Zeitschrift: Plan : Zeitschrift für Planen, Energie, Kommunalwesen und Umwelttechnik = revue suisse d'urbanisme

Herausgeber: Schweizerische Vereinigung für Landesplanung

Band: 27 (1970)

Heft: 1

Artikel: Biologische Entwicklungen in schweizerischen Seen

Autor: Thomas, E.A.

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-783103

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: 15.07.2025

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

Biologische Entwicklungen in schweizerischen Seen

Prof. Dr. E. A. Thomas (Universität und Kantonales Laboratorium, Zürich)

Herrn alt Kantonschemiker Dr. Maximilian Staub, dem Förderer des limnologischen Gewässerschutzes im Kanton Zürich, zum 70. Jahre gewidmet

A. Einleitung

Es darf als bekannt vorausgesetzt werden, dass sich die Biologie zahlreicher schweizerischer Seen in den letzten Jahren und Jahrzehnten in verschiedener Hinsicht stark verändert hat. Einzelne Algenarten und Wasserkleintiere sind verschwunden, andere, meist auffälligere, neu aufgetreten, wobei man von «Invasionen» spricht. Ein charakteristisches Beispiel für solche Invasionen ist das plötzliche Auftreten der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*). Hier sei aber gleich beigefügt, dass das erstmalige Auftreten der Burgunderblutalge in einem See nicht dazu führen darf, dass man diesen See als «rettungslos verloren» betrachtet. Anderseits möchten wir hervorheben, dass im Kanton Zürich ein stark verschmutzter See (der Greifensee) liegt, von dem man mit Sicherheit weiss, dass er noch vor 50 Jahren zu den Reinwasserseen zählte; während der ganzen ungünstigen Entwicklung der letzten Jahrzehnte enthielt er nie Burgunderblutalgen in auffälliger Menge. Die biologischen Verhältnisse in unseren Seen lassen sich also in qualitativer Beziehung nicht auf einen einfachen Nenner bringen.

Die eingangs erwähnten Veränderungen sind aber von Auge erkennbar an einer übermässigen Quantität von Planktonalgen und Uferalgen. Limnologische Untersuchungen solcher Seen zeigen, dass die neu auftretenden Wucherungen von Algen oft begleitet sind von tiefgreifenden Veränderungen physikalischer und chemischer Art, auf die wir im folgenden eintreten wollen.

Die hier gegebenen Ausführungen entstammen teilweise Vorträgen, die am «International Symposium on Eutrophication» (12. Juni 1967) in Madison, Wisconsin, und im Linth-Limmat-Verband (20. Februar 1968) in Zürich gehalten wurden. Die zahlreichen Forscher, die mir in verdankenswerter Weise limnologische Unterlagen zur Verfügung stellten, sind in Heft Nr. 4/5 der Zeitschrift «Wasser- und Energiewirtschaft», 60. Jahrgang, 1968, genannt.

B. Der oligotrophe und der eutrophe Seetypus

Die Limnologie sensu *Naumann* (1931) «umfasst alles, was die Binnengewässer betrifft» und wurde damit zur Lehre vom Süsswasser. Deshalb befasst sich die Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, gegründet 1922, mit Problemen, die Quellen, Flüsse, Seen, Grundwasser, Gletscher, aber auch Trinkwasser, Badewasser, Brauchwasser und Abwasser betreffen, was in den «Verhandlungen» dieser Vereinigung (Band 1 bis 17, 1923 bis 1969) zum Ausdruck kommt. Unter den Objekten limnologischer Forschung nehmen die Seen einen wichtigen Platz ein. Schon frühzeitig hat man versucht, die Seen nach bestimmten, wichtigen Merkmalen zu gruppieren, wie dies in der Seetypenlehre zum Ausdruck kommt.

Auch modernste Forschungen zeigen indessen, dass die Seetypenlehre noch kein abgeschlossenes Wissensgebiet darstellt. Zu viele Faktoren beeinflussen das biologische und chemische Geschehen in einem See, so dass bereits *Forel* (1901, S. 9) erkannte: «Jeder See ist ein Organismus für sich, jeder hat seine Eigentümlichkeiten, seine besondere Geschichte in der Vergangenheit und Gegenwart, ein jeder verdient eine spezielle Beschreibung.»

Im Verlaufe von jahrzehntelangen Forschungen hat sich aber gezeigt, dass es unter zahlreichen Charakteren und Formen von Seen zwei Typen gibt, die sich in vielen Merkmalen voneinander unterscheiden: die oligotrophen und die eutrophen Seen, von denen hier die Rede sein soll.

1. Der oligotrophe Seetypus

Zu den Hauptkennzeichen des oligotrophen Seetypus gehören seine während des ganzen Jahres grosse Durchsichtigkeit und blaue bis blaugrüne Farbe des Wassers. Der Kalkgehalt des Wassers ist keinen wesentlichen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen, kann aber von See zu See verschieden sein. Gelöste Pflanzennährstoffe und Humusstoffe sind nur in sehr geringer Menge vorhanden; im Chemismus des Wassers tritt Phosphat als Minimumstoff hervor, während auch das Oberflächenwasser im ganzen Jahresverlauf freie Nitrate enthält.

Entsprechend dem Chemismus lebt Plankton in oligotrophen Seen nur in geringen Dichten, weshalb sehr wenig planktogener Detritus gebildet wird. Tritt suspendierter Detritus auf, so handelt es sich um allochthones, anorganisches Material. Das als Tiefenschlamm auftretende Sediment ist deshalb sehr arm an organischer Substanz, so dass keine Fäulniserscheinungen auftreten. Zur Zeit der Vollzirkulation reichert sich das Wasser der oligotrophen Seen gut mit Sauerstoff an, und da die Sauerstoffzehrung des Wassers klein und der See nicht übervölkert von Organismen ist, bleibt in allen Tiefen während des ganzen Jahres ein guter Sauerstoffvorrat erhalten; auch im Tiefenwasser sinkt der Sättigungswert kaum unter 70 bis 60 %. Dank der geringen Sauerstoffzehrung des Wassers führt Eisbedeckung bei oligotrophen Seen nicht zu einer Verarmung des Sauerstoffgehalts. Das Tiefenwasser enthält bei Sommerstagnation noch freies Nitrat, aber höchstens geringste Mengen von Ammoniak, Phosphat, Eisen oder Mangan. Nur bei meromiktischen oligotrophen Seen kann das Tiefenwasser Schwefelwasserstoff enthalten.

Die litorale Pflanzenproduktion ist in oligotrophen Seen gering, da sowohl der Uferboden als auch das Wasser nur wenig Pflanzennährstoffe enthalten. Dank der grossen Lichtdurchlässigkeit des Wassers können aber die untergetauchten Wasserpflanzen auch in tief gelegenen Uferzonen noch gedeihen. Aus dem gleichen Grunde finden auch die pflanzlichen Planktonorganismen in Wassertiefen von mehr als zehn Metern noch geeignete Lebensbedingungen, treten aber überall nur in geringer Zahl auf. Da sich die primäre Produktionsschicht in oligotrophen Seen von der Oberfläche bis zu grösseren Tiefen erstreckt, kann der Aufbau von organischem Material doch erheblich sein. Der in der ganzen Wassermasse reichlich vorhandene Sauerstoff erlaubt aber eine gute Entwicklung der tierischen Konsumenten; im freien Wasser sind dies die Zooplankter, und der Bodenschlamm ist mit einer reichen Tiefenfauna besiedelt. Die Zooplankter führen täglich ausgedehnte Vertikalwanderungen aus; nachts weiden sie in den oberen Wasserschichten, fliehen aber tagsüber bis in grosse Tiefen. Die von diesen Tieren gerne gefressenen Kieselalgen und Grünalgen treten zwar nicht in Massen auf, sind aber entschieden häufiger als Blaualgen.

Die Temperatursprungschicht ist bei oligotrophen Seen undeutlich; dadurch und auch durch die nur allmähliche Abnahme des Lichtes gegen die Tiefe sind die Lebensbedingungen im sauerstoffreichen Tiefenwasser günstig. Die reichlich vorhandene Tiefenfauna stellt eine vorzügliche Fischnahrung dar, so dass die kühles Wasser liebenden Coregonen, vor allem bestimmte Arten wertvoller Felchen, sich im Tiefenwasser ausgezeichnet entwickeln können. Auch die auf den Seeboden sinkenden Fischeier können sich dank der guten Sauerstoffversorgung normal entwikkeln.

Das Wasser der oligotrophen Seen eignet sich vorzüglich für die Aufbereitung zu Trinkwasser. Es hat einen frischen Geschmack und kann von den in geringer Zahl vorhandenen Planktonorganismen leicht befreit werden. Das je nach den örtlichen Verhältnissen meist in

Tiefen von 20 bis 40 Metern entnommene Rohwasser hat während des ganzen Jahres eine ausgeglichene Qualität und steht auch in Trockenheitsperioden in beliebiger Menge zur Verfügung.
Der oligotrophe Seetypus war noch vor einigen Jahrzehnten in den Alpen und Voralpen, aber auch im schweizerischen Mittelland verbreitet. Das klare, blaue Wasser der Reinwasserseen erfreut nicht nur die Badenden und Touristen sowie ganz allgemein die Wassersporttreibenden, es bietet auch dem Berufsfischer einen wertvollen Bestand an wohlschmeckenden Edelfischen. Noch vor einigen Jahrzehnten in den Alpen und Voralpen, aber auch im schweizerischen Mittelland verbreitet, haben sich zahlreiche der ursprünglich dem oligotrophen Typus angehörenden Seen wesentlich verändert. Viele sind vollständig in den eutrophen Seetypus übergegangen, den wir im folgenden kurz beschreiben.

2. Der eutrophe Seetypus

Von Auge ist der eutrophe Seetypus an seinem grünen bis gelblichen Wasser erkennbar, das während des grössten Teils des Jahres trüb und wenig durchsichtig erscheint. An den Ufern entwikkeln sich Massen von untergetauchten Wasserpflanzen, die ihrerseits von Algen überwuchert, später sogar wieder teilweise verdrängt werden. Vor allem bei steinigen Uferstrecken entwickeln sich grüne Fadenalgen in grossen Massen. Bei den einen Seen sind es die oft zu Schwimmschichten aufrahmenden Planktonalgen, bei andern die absterbenden grünen Watten von Fadenalgen, die vom Wind an die Ufer verfrachtet werden und dort bei der faulenden Zersetzung zu weithin bemerkbaren Geruchsbelästigungen führen.
Diese ästhetischen Beeinträchtigungen schädigen die Interessen der Erholungsuchenden, Badenden und Touristen. Auch der Bakteriengehalt des algenreichen Wassers ist erhöht, die Brauchwasserbeschaffung und die Aufbereitung von Seewasser zu Trinkwasser erschwert und verteuert. Schwimmende Planktonalgen verschmutzen zusammen mit Oel die Aussenwände der Boote und das Gefieder der Wasservögel. Uferalgen führen zu einem erhöhten Bestand an Schnecken mit Trematoden (Saugwürmern); als Cercarien treten sie ins freie Wasser aus und dringen in die Haut Badender ein, wo sie zwar absterben, aber Pusteln verursachen, die während mehrerer Tage schmerzen und jucken und zu Infektionen Anlass geben können.
Das Wasser der eutrophen Seen ist schon bei Frühjahrsbeginn reich an Pflanzennährstoffen. Bei Beginn der stärkeren Besonnung und der Erwärmung des Wassers werden diese Stoffe rasch in Pflanzensubstanz umgesetzt, und neue Nährstoffe gelangen mit Abwässern während des ganzen Sommers zusätzlich in die obersten, algenproduzierenden Schichten des Sees. Fortlaufend sinkt ein Teil dieser Pflanzensubstanz in die lichtfreie Seetiefe, zersetzt sich und verbraucht den dort vorhandenen Sauerstoffvorrat, der nur im Winterhalbjahr durch Zirkulationsströmungen erneuert werden kann. Im Sommer entsteht bei stark eutrophen Seen in Tiefen von mehr als 5 Metern eine sauerstofffreie Wassermasse, die jedes Fischleben verunmöglicht.
Selbst bei grossen Seen tritt als Folge der Eutrophierung vollständiger Sauerstoffschwund an ganz verschiedenen Stellen auf: a) im unteren Teil der Sprungschicht, b) im über dem Bodenschlamm liegenden Wasser, c) an Uferstellen, an denen angeschwemmte Algenmassen verfaulen. Die fischereilichen Schäden der Eutrophierung gehen bis zum vollständigen Verschwinden der Edelfische (Coregonen), wobei minderwertige Ruchfische überhandnehmen. Aber auch diese sind schwer zu fangen, weil sich die Algen an den Netzfäden festsetzen und das ursprünglich durchsichtige Netz in eine Mauer verwandeln, der die Fische ausweichen. Das als Trink- und Brauchwasser benötigte Tiefenwasser eutropher Seen enthält zudem unerwünschte Stoffe wie aggressive Kohlensäure, Eisen und Mangan sowie Ammoniak, Schwefelwasserstoff und auch widrige Geruch- und Geschmackstoffe organischer Natur.
Bei vielen Seen kann man auf Grund der Sedimente jederzeit nachweisen, dass sie früher dem oligotrophen Typus angehörten. So bestehen beim Greifensee die tiefer liegenden Sedimentschichten aus vorwiegend mineralischer, durchoxydierter weisser Seekreide, während die neuesten Sedimente aus schwarzem, stinkigem Faulschlamm bestehen. Vor allem die in unsern Seen in den letzten Jahrzehnten abgelagerten Sedimente stellen somit ein Archiv dar, dem der Limnologe viele Aufschlüsse über den früheren Charakter des Sees entnehmen kann.

C. Die Seemorphologie als Indikator der Empfindlichkeit gegen Eutrophierung

Aus den Mitteilungen alter Seeanwohner sowie aus verschiedenartigen Literaturangaben geht hervor, dass der Charakter zahlreicher Seen noch vor einigen Jahrzehnten andersartig war. So erschien in einer Publikationsreihe «Städtebilder und Landschaften aus aller Welt», Verlag Caesar Schmidt, Zürich, im Jahre 1887 ein Heft Nr. 19/20 «Der Zürichsee», in dem auf Seite 2 von einem Boot erwähnt wird, es fahre an blühenden Geländen vorbei «hinaus in die von der Sonne goldenen Strahlen beschienene, durchsichtig smaragdgrüne Flut». Den Limnologen interessieren diese Zeilen, weil die Flut des unteren Zürichsees heute nur noch gelegentlich in der kalten Jahreszeit als «durchsichtig» und noch seltener als «smaragdgrün» angesprochen werden kann. Der Anblick des Seewassers und damit eine grosse Zahl von chemischen, physikalischen und biologischen Eigenarten haben sich seither tiefgreifend verändert. In seiner Betrachtung «Der Zürichsee im Lichte der Seetypenlehre» legte *Minder* (1943) dar, dass der Zürichsee vor der Jahrhundertwende dem oligotrophen Seetypus angehörte, ähnlich wie der Walensee, Bodensee, Aegerisee, Zugersee (früher). Auch Vierwaldstättersee, Genfersee, Neuenburgersee, Brienzer- und Thunersee wurden von *Jaag* (1952) noch zu den Seen gezählt, die ihren ursprünglichen, oligotrophen Charakter weitgehend bewahrt haben.
Seit den Anfängen limnologischer Forschung ist der Morphologie der Seen ein erhebliches Interesse entgegengebracht worden. So umfasst im «Handbuch der Seenkunde» von *F. A. Forel* (1901) der morphologische Teil ein Siebentel des ganzen Buches, und sehr oft ist es auch seither nötig geworden, die Ergebnisse von Seeuntersuchungen mit der Morphologie, vor allem mit dem Volumen des Sees in Verbindung zu bringen. Auch *Thienemann* (1928), *Grote* (1934) und andere Autoren haben darauf hingewiesen, dass die Seemorphologie einen grossen Einfluss auf die Lebensvorgänge in einem See hat und damit auch auf die Eutrophierungsvorgänge. Bezüglich der Anfälligkeit gegen Eutrophierung lassen sich die Seen Zentraleuropas in drei Gruppen einteilen: Kleinseen, Seen mittlerer Grösse und grosse Seen (*Thomas,* 1949, 1964 b).

1. Kleinseen

Zu dieser Gruppe zählen wir Seen, die weniger als 20 m tief sind und deren Oberfläche sich über weniger als 50 ha ausdehnt. Bei solchen Kleinseen bringen die Zuflüsse und der Wind pro Quadratmeter Seeoberfläche und pro Kubikmeter Seeinhalt auch ohne den Einfluss des Menschen viel mehr abgestorbene Laubblätter, Pollenkörner, Insekten und andere Organismen in den See als bei einem grossen See. Diese abgestorbenen Organismen und Organismenteile zersetzen sich im Seewasser und geben die dabei entstehenden Düngstoffe frei für die vermehrte Entwicklung der Plankton- und Uferalgen. Bei diesen Kleinseen ist teilweise schon ohne den Einfluss des Menschen im Tiefenwasser bei Sommerstagnation ein Sauerstoffschwund zu erwarten, ebenso das Auftreten von viel Ammoniak, Eisen, Mangan und Schwefelwasserstoff.
Seen von 10 bis 20 m Tiefe sind in ihrer Sauerstoffbilanz empfindlich, weil die für die Sauerstoffzehrung exponierte Schicht des unteren Metalimnions (Sprungschicht) einerseits und die sauerstoffzehrende Schlammschicht des Seebodens anderseits sehr nahe beisammen liegen und weil eine Sauerstoffzufuhr ins Hypolimnion während der Sommerstagnation weniger gut möglich ist als bei tiefen Seen (geringere Auswirkung der Stürme). Bei weniger als 10 m tiefen Kleinseen vermag

eine Schlechtwetterperiode im Sommer die ins Hypolimnion verfrachteten Nährstoffe dem Oberflächenplankton erneut zur Verfügung zu stellen, d. h. der Stoffumsatz des Gewässers ist intensiv. Kleinseen neigen also von Natur aus zur Eutrophie, besonders wenn zufolge morphologischer und meterologischer Verhältnisse eine Tendenz zur Meromixie vorhanden ist. Gegen die Einleitung von Abwässern sind die Kleinseen ganz besonders empfindlich und sollten davor geschützt werden.

2. Seen mittlerer Grösse

Als Seen mittlerer Grösse können Seen von etwa 20 bis 50 m Tiefe bezeichnet werden, deren Oberfläche sich über mehr als 50 ha ausdehnt. Diese Seen gehörten früher zu den Coregonenseen mit reichlichem Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser während des ganzen Jahres. Da auch bei diesen Seen das Wasservolumen nicht gross ist, sind sie gegen die Einleitung von Abwässern empfindlich. Die Phosphatzufuhr führt zu einer übermässigen Entwicklung von Algen, was den See aus dem Gleichgewicht seiner Stoffkreisläufe bringt. Eine der schlimmsten Folgen ist der Sauerstoffschwund in allen Wasserschichten unterhalb von 5 bis 10 m Tiefe, wodurch die Lebensbedingungen der Edelfische vernichtet sind. Die Trinkwasserbereitung aus solchem Seewasser ist zwar möglich, aber erschwert und verteuert. An den Seeufern führen Massen von Uferalgen zu Belästigungen und Klagen, und die Planktonalgen entwickeln sich in überdüngten Seen mittlerer Grösse zeitweise in riesiger Zahl und fallen besonders unangenehm auf, wenn sie an der Wasseroberfläche aufrahmen und bis zentimeterdicke Schichten bilden.
Seen mittlerer Grösse gehören von Natur aus dem oligotrophen Typus an, werden aber durch den Einfluss des Menschen leicht in den eutrophen Zustand übergeführt.

3. Grosse Seen

Diese mehr als 50 m tiefen Seen gehörten bis vor wenigen Jahrzehnten dem oligotrophen Typus an. Jahrtausende landwirtschaftlicher Tätigkeit des Menschen hatten keinen Einfluss auf ihren Trophiegrad; die vom Regen in den See geschwemmten Stoffe waren für die Fische von Vorteil.
Wo diese Seen auch heute noch oligotroph sind, werden die im Wasser enthaltenen Nitrat-Ionen auch während des Sommers von den Uferpflanzen und den Planktonalgen nicht aufgebraucht, weil der Gehalt an Phosphorverbindungen und vor allem an Phosphat-Ionen äusserst gering ist. Die Zufuhr von phosphathaltigen Abwässern führt zunächst nur lokal zu vermehrten Algenentwicklungen. Bei weiterer Phosphatzufuhr werden die gelösten Nitrate aufgezehrt; es kann zu einer erheblichen Entwicklung des Phytoplanktons kommen, wobei anfänglich noch viele oligotrophe Charaktermerkmale des Sees erhalten bleiben. Erst eine massive und täglich stattfindende Phosphatzufuhr lässt auch solche Seen in den eutrophen Zustand übergehen.

D. Die zunehmende Phosphat-Trophierung unserer Seen, dargestellt an drei Beispielen

Es gibt heute in Zentraleuropa verschiedene Seen, bei denen man die Phosphatzunahme der letzten Jahre durch regelmässige Wasseranalysen überwachte. Wir greifen hierbei drei Typen mit verschiedenen Eutrophiegraden heraus: den Bodensee, den Zürichsee und den Greifensee.

1. Der Bodensee

Eine gute Uebersicht über die Phosphat-Trophie des Bodensees (cf. *Grim,* 1955, 1967) gibt *Wagner* (1967, S. 100) in einer graphischen Darstellung, der wir folgende Werte entnehmen:

1940 0 mg/m³ PO_4-Ion
1950 4,5 mg/m³ PO_4-Ion
1955 12 mg/m³ PO_4-Ion
1960 30 mg/m³ PO_4-Ion
1964 50 mg/m³ PO_4-Ion

Nach dem gleichen Autor beträgt die Zunahme an Phosphat heute pro Jahr 3 bis 6 mg/m³ PO_4^{3-}. Das Ausbleiben der Phosphatzunahme von 1964 bis 1965 schreibt *Wagner* den klimatischen Unterschieden der beiden Jahre zu. Das Jahr 1965 war regenreicher; dabei wurden nur wenig Phosphate in den See geschwemmt, aber mehr Phosphate aus dem See in den Abfluss. Aehnliche Beobachtungen machte ich an zürcherischen Seen.
Obschon der Phosphatgehalt des Bodensees bereits erheblich zunahm, ist nach wie vor Phosphor der Minimumstoff des Epilimnions (auch nach *Grim,* 1967).

2. Der Zürichsee

Ueber die Phosphat-Trophie des Zürichsees ist bereits eingehender berichtet worden (*Thomas,* 1967, 1968). Als Vergleich mit dem Bodensee seien hier einige Angaben über das Ansteigen des Phosphatgehaltes im Zürichsee gemacht (Jahresmittel des Gehaltes im Gesamtvolumen):

1946 69,6 mg/m³ PO_4-Ion
1950 82,4 mg/m³ PO_4-Ion
1956 126,1 mg/m³ PO_4-Ion
1960 152,0 mg/m³ PO_4-Ion
1961 171,7 mg/m³ PO_4-Ion
1962 189,2 mg/m³ PO_4-Ion
1963 202,3 mg/m³ PO_4-Ion
1964 269,0 mg/m³ PO_4-Ion
1965 231,6 mg/m³ PO_4-Ion
1966 234,8 mg/m³ PO_4-Ion

Es ist auch beim Zürichsee auffällig, wie der Anstieg im Phosphatgehalt nach dem Kriege rasch vor sich ging. Algenmassen an den Seeufern traten erstmals 1949 auf.
Interessant ist auch die Tatsache, dass das Trockenheitsjahr 1964 den höchsten Phosphatgehalt aufweist und dass die vielen Regenfälle der Sommer 1965 und 1966 den Phosphatgehalt des Sees nicht erhöhten, sondern erniedrigten. Es erfolgte somit keine spezielle Phosphatausschwemmung aus der Landwirtschaft. Die in den See geschwemmten Erdpartikelchen mit Tonsubstanzen sind offenbar in der Lage, gewisse Mengen von Phosphat zu binden und in den Seeschlamm überzuführen. Es sei hier beigefügt, dass das Landwirtschaftsgebiet am Zürichsee zugunsten der Ueberbauung bereits sehr stark zusammengeschrumpft ist.
Im Gegensatz zu den Phosphaten war der Nitratgehalt des Zürichseewassers in den regenreichen Sommermonaten 1965 und 1966 höher als viele Jahre zuvor. Reichliche Regenfälle trugen hier zu einer Erniedrigung des Phosphatgehaltes und zu einer Erhöhung des Nitratgehaltes bei.

3. Der Greifensee

Der Greifensee durchläuft fast jedes Jahr die Durchmischung einer Vollzirkulation, bei der auch der Phosphatgehalt des Wassers von der Oberfläche bis zur Tiefe ausgeglichen wird. Aus dem vorhandenen Untersuchungsmaterial, das sich über manche Jahre erstreckt, sind die Jahresmittel des Gehalts im Gesamtvolumen noch nicht berechnet, weshalb wir im folgenden die Werte bei Vollzirkulation angeben:

1950 180 mg/m³ PO_4-Ion
1951 220 mg/m³ PO_4-Ion
1953 320 mg/m³ PO_4-Ion
1954 550 mg/m³ PO_4-Ion
1955 550 mg/m³ PO_4-Ion
1956 600 mg/m³ PO_4-Ion
1957 900 mg/m³ PO_4-Ion
1958 800 mg/m³ PO_4-Ion
1959 800 mg/m³ PO_4-Ion
1960 900 mg/m³ PO_4-Ion
1961 1000 mg/m³ PO_4-Ion
1962 1000 mg/m³ PO_4-Ion
1963 1100 mg/m³ PO_4-Ion
1964 1300 mg/m³ PO_4-Ion
1965 1300 mg/m³ PO_4-Ion
1966 1000 mg/m³ PO_4-Ion
1967 900 mg/m³ PO_4-Ion
(Frühjahr)

Auch bei diesem See bewirkten die regenreichen Jahre 1965 und 1966 keine Zunahme des Phosphatgehaltes, sondern eine Abnahme. Es ist beizufügen, dass in der Kläranlage der Seegemeinde Uster seit 1960 etwa 90 % der Phosphate aus dem Abwasser entfernt werden; dabei wird allerdings erst ein Bruchteil der Einwohner des gesamten Einzugsgebietes erfasst. Von 1960 bis 1967 fand keine bleibende Zunahme im Phosphatgehalt statt, im Gegensatz zur Periode von 1950 bis 1960.
Heute enthält der Ablauf der Kläranlage von Uster nach Phosphatfällung im Eisen-Rückschlamm-Verfahren («simultan») meistens weniger Phosphat-Ion als das Wasser des Greifensees bei Vollzirkulation!

E. Eutrophierungsmechanismen der Phosphatzufuhr

1. Der Basiswert

Bei holomiktischen Seen führt die Vollzirkulation zu einem Ausgleich im Wasserchemismus in allen Tiefen. Seit langem sind aber auch Seen ohne Vollzirkulation bekannt, wofür *Bachmann* (1924, S. 21) ein Beispiel gab: «Wie aus den chemischen Auseinandersetzungen hervorgeht, bildete der Ritomsee vor dem Jahre 1917 zwei übereinander geschichtete total verschiedene Wassermassen, die nie durch eine Vollzirkulation durcheinander gemischt wurden. Die Grenzschicht lag bei 12 bis 15 m Tiefe.» *Findenegg* (1934) nannte solche Seen «meromiktisch».

Andere Seen wie der Türlersee (*Thomas,* 1948) und der Zürichsee (*Thomas* und *Märki,* 1949; *Kutschke,* 1966, S. 69) können als «fakultativ meromiktisch» bezeichnet werden. Den Zustand maximaler Zirkulation wird man bei solchen Seen nicht als Vollzirkulation, sondern als «Hauptzirkulation» bezeichnen (*Thomas,* 1949, S. 479).

Bei allen diesen Seetypen steht dem Phytoplankton im Epilimnion zur Zeit der Frühjahrshauptzirkulation die maximale Menge von Phosphat-Ionen zur Verfügung. Wir bezeichnen diesen Frühjahrs-Maximalwert als *Basiswert.* Bei steigender Insolation und steigender Wassertemperatur werden die verfügbaren Phosphat-Ionen rasch aufgenommen. Bei der Bestimmung des Gehaltes werden dabei zu hohe Werte vorgetäuscht, weil die chemische Behandlung der Proben einen Teil der im Originalwasser in gebundener Form enthaltenen Phosphate freisetzt.

Ohne fortlaufende Phosphatzufuhr durch die Zuflüsse würde das Algenwachstum im See aufgehalten, sobald der Phosphat-Basiswert aufgezehrt ist.

2. Die fortlaufende Phosphatzufuhr

Bei den zentraleuropäischen Seen sinkt der Basiswert der Phosphat-Ionen in den Monaten März bis Juni auf Null oder Spuren. Für den Zürichsee haben wir geprüft, welche Bedeutung den *täglich mit Abwässern in den See fliessenden Phosphat-Ionen zukommt* (Abbildung 1). Rechnet man bescheiden mit 2,5 g PO_4^{3-} pro Kopf und Tag, so fliessen täglich 375 kg gelöste Phosphate in den Zürich-Untersee, ohne Berücksichtigung der im Einzugsgebiet des Walensees und des Zürich-Obersees liegenden Gemeinden. Dazu kommen noch die Phosphate der industriellen Abwässer und der in den Haushaltungen verbrauchten Waschmittel, die diese Zahl verdoppeln auf den Wert von rund 750 kg PO_4^{3-} pro Tag oder 22,5 t pro Monat. Das sind 3946 mg PO_4^{3-} pro Quadratmeter Seeoberfläche und Jahr. Drittel der in einem Jahr im Epilimnion verbrauchten Phosphate (im Sommer abgesehen von turbulenten Strömungen, Zooplankton, Empneuston, Landwirtschaft) direkt aus den Abwässern stammen! Dieser Befund ist überraschend (*Thomas,* 1967).

Es kann also vorkommen, dass ein See einen niedrigen Basiswert der Phosphat-Ionen aufweist, aber durch eine hohe tägliche Phosphatzufuhr trotzdem bedeutende Eutrophierungserscheinungen zeigt. Diesen Fall finden wir öfters bei grossen Seen, denen erst in jüngster Zeit viel Phosphat-Ionen zufliessen.

3. Die Stimulierung des Bakterienwachstums durch Phosphat-Ion

Nachdem *Bosset* (1965) nachgewiesen hatte, dass im Trinkwasser durch Phosphatzusatz der Bakteriengehalt stark ansteigt, prüften wir das gleiche Problem für Wasser aus dem Zürich-Obersee und dem Zürich-Untersee, am Oberflächenwasser und am Wasser aus 20 beziehungsweise 50 m Tiefe. Die Zusätze von reinstem Natriumphosphat erfolgten zum unsterilisierten Wasser, das wie die nicht behandelten Parallelproben während 20 Tagen im Dunkeln bei 20 °C blieb. Die Bestimmung der Keimzahl erfolgte auf PC-Agar. Die Versuchsergebnisse sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

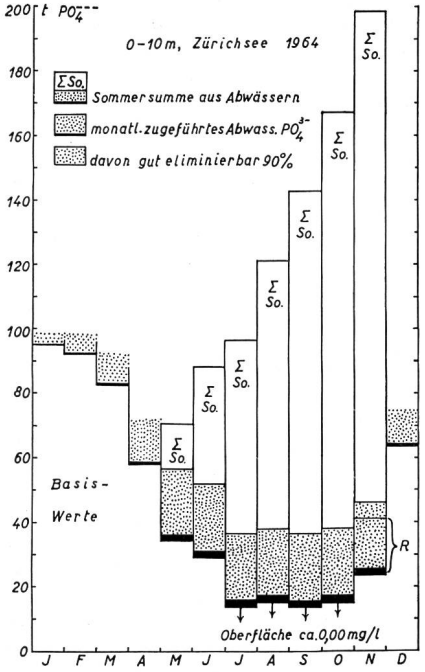

Abb. 1. Basisphosphat und Jahreszufuhr an Abwasserphosphat am Beispiel des Zürichsees, berechnet für die 0- bis 10-m-Schicht (1964). Die während der Vegetationsperiode durch Abwässer in den See geschwemmte Phosphatmenge ist fast doppelt so gross wie der maximale Basisphosphatgehalt. R = Restphosphat von 10 %, das auch nach Phosphatelimination in den Kläranlagen doch in den See gelangt (identisch mit der Summe aller schwarzen Flächen)

Tabelle 1. Anstieg des Bakteriengehaltes in Zürichseewasser durch Zusatz von Phosphat-Ion (2 mg/l PO_4^{3-}) Mittelwerte aus je zwei Proben

	PO_4^{3-}, mg/l	Keimzahl pro ml
a) Wasser des Zürich-Obersees, Seemitte Bollingen, nach 20 Tagen		
Oberflächenwasser ohne Zusatz	< 0,02	7 315
Oberflächenwasser mit Zusatz	1,7	25 025
Wasser aus 20 m ohne Zusatz	< 0,02	1 365
Wasser aus 20 m mit Zusatz	1,65	5 313
b) Wasser des Zürich-Untersees, Seemitte Thalwil, nach 20 Tagen		
	PO_4^{3-}, mg/l	Keimzahl pro ml
Oberflächenwasser ohne Zusatz	< 0,02	3 653
Oberflächenwasser mit Zusatz	1,65	32 300
Wasser aus 50 m ohne Zusatz	0,25	1 773
Wasser aus 50 m mit Zusatz	2,1	5 225

Solange der Zürichsee sich noch in Vollzirkulation oder sturmbedingten Umschichtungen des Frühjahrs befindet, also etwa bis im Monat April, gelangen nicht alle 22,5 t Phosphat pro Monat ins Epilimnion; ein Teil davon wird zu dieser Jahreszeit ins Tiefenwasser verfrachtet. Bei Sommerstagnation dagegen, also ab Monat Mai, wird die Vegetation des Epilimnions mit der vollen Menge dieser Abwasserphosphate «gefüttert». Wie aus Abbildung 1 (punktierte und schwarze Fläche) hervorgeht, ist diese monatliche Zufuhr im Vergleich zum Basisphosphatgehalt sehr beträchtlich. Summiert man diese von Monat zu Monat der Vegetationszone zugeführte Phosphatmenge, so erkennt man aus Abbildung 1, dass rund zwei

Es zeigt sich, dass bei Zürichseewasser mit einer Steigerung des Phosphatgehaltes eine Steigerung des Bakteriengehaltes verbunden ist.

4. Die durch Phosphat stimulierte Stoffproduktion der Bakterien und das Wuchern von Algen

Es ist bekannt, dass manche Süsswasseralgen zu ihrem Gedeihen organische Stoffe benötigen. Für *Cladophora glomerata* haben wir nachgewiesen, dass es zahlreiche Wasserbakterien gibt, die in der Lage sind, wachstumsfördernde Stoffe zu produzieren (*Thomas,* 1963). An unserer Bakterien-Reinkultur S_2 prüften wir, ob auch wachstumsfördernde Wasserbakterien durch den Zusatz von Phosphat-Ion in ihrer

Vermehrung stimuliert werden. Nach ersten Versuchen trifft dies zu. Weitere Versuche sind im Gang zur Prüfung, ob gleichzeitig eine erhöhte Menge von wachstumsförderndem Stoff gebildet wird, was zu vermuten ist.
Bei *vermehrter Phosphatzufuhr* zu einem See ist nach unseren Erfahrungen der folgende Eutrophierungsmechanismus zu erwarten:

vermehrter Bakteriengehalt
vermehrte Sauerstoffzehrung
vermehrte Produktion organischer Stoffe für Algen
vermehrtes Algenwachstum

Die Phosphat-Hypertrophie von Seen erlaubt somit den Bakterien eine steigende Produktion von Stoffen, die das Algenwachstum fördern.

F. Der Gehalt von Phosphat und Nitrat bei grösseren Seen

Als Einzelproblem im Rahmen meiner Produktionsforschungen drängte sich die Frage auf, ob bei erhöhter Zufuhr von Phosphor- und Stickstoffverbindungen der Gehalt an allen andern lebenswichtigen Stoffen in unseren Seen genügt, um eine entsprechend erhöhte Planktonproduktion zu veranlassen. Bei Wasser von rund 40 verschiedenen Seen wurde deshalb in Versuchskolben der Nitratgehalt auf 20 mg/l NO_3-Ion und der Phosphatgehalt auf 2 mg/l PO_4-Ion erhöht (cf. *Thomas,* 1953). Experimente mit Sommerwasser und mit Winterwasser führten zum Schluss, dass in schweizerischen Seen schon die Zufuhr von lediglich Stickstoff- und Phosphorverbindungen genügt, um eine vermehrte Entwicklung des Phytoplanktons hervorzurufen. Ferner erwies sich in ursprünglichen, vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten oligotrophen Seen regelmässig Phosphor als Minimumstoff, indem dort während des ganzen Jahres freie Nitrationen vorhanden waren. Eine Stickstoffelimination aus den in den See zu leitenden Abwässern wäre in diesen Fällen sinnlos. Spurenelemente und wachstumsfördernde organische Stoffe spielen zwar selektiv für die Zusammensetzung der Algenbestände in den Seen eine Rolle; sie können aber die Entwicklung der Gesamtalgenmenge nicht aufhalten.
Beobachtungen an zahlreichen schweizerischen Seen führten uns zur Aufstellung des folgenden Schemas über den Vorgang der See-Eutrophierung und das Verhalten der Nitrate und Phosphate im Oberflächenwasser (Tabelle 2).
Durch die Hilfsbereitschaft zahlreicher Kollegen war es mir möglich, eine Tabelle zusammenzustellen, die über den Nitrat- und Phosphatgehalt sowie über den Sauerstoffgehalt von 46 grösseren zentraleuropäischen Seen Auskunft gibt (*Thomas,* 1968). Gewiss sind nicht überall die gleichen Bestimmungsmethoden angewendet worden, so dass die Werte nicht genau vergleichbar

Tabelle 2. Schema des Vorganges der See-Eutrophierung. Nitrat- und Phosphat-Ionengehalt sowie Gesamtphosphor im Oberflächenwasser im Sommer

Seetypus:	oligotroph		oligo/mesotroph		meso/eutroph		eutroph		pleistotroph
Schema:	V w (w)	Abw. →	W w (w)	Abw. →	W w (v)	Abw. →	V w (v)	Abw. →	V v (v)
Beispiel:	Walensee		Aegerisee		Zürichsee bis 1953		Greifensee pro parte		Teich

V = mehr als 0,2 mg/l NO_3^-
v = mehr als 20 mg/m³ PO_4^{3-}
(w) = weniger als 0,2 mg/l NO_3^-
(v) = weniger als 20 mg/m³ PO_4^{3-}
W = mehr als 40 mg/m³ PO_4^{3-} nach Veraschung (Gesamtphosphor)
w = weniger als 40 mg/³ PO_4^{3-} nach Veraschung (Gesamtphosphor)
Abw. = Abwasserzufluss

sind. Es lassen sich aus dieser Tabelle aber doch wertvolle grosse Züge herauslesen. Das in Tabelle 2 gegebene Schema wird dabei bestätigt. Im folgenden seien die Phosphat- und Nitratverhältnisse für einige schweizerische und wenige ausländische Seen kurz besprochen.
Noch im Jahre 1948 vermutete der leider verstorbene Prof. Dr. *Edgardo Baldi* (1949), dass die grossen südlichen Alpenrandseen dank morphometrischer Faktoren nur einer sehr langsamen Evolution unterliegen und dass sie (einschliesslich des Lago Maggiore; der Lago di Lugano wurde nicht genannt) gegenüber der Eutrophierung widerstandsfähig seien. Die Seen Lago di Garda, Lago d'Iseo, Lago di Como befinden sich noch im oligotrophen Zustand; sie enthalten im Oberflächenwasser im Sommer viel freie Nitrate und kaum Phosphate. Das ist ihr ursprünglicher Zustand. Aber der Luganersee zeigt heute bedenkliche Eutrophierungszeichen wie Sauerstoffschwund im Tiefenwasser und Algen-Massenentwicklungen. Es ist offensichtlich, dass diese Eutrophierung nur durch die Phosphatzufuhr durch Abwässer möglich war.
Auch beim Lago Maggiore findet heute bereits eine grosse tägliche Phosphatzufuhr durch Abwässer statt, was zur Folge hat, dass der Nitratgehalt des Oberflächenwassers im Sommer stark abnimmt, während sich Massen von Planktonalgen entwickeln. Der See verdient eine regelmässige limnologische Ueberwachung.
Bei den Seen Léman, Lac de Joux, Lac de Neuchâtel, Brienzersee, Thunersee, Urnersee, Sempachersee, Walensee und Bodensee werden die ursprünglichen Nitrate des Oberflächenwassers im Sommer nie oder nur ausnahmsweise bei besondern klimatischen Verhältnissen aufgezehrt; die Phosphatzufuhr ist bei diesen Seen glücklicherweise noch mässig. Beim Bielersee dagegen ist die Nitratzufuhr sehr gross, so dass wir hier — wie zeitweise im Greifensee — im Sommer Nitrate im Oberflächenwasser finden, die der grossen Abwasserzufuhr zuzuschreiben sind. Für den Greifensee fanden wir im Jahre 1965 am 23. September ein Sommerminimum von 1,5 mg/l NO_3-Ion. Auch im Zürichsee sank das Nitratminimum des Jahres 1965 nicht unter 0,4 mg/l NO_3-Ion (19. August).
Als Beispiele für höher gelegene Alpenseen seien der Silsersee und der S.-Moritzer-See aufgeführt, die 1800 m beziehungsweise 1771 m ü. M. liegen. Das Wasser des noch oligotrophen Silsersees passiert den Silvaplanersee und den See von Campfer, um dann in den nur 1,5 km langen St.-Moritzer-See zu gelangen. Aber auch die Abwässer von St.-Moritz-Bad gelangen in diesen See und führen zu deutlichen Eutrophierungserscheinungen wie Algenbildungen und Sauerstoffschwund im Tiefenwasser; da bei Homothermie kein hoher Phosphatgehalt vorhanden ist, wird die Eutrophierung offensichtlich durch die täglich zugeführten Abwasser-Phosphate verursacht.
Allgemein zeigten unsere Erhebungen, dass in allen Seen mit einem bei Homothermie hohen Basis-Phosphatgehalt Eutrophierungserscheinungen zu erwarten sind. Die täglich in den See fliessenden Phosphat-Ionen sind aber für die Eutrophierung von noch grösserer Bedeutung.
Im Rahmen der in Zentraleuropa vorkommenden Kalkgehalte werden alle Seen durch reichliche Phosphatzufuhr von Eutrophierung befallen. Ausser dem Sauerstoffschwund im Tiefenwasser gibt auch die Kalkfällung im Oberflächenwasser Auskunft über die Intensität der Eutrophierung. Während für die Karbonathärte die Differenz der Extremwerte im Walensee in den Jahren 1961 bis 1966 zwischen 1,5 und 2,25 franz. H° schwankte, erhöhte sich diese Differenz im Zürichsee in den gleichen Jahren auf 1,75 bis 4,0, was hier auch für einen weiteren Zeitraum von 20 Jahren gilt (*Thomas,* 1969).

G. Massnahmen gegen die See-Eutrophierung

Einleitend sei kurz zusammengestellt, dass ein Zurückdrängen der Algenplagen an Seen am besten durch eine Drosselung der Phosphatzufuhr erfolgt, weil

— in oligotrophen Seen Phosphat nur in Spuren vorkommt;
— die natürlichen Seezuflüsse sehr wenig Phosphat-Ion enthalten, sofern sie nicht durch menschlichen Einfluss verunreinigt sind, aber grössere Mengen von Nitrat;
— aus landwirtschaftlich genutzten Böden Phosphat-Ionen prozentual weit weniger ausgewaschen werden als Stickstoffverbindungen;
— Regenwasser oft grössere Mengen von pflanzlich verwertbaren Stickstoffverbindungen enthält, aber kein gelöstes Phosphat (abgesehen von Rauchverunreinigungen);
— die Zufuhr von Phosphat zu Seewasser zu einer starken Erhöhung des Bakteriengehalts führt (*Bosset,* 1965 und eigene Untersuchungen);
— organische wachstumsstimulierende Stoffe in Seen durch Bakterien und andere Organismen überall dort reichlich produziert werden, wo viel Phosphate zugeführt werden;
— im Seewasser Bakterien und Blaualgen leben, die gasförmigen Stickstoff organisch binden;
— allein schon die Phosphatzufuhr zu Seewasser genügt, um solche Bakterien und Blaualgen zur starken Vermehrung anzuregen;
— manche Blaualgen Toxine produzieren, die für Warmblütler stark giftig sind;
— aus faulenden Organismenteilen und Schlämmen Stickstoffverbindungen in höherem Prozentsatz in den Stoffkreislauf zurückkehren als Phosphorverbindungen;
— bei eutrophen Seen Nitrate zeitweise durch Denitrifikation entfernt werden;
— Phosphate sich aus Abwässern leicht und billig entfernen lassen.

Für die Drosselung der Phosphatzufuhr zu einem See bestehen in der Regel verschiedene Möglichkeiten. Im folgenden seien die wichtigsten Wege aufgezeigt.

1. Ringleitungen

Ringleitungen bezwecken, die Abwässer im Einzugsgebiet eines Sees zu sammeln und einer Grosskläranlage zuzuführen, damit sie gereinigt in den Seeabfluss geleitet werden können; sie eignen sich besonders für kleinere Seen, bei denen nicht allzu lange Leitungen erstellt werden müssen. Solche Ringleitungen sind vor wenigen Jahren erstellt worden am Tegernsee (Deutschland), am Zellersee (Oesterreich) und am Hallwilersee, ferner um das Jahr 1912 zum Schutze einer Trinkwasserfassung am untersten Teil des Zürichsees; dort wurden die Abwässer von Kilchberg und von einem Teil der Stadt Zürich am linken Seeufer, ferner die Abwässer von Zollikon und von einem Teil der Stadt am rechten Seeufer erfasst mit Uferstrecken von je etwa 6 km Länge.
Eine grossartige Sanierung eines Sees von der Grösse des Zürichsees durch Ringleitungen ist im amerikanischen Staate Washington durchgeführt worden; im Verlaufe von sechs Jahren nach Erstellung der Ringleitungen gelang es, die früher in den Lake Washington fliessenden Abwässer von 333 000 Einwohnern dem See mehr und mehr fernzuhalten. Seither ist der Phosphatgehalt des Seewassers auf mehr als die Hälfte zurückgegangen. Zurückgegangen sind aber gleichzeitig auch die Algenentwicklungen, und das Wasser ist schon viel klarer geworden, wie der Limnologe Prof. Dr. W. T. Edmondson, University of Washington, Seattle, feststellte.
Durch Ringleitungen ist zweifellos die radikalste Sanierung möglich, wobei allerdings den Abwasserstössen bei Regenwetter Beachtung geschenkt werden muss. Ob bei grösseren Seen Ringleitungen erstellt werden können, hängt von zahlreichen lokalen Faktoren ab. Ueber Sanierungserfolge in Oesterreich berichteten *Liepolt* (1966) und *Findenegg* (brieflich).

2. Phosphatelimination aus Abwässern

Ueber die Phosphatelimination aus Abwässern liegen zahlreiche Publikationen vor. Eigene Erfahrungen über die Phosphatelimination in Belebtschlammanlagen erstrecken sich auf mehr als 10 Jahre; Ferrichlorid wird kontinuierlich in den Zulauf oder Ablauf von Belebtschlammbecken geleitet, wobei sich rund 90 % der gelösten Phosphate entfernen lassen. Das Schlammvolumen wird nicht grösser, und der Eisen-Phosphat-Schlamm geht beim Faulprozess nicht in Lösung. Die Baukosten für die Phosphatelimination betragen 1 bis 2 % der Kosten der mechanisch-biologischen Reinigung; die Chemikalienkosten belaufen sich in der Schweiz auf Fr. 11.60 pro 1000 m^3 Abwasser (*Thomas,* 1965 und 1966).
In der Schweiz bestehen Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer vom 1. September 1966. Nach diesen Richtlinien dürfen Abwässer bei Einleitung in Seen oder in deren Zuflüsse nicht mehr als 2 mg/l PO_4^{3-} im Tagesmittel enthalten. Der Regierungsrat des Kantons Zürich hat am 2. Februar 1967 verlangt, dass alle Gemeinden im Einzugsgebiet des Zürichsees, des Greifensees und des Pfäffikersees die Phosphate aus den Abwässern entfernen. Dieser Aufforderung sind folgende Gemeinden bereits nachgekommen: Hinwil, Küsnacht/Erlenbach, Männedorf/Uetikon, Maur, Meilen/Herrliberg, Pfäffikon, Richterswil, Stäfa, Thalwil/Rüschlikon, Uster, Wädenswil. Alle diese Anlagen arbeiten nach dem baulich und betrieblich sehr sparsamen Eisen-Rückschlamm-Verfahren («simultan»), mit dem der geforderte Eliminationseffekt erreicht wird.
In ähnlicher Weise empfahl das Eidgenössische Departement des Innern mit Rundschreiben vom 19. Juni 1967 an die Kantonsregierungen die Phosphatelimination in den Kläranlagen im Einzugsgebiet der Seen. So ist auch in der übrigen Schweiz eine wachsende Anzahl von Phosphatfällungsanlagen in Betrieb. — Eine Stickstoffelimination wird aus den vorher genannten Gründen im Kanton Zürich nicht in Betracht gezogen.

3. Das Verbot der Trinkwasser-Phosphatierung

Nach Untersuchungen von Dr. *E. Bosset,* Lausanne (1965), führt der Zusatz von Phosphaten zu Trinkwasser in den Leitungen zu einer starken Erhöhung des Bakteriengehalts und somit zu einer Qualitätsverschlechterung des Trinkwassers. Aus diesem Grunde hat das Eidgenössische Gesundheitsamt, Bern, am 26. April 1966 im Kreisschreiben Nr. 16 betreffend die Verwendung von Phosphaten zur Wasseraufbereitung den Zusatz von Phosphaten zu Trinkwasser verboten. Nur bei Warmwasseranlagen ist eine beschränkte Zugabe von höchstens 3 mg/l PO_4^{3-} erlaubt. Diese Massnahme ist für den Gewässerschutz sehr wichtig, weil dadurch die weitere Erhöhung des Phosphatgehaltes der Abwässer verhindert wird.

4. Das Vermeiden der Ableitung von tierischer Jauche und Siloabwasser

In der Schweiz ist das Ableiten von tierischer Jauche und Siloabwasser in ein Gewässer verboten. Diese Abwässer enthalten reichlich Düngstoffe, die landwirtschaftlich ausgewertet werden müssen. Die Gewässerschutzämter haben diesem Problem ihre Aufmerksamkeit zu schenken.

5. Phosphat in Wasch- und Reinigungsmitteln

Bekanntlich wurden seit dem Zweiten Weltkrieg zahlreiche Wasch- und Reinigungsmittel geschaffen, die einen hohen Prozentsatz von pflanzlich verwertbarem Phosphat enthalten. Nach dem Gebrauch gelangen solche Phosphate ins Abwasser. Wo diese Abwässer an eine zentrale Kläranlage angeschlossen sind, kann man sie mit der dritten Stufe der Abwasserreinigung aus dem Abwasser eliminieren, bevor sie in die Seen und Bäche gelangen und dort Schaden anrichten.
Nun gibt es aber zahlreiche Einzelhäuser, deren Abwässer in absehbarer Zeit nicht an eine zentrale Kläranlage angeschlossen werden. Schon aus diesem Grunde wäre es besser, wenn man neue Waschmittel verwenden würde, die keine oder nur sehr wenig Phosphate enthalten. Tatsächlich gibt es heute solche Waschmittel, und es ist zu hoffen, dass deren Grossproduktion bald beginnen wird. Entsprechend wären dann der Verbrauch von Fällmitteln in den Kläranlagen kleiner und die Betriebskosten niedriger.
Neue, phosphatfreie Waschmittel sollten allerdings vor der Einführung im Hinblick auf den Gewässerschutz limnologisch gründlich geprüft werden.

H. Die zwei Aspekte der Seesanierung

1. Die Sofortwirkung

Die Schicht von 0 bis 5 m Tiefe darf bei vielen Seen als besonders aktive Zone für die Phytoplanktontätigkeit angesehen werden; beim Zürichsee beispielsweise umfasst diese Zone rund 350.10^6 m^3. Wenn dieser Schicht täglich 750.10^6 mg Phosphat zugeführt werden, so bedeutet dies pro Liter täglich 2 μg PO_4^{3-} oder in 10 Tagen 0,02 mg/l. Das sind bereits chemisch gut nachweisbare Mengen, die aber im See laufend durch das Phytoplankton aufgenommen und verarbeitet werden. Mit andern Worten erlauben gerade diese täglich mit Abwässern in den See geleiteten Phosphate, dass während des Sommers eine ständige Planktonvermehrung aufrechterhalten wird. Da der «Wintervorrat» an Phosphaten im Oberflächenwasser schon im Monat Mai aufgezehrt ist, verursacht in erster Linie die weitere Phosphatzufuhr zum See die Planktonentwicklung im restlichen Teil des Sommerhalbjahres (Abb. 1).

Diese Tatsachen sind für die Zurückdrängung der Eutrophierung von grosser Bedeutung. Wenn die Phosphatzufuhr aus Kläranlagen durch Elimination von 90 % der Phosphate gedrosselt wird, muss im Oberflächenwasser die Algenentwicklung etwa ab Mitte Mai in ähnlicher Weise zurückgehen, was für den Sauerstoffhaushalt des Tiefenwassers eine Entlastung bedeutet. Wenn also an einem See eine straffe Reduktion der Phosphatzufuhr verwirklicht wird, so wird sich schon in den nächsten Sommerhalbjahren eine Sofortwirkung einstellen, erkennbar an einer geringeren Algenproduktion.

2. Die Wirkung auf lange Sicht

Bei einer genügenden Drosselung der Phosphatzufuhr zu einem See wird aber auch der Basiswert auf lange Sicht nicht mehr zunehmen, sondern abnehmen. Nach einer grösseren Zahl von Jahren stehen den Algen vor Beginn der Vegetationsperiode geringere Phosphatmengen zur Verfügung. Auf lange Sicht nähert sich der Nährstoffgehalt des Sees wieder seinem ursprünglichen Zustand.

Aehnlich wie der Vorgang der See-Eutrophierung zerfällt auch der Sanierungsvorgang in zwei verschiedene Mechanismen, eine Sofortwirkung und eine Wirkung auf lange Sicht (*Thomas*, 1965).

Zusammenfassung

Es besteht kein Zweifel, dass durch geeignete Massnahmen die biologische Entwicklung in unseren Seen gelenkt werden kann. Im Vordergrund steht die energische Verminderung der Phosphatzufuhr.

Literaturangaben

Die für die Ausarbeitung dieses Berichts verwendeten Quellen findet der Leser grösstenteils in Heft Nr. 4/5 der Zeitschrift «Wasser- und Energiewirtschaft», 60. Jahrgang, 1968. Zusätzlich wird Bezug genommen auf:

Edmondson, W. T., 1968. Water-Quality Management and Lake Eutrophication: The Lake Washington Case. Water Resources Management and Public Policy. Seattle: University of Washington Press.

Edmondson, W. T., 1969. The History of Lake Washington. — Metro, the first ten Years; The Metropolitan Council.

Minder, L., 1943. Der Zürichsee im Lichte der Seetypenlehre. Neujahrsblatt der Naturforsch. Ges. Zürich auf 1943, 83 S.

Naumann, E., 1931. Limnologische Terminologie. 776 S.; Urban & Schwarzenberg, Berlin N 24 und Wien IX.

Thomas, E. A., 1969. Kulturbeeinflusste chemische und biologische Veränderungen des Zürichsees im Verlaufe von 70 Jahren. Internat. Vereinig. Limnologie, Mitt. Nr. 17; Symposium on Paleolimnology, S. 226 bis 239.

Kampf der Luftverunreinigung durch den Schwerverkehr

Mit dem stark zunehmenden Schwerverkehr auf den öffentlichen Strassen nimmt die Luftverpestung in der Schweiz immer bedrohlichere Formen an. Schlecht eingestellte Dieselmotoren verursachen nicht nur lästige Russ- und Rauchentwicklung, sondern führen gleichzeitig vermehrt unverbrannte Kohle-Wasserstoffgase mit, die karzinogene Substanzen enthalten und auf die Dauer schlimme gesundheitliche Schäden mit sich bringen können.

Die Interpellation Aebischer (Bern)

In einer Interpellation vom 18. September 1968 griff Nationalrat Aebischer (Bern) diesen Problemkomplex auf, indem er folgende Fragen stellte:

Ist der Bundesrat bereit, nach Art. 21, Abs. 1 des Strassenverkehrsgesetzes

1. bei den zuständigen kantonalen Stellen eine rigorose Kontrolle der Dieselfahrzeuge (Lastwagen, Car, Bus usw.) zu verlangen und diese erst freizugeben, wenn die Motoren richtig eingestellt sind und mit der entsprechenden Treibstoffqualität gefahren werden;
2. zu prüfen, ob die menschliche Gefährdung durch Vorschriften, die (wie in den USA) die Ableitung der Abgase durch einen nach oben gerichteten Auspuff verlangen, herabgesetzt werden könnte, und
3. zu prüfen, ob durch allgemeine Qualitätsvorschriften für ein besseres Dieselöl etwas Positives erreicht werden kann?

Die Interpellation wurde unterstützt durch die Nationalräte Allgöwer, Augsburger, Bieri, Blatti, Bratschi, Brosi, Gerosa, Hürlimann, Ketterer, Korner, Ott, Rasser, Sauser, Schalcher, Schlumpf und Tanner.

Die Begründung

Am 4. Juni 1969 begründete Nationalrat Aebischer (Bern) seine Interpellation vom 18. September 1968 näher:

Der Motorfahrzeugbestand in der Schweiz nimmt jährlich ungefähr um 10 bis 15 % zu. Waren es vor zehn Jahren noch 450 000 Personenwagen, so sind wir heute bei 1 170 000 Wagen angelangt.

Der Nutzfahrzeugbestand

Im Zusammenhang mit der Interpellation interessiert vor allem die heutige Anzahl an Nutzfahrzeugen: Vor zehn Jahren zirkulierten auf unseren Strassen 57 000 Bus, Cars und Lastwagen; ihr Bestand hat sich bis heute auf 125 000 erhöht. Dabei nicht mitgezählt wurden Landwirtschaftstraktoren, Baumaschinen, Militärfahrzeuge und ausländische Lastenzüge.

Auch wenn Abgase von Benzinmotoren ebenfalls mitnichten harmlos sind, so ereignen sich daraus direkt resultierende schwere akute Vergiftungserscheinungen glücklicherweise relativ selten, welche Feststellungen auch für Dieselmotoren Gültigkeit haben dürften.