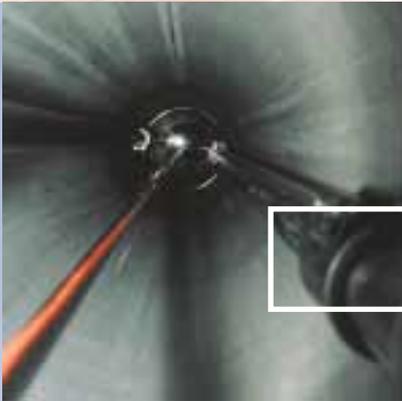


Grundwasserforschung für die Praxis



6

Das Grundwasser – ein obskurer Lebensraum

Quellen – die vergessenen Lebensräume

9



Vom Elfenbeinturm ins Glashaus

32



Grundwasser- forschung für die Praxis

2 Editorial

Leitartikel

3 Grundwasser: Vom Trinkwasser-
 Reservoir zum Gewässer

Forschungsberichte

6 Das Grundwasser – ein obskurer
 Lebensraum

9 Quellen – die vergessenen Lebensräume

12 Zeitreisen des Grundwassers

15 Die Qualität von Grundwasser –
 Resultat biogeochemischer Prozesse

18 Nutzung von arsenhaltigem Grund-
 wasser – katastrophale Folgen für
 Bangladesch

21 Chemische Spione im Untergrund

23 Schadstoffe im Grundwasser – Grenzen
 des biologischen Abbaus

26 Ausscheidung von Zuströmbereichen um
 Trinkwasserfassungen

39 Trinkwasser aus Karstquellen – ein Fall
 für die Membrantechnik

Forum

32 Vom Elfenbeinturm ins Glashaus

In Kürze

33 Publikationen und Bücher

Herausgeberin Vertrieb und © by:
 EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf
 Tel. +41-1-823 55 11
 Fax +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Redaktion Urs Steiger, Luzern; Corinne Weber, EAWAG

Copyright Abdruck, auch auszugsweise, ist mit
 Quellenangabe und unter Einsendung von zwei
 Belegexemplaren an die Redaktion gestattet.

Erscheinungsweise dreimal jährlich in Deutsch,
 Englisch, Französisch

Fotos Titelblatt Markus Hofer, Jens Zöllhöfer, Fabian
 Scheifele

Konzept Inform, 8005 Zürich

Satz, Bild und Layout Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Gedruckt auf rezykliertem Papier

Abonnemente und Adressänderungen
 NeuabonnentInnen willkommen!
 Bitte Bestelltalon in der Heftmitte beachten.



Ueli Bundi

Grundwasser bildet ein wichtiges Glied des Wasserkreislaufs und ist essenziell für Mensch und Natur. Es spielt eine hervorragende Rolle als Lieferant von Trinkwasser. Durch Infiltration von Regen und Flusswasser erneuert es sich von selbst und kann dauernd genutzt werden. Die Qualität des Grundwassers ist in der Schweiz zumeist sehr gut. Die Deckschichten des Bodens schützen es vor akuter Verunreinigung, und mit guten Vorsorgemassnahmen kann es auch vor schleichender Verunreinigung bewahrt werden.

Grundwasser bildet obskure, einzigartige Lebensräume. Die porösen Systeme wurden über evolutionäre Zeiträume von den Süssgewässern und vom Meer her erwartet. Die einwandernden Arten entwickelten spezielle physiologische und körperliche Eigenschaften, um unter Grundwasserbedingungen bestehen zu können. Die Quellen bilden den Übergang vom Grundwasser zu den Oberflächengewässern und sind für die Menschen von ganz besonderer, emotionaler Bedeutung. Sie bieten ruhige, ausgeglichene Lebensräume für Lebensgemeinschaften von Arten, die sowohl aus dem Grundwasser als auch aus den Oberflächengewässern zuwandern. Manche Organismen des Quellbereiches reagieren sehr sensibel auf menschliche Störungen. Leider gibt es im schweizerischen Mittelland nur noch sehr wenige naturnahe Quellen. Die Wiederbesiedlung beeinträchtigter Quellgebiete ist ein jahrelanger Prozess. Grundwasser hat oft eine sehr lange Aufenthaltzeit im Untergrund. Fehler bei seiner Bewirtschaftung können nachhaltige Konsequenzen haben. Dafür gibt es weltweit viele Beispiele. Quantitative Übernutzungen und qualitative Beeinträchtigungen sind ökologisch oft praktisch irreversibel. Kom-

pensationsmassnahmen zur Sicherung der Wasserversorgung erfordern den Einsatz grosser technischer und finanzieller Mittel, die nicht überall und kaum dauernd verkraftbar sind. Damit ist die Biodiversität im Grundwasserleiter aber noch nicht wieder hergestellt.

Damit das Grundwasser sorgfältig und nachhaltig bewirtschaftet werden kann, braucht es das Verständnis der massgebenden Prozesse sowie geeignete rechtliche, planerische, technische und wirtschaftliche Werkzeuge. Die EAWAG setzt sich dafür mit Forschung, Beratung und Lehre ein. An ihrer Informationstagung im Herbst 1999 präsentierte sie Ergebnisse ihrer Tätigkeit für das Grundwasser. Gemäss ihrer Mission versteht sich die EAWAG als Schnittstelle zwischen Wissenschaft, Praxis und Gesellschaft. Sie will dafür sorgen, dass die Konzepte und Technologien für das Nutzen von Wasser kontinuierlich verbessert sowie die ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Interessen am Wasser gegenseitig in Einklang gebracht werden.

Die jährlichen Informationstagungen sind jeweils eine Art Nagelprobe für diesen hohen Anspruch. Sie finden die Texte der Referate zum Grundwasser in dieser Nummer. Persönlich war ich beeindruckt von der Qualität der Vorträge und vom Engagement der zumeist jüngeren Referenten. Ich hoffe, dass auch Ihnen, liebe Leserinnen und Leser, die Beiträgen in diesem Heft wertvolle Informationen vermitteln können.

Ueli Bundi

Grundwasser: Vom Trinkwasser-Reservoir zum Gewässer

Grundwasser spielt in der Schweiz als Trinkwasserressource und Teil des Wasserkreislaufs eine wichtige Rolle. Das ursprüngliche Konzept zum Schutze des Trinkwassers aus Grundwasser hat sich zur Bewältigung der traditionellen Probleme bewährt, musste aber mit dem Konzept des Zuströmbereiches erweitert werden, um den Schutz auch gegenüber schwer abbaubaren Chemikalien zu gewährleisten. Eine Gegenüberstellung des Wasserverbrauchs im Mittelland mit der Grundwasserneubildung zeigt, dass auch in der Schweiz Trinkwasser nicht einfach im Überfluss vorhanden ist. Die nachhaltige Nutzung des Grundwassers bedarf deshalb eines modernen Ressourcenmanagements.

In der Schweiz entstammen etwa vier Fünftel des Trinkwassers dem Grundwasser (gepumptes Grundwasser und Quellwasser). Davon können 48 Prozent ohne und 41 Prozent mit einer einstufigen Aufbereitung (Desinfektion durch UV oder Chlorung) genutzt werden. Dies ist vor allem für kleinere Wasserversorgungen von grossem Vorteil, da meist weder Know-how noch Mittel für den Betrieb aufwändiger Anlagen bereitgestellt werden können. Nur rund ein Zehntel

des aus Grundwasser gewonnen Trinkwassers muss mehrstufig aufbereitet werden, da in diesen Fällen die strengen Qualitätskriterien nicht erfüllt sind. Dies ist insbesondere bei Karstwasser oder reduzierten Grundwässern der Fall.

Natürliche Prozesse der Grundwasserneubildung

Lange Zeit wurde Grundwasser als unterirdisches, oben und unten abgedichtetes

Reservoir betrachtet, welches nur beschränkt mit der Umgebung in Verbindung steht. Erst als Verschmutzungen des Grundwassers durch anthropogene Spurenstoffe festgestellt wurden, setzte eine Wahrnehmungsänderung ein. Als Folge davon wurde auch Grundwasser als Gewässer erkannt, welches mit den anderen Gewässern kommuniziert. In dieser Form ist Grundwasser Teil des hydrologischen Kreislaufs (Fig. 1). Die Grundwasserneubildung erfolgt vorwiegend über die Infiltration von Regenbeziehungsweise von Flusswasser. In der Übergangszone zwischen Regen- und Flusswasser sowie dem Grundwasser finden zahlreiche physikalische, biologische und chemische Prozesse statt, die die Zusammensetzung des Grundwassers wesentlich beeinflussen. Das Schutzkonzept der Schweiz für das Grundwasser berücksichtigt diese Prozesse, welche auch die Selbstreinigung des infiltrierenden Wassers umfassen.

Grundwasserneubildung mit und ohne Sauerstoff

Regenwasser sickert durch die mit Wasser nicht gesättigte Bodenzone in den Untergrund (Infiltration). Dabei wird natürliches organisches Material durch Mikroorganismen mit Sauerstoff oxidiert (aerobe Respiration). Es wird Kohlensäure gebildet, welche Kalk auflöst und dadurch eine Aufhärtung des Grundwassers bewirkt (vgl. Beitrag J. Zobrist, S. 15ff.). Durch den Austausch mit der Atmosphäre ist im Bereich

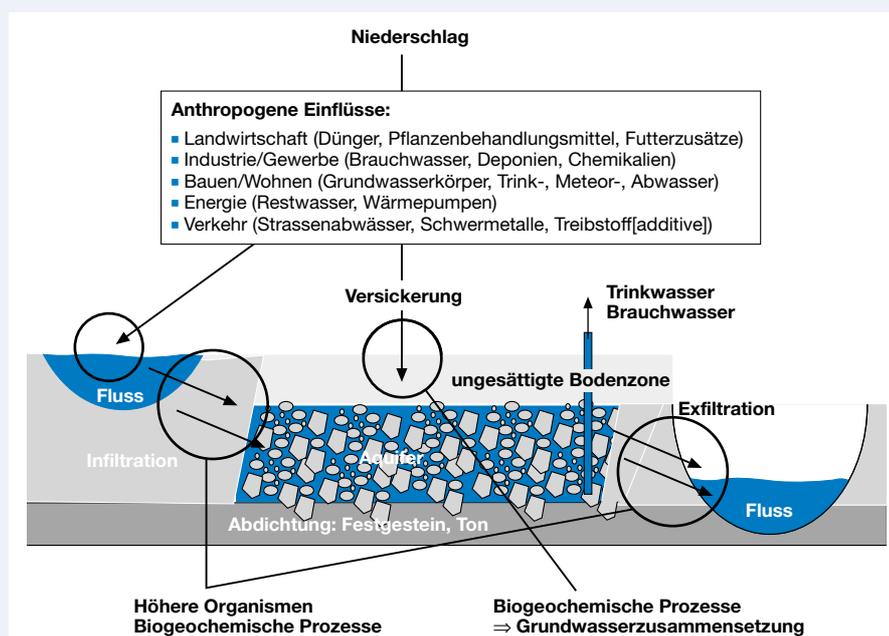


Fig. 1 Grundwasser als Teil des Wasserkreislaufs. Natürliche Neubildungsprozesse und anthropogene Einflüsse.

der Infiltration trotzdem meist ausreichend Sauerstoff vorhanden, so dass in der Schweiz diese **aerobe Grundwasserneubildung** die Regel ist.

In der Infiltrationszone zwischen Fluss- und Grundwasser lebt eine Vielzahl von Kleinstlebewesen, deren Lebensraum hauptsächlich durch das Angebot an gelösten Nährstoffen definiert ist (vgl. Beitrag T. Gonser, S. 6ff.). Für zahlreiche hier stattfindende biogeochemische Prozesse sind im Wesentlichen die Konzentration und Verfügbarkeit der Nährstoffe massgebend. Analoge Prozesse können bei der Exfiltration von Grundwasser in die Oberflächengewässer beobachtet werden.

Bei der Infiltration von Flusswasser ist häufig kein Austausch mit der Atmosphäre mehr möglich. Bei einem hohen Gehalt an Ammonium oder verfügbarem gelöstem organischem Material wird der Sauerstoff vollständig aufgezehrt. In der Folge setzt eine bestimmte Abfolge (Sequenz) von Redoxprozessen (vgl. Beitrag J. Zobrist, S. 15) ein. Diese Art der Grundwasserneubildung wird als **anaerobe Grundwasserneubildung** bezeichnet.

bildung wird als **anaerobe Grundwasserneubildung** bezeichnet.

Konzept zum Schutz des Grundwassers

Die natürlichen Prozesse zur Grundwasserneubildung können in dicht besiedelten Gebieten wie der Schweiz durch anthropogene Einflüsse überlagert werden (Fig. 1). Aus Bereichen wie der Landwirtschaft, Industrie/Gewerbe, Bauen/Wohnen, Energie und Verkehr können unerwünschte Stoffe ins Grundwasser gelangen. Während Stoffe wie Dünger, Pflanzenbehandlungsmittel, Sickerwässer aus Deponien, Meteorwasser oder Strassenabwässer durch die ungesättigte Bodenzone direkt versickern, infiltriert beispielsweise Abwasser über das Flusswasser.

Um die negativen Auswirkungen anthropogener Aktivitäten auf ein Minimum zu beschränken, wurde in der Schweiz ein umfangreiches Konzept zum Schutz des Grundwassers aufgebaut. Im unmittelbaren, aber auch im weiteren Bereich einer Was-

serfassung sind Tätigkeiten wie Düngung, Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln, Umschlag von Chemikalien etc. verboten oder stark eingeschränkt. Dadurch soll die Selbstreinigungskapazität des Aquifers geschont werden. Die Gewässerschutzzone 2 ist deshalb in der Regel so festzulegen, dass das Wasser mindestens 10 Tage benötigt, um die Schutzzone bis zur Wasseraufbereitung zu durchströmen. Diese Aufenthaltszeit reicht üblicherweise aus für die Abtrennung von Keimen und den Abbau von biologisch abbaubaren Substanzen. Kann mit diesen ressourcenseitigen Massnahmen keine einwandfreie Trinkwasserqualität gewährleistet werden, steht für die Trinkwasseraufbereitung eine ganze Reihe von Einheitsverfahren zur Verfügung. Damit ruht die Sicherstellung der Wasserversorgung in der Schweiz im Wesentlichen auf drei Säulen (Fig. 2a):

- Schutz des Grundwassers;
- Selbstreinigungskapazität der Wasserressourcen;
- Trinkwasseraufbereitung.

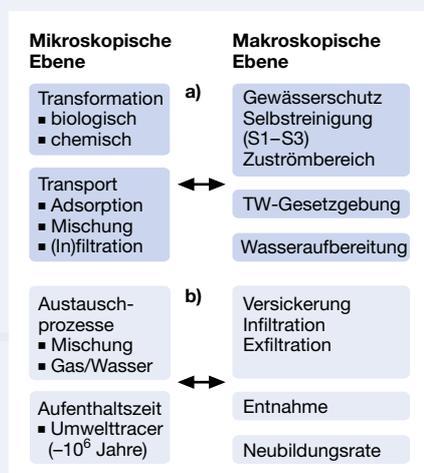


Fig. 2
a) Qualitative und b) quantitative Aspekte des Grundwassers. Die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse auf der mikroskopischen Ebene müssen verstanden werden, um das makroskopische System Grundwasser bis zu Trinkwasser zu beschreiben.

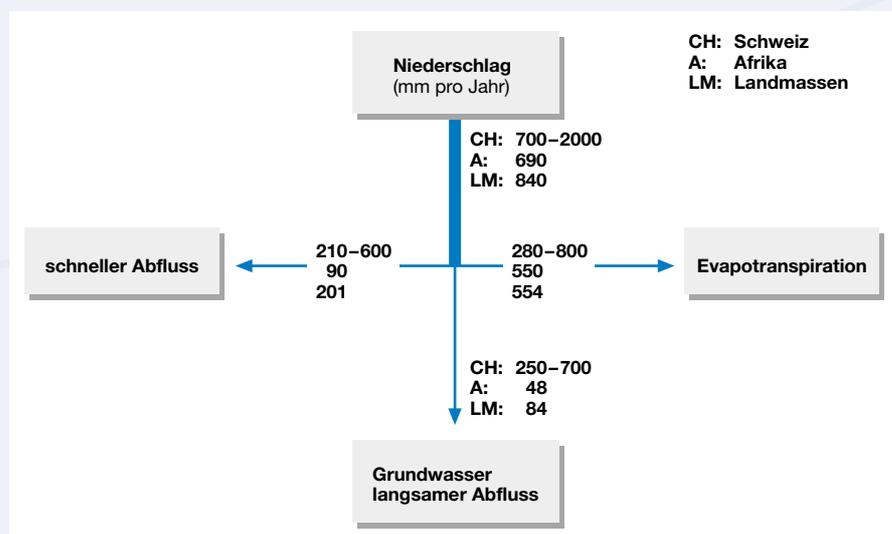


Fig. 3
Durchschnittliche Grundwasserneubildung in der Schweiz, in Afrika und den Landmassen der Erde im Vergleich zum schnellen Abfluss und der Evapotranspiration. Es ist ersichtlich, dass in der Schweiz ein überdurchschnittlicher Anteil des Niederschlags in den Untergrund versickert.



Ingenieurwissenschaften, EAWAG

Regenmesser-Parade.

Diese makroskopische Betrachtung basiert auf mikroskopischen Prozessen. Um das Verhalten von unerwünschten Stoffen im Grundwasser abschätzen zu können, sind diese vertieft zu erforschen (vgl. Beiträge S. Hug, S. 19ff., J.R. van der Meer, S. 24ff., S. Haderlein, S. 21ff.).

Das ursprüngliche Schutzzonenkonzept hat sich für die Bewältigung traditioneller Probleme wie der Hygiene und der abbaubaren organischen Verschmutzungen (z.B. Mineralöle) gut bewährt. Bei persistenten Chemikalien wie Pestiziden, chlorierten Lösemitteln etc. zeigte sich jedoch schon bald, dass diese Massnahmen nicht genügen. Ergänzend zum bestehenden Konzept wurde in der neuen Gewässerschutzverordnung deshalb der Zuströmbereich eingeführt. Dieser soll neunzig Prozent des Wassers erfassen, welches bei einer Grundwasserfassung entnommen werden darf (vgl. Beitrag E. Hoehn, S. 27ff.). Um den Vollzug des erweiterten Konzepts zu ermöglichen, müssen in den nächsten Jahren entsprechende Werkzeuge zur Umsetzung erarbeitet werden.

Anstrengungen für eine nachhaltige Grundwassernutzung

Die Menge des zur Nutzung verfügbaren Grundwassers wird im Wesentlichen durch Versickerung, Infiltration und Exfiltration bestimmt (Fig. 2b). Diese makroskopische Ebene kann durch das Zusammenspiel von mikroskopischen Prozessen beschrieben werden. Auf der kleinskaligen Ebene finden Austauschprozesse wie Mischung, Gas-Wasser-Austausch etc. statt, die sich mit-

tels Umweltracern (vgl. Beitrag R. Kipfer, S. 12ff.) untersuchen lassen. Damit kann beispielsweise das Alter des Grundwassers im Bereich von Jahren bis Jahrtausenden bestimmt werden, woraus sich die Neubildungsrate ableiten lässt, also berechnen lässt, in welchem Ausmass Grundwasser neu gebildet wird und welche Menge Grundwasser bei einer nachhaltigen Nutzung maximal entnommen werden kann. Derartige Methoden sind Voraussetzung für ein modernes Grundwassermanagement. In der Praxis werden sie jedoch noch zu wenig eingesetzt.

Obwohl die Schweiz oft als das Wasserschloss Europas bezeichnet wird, ist auch hierzulande ein haushälterischer Umgang mit dem Grundwasser notwendig. Vom Niederschlag, der in der Schweiz niedergeht, fliessen etwa 30 Prozent rasch ab, 40 Prozent verdunsten vor allem über die Vegetation. Der Rest, rund 30 Prozent, fliesst langsam übers Grundwasser ab (Fig. 3). Im internationalen Vergleich ist dieser Anteil des Niederschlags, welcher in der Schweiz ins Grundwasser gelangt, sehr hoch. Für Afrika wird ein Durchschnittswert von 7 Prozent, für alle Landmassen der Erde etwa 10 Prozent angegeben.

Je nach jahresbedingtem Witterungsverlauf gelangen in der Schweiz zwischen 250 und 700 Millimeter Niederschlag in den Untergrund (alle Landmassen 84 Millimeter; Afrika 50 Millimeter). Demgegenüber beträgt der Trinkwasserverbrauch im Schweizerischen Mittelland 125 Millimeter, bei einer hohen Bevölkerungsdichte von 500 Einwohnern pro Quadratkilometer und einem

durchschnittlichen Verbrauch von 250 Kubikmeter pro Person und Jahr (inklusive Industrie, Gewerbe und Dienstleistung). Im Gegensatz zur gängigen Vorstellung, das Trinkwasser sei in der Schweiz im Überfluss vorhanden, erreicht der Verbrauch in den dicht besiedelten Gebieten eine vergleichbare Grössenordnung wie jene der nachgelieferten Menge an Niederschlägen. In ähnlich dicht besiedelten Gebieten, die jedoch eine wesentlich geringere Grundwasserneubildungsrate aufweisen, ist eine Übernutzung der Grundwasserressourcen zu erwarten.

Um sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht eine nachhaltige Nutzung des kostbaren Bodenschatzes zu garantieren, müssen heute vermehrt moderne Beurteilungsmethoden eingesetzt werden. Die nachfolgenden Beiträge vermitteln einen Überblick über den «state of the art» in diesem Bereich.



Urs von Gunten hat an der ETH Zürich Chemie studiert und 1989 auch dort promoviert. Anschliessend hat er auf dem Gebiet der Biogeochemie an der EAWAG ein Postdoc gemacht und ist seit 1992 im Bereich Trinkwasseraufbereitung (Oxidations- und Desinfektionsprozesse) tätig. Seit 1995 leitet er auf diesem Gebiet eine Forschungsgruppe und ist seit 1998 Leiter zuerst der Abteilung Chemie und seit 2000 des aus dieser Abteilung entstandenen Prozesses Wasserressourcen und Trinkwasser.

Das Grundwasser – ein obskurer Lebensraum

Aus der Sicht der Ökologie fängt das Grundwasser im allgemeinen in jener Tiefe an, in die das Licht nicht mehr vordringt. Wegen dieses Mangels an Licht findet im Grundwasser keine Photosynthese statt, so dass weder organische Substanz¹ noch Sauerstoff produziert werden. Energie und Sauerstoff, die dem Grundwasser-ökosystem zur Verfügung stehen, müssen von der Oberfläche zugeführt werden. Hydrologische Austauschprozesse zwischen der Oberfläche und dem Grundwasser sind aus diesem Grund von zentraler Bedeutung für das Funktionieren von Grundwasserökosystemen.

Die Organismen und Lebensgemeinschaften des Grundwassers müssen mit zwei Hauptproblemen fertig werden:

1. Wie kann man sich an diesen Lebensraum anpassen und darin überleben?
2. Wie und wo kann man sich in die Austauschprozesse von Stoff und Energie mit der Oberfläche einschalten?

Die Essenz der Grundwasserökologie besteht daher in den biologischen Strategien und darin, den Austausch von Stoff und Energie zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser zu nutzen (Gibert et al., 1994). Für das Funktionieren von Grundwasserökosystemen gilt als Erstes die Frage zu klären, wie der Lebensraum Grundwasser gestaltet ist und wie der hydrologische Austausch stattfindet. Zu unterscheiden sind dabei drei Haupttypen von Grundwasserlebensräumen, die unterschiedliche Austauschereigenschaften besitzen:

1. zerklüftete Aquifere
2. karstische Aquifere
3. poröse Aquifere.

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die beiden wichtigsten Typen, die karstischen und die porösen Aquifere.

Eigenschaften von Höhlentieren

Karstische Aquifere entstehen in kalkhaltigen Gesteinsformationen durch Herauslösen der Carbonate. Typisch für karstische Aquifere sind grosse Hohlräume bis hin zu grossen Höhlen. Sie sind aber heterogen

strukturiert aus allen Skalen, d.h. die Grössen und die Verteilung der Hohlräume sind ungleichförmig. Als Folge der grossen Hohlräume sind die Aufenthaltszeiten des Wassers meist sehr kurz.

Die Grundwasserforschung nahm ihren Anfang im Jahre 1768 mit der Entdeckung des blinden, pigmentlosen Salamanders *Proteus anguinus* in den Höhlen der Karstgebiete Sloweniens durch J.N. Laurenti und der späteren Entdeckung des ebenfalls blinden und pigmentlosen Käfers *Leptodirus hohewarti* durch Luca Cec. Bis dahin galt die Annahme, dass es im Untergrund kein Leben gebe, und so lösten diese Entdeckungen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts eine Welle von Forschungsaktivitäten in Höhlensystemen aus, die so genannte Biospeläologie (Camacho, 1992). Daraus resultierte unter anderem die Erkenntnis, dass Höhlentiere im Allgemeinen mehrere charakteristische Eigenschaften zur Anpassung an ihren Lebensraum aufweisen:

- Die Augen sind reduziert oder fehlen ganz.
- Die Tiere sind pigmentlos und daher weisslich oder durchscheinend.
- Sie haben häufig eine tastende Lebensweise, weshalb sie lange Körperanhänge, insbesondere Antennen aufweisen.
- Die Lebensgemeinschaften in karstischen Systemen sind zum Teil sehr artenreich und komplex.
- Die Verbreitung von karstischen Höhlentieren ist meist sehr begrenzt. Dieser so genannte Endemismus ist damit zu erklären, dass Karstgebiete meistens abgegrenzte

geologische Einheiten darstellen und sich die jeweiligen Organismen mit dem Herauslösen des Kalks an diese spezifischen Lebensräume angepasst haben.

■ Die moderne Forschung hat ausserdem gezeigt, dass die chemische Kommunikation eine wichtige Rolle spielt, sowohl zwischen den Organismen einer Art wie auch für die interspezifische Kommunikation.

Der «Interstitial Highway»

Unter dem Begriff poröse Aquifere werden die Grundwasserkörper in den Sedimentablagerungen der Täler verstanden. Sie weisen vorwiegend relativ kleine Hohlräume auf. Entsprechend ihrer Entstehung durch Ablagerung von Flüssen sind poröse Aquifere durch unterschiedliche Korngrössen- und Porenverteilungen geprägt. Sie sind daher auf einer kleinen Skala von Millimetern bis zu einigen Metern sehr heterogen, auf einer grossen Skala von Hunderten von Metern bis Kilometern jedoch relativ homogen in ihrer Porenverteilung. Die Aufenthaltszeiten des Wassers können von Tagen und Wochen bis zu vielen Jahren, sogar Jahrtausenden variieren (vgl. Beitrag von R. Kipfer, S. 12ff.). Als Folge der unterschiedlichen Durchströmung und Aufenthaltszeiten des Wassers sind die physiochemischen Eigenschaften des Lebensraumes häufig räumlich sehr heterogen auf den unterschiedlichsten Skalen.

Poröse Aquifere können als offene, unbegrenzte (engl. «unconfined») Systeme mit einem zusammenhängenden Lückensystem entlang der Flussläufe verstanden werden. Über evolutionäre Zeiträume betrachtet, ermöglichte dieses als «Interstitial Highway» beschriebene Lückensystem (Ward & Palmer, 1994) die Einwanderung und enorme Ausbreitung von Organismen, sowohl aus limnischen wie aus marinen Lebensräumen. Die Anpassung an den Grundwasserlebensraum ist aber eine «Einbahnstrasse»: Zwar haben sich im Laufe der Erdgeschichte zahlreiche, von der Oberfläche stammende Organismen aus den unterschiedlichsten systematischen Gruppen an das Grund-

¹ Eine Ausnahme ist die chemolithoautotrophe Produktion in einigen karstischen Höhlen.

wasser angepasst, jedoch nicht umgekehrt. Die Grundwasserlebensräume sind deshalb auch als «Schwarze Löcher» der Evolution bezeichnet (Kornicker, in press).

Eigenschaften von Grundwassertieren

Typischerweise finden sich in den Oberläufen der Flusssysteme grobe Schotter mit relativ grossen Porenräumen, während in den Unterläufen feinere Sedimente mit kleineren Hohlräumen vorzufinden sind. In unseren oft durch Bergbäche geschaffenen, grobporigen Grundwasserleitern leben häufig Vertreter der Gattungen *Proasellus* (Isopoda) und *Niphargus* (Amphipoda). Sie sind typischerweise pigmentlos, augenlos und etwas kleiner als ihre oberirdischen Verwandten *Asellus* (Isopoda) und *Gammarus* (Amphipoda). Typische Bewohner feinerer Sedimente sind in Fig. 1 oben zu sehen. Sie weisen die dem Grundwasserlebensraumtypus entsprechenden Eigenschaften auf: blind (augenlos), pigmentlos, relativ klein, relativ kurze Beine, häufig eine schlängelnde Fortbewegung und eine lang gestreckte Körperform. Zum Vergleich sind auf der unteren Seite von Fig. 1 Fließwassertiere aus denselben Gruppen abgebildet.

Organisches Material, das von der Oberfläche ins Grundwasser gelangt, wird in erster Linie von dem so genannten Biofilm aufgenommen, ein Komplex aus Bakterien und anderen Mikroorganismen sowie deren Ausscheidungsprodukten auf den Oberflächen der Sedimente. Dieser Biofilm und zum Teil auch direkt das organische Material dient als Nahrung der vielzelligen Partikelfresser im Untergrund.

Als Anpassung an das oft begrenzte Nahrungsangebot in der Tiefe und die häufig tiefen Sauerstoffkonzentrationen, verfügen die Tiere unter anderem über einen verlangsamt Stoffwechsel und einen relativ geringen Sauerstoffbedarf (Malard & Hervant, 1999). Als Folge der verlangsamt physiologischen Prozesse ist die Lebensdauer von Grundwasserorganismen länger als die ihrer oberirdischen Verwandten.

Die Ernährungsweise ist im Allgemeinen unspezifisch. Spezielle Räuber-Beute-Beziehungen gibt es kaum. Die Organismen sind gekennzeichnet durch ein Vermögen, möglichst viel von dem zu nutzen, «was ihnen über den Weg läuft». Entsprechend kurz sind im Grundwasser die Nahrungsketten. Insgesamt sind die Organismen als Lebensraumspezialisten, aber auch als Ernährungsgeneralisten, anzusehen. Die charakteristischen Eigenschaften von Grundwassertieren aus porösen Aquiferen sind in Fig. 2 zusammengefasst.

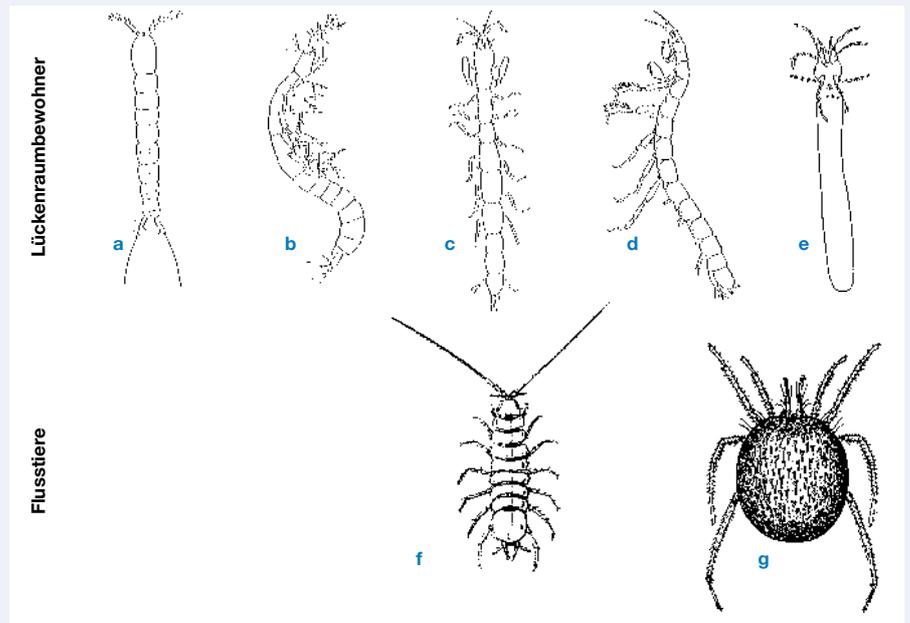


Fig. 1 Der Lebensformtypus von typischen Lückenraumbewohnern des Grundwassers im Vergleich mit einigen Flusstieren aus denselben systematischen Tiergruppen. Nach Husmann, 1978.

Lückenraumbewohner: a) *Parastenocaris* (Copepoda), b) *Leptobathynella* (Bathynellacea), c) *Microcerbus* (Isopoda), d) *Ingolfiella* (Amphipoda), e) *Wandesia* (Acari)
 Flusstiere: f) *Asellus* (Isopoda), g) *Libertia* (Acari)

Verteilung der Tiere im Untergrund

Im Untergrund eines Flusssediments (Fig. 3) nimmt die Individuendichte im Allgemeinen mit der Tiefe rasch ab. Dies erstaunt nicht, da sämtlicher Sauerstoff und sämtliches organisches Material von der Oberfläche stammt. Im oberflächennahen Bereich besteht die Lebensgemeinschaft vor allem aus Flusstieren, die von der Oberfläche in das Grundwasser eindringen (epigäisch). In tieferen Bereichen finden wir zunächst einen Übergangsbereich mit echten Grundwassertieren (hypogäisch) wie auch epigäischen Tieren. In diesem Übergangsbereich erreichen die hypogäischen Tiere meistens ihre grösste Artenvielfalt und Häufigkeit. Erst in grösserer Tiefe kommen nur noch hypogäische Organismen vor, dort aber meist in geringen Dichten.

Diese Verteilung der Organismen beruht auf ihren unterschiedlichen Beziehungen zum Untergrund sowie den unterschiedlichen Lebenszyklen (Fig. 4). Auf der Sedimentoberfläche von Fließgewässern finden wir Organismen, die auf die Strömung des Fließgewässers angewiesen sind (rheobiont, stygoxen, z.B. Simuliidae). Andere Organismen, wie beispielsweise viele Zuckmücken-, Steinfliegen- und Eintagsfliegenarten, verbringen einen grossen Teil ihres Lebenszyklus (v.a. Eier- und junge Larvalstadien) im Untergrund (stygophil). Es gibt aber auch Steinfliegenarten (z.B. manche *Iso-capnia* Arten), die praktisch den gesam-

Eigenschaften von Grundwassertieren

- Blind (augenlos)
 - Pigmentlos
 - Relativ klein
 - Relativ kurze Beine
 - Häufig langgestreckte Körperform
 - Häufig schlängelnde Fortbewegung
 - Verlangsamter Stoffwechsel, geringer O₂-Bedarf
 - Längere Lebensdauer
- Lebensraum-spezialisten
-
- Unspezifische Ernährungsweise
 - Unspezifische Räuber-Beute-Beziehungen
 - Kurze Nahrungsketten
- Ernährungs-generalisten

Fig. 2 Charakteristische Eigenschaften und Anpassungen von Grundwassertieren in porösen Aquiferen.

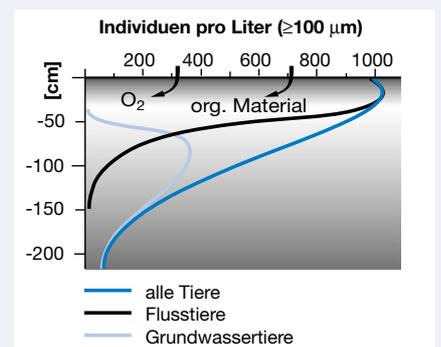


Fig. 3 Beispielhafte Tiefenverteilung der Fauna in einem Flusssediment.

ten Lebenszyklus im Untergrund verbringen. Diese wandern weit ins Sediment hinein, um nur zum Schlüpfen der erwachsenen Tiere, für die Paarung und für die Eiablage an die Oberfläche zu kommen (amphibiont).

Daneben gibt es Tiere, die an den Übergangsbereich zwischen Fließgewässer und Grundwasser angepasst sind (hyporheobiont). Sie kommen weder an die Oberfläche, noch dringen sie tief in das Grundwasser ein. Manche Organismen verbringen sogar ihren ganzen Lebenszyklus im Übergangsbereich (permanentes Hyporheos). Die «echten Grundwassertiere» (stygobiont, phreatobiont), wie beispielsweise *Salentinella* und *Troglochaetus*, leben ausschließlich im Lückenraum des tiefen Grundwassers.

Die physiochemischen Eigenschaften des Übergangsbereiches sind das Resultat zahlreicher Faktoren, die sich mit der Tiefe dynamisch und graduell verändern. Geprägt werden sie durch die hydrologischen Bedingungen des jeweiligen Ortes und der Vorgeschichte des Abflusses. Entsprechend ihrer artspezifischen Eigenschaften und Anforderungen finden die Organismen des Grundwassers darin ihren jeweiligen Lebensraum. Wo die Infiltration des Oberflächenwassers ins Grundwasser dominiert, reichen oberflächennahe Eigenschaften in grössere Tiefen als in Bereichen mit Grundwasserexfiltration. Entsprechend sind in Infiltrationszonen epigäische Tiere in grösseren Tiefen anzutreffen als in Exfiltrationszonen. Andererseits können hypogäische Tiere in Exfiltrationszonen, beispielsweise bei Quellen, sehr nahe an der Oberfläche leben (vgl. Beitrag Zollhöfer, S. 9ff.). In Infiltrationszonen gelangt im Allgemeinen auch mehr organisches Material in grössere Tiefen. Bezogen auf die Nahrungsgrundlage ist die Menge an organischem Material nicht allein entscheidend für die Verteilung der Organismen, sondern dessen Verfügbarkeit. Diese wird jedoch durch einen erhöhten Gehalt an feinen anorganischen Partikeln verringert. Entscheidend für das Vorkommen der Organismen ist demnach das Verhältnis von feinen organischen zu feinen anorganischen Partikeln (Brunke & Gonser, 1999).

Im oberflächennahen Grundwasser existiert also keine genau definierbare Lebensgemeinschaft. Vielmehr ist vom Fluss zum Grundwasser ein gradueller Übergang verschiedener Organismengemeinschaften zu beobachten, deren Verteilung von den jeweiligen physiochemischen Bedingungen abhängig ist. Diese werden von den hydrologischen Austauschprozessen mit der Oberfläche bestimmt (Brunke & Gonser, 1999). Die Verteilung der Organismen im

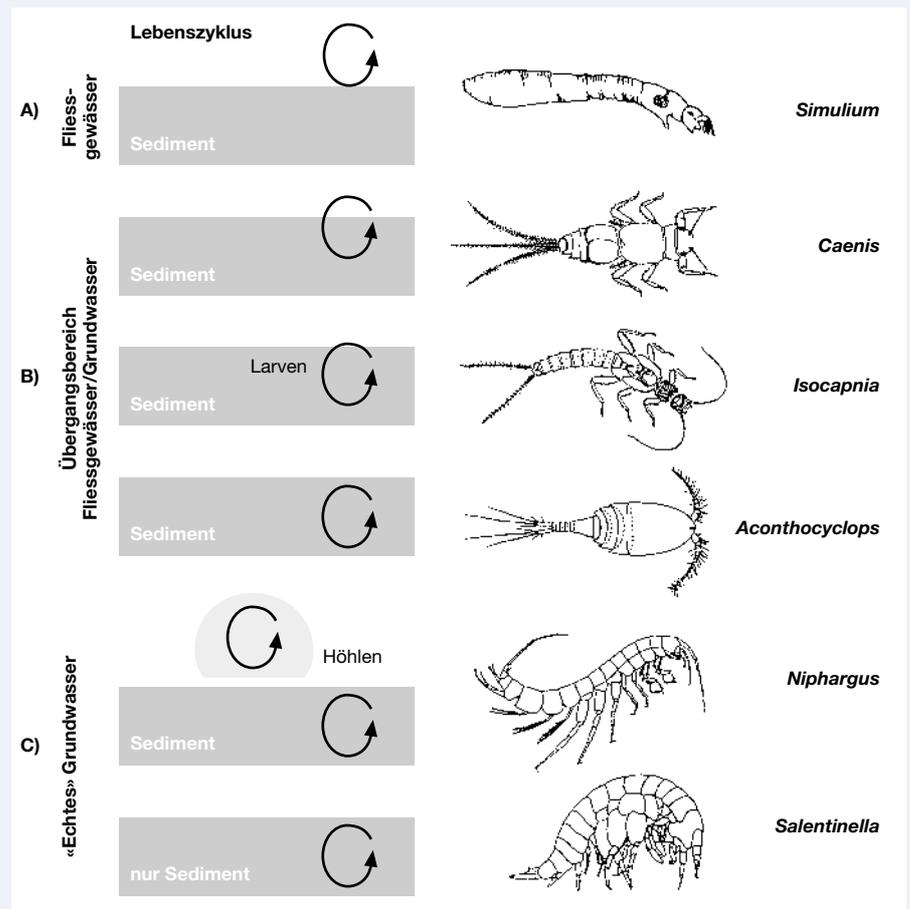


Fig. 4 Einteilung der Grundwasserfauna nach ihrer Phänologie und ihrem Vorkommen beziehungsweise Fehlen in Grundwasserlebensräumen (nach Gibert et al., 1994.).

A) Stygoxene Organismen, die nicht im Grundwasser vorkommen.

B) Stygophile Organismen, die einen Teil ihres Lebenszyklus im Grundwasser verbringen oder nur im Übergangsbereich zwischen Fließgewässern und dem so genannten «echten» (phreatischen) Grundwasser vorkommen.

C) Stygobionte Organismen, die ihr gesamtes Leben im Grundwasser verbringen.

Grundwasser ist jedoch sehr heterogen. Obwohl einige Prinzipien erkannt sind und Konzepte zur Erklärung der Organismen im flussnahen Grundwasser vorliegen (Ward et al., 1998), ist das Verständnis dieser Lebensgemeinschaften insgesamt noch sehr gering (Ward & Palmer, 1994). Erst wenige Aquifere sind eingehend biologisch untersucht worden, und insbesondere die Bedeutung biologischer Interaktionen für die Strukturierung der Lebensgemeinschaften ist in diesem obskuren Lebensraum noch weitgehend verborgen geblieben.

Brunke, M. & T. Gonser (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37, 1–33.

Brunke, M. & T. Gonser (1999): Hyporheic invertebrates – the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 344–362.

Camacho, A.I. (ed.) 1992: The Natural History of Biospeleology. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales. Graficas Mar-Car, S.A. Madrid

Gibert, J., D.L. Danielopol and J.A. Stanford (ed.) (1994): *Groundwater Ecology*. Academic Press. San Diego. pp 571.



Tom Gonser, EAWAG, arbeitet als Fluss- und Gewässerökologe in der Abteilung für Limnologie an der EAWAG.

Er hat in Freiburg im Breisgau und in Konstanz studiert. Anschließend arbeitete er 3 Jahre in Chile, wo er auch promovierte. Als Post Doc führte er Grundwasseruntersuchungen in Montana (USA) durch.

Gibert, J., J.A. Stanford, M.-J. Dole-Olivier, J.V. Ward (1994): Basic attributes of Groundwater Ecosystems and Prospects for Research. In: Gibert, J., D.L. Danielopol and J.A. Stanford (ed.) (1994): *Groundwater Ecology*. Academic Press. San Diego. 7–40.

Husmann, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasserfauna für die biologischen Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. *GWF Wasser/Abwasser*, 119: 293–302.

Korniker, L.S. (in press): «Black Holes» and «Event Horizons» of «Inner Space». *Oceans*.

Malard, F. & F. Hervant (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. *Freshwater Biology* 41: 1–30.

Ward, J.V., G. Bretschko, M. Brunke, D. Danielopol, J. Gibert, T. Gonser, A.G. Hildrew (1998): The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology* 40: 531–569.

Ward, J.V. & M.A. Palmer (1994): Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia*, 287: 147–156.

Quellen – die vergessenen Lebensräume

Quellen sind emotional ansprechende und faszinierende Biotope an der Schnittstelle zwischen Grundwasser und Bachoberlauf. Sie beherbergen zahlreiche hochspezialisierte Tiere. Deren Lebensraum wurde in der Schweiz sowohl von der Wissenschaft wie vom Gewässerschutz bisher kaum beachtet. Ein effektiver Schutz dieser sensiblen Ökosysteme setzt nicht nur strengere gesetzliche Grundlagen voraus, sondern auch Datenerhebungen, wo noch naturnahe Quellen vorhanden sind.

Natur- und landschaftsschützerische Aspekte bezüglich Quellen wurden bisher weder auf nationaler noch auf kantonaler Ebene beachtet. Zwar umfasst das Gewässerschutzgesetz (GSchG) «alle ober- und unterirdischen Gewässer» und schützt damit «Quell- und Grundwasser sowie deren Leit-, Stau- und Deckschicht». Das Gesetz bezweckt aber auch die «Sicherstellung des Trink- und Brauchwassers». Die von den Kantonen ausgewiesenen Quellschutzgebiete bieten daher keine Sicherheit für den Lebensraum Quelle; im Gegenteil: Sie sichern Trinkwasserfassungen, nicht Lebensräume. Zudem gelten Quellbäche, die 18 Tage oder länger im Jahr trocken fallen, nicht als Gewässer im Sinne des GSchG (Art. 4i). Dies bedeutet: Die meisten Quellen im Jura und auf den Molassehügeln des Mittellandes geniessen keinen Schutz durch das Gewässerschutzgesetz.

Grund- und Oberflächengewässer unterstehen kantonalem Recht. Einzig Quellen sind davon ausgenommen. Laut Art. 704 des Zivilgesetzbuches sind Quellen Privateigentum und gehören dem Eigentümer des Grundstücks, dem sie entspringen. Quellbäche können somit erst als öffentliches Gut betrachtet werden, nachdem sie die erste Grundstücksgrenze überflossen haben.

Die Ruhe selbst

Der Lebensraum von Quellbiotopen ist ruhiger und ausgeglichener als alle anderen oberirdischen Biotope. Der Einfluss der Jahreszeiten wird stark abgeschwächt. Geschiebeführende Hochwasser, welche für Fließgewässer charakteristisch sind,

fehlen. In den Flusstälern schüttet manche Quelle sogar das ganze Jahr über eine annähernd konstante Wassermenge aus. Die Temperatur des Wassers entspricht dabei ungefähr dem Jahresdurchschnitt der Lufttemperatur und schwankt nur um wenige Grade. Dieselbe Quelle, die in der Sommerhitze erfrischend kühles Trinkwasser bietet, stellt im Winter bei Dauerfrost eine Wärmeinsel dar.

Aus biologischer Sicht sind Quellen der Übergang zwischen Grundwasser und Bachoberlauf. Ihre Lebensgemeinschaft setzt sich daher aus Grundwasserbewohnern sowie – je nach Strömung – aus Arten der Bäche und Teiche zusammen. Quellen sind zudem auch Lebensräume für Spezialisten: Eine ganze Reihe von Arten hat sich an das saubere und nährstoffarme Wasser der Quellen angepasst. Hier leben Hungerkünstler und Arten, die sensibel auf Störungen reagieren. Insgesamt wurden in den Quellen Europas rund 1500 verschiedene Arten nachgewiesen; 465 von ihnen leben bevorzugt (krenophil) oder ausschliesslich (krenobiont) in Quellen. Bei einer ersten biologischen Untersuchung von 34 naturnahen Quellen im Schweizer Jura und Mittelland konnten etwa 160 mit dem Auge gut erkennbare Arten nachgewiesen werden.

Verlorene Landschaftselemente

Im Laufe der letzten hundert Jahre wurden die meisten Quellen drainiert. Von den im Jahr 1884 vorkommenden Quellen fliessen heute im Mittelland nur noch 1,2 Prozent, im Jura 4,8 Prozent oberirdisch ab. Die meisten der verbliebenen Quellen sind zudem in ihrer Struktur mehr oder weniger stark

verändert, sei dies beispielsweise als Folge von Beweidung oder Fassungen. In grossen Teilen des Mittellandes existieren zudem überhaupt keine naturnahen Quellen mehr. Selbst in abgelegenen Tälern des Juras sind sie eine Rarität geworden. Da die Trockenlegung von Quellen zur Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft beitrug, wurde sie jahrzehntelang von den Meliorationsämtern unterstützt und gefördert. Aus Gründen des Landschaftsschutzes sind Drainierungen heute tabu. Noch nicht realisiert wurden jedoch Rückbaumassnahmen und die Ausdolung von Quellen in Gebieten, die aus heutiger Sicht unverhältnismässig melioriert wurden.

Quelle ist nicht gleich Quelle

Aufgrund ihrer Habitatausstattung können die Quellen des Juras und Mittellandes sechs Typen zugeordnet werden. Vier von ihnen kommen in montanen Regionen, zwei in den alluvial aufgeschotterten Flusstälern vor (Fig. 1).

Montane Quellen

(Jura und Molassehügel im Mittelland)

- Karst-Rheokrenen (Karst-Fließquellen)
- Kalksinter-Rheokrenen
- Unversinterte Rheokrenen
- Lineare Quellen

Alluviale Quellen (Flusstäler)

- Alluviale Rheokrenen
- Limnokrenen (Teichquellen)

Die Fauna der Karst-Fließquellen (Karst-Rheokrenen) ist durch einen hohen Anteil von ausgeschwemmten Grundwasserorganismen, wie beispielsweise dem Höhlen-Flohkrebs (*Niphargus c.f. puteanus*) oder der Brunnenschnecke (*Bythiospeum diaphanum*), geprägt. Aufgrund der stetigen Kalkausfällungen bilden die Terrassen von Kalksinter-Rheokrenen einen Extremlebensraum. Auf ihnen können nur wenige Arten wie zum Beispiel der Feuersalamander (*Salamandra s.*) überleben. Unversinterte Rheokrenen sind dagegen sehr artenreich

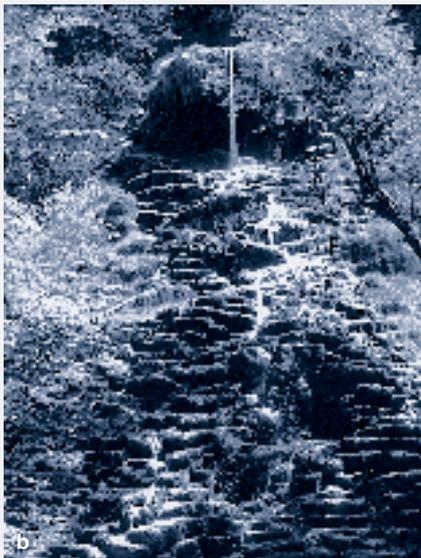
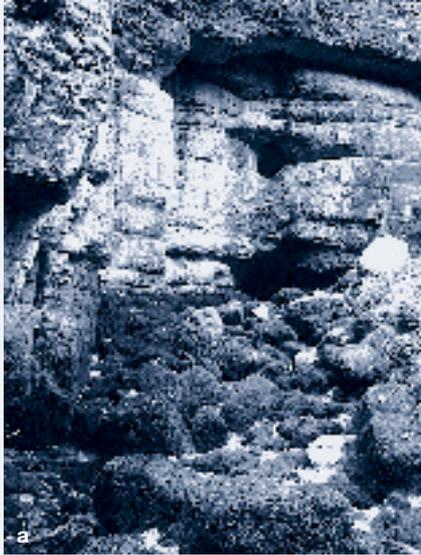


Fig. 1
Montane Quellen (Jura und Molassehügel im Mittelland)
 a) Karst-Rheokrene (Karst-Fließquelle), b) Kalksinter-Rheokrene, c) Unversinterte Rheokrene, d) Lineare Quelle

Alluviale Quellen (Flusstäler)
 e) Alluviale Rheokrene, f) Limnokrene (Teichquelle)

und enthalten die meisten Quellspezialisten. In linearen Quellen sind Schlammbewohner charakteristisch, etwa die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentatus*), eine seltene Grosslibellenart mit leuchtend grünen Augen.

Alluviale Rheokrenen sind die einzigen Quellen der Region in denen Wasserpflanzen und Fische vorkommen. Nachgewiesen ist beispielsweise die Groppe (*Cottus gobio*). Im sauberen Quellwasser finden aber auch Forellen die Voraussetzungen für die natürliche Aufzucht ihrer Brut. Nicht zu finden sind im Schweizer Jura und Mittelland grössere, natürliche Teichquellen (Limnokrenen). Die Fauna der untersuchten naturnahen, jedoch gestauten Teichquellen ist mit jener von Weihern und Teichen vergleichbar.

Spannende Neubesiedelungen

Untersuchungen zur Belastbarkeit der Quellfauna gegenüber Störungen (Resistenz) sowie zur Erholungsfähigkeit (Resilienz) gehören zu den spannendsten Fragen

im Zusammenhang mit der Struktur und der Funktion dieses Lebensraums. Bisher liegen hierzu noch praktisch keine Forschungsergebnisse vor.

Quellen sind Inselbiotope, was vielen Organismen die Besiedelung neuer Lebens-

räume erschwert. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn die nächste intakte Quelle viele Kilometer weit entfernt zu finden ist. Auf welche Weise die kleinen, meist flugunfähigen Quellspezialisten es schaffen, eine neue Quelle zu besiedeln, wird wohl

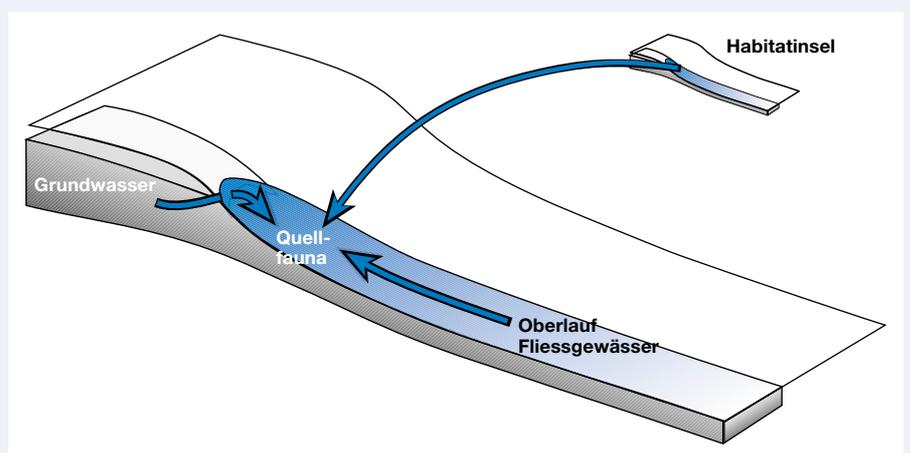


Fig. 2
 Alle drei möglichen Einwanderungswege in die Habitatinsel «Quelle» erwiesen sich als wichtig.

noch lange ein Geheimnis bleiben. Die an der EAWAG durchgeführten Untersuchungen geben jedoch Aufschluss über die Dynamik, mit welcher ein Quellbiotop neu besiedelt wird.

Zaghafte Zunahme der Artenvielfalt

Bei Rohr im Kanton Aargau wurden zwei Quellen durch Ausbaggern revitalisiert. Für die Rückkehr der Fauna waren während der ersten 60 Tage alle drei möglichen Einwanderungswege von grosser Bedeutung (Fig. 2):

- Vertikalwanderungen aus dem Grundwasser
- Aufwärtswanderungen im Quellbach
- Einwanderungen durch die Luft

Bereits am ersten Tag nach dem Ausbaggern der neuen Quelle wurden Grundwasserkrebs (Niphargus sp.) und Meiofauna gefunden. Diese Initialbesiedelung mit Grundwasserfauna blieb während der ersten beiden Wochen konstant. Nach 17 Tagen wurde sie von den ersten bachaufwärts gewanderten Bachflohkrebs (Gammarus fossarum) verdrängt, beziehungsweise stark reduziert. Die mittlere Aufwandergeschwindigkeit der Bachflohkrebs betrug 22 Meter pro Tag (Fig. 3). Die erste Eiablage durch flugfähige Tiere wie der Zuckmückenart (Krenopsectra sp.) konnte nach 30 Tagen beobachtet werden. Andere Gruppen wie Eintags- und Köcherfliegen folgten.

Innerhalb der ersten zwei Monate wanderten insgesamt 15 Arten ein. Danach verblieb der Artenzuwachs während des ersten Jahres auf diesem Niveau (Fig. 4). Dieser langsame Aufwärtstrend war auch im nahe gelegenen «Neunaugler Bach» zu beobachten. Dort erhöhte sich die Artenzahl zwischen dem 2. und 4. Jahr nach der Revitalisierung von 20 auf 23 Artengruppen (Taxa). Das sind immer noch weit weniger Arten als in vergleichbaren naturnahen Referenzquellen. Offenbar findet eine Neubesiedlung von Quellen viel langsamer statt, als bisher aufgrund von Fließgewässerstudien angenommen werden konnte.

Beweidung schädigt Quelle

Ganz anders gestaltete sich dagegen die Entwicklung einer Quelle im Schweizer Jura, deren Umfeld als Folge von Beweidung versumpft war. Der Quellaustritt erfolgte nur noch diffus. Um die Quelle von den Einflüssen der Beweidung abzusichern, wurde sie mit einem Weidezaun abgegrenzt. Diese einfache Massnahme erbrachte bereits im ersten Jahr Verbesserungen. Es entstand ein Quellbach mit

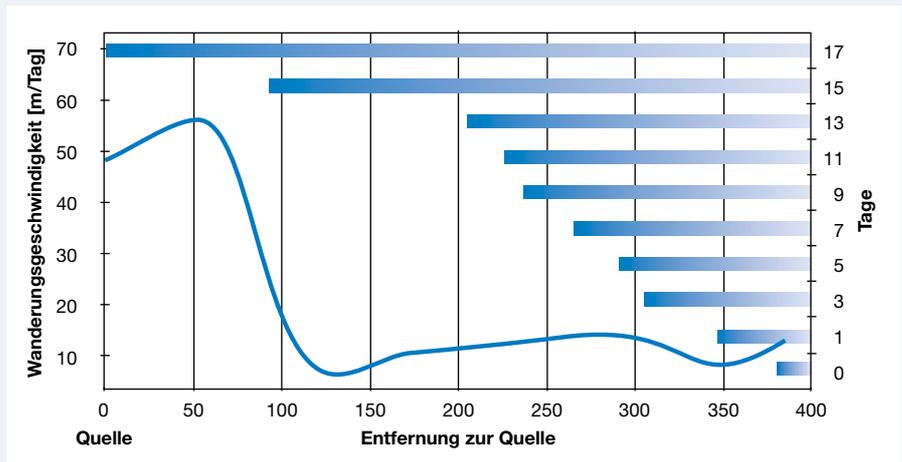


Fig. 3 Aufwärtswanderung von Bachflohkrebs Gammarus fossarum in einem 400 m langen neuen Quellbach. Rechte Y-Achse: zurückgelegte Aufwanderungsstrecke und Anzahl der Tage, die für die Wanderung benötigt wurden; nach 17 Tagen wurde die Quelle erreicht. Linke Y-Achse: resultierende Wandergeschwindigkeit [m/d].

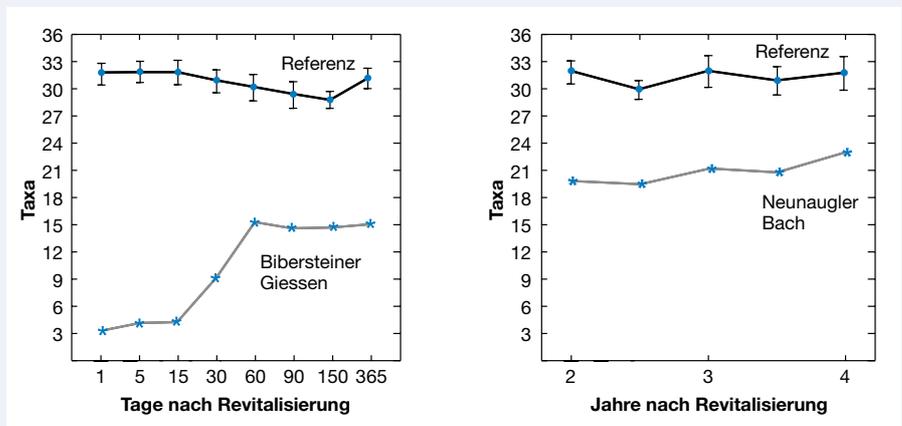


Fig. 4 Entwicklung der Artenzahl in zwei neu angelegten Alluvial-Rheokrenen im Aare-Einzugsgebiet in der Nordschweiz. Eingewanderte Arten innerhalb des ersten Jahres (links, Bibersteiner Giessen) und 2 bis 4 Jahre nach der Revitalisierung (rechts, Neunaugler Bach).

einem klar abgegrenzten Quellaustritt. Das Umland um die Quelle wurde trockener und begehbar. Es bildeten sich erste kiesige Abschnitte, die auch dem Artenreichtum der Quelle förderlich waren. Innerhalb von eineinhalb Jahren stieg die Artenzahl von 9 auf 23 Taxa (Fig. 5). Auch wanderten strömungsliebende Arten wie die Steinfliege (Perlodes jurassica) ein. Der Anteil der Quellspezialisten entsprach nach eineinhalb Jahren noch nicht demjenigen von Referenzquellen, doch stellte sich überraschend schnell eine vergleichbar hohe Zahl von Artengruppen ein.

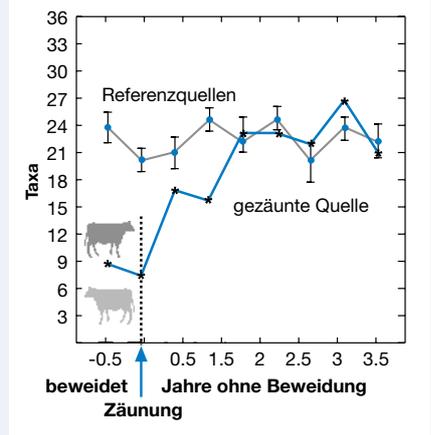


Fig. 5 Entwicklung der Artenzahl nach der Zäunung einer beweideten Quelle im Schweizer Jura.



Jens Martin Zollhöfer Biogeograph und Gewässerökologe. Er hat an der EAWAG über den wenig erforschten Lebensraum der Quellen promoviert. Seit kurzem arbeitet er im Büro «Life Science» in Basel. jens.zollhoefer@lifescience.ch

[1] Zollhöfer J.M. (1997): Quellen – die unbekanntesten Biotope: erfassen, bewerten, schützen. Bristol Stiftungsserie Band 6, Flück-Wirth Verlag, Teufen, Schweiz. 153 pp.

[2] Zollhöfer J.M. (1999): Spring Habitats in Northern Switzerland: Habitat Heterogeneity, Zoobenthic Communities, and Colonization Dynamics, Diss. ETH No. 13 209 Zürich. 142 pp.

Zeitreisen des Grundwassers

Neue Tracermethoden erschliessen die zeitliche Entwicklung im Grundwasser und zeigen, dass sich Grundwasser auf Zeitskalen zwischen Tagen und Jahrmillionen erneuert. Auch in der Schweiz, dem Wasserschloss Europas, wird «altes» Grundwasser aus tiefen Erdschichten geschöpft. Dieses Wasser stammt aus der letzten Eiszeit, erneuert sich entsprechend kaum und wird somit bergmännisch abgebaut.

Grundwasser bewegt sich nicht nur im Raum, es entwickelt sich vielmehr auch in der Zeit. Weltweit erneuert sich Grundwasser auf einer Zeitskala von 1500 Jahren. Bemerkenswert ist jedoch weniger die Grössenordnung selbst als vielmehr ihre Variationsbreite von ± 5 Grössenordnungen. In Gebieten mit direkter Flussinfiltration liegen die Grundwassererneuerungszeiten im Bereich von wenigen Tagen. In ariden Zonen steigen die Erneuerungszeiten bis gegen Hunderttausende von Jahren. In stagnierendem Porenwasser erreichen sie gar die Formationsalter der sedimentären Ablagerungen.

Jede auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Grundwassernutzung muss sich an der typischen Zeitskala der Wassererneuerung orientieren, welche für jedes Grundwassersystem individuell zu bestimmen ist. Es gilt hierbei zu beachten, dass die **Grundwassererneuerungszeit** allgemein dem Schwerpunkt einer Altersverteilung entspricht, die sich durch Mittelung der Verweilzeiten all jener Strömungswege ergibt, welche durch einen bestimmten Grundwasserbrunnen gefasst werden.

Nicht erfasste Wirklichkeit

Die Zeit, die zwischen der Grundwasserneubildung und dem Austritt aus dem Grundwasserleiter (Aquifer) verstreicht, wird als **Grundwasseraufenthaltszeit** bezeichnet. Um sie zu bestimmen werden meist numerische Grundwassermodelle verwendet, welche das Strömungsfeld aufgrund von hydraulischen Randbedingungen berechnen.

Es ist jedoch prinzipiell schwierig, die relevanten Grössen, welche die Grundwasser-

dynamik kontrollieren, mit Grundwasserströmungsmodellen zu identifizieren. Da die verfügbare Datenmenge zur Modelldefinition stets in krassem Gegensatz zum effektiv benötigten Informationsbedarf steht, lassen sich die realen Verhältnisse im Grundwasser im Modell faktisch nie physikalisch exakt nachbilden. Dies kann dazu führen, dass Grundwassermodelle zwar die hydraulischen Daten korrekt reproduzieren, gleichzeitig aber bezüglich der zugrunde liegenden Prozesse völlig an der Wirklichkeit vorbei zielen. So können sie z.B. aus fehlendem konzeptuellen Wissen heraus weder den typischen Erneuerungszeiten noch der Einmischung von jungem und altem Grundwasser angemessene Rechnung tragen.

Tracermethoden als Ergänzung zu Strömungsquellen

Im Gegensatz zu Grundwassermodellen, welche sich auf hydraulische Parameter (z.B. Piezometerstände) stützen, eignen sich transiente Tracermethoden besonders gut zur Erfassung der Grundwasserneubildung, der mittleren Grundwasseraufenthaltszeiten und der Mischung verschiedener Grundwassertypen. Die Methoden vermögen aufgrund ihrer komplementären Empfindlichkeit die konzeptuellen Schwächen von Grundwassermodellen aufzudecken und zu beheben.

Um die Unsicherheiten von Grundwasserströmungsmodellen zu reduzieren, werden heute vermehrt (isotopen-)geochemische Methoden zur Grundwasserdatierung herangezogen. Diese beruhen auf der Messung verschiedener in der Umwelt und im Grundwasser auftretender Spurenstoffe.

Eingesetzt werden meist konservative Stoffe, welche weder chemisch noch biologisch aktiv sind und deren Konzentrationen im Grundwasser sich entweder durch den radioaktiven Zerfall (z.B. Tritium, Edelgasisotope) oder durch zeitlich variierende Einwachsfunktionen (z.B. halogenierte Kohlenwasserstoffe) verändern.

Ist die charakteristische Zeitskala der Spurenstoffveränderung vergleichbar mit der Zeit, während der sich ein bestimmtes Grundwasser erneuert, kann die entsprechende Methode oft erfolgreich eingesetzt werden, um die mittlere Aufenthaltszeit im Grundwasser zu bestimmen. Mit Hilfe der heute zur Verfügung stehenden Methoden können sowohl junge Grundwässer mit Aufenthaltszeiten von Tagen bis Jahren datiert werden als auch alte, stagnierende Wässer, welche sich – wenn überhaupt – erst während Jahrmillionen erneuern.

(Grund)Wasser und Auenwälder im Bleniotal

Im Bleniotal stehen Auenwälder von nationaler Bedeutung. Deren Baumbestand geht seit mehreren Jahren kontinuierlich zurück. Die Ursachen dafür sind weitgehend unbekannt. Im Rahmen eines grösseren Forschungsprojektes, in welchem die EAWAG den Betrieb von Speicherkraftwerken nach ökologischen Gesichtspunkten beurteilt (Projekt Ökostrom, vgl. EAWAG news 47), wurden die hydraulischen Verhältnisse im Bereich der Aue untersucht. Es galt abzuklären, ob das Grundwasser der Aue direkt durch lokal infiltrierendes Wasser des Hauptflusses (Brenno) gespiesen und erneuert wird. Dazu wurden im Bereich der mittleren Aue an mehreren Bohrlöchern die Alter der Grundwässer viermal im Laufe eines Jahres bestimmt und durch chemische Analysen ergänzt (Fig. 1, links).

Es zeigte sich, dass die Alter der Grundwässer weder zeitlich noch räumlich konstant sind. Vielmehr folgen alle einem einheitlichen jahreszeitlichen Gang. Im Winter liegen die Wasseralter – überraschenderweise selbst nahe beim Brenno – im Bereich



TeilnehmerInnen von «Runden Tisch» von «Science et Cité» vergleichen Trinkwasserproben. Das eine ist junges Oberflächenwasser, das andere stammt aus 200 Metern Tiefe und ist 30 000 Jahre alt.

von einigen Jahren (!). Im Frühjahr und Sommer liegt jüngeres Grundwasser vor, während die Alter während des Herbst hinweg bis in den Winter wieder auf hohe Werte ansteigen.

Im Weiteren variieren die Wasseralter in Abhängigkeit der Wassertiefe. Es können zwei Grundwässer unterschieden werden. Während des Sommers ist das oberflächennähere Grundwasser jung, doch findet sich in neun Meter Tiefe älteres Wasser, dessen mittlere Aufenthaltszeit der winterlichen Situation entspricht. Die jahreszeitlichen Unterschiede und die vertikale Gliederung des Grundwasser legen nahe, dass sich während der Schneeschmelze im Frühjahr und im Sommer junges Oberflächenwasser dem oberen Bereich des Grundwasser-

leiters zumischt und sich über altem Grundwasser einschichtet, welches nicht lokal gebildet wird.

Die Chemiedaten folgen dem gleichen zeitlichen Muster (Fig. 1, rechts): Im Frühjahr und Sommer stimmt die chemische Zusammensetzung des Grundwassers weitgehend mit jener von Schmelzwasser führenden Seitenbächen überein. Im Winter hingegen ist das Grundwasser in der Aue viel stärker mineralisiert. Es gleicht dann in seiner Zusammensetzung einem stark gipshaltigen alten Grundwasser, welches innerhalb der Brennoschwemmebene als Quelle austritt. Das Grundwasser innerhalb der Aue entspricht demnach einer Mischung von jungem, schwach mineralisiertem Schmelzwasser aus den angrenzenden Hängen und

einem alten, sulfatreichen, tieferen Grundwasser (Fig. 1, unten). Der Brenno selbst scheint die Aue grossskalig nur sehr indirekt zu beeinflussen, indem er als möglicher Vorfluter die Grundwasserpegel in der Aue reguliert.

Eiszeitliches Wasser im Oberen Glatttal

Im Gegensatz zu ungespannten oberflächennahen Grundwasserleitern erneuern sich die tiefer gelegenen Grundwässer viel langsamer. Es ist wesentlich zu erwähnen, dass der Aquifer räumlich begrenzt ist. Der tiefe artesische Grundwasserleiter im Oberen Glatttal enthält, obwohl er sich räumlich nur mehrere Kilometer erstreckt, Wasser aus der letzten Eiszeit (Fig. 2). Da die Lös-

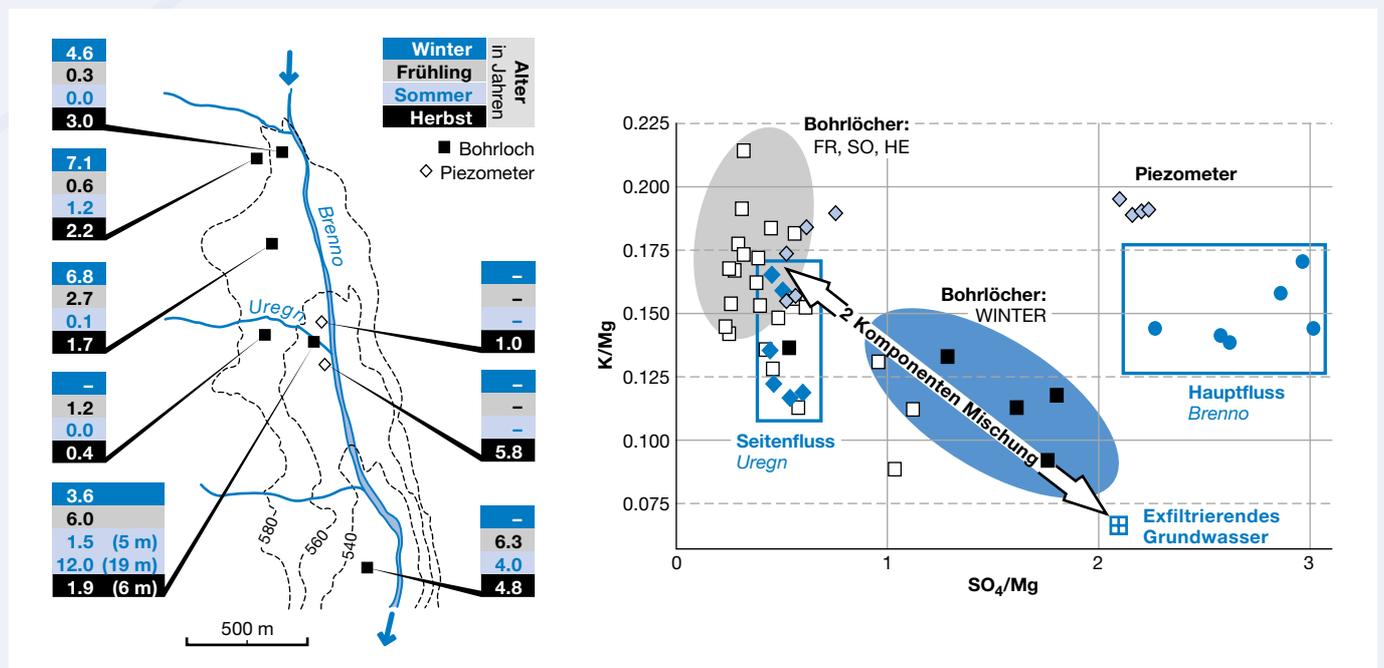


Fig. 1 Das Grundwasser in der mittleren Aue im Bleniotal ist als Mischung von zwei wohl definierter Wassertypen zu verstehen. Die eine Komponente entspricht oberflächennäherem Grundwasser, das als Schmelzwasser entlang der Hänge infiltriert. Dieses lokal gebildete Grundwasser hat eine kurze Aufenthaltszeit (Wasseralter ~«0») und gleicht chemisch den ebenfalls durch die Schneeschmelze gespiesenen Seitenbächen («Seitenfluss», «Bohrlöcher FR, SO, HE»). Das frische und junge Grundwasser schichtet sich im Bereich der Auenwälder über stärker mineralisiertem und altem Grundwasser ein, welches seinerseits als sulfatreiche Quelle im Brenno austritt. Das tiefere, nicht-lokal gebildete Grundwasser («Exfiltrierendes Grundwasser») hat eine

grössere Aufenthaltszeit (mehrere Jahre) und weist klar höhere Hauptkonzentrationen auf. Entsprechend führen die Bohrlöcher bei hohen Piezometerständen im Frühjahr und Sommer («Bohrlöcher FR, SO, HE»), junges und schwach mineralisiertes Grundwasser. Im Winter («Bohrlöcher Winter») hingegen sind die Pegelstände deutlich tiefer und die Alter des Wassers steigen markant, da jetzt hauptsächlich tieferes Grundwasser («Exfiltrierendes Grundwasser») vorhanden ist. Flusswasser aus dem Brenno («Hauptfluss») lässt sich im Bereich der Aue geochemisch kaum nachweisen. Dies lässt den Schluss zu, dass der Brenno die Grundwasserdynamik in den Auen nur indirekt beeinflusst, indem er als Vorflut die Grundwasserpegel vorgibt.



Armin Peter, EAWAG

Mittlere Brenno-Aue.

lichkeit von atmosphärischen Edelgasen unter anderem massgeblich durch die Bodentemperatur zur Zeit der Grundwasserneubildung bestimmt wird, lassen sich mit Tracermethoden neben der Altersinformation auch solche über die klimatischen Bedingungen während der Grundwasserinfiltration gewinnen. Derart rekonstruierte Temperaturen zeigen, dass im Oberen Glatttal die mittlere Jahrestemperatur während der Eiszeit um mehr als 5 °C tiefer war als heute (Beyerle et al., 1998).

Auffallend ist, dass das Alter des Grundwassers innerhalb von weniger als einem Kilometer um mehr als 10 000 Jahre zunimmt, obwohl die Altersunterschiede innerhalb des 10 km langen Aquifers insgesamt nur 30 000 Jahre betragen. Dieser Alterssprung im Zeitbereich des letzten Eishöchststandes der Eiszeit ist zu gross, als dass er fehlenden Bohrungen zugeschrieben werden könnte. Die Daten legen vielmehr nahe, dass Gletscher und Permafrost die hydrologischen Verhältnisse während dieser Zeit um das letzte glaziale Maximum herum grundlegend veränderten und die Grundwasserneubildung stark reduzierten.

Obwohl sich der Chemismus des geförderten Grundwassers verschoben hat, hat sich die Trinkwasserqualität als solches nicht geändert. Das Beispiel zeigt jedoch, dass auch in der Schweiz Grundwässer vorkommen, welche sich auf den für menschliche Gesellschaften relevanten Zeitskalen nicht nachbilden. Sie sind deshalb als nicht erneuerbare Bodenschätze zu betrachten. Moderne Tracermethoden in Kombination mit innovativen Ansätzen der Grundwassermodellierung werden in Zukunft ihren Beitrag leisten, um sich der räumlichen und zeitlichen Begrenztheit von Wasserressourcen klar zu werden. Sie schaffen wesentliche Voraussetzungen dafür, Grundwasser als Ressource tatsächlich nachhaltig – im ursprünglichen Sinn des Wortes – zu nutzen.

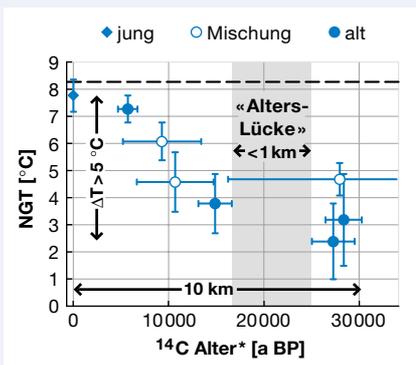


Fig. 2. Der nur 10 km lange und rund 100 m tief gelegene Aquifer im Oberen Glatttal enthält nahe des Infiltrationsgebietes rezentes Grundwasser (jung: ◆). Im unteren Teil liegt aber Wasser vor, das vor mehr als 30 000 Jahren infiltrierte (alt: ●, ○). Da die Löslichkeiten atmosphärischer Edelgase stark von der Temperatur abhängen, zeigen die hohen Edelgaskonzentrationen der alten Wässer, dass die mittlere Jahrestemperatur im Oberen Glatttal während der letzten Eiszeit um mehr als 5 °C kälter war als heute (8,3 °C, gestrichelte Linie).

Auffallend ist, dass die Wasseralter zwischen zwei benachbarten Bohrungen, welche nur etwa 1 km von einander entfernt sind, abrupt von 15 000 auf 25 000 Jahre ansteigen. Die beobachtete «Alterslücke» ist dahingehend zu interpretieren, dass Gletscher und Permafrost während des Maximums der letzten Eiszeit (vor 18 000 Jahren) die hydrologischen Verhältnisse grundlegend veränderten, indem sie die Grundwasserneubildung drastisch reduzierten.

Nicht nachhaltige Wassernutzung

Obwohl der obere Teil des Glatttalaquifers zwischen Uster und Hegnau eiszeitliches Wasser enthält, führen die gleichen Schichten im unteren Teil, auf der Höhe von Dübendorf, heute rezentes Grundwasser. Seit Beginn der 90er-Jahre, als eine Trinkwasserfassung den tiefen Glatttalaquifer erschloss, hat sich die chemische Zusammensetzung des Grundwassers kontinuierlich verändert. War das Wasser früher tritiumfrei und reduzierend, enthält das Wasser heute Sauerstoff und Tritium. Gleichzeitig sanken die Grundwasserspiegel im tiefen Aquifer stark ab. Offensichtlich wurde zuerst altes, sich kaum erneuerndes Wasser gefördert und dadurch die eiszeitliche Ressource erschöpft. Die hydraulischen Veränderungen erlaubten es jungem, oberflächennahem Grundwasser, in die tieferen Schichten einzudringen, wo es heute den Hauptteil des geförderten Wassers ausmacht.



Rolf Kipfer
promovierter Umweltphysiker,
befasst sich mit der Analyse von
transienten Tracern im aquatischen System.

Koautoren: Werner Aeschbach-Hertig, Urs Beyerle, Johannes Holocher

Beyerle U., Purtschert R., Aeschbach-Hertig W., Imboden D. M., Loosli H. H., Wieler R., and Kipfer R. (1998): Climate and groundwater recharge during the last glaciation in an ice-covered region. *Science* 282, 731–734.

Die Qualität von Grundwasser – Resultat biogeochemischer Prozesse

Der Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen im Grundwasser ist abhängig von der Verfügbarkeit von Oxidationsmitteln. Sie bestimmen, welche der zahlreichen chemischen und mikrobiologischen Umformungen stattfinden können. Mit Untersuchungen lässt sich daher auch der Stand des Stoffabbaus ermitteln. Mit Hilfe der Isotopenverhältnisse $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ lässt sich die Herkunft des Nitrats im Grundwasser eruieren.

Regenwasser, das durch den Boden und die mit Wasser ungesättigte Zone in den Grundwasserträger (Aquifer) versickert, ändert seine chemische Zusammensetzung sehr stark (Fig. 1). Beim Abbau (Mineralisation) von organischem Material im Boden entsteht Kohlendioxid (CO_2), welches sich im Wasser löst und mit den gesteinsbildenden Mineralien, den Carbonaten und Silikaten, reagiert. Diese Verwitterungsreaktionen sowie die Auflösung der Evaporiten sind massgebend für die Konzentrationen der Hauptkomponenten Calcium, Magnesium, Hydrogencarbonat, Sulfat und Kieselsäure im Grundwasser. In unbelasteten Aquiferen werden auch Natrium, Kalium und Chlorid durch diese geochemischen Prozesse kontrolliert. Damit ein Kubikmeter Regenwasser einen Härtegrad von 25 frz. H° ($250 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$), einen typischen Wert für mittelhartes Grundwasser, erreicht, müssen 70 Gramm organischer Kohlenstoff (org. C) abgebaut werden. Die Mikroorganismen benötigen dazu 200 Gramm Sauerstoff. Diese Menge Sauerstoff ist in rund zwei Kubikmeter Bodenluft enthalten oder in rund zwanzig Kubikmeter mit Sauerstoff gesättigtem Grundwasser. Trotz dieses enormen Sauerstoffverbrauchs wird durch den natürlichen Gasaustausch mit der Atmosphäre genügend Sauerstoff in den Untergrund eingetragen, so dass in der Schweiz die meisten oberflächennahen Aquifere noch Sauerstoff aufweisen.

Auf den Spuren von Nitrat

Die Konzentration von Nitrat (NO_3) im Grundwasser hängt zum einen von der Mineralisation von organischem Stickstoff (org. N) ab, aber auch von der Nitrifikation von Ammonium (NH_4). Nitrat, das nicht

durch die Pflanzen aufgenommen werden kann, wird ins Grundwasser ausgewaschen. Die Messung der Isotopenverhältnisse von Sauerstoff ^{18}O zu ^{16}O und Stickstoff ^{15}N zu

^{14}N im Nitrat ermöglicht Rückschlüsse auf die Herkunft von Nitrat im Grundwasser (Fig. 2) [1, 2]. Entsprechende Messungen können dazu dienen, Grundwasserschutzmassnahmen festzulegen oder diese im Rahmen einer Erfolgskontrolle zu überwachen.

Nitrat, das vorwiegend aus dem Abbau von organischem Stickstoff aus Hofdünger oder Abwasser stammt, weist $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Bereich von +8 bis +13% sowie $\delta^{18}\text{O}$ -Werte um Null auf. Im Gegensatz dazu liegen die

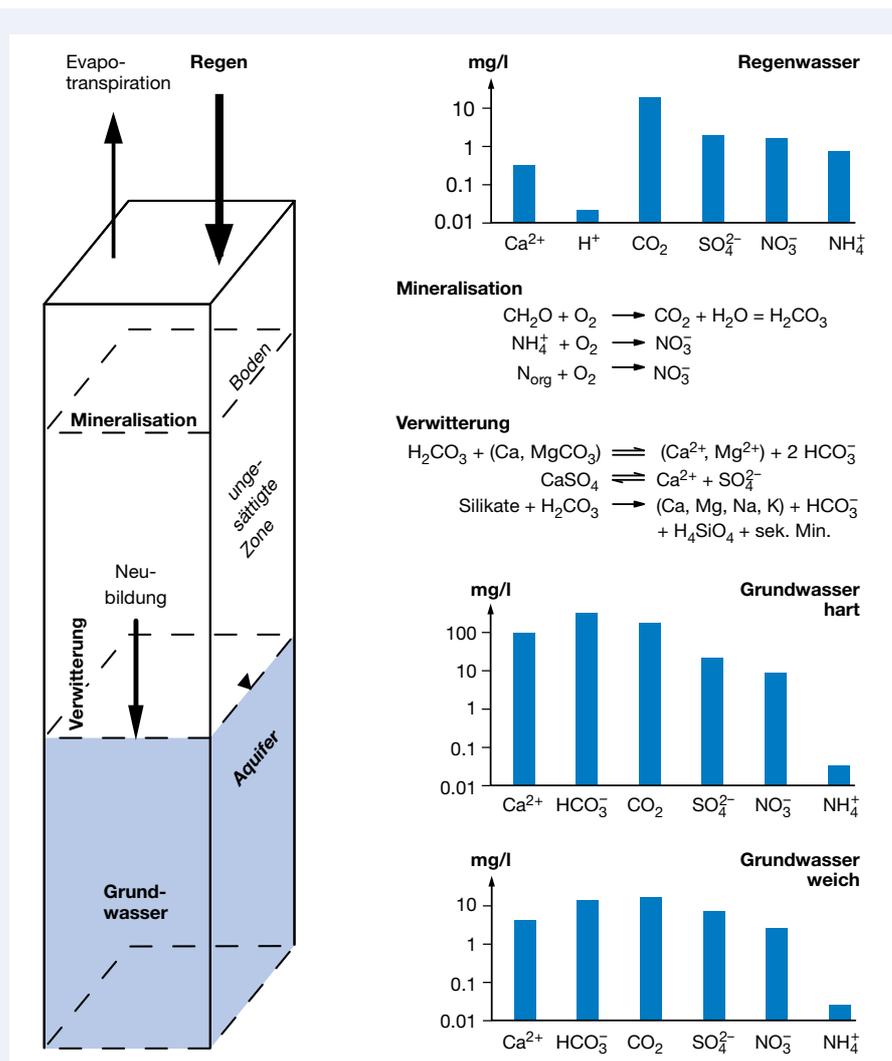


Fig. 1 Schematische Darstellung der Konzentrationsänderungen bei der Versickerung von Regenwasser ins Grundwasser und der dabei auftretenden und wichtigen regulierenden Prozesse.

$\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Nitrat, das bei der Mineralisation von natürlichem organischem Stickstoff in landwirtschaftlichen Böden gebildet wird, im Bereich von $5 \pm 3\%$. Ein $\delta^{15}\text{N}$ -Wert in diesem Bereich, gekoppelt mit hohen Nitratkonzentrationen, deutet darauf hin, dass der Abbau von organischem Stickstoff im Boden durch die Art der Bewirtschaftung beschleunigt wurde. Mineraldünger, wie Ammonsalpeter oder Nitrate, weisen wesentlich andere $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf. Bei Stickstoff, der aus der Atmosphäre eingetragen wird, ändern sich die Isotopenverhältnisse im Boden. In Waldquellen finden sich beispielsweise kleine $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte. Diese sind mit jenen von Ammonsalpeter vergleichbar. Um die Herkunft von Nitrat NO_3^- zweifelsfrei zu ermitteln, ist es deshalb notwendig, die Bodenbewirtschaftung im Zuströmbereich genau zu kennen.

Klar definierte Abfolge des mikrobiellen Abbaus

Beim aeroben Abbau von organischem Kohlenstoff verwenden die Bakterien den Sauerstoff als Oxidationsmittel. Ist dieser aufgebraucht, so kommen jene Bakterien zum Zuge, welche die andern im Aquifer vorhandenen Oxidationsmittel entsprechend einer charakteristischen Abfolge nutzen können (Fig. 3). Die wichtigsten Oxidationsmittel sind: Nitrat, Sulfat und Kohlendioxid gelöst im Wasser sowie feste Mangan- und Eisen(hydr)oxide. Chemisch gesprochen werden beim mikrobiellen Abbau Elektronen des organischen Kohlenstoffs durch die Bakterien auf das Oxidationsmittel – den terminalen Elektronenakzeptor – übertragen [3].

Die Reaktionen folgen einander in einer typischen Reihenfolge. Massgebend ist dabei die chemische Energie, welche bei der Reaktion frei wird. Bei der ersten Reaktion ist sie am grössten und nimmt danach stetig ab (Fig. 3). Die Bakterien, welche die Reaktionen vorantreiben (katalysieren), nutzen diese Energie für ihren Stoffwechsel und das Wachstum. Die Oxidationsmittel sowie die Produkte der Redoxprozesse können als Redoxindikatoren im Wasser dienen. Aus ihrer An- beziehungsweise Abwesenheit lassen sich die abgelaufenen oder ablaufenden Redoxprozesse im Aquifer ermitteln und gleichzeitig der Redoxzustand abschätzen.

Abbauprozesse in stark belastetem Grundwasser

Die Redoxverhältnisse in einem mit organischen Stoffen stark belasteten, sandigen Aquifer sind in Fig. 4 illustriert [4, 5]. Die

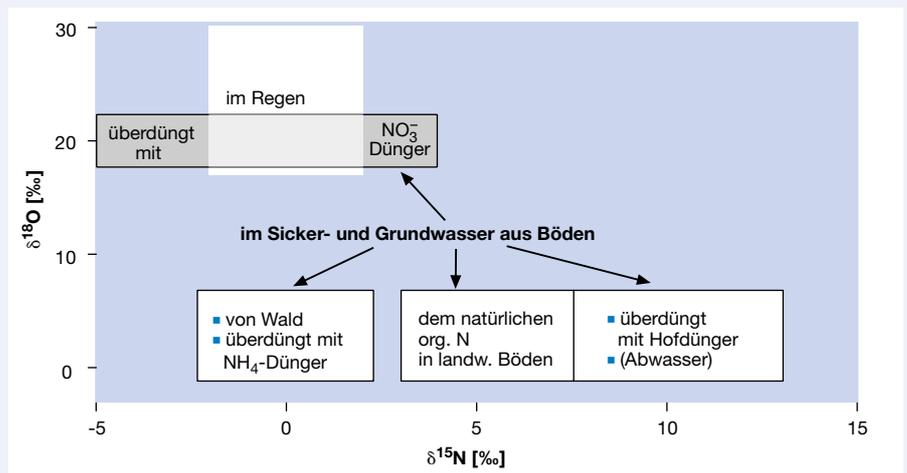


Fig. 2 Isotopenverhältnisse von $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im Nitrat (NH_3) aus verschiedenen Quellen. $\delta^{15}\text{N}$ und $\delta^{18}\text{O}$ Werte in ‰ sind die Isotopenverhältnisse relativ zu den diesbezüglichen internationalen Standards (N_2 der Atmosphäre bzw. V-SMOV).

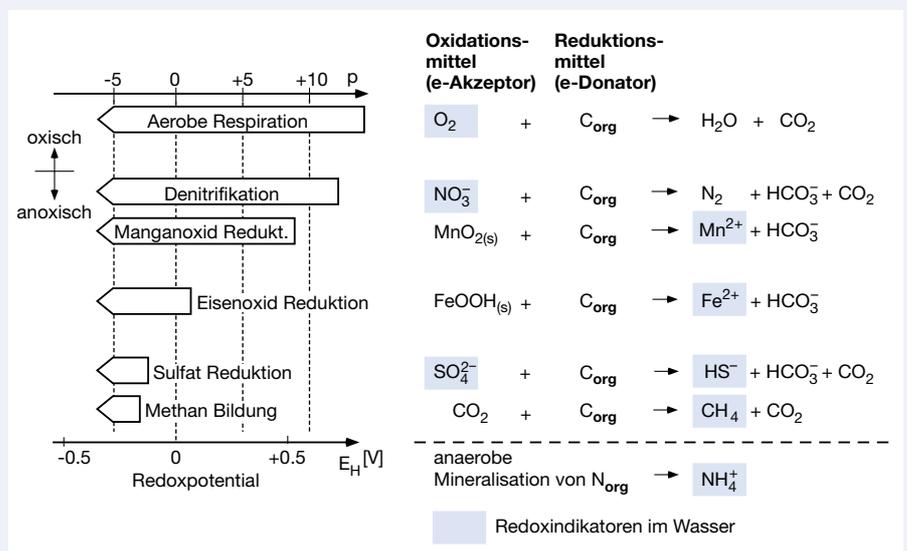


Fig. 3 Abfolge der wichtigen mikrobiologisch mediierten Redoxprozesse in aquatischen Systemen.

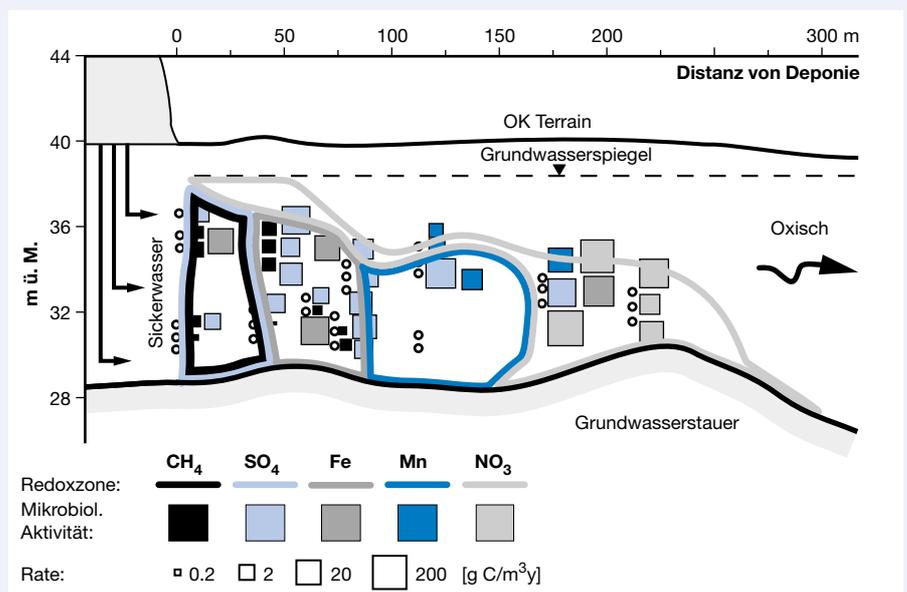


Fig. 4 Redoxzonen im Grundwasser und mikrobiologische Aktivität im Aquifer. Längsschnitt durch den mit Sickerwasser belasteten Aquifer von Grinsted (DK). Die zahlreichen Probenahmestellen für die Redoxindikatoren sind nicht eingezeichnet.

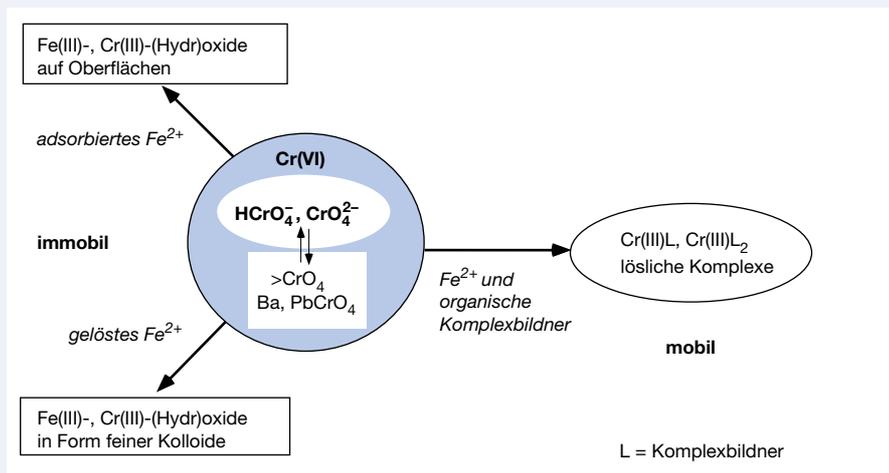


Fig. 5
Reaktionschema der Chromatreduktion durch Fe(II) im Aquifer.

dominierenden Redoxindikatoren sind in Form von Redoxzonen eingezeichnet. Ihre Abfolge in Fließrichtung gibt die zeitliche Entwicklung wieder. Als Folge des jahrelangen Eintrags von sauerstoffreichem (anoxischem), aber sulfathaltigem Sickerwasser aus einer Deponie, haben die Bakterien die verfügbaren Oxidationsmittel Mangan- und Eisen(hydr)oxide in deren unmittelbaren Nähe scheinbar aufgebraucht. In diesem Bereich finden gleichzeitig die Sulfatreduktion und die Methanbildung statt. Weiter grundwasserstromabwärts sind noch Mangan- und Eisen(hydr)oxide vorhanden, weshalb deren Reduktion dort vorherrscht. Von der Bodenoberfläche wird zudem Nitrat eingeschwemmt, welches am oberen und vorderen Rand der Schadstofffahne denitrifiziert wird.

Quantifizierung der mikrobiologischen Aktivität

Um die mikrobiologische Aktivität zu quantifizieren, wurden kleine Aquiferproben zusammen mit dem entsprechenden Wasser im Labor untersucht. Aus der zeitlichen Entwicklung von Produkten der Redoxprozesse konnten für die einzelnen Reaktionen die Oxidationsraten von organischem Kohlenstoff berechnet werden. Die Resultate zeigen, dass in Deponienähe nebst der Methanbildung und der Sulfatreduktion auch die Eisenoxidreduktion stattfindet. Die Manganoxidreduktion und die Denitrifikation treten erst grundwasserstromabwärts auf. In einer Tonlinse in der Denitrifikationszone wurde auch eine deutliche Sulfat- und Eisenoxidreduktion festgestellt.

Die beiden durchgeführten Untersuchungen förderten Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Redoxprozesse zu Tage, die auf der unterschiedlichen Aussagekraft der beiden Messverfahren beruhen. Bei der

mikrobiologischen Aktivitätsbestimmung werden alle messbaren Redoxprozesse in einem kleinen Aquiferkompartiment, d.h. kleinskalig, erfasst. Die Messung der Redoxindikatoren im Wasser widerspiegelt dagegen vor allem den dominierenden Redoxprozess in einem grösseren Kompartiment, d.h. grösserskalig. Darin sind auch die Auswirkungen des Transports und der Folgereaktionen von Redoxindikatoren beinhaltet.

Bedeutung der Redoxprozesse

Ist in einem Grundwassersystem der Sauerstoff aufgebraucht, ändert sich sein biogeochemisches Milieu drastisch. Die Produkte der Redoxprozesse leiten geochemische Folgereaktionen ein [6]:

- CO₂ reagiert mit den gesteinsbildenden Mineralien
- gelöstes Eisen und Mangan, Fe(II) und Mn(II), werden durch Sulfid und Carbonat ausgefällt
- noch vorhandenes Sulfid löst Eisen- und Mangan(hydr)oxide reduktiv auf.

Im Weiteren sind nun chemische Reaktionen möglich, die bei Anwesenheit von Sauerstoff, das heisst unter oxidischen Bedingungen, nicht stattfinden. Beispielsweise ist Fe(II) auch ein reaktives Reduktionsmittel, das mit anorganischen und organischen Verunreinigungen reagieren kann [7]. Reduziertes Wasser muss für die Nutzung als Trinkwasser aufbereitet werden, weil gelöstes Mangan und Eisen wie auch Sulfid aus geschmacklichen und technischen Gründen unerwünscht sind. Mikrobiologisch betrachtet, bedeutet der reduzierte Zustand eines Grundwassers, dass anaerobe Bakterien auftreten können, welche organische Schadstoffe abbauen, die sich unter Sauerstoffbedingungen als nicht persistent erweisen [8].

Chromatreduktion durch Fe²⁺

Chromat (CrO₄) ist ein anorganischer Schadstoff, der sich in Altlasten findet. Es ist gut löslich und wird daher in das Grundwasser ausgewaschen. Unter anoxischen Bedingungen wird es dort bei Anwesenheit von Fe(II) zu Chrom(III)hydroxid reduziert [9, 10]. Ist das Fe(II) mit Partikel wie Silikate oder Eisen(hydr)oxide verbunden, so lagert sich auch das Chromhydroxid an diese Partikel an (Fig. 5). Bei der Reduktion mit dem freien Fe(II) bilden sich feine Kolloide von Chromhydroxid, die sich ebenfalls an den Festphasen anlagern. Das Chromat wird in diesen Fällen durch die Reduktion immobilisiert.

Liegen im Grundwasser hingegen gleichzeitig auch höhere Konzentrationen von organischen Stoffen, insbesondere von Komplexbildnern, als Verunreinigung vor, bilden sich bei der Reduktion von Chromat lösliche Komplexe von Chrom(III). Das Chrom bleibt in diesem Falle mobil. Wird es in dieser Form in Zonen mit verfügbarem Sauerstoff transportiert, kann beispielsweise durch Manganoxide wieder eine Oxidation zum toxischen Chromat eintreten.



Jürg Zobrist
promovierter anorganischer Chemiker. Er befasst sich mit Prozessen, welche die Qualität von Grundwasser und Fließgewässern bestimmen und für den Schutz der Wasserressourcen von Bedeutung sind.

Koautoren: Martin Mengis und Stephan Hug

- [1] Amberger A. und Schmidt H.-L. (1987): Natürliche Isotopengehalte von Nitrat als Indikatoren für dessen Herkunft. Geochim. Cosmochim. Acta 51, 2699–2705.
- [2] Mengis M. (1999): Bestimmung der Nitrat Herkunft belasteter Trinkwasserfassungen anhand der Nitrat Isotopenzusammensetzung. Bericht Mengis+Lorenz AG, Luzern.
- [3] Stumm W. and Morgan J.J. (1996): Aquatic Chemistry: 464–506, 3. Ed., Wiley Interscience, New York.
- [4] Bjerg P.L., Rügge K., Pedersen J.K. and Christensen T.H. (1995): Distribution of redox-sensitive groundwater quality parameters downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). Environ. Sci. Technol. 29, 1387–1394.
- [5] Ludvigsen L., Albrechtsen H.-L., Heron G., Bjerg P.L. and Christensen T.H. (1998): Anaerobic microbial redox processes in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). J. Contam. Hydrol. 33, 273–291.
- [6] von Gunten U. and Zobrist J. (1993): Biogeochemical changes in groundwater-infiltration systems: Column studies. Geochim. Cosmochim. Acta 57, 3895–3906.
- [7] Haderlein S., loc. cit.
- [8] Van der Meer J.R. und Kohler H.P., loc. cit.
- [9] Bürge I.J. and Hug S. (1997): Kinetics and pH dependence of chromium(VI) reduction by iron(II). Environ. Sci. Technol. 31, 1426–1432.
- [10] Bürge I.J. and Hug S. (1998): Influence of organic ligands on chromium(VI) reduction by iron(II). Environ. Sci. Technol. 32, 2092–2099.

Nutzung von arsenhaltigem Grundwasser – katastrophale Folgen für Bangladesh

Bangladesh ist mit der wohl grössten Massenvergiftung in der Geschichte der Menschheit konfrontiert. Rund ein Drittel der 125 Millionen Einwohner sind durch arsenhaltiges Trinkwasser einer schleichenden und heimtückischen Vergiftung ausgesetzt. Arsenbedingte Folgeerscheinungen wie Hautverfärbungen, Geschwüre und schliesslich Haut-, Lungen- und Darmkrebs haben bereits Zehntausende von Menschen befallen. Experten in Bangladesh und von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) vermuten, dass bereits gegen 20 Millionen Menschen mehr oder weniger stark mit Arsen vergiftet sind. Gelingt es nicht, in kurzer Zeit die Wasserversorgung mit arsenfreiem Wasser zu gewährleisten, könnte die Vergiftung mit Arsen bald die häufigste Todesursache in Bangladesh werden. Wissenschaftler der EAWAG arbeiten an einer einfachen solaren Arsenentfernungsmethode (SORAS).

In Bangladesh beziehen heute über 90 Prozent der Bevölkerung das Trinkwasser aus Grundwasser. Früher wurde der Trinkwasserbedarf durch Oberflächenwasser gedeckt. Dies hatte aber immer wieder ausgedehnte Durchfall- und Choleraepidemien zur Folge. Vor etwa 30 Jahren setzte in vermehrtem Mass die Umstellung auf Grundwasserversorgung ein. Innerhalb eines Tages vermögen wenige Arbeiter ein Eisenrohr manuell 5 bis 50 Meter tief in die weichen Sedimente zu bohren, um das Wasser anschliessend mittels Handpumpen an die Oberfläche zu fördern. Im Rahmen der von der WHO und UNICEF unterstützten Internationalen Trinkwasserdekade (1980–90) wurden in ganz Bangladesh rund drei Millionen Grundwasserfassungen gebohrt. Die Durchfall- und Choleraerkrankungen konnten dadurch drastisch reduziert werden. Dieser Erfolg wird aber durch die Arsenkrise überschattet. Erste Vergiftungsfälle traten bereits 1987–92 im Nordosten auf. Offiziell wurde das Problem aber erst auf Drängen verschiedener Organisationen und nach einer internationalen Konferenz in Dhaka 1998 voll anerkannt.

Problematische Arsenbelastung weltweit

In vielen Regionen der Welt sind das Grund- und Trinkwasser durch hohe Arsenkonzentrationen belastet (vgl. Fig. 1). Vereinzelt sind

menschliche Aktivitäten (Erzabbau, Fungizide, Pestizide, Holzschutzmittel usw.) die Ursache. Meist aber ist Arsen im Untergrund natürlicherweise (geogen) vorhanden. Durch biogeochemische Prozesse kann Arsen in wasserführenden Sedimenten gelöst werden und auf diese Weise das Grundwasser, Quellen und Flüsse belasten. Im Pazifik liegt der Arsengehalt bei 1,5 µg/l. In Seen und Flüssen dagegen variiert der Gehalt von weniger als 1 µg/l bis zu einigen Tausend µg/l. Die für Menschen akut tödliche Dosis von Arsenit (As_2O_3) liegt bei 150–300 Milligramm. Schwieriger festzulegen ist die chronische Giftigkeit bei täglicher Einnahme über Nahrung und Wasser. Sie hängt von zahlreichen Faktoren wie Ernährung, allgemeiner Gesundheitsversorgung, Alter, Geschlecht und von genetischen Voraussetzungen ab.

Der gegenwärtig gültige Grenzwert für Arsen in Trinkwasser ist in den meisten Ländern, so auch in der Schweiz, bei 50 µg/l festgelegt. Dieser Wert wird in vielen Regionen der Welt überschritten. Aufgrund epidemiologischer Studien empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation (WHO) einen neuen Grenzwert von 10 µg/l, weshalb viele Regionen als problematisch eingestuft werden müssen. Auch in der Schweiz, beispielsweise in Astano (TI), im Elsass und vielen anderen Gebieten Europas sind Arsenkonzentrationen im Bereich von 10–50 µg/l

zu finden. Nach heutigem Wissensstand muss Arsen weltweit als einer der problematischsten Wasserkontaminanten eingestuft werden.

In Gewässern tritt Arsen in zwei Oxidationsstufen auf:

- in der dreiwertigen Form, As(III), hauptsächlich als Arsenit (bis pH 7 als H_3AsO_3)
- in der fünfwertigen Form As(V) als Arsenat (bei pH 7 als $\text{H}_2\text{AsO}_4^-/\text{HASO}_4^{2-}$).

Daneben gibt es eine Reihe von organischen Arsenverbindungen, die durch mikrobiologische Aktivitäten sowie bei der Entgiftung und Entfernung von Arsen aus Mensch und Tier gebildet werden.

Chemische Transformationen und die Eigenschaften verschiedener Arsenverbindungen bestimmen sowohl Transport und Verteilung von Arsen in der Umwelt, wie auch geeignete Massnahmen zur Reduktion des Arsengehaltes im Trinkwasser. Fig. 2 zeigt, wie gemäss der heute meist akzeptierten Hypothese das Arsen seit der letzten Eiszeit durch Erosion und Transport in das Grundwasser in Bangladesh gelangte.

Die primäre Quelle von Arsen sind arsenhaltige Erze wie Arsenopyrit (FeAsS) aus dem Himalaja. Sie werden an der Luft oder durch sauerstoffhaltiges Wasser oxidiert und setzen As(III), Fe(II) und Sulfat frei. Bei Anwesenheit von Sauerstoff und bei neutralen pH-Werten wird Fe(II) innert Minuten bis Stunden zu Fe(III) oxidiert und fällt in Form von Eisen(III)(hydr)oxiden aus. Innerhalb von Tagen wird auch As(III) zu As(V) oxidiert. $\text{H}_2\text{AsO}_4^-/\text{HASO}_4^{2-}$ adsorbiert an Eisen(III)(hydr)oxide und wird mit diesen in die Sedimente eingelagert, während das Sulfat ausgewaschen wird.

In Eisen(hydr)oxide eingebundenes As(V) ist kaum löslich und belastet das Wasser nicht. In der Schwemmebene von Bangladesh wurde aber auch viel organisches Material eingelagert, das Mikroorganismen als Nahrung dient. Nach der Aufzehrung von Sauerstoff reduzieren Mikroorganismen Fe(III)(hydr)oxide, wobei Fe(II) und das gebundene As(V) freigesetzt und zu As(III) reduziert wird. Diese Prozesse erklären

die Zusammensetzung des Grundwassers: anoxisch, 200–400 mg/l HCO_3^- , 0–20 mg/l Fe(II), 0–2000 µg/l As(III) und As(V), weniger als 3 mg/l Sulfat. Meist besteht eine Korrelation zwischen dem Eisen- und Arsengehalt.

Entfernung von Arsen

Zur Entfernung von Arsen wird die Auflösung der Eisen(hydr)oxide sozusagen rückgängig gemacht. In technischen Anlagen wird As(III) mit Chlor, Hypochlorit, Ozon oder anderen Oxidationsmitteln zu As(V) aufoxidiert. Fe(II)-, Fe(III)- oder Al(III)-Salze werden zusätzlich als Flockungsmittel eingesetzt. As(V) adsorbiert stark an den sich bildenden Fe(III) oder Al(III)hydroxiden und wird mit diesen ausgefällt und entfernt.

In Industrieländern besteht die Möglichkeit, den Arsengehalt auf 10 µg/l zu reduzieren und damit jegliches Gesundheitsrisiko auszuschließen. Aus Kostengründen und aufgrund der völlig dezentralisierten Trinkwasserversorgung wird der Aufbau von grösseren Anlagen in Bangladesh nicht möglich sein. Gefragt sind angepasste Technologien, mit denen sich kleinere Gemeinschaften und Dörfer möglichst ohne grössere Kosten selbst helfen können. Die meisten arsenhaltigen Brunnen enthalten genügend Eisen für die Arsenentfernung, wenn es gelingt, das As(III) möglichst vollständig zu oxidieren und anschliessend die Eisen(hydr)oxide mit dem Arsen auszuflocken und durch Absetzen oder Filtrieren zu entfernen.

Reinigendes Sonnenlicht

Vor einigen Jahren patentierte eine australische Gruppe ein Verfahren zur photochemischen Oxidation von As(III) in stark sauren Erzabbau-Abwässern. Im neutralen Grundwasser von Bangladesh mit pH 7 ist dieses Verfahren jedoch nicht geeignet. Es ist aber bekannt, dass organische Liganden, vor allen Polycarbonsäuren, mit Fe(III) photoaktive Komplexe bilden. Im Rahmen einer früheren EAWAG-Arbeit über die photochemische Reduktion von toxischem Chrom(VI) in das viel weniger toxische Cr(III) hat sich Citrat, das in vielen Früchten natürlich vorkommt, auch bei pH 7 als sehr aktiv erwiesen. Die Bildung von Fe(III)-Citratkomplexen und die photochemische Erzeugung von stark oxidierenden Spezies wie z.B. Superoxid (O_2^-) ist in Figur 3 dargestellt. Eine kleine Gruppe von Chemikern und Ingenieuren an der EAWAG hat vor einem Jahr begonnen, analog zu dem bereits erfolgreichen Wasserdesinfektionsverfahren SODIS, eine Methode für die Arsenentfernung aus dem Trinkwasser zu entwickeln,

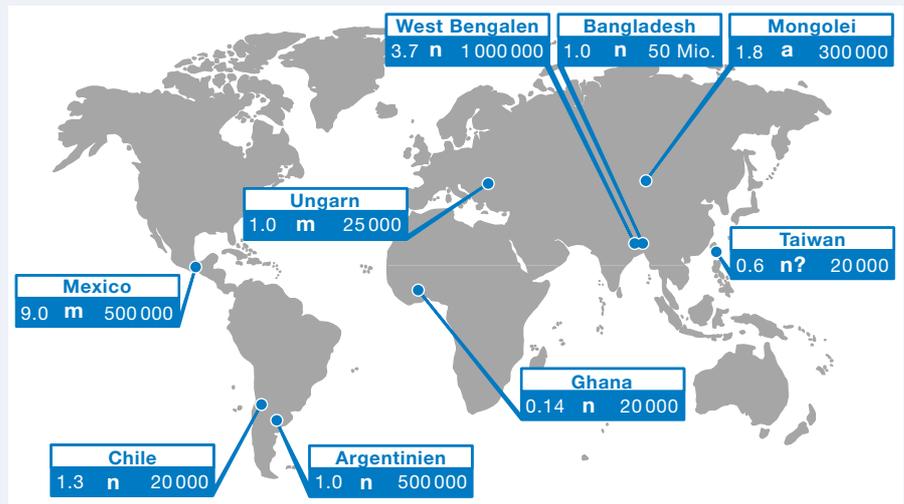


Fig. 1 Gebiete mit erhöhten Arsenkonzentrationen. Links in den Kästchen steht jeweils die maximal gefundene Arsenkonzentration in mg/l, der nachfolgende Buchstabe zeigt das Umfeld der Quelle (n = natürlich, m = Erzabbau, a = Landwirtschaft), die Zahl rechts gibt die Anzahl der betroffenen Menschen an.

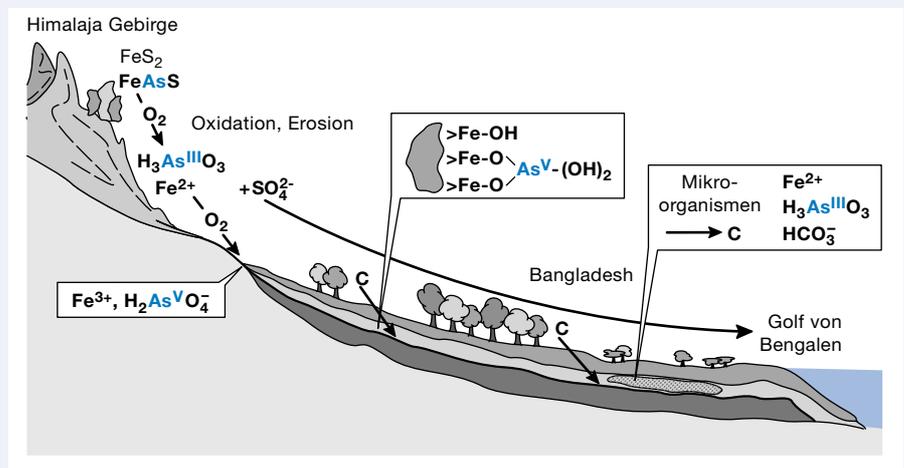


Fig. 2 Schematische Darstellung der natürlichen Quellen und der Verteilung von Arsen in Bangladesh.

welche an die Situation in Bangladesh angepasst ist.

Im neuen SORAS-Verfahren (Solar Oxidation and Removal of Arsenic) (vgl. Fig. 4) wird mit Citrat oder Zitronensaft versetztes Wasser in PET-Flaschen gefüllt und für einige Stunden an der Sonne belichtet. Danach werden die Flaschen, meist über Nacht, aufrecht gestellt, so dass das klare Wasser über dem Eisen(hydr)oxid abdekantiert oder durch Gewebestoffe filtriert werden kann.

Um die Verhältnisse in Bangladesh im Labor zu simulieren, wird synthetisches Grundwasser mit bekannten Konzentrationen an Ca, Mg, und HCO_3^- , As, Fe und weiteren Inhaltsstoffen wie Silikat, Phosphat und gelöstem organischem Kohlenstoff verwendet. Dem luftgesättigten Wasser werden 500 µg/l As(III) und 5 mg/l Fe(II) zugefügt, so dass eine ähnliche Situation vorliegt wie in anoxischem Grundwasser, das durch Schütteln innerhalb von ein bis zwei Minu-

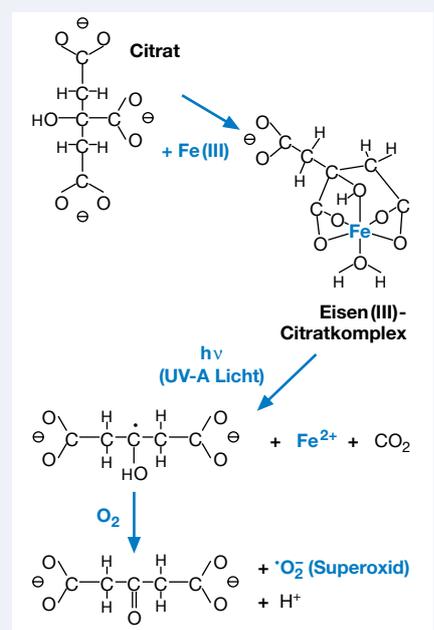


Fig. 3 Photochemische Erzeugung von oxidierenden Sauerstoffspezies (Superoxid) mit Absorption von UV-A Licht durch Eisen(III)-Komplexe.

ten mit Luft gesättigt wird. Nach Zufügen von 50 µM Citrat oder 3–6 Tropfen Zitronensaft/l wird das in PET-Flaschen gefüllte Wasser mit UV-A Lampen (ca. 80 mW/m²) belichtet. In Gegenwart von Citrat wird As(III) viel schneller zu As(V) oxidiert (vgl. Fig. 5). Der Zusatz von Citrat hat den weite-

ren Vorteil, dass das Fe(III) in dem behandelten Wasser schnell ausflockt und sich leicht absetzt.

Notwendige Optimierung für den Praxiseinsatz

Der Vergleich von Laborversuchen und Feldversuchen in Bangladesh (Fig. 6) zeigt, dass sehr unterschiedliche Resultate erzielt werden. Bei pH-Werten zwischen 6,5 und 8,0 können im Labor 80–90% des Arsens entfernt werden. Bei den Feldversuchen variieren die Resultate sehr stark. Die Vermutung, dass im Grundwasser von Bangladesh vorhandenes Phosphat (0–2 mg/l) und Silikat (bis zu 70 mg/l) die Arsenentfernung beeinflussen könnten, kann im Labor nicht bestätigt werden. Weder Phosphat noch Silikat hatten im Labor einen wesentlichen Einfluss auf die Photooxidation. Obschon diese Ionen bei der Adsorption an Fe(III)-(hydr)oxiden mit Arsenat konkurrieren, wurde die Entfernung von As(V) bei 5 mg/l Fe nur leicht beeinflusst.

Möglichkeiten, das SORAS-Verfahren zu optimieren, bieten sich durch Veränderung des Zeitpunkts der Citrat-Zugabe, mit Dunkelperioden vor der Belichtung, der Dauer der Belichtung, der mehrfachen Zugabe von Citrat usw. Die hohe Zahl der Möglichkeiten hängt damit zusammen, dass bei der Belüftung und der Belichtung des Grundwassers viele Reaktionen parallel und sequentiell ablaufen. Auch ohne Licht wird Fe(II) bei pH 6,8–7,5 innerhalb von 10 bis 60 Minuten zu zahlreichen Fe(III)-Spezies oxidiert, was sich in einer Braunfärbung und Trübung [Bildung von Eisen(III)(hydr)oxiden] äussert. Die Zusammensetzung des Wassers ver-

ändert sich dabei fortwährend. Sowohl im Dunkeln und mehr noch bei Licht sind zahlreiche Oxidations- und Reduktionsreaktionen möglich. Mit einer vollständigen Liste von Reaktionen liesse sich das System modellieren und mit Computern optimieren; wegen vielen, noch nicht bestimmten Reaktionskonstanten ist dies zur Zeit allerdings nur begrenzt möglich.

Forschungsbedarf für angepasste Technologie

Oxidations- und Reduktionsreaktionen von Eisen und Mangan beeinflussen die Verteilung von Schadstoffen und die Qualität von Grundwasser sehr stark. Bei Kenntnis der relevanten Reaktionen kann die Wasserqualität durch geeignete Massnahmen vor und bei der Trinkwasserfassung verbessert werden. Durch Eintrag von Sauerstoff in Sedimente um Wasserfassungen kann beispielsweise der Eisen- und Manganengehalt und möglicherweise der Arsengehalt im Wasser reduziert werden. Um anorganische und organische Schadstoffe aus belastetem Trinkwasser zu entfernen oder dieses zu desinfizieren, weisen solare Aufbereitungsmethoden ein grosses Potenzial auf.

Die Entwicklung angepasster Technologien setzt jedoch ähnlich detaillierte Kenntnisse der grundlegenden Reaktionen voraus, wie sie für komplexere technische Verfahren notwendig sind. Während einfache Technologien in Zusammenarbeit mit Entwicklungsländern entwickelt werden müssen, sind für die Erarbeitung des grundlegenden Wissens gut eingerichtete Forschungslabors in Industrieländern erforderlich. Längerfristig müssen auch in Entwicklungsländern, zumindest in stark urbanisierten Regionen, leistungsfähige Wasseraufbereitungsanlagen gebaut werden, was Know-how und Zusammenarbeit mit Industrieländern erfordert.



Stephan Hug
Chemiker, seit 1992 an der EAWAG, untersucht den Einfluss geochemischer Prozesse auf die Qualität von Wasserressourcen.

Koautoren: Martin Wegelin, Daniel Gechter, Laura Canonica

Informationen zur Arsen-Krise in Bangladesh:

<http://bicn.com/acic> (West Bengal and Bangladesh arsenic crisis information centre).

- [1] Nickson, R., McArthur, J., Burgess, W., Ahmed, K.M., Ravenscroft, P. and Rahman M. (1998): Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater, *Nature* 395, 338.
- [2] Hug, S.J., James B.R., and Laubscher H.U. (1997): Iron(III) Catalyzed Photochemical Reduction of Cr(VI) by Oxalate and Citrate in Aqueous Solutions, *Environmental Science and Technology* 31, 160–170.
- [3] Wegelin, M. and Sommer, B. (1998): Solar Water Disinfection (SODIS) – Destined for worldwide use?, *Waterlines* 16, 30–32.

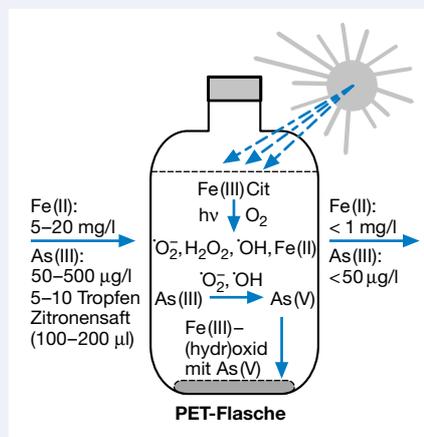


Fig. 4
Solare Oxidation und Entfernung von Arsen in PET Flaschen.

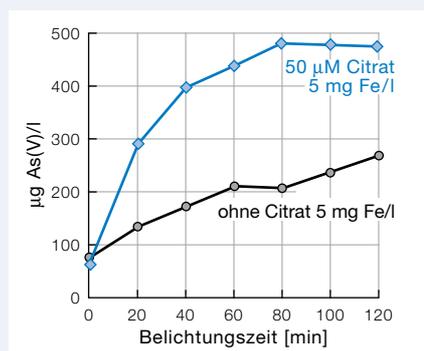


Fig. 5
Beschleunigung der As(III)-Oxidation durch Citrat bei pH 7.

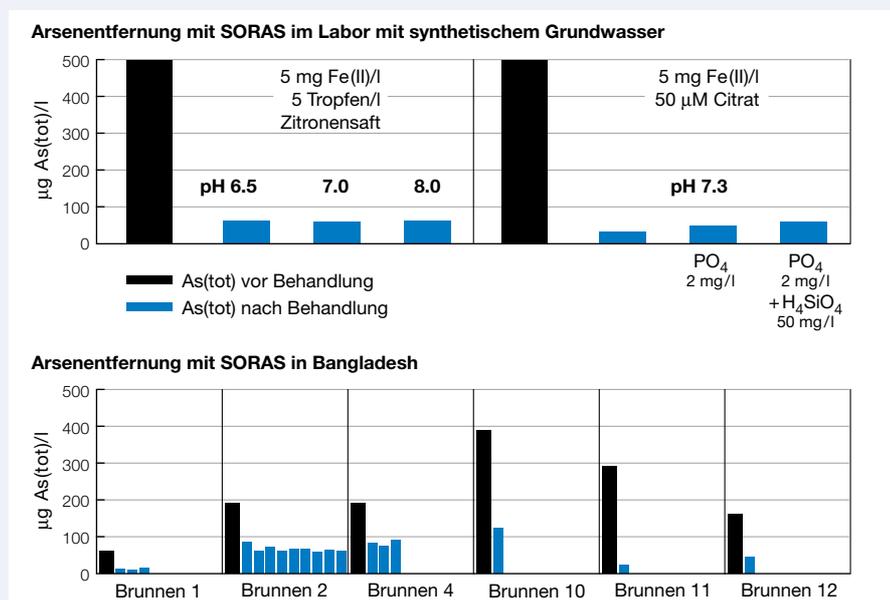


Fig. 6
Grad der Arsenentfernung in Labor- und Feldversuchen.

Chemische Spione im Untergrund

Nur selten führen chemische (abiotische) Reaktionen unter natürlichen Bedingungen zu einem vollständigen Abbau organischer Verunreinigungen. Dennoch können chemische Umwandlungsprozesse die Verteilung, die Verfügbarkeit und die Mobilität von Schadstoffen im Grundwasser massgeblich beeinflussen. Die EAWAG hat innovative Methoden entwickelt zur Erforschung des Zusammenspiels von chemischen und biologischen Prozessen bei der Umwandlung organischer Problemstoffe im Grundwasser. Diese eröffnen neue Perspektiven für die Beurteilung belasteter Standorte.

Treten im Grundwasser unerwünschte Stoffe wie Pestizide, Treibstoffe oder Lösemittel auf, müssen die Quellen und Eintragspfade, aber auch das Transport- und Abbauverhalten im Untergrund abgeklärt werden. Sind die Selbstreinigungsprozesse im Untergrund ausreichend bekannt, so können das Langzeitverhalten im Grundwasser abgeschätzt und natürliche Umwandlungsprozesse genutzt oder gefördert werden. Dies erlaubt, kostspielige Sanierungsverfahren zu optimieren oder gar zu vermeiden. Das Verhalten der organischen Spurenstoffe wird in diesem Zusammenhang oft allein aufgrund ihrer biologischen Abbaubarkeit beurteilt. Dabei wird übersehen, dass das Schicksal vieler Stoffe im Untergrund massgeblich durch chemische Reaktionen beeinflusst wird, die mit Bestandteilen der festen Bodenmatrix oder des Grundwassers stattfinden. Unter natürlichen Bedingungen führen solche Prozesse zwar nur selten zu einer vollständigen Umwandlung der organischen Verunreinigungen in harmlose Produkte. Die chemischen Prozesse verändern jedoch das Produktespektrum der Schadstoffe und kontrollieren deren Bindung an die Bodenmatrix. Somit beeinflussen diese Vorgänge sowohl den Transport der Spurenstoffe mit dem Grundwasser als auch deren Bioverfügbarkeit und Bioabbau.

Chemie und Biologie – Hand in Hand

Einige grundlegende Aspekte des Wechselspiels chemischer und biologischer Prozesse von Problemstoffen im Untergrund illustriert Figur 1 am Beispiel des Herbizids Propanil.

Propanil. Dieses Pflanzenbehandlungsmittel zerfällt in wässrigem Milieu relativ rasch zu Propionsäure und Dichloranilin. In Gegenwart von Sauerstoff sind beide Produkte biologisch abbaubar. Mittels einer chemischen Reaktion kann Dichloranilin jedoch auch dauerhaft an natürliches organisches Material gebunden werden und sich auf diese Weise – geschützt vor mikrobiellem oder chemischem Abbau – langfristig im Boden anreichern. Durch oxidative Koppelung kann aus Dichloranilin zudem eine extrem giftige Azoverbindung entstehen. Unter anoxischen Bedingungen, bei Sauerstoffmangel also, ist Dichloranilin im Grundwasser sehr mobil und schwer abbaubar. Das Beispiel zeigt, dass Spurenstoffe im Grundwasser gleichzeitig physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen

unterliegen können, deren relative Geschwindigkeit über die Toxizität und das Schicksal der Stoffe entscheidet. Umwandlungsreaktionen führen dabei keineswegs immer zu unbedenklichen Produkten. Um zuverlässige Aussagen über das Langzeitverhalten von Spurenstoffen in Böden und Grundwasser machen zu können, sind daher nicht nur stoffspezifische Kenntnisse über die Reaktivität der Verunreinigungen und ihrer Umwandlungsprodukte erforderlich, sondern insbesondere auch über die vorherrschenden Milieubedingungen im Untergrund.

Molekulare Spione im Untergrund

Angaben zu den Abbauwegen und zur Toxizität von Stoffen können aus deren Struktur abgeschätzt oder mit standardisierten Verfahren im Labor gewonnen werden. Ungleich schwieriger ist es jedoch, Informationen über die Reaktionsbedingungen an einem bestimmten Standort im Grundwasser zu erhalten. Die Schwierigkeit besteht einerseits darin, aus der Vielfalt der vorhandenen Reaktionspartner im Untergrund die massgeblichen herauszufinden, andererseits in der schlechten Zugänglichkeit des Grundwassers.

Direkte Beobachtungen im Grundwasser erfordern eine beträchtliche Anzahl von teuren Bohrlöchern. Meist liefern sie brauchbare Informationen über die Zusammensetzung des Grundwassers, nicht aber über die der Aquifermatrix. Zumindest in anoxischen Grundwässern können bei dieser Art der Beobachtung die Reaktionsbedingungen durch Eintrag von Sauerstoff verfälscht werden.

Hier setzt ein neuartiges Konzept zur Erkundung der Reaktionsbedingungen im Untergrund ein: Dieses nutzt die charakte-

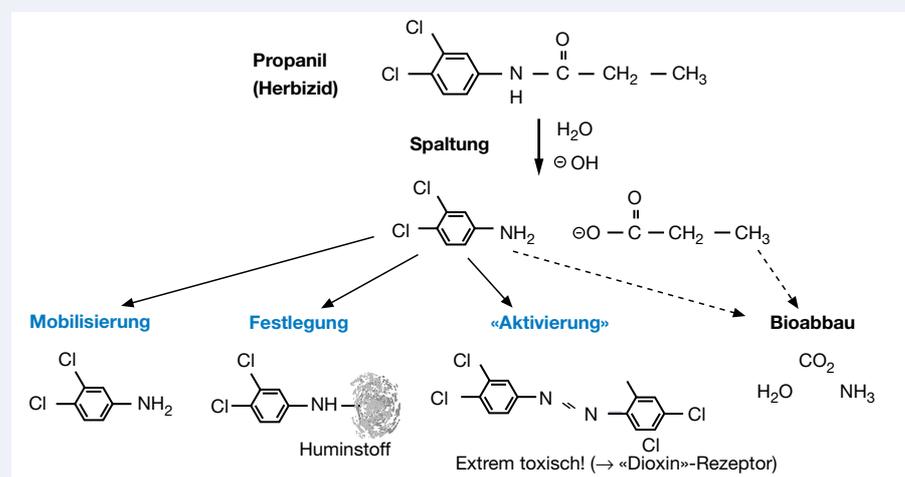


Fig. 1 Wechselspiel chemischer und biologischer Prozesse im Untergrund am Beispiel des Herbizids Propanil.

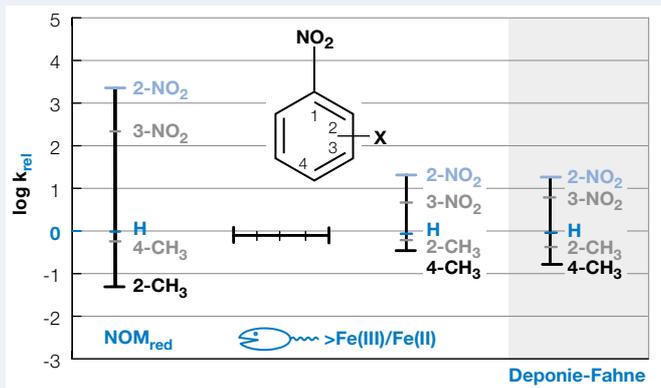


Fig. 2 Erkundung der Reaktionsbedingungen im Untergrund durch reaktive Tracer. Vergleich der Reaktionsmuster in Modellsystemen [reduziertes natürliches organisches Material (NOM_{red}); mikrobielle Transformation; Reduktion mit adsorbiertem Fe(II)] und im Grundwasserabstrom einer Mülldeponie.

Die Untersuchungen zeigen, dass gekoppelte biologische und chemische Prozesse an der Grenzfläche Mineral-Wasser die Milieu- und Reaktionsbedingungen im Grundwasser und damit das Langzeitverhalten von Spurenstoffen bestimmen können. Solche Prozesse sind *in situ* mit klassischen Methoden schwer erfassbar. Reaktive Tracer sind, insbesondere unter komplexen Milieubedingungen, ein vielversprechender Ansatz, um die relevanten Prozesse im Grundwasser zu erkunden. Kenntnisse der Reaktionspartner, welche an der Reaktion mit den Tracern beteiligt sind, erlauben Prognosen über das Verhalten anderer Schadstoffklassen, die durch ähnliche Prozesse transformiert werden können. Nur in Kenntnis der relativen Bedeutung chemischer und mikrobieller Prozesse kann das Langzeitverhalten von Spurenstoffen abgeschätzt und das Selbstreinigungsverhalten beurteilt und allenfalls optimiert werden.



Stefan Haderlein (* 1961) studierte an der Universität Bayreuth Geoökologie mit Fachvertiefung Hydrologie. An der ETH Zürich hat er ein Nachdiplomstudium «Siedlungswasserbau und Gewässerschutz» absolviert und 1992 promoviert. Für seine Doktorarbeit erhielt er die Medaille der ETH Zürich. Als Oberassistent (Professor für Umweltchemie) etablierte er an der EAWAG eine Forschungsgruppe zum Thema «Transport und Transformation organischer Spurenstoffe im Grundwasser». Nach einem Forschungsaufenthalt am MIT habilitierte er 1998 an der ETH Zürich und erhielt die *Venia Legendi* für das Lehrgebiet Umweltchemie. Seit Januar 2000 leitet er an der EAWAG die Gruppe Schadstoffhydrologie im Forschungsbereich «Wasserressourcen und Trinkwasser» (W+T).

- [1] Haderlein, S.B. and Pecher, K., 1999. Pollutant reduction in heterogeneous Fe(II)/Fe(III)-systems. In: D.L. Sparks and T. Grondl (Editors), *Mineral/Water Interfacial Reactions: Kinetics and Mechanisms*. ACS, Washington, DC, pp. Chapter 17, 342–356.
- [2] Rügge, K., Hofstetter, T., Haderlein, S.B., Bjerg, P.L., Knudsen, S., Zraunig, C., Mosbæk, H. and Christensen, T.H., 1998. Characterization of predominant reductants in an anaerobic leachate-contaminated aquifer by nitroaromatic probe compounds. *Environ. Sci. Technol.* 32 (1), 23–31.
- [3] Hofstetter, T., Heijman, C.G., Haderlein, S.B., Holliger, C. and Schwarzenbach, R.P., 1999. Complete reduction of TNT and other (poly)nitroaromatic compounds under iron reducing subsurface conditions. *Environ. Sci. Technol.* 33 (9), 1479–1487.

ristischen Spuren, welche die im Untergrund ablaufenden Prozesse an im Wasser gelösten Stoffen hinterlassen. Verwendet werden dazu Stoffe, die entweder bereits im Grundwasser enthalten sind oder über einen Schluckbrunnen in geringer Konzentration zugegeben werden, und auf ihrem Fließweg durch den Grundwasserträger das biogeochemische Milieu auf der Fließstrecke zwischen Eingabe und Entnahmehrunnen erkunden. Diese so genannten «reaktiven Tracer» beproben die wässrigen und die festen Phasen im Untergrund und liefern bei minimalem Eingriff in das System echte «*in situ*»-Informationen für die ganze Fließstrecke. Voraussetzung für den Einsatz dieser Methode ist, dass die verwendeten Stoffe in einer jeweils charakteristischen Art und Weise mit den wichtigsten im Untergrund vorhandenen Reaktanden reagieren. Dies kann beispielsweise anhand der Produktverteilung, der relativen Reaktionsgeschwindigkeit oder Sorptionsstärke der reaktiven Tracer ermittelt werden.

Selbstreinigung belasteter Grundwässer

Das Konzept der reaktiven Tracer zur Erkundung der dominierenden Reaktanden in anoxischen Grundwässern wurde von der EAWAG im Labor entwickelt und in einem geochemisch sehr komplexem Grundwassersträger erprobt. Durch biogeochemische Prozesse entstehen in sauerstofffreien (anaeroben) Grundwasserleitern eine Vielzahl von Reduktionsmitteln wie z.B. reduziertes natürliches organisches Material (NOM), verschiedene Eisen(II)-Spezies und Schwefelwasserstoff. Die Reaktivität von Reduktionsmitteln wie Fe(II) hängt stark davon ab, ob sie im Grundwasser gelöst oder an Oberflächen gebunden vorliegen [1]. Einige dieser überwiegend biogenen Reduktionsmittel sind in der Lage, biologisch nur schwer abbaubare Substanzen wie Halogenkohlenwasserstoffe und aromatische Nitroverbindungen (NAS) zu reduzieren.

In Zusammenarbeit mit einer Forschungsgruppe der Technischen Universität Dänemark wurde das Reduktionsverhalten von fünf nitroaromatischen Substanzen (NAS) benutzt, um Aussagen über die vorherrschenden Reduktionsmittel im Grundwasserabstrom einer Mischdeponie in Dänemark (Feldsystem) zu gewinnen [2]. Aufgrund der Untersuchungen in gut definierten Modellsystemen [3] ergaben sich scharfe Kriterien zur Identifikation der verschiedenen Reduktionsmittel anhand ihrer charakteristischen Reaktivitätsmuster und -produkte gegenüber NAS. Der Vergleich von Feld- und Modellsystemen (Fig. 2) zeigt, dass im untersuchten Grundwasserleiter an Eisenoxiden angelagertes Fe(II) das vorherrschende Reduktionsmittel für NAS war. Die Reaktionsmuster der reaktiven Tracer für die direkte Biotransformation und für die Reaktion mit reduziertem organisches Material (NOM) unterscheiden sich im filtrierten Grundwasser deutlich von dem mit oberflächengebundenem Fe(II), welches praktisch deckungsgleich mit dem im Aquifer beobachteten Reaktionsmuster der reaktiven Tracer ist. Die in Feld- und Modellsystemen übereinstimmenden Reaktionsprodukte, die Abbausequenz von NAS in Mischungen sowie die Daten zur Umwandlung von halogenierten Lösemitteln bestätigen die Dominanz von adsorbiertem Fe(II) als Reduktionsmittel im anaeroben Grundwasserabstrom der Deponie.

Forschungsschwerpunkt: Eisenreduzierende Bedingungen

In vielen verunreinigten Grundwässern dominieren anaerobe Mikroorganismen die biogeochemischen Prozesse. In Folge von Sauerstoffmangel sind diese Kleinstlebewesen auf alternative Oxidationsmittel angewiesen, unter denen dreiwertiges Eisen eine herausragende Stellung einnimmt. Fe(III) ist in Form von Eisenoxiden in praktisch allen Grundwasserleitern vorhanden. Durch die Einwirkung eisenreduzierender Mikroorganismen entstehen an solchen Mineralien hochreaktive Oberflächen, die mit biologisch schwer abbaubaren Schadstoffen reagieren können. Die Forschungsarbeiten der EAWAG zum Zusammenspiel biologischer und chemischer Prozesse beim Schadstoffabbau unter eisenreduzierenden Bedingungen, durchgeführt im Labor und im Feld, liefern Grundlagen für ein besseres Verständnis der Möglichkeiten und Grenzen natürlicher und stimulierter Selbstreinigungsprozesse in belasteten Grundwässern.

Schadstoffe im Grundwasser – Grenzen des biologischen Abbaus

Jährlich werden gesamtschweizerisch etwa 1500 Tonnen Pestizide, Herbizide und Fungizide in die Umwelt ausgetragen. Spuren davon wurden in verschiedenen Schweizer Grundwasserproben nachgewiesen. Mikroorganismen vermögen viele Schadstoffe abzubauen und dadurch aus der Umwelt zu entfernen. Damit keine Schadstoffreste in der Umwelt übrig bleiben, müssen die zum Teil in grossen Mengen ausgebrachten Verbindungen leicht abbaubar sein. Untersuchungen zum mikrobiellen Schadstoffabbau zeigen, dass eine Kombination von mikrobiologischen als auch physikalisch-chemischen Faktoren bestimmt, ob ausgetragene Schadstoffe wirklich verschwinden oder nicht.

Die Selbstreinigung der Natur beruht auf den Fähigkeiten von Mikroorganismen, grössere und komplexe organischen Verbindungen zu kleinen und einfachen Bestandteilen abzubauen. Die organischen Verbindungen stellen für die Mikroorganismen dabei die Nahrung dar, aus deren Umwandlung sie Energie für ihren Stoffwechsel und ihre Vermehrung gewinnen. Ein bestimmter Mikroorganismus kann nicht alle möglichen Verbindungen umwandeln und abbauen. Es gibt aber eine ausserordentlich grosse Vielfalt von Mikroorganismen, die unterschiedliche Kapazitäten zum Abbau aufweisen.

Schadstoffe – ein Leckerbissen

Auch Verbindungen, die gemeinhin als schädlich betrachtet werden, stellen für Mikroorganismen häufig ein Nahrungsmittel dar. Das Lösungsmittel Toluol beispielsweise wird ohne weiteres von vielen Mikroorganismen aufgenommen, abgebaut und in Form von Kohlendioxid und Wasser an die Umwelt abgegeben.

Auch bestimmte Pflanzenbehandlungsmittel, wie das Herbizid 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D), welches nur technisch hergestellt wird, können von einigen Bakterienarten fast problemlos verwertet werden. Solche Bakterien erkennen 2,4-D als Nahrung, nehmen es auf und aktivieren gleichzeitig einen spezifischen Abbau- bzw. Stoffwechselweg (Fig. 1). Dieser besteht aus einem halben Dutzend spezifischer Enzyme in der Bakterienzelle. Die Enzyme wirken auf

das Herbizid ein und bewirken biochemische Umwandlungen bis zur Aufspaltung in Kohlendioxid, Chlorid und Wasser. Die

schädliche Wirkung von 2,4-D auf die Umwelt wird dadurch behoben.

Schwer abbaubare Pflanzenbehandlungsmittel

Nicht immer laufen die Umwandlungen so erfolgreich ab. Dies ist der Fall, wenn die Mikroben nicht die richtigen Enzyme für den Abbau einer Verbindung aufweisen oder sie eine Verbindung nicht als Nahrungsmittel erkennen. Die schädliche Verbindung wird dann nur teilweise oder sehr langsam aus der Umwelt verschwinden.

In der Vergangenheit wurden viele chemische Verbindungen entwickelt und produziert, die für die Mikroorganismen zu

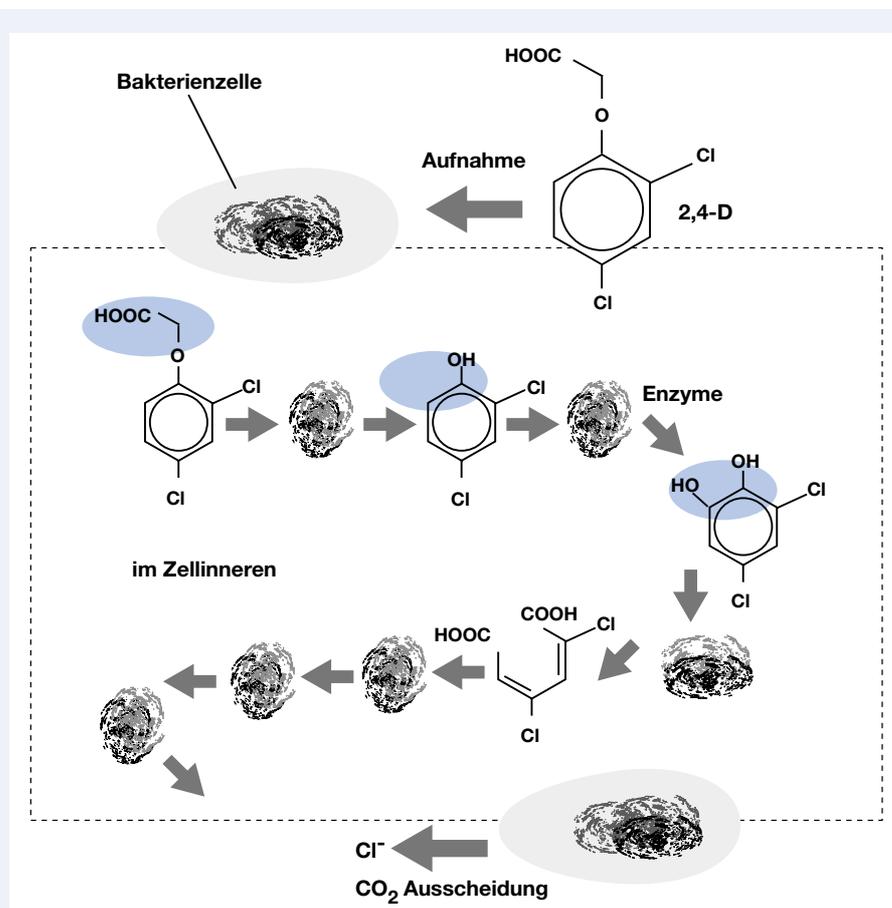


Fig. 1 Der Abbaupfad für 2,4-D besteht aus einem halben Dutzend spezifischer Enzyme (hier als runde Strukturen dargestellt) in der Bakterienzelle, welche die schrittweise Umwandlung von 2,4-D bis zu Kohlendioxid, Chlorid und Wasser bewirken.

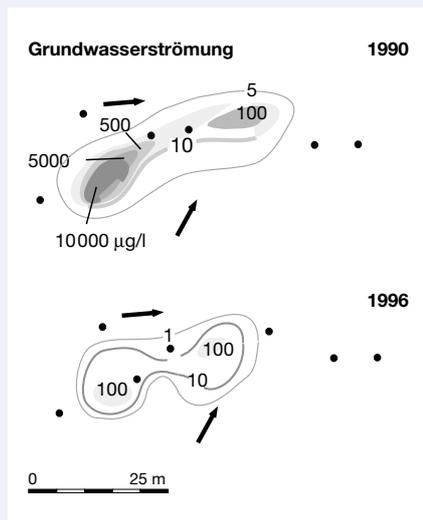


Fig. 2
Spontaner Abbau von Chlorbenzol in einer verunreinigten Grundwasserleiter in den USA. Innerhalb von 6 Jahren wurde die Hauptmenge des Chlorbenzols von neu angepassten Bakterien im Untergrund abgebaut. (Linien stellen Regionen der gleichen Chlorbenzolkonzentration und Diamanten die verschiedenen Grundwasserbohrungen dar. Figur nachgezeichnet nach [3]).

ungewohnt waren und deshalb nicht genügend schnell abgebaut werden konnten. Insbesondere Verbindungen mit neuartigen Strukturen oder mit chemisch sehr stabilen Seitengruppen waren den natürlichen Substanzen zu wenig ähnlich, an welche die Bakterien angepasst waren. Atrazin, Hexachlorcyclohexan oder Bentazon sind Beispiele solcher Verbindungen. Ebenso wissen Verbindungen, die in mehreren Stereoisomeren vorkommen (wie Mecoprop), häufig eine unterschiedliche Abbaubarkeit der beiden Isomeren auf. Mit der Verpflichtung, neue Chemikalien auf ihre Abbaubarkeit und Toxizität zu testen, wurde die Situation für die Umwelt verbessert. Dennoch werden immer noch schlecht abbaubare Chemikalien angewendet und neu eingeführt.

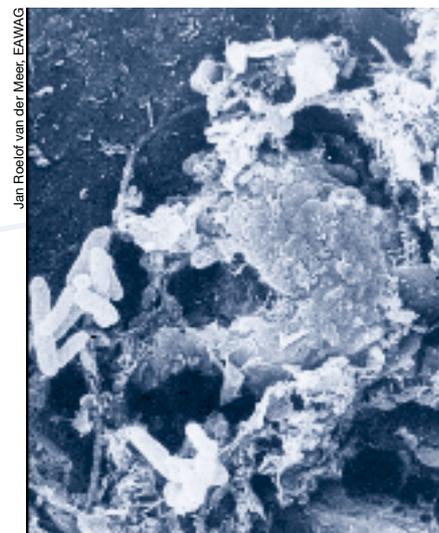
Anpassung an neuartige Schadstoffe

Immer wieder ist festzustellen, dass sich Bakterien nach gewisser Zeit auch an neu entwickelte Chemikalien anpassen. So gibt es heute Hinweise auf die Abbaubarkeit von Atrazin, welches noch vor kurzer Zeit als nicht abbaubar galt. Eigene Untersuchungen an Bakterien in verschmutztem Grundwasser haben deutliche Hinweise für eine Anpassungsstrategie der Mikroorganismen erbracht. Möglich ist dies aufgrund charakteristischer Mechanismen der Bakterien, die einen sogenannten horizontalen Gentransfer erlauben: Erbgut aus dem einen Bakterium wird an ein anderes übertragen.

Damit verfügt das Empfänger-Bakterium über die neuen Eigenschaften. Jährliches Monitoring an einem durch Chlorbenzol verschmutzten Grundwasser in den USA (Fig. 2) zeigte, dass die Kontamination ohne Eingriffe spontan langsam verschwand. Aus einem Vergleich der Bakterienpopulation in der kontaminierten Zone mit derjenigen ausserhalb konnte abgeleitet werden, dass sich im verunreinigten Unterboden spezifische Bakterien entwickelt hatten. Diese Bakterienarten hatten durch horizontalen Gentransfer einen Teil des Erbguts anderer Bakterien aufgenommen, was sie zum vollständigen Abbau von Chlorbenzol befähigte. Das Chlorbenzol hat dabei einen Selektionsdruck auf die Bakterien ausgeübt, indem diejenigen Bakterien die günstigsten Bedingungen vorfanden, welche das Chlorbenzol am schnellsten abbauen konnten.

Aktivierung der Bakterien

Für einen erfolgreichen Abbau eines Schadstoffes ist ein weiterer biologischer Faktor notwendig, der kaum manipuliert werden kann. Bakterien benötigen eine gewisse Zeit, bis sich ihr Stoffwechsel auf wechselnde Bedingungen in ihrer Umgebung einstellt. Taucht ein Schadstoff auf, dauert es eine Weile, bis das Bakterium wahrgenommen hat, dass die Verbindung grundsätzlich abbaubar ist. Wachstumsexperimente im Labor lassen erkennen, dass es sich bei



EM-Aufnahme einzelner Bakteriengruppen.

diesem Aktivierungsprozess um ein kompliziertes Zusammenspiel handelt. Dieses hat Einfluss darauf, wie schnell und wie gut Bakterien einen Schadstoff beseitigen können.

Zur Veranschaulichung dienen zwei Beispiele:

- In einem Kolben befindet sich Flüssigkeit, in welcher ein Schadstoff gelöst ist. Es wird eine grosse Menge Bakterien dazugegeben, die diese Verbindung abbauen können und die ihren Stoffwechsel dazu schon umgestellt haben. Der Kolben wird geschüttelt, so dass die Bakterien ausreichend Sauerstoff haben. Der Schadstoff wird jetzt relativ schnell und vollständig verschwinden.
- Im zweiten Fall wird das Experiment in anderer Reihenfolge gestartet. Die Bakterien haben ihren Stoffwechsel noch nicht auf den Abbau des Schadstoffs umgestellt. Es kann nun beobachtet werden, ob sie dies in Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration auch tun (Fig. 3). Interessanterweise tritt dabei häufig ein Schwellenwert auf, oberhalb welchem der Spezialstoffwechsel erst aktiviert wird. Für Bakterien in ihrer natürlichen Umgebung (z.B. im Untergrund) kann das be-

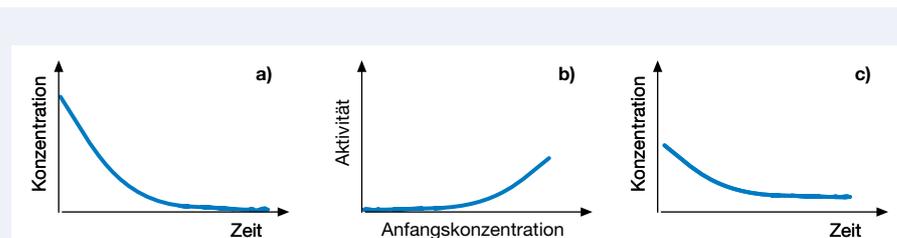


Fig. 3
a) Unter optimalen Laborbedingungen mit genügend aktiven Bakterienzellen kann eine Verbindung bis auf das letzte Molekül aufgenommen werden.
b) Wenn Bakterienzellen nicht aktiv sind, ist häufig eine bestimmte Konzentration des Schadstoffs erforderlich, um die Zellen zu aktivieren.
c) In dynamischen Systemen, wie z.B. Bodensäulen, wird auch mit aktiven Zellen eine vollständige Schadstoffentfernung nicht erreicht. Limitierend ist dabei der Transport des Schadstoffs zu den Bakterienzellen.

deuten, dass sie zwar die Fähigkeit haben, einen Schadstoff abzubauen, aber die Schadstoffkonzentration unter Umständen zu niedrig ist, um ein Umstellen auf den Spezialstoffwechsel zu bewirken. Der Abbau läuft dann weniger schnell oder gar nicht ab.

Verhinderte Bakterien

Die letzte Voraussetzung für einen optimalen Abbau ist eigentlich trivial: Wie kommen die Bakterien zu ihrer Nahrung? Viele Bakterien können mit Hilfe von Flagellen zwar über kleinere Strecken schwimmen, im Untergrund haften sie jedoch vermutlich hauptsächlich an Partikeln. Nahrungsmoleküle, also die Schadstoffmoleküle, müssen demnach zu den Bakterien gelangen.

Wie kommt aber ein Herbizid, welches auf dem oberen Boden ausgetragen ist, zu den für den Abbau wichtigen Bakterien, die beispielsweise erst in einer Tiefe von 10 Zentimetern vorhanden sind? Oder umgekehrt: Wie wird ein Herbizid abgebaut, welches mit dem Wasser in die untere Bodenschicht transportiert wurde, wo sich die für den Abbau wichtigen Bakterien **nicht mehr** aufhalten?

Auf der Mikroskala ist ein angehaftetes Bakterium auf den Transport durch die Diffusion in einer Wasser-Grenzschicht von etwa 1 µm Dicke angewiesen. Ein Teil des gelösten Schadstoffsubstrats kann für den Abbau verloren gehen, weil es nicht durch Diffusion zu den Bakterien gelangt.

Soll der mikrobiologische Abbau von Schadstoffen gewährleistet sein, ist dafür zu sorgen, dass Schadstoffe auf jeden Fall optimal zu jenen Bakterien gelangen, welche für den Abbau zuständig sind. Sind solche Bakterien nicht vorhanden, kann versucht werden, sie lokal auszusetzen (die Bakterien werden dabei auf dem Boden ausgetragen). Für Schadstoffe, welche überhaupt nicht oder nur sehr schlecht abbaubar sind, ist zu entscheiden, ob solche Substanzklassen verboten oder andernfalls Schadstoffrückstände akzeptiert werden sollen.

Walter Wagner, EAWAG



Die Landwirtschaft als Quelle von Schadstoffen im Grundwasser.



Jan Roelof van der Meer
Genetiker und Lehrbeauftragter an der Abteilung für Umwelt-naturwissenschaften an der ETHZ. Seine Forschung richtet sich auf die Anpassungsmöglichkeiten der Bakterien in der Umwelt und die Verwendungsmöglichkeiten spezifischer Bakterien für den Schadstoffabbau.

Koautor: Hans-Peter E. Kohler

- [1] BFS & BUWAL (1997): Umwelt in der Schweiz 1997 – Daten, Fakten, Perspektiven.
- [2] Kohler, H.-P. E., Nickel, K., Bunk, M. and Zipper, C. (1999): Microbial transformation of the chiral pollutants mecoprop and dichlorprop. In: Fass et al., Eds. Novel approaches for bioremediation of organic pollutants. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 1999.
- [3] van der Meer, J. R., Werlen, C., Nishino, S., and J. Spain. (1998): Evolution of a pathway for chlorobenzene metabolism leads to natural attenuation in a contaminated groundwater. Appl. Environ. Microbiol. 64, 4185-4193

Swiss Transdisciplinary Award für EAWAG Team

Das Team «Projekt Ökostrom» unter der Leitung von **Bernhard Truffer** ist mit dem ersten Swiss Transdisciplinary Award ausgezeichnet worden. Der insgesamt mit Fr. 50 000.– dotierte Preis wurde im Rahmen der internationalen Konferenz für Transdisziplinarität an der ETH verliehen.

Die Jury unter der Leitung von Prof. **Heidi Diggelmann**, Präsidentin des Forschungsrats des Nationalfonds, prämierte Projekte, die je einen Aspekt der Transdisziplinarität besonders gut illustrieren. Das Projekt, das sich mit der Ausarbeitung von Kriterien für Ökostrom beschäftigt, bekam das Preisgeld von Fr. 15 000.– in der Kategorie «gesellschaftliche Relevanz». Ausserdem erhalten alle Mitglieder der Ökostromgruppe (auch ehemalige) ein Diplom für herausragende Beiträge in der transdisziplinären Forschung. Zwei weitere Projekte aus Deutschland und Österreich wurden ebenfalls ausgezeichnet. Das Preisgeld wurde von der Gerbert-Rüf-Stiftung zur Verfügung gestellt.



Ueli Buri, EAWAG

Ausscheidung von Zuströmbereichen um Trinkwasserfassungen

Für den planerischen Schutz von Trinkwasserfassungen aus Grundwasser sieht die revidierte Gewässerschutzverordnung neu den unterirdischen (Z_U) und den oberirdischen (Z_O) Zuströmbereich vor. Für die Dimensionierung von Z_U genügen in vielen Fällen einfache Abschätzungen. Bei der Infiltration von Fließgewässern ins Grundwasser und bei Zuflüssen von Hangwässern sind diese Abschätzungen hingegen nicht ausreichend.

Ergänzung des Schutzkonzepts

Seit Anfang 1999 ist die neue Gewässerschutzverordnung (GSchV) in Kraft. Sie regelt u.a. den planerischen Schutz von Trinkwasserfassungen aus Grundwasser. Der besonders zu schützende Raum ist in drei planerische Elemente aufgeteilt:

- der unterirdische (A_U) und der oberirdische (A_O) Gewässerschutzbereich,

- der unterirdische (Z_U) und der oberirdische (Z_O) Zuströmbereich

- Grundwasserschutzzonen I–III.

Die Gewässerschutzbereiche und die Gewässerschutzzonen wurden nahezu unverändert von der alten Verordnung übernommen. Bei den Zuströmbereichen Z_U und Z_O handelt es sich um neu ins Schutzkonzept eingeführte Elemente. Diese Bereiche die-

nen dem «Schutz der Wasserqualität bei bestehenden und geplanten, im öffentlichen Interesse stehenden Grundwasserfassungen, wenn das Wasser durch Stoffe verunreinigt ist, die nicht genügend abgebaut oder zurückgehalten werden, oder wenn die konkrete Gefahr einer Verunreinigung besteht».

Die Grundlagen, um die Dimensionierung des Z_U abschätzen zu können, sind unter vereinfachenden Annahmen gut bekannt. Diese Vereinfachungen sind:

- ein homogener, isotroper und unendlich ausgedehnter Grundwasserleiter,
- eine stationäre Grundwasserströmung mit waagrechteten Stromlinien.

Damit lässt sich der Z_U in Plänen als Parabel darstellen (siehe Fig. 1).

Problemfälle bei der Erfassung des Zuströmbereichs

In voralpinen glazifluvial geprägten Tälern mit Schotter-Grundwasserleitern bestehen mindestens zwei Problemfälle, bei denen der einfache Ansatz nicht genügt:

- Infiltration von mit Schadstoffen belasteten Fließgewässern ins Grundwasser (z.B. unterhalb von ARA-Ausläufen)
- seitliche Zuflüsse von mit Schadstoffen (z.B. Düngemittel) belasteten Hangwässern ins Grundwasser der Talsohle.

In diesen beiden Fällen sind vertiefte Abklärungen notwendig. Neben den bekannten Methoden, wie Bohrungen, Wasserchemie und Geophysik, können heute moderne Methoden (z.B. Traceruntersuchungen und mathematische Modellierungen) zum Erfolg führen. Anhand je eines Beispiels werden diese beiden Problemfälle nachfolgend vorgestellt.

a) Infiltrationsströmung im Tösstal

Im Schotter des mittleren Tösstals südlich von Winterthur (Gebiet Linsental) betreiben die Städtischen Werke Winterthur mehrere grosse Trinkwasserfassungen (u.a. die Fassungen Sennschür und obere Au). In den 50er-Jahren wurden die Grundwasser-Verhältnisse in diesem Gebiet erkundet.

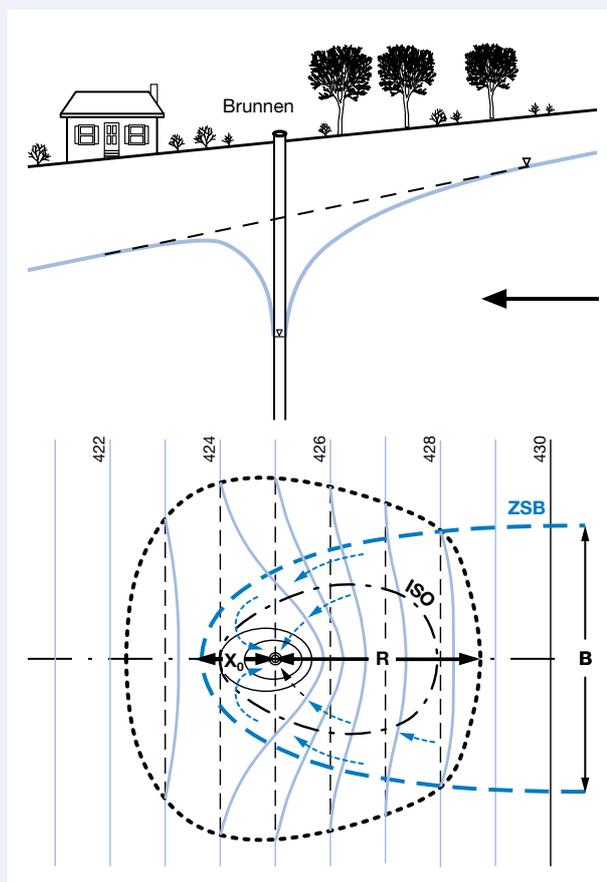


Fig. 1
Zuströmbereich einer Grundwasserfassung, mit und ohne Pumpbetrieb.

Oben: Profildarstellung
Unten: Plandarstellung
Strömungsrichtung des Grundwassers von rechts nach links (nach Richter & Lillich, 1975, verändert).

Ausgezogene Linien: Isohypsen mit Pumpbetrieb (Linien gleichen Grundwasserspiegels; unten mit Angabe der Höhenlage über Meer)

Plandarstellung

--- gepunkteter Bereich: Einflussbereich des Absenkttrichters bei Pumpbetrieb

— blau ausgezogene Linien im gepunkteten Bereich: Isohypsen bei Pumpbetrieb;

----- kurz gestrichelte Linien: Isohypsen ohne Pumpbetrieb; gepunktete Pfeile: Stromlinien mit Pumpbetrieb;

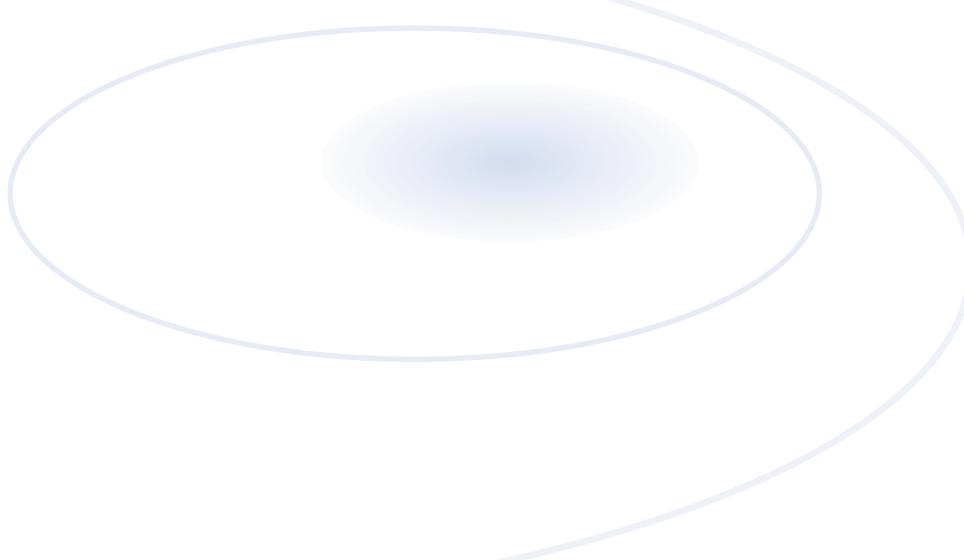
— — — gestrichelte Parabel: Zuströmbereich (ZSB);

— — — strichpunktierte Linie: Linie gleicher Aufenthaltszeit bis zum Erreichen der Fassung (Isochrone, ISO)

X_0 : Distanz von der Fassung bis zur unteren Kulmination des Grundwasserspiegels;

R: Ausdehnung des Absenkttrichters grundwasserstromaufwärts auf der Symmetrieachse der Strömung

B: maximale Breite des Zuströmbereichs



Aufgrund einer grossen Anzahl von Piezometermessungen wurden Isohypsen (Linien gleichen Grundwasserspiegels) ermittelt, und zwar im unbeeinflussten Zustand und bei Pumpbetrieb. Die Ergebnisse wurden von Hand interpoliert und in Plänen dargestellt. Für den Fall mit Pumpbetrieb ist aus diesen Plänen nicht ersichtlich, ob die Fassung ausschliesslich von der Töss her angeströmt wird. Die Annahme, dass ausschliesslich frisch infiltriertes Wasser in Richtung der Fassung strömt, ist vermutlich eine Täuschung der zweidimensional-horizontalen Darstellung. Viel eher wird in der Fassung auch Grundwasser gefördert, das unter der Töss hindurch fliesst. Dieses tiefer liegende Grundwasser entstammt entweder der Töss weiter stromaufwärts, oder es ist «echtes» Grundwasser, das durch Niederschlag oder durch seitliche Zuflüsse gespeist wird. Altersbestimmungen des Grundwassers mittels Tracerbeobachtungen (z.B. Edelgase; Hofer et al., 1998; Beyerle et al., 1999) stützen diese Vermutung. Bei einer zweidimensional-senkrechten Darstellung der Druckverhältnisse könnte diese Täuschung teilweise ausgemerzt werden. In der senkrecht stehenden Fläche können aber oft schräg verlaufende Strömungen ebenfalls nicht dargestellt werden. Um die Mischungsanteile der verschiedenen Grundwassertypen und ihre Aufenthaltszeiten zur Fassung hin zu bestimmen, ist deshalb eine dreidimensionale Modellvorstellung erforderlich.

Im Rahmen einer Dissertation an der ETHZ und der Universität Bern (Mattle, 1999) wurde ein mathematisches Modell mit 5 Schichten erstellt. Für die Eichung des Modells dienten neben den früheren Messungen von Grundwasserspiegeln und Durchlässigkeiten zum ersten Mal auch die erwähnten Altersbestimmungen. Fig. 2 zeigt die Töss-Unterströmung und die Mischung verschiedener Grundwässer. Ein Nachteil der 3-D-Darstellung besteht darin, dass dem Verlauf der Stromlinien im Einzelnen nur beschränkt Glauben geschenkt werden darf: Es ist besser, wenn die mittlere Ver-

weilzeit des Grundwassers über Ergebnisse von Tracermessungen bestätigt werden kann. Der Verlauf der Stromlinien hängt stark von der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters und seiner räumlichen Verteilung ab.

b) Seitliche Grundwasserzuflüsse im Klettgau

Das Klettgau im Kanton Schaffhausen ist ebenfalls eine Schotterebene, jedoch ohne nennenswertes, talbegleitendes Fließgewässer. Hier wird das Grundwasser nahezu ausschliesslich von versickertem Niederschlag und von seitlichen Zuflüssen gespeist. Die Grundwasserqualität von Fassungen – insbesondere in der Fassung Chrummenlanden, Gemeinde Neunkirch,

und der Fassung von Trasadingen – ist durch anthropogene Nitrat- und im Fall von Trasadingen geogene Sulfat-Belastungen beeinträchtigt. Für dieses Gebiet wurde ein 2-D-Modell der Grundwasserströmung erstellt und an gemessenen Grundwasserspiegeln und Durchlässigkeiten geeicht (Oekogeo, 1999; Bühl und Tietje, 1999). Ergebnisse der Wasserchemie und Ganglinienvergleiche der Grundwasserspiegel zeigten bei beiden Fassungen bedeutende, seitliche Zuflüsse aus Karstgebieten am Talrand. Im Fall der Fassung Chrummenlanden ergaben sich aus der mathematischen Modellierung für Teile des Grundwassers Aufenthaltszeiten in der Talsohle von nur etwa 5 Monaten. Das Modell erlaubt aber keine Abschätzungen über:

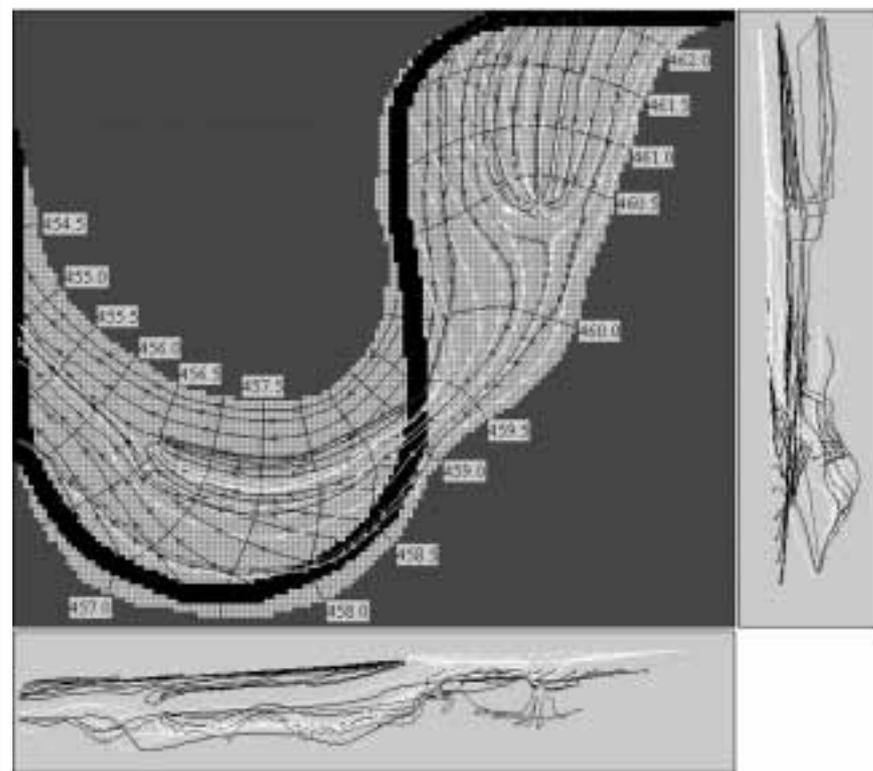


Fig. 2 Plan- und Profildarstellungen stationärer Strömungsverhältnisse bei Pumpbetrieb im Linsental, Winterthur. Verschiedene Grautöne zeigen verschiedene Stromlinien (aus der Töss, der 3. und 5. Modellschicht). (Grafik: Mattle, 1999)



Walter Wagner, EAWAG

Das Tössgrundwasser im Linsental sichert die Trinkwasserversorgung von Winterthur.

- den Anteil der seitlichen Zuflüsse im geförderten Grundwasser,
 - die Tiefenlage, aus welcher Hangwasser von der Seite her zuströmt,
 - die äussere Begrenzung des unterirdischen Zuströmbereiches Z_U .
- Wie bei der Infiltrationsströmung, wäre auch bei Problemen mit seitlichen Zuflüssen eine 3-D-Betrachtungsweise angebracht.

Kostenrelevanz der äusseren Begrenzung von Z_U

Eine Abschätzung der äusseren Begrenzung von Z_U hängt von den Kenntnissen

über das Fliesssystem ab. In Fällen wie den beiden geschilderten kann eine mathematische Simulation mit stochastischen Methoden helfen, die Unsicherheit bei der modellmässigen Begrenzung des Z_U zu berücksichtigen (z.B. Vassolo et al., 1997). Die Wahrscheinlichkeit, dass eine berechnete Begrenzung des Z_U auch wirklich stimmt, steigt mit der Menge der zur Verfügung stehenden Daten. Bei doppelt so vielen Messwerten kann die Fläche, bei welcher eine bestimmte Wahrscheinlichkeit herrscht, dass sich der Z_U innerhalb davon befindet, um etwa die Hälfte abnehmen. Damit wird der Aufwand für die Abschätzung der äusseren Begrenzung des Z_U in hohem Mass kostenrelevant. Die Gesamtkosten für Schutzmassnahmen im Z_U setzen sich zusammen aus den Untersuchungskosten sowie den Kosten für die Schutzmassnahmen, beispielsweise für Direktzahlungen an die Landwirtschaft. Diese beiden Kostenelemente sind miteinander in Beziehung zu setzen. Dem Mehraufwand für eine verbesserte Datenlage und bei abnehmender Unsicherheit in der Ausdehnung des Z_U , stehen grössere Flächenbeträge für den Fall gegenüber, wenn die Verhältnisse nicht detailliert abgeklärt werden (Fig. 3). Eine Überlagerung der beiden Kostenelemente – Untersuchungskosten und Aufwand für Schutzmassnahmen – führt zu einem Optimum.

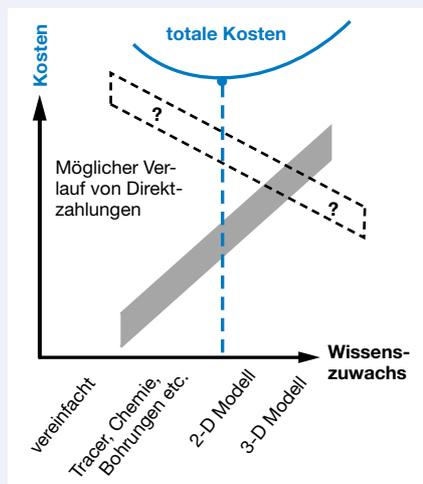


Fig. 3
Ermittlung der Gesamtkosten bei der Ausscheidung des Z_U :
Beziehung zwischen den Kosten für den Wissenszuwachs bei vertieften Untersuchungen (nach rechts steigender, grauer Balken) und den daraus folgenden Einsparungen bei Kosten für Nutzungsbeschränkungen, z.B. bei Direktzahlungen (nach rechts fallender, gestrichelter Balken).

Messmethoden und Vollzugshilfen erforderlich

Bei der Ausscheidung des unterirdischen Zuströmbereiches Z_U in Fällen mit Infiltra-

tionsströmung oder seitlichen Zuflüssen stellt die EAWAG erhöhten Handlungsbedarf fest. Für diese Fälle sind vertiefte Abklärungen mit Fallstudien für eine integrale Qualitätssicherung der Ressource durchzuführen. Dies erfordert:

- die Bestimmung von Messmethoden, z.B. für die wichtigen Parameter Aufenthaltszeitverteilung und Mischungsverhältnisse,
- das Schaffen von Vollzugshilfen zur Ausscheidung von Z_U und Z_O in diesen beiden Problemfällen.



Eduard Hoehn
Dr. sc.nat. ETH, Hydrogeologe, promoviert 1978. 1980–1981: Visiting Scholar, Stanford University, Dept. of Applied Earth Sci. und Dept. of Civil Eng. Seit 1993 an der EAWAG und arbeitet schwerpunktmässig a) FoSP: Teilprojektleitung «Altlasten/Deponien», zusammen mit Annette Johnson. b) Querprojekt Ökostrom: Leitung Auengruppe, zusammen mit Tom Gonser, Mitglied Bewertungsgruppe und Projektleitungsgruppe

Koautoren: Norbert Mattle (Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft der ETHZ, 8093 Zürich und Physikalisches Institut der Universität Bern, 3012 Bern) und Herbert Bühl (Oekoage AG, 8200 Schaffhausen)

Beyerle, U., W. Aeschbach-Hertig, M. Hofer, D.M. Imboden, H. Baur, & R. Kipfer, 1999, Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with $^3\text{H}/^3\text{He}$, noble gases and CFCs, *J. Hydrol.* 200, 169–185.

Bühl, H., & O. Tietje, 1999, Mathematisches Grundwassermodell Klettgaurinne, *Mitt. natf. Ges. Schaffhausen* 44, 35–49.

Hofer, M., W. Aeschbach-Hertig, U. Beyerle, S.B. Haderlein, E. Hoehn, Th.B. Hofstetter, A. Johnson, R. Kipfer, A. Ulrich, and D.M. Imboden, 1997, Tracers as essential tools for the investigation of physical and chemical processes in groundwater systems, *Chimia* 51, 941–946.

Mattle, N., 1999, Interpretation von Tracerdaten mittels Boxmodellen und numerischen Strömungs-/Transportmodellen, PhD thesis, University of Berne, Switzerland.

Oekoage, 1999, Zuströmbereiche im schweizerischen Klettgau. Entwicklungskonzeption Klettgaurinne, Bericht Nr. 99–452.

Richter, W., W. Lillich, 1975, Abriss der Hydrogeologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller), Stuttgart, 281 pp.

Vassolo, S., W. Kinzelbach, W. Schäfer, 1998, Determination of a well head protection zone by stochastic inverse modeling, *J. Hydrol.* 206 (3–4), 268–280.

Trinkwasser aus Karstquellen – ein Fall für die Membrantechnik

Die Membrantechnik eröffnet neue und kostengünstige Möglichkeiten zur Aufbereitung von Quellwasser in Karstgebieten. Experimentelle Untersuchungen verschiedener Membranverfahren zur Behandlung stark trübstoffhaltiger Karstquellwässer zeigen, dass mit allen Verfahren einwandfreies Trinkwasser produziert werden kann. Verblockungsvorgänge können den Einsatzbereich und die Lebensdauer der Membranen allerdings einschränken. Unter den geprüften Verfahren hat sich die Ultrafiltration, unter Umständen in Kombination mit Pulveraktivkohle, als geeignete Aufbereitungstechnik erwiesen.

Karstquellen – ein garstig Wasser

In Karstgebieten ist die Produktion von Trinkwasser aus Karstquellen mit verschiedenen quantitativen und qualitativen Problemen verbunden. Der Jura ist ein typisches Gebiet, in welchem insbesondere die Wasserversorgungen kleinerer Gemeinden mit Verunreinigungen des Rohwassers konfrontiert und gefordert sind. Diese Verschmutzungen sind natürlicher Herkunft (Trübstoffe, Sulfat) oder werden durch den Menschen (Deponiesickerwässer, Landwirtschaft) verursacht. Hauptsächliche Qualitätsprobleme stellen sich durch Trübung, hohe Keimzahlen, Parasiten, Geschmack und Geruch, erhöhte Nitrat- und Ammoniumgehalte und örtlich hohe Konzentrationen an chlorierten Kohlenwasserstoffen oder Pestiziden. Die meisten Parameter im Quellwasser sind wetterabhängig und weisen grosse, unvorhersehbare Schwankungen auf.

Um den Qualitätsanforderungen des Trinkwassers zu genügen, wird das Rohwasser heute üblicherweise in mehrstufigen komplexen Aufbereitungsanlagen behandelt. Diese umfassen Flockung, Filtration, Ozonung, Aktivkohlefiltration und Netzschutz. Die Membrantechnologie bietet eine interessante Möglichkeit, die Aufbereitung erheblich zu vereinfachen. Die Verfahrenstechnik mit Membranen ist in rascher Entwicklung und bis anhin in der Trinkwasserversorgung noch wenig verbreitet. Es zeichnen sich jedoch wirtschaftliche und betriebstechnische Vorteile ab, die zu einem vermehrten Einsatz der Membrantechnik auch auf diesem Gebiet führen wird.

Membranen auf dem Prüfstand

Bisherige Erfahrungen zeigen, dass die Leistungen von Membranverfahren in engem Zusammenhang mit der Qualität des Rohwassers steht. Dabei können in der Regel nicht analysierte Qualitätsparameter wie

Partikelgrössenverteilung der Trübstoffe, Molekulargrössenverteilung der gelösten organischen Stoffe, Konzentration gelöster Salze etc. von entscheidender Bedeutung für das Langzeitverhalten von Membranen sein. Der Einsatz einer Pilotanlage vor Ort über mindestens ein Jahr ist deshalb eine wichtige Hilfe für die Beurteilung von Leistung und Wirtschaftlichkeit grosstechnischer Anlagen.

Um die hydraulischen und qualitativen Leistungen von Mikro-, Ultra- und Nanofiltration zu vergleichen, wurde in der Gemeinde Cornol (JU) mit ca. 800 Einwohnern der Einsatz von drei Pilotanlagen verschiedener Anbieter (vgl. Tabelle 1) während eines Zeitraums von 2 Jahren untersucht und insbesondere das Verblockungsverhalten der Membranen studiert.

Betriebsarten von Membrananlagen

Zentrales Element einer Membrananlage ist das Membranmodul. Die übrigen Anlagenteile bestehen aus der Vorreinigung mittels Grobfilter, der Druckerhöhung durch die Rohwasserpumpe, dem Stapelbecken für das gereinigte Wasser (Permeat) sowie der Rückspülpumpe.

Die Verunreinigungen werden durch die Membran zurückgehalten und aufkonzentriert. Bei der direkten Filtration, dem so genannten dead-end Betrieb, wird ohne Rezirkulation Permeat produziert. Mit der Zeit bildet sich auf der Membran eine Deckschicht aus partikulärem Material, die eine Erhöhung des transmembranen Druckes hervorruft. Diese Deckschicht kann nur durch Spülungen abgebaut werden.

Um die Bildung der Deckschicht zu vermindern, wird häufig das Konzentrat zusammen mit dem Rohwasser mehrfach durch das Modul rezirkuliert. Dabei werden stärkere Tangentialströmungen an der Membranoberfläche erzeugt, die den Grossteil der Trübstoffe in Suspension halten und somit der Bildung einer Deckschicht entgegenwirken. In diesem so genannten cross-flow Betrieb sind längere Betriebszeiten oder

Mikro-, Ultra- und Nanofiltration

Je feiner die Durchgangsporen einer Membran,

- desto kleiner sind die Stoffe, die von der Membran zurückgehalten werden
- desto kleiner sind die erreichbaren Membrandurchsätze (Membranflux)
- desto höher sind die erforderlichen Membrandrücke (Energieaufwand).

Die Mikrofiltration mit Porendurchmesser um 0,2 µm dient zur Abtrennung von Trübstoffen und kann ein bakteriell keimfreies Wasser produzieren.

Die Ultrafiltration mit Porendurchmesser um 0,01 µm wird zur Elimination feinsten Trübstoffe inklusive Viren und grosser organischer Moleküle eingesetzt.

Die Nanofiltration mit Porenweiten um 0,001 µm eignet sich zur Abtrennung von Härtesalzen (Ca²⁺, Mg²⁺), unerwünschten Anionen (NO₃⁻, SO₄²⁻) und kleineren organischen Molekülen. Das Rohwasser soll möglichst feststofffrei sein.

höhere Belastungen möglich. Trotz regelmässiger Spülungen kann die stetige Permeatflussverminderung bzw. Betriebsdruckerhöhung nicht vollständig vermieden werden, so dass von Zeit zu Zeit chemische Spülungen notwendig sind. Bei diesem Vorgang werden Detergentien, Oxidationsmittel und andere Chemikalien eingesetzt, die die ursprünglichen Membrandurchsätze wiederherzustellen vermögen.

Mikro- und Ultrafiltration können schliesslich auch in Kombination mit Pulveraktivkohle (PAK) betrieben werden. Mit der Zugabe von PAK in den Anlagezulauf lassen sich organische Mikroverunreinigungen adsorbieren, die dann zusammen mit der Aktivkohle durch die Membran abgetrennt werden.

Abtrennungsleistung

Die erzielten Abtrennungsleistungen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Wie aus den Daten ersichtlich ist, unterscheiden sich Mikro- und Ultrafiltration hauptsächlich in der Abtrennung von sehr kleinen Teilchen wie Viren. Die wesentlich aufwändigere Nanofiltration zeigt ihre Stärken bei der Abtrennung von Härtesalzen, Sulfat, Nitrat und organischen Mikroverunreinigungen. Eine erhebliche Steigerung der Reinigungsleistung bezüglich gelöster organischer Stoffe kann bei der Mikro- und der Ultrafiltration durch Zugabe von Pulveraktivkohle (PAK) erzielt werden.

Trübungsspitzen begünstigen Membranfouling

Kurz- sowie langzeitigen Verstopfungen von Membranen, dem sogenannten Fouling, können unterschiedliche Mechanismen zugrunde liegen. Solange die Wirkung der Spülprozesse ausreicht, das Niveau der ursprünglichen Membranflüsse bzw. transmembranen Drücke wieder herzustellen, kann ein störungsfreier Betrieb aufrecht erhalten werden. Tritt allerdings auch bei Einsatz chemischer Spülungen eine allmähliche Verminderung der Membranleistung auf, so ist mit ernsthaften Beeinträchtigungen des Betriebs sowie mit verkürzter Lebensdauer der Membranen zu rechnen. Möglichkeiten, das Langzeitfouling zu minimieren, bieten sich mit einer geeigneten Vorbehandlung des Rohwassers, Änderungen der Spülprozesse oder dem Herabsetzen der Membranleistung.

Sowohl die Mikro- wie die Ultrafiltration erwiesen sich anfällig auf die charakteristischen Trübungsspitzen des Quellwassers. Die rasche Zunahme der Trübungswerte von <1 FTU auf bis über 150 FTU innerhalb weniger Stunden liess bei beiden Verfahren

	Mikrofiltration Memtec	Ultrafiltration Aquasource	Nanofiltration Filmtech Dow
Membranmaterial	Polypropylen	Zellulosederivat	Polyamid
Porengrösse [µm]	0,2	0,01	≈ 0,001 (200 Dalton)
Modulart	Kapillarmodul	Kapillarmodul	Wickelmodul
Betriebsdruck [bar]	1–3	1–3	8–9
Reinwasserfluss [l/m ² ·h]	300	240	40

Tab. 1
Charakteristiken der geprüften Membranverfahren.

	Mikrofiltration	Ultrafiltration mit PAK	Nanofiltration
Trübung	97–100%	97–100%	–
Bakterien	100%	100%	100%
Viren	2–3 log	>7 log	>7 log
DOC	12%	12%	40%
Trichlorethylen	0%	0%	75%
Perchlorethylen	0%	0%	80%
Atrazin	0%	0%	98%
Calzium	0%	0%	0%
Sulfat	0%	0%	0%
Nitrat	0%	0%	0%
			35%

log = Reduktion über Anzahl logarithmische Einheiten

Tab. 2
Elimination verschiedener Wasserinhaltsstoffe durch unterschiedliche Membranprozesse.

	Mikrofiltration		Ultrafiltration		Nanofiltration (nach Mikrofiltration)
Betriebsmodus	Dead-end	Cross-flow	Dead-end	Cross-flow	Cross-flow
Anfangsfluss (Reinwasser)	300	–	240–	–	40
Tiefe Trübung (<10 FTU)	125	85	120–140 110 (+PAK)	90	33
Mittlere Trübung; (10–60 FTU)	80	75 (+PAK)	–	75 90 (+PAK)	–
Hohe Trübung; (>60 FTU)	60	–	–	60	–
Betriebsprobleme	Fouling durch Kolloide		Fouling durch organische Stoffe		Gute Vorbehandlung und Säuredosierung nötig

+ PAK = Dosierung von Pulveraktivkohle, Durchmesser ca. 15 µm

Tab. 3
Erreichte Permeatflüsse in l/(m²·h) unter verschiedenen Betriebsbedingungen (20 °C).

die transmembranen Drücke innert kurzer Zeit bis zu den Maximalwerten ansteigen. Trotz intensivierten Spülungen konnten Verstopfungen der Membranen nicht vermieden werden.

Unterschiedliche Verblockungsursachen

Bei näherer Betrachtung der Verstopfungsphänomene zeigte sich, dass bei den beiden Verfahren unterschiedliche Mechanismen für das Fouling verantwortlich sind. Partikelanalysen des Rohwassers während hoher Trübungsspitzen ergaben, dass ein wesentlicher Anteil der im Wasser enthaltenen Feststoffe einen Durchmesser unter 0,2 µm aufweist. Diese sind kleiner als die Poren der Mikrofiltermembran und vermö-

gen deshalb in die Membrane einzudringen. Dort bleiben sie zum Teil hängen und verstopfen die Membrane mit der Zeit irreversibel. Je mehr Trübungsspitzen behandelt wurden, desto stärker machte sich das Verstopfungsphänomen bemerkbar. Auch mit Hilfe chemischer Spülungen konnte keine vollständige Regeneration der Membranleistung erzielt werden.

Ultrafiltermembranen sind mit einer Porengrösse von 0,01 µm dicht genug, um auch die feinsten Feststoffe auf der Konzentratseite zurückzuhalten. Messungen während der Trübungsspitzen zeigten, dass die Erhöhung der Trübungswerte von einem Konzentrationsanstieg der natürlichen, gelösten, organischen Substanzen (DOC) begleitet ist. Bei Voruntersuchungen konnten

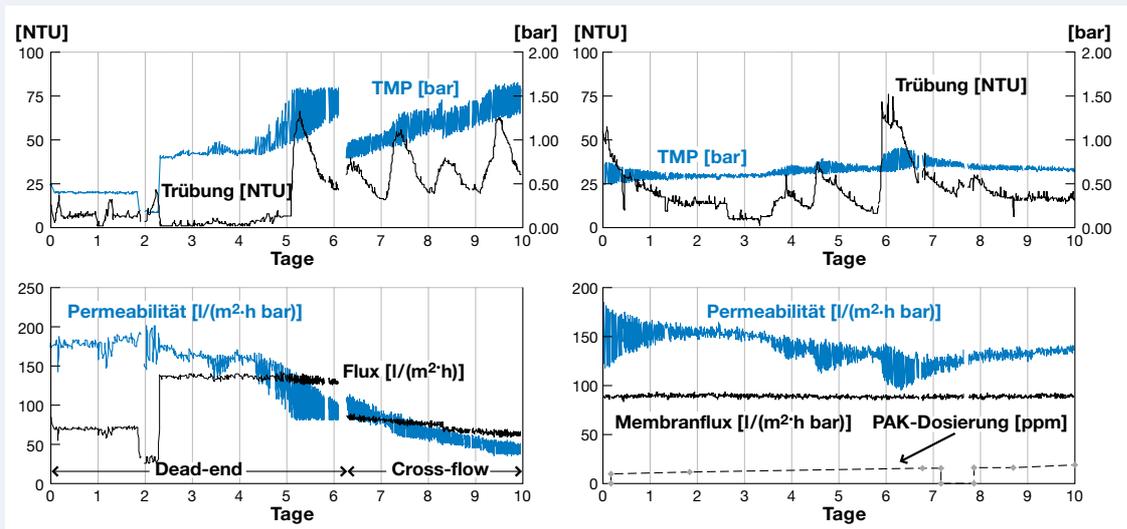


Fig. 1 Verlauf der transmembranen Druckdifferenz und der spezifischen Permeatflüsse der Ultrafiltrationsmembran während einer Periode mit hohen und zeitlich kurz aufeinander folgenden Trübungsspitzen; links: Betriebskontrolle durch Fluxanpassung und cross-flow; rechts: Verminderung des Fouling durch Pulveraktivkohle-Dosierung.

bei praktisch DOC-freiem Wasser Feststoffkonzentrationen bis zu 1500 mg Trockensubstanz pro Liter (TSS/l) (entspricht ca. 900 FTU) problemlos und ohne Einbusse an Permeatfluss verarbeitet werden. Unter praktischen Bedingungen vor Ort traten aber Verblockungen der Membran bereits ab Trübungsspitzen von >60 FTU auf. Dies zeigt, dass Foulingprozesse infolge von DOC eine zentrale Rolle für die Ultrafiltration spielen. Das typische Verhalten der Ultrafiltermembran während einer Serie von Trübungsspitzen ist aus Figur 1 (links) ersichtlich. Die Membranflusskurven zeigen, wie durch Umstellung von dead-end auf cross-flow und Herabsetzung der Membranflüsse der Betrieb weitergeführt werden konnte (Spülung alle 30 Minuten).

Die Kombination von Membranfiltration und Pulveraktivkohle erwies sich insbesondere bei der Ultrafiltration als vorteilhaft, indem ein Teil des störenden DOC sowie organische Mikroverunreinigungen wie Tri-, Perchlorethen und Atrazin an die Kohle adsorbiert wurden. Auf diese Weise wurden sowohl höhere Permeatflüsse wie auch verbesserte Abtrennungsleistungen erreicht (Fig. 1 rechts).

Notwendige Vorreinigung bei Nanofilter

Die Versuche mit dem Nanofilter wiesen deutlich nach, dass nur eine ausreichende Vorreinigung, beispielsweise mit einer vorgeschalteten Mikro- oder besser noch Ultrafiltration, in der Lage ist, einen störungsfreien Betrieb des Nanofilters zu gewährleisten. Die sehr feinen Membranen mit einer Porengrösse von ca. 0,001 µm (bzw. 200 Dalton) sind auf alle Arten kleinster partikulärer Wasserverunreinigungen empfindlich. Selbst die kaum nachweisbare Trübung im Permeat der Mikrofiltration während

Trübungsspitzen im Rohwasser bewirkte ein verstärktes Fouling im nachgeschalteten Nanofilter. Um das Fouling durch Kolloide und Ausfällungsprodukte zu vermindern, musste der pH-Wert durch Chemikalienzugabe künstlich gesenkt werden.

Bewährter Einsatz im Karstgebiet

Figur 2 gibt Schätzungen der Jahreskosten für kleinere Wasserwerke als Funktion der Anlagengrösse wieder. Die Kostenangaben sind allerdings noch wenig abgesichert, da in der Schweiz bisher keine Angaben über grosstechnische Anlagen vorhanden sind. Um langfristig einen befriedigenden Einsatz von Membranverfahren in der Trinkwasserversorgung zu gewährleisten, müssen die Verfahrenstechnik, die Leistungsfähigkeit und die Wirtschaftlichkeit in jedem Einzelfall eingehend geprüft werden. Grundsätzlich ist die wirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit der Membranverfahren gegenüber konventionellen Lösungen bei komplexen Aufbereitungsproblemen gegeben. Allerdings ist auch hier im Einzelfall eine Überprüfung mit Kostenrechnungen angezeigt, welche auch gewisse Unsicherheiten zur Lebensdauer der Membranen berücksichtigt.

Die im Karstgebiet des Jura durchgeführten Versuche im halbtechnischen Massstab lieferten den Nachweis, dass qualitativ instabile Quellwässer mit Hilfe der Membrantechnik zu Trinkwasser aufbereitet werden können. Die Fouling-Probleme, die dabei zu beobachten waren, erfordern eine sorgfältige und dynamische Anpassung der Membranflüsse und anderer Betriebsparameter an den Gang der Quellwasserqualität. Als wirtschaftlichstes und betriebstechnisch bestes Verfahren hat sich die Ultrafiltration, eventuell in Kombination mit Pulveraktivkohle, erwiesen.

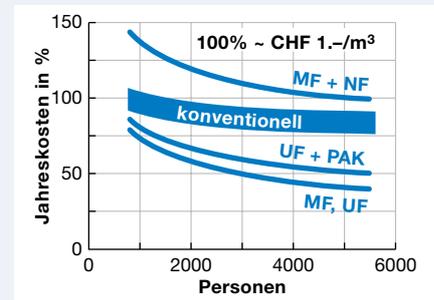


Fig. 2 Kostendegression konventioneller Aufbereitungstechnik im Vergleich mit verschiedenen Membranprozessen. MF = Mikrofiltration, UF = Ultrafiltration, PAK = Pulveraktivkohle, NF = Nanofiltration).



Markus Boller Ingenieur, hat langjährige Erfahrung in den Forschungsbereichen Abwasserreinigung und Wasserversorgung, arbeitet gegenwärtig verstärkt auf dem Gebiet der Wasserversorgung und der Meteorwasserentsorgung; Titularprofessor, Dozent für Wasserversorgung und Wassertechnologie an der ETHZ, Leiter des Prozesses «Siedlungswasserwirtschaft» der EAWAG.

Koautor: Roberto Pianta (Ingenieur, bearbeitet Forschungsprojekte zur Trinkwasseraufbereitung, insbesondere zur Membrantechnik im Prozess «Siedlungswasserwirtschaft» der EAWAG).

[1] Pianta, R., Boller, M., Janex, M.L., Chappaz, A., Birou, B., Ponce, R., Walther, J.L. (1998) – Micro- and ultrafiltration of karstic spring water, *Desalination* 117, 61–71.

[2] Boller, M. (1998) – Membranverfahren: Bereit für den grosstechnischen Einsatz, *Kommunalmagazin* 7/8, 23–28.

Das Projekt Membrantechnik in der Wasseraufbereitung wurde in Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro RWB in Porrentruy, VA TECH WABAG AG in Winterthur und Lyonnaise des Eaux (CIRSEE) in Paris durchgeführt. Es erhielt finanzielle Unterstützung durch das BUWAL, durch die Kantone JU, BE, BL, BS, SO und durch den SVGW.

Vom Elfenbeinturm ins Glashaus

Dialog mit Laien soll Wissenschaft transparenter machen

Mit dem Runden Tisch der Stiftung «Science et Cité» wurde ein Experiment zwischen Publikum und Vertretern der Forschungswelt gestartet, um dem gegenseitigen Verstehen neue Wege zu eröffnen. Was Anfang Februar in Dübendorf und auf dem Uetliberg passierte, erscheint viel versprechend.

Am Morgen des 4. Februar 2000 tauchen an der EAWAG ein Dutzend Leute auf, die hier sichtlich fremd sind. Der ältere Herr im Anzug, die Frau im rosa Pullover mit Lockenkopf, der Bursche in Jeans suchen sich den Weg zum Vortragssaal, wo ihnen Direktor Alexander Zehnder erläutert, warum man sie hergebeten hat: Die Forscher wollen sich mit Bürgern und Bürgerinnen zusammensetzen und gemeinsam Inhalte und Sinn und Zweck der wissenschaftlichen Arbeit diskutieren. Dies nicht nur an diesem Morgen, sondern während etwa zehn intensiven Tagen im Verlaufe dreier Jahre.

Ein solches ausführliches, persönliches Gespräch zwischen Leuten der Wissenschaft und dem Laienpublikum ist mindestens für die Schweiz einmalig. Es ist das Pilotprojekt der Idee «Runder Tisch», die sich die Stiftung «Science et Cité» als neue Form der Kommunikation zwischen Wissenschaft und Öffentlichkeit ausgedacht hat. Geleitet wird das Projekt «Runder Tisch» von der Journalistin Rosmarie Waldner. Und da man aus diesem Projekt die nützlichen Lehren ziehen will, evaluiert eine Soziologin der Zürcher Professur für Wissenschaftsforschung den Dialog. Falls sich das Experiment bewährt, sollen weitere Wissenschaftsinstitutionen, etwa ein forschendes Industrieunternehmen oder eine Fachhochschule, mit Laien an den «Runden Tisch» gebracht werden.

Was der «Runde Tisch» will

«Science et Cité» wurde 1998 von den Schweizerischen Akademien, dem Nationalfonds, dem Vorort und der Silva-Casa-Stiftung gegründet; Präsident des Stiftungsrats ist Charles Kleiber, Staatssekretär für Wissenschaftspolitik. «Science et Cité» entstand aus dem Bedürfnis, angesichts der

gesellschaftlichen Veränderungen infolge wissenschaftlicher und technischer Innovationen, wie sie etwa die Gentechnologie, aber auch die rasante Entwicklung der Informatik und Telekommunikation mit sich bringen, neue Formen des Dialogs zwischen Gesellschaft und Wissenschaft zu finden. Dabei soll die Bevölkerung über die wissenschaftliche Arbeit und Entwicklung verständlich informiert werden. Man will aber auch nach Wegen suchen, wie Laien und Fachleute sich über Methoden, Ziele, Vor- und Nachteile wissenschaftlicher Tätigkeit als gleichwertige Partner verständigen können. Mit einem Jahresbudget von einer Million Franken hat jetzt die Stiftung verschiedene Formen des Dialogs lanciert.

«Ich finde den Versuch eines solchen Dialogs ungemein spannend und bin selber sehr neugierig, was dabei herauskommen wird», gesteht Alexander Zehnder den Gästen. Er hat in seinem Institut ein Dutzend Leute gesucht – vom Lehrling, der Doktorandin, bis zum Techniker und dem Hochschuldozenten –, die sich in das kommunikative Gemeinschaftswerk mit dem Laienpublikum einbringen wollen. Die im Wissenschaftsdialog engagierten Laien sind im Auftrag von «Science et Cité» von einem Meinungsforschungsinstitut im Grossraum Zürich gesucht worden. Dabei wurde auf eine bunte Zusammensetzung der Gruppe betreffend Alter, Geschlecht und beruflichem Hintergrund geachtet.

Aller Anfang ist schwer

Die ersten Stunden gelten dem groben Kennenlernen der Institution und einiger ihrer Projekte. Die Bürger und Bürgerinnen haben mit der EAWAG insofern Glück, als deren Tätigkeit sich auf das Thema Wasser in seinen wissenschaftlichen, wirtschaft-

lichen und gesellschaftlichen Aspekten konzentriert – ein Thema, das ihnen tagtäglich durch die Finger rinnt.

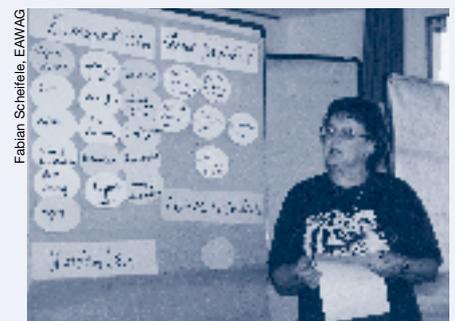
So erfahren sie, dass jeder im Haushalt pro Jahr im Durchschnitt 50 000 Liter Wasser verbraucht. Die Industrie konsumiert pro Kopf der Bevölkerung 250 000 und die Landwirtschaft sogar eine Million Liter. Dass für die Produktion von einem Kilogramm Fleisch letztlich 10 000 Liter gutes Wasser nötig sind, weckt Erstaunen. Bereits stellen die Laien erste Fragen: Warum wird nicht vermehrt Meerwasser genutzt? Was lässt sich gegen rostende Abwasserleitungen tun? Weshalb werden noch immer Gewässer durch schädliche Chemikalien verseucht?

Die nächste Etappe

Gegen Ende des zweiten Tages schält sich aus der Fülle der Themen nach mehreren Meinungsfindungsrunden ein gemeinsamer Fokus für die weitere Zusammenarbeit heraus: Man will sich Anfang Juli für eine nächste Runde in der EAWAG-Zweigstelle Kastanienbaum am Vierwaldstättersee treffen und sich dort detailliert mit problematischen Chemikalien im Abwasser beschäftigen. Gemeinsam will man nach Wegen suchen, wie ein Umdenken in der Wirtschaft und beim Konsument verstärkt in Gang gesetzt werden könnte und wie sich die ökologische Problematik einer weiteren Öffentlichkeit vermitteln liesse.

Als am Ende dieser ersten Begegnung Bürger und Wissenschaftler in die abendliche Stadt zurückfahren, sind alle ziemlich müde, aber guten Mutes. «Ich hätte nie gedacht, dass hinter einem simplen Thema wie Wasser eine solche Vielfalt an Problemen und offenen Fragen steckt», meint der kaufmännische Angestellte. «Gestern noch sah ich bei den Vorträgen nur staunende Gesichter und heute Nachmittag brauchten unsere neuen Gesprächspartner bereits Begriffe wie «Grauwasser» und «Aquifer», als seien dies Selbstverständlichkeiten», staunt die EAWAG-Doktorandin. Eine erste Teilstrecke auf dem ungewissen Weg scheint bewältigt.

(Berichterstattung: Herbert Cerutti, Redaktor NZZ)



Fabian Scheffele, EAWAG

Publikationen und Bücher

Separata bitte mit dem in der Mitte des Heftes eingelebten Talon bestellen.

- 2625 **Suter M.J.-F., Riediker S., Schwoerer V.G.** (1999): Bestimmung von aromatischen Sulfonaten in Deponiesickerwasser und Grundwasser. Schrr. Biologische Abwasserreinigung 11, Kolloquium 7./8.6.1999, TU Berlin, S. 41–56.
- 2626 **Kollmann J., Vieli M., Edwards P.J., Tockner K., Ward J.V.** (1999): Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. Appl. Vegetation Sci. 2, 25–36.
- 2627 **Malard F., Tockner K., Ward J.V.** (1999): Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain, Val Roseg, Switzerland. Arctic, Antarctic, and Alpine Res. 31 (2), 135–150.
- 2628 **Johnson C.A., Kersten M.** (1999): Solubility of Zn (II) in association with calcium silicate hydrates in alkaline solutions. Environ. Sci. Technol. 33 (13), 2296–2298.
- 2629 **Bernasconi D.** (1999): Rahmenkonzept zur Gestaltung eines Datenmanagementsystems Siedlungsentwässerung. Diss. ETHZ Nr. 12 963, [Zürich].
- 2630 **Redle M.** (1999): Kies- und Energiegehalt urbaner Regionen in Abhängigkeit der Siedlungsentwicklung. Diss. ETHZ Nr. 13 108, Zürich.
- 2631 **Buerge I.** (1999): Influence of pH, organic ligands, and mineral surfaces on the reduction of chromium (VI) by Iron (III). Diss. ETHZ Nr. 13 139, Zürich.
- 2632 **Nay M.** (1999): Transformation of hydrocarbons in an artificial leachate pollution plume under defined redox conditions. Diss. ETHZ Nr. 13 201, Zürich.
- 2633 **Zollhöfer J.M.** (1999): Spring habitats in northern Switzerland: habitat heterogeneity, zoobenthic communities, and colonization dynamics. Diss. ETHZ Nr. 13 209, Zürich.
- 2634 **Power M.E., Araujo J.C., van der Meer J.R., Harms H., Wanner O.** (1999): Monitoring sulfate-reducing bacteria in heterotrophic biofilms. Water Sci. Tech. 39 (7), 49–56.
- 2635 **Fankhauser R.** (1999): Automatic determination of imperviousness in urban areas from digital orthophotos. Water Sci. Tech. 39 (9), 81–86.
- 2636 **Zipper Ch., Fleischmann T., Kohler H.-P.E.** (1999): Aerobic biodegradation of chiral phenoxyalkanoic acid derivatives during incubations with activated sludge. FEMS Microbiol. Ecol. 29, 197–204.
- 2637 **Techelet R., Meckenstock R., Steinle P., van der Meer J.R.** (1999): Population dynamics of an introduced bacterium degrading chlorinated benzenes in a soil column and in sewage sludge. Biodegradation 10, 113–125.
- 2638 **Kocsis O., Prandke H., Stips A., Simon A., Wüest A.** (1999): Comparison of dissipation of turbulent kinetic energy determined from shear and temperature microstructure. J. Mar. Systems 21, 67–84.
- 2639 **Nowack B., von Gunten U.** (1999): Determination of chlorate at low µg/l levels by ion-chromatography with postcolumn reaction. J. Chromatogr. A 849, 209–215.
- 2640 **Knauer J., Behra R., Hemond H.** (1999): Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient. Aquatic Toxicol. 46, 221–230.
- 2641 **Weidler P.G., Hug S.J., Wetche T.P., Hiemstra T.** (1998): Determination of growth rates of (100) and (110) faces of synthetic goethite by scanning force microscopy. Geochim. Cosmochim. Acta 62 (21/22), 3407–3412.
- 2642 **Leveau J.H.J., König F., Fuchsli H., Werlen Ch., van der Meer J.R.** (1999): Dynamics of multigene expression during catabolic adaptation of *Ralstonia eutropha* IMP134 (pJP4) to the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetate. Mol. Microbiol. 33 (2), 396–406.
- 2643 **Tockner K., Pennetzdorfer D., Reiner N., Schiemer F., Ward J.V.** (1999): Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). Freshwater Biol. 41, 521–535.
- 2644 **Livingstone D.M.** (1999): Ice break-up on southern Lake Baikal and its relationship to local and regional air temperatures in Siberia and to the North Atlantic Oscillation. Limnol. Oceanogr. 44 (6), 1486–1497.
- 2645 **Zepp Pfalz K., Holliger C., Grosskopf R., Liesack W., Nozhevnikova A.N., Müller B., Wehri B., Hahn D.** (1999): Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of Rotsee (Switzerland). Appl. Environ. Microbiol. 65 (6), 2402–2408.
- 2646 **Behra R., Genoni G. P., Joseph A.L.** (1999): Effect of atrazine on growth, photosynthesis, and between-strain variability in *Scenedesmus subspicatus* (Chlorophyceae). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 37, 36–41.
- 2647 **Weissmahr K.W., Hildenbrand M., Schwarzenbach R.P., Haderlein St.B.** (1999): Laboratory and field scale evaluation of geochemical controls on groundwater transport of nitroaromatic ammonium residues. Environ. Sci. Technol. 33 (15), 2593–2600.
- 2648 **Johnson C.A., Moench H., Brandenberger S.** (1999): Assessing the potential long-term behavior of the landfill fraction of sorted demolition wastes. J. Environ. Qual. 28, 1061–1067.
- 2649 **Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Imboden D.M., Baur H., Kipfer R.** (1999): Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with ³H/³He, noble gases and CFCs. J. Hydrol. 220, 169–185.
- 2650 **Müller St.R., Frank H.** (1999): Halogenierte Essigsäuren belasten die Umwelt. Umweltschutz 2, 60–62.
- 2651 **Müller St.R., Frank H.** (1999): Traquer les acides acétiques halogénés. Environnement 2, 60–62.
- 2652 **Aeschbach-Hertig W., Peeters F., Beyerle U., Kipfer R.** (1999): Interpretation of dissolved atmospheric noble gases in natural waters. Water Resour. Res. 35, 2779–2792.
- 2653 **Goss K.-U., Schwarzenbach R.P.** (1999): Empirical prediction of heats of vaporization and heats of adsorption of organic compounds. Environ. Sci. Technol. 33, 3390–3393.
- 2654 **Goss K.-U., Schwarzenbach R.P.** (1999): Quantification of the effect of humidity on the gas/mineral oxide and gas/salt adsorption of organic compounds. Environ. Sci. Technol. 33, 4073–4078.
- 2655 **Goudsmit G.H., Wüest A.** (1999): Interior and basin-wide diapycnal mixing in stratified water: a comparison of dissipation and diffusivity. In: «Mixing and dispersion in stably stratified flows», P.A. Davis (Ed.). Clarendon Press, Oxford, pp. 145–163.
- 2656 **Gessner M.O.** (1999): Aquatische Hypomyceten. In: «Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung – Biologische Gewässeruntersuchung», W. von Tümpling, G. Friedrich (Hrsg.), Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 185–198.
- 2657 **Kasemir B., Van Asselt M.B., Dürrenberger G., Jaeger C.C.** (1999): Integrated assessment: multiple perspectives in interaction. Internat. J. of Environment and Pollution. 11 (4), 407–425.
- 2658 **Mason C.A., Dünner J., Indra P., Colangelo T.** (1999): Heat-induced expression and chemically induced expression of the *Escherichia coli* Stress protein HtpG are affected by the growth environment. Appl. Environ. Microbiol. 65 (8), 3433–3440.

- 2659 **Gessner M.O.** (1997): Fungal biomass, production and sporulation associated with particulate organic matter in streams. *Limnetica* 13 (2), 33–44.
- 2660 **Held M., Suske W., Schmid A., Engesser K.-H., Kohler H.-P.E., Witholt B., Wubbolts M.G.** (1998): Preparative scale production of 3-substituted catechols using a novel monooxygenase from *Pseudomonas azelaica* HBP 1. *J. Molecular Catalysis B: Enzymatic* 5, 87–93.
- 2661 **Held M., Schmid A., Kohler H.-P.E., Suske W., Witholt B., Wubbolts M.G.** (1999): An integrated process for the production of toxic catechols from toxic phenols based on a designer biocatalyst. *Biotechnol. & Bioengng.* 62 (6), 641–648.
- 2662 **Beyerle U.** (1999): Groundwater Dynamics, Paleoclimate and Noble Gases. Diss. ETHZ No. 13 078, Zürich.
- 2663 **Jancarkova I.** (1999): Dynamics of the nitrogen transformation in a shallow stream. ETHZ No. 13 098, Zürich.
- 2664 **Elovitz M., von Gunten U.** (1999): Hydroxyl radical/ozone ratios during ozonation processes. I. The R_{ct} Concept. *Ozone Sci. Eng.* 21, 239–260.
- 2665 **Zehnder A.J.B.** (1999): Bioremediation of environments contaminated with organic xenobiotics: putting microbial metabolism to work. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», Ph. Baveye et al. (Eds.). Kluwer Academic Press, Dordrecht, pp. 79–92.
- 2666 **Gessner M.O.** (1998): Leaf breakdown in streams of an alpine glacial floodplain: dynamics of fungi and nutrients. *J. North. Amer. Benthol. Soc.* 17 (4), 403–419.
- 2667 **Gessner M.O., Suberkropp K., Chauvet E.** (1997): Decomposition of plant litter by fungi in marine and freshwater ecosystems. In: «The Mycota IV: environmental and microbial relationships», Wicklow/Söderström (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 303–322.
- 2668 **Rijnaarts H.H.M., Norde W., Lyklema J., Zehnder A.J.B.** (1999): DLVO and steric contributions to bacterial decomposition in media of different ionic strengths. *Colloids & Surfaces B: Biointerfaces* 14, 179–195.
- 2669 **Müller M.T., Zehnder A.J.B., Escher B.I.** (1999): Liposome-water and octanol-water partitioning of alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2191–2198.
- 2670 **Salhi E., von Gunten U.** (1999): Simultaneous determination of bromide, bromate and nitrite in low $\mu\text{g/l}$ levels by ion chromatography without sample pretreatment. *Water Res.* 33, 3239–3244.
- 2671 **Moser-Engeler R., Kühni M., Bernhard C., Siegrist H.** (1999): Fermentation of raw sludge on an industrial scale and applications for elutriating its dissolved products and non-sedimentable solids. *Water Res.* 33 (16), 3503–3511.
- 2672 **Baldy V., Gessner M.O.** (1997): Towards a budget of leaf litter decomposition in a first-order woodland stream. *C.R. Acad. Sci. Paris, Scvi. De la vie / Life Sci.* 320, 747–758.
- 2673 **Casas J.J., Gessner M.O.** (1999): Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation. *Freshwater Biology* 41, 781–793.
- 2674 **Kuehn K.A., Gessner M.O., Wetzel, R.G., Suberkropp K.** (1999): Decomposition and CO_2 evolution from standing litter of the emergent macrophyte *Erianthus giganteus*. *Microbial Ecology* 38, 50–57.
- 2675 **Gessner M.O., Chauvet E.** (1997): Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnol. Oceanogr.* 42 (3), 496–505.
- 2676 **Schosseler P.M., Wehrli B., Schweiger A.** (1999): Uptake of Cu^{2+} by calcium carbonates vaterite and calcite as studied by continuous wave (CW) and pulse electron paramagnetic resonance. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 1955–1967.
- 2677 **Hoehn, E., Honold P.** (1999): Schonende Entnahme von Materialproben aus Bohrungen in grobkörnigen grundwasserführenden Lockergesteinen ohne Luftkontakt, *Grundwasser* 4 (3), 119–124.
- 2678 **Kesselmann-Truttmann J.M., Hug St.J.** (1999): Photodegradation of 4,4'-bis (2-sulfostryl) biphenyl (DSBP) on metal oxides followed by *in situ* ATR-FTIR spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3171–3176.
- 2679 **Aga D.S., Heberle S., Rentsch D., Hany R., Müller St.R.** (1999): Sulfonic and oxanilic acid metabolites of acetanilide herbicides: separation of diastereomers and enantiomers by capillary zone electrophoresis and identification by ^1H NMR spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3462–3468.
- 2680 **Wüest A., Ramisch F., Hefti D.** (1999): Unverschmutztes Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GSchG. Mitt. zum Gewässerschutz Nr. 32. Hrsg. Vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 28 Seiten.
- 2681 **Jacquinot P., Hodgson A.W.E., Müller B., Hauser P.C.** (1999): Amperometric detection of gaseous ethanol and acetaldehyde at low concentrations on an Au-Nafion electrode. *Analyst* 6, 871–876.
- 2682 **Jaki B., Orjala J., Bürgi HR., Sticher O.** (1999): Biological screening of cyanobacteria for antimicrobial and molluscicidal activity, Brine Shrimp lethality and cytotoxicity. *Pharmaceut. Biol.* 37, 138–143.
- 2683 **Gessner M.O., Chauve E., Dobson M.** (1999): A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85, 377–384.
- 2684 **Simoni S.** (1999): Factors affecting bacterial transport and substrate mass transfer in model aquifers. Diss. ETHZ No. 13 232, [Zürich].
- 2685 **Emmenegger L.** (1999): Light-induced redox cycling of iron in lakes. Diss. ETHZ No. 13 273, Zürich.
- 2686 **Balmer M.E.** (1999): Light-induced transformation of pesticides in soils—some fundamental studies in laboratory systems. Diss. ETHZ No. 13 302, [Zürich].
- 2687 **Xue H., Sigg L.** (1999): Comparison of the complexation of Cu and Cd by humic or fulvic acids and by ligands observed in lake waters. *Aquatic Geochem.* 5, 313–335.
- 2688 **Johnson C.A., Kaeppli M., Brandenberger S., Ulrich A., Baumann W.** (1999): Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash. Part II: The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *J. Contam. Hydrol.* 40 (3), 239–259.
- 2689 **Abbaspour K., Matta V., Huggenberger P., Johnson C.A.** (1999): A contaminated site investigation: Comparison of information gained from geophysical measurements and hydrogeological modeling. *J. Contam. Hydrol.* 40 (4), 365–380.
- 2690 **Bloesch J.** (1999): The International Association for Danube Research (IAD): its future role in Danube research. *Large Rivers* 11, No. 3; *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115 (3), 239–259.
- 2691 **Tockner K., Ward J.V.** (1999): Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers* 11, No. 3; *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115, No. 3, 293–310.
- 2692 **Müller B., Stierli R.** (1999): *In situ* determination of sulfide profiles in sediment porewaters with a miniaturized $\text{Ag}/\text{Ag}_2\text{S}$ electrode. *Anal. Chim. Acta* 401 (1–2), 257–264.
- 2693 **Soldo D., Behra R.** (2000): Long-term Effects of Copper on the Structure of Freshwater Periphyton Communities and their Tolerance to Copper, Zinc, Nickel and Silver. *Aquatic Toxicol.* 47, 181–189.
- 2694 **Clayton M.E., Steinmann R., Fent K.** (2000): Different expression patterns of heat shock proteins hsp 60 and hsp 70 in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) exposed to copper and tributyltin. *Aquatic Toxicol.* 47, 213–226.
- 2695 **Zipper C., Bolliger C., Fleischmann T., Suter M.J.-F., Angst W., Müller M.D., Kohler H.-P.E.** (1999): Fate of the herbicides mecoprop, dichlorprop, and 2,4-D in aerobic and anaerobic sewage sludge as determined by laboratory batch studies and enantiomer-specific analysis. *Biodegradation* 10, 271–278.
- 2696 **Ramisch F., Dittrich M., Mattenberger C., Wehrli B., Wüest A.** (1999): Calcite dissolution in two deep eutrophic lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3349–3356.
- 2697 **Stumm W.** (1999): Acceptance note for the 1998 Goldschmidt Medal. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, xi–xii.
- 2698 **Hesselmann R.P.X., Werlen C., Hahn D., van der Meer J.R., Zehnder A.J.B.** (1999): Enrichment, phylogenetic analysis and detection of a bacterium that performs enhanced biological phosphate removal in activated sludge. *System. Appl. Microbiol.* 22, 454–465.
- 2699 **Suske, W.A., van Berkel W.J.H., Kohler H.-P.E.** (1999): Catalytic mechanism of 2-hydroxy-biphenyl 3-monooxygenase, a flavoprotein from *Pseudomonas azelaica* HBP1. *J. Biol. Chem.* 274, 33355–33365.
- 2700 **Müller M.T., Zehnder A.J.B., Escher B.I.** (1999): Membrane toxicity of linear alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. & Chem.* 18, No. 12, 2767–2774.
- 2701 **Bichsel Y., von Gunten U.** (1999): Oxidation of iodide and hypiodous acid in the disinfection of natural waters. *Environ. Sci. Technol.* 33, No. 22, 4040–4045.

- 2702 **Buerge I.J., Hug S.J.** (1999): Influence of mineral surfaces on chromium (VI) reduction by iron (II). *Environ. Sci. Technol.* 33 (23), 4285–4291.
- 2703 **Kohler H.-P.E.** (1999): *Sphingomonas herbicidovorans* MH: a versatile phenoxalkanoic acid herbicide degrader. *J. Industr. Microbiol. & Biotechnol.* 23, 336–340.
- 2704 **Raschke H., Fleischmann T., van der Meer J.R., Kohler H.-P.E.** (1999): cis-Chlorobenzene dihydrodiol dehydrogenase (TcbB) from *Pseudomonas* sp. strain P51, expressed in *Escherichia coli* DH5 α (pTCB149), catalyzes enantioselective dehydrogenase reactions. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, No. 12, 5242–5246.
- 2705 **Egli T.** (1999): The concept of multiple-nutrient-limited growth of microorganisms and some of its possible applications in biotechnology. *Chimia* 53, 525–528.
- 2706 **Huisman J.L., Burckhardt S., Larsen T.A., Krebs P., Gujer W.** (2000): Propagation of waves and dissolved compounds in sewer. *J. Environ. Engineering*, 126, No. 1, 12–20.
- 2707 **Zweifel H.-R., Johnson C.A., Hoehn E.** (1999): Langzeitanalysen der Hauptelemente von Sickerwässern aus Altdeponien. *Müll & Abfall* 31, H. 12, 727–732.
- 2708 **Müller Dick R., Wehrli B., Siegrist H.** (1999): Elektromagnetische Wasserbehandlung, Fallstudien in Abwasseranlagen und Trinkwasser-Anwendungen. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* Nr. 30. BUWAL, Bern.
- 2709 **Courbat R., Ramseier St., Walther J.L., Gaille P., Jordan R., Kaiser H.P., Revely P., Stettler R., von Gunten U.** (1999): Utilisation de l'ozone pour le traitement des eaux potables en Suisse. *Gas, Wasser, Abwasser* 79 (10), 843–852.
- 2710 **Frutiger A., Borner S., Büsser T., Eggen R., Müller R., Müller S., Wasmer H.R.** (1999): How to control unwanted *Procambarus clarkii*-populations in Central Europe? In: «Freshwater crayfish XII», Keller, H. et al. (Eds.). *Weltbild-Verlag*, Augsburg, pp. 714–726.
- 2711 **Purtschert I., Gujer W.** (1999): Populacni dinamika pri davkovani metanolu do cistirene adpandich vod s denitrifikaci Cistirenske listy 6, I–VI.
- 2712 **Purtschert I., Gujer W.** (1999): Populationsdynamik bei Methanoleinsatz in denitrifizierenden Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser* 46 (9), 1380–1389.
- 2713 **Fent K., Zehnder A.J.B.** (1999): Wirkung hormonaktiver Stoffe auf Fische und andere Tiere. *Wasser Energie Luft* 91, H. 9/10, 227–228.
- 2714 **Suske, W.A., Kohler H.-P.E., van Berkel W.J.H.** (1999): Catalytic properties of 2-hydroxybiphenyl 3-monooxygenase. In: «Flavins and flavoproteins», S. Ghisla, P.M.H. Kroneck, P. Macheroux, S. Horst (Eds.). *Rudolf Weber, Agency for Scientific Publications*, Berlin, pp. 371–374.
- 2715 **Jaspers M.C.M., Harms H., van der Meer J.R.** (1999): Prokaryotic whole-cell living bio-reporters expressing bioluminescence upon the presence of bioavailable concentrations of specific pollutants – an overview. In: «Novel approaches for bioremediation of organic pollution», R. Fass et al. (eds.) *Kluwer Academic/Plenum Publishers*, New York, pp. 137–150.
- 2716 **Jaspers M.C.M., Totevova S., Demnerova K., Harm H., van der Meer J.R.** (1999): The use of whole-cell living biosensors to determine the bioavailability of pollutants to microorganisms, pp. 153–158. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», Ph. Baveye, et al. (Eds.) *Kluwer Academic Publishers*, Netherlands, pp. 153–158.
- 2717 **Furrer G., Gfeller M., Wehrli B.** (1999): On the chemistry of the Keggin Al₁₃ polymer: kinetics of proton-promoted decomposition. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3069–3076.
- 2718 **Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Kipfer R., Imboden D.M., Wieler R.** (1999): Accumulation of mantle gases in a permanently stratified volcanic Lake (Lac Pavin, France). *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, No. 19/20, 3357–3372.
- 2719 **Held M., Panke S., Kohler H.-P.E., Schmid F.H.-J.A., Schmid A., Wubbolts M.G., Witholt B.** (1999): Solid phase extraction for biocatalytic production of toxic compounds. *Bioworld* 5, 2–9.
- 2720 **Peeters F., Kipfer R., Achermann D., Hofer M., Aeschbach-Hertig W., Beyerle U., Imboden D.M., Rozanski K., Fröhlich K.** (2000): Analysis of deep-water exchange in the Caspian Sea based on environmental tracers. *Deep-Sea Res.* 47, 621–654.
- 2721 **Wellnitz, T.A., Ward, J.V.** (2000): Herbivory and irradiance shape periphytic architecture in a Swiss alpine stream. *Limnol. Oceanogr.* 45 (1), 64–75.
- 2722 **Kaiser H.-P., Von Gunten U., Elovitz M.** (2000): Die Bewertung von Ozonreaktoren. *Gas, Wasser, Abwasser* 80, 50–61.
- 2723 **Huuskonen S.E., Tuvikene A., Trapido M., Fent K., Hahn M.E.** (2000): Cytochrome P4501A induction and porphyrin accumulation in PLHC-1 fish cells exposed to sediment and oil shale extracts. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 59–69.
- 2724 **Beer J.** (1997): Accelerator mass spectrometry: a new tool in environmental sciences. *Nucl. Phys. News* 7 (2), 14–22.
- 2725 **Masarik J., Beer J.** (1999): Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the earth's atmosphere. *J. Geophys. Res.* 104 (D10), 12 099–12 111.
- 2726 **Beer J., Tobias S., Weiss N.** (1998): An active sun throughout the Maunder Minimum. *Solar Phys.* 181, 237–249.
- 2727 **Méndez-Alvarez S., Rüfenacht K., Eggen R.I.L.** (2000): The oxidative stress-sensitive *yap1* null strain of *Saccharomyces cerevisiae* becomes resistant due to increased carotenoid levels upon the introduction of the *Chlamydomonas reinhardtii* cDNA, coding for the 60S ribosomal protein L10a. *Biochem. Biophys. Res. Communications* 267, 953–959.
- 2728 **Bürgi H.-R.** (1999): Langzeituntersuchungen im Vierwaldstättersee. Einfluss der Trophie auf die Interaktion des Planktons und seine zeitlich-räumliche Dynamik. *SVGW Workshop über Langzeituntersuchungen von Voralpenseen und Trinkwasseraufbereitung*, 1, S. 34–43.
- 2729 **Omlin M., Reichert P., Forster R.** (1999): Modellierung der Plankton-, Nährstoff- und Sauerstoffdynamik im Zürichsee. *SVGW Workshop über Langzeituntersuchungen von Voralpenseen und Trinkwasseraufbereitung*, 1, S. 44–54.
- 2730 **Wächter M.** (1999): Rational choice and social networks in ecological economics. *Diss. ETHZ* No. 13 244, [Zürich].
- 2731 **Bichsel Y.** (2000): Behavior of iodine species in oxidative processes during drinking water treatment. *Diss. ETHZ* No. 13 429, [Zürich].
- 2732 **Gurnell A.M., Edwards P.J., Petts G.E., Ward J.V.** (1999): A conceptual model for Alpine proglacial river channel evolution under changing climatic conditions. *Catena* 38, 223–242.

Bücher

Bätscher R., Studer C., Fent K. (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. *Schriftenreihe Umwelt* Nr. 308, Hrsg. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 258 Seiten.

Giger W. et al. (Committee on Drinking Water Contaminants of the U.S. Academy of Sciences) (2000): Setting priorities for drinking water contaminants, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., 113 pp. ISBN 0-309-06393-4

Gujer W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft. *Springer-Verlag*, Berlin Heidelberg, 410 S, ISBN 3-540-65769-X.

Knie A., Berthold O., Harms S., Truffer B. (1999): Die Neuerung urbaner Automobilität. *Elektroautos und ihr Gebrauch in den USA und in Europa*. Edition Sigma, Berlin, 106 Seiten. ISBN 3-89404-186-2.

Müller-Dick R., Wehrli B., Siegrist H. (1999): Elektromagnetische Wasserbehandlung, Fallstudien in Abwasseranlagen und Trinkwasser-Anwendungen. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* Nr. 30. BUWAL, Bern.

Oswald F., Blaser Ch., Dürrenberger G., von Fischer Ch., Friedrich S., Baccini P. (1999): Stadt an der Wigger. *Impulse für die Zukunft setzen*. Zwischenbericht zum Workshop 2, Zürich und Dübendorf: ETH-ORL und EAWAG, 58 Seiten.

Wüest A., McLaughlin F., Carmack E.C. (1998/99): Preliminary results on mixing nutrients and gas balance in the Arrow Reservoir. *Report to BC-Environment and Parks*.

Wüest A., Ramisch F., Hefti D. (1999): Unverschmutztes Aushub- und Ausbruchmaterial: Schüttung in Seen im Rahmen des GSchG. *Mitt. zum Gewässerschutz* Nr. 32. Hrsg. Vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 28 Seiten.

Frutiger A. (2000): Temperatur und Wasserqualität der Plessur, des Tiejer-Bachs und der Landquart/Äuja (Kt. Graubünden): *Daten und Interpretation*. *Schriftenreihe der EAWAG* Nr. 15. Dübendorf-Zürich, 44 S., ISBN 3-906484-21-1.

Rauch W., Krejci V., Gujer W. (2000): REBEKA – Ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fließgewässer durch Abwassereinleitungen aus der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter. *Schriftenreihe der EAWAG* Nr.16. Dübendorf-Zürich, 48 S., ISBN 3-906484-22-X.

Fresh Ideas

Im Rahmen eines internationalen Wettbewerbes «Invitation for fresh ideas for the improvement of water supply and sanitation in developing countries» wurde das



SIMAVI, Holland

Von links nach rechts: Margaret Mwangola, Christina Aristanti, Martin Wegelin.

SODIS-Projekt (Solar Water Disinfection) der EAWAG/SANDEC mit dem ersten Preis ausgezeichnet.

Martin Wegelin als Projektleiter sowie Christina Aristanti (Indonesien) als Vertreterin einer der Partnerorganisationen im Süden konnten den Preis anlässlich des Weltwasserforums in Den Haag in Empfang nehmen. Für die Preisjury, welche über 60 Vorschläge zu beurteilen hatte, waren zwei Dinge ausschlaggebend für die Wahl des SODIS-Projektes:

- einerseits die Grundidee der Solar-Desinfektion, welche an sich nicht neu ist, vorher aber nie wissenschaftlich systematisch untersucht wurde,
- die «vorbildliche Kombination von hochstehender wissenschaftlicher Forschung im Labor und der Umsetzung der Forschungs-

resultate für die praktische Anwendung zur Verbesserung der Trinkwassersituation der ärmsten Bevölkerungsschichten in Entwicklungsländern».

Dies war natürlich nur möglich dank einer engen und langjährigen Zusammenarbeit von Ingenieuren, ChemikerInnen, BiologInnen, HygienikerInnen, SoziologInnen und Technikern innerhalb der EAWAG und in unseren Partnerorganisationen im Süden. Allen Beteiligten gebührt dafür grosser Dank und Anerkennung. Ein grosser Dank geht auch an die Direktion für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA) für die langjährige finanzielle Unterstützung des SODIS-Projektes. Die Preissumme von Fr. 80 000.– wird vollumfänglich zur weiteren Verbreitung der SODIS-Technologie in Asien, Afrika und Lateinamerika verwendet.

Berner Umwelt-Forschungspreis für Patricia Holm

Wir gratulieren unserer Mitarbeiterin PD Dr. Patricia Holm, Projektleiterin von Fischnetz «Netzwerk Fischrückgang Schweiz», die im Dezember 1999 den Berner Umwelt-Forschungspreis erhalten hat. Ausgezeichnet wurde die Habilitationsschrift von Patricia Holm mit dem Titel: «The Fish as Bioindicator: The Effect of Environmental Influences on Selected Molecules, Cells and Organs». Mit dem Preis werden alle zwei Jahre ForscherInnen ausgezeichnet, die mit ihrer

Arbeit einen gesellschaftlich relevanten Beitrag zum besseren Verständnis von Umweltproblemen leisten.

Patricia Holm hat an der Universität Heidelberg Biologie und Sportwissenschaften studiert und dort auch im Fach Biologie promoviert. Nach einer Anstellung in einem Beratungsbüro für Biotechnologie kam Patricia Holm 1990 an die ETH Zürich für einen zweijährigen Postdoc-Aufenthalt in den Bereich Neurobiologie. Sie ging an-

schliessend als Oberassistentin an die Interfakultäre Koordinationsstelle für Allgemeine Ökologie an der Universität Bern und erhielt 1994 ein Stipendium im Nachwuchsförderungsprogramm des Bundes. Ihre Forschungsarbeiten führte sie am Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin am Institut für Tierpathologie durch. Seit August 1999 ist die verheiratete Mutter zweier Kinder Mitarbeiterin der EAWAG.

Die EAWAG an der Hannover Messe

Die EAWAG hat sich an der Hannover Messe 2000, der Weltmesse für Industrie, Automation und Innovation, zusammen mit den anderen Institutionen des ETH-Bereichs mit ausgewählten Projekten einem breiten Publikum präsentiert und wertvolle Kontakte geknüpft.

Der Wissens- und Technologietransfer von der Hochschule zur Praxis muss gefördert werden. Davon ist nicht nur die EAWAG, sondern der gesamte ETH-Bereich überzeugt. Der ETH-Rat hat daher die Initiative ergriffen und zusammen mit weiteren Schweizer Partnern einen Messeauftritt der sechs Institutionen des ETH-Bereichs an der Hannover Messe vom 20. bis 25. März 2000 organisiert.

In einem professionell gestalteten Pavillon hatte die EAWAG Gelegenheit, ihre allgemeinen Aufgaben und Ziele darzustellen und einen Einblick in ihre Forschung zu geben. Im Hinblick auf die technologische Ausrichtung der Messe hat die EAWAG ihre Arbeiten zum Thema «Biosensor-Organismen» präsentiert. Dabei geht es um verschiedene Methoden, mit lebenden Organismen die bioverfügbare Konzentration von Umweltschadstoffen zu bestimmen. Die vorgestellten Methoden stiessen bei zahlreichen BesucherInnen auf grosses Interesse, umso mehr, als neben der umweltanalytischen Anwendung auch messtechnische Anwendungen in technischen Systemen denkbar sind.

Die Teilnahme an der Hannover Messe war für die EAWAG eine neue, interessante Erfahrung. Es hat sich gezeigt, dass der direkte Kontakt zwischen ForscherInnen und IndustrievertreterInnen für beide Seiten noch ungewohnt ist. Die grosse Zahl der BesucherInnen am ETH-Stand hat aber deutlich gemacht, dass seitens der Industrie ein erhebliches Interesse an neuen Erkenntnissen aus der Forschung besteht. Für uns ForscherInnen war die Hannover Messe eine geeignete Plattform, uns mit den Bedürfnissen des Marktes auseinanderzusetzen und so neue Ideen und Impulse für unsere Arbeit zu gewinnen.