

Eawag

News

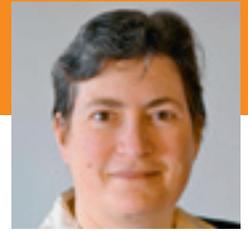
A man in a red shirt is leaning over a concrete ledge in a water treatment facility. He is holding a glass of water in his right hand and looking down at it. The background shows a large, industrial-looking space with concrete pillars and pipes.

Vom Gewässer ins Glas – gutes Trinkwasser für heute und morgen

Wasserressourcen im Griff des Klimawandels. Seite 8

Neue Methoden zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene. Seite 20

Zusammenspiel von Forschung und Praxis. Seite 32



Janet Hering,
Direktorin Eawag

Saubereres Trinkwasser: eine Herausforderung für die Gesellschaft

Was denken Sie, wurde von den Lesern des «British Medical Journal» als der grösste medizinische Fortschritt der letzten 166 Jahre bezeichnet? Nein, nicht die Entdeckung der Antibiotika, der Anästhesie oder der Impfungen. Vielmehr war es die Entwicklung einer guten sanitären Praxis – dies befand die Mehrzahl der insgesamt 11 000 Teilnehmer an der im Jahr 2007 weltweit lancierten Umfrage. Denn eine gute sanitäre Grundversorgung ist der Schlüssel für die Sicherung der Trinkwasserqualität und der Gesundheit.

In Industrieländern gehören Typhus- und Choleraepidemien – Krankheiten, die durch Wasser übertragen werden – der Vergangenheit an und sauberes Trinkwasser wird oft als Selbstverständlichkeit empfunden. Dagegen ist der Mangel an sicherem Trinkwasser in Entwicklungsländern noch heute eine reelle Bedrohung für die Gesundheit der Menschen. In ihren Millenniums-Zielen erkennen die Vereinten Nationen die Wichtigkeit an, den Zugang zu sauberem Trinkwasser und adäquaten sanitären Einrichtungen sicherzustellen.

Die Verseuchung des Trinkwassers mit mikrobiellen Krankheitserregern ist nach wie vor eine der bedeutendsten akuten Bedrohungen. Doch die klassischen Methoden, mit denen nachgewiesen wird, ob Trinkwasser hygienisch einwandfrei ist, sind langwierig. So kann es geschehen, dass Infektionen auftreten, bevor man die Gefahr überhaupt erkannt hat. Deshalb wurde an der Eawag – basierend auf dem Prinzip der Durchflussszytometrie – eine neue, schnellere Methode entwickelt (siehe S. 20), die derzeit für den Einsatz in der Praxis angepasst wird.

Neben mikrobiellen Krankheitserregern können im Trinkwasser chemische Problemstoffe wie Arsen oder Fluor enthalten sein, die bei chronischem Kontakt zu gravierenden Gesundheitsschäden führen. Das Eawag-Querprojekt «Water Resource Quality WRQ» (siehe S. 16) erforscht diese geogenen Verunreinigungen, die sich in einem bestimmten Milieu aus dem Gestein des Grundwasserleiters lösen. Ausserdem sucht WRQ nach einfachen und effizienten Methoden zur Entfernung der Schadstoffe.

Aber auch in der Schweiz und anderen Industrieländern kommen immer neue Herausforderungen auf die Wasserversorgung zu. Durch den stetig wachsenden Gebrauch von synthetischen Chemikalien sind Spurenstoffe in den Wasserressourcen allgegenwärtig. Moderne Methoden für die Entfernung dieser Substanzen aus dem Trinkwasser müssen nun von der Forschung in die Praxis übertragen werden (siehe S. 24). Das ist eins der Ziele des Querprojekts Wave 21 (Wasserversorgung im 21. Jahrhundert), in dem die Eawag eng mit Wasserversorgern, Industrie und Behörden zusammenarbeitet. Ein Beispiel dafür ist die Pilotanlage, die gemeinsam mit der Wasserversorgung Zürich und der Anlagenbaufirma Wabag untersucht wurde (siehe S. 28 und 32).

Der Ressourcenschutz ist ein wichtiges Standbein der Trinkwasserversorgung. Deshalb gilt es, den Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Gewässer und damit auf die Wasserversorgung näher zu untersuchen (siehe S. 8). Demgegenüber steht die paradoxe Situation, in der Massnahmen zur Gewässerrevitalisierung und zum Trinkwasserschutz in Konflikt kommen können, dann nämlich, wenn eine Grundwasserfassung neben einem Fluss liegt, der aufgeweitet werden soll (siehe S. 12).

Die Eawag hat nicht nur den Auftrag, das Wasser und die Gewässer zu erforschen, sondern zudem, die Forschungsergebnisse so aufzubereiten, dass sie einen nachhaltigen Beitrag zur Verbesserung unserer Gesellschaft leisten. In diesem Sinne engagiert sich die Eawag, wobei sie sich einerseits mit den Herausforderungen in Industriestaaten befasst, und andererseits mithilfe, die Probleme in Entwicklungsländern zu lösen – dies jeweils mit einem breiten Blick auf die miteinander verwobenen gesellschaftlichen und ökologischen Bedürfnisse.

Titelfoto: Eawag-Forscher Jakob Helbing nimmt eine Schöpfprobe aus dem Langsamfilterbecken des Zürcher Seewasserwerks Lengg. (Foto: Ruedi Keller, Zürich)

Leitartikel

4 Gutes Trinkwasser – eine Selbstverständlichkeit?

Ruedi Keller, Zürich



Die Bevölkerung mit sauberem Trinkwasser zu versorgen, ist eine grundlegende Pflicht der Gesellschaft. Wie trägt die Eawag-Forschung zur langfristigen Sicherung des Trinkwassers bei?

Forschungsberichte

8 Wasserressourcen und Klimawandel

Die quantitativen Aspekte des Klimawandels sind ziemlich deutlich. Doch welchen Einfluss hat die Erwärmung auf die Qualität der Gewässer und damit auf das daraus gewonnene Trinkwasser?

12 Flussrevitalisierung und Grundwasserschutz

Eawag



Vielfach speisen Grundwasserwerke ihr Wasser ohne Aufbereitung ins Netz. Ist dies auch noch möglich, wenn vormals verbaute Flüsse durch Aufweitungen näher an die Pumpwerke heranrücken?

16 Geogene Verunreinigungen

Eawag



Weltweit trinken Millionen von Menschen arsen- und fluoridbelastetes Wasser ohne Aufbereitung. Das Eawag-Querprojekt «Water Resource Quality WRQ» erstellte Risikokarten, mit denen potenziell gefährdete Regionen identifiziert werden können und erforscht praxistaugliche Eliminierungsmethoden.

20 Neue Methoden zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene

Ob Trinkwasser hygienisch einwandfrei ist, wird heute – wie schon vor hundert Jahren – durch das Aufwachsen von Bakterien zu sichtbaren Kolonien überprüft. Doch diese Methode ist zeitintensiv und unterschätzt die Anzahl der im Wasser enthaltenen Keime oft deutlich. Eine an der Eawag entwickelte Technik ist schneller, zuverlässiger und dazu noch vielseitiger.

24 Organische Spurenstoffe eliminieren

WVZ



Die moderne Analytik deckt immer neue organische Spurenstoffe im Trinkwasser auf. Doch werden die Stoffe in den heutigen Trinkwasseraufbereitungsanlagen auch effizient entfernt? Die Aktivkohlefiltration und die chemische Oxidation auf dem Prüfstand.

28 Trinkwasseraufbereitung der Zukunft

Ein Grossteil der Wasserversorgungsanlagen, die Mitte des 20. Jahrhunderts gebaut wurden, muss erneuert werden. Im Rahmen des Eawag-Querprojekts Wave 21 «Wasserversorgung im 21. Jahrhundert» wurden zwei neue Verfahrenskombinationen mit Membranfiltration getestet.

32 Zusammenspiel von Forschung und Praxis

Seit Jahren arbeitet die Eawag mit Partnern aus der Praxis zusammen. Was aber macht ein erfolgreiches Projekt aus, das so unterschiedliche Partner und ihre Zielvorstellungen vereint? Ein Erfahrungsbericht.

Verschiedenes

36 Publikationen

40 In Kürze

eawag
aquatic research

Herausgeberin, Vertrieb: Eawag, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Schweiz, Tel. +41 (0)44 823 55 11, Fax +41 (0)44 823 53 75, www.eawag.ch

Redaktion: Martina Bauchrowitz, Eawag

Copyright: Nachdruck möglich nach Absprache mit der Redaktion.

Erscheinungsweise: unregelmässig in Deutsch, Englisch und Französisch. Chinesische Ausgabe in Zusammenarbeit mit INFOTERRA China National Focal Point.

Abbildungen: Peter Nadler, Fällanden

Konzept: TBS Identity, Zürich

Satz, Bild und Layout: Peter Nadler, Fällanden

Gedruckt: auf Recyclingpapier

Abonnement und Adressänderung: NeuabonnentInnen willkommen.

eawag.news@eawag.ch

ISSN 1420-3979



Urs von Gunten, Chemiker und Titularprofessor der ETH-Zürich sowie Leiter der Arbeitsgruppe Trinkwasserchemie und des Eawag-Querprojekts Wasserversorgung im 21. Jahrhundert Wave 21.

Gutes Trinkwasser – eine Selbstverständlichkeit?

Sauberes Trinkwasser wird hierzulande meist als selbstverständlich angesehen. Aber auch in der Schweiz kommen immer neue Herausforderungen auf die Wasserversorger zu. Weit entfernt vom Ideal des «sauberen Trinkwassers für alle» ist dagegen die Trinkwasserversorgung in Entwicklungsländern. Wie trägt die Eawag-Forschung zur langfristigen Sicherung der Trinkwasserqualität bei?

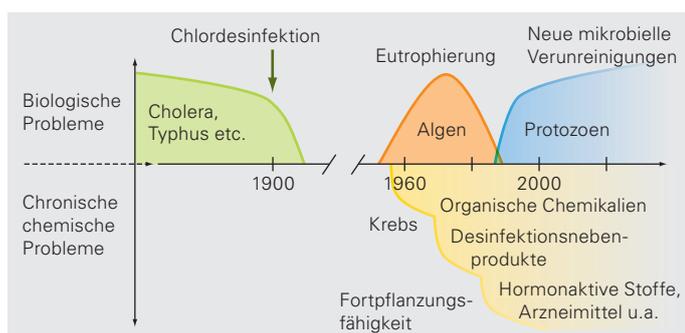
Heute kann man in allen industrialisierten Ländern Wasser aus dem Hahn trinken, ohne seine Gesundheit zu gefährden. Doch noch vor etwa hundert Jahren war das nicht selbstverständlich (Abb. 1). Welche Faktoren waren entscheidend für die Verbesserung der Situation? Zunächst einmal die Erkenntnis, dass Krankheitserreger, die zum Ausbruch von Epidemien (z. B. Cholera oder Typhus) führen, mit dem Trinkwasser verbreitet werden. Dann die Feststellung, dass dies mit dem Eintrag von Fäkalien und ungereinigtem Abwasser in die Gewässer zu tun hat. Und schliesslich der entscheidende Schritt, die Wasserversorgung und die Wasserentsorgung konsequent zu trennen. Darüber hinaus halfen eine Reihe weiterer Entwicklungen, Trinkwasser zu einem hygienisch einwandfreien Produkt zu machen: So führte man zu Beginn des 20. Jahrhunderts nicht nur das Indikatorkonzept für Fäkalbakterien sowie entsprechende mikrobielle Nachweismethoden ein, sondern bereitet Trinkwasser seither auch durch chemische Desinfektion auf.

Neue Eawag-Methode zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene. Abgesehen von wenigen Ausnahmen griffen diese Massnahmen einwandfrei. Erst in den 1990er-Jahren traten erneut grössere hygienische Probleme durch Protozoen auf, und zwar vornehmlich in angelsächsischen Ländern (Abb. 1). Dort

nämlich wird Trinkwasser vor allem mit Chlor desinfiziert. Einer der drastischsten Fälle ereignete sich 1993 in Milwaukee, USA. Über 400 000 Menschen erkrankten an *Cryptosporidium parvum*, einem Durchfall verursachenden Dünndarmparasiten, dessen Dauerstadien, die so genannten Oozysten, jedoch äusserst resistent gegenüber Chlor sind. Andere Technologien wie die Ozonung und die Bestrahlung mit ultravioletem Licht können hier Abhilfe schaffen.

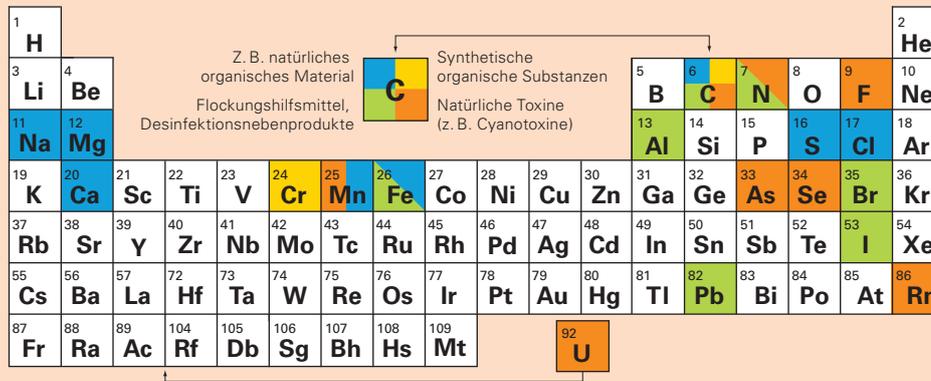
Nicht erst seit der Milwaukee-Epidemie, bei der das Trinkwasser bezüglich Gesamtzellzahl und Fäkalkeimen tragischerweise sogar den gesetzlichen Richtlinien genügte, weiss man, dass die konventionellen Methoden zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene einer Verbesserung bedürfen. Denn einerseits können die alten Verfahren keine spezifischen Krankheitskeime nachweisen. Andererseits sind die Tests, die auf dem Aufwachsen von Bakterien zu sichtbaren Kolonien beruhen, viel zu zeitaufwendig: Erst nach 1–3 Tagen stehen die Ergebnisse fest, was unter Umständen zu spät sein könnte. An der Eawag arbeitet man daher schon einige Jahre an der Entwicklung neuer Methoden. Besonders Erfolg versprechend ist eine Technik auf Basis der Durchflusszytometrie [1]. Sie erlaubt es, innerhalb von 1–2 Stunden sowohl alle in einer Wasserprobe enthaltenen Mikroorganismen zu zählen, als auch gewisse pathogene Keime zu identifizieren (siehe Artikel von Thomas Egli auf S. 20).

Abb. 1: Entwicklung der Trinkwasserprobleme in industrialisierten Ländern seit Anfang des 20. Jahrhunderts.



Das A und O: der Ressourcenschutz. Eine andere wichtige Voraussetzung für eine hohe Trinkwasserqualität ist der konsequente Schutz der Wasserressourcen. Hier haben die Abwasserreinigung und die damit verbundene Eliminierung von Nährstoffen (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor) einen wesentlichen Beitrag geleistet. Nach dem zweiten Weltkrieg war es nämlich – durch die Verwendung phosphathaltiger Waschmittel und die verstärkte Düngung in der Landwirtschaft – zu einer Eutrophierung der Seen und damit zu einem vermehrten Algenwachstum gekommen (Abb. 1). Dadurch erhöhten sich Trübung, DOC-Gehalt («dissolved organic carbon», gelöster organischer Kohlenstoff) sowie die Konzentration an Geschmacks- und Geruchsstoffen und Cyanotoxinen, die von den Algen ausgeschieden werden. Erst nachdem

Periodensystem der chemischen Problemstoffe im Trinkwasser



Bereits im Rohwasser vorhanden:

- Natürliche Stoffe, die ästhetische Probleme verursachen: z.B. Geschmack, Geruch, Trübung und Ausfällungen.
- Natürliche, toxikologisch bedenkliche Stoffe.
- Anthropogene Stoffe, die sowohl in ästhetischer als auch toxikologischer Hinsicht problematisch sind.

Werden erst bei der Aufbereitung/Verteilung des Trinkwassers relevant:

- Stoffe, die aus ästhetischer oder toxikologischer Sicht kritisch sein können oder die Effizienz der Verfahren beeinträchtigen.

Alle organischen Stoffe sind unter dem Kohlenstoff aufgeführt und umfassen sowohl natürliche als auch anthropogene Stoffe.

man die Phosphateinträge in die Gewässer vermindert hat, konnte die Wasserqualität wieder signifikant verbessert werden. Anhand von Daten zum Vierwaldstätter-, Zürich- und Greifensee lässt sich dieser Zusammenhang leicht illustrieren (Tab. 1). Die Konzentrationen der untersuchten Geschmacks- und Geruchsstoffe nehmen parallel zum steigenden Nährstoffgehalt (oligotropher Vierwaldstättersee – mesotropher Zürichsee – eutropher Greifensee) zu.

Das Schutzzonenkonzept für Grundwasser. Der Ressourcenschutz beschränkt sich aber nicht nur auf Oberflächengewässer, sondern bezieht auch Grundwasser mit ein. Rund um Grundwasserpumpwerke werden Schutzzonen und Zuströmbereiche festgelegt [2]. Ziel der Schutzzone S2 ist es primär, Mikroorganismen abzutrennen. Erfahrungsgemäss muss das Wasser dafür 10 Tage lang im Untergrund unterwegs sein. Dagegen sollen durch das Ausscheiden eines Zuströmbereichs Beeinträchtigungen durch Spurenstoffe vermindert werden. So darf die Bodenbewirtschaftung nicht zur Abschwemmung und Auswaschung von z. B. Agrochemikalien (Pestizide oder Dünger) führen. Doch die Bestim-

mung von Schutzzonen und Zuströmbereichen ist vor allem in Karstgebieten und bei Pumpwerken in Flussnähe nicht einfach. Der Beitrag von Olaf Cirpka auf S. 12 stellt neue Methoden vor, wie der Wasseraustausch zwischen Flüssen und Grundwasser besser abgeschätzt werden kann. Im Zentrum steht insbesondere die Frage, wie sich Revitalisierungen von Flüssen auf die mikrobiologische und chemische Qualität flussnahen Grundwassers auswirken.

Beim Thema Klimawandel darf der Ressourcenschutz nicht aufhören. Derzeit wird die Klimaerwärmung breit diskutiert. Weniger bekannt, aber klar belegbar ist, dass auch die Wasserressourcen – Oberflächengewässer und Grundwasser – auf die klimatischen Veränderungen reagieren. Dabei stehen vor allem die Auswirkungen auf die quantitativen Aspekte des Wasserhaushalts wie Niederschlagsmengen, Abflussregime von Fließgewässern sowie See- und Grundwasserstände im Fokus [3] (siehe Kasten Wasserbilanz Schweiz»). Weitgehend ungeklärt ist jedoch der Einfluss des Klimawandels auf die Qualität der Gewässer und damit auch auf das daraus gewonnene Trinkwasser. Basierend auf den

Substanz	Struktur	oligotropher Vierwaldstättersee	mesotropher Zürichsee	eutropher Greifensee	Geruchsschwellenwert und Geruch
β -Cyclocitral (g)		1,3 ± 0,4 ng/l	1,3 ± 0,4 ng/l	6,6 ± 0,4 ng/l	19 000 ng/l fruchtig
Geosmin (g)		1,5 ± 0,6 ng/l	5,7 ± 0,6 ng/l	19,0 ± 0,7 ng/l	4 ng/l erdig-muffig
β -Ionon (p)		0,3 ± 0,1 ng/l	7,1 ± 0,1 ng/l	1,6 ± 0,1 ng/l	7 ng/l nach Veilchen
2-Isopropyl-3-methoxy-pyrazin (IPMP) (p)		10,0 ± 0,3 ng/l	14,7 ± 0,5 ng/l	16,1 ± 0,5 ng/l	0,2 ng/l nach Gemüse
2-Methylisoborneol (p)		1,3 ± 0,1 ng/l	2,6 ± 0,1 ng/l	2,7 ± 0,1 ng/l	15 ng/l erdig-muffig

Tab. 1: Geschmacks- und Geruchsstoffe in drei Schweizer Seen. Ihre Konzentrationen (mit Ausnahme von β -Ionon) sind abhängig vom Nährstoffgehalt des Wassers. g = gelöst, p = partikulär.

Diskussionen mit nationalen und internationalen Expertinnen und Experten anlässlich des Anfang 2008 durchgeführten Workshops der Eawag zum Thema «Klima und Wasser» fasst der Aufsatz von Rolf Kipfer auf S. 8 das derzeitige Wissen zusammen und zeigt mögliche Folgen für die Trinkwasserqualität auf. Diese Fakten müssen in unsere Entscheide für ein nachhaltiges Management der Wasserressourcen einbezogen werden.

Schlankere aber ebenso effiziente Aufbereitungsketten der Zukunft. Neben dem Ressourcenschutz ist die Aufbereitung des Trinkwassers eine weitere Möglichkeit, die Wasserqualität zu verbessern. Seit ihrer Einführung hat sie sich von der einfachen Sandfiltration über die chemische Desinfektion durch Chlor und Ozon bis hin zum heutigen Multibarrierensystem entwickelt, das oftmals mehrere Filtrations- und Oxidationsstufen enthält (Abb. 2). In einigen Fällen ist die Qualität des Wassers nach der Aufbereitung so gut, dass es ohne Netzschutz (Zugabe von z. B. Chlor) verteilt werden kann, vorausgesetzt natürlich, dass das Netz in einem einwandfreien Zustand ist.

Dank der verbesserten Qualität von Seewasser und dem Einsatz der Membranfiltration ist für die nächste Generation von Seewasserwerken sogar eine Reduzierung der Verfahrensstufen möglich. Im Rahmen des Eawag-Querprojekts Wave21 (Wasserversorgung im 21. Jahrhundert) wurde die Verfahrenskette Ozonung – biologische Aktivkohlefiltration – Ultrafiltration genau unter die Lupe genommen (siehe Beitrag von Wouter Pronk auf S. 28). So wurde im Zürcher Seewasserwerk Lengg zusammen mit der Wasserversorgung Zürich und der Anlagenbaufirma Wabag eine Pilotanlage mit einem Durchfluss von etwa 10 m³ pro Stunde betrieben. Wir konnten zeigen, dass die Anlage nicht nur

Wasserbilanz Schweiz

Jährlich fallen in der Schweiz ca. 60 km³ Niederschläge, meist in Form von Schnee in den Alpen. Jedoch sind lediglich 20 km³ tatsächlich verfügbar und die restlichen zwei Drittel gehen durch raschen Abfluss und Evapotranspiration verloren. Von diesen 20 km³ wiederum wird etwa 1 km³ pro Jahr für die Wasserversorgung genutzt – nur 5 % der nutzbaren Niederschläge also. Die Schweiz verfügt zudem über bedeutende Wasserreserven: Grundwasser 50 km³, Gletscher 67 km³, natürliche Seen (inkl. Grenzseen) 235 km³, künstliche (Stau-)Seen 4 km³. Sie sind ein wichtiger Bestandteil des Wasserkreislaufs und helfen, die Variabilität in den Jahresniederschlägen abzufedern. Engpässe durch Verknappung des Trinkwassers aufgrund veränderter Niederschläge sind nicht zu erwarten. Zu Schwierigkeiten könnte es allenfalls auf lokaler Ebene kommen, vor allem dann, wenn die Klimaveränderung eine Bewässerung in der Landwirtschaft nötig machen sollte.

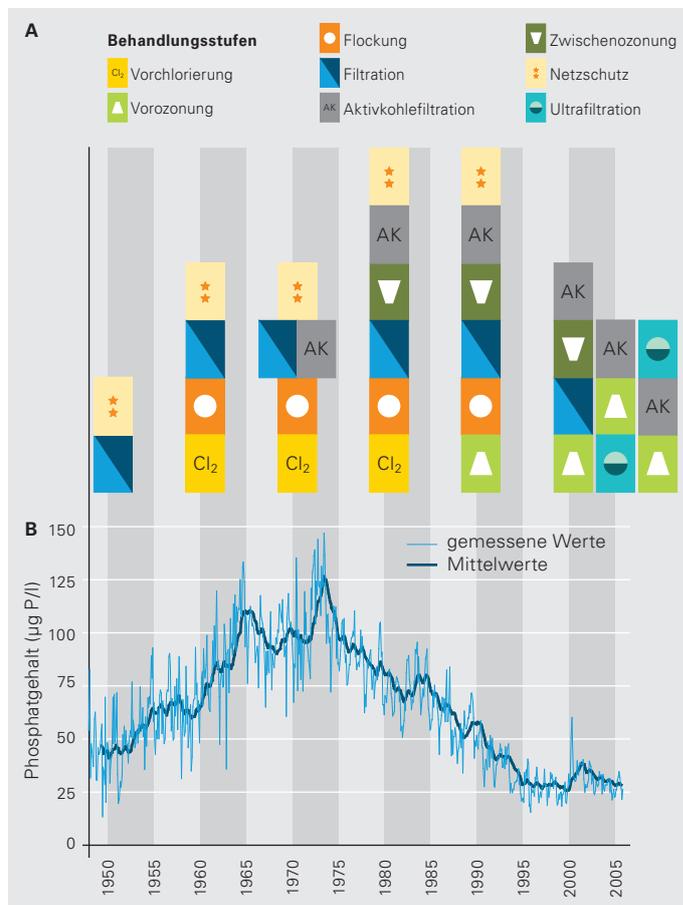


Abb. 2: (A) Entwicklung der Seeweraufbereitung in der Schweiz (Grafik nach A. Gmünder, Wabag, 2006). (B) Entwicklung der mittleren Phosphatkonzentration im Zürichsee (Grafik nach H.-P. Kaiser, Wasserversorgung Zürich, 2008). Ein höherer Phosphatgehalt zieht wegen der damit verbundenen schlechteren Rohwasserqualität ein umfangreicheres Aufbereitungsverfahren nach sich.

Mikroorganismen vollständig abtrennt, sondern auch Spurenstoffe eliminiert.

Spurenstoffe – die neue Herausforderung. In der Nachkriegszeit stieg der Gebrauch von synthetischen Industriechemikalien sprunghaft an (Abb. 1). Dass diese Stoffe auch in die Wasserressourcen eingetragen wurden und damit ebenfalls im Trinkwasser vorhanden waren, konnte erst durch neue Entwicklungen in der analytischen Chemie aufgedeckt werden. Dabei stand die kanzerogene Wirkung der Substanzen im Vordergrund. Durch gesetzliche Verbote gefährlicher Chemikalien und einen verbesserten Gewässerschutz konnte die Situation etwas entschärft werden. Etwa gleichzeitig stellte man fest, dass während der Desinfektion des Wassers durch Reaktion des Chlors mit dem natürlichen organischen Material (NOM) Desinfektionsnebenprodukte gebildet werden, die z.T. gesundheitsgefährdend sind. Bis heute wurden mehr als 600 Chlornebenprodukte identifiziert, und auch beim Einsatz von Ozon und Chlordioxid entstehen unerwünschte Substanzen: die wichtigsten sind Bromat bzw. Chlorit. Deshalb

wird die chemische Desinfektion heute viel gezielter eingesetzt und es herrscht nicht mehr die Meinung «je mehr, desto besser». Stattdessen sind die Verfahren so optimiert, dass die Konzentration der Desinfektionsnebenprodukte möglichst gering bleibt.

In den 1990er-Jahren kam die Analytik durch Kopplung der Flüssigchromatographie mit der Massenspektrometrie einen nächsten grossen Schritt voran. Seither werden immer mehr synthetische Spurenstoffe im Wasser detektiert. Sie stammen z. B. aus der Medizin, aus der Landwirtschaft und aus dem Verkehr. Daneben spielen auch natürliche Stoffe wie die bereits erwähnten Geschmacks- und Geruchsstoffe eine wichtige Rolle. Andreas Peter fasst in seinem Artikel auf S. 24 eine Studie zusammen, die sich mit der Frage beschäftigte, ob Spurenstoffe in der Wasseraufbereitung – speziell durch Aktivkohlefiltration und chemische Oxidation – entfernt werden können [4]. Dabei muss berücksichtigt werden, dass das natürliche organische Material die Aufbereitungsprozesse und die Eliminierung der Spurenstoffe stört (Tab. 2).

Anorganische Problemstoffe im Trinkwasser. Nicht nur die organischen Substanzen sind aus Sicht der Trinkwasserqualität kritisch, sondern auch eine Reihe anorganischer Stoffe. Häufig werden diese Elemente durch natürliche Prozesse – besonders unter anoxischen Bedingungen – im Grundwasser freigesetzt. Allen voran zählen Eisen und Mangan im Trinkwasser wohl zu den häufigsten Problemen weltweit. Beide Elemente, die in ihrer zweiwertigen Form gut wasserlöslich sind, führen durch Ausfällungen und Verfärbungen primär zu ästhetischen Beeinträchtigungen, wenn sie durch Oxidation wieder in ihre drei-/vierwertige, schwerlösliche Form überführt werden. Zusätzlich ist Mangan aus toxikologischer Sicht problematisch. Sowohl Mangan als auch Eisen können in der Trinkwasseraufbereitung durch chemische und/oder biologische Oxidation gezielt ausgefällt und abgetrennt werden.

Darüber hinaus trinken mehr als 100 Millionen Menschen vorwiegend in Entwicklungsländern arsen- und fluoridbelastetes Grundwasser ohne Aufbereitung, was gravierende Folgen für ihre Gesundheit hat. Hier will das Eawag-Querprojekt WRQ «Water Resource Quality» Abhilfe schaffen (siehe Beitrag von Annette Johnson auf S. 16). So wurden globale und regionale Karten erstellt, die das Risiko für das Auftreten erhöhter Arsen- und Fluoridkonzentrationen aufzeigen [5]. Ausserdem werden geeignete Methoden zur Entfernung von Arsen und Fluorid aus dem Grundwasser entwickelt.

Tab. 2: Rolle des natürlichen organischen Materials (NOM) in verschiedenen Stufen der Trinkwasseraufbereitung.

Verfahren	Effekt von NOM
Chemische Oxidation/ Desinfektion	Zehrung des Oxidationsmittels, Bildung von Nebenprodukten
Aktivkohlefiltration	Konkurrenz zur Adsorption von Spurenstoffen
UV-Desinfektion	Abschwächung der UV-Intensität
Ultrafiltration	Fouling (Verminderung der Durchlässigkeit) der Membranen

Zukünftige Entwicklungen. Es ist keine Frage, dass die Trinkwasserqualität auch in Zukunft an oberster Stelle rangieren wird und daher stehen in den kommenden Jahren diverse neue Aufgaben an:

- ▶ Mithilfe der Durchflusszytometrie konnte die Eawag nachweisen, dass im Trinkwasser weit mehr Bakterien vorhanden sind, als mit konventionellen Methoden bestimmt werden. Nun muss die Tragweite dieser Befunde für die Wasserqualität im Detail erforscht werden.
- ▶ Die neue Eawag-Methode wird gegenwärtig weiterentwickelt, um nächstens auch Viren erfassen zu können, deren Bedeutung im Trinkwasser noch weitgehend unbekannt ist.
- ▶ Oft ist es schwierig abzuschätzen, wie toxisch Spurenstoffe tatsächlich sind und wie sie sich in der Trinkwasseraufbereitung verhalten. Dafür braucht es bessere Modelle.
- ▶ Um die Wasserqualität kontinuierlich erfassen zu können, muss die Entwicklung der chemischen und mikrobiologischen Analytik in Richtung Online-Messung gehen.
- ▶ Die Verteilung des Trinkwassers erfordert ein intaktes Netz, das in einem guten Zustand gehalten werden muss. Doch weiss man heute nur wenig darüber, in welchem Zustand sich diese Infrastruktur befindet und ob genügend Mittel für ihre Erneuerung vorhanden sind.
- ▶ Nicht zuletzt muss die Wasserversorgung im Kontext der gesamten Siedlungswasserwirtschaft betrachtet werden. Sind die zentralen Systeme der Wasserver- und -entsorgung weiterhin sinnvoll, oder können dezentrale Anlagen nachhaltiger betrieben werden? Dieser Aspekt wird auch durch Faktoren wie die demografische Entwicklung, den Klimawandel und die Anforderungen an die Wasserqualität beeinflusst.

Bereits in der Vergangenheit hat die Eawag u.a. mit der Wasserversorgung Zürich bewiesen, wie gut Forschung und Praxis ineinander spielen können, wenn es darum geht, innovative Ansätze voranzutreiben (siehe Artikel von Erich Mück auf S. 32). Im Sinne einer gesicherten Wasserversorgung gilt es, diese Art von Zusammenarbeiten national wie international weiterzuentwickeln.



[1] Hammes F., Berney M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.

[2] http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_201/app6.html

[3] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. BUWAL, Bern, Schriftenreihe 369, 174 S.

[4] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water. *Environmental Science & Technology* 41, 626–631.

[5] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542.

Wasserressourcen und Klimawandel



Rolf Kipfer (links), Geophysiker und Titularprofessor an der ETH-Zürich, leitet die Eawag-Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser, W+T» sowie David M. Livingstone, Physiker und Datenanalytiker, ebenfalls W+T.

Qualitativ gutes Trinkwasser ist angenehm temperiert, farb-, geruch- und geschmacklos sowie hygienisch und toxikologisch einwandfrei. Doch wie wirkt sich der Klimawandel auf die Wasserressourcen und damit auf die Trinkwasserqualität aus? Der Versuch einer Bestandsaufnahme.

Oberflächengewässer, Grundwasser sowie Schnee und Eis sind die einzigen verfügbaren Süßwasserressourcen und daher essenziell für den Menschen. Gleichzeitig sind sie integrale Teile des Wasserkreislaufes und reagieren somit unmittelbar auf Klimaveränderungen. Während die Auswirkungen des Klimawandels auf die quantitativen Aspekte des Wasserhaushalts – Niederschlagsmengen, Abflussregime von Fließgewässern sowie See- und Grundwasserstände – zusehends in den Fokus treten, ist der Einfluss auf die Qualität der Gewässer und damit auch auf das daraus gewonnene Trinkwasser weitgehend ungeklärt. Basierend auf den Diskussionen mit nationalen und internationalen Expertinnen und Experten anlässlich des Anfang 2008 durchgeführten Workshops der Eawag zum Thema «Klima und Wasser» wagen wir in den folgenden Abschnitten einen ersten Versuch, das vorläufige und entsprechend unvollständige Wissen zusammenzufassen und mögliche Folgen für die Trinkwasserqualität aufzuzeigen. Dabei sehen wir den Klimawandel als objektiv gegeben an und beziehen nicht nur langfristige Veränderungen, sondern auch Extremereignisse wie den Hitzesommer 2003 in unsere Überlegungen ein.

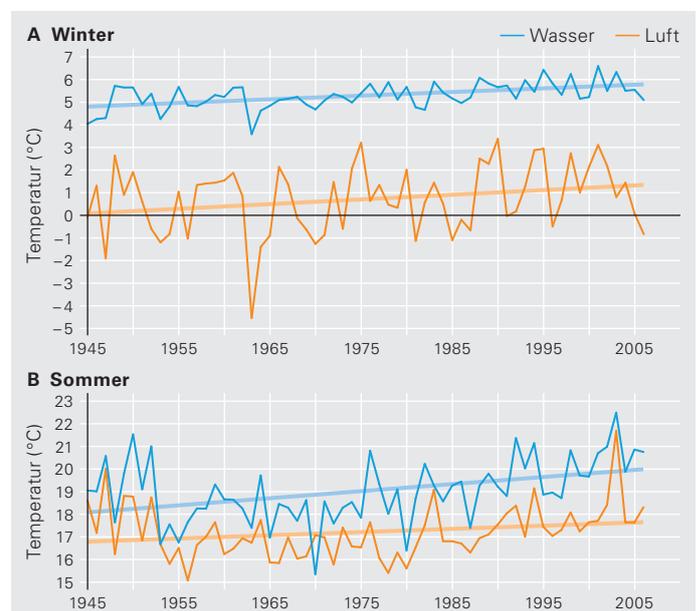
Langjährige Zeitreihen weisen auf stetig höhere Seewassertemperaturen hin. Verschiedene Modelle sagen vorher, dass die steigenden atmosphärischen Konzentrationen an Treibhausgasen nicht nur eine Zunahme der Lufttemperatur, sondern auch eine Erwärmung der Gewässer nach sich ziehen werden. Für Seen kann diese Aussage durch die Analyse langjähriger Zeitreihen der Wassertemperatur bestätigt werden. So erwärmten sich z. B. der Zürichsee (Abb. 1) [1], Bodensee, Gardasee, Langensee und der Luganersee in verschiedenen Tiefen stetig über die letzten Jahrzehnte. Ähnliche Beobachtungen liegen von weiteren Seen aus Amerika, Afrika, Asien und der Antarktis vor [2].

Seit 1945 hat sich das Wasser des Zürichsees in 5 m Tiefe von Winter zu Winter um durchschnittlich $0,016\text{ °C}$ pro Jahr (Abb. 1A) und von Sommer zu Sommer sogar um $0,031\text{ °C}$ pro Jahr (Abb. 1B) erwärmt. Sowohl im Sommer als auch im Winter korrelieren die kurzfristigen Schwankungen der Wasser- und der Lufttemperatur gut miteinander (gezackte Kurven). Im Winter verlaufen auch die langfristigen Zunahmen (Geraden) der Wasser- und Lufttemperatur recht ähnlich (Abb. 1A), während sich das Wasser im Sommer schneller erwärmt als die darüberliegende

Luft (Abb. 1B). Im Tiefenwasser ist die Situation komplizierter (Abb. 2). Dort fallen zwei sägezahnförmige Perioden (1985–1991, 1999–2003) auf, in denen eine über mehrere Jahre andauernde Temperaturzunahme durch eine abrupte Abkühlung beendet wird. Solche Muster entstehen, wenn der See aufgrund milder Winter in Folge nur unvollständig durchmischt [3]. Die über längere Zeiten gemittelte, geringfügige Erwärmung im Tiefenwasser ($0,004\text{ °C}$ pro Jahr), die durch den regionalen Klimawandel bedingt ist, kann als Folge der zunehmenden Häufigkeit und Dauer dieser Sägezahn-Ereignisse betrachtet werden.

Das wärmere Seewasser fördert das massenhafte Auftreten von Cyanobakterien. Einer der wichtigsten Faktoren für das Auftreten von Cyanobakterien sind erhöhte Wassertemperaturen. Die – umgangssprachlich auch als Blaualgen bezeichneten – Organismen

Abb. 1: Zeitliche Entwicklung der Wassertemperatur im Zürichsee in 5 m Tiefe (repräsentativ für das Epilimnion) von 1945 bis 2008 im Vergleich zu den entsprechenden in Zürich gemessenen Lufttemperaturen. (A) Winter (Mittelwert Dezember–Februar), (B) Sommer (Mittelwert Juni–August).





Fast vollständig ausgetrockneter Säntisersee, Kt. Appenzell-Innerrhoden, im Sommer 2003.

men neigen unter diesen Bedingungen zur Blütenbildung, die sich durch dichte Zellteppiche an der Oberfläche bemerkbar machen können. Neben Geschmacks- und Geruchsstoffen produzieren Cyanobakterien auch mehr oder weniger giftige Cyanotoxine, die unter Umständen dem Menschen gefährlich werden können. Eine prominente Art in vielen Schweizer Seen ist *Planktothrix rubescens*, die Burgunderblutalge, deren Toxine die Wasserqualität beeinträchtigen können. Bei einer weiteren Erwärmung der Seen könnten aber durchaus auch toxischere Cyanobakterien wie z. B. *Microcystis* die Oberhand gewinnen, wodurch sich die Wasserqualität massiv verschlechtern würde.

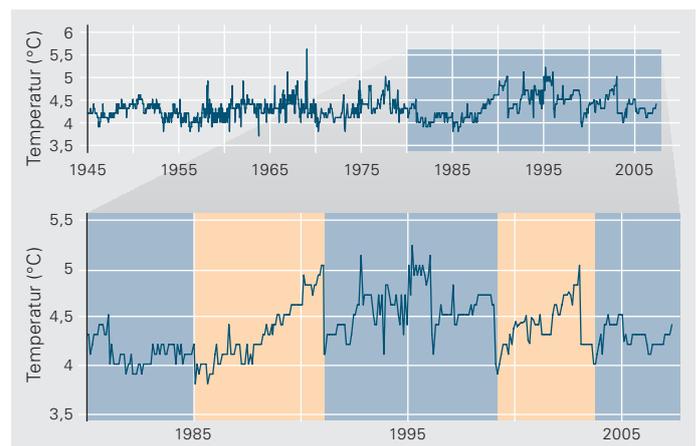
Wärmere Seen werden sich wahrscheinlich weniger häufig und weniger stark durchmischen. Neben der Wärmebilanz wird die Klimaerwärmung vermutlich auch die vertikale Verteilung der Wärme und damit die Schichtung und das Mischverhalten von Seen beeinflussen. Dafür sprechen einige Modellrechnungen [4]. Viele Seen der Schweiz werden typischerweise in der kalten Jahreszeit durchmischt. Eine Voraussetzung dafür ist, dass die Wassersäule eine einheitliche Temperatur hat (Homothermie). Im Gegensatz dazu verhindert die temperaturbedingte Schichtung im Sommer (wärmeres Oberflächen- und kälteres Tiefenwasser = Sommerstagnation) den Wasseraustausch.

Durch den Klimawandel aber werden sich die oberen Wasserschichten (Epi- und Metalimnion) über die nächsten Jahre deutlich erwärmen. Dadurch wird zumindest in einer Übergangsphase die Temperaturschichtung in allen grossen Schweizer Seen stabiler. Das wiederum verlängert die Sommerstagnation, verkürzt die Homothermie und reduziert damit letztlich die Häufigkeit und Intensität von Mischungsereignissen [4]. Die verminderte Durch-

mischung der Seen kann zu extrem tiefen Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser führen [5], was jedoch für dessen Nutzung als Trinkwasser nicht weiter problematisch sein dürfte, da die Tiefe der Wasserentnahme bei Bedarf leicht in einen geeigneteren Tiefenbereich versetzt werden könnte.

Auf Seen, die im Winter normalerweise eisbedeckt sind, trifft das Gegenteil zu: Sie frieren stetig später zu und tauen immer früher auf, wodurch sich die Dauer der Eisbedeckung kontinuierlich verkürzt und sich die Durchmischung intensiviert [6]. Dies hat tendenziell einen positiven Einfluss auf die Belüftung des Tiefenwassers.

Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Wassertemperatur (gemessene Daten) im Zürichsee in 120 m Tiefe (repräsentativ für das untere Hypolimnion) von 1945 bis 2008.



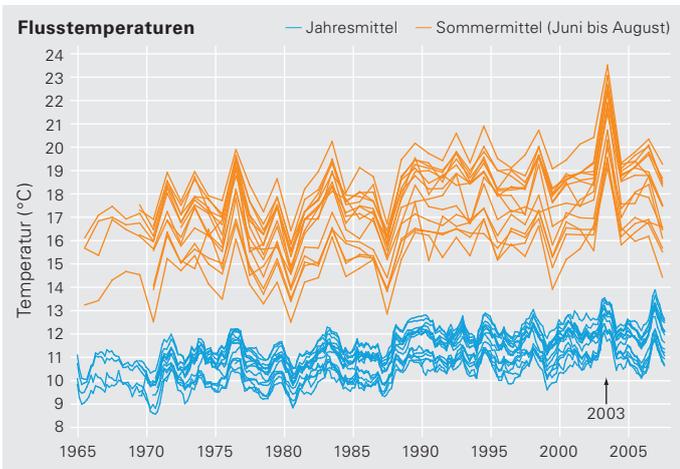


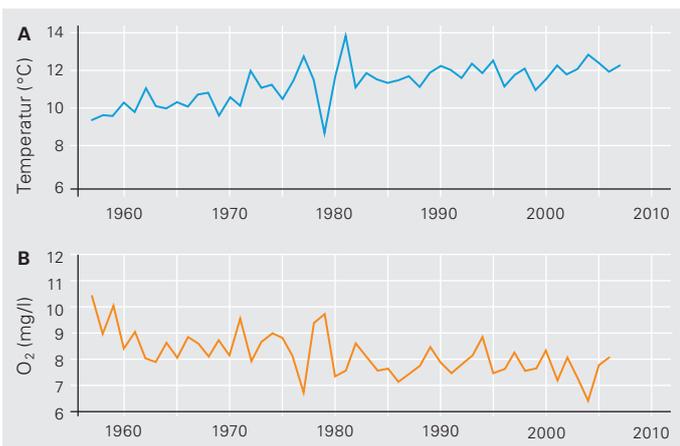
Abb. 3: Wassertemperaturen ausgewählter Schweizer Fließgewässer zwischen 1965 und 2008 [7, 8].

Auch Flüsse werden wärmer. Modellstudien sagen nicht nur für Seen, sondern auch für Flüsse eine langfristige Temperaturerhöhung voraus – ein Trend, der bereits jetzt anhand langjähriger Datenreihen erkennbar ist (Abb. 3) [7, 8]. Im Hitzesommer 2003, wie in anderen trockenen Jahren, führten die Flüsse zudem deutlich weniger Wasser, wodurch es zusammen mit den hohen Wassertemperaturen vermehrt zu Fischsterben kam [7].

Grössere Flüsse sind zentral zur Kühlung von Industrieanlagen und Kernkraftwerken. Eine weitere Erwärmung der Fließgewässer, möglicherweise verbunden mit niedrigen Wasserständen, dürfte zukünftig zu Problemen bei der Kühlung dieser Anlagen führen, die bis zur vollständigen Abschaltung von Kernkraftwerken reichen könnten.

Über die Auswirkungen des Klimawandels auf Flüsse, insbesondere was die geochemischen Aspekte angeht, ist nur wenig bekannt. Allerdings ist die Information in den Aufzeichnungen der

Abb. 4: Langfristige Entwicklung von Temperatur (A) und Sauerstoffkonzentration (B) im Grundwasser (Pumpwerk Seewerben bei Rheinau ZH). Daten (Februar-Monatsmittel) aus der Semesterarbeit von Julien Gendre.



1972 initiierten «Nationalen Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer» (NADUF) vorhanden [9]. Diese Daten sollten dringend auf mögliche Effekte des Klimawandels analysiert werden.

Die Effekte des Klimawandels auf die Qualität der Grundwässer sind nur spärlich belegt. Über die Auswirkungen der Klimaänderung auf das Grundwasser ist wenig bekannt. Zwar haben sich alte Grundwässer mit Verweilzeiten von 10 000 bis 1 Million Jahren als wichtige Archive etabliert, um die kontinentale Klimageschichte beim Übergang von der letzten glazialen Kaltzeit in die holozäne Warmzeit zu rekonstruieren. Aber man weiss nichts darüber, wie sich der Klimawandel auf die Wasserqualität ausgewirkt hat und auswirken wird.

Dagegen liegen über die Effekte der Klimaveränderung auf die Qualität junger Grundwässer (Aufenthaltszeiten: 1 bis 1000 Jahre) wenigstens einige, wenn auch eher «anekdotische» Hinweise vor. So wurden die höheren DOC-Gehalte («dissolved organic carbon», gelöster organischer Kohlenstoff) im Trinkwasser in Skandinavien [10] als Indiz dafür gewertet, dass die atmosphärische Temperaturzunahme den Kohlenstoffumsatz im Boden erhöht und damit das als Trinkwasser genutzte Grundwasser bei der Infiltration mehr DOC aufnimmt. Dies kann einerseits die Farbe des Trinkwassers beeinflussen, u.a. verfärben Huminstoffe das Wasser bräunlich. Andererseits wirkt sich ein erhöhter DOC-Gehalt problematisch auf alle Verfahrensstufen in der Trinkwasseraufbereitung aus. Damit die Aufbereitung garantiert werden kann, müsste der DOC in einer vorgeschalteten Stufe eliminiert werden.

Klimawandel und Grundwassererneuerung. Ob ähnliche Veränderungen auch im Schweizer Grundwasser vorkommen, ist unbekannt. Ausgelöst durch den Eawag-Workshop zum Thema «Klima und Wasser», der die Erfassung und Aufarbeitung von Langzeitdaten (Monitoring über Dekaden) als zentral und absolut notwendig identifizierte, um die Auswirkung des Klima- und Umweltwandels auf Wasserressourcen zu dokumentieren, hat die Eawag seit kurzem begonnen, in der Schweiz systematisch nach entsprechenden Zeitreihen für Grundwässer zu suchen. Die ersten Resultate sind ermutigend und weisen nach, dass einzelne Grundwasserkörper eindeutig und überraschend stark auf den Klimawandel reagieren. So stiegen die Grundwassertemperaturen in einem flussnahen Pumpwerk bei Rheinau im Verlauf der letzten 60 Jahre kontinuierlich an (Abb. 4A), während die Sauerstoffkonzentrationen stetig abnahmen (Abb. 4B). Auffallend ist, dass der Temperatureffekt in den Wintermonaten viel ausgeprägter ist als im Sommer und darum nicht einzig auf die höheren Atmosphären-temperaturen zurückgeführt werden kann. Stattdessen könnte es Ausdruck dafür sein, dass sich entweder das saisonale Fenster der Grundwassererneuerung in Richtung Sommer verschoben und/oder dass sich die hydrologische Situation (Hydraulik, Mischungsverhältnisse etc.) grundlegend verändert hat. Auch im Pariser Becken erwärmte sich die Temperatur des Grundwassers beständig in den letzten 500 Jahren. Noch im 19. Jahrhundert infiltrierte das Grundwasser bei einer tieferen Jahresmitteltemperatur als heute.

Heutige Extreme als Vorboten der Zukunft – der Hitzesommer

2003. Während langfristige Veränderungen kaum ins öffentliche Bewusstsein gelangen, bleiben kurzfristige klimatische Extremereignisse – Hochwasser, Hitze und Trockenheit – oft besser im gesellschaftlichen Gedächtnis haften. Im Jahr 2003 erlebte Mitteleuropa den heissesten Sommer seit Mitte des 19. Jahrhunderts, dem Beginn regelmässiger meteorologischer Messungen [11]. Die in der Nordschweiz gemessenen Lufttemperaturen übertrafen den langjährigen Mittelwert um mehr als 5 Standardabweichungen oder 5,4 °C. Solche Lufttemperaturen mögen uns heute noch extrem erscheinen; sie entsprechen jedoch den für 2071–2100 anhand von Klimamodellen errechneten Sommertemperaturen [11]. Deshalb lassen sich mögliche Folgen künftiger «normaler» Sommer anhand der Effekte des Hitzesommers 2003 näherungsweise eingrenzen.

Sowohl der tiefe, nährstoffarme Zürichsee als auch der weniger tiefe, nährstoffreiche Greifensee wiesen 2003 aufgrund des stark erwärmten Oberflächenwassers eine extrem hohe thermische Stabilität auf. Dadurch sank der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser des Zürichsees – anders als im Greifensee, dessen Hypolimnion im Sommer oft anoxisch ist – deutlich ab [12].

Auch die Grundwasserkörper reagierten auf die Trockenheit und Hitze im Sommer 2003. Überall in der Schweiz sanken die Grundwasserspiegel auf z.T. historische Tiefststände ab – ein Defizit, das auch im folgenden Normjahr nicht wettgemacht werden konnte. Diese quantitativen Aspekte wurden neu von Beeinträchtigungen der Wasserqualität begleitet: So änderte sich der Redoxzustand des oberflächennahen Grundwassers im Kanton Thurgau, wodurch der Sauerstoff komplett gezehrt wurde (Anoxie). Später wuschen die ersten Regenfälle schlagartig das während der Trockenheit im Boden akkumulierte Nitrat aus. Der so induzierte Nitratpuls belastete die Grund- und damit die Trinkwasserqualität zusätzlich [8].

Die Grundwasserpumpwerke entlang der Limmat waren ebenfalls von geringeren Sauerstoffkonzentrationen im Wasser betroffen. Hier infiltrierte klar wärmeres Limmatwasser in den Grundwasserkörper. Dadurch wurde der mikrobielle Stoffumsatz im Flussbett stimuliert und der vorhandene Sauerstoff stark aufgebraucht, was die Wasserqualität des Rohwassers reduzierte. Problematisch ist, dass die meisten der heutigen Grundwasseraufbereitungsanlagen nicht auf sauerstoffarme oder gar anoxische Rohwässer ausgelegt sind. Sobald das Wasser nämlich an die Oberfläche gepumpt wird, nimmt es wieder Sauerstoff auf, wodurch das im Wasser gelöste Eisen als Eisenoxid ausfällt. Diese rötlich-braunen Partikel müssten aber, bevor das Wasser als Trinkwasser verteilt werden kann, wieder eliminiert werden.

Fazit: die Eawag wird die Effekte des Klimawandels auf die Wasserqualität vermehrt in ihre Forschung einbeziehen.

Gewässer reagieren in ihrer Dynamik sowohl auf den langfristigen Klimawandel als auch auf Extremereignisse, die sich als Normalzustand eines künftigen Klimas lesen lassen. Während die Auswirkungen der Klimaveränderung für Seen einigermaßen klar belegt und mechanistisch fassbar sind, steht die Forschung an der wichtigsten globalen Trinkwasserressource, dem Grundwas-

ser, noch am Anfang und muss vermehrt in den Fokus gerückt werden.

Trotz vieler offener Fragen halten wir fest: Der Klima- und Umweltwandel findet statt und schon heute sind dessen Auswirkungen auf Gewässer und Wasserressourcen nachweisbar. Diese Fakten müssen in unsere heutigen Entscheide einfließen, um den nachhaltigen Umgang mit Wasser auch für künftige Generationen zu sichern. Dabei müssen neben quantitativen vermehrt qualitative Aspekte einbezogen werden. Auf diesem Gebiet will sich die Eawag als Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs zukünftig engagieren. ○ ○ ○

- [1] Livingstone D.M. (2003): Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic Change* 57, 205–225.
- [2] Livingstone D.M. (2008): A change of climate provokes a change of paradigm: taking leave of two tacit assumptions about physical lake forcing. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5), 404–414.
- [3] Livingstone D.M. (1993): Temporal structure in the deep-water temperature of four Swiss lakes: a short-term climatic change indicator? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25, 75–81.
- [4] Peeters F., Livingstone D.M., Goudsmit G.-H., Kipfer R., Forster R. (2002): Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography* 47, 186–197.
- [5] Rempfer J. (2007): An analysis of long-term historical deep-water oxygen concentrations in lakes of differing trophic status. Diplomarbeit, Universität Bayreuth, Deutschland.
- [6] Livingstone D.M. (2004): Eisbedeckung von Seen und Flüssen. *Klimatrends aus historischen Aufzeichnungen*. Eawag News 58, 19–22.
- [7] BUWAL, BWG, MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. BUWAL, Bern, Schriftenreihe 369, 174 S.
- [8] Hari R.E., Livingstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Güttinger H. (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology* 12, 10–26.
- [9] Hari R.E., Zobrist J. (2003): Trendanalyse der NADUF-Messresultate 1974 bis 1998. *Schriftenreihe der Eawag* Nr. 17, 200 S.
- [10] Hongve D., Riise G., Kristiansen J.F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water: a result of increased precipitation? *Aquatic Sciences* 66, 231–238.
- [11] Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Haeberli C., Liniger M.A., Appenzeller C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427, 332–336.
- [12] Jankowski T., Livingstone D.M., Forster R., Bührer H., Niederhauser P. (2006): Consequences of the 2003 European heat wave for lakes: implications for a warmer world. *Limnology and Oceanography* 51, 815–819.

Flussrevitalisierung und Grundwasserschutz

Aus Gründen der Ergiebigkeit liegen Trinkwasserfassungen oft in Flusstälern. Vielfach kann das dort geförderte Grundwasser ohne Aufbereitung ins Netz eingespeist werden, da es im Untergrund auf natürliche Weise gereinigt wurde. Ist dies auch noch möglich, wenn die vormals verbauten Flüsse durch Aufweitungen näher an die Pumpwerke heranrücken?

40 % des Trinkwassers in der Schweiz wird aktiv aus Grundwasserleitern gefördert, vornehmlich aus den ergiebigen Kieslagen in den Flusstälern des Mittellandes. Zahlreiche Pumpwerke befinden sich in der Nähe der Flussläufe, weil hier ein bedeutender Anteil des entnommenen Grundwassers durch Infiltration von Flusswasser nachgeliefert wird. Zudem wird das Wasser auf seiner Passage durch den Untergrund gereinigt: Bakterien werden durch Filtration zurückgehalten und Biofilme auf den Kornoberflächen bauen im Wasser enthaltene natürliche und anthropogene organische Stoffe ab. Die Reinigungswirkung ist umso besser, je länger das Wasser im Untergrund verweilt. Die Gewässerschutzverordnung definiert die Grösse der inneren Schutzzone (Zone S2) durch eine Mindestaufenthaltszeit von 10 Tagen, bevor das Wasser als Trinkwasser genutzt werden kann. Was aber passiert, wenn die einst verbauten Gewässer durch Aufweitungsmassnahmen näher an die Grundwasserfassungen heranrücken und dadurch die Fließzeiten des Wassers im Grundwasserleiter verkürzt werden? Um ein Sicherheitsrisiko auszuschliessen, wur-

den Flussrevitalisierungsmassnahmen in der inneren Schutzzone von Trinkwasserfassungen ab 2004 verboten [1]. So entstand ein paradox anmutender Widerstreit zweier Bestrebungen im Bereich Gewässerschutz. An der Thur, die in einigen Bereichen bereits aufgeweitet ist, erarbeitet die Eawag nun zusammen mit Forschungspartnern aus dem ETH-Bereich im Projekt RECORD («Restored Corridor Dynamics») [2] die Grundlagen, um diesen Konflikt sachlich beurteilen zu können.

RECORD will erstmals einen aufgeweiteten Flussbereich im Detail studieren. Seit langem befasst sich die Eawag mit dem Wasseraustausch zwischen Fließgewässern in Schotterebenen und den sie begleitenden Grundwässern. Zahlreiche Methoden wurden entwickelt, um diese Prozesse zu verfolgen. Damit konnte die Situation am Pumpwerk Widen III in Felben-Wellhausen (TG), das neben einem verbauten Abschnitt der Thur liegt, in den letzten Jahren genauer analysiert werden. Der vorliegende Artikel fasst diese Ergebnisse zusammen.



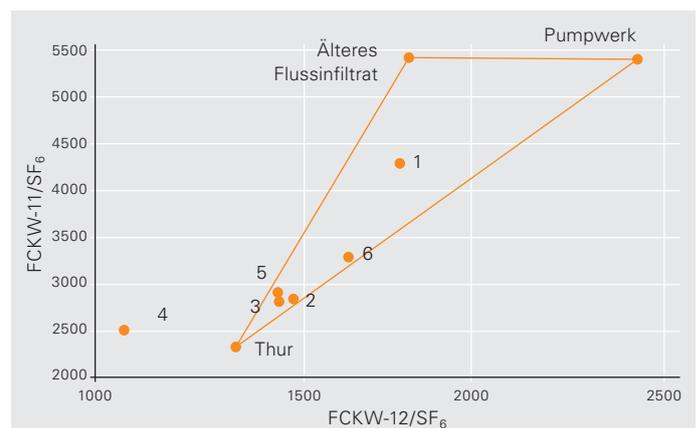
Olaf A. Cirpka, Geo-ökologe und Leiter der Arbeitsgruppe «Geohydraulik und Geohydrologie» in der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser».
Koautor: Eduard Hoehn

Grundwasseruntersuchungen an der Thur.



Fotos: Olaf Cirpka, Eawag

Abb. 1: Drei-Komponenten-Plot von FCKW-11, FCKW-12 und SF₆. Bestimmt wurden die Stoffkonzentrationen in der Thur, im Pumpwerk und in verschiedenen dazwischen liegenden Grundwassermessstellen. Daten von Markus Hofer, Eawag.



Wie wirkt sich eine Flussrevitalisierung auf das Grundwasser aus?

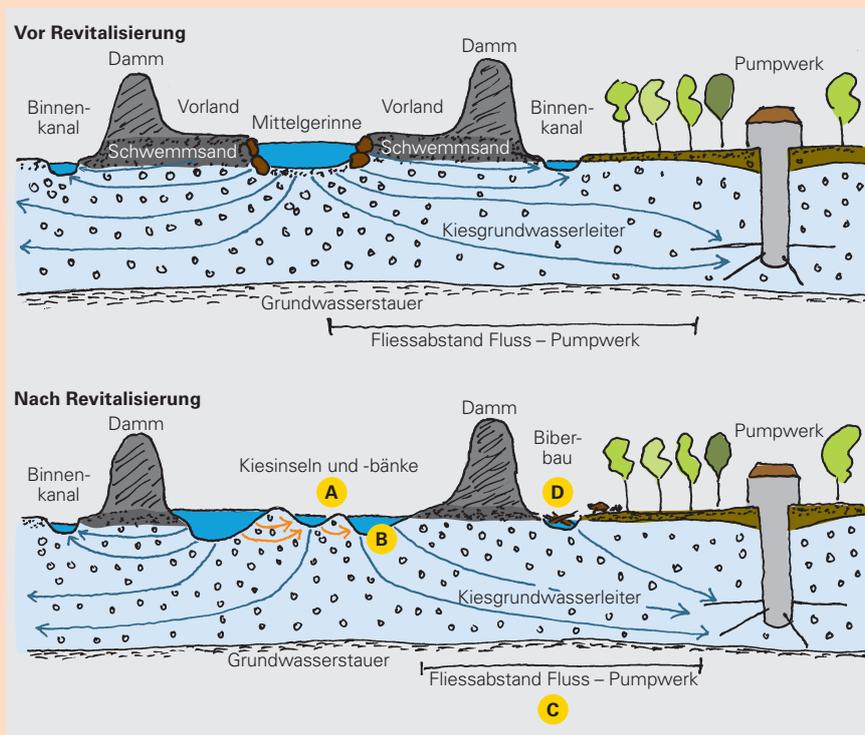
Flussrevitalisierungen geben dem Fluss mehr Raum, um ein natürliches, dynamisches Abfluss- und Sedimentregime zu etablieren, das ökologisch hochwertige Habitate schafft. Eine der grössten laufenden Revitalisierungsmassnahmen findet seit einigen Jahren am Mittellauf der Thur zwischen Frauenfeld und Weinfelden statt.

Dort wo die Thur noch nicht revitalisiert ist, sind die Ufer des kanalisierten Mittelgerinnes mit Blockwerk befestigt. Rechts und links davon

verlaufen Vorländer und Dämme. Auf der Landseite der Dämme entwässern Binnenkanäle das umliegende Land und führen das Wasser seitlicher Zuflüsse ab. Unter mittleren Abflussbedingungen infiltriert Flusswasser nur im Bereich des Mittelgerinnes in den Grundwasserleiter. Aber auch wenn die Vorländer bei Hochwasser überflutet sind, dringt dort aufgrund der schlechten Durchlässigkeit der Schwemmsande nur wenig Wasser in den Untergrund ein.

Zudem tritt aus den Binnenkanälen kaum Wasser in das Grundwasser über. Das liegt daran, dass der Grundwasserspiegel höher ist als der Wasserstand in den Kanälen, so dass eher Grundwasser in die Binnenkanäle infiltriert.

Was geschieht mit dem Wasseraustausch zwischen Fluss und Untergrund, wenn der Flussraum durch die abgetragenen Vorländer aufgeweitet wird?



(A) Kiesinseln und -bänke entstehen, werden bewegt und verschwinden wieder. Dies erhöht den Wasseraustausch zwischen Fluss und Flussbett. Die horizontale Passage des Flusswassers durch Flussbett und Kiesinseln bewirkt eine bessere Filtration von Keimen und einen verstärkten Abbau gelöster Schadstoffe – die Selbstreinigungskraft des Flusses nimmt zu.

(B) Die Durchlässigkeit der Flusssohle verändert sich. Ob sich dadurch auch die Infiltrationsrate verändert, ist jedoch unklar,

da man es mit zwei gegenläufigen Prozessen zu tun hat: Einerseits nimmt die Fließgeschwindigkeit im verbreiterten Flussbett ab, so dass sich feinkörnige Sedimente ablagern und weniger Wasser infiltriert. Andererseits werden die abdichtenden Schichten bei Hochwasser durch die erhöhte Sedimentdynamik leichter wieder aufgerissen, wodurch das Flussbett durchlässiger wird. **(C)** Die Fließwege und damit auch die Fließzeiten des Wassers im Untergrund zwischen Fluss

und Pumpwerk werden verkürzt, was die Reinigungsleistung des Grundwasserleiters mindert.

(D) Die revitalisierten Flussbereiche werden für Biber wieder attraktiv. Wir fanden beispielsweise Biberbauten in den Binnenkanälen vor. Sie bewirken einen lokalen Wasseraufstau, so dass aufgrund des höheren Wasserstands Wasser aus dem Binnenkanal in den Untergrund infiltrieren könnte.

Im Verbundvorhaben RECORD, das bis 2011 läuft, soll nun erstmals ein revitalisierter Standort, die Thur bei Niederneunforn (TG)/Altikon (ZH), mit dem noch verbauten Bereich der Thur beim Pumpwerk Widen verglichen werden. Speziell geht es darum, Antworten auf drei Fragen zu finden:

- ▶ Welcher Anteil des geförderten Wassers stammt tatsächlich aus dem Fluss?
- ▶ Wie lange verweilt das Wasser im Grundwasserleiter, bis es gefördert wird?
- ▶ Wie verändert sich das Wasser während der Passage durch den Untergrund?

Mischungsberechnungen geben an, wie viel des geförderten Trinkwassers aus dem Fluss kommt.

Der Vergleich der chemischen Zusammensetzungen des Flusswassers, des landseitigen Grundwassers (versickerter Niederschlag und Wasser der Talhänge) sowie des geförderten Trinkwassers gibt Aufschluss darüber, welcher Anteil des Grundwassers tatsächlich aus dem Fluss stammt. Man bestimmt insbesondere die Hauptanionen und -kationen, gelöste Spurenstoffe und stabile Isotope und führt anschliessend Mischungsberechnungen durch. Meist betrachtet man Konzentrationsverhältnisse verschiedener Stoffe, die chemisch inert sind, also während ihres Aufenthalts im Wasser nicht

umgewandelt werden. So haben wir am Pumpwerk Widen die Konzentrationen der drei Spurenstoffe Fluorkohlenwasserstoff-11 und -12 (FCKW-11 und -12) sowie Schwefelhexafluorid (SF_6) bestimmt. Aufgetragen wurden die Verhältnisse von FCKW-11 zu SF_6 und von FCKW-12 zu SF_6 (Abb. 1).

Im einfachsten Fall besteht das Trinkwasser tatsächlich nur aus zwei Ausgangswässern: dem Flussinfiltrat und dem landseitigen Grundwasser. Dies wäre daran zu erkennen, dass die Messdaten aller Probenahmestellen auf einer Geraden und die Zusammensetzungen der beiden Ausgangswässer an deren Enden liegen. Die Lage der Messpunkte auf dieser Geraden gibt an, wie hoch der Flusswasseranteil ist. Oft ist die Situation aber komplexer und das geförderte Trinkwasser setzt sich aus mehr als zwei Ausgangswässern zusammen. So sind Schottergrundwasserleiter oft geschichtet und zwischen dem jungen Flussinfiltrat und dem landseitigen Grundwasser fließt noch eine weitere Wasserschicht mit älterem Flussinfiltrat. Dies ist auch am Standort Widen der Fall und lässt sich daran ablesen, dass die Messpunkte in Abbildung 1 in einem Dreieck liegen, das von den drei Ausgangswässern aufgespannt wird [3].

Fließzeiten aufgrund chemischer und physikalischer Eigenschaften des Wassers abschätzen. Die chemische Zusammen-

setzung des Wassers gibt auch Auskunft darüber, wie lange das Flussinfiltrat im Untergrund unterwegs ist, bis es die Trinkwasserfassung erreicht. Liegt die Fließzeit beispielsweise unterhalb von 15 Tagen, kann die Konzentration des gelösten Radon-Isotops Rn-222 herangezogen werden [4]. Hingegen verwendet man das Tritium/Helium-Verhältnis zur Datierung von Wässern, die zwischen 2 und 40 Jahre alt sind.

Daneben haben sich zeitlich variierende Wassereigenschaften, die einfach zu messen sind, als besonders zuverlässig erwiesen. Es hat sich etwa bewährt, den Wasserstand und die Temperatur [5] kontinuierlich aufzuzeichnen. Dazu installiert man Sonden im Fluss und im Pumpwerk sowie in dazwischen liegenden Beobachtungsrohren. Nach mehreren Monaten kann man mit den gesammelten Daten nicht nur berechnen, wie lange das Wasser vom Fluss zu den Beobachtungsstellen unterwegs ist, sondern auch, ob an einem Standort In- oder Exfiltration stattfindet und welcher Anteil des Grundwassers aus dem Fluss stammt.

So nimmt das infiltrierende Flusswasser beispielsweise die täglichen und saisonalen Temperaturschwankungen des Flusses mit, wobei die Signale in der Regel umso verzögerter und abgeschwächer an den Beobachtungsstellen ankommen, je weiter diese vom Fluss entfernt liegen. Folglich lassen sich Aufenthaltszeiten des Wassers im Untergrund von einigen Stunden anhand

Bohrung für eine neue Grundwassermessstelle an der Thur bei Niederneunforn.



der Tagesschwankungen und Fließzeiten von mehreren Monaten mittels jahreszeitlicher Temperaturveränderungen abschätzen [5]. Als einfaches Beispiel kann der Fall dienen, dass in einer flussnahen Grundwassermessstelle kein Tagesgang festgestellt wird und das Temperaturmaximum im Dezember auftritt. Ein solcher Befund deutet eindeutig darauf hin, dass keine nennenswerte Flusswasserinfiltration auftritt.

Die Leitfähigkeit als eleganter Indikator für die Fließzeit.

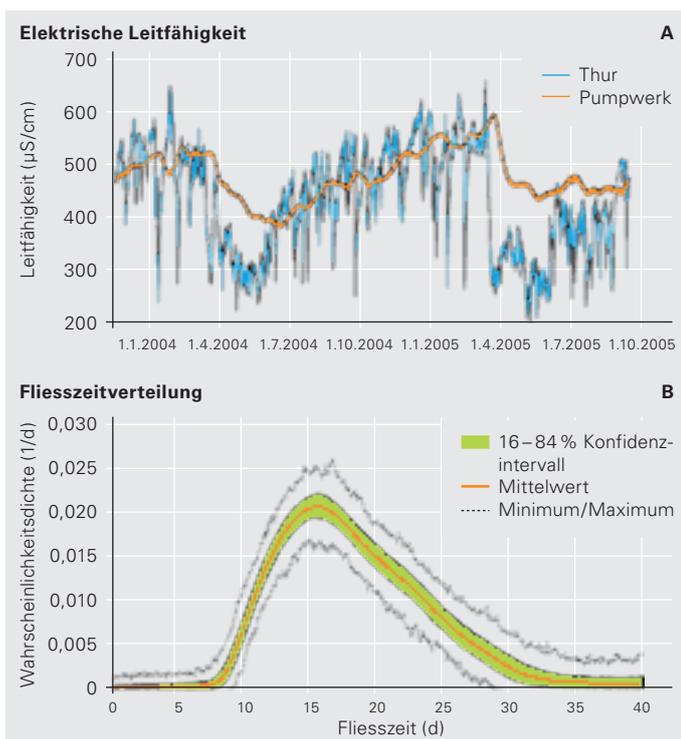
Eine weitere fluktuierende Grösse ist die spezifische elektrische Leitfähigkeit. Dieser Parameter gibt an, wie gut das Wasser den elektrischen Strom leiten kann, wobei die Werte umso höher sind, je mehr Ionen das Wasser enthält. Regnet es z. B. im oberen Einzugsgebiet, nimmt die Leitfähigkeit des Flusswassers für kurze Zeit ab. Diese Schwankungen werden auch auf das Grundwasser übertragen. Abbildung 2A zeigt Messungen der elektrischen Leitfähigkeit in der Thur sowie im Grundwasser, das im Pumpwerk Widen gefördert wird. Die Leitfähigkeitsänderungen im Grundwasser erscheinen zeitlich verzögert, und das Signal ist im Vergleich zu dem in der Thur geglättet. Eine an der Eawag entwickelte mathematische Methode erlaubt es nun, die zeitliche Verteilung vorherzusagen, mit der sich das verändernde Leitfähigkeitssignal vom Fluss zum Pumpwerk fortpflanzt, und damit auf die Fließzeit des Flussinfiltrats bis zur Grundwasserfassung zu schliessen. Danach kommt ein kleiner Teil des Flussinfiltrats wahrscheinlich bereits nach etwas mehr als 7 Tagen am Pumpwerk an. Der über-

wiegende Anteil des Infiltrats braucht jedoch über 15 Tage und die mittlere Fließzeit beträgt etwa 18 Tage (Abb. 2B) [6].

Auf der Passage im Untergrund werden Verunreinigungen im Wasser abgebaut und Mineralstoffe angereichert. Typischerweise steigt der Gehalt an Mineralstoffen (z.B. Calcium, Magnesium, gelöster anorganischer Kohlenstoff) mit zunehmendem Abstand zum Fluss an, während der Sauerstoffgehalt immer geringer wird. Auch der gelöste organische Kohlenstoff – zu dem sowohl natürlicherweise im Wasser enthaltene Stoffe als auch unerwünschte anthropogene Mikroverunreinigungen wie Pharmazeutika, Pestide und Industriechemikalien gehören – nimmt in seiner Konzentration ab und verändert sich in seiner stofflichen Zusammensetzung, weil nur noch schlecht abbaubare Komponenten im Wasser verbleiben. Im Rahmen des Forschungsprojektes RECORD soll u. a. der Zusammenhang zwischen Wasserqualität und Fließzeit näher untersucht werden. Ziel ist, die Anzahl teurer chemischer Untersuchungen reduzieren zu können und die Wasserqualität aus kostengünstiger zu ermittelnden Fließzeitdaten abzuschätzen.

Empfehlungen für die Praxis. Auch wenn noch erheblicher Forschungsbedarf besteht, sind die Empfehlungen für die Praxis recht klar: An Standorten ohne nennenswerte Flusswasserinfiltration ist eine Flussaufweitung unkritisch, sofern durch die Aufweitung nicht besser durchlässige Sedimentschichten angeschnitten werden. Ähnliches gilt für Standorte mit Flussinfiltration, an denen Fließzeiten von über 20 Tagen festgestellt werden. An Standorten mit Fließzeiten nahe 10 Tagen sollte gemäss dem Vorsorgeprinzip keine Aufweitung auf der Flusseite des Pumpwerks erfolgen. ○ ○ ○

Abb. 2: (A) Spezifische elektrische Leitfähigkeit in der Thur sowie im Pumpwerk Widen III in Felben-Wellhausen (TG). (B) Daraus abgeleitete Fließzeitverteilung (mit Unsicherheiten) zwischen Thur und Pumpwerk.



- [1] BUWAL (2004): Wegleitung Grundwasserschutz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 141 S.
- [2] www.cces.ethz.ch/projects/nature/record
- [3] Hoehn E., Cirpka O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration in der Nähe von Grundwasserfassungen. GWA 7, 497–505.
- [4] Hoehn E. (2007): Überwachung der Auswirkungen von Flussaufweitungen auf das Grundwasser mittels Radon. Grundwasser 12 (1), 66–72.
- [5] Hoehn E., Cirpka O.A. (2006): Assessing hyporheic zone dynamics in two alluvial flood plains of the Southern Alps using water temperature and tracers. Hydrology and Earth System Sciences 10, 553–563.
- [6] Cirpka O.A., Fienen M.N., Hofer M., Hoehn E., Tessarini A., Kipfer R., Kitanidis P.K. (2007): Analyzing bank filtration by deconvoluting time series of electric conductivity, Ground Water 45 (3), 318–328.

Geogene Verunreinigungen

Arsen und Fluorid sind die weltweit häufigsten geogenen Verunreinigungen im Grundwasser. In vielen Entwicklungsländern wird derart belastetes Wasser oft ohne Aufbereitung getrunken. Das Eawag-Querprojekt «Water Resource Quality WRQ» erstellte Risikokarten, mit denen potenziell gefährdete Regionen identifiziert werden können und erforscht praxistaugliche Eliminierungsmethoden.



Annette Johnson, Geochemikerin und Koordinatorin des Eawag-Querprojekts «Water Resource Quality WRQ». Koautoren: K. Abbaspour, M. Amini, H.-P. Bader, M. Berg, E. Hoehn, S. Hug, H.-J. Mosler, K. Müller, T. Rosenberg, R. Scheidegger, L. Winkel, H. Yang, C. Zurbrügg

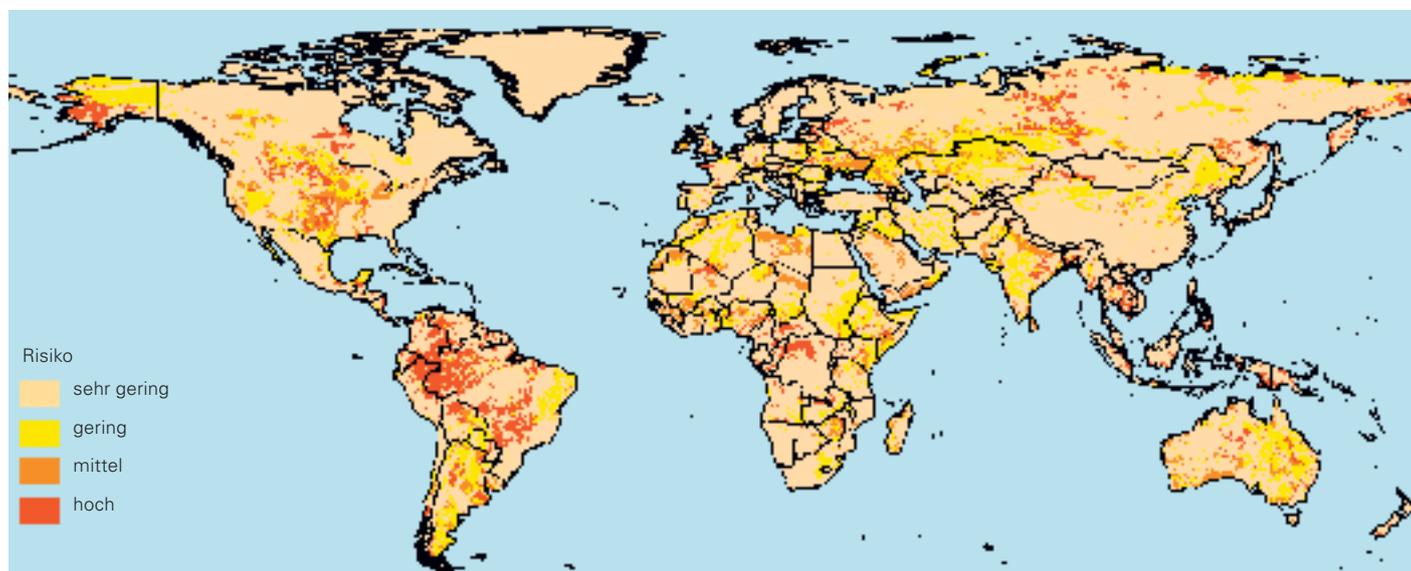
Weltweit ist die Gesundheit von über hundert Millionen Menschen durch die erhöhte Aufnahme von Arsen und Fluorid gefährdet. Diese geogenen Stoffe (siehe Kasten) lösen sich unter bestimmten Bedingungen aus dem Gestein des Grundwasserleiters. Das so verunreinigte Grundwasser wird in vielen Entwicklungsländern zur Trinkwassernutzung, Bewässerung und für die Zubereitung von Nahrungsmitteln verwendet. Mehr und mehr greift man zudem bei der Trinkwasserversorgung auf Grundwasser zurück, einerseits deshalb, weil Wasserressourcen generell knapper werden, und andererseits, weil Grundwasser als keimfreie Trinkwasserquelle bevorzugt wird.

Gesundheitliche Folgen einer zu hohen Arsen- oder Fluorid-einnahme werden erst nach Jahren deutlich. Bei Arsen gibt es ein Spektrum von möglichen Erkrankungen, das von Hautverfärbungen, Hyperkeratose (übermäßige Verhornung der Haut), kardiovaskulären Problemen bis hin zu Krebs reicht. Fluorid in

kleinen Mengen schützt gegen Karies und stärkt die Knochen. Erhöhte Konzentrationen können jedoch irreversible Fluoroseerkrankungen hervorrufen. Hauptmerkmale dieser Krankheit sind Zahnverfärbungen und verminderte Zahnfestigkeit, Knochenverformungen und erhöhte Knochenbrüchigkeit.

Auch wenn bereits einige Gebiete mit zu hohen Arsen- und Fluoridkonzentrationen identifiziert wurden, ist doch eher unklar, wo man weltweit noch mit belasteten Grundwässern rechnen muss. Dies mittels Wasseranalysen erforschen zu wollen, ist aus vielerlei Gründen unmöglich. Wir haben deshalb im Rahmen des Eawag-Querprojekts «Water Resource Quality WRQ» globale und regionale Risikokarten erstellt, die die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten arsen- und fluoridverseuchter Grundwässer aufzeigen. Darüber hinaus sind wir daran, einfache und kostengünstige Aufbereitungsmethoden zu entwickeln und zu testen, die sich insbesondere für den Einsatz in Entwicklungsländern eignen.

Abb. 1: Globale Arsen-Modellierung – Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von arsenbelastetem Grundwasser.



Risikogebiete prognostizieren – sogar dann, wenn keine Grundwassermesswerte vorliegen. Risikokarten, die Gebiete mit erhöhten Arsen- und Fluoridkonzentrationen im Grundwasser eingrenzen, können für Länder mit fehlender Überwachung der Grundwasserqualität sehr nützlich sein. Sie basieren auf einer Modellierung gemessener Grundwasserwerte mit bekannten geologischen und geografischen Grössen, wobei die Signifikanz der Variablen für das Auftreten erhöhter Arsen- oder Fluoridgehalte ermittelt und ein Simulationsmodell erstellt wird. Für die Modellierung haben wir eine neue Methode entwickelt, die statistische Rechenprozeduren mit Expertenwissen kombiniert und die natürlichen Ursachen für erhöhte Grundwasserkonzentrationen berücksichtigt. Damit kann die Wahrscheinlichkeit einer Grundwasserverunreinigung sogar für Gebiete ohne Messwerte der Grundwasserqualität ermittelt werden.

Als erstes sammelten wir Karten, aus denen physikalische Variablen wie Bodentyp, Geologie, Klima und Topografie ersichtlich sind, in einer Datenbank (Geografisches Informationssystem GIS). Gleichzeitig trugen wir aus Publikationen und von angefragten Ämtern und Institutionen Daten zur chemischen Zusammensetzung des Grundwassers zusammen. Insgesamt wurden etwa 20 000 Datenpunkte für Arsen und 60 000 Datenpunkte für Fluorid erfasst.

Arsenbelastetes Grundwasser kommt weltweit in vielen Regionen vor. Durch die Definition und separate Simulierung von zwei geochemischen Situationen, «reduzierend» und «oxidierend/hohes pH» konnte für Arsen ein optimales Modell erarbeitet werden [1]. Chemisch reduzierende Bedingungen, wie sie z. B. in jungen Flusssedimenten mit erhöhtem Gehalt an organischem Material vorkommen, führen zur Freisetzung von Arsen als redu-

Geogene Verunreinigungen

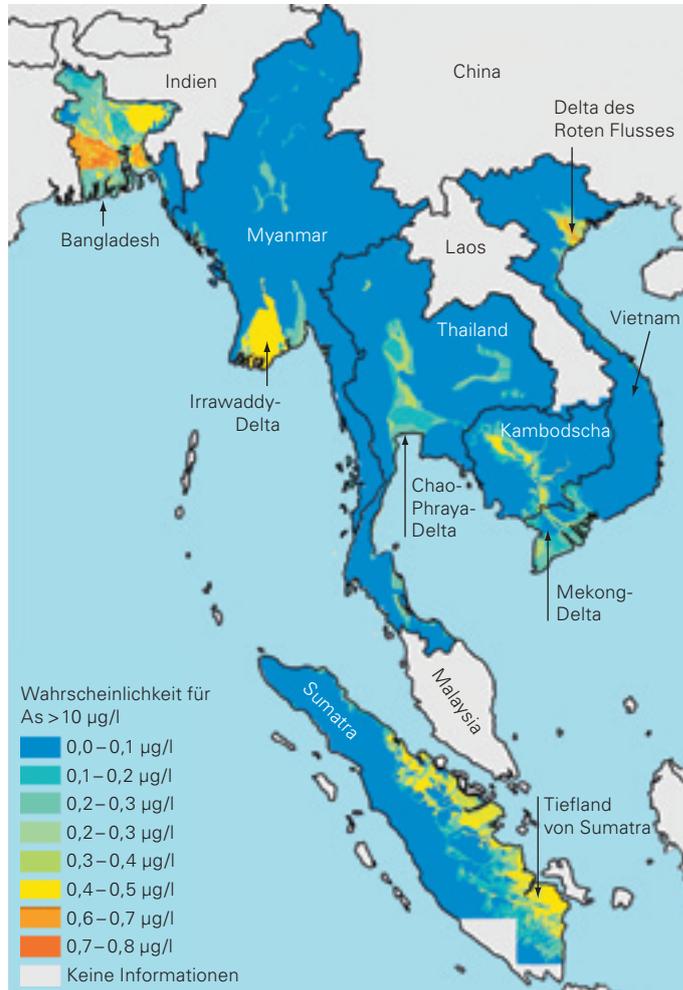
Grundwasser ist nicht immer eine Quelle besonders reinen Trinkwassers. Dort nämlich, wo es problematische Stoffe unter bestimmten geochemischen und geologischen Bedingungen aus dem Gestein herauslöst, kann sich die Nutzung von Grundwasser als Trinkwasser schädigend auf die Gesundheit auswirken. So sind Mangan und reduziertes Arsen (Arsenit) unter sauerstoffarmen, chemisch reduzierenden Bedingungen löslich. Unter basischen Bedingungen desorbieren Anionen, wie Fluorid, Arsenat, Vanadat, Selenat, Borat und Uranylcarbonato-Komplexe von negativ geladenen Mineraloberflächen. Auch in Grundwässern mit wenig gelöstem Calcium können erhöhte Anionenkonzentrationen (z. B. Fluorid, Arsenat, Vanadat) auftreten. Weltweit am bedeutsamsten sind geogene Arsen- und Fluoridverunreinigungen. Die Weltgesundheitsorganisation WHO propagiert Grenzwerte von 10 µg/l für Arsen und 1,5 mg/l für Fluorid.

ziertes As(III). Dagegen wird Arsen in ariden Gebieten mit hohen Grundwasser-pH-Werten in oxidiert Form als As(V) freigesetzt.

Unsere Risikokarte (Abb. 1) weist darauf hin, dass Grundwässer mit hohen Arsengehalten offenbar weltweit anzutreffen sind. Besonders hoch ist die Wahrscheinlichkeit dafür in Nordamerika (Alaska und Zentral-USA) und Südamerika (z. B. Brasilien), in Afrika (Kongo) und Südostasien (Bangladesh, Indien, Nepal, Kambodscha, Vietnam und China).

Angesichts der bereits bekannten grossen Probleme in Südostasien beschlossen wir, dort eine detaillierte Studie auf subkontinentaler Ebene durchzuführen und dabei die Geologie junger Sedimentablagerungen zusätzlich ins Modell aufzunehmen [2]. Digitale Karten von Bangladesh, Kambodscha, Thailand, Vietnam, Myanmar und Sumatra sowie mehr als 4600 Messdaten flossen in diese Berechnungen (logistische Regression) ein. Sie ergaben, dass Arsenverunreinigungen im Grundwasser am besten für geologisch junge (holozäne) Sedimente in Schwemmebenen sowie

Abb. 2: Arsen-Detailstudie Südostasien unter zusätzlichem Einbezug der Geologie junger Sedimentablagerungen – Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von arsenbelastetem Grundwasser unter chemisch reduzierenden Bedingungen.



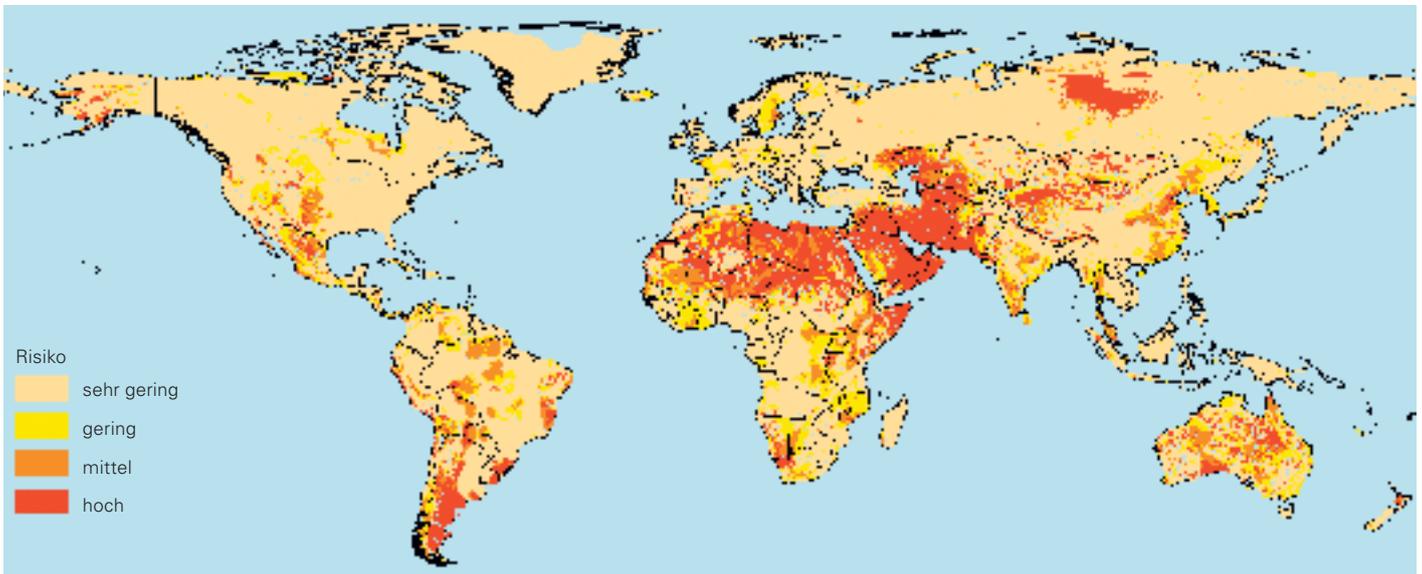


Abb. 3: Globale Fluorid-Modellierung – Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von fluoridbelastetem Grundwasser.

für Sedimente mit viel organischem Material vorausgesagt werden können. Unsere Modellierung zeigt zudem grosse Gebiete mit erhöhtem Risiko auf Sumatra und in Myanmar auf, wo Arsenmessungen bisher noch nicht durchgeführt wurden (Abb. 2).

Fluorid-Risikogebiete in Indien, China, Nordafrika und dem Mittleren Osten. Die Geologie spielt auch bei der Fluoridkontamination von Grundwässern eine dominante Rolle [3]. Insbesondere enthält magmatisches Gestein oftmals hohe Fluoridkonzentrationen. Zudem spielt die Freisetzung von Calcium aus dem Gestein eine wichtige Rolle aufgrund der möglichen Fluoridausfällung in Form von Calciumfluorid. Daneben sind die klimatischen Bedingungen nicht ausser Acht zu lassen, denn in einem ariden Klima reichern sich Salze (inkl. Fluoride) gerne in oberflächennahen Grundwasserleitern an. Ebenfalls wichtig ist der pH-Wert des

Bodens, da Fluorid als Anion unter alkalischen pH-Bedingungen freigesetzt wird.

Für die Simulation wurden acht geochemische Situationen mit unterschiedlichen Kombinationen der oben genannten Faktoren definiert und separat modelliert. Das Gesamtergebnis ist in Abbildung 3 zu sehen. Dabei fällt insbesondere ein breiter Streifen von Nordafrika über den Mittleren Osten bis hin nach Pakistan, Usbekistan und Kasachstan auf. Dort ist das Risiko, auf fluoridbelastetes Grundwasser zu stossen, sehr hoch.

Doch Achtung: Die Risikokarten müssen richtig interpretiert werden!

Es ist uns wichtig zu unterstreichen, dass die Risikokarten nur anzeigen, wie gross die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Arsen- oder Fluoridbelastungen in den einzelnen Regionen ist und nicht, ob das Grundwasser dort tatsächlich zu viel Arsen oder Fluorid enthält. Wir können nicht ausschliessen, dass in Gebieten mit einem geringen Arsen- oder Fluoridrisiko nicht doch arsen- oder fluoridbelastete Grundwässer zu finden sind bzw. dass dort, wo ein hohes Verunreinigungsrisiko besteht, nicht auch unbelastete Grundwasserleiter existieren.

Die Grenzen solcher Modellierungen liegen bei der räumlichen Auflösung und der Verfügbarkeit der Daten. Idealerweise würde man Daten als Funktion der Tiefe verwenden, da sich die Qualität des Grundwassers mit der Tiefe und damit mit der Geologie und den geochemischen Bedingungen ändert. Aber leider stehen solche räumlichen Informationen bisher nicht in brauchbarer Auflösung zur Verfügung. Die Modellierungen können daher eine Überprüfung der Grundwasserqualität vor Ort nicht ersetzen.

Ansprüche an die Wasseraufbereitung – einfach, effizient und erschwinglich. Die Anforderungen an eine nachhaltige Trinkwasseraufbereitung in Entwicklungsländern, speziell in ländlichen Gebieten, sind anspruchsvoll. Geeignete Aufbereitungsmethoden können sowohl auf Haushaltsebene als auch in kommunalen Anla-



Stephan Hug, Eawag

Auf der Suche nach arsenfreiem Grundwasser: Eine Bohrequipe in Sreenagar, Bangladesh bohrt einen 220 m tiefen Rohrbrunnen in die weichen Sedimente des Bengaldeltas.

gen eingesetzt werden. Idealerweise haben solche Technologien eine hohe Effizienz und eine lange Lebensdauer, sind einfach anzuwenden und zu warten und produzieren genügend aufbereitetes Trinkwasser für den täglichen Bedarf. Um eine nachhaltige Implementierung der Methoden zu ermöglichen, sind neben technischer auch sozioökonomische und soziokulturelle Aspekte der Trinkwasseraufbereitung – wie beispielsweise die Akzeptanz bei der Zielbevölkerung oder die Kostenfrage – zu prüfen, bevor geeignete, lokal angepasste Verbreitungsstrategien entwickelt werden können.

Massgeschneiderte Techniken zur Entfernung von Arsen. In Regionen mit erhöhten Arsenkonzentrationen evaluieren wir abhängig von den Gegebenheiten verschiedene Massnahmen [4]. Im Grossraum Hanoi zum Beispiel kann Arsen durch eine einfache Belüftung des Grundwassers mit anschliessender Sandfiltration oft genügend gut entfernt werden. Dies, weil das Wasser im Delta des Roten Flusses typischerweise 10–30 mg/l gelöstes Fe(II) enthält, das bei der Oxidation mit Luftsauerstoff als braune Fe(III) hydroxide ausfällt. Arsen wiederum adsorbiert an diese Partikel und wird gemeinsam mit ihnen in den Sandfiltern zurückgehalten.

In Bangladesh hingegen ist der natürliche Eisengehalt meist zu tief und hohe natürliche Phosphatkonzentrationen stören die Arsenentfernung zusätzlich. Um auf einfache Weise zusätzliches Eisen in das Wasser zu bringen, wurden verschiedene Sandfilter mit metallischem Eisen (z. B. Eisenspäne oder Nägel) entwickelt, die je nach Wasserzusammensetzung das Arsen mehr oder weniger gut entfernen. Derzeit führen wir Labor- und Feldexperimente zusammen mit Partnern in Bangladesh, El Salvador, Griechenland und Rumänien durch, um die Wirkung der Filter besser zu verstehen und zu optimieren.

Darüber hinaus evaluieren wir in Bangladesh mit lokalen Partnern, ob tiefere Rohrbrunnen (160–230 m) arsenfreies Wasser liefern. Leider ist das Grundwasser aber ab einer bestimmten Tiefe vielerorts stark mangan- und salzhaltig, so dass für jede Region die richtige Tiefe gefunden werden muss, um sowohl die Grenzwerte für Arsen als auch für Mangan einzuhalten.

Knochenkohlefiltern zur Fluoridentfernung. Bereits in den frühen 1940er-Jahren wurden Filter eingesetzt, um übermässiges Fluorid aus dem Trinkwasser zu entfernen. Die entwickelten Filtermaterialien bestehen aus Aluminiumoxiden oder Calciumphosphaten. Diese Anwendungen waren und sind jedoch hauptsächlich auf Industrieländer beschränkt; nur wenige Defluoridierungsprojekte wurden auch in Entwicklungsländern erfolgreich realisiert. Ungenügende Effizienz und mangelnde Anpassung an die lokalen Bedingungen sind die Hauptgründe für das Scheitern dieser Trinkwasserprojekte.

In Zusammenarbeit mit der «Katholischen Diözese Nakuru» in Kenia untersuchen wir Aufbereitungsmaterialien und -methoden basierend auf dem Einsatz von Calciumphosphaten, die gezielt in ländlichen Gebieten von Entwicklungsländern eingesetzt werden können. Diese Organisation arbeitet bereits seit 10 Jahren an der Fluoridentfernung mit Knochenkohle. Obwohl die Anwendung dieser Trinkwasseraufbereitung sehr einfach und effizient ist,

beansprucht die Produktion hochwertiger Knochenkohle grosse Erfahrung. Denn Temperatur, Sauerstoffgehalt und Dauer des Verkohlungsprozesses von Tierknochen haben einen erheblichen Einfluss auf die Qualität des Endprodukts. Zudem kann das Knochenkohlematerial nur einige Monate genutzt und muss periodisch ausgewechselt werden. Um die Lebensdauer zu erhöhen, arbeiten wir momentan an einer erweiterten Knochenkohlefiltration, bei der Fluorid durch Zugabe von Phosphat und Calcium im Filter ausgefällt wird. Damit eine tägliche Chemikalienzugabe vermieden werden kann, hat die Katholische Diözese Nakuru spezielle Pellets entwickelt, die sich langsam auflösen und die erforderlichen Stoffe freisetzen. Erste Labor- und Feldversuche sind vielversprechend: wahrscheinlich kann die Lebensdauer der Filter dadurch um das 5–7-fache verlängert werden [5].

Ausblick: Praxistaugliche Aufbereitungsmethoden in die betroffenen Gebiete tragen. Sind die Technologien zur Fluoridentfernung erst noch in Entwicklung, bemüht man sich in Asien bereits seit einiger Zeit, die Methoden zur Aufbereitung von arsenbelastetem Wasser zu verbreiten. Trotzdem haben sich die mit Arsen verbundenen Gesundheitsprobleme, besonders in Bangladesh, verschlimmert. Dafür gibt es viele Gründe: Die Bevölkerung ist sich des Problems zu wenig bewusst, Behandlungsmethoden sind zu kompliziert oder werden aus kulturellen oder Gewohnheitsgründen nicht akzeptiert, und oft ist der tägliche Überlebenskampf viel wichtiger als momentane Wasserqualitätsprobleme. Hinzu kommt, dass die institutionelle Struktur von Aussen oft zu wenig verstanden wird, um die Wasserbehandlung nachhaltig in der Gesellschaft zu verankern. Lösungen aber müssen den lokalen Bedingungen angepasst sein sowie die institutionellen, technischen und sozialen Aspekte berücksichtigen. Darum will das Eawag-Querprojekt WRQ in den nächsten Jahren eine systematische Methodik aufzubauen, mit der nachhaltige Lösungen in Entwicklungsländern implementiert werden können. ○ ○ ○

- [1] Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Hoehn E., Yang H., Johnson C.A. (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Science and Technology* 42, 3669–3675. doi: 10.1021/es702859e
- [2] Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson C.A. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1, 536–542. doi:10.1038/ngeo254
- [3] Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Möller K.N., Sarr M., Johnson C.A. (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Science and Technology* 42, 3662–3668. doi:10.1021/es071958y
- [4] Hug S.J., Leupin O.X., Berg M. (2008): Bangladesh and Vietnam: Different groundwater compositions require different approaches for arsenic mitigation. *Environmental Science and Technology* 42. doi:10.1021/es7028284
- [5] Müller K., Kage F., Wanja E., Mattle M., Osterwalder L., Zurbrugg C., Johnson C.A. (2008): Improving fluoride removal efficiency. *Sandec News* 9, 6.



Thomas Egli, Mikrobiologe und Titularprofessor der ETH Zürich, Leiter der Abteilung Umweltmikrobiologie und der Arbeitsgruppe Trinkwassermikrobiologie und Ökophysiologie.
Koautoren: Michael Berney, Frederik Hammes, Hans Peter Fuchsli

Neue Methoden zur Beurteilung der Trinkwasserhygiene

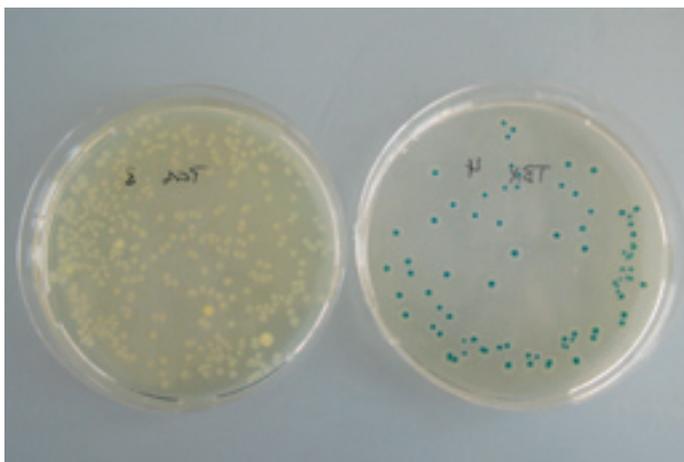
Ob Trinkwasser hygienisch einwandfrei ist, wird durch das Aufwachsen von Bakterien zu sichtbaren Kolonien überprüft. Doch diese Methode ist zeitintensiv und unterschätzt die Anzahl der im Wasser enthaltenen Keime oft deutlich. Eine an der Eawag entwickelte Technik auf Basis der Durchflusszytometrie ist schneller, zuverlässiger und dazu noch vielseitiger.

Bereits vor mehr als 100 Jahren entwickelt, bietet das heutige Hygienekonzept in den meisten Fällen genügend Schutz vor Trinkwasserkontaminationen. Es basiert auf zwei einfach zu bestimmenden mikrobiologischen Parametern [1]: der Zahl aerober mesophiler Keime (AMK, das sind Bakterien aus der Umwelt, die für ihr Wachstum Sauerstoff und mittlere Temperaturen benötigen) und des Vorkommens von *Escherichia coli*, einem Darmbakterium (Abb. 1). In der Schweiz ist zusätzlich noch der Test auf eine weitere Gruppe von Darmbakterien, die Enterokokken, vorgeschrieben. Mit der AMK-Zahl wird die Präsenz lebender und vermehrungsfähiger Bakterien bestimmt und damit die allgemeine mikrobiologische Qualität und Hygiene des Wassers beurteilt. Im Verteilnetz sollen z. B. weniger als 300 AMK pro ml Wasser zu finden sein. Das Vorhandensein von *E. coli* oder der Enterokokken

gilt als Hinweis für fäkale Verunreinigungen. Deshalb darf kein einziges *E.-coli*-Bakterium bzw. keine Enterokokke in 100 ml Wasserprobe nachgewiesen werden.

Ein erheblicher Nachteil dieser Methoden ist jedoch der grosse Zeitaufwand, denn die im Wasser vorhandenen Bakterienzellen müssen auf festen Nährmedien (Agarplatten) zu sichtbaren Kolonien heranwachsen: *E. coli* braucht dafür 18–24 Stunden und die Bestimmung der AMK-Zahl nimmt, je nach Variante, 3–10 Tage in Anspruch. Will man das Wasser ferner auf spezifische Krankheitskeime wie Legionellen oder Cholerabakterien testen, geschieht dies mit ähnlichen Techniken; je nach Krankheitskeim steigt der Zeitbedarf allerdings auf mehrere Tage bis Wochen an. Zwar wurden in den letzten zwanzig Jahren eine Reihe molekularbiologischer Verfahren zum Schnelldurchweis von Indikatorkeimen und ausgewählten Krankheitserregern entwickelt, aber auch diese Methoden haben ihre Nachteile. So bedarf es an geschultem Personal, die Nachweisgrenzen sind zu wenig niedrig oder die Tests sind für die Routineanalytik zu teuer (ausführliche Übersicht in [1], Kapitel 8). Es fehlen deshalb immer noch Techniken, die eine schnelle, zuverlässige und kostengünstige Kontrolle der hygienischen Wasserqualität ermöglichen. Seit etwa 5 Jahren nun loten wir an der Eawag die Einsatzmöglichkeiten der Durchflusszytometrie (siehe Kasten) in der mikrobiologischen Trinkwasseranalytik aus. Die bisherigen Erfahrungen mit dieser Technik sind äusserst ermutigend. Drei der in unserer Arbeitsgruppe entwickelten Methoden sind besonders interessant: die Bestimmung der Gesamtkeimzahl, die Beurteilung der Vitalität mikrobieller Zellen und ein Schnelldurchweis von Krankheitserregern.

Abb. 1: Aerob mesophile Keime aus einer Wasserprobe wachsen auf einem festen Nährboden zu Kolonien heran (links). Kolonien des Darmbakteriums *Escherichia coli* auf einer Agarplatte mit Selektivnährmedium, das die Differenzierung zwischen *E. coli* und der Gruppe von *E.-coli*-verwandten (Coliformen) Bakterien erlaubt (rechts).



Fotos: Martina Bauchrowitz, Eawag

Die Zählung der Keime per Durchflusszytometrie ist der herkömmlichen Methode in vielen Belangen überlegen. Die gesetzlich vorgeschriebene Methode bestimmt die Menge der im Wasser enthaltenen Keime über die AMK-Zahl. In einem einwandfreien Wasser liegt sie bei 0 bis 100 AMK pro ml. Tatsächlich jedoch unterschätzt die AMK-Zahl die vorhandenen Bakterien um

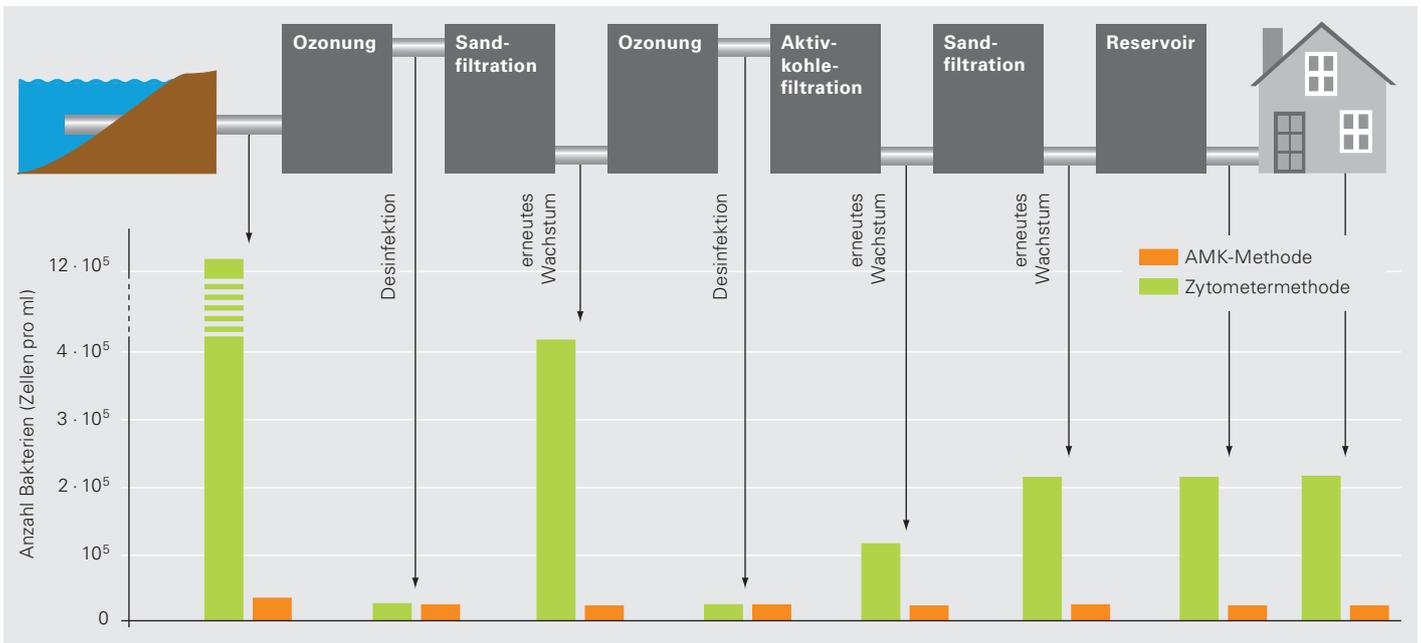


Abb. 2: Bakterielle Zellzahlen in verschiedenen Stufen der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung von Zürichseewasser bestimmt mit Hilfe der Durchflusszytometrie und der gesetzlich vorgeschriebenen AMK-Methode.

mindestens 2 Größenordnungen. Dies weiss man seit mehr als 30 Jahren durch aufwendige mikroskopische Vergleichszählungen. Obwohl die meisten im Wasser vorhandenen Keime aktiv und vermehrungsfähig sind, wachsen bei der AMK-Methode also nur $\frac{1}{100}$ bis $\frac{1}{1000}$ der Bakterien zu einer Kolonie heran. Die Gründe dafür sind vielfältig.

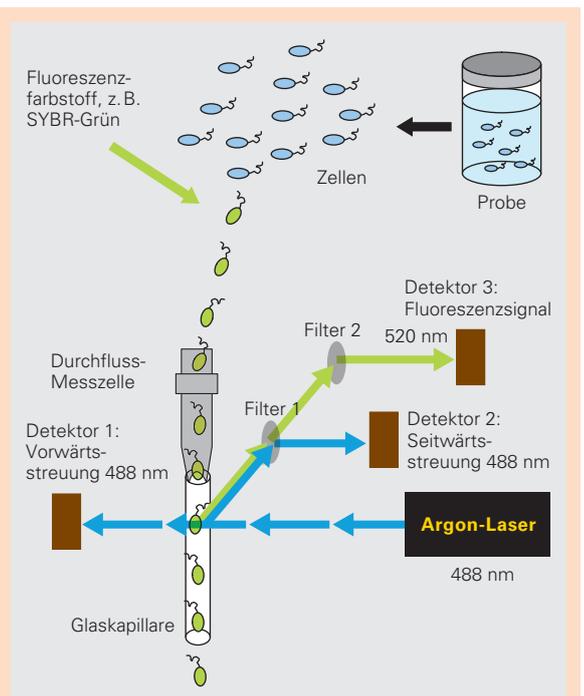
Mit unserer neuen Methode dagegen werden die Mikroorganismen nach Anfärbung mit einem DNA-bindenden Fluoreszenzfarbstoff zuverlässig und innerhalb von nur 15 Minuten gezählt. Ein Vergleich der beiden Techniken, den wir zusammen mit der Wasserversorgung Zürich (Abb. 2) durchführten, zeigt, dass die im Durchflusszytometer bestimmten Zellzahlen, die wir gleich-

Mittels Durchflusszytometrie bis zu 1000 Zellen pro Sekunde zählen

Seit mehr als 20 Jahren wird die Durchflusszytometrie in der medizinischen Praxis, z. B. zum Zählen von Blutzellen, eingesetzt. Dagegen ist sie in der Mikrobiologie kaum verbreitet, wohl vor allem deshalb, weil Bakterien sehr viel kleiner als menschliche Zellen und damit schwieriger zu erfassen sind. Technisch verbesserte und billigere Geräte finden neuerdings Eingang in die mikrobiologische Überwachung von biotechnologischen Prozessen und in die Lebensmittelindustrie.

Vom Prinzip her ist die Durchflusszytometrie eine relativ einfache Technik: Die Mikroorganismen werden einzeln durch eine Glaskapillare geschleust, die von einem Lichtstrahl (meist von einem Laser) durchdrungen wird. Trifft der Lichtstrahl auf eine Zelle, wird ein Teil der Strahlung abgelenkt und kann über Linsen-, Spiegel- und Filtersysteme auf einen Lichtdetektor umgeleitet und erfasst werden. Mittels elektronischer Signaldetektion können bis zu 1000 Partikel pro Sekunde gezählt werden, wobei die benötigte Probenmenge üblicherweise unterhalb eines Milliliters liegt.

Die Zellen können zusätzlich mit fluoreszierenden Farbstoffen angefärbt werden. Sie binden an bestimmte Zellkomponenten wie DNA, Proteine oder Strukturen der Zelloberfläche. Auf diese Weise können zum Beispiel lebende (= markierte) von toten oder inaktiven (= nicht markierten) Zellen unterschieden werden.

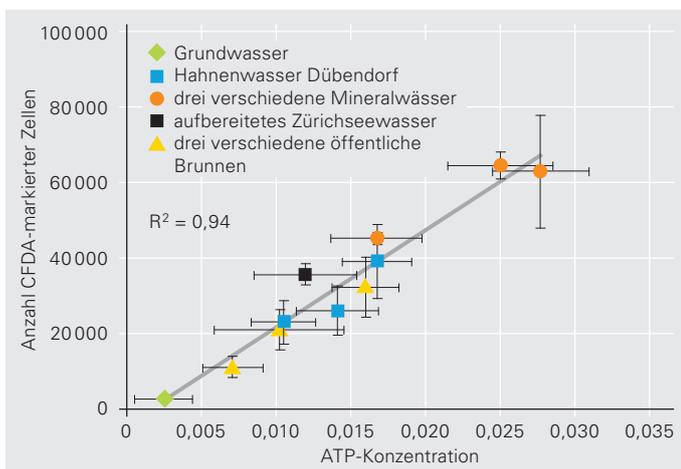


Farbstoff	Ziel	Wirkungsmechanismus
Propidiumiodid	DNA	Kann die perforierte Zellmembran von toten Zellen, jedoch keine intakten Membranen lebender Zellen durchdringen.
Ethidiumbromid	DNA	Färbt nur tote Zellen an, da lebende Organismen den Farbstoff aktiv wieder ausscheiden.
SYBR Green I Cyanin-Farbstoff	DNA	Färbt tote wie lebende Zellen an. Unterscheidet Bakterien mit hohem (HNA) und niedrigem Nukleinsäuregehalt (LNA). Früher nahm man an, dass HNA-Bakterien lebendig sind, während LNA-Bakterien inaktiv bzw. am Absterben sind. Laut unseren Ergebnissen ist diese Theorie falsch.
DiBac ₄ (3) Bis-(1,3-dibutylbarbitursäure)- trimethinoxonol	Proteine	Dringt nur in Zellen ein, wenn ihr Membranpotenzial zusammengebrochen ist und ihre energetischen und Transportaktivitäten beeinträchtigt sind.
CFDA Carboxyfluoresceindiacetat		Substrat, das in aktiven Zellen von Esterasen in eine fluoreszierende Verbindung umgewandelt wird.

Fluoreszierende Farbstoffe, die sich als Indikatoren spezifischer physiologischer Aktivitäten mikrobieller Zellen eignen.

zeitig auch durch mikroskopische Zählung überprüft haben, ein realistischeres Bild zeichnen als die Ergebnisse der AMK-Methode [2]. Eine weitere Studie am hausinternen Trinkwassernetz der Eawag [3] sowie die Tatsache, dass die Konzentration von ATP (Adenosintriphosphat – eine Verbindung, die in jeder lebenden Zelle als Energieträger vorkommt) stark mit den zytometrisch bestimmten Keimzahlen korreliert, kaum aber mit den AMK-Zahlen, bestätigen unsere Schlussfolgerung. Wir sind deshalb der Ansicht, dass die von uns entwickelte Zytometer-Technik der her-

Abb. 3: Korrelation zwischen der ATP-Konzentration und der Anzahl Zellen, die mit dem Farbstoff CFDA als lebendig erkannt wurden.



kömmlichen AMK-Methode in vielen Belangen überlegen ist. Sie wird heute bereits von der Wasserversorgung Zürich (neben den gesetzlichen Plattierungsmethoden) routinemässig eingesetzt.

Fluoreszierende Farbstoffe markieren aktive Keime. Die Unfähigkeit der meisten im Wasser vorkommenden Mikroorganismen, sich auf den heute verwendeten Nährböden zu vermehren, wird leicht mit dem Hinweis abgetan, dass diese Zellen inaktiv oder sogar tot und deshalb nicht relevant für die Wasserhygiene seien. Es gibt aber viele Hinweise darauf, dass diese Keime mit den in der Natur verfügbaren Kohlenstoffverbindungen, dem so genannten assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC), wachsen können. Trinkwasserfachleute müssen deshalb nicht nur wissen, wie viele Keime in einer Wasserprobe vorhanden sind, sondern auch, wie vital diese Mikroorganismen sind.

Für medizinische und mikroskopische Anwendungen wurde eine Vielzahl fluoreszierender Farbstoffe entwickelt, die bestimmte physiologische Aktivitäten von Zellen anzeigen. Einige davon eignen sich auch für die Vitalitätsbestimmung mikrobieller Zellen, wie Versuche mit Laborstämmen ergeben haben. Wir sind derzeit daran, eine erste Auswahl von Vitalitätsfarbstoffen (Tabelle) auch an Mikroorganismen aus der Umwelt zu überprüfen.

So konnten wir zeigen, dass im Durchschnitt 60–90 % der Wasserkeime biochemisch aktiv und lebendig sind; das ist deutlich mehr als mit der AMK-Methode bestimmt werden konnten [4, 5]. Der Farbstoff CFDA (Carboxyfluoresceindiacetat), der in aktiven Zellen von Ester-spaltenden Enzymen in eine fluoreszierende Verbindung umgewandelt wird, weist dabei besonders gute Korrelationen mit der ATP-Konzentration der Wasserprobe auf (Abb. 3). Insgesamt sind wir daher zuversichtlich, in Kürze eine geeignete Kombination von Farbstoffen zu finden, die eine zuverlässige und routinemässige Vitalitätsbestimmung von Mikroorganismen im Wasser erlaubt.

Immuno-magnetische Kügelchen spüren gefährliche Krankheitserreger auf. Verglichen mit der Gesamtzahl von Umweltbakterien, die im Bereich von 100 000 (Trinkwasser) bis 1 000 000 (Seewasser) pro ml liegt, ist die Zahl mikrobieller Krankheitserreger – selbst im Fall einer Verschmutzung – um Zehnerpotenzen niedriger. Um z.B. eine Zelle des Fäkalindikators *E. coli* in 100 ml Trinkwasser aufzuspüren, müsste man diese im Durchflusszytometer aus ca. 10 Millionen anderer Zellen herauspicken können. Mit dem an der Eawag entwickelten Prinzip ist dies auch tatsächlich innerhalb von ca. 2 Stunden bei einer ausreichend tiefen Nachweisgrenze möglich. Dabei werden die in einer Wasserprobe enthaltenen Mikroorganismen zunächst auf einem Membranfilter angereichert und davon konzentriert wieder abgelöst. Nach Zugabe von immuno-magnetischen Kügelchen (sie sind mit Antikörpern beladen, die ausschliesslich an spezifische Strukturen auf der Oberflächen eines Krankheitserregers binden) kann man die gewünschten infektiösen Keime aus dem Zellkonzentrat mittels Magnet herausfischen und anschliessend im Durchflusszytometer zählen.

Auf der Basis dieses Konzepts verzeichneten wir für den Darmparasiten *Giardia lamblia*, an dem weltweit jährlich ca.



Der Eawag-Techniker Hans-Ueli Weilenmann am Durchflusszytometer.

200 Millionen Menschen erkranken, eine Wiederfindungsrate von über 95 % – und dies nicht nur in Wasser-, sondern auch in Fäkalproben [6]. Die Nachweisgrenze liegt gegenwärtig im Bereich von 10 Zellen pro Liter Wasser, und es werden keine falsch-positiven Keime detektiert. Nach gleichem Muster sind wir auch in der Lage, *Legionellen* [7], Durchfall erregende *E.-coli*-O157-Stämme, Oozysten von Kryptosporidien und Cholerabakterien aufzufinden. Unsere nächsten Ziele sind, das Spektrum der erfassbaren Krankheitserreger zu erweitern und die Nachweisgrenzen deutlich zu senken.

Die Durchflusszytometrie – eine Technik mit enormem Zukunftspotenzial. Wir sind überzeugt, dass sich einige der an der Eawag entwickelten Methoden in den kommenden Jahren erfolgreich in der Praxis etablieren werden. Sie werden es erstmals erlauben, umfassende und realistische Daten über das Schicksal von Mikroorganismen in der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung zu erhalten. Inzwischen gibt es erste einfachere und preiswertere Durchflusszytometer, die sich für die Wasseranalytik durchaus eignen. Wenn die Entwicklung auf diesem Gebiet weiter voranschreitet, wird es sicher bald Geräte geben, mit denen eine

Palette hygienisch relevanter Parameter, vielleicht sogar inklusive Viren, schnell und routinemässig bestimmt werden kann. Darüber hinaus scheint auch die Online-Analyse nicht mehr in allzu weiter Ferne zu sein. ○ ○ ○

Vielen Dank an all die, die in den letzten Jahren zur erfolgreichen Entwicklung dieses Arbeitsgebiets beigetragen haben, insbesondere Franziska Bosshard, Iris Hülshoff, Hans-Anton Keserue, Stefan Kötzsch, Eva Siebel, Marius Vital, Yingying Wang und Hans-Ulrich Weilenmann von der Eawag. Unser Dank geht ausserdem auch an Oliver Köster und Hans-Peter Kaiser von der Wasserversorgung Zürich und das Wave21-Team.

Die Arbeiten wurden finanziell unterstützt durch: BafU, BAG, Eawag, EU-Projekt TECHNEAU, Labor Spiez, Wasserversorgung Zürich.

- [1] OECD, WHO (2003): Assessing microbial safety of drinking water. Improving approaches and methods. OECD, Paris, France, WHO, Geneva, Switzerland.
- [2] Hammes F., Berney M., Wang Y., Vital M., Köster O., Egli T. (2008): Total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [3] Siebel E., Wang Y., Egli T., Hammes F. (2008): Correlations between total cell concentration, total adenosine tri-phosphate concentration and heterotrophic plate counts during microbial monitoring of drinking water. *Drinking Water Engineering and Science* 1, 1–6.
- [4] Berney M., Hammes F., Weilenmann H.-U., Bosshard F., Egli T. (2007): Assessing and interpreting bacterial viability using LIVE/DEAD BacLight™ Kit in combination with flow cytometry. *Applied and Environmental Microbiology* 73, 3283–3290.
- [5] Berney M., Vital M., Hülshoff I., Weilenmann H.U., Egli T., Hammes F. (2008): Rapid assessment of microbial viability in drinking water. *Water Research* (in press).
- [6] Keserue H.-A., Fuchsli H.P., Egli T. (2008): Rapid detection and enumeration of *Giardia* Sp. cysts in different water samples by immunomagnetic separation and flow-cytometric detection. 5th IWA Leading Edge Technology Conference on Water and Wastewater Technologies, Zurich. Abstract, p. 62.
- [7] Fuchsli H.P., Schürch N., Kötzsch S., Keserue H.-A., Egli T. (2007): Development of a rapid detection method for *Legionella pneumophila* in water samples. Swiss Society for Microbiology Annual Meeting, Interlaken. Abstract, p. 166.

Organische Spurenstoffe eliminieren

Die moderne Analytik entdeckt im Wasser immer neue Spurenstoffe, anthropogenen sowie natürlichen Ursprungs. Doch werden die Stoffe in den heutigen Trinkwasseraufbereitungsanlagen auch effizient entfernt? Zwei Verfahren – die Aktivkohlefiltration und die chemische Oxidation – auf dem Prüfstand.



Andreas Peter, Umweltchemiker, hat 2008 seine Doktorarbeit zum Thema Geschmacks- und Geruchsstoffe in der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser» abgeschlossen und ist Mitgründer des Eawag-Spin-Offs Aquality
Koautor: Urs von Gunten

Die Liste der in den Wasserressourcen nachweisbaren organischen Spurenstoffe wird immer umfangreicher. Denn die ständig verbesserte Analytik erlaubt es, auch solche Verbindungen zu messen, die in äusserst tiefen Konzentrationen (im Bereich von

Nano- bis Mikrogramm pro Liter) vorkommen. Sie gehören zu den etwa 100 000 in der Europäischen Union registrierten synthetischen organischen Chemikalien, von denen ca. 30 000 bis 50 000 täglich eingesetzt werden. Aber nicht nur synthetische Substanzen stellen ein Problem dar. Auch eine Reihe natürlicher Spurenstoffe sind im Trinkwasser unerwünscht (siehe Kasten «Herkunft der Spurenstoffe»).

Um die Schadstoffkonzentrationen möglichst tief zu halten, räumt die Schweiz dem Gewässer- und damit dem Ressourcenschutz einen hohen Stellenwert ein; eine effektive Abwasserreinigung, die Sicherung der Grundwasserfassungen mit Schutz-zonen (siehe auch Leitartikel auf S. 4) oder die Behandlung von Strassenabwässern vor der Versickerung sind nur drei Stichworte. Ziel ist es nämlich, das Trinkwasser wenn möglich ohne oder nur mit einer minimalen Aufbereitung bereitzustellen. So können in der Schweiz beispielsweise 400 von 1000 Millionen m³ Trinkwasser jährlich unbehandelt in die Trinkwasserleitungen eingespeist werden.

Dort, wo dies nicht möglich ist oder das Trinkwasser aus Seen entnommen wird, muss es zusätzlich aufbereitet werden. Dafür macht man sich physikalische, chemische und biologische Prozesse oft in Verfahrenskombinationen zu Nutze: Flockung, Sedimentation, (biologische) Filtration, Adsorption, chemische Transformation, Oxidation/Desinfektion. Wir wollten wissen, ob die heute in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzten Verfahren ausreichen, um auch die erst kürzlich in den Wasserressourcen entdeckten Spurenstoffe zu eliminieren. Diese Studie war Teil des Eawag-Querprojekts Wave 21 – Wasserversorgung im 21. Jahrhundert.

Spurenstoffe abtrennen oder zerstören. Aus der grossen Palette der Aufbereitungsmethoden (siehe Kasten S. 26) haben wir zwei der wirkungsvollsten Verfahren genauer untersucht: die Aktivkohlefiltration und die chemische Umwandlung durch Oxidation. Die beiden Verfahren unterscheiden sich prinzipiell in ihrer Wirkungsweise. Bei der Aktivkohlefiltration werden Substanzen, so wie sie sind, abgetrennt, indem sie an der Aktivkohle adsorbieren und/oder im Aktivkohlereaktor biologisch abgebaut werden. Dagegen werden unerwünschte Stoffe durch Zugabe von

Herkunft der Spurenstoffe

Die im Trinkwasser nachweisbaren synthetischen Spurenstoffe stammen aus den verschiedensten Anwendungen:

- ▶ **Landwirtschaft** – z. B. das Pestizid Atrazin, das häufig im Grundwasser gefunden wird.
- ▶ **Verkehr** – z. B. das Benzinadditiv MTBE (Methyl-tert-butylether), das dem Benzin in grossen Mengen als Antiklopffmittel zugegeben wird.
- ▶ **Medizin** – z. B. Arzneimittel, die in den Kläranlagen nur schwer abgebaut werden und von dort in die Oberflächengewässer gelangen: iodierte Röntgenkontrastmittel, Antibiotika, Schmerzmittel, Betablocker und Antirheumatika; aber auch natürliche und künstliche Hormone, wie das 17 β -Ethinylestradiol, der Wirkstoff der Antibabypille.
- ▶ **Industriechemikalien** – z. B. Tri- und Tetrachlorethen, die in grossen Mengen zu Reinigungszwecken eingesetzt werden.

Neben diesen anthropogenen Substanzen gibt es auch eine Reihe natürlicher Spurenstoffe. Dazu gehören etwa Methylisoborneol oder Geosmin, die dem Trinkwasser einen unerwünschten Geruch verleihen, aber ansonsten harmlos sind; sie werden vor allem in eutrophierten, also nährstoffreichen Oberflächengewässern, durch Algen und Bakterien gebildet. Problematischer dagegen sind die von den Cyanobakterien synthetisierten Cyanotoxine wie die als Microcystine bezeichneten Oligopeptide; auch die Cyanobakterien bevorzugen eutrophe Gewässer (siehe auch Artikel von Rolf Kipfer auf S. 8).



Gefragt: eine gute Nase. Geruchsstoffanalyse am Sniff-Port.

Oxidations- und Desinfektionsmitteln (Chlor, Chlordioxid, Ozon, OH-Radikale) oder durch Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV) meist in ungefährlichere Abbauprodukte umgewandelt. Die Effizienz beider Methoden hängt einerseits von den Eigenschaften der eingesetzten Materialien (z.B. Aktivkohle in Pulver- oder Granulatform) bzw. Chemikalien ab und andererseits von den physikalisch-chemischen Stoffkonstanten: ob es sich etwa um polare, gut wasserlösliche oder apolare, schlecht wasserlösliche Spurenstoffe handelt. Darüber hinaus beeinflusst die Zusammensetzung des Rohwassers die Wirksamkeit der Aufbereitungsverfahren. Problematisch ist z.B. das natürliche organische Material (NOM). Das sind bakterielle, pflanzliche oder tierische Stoffwechselprodukte wie z.B. Huminstoffe oder Polysaccharide, die als Partikel oder gelöst im Wasser vorkommen und den Aufbereitungsprozess stören können.

Aktivkohlefilter halten apolare Spurenstoffe gut zurück. Die Aktivkohlefiltration ist in der Trinkwasseraufbereitung weit verbreitet. Dabei nutzt man Pulveraktivkohle vor allem dann, wenn man flexibel auf kurzfristig auftretende Belastungen reagieren

will, während sich Filter mit granulierter Aktivkohle aufgrund geringerer Betriebskosten und einfacherer Handhabung besser für den Dauereinsatz bewährt haben.

Unsere Experimente belegen, dass apolare organische Spurenstoffe tatsächlich gut auf Aktivkohle zurückgehalten werden. So testeten wir im Pilotmassstab die Eliminationsleistung eines 1,5 m hohen Aktivkohlefilters gegenüber dem potenten Geruchsstoff IPMP (2-Isopropyl-3-Methoxypyrazin). IPMP ist eine faulig riechende Substanz, die vor allem durch terrestrische Bakterien gebildet wird. Über zwei Stunden lang wurde dem Rohwasser IPMP in einer Konzentration von 1,5 µg pro Liter beigemischt. Sowohl die frische Kohle als auch der Filter, der bereits ein halbes Jahr im Einsatz und komplett mit natürlichem organischen Material gesättigt war, konnten das apolare IPMP in den obersten 50 cm beinahe vollständig adsorbieren (Abb. 1A).

Polare Stoffe konkurrieren mit dem natürlichen organischen Material um freie Adsorptionsplätze. Dagegen werden besser wasserlösliche Substanzen wie der Benzinzusatzstoff MTBE (Methyl-*tert*-butylether) auf gesättigter Kohle nur teilweise zu-

Alternative Methoden zur Spurenstoffentfernung

Neben den hier untersuchten Verfahren eignet sich auch die Membranfiltration (Tabelle) zur Abtrennung von Spurenstoffen. Da die meisten Spurenstoffe aber Molmassen von deutlich weniger als 1000 Dalton haben, kommen nur Membranen mit Porengrössen im Nano-Bereich in Frage, und auch diese stellen keine absolute Barriere für die Spurenstoffe dar. Zudem werden bei der Nanofiltration einerseits auch Calcium und Magnesium zurückgehalten, was zu einer Enthärtung des Trinkwassers führt. Andererseits muss das Wasser für die Nanofiltration vorbehandelt werden, damit die Membran permeabel bleibt.

Auch die Umkehrosiose, die in der Schweiz bisher nicht eingesetzt wird, hält Spurenstoffe nicht 100 %ig zurück. Sie ist nur bei extremen Wasserqualitätsproblemen angezeigt, da sie sehr energieintensiv ist und grosse Mengen eines schadstoffhaltigen Konzentrats (10–20 % des aufbereiteten Wassers) produziert, das entsorgt werden muss.

Ansonsten können Rohwässer, deren Spurenstoffgehalte saisonal schwanken, mit der Kombination von Pulverkohle und Membranfiltration im Ultra-Bereich behandelt werden. Dabei adsorbieren die Spurenstoffe an die bei Bedarf zugegebene Pulverkohle, deren Korngrösse voluminös genug ist, um bei der nachfolgenden Ultrafiltration aufgefangen zu werden.

Trennverfahren	Trennleistung
Mikrofiltration > 60 nm	Partikel
Ultrafiltration 1,5–60 nm (MWCO 1000 – 1000 000 D)	Bakterien, Viren, Huminstoffe, Kolloide
Nanofiltration 0,5–1,5 nm (MWCO 100 – 1000 D)	Viren, Huminstoffe, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Moleküle
Umkehrosiose < 0,5 nm (MWCO < 100 D)	Moleküle, Ionen

Membranverfahren mit den charakteristischen Trennleistungen. MWCO = Molecular weight cut-off in Dalton (Molekülmasse).

rückgehalten (Abb. 1B). Um diesen polaren Spurenstoff zu eliminieren, fehlen offensichtlich freie Adsorptionsplätze. Sie werden im Verlauf der Filtration vom natürlichen organischen Material belegt, wodurch die Eliminationsleistung nach einigen Monaten abnimmt. Dies geschieht umso schneller, je mehr natürliche organische Substanzen im Wasser enthalten sind. Gleichzeitig können sich auf der Oberfläche der Aktivkohle Biofilme entwickeln, was negativ und positiv zugleich ist. Denn einerseits besetzen die Biofilme wertvolle Adsorptionsplätze. Andererseits aber bauen sie den im Wasser enthaltenen assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) ab, wodurch den Mikroorganismen die Nahrungsquelle entzogen wird und sich die biologische Stabilität des Wassers erhöht.

OH-Radikale sind besonders potente Oxidationsmittel. Im Gegensatz zur Aktivkohlefiltration, einem mit der Zeit alternden Prozess, werden Oxidationsverfahren durch kontinuierliche Zugabe frischer Oxidationsmittel stets regeneriert. Verschiedene

chemische Oxidationsmittel wie Ozon, OH-Radikale (entstehen beim Zerfall von Ozon in wässriger Lösung und sind äusserst kurzlebig), Chlor und Chlordioxid werden in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. Wir untersuchten deshalb im Detail, wie wirksam die einzelnen Oxidationsmittel gegenüber Spurenstoffen sind. Ihre Effizienz hängt nicht nur von ihrer Stabilität im Wasser ab, d. h. ob sie ebenfalls mit dem natürlichen organischen Material reagieren, sondern auch davon, wie schnell sie die unerwünschten Spurenstoffe umwandeln können. Mit Ausnahme der OH-Radikale greifen Oxidationsmittel nämlich bestimmte funktionelle Gruppen an, so dass die Oxidationsgeschwindigkeit anhand der chemischen Struktur der Spurenstoffe ungefähr abgeschätzt werden kann. Für genaue kinetische Berechnungen müssen die spezifischen Geschwindigkeitskonstanten jedoch vorgängig experimentell ermittelt werden. Die meisten Spurenstoffe reagieren am schnellsten mit OH-Radikalen, gefolgt von Ozon, Chlordioxid und Chlor. Bei der Beurteilung der Effizienz muss allerdings auch die Exposition (das Produkt aus benötigter Einwirkzeit und

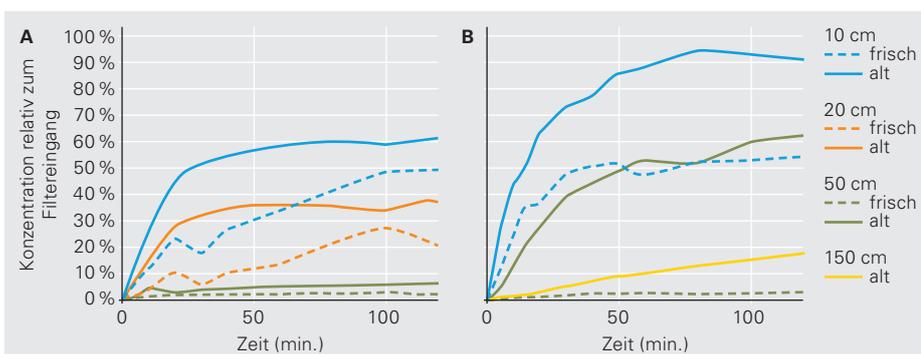


Abb. 1: Eliminationsleistung eines Aktivkohlefilters in Bezug auf den Geruchsstoff IPMP und den Benzin-zusatzstoff MTBE (Pilotstudie mit Zürichseewasser). Gestrichelte Linien = frischer Filter; durchgezogene Linien = gesättigter, 7–8 Monate alter Filter.

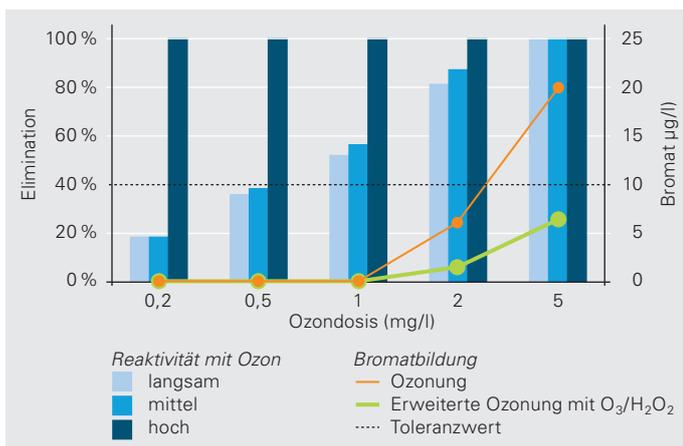
Konzentration) der Oxidantien berücksichtigt werden, die in der Reihenfolge Chlor > Chlordioxid > Ozon > OH-Radikale abnimmt.

Bei der Oxidation können auch unerwünschte Stoffe entstehen. Ein Knackpunkt bei der chemischen Oxidation ist die Bildung unerwünschter Nebenprodukte. Durch Reaktionen mit dem natürlichen organischen Material im Wasser können (leicht) assimilierbare organische Kohlenstoffverbindungen entstehen, die das Wachstum von Mikroorganismen im Wasser begünstigen, was aus Sicht der Trinkwasserhygiene unerwünscht ist. Deshalb werden Oxidationsprozesse oft mit einer biologischen Filtration kombiniert, um diese Substanzen bereits im Wasserwerk zu minimieren. Es können aber auch toxische Umwandlungsprodukte wie halogenierte organische Verbindungen, Nitrosamine und Halogenate gebildet werden.

Insgesamt ist Ozon als Oxidationsmittel die beste Wahl, da die Oxidationsendprodukte häufig toxikologisch weniger heikel und biologisch besser abbaubar sind als die Ausgangsstoffe. Dennoch können sich auch beim Einsatz von Ozon unerwünschte Stoffe, wie z. B. das potenziell kanzerogene Bromat, ergeben. Die Bromatbildung ist besonders ausgeprägt bei hohen Ozondosen und bei Wässern mit hohen Bromidkonzentrationen von über 50 µg/l. Abbildung 2 illustriert den Zusammenhang zwischen der Spurenstoffelimination und der Bromatbildung.

Die weitergehende Oxidation baut ozonresistente Spurenstoffe effizient ab und minimiert die Bromatbildung. Für langsam mit Ozon reagierende Spurenstoffe sind zum Teil sehr hohe Ozondosen (>2 mg/l) nötig (Abb. 2), um einen Abbau von über 90 % zu erzielen. Je mehr Ozon jedoch hinzugegeben wird, desto mehr Bromat entsteht. Wir fanden, dass sich mit der so genannten weitergehenden Oxidation («advanced oxidation processes», AOPs) ein wirksamerer Abbau von ozonresistenten Spu-

Abb. 2: Spurenstoffelimination (Balken) und Bromatbildung (Linien) im Verlauf der Ozonung und der weitergehenden Oxidation (Pilotstudie mit Zürichseewasser, das 20 µg/l Bromid enthält). Die Spurenstoffe sind aufgrund ihrer Reaktivität während der Oxidation gruppiert: langsam, z. B. Atrazin, MTBE und der Geruchsstoff Geosmin; mittel, z. B. IPMP; hoch, z. B. die Pharmazeutika Diclofenac, Sulfamethoxazol.



renstoffen bei gleichzeitig minimierter Bromatbildung erreichen lässt (Abb. 2). Dieser Prozess beruht auf der Oxidationskraft von OH-Radikalen, die, sobald sie auf einen organischen Spurenstoff stossen, unabhängig von seiner chemischen Struktur, mit diesem reagieren. OH-Radikale können bei der weitergehenden Oxidation von Trinkwasser auf verschiedene Weise hergestellt werden: durch Kombination von Ozon und Wasserstoffperoxid (O₃/H₂O₂), Ozon und UV-Licht (O₃/UV) oder UV-Licht und Wasserstoffperoxid (UV/H₂O₂).

Abbildung 2 zeigt, dass die untersuchten Spurenstoffe bei Zugabe von O₃/H₂O₂ nahezu vollständig abgebaut werden, ohne den Bromattoleranzwert von 10 µg/l zu überschreiten. Bei UV-basierten Prozessen ist die Bromatbildung gar vernachlässigbar, dafür sind um einiges höhere UV-Dosen nötig als üblicherweise für die UV-Desinfektion gebraucht werden. Ausserdem erfordert die Elimination von Spurenstoffen durch UV/H₂O₂ ca. zehnmal mehr Energie als durch O₃/H₂O₂. Ozon-basierte Aufbereitungsstufen können leicht durch weitergehende Oxidationsverfahren aufgerüstet werden, um auf erhöhte Spurenstoffkonzentrationen im Rohwasser zu reagieren.

Fazit. Die meisten Spurenstoffe werden in den hierzulande üblichen Verfahrensketten der Seewasseraufbereitung nahezu vollständig entfernt. Dies beruht vor allem auf der Eliminationsleistung der Ozonung und Aktivkohlefiltration [1, 2]. Die Rohwasserqualität kann allerdings die Effizienz der Trinkwasseraufbereitung stark beeinflussen und hat daher einen grossen Einfluss auf die Wahl der einzelnen Aufbereitungsprozesse. ○ ○ ○

- [1] Peter A. (2008): Taste and odor in drinking water – Sources and mitigation strategies; Dissertation ETH Zürich, 141 p.
- [2] Peter A., von Gunten U. (2007): Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water, Environmental Science and Technology 41 (2), 626-631.

Trinkwasseraufbereitung der Zukunft

Ein Grossteil der Wasserversorgungsanlagen, die Mitte des 20. Jahrhunderts gebaut wurden, muss erneuert werden. Im Rahmen des Eawag-Querprojekts Wave 21 «Wasserversorgung im 21. Jahrhundert» wurden zwei neue Verfahrenskombinationen mit Membranfiltration getestet.



Wouter Pronk, Verfahrenstechniker Biotechnologie, Leiter der Gruppe Membrantechnologie in der Abteilung Siedlungswasserwirtschaft. Koautor: Hans-Peter Kaiser, Wasserversorgung Zürich

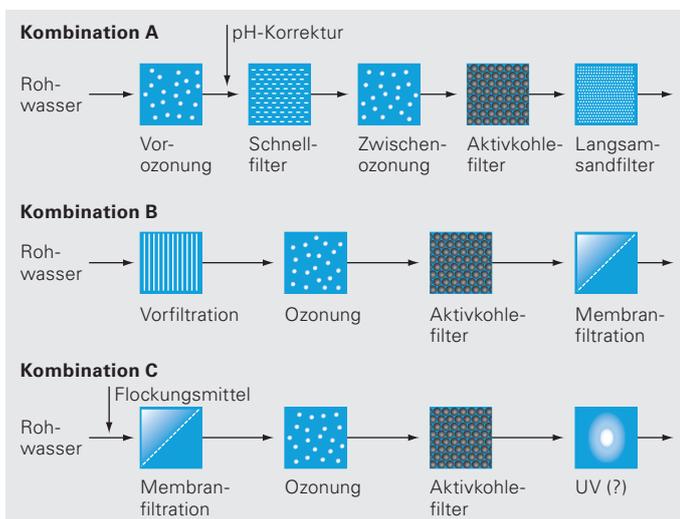
Etwa 43 % des Schweizer Trinkwassers wird aus Quellwasser, 40 % aus Grundwasser und 17 % aus Seewasser produziert. Eine Aufbereitung ist vor allem bei See- und Quellwasser notwendig, um ein qualitativ hochstehendes Trinkwasser liefern zu können. Je nach Rohwasserqualität ist die Behandlung mehr oder weniger aufwendig: Tritt zum Beispiel in einem Quellwasser nur gelegentlich eine leichte Trübung auf, reicht eine einfache Sandfiltration oder eine Membranbehandlung. Wenn das Rohwasser aber auch mikrobiell und/oder mit Spurenstoffen verunreinigt ist, wird häufig eine mehrstufige Behandlung durchgeführt.

So bereitet das Zürcher Wasserwerk Lengg Wasser aus dem Zürichsee mittels je zwei Ozonungs- und Sandfiltrationsstufen sowie einer Aktivkohlefiltration auf (Kombination A in Abb. 1). Im Rahmen des Eawag-Querprojekts Wave 21 (Wasserversorgung im 21. Jahrhundert) werden von der Wasserversorgung Zürich WVZ gemeinsam mit der Eawag und der Anlagenbaufirma Wabag,

Winterthur, mögliche Alternativen erforscht. Die Anforderung der WVZ war, mit der neuen Aufbereitungskombination, ein ebenso hervorragendes Trinkwasser liefern zu können wie heute mit der alten Anlage (siehe Artikel von Erich Mück, S. 32).

Sandfilter gegen Membranen austauschen. Die Membranfiltration, und zwar genau genommen die Ultrafiltration (siehe Tabelle auf S. 26), bietet sich als moderne, zuverlässige Alternative für die Eliminierung von Mikroorganismen an, stellt jedoch keine wesentliche Barriere für Schad-, Geschmacks- und Geruchsstoffe oder für assimilierbare organische Substanzen (AOC) dar. Diese Stoffe können aber effizient durch die Kombination von Ozonung und Aktivkohlefiltration entfernt werden. Daraus ergeben sich zwei mögliche neue Aufbereitungsketten, je nachdem, ob man die Membranfiltration als Endstufe (Kombination B in Abb. 1) oder als Vorbehandlung vor der Ozonung/Aktivkohlefiltration (Kombi-

Abb 1: Schematische Darstellung der Verfahrensstufen in der bestehenden Seewasser-Aufbereitungsanlage Lengg (Kombination A) und den beiden potenziell möglichen Alternativketten, die die Anlage in Lengg ersetzen könnten (Kombination B und C).



Das Membranmodul in der im Wasserwerk Lengg untersuchten Pilotanlage.



nation C in Abb. 1) einsetzt. Kombination B wurde als Pilotanlage von der Firma Wabag im Werk Lengg gebaut und konnte dort in den letzten zwei Jahren unter praxisnahen Bedingungen getestet werden. Um ein besseres Prozessverständnis auch von Kombination C zu erhalten, wurden parallel dazu Experimente mit einer kleinen Membrananlage durchgeführt.

Da Trinkwasser ein Lebensmittel ist, sind die Trinkwasserversorger verpflichtet, sich zur Qualitätssicherung am so genannten HACCP-Konzept zu orientieren (siehe Kasten). Bei unserer Studie gingen wir deshalb anhand dieses Konzepts vor. Die Gefahrenanalyse ergab, dass das Zürichseewasser zwar keine Mikroverunreinigungen aufweist, die permanent entfernt werden müssten, um die Trinkwassernormen zu erfüllen. Aber trotzdem gibt es einzelne relevante Parameter, deren Verhalten wir während der Aufbereitung genau angeschaut haben. Sie werden im Folgenden ausführlicher diskutiert.

Pathogene Mikroorganismen. In der bestehenden Aufbereitungsanlage werden Mikroorganismen in mehreren Stufen inaktiviert (Ozonung) oder zurückgehalten (Schnell- und Langsandsandfiltration). Das gilt auch für Durchfall verursachende Organismen, wie *Giardia lamblia* und *Cryptosporidium parvum*. Im Normalbetrieb befindet sich auf dem Sandfilter eine «Schmutzdecke», die hauptsächlich aus zurückgehaltenem Material besteht, und die eine 100 000-fache Abtrennung (eine so genannte 5-Log-Entfernung) von *Giardia* gewährleistet. Unter stabilen Betriebsbedingungen erreicht die heutige Verfahrenskette im Wasserwerk

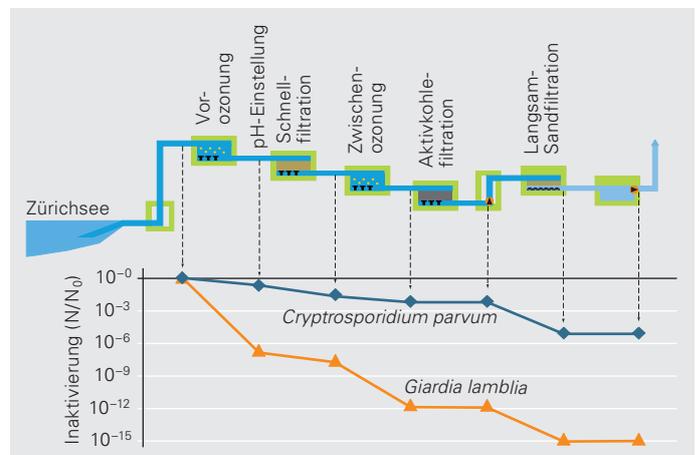


Abb. 2: Berechnete Inaktivierung von *Giardia* und *Cryptosporidium* in der heutigen Seewasser-Aufbereitungsanlage Lengg. N = Anzahl Zellen nach Behandlung, N₀ = Anzahl Zellen vor Behandlung. Z. B. bedeutet 10⁻² eine 100-fache Eliminierung.

Lengg insgesamt sogar eine 15-Log-Eliminierung von *Giardia* (Abb. 2) und übertrifft damit den EPA-Mindeststandard von 3-Log (99,9%) deutlich (EPA = US Environmental Protection Agency). Gelegentlich muss die Schmutzdecke jedoch abgetragen werden, dann nämlich, wenn der hydraulische Widerstand zu gross wird. Danach ist die Filtrationsleistung des Sandfilters kurzzeitig beein-

Die HACCP-Analyse

Das HACCP-Konzept («Hazard Analysis Critical Control Point», deutsch: Gefährdungsanalyse und kritische Lenkungspunkte) ist ein vorbeugendes System, mit dem die Sicherheit von Lebensmitteln für die Verbraucher gewährleistet wird. Bezogen auf die Trinkwasserversorgung müssen zunächst potentielle Gefahren ausgehend vom Rohwasser (im Fall des Wasserwerks Lengg handelt es sich um Zürichseewasser), über die verschiedenen Aufbereitungsstufen, bis hin zum Verteilsystem beurteilt werden. Dazu gehört nicht nur, die Leistung der einzelnen Stufen zu ermitteln, sondern auch unerwünschte Nebenprodukte zu identifizieren, die während der Aufbereitung entstehen, sowie die mikrobiologische Stabilität des produzierten Wassers zu charakterisieren – insbesondere weil die WVZ Wasser ohne Netzschutz bereit-

stellt. In einer zweiten Phase gilt es dann, kritische Lenkungspunkte und ihre Eingreifgrenzen für die Überwachung des Trinkwassers zu definieren. Ein kritischer Lenkungspunkt ist beispielsweise der Restozongehalt. Er ist ein Mass für die erfolgte Inaktivierung pathogener Mikroorganismen während der Ozonung.

In dieser Studie wurden drei Risikogruppen definiert:

► **Gruppe I:** Faktoren, die die Gesundheit der Konsumenten gefährden. In diese Kategorie fallen: toxische Verunreinigungen, z. B. Cyanobakterientoxine und Nitrit, für die aus gesundheitlichen Gründen ein Grenzwert definiert ist; pathogene Bakterien, Viren und Parasiten; und – obwohl nicht krankheitsgefährdend – auch aerob mesophile Keime (AMK, siehe Artikel von Thomas Egli auf S. 20).

► **Gruppe II:** Faktoren, die zu Reklamationen der Konsumenten führen können. Das Vertrauen der Kunden in die Wasserversorgung kann Schaden nehmen. In diese Kategorie fallen vor allem Geschmacks-, Geruchs- und Trübstoffe.

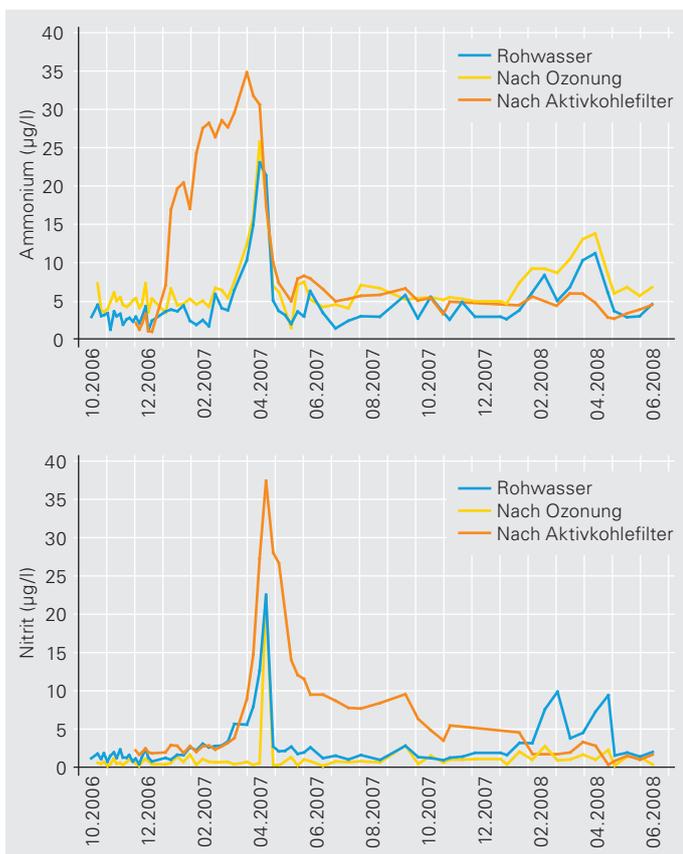
► **Gruppe III:** Faktoren, die weder Gesundheitsprobleme hervorrufen noch von den Konsumenten bemerkt werden. Da die Konsumenten ein qualitativ einwandfreies Trinkwasser wünschen, sind die Wasserversorger selbstverständlich bemüht, bei vertretbarem Aufwand auch diese Stoffe aus dem Trinkwasser zu entfernen. Priorität III betrifft u. a. das Antiklopfmittel MTBE (Methyl-Tertiär-Butyl-Ether), das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol, und im medizinischen Bereich eingesetzte Röntgenkontrastmittel.

trächtig, solange, bis sich wieder eine effektive Schmutzdecke gebildet hat.

Im Gegensatz dazu erbringt die Membranfiltration eine konstant hohe Log-Entfernung der Mikroorganismen. So weiss man, dass *Giardia lamblia* durch Ultrafiltration im 5-Log-Bereich zurückgehalten wird [1] und dass die Ozonung eine zusätzliche 5-Log-Inaktivierung bietet. Insgesamt wird also mit den beiden neuen Verfahrensketten B und C eine 10-Log-Eliminierung erreicht – und zwar unabhängig davon, wo die Membranstufe steht.

Nitritbildung. In der Pilotanlage mit nachgeschalteter Membranfiltration (Kombination B) bildete sich im ersten Frühjahr nach Inbetriebnahme Nitrit im Aktivkohlereaktor (Abb. 3). In dieser Aufbereitungskette, werden grobe Partikel, vor allem Phytoplankton, durch eine Vorfiltration abgetrennt. Ein Teil des Phytoplanktons geht jedoch trotzdem hindurch und wird dann in der Ozonung zerstört. Die freigesetzten Proteine werden schliesslich im Aktivkohlereaktor mikrobiell abgebaut. Dabei entsteht auch Ammonium, das wiederum durch nitrifizierende Bakterien zu toxischem Nitrit umgewandelt wird. Haben sich im Reaktor noch keine Nitrit oxidierenden Bakterien etabliert, verbleibt das Nitrit im Wasser und wird nicht zu Nitrat weiteroxidiert. Der Grenzwert für Ammonium und Nitrit im Trinkwasser (100 µg/l) wurde jedoch nicht überschritten.

Abb. 3: Ammonium- und Nitritkonzentrationen im Aktivkohlefilter der Ersatzkombination B (siehe Abb. 1).



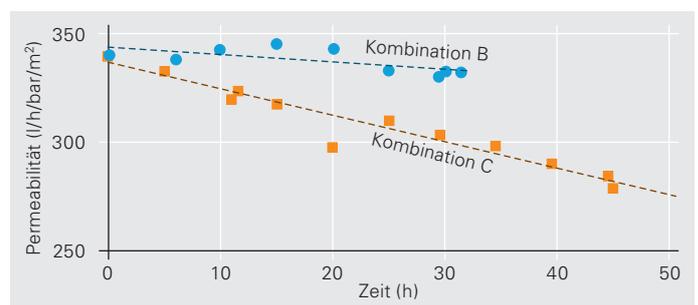
Im zweiten Frühjahr hingegen unterblieb die Nitritbildung (Abb. 3). Wir gehen daher davon aus, dass es sich nur um ein temporäres Problem handelte, das während der Einlaufzeit des Aktivkohlefilters auftreten kann. Sehr wahrscheinlich haben sich später auch Nitrit oxidierende Bakterien im Reaktor angesiedelt.

Eventuell kann die Nitritbildung vollständig vermieden werden, indem die Membranfiltration an den Anfang der Verfahrenskette gestellt wird, so dass das Phytoplankton schon zu Beginn entfernt wird. Ob dies tatsächlich der Fall ist, soll in der zweiten Pilotphase genauer überprüft werden. Dann nämlich wird auch Kombination C als Pilotanlage im Seewasserwerk Lengg getestet. Versuche in kleinem Massstab haben gezeigt, dass die Leistung, d.h. die Permeabilität der Membran, schneller abnimmt, wenn sie zu Beginn und nicht am Ende der Aufbereitungskette steht (Abb. 4). Um trotzdem eine stabile Betriebsweise zu gewährleisten, könnte es in Kombination C eventuell notwendig sein, das Wasser mittels Flockung vorzubehandeln, bevor es den Membranfilter durchströmt (Abb. 1) [2].

Cyanobakterientoxine. Besteht das Phytoplankton auch aus Cyanobakterien (Blaualgen), werden diese ebenfalls in der Ozonung zerstört. Dabei werden aus ihren Zellen so genannte Cyanotoxine freigesetzt. Zwar oxidiert das Ozon diese Stoffe sofort, aber es könnte auch sein, dass ein Teil der Toxine in den Zellen zurückbleibt und sich erst in den nachfolgenden Aufbereitungsstufen im Wasser löst. Durch die Klimaerwärmung können Cyanobakterienblüten in Zukunft prinzipiell zunehmen, jedoch ist das Ausmass schwer vorhersehbar. Was bedeutet das für die Trinkwasseraufbereitung im Seewasserwerk Lengg? Da die Membran-Ultrafiltration keine Barriere für Cyanotoxine darstellt, besteht für die Aufbereitungskette B mit endständiger Membranfiltration im Vergleich zu den anderen beiden Verfahrenskombinationen A und C ein erhöhtes Risiko.

Biologische Stabilität und Zellzahl. Die biologische Stabilität ist ein weiterer wichtiger Parameter in der Trinkwasseraufbereitung. Wasser wird dann als biologisch stabil bezeichnet, wenn der Gehalt an assimilierbarem organischem Kohlenstoff (AOC) so niedrig ist, dass sich mögliche Mikroorganismen im Verteilnetz nicht vermehren können. Ein solches Trinkwasser – wie z. B. das heute

Abb. 4: Permeabilitätsverlust der Ultrafiltrationsmembranen, je nachdem, ob die Membran am Anfang (Kombination C in Abb. 1) oder am Ende (Kombination B in Abb. 1) der Aufbereitungskombination steht.



	Gefahrenklasse nach HACCP-Konzept	Kombination A bestehende Anlage	Kombination B nachgeschaltete Membran	Kombination C vorgeschaltete Membran
Risiken im Rohwasser				
Pathogene Mikroorganismen	I	+	+	+
Cyanobakterientoxine	I	+	Kann in Zukunft eventuell problematisch werden	+
Geschmacks- und Geruchsstoffe	II	+	+	?
Trübstoffe < 100 µm	II	+	++	++
Mikroverunreinigungen	III	++	+	+
Risiken während der Aufbereitung				
Ammonium und Nitrit	I	+	Nitritbildung kann beim Anlaufen der Aktivkohlefiltration auftreten, danach +	?
Biologische Stabilität	I	++	?	?
Keimzahl	I	+	+	+
Desinfektionsnebenprodukte	I	+	+	

Effizienz der drei untersuchten Verfahrenskombinationen (siehe Abb. 1). ++ = sehr gute Leistung, + = gute Leistung, ? = muss noch abgeklärt werden.

in der Aufbereitungsanlage Lengg produzierte Wasser – kann ungechlort ins Netz eingespeist werden. Im Werk Lengg wird der AOC in drei verschiedenen Stufen (Schnell-, Aktivkohle- und Langsamfilter) biologisch abgebaut. Vor allem aufgrund des Langsamfilters ist die biologische Stabilität des produzierten Trinkwassers leicht besser als die des Wassers, das in der Pilotanlage B mit nur einer biologischen Stufe (Aktivkohlefilter) aufbereitet wurde. Aber obwohl der AOC-Wert des Wassers aus der Pilotanlage etwas höher ist als der des Lengg-Wassers, liegt er immer noch unterhalb des postulierten Werts für stabiles Wasser. Ob dies tatsächlich ausreichend ist, muss noch abgeklärt werden.

Bei vorgeschalteter Membranfiltration in Kombination C besteht ausserdem das Risiko, dass sich Zellen oder Zellkolonien aus dem Biofilm im Aktivkohlereaktor ablösen und so der Toleranzwert für Keime im Trinkwasser überschritten wird. Dies könnte durch regelmässige Rückspülungen des Aktivkohlefilters und einer zusätzlichen UV-Schlussdesinfektion verhindert werden.

Chemieunfall. Obwohl die Verordnung zur Störfallvorsorge die Wahrscheinlichkeit eines Chemieunfalls deutlich vermindert hat, ist ein solches Unglück, das zu einer Verunreinigung des Zürichsees führen könnte, nicht vollständig auszuschliessen. Die neue Seewasseraufbereitungskette sollte daher in der Lage sein, möglichst viele potenzielle Schadstoffe zurückzuhalten. Dies wird durch die Kombination Ozonung/Aktivkohlefiltration gewährleistet.

Wie weiter? Aufgrund unserer Analyse können wir einen ersten qualitativen Vergleich der Risiken bei der Wasseraufbereitung mit den drei verschiedenen Verfahrenskombinationen aufstellen (Tabelle). Da jedoch nicht alle möglichen Gefahren in dieser Studie evaluiert wurden, können noch keine definitiven Schlussfolgerungen gezogen werden. Im nächsten Schritt sind deshalb u. a. umfangreiche Pilotversuche mit der Verfahrenskette C vorgesehen. Weitere Risiken, die in eine abschliessende Beurteilung natürlich

auch einzubeziehen sind, entstehen bei betrieblichen Sonder-situationen wie Filterspülungen, beim Anfahren der Anlage und Stufenschaltungen sowie beim kompletten Stillstand des Werks oder bei Ausfall einer Aufbereitungsstufe. Darüber hinaus müssen neben der produzierten Trinkwasserqualität auch verfahrenstechnische (Flexibilität und Modularität), betriebliche (Unterhalts- und Betriebsaufwand), finanzielle (Investitionen) und ökologische (Raumbedarf, Energieverbrauch, Abwasseranfall, Abfall und Chemikalienverbrauch) Aspekte berücksichtigt werden. ○ ○ ○

- [1] Jacangelo J.G., Trussell R.R., Watson M. (1997): Role of membrane technology in drinking water treatment in the United States. *Desalination* 113 (2–3), 119–127.
- [2] Jermann D., Pronk W., Meylan S., Boller M. (2007): Interplay of different NOM fouling mechanisms during ultrafiltration for drinking water production. *Water Research* 41 (8), 1713–1722.

Zusammenspiel von Forschung und Praxis



Erich Mück, Ingenieur und Direktor der Wasserversorgung Zürich WVZ. Koautoren: Ulrich Bosshart, Hans-Peter Kaiser, Oliver Köster (alle WVZ).

Seit Jahren arbeitet die Wasserversorgung Zürich (WVZ) mit der Eawag und einem Industriepartner zusammen; diese Kooperation hat sich im Rahmen des Eawag-Querprojekts Wave 21 noch intensiviert. Was aber macht ein erfolgreiches Projekt aus, das drei so unterschiedliche Partner und ihre Zielvorstellungen vereint? Ein Erfahrungsbericht.

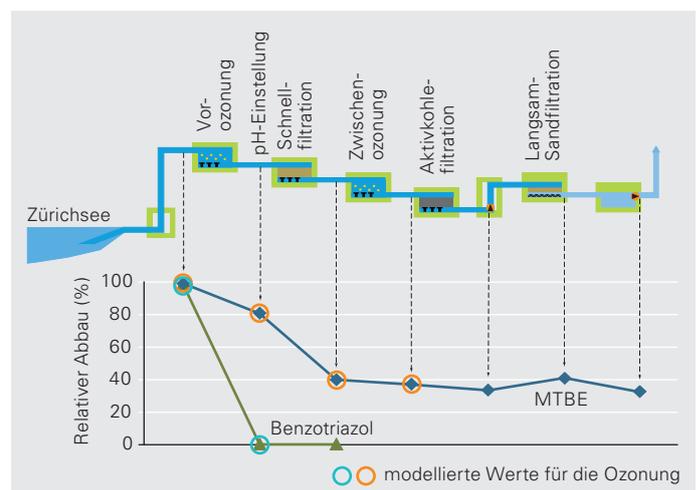
Trinkwasser ist ein Vertrauensgut. Gemäss Umfrage des schweizerischen Verbandes des Gas- und Wasserfachs (SVGW) aus dem Jahr 2006 besitzt Trinkwasser bei mehr als 95 % der Schweizer Bevölkerung eine hohe Akzeptanz. Konsumenten reagieren jedoch sensibel auf Qualitätsprobleme, wodurch das Image des Trinkwassers stark und nachhaltig geschädigt werden kann. Dies musste Zürich im Verlauf der Typhusepidemie von 1884, die mehrere Dutzend Tote forderte, schmerzlich erfahren. So begann die zunächst eher unfreiwillige Zusammenarbeit mit verschiedenen Forschungseinrichtungen: der ETH und der Universität Zürich sowie mit Robert Koch vom Reichsgesundheitsamt Berlin. Neben der Partnerschaft mit der ETH Zürich, die bis heute besteht, kooperiert die WVZ seit 1995 auch mit der Eawag. Was mit einem Schwerpunkt zum Thema Ozonung seinen Anfang nahm, wurde seither in verschiedenen anderen Projekten fortgesetzt. Obwohl die WVZ selbst einen hohen Anteil erfahrener und gut ausgebildeter Fachleute hat, stellen sich immer wieder neue Herausforderungen, die effizienter in Zusammenarbeit mit Forschungs- und Industriepartnern gelöst werden können. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn Spezialwissen oder ein grosser Zeitbedarf für die Problembearbeitung notwendig sind. Doch was braucht es, damit die Zusammenarbeit von Forschung und Praxis erfolgreich ist? Drei Fallbeispiele geben Antwort.

Ist die Ozonung ein wirksamer Aufbereitungsschritt in den Seewasserwerken? Da Trinkwasser dem Lebensmittelgesetz untersteht, sind die Wasserversorger verpflichtet, die Leistung der einzelnen Aufbereitungsstufen nach der HACCP-Methode zu quantifizieren (siehe Kasten auf S. 29). Das gilt auch für die Ozonung. Um jedoch quantitative Aussagen über die desinfizierende Wirkung von Ozon und seine Effizienz im Abbau von Spurenstoffen machen zu können, sind Kenntnisse der Hydraulik im Ozonreaktor und der Abbau- bzw. Desinfektionskinetiken notwendig. Dieses Fachwissen wurde von der Eawag-Arbeitsgruppe rund um Urs von Gunten in das Projekt der WVZ eingebracht (siehe auch Beitrag von Andreas Peter auf S. 24). Da sowohl Laborexperimente als auch Untersuchungen am Ozonreaktor in der Aufbereitungsanlage des Wasserwerks notwendig waren

und die Messungen von beiden Partnern durchgeführt wurden, erforderte der Ablauf nicht nur eine äusserst enge Zusammenarbeit zwischen den Beteiligten, sondern auch den Austausch der erhobenen Daten. Im weiteren Verlauf wurden die Ergebnisse der Laborexperimente in einem Modell mit den theoretischen Vorstellungen zu den Abbau- und Desinfizierungsprozessen im Ozonreaktor verknüpft. Dass dieses Modell tatsächlich richtige Voraussagen macht, konnte schliesslich durch die Messungen der WVZ bestätigt werden (Abb. 1).

Basierend auf diesem Gemeinschaftsprojekt ist die WVZ heute in der Lage, für alle Mikroorganismen mit bekannter Inaktivierungskonstante und für Spurenstoffe mit bekannten Abbaukonstanten, die Inaktivierung bzw. den Abbau in allen Ozonanlagen der Werke der WVZ zu bestimmen [1–4]. Darüber hinaus wird ein zusätzliches Modul entwickelt, das online die Ozonabbaukonstante im Zürichseewasser bestimmt und die für die Aufbereitung erforderliche Ozondosis kontinuierlich anpasst. In einer weiterführenden Studie mit der Eawag-Arbeitsgruppe

Abb. 1: Modellierter und gemessener Abbau von Spurenstoffen in den Aufbereitungsstufen des Seewasserwerks Lengg.



von Willi Gujer wurde die Hydraulik in einem Ozonreaktor mit einem dreidimensionalen Modell simuliert, was die Modellvorhersagen weiter verbesserte. Die WVZ wird diese Modellierung bei künftigen Bauten von Reaktorkammern anwenden.

Insgesamt dauerte das Ozonierungsprojekt 7 Jahre. Der WVZ entstanden externe Kosten von knapp 400 000 Franken. Neben mehreren Eawag-Wissenschaftlern war ein WVZ-Mitarbeiter während der gesamten Dauer zu 10–15 % mit den Untersuchungen beschäftigt.

Gesucht: eine neue Methode zur Bestimmung der biologischen Wasserstabilität. Ein wichtiges Ziel bei der Trinkwasseraufbereitung von Oberflächenwasser ist die biologische Stabilität des produzierten Wassers. Soll das Trinkwasser ohne die Zugabe eines Netzschutzes (z.B. Chlor), an die Konsumenten verteilt werden, kann die Wiederverkeimung im Leitungssystem nur verhindert werden, wenn sehr nährstoffarmes Wasser eingespeist wird. Da das Wachstum von Trinkwasserkeimen im Normalfall durch die Verfügbarkeit von geeigneten Kohlenstoffverbindungen limitiert wird, war das Ziel, eine schnelle und kostengünstige

Methode zu erarbeiten, die es erlaubt den leicht assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) im Mikrogramm-pro-Liter-Bereich zu bestimmen.

Der an der Eawag in der Arbeitsgruppe von Thomas Egli entwickelte Test verfolgt das durch AOC angeregte Wachstum einer natürlichen mikrobiellen Gemeinschaft mit Hilfe der Durchflusszytometrie (siehe auch Beitrag von Thomas Egli auf S. 20), um dadurch auf den AOC-Gehalt im Wasser zu schliessen. Ferner wurde das Verfahren mit der Bestimmung weiterer Parameter kombiniert: Gesamtzellzahl, gelöster organischer Kohlenstoff, Temperatur, pH-Wert und aerobe mesophile Keime [5–7]. Die neuen Methoden sind sowohl für die Forschung als auch für die Praxis der Trinkwasseraufbereitung interessant und wurden an der WVZ bereits eingeführt.

In diesem Projekt finanzierte die WVZ mit 150 000 Franken einen Eawag-Forscher für zwei Jahre und mit 30 000 Franken die Analysekosten der WVZ. Zusätzlich war eine Person der WVZ mit einem Pensum von 10–15 % in diesem Projekt engagiert. Eine Mitarbeiterin der Eawag, die in diesem Projekt mitarbeitete, ist heute bei der WVZ beschäftigt.

Die Wasserversorgung Zürich

Nicht nur an die Qualität des Trinkwassers, auch an das Unternehmen stellt die Wasserversorgung Zürich (WVZ) hohe Ansprüche. So ist die WVZ seit 15 Jahren nach ISO 9000 (Managementsystem mit integriertem Arbeitssicherheit, Umweltzertifikat und akkreditiertem Labor) zertifiziert. Die WVZ hat sich zum Ziel gesetzt, die Bevölkerung jederzeit mit qualitativ hervorragendem Trinkwasser bei einem optimalen Kosten-Nutzen-Verhältnis zu versorgen. Ihr jahrelanger Einsatz hat der WVZ im schweizweiten Vergleich ein überdurchschnittlich hohes Vertrauen der Konsumenten und Konsumentinnen eingebracht und sie wird national wie international als vorbildliches Wasserversorgungsunternehmen wahrgenommen. Die WVZ ist ein wichtiges Mitglied im Netzwerk der Laboratorien der Schweizer Wasserwerke, AquaExpert [8], das vom Branchenverband SVGW getragen wird und die Eawag als Allianzpartner gewinnen konnte. AquaExpert ist ein wichtiges Instrument, Wissen zu erhalten, weiter zu vermitteln und anderen Wasserwerken zur Verfügung zu stellen.

WVZ-Unternehmensdaten 2007

Gründung: 1868
285 Mitarbeitende
Ca. 820 000 Konsumentinnen in 67 Gemeinden
Wasserverbrauch: 53 Millionen m³ pro Jahr
2 Seewasser-, 1 Grundwasser- und 1 Quellwasserwerk
Lieferkapazität pro Tag: 500 000 m³
Leitungslänge: ca. 1544 km
Aufwand: CHF 117 Millionen
Ertrag: CHF 120 Millionen
m³-Preis (inkl. Gebühren): CHF 2.50



Versorgungsgebiet der WVZ. Neben ihrem eigentlichen Kerngebiet in Zürich arbeitet die WVZ in den hellgrau eingefärbten Gebieten mit Vertragspartnern zusammen. Die dorthin gelieferten Wassermengen können von der Abdeckung der Spitzennachfrage bis hin zu einer 100 %igen Versorgung reichen.

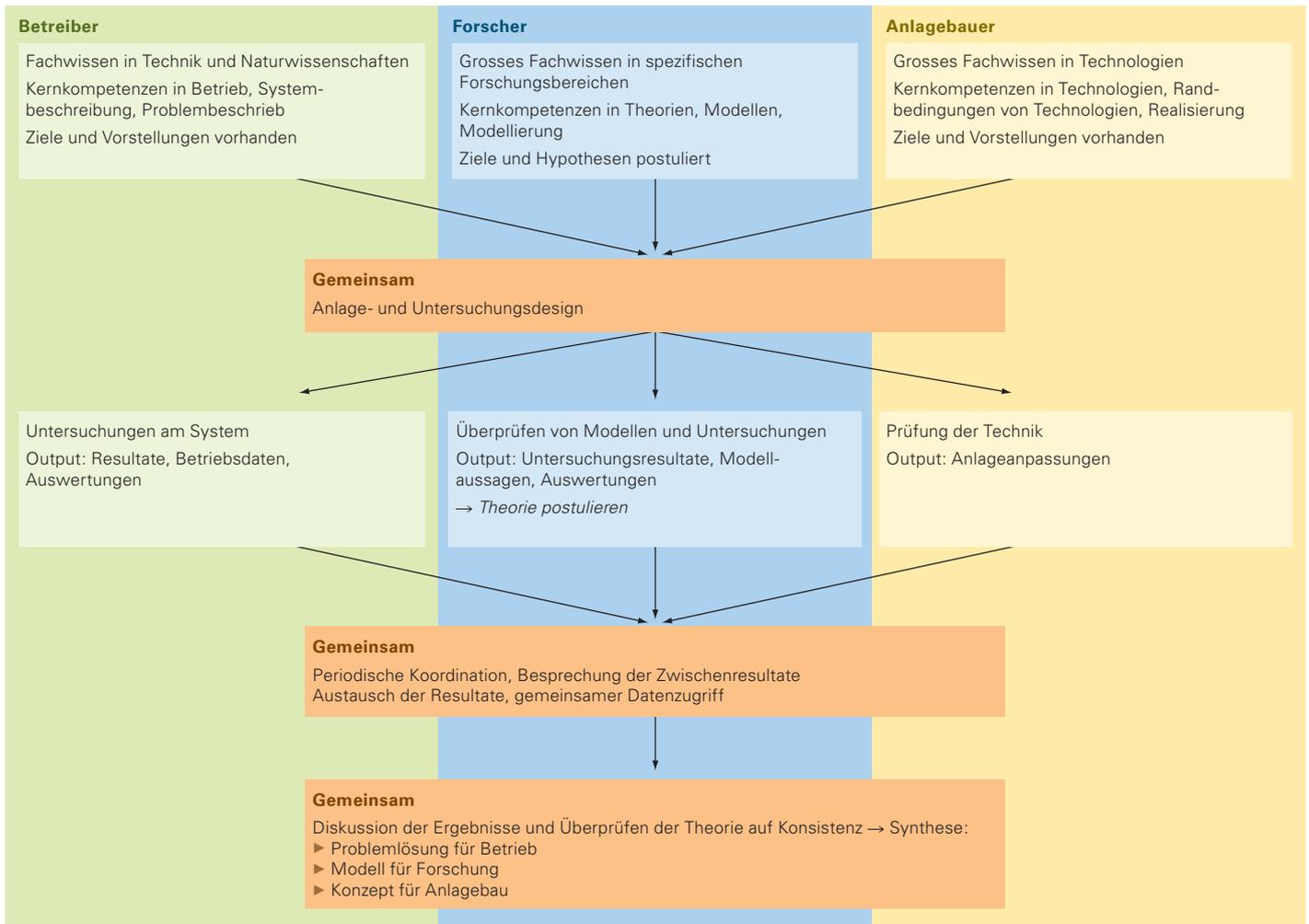


Abb. 2: Modell der Zusammenarbeit zwischen WVZ, Wabag und Eawag bei der Pilotierung neuer Aufbereitungsverfahren.

Einsatz zukunftsweisender Technologien bei Seewasserwerken – Wave21.

Am Anfang dieses Projekts stand die Frage der WVZ, mit welcher kostengünstigen und nachhaltigen Verfahrenstechnik ein Trinkwasser ohne Netzschutz und in derselben hervorragenden Qualität wie heute produziert werden kann. Wesentliche Problemstellungen der WVZ konnten mit dem Forschungsprojekt Wave21 (Wasserversorgung im 21. Jahrhundert) der Eawag Gewinn bringend kombiniert werden. Neben der Eawag wurde als zweiter Kooperationspartner die Firma Wabag, Anlagenbau, Winterthur, gewonnen, mit der die WVZ seit 2003 bereits 2 Pilotierungen erfolgreich durchgeführt hatte. Die drei Partner bildeten ein Projektteam, das sowohl den Aufbau der Pilotanlage und die Versuchsplanung festlegte, als auch die Daten und Resultate diskutierte und die Aufgaben koordinierte (Abb. 2). Durch dieses Zusammenspiel zwischen Wissenschaft, Wasserwerkbetreiber und Anlagenbauer gelang es, ein zukunftsweisendes Aufbereitungssystem zu testen. Es besteht aus Vorfiltration, Ozonung, Aktivkohlefiltration und Membranfiltration und ist seit Ende 2006 in Betrieb. Ende 2008 werden die Versuche an dieser Pilotanlage abgeschlossen sein.

Obwohl die gesammelten Daten noch nicht vollständig ausgewertet sind, ist der Nutzen für die WVZ bereits sichtbar: Beispielsweise wurden mehrere neue Analysemethoden zur Beurteilung der einzelnen Aufbereitungsstufen entwickelt. Der Einsatz von Ozonstarkwasser und statischen Mischern bei der Ozonung ist dem bisherigen Eintragssystem mit Diffusoren überlegen. Durch die so genannte «Advanced Oxidation» auf Basis von Ozon und Peroxid lässt sich der Abbau bestimmter Spurenstoffe steigern. Neue Tests erlauben die Charakterisierung der Aktivkohlefiltration. Und nicht zuletzt verbesserten Arbeiten zum Membranfouling (Ablagerung von natürlichem organischen Material auf den Membranen) die Modellvorstellungen zu den Vorgängen während der Filtration. 2009 wird die WVZ eine weitere Verfahrenskette mit vorgeschalteter Membranfiltration, gefolgt von Ozonung sowie Aktivkohlefiltration und eventuell einer UV-Desinfektion als Endstufe pilotieren.

Die WVZ beteiligt sich bis Ende 2008 mit 5 Mitarbeitenden zu je 10–20 % und 1 Person zu 30 % am Wave21-Projekt. Zusätzlich finanzierte die WVZ den Bau und Betrieb der Pilotanlage mit ca.1,2 Millionen Franken und die Laboranalytik mit 200 000 Fran-



Pilotanlage zur Aufbereitung von Zürichseewasser im Werk Lengg.

ken pro Jahr. Die Firma Wabag setzte 2 ihrer Mitarbeiter zu insgesamt etwa 30 % ein.

Voraussetzungen, Chancen und Gefahren – ein Fazit. Wichtigster «Treiber» erfolgreicher Projekte ist sicherlich die stets offene Diskussion zwischen den Partnern. Dabei ist es nicht immer einfach, die Problemstellungen und einzelnen Interessenlagen klar und verständlich zu kommunizieren bzw. die Sichtweise der Anderen zu verstehen und zu akzeptieren. So hat sich ein Produktionsbetrieb an gewisse strikte Vorgaben zu halten, die der wissenschaftlichen Freiheit klare Grenzen setzen. Freiheiten dagegen sind notwendig, um Innovation zu fördern. Diese Gratwanderung muss bewältigt werden.

Darüber hinaus gibt es nach unserer Erfahrung weitere Faktoren für ein erfolgreiches Innovationsprojekt:

- ▶ Ein gemeinsames Projektziel, hinter dem jeder Partner für sich auch individuelle Teilziele erkennen kann;
- ▶ Fokussierung der Partner auf ihre Kernkompetenzen;
- ▶ periodische Treffen, an denen Ergebnisse und das weitere Vorgehen besprochen werden;

- ▶ Teamgeist, der durch gemeinsame Erfahrungen noch verstärkt wird;
- ▶ Erfahrungen der Teammitglieder in den Tätigkeitsbereichen der anderen Partner, speziell im Forschungsumfeld;
- ▶ die räumliche Nähe der Partnern zueinander;
- ▶ Annäherung der Partner in mehreren kleineren Projekten.

Zwar erfordert die beschriebene Vorgehensweise grosse personelle Ressourcen, doch wiegt der erzielte Wissenszuwachs diesen Aufwand allemal auf. Ein positiver Nebeneffekt ist zudem, dass die WVZ heute keine Probleme mehr hat, gut ausgebildete Fachleute aus dem Hochschul Umfeld für ihr Unternehmen zu gewinnen. Die Zusammenarbeit der WVZ mit der Eawag und der Wabag ist also durchweg eine Erfolgsgeschichte, die es zur Sicherung einer qualitativ hoch stehenden und zukunftsorientierten Trinkwasserversorgung weiterzuentwickeln gilt. ○ ○ ○

- [1] Hervé Gallard H., von Gunten U., Kaiser H.P. (2003): Prediction of the disinfection and oxidation efficiency of full-scale ozone reactors. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 52, 277–290.
- [2] Elovitz M.S., von Gunten U., Kaiser H.P. (2000): Hydroxylradical/ozone ratios during ozonation process. II. The effect of temperature, pH, alkalinity and DOM properties. *Ozone Science & Engineering* 22, 123–150.
- [3] Kaiser H.P., von Gunten U., Elovitz M. (2000): Die Bewertung von Ozonreaktoren. *Gas – Wasser – Abwasser* 1, 50–61.
- [4] Von Gunten U., Elovitz M., Kaiser H.P. (1999): Calibration of full-scale ozonation systems with conservative and reactive tracers. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 48, 250–256.
- [5] Hammes F., Salhi E., Köster O., Kaiser H.P., Egli T., von Gunten U. (2006): Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. *Water Research* 40, 2275–2286.
- [6] Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41, 1447–1454.
- [7] Hammes F., Berney M., Wang Y., Köster O., Egli T. (2008): Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269–277.
- [8] www.aquaeXpert.ch

Publikationen

Die hier aufgelisteten und alle älteren Eawag-Publikationen können unter http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html heruntergeladen werden. Suche nach Autor, Titel oder Stichwort möglich. Bei Problemen: library@eawag-empa.ch

- Abegglen C., Ospelt M., Siegrist H.** (2008): Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater. *Water Research* 42 (1–2), 338–346.
- Al-Halbouni D., Traber J., Lyko S., Wintgens T., Melin T., Tacke D., Janot A., Dott W., Hollender J.** (2008): Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. *Water Research* 42 (6–7), 1475–1488.
- Amini M., Abbaspour K.C., Berg M., Winkel L., Hug S.J., Höhn E., Yang H., Johnson A.C.** (2008): Statistical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3669–3675.
- Amini M., Mueller K., Abbaspour K.C., Rosenberg T., Afyuni M., Möller M., Sarr M., Johnson C.A.** (2008): Statistical modeling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Sciences and Technology* 42 (10), 3662–3668.
- Araki H., Berekjian B.A., Ford M.J., Blouin M.S.** (2008): Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications* 1 (2), 342–355.
- Belmaker R., Lazar B., Tepelyakov N., Stein M., Beer J.** (2008): ^{10}Be in Lake Lisan sediments – A proxy for production or climate? *Earth and Planetary Science Letters* 269 (3–4), 447–456.
- Berg M., Trang P.T.K., Stengel C., Buschmann J., Viet P.H., Van Dan N., Giger W., Stüben D.** (2008): Hydrological and sedimentary controls leading to arsenic contamination of groundwater in the Hanoi area, Vietnam: The impact of iron-arsenic ratios, peat, river bank deposits, and excessive groundwater abstraction. *Chemical Geology* 1–2 (249), 91–112.
- Bernet D., Liedtke A., Bittner D., Eggen R.I.L., Kipfer S., Küng C., Largiader C.R., Suter M.J.F., Wahli T., Segner H.** (2008): Gonadal malformations in whitefish from Lake Thun: Defining the case and evaluating the role of EDCs. *Chimia* 62 (5), 383–388.
- Borsuk M.E., Maurer M., Lienert J., Larsen T.A.** (2008): Charting a path for innovative toilet technology using multicriteria decision analysis. *Environmental Science & Technology* 42 (6), 1855–1862.
- Brand A.** (2007): The influence of bottom boundary turbulence on sediment solute dynamics. Dissertation 17394, ETH Zürich, Switzerland, 102 pp.
- Burkhardt-Holm P., Segner H., Burki R., Peter A., Schubert S., Suter M.J.F., Borsuk M.E.** (2008): Estrogenic endocrine disruption in Switzerland: Assessment of fish exposure and effects. *Chimia* 62 (5), 376–382.
- Buschmann J., Berg M., Stengel C., Winkel L., Sampson M.L., Trang P.T.K., Viet P.H.** (2008): Contamination of drinking water resources in the Mekong delta floodplains: Arsenic and other trace metals pose serious health risks to population. *Environment International* 34 (6), 756–764.
- Campbell K.M., Root R., O’Day P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: I. laboratory development. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 497–503.
- Campbell K.M., Root R., O’Day P.A., Hering J.G.** (2008): A gel probe equilibrium sampler for measuring arsenic porewater profiles and sorption gradients in sediments: II. field application to Haiwee reservoir sediment. *Environmental Science and Technology* 42 (2), 504–510.
- Canonica S., Laubscher H.U.** (2008): Inhibitory effect of dissolved organic matter on triplet-induced oxidation of aquatic contaminants. *Photochemical and Photobiological Sciences* 7 (5), 547–551.
- Canonica S., Meunier L., von Gunten U.** (2008): Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Research* 42 (1–2), 121–128.
- Cirpka O.A., Schwede R.L., Luo J., Dentz M.** (2008): Concentration statistics for mixing-controlled reactive transport in random heterogeneous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 98 (1–2), 61 S–74.
- Clauwaert P., Tolédo R., van der Ha D., Crab R., Verstraete W., Hu H., Udert K.M., Rabaey K.** (2008): Combining biocatalyzed electrolysis with anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 57 (4), 575–579.
- Coops H., Buijse L.L., Buijse A.D., Constantinescu A., Covaliov S., Hanganu J., Ibelings B.W., Menting G., Navodaru I., Oosterberg W., Staras M., Török L.** (2008): Trophic gradients in a large-river Delta: ecological structure determined by connectivity gradients in the Danube Delta (Romania). *River Research and Applications* 24 (5), 698–709.
- Corcho Alvarado J.A., Purtschert R., Barbécot F., Chabault C., Ruedi J., Schneider V., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H.** (2007): Constraining the age distribution of highly mixed groundwater using ^{39}Ar : A multiple environmental tracer ($^3\text{H}/^3\text{He}$, ^{85}Kr , ^{39}Ar , and ^{14}C) study in the semiconfined Fontainebleau Sands Aquifer (France). *Water Resources Research* 43 (3), Article number W03427.
- Danovaro R., Corinaldesi C., Filippini M., Fischer U.R., Gessner M.O., Jacquet S., Magagnini M., Velimirov B.** (2008): Viriobenthos in freshwater and marine sediments: A review. *Freshwater Biology* 53 (6), 1186–1213.
- de Bruin A., Ibelings B.W., Kagami M., Mooij W.M., van Donk E.** (2008): Adaptation of the fungal parasite *Zygorhizidium planktonicum* during 200 generations of growth on homogeneous and heterogeneous populations of its host, the diatom *Asterionella formosa*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 55 (2), 69–74.
- Deborde M., von Gunten U.** (2008): Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment – Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research* 42 (1–2), 13–51.
- Dijkstra P.D., Seehausen O., Fraterman R.E., Groothuis T.G.G.** (2008): Learned aggression biases in males of Lake Victoria cichlid fish. *Animal Behaviour* 76 (3), 649–655.
- Duc L., Noll M., Meier B.E., Bürgmann H., Zeyer J.** (2008): High diversity of diazotrophs in the forefield of a receding alpine glacier. *Microbial Ecology*, 12 pp.
- Duong H.A., Pham N.H., Nguyen H.T., Hoang T.T., Pham H.V., Pham V.C., Berg M., Giger W., Alder A.C.** (2008): Occurrence, fate and antibiotic resistance of fluoroquinolone antibacterials in hospital wastewaters in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 72 (6), 968–973.
- Escher B.I., Bramaz N., Mueller J.F., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 612–621.
- Escher B.I., Bramaz N., Quayle P., Rutishauser S., Vermeirssen E.L.M.** (2008): Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (5), 622–631.
- Fanetti D., Anselmetti F.S., Chapron E., Sturm M., Vezzoli L.** (2008): Megaturbidite deposits in the Holocene basin fill of Lake Como (Southern Alps, Italy). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 323–340.
- Filella M., Rellstab C., Chanudet V., Spaak P.** (2008): Effect of the filter feeder *Daphnia* on the particle size distribution of inorganic colloids in freshwaters. *Water Research* 42 (8–9), 1919–1924.
- Filippini M., Buesing N., Gessner M.O.** (2008): Temporal dynamics of freshwater bacterio- and

virio plankton along a littoral-pelagic gradient. *Freshwater Biology* 53 (6), 1114–1125.

Fischer B.B., Krieger-Liszak A., Hideg E., Šnyrychová I., Wiesendanger M., Eggen R.I.L. (2007): Role of singlet oxygen in chloroplast to nucleus retrograde signaling in *Chlamydomonas reinhardtii*. *FEBS Letters* 581 (29), 5555–5560.

Frank T., Güttinger H., van Velsen S. (2007): Thermal comfort measurements in a hybrid ventilated office room. *Clima 2007 WellBeing Indoors*, Helsinki, Finland, June 10–14, 2007.

Freitas L.G., Singer H., Müller S.R., Schwarzenbach R.P., Stamm C. (2008): Source area effects on herbicide losses to surface waters – A case study in the Swiss Plateau. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128 (3), 177–184.

Furrer G., Wehrli B., Gamsjäger H. (1993): Editorial. *Aquatic Sciences* 55 (4), p. 229.

Galla J., Kopp U., Martinuzzi A., Störmer E. (2008): Programmaktorsaufstellungen – Erste Erfahrungen mit Systemaufstellungen in theoriebasierten Evaluationen. *Zeitschrift für Evaluation* 7 (1), 35–73.

Haberzettl T., Kück B., Wulf S., Anselmetti F., Ariztegui D., Corbella H., Fey M., Janssen S., Lücke A., Mayr C., Ohlendorf C., Schäbitz F., Schleser G.H., Wille M., Zolitschka B. (2008): Hydrological variability in southeastern Patagonia and explosive volcanic activity in the southern Andean Cordillera during Oxygen Isotope Stage 3 and the Holocene inferred from lake sediments of Laguna Potrok Aike, Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 213–229.

Hammes F., Meylan S., Salhi E., Köster O., Egli T., von Gunten U. (2007): Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton. *Water Research* 41 (7), 1447–1454.

Hanke I., Singer H. (2007): Residue determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface and groundwater by SPE-LC-MS/MS. XIII Symposium in Pesticide Chemistry: Environmental Fate and Ecological Effects of Pesticides, Piacenza, Italy, September 3–6, 2007, 856–863.

Heikkilä U. (2007): Modeling of the atmospheric transport of the cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be using the ECHAM5-HAM General Circulation Model. Dissertation 17516, ETH Zürich, Switzerland, 148 pp.

Heikkilä U., Beer J., Alfimov V. (2008): Beryllium-10 and beryllium-7 in precipitation in Dübendorf (440 m) and at Jungfraujoch (3580 m), Switzerland (1998–2005). *Journal of Geophysical Research* 113, D11104.

Heikkilä U., Beer J., Feichter J. (2008): Modeling cosmogenic radionuclides ^{10}Be and ^7Be during the maunder minimum using the ECHAM5-HAM

general circulation model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7 (6), 2798–2809.

Heikkilä U., Beer J., Jouzel J., Feichter J., Kubik P. (2008): ^{10}Be measured in a GRIP snow pit and modeled using the ECHAM5-HAM general circulation model. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L05817.

Heri S., Mosler H.J. (2008): Factors affecting the diffusion of solar water disinfection: A field study in Bolivia. *Health Education & Behavior* 35 (4), 541–560.

Hoehn E., Cirkpa O.A., Hofer M., Zobrist J., Kipfer R., Baumann M., Scholtis A., Favero R. (2007): Untersuchungsmethoden der Flussinfiltration. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 87 (7), 497–505.

Hoehn E., Plumlee M.H., Reinhard M. (2007): Natural attenuation potential of downwelling streams for perfluorochemicals and other emerging contaminants. *Water Science & Technology* 56 (11), 59–64.

Holzner C.P. (2008): Noble gases as tracers for mixing and gas exchange processes in lakes and oceans. Dissertation 17757, ETH Zürich, Switzerland, 118 pp.

Huertas E., Salgot M., Hollender J., Weber S., Dott W., Khan S., Schäfer A., Messalem R., Bis B.A.A., Chikurel H. (2008): Key objectives for water reuse concepts. *Desalination* 218 (1–3), 120–131.

Ionescu M., Franchini A., Egli T., Belkin S. (2008): Induction of the *yjbEFGH* operon is regulated by growth rate and oxygen concentration. *Archives of Microbiology* 189 (3), 219–226.

Jankowski T., Collins A.G., Campbell R. (2008): Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia* 595 (1), 35–40.

Joss A., Siegrist H., Ternes T.A. (2008): Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science & Technology* 57 (2), 251–255.

Keller I., Veltsos P., Nichols R.A. (2008): The frequency of rDNA variants within individuals provides evidence of population history and gene flow across a grasshopper hybrid zone. *Evolution* 62 (4), 833–844.

Klappert K., Butlin K.R., Reinold K. (2007): The attractiveness fragment – AFLP analysis of local adaptation and sexual selection in a caeliferan grasshopper, *Chorthippus biguttulus*. *Naturwissenschaften* 94, 667–674.

Klappert K., Mazzi D., Hoikkala A., Ritchie M. (2007): Male courtship song and female preference variation between phylogeographically distinct populations of *Drosophila montana*. *Evolution* 61 (6), 1481–1488.

Klappert K., Reinold K. (2007): Indirect benefits for choosy female grasshoppers (*Chorthippus biguttulus*)? *Zoology* 110 (5), 354–359.

Klump S., Cirkpa O.A., Surbeck H., Kipfer R. (2008): Experimental and numerical studies on excess-air formation in quasi-saturated porous media. *Water Resources Research* 44, Article number W05402.

Klump S., Grundl T., Purtschert R., Kipfer R. (2008): Groundwater and climate dynamics derived from noble gas, ^{14}C , and stable isotope data. *Geology* 36 (5), 395–398.

Kohler H.P.E., Gabriel F.L.P., Giger W. (2008): *ipso*-Substitution – A Novel Pathway for Microbial Metabolism of Endocrine-Disrupting 4-Nonylphenols, 4-Alkoxyphenols, and Bisphenol A. *Chimia* 62 (5), 358–363.

Konrad K., Truffer B., Voss J.P. (2008): Multi-regime dynamics in the analysis of sectoral transformation potentials: evidence from German utility sectors. *Journal of Cleaner Production* 16 (11), 1190–1202.

Krauss M., Hollender J. (2008): Analysis of nitrosamines in wastewater: Exploring the trace level quantification capabilities of a hybrid linear ion trap/orbitrap mass spectrometer. *Analytical Chemistry* 80 (3), 834–842.

Kulbe T., Livingstone D.M., Guilizzoni P., Sturm M. (2008): The use of long-term, high-frequency, automatic sampling data in a comparative study of the hypolimnia of two dissimilar Alpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 371–376.

Kwon J.H., Escher B.I. (2008): A modified parallel artificial membrane permeability assay for evaluating the bioconcentration of highly hydrophobic chemicals in fish. *Environmental Science & Technology* 42 (5), 1787–1793.

Kwonpongsagoon S., Bader H.P., Scheidegger R. (2008): Woher kommen die Cd-Einträge in die Landwirtschaft in Australien. Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften. Workshop Dübendorf 2008, Eawag, Dübendorf, March 13–14, 2008, 17–26.

Langhans S.D. (2006): Riverine floodplain heterogeneity as a controller of organic matter dynamics and terrestrial invertebrate distribution. Dissertation 16997, ETH Zürich, Switzerland, 161 pp.

Larsbo M., Fenner K., Stoob K., Burkhardt M., Abbaspour K., Stamm C. (2008): Simulating sulfadiazine transport in surface runoff and soil at the microplot and field scale. *Journal of Environmental Quality* 37 (3), 788–797.

Leupin O.X. (2004): Arsenic removal at the household level. Dissertation 15783, ETH, Zürich, Switzerland, 99 pp.

Li W., Englert A., Cirkpa O.A., Vereecken H. (2008): Three-dimensional geostatistical inversion

of flowmeter and pumping test data. *Ground Water* 46 (2), 193–201.

Lichtensteiger T., Baccini P. (2008): Exploration of urban stocks. *Journal of Environmental Engineering and Management* 18 (1), 41–48.

Liedtke A., Muncke J., Rufenacht K., Eggen R.I.L. (2008): Molecular multi-effect screening of environmental pollutants using the MolDarT. *Environmental Toxicology* 23 (1), 59–67.

Liu H. (2008): Flux pathway of constituents in Lake Alpach. MSc Thesis ES 08.36, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 94 pp.

Livingstone D.M., Hari R. (2008): Switzerland to short-term climatic fluctuations in summer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30 (3), 449–454.

Logue J.B., Bürgmann H., Robinson C.T. (2008): Progress in the ecological genetics and biodiversity of freshwater bacteria. *Bioscience* 58 (2), 103–113.

Maan M.E., van Rooijen A.M.C., van Alphen J.J.M., Seehausen O. (2008): Parasite-mediated sexual selection and species divergence in Lake Victoria cichlid fish. *Biological Journal of the Linnean Society* 94 (1), 53–60.

Marconi F. (2008): Silver nanoparticles dissolution and toxicity to *Chlamydomonas reinhardtii*. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Switzerland, 57 pp.

Markard J. (2008): Prospective Analysis of Socio-Technical and Organizational Variations: Conceptual elements and empirical findings from the innovation system for stationary fuel cells in Germany. In: Bammé A., Getzinger G., Wieser B. (Eds.) *Yearbook 2007 of the Institute for Advanced Studies on Science, Technology and Society*, Profil-Verlag, Wien, 225–249.

Markard J., Truffer B. (2008): Technological innovation systems and the multi-level perspective: Towards an integrated framework. *Research Policy* 37 (4), 596–615.

Maurer M., Herlyn A. (2006): Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Schlussbericht, 63 S.

McGinnis D.F., Berg P., Brand A., Lorrai C., Edmonds T.J., Wüest A. (2008): Measurements of eddy correlation oxygen fluxes in shallow freshwaters: Towards routine applications and analysis. *Geophysical Research Letters* 35, Paper number L04403.

Meckler A.N., Schubert C.J., Hochuli P.A., Plessen B., Birgel D., Flower B.P., Hinrichs K.U., Haug G.H. (2008): Glacial to Holocene terrigenous organic matter input to sediments from Orca Basin, Gulf of Mexico – A combined optical and biomarker approach. *Earth and Planetary Science Letters* 272 (1–2), 251–263.

Meier C., Wehrli B., van der Meer J.R. (2008): Seasonal fluctuations of bacterial community diversity in agricultural soil and experimental validation by laboratory disturbance experiments. *Microbial Ecology* 56 (2), 210–222.

Mieleitner J., Borsuk M., Bürgi H.R., Reichert P. (2008): Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquatic Sciences* 70 (1), 30–46.

Mooij W.M., Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Hülsmann S., Ibelings B.W. (2007): Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia* 584 (1), 443–454.

Morf L.S., Buser A.M., Taverna R., Bader H.P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62 (5), 424–431.

Moser S., Mosler H.J. (2008): Differences in influence patterns between groups predicting the adoption of a solar disinfection technology for drinking water in Bolivia. *Social Science & Medicine* 67 (4), 497–504.

Mosler H.J., Martens T. (2008): Designing environmental campaigns by using agent-based simulations: Strategies for changing environmental attitudes. *Journal of Environmental Management* 88 (4), 805–816.

Mosler H.J., Tamas A., Tobias R., Caballero Rodríguez T., Guzmán Miranda O. (2008): Deriving interventions on the basis of factors influencing behavioral intentions for waste recycling, composting, and reuse in Cuba. *Environment and Behavior* 40 (4), 522–544.

Müller B., Berg M., Yao Z.P., Zhang X.F., Wang D., Pfluger A. (2008): How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of The Total Environment* 402 (2–3), 232–247.

Müller B., Stierli R., Gächter R. (2008): A low-tech, low-cost passive sampler for the long-term monitoring of phosphate loads in rivers and streams. *Journal of Environmental Monitoring* 10 (7), 817–820.

Neumann M.B., Gujer W. (2008): Underestimation of uncertainty in statistical regression of environmental models: Influence of model structure uncertainty. *Environmental Sciences and Technology* 42 (11), 4037–4043.

Nuttakan W. (2008): Organic carbon burial in a Swiss hydro-electric reservoir: Roles of sedimentation and mineralisation. MSc Thesis ES 08.39, Eawag, Kastanienbaum and UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, Switzerland and the Netherlands, 43 pp.

Ostrovsky I., McGinnis D.F., Lapidus L., Eckert W. (2008): Quantifying gas ebullition with echo-

sounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake. *Limnology and Oceanography: Methodes* 6, 115–118.

Payn R.A., Gooseff M.N., Benson D.A., Cirkpa O.A., Zarnetske J.P., Bowden W.B., McNamara J.P., Bradford J.H. (2008): Comparison of instantaneous and constant-rate stream tracer experiments through non-parametric analysis of residence time distributions. *Water Resources Research* 44 (6), Article number W06404.

Pierotti M.E.R., Knight M.E., Immler S., Barson M.J., Tuner G.F., Seehausen O. (2008): Individual variation in male mating preferences for female coloration in a polymorphic cichlid fish. *Behavioral Ecology* 19 (3), 483–488.

Raina V., Rentsch D., Geiger T., Sharma P., Buser H.R., Holliger C., Lal R., Kohler H.P.E. (2008): New metabolites in the degradation of α - and γ -Hexachlorocyclohexane (HCH): Pentachlorocyclohexenes are hydroxylated to cyclohexenols and cyclohexenediols by the haloalkane dehalogenase LinB from *Sphingobium indicum* B90A. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56 (15), 6594–6603.

Reilstab C. (2008): Life at low food – population dynamics and genetic structure of *Daphnia* in ultra-oligotrophic Lake Brienz. Dissertation 17561, ETH, Zürich, Switzerland, 140 pp.

Reilstab C., Spaak P. (2007): Starving with a full gut? Effect of suspended particles on the fitness of *Daphnia hyalina*. *Hydrobiologia* 594 (1), 131–139.

Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. *Ecological Applications* 18 (2), 511–526.

Root R.A., Dixit S., Campbell K.M., Jew A.D., Hering J.G., O'Day P.A. (2007): Arsenic sequestration by sorption processes in high-iron sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (23), 5782–5803.

Rozen F.C.J.M., Peeters E.T.H.M., Roijackers R., Wyngaert I.V.D., Wolters H., de Coninck H., Ibelings B.W., Buijse A.D., Scheffer M. (2008): Fast response of lake plankton and nutrients to river inundations on floodplain lakes. *River Research and Applications* 24 (4), 388–406.

Rossi L., Hari R. (2007): Screening procedure to assess the impact of urban stormwater temperature to populations of brown trout in receiving Water. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3 (3), 383–392.

Schmid M., Budnev N.M., Granin N.G., Sturm M., Schurter M., Wüest A. (2008): Lake Baikal deepwater renewal mystery solved. *Geophysical Research Letters* 35, Article number L09605.

Schmid Neset T.S., Bader H.P., Scheidegger R., Lohm U. (2008): The flow of phosphorus in food production and consumption – Linköping, Sweden,

1870–2000. *Science of the Total Environment* 396 (2–3), 111–120.

Schneider M.K., Brunner F., Hollis J.M., Stamm C. (2007): Towards a hydrological classification of European soils: Preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (4), 1501–1513.

Schuol J., Abbaspour K., Yang H., Srinivasan R., Zehnder A.J.B. (2008): Modeling blue and green water availability in Africa. *Water Resources Research* 44, Article number W07406 (18 pp.).

Schuol J., Abbaspour K.C., Srinivasan R., Yang H. (2008): Estimation of freshwater availability in the West African sub-continent using the SWAT hydrologic model. *Journal of Hydrology* 352 (1–2), 30–49.

Schuwirth N., Kühni M., Schweizer S., Uehlinger U., Reichert P. (2008): A mechanistic model of benthos community dynamics in the River Sihl, Switzerland. *Freshwater Biology* 53 (7), 1372–1392.

Siegrist H., Salzgeber D., Eugster J., Joss A. (2008): Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science & Technology* 57 (3), 383–388.

Skage M., Hobæk A., Ruthová S., Keller B., Petrusek A., Sed'a J., Spaak P. (2007): Intra-specific rDNA-ITS restriction site variation and an improved protocol to distinguish species and hybrids in the *Daphnia longispina* complex. *Hydrobiologia* 594 (1), 19–32.

Spaak P. (2007): Cladocera; Preface. *Hydrobiologia* 594 (1), 1–3.

Spycher S., Smejtek P., Netzeva T.I., Escher B.I. (2008): Toward a class-independent quantitative structure – Activity relationship model for uncouplers of oxidative phosphorylation. *Chemical Research in Toxicology* 21 (4), 911–927.

Stamm C., Alder A.C., Fenner K., Hollender J., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Schneider M.K. (2008): Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Geography Compass* 2 (3), 920–955.

Stelkens R.B., Pierotti M.E.R., Joyce D.A., Smith A.M., van der Sluijs I., Seehausen O. (2008): Disruptive sexual selection on male nuptial coloration in an experimental hybrid population of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2861–2870.

Strasser M., Schindler C., Anselmetti F.S. (2008): Late Pleistocene earthquake-triggered moraine dam failure and outburst of Lake Zurich, Switzerland. *Journal of Geophysical Research* 113 (2), Article number F02003 (16 pp.).

Streicher-Porte M., Bader H.P., Scheidegger R., Kytzia S. (2007): Material flow and economic

analysis as a suitable tool for system analysis under the constraints of poor data availability and quality in emerging economies. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9 (4), 325–345.

Telse D. (2008): Site classification according to risk of diffuse pollution. Diploma thesis, Eawag Dübendorf, TU Dresden, Switzerland, 97 pp.

Tian D., Wang Q., Zhang P., Araki H., Yang S., Kreitman M., Nagylaki T., Hudson R., Bergelson J., Chen J.Q. (2008): Single-nucleotide mutation rate increases close to insertions/deletions in eukaryotes. *Nature* 7175, 5 pp.

Tiegs S.D. (2006): Landscape-scale controls of litter decomposition in streams. Dissertation 15790, ETH Zürich, Switzerland, 182 pp.

Tiegs S.D., Peter F.D., Robinson C.T., Uehlinger U., Gessner M.O. (2008): Leaf decomposition and invertebrate colonization responses to manipulated litter quantity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (2), 321–331.

Tomassini L.F. (2007): Case studies in estimation and representation of uncertainty in climate modelling. Dissertation 1709, ETH-Zürich, Switzerland, 97 pp.

Truffer B. (2008): Society, technology, and region: Contributions from the social study of technology to economic geography. *Environment and Planning A* 40 (4), 966–985.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Die Sicherung angemessener Restwassermengen – wie wird das Gesetz vollzogen? *Wasser Energie Luft* 99 (4), 307–310.

Uhlmann V., Wehrli B. (2007): Vollzug der Restwassersanierungsvorschriften – Standortbestimmung nach 15 Jahren Inkraftsetzung des Gewässerschutzgesetzes. *Wasser Energie Luft* 99 (4), 311–313.

Valotton N. (2007): Effect assessment of fluctuating exposure of herbicides with different modes of action on algae. ETH Diss No. 17461, Zürich, Switzerland, 127 pp.

Valotton N., Eggen R.I.L., Escher B.I., Krayenbühl J., Chèvre N. (2008): Effect of pulse herbicidal exposure on *Scenedesmus vacuolatus*: a comparison of two photosystem II inhibitors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27 (6), 1399–1407.

Van der Sluijs I., Van Dooren T.J.M., Hofker K.D., van Alphen J.J.M., Stelkens R.B., Seehausen O. (2008): Female mating preference functions predict sexual selection against hybrids between sibling species of cichlid fish. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363 (1505), 2871–2877.

Vermeirssen E.L.M., Eggen R.I.L., Escher B.I., Suter M.J.F. (2008): Estrogens in swiss rivers

and effluents – sampling matters. *Chimia* 62 (5), 389–388.

Vital M., Hammes F., Egli T. (2008): *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environmental Microbiology* 10 (9), 2387–2396.

Wagner B., Reichert K., Daut G., Wessels M., Matzinger A., Schwalb A., Spirkovski Z., Sanxhaku M. (2008): The potential of Lake Ohrid for long-term palaeoenvironmental reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259 (2–3), 341–356.

Weyhenmeyer G.A., Jeppesen E., Adrian R., Arvola L., Blenckner T., Jankowski T., Jennings E., Nöges P., Nöges T., Straile D. (2007): Nitrate-depleted conditions on the increase in shallow northern European lakes. *Limnology and Oceanography* 52 (4), 1346–1353.

Winkel L., Berg M., Amini M., Hug S.J., Johnson A.C. (2008): Predicting groundwater arsenic contamination in Southeast Asia from surface parameters. *Nature Geoscience* 1 (August), 536–542.

Winter M.J., Lillicrap A.D., Caunter J.E., Schaffner C., Alder A.C., Ramil M., Ternes T.A., Giltrow E., Sumpter J.P., Hutchinson T.H. (2008): Defining the chronic impacts of atenolol on embryonic larval development and reproduction in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Aquatic Toxicology* 86 (3), 361–369.

Wolinska J., Lively C.M., Spaak P. (2008): Parasites in hybridizing communities: the Red Queen again? *Trends in Parasitology* 24 (3), 121–126.

Wüest, A. (2007): Physikalische Prozesse in Seen. In: Stadelmann, P. (Ed.) Vierwaldstättersee: Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen, Brunner Verlag, Kriens, Switzerland, 106–121.

Yang J., Reichert P., Abbaspour K.C., Xia J., Yang H. (2008): Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology* 358 (1–2), 1–23.

Yoshimura C., Gessner M.O., Tockner K., Furu-mai H. (2008): Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter. *Journal of the North American Benthological Society* 27 (3), 664–673.

Zbinden M., Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U. (2008): Short-term colonization patterns of macroinvertebrates in alpine streams. *Fundamental and Applied Limnology* 171 (1), 75–86.

Zimmermann J. (2008): Der Walensee – eine sedimentologische Rekonstruktion seiner holozänen Ereignisgeschichte. Diplomarbeit, Eawag, Dübendorf, Schweiz, 129 S.

In Kürze

Eawag-News-Umfrage

Ein herzliches Dankeschön an alle Teilnehmerinnen und Teilnehmer unserer Eawag-News-Umfrage. Wie erwartet kam die



überwiegende Anzahl der Antworten aus Europa und insbesondere der Schweiz und Deutschland. Doch auch die Abonnenten aus 35 anderen Ländern, liessen es sich nicht nehmen, uns ihre Meinung zur Eawag News zu sagen. Es freut uns, dass die Eawag News weltweit – von Äthiopien bis in die USA und von Argentinien bis nach Südkorea – mit Interesse gelesen wird. Ihre Rückmeldungen bestärken uns in unserer Arbeit, zeigen uns aber auch Verbesserungsmöglichkeiten auf. Eine genaue Analyse folgt in der nächsten Eawag-News-Ausgabe. Die unter den Einsendern verlostene Preise werden Ende September verschickt. ○ ○ ○

Gebäudefassaden als Quelle für Gewässerverschmutzung

Wurden in Bächen und Flüssen Pestizide gefunden, galt lange die Landwirtschaft als Sündenbock. Jetzt zeigen Untersuchungen von Eawag und Empa, dass solche Stoffe zu einem beträchtlichen Anteil auch aus dem Siedlungsgebiet stammen, wo sie unter anderem aus Fassadenfarben und dem Putz (Foto: Modellhaus) herausgewaschen werden und mit dem Regenwasser in die Umwelt gelangen. Dort können sie toxisch auf Organismen wirken. In Zusammenarbeit mit Herstellern, kantonalen Fachstellen und weiteren Partnern haben die Forscher die Prozesse der Fassaden-

auswaschung untersucht und diskutieren nun Lösungen für das Problem. ○ ○ ○



Neues Profil für die Eawag-Ingenieurabteilungen

Umbrüche in den Ingenieurabteilungen und das zunehmend kompetitivere Umfeld in den Umweltingenieurwissenschaften lösten vor fast zwei Jahren an der Eawag einen intensiven strategischen Planungsprozess aus. Am Ende dieser breit geführten Diskussionen steht jetzt ein Strategiepapier, das Mitte August von der Direktion verabschiedet wurde. In Zukunft fokussieren sich die Ingenieuraktivitäten der Eawag auf zwei Themenschwerpunkte: Verfahrenstechnik und Siedlungswasserwirtschaft. Es formieren sich zwei

Abteilungen mit klar umrissenen und unterschiedlichen Forschungsinhalten. Die Abteilung Verfahrenstechnik mit Hansruedi Siegrist an der Spitze wird sich mit Prozessen im Abwasser- und – zusammen mit der Abteilung Wasserressourcen & Trinkwasser – im Trinkwasserbereich auseinandersetzen. Die Abteilung Siedlungswasserwirtschaft erhält ab 1. September 2008 mit Max Maurer einen neuen Leiter. Ihr Schwerpunkt ist die nachhaltige Weiterentwicklung des urbanen Wassermanagements. ○ ○ ○

Agenda

Eawag-Seminar 11.00–12.00 Forum Chriesbach

3. Oktober 2008
Environmental Fate of Agricultural Pesticides. Hydrology Matters!

17. Oktober 2008
Waterscapes

24. Oktober 2008
Radiobiogeochemical Research. Working Across Boundaries

31. Oktober 2008
Climate thresholds

21. November 2008
Life Cycle Assessment and Decision Making. Methodological Developments and Application

5. Dezember 2008
Research at (biological) Interfaces – Linking Environmental Chemistry to Ecotoxicology

12. Dezember 2008
Global Change and Water-related Vulnerability. Results from GLOWA

Aktuelle Stunde – Ökotox-Zentrum 15.00–16.30 Forum Chriesbach

22. Sept. 2008
Möglichkeiten und Grenzen der ökotoxikologischen Forschung mit aquatischen Mesokosmen: ein Erfahrungsbericht

24. November 2008
Kleine Mengen von grosser Bedeutung: der Infochemical Effekt

15. Dezember 2008
Ecotoxicology in the real world. How natural environmental factors can modify toxicant effects

12. Januar 2009
Effects of endocrine disrupting compounds on early development

Peak-Kurse

7. Oktober 2008, Eawag Dübendorf
Der Einsatz von umweltschädlichen Massnahmen für Verhaltensänderungen im Umweltbereich

29./30. Oktober 2008, Eawag Dübendorf
Wo ist Heizen und Kühlen mit Abwasser möglich und sinnvoll?

11./12. November 2008, Eawag Dübendorf
Ökotoxikologie-Kurs coetox Basis-Modul

5./6. Februar 2009, Eawag Kastanienbaum
Evolutionsoökologie im Gewässerschutz

Führungen

24. September 2008
Öffentliche Führung Forum Chriesbach
17.00–18.30 Forum Chriesbach Dübendorf

Details: www.eawag.ch/veranstaltungen