

Zeitschrift: Wasser- und Energiewirtschaft = Cours d'eau et énergie
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 60 (1968)
Heft: 4-5

Artikel: Der Eutrophierungsvorgang bei Seen Zentraleuropas
Autor: Thomas, E.A.
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-921085>

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: 19.04.2026

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

die Eigentümer von gefährdeten Wasserfassungen unverzüglich benachrichtigt. Die Feuerwehren grösserer Gemeinden, sogenannte Stützpunktfeuerwehren, werden in der Regel mit Oelschadenanhängern ausgerüstet. Aufgabe der Feuerwehr ist es vor allem, das weitere Ausfliessen von Leckgut so weit als möglich zu unterbinden, seine Ausbreitung einzudämmen, sowie Brände und Explosionen zu verhindern. Es sind die ersten Hilfemassnahmen. Ist Oel be-

reits in grundwasserführende Schichten versickert oder in oberirdische Gewässer abgeflossen, so ist es Sache der Gewässerschutzfachstelle, die in der Regel langdauernden und kostspieligen Sanierungsmassnahmen anzuordnen und zu leiten. Es ist dringend zu wünschen, dass auch die Kantone, die noch über keine Oelwehren verfügen, sie möglichst bald schaffen.

5. Zusammenfassung

Der Gewässerschutz muss inskünftig sowohl mengen- als auch gütemässig verstanden werden. Die Reinhaltung der Gewässer sowie die haushälterische Bewirtschaftung und Pflege der ober- und unterirdischen Wasserschätze bilden eine Einheit und sind eine wichtige Grundlage für die gesunde Entwicklung von Bevölkerung und Wirtschaft. Dazu bedarf es in den Forschungsinstituten, den Verwaltungen des Bundes, der Kantone und grossen Gemeinden der notwendigen Zahl gut ausgebildeter Fachleute technischer und naturwissenschaftlicher Richtung.

Der bis jetzt auf die Oberflächengewässer beschränkte hydrographische Dienst ist auf die wichtigeren Grundwasservorkommen auszudehnen. Die ober- und unterirdischen Gewässer sind aber auch in qualitativer Hinsicht unter regelmässiger Kontrolle zu halten. Alle gewässerschützerischen Massnahmen sind auf die Zweckbestimmungen des Artikels 2 des Bundesgesetzes über den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigung auszurichten.

Trotz der Geldverknappung sind die bewährten Grundsätze der Abwassertechnik zu beachten. Ins Gewicht fallende Einsparungen sind bei einer sinnvollen Begrenzung

der Baugebiete, in der sorgfältigen Orts- und Regionalplanung, durch einfachere, genormte und zum Teil vorfabrizierte Konstruktionen zu suchen. In den letzten Jahren hat der bauliche Gewässerschutz (Abwasserreinigung, Kehrichtbeseitigung, Tankschutz usw.) in einzelnen Landesteilen beachtliche Fortschritte gemacht. Leider besteht aber in gewissen Kantonen noch ein unverantwortlicher Rückstand, der ehrlicherweise nicht mit Finanzierungsschwierigkeiten begründet werden dürfte. Da und dort fehlt es leider am energischen Willen, die eidgenössischen und kantonalen Gewässerschutzvorschriften zu vollziehen. Gelegentlich mangelt es auch an der sachkundigen Beratung in technischen, naturwissenschaftlichen, rechtlichen und administrativen Belangen.

Der kooperative Föderalismus ist auf dem Gebiete des Gewässerschutzes die für schweizerische Verhältnisse angemessene Lösung; hingegen dürfen Gemeindeautonomie und Föderalismus eine vernünftige Zusammenarbeit von Gemeinden, Kantonen und Bund nicht verunmöglichen. In der sinnvollen Aufgabenteilung liegt der Schlüssel für einen beschleunigten und erfolgreichen Gewässerschutz.

DER EUTROPHIERUNGSVORGANG BEI SEEN ZENTRALEUROPAS¹

Prof. Dr. E. A. T h o m a s

(aus dem kantonalen Laboratorium Zürich)

DK 628.394 (4)

1. Einleitung

An einer grossen Zahl von zentraleuropäischen Seen sind im Laufe vieler Jahre zahlreiche biologische, physikalische und chemische oder allgemein limnologische Untersuchungen durchgeführt worden. Dennoch ist eine vergleichende Bearbeitung dieser Seen mit grossen Schwierigkeiten verbunden, weil diese Arbeiten an den verschiedensten Orten publiziert sind, und weil manche Seen sich in den letzten Jahren und Jahrzehnten in tiefgreifender Weise verändert haben.

Aus diesem Grunde ersuchte ich eine grössere Zahl von Kollegen mit Fragebogen um Auskünfte über den Nitrat- und Phosphatgehalt des Oberflächenwassers grösserer Seen, sowohl bei Homothermie als auch bei Sommerstagnation, sowie über Angaben betreffend den Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers und über die Kalkfällung im Verlaufe des Sommers. Es ist sehr wertvoll, dass alle Kollegen mir solche Angaben zur Verfügung stellten und die Zusammenstellung dieses Materials in Tabelle 3 ermöglichten. Im einzelnen sind dies: Dir. Dr. W. N ü m a n n (Langenargen am Bodensee), Prof. Dr. H.-J. E l s t e r (Falkau), Prof. Dr. F. K i e f e r (Konstanz), Prof. Dr. H. L i e b m a n n (München), Fräulein Dr. E. D a n e c k e r (Scharfling am Mondsee), Ing. J. K o p e c k y (Salzburg), Prof. Dr. R. L i e p o l t (Wien), Prof. Dr. I. F i n d e n e g g (Klagenfurt), der äusserst wertvolle Angaben über die österreichischen Seen machte, Dr. G. B o n o m i (Pallanza), Dr. R. A. V o l l e n w e i d e r (Pallanza),

Dir. Dr. P. L a u r e n t (Thonon), Dr. R. M o n o d (Lausanne), Dr. E. B o s s e t (Lausanne), Dr. H. S o l l b e r g e r (Neuchâtel), Dr. H. Z s c h a l e r (Bern), Dr. H. L ü ö n d (Zürich), Prof. Dr. O. J a a g (Zürich), Dr. H. A m b ü h l (Zürich), Dipl. Chemiker K. H. E s c h m a n n (Zug), sowie die Mitarbeiter dieser Forscher. An dieser Stelle möchte ich auch der beiden leider verstorbenen Limnologen Prof. Dr. W. E i n s e l e (Scharfling am Mondsee/Oesterreich) und Prof. Dr. V. T o n o l l i (Pallanza) mit grosser Dankbarkeit gedenken.

Im weiteren konnte ich mich auf frühere Erhebungen an schweizerischen Seen und die dort erwähnten Angaben von Kollegen stützen (T h o m a s, 1953). Allen, die bei der Verwirklichung dieser Arbeit mithalfen, möchte ich auch hier meinen besten Dank aussprechen; darin eingeschlossen sind meine engsten Mitarbeiter des kantonalen Laboratoriums, besonders W. S c h n e e b e l i, M. S p r i n g und A. W e i d m a n n. Kantonschemiker Dr. E. R o m a n n danke ich für das dieser Arbeit entgegengebrachte Verständnis.

Das zusammengetragene Material ist hier nicht endgültig verarbeitet; es gibt aber Bestätigungen meiner an schweizerischen Seen gewonnenen Erfahrungen.

¹ Nach Vorträgen am 'International Symposium on Eutrophication' am 12. Juni 1967 in Madison (Wisc.) und im Linth-Limmat-Verband am 20. Februar 1968 in Zürich.

Die Beschaffung der wissenschaftlichen Unterlagen von Abschnitt 6 erfolgte in Zusammenarbeit mit einem Assistenten des Schweizerischen Nationalfonds. Den Organen des

Schweizerischen Nationalfonds für wissenschaftliche Forschung danke ich deshalb ebenfalls für die Mithilfe bei der Verwirklichung dieser Forschungen.

2. Geographisch-geologische Uebersicht (vergleiche auch Tabelle 3).

Die Seen Zentraleuropas lassen sich zwanglos in folgende sieben Gruppen gliedern:

2.1 DIE BAYERISCHEN SEEN

Sie sind in der schwäbisch-bayerischen Hochebene gelegen, in einer Höhe von mehr als 500 m ü.M. Ihr Einzugsgebiet enthält kalkreiches Gestein, was in der Härte des Wassers zum Ausdruck kommt.

2.2 DIE SALZKAMMERGUTSEEN

In mehr gebirgiger Landschaft liegen die Salzkammergutseen; das Gestein dieser Gegend besteht aus Dolomit und Kalk (Trias und Jura), weshalb hier die Karbonathärte des Seewassers in ähnlichem Rahmen liegt.

2.3 DIE KÄRNTNERSEEN

Durch die Alpenkette teilweise geschützt, haben viele von diesen Seen einen meromiktischen Charakter. Während der Millstätter-, der Ossiacher- und teilweise der Wörthersee Zuflusswasser aus kristallinem Gebiet erhalten, liegt der Weissensee in dolomitreichem Gebiet, was an der Härte des Wassers erkennbar ist.

2.4 DIE SEEN DES ALPENSÜDFUSSES

Das Einzugsgebiet dieser herrlichen Seen ist gross und erstreckt sich teilweise über geologisch uneinheitliches Gebiet, so beim Lago di Garda, der teils Wasser aus kristallinem Alpengebiet, teils aus kalkreichen Voralpen erhält, während das Einzugsgebiet des Lago Maggiore mehrheitlich kalkarm ist.

2.5 DIE SAVOYERSEEN

Deutlich im kalkreichen Gebiet liegen die Savoyerseen, von denen hier zwei Beispiele aufgeführt werden; ihre Karbonathärte ist nicht aussergewöhnlich hoch.

2.6 DIE SEEN DES SCHWEIZERISCHEN MITTELLANDES

Im schweizerischen Mittelland, begrenzt durch Jura und Alpennordrand, durch Léman und Bodensee, liegen 19 Seen von 581,4 bis 3,0 km² Oberfläche. Rechnet man für dieses Gebiet 25 000 km² Oberfläche, so sind 7 % davon durch Seen bedeckt. Der Léman sowie der Briener- und Thunersee und der Urner- und Vierwaldstättersee beziehen einen grossen Teil ihres Wassers aus kristallinem Alpengebiet; sie haben deshalb eine etwas niedrigere Härte als die übrigen Seen dieses Gebietes. Der Lac de Joux, ganz im Jura gelegen, hat bei Homothermie eine niedrigere Härte als Tieflandseen wie der Baldegger- und Hallwilersee oder der Pfäffiker- und Greifensee.

2.7 HÖHER GELEGENE ALPENSEEN

Wie zu erwarten ist, zeichnen sich die höher gelegenen Alpenseen im allgemeinen durch einen niedrigen Salzgehalt aus; viele dieser kleinen Seen liegen im Urgesteinsgebiet und sind kalkarm, so die in Tabelle 3 aufgeführten Engadiner Seen von Sils und St. Moritz. Meromiktische Seen sind unter den höher gelegenen Alpenseen nicht selten (vgl. Abschnitt 6, Ritomsee); da auch die morphologischen und hydrologischen Verhältnisse der höher gelegenen Alpenseen sehr unterschiedlich sind, stellen sie keine einheitliche Gruppe dar. Sie sind fischereilich von grossem Interesse.

3. Der Begriff der See-Eutrophierung

Für die Begriffe «eutroph» und «oligotroph» bestehen heute noch keine allgemein gültigen Definitionen. An dieser Stelle soll auch nicht über die Möglichkeiten der Definition gesprochen werden. Ganz kurz sei aber hervorgehoben, was wir im folgenden unter «Eutrophierung» verstehen.

Jedem langjährigen Beobachter zentraleuropäischer Seen ist bekannt, dass der Grossteil dieser Seen sich in den letzten Jahrzehnten und Jahren stark verändert hat. Der Hauptpunkt dieser Veränderung besteht in einem übermässigen Wuchern der Algen des Oberflächenwassers: Planktonalgen führen zu Wassertrübungen und Schwimmschichten, Uferalgen zu hässlichen Verschlammungen und oft ebenfalls zu Schwimmschichten und einer Schädigung der Schilfbestände. Beim Absterben der Algen entstehen Sauerstoffzehrungen im Tiefenwasser, in der Sprungschicht und oft auch an seichten Uferstellen (Thomas, 1960, 1964 a). Mit dem Wuchern der Algen sind zahlreiche Nachteile verbunden für die Trinkwasserbereitung, die Fischerei, die Badehygiene und den Tourismus. Es besteht kein Zweifel, dass diese Algenwucherungen durch vermehrte Düngstoffeinleitungen in die Seen verursacht sind, also durch den Menschen. Das Anwachsen der Ueberdüngung erfolgt durch die vermehrte Abwasserzufuhr.

Unter «Eutrophierung» verstehen wir deshalb im folgenden diejenige Düngstoffzufuhr, die mit einer Steigerung der

Algenproduktion im See verbunden ist. Eine Restriktion der Algenplagen an Seen erfolgt am besten durch Drosselung der Phosphatzufuhr, 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 Bakteriengehaltes führt (Bosset, 1965 und eigene Untersuchungen),
- Wachstumsstoffe, Hormone usw. 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 (vgl. hierzu Bild 1),
- allein schon die Phosphatzufuhr zu Seewasser genügt, um solche Bakterien und Blaualgen zur starken Vermehrung anzuregen (vgl. hierzu Tabelle 1 und Bild 1),

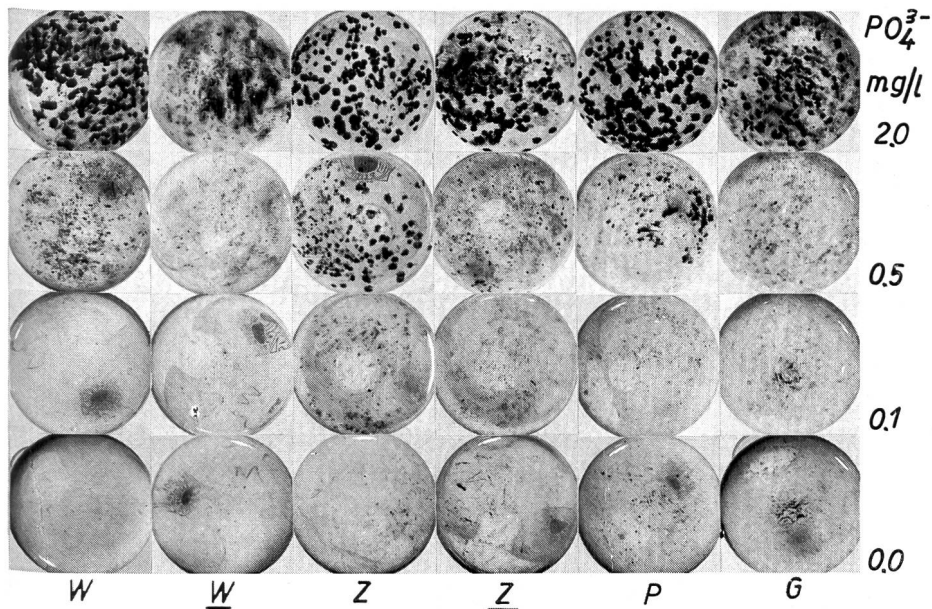


Bild 1
Phosphat als Minimumstoff. Er-
lenmeyerkolben von unten pho-
tographiert, mit Wasser ver-
schiedener Seen, sterilisiert,
ohne Zusatz und mit steigen-
den Phosphatmengen, beimpft
mit einer Oese Uferalgen. W =
Walensee, W = Walensee mit
Spurenelementzusatz, Z = Zü-
richsee, Z = Zürichsee mit Spu-
relementzusatz, P = Pfäfers-
see, G = Greifensee. Ver-
suchsdauer 12. 4. — 14. 7. 1966
(Nordfenster).

- manche Blaualgen Toxine produzieren, die auch für Warmblütler stark giftig sind,
- aus faulenden Organismenanteilen und Schlämmen Stickstoffverbindungen in höherem Prozentsatz in den Stoffwechsel zurückkehren als Phosphorverbindungen,
- bei eutrophen Seen Nitrate zeitweise durch Denitrifikation entfernt werden,
- Phosphate sich aus Abwässern leicht und billig entfernen lassen (durch FeCl_3 im Belebtschlammprozess).

Nach den unter Abschnitt 7 erwähnten Experimenten, erlaubt Oberflächenwasser von Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete ein massenhaftes Wachstum von Algen, wenn man lediglich Nitrat und Phosphat zufügt (Impfmateriale Plankton eines mesotrophen Sees oder Uferalgen). Das heisst: Spurenelemente, Wachstumsstoffe, organische Stoffe usw. spielen zwar selektiv eine Rolle, können aber in den Seen die Gesamt-Algenmenge nicht aufhalten (Thomass, 1953 und Bild 1).

4. Die Seemorphologie als Indikator der Empfindlichkeit gegen Eutrophierung

Bereits Forel (1901), 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. Für die Beurteilung der Eutrophierungsvorgänge ist es wertvoll, den heutigen chemischen und biologischen Zustand eines Sees mit seinem ursprünglichen Zustand vergleichen zu können. Wo keine Untersuchungsdaten aus früheren Zeiten vorliegen, können paläolimnologische Untersuchungen über die See-Sedimente gute Aufschlüsse über den früheren Zustand eines Sees geben. Für die Anfälligkeit gegen Eutrophierung lassen sich die Seen Zentraleuropas in drei Gruppen einteilen: Kleinseen, Seen mittlerer Grösse und grosse Seen (Thomass, 1949, 1964b).

4.1 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 m^2 Seeoberfläche und pro m^3 Seeinhalt auch ohne Einfluss des Menschen viel mehr abgestorbene Laubblätter, Pollenkörner, Insekten und andere Organismen in den See als bei einem grossen See. Diese abgestorbenen Organismen und Organismenanteile 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 einerseits und die sauer-

stoffzehrende Schlammschicht des Seebodens andererseits 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, das heisst der Stoffumsatz des Gewässers ist intensiv. Gegen die Einleitung von Abwässern sind die Kleinseen ganz besonders empfindlich und sollten davor geschützt werden.

4.2 SEEN MITTLERER GRÖSSE

Als Seen mittlerer Grösse können in Zentraleuropa Seen von ca. 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 Abwasserzufuhr 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 aufräumen und zentimeterdicke Schichten bilden.

4.3 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. Nur wenige dieser Seen haben ihren ursprünglichen Zustand beibehalten. Das blaue oder grünblaue Wasser dieser oligotrophen Seen ist klar und durchsichtig. Ihr Gehalt an Phosphorverbindungen, vor allem an Phosphat-Ionen ist äusserst

gering, der Gehalt an Nitrat-Ionen ist auch während des Sommers hoch. Sogar im Oberflächenwasser findet nur eine mengenmässig bescheidene Entwicklung von Phytoplanktonorganismen statt, und auch die litorale Pflanzenproduktion ist gering; aus Mangel an Phosphat können die Pflanzen die vorhandenen Nitrate nicht ausnützen. In unverschmutzten grossen Seen sind der Kalkgehalt und auch der Sauerstoffgehalt während des ganzen Jahres von der Oberfläche bis zur grössten Tiefe annähernd gleich hoch. Die Tiefenfauna ist reichlich entwickelt; im Fischbestand dominieren Edelfische.

5. Die zunehmende Phosphat-Trophierung an Beispielen zentraleuropäischer Seen

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

5.1 DER BODENSEE

Als gute Uebersicht über die Phosphat-Trophie des Bodensees (vgl. *Grim*, 1955, 1967) veröffentlicht *Wagner* (1967, S. 100) eine graphische Darstellung, der wir folgende Werte entnehmen:

1940	0 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1950	4,5 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1955	12 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1960	30 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1964	50 mg/m ³	PO ₄ -Ion

Nach dem gleichen Autor beträgt die Zunahme an Phosphat heute pro Jahr 3 bis 6 mg/m³ PO₄-Ion. Das Ausbleiben der Phosphatzunahme von 1964 zu 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 schweizerischen Seen.

Obschon der Phosphatgehalt des Bodensees bereits erheblich zunahm, ist nach wie vor Phosphor der Minimumstoff des Epilimnions (auch nach *Grim*, 1967).

5.2 DER ZÜRICHSEE

(Bild 2)

Eine kurze Mitteilung über die Phosphat-Trophie des Zürichsees ist bereits erschienen (*Thomas*, 1967), eine eingehendere liegt seit 1965 in Redaktion von Prof. *Ohle*, Deutschland, im Druck (*Thomas*, 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/m ³	PO ₄ -Ion	1962	189,2 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1950	82,4 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1963	202,3 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1956	126,1 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1964	269,0 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1960	152,0 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1965	231,6 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1961	171,7 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1966	234,8 mg/m ³	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 Trockenjahr 1964 den höchsten Phosphatgehalt aufweist, und dass die vielen Regenfälle der Jahre 1965 und 1966 den Phosphatgehalt des Sees nicht erhöhten (keine spezielle Phosphatausschwemmung aus der Landwirtschaft), sondern erniedrigten! Die in den See geschwemmten Erdpartikelchen mit Tonsubstanzen sind offenbar in der Lage, gewisse Mengen von Phosphat zu binden und in den Seeschlamm überzuführen.

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. Am Zürichsee ist das Landwirtschaftsgebiet bereits sehr zusammengeschrumpft zugunsten der Ueberbauung, wie aus Bild 3 deutlich ersichtlich ist.

5.3 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 Gehaltes im Gesamtvolumen noch nicht berechnet, weshalb wir im folgenden die Werte bei Vollzirkulation angeben:

1950	180 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1960	900 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1951	220 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1961	1000 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1953	320 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1962	1000 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1954	550 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1963	1100 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1955	550 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1964	1300 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1956	600 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1965	1300 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1957	900 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1966	1000 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1958	800 mg/m ³	PO ₄ -Ion	1967	900 mg/m ³	PO ₄ -Ion
1959	800 mg/m ³	PO ₄ -Ion		(Frühjahr)	

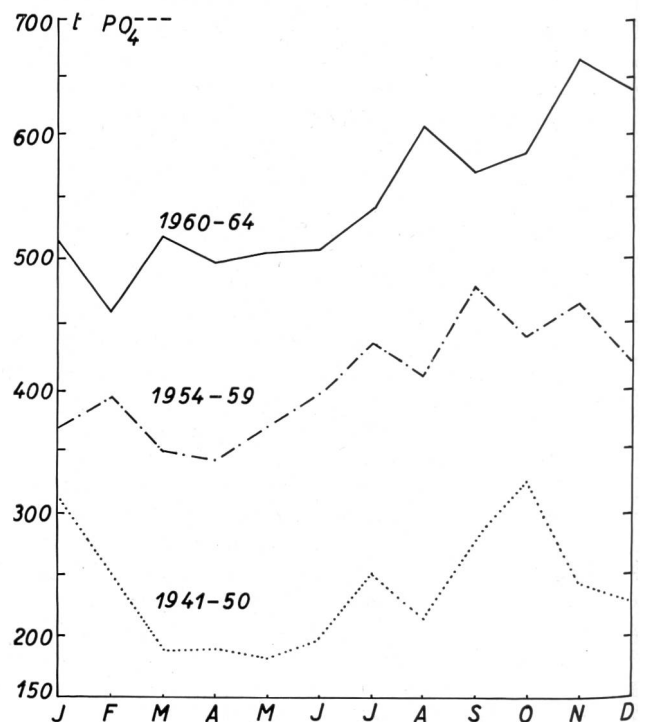


Bild 2 Phosphatzuwachs im Zürichsee. Gehalt in t in der 20–136 m-Schicht; Mittelwerte für verschiedene Jahresgruppen.



Bild 3 Der Zürichsee von Meilen — Halbinsel Au (Wädenswil) bis Rapperswil — Lützelau — Ufenau — Damm Hurden und Zürich-Obersee; rechts im Hintergrund der Sihlsee, Bildmitte rechts das Auseeilein. Die Ueberbauung der Seeufer hat seit dem Datum der Aufnahme (4. Mai 1961) weiter zugenommen. Aufnahme der Swissair-Photo AG. Zürich.

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 ca. 90 Prozent 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 blei-

bende 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!

6. Eutrophierungsmechanismen der Phosphatzufuhr

6.1 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 Ritorsee 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 Türlensee (Thomas, 1948) und der Zürichsee (Thomas und Märki, 1949; Kutsch-

ke, 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 aufgehoben, sobald der Phosphat-Basiswert aufgezehrt ist.

6.2 DIE FORTLAUFENDE PHOSPHATZUFUHR

Bei den zentral-europäischen 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 (Bild 4). 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 m² Seeoberfläche und Jahr.

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 Sommer-

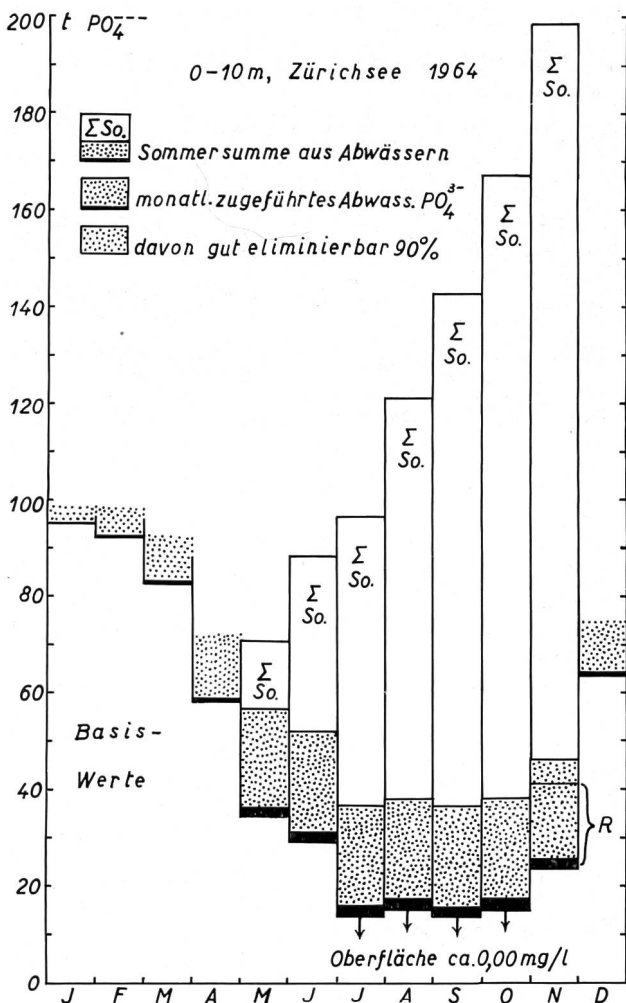


Bild 4 Basisphosphat und Jahreszufuhr an Abwasser-Phosphat am Beispiel des Zürichsees, berechnet für die 0–10 m-Schicht (1964). Die während der Vegetationsperiode durch Abwässer in den See geschwemmte Phosphatmenge ist fast doppelt so gross wie der maximale Basisphosphatgehalt. R = Restphosphat von 10%, das auch nach Phosphatelimination in den Kläranlagen doch in den See gelangt (identisch mit der Summe aller schwarzen Flächen).

stagnation dagegen, also ab Monat Mai, wird die Vegetation des Epilimnions mit der vollen Menge dieser Abwasserphosphate «gefüttert». Wie aus Bild 4 (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 Bild 4, dass rund zwei 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.

6.3 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 Zürich-Untersee, am Oberflächenwasser und am Wasser aus 20 m, 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 wieder gegeben.

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

a) Wasser des Zürich-Obersees, Seemitte Bollingen, nach 20 Tagen

	PO_4^{3-} , mg/l	Keimzahl pro ml
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

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

6.4 DIE DURCH PHOSPHAT STIMULIERTE WUCHSSTOFFPRODUKTION DER BAKTERIEN UND DAS WUCHERN VON ALGEN

Es ist bekannt, dass manche Süsswasser-algen zu ihrem Gedeihen Wuchsstoffe benötigen. Für *Cladophora glomerata* haben wir nachgewiesen, dass es zahlreiche Wasserbakterien gibt, die in der Lage sind, derartige Wuchsstoffe zu produzieren (Thomas, 1963). An unserer Bakterien-Reinkultur S_2 prüften wir, ob auch wuchsstofflie-

fernde 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 Wuchsstoff gebildet wird, was zu vermuten ist.

Bei vermehrter Phosphat-Zufuhr zu einem See ist nach unseren Erfahrungen der folgende Eutrophierungsmechanismus zu erwarten:

↑ vermehrter Bakteriengehalt
 ↑ vermehrte Sauerstoffzehrung
 ↑ vermehrte Wuchsstoffproduktion für Algen
 ↓ vermehrtes Algenwachstum.

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

7. Der Gehalt von Nitrat und Phosphat bei grösseren zentraleuropäischen Seen

Als Einzelproblem im Rahmen meiner Produktionsforschungen drängte sich die Frage auf, ob bei erhöhter Zufuhr von Phosphor- und Stickstoffverbindungen der Gehalt an allen anderen 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 (vgl. 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.

Beobachtungen an zahlreichen schweizerischen Seen führten uns (Thomas 1953) 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 meiner Kollegen in Zentraleuropa war es mir möglich, die Tabelle 3 zusammenzustellen. Gewiss sind nicht überall die gleichen Bestimmungsmethoden angewendet worden, so dass die Werte nicht genau vergleichbar sind. Es lassen sich aus dieser Tabelle aber doch wertvolle grosse Züge herauslesen. Das in Tabelle 2 gegebene Schema wird dabei bestätigt.

Die drei bayerischen Seen Ammersee, Starnbergersee und Chiemsee dürfen unter anderem nach ihrem Sauerstoffgehalt noch als oligotroph beurteilt werden; ihr Gehalt an Nitrat ist hoch, was hier als ursprünglicher Zustand gewertet werden muss.

Beim Tegernsee und Zellersee sind vor kurzem Ringleitungen in Betrieb genommen worden; ihr weiteres Verhalten wird von Interesse sein. Vielleicht darf man es schon als Oligotrophierungszeichen des Zellersees betrachten, dass bei Ende der Sommerstagnationsperiode noch freie Nitrate im Oberflächenwasser vorhanden sind?

Im Fuschlsee bei Salzburg, heute noch oligotroph, ist im Sommer bereits eine Nitratzehrung vorhanden, die durch die tägliche Phosphatzufuhr möglich ist. Hoffentlich gelingt es, die heute in den See fliessenden Abwasser-Phosphate zurückzuhalten, damit die im Sommer noch vorhandenen freien Nitrate nicht ganz verbraucht werden.

Auch die österreichischen Seen Mondsee, Attersee, Traunsee, Wolfgangsee, Hallstättersee und Millstättersee weisen noch gute Sauerstoffverhältnisse auf. Die Phosphatzufuhr ist bei allen diesen Seen so klein, dass der Nitratvorrat des Oberflächenwassers im Sommer nicht verbraucht wird. Der nur 45 m tiefe Ossiachersee ist schon gegenüber geringen Phosphatzufuhren empfindlich, während Weissensee und Wörthersee als meromiktisch hier eine Sonderstellung verdienen.

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 Algenmassenentwicklungen. 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.

Der Lago d'Orta weist durch die Zufuhr von Industrieabwässern im Winter einen besonders hohen Nitratgehalt auf. Es wird interessant sein, die Veränderungen von Nitrat- und Phosphatgehalt im Jahresverlauf exakt zu verfolgen.

Bei den beiden Seen Lac d'Annecy und Lac de Bourget sind Eutrophierungsanzeichen an der Abnahme des Nitrat-

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:	$\begin{matrix} V & W \\ & (w) \end{matrix}$	$\xrightarrow{\text{Abw.}}$	$\begin{matrix} W & W \\ & (w) \end{matrix}$	$\xrightarrow{\text{Abw.}}$	$\begin{matrix} W & W \\ & (v) \end{matrix}$	$\xrightarrow{\text{Abw.}}$	$\begin{matrix} V & W \\ & (v) \end{matrix}$	$\xrightarrow{\text{Abw.}}$	$\begin{matrix} V & v \\ & (v) \end{matrix}$
Beispiel:	Walensee	Aegerisee	Zürichsee bis 1953	Greifensee pro parte	Teich				

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

Tabelle 3

Name des Sees	Oberfläche km ²	Maximaltiefe m	O ₂ mg/l		Nitrate als NO ₃ ⁻ , mg/l		Phosphate als PO ₄ ³⁻ , mg/m ³		CaCO ₃ , mg/l	
			in 50 m Tiefe	ob Grund	Homothermie	Sommerminimum	Homothermie	Sommerminimum	Homothermie	Sommerminimum
Ammersee	47	82	10,4	9,7	—	4,6	15	9	—	185
Starnbergersee	57	127	9,1	6,8	—	3,0	—	(40)	—	126
Chiemsee	80	73	7,3	5,7	—	1,0	—	(80)	—	134
Tegernsee	9,1	71	4,4	0	1,8	—	70	—	136	—
Zellersee (a. Salzach)	4,6	68	5,9	0,3	2,2	0,9	6	0	50	35
Obertrumersee, * = 12 m	4,7	35	0,0*	0,0	3,1	0,1	3	0	145	115
Fuschlsee	2,6	67	9,4	9,1	3,2	0,6	Spur	0	152	145
Mondsee	14	68	5,6	2,9	2,1	0,8	2	0	150	135
Attersee, * = 100 m	47	170	11,1	11,3*	2,2	0,8	0	0	125	119
Traunsee	25	190	8,9	6,0	2,0	1,2	0 (12)	0	110	105
Wolfgangsee, * = 100 m	13	114	10,3	3,8*	1,7	1,3	2	0	124	118
Hallstättersee	8,6	125	9,5	1,1	1,8	1,6	0	0	96,5	95
Weissensee, merom.	6,6	99	0,0	0,0	0,4	0,05	0	0	155	137
Millstättersee	13,3	140	7,6	1,9	2,0	0,4	3	3	104	83
Ossiachersee	10,6	45	—	0,3	2,2	0,09	3	0	104	84
Wörthersee, merom.	19,4	84	0,0	0,0	0,7	0,0	3	0	128	110
Lago di Garda	370	346	7,8	6,6	0,9	0,7	24	9	106	—
Lago d'Iseo	65	251	genügend		—	1,9	—	<15	—	81,5
Lago di Como	146	410	8,6	5,8	2,2	1,7	6	—	65	55
Lago Maggiore	212	370	8,7	6,9	2,9	1,0	20	3	40	30
Lago d'Orta	18	143	2,7	0,9	22,1	—	<15	<15	—	—
Lago di Lugano	49	288	3,5	1,3	1,7	<0,2	90	<7	120	975
Lac d'Annecy	27	81	5,4	0,1	0,8	0,1	(60)	(45)	132	123
Lac de Bourget	44	145	8,8	0,6	2,6	0,3	—	(45)	148	125
Le Léman	589	309	9,0	4,6	1,8	0,8	(87)	(18)	88	82
Lac de Joux	8,7	33,5	4,2	2,2	0,9	0,2	15	4	143	137,5
Lac de Neuchâtel	214	153	5,7	8,3	3,1	1,4	(31)	(45)	130	106
Brienzersee	29	260	genügend		0,9	0,4	<10	<10	75	60
Thunersee	47	218	8,8	6,1	1,4	0,4	50	<10	105	81
Bielersee	40	74	0	0	4,2	0,9	200	<10	140	107
Urnersee	20	205	8,0	8,4	1,7	0,4	10	<5	95	75
Vierwaldstättersee	114	214	7,8	3,5	1,6	0,09	21	1	99	72
Aegerisee	7,2	83	6,0	4,0	1,4	0,0	<10	0	112	100
Zugersee	38	198	3,5	0,0	1,5	0,1	150	0	128	107
Sempachersee	14	86	7,0	0,3	1,6	0,2	20	0	125	100
Baldeggersee	5,2	67	0,1	0,0	1,6	0,0	420	0	202	120
Hallwilersee	10,3	48	0,1	0,0	1,6	0,0	200	0	162	115
Walensee	24	145	9,5	6,8	1,8	0,5	<10	0	111	87
Zürich-Obersee	20	48	1,9	0,0	2,9	0,0	45	0	132	105
Zürichsee	68	138	4,7	0,0	3,2	0-0,4	290	0	125	90
Pfäffikersee * = 20 m	3,3	34	0*	0,0	5,0	0,0	700	0	190	102
Greifensee * = 20 m	8,6	32	0*	0,0	8,0	0-1,5	1100	0	215	105
Bodensee	474	252	9,5	4,3	3,3	2,9	45	<6	130	105
Untersee * = 20 m	63	46	3,4*	0,0	2,2	1,1	20	<14	120	106
Silsersee	4,1	71	genügend		0,4	<0,2	<20	<20	37	31
St. Moritzersee	0,8	44	—	0,0	0,4	0,4	<20	<20	40	37

() = Gesamt P, angegeben als PO₄³⁻, mg/m³

gehalten im Sommer zu erkennen, was auch für zahlreiche schweizerische Seen zutrifft. 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 besonderen 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 (23. September 1965 mit Sommerminimum von 1,5 mg/l NO₃-Ion) — im Sommer Nitrate im Oberflächenwasser finden, die der grossen Abwasserzufuhr zuzuschreiben sind. Auch im Zürichsee sank das Nitratminimum des Jahres 1965 nicht unter 0,4 mg/l NO₃-Ion (19. August 1965). Einen Vergleich über den Phosphatgehalt im Einzugsgebiet und der Umgebung des Zürichsees erlaubt Bild 5.

Als Beispiele für höher gelegene Alpenseen sind in Tabelle 3 der Silsersee und der St. Moritzersee aufgeführt, die 1800, beziehungsweise 1771 m ü.M. liegen. Das Wasser des

noch oligotrophen Silsersees passiert den Silvaplannersee und den See von Campfèr, um dann in den nur 1,5 km langen St. Moritzersee 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 geht aus Tabelle 3 hervor, dass zwar in Seen mit hohem Basis-Phosphatgehalt bei Homothermie Eutrophierungserscheinungen zu erwarten sind, dass aber die täglich in den See fliessenden Phosphat-Ionen für die Eutrophierungserscheinungen von noch grösserer Bedeutung sind. 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.

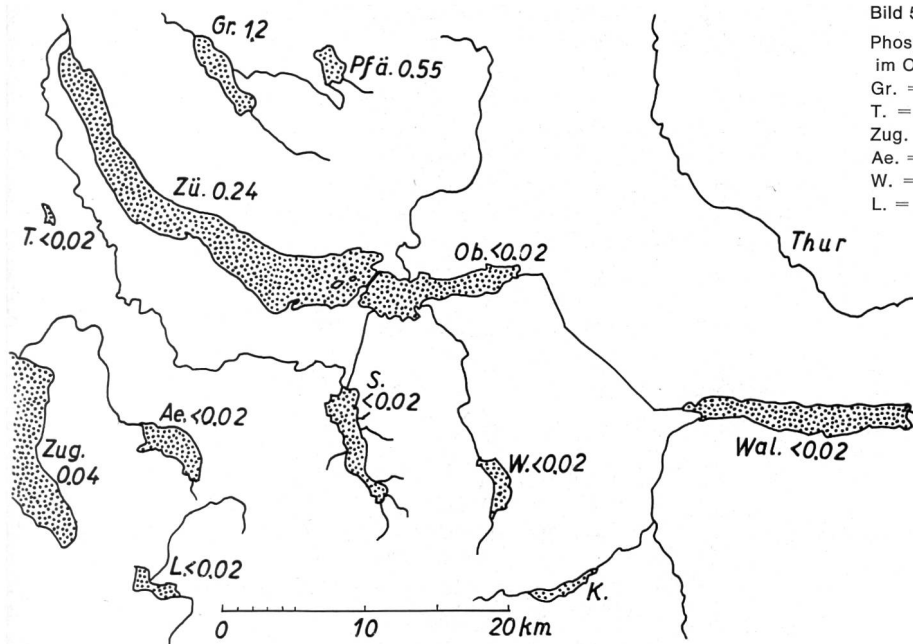


Bild 5
Phosphatgehalt in mg/l PO_4^{3-} bei Vollzirkulation im Oberflächenwasser; Zü. = Zürichsee, Gr. = Greifensee, Pfä. = Pfäffikersee, T. = Türlensee, Ob. = Obersee, Zug. = Zugersee (Wert 1948, heute mehr als 0,1), Ae. = Aegerisee, S. = Sihlsee, W. = Wägitalersee, Wal. = Walensee, L. = Lauerzersee.

8. Massnahmen gegen die See-Eutrophierung in Zentraleuropa

8.1 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 gelegt werden müssen. Solche Ringleitungen sind vor wenigen Jahren erstellt worden am Tegernsee (Deutschland; auf Empfehlung von Prof. Dr. H. Liebmann), am Zellersee (Oesterreich; auf Empfehlung von Prof. Dr. R. Liepolt) und am Hallwilersee (Schweiz; auf Empfehlung von Dr. H. Ambühl) sowie 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 Zürich am rechten Seeufer erfasst mit Uferstrecken von je ca. 6 km Länge. 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 erste Sanierungserscheinungen berichteten Liepolt (1966) und Findenegg (brieflich).

8.2 PHOSPHATELIMINATION AUS ABWÄSSERN

Ueber die Phosphatelimination aus Abwässern liegen zahlreiche Publikationen vor. Eigene Erfahrungen über die Phosphatelimination in Belebtschlammmanlagen erstrecken sich auf mehr als zehn Jahre; Ferrichlorid wird kontinuierlich in den Zulauf oder Ablauf von Belebtschlammbecken geleitet, wobei sich rund 90 Prozent 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 Prozent der Kosten der mechanisch-biologischen Reinigung; die Chemikalienkosten belaufen sich in der Schweiz auf Fr. 11.60 pro 1000 m³ Abwasser (Thomas, 1965 und 1966) oder ca. Fr. 2.— pro Kopf und Jahr.

In der Schweiz bestehen Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer vom 1. September 1966, die vom Eidgenössischen Departement des Innern herausgege-

ben wurden. 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. In den Kläranlagen von Uster (20 000 Einw.) und Stäfa (10 000 Einw.) werden die Phosphate dauernd ausgefällt; der geforderte Eliminations-effekt wird erreicht. Auch in den Kläranlagen von Hinwil (Kanton Zürich), Hochdorf (Kanton Luzern) und Münsterlingen (Kanton Thurgau) werden die Phosphate bereits im Dauerbetrieb ausgefällt, neuerdings auch in Wädenswil.

Der Regierungsrat des Kantons Zürich hat mit Beschlüssen vom 4. Februar 1965 und vom 2. Februar 1967 verlangt, dass alle Gemeinden im Einzugsgebiet des Zürichsees, des Greifensees und des Pfäffikersees die Phosphate aus den Abwässern entfernen; die Einrichtung der Fällungsanlagen ist im Gange. — Eine Stickstoffelimination wird nicht in Betracht gezogen.

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.

8.3 DAS VERBOT DER TRINKWASSER-PHOSPHATIERUNG

Nach Untersuchungen von Dr. E. Bossert (1965), Lausanne, führt der Zusatz von Phosphaten zu Trinkwasser in den Leitungen zu einer starken Erhöhung des Bakteriengehaltes 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.

8.4 DAS VERMEIDEN DER ABLEITUNG VON TIERISCHER JAUCHE UND SILOABWASSER

In der Schweiz und in anderen zentraleuropäischen Ländern ist das Ableiten von tierischer Jauche und Siloabwasser in ein Gewässer verboten. Diese landwirtschaftlichen Abwässer enthalten reichlich Düngstoffe, die land-

wirtschaftlich ausgewertet werden müssen. Die Gewässerschutzämter haben diesem Problem ihre Aufmerksamkeit zu schenken.

8.5 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.

9. Die zwei Aspekte der See-Sanierung

9.1 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 $350 \cdot 10^5 \text{ m}^3$. Wenn dieser Schicht täglich $750 \cdot 10^5 \text{ mg}$ Phosphat zugeführt werden, so bedeutet dies pro Liter täglich $2 \mu\text{g PO}_4^{3-}$ oder in 10 Tagen $0,02 \text{ mg/l}$. Das sind bereits chemisch gut nachweisbare Mengen, die aber im See laufend durch das Phytoplankton aufgenommen und verarbeitet werden. Mit anderen Worten erlauben gerade diese täglich mit Abwässern in den See geleiteten Phosphate, dass während des Sommers eine ständige Planktonvermehrung aufrecht erhalten 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.

Diese Tatsachen sind für die Zurückdrängung der Eutrophierung von grosser Bedeutung. Wenn die Phosphatzufuhr aus Kläranlagen durch Elimination von 90 Prozent der

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.

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.

9.2 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.

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

ZITIERTE LITERATUR

Kreisschreiben Nr. 16 betreffend die Verwendung von Phosphaten zur Wasseraufbereitung (sog. «Phosphat-Impfung»). Eidg. Gesundheitsamt, 3011 Bern, 26. April 1966.
Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer. Eidg. Departement des Innern, 3011 Bern, 1. September 1966.
Ambühl, H. 1964. Die Nährstoffelimination aus der Sicht des Limnologen. Schweiz. Z. f. Hydrologie. 26: 569-594.
Bachmann, H. 1924. Temperaturen des Ritomsees. Schweiz. Z. f. Hydrologie, 2. Jahrgang, H. 3, 21—28.
Bachofen, R. 1960. Stoffhaushalt und Sedimentation im Baldegger- und Hallwilersee. Diss. Universität Zürich, 118 S., Juris-Verlag Zürich.
Baldi, Ed. 1949. Alcuni caratteri generali dei laghi marginali sudalpini. Verh. I. V. L. 10:50—69.
Bianucci, C. 1966. L'inquinamento del Lago di Varese. Studio chimico-fisico. Acqua Industriale 43 (May-June).
Bossset, E. 1962. Le Lac de Joux, étude hydrologique du bassin, 1953—1957. Schweiz. Z. f. Hydrologie 24:90—151.
— 1965. Incidences hygiéniques de la vaccination des eaux de boisson au moyen de polyphosphates. Monatsbulletin. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachm. 45:146—148.
Elster, H. J., Lehn H. et al. 1963. Bodensee-Projekt der deutschen Forschungsgemeinschaft. Franz Steiner Verlag, Wiesbaden.
Eschmann, K. H. 1964. Das Wasser des Zuger- und Aegerisees und seine Eignung zur Trinkwasserbereitung. Monatsbulletin Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. Nr. 1/2.
Findenegg, I. 1934. Beiträge zur Kenntnis des Ossiacher Sees. Carinthia 2.
— 1953. Kärntner Seen naturkundlich betrachtet. Ferd. Kleinmayr, Klagenfurt, 101 S.
— 1959. Die Gewässer Oesterreichs. Lunz, 1959.
— 1966. Phytoplankton und Primärproduktion einiger ostschweizerischer Seen und des Bodensees. Schweiz. Z. f. Hydrologie 28:148—172.
— 1965. Limnologische Unterschiede zwischen den österreichischen

und ostschweizerischen Alpenseen und ihre Auswirkung auf das Phytoplankton. Vierteljahrsschrift Naturf. Ges. Zürich 110:289—300.
Forel, F. A. 1901. Handbuch der Seenkunde; Allgemeine Limnologie. Stuttgart, Verlag J. Engelhorn, 249 S.
Gessner, F. 1942/45 (Tegernsee). Arch. f. Hydrobiol., 687—732.
Grim, J. 1955. Die chemischen und planktologischen Veränderungen des Bodensee-Obersees in den letzten 20 Jahren. Arch. Hydrobiol. Suppl. 22:310—322.
— 1967. Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. Gas- und Wasserfachm. 108:1261—1271.
Grote, A. 1934. Der Sauerstoffhaushalt der Seen. Binnengewässer, 14:217 S.
Halbfass, W. 1923. Die Seen der Erde. Peterm. Mitt. 1923.
Hörlner, A. 1966. Hochrheinschiffahrt und Gewässerschutz im Gebiet des Bodensees sowie Beitrag der Schweiz zum Schutze des Sees gegen Verunreinigung. Oesterreich. Wasserwirtschaft, 18:15—24.
Hubault, E. 1947. Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France. Ann. de l'Ecole Nat. Eaux et Forêts 10:115—259.
Jaag, O. 1952. Der derzeitige Zustand der schweizerischen Gewässer. Fisch und Fischerei, Verlag G. Schmid, Winterthur, 343—354.
Kiefer, F. 1955. Naturkunde des Bodensees. Jan Thorbecke Verlag, Lindau und Konstanz, 169 S.
Kutschke, Inge 1966. Die thermischen Verhältnisse im Zürichsee zwischen 1937 und 1963 und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Vierteljahrsschrift Naturf. Ges. Zürich 111:47—124.
Laurent, P., Monod, R. et al. 1964. Rapport sur l'état sanitaire du Léman de 1957—60. L'ère nouvelle S. A., Lausanne 292 S.
Liebmann, H. 1959 (Tegernsee). Münchn. Beiträge z. Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 6.
— 1966. Untersuchungen zur Biologie des Chiemsees. Allg. Fischereizeitung 91, H. 12.
Liepolt, R. 1957. Die Verunreinigung des Zellersees. Wasser und Abwasser, Bd. 1957, 9—37.

- 1958. Zur limnologischen Erforschung des Zellersees in Salzburg. Wasser und Abwasser, Bd. 1958, 18—101.
- 1966. Die limnologischen Verhältnisse des Zellersees, seine Verunreinigung und Sanierung. Föderation Europäischer Gewässerschutz, Symposium Salzburg, September 1966.
- L ü ö n d , H. 1966. Der Urnersee (Manuskript).
- M e r l o , S. und M o z z i , C. 1963. Ricerche limn. sul. Lago di Garda. Arch. Oceanogr. Limn. (Venezia), 13/1: 1—124.
- M o n o d , R. 1966. Rapport concernant l'évolution physico-chimique des eaux du Léman, campagne 1965. Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman et du Rhône contre la pollution; Lausanne.
- M o r t o n , F. 1930—31. Thermik und Sauerstoffverteilung im Hallstättersee. Arch. f. Hydrobiologie 23: 177 S.
- N ä h e r , W. 1963 (Starnbergersee). Arch. f. Hydrobiol. 59/4:401—466.
- N ü m a n n , W. 1963. Endbericht an die Arbeitsgemeinschaft Industrieller Forschungsvereinigungen über den Zustand des Bodensees und seiner Mündungsgebiete. Staatl. Institut f. Seenforschung, Langengen.
- P i c o t t i , M. 1964. (Lago d'Orta). Bolletino di pesca, piscicoltura e idrobiologia 19/1: 5—193.
- S c h ü r m a n n , J. 1964. Untersuchungen über organische Stoffe im Wasser des Zürichsees. Vierteljahrsschrift Naturf. Ges. Zürich 109: 409—460.
- S o l l b e r g e r , H. 1967. Le lac de Neuchâtel (Suisse), ses eaux, ses sédiments, ses courants lacustres (im Druck).
- S u c h e t , M. 1954. Etude physico-chimique des eaux du lac d'Anecy. Ann. Station Centrale d'Hydrobiol. Appl. 5: 159—184.
- T h i e n e m a n n , A. 1928. Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Binnengewässer, Band 4, 175 S.
- T i s o , A. 1962. I sali nutritivi nelle acque del Lago di Garda. Arch. Oceanogr. Limnol. 3: 361—378.
- T h o m a s , E. A. 1948. Limnologische Untersuchungen am Türlerseer. Schweiz. Z. f. Hydrologie 11: 90—177.
- 1949. Regionallimnologische Studien an 25 Seen der Nordschweiz. Verh. I.V.L. 10: 489—495.
- 1953. Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Monatsbulletin Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. 33: 25—32 und 71—79.
- 1955. Sedimentation in oligotrophen und eutrophen Seen als Ausdruck der Produktivität. Verh. I.V.L. 12: 383—393.
- 1960. Sauerstoffminima und Stoffkreisläufe im ufernahen Oberflächenwasser des Zürichsees (Cladophora- und Phragmites-Gürtel). Monatsbulletin Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. 40: 140—167.
- 1963. Versuche über die Wachstumsförderung von Cladophora- und Rhizoclonium-Kulturen durch Bakterienstoffe. Ber. Schweiz. Bot. Ges. 73: 504—518.
- 1964a. Massenentwicklung von Lamprocystis roseo-persicina als tertiäre Verschmutzung am Ufer des Zürichsees. Vierteljahrsschrift Naturf. Ges. Zürich 109: 267—276.
- 1964b. Seetypen und Gewässerschutz. Vierteljahrsschrift Naturf. Ges. Zürich 109: 511—517.
- 1965a. Der Verlauf der Eutrophierung des Zürichsees. Mitteil. der Oesterr. Sanitätsverwaltung 66, H. 5, 11 S.
- 1965b. Phosphat-Elimination in der Belebtschlammanlage von Mändorf und Phosphat-Fixation in See- und Klärschlamm. Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich 110: 419—434.
- 1966. Phosphatfällung in der Kläranlage von Uster und Beseitigung des Eisen-Phosphat-Schlammes (1960 und 1966). Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich 111:309—318.
- 1967. Die Phosphat-Hypertrophie der Gewässer. Chemisch Weekblad, Koninklijke Nederlandse Chemische Vereniging.
- 1968. Die Phosphattrophierung des Zürichsees und anderer Schweizerseen; Symposium Plön 1965. Mitteilungen I.V.L. (im Druck).
- und M ä r k i , E. 1949. Der heutige Zustand des Zürichsees. Verh. I.V.L. 10: 476—488.
- V o l l e n w e i d e r , R. A. 1963. Studi sulla situazione attuale del regime chimico e biologico del Lago d'Orta. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 16: 21—125.
- 1965. Materiali ed idee per una idrochimica delle acque insubriche. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 19: 213—286.
- W a g n e r , G. 1967. Beiträge zum Sauerstoff-, Stickstoff- und Phosphorhaushalt des Bodensees. Arch. Hydrobiol. 63: 86—103.
- Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. E. A. Thomas (Prof. der Universität Zürich), Kilchbergstrasse 113, 8038 Zürich.

WASSERWIRTSCHAFTLICHE PROBLEME BEI ATOMKRAFTWERKEN

erläutert an der Anlage in Beznau

von Dr. Erwin Märki, Vorsteher des aargauischen Gewässerschutzamtes, Aarau¹

DK 621.384.2 + 628.394

1. Einleitung

Die natürliche Radioaktivität einiger Elemente kann glücklicherweise auch für friedliche Zwecke der Menschheit nutzbar gemacht werden. Bei der Umwandlung von radioaktiven Atomen in andere, sendet der aktive Atomkern mindestens eine von drei Strahlenarten aus, nämlich: Alpha-Strahlen, die aus Heliumkernen, Beta-Strahlen, die aus Elektronen bestehen oder Gamma-Strahlen, die röntgenstrahlenähnlichen Charakter aufweisen. Die beim Atomzerfall (Fission) auftretende Strahlungsenergie kann ungeheure Ausmasse annehmen. So produziert ein kg Uran U-235 eine Wärmemenge von ca. 20 Milliarden kcal, was einer Energie von 24 Millionen Kilowattstunden entspricht.

Bei der klassischen Erzeugung von elektrischer Energie mit Hilfe von Wasserkraft findet keine chemische Veränderung des Energieträgers statt. Solche Werke arbeiten mit einem recht hohen Wirkungsgrad (90 bis 95 %).

Bei den klassischen Dampfkraftwerken wird der Wärmeinhalt von fossilen Brennstoffen (Kohle und Mineralöl) zur Erzeugung von Dampf und über Dampfturbinen zur Elektrizität umgewandelt, wobei im allgemeinen mit einem Wirkungsgrad von 35 bis 40 % gerechnet werden darf.

Kraftwerke auf der Basis von Gasturbinen erreichen einen etwas höheren Wirkungsgrad und damit eine bessere Ausnutzung der investierten Wärmemenge.

¹ Nach einem Vortrag anlässlich der Hauptversammlung des Linth-Limmatverbandes am 26. März 1968 in Baden.

Die seit rund 20 Jahren im Aufbau begriffenen Atomkraftwerke (Kernkraftwerke), die auf dem Prinzip der Kernspaltung (Fission) beruhen, die in einem sogenannten Reaktor abläuft, erreichen nach den neuesten Erfahrungen einen Wirkungsgrad von 30 bis 35 %.

Die restliche, vorläufig noch nicht wirtschaftlich ausnutzbare Wärmeenergie wird an die Umgebung, die Luft, respektive das Wasser übertragen. Für konventionell-thermische Werke beträgt diese Energie 45 bis 55 % und für Kernkraftwerke gar 60 bis 65 %.

Aus dieser kurzen Uebersicht geht eindeutig die Bedeutung hervor, die bei der Planung von Atomkraftwerken der Beseitigung der Ueberschusswärme zukommt.

Neben der Kühlwasserfrage sind beim Bau und Betrieb von Atomkraftwerken noch andere wasserwirtschaftliche Probleme zu berücksichtigen. Die nachfolgenden Ausführungen sollen eine Uebersicht über die Belange der Wasserwirtschaft, des Grundwasserschutzes und der Abwasserreinigung beim Bau und Betrieb von Atomkraftwerken im allgemeinen und beim ersten Atomkraftwerk der Schweiz in der Beznau im besonderen vermitteln.

2. Standort eines Atomkraftwerkes

Mitbestimmend für die Wahl eines Standortes sind verschiedene Faktoren, wie Lage im Energie-Versorgungsgebiet, Strahlenschutz, Grundwasservorkommen, Beschaffung von Kühlwasser, Abwasserbeseitigungsmöglichkeiten und die meteorologischen Bedingungen (Bild 1).