, S. 69. Stuttgart.
28. Aberg, B., Rodhe, W., 1942: Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen. Symbolae Botanicae upsaliensis V 3. Upsala.
29. Waser, E., Husmann, W., Blöchliger, G., 1934: Die Glatt 1933/34. Ber. d. schw. Bot. Ges. 1934. Bd. 43, H. 2.
30. Naumann, E., 1931: Limnologische Terminologie. Berlin-Wien.
31. Gams, H., 1922: Naturgeschichte der Gemeinde Maur. Uster.
32. Düggeli, M., 1924: Untersuchungen am Ritomsee. Z. f. Hydrologie, Bd. II, Heft 3/4. Aarau.
33. Düggeli, M., 1934: Bakteriologische Untersuchungen am Wasser des Rotsees. Z. f. Hydrologie, Bd. VI, Heft 3/4. Aarau.
34. Adam, F., 1938: Chemische Untersuchungen am Rotsee. Straße und Verkehr. 1938, Heft 5.