

Stoffhaushalt und Selbstreinigung in Seen

H.-J. ELSTER

Ein See reagiert auf Abwässer anders als ein Fluß.

Wenn wir die Reaktionen eines Sees auf Abwasser-Einleitungen in den See selbst oder in seine Zuflüsse verstehen und eventuell steuern wollen, müssen wir zunächst seinen normalen Stoffhaushalt kennen.

Von besonderer Bedeutung sind die Schichtungs- und Zirkulationsverhältnisse: Die Sonnenstrahlung erwärmt nur eine sehr dünne Oberflächenschicht. Die hier absorbierte Wärme wird durch Windeinwirkung unter Turbulenz mehr oder minder gleichmäßig in einer je nach Windstärke und Oberflächengröße 2 bis über 10 m tiefen Zone, dem Epilimnion, verteilt. Wasser von 4° C ist am schwersten, wärmeres sowohl wie kälteres Wasser ist leichter. Daher schwimmt in der warmen Jahreszeit die erwärmte Oberschicht vom Frühjahr bis zum Herbst als leichtere Schicht über dem jahraus, jahrein kalten Tiefenwasser und isoliert es dadurch vom Wasser- und Gasaustausch mit der Oberfläche. Zwischen der Oberschicht, dem Epilimnion, und der kalten Tiefenzone, dem Hypolimnion, liegt die sogenannte „Sprungschicht“ (Metalimnion = Thermokline), in der bei vertikalen Temperatur-Profilen die Temperatur sprunghaft fällt.

Diese Isolierung des Tiefenwassers während der „Sommerstagnation“ wird erst aufgehoben, wenn die Oberfläche auf 4° C, bzw. auf die Temperatur des Tiefenwassers abgekühlt ist. In dieser bei uns meist in den Herbst fallenden Homothermie-Periode bestimmen wiederum Stärke und Dauer der Winde sowie die Oberflächengröße und die Tiefe des Sees die Intensität der Herbstvollzirkulation und damit des Sauerstoffaustausches zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser.

Kühlt sich die Oberfläche unter 4° C ab, so kann der See vor allem in windstillen Kälteperioden zufrieren und tritt damit in das Stadium der „Winterstagnation“ ein, in welcher das Tiefenwasser wiederum abgeschlossen und vom Gasaustausch mit der Atmosphäre isoliert ist.

Im Frühjahr können dann nach dem Eisaufbruch die Winde den See in einer bei uns meist kurzen Homothermie-Periode nochmals umschichten.

Dieser für den Stoffwechsel des Sees fundamental wichtige Jahresrhythmus von zwei Stagnations- und zwei Zirkulations-Perioden kennzeichnet den dimiktischen Seetypus, der für unsere gemäßigten Breiten typisch ist.

Friert ein See im Winter nicht zu, weil seine Wassermasse sehr groß ist und die Winde die abgekühlte Oberflächenschicht immer wieder unterpflügen, so werden Herbst- und Frühjahrszirkulation sowie die Winterstagnation durch eine Winterzirkulation ersetzt. Der See wird also im Jahreslauf nur einmal umgeschichtet, er ist „monomiktisch“. Zu diesem Seetyp gehört z. B. der Bodensee-Obersee, der nur ein- bis zweimal pro Jahrhundert in historischen Zeiten zugefroren ist, während der viel flachere und kleinere Untersee des Bodensees viel häufiger zufriert und dann dimiktisch ist!

Reicht die Windintensität nicht aus, den See in der Homothermie-Periode ganz umzuschichten, so erfaßt die Zirkulation nur einen Teil des Sees, das sogenannte „Mixolimnion“, während die tiefsten Schichten in dauernder Stagnation verharren und das „Monimolimnion“ bilden, dessen Wasser durch aus dem Sediment diffundierende Stoffwechselprodukte, d. h. Salze, ein über dem Dichtemaximum des normalen Seewassers liegendes spezifisches Gewicht erhalten kann und dann auch in den windreichen Jahren nicht mehr umgeschichtet wird. Diese Seen mit unvollständiger Zirkulation heißen „meromiktisch“ Sie wurden von FINDENEGG in Kärnten entdeckt, finden sich aber weit verbreitet in windgeschützten Lagen, z. B. in Alpentälern usw. Die Seen mit normalen Vollzirkulationen heißen „holomiktisch“

Ein anderer fundamentaler Faktor für den Stoffhaushalt in Seen ist das Unterwasser-Lichtklima! Nur in den obersten Metern ist genügend Licht für die Wasserpflanzen und die im Wasser schwebenden Planktonalgen, um aus den anorganischen Nährstoffen lebende organische Substanz aufzubauen. Diese obere Zone, in welcher der Aufbau der organischen Substanz durch Photosynthese überwiegt, nennen wir die trophogene Zone, die tieferen Schichten, in denen der Abbau durch Atmung und Zersetzung vorherrscht, die tropholytische Zone.

Die Grenze zwischen Auf- und Abbauzone, die sogenannte „Kompensationsebene“, hängt in ihrer Tiefenlage weniger von der Temperaturschichtung als vielmehr von der Transparenz des Sees ab und liegt meist innerhalb des 2- bis 2,5fachen Wertes der sogenannten „Sichttiefe“, die

man durch Versenken einer weißen Scheibe von 30 bis 50 cm Durchmesser feststellen kann. In den meisten unserer Seen werden 60 bis 80% der organischen Substanz in den obersten 5 m produziert, unterhalb 10 m Tiefe ist die Urproduktion organischer Substanz durch Photosynthese meist unbedeutend, sofern nicht besondere Verhältnisse (besondere Transparenz des Sees und höhere Nährstoffkonzentrationen an der unteren Grenze der trophogenen Schicht) vorliegen.

Meist fällt das Epilimnion, bei hochliegender Sprungschicht und genügender Transparenz auch noch ein Teil des Metalimnions, in die trophogene Schicht, während das Hypolimnion ganz oder überwiegend zur tropholytischen Zone gehört. Dies hat tiefgreifende Folgen für den Sauerstoffhaushalt der Seen: In der Oberschicht findet nicht nur ein Austausch mit der Atmosphäre statt, sondern es wird durch die Photosynthese auch noch zusätzlich Sauerstoff produziert, so daß wir hier häufig eine Übersättigung finden, deren Höhe u. a. von der Produktionsintensität abhängt. Das Metalimnion gleicht einer Einbahnstraße für den Regen der organischen Substanz, der in Form von Exkreten oder absinkenden Organismen in die tropholytische Zone absinkt und hier unter Sauerstoffzehrung zersetzt wird. Da die Zersetzung im Anfang besonders intensiv ist und die organischen Partikel in der Sprungschicht oft gestaut werden, finden wir hier oft ein Sauerstoffminimum, sofern die Sprungschicht nicht noch zur trophogenen Zone gehört. In diesem Falle bewirkt die Photosynthese in der vom Austausch weitgehend abgeschnittenen Sprungschicht ein Sauerstoffmaximum.

Im Hypolimnion muß der Sauerstoffvorrat aus der letzten Vollzirkulationsperiode zur Zersetzung der in der trophogenen Schicht produzierten oder von außen eingeschwemmten organischen Substanz ausreichen. Wieviel Sauerstoff am Ende der Stagnationsperioden noch übrig bleibt, hängt u. a. ab von folgenden Faktoren: Von der Ausgangsmenge, d. h. von der Tiefe und dem Volumen des Hypolimnions (Morphologie des Seebeckens!); von der Intensität der Produktion in der trophogenen Schicht und der Intensität des organischen Regens, der von dort in das Hypolimnion absinkt; von der Intensität der vorhergehenden Zirkulation, d. h. von der Auffüllung des vorjährigen Sauerstoffdefizits und schließlich von der Dauer der Stagnationsperiode.

In Seen mit weniger als 15 bis 20 m mittlerer Tiefe reicht auch ohne jeden Abwassereinfluß der Sauerstoffvorrat der untersten Schichten zur Zersetzung der organischen Eigenproduktion des Sees meist nicht aus, die organischen Partikel erreichen noch relativ unzersetzt den Seeboden und zehren von dort aus von dem Sauerstoffvorrat des Tiefen-

wassers, das schließlich weniger als 50% der Sauerstoffsättigung aufweist, ja ganz sauerstofffrei werden kann, so daß die weitere Zersetzung im Sediment und in der Boden-Wasser-Kontaktzone anaerob werden kann. Die Zersetzung ist dann keine Oxydation mehr, sondern eine Reduktion mit Bildung von Methan, Ammonium, Schwefelwasserstoff und anderen reduzierten Endprodukten.

Je tiefer ein See ist, um so mehr Sauerstoffreserven behält er am Ende der Stagnationsperioden. Je länger die Stagnationsperioden andauern, um so geringer wird der Sauerstoffvorrat. Das Monimolimnion der meromiktischen Seen ist fast immer sauerstofffrei.

In der limnologischen Literatur werden Seen mit geringer Planktonkonzentration in der trophogenen Zone und mit hohem Sauerstoffgehalt in der Tiefe gewöhnlich als „oligotroph“, Seen mit häufigen Massentfaltungen von Planktonalgen („Wasserblüten“) und hohem Sauerstoffdefizit im Hypolimnion als „eutroph“ bezeichnet. Die vorstehenden Ausführungen zeigen, daß diese Kriterien nicht immer miteinander fest korreliert sind und daher nur mit Vorsicht und Einschränkungen zur Typisierung der Seen zu gebrauchen sind.

Nach diesen elementaren Grundlagen des Seen-Stoffwechsels können wir nun zur Frage übergehen: Welche Folgen rufen Abwassereinleitungen in Seen hervor?

Betrachten wir zunächst den Fall einer direkten Einleitung ungeklärter organischer Abwässer in einen See: Die erste Folge ist eine lokal begrenzte, ästhetisch unangenehme und hygienisch bedenkliche Verschmutzung der Uferbank, d. h. der Flachwasserzone durch Sedimentierung von Faulschlamm, der zwar durch Hochwasser, Stürme und Brandung zeitweise weggeschwemmt oder umgelagert werden kann, sich aber immer wieder neu bildet. Oft wuchern Unterwasserpflanzen und Fadenalgen in der Umgebung von Abwassereinleitungen besonders stark und riegheln die Abwässer gegen den offenen See teilweise ab, so daß zwischen Ufer- und Pflanzenzone, also gerade in der Badezone, die Abwasser-Verdünnung verlangsamt wird und die unangenehmen und bedenklichen Folgen hier stärker lokalisiert werden. Grundsätzlich sollte daher jede direkte Abwassereinleitung in die Litoralregion eines Badesees verboten werden! Dasselbe gilt aus den gleichen Gründen für die Zuflüsse des Sees, soweit der Selbstreinigungsprozeß nicht bis zur Mündung in den See abgelingen ist.

In Mündungsgebieten und in der Litoralzone sind die Selbstreinigungsprozesse in Seen wenigstens noch insofern mit denen in Flüssen entfernt zu vergleichen, als in den flachen Gebieten ein ständiger Sauerstoffnach-

schub aus der Photosynthese der Pflanzen und von der Wasseroberfläche her möglich ist, anaerobe Zersetzung also nicht in der Wasserzone stattfindet, sondern auf Vorgänge unter der Sedimentoberfläche beschränkt bleibt. Dennoch sind Sauerstoffnachschub und Abbau in Fließgewässern im allgemeinen viel intensiver als im See.

Das gilt erst recht, sobald das Abwasser die Litoralregion verlassen und die offene Seeregion erreicht hat. Zunächst ist für alles folgende die Einschichtungstiefe wichtig: Natürliche Zuflüsse schichten sich im Sommer meist entsprechend ihrer Temperatur in die Sprungschicht ein. Starke Abwasserkonzentrationen können das spezifische Gewicht erhöhen und die Einschichtungstiefe modifizieren. Erwärmung durch Kühlwasser wirkt entgegengesetzt und kann Einschichtung in das Epilimnion bedingen. Im zeitigen Frühjahr schichten sich die Zuflüsse oft in Oberflächennähe ein, im Herbst und Winter kann die Einschichtungstiefe, oft sogar täglich, zwischen Oberfläche und Grund schwanken.

Man kann also nur in Zirkulationszeiten das Gesamtvolumen des Sees als Verdünnungsfaktor für Abwässer heranziehen. In Stagnationsperioden breitet sich das Abwasser bei Einschichtung in das Metalimnion plattenförmig im See aus und kann in der Einschichtungstiefe starke Sauerstoffzehrung hervorrufen. In Seen mit natürlichem Oberflächenabfluß drängen die Zuflüsse das über ihrer Einschichtungstiefe liegende Wasser zum Abfluß gewissermaßen heraus, während in Stauseen mit Tiefenabfluß das Zuflußwasser zum Tiefenabfluß hinabgesogen wird, wobei das Epilimnion relativ beständiger mit relativ geringem Wasserwechsel bleibt. Dies ist bei Berechnungen von Verdünnung und Verweildauer zu berücksichtigen.

Im übrigen sind Sauerstoff-Bilanzen im Epilimnion und Metalimnion von Seen meist sehr unsicher, da die Sauerstoffzufuhr durch Photosynthese, Durchstrom und Vermischung mit benachbarten Schichten, aber auch der Sauerstoffverbrauch durch den see-autochthonen Stoffwechsel schwer abzuschätzen und von See zu See, und im selben See zu verschiedenen Zeiten sehr verschieden sein können.

Doch auch wenn es gelingt, aus der BSB-Fracht der Einleitungen und Zuflüsse, dem Volumen, dem Sauerstoff-Vorrat, dem Durchstrom und anderen Faktoren eine Sauerstoff-Bilanz und damit einen „Lastenplan“ auf BSB-Basis zu berechnen, so würde eine solche Berechnung das Wesentliche verfehlen — selbst wenn wir die hygienischen Fragen außer acht lassen! Denn nicht der eigentliche Selbstreinigungsprozeß, d. h. der Abbau der primären organischen Belastung, der uns in den Fließgewässern interessiert, bringt die Hauptbelastung für den See, sondern die durch die

Mineralisierung der organischen Stoffe bedingte Nährstoffanreicherung, die sogenannte „Eutrophierung“, wird die Basis zu einer sekundären Belastung, die viel intensiver ist als die primäre!

In unseren natürlichen, vom Menschen noch nicht „gedüngten“ Seen wird die Urproduktion organischer Substanz, d. h. die Massentfaltung der höheren Unterwasserpflanzen und vor allem der im Wasser schwebenden Planktonalgen u. a. gehemmt durch den Mangel an bestimmten Nährstoffen. In den meisten unserer Seen scheint der Phosphor die Hauptrolle als produktionsbegrenzender Stoff zu spielen. Vor etwa 40 bis 50 Jahren konnte in der trophogenen Zone unserer Alpenseen, soweit sie untersucht wurden, noch nicht einmal $1 \text{ mg lösliches } \text{PO}_4/\text{P}/\text{m}^3$ ($= \mu/\text{l}$) gefunden werden! Heute liegen die PO_4/P -Werte z. B. im Bodensee-Obersee in den Zirkulations-Zeiten bei über $40 \mu \text{ P/l}$ und sind im letzten Jahrzehnt sowohl im Bodensee wie im Zürich- und Genfer-See exponentiell und weit schneller als die Bevölkerung in den Einzugsgebieten der betreffenden Seen gestiegen! GRIM (1955) schätzt, daß die Phytoplankton-Produktion im Bodensee-Obersee seit 1920 um den Faktor 30 bis 100 gestiegen ist, während das Crustaceenplankton heute etwa 10mal höhere Werte als damals erreicht. Außerdem sind nicht nur die Höhe der Maxima, sondern auch die Zeitdauer der Massentfaltungen gestiegen, und die Artenzusammensetzung ist sowohl beim Phyto- wie beim Zooplankton verändert, ohne daß man das Auftreten bestimmter Arten als Indikatoren für bestimmte Eutrophierungsstufen einheitlich für alle Seen benützen könnte.

Am Beispiel des Phosphors läßt sich größenordnungsmäßig zeigen, wieviel intensiver die sekundäre durch das Plankton bedingte Belastung eines Sees gegenüber der primären ist: Die vollständige Zersetzung der täglichen Abwässer eines Einwohners verbraucht größenordnungsmäßig 100 g O_2 . Diese Abwässer enthalten etwa 3 g P/Tag . Aus einem μ Phosphor können aber unter günstigen Umständen etwa 2 bis 5 mg Phytoplankton, im Mittel also etwas über 3 mg entstehen. 3 g P reichen also für etwa 10 kg Phytoplankton aus. Rechnen wir das Trockengewicht zu $1/10$, davon ca. $1/3$ Kohlenstoff, der zu seiner vollständigen Oxydation zu CO_2 etwa die 2,7fache Menge Sauerstoff gebraucht, so kommen wir zu einer größenordnungsmäßigen Sauerstoffzehrung von 1 kg O_2 pro Einwohner und Tag, also etwa zum 10fachen Betrag im Vergleich zur primären Belastung! Hinzu kommt der „intra-biocoenotische Kreislauf“ des Phosphors, der wie ein Katalysator wirkt: Nach dem Tod eines Organismus wird der Phosphor sehr schnell frei und kann wieder inkarniert werden. Je mehr Phytoplankton im See vorhanden ist, um so mehr

Bakterien und auch freie Phosphatasen finden sich, um so intensiver verläuft der intrabiocoenotische Kreislauf, d. h. die immer wiederholte Inkarnation frei gewordener Phosphatmoleküle, um so mehr Phytoplankton kann also durch 1 mg eingeleiteten Phosphor gebildet werden!

Eine genauere Übersicht über die quantitativen Beziehungen zwischen Phosphorkonzentration und Phytoplanktonproduktion ist noch nicht möglich: Es gibt keine strenge Korrelation zwischen der Phosphorkonzentration und der Phytoplanktonproduktion, da eine gewisse Phosphatkonzentration zwar Voraussetzung für die Vermehrung einer bestimmten Algenart ist, aber die Realisierung dieser „Potenz“ u. a. von der Hydrographie des Sees abhängt. Außerdem sind die Phosphor-Ansprüche der verschiedenen Algenarten sehr verschieden. Es ändert sich also bei steigendem Phosphorgehalt nicht nur die Menge des Phytoplanktons, sondern es treten auch andere Arten auf. Quantität und Qualität des Phytoplanktons hängen ferner nicht nur vom Phosphor- bzw. vom Nährstoffgehalt ab, sondern auch von der Tiefe der durchmischten Oberflächenschicht, von der Turbulenz und von der „Tragfähigkeit“ der trophogenen Zone (die meisten Planktonalgen sind etwas schwerer als Wasser und sind passive Schwebler!) und schließlich von den meteorologischen Ereignissen. Außerdem ist noch unbekannt, in welchem Ausmaß die Algen durch Konsumenten, das Zooplankton, gewissermaßen abgeweidet, d. h. abfiltriert und in tierische Substanz verwandelt werden können. Ferner ist eine einfache Beziehung zwischen Phosphor und Phytoplanktonmenge schon deshalb nicht zu erwarten, weil viele Algen Phosphor speichern können. Der P-Gehalt einer Algenzelle kann bis zum mehr als 30fachen des Normalwertes steigen, wie bereits 1938 EINSELE und GRIM und neuerdings vor allem wieder GRIM (1967) und H. MÜLLER (1972) gezeigt haben. Dies hat zur Folge, daß nach Beginn der Sommerstagnation das freie Phosphat in der trophogenen Zone mehr oder weniger schnell aufgezehrt wird. Danach können die P-Werte in der trophogenen Schicht auch in eutrophierten Seen sehr gering sein, ja unter der Nachweisbarkeitsgrenze (ca. $1 \mu\text{l}$) liegen, und die Phytoplanktonproduktion nimmt den notwendigen Phosphor dann aus den gespeicherten Reserven, aus der laufenden Phosphorzufuhr durch Zuflüsse und Abwassereinleitungen, aus dem Austausch mit tieferen Schichten, der um so schwächer ist, je schärfer die Sommerschichtung ausgeprägt ist, und vor allem aus dem „intrabiocoenotischen Stoffwechsel“, d. h. aus dem durch Autolyse oder durch bakterielle Zersetzung abgestorbener Zellen frei gewordenen sowie mit Stoffwechsel-Produkten von lebenden Planktonorganismen ausgeschiedenen Phosphor. Wie bereits erwähnt,

steigt die Menge der Bakterien und der im See vorhandenen freien Phosphatasen mit der Phytoplanktonmenge, und daher steigt mit zunehmender Eutrophierung auch die Geschwindigkeit dieses „intrabiocoenotischen P-Umsatzes“ H. R. KRAUSE (1964) stellte fest, daß über 50% des Phosphorgehaltes schon in den ersten Stunden nach dem Tode aus Planktonorganismen in das Wasser diffundieren. Andererseits stellte GRIM fest, daß täglich — je nach Turbulenz und Tragfähigkeit der trophogenen Schicht — bis zu über 25% der Gesamtpopulation bestimmter Kieselalgen-Arten absinken können und in der tropholytischen Zone absterben. ELSTER und MOTSCH (1966) zeigten, daß diese absinkenden Formen z. T. erst im Hypolimnion absterben, ihr P-Gehalt also der trophogenen Schicht verloren geht. So stellt dieser ständige Planktonregen aus der trophogenen in die tropholytische Zone gewissermaßen eine biogene P-Ausfällung, also eine interne 3. Reinigungsstufe im See dar. Die Rolle der Kieselalgen als biologische P-Eliminatoren kann auch von der als Eutrophierungs-Indikator berüchtigten Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* übernommen werden, wenn sie im Frühjahr ein Oberflächenmaximum bildet, dabei die durch die Vollzirkulation aufgefüllten P-Vorräte in der trophogenen Schicht aufnimmt und sich im Sommer in die kühleren, tieferen Schichten zurückzieht. Wenn dagegen die Diatomeen bei steigender Eutrophierung von Blaualgen verdrängt werden, die sich in den obersten Schichten ansammeln, wird nicht nur die biogene P-Ausfällung blockiert, sondern der intrabiocoenotische Stoffwechsel in einer relativ dünnen Oberschicht intensiviert und die biogene Sauerstoffproduktion außerdem unterhalb des Planktonschirmes durch Lichtmangel eingeschränkt. Schließlich ist zu bedenken, daß bei großen oder reich gegliederten Seen die einzelnen Seeteile sich sehr verschieden verhalten können und daß vor allem die ufernahen Partien und besonders abwasserbelastete Regionen und Buchten als „Planktonbrutstätten“ in Frage kommen können, wie BEETON (1970) an den großen amerikanischen Seen und H. MÜLLER (1967) und H. LEHN (1965) am Bodensee, I. FINDENEGG ferner wiederholt an den Kärntner Seen gezeigt haben.

Als eine Art „3. Reinigungsstufe“ können ferner mineralische Suspensionen wirken, die mit Zuflüssen oder Einspülungen in den See gelangen und vor dem Sedimentieren Phosphat adsorbieren. So beobachtete OHLE (1963) während einer durch einen Dammbau hervorgerufenen Trübung des Schöhsees in Holstein eine rückläufige Trophieentwicklung, FINDENEGG (1969) berichtete von einer vorübergehenden Besserung des Mondsees während des Baues der Autobahn, und G. MÜLLER und TIETZ

(1966) wiesen auf die Möglichkeit hin, daß Phosphat im Bodensee gefällt wird, wenn die Trübung von Rhein und Bregenzer Aach aus P-ärmerem Flußwasser in P-reicheres Seewasser gelangt. Wir kennen jedoch die Adsorptions-Isothermen im einzelnen noch nicht genügend genau. Auch die Rolle von Calciumphosphat-Fällungen in Seen wird z. Zt. noch untersucht.

Wieviel von dem aus der trophogenen Zone ausgefallten Phosphor schießlich in das Sediment gelangt, hängt vor allem von der Tiefe des Sees, bzw. von dem Zersetzungsgrad der sedimentierenden organischen Substanz und von den Adsorptionsgleichgewichten der mineralischen Sedimentstoffe ab. Fast immer scheint die P-Konzentration im Interstitial-Wasser der Seesedimente um ein Vielfaches höher zu sein als im See. Ein ständiger Ausgleich, d. h. eine P-Abgabe, findet durch Diffusion statt. Diese Diffusion wird gefördert durch die Aktivität gewisser Bodentiere, besonders der schlängelnden Tubificiden und Chironomiden (TESSENOW, ZAHNER). Sie wird stark gehemmt, wenn auch nach TESSENOW (1972) nicht völlig blockiert, durch eine Ferrihydroxid-Schicht, die Phosphationen bindet oder adsorbiert. Diese Austauschhemmung bleibt bestehen, so lange an der Sedimentoberfläche ein genügend hohes Redox-Potential besteht. Wird die Sedimentation stark reduzierender wenig zersetzter Planktonmassen zu stark oder sinkt die Sauerstoffkonzentration im Kontaktwasser auf zu geringe Werte, so wird das Eisen an der Sedimentoberfläche reduziert und geht in Lösung. Dadurch wird nicht nur auch das gebundene oder adsorbierte Phosphat frei, sondern auch der Austausch zwischen Wasser und Sediment erhöht sich sprunghaft (EINSELE, OHLE, TESSENOW) und es kann zu erheblichen Phosphor-Anreicherungen im Tiefenwasser kommen, die sich dann bei der nächsten Vollzirkulation auch in der trophogenen Zone auswirken und erhöhte Phytoplankton-Entwicklungen hervorrufen können.

Wenn das vor allem von Journalisten gebrauchte Wort vom „Umkippen“ eines Sees einen präzisen Sinn haben soll, müssen wir darunter das „Umkippen“ von oxydierenden aeroben zu reduzierenden anaeroben Bedingungen an der Sedimentoberfläche und die Aufhebung der Austauschhemmung zwischen Sediment und Wasser verstehen.

Das Monimolimnion meromiktischer Seen wirkt im allgemeinen als Nährstoff-Falle, doch dehnt sich die sauerstofffreie Tiefenschicht bei steigender Eutrophierung aus (FINDENEGG). In den holomiktischen Seen wird zwar ebenfalls ein meist hoher Prozentsatz der durch Zuflüsse und Einleitungen zugeführten Nährstoffe, besonders von Phosphor und Stickstoff, zurückgehalten, aber gerade dadurch wirken die Seen und besonders

ihr Hypolimnion als Sammelbecken für das gesamte Einzugsgebiet! Die Anhäufung der Nährstoffe im Sediment und Hypolimnion kann zu einer schleichenden Gefahr werden. Von den Anreicherungen in den Tiefenschichten verläßt den See durch den Oberflächen-Abfluß nur, was in Vollzirkulationsperioden in die Ansaugzone des Abflusses gelangt.

Nur in genügend flachen Seen kann sich bereits während der Vollzirkulation eine starke Phytoplanktonentwicklung einstellen und die aus den tieferen Schichten stammenden Nährstoffe „ausnützen“ — in tiefen Seen ist während der Vollzirkulationen der mittlere Lichtgenuß des mit umgeschichteten Phytoplanktons so gering, daß er zu einer positiven Energiebilanz nicht ausreicht und das Phytoplankton bei längerer Zirkulationsdauer abstirbt oder inaktiv wird. Solche vorübergehenden Planktonminima und Sichttiefersteigerungen dürfen nicht dazu verführen, den See als saniert oder auch nur als gebessert zu betrachten!

Was folgt aus diesen kurzen skizzenhaften Andeutungen über den Stoffwechsel und die Belastbarkeit eines Sees sowie über die möglichen Sanierungsmaßnahmen?

Sowohl vom hygienischen Standpunkt als auch unter dem Gesichtspunkt des Sauerstoff-Bedarfes ist es völlig verfehlt, einen See als Kläranlage zu benutzen. Die Verhältnisse liegen hier völlig anders als in Fließgewässern oder in flachen Oxydationsteichen. Nicht nur die primäre Verunreinigung durch biologisch ungereinigte Abwässer, die vor allem lokale Verschmutzungen der Litoralregion hervorrufen kann, sondern auch die Zufuhr von Nährstoffen aus biologisch gereinigten Abwässern aus dem gesamten Einzugsgebiet führt zu einer Eutrophierung, d. h. zu einer sekundären Belastung, die im allgemeinen um mehr als eine Zehnerpotenz höher ist als die primäre Belastung. Es ist also nötig, nicht nur die Zufuhr organischer Stoffe, sondern darüberhinaus die übermäßige Zufuhr von mineralischen Nährstoffen zu unterbinden. Hierfür gibt es mehrere Alternativen:

1. Eine Abwasserringleitung um den See;
2. 3. Reinigungsstufen im gesamten Einzugsgebiet;
3. Verringerung des Phosphatgebrauches und der Erosion, bzw. der diffusen Phosphorquellen in Seen-Einzugsgebieten.

Zu 1.: Die Abwasserringleitung stellt, wo sie möglich ist, die Idealösung für den See dar. Sie enthebt uns auch der schwierigen Frage, ob wirklich nur der Phosphor der die Produktion enthemmende und daher für die sekundäre Belastung des Sees verantwortliche Faktor ist.

Voraussetzung für die Effektivität einer Ringleitung ist, daß durch diese eine entscheidende Menge aller Abwässer im gesamten Einzugsgebiet erfaßt werden kann und daß der Anteil der aus anderen Quellen, z. B. aus der Landwirtschaft, durch Erosion sowie aus der Luft in den See gelangenden Nährstoffe, z. B. P, relativ gering ist. Das ist im allgemeinen nur bei Seen mit kleinem Einzugsgebiet der Fall. Wo solche Ringleitungen bisher praktiziert sind, haben sie sich bewährt, wenn auch ein Erfolg nicht schlagartig eintritt. Die „Auswaschung“ der im Tiefenwasser und Sediment angereicherten Nährstoffmengen kann sehr lange dauern und bemißt sich nach Jahrzehnten.

In Schweden hat man daher versucht, die obersten besonders stark eutrophierten Sedimentschichten abzusaugen. Ob eine Überlagerung des eutrophierten Sediments mit mineralischen Trübungsstoffen in manchen Fällen erfolgversprechend ist, müßte im Einzelfall geprüft werden.

Zu 2.: 3. Reinigungsstufen als chemische Fällungen von Phosphor mittels Eisen oder Aluminium während oder nach der biologischen Abbaustufe sind in allen Fällen zu fordern, wo Phosphor als Eutrophierungsfaktor wirkt, eine Ringleitung nicht effektiv genug wäre und die Eutrophierung rückgängig gemacht oder wenigstens gehemmt werden soll. Andere Phosphor-Eliminierungen, z. B. durch Verwendung von höheren Wasserpflanzen, haben sich als nicht genügend effektiv gezeigt oder sie beanspruchen eine viel zu große Fläche. Nicht unbedenklich ist die Verwendung von Eisen als Fällungsmittel, wenn dadurch der Eisengehalt im Vorfluter erhöht wird und im Abwasser außer dem Lösungsmittel für Eisen, z. B. Chelatbildner, enthalten sind. Denn Versuche haben gezeigt, daß in vielen Seen außer dem Phosphor auch das Eisen zumindest zeitweise als Minimumstoff, bei Zufuhr daher als Eutrophierungsfaktor wirken kann. Eisen ist zwar überall vorhanden, aber es ist in sauerstoffreichem reinen Seewasser ohne Chelatbildner und bei normalen pH-Werten nur so wenig löslich, daß der Eisenbedarf mancher Algen nicht befriedigt werden kann. Eisenzugaben können daher ebenso wie Phosphorzugaben sehr starke Algenvermehrungen auslösen (GRIM, ELSTER und MOTSCH, STENDEL). Aus diesem Grunde ist auch vor einem teilweisen Ersatz der Polyphosphate in den Waschmitteln (Detergentien) durch NTA (Nitrolotriessigsäure) zu warnen: NTA ist ein Chelatbildner und hält Eisen in Lösung, wird aber in den Kläranlagen nur schwer und bei normalem Betrieb nur ungenügend abgebaut!

Zu 3.: Auch wenn Ringleitungen und 3. Reinigungsstufen verwirklicht sind, muß den diffusen Phosphor- und Nährstoffquellen Beachtung geschenkt werden: Ca. 1% des Kunstdünger-Phosphates gelangt vorwie-

gend durch Erosion in die Gewässer. Alle Maßnahmen, welche die Erosion vermindern, sind also günstig. Die moderne Stallhygiene bringt größere P- und N-Mengen in die Vorfluter, und VOLLENWEIDER (OECD-Bericht) hat gezeigt, daß in vielen Gebieten, z. B. in Nordamerika, die Eutrophierung der Seen parallel zur Intensität der Viehzucht verläuft! Auch die Verwendung übergroßer Mengen von Phosphaten z. B. zum Korrosionsschutz von Wasserleitungen usw. sollte unter Kontrolle gehalten werden.

In vielen Fällen aber wird es unumgänglich sein, Prioritäten für den See und sein Einzugsgebiet aufzustellen und danach die gesamte ökologische Entwicklung und Gestaltung des See-Einzugsgebietes und der Seennutzungen auszurichten. Das aber ist ein Thema, das über den Rahmen meines Vortrages hinausgeht, obwohl es ein sehr wichtiges Aufgabenfeld einer geordneten Wasserwirtschaft ist.

Literatur

- BEETON, A. M. (1970): Statement on Pollution and Eutrophication of the Great Lakes-Center for Great Lakes Studies. — Special Report, 1 1, 1—35, Milwaukee.
- EINSELE, W., GRIM, J. (1938): Über den Kieselsäuregehalt planktischer Diatomeen und dessen Bedeutung für einige Fragen ihrer Ökologie. — Zeitschrift f. Botanik, 3 2, 545—590.
- ELSTER, H.-J., MOTSCH, B. (1966): Untersuchungen über das Phytoplankton und die organische Urproduktion in einigen Seen des Hochschwarzwaldes, im Schleinsee und Bodensee. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl., 2 8, 291—376.
- FINDENEGG, I. (1969): Die Eutrophierung des Mondsees im Salzkammergut. — Wasser- u. Abwasserforschung, H. 4, 139—144.
- GRIM, J. (1955): Die chemischen und planktologischen Veränderungen des Bodensee-Obersees in den letzten 30 Jahren. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl., 2 2, 310—322.
- (1967): Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee. — GWF, 1 0 8, 1261—1271.
- KRAUSE, H. R. (1964): Zur Chemie und Biochemie der Zersetzungen von Süßwasserorganismen, unter besonderer Berücksichtigung des Abbaues der organischen Phosphorkomponenten. — Verh. Intern. Verein. Limnol., 1 5, 549—561.
- LEHN, H. (1965): Ufernahe Phytoplankton-Biocoenosen des Bodensees und ihre Bedeutung für das Pelagial. — Ztschr. f. Naturforschung, 2 0 b, 379—382.
- MÜLLER, G., TIETZ, G. (1966): Der Phosphorgehalt der Bodensee-Sedimente, seine Beziehung zur Herkunft des Sediment-Materials sowie zum Wasserkörper des Bodensees. — N. Jb. Miner. Abh., 1 0 5, 41—62.
- MÜLLER, H. (1967): Eine neue qualitative Bestandsaufnahme des Phytoplanktons des Bodensee-Obersees mit besonderer Berücksichtigung der tycho-planktischen Diatomeen. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl., 3 3, 206—236.

-
- (1972): Wachstum und Phosphatbedarf von *Nitzschia actinastroides* (LEMM.) v. GOOR in statischer und homokontinuierlicher Kultur unter Phosphatlimitierung. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl., 3 8, 399—484.
- OHLE, W. (1963): Angewandte Limnologie in Schleswig-Holstein. — VII. Tagung der Deutschen IVL-Mitglieder 1963 in Plön, Tagungsführer, 28—29.
- TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. — Arch. f. Hydrobiol., Suppl., 3 8, 353—398.
- VOLLENWEIDER, R. (1968): Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung, unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. — OECD-Report DAS/CSJ/68.27, Paris.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. Hans-Joachim ELSTER, Limnologisches Institut der Universität Freiburg i. Br., Mainaustraße 212, D-7750 Konstanz-Egg.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wasser und Abwasser](#)

Jahr/Year: 1971

Band/Volume: [1971](#)

Autor(en)/Author(s): Elster Hans-Joachim

Artikel/Article: [Stoffhaushalt und Selbstreinigung in Seen 9-21](#)