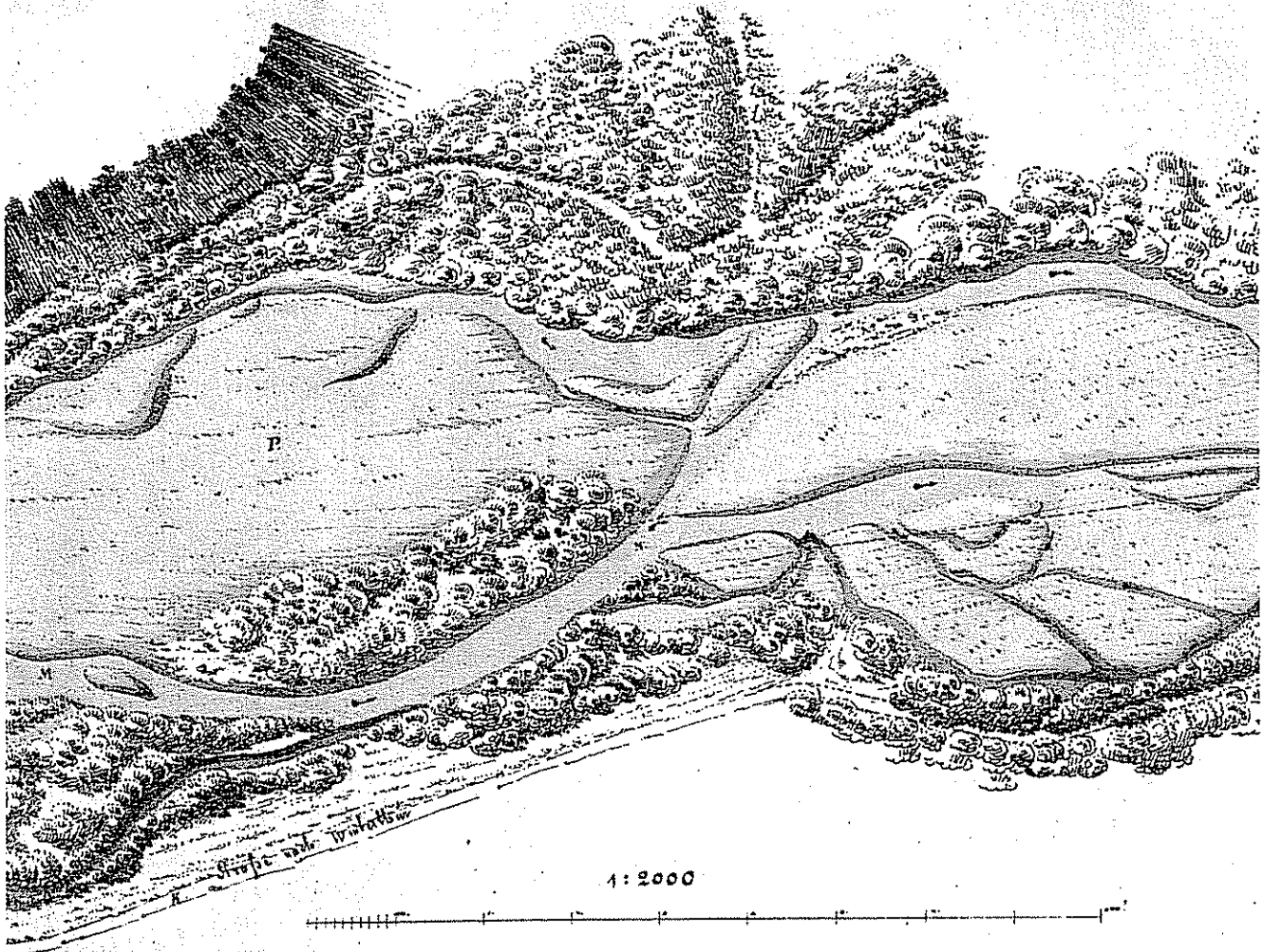


Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, 8600 Dübendorf, Schweiz



## 2 Aha: NaHa

Carlo C. Jaeger

## 3 Methoden zur Bewertung und Entwicklung von Fließgewässern

Michael Hütte und Ueli Bundi

## 6 Biodiversität – Globale Muster und lokale Bedeutung

Josef H. Reichholf

## 10 Sinkende Bleibelastung im Zugerseesediment

Hans Christoph Moor

## 13 In welcher Form liegt Kupfer in verschiedenen Gewässern vor?

Hanbin Xue, Andrea Oestreich, David Kistler und Laura Sigg

## 17 Vermeiden – Vermindern – Versichern: Versicherung von Umweltrisiken

Interview mit Markus Hofmann

## 22 Forschung

- Verbesserte traditionelle Fäkalienentsorgung in China – Alternative zur Schwemmkanalisation?
- Pestizide in der Atmosphäre

## 27 Weiterbildung

- Partikelanalyse an der EAWAG
- Oxidationsprozesse in Umweltsystemen und Wasseraufbereitung

## 28 EAWAG-Intern

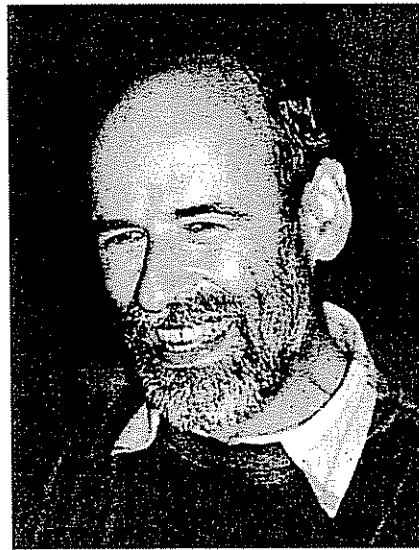
Professuren  
Prof. Arnold Hörler gestorben  
Kinderpavillon ist eröffnet!

## 31 Buchbesprechung

- Organozinn in Unterwasseranstrichen

## 32 Publikationen

- Bücher 1994
- EAWAG-Publikationen



## Aha: NaHa!

«NaHa»: eine neue chemische Verbindung? Nein, das Kürzel für Nachhaltigkeit. Damit sind seit dem Nachhaltigkeitsseminar, das an der EAWAG im Winter 1994/95 stattfand, wohl die meisten MitarbeiterInnen der EAWAG vertraut.

Angefangen hatte alles am Infotag 1993, als A. Zehnder öffentlichkeitswirksam verkündete, in dreissig Jahren solle in der Schweiz der Verbrauch massgebender Ressourcen auf einen Drittel reduziert werden, und zwar ohne Reduktion unseres Wohlstands. Die Vorstellung einer massiven Senkung des Ressourcenverbrauchs gefiel vielen an der EAWAG, aber sie führte zu einigen unbequemen Fragen: Kann eine derartige Steigerung der Ökoeffizienz durch rein technische Massnahmen erreicht werden? Kann unsere Forschung wirklich zu einer solchen Entwicklung beitragen? Sollten wir uns nicht besser auf unsere angestammten Spezialitäten konzentrieren, anstatt derartige Forderungen aufzustellen?

1994 wurde beschlossen, ein EAWAG-Seminar zu diesen Fragen durchzuführen. Die Veranstaltungen weckten ein ebenso lebhaftes und – wen wundert's – nachhaltiges Interesse. In Vorträgen und Diskussionen wurde schrittweise

deutlich, dass «Nachhaltigkeit» ein Begriff ist, der ähnlich wie «Friede» eine Stossrichtung praktischen Handelns andeutet, indem er vielfältige Interpretationen offenlässt und eben dadurch zum mitmachen einlädt. Und es wurde deutlich, dass die EAWAG gewillt ist, diese Stossrichtung zu verfolgen und im Sinne einer deutlichen Senkung des Ressourcenverbrauchs in der Schweiz von Morgen zu interpretieren. Dazu werden neue Technologien allein nicht ausreichen. Aber auch das vielbeschworene Umdenken wird für sich genommen nicht genügen. Nur wenn soziale und technische Innovationen auf kreative Art miteinander verknüpft werden, kann die Entdeckungsreise mit dem Ziel «NaHa» erfolgreich verlaufen.

Auf dieser Reise stellen sich faszinierende Fragen für die Forschung. Zum Beispiel: Wenn zur Gewährleistung von Nachhaltigkeit marktwirtschaftliche Instrumente angezeigt sind, soll dann für jedes Umweltproblem, das die Wissenschaft identifiziert, eine neue Lenkungsabgabe eingeführt werden? Oder lassen sich Umweltprobleme so bündeln, dass wenige, aber griffige Massnahmen genügen? Das würde ein vertieftes Verständnis dafür verlangen, wie verschiedene Umweltprobleme miteinander verknüpft sind. Die Ökosysteme und die Mensch-Umwelt-Systeme, die dazu untersucht werden müssen, sind jedoch nur begrenzt prognostizierbar, weil sie dauernd über ihre jeweilige Umwelt lernen. Wie lassen sich solche Systeme wissenschaftlich charakterisieren? Liebgewordene Vorstellungen einer beliebig genau beschreib- und kontrollierbaren Realität kommen ins Wanken. Neue Ideen entstehen, um der Komplexität realer Systeme gerecht zu werden, welche die ForscherInnen immer neu zu überraschen vermag.

Carlo C. Jaeger, Humanökologie

**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 39 D, 1995» gestattet

**Erscheinungsweise**

zweimal jährlich in deutsch, englisch und französisch

**Satz, Bild und Layout**

Peter Nadler, 8700 Küsnacht

**Gedruckt**

auf Umweltschutzpapier

**Abonnemente und Adressänderungen**

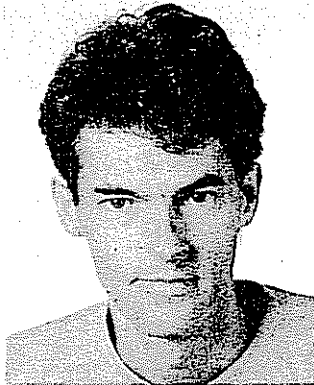
NeuabonnentInnen willkommen! Bitte Bestelltalon auf der letzten Seite beachten.

**Legende zum Titelbild**

Handzeichnung der Töss bei Kollbrunn aus dem Jahre 1811. Zu dieser Zeit beanspruchte die Töss eine Breite bis zu 150 m. Heute ist die Töss auf ungefähr zehn Meter künstlich eingeschränkt.

Michael Hütte und Ueli Bundi

# Methoden zur Bewertung und Entwicklung von Fließgewässern



Paul Schlegel

Michael Hütte, Wasserbauingenieur und Biologe, studierte in Köln und Konstanz. Er promovierte an der Universität Innsbruck über die ökologische Bedeutung von alpinen Wasserfassungen. Seit 1991 beschäftigt er sich an der EAWAG mit der Umsetzung von fließwasser-ökologischen Erkenntnissen bei Gewässerregulierungen und Wasserkraftnutzung. Er ist auch Lehrbeauftragter für Limnologie und Gewässerschutz an der Universität Innsbruck.



Diana Hornung

Ueli Bundi ist Vizedirektor der EAWAG und bearbeitet Fragen der Fließgewässerentwicklung

## Motivation

Die meisten Fließgewässer in der Schweiz sind durch Verbauungen und durch die intensive Nutzung der Umgebung stark beeinträchtigt. Sehr viele wurden gar in Röhren verlegt. Verschiedene Gesetze zielen nun darauf hin, die Gewässer wieder als naturnahe Lebensräume zu rekonstruieren bzw. vor weiteren Schädigungen zu bewahren. Insgesamt ergeben sich folgende Anforderungen:

Die Gewässer und die mit ihnen in Verbindung stehende ober- und unterirdische Umgebung sollen

- naturnahe Lebensbedingungen für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen aufweisen und
- ein naturnahes ökologisches Netzwerk bilden.

Naturnahe Lebensbedingungen sollen gewährleisten, dass in den Fließgewässern Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen vorkommen, die sich selbst reproduzieren und regulieren. Die Zusammensetzung und Häufigkeit der Arten soll charakteristisch sein für (nicht oder nur schwach belastete) Gewässer des jeweiligen, durch natürliche Faktoren und Kulturlandschaft geprägten Gewässertyps.

## Zweck und Inhalt der Methoden

Wo aktive Massnahmen nötig sind, um diesen Anforderungen gerecht zu werden, werden Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen den Organismen und den Bedingungen im Gewässer benötigt. Differenzierte Kenntnisse dieser Art sind allgemein nur sehr beschränkt vorhanden. Wichtige ökologische Prinzipien sind aber bekannt. Die Methoden zur Bewertung der

Fließgewässer sollen auf diesen Prinzipien aufbauen und die wichtigsten ursächlichen Faktoren für die Entwicklung der Lebensgemeinschaften berücksichtigen.

Für die Entwicklung eines Fließgewässers spielen die regionale Situation und die Nutzungsansprüche eine wichtige Rolle. Die Nutzungen und die unvermeidlichen Belastungen müssen gewässerverträglich gestaltet und die Gewässer im Rahmen des Möglichen ökologisch aufgewertet werden. Damit werden die Voraussetzungen dafür geschaffen, dass die Fließgewässer ihre vielfältigen Funktionen langfristig erfüllen können.

Mit den Methoden sollen nun Planungsgrundlagen und -instrumente für eine solche (nachhaltige) Entwicklung bereitgestellt werden. Dabei müssen die Fließgewässer(systeme) gesamthaft erfasst werden: In diesen (linearen) Lebensräumen beeinflussen sich die oben- und untenliegenden Abschnitte gegenseitig; lokale Eingriffe haben mehr oder minder weitreichende Auswirkungen. Die an der EAWAG entwickelten Methoden fokussieren auf die physiographisch-biologischen Belange der Fließgewässer und umfassen:

- Durchgehende Qualifizierung und Quantifizierung der wichtigen ökomorphologischen und hydrologischen Merkmale ganzer Fließgewässer(-systeme).
- Identifikation und gegenseitige Bewertung der ökologischen Defizite beim untersuchten Fließgewässer (-system).
- Biologische Erhebungen zur Untermauerung physiographischer Defizite.
- Disposition von Massnahmen zur künftigen naturnahen Entwicklung des Fließgewässer(-system)s.

## Methodisch-ökologische Vorgaben

### Festlegung des Referenzzustandes

Bedingt durch die intensive Nutzung des Landes und der Gewässer gibt es – mit Ausnahme einiger hochalpiner Bäche – in Mitteleuropa keine natürlichen Fließgewässer mehr. Deshalb ist es nicht möglich, sich bei Gewässergestaltungsmassnahmen am (unbekannten!) Naturzustand zu orientieren. Aus diesem Grund wird ein pragmatischer Ansatz gewählt und der Referenzzustand als «*Naturnaher Gewässerzustand in der vorgegebenen Kulturlandschaft*» definiert. Damit werden bestimmte Randbedingungen als vorgegeben (oder nur begrenzt beeinflussbar) hingenommen, wie z.B. die grossflächige Trockenlegung von Sumpfbereichen. Als prinzipiell veränderbar hingegen wird die Gewässermorphologie und der Bereich der Gewässerumgebung angesehen.

Im Referenzzustand eines Baches gibt es weder Regulierungen noch Befestigungen. Die Linienführung sowie die Ufer- und Sohlenstruktur sind ausschliesslich durch die Geländemorphologie sowie die Abfluss- und Geschiebedynamik geprägt. Die Ufer- und Umlandvegetation ist ortstypisch und unterliegt keinen Pflegemassnahmen. Das Wasser muss chemisch (weitgehend) unbelastet sein.

Abgesehen von (hoch)alpinen Gebieten sind Fließgewässer im Referenzzustand in der Schweiz sehr selten. Linienführung und Bettform der Fließgewässer sind zumeist stark verändert. Tobelbäche verfügen zwar über eine naturnahe Linienführung, sind aber oft mit Abstürzen verbaut. Bei der Beurteilung eines Fließgewässers und bei der Beschreibung eines angestrebten Gewässerzustandes muss der Referenzzustand also zumeist gedanklich rekonstruiert werden. Die Linienführung des Referenzzustandes (gestreckt, verästelt, verzweigt oder mäandrierend) kann häufig alten Kartenunterlagen entnommen werden.

Die gedankliche Rekonstruktion des Referenzzustandes erfordert gute ört-

liche und gewässerökologische Kenntnisse. Dennoch wird immer ein gewisser Interpretationsspielraum bleiben. Dieses subjektive Element liegt in der Natur der Sache und soll nicht verleugnet werden.

### Bedeutung der Durchgängigkeit

Betrachtet man ein Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung, so verändern sich verschiedene abiotische und biotische Faktoren oft in einer bestimmten Abfolge: Der Abfluss nimmt zu, das Sohlengefälle nimmt im allgemeinen ab und als Folge davon werden die Korndurchmesser des Sohlenmaterials kleiner. Bezüglich des Feststofftransportes kann man stark vereinfacht drei Zonen unterscheiden: der obere Teil eines Fließgewässers mit Sohlenerosion, ein mittlerer Fließgewässerabschnitt in dem das antransportierte Sohlenmaterial weitertransportiert wird und der untere Gewässerabschnitt, in dem sich das mitgeführte Sohlenmaterial ablagert. Bezüglich der Linienführung lässt sich bei grösseren Fließgewässern häufig eine Abfolge von «gestreckt», «verzweigt» bzw. «verästelt» und «mäandrierend» unterscheiden. Ein weiterer, biologisch wichtiger Faktor ist die Wassertemperatur. Mit wachsender Entfernung von der Quelle ist die Wassertemperatur (und deren Schwankungsbereich) zunehmend von der Lufttemperatur geprägt.

Die Änderung all der genannten abiotischen Parameter wirkt sich auch

### Die Durchgängigkeit umfasst

- sowohl die abwärts gerichteten, abiotischen, dynamischen Vorgänge (Abfluss, Schwebstoff- und Geschiebeführung)
- als auch die auf- und abwärts gerichtete, biologische Vernetzung, also die aktiven und passiven Ortsveränderungen von Organismen in Längsrichtung der Fließgewässer.

*Durchgängigkeit gewährleisten heisst Bewahrung bzw. Wiederherstellen des unter natürlichen oder naturnahen Bedingungen vorhandenen longitudinalen Wirkungsgefüges*

- sowohl innerhalb eines Fließgewässers
- als auch innerhalb ganzer Fließgewässersysteme.

auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften aus. Dieser Zusammenhang wird mit verschiedenen Konzepten erfasst («Gliederung in Fischregionen»; «Biozönotische Gliederung» [1], «River Continuum Concept» [2]).

Obwohl diese Vorstellungen stark idealisiert sind, so zeigen diese doch, wie sich ein natürliches Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung (mehr oder weniger kontinuierlich) ändern kann und dass sich mit der Änderung des Lebensraumes auch die Organismenbesiedelung wandelt.

Zur longitudinalen Vernetzung gehört die Möglichkeit der Ortsveränderungen von Fließgewässertieren in Längsrichtung der Gewässer. So führen einige Fischarten Wanderungen entlang von Fließgewässern durch. Ein

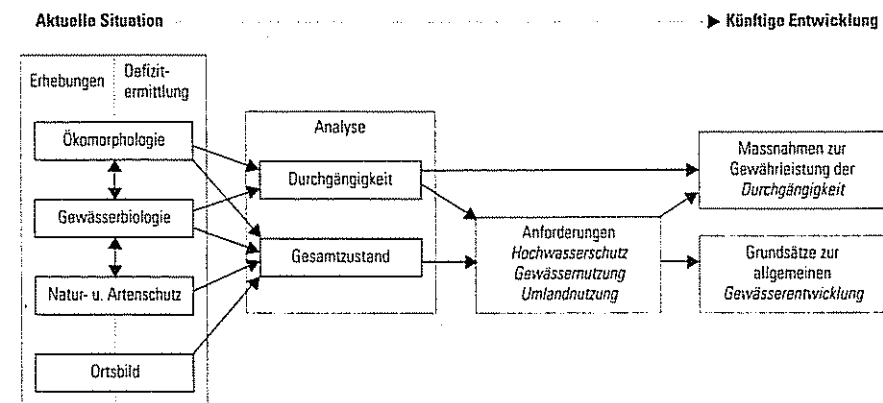


Fig. 1  
Ablaufschema des Bachentwicklungskonzeptes für den Kanton Zürich.



Fig. 2  
Durchgängigkeitsstörung am Sagentobelbach, etwa 400 m oberhalb der Mündung in die Glatt. Von der Mündung aus gesehen ist der 40 cm hohe Absturz die erste künstliche Durchgängigkeitsstörung, denn dadurch können sich 7 Fischarten nicht mehr bachaufwärts ausbreiten.

Teil der wirbellosen Kleintiere, welche die Stromsohle in Fließgewässern besiedeln, wird (mehr oder weniger) ständig mit der Strömung abwärts transportiert (Drift). Um diese Verluste auszugleichen, haben viele dieser Tiere ein gegen die Strömung gerichtetes Fortbewegungsverhalten. Ein Teil der Wasserinsekten, welche im Larvenstadium über ein oder mehrere Jahre im Wasser leben, führen als ausgewachsene, fliegende Insekten vor der Eiablage einen bachaufwärtsgerichteten Flug durch. Auch hierdurch werden Driftverluste kompensiert.

Grundsätzlich versuchen alle Organismen durch Ortsveränderungen neue Lebensräume zu erschliessen.

Es gibt nun eine Vielfalt anthropogener Störungen des Kontinuums und der Längsvernetzung. Durch Talsperren, Teiche, Wehre (und Restwasserstrecken), Sohlenbauwerke sowie durch eine Änderung der Linienführung und des Gewässerquerschnittes wird die Abfluss- und Geschiebedynamik stark verändert. Dies führt natürlich auch zu einem völlig anders strukturierten Lebensraum. Zudem wird der oben beschriebene, biologische Längsgradient durch Talsperren und Fischteiche verschoben [3, 4]. Ebenso stellen alle genannten baulichen Massnahmen Wanderungs- und Ausbreitungsbarrieren für die Fließwassertiere dar [5]. Aber auch Verrohrungen oder Gewässerabschnitte mit einer stark

künstlichen Morphologie (wie z.B. eine betonierte Gewässersohle) sind nicht nur besiedelungsfeindlich, sondern können auch Ausbreitungshindernisse darstellen.

### Das Bachentwicklungskonzept für den Kanton Zürich

In Zusammenarbeit mit verschiedenen Ämtern des Kantons Zürich (Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Amt für Raumplanung, Fischerei- und Jagdverwaltung) wurde an der EAWAG ein Konzept zur Erhebung, Bewertung und Entwicklung der kantonalen Bäche erstellt [5, 6]. Die Ökomorphologie steht im Zentrum dieses Konzeptes. Weitere Erhebungs- und Bewertungsmethoden umfassen Biologie (Wasser- und Sumpfpflanzen, wirbellose Kleintiere, Fische), Wasserchemie sowie Natur- und Artenschutz wie auch Aspekte des Ortsbildes (Fig. 1).

#### Die Methoden

##### Ökomorphologie

Diese Erhebungen sollen vor allen geplanten Massnahmen am und im Gewässer (Regulierungen, Verbauungen, Renaturierungen) durchgeführt werden. Der betreffende Bach sollte dabei auf seiner gesamten Länge untersucht werden. Idealerweise werden alle Zuflüsse miterfasst.

Bei einer Begehung wird der zu untersuchende Bach in Abschnitte

mit gleichbleibenden ökomorphologischen Bedingungen eingeteilt. Bei jedem Abschnitt werden die ökomorphologischen Gegebenheiten mit Hilfe von vorgedruckten Protollblättern aufgenommen.

Es werden verschiedene, den Lebensraum prägende Parameter erfasst:

- Breiten und Tiefen des Bachquerschnittes
- Variabilität der Wassertiefe und Wasserspiegelbreite
- Abstürze und sonstige Sohlenstufen (künstlich/natürlich, Absturzhöhe, Lage im Bachsystem)
- Überbauungen und Verrohrungen
- Verklausungen (ineinander verzahntes Totholz mit einem oberseitigen Aufstau des Fließgewässers)
- Linienführung
- Sohlenmaterial, Totholz im Bachbett
- Sohlenbeschattung durch Ufergehölze
- Ufermaterial, Ufervegetation
- Umlandnutzung bzw. -vegetation
- ausserdem erfolgt eine kurze, verbale Defizitbeschreibung der Bachabschnitte hinsichtlich der genannten Parameter

Bei einigen Strukturmerkmalen werden auch die Gegebenheiten des Referenzzustandes abgeschätzt. Dies gilt für Linienführung, Bachbreite und -tiefe sowie deren Variabilität.

#### Biologie

Wo zusätzliche Informationen erwünscht und Gewässeränderungen auch biologisch belegt werden sollen, sind ergänzende Erhebungen verschiedener Organismengruppen vorgesehen: Sehr gut lassen sich im allgemeinen ökomorphologische Defizite anhand der Fische nachweisen. Die Fischerhebungen können qualitativ (relativ geringer Aufwand) oder quantitativ (grosser Aufwand) erfolgen. Schon mittels der qualitativen Fischerhebungen lässt sich z.B. nachweisen, ob Abstürze Aufstiegshindernisse für bestimmte Fischarten darstellen und wie sich eine monotone Bachmorphologie auf die Fischbestände auswirkt. Über die Anwendung einer quantitativen Abfischung wird nach Vorliegen



Fig. 3  
Ein naturnaher Abschnitt des Sagentobelbaches.

der Ergebnisse der qualitativen Untersuchungen entschieden. Bei wasserbaulichen Massnahmen, welche die bestehende Bachmorphologie grundlegend verändern, oder bei Erfolgskontrollen von Revitalisierungen sind auch Untersuchungen der wirbellosen Kleintiere angebracht. Hierzu ist eigens für das Gebiet des Kantons Zürich eine Liste mit 68 Taxa aufgestellt worden, deren Lebensraumansprüche beschrieben sind. Eine Bewertung erfolgt auch hier im Vergleich zu der (gedachten) Besiedelung im Lebensraum des (gedachten) Referenzzustandes. Bei massiven morphologischen Veränderungen (wie Absturztreppe oder Sohlenversiegelungen) erkennt man auch anhand der Kleintierbesiedelung Defizite. In ufergehölzfreien Bereichen kann eine Kartierung der Wasser- und Sumpfpflanzen zur Feststellung schützenswerter Pflanzenbereiche sinnvoll sein.

#### Weitere Belange

Durch einfache chemische Untersuchungen (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, gelöstem org. Kohlenstoff, Chlorid) können Nährstoff- und orga-

nische Belastungsquellen lokalisiert werden. Eine Fachperson für Naturschutz begehrt das zu untersuchende Bachsystem (evtl. mit Ausnahme von Wald- und Siedlungsgebieten) und protokolliert schützenswerte Gewässer-, Ufer- und Umlandabschnitte. Eine Fachperson für Ortsbildschutz notiert bei allen Bachabschnitten innerhalb von Siedlungsgebieten wichtige Aspekte des Ortsbildes.

#### Umsetzung der Ergebnisse

Nach Vorliegen aller Erhebungsergebnisse werden diese ausgewertet und die Massnahmen für die künftige Gestaltung des Gewässers entwickelt (Fig. 1). Neben einer Beschreibung der wichtigsten Defizite der Gewässermorphologie, -biologie und -chemie im Gewässersystem werden auch die Besonderheiten bezüglich des Naturschutzes und des Ortsbildes beschrieben. Eine detaillierte Analyse erfolgt bezüglich der Durchgängigkeit anhand der ökomorphologischen und biologischen Befunde. Art und Ausmass der Durchgängigkeitsstörungen sowie die Länge der hiervon beeinflussten Bachbereiche werden vergleichend bewertet. Hieraus

werden dann die Gestaltungsmassnahmen entwickelt, welche bezüglich ihrer (ökologischen) Priorität und ihres (finanziellen) Aufwandes eingeordnet werden können.

#### Bisherige Anwendung des Konzeptes

Das gesamte Konzept mit allen beschriebenen Methoden sowie der Auswertung wurde am Bachsystem Sagentobelbach (nordöstlich von Zürich) getestet (Fig. 2 und 3). Alle Ergebnisse und Folgerungen sind in [5] beschrieben. Im Rahmen des Forschungsschwerpunktes der EAWAG ist die Töss über die gesamte Länge ökomorphologisch aufgenommen worden.

In verschiedenen Diplomarbeiten an der ETH Zürich und Universität Innsbruck wurden und werden verschiedene Methoden des Konzeptes angewendet und geprüft, ob und inwiefern sich diese auch bei Fliessgewässern ausserhalb des Kantons Zürich einsetzen lassen.

Eine erste praktische, umfangreiche Anwendung der ökomorphologischen Methode erfolgt zur Zeit an verschiedenen Fliessgewässern im österreichischen Bundesland Tirol.

#### Methoden zur Beurteilung schweizerischer Fliessgewässer

An der EAWAG werden zur Zeit in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bewertungsmethoden zur Ökomorphologie, (Öko)Hydrologie und Fischbiologie der schweizerischen Fliessgewässer entwickelt. Die Methoden zur Ökomorphologie und Fischbiologie orientieren sich weitgehendst an dem oben beschriebenen Konzept [5]. Diese müssen aber an die spezifischen Bedingungen in anderen Landesteilen (insbesondere Alpenraum und Jura) angepasst werden. Nicht berücksichtigt bleiben aus methodischen Gründen die grössten Fliessgewässer der Schweiz: Alpenrhein, Hochrhein, Limmat, Reuss ab Vierwaldstättersee, Aare ab Thuner See und Rhone ab Sierre.

Art der Beeinflussung		Beschreibung des Eingriffs
Wasserentnahmestrecken	trockenfallende Bereiche	unterhalb von Wasserfassungen ohne Dotierwasser
	Restwasserabfluss mit Überwasser	unterhalb von Wehren, bei denen nicht mehr der gesamte Hochwasserabfluss eingezogen wird
	Restwasserabfluss ohne Überwasser	zumeist unterhalb von Talsperren, bei denen der gesamte Hochwasserabfluss zurückgehalten wird
	Beeinflussung durch Entsanderspülungen	unterhalb von Wasserfassungen mit Entsanderkammern, welche regelmässig gespült werden
	Beeinflussung durch Stauraumspülungen	unterhalb von Stauhaltungen; der Stauraum wird jährlich bzw. im Abstand von einigen Jahren gespült
Wasserrückgabestrecken	mit Abflussschwankungen im Tagesverlauf	unterhalb von Kraftwerken mit Schwellbetrieb: zu Zeiten hohen Stromverbrauchs (vor allem morgens und mittags) wird kurzfristig mehr Wasser «abgearbeitet»
	mit einer Verschiebung der Abflussmengen im Jahresverlauf	unterhalb von Kraftwerken mit Wasserzufluss aus Jahresspeichern; in Jahresspeichern wird Wasser während der Sommermonate gespeichert und im Winter (bei höherem Strombedarf) «abgearbeitet»
Aufstau		vor Talsperren, Flusskraftwerken und Wehren zur Wasserentnahme (mit Ausnahme des Tiroler Wehres)

Tab. 1  
Beeinflussungen der Fließgewässer durch «direkte» hydrologische Eingriffe (im Alpenraum).

Bezüglich der Ökomorphologie bedarf es Anpassungen insbesondere bei alpinen/hochalpinen Bächen mit grossem Gefälle und vielen Felsabstürzen, welche nicht oder nur mit Gieselsperren verbaut sind und häufig nicht mehr «begehbar» sind. Hier sind vereinfachte Erhebungen sinnvoll, bei denen verschiedene Parameter (wie Wassertiefe, Breite, natürliche Abstürze, Parameter der Sohle und des Ufers) pauschal erhoben werden. Bei grösseren Fließgewässern, welche bei Hochwasser natürlicherweise über die Ufer treten würden (alluviale Fließgewässer), ist es wichtig, den potentiellen Platzbedarf (also den Platzbedarf des Fließgewässers im Referenzzustand) zu ermitteln.

Die Ökohydrologie umfasst eine allgemeine Abflusscharakterisierung sowie eine Abschätzung der Veränderung des Abflussgeschehens durch direkte Eingriffe (Wasserleitungen und -zuleitungen, Spülungen). Diese Informationen können nur mittels Karten (Hydrologischer Atlas der Schweiz) sowie Messungen von Kantonen, Bund, Wasserkraftnutzern u.a. gewonnen werden.

Bei der Erhebung der direkten Abflussveränderungen können verschiedene Gegebenheiten unterschieden werden (Tab.1). Die genannten Beeinflussungen treten in der Regel kombiniert auf, d.h. eine Restwasserstrecke ist zumeist auch von Schwallen betroffen usw.

Die Beurteilung der anthropogen bedingten Abflussveränderungen erfolgt (im Sinne des oben beschriebenen Referenzzustandes) im Vergleich zu den Abflussbedingungen ohne direkte Eingriffe, also ohne Wasseraus- und Wasserzuleitungen. Ein Mass für die Beurteilung ist dabei der Grad der Abflussveränderung: Je grösser die Differenz zwischen ursprünglichem und anthropogen verändertem Abfluss ist, umso schwerwiegender sind im allgemeinen die ökologischen Auswirkungen. Hierbei müssen allerdings verschiedene Randbedingungen berücksichtigt werden (wie z.B. Gewässermorphologie, Gewässerbeschattung, Grundwasserspiegel u.a.). Bei Spülungen ist das Verhältnis von Maximalabfluss während der Spülung und dem Abfluss vor der Spülung entscheidend. Hierbei muss auch die

Anzahl der Spülungen berücksichtigt werden.

Anhand eines Beurteilungsleitfadens können dann die ökologischen Auswirkungen der hydrologischen Veränderungen abgeschätzt werden.

- [1] Illies J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46: 205–213
- [2] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–177
- [3] Ward J.V., Stanford J.A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D. & S.M. Bartell (eds.): *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publ.: 29–42
- [4] Darschnik S., Schumacher H. (1987): Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. *Arch. Hydrobiol.* 110: 409–439
- [5] Hütte M., Bundi U., Peter A. (1994): Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, und Kanton Zürich, ISBN 3-906484-10-6, 1-133
- [6] Hütte M., Bundi U., Peter A. (1995): Bachentwicklungskonzept für den Kanton Zürich. *Wasservirtschaft* 85: 16–20

Gastkommentar von Josef H. Reichholf\*

# Biodiversität – Globale Muster und lokale Bedeutung

## Die Artenvielfalt der Erde

Die Biodiversität und ihre Erhaltung stand im Zentrum der Konferenz von Rio de Janeiro der Vereinten Nationen im Frühsommer 1992. Was Biologen und Naturschützer seit Jahrzehnten einzufordern versuchten, wurde damit in den Brennpunkt der Weltpolitik gerückt. Den Staaten, welche die zugehörige Agenda in Rio unterzeichneten, obliegt es nun, die Absichtserklärung umzusetzen. Dass dies nicht so leicht ist, wie vielleicht angenommen wurde, liegt in der Natur der Biodiversität. Sie kommt keineswegs gleichmässig verteilt über den Globus vor. Genau genommen weiss man zur Zeit nicht einmal, wieviele verschiedene Arten von Tieren und Pflanzen es überhaupt gibt. Im wesentlichen sind es aber die Arten, welche die Biodiversität ausmachen.

Bis gegen 1980 war die Gesamtartenzahl der Erde auf 2–3 Millionen geschätzt worden; etwa die Hälfte davon war bekannt, also formal wissenschaftlich beschrieben. Als aber die ersten Ergebnisse von Diversitätsforschungen im Kronenraum der Regenwälder in den Tropen verfügbar wurden, stellte sich ganz klar heraus,

dass die Artenvielfalt der Erde keineswegs hinreichend bekannt war. Gegenwärtig reichen die Schätzungen von mindestens 5 bis über 50 Millionen verschiedener Arten. Davon lebt der allergrösste Teil in den Tropen [1]. Die Artenvielfalt nimmt bei den meisten Gruppen von Tieren und Pflanzen in Richtung Äquator stark zu. Als Beispiel mag der Anstieg der Zahl der Vogelarten vom nördlichen Nordamerika über Mittelamerika nach Amazonien dieses Phänomen des globalen Trends der Biodiversität illustrieren (Fig. 1). In den Tropen befindet sich auch der weitaus grösste Teil der seltenen bis sehr seltenen, nur in meist eng begrenzten Regionen vorkommenden Arten (endemische Arten), denen die internationalen Schutzbemühungen gelten.

## Ursachen hoher Biodiversität

Während die ausgeprägte Zunahme der Artenvielfalt in Richtung Tropen schon lange bekannt ist, zeigte sich erst in jüngster Zeit, dass es aller Wahrscheinlichkeit nach nicht an den besonders günstigen Lebensbedingungen in den Tropen liegen kann, dass dort so viel mehr Arten vorkommen als in Regionen ausserhalb der Tropen. Vielmehr verdichten sich die Befunde zu einer nahezu konträren Sichtweise: Es liegt am Mangel (an wichtigen Nährstoffen mineralischer Art), dass die Tropen so artenreich sind. Artenvielfalt ist die Antwort der Evolution auf die Verknappung von Ressourcen gewesen. Durch zunehmende Spezialisierung und geographisches Nebeneinander von Arten ermöglichte die sich entwickelnde Vielfalt eine effiziente Nutzung knapper Ressourcen. Sie ist kein «Luxus der Natur», sondern eine Überlebensnotwendigkeit.

Dass es zur Ausbildung einer hohen Artendiversität nicht von vornherein tropischer Lebensbedingung bedarf, zeigt die Artenvielfalt in Binnengewässern. Sind die Nährstoffe dermassen knapp, wie in weiten Bereichen des grössten Flusssystem, nämlich in Amazonien, dann kann sich auch im tropischen Bereich keine hohe Diversität mehr ausbilden. Zentralamazonische Fließgewässer sind sogar ziemlich artenarm, weil gebietsweise, was den Gehalt ihres Wassers an Mineralsalzen betrifft, reiner als Regenwasser. Dieser Befund stimmt gut mit ähnlichen Ergebnissen überein, die bei der Untersuchung der Baumartenvielfalt erzielt wurden. Bei extrem geringem Nährstoffangebot bleibt die Artenvielfalt niedrig. Sie steigt aber stark an, sobald sich die Verhältnisse etwas bessern, um dann bei guter Nährstoffversorgung wieder stark abzunehmen.

## Gründe für den Artenrückgang

Entscheidend ist nun, dass bis heute nicht vorhersagbar ist, welche Arten mit extremen Mangel oder extrem schwierigen Lebensbedingungen zurechtkommen und welche unter günstigen Bedingungen die dann zumeist auch hohe Produktivität leisten werden. So ist die Artenvielfalt eine Art doppelte Rückversicherung für günstige und ungünstige Zustände. Besonders deutlich drückt sich dies in den Binnengewässern aus. Als Lebensräume sind die Flüsse und Seen vom Menschen direkt und indirekt sehr stark – vor allem in Mitteleuropa – verändert worden. Kaum ein grösserer Fluss fliesst hier noch im «Naturzustand». Naturschützer und Fischer beklagen den Rückgang zahlreicher Tierarten in Flüssen und Seen und

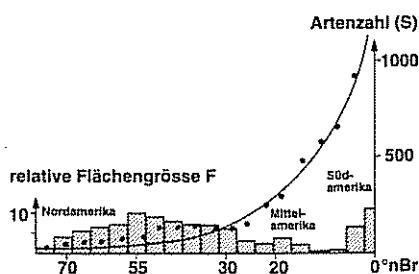


Fig. 1  
Zunahme der Artenvielfalt vom Pol zum Äquator: Die Zahl der Vogelarten nimmt vom nördlichen Nordamerika über Mittelamerika nach Amazonien hin stark (exponentiell) zu.  
S = Artenzahl (Befunde = Punkte); Kurve = idealisierter Trend  
F = Relative Flächengrösse (Nordamerikanischer Kontinent, Mittelamerikanische Landbrücke, Südamerika bis Äquator) (aus [2]).

\* Prof. Josef H. Reichholf hielt am 28.4.95 an der EAWAG einen Vortrag zu diesem Thema. Seine Adresse: Prof. Dr. Josef H. Reichholf, Zoologische Staatssammlung, Münchhausenstr. 21, D-81247 München, Tel. (89) 8107123, Fax 8107300

knüpfen massive Forderungen an Genehmigungsverfahren für Wasserbaumaßnahmen. Da insbesondere die Fließgewässer Mitteleuropas sehr artenreich (gewesen) sind, verbinden sich auch internationale Verpflichtungen zur Sicherung der Biodiversität mit dem System europäischer Binnengewässer. Wo immer entsprechende Untersuchungen [2] angestellt worden sind, ergab sich, dass in den mitteleuropäischen Binnengewässern die Diversität an Arten von der Wasserqualität abhängt. Zumeist erreicht sie höchste Werte im Bereich der Wassergüteklasse II, um sowohl zu Güteklasse I (organisch unbelastetes Wasser), als auch in Richtung III und IV abzunehmen. Umgekehrt verhält es sich mit der Biomasse der wasserlebenden Organismen. Sie nimmt mit zunehmender Eutrophierung stark zu: Wenige Arten erreichen dann immer höhere Dichten oder Biomassen. Allerdings gelten diese Zusammenhänge nur, wenn die toxische(n) Belastung(en) gering bleiben oder nicht vorhanden sind. Dann gilt, dass die aktuelle Diversität eine Funktion von Strukturvielfalt und Nährstoffangebot (Trophie) ist. In strukturarmen Gerinnen kann sich auch bei günstigen trophischen Verhältnissen keine entsprechend hohe Diversität ausbilden und noch so vielfältige Strukturen nützen wenig, wenn es den Organismen an Nährstoffen zu sehr mangelt.

### Entwicklung der Biodiversität in Fließgewässern

In natürlichen, unregulierten Fließgewässern kamen die beiden Hauptkomponenten zur Erzeugung von Diversität zusammen. Sie waren strukturreich und mässig mit Nährstoffen versorgt. Die Steigerung des Trophiegrades führte zwar einerseits zur Biomassezunahme, z.B. bei Fischen und in Massen schwärmenden Wasserinsekten, aber eben auch zu ersten Artenverlusten. Als schliesslich durch Vereinheitlichung der Gerinne zu kanalartigem Ausbau auch noch die Strukturvielfalt stark reduziert wurde, ging ein Grossteil der

Artenvielfalt verloren und die Fischerträge sanken, obwohl insbesondere die organische Nährstoffversorgung (organischer Detritus) und damit die Eutrophierung ein hohes Niveau erreichten. Durch den Einsatz von Klärwerken wurde vornehmlich die organische Fracht drastisch vermindert, ohne dass es zu entsprechenden Strukturverbesserungen an den «Vorflutern» kam. Daher gehen nun vielfach auch solche Arten in ihren Beständen stark zurück, die weder unter hohen toxischen Belastungen zu leiden haben, noch früher unter der Strukturverarmung gelitten hatten. Die Verbesserung der Wasserqualität reicht daher als Massnahme allein nicht aus. Das zeigt Fig. 2 am Beispiel des Teichrohrsängers, einer Kleinvogelart, die als Bioindikator für die Produktivität der Uferzone von Seen, Teichen, grösseren Fließgewässern und Mooren gelten kann, und zwar für den Bereich der sogenannten Emergenz. Es sind dies die aus dem Wasser kommenden Insekten, deren Entwicklungsstadien im Wasser leben. Die Emergenz ist mengenmässig vom Grad der «Belastung» des Gewässers mit organischem Detritus abhängig. Je sauberer das Wasser wird, desto mehr geht die Emergenz und damit der Teichrohrsänger zurück; bei einer Verbesserung vom polytrophen auf den mesotrophen Zustand um rund 90%. Kein Wunder, dass unter dem Einfluss der Anstrengungen zur Verbesserung der Wassergüte vielerorts die Häufigkeit des Teichrohrsängers stark abnahm, so dass die Art 1989 zum «Vogel des Jahres» gekürt worden ist. Damit wollten die Vogelschutzverbände in Deutschland auf den stellenweise alarmierenden Rückgang der Bestände beim Teichrohrsänger und anderen schilfbewohnenden Vogelarten aufmerksam machen. Aber was sollte dagegen getan werden? Wieder mehr Abwasser in die Gewässer?

### Nachhaltigkeit im Artenschutz

Allzu rein ist vielleicht auch nicht ganz so gut? Solche Überlegungen sollten zu denken geben, wie wir unsere «Um-

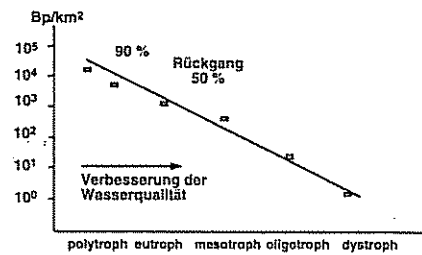


Fig. 2

Verminderung der Teichrohrsänger-Häufigkeit (Brutpaare pro km<sup>2</sup>) mit der Verbesserung der Wasserqualität. Der Rückgang vom polytrophen zum mesotrophen Zustand beträgt 90%, vom eutrophen zum mesotrophen 50% [3].

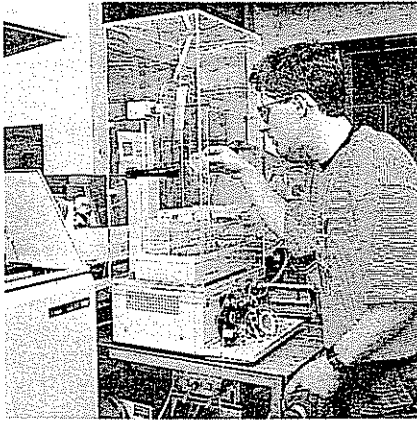
weltstandards» zu gewichten haben und öb überall und unter allen Bedingungen die gleichen Vorgaben auch die richtigen sind [3]. Selbst wenn Qualität vor Quantität gehen soll, was in etwa dem Konzept entspräche, dass Diversität besser als das massenhafte Vorkommen einiger weniger Arten sei, gibt es Grenzen. Für die Entfaltung der «Qualität» bedarf es auch entsprechender Grundlagen in ausreichender Quantität. Wir können uns dabei nicht auf die allzu vordergründige Sicht zurückziehen, es reiche ja, wenn ein paar Arten überleben können, die dann als Schlüsselarten all jene «Aufgaben wahrnehmen», die von Organismen im Gewässerhaushalt wahrzunehmen sind. So funktionieren Gewässerökosysteme nicht und niemand kann die potentielle Bedeutung einer bestimmten Art vorhersagen.

So bleibt die Erhaltung der Artenvielfalt eine Art von Rückversicherung für «alle Fälle» und ihre Förderung mehr als ein Gebot der Nachfolge von Rio. Doch um hierzu sinnvolle und zielführende Konzepte entwickeln zu können, sollten zunächst einmal die vorhandenen Befunde zu Artenvielfalt in den Gewässern, zu Strukturvielfalt sowie Trophie und Toxie zusammengeführt und ausgewertet werden. Dann lassen sich die Fragestellungen präzisieren und zum Kern führen: zur Nachhaltigkeit!

- [1] Reichholf, J. H. (1993): Biodiversität – warum gibt es so viele Arten? Universitas 9/1993: 830–840.
- [2] Kohmann, F. (1982): Struktur, Dynamik und Diversität der benthischen Invertebratengesellschaften des Unteren Inn. Dissertation Universität München.
- [3] Reichholf, J. H. (1994): Renaturierung von Feuchtgebieten: Zu welchem Zustand? Höhenheimer Umweltagung 26: 145–153.

Hans Christoph Moor

# Sinkende Bleibelastung im Zugerseesediment



Christoph Moor studierte Chemie an der ETH Zürich und doktorierte bei Prof. Magyar in der Gruppe für anorganische Analytik. Von April 1993 bis März 1995 war er als Postdoktorand bei Laura Sigg. In dieser Zeit führte er die Plasma-Massenspektrometrie an der EAWAG ein und beschäftigte sich mit Metallen in Seen, Sedimenten und Sickerwässern. Seit April 1995 betreut er die Plasma-Massenspektrometrie an der EMPA.

Umweltschutzmassnahmen sind oft umstritten. Umso wichtiger ist es deshalb, deren Wirkung sorgfältig zu prüfen. Mit der Einführung von bleifreiem Benzin 1985 wurden die Bleiemissionen drastisch reduziert. Messungen im Zugersee zeigen, dass sowohl die Bleikonzentration als auch der Anteil des Verkehrs an den Emissionen in den letzten Jahren stark abgenommen haben.

## Entwicklung der Bleiemissionen

Blei ist seit Jahrhunderten als toxisches Metall bekannt, das in zum Teil beträchtlichen Mengen in die Umwelt gelangt. In der Schweiz werden Bleiemissionen hauptsächlich durch die Verwendung von Treibstoffen mit bleihaltigen Zusätzen (als Antiklopfmittel), den Ausstoss aus der Kehrlichtverbrennung und der Metallindustrie verursacht. Fig. 1 gibt eine Übersicht über die Bleiemissionen in der Schweiz seit 1950 (nach [1]).

Nach der Freisetzung und dem Transport in der Atmosphäre erfolgt eine Auswaschung durch den Niederschlag. Dadurch kann Blei ins Gewässer gelangen. In Seen adsorbiert es stark an sedimentierende Partikel und ge-

langt auf diesem Weg in das Sediment. Da Blei in Gesteinen und Böden in kleinen Mengen natürlich vorkommt, wird durch die Erosion im Einzugsgebiet des Wassers stets etwas Blei freigesetzt und im Gewässer transportiert. Diese Quelle stellt den natürlichen Hintergrund der Bleibelastung des Zugersees dar.

Etwa in den letzten zwanzig Jahren wurde die Verwendung von bleihaltigen Antiklopfmittel in Treibstoffen weltweit stark reduziert. In den USA wurden diese Emissionen ab 1970 eingeschränkt und von 250'000 Tonnen Blei auf etwa 50'000 Tonnen im Jahr 1985 erniedrigt [2]. In der Schweiz wurde bleifreies Benzin im Jahr 1985 eingeführt. In mehreren Stufen wurde auch der Bleigehalt des noch heute verwendeten, verbleiten Superbenzin stark reduziert.

In Schneebohrkernen aus Grönland konnte gezeigt werden, dass die vorwiegend durch die USA verursachte Bleibelastung schon ab Mitte der siebziger Jahre abnimmt [2]. In der Schweiz wurde zwischen 1988 und 1992 an fünf von sechs Messstationen ein Rückgang der Bleikonzentration im Staubbiederschlag um die Hälfte registriert [3].

## Isotopenverhältnisse verraten die Herkunft des Bleis

Drei der vier stabilen (nicht radioaktiven) Bleisotope sind Endprodukte des natürlichen radioaktiven Zerfalls von Uran und Thorium. Im Gegensatz zu den meisten anderen Elementen sind die Verhältnisse der vier Isotope des-

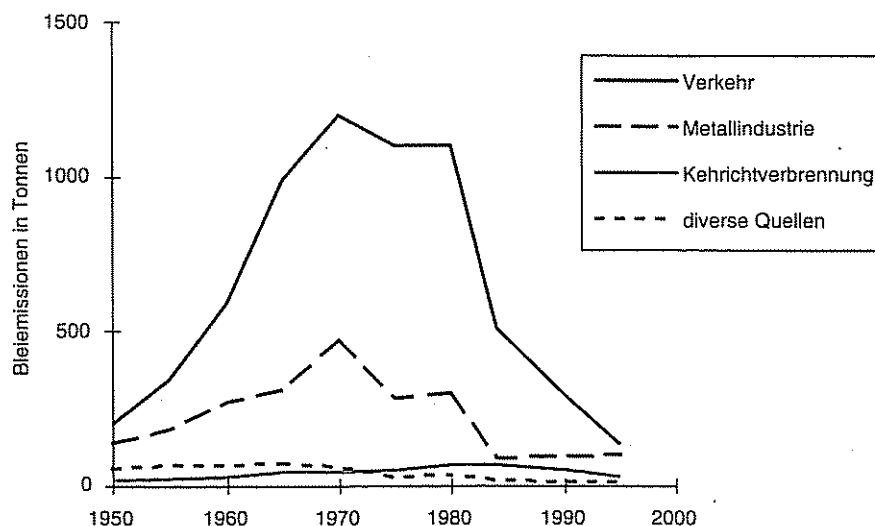


Fig. 1  
Bleiemissionen in der Schweiz, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Emissionsquellen [1].

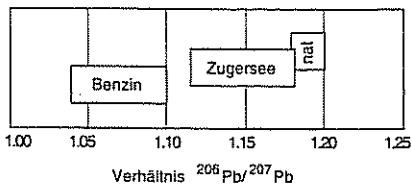


Fig. 2

Verhältnis der Bleisotopen  $^{206}\text{Pb}$  und  $^{207}\text{Pb}$ .

«nat» bezeichnet natürlich vorkommendes Blei aus Mitteleuropa, «Benzin» das Blei, das bei uns in den Benzinzusatzstoffen eingesetzt wird und «Zugersee» das in den Sedimentkernen gefundene Blei [4,6].

halb nicht konstant, sondern hängen vom geologischen Alter des betreffenden Bleierz ab. Ein häufig verwendeter Indikator ist das Verhältnis  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ . Falls dieses Verhältnis zweier verschiedenen Bleiquellen genug verschieden ist, so kann durch die Messung dieses Verhältnisses einer unbekanntes Bleiprobe bestimmt werden, aus welcher Quelle sie stammt.

In Europa wird für die Herstellung von Benzinadditiven vorwiegend Blei aus Kanada und Australien mit  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnissen zwischen 1.04 und 1.10 verwendet, während natürliches Blei in Mitteleuropa  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse von knapp 1.20 aufweist [4]. Die Emissionen aus den verbleiten Treibstoffen sind die einzige Quelle mit messbar tieferem  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis. Entsprechend dem Anteil der verschiedenen Quellen an den Bleiemissionen werden daher in Umweltproben  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnisse gefunden, die zwischen den ursprünglichen Verhältnissen der verschiedenen Quellen liegen (Fig. 2).

### Modernste Analytik im Dienst der Umwelt

Seit 1994 steht an der EAWAG ein Plasma-Massenspektrometer zur Verfügung. Damit lassen sich Metalle im Spurenbereich schneller und mit tieferen Nachweisgrenzen als bisher analysieren. Nach der englischen Bezeichnung «*inductively coupled plasma-mass spectrometry*» wird die Methode abgekürzt «ICP-MS» genannt.

Dieser jungen Technik aus dem Gebiet der Atomspektrometrie liegt ein

einfaches Prinzip zugrunde (Fig. 3). Feste Proben müssen zuerst in eine gelöste Form gebracht, flüssige Proben können direkt gemessen werden. Die Lösungen werden zerstäubt und in eine «elektrische Flamme», ein Argonplasma im Zentrum einer Induktionsspule, geblasen. Bei einer Temperatur von 6000–8000 °K werden die Tröpfchen eingetrocknet und die vorhandenen Atome grösstenteils ionisiert. Ein Ionenextraktionssystem hat die Aufgabe, neutrale Teilchen (vor allem Argonatome) abzutrennen und die Ionen in das Hochvakuum des Massenspektrometers überzuführen. Die Ionen passieren zwei kegelförmige, wassergekühlte Lochblenden aus Metall und werden danach mit elektrostatischen Linsen auf die Eintrittsöffnung des Massenspektrometers fokussiert. Der Druck wird in zwei Stufen auf etwa  $10^{-8}$  bar reduziert. Das Quadrupolmassenspektrometer besteht aus vier parallelen Stäben, an die ein elektrisches Wechselfeld gelegt wird. Nur die Ionen einer bestimmten Masse erhalten eine stabile Flugbahn und können nach dem Analysator auf den Detektor treffen. Durch eine kontinuierliche

Veränderung des angelegten Feldes werden verschiedene Massen nacheinander bestimmt. In einer Sekunde können alle Isotope vom Lithium bis zum Uran mehrmals gemessen werden, so dass die Bestimmung der Elemente praktisch simultan erfolgt.

Mit dieser Methode lassen sich die meisten Elemente mit Nachweisgrenzen von einigen ng/L ( $10^{-9}$  g/L), wie sie bisher praktisch nur mit Graphitrohr-Atomabsorption erreicht wurden, bestimmen. Bei dieser älteren Technik konnte aber jeweils nur ein Element pro Analyse bestimmt werden.

Da im ICP-MS ein Massenspektrometer als Analysator eingesetzt wird, lassen sich nicht nur Konzentrationen, sondern in gewissen Grenzen auch Isotopenverhältnisse bestimmen. Dies war bisher nur mit speziellen Massenspektrometern möglich und war viel aufwendiger (allerdings auch viel präziser).

Eine weitere Stärke von ICP-MS ist der hohe Probendurchsatz: für eine quantitative Bestimmung von 20 Elementen muss gesamthaft etwa vier Minuten pro Probe gerechnet werden. Da die Methode gut automatisierbar ist,

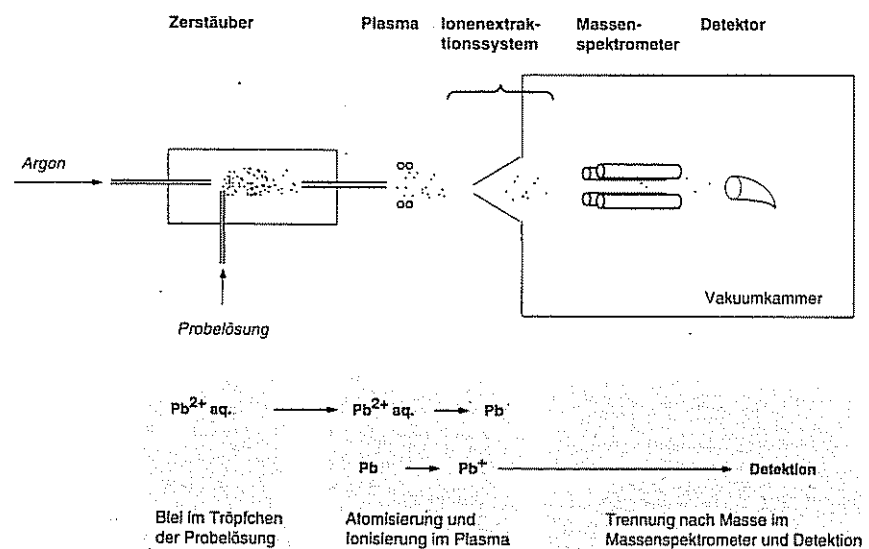


Fig. 3

Prinzip der Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS)

Die gelöste Probe wird zerstäubt und in einem Plasma bei 6000–8000 °K verdampft. Die dabei entstehenden Ionen werden in einem Massenspektrometer getrennt und einzeln detektiert.

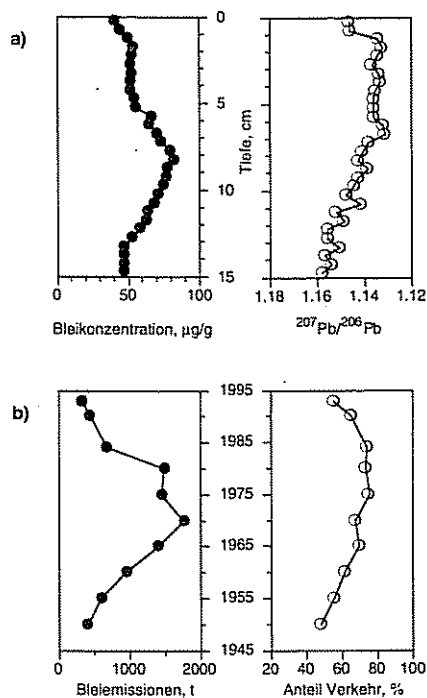


Fig. 4

a) Blei in den obersten 15 cm eines Sedimentkerns aus dem Zugersee.

Um den Vergleich mit Fig. 4b zu erleichtern, wurde die Skala des Isotopenverhältnisses umgekehrt aufgetragen.

b) Gesamte Bleiemissionen und Anteil des Verkehrs

Die Sedimentschicht in a) entspricht etwa den letzten 50 Jahren. Die Konzentrationen spiegeln die gesamten Emissionen wider, während das Isotopenverhältnis parallel zum Anteil der verkehrsbedingten Emissionen verläuft.

können die Proben jeweils nachts gemessen werden, so dass der Tag für Probenvorbereitung und Auswertung zur Verfügung steht.

## Blei im Zugerseesediment

Im Rahmen zweier Projekte (Dissertation T. Schaller [5a]/Studie über eine Sanierung des Zugersees [5b]) wurden 1993 im Zugersee 12 Sedimentkerne genommen. Die Kerne wurden aufgeschlossen und unter anderem für Bleibestimmungen verwendet. Mit ICP-MS wurden sowohl die Konzentrationen als auch die Isotopenverhältnisse von  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  in Abhängigkeit der Tiefe bestimmt.

Die dabei gefundenen Resultate [6] können am Beispiel eines typischen Kernes erklärt werden. Die Profile der Bleikonzentration und des Isotopenverhältnisses sind in Fig. 4a wiedergegeben. Die Konzentrationen zeigen ein

Maximum in der Tiefe von etwa 8 cm, sie nehmen in den obersten zwei Zentimetern deutlich ab. Das  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis zeigt ein Minimum zwischen 1.5 und 7 cm Tiefe, das recht konstant ist, und nimmt oberhalb von 1 cm wieder zu. Dieses Verhalten wurde in allen Kernen beobachtet, die ein geschichtetes Sediment ohne Störungen enthielten. Es kann durch einen Vergleich mit den Emissionen der letzten 40 Jahre erklärt werden.

## Vergleich der Resultate mit den Emissionen

In Fig. 4b wurden die Emissionsdaten so aufgetragen, dass sie sich möglichst einfach mit den Resultaten in 4a) vergleichen lassen. Zwei Überlegungen wurden dazu angestellt: die Bleikonzentration im Sediment hängt von der Summe der Emissionen ab, als konstanter Beitrag kommen natürliche Einträge hinzu. Das  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis hängt vom Anteil des Autoverkehrs an den gesamten Bleiemissionen ab, da das im Benzin eingesetzte Blei einen deutlich tieferen Wert für dieses Verhältnis aufweist als alle anderen Quellen. (Würden die Emissionen nur durch den Verkehr verursacht, so müssten Werte von höchstens 1.10 gefunden werden; käme gar kein Blei aus dem Verkehr, so wäre ein «europäisches» Verhältnis von 1.20 zu erwarten. Das gefundene Profil ist also ein Indikator für den Anteil des Verkehrs an den Emissionen).

Die gute Übereinstimmung der entsprechenden Kurven zeigt, dass im Seesediment die aus den Emissionsdaten vorausgesagten Verläufe gefunden werden. Aufgrund bekannter Sedimentbildungsrate lässt sich berechnen, dass das Maximum der Emissionen um 1970 tatsächlich in einer Tiefe von 7–9 cm zu erwarten ist. Der Anstieg zu einem höheren  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Verhältnis im obersten Zentimeter bedeutet, dass etwa seit 1990 wieder mehr «europäisches» Blei – durch verschiedene andere Quellen und die natürliche Hintergrundbelastung – ins Sediment eingebaut wird.

## Zusammenfassung

Die Kombination der Bestimmung von Bleikonzentrationen und Isotopenverhältnissen ermöglicht detaillierte Aussagen über die Herkunft und Entwicklung der Bleibelastung des Sedimentes.

Die Verringerung des Bleigehaltes im Benzin führte zu einem Rückgang der verkehrsbedingten Bleiemissionen ab etwa 1970. Der Verkehr blieb aber die Hauptquelle für Blei im Zugersee, da gleichzeitig auch die Bleiemissionen anderer Quellen reduziert wurden. Erst mit der zunehmenden Verwendung von bleifreiem Benzin ab 1985 verliert der Verkehr seine Stellung als wichtigste Quelle der Bleiemissionen.

## Dank

Mein herzlicher Dank geht an Tobias Schaller und Alois Zwysig für Probenahme und Aufschlüsse und an Mike Sturm und Michael Kersten für die wertvollen Anregungen und Diskussionen.

Besonders danken möchte ich auch Laura Sigg, David Kistler und allen anderen, mit denen ich an der EAWAG zusammenarbeiten durfte.

- [1] Vom Menschen verursachte Schadstoff-Emissionen in der Schweiz 1950–2010, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 76, pp 58–59, Bundesamt für Umweltschutz, Bern, 1987.
- [2] Rosman K.J.R., Chisholm W., Bouton C.F., Candelone J.P., and Hong S. (1994), Isotopic evidence to account for changes in the concentration of lead in Greenland snow between 1960 and 1988, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 3265–3269.
- [3] Luftbelastung 1992 (Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftschadstoffe NABEL), Schriftenreihe Umwelt, Nr. 207, pp 67–69, BUWAL, Bern, 1993.
- [4] Kersten M., Förstner U., Krause P., Kriewen M., and Dannecker W., Pollution source reconnaissance using stable lead isotope ratios ( $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ), In: *Impact of heavy metals on the environment*, Edited by J.-P. Vernet, pp 311–325, Elsevier, Amsterdam, 1992.
- [5] a) Dissertation Tobias Schaller, in preparation b) Imboden D.M., Wüest A., Wehrli B. (1994), Auftrag Baudirektion des Kantons Zug Nr. 37–4840, EAWAG-Bericht.
- [6] Moor H.C. and Schaller T., Stable lead isotopes in sediment cores of lake Zug, *Environ. Sci. and Technol.*, submitted.

Hanbin Xue, Andrea Oestreich, David Kistler und Laura Sigg

# In welcher Form liegt Kupfer in verschiedenen Gewässern vor?



Hanbin Xue

Bei gleicher totaler Kupferkonzentration kann die Konzentration der freien Kupferaquationen in verschiedenen Gewässern stark unterschiedlich sein. Für die Effekte auf Organismen sind aber gerade die freien Kupferaquationen entscheidend, die nur über aufwendige indirekte analytische Methoden zugänglich sind.

Kupfer gelangt in die Gewässer aus verschiedenen Quellen, zum Beispiel aus Kupferleitungen, aus industriellen Quellen und aus Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Böden. In den meisten Gewässern in der Schweiz sind die Kupferkonzentrationen in unterschiedlichem Ausmass gegenüber natürlichen Hintergrundkonzentrationen erhöht [1].

Kupfer ist einerseits ein essentielles Element; andererseits wirkt es in erhöhten Konzentrationen auf aquatische Organismen, unter anderem auf Algen, toxisch. Um die Auswirkungen von Kupfer auf Organismen zu beurteilen, genügt es aber nicht, Totalkon-

zentrationen im Wasser zu messen. Angaben zur chemischen Spezierung, d.h. zu den chemischen Formen, in denen Kupfer vorliegt, müssen zusätzlich vorhanden sein. Insbesondere hat sich in verschiedenen Untersuchungen gezeigt, dass die Toxizität von Kupfer auf Algen von der Konzentration der «freien» Metallionen abhängt, d.h. der Metallionen in Lösung, die unmittelbar nur von Wassermolekülen umgeben sind [2]. Das Verhältnis von freien Metallionen zur Konzentration an totalem Kupfer, bzw. an gelöstem Cu (in den Tabellen  $Cu_{\text{gelöst}}$ ) hängt stark von der Zusammensetzung des Wassers ab. Insbesondere ist dieses Verhältnis

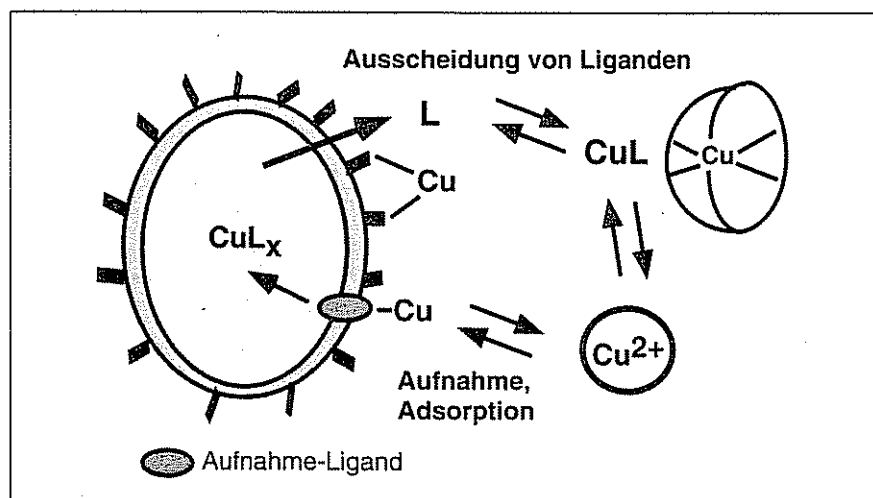


Fig. 1

Schematische Darstellung der Wechselwirkungen zwischen Algen und Metallionen.

Die Wirkung auf die Algen hängt von der Konzentration an freien Kupferaquationen ab. Mit  $CuL$  wird ein Komplex von Kupfer mit einem unbekanntem Liganden bezeichnet, mit  $CuL_x$  Komplexe, die sich in den Algenzellen befinden.  $Cu$  wird wahrscheinlich über Transportliganden in die Zellen aufgenommen. Die aus der Zelle abgegebenen Liganden sind daher nicht identisch mit dem Aufnahmeligand.

vom pH und von der Anwesenheit organischer Komplexbildner abhängig; allgemein gilt, dass Kupfer im Vergleich zu anderen Metallkationen besonders stark von organischen Komplexbildnern gebunden wird. D. h. bei gleicher totaler Kupferkonzentration kann je nach Gehalt an organischen Komplexbildnern und pH die Konzentration der freien Kupferaquoionen stark unterschiedlich sein; damit hängen auch die Auswirkungen von Kupfer auf Organismen zusammen.

Als Komplexbildner für Kupfer kann in den natürlichen Gewässern neben den anorganischen Liganden wie Carbonat und Hydroxid ein breites Spektrum von organischen Verbindungen wirken. Dazu gehören Abbauprodukte des organischen Materials wie Aminosäuren, sowie die polymeren Huminsäuren und Fulvinsäuren; daneben könnten noch spezifischere biologisch produzierte Liganden vorhanden sein. Schliesslich könnten auch noch Liganden synthetischer Herkunft wie NTA (Nitrilotriessigsäure) und EDTA (Äthylendiamintetraacetat) eine Rolle spielen.

Um Unterschiede in der Komplexbildung des Kupfers festzustellen, werden in dieser Arbeit freie Kupferaquoionen in verschiedenen Gewässern (in Seen und Flüssen) bestimmt, die sich beispielsweise im Eutrophierungsgrad und in der Belastung mit Abwasser stark unterscheiden.

Untersuchungen über die chemische Spezierung können in den meisten Fällen nicht mit Routinemethoden durchgeführt werden. Aufwendige und sehr empfindliche Methoden müssen angewendet werden, um experimentell Angaben über die Spezierung, beispielsweise die Konzentration der freien Kupferaquoionen bei tiefen totalen Kupferkonzentrationen (im Bereich ca.  $5 \times 10^{-9}$ – $1 \times 10^{-7}$  M) zu bestimmen. In dieser Arbeit wird zur Bestimmung der Konzentration der freien Kupferaquoionen (als  $[Cu^{2+}]$  bezeichnet) eine Ligandenaustauschmethode (s. unten) verwendet, mit der über Gleichgewichtsberechnungen sehr tiefe  $[Cu^{2+}]$  bestimmt werden können.

## Kupferionen und Algen

Die möglichen Wechselwirkungen zwischen Kupferionen und Algen sind schematisch in Fig. 1 dargestellt. Kupferionen, die sich im Gleichgewicht mit den verschiedenen komplexen Spezies befinden, werden an den Oberflächen von Algen, sowie an Liganden, die zur Aufnahme von Metallen dienen, gebunden. Bei hohen Kupferkonzentrationen wird entsprechend mehr Kupfer an den Zellen gebunden. Toxische Effekte manifestieren sich bei hohen Kupferkonzentrationen. Weil die algenspezifischen Liganden sich in Konkurrenz zu den Liganden in Lösung befinden, sind diese Reaktionen von der Konzentration der freien Kupferaquoionen abhängig. Die starken Liganden (meistens Chelate), die in Lösung Kupfer binden, könnten zum Teil Ausscheidungsprodukte der Algen sein; durch die Anwesenheit starker Liganden wird die toxische Wirkung von Kupfer herabgesetzt.

Toxische Effekte auf marine Algen wurden im Konzentrationsbereich von  $[Cu^{2+}] = 10^{-12}$ – $10^{-10}$  M gefunden [2,3]. Ein Beispiel ist in Fig. 2 dargestellt; in Anwesenheit der starken Liganden Tris und EDTA wirken  $[Cu^{2+}] > 10^{-11}$  M auf eine marine Alge toxisch. Der toxische Effekt ist in Gegenwart dieser beiden starken Komplexbildner bei unterschiedlichen totalen Konzentrationen von der freien Kupferkonzentration abhängig (aus [3]). Über den toxischen Bereich für Süßwasser-algen ist noch wenig bekannt.

## Methodik zur Bestimmung von freien Kupferaquoionen

Die hier angewendete Methode beruht auf Ligandenaustausch, d.h. auf einem Austausch des Kupfers, das an unbekannt natürliche Liganden gebunden ist, mit einem bekannten Liganden. Zur Bestimmung der freien Kupferaquoionen wird zu einer Wasserprobe eine bestimmte Konzentration eines bekannten Liganden (Catechol) zugegeben [4, 5]. Dieser Ligand bindet ent-

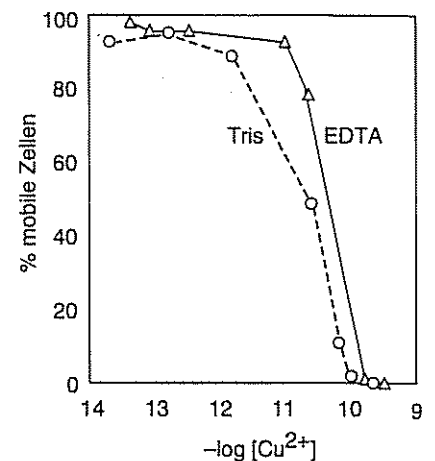


Fig. 2  
Effekt der freien Kupferkonzentration in einer Toxizitätsstudie (Anderson und Morel [3]). Die Mobilität der Alge *Gonyaulax tamarensis* ist als Funktion der freien  $[Cu^{2+}]$  dargestellt; die Abnahme des Anteils an mobilen Zellen ist ein Mass für den toxischen Effekt.

sprechend der Konkurrenz mit den natürlich vorkommenden Liganden einen bestimmten Anteil des Kupfers. Die gebildeten Kupfercatecholkomplexe lassen sich spezifisch voltammetrisch bestimmen (cathodic stripping voltammetry). Aufgrund der Gleichgewichte mit Catechol lässt sich die freie Kupferkonzentration ( $[Cu^{2+}]$ ) berechnen; analog zum pH wird  $pCu = -\log [Cu^{2+}]$  definiert. Zur vollständigen Charakterisierung der natürlichen Liganden (Konzentration und Bindungsstärke der Liganden) wird eine Wasserprobe mit Kupfer titriert; bei jedem Titrationsschritt (bei verschiedener gegebener totaler Kupferkonzentration) wird wieder durch die Reaktion mit Catechol die freie Kupferkonzentration bestimmt.

## Kupferaquoionen in verschiedenen Seen

Proben aus Seen mit einem breiten Spektrum von Bedingungen wurden untersucht: Mittelland- und Bergseen.

Der Greifensee und der Sempachersee dienen hier als typische Vertreter der kleinen, sehr eutrophen Seen im Mittelland. Im Greifensee beträgt die Primärproduktion ca. 500 g Kohlenstoff pro  $m^2$  und Jahr und im Sempachersee ca. 350 g C/ $m^2$ -Jahr. Der pH in der euphotischen Zone liegt etwa im Bereich 7.5–8.5. Im Greifensee und im Sempachersee wurden Proben im sai-

Teil		Datum	pH Spezisierung	[Cu] <sub>gel.</sub>	[Cu <sup>2+</sup> ]	pCu	log ([Cu] <sub>gel.</sub> /[Cu <sup>2+</sup> ])	DOC	
A	Produktivität								
	Oligotropher See	gC/m <sup>2</sup> -yr		nM	M			mg/L	
	Vierwaldstättersee	150	1991/94	8.0	9.1	14.9x10 <sup>-15</sup>	14.0	6.15	1.0
	Eutrophe Seen								
	Greifensee	500	1993	8.0	15.8	1.7x10 <sup>-15</sup>	15.0	7.36	3.6
	Sempachersee	350	1994	8.0	6.4	1.0x10 <sup>-15</sup>	15.2	7.20	4.2
B	pH See								
	Saure Seen								
	Val Sabbia	6.9	Aug. 92	6.0	2.8	1.7x10 <sup>-10</sup>	9.8	1.22	0.8
				7.5		2.3x10 <sup>-12</sup>	11.7	3.06	
	Laghetto Inferiore	6.0	Aug. 92	6.0	5.4	5.9x10 <sup>-10</sup>	9.3	0.93	0.4
	Zotta	5.7	Aug. 92	5.3	5.5	1.5x10 <sup>-10</sup>	9.9	1.55	0.3
	Orta	7.0	Juli 94	7.0	70.8	1.5x10 <sup>-10</sup>	9.8	2.67	1.1
C	Fluss	Stelle							
	Birs	Münchenstein	18.5.1993	8.0	28.2	1.26x10 <sup>-14</sup>	13.9	6.34	2.0
	Birs	Münchenstein	6.7.1993	8.0	47.4	5.01x10 <sup>-14</sup>	13.3	5.93	2.2
	Glatt	Niederglatt (unterh. ARA)	24.5.1993	8.0	31.3	7.9x10 <sup>-14</sup>	13.1	5.61	3.6
	Glatt	Niederglatt (oberh. ARA)	28.6.1993	8.0	20.0	1.6x10 <sup>-14</sup>	13.8	6.11	3.5
	Glatt	Niederglatt (unterh. ARA)	28.6.1993	8.0	21.4	7.9x10 <sup>-14</sup>	13.1	5.43	3.9
	Rhein	Rekingen	18.5.1993	8.0	10.0	1.0x10 <sup>-15</sup>	15.0	6.95	1.8
	Rhein	Rekingen	6.7.1993	8.0	43.2	3.2x10 <sup>-14</sup>	13.5	6.15	2.7
	Rhein	Village-Neuf	18.5.1993	8.0	10.1	4.0x10 <sup>-15</sup>	15.4	7.40	1.8
	Rhein	Village-Neuf	6.7.1993	8.0	15.8	5.0x10 <sup>-14</sup>	13.3	5.52	2.3

Tabelle 1

Komplexierung von Kupfer in Seen und Flüssen:

A) verschiedene Seen (Mittelwerte aus Messungen zu verschiedenen Zeiten in den produktiven Schichten des Sees)

B) saure Seen (Messungen in Einzelproben)

C) einige Fließgewässer (Einzelproben)

[Cu]<sub>gel.</sub> bezeichnet die gelöste (<0.45 µm) Konzentration, in nM (10<sup>-9</sup> M);[Cu<sup>2+</sup>] die experimentell bestimmte Konzentration der freien AquoionenpCu = -log [Cu<sup>2+</sup>]

sonalen Verlauf untersucht [5]. Als Vergleich dazu dient der Vierwaldstättersee – als oligotropher See – mit einer niedrigeren Primärproduktion von ca. 150 g C/m<sup>2</sup>-Jahr, aber im gleichen pH-Bereich.

Wie Tabelle 1, Teil A illustriert, komplexiert Kupfer im Greifensee in ähnlich starkem Masse wie im Sempachersee. In diesen beiden Seen werden Cu<sup>2+</sup>-Konzentrationen in einem extrem tiefen Bereich (10<sup>-15</sup> M), und gleichzeitig sehr hohe Verhältniszahlen von totalem zu freiem Kupfer beobachtet (log [Cu]<sub>gel.</sub>/[Cu<sup>2+</sup>]). Im Gegensatz dazu werden im Vierwaldstättersee bei ähnlicher totaler Kupferkonzentration um eine Zehnerpotenz höhere [Cu<sup>2+</sup>]

gefunden. In diesen Seen liegt also Kupfer zu >99% in organischen Komplexen vor. Die sehr starke Komplexierung von Kupfer muss auf die Anwesenheit von sehr spezifischen starken Komplexbildnern, wohl natürlichen Ursprungs, zurückzuführen sein. Diese Resultate zusammen mit Beobachtungen im saisonalen Verlauf und in Funktion der Tiefe in den eutrophen Seen deuten darauf hin, dass die Komplexierung von Kupfer mit der Algenproduktivität zusammenhängt [5]. Kupfer wird in Gewässern mit höherer Algenproduktivität stärker – durch höhere Konzentrationen starker Liganden – gebunden. Diese starken Liganden könnten Ausscheidungsprodukte der

lebenden Algen sein oder bei ihrer Zersetzung freigesetzt werden. Die Strukturen dieser starken Liganden sind noch unbekannt.

Zum Vergleich mit diesen eutrophen und neutralen Seen wurden auch einige Proben aus Bergseen im kristallinen Gestein untersucht. Die untersuchten Bergseen aus dem oberen Maggiatal sind durch tiefe pH-Werte (im Bereich 5–7), geringe ionale Stärken und Nährstoffkonzentrationen, sowie entsprechend geringe Algenproduktivität charakterisiert. Das Kupfer stammt hier aus Einträgen über die atmosphärischen Niederschläge sowie aus dem natürlichen Gehalt in den Gesteinen. Die Resultate in Tabelle 1, Teil B zei-

gen, dass in diesen Seen die freien Kupferkonzentrationen nahe beim natürlichen pH im Bereich von etwa  $10^{-10}$  M liegen. Ähnliche Verhältnisse werden auch im italienischen Lago Orta beobachtet (pH um 7.0); dieser See wurde früher stark mit Kupfer belastet. Im Vergleich zu den eutrophen Seen werden also in diesen leicht sauren Seen viel geringere Komplexbildungsgrade und Verhältnisse von totalem zu freiem Kupfer beobachtet. Diese Befunde lassen sich durch die tieferen pH-Werte, die die Komplexbildung verringern, sowie durch die tieferen Gehalte an organischem Kohlenstoff und die viel niedrigere Algenproduktivität erklären.

Der Vergleich dieser verschiedenen Seen zeigt eindrücklich, dass höhere Konzentrationen an freien Cu-Ionen mit tiefen pH-Werten und wenig organischem Material und Biota einhergehen.

### Kupferaquationen in verschiedenen Fließgewässern

Die Kupferspeziation wurde auch in einigen Fließgewässern untersucht, um verschiedene Einflussfaktoren zu identifizieren [6]. Es wurde davon ausgegangen, dass in Fließgewässern Einträge aus Kläranlagen Quellen für starke Liganden darstellen könnten; ausserdem sind in den Flüssen ebenfalls biologische Ausscheidungs- und Zersetzungsprodukte vorhanden; starke Liganden könnten auch aus Seen im Einzugsgebiet eines Flusses stammen. Einige typische Resultate sind in Tabelle 1, Teil C zusammengestellt. Generell liegen die totalen gelösten Kupferkonzentrationen ( $1-7 \times 10^{-8}$  M) höher als in den Seen. Das Ausmass der Komplexbildung, ausgedrückt als die Verhältnisse von totalem zu freiem Kupfer, liegt in den meisten Fällen tiefer als in den eutrophen Seen. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in der Glatt unmittelbar unterhalb eines Kläranlagen-einlaufs eher ein geringeres Ausmass der Komplexbildung als oberhalb gemessen wurde. Es scheint, dass unter anderem EDTA, das über Kläranlagen

in die Glatt gelangt, für die Komplexbildung des Kupfers in der Glatt keine bedeutende Rolle spielt; dieser geringe Effekt von EDTA hängt wahrscheinlich mit der Konkurrenz mit den natürlichen Liganden für Kupfer, der Konkurrenz mit anderen Kationen und der Anwesenheit von Fe(III)-EDTA [7] zusammen (FeEDTA würde nur sehr langsam mit anderen Kationen austauschen).

Die untersuchten Fließgewässer weisen unterschiedliche Gehalte an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) auf. Es besteht aber kein Zusammenhang zwischen DOC und dem Ausmass der Komplexbildung. DOC ist demnach ein viel zu grober Parameter, um die Anwesenheit spezifischer Liganden für Kupfer zu erfassen.

### Komplexbildung und ökotoxikologische Beurteilung

Die Resultate zur Komplexbildung von Kupfer in Seen und Flüssen zeigen, dass Kupfer in verschiedenen Gewässern sehr unterschiedlich stark gebunden ist. Aus der gleichen totalen Kupferkonzentration resultieren je nachdem, welche und wieviele starke Liganden anwesend sind, sehr unterschiedliche freie Kupferaquationenkonzentrationen. Die ökologischen Auswirkungen dieser Unterschiede in Kupferkonzentrationen werden noch wenig verstanden, weil die optimalen Konzentrationsbereiche von Kupfer und anderen Spurenmetallen für Süswasser-algen noch schlecht bekannt sind. Die in den eutrophen Seen gemessenen sehr tiefen Kupferkonzentrationen liegen aber sicher unterhalb von toxischen Konzentrationen, während diejenigen in den sauren Seen für empfindliche Organismen in einem toxischen Bereich sein könnten. Es ist auch ungewiss, welchen Einfluss die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Metallionen, zum Beispiel unterschiedliche Verhältnisse von Kupfer, Zink oder Mangan auf Algen und andere Organismen ausüben könnten. Zu einer besseren ökotoxikologischen Beurteilung solcher Effekte gehören

eben als Voraussetzung Messungen der Speziation, wie sie hier vorgestellt wurden.

- [1] Behra, R., G. P. Genoni, L. Sigg. Wissenschaftliche Grundlagen für die Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fließgewässern. Gas, Wasser, Abwasser, 73, 942-951 (1993).
- [2] Sunda, W. G.. Trace metal/phytoplankton interactions in the sea. In G. Bidoglio and W. Stumm (eds), Chemistry of Aquatic systems: Local and Global perspectives. Kluwer, Dordrecht (1994).
- [3] Anderson, D.M., Morel, F. M.M. Copper sensitivity of *Gonyaulax ramarensis*. Limnol. Oceanogr. 23, 283, (1978)
- [4] Van den Berg, C. M. G. Determination of the complexing capacity and conditional stability constants of complexes of copper(II) with natural organic ligands in seawater by cathodic stripping voltammetry of copper-catechol complex ions. Mar. Chem. 15, 1-18 (1984).
- [5] Xue, H.-B., L. Sigg. Free cupric ion concentration and Cu(II) speciation in a eutrophic lake. Limnol. Oceanogr. 38, 1200-1213 (1993).
- [6] Oestreich, A. Freie Kupferionen in Schweizer Fließgewässern. Diplomarbeit ETH Zürich (1993).
- [7] Kari, F. G. Umweltverhalten von Ethylendiamintetraacetat (EDTA) unter spezieller Berücksichtigung des photochemischen Abbaus. Diss. ETH Nr. 10698 (1994).

## ACS-Preisträger 1994



Franz-Günter Kari, EAWAG, erhielt für seine Doktorarbeit «Speciation and Phototransformation of the Organic Complexing Agent EDTA in Sewage Treatment and in Surface Waters» den Graduate Student Award von der Abteilung für Umweltchemie des ACS (American Chemical Society).

Interview mit dem Doktoranden Markus Hofmann

# Vermeiden – Vermindern – Versichern: Versicherung von Umweltrisiken



Markus Hofmann, 1965 geboren, studierte Chemie in Ulm und parallel dazu noch Wirtschaft. Der Stellvertretende Direktor, Hannes Wasmer, bot ihm an, an der EAWAG eine interdisziplinäre Dissertation zu diesem ihm naheliegenden Thema zu schreiben. Diese hat er mittlerweile abgeschlossen und seine Ergebnisse auf nationalen und internationalen wissenschaftlichen Kongressen sowie bei Versicherern vorgestellt.

*Versicherung und Umwelt: Was haben diese Begriffe überhaupt miteinander gemeinsam?*

Aufgrund der immer deutlicher werdenden Umweltprobleme nahm in den letzten Jahrzehnten das Umweltbewusstsein in der Gesellschaft zu. Diese gesellschaftliche Entwicklung schlug sich auch in der Gesetzgebung nieder. Die umweltrelevanten Rechtsnormen, und insbesondere die Umwelthaftung, wurden in vielen Industriestaaten verschärft. So wurde z.B. in Deutschland am 1. Januar 1991 ein sehr weitreichendes Umwelthaftungsgesetz in Kraft gesetzt. Dieses enthält eine Gefährdungshaftung des Anlagebetreibers für durch Umwelteinwirkungen entstandene Personen oder Sachschäden. Die Haftungslage der Unternehmer wird dadurch verschärft. Eine solche Haftungsverschärfung wird auch im Rahmen der Revision des Umweltschutzgesetzes in der Schweiz diskutiert. Die Unternehmer werden versuchen, diese neuen Risiken auf die Versicherer zu übertragen. Über den Umweg der Versicherungsnehmer werden die Versicherer also von der Umwelthaftung betroffen und mit der Umweltproblematik konfrontiert.

*Wie sind Umweltschäden für die Versicherungen zum Problem geworden?*

In den letzten Jahrzehnten nahmen die Kosten von Umweltschäden, vor allem in der Haftpflichtversicherung, stark zu. Verbesserte Messmethoden, immer geringere Nachweisgrenzen und vor allem die Entdeckung von neuen ökotoxikologischen Wirkungen vermeintlich ungefährlicher Substanzen, wie z.B. Chlor-Kohlenwasserstoffe (CKW), sorgen für mehr und höhere Schäden. Sanie-

rungskosten von CKW-Schäden können leicht einen Umfang von mehreren Millionen Schweizer Franken erreichen.

Zudem wird aufgrund der veränderten Haftung und der Komplexität der Umweltrisiken die aus versicherungstechnischer Sicht absolut notwendige Abschätzung und finanzielle Bewertung von Umweltrisiken schwieriger.

Ausserdem lässt sich bei Umweltschäden auch die Verursachungsfrage häufig nicht mehr klären, was die Schadenabwicklung empfindlich kompliziert. Aus diesen Gründen ist die Deckung von Umweltrisiken für den Versicherer gegenwärtig sehr problematisch.

*Wie wird die Versicherungs- und Deckungsfrage geprüft?*

Je nach dem, ob in den Versicherungsbedingungen das Schadenverursachungs-, Schadeneignis-, Schadenfeststellungs- oder Ansprucherhebungsprinzip festgelegt wurde, müssen Versicherer bei der Schadenbearbeitung einen unterschiedlichen Sachverhalt prüfen. In der Haftpflichtversicherung stellt sich bei der Schadenbearbeitung zuerst die Frage: Haftet der Versicherungsnehmer wirklich? Und erst dann: Ist der Schadenanspruch durch die Versicherungspolice gedeckt? In der Rechtsprechung z.B. der Schweiz erfolgt nun die Klärung der Haftungsfrage für Umweltschäden anhand der «Störung der öffentlichen Ordnung». Somit stellt sich die Frage nach Verhaltensstörer und Zustandsstörer. Wer durch sein Handeln (oder Unterlassen) die öffentliche Ordnung stört oder gefährdet, haftet im Rahmen der Verhaltenshaftung. Der Zustandshaftung ist unterworfen, wer die

tatsächliche oder rechtliche Gewalt über die Sachen hat, die den ordnungswidrigen Zustand bewirkt haben.

Zuerst wird in der Schadenbearbeitung von der Haftpflichtversicherung die Frage bezüglich der Haftung geklärt. Dann wird geprüft, ob der Schadenanspruch in die Laufzeit der Police fällt und vom Deckungsumfang erfasst wird. Der Zeitpunkt des Eintritts eines Umweltschadens, der kausale Zusammenhang einer Verunreinigung und einem aufgetretenen Umweltschadensereignis sowie die Zuordnung eines Umweltschadens zu einer bestimmten Police sind anhand naturwissenschaftlicher oder technischer Kriterien aber oft nicht eindeutig bestimmbar. Deshalb muss oft auf juristischem Weg Klarheit geschaffen werden. In den neueren Versicherungsbedingungen wird deshalb häufig das Schadenerhebungsprinzip zugrunde gelegt. Hier kann der Zeitpunkt der Schadenerhebung dann eindeutig festgestellt werden. Ausserdem wird in den neueren Umweltrechtsverordnungen von der Verschuldenshaftung zur Gefährdungshaftung gewechselt. Das bedeutet, dass z.B., der Betreiber einer Anlage automatisch, ohne Verschulden, für Schäden die durch die Anlage verursacht werden, haftet. In Deutschland sind diese Haftungsverschärfungen im Umwelthaftungsgesetz bereits enthalten. Im Rahmen der Revision der Umweltschutzgesetzes der Schweiz und in Entwürfen zur Europäischen Umwelthaftung wird die Einführung dieser Elemente ebenfalls diskutiert.

*Wie aktiv vermindern die Versicherungen Risiken?*

Versicherungen bieten durch die Deckung von Risiken eine wesentliche Grundlage für das Funktionieren unseres Wirtschaftssystems. Kein Wirtschaftssubjekt kann heutzutage ohne Versicherungs-

schutz erfolgreich auskommen. Dadurch, dass Versicherungen die Qualität und Quantität von Risiken vor der Deckung prüft, und gegebenenfalls auch nur unter Auflagen zur Risikoverminderung Versicherungsschutz offeriert, hat sie sicherlich eine gewisse risikovermindernde Wirkung. Andererseits gibt's auch die Erscheinung, dass Versicherungsnehmer aufgrund des gewährten Versicherungsschutzes ein zu grosses Sicherheitsgefühl haben. Daher sind sie eher dazu bereit, insgesamt höhere Risiken einzugehen, quasi: Im Schadenfall ist man ja versichert. In welchem Masse Versicherungen daher schliesslich Risiken wirklich vermindern, kann ich nicht genau sagen.

*Was kann der Staat tun, um die Umwelt von «Umweltrisiken» zu schützen? Welche Rolle haben die Versicherungen zu übernehmen?*

Wie die heutigen Umweltprobleme zeigen, sind die ordnungsrechtlichen Ver- und Gebotsregelungen im Umweltbereich vielleicht nicht die beste Lösung. Es wird nun versucht, über eine Verschärfung der Haftung eine Verbesserung der Umweltprobleme zu erreichen. Inwiefern sich dies bewährt, muss die Zukunft zeigen. Insgesamt zeichnet sich aber ab, dass die Haftungsverschärfungen allein nicht genug Wirkung haben werden.

Es gibt von staatlicher Seite aus Überlegungen zur Einführung einer Pflichtversicherung für Umweltrisiken. Man denkt, dass Versicherer nur solche Umweltrisiken decken werden, die versicherbar und handhabbar sind. Ausserdem wären auch die Kosten allfälliger Schadensfolgen gedeckt. Wäre z.B. die Betriebsbewilligung von Anlagen an einen Versicherungsnachweis gekoppelt, so könnte sich dadurch ein bestimmter Mindeststandard für Umweltrisiken durchsetzen lassen.

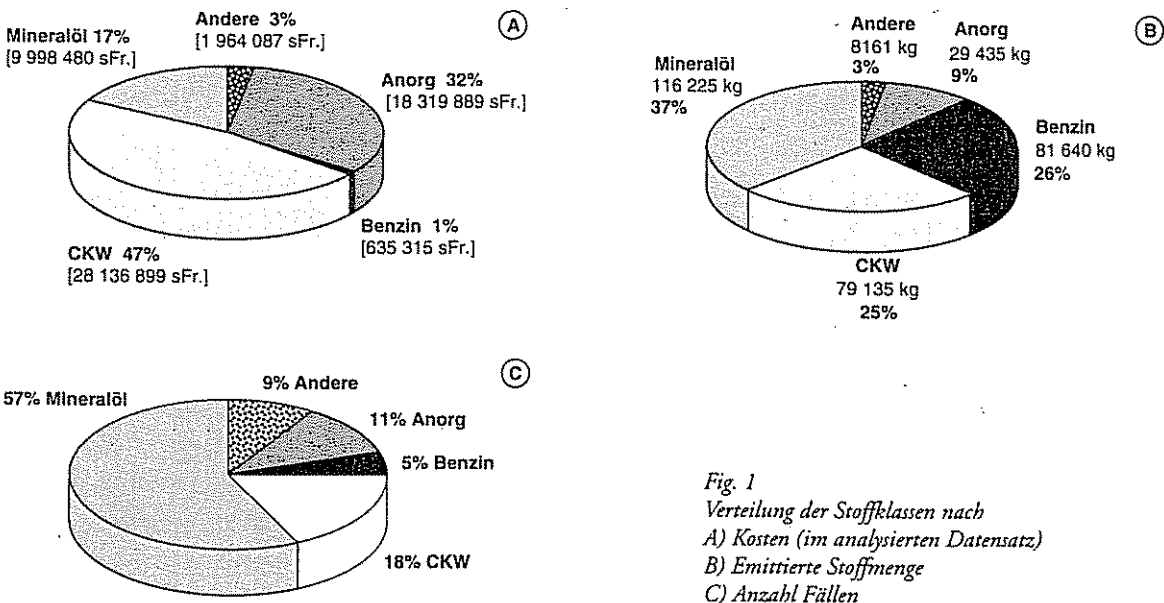
Versicherungen, als private Wirtschaftsunternehmungen, müssten dabei aber die Rolle der Behörden übernehmen (d.h. das richtige und für die Gesellschaft erträgliche Risikoniveau qualitativ und quantitativ einschätzen und festlegen). Soweit mir bekannt ist, wollen diese Rolle aber die wenigsten Versicherer übernehmen. Sie wollen nicht Umweltpolizei spielen.

Ausserdem funktioniert diese Idee nur, wenn alle Versicherungen die gleiche Methoden zur Risikoabschätzung und Prämienkalkulation anwenden würden, und ihrer Risiko- bzw. Geschäftspolitik exakt gleiche Bedingungen zugrunde legen würden. Da die Deckung von Risiken grundsätzlich prämiendependant ist, liegt es nahe, dass auch das Erhalten des Versicherungsschutzes nur eine Frage des Preises sein wird. Ausserdem wird es auch unter Versicherern «schwarze Schafe» geben, die bestimmte Risiken für tiefe Prämien decken, und im Schadenfall zahlungsunfähig sind oder schon längst nicht mehr existieren.

*Welche Möglichkeiten haben die Versicherungsgesellschaften unter der heutigen Gesetzgebung, um Umweltrisiken und Kosten zu kalkulieren?*

Bei der Versicherung von Umweltrisiken stellt sich zusätzlich zur komplexen Abschätzungsproblematik auch noch das Problem des Änderungsrisikos. Versicherer müssen also heute, *ex ante*, allfällige Schadenkosten zukünftiger Ereignisse abschätzen und hierbei auch Faktoren wie die zukünftige Entwicklungen des gesellschaftlichen Umweltbewusstseins, des Umweltrechts, der Rechtsprechung, sowie Auswirkungen aufgrund des erweiterten Wissens (z.B. Ökotoxikologie) einbeziehen.

Normalerweise wird in Versicherungen für die Tarifierung und Kalkulation von Policen auf die statistische Schadenerfahrung in



einem bestimmten Versicherungsbereich zurückgegriffen. In der Vergangenheit wurden Umweltrisiken zwar in der Betriebshaftpflichtversicherung gedeckt. Sie wurden aber nirgends separat erfasst. Deshalb liegen die für die Versicherung von Umweltrisiken heute so wichtigen Daten unausgewertet und unerfasst in den grossen Archiven der Haftpflichtversicherer.

Um diese Umweltschadenerfahrung nutzen zu können, habe ich deshalb eine Umweltschadendatenbank der Haftpflichtversicherung aufgebaut. Erfasst wurden 100 Umwelthaftpflichtschadensfälle einer deutschen und zweier schweizerischen Direktversicherungen der Jahre 1985–1993. Als Umweltschäden wurden Fälle erfasst, bei denen durch die Emission einer gefährlichen Substanz mindestens eines der Umweltmedien Wasser, Boden und Luft geschädigt wurde und daraus Kosten für die Versicherung entstanden sind.

Auf diesen Daten basierend habe ich eine Verbindung zwischen naturwissenschaftlich-technischen Faktoren und den entstandenen Kosten der Umweltschäden für die Versicherungen hergestellt.

Risiko wird meist ja als Produkt aus Wahrscheinlichkeit und Tragweite verstanden. In meiner Arbeit habe ich das Augenmerk auf die finanzielle Tragweite von Umweltrisiken im Schadenfall gerichtet.

*In welcher Grössenordnung bewegen sich denn die von den Versicherungen getragenen Kosten der untersuchten Umweltschäden in Deiner Arbeit?*

Die Kosten von Umweltschäden können leicht ein Volumen von mehreren Millionen Schweizer Franken (CHF) erreichen. Insgesamt verursachten im verwendeten Datensatz gut 300 Tonnen emittierte Chemikalien ca. 59 Millionen CHF an Kosten. Der durchschnittliche Schaden im Datensatz liegt bei ca. 590'000 CHF.

Nur wenige Substanzklassen verursachen den Großteil der Kosten, siehe Fig. 1 (Verteilung der Kosten versus Schadensfälle). Besonders kostenintensiv erweisen sich CKW und Anorganika-Schäden. Mineralölschäden dagegen sind eher «billiger».

Die Versicherer wendeten die ausbezahlten Gelder (siehe Tabelle 1) zu ca. einem Drittel für Sanierungsanlagen und notwendige Baumassnahmen auf. Ungefähr

ein Fünftel der Kosten entstand durch die reinen Entsorgungsgeldern für die Schadstoffe. Je etwas über ein Zehntel musste für geotechnische Arbeiten und für Betriebskosten, wie z.B. Strom und Wasserverbrauch aufgewendet werden.

Unter 10% fielen an für Diverses wie chemische Analysen, Expertisen, Schadenersatz an Dritte. und erstaunlicherweise nur 1% der Kosten wurden für Rechts- und Gerichtskosten, Behördenleistungen sowie Gebühren aufgewendet. Darum erstaunlich, weil in den USA dieses Verhältnis sicher an-

%	Kostenschlüssel
1	Gerichts/Behördekosten
2	Schadenersatz an Dritte
3	Wiederherstellungskosten
4	Rettungskosten
6	Sachverständigen/Expertenkosten
7	Labor/Analysekosten
11	Betriebskosten
12	Bohrkosten/Geotechnik
17	Entsorgungskosten
37	Anlage-/Baukosten

*Tabelle 1*  
Verwendung der ausbezahlten Gelder für die 100 erfassten Umwelthaftpflichtschadensfälle in den Jahren 1985 bis 1993 (100% = 59 Millionen CHF)

$$\text{Gesamtkostenklasse} = f \left( \begin{matrix} \text{Stoffklasse} \\ \text{Bodenklasse} \\ \text{Umfeldklasse} \\ \text{Stoffmengenklasse} \\ \text{Zugriffszeitklasse} \end{matrix} \right)$$

Gesamtkostenklasse	Stoffklasse	Bodenklasse	Umfeldklasse	Stoffmengenklasse	Zugriffszeitklasse
9 ordinale	5 nominale	3 ordinale	3 ordinale	11 ordinale	8 ordinale
<5000 sFr. = a	CKW	Durchlässigkeit	Umfeldrisiko	unter 20	unter 6 h
5000-9999 = b	Benzin	A (klein)	A1 (klein)	bis	bis
...	Anorganika	B (mittel)	A2 (mittel)	über 20'000 kg	über 3 Jahre
10 <sup>5</sup> -2'999'999 = h	Mineralöl	C (gross)	A3 (gross)		
über 3 Mio. sFr. = i	andere				

Fig. 2 Modell zur Abschätzung der Grössenordnung der Kosten im Schadenfall

ders aussähe, die juristischen Kosten (die v.a. durch die Abwehr bzw. Verteilung möglicher Ansprüche entstehen) bewegen sich dort in der Grössenordnung von 60-80% der gesamten Schadenkosten. Eine solche Aufblähung der Anwaltsarbeit lag nicht in der Absicht der Initianten des Superfund.

*Welche Faktoren haben sich bei der Auswertung Deiner Datenbank für die Kalkulation der Kosten als relevant erwiesen?*

Aufgrund naturwissenschaftlicher und technischer Überlegungen bei der Analyse der Schadendaten, Erfahrungen im versicherungstechnischem Risiko- und

Schaden-Management sowie mit Hilfe statistischer Korrelationsanalysen wurden hypothetisch folgende Faktoren als kostenbeeinflussend formuliert:

- Substanzklasse
- Substanzmenge
- Bodentyp
- Umfeldtyp
- Zeit, die vergeht zwischen dem «Ergreifen und dem Wirken» von ergriffenen Sanierungs-Massnahmen

Um eine statistische Abschätzung dieser Faktoren zu ermöglichen wurde ein hypothetisches Modell in folgender Form aufgestellt: Die abhängige Variable (= Regressand) heisst «Gesamtkosten» (GK) und

ist eine Funktion der 5 unabhängigen Variablen, den Regressoren. Am naheliegendsten wäre es, für die statistische Abschätzung die lineare Regression unter Verwendung der Methode der kleinsten Fehlerquadrate zu verwenden. Da die dafür notwendigen Voraussetzungen durch den gegebenen Datensatz aber nicht erfüllt werden (d.h. es müsste eine Normalverteilung der Residuen vorliegen) und zudem viele Kategorial- und Ordinaldaten berücksichtigt werden mussten, habe ich ein Logitmodell verwendet. Das ist ein aus den Sozialwissenschaften stammendes Modell zur Kategorialanalyse. Ich habe ein lineares, kategoriales,

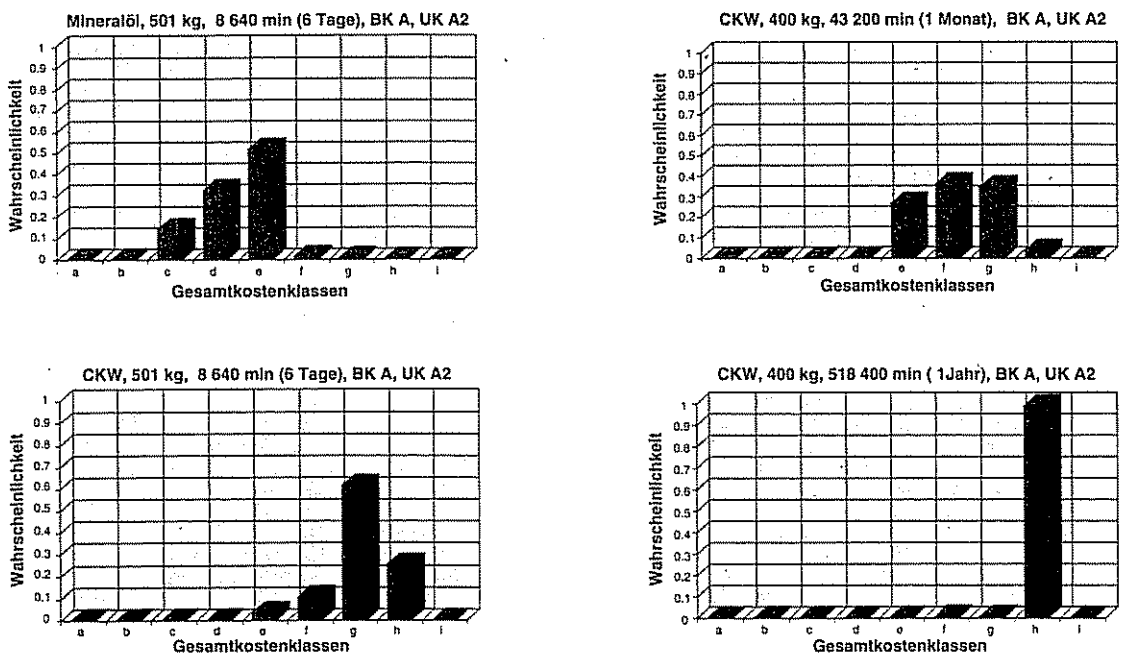


Fig. 3 Abschätzung der Gesamtkostenklasse eines Umweltrisikos im Schadenfall (Eintrittswahrscheinlichkeitsverteilung). An diesen Beispielen sieht man den Einfluss der Menge und Stoffklasse auf die Eintrittsverteilung.

multinomiales und ordinales Logitmodell verwendet. Für Versicherungen sind die Grössenordnungen der durch Umweltrisiken entstehenden Kosten wichtig, es kommt nicht auf den Rappen an. Durch das Modell können also verschiedene ordinale Klassen des Regressanden (level) abgeschätzt werden.

Das Ergebnis der statistischen Modellschätzung ergab eine hohe Signifikanz der hypothetisch formulierten Regressoren sowie des Gesamtmodells. Ein Vergleich der Ergebnisse für die Kosten aus der Modellschätzung mit den tatsächlich entstandenen Kosten aus dem Datensatz ergibt eine Übereinstimmung von über 90%. Versicherungen können nun also anhand dieses Modells die Grössenordnung der Kosten von Umweltrisiken im Schadenfall *ex ante* abschätzen. Das Modell ist dynamisch gestaltet: es kann neue Schadensdaten als auch weitere Regressoren oder andere Klassen pro Regressor berücksichtigen.

Die Ergebnisse dieser Studie tragen dazu bei, den äusserst komplexen Bereich der Versicherung von Umweltrisiken zu strukturieren und stellen wichtige Erkenntnisse für die Entwicklung einer neuen Umwelthaftpflichtpolice zur Verfügung.

Durch das entwickelte Verfahren können die zu erwartenden Kosten von Umweltschäden in der Haftpflichtversicherung einfach und zuverlässig abgeschätzt werden.

Diese Information steht für die versicherungsmathematische Tarifierung sowie dem Underwriter (Bevollmächtigter des Versicherten zur Zeichnung von Risiken; siehe Fig. 4) für die Prämienberechnung zur Verfügung.

*Welchen Einfluss haben die Faktoren auf die Gesamtkosten?*

Bei meiner Analyse habe ich festgestellt, dass die Regressoren

unterschiedliche Auswirkungen haben. Stoffklasse, Stoffmenge und Zugriffszeit haben einen höheren Einfluss als Umfeld- und Bodenklasse.

*Haben Deine Computer-unterstützte Kostenschätzungen in der Praxis schon Eingang gefunden?*

Ja, zum Teil werden sie in Versicherungen bereits in der Praxis zur Abschätzung verwendet. Die Versicherungen haben grosses Interesse daran.

*Die Substanzgruppe der CKW ist erkannt, welche Substanzen werden uns oder die Versicherungen in Zukunft noch überraschen? Sind gentechnische Erzeugnisse schon ein Thema?*

Die Suche nach einer Antwort auf diese Frage beschäftigt gegenwärtig viele Versicherer. Ich kann sie leider auch nicht beantworten. Die Abklärung des Schadenpotentials der Gentechnik steht natürlich im Zentrum dieser Diskussion. Welche Substanzen als nächstes als kostenverursachend erkannt werden, oder aufgrund welcher Substanzen als nächstes hohe Kosten verursacht werden, wird von den neuen ökotoxikologischen Erkenntnissen abhängig sein, nämlich auch davon, wie sich solche Ergebnisse in der gesellschaftlichen und rechtlichen Entwicklung niederschlagen werden.

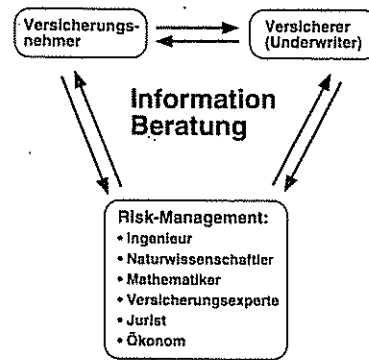


Fig. 4  
Versicherung als Partner des Versicherungsnehmers.

#### Veröffentlichungen auf diesem Gebiet:

- Markus Hofmann (1995), «Umweltrisiken und -schäden in der Haftpflichtversicherung – Hintergründe – Schadenanalysen – Kostenkalkulationsmodell», Schriftenreihe Verbraucherschutz, Produkthaftung, Umweltschutz, Band Nr. 4, 1995, Verlag Versicherungswirtschaft, Karlsruhe, (im Druck)
- Markus Hofmann (1992) «Das Problemfeld Risiko», in: Strukturen im Wandel – Konflikte und Konzepte: Studium und Praxis, Rudi Zagst (Editor), p. 49–54, Universitätsverlag Ulm, ISBN: 3-927402-67-2
- Markus Hofmann und Hans Wasmer (1994): «The Risky Business of Environmental Impairment Liability Insurance – Development of a Calculation Model of Environmental Impairment Costs for Liability Insurance», American Risk and Insurance Association, 1994 Annual Meeting, Toronto, Canada
- Markus Hofmann, Hannes Wasmer (1994): «Umweltschaden, eine neue Herausforderung für Versicherungen», EAWAG Jahresbericht 1993
- M. Berg, G. Erdmann, M. Hofmann, M. Jaggy, M. Scheringer, H. Seiler (Editors), (1994): «Was ist Schaden? Zur normativen Dimension des Schadenbegriffes in der Risikowissenschaft», vdf-Verlag, Zürich
- Markus Hofmann, (1995), Calculating the Costs of Environmental Impairment: A mathematical model for Liability Insurance, The Link Between, Risk-Engineering Newsletter, Zurich Insurance Group, Zurich, No. 20, 1995 (im Druck)

## EAWAG-INFO TAG

Dienstag, 12. September 1995, 9.30–16.40 Uhr

### Spurenstoffe in der Umwelt

**Analytik, Verhalten, Wirkungen und Folgerungen für die Umweltschutzpraxis**

ETH Zürich, Auditorium maximum

Kosten: Fr. 120.–

Anmeldung: Sekretariat PEAK, Tel. 01/823 53 93, Fax 01/823 53 75

## Verbesserte traditionelle Fäkalienentsorgung in China – Alternative zur Schwemmkanalisation ?

### Traditionelle Fäkalienentsorgung in den Städten Chinas

Die meisten Städte in China verfügen über kein oder nur über ein rudimentäres Kanalisationssystem zur Entsorgung der Fäkalien. So sind beispielsweise nur 13% der Einwohner von Shanghai an ein konventionelles Kanalisationssystem angeschlossen. Etwa 2,5 Millionen dieser 7-Millionen Stadt bewohnen weiterhin die traditionelle Kübellatrine und mehr als 4 Millionen entsorgen ihre Fäkalien entweder über Kommunallatrinen oder direkt in das Oberflächenentwässerungssystem nach einer rudimentären Vorreinigung in einem Abwasserfaulraum. Die Fäkalien und Fäkalschlämme von den Kübel- und Kommunallatrinen, bzw. von den Abwasserfaulräumen, werden regelmässig durch Saugfahrzeuge eingesammelt, auf Lastschiffe gepumpt und auf dem Fluss in das Landwirtschaftsgebiet transportiert. Hier gelangen die Fäkalien in Stapelbecken, wo sie gemäss nationalen Richtlinien mindestens während 30 Tagen gelagert werden sollten, bevor sie gemäss einer jahrhundertalten Tradition von den Bauern als Dünger auf die Felder, bzw. in Fischteiche, ausgebracht werden. Damit soll ein weitgehendes Absterben der krankheitserregenden Keime erreicht werden. In der Praxis wird allerdings diese minimale Stapelzeit von 30 Tagen kaum eingehalten und die Fäkalien gelangen oft frisch und unbehandelt auf die Felder und die Fischteiche.

Diese Art der Fäkalienentsorgung ist typisch für den Grossteil der Bevölkerung in den städtischen Gebieten Chinas (ca. 360 Millionen) und wird denn auch häufig von westlichen Experten als

eines der wichtigsten Umweltprobleme chinesischer Städte betrachtet. Obschon keine systematischen epidemiologischen Untersuchungen vorliegen, wird generell vermutet, dass das bestehende Fäkalienentsorgungssystem verantwortlich ist für eine hohe Übertragungsrate von Infektionskrankheiten.

Entsprechend haben verschiedene in Planung befindliche und durch die Weltbank und andere Organisationen finanzierte städtische Umweltprojekte u.a. zum Ziel, diese Situation der Fäkalien- und Abwasserentsorgung zu verbessern.

### Ist die konventionelle Schwemmkanalisation die einzige und beste Alternative ?

Als Lösung wird praktisch in allen Projekten vorgeschlagen, die Städte mit konventionellen Schwemmkanalisationssystemen nach dem Muster der industrialisierten Länder Europas und Nordamerikas auszurüsten. Der Bau derartiger Kanalisationssysteme ist aber äusserst kapitalintensiv und überschreitet in den meisten Fällen, zumindest kurz- und mittelfristig, die finanziellen Möglichkeiten einer Stadt in China wie übrigens in praktisch allen Entwicklungsländern. Die Folge ist die, dass meist nur ein sehr rudimentäres Kanalisationssystem gebaut wird, das die kommerziellen Zentren sowie die Gebiete der reichen Bevölkerungsschicht entsorgt. Diese Lösung hat aber nicht nur den Nachteil, dass sich für den grösseren Teil der Bevölkerung, nämlich die ärmeren Bevölkerungsschichten, die Situation überhaupt nicht verbessert, sondern dass auch der Bau von dringend notwendigen Ab-

wasserreinigungsanlagen am Ende der Kanalisation aus finanziellen Gründen auf viele Jahre hinaus aufgeschoben wird. Der Bau von konventionellen Schwemmkanalisationen hätte somit mit Bestimmtheit zur Folge, dass in absehbarer Zukunft noch in verstärkter Masse die Oberflächenwasser durch praktisch ungereinigte Abwässer verschmutzt würden, und dass – auf der anderen Seite – die in den Fäkalien enthaltenen Nährstoffe der Landwirtschaft verloren gingen.

Es stellt sich somit die grundsätzliche Frage, ob die Einführung der konventionellen Schwemmkanalisation tatsächlich eine sinnvolle und nachhaltige Lösung für die rund 360 Millionen städtischen BewohnerInnen in China darstellt. Dies ist denn auch die Hauptfragestellung einer laufenden Studie, welche vom EAWAG-Forschungsbereich «Siedlungshygiene in Entwicklungsländern» in enger Zusammenarbeit mit der Weltbank, dem Schweizerischen Tropeninstitut in Basel und lokalen Beratern durchgeführt und von der DEH (Schweizerischen Direktion für Entwicklungszusammen-

#### Die Weltbank

*Die Weltbank, bestehend aus der Internationalen Bank für Wiederaufbau und Entwicklung (IBRD) und der Internationalen Entwicklungs-Assoziation (IDA), ist eine multilaterale Entwicklungsinstitution. Sie hat zum Ziel die Förderung des wirtschaftlichen und sozialen Fortschrittes in Entwicklungsländern durch die Gewährung finanzieller und technischer Hilfe, hauptsächlich für spezifische Projekte des öffentlichen und privaten Sektors.*



Gezielte Anwendung von Fäkalschlamm zur Düngung von Gemüse in China.

arbeit und humanitäre Hilfe) finanziell unterstützt wird. In dieser Studie soll an einem konkreten Beispiel untersucht werden, ob das bestehende System tatsächlich aus hygienischen Gründen grundsätzlich ausser Betrieb genommen werden muss, oder ob mit gezielten technischen und nicht-technischen Massnahmen eine genügende Verbesserung erreicht werden kann, so dass es zumindest kurz- und mittelfristig als echte Alternative zur konventionellen Schwemmkanalisation in Betracht gezogen werden kann. Die Studie wird in der Provinz Hubei durchgeführt und ist Teil eines in Vorbereitung befindlichen Weltbankprojektes zur Verbesserung der städtischen Umweltsituation. Die enge Zusammenarbeit mit einem Implementierungsprojekt der Weltbank bietet Gewähr, dass die Resultate der Studie möglichst rasch und effizient in die Praxis umgesetzt werden.

### Ist eine Verbesserung der traditionellen Fäkalienentsorgung möglich?

#### Ergebnisse erster Teilstudien

In einer ersten Phase wurden im Jahre 1994 folgende Teilstudien durchgeführt:

a) Epidemiologische Untersuchungen zur Feststellung der effektiven gesundheitlichen Gefährdung der Bevölkerung durch die

bestehende Praxis der Fäkalienentsorgung;

b) Marktstudie über die Entwicklung des Bedarfs und der Verwendung von Fäkalschlämmen in der Land- und Fischwirtschaft;

c) Sozio-kulturelle Studie über die bestehende Situation bezüglich Gesundheits- und Hygieneerziehung und deren Zusammenhang mit unhygienischen Praktiken bei der Einsammlung und Wiederverwendung von Fäkalien;

d) Studie über Möglichkeiten der schrittweisen Verbesserung der heutigen Situation durch technische Massnahmen

Diese Teilstudien zeigten u.a. folgende Resultate:

a) Bei Bäuerinnen, Bauern und ArbeiterInnen, welche direkt mit Fäkalien umgehen, ist die Rate bezüglich Wurmkrankheiten tatsächlich erhöht, wobei aber das individuelle Hygieneverhalten eine entscheidende Rolle spielt. Durch verbesserte Hygieneerziehung und das strikte Einhalten einfachster Hygieneregeln, könnte das Krankheitsrisiko vermutlich wesentlich vermindert werden.

b) Die Bauern sind weiterhin stark an der Verwendung von Fäkalien auf Feldern und in Fischteichen interessiert. Die Nachfrage ist meist wesentlich grösser als das Angebot mit der Folge, dass die Fäkalien oft direkt bei den

«Produzenten» abgeholt und die vorgeschriebene Stapelzeit von 30 Tagen nicht eingehalten wird. In jenen Gebieten, wo die Fäkalien stark mit Spülwasser verdünnt sind, bevorzugen die Bauern allerdings eher chemischen Dünger als Nährstofflieferant. Dies hängt wohl damit zusammen, dass der Transport von verdünntem Fäkalschlamm schwieriger und aufwendiger ist und die Anwendung von weniger gezielt erfolgen kann.

c) Die Gesundheits- und Hygieneerziehung ist bei den verschiedenen Bevölkerungsgruppen sehr unterschiedlich, wobei besonders die Bauern meist vernachlässigt werden.

d) Die bestehenden Abwasserfaulräume sowie die Schlammstapelbehälter sind meist unterdimensioniert und schlecht oder überhaupt nicht gewartet. In der Folge gelangen die Abwässer bzw. Fäkalschlämme praktisch unbehandelt in die Oberflächengewässer und auf die Landwirtschaftsfelder. Durch relativ einfache Verbesserungen im Bau und Betrieb der bestehenden Anlagen sowie die Einführung neuer Verfahren (z.B. Abwasserfaulraum mit nachgeschaltetem Anaerobfilter, gemeinsame Kompostierung von Fäkalschlamm mit Hausmüll, usw.) könnte daher die bestehende Hygiene- und Umweltsituation wesentlich verbessert werden, ohne dass das bestehende System grundsätzlich verändert werden muss.

#### Geplante Pilotaktivitäten

In der laufenden zweiten Phase soll nun mit gezielten Pilotaktivitäten in zwei ausgewählten Städten die Eignung und Effizienz verschiedener Massnahmen zur schrittweisen Verbesserung der traditionellen Fäkalienentsorgung untersucht werden. Einerseits wird die Qualität des behandelten Abwassers und

Forschungs- und Entwicklungsprojekte

## Pestizide in der Atmosphäre

der anfallenden Fäkalschlämme von richtig dimensionierten und betriebenen «traditionellen» Anlagen ermittelt, und andererseits wird untersucht, inwiefern durch einfache Modifikationen und Ergänzungen von bestehenden Anlagen deren Effizienz wesentlich verbessert werden könnte. Dabei stehen zwei zentrale Fragen im Vordergrund:

- Kann das primär aus Haushalten stammende Abwasser mittels einfachen (dezentralen) technischen Massnahmen so weit gereinigt werden, dass es «ohne Schaden» in ein Oberflächengewässer geleitet werden kann?
- Kann mit einfachen technischen und operationellen Massnahmen die hygienische Qualität der in der Land- und Fischwirtschaft verwendeten Fäkalschlämme soweit verbessert werden, dass das Risiko der Krankheitsübertragung «angemessen klein» ist?

Erst durch die wissenschaftlich fundierte Beantwortung dieser Fragen wird eine Beurteilung möglich, ob das System der traditionellen Fäkalienentsorgung in China zumindest kurz- und mittelfristig eine echte Alternative zur konventionellen Schwemmkanalisation darstellt, wobei in den obigen Fragen ganz bewusst die nicht objektiverbaren Kriterien «ohne Schaden» und «angemessen klein» verwendet werden. Der Grund liegt darin, dass als Referenz für die Beurteilung von Verbesserungsmaßnahmen primär die heutige Hygiene- und Umweltsituation betrachtet werden muss und dass es sich immer als kontraproduktiv erweist, als Referenz hochgesteckte Standards zu wählen, welche aus sozio-ökonomischen Gründen kurz- und mittelfristig sowieso nicht erreicht werden können.

Roland Schertenleib<sup>1</sup>

<sup>1</sup> SANDEC, Sanitation in Developing Countries (vormals IRC)

### Meteorwasser

Gemäss Verordnung zur Abwasser-einleitung ist wenig verschmutztes Niederschlagswasser mit Rücksicht auf die unerwünschte Verdünnung in der Mischwasserkanalisation unter Berücksichtigung der örtlichen hydrogeologischen und technischen Verhältnisse versickern zu lassen. Innert 15 Jahren soll dadurch erreicht werden, dass die Wirkung von Abwasserreinigungsanlagen nicht mehr durch stetig anfallendes, nicht verschmutztes Abwasser beeinträchtigt wird.

Die Frage stellt sich, ob die Versickerung von Meteorwasser (von versiegelten Flächen abfliessendes Regenwasser) hinsichtlich organischer Stoffe ein geeignetes Instrument zur Siedlungsentwässerung darstellt oder ob Boden und Grundwasser zu stark belastet werden. Gegebenenfalls müssten geeignete Massnahmen zur Reduktion der identifizierten Problemstoffe vorgeschlagen werden.

Im Rahmen der Dissertation über «Organische Verbindungen im Meteorwasser» werden der Eintrag und die Infiltrationsprozesse

von ausgewählten Pflanzenschutzmitteln (hier mit PSM abgekürzt, Synonym für Bio- oder Pestizide) in Versickerungsanlagen untersucht. Zur Charakterisierung des Eintrags von PSM in Versickerungsanlagen konzentrierte sich das Projekt bis anhin auf die Bestimmung von verschiedenen Triazinen (Fig.1) in Regen- und Dachwässern.

Ein vor kurzem abgehaltenes Treffen mit WissenschaftlerInnen aus eigenen und angrenzenden Forschungsbereichen ermöglichte eine allgemeine Bestimmung zum Stand des Wissens und diente dazu, Fragen bezüglich den wichtigsten Input-Prozessen zu klären. Hilfreich hierzu war auch die Anwesenheit von Vertretern der chemischen Industrie (Hr. Steinemann und Hr. Stamm, Ciba, Basel) und der Atmosphärenphysik (J. Stähelin, Atmosphärenphysik ETH, Höggerberg HPP). Die Referatstitel sind in Tab. 1 aufgeführt.

### Triazine in der Umwelt

Als wichtigste Vertreter dieser Substanzklasse wurden Simazin, Terbutylazin und Atrazin (sowie dessen Abbauprodukte Desethyl-Atrazin und Desisopropyl-Atrazin) erfasst. In der Schweiz unterliegt Atrazin mittlerweile verschiedenen Anwendungsbeschränkungen: Es darf nur noch zur Unkrautbekämpfung im Maisanbau eingesetzt werden, die Menge ist auf maximal 1 kg/ha-a limitiert und der Gebrauch ist nur bis zum 30. Juni jedes Jahres zugelassen. Diese Massnahmen liessen den Verbrauch von Atrazin in den letzten Jahren um rund 50% auf ungefähr 60 t für 1994 zurückgehen<sup>[1]</sup>.

Da jedoch durch Abdriftung bei der Applikation und Verdunstung unter Umständen ein erheblicher Anteil in die Atmosphäre gelangen

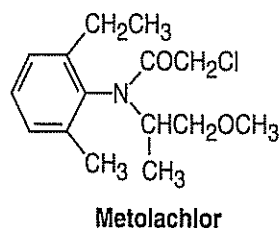
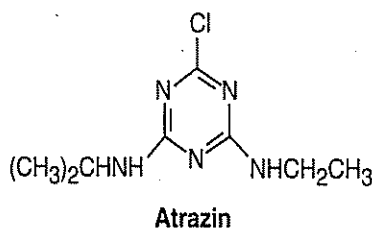


Fig. 1  
Zwei wichtige Vertreter der Pestizidklassen der Triazine (Atrazin) und der Acylanilide (Metolachlor).

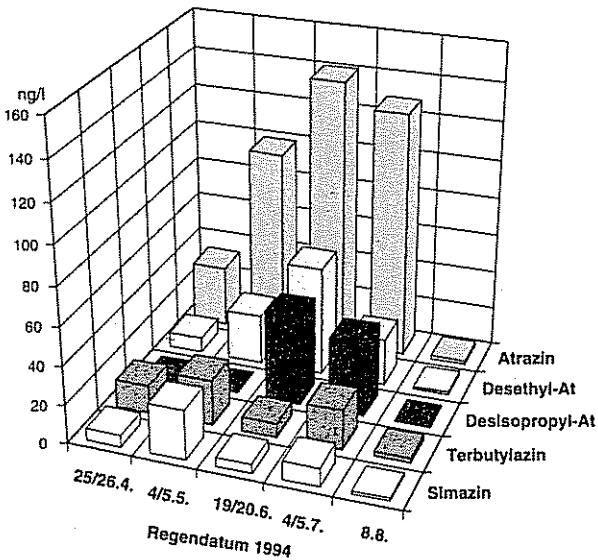


Fig. 2  
Triazine im Regen 1994 am Standort Tüffenwies. Die gemessenen Konzentrationen widerspiegeln deutlich die Applikationsperiode dieser Pestizide. In der Schweiz ist die Anwendung von Atrazin auf die Monate bis Ende Juni beschränkt.

kann, sind die Triazine im Hinblick auf ihr Vorkommen in Atmosphäre und im Regen weiterhin von besonderer Relevanz.

### Sommerregen mit hohen Atrazinwerten

Während die meisten anderen PSM nur sporadisch und uneinheitlich über das ganze Jahr im Regen auftreten, werden Triazine regelmässig und fast ausschliesslich während der Applikationsperiode (Frühling/Sommer) detektiert. Die gemessenen Konzentrationen im Regenwasser (Fig. 2) decken sich

weitgehend mit den Ergebnissen der verschiedenen ReferentInnen (z.B. [3,4]). Als nach wie vor wichtigster Vertreter erreicht Atrazin im Regenwasser Werte bis 150 ng/l und überschreitet somit den Trinkwasser-Toleranzwert von 100 ng/l deutlich.

### Pestizide im Meteorwasser

Organische Substanzen in Dachabflüssen wurden bis anhin selten studiert. Förster [2] untersuchte neben verschiedenen Summenparametern auch das Abschwemmverhalten von Polyaromatischen

Kohlenwasserstoffen (PAHs), Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden und Nitrophenolen von Modell-dächern. Der von ihm sehr häufig beobachtete «first flush» (Belastungsspitze in der Abfangphase der Dachabspülung) tritt auch bei den Triazinen auf (Fig. 3), hängt jedoch in starkem Mass von der Beschaffenheit eines Daches ab. Ein ebenfalls untersuchtes Flachdach mit Humusschicht weist beispielsweise nicht die für das Steil- und Ziegeldach typischen Konzentrationsspitzen zu Beginn eines Regenereignisses auf.

### Forschungsbedarf ausgewiesen

Bezüglich der derzeitigen Wissenslücken und des Forschungsbedarfs herrschte grundsätzlich Einigkeit: Das Schicksal von PSM in der Atmosphäre ist nach wie vor weitgehend unbekannt. Verteilung, Transport, Kinetik des Abbaus und Identifikation der Metaboliten sind zentrale Fragestellungen. Diese Prozesse sind allein mit blosser Regenbeprobung nicht zu verstehen, sondern müssen mittels Experimenten in kontrollierten Laborsystemen und systematischen Untersuchungen in den ein-

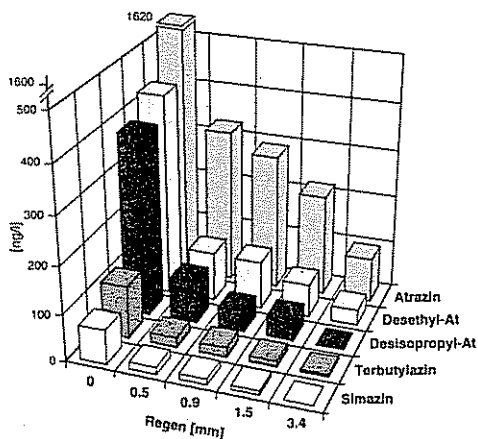


Fig. 3  
Triazine im Abfluss des Steildaches in Tüffenwies Ende Juni 1994. Die Substanzen zeigen ein ausgeprägtes «first flush»-Verhalten mit stark erhöhten Konzentrationen zu Beginn des Regenereignisses.

ReferentInnen	Beitrag
Stephan Müller, Organische Umweltchemie, EAWAG	FoSP/Versickerung von Meteorwasser
Thomas Bucheli, Organische Umweltchemie, EAWAG	Organische Verbindungen im Meteorwasser
Bettina Gath, Zentrum für Umweltforschung, J.W. Goethe-Universität, Frankfurt a.M.	Depositionsmonitoring von Pflanzenschutzmitteln
Dietmar Gottschild, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Bereich Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, Braunschweig	Pflanzenschutzmittel in Niederschlägen
Jürgen Förster, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth	Dachabspülung von Umweltchemikalien

Referate vom 15.3.95

zelen atmosphärischen Phasen (Gas-, Flüssig-, und partikuläre Phase) studiert werden.

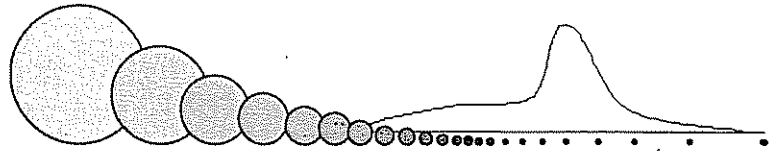
Während des Treffens bestätigte sich, dass mit dem Projekt der PSM im Regen- und Dachwasser ein brisantes Thema bearbeitet wird. Vor wenigen Monaten haben mehrere europäische Länder einen Antrag zu einem gross angelegtem Monitoring von PSM im Regenwasser bei der EU eingereicht. Das Seminar erlaubte es somit, Kontakte mit in diesem Projekt involvierten WissenschaftlerInnen aufzubauen und einen weiteren Wissensaustausch zu vereinbaren.

Im Rahmen einer Diplomarbeit von Franca Grüebler werden derzeit einige Vertreter der Substanzklasse der Acylanilide und Phenoxycarbonsäuren, welche z.T. auch im Regen gefunden werden, in das Analyseverfahren der Triazine integriert. Des weiteren steht demnächst ein sequentieller Regensammler zur Verfügung, welcher es erlaubt, die Art der Deposition der untersuchten Substanzen abzuschätzen.

Mit dem Bau eines Probenahme-schachtes in der Versickerungsanlage der Migros Betriebszentrale in Winterthur wird ab Herbst 1995 zudem die in situ-Beprobung von Sickerwässern möglich.

*Thomas Bucheli, Stephan Müller,  
René Schwarzenbach*

- [1] Bucher, D. (1994). Wie man das Klima entgiftet – Ciba, Produzentin von Atrazin, schränkt den Einsatz ihres Pflanzenschutzmittels selber ein. Zürich, CASH 30/94.
- [2] Förster, J. (1993). Dachflächen als Interface zwischen atmosphärischer Grenzschicht und Kanalsystem: Untersuchungen zum Transportverhalten ausgewählter organischer Umweltchemikalien an einem Experimentaldachsystem. Dissertation, Bayreuth.
- [3] Gath, B., Jaeschke, W., Kubiak, R., Ricker, I., Schmid, F., and Zietz, E. (1993). Depositionsmonitoring von Pflanzenschutzmitteln: Teil 2 Süddeutscher Raum. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45, 134–143.
- [4] Siebers, J., Gotsch, D., and Nolting, H.-G. (1994). Pesticides in Precipitation in Northern Germany. Chemosphere, 28, 1559–1570.



## Partikelanalyse an der EAWAG

Partikel spielen in der Umwelt in verschiedenster Hinsicht eine wichtige Rolle. Einerseits laufen Massenverschiebungen (Erosion, Sedimentation) in den Gewässern in partikulärer Form ab, andererseits dienen Partikel vielen Stoffen als Transportvehikel. Aber auch mikrobiologische Reaktionen laufen meist an der Oberfläche von Partikeln ab. Um diese Phänomene zu erforschen ist die Kenntnis der Partikelgrössenverteilung oftmals unumgänglich.

Solange sich das Hauptinteresse der Forschung auf den «partikulären» Bereich ( $>1 \mu\text{m}$ ) beschränkte, reichten Sieb- und Filtrationsmethoden aus, um qualitative Aussagen über die Partikelmassenverteilung machen zu können. Die heutige Forschung widmet sich aber in zunehmendem Mass den Kolloiden ( $<1 \mu\text{m}$ ) weil dieser Bereich für Oberflächenreaktionen bestimmend ist. Dies und der Wunsch quantitative Aussagen über Kolloide machen zu können, stellt höhere Anforderungen an die Partikelanalyse.

In der industriellen Verfahrenstechnik wurde schon früh nach geeigneten Methoden zur Bestimmung der Partikelverteilung gesucht. Die Korngrössenverteilung ist dort in sehr vielen Anwendungen eine wichtige Kenngrösse, welche für die Produkteigenschaften bestimmend ist (Farben, Kosmetika, Lebensmittel, etc.). Mit der Erfindung des Lasers kamen vermehrt optische Messmethoden (Streu- und Beugungslichtanalyse) zur Anwendung. Dabei sind industrielle Proben meist wenig problematisch, denn die Materialien sind bekannt (Brechungsindices), und die Partikelkonzentrationen sind genügend hoch, resp. frei wählbar

oder extrem tief (Reinraumüberwachung). Zudem sind die Ferti-gungsprozesse oft darauf ausgelegt, möglichst uniforme Partikel einer Grösse zu erzeugen.

Ganz anders sieht es im Gebiet der Umweltforschung aus. Meistens haben wir es mit sehr breitverteilten Partikelgrössen zu tun. In Oberflächengewässern ist die Partikelkonzentration fast immer zu tief, und über die Materialzusammensetzung der Partikel haben wir nur eine vage Ahnung. Deshalb kann die Bestimmung von Kolloiden aus der Umwelt in den meisten Fällen nicht routinemässig durchgeführt werden und bleibt jedesmal eine Herausforderung.

Das Partikellabor der EAWAG besteht seit 1972 und ist zuständig für die physikalische Charakterisierung von Kolloiden in der Umwelt. Ursprünglich initiiert durch Anwendungen aus den Ingenieurwissenschaften, steht es heute allen Abteilungen der EAWAG zur Lösung von Problemen der Partikelanalyse offen. Während den ca. 15 Jahren wurde das Labor von Anna Vagenknecht betreut. Durch die Einführung der Oberflächenbestimmung nach der BET-Methode und der Entwicklung eines Durchfluss-Laser-Partikelzählers legte sie gewissermassen den Grundstein für das neue Labor. Im November 1993 übernahm Daniel Kobler die Betreuung des Labors. Nach einem Umzug ins Labor E56 und einer Erweiterung des Geräteparks im Frühjahr 1994 konnten die Tätigkeiten im Bereich Partikelanalyse verstärkt werden. Zusätzlich zu den Geräten, welche direkt im Labor installiert sind, stehen seit einiger Zeit auch Geräte der EMPA und der ETH für Analysen zur Verfügung (s. Tabelle 1). Je

nach Problemstellung gilt es für Projekte aus dem gesamten Forschungsbereich der EAWAG, die geeignete Messmethode sowie das passende Gerät zu finden. Ist eine Methode gut auf die die Eigenschaften einer Probe (Konzentration, Partikelgrößenbereich, Probenmenge, etc.) abgestimmt, so ist eine Partikelbestimmung meist eine einfache Sache. Für problematische Proben folgen oft einige Testmessungen unter verschiedenen Bedingungen und auf verschiedenen Systemen. In manchen Fällen ist eine erfolgreiche Messung erst möglich, wenn von der Probenahme bis zur graphischen Darstellung der Resultate alle Schritte optimal aufeinander abgestimmt sind.

Der Tätigkeitsbereich des Partikelkollabors ist sehr weitgespannt.

- Durchfluss-Laser-Partikelzähler mit automatischer Probenverdünnung (PMS; 0.2–150 µm)
- Laser-Partikelzähler für kleinere Probenmengen (Galai CIS; 0.5–150 µm; ETH-ERDW)
- Laser-Streulicht-Analyse mit Photon-Correlation-Spectroscopy (Malvern ZetaSizer; 5–5000 nm)
- Laser-Beugungslicht-Analyse (Malvern MasterSizer X; 0.1–2000 µm; EMPA)
- Zetapotential-Bestimmung durch Laser-Doppler-Analyse (Malvern ZetaMaster)
- Bestimmung der spezifischen Oberfläche nach dem BET-Verfahren (Stickstoffadsorption; Carlo Erba)
- Sedimentationsanalyse (SediGraph; 0.1–300 µm; KB)

Tab. 1

Diese Methoden zur Partikelanalyse können angeboten werden.

Dazu gehört die Wartung des Labors und der Geräte, wobei spezielles Augenmerk auf die Qualitätssicherung der Messungen gelegt wird. Ebenso werden allgemeine Informationen über neue Methoden und Geräte der Partikelanalyse gesammelt und Kontakte mit anderen Instituten und Firmen, welche in diesem Bereich arbeiten, gepflegt. Neben der

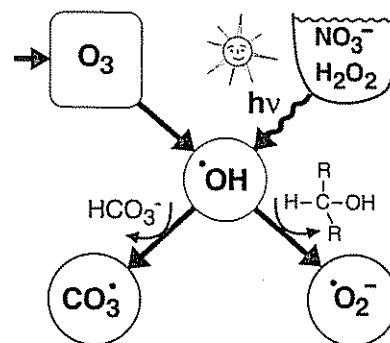
Mitarbeit in laufenden EAWAG-Projekten werden auch eigene Projekte zu diesem Themenkreis durchgeführt.

Daniel Kobler ist HTL-Ingenieur in Elektronik, Mess- und Regeltechnik. Nach einigen Jahren Berufspraxis und einem Nachdiplomstudium in Biomedizinischer Technik, arbeitet er seit November 1993 bei der EAWAG.

Symposium am 16. Juni 95

## Oxidationsprozesse in Umweltsystemen und Wasseraufbereitung

Über 20 Jahren lehrte und prägte Prof. Jürg Hoigné wesentlich die wissenschaftlichen Aktivitäten im Bereich der chemischen Oxidationsprozesse natürlicher Wässer und der Wasseraufbereitung. Weil er altershalber aus der EAWAG ausscheidet, findet zu seinen Ehren im Juni ein Symposium an der EAWAG statt.



09.15 Eröffnung, Musik und Grussnote der Direktion, Kaffeepause

Wissenschaftlicher Teil:

- 10.30 René Schwarzenbach (EAWAG/ETH): Die Wechselwirkung zwischen Forschung und Lehre in der Umweltchemie.
- 11.00 David Sedlak (UC Berkeley): Using ionizing radiation to study the reactions of hydroperoxyl and superoxide radicals with iron, copper and pollutants in sunlit waters.
- 11.30 Richard Zepp (US EPA): Kinetics and mechanisms for the photochemical fragmentation of non-living organic matter in the environment.
- 12.00 Johannes Staehelin (ETH): Photooxidantien in der Gasphase: Initiatoren, Kettenbeschleuniger und Scavenger.

Mittagessen

- 14.00 Martin Jekel (TU Berlin): Ozon und Mikroflokkungseffekte.
- 14.30 Hans Peter Klein (Wasserversorgung Zürich): Einsatz von Ozon bei der Aufbereitung von Oberflächenwasser am Beispiel der Seewasserwerke der Wasserversorgung Zürich.
- 15.20 Urs von Gunten (EAWAG): Ozonungsprozesse: Wie können molekulare Erkenntnisse auf die Trinkwasseraufbereitung übertragen werden?
- 15.50 Jürg Hoigné (EAWAG/ETH): Beiträge der EAWAG-Forschung zur Beschreibung chemischer Oxidationsprozesse natürlicher Wässer und der Wasseraufbereitung.
- 16.30 Apéro, open end.

Anmeldungen erbeten an: Herrn Dr. Urs von Gunten, EAWAG, 8600 Dübendorf (Tel. 823 52 70)

## Professuren

### Vom Vierwaldstättersee an den Lake Superior...

Noel Urban und Judith Perlinger arbeiten seit 1990 am Forschungszentrum für Limnologie der EAWAG in Kastanienbaum. Noel Urban war von 1990–1993 als Postdoktorand im Forschungsbereich Biogeochemie tätig. Er hat in dieser Zeit die Sulfatreduktion und den Schwefelkreislauf in verschiedenen Schweizer Seen untersucht. Seine Studien haben gezeigt, dass kleinskalige Redoxkreisläufe im Bereich der Sedimentoberfläche die Sulfatreduktion stark intensivieren. Seit März 1994 war er als Humboldtstipendiat am Geoökologischen Institut der Universität Bayreuth tätig.

Die Forschungsinteressen von Judith Perlinger konzentrieren sich auf das Verhalten von Xenobiotika in aquatischen Systemen. Sie schloss ihre Dissertation an der EAWAG mit dem Titel «Reduc-



Die neue Adresse für beide: Department of Civil and Environmental Engineering Michigan Technological University, 1400 Townsend Drive Houghton Michigan 49931-2943, USA Fax 001 096 487 2943

tion of Polyhalogenated Alkanes by Electron Transfer Mediators in Aqueous Solution» 1994 ab. Danach arbeitete sie für kurze Zeit als Postdoktorandin bei René Schwarzenbach.

Judith Perlinger und Noel Urban wurden auf Mai 1995 als Assistenzprofessoren ans Civil and Environmental Engineering Department der Michigan Technological

University berufen. Schwerpunkte ihrer Forschung bilden das Umweltverhalten von Xenobiotika und biogeochemische Stoffkreisläufe. Sie werden Aquatische Chemie, Organische Umweltchemie sowie Biogeochemie unterrichten.

### Professur für Soziologie

Seit Sommer 1994 verbindet Carlo Jaeger die Leitung der neu gebildeten Abteilung Humanökologie an der EAWAG mit einer ordentlichen Professur für Soziologie, die er an der Technischen Hochschule Darmstadt (THD) angetreten hat.

C. Jaeger diplomierte 1972 an der Universität Bern in Soziologie. 1979 promovierte er in Ökonomie an der J.-W. Goethe Universität in Frankfurt. 1992 wurde er Privatdozent für Humanökologie an der Abteilung Umweltnaturwissenschaften der ETH.

Ähnlich wie bei den an der EAWAG angesiedelten ETH-Professuren wird die Schnittstelle zwischen EAWAG und THD durch einen Kooperationsvertrag geregelt. Dadurch können an der Abteilung Humanökologie routinemässig Studierende mit sozialwissenschaftlichen Diplomen promovieren, was im Rahmen der ETH Zürich nur als Ausnahme möglich ist.

Die Lehre von C. Jaeger an der THD behandelt schwerpunktmässig Fragen des Umweltmanagements und der Regionalentwicklung. Sie richtet sich einerseits an Studierende der Sozialwissenschaften, andererseits an Studierende anderer Richtungen, insbesondere an Wirtschaftsingenieure.

Carlo Jaeger ist weiterhin an der Abteilung Humanökologie der EAWAG erreichbar.

Seine Darmstädter Adresse:  
Technische Hochschule Darmstadt  
Institut für Soziologie  
Residenzschloss  
D-64283 Darmstadt  
Tel. 0049 6151 16 3266  
Fax 0049 6151 16 6035

## Arnold Hörler

Mit Prof. Dr. e.h. Arnold Hörler ist im hohen Alter von 92 Jahren ein Pionier der Siedlungswasserwirtschaft und des Gewässerschutzes in der Schweiz nach einem reicherfüllten Leben am 5. März 1995 gestorben.

1948 bis 1973 hat er als Lehrbeauftragter und ab 1963 als Titularprofessor das Fach Abwassertechnik an den Abteilungen II und VIII gelehrt und geprägt. Vielen Ingenieuren ist er als engagierter Lehrer, Warner und bescheidener Mensch in bester Erinnerung. Sein Vorlesungsskript «Kanalisation» ist in der Schweiz zum Standardwerk und zur Grundlage der Siedlungsentwässerung geworden.

Der Mitinhaber eines Ingenieurbüros wurde 1954 Leiter der Technischen Abteilung der EAWAG. 1967 verlieh ihm die Hochschule Hannover die Ehren-

doktorwürde. Arnold Hörler war Initiant und Gründungsmitglied des VSA (Verband der Schweizer Abwasser und Gewässerschutzfachleute).

Arnold Hörler ist es gelungen, seine grosse praktische Erfahrung mit den damals modernen Erkenntnissen zum Gewässerschutz zu verbinden und die Basis für den heutigen Siedlungswasserbau zu legen. Ingenieure über die Grenzen der Schweiz hinaus werden Arnold Hörler als einen der «Altmeister» der Abwassertechnik in Erinnerung behalten. *Willy Gujer*



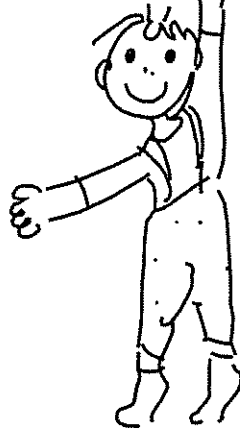
# KINDERPAVILLON

## ist eröffnet!

Seit dem 1. November 1994 können Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der EAWAG und EMPA ihre Kleinkinder betreuen lassen. Täglich von 7.30 bis 17.30 Uhr umsorgen zwei Fachfrauen, von Haus aus Kinderkrankenschwestern mit praktischer Krippen-Erfahrung, und eine Praktikantin die Kinder im Alter von zwei Monaten bis zum Kindergarteneintritt. Die von der Interessengemeinschaft Kinderpavillon getragene Tagesstätte konnte zunächst zwei Räume im Gästehaus der EMPA benützen. Ab Mitte Januar 1995 kam ein dritter Raum hinzu. Ausserdem stehen eine Küche und ein Bad zur Mitbenützung zur Verfügung. Vom Personalrestaurant der EMPA sind für das Mittagessen Kinderportionen erhältlich. Es ist also alles bestens eingerichtet und organisiert.

Wie kam es aber zu dieser (bei Bundesbetrieben sehr seltenen) Einrichtung? Das Ganze fing schon im Oktober 1991 an, als bei allen 291 MitarbeiterInnen der EAWAG eine Umfrage bezüglich des Bedarfs an Kinderbetreuung durchgeführt wurde. Die auswertende Arbeitsgruppe unter Leitung von Ilse-Dore Quednau stellte fest, dass sich in insgesamt 74 Rückantworten 10 Frauen und 19 Männer eine Betreuung für Kinder wünschten, wobei je nach Alter der Kinder unterschiedliche Bedürfnisse angemeldet wurden. Daraufhin suchten einige unverbesserliche Optimisten und Optimistinnen auf verschiedenen Ebenen nach Lösungen.

Nach diversen Kontakten zwischen EMPA und EAWAG konnte sich im Juni 1993 der Verein «Interessengemeinschaft Kinderpavillon» konstituieren. Zur Zeit setzt sich der Vereinsvorstand paritätisch aus je drei EAWAG- und EMPA-Angehörigen zusammen.



Nach dem Aufgreifen und wieder Verwerfen diverser Übergangs- und Pavillon-Varianten (daher der Name Kinderpavillon), hat sich die EMPA bereit erklärt, Räumlichkeiten in ihrem bis Oktober 94 umzubauenden Gästehaus bereitzustellen. Im Zusammenhang mit der Anstellung von Personal konnten uns dankenswerterweise der Personaldienst und der Finanzdienst der EAWAG weiterhelfen. Sie unterstützen uns jetzt bei der Personallohn-administration. Die Direktionen der EAWAG und

EMPA haben uns für die kommenden Jahre eine kleine Defizitgarantie gewährt, um die Startphase reibungslos zu überwinden.

Der Beitrag der Eltern musste auf 63 Fr./Tag festgelegt werden. Das ist nicht wenig und für DoktorandInnen fast nicht zu bezahlen. Mit mehr Kindern könnten wir die Beiträge senken. Dank der vielen Spenden an Spielsachen und anderen Einrichtungsgegenständen mussten wir nur relativ wenig Material kaufen, um die Räume auszustatten. Inzwischen laden sie durch die Bastel- und Malarbeiten der Kinder und der Betreuerinnen freundlich zum Spielen ein. Mit dem geplanten Zaun im Garten wird mehr Spielareal für die Kinder abgesichert werden, so dass wir an die Beschaffung von Sandkasten, Schaukel und Rutschbahn denken können.

Wir möchten an dieser Stelle nochmals ganz herzlich für die vielen Spenden aller Art danken.

*Diana Hornung,  
Vorstandsmitglied*



EAWAG-Interim

## Organozinn in Unterwasseranstrichen: wie verteilt es sich im Wasser?

Durch ihren vielfältigen Einsatz und ihre hohe Toxizität gegenüber Wasserorganismen gehören Trialkylzinnverbindungen ( $R_3SnX$ ) weltweit zu den problematischsten Stoffen in natürlichen Gewässern. Sie werden als Biozide eingesetzt und waren bis vor kurzem die Hauptwirkstoffe in Unterwasserfarben (Antifouling-Anstrichen). In Fig. 1 sind am Beispiel eines Sees schematisch die Prozesse aufgeführt, die für das Umweltverhalten von Trialkylzinnverbindungen in natürlichen Gewässern von Bedeutung sind.

Neben dem Eintrag von  $R_3SnX$  durch Diffusion aus Schiffsrümpfen, die mit organozinnhaltigen Antifoulingfarben behandelt wurden, durch trialkylzinnhaltige Zuflüsse und Kläranlagenausläufe und durch Abschwemmung von Feldern, muss ein diffuser Eintrag durch Resuspension aus trialkylzinnhaltigen Sedimenten in Betracht gezogen werden. Die Bioakkumulation und die Adsorption an sedimentierende Partikel sind die wichtigsten Eliminationsprozesse für Trialkylzinnverbindungen aus der Wasserphase.

### Abbau

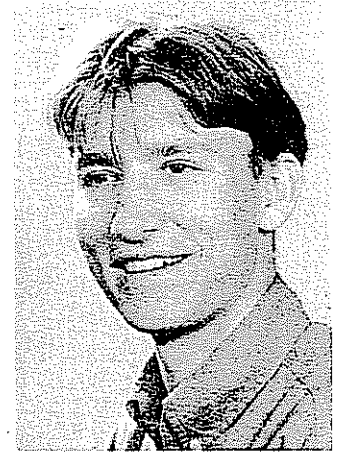
In der obersten Wasserschicht induziert das Tageslicht eine photolytische Desalkylierung der Trialkylzinnverbindungen. Andere (vermutlich biotische) Desalkylierungsreaktionen sind sowohl in den Sedimenten wie auch in verschiedenen Organismen verantwortlich, dass sie zu anorganischen Zinn (IV) abgebaut werden. Dieser Prozess kann über eine oxidative Desalkylierung mit Cytochrom P-450 verlaufen, bei hohen  $R_3SnX$ -Konzentrationen werden die involvierten Monooxygenasen

allerdings inhibiert. Andererseits findet in anaerobem Milieu eine biologische Methylierung von  $R_3SnX$  statt, die zu einem flüchtigeren Tetraalkylzinn führt, welches ausgast und in der Atmosphäre weitere Transformationsprozesse durchläuft.

### Modellsysteme

Zum Verständnis des Transports, der Verteilung, der Bioakkumulation und der Bioverfügbarkeit von  $R_3SnX$  in natürlichen Gewässern sind Kenntnisse über die Verteilung von in  $R_3SnX$  lipophiles Material und die Sorption von  $R_3SnX$  an Mineralphasen in Abhängigkeit ihrer Spezierung in wässriger Lösung unerlässlich.

Dementsprechend wurde in meiner Dissertationsarbeit [1] das Verteilungsverhalten von  $R_3SnX$  in zwei Modellsystemen (Oktanoll/Wasser und Mineraloxid/Wasser) untersucht. Mit Hilfe dieser Modellsysteme wurden Grundlagen erarbeitet, die es erlauben, bestehende Daten besser zu interpretieren und verbesserte Voraussagen



André Weidenhaupt arbeitet seit dem 1. Februar 1995 als Oberassistent in der Gruppe «Sicherheit und Umweltschutz in der Chemie» (bei Prof. Hungerbühler, Labor für Technische Chemie, ETHZ) auf dem Gebiet der integrierten Gestaltung von Produkten in der Chemischen Industrie.

über das Verteilungsverhalten der  $R_3Sn$  in der Umwelt zu machen.

Die Hydrolyse des  $R_3Sn^+$ -Kations und seine Eigenschaften, Komplexe zu bilden, ziehen sich als roter Faden durch diese Arbeit. Bei bekannter Wasserzusammensetzung lässt sich ein Oktanoll/Wasser-Verteilungsverhältnis aus der Spezierung von  $R_3Sn$  berechnen (vgl. Fig. 2)

Weiterhin kann die Sorption an Mineraloberflächen als Wechselwirkung zwischen den  $R_3Sn^+$ -Kationen und negativ geladenen Oberflächengruppen verstanden werden.

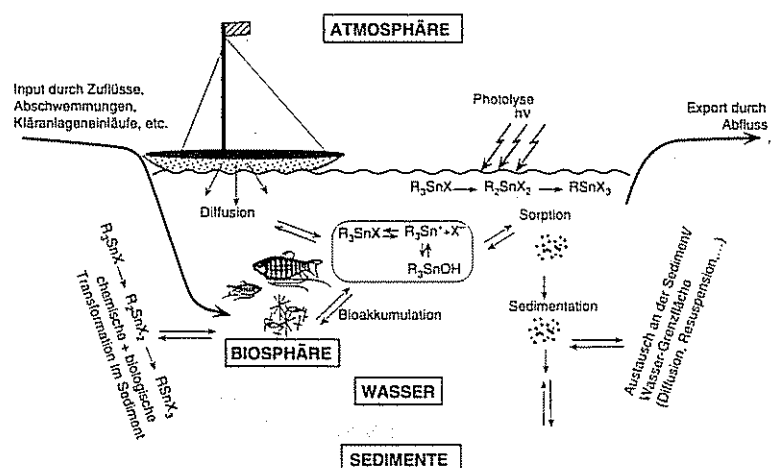


Fig. 1 Schematische Darstellung der wesentlichen Prozesse, die das Verhalten von Trialkylzinnverbindungen in einem natürlichen Gewässer bestimmen, am Beispiel eines Sees.

## Weitere Arbeiten nötig

Zur quantitativen Beschreibung des Umweltverhaltens der  $R_3Sn$ -Verbindungen sind zusätzlich Kenntnisse über deren Verteilung in gelöstes und/oder partikuläres organisches Material nötig. Aufgrund möglicher spezifischer Wechselwirkungen zwischen den  $R_3Sn^+$ -Kationen und funktionellen Gruppen des organischen Materials wäre denkbar, dass diese Verteilung nicht ausschliesslich durch unspezifische hydrophobe Wechselwirkungen beschrieben werden kann. Die zugrundeliegenden Mechanismen sollen in einer Folgearbeit eingehender untersucht werden.

## Die Problematik von Ersatzstoffen

Bei den Organozinnverbindungen handelt es sich um ökotoxikologisch äusserst bedenkliche Substanzen, die willentlich, z.B. durch ihren Einsatz in bioziden Unterwasseranstrichen, in die Umwelt eingetragen wurden.

Die Verbote, die mittlerweile in verschiedenen westlichen Ländern der nördlichen Hemisphäre für

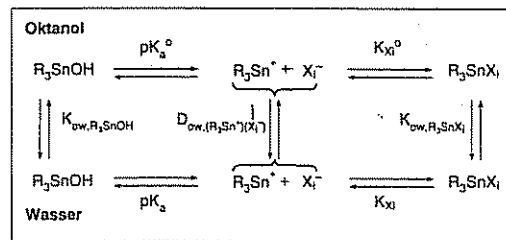


Fig. 2  
Übersicht über die Gleichgewichtsreaktionen der zu betrachtenden Trialkylzinnspezies im Oktanol/Wasser-System ( $X_l^- = Cl^-, Br^-, H_2PO_4^-, ClO_4^-, \dots$ )

den Verkauf und/oder die Anwendung von organozinnhaltigen Antifoulingfarben erlassen wurden, werfen die Frage nach Alternativen auf. Die Wirkung von Ersatzstoffen wie z.B. 2-tert-Butylamino-4-cyclopropylamino-6-methylthio-1,3,5-triazin, beruht ebenfalls auf den bioziden Eigenschaften der gelösten Moleküle, und ähnliche unerwünschte Nebeneffekte sind deshalb nicht auszuschliessen. Generell sollten Anstriche, wie Teflon, die aufgrund ihrer optimierten Oberflächenspannung die Boote glatter machen, deren Wirkung also auf physikalischen Eigenschaften beruht, bevorzugt werden.

Es bleibt zu wünschen, dass zukünftig Überlegungen bezüglich des Umweltverhaltens von Xenobiotika nicht erst dann angestellt werden, wenn diese Stoffe bereits

ein Umweltproblem sind. Schon bei der Entwicklung einer neuen Chemikalie muss deren Umweltverträglichkeit im Sinne eines nachhaltigen Umweltschutzes berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang stellt diese Arbeit auch einen generellen Beitrag zur Verbesserung der grundlegenden Kenntnisse über das Verteilungsverhalten von organischen Verbindungen dar.

André Weidenhaupt

Die besprochene Dissertation ist in der EAWAG-Bibliothek erhältlich (Bestell-Nummer 1953)

[1] Weidenhaupt, A.N.J.: «Trialkylzinnverbindungen: Spezierung im Oktanol/Wasser-System, Sorption an Mineraloberflächen.» Diss. ETHZ Nr. 10940, Zürich 1995.

## Bücher 1994

**Baccini, P., Bader, H.-P.:** Regionaler Stoffhaushalt und Abfallwirtschaft. Script zu Vorlesungen WS 1994/95. ETH[Z], Lehrstuhl für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Zürich, und EAWAG, Forschungsabteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Dübendorf WS 1994/95, 163 Seiten.

**Berg, M., Erdmann, G., Hofmann, M., Jaggy, M., Scheringer, M., Seiler, H. (Hg.):** Was ist ein Schaden? Zur normativen Dimension des Schadensbegriffs in der Risikowissenschaft. (Polyprojekt Risiko und Sicherheit, Dokumente Nr. 2). vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich; ETH Zürich 1994, X + 251 Seiten. ISBN 3-7281-2086-3.

**Bidoglio, G., Stumm, W. (Ed.):** Chemistry of Aquatic Systems: Local and Global Per-

spectives. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 1994, X + 534 pp. ISBN 0-7923-2867-1.

**Hütte, M., Bundi, U., Peter, A.:** Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Hg.: EAWAG und Kanton Zürich. Zürich 1994, IV + 132 (+ 9 Anh.) Seiten. ISBN 3-906484-10-6 (Fr. 30.–, bei M. Hütte zu bestellen).

**Müller, R., Lloyd, R.:** Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Fresh Water Fish. FAO Fishing News Book, A Division of Blackwell Science Ltd. Oxford, London etc. 1994, VIII + 371 pp. ISBN 0-85238-207-3.

**Müller, D., Oehler, D., Baccini, P.:** Regionale Bewirtschaftung von Biomasse. (Teil des BEW-Projektes «Energiegras und Feld-

holz»). ETH, Lehrstuhl für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Zürich, und EAWAG, Forschungsabteilung Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik, Dübendorf. vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich; 1995, 64 Seiten + Anhang. ISBN 3-7281-2213-0.

**Sigg, L., Stumm, W.:** Aquatische Chemie. Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. vdf – Verlag der Fachvereine, Zürich und Verlag B.G. Teubner, Stuttgart 1994, 3. vollst. bearb. u. erweit. Aufl., XIII + 498 S. ISBN 3-7281-1931-8 [vdf]; 3-519-23651-6 [Teubner].

**Strauss, M., Blumenthal, U.J.:** Use of Human Wastes in Agriculture and Aquaculture. Utilization, Practices and Health Perspectives. IRCWD-Report No. 08/90. International Reference Centre for Wastes Disposal, Dübendorf 1990; Reprinted 1994, 327 pp.

Bibliografie 1994/Bücherbesprechung

# EAWAG-Publikationen

1934 **Gienck, E.:** Contribution des mélanges urbains dans le métabolisme des biens et des éléments chimiques des filières de désapprovisionnement des biens de consommation solides. Thèse ETHZ No. 10'717, Zürich 1994.

1935 **Dimai, A., Gloor, M., Wüest, A.:** Bestimmung der Intensität von Turbulenz in der Bodengrenzschicht von Seen. *Limnologia* 24 (4), 339–350 (1994).

1936 **Senn, H., Lendenmann, U., Snozzi, M., Hamer, G., Egli, T.:** The Growth of *Escherichia coli* in Glucose-limited Chemostat Cultures: a Re-examination of the Kinetics. *Biochim. Biophys Acta* 1201, 424–436 (1994).

1937 **Baulch, D.L., Cobos, C.J., Cox, R.A., Frank, P., Hayman, G., Just, T., Kerr, J.A., Murrells, T., Pilling, M.J., Troe, J., Walker, R.W., Warnatz, J.:** Summary Table of Evaluated Kinetic Data for Combustion Modelling: Supplement 1. *Combustion & Flame* 98, 59–79 (1994).

1938 **Semadeni, M., Stocker, D.W., Kerr, J.A.:** The Temperature Dependence of the OH-Radical Reaction of Some Aromatic Compounds under Simulated Tropospheric Conditions. *Proc. 6th Eur. Sympos., G. Angeletti, G. Restelli (Eds.), Varese (Italy)* 18–22.10.1993, pp. 150–156.

1939 **Eberhard, J., Müller, C., Stocker, D.W., Kerr, J.A.:** Mechanism for the OH-Radical Initiated Photo-Oxidation of Alkanes: Alkoxy Radical Reactions. *Proc. 6th Eur. Sympos., G. Angeletti, G. Restelli (Eds.), Varese (Italy)* 18–22.10.1993, pp. 169–174.

1940 **Reichlin, F., Kohler, H.-P.E.:** *Pseudomonas* sp. Strain HBP1 Prp Degrades

Z-Isopropylphenol (*ortho*-Cumenol) via *meta* Cleavage. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 4587–4591 (1994).

1941 **Hütte, M., Bundi, U., Peter, A.:** Konzept für die Bachentwicklung im Kanton Zürich. *Wasserwirtschaft* 85, 16–20 (1995).

1942 **Bundi, U.:** Abwasserentsorgung – Grossunternehmen im Spannungsfeld von Ökonomie und Ökologie. *Abfall-Spektrum* H. 6, 4–8 (1994).

1943 **Bundi, U.:** Umweltprobleme mit Phosphor und Stickstoff. *Die Grüne* H. 4, S. 16–18 (1995).

1944 **Tratnyek, P.G., Hoigné, J.:** Photooxidation of 2,4,6-Trimethylphenol in Aqueous Laboratory Solutions and Natural Waters: Kinetics of Reaction with Singlet Oxygen. *J. Photochem. Photobiol. A. Chem.* 84, 153–160 (1994).

1945 **Holliger, C., Schumacher, W.:** Reductive Dehalogenation as a Respiratory Process. *Antonie van Leeuwenhoek* 66, 239–246 (1994).

1946 **Siegrist, H., Hujer, W.:** Nitrogen Removal in Activated Sludge Systems Including Denitrification in Secondary Clarifiers. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 101–111 (1994).

1947 **Wild, D., Von Schulthess, R., Gujer, W.:** Synthesis of Denitrification Enzymes in Activated Sludge: Modelling with Structured Biomass. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 113–122 (1994).

1948 **Von Schulthess, R., Wild, D., Gujer, W.:** Nitric and Nitrous Oxides from Denitrify-

ing Activated Sludge at Low Oxygen Concentration. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 123–132 (1994).

1949 **Maurer, M., Gujer, W.:** Prediction of the Performance of Enhanced Biological Phosphorus Removal Plants. *Water Sci. Tech.* 30, No. 6, 333–343 (1994).

1950 **Müller, R.:** Einige fischereibiologische Aspekte von Seesäuerungen. *Fortschr. Fisch.wiss.* 17, 43–56 (1993).

1951 **Akeret, B.:** Amphibiensterben in einem Flachmoorgewässer bei Zürich (Schweiz). *Salamandra* 30, 260–264 (1994).

1952 **Voelker-Bartschat, B.M.:** Iron Redox Cycling in Surface Waters: Effects of Humic Substances and Light. *Diss. ETHZ* No. 10'901, Zürich 1994.

1953 **Weidenhaupt, A.N.J.:** Trialkylzinnverbindungen: Spezifizierung im Oktanol/Wasser-System, Sorption an Mineraloberflächen. *Diss. ETHZ* Nr. 10'940, Zürich 1995.

1954 **Rijnaarts, H.H.M., Norde, W., Bouwer, E.J., Lyklema, J., Zehnder, A.J.B.:** Reversibility and Mechanism of Bacterial Adhesion. *Colloids & Surfaces B: Biointerfaces* 4, 5–22 (1995).

1955 **Harms, H., Zehnder, A.J.B.:** Bioavailability of Sorbed 3-Chlorodibenzofuran. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 27–33 (1995).

1956 **Jaeger, C.C., Zehnder, A.J.B.:** Informing the Public About Environmental Issues. In: «The Role of the Media in Science Communication». *Ciba Foundation Discussion Meeting, Stockholm, Sweden 1994* (publ. by Ciba Foundation, London), pp. 159–168.

(Separata bitte mit Talon auf dieser Seite bestellen)

## BESTELLTALON

39 D

Bitte schicken Sie mir die

EAWAG news in  deutsch  englisch  französisch Publikationsnummern

Bemerkungen

 Dies ist eine Adressänderung (alte Adresse)

Datum

Anrede \_\_\_\_\_  
 Name/Vorname \_\_\_\_\_  
 Firma/Organisation \_\_\_\_\_  
 Strasse und Nummer \_\_\_\_\_  
 Land, PLZ, Stadt \_\_\_\_\_  
 Telefon \_\_\_\_\_  
 Telefax \_\_\_\_\_



EAWAG  
 Bibliothek  
 CH-8600 Dübendorf