

Die Eutrophierung von Seen und Flüssen, deren Ursprung und Abwehr

Beitrag zur Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. HANS FISCHER

Von

E. A. THOMAS (Zürich)

Aus dem kantonalen Laboratorium Zürich; Vorstand Dr. M. STAUB

Die Reinhaltung der Gewässer ist in den letzten Jahrzehnten und besonders seit dem zweiten Weltkrieg in allen industrialisierten Ländern und überall, wo viele Menschen auf engem Raum zusammenleben, zu einer wichtigen Aufgabe der Menschheit geworden. Zwar hat man schon vor einem Jahrhundert in vielen Ländern erkannt, dass die Verschmutzung der Gewässer verhindert werden sollte, und man hat schon damals Gesetze und Verordnungen erlassen, um die Reinhaltung der Gewässer zu gewährleisten. In der Schweiz trat beispielsweise im Kanton Zürich am 10. Dezember 1876 das ausgezeichnete Gesetz betreffend die öffentliche Gesundheitspflege und die Lebensmittelpolizei in Kraft, und am 1. Juni 1881 wurde die klare kantonale Verordnung betreffend die Reinhaltung der Gewässer erlassen. Im Anschluss an diese Vollziehungsverordnung hat die Direktion des Gesundheitswesens schon damals Bedingungen aufgestellt, denen fließende Gewässer in 50 Meter Entfernung vom Abwassereinlauf und stehende Gewässer in 100 Meter Entfernung vom Abwassereinlauf zu genügen haben. Diese Bedingungen beziehen sich auf Kaliumpermanganatverbrauch (weniger als 60 mg/l), Stickstoff in löslicher organischer Verbindung (weniger als 1 mg/l), gesundheitsschädliche, lösliche Metallverbindungen von Blei, Kupfer usw. (weniger als 2 mg/l), Arsen in irgendeiner Form (weniger als 0,05 mg/l), aktives Chlor, beim Ansäuern mit Schwefelsäure frei werdend (weniger als 1 mg/l), Schwefelwasserstoff oder durch Kohlensäure zersetzbare Sulfid (weniger als 1 mg/l), freie Säure (in einem Liter weniger als mit 10 ml Normalalkali neutralisiert wird), freie Lauge (in einem Liter weniger als mit 10 ml Normalsäure neutralisiert wird), sowenig färbende Substanz, dass das Wasser in einer Schicht von 10 cm Tiefe in ein weisses Gefäss gebracht bei Tageslicht eine bestimmte Farbe nicht mehr zeigt. — Alle diese Bestimmungen sind aber viel zu selten angewendet worden.

Für die Notwendigkeit der Abwasserreinigung ist heute bei den verantwortlichen Behörden und in breiten Bevölkerungskreisen viel Verständnis vorhanden. In manchen Fällen ist es aber auch für den Fachmann nicht leicht zu überblicken, wie

weitgehend ein Abwasser gereinigt werden muss, bevor es in einen Vorfluter eingeleitet werden darf. Vor allem stehen dabei biologische Probleme im Vordergrund. Nach der Reinigung sei ein abzuleitendes Abwasser vollständig ungiftig und weitgehend befreit von organischen Stoffen; trotzdem kann es in Seen und Flüssen Erscheinungen hervorrufen, die für uns in mancher Hinsicht sehr unerwünscht sind. Mit diesen Erscheinungen und der Möglichkeit ihrer Abwehr sollen sich die folgenden Ausführungen befassen.

I. Der ursprüngliche Zustand von Seen und Flüssen

A. Der ursprüngliche Zustand von Seen

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 einen 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. Beispielsweise gilt für die Seen der Nordschweiz, dass alle 20 m tiefen oder tieferen Seen, mit mindestens ca. 50 ha Oberflächenausdehnung, wie Untersuchungen an Schlammprofilen zeigten, bis vor wenigen Jahrzehnten dem oligotrophen Typus angehörten (THOMAS, 1949). Heute befindet sich allerdings ein grosser Teil dieser Seen als Folge von künstlicher Düngung im eutrophen Zustand. Für die folgende Betrachtung seien die Seen in zwei morphologisch definierte Gruppen eingeteilt, die grösseren Seen (mindestens 20 m tief und mindestens 50 ha Oberfläche) und die Kleinseen (weniger als 20 m tief und weniger als 50 ha Oberfläche).

1. Der ursprüngliche Zustand der grösseren Seen

Glücklicherweise gibt es heute noch eine Anzahl von grösseren Seen, die ihren ursprünglichen Zustand ganz oder annähernd bewahrt haben. Dank ihrer Tiefe verfügen sie über eine grosse hypolimnische Wassermasse. Ihr blaues oder grünblaues Wasser ist klar und durchsichtig. Sein Gehalt an Phosphorverbindungen ist äusserst gering und erlaubt den Pflanzen nicht, die vorhandenen Nitrate auszunützen. Sogar im Oberflächenwasser findet nur eine mengenmässig bescheidene Entwicklung von Phytoplankton-Organismen statt, und auch die litorale Pflanzenproduktion ist gering. Die grosse Lichtdurchlässigkeit des Wassers verhindert die Ausbildung einer deutlichen Sprungschicht und gibt den Pflanzen auch in grösseren Tiefen gute Entwicklungsmöglichkeiten.

Der Kalkgehalt und auch der Sauerstoffgehalt sind bei diesen Seen während des ganzen Jahres von der Oberfläche bis zur grössten Tiefe annähernd gleich hoch; Sauerstoffschwund, Ammoniak, Eisen, Mangan und Schwefelwasserstoff fehlen im Tiefenwasser. Die litorale Pflanzenproduktion und die Phytoplanktonproduktion sind während des ganzen Jahres gering, im Gegensatz zur Tiefenfauna, die verhältnismässig reich ist. Im Fischbestand dominieren die Coregonen.

2. Der ursprüngliche Zustand der Kleinseen

Bei einem Kleinsee bringen die Zuflüsse und der Wind pro m² Seeoberfläche und pro m³ 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 Organismenteile zersetzen sich im Seewasser und geben die dabei entstehenden Düngstoffe frei für die vermehrte Entwicklung der Plankton- und Uferalgen. Bei solchen Kleinseen ist deshalb auch ohne den Einfluss des Menschen im Tiefenwasser bei Sommerstagnation ein Sauerstoffschwund zu erwarten, ebenso das Auftreten von viel Ammoniak, Eisen, Mangan und Schwefelwasserstoff.

B. Der ursprüngliche Zustand von Flüssen

In Flüssen, die nicht durch Abwasser verunreinigt sind, erwarten wir im allgemeinen klares bläuliches Wasser, nur in Moorgebieten bräunliches. Die Steine des Flussbettes sind nicht oder nur wenig mit Algen überwachsen. Das Wasser enthält weder ein Übermass noch einen Mangel an Sauerstoff. Solche Flüsse sind für die fischereiliche Bewirtschaftung, aber auch für Wasserversorgungen oder zum Baden geeignet.

II. Die Folgen der Verschmutzung durch Abwässer

A. Die Folgen der Verschmutzung bei Seen

Ungereinigte Abwässer machen sich an Seeufern bemerkbar durch Trübung und Färbung des Seewassers, in schlimmen Fällen auch durch Papier und andere Feststoffe oder durch Öl. Bakterien, aber auch Planktonalgen und Uferalgen entwickeln sich reichlich. Kleinseen sind gegen die Einleitung von Abwässern sehr empfindlich; rasch wird das Wasser des Hypolimnions sauerstofffrei. Aber auch bei grossen Seen kann vollständiger Sauerstoffschwund an ganz verschiedenen Stellen auftreten: a) im über dem Bodenschlamm liegenden Wasser, b) im unteren Teil des Metalimnions, c) an Uferstellen, an denen Algenmassen zusammengetrieben wurden und verfaulen (THOMAS 1955a, 1960a). Die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse in Seen gefährden oder vernichten die Bestände der wertvollen Coregonen und damit die fischereiliche Bewirtschaftung. Die Trinkwasserbereitung ist in verschmutzten Seen erschwert. Seebäder dürfen sich nicht in der Nähe von Abwassereinleitungen befinden.

B. Die Folgen der Verschmutzung bei Flüssen

Im Gegensatz zu den Seen ist bei den Flüssen die Uferlinie verglichen mit der Oberfläche sehr weit ausgedehnt. Ästhetische Missstände durch Abwassereinleitung belästigen deshalb auf beiden Seiten des Flusses die Uferanwohner, Fischer, Badenden und Spaziergänger über lange Distanzen. Wir denken an Papierfetzen, Lumpen usw., aber auch an Trübungen und Verfärbungen oder an Geruchsbelästigungen.

Ebenfalls von Auge sichtbar sind die durch Abwässer verursachten Veränderungen der Biocoenosen des Flussbettes, das Auftreten von polysaprophytischen Organismen wie *Sphaerotilus*. Die schnell wachsenden Zotten von *Sphaerotilus* werden von der Strömung immer wieder abgerissen und über weite Strecken fortgeführt, einen hässlichen Anblick bietend. Erst nach längerer Fließstrecke bringt die Selbstreinigung im Sinne von KOLKWITZ und MARSSON (1908, 1909 und 1950) stufenweise eine günstigere Beschaffenheit der Biocoenosen. Die Bakterien und anderen heterotrophen Organismen treten zurück zugunsten von Algen, der Sauerstoffgehalt des Wassers steigt und die vorher ungünstige Beschaffenheit des Wassers verbessert sich wieder.

Verschmutzung von Flüssen verschlechtert die Möglichkeit der Trinkwasserbereitung und der Verwendung von Flusswasser als Brauchwasser. Wo Grundwasser durch Flüsse gespiesen wird, kann es durch Verschmutzungen unbrauchbar gemacht werden. Nur unverschmutzte Flüsse eignen sich zum Baden. Fischereilich bedeutet die Verschmutzung eines Flusses eine teilweise oder ganze Entwertung des Gewässers.

III. Die ersten Erfolge der Abwasserreinigung

A. Erfolge der Abwasserreinigung bei Seen

Heute ist die Auffassung sehr verbreitet, dass die in Seen und Flüsse einzuleitenden Abwässer nicht nur mechanisch, sondern auch biologisch zu reinigen seien. Eine spezielle Reinigung zur Entfernung der Düngstoffe wird erst selten angewendet. Die nächsten Ausführungen gehen deshalb von der Annahme aus, dass die in Flüsse und Seen einzuleitenden Abwässer sowohl mechanisch als auch biologisch gereinigt sind.

Die genannte Art der Abwasserreinigung verhindert an Seeufern alle von Auge wahrnehmbaren direkten Verunreinigungen, ausgenommen die Schaumbildungen, die von Detergenzien stammen. Schaumbildungen gehören nicht in den Rahmen des hier besprochenen Themas. Bei Seen, die Trinkwasser liefern, ist ferner mindestens in ästhetischer Beziehung wichtig, dass das Rohwasser der Trinkwasserversorgung nicht mehr durch Abwasser verschmutzt ist.

Im biologisch gereinigten Abwasser ist der Bakteriengehalt viel kleiner als im ungereinigten Abwasser; besonders der Gehalt an Bakterien aus der Gruppe des *Bacterium coli* ist viel niedriger. Deshalb ist das Badewasser an den Ufern eines Sees, der keine ungereinigten Abwässer erhält, in hygienischer Beziehung geeigneter.

B. Erfolge der Abwasserreinigung bei Flüssen.

Die für die Seen erwähnten ästhetischen und hygienischen Erfolge der Abwasserreinigung gelten auch für die Flüsse. Dazu kommt, dass es bei Flüssen verhältnismässig leicht ist, die von ungereinigtem Abwasser hervorgerufenen heterotrophen Lebensgemeinschaften dank der Abwasserreinigung zum Verschwinden zu bringen. Gleichzeitig gelingt es, den Sauerstoffgehalt des Flusswassers nachhaltig und dauernd zu verbessern und damit auch die Lebensverhältnisse der Fische günstiger zu gestalten. Dass durch die Abwasserreinigung Fischsterben in Flüssen verunmöglicht werden sollen, sei hier als Selbstverständlichkeit erwähnt.

IV. Die Voraussetzungen für die endgültige Sanierung von Seen und Flüssen

Leider kann die nur mechanische und biologische Abwasserreinigung nicht verhindern, dass sich in Seen und Flüssen massenhaft Algen und höhere Wasserpflanzen entwickeln. Im biologisch gereinigten Abwasser sind also noch Stoffe enthalten, die das Wachstum von manchen grünen Pflanzen äusserst stark fördern. Welcher Art sind diese Stoffe?

Im Jahre 1945 und später führte ich Phytoplanktonkulturen mit Seewasser und teilweise mit Nährstoffzusätzen durch. Gleichzeitig stellte ich fest, dass⁷ im Oberflächenwasser eutropher Seen der Gehalt an Stickstoff- und Phosphorverbindungen im Jahresverlauf beträchtlich wechseln kann, während der Kaliumgehalt ausgeglichener war. Indessen wurden nicht selten Stimmen laut, die den Stickstoff- und Phosphorverbindungen ihre dominierende Stellung nicht zuerkannten und die die Bedeutung von Spurenelementen oder von Wuchsstoffen und anderen organischen Stoffen in den Vordergrund rückten. Aus diesen Gründen erwog ich folgende Fragen: Genügt bei künstlich erhöhter Stickstoff- und Phosphorzufuhr der Gehalt an allen anderen lebenswichtigen Stoffen, um eine entsprechend erhöhte Algenproduktion zu erlauben? Wird ein wesentlicher Teil der zugegebenen Nährstoffe verbraucht und in organische Substanz eingebaut? Diese Fragen liessen sich experimentell prüfen, indem den verschiedenen Seewässern Nitrate und Phosphate im Überschuss zugegeben wurden.

Im praktischen Versuch füllten wir je 2—6 Erlenmeyerkolben mit 300 ml Wasser aus 46 verschiedenen Seen und sterilisierten nach dem Verschliessen der Kolben mit Watte. Hierauf gaben wir zu jedem Kolben soviel sterile Nitrat- und Phosphatlösung, dass der Nitratgehalt 20 mg/l und der Phosphatgehalt 2 mg/l erreichte. Als Impfmateriale für diese sterilen Nährlösungen diente Oberflächenplankton aus dem mesotrophen Zürcher Obersee. Da das Oberflächenwasser in den genannten Seen im Sommer chemisch wesentlich anders beschaffen ist als im Winter, führten wir den Versuch einmal mit Sommerwasser und einmal mit Winterwasser durch (THOMAS, 1953).

Die beimpften Kolben blieben während zwei Monaten bei diffusem Tageslicht und Zimmertemperatur stehen. Nach Ablauf der Versuchsdauer hatten sich in allen Kolben die Planktonalgen und die tychoplanktischen Algen sehr stark vermehrt. In fast allen Proben waren die Nitrate ganz verbraucht worden, in einem Teil der Proben auch die Phosphate. Somit genügte im Wasser der geprüften Seen die Zugabe von Nitrat und von Phosphat, um das Algenwachstum sehr zu fördern. Mit anderen Worten kommen in solchen Seen nur die Nitrate und die Phosphate als Minimumstoffe in Betracht. Unter Minimumstoff verstehen wir denjenigen lebenswichtigen Nährstoff, der durch sein geringes Vorkommen im Wasser die weitere Entwicklung von Algen aufhält.

Es darf aber nicht verschwiegen werden, dass die heute übliche mechanisch-biologische Abwasserreinigung nur einen ganz kleinen Teil der wirksamen Algennährstoffe aus dem Abwasser entfernt; im übrigen stellt die biologische Abwasserreinigung nur eine Mineralisation der im Abwasser gelösten organischen Stoffe dar. Für die Algen als autotrophe Lebewesen ist es bekanntlich ein leichtes, solche mineralische

Stoffe zur Vermehrung ihrer eigenen Körpersubstanz und damit zur Vermehrung der Individuenzahl zu verwenden.

Die genannten Versuche beweisen, dass in den Seen und Flüssen allein schon die Zufuhr von Stickstoff und Phosphorverbindungen genügt, um manche Arten von Algen zu einem sehr vermehrten Wachstum anzuregen, was indessen nachteilige Folgen nach sich ziehen kann.

A. Voraussetzungen für die endgültige Sanierung von Seen

An Seeufern mit direkter Abwassereinwirkung können, wie wir erwähnten, durch Abwasserreinigung rasch gewisse Verbesserungen erreicht werden. Ohne jeden Zweifel entstehen aber die ärgsten Belästigungen und Schädigungen an Seen durch die Wucherungen von Algen, von Planktonalgen und von Uferalgen (THOMAS, 1960a, 1960b, 1961).

Planktonalgen trüben das Wasser, färben es mit unschönen Farben zwischen grün, gelb, braun oder violett. Besonders unangenehm sind Schwimmschichten von Planktonalgen, sowohl für Badende als auch für Bootssport und Fischerei, hässlich auch für Uferanwohner und Spaziergänger. Aber auch Uferalgen werden oft sehr unangenehm. Beim Zürichsee und bei vielen anderen Seen mit ähnlicher Düngstoffzufuhr sind die Ufersteine schon im frühen Frühjahr überzogen mit braunen, mehrere Zentimeter langen Zotten von Diatomeen. Etwa gleichzeitig überwuchern Cyanophyceen (vorwiegend *Oscillatoria limosa* Ag.) alle Uferstellen, deren Oberfläche aus Schlamm oder Seekreide besteht; auch auf diesen schwärzlichen Flächen sind nun mehr oder weniger reichlich Kieselalgen vorhanden. Bei Sonnenschein tritt reichliche Assimilation ein. Ein Teil des freigesetzten Sauerstoffes wird im Gewirr der Cyanophyceen-Fäden in Form von Blasen zurückgehalten. Diese Gasblasen bewirken schliesslich, dass sich über handgrosse Flächen vom Grund lösen und an die Seeoberfläche emporschwimmen, dort hässliche Fladen bildend, die aussehen wie Krötenhäute. Erst die Regen und Winde des Monats April oder Mai zerstören diese unangenehme Erscheinung. Die ursprünglichen Biotope der «Krötenhäute» werden dann von anderen Algen überwuchert, auf weiten Flächen von *Spirogyra*. Auch *Spirogyra*-Polster steigen im Sommer an die Seeoberfläche und verunzieren die Ufer.

Im April, oder je nach Witterung früher, überziehen sich die ufernahen Steine mit einem feinen Rasen von *Ulothrix*-Fäden. Etwa von Mai bis Juli dominieren dann an allen Uferstellen die grünen Fadenalgen. Dabei drängen sich in Tiefen bis über 3 m die auf Steinen, Holz, Schilf usw. festgewachsenen *Cladophora*-Fäden von der Befestigungsbasis gegen den Seespiegel, begleitet unter anderem von *Rhizoclonium*, *Microspora*, *Oedogonium*, *Mougeotia*, *Zygnema*; die drei letzteren mögen ihr Maximum etwas früher erreichen. Wenn die Witterung für das Wachstum von *Cladophora* günstig ist, sind die steinigen Uferzonen von 0 bis ca. 3 m Tiefe mit watteartigen Massen von *Cladophora*-Fäden ausgefüllt. Die bei der Assimilation frei werdenden Sauerstoffblasen heben bei windstillem, sonnigem Wetter einen Teil der *Cladophora*-Watten an den Wasserspiegel empor, wo sich eine oft viele Zentimeter dicke, gelbgrüne Decke bildet.

Diese zähen, ausgedehnten Massen von *Cladophora*, die weite Seeflächen wie mit Tüchern überdecken, wirken direkt belästigend auf alle Menschen, die damit irgendwie in Berührung kommen. Noch schlimmer aber ist die stets wiederkehrende Schädigung des Schilfbestandes. Während bei Stürmen das Schilf früher mit dem Auf und Ab der Wellen hin und her wogte, wird es heute durch die *Cladophora*-Massen in den Grenzzonen des offenen Wassers geknickt und unter Wasser gedrückt. Oft bilden später die unter Wasser gedrückten Halme Adventivsprosse, die aber im Winter zugrunde gehen. Bemerkenswerterweise wird bei diesem Prozess auch das im Boden befindliche Rhizom der Schilfpflanzen so geschwächt, dass es im nächsten Jahr keine oder nur noch spärliche Halme bildet, die den neuen Algenmassen noch weniger Widerstand leisten können. Dadurch ist der Schilfbestand der Zürichseeufer in starkem Rückgang begriffen, was fischereilich von Nachteil und ästhetisch bedauerlich ist.

Neben der Schädigung der Schilfbestände können die *Cladophora*-Massen an den Ufern einen extremen Sauerstoffschwund hervorrufen, der sich durch Ausdünstung von Schwefelwasserstoff und anderen Zersetzungsprodukten zu erkennen gibt und im Ufergebiet zu Belästigungen führt. Warmes, windarmes Wetter mit etwas Regen und Armut an Sonnenschein fördert im Sommer das Absterben und die Fäulnis der *Cladophora*-Massen und damit das Auftreten der genannten Übelstände.

Da die Hauptmengen der grünen Fadenalgen etwa in den Monaten Juli bis August absterben, folgte bisher im Herbst eine Zeitperiode, die verhältnismässig arm an Uferalgen war. Nun hat aber das Jahr 1961 am Zürichsee eine neue Überraschung gebracht. In den Monaten September und Oktober entwickelten sich an einzelnen Uferstellen erhebliche Mengen von *Hydrodictyon reticulatum*. Die anfänglich im Wasser schwimmenden Netze dieser Alge wurden später von den Wellen auf den trockenen Strand geworfen; dort bildeten diese Algenmassen eine hässliche Grenze gegen den Seespiegel.

Massen von Planktonalgen und von Uferalgen wirken also direkt sehr nachteilig. Noch schlimmer sind die Wirkungen ihres Absterbens im See, in erster Linie die dadurch hervorgerufenen Sauerstoffminima ob Grund, im Metalimnion (eventuell im ganzen Hypolimnion) und im ufernahen Oberflächenwasser. Die aus toten Algen frei werdenden Stickstoff- und Phosphorverbindungen gelangen wieder in den Stoffkreislauf und fördern die weitere Entwicklung von Algen.

Diese Erkenntnisse erlauben eine wichtige Schlussfolgerung: nur wenn es gelingt, im eutrophen See die überreiche Produktion von Plankton- und Uferalgen wesentlich zu vermindern, kann von einer endgültigen Sanierung des Sees gesprochen werden.

B. Voraussetzungen für die endgültige Sanierung von Flüssen

Im Gegensatz zu den Verhältnissen an Seen führt die mechanisch-biologische Abwasserreinigung an Flüssen in der Regel zu einer Beseitigung des Sauerstoffmangels, wenigstens dort, wo genügend Strömung vorhanden ist. In Flüssen mit reichlich Nitraten und Phosphaten entwickeln sich aber reichlich Algen und höhere Wasserpflanzen. Wo die Strömung stark ist, sind die Belästigungen durch solche

Algen am kleinsten. In den von Natur aus langsam fliessenden Flussstrecken entwickeln sich hauptsächlich höhere Wasserpflanzen. Eine dichte Verkrautung bedeutet in fischereilicher Hinsicht Verschlechterungen und starke Beeinträchtigungen des Fischfangs; auch der Abfluss des Wassers wird gehemmt, was zu einer Erhöhung des mittleren Wasserstandes führt. Dass Schwimmen in solchen Flüssen unmöglich wird, ist offensichtlich.

Starke Algen- und Wasserpflanzenwucherungen kleiden ein Flussbett sozusagen mit einem Pelz von organischem Material aus. Die Oberfläche des Pelzes mag ständig von frischem Wasser überflutet sein und den Tieren günstige Lebensbedingungen bieten. Auf der Unterseite des Pelzes dagegen finden bereits Zersetzungs Vorgänge statt, so dass dort eine sauerstoffarme Schicht entsteht. Dies gilt besonders für die Zwischenräume zwischen Steinen, für tote Winkel und Löcher im Bachbett, aber auch für die von Fischen hergestellten Gruben für den Laich. Wo der Fischlaich verschlammt, werden die Eier von Pilzen und Bakterien zerstört.

Eine Verschlammung des Flussbettes ist auch von Nachteil für die Beschaffenheit des Grundwassers, besonders wo das Grundwasser als Trink- oder Brauchwasser genutzt wird. Die Ergänzung des Grundwasservorrates wird erschwert, und das aus einem verschlammten Fluss hinabsickernde Wasser ist sauerstoffärmer als bei oligotrophen Flüssen.

Besonders unerwünscht sind die Pflanzendüngstoffe in Flüssen, deren Gefälle zur Gewinnung von Elektrizität verwendet wird. Während das Flusswasser in einer Druckleitung fliesst, enthält das ursprüngliche Flussbett nur noch wenig Wasser; dadurch ist die Kraft der Strömung gering und erlaubt dann eine besonders auffällige Entwicklung unerwünschter Algen. Versucht man den ursprünglichen Wasserstand durch Stauen aufrecht zu halten, so treten Verkrautungen und Algenwachstum besonders dann auf, wenn die Wassertiefe weniger als ca. 2 m beträgt. Wo nährstoffreiches Wasser eines Flusses zur Gewinnung von Elektrizität verwendet wird, soll deshalb nicht nur aus Gründen des allgemeinen Naturschutzes, sondern auch speziell im Sinne des Gewässerschutzes im ursprünglichen Flussbett eine genügend grosse Wassermenge (Restwassermenge) erhalten bleiben.

Die mechanische und biologische Reinigung der einzuleitenden Abwässer kann somit weder bei Seen noch bei Flüssen als endgültige Sanierungsmassnahme gelten, solange nicht der Pflanzendünger weitgehend aus dem Abwasser entfernt ist.

V. Wege für die endgültige Sanierung von Seen und Flüssen

A. Zur endgültigen Sanierung von Seen

1. Verhinderung der Abwasserzufuhr

Es gibt Seen, deren Eutrophierung ganz oder vorwiegend durch die Abwasser-einleitung der Ufergemeinden verursacht wird. Der sicherste Weg zur Sanierung solcher Seen liegt darin, die Abwässer der Ufergemeinden in grossen Leitungen zu sammeln, zu reinigen und in den Seeabfluss zu leiten. In der Regel wird der See ringförmig mit einer solchen Kanalisation umgeben werden müssen (Ringleitung).

Am Zürichsee werden die Abwässer des früher in den Zürichsee entwässernden Teils der Stadt Zürich und der Gemeinden Kilchberg und Zollikon (total über 500 000 Einwohner) seit ca. 50 Jahren in Kanalisationen aufgefangen und in den Seeabfluss geleitet. Eigentliche Ringleitungen für die Abwasserableitung in den Abfluss sind geplant z. B. beim Hallwilersee (Schweiz), beim Tegernsee und Schliersee (Bayern) und neuerdings in Betrieb am Zellersee (Österreich).

Da bei Ringleitungen die Abwässer in der Regel mehrmals gepumpt werden müssen, ergeben sich betriebliche Verteuerungen. LOHR (1961) rechnet mit einem Jahresaufwand von 18 DM pro Einwohner. Wo der Seeabfluss wenig Wasser führt, ist auf eine gründliche Abwasserreinigung besonders zu achten, weil sonst dort erneute Missstände auftreten.

An grossen Seen mit langen und unregelmässigen Uferlinien und an Seen, deren Zuflüsse bereits düngstoffreich sind, ist eine wirksame Ableitung der Düngstoffe in den Seeabfluss mit grossen Schwierigkeiten verbunden. Im folgenden sei deshalb noch an andere Möglichkeiten der Bekämpfung der See-Eutrophierung erinnert.

2. Entfernung der Düngstoffe aus dem Abwasser

Es kann sich hierbei nicht darum handeln, alle Salze aus dem Abwasser zu entfernen, die als Düngstoffe in Betracht kommen. Definitionsgemäss genügt es, den Minimumstoff zu entfernen, oder es kann eine Stoffelimination bei der Abwasserreinigung so gelenkt werden, dass im See ein bestimmter, wichtiger Nährstoff zum Minimumstoff wird. Meines Erachtens eignet sich hierzu in den mir bekannten Untersuchungsgebieten am besten das Phosphat, aus folgenden Gründen (THOMAS, 1949, 1956/57):

- a) in oligotrophen Seen dieses Gebietes kommt Phosphat nur in sehr geringen Mengen vor;
- b) die natürlichen Zuflüsse dieser Seen enthalten sehr wenig Phosphat, sofern sie nicht durch menschlichen Einfluss verunreinigt sind, aber grössere Mengen von Nitrat;
- c) Regenwasser enthält oft grössere Mengen von pflanzlich verwertbaren Stickstoffverbindungen;
- d) im Wasser leben Bakterien und Blaualgen, die unter gewissen Bedingungen imstande sind, gasförmigen Stickstoff organisch zu binden;
- e) aus faulenden Organismen kehren die Stickstoffverbindungen in höherem Prozentsatz in den Stoffkreislauf zurück als Phosphorverbindungen;
- f) Phosphate lassen sich aus Abwässern besser entfernen als Stickstoffverbindungen. (Über Versuche betreffend Stickstoff-Eliminierung aus Abwässern cf. BRINGMANN, 1961.)

Die Entfernung der Phosphate aus dem Abwasser ist einerseits mit Aluminiumsulfat (LEA, ROHLICH and KATZ, 1954) empfohlen worden, andererseits mit Eisenchlorid (Ferrichlorid) oder einer Mischung von Eisenchlorid und Eisensulfat (THOMAS, 1955b). In der mechanisch-biologischen Kläranlage in Uster am Greifensee (Schweiz) werden seit 3 Jahren 80—90% der Phosphate mit Ferrichlorid (z. T. gemischt mit

Ferrisulfat) aus dem Abwasser entfernt. Die Anlage reinigt z. Z. das Abwasser von rund 20000 Personen. Da von anderen Gemeinden noch ungereinigte Abwässer in den See gelangen, ist seine Sanierung noch nicht beendet.

Wenn in einem industriellen Betrieb sehr phosphatreiches Abwasser anfällt, soll geprüft werden, ob dieses Abwasser landwirtschaftlich verwertet werden kann oder ob eine Ausfällung der Phosphate im Betrieb möglich ist. Die Phosphatausfällung in einer Kläranlage der Gemeinde ist um so kostspieliger, je mehr Phosphate das Abwasser enthält. Will man in einer Kläranlage während des ganzen Jahres 80—90% der Phosphate ausfällen, so betragen die zusätzlichen Kosten im Kanton Zürich ca. Fr. 2.— bis 5.— pro Kopf der angeschlossenen Bevölkerung, wenn man das vom Schreibenden entwickelte Verfahren verwendet (Einsparung ca. 50%).

3. Intensive fischereiliche Bewirtschaftung

Soweit in einem See eine Umwandlung von organischer Substanz zu Fischfleisch möglich ist, findet eine nützliche Verwendung der Düngstoffe statt. Die Entfernung von Fischfleisch aus dem See bedeutet einen Schritt für die Abwehr der Eutrophierung (THOMAS, 1944).

4. Entfernung von Algen und höheren Wasserpflanzen

Wo an den Ufern massenhaft grüne Fadenalgen (*Cladophora*, *Rhizoclonium* u. a.) oder höhere Wasserpflanzen (*Potamogeton* u. a.) wuchern, empfiehlt es sich, möglichst viel von diesen Pflanzen von Booten aus herauszuziehen und am Ufer zu beseitigen. Dies bewirkt sowohl eine direkte Beseitigung von Missständen im See, als auch einen Beitrag zur Abwehr der Eutrophierung, weil die im See absterbenden Algen sonst Düngstoffe wieder frei geben würden. Die auf dem Land verrotteten Gewächse stellen einen vorzüglichen Kompost dar.

5. Chemische Eingriffe im See

Untersuchungen an Kulturen von *Cladophora* und *Rhizoclonium* zeigten, dass diese Algen gegen Zink und Kupfersalze sehr empfindlich sind (THOMAS, 1962). Über Algenbekämpfung an Seeufern mit Zinksalzen ist mir nichts bekannt; Kupfersulfat wird (z. B. im Zürichsee) verwendet, um in der Nähe von Badeplätzen die Wasserschnecke *Limnaea auricularia* L. zu vernichten, die von Trematoden befallen ist und die durch Abgabe von Cercarien die Badenden belästigt.

Vielleicht gelingt es, an einzelnen Seeuferstellen mit Algengiften gewisse Erfolge zu erreichen. Wenn aber die Algen nicht rundherum an den Seeufern bekämpft werden, wird der Wind doch die an einem Orte gewachsenen Algen an jeden beliebigen anderen Ort schwimmen können. Eine Gefahr bei der Algenbekämpfung mit Giftstoffen liegt in der Schädigung aller übrigen Uferorganismen und auch des Menschen, besonders dort, wo Seewasser zu Trinkwasser verwendet wird. Chemische Bekämpfung der Uferalgen hat zur Folge, dass den Planktonalgen mehr Düngstoffe zur Verfügung stehen.

6. *Belüftung des Tiefenwassers in Seen*

Versuche über die Belüftung des Tiefenwassers in Seen sind schon in Amerika und in Europa durchgeführt worden, in der Schweiz grössere Versuche am Pfäffikersee (noch nicht publiziert). Durch Einblasen von Luft ins Tiefenwasser wird dieses zusammen mit den aufsteigenden Luftblasen emporgerissen und teilweise mit dem Oberflächenwasser vermischt. Im Verlaufe des Sommers wird dabei das warme Epilimnion mächtiger und das Tiefenwasser wärmer. Da aber die Düngstoffe im See bleiben, treten doch lästige Massenentwicklungen von Algen auf, bei deren Absterben plötzlich eine Sauerstoffabnahme eintreten kann. Bei Trinkwasserversorgungen ist die hier erreichte künstliche Erwärmung des Tiefenwassers unerwünscht. Für den Fischbestand sind die dabei hervorgerufenen labilen Verhältnisse nicht ohne Gefahr.

7. *Die Ableitung von Tiefenwasser*

Durch die Ableitung von Tiefenwasser in den Seeabfluss mit einer Pumpe oder Heberleitung lässt sich während der Sommerstagnationszeit ein Teil der im Hypolimnion im Übermass vorhandenen Düngstoffe direkt aus dem See entfernen; gleichzeitig wird sauerstofffreies Wasser durch sauerstoffreiches ersetzt. Die Schicht des sauerstoffreichen und warmen Oberflächenwassers kann durch die Tiefenwasserableitung in erwünschter Weise etwas mächtiger gestaltet werden; eine gute Kontrolle und Regulierung des Vorganges ist möglich. Für schweizerische Seen ist dieses Verfahren vorgeschlagen, aber noch nicht durchgeführt (THOMAS, 1944, S. 194; 1948, S. 175; 1956/57, S. 207). Ein schönes Beispiel für die praktische Durchführung gibt OLSZEWSKI (1961). Damit im Epilimnion durch sekundäre Sauerstoffzehrungen nicht Schädigungen eintreten können, wird man bei einer Tiefenwasserableitung im ersten Jahr die Sprungschicht nicht allzu tief legen dürfen.

Unter den künstlichen Eingriffen in das Seegeschehen dürfte die Ableitung von Tiefenwasser den besten Erfolg erwarten lassen.

8. *Frischwassereinleitung in die sauerstoffarme Seetiefe*

Diese Massnahme führt zu einem ähnlichen Ergebnis wie das Einblasen von Luft in die Seetiefe. Eine Abnahme der im See enthaltenen Düngstoffe wird nicht herbeigeführt; somit ist dadurch auch keine Abnahme des Algenwachstums zu erwarten. Meines Erachtens könnte diese Massnahme nur in besonderen Fällen empfohlen werden, nicht aber als allgemeine Sanierungsmassnahme.

B. *Zur endgültigen Sanierung von Flüssen*

Wenn alle in einen Fluss einzuleitenden Abwässer gründlich mechanisch und biologisch gereinigt werden, dürfte sein Zustand und Reinheitsgrad wesentlich verbessert sein. Es bleiben aber wie erwähnt die durch Pflanzendüngstoffe hervorgerufenen Belästigungen und Schädigungen. Sollen wir auch die durch Düngstoffe hervorgerufenen pflanzlichen Wucherungen in unseren Flüssen beseitigen? Die mei-

sten Menschen, die sich in irgend einer Weise mit der Eutrophierung der Flüsse befassen — seien es Wasserfachleute oder aussenstehende Beobachter — erwarten, dass die Wucherungen von pflanzlichen Organismen in den Flüssen durch Massnahmen des Gewässerschutzes weitgehend verhindert werden. Ich glaube deshalb, wir sollten keine Anstrengungen scheuen, die Wucherungen von Wasserpflanzen und Algen in Flüssen zu verhindern. Welche Mittel stehen uns an Flüssen zur Verfügung?

1. Der Schutz von Wasserfassungen oder Badeanlagen

Wasserfassungen oder Badeanlagen an Flüssen können in der Nähe von Ortschaften dadurch geschützt werden, dass die einzuleitenden gereinigten Abwässer erst unterhalb dieser Anlagen in den Fluss geleitet werden. Damit lassen sich aber nur lokale Erfolge erzielen.

2. Die Entfernung der Phosphate aus dem Abwasser

Für die Seen haben wir bereits besprochen, dass unter den Düngstoffen die Entfernung der Phosphate am aussichtsreichsten erscheint; aus den gleichen Gründen empfiehlt es sich, auch bei den in Flüsse einzuleitenden Abwässern die Phosphate möglichst weitgehend zu eliminieren. Es ist zu hoffen, dass es auf diese Weise gelingt, das Wachstum der Algen und Wasserpflanzen auf ein erträgliches Mass herabzusetzen.

3. Intensive fischereiliche Bewirtschaftung

Die fischereiliche Bewirtschaftung der Flüsse ist (wenigstens in Europa) schon heute ziemlich intensiv; es ist kaum zu erwarten, dass durch eine Steigerung des Fischfangs in den Flüssen ein wesentlicher Rückgang des Pflanzenwachstums erfolgt.

4. Die Entfernung von Algen und höheren Wasserpflanzen

Bei Flüssen, die stark mit Wasserpflanzen überwachsen sind, wird es immer wieder nötig sein, wenigstens lokal die Pflanzen abzuschneiden und herauszuziehen; das ist eine mühsame und kostspielige Arbeit, die aber wenigstens zu einem momentanen Erfolg führt. Ohne diese Massnahme würden später die absterbenden Pflanzen in tieferliegenden Teilen des Flusses Belästigungen hervorrufen.

5. Chemische Eingriffe in Flüssen

Über die Auswirkungen von Pflanzengiften in Flüssen liegen noch wenig Erfahrungen vor.

In kleinen Bächen zur Aufzucht von Forellenbrut gelang es in Zürich, die grünen Fadenalgen durch das Mittel Dowpon zu vertreiben, ohne dass die Fische Schaden nahmen.

Zusammenfassung

Durch Abwässer — auch wenn diese mechanisch und biologisch gereinigt sind — gelangen reichlich Düngstoffe für Algen und höhere Wasserpflanzen in die Flüsse und Seen. Die als Düngstoffe besonders wichtigen Nitrate und Phosphate stimulieren das Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen, was zu mannigfaltigen Schädigungen und Belästigungen führt. Als direkte Massnahme gegen die Eutrophierung der Flüsse und Seen verspricht die gründliche Entfernung der Phosphate aus den Abwässern am meisten Erfolg. Wo in industriellen Betrieben grössere Mengen von Phosphaten ins Abwasser gelangen, sollen diese Phosphate wenn möglich schon innerhalb des Betriebes aus dem Abwasser entfernt oder die phosphatreichen Abwässer landwirtschaftlich verwertet werden. Auf einige weitere Hilfen in der Abwehr der Eutrophierung bei Seen und Flüssen wird hingewiesen. Bei der Wahl von Abwehrmassnahmen ist dem speziellen limnologischen Charakter jedes einzelnen Gewässers besonders Rechnung zu tragen.

Literatur

- Gesetz betreffend die öffentliche Gesundheitspflege und die Lebensmittelpolizei vom 10. Dez. 1876; Verwaltung des Kantons Zürich.
- Verordnung betreffend die Reinhaltung der Gewässer vom 1. Juni 1881; Verwaltung des Kantons Zürich.
- BRINGMANN, G., 1961. Biologische Stickstoff-Eliminierung aus Klärwässern. Gesundheits-Ingenieur, 82. Jahrg., S. 233—235.
- FOREL, F. A., 1901. Handbuch der Seekunde, 249 S.; Stuttgart, Verlag J. Engelhorn.
- KOLKWITZ, R., 1950. Ökologie der Saprobien. Schriftenreihe des Ver. für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem, Nr. 4; Piscator-Verlag, Stuttgart.
- KOLKWITZ, R. und MARSSON, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. d. deutsch. Bot. Ges., 26, 505—519.
- 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr., 2, S. 126—152.
- LEA, W. L., ROHLICH, G. A. and KATZ, W. J., 1954. Removal of phosphates from treated sewage. Sewage and Industrial Wastes, 26, p. 261—275.
- LOHR, M., 1961. Gewässerschutzbestrebungen des Landes Bayern. Verband Schweizerischer Abwasserfachleute, Verbands-Bericht Nr. 71/1, 195.
- OLSZEWSKI, P., 1961. Versuch einer Ableitung des hypolimnischen Wassers aus einem See. Verh. Int. Verein Limnol., XIV, 855—861.
- SAWYER, CLAIR N., 1944. Biological engineering in sewage treatment. Sewage and Industrial Wastes, 16, p. 925—935.
- 1952. Some new aspects of phosphates in relation to lake fertilisation, Sewage and Industrial Wastes, 24, p. 768—776.
- 1954. Factors involved in disposal of sewage effluents to lakes. Sewage and Industrial Wastes, 26, p. 317—328.
- THOMAS, E. A., 1944. Über Massnahmen gegen die Eutrophierung unserer Seen und zur Förderung ihrer biologischen Produktionskraft. Schweiz. Fischereizeitung, 8 S. Nr. 7/8.
- 1948. Limnologische Untersuchungen am Türlerseer. Schweiz. Z. f. Hydrol. Vol. XI, S. 90—177.
- 1949. Regionallimnologische Studien an 25 Seen der Nordschweiz. Verh. Int. Ver. Limnol., 10, S. 489—495.
- 1953. Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachmännern, Nr. 2/3, 15 S.

- THOMAS, E. A., 1955a. Über die Bedeutung der abwasserbedingten direkten Sauerstoffzehrung in Seen. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm., Nr. 5, S. 119—129.
- 1955b. Phosphatgehalt der Gewässer und Gewässerschutz. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm., Nr. 9/10, 16 S.
- 1956/57. Der Zürichsee, sein Wasser und sein Boden. Jahrbuch vom Zürichsee, S. 173—208.
- 1960a. Sauerstoffminima und Stoffkreisläufe im ufernahen Oberflächenwasser des Zürichsees (*Cladophora*- und *Phragmites*-Gürtel). Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm., Nr. 6, 8 S.
- 1960 b. Rotalgenrasen und Blaualgentepiche im Zürichsee. Vierteljschr. Natf. Ges. Zürich, 105, S. 297—305.
- 1961. *Hydrodictyon reticulatum* und seine Beziehung zur Saprobität im Zürichsee und in der Glatt. Vierteljschr. Natf. Ges. Zürich, 106, S. 225—235.
- 1962. Zink im Trinkwasser als Algengift (*Cladophora* und *Rhizoclonium*). Archiv für Mikrobiologie.