

Eawag News



Im Fokus

Vergessene Vielfalt im Wasser?

Biodiversität – Fakten, Mythen, Perspektiven	4
Funktionelle Vielfalt in der Abwasserreinigung	15
Invasive Arten – Störenfriede der Diversität	22



Jukka Jokela, Mitglied der Eawag-Direktion und Professor für Aquatische Ökologie an der ETH Zürich.

Alarmierend: Stilles Sterben im Wasser

Insgesamt 14 Tausend Milliarden (14 000 000 000 000) Euro wird der Verlust an biologischer Vielfalt in den nächsten 40 Jahren kosten. Dies ergab unlängst eine Schätzung der Europäischen Union* unter der Annahme, dass die Biodiversität weiterhin so kontinuierlich abnimmt wie zurzeit. Das sind mehr als 6,5 Millionen Franken in jeder Minute der kommenden vier Jahrzehnte – eine gewaltige Geldsumme, die zu einem grossen Teil von den Steuerzahlern weltweit getragen werden muss.

Der tatsächliche Wert der Biodiversität ist jedoch weit höher als die Kostenschätzung vermuten lässt. Denn einmal verloren, kann die Vielfalt nicht zurückgekauft werden. Dabei geht es beim Verlust der Biodiversität um mehr als um Artensterben. Der Wert der biologischen Vielfalt beruht auf Ökosystemleistungen – wie Rohstoffe, Trinkwasser, Nahrungsmittel, saubere Luft und Umwelt –, die wir als selbstverständlich erachten, die aber unser Wohlergehen überhaupt erst ermöglichen. Durch den Biodiversitätsschwund verlieren zukünftige Generationen ihr Kapital und werden ernsthaft eingeschränkt. Besonders betroffen sind Gewässerökosysteme, weil sie eine ungewöhnlich hohe Biodiversität aufweisen.

Auch der Schweiz bleibt die globale Biodiversitätskrise nicht erspart. Obwohl relativ wenige Daten vorliegen, ist bereits heute klar, dass die biologische Vielfalt in Schweizer Gewässern stark abgenommen hat. Die Gründe dafür sind komplex: Zerstörung und Fragmentierung der Lebensräume, Umweltverschmutzung, invasive Arten, kollidierende Nutzungsinteressen und eine kurzfristige Politik. Es ist deshalb kein leichtes Unterfangen, den Verlust der Biodiversität zu stoppen. Nötig ist ein nachhaltiges Biodiversitätsmanagement, das eine enge politische, wissenschaftliche und ökonomische Koordination sowie eine kontinuierliche Diskussion auf nationaler wie internationaler Ebene erfordert. Zudem muss klar analysiert werden, warum die Ziele bestehender Biodiversitätsvereinbarungen verfehlt wurden.

Nicht zuletzt aufgrund des gesteigerten öffentlichen Problembewusstseins kommt seit kurzem Bewegung in die Sache. So erarbeitet die Schweiz derzeit eine nationale Biodiversitätsstrategie, die pünktlich zum UNO-Jahr der Biodiversität dem Parlament vorgelegt werden soll. Darüber hinaus sollen im Jahr 2011 Gesetzesänderungen, u.a. im Schweizer Gewässerschutzgesetz, in Kraft treten. Sie basieren auf der parlamentarischen Initiative «Schutz und Nutzung der Gewässer» und ziehen umfangreiche Gewässerrevitalisierungen nach sich. Davon sollte auch die Biodiversität profitieren. Nun gilt es, die bereitgestellten Mittel umsichtig einzusetzen, Massnahmen sorgfältig zu priorisieren und dazu die verschiedenen Interessengruppen an einen Tisch zu holen. Die Schweiz hat das Potenzial, hier eine Vorreiterrolle zu spielen. Die Eawag als das eidgenössische Wasserforschungsinstitut ist Teil dieser Bestrebungen.

* Braat L., ten Brink P. (2008): The cost of policy inaction – the case of not meeting the 2010 biodiversity target. Eine Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, Schlussbericht.

Im Fokus: Vergessene Vielfalt im Wasser?

4 **Biodiversität – Fakten, Mythen, Perspektiven**

Flüsse, Seen und Feuchtgebiete sind besonders artenreiche Ökosysteme. Doch diese Vielfalt ist akut gefährdet, und integrative Massnahmen zu ihrer Erhaltung sind dringend erforderlich.

8 **Einfluss der Habitatvielfalt auf den Artenreichtum**

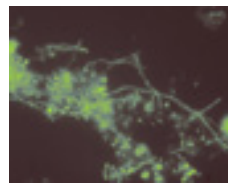


Schweizer Fliessgewässer sind aufgrund baulicher Eingriffe stark beeinträchtigt. Monotone und durch Querhindernisse fragmentierte Lebensräume verringern die Biodiversität. Wie kann man die Vielfalt, insbesondere auch der Fischfauna fördern?

12 **Mikrobielle Diversität – unsichtbare Vielfalt**

Beim Stichwort Biodiversität denken wir gewöhnlich an Organismen aus unserer alltäglichen Erfahrungswelt. Ein Grossteil der biologischen Vielfalt aber bleibt uns verborgen. Doch die Diversität der Mikroorganismen übertrifft oft diejenige der höheren Organismen. Sollte sie also mehr Bedeutung finden und ist dieser mikrobielle Reichtum in Gewässern schützenswert?

15 **Funktionelle Vielfalt in der Abwasserreinigung**



Schwankende Zulauffrachten stellen die biologische Abwasserreinigung vor neue Herausforderungen. Kann hier eine erhöhte Biodiversität helfen und ist Biodiversität also auch in der Kläranlage erstrebenswert?

18 **Wie Artenvielfalt entsteht und vergeht**

Ein Gleichgewicht zwischen Artbildung und Artensterben ist Voraussetzung für den Erhalt der Vielfalt. Umweltveränderungen aber lassen nicht nur Arten verschwinden, sondern verhindern auch, dass neue entstehen. Dadurch wird der Verlust der Artenvielfalt unterschätzt.

22 **Invasive Arten – Störenfriede der Diversität?**



Gebietsfremde Arten sind, wenn sie invasiv werden, eine wichtige Ursache für den Rückgang der heimischen Biodiversität. Heute helfen genetische Methoden, Exoten nachzuweisen.

25 **Umwelteinflüsse und Planktondynamik**

Wasserflöhe (*Daphnia spec.*) reagieren besonders empfindlich auf Umwelteinflüsse. In der Forschung eignen sie sich deshalb als Modellorganismen.

28 **Eine Biodiversitätsstrategie für die Schweiz**



Das Bundesamt für Umwelt erarbeitet derzeit auf nationaler Ebene eine Biodiversitätsstrategie. Langfristiges Ziel ist, die Biodiversität und ihre Ökosystemleistungen dauerhaft zu sichern.

Verschiedenes

31 **Publikationen**

35 **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

Mitarbeit: Annalaura Tropeano, Eawag (Rubrik «In Kürze»)

Copyright: Nachdruck möglich nach Absprache mit der Redaktion.

Copyright der Fotos: Eawag (sofern nicht anders gekennzeichnet)

Erscheinungsweise: Zweimal jährlich 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 und Neuabonnenten willkommen, eawag.news@eawag.ch

ISSN 1420-3979

Im Fokus: Vergessene Vielfalt im Wasser?



Mark Gessner, Biologe und Leiter der Gruppe Ökosysteme in der Abteilung Gewässerökologie, seit 2008 Mitglied beim Schweizer Forum Biodiversität und von 2004–2008 bei Diversitas, einem internationalen Programm für Biodiversitätsforschung.

Biodiversität – Fakten, Mythen, Perspektiven

Flüsse, Seen und Feuchtgebiete sind besonders artenreiche Ökosysteme. Doch diese Vielfalt ist akut gefährdet, und Massnahmen zu ihrer Erhaltung sind dringend erforderlich. Eine Erfolg versprechende Strategie muss integrativ und umfassend sein. Mit der Revision des Gewässerschutzgesetzes und der Entwicklung einer nationalen Biodiversitätsstrategie setzt die Schweiz Zeichen in die richtige Richtung.

Bemerkenswert steil ist die Karriere der Biodiversität. Erst Mitte der 1980er-Jahre geprägt (siehe Kasten), ist der Begriff heute prominent in der wissenschaftlichen und der öffentlichen Diskussion. Einflussreiche Persönlichkeiten haben sich das Thema auf die Fahnen geschrieben, darunter der Evolutionsbiologe und Vordenker E.O. Wilson, der 1988 als Hauptherausgeber des Buchs «Biodiversity» einen Meilenstein setzte, sowie der konservative frühere Staatspräsident Frankreichs, Jacques Chirac. Die ungewöhnlich breite Resonanz auf das Konzept der Biodiversität hängt wesentlich damit zusammen, dass es in der Krise geboren wurde. Von Beginn an stand die Erkenntnis im Vordergrund, dass der Rückgang der Biodiversität rasant ist. Der weltweite Lebensraumverlust – von den tropischen Regenwäldern bis zu den Flussauen und Magerrasen der Schweiz – ist gut dokumentiert und medial allzeit präsent. Um 100- bis 1000-mal höher als durchschnittlich in der Erdgeschichte werden die aktuellen Aussterberaten von Arten geschätzt. Massenaussterben wie das, dem vor 65 Millionen Jahren auch die Dinosaurier zum Opfer fielen, sind in diesem erdgeschichtlichen Vergleich eingeschlossen. Die Krise bewirkte, dass Ende der 1980er-Jahre rasch ein politischer Prozess in Gang kam, der 1993 in der «Konvention für Biologische Diversität» der Vereinten Nationen (UNO) mündete. 193 Staaten haben dieses Vertragswerk bis heute unterzeichnet. Abgewendet ist die Krise damit noch nicht.

Artenvielfalt in Gewässern – erstaunlich reichhaltig und besonders gefährdet. Nur ein Bruchteil der Erdoberfläche (0,3%) wird von Seen, Flüssen und Sümpfen bedeckt. Selbst in der Schweiz, dem Wasserschloss Mitteleuropas, liegt der Anteil bei nicht viel mehr als 4% der Landesfläche. Ebenso gering ist das Volumen dieser Gewässer (<0,001% des Gesamtvolumens oder 0,3% des Süsswassers), denn 97% des Wassers befinden sich in den Meeren und die übrigen 3% sind fast ausschliesslich in Gletschern, Schneefeldern und Grundwasser gespeichert. Der Schluss liegt nahe, dass Seen, Flüsse und Sümpfe wegen dieser geringen räumlichen Ausdehnung einen vernachlässigbar kleinen Beitrag zur gesamten Artenvielfalt leisten. Fakt ist jedoch das Gegenteil. Etwa 40% der rund 30 000 anerkannten

Fischarten kommen in Süssgewässern vor. Das entspricht 20% aller Wirbeltiere weltweit und 33% aller Wirbeltiere, wenn die übrigen wasser gebundenen Arten (u.a. Amphibien) zu den Fischen hinzugerechnet werden. Kaum minder bedeutend ist die Artenzahl wirbelloser Tiere aus dem Süsswasser, von denen über 100 000 bekannt sind. Zusammen mit den Wirbeltieren sind das rund 10% aller Tierarten überhaupt. Die durchschnittliche Artendichte, d.h. die Zahl der Arten pro Flächeneinheit, liegt somit in Flüssen, Seen und Sümpfen um ein bis zwei Grössenordnungen höher als auf dem Land und in den Meeren.

Diese Artenkonzentration gepaart mit der essenziellen Bedeutung von Wasserressourcen für den Menschen und dem relativ isolierten Charakter von Binnengewässern bedingt eine besondere Gefährdung der Gewässerbiodiversität. Harte Fakten zu Populationsentwicklungen und dem Verlust aquatischer Arten sind jedoch rar, trotz intensiver Anstrengungen in den letzten Jahren. Auf der Roten Liste bedrohter Arten der IUCN, der Weltnaturschutzunion, hat die Anzahl der Süsswasserarten in den vergangenen sieben Jahren von ca. 2000 auf über 6000 zugenommen. Diese Zahlen spiegeln jedoch stärker die Zunahme der bearbeiteten Arten und Regionen als effektiv dokumentierte Populationsveränderungen. Immerhin zeigen Abschätzungen aus

Biodiversität ist nicht nur Artenvielfalt

Laut der UNO-Konvention umfasst die biologische Diversität oder kurz Biodiversität:

- ▶ die Artenvielfalt: die Vielfalt aller Lebewesen,
- ▶ die genetische Diversität: die Variationsbreite des Erbgutes,
- ▶ die Habitatdiversität: die Vielgestaltigkeit der Lebensräume,
- ▶ die funktionelle Vielfalt: die Diversität der Funktionen von Lebewesen, Lebensräumen und Erbinformation in der Umwelt und für den Menschen.

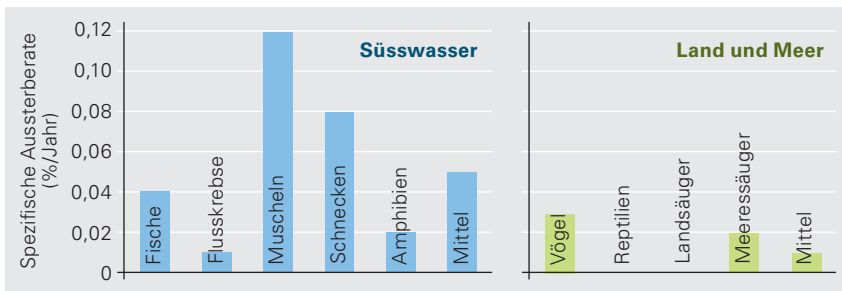


Abb. 1: Aussterberaten liegen im Süswasser deutlich höher als auf dem Land und in den Meeren (nach [1]).

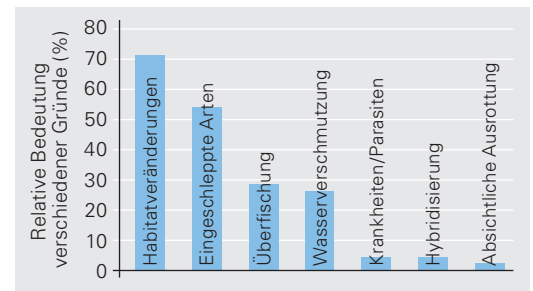


Abb. 2: Die Gründe für den Artenverlust von Fischen weltweit sind vielfältig (nach [3]).

Nordamerika, dass die Aussterberaten im Süswasser deutlich höher liegen als auf dem Land und in den Meeren (Abb. 1) [1]. Auch der Living-Planet-Index 2008 des WWF (World Wildlife Fund) legt diesen Schluss nahe, obwohl er methodischen Standards in der Wissenschaft leider nicht gerecht wird. Für Süswasser zeigt er seit Anfang der 1980er-Jahre deutlich negativere Populations-trends als für Meeres- oder terrestrische Ökosysteme. Fische sind unter den Gewässerorganismen die am besten untersuchte Gruppe (siehe Beitrag von Ole Seehausen auf S. 18). Bei ihnen ist – anders als bei Vögeln – ein rascher Artenverlust erst seit Ende des 19. Jahrhunderts dokumentiert, nachdem Flüsse, Seen und Feuchtgebiete durch gewässerbauliche Massnahmen massiv umgestaltet wurden. Die Juragewässerkorrektur in der Schweiz zwischen 1868–1891 gehört zu den Massnahmen dieser Art. Inzwischen sind hierzulande 8 von 55 Fischarten ausgestorben (Rundmäuler inbegriffen, Felchen als eine einzige Art gezählt), vorwiegend solche mit komplexen Lebensraumsprüchen und Wanderverhalten.

Anthropogene Ursachen des Biodiversitätsverlusts. Die Gründe für den Verlust aquatischer Biodiversität sind vielfältig (Abb. 2) [2, 3]. Letztlich aber sind alle, mit Ausnahme des Klimawandels und teilweise der Einschleppung exotischer Arten, auf die Nutzungsansprüche des Menschen an Gewässer und ihr Umland zurückzuführen. Die Gewässerverschmutzung durch häusliche Abwässer, Nähr- und Schadstoffe (siehe Beitrag von Piet Spaak auf S. 25) hat sich in den Industrieländern markant verbessert. Dennoch ist sie vielerorts mangels Infrastruktur und finanziellen Ressourcen, aber auch wegen Ignoranz und der ungebremsten Zunahme der Anzahl und Produktionsmengen synthetischer Stoffe weiterhin ein zentrales Problem – auch im Herzen Europas. Übernutzung spielt in Europa hingegen eine heute untergeordnete Rolle, bleibt jedoch in vielen anderen Regionen der Welt ein wichtiger Belastungsfaktor, vor allem in Asien, aber auch in tropischen Regionen auf anderen Kontinenten.

Weit verbreitet und in der Schweiz besonders relevant sind die oft massiven Veränderungen des hydrologischen Regimes. Für Fließgewässer und ihre Auen ist dieses Problem zumindest allgemein erkannt, obgleich wegen zahlreicher Zielkonflikte (u.a. Wasserkraft, Landnutzung) bislang ungelöst. Die Auswirkungen der weit verbreiteten Seespiegelregulierungen auf die Biodiversität der Seeuferzonen hingegen beginnen erst langsam in das

Bewusstsein der Verantwortlichen für das Gewässermanagement zu dringen. Veränderungen des hydrologischen Regimes bedeuten die Zerstörung von Lebensraum. Sie sind häufig gekoppelt mit direkten baulichen Massnahmen verschiedener Art – nicht nur Bauwerke in und an Gewässern wie Dämme, Deiche, Laufkraftwerke, Eindolungen und Sohl-schwellen, sondern auch Überbauungen von Ufern und in Auen –, die ein Kernproblem des Biodiversitätsverlusts darstellen (siehe Beitrag von Martina Bauchrowitz auf S. 8). Für eine Lösung im Sinne des Biodiversitätsschutzes fehlen bisher taugliche, gesellschaftlich breit abgestützte Konzepte. Das gilt in der Schweiz und anderen Industrieländern ungeachtet verstärkter Anstrengungen zur Revitalisierung von Gewässern. Im Kanton Zürich sind heute 27 % der insgesamt 3615 Fließkilometer eingedolt. Auch viele der anderen baulichen Massnahmen an und in Fließgewässern führen zur kleinräumigen Längsfragmentierung von Fließgewässern, zur Abkopplung der Gewässer von ihren Auen und manchmal auch vom flussbegleitenden Grundwasserkörper. Die Konsequenzen dieser Massnahmen für die Biodiversität können weit über den lokalen Eingriff hinausgehen.

Neozoen und Neophyten, d.h. willentlich oder unwillentlich eingeschleppte exotische Tier- und Pflanzenarten, entwickeln sich zwar meist nicht zu Kalamitäten. Mit der zunehmenden Präsenz dieser Arten steigt jedoch die Wahrscheinlichkeit, dass einige unter ihnen dramatische Folgen für die Gewässerbiodiversität haben (siehe Beitrag von Kirstin Kopp auf S. 22). Solche Auswirkungen sind für alle Kontinente dokumentiert. Ein weit verbreiteter Mythos ist, dass gebietsfremde Arten nur in anthropogen beeinträchtigten Gewässern erfolgreich sind. Im Urwald Papua-Neuguineas z.B. hatten drei eingeschleppte Fischarten innerhalb weniger Jahre sieben der neun einheimischen Fischarten verdrängt und die Individuenzahl der zwei verbleibenden Arten auf wenige Prozent der Gesamtzahl reduziert (Abb. 3) [4]. Als Binnenland ist die Schweiz gegenüber der Einwanderung von Arten weniger exponiert als viele andere Länder. Durch das verzweigte Netz von Schifffahrtsstrassen in Europa und politischen Fehlentscheidungen wie dem Bau des Rhein-Main-Donau-Kanals erreichen gebietsfremde Arten jedoch mit Zeitverzögerung vermehrt auch schweizerische Gewässer. Dieses Risiko wurde bisher wenig ernst genommen.

Der Klimawandel überlagert alle anderen Belastungsfaktoren der Gewässerbiodiversität. Nicht nur das hydrologische und Tem-

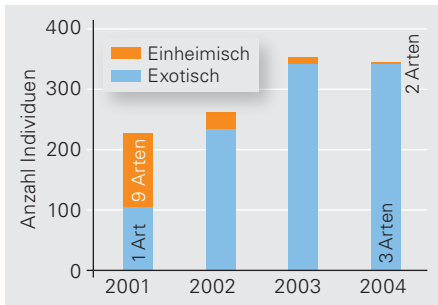


Abb. 3: In einem Bergbach im Urwald Papua-Neuguineas verdrängten drei eingeschleppte Fischarten innerhalb weniger Jahre sieben der neun einheimischen Fischarten (nach [4]).

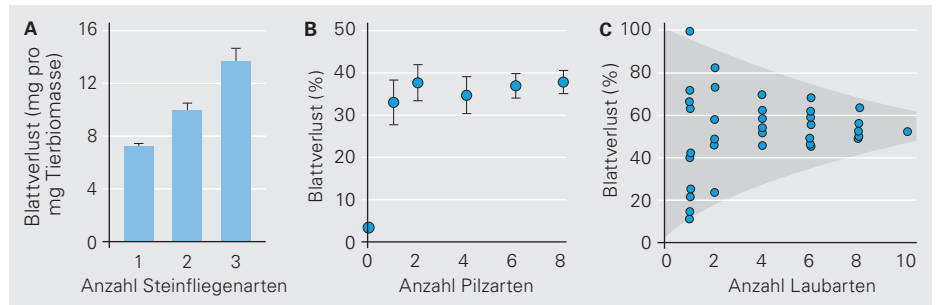


Abb. 4: Folgen der Biodiversitätsänderung auf den Abbau von Laubstreu, einem wichtigen Ökosystemprozess in Fließgewässern. A: Mit Zunahme der Artenzahl von Laub fressenden Steinfliegenlarven von 1 auf 3 steigt auch die Geschwindigkeit der Laubzerersetzung (nach [8]). B: Mit dem Artenreichtum Laub zersetzender Pilze ändert sich die Geschwindigkeit der Laubzerersetzung jedoch nicht (nach [7]). C: Abnehmende Variabilität der Abbaugeschwindigkeit mit zunehmender Artenzahl der Laubstreu (d. h. der Ufervegetation) illustriert den Versicherungseffekt (nach [9]).

peraturregime wird er in Zukunft verstärkt bestimmen, sondern auch die biogeochemischen Verhältnisse (z. B. Sauerstoffsättigung) und die Wechselwirkungen zwischen Organismen. Aus schweizerischer Sicht brisant ist die Tatsache, dass direkte Auswirkungen des Klimawandels verschärft auch in den Höhenlagen zu erwarten sind, dort wo der Einfluss des Menschen bisher insgesamt weniger tiefgreifend war als im Mittelland.

Ist Gewässerbiodiversität nützlich? Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen. Der Erhalt der Biodiversität und ihres Entwicklungspotenzials ist in unserem Kulturraum ein moralisch-ethischer Imperativ und damit eine gesellschaftliche Pflicht. Darüber hinaus stellt sich die Frage, inwieweit Biodiversität von direktem Nutzen für den Einzelnen und die Gesellschaft ist. Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen, wie es im Bericht der von der UNEP (Umweltprogramm der UNO) lancierten Millennium-Ökosystem-Bewertung dargestellt ist, bietet einen geeigneten Rahmen zur Beantwortung dieser Frage. Vier Kategorien von Ökosystemdienstleistungen werden unterschieden:

- ▶ *Bereitstellende Dienstleistungen* sind Ressourcen, die die Natur zur Verfügung stellt. Dazu zählen sauberes Wasser, aber auch Konsumgüter wie Fische und andere Nahrungsmittel oder pharmazeutisch wirksame Naturprodukte.
- ▶ Zu den *regulierenden Dienstleistungen* zählt die so genannte Selbstreinigung der Gewässer, die Verbesserung der Wasserqualität generell, die Abpufferung von Überflutungen, Dürren und Temperaturextremen und die Ablagerung von organischem Kohlenstoff.
- ▶ Unter den *kulturellen Dienstleistungen* werden die Erholung, ästhetische Befriedigung, spirituelle Erfüllung und ähnliche Aspekte zusammengefasst. Für das Tourismusland Schweiz lassen sie sich oft direkt in monetäre Werte ummünzen.
- ▶ Schliesslich bilden *unterstützende Dienstleistungen* – d. h. Ökosystemprozesse wie die Produktion von Biomasse, der Abbau organischer Substanz und weitere Stoffumsetzungen, von denen viele ausschliesslich durch Mikroorganismen geleistet werden (siehe Beitrag von Helmut Bürgmann auf S. 12) – die Grundlage für die drei vorher genannten Leistungen.

Synergieeffekte durch Artenvielfalt? Aufgrund der Bedeutung der Ökosystemprozesse für Ökosystemdienstleistungen wurde in den letzten Jahren viel Aufmerksamkeit der Frage gewidmet, ob Biodiversität ihre Umsatzraten beeinflusst. Auch die Eawag hat sich in dieser Richtung engagiert [5, 6]. **Verschiedene Experimente** haben dabei gezeigt, dass Umsatzraten manchmal tatsächlich stark von der Artenvielfalt abhängen (Abb. 4A). Dass Prozessraten zwingend von der Artenvielfalt beeinflusst werden, gehört jedoch nach dem heutigen Stand der Kenntnis zu den Mythen (Abb. 4B). Diese Schlussfolgerung muss allerdings insofern relativiert werden, als bisherige Untersuchungen fast ausschliesslich in stark vereinfachten Modellsystemen durchgeführt wurden und erste Ergebnisse darauf hinweisen, dass Synergieeffekte in komplexeren Modellsystemen häufiger auftreten. Hier besteht Forschungsbedarf, um einerseits schrittweise realistischere Modellsysteme zu analysieren und andererseits die kritische Verbindung zwischen Umsatzraten und direkt nutzbaren Dienstleistungen für den Menschen aufzuzeigen.

Biodiversität als Versicherung. Neben der absoluten Höhe von Prozessraten kann ihre Schwankungsanfälligkeit von grosser Bedeutung für ihren Nutzen sein. Mit zunehmender Artenzahl oder genetischer Vielfalt nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, dass bei Änderungen der Umweltbedingungen einige Arten oder Genotypen unterschiedlich reagieren. Dies kann auch in technischen Systemen wie z. B. bei der Abwasserreinigung relevant sein (siehe Beitrag von Eberhard Morgenroth auf S. 15). Ferner wird die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass bei Wegfall von Arten oder Genotypen deren Rolle im Ökosystem von anderen übernommen wird. Der wichtigste Mechanismus, der diesen Versicherungseffekten zu Grunde liegt, ist der so genannte Portfolioeffekt [7, 9]. Er besteht darin, dass die wegen äusserer Einflüsse schwankenden Prozessraten einzelner Arten oder Genotypen bei hoher Vielfalt eher ausgeglichen werden als bei niedriger (Abb. 4C). Ähnlich wie an der Aktienbörse werden deshalb durch eine diverse Arten-gemeinschaft oder Population weder sehr grosse Gewinne erzielt (d. h. hohe Prozessraten), noch müssen übermässige Verluste (d. h. niedrige Prozessraten) hingenommen werden. In Versuchen

mit Mikroorganismen oder Ufervegetation konnten wir diesen theoretisch zwingenden Zusammenhang auch empirisch belegen [7, 9]. Es ist unmittelbar einsichtig, dass der Portfolioeffekt die Verlässlichkeit auf eine mittlere Systemleistung erhöht. Jedoch folgt daraus keineswegs, dass erhöhte Vielfalt in einer gegebenen Situation immer auch zu besserer Leistung führt.

Und die Zukunft? Die Perspektiven für den Erhalt der Gewässerbiodiversität sind angesichts einer wachsenden Weltbevölkerung, der gleichzeitigen Zunahme des Wohlstands breiter Bevölkerungskreise und den zahlreichen Nutzungskonflikten um das Wasser und um Gewässer deutlich eingetrübt. Im Rahmen einer transdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Diversitas (einem internationalen Programm für Biodiversitätsforschung) und dem Global Water Systems Project (GWSP) haben wir begonnen, die Wasser- und Gewässerproblematik gleichzeitig aus der Sicht des Menschen und der Biodiversität in bisher nicht möglicher räumlicher Auflösung global zu erfassen. Unsere Analyse zeigt wie erwartet, dass Investitionen der Industrieländer in ihre Wasserinfrastruktur die Sicherheit der Wasserversorgung gewährleistet. Es zeichnet sich aber auch ab, dass diese Investitionen für den Erhalt der Gewässerbiodiversität vielfach kontraproduktiv sind (z. B. bei Gewässerverbauungen) oder zumindest zu kurz greifen. Daraus folgt, dass ein effektiver Schutz der Gewässerbiodiversität ein komplettes Umdenken in der Wasserwirtschaft verlangt. Beim Hochwasserschutz hat dieses Umdenken bereits begonnen.

2010: Alle reden von Biodiversität, doch gehandelt wird noch zögerlich. Mit dem internationalen Jahr der Biodiversität 2010 der UNO hat das Thema Biodiversität in Politik und Öffentlichkeit noch einmal breiten Auftrieb erhalten. Dies darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass das erklärte Ziel der UNO, den rasanten Biodiversitätsverlust bis 2010 signifikant zu reduzieren, klar verfehlt wurde [10]. Auch ein Aufschub bis zum Jahr 2020 wird scheitern, werden nicht grundsätzliche Mängel an vielen Stellen behoben. Dies beginnt beim Problembewusstsein. Selbst in Fachkreisen wird vermutlich vielfach unterschätzt, wie tiefgreifend die Veränderungen der Gewässerbiodiversität sind. Ist dies ein Grund, warum das Schweizer Parlament die Ausarbeitung einer Biodiversitätsstrategie erst 2008 beschlossen hat, lange nach anderen europäischen Ländern? Mit einer klaren Strategie und Agenda sollte jetzt aber auch die selbst für Länder wie die Schweiz bislang bei Weitem unzureichende Informationsbasis national verbessert werden. Dies wäre für ein effizientes Biodiversitätsmanagement von grösstem Nutzen. Angesichts enormer Informationsdefizite über Artenzahlen, Populationsentwicklungen, genetische Vielfalt usw. wird das Biodiversitätsmanagement jedoch auch in Zukunft im Umfeld grosser Unsicherheiten stattfinden müssen. Umso wichtiger ist die Entwicklung und Anwendung tragfähiger Konzepte, um das Ausmass, die Gründe und die Konsequenzen des Biodiversitätsverlusts zu verstehen – hier ist die Wissenschaft gefordert – und um daraus ein effektives Gewässermanagement abzuleiten. Bei der Ausweisung umfassender Schutzgebiete terrestrischer und aquatischer Lebensräume bedeutet dies z. B. die Berücksichtigung des Einzugsgebiets als zentrale räumliche Ein-

heit. Natürlich sind auch wesentliche finanzielle Anstrengungen nötig. Vor allem aber braucht es einen breit abgestützten Willen für tiefgreifende Veränderungen. Erst dieser ermöglicht die Verschiebung von Prioritäten, um Biodiversität in einem «Integrierten Raummanagement» einen angemessenen Stellenwert einzuräumen.

Aufgrund ihres Gewässerreichturns, ihrer Topografie und ihrer Rolle als Scharnier zwischen verschiedenen biogeografischen Regionen trägt die Schweiz gerade für Gewässer und ihre Biodiversität besondere Verantwortung. Ein Entwurf der Biodiversitätsstrategie soll bis Mitte 2010 vorliegen (siehe Beitrag von Evelyne Marendaz Guignet auf S. 28). Damit besteht die Chance, Biodiversitätserhalt und -förderung in der Schweiz als wichtige Querschnittsaufgabe zu verankern. Auch die Gesetzesänderungen basierend auf der parlamentarischen Initiative «Schutz und Nutzung der Gewässer», die 2011 in Kraft treten sollen und umfangreiche Gewässerrevitalisierungen nach sich ziehen werden, sind Schritte in die richtige Richtung. Für den Erfolg dieser Instrumente wird es von entscheidender Bedeutung sein, inwieweit sektoriell und konzeptionell übergreifende Handlungsoptionen definiert werden können.



- [1] Ricciardi A., Rasmussen J.B. (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 3, 1220–1222.
- [2] Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., et al. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163–182.
- [3] Harrison I.J., Stiassny M.L.J. (1999) The quiet crisis: A preliminary listing of freshwater fishes of the World that are either extinct or «missing in action». In R.D.E. MacPhee (ed.) *Extinctions in Near Time: Causes, Contexts, and Consequences*. Plenum Press, New York, 271–331.
- [4] Dudgeon D., Smith R.E.W. (2006): Exotic species, fisheries and conservation of freshwater biodiversity in tropical Asia: the case of the Sepik River, Papua New Guinea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 203–215.
- [5] Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., et al. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 372–380.
- [6] Harmon L.J., Matthews B., Des Roches S., et al. (2009): Evolutionary diversification in stickleback affects ecosystem functioning. *Nature* 458, 1167–1170.
- [7] Dang C.K., Chauvet E., Gessner M.O. (2005): Magnitude and variability of process rates in fungal diversity-litter decomposition relationships. *Ecology Letters* 8, 1129–1137.
- [8] Jonsson M., Malmqvist B. (2000): Ecosystem process rate increases with animal species richness: Evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89, 519–523.
- [9] Lecerf A., Risnoveanu G., Popescu C., Gessner M.O., Chauvet E. (2007): Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology* 88, 219–227.
- [10] Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.

Einfluss der Habitatvielfalt auf den Artenreichtum

Schweizer Fliessgewässer sind aufgrund baulicher Eingriffe stark beeinträchtigt. Monotone und durch Querhindernisse fragmentierte Lebensräume sind die Folge. Aber gerade strukturreiche Ökosysteme wie z. B. verzweigte Gerinne oder Auen sind Hotspots der Biodiversität. Wie kann man die Vielfalt, insbesondere auch der Fischfauna, fördern? Fischökologe Armin Peter und Auenexperte Klement Tockner im Gespräch.

Da staunte Klement Tockner nicht schlecht: Bei seinen zahlreichen Vorträgen vor Schülerinnen und Schülern entschieden sich die meisten Jugendlichen auf die Frage hin, welches Bild sie als schöner empfinden – das eines regulierten oder das eines natürlichen Fliessgewässers – für den verbauten, begradigten Fluss. «Sie wählen das aus, was sie kennen und was angesichts der strengen Symmetrie und der klaren Linien ihre Ästhetik anspricht», ist Tockner überzeugt. Die Einschätzung der jungen Leute ist nicht verwunderlich, wurde doch das einst vielfältige Fliessgewässersystem der Schweiz in den letzten Jahrhunderten massiv verändert. Präsentiert Tockner die Bilder jedoch erst, nachdem er über den Wert und die Funktionen der Gewässer gesprochen hat, sowie darüber, wie wichtig die Vielfalt von Habitaten sei, dann sähe die Sache genau umgekehrt aus. Es leuchte den Jugendlichen offenbar ein, dass der morphologische Zustand eines Fliessgewässers deutliche Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften hat. Das gelte insbesondere für die

«Fische sind gute Indikatoren», sagt der Fischökologe Armin Peter. Der Eawag-Wissenschaftler leitet die Gruppe Revitalisierungsökologie in der Abteilung Fischökologie und Evolution.



Fischfauna: je eintöniger ein Gewässer desto monotoner auch die Fischvielfalt, ergänzt Armin Peter. «Fische sind gute Indikatoren».

Die Auenlandschaft des Val Roseg – eine der wenigen natürlichen Schwemmebenen in der Schweiz. Heute geht man davon aus, dass nur noch 54 % der Schweizer Fliessgewässer in einem naturnahen Zustand sind. Ziel der gross angelegten Gewässerveränderungen war es, Landwirtschafts- und Siedlungsflächen zu gewinnen, den Hochwasserschutz zu fördern sowie die Energiegewinnung durch Wasserkraft auszubauen. In diesem Zuge wurden Bäche und Flüsse kanalisiert und eingedolt (in Rohren geleitet), was die Fließstrecken drastisch verkürzte und die Gewässerbreiten einengte (siehe Kasten auf S. 10). Hinzu kamen kurze Eindolungen bei Strassenquerungen, wodurch die Bäche zusätzlich stark fragmentiert wurden. Viele regulierte Fliessgewässer reagierten auf die Begradigung mit Eintiefungstendenzen und wurden durch Sohlschwelen und Querbauwerke stabilisiert. Grosse europäische Flüsse wurden sogar extra für die Schifffahrt eingetieft. «Heute ist es in der Schweiz und Europa schwierig, überhaupt natürliche Fliessgewässer zu finden. Darum ist es ein grosses Glück, dass wir am Oberengadiner Rosegbach forschen können», erklärt Klement Tockner, der in seiner Zeit an der Eawag in einem umfassenden Forschungsprojekt über die alpine Auenlandschaft des Val Roseg beteiligt war. Natürliche Auen seien aufgrund ihrer Dynamik und Habitatdiversität Orte einer einzigartigen biologischen Vielfalt. Das ergibt sich laut Tockner u. a. aus der engen Vernetzung mit dem begleitenden Grundwasser und dem terrestrischen Umland. Dynamische Ökosysteme wie Auen begünstigen evolutive Prozesse und sind somit für die Entstehung von Biodiversität entscheidend. Doch verglichen mit terrestrischen Systemen, fügt Armin Peter an, nähmen Gewässer insgesamt nur 4,1 % der Schweizer Landesfläche ein, würden aber überproportional sowohl zur Gesamtbiodiversität als auch zum Artensterben in der Schweiz beitragen.

Künstliche Barrieren machen den Fischen zu schaffen. «Vor allem sind Organismengruppen mit komplexen Lebenszyklen gefährdet», sagt Klement Tockner, «beispielsweise solche, die



Viel Raum für den Hinterrhein bei Rhäzüns: vielfältige Aulandschaft mit Schotterbänken und Totholzansammlungen. Die positiven strukturellen Eigenschaften dieser einmaligen Aue werden durch das Schwall-Sunk-Regime des Hinterrheins überlagert und massiv abgeschwächt.

sowohl aquatische wie terrestrische Lebensräume für die Vollendung ihres Lebenszyklus brauchen.» Er denke da an Amphibien und aquatische Insekten. Bei aquatischen Insekten konzentrieren sich die Schutz- und Revitalisierungsaktivitäten allerdings überwiegend auf das Larvenstadium, obwohl die Lebensraumqualität des Ufer- und Auenbereichs während der kurzen adulten Flugphase meist entscheidender für den Populationserhalt ist.

Komplexe Lebenszyklen sind auch bei den Fischen verbreitet, z. B. bei den Langdistanzwanderern wie dem Lachs, der Meerforelle oder dem Stör, die sich zwischen Meer und Süßwasser bewegen. «Heute sind – ausser dem Aal – keine Langdistanzwanderer mehr in Schweizer Fliessgewässern anzutreffen» sagt Armin Peter. Die Gewässer sind durch Querbauwerke so stark fragmentiert, dass es die Fische nicht mehr schaffen, hinauf zu ihren Laichgründen zu wandern. Ebenfalls betroffen durch Querhindernisse sind Fische, die kürzere Strecken zurücklegen: Beispielsweise zählte die Eawag in der Töss unterhalb des 6 m hohen Wehrs in Freienstein 23 Fischarten, oberhalb des Hindernisses hingegen nur 12. «Oder schauen wir uns die Goldach im Kanton St. Gallen an», sagt Fischexperte Armin Peter, «zwischen dem Bodensee und der ersten künstlichen Barriere konnten wir

11 Fischarten feststellen, oberhalb jedoch waren nur 2 Fischarten vorhanden.» Diese Fallbeispiele lassen sich noch durch viele weitere ergänzen und demonstrieren deutlich den abrupten Rückgang der Biodiversität durch künstliche Barrieren.

Fische sind keine Bergsteiger. Infolge der Eintiefungen wurden viele begradigte Hauptflüsse zudem von ihren Seitengewässern abgekoppelt. Dadurch ist ein Austausch zwischen Haupt- und Nebengewässern unmöglich. So waren 46 der 54 untersuchten Zuflüsse der Sitter für Groppen nicht erreichbar. «Dies, weil sich Groppen als schlechte Schwimmer auf der Flusssohle bewegen und die steilen Abstürze hinauf in die Seitengewässer der Sitter nicht erklimmen können», erklärt Armin Peter. Ein gutes Beispiel für eine erfolgreiche Revitalisierung ist das Mündungsgebiet des Liechtensteiner Binnenkanals. Darin wurden von 1931 bis 1943 alle 12 damaligen Zuflüsse des Rheins in Liechtenstein zusammengefasst, wobei der Absturz an der Kanalmündung in den Rhein vor der Revitalisierung 4–5 m betrug. In den 1990er-Jahren zählte man im Binnenkanal nur noch sechs Fischarten. Die Liechtensteiner Regierung und die anliegenden Gemeinden entschlossen sich darum, die Mündung neu zu gestalten, und

bereits dreieinhalb Jahre nach dem Umbau im Jahr 2000 konnten 16 Fischarten nachgewiesen werden.

«Andersherum», betont Klement Tockner, «besitzen vor allem naturnahe Seitengewässer ein enormes Potenzial für die Wiederbesiedlung von Habitaten.» Neben Bachmündungen zählen vernetzte Auengewässer, Inseln, Schotterbänke und Totholzansammlungen zu den Schlüssellebensräumen, die das Regenerationspotenzial einer Flusslandschaft erhöhen und somit den Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen mitbestimmen.

Vielfältige Probleme durch Wasserkraftwerke. Stellen künstliche Schwellen eher ein Problem für die Aufwanderung der Fische dar, sind grössere Bauwerke – speziell Kraftwerke – sowohl Auf- als auch Abwanderungshindernisse. Als Lösung für dieses Problem werden dort Fischtreppen eingesetzt. «Für die Aufwanderung kann man die Lockströmung heutzutage so gut einstellen, dass die Treppen auch funktionieren», sagt Armin Peter. Allerdings gäbe es immer noch viele Fischtreppen, die nicht den neuesten ökologischen Anforderungen entsprechen würden. Und diese Wanderhilfen nützen nicht beim Herunterwandern, weil die Fische mit der Hauptströmung schwimmen, dabei in die Turbine geraten und v. a. grössere Fische diese nicht mehr lebend verlassen können. Da helfen auch grosszügige Umgehungsge-

rinne nicht, wie sie z. B. an der Aare bei Ruppoldingen, Winznau, Schönenwerd oder Rapperswil gebaut wurden.

Neben der Fragmentierung haben Wasserkraftwerke weitere Nachteile für die Gewässerökologie: Der Geschiebehalt und das Temperaturregime werden verändert, es kann zu erheblichen Abflussschwankungen (Schwall-Sunk) kommen und häufig verbleibt zu wenig Restwasser in den Fliessgewässern.

So konnte die Eawag zeigen, dass es in Fliessgewässerabschnitten, die von der Schwall-Sunk-Problematik betroffen sind, markant weniger Jungfische gibt als in Strecken ohne Abflussschwankungen. Schwall-Sunk-Abschnitte können also ihre Funktion als Reproduktionsgewässer nicht mehr ausüben. Vergleicht man darüber hinaus eine Restwasserstrecke mit einem Abschnitt vor Aufstauung des Wassers, wird deutlich, wie gross der Einfluss der Niedrigwasserstände auf die Biodiversität ist: In der Sarner Aa oberhalb des Wichelsees kamen 1989 14 verschiedene Fischarten, in der Restwasserstrecke unterhalb des Stausees jedoch nur 8 Arten vor. Zudem verringerte sich die Biomasse der Fische von rund 130 auf 10 kg pro Hektar.

Gewässer revitalisieren – bringt es das? Ziel der europäischen Biodiversitätskonvention war es, den Rückgang der biologischen Vielfalt bis 2010 zu stoppen – eine Marke, die jedoch nicht erreicht werden konnte. «Schlimmer aber ist», sagt Klement Tockner, «dass wir für viele, besonders auch aquatische Gruppen, nicht einmal den Trend kennen.» Eine fundierte Datenbasis zum Zustand und zur Veränderung der Biodiversität ist daher dringend erforderlich und es muss rigoros analysiert werden, warum das 2010-Ziel verpasst wurde.

In der Schweiz hat der Bundesrat im Dezember 2009 die parlamentarische Initiative «Schutz und Nutzung der Gewässer» angenommen, die Änderungen des Gewässerschutz-, des Wasserbau- und des Energiegesetzes sowie des Gesetzes über das bäuerliche Bodenrecht umfasst. Sie werden 2011 in Kraft treten. Ziel ist, die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung zu reduzieren und die Revitalisierung der Gewässer zu fördern. Im Bereich Wasserkraftnutzung sind die Anlagenbetreiber für die Planung und Umsetzung von Massnahmen (u. a. Schwall-Sunk und Geschiebehalt ausgleichen, Fischgängigkeit gewährleisten) bis ins Jahr 2030 verpflichtet. Die dafür benötigten jährlichen Gelder von ca. 50 Millionen Franken werden durch einen Zuschlag von maximal 0,1 Rappen pro kWh auf die Übertragungskosten der Hochspannungsnetze finanziert.

Im Bereich Revitalisierung sind die Kantone gefordert. Sie sollen ein umfassendes Renaturierungsprogramm für die nächsten 20 Jahre erarbeiten, das vom Bund jährlich mit 40 Millionen Franken vergütet wird. «Auch wenn der Trend weltweit derzeit hin zur Revitalisierung geht, kommt der Schweiz mit solch einem konsequenten und umfassenden Programm sicherlich eine Vorreiterrolle zu», sagt Armin Peter. Nun hiesse es, die Erfahrungen aus bereits abgeschlossenen Renaturierungsprojekten zu analysieren, sowie zu priorisieren, welche Gewässer vorrangig revitalisiert werden sollten. Dabei sei es wichtig, das Thema sektorübergreifend zu behandeln, bekräftigt Klement Tockner. «Die Vertreter von Landwirtschaft, Naturschutz, Energieerzeugung und Hoch-

Einige Kennzahlen zum Gewässerzustand der Schweiz

- ▶ 65 000 km Fliessgewässer
- ▶ Fliessgewässer im schlechten Zustand: 40 % im Mittelland, 80 % im Siedlungsgebiet
- ▶ Beeinträchtigung durch Energiegewinnung: mehr als 90 % aller nutzbaren Gewässer
- ▶ Künstliche Hindernisse von mehr als 50 cm Höhe: ca. 100 000
- ▶ Künstliche Hindernisse kleiner 50 cm Höhe: einige 100 000
- ▶ Bauwerke (z. B. Staumauern und Kraftwerke): 8841
- ▶ Mittlere frei durchwanderbare Fliessstrecke: 650 m
- ▶ Hindernisse pro Kilometer Fliessstrecke: 2 (Kt. Bern) bis 11 (Kt. Zürich)
- ▶ Hindernisse in der Töss auf 59,7 km Fliessstrecke von der Quelle bis zur Mündung: 568 künstliche neben gerade 35 natürlichen Barrieren
- ▶ Wasserkraftwerke > 300 kW: 538
- ▶ Kleinwasserkraftwerke: ca. 1060
- ▶ Zur Energiegewinnung genutzte Gewässer in der Schweiz: mehr als 90 %
- ▶ Ausgestorbene Fisch- und Neunaugenarten: 8 Arten (=14,5 % der Fischfauna), ohne Felchen
- ▶ Ausgestorbene Felchenarten: über 30 % der bekannten Arten



«Vor allem sind Organismengruppen mit komplexen Lebenszyklen gefährdet», sagt Klement Tockner. Der Limnologe, der von 1996 bis 2007 an der Eawag forschte, leitet seither das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin.

wasserschutz müssen sich gemeinsam mit den Wasserbauern und Ökologen an einen Tisch setzen. Es gilt, die konkurrierenden Ziele in Einklang zu bringen», sagt Klement Tockner.

Auenschutz versus Förderung von Kleinkraftwerken. Dennoch, die Nutzungsinteressen an den Gewässern sind vielfältig. Damit haben Biodiversitätsstrategien allgemein zu kämpfen. In Deutschland wurden zahlreiche Massnahmen formuliert, um die Gewässer bis 2015 in einen guten ökologischen Zustand zu bringen. Das sei laut Klement Tockner gut gemeint, aber oft nicht erreichbar. Dies auch, weil es gegensätzliche Entwicklungen gebe. Denn wie in der Schweiz fördere man in Deutschland den Ausbau von Kleinkraftwerken, und damit würden die letzten naturnahen Fließgewässer verbaut und fragmentiert. «Und das vor allem auf Kosten der Biodiversität!», unterstreicht Tockner.

Biodiversität hat einen Wert. Hier kommt das Konzept der ökologischen Dienstleistungen ins Spiel (siehe auch Beitrag von Mark Gessner auf Seite 4). Laut der Millennium-Beurteilung von Ökosystemen (Millennium Ecosystem Assessment) der Vereinten Nationen lassen sich Ökosystem-Dienstleistungen in bereitstellende, regulierende, kulturelle und unterstützende Dienstleistungen einteilen. «Biodiversität ist für jede dieser Kategorien unerlässlich», sagt Klement Tockner. Und genauso, wie man versucht, den Nutzen der Ökosystem-Dienstleistungen zu beziffern, gibt es auch Ansätze, den Wert der Biodiversität zu berechnen. Dabei wird jedoch meist der ökonomische Wert abgeschätzt, d. h., der Wert der Biodiversität hängt nicht allein von ihren intrinsischen (z. B. ökologischen) Eigenschaften ab, sondern ganz wesentlich vom ökonomischen Kontext, in dem die Bewertung stattfindet. Demnach würden beispielsweise wirtschaftlich interessante Fische mehr zum ökonomischen Wert der Biodiversität beitragen als

Kleinfische, die für die Fischerei unwichtig sind, erklärt Fischexperte Armin Peter. Im Gegensatz zu diesen Überlegungen besitzt Biodiversität jedoch auch einen Eigenwert, der sich nicht beziffern lässt. Trotzdem, und da sind sich Peter und Tockner einig, den Wert der Biodiversität und der Ökosystem-Dienstleistungen zu beziffern, helfe Entscheidungsgrundlagen für das zukünftige Gewässermanagement bereitzustellen.

Neuer Managementansatz: nicht nur konservativ, sondern auch manipulativ. Eine Strategie im Biodiversitätsschutz ist es, wenig beeinträchtigte Gewässer unter Schutz zu stellen. Da jedoch viele unserer Gewässer ihre natürliche Dynamik durch menschliche Eingriffe verloren haben, sieht Klement Tockner eine weitere Möglichkeit darin, die Gewässer wieder zu dynamisieren, und zwar indem man manipulativ eingreift – ein Ansatz, der ebenfalls in Richtung Revitalisierung geht. «Da ist der Spöl im Engadin ein gelungenes Beispiel», sagt Armin Peter. Das Wasser des Gebirgsbachs wird seit 1970 aufgestaut und zur Stromproduktion genutzt. Unterhalb der Staumauer jedoch hatte das neue, eher monotone und knappe Abflussregime den Spöl stark verändert. Darum wurde der Wasserabfluss ab dem Jahr 2000 wieder dynamisiert: Mehrmals jährlich werden nun künstliche Hochwasser erzeugt – dies mit positiver Auswirkung auf die Fließgewässerfauna.

Gewässermanagement am Wendepunkt. Heute werden in der Schweiz und Deutschland mehr Gewässer wiederhergestellt als verbaut – eine positive Trendwende also. Mit den umfassenden Revitalisierungsmassnahmen, die ab 2011 basierend auf der parlamentarischen Initiative «Schutz und Nutzung der Gewässer» in der Schweiz angegangen werden sollen, werden diese Ansätze konsequent weitergeführt. Armin Peter und Klement Tockner sind überzeugt, dass es durch richtigen Einsatz der Mittel gelingen wird, die Gewässer wieder in einen naturnahen Zustand zu bringen. Und sie sind sicher, dass letztlich davon auch die Biodiversität profitieren wird. Dazu ist neben finanziellen Mitteln und guten Konzepten aber auch einiges an Geduld notwendig. ○ ○ ○

Martina Bauchrowitz



Helmut Bürgmann,
Geoökologe und Leiter
der Gruppe Mikrobielle
Ökologie in der Abteilung
Oberflächengewässer.

Mikrobielle Diversität – unsichtbare Vielfalt

Die Diversität der Mikroorganismen übertrifft in vielen Ökosystemen diejenige der höheren Organismen. Zudem sind Mikroorganismen entscheidend für zentrale Ökosystemprozesse. Sollte die mikrobielle Diversität also mehr Beachtung finden und ist sie schützenswert?

Das Jahr der Biodiversität lenkt unsere Aufmerksamkeit auf die Artenvielfalt der Erde und die Bemühungen zu ihrer Erhaltung. Der Fokus liegt dabei auf der Tier- und Pflanzenwelt. Der Begriff Biodiversität betrifft aber per definitionem die Variabilität von Organismen jeglicher Herkunft und somit auch die von Mikroorganismen. Hierzu gehören insbesondere die Prokaryonten, also Bakterien und Archaeen. Ein willkommener Anlass, über die Bedeutung und Rolle der mikrobiellen Diversität nachzudenken.

Mikroorganismen sind diverser als höhere Lebewesen. Dass Mikroorganismen eine hoch diverse Gruppe von Organismen sind, lässt sich beispielsweise anhand der Gensequenzen für die ribosomale RNA (rRNA) ablesen. Die rRNA bildet gemeinsam mit Proteinen die so genannten Ribosomen, das sind die Zellorganellen, an denen in allen Lebewesen die Proteinbiosynthese abläuft. Ein Vergleich der bisher bekannten rRNA-Sequenzen zeigt, dass sie sich innerhalb der Prokaryonten stärker unterscheiden als innerhalb der Eukaryonten (Abb. 1). Da zudem viele Vertreter in der Gruppe der Eukaryonten aufgrund von Grösse und einzelliger Lebensweise zu den Mikroorganismen gezählt werden müssen, ist die genetische Variabilität der Mikroorganismen insgesamt bei Weitem grösser als die der höheren Lebewesen (Pflanzen, Pilze, Tiere).

Betrachtet man lediglich die Prokaryonten, so kommen laut Schätzungen in einem Milliliter Meerwasser mehr als 160 und in einem Gramm Boden sogar über 8000 Arten vor [1]. Das tat-

sächliche Ausmass der prokaryontischen Diversität auf der Erde insgesamt ist jedoch schwierig zu bestimmen. Hochrechnungen gehen davon aus, dass es weltweit zwischen 35 000 und 10^9 Prokaryontenarten gibt. Da die Definition der Arten auf dem Vergleich eines einzigen Gens, hier nämlich auf der Ähnlichkeit der rRNA-Gene basiert, heisst das aber gleichzeitig, dass die genetische Diversität innerhalb der so definierten Arten trotzdem beträchtlich sein kann.

Im Folgenden bezieht sich der Artikel, wenn von Mikroorganismen die Rede ist, immer auf die Gruppe der Prokaryonten einschliesslich der Archaeen.

Die molekulare Revolution. Eigentlich hatte man das Thema mikrobielle Diversität bis in die 1980er-Jahre im Wesentlichen für abgeschlossen gehalten. Denn mit den damals bekannten Methoden, die auf der Kultivierung und Isolierung von Mikroorganismen beruhten, schien die vorhandene Diversität erfasst zu sein. Man kannte einige tausend Arten, wobei Süsswasser-Ökosysteme weitgehend dieselben Mikroorganismen zu beherbergen schienen wie terrestrische. Einzig die Beobachtung, dass immer nur ein Bruchteil der im Mikroskop zählbaren Mikroorganismen auf Nährmedien anwuchs, war Anlass für Zweifel. Erst mit Anwendung kultivierungsunabhängiger molekularbiologischer Methoden (Abb. 2) wurde klar, dass man die mikrobielle Diversität stark unterschätzt hatte. Zahlreiche neue Arten und sogar Dutzende von Prokaryonten-Gruppen wurden entdeckt, die vorher nie kul-

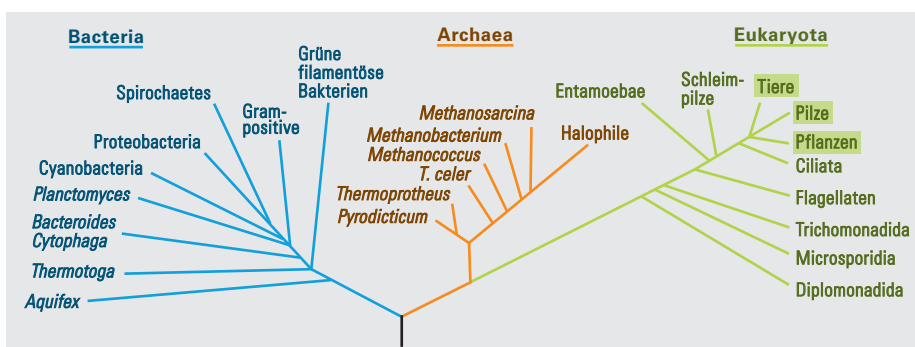


Abb. 1: Ein phylogenetischer Stammbaum des Lebens, basierend auf der genetischen Information der ribosomalen RNA (rRNA) [2]. Die genetische Vielfalt innerhalb der Prokaryonten ist weit höher als die der höheren Organismen (Pflanzen, Pilze, Tiere). Die Abbildung ist stark vereinfacht – die Bakterien allein weisen nach neusten Erkenntnissen 50 eigenständige Untergruppen auf.

tiviert worden waren. Bald wurde auch deutlich, dass sich die mikrobielle Zusammensetzung aquatischer Ökosysteme grundsätzlich von terrestrischen unterscheidet.

Heute sind molekularbiologische Methoden aus der Umweltmikrobiologie nicht mehr wegzudenken [3]. Ein zentrales Verfahren ist die Polymerase-Kettenreaktion (PCR), bei der Genabschnitte milliardenfach vervielfältigt und diese anschliessend mit verschiedenen weiteren Methoden – z. B. mit der «denaturierenden Gradienten-Gel-Elektrophorese» (Abb. 3) – analysiert werden. Doch trotz des methodischen Fortschritts ist es bis heute nicht gelungen, die mikrobielle Diversität in komplexeren Umweltsystemen abschliessend zu erfassen.

Mikroorganismen spielen eine zentrale Rolle im Ökosystem.

Mikroorganismen spielen für das Funktionieren von – insbesondere auch aquatischen – Ökosystemen eine zentrale Rolle. Sie sind entscheidend an den biogeochemischen Stoffkreisläufen (z. B. von Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff) beteiligt und beeinflussen damit direkt die chemischen Bedingungen eines Gewässers. So werden die Stickstofffixierung, die Sulfatreduktion oder die Methanogenese unter natürlichen Bedingungen ausschliesslich durch die biologische Aktivität von Prokaryonten ermöglicht.

Ein besonders auffälliges Beispiel für die Aktivität von Mikroorganismen findet sich in dem von der Eawag untersuchten Kivusee in Afrika (Abb. 3). Durch methanbildende Archaeen haben sich über Jahrtausende hinweg grosse Konzentrationen des Treibhausgases Methan in der Tiefe des Sees angereichert. Nun sorgen Mikroorganismen, die sich auf den Abbau dieses Gases spezialisiert haben, so genannte Methanotrophe, in flacheren Wasserschichten dafür, dass Methan nicht in die Atmosphäre entweicht (Pasche et al. in Vorbereitung). Dabei beherbergt der Kivusee interessanterweise zusätzlich zu den recht weit verbreiteten methanotrophen Bakterien, die das Methan mithilfe von Sauerstoff abbauen, auch eine Population von anaeroben methanotrophen Archaeen, die statt Sauerstoff Sulfat nutzen.

Mikroorganismen sind zudem massgeblich am Abbau von organischem Material beteiligt. Z. B. untersucht die Eawag in

Abb. 2: Die mikrobiologische Methodik seit 1850. Molekularbiologische Verfahren sind erst in den letzten Jahrzehnten entwickelt worden (modifiziert nach [3]).

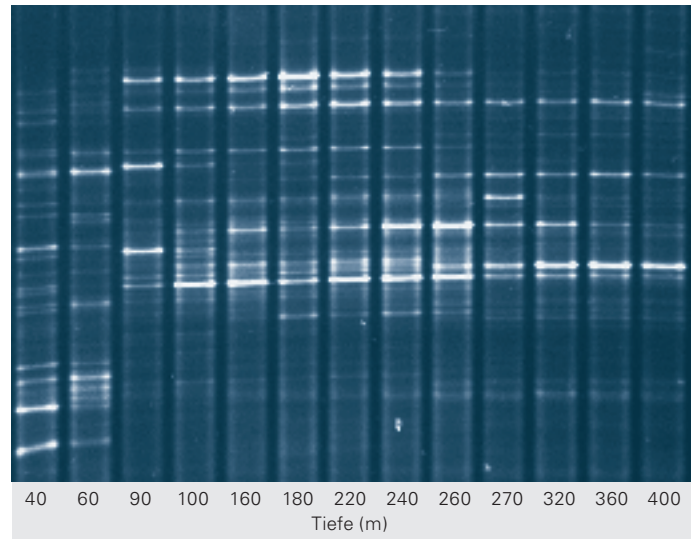
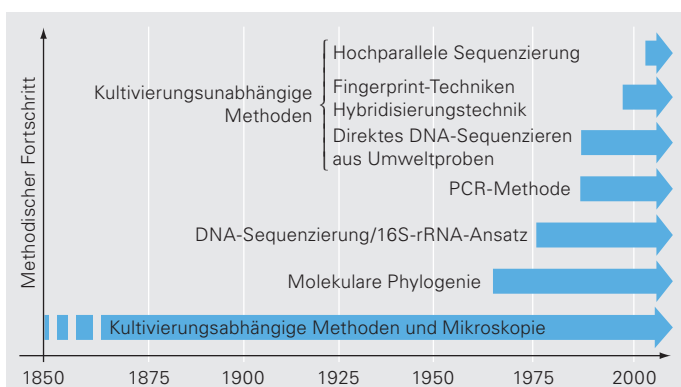


Abb. 3: Analyse der Bakteriengemeinschaft im afrikanischen Kivusee mithilfe der «denaturierenden Gradienten-Gel-Elektrophorese» (DGGE). Die einzelnen Banden entsprechen bakteriellen Arten, und die Intensität der Banden ist ein Mass für die relative Häufigkeit der Art. Jedoch ist die Auflösung einer DGGE begrenzt – es werden nur relativ häufige Arten abgebildet (nach Pasche et al., in Vorbereitung).

einem aktuellen Projekt, wie Mikroorganismen Chitin, eines der häufigsten Biopolymere in aquatischen Systemen, abbauen. Chitin kommt in den Panzern von Zooplankton sowie in Pilzen und einigen Algen vor. Erste Ergebnisse zeigen, dass sich die Aktivität der Chitin abbauenden Organismen auf im Wasser suspendierte Partikel und auf das Sediment konzentriert. Die Mikroorganismen weisen aber nur eine geringe Diversität auf – der Abbau von Chitin im Süsswasser scheint also Sache von Spezialisten zu sein.

Dass die Zusammensetzung der Organismengemeinschaft ausschlaggebend für die Auswirkungen von Umweltveränderungen sein kann, belegt eine weitere Untersuchung. Sie befasst sich mit solchen alpinen Fliessgewässern, die besonders stark vom Klimawandel beeinflusst werden. Erste Ergebnisse lassen erkennen, dass enzymatische Aktivitäten der Mikroben in den verschiedenen Bächen unterschiedlich auf die Umweltveränderungen reagieren und damit wiederum die chemischen Eigenschaften des Gewässers unterschiedlich beeinflussen.

Neben ihrer Rolle in den Stoffkreisläufen haben Mikroorganismen weitere Funktionen: als Parasiten und Pathogene, als Konkurrenten um Nährstoffe und gleichzeitig auch als Nahrung für höhere Organismen.

Mikrobielle Diversität – nur eine Funktion der Umwelt? Mikroorganismen sind also sehr divers und übernehmen bedeutende Funktionen im Ökosystem. Warum aber findet die mikrobielle Diversität in der aktuellen Diskussion und in den Bemühungen des Umweltschutzes dennoch nur eine geringe Beachtung? Zwei Gründe erscheinen massgeblich: Zum einen entzieht sich die mikrobielle Diversität schon aufgrund der geringen Grösse der Organismen unserer alltäglichen Erfahrungswelt. Zum anderen ist innerhalb der Wissenschaft immer noch weit verbreitet, dass die

mikrobiologische Artenzusammensetzung im Grunde eine reine Funktion der Umweltbedingungen ist – eine Ansicht, die auf die so genannte Baas-Becking-Hypothese zurückgeht: «Everything is everywhere, but the environment selects». Diese vom holländischen Mikrobiologen Lourens Baas Becking (1895–1963) entwickelte Hypothese besagt, dass alle Prokaryonten überall latent vorhanden, sie also Kosmopoliten sind, und dass die Umweltbedingungen bestimmen, welche Arten sich durchsetzen [4]. Geht man von der Richtigkeit dieses Konzepts aus, bedeutet dies, dass Mikrobenarten aufgrund ihrer universellen Verbreitung niemals aussterben können und somit Überlegungen zum mikrobiellen Artenschutz prinzipiell sinnlos sind bzw. die mikrobielle Diversität durch den Schutz der Habitate gesichert werden kann.

Kosmopoliten versus endemische Arten. Jüngere Forschungsergebnisse lassen jedoch zunehmend Zweifel an der universellen Gültigkeit der Baas-Becking-Hypothese – insbesondere auch für aquatische Ökosysteme – aufkommen (z. B. 1, 3, 5–7). Beispielsweise fand eine Studie an heißen Quellen [5], dass sich Unterschiede zwischen den Populationen von Archaeen vor allem durch die geografische Distanz der heißen Quellen erklären liessen, nicht aber durch Umweltparameter. Und eine Studie an amerikanischen Süßwasserseen [7] kam zum Ergebnis, dass die räumliche Nähe (und damit die Intensität des Artenaustausches zwischen den Seen) einen von anderen Umweltvariablen unabhängigen Einfluss auf die Artenzusammensetzung hat. Doch selbst wenn die Lebensräume noch näher beieinanderliegen, kann man Unterschiede in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften sehen, die sich nur schwer durch Umweltvariablen erklären lassen. So wurde an der Eawag die Diversität der Bakteriengemeinschaften in verschiedenen Habitaten im Uferbereich des Hallwilersees charakterisiert [8]. Dabei zeigte sich vor allem, dass die dortigen Habitate (Seewasser, Biofilme auf Schilf, Blattstreu und Sediment) eigene kleinräumige Lebensräume darstellen, aber auch, dass sich die Bakteriengemeinschaften in gleichen Habitaten an nur wenige Meter voneinander entfernten Standorten zum Teil deutlich voneinander unterscheiden.

Heute gibt es viele Hinweise, dass die Fähigkeit der Mikroben zur Ausbreitung nicht, wie bei Baas-Becking angenommen, unlimitiert, sondern von Art zu Art sehr unterschiedlich ist, nämlich abhängig von ihrer Fähigkeit, während des Transports zu überleben, resistente Dauerformen zu bilden (Sporen oder Zysten), sich am neuen Ort zu vermehren etc. Andererseits wissen wir heute, dass sich Mikroben evolutionär sehr schnell an ihre Umgebung anpassen können. Zwar ist dies nicht unbedingt mit der Entwicklung neuer Arten gleichzusetzen, bedingt aber doch eine genetische Variabilität innerhalb der Art. Damit liegt die Vermutung nahe, dass es neben den Kosmopoliten auch mikrobielle Arten mit einer eher lokalen, also endemischen Verbreitung gibt, und dass sich je nach Habitat Mikrobengemeinschaften mit unterschiedlichen Anteilen an globalen und lokalen Arten ausbilden.

Schützenswert ja – aber schutzbedürftig? Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sowohl die mikrobielle Diversität als auch die funktionelle Bedeutung der Mikroorganismen hoch ist.

Diversität wird zudem häufig mit der Stabilität von Systemen und Prozessen in Verbindung gebracht (siehe Beitrag von Eberhard Morgenroth auf S. 15). Darum ist die Diversität der Mikroorganismen – unabhängig davon, ob wir sie als Kosmopoliten betrachten – per se schützenswert. Ist sie aber auch schutzbedürftig?

Dies hängt in hohem Masse von der Existenz endemischer Arten ab. In einem neuen Projekt und mit einer neuen Methode (hochparallele Sequenzierung, siehe Abb. 2) wollen wir darum dieser Frage nachgehen und die mikrobielle Artenzusammensetzung in 30 Schweizer Seen untersuchen. Mit diesem hoch aufgelösten Datensatz wird sich die Hypothese einer Ausbreitungs-limitierung statistisch testen lassen. Sollte sich dabei bestätigen, dass endemische Arten in natürlichen Systemen häufiger als bisher angenommen eine Rolle spielen, so müsste man schließen, dass auch Mikroorganismen einen Teil der besonderen und damit schutzbedürftigen Biodiversität eines lokalen Ökosystems darstellen. Das gilt insbesondere für Standorte mit extremen Eigenschaften.

Mikroben zeigen aber auch Grenzen auf: Angesichts der schier unüberschaubaren Diversität ist ein «Artenschutz» für Mikroorganismen im klassischen Sinne, vielleicht mit Ausnahme extremer Standorte, derzeit wohl weder sinnvoll noch möglich. Dennoch müssen wir uns bewusst sein, dass uns ein systematisches Verständnis darüber fehlt, welche Bakteriengemeinschaften sich je nach Umweltbedingungen einstellen und vor allem welche Konsequenzen dies auf die entscheidenden biogeochemischen und ökologischen Prozesse – und damit auch auf die Ökosysteme – hat. Die mikrobielle Biodiversität als zentrales Element der biologischen Vielfalt und Funktion von Ökosystemen muss daher in der Forschung und bei den Entscheidungsträgern vermehrt Aufmerksamkeit erhalten. ○ ○ ○

- [1] Curtis T.P., Sloan W.T. (2004): Prokaryotic diversity and its limits: microbial community structure in nature and implications for microbial ecology. *Current Opinion in Microbiology*. 7 (3), 221–226.
- [2] http://en.wikipedia.org/wiki/File:Phylogenetic_tree.svg
- [3] Logue J.B., Bürgmann H., Robinson C.T. (2008): Progress in the ecological genetics and biodiversity of freshwater bacteria. *BioScience* 58 (2), 103–113.
- [4] Finlay B.J., Maberly S.C., Cooper J.I. (1997): Microbial diversity and ecosystem function. *Oikos* 80 (2), 209–213.
- [5] Whitaker R.J., Grogan D.W., Taylor J.W. (2003): Geographic barriers isolate endemic populations of hyperthermophilic Archaea. *Science* 301 (5635), 976–978.
- [6] Prosser J.I., et al. (2007): The role of ecological theory in microbial ecology. *Nature Reviews Microbiology* 5 (5), 384–392.
- [7] Yannarell A.C., Triplett E.W. (2004): Within- and between-lake variability in the composition of bacterioplankton communities: investigations using multiple spatial scales. *Applied and Environmental Microbiology* 70(1), 214–223.
- [8] Buesing N., Filippini M., Bürgmann H., Gessner M.O. (2009): Microbial communities in contrasting freshwater marsh microhabitats. *FEMS Microbiology Ecology* 69(1), 84–97.

Funktionelle Vielfalt in der Abwasserreinigung



Eberhard Morgenroth, Umweltingenieur, Wissenschaftler in der Abteilung Verfahrenstechnik und Professor für Siedlungswasserwirtschaft an der ETH Zürich. Koautoren: Helmut Bürgmann, Kai Udert

Schwankende Zulauffrachten stellen die biologische Abwasserreinigung vor grosse Herausforderungen. Kann hier eine erhöhte Biodiversität helfen und ist Biodiversität also auch in der Kläranlage erstrebenswert? Molekularbiologische Methoden erlauben es uns heute, die Artenvielfalt und spezifische Organismengruppen in komplexen Systemen zu quantifizieren.

In der biologischen Abwasserreinigung wird die Biodiversität im System gezielt eingeschränkt. Diese Verfahren beruhen darauf, dass man die Betriebsbedingungen (z. B. Substratverfügbarkeit, Sauerstoff, Verweilzeiten) so einstellt, dass gewünschte Bakterien angereichert und unerwünschte Bakterien aus dem System ausgewaschen werden. Die Organismengemeinschaft ist dabei immer eine undefinierte und offene Kultur, die ständig mit neuen Organismen aus dem Zulauf vermischt wird. Gewünschte Bakterien sollen zu einer bestimmten Funktion ausführen (organische Stoffe und Ammonium oxidieren, Nitrat denitrifizieren, Phosphor akkumulieren) und zum anderen dürfen sie den Betrieb des Systems nicht stören, müssen also z. B. in Belebungsanlagen Flocken bilden, die über geeignete Absetzeigenschaften verfügen.

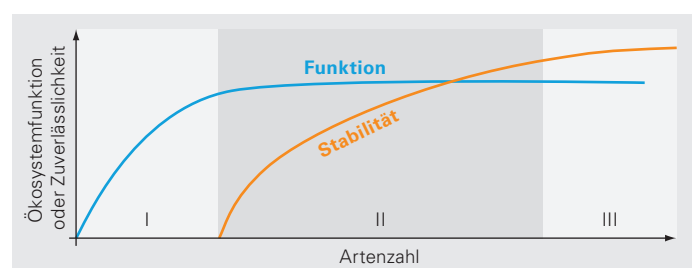
Betriebsbedingungen in biologischen Abwasserreinigungsanlagen wurden zumeist empirisch aus der rund 100-jährigen Erfahrung mit den gängigen Belebtschlamm- und Biofilmverfahren entwickelt. Erst in den letzten Jahrzehnten wurden diese Erfahrungswerte mehr und mehr durch ein mechanistisches Verständnis der Wachstumsraten und der Physiologie der beteiligten Organismen ergänzt. Zwar sind effektive Methoden zur Identifizierung und Quantifizierung spezifischer Bakteriengruppen bereits seit ca. 20 Jahren verfügbar (siehe Beitrag von Helmut Bürgmann auf S. 12), doch haben diese Informationen über die Artenzusammensetzung bis heute nur einen sehr geringen Einfluss auf die Dimensionierung und den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Exemplarisch wird im Folgenden die Dynamik der Artenvielfalt in einigen Beispielen erläutert.

Gleichmässige Leistung trotz dynamischer Änderungen der Artenzusammensetzung. Die Erfahrung aus dem Betrieb von Kläranlagen zeigt, dass die Leistung der Anlage unter konstanten Betriebsbedingungen reproduzierbar und konstant ist. Wie aber verhält es sich bei solchen konstanten Betriebsbedingungen mit der Artenvielfalt? Kaewpipat und Grady [1] haben zwei Laborkläranlagen parallel und mit gleichen und konstanten Bedingungen betrieben. Sie konnten nachweisen, dass sich Abbauleistung, Menge an Belebtschlamm und Absetzeigenschaften in beiden Anlagen während des sechsmonatigen Betriebs weitgehend

identisch verhielten. Anders sah es mit der Zusammensetzung der Bakterien im System aus, die mit Hilfe von denaturierender Gelelektrophorese (DGGE) bestimmt wurde. Trotz konstanter Betriebsbedingungen änderte sich die Bakterienzusammensetzung fortlaufend. Während sie sich in den ersten zwei Monaten in beiden Systemen ähnlich entwickelte, gab es völlig unterschiedliche Dynamiken in der Artenzusammensetzung während der nächsten vier Monate. Daraus kann man schliessen, dass sich Artenzusammensetzung und Artenvielfalt in biologischen Abwasserreinigungsanlagen dynamisch und nicht unbedingt in vorhersagbarer Weise abhängig von den Betriebsbedingungen entfalten werden.

Je grösser die funktionelle Diversität, desto stabiler die anaerobe Vergärung. Fernandez et al. [2] haben den Einfluss der Artenvielfalt in acht parallelen anaeroben Reaktoren untersucht. Zwei verschiedene Inokuli, die sich in der bakteriellen Artenvielfalt unterschieden, dienten zum Animpfen von jeweils vier der acht Reaktoren. In der Einfahrphase waren die Betriebsbedingungen in den Reaktoren gleich, jedoch bildeten sich im Verlauf des Versuchs in den beiden Reaktorgruppen entsprechend der Inokuli

Abb. 1: Schematischer Zusammenhang von Artenvielfalt, funktioneller Diversität und Systemstabilität. Mit wachsender Artenzahl steigt auch die funktionelle Diversität an und die vorhandenen Arten wirken komplementär zueinander (Region I). Nimmt die Artenzahl noch weiter zu, ergeben sich keine neuen Funktionen, doch die nun redundanten Arten können die Stabilität des Systems unter dynamischen Verhältnissen erhöhen (Region II). Bei noch grösserer Artendiversität (Region III) kommt es zu keinem weiteren Anstieg der Stabilität [7].



unterschiedlich diverse Organismengemeinschaften aus. Als nach der Einfahrphase plötzlich die Substratkonzentration im Zulauf zu den Reaktoren angehoben wurde, beobachteten die Wissenschaftler, dass die Artenzusammensetzung in den Reaktoren mit einer höheren Artenvielfalt weniger schwankte als in der Vergleichsgruppe. Interessanterweise aber gab es gerade in den Reaktoren mit der niedrigeren Artenvielfalt einen stabileren Betrieb (geringere Akkumulation von organischen Säuren). Ein einfacher Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Stabilität, wie er aus theoretischen allgemeinen Überlegungen angestellt werden kann (Abb. 1), gilt für dieses mikrobielle System also nicht. Fernandez et al. konnten dagegen zeigen, dass die Vielfalt von Funktionsgruppen und nicht die allgemeine Artenvielfalt mit der Flexibilität des Systems einher geht. In aktuellen Projekten an der Eawag wird daher gezielt versucht, nicht nur die Artendiversität insgesamt, sondern vor allem auch die Abundanz und Diversität der für den Abwasserreinigungsprozess entscheidenden funktionellen mikrobiellen Gruppen zu analysieren (siehe Kasten).

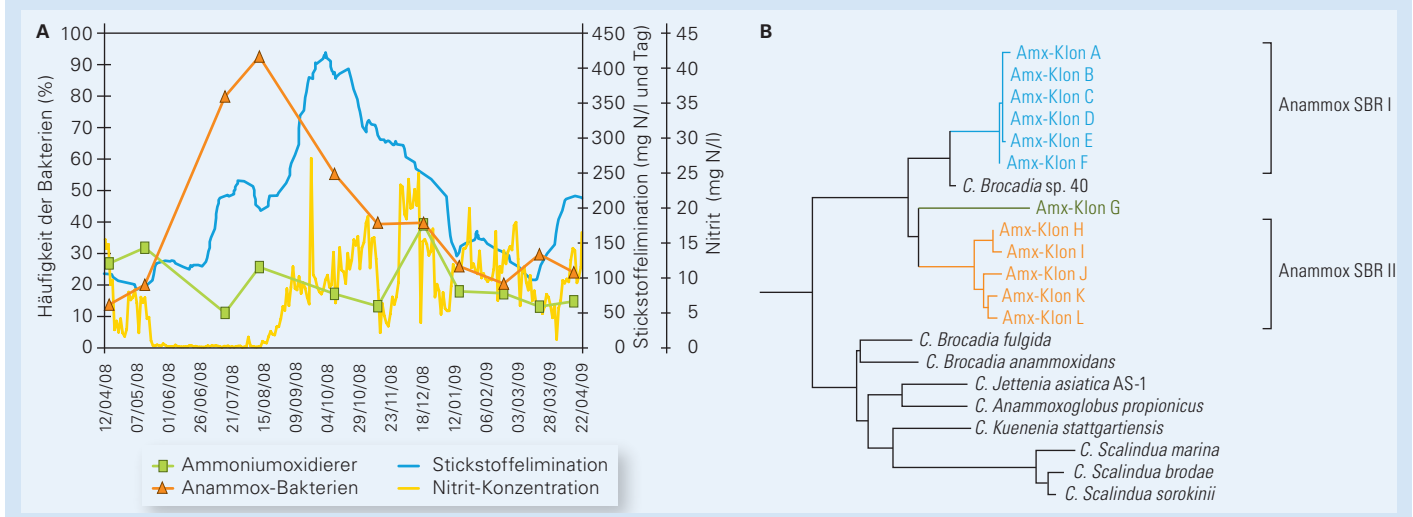
Diversität nutzen: Habitatvielfalt in Biofilmen. Das Funktionieren des «Ökosystems» Abwasserreinigungsanlage hängt nicht nur von der Arten- und der funktionellen Diversität ab, sondern auch von der Vielfalt der Habitate [3]. Ein Beispiel: In einer Belebungsanlage, in der die Bakterien in kleinen Flocken wachsen und in der es nur ein voll durchmischtes Becken gibt, sind alle Bakterien immer den gleichen Umgebungsbedingungen ausgesetzt (unter der Annahme, dass Massentransportlimitierungen vernachlässigbar sind). Im Gegensatz dazu sind Biofilme heterogene Systeme. Die Wachstumsbedingungen im Biofilm sind zum einen durch die Substratverfügbarkeit (Abb. 2A), aber auch durch die lokalen Verweilzeiten der Bakterien im Biofilm bestimmt (Abb. 2B) [4]. Bei einem stabilen Betrieb steht das Wachstum mit den Ablöseprozessen im Gleichgewicht. Die detaillierten Mechanismen der Ablöseprozesse – und deren Einfluss auf die Struktur des Biofilms – sind allerdings bis heute nicht geklärt [5]. Grundsätzlich kann man aber sagen, dass Bakterien, die nahe der Biofilmoberfläche wachsen, schneller aus dem System ausgetragen werden als

Geringe Flexibilität bei geringer Diversität? Beispiel Anammox-Reaktor

Die getrennte Sammlung und Verarbeitung von Urin ist eine alternative Strategie der Abwasserbehandlung, die an der Eawag intensiv erforscht wird. In einem dieser Projekte haben wir in einem Laborreaktor mit Belebtschlammflocken die biologische Entfernung von Stickstoff untersucht. Ein Teil des Ammoniums wird von aeroben Nitrifikanten zu Nitrit oxidiert. Anaerobe Ammoniumoxidierer (Anammox-Bakterien) verwenden dann dieses Nitrit, um das verbleibende Ammonium zu molekularem Stickstoff zu oxidieren (siehe auch Abb. 3). Dabei interessiert uns u. a., wie sich die Bakteriengemeinschaft im Verlauf des Betriebs entwickelt. Der Reaktor war mit einer undefinierten Kultur aus einer Kläranlage angeimpft worden und nach der Einlaufphase konnten wir verschiedene Anammox-Klone vom Typ SBR I und SBR II nachweisen, die sich innerhalb ihrer Gruppen jedoch genetisch kaum unterschieden (Abb. 4B). Im Verlaufe des Betriebs setzte sich die Gruppe SBR I durch: Im Reaktor wiesen die Anammox-Bakterien also nur noch eine sehr geringe Diversität auf.

Im gezeigten Beispiel führte eine Änderung der Betriebsparameter (u. a. die Anpassung des pH-Bereichs) ab August 2008 zu einer ungünstigen Entwicklung der Anammox-Gemeinschaft. Mit einer gewissen Verzögerung kam es zu einer Akkumulation von Nitrit und einem Einbruch der Reaktorleistung (Abb. 4A). Ab diesem Zeitpunkt waren viel weniger Anammox-Bakterien im Reaktor zu finden. Nun gilt es zu klären, ob die geringe Diversität der Anammox-Bakterien zu den Problemen im Reaktorbetrieb beigetragen hat.

Abb. 4: (A) Je grösser der Anteil Anammox-Bakterien im Reaktor, desto höher ist die Stickstoffabbaurate und um so geringer ist die Konzentration von Nitrit. (B) Phylogenetischer Stammbaum von Anammox-Bakterien: Farbige markierte Klone konnten wir im Reaktor nachweisen; alle anderen Anammox-Bakterien sind als Referenzarten aufgeführt (Bürgmann/Udert/Jenni, in Vorbereitung).



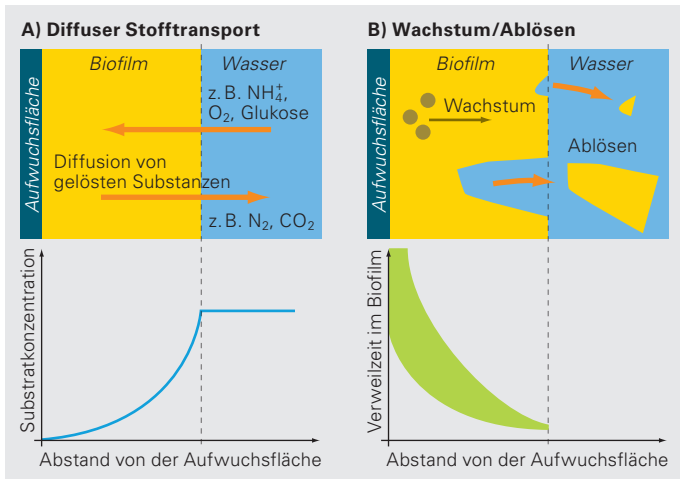


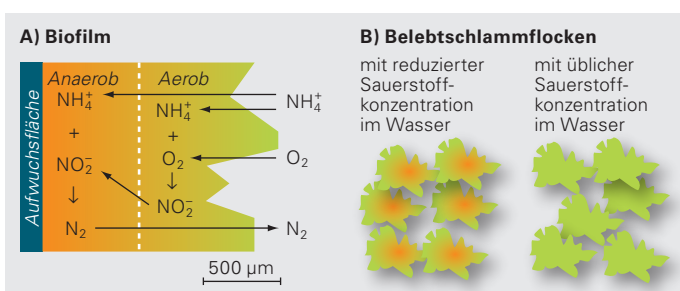
Abb. 2: Die Wachstumsbedingungen im Biofilm hängen vom Stofftransport (A) und von der lokalen Verweilzeit innerhalb des Biofilms (B) ab [4, 6].

solche, die sich nahe der Aufwuchsstelle befinden. Damit ergibt sich eine Verteilung der Verweilzeiten – man könnte es auch ein «lokales Schlammalter» nennen – über die Dicke des Biofilms (Abb. 2B).

Zunächst einmal sind Stofftransportlimitierungen ein Nachteil von Biofilmverfahren, da sie den Umsatz im Reaktor beschränken. Eine Stofftransportlimitierung kann aber auch gezielt ausgenutzt werden und neue Chancen eröffnen – und das nicht nur in Biofilmverfahren, sondern auch in Reaktoren mit Belebtschlammflocken (Abb. 3). Ist z.B. Sauerstoff nur an der Oberfläche des Biofilms oder der Flocken verfügbar, so ergeben sich im Innern Zonen mit unterschiedlichen Redoxbedingungen. Aerobe Prozesse finden im äusseren Bereich statt (z.B. Oxidation von Ammonium mit Sauerstoff zu Nitrit) und Prozesse, die nur in Abwesenheit von Sauerstoff stattfinden können, laufen nahe der Aufwuchsstelle des Biofilms oder im Zentrum der Belebtschlammflocken ab (z.B. anaerobe Oxidation von Ammonium mit Nitrit = Anammox). Die

Abb. 3: Simultane Ammonium-Oxidation und Anammox im Biofilmreaktor (A) sowie in Belebtschlammflocken bei niedrigem Sauerstoffgehalt (B).

Aerob: Umwandlung von Ammonium mit Sauerstoff zu Nitrit; anaerob (bzw. anoxisch): Umwandlung von Ammonium mit Nitrit zu molekularem Stickstoff (= Anammox). Der Farbverlauf gibt die Sauerstoffverfügbarkeit im Biofilm oder in den Belebtschlammflocken an (grün: Sauerstoff verfügbar, orange: kein Sauerstoff verfügbar).



gezielte Ausnutzung der Stofftransportlimitierung erlaubt also ein Verfahren mit simultaner aerober und anaerober Ammonium-Oxidation im selben Reaktor (siehe auch Kasten). Solche Reaktoren sind in der Regel robuster und einfacher zu betreiben als zwei separate Reaktoren für die Oxidation von Ammonium zu Nitrit und die anaerobe Ammoniumoxidation.

Aus der Kombination von lokaler Substratverfügbarkeit und lokaler Verweilzeit ergeben sich also unterschiedliche Wachstums- und Reaktionsbedingungen an der Oberfläche und in der Tiefe des Biofilms bzw. der Belebtschlammflocke. Doch weiss man noch viel zu wenig darüber, welches Potenzial in diesen unterschiedlichen ökologischen Habitaten für die Abwasserreinigung steckt.

Funktionelle Diversität und Habitatvielfalt besser verstehen.

Die biologische Abwasserreinigung basiert auf dem geschickten Manipulieren der Mikroorganismen im System, damit geeignete Organismen selektiert werden und diese die gewünschten Prozesse ausführen. Eine erhöhte bakterielle Artenvielfalt per se führt in einer Abwasserreinigungsanlagen nicht unbedingt zu erhöhter Leistungsfähigkeit oder Stabilität. Kläranlagen sind komplexe Ökosysteme und es gilt, sowohl die funktionelle Diversität als auch die Diversität der sich im Biofilm etablierenden Habitate und deren Verbindungen zur Artenvielfalt besser zu verstehen. Eine spannende Aufgabe für die aktuelle Forschung. ○ ○ ○

- [1] Kaewpipat K., Grady C.P.L. (2002): Microbial population dynamics in laboratory-scale activated sludge reactors. *Water Science and Technology* 46 (1–2), 19–27.
- [2] Fernandez A.S., Hashsham S.A., Dollhopf S.L., Raskin L., Glagoleva O., Dazzo F.B., Hickey R.F., Criddle C.S., Tiedje J.M. (2000): Flexible community structure correlates with stable community function in methanogenic bio-reactor communities perturbed by glucose. *Applied and Environmental Microbiology* 66 (9), 4058–4067.
- [3] Morgenroth E., Milferstedt K. (2009): Biofilm engineering: Linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 8(3), 203–208.
- [4] Morgenroth E., Wilderer P.A. (2000): Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Water Research* 34 (2), 417–426.
- [5] Morgenroth E. (2003): Biofilms in wastewater treatment. S. Wuertz, P.A. Wilderer, P.L. Bishop (eds), pp. 264–290, IWA Publishing.
- [6] Morgenroth E. (2008): Biological wastewater treatment – principles, modelling, and design. M. Henze, M.C.M. van Loosdrecht, G. Ekama, D. Brdjanovic (eds), IWA Publishing, London.
- [7] Naeem S., Kawabata Z., Loreau, M. (1998): Transcending boundaries in biodiversity research. *Trends in Ecology & Evolution* 13(4), 134–135.

Wie Artenvielfalt entsteht und vergeht

Voraussetzung für den Erhalt von Artenvielfalt ist es, ein dynamisches Gleichgewicht sicherzustellen, bei dem Artbildung ebenso schnell erfolgt wie Artensterben. Doch wird im Naturschutz häufig ignoriert, dass nicht nur die derzeitige Artenvielfalt, sondern auch die Vielfalt der Artbildungsprozesse gewahrt bleiben müssen.

Um 100- bis 1000-fach höher als im Mittel der letzten Jahrtausende liegt die derzeitige Artenaussterberate und ist auf gleichem Niveau wie die Raten während der fünf grössten Massenaussterben in der Erdgeschichte [1]. Geht es so weiter, werden um das Jahr 2100 die Hälfte aller derzeit lebenden Arten ausgestorben sein – dies legen jüngste Prognosen nahe. Gleichzeitig werden immer weniger neue Arten entstehen. Obwohl dies erst einer kleinen Minderheit der Öffentlichkeit bewusst ist, ist bereits abzusehen, dass die Biodiversitätskrise in den nächsten Jahrzehnten die Diskussion um den Klimawandel an Intensität und Aktualität übertreffen wird.

Artbildung kann schnell vonstattengehen. Zwei recht unterschiedliche Interessengruppen befassen sich besonders intensiv mit Fragen der Veränderung von Artenvielfalt. Naturschutzökologen und Naturschutzorganisationen auf der einen Seite, Evolutionsökologen auf der anderen. Abgesehen von wenigen Visionären in beiden Gruppen gibt es kaum Austausch zwischen diesen. Das ist nicht ganz unverständlich, ist doch die Annahme weit verbreitet, dass für ökologische und evolutionäre Prozesse ganz unterschiedlichen Zeitskalen relevant sind. Die Realität sieht jedoch anders aus. Evolutionäre Veränderungen geschehen fortlaufend und sind besonders schnell, wenn die Umwelt sich verändert. Populationen reagieren auf Veränderungen ihrer Umwelt mit genetischer Anpassung durch natürliche Selektion. Anpassung verschiedener Populationen an unterschiedliche Bedingungen kann zu Artbildung führen. Diese so genannte ökologische Artbildung kann schon innerhalb recht kurzer Zeit, d. h. innerhalb von Jahrzehnten, wirksam werden, und das selbst bei Organismen mit recht langen Generationszeiten wie bei Fischen und Vögeln. So haben Lachspopulationen, die sich an verschiedene Laichhabitats anpassen, bereits innerhalb von 14 Generationen eine partielle *Reproduktionsisolation* entwickelt, d. h., Lachse mit unterschiedlichen Anpassungen vermehren sich kaum noch untereinander. Bei Vogelpopulationen, die zu verschiedenen Überwinterungsgebieten wandern, kann sich innerhalb von 10–20 Generationen eine reproduktive Isolation ausbilden, obwohl sie im selben Brutgebiet brüten. Eine grosse Groppenpopulation, die im Rhein durch Hybridisierung entstanden ist, hat eine vollständig neue ökologi-



Ole Seehausen, Evolutionsökologe, leitet die Abteilung Fischökologie und Evolution und ist Professor für Aquatische Ökologie an der Universität Bern.

sche Nische besetzt und wurde innerhalb von 20–200 Generationen gegenüber den Ursprungsarten isoliert [2]. Ein Beispiel aus der Schweiz sind Stichlinge, die bis vor 140 Jahren nur in Basel nördlich des Juras vorkamen. Seitdem haben sie aber grosse Teile des Mittellandes besiedelt, und wir haben Hinweise darauf, dass sie in dieser kurzen Zeit angefangen haben sich in mehrere Arten aufzuteilen (Abb. 1).

Gleichzeitige Abnahme der Artbildungs- und der Aussterberaten. Andererseits können *evolutionäre Prozesse* auch zum Aussterben von Arten führen, und zwar noch schneller als *demografische Prozesse* alleine. Die klassische Naturschutzbiologie befasst sich mit dem Aussterben durch demografische Prozesse, die die Populationsgrösse beeinflussen. Aussterben ist aber eben-

Abb. 1: Der Dreistachelige Stichling als Beispiel für die lokale Entstehung neuer Diversität in wenigen Jahrzehnten. Links eine grössere Form mit roter Brutfärbung, die im Uferbereich eines kleinen Sees brütet und den Stichlingen in den umliegenden Gewässern ähnlich ist. Rechts eine kleinere, endemische Form mit gelb-oranger Brutfärbung, die das Sediment im Freiwasserbereich des selben Sees bewohnt. Unsere genetischen Daten legen nahe, dass die gelbe Form innerhalb der letzten 50 Jahre lokal aus der roten Form entstanden ist.



falls durch evolutionäre Prozesse möglich, sogar unabhängig von demografischen Vorgängen. Das geschieht zum Beispiel dann, wenn Veränderungen in der Umwelt die Relevanz von Anpassungen hinfällig macht und damit die ökologische Reproduktionsisolation zwischen den Arten wieder wegfällt. Solange zwischen Arten noch keine umweltunabhängige *genetische Inkompatibilität* besteht, verschmelzen sie dann zu einer einzigen Hybridart. Umweltunabhängige Inkompatibilität entsteht meistens erst im Verlauf von mehreren Millionen Jahren. Viele Arten sind aber sehr viel jünger. Mehr als 40 % aller Fischarten und mehr als 20 % aller Säugetierarten fallen in diese Kategorie [3].

Während Arten und Artenvielfalt in der klassischen Naturschutzbiologie oft als statisch betrachtet werden, zeigt die Evolutionsökologie, dass Artenvielfalt nur durch die Wahrung eines dynamischen Gleichgewichts erhalten bleiben kann. Demografische und evolutionäre Prozesse sind beide wichtig, und Artbildungsrate und Aussterberaten müssen sich die Waage halten. Wer sich damit befasst, stellt sehr bald fest, dass beide Prozesse und beide Raten von denselben Umweltfaktoren beeinflusst werden. Dies sind genau jene Faktoren, die sich derzeit rasant verändern, nämlich die räumliche Ausdehnung und ökologische Vielfaltigkeit von Lebensräumen. Der rasant voranschreitende Verlust an Lebensraum und die ebenso rasant voranschreitende ökologische Homogenisierung von Lebensräumen führen unweigerlich zur Erhöhung der Aussterberaten sowohl durch demografische als auch durch evolutionäre Prozesse. Gleichzeitig führen beide aber zusätzlich zu einer starken Abnahme des Artbildungspotenzials. Mit der Grösse des Lebensraums nimmt nämlich nicht nur die Populationsgrösse ab, sondern auch die genetische Vielfalt und die Effizienz natürlicher Selektion, und mit der Heterogenität von Lebensräumen nehmen die Heterogenität der natürlichen Selektion und das Potenzial für Artbildung durch Anpassung ab. Die gleichzeitige Abnahme der Artbildungsrate und Zunahme der Aussterberaten führt zu einer katastrophalen «Biodiversitäts-Verschuldung» (Abb. 2) [4].

Unsere Forschungsgruppe hat sich seit vielen Jahren mit menschlichen Einflüssen auf die Prozesse der Entstehung und Persistenz von Arten befasst. Als Modelle für diese Forschung nutzen wir besonders artenreiche Gewässer mit hohen Entstehungs- und Aussterberaten von Fischen, wie die grossen Seen Ostafrikas und die Gewässer der Schweiz. Ob bei afrikanischen Buntbarschen oder Schweizer Felchen, wir stellen immer wieder fest, dass Entstehung und Aussterben von Arten häufig durch dieselben Faktoren beeinflusst werden.

Vielfalt der afrikanischen Buntbarsche brach zusammen.

Die Buntbarsche der grossen Seen Afrikas sind ein klassisches Lehrbuchbeispiel für Artbildung [5]. Mehr als 1000 Arten sind in den grossen Seen Viktoria (~500), Malawi (~500), Tanganyika (~200), Edward (~60) und Mweru (~30) endemisch, kommen also ausschliesslich dort vor. Die Arten bildeten sich innerhalb der Seen durch vielfache ökologische Artbildung, so genannte *adaptive Radiation*. Der Verlauf der Artbildung war rasant. So sind z. B. im Viktoriasee in den letzten 15 000 Jahren 500 Arten entstanden, das bedeutet im Schnitt alle 30 Jahre eine neue Art. Ökologisch

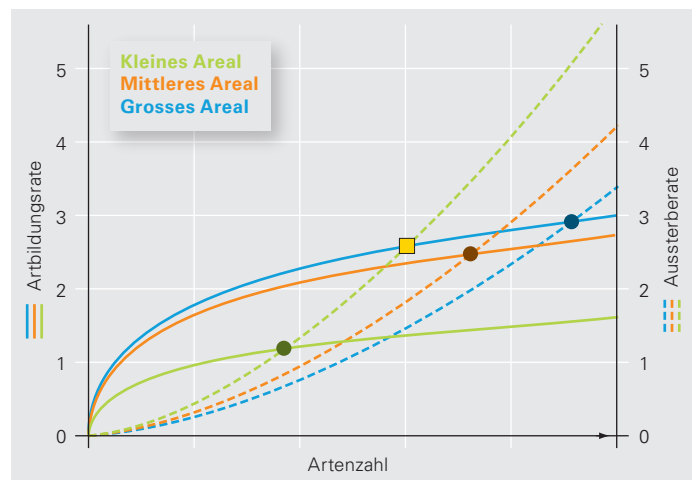


Abb. 2: Artenvielfaltsdynamiken in drei geografischen Arealen unterschiedlicher Grösse. Die farbigen Kurven sind Artbildungs- und Aussterberaten in kleinen, mittelgrossen und grossen Arealen als Funktion der Artenvielfalt. In den jeweiligen Schnittpunkten zwischen den Artbildungs- und Aussterberaten gleichen sich Artbildung und Artensterben aus: Die Artenvielfalt ist im Gleichgewichtszustand. Um den Einfluss von Arealverlust auf die Artenvielfalt vorherzusagen, müssen sowohl die Artbildung als auch das Artensterben berücksichtigt werden. Dies lässt sich folgendermassen nachvollziehen: Ausgehend vom Gleichgewichtszustand in einem grossen Areal (Schnittpunkt der blauen Kurven), liesse sich unter der falschen Annahme, dass die Artbildungsrate bei Abnahme der Arealgrösse gleich bliebe, das neue Gleichgewicht nach einem Verlust der Arealgrösse beim gelben Quadrat finden. Da die Artbildungsrate aber mit der Arealgrösse ebenfalls abnimmt, stellt sich das neue Gleichgewicht tatsächlich bei einer viel niedrigeren Artenvielfalt ein, nämlich dort wo sich die beiden grünen Kurven schneiden (modifiziert nach [4]).

Glossar

Adaptive Radiation: die Entstehung mehrerer neuer Arten aus einem gemeinsamen Vorfahren durch Anpassung an unterschiedliche ökologische Nischen und Ausbildung einer ökologischen Reproduktionsisolation.

Demografischer Prozess: die Entwicklung der Populationsgrösse durch Veränderung der Geburts- und Sterberaten unter dem Einfluss ökologischer Faktoren.

Evolutionärer Prozess: die Veränderung der genetischen Zusammensetzung von Populationen von einer Generation zur nächsten.

Genetische Inkompatibilität: wenn potenzielle Fortpflanzungspartner unterschiedliche Genvarianten besitzen, deren Kombination Nachkommen produziert, die reduziert lebensfähig oder fortpflanzungsfähig sind, und zwar unabhängig von der Umwelt.

Reproduktive Isolation oder Reproduktionsisolation: Populationen sind voneinander reproduktiv isoliert, wenn Lebensfähigkeit oder Fortpflanzungsfähigkeit von Hybriden im Vergleich zu den Nichthybriden reduziert sind. Dies kann durch ökologische, also von der Umwelt abhängige, Inkompatibilität oder durch genetische Inkompatibilität bedingt sein.

heterogene Lebensräume und historisch grosse Populationen machten dies möglich. Obwohl die gesamte Buntbarschpopulation des Viktoriasees in über 500 Arten aufgesplittert ist, zeigt jede einzelne Art eine grosse genetische Variation, was auf langfristig grosse Populationen und gelegentlichen Austausch von Genen zwischen den Arten hinweist. Diese grosse genetische Variation ist die Grundlage für eine schnelle Artbildung durch natürliche Selektion infolge Anpassung an ganz verschiedene ökologische Nischen. Dabei kommt dem Wassertiefegradienten eine dominante Rolle zu, da Artbildung oft durch Anpassung an die Licht- und Nahrungsverhältnisse in verschiedenen Wassertiefen stattfindet [6].

Der Viktoriasee ist aber auch der Ort des grössten Artensterbens, das Wissenschaftler je direkt beobachten konnten. Die Ursachen liegen in der Interaktion zwischen demografischen und evolutionären Prozessen. Ein durch den Menschen eingeführter Räuber an der Spitze der Nahrungskette, der Nilbarsch, hat die Populationsgrössen vieler Buntbarscharten massiv reduziert. Die bereits zuvor begonnene organische Verschmutzung des Sees führte zu einer Eutrophierung, infolgedessen die ökologische Vielfalt des Lebensraumes grossflächig abnahm. Insbesondere tiefere Bereiche des Sees bieten für Buntbarsche aus Mangel

an Licht und Sauerstoff nicht länger ausreichende Lebensgrundlagen. Damit fällt die reproduktive Isolation von Arten durch Selektion entlang des Wassertiefegradienten weg und verschiedene ehemals eigenständige Arten verschmelzen zu Hybridarten (Abb. 3A). Die Buntbarschvielfalt ist dabei regelrecht implodiert [7]. Die Tragik aus der Sicht des Artenschutzes wird noch durch die Tatsache verstärkt, dass die verschiedenen Buntbarscharten bei der Bewirtschaftung des Sees im Allgemeinen lediglich als eine Gruppe (*Haplochromis spp.*) berücksichtigt werden. Dies hat zur Folge, dass – obwohl der See extrem intensiv befischt wird, und es zahlreiche international finanzierte Fischereiforschungsprojekte gibt – es weder zur derzeitigen noch zur historischen Verbreitung und Abundanz der verschiedenen Buntbarscharten quantitative Daten gibt. Ein Lichtblick ist immerhin die Tatsache, dass inzwischen ein grosser Teil der Arten auf der Roten Liste der Weltnaturschutzunion (IUCN) figuriert und ihr Status damit einer grösseren Öffentlichkeit zumindest sichtbar wird.

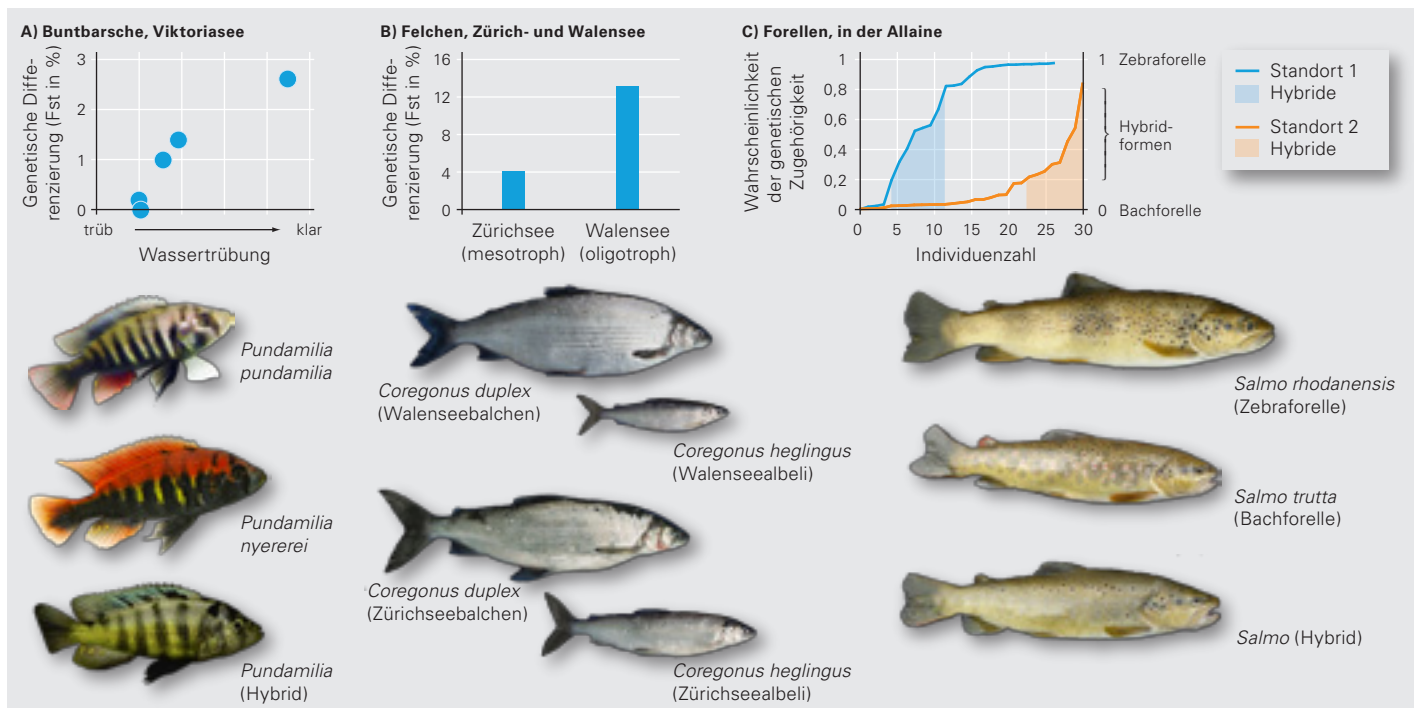
Schweizer Alpenseen: Heimat der grössten Artenvielfalt von Felchen. Die in der Schweiz vorkommenden Felchen erlitten ein ähnliches Schicksal. 24 verschiedene Felchenarten sind derzeit aus den grossen Schweizer Seen bekannt, mehrere noch

Abb. 3: Drei Beispiele von Artenaussterben durch die Interaktion von demografischen und evolutionären Prozessen.

A: Die genetische Differenzierung von Viktoriaseebuntbarschen nimmt mit zunehmender Eutrophierung des Wassers (dargestellt als Wassertrübung) ab. Die Arten *Pundamilia pundamilia* und *P. nyererei* lassen sich nur noch dort nachweisen, wo das Wasser klar ist. An Standorten mit trübem Wasser bestehen die Populationen aus genetisch und ökologisch undifferenzierten Hybriden. Jeder Datenpunkt repräsentiert einen Standort.

B: Die Felchenarten *Coregonus duplex* und *C. heglingus* aus dem oligotrophen Walensee zeigen eine deutlichere genetische Differenzierung als ihre Artgenossen im mesotrophen Zürichsee. In noch stärker eutrophierten Seen lassen sich nur noch Populationen aus genetisch undifferenzierten Hybriden nachweisen.

C: Zebraforelle (*Salmo rhodanensis*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) aus der Allaine, einem Zufluss des Doubs. An zwei, nur wenige Kilometer entfernten Abschnitten zeigen die Arten ganz unterschiedliche genetische Differenzierungen. So sind am Standort 1 einige Fische der Bachforelle (Werte zwischen 0–0,2) und viele der Zebraforelle (Werte zwischen 0,8–1) zuzuordnen, während andere intermediäre Genotypen aufweisen. Am Standort 2 gibt es fast nur Bachforellen und intermediäre Formen. (Fotos: A. Hudson, I. Keller, J. Schuler, I. v.d. Sluijs, P. Vonlanthen, O. Seehausen)



unbekannte oder unerkannte Arten sind wahrscheinlich. Damit beheimatet die Schweiz die grösste Artenvielfalt von Felchen weltweit. Bis zu sechs Arten können dabei gemeinsam in einem einzigen See vorkommen. In den letzten fünf Jahren haben wir die Entstehung dieser Vielfalt eingehend untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass, ganz ähnlich wie bei den Buntbarschen, die wichtigste Rolle der ökologischen Artbildung zukommt, und dass diese hier wie dort meistens entlang der Wassertiefegradienten auftritt [8]. Und genau wie in Afrika ist auch hier durch organische Verschmutzung und Eutrophierung der Seen die Vielfalt ökologischer Nischen verloren gegangen. Mehrere Arten sind dadurch miteinander verschmolzen (Abb. 3B). Unsere Daten zeigen, dass dadurch mindestens ein Drittel der Felchenarten in den letzten 50 Jahren verschwunden ist. Dieses Artensterben blieb in Naturschutzkreisen weitgehend unbemerkt. Dies ist sicherlich nicht zuletzt darauf zurückzuführen, dass, wie bei den Buntbarschen, auch hier die komplexe Struktur der Artenvielfalt in der angewandten Literatur bis heute stark vereinfacht dargestellt wird und man oftmals verallgemeinernd von Felchen, *Coregonus spp.*, spricht [9].

Rheinforelle verdrängt andere Forellenarten in den Alpenflüssen. Forellen sind die am weitesten verbreiteten Fische in der Schweiz. Weniger bekannt ist die Tatsache, dass die Schweiz von fünf ganz unterschiedlichen evolutionären Linien von Forellen bewohnt wird, von denen nur eine weit verbreitet ist. Diese hat ihre Herkunft im Rhein-Einzugsgebiet. Die anderen stammen aus den Einzugsgebieten von Donau, jurassischer Rhone und Po (zwei Arten, darunter die fast ausgestorbene Marmorforelle). Die Rheinforelle oder Atlantische Forelle wurde aber als Besatzfisch in den letzten 50 Jahren in grosser Zahl in alle anderen Einzugsgebiete eingebracht. Dass sie in vielen dieser Flüsse die ursprünglichen Forellen verdrängt, und zwar durch Hybridisierung und ökologische Konkurrenz, ist in Fachkreisen gut bekannt. Aber fast gar nicht bekannt ist die Tatsache, dass diese Forellentypen, die ihren Ursprung in verschiedenen eiszeitlichen Rückzugsgebieten fanden, auch ökologisch sehr unterschiedlich sein können. Mehrere Forschungsgruppen fanden Hinweise darauf, dass diese Forellen in manchen natürlichen Flüssen als Arten koexistieren können. In stark beeinträchtigten Flüssen ist dies jedoch nicht möglich, dort scheint die Rheinforelle einen Vorteil zu haben und verdrängt die anderen. Obwohl es nur noch sehr begrenzte Rückzugsgebiete in der Schweiz gibt für Marmorforelle, Zebraforelle (Abb. 3C) und die anderen südlichen Forellenformen, gibt es wenig koordinierte Bemühungen zu ihrer Erhaltung. Auch hier dürfte das Problem damit zusammenhängen, dass diese evolutionär relativ jungen Arten in der angewandten Literatur nicht oder nicht richtig erkannt werden – so gibt es in den meisten Fischbüchern eben nur eine Forelle, *Salmo trutta* (siehe aber [10]).

Naturschützer, Ressourcenmanager und Evolutionsökologen müssen zusammenarbeiten. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass – ob bei afrikanischen Buntbarschen, Schweizer Felchen oder Forellen – wir immer wieder feststellen können, dass der Verlust von Biodiversität durch Veränderung von demo-

grafischen und evolutionären Prozessen gleichzeitig bedingt ist, und dass Entstehen und Aussterben von Arten durch dieselben Faktoren beeinflusst werden. Eine erfolgreiche Strategie zur Erhaltung von Biodiversität braucht deshalb ein ausgezeichnetes Verständnis beider Prozesse und das Bewusstsein, dass nicht nur die derzeitige Artenvielfalt, sondern auch die Vielfalt des Artbildungsprozesses gewahrt bleiben müssen. Es ist daher von allergrösster Wichtigkeit, dass Evolutionsökologen, Naturschutzbiologen und der angewandte Naturschutz national und international in ein intensives Gespräch treten. Dass dies bis heute nur begrenzt stattfindet, birgt ernst zu nehmende Gefahren für den Schutz der Biodiversität, und dies nicht nur in den Tropen, sondern auch in den Alpen. Für die Erhaltung der endemischen Vielfalt von Fischen in der Schweiz bleibt jedenfalls nicht mehr viel Zeit.



- [1] Wilson E.O. (2002): The Future of Life. Random House, New York.
- [2] Hendry A.P., Nosil P., Rieseberg L.H. (2007): The speed of ecological speciation. *Functional Ecology* 21, 455–464.
- [3] Seehausen O., Takimoto G., Roy D., Jokela J. (2008): Speciation reversal and biodiversity dynamics with hybridization in changing environments. *Molecular Ecology* 17, 30–44.
- [4] Rosenzweig M.L. (2001): Loss of speciation rate will impoverish future diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98, 5404–5410.
- [5] Seehausen O. (2006): African cichlid fish: a model system in adaptive radiation research. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273, 1987–1998.
- [6] Seehausen O., Terai Y., Magalhaes I.S., Carleton K.L., Mrosso H.D.J., Miyagi R., van der Sluijs I., Schneider M.V., Maan M.E., Tachida H., Imai H., Okada N. (2008): Speciation through sensory drive in cichlid fish. *Nature* 455, 620–626.
- [7] Seehausen O., van Alphen J.J.M., Witte F. (1997): Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection. *Science* 277, 1808–1811.
- [8] Vonlanthen P., Roy D., Hudson A.G., Largiadèr C.R., Bittner D., Seehausen O. (2008): Divergence along a steep ecological gradient in Lake whitefish (*Coregonus sp.*). *Journal of Evolutionary Biology* 22, 498–514.
- [9] Zaugg B., Stucki P., Pedrolì J.-C., Kirchofer A. (2003): Pisces, Atlas. Fauna Helvetica 7. Centre Suisse de Cartographie de la Faune.
- [10] Kottelat M., Freyhof J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes.



Kirstin Kopp, Biologin und Postdoktorandin in der Abteilung Gewässerökologie.
Koautorin: Kirsten Klappert

Invasive Arten – Störenfriede der Diversität?

Gebietsfremde Arten sind, wenn sie invasiv werden, eine der wichtigsten Ursachen für den Rückgang der heimischen Biodiversität. Dies gilt für terrestrische ebenso wie für aquatische Organismen. Neben dem traditionellen Monitoring helfen heute auch genetische Methoden, mehr über die Neankömmlinge zu erfahren.

Gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurden drei nordamerikanische Krebsarten in Europa eingeführt. Die hehre Absicht dahinter war, die dahinschwindenden Krebsbestände aufzubessern. Seit den 70er-Jahren werden die Einwanderer auch in der Schweiz beobachtet und verdrängen die einheimischen Flusskrebse, weil die Exoten aggressiver, widerstandsfähiger und fruchtbarer sind. Leider agieren diese Einwanderer auch als Überträger der Krebspest – und das, ohne selbst daran zu erkranken. Für die einheimischen Krebse ist diese Pilzkrankheit jedoch fatal und führt in kurzer Zeit zum Tod, was die Schweizer Krebspopulationen weiter dezimiert hat.

Dieses Beispiel illustriert die Gefahr durch gebietsfremde, sich leicht verbreitende und vermehrende Arten für die Biodiversität. Denn invasive Arten stehen in Wechselbeziehung mit den einheimischen Organismen und können über eine Kaskade von Auswirkungen das Funktionieren ganzer Ökosysteme gefährden. Oft werden dadurch einheimische Arten stark zurückgedrängt oder gar ausgerottet (Abb. 1). Binnengewässer sind dabei besonders empfindliche Ökosysteme: Denn obwohl sie nur 0,01 % des weltweiten Wasservorkommens ausmachen, leben etwa 12 % aller bekannten Arten im Süßwasser. Dazu zählen ausserordentlich viele Endemiten, also Arten, die nur in einem bestimmten, räumlich klar abgegrenzten Gebiet vorkommen. Trotzdem sind Gewässerorganismen bis anhin im Biodiversitätsmonitoring Schweiz nicht berücksichtigt; das Makrozoobenthos der Fließgewässer (die Gesamtheit der auf dem Gewässerboden lebenden Arten) wird jedoch dieses Jahr aufgenommen.

Neben ökologischen Konsequenzen können invasive Arten auch zu sozio-ökonomischen Schäden führen: u. a. Ertragseinbu-

sen durch eingeschleppte Krankheiten in Fischerei und Aquakultur oder zusätzliche Unterhaltskosten an Infrastruktur, z. B. indem invasive Muscheln die Ansaugschächte für Trinkwasser verstopfen.

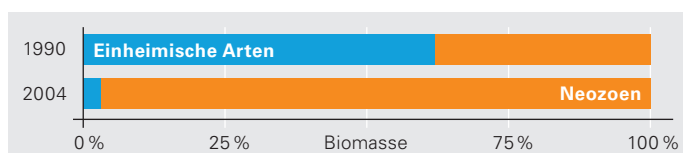
Nur in wenigen Fällen gelingt es, eine invasive Art auszurotten und den Schaden zu begrenzen. Deshalb gilt es, vor allem Neueinwanderungen zu verhindern bzw. die weitere Ausbreitung von bereits ansässigen Arten zu vermeiden. Um die Risiken abschätzen und die richtigen Massnahmen zu ergreifen, braucht es umfassendes Grundlagenwissen zur Ökologie und zum genetischen Hintergrund der invasiven Organismen.

Wander- und Quagga-Muschel: zwei ungleiche Schwestern.

Als besonders erfolgreiche invasive Art gilt die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*, auch Dreikant- oder Zebramuschel genannt. Sie stammt ursprünglich aus dem Ponto-Kaspischen Raum (Schwarzes und Kaspisches Meer, Aralsee) und ist gegen Ende des 19. Jahrhunderts über die Schifffahrtskanäle nach Mitteleuropa eingewandert. Ab 1960 wurde die Muschel auch in Schweizer Gewässern gefunden, wo sie sich rasch verbreitete und vermehrte. Ein einziges Muttertier kann bis zu 30 000 planktonische Larven erzeugen! In der Schweiz erreichte die Wandermuschel in den 70er- und 80er-Jahren die höchsten Bestandesdichten mit über 1000 Individuen/m² [1]. Viele Wasservögel konnten davon profitieren und ihre Überwinterungsgebiete ausdehnen, darunter auch die Reiherente (*Aythya fuligula*). Im Gegensatz zu einheimischen Muscheln, die im weichen Sediment siedeln, benötigt die Wandermuschel Hartsubstrat. Wo solches nicht vorhanden ist, wächst sie auf den Schalen ihrer einheimischen Artgenossen, welche sie zusätzlich durch Nahrungskonkurrenz verdrängt. Heute findet man die Wandermuschel in sehr vielen Schweizer Gewässern, doch wird ihr Bestand im Uferbereich, bis in eine Tiefe von etwa 8 m, alljährlich von Wasservögeln dezimiert.

Neu ist eine nahe Verwandte, die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis*, auf dem Vormarsch. Sie ist bereits im Rhein bei Karlsruhe zu finden [2] und es ist nur eine Frage der Zeit, wann diese Art auch in die Schweizer Gewässer einwandert. Während die Wandermuschel in der Schweiz bis etwa 12–15 m Wassertiefe vorkommt und sich erst bei einer Wassertemperatur von 12 °C fortpflanzt, vermehrt sich die Quagga-Muschel bereits bei

Abb. 1: Innerhalb von weniger als 15 Jahren wurden die einheimischen Wirbellosen fast vollständig von Neozoen verdrängt. Beispiel aus dem Hochrhein (nach [6]).



5 °C und fühlt sich in einer Wassertiefe von bis zu 120 m wohl. Es ist daher anzunehmen, dass sich die Quagga-Muschel in unseren Breiten fast ganzjährig fortpflanzen können wird. Besonders problematisch ist, dass sich ihre planktonischen Larven in den Ansaugrohren der Wasserversorgung festsetzen können: Sie liegen im Zürich- und im Bodensee bei 30–60 m Wassertiefe. Sobald die Jungtiere ausgewachsen sind, kommt es zu Verstopfungen und gegebenenfalls zu hohen Unterhaltskosten an den betroffenen Anlagen.

Früherkennung und Identifizierung kann schwierig sein. Ausgewachsene Wandermuscheln lassen sich in der Regel leicht von Quagga-Muscheln unterscheiden (siehe Foto), doch in frühen Entwicklungsstadien sind die morphologischen Eigenheiten weniger stark ausgeprägt, was die Identifizierung erschwert. Das gilt auch für andere aquatische Organismen, insbesondere dann, wenn es darum geht, Jungtiere oder Larvenstadien zu bestimmen. Meist sind es jedoch gerade diese Stadien, durch die sich eine Art im neuen Lebensraum etabliert. Genetische Marker können hier eine grosse Hilfe sein, denn sie erlauben, Lebewesen auch ohne eindeutige morphologische Ausprägungen zu erkennen.

So ist es heute möglich, Arten nachzuweisen, von denen man den Verdacht hat, dass sie sich bereits angesiedelt haben, ohne sie überhaupt in die Hände oder ins Netz zu bekommen. Jedes Lebewesen hinterlässt nämlich Spuren von genetischem Material. Aus einer Wasserprobe lässt sich daher genetisches Material von allen im Wasserkörper vorhandenen Lebewesen isolieren – Material, das anschliessend mit einer artspezifischen genetischen Sonde untersucht werden kann. Mit dieser Methode konnte beispielsweise der invasive Amerikanische Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) in Frankreichs Feuchtgebieten aufgespürt werden [3].

Blinde Passagiere. In der Vergangenheit waren natürliche Barrieren wie Bergmassive, Ozeane oder Kontinente effektive Grenzen für die meisten Arten. Die Globalisierung des Warenhandels mit dem dazugehörigen Flug- und Schifffahrtsverkehr und die zunehmende Mobilität des Individuums haben jedoch zu einer unkontrollierten Verschleppung von gebietsfremden Arten geführt. So reisen Arten als «blinde Passagiere» auf Handelswaren oder werden mit der Ausrüstung von Touristen verschleppt.

Eine ganze Reihe fremder Arten wurde aber auch absichtlich in neue Regionen eingeführt. Zahlreiche Nutzpflanzen und -tiere wurden schon lange vor der Globalisierung durch den Menschen

Quagga- (links) und Wandermuschel fühlen sich wohl in Mitteleuropa.



www.miseagiant.umich.edu



Abb. 2: Invasionsrouten der Wandermuschel, der Asiatischen Körbchenmuschel und des Höckerflohkrebses.

verbreitet. Dabei handelt es sich hauptsächlich um land- und forstwirtschaftliche Nutz- und Zierpflanzen sowie um Fische (z. B. die Regenbogenforelle) und jagdrelevante Tiere.

Bei aquatischen Lebewesen ist der Reiseweg in den meisten Fällen an Wassergeräte (z. B. die Schiffsaussenhaut sowie Ritzen und Zwischenräume von Sportfischer- und Wassersport-Ausrüstungen) oder ans Wasser selbst gebunden. Zu den wichtigsten Transportvektoren gehören das Ballastwasser (grosse Wassermengen, die Seeschiffe zur Stabilisierung während Leerfahrten aufnehmen), die Binnenschifffahrt vor allem auch aufgrund von Schifffahrtskanälen wie dem Rhein-Main-Donau-Kanal, der den Schwarzmeerraum mit Mitteleuropa verbindet, sowie die Aquakultur (Abb. 2).

Ein weiterer Faktor, der die Ausbreitung begünstigt, wird in Zukunft die Klimaveränderung sein. Durch die Erwärmung und ein verändertes Niederschlagsregime können Arten ihre natürlichen Verbreitungsgebiete ausdehnen oder verschieben.

(Un)vermeidbare Neobiota? Nicht jede Art, die in einem neuen Lebensraum ankommt (= Neobiota), wird sich langfristig etablieren können und auch invasiv werden. Bei den Wirbeltieren ist es eine von vier Arten. Wie die entsprechende Faustregel für aquatische Neozoen – das sind gebietsfremde Wassertiere – aussieht, ist noch unbekannt.

Viele gebietsfremde Arten etablieren sich zunächst lokal, bestehen für eine gewisse Zeit als kleine Population, um sich danach explosionsartig zu vermehren und zu verbreiten. Oftmals werden die Einwanderer erst in der Expansionsphase wahrgenommen.

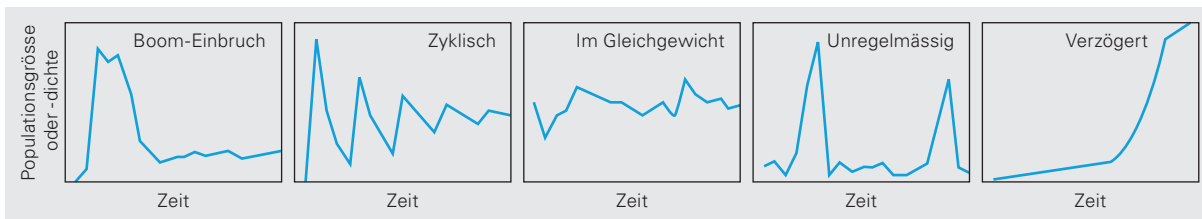


Abb. 3: Fünf mögliche Entwicklungsszenarien für die Wandermuschel und andere gebietsfremde Arten (modifiziert nach [7]).

Langfristig ist jedoch nicht vorhersehbar, ob sich die Bestandeszahlen auf einem hohen Niveau einpendeln, nach einer «Hochphase» permanent einbrechen oder ein zyklisches Verhalten annehmen (Abb. 3). Im Rhein brach die Wandermuschelpopulation ein, nachdem sich 1989 der invasive Schlickkrebs (*Chelicorophium curvispinum*), ebenfalls aus Osteuropa kommend, ausbreitete. Doch damit nicht genug: Mit der Einwanderung des Grossen Höckerflohkrebses *Dikerogammarus villosus* brachen wiederum die Schlickkrebsbestände ein und die Wandermuschel erreichte erneut hohe Dichten. Es ist oft trügerisch, wenn die Populationsgrösse einer invasiven Art zurückgeht, denn die Art stirbt selten von alleine aus.

Weil es kaum gelingen wird, eine bereits etablierte und invasive Art vollständig auszurotten, sollten die Massnahmen in erster Linie das Einbringen von gebietsfremden Arten verhindern und zudem isolierte Bestände bekämpfen oder möglichst tief halten. Im Falle des invasiven Roten Sumpfkrebse (*Procambarus clarkii*) konnte mit dieser Strategie ein Erfolg erzielt werden. Ende der 1990er-Jahre gab es im Kanton Zürich zwei Populationen, die den einheimischen Edelkrebs stark gefährdeten. Darum wurde der Rote Sumpfkrebs mit Reusen abgefischt und zusätzlich durch das Aussetzen einheimischer Raubfische unter Kontrolle gebracht. So konnten die Bestände um fast 90 % reduziert und die weitere Ausbreitung des Sumpfkrebse und der Krebspest verhindert werden [4].

Genetische Eckdaten als Indikatoren für invasives Potenzial.

Bei der Entscheidung, welche Massnahmen getroffen werden sollen, spielt einerseits der bereits entstandene Schaden eine Rolle, andererseits sollte auch vorbeugend gehandelt werden, wenn einzelne Populationen das Potenzial zur Schadensverursachung haben. Das Setzen von Prioritäten ist jedoch nicht immer einfach. Hier kann der genetische Hintergrund der Populationen eine weitere Entscheidungshilfe liefern. Die genetische Diversität kann Hinweise über die Anpassungsfähigkeit oder das evolutive Potenzial der Population geben. Oftmals gründen nur wenige Individuen der gebietsfremden Art eine neue Population. Die entstehende Population verfügt über einen entsprechend kleinen und begrenzten Genpool. Ein bedenkliches Szenario könnte eintreten, wenn zwei genetisch unterschiedliche Ursprungslinien (zum Beispiel von Westen und Osten) die Gewässer besiedeln und sich vermischen. Durch diese Vermischung kann die gebietsfremde Art auf einen erheblich grösseren Genpool zurückgreifen. Ist diese genetische Vielfalt der Gebietsfremden grösser als in den jeweiligen Ursprungsgebieten, besteht ein erhöhtes Risiko, dass die eingewanderten Populationen invasiv werden.

Aquatisches Neozoen-Monitoring notwendig. Im Bereich der Prävention von gebietsfremden aquatischen Lebewesen könnte sich die Schweiz ihre Lage als Binnenland zum Vorteil machen. In den meisten Fällen sind die Arten bereits in unseren Nachbarländern etabliert und werden dann über das Gewässernetz eingeschleppt. Da die Einfallsrouten für Einwanderungen in die hiesigen Gewässer begrenzt sind, könn(t)en diese relativ leicht überwacht werden. Ein feinmaschiges Monitoring der Gewässer dient nicht nur der Früherkennung, es würde auch die regionalen Ausbreitungsrouten dokumentieren. Denn eine neue Art kann sich entweder durch natürliche Wanderung und Drift (vor allem der Larvenstadien) ausbreiten, oder sie wird indirekt durch den Menschen verschleppt, wie beispielsweise der Aufrechte Flohkrebs (*Crangonyx pseudogracilis*) aus Nordamerika. Er wurde im Jahr 2007 in der Bregenzer Bucht am Bodensee gesichtet und bereits ein Jahr später fand man ihn auch in der Schweiz im Pfäffikersee und im Greifensee [5].

Es wird kaum möglich sein, die Zunahme aquatischer Neozoen in der Schweiz ganz zu verhindern. Allerdings können regelmässige Monitoringmassnahmen in Fließgewässern und Seen zur Früherkennung beitragen und die Ausbreitungsmuster der einzelnen Neozoen sichtbar machen. Dabei können insbesondere genetische Methoden wertvolle Informationen liefern. ○ ○ ○

- [1] Burla H., Ribi G. (1998): Density variation of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in Lake Zürich, from 1976 to 1988. *Aquatic Science* 60, 145–156.
- [2] Imo M., Seitz A., Johannesen J. (2010): Distribution and invasion genetics of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in German rivers. *Aquatic Ecology*, DOI 10.1007/s10452-009-9311-2.
- [3] Ficetola G.F., Miaud C., Pompanon F., Taberlet P. (2008): Species Detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters* 4, 423–425.
- [4] Frutiger A., Müller R. (2002): Der Rote Sumpfkrebs im Schübelweiher – Auswertung der Massnahmen 1998–2001 und Erkenntnisse. Eawag-Bericht.
- [5] Steinmann P. (2009): Makrozoobenthos und aquatische Neozoen im Greifensee und Pfäffikersee 2008. Untersuchung im Auftrag der Baudirektion des Kantons Zürich und des Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL).
- [6] Rey P., Ortlepp J., Küry D. (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein 2001–2004. Bundesamt für Umwelt Bafu, Schriftenreihe Umwelt Nr. 380, 88 S.
- [7] Strayer D.L., Malcom H.M. (2005): Long-term demography of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population. *Freshwater Biology* 51, 117–130.

Umwelteinflüsse und Planktodynamik



Piet Spaak, Biologe und Leiter der Abteilung Gewässerökologie. Koautorin: Martina Bauchrowitz

Vom Menschen verursachte Umweltveränderungen haben Einfluss auf die natürliche Artenvielfalt. Dies zeigt sich auch am Phyto- und Zooplankton in Seen, wobei Wasserflöhe (*Daphnia spec.*) besonders empfindlich reagieren. Ein Grund, sie als Modellorganismen in der Forschung zu nutzen.

Im Jahr 1999 brach der Felchenfangertrag der Berufsfischer am Brienzersee um rund 90 % ein. Gleichzeitig stellte man fest, dass fast keine Daphnien mehr im See vorhanden waren. Diese Kleinkrebse sind aber die wichtigste Futterquelle der Felchen. Untersuchungen der Eawag ergaben, dass der geringere Fischfangertrag tatsächlich auf das Verschwinden der Daphnien zurückzuführen war. Dies einerseits, weil die Daphnien im Frühjahr 1999 äusserst schlechte Entwicklungsbedingungen hatten, denn das Seewasser war zu dieser Zeit viel kälter als normal. Und andererseits, weil es durch heftige Regenfälle und grosse Schmelzwasser zu einem

starken Seedurchfluss kam, der die Daphnien Aare-abwärts spülte. Dieses Beispiel weist eindrücklich auf die zentrale Rolle des Planktons (siehe Kasten) im Organismengefüge von Seen hin.

Je nach Jahreszeit ändert sich die Zusammensetzung des Planktons. In Klimazonen mit jahreszeitlichem Wechsel werden die meisten Plankter periodisch mit schlechten Umweltbedingungen konfrontiert, z.B. im Winter, wenn die Temperaturen fallen und wenig Licht in die Gewässer einfällt. Viele Planktonarten überstehen solche Phasen, indem sich einige wenige Individuen halten können, die dann bei besseren Bedingungen als Inokulum dienen. Andere Plankter wie die Daphnien bilden Dauerstadien aus. Darum ist in Seen immer auch eine «versteckte» Planktongemeinschaft aus jahreszeitlich oder permanent seltenen Arten vorhanden, die in guten Zeiten zu nachweisbaren Populationen heranwachsen können.

Mit dem saisonalen Wachsen und Vergehen von Populationen, einem auch als Sukzession bezeichneten Phänomen, verändert die Planktongemeinschaft andauernd ihre Zusammensetzung und je nach Jahreszeit/Umweltbedingungen dominieren unterschiedliche Arten: So vermehren sich im Frühjahr zunächst die planktischen Algen und es kommt zur so genannten Algenblüten. Im Anschluss daran dient das Phytoplankton als Nahrungsquelle für das Zooplankton, und je mehr Phytoplankton vorhanden ist, desto besser entwickeln sich die Zooplankter. Ist das gesamte Phytoplankton weggefressen, entsteht das für den Frühling typische Klarwasserstadium. Je nach Nährstoffgehalt des Wassers bilden sich im Sommer weitere Algenpeaks aus.

Die Plankton-Sukzession hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die komplexe Wachstumsabfolge des Phyto- und Zooplanktons in einem See – und damit auch die Diversität des Planktons – kann durch viele Faktoren beeinflusst und gestört werden. Beispielsweise bestimmt die Wassertemperatur im Winter, wie stark sich die Kieselalge *Asterionella formosa* im Frühling vermehren kann [1]. Nach kalten Wintern ist *Asterionella* in der Lage, eine dichte Algenblüte zu produzieren, deren Zellen erst anschliessend durch einen Parasiten befallen werden. In milden Wintern dagegen ist der Parasit viel früher aktiv, mit der Folge, dass sich

Die meisten Plankter sind Kosmopoliten

Als Plankton bezeichnet man die im Wasser schwimmenden Organismen, die sich meist nicht aus eigener Kraft fortbewegen können, sondern bei der Verfrachtung von Wassermassen mittransportiert werden [7]. Diese Gruppe wird in Phyto-, Zoo-, Bakterio- und Mykoplankton, also pflanzliche, tierische und bakterielle Plankter sowie planktische Pilze eingeteilt.

Im Gegensatz zum marinen Plankton sind insbesondere limnische Phytoplankter Kosmopoliten: Beispielsweise unterscheiden sich vergleichbare Seen der nördlichen und südlichen gemässigten Zone kaum in ihrem Artenbestand und es gibt nur wenige Arten und keine einzige Gattung mit ausschliesslicher Verbreitung auf der Nord- oder Südhalbkugel. Zooplankter dagegen sind stärker biogeografisch verteilt. Generell ist das Zooplankton auf der Südhalbkugel artenärmer als auf der Nordhalbkugel.

Zudem gibt es eher wenige endemische Plankter (die nur in einem bestimmten See vorkommen). So sind im Gegensatz zu anderen Organismengruppen nur wenige der im Baikalsee nachweisbaren Plankter ausschliesslich in diesem für seinen Endemismus berühmten See beheimatet.

Asterionella schlechter vermehren kann und andere, weniger empfindliche Arten die Algenblüte dominieren.

Daneben hängt das Auftreten von planktischen Arten von den Nährstoffbedingungen eines Gewässers ab. So wird weltweit durch die Überdüngung von Gewässern das Planktonwachstum gefördert. Die Konsequenzen sind trübe Gewässer, in denen es zudem nach dem Absterben des Planktons zu Sauerstoffmangel kommt. In diesem Zusammenhang sind insbesondere Cyanobakterien (Blaualgen) zu nennen, dies auch, weil sie Toxine produzieren, die für Zooplankter toxisch sein können. Die Wissenschaft geht davon aus, dass sich solche Prozesse durch die Klimaerwärmung noch verstärken werden [2].

Wasserflöhe als Modellorganismen für Umweltveränderungen. Wie eingangs erwähnt, spielen Daphnien im Nahrungsnetz europäischer Mittellandseen eine wichtige Rolle. Sie ernähren sich von Phytoplankton und anderem organischen Material und dienen selbst als Fischfutter. Weil Daphnien besonders empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren, werden sie in der Forschung als Modellorganismen eingesetzt, u. a. auch in ökotoxikologischen Tests. In unseren Projekten interessiert uns insbesondere, wie sich Veränderungen der Umwelt auf die Diversität der Daphnien auswirken.

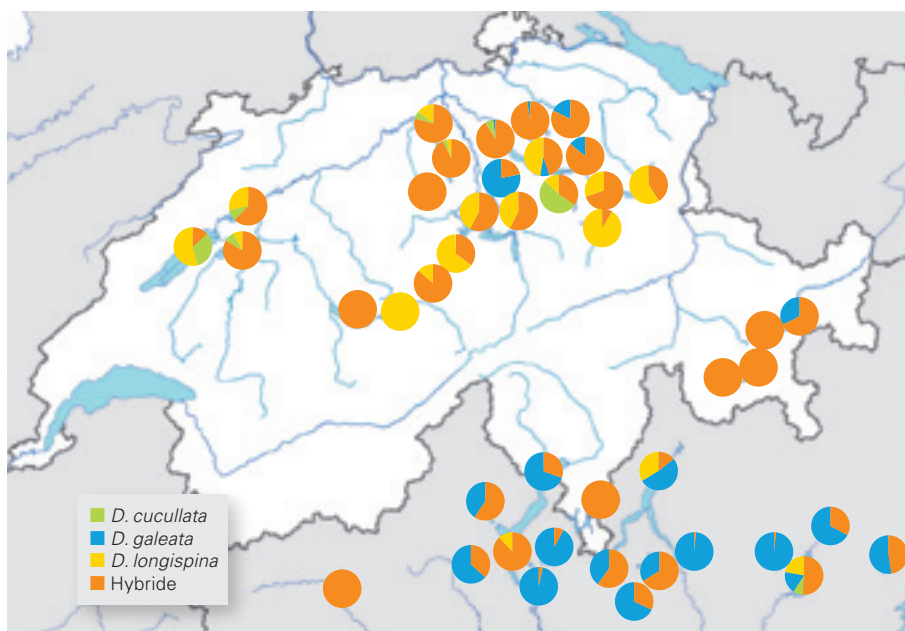
In den Schweizer Seen finden wir überwiegend drei verschiedene Daphnienarten (*D. galeata*, *D. cucullata* und *D. longispina*), die alle zum *Daphnia-longispina*-Komplex gehören und sich untereinander kreuzen (hybridisieren) können. Je nach See ist die Zusammensetzung der Daphniengemeinschaft jedoch unterschiedlich. Dies hängt stark mit dem Trophiegrad, d. h. mit der Nährstoffkonzentration der Seen zusammen (Abb. 1). In einer Studie an 43 Seen nördlich und südlich der Alpen fanden wir

D. galeata überwiegend in nährstoffreichen (eutrophen) Seen, *D. longispina* dagegen vornehmlich in nährstoffarmen (oligotrophen) Seen. Hybride kamen überall vor, am häufigsten aber in Seen, deren Phosphorkonzentrationen sich stark geändert hatte [3]. In einer anderen Studie untersuchten wir Daphnien-Dauereier (Ephippien) aus Sedimentkernen vom Greifensee und Bodensee. In beiden Seen traf man vor der Eutrophierung, ungefähr um 1900, lediglich *D. longispina* an. Mit steigendem Nährstoffgehalt wanderte dann *D. galeata* ein und bildete Hybride mit *D. longispina* [4]. Diese Hybride sind jetzt in beiden Seen häufig und dominieren die Daphnien-Gemeinschaft in manchen Jahren.

***Daphnia galeata* erobert nährstoffreiche Seen.** Um herauszufinden, ob es tatsächlich die Überdüngung der Gewässer war, die es *D. galeata* erlaubte, in Seen wie dem Greifensee und Bodensee einzuwandern, haben wir die drei nährstoffärmsten grossen Schweizer Seen – Thunersee, Walensee und Brienersee – untersucht [5]. Lag die Phosphorkonzentration in diesen Seen bis Ende der 1950er-Jahre noch bei unter 5 µg/l, stieg sie bis Anfang der 1980er-Jahre auf bis zu 20–30 µg/l an. Heute haben sich die Phosphorgehalte wieder auf Werte unter 5 µg/l eingependelt. Dennoch ist der Brienersee der am wenigsten produktive See, dies weil ein Teil des Phosphors an Gletscherpartikel gebunden und damit für die aquatische Biozönose nicht verfügbar ist.

Wie die Daphniengemeinschaften in diesen Jahren aussahen, analysierten wir wieder anhand von Ephippien, die aus den einzelnen Schichten von Sedimentkernen extrahiert wurden. Bis zur Eutrophierung kam *D. longispina* in den drei Gewässern als einzige Art vor. Interessanterweise jedoch fanden wir in Sedimentschichten des Brienersees, die vor 1950 absedimentiert waren, überhaupt keine Daphnien-Dauerstadien. Dies weist darauf hin, dass es in diesem See früher keine stabile Daphnien-Population gegeben hat. Im Gegensatz zum Brienersee konnte sich *D. galeata* während der Eutrophierungsphase im Thunersee und im Walensee etablieren. Dort hybridisierte die invasive Art mit der heimischen *D. longispina*. Zwar verschwand *D. galeata* später wieder, die Hybriden hingegen sind noch heute in beiden Seen häufig (Abb. 2). Fazit: Anthropogene Veränderungen, wenn auch nur schwach ausgeprägt wie im Falle des Brienersees, können massive Folgen für die Planktonzusammensetzung haben.

Abb. 1: Zusammensetzung der Daphniengemeinschaft in 43 Seen nördlich und südlich der Alpen (modifiziert nach [4]).



Daphnien sind äusserst anpassungsfähig. Zieht man aus Dauereiern Wasserflöhe heran, zeigen sie erstaunliche Anpassungen an die zur damaligen Zeit herrschenden Bedingungen. Beispielsweise überleben Daphnien, die aus den älteren Sedimentschichten des Greifensees geschlüpft waren, länger in hohen Bleikonzentrationen als solche aus jüngeren

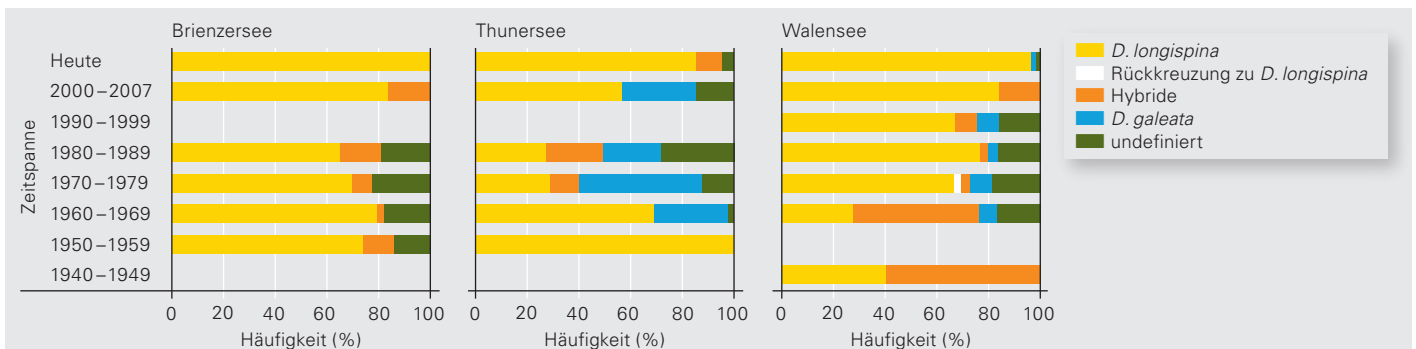


Abb. 2: Zusammensetzung der Daphniengemeinschaft in drei nährstoffarmen Schweizer Seen seit den 1940er-Jahren.

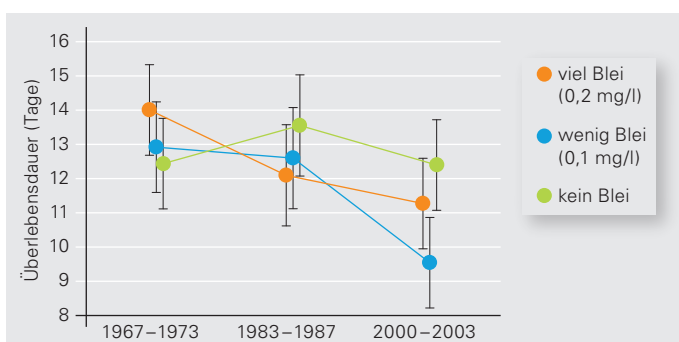
Sedimenten. Sie waren offensichtlich besser angepasst an die damaligen Verhältnisse, denn die Bleikonzentrationen gingen erst mit dem sinkenden Einsatz und schliesslich mit dem Verbot von verbleitem Benzin im Jahr 2000 zurück (Abb. 3). In gleicher Weise lassen sich Anpassungen an unterschiedliche Futterquantitäten und -qualitäten nachweisen [6]: Tiere, deren Eltern zu Zeiten maximaler Eutrophierung im Bodensee lebten, wuchsen mit mehr Erfolg als andere, wenn sie üppig mit phosphorhaltigen Grünalgen versorgt wurden.

Diese mikroevolutionären Prozesse sind Ausdruck des starken selektiven Drucks, den anthropogene Veränderungen auf die Daphnien-Populationen haben. Die Ergebnisse zeigen aber auch, wie flexibel Daphnien sind – einerseits durch ihre Fähigkeit, ungünstige Zeiten als Dauerstadium zu überstehen und andererseits, indem sie Eigenschaften anderer Daphnien-Arten durch Hybridisierung «übernehmen». So kann sich der Wasserfloh selbst an gravierende Veränderungen seines Lebensraums anpassen.

Plankton nimmt eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz ein.

Insgesamt zeigen unsere Untersuchungen am Plankton-Modellorganismus *Daphnia*, welche Effekte Umwelteinflüsse auf das Wachstum und damit die Artenzusammensetzung der Daphniengemeinschaft haben können – Resultate, die sich in ähnlicher Form vermutlich auch für andere Planktonarten bestätigen lassen.

Abb. 3: Aus unterschiedlich alten Dauereiern angezüchtete Daphnien sind resistenter gegenüber Blei, wenn ihre Eltern an hohe Bleikonzentrationen im Wasser gewöhnt waren. Erst im Jahr 2000 wurde verbleites Benzin verboten.



Ob und welche Planktonarten sich in einem See etablieren können, wirkt sich darüber hinaus auf das Organismengefüge im Ökosystem und letztlich auch auf die Vielfalt anderer Arten aus. Man denke nur an das eingangs erwähnte Beispiel des massiven Felchenrückgangs im Brienzersee, der auf dem Verschwinden der Daphnien-Population beruhte.

Als Kosmopoliten sind Plankter generell zwar weniger gefährdet, doch weil sie eine solch zentrale Stellung im Nahrungsnetz haben, ist ein langfristiges Biomonitoring wichtig, wie es in Schweiz zum Teil auch für aquatische Organismen bereits durchgeführt wird. Biodiversitätsschutz im Fall des Planktons muss aber eindeutig auf der Ebene der Habitate einsetzen. ○ ○ ○

- [1] Ibelings B.W., Gsell A., Mooij W.M., van Donk E., Van den Wyngaert S. and De Senerpont Domis L.N. (submitted): Chytrid infections of diatom spring blooms: is climate warming reducing epidemic development, and yet detrimental for the host?
- [2] Paerl H.W. and Huisman J. (2008): Climate – Blooms like it hot. *Science* 320, 57–58.
- [3] Keller B., Wolinska, J., Manca M. and Spaak P. (2008): Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 2943–2952.
- [4] Brede N., Sandrock C., Straile D., Jankowski T., Spaak P., Streit B. and Schwenk K. (2009): The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 4758–4763.
- [5] Rellstab C., Keller B., Girardclos S., Anselmetti F., Spaak P. (submitted): Anthropogenic eutrophication shapes the past and present taxonomic composition of hybridizing *Daphnia* in unproductive lakes.
- [6] Hairston N.G.Jr., Lampert W., Caceres C. E., Holtmeier C.L., Weider L.J., Gaedke U., Fischer J.M., Fox J.A., Post D.M. (1999): Lake ecosystems: Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature* 401, 446–446.
- [7] Sommer U. (1994): *Planktologie*. Springer 274 S.

Eine Biodiversitätsstrategie für die Schweiz



Evelyne Marendaz Guignet, Ingenieur-Agronomin und Leiterin der Abteilung Artenmanagement, Bundesamt für Umwelt Bafu.

Biodiversität ist unsere Lebensgrundlage. Die Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt ist deshalb eine fundamentale gesellschaftliche Pflicht und eine ökonomische Notwendigkeit. Auf nationaler Ebene erarbeitet das Bundesamt für Umwelt im Auftrag des Bundesrats derzeit eine Biodiversitätsstrategie.

Ökosysteme speichern Kohlendioxid, versorgen uns mit sauberem Trinkwasser, bilden und erhalten fruchtbare Böden, produzieren Güter wie Nahrungsmittel, Holz und Fasern, bestäuben Blüten, schützen uns vor Lawinen, Steinschlag und Hochwasser, liefern Wirkstoffe für die Arzneimittelforschung und bringen Rohstoffe für viele Produkte und Technologien hervor, die wir täglich nutzen. Diese Ökosystemleistungen sind das Resultat der Aktivitäten unzähliger Organismen, von den Bakterien über die Pflanzen bis zu den Wirbeltieren, die alle untereinander in Wechselwirkung stehen und das komplexe ökologische Wirkungsgefüge des Naturhaushaltes bilden.

Die Basis aller natürlichen Prozesse ist die Biodiversität. Diese umfasst die gesamte Erbinformation der Organismen (Genom), die verschiedenen Arten (Tiere, Pflanzen, Pilze, Bakterien), die genetische Vielfalt innerhalb der Arten (z.B. Unterarten, Sorten und Rassen), die unterschiedlichen Ökosysteme, die von den Arten gebildet und unterhalten werden (z.B. Feuchtgebiete, Gewässer, Wälder) sowie die Wechselbeziehungen innerhalb und zwischen diesen einzelnen Ebenen.

Funktionsfähige Ökosysteme erhalten. Auch Gewässer erbringen vielfältige und wichtige Ökosystemleistungen. Dazu gehören der gefahrlose Transport von Wasser und Geschiebe, die Grundwasserbildung, die Dämpfung von Hochwasserspitzen und der Abbau von organischen Schadstoffen. Fliessgewässer, die wie Adern die Landschaft durchziehen, leisten einen bedeutenden Beitrag zur Biotopvernetzung. Vielfältige Seen, Teiche, Flüsse und Bäche sind zudem belebende Elemente der Landschaft und für erholungssuchende Menschen äusserst attraktiv. Gewässer sind überdies Lebensraum unzähliger Tier- und Pflanzenarten. Die weltweiten Binnengewässer machen nur 0,8 % der gesamten Landfläche aus, beherbergen aber rund 12 % der weltweiten Fauna. In der Schweiz sind 8 % aller Tierarten und rund 4 % der Pflanzen (nur Wasserpflanzen) auf Gewässer als Lebensraum angewiesen.

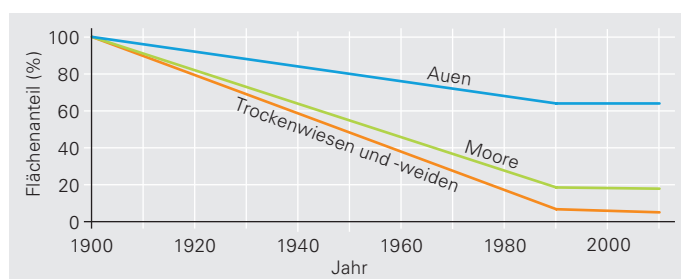
Damit die Gewässer ihre Ökosystemleistungen erbringen können, müssen sie ökologisch funktionsfähig sein. Biodiversität schützen heisst also Lebensgrundlagen erhalten. Keine Nutzung sollte die Ökosystemleistungen behindern. Doch die Realität sieht

anders aus: Der Gewässerraum wurde in den letzten beiden Jahrhunderten durch verschiedene Eingriffe zum Teil stark eingeeignet und tiefgreifend umgestaltet (Abb. 1). Die Roten Listen widerspiegeln diese Situation (Abb. 2): Über 60 % aller Wasserpflanzen gelten als gefährdet – das ist mit Abstand der höchste Wert aller ökologischer Gruppen.

Eine Hochrechnung des Bundes aufgrund kantonaler Erhebungen hat ergeben, dass rund ein Viertel aller Fliessgewässer eine ungenügende morphologische Qualität aufweist, weil beispielsweise die Ufer oder die Sohle verbaut sind oder der Uferbereich zu intensiv bewirtschaftet wird. Ein nicht unbedeutender Anteil der Fliessgewässer ist eingedolt. Weniger als die Hälfte der Gewässer verfügt über einen ausreichenden Gewässerraum mit gewässergerechtem Uferbereich.

Die Qualität der Gewässer wird durch zahlreiche weitere Faktoren zum Teil erheblich reduziert. Zu geringe Abflussmengen (Restwasser) infolge der Nutzung der Wasserkraft zur Energieproduktion verkleinern beispielsweise den Lebensraum und

Abb. 1: Starke Verluste wertvoller Lebensräume. Die früher weitverbreiteten Lebensräume Auen, Moore sowie Trockenwiesen und -weiden haben seit 1900 deutlich an Fläche eingebüsst. Auen fielen vor allem den Gewässerkorrekturen zum Opfer; Moore wurden abgetorft oder zu Landwirtschaftsland umgewandelt; die Trockenwiesen und -weiden wurden entweder immer intensiver bewirtschaftet oder fielen brach und wurden zu Wald. Insgesamt betrug der Flächenverlust zwischen 1900 und 2010 bei den Auen 36 %, bei den Mooren 82 % und bei den Trockenwiesen und -weiden 95 %. Es darf dabei aber nicht vergessen werden, dass schon vor 1900 grosse Veränderungen stattgefunden haben. Betrachtet man für die Auen den Zeitraum von 1850 bis heute, betragen die Flächenverluste 71 % (nach [1]).



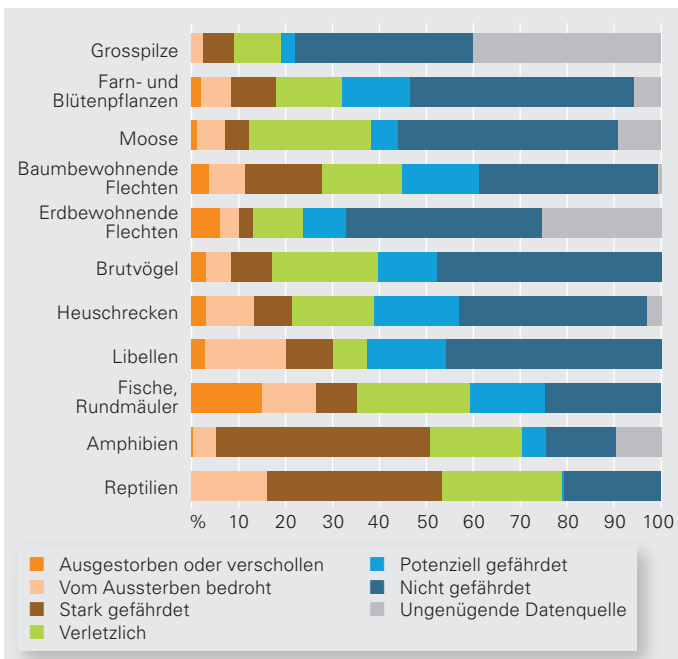


Abb. 2: Auf den Roten Listen der bedrohten Arten in der Schweiz stehen je nach Gruppe unterschiedlich viele Arten. Bei den Wirbeltieren sind 70 % der Amphibien und 79 % der Reptilien besonders gefährdet. Der Anteil Arten mit ungenügender Datengrundlage weist auf einen entsprechenden Forschungsbedarf hin [Bafu].

verändern die Fließdynamik. Eine neue Herausforderung sind Mikroverunreinigungen (z. B. hormonaktive Substanzen, Biozide, Arzneimittelwirkstoffe, Substanzen der Nanotechnologien), die die Biodiversität beeinflussen können.

Invasive gebietsfremde Arten haben vielerorts die einheimischen Arten vollständig verdrängt. In manchen Flussabschnitten dominieren Neozoen wie die Körbchenmuschel. Seit dem ersten Auftreten der Neozoen im Hochrhein ab etwa 1995 sind einige einheimische Arten verschwunden oder sehr selten geworden. Der Klimawandel verschärft die Situation für die Biodiversität. Der Zürichsee etwa ist in den letzten 40 Jahren an der Oberfläche um mehr als 1 °C wärmer geworden, ab 20 Meter Tiefe um rund 0,5 °C.

Es gibt kaum ein wichtigeres Anliegen, als die natürlichen Lebensgrundlagen und die vielfältigen Servicefunktionen von Ökosystemen zu erhalten und zu fördern. Das geht nur auf Basis einer hohen biologischen Vielfalt. Die unterschiedlichen Bedrohungsfaktoren im Gewässerbereich verdeutlichen, dass der Schutz der Biodiversität für heutige und künftige Generationen eine gesamtgesellschaftliche, sektoren- und länderübergreifende Aufgabe ist, die in gemeinsamer Verantwortung von Staat, Wirtschaft und Zivilgesellschaft steht. Sie ist auch ein Verfassungsauftrag: Ziel ist eine dauerhafte Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen (BV Art. 2 Abs 4).

Zielführende Instrumente entwickeln. Grundsätzlich verfügt die Schweiz über ein breites Spektrum an Instrumenten zur

Förderung von nachhaltigen Nutzungsformen, für die Lenkung von Eingriffen in die Landschaft, die Verhinderung von stofflichen Belastungen sowie zur Erhaltung der Lebensräume und Arten. Die Wissenschaft, die Verwaltung sowie die OECD weisen bei Zielerreichungskontrollen aber immer wieder darauf hin, dass die bisherigen Instrumente und Massnahmen zwar gut, teilweise erfolgreich, aber längst nicht ausreichend sind. Sie konnten den schleichenden Verlust an Lebensräumen und der davon abhängenden Arten sowie die Verschlechterung der Lebensraumqualität nicht stoppen. Eine echte Trendwende ist mit den gegenwärtigen Instrumenten und Mitteln allein offenbar nicht möglich (Tabelle). Es fehlt an messbaren Zielen und Prioritäten. Der Vollzug und die Koordination zwischen Bundes-, Kantons- und Gemeindeebene sowie zwischen den Sektoralpolitiken (z. B. Landwirtschaft und Gewässerschutz) sind mangelhaft. Zudem fehlen für bestimmte Bereiche Massnahmen und Instrumente. Gleichzeitig hat die Erhaltung und Förderung der Biodiversität in der Interessenabwägung eine zu geringe Priorität.

Dementsprechend hält der Verlust an Biodiversität in der Schweiz an. Dabei hat die Schweiz im Jahr 2002 zusammen mit den anderen Mitgliedstaaten der Biodiversitätskonvention das Ziel verabschiedet, «den Biodiversitätsverlust bis 2010 signifikant auf globaler, regionaler und nationaler Ebene zu reduzieren». Die europäischen Länder, unter ihnen die Schweiz, gingen noch einen Schritt weiter: Sie erklärten an der 5. Ministerkonferenz «Umwelt für Europa» in Kiew im Mai 2003, den Verlust an biologischer Vielfalt bis ins Jahr 2010 ganz stoppen zu wollen. Dieses Ziel wurde weder auf nationaler noch auf regionaler oder globaler Ebene erreicht. Die Europäische Union (EU) hat sich deshalb ein neues Ziel gesetzt: Der Verlust der biologischen Vielfalt und damit der Ökosystemleistungen soll bis 2020 gestoppt werden, die Ökosystemleistungen sind weitgehend wiederherzustellen.

Wandel der Biodiversität durch die Nutzung der Gewässer zwischen 1900 und 2010 (nach [1]).

	1900–1990	1991–2010
Lebensräume		
Fließgewässer	↓	↔↔
Seen	↓	↔↔
Temporäre Gewässer (Tümpel)	↓	↔
Auen	↓	↔
Quellen	↓	↔
Organismengruppen		
Amphibien	↓	↔
Fische	↓	↔
Wirbellose	↓	↔
Gefässpflanzen	↓	↔
Genetische Vielfalt		
Fische	↔	↔

↔↔ Leichte Zunahme/Abnahme der Biodiversität
 ▲▼ Starke Zunahme/Abnahme der Biodiversität
 ↔ Gleichbleibende Biodiversität
 ◻ Tiefes Ausgangsniveau
 ◻ Mittleres Ausgangsniveau
 ◻ Hohes Ausgangsniveau
 ◻ Keine Angaben möglich



www.hydra-institute.com

Die invasive Körbchenmuschel verbreitet sich seit Mitte der 1980er-Jahre auch in Mitteleuropa immer stärker (siehe auch Abb. 2 auf S. 23).

Biodiversität dauerhaft sichern. In der Schweiz hat das Parlament im September 2008 die Ausarbeitung einer Strategie zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in das Legislaturprogramm 2007–2011 aufgenommen. Die Erarbeitung der Biodiversitätsstrategie Schweiz begann im Januar 2009 unter der Federführung des Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK). Das Projekt wird von einer Expertengruppe mit Vertretern aus Bundesämtern, Kantonen, der Wirtschaft und Wissenschaft sowie von Interessenverbänden begleitet.

Die Biodiversitätsstrategie legt den Fokus auf jene Bereiche, bei denen aufgrund globaler und nationaler Analysen dringender Handlungsbedarf besteht. Zudem setzt sie dort Akzente, wo dies zur Konkretisierung oder als Ergänzung von bestehenden oder parallel laufenden politischen Programmen, Konzepten und Aktionsplänen sinnvoll ist. Der Bundesrat hat bereits die wichtigste Stossrichtung vorgegeben: «Die Biodiversität ist reichhaltig und gegenüber Veränderungen reaktionsfähig. Die Biodiversität und ihre Ökosystemleistungen sind langfristig zu erhalten.» Die Verwirklichung dieses Ziels stützt sich auf vier Eckpfeiler:

- ▶ Schutz- und Förderflächen für die Biodiversität sind ausgewiesen und verbindlich gesichert.
- ▶ Die Ressourcennutzung erfolgt nachhaltig.
- ▶ Die Biodiversität wird von der Gesellschaft als zentrale Lebensgrundlage verstanden und die Ökosystemleistungen werden volkswirtschaftlich gefördert und verstärkt berücksichtigt.
- ▶ Die Verantwortung der Schweiz für die globale Biodiversität wird stärker wahrgenommen.

Eine ökonomische Pflicht. Ein naturnahes und vielfältiges Ökosystem mit einer dem Standort angepassten, grösstmöglichen Vielfalt an Arten und Genen wird von Umweltökonomern mit

einem diversifizierten Portfolio an der Börse verglichen. Jede Art in einem Ökosystem reagiert anders auf Veränderungen. Wenn verschiedene Arten vorhanden sind, ist die Wahrscheinlichkeit eines Ausfalls von Ökosystemleistungen – beispielsweise nach einer Trockenperiode – geringer. Je vielfältiger sich ein Ökosystem gestaltet, desto höher ist seine Resilienz, verstanden als Fähigkeit der Ökosysteme, Veränderungen zu tolerieren ohne Einbussen ihrer Funktion, Struktur oder Leistungen. Gerade im Hinblick auf den Klimawandel und andere Veränderungen ist die Erhaltung der Resilienz im Sinne einer Versicherung essenziell. Das Vorsorgeprinzip muss deshalb in Zukunft deutlich stärker gewichtet werden als bisher.

Meistens tragen die Verursacher des Biodiversitätsverlusts weder die Kosten noch die Belastungen, die sie hervorrufen. Dieses für den Umweltbereich typische «Marktversagen» (im wohlfahrtsökonomischen Sinn) trägt wesentlich zur Übernutzung oder Beeinträchtigung der Biodiversität bei. Die Biodiversitätsstrategie könnte zur vermehrten Anwendung und zur Weiterentwicklung des Verursacherprinzips im Bereich der Erhaltung der Ökosystemleistungen führen.

Ein wichtiger Bereich innerhalb der Biodiversitätsstrategie sollte die Verantwortung der Schweiz für die globale Biodiversität sein. Seit Mitte des letzten Jahrhunderts ist der Ressourcenkonsum der Schweiz – ausgedrückt als ökologischer Fussabdruck – auf das Vierfache dessen angestiegen, was ihr aufgrund der Landesfläche zusteht. Die Rohstoffgewinnung, die Produktion, der Gebrauch, die Entsorgung und das Recycling dieser Güter haben direkte oder indirekte Auswirkungen auf die globale Biodiversität.

Mit der Biodiversitätsstrategie, die zurzeit erarbeitet wird, erfüllt die Schweiz Artikel 6 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Viele Vertragsstaaten des Übereinkommens – darunter auch Entwicklungsländer – haben bereits eine Biodiversitätsstrategie erarbeitet und in Kraft gesetzt. Im eigenen Interesse darf die Schweiz nicht abseitsstehen. Mit dem in der Strategie enthaltenen Bündel unterschiedlicher Massnahmen soll unsere Lebensgrundlage bzw. unser Naturkapital langfristig erhalten und gefördert werden. Konkret geht es um eine höhere Lebensraumqualität und um mehr Biodiversitätsvorrangflächen, die optimal untereinander vernetzt sind. Die Biodiversitätsstrategie spricht nicht nur Bund, Kantone und Gemeinden an, sondern sämtliche gesellschaftlichen Akteure. Nur wenn alle Ebenen und Sektoren das Thema Biodiversität zu ihrer eigenen Sache machen, kann die Strategie erfolgreich umgesetzt werden. Investieren wir gemeinsam in die Infrastruktur des Lebens! Es lohnt sich! ○ ○ ○

[1] Lachat T., Pauli D., Gonseth Y., Klaus G., Scheidegger C., Vittoz P., Walter T. (Red.) (2010): Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Bristol-Stiftung, Zürich; Haupt Verlag, Bern, 435 S.

Publikationen

Unter http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html finden Sie eine Datenbank mit allen Eawag-Publikationen (inkl. Zusammenfassungen der einzelnen Artikel). Darin enthaltene «Open access»-Publikationen können frei heruntergeladen werden. Suche nach Autor, Titel oder Stichwort möglich. Bei Problemen: library@eawag-empa.ch

Abegglen C., Escher B.I., Hollender J., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Häner A., Ort C., Schärer M. (2010): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen. Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57 (2), 155–160.

Aeberhard P.C., Arey J.S., Lin I.C., Rothlisberger U. (2009): Accurate DFT descriptions for weak interactions of molecules containing sulfur. Journal of Chemical Theory and Computation 5 (1), 23–28.

Adamtey N., Cofie O., Ofosu-Budu K.G., Ofosu-Anim J., Laryea K.B., Forster D. (2010): Effect of N-enriched co-compost on transpiration efficiency and water-use efficiency of maize (*Zea mays* L.) under controlled irrigation. Agricultural Water Management 97 (7), 995–1005.

Alder A.C., Schaffner C., Majewsky M., Klasmeier J., Fenner K. (2010): Fate of β -blocker human pharmaceuticals in surface water: Comparison of measured and simulated concentrations in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. Water Research 44 (3), 936–948.

Amaral H.I.F., Berg M., Brennwald M.S., Hofer M., Kipfer R. (2010): $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Analysis of Ultra-Trace Amounts of Volatile Organic Contaminants in Groundwater by Vacuum Extraction. Environmental Science and Technology 44 (3), 1023–1029.

Ammann A.A. (2010): Arsenic speciation by gradient anion exchange narrow bore ion chromatography and high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry detection. Journal of Chromatography A 1217 (14), 2111–2116.

Andersson J.C.M., Zehnder A.J.B., Jewitt G.P.W., Yang H. (2009): Water availability, demand and reliability of *in situ* water harvesting in smallholder rain-fed agriculture in the Thukela River Basin, South Africa. Hydrology and Earth System Sciences 13 (12), 2329–2347.

Aeppli C., Hofstetter T.B., Amaral H.I.F., Kipfer R., Schwarzenbach R.P., Berg M. (2010): Quantifying *in situ* transformation rates of chlorinated ethenes by combining compound-specific stable isotope analysis, groundwater dating, and carbon isotope mass balances. Environmental Science and Technology 44 (10), 3705–3711.

Arey J.S., Aeberhard P.C., Lin I.C., Rothlisberger U. (2009): Hydrogen bonding described using dispersion-corrected density functional theory. Journal of Physical Chemistry B 113 (14), 4726–4732.

Arvola L., George G., Livingstone D.M., Järvinen M., Blenckner T., Dokulil M.T., Jennings E., Nic Aonghusa C., Nöges P., Nöges T., Weyhenmeyer

G.A. (2010): The impact of the changing climate on the thermal characteristics of lakes. In: George D.G. (Ed.) The Impact of Climate Change on European Lakes, Springer, The Netherlands, 85–101.

Baumann M., Hoehn E., Holzschuh R., Jordan P., Kuratli E., Rist O. (2009): Das regionale Grundwassermodell – ein Instrument für die nachhaltige Bewirtschaftung des Thurtaler Grundwassers. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 189–200.

Baumann M., Hoehn E., Jordan P. (2009): Die 2. Thurgauer Thurkorrektur erfordert einen neuen Blick auf das Thurtaler Grundwasser. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 7–16.

Baumann M., Hoehn E., Jordan P. (2009): Einsatz des neuen Grundwassermodells im Rahmen der 2. Thurgauer Thurkorrektur. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 189–200.

Blaser P.C., Coetsiers M., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Van Camp M., Loosli H.H., Walraevens K. (2010): A new groundwater radiocarbon correction approach accounting for palaeoclimate conditions during recharge and hydrochemical evolution: The Ledo-Paniselian Aquifer, Belgium. Applied Geochemistry 25 (3), 437–455.

Bluemling B., Pahl-Wostl C., Yang H., Mosler H.J. (2010): Implications of stakeholder constellations for the implementation of irrigation rules at jointly used wells – cases from the North China Plain. China Society & Natural Resources 23 (6), 557–572.

Bluemling B., Yang H., Mosler H.J. (2010): Adoption of agricultural water conservation practices – a question of individual or collective behaviour? The case of the North China Plain. Outlook on Agriculture 39 (1), 7–16.

Bogdal C., Schmid P., Anselmetti F.S., Scheringer M. (2010): See-Sedimente als Zeugen der Schadstoffbelastung. Nachrichten aus der Chemie 58 (5), 561–564.

Borch T., Kretzschmar R., Kappler A., van Cappellen P., Ginder-Vogel M.A., Voegelin A., Campbell K.M. (2010): Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. Environmental Science and Technology 44 (1), 15–23.

Bosshard F., Berney M., Scheifele M., Weilenmann H.U., Egli T. (2009): Solar disinfection

(SODIS) and subsequent dark storage of *Salmonella typhimurium* and *Shigella flexneri* monitored by flow cytometry. Microbiology 155 (4), 1310–1317.

Bradac P., Behra R., Sigg L. (2009): Accumulation of Cadmium in Periphyton under Various Freshwater Speciation Conditions. Environmental Science and Technology 43 (19), 7291–7296.

Bradac P., Wagner B., Kistler D., Traber J., Behra R., Sigg L. (2010): Cadmium speciation and accumulation in periphyton in a small stream with dynamic concentration variations. Environmental Pollution 158 (3), 641–648.

Brown J.L., Maan M.E., Cummings M.E., Summers K. (2010): Evidence for selection on coloration in a Panamanian poison frog: A coalescent-based approach. Journal of Biogeography 37 (5), 891–901.

Bryant L.D., Lorrai C., McGinnis D.F., Brand A., Wüest A., Little J.C. (2010): Variable sediment oxygen uptake in response to dynamic forcing. Limnology and Oceanography 55 (2), 950–964.

Bucheli-Witschel M., Egli T. (2010): Growth of hydrocarbon-degrading bacteria in continuous culture. In: Timmis K.N. (Ed.) Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology, Springer, 3529–3541.

Bucheli-Witschel M., Hafner T., Rüegg I., Egli T. (2009): Benzene degradation by *Ralstonia pickettii* PKO1 in the presence of the alternative substrate succinate. Biodegradation 20 (3), 419–431.

Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Boller M., Schoknecht U., Lamani X., Bester K., Vonbank R., Simmler H. (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 21 (1), 36–47.

Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J., Chèvre N. (2009): Biocides dans les eaux de façades – Solutions à trouver. Bulletin de l'ARPEA 241, 13–16.

Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J. (2009): Schadstoffe aus Fassaden. Tec21 3–4, 28–31.

Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Haag R., Schmid P., Hean S., Bester K., Boller M. (2009): Diffuse Belastung von Regenabwasser durch organische Problemstoffe und offene Fragen zum Regenwasser-Management. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 70, 37–42.

Calogovic J., Albert C., Arnold F., Beer J., Desorgher L., Flückiger E.O. (2010): Sudden cosmic

ray decreases: No change of global cloud cover. *Geophysical Research Letters* 37, L03802, 5 pp.

Gastaneda L.E., Sandrock C., Vorburger C. (2010): Variation and covariation of life history traits in aphids are related to infection with the facultative bacterial endosymbiont *Hamiltonella defensa*. *Biological Journal of the Linnean Society* 100, 237–247.

Del Sontro T., McGinnis D.F., Sobek S., Ostrovsky I., Wehrli B. (2010): Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environmental Science and Technology* 44 (7), 2419–2425.

Diener S., Zurbrugg C., Tockner K. (2009): Conversion of organic material by black soldier fly larvae: Establishing optimal feeding rates. *Waste Management and Research* 27 (6), 603–610.

Dittmar J., Voegelin A., Roberts L.C., Hug S.J., Saha G.C., Ashraf Ali M., Badruzzaman A.B.M., Kretzschmar R. (2010): Arsenic accumulation in a paddy field in Bangladesh: Seasonal dynamics and trends over a three-year monitoring period. *Environmental Science and Technology* 44 (8), 2925–2931.

Dokulil M.T., Teubner K., Jagsch A., Nickus U., Adrian R., Straile D., Jankowski T., Herzig A., Padisak J. (2010): The Impact of Climate Change on Lakes in Central Europe. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 387–409.

Escher B.I., Bramaz N., Lienert J., Neuwöhner J., Straub J.O. (2010): Mixture toxicity of the antiviral drug Tamiflu® (oseltamivir ethylester) and its active metabolite oseltamivir acid. *Aquatic Toxicology* 96 (3), 194–202.

Faure K., Greinert J., von Deimling J.S., McGinnis D.F., Kipfer R., Linke P. (2010): Methane seepage along the Hikurangi Margin of New Zealand: Geochemical and physical data from the water column, sea surface and atmosphere. *Marine Geology* 272 (1–4), 170–188.

Fischer B.B., Dayer R., Schwarzenbach Y., Lemaire S.D., Behra R., Liedtke A., Eggen R.I.L. (2009): Function and regulation of the glutathione peroxidase homologous gene GPXH/GPX5 in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Molecular Biology* 71 (6), 569–583.

Flury S., McGinnis D.F., Gessner M.O. (2010): Methane emissions from a freshwater marsh in response to experimentally simulated global warming and nitrogen enrichment. *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences* 115, G01007 (doi:10.1029/2009JG001079).

Füchslin H.P., Kötzsch S., Keserue H.A., Egli T. (2010): Rapid and quantitative detection of *Legionella pneumophila* applying immunomagnetic separation and flow cytometry. *Cytometry Part A* 77 (3), 264–274.

Genner M.J., Knight M.E., Häslar M.P., Turner G.F. (2010): Establishment and expansion of Lake Malawi rock fish populations after a dramatic Late Pleistocene lake level rise. *Molecular Ecology* 19 (1), 170–182.

Gerritsen P.R.W., Chamizo H., Guerrero de León A., Masson S., Tilley E. (2010): Governance, environmental problems and local responses in Mexico, Central America and the Caribbean. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 435–448.

Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., McKie B.G., Bardgett R.D., Wall D.H., Hättenschwiler S. (2010): Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 372–380.

Goose P., Steiner M., Udert K.M., Neuen-schwander W. (2009): NoMix Toilettensystem. Erste Monitoringergebnisse im Forum Chriesbach. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (7), 567–574.

Gresch M., Braun D., Gujer W. (2010): The role of the flow pattern in wastewater aeration tanks. *Water Science and Technology* 62 (2), 407–414.

Hammes F., Berger C., Köster O., Egli T. (2010): Assessing biological stability of drinking water without disinfectant residuals in a full-scale water supply system. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 59 (1), 31–40.

Hammes F., Vital M., Egli T. (2010): Critical evaluation of the volumetric «bottle effect» on microbial batch growth. *Applied and Environmental Microbiology* 76 (4), 1278–1281.

He Y.T., Fitzmaurice A.G., Bilgin A., Choi S., O'Day P., Horst J., Harrington J., Reisinger J.H., Burris D.R., Hering J.G. (2010): Geochemical processes controlling arsenic mobility in groundwater: A case study of arsenic mobilization and natural attenuation. *Applied Geochemistry* 25 (1), 69–80.

Hoehn E. (2009): Methoden zur Bestimmung der Wechselwirkungen zwischen Thur und Grundwasser – Wichtigste Ergebnisse von Untersuchungen der Eawag an der Thur. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) *Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal*, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland, 117–128.

Hofmann C.M., O'Quin K.E., Marshall N.J., Cronin T.W., Seehausen O., Carleton K.L. (2009): The eyes have it: Regulatory and structural changes both underlie cichlid visual pigment diversity. *PloS Biology* 7 (12), e1000266, 13 pp.

Hollender J., Singer H., Hernando D., Kosjek T., Heath E. (2009): The challenge of the identification and quantification of transformation products in the aquatic environment using high resolution mass spectrometry. In: Fatta-Kassinos D., Bester K., Kümmerer K. (Eds.) *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*, Mass Flows, Environmental Process-

es, Mitigation and Treatment Strategies, Springer, 195–211.

Indermaur L. (2010): Wildflusssae Tagliamento: Vision und Mahnmal für den Gewässerschutz. *Natur und Mensch* 52 (2), 2–7.

Indermaur L., Gehring M., Wehrle W., Tockner K., Naef-Daenzer B. (2009): Behavior-based scale definitions for determining individual space use: Requirements of two amphibians. *The American Naturalist* 173 (1), 60–71.

Indermaur L., Schaub M., Jokela J., Tockner K., Schmidt B.R. (2010): Differential response to abiotic conditions and predation risk rather than competition avoidance determine breeding site selection by anurans. *Ecography*, online first 17 pp.

Indermaur L., Schmidt B.R., Tockner K., Schaub M. (2010): Spatial variation in abiotic and biotic factors in a floodplain determine anuran body size and growth rate at metamorphosis. *Oecologia*, online, 19 pp.

Indermaur L., Winzeler T., Schmidt B.R., Tockner K., Schaub M. (2009): Differential resource selection within shared habitat types across spatial scales in sympatric toads. *Ecology* 90 (12), 3430–3444.

Johnston R.B., Hanchett S., Hoque Khan M. (2010): The socio-economics of arsenic removal. *Nature Geoscience* 3 (1), 2–3.

Jokela J. (2010): Transgenerational immune priming as cryptic parental care. *Journal of Animal Ecology* 79 (2), 305–307.

Kengne I.M., Koanda H., Koné B., Kenfack S., Koné B., Nguyen-Viet H., Mahamat B., Silué B., N'Guessan S., Zinsstag J., Bonfoh B., Cissé G. (2010): From risk management to equity effectiveness in environmental sanitation and health in Africa. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 47–59.

Klinke A. (2009): Deliberative Politik in transnationalen Räumen – Legitimation und Effektivität in der grenzüberschreitenden Umweltpolitik zwischen Kanada und USA. *PVS Politische Vierteljahresschrift* 50 (4), 774–803.

Kraemer S.M., Mosler H.J. (2010): Persuasion factors influencing the decision to use sustainable household water treatment. *International Journal of Environmental Health Research* 20 (1), 61–79.

Krauss M., Singer H., Hollender J. (2010): LC-high resolution MS in environmental analysis: From target screening to the identification of unknowns. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 9 pp.

Leschik S., Musloff A., Martienssen M., Krieg R., Bayer-Raich M., Reinstorf F., Strauch G., Schirmer M. (2009): Investigation of sewer exfiltration

using integral pumping tests and wastewater indicators. *Journal of Contaminant Hydrology* 110 (3–4), 118–129.

Lienert J., Larsen T.A. (2010): High acceptance of urine source separation in seven European Countries: A review. *Environmental Science and Technology* 44 (2), 556–566.

Linke P., Sommer S., Rovelli L., McGinnis D.F. (2010): Physical limitations of dissolved methane fluxes: The role of bottom-boundary layer processes. *Marine Geology* 272 (1–4), 209–222.

Livingstone D.M., Adrian R., Arvola L., Blenckner T., Dokulil M.T., Hari R.E., George G., Jankowski T., Järvinen M., Jennings E., Nöges P., Nöges T., Straile D., Weyhenmeyer G.A. (2010): Regional and supra-regional coherence in limnological variables. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 311–337.

Livingstone D.M., Adrian R., Blenckner T., George G., Weyhenmeyer G.A. (2010): Lake ice phenology. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 51–61.

Livingstone D.M., Kernan M. (2009): Regional coherence and geographical variability in the surface water temperatures of Scottish Highland lochs. *Fundamental and Applied Limnology. Special Issue Advances in Limnology* 62, 367–378.

Lüthi C., McConville J., Kvarnström E. (2009): Community-based approaches for addressing the urban sanitation challenges. *International Journal of Urban Sustainable Development* 1 (1–2), 49–63.

Luzi S., Yacob A., Mason S., Moges S. (2010): Research on water management and conflict transformation in the Eastern Nile Basin Region. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 175–186.

Maan M.E., Seehausen O. (2010): Mechanisms of species divergence through visual adaptation and sexual selection: Perspectives from a cichlid model system. *Current Zoology* 56 (3), 285–299.

Magalhaes I.S., Seehausen O. (2010): Genetics of male nuptial colour divergence between sympatric sister species of a Lake Victoria cichlid fish. *Journal of Evolutionary Biology* 23, 914–924.

Mai T.D., Schmid S., Müller B., Hauser P.C. (2010): Capillary electrophoresis with contactless conductivity detection coupled to a sequential injection analysis manifold for extended automated monitoring applications. *Analytica Chimica Acta* 665 (1), 1–6.

Mandaliev P., Dähn R., Tits J., Wehrli B., Wieland E. (2010): EXAFS study of Nd(III) uptake by amorphous calcium silicate hydrates (C-S-H).

Journal of colloid and interface science 342 (1), 1–7.

Maurer M. (2009): Ganzheitliches Einzugsgebietsmanagement: Ansätze und Formen. *Ingenieurbiologie* 19 (2), 3–7.

Meissner T., Kühnel D., Busch W., Oswald S., Richter V., Michaelis A., Schirmer K., Potthoff A. (2010): Physical-chemical characterization of tungsten carbide nanoparticles as a basis for toxicological investigations. *Nanotoxicology* 4 (10), 196–206.

Montangero A., Schaffner M., Surinkul N., Nguyen-Viet H., Koottatep T., Morel A., Lüthi C., Schertenleib R. (2010): Innovative tools for environmental sanitation planning and river basin management in Southeast Asia. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 357–370.

Morel A., Sarathai Y., Nguyen V.A., Koottatep T. (2010): Potential and limitations of decentralised wastewater management in Southeast Asia. In: Hurni H., Wiesmann U. (Eds.) *Global Change and Sustainable Development: A Synthesis of Regional Experiences from Research Partnerships*, Geographica Bernensia, Switzerland, 343–356.

Mueller A., Islebe G.A., Anselmetti F.S., Ariztegui D., Brenner M., Hodell D.A., Hajdas I., Hamann Y., Haug G.H., Kennet D.J. (2010): Recovery of the forest ecosystem in the tropical lowlands of northern Guatemala after disintegration of Classic Maya polities. *Geology* 38 (6), 523–526.

Musolf A., Leschik S., Möder M., Strauch G., Reinstorf F., Schirmer M. (2009): Temporal and spatial patterns of micropollutants in urban receiving waters. *Environmental Pollution* 157 (11), 3069–3077.

Nikiema J., Schirmer M., Glässer W., Krieg R. (2009): Correlative and comparative characterization of main ion concentrations in laterite groundwater in semi-arid northern Burkina Faso. *Environmental Earth Sciences*, online first, 16 pp.

Njiwa J.R.K., Suter M.J.F., Eggen R.I.L. (2010): Zebrafish embryo toxicity assay, combining molecular and integrative endpoints at various developmental stages. In: Roelof van der Meer J. (Ed.) *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*, Springer, 4481–4489.

Nöges P., Adrian R., Anneville O., Arvola L., Blenckner T., George G., Jankowski T., Järvinen M., Maberly S., Padisak J., Straile D., Teubner K., Weyhenmeyer G.A. (2010): The impact of variations in the climate on seasonal dynamics of phytoplankton. In: George D.G. (Ed.) *The Impact of Climate Change on European Lakes*, Springer, The Netherlands, 253–274.

Pham M.H., Nguyen T.N., Nguyen H.M., Pham H.V., Berg M., Alder A.C., Giger W. (2010):

Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam. *Environmental Pollution* 158 (3), 913–920.

Razmjou J., Vorburger C., Moharrampour S., Mirhoseini S.Z., Fathipour Y. (2010): Host-associated differentiation and evidence for sexual reproduction in Iranian populations of the cotton aphid, *Aphis gossypii*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 134 (2), 191–199.

Ren H., Liu H., Qu J., Berg M., Qi W., Xu W. (2010): The influence of colloids on the geochemical behavior of metals in polluted water using as an example Yongdingxin River, Tianjin, China. *Chemosphere* 78 (4), 360–367.

Robinson C.T., Kawecka B., Füreder L., Peter A. (2010): Biodiversity of flora and fauna in alpine waters. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 193–223.

Ronteltap M. (2010): Phosphorus recovery from source separated urine through the precipitation of struvite. *Dissertation 18134*, ETH Zürich, Switzerland, 101 pp.

Ronteltap M., Maurer M., Hausherr R., Gujer W. (2010): Struvite precipitation from urine – Influencing factors on particle size. *Water research* 44 (6), 2038–2046.

Ruef A., Markard J. (2010): What happens after a hype? How changing expectations affected innovation activities in the case of stationary fuel cells. *Technology Analysis and Strategic Management* 22 (3), 317–338.

Rufener S., Mäusezahl D., Mosler H.J., Weingartner R. (2010): Quality of drinking-water at source and point-of-consumption-drinking cup as a high potential recontamination risk: A field study in Bolivia. *Journal of Health Population and Nutrition* 28 (1), 34–41.

Samarra F.I.P., Klappert K., Brumm H., Miller P.J.O. (2009): Background noise constrains communication: Acoustic masking of courtship song in the fruit fly *Drosophila montana*. *Behaviour* 146 (12), 1635–1648.

Sandrock C., Gousskov C., Vorburger C. (2010): Ample genetic variation but no evidence for genotype specificity in an all-parthenogenetic host-parasitoid interaction. *Journal of Evolutionary Biology* 23 (3), 578–585.

Sayyad G., Afyuni M., Mousavi S.F., Abbaspour K.C., Hajabbasi M.A., Richards B.K., Schulin R. (2009): Effects of cadmium, copper, lead, and zinc contamination on metal accumulation by safflower and wheat. *Soil and Sediment Contamination* 18 (2), 216–228.

Scheidegger Y., Baur H., Brennwald M.S., Fleitmann D., Wieler R., Kipfer R. (2010): Accurate analysis of noble gas concentrations in small water samples and its application to fluid inclu-

sions in stalagmites. *Chemical Geology* 272 (1–4), 31–39.

Scheringer M., MacLeod M., Behra R., Sigg L., Hungerbühler K. (2010): Environmental risks associated with nanoparticulate silver used as biocide. *Household and Personal Care today* 1, 34–37.

Schirmer K., Fischer B.B., Madureira D.J., Pillai S. (2010): Transcriptomics in ecotoxicology. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 397 (3), 917–923.

Schirmer M. (2009): Editorenschaft – Weitergabe des Staffelstabes. *Grundwasser* 14 (4), 253–254.

Schirmer M., Reinstorf F., Leschik S., Musolff A., Krieg R., Osenbrück K., Martien M., Schirmer K., Strauch G. (2009): Transport and fate of xenobiotics in the urban water cycle: Studies in Halle/ Saale and Leipzig (Germany). In: Fatta-Kassinos D., Bester K., Kümmerer K. (Eds.) *Xenobiotics in the Urban Water Cycle. Mass Flows, Environmental Processes, Mitigation and Treatment Strategies*, Springer, 213–226.

Schneider T., Gerrits B., Gassmann R., Schmid E., Gessner M.O., Richter A., Battin T., Eberl L., Riedel K. (2010): Proteome analysis of fungal and bacterial involvement in leaf litter decomposition. *Proteomics* 10, 1819–1830.

Schoknecht U., Gruycheva J., Mathies H., Bergmann H., Burkhardt M. (2009): Leaching of biocides used in façade coatings under laboratory test conditions. *Environmental Science and Technology* 43 (24), 9321–9328.

Scholtis A., Hoehn E. (2009): Beschaffenheit des Grundwassers im Thurtal. In: Baumann M., Jordan P., Hoehn E., Geisser H. (Eds.) *Ein neues Grundwassermodell für das Thurtal, Thurgauische Naturforschende Gesellschaft, Switzerland*, 129–144.

Seehausen O. (2009): Speciation affects ecosystems. *Nature* 458 (7242), 1122–1123.

Shi L., Doulaye K., Lumbao L., McMahon A., Thi Dan N., Nitivattananon V., Rosaria F., Bhat N., Violette P., van Dijk N., Kirkwood E. (2010): A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, Philippines, Sri Lanka, Thailand and Vietnam. 144 pp.

Sommerwerk N., Baumgartner C., Bloesch J., Hein T., Ostojic A., Paunovic M., Schneider-Jacoby M., Siber R., Tockner K. (2009): The Danube River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 59–112.

Sousa A., Schönenberger R., Jonkers N., Suter M.J.F., Tanabe S., Barroso C.M. (2010): Chemical and biological characterization of estrogenicity in effluents from WWTPs in Ria de Aveiro (NW Portugal). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (1), 1–8.

Steinhilber F. (2010): Reconstruction of solar activity during the Holocene using the cosmogenic radionuclide Beryllium-10. Dissertation 18256, ETH Zürich, Switzerland, 87 pp.

Steinhilber F., Abreu J.A., Beer J., McCracken K.G. (2010): Interplanetary magnetic field during the past 9300 years inferred from cosmogenic radionuclides. *Journal of Geophysical Research* 115, A01104, 14 pp.

Stelkens R.B., Schmid C., Selz O., Seehausen O. (2009): Phenotypic novelty in experimental hybrids is predicted by the genetic distance between species of cichlid fish. *BMC Evolutionary Biology* 9 (1), 283, 13 pp.

Störmer E., Binz C., Truffer B. (2010): Globale Herausforderung für die Siedlungswasserwirtschaft. Ein Roadmapping für dezentrale Wassertechnologien im Jahr 2020. *Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis* 19 (1), 40–48.

Strauch G., Oyarz R., Reinstorf F., Schirmer M., Knöller K. (2009): Interaction of water components in the semi-arid Huasco and Limari river basins, North Central Chile. *Advances in Geosciences* 22, 51–57.

Teiber-Siessegger P., Bürgi H.R. (2009): Bewertung des Lebensraumes Seeufer am Beispiel von Schweizer Alpenrandseen. *Local land and soil news* 30/31 (11), 7–9.

Tiegs S.D., Akinwale P.O., Gessner M.O. (2009): Litter decomposition across multiple spatial scales in stream networks. *Oecologia* 161 (2), 343–351.

Tilley E., Gantenbein B., Khadka R., Zurbrugg C., Udert K.M. (2009): Social and economic feasibility of struvite recovery from urine at the community level in Nepal. *International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams*, Vancouver, Canada, May 10–13, 2009, 169–178.

Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T., Tonolla D., Siber R., Peter F.D. (2009): Introduction to European Rivers. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 1–21.

Truffer B. (2010): Integrated environmental management of hydropower operation under conditions of market liberalization. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 227–234.

Udert K.M., Siegrist H. (2009): Anorganische Ausfällungen. In *Trinkwasser- und Faulwasserleitungen*. GWA Gas, Wasser, Abwasser 89 (11), 881–886.

Uehlinger U., Wantzen K.M., Leuven R.S.E.W., Arndt H. (2009): The Rhine River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 199–245.

van der Voet J., Stamm C. (2010): Organische Mikroschadstoffe. *Umwelt Perspektiven* 2, 21–23.

Vonlanthen P. (2009): On speciation and its reversal in adaptive radiations. The central European whitefish system. Dissertation, Universität Bern und Eawag, Kastanienbaum, Switzerland, 150 pp.

Vorburger C., Eugster B., Villiger J., Wimmer C. (2010): Host genotype affects the relative success of competing lines of aphid parasitoids under superparasitism. *Ecological Entomology* 35 (1), 77–83.

Wang Y., Hammes F., Boon N., Chami M., Egli T. (2009): Isolation and characterization of low nucleic acid (LNA)-content bacteria. *ISME Journal* 3 (8), 889–902.

Weber F.A., Hofacker A.F., Voegelin A., Kretschmar R. (2010): Temperature dependence and coupling of iron and arsenic reduction and release during flooding of a contaminated soil. *Environmental Science and Technology* 44 (1), 116–122.

Wedekind C., Gessner M.O., Vazquez F., Maerki M., Steiner D. (2010): Elevated resource availability sufficient to turn opportunistic into virulent fish pathogens. *Ecology* 91, 1251–1256.

Wei S., Yang H., Abbaspour K., Mousavi J., Gnauck A. (2010): Game theory based models to analyze water conflicts in the Middle Route of the South-to-North Water Transfer Project in China. *Water research* 44 (8), 2499–2516.

Wigginton N.S., de Titta A., Piccapietra F., Dobias J., Nesatyy V.J., Suter M.J.F., Bernier-Latmani R. (2010): Binding of silver nanoparticles to bacterial proteins depends on surface modifications and inhibits enzymatic activity. *Environmental Science and Technology* 44 (6), 2163–2168.

Worms I.A.M., Al-Gorani Szigeti Z., Dubascoux S., Lespes G., Traber J., Sigg L., Slaveykova V.I. (2010): Colloidal organic matter from wastewater treatment plant effluents: Characterization and role in metal distribution. *Water research* 44 (1), 340–350.

Worms I.A.M., Traber J., Kistler D., Sigg L., Slaveykova V.I. (2010): Uptake of Cd(II) and Pb(II) by microalgae in presence of colloidal organic matter from wastewater treatment plant effluents. *Environmental Pollution* 158 (2), 369–374.

Wüest A. (2010): Downstream relevance of reservoir management. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 235–246.

Yarushina M., Eremkina T.V., Tockner K. (2009): Ural River Basin. In: Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. (Eds.) *Rivers of Europe*, Elsevier Academic Press, Amsterdam, 673–684.

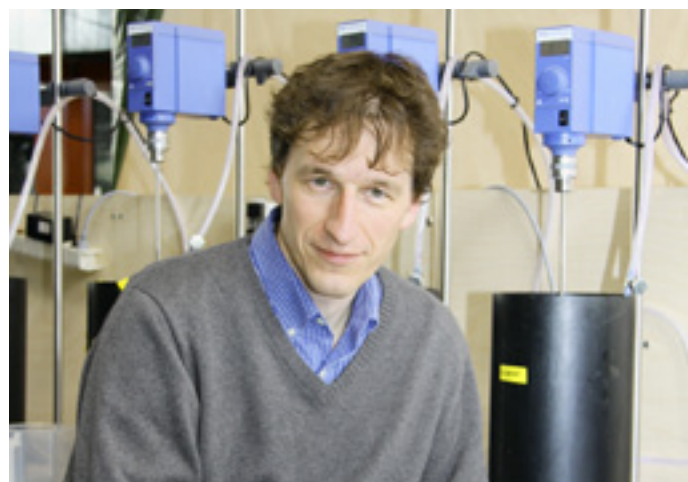
Zobrist J. (2010): Water chemistry of Swiss Alpine Rivers. In: Bundi U. (Ed.) *Alpine Waters*, Springer, 95–118.

NFP61-Erfolg für die Eawag

Der Schweizerische Nationalfonds hat den Startschuss für das Nationale Forschungsprojekt «Nachhaltige Wassernutzung» (NFP61) gegeben. Eawag-Wissenschaftlerinnen und -Wissenschaftler sind an 8 der 16 Projekte beteiligt, fünf davon stehen sogar unter Eawag-Federführung. Anfang März trafen sich die Forschenden zur Auftaktveranstaltung in Solothurn. Im NFP61 sollen wissenschaftlich fundierte Lösungen für die künftigen Herausforderungen in der Wasserwirtschaft erarbeitet werden. Denn Klimawandel und sozio-ökonomische Veränderungen, global wie national führen zu einer verstärkten Konkurrenz zwischen den verschiedenartigen Wassernutzungen wie z.B. Trinkwasser und Wasserkraft. Zur Vermeidung von Engpässen und Konflikten braucht es neue globale Strategien, die möglichst naturnah und nachhaltig sind. Dabei setzt das Forschungsprojekt auf die enge Zusammenarbeit zwischen Akteuren aus Forschung und Praxis. ○ ○ ○

ETH-Professor Eberhard Morgenroth forscht an der Eawag

Anfang Mai hielt Umweltingenieur Eberhard Morgenroth, der Nachfolger von Willi Gujer für die Professur Siedlungswasserwirtschaft an der ETH Zürich, seine öffentliche Einführungsvorlesung. Wie sein Vorgänger wird Morgenroth an der Eawag forschen und an der ETH lehren. Es war gerade diese Besonderheit, die ihn an der neuen Position gereizt hat. Nach Studium und Dissertation in Deutschland und den USA sammelte Morgenroth breite Erfahrung in Forschung und Lehre an der Technischen Universität in Lyngby, Dänemark und der Universität von Illinois in Urbana-Champaign. An der Eawag schätzt der Umweltingenieur die Zusammenführung vieler Disziplinen unter einem Dach, den lebendigen Austausch mit den Kolleginnen und Kollegen und die Möglichkeit, auch unkonventionelle Ideen umsetzen zu können. Dass die Eawag zudem eng an die Praxis angebunden ist, ist ein weiterer grosser Pluspunkt für Eberhard Morgenroth: «Dieses Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und praktischer Umsetzung macht es hier besonders interessant!» ○ ○ ○



TransCon2010-Konferenz

Gefährden Umwandlungsprodukte organischer Schadstoffe die Umwelt? Diese Frage steht im Mittelpunkt von TransCon2010 – einer Tagung, die die Eawag vom 12. bis 17. September im Centro Stefano Franscini auf dem Monte Verità in Ascona organisiert. Neueste Forschungsergebnisse aus Labor- und Feldstudien sowie aus computerbasierten Modellierungen werden an der Konferenz vorgestellt und diskutiert. Ziel ist es, gemeinsame Leitlinien zu entwickeln, wie zukünftig mit Umwandlungsprodukten in der Chemikalienbeurteilung und im Umweltmonitoring umzugehen ist. Die Veranstaltung richtet sich an Forschende aus wissenschaftlichen Institutionen, Industrievertreter und Behörden, wobei sowohl Chemiker, Ökotoxikologen, Mikrobiologen als auch Ingenieure angesprochen sind. www.eawag.ch/transcon2010



Bundesverdienstkreuz für Alexander Zehnder

Für sein Engagement in der deutschen Forschungslandschaft hat der ehemalige Eawag-Direktor Alexander J.B. Zehnder das Verdienstkreuz 1. Klasse des Verdienstordens der Bundesrepublik Deutschland erhalten. Diese hohe Auszeichnung überreichte ihm Dr. Georg Schütte, Staatssekretär im Bundesministerium für Bildung und Forschung im Namen des deutschen Bundespräsidenten Horst Köhler am 10. Februar 2010 in Bonn. Dank seiner Arbeiten zur nachhaltigen Entwicklung in Kooperation mit Wirtschaft und Gesellschaft geniesst Alexander Zehnder hohe internationale Anerkennung, nicht zuletzt in Deutschland. So gehörte er u.a. 13 Jahre lang dem Senat der Helmholtz-Gemeinschaft an und ist immer noch aktiv im Forschungs- und Technologierat Bioökonomie, der die Entwicklung der Bioökonomie in Deutschland unterstützt. Damit hat Alexander Zehnder während und nach seiner Zeit als Eawag-Direktor die Forschung auch über die Schweizer Grenzen hinaus geprägt und gestärkt. ○ ○ ○



In Kürze

Brand zerstörte Self-Container

Anfang April ist der autonome Wohn- und Arbeitscontainer «Self» niedergebrannt. Der Container, der vor dem Zürcher Museum für Gestaltung stand, wurde trotz Grosseinsatz der Feuerwehr vollständig zerstört. In einem Gemeinschaftsprojekt von Empa, Eawag, Zürcher Hochschule der Künste ZHdK und Fachhochschule Nordwestschweiz wurde Self basierend auf den modernsten Gebäudekonzepten gebaut und war komplett auf Nachhaltigkeit ausgerichtet. Self soll zeigen, dass man ohne externe Energiezufuhr und mit einem internen Wasserkreislauf komfortabel leben und arbeiten kann. Als Brandursache wird ein technischer Defekt am Batteriesystem vermutet. Der Materialschaden beläuft sich auf mehrere 100 000 Franken – nicht gerechnet die unzähligen Arbeitsstunden, die die Wissenschaftler und Techniker in dieses Projekt investiert haben. Zum Glück gibt es noch eine zweite Containerhülle, die nun fertig ausgebaut werden soll. ○ ○ ○



Zwei Eawag-Forscherinnen erhalten Professur an der EPFL



In seiner Mai-Sitzung hat der ETH-Rat zwei Eawag-Forscherinnen zu Professorinnen an die EPF Lausanne gewählt. Eawag-Direktorin Janet Hering (links) wurde zur ordentlichen Professorin für Umweltchemie an die Fakultät für Architektur,



Bau- und Umweltingenieurwissenschaften berufen. Sie hat damit, ebenso wie die Direktoren Gian-Luca Bona und Joël Mesot von Empa und PSI, eine Doppelprofessur an der ETH Zürich und der EPF Lausanne inne. Neu wird auch die Leiterin der Abteilung Umwelttoxikologie, Kristin Schirmer, als Titularprofessorin an der EPF Lausanne lehren. Die Ernennungen unterstreichen die auf Forschungsebene bereits bestehenden Kooperationen der Eawag mit der EPF Lausanne und sollen die Zusammenarbeit innerhalb der Institutionen des ETH-Bereichs fördern. ○ ○ ○

Neuer Leiter der Eawag-Empa-Bibliothek



«Die moderne Bibliothek erreicht den Benutzer am Arbeitsplatz», sagt Lothar Nunnenmacher. Deshalb will der neue Chef der Eawag-Empa-Bibliothek, der im April seine Stelle antrat, die elektronischen Dienstleistungen für die Forschenden noch stärker ausbauen. Nunnenmacher war in leitenden Funktionen an den Bibliotheken der Technischen Uni-

Agenda

Kurse

- 5.–17. Juli 2010, Eawag Kastanienbaum
PhD Summer School: Biogeochemie und Schadstoffdynamik in Seen
- 30. August – 3. September 2010 Eawag Kastanienbaum
PhD Summer School: Methods of empirical speciation research
- 30. September 2010, Eawag Dübendorf
Moderne Untersuchungsmethoden zur Bewirtschaftung von Grundwasser
- 5.–7. Oktober 2010, Eawag Dübendorf
Improvement of drinking water quality in developing countries: microbial and geogenic contamination
- 24.–25. November 2010, Eawag Dübendorf
Auswirkungen von Chemikalienmischungen in der Umwelt und ihre Beurteilung (Mischungstoxizität)

Führungen

- 25. Oktober 2010, 17.30 Uhr, Eawag Kastanienbaum
Öffentliche Führung durch die Eawag Kastanienbaum

Tagungen

- 12.–17. September 2010, Centro Stefano Franscini, Monte Verità, Ascona
TransCon2010
- 29. September 2010, Landhaus Solothurn
3. Fachtagung ChloroNet
- 13.–18. März 2011, Centro Stefano Franscini, Monte Verità, Ascona
River Corridor Restoration Conference 2011 – RCRC11

Weitere Informationen: www.eawag.ch/veranstaltungen

versität und der Charité in Berlin tätig und führte seit 2006 den Bereich Bestandesentwicklung an der ETH Zürich. Somit ist er bestens gerüstet für seine erste umfangreiche Aufgabe in der neuen Position: Es ist geplant, die Eawag-Empa-Bibliothek mit denen der beiden anderen Forschungsanstalten WSL und PSI zu fusionieren. Zudem gilt es, trotz Preissteigerungen der Verlage auch zukünftig ein umfassendes Medienangebot bereitzustellen bzw. dieses sogar zu erweitern. ○ ○ ○