



ETHICS EAWAG

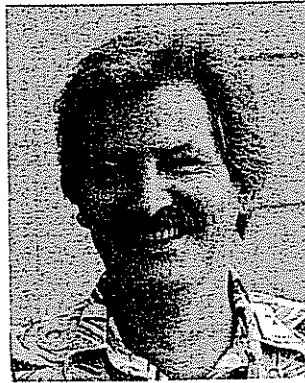


01700001920145

- 2 Das Janusgesicht eines Elementes**  
Markus Boller
- 3 Phosphatverbot für Waschmittel**  
Edwin Müller
- 6 Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln**  
Alfredo C. Alder, Walter Giger und Christian Schaffner
- 9 Auswirkungen des Phosphatverbots auf die Abwasserreinigung**  
Hansruedi Siegrist und Markus Boller
- 12 Überdüngung der Schweizer Seen – erfreulicher Trend nach unten**  
Bernhard Wehrli, Alfred Wüest, Heinrich Bühner, René Gächter und Jürg Zobrist
- 14 Veränderungen der Ökologie von Gewässern durch die Phosphatabnahme**  
Urs Uehlinger, Hans-Rudolf Bürgi und Rudolf Müller
- 18 Kontroverse Thesen zum Phosphatverbot**  
Peter Bossard und René Gächter
- 20 Innovative Umweltpolitik und Phosphatverbot**  
Carlo C. Jaeger, Almut Beck, Gregor Dürrenberger
- 24 Blick über die Grenzen**  
Alexander J.B. Zehnder
- 27 Fazit: Phosphor zeigt Wege auf**  
Ueli Bündi
- 28 Zehn Jahre Seenbelüftung – Erfahrungen und Optionen**  
Alfred Wüest und Bernhard Wehrli
- 30 EAWAG-Intern**  
17 KOL-Workshop / Auszeichnung  
23 Tage der offenen Tür  
30 PEAK-Programm / Organigramm
- 31 Publikationen**

**BIBLIOTHEK**  
Eidg. Anstalt für Wasserversorgung  
Abwasserreinigung u. Gewässerschutz  
Ueberlandstr. 133 8600 Dübendorf

# Das Janusgesicht eines Elementes



Wie der zweigesichtige römische Gott Janus zeigt sich das Element Phosphor der Umwelt mit zwei Gesichtern. Das eine Gesicht ist dasjenige des Überflusses, das andere das Gesicht des Mangels. Während die industrialisierten Länder mit den Symptomen der Phosphorüberschüsse zu kämpfen haben, erweist sich der Phosphormangel in Entwicklungsländern als limitierender Nährstoff für die Nahrungsmittelproduktion. Um so paradoxer erscheinen alle Aktivitäten in Ländern mit Phosphorüberschüssen, die ein Teil des Phosphors als Abfallprodukt der Zivilisation den Binnengewässern und schliesslich den Meeren übergeben.

Anlässlich des 10jährigen Phosphatverbots in Waschmitteln griff die EAWAG das Thema Phosphor an ihrer alljährlichen Informationsveranstaltung neu auf. Einerseits wurden die Erfolge und Mängel der bisherigen Strategien zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz aufgezeigt und die Bedeutung des Phosphatverbots in Waschmitteln aus heutiger Sicht beleuchtet. Daneben war es auch ein Anliegen, auf die weltweite Vernetzung der Stoffflüsse hinzuweisen und im Hinblick auf ein nachhaltiges Umgehen mit dem lebenswichtigen Rohstoff Phosphor neue Wertmassstäbe anzulegen, die die Konservierung und bessere Verteilung der Nährstoffe zum Ziele haben.

Die eindrückliche Dokumentation über die positive Entwicklung der Qualitätszustände der Schweizer Seen sind Zeichen dafür, dass vor allem die technischen Massnahmen sehr wirkungsvoll waren

und sind. Sie könnte dazu verleiten, das Problem der Gewässereutrophierung als abgeschlossen zu betrachten. Tatsache ist allerdings, dass die Aufrechterhaltung der Reinigungssysteme zur Fernhaltung der Nährstoffe von den Gewässern auch in Zukunft erhebliche Anstrengungen erfordern werden. Die Forderungen nach weiteren Massnahmen nicht nur zur Elimination von Phosphor, sondern auch von Stickstoff zeigen, dass Nährstoffflüsse nicht an der Landesgrenze enden, sondern über grosse Einzugsgebiete bis zu den Meeren zusammenhängen.

Aus der Sicht des Stoffmanagements muss jedoch die Nährstoffproblematik noch in einem erheblich breiteren Rahmen betrachtet werden. Die relativ geringen Nährstoffflüsse in die allerdings sehr empfindlichen aquatischen Ökosysteme sind vernetzt mit grösseren Stoffumsätzen in der Geo- und Atmosphäre. Überschüssige Nährstoffbilanzen für kleinere wie für grössere Einzugsgebiete sind Zeichen für ein unzulängliches Stoffmanagement. Es sind Veränderungen des menschlichen Verhaltens und die gezielte Umlenkung von Stoffflüssen notwendig, die langfristig nicht nur zur Kontrolle eines Einzelstoffes wie des Phosphors, sondern gleichzeitig anderer anthropogen verwendeter Stoffe führen.

Der Gott Janus wurde oft auf Torbogen dargestellt, von wo er in zwei gegensätzliche Richtungen blickt. Auf die Phosphorproblematik bezogen, blicken wir heute ebenfalls in zwei Richtungen, nämlich in die Vergangenheit, in der wir mit anerkennendem Schulterklopfen auf die Erfolge der P-Kontrolle in der Siedlungswasserwirtschaft zurückblicken, und in die Zukunft, in der es gilt, neue Herausforderungen wahr- und anzunehmen, um kleine Nährstoff- und Wasserkreisläufe zu etablieren, die ein nachhaltiges Umgehen mit wertvollen Ressourcen, darunter Phosphor, sicherstellen.

Markus Boller  
Leiter der Abteilung Ingenieurwissenschaften

## EAWAG



Die EAWAG news sind das Informationsbulletin der EAWAG

**Herausgeberin**  
Vertrieb und © by:  
EAWAG, CH-8600 Dübendorf  
Tel.: +41-1-823 55 11  
Fax: +41-1-823 53 75

**Redaktion**  
Diana Hornung, EAWAG

**Copyright**  
Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der AutorInnen und mit Quellenangabe «Abdruck aus den EAWAG news 42 D, 1996» gestattet

**Erscheinungsweise**  
zweimal jährlich in deutsch, englisch und französisch

**Satz, Bild und Layout**  
Peter Nadler, 8700 Küsnacht

**Gedruckt**  
auf Umweltschutzpapier

**Abonnemente und Adressänderungen**  
NeuabonnentInnen willkommen! Bitte Bestelltalon auf der letzten Seite beachten.

ISSN 1420-3979

**Legende zum Titelbild**  
Bakterien mit Polyphosphateinschlüssen: Biochemische Studien mit dem Stamm *Acinetobacter johnsonii* 210A haben es erlaubt, die Rolle von Polyphosphat als Energiequelle bei der biologischen Phosphatelimination in Abwasser aufzuklären.  
Die elektronenmikroskopischen Bilder wurden im Auftrag der Mikrobiologie-Abteilung der Landwirtschaftlichen Universität Wageningen aufgenommen (© Copyright bei A.J.B. Zehnder und Department of Microbiology, Agricultural University, Wageningen, Holland).

Edwin Müller

# Phosphatverbot für Waschmittel

## Ein Beispiel für Massnahmen an der Quelle zur Verringerung der Gewässerbelastung



Edwin Müller  
Bundesamt für Umwelt, Wald  
und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern

Die in den 50er Jahren festgestellten nachteiligen Auswirkungen von Waschmittelbestandteilen auf die Gewässer gaben bereits im Jahre 1962 Anlass zur Vorbereitung von gesetzlichen Bestimmungen über Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel. 1977 wurden die ersten Vorschriften über Phosphate erlassen; die Phosphatgrenzwerte sind in den Jahren 1981 und 1983 schrittweise verschärft worden. Mit dem Phosphatverbot für Textilwaschmittel im Jahre 1986 konnte die jährliche Abwasserbelastung um rund 5000 Tonnen Phosphor verringert werden. Die Phosphatersatzstoffe haben sich nicht nachteilig auf die Gewässer ausgewirkt und die Waschleistungen der phosphatfreien Produkte sind gut.

### Die 30jährige Entwicklung zum Gesetz

Die Leidensgeschichte der Seen in der Schweiz durch Überdüngung mit Phosphor hat in den 50er Jahren mit dem Ausbau der öffentlichen Kanalisation, dem Einsatz der modernen Waschmittel auf Phosphatbasis und der Intensivierung der Landwirtschaft begonnen. Den Bau von Kanalisationen und wirksamen Kläranlagen ver-

langte das erste Gewässerschutzgesetz aus dem Jahre 1955. Die Ursachenbekämpfung zur Verringerung von Gewässerbelastungen war aber damals in der breiten Öffentlichkeit noch kein Thema, obwohl bekannt war, dass der Phosphor in den Seen die Schlüsselrolle für das übermässige Wachstum der Algen einnimmt.

Da die Waschmittelposphate nicht alleine, aber doch zu einem erheblichen Teil zur Überdüngung der Gewässer beitragen, standen die aus waschtechnischer Sicht idealen Gerüststoffe schon damals im Kreuzfeuer der Kritik. Ein Verzicht auf die Phosphate, bzw. ein Phosphatverbot, sollte jedoch nicht die einzige Massnahme zur Verbesserung des Zustandes der Seen sein.

Nach dem ersten parlamentarischen Vorstoss von Nationalrat Freiburghaus zum Problem der Gewässerbelastung durch Waschmittel 1961 (siehe Tab. 1) war es den Bundesbehörden ein Anliegen, gesetzliche Grundlagen zu schaffen, die es ermöglichen sollten, zu gegebener Zeit einschränkende Vorschriften über Waschmittelbestandteile zu erlassen. Deshalb wurden die Vorschläge der im Jahre 1962 vom Eidg. Departement des Innern eingesetzten Detergentienkommission aufgegriffen, im Gewässerschutzgesetz vom 16. März 1955 einen Ermächtigungartikel aufzunehmen. Bei der

Tab. 1  
Von der Erkenntnis, dass die Phosphate die Seen überdüngen, dauerte es 30 Jahre bis zum Erlass des Phosphatverbotes.

Entwicklung der Vorschriften über Waschmittel bis zum Phosphatverbot	
1950	Erkenntnis: Phosphate überdüngen die Seen.
1961	Postulat Nationalrat Freiburghaus: Bundesrat soll prüfen, welche Massnahmen gegen die Gefahren der synthetischen Waschmittel ergriffen werden können.
1962	EDI setzt die Detergentienkommission ein.
1964–1968	Weitere parlamentarische Vorstösse gegen Waschmittelposphate. Kleine Anfrage Nationalrat Martin an den Bundesrat: Welche gesetzlichen Bestimmungen sind über Phosphate vorgesehen? Antwort: Phosphatersatz noch nicht möglich.
1967	EDI-Brief an die Kantone: Einführung der Phosphatelimination in Kläranlagen.
1969	Bericht der Detergentienkommission: Vorschriften im Gewässerschutzgesetz, kein Phosphatverbot.
1971	Ergänzung des Gewässerschutzgesetzes: Vorschriften über Produkte, die ins Abwasser gelangen.
1972	Bundesrat erlässt Vorschriften über Waschmittelbestandteile, aber noch keine Phosphatbeschränkungen.
1974	Freiwillige Vereinbarung der Waschmittelindustrie über Höchstmengen für Phosphate.
1977	Waschmittelverordnung: Höchstmengen für Phosphate.
1981–1983	Stufenweise Verschärfung der Phosphatgrenzwerte.
1982	Motion Nationalrat Gerwig: Verlangt Phosphatverbot im Gewässerschutzgesetz, 3 Jahre Übergangsfrist.
1982–1983	Bericht der Eidg. Gewässerschutzkommission: Verzicht auf Waschmittelposphate.
1985	Bundesrat erlässt Phosphatverbot.
1986	Phosphatverbot tritt auf den 1. Juli 1986 in Kraft.

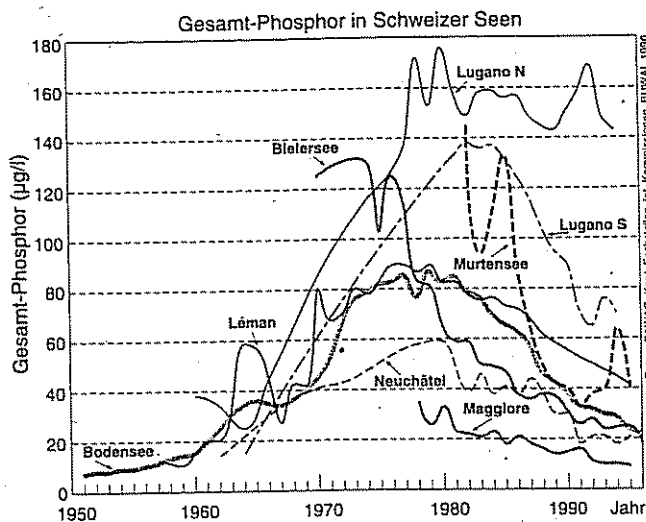


Fig. 1  
Durch die chemische Phosphorelimination in den Abwasserreinigungsanlagen und das Phosphatverbot für Textilwaschmittel verringerten sich die Phosphatkonzentrationen in den Seen erheblich.

Gesetzesrevision 1971 ist der Vorschlag der Detergentienkommission auch vollumfänglich und in etwas modifizierter Form bei der erneuten Revision des Gesetzes 1991 berücksichtigt worden:

Art. 9<sup>2c</sup>: Der Bundesrat erlässt Vorschriften über Stoffe, die nach Art ihrer Verwendung ins Wasser gelangen können und die aufgrund ihrer Eigenschaften oder ihrer Verbrauchsmenge die Gewässer verunreinigen oder für den Betrieb von Abwasseranlagen schädlich sein können.

#### Umweltverträglichkeit der Ersatzstoffe

Bereits in den 50er Jahren versuchte die Waschmittelindustrie, von den Phosphaten wegzukommen. Als Ersatzstoffe standen damals organische Komplexbildner zur Diskussion. In seiner Antwort auf die *Kleine Anfrage von Nationalrat Martin* wies der Bundesrat im Jahre 1968 auf die negativen Erfahrungen hin:

«Die in den ausserhalb unseres Landes angepriesenen Waschmitteln mit reduziertem Phosphorgehalt enthaltenen Ersatzstoffe rufen in Gewässern tatsächlich keine wachstumsfördernde Wirkung mehr hervor; hingegen zeigen sie eine nicht zu unterdrückende Aggressivität gegenüber Bunt- und Schwermetallen. Dadurch entsteht die Gefahr von Korrosions- und Entfärbungsvorgängen einerseits und von toxischen Auswirkungen andererseits. Da diese Beistoffe zudem eine grössere Durchlässigkeit der Zellwände bewirken, wird die schädliche Einwirkung der Metalle und Metallverbindungen auf die Organismen gefördert, bzw. beschleunigt. So wurde in Schweden die Beeinträchtigung der Bakterienkulturen im Belebtschlamm von Abwasserreinigungsanlagen in Anwesenheit von Zink und diesen Neu-

produkten eindeutig festgestellt. [Schlussfolgerungen:] Besondere Vorschriften, die eine Verminderung oder gar Ausschaltung des Phosphatanteils in Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln zum Ziel haben, können aus den erwähnten Gründen noch nicht ausgearbeitet werden.»

Mitte der 70er Jahre kamen als Phosphatersatzstoffe die Zeolithe und das NTA ins Gespräch. Während sich sehr rasch herausstellte, dass die Zeolithe unbedenklich sind, erwuchs dem Einsatz von NTA anfänglich grosser Widerstand.

#### Gewährleistung der Waschqualität

Um dem Phosphatverzicht zum Durchbruch zu verhelfen, brachten bereits Mitte der 70er Jahre verschiedene kleinere Waschmittelhersteller phosphatfreie Waschmittel auf der Basis von Seife und Soda auf den Markt. Der Erfolg war jedoch gering, denn die verlangten Waschleistungen konnten mit diesen Erzeugnissen nicht erbracht werden und der Aufwand beim Waschen war zu gross.

Auch die von der Eidg. Gewässerschutzkommission im Jahre 1982 eingesetzte Arbeitsgruppe [1] befasste sich intensiv mit den waschtechnischen Kriterien. Als Mass für die Bewertung der Waschqualität dienten die noch heute zur Anwendung gelangenden Normen des damaligen Schweizerischen Institutes für Hauswirtschaft.

#### Flankierende Massnahmen

Da in den 60er Jahren schon absehbar war, dass ein langer Weg bis zu den phosphatfreien Waschmitteln bevorstand und die Ursache der Gewässer-

eutrophierung nicht alleine auf die Waschmittelposphate zurückzuführen war, richtete das Eidg. Departement des Innern am 19. Juni 1967 seine Empfehlung an die Kantonsregierungen [2], die kommunalen Abwasserreinigungsanlagen der Seufergemeinden sowie der grösseren Gemeinden und regionalen Zusammenschlüsse im Einzugsgebiet der Seen mit der damals schon bekannten 3. Reinigungsstufe auszurüsten und die Phosphate durch chemische Fällung aus dem Abwasser zu entfernen. Die gesetzliche Pflicht zur Einführung der Phosphorelimination bei Kläranlagen im Einzugsgebiet der Seen erfolgte 8 Jahre später mit dem Erlass der Verordnung über Abwassereinleitungen.

#### Effekte des Phosphatverbotes

Gleichzeitig mit dem Erlass des Phosphatverbotes am 3. Juli 1985 ist das damalige Bundesamt für Umweltschutz beauftragt worden, ein umfassendes NTA-Gewässeruntersuchungsprogramm durchzuführen, denn es war zu erwarten, dass NTA auch bei einem begrenzten Einsatz in Waschmitteln trotz seiner guten biologischen Abbaubarkeit in messbaren Konzentrationen in den Gewässern auftreten wird.

Die anfänglich noch grosse Skepsis gegenüber dem Ersatzstoff NTA konnte in der Schweiz weitgehend abgebaut werden, da NTA sowohl im Trinkwasser als auch im Grundwasser kaum und in den Oberflächen höchstens in Spuren nachgewiesen werden kann (s. Ergebnisse der zehnjährigen NTA- und EDTA-Untersuchungen in den schweizerischen Gewässern [3]).

Der Verzicht auf Phosphate in Textilwaschmitteln ist nur eine der Massnahmen zur Bekämpfung der Eutrophierung der Gewässer. Insgesamt darf aber festgehalten werden, dass die ab 1981 schrittweise erfolgte Verringerung des Phosphatgehaltes in den Textilwaschmitteln bis zum Phosphatverbot im Jahre 1986 zu einer ganz erheblichen Reduzierung der Phosphatbelastung des kommunalen Rohabwassers führte und die Gewässer-

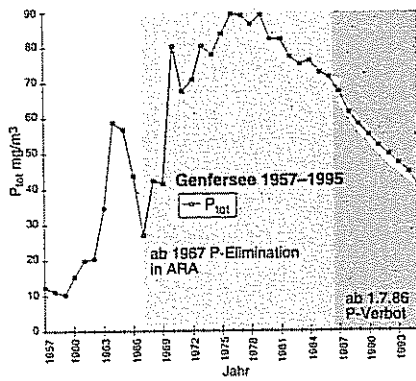


Fig. 2  
Ab 1967 wurde in den Kläranlagen rund um den Genfersee Phosphor eliminiert. Diese Massnahme führte ab 1976 zu einer Abnahme der Phosphorkonzentration im Genfersee. Sie wurde ab 1986 durch das Phosphatverbot verstärkt.

belastung beträchtlich herabgesetzt werden konnte.

Die rückläufigen Phosphorkonzentrationen sind bei den meisten Seen (Fig. 1) und auch bei den grossen Fliessgewässern einerseits auf das Phosphatverbot und andererseits auch auf den im gleichen Zeitraum erfolgten Ausbau der kommunalen Abwasserreinigung mit der chemischen Phosphorelimination zurückzuführen. So zeigt Fig. 2 für den Genfersee, dass bereits ab etwa 1979, d.h. 6 Jahre vor dem Erlass des Phosphatverbotes in der Schweiz, ein deutlicher Rückgang der Phosphorkonzentrationen festgestellt wurde. Eine sehr augenfällige, zum grossen Teil auf das Phosphatverbot zurückzuführende Entwicklung ergibt sich für den Murtensee (Fig. 3). In den Jahren von 1985 bis 1995 ist die Phosphorkonzentration von rund 100 g/l auf rund 40 g/l zurückgegangen.

Für jeden See muss es das Ziel sein, die Produktion so zu reduzieren, dass

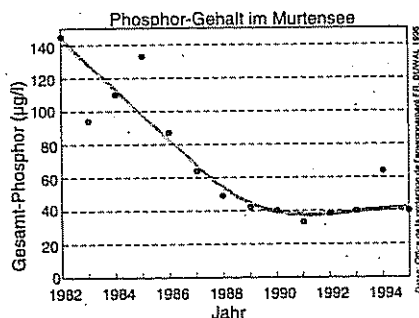


Fig. 3  
Der in den frühen 80er Jahren beobachtete Rückgang der Phosphorkonzentration im Murtensee setzte sich dank des Phosphatverbotes 1986 bis in die 90er Jahre fort. Die Phosphorkonzentration sank in dieser Zeit auf die Hälfte.

der Sauerstoffgehalt des Seewassers ohne künstliche Massnahmen zu keiner Zeit und in keiner Seetiefe weniger als 4 mg O<sub>2</sub>/l betragen, abweichende natürliche Verhältnisse bleiben vorbehalten.

Bei den Fliessgewässern kann beispielsweise im Rhein bei Basel ab dem Jahr 1980 als Folge der Inbetriebnahme verschiedener grosser Abwasserreinigungsanlagen und des reduzierten Phosphatgehaltes der Waschmittel eine merkliche Abnahme der Phosphorkonzentrationen festgestellt werden (Fig. 4). Nach dem Erlass des Phosphatverbotes im Jahre 1985 sind die Phosphorkonzentrationen nochmals deutlich gesunken. Die weitere Abnahme der Phosphorkonzentrationen nach 1990 ist auf die Einführung der Phosphorelimination bei Abwasserreinigungsanlagen mit über 20'000 Einwohnergleichwerten im Einzugsgebiet des Rheins unterhalb der Seen zurückzuführen.

### Die Vorreiterrolle der Schweiz in Europa

Mit dem Phosphatverbot hat die Schweiz in Europa einen Alleingang unternommen. Im Rahmen einer Veranstaltung mit zahlreichen europäischen Experten fand im Jahre 1988 ein Informationsaustausch statt.

Die schweizerischen Gewässerschutzexperten versuchten, die übrigen Teilnehmer dieses Anlasses von der Wirksamkeit und dem Erfolg des Phosphatverbotes zu überzeugen. Wie damals festgestellt werden musste, bestand in ganz Europa noch grosse Zurückhaltung gegenüber einem Phosphatverbot für Waschmittel. Es war abzusehen, dass weder andere europäische Staaten noch die Europäischen Gemeinschaften (EG) selbst dem Beispiel der Schweiz folgen werden. Dennoch werden aber heute auf dem

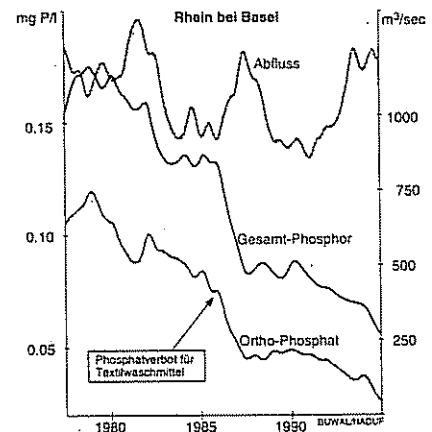


Fig. 4  
Als Folge des Phosphatverbotes wurden im Rhein bei Basel ab 1986 merklich tiefere Phosphorkonzentrationen gemessen.

europäischen Markt, vor allem in Deutschland und in den Niederlanden, überwiegend phosphatfreie Waschmittel verkauft.

### Leistungsausweis des Phosphatverbotes

Mit dem Erlass des Phosphatverbotes für Textilwaschmittel im Jahre 1985 ist in der Geschichte der schweizerischen Umweltschutzgesetzgebung erstmals eine erfolgreiche Massnahme an der Quelle zur Verringerung der Gewässerbelastung verfügt worden.

Obwohl die EG bis heute noch keine vergleichbare Richtlinie erlassen hat, ist die Waschmittelenwicklung in Europa durch das schweizerische Phosphatverbot wegweisend beeinflusst worden.

Das Phosphatverbot bildet in der Schweiz weiterhin einen Teil der Massnahmen in der Strategie zur Bekämpfung der Überdüngung der Gewässer. Es ist gelungen, die Phosphorbelastung der Seen in beachtlichem Masse zu verringern.

Durch das Phosphatverbot, das neue Lösungen bei der Waschmittelenwicklung erforderte, sind weder für die Gewässer noch für die VerbraucherInnen negative Folgen eingetreten und die Waschqualität konnte auch mit phosphatfreien Waschmitteln bis heute gewährleistet werden.

- [1] BUWAL, (1983): Waschmittelposphate. Bericht der Eidg. Gewässerschutzkommission über die Phosphorbelastung der Seen und die ökologischen sowie die waschtechnischen Auswirkungen bei einem Verzicht auf Waschmittelposphate. Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 14.
- [2] Eidg. Departement des Innern, (1967): Brief an die Kantonsregierungen. Zur Frage der Elimination von Pflanzennährstoffen bei der Abwasserreinigung.
- [3] BUWAL, (1996): NTA dans les eaux (mit deutscher Kurzfassung). Cahier de l'environnement, No 264.

Alfredo C. Alder, Walter Giger und Christian Schaffner

# Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln

## Beelzebuben oder akzeptierbare Chemikalien?



Alfredo C. Alder

Wasch- und Reinigungsmittel (Detergentien) sind Publikums-, Gewerbe- und Industrieprodukte, die in grossen Mengen für die Textilreinigung und die Reinigung von festen Oberflächen verwendet werden. Sie werden überwiegend über das Abwasser entsorgt. Der Verbrauch an Detergentien in der Schweiz betrug für das Jahr 1994 ungefähr 20 kg pro Person. An diesen Chemikalien zeigt sich, wie Umweltschutzmassnahmen sich vom Reagieren auf erkannte Probleme zum vorsorgenden Denken und Handeln entwickelt haben [1].

Die Detergentien enthalten eine Vielzahl von unterschiedlich wirkenden und chemisch sehr verschiedenen Komponenten: waschaktive Substanzen (Tenside), Gerüststoffe (Builder), Bleichmittel und Zusatzstoffe (Additive). In Waschpulvern stellt das Buildersystem mit ca. 35–45% den grössten Anteil dar. Die Detergentien-builder müssen vor allem das Wasser enthärten, d.h. Calcium- und Magnesium-Ionen binden. Hierfür können zwei chemische Vorgänge ausgenutzt werden: Komplexbildung und Ionenaustausch. Zusätzlich soll die Ablagerung schwerlöslicher Calciumsalze gehemmt werden (Schwelleneffekt). Das Ziel der Builder ist: a) die Wirkung

der waschaktiven Substanzen (Tenside) zu erhalten, (b) die Ablagerungen auf der Wäsche (Textilinkrustationen) zu verhindern und c) die Waschwirkung zu verstärken (Schmutzablösung).

Das in den 40er Jahren eingeführte Triphosphat (auch als Tripolyphosphat oder Phosphat bezeichnet) erwies sich als anwendungstechnisch idealer Gerüststoff. Die mit dem Nährstoff Phosphat verknüpften Umweltprobleme der Gewässereutrophierung

fürten aber in vielen Industrieländern zur Herabsetzung der Phosphatgehalte in den Detergentien beziehungsweise zu Phosphatverbotten. International gesehen kann man eine zunehmende Verbreitung der phosphatfreien Waschmittel beobachten. Die Wirkungen des Phosphates in Detergentien können nicht durch einen einzigen Stoff übernommen werden, sondern es wird eine Kombination von verschiedenen sogenannten Phosphatersatzstoffen (Fig. 1, Tab. 1) verwendet. Aufbauend auf einer früheren Publikation [2] wird in diesem Beitrag nur auf diejenigen Builder und Cobuilder eingegangen, die in phosphatreduzierten und phosphatfreien Waschmitteln eingesetzt werden. Beim Ersatz einer einzelnen Substanz (Phosphat) durch ein ganzes Buildersystem stellt sich die Frage, ob unter Umständen eine «Teufel-Beelzebub-Situation» geschaffen wurde, im Sinne eines «Schlimmes durch Schlimmeres ersetzen».

### Zeolithe

Der wichtigste Builder ist seit mehr als einem Jahrzehnt das synthetisch hergestellte Zeolith A. Zeolithe sind spezielle

Fig. 1  
Builder-Einsatzmengen in den Jahren 1991–1994 in Publikums- und Gewerbeprodukten, nach Angaben des Verbandes der Schweizerischen Seifen- und Waschmittelindustrie (SWI).

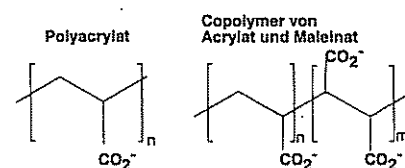
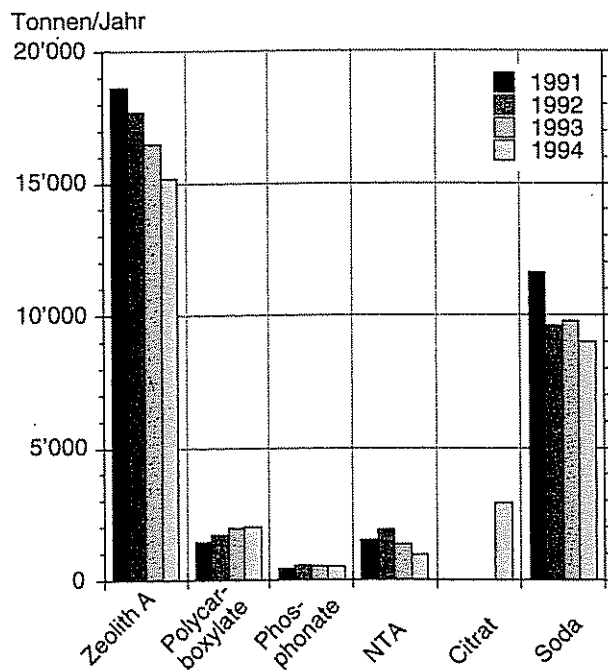


Fig. 2  
Chemische Strukturen der Polycarboxylate.

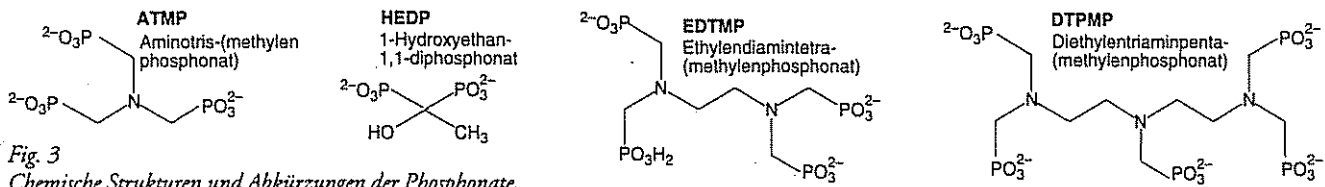


Fig. 3  
Chemische Strukturen und Abkürzungen der Phosphonate.

Formen von natürlichen oder synthetisch hergestellten Natriumaluminiumsilikaten der allgemeinen Zusammensetzung  $\text{Na}_2\text{O} \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times a\text{SiO}_2 \times b\text{H}_2\text{O}$ . Zeolith A hat eine definierte Kristallstruktur mit einer mittleren Teilchengröße von 2,5 bis 3,5  $\mu\text{m}$ .

Die Hauptwirkung von Zeolith A in Detergentien ist die Wasserenthärtung durch Ionenaustausch der im Porenwasser enthaltenen Natriumionen gegen Calcium- und Magnesium-Ionen aus dem Waschwasser. Ebenfalls bedeutsam ist die gute Trägereigenschaft von Zeolith A für Flüssigkeiten, wie die in den Detergentien enthaltenen Tenside. Für ein pulverförmiges Waschmittel ist ein Flüssigkeitsträger notwendig, wie er im Zeolith A zur Verfügung steht. Mit den Kompaktwaschmitteln auf Zeolithbasis ist der Detergentienindustrie eine wichtige Entwicklung gelungen. Die heutigen Kompaktwaschmittel basieren europaweit fast ausschliesslich auf Zeolith A. Die Herstellung von phosphathaltigen Kompaktwaschmitteln wäre viel problematischer, so dass eine Wiedereinführung von Phosphat in Waschmitteln mit grossen Schwierigkeiten verbunden wäre.

Der Rezepturanteil von Zeolith A beträgt 15–25%, wobei Zeolith A zusammen mit einem sogenannten Cobuilder eingesetzt wird, weil durch die Zugabe von Polycarboxylaten oder Phosphonaten die Ionenaustauschkapazität von Zeolith verbessert wird.

Das feine, unlösliche Pulver Zeolith A wird in der mechanisch-biologischen Abwassertechnik zu 95% mit dem Klärschlamm eliminiert, was in der Schweiz zu einer zusätzlichen Erhöhung der Klärschlammproduktion um ca. 15'000 Tonnen Trockenschlamm pro Jahr führt [3]. Für Zeolith A sowie das neu entwickelte Zeolith P erfolgt in der Umwelt ein langsamer, hydrolytischer Abbau zu Aluminiumoxid und -silikat. Die ebenfalls neuen, teillöslichen Schichtsilicate sind wirksame Waschmittelbuilder, deren Einsatz we-

gen ihrer Instabilität oberhalb 60 °C jedoch beschränkt bleiben dürfte.

### Polycarboxylate

Polycarboxylate sind wasserlösliche, lineare Polymere, deren besonderes Merkmal zahlreiche Carboxylatgruppen sind (Fig. 2). Die hohe Ladungsdichte und die Kettenlänge der Polymere bestimmen die physikalischen und chemischen Eigenschaften dieser Substanzklasse. In Detergentien eingesetzt werden sie als Polyacrylate sowie als Copolymere von Acrylat und Maleinat mit mittleren Molekularmassen von ca. 70'000 Atommasseneinheiten.

Die Hauptfunktion der Polycarboxylate ist der Schwelleneffekt, d.h. sie wirken als Dispergiermittel für die Verhinderung von Ablagerungen schwerlöslicher Salze auf der Wäsche. Im Gegensatz zu den Komplexbildnern erfolgt der Einsatz der Polycarboxylate in unterstöchiometrischen Mengen, so dass in den Waschmitteln 2 bis 6% Gewichtsanteile in Kombination mit anderen Buildern genügen. Bei hohem Überschuss an freien Calciumionen fällt schwerlösliches Calciumpolycarboxylat aus, womit die dispergierende Wirkung der Polycarboxylate verloren geht. Die Enthärtung des Waschwassers, beispielsweise durch Zeolith A oder einen Komplexbildner, ist wesentliche Voraussetzung für das waschtechnische Funktionieren der Polycarboxylate.

Im Abwasser fallen die Polycarboxylate infolge des Überschusses an Calcium als unlösliche Calciumpolycarboxylate aus. Die bisher durchgeführten Studien haben keine ungünstigen Auswirkungen auf die Abwassertechnik insgesamt erkennen lassen.

Im Boden nach dem Klärschlamm-austrag ist ebenfalls mit einer starken Adsorption, besonders der hochmolekularen Verbindungen zu rechnen.

Die Polycarboxylate und die weiter unten beschriebenen Phosphonate haben in Bezug auf ihre Umweltverträglichkeit drei wichtige Nachteile: mangelhafter, biologischer Abbau in der Abwasserreinigung, Anreicherung im Klärschlamm und das Fehlen umweltanalytischer Bestimmungsmethoden für die Überwachung dieser Verbindungen in der Umwelt. Der Nachweis der Polycarboxylate in der Umwelt ist wegen der komplexen Gemischzusammensetzung dieser Substanzklasse sehr schwierig bis unmöglich.

### Phosphonate

Phosphonate, d.h. die Salze der organischen Phosphonsäuren, sind gekennzeichnet durch das Vorhandensein von mehreren  $\text{PO}_3^{2-}$ -Gruppen in einem Molekül. In der Wassertechnik werden Phosphonate seit Jahrzehnten in grossen Mengen zur Vermeidung von Kalkablagerungen in Kühlwasserkreisläufen und Dampfkesseln eingesetzt. In Waschmitteln werden hauptsächlich vier verschiedene Phosphonate verwendet (Fig. 3).

Phosphonate in Detergentien bewirken einerseits eine Verhinderung der Ablagerungen auf der Wäsche und andererseits eine Stabilisierung des Bleichmittels bei der Lagerung und beim Waschprozess. Aufgrund des Schwelleneffektes der Phosphonate, d.h. optimale Wirkung bei sehr niedriger Konzentration, werden sie in nur 0.2–0.5 Gewichtsanteilen in Kombination mit anderen Gerüststoffen in Waschmitteln eingesetzt.

Phosphatersatzstoff	Chemischer Effekt	Waschtechnische Funktion
Zeolith A, Zeolith P, Schichtsilikate	Ionenaustausch	Wasserenthärtung
Nitrilotriacetat (NTA), Citrat	Komplexbildung	Wasserenthärtung
Polycarboxylate, Phosphonate	Schwelleneffekt	Hemmung der Ausfällung

Tab. 1  
Chemikalien, die als Phosphatersatzstoffe in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt werden.

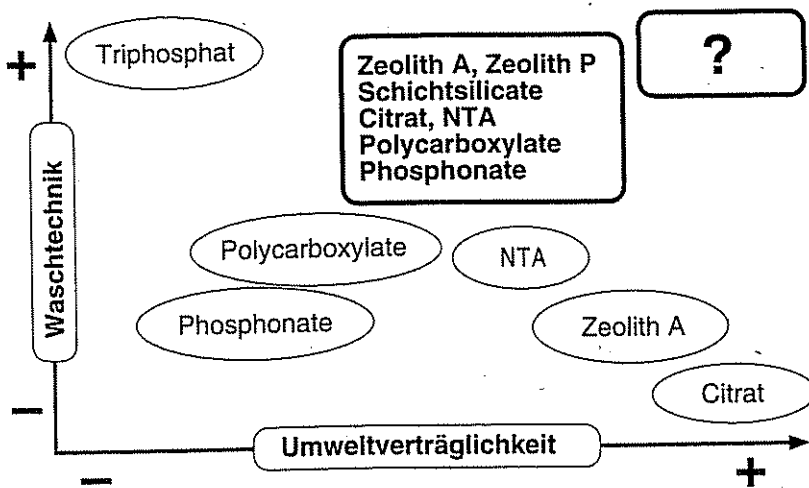


Fig. 4  
Zuordnung der Builder in Wasch- und Reinigungsmitteln bezüglich Waschtechnik und Umwelt.

Phosphonate werden in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung unter aeroben und anaeroben Bedingungen schlecht abgebaut und nur teilweise eliminiert [4]. Obwohl Phosphonate sehr gut wasserlöslich sind, zeigen diese Verbindungen wegen den komplexbildenden Eigenschaften, eine starke Affinität zum mineralischen Anteil in den Sedimenten. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die verschiedenen Phosphonate sehr unterschiedliches komplexchemisches Verhalten zeigen. Somit muss für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit jedes einzelne Phosphonat gesondert untersucht werden.

**Nitrilotriacetat (NTA)**

Die wasserenthärtende Wirkung von NTA beruht auf der Komplexbildung von Calcium- und Magnesiumionen. In der Schweiz wurden umfangreiche Studien über NTA und das verwandte EDTA durchgeführt [5, 6]. Die gute biologische Abbaubarkeit des NTA kann ausführlich dokumentiert werden. Das Phosphatverbot und der Teilerersatz der Phosphate durch NTA in Waschmitteln hat zu keiner Zunahme der NTA-Gehalte in den Gewässern geführt. Dank einer spezifischen und quantitativen Umweltanalytik ist es möglich Monitoring-Untersuchungen und prozessorientierte Feldstudien durchzuführen.

**Citrat**

Citrat bewirkt wie NTA eine Wasserenthärtung über die Komplexbildung der Wasserhärte-Anionen. Die Umweltverträglichkeit von Citrat ist sehr gut, da es weitverbreitet in der Natur vor-

kommt und rasch biologisch abgebaut wird. Somit ist Citrat aus der Sicht der Umweltverträglichkeit ein sehr geeigneter Phosphatersatzstoff. Nachteilig ist aber, dass die Builderwirkung oberhalb 60 °C zurückgeht. In Waschmitteln variiert der Rezepturanteil von Citrat zwischen 0 und 10%.

**Schweizer Builder-Verbrauch**

In Fig. 1 (s. Seite 6) sind die in der Schweiz von 1991 bis 1994 verbrauchten Builder- und Cobuildermengen dargestellt. Der Einsatz von Zeolith A betrug 1994 15'000 Tonnen. Der Rückgang um 20% gegenüber 1991 geht auf die tieferen Waschttemperaturen zurück, die einen erhöhten Einsatz von Citrat ermöglichen. Zeolith A bleibt ein wichtiger Rezepturbestandteil, dürfte jedoch anteilmässig weiter sinken, und zwar durch die teilweise Kombination mit Zeolith P und neuartigen Silikaten. Es wurden ca. 2000 t Polycarboxylate und 500 t Phosphonate eingesetzt mit zunehmender bzw. gleichbleibender Tendenz. Im Jahre 1994 wurden noch 1000 t NTA verbraucht. Aufgrund der internationalen Harmonisierung in Europa ist zu erwarten, dass der Einsatz von NTA als Phosphatersatzstoff weiter zurückgehen wird. Ebenfalls zu den Buildern gezählt wird Soda (Natriumcarbonat), das als Cobuilder eine pH-Erhöpfung im Waschwasser bewirkt.

**Umweltverträglichkeit und Waschtechnik**

In Fig. 4 sind die Phosphatersatzstoffe aufgrund ihrer Umweltverträglichkeit

und ihrer waschtechnischen Eigenschaften dargestellt. Triphosphat erwies sich als anwendungstechnisch sehr gut aber problematisch bezüglich seiner Umweltverträglichkeit. Umgekehrt ist das Citrat eine gut umweltverträgliche Substanz, die aber oberhalb 60 °C schlecht wirksam ist. Wie oben beschrieben haben Polycarboxylate und Phosphonate einige Nachteile im Bereich der Umweltverträglichkeit. Polycarboxylate können als naturverwandte Stoffe relativ besser als die Phosphonate akzeptiert werden. Phosphonate werden wegen ihres komplexchemischen Verhaltens negativer beurteilt.

Die heute eingesetzten Buildersysteme sind waschtechnisch hoch wirksam. Bis anhin konnte aber noch keine optimale Umweltverträglichkeit erreicht werden. Zusammenfassend gilt, dass das Phosphat in Detergentien durch Chemikalien ersetzt worden ist, die aufgrund des heutigen Wissens als Substanzen mit einer knapp akzeptierbaren Umweltverträglichkeit eingestuft werden können, obwohl auch Nachteile zu erkennen sind und noch Kenntnislücken bestehen.

[1] Giger W., A.C. Alder, P. Fernández und E. Molnar, (1994): Wasch- und Reinigungsmittel: Vom reaktiven zum präventiven Umweltschutz. EAWAG news 36D, 26-29.  
 [2] Giger W. and T. Conrad, (1985): Phosphatersatzstoffe in Waschmitteln und ihre aquatische Umweltverträglichkeit. In: Wasser Berlin '85, 362-377. Wissenschaftsverlag Spiess, Berlin.  
 [3] Siegrist H.R. und M. Boller, (1996): Auswirkungen des Phosphatverbotes auf die Abwasserreinigung, EAWAG news 42D, 9-11.  
 [4] Gledhill W.E. and T. Feijtel, (1992): Environmental Properties and Safety Assessment of Organic Phosphonates used for Detergents and Water Treatment Applications. In: Detergents, eds. de Oude N.T., 3, Part F: Anthropogenic Compounds, 261-285. Springer-Verlag, Berlin.  
 [5] Giger W., C. Schaffner, F.G. Kari, H. Ponusz, P. Reichert und O. Wanner, (1991): Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in schweizerischen Flüssen. Mitt. der EAWAG 32D, 27-31.  
 Giger W., (1995): Spurenstoffe in der Umwelt von der Umweltanalytik zu prozessorientierten Feldstudien, EAWAG news 40D, 3-7.  
 [6] Houriet J.-P., (1996): NTA dans les eaux. (a) Cahier de l'environnement No 264, (b) Documents Environment No 54, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Hansruedi Siegrist und Markus Boller

# Auswirkungen des Phosphatverbots auf die Abwasserreinigung



Hansruedi Siegrist

Rohabwasser	1980 gP E <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	1994 gP E <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
Urin	450	450
Fäkalien	200	200
Haushaltabfälle	100	100
Textilwaschmittel	750	50
übrige Wasch- und Reinigungsmittel	170	110
Abschwemmung aus Siedlungsflächen	50	50
Total	1720	960

Tab. 1

Anteile der pro Kopf ins Rohabwasser gelangenden Phosphorbruttofrachten geordnet nach Herkunft des Phosphors [1, 2, 3, 4].

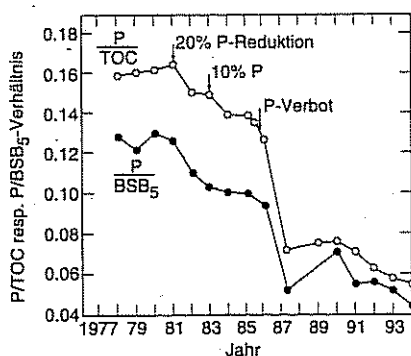


Fig. 1  
P/TOC und P/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisse im vorgeklärten Abwasser der ARA Glatt der Stadt Zürich über den Zeitraum von 1978 bis 1994. Ab 1990 wurde die Simultanfällung eingeführt. Durch die Rückführung von eisenhaltigem Überschussschlamm in die Vorklärung wurde die P-Fracht im vorgeklärtem Abwasser zusätzlich vermindert.

Dank dem P-Verbot konnte die gelöste Phosphatfracht im Rohabwasser um mehr als 50% gesenkt werden. Welche Effekte hat das Phosphatverbot auf die Siedlungsentwässerung und den Kläranlagenbetrieb? Was kann die biologische Phosphatelimination zur Verminderung des Fällmittelverbrauchs beitragen und wie beeinflussen die Phosphorflüsse der Siedlungsentwässerung die schweizerische P-Bilanz und den P-Export in die Nachbarländer?

## Veränderung der Abwasserzusammensetzung

Da es sich bei den Phosphaten in Waschmitteln grösstenteils um lösliche Polyphosphate handelt, ergab sich neben einer substantiellen Reduktion der P-Frachten, zusätzlich eine Verschiebung in Richtung grösserem *partikulärem* Anteil. Heute werden Polyphosphate praktisch nur noch in Geschirrspülmitteln verwendet. Etwa 2% der P-Fracht sind nicht abbaubare Phosphonate aus Wasch- und Reinigungsmitteln [1].

Der Phosphoranteil aus Fäkalien und Haushaltabfällen liegt in partikulärer und organisch gebundener Form vor. Aus dem Urin stammt praktisch der gesamte Anteil an ortho-Phosphat (Tab. 1).

Die gelöste P-Fracht hat sich gegenüber 1980 um mehr als 50% vermindert und beträgt heute im vorgeklärten Abwasser etwa 70–80% der totalen P-Fracht. Weil in den letzten 15 Jahren intensiv Fremdwasser abgetrennt wurde, was zu einer Aufkonzentration des Abwassers führte, haben wir als Indikator für den Rückgang der P-Belastung im Abwasser das P/TOC-Verhältnis gewählt.

Unter der Annahme, dass die C-Frachten einen einigermaßen konstanten Verlauf aufweisen, ergibt sich im Zeitraum zwischen 1980 und 1990 ein Rückgang des P/C-Verhältnisses im vorgeklärten Abwasser um >50%. Der Rückgang kann sowohl für die stufenweise Reduktion des P-Gehaltes in den Waschmitteln in den Jahren 1981 und 1983 wie auch für das

P-Verbot 1986 klar nachgewiesen werden (Fig. 1).

## Auswirkungen auf die Abwasserreinigung

### Mechanisch-biologische Kläranlagen

In konventionellen Abwasserreinigungsanlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung wird ein Teil des partikulär gebundenen Phosphors in der mechanischen Reinigung abgetrennt (10–20% der Rohabwasserfracht). Das Mass der P-Elimination im biologischen Anlagenteil hängt von der Biomasseproduktion und dem Phosphorbedarf der Mikroorganismen ab. Da die Schlammproduktion hauptsächlich vom Gehalt der organischen Stoffe bestimmt wird, hängt die prozentuale Elimination an Phosphor in einer Kläranlage vom Nährstoffverhältnis bzw. vom P/TOC-Verhältnis im vorgeklärten Abwasser ab. In rein häuslichem Abwasser beträgt der Wirkungsgrad der P-Inkorporation in den Belebtschlamm 30–50% (vor P-Verbot 15–20%) der P-Fracht im vorgeklärten Abwasser. Gemeinsam mit der mechanischen Reinigung werden heute ohne P-Fällung 50–60% der Rohabwasserfrachten eliminiert.

Die Ergebnisse früherer und heutiger Messungen zeigen, dass durch das Phosphatverbot in Waschmitteln etwa die Zustände um 1960 erreicht werden (Fig. 2). In Einzugsgebieten unterhalb der Seen, in denen keine P-Fällung vorgeschrieben war, ergaben sich demnach aufgrund des P-Verbots eine etwa 60%ige Reduktion der P-Frachten in die Gewässer.

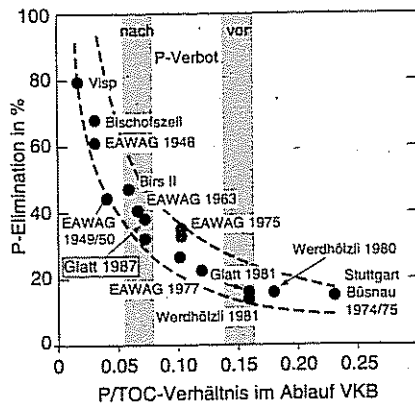


Fig. 2 Dank dem P-Verbot ist die Eliminationsleistung durch Inkorporation von Phosphor in die Biomasse wiederum ähnlich wie vor Einführung der Polyphosphate in den Waschmitteln.

**Auswirkungen auf die chemische P-Fällung und Flockungsfiltration**

Dank dem P-Verbot ergaben sich trotz Reduktion der Fällungsmittel um 50% deutlich tiefere Ablaufwerte. Dies hat mehrere Gründe:

- Die zu fällende Restkonzentration wurde um etwa 60% vermindert.
- Nicht fällbare Anteile von Polyphosphaten gingen stark zurück.
- Der P-Gehalt des Belebtschlammes von Fällungsanlagen und damit die partikuläre P-Fracht im Ablauf Bio-logie reduzierte sich um etwa 40%.

Während es vorher eines Verhältnisses von  $Fe/P_{gel} > 2.3$  bedurfte, um Ablaufwerte von  $< 1 \text{ g } P_{tot} \cdot \text{m}^{-3}$  (bzw.  $< 0.4 \text{ g } P_{gelöst} \cdot \text{m}^{-3}$ , partikulärer Anteil  $0.5-0.6 \text{ g } P \cdot \text{m}^{-3}$ ) zu erreichen, können heute bei  $Fe/P_{gel} \approx 2$  Ablaufwerte um  $0.4 \text{ g } P_{tot} \cdot \text{m}^{-3}$  (partikulärer Anteil  $0.2-0.3 \text{ g } P \cdot \text{m}^{-3}$ ) erzielt werden (Fig. 3).

Naturgemäss sind bei den Kläranlagen mit weitergehender P-Elimination

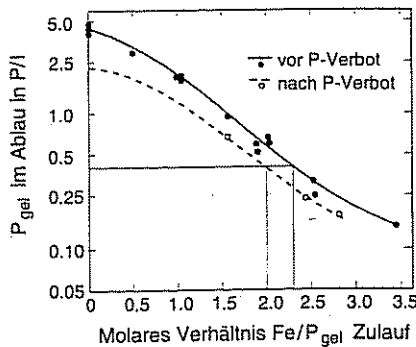


Fig. 3 Wirkung des  $Fe/P_{gel}$ -Verhältnisses in der Fällungsstufe von Kläranlagen auf die erreichbare Restkonzentration an Gelöst-Phosphor im Ablauf NKB.

	1980 (Anschlussgrad 70%)			1994 (Anschlussgrad 92%)		
	Wasser-menge Mio $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$	Konzentration $\text{gP } \text{m}^{-3}$	P-Frachten $\text{t P } \text{a}^{-1}$	Wasser-menge Mio $\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$	Konzentration $\text{gP } \text{m}^{-3}$	P-Frachten $\text{t P } \text{a}^{-1}$
Mech-biolog. gereinigt	800	3.4	2710	400	1.6	640
mit chem. P-Fällung	900	0.8	720	1200	0.6	720
mit Flockungsfiltration	-	-	-	180	0.2	40
diffuse Einleitungen	50	4.0	200	20	2.6	50
Kanalüberläufe	250	3.5	870	250	1.8	450
Total Abwasser	2000		4500	2050		1900

Tab. 2 Vergleich der in der gesamten Schweiz in die Gewässer gelangenden Netto-P-Frachten aus Abwässern inkl. Kanalüberläufe um 1980 und 1994. Dazu kommen noch etwa  $1900 \text{ t P } \text{a}^{-1}$  aus diffusen Quellen der Landwirtschaft.

durch Flockungsfiltration die geringsten Veränderungen durch das P-Verbot festzustellen, weil die Elimination bereits vor dem P-Verbot sehr weitgehend war. Am längsten und regelmässigsten ist dabei die Kläranlage Hochdorf untersucht worden. Die Restkonzentrationen nach der Flockungsfiltration wurde nach 1986 um etwa  $0.05$  auf  $0.1 \text{ g P } \text{m}^{-3}$  reduziert.

**Erhöhte biologische P-Elimination**

Gleichzeitig mit der Einführung einer ganzjährigen vorgeschalteten Denitrifikation sollte zur Verminderung der Fällmittelmenge und des Klärschlammfalls ein teilweiser Ersatz der chemischen Phosphatfällung durch erhöhte biologische Elimination des Phosphors geprüft werden. Durch eine anaerobe/anoxische/aerobe Prozessführung können im Belebtschlamm Polyphosphat speichernde Bakterien angereichert werden [5]. Der Vorteil der Phosphor akkumulierenden Organismen besteht in der Möglichkeit, Substrat in einer Umgebung zu speichern, die den anderen Bakterien kein Wachstum erlaubt. Andere Bakterien können das leichtabbaubare Substrat nur effizient verwerten, wenn ein entsprechender Elektronenakzeptor (Sauerstoff oder Nitrat) zur Verfügung steht, da sie die Möglichkeit zur Speicherung nicht besitzen. Je nach Härte des Wassers wird ein Teil des Phosphats durch die erhöhten Phosphatkonzentrationen im anaeroben Becken als «Kalziumphosphat» gefällt. Beim Abwasser der Stadt Zürich sind es ca. 50% des Poly-P-Gehaltes im Überschuss-schlamm [6].

Mit schweizerischem kommunalem Abwasser mit einem CSB:N:P Verhält-

nis von 60:6:1 kann der grösste Teil des gelösten Phosphors durch erhöhte biologische P-Elimination gespeichert werden. Bei den in der Schweiz gültigen strengen Einleitbedingungen ist jedoch meist eine Restfällung notwendig, um Phasen mit ungünstigem Substratangebot zu überbrücken. Eine Restfällung mit Eisen in der Belebung würde ausserdem den in der Faulung gebildeten Schwefelwasserstoff binden und damit Korrosionsprobleme bei der Biogasverwertung vermindern.

Vor Einführung des P-Verbots machte die erhöhte biologische Phosphatelimination wenig Sinn, da zusätzlich eine hohe Restfällung notwendig gewesen wäre, die die Polyphosphat-speicherung stören würde. Da durch die biologische Phosphorelimination die Fällschlammmenge vermindert wird, kann erwartet werden, dass die Integration der biologischen Phosphorelimination in eine grosszügig dimensionierte denitrifizierende Anlage nicht zu einer Vergrösserung der Beckenvolumina führt. Das unbelüftete Beckenvolumen wird auf Kosten des belüfteten leicht vergrössert. Bei einer Anlage mit biologischer Phosphorelimination führt eine gemeinsame Eindickung von Primärschlamm und Sekundärschlamm im Vorklärbecken und Eindicker zu einer teilweisen Rücklösung des gespeicherten Polyphosphats und damit einer P-Rückbelastung der Wasserstrasse durch das Trübwasser [6]. Es kann daher von Vorteil sein, den Überschuss-schlamm separat zu entwässern.

**Phosphorfracht im Klärschlamm**

Durch das P-Verbot verminderte sich die P-Konzentration des Klärschlammes

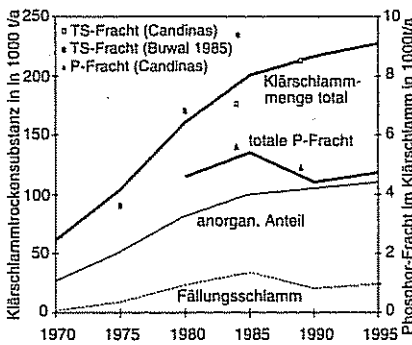


Fig. 4  
Klärschlammmanfall und totale Phosphorfracht im Klärschlamm in der Schweiz.

von 1984 bis 1989 im Mittel von 32 auf 23 g P g<sup>-1</sup> TS [7] und in Anlagen mit Simultanfällung von 40 auf 27 g P g<sup>-1</sup> TS. Da jedoch gleichzeitig die Klärschlammmenge zunahm und mehr Anlagen mit einer Simultanfällung und Flockungsfiltration ausgerüstet wurden, ist die P-Fracht 1994 wieder etwa gleich gross wie 1980 (Fig. 4). Die spezifische Klärschlammfracht pro Einwohner hat sich kaum reduziert, weil heute als Phosphatersatzstoffe Zeolithe eingesetzt werden, die ca. 6% der Feststofffracht des ausgefaulten Schlammes ausmachen.

## Schweizer Phosphorsituation

### Beitrag der Siedlungsentwässerung

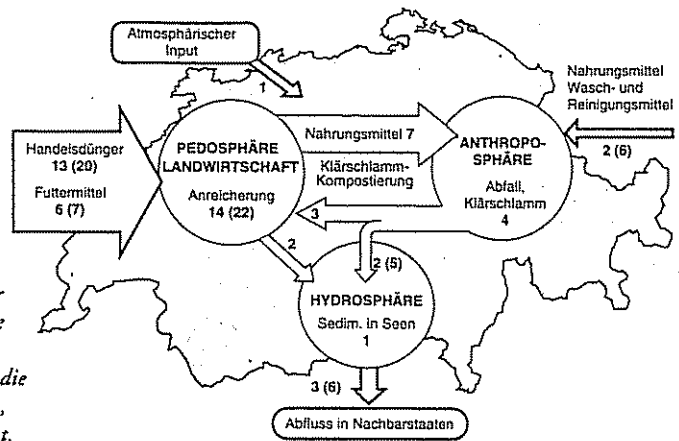
Gemäss Tab. 2 wurden von den Gewässern durch das P-Verbot und der intensivierte Abwasserreinigung (zwischen 1980 und 1994) 2600 t P a<sup>-1</sup> ferngehalten, 1500 allein aufgrund der chemischen Fällung. Durch Einführung der P-Fällung in allen Kläranlagen kann die P-Fracht um weitere 400 t a<sup>-1</sup> gesenkt werden.

Die P-Fracht im Klärschlamm beträgt etwa 5000 t a<sup>-1</sup>. Ohne P-Verbot würde die P-Belastung der Gewässer auch bei flächendeckender Einführung der P-Fällung wiederum auf über 2300 t a<sup>-1</sup> und die P-Fracht im Klärschlamm auf 9000 t a<sup>-1</sup> ansteigen.

### Vergleich mit gesamtem Phosphorumsatz in der Schweiz

Der Phosphorumsatz der Schweiz wurde aus [1, 9, 10, 11, 12] errechnet (Fig. 5). Die Bruttofracht im Abwasser (ca. 7000 t a<sup>-1</sup>), Kompost und Abfall entspricht etwa der durch Nahrungsmittel sowie Wasch- und Reinigungs-

Fig. 5  
Phosphorhaushalt der Schweiz 1994 (Flüsse in 1000 t P a<sup>-1</sup>). In Klammern stehen die Flüsse im Jahre 1983, also vor dem P-Verbot.



mittel konsumierten P-Fracht (ca. 9000 t a<sup>-1</sup>). Ins Gewässer gelangen ca. 2000 und in den Klärschlamm 5000 t a<sup>-1</sup>.

Die diffus aus der Landwirtschaft in die Gewässer gelangende P-Fracht von ca. 2000 t a<sup>-1</sup> ist etwa gleich gross wie diejenige aus dem Abwasser. Unter Berücksichtigung der P-Sedimentation in den Seen verminderte sich die über die Gewässer exportierte P-Fracht in den letzten 10 Jahren von 6000 auf ca. 3000 t P a<sup>-1</sup>.

Dank der Reduktion des Handelsdüngereinsatzes hat sich die P-Akkumulation im landwirtschaftlichen Boden auf 14'000 t a<sup>-1</sup> vermindert. Der P-Input ist jedoch nach wie vor mehr als doppelt so gross wie die erforderliche P-Fracht. Die P-Fracht im verwerteten Klärschlamm würde genügen, um gemeinsam mit den importierten Futtermitteln den P-Verbrauch (Austrag durch Nahrungsmittel und Auswaschung) in der Landwirtschaft abzudecken. Ohne P-Verbot würden zusätzlich wertvolle P-Ressourcen mit der Verbrennung und Deponie des Klärschlammes verloren gehen.

## Schlussfolgerung

Dank Phosphatverbot und verbesserter Abwasserreinigung verminderte sich die gesamte Phosphorfracht aus der Siedlungsentwässerung (gereinigtes Abwasser, Regenüberläufe, diffuse Quellen) in den letzten 15 Jahren um 60% auf ca. 2000 t P a<sup>-1</sup>. Etwa die gleiche P-Fracht gelangt heute aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Unter Berücksichtigung der P-Sedimentation in den Seen verminderte sich die über die Gewässer exportierte P-Fracht in

den letzten 15 Jahren um 50% von 6000 auf ca. 3000 t P a<sup>-1</sup>. Heute können bei halbem Fällmittelverbrauch tiefere Ablaufwerte erreicht werden als vor dem P-Verbot, da das gelöste Restphosphat nach der mechanisch-biologischen Reinigung um 60% vermindert wurde. In denjenigen Kläranlagen, die über eine Denitrifikation verfügen, kann dank der erhöhten P-Elimination der Fällmittelverbrauch zusätzlich stark eingeschränkt werden. Vor Einführung des P-Verbots machte dies wenig Sinn, da die hohe Restfällung die Polyphosphatspeicherung stören würde.

- [1] Verband der Schweiz. Seifen- und Waschmittelindustrie, (1995): Erfassung der in der Schweiz. Wasch- und Reinigungsmittelindustrie verwendeten wichtigsten Rohstoffe.
- [2] Ciba Geigy, (1977): Wiss. Tabellen Geigy, Teilband Körperflüssigkeiten, 8ed., Basel.
- [3] Pöpel F., (1993): Lehrbuch der Abwassertechnik und Gewässerschutz, Deutscher Fachschriften Verlag, Wiesbaden.
- [4] Koppe P. und Stozek A., (1990): Kommunales Abwasser, Vulkan Verlag, Essen.
- [5] Siegrist H., (1994): Nährstoffelimination in Belebungsanlagen, EAWAG news 37D, 11-16.
- [6] Wild D. & Siegrist H., (1996): Die Schlammbehandlung auf Abwasserreinigungsanlagen mit biologischer Phosphatelimination, EAWAG Bericht.
- [7] Candinas T., Chassot G., Besson J., Lischer P., (1991): Nutz- und Schadstoffe im Klärschlamm, Schw. Landw. Fo., 30 (1/2), 45-55.
- [8] BUWAL, (1985): Gewässerschutzstatistik, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 46.
- [9] Braun M., Hurni E. und Spiess E., (1994): Phosphor und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und PARA-Landwirtschaft, Schriftenreihe der FAC Nr. 18.
- [10] BUWAL, (1994): Daten zum Gewässerschutz in der Schweiz, Umwelt-Materialien Nr. 22.
- [11] Müller D., Oehler D. und Baccini P., (1994): Regionale Bewirtschaftung von Biomasse, Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- [12] Baccini P., (1985): Einschränkung des Phosphatverbrauches - Ein Beitrag zum Gewässerschutz, GWA, No.1, 1-6.

Bernhard Wehrli, Alfred Wüest, Heinrich Bührer, René Gächter und Jürg Zobrist

# Überdüngung der Schweizer Seen – erfreulicher Trend nach unten



Bernhard Wehrli

*Hat sich die Überdüngung der Seen dank Phosphatverbot oder wegen dem Ausbau der Kläranlagen vermindert? Mit einfachen Bilanzmodellen lässt sich die Frage beantworten: Der Ersatz der Waschmittelphosphate hat die Seesänierung beschleunigt. Dank der Kombination des Verbots mit der Phosphatfällung auf Kläranlagen haben die Phosphoreinträge in den Genfersee und Zürichsee um 50 bzw. 60% abgenommen.*

Exponentielle Wachstumskurven haben in der Schweiz zwischen 1950 und 1970 das politische Bewusstsein geprägt. Die Länge des Autobahnnetzes, die Zahl der Wohnungen, Flugpassagiere und Waschmaschinen, aber auch die Konzentration des Phosphors in den Seen nahm von Jahr zu Jahr beschleunigt zu. Negative Folgen sind in den Gewässern früh und drastisch aufgetreten und haben auch das öffentliche Engagement für die Schweizer Seen exponentiell anwachsen lassen. Ein weltweit einzigartiges Massnahmenpaket sollte die Überdüngung der Seen rückgängig machen: Ausbau der Kläranlagen mit Phosphatfällung, Phosphatverbot für Textilwaschmittel, Massnahmen in der Landwirtschaft und bei schwierigen Fällen Einsatz der Seebelüftung.

Um die Wirksamkeit der verschiedenen Massnahmen zu überprüfen analysieren wir im folgenden die Phosphorentwicklung in Seen mit einem Einboxmodell (Fig. 1). Der Phosphorinhalt eines Sees nimmt dann ab, wenn die Einträge über Zuflüsse und Atmosphäre kleiner sind als die Summe aus dem Export über den Abfluss und der Nettosedimentation: Inhaltsänderung = Eintrag - Abfluss - Nettosedimentation.

$$\Delta P / \Delta t = P_{\text{ein}} - P_{\text{aus}} - S$$

Die Änderung des Phosphorinhalts  $P$  lässt sich für die meisten Seen einfach bestimmen, da die Phosphorkonzentration mehrmals im Jahr gemessen wurde. Der Abfluss wird durch Phosphorkonzentration an der Seeoberfläche und die abfliessende Wassermenge bestimmt. Auch diese zwei

Grössen sind recht genau bekannt. Aus langjährigen Beobachtungen lässt sich das Verhältnis  $\beta$  der mittleren Abflusskonzentration zur mittleren  $P$ -Konzentration im See bestimmen. Damit lässt sich extrapolieren, wie sich der Abfluss  $P_{\text{aus}}$  in Zukunft verändern wird, wenn der Phosphorinhalt  $P$  abnimmt:

$$P_{\text{aus}} = \beta / \tau \cdot P$$

Der jährliche Phosphorexport ist um so grösser, je kleiner die hydraulische Aufenthaltszeit  $\tau$  des Seewassers ist. Weil der Zürichsee eine Aufenthaltszeit von nur 1.2 Jahren hat, fliesst jedes Jahr ein grosser Anteil des Phosphorinhalts über die Limmat ab. Ein analoger Ansatz lässt sich für die Nettosedimentation postulieren:

$$S = \sigma \cdot P$$

Auch die Nettosedimentation wird abnehmen, wenn die Phosphorkonzentration im See zurückgeht. Allerdings ist dies erst zu erwarten, wenn sich die Sedimentation von Biomasse wegen abnehmendem Algenwachstum vermindert. Generell sind noch zu wenig verlässliche Nettosedimentationsdaten in Schweizer Seen gemessen worden. Mit der Annahme, dass die beiden Phosphorsenken – Abfluss und Nettosedimentation – linear vom Phosphorinhalt abhängen, lässt sich auch die künftige Entwicklung prognostizieren:

$$\Delta P / \Delta t = P_{\text{ein}} - (\beta / \tau + \sigma) \cdot P$$

Bleiben die Einträge unverändert, so wird sich nach genügend langer Zeit ein stationärer Zustand einstellen ( $\Delta P / \Delta t = 0$ ), bei dem der Phosphorinhalt gegeben ist durch:

$$P_{\text{stationär}} = P_{\text{ein}} / (\beta / \tau + \sigma)$$

Dies bedeutet, dass die Phosphoreinträge direkt bestimmen, welcher

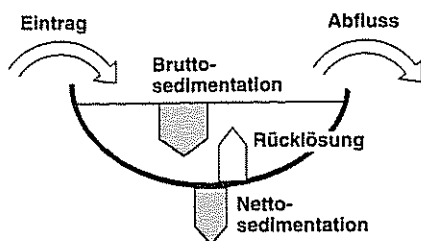


Fig. 1  
Einboxmodell für die Phosphorbilanzierung in Seen. Schraffierte Pfeile stellen die Stoffflüsse des partikulären Phosphors dar.

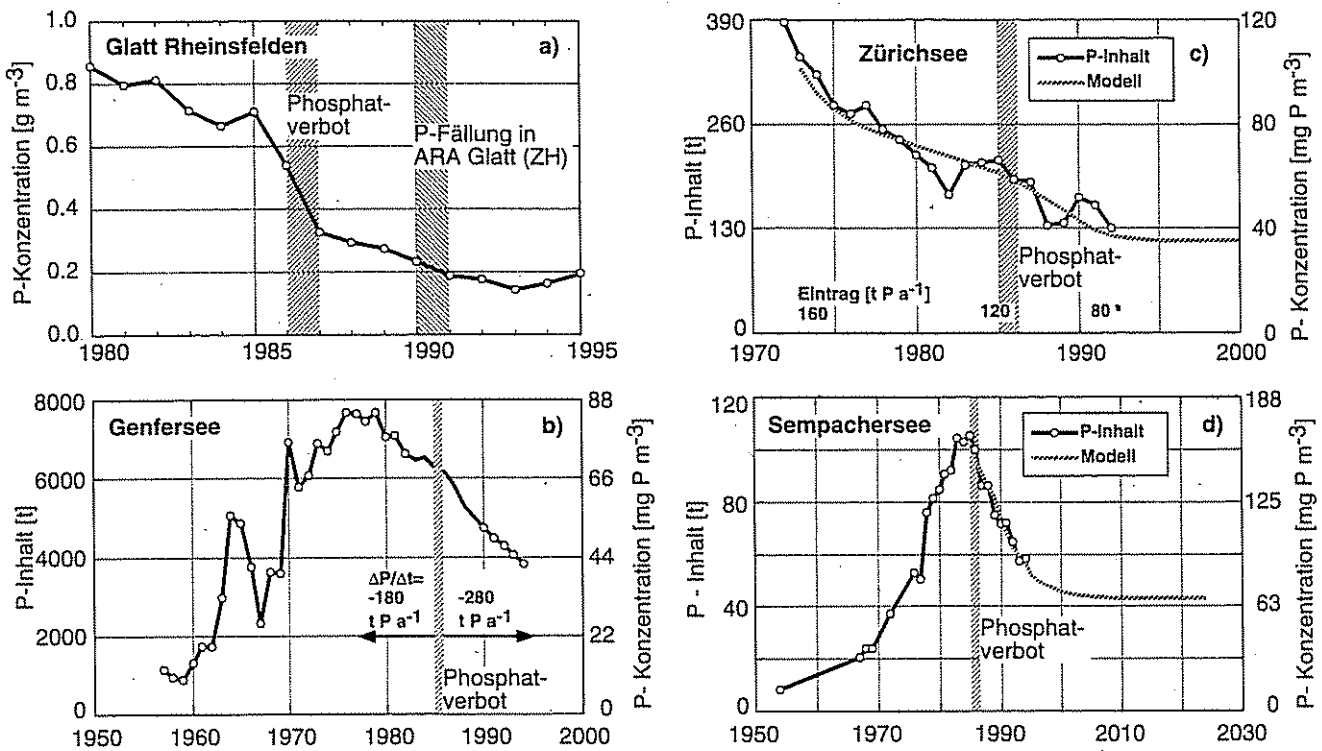


Fig. 2  
Auswirkungen des Phosphatverbots im Jahre 1986 auf den P-Gehalt in a) Glatt, b) Genfersee, c) Zürichsee und d) Sempachersee.

Seezustand schliesslich erreicht wird. Die genaue Bestimmung der Einträge ist allerdings schwierig. Für Zuflussuntersuchungen muss häufig ein ganzes Netz von Probenahmestationen eingerichtet werden. Ausserdem haben neue *on-line* Messungen gezeigt, dass einige wenige Starkregenereignisse den grössten Teil der Jahresfracht verursachen, und dass der Wassertransport durch Makroporen erheblich zu diesem Düngereintrag beiträgt [1]. Das einfache Bilanzmodell hilft jedoch mit, die Qualität von Zuflussuntersuchungen mit Hilfe der Seedaten zu überprüfen.

Bei fliessgewässern mit hohem Abwasseranteil hat das Phosphatverbot eine deutliche Entlastung gebracht. Bei der Mündung der Glatt in den Rhein sind bereits die Beschränkungen der Waschmittelphosphate ab 1983 sichtbar. Um 1986 hat das Verbot die Phosphorkonzentration um 60% vermindert (Fig. 2a). Die Phosphatfällung in der grössten ARA im Einzugsgebiet wurde erst nach 1990 in Betrieb genommen und die Frachtreduktion aus dem Greifensee ist vernachlässigbar. Diese Beobachtung stützt die Berechnungen von Siegrist & Boller [2], wonach der Wegfall der 40% Wasch-

mittelphosphate und ein verbesserter Wirkungsgrad der biologischen Phosphorelimination die Fracht im Ablauf von Kläranlagen um ca. 60% reduzieren.

Das Phosphatverbot hat die Einträge in jene Seen deutlich entlastet, bei denen der Ausbau der Kläranlagen 1986 noch nicht abgeschlossen war. Der Ersatz der Waschmittelphosphate hat in solchen Fällen geholfen, Zeit zu gewinnen. Der Genfersee ist ein deutliches Beispiel (Fig. 2b). Der erhöhte Anschlussgrad an biologische Kläranlagen hat bereits 1979 eine Trendwende bei der mittleren Phosphorkonzentration im See gebracht. Seither nimmt der Phosphorinhalt um ca. 180 Tonnen pro Jahr ab. Mit dem Phosphatverbot im Schweizer Einzugsgebiet hat sich seit 1986 die jährliche Inhaltsänderung auf 280 Tonnen erhöht. Da wir annehmen können, dass sich die Raten von Nettoreduktion und Abfluss nicht wesentlich verändert haben, müssen sich die Einträge nach 1986 um ca. 100 Tonnen pro Jahr vermindert haben. Dies entspricht einer Entlastung von ca. 40%.

Im Einzugsgebiet des Zürichsees war der Ausbau der Kläranlagen weiter fortgeschritten, als 1986 das P-Verbot

in Kraft trat (Fig. 2c). Der Seeinhalt hat deshalb auch weniger deutlich reagiert. Dennoch haben sich die Einträge über die Regenüberläufe von 6 auf 3 Tonnen pro Jahr vermindert. Abschätzungen der Gesamteinträge in den Jahren 1985 und 1992 zeigen eine Verminderung von 120 auf 80 Tonnen pro Jahr. Bezogen auf das Abwasser hat die Kombination von P-Verbot und Einführung der Phosphatfällung eine Entlastung von über 60% gebracht. Wegen der kurzen Aufenthaltszeit reagierte der See rasch auf die Nährstoffentlastung. Die Modellrechnung ergibt einen Stationärzustand von ca.  $35 \text{ mg P m}^{-3}$ . Das Sanierungsziel eines mittleren Algenwachstums [3] entspricht bei tiefen Schweizer Seen typischerweise einer Konzentration von maximal  $30 \text{ mg P m}^{-3}$ . Im Zürichsee wird dieser Wert beinahe erreicht!

Nicht bei allen Seen hat die Verminderung des Abwasserphosphors die gewünschte Wirkung gezeigt. Die Phosphoreinträge via Abwasser in den Sempachersee wurden um über 80% vermindert. Trotzdem zeigt die Modellprognose, dass langfristig mit einem Stationärzustand im Bereich von  $60\text{--}70 \text{ mg P m}^{-3}$  gerechnet werden muss [3]. Die Einträge sind also um

ca. einen Faktor 2 zu hoch. Parallel zur Sanierung der Abwassereinleitungen hat die Ausschwemmung von Phosphor aus den landwirtschaftlich genutzten Böden zugenommen. Die Seen im Luzerner Mittelland haben sehr hohe Tierbestände im Einzugsgebiet und wurden schon Ende der siebziger Jahren als Problemfälle erkannt. Mit der Installation von Seebelüftungsanlagen hoffte man, die Nettosedimentation von Phosphor zu erhöhen, um die Sanierung zu beschleunigen. Die Auswertung der

umfangreichen Untersuchungen [3] hat aber gezeigt, dass der Sauerstoffeintrag den Einbau von Phosphor ins Sediment nicht verändert. Die beteiligten Kantone und Gemeindeverbände haben deshalb ihre Bemühungen zur Ursachenbekämpfung verstärkt und unter das Motto «zu einem gesunden See gehört ein gesundes Einzugsgebiet» gestellt. Mit einer neuen Landwirtschaftspolitik könnte auch dem Sempachersee geholfen werden. Erste Anzeichen sind ermutigend: Bereits haben sich ca. 50% der Betriebe im Einzugs-

gebiet des Sempachersees für die integrierte Produktion angemeldet.

- [1] R. Gächter, A. Mares, C. Stamm, U. Kunze, J. Blum, (1996): Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung 3: 329–332.
- [2] H. R. Siegrist, M. Boller, (1996): Phosphorelimination auf Kläranlagen – Auswirkungen des Phosphatverbots auf den ARA-Betrieb und die Reinigungsleistung. EAWAG news 42D.
- [3] B. Wehrli, A. Wüest, unter Mitarbeit von H. Bühler, U. Bundi, H.R. Bürgi, R. Gächter, D. M. Imboden, R. Müller und F. Stössel, (1996): «Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen.» Schriftenreihe der EAWAG Nr. 9, Dübendorf. (siehe Seite 29)

Urs Uehlinger, Hans-Rudolf Bürgi und Rudolf Müller

## Veränderungen der Ökologie von Gewässern durch die Phosphatabnahme



Urs Uehlinger

*Die Phosphorbelastung des Vierwaldstättersees hat seit 1977 sehr stark abgenommen. Die Konzentration der Algen ist heute nur unwesentlich kleiner als 1977, obwohl im gleichen Zeitraum die Produktion der Algen ebenfalls deutlich zurückging. Die Kleinfelchen wachsen heute langsamer, da sie mehr Energie für die Nahrungssuche aufwenden müssen. In Fließgewässern sind die Auswirkungen der Phosphorreduktion vermutlich gering.*

### Veränderungen in der Nahrungskette von Seen

Der vorliegende Artikel befasst sich vor allem mit den Auswirkungen der Phosphorreduktion auf die Nahrungskette des freien Wassers in Seen. Eine Nahrungskette beschreibt, wie Stoffe und Energie zwischen den Organismen eines Ökosystems ausgetauscht werden. Zuunterst in der Nahrungskette des freien Wasser stehen die Algen (Fig. 1). Sie erzeugen mit Hilfe von Chlorophyll aus anorganischen Nährstoffen und mit der Energie des Lichtes organische Substanz (Fig. 2a). Diesen Vorgang bezeichnet man als Primärproduktion. Im See beschränkt sich die Primärproduktion auf den obersten, lichtdurchfluteten Teil der Wasser-

säule. Ein Teil der Algen dient algenfressendem Zooplankton als Nahrung. Dieses wiederum wird von räuberischem Zooplankton gefressen. Oben in einer solchen Nahrungskette stehen die Fische.

Grundsätzlich gilt, dass jede Nahrungskette bzw. jedes Nahrungsnetz letztlich von unten («bottom-up»), das heisst von der Primärproduzenten, kontrolliert wird [1]. Im See beeinflusst vor allem Phosphor die Nahrungskette über die Primärproduktion. Ist Phosphor limitierend, kann die Primärproduktion durch die Erhöhung des Phosphorangebotes stimuliert werden. Umgekehrt führt die Reduktion des Phosphorangebotes zu einer Abnahme der Produktion. Wie stark sich dabei die Änderungen des

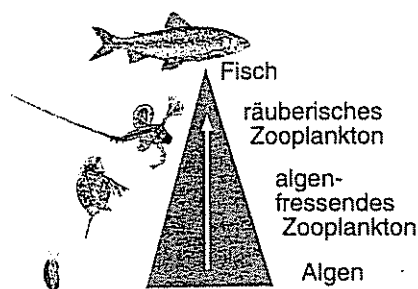


Fig. 1  
Nahrungskette im freien Wasser eines Sees.

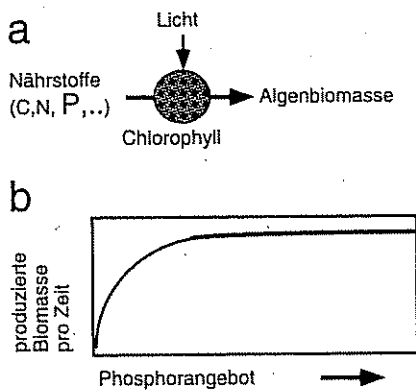


Fig. 2  
a) Primärproduktion  
b) Abhängigkeit der Primärproduktion vom Phosphorangebot.

Phosphorangebotes auswirken, hängt davon ab, wie stark Phosphor die Primärproduktion limitiert (Fig. 2b).

Wenn auch die Nahrungskette letztlich «bottom-up» kontrolliert ist, so wirken auch Effekte von der Spitze der Nahrungskette nach unten («top-down»-Effekte). Ist z.B. der Frassdruck der Fische auf das räuberische Zooplankton gross, so entlastet dies die algenfressenden Zooplankter, welche dann ihrerseits die Konzentration der Algen niedrig halten (Fig. 3a). Halten dagegen Räuber das algenfressende Zooplankton unter Kontrolle (z.B. weil der Frassdruck der Fische gering ist), so ist die Konzentration der Algen hoch (Fig. 3b).

Im folgenden wird am Beispiel des heute oligotrophen Vierwaldstättersees gezeigt, welche Veränderungen sich im Nahrungsnetz des freien Wassers abspielten, als die Phosphorbelastung deutlich zurückging.

#### Komplexes Nahrungsnetz im Vierwaldstättersee

Im Vierwaldstättersee ist das Nahrungsnetz des freien Wassers recht komplex. Mehr als 100 Algenarten bilden die Primärproduzenten. Ihnen stehen 18 Arten algenfressende Zooplankter gegenüber. Das räuberische Zooplankton besteht aus 10 Arten. Oben in der Nahrungskette stehen zooplanktonfressende Fische, in erster Linie Felchen.

#### Reduktion der Phosphorbelastung und Primärproduktion

Mit dem Ausbau der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Sees fiel die

Phosphorbelastung zwischen 1976/77 und 1989 von 103 auf 14 Tonnen pro Jahr. Als Folge der verminderten Phosphorzufuhr sank die mittlere Konzentration des Orthophosphates von 20 mg P/m<sup>3</sup> im Jahr 1978 auf heute 2 mg P/m<sup>3</sup> (die Algen nehmen Phosphor in Form von Orthophosphat auf, Fig. 4). Im gleichen Zeitraum ging auch die Produktion der Algen deutlich zurück. Da die Algenproduktion stark vom Wettergeschehen bestimmt wird, fällt die Jahresproduktionen in aufeinanderfolgenden Jahren teilweise recht unterschiedlich aus.

#### Chlorophyll und Algen

Der grüne Pflanzenfarbstoff Chlorophyll spielt, wie bereits erwähnt, bei der Primärproduktion eine zentrale Rolle. Die Konzentration von Chlorophyll bestimmt aber auch zu einem grossen Teil, wie stark Licht in der Wassersäule absorbiert wird und damit auch die Tiefe, bis in welche Primärproduktion möglich ist. Zwischen 1980 und 1993 sank die mittlere Chlorophyllkonzentration im Sommer in der produktiven Schicht von 6 auf 2.7 mg/m<sup>3</sup>. Im gleichen Zeitraum vergrösserte sich die Mächtigkeit der produktiven Schicht von 12.5 auf 17 m, was auch heisst, dass der See heute «durchsichtiger» ist.

Die Biomasse der Planktonalgen veränderte sich nur wenig; sie stieg zwischen 1985 und 1995 sogar etwas an. Das heisst, der durchschnittliche Chlorophyllgehalt der Algen ist kleiner geworden. Wir wissen aus Kulturversuchen, dass mit zunehmendem Phosphormangel der Chlorophyllgehalt von Algenzellen abnimmt. Dieser Effekt wurde auch im Vierwaldstättersee beobachtet. Nimmt man an, dass sich das Vorkommen der Algen weitgehend auf die produktive Schicht beschränkt, so hat die Algenkonzentration um 10 bis 20% abgenommen. Der relative Anteil der kleinen Algen (Nanoplankton) – sie sind die bevorzugte Nahrung der algenfressenden Zooplankter – ist heute deutlich grösser als 1980. Ihre Konzentration ist heute ebenfalls höher, obschon die

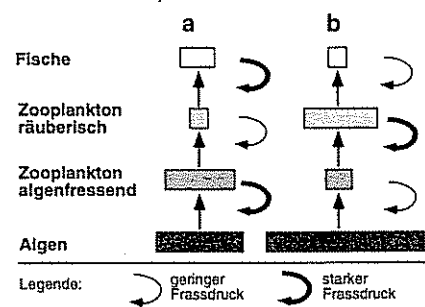


Fig. 3  
«Top-down» Effekte in der Nahrungskette eines Sees. Die Kästchen repräsentieren die Biomasse der verschiedenen Glieder der Nahrungskette. Die senkrechten Pfeile beschreiben die Richtung des Energie- und Stoffflusses entlang der Nahrungskette.

Mächtigkeit der produktiven Schicht deutlich zugenommen hat. Das Futterangebot für die algenfressenden Zooplankter ist, zumindest quantitativ, grösser geworden. Neben der Grössenverteilung änderte sich auch die Artenzusammensetzung der Algen. Der Anteil der Kieselalgen – sie sind relativ schwer und sinken daher rasch aus der produktiven Schicht – fiel von 50 auf 30%, wogegen Goldalgen und Schlundalgen (Cryptophyceen) heute stärker vertreten sind.

#### Zooplankton

Die Biomasse des algenfressenden Zooplanktons änderte sich nur wenig. Allerdings nimmt eine Gruppe, die Wasserflöhe (Daphnien), seit 1986 ab. Die Daphnien sind effiziente Algenkonsumenten und zudem eine wichtige Futterquelle der Felchen. Die Biomasse des räuberischen Zooplanktons ist heute massiv kleiner als 1980. Diese Abnahme geht vor allem zulasten der grossen Formen, welche bevorzugt von Gross- und Kleinfelchen gefressen werden. Aufgrund der Zooplanktondaten nehmen wir an, dass die Nahrung insbesondere für die fast ausschliesslich zooplanktonfressenden Kleinfelchen in den vergangenen zehn Jahren deutlich knapper geworden ist.

#### Felchen: langsames Wachstum trotz voller Mägen

Wir kennen weder die Grösse noch die Zusammensetzung des Kleinfelchenbestandes im Vierwaldstättersee. Die Fangstatistik der Berufsfischer liefert uns aber wertvolle Informationen über relative Veränderungen im Fisch-

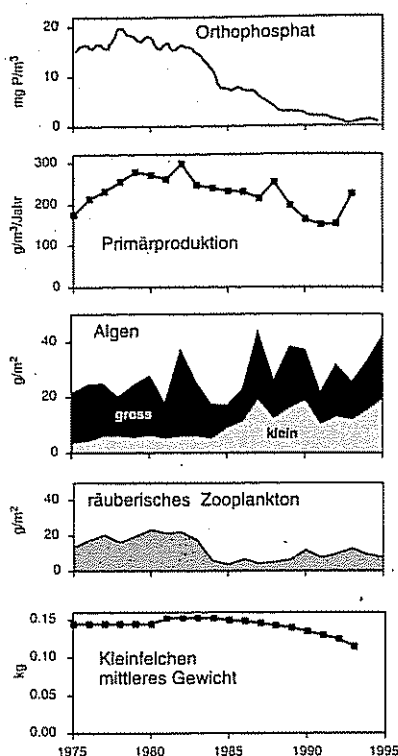


Fig. 4  
Vierwaldstättersee: Entwicklung der Orthophosphat-Konzentration, der Primärproduktion, der Biomasse von Algen und Zooplankton und des mittleren Gewichts der gefangenen Kleinfelchen.

bestand. Die Fänge der Kleinfelchen (Anzahl Fische pro Jahr) nahmen bis in die Mitte der achtziger Jahre zu. Deutliche Ertragsseinbrüche gab es 1988 und 1992. Die kurze Erholung 1990 und 1991 ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die gesetzlich festgelegte Mindestmaschenweite der Netze von 28 auf 27 mm reduziert wurde. Die nähere Betrachtung der Fänge zeigt, dass zwischen 1983 und 1993 das mittlere Alter der von den Berufsfischern gefangenen Fische um ein Jahr zugenommen hat. Im gleichen Zeitraum nahm das durchschnittliche Gewicht der gefangenen Tiere von 153 auf 115 g ab (Fig. 4). Das heisst, dass das Wachstum der Kleinfelchen seit Mitte der achtziger Jahre laufend zurückgeht.

Die Analyse der Mageninhalte gefangener Kleinfelchen zeigte, dass die Tiere heute kaum Hunger leiden [2]. Die Fische jagten z.B. sehr selektiv *Bythotrephes*, einen relativ grossen (energiereichen) räuberischen Zooplankter, der allerdings nur in geringen Dichten vorkommt. Die weitaus häufigeren (kleineren) Daphnien bilden einen weiteren wichtigen Teil der

Fischnahrung. Da die Fischmägen immer noch einigermaßen gefüllt sind, obschon die Konzentration des Futters deutlich abgenommen hat, müssen die Fische heute pro Zeiteinheit eine grössere Wegstrecke zurücklegen, um ihren Magen zu füllen. Sie können dies nur, wenn sie mehr Energie für die Nahrungssuche einsetzen. Bei gleichbleibender Energieaufnahme steht dann aber weniger Energie für den Aufbau von Biomasse zur Verfügung – die Fische wachsen langsamer.

Die Veränderungen in der Nahrungskette des Vierwaldstättersees nach 1980 lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Primärproduktion sank deutlich
- Beim Phytoplankton nahm die Konzentration derjenigen Formen zu, die dem filtrierenden Zooplankton als Futter dienen
- Beim Zooplankton nahmen diejenigen Fraktionen ab, die den Kleinfelchen als Futter dienen
- Die Kleinfelchen wachsen deutlich langsamer

Wieso ändert sich die Biomasse der Algen kaum, obwohl die Produktion abgenommen hat, und warum nimmt das algenfressende Zooplankton ab, obschon das Futterangebot besser geworden ist?

#### Eine Hypothese

Dieses Phänomen kann mit der folgenden *Hypothese* erklärt werden: Die Kleinfelchen jagen ihre Beute visuell. Ihr Jagderfolg nimmt mit abnehmender Trübung des Wassers zu. Mit dem Rückgang der Chlorophyllkonzentration wird, wie gezeigt wurde, das Wasser durchsichtiger. Die Fische sehen heute ihre Beute besser. Als Folge nimmt der Frassdruck auf das Zooplankton zu. Dies reduziert letztlich die Konzentration der Fischnahrung, und vermindert vermutlich auch den Druck der algenfressenden Zooplankter auf die kleinen Algen (Fig. 5.).

#### Bedeutung biologischer Prozesse

Im Vierwaldstättersee führte die geringere Phosphorbelastung zu einer deutlichen Reduktion der Primärpro-

duktion, was sich letztlich in einer geringeren Fischproduktion niederschlug. Der Zusammenhang zwischen Primärproduktion, Algen, Zooplankton und Fischen wird nicht nur von der Basis, sondern auch von der Spitze der Nahrungskette her beeinflusst. Im vorliegenden Fall tragen vermutlich solche «top-down»-Effekte zur scheinbaren Entkopplung zwischen Produktion und Algenbiomasse bei. Wie ein See auf die Reduktion der Phosphorbelastung reagiert, hängt neben der chemischen und physikalischen Individualität eines jeden Systems auch von den im freien Wasser ablaufenden Prozessen ab. Dies zeigt uns das Beispiel des Vierwaldstättersees eindrücklich.

#### Wirkt sich die P-Reduktion auch in Fliessgewässern aus?

Im Gegensatz zu den Seen stand bzw. steht für die schweizerischen Fliessgewässer das Phosphorproblem kaum im Vordergrund. Dies bedeutet nicht, dass zumindest lokal Phosphor bzw. Nährstoffe zu Problemen führen können (z.B. Wucherungen von Wasserpflanzen). Der Phosphorbelastung der Fliessgewässer wird dann Aufmerksamkeit geschenkt, wenn Bäche und Flüsse als Transportwege in unterliegende Seen eine Rolle spielen. Bei entsprechenden Überwachungsprogrammen fehlten jedoch begleitende Untersuchungen zur Biologie. Das heisst, es fehlen Fakten, die zeigen, ob die in vielen Fliessgewässern festgestellte deutliche Reduktion der Phosphorkonzentration die Biologie dieser Systeme beeinflusst. Es gibt mehrere Gründe, weshalb die möglichen Auswirkungen des verminderten Phosphorangebotes vermutlich gering sind.

#### Limitierung erst bei sehr niedrigen Phosphatkonzentrationen

Untersuchungen in künstlichen und natürlichen Fliessgewässern zeigen, dass der Übergang zwischen Phosphorlimitierung und Phosphorsättigung des Algenwachstums häufig zwischen 5 von 15  $\mu\text{g/l}$  Phosphatphosphor liegt [3]. Vergleicht man die Phosphat-

konzentration einer Auswahl schweizerischer Fließgewässer mit den erwähnten Übergangskonzentrationen, so stellt man fest, dass praktisch nur Flüsse in den Alpen, in höheren voralpinen Einzugsgebieten und die Seeausflüsse der grossen oligo- und mesotrophen Seen potentiell phosphorlimitiert sind [4].

#### Dominierender Einfluss anderer Faktoren

In vielen Fließgewässern ist der Zusammenhang zwischen der Produktion der (Aufwuchs)algen und der Verfügbarkeit von Phosphor weniger deutlich als in Seen, weil:

- Störungen in Form von Hochwässern Algen abschwemmen
- je nach Grösse eines Baches die Ufervegetation das Lichtangebot stark vermindert oder in gletschergespiesenen Bächen Trübstoffe einen Grossteil des einfallenden Lichtes absorbieren und
- weil die Strömung eine «eutrophierende» Wirkung hat (der Nachschub von Nährstoffen wird verbessert).

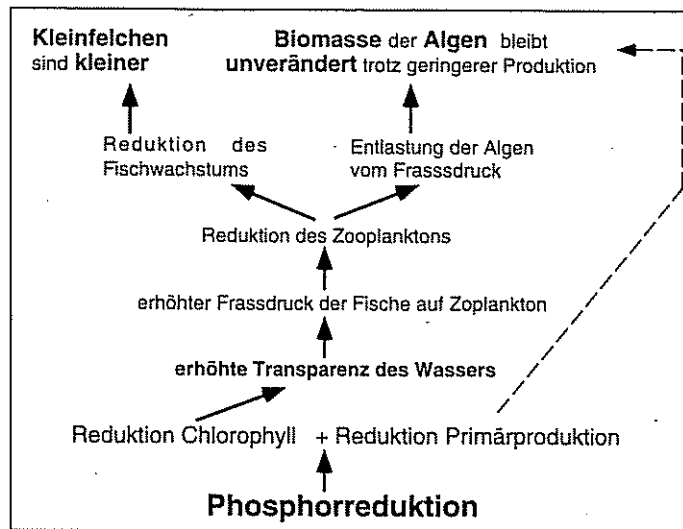


Fig. 5  
Hypothetischer Zusammenhang zwischen Phosphorabnahme, Algenbiomasse und Kleinfielchenwachstum im Vierwaldstättersee.

In vielen, vor allem kleineren Fließgewässern stammt ein Grossteil der Energie aus den angrenzenden terrestrischen Ökosystemen (Blätter, gelöste organische Stoffe). Diese von aussen

stammende Energie ist im Gegensatz zur Primärproduktion der Algen nicht von Veränderungen des Phosphorangebotes im Gewässer betroffen.

- [1] Verschiedene Autoren, (1992): Top-down and bottom-up forces in population and community ecology. *Ecology* 73, 723–765.
- [2] Mookerji N., Heller C., Meng H.J., Bürgi H.R. and R. Müller, (1996): Diurnal and seasonal patterns in food intake and prey selection by whitefish (*Coregonus* sp.) in oligotrophic Lake Lucerne (Switzerland). *Journal of Fish Biology*. Manuskript in Revision.
- [3] Newbold J.D., (1992): Cycles and spirals of nutrients. In Calow P. and G.E. Petts (eds): *The Rivers Handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell, Oxford, pp. 379–408.
- [4] Jakob A., Zobrist J., Davis J.S., Liechti P. und L. Sigg, (1994): NADUF – Langzeitbeobachtung des chemisch-physikalischen Gewässerzustandes. *Gas, Wasser Abwasser* 3/94, 171–196.

## KOL-WORKSHOP 96

Vom 13.–14. Mai 1996 fand im EAWAG Forschungszentrum für Limnologie in Kastanienbaum/LU die Jahrestagung der SANW-Kommission für Ozeanographie und Limnologie (KOL) statt, die in diesem Jahr unter dem Motto stand: «Environment and Climate: Interactions between Continental and Marine Systems». 52 Fachleute diskutierten an diesem zweitägigen Workshop einerseits, wie naturwissenschaftliche Erkenntnisse aus dem marinen Bereich mit kontinentalen Umwelt- und Klimabedingungen (und vice versa) verknüpft werden können und andererseits, auf welche Art die Umsetzung solcher Forschungsergebnisse auf politischer und gesellschaftlicher Ebene erfolgt. Einführungsreferate zu einzelnen Themenkreisen bildeten den Auftakt zu ausführlichen Diskussionen im Plenum:

- *Atmosphere Transfer*: Judith McKenzie/ETH-Zürich
- *Surface Water Transfer*: Wilfried Häberli/Universität Zürich
- *Archives*: Svante Björck/Universität Kopenhagen
- *Dissemination of Scientific Results and Society*: P. Schilliger/Luzern, R. Volz/BUWAL-Bern
- *Education of Environmental Scientists*: Dieter Imboden/EAWAG

Die Tagung wurde gemeinsam von KOL, EAWAG, der Schweiz. Geolog. Kommission und ProClim organisiert. Michael Sturm

## Beste IAWQ Pergamon-Press-Publikation 1996



Für die Konferenz der Internationalen Vereinigung für Wasserqualität (IAWQ) in Singapur hatten Daniel Wild (links), Albena Kishakova und Hansruedi Siegrist (alle EAWAG) ihre Arbeiten zur «Phosphorfixierung durch Magnesium, Kalzium und Zeolith A während der Stabilisierung von Überschussschlamm bei erhöhter biologischer Phosphorelimination» präsentiert. Am 23. Juni 1996 wurden sie für das beste Konferenzpapier in Singapur, an der alle 2 Jahre stattfindenden Konferenz, mit der goldenen Medaille ausgezeichnet.

# Kontroverse Thesen zum Phosphatverbot

## War das Phosphatverbot in Waschmitteln ein Fehlentscheid? Analyse nach 10 Jahren Erfahrungen in der Schweiz



Peter Bossard

In den Fünfzigerjahren ist die Seeneutrophierung im Gewässerschutz der Schweiz zu einem wichtigen Thema geworden, und sie ist es bis heute geblieben. Vollenweider [1] hat bereits 1968 aufgezeigt, dass zu hohe P-Belastungen der Seen die Ursache der Eutrophierung sind. Damit hat er den naheliegendsten Weg zur Sanierung von eutrophierten Seen vorgezeichnet, nämlich dafür zu sorgen, dass die P-Belastung der Seen wieder kleiner wird.

Neben dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen und der Verbesserung der Abwasserreinigungstechnik war das 1986 erlassene Verbot von phosphathaltigen Textilwaschmitteln eine zusätzliche Massnahme zur Bekämpfung der Seeneutrophierung in der Schweiz. Anfänglich hat sich die Waschmittelindustrie gegen das Verbot gewehrt. In der Zwischenzeit hat sie aber ihre Waschmittelrezepturen den neuen Bedingungen angepasst. Die Polyphosphatindustrie hingegen ver-

sucht immer wieder mit Schlagzeilen in der Tagespresse, wie z.B. «Phosphatfreie Waschmittel schaden den Gewässern», oder «Waschmittelwende?» Unsicherheit zu verbreiten und gegen das Verbot anzurennen. Die in ihren Berichten [2–5] vorgebrachten Argumente und Behauptungen lauten kurz zusammengefasst:

- ◉ Phosphat aus Wasch- und Düngemitteln seien nicht die einzige Ursache für die zu hohen Algenkonzentrationen in Seen und Küstengewässern. Andere entscheidende Faktoren seien Schwermetalle, Öle, Pestizide und oberflächenaktive Wirkstoffe phosphatfreier Waschmittel, die das Zooplankton vergifteten und damit die Beweidung der Algen verminderten.

- ◉ Weil die Phytoplanktonbiomasse erwiesenermassen nicht nur von Nährstoffen, sondern auch von den Abweidern gesteuert wird, behauptet die Polyphosphatindustrie: Seen könnten bei gleicher Algenbiomasse zehnmal mehr Phosphat verkraften, wenn sie nicht durch Umweltgifte belastet wären.

- ◉ Polyphosphat-Substituenten seien aus ökotoxikologischer Sicht bedenklicher als die verbotenen Polyphosphate.

- ◉ Es sei deshalb nicht nur unbegründet, die phosphathaltigen Waschmittel vom Verbrauchermarkt zu holen, sondern sie verdienen bei strenger ökologischer Observanz sogar den Vorzug.

Gegen diese Argumente spricht einerseits die wissenschaftliche Evidenz. Andererseits kann ihnen auch mit praktischen Erfahrungen aus dem

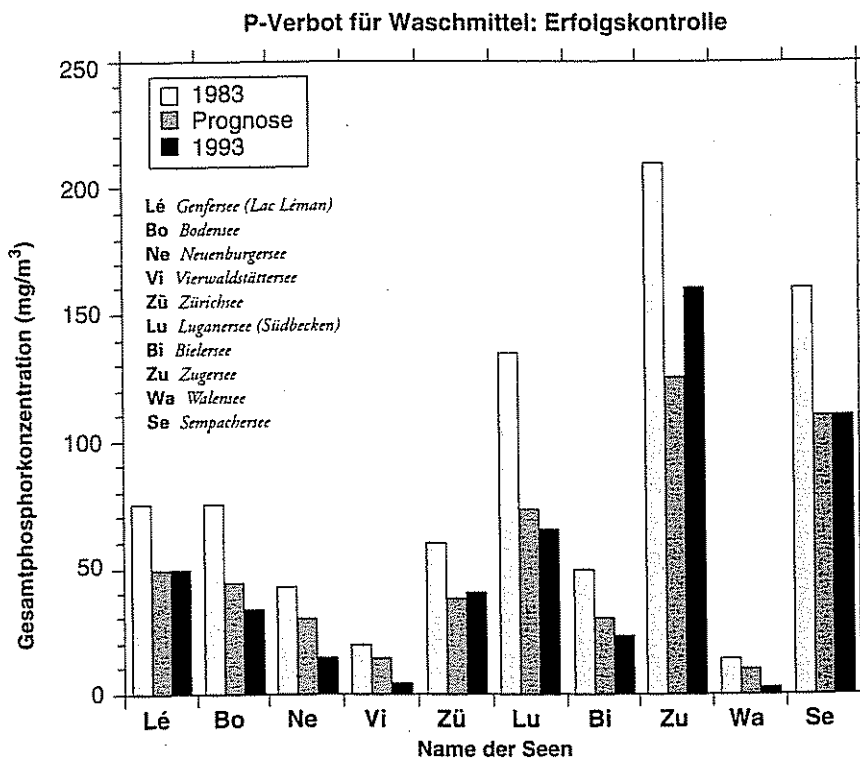


Fig. 1  
Vergleich der im 1983 gemessenen Gesamtposphorkonzentration (Ges-P) in Schweizer Seen und der vom BUWAL 1983 gemachten Prognosen über die Senkung des Ges-P bei einem Verbot der Phosphatersatzstoffe in Textilwaschmitteln mit den im 1993 tatsächlich gemessenen Ges-P Werten.

aktuellen Gewässerschutz entgegen werden:

Aufgrund von Sedimentuntersuchungen hat Züllig [6] in verschiedenen Schweizer Seen nachgewiesen, dass Massenentfaltungen von Algen schon um die Jahrhundertwende auftraten. Algenblüten gab es also, lange bevor die phosphatfreien Waschmittel zum Einsatz kamen, Mineralöle die Gewässer belasteten und das Wort Pestizid überhaupt existierte. Schon damals konnte das Zooplankton dem vermehrten Algenwachstum nicht immer Herr werden.

Düngeversuche mit Phosphatsalzen bewirkten in Kanada in den siebziger Jahren analoge Eutrophierungserscheinungen wie in Schweizer Seen [7]. Die Testseen lagen weitab von jeglicher Zivilisation. Ökotoxikologisch bedenkliche Belastungen mit Ölen, Pestiziden und oberflächenaktiven Wirkstoffen aus phosphatfreien Waschmitteln können daher ausgeschlossen werden. Trotzdem hat eine Phosphatdüngung auch dort zu erhöhtem Algenwachstum geführt.

Es ist unbestritten, dass die Phytoplanktonbiomasse nicht nur von der Produktionsrate (und damit vom Nährstoffangebot) sondern auch von den Verlusten und damit der Beweidung durch das Zooplankton abhängt. Im Jahresverlauf nehmen manchmal die Algen überhand, dann wieder das Zooplankton. Offensichtlich ist das Zooplankton also zeitweise fähig, die Algenbiomasse signifikant zu vermindern. Demnach können die anschliessend wieder anwachsenden höheren Algenkonzentrationen nicht das Resultat einer Vergiftung des Zooplanktons sein.

Neben der Schweiz haben auch Norwegen, Deutschland und Kanada seit geraumer Zeit phosphatfreie Waschmittel ohne Probleme eingesetzt. Obwohl heute mit einer hochentwickelten chemischen Spurenanalytik im Seewasser Rückstände von Phosphatersatzstoffen im  $\mu\text{g/l}$ -Bereich nachgewiesen werden, wurde bis heute in Seen über keinerlei direkte oder indirekte Schädigung des Phytoplanktons,

des Zooplanktons oder der Fische berichtet. Zudem haben Untersuchungen von Bernhardt [8] und vom Deutschen Umweltbundesamt [9] ergeben, dass NTA, Polycarboxylate, Carboxymethylzellulose und Zeolith (anorg. Natrium-Aluminium Silikat) in den eingeleiteten Konzentrationen als ökotoxikologisch unbedenklich eingestuft werden können. Auch humantoxikologisch sind diese Spurenverunreinigungen unbedeutend.

Das BUWAL beurteilte bereits 1983 den damaligen Beitrag der Waschmittelposphate an der P-Belastung von 14 Schweizer Seen [10]. Diese Studie kam zum Schluss, dass ein Verzicht von Polyphosphaten in Textilwaschmitteln eine Verminderung der P-Belastung der Seen um 15 bis 45% bewirken würde, und dass gerade jene Seen mit dem höchsten P-Gehalt von einer solchen Massnahme am meisten profitieren würden.

Die Erfolgskontrolle in 10 Schweizer Seen nach 10 Jahren zeigt, dass diese Erwartung in 9 von 10 Fällen erfüllt oder übertroffen wurde (Fig. 1). Weitergehende Massnahmen, wie die flächendeckende Einführung der dritten Reinigungsstufe im Einzugsgebiet grösserer Seen, haben dazu beigetragen, dass die Prognosen im Bodensee, Neuenburgersee, Bielersee, Vierwaldstättersee und im südlichen Luganersee wesentlich unterboten werden konnten. Nur im langsam reagierenden Zugersee (14jährige Aufenthaltszeit des Wassers) wurde bis 1993 das prognostizierte Resultat noch nicht vollständig erreicht. Bei dieser positiven Beurteilung darf allerdings nicht ausser acht gelassen werden, dass sich dadurch die Wasserqualität nicht in jedem See erkennbar verbessert hat (z.B. durch Zunahme der Sichttiefe und durch eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser). Solche Veränderungen treten erst ein, wenn der Phosphorgehalt im See ungefähr  $30 \text{ mg P/m}^3$  unterschritten hat. Verschiedene Faktoren tragen zur Verzögerung einer unmittelbar sichtbaren Reaktion des Sees auf eine Verringerung der Phosphorbelastung bei:

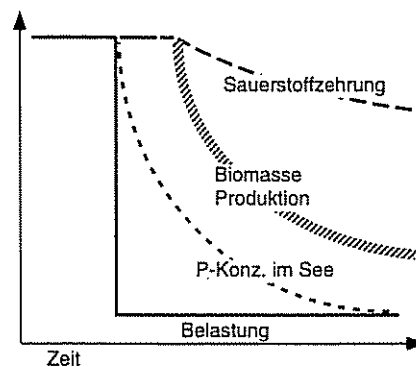


Fig. 2  
Die Reaktion eines Sees auf eine plötzliche Reduktion der Phosphorbelastung (z.B. durch ein P-Verbot in Waschmitteln). Zeitliche Veränderung von P-Belastung, P-Konzentration im See, Biomasse, Produktion und Sauerstoffzehrung.

• Bei einer Verknappung des Phosphorangebotes nimmt der Anteil der kleinen schnellwüchsigen Algen auf Kosten der grossen Algen zu. Diese kleinen Algen haben besondere Fähigkeiten, Phosphor schnell aufzunehmen und zu speichern. Erst wenn die kleinen Algenzellen ihre Phosphorreserven aufgebraucht haben, kann damit gerechnet werden, dass die Algenproduktion abnimmt.

• Die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser eines Sees hängt von der Menge der produzierten Algen in den oberen lichtdurchlässigen Schichten des Sees ab. Ein Teil der dort produzierte Biomasse sedimentiert auf den Seegrund und wird dort mit Hilfe von Sauerstoff in mineralische Stoffe oxidiert.

Die hypolimnische Sauerstoffzehrung hängt einerseits ab von der aktuellen Sedimentation von organischem Material und andererseits vom organischen Material, das sich im Verlaufe der Zeit im Sediment akkumuliert hat und nur langsam, z.B. unter Methanproduktion abgebaut wird. Organisches Material, welches während der Eutrophierungsphase im Sediment akkumuliert, kann anschliessend während der Oligotrophierungsphase die Sauerstoffzehrungsrate noch über Jahre hochhalten.

Bei einer Reduktion der P-Belastung verringert sich zuerst die Phosphorkonzentration im See, dann ändert sich die Zusammensetzung der Algen, bevor die gesamte Algenbiomasse

abnimmt und sich damit die Durchsichtigkeit des Wassers erhöht (Fig. 2). Am langsamsten reagiert der Sauerstoffhaushalt eines Sees auf eine verringerte P-Belastung.

Der Umstieg auf phosphatfreie Waschmittel hat zu einer Entlastung der Gewässer geführt, ohne neue Schäden zu verursachen. Nach 10 Jahren praktischer Erfahrung kann gefolgert werden, dass der Entscheid, Polyphosphate in Waschmitteln zu verbieten, richtig war. Er ist ein taugliches Mittel, um den angestrebten Gewässerschutzzielen ein Stück näher zu kommen.

- [1] Vollenweider, R., (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Report DA 5/SCI/68.27.
- [2] TNO, (1994): Ecological Control of Algal Densities. Towards a better comprehension of eutrophication problems in aquatic ecosystems. report MW-R 94/280.
- [3] TNO, (1994): Eutrophication Problems and Remedial Measures. The P Factor. Report MW-R 94/214.
- [4] The Phosphate Report, (1994): Landbank Environmental Research & Consulting.
- [5] The Swedish Phosphate Report, (1995): Landbank Environmental Research & Consulting.
- [6] Züllig H., (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplanktonentfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol., 44, 1-98.
- [7] Schindler, D.W., (1975): Whole lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. Verh. int. Ver. Limnol., 19, 3221-3231.
- [8] Bernhardt Heinz, (1990): Bewertung organischer Phosphatersatzstoffe aus ökologischer Sicht. VOM WASSER, 74, 159-176.
- [9] Umweltbundesamt, (1979): Die Prüfung des Umweltverhaltens von Natrium-Aluminiumsilikat (Zeolith A) als Phosphatersatzstoff in Wasch- und Reinigungsmitteln. Materialien 4/79. Erich Schmidt-Verlag, Berlin.
- [10] Bundesamt für Umweltschutz, (1983): Waschmittelposphate. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 14.

Carlo C. Jaeger, Almut Beck, Gregor Dürrenberger

## Innovative Umweltpolitik und Phosphatverbot

*Die Einführung phosphatfreier Waschmittel stellt ein bedeutsames Beispiel erfolgreicher Umweltpolitik dar. Das Beispiel ist um so bemerkenswerter, als es zwei Behauptungen in Frage stellt, die in*



Almut Beck, Gregor Dürrenberger und Carlo C. Jaeger (v.l.n.r.).

*der gegenwärtigen umweltpolitischen Diskussion schon beinahe als Dogmen behandelt werden. Die erste Behauptung besagt, dass ein internationales Problem nur angepackt werden könne, wenn das Vorgehen der einzelnen Länder durch internationale Verträge Schritt für Schritt abgestimmt werde; die zweite, dass Lenkungsabgaben das beste Instrument zur Schadstoffreduktion darstellten.*

*Die Erfahrung des Phosphatverbots stellt diese Behauptungen in Frage, sie besagt jedoch keineswegs, dass in Zukunft der Einsatz von Stoffverboten im nationalen Alleingang empfehlenswert wäre. Vielmehr empfiehlt es sich, die umweltpolitischen Erfahrungen mit Phosphaten in Waschmitteln im internationalen Rahmen sorgfältig zu untersuchen, um daraus Lehren für eine innovative Umweltpolitik zu ziehen.*

### Das umweltpolitische Standardmodell

Als die Forderung nach phosphatfreien Waschmitteln erhoben wurde, sträubten sich die Waschmittelhersteller mit dem verständlichen Argument, das würde zusätzliche Kosten verursachen. Dies entspricht der verbreiteten Vorstellung, wonach die Kosten umwelt-

politischer Massnahmen um so grösser sind, je weiter der Schutz der Umwelt getrieben wird. In der Umweltökonomie wird diese Vorstellung mit dem Modell analysiert, das in Fig. 1 dargestellt ist. Danach liegt der Grund dafür, dass überhaupt Schadstoffe emittiert werden, darin, dass ihre Vermeidung Geld kosten würde. Und zwar wird angenommen, dass die Vermeidung

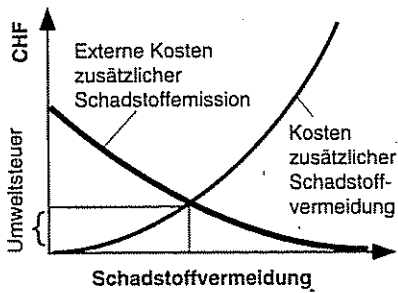


Fig. 1  
Umweltproblem in einer Welt mit einem Gleichgewicht.

einer Einheit Schadstoff um so teurer zu stehen kommt, je mehr Schadstoff vermieden werden soll. Unter den Bedingungen des marktwirtschaftlichen Wettbewerbs kann es sich dann keine Firma leisten, den Schadstoff aus freien Stücken zu vermeiden.

Gemäss diesem Modell besteht das Problem darin, dass der einzige Gleichgewichtspunkt des betrachteten wirtschaftlichen Systems an der Stelle mit maximaler Schadstoffemission liegt. Eine Problemlösung wiederum muss davon ausgehen, dass der Schadstoff externe Kosten verursacht, die von der Firma, die den Schadstoff produziert, nicht getragen werden. Solche Kosten bestehen etwa in dem Schaden, den Fischer, badehungrige Touristen, Gastwirte und andere mehr erleiden, weil Seen wegen übermässigen Phosphatgehalts durch Algenplagen heimgesucht werden. Dabei wird wiederum angenommen, dass die externen Kosten pro Schadstoffeinheit um so grösser sind, je mehr Schadstoff emittiert wird. Die Lösung des Problems besteht nicht etwa darin, den Schadstoff ganz zu vermeiden, sondern darin, das Produkt durch eine Lenkungsabgabe zu verteuern. Dadurch soll das Gleichgewicht des Systems an den Punkt verschoben werden, an dem sich die Kurven in Fig. 1 schneiden.

In einer globalisierten Wirtschaft bringt nun diese Lösung sofort das nächste Problem mit sich: Wird eine Lenkungsabgabe im nationalen Alleingang eingeführt, so bedroht sie die Konkurrenzfähigkeit der einheimi-

schen Industrie. In einer Zeit, in der die Sicherung von Arbeitsplätzen hohe Priorität hat, ist das keine geringfügige Schwierigkeit. Unter diesen Umständen ist es leicht möglich, dass die Lenkungsabgabe auf den Sankt Nimmerleinstag verschoben wird, oder aber, dass ihr Betrag so gering ausfällt, dass keine ernsthaften Auswirkungen zu befürchten – beziehungsweise zu erhoffen – sind.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, dass die Industrie gar nicht besteuert wird, sondern dass statt dessen die Schadstoffvermeidung aus allgemeinen Steuermitteln subventioniert wird. Im Fall des Phosphats geschah dies etwa in Schweden, wo der Staat darauf verzichtete, gegen die phosphathaltigen Waschmittel vorzugehen, und dafür die Kläranlagen ausbaute. Im Einzelfall mag ein solches Vorgehen praktikabel sein, auf Dauer kann es jedoch den Staatshaushalt in untragbarem Ausmass belasten.<sup>1</sup>

### Ein Markt kippt

Im Falle der Waschmittelindustrie ist es jedoch im internationalen Massstab zu einer ganz anderen Dynamik gekommen. Dazu ist es wichtig, sich zunächst die Entwicklung in USA zu vergegenwärtigen. Phosphathaltige Waschmittel wurden dort – wie in den meisten Industrieländern – in den 50er Jahren eingeführt und dominierten bald einmal den Markt. Allerdings begannen verschiedene Firmen schon früh, nach Alternativen zu suchen, um dadurch Wettbewerbsvorteile zu erringen. In den 60er Jahren setzte eine wissenschaftliche und auch politisch-öffentliche Debatte über die Eutrophierung der Grossen Seen ein. Als Antwort darauf intensivierten die Waschmittelhersteller die Suche nach Alternativen zum Phosphat. Sie fanden denn auch einen Weg, Waschmittelphosphate durch NTA zu ersetzen, und begannen, entsprechende Waschmittel am Markt einzuführen. Allerdings setzte eine Kontroverse um das Risiko von Erbschäden durch NTA ein, welche durch eine Studie der EPA, des amerikani-

schen Umweltbundesamts, angefeuert wurde. Dadurch wurde der Industrie der Einsatz von NTA zu heikel, so dass sie das Produkt wieder vom Markt zurückzog.

In der Folge wurde die Debatte um Waschmittelphosphate noch intensiviert. Anfang der 70er Jahre kam es zu Demonstrationen von Hausfrauen, die nicht an der Umweltzerstörung mitschuldig sein wollten, und auf regionaler Ebene wurden einzelne Phosphatverbote erlassen. Als Alternative wurde nun Zitrat angeboten. Dafür war wesentlich, dass in amerikanischen Haushalten selten mit mehr als 60 Grad gewaschen wird. Bei mehr als 60 Grad wäre Zitrat kein tauglicher Ersatz gewesen, aber unter diesen Umständen akzeptierte der Markt das Ersatzprodukt. Im Laufe der 70er Jahre begrenzte die Industrie dann freiwillig den Phosphatgehalt von Waschmitteln. Anfang der 80er Jahre wurden bestehende Phosphatverbote teilweise zurückgenommen. Das führte keineswegs zu einer Steigerung des Marktanteils phosphathaltiger Waschmittel. Vielmehr wurden diese im Laufe der 80er Jahre durch den Ersatzstoff Zeolith noch weiter zurückgedrängt.

Es ist interessant, diese Entwicklung mit derjenigen in Deutschland zu vergleichen. Dort argumentierten 1973 Vertreter der deutschen Waschmittelindustrie, dass das Eutrophierungsproblem nicht durch phosphatfreie Waschmittel, sondern durch verbesserte Kläranlagen gelöst werden solle. Natürlich hätte das einen Mehraufwand an staatlichen Ausgaben bedeutet: «Die zusätzlichen Kosten [...] werden auf etwa 2.50 DM/Kopf/Jahr (1970) geschätzt. Es kann angenommen werden, dass die Belastung der Volkswirtschaft durch diese Massnahmen geringer ist als durch eine Veränderung der Waschmittelrezepturen.» (p. 78 in [1]). Das entspricht natürlich ganz dem Modell von Fig. 1. Keine zehn Jahre später klang es von seiten desselben Konzerns (Henkel) jedoch ganz anders: «Es erscheint [...] wahrscheinlich, dass die Triebfeder für den Zeolith-Einsatz in der Zukunft nicht

<sup>1</sup> Im Falle des Phosphats muss allerdings erwähnt werden, dass letztlich auch in der Schweiz die Kläranlagen ausgebaut wurden und werden, weil die Phosphatreduktion durch das Verbot in Waschmitteln nicht ausreichte.

allein die Ökologie, sondern auch die Ökonomie sein wird.» (p. 146 in [2]).

Dieser Meinungsumschwung war durch ein gemeinsames Forschungsprogramm der Firma Henkel, welche seit 1973 das Patent für Zeolith hielt, und der deutschen Bundesregierung gefördert worden. Als Ergebnis wurde 1980 die Phosphathöchstmengen-Verordnung erlassen. Danach sollte bis 1984 der Phosphatgehalt der Waschmittellauge halbiert werden. Bemerkenswerterweise war dieses Ziel schon erreichbar, indem die Mengenangaben für den einzelnen Waschgang angemessen präzisiert wurden. Die Verordnung trug jedoch zweifellos dazu bei, dass die Industrie phosphatfreie Waschmittel anzubieten begann. Da in Europa oft mit mehr als 60 Grad gewaschen wird, war dafür Zitrat nicht geeignet. Anfang der 80er Jahre begannen die Hersteller NTA-haltige Produkte anzubieten, verzichteten dann jedoch wegen der Diskussion um deren Gesundheits- und Umweltauswirkungen darauf. 1983 wurde das erste phosphatfreie Waschmittel auf Zeolithbasis angeboten. Nach nur vier Jahren war der Markt gekippt, der Marktanteil phosphatfreier Waschmittel betrug über 50%. 1990 wurden in Deutschland praktisch nur noch phosphatfreie Waschmittel verkauft.

Sowohl in den USA als auch in Deutschland kam es also zu einer Situation, in der die Industrie sich keineswegs darauf beschränkte, die gesetzlichen Massnahmen so knapp wie möglich einzuhalten, vielmehr übertraf sie die gesetzlichen Anforderungen bei weitem. Andererseits ist aber auch klar, dass diese Anforderungen ebenso wie die öffentliche Debatte unerlässlich waren, um in der Industrie eine wirksame Suche nach ökologischen Innovationen auszulösen.

In diesem Rahmen muss auch das Schweizer Phosphatverbot gesehen werden. Es unterstützte die Entwicklung phosphatfreier Waschmittel in zweierlei Hinsicht. Erstens trug es dazu bei, bei der Waschmittelindustrie die Erwartung zu festigen, dass eine unbegrenzte Phosphatmission im inter-

nationalen Rahmen auf Dauer nicht praktikabel sein werde. Und zweitens ermöglichte es dieser Industrie, am Schweizer Markt Erfahrungen mit der Akzeptanz innovativer Produkte zu sammeln. Von einer Situation, in der die Industrie das Schweizer Verbot zu verhindern, bzw. aufzuheben, trachtete, kam es daher zu einer Situation, in der die Industrie mit diesem Verbot gar keine Probleme mehr hatte. Zweifellos wären auch andere Massnahmen als ein Verbot möglich gewesen; für einen erfolgreichen Ersatz des Phosphats war v.a. der Entwicklungsprozess wichtig, in dem der Industrie schon vor dem Verbot durch Begrenzungen und Verbotsdrohungen klar wurde, dass eine Veränderung unumgänglich war. Der Verzicht auf jede regulative Massnahme wäre verfehlt gewesen, da dann die Firmen keinen Grund gehabt hätten, die Suche nach ökologischen Innovationen zu intensivieren.

### Modelle mit multiplen Gleichgewichten

Angesichts der tatsächlichen Entwicklung kann die Einführung phosphatfreier Waschmittel nicht mit dem Modell von Fig. 1 begriffen werden. Offenbar handelt es sich in diesem Fall um eine Situation, in der sich mit den phosphathaltigen Waschmitteln ein Produkt durchsetzte, zu dem es durchaus ökologisch sinnvolle Alternativen gibt, die ohne höhere Kosten produziert werden können, wenn der Markt kippt. Derartige Situationen beruhen darauf, dass bei vielen Produkten die Stückkosten fallen, wenn die Produktionsmenge gesteigert werden kann. Ihre Einführung ist deshalb nicht rentabel, solange der Markt durch ein anderes Produkt dominiert wird. Und wenn die Einführung eines schadstoffarmen Produkts nur rentiert, sofern der Markt als ganzer kippt, werden die einzelnen Hersteller sich scheuen, das entsprechende Risiko einzugehen. Deshalb wird aber in der Forschung und Entwicklung die Suche nach entsprechenden Möglichkeiten vernachlässigt, sofern die Firmen nicht die feste

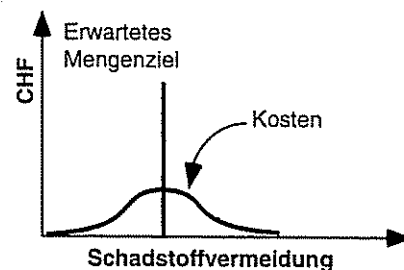


Fig. 2  
Umweltproblem in einer Welt mit mehreren Gleichgewichten.

Erwartung hegen, dass der Markt so oder so kippen wird.

Genau diese Erwartung haben die vielfältigen Debatten und Massnahmen, die international zum Problem der Phosphate in Waschmitteln zum Tragen kamen, erzeugt. Die Firmen haben mit anderen Worten damit gerechnet, dass sie längerfristig nicht mehr unbeschränkt Waschmittelposphate würden gebrauchen können. Deshalb haben sie nach Möglichkeiten gesucht, das erwartete Mengenziel möglichst kostengünstig zu erreichen, und diese Suche hat zum Erfolg geführt. Die Kosten der Schadstoffvermeidung stiegen damit anfänglich zwar an, fielen aber wieder auf das Ausgangsniveau, als noch mehr Schadstoffe vermieden wurden. Damit ergibt sich das Bild von Fig. 2.

### Innovationsorientierte Umweltpolitik

Ist der Fall der phosphatfreien Waschmittel eine seltene Ausnahme, die auf irgendwelchen Besonderheiten der verwendeten Technologie beruht? Dafür gibt es keine Anhaltspunkte. Also stellt sich die Frage nach ähnlichen Situationen in anderen Bereichen. Dazu sind natürlich genauere Untersuchungen nötig. Beispiele, die eine solche Untersuchung verdienen könnten, gibt es viele: Alternativen zu quecksilberhaltigen Batterien, Verfahren zur Wärmeisolation von Häusern, Leichtmobile für den Individualverkehr, Ansätze zur Phosphatreduktion in der Landwirtschaft. Was die Untersuchung derartiger Fälle bedeutsam macht, ist die Hypothese, wonach die Marktwirtschaft mehrere mögliche Gleichgewichtszustände aufweist, von denen jeder gegenüber kleinen Änderungen

ein lokales Optimum darstellt. Das ist die Art von Situationen, die Arthur [3] als «Lock-in»-Phänomen beschrieben hat und die ihn und seine Kollegen am Santa Fe-Institut motiviert haben, die Wirtschaft als komplexes adaptives System zu untersuchen.

Für die Umweltpolitik sind diese Überlegungen durchaus ermutigend. Denn die Freiheitsgrade zur Verwirklichung einer nachhaltigen Entwicklung könnten erheblich grösser sein, als es die Vorstellung einer Ein-Gleichgewichts-Welt nahelegt. Die international abgestimmte Einführung von Lenkungsabgaben ist nicht der einzig gangbare Weg, sondern eine Massnahme unter vielen, die uns dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung näher bringen können. Die entscheidenden Anreize sind nicht nur jene, die eine bleibende Verteuerung von Produkten

bewirken, sondern auch jene, die eine ernsthafte Suche nach neuen Produkten auslösen, mit denen der jeweilige Markt in ein ökologisch sinnvolles Gleichgewicht kippen kann. Damit ist kein Allheilmittel für die vielfältigen Umweltprobleme der Gegenwart gefunden, aber ein vielversprechender Weg, um sie anzugehen.

Die Einführung phosphatfreier Waschmittel hat nicht alle Probleme des Gewässerschutzes gelöst, sie stellt aber ein erfreuliches Beispiel für einen gemeinsamen Lernprozess von Öffentlichkeit, Behörden und Industrie dar [4]. Es handelt sich bei der Einführung phosphatfreier Waschmittel also um ein bemerkenswertes Fallbeispiel dafür, dass die Wirtschaft manchmal ein neues Gleichgewicht finden kann, in dem Umweltbelastungen vermieden werden, ohne dass nennenswerte wirt-

schaftliche Kosten entstanden. Die umweltpolitische Herausforderung besteht dabei darin, die Trägheit eingespielter wirtschaftlicher Strukturen zu überwinden, welche die Suche nach ökologischen Innovationen behindert.

- [1] Berth P., W. K. Fischer, (1973): Waschmittelphosphate und mögliche Austauschstoffe in Beziehung zum Eutrophierungsproblem. Henkel-Referate 8, 76-79.
- [2] Koch O., (1980): Verarbeitung von Zeolith 4 A - Herstellung zeolithhaltiger Waschmittel. Henkel-Referate 16, 146-149.
- [3] Arthur B.W., (1989): Competing Technologies, Increasing Returns, and Lock in by Historical Events. *The Economic Journal* 99, 131.
- [4] Loeber A., J. Grin, (1996): From green waters to «green» detergents: Processes of learning between policy actors and target groups in eutrophication policy in the Netherlands, 1970-1987. (Forthcoming in: Sabatier, Paul, *An Advocacy Coalition Lens on Environmental Policy*). Paper presented at the 1996 Annual Meeting of the Western Political Science Association, San Francisco.

## Tage der offenen Tür an der EAWAG

Die EAWAG feiert dieses Jahr ihren 60. Geburtstag. Um ihre Arbeit aufzuzeigen, hat sie am 31. Mai und 1. Juni 1996 die Öffentlichkeit nach Dübendorf eingeladen.

### Forschung sinnlich machen

Die vielseitige Verknüpfung von Wasser mit der Umwelt spannend darzustellen, stellt eine grosse Herausforderung dar. Mit viel Geschick führten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter aller Stufen den Gästen vor Augen, dass jede noch so belanglos erscheinende Tätigkeit in Haushalt, bei der Arbeit und in der Freizeit Spuren hinterlässt, Löcher frisst oder gar Halden türmt. Auf Umwegen und oft unvermutet werden wir mit allen Wässern und Stoffen doch wieder konfrontiert. Mit thematischen Rundgängen versuchten die Forscherinnen und Forscher, die komplexen wissenschaftlichen Zusammenhänge möglichst verständlich zu bringen, aber auch spielerisch und sinnlich Erwachsene und SchülerInnen zu erreichen. «Plötzlich erschien auch vielen von uns das bisher sinnlos eingepackte Wissen in Chemie, Bio-

logie usw. von praktischem Nutzen zu sein», schrieb uns im Nachhinein eine Klasse.

Vier thematische Rundgänge gaben einen Überblick über die Aktivitäten an der EAWAG: Trink- und Abwasser,

... und es geht gleich weiter

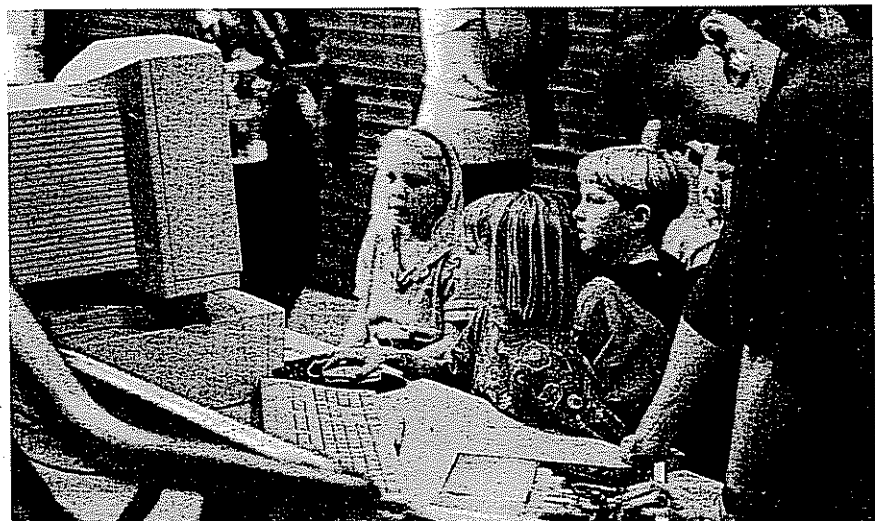
*In Kastanienbaum am Vierwaldstättersee, im EAWAG Forschungszentrum für Limnologie, öffnet die EAWAG am*

**13. und 14. Juni 1997**

*ihre Tore für Nachbarn, Freunde und allen anderen Interessierten, um Gelegenheit für einen Blick hinter die Kulissen zu bieten.*

*Theresa Büsser*

Umweltarchive, Gewässer als Lebensraum und Haushalten mit knappen Ressourcen.



Über 3000 BesucherInnen aller Altersstufen fanden den Weg nach Dübendorf.

# Blick über die Grenzen



Alexander J.B. Zehnder

Der Blick über die Grenzen behandelt zwei Aspekte, erstens, die Entwicklung des Phosphorexportes über die Flüsse Rhein, Rhône, Ticino und Inn in die Nordsee, das Mittelmeer und das Schwarze Meer und zweitens, die Rolle des Phosphors als endliche Ressource in der nachhaltigen Entwicklung.

## Phosphorexport

Die Schweiz als Wasserschloss Europas entwässert über den Rhein in die Nordsee, die Rhône und den Ticino ins Mittelmeer und den Inn ins Schwarze Meer. Neben Wasser exportieren diese Flüsse auch Nährstoffe, wie Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Der schweizerische Phosphorexport durch die grossen Flüsse fiel von rund 7200 Tonnen Gesamt-Phosphor im Jahre 1978 auf rund 3200 im Jahre 1995 (Fig. 1). Umgerechnet hat sich der jährliche pro Kopf Phosphorexport von 1.17 kg auf 0.47 kg reduziert.

Nicht nur in der Schweiz wurde in dieser Zeit der Phosphorexport in die Gewässer drastisch reduziert. Bei Bimmen/Lobith an der Grenze zu den Niederlanden sank die Phosphorfracht im Rhein in der gleichen Periode von rund 44'000 t Gesamt-Phosphor auf 14'000 t (Fig. 2). Der jährliche pro Kopf-Eintrag im Rheineinzugsgebiet (ausser den Niederlanden) lag 1978 noch auf 1.11 kg P. Heute beträgt er 0.32 kg P. Der Schweizer Beitrag sank in der gleichen Zeitspanne von 1.2 kg P auf 0.42 kg P. Die Anstrengungen aller Rheinanliegerstaaten in den letzten 20 Jahren, die Phosphatkonzentration in den Gewässern zu reduzieren, haben zu sehr deutlichen Resultaten geführt.

Der Phosphorexport ins Mittelmeer und das Schwarze Meer hat sich ebenfalls vermindert, jedoch in viel geringerer Masse. Das Reduktionspotential ist für die Rhône wegen der kurzen Fließstrecke zwischen Ausfluss aus dem Genfersee und der Grenze viel kleiner. Der Ticino und Inn durchfließen weniger genutzte und dichtbesiedelte Gebiete als der Rhein. Der

Reduktion sind darum auch hier Grenzen gesetzt.

Die Beiträge der Schweiz zum Gesamt-Phosphor in den Flüssen Rhein, Rhône, Po und Donau liegen zwischen 10% bei der Rhône und 0.003% bei der Donau (Tabelle 1).

Es ist interessant, die flächenspezifischen Phosphoreinträge in die drei Meere (Nordsee, Mittelmeer und Schwarzes Meer) mit denjenigen einiger Schweizer Seen zu vergleichen (Tab. 2). Die anthropogenen Einträge liegen bei den Seen um einiges höher als bei den hier besprochenen Meeren. Bemerkenswert ist, dass der natürliche Anteil bei der Nordsee den anthropogenen übersteigt. Mindestens 70% des Phosphors erhält die Nordsee aus dem Atlantik. Relativ grosse Wassermassen fließen zwischen den Britischen Inseln und Skandinavien in die Nordsee ein. Ein kleiner Teil erreicht die Nordsee

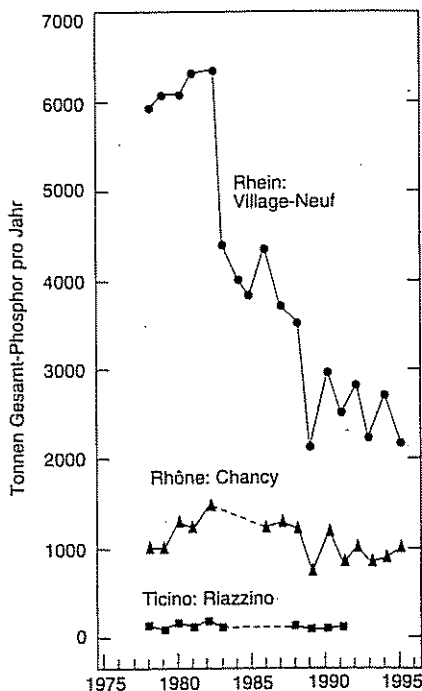


Fig. 1

Der jährliche Gesamtposphor-Export aus der Schweiz, gemessen bei Village-Neuf für den Rhein, bei Chancy für die Rhône und bei Riazzino für den Ticino.

Der Export des Inns bei Martinsbruck ist mengenmässig vergleichbar mit demjenigen des Ticino. Auf Grund der besseren Übersicht ist der Inn weggelassen.

Daten aus [1] und dem NADUF-Programm (Jahre 1993-95).

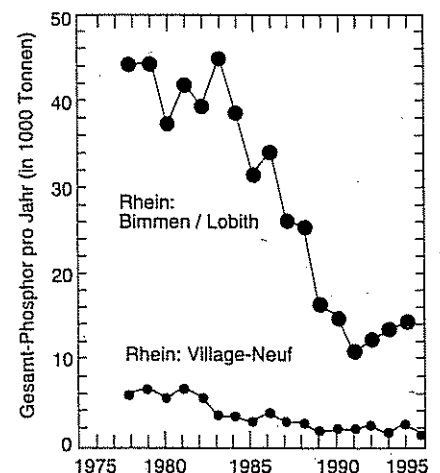


Fig. 2

Vergleich der Gesamtposphorfrachten im Rhein bei Village-Neuf (Schweizergrenze) und Bimmen/Lobith (Grenze zu den Niederlanden). (Daten aus den Zahlentafeln des Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins).

Fluss	Jahr	Total Eintrag ins Meer kt P/Jahr	Anteil Schweiz	
			kt P/Jahr	%
Rhein	1992 <sup>a</sup>	25	2.2	9
Rhône	1990 <sup>b</sup>	7	0.7	10
Po	1990 <sup>c</sup>	11	0.06	0.005
Donau	1992 <sup>d</sup>	33	0.1	0.003

a; b [E. Müller, persönliche Mitteilung]; c [2]; d [3]

Tab. 1  
Gesamt-Phosphor-Eintrag der grössten europäischen Flüsse mit schweizerischem Beitrag.

Meer / See	Phosphor-Einträge in kg P/km <sup>2</sup>	
	«anthropogen»	natürlich
Nordsee <sup>a</sup>	100	232
Mittelmeer <sup>b</sup>	92	31
Schwarzes Meer <sup>c</sup>	38	<10
Sempachersee <sup>d</sup>	272	16
Bodensee <sup>e</sup>	212	20

a [4]; b [2]; c [3], [5]; d [6]; e [7]

Tab. 2  
Flächenspezifischer Phosphor-Eintrag. Die Grösse der Einzugsgebiete sind: Nordsee  $4 \cdot 10^5$  km<sup>2</sup>, Mittelmeer  $37 \cdot 10^5$  km<sup>2</sup>, Schwarzes Meer  $22 \cdot 10^5$  km<sup>2</sup>, Sempachersee 61 km<sup>2</sup>, Bodensee  $11 \cdot 10^3$  km<sup>2</sup>.

durch den Kanal. Die mittlere Aufenthaltszeit des Wassers ist dadurch kurz. Sie beträgt einen Monat für Oberflächenwasser (z.B. Skagerrak) bis zu rund vier Jahren im Tiefenwasser oder an einigen Stellen entlang der Küste der Britischen Inseln [8]. Die hohen natürlichen Nährstoffeinträge haben die Nordsee seit je zu einem sehr produktiven Meer gemacht. Auch heute noch stammen 30 bis 40% des gesamten Europäischen Fischfanges aus der Nordsee[8].

Das Mittelmeer ist von Natur aus oligotroph. Bei der Strasse von Gibraltar verliert es kontinuierlich nährstoffreiches Tiefenwasser in den Atlantik. Obwohl das Mittelmeer als gesamtes oligotroph ist, können Teile durch den Einfluss von Flüssen eutroph werden (z.B. durch den Po die Adria).

Das Schwarze Meer hat im Vergleich zu seiner Oberfläche das grösste Einzugsgebiet. Die stabile Schichtung (das Meer ist unterhalb 150–200 Meter permanent anoxisch), erlaubt den direkten Eintrag von Nährstoffen in die oberen produktiven Schichten. Die meisten Nährstoffe, die in partikulärer Form in die Tiefenwasser absinken, sind der produktiven Schicht für immer entzogen.

### Phosphor als endliche Ressource

Global gesehen besteht ein Phosphormangel. Dieser Mangel ist einer der Gründe für eine reduzierte Nahrungsmittelproduktion, vor allem in Entwicklungsländern. Es gibt einige wenige Regionen – zu denen auch die Schweiz gehört – in denen ein Überangebot von Phosphor herrscht. Dieses Überangebot führt zur Eutro-

phierung. Wir haben also die paradoxe Situation einer Koexistenz von zwei grundverschiedenen Gebieten auf dieser Erde, solche mit Phosphor-Mangel und solche mit Phosphor-Überschuss. Diese Situation verlangt für die entsprechenden Gebiete andersartige Bewirtschaftungen.

Die Grenze zwischen phosphorreichen und phosphorarmen Gebieten ist beinahe identisch mit der Grenze zwischen Industrie- und Entwicklungsländern (siehe Fig. 3). In den

etzten Jahrhunderten hat sich die landwirtschaftliche Produktion und parallel dazu die Industrialisierung vor allem auf die fruchtbaren Gebieten konzentriert. Über die Jahrhunderte hinweg konnte sich durch die landwirtschaftlichen Aktivitäten im Boden ein Übermass an Phosphor anreichern. Die Phosphorkonzentration dieser Böden ist heute höher, als für die Nahrungsmittelproduktion nötig ist [9].

In gewissen, für landwirtschaftliche Produkte exportorientierten Ländern,

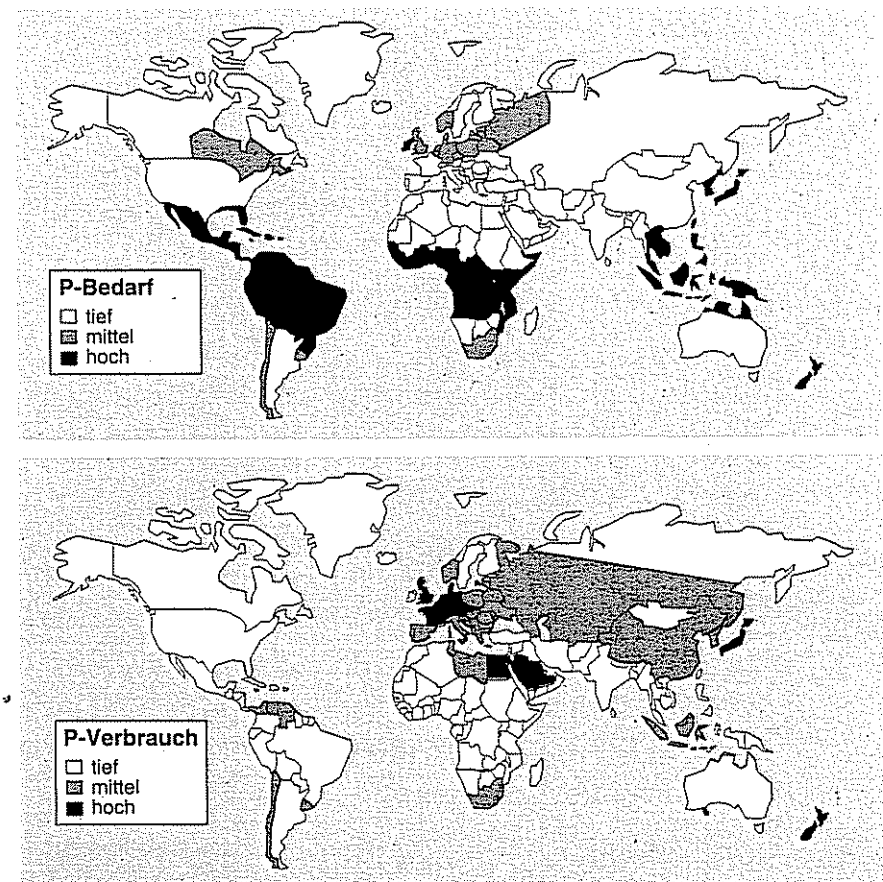


Fig. 3  
Ungleichgewicht zwischen Phosphor-Bedarf und Phosphor-Verbrauch (nach [10]).  
Das obere Bild gibt die Phosphor-Bedürfnisse wider, wie sie auf Grund von Klima und Bodenbeschaffenheit abgeleitet werden können. Das untere Bild zeigt den effektiven Phosphor-Verbrauch.

muss zwar immer noch Phosphor importiert werden. Im Extremfall, wie in Neuseeland, erreichen die Kosten für den Phosphorimport Grössenordnungen, welche nur um wenig kleiner sind als die Ausgaben für Ölimporte [10].

Viele Entwicklungsländer, die in den nächsten Jahrzehnten stark zum demographischen Wachstum beitragen werden, liegen in tropischen Gebieten mit Regenwäldern. Bevölkerungswachstum und Nahrungsmittelmangel zwingen die lokale Bevölkerung, Teile der Regenwälder abzuholzen. Der grösste Teil des für die Pflanzen verfügbaren Phosphors ist in den Pflanzen selbst festgelegt [11]. Bei der Brandrodung gelangt ein grosser Teil des Phosphors in anorganischer Form in die Böden. Die exponierten Böden verlieren jedoch durch Erosion schnell ihre Nährstoffe (z.B. Kalium, Stickstoff, Schwefel). Die Qualitätsverminderung der Böden wird noch verstärkt durch die beschleunigte Verwitterung. Dabei wird Kalzium und Magnesium freigesetzt und ausgewaschen. Das Resultat sind saure Böden (pH < 4.5), in welchen toxische Überschüsse von gelöstem Eisen, Aluminium und Mangan auftreten können. Das noch vorhandene Phosphat wird durch freies Eisen und Aluminium sowie deren reichlich vorhandenen Oxide gebunden. In einem komplexen Fixierungsprozess wird das Phosphat in Formen festgelegt, die von der Pflanze nicht mehr genutzt werden können. Phosphat wird dadurch in vielen Fällen zum limitierenden Nährstoff [12, 13]. Die Regenwaldböden sind vier Jahre nach dem Abholzen bereits annähernd unfruchtbar und versteppen.

Mit kontrollierter Phosphordüngung und geeignetem Erosionsschutz können diese Steppen wieder fruchtbar gemacht werden und die Notwendigkeit des Abholzens der Regenwälder stark eindämmen. Internationale Hilfe für die tropischen Länder für den Erwerb von Düngemitteln hätte mehrere direkte, positive Effekte. Die landwirtschaftlichen Erträge würden steigen. Diese höheren Erträge hätten eine

Ort	Menge in Giga-Tonnen	Gesteinsart
Phosphorlager, Westliche USA <sup>a</sup>	100	Sedimentär
Oulab-Abdoun, Marokko	50	Sedimentär
Spanische Sahara <sup>b</sup>	25	Sedimentär
Nord-Carolina	10	Sedimentär
Tunesien	6	Sedimentär
Australien <sup>c</sup>	3	Sedimentär
Algerien	3	Sedimentär
Bone Valley, Florida, USA	2	Sekundär-sedimentär <sup>d</sup>
Kola-Halbinsel, Russland	1.5	Eruptiv
Vyata-Kama, Russland	1.5	Sedimentär
Kara-Tau, S.-Kasachstan, Russland	1.5	Sedimentär

a Gegenwärtig nicht ökonomisch abzubauen;  
 b Jetzt unter marokkanischer Kontrolle;  
 c Erst 1966 entdeckt;  
 d Entstanden durch Verwitterung von phosphorhaltigem Kalkstein

Tab. 3

Die wichtigsten Phosphorlagerstätten der Erde (nach [14]).

direkte ökonomische Auswirkung und würden es den Bauern erlauben, in Zukunft selbst für die Kosten von Düngemitteln aufzukommen. Eine längerfristige Fruchtbarkeit des Bodens könnte die Regenwälder vor Zerstörung schützen.

### Schlussfolgerung

Phosphor-Lagerstätten haben eine begrenzte Lebensdauer. Phosphor in diesen Lagerstätten gehört darum zu den nicht erneuerbaren Ressourcen (Tab. 3). Das Phosphor-Überangebot in entwickelten Regionen, die Nicht-Erneuerbarkeit der Ressource Phos-

phor und der Phosphormangel in tropischen Gebieten mit rasanten demographischen Entwicklungen ist schon Grund genug, das 1986 ausgesprochene Phosphatverbot zu rechtfertigen. Diese Zusammenhänge sollten uns aber auch veranlassen, in nächster Zukunft den Phosphorüberschuss in unserer Landwirtschaft seriös anzugehen.

### Dank

Frau Gabriele Friedli und den Herren Rudolf Koblet, Edwin Müller, Peter Waldner und Bernhard Wehrli möchte ich für die Zurverfügungstellung von Daten herzlich danken.

- [1] Landeshydrologie, (1978–1992): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz. Eidg. Drucksachen und Materialzentrale, Bern.
- [2] De Walle, F.B., M. Nikolopoulou-Tamvakli, W.J. Heinen, (1993): Environmental Conditions of the Mediterranean Sea. ECC. Kluwer Academic, Dordrecht.
- [3] Mee, L.D., (1992): The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. *Ambio* 21, 278–286.
- [4] Hupés, R., (1990): Pollution of the North Sea imposed by West European rivers (1984–1987). Int. Center of Water Studies, Amsterdam.
- [5] Ludikhuize, D., (1992): Environmental management and protection of the Black Sea. Background document for Technical Expert Meeting, 20–21 May, 1992. Constanza, Romania, UNDP/UNEP/World Bank.
- [6] BUWAL, (1994): Der Zustand der Seen in der Schweiz. Schriften Umwelt Nr. 237, Bern.
- [7] Der Sempachersee und sein Einzugsgebiet, (1993). In: Sempacher See, Mitt. Naturforsch. Ges. Luzern, Bd. 33.
- [8] Stanners, D. and P. Bourdeau, (1995): Europe's Environment. The Dobriš Assessment. European Environmental Agency, Copenhagen.
- [9] Tiessen, H., (1994): Phosphates, global issues, problems, options & opportunities. A manual for decision makers. Produced by the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- [10] Tiessen, H. ed., (1995): Phosphorus in the Global Environment. Transfers, Cycles and Management. SCOPE Report 54. John Wiley & Sons, Chichester.
- [11] Luse, R.T., (1970): The phosphorus cycle in tropical rain forest. In: H.T. Odum, ed. A Tropical Rain Forest. Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission, Chapter H-12.
- [12] Finck, A., (1986): Düngung und Bodenfruchtbarkeit in den Tropen und Subtropen. In: S. Rehm, ed. Grundlagen des Pflanzenbaues in den Tropen und Subtropen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, pp. 249–284.
- [13] Von Uexküll, H.R., (1986): Efficient fertilizer use in acid upland soils of the humid tropics. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 10.
- [14] Emsley, J., (1980): The phosphorus cycle. In: O. Hutzinger, ed. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 1/A, pp. 147–167. Springer-Verlag, Berlin.

Ueli Bundi

Fazit:

## Phosphor zeigt Wege auf



Ueli Bundi

*Zur Reduktion der Phosphorlasten gibt es weder Allheilmittel noch Patentrezepte. Nötig ist gegenseitig abgestimmtes Handeln in den verschiedenen Ursachenbereichen. Das wurde in den 70er Jahren auch tatsächlich in die Wege geleitet. Wohl zum ersten Mal in der Schweiz gelangte damit eine umfassende Strategie zur Lösung eines komplexen Umweltproblems zum Einsatz. Dabei konnten wichtige Erfahrungen für die weitere Entwicklung des Umweltschutzes gewonnen werden.*

Dank Ausbau der Abwasserreinigung und Elimination der Waschmittelphosphate konnte die Phosphorbelastung der Seen massiv gesenkt werden. Trotzdem erhalten verschiedene Schweizer Seen heute immer noch zuviel Phosphor, speziell diejenigen mit intensiver Landwirtschaft im Einzugsgebiet. Und immer noch exportiert die Schweiz via ihre Flüsse eine übermässig hohe Phosphorfracht in die europäischen Meere. Die Massnahmen zur Reduktion des Phosphoreintrags in die Gewässer müssen also weiterentwickelt werden. Dabei steht die Landwirtschaft im Vordergrund. Aber auch die Abwasserreinigung muss weiter perfektioniert werden. Längerfristig sind für die Siedlungswasserwirtschaft als Ganzes grundlegend neue, umweltverträglichere Systeme anzustreben.

### Landwirtschaft

Bei der Landwirtschaft sind nun grosse Hoffnungen in deren neue Politik gesetzt. Eine tiefgreifende Neuorientierung wird mittels eines breiten Spektrums von wirtschaftlichen Anreizen und von Vorschriften sowie mittels Forschung, Ausbildung und Beratung in die Wege geleitet. Neu sind Direktzahlungen, welche an ökologische Leistungen geknüpft sind. Gemäss einer neuen Studie [1] kann die Neuorientierung der Agrarpolitik bis zum Jahr 2002 zu einer Reduktion des landwirtschaftlichen Nitratreintrags in die Gewässer von 38 Prozent führen. Längerfristig ist ein ähnlicher Effekt auch für Phosphor zu erwarten. Vorausset-

zung dafür ist, dass die Agrarreform auch in ökologischer Hinsicht konsequent vollzogen wird. Dabei spielen die ökologischen Leistungsanforderungen eine wichtige Rolle. Die Neuorientierung der Landwirtschaft ist im übrigen auch volkswirtschaftlich vorteilhaft. Sie wird zu einem kontinuierlichen Rückgang der volkswirtschaftlichen Kosten der Landwirtschaft führen; die Minderkosten werden dann für das Jahr 2002 zwischen 340 und 680 Millionen Franken ausmachen [1].

### Anreize geben

Um beim Umweltschutz Fortschritte zu erzielen, müssen verschiedenartige Instrumente eingesetzt werden. Das Vorgehen beim Phosphor ist dafür ein gutes Beispiel: Vorschriften, etwa die Anforderungen an die Eliminationsleistung der Kläranlagen oder das Verbot der Waschmittelphosphate, kamen ebenso zum Zuge wie wirtschaftliche Anreize zum Ausbau der Kläranlagen (Subventionen). Eine wichtige Rolle spielte die öffentliche Forschung und Entwicklung. Daraus resultierten mathematische Modelle zur Simulation der in Seen ablaufenden Prozesse sowie neue Verfahrensstufen zur weitestgehenden Entfernung von Phosphor aus dem Abwasser. Verschiedene Kantone entwickelten Strategien zur Sanierung von Seen. Daraus ergaben sich vielfältige Impulse für neue Massnahmen, für die Massnahmen-Koordination und für eine verstärkte Zusammenarbeit zwischen Kantonen, Gemeinden und Privaten.

## Ökologischer und wirtschaftlicher Gewinn

Die verwendeten Instrumente haben die Reduktion der Phosphorlasten vorangetrieben – und mehr als das, sie gaben Anreize für Innovationen, die weit darüber hinausreichen. Zu erwähnen ist etwa die stufenweise Verbesserung der Umweltverträglichkeit der Waschmittel, neue Konzepte zur ökologisch-ökonomischen Optimierung der Kanalisation oder die Verbesserung des Gewässerschutz-Vollzugs. In Zukunft können und sollen weitere Instrumente eingesetzt werden. Beispiele sind: Finanzielle Beiträge für ökologische Leistungen der Landwirte, Lenkungsabgaben (z.B. auf Dünger), Kontingentierung von umweltgefährdenden Stoffen und Produkten, handelbare Emissionszertifikate. Die Kunst wird darin bestehen, geeignete Instrumentensätze zu eruiieren und diesen politisch zum Durchbruch zu verhelfen. Wenn das gelingt,

kann Umweltschutz nicht nur ökologisch, sondern oft auch technisch und wirtschaftlich lohnend sein.

## Lokaler und globaler Nutzen

Die Reduktion der Phosphorlasten kommt nicht nur den Schweizer Gewässern zugute, auch die Nordsee und das Mittelmeer profitieren davon. Es gibt noch weitere triftige Gründe dafür, Phosphor nicht länger zu verschwenden: Er ist weltweit nur begrenzt verfügbar und wird besser dazu verwendet, in tropischen Ländern die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten. Hier zeigt sich einmal mehr, dass zwischen lokal motiviertem und internationalem Umweltschutz kein Widerspruch besteht. Lokaler Umweltschutz wirkt sich immer auch im grösseren Rahmen positiv aus. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass er gesamtheitlich konzipiert wird. Das bedeutet, konsequent auf Ursachenbekämpfung, bereichsübergreifende Ansätze, Kosten/Nut-

zen-Überlegungen und Förderung umweltgerechter Technologien in allen Bereichen zu setzen. Damit wird es auch möglich, den Export von Umweltbelastungen (z.B. durch hohen Energieverbrauch) stufenweise zu reduzieren oder gar zu vermeiden.

Trotz grosser Fortschritte sind wir beim Phosphor noch weit entfernt von solcherart nachhaltigen Ansätzen. Es gibt immer noch Verschwendung, und speziell im Abwasserbereich ist ein hoher Einsatz an materiellen und finanziellen Mitteln nötig. Weiterführende Erfolge sind verbunden mit tiefgreifenden Änderungen in den Ver- und Entsorgungssystemen, in der Landwirtschaft und im Konsumverhalten. Das Beispiel Phosphor führt uns die enge Verflechtung von Umweltschutz, Technologie und gesellschaftlicher Entwicklung klar vor Augen.

[1] Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz (Hrsg. BUWAL/BLW): Strategie zur Reduktion der Stickstoffemissionen. BUWAL Schriftenreihe Umwelt. Im Druck.

## Zehn Jahre Seenbelüftung – Erfahrungen und Optionen

Im Februar 1982 wurde im Baldeggersee die Belüftungsanlage TANYTARSUS in Betrieb genommen: Durch den Eintrag von täglich 4.5 Tonnen reinen Sauerstoffs konnte im darauffolgenden Sommer das Tiefenwasser – nach vielen Jahrzehnten der Anoxie – wieder bis an den Seegrund in einen sauerstoffhaltigen Zustand gebracht werden. Mit der Seenbelüftung wollte man zwei Ziele erreichen:

- Höherer Rückhalt von Phosphor im Seesediment durch verbesserte Sauerstoffbedingungen;
- Erweiterung des Lebensraums für Fische und andere auf Sauerstoff angewiesene Lebewesen.

Mit der gleichen Zielsetzung realisierten die Kantone LU und AG 1984 im Sempachersee und 1985 im Hallwilersee Belüftungseinrichtungen. Alle drei

Anlagen werden seither nach dem gleichen Prinzip betrieben: Künstliche Durchmischung des Seewassers mittels Luftblasenschleiern im Winter (um dadurch die natürliche Sauerstoffaufnahme aus der Atmosphäre zu verbessern) und Anreicherung mit reinem Sauerstoff im Sommer.

Die Reaktion der Seen und ihrer Ökosysteme auf diese internen Eingriffe sind von der EAWAG in Zusammenarbeit mit den Kantonen AG und LU intensiv verfolgt worden. Nach rund zehn Jahren ist es an der Zeit die wichtigsten Ergebnisse dieses einzigartigen Unternehmens darzustellen. Zudem sollen Optionen für den künftigen Betrieb der Belüftungsanlagen sowie die noch notwendigen Sanierungsanstrengungen erarbeitet werden. Die Erfahrungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

### Sauerstoff

Durch den Eintrag von reinem Sauerstoff (Sommer) und der Zirkulationshilfe (Winter) kann das gesamte Seewasser in den drei Mittellandseen bis an den Seegrund ganzjährig in einem sauerstoffhaltigen Zustand gehalten werden.

### Plankton

Der vergrösserte sauerstoffhaltige Lebensraum verringert den Frassdruck des Zooplanktons auf die Algen. Dadurch kann sich heute bei geringeren Nährstoffgehalten praktisch die gleiche Algenbiomasse halten. Durch die Eingriffe werden die Artenzusammensetzung der Algen und des Zooplanktons nur geringfügig verändert.

### Bodenorganismen

Würmer (*Oligochaeten*) und Insektenlarven (*Chironomiden*) haben am deutlichsten auf die Seenbelüftung reagiert. Diese Organismen, die z.T. eine Nahrungsgrundlage für Fische darstellen,

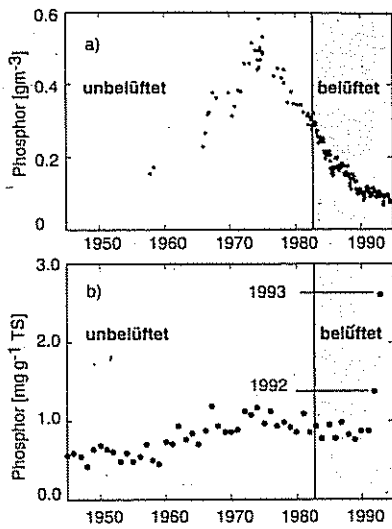


Fig. 1  
 a) Zeitlicher Verlauf der mittleren Konzentration des gelösten Phosphors im Baldeggersee: Seit Mitte der 70er Jahre nahm der P-Gehalt kontinuierlich um ca. einen Faktor 6 ab. Um das Sanierungsziel zu erreichen, ist eine weitere Reduktion um mindestens einen Faktor 3 notwendig.  
 b) Zeitlicher Verlauf des Phosphorgehalts in einzelnen Jahreslagen eines Sedimentkerns in der Seemitte des Baldeggersees. Seit dem Betrieb der Seenbelüftung ist keine Verbesserung des Phosphorrückhalts im Sediment zu beobachten. Die hohen Konzentrationen an der Oberfläche des Kerns (1892/193) weisen auf noch nicht abgebautes Algenmaterial hin.

sind als Folge der sauerstoffhaltigen Bedingungen wiederum ins Tiefenwasser eingewandert und beleben heute das Sediment. Seit dem Betrieb der Belüftung wird deshalb im Sediment bis zu 20 % mehr Algenmaterial abgebaut.

#### Phosphorrückhalt im Sediment

Die definitive Einlagerung von Phosphor im Sediment hat sich durch die Seenbelüftung nicht messbar verändert (Fig. 1). Damit verfehlen die Belüftungsanlagen eines der beiden Hauptziele, nämlich der langfristig wirksame Rückhalt von Phosphor im Seesediment zu erhöhen und damit die Abnahme des Phosphorgehalts im Seewasser zu beschleunigen. Da der Sauerstoff am Sediment zu rasch aufgebraucht wird kann er nicht in den Untergrund eindringen. Der sedimentierte Phosphor bleibt so in sauerstofffreier Umgebung.

#### Fische

Durch die Kombination von hohen Nährstoffgehalten und Fischbesatz hat

der Fangertag in den Seen gegenüber dem naturnahen Zustand im letzten Jahrhundert vor allem bei den Felchen zugenommen. Durch den Betrieb der Seenbelüftung hat sich der Lebensraum im kühlen Tiefenwasser vergrößert. Trotzdem, ist der bereits hohe Fangertag nicht mehr weiter angestiegen. Auf die Fischpopulationen und ihre Fortpflanzungsfähigkeit hat die Seenbelüftung keine besondere Auswirkung. Die Felchen beispielsweise überleben weiterhin nur dank Besatzmassnahmen, da ihre Eier wegen des hohen Sauerstoffverbrauchs an der Sedimentoberfläche absterben. Dagegen sind Barsch, karpfenartige Fische und Hecht aufgrund ihrer Fortpflanzungsweise durch die hohen Nährstoffgehalte nicht unmittelbar bedroht. Die Belüftung hat ebenfalls kaum Einfluss auf die im Frühling auftretenden Massensterben von Felchenbrütlingen durch Gasübersättigung.

Zusammenfassend kann die Seenbelüftung als Teilerfolg bewertet werden: Die Erwartungen bezüglich verbesserten Sauerstoffbedingungen werden erfüllt. Die Wirkung auf den Phosphorrückhalt jedoch bleibt aus.

#### Die künftige Entwicklung

Das Ziel von Sanierungsmassnahmen ist der naturnahe See. Es soll ein Gewässerzustand angestrebt werden, welcher der vorindustriellen Zeit nahekommt und in dem sich die typischen lokalen Arten und Lebensgemeinschaften (Algen, Kleintiere, Fische etc.) fortpflanzen können. Eine Nährstoffbelastung, die einem mittleren Algenwachstum entspricht (ca. 150 g C pro m<sup>2</sup> und Jahr), stellt für die Alpenrand- und die grossen Mittellandseen ein vernünftiges Qualitätsziel dar. In solchen Seen ist die Lebensvielfalt am grössten, Felchenpopulationen können sich selbst erhalten und für die Trinkwasseraufbereitung entstehen keine besonderen Probleme.

Im Sinne eines ganzheitlichen Gewässerschutzes sollen die Mittel zielgerichtet nach Prioritäten; insbeson-

dere nach Abwägung von Kosten und Nutzen eingesetzt werden. Da die Verminderung des Phosphorgehaltes im See offensichtlich nur durch eine Reduktion des Phosphoreintrages erreicht werden kann, sind Massnahmen im Einzugsgebiet weiterhin vorrangig. Die Verminderung der Phosphorabschwemmung aus landwirtschaftlichen Nutzflächen hat dabei höchste Priorität, nachdem in den letzten 15 Jahren die abwasserbürtigen Phosphoreinträge drastisch reduziert wurden. Der hohe Standard bei der Phosphor-Elimination auf Kläranlagen soll beibehalten werden.

Die Seenbelüftung darf in den Mittellandseen nicht zu einem Dauerzustand werden. Die künftige Seesanierung ist – wie ursprünglich konzipiert – darauf auszurichten, so rasch wie möglich von der Belüftung wegzukommen. Um das Sanierungsziel zu erreichen, müssen die Phosphoreinträge in den nächsten Jahren mindestens auf die Hälfte (Sempacher- und Hallwilersee) bis ein Drittel (Baldeggersee) vermindert werden.

In der Übergangszeit können die sauerstoffhaltigen Lebensräume, durch die Seenbelüftung erhalten werden. Dies gilt besonders für den Hallwiler- und Baldeggersee, wo ein sofortiges Einstellen der Sauerstoffzufuhr rasch zum Absterben der Bodenorganismen führen würde. Im Sempachersee dagegen kann der Eintrag von reinem Sauerstoff im Sommer eingestellt werden. Die Zirkulationshilfe im Winter garantiert eine ausreichend mächtige sauerstoffhaltige Pufferzone im Tiefenwasser.

Alfred Wüest und Bernhard Wehrli,  
 unter Mitarbeit von Heinrich Bührer,  
 Ueli Bundi, Hans Rudolf Bürgi, René  
 Gächter, Dieter M. Imboden, Rudolf  
 Müller und Fred Stössel.

Der Bericht «Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen» ist in der Schriftenreihe der EAWAG Nr. 9 im August 1996 erschienen (ISBN: 3-906484-14-9). Der Bericht kann bei Presse und Information, EAWAG, 8600 Dübendorf, bezogen werden.

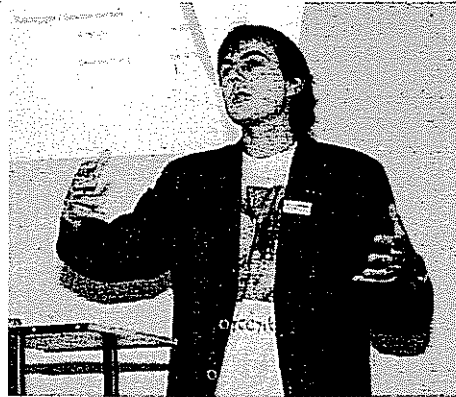
## PEAK-Weiterbildung – unerlässlich!

Das Programm 1997 für die Praxisorientierten EAWAG-Kurse liegt vor. Es kann entweder auf der EAWAG Internet-Homepage (<http://www.eawag.ch>) betrachtet oder als Broschüre bestellt werden:

EAWAG, Sekretariat PEAK,  
8600 Dübendorf (Tel. 011/823 53 93,  
Fax 011823 53 75 oder via e-mail [gruber@eawag.ch](mailto:gruber@eawag.ch)).

Die Kursthemen reichen von der Modellierung natürlicher Systeme, der Fäkalien- und Abwasserentsorgung in Entwicklungsländern, der Charakterisierung aquatischer Lebensräume, regionaler

Nachhaltigkeit, *in situ* Messungen in Gewässern, der Dimensionierung von Nachklärbecken, der Elimination gelöster Stoffe bei der Wasseraufbereitung bis hin zum Umgang mit Ressourcen im Bau.



Prof. Bernhard Wehrli am Infotag 1996.

2079 **Werlen, C., Kohler, H.-P.E., van der Meer, J.R.:** The broad substrate chlorobenzene dioxygenase and cis-chlorobenzene dihydrodiol dehydrogenase of *Pseudomonas* sp. strain P51 are linked evolutionarily to the enzymes for benzene and toluene degradation. *J. Biol. Chem.* 271, No. 8, 4009–4016 (1996).

2080 **Siegrist, H.R.:** Einbezug von Industrieabwasser mit abbaubaren C-Quellen beim Betrieb kommunaler Kläranlagen. 196. VSA-Mitgliederversammlung, Luzern, 12.5.1995, 16 S.

2081 **Altenbach, B.:** Determination of substituted benzene- and naphthalene-sulfonates in waste water and their behaviour in sewage treatment. Diss. ETHZ No. 11'437, Zürich 1996.

2082 **Friedl, C.:** Populationsdynamik und Reproduktionsbiologie der Bachforelle (*salmo trutta fario* L.) in einem hochalpinen Fließgewässer. Diss. ETHZ Nr. 11'624, Zürich 1996.

2083 **Mason, Y.:** Natural manganese oxides associated with metallogenium-like particles as scavengers of metals in lakes. Diss. ETHZ No. 11'393, Zürich 1995.

2084 **Beer, J., Mende, W., Stellmacher, R., White, O.R.:** Intercomparisons of proxies for past solar variability. In: «Climatic variations and forcing mechanisms of the last 2000 years», P.D. Jones, R.S. Bradley, J. Jouzel (Eds.). NATO ASI Ser. 147, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 1996, pp. 501–517.

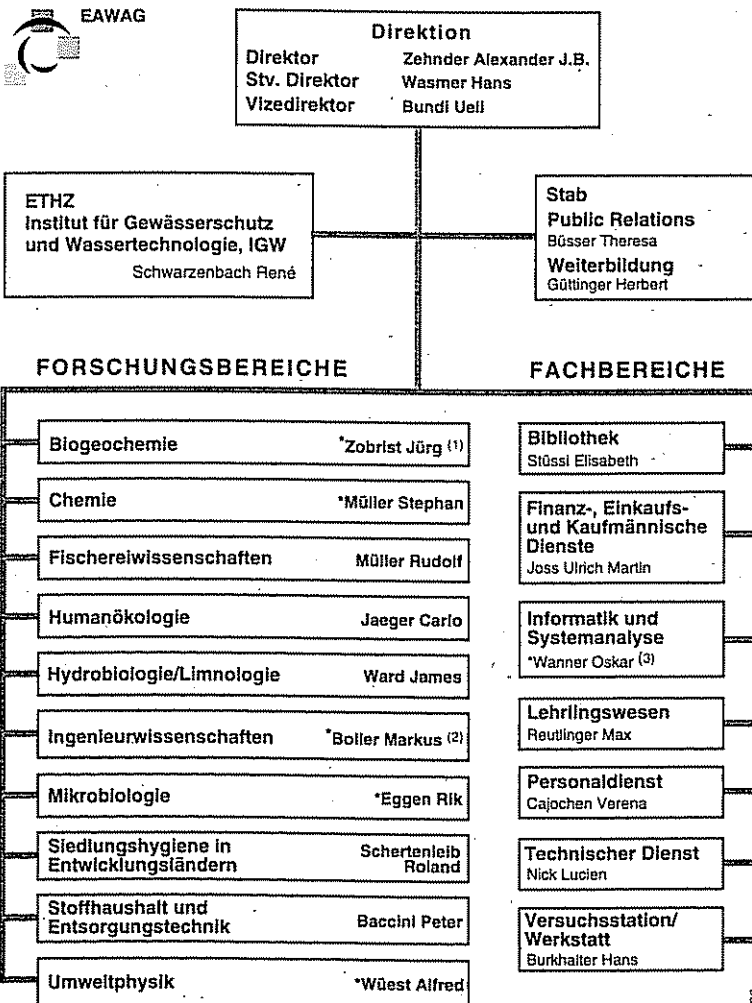
2085 **Dürrenberger, G., Bieri, L., Jaeger, C., Dahinden, U.:** Telework and vocational contact [with open peer commentaries and author's response]. *Technology Studies* 2/1, 104–159 (1995).

2086 **Wanner, O.:** New experimental findings and biofilm modelling concepts. *Water Sci. Tech.* 32, No. 8, 133–149 (1995).

2087 **Müller, B., Hauser, P.C.:** Effect of pressure on the potentiometric response of ion-selective electrodes and reference electrodes. *Anal. Chim. Acta* 320, 69–75 (1996).

2088 **Suter, M.J.-F., Reiser, R., Giger, W.:** Differentiation of linear and branched alkylbenzenesulfonates by gas chromatography/tandem mass spectrometry. *J. of Mass Spectrometry* 31, 357–362 (1996).

2089 **Voelker, B.M., Sulzberger, B.:** Effects of fulvic acid on Fe(II) oxidation by



\* alternierende Leitung, ab 1. Januar 1997: (1) Bernhard Wehrli, (2) Hansruedi Siegrist, (3) Peter Reichert

Separata bitte mit Talon auf der letzten Seite bestellen

# Publikationen

- hydrogen peroxide. Environ. Sci. & Technol. *30*, 1106–1114 (1996).
- 2090 **Schumacher, W., Holliger, C.:** The proton/electron ratio of the menaquinone-dependent electron transport from dihydrogen to tetrachloroethene in «*Dehalobacter restrictus*». J. Bacteriol. *178*, 2328–2333 (1996).
- 2091 **Haderlein, S.B., Weissmahr, K.W., Schwarzenbach, R.P.:** Specific adsorption of nitroaromatic explosives and pesticides to clay minerals. Environ. Sci. & Technol. *30*, 612–622 (1996).
- 2092 **Fernández, P., Alder, A.C., Suter, M. J.-F., Giger, W.:** Determination of the quaternary ammonium surfactant ditallowdimethylammonium in digested sludges and marine sediments by supercritical fluid extraction and liquid chromatography with postcolumn ion-pair formation. Anal. Chem. *68*, 921–929 (1996).
- 2093 **Simoni, S., Klinke, S., Zipper, Z., Angst, W., Kohler, H.-P.E.:** Enantioselective metabolism of chiral 3-phenylbutyric acid, an intermediate of linear alkylbenzene degradation, by *Rhodococcus rhodochrous* PB1. Appl. Environ. Microbiol. *62*, 749–755 (1996).
- 2094 **Ahel, M., Schaffner, C., Giger, W.:** Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – III. Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater. Water Res. *30*, No. 1, 37–46 (1996).
- 2095 **Müller, B., Hauser, P.C.:** Fluorescence optical sensor for low concentrations of dissolved carbon dioxide. Analyst *121*, 339–343 (1996).
- 2096 **Voelker, B.M., Sedlak, D.L.:** Iron reduction by photoproduced superoxide in seawater. Marine Chem. *50*, 93–102 (1995).
- 2097 **Briglia, M., Eggen, R.I.L., De Vos, W.M., Van Elsas, J.D.:** Rapid and sensitive method for the detection of *Myobacterium chlorophenolicum* PCP-1 in soil based on 16S rRNA gene-targeted PCR. Appl. Environ. Microbiol. *62*, 1478–1480 (1996).
- 2098 **Bosma, T.N.P., Marlies, E., Ballemans, W., Hoekstra, N.K., te Welscher, R.A.G., Smeenk, J.G.M.M., Schraa, G., Zehnder, A.J.B.:** Biotransformation of organics in soil columns and an infiltration area. Ground Water *34*, 49–56 (1996).
- 2099 **Biesterveld, S., Scholten, J.C.M., Zehnder, A.J.B., Stams, A.J.M.:** Influence of external electron acceptors and of CO and H<sub>2</sub> on the xylose metabolism of *Bacteroides xylanolyticus* X5-1. Appl. Microbiol. Biotechnol. *42*, 367–374 (1994).
- 2100 **Brüschweiler, B.B., Würgler, F.E., Fent, K.:** An elisa assay for cytochrome P4501A in fish liver cells. Environ. Toxicol. & Chem. *15*, 592–596 (1996).
- 2101 **Brüschweiler, B.B., Würgler, F.E., Fent, K.:** Inhibition of cytochrome P4501A by organotins in fish hepatoma cells PLHC-1. Environ. Toxicol. & Chem. *15*, 728–735 (1996).
- 2102 **Hütte, M.:** Die ökologische Bedeutung der künstlich veränderten Hochwasserabflüsse in Restwasserstrecken. Wasserbau-Mitt. der Tech. Hochschule Darmstadt Nr. 40, 207–210 (1995).
- 2103 **Tschui, M., Von Schulthess, R., Boller, M.:** Abwasserreinigungsanlagen – Einfluss der Tenside beim Sauerstoffeintrag in Belebtschlamm. Mitt. zum Gewässerschutz Nr. 21, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern 1996, VIII + 76 S.
- 2104 **Von Gunten, U., Bruchet, A., Costentin, E.:** Bromate formation in advanced oxidation processes. J. Amer Water Works Assoc. *88*, No. 6, 53–65 (1996).
- 2105 **Fent, K.:** Ecotoxicology of organic compounds. Critical Reviews in Toxicol. *26*, No. 1, 1–117 (1996).
- 2106 **Xue, H., Oestreich, A., Kistler, D., Sigg, L.:** Free cupric ion concentrations and Cu complexation in selected swiss lakes and rivers. Aquatic Sci. *58/1*, 69–87 (1996).
- 2107 **Holliger, C., Zehnder, A.J.B.:** Anaerobic biodegradation of hydrocarbons. Current Opinion in Biotechnol. *7*, 326–330 (1996).
- 2108 **Eggen, R.I.L., van Kranenburg, R., Vriesema, A.J.M., Geerling, A.C.M., Verhagen, M.F.J.M., Hagen, W.R., de Vos, W.M.:** Carbon monoxide dehydrogenase from *Methanosarcina frisia* Gö1. Characterization of the enzyme and the regulated expression of two operon-like *cdh* gene clusters. J. of Biol. Chem. *271*, 14256–14263 (1996).
- 2109 **Nowack, B.:** Behavior of EDTA in groundwater – a study of the surface reactions of metal-EDTA complexes. Diss. ETHZ No. 11'392, Zürich 1996.
- 2110 **Weissmahr, K.:** Mechanism and environmental significance of electron donor acceptor interactions of nitroaromatic compounds with clay minerals. Diss. ETHZ No. 11'631, Zürich 1996.
- 2111 **Jaeger, C.C., Kasemir, B.:** Climatic risks and rational actors. Global Environ. Change *6*, No. 1, 23–36 (1996).
- 2112 **Ivy-Ochs, S., Schlüchter, C., Kubik, P.W., Dittich-Hannen, B., Beer, J.:** Minimum <sup>10</sup>Be exposure of early Pliocene for the Table Mountain plateau and the Sirius Group at Mount Fleming, Dry Balleys, Antarctica. Geology *23*, 1007–1010 (1995).
- 2113 **Gächter, R., Mares, A., Stamm, C., Kunze, U., Blum, J.:** Dünger düngt Sempachersee. Agrarforschung *3*, H. 7, 329–332 (1996).
- 2114 **Lichtensteiger, T.:** Müllschlacken aus petrologischer Sicht. Geowiss. *14*, H. 5, 173–180 (1996).
- 2115 **Frutiger, A., Gammeter, S.:** Zustandsbeurteilung Fließgewässer – ein Methodenvorschlag. 200. VSA-Mitgliederversammlung, 31.5.96 in Bern, S. 47–58.
- 2116 **Matthaei, C.D., Uehlinger, U., Meyer, E.I., Frutiger, A.:** Recolonization by benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater Biol. *35*, 233–248 (1996).
- 2117 **Zehnder, A.J.B., Schertenleib, R.:** Neue Ansätze und Technologien in der Siedlungshygiene in Entwicklungsländern. Vermess., Photogramm., Kulturtech. *94*, 385–387 (1996).
- 2118 **Voelz, N.J., Ward, J.V.:** Microdistributions of filter-feeding caddisflies (Insecta: Trichoptera) in a regulated Rocky Mountain river. Can. J. Zool. *74*, 654–666 (1996).
- 2119 **Schwaiger, J., Fent, K., Stecher, H., Fering, H., Negele, R.D.:** Effects of sublethal concentrations of triphenyltinacetate on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. *30*, 327–334 (1996).
- 2120 **Furrer, G., Wehrli, B.:** Microbial reactions, chemical speciation, and multi-component diffusion in porewaters of a eutrophical lake. Geochim. Cosmochim. Acta *60*, No. 13, 2333–2346 (1996).

- 2121 **Poiger, T., Field, J.A., Field, T.M., Giger, W.:** Occurrence of fluorescent whitening agents in sewage and river water determined by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography. *Environ. Sci. & Technol.* **30**, No. 7, 2220–2226 (1996).
- 2122 **Kramer, J.B., Canonica, S., Hoigné, J.:** Degradation of fluorescent whitening agents in sunlit natural waters. *Environ. Sci. & Technol.* **30**, No. 7, 2227–2234 (1996).
- 2123 **Nowack, B., Lützenkirchen, J., Behra, P., Sigg, L.:** Modeling the adsorption of metal-EDTA complexes onto oxides. *Environ. Sci. & Technol.* **30**, No. 7, 2397–2405 (1996).
- 2124 **Schäfer, A., Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Biodegradation of 4-nitroanisole by two *Rhodococcus* spp. *Biodegradation* **7**, 249–255 (1996).
- 2125 **Middeldorp, P.J.M., Jaspers, M., Zehnder, A.J.B., Schraa, G.:** Biotransformation of  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -, and  $\delta$ -hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions. *Environ. Sci. & Technol.* **30**, No. 7, 2345–2349 (1996).
- 2126 **Langenoff, A.A.M., Zehnder, A.J.B., Schraa, G.:** Behaviour of toluene, benzene and naphthalene under anaerobic conditions in sediment columns. *Biodegradation* **7**, 267–274 (1996).
- 2127 **Baumann, B., Snozzi, M., Zehnder, A.J.B., Van der Meer, J.R.:** Dynamics of denitrification activity of *Paracoccus denitrificans* in continuous culture during aerobic-anaerobic changes. *J. Bacteriol.* **178**, 4367–4374 (1996).
- 2128 **Kovarova, K., Zehnder, A.J.B., Egli, T.:** Temperature-dependent growth kinetics of *Escherichia coli* ML 30 in glucose-limited continuous culture. *J. Bacteriol.* **178**, 4530–4539 (1996).
- 2129 **Jucker, B.A., Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Adhesion of the positively charged bacterium *Stenotrophomonas (Xanthomonas) maltophilia* 70401 to glass and teflon. *J. Bacteriol.* **178**, 5472–5479 (1996).
- 2130 **Schyns, P.J.Y.M.J., de Frankrijker, J., Zehnder, A.J.B., Stams, A.J.M.:** Production, purification and characterization of an  $\alpha$ -L-arabinofuranosidase from *Bacteroides xylanolyticus* X5-1. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **42**, 548–554 (1994).
- 2131 **Lendenmann, U., Snozzi, M., Egli, T.:** Kinetics of the simultaneous utilization of sugar mixture by *Escherichia coli* in continuous culture. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**, 1493–1499 (1996).
- 2132 **Harms, H.:** Bacterial growth on distant naphthalene diffusing through water, air, and water-saturated and nonsaturated porous media. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**, 2286–2293 (1996).
- 2133 **Kersten, M.:** Aqueous solubility diagrams for cementitious waste stabilization systems. 1. The C-S-H solid-solution system. *Environ. Sci. & Technol.* **30**, 2286–2293 (1996).
- 2134 **Peeters, F., Wüest, A., Piepke, G., Imboden, D.M.:** Horizontal mixing in lakes. *J. Geophys. Res.* **101**, No. C8, 18'361–18'375 (1996).
- 2135 **Müller, S.R., Zweifel, H.-R., Kinnison, D.J., Jacobsen, J.A., Meier, M.A., Ulrich, M.M., Schwarzenbach, R.P.:** Occurrence, sources, and fate of trichloroacetic acid in Swiss waters. *Environ. Toxicol. & Chem.* **15**, 1470–1478 (1996).
- 2136 **Harms, H.:** Bioverfügbarkeit organischer Schadstoffe – der Einfluss von Sorption und Massentransfer. In: «Neue Techniken der Bodenreinigung», Stegmann (Hg.). *Hamburger Berichte* **10**, Abfallwirtschaft, TU Hamburg-Harburg. *Economica Verlag* 1996, S. 257–268.
- 2137 **Kipfer, R., Aeschbach-Hertig, W., Hofer, M., Hohmann, R., Imboden, D.M., Baur, H., Golubev, V., Klerkx, J.:** Bottom-water formation due to hydrothermal activity in Frolikha Bay, Lake Baikal, eastern Siberia. *Geochim. Cosmochim. Acta* **60**, 961–971 (1996).
- 2138 **Livingstone, D.M., Imboden, D.M.:** The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a plea for a deductive approach. *Can. J. Fish. & Aquatic Sci.* **53**, 924–932 (1996).

## BESTELLTALON

42 D

Bitte schicken Sie mir die

EAWAG news in  deutsch  englisch  französisch Publikationsnummern

\_\_\_\_\_

Anrede \_\_\_\_\_

Name/Vorname \_\_\_\_\_

Funktion \_\_\_\_\_

Firma/Organisation \_\_\_\_\_

Strasse und Nummer \_\_\_\_\_

Land, PLZ, Stadt \_\_\_\_\_

Telefon \_\_\_\_\_

Telefax \_\_\_\_\_

Bemerkungen

 Dies ist eine Adressänderung (alte Adresse)

Datum \_\_\_\_\_



EAWAG  
Bibliothek  
CH-8600 Dübendorf