

Gewässer bewerten – Gewässer bewirtschaften

Integriertes Gewässermanagement
als Perspektive **3**



Das Modul-Stufen-Konzept **7**



Gewässerschutz
mit Marktinstrumenten **20**



Synergie von Hochwasserschutz
und Gewässerökologie **26**



Gewässer bewerten – Gewässer bewirtschaften

2 Editorial

Leitartikel

3 Integriertes Gewässermanagement auf
 Perspektive

Forschungsberichte

7 Das Modul-Stufen-Konzept

10 Wie können Schadstoffeinflüsse auf
 Fließgewässer nachgewiesen werden?

13 Modelle im Gewässerschutz

16 Vom Bachabschnitt zum Einzugsgebiet

18 Integrierte Wasserwirtschaft in
 Flusseinzugsgebieten

20 Gewässerschutz mit Marktinstrumenten

23 Fische – Indikatoren und Gewinner

26 Synergie von Hochwasserschutz und
 Gewässerökologie

Forum

29 Der Dialog geht weiter

In Kürze

30 Publikationen 2806–2869, Bücher

32 Vermischte Meldungen

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

Redaktion Martina Bauchrowitz, Anja Pauling, EAWAG

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

Erscheinungsweise dreimal jährlich in Deutsch,
 Englisch, Französisch

Fotos Titelblatt EAWAG

Konzept Inform, 8005 Zürich

Satz, Bild und Layout Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Gedruckt auf rezykliertem Papier

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

ISSN 1420-3979

Editorial



Renata Behra,
 promovierte Biologin,
 Leiterin der Arbeitsgruppe
 «Ökotoxikologie: Populationen
 und Gemeinschaften»

Im Bereich des Umweltschutzes suchen Expertinnen und Experten verschiedenster Disziplinen und involvierte Interessengruppen zunehmend gemeinsam nach Lösungen. Dem Handlungsprinzip des «Integrierten Managements» kommt dabei eine Schlüsselrolle zu. Dies gilt auch bei der nachhaltigen Bewirtschaftung von Gewässern. Am Infotag 2000 stellte die EAWAG Instrumente und Handlungsansätze für ein integriertes Gewässermanagement vor.

Ziel des integrierten Managements ist es, Schutz- und Nutzungsansprüche an Gewässer miteinander zu vereinbaren. Neben den politischen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Aspekten müssen auch die ökologischen Funktionen bei der Gewässerbewertung und -bewirtschaftung berücksichtigt werden. Diese Sichtweise wurde mit den Bundesgesetzen von 1991 über den Gewässerschutz und den Wasserbau auf eine gesetzliche Grundlage gestellt. Die Umsetzung dieser Aufgabe ist allerdings komplex und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die EAWAG ist seitdem aktiv an der Entwicklung wissenschaftlich begründeter Instrumente beteiligt, die eine ganzheitliche Problemanalyse und Massnahmenplanung im Bereich Gewässermanagement ermöglichen. Auch die Praxis hat die Notwendigkeit integrativer Ansätze im Umweltschutz erkannt. Viele Aktivitäten, die gegenwärtig in Verwaltung, Wirtschaft und Politik stattfinden, gehen in diese Richtung. Bei all diesen Aktionen steht der frühe Einbezug der betroffenen Interessengruppen in die Konzept- und Planungsarbeiten im Mittelpunkt.

Der Wissenschaft kommt eine wichtige Rolle bei der Förderung von Ansätzen und Instrumenten im integrierten Gewässermanagement zu. Dabei sind sowohl die

interdisziplinäre Zusammenarbeit der verschiedenen wissenschaftlichen Institutionen untereinander als auch der Dialog mit der Praxis wesentliche Voraussetzungen für den Erfolg eines ganzheitlichen Ansatzes. Die Bereitschaft der Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, in diesem Sinne zu arbeiten, muss deshalb gefördert werden. Es gilt, sich von gängigen Verhaltensmustern in der Welt der Wissenschaft zu verabschieden, die nicht zwingend Begegnungen mit der Praxis vorsahen. Die Einsicht über die Wichtigkeit der anstehenden Aufgaben im integrierten Gewässermanagement wird den Öffnungsprozess der Wissenschaft zweifellos weiter vorantreiben.

R. Behra

Integriertes Gewässermanagement als Perspektive

Integriertes Gewässermanagement ist eine Perspektive für wirksame und effiziente Schutz- und Nutzungskonzepte. Es geht einerseits darum, die gewässerbezogenen Sachpläne – z.B. zur Entwicklung der Gewässerqualität und des Hochwasserschutzes in einem Flusseinzugsgebiet – gegenseitig abzustimmen und zu optimieren. Andererseits befasst sich integriertes Gewässermanagement mit der ökologisch-ökonomischen Optimierung spezifischer Nutzungen wie der Wasserkraftgewinnung. Im vorliegenden Artikel werden Grundprinzipien und Instrumente vorgestellt, die zur Umsetzung des integrierten Gewässermanagements beitragen können.

Entwicklung der Gewässernutzung

Die Gewässer unterliegen einem permanenten Wandel, unter anderem da sich die Nutzungsansprüche verstärken und verändern. Seit dem 19. Jahrhundert gibt es sektorielle Gesetze zur Fischerei, zum Schutz vor Hochwasser, zur Gewässerverbauung, zur Nutzung der Wasserkraft und zum Gewässerschutz. Viele Aktivitäten – Landwirtschaft, Siedlungen, Verkehr, Verbrennungsprozesse usw. – wirken sich indirekt auf die Gewässer aus. Diese Auswirkungen wurden lange kaum berücksichtigt. Der Gewässer-

schutz selbst wurde in Bereiche aufgeteilt, die sich eigenständig entwickelten. Trotz dauernder Ausweitung der Managementansätze (Abb. 1) ist auch der heutige Gewässerschutz noch stark durch die historische Entwicklung geprägt.

Präventive, ursachenorientierte Ansätze sind im Vergleich zu den kurativen End-of-Pipe-Lösungen wenig entwickelt. Wirksame präventive Massnahmen sind das Phosphatverbot in Waschmitteln (1986) und die Förderung schadstoffarmer Produktionsprozesse in der Industrie. Gegen den Einbezug marktwirtschaftlicher Instrumente in die Umweltpolitik (Lenkungsabgaben, ökologische Steuerreform usw.) bestehen bis heute grosse Widerstände.

Wo – mit Blick auf die neuen Herausforderungen – liegen nun die Probleme des historisch gewachsenen Umgangs mit den Gewässern und der entsprechenden rechtlich-administrativen Strukturen?

- Problemanalysen erfolgen nur beschränkt in grösseren Zusammenhängen. Die Lösungsansätze sind oft zu eng auf partikuläre Probleme und Nutzungen ausgerichtet. Kosten/Nutzen-Überlegungen spielen eine untergeordnete Rolle. Die Folge davon ist ein insgesamt suboptimaler Einsatz der Mittel.

- Eine sektorielle Vollzugsorganisation führt zu Reibungsverlusten bei den Vollzugsbehörden und zu Mehraufwand für die Umweltschutzpflichtigen.

- Viele Probleme sind ohne starke wirtschaftliche Anreize und Präventivmassnahmen nicht lösbar.

- Gegenüber neu auftauchenden Problemen herrscht zumeist Ratlosigkeit. Jüngstes Beispiel sind die hormonaktiven Chemikalien (siehe Artikel von P. Holm, S. 23). Es mangelt an breit akzeptierten Instrumenten zur vorausschauenden Risiko-Analyse und zur vorsorglichen, ursachenorientierten Risikominderung.

Dem sektoriellen Handeln soll ein Ansatz gegenüber gestellt werden, in dem Nutzungs- und Schutzbelange ganzheitlich analysiert, bewertet und umgesetzt werden. Man erhofft sich davon Synergien zwischen unterschiedlichen Handlungsfeldern, koordiniertes Handeln der Akteure sowie einen stark verbesserten Nutzen der eingesetzten Mittel.

Ausgangslage für eine integrierte Perspektive

Idealerweise sollte integriertes Gewässermanagement alle Belastungen, Nutzungen und Schutzanliegen sowie die wesentlichen politischen, rechtlichen, institutionellen, wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Aspekte einbeziehen. Kann diese Idealvorstellung in der Realität tatsächlich umgesetzt werden?

Integriertes Management zielt auf eine nachhaltige Bewirtschaftung der Gewässer und somit auf eine dauerhafte Gewährleistung der essenziellen Wassernutzungen ab. Dies beinhaltet die Trinkwassergewinnung, Nahrungsmittelproduktion, Wasser-

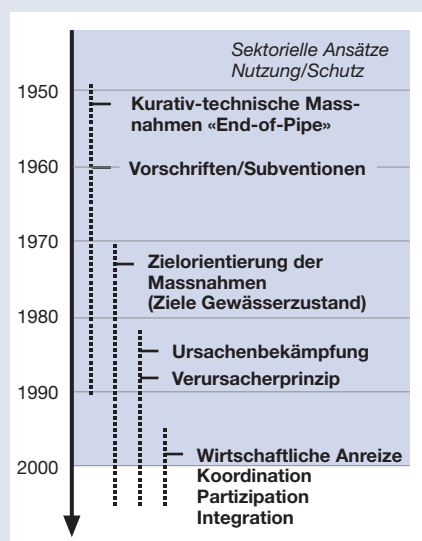


Abb. 1: Entwicklung des Gewässerschutzes in der Schweiz: von der Abwasserreinigung zu umfassenden Ansätzen. Schutz- und Nutzungsbelange wurden sektoriell entwickelt.

Ueli Burchli, EAWAG



Verschiedene Nutzungen prägen das Gesicht eines Flusses (Calancasca im Kanton Tessin).

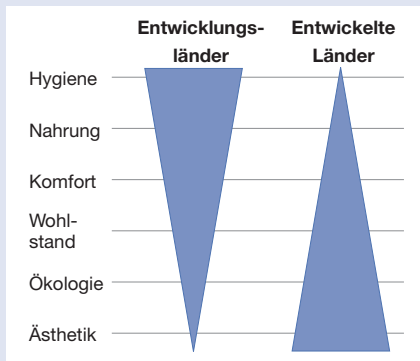


Abb. 2: Anforderungsprofile für das Gewässermanagement in entwickelten und Entwicklungsländern. Die Profile variieren allerdings auch innerhalb der Länder-typen stark.

kraftnutzung und den Schutz vor Überschwemmungen sowie die Gewährleistung der ökologischen Funktionen und der emotionalen Werte der Gewässer.

Die Priorisierung dieser Anforderungen ist je nach Problemstellung und nach Ausgangslage eines Landes oder einer Region stark unterschiedlich [1]. Sie ist geprägt durch den kulturellen Hintergrund, die wirtschaftlich dominanten Aktivitäten und die administrativ-rechtlichen Gefüge [2]. Abbildung 2 illustriert die vorherrschenden Anforderungsprofile für das Gewässermanagement in entwickelten Ländern und in Ländern der Dritten Welt.

Gewässerprobleme weisen grundsätzlich einen hohen Grad an Komplexität und Spezifität auf. Daraus ergibt sich ein Paradox: Jedes einzelne Problem ist für sich allein schon schwierig zu handhaben, und nun sollen die für die Gewässernutzung wichtigen Belange gar in ihrem Zusammenwirken angegangen werden.

Vernetzte Gewässerökosysteme: Die Gewässerökosysteme sind untereinander und mit ihrer Umgebung eng vernetzt (siehe Artikel von U. Uehlinger, S. 16). Ihr Zustand ist sowohl geprägt durch die Wechselwirkungen in diesem Netzwerk als auch durch anthropogene Einflüsse. Es laufen äusserst komplexe, dynamische Prozesse ab, die nur beschränkt zu erfassen und prognostizieren sind.

Vernetzte Umweltprobleme: Die für die Gewässerprobleme verantwortlichen menschlichen Aktivitäten führen zu vielfältigen weiteren Umweltproblemen. Umgekehrt sind oft mehrere Aktivitäten für eine spezifische Problematik, z.B. die Anreicherung von Stickstoff (Abb. 3) verantwortlich. Jede Aktivität (z.B. Landwirtschaft) sollte deshalb gesamtökologisch – also nicht nur gewässerbezogen – optimiert werden [3–5].

Breite räumliche und zeitliche Skalen: Die für die Gewässer wichtigen biologischen



Abb. 3: Stickstoff – eine vernetzte Umweltproblematik. Stickstoffemissionen sind die Folge verschiedener Aktivitäten und führen zu lokalen bis globalen Umweltproblemen. Die einzelnen Aktivitäten sind für viele weitere Umweltprobleme verantwortlich und deshalb gesamtökologisch zu optimieren.

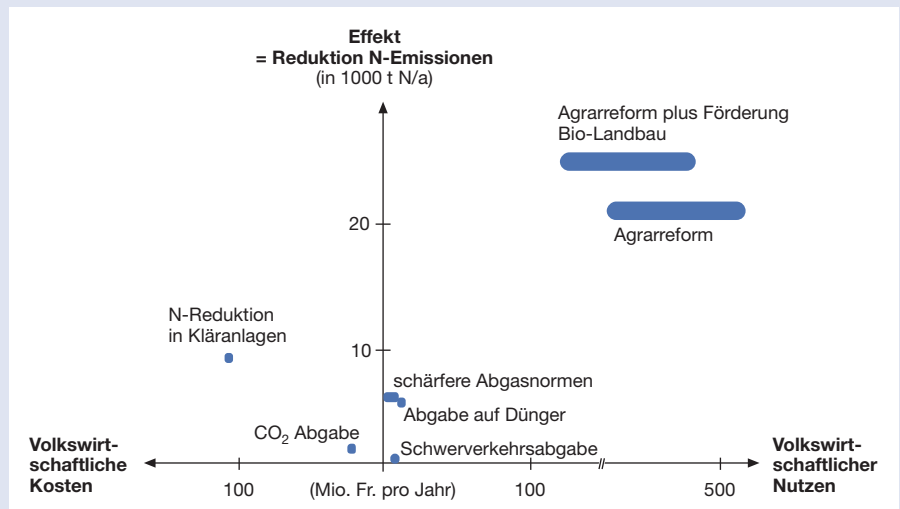


Abb. 4: Kosten und Effekte der Verminderung von Stickstoffemissionen in der Schweiz. Untersucht wurden politische Programme/Optionen im Kontext der Ökologisierung verschiedener Aktivitätsbereiche (BUWAL, 1996).

Elemente und ökologischen Prozesse wirken in unterschiedlichen räumlichen (m² bis km²) und zeitlichen Dimensionen (Tage bis Jahrhunderte und mehr) [6]. Das Gleiche gilt sinngemäss für anthropogene Einflüsse und ihre Auswirkungen, z.B. die ökologische Optimierung der Wasserkraftnutzung: Während für die Gewässerfauna ein dynamisches, im Tages- und Wochenrhythmus variierendes Restwasserregime wichtig ist, bemisst sich der Entwicklungsrhythmus einer Aue in Jahrzehnten. Ursache-Wirkungs-Analysen und Erfolgskontrollen von Massnahmen sind daher äusserst schwierig zu erfassen [7].

Handeln auf verschiedenen Ebenen: Zusätzliche Komplexität entsteht durch die Tatsache, dass die Zuständigkeiten für die verschiedenen Probleme auf unterschiedlichen hierarchischen und räumlichen Ebenen angesiedelt sind. So sind politische Entscheidungsinstanzen von Gemeinden bis zu internationalen Gremien, verschiedenartige Verwaltungseinheiten (für die Bereiche Wassernutzung, Energie, Landwirtschaft, Gewässer- und Umweltschutz)

sowie unterschiedliche Ansprechpartner in der Gesellschaft (Wirtschaftsbranchen, Fachverbände, Bürgervereinigungen, NGOs usw.) involviert.

Nutzungskonflikte und unterschiedliche Bewertungen: Die Gewässernutzungen und die damit verbundenen Probleme werden sogar innerhalb eines mehr oder weniger homogenen kulturellen Kontextes durch die jeweiligen Interessengruppen stark unterschiedlich bewertet («Umweltschützer versus Arbeitsplatzschützer»). Es kann zu unüberbrückbaren Konflikten kommen, weil die Bestimmung des Handlungsbedarfs und der Prioritätensetzung von den jeweiligen Wertvorstellungen abhängt. Die Situation wird weiter erschwert, weil sich Werte und Bedürfnisse bei der Gewässernutzung relativ rasch ändern können.

Synergien zwischen Nutzungsinteressen: Unterschiedliche Nutzungsansprüche engen die Handlungsmöglichkeiten stark ein, können sie umgekehrt aber auch ausweiten. Die Ökostromzertifizierung (siehe Artikel von C. Bratrich, S. 20) kann beispielsweise dazu führen, dass Konflikte aufgelöst und integ-

rale Gewässersanierungen möglich werden [8]. Dagegen stellen Landwirtschaftspraktiken, die den Stickstoffkreislauf ankurbeln, den Sinn technologischer Verbesserungen der Abwasserentsorgung in Frage [3–5].

Stossrichtungen und Prinzipien

Unsere bisherige Diskussion zeigt, dass die Idee eines allumfassenden integrierten Gewässermanagements im Sinne der Idealvorstellung nicht realisierbar ist. Wo liegen nun aber die Lösungen, um Synergie- und Effizienzpotenziale mit Blick auf nachhaltigere Gewässernutzungen verstärkt wahrnehmen zu können?

Die neue Wasser-Rahmenrichtlinie der EU (siehe Artikel von J. Leentvaar, S. 18) fordert europaweit ein gesamtheitliches Management im Rahmen ganzer Gewässereinzugsgebiete. Es werden Ziele und Grundsätze vorgegeben, die auf nationaler Ebene auszuformulieren und in konkreten Plänen zu substantizieren sind. Durch diesen Ansatz einer schrittweisen Konkretisierung allgemein gültiger Vorgaben kann die integrierte Perspektive verstärkt zum Tragen kommen. Ein weiteres wichtiges Kapitel bildet die Absicht, Gewässer- und andere Umweltanliegen in den übrigen Politikbereichen wie Hochwasserschutz (siehe Artikel von H.P. Willi, S. 26), Landwirtschaft oder Raumordnung stärker zu berücksichtigen.

Doch auch mit neuen Absichten lassen sich die immanenten Komplexitäten und Unsicherheiten im «System Gewässermanagement» nicht aus der Welt schaffen. Aus Gründen der praktischen Handhabung ist davon auszugehen, dass individuelle Sachpläne für verschiedene Belange der Gewässer (z.B. Abwasserentsorgung, Wasserversorgung, Hochwasserschutz, Revitalisierung) sowie spezielle Lösungsansätze für bestimmte Nutzungen (z.B. Wasserkraftgewinnung, Landwirtschaft) weiterhin eine wichtige Rolle spielen werden. Diese Ansätze sind jedoch gegenseitig zu koordinieren. Die folgenden Grundsätze – sie sind teilweise auch Bestandteil der Wasser-Rahmenrichtlinie der EU – sollen als Orientierungshilfe für eine praxisnahe Definition von integriertem Management in verschiedenen Kontexten dienen.

Nutzungsweisen auf Nachhaltigkeit auslegen: Die langfristige Regenerierungsfähigkeit der Wasserressourcen ist Vorgabe für sämtliche Massnahmen. Irreversible Störungen müssen vermieden werden.

Kompatible Anreizinstrumente wählen und nach Kosten/Nutzen-Überlegungen handeln: Die Effektivität von Massnahmen steht und fällt oft mit der Akzeptanz bei den Betroffenen. Lösungsansätze müssen deshalb von

den Handlungsmöglichkeiten und -grenzen der relevanten Akteure/Institutionen ausgehen, aber auch nach Wirtschaftlichkeitskriterien bewertet werden. Neben den herkömmlichen Geboten und Verboten sind vermehrt marktwirtschaftliche Instrumente, freiwillige Vereinbarungen, Informationsvermittlung und Ausbildung sowie Unterstützung von Innovationsprozessen und Kooperationen in Betracht zu ziehen. Problemverständnis und -lösungskapazität lassen sich damit fördern und lokale Initiativen werden an Bedeutung gewinnen.

Interaktionen zwischen Handlungsbereichen berücksichtigen: Es ist anzustreben, Antagonismen zwischen Nutzungs- und Schutzanliegen zu überwinden und Synergiemöglichkeiten zu identifizieren und zu realisieren. Die Optimierung des Düngereinsatzes in der Landwirtschaft beispielsweise kann viele positive Effekte ökologischer und wirtschaftlicher Natur erzeugen. Ein Gegenbeispiel wäre eine auf die Spitze getriebene Abwasserreinigung, die wiederum zu neuen Umweltproblemen führen würde. Die nötige Koordination kann etwa über interdepartementale Planungsausschüsse in der Verwaltung geschehen, die Gesetzesformulierungen und Vollzugspraxen auf Doppelspurigkeiten und Reibungsverluste untersuchen.

Partizipative Entscheidungsprozesse: Die hohe Komplexität der einzelnen Nutzungs- und Schutzkontexte sowie deren Interaktion erfordert eine enge Abstimmung der verschiedenen Interessengruppen, z.B. bei der Neukonzessionierung von Wasserkraftwerken. Auch auf diese Weise können Synergiepotenziale frühzeitig erkannt werden. Zusätzlich werden die Resultate der Entscheidungsprozesse breiter unterstützt und treffen auf weniger Widerstand in der Umsetzung. Somit kann ein frühzeitiger Einbezug der Interessengruppen tendenziell zu Kosteneinsparungen und einer Verkürzung der Planungs- und Genehmigungsprozesse führen.

Flexible, lernorientierte Ansätze: Angesichts der hohen Komplexität natürlicher und sozialer Prozesse und der daraus folgenden geringen Prognostizierbarkeit der Wirkung von Einzelmassnahmen sind flexible Managementansätze, Kontroll- und Korrekturmechanismen unerlässlich. Massnahmen sollen nach Möglichkeit als Experimente konzipiert, sodann periodisch evaluiert und angepasst werden. Flexible, fehlertolerante Ansätze sind speziell in Nutzungsbereichen mit langlebiger Infrastruktur wie der Abwasserentsorgung von Bedeutung. Es sind technologische Varianten anzustreben, welche die Handlungsoptionen auf lange Zeit gewährleisten.

Instrumente des integrierten Managements

Um die obengenannten Prinzipien umzusetzen, sind neue Konzepte und Instrumente notwendig. Jedoch sind die wissenschaftlichen Grundlagen dafür meist nicht direkt verfügbar. Seitens der Wissenschaft sind vermehrte Anstrengungen in der Synthesisierung, Darstellung und Kommunikation des Wissens erforderlich. Damit und durch eine enge Zusammenarbeit mit der Praxis können wichtige Beiträge zu neuen, integrierten Ansätzen des Gewässermanagements entstehen.

Früherkennung von Risiken: Wissenschaftlich fundierte Erkenntnisse spielen bei der Früherkennung von Problemen und bei der Erarbeitung von Handlungsoptionen eine zentrale Rolle. Bei den wissenschaftlichen Grundlagen wie auch bei den daraus abgeleiteten Vorhersagen bestehen aber immer Unsicherheiten. Es ist wichtig, dass diese explizit dargelegt werden. Sowohl Ignoranz als auch Übertreibungen können fatale Folgen haben. Neuen Formen des Dialogs zwischen Wissenschaft und Öffentlichkeit kommen deshalb grosse Bedeutung zu.

Ökologische Bewertungs- und Evaluierungsverfahren: Um wirksame Massnahmen erarbeiten zu können, sind Verfahren zu entwickeln bzw. anzuwenden, die ökologische Probleme sachgerecht charakterisieren und bewerten (siehe Artikel von A. Peter, S. 7, und N. Schweigert, S. 10). Diese Verfahren sollen wissenschaftlich begründet und breit abgestützt sowie gut in reale Entscheidungsprozesse einfügbar sein. «Decision-Support-Systeme» (z.B. Kostenwirksamkeitsanalysen) werden von zunehmender Bedeutung sein (siehe Artikel von W. Meier, S. 13). Abbildung 4 zeigt eine Gegenüberstellung der Kosten und Effekte von Massnahmen zur Verminderung von Stickstoffemissionen in der Schweiz [4].

Auch bei den Bewertungs- und Evaluierungsverfahren ist es wichtig, Unsicherheiten transparent zu machen und Auswirkungen unterschiedlicher Wertvorstellungen auf die Wahl von Massnahmen zu untersuchen. Für die Herleitung eines Handlungsbedarfs – z.B. beim Hochwasserschutz bzw. bei der Gewässerrevitalisierung – spielt die Risikobewertung durch unterschiedliche Bevölkerungsgruppen eine wichtige Rolle. Die Risikofreudigkeit soll deshalb als expliziter Parameter dargestellt werden, der im Rahmen einer Problemanalyse verändert werden kann.

Technologieentwicklung: Im Vordergrund steht die Wasser- und Schadstoffreduktion in Landwirtschaft, Industrie und Haushalten sowie in anderen Lebens- und Wirtschafts-



Armin Peter, EAWAG

Der Pfinz ist eine Aue von nationaler Bedeutung. Das Wasser der Rhone wird oberhalb der Aue zeitweise abgeleitet und für die hydroelektrische Stromproduktion genutzt.

bereichen. Hier müssen auch radikale sozio-technische Innovationen einbezogen und auf ihre Umsetzbarkeit hin geprüft werden. Neuartige Technologien dürfen jedoch nicht allein auf technologische Betrachtungen abgestützt werden. Substanzielle Optimierungspotenziale ergeben sich vielmehr erst durch die parallele Entwicklung von Technologien mit neuen Nutzungsmustern und neuen institutionellen Strukturen.

Entwicklung effizienter Institutionen: Von institutionellen Reformen in den einzelnen Bereichen der Gewässernutzung verspricht man sich grosse Optimierungspotenziale. Im öffentlichen Bereich wurden solche Reformen in den letzten Jahren durch mannigfaltige Formen der Liberalisierung und Privatisierung dominiert. Es zeigt sich jedoch, dass solche Reformen sehr umsichtig geplant werden müssen, damit keine neuen Probleme entstehen. Als positives und unbestrittenes Prinzip ergibt sich aus diesen

Erfahrungen: Entscheidungskompetenzen möglichst dort anzusiedeln, wo die entsprechenden Probleme anfallen.

Integriertes Management als Perspektive

Integriertes Gewässermanagement, das in einer *allumfassenden Form* alle Probleme gleichzeitig analysieren, bewerten und lösen würde, ist nicht möglich. Es ist aber äusserst wichtig, die Grundanliegen integrierter Ansätze als Perspektive für die Weiterentwicklung gewässerbezogener Schutz- und Nutzungskonzepte konsequent im Auge zu behalten. Dazu gehört die problemübergreifende Koordination und Optimierung der verschiedenen Sachbereiche, insbesondere beim Management ganzer Flusseinzugsgebiete, aber auch bei der ökologischen Optimierung spezifischer Nutzungen. Wichtig dafür sind konsistente, problemübergreifende politische Vorgaben. Diese sollen

auch Anreize und Freiräume für Eigeninitiativen aller Akteure und Betroffenen schaffen (Abb. 5).

Im vorliegenden Artikel haben wir einige Grundprinzipien und Instrumente angesprochen, die zur Umsetzung dieser Perspektive beitragen können. Hervorzuheben ist noch einmal die Komplexität der involvierten natürlichen und gesellschaftlichen Systeme. Diese führt zur Notwendigkeit, Unsicherheiten transparent zu machen und Entscheidungsprozesse möglichst offen und partizipativ zu gestalten. Auf diese Weise können Synergien realisiert und Reibungsverluste minimiert und damit die Effizienz und Effektivität der Massnahmen wesentlich gesteigert werden.

Die EAWAG hat in den letzten Jahren eine breite Palette von Initiativen gestartet, um in spezifischen Problembereichen ein umfassenderes Gewässermanagement zu unterstützen. Der Infotag 2000 hatte deshalb zum Ziel, verschiedene Instrumente und Ansätze darzulegen und in einer Gesamtschau ein Bild davon zu skizzieren, wie sich ein integriertes Gewässermanagement entwickeln könnte.



Ueli Bundi ist Mitglied der EAWAG-Direktion und befasst sich mit Fragen des Gewässermanagements und der Umweltpolitik.

Ko-Autor:

Bernhard Truffer, promovierter Geograf, seit 1993 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Abteilung Humanökologie der EAWAG. Seit April 1998 Leiter des EAWAG-Projektes «Ökostrom».

- [1] The World Bank (1993): Water resources management, 140 p.
- [2] Wagner W., Gawel J., Furumai H., De Souza M.P., Teixeira D., Rios L., Ohgaki S., Zehnder A.J.B., Hemond H.F. (2000): Sustainable watershed management: An international multi-watershed case study. AMBIO, eingereicht.
- [3] Bundi U. (1993): Umweltprobleme mit Stickstoff – Massnahmen in der Landwirtschaft vordringlich. Neue Zürcher Zeitung vom 5. Oktober, S. 23.
- [4] BUWAL (Hrsg.) (1993): Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Bericht der Arbeitsgruppe der Eidg. Gewässerschutzkommission.
- [5] BUWAL (Hrsg.) (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Bericht der Projektgruppe Stickstoffhaushalt Schweiz.
- [6] Ward J.V. (1997): An expansive perspective of riverine landscapes: Pattern and process across scales. GAIA 6, 52–60
- [7] Bratrich C., Truffer B., Jorde K. (1999): Ökostrom – Neue Perspektiven der Wasserkraftnutzung. Wasserwirtschaft – Zeitschrift für Wasser und Umwelt 89, 488–495.
- [8] Markard J., Truffer B., Bratrich C. (2000): Ecological and competitive! Green Electricity from certified hydropower plants in liberalized electricity markets. Proceedings of the international Hydro 2000 conference, Berne, October 1–4. Aquamedia International, Sutton Surrey, UK, p. 717–727.

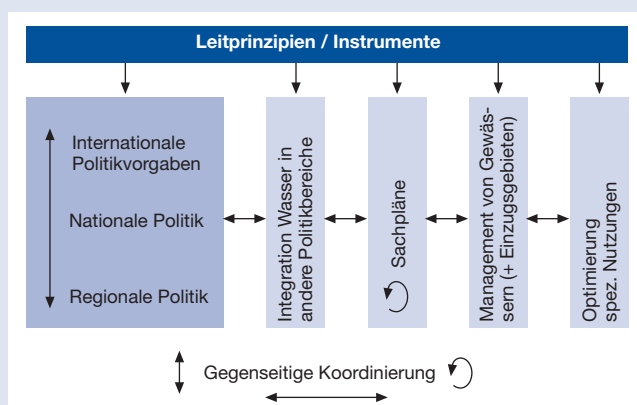


Abb. 5: Handlungsfelder für das integrierte Gewässermanagement.

Das Modul-Stufen-Konzept

Grundlagen für die Bewertung von Fließgewässern

Das Modul-Stufen-Konzept bildet den Rahmen für die Untersuchung von Fließgewässern und setzt sich aus hydrologischen, morphologischen, biologischen, chemischen und ökotoxikologischen Modulen zusammen. Es ermöglicht eine gesamtheitliche Bewertung der Fließgewässer und ist ein wichtiges Instrument für das integrierte Gewässermanagement.

Im 20. Jahrhundert führten in der Schweiz verschiedene intensive Nutzungen zu starken Beeinträchtigungen der Fließgewässer: Der Ausbau der Wasserkraft hatte ein verändertes Abflussverhalten der Gewässer zur Folge. Durch die intensive Siedlungsentwicklung und den damit verbundenen Ausbau der Verkehrswege sowie die Intensivierung der Landwirtschaft verringerte sich der Raum für die Fließgewässer kontinuierlich. Hinzu kam eine starke Beeinträchtigung der Wasserqualität. Die schnelle Zunahme der chemischen Belastung nach 1950 zwang die öffentliche Hand schliesslich zum Eingreifen. Das Gewässerschutz-

gesetz von 1955 (erste Revision 1971) stellte das Problem der Gewässerverschmutzung auf eine rechtliche Grundlage. Durch die flächendeckende Wasserreinigung in Kläranlagen verbesserte sich die Wasserqualität kontinuierlich. Zusätzlich wurden mit den «Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer» von 1982 erstmals Instrumente zur Beurteilung der Wasserqualität zur Verfügung gestellt.

Mit der 2. Revision des Gewässerschutzgesetzes von 1991 wurde der Schutz, die Erhaltung und die Wiederherstellung der Gewässer als ganzheitliche Ökosysteme in

den Vordergrund gestellt. Dies macht eine Erweiterung der Methoden für die Bewertung von Fließgewässern notwendig [1]. Neben der chemischen Analyse sollen auch die Bereiche Hydrologie, Ökomorphologie, Biologie und Ökotoxikologie abgedeckt werden, um eine ganzheitliche Bewertung von Fließgewässern zu ermöglichen.

Anforderung an Bewertungsverfahren

Je nach Fragestellung muss die Bewertung von Fließgewässern mit unterschiedlichen Ansätzen möglich sein. Es sollten einfache, schnelle Methoden für eine flächendeckende Bewertung eingesetzt werden können, aber auch komplexere Verfahren, die eine detaillierte Analyse einzelner Gewässer oder Gewässerabschnitte zulassen. Die Gewässer sind aus verschiedenen Perspektiven zu bewerten, wobei sowohl abiotische als auch biotische Bewertungsmethoden Einsatz finden.

Das Bewertungsverfahren umfasst zwei Schritte: die Analyse des aktuellen Gewässerzustandes mit verschiedenen Bewertungsmethoden und den Vergleich des Ist-Zustandes mit dem angestrebten naturnahen Soll-Zustand. Die Herausforderung des Bewertens liegt darin, Sachinformationen und Wertmassstäbe zu einem sinnvollen Urteil zu verbinden [2], wobei das Bewertungssystem so zu entwickeln ist, dass verschiedene Bewerter zu identischen Resultaten kommen. Eine Bewertung kann verbal oder mit einer Punktevergabe für die einzelnen Parameter durchgeführt werden. Um eine möglichst breite Vergleichbarkeit zu erhalten, müssen Methoden entwickelt werden, die an sämtlichen Fließgewässern der Schweiz eingesetzt werden können und Vergleiche mit europäischen Methoden erlauben.

Ökologische Grundlagen der Gewässerbewertung

Eine Bewertungsmethode zu entwickeln, die alle Aspekte von Gewässern einschliesst, liess sich nur durch einen modul-



Naturnahes Gewässer: der Brenno in der Aue bei Loderio. Morphologisch ist dieser Flussabschnitt als natürlich/naturnah einzustufen (Klasse I, siehe Tabelle 4). Er weist eine besonders hohe Biodiversität auf, z.B. kommen 11 von 12 im Brennosystem beschriebenen Fischarten in dieser Aue vor.

	Stufe F	Stufe S	Stufe A
Raum	Region/Kanton	Gewässersystem	Mittlerer und kurzer Abschnitt
Aufwand	Gering	Mittel	Gross
Ziel	Grobe Übersicht, Analyse der ökologischen Defizite	Detaillierte Übersicht, Defizitanalyse, Massnahmenentwicklung	Problemanalyse für spezifische Fragestellungen
Bewertung	Mit Punkteskala	Verbal	Verbal

Tab. 1: Die drei Stufen im Modul-Stufen-Konzept.

artigen Ansatz konkretisieren. Der gewählte Ansatz umfasst die Modulblöcke: Hydrodynamik/Morphologie, Chemie/Ökotoxikologie und Biologie. Jeder dieser Blöcke berücksichtigt die wichtigsten wissenschaftlichen Erkenntnisse. Speziell der Modulblock Biologie wurde durch die folgenden ökologischen Konzepte geprägt (siehe auch Artikel von U. Uehlinger, S. 16):

Das **River-Continuum-Konzept** ist ein Versuch, Veränderungen im Längsverlauf eines Fließgewässers zu identifizieren und zu erklären [3]. Dabei werden die Vernetzungen zwischen Einzugsgebiet, Auen und dem Flusssystem aufgezeigt und die Veränderung der Lebensgemeinschaften vom Quellgebiet bis zur Mündung analysiert. Mit Hilfe dieses Konzeptes wird deutlich, dass ein Flussabschnitt nie isoliert, sondern nur im Kontext des gesamten Gewässersystems und der dazugehörigen Landschaft betrachtet werden kann. Dies ist besonders bei der Formulierung von Massnahmen zur Behebung von ökologischen Defiziten wichtig.

Das **Flood-pulse-Konzept** zeigt auf, dass die dynamischen Wechselwirkungen zwischen Wasser und umgebenden Land die Lebewesen des Flusses und der Aue beeinflussen [4]. Auen sind als spezielle Lebensräume für Pflanzen und Tiere zu betrachten. Als periodische Überschwemmungsgebiete

beherbergen sie eine spezielle Fauna und Flora. Das Flood-pulse-Konzept verdeutlicht die Einheit von Fluss, Ufervegetation und Aue.

Hierarchische Struktur der Fließgewässer: Frissel et al. [5] beschreiben die hierarchische Organisation von Fließgewässern (Flusssystem bis Mikrohabitat), wobei sie sowohl den räumlichen als auch den zeitlichen Massstab betrachten. Systembezogene Analysen sind in entscheidendem Mass von diesem Ansatz geprägt und berücksichtigen massstäbliche Probleme bei der Feldanalyse und der Bewertung.

Das **vierdimensionale Flusskonzept** beschreibt die vier Dimensionen eines Flusses (longitudinal, lateral, vertikal und zeitlich) [6, 7]. Es trägt wesentlich dazu bei, die Wichtigkeit der räumlichen Austauschprozesse von Wasser, Material, Energie und Organismen in einem Flusskorridor zu verstehen. Spezielle Beachtung verdient die Zeitdimension. Sie verdeutlicht die Dynamik eines Flusskorridors.

Flusskorridor-Konzept: Der Flusskorridor setzt sich aus dem Flussbett, der Aue sowie dem Übergangsland zusammen [8]. Diese drei Komponenten bilden eine dynamische Einheit in der Landschaft. Wasser, Feststoffe, Energie und Organismen stehen in diesem Raum in einer engen, dynamischen Wechselbeziehung. Die Betrachtung des

Flusskorridors hilft mit, die ökologischen Defizite und die nötigen Massnahmen zu deren Behebung in einem weiten Kontext zu sehen.

Renaturierungs- und Revitalisierungskonzepte: Mit Hilfe dieser Konzepte sollen degradierte Fließgewässer in einen Zustand überführt werden, der ihrem Urzustand sehr nahe kommt [9, 10]. Dabei werden die Strukturen des Ökosystems (z.B. Habitate und Artenvielfalt) und seine ökologischen Funktionen verbessert, auch wenn der ursprüngliche Gewässerzustand in der Regel nicht mehr erreicht werden kann. Diese Konzepte sind besonders in der Massnahmenentwicklung nach einer Gewässerbewertung hilfreich.

Aufbau des Modul-Stufen-Konzepts

Das Modul-Stufen-Konzept wurde im Rahmen der Projektgruppe «Fließgewässerbeurteilung»¹ mit Vertretern des BUWAL, BWG, EAWAG und des Kantons Zürich entwickelt [11]. Es weist für jedes einzelne Modul einen 3-stufigen Aufbau auf (Tab. 1). Bei flächendeckenden Erhebungen (Stufe F) wird eine schnelle, kostengünstige Analyse durchgeführt. Der Erhebungsaufwand und die Kosten pro analysierte Fläche sind in der Bewertung ganzer Gewässersysteme (Stufe S) oder einzelner ausgewählter Gewässerabschnitte mit einer Länge von 0,1–1 km (Stufe A) deutlich grösser. Für die Stufen F und S werden Bewertungsmethoden entwickelt und kontinuierlich ausgebaut. Das gilt jedoch nicht für Stufe A, denn hier geht es um die Beurteilung spezifischer Aspekte und es wird empfohlen, auf bereits vorhandene Methoden (z.B. Analyse von Mikrohabitaten, Substratzusammensetzung, Arteninventar und Populationen) zurückzugreifen.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die neun Module des Modul-Stufen-Konzepts und die in den Stufen F und S eingesetzten Bewertungsmethoden. Jedes Modul dient

¹ Mitglieder der Projektgruppe waren: Paul Liechti, Ueli Sieber (BUWAL), Ulrich von Blücher, Hans Peter Willi (BWG), Christian Göldi, Urs Kupper, Walo Meier, Pius Niederhauser (Kanton Zürich), Ueli Bundi, Andreas Frutiger, Michael Hütte, Armin Peter (EAWAG)

	Module	Stufe F	Stufe S
Hydrologie und Morphologie	Hydrologie	Generelle Charakterisierung des Abflusses	Systematische Überwachung
	Ökomorphologie	Wichtigste ökomorphologische Beeinträchtigungen, Längsvernetzung	Defizitanalyse, Massnahmenkatalog mit Angabe von Prioritäten
Biologie	Algen	Studie der Kieselalgen	Wird nicht erhoben
	Makrophyten	Abschätzung der Abundanz	Kartierung aller Arten
	Ufervegetation	Einfache Kartierung	Ausführliche Erhebung, Massnahmeplan
	Makrozoobenthos	Grober Überblick über das Organismenspektrum	Detaillierte Beschreibung des Makrozoobenthos
	Fische	Überblick über das Fischartenspektrum	Detaillierte Studien, Populationsdiagnosen
Chemie und Ökotoxikologie	Chemie	Grobes Screening der Wasserqualität	Detaillierte Kenntnis der Wasserqualität
	Ökotoxikologie	Zufallsbeobachtung, 2–3 einfache Tests	Saisonales oder häufiges Testen von Belastungen

Tab. 2: Die neun Module des Modul-Stufen-Konzepts und ihre Erhebungsstufen F und S.

dazu, ein Gewässer bezüglich eines bestimmten Aspekts zu bewerten. Die Module lassen sich unter einander in jeder beliebigen Kombination verwenden. Sinnvollerweise wird ein biologisches Modul jeweils mit einem nicht-biologischen Modul kombiniert.

Die zeitlichen und räumlichen Dimensionen der Module

Jedes Modul besitzt für die Gewässerbewertung spezifische Vorteile, ist aber gleichzeitig mit gewissen zeitlichen und räumlichen Einschränkungen verbunden (Tab. 3). Algen haben sehr kurze Reproduktionsraten sowie einen kurzen Lebenszyklus. Somit sind sie gegenüber einigen Verunreinigungen sensibel, die bei höheren Organismen nicht unbedingt direkt Auswirkungen haben. Algen sind daher geeignete Indikatoren für kurzfristig wirkende Einflüsse auf einer relativ kleinen Fläche. Das Makrozoobenthos (wirbellose Tiere) ist in praktisch allen Flüssen vorhanden, auch dann, wenn Fische bereits fehlen. Es ist daher ein guter Indikator für dauerhaftere Umwelteinflüsse auf einer Fläche von mehreren 100 m². Die ökologische Interpretation einer Lebensgemeinschaft von Fischen ist mit hoher Präzision möglich, da ihre Umweltsprüche gut untersucht sind. Fische reflektieren daher die Umweltbedingungen mehrerer Jahre. Aufgrund ihrer grossen Mobilität können Umweltbeeinträchtigungen in einem Einzugsgebiet erfasst werden. Über einen Zeitraum von Jahrzehnten werden die Bedingungen des Lebensraumes durch die Ufervegetation wiedergegeben.

Beispiel: Modul Ökomorphologie Stufe F

Das Ziel des Moduls Ökomorphologie auf der Stufe F ist die flächendeckende Darstellung des ökomorphologischen Zustandes von Fliessgewässern und die grobe Analyse der Defizite [12]. Die Erhebung

erfolgt durch Begehung des Gewässers, wobei folgende Merkmale beschrieben werden:

- Wasserspiegelbreitenvariabilität (überspülter Bereich bei mittlerem Wasserstand),
- Breite und Verbauung der Sohle,
- Verbauung des Böschungsfusses,
- Breite und Zustand des Uferbereichs.

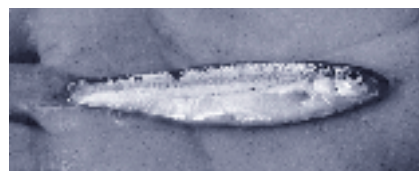
Jedem dieser Merkmale wird pro Erhebungsabschnitt eine Punktzahl zugeordnet (bezüglich der Abweichung vom naturnahen Soll-Zustand). Aufgrund der erreichten Gesamtpunktzahl werden dann die Gewässerabschnitte klassifiziert. Um eine kartografische Darstellung zu ermöglichen, wird den einzelnen Zustandsklassen eine Farbe zugewiesen (Tab. 4).

Entwicklungsstand der Module

Der Bund (EAWAG/BUWAL/BWG) und Vertreter der Kantone übernehmen die Planung und Qualitätssicherung der Module. In den nächsten 2–3 Jahren soll die Entwicklung der Module abgeschlossen sein. Bereits 1998 wurden die Verfahren des Ökomorphologiemoduls in Stufe F fertiggestellt [12]. Die Stufen F der Module Makrozoobenthos und Fische werden noch im Jahr 2001 den Anwendern zur Verfügung gestellt. Ausserdem werden intensive Anstrengungen unternommen, um einen kontinuierlichen Output der weiteren Module sicherzustellen.

Gewässerbewertung als Grundlage für ein nachhaltiges Gewässermanagement

Die Schweiz hat die Biodiversitätskonvention von Rio (1992) ratifiziert und verpflichtete sich damit, geschädigte Ökosysteme wiederherzustellen. Das Revitalisierungspotenzial für schweizerische Fliessgewässer ist mit 12 600 km hoch. Dies entspricht ca. 20–25% der gesamten Länge des Fliessgewässernetzes der Schweiz (siehe Artikel von H.P. Willi, S. 26). Dabei sind die eingedolten Gewässer nicht berücksichtigt.



Fische eignen sich besonders gut für eine Beurteilung des Gewässerzustandes. Der äusserst sensible Strömer (*Leuciscus souffia*) kommt fast ausschliesslich in natürlichen/naturnahen Fliessgewässerabschnitten vor.

Die zu revitalisierenden Gewässerstrecken lassen sich leicht mit den Bewertungsmethoden des Modul-Stufen-Konzepts identifizieren. Der Erfolg einer Revitalisierung kann anschliessend mit den entsprechenden Modulen überprüft werden. Zusätzliche Erfolgskontrollen helfen mit, den Gewässerzustand nachhaltig zu verbessern.



Armin Peter, promovierter Fisch- und Fliessgewässerökologe, Projektleiter in der Abteilung Angewandte Gewässerökologie (APEC). Forschungsgebiete: Revitalisierung von Fliessgewässern, hydroelektrische Gewässernutzungen, Populationsdynamik und Wanderungen bei Fischen.

- [1] Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liechti P., Sieber U. (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422/423, 477–487.
- [2] Bastian O., Schreiber K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg, 564 Seiten.
- [3] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137.
- [4] Junk W.J., Bailey P.B., Sparks R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge D.P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 110–127.
- [5] Frissell C.A., Liss W.L., Warren C.E., Hurley M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199–214.
- [6] Amoros C., Roux A.L., Reygrobellet J.L., Bravard J.P., Pautou G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research & Management* 1, 17–36.
- [7] Ward J.V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2–8.
- [8] Haltiner J.P., Kondolf G.M., Williams P.B. (1996): Restoration approaches in California. In: Brooks A., Shields Jr. F.D. (eds.), *River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects*. Wiley & Sons, Chichester, p. 291–329.
- [9] Bradshaw A.D. (1997): What do we mean by restoration? In: Urbanska K.M., Webb N.R., Edwards P.J. (eds.), *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 8–14.
- [10] Cooke G.D., Jordan III, W.R. (1995): Ecosystem rehabilitation. In: *Using ecological restoration to meet clean water act goals*. U.S. Environmental Protection Agency, Chicago, Illinois, p. 1–4.
- [11] BUWAL (1998): Modul-Stufen-Konzept. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* Nr. 26, 43 Seiten.
- [12] BUWAL (1998): Ökomorphologie Stufe F. *Mitteilungen zum Gewässerschutz* Nr. 27, 49 Seiten.

Modul	Zeit	Raum
Algen	Tage – Wochen	m ²
Makrophyten	Jahre	mehrere 100 m ²
Ufervegetation	Jahrzehnte	km ²
Makrozoobenthos	Monate – 1 Jahr	mehrere 100 m ²
Fische	Jahre	km ² (Einzugsgebiet)

Tab. 3: Zeitliche und räumliche Massstäbe der biologischen Module.

Klasse	Zustand	Darstellungsfarbe
I	natürlich/naturnah	blau
II	wenig beeinträchtigt	grün
III	stark beeinträchtigt	gelb
IV	naturfremd/künstlich	rot

Tab. 4: Zustandsklassen von Fliessgewässern und ihre kartografische Darstellung.

Wie können Schadstoffeinflüsse auf Fließgewässer nachgewiesen werden?

Im Bereich Ökotoxikologie der EAWAG ist ein neuartiges, zwei-stufiges Verfahren zum Nachweis von Schadstoffeinflüssen erarbeitet worden. Damit wird es möglich, eine grosse Anzahl von Wasserproben auf ihr ökotoxikologisches Gefahrenpotenzial zu untersuchen. Besonderer Wert wurde darauf gelegt, dass die Wasserproben auf alle heute relevanten toxischen Wirkmechanismen getestet werden. Das Verfahren wurde für das Modul-Stufen-Konzept entwickelt und eröffnet neue Perspektiven für ökotoxikologische Gewässerbeurteilungen.

Das Modul-Stufen-Konzept beinhaltet Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fließgewässern [1, siehe auch Artikel von A. Peter, S. 7]. Grundidee dieses Konzeptes ist die ganzheitliche Bewertung von Gewässern, wobei hydrologisch/morphologische, biologische, und chemisch/ökotoxikologische Aspekte erfasst werden. Über die Möglichkeiten einer ökotoxikologischen Beurteilung von Fließgewässern ist jedoch erst wenig bekannt. Im Rahmen einer interdisziplinären Arbeitsgruppe an der EAWAG und in Diskussionen mit ausländischen Experten wurde deshalb ein entsprechendes Ökotoxikologie-Modul entwickelt.

Substanzen mit ökotoxikologischer Wirkung

Von den heute rund 5 Millionen bekannten chemischen Verbindungen sind etwa 80 000 Chemikalien im Gebrauch und jährlich kommen 500–1000 neue Substanzen hinzu [2]. Bei der Herstellung, Verwendung und Entsorgung gelangen die Stoffe auch in die Umwelt. Sie stellen daher ein erhebliches Gefahrenpotenzial für Ökosysteme, wie z.B. Fließgewässer, dar. Wie Untersuchungen an Fischen gezeigt haben, können sogar relativ niedrige Schadstoffkonzentrationen zu Effekten führen, (siehe Artikel von P. Holm, S. 23). Problematisch dabei ist, dass diese geringen Schadstoffkonzentrationen mit den heute üblichen chemischen Analysemethoden zum Teil nicht mehr nachzuweisen sind. Ausserdem gibt es Chemikalien, die erst in Kombination mit anderen Stoffen eine ungünstige Wirkung ausüben. Für die Beurteilung von Substanzen oder

Substanzgemischen mit ökotoxikologischer Wirkung müssen deshalb neue Verfahren verwendet werden, die über die klassischen chemischen Untersuchungen hinaus gehen.

Klassische Testsysteme

Um die Toxizität von Chemikalien zu prüfen, wurden in den 50er Jahren die ersten Tests mit aquatischen Organismen entwickelt. Neben Chemikalien werden seit etwa 20 Jahren aber auch komplexe Umweltproben, z.B. Abwasser und Klärschlamm, geprüft. Der Vorteil ökotoxikologischer Tests gegenüber chemischen Wasseranalysen besteht darin, dass sie sowohl die Bioverfügbarkeit als auch die Wechselwirkungen von Schadstoffen berücksichtigen.

In den klassischen Tests werden Organismen, z.B. Bakterien, Algen, Wasserflöhe

oder Fische, den Wasserproben für eine bestimmte Dauer ausgesetzt. Die Schädlichkeit einer Probe wird dann entweder durch Messung der Mortalitätsrate oder der Wachstumshemmung bestimmt oder über die Beobachtung von Verhaltensstörungen beurteilt. Diese Tests sind in der Regel Kurzzeittests und sprechen deshalb meist nur bei relativ hohen Schadstoffkonzentrationen an, wie sie in Abwässern, aber selten in Fließgewässern auftreten. Ausserdem wird nur die direkte Toxizität gemessen, während andere Wirkmechanismen (z.B. Effekte durch hormonaktive oder Krebs erregende Substanzen) unerkannt bleiben. Die Tests sind daher für eine ökotoxikologische Beurteilung von Proben aus Fließgewässern nur bedingt geeignet. Langzeittests sprechen auch bei niedrigen Schadstoff-

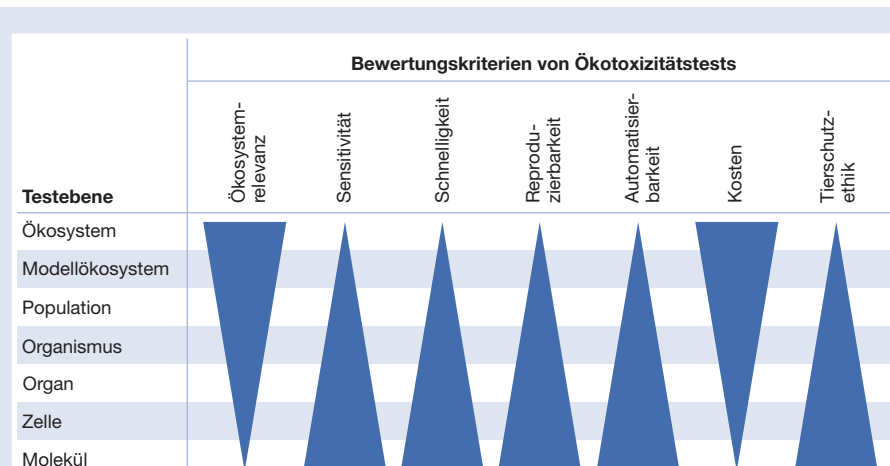
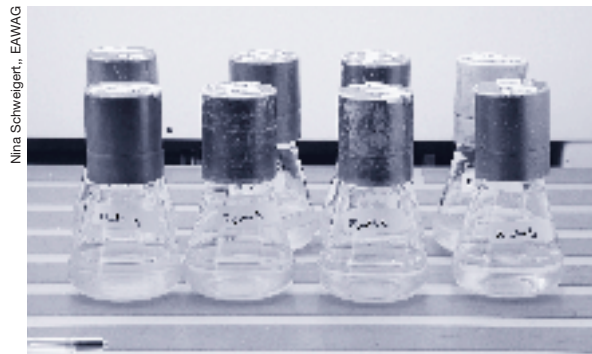
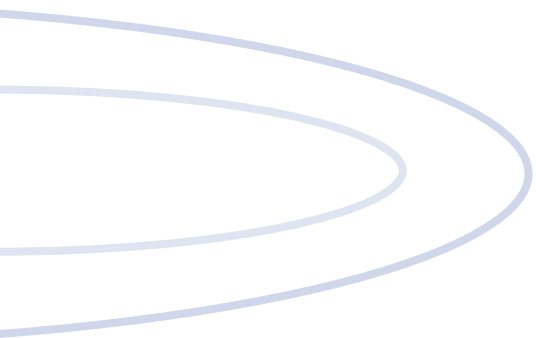


Abb. 1: Bewertungskriterien für Ökotoxizitätstests. Die Kriterien sind je nach betrachteter biologischer Ebene unterschiedlich stark ausgeprägt.



Nina Schweigert, EAWAG

Viele einzellige Organismen (hier Grünalgen) und Zelllinien lassen sich einfach kultivieren.

konzentrationen an. Sie sind aber aufwändig und teuer und werden meist erst eingesetzt, wenn bereits Hinweise für ein Gefahrenpotenzial vorliegen.

Die meisten klassische Tests sind auf nationaler und internationaler Ebene standardisiert worden, insbesondere durch die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit (OECD) und die Internationale Normen-

organisation (ISO). Eine Standardisierung gewährleistet die gleichbleibende Empfindlichkeit der Organismen und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse in verschiedenen Laboratorien.

Alternative Testsysteme

Neben den klassischen Testsystemen stehen für die ökotoxikologische Bewertung

von Fließgewässern noch weitere Verfahren zur Verfügung, die auf unterschiedlichen Ebenen ansetzen (Abb. 1): Die Wirkung von Schadstoffen, die einen Organismus und letztlich ein Ökosystem beeinflussen, etabliert sich zunächst auf molekularer Ebene. Als erste Effekte können Schäden an Proteinen, der DNA oder Membranlipiden festgestellt werden. Werden diese Schäden nicht repariert, pflanzen sie sich mit zeitlicher Verzögerung auf höhere Ebenen fort und können sich auf Zellen, Organe und den Gesamtorganismus auswirken. Schadstoffeffekte können sich schliesslich auch in Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen manifestieren, z.B. indem Populationen kleiner werden, Krankheiten zunehmen, Räuber-Beute-Beziehungen verändert werden oder sich das Artenspektrum verschiebt. Für einen Grossteil der alternativen Testsysteme steht eine Standardisierung allerdings noch aus.

Molekulare und zelluläre Methoden: Da molekulare und zelluläre Effekte schnell auftreten, kann mit ihnen das Gefahrenpotenzial von Wasserproben frühzeitig abgeschätzt werden. Molekulare und zelluläre Testsysteme sind in der Regel gut reproduzierbar und oft sensitiver als klassische Tests. Die Kosten sind vergleichsweise niedrig und die Tests sind schnell und einfach durchzuführen (Abb. 1). Molekulare und zelluläre Testsysteme werden in der aquatischen Ökotoxikologie bisher nur in Forschungsprojekten eingesetzt, während sie in der Säugetiertoxizität seit langem Routine sind. Sie haben den weiteren Vorteil, dass nicht nur die direkte Toxizität gemessen wird, sondern auch andere relevante Wirkmechanismen abgedeckt werden können.

Neues Konzept für die Fließgewässerbeurteilung

Aufgrund der obigen Überlegungen und Erkenntnissen ist das folgende Konzept entstanden (Abb. 2): Die Untersuchung der Wasserproben wird in 2 Stufen vorgenommen. Zunächst wird das toxische Gefahrenpotenzial der Wasserproben mit Hilfe von

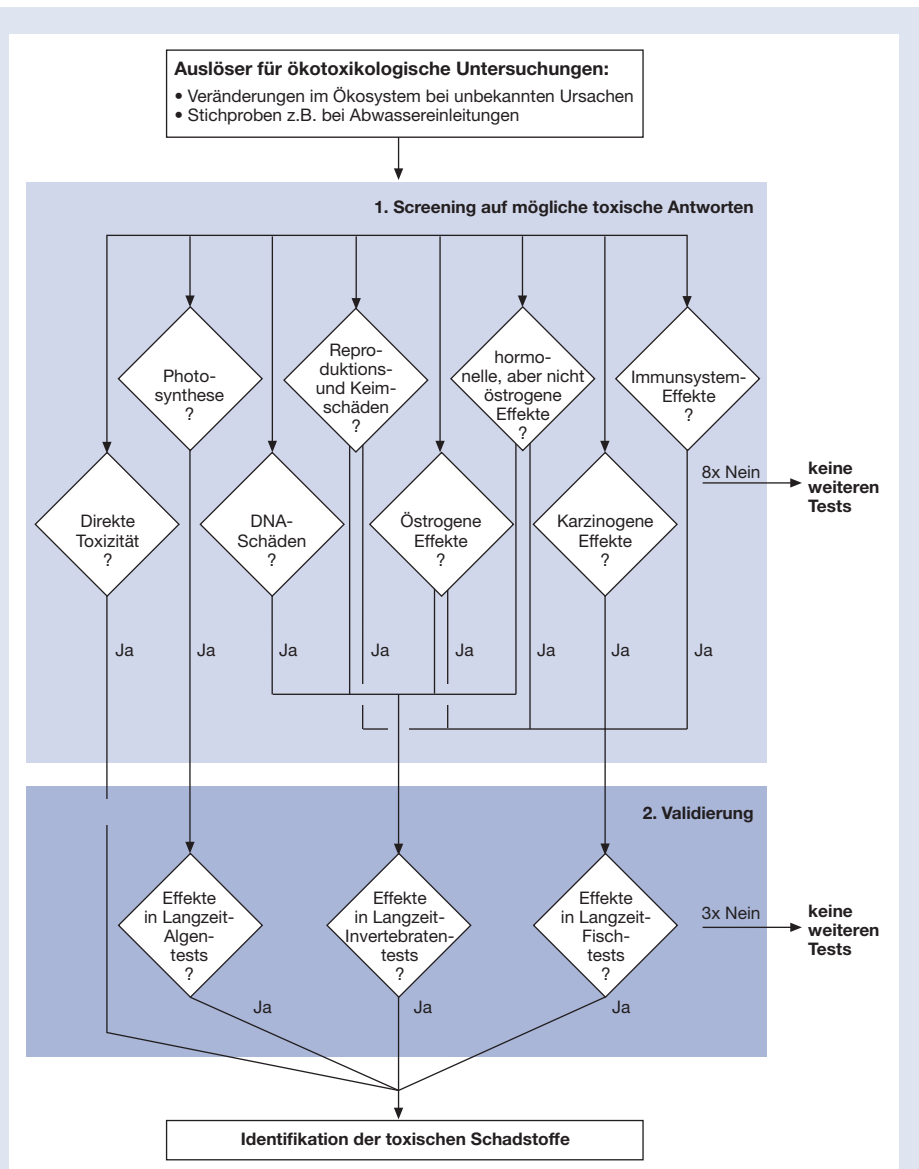
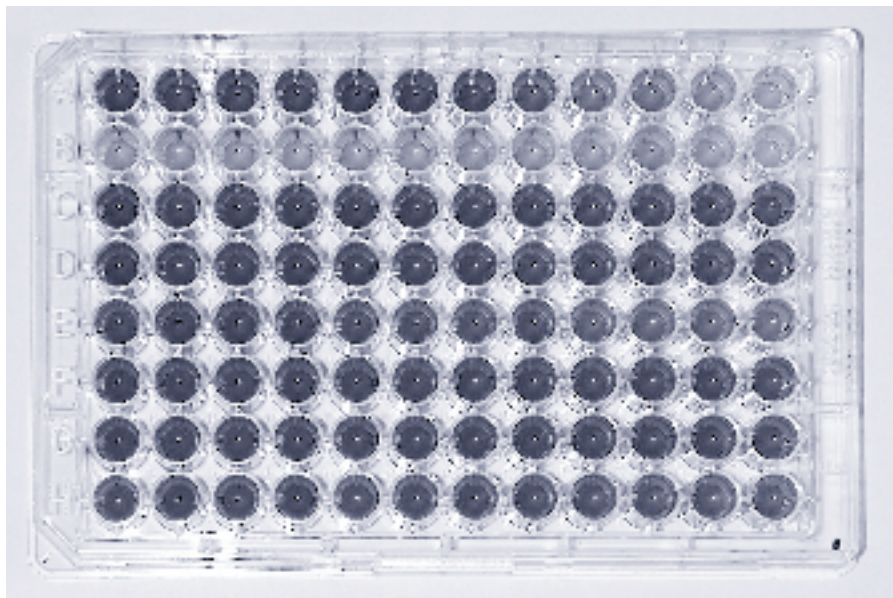


Abb. 2: Zweistufiges Verfahren des Ökotoxikologie-Moduls zur Bewertung von Fließgewässern.



Nina Schweigert, EAWAG

Östrogene Wirkungen von Abwässern verschiedener Herkunft auf genetisch veränderten Hefezellen. Dunkle Reagenzgefässe: östrogene Wirkung; helle Reagenzgefässe: keine östrogene Wirkung.

molekularen und zellulären Tests ermittelt. Anschliessend werden die positiven Antworten aus der ersten Stufe validiert, das heisst, es wird überprüft, ob sich das toxische Potenzial auch auf Organismen-Ebene etabliert. Auslöser für Untersuchungen können Hinweise auf Abwassereinleitungen und auf die Ausprägung von biologischen Störungen sein. Zusätzlich können Stichproben genommen werden, um gefährdete Standorte zu identifizieren.

Stufe 1: Das Gefahrenpotenzial einer Wasserprobe wird mit Hilfe von Zellkulturen und einzelligen Organismen ermittelt. Dabei sollen neben der direkten Toxizität auch feinere Mechanismen von Schadstoffeinwirkungen aufgedeckt werden. Deshalb werden die Wasserproben nicht nur einem Testverfahren unterzogen, sondern mit verschiedenen zellulären Testsystemen in einer Testbatterie geprüft. Auf molekularer Ebene werden rekombinante Zelllinien von Invertebraten und Fischen auf Effekte wie Kanzerogenität, Hormonaktivität oder Schäden am Immunsystem untersucht. Einzellige Algen dienen als Vertreter des Pflanzenreichs zur Bestimmung von Effekten auf die Photosynthese. Schliesslich wird die direkte Toxizität der Wasserproben mit Hilfe von Bakterien bestimmt. Auf der ersten Stufe werden keine höher entwickelten Versuchstiere wie Wasserflöhe und Fische eingesetzt. Für den Fall, dass alle Tests der Stufe 1 negativ ausfallen, können die Wasserproben als ungefährlich eingestuft werden. Es folgen keine weiteren Untersuchungen.

Die vorgestellte Testbatterie sollte stets an die aktuellen Anforderungen angepasst sein. Einerseits sollten nach Entwicklung einfacherer oder sensitiverer Methoden ein-

zelne Tests ausgetauscht werden, andererseits muss die Batterie durch neue Tests erweitert werden, die auf heute noch unbekannte Wirkmechanismen ansprechen.

Stufe 2: Es wird jeweils nur die Organismengruppe weiter untersucht, die auf der 1. Stufe eine positive Antwort gegeben hat. So werden auch hier unnötige Tierversuche vermieden. Als Vertreter für die jeweiligen Organismengruppen sollen Arten herangezogen werden, die typisch für das Gewässer sind, in der die Wasserprobe genommen wurde. Es muss sich aber in jedem Fall um eine relativ sensitive Art handeln, die im Labor gehalten werden kann. Mit diesen Organismen wird dann in einem Langzeittest der auf Stufe 1 gemessene Effekt näher untersucht. Ist die Antwort diesmal negativ, so ist zwar auf zellulärer Ebene ein Gefahrenpotenzial vorhanden, welches sich aber auf Organismen-Ebene nicht etabliert. Die Wasserproben können als ungefährlich eingestuft werden. Bestätigt sich die Toxizität auf Stufe 2, muss versucht werden, den Schadstoff zu identifizieren, um geeignete Massnahmen einleiten zu können. Ist jedoch das Zusammenwirken mehrerer Schadstoffe die Ursache für den gemessenen Effekt, wird eine Identifikation der Schadstoffe schwierig oder gar unmöglich sein. In diesem Fall muss pragmatischer vorgegangen werden, indem beispielsweise die Reduktion aller vorhandenen Schadstoffe angestrebt wird.

Fazit

Mit diesem neuartigen Konzept liegt ein viel versprechender Ansatz zur ökotoxikologischen Fliessgewässerbewertung vor. Dabei kann eine Vielzahl von Wasserproben auf

alle relevanten Wirkmechanismen untersucht werden. Die Anzahl der Tierversuche wird stark reduziert. Nur bei Wasserproben, in denen ein Gefahrenpotenzial entdeckt wird, werden Organismen in Langzeittests untersucht. Die grosse Herausforderung liegt nun darin, das Verfahren bis zur Anwendungsreife zu entwickeln. Im nächsten Schritt müssen die noch offenen Fragen geklärt und das Konzept muss in einer Vorstudie an Fallbeispielen geprüft werden.



Nina Schweigert, promovierte Biologin, hat an der EAWAG im Rahmen eines Postdoktorats das vorliegende Konzept zur ökotoxikologischen Fliessgewässerbewertung zusammen mit den KoautorInnen ausgearbeitet. Seit Ende April 2001 ist

sie wieder an der EAWAG, um dieses Konzept umzusetzen.

KoautorInnen:

Renata Behra, promovierte Biologin, Leiterin der Arbeitsgruppe «Ökotoxikologie: Populationen und Gemeinschaften»
 Rik Eggen, promovierter Molekularbiologe, Leiter der Abteilung «Umweltmikrobiologie und molekulare Ökotoxikologie»
 Beate Escher, promovierte Chemikerin, Leiterin der Arbeitsgruppe «Wirkmechanismus-orientierte Chemikalienbewertung»
 Patricia Holm, promovierte Biologin, Leiterin des Projektes «Netzwerk Fischrückgang Schweiz»

[1] BUWAL (1998): Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26, 43 Seiten.

[2] Fent K. (1998): Ökotoxikologie. Thieme Verlag, Stuttgart, 288 Seiten.

Modelle im Gewässerschutz

Wie Modelle und Expertenurteile zur Lösung von Umweltproblemen beitragen

Im integrierten Gewässermanagement spielen Modelle eine zentrale Rolle. Modelle helfen, natürliche Systeme besser zu verstehen und ihre Reaktion auf technische Eingriffe oder auf eine veränderte Umweltsituation abzuschätzen. Neben klassischen detaillierten Wasserqualitätsmodellen wurden in den letzten Jahren vermehrt auch vereinfachte Wahrscheinlichkeitsnetzwerke eingesetzt, um die Auswirkungen von Umweltschutzmassnahmen zu beurteilen. Optimierungsmodelle, bei denen die Wirkung von Massnahmen den Kosten gegenübergestellt wird, können zu einem effizienteren Einsatz finanzieller Mittel beitragen.

Wie gross ist der Einfluss von Wasserentnahmen zur Stromproduktion auf die Temperatur von Bergbächen? Wird die Gesundheit von Fischen und Badenden durch eine Reduktion von Abwassereinleitungen verbessert? Auf welche Weise können begrenzte finanzielle Mittel in schwach industrialisierten Ländern optimal zum Schutz von Gewässern eingesetzt werden?

Vorhersagen mit Modellen

Zur Beantwortung solcher Fragen müssen Vorhersagen über das Verhalten der betroffenen Umweltsysteme bei einer Veränderung externer Einflussgrössen gemacht werden. Dazu braucht es eine Vorstellung über die im System ablaufenden Prozesse: ein Modell. Je nach Anwendungszweck kann ein Modell eine stark vereinfachende Beschreibung oder ein detailliertes Abbild des Systems sein. Modelle werden in drei Bereichen eingesetzt [1]:

- Analyse von Systemen (z.B. für den Verständnisgewinn in der Forschung),
- Prognose für das Verhalten von Systemen unter veränderten Randbedingungen (z.B. für Szenarienstudien in der Praxis),
- Hilfsmittel für die Kommunikation (z.B. in der Lehre).

Bei der Verwendung von Modellen zur Beurteilung von Gewässerschutzmassnahmen steht die Prognose im Vordergrund. Aus diesem Grund konzentrieren wir uns im Folgenden auf die prognostische Verwendung von Modellen. Wir unterscheiden dabei einfache Modelle, die die Auswirkungen von Massnahmen prognostizieren, von umfas-

senderen Optimierungsmodellen, die durch eine Bewertung der Kosten und Auswirkungen nach optimalen Lösungen suchen. Die Bedeutung von «optimal» hängt dabei von der in das Modell eingegebenen Bewertung der Auswirkungen und Kosten ab.

Modelle zur Vorhersage des Verhaltens von Systemen

Als Grundlage für Entscheide über zu ergreifende Massnahmen dienen Vorhersagen über das Verhalten von Systemen. Dabei werden die Auswirkungen von zur Diskussion stehenden Massnahmenpaketen als verschiedene Modellszenarien berechnet. Eine Abwägung der derart berechneten Auswirkungen mit dem nötigen Aufwand für die Massnahmen führt dann zum Entscheid darüber, welche Massnahmen ergriffen werden.

Im Bereich der Fliessgewässer möchten wir die Auswirkungen von Massnahmen auf die folgenden Grössen berechnen können: Wassermengen, Wasserqualität, Wassertemperatur, Algen, Kleinlebewesen, Fische, Morphologie des Flussbetts, Eigenschaften der Flusssohle, Flusslandschaft (z.B. Auen), Gesundheit von Badenden und andere. Je nach Zielgrösse bieten sich unterschiedliche Typen von Modellen für die Prognosen an. Gut untersuchte Grössen wie etwa die Wasserqualität oder Wassertemperatur können in vielen Fällen mit Hilfe von klassischen Prognosemodellen beschrieben werden. Für Grössen, bei deren Vorhersage noch viele Unsicherheiten bestehen, bieten sich eher so genannte Wahrscheinlichkeits-

netzwerke an [2]. Darin werden Informationen aus Datenerhebungen, Modellierungen und der Literatur mit Expertenwissen kombiniert.

Anwendung eines klassischen Prognosemodells:

Im Projekt Ökostrom (siehe Artikel von C. Bratrich, S. 20) werden Kriterien für ein Zertifizierungsverfahren für umweltfreundlich produzierten Strom entwickelt und u.a. die Auswirkungen von Wasserentnahmen auf die Wassertemperatur von Bergbächen untersucht. Dazu wurde im Bleniotal (TI) eine Fallstudie am Brenno und einigen seiner Nebenflüsse durchgeführt.

Die Wassertemperatur spielt eine wichtige Rolle als Einflussgrösse auf Organismen sowie auf chemische und physikalische Prozesse in Fliessgewässern. Sie wird durch Wasserentnahmen für die Stromproduktion beeinflusst. Geringe Restwassermengen haben niedrige Wasserstände und eine längere Aufenthaltszeit des Wassers zur Folge. Dadurch wird die Wassertemperatur im Sommer stärker erhöht als dies bei der natürlichen Abflussmenge der Fall wäre. Wie kann diese Erhöhung quantifiziert werden? Höhere Abflussmengen zu dotieren, d.h. mehr Wasser im Bergbach zu belassen, führt zu einer geringeren Stromproduktion und ist deshalb teuer. Messungen der Wassertemperatur können in der Regel nicht bei allen relevanten Abflussmengen und meteorologischen Bedingungen durchgeführt werden. Einfacher und billiger ist deshalb der Einsatz von Wärmehaushaltsmodellen, mit denen die Wassertemperatur in Abhängigkeit von der Abflussmenge und von meteorologischen Bedingungen simuliert werden kann. Da die Energieflüsse, welche die Wassertemperatur beeinflussen, relativ genau bekannt sind, bietet sich dazu ein detailliertes Modell an, das alle dominierenden Energieflüsse nachbildet. Dazu gehören die Effekte der Sonneneinstrahlung, Wärmestrahlung von Wolken und Wasser, Reibungswärme und Wärmeaustausch mit dem Sediment [3].

Mit Messungen meteorologischer Grössen sowie der hydraulischen Bedingungen und

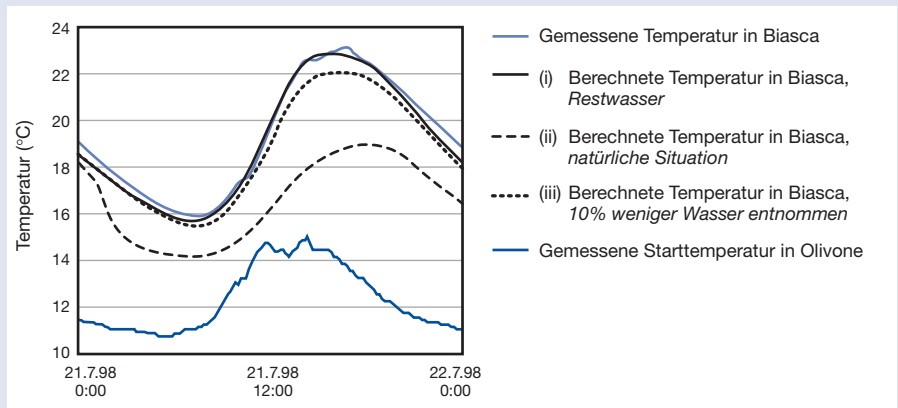


Abb. 1: Gemessene und für drei Szenarien berechnete Wassertemperaturen (Unsicherheitsbereiche nicht dargestellt) des Brenno im Blesiotal an einem Sommertag. Die drei Szenarien sind (i) Situation mit effektiver Wasserentnahme (entspricht den Messungen), (ii) hypothetische natürliche Situation ohne Kraftwerk und (iii) hypothetische Situation mit erhöhter Restwassermenge (Dotation mit 10% der effektiv entnommenen Wassermenge).

der Wassertemperatur wurde ein solches Wärmehaushaltsmodell für den Brenno gezeichnet. Auf der rund 20 Kilometer langen Strecke zwischen Olivone und Biasca, auf welcher der grösste Effekt zu erwarten ist, wurde die Wassertemperatur bei verschiedenen Abflusssituationen modelliert. Ergebnis: Die Wassertemperatur des Brenno wird wegen der Wasserentnahmen an einem heissen Sommertag am Mittag etwa 4 °C höher sein, als dies ohne Wasserentnahmen der Fall wäre (Abb. 1). Falls dem Bergbach 10% weniger Wasser entnommen würde, stiege die Wassertemperatur nur um 3 °C an.

Anwendung eines Wahrscheinlichkeitsnetzwerks: Der Einfluss der Wasserqualität auf Fische und die menschliche Gesundheit im Ästuar (trichterförmige Flussmündung) der Neuse in North Carolina, USA, wurde mit Hilfe eines Wahrscheinlichkeitsnetzwerks beschrieben [4]. Ausgangspunkt für die Modellierung war eine Befragung der verschiedenen InteressenvertreterInnen nach für sie besonders wichtigen Aspekten des Flusses. Diese Aspekte wurden mit den vorgeschlagenen Handlungsoptionen in einem qualitativen Wahrscheinlichkeitsnetzwerk verknüpft (Abb. 2). Schliesslich wurden die Wahrscheinlichkeiten von Ereignissen (z.B. Algenblüte, Fischsterben) quantifiziert, die aus einer verbesserten Wasserqualität (z.B. durch Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge) resultieren. Dieser letzte Schritt ist im vorliegenden Beispiel noch nicht abgeschlossen. Abbildung 3 zeigt aber anhand provisorischer Berechnungen die Art der zu erwartenden Resultate auf. Wahrscheinlichkeitsnetzwerke sind auch ausgezeichnete Hilfsmittel für die Kommunikation der im System ablaufenden Mechanismen.

Modelle zur Optimierung von Massnahmen

Die Vorhersage der Auswirkungen von Massnahmen mit Prognosemodellen ist eine wichtige Grundlage für anstehende Entscheide. Für die Erarbeitung eines

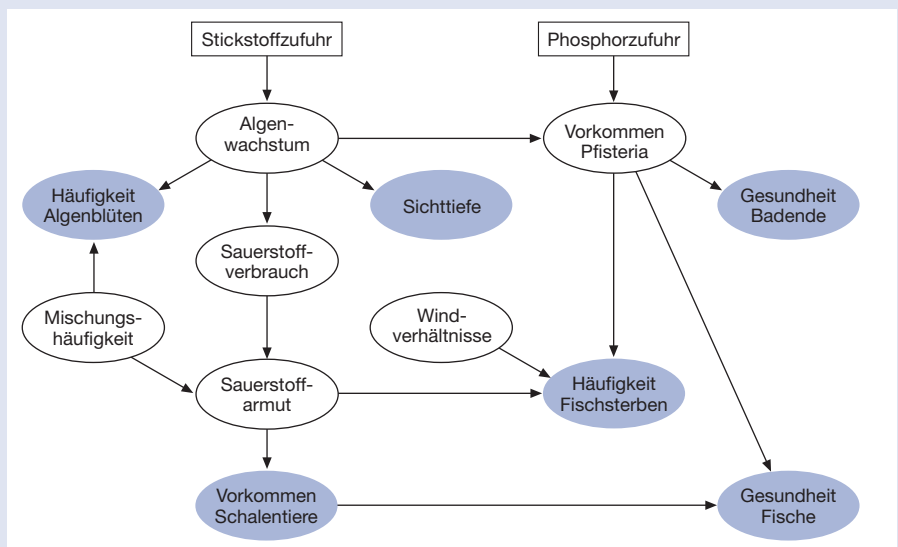


Abb. 2: Wahrscheinlichkeitsnetzwerk für den Einfluss der Wasserqualität (Verunreinigung durch Stickstoff- und Phosphorzufuhr) auf Fische und die menschliche Gesundheit im Ästuar der Neuse in North Carolina, USA [4].

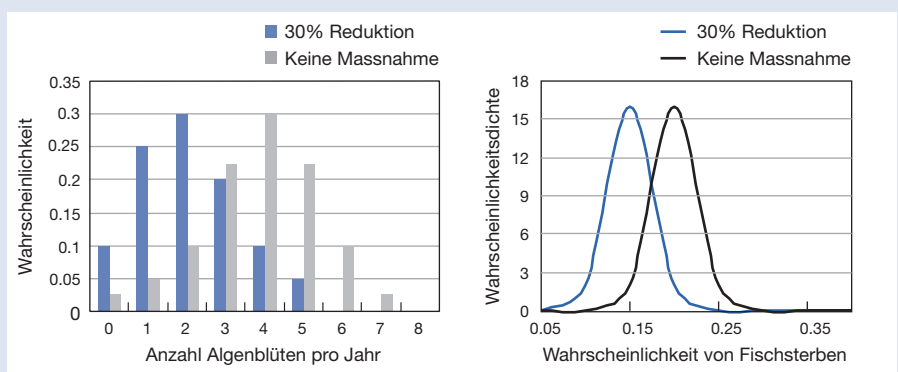


Abb. 3: Provisorische Resultate für den Effekt auf die Anzahl Algenblüten pro Jahr (links) und auf die Wahrscheinlichkeit von Fischsterben (rechts) bei einer Reduktion des Stickstoffeintrags um 30%. Die Wahrscheinlichkeiten wurden mit dem in der Abbildung 2 gezeigten Wahrscheinlichkeitsnetzwerk berechnet [4].

Modell-basierten Entscheids braucht es aber zusätzlich eine formale Zieldefinition mit einer Bewertung der verschiedenen Auswirkungen und ein Kostenmodell für die verschiedenen Massnahmenpakete. Optimierungsmodelle bestehen deshalb meist aus je einem Prognose-, Bewertungs- und

Kostenmodell. Mit solchen kombinierten Modellen lassen sich Kosten minimieren und finanzielle Mittel effektiv einsetzen. Ein weiterer Vorteil liegt in der expliziten Offenlegung der Bewertungsmaßstäbe für die verschiedenen Auswirkungen, welche die Gründe für einen Entscheid transparenter

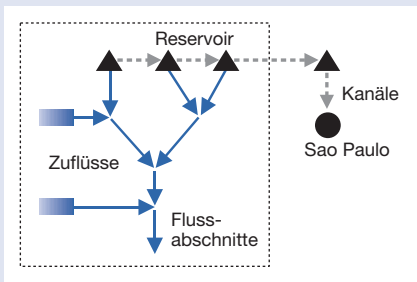


Abb. 4: Schematische Darstellung des Piracicaba-Flusssystems (unterhalb der Reservoirs), das für die Berechnung von Wassermengen und Wasserqualität verwendet wurde [5].

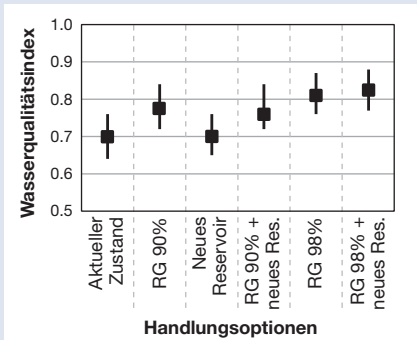


Abb. 5: Berechneter Wasserqualitätsindex (siehe Text) für den aktuellen Zustand und für fünf Handlungsszenarien inklusive Unsicherheitsbereich. Die Szenarien kombinieren Optionen für eine Verbesserung von Kläranlagen (RG = Reinigungsgrad), für den Bau eines neuen Reservoirs und einen optimierten Betrieb der existierenden Reservoirs [5].

macht. Optimierungen werden hauptsächlich bei Flusssystemen im Rahmen von «River Basin Management» Projekten durchgeführt.

Das Optimierungsmodell im Einsatz

Mit Hilfe eines Optimierungsmodells wurden Verbesserungsmaßnahmen für einen mit Abwasser belasteten Fluss bewertet [5]. Der Piracicaba-Fluss liegt in der Nähe von Sao Paulo in Brasilien. Er dient als Wasserlieferant für Städte und Landwirtschaft (Abb. 4). Verschiedene Verbesserungsoptionen stehen zur Diskussion:

- Kläranlagen mit unterschiedlichem Abwasserreinigungsgrad,
- Abflusskontrolle durch zusätzliche Reservoirs,
- Kombinationen beider Massnahmen.

Zur Beurteilung der Wasserqualität wurden die Konzentrationen von gelöstem Sauerstoff, biologisch abbaubarem Material, Gesamt-Stickstoff und -Phosphor sowie von coliformen Bakterien berechnet. In Abhängigkeit von der Substanz- und Bakterienkonzentration wurden für jeden der 5 Parameter Werteklassen definiert, wobei die Mittelung der 5 Werte den Wasserqualitätsindex ergab. Gleichzeitig wurde die Unsicherheit der Prognose bestimmt, die auf die Unsicherheit der einzelnen Parameterwerte zurückgeführt werden kann. Abbildung 5 zeigt die Werte der Wasserqualitätsindizes für den aktuellen Zustand und fünf Handlungsszenarien. Die in der Studie favorisierte Handlungsoption besteht aus einer verbesserten Abwasserreinigung im gesamten Einzugsgebiet sowie dem Bau eines neuen Reservoirs, damit die Abflussmenge des Piracicaba insbesondere in der kritischen Sommerzeit erhöht werden kann. Damit kann eine gute Wasserqualität überall gewährleistet und die Wasserversorgung von Sao Paulo gesichert werden.

cherheit der Prognose bestimmt, die auf die Unsicherheit der einzelnen Parameterwerte zurückgeführt werden kann. Abbildung 5 zeigt die Werte der Wasserqualitätsindizes für den aktuellen Zustand und fünf Handlungsszenarien. Die in der Studie favorisierte Handlungsoption besteht aus einer verbesserten Abwasserreinigung im gesamten Einzugsgebiet sowie dem Bau eines neuen Reservoirs, damit die Abflussmenge des Piracicaba insbesondere in der kritischen Sommerzeit erhöht werden kann. Damit kann eine gute Wasserqualität überall gewährleistet und die Wasserversorgung von Sao Paulo gesichert werden.

Potenzielle Weiterentwicklungen

Das oben skizzierte Beispiel zeigt, wie einfache Bewertungen verwendet werden können, um Simulationsrechnungen für eine integrale Bewertung zu nutzen. Daneben gibt es eine Reihe weiterer Aspekte, die in den letzten Jahren entwickelt wurden [6]:

- Multikriterienanalyse der Resultate für verschiedene Wasserqualitätsparameter (an Stelle der einfachen Mittelung der Indizes wie im obigen Beispiel),
 - erweiterte Berücksichtigung von Unsicherheit in der Modellformulierung (und nicht nur in den Modellparametern) und der Zeitentwicklung des Modells,
 - Bestimmung der Wahrscheinlichkeit für erwartete Häufigkeiten von Grenzwertüberschreitungen oder maximal zu erwartende Überschreitungen,
 - Einbezug komplizierterer Bewirtschaftungsstrategien, z.B. der Abhängigkeit der Einleitungsgrenzwerte von der Wasserführung des Flusses.
- Damit vergrößert sich das Potenzial für die Verwendung dieser Modelle im integralen Gewässermanagement.

Fazit

Modelle sind unverzichtbare Hilfsmittel, um die Auswirkungen von Massnahmen auf ein Fließgewässersystem abzuschätzen. Für klassische Wasserqualitätsparameter

stehen detaillierte Prognosemodelle zur Verfügung. Zur Berechnung komplizierter Systeme eignen sich eher Wahrscheinlichkeitsnetzwerke, zu deren Quantifizierung auch ExpertInnenurteile verwendet werden. In beiden Fällen ist die Schätzung und Berücksichtigung der Unsicherheit der Prognosen wichtig. Optimierungsmodelle kombinieren die Prognose der Auswirkungen von Massnahmen mit einer formalen Bewertung der Auswirkungen und einer Schätzung der Kosten. Damit können diese Modelle zum effizienten Einsatz der finanziellen Mittel beitragen. Daneben bringt die explizite Formulierung des Nutzens auch Transparenz in der dem Entscheid zugrunde liegenden Wertung. Der Vorteil solcher Optimierungsmodelle kommt in erster Linie bei der Anwendung auf ganze Flusssysteme zum Tragen.



Werner K. Meier, Umweltnaturwissenschaftler, doktortiert in der Abteilung Systemanalyse, Integrated Assessment und Modellierung (SIAM) der EAWAG, modelliert im Ökostrom-Projekt physikalische und chemische Prozesse in Bergbächen.

Koautor: Peter Reichert, Physiker, Leiter der Abteilung Systemanalyse, Integrated Assessment und Modellierung (SIAM) der EAWAG, Privatdozent für Systemanalyse an der ETHZ, bearbeitet an der EAWAG Modellierungs- und Systemanalyseprobleme.

- [1] Pahl-Wostl C., Reichert P. (1999): Wie können Modelle zu Umweltentscheiden beitragen? EAWAG news 47d, 3–5.
- [2] Charniak E. (1991): Bayesian networks without tears. AI Magazine 12, 50–63.
- [3] Meier W. (1999): Wohntemperatur Bergbäche dank Ökostrom? EAWAG news 47d, 6.
- [4] Borsuk M., Clemens R., Maguire L., Reckhow K. (2000): Stakeholder values and scientific modeling in the Neuse River watershed. Group Decision and Negotiation 10, 355–373.
- [5] de Azevedo L., Gates T., Fontane D., Labadie J., Porto R. (2000): Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning. Journal of Water Resources Planning and Management 126, 85–97.
- [6] Somlyódy L. (1997): Use of optimization models in river basin water quality planning. Water Science & Technology 36, 209–218.

Vom Bachabschnitt zum Einzugsgebiet

Die ökologische Bedeutung räumlicher und zeitlicher Heterogenität

In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden wichtige Konzepte zur Struktur und Funktion natürlicher Fliessgewässer erarbeitet. Danach sind Flusssysteme hierarchisch strukturierte Landschaftselemente. Sie unterliegen einer hohen zeitlichen Dynamik. Bäche und Flüsse sind darüber hinaus in der lateralen, longitudinalen und vertikalen Dimension mit dem umgebenden Raum vernetzt und dadurch in ständigem Austausch mit Ihrer Umgebung. Diese räumlich-zeitliche Vernetzung bildet die Basis für eine ausgeprägte Heterogenität, die wiederum von zentraler Bedeutung für die Arten- und Prozessvielfalt in natürlichen Fliessgewässern ist.

Es gibt vermutlich nur wenige Ökosysteme, die in gleichem Mass durch menschliche Aktivitäten modifiziert wurden wie Fliessgewässer [1]. In Europa, Nordamerika und vielen anderen Teilen der Welt fanden gravierende Gewässereingriffe statt, lange bevor sich die Fliessgewässerökologie als Wissenschaft etablierte und Vorstellungen über das Funktionieren von Fliessgewässerökosystemen prägen konnte. Heute weiss man, dass die räumliche Heterogenität, eine hohe zeitliche Dynamik und die Vernetzung mit dem Umland essenzielle Charakteristika naturnaher Fliessgewässer sind. Dieser Tatsache wird in modernen Ansätzen zur Renaturierung verbauter Fliessgewässer und im integrierten Gewässermanagement Rechnung getragen.

Die vier Dimensionen der Fliessgewässer

Betrachtet man das Gewässernetz eines Einzugsgebietes auf der Karte, springt die **longitudinale Dimension** des Systems ins Auge. Ein natürliches Fliessgewässer ist im Längsverlauf vernetzt und kann als ein Kontinuum aufgefasst werden, bei dem sich abiotische Parameter (z.B. Temperatur, Gefälle, Abfluss, Korngrösse des Sohlenmaterials) von der Quelle bis zur Mündung stetig ändern. Damit wandelt sich auch der Lebensraum für die Organismen, und es kommt zu einer Abfolge verschiedener Lebensgemeinschaften im Längsverlauf [2]. Die longitudinale Vernetzung wird auch durch bachauf- und bachabwärts gerichtete Bewegungen von Fliessgewässerorganismen

charakterisiert. Fliessgewässerinsekten werden aktiv oder passiv durch Drift (Verfrachtung mit der fliessenden Welle) bachabwärts transportiert. Um diese ständige abwärts gerichtete Verlagerung auszugleichen, gibt es Kompensationsmechanismen. Einige Wasserinsektenarten wandern gegen die Strömung im Wasser bachaufwärts. Andere Arten können die Abdrift durch einen bachaufwärts gerichteten Flug vor der Eiablage (Kompensationsflug) ausgleichen.

Die **laterale Dimension** der Fliessgewässer manifestiert sich dort, wo der Fluss nicht durch die topographischen Verhältnisse in seiner seitlichen Ausdehnung eingeschränkt ist (Abb. 1). Verglichen mit See- oder Waldökosystemen bestehen Bäche und Flüsse v.a. aus Rändern, über die partikuläre oder gelöste Stoffe in die Gewässer gelangen, d.h., Fliessgewässer sind mit dem Gewässerumland vernetzt. In bewaldeten Einzugsgebieten wird der Energiehaushalt vom Falllaub dominiert, das in die Gewässer gelangt. Die Primärproduktion durch Algen spielt dort eine geringe Rolle, da nur wenig Licht durch die Baumkronen ins Gewässer gelangt. Wird der Bach breiter, nimmt die relative Bedeutung der Primärproduktion zu, da mehr Licht zur Verfügung steht. Bei grossen Flüssen sind direkte Einträge von Falllaub aus der Uferzone für den Energiehaushalt vernachlässigbar.

Eine besonders starke laterale Vernetzung besteht in natürlichen Flussauen, die unaufhörlich durch Hochwasser geformt werden und reich an Lebensräumen für terrestrische,

amphibische und aquatische Tiere sind. Dabei spielt die Übergangszone zwischen dem terrestrischen und aquatischen Bereich eine wichtige Rolle. Ufergehölze sind nicht nur eine Energiequelle für aquatische und terrestrische Organismen, sie liefern auch Totholz, das v.a. in kleineren Gewässern für grosse räumliche Heterogenität sorgen kann.

In der **vertikalen Dimension** der Fliessgewässer befindet sich die hyporheische Zone (Übergangsbereich zwischen Oberflächen- und Grundwasser). Sie ist Lebensraum für Tiere und Mikroorganismen. Ihre mikrobiellen Biofilme spielen eine wichtige Rolle im Stoff- und Energiehaushalt. Sie sind beispielsweise für die Nitrifikation oder den Abbau organischer Verbindungen verantwortlich [3]. Wie die Flussauen wird auch die hyporheische Zone durch Hochwasser umgearbeitet. Fehlen solche Ereignisse, so verstopft der Lückenraum und die hyporheische Zone wird vom Oberflächengewässer isoliert.

Die **zeitliche Dimension** einer Flusslandschaft hängt neben den topographischen Randbedingungen vom Abflussregime und Geschiebehaushalt ab. Hohe Abflüsse lagern Sedimente um, wobei Lebensräume geschaffen und zerstört werden. Hochwasser sind bei uns die häufigsten natürlichen Störungen in Fliessgewässern. Sind Überflutungen zahlreich, ist die Artenvielfalt geringer und Arten mit kurzen Lebenszyklen und grossem Verbreitungspotenzial dominieren. Sind Hochwasser eher seltene Ereignisse, werden konkurrenzschwache Arten verdrängt. Bei einer mittleren Störfrequenz ist die Artenvielfalt am höchsten [4]. Wasserentnahmen oder Verbauungen verändern die natürliche Abfluss- und Hochwasserdynamik. In einer Restwasserstrecke fehlen Hochwasser weitgehend bzw. ihre Häufigkeit ist kleiner und die mittleren Hochwasser sind stark reduziert. Ist ein Fluss durch Verbauungen eingeeengt, so laufen Hochwasserwellen ungehindert durch und erhöhen die Störfrequenz im Vergleich zum natürlichen Flusskorridor.

Die ökologische Bedeutung räumlich-zeitlicher Heterogenität

Der Massstab ist ein wichtiger Aspekt für die ökologische Funktion von Fließgewässern. Ein natürlicher Flusskorridor (Abb. 1) ist, bezogen auf das allgemeine räumliche Muster von Landschaftselementen, über einen längeren Zeitraum stabil. Die einzelnen Elemente hingegen verändern sich ständig: Flusskanäle pendeln hin und her, Kiesbänke wandern, Inseln verschwinden und neue Inseln entstehen. Diese dynamische räumlich-zeitliche Heterogenität ist Voraussetzung für eine grosse Artenvielfalt und hat somit einen hohen ökologischen Wert. Unabdingbar für ihre Erhaltung ist neben einem natürlichen Abflussregime vor allem, dass den Gewässern genügend Raum zugestanden wird (siehe Artikel von H.P. Willi, S. 26). Bei der Bewertung von Fließgewässern müssen deshalb auch morphologisch-hydrologische Aspekte einbezogen werden (siehe Artikel von A. Peter, S. 7).

Die hierarchische Struktur von Fließgewässern

Eine gesamtheitliche Beurteilung schliesst sowohl das Flusssystem selber als auch die darin vorkommenden Lebensräume ein. Der Ansatz, wonach Fließgewässer als hierarchisch strukturierte Systeme betrachtet werden, trägt dieser Forderung Rechnung [5]. Zuoberst in der Hierarchie steht das *Flusssystem*, welches aus *Flusssegmenten* besteht. Diese grenzen sich durch eine relativ einheitliche Geologie und Geomorphologie voneinander ab. Flusssegmente wiederum setzen sich aus *Flussabschnitten* zusammen. Ein Flussabschnitt wird begrenzt durch Änderungen im Gefälle, der Ufervegetation oder der Talweite. *Pool/Riffle-Systeme* sind die Untereinheiten der Flussabschnitte. Ein Pool (Stromstille) ist ein Bereich mit geringer Strömungsgeschwindigkeit und grösserer Wassertiefe, wohingegen Riffles (Stromschnelle) durch hohe Fließgeschwindigkeiten und geringe Wassertiefen charakterisiert sind. Die unterste Hierarchiestufe schliesslich bilden die äusserst vielfältigen *Mikrohabitate* wie Sand- oder Feinkiesablagerungen, einzelne Steine, Wasserpflanzen oder Totholz.

Die Systeme entwickeln sich innerhalb der vom übergeordneten System gesetzten Schranken. Gefälle, Sedimenteintrag und Abflussregime bestimmen die Struktur und zeitliche Variabilität eines Flussabschnittes [6]. Das Abflussregime und teilweise auch der Sedimenteintrag werden vom darüberliegenden Einzugsgebiet bestimmt. Prozesse, die auf einem tiefen hierarchischen



Abb. 1: Flusskorridor des Tagliamento (Italien).

Niveau grosse Auswirkungen haben, spielen auf übergeordneten Ebenen eine geringe Rolle. Die typische mittlere Lebensdauer der Systeme variiert zwischen Wochen und mehreren Hunderttausend bis Millionen Jahren. Ein Mikrohabitat wie z.B. eine Sandablagerung in einem Pool wird mehrmals pro Jahr umgesetzt. Pool-Riffle-Sequenzen überdauern Monate bis Jahre, eine Flussauwe wird in 10–100 Jahren einmal erneuert und die Lebensdauer eines Flusssystems misst sich in geologischen Zeiträumen. Die hierarchische Ebene, auf der ein Gewässereingriff stattfindet oder eine Beeinträchtigung gemildert wird, bestimmt, wie gross die Auswirkungen sind und wie rasch sich das System erholt. Eine Gerinneaufweitung in einem Flussabschnitt hat unter Umständen nur einen lokalen Effekt, während die Entfernung eines Absturzes am Ende eines Einzugsgebietes die Fischpopulation des ganzen Einzugsgebietes verändern kann [7].

Landschaftsperspektive

Gewässer sind wichtige Landschaftselemente, die eng mit ihrem Umland verknüpft sind. Die grossräumige Verteilung der Vegetation und die Art der Landnutzung im Einzugsgebiet beeinflussen den Gewässerzustand [8]. Dieser Einfluss kann grösser sein als der Einfluss lokaler Gegebenheiten. Eine Untersuchung in Michigan zeigte, dass der Gewässerzustand – charakterisiert durch die Zusammensetzung der Fischpopulationen – in verschiedenen Bach- und Flussabschnitten nicht signifikant mit der abschnittspezifischen Ufervegetation korrelierte. Stattdessen konnte eine Korrelation mit der Ufervegetation und der Landnutzung im bachaufwärts gelegenen Einzugsgebiet nachgewiesen werden [9]. Das

Beispiel zeigt, wie das hierarchisch übergeordnete System – das Einzugsgebiet – den lokalen Einfluss dominieren kann und es zeigt auch die Grenzen der ökomorphologischen Methodik.



Urs Uehlinger ist promovierter Fließgewässerökologe an der Abteilung für Limnologie der EAWAG. Energie- und Stoffumsätze in Fließgewässern sind sein Arbeitsgebiet.

- [1] Allan J.D. (1995): Stream ecology. Chapman & Hall, London, 388 p.
- [2] Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 130–137.
- [3] Brunke M., Gonser T. (1998): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. Freshwater Biology 37, 1–33.
- [4] Ward J.V., Stanford J.A. (1983): The intermediate-disturbance hypothesis: An explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fontain T.D., Bartell S.M. (eds.). Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, p. 347–356.
- [5] Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10, 199–214.
- [6] Uehlinger U. (2000): Resistance and resilience of ecosystem metabolism in a flood-prone river system. Freshwater Biology 45, 319–332.
- [7] Peter A. (1998): Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. In: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (eds.). Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford, p. 99–112.
- [8] Richards C., Johnson L.B., Host G.E. (1996): Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53 (Supplement 1), 295–311.
- [9] Roth N.E., Allan J.D., Erickson D.L. (1996): Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. Landscape-Ecology 11, 141–156.

Integrierte Wasserwirtschaft in Flusseinzugsgebieten

Im Jahr 2000 hat die Europäische Union in einer Richtlinie ein Gesamtkonzept für die europäische Gewässerschutzpolitik beschlossen. Diese Richtlinie schafft die Voraussetzungen für eine einheitliche Politik zum integralen Schutz von Oberflächengewässern und Grundwasser. Damit wird jeder Mitgliedstaat verpflichtet, sein Wasserwirtschaftssystem zu revidieren.

Die «Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik» trat im Dezember 2000 in Kraft. Mit dieser

so genannten Wasser-Rahmenrichtlinie vereinheitlicht die Europäische Union (EU) die zahlreichen Einzelrichtlinien und Verordnungen zu Fragen des Gewässerschutzes.

Hauptziel der Wasser-Rahmenrichtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers. Im Einzelnen geht es darum:

- eine weitere Verschlechterung der aquatischen Ökosysteme zu verhindern,
- eine nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen zu fördern,
- den Zustand aquatischer Ökosysteme zu verbessern und ihre Umwelt zu schützen,
- die Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürreperioden zu mildern.

In Anwendung der Wasser-Rahmenrichtlinie ordnen die Mitgliedstaaten alle Gewässer einer so genannten Flussgebietseinheit zu und bestimmen für jede Einheit eine zuständige Behörde. Die Behörden ermitteln die Merkmale jeder Flussgebietseinheit, überprüfen die Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten, analysieren die wirtschaftlichen Aspekte der Wassernutzung und erstellen ein Verzeichnis mit besonders schützenswerten Gebieten. Schliesslich wird pro Flussgebietseinheit ein Bewirtschaftungsplan und ein Massnahmenprogramm erarbeitet. Die Massnahmen sollen spätestens 15 Jahre nach In-Kraft-Treten der Wasser-Rahmenrichtlinie umgesetzt sein.

Geschichte der Wasserwirtschaft in den Niederlanden

Die Niederlande liegen am Delta der Flusssysteme von Schelde, Maas, Rhein und Ems (Abb. 1). Zwei Drittel der Landesfläche sind potenzielle Überschwemmungsgebiete, die entweder vom Meer oder von Flüssen bedroht sind.

Die niederländische Wasserwirtschaft hat bereits eine lange Tradition. Sie geht zurück bis ins 11. Jahrhundert, als einige Gemeinden ihre Wasserversorgung gemeinsam organisierten. Die ersten offiziellen Wasserverbände entwickelten sich im 13. Jahrhundert. Es waren demokratisch organisierte Interessengemeinschaften, die aus gewählten Vertretern der umliegenden Bauernhöfe zusammengesetzt waren. Lange Zeit

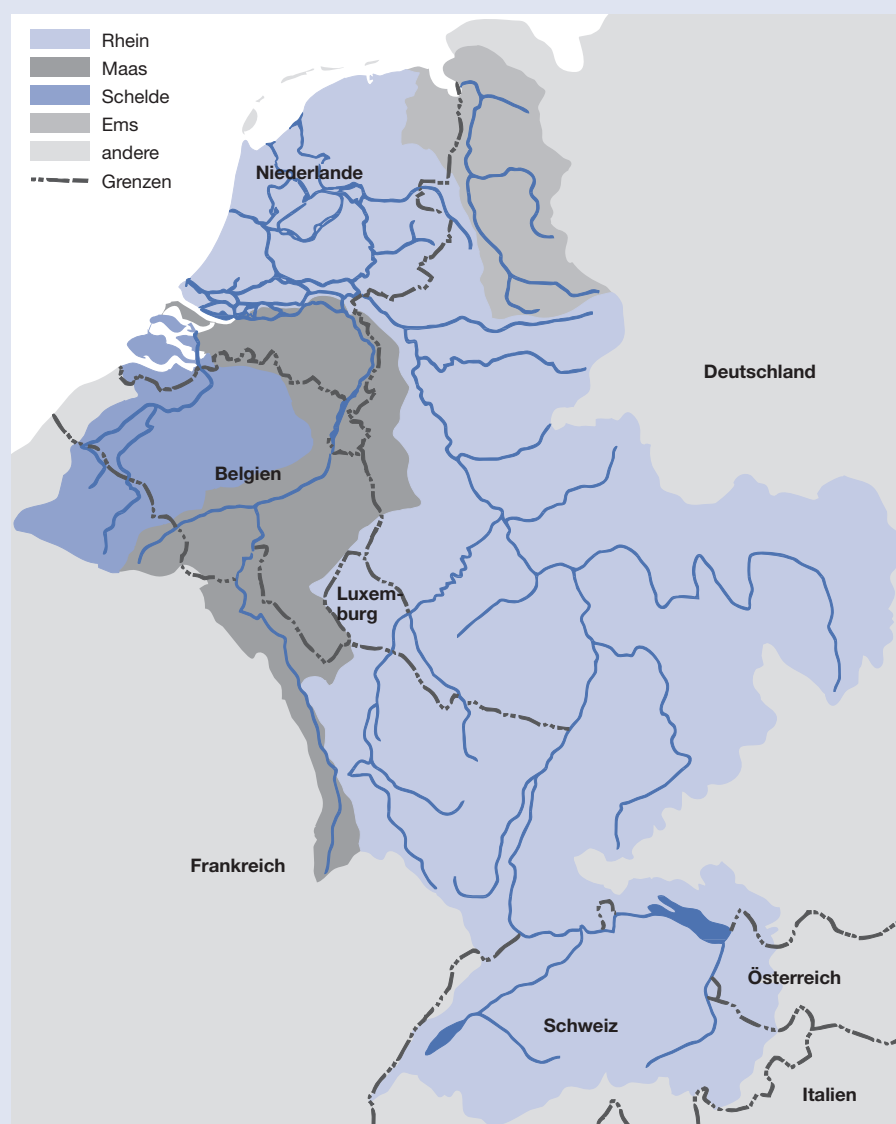


Abb. 1: Flusseinzugsgebiete der Niederlande.

blieben diese Vereinigungen unabhängig von der nationalen Politik und dem dreischichtigen konstitutionellen Regierungssystem der National-, Provinz- und städtische Regierungen. Bis Ende des 18. Jahrhunderts hatten sich 3000 Wasserverbände gebildet. Jeder dieser kleinen Bezirke betrieb seine eigene Wasserwirtschaft und war für den Überschwemmungsschutz verantwortlich. Eine zentrale Organisation wurde notwendig, um die verschiedenen Bestrebungen zu koordinieren und eine Wasserwirtschaft in grösserem Massstab zu betreiben. Deshalb wurde 1798 das staatliche Wasseramt «Rijkswaterstaat» geschaffen. Bis heute ist das staatliche Wasseramt (im Ministerium für Verkehr, Wasserwirtschaft und öffentliche Arbeiten) verantwortlich für die integrierte Wasserwirtschaft und den Hochwasserschutz entlang grosser Flüsse und Seen, Flussmündungen und der Nordsee.

Niederländische Wasserwirtschaft heute

Heute gibt es noch 56 Wasserverbände, die relativ autonom sind. Sie sind verantwortlich für die regionale Bewirtschaftung der Wassersysteme gemäss der Provinzpolitik und erlassen u.a. Vorschriften zur Bewirtschaftung des Wassers im Hinblick auf Quantität und Qualität. Insgesamt ist die gegenwärtige Situation der Wasserpolitik in den Niederlanden immer noch sehr komplex und umfasst neben den 56 Wasserverbänden noch mindestens drei Ministerien, 12 Regionen sowie ungefähr 600 Städte und Gemeinden. Dies entspricht in Bezug auf Anzahl und Zuständigkeitsgebiet jedoch nicht den Forderungen der Wasser-Rahmenrichtlinie. Im Vergleich besitzt Frankreich nur 6 Wasserwirtschaftsbezirke, ob-

wohl die Landesfläche 13-mal grösser ist. Eine entsprechende Reorganisation der Bezirke in den Niederlanden gemäss den Vorstellungen der Wasser-Rahmenrichtlinie ist in Abbildung 2 dargestellt.

In den Niederlanden ist «Integriertes Wassermanagement» schon seit 1989 Ausgangspunkt für Gesetzgebungen und Verordnungen. Es beschäftigt sich mit quantitativen, qualitativen und ökologischen Aspekten des Wassers und versucht, die Bewirtschaftung mit ökologischen und Nutzungsinteressen in Einklang zu bringen. Die dabei gemachten Erfahrungen werden bei der Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie in den Niederlanden zweifellos von Vorteil sein. Gemäss den Zielen der Wasser-Rahmenrichtlinie ist das integrierte Wassermanagement jedoch keine Grundlage für die Wasserwirtschaft der Zukunft.

Implementierung der Wasser-Rahmenrichtlinie

Alle Mitgliedstaaten der EU sind für die interne Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie verantwortlich. Sie sieht vor, ein Einzugsgebiet in kleinere «Arbeitsgebiete» zu unterteilen, damit das Erstellen des international koordinierten Bewirtschaftungsplans erleichtert wird. Beim Rhein beispielsweise könnten aus praktischen Gründen einzelne Abschnitte des Flusslaufs als Untereinzugsgebiete abgegrenzt werden. Solche Abschnitte ergeben sich oft aus der natürlichen Situation, z.B. ab Auslauf eines Sees oder ab Zusammenfluss zweier Oberläufe. Im Fall der Niederlande umfasst ein Flusssystem nicht nur Flüsse und Seen, sondern auch Übergangszonen zwischen Meer und Fluss, wo das Wasser einen deutlich höheren Salzgehalt als gewöhnliches Süsswasser aufweist, aber doch markant vom Süsswasser beeinflusst wird.

Die Formulierung der Wasser-Rahmenrichtlinie ist eher vage, sodass viele Details in nächster Zukunft noch ausgearbeitet werden müssen. In Zusammenarbeit mit der EU werden sich eine grosse Zahl von Arbeitsgruppen mit einer Vielzahl von Themen auseinandersetzen müssen: Finanzierung der Wasserversorgung, Umgang mit stark veränderten Wasserkörpern, Zustand der Oberflächengewässer usw. Die nationalen Regierungen sind verpflichtet, der EU über die Arbeitsfortschritte Bericht zu erstatten. Aufgrund der guten Erfahrungen mit der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins (ICPR) befürworten die Niederlande für alle Flusssysteme, welche die Landesgrenzen überschreiten, einen einzigen umfassenden Bewirtschaftungsplan, der die Koordination der ökologischen Ziele und

der entsprechenden Massnahmen gewährleistet. Trotzdem müssen stets auch Teile des Bewirtschaftungsplans auf nationaler Ebene abgedeckt werden.

Die Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (ICPR)

Vertragspartner der ICPR sind die Schweiz, Frankreich, Luxemburg, Deutschland, die Niederlande und die EU. Das Arbeitsgebiet der ICPR umfasst den Rhein vom Ausflussgebiet aus dem Bodensee bis zur Nordsee. In der Vorbereitungsphase der Wasser-Rahmenrichtlinie hat die EU die Arbeit der ICPR als ein ausgezeichnetes Beispiel internationaler Koordination und aufeinander abgestimmter Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Wasserwirtschaft gelobt. Die Auflagen der Wasser-Rahmenrichtlinie umfassen jedoch das gesamte Einzugsgebiet. Deshalb ist es notwendig, auch die Länder Italien, Österreich, Liechtenstein und Belgien mit einzubeziehen.

Die «Wasserdirektoren» der Rheinanliegerstaaten treffen sich regelmässig, um die neue Organisation für die Koordination der Bewirtschaftung des Rheins zu etablieren. Unter Vorsitz der EU wurde zudem ein Vorbereitungskomitee geschaffen, welches an die Wasserwirtschaftsbehörden der Teilnehmerländer Bericht erstattet. Leider ist die ICPR bis heute nicht vollständig durch die «Wasserdirektoren» in die Koordination und Ausarbeitung des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet des Rheins einbezogen worden.

Koordiniertes Handeln

Die Wasser-Rahmenrichtlinie der EU, welche die Renaturierung und die koordinierte Bewirtschaftung von Flüssen, Seen, des Grundwassers, der küstennahen Übergangsgewässer und der Hoheitsgewässer in einem groben Rahmen vorschreibt, stellt eine enorme Herausforderung dar. Die Umsetzung wird in den kommenden Jahren sehr viel Vorbereitungsarbeit benötigen. Dabei sind u.a. folgende Aufgaben gemeinsam zu lösen: die Ausarbeitung von Definitionen, die Entwicklung von gemeinsamen Werkzeugen und die Erstellung von Bewirtschaftungs- und Koordinationsstrukturen.



Prof. Dr. Jan Leentvaar ist Direktor für Gewässerqualität und internationale Zusammenarbeit im Ministerium für Verkehr, Wasserwirtschaft und öffentliche Arbeiten sowie des staatlichen Instituts für Integralverwaltung der Binnengewässer und Abwasserreinigung in den Niederlanden. Während seines Studiums absolvierte er ein Praktikum an der EAWAG.

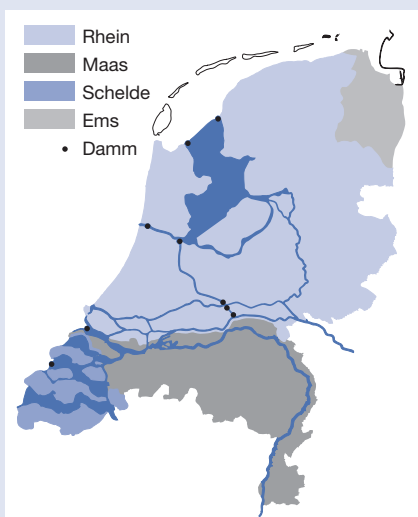


Abb. 2: Vorgeschlagene Grenzen für die Wasserwirtschaftsbezirke in den Niederlanden.

Gewässerschutz mit Marktinstrumenten

Das EAWAG-Projekt «Ökostrom»

Ziel des Projekts «Ökostrom» war die Entwicklung eines Ökolabels zur Kennzeichnung und Förderung umweltfreundlich gewonnener Elektrizität aus Wasserkraft. Wasserkraftwerke, die ein solches Label tragen, erfüllen definierte ökologische Grundstandards und investieren darüber hinaus einen Teil ihrer Einnahmen aus dem Verkauf des «Ökostroms» in den Schutz, die Aufwertung oder die Sanierung der genutzten Einzugsgebiete.

In der Schweiz stammen rund 60% der inländischen Stromproduktion aus Wasserkraft. Mit einem Ausbaugrad von mehr als 80% bedeutet dies, dass praktisch alle grossen Flüsse sowie eine Vielzahl kleiner Fliessgewässer hydroelektrisch «erschlossen» sind.

Wasserkraftnutzung und Gewässerschutz – ein Widerspruch?

Als emissionsfreie erneuerbare Energiequelle ist Wasserkraft global gesehen ökologisch wünschenswert. Lokal führt die Wasserkraftnutzung jedoch häufig zu massiven Eingriffen in die Gewässerökosysteme. Im Zuge der Strommarktliberalisierung stellt sich damit die berechtigte Frage, ob ein Ökolabel überhaupt einen positiven Beitrag zum Gewässerschutz leisten kann. Unter der Voraussetzung, dass umweltbewusste Kundinnen und Kunden bereit sind, einen höheren Strompreis für die Aufwertung unserer Gewässer zu bezahlen, wären jedoch gerade mit Öffnung der Elektrizität

tätsmärkte sowohl ökologische als auch betriebswirtschaftliche Interessen zu optimieren. Allerdings erfordert dies nach den bisherigen internationalen Erfahrungen eine glaubwürdige und unabhängige Zertifizierung der Stromprodukte. Im Fall der Wasserkraft muss die Vergabe eines Zertifikats garantieren, dass sowohl die globalen als auch die lokalen Umweltbelastungen der Stromproduktion möglichst gering gehalten werden.

Erfahrungen mit internationalen Stromlabels

Seit die ersten «grünen» Stromangebote Anfang der 90er Jahre auf den internationalen Märkten auftauchten, wuchs die Zahl der anbietenden Gesellschaften ebenso rasant wie die Zahl der verschiedenen Stromprodukte. Weltweit existieren heute weit mehr als 100 «grüne» Tarife und entsprechend vielfältig sind die einzelnen Produktvarianten. Allerdings sind bisher nur sieben unabhängige Ökostrom-Zertifikate bekannt

[1]. Alle diese Labels konzentrieren sich auf die erneuerbaren Energieträgern Sonne, Wind und Biomasse. Es gibt jedoch gegenwärtig weltweit keine einheitlichen Verfahren für die Zertifizierung von Ökostrom-Wasserkraftanlagen. Ausserdem beziehen bestehende Verfahren die lokalen Umweltauswirkungen kaum oder gar nicht in die Bewertung ein. Diese Lücke wollte die EAWAG mit ihrem Projekt «Ökostrom» schliessen. In den letzten drei Jahren entwickelte ein interdisziplinäres Forschungsteam einen Verfahrensablauf und konkrete Kriterien, die im Sinne des integrierten Gewässermanagements sowohl ökologische als auch ökonomische Aspekte der Wasserkraftnutzung berücksichtigen [2].

Ökologische Glaubwürdigkeit und praxisorientierte Umsetzung

Ein erfolgreiches Ökostrom-Produkt muss nach den bisherigen Erfahrungen vor allem zwei Anforderungen erfüllen:

1. Die Zertifizierungskriterien müssen ökologisch glaubwürdig sein.
2. Sie müssen effizient in die Praxis umsetzbar sein.

Auf die Wasserkraft übertragen bedeutet dies, dass das Verfahren neben globalen ökologischen Aspekten (z.B. die Vermeidung von CO₂-Emissionen) auch die natürlichen Funktionen der lokalen Gewässerökosysteme (z.B. die Vernetzung der Gewässer, ein dynamisches Abflussregime oder die natürliche Artenvielfalt) berücksichtigen muss. Diesen ökologischen Aspekten sind auf der anderen Seite die Managementaspekte der Kraftwerke gegenüberzustellen. Eine praxisorientierte Umsetzung ist daher nur dann möglich, wenn auch betriebswirtschaftliche und gesellschaftliche Rahmenbedingungen sowie die rechtliche, finanzielle und politische Lage in einem Managementkonzept berücksichtigt sind.

Die Umwelt-Management-Matrix






Um im Spannungsfeld zwischen Schutz und Nutzung sowohl der ökologischen Glaubwürdigkeit als auch der pragmatischen Um-

Voraussetzungen zur Ökostrom-Zertifizierung

Nach dem EAWAG-Verfahren können Wasserkraftwerke als «Ökostrom-Wasserkraftwerke» zertifiziert werden, wenn sie eine umweltschonende Betriebsweise und Anlagegestaltung garantieren. Dabei erfüllt ein Kraftwerk freiwillig folgende zwei Bedingungen:

1. Das Kraftwerk erfüllt allgemeine «Ökostrom-Grundanforderungen» und erreicht damit einen ökologischen Standard, der sich am Niveau einer schweizerischen Neukonzessionierung orientiert. Dieser Standard basiert auf unabhängigen wissenschaftlichen Kriterien, die für alle Wasserkraftanlagen gültig sind.
2. Darüber hinaus investiert das Kraftwerk einen fixen finanziellen Beitrag (1 Rappen) pro verkaufte Kilowattstunde Ökostrom in die Sanierung, den Schutz oder die Aufwertung des jeweils genutzten Gewässereinzugsgebiets. Diese so genannten «Ökostrom-Förderbeiträge» garantieren eine lokale ökologische Aufwertung. Diese liegen bewusst über dem Niveau der Grundanforderungen und können spezifisch im Zusammenhang mit dem Verkauf von Ökostrom realisiert und entsprechend kommuniziert werden.

Eine Zertifizierung kann nur erfolgen, wenn beide Aspekte erfüllt sind.

Management- bereiche	Restwasser	Schwall/ Sunk	Stauraum	Geschiebe	Kraftwerk- Gestaltung
Hydrologischer Charakter 					
Vernetzung der Gewässer 					
Feststoffhaushalt und Morphologie 					
Landschaft und Biotope 					
Lebensgemein- schaften 					

Pro Feld:
1. Ziele
2. Kriterien
3. Literatur

Abb. 1: Die Umwelt-Management-Matrix.

setzung gerecht zu werden, entwickelte die EAWAG eine so genannte Umwelt-Management-Matrix (Abb. 1). Diese basiert auf den ökologischen Anforderungen des integrierten Gewässerschutzes, berücksichtigt aber auch die gängige schweizerische Praxis zur Neukonzessionierung der Wasserkraftanlagen. Die Matrix ist Grundlage für den gesamten Verfahrensablauf und konzentriert sich auf je fünf Umwelt- und Managementbereiche (Abb. 1). Die Umweltbereiche wurden so gewählt, dass sie die wichtigsten Aspekte abdecken, die zur Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer notwendig sind. Die Managementbereiche konzentrieren sich auf betriebliche oder bauliche Einflussfelder der Wasserkraftnutzung. Das EAWAG-Verfahren [2] definiert für alle 25 Felder der Matrix so genannte «Ökostrom-Grundanforderungen» einer ökologisch orientierten Betriebsweise. Es liefert ferner Kriterien und Methoden, mit denen diese Ziele zu erfüllen sind und beinhaltet eine umfangreiche und kommentierte Literaturliste zur Qualitätssicherung.

Das zweistufige Managementkonzept

Auf der Verfahrensseite sieht das EAWAG-Konzept einen zweistufigen Ansatz vor (siehe Kasten S. 20). Zunächst wird geklärt, ob das Kraftwerk die Ökostrom-Grundanforderungen erfüllt. Das Niveau der Grundanforderungen orientiert sich in der Schweiz am Stand einer Neukonzessionierung gemäss dem revidierten Gewässerschutzgesetz. Diesen ökologischen Grundstandard muss ein Kraftwerk im Vorfeld der Zertifizierung aus Eigenmitteln erbringen.¹ Sobald der Grundstandard erfüllt ist, sieht das EAWAG-Verfahren in einer zweiten Stufe die Umsetzung lokaler Verbesserungsmassnahmen für das spezifische Einzugsgebiet vor. Ein Teil des Geldes, das durch den erhöhten

¹ Obwohl sich die Ökostrom-Zertifizierung am ökologischen Niveau einer Neukonzessionierung orientiert, ist eine tatsächliche Neukonzessionierung nicht erforderlich. Da es sich um ein freiwilliges Marktinstrument handelt, kann die Ökostrom-Zertifizierung eine Neukonzessionierung ebenso wenig ersetzen.

Ökostrompreis eingenommen wird, geht in die so genannten «Ökostrom-Förderbeiträge» (zur Zeit 1 Rp pro kWh Ökostrom). Diese Förderbeiträge müssen für die Realisierung lokaler Verbesserungsmassnahmen genutzt werden. Welche Massnahmen im einzelnen verwirklicht werden, ist Gegenstand eines Aushandlungsprozesses, der auch die lokalen Interessengruppen einbezieht. Mit diesem Ansatz ist eine ökologisch sinnvolle, lokal angepasste und weitgehend konfliktfreie Umsetzung der Massnahmen möglich. Vor Vergabe des Ökostrom-Labels prüft abschliessend eine unabhängige Instanz, ob das Verfahren korrekt abgelaufen ist und die erforderlichen Massnahmen durchgeführt wurden.

Praktische Anwendung am Beispiel Restwasser

Das Ziel einer Ökostrom-Restwasserregelung ist die Sicherstellung eines am natür-

lichen Charakter des Gewässers angepassten Abflussregimes. Zur Bemessung einer solchen Restwasserregelung fordert das EAWAG-Verfahren individuelle und habitatsbezogene Ansätze, wie sie inzwischen zum internationalen Standard gehören [3]. Dabei können u.a. computergestützte Temperatur- oder Habitatmodelle zum Einsatz kommen, die im Rahmen der Ökostrom-Fallstudie am Brenno (Kanton Tessin, Abb. 2) entweder neu entwickelt (siehe Artikel von W. Meier, S. 13) oder spezifisch angepasst wurden [4, 5]. Mit Hilfe dieser Ansätze kann z.B. das Lebensraumangebot unterschiedlicher Organismen (Fische, benthische Makroinvertebraten usw.) innerhalb einer individuellen Restwasserstrecke für verschiedene Abflusssszenarien simuliert werden. Im Modell werden die Ergebnisse anschliessend der Jahresproduktion des Kraftwerks gegenübergestellt und mit den für den Managementbereich Restwasser erarbeiteten



Abb. 2: Stausee Luzzone im Kanton Tessin. Ort der Fallstudie im EAWAG-Projekt «Ökostrom».






Umweltbereiche	Managementbereich Restwasser
Hydrologischer Charakter 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Gedämpftes natürliches Abflussregime ■ Minimaler, saisonal angepasster und zuflussabhängiger Sockelabfluss
Vernetzung der Gewässer 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Verzahnung Oberflächengewässer, Umland & Grundwasser ■ Keine unnatürliche Isolation von Nebengewässern ■ Ausreichende Wassertiefe für Fischwanderung
Feststoffhaushalt und Morphologie 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erhalt der natürlichen Struktur der Gewässersohle ■ Koordination mit Geschiebemanagement
Landschaft und Biotope 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erhalt schützenswerter Lebensräume und Landschaftselemente in ihrer Funktion ■ Sonderregelung beim Erhalt inventarisierter Auen
Lebensgemeinschaften 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erhalt natürlicher Artenvielfalt, insbesondere einheimischer Fischarten sowie seltener und gefährdeter Lebensgemeinschaften ■ Vermeidung kritischer Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse sowie Erhalt der Selbstreinigungskapazität

Abb. 3: Kriterien im Managementbereich Restwasser.

Grundanforderungen (Abb. 3) verglichen. Dies ermöglicht die Optimierung einer Restwasserregelung sowohl unter ökologischen als auch unter betriebswirtschaftlichen Aspekten.

Ist Ökostrom praxistauglich?

Internationale Erfahrungen zeigen schnell, dass nur ein glaubwürdiges – also ein an die Komplexität der Gewässerökosysteme angepasstes – Verfahren den Verkauf «grüner» Stromprodukte dauerhaft sichern kann. In der Schweiz sind die Voraussetzungen für einen solchen Umsetzungsprozess im Vorfeld der Strommarktliberalisierung sehr positiv: Ende 1999 gründeten Vertreterinnen und Vertreter der Kraftwerke, Verteilwerke, Umweltverbände und KonsumentInnenverbände den unabhängigen «Verein für um-

weltgerechte Elektrizität» (VUE). Dieser wird paritätisch von den einzelnen Interessengruppen geführt. Im Juni 2000 stellte der Verein das Schweizer Stromlabel «nature-made star» der Öffentlichkeit vor und benutzte zur Zertifizierung der Wasserkraftanlagen das hier erläuterte EAWAG-Verfahren. Damit gewährleistet das Ökolabel «nature-made star», dass es auch langfristig dem Anspruch der Glaubwürdigkeit gerecht wird. Um ebenso die Praxistauglichkeit der Zertifizierung sicherzustellen, wurden im letzten Jahr bei sechs Schweizer Wasserkraftanlagen Pilotzertifizierungen durchgeführt. Diese konnten im Herbst 2000 erfolgreich abgeschlossen werden, so dass bereits die ersten Ökostrom-Zertifikate basierend auf den EAWAG-Kriterien vergeben werden konnten. Inzwischen kann beispielsweise beim Elektrizitätswerk der Stadt Zürich Ökostrom bezogen werden, der von dem nach EAWAG-Standard zertifizierten Kraftwerk Höngg produziert wird (Abb. 4). Das EAWAG-Verfahren selbst wird aufgrund der gewonnenen Erfahrungen laufend angepasst.

Fazit

Das Forschungsprojekt «Ökostrom» wurde sowohl konzeptionell als auch methodisch auf die Zielsetzung des integrierten Gewässermanagements ausgerichtet. Dies zeigt sich in der Zusammenstellung multipler Bewertungsmethoden ebenso wie beispielsweise bei der Verwendung computergestützter Simulationsmodelle zur Evaluation unterschiedlicher Nutzungsszenarien. Darüber hinaus werden ausdrücklich alle relevanten Interessengruppen eines betroffenen Einzugsgebiets im Zertifizierungsprozess beteiligt. Ist dies gewährleistet, kann das Marktinstrument Ökostrom tatsächlich positive und innovative Impulse im Ge-

wässermanagement geben. Neue wissenschaftliche und technische Entwicklungen erlauben es heute, ökologisch und ökonomisch optimierte Lösungen im Gewässermanagement zu finden. Dies ermöglicht eine objektive Gegenüberstellung unterschiedlicher Varianten, die sowohl Schutzinteressen als auch Nutzungsaspekte einbeziehen. Können mit Hilfe eines Marktinstrumentes zusätzliche finanzielle Mittel mobilisiert werden, so eröffnet dies die reelle Chance einer nachhaltigen Nutzung unserer Gewässer. Wissenschaftlich unabhängige Grundlagenarbeit ist hierzu ebenso notwendig wie die Offenheit zur Kompromissbereitschaft innerhalb eines politischen Aushandlungsprozesses. Das Projekt «Ökostrom» konnte hierzu wegweisende Grundlagen bereitstellen.



Christine Bratrich arbeitet seit Mitte 1997 als wissenschaftliche Mitarbeiterin an der EAWAG. Sie leitete die Arbeitsgruppe «Bewertung» im Projekt Ökostrom und war massgeblich an der Entwicklung und Umsetzung des Zertifizierungsverfahrens für Wasserkraftanlagen beteiligt.

Weitere Informationen:
www.oekostrom.eawag.ch, www.naturemade.org

Ist Ihre Kaffeemaschine für Wasserkraft bereit?
Premium-Ökostrom
 von ewz.

Premium Solar (100% Solarstrom) und Premium Water (100% Wasserkraft), die neuen ökologischen Stromprodukte von ewz. Ausgezeichnet mit dem Umweltgütesiegel naturmade star.
www.ewz.ch
 Partner der Swiss Citypower

ewz
 swissCitypower

Abb. 4: Werbekampagne des ewz für die ersten Ökostromprodukte aus Wasserkraft, die nach dem EAWAG-Standard zertifiziert wurden.

- [1] Markard J., Truffer B., Bratrich C. (2001): Green marketing for hydropower. The International Journal on Hydropower & Dams 8, 81–86.
- [2] Bratrich C., Truffer B. (2001): Ökostrom-Zertifizierung für Wasserkraftanlagen – Konzepte, Verfahren, Kriterien. Ökostrom Publikationen, EAWAG, Band 6, 1–113.
- [3] EURONATUR (2000): Problemkreis Pflichtwasserabgabe: Ökologisch begründete Mindestabflüsse in naturwissenschaft, Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (Euronatur) (ISSN 1439–6793).
- [4] Jorde K., Schneider M., Zoellner F. (2000): Analysis of instream habitat quality – preference functions and fuzzy models. In: Wang Z.Y., Hu S.-X. (eds.), Stochastic Hydraulics 2000. Balkema, Rotterdam, pp. 671–680.
- [5] Jorde K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart 90, 1–155.

Fische – Indikatoren und Gewinner

In den letzten 10 Jahren haben die Fischfangerträge in schweizerischen Fließgewässern massiv abgenommen. Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Fische zeigen sehr häufig Abweichungen vom Normalbild. Das Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz», kurz «Fischnetz», sucht nach Ursachen und erarbeitet in den kommenden Jahren Vorschläge für Massnahmen.

Gewässer werden in der Schweiz intensiv bewirtschaftet. Einer Bewirtschaftung geht stets eine Bewertung voraus, die die Bewirtschaftung ermöglicht und optimiert. Der Fisch ist dabei sowohl als Instrument zur Bewertung der Gewässer als auch als Wirtschaftsfaktor wichtig.

Gewässer bewirtschaften

6% der Schweizer Bevölkerung zählen sich zu den Anglern, etwa 240 000 Personen zwischen 15 und 74 Jahren haben 1997 mindestens einmal zur Angel gegriffen. Durchschnittlich gibt jede Person im Jahr rund 3500 Franken für ihre Freizeitbeschäftigung aus. Von den total ausgegebenen 216 Millionen Franken fließen etwa 12 Millionen in Form von Bewilligungen in die Kassen der Kantone [1]. Doch die erwähnten Fangrückgänge und Gesundheitsschädigungen lassen Schwierigkeiten für die Zukunft befürchten.

Gewässer bewerten

Der Fisch hat als Indikator für die Qualität von Gewässern grosse Bedeutung. Dies kommt auch durch die Konzeption des Moduls «Fische» im Modul-Stufen-Konzept zum Ausdruck (siehe Artikel A. Peter, S. 7). Zur Bewertung können z.B. Bestandesgrößen, Gesundheit sowie die Artenzahl der Fische herangezogen werden. Beeinträchtigungen des Lebensraumes führen zu einer Abnahme der Artenzahl. Heute gelten nur noch 12 der ursprünglich 54 einheimischen Fischarten als nicht akut gefährdet. Um die Grösse der Fischbestände zu erfassen, ist erheblicher Aufwand und entsprechende Sachkenntnis erforderlich, daher stehen erst punktuell Daten zur Verfügung. Fangdaten existieren hingegen in den meis-

ten Kantonen. Die vom BUWAL zusammengestellten Statistiken zeigen – zumindest bei der am stärksten befischten Forelle – eine deutliche Abnahme. Gesamtschweizerisch ergibt sich ein Rückgang der Fänge um 42% in den letzten 10 Jahren [2].

In jüngster Zeit wurden mehrere Untersuchungen zur Fischgesundheit durchgeführt, wobei deutliche Abweichungen vom Normalbild festgestellt wurden. Weltweit für Schlagzeilen sorgten Meldungen über Anomalien der Geschlechtsentwicklung bei Fischen, die durch hormonaktive Chemikalien hervorgerufen werden [3].

Als Reaktion auf derartige Probleme wurde im Dezember 1998 das Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz» gegründet. Es wurde von EAWAG und BUWAL ins Leben gerufen, wird durch den Schweizerischen Fischereiverband, die Kantone und die chemische Industrie unterstützt und hat eine geplante Laufzeit von 3–5 Jahren. Gesundheitsrisiken und Bestandesrückgänge bei Fischen sowie eine damit verbundene Gewässerbeeinträchtigung sollen frühzeitig erkannt werden.

Was will das Projekt Fischnetz?

Die Ziele des Projektes sind auf drei Ebenen angesiedelt (Abb. 1):

- Dokumentation: Veränderungen von Fängen und Beständen sowie die gesundheitliche Beeinträchtigung der Fische in schweizerischen Gewässern während der letzten 30 Jahre (Vergleich früher/heute).
- Ursachenanalyse: Eingrenzung der Ursachengruppen und Identifizierung der wichtigsten Ursachen von Veränderungen.
- Aktionen: Entwicklung von Handlungsoptionen und adressatengerechter Kommunikation.

Ein Vergleich mit der Waldsterbensdebatte

Das Projekt Fischnetz muss sich vielen Herausforderungen stellen. Die Art der Problematik legt einen Vergleich mit der Waldsterbensdebatte in den 80er Jahren nahe. Drei Charakteristika beider Phänomene sind herausgegriffen:

1. Öffentlichkeit und Wissenschaft knüpften an Projekte zur Erforschung des Waldsterbens hohe Erwartungen: Die Ursachen sollten rasch ergründet werden und praxisrelevante Handlungsanweisungen innert Kürze vorliegen. Fischnetz wird von ähnlich hohen Erwartungen begleitet. Die damit verbundene, oft emotional geführte Debatte hat beim Thema Waldsterben zu Kontroversen geführt, die z.T. bis heute nachwirken. Dies gilt für das Verhältnis unter den WissenschaftlerInnen, aber auch für dasjenige zwischen Wissenschaft und Praxis. Deshalb ist eine vorsichtige, aber aktive Öffentlichkeitsarbeit wichtig. Betroffene aus der Praxis sollten einbezogen sowie Interessenkon-

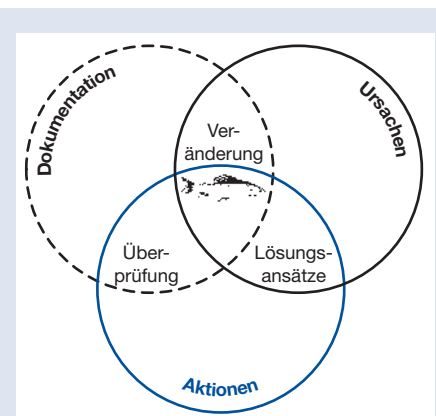


Abb. 1: Ziele des Projektes Fischnetz.

flikte frühzeitig erkannt und als unterschiedliche Meinungen kommuniziert werden.

2. Beiden Themenkreisen gemeinsam ist auch die hohe Komplexität des Systems mit einer räumlich-zeitlichen Trennung zwischen auslösenden Faktoren und Effekten. Eine eindeutige Ursachenanalyse ist daher schwierig. Während bei der Waldsterbensproblematik der Fokus früh auf die Effekte von Luftschadstoffen gelenkt wurde, hält sich Fischnetz zur Zeit noch möglichst viele Ursachenoptionen offen. Bei der Planung von Projekten ist folgender Zusammenhang zu berücksichtigen: «Wo Geld hinfließt, findet man Zusammenhänge, wo keines hinfließt, keine» (P. Brang, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Expertengespräch Fischnetz, 12.4.2000). Synthese-Arbeiten haben sich, ebenso wie eine gute Koordination der Forschung, als

nötig erwiesen. Beim Waldsterben zeigte sich weiterhin, dass die Reaktion der Bäume auf Belastungen standortabhängig ist. Auch beim Fischnetz gehen wir davon aus, dass regionale Gegebenheiten das Gewicht der verursachenden Faktoren mitbestimmen.

3. Aufgrund der hohen Komplexität ist die weitere Entwicklung der Phänomene sowohl ohne als auch mit Korrekturen durch den Menschen schwer abschätzbar. Die Kommunikation solcher Zusammenhänge gegenüber der Öffentlichkeit ist schwierig und die Zurückhaltung der Untersuchenden wird oft missverstanden. Die als Folge des Waldsterbens getroffenen Massnahmen, z.B. die Reduktion der Luftschadstoffe (u.a. durch die Einführung des Katalysators), waren zwar erfolgreich, die wissenschaftlichen Begründungen jedoch fragwürdig.

leres Vorgehen und einen tieferen und breiteren Untersuchungsansatz.

In den regelmässig stattfindenden Konferenzen der TeilprojektleiterInnen werden die Ergebnisse zusammengeführt und diskutiert, ebenso aber das methodische Know-how und die Entwicklung weitergehender Untersuchungsfragen und Massnahmenvorschläge bearbeitet. Sämtliche Dokumente aus den Teilprojekten werden zusammengestellt, um allen Beteiligten einen raschen Zugriff auf die Ergebnisse zu ermöglichen, lange bevor sie publiziert sind.

Wie geht Fischnetz vor?

Fischnetz versteht sich als Netzwerk von Aktivitäten, Wissen und Ideen, aber auch von Problembetroffenen, Problemerzeugern und WissenschaftlerInnen. Damit können Wissenslücken leichter erkannt und zielorientiert bearbeitet werden. Durch koordiniertes Vorgehen werden Doppelspurigkeiten vermieden und die Nutzung von Synergien ermöglicht. Die Anwendung standardisierter Methoden gewährleistet eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Relevante Fragen werden in Teilprojekten erarbeitet. Die Teilprojekte liefern Daten an die Projektleitung von Fischnetz und erhalten im Gegenzug Informationen aus dem Gesamtprojekt. Dies ermöglicht ein schnell-

Inhaltliche Arbeit im Fischnetz

Kernstück der Arbeit sind die 12 Arbeits-hypothesen. Die integrative Hypothese 1 verweist auf die multiplen Effekte und die Tatsache, dass die Ursächlichkeiten je nach Lebensraum, Fischart, Geschlecht oder Jahr sehr verschieden sein können. Zudem können sich die verschiedenen Faktoren addieren, aufheben oder verstärken. Die Hypothesen 2–5 konzentrieren sich auf Wirkungen durch stoffliche Beeinträchti-

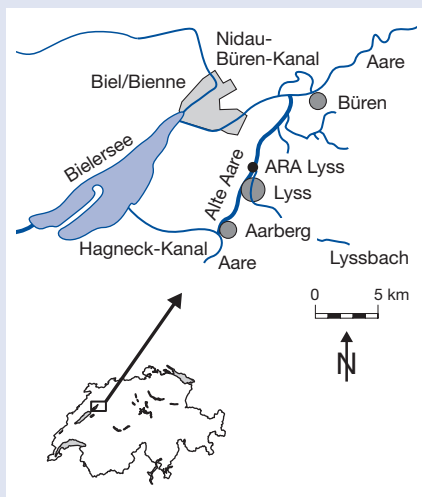


Abb. 2: Verlauf der Alten Aare im Kanton Bern [4].

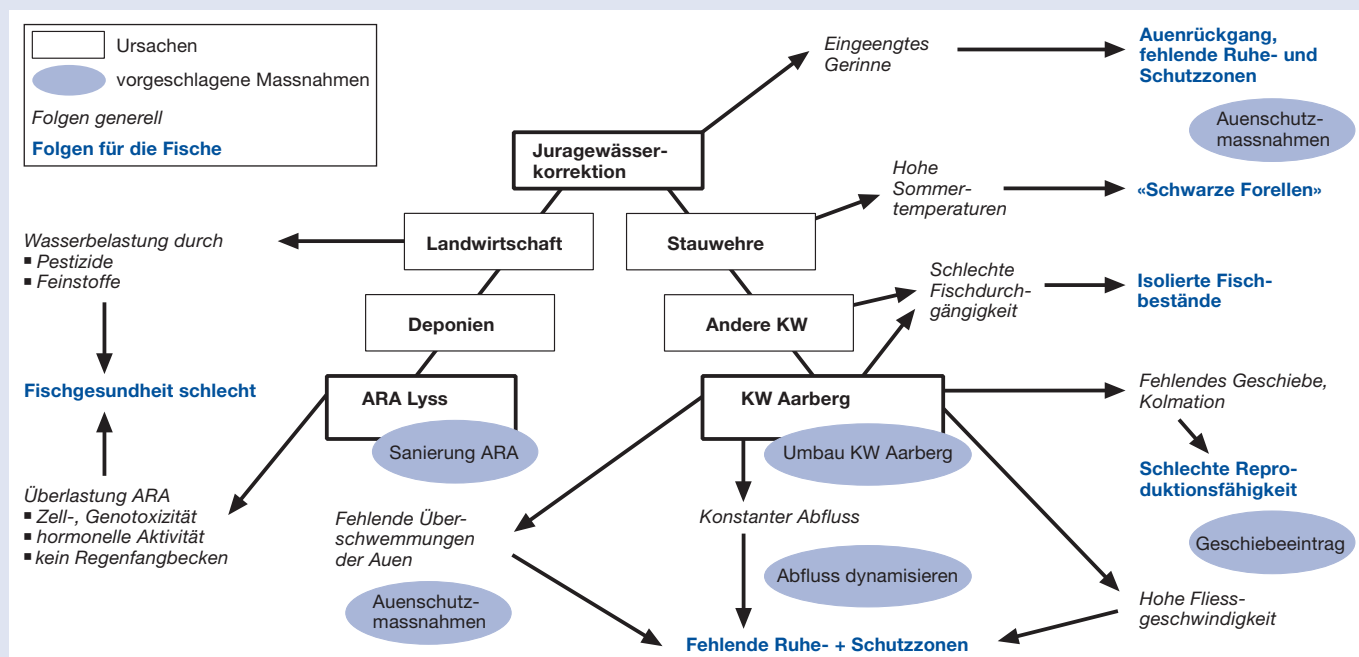


Abb. 3: Situationsanalyse Alte Aare.

gungen: gestörte Fortpflanzung, erhöhte Sterblichkeit der Jungfische, funktionsuntüchtige Organe oder Beeinträchtigung des Immunsystems nach Befall durch Parasiten und Krankheiten. Die Hypothesen 6–10 untersuchen verschiedene andere Ursächlichkeiten: die ungenügende räumliche Struktur des Lebensraumes, eine beeinträchtigte Fortpflanzung durch Kolmation (Feinstoffeintrag in den Porenraum der Kiessohle), verringertes Futterangebot, den Besatz mit nicht standortgerechten Fischen sowie veränderte Anglergewohnheiten oder Verteilung des abschöpfbaren Ertrages zwischen Anglern und Vögeln. Die Hypothesen 11 und 12 beziehen sich ausschliesslich auf Forellengewässer, wo sich Klimaveränderungen sowohl auf die Temperaturverhältnisse als auch auf die Wasserführung auswirken können. Aus den Hypothesen leiten sich die prioritären Fragestellungen ab, die in den einzelnen Teilprojekten bearbeitet werden. Zur Zeit laufen 25 Teilprojekte, mit 12 weiteren besteht ein lockerer Austausch. Zudem hat Fischnetz Kontakt mit Projekten und Institutionen im Ausland.

Ein Synthese-Projekt: Die Alte Aare im Kanton Bern

Der massive Fischrückgang durch wiederholtes Fischsterben und das Auftreten sichtbarer Fischkrankheiten veranlasste den Berner Regierungsrat 1985, umfassende wissenschaftliche Untersuchungen an der Alten Aare im Kanton Bern (Abb. 2) in Auftrag zu geben. Gesundheit und Bestände der Fische, Gewässerschutzprobleme sowie gewässerchemische, hydrologische und hydrobiologische Fragen waren Gegenstand ausführlicher Studien.

Ursachen: Drei historische Ereignisse bestimmen die Problematik und das heutige Erscheinungsbild der Alten Aare massgeblich (Abb. 3). Die erste Juragewässerkorrektur (1868–1891) leitete die Aare durch den Hagneck-Kanal in den Bielersee um. Der ehemalige Aarelauf zwischen Aarberg und Meienried wurde in ein künstlich begradigtes Gerinne umgewandelt, das seither als

«Alte Aare» bezeichnet wird (Abb. 2). Seit 1967 ist das Kraftwerk Aarberg in Betrieb. Es regelt die Dotation der Alten Aare (seit 1973 verbindlich bei 3,5 m³/s). Im Jahr 1968 wurde die ARA Lyss in Betrieb genommen, die die Alte Aare als Vorfluter nutzt.

Folgen: Die Konsequenzen für das Ökosystem Alte Aare sind eng verflochten (Abb. 3). Der konstante Abfluss und das kanalartige Gerinne bedingen einen gleichmässigen, relativ schnell fliessenden Wasserstrom in der Alten Aare. Für die Fischfauna stellt dies ein Struktur- und Lebensraumdefizit dar. Ruhezone und Stillwasserbereiche fehlen insbesondere für Brut und Jungfische. Die Gewässerkorrektur und das Kraftwerk Aarberg behindern die Fischwanderungen. Durch das Kraftwerk wird der Geschiebetrieb unterbunden und die hohe Schwebstofffracht führt zusammen mit dem konstanten Abfluss zu einer starken Kolmation der Gewässersohle. Dadurch ist die natürliche Fortpflanzung kieslaichender Arten deutlich eingeschränkt. Durch die konstante Dotation und die starke Kolmation werden lebensraumtypische dynamische Prozesse für Auenflächen (z.B. wiederkehrende Überschwemmungen) verhindert. Es besteht die Gefahr, dass der als national bedeutsam eingestufte Auenwald entlang der Alten Aare austrocknet und seine Artenzusammensetzung und Struktur verliert. Die Einleitung von geklärtem Abwasser der ARA Lyss in die bereits vorbelastete Alte Aare bewirkt eine deutliche Verschlechterung der Wasserqualität. Schaumbildung, Wassertrübungen, Geruchsemissionen, Sauerstoffzehrung, Abwasserpilzwachstum etc. sind häufig zu beobachten. Unterhalb der ARA Lyss ist die Alte Aare mässig bis stark belastet. Vor allem Stickstoffverbindungen, organische Substanzen und Keimzahlen werden in bedenklicher Konzentration im Auslaufwasser der ARA Lyss gemessen. Abwassertests weisen auf Zell- und Genotoxizität sowie endokrine Aktivität hin. Zusätzliche Belastungen erfolgen aus Deponien und diffusen Einträgen der Landwirtschaft. Ein weiterer Stressfaktor für Bachforellen sind die hohen Wassertemperaturen, die im Sommer festgestellt werden (>21 °C). Dies ist bedingt durch die Erwärmung des Wassers in zahlreichen Staustrecken vor der Alte Aare (Wohlensee, Niederriedtausee, Aarestau bei Aarberg) sowie die Einleitung von Kühlwasser des Kernkraftwerkes Mühleberg. Das Auftreten von «schwarzen Forellen» (ein Krankheitsbild noch unklarer Herkunft) in warmen Sommermonaten lässt vermuten, dass die hohen Temperaturen zumindest «auslösendes Potenzial» haben.

Massnahmen: Von den 12 Hypothesen zum Fischrückgang treffen an der Alten Aare offensichtlich fünf zu: viele kleine Effekte (u.a. aufgrund der stofflichen Belastung), Lebensraumdefizite inkl. Wanderhindernisse, beeinträchtigte Fortpflanzung durch Kolmation, fehlende nachwachsende Fische und hohe Wassertemperaturen. Zur Gesundung der Fischfauna und zur Förderung des gewünschten Fischbestandes sind daher verschiedene Massnahmen vordringlich (Abb. 3). Eine Verbesserung der morphologischen Gerinnestruktur ist im Rahmen von Massnahmen der Auenschutzverordnung vorgesehen. Bauliche Veränderungen am Kraftwerk Aarberg, die eine Dynamisierung des Abflusses und die Fischdurchgängigkeit in Aarberg gewährleisten, sind u.a. dank «Ökostrom» bereits in Planung. Die Wasserqualität kann durch die bereits begonnene Sanierung der ARA Lyss verbessert werden.

Ausblick: Bei der Konzeption von «Fischnetz» wurden eine Reihe von theoretischen Anforderungen an ein ganzheitliches integriertes Gewässermanagement berücksichtigt, wie sie im Beitrag von U. Bundi und B. Truffer (S. 3) gefordert werden. Die am Beispiel der Alten Aare vorgestellte Synthesearbeit zeigt, dass eine Entwicklung von Massnahmenvorschlägen aufgrund einer breit abgestützten ExpertInnendiskussion möglich ist. Die nächsten Schritte in Richtung Umsetzung und begleitende Evaluation werden zeigen, ob dieser Ansatz erfolgreich ist.



Patricia Holm, Biologin und Privatdozentin für Ökologie an der Universität Bern, Leiterin des Projekts «Fischnetz». Forschungsschwerpunkt ist der Einsatz von Fischen als Bioindikatoren.

Weitere Informationen:
www.fischnetz.ch, Zeitschrift «fischnetz-info»

- [1] Schweizerischer Fischerei-Verband (Hrsg.) (1999): Angeln in der Schweiz. Sozio-ökonomische Studie, Bern.
- [2] Friedl C. (1999): Fischfangrückgang in schweizerischen Fliessgewässern, Mitteilungen zur Fischerei, Nr. 63, BUWAL, Bern.
- [3] Burkhardt-Holm P., Studer C. (2000): Hormonaktive Stoffe im Abwasser. Sind Fische und andere wasserlebende Tiere bedroht? Gas, Wasser, Abwasser 7, 504–509.
- [4] Bernet D. (1999): Biomonitoring eines belasteten Fliessgewässers: Einsatz und Evaluation eines Testsystems zur Beurteilung pathologischer Effekte von geklärtem Abwasser auf die Bachforelle (*Salmo trutta* L.). Dissertation, Universität Bern.

Synergie von Hochwasserschutz und Gewässerökologie

Der Raum als Schlüsselgrösse

Das Bundesgesetz über den Wasserbau besagt, dass Menschen und Sachwerte vor schädlichen Auswirkungen des Wassers zu schützen sind. Dies ist mit minimalen Eingriffen in die Fliessgewässer zu realisieren, wobei den Gewässern genügend Raum zur Erfüllung ihrer vielfältigen ökologischen Funktionen zu überlassen ist. Diese Grundsätze sollen zukünftig in umweltgerechten Hochwasserschutzkonzepten umgesetzt werden.

Noch bis in die 70er Jahre standen bei Wasserbauarbeiten der Hochwasserschutz und die Entwässerung im Vordergrund. Das steigende Umweltbewusstsein sowie die Erkenntnisse aus den Unwettern von 1987 und 1993 führten jedoch zu bedeutenden Änderungen, die das Prinzip der Nachhaltigkeit¹ in den Vordergrund rückten. In diesem Sinne wurde ein neues Leitbild für den Hochwasserschutz entwickelt und die gesetzlichen Grundlagen angepasst.

Das zentrale Anliegen beim Umgang mit Fliessgewässern ist eine ganzheitliche Planung, die ökologische, aber auch politische, wirtschaftliche und soziale Aspekte einbezieht. Bei der Planung spielt der für ein Gewässer verfügbare Raum eine Schlüsselrolle. Ein genügend grosser Gewässerraum wirkt sich in den unterschiedlichsten Bereichen positiv aus: z.B. werden der natürliche Lebensraum erhalten, die Wasserqualität verbessert, Erholungsräume aufgewertet sowie das Risiko von Hochwasserschäden und die Belastungen auf Schutzbauten reduziert. Ausgehend von einer umfassenden Problemanalyse wurden für den Hochwasserschutz folgende strategische Ziele formuliert:

- Der Lebens- und Wirtschaftsraum ist angemessen zu schützen.
- Vorsorgemassnahmen sollen das weitere Ansteigen der Schadenssummen verhindern.
- Die Gewässer sind als bedeutende und verbindende Teile von Natur und Landschaft zu respektieren.

¹ Nachhaltige Massnahmen beim Hochwasserschutz sind Eingriffe mit geringem Aufwand, die sozialverträglich sind, auf lange Zeit in die erwünschte Richtung wirken, das Ansteigen der Schadenssummen verhindern und mit geringen Mitteln korrigierbar sind.

Zur Erreichung dieser Ziele muss die Bundespolitik in den Bereichen Hochwasserschutz, Gewässerschutz, Fischerei, Natur- und Landschaftsschutz, Wasserkraftnutzung, Forstwirtschaft sowie Landwirtschaft und Raumordnung aufeinander abgestimmt werden. Der Wille zur Zusammenarbeit und Konsensfähigkeit sind deshalb eine wichtige Voraussetzung, um eine ganzheitliche Planung in die Praxis umzusetzen.

Nachhaltiger Hochwasserschutz

Gestützt auf die Anforderungen an einen nachhaltigen und ganzheitlichen Hochwasserschutz wurden spezifische Grundsätze formuliert:

Grundsatz 1: Gewässerzustand und Gefahren kennen

Um Schutzbedürfnisse und ökologische Defizite beurteilen zu können, sind umfassende Kenntnisse über die hydrologischen Verhältnisse, die wasserbaulichen Voraussetzungen, den ökologischen Zustand und die massgebenden Gefahrenarten des betreffenden Gewässers nötig.

Grundsatz 2: Rückhalteräume erhalten

Natürliche Rückhalteräume sollen ebenso wie der natürliche Verlauf der Gewässer erhalten oder wiederhergestellt werden. Durch grössere Retentionsräume verzögert sich einerseits der Abfluss von Hochwassern, andererseits werden Abflussspitzen gedämpft.

Grundsatz 3: Schutzziele differenzieren

Hochwasserschutzkonzepte bauen auf einer Differenzierung der zu schützenden Objekte (z.B. Siedlung, Infrastrukturanlage,

Landwirtschaftsfläche) auf. Je höher der Sachwert, desto höher ist auch der Schutzgrad anzusetzen.

Grundsatz 4: Eingriffe minimieren

Der Hochwasserschutz soll mit minimalen Eingriffen in den Naturraum sichergestellt werden. Dabei ist den Gewässern genügend Raum zur Erfüllung ihrer vielfältigen ökologischen Funktionen zu geben. Nicht nur der unmittelbare Gewässerbereich, sondern auch die umgebende Landschaft und ihre Nutzung sind zu berücksichtigen.

Grundsatz 5: Unterhalt gewährleisten und Schwachstellen prüfen

Der sachgerechte Unterhalt der Gewässer ist eine Daueraufgabe. Damit wird sichergestellt, dass die Substanz der vorhandenen Schutzbauten sowie die Abflusskapazität erhalten bleiben und auch die ökologischen Anliegen berücksichtigt werden. Die Schutzbauten sind periodisch auf ihre Funktionsfähigkeit und konstruktive Sicherheit gegenüber Überlastungen zu prüfen. Dabei müssen mögliche Schwachstellen erkannt und beseitigt werden.

Grundsatz 6: Raumbedarf sichern

Ein Bach soll mehr als eine Abflusssrinne, ein Fluss nicht nur Kanal sein. Die Kantone sind verpflichtet, den Raumbedarf der Fliessgewässer festzulegen und in der Richt- und Nutzungsplanung sowie bei allen anderen raumwirksamen Tätigkeiten einzubeziehen. Basierend auf diesen Grundsätzen wurde ein Vorgehensablauf für Massnahmenplanungen erarbeitet (Abb. 1). Ein nachhaltiges Hochwasserschutzprojekt behandelt die ökologischen Aspekte und die Hochwasserschutzanliegen gleichberechtigt. Der zu erarbeitende Massnahmenkatalog basiert immer auf der Ist-Zustandserhebung und den konkreten und auch realisierbaren Projektzielen beider Bereiche. Darauf aufbauend lassen sich die Massnahmen örtlich festlegen und priorisieren. Eine Optimierung findet im Rahmen einer umfassenden Interessenabwägung statt [1].

Wieviel Raum brauchen die Gewässer?

Eine interdisziplinäre Studiengruppe hat Antworten auf diese Frage gesucht und zwei verschiedene Verfahren zur Bestimmung des minimalen Gewässerraumes entwickelt [2]. Beide Ansätze sollen in zukünftigen

Wasserbauprojekten zur Anwendung kommen. Der grössere, aus den Berechnungen resultierende Gewässerraum ist für die weitere Planung massgebend. Bauten und Anlagen sollten grundsätzlich die ordentlichen Bauabstände gegenüber dem Gewässerraum einhalten.

Hydraulischer Ansatz (Hochwasserschutz)

Ausgehend von den hydrologischen Grundlagen und den festgelegten Schutzziele [3] (im Siedlungsbereich in der Regel HQ_{100} = Hochwasser, das statistisch alle 100 Jahre einmal vorkommt) muss ein langfristig zu sichernder Gewässerraum definiert werden. Die entsprechende Bemessungswassermenge erlaubt unter Einbezug der lokalen Randbedingungen die Bestimmung der hydraulisch erforderlichen theoretischen Sohlenbreite. Unter Berücksichtigung einer Böschung mit einer Neigung von 1:2 und einem Unterhaltstreifen von 3 m Breite, welcher die Zugänglichkeit sichert, kann der aus der Sicht des Hochwasserschutzes erforderliche Raum abgeschätzt werden (Abb. 2).

Ökologischer Ansatz

Der ökologische Ansatz wurde anhand von Literaturstudien und Fallbeispielen entwickelt, wobei die Gewässer als funktionelle Raumeinheiten einschliesslich Uferbereiche, Pufferzonen und fließgewässerbedingte Erholungsräume betrachtet wurden. Ausgehend von der natürlichen Gerinnsohlenbreite konnte eine Schlüsselkurve (Abb. 3, blaue Kurve) für den Uferbereich entwickelt werden, welche es ermöglicht, die beidseitig erforderliche Breite der Ufersäume abzuschätzen. Für kleine Gerinne sollte eine minimale Uferbereichsbreite von beidseitig je 5 m eingehalten werden. Dage-

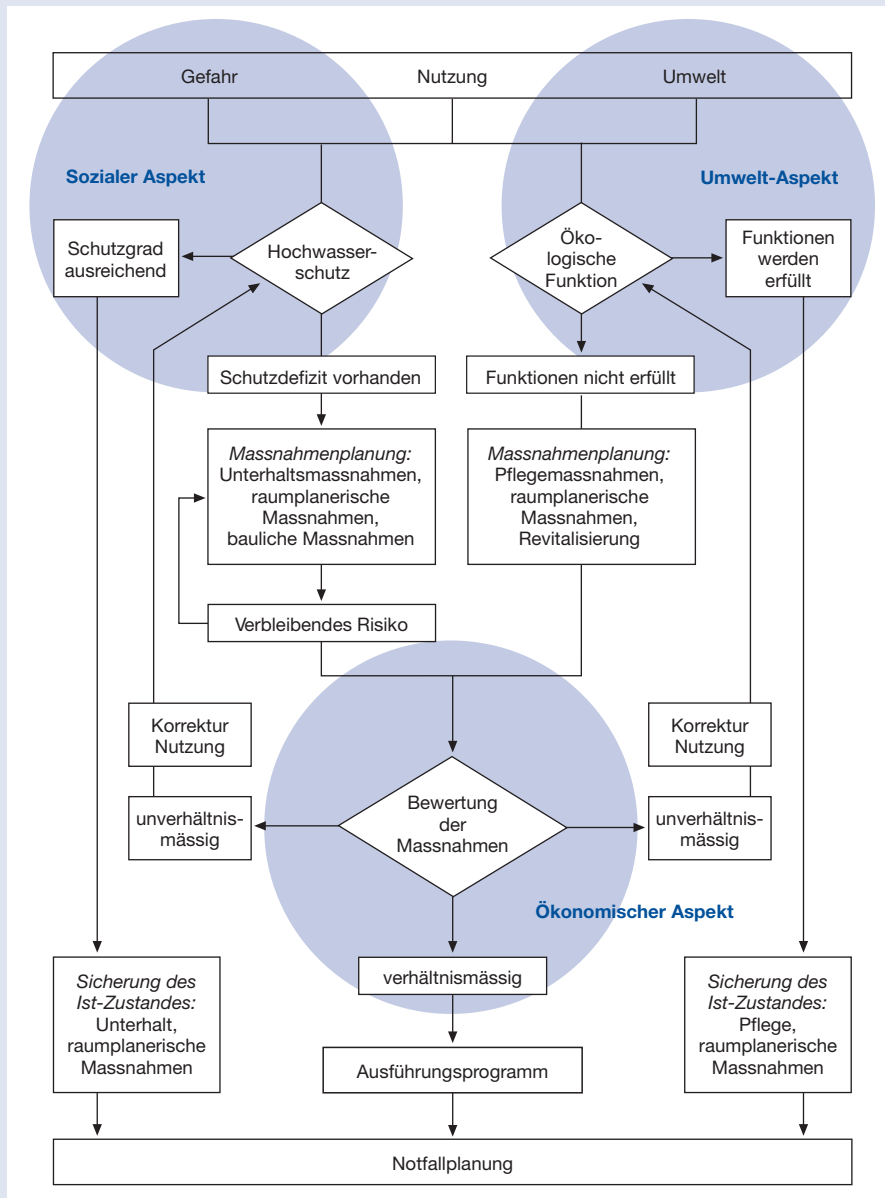


Abb. 1: Vorgehensschema für eine Massnahmenplanung.

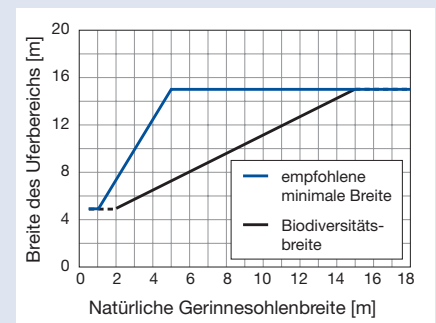


Abb. 3: Erforderliche Uferbereichsbreite in Abhängigkeit von der natürlichen Gerinnesohlenbreite.

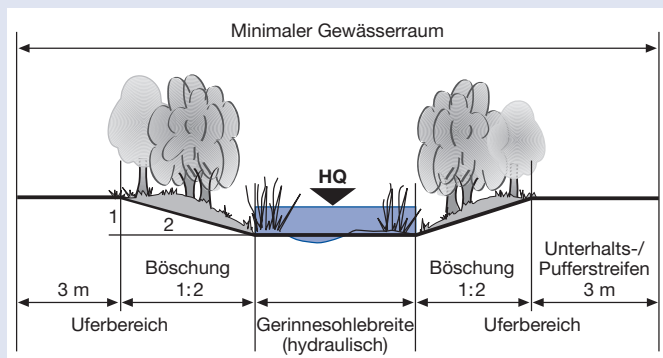


Abb. 2: Minimaler Gewässerraumbedarf aus Sicht des Hochwasserschutzes.

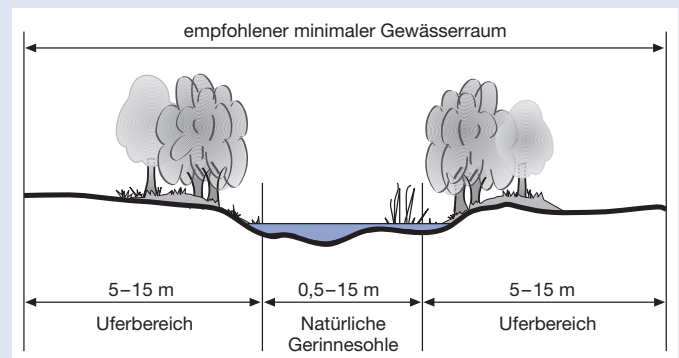


Abb. 4: Minimaler Gewässerraumbedarf nach ökologischem Ansatz.

gen steigt der Raumbedarf bei grösseren Gewässern (Gerinnesohlenbreite bis 15 m) auf beidseitig je 15 m an. Mit diesem vereinfachenden Verfahren kann die Grössenordnung des minimal erforderlichen Raumes für jedes Fliessgewässer abgeschätzt werden (Abb. 4); die Ergebnisse sollten jedoch immer auf ihre Plausibilität geprüft werden. Zusätzlicher Raum ist für die Erholungsnutzung zu berücksichtigen.

In Vorranggebieten (z.B. Naturschutzgebiete, Gewässerschutzbereiche, Fischschutzgebiete) muss die natürliche Vielfalt standortgerechter Tier- und Pflanzenarten sichergestellt werden. Deshalb ist ein Raumbedarf gemäss der Kurve «Biodiversitätsbreite» (Abb. 3) erforderlich. Bei Inventarobjekten von nationaler Bedeutung (z.B. Auen), ausgewiesenen Schutzgebieten und in Bereichen mit extensiver Nutzung ist der Raumbedarf auf die 5–6fache Breite der natürlichen Gewässersohle auszuweiten. Damit ist die naturnahe Eingliederung des Fliessgewässers in die Landschaft (Bildung von Mäandern, Verzweigungen des Laufes) sichergestellt.

Umsetzung

Mit der Pflicht, den Raumbedarf für Fliessgewässer festzulegen und diesen in der Richt- und Nutzungsplanung zu berücksichtigen, stellte sich die Frage nach der Umsetzung. Grundsätzlich stehen dazu die Instrumente der Raumplanung zur Verfügung (z.B. Richt- und Nutzungspläne, Baulinien, Gewässerabstände, Planungszonen, Landumlegungen und Landerwerb). Während mehr als 100 Jahren wurden die Gewässer eingeeignet und auf einen minimalen Raum reduziert. Nun muss langfristig Raum zurückgewonnen werden. Mit einem wegweisenden Bundesgerichtsentscheid wurde bereits 1998 aufgezeigt, dass auch in Siedlungsgebieten Land gesichert werden soll, damit zukünftig umweltgerechte Hochwasserschutzmassnahmen realisiert werden können [4]. In Siedlungsgebieten sind die Raumkonflikte unbestritten am grössten und am schwierigsten zu lösen, aber auch in Landwirtschaftsgebieten ist das Konfliktpotenzial sehr gross.

Einbezug der Landwirtschaft

Natürlich besteht von Seiten der Landwirte grundsätzlich kein Interesse, Land abzutreten, weil damit die Bewirtschaftungsgrundlage und das Einkommen geschmälert werden. Es müssen deshalb Lösungen gefunden werden, die gleichermassen den Interessen der Landwirtschaft, der Natur und Landschaft, der Erholungsnutzung sowie dem Hochwasserschutz Rechnung tragen.



Überschwemmung durch die Reuss im Kanton Uri im Jahr 1987. Die Autobahn riegelte auf dem Damm liegend die Ebene ab. Dies führte zu einem Rückstau mit grossen Überflutungstiefen.

Der Landwirtschaftspolitik fällt dabei eine Schlüsselrolle zu. Wichtig ist, die Landwirte in die Problemlösung mit einzubeziehen, z.B. indem sie am Unterhalt und an der Pflege der Gewässer beteiligt sind und dafür entsprechend entschädigt werden.

Beitrag der Wissenschaft

Sollen die Projekte bei der Bevölkerung Akzeptanz finden, werden fachliche Grundlagen und Antworten benötigt. Vordringlichste Aufgabe im Hochwasserschutz ist es, eine Übersicht über die Gefahrensituation und den Zustand der einzelnen Gewässer zu erarbeiten. Entsprechende Arbeitshilfen – an deren Entwicklung die EAWAG massgeblich mitgewirkt hat – sind publiziert worden [5, 6]. Sie ermöglichen, Prioritäten zu setzen und helfen mit, die vorhandenen Mittel zielgerichtet einzusetzen. Wo das heutige Wissen nicht ausreicht, ist die Grundlagenforschung voranzutreiben und sind Erfolgskontrollen vorzusehen. Spezifische Aufgaben der Wissenschaft sind:

- Klärung von Systemzusammenhängen,
- Erkennen der Entwicklungspotenziale,
- Zielformulierungen im Bereich Ökologie,
- Erfolgskontrolle → Indikatoren,
- Problem-/Konfliktlösungsstrategien.

Eine riesige Chance ist die anstehende 3. Rhonekorrektur zwischen Brig und Martigny. Das grosse und ambitionierte Projekt, welches mehr als 20 Jahre dauern wird, eröffnet vielfältige Möglichkeiten für wissenschaftliche Fallstudien.

Vision des BWG

Gemäss Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) sollen die Kantone und Gemeinden zukünftig in ihren Wasserbauprojekten die ökologisch empfohlenen minimalen Uferbereichsbreiten durchsetzen, welche vorab durch ein Instrument der Raumplanung festgelegt wurden. Die neu gestalteten Fliessgewässerräume mit Ufervegetation

bremsen dann den Abfluss (Hochwasserschutz) und erfreuen – als Lebensraum für Flora und Fauna – das Auge der Betrachtenden. Die Uferbereiche werden von den Landwirten gepflegt, welche der Staat dafür entsprechend entschädigt.

Fazit

Gewässer sind wichtige Bestandteile unseres Lebensraumes, an die vielfältige Ansprüche gestellt werden. Alle Interessen zu berücksichtigen ist nur möglich, wenn die Betroffenen zu Beteiligten gemacht werden und gemeinsam nach Lösungen gesucht wird. Gewässer machen nicht vor Grundstücks- oder Gemeindegrenzen Halt und sind immer als zusammenhängende Systeme zu betrachten. Eine ganzheitlich vernetzte Betrachtungsweise ist daher unumgänglich. Durch diese Systembetrachtung können lokale Massnahmen in einen Gesamtzusammenhang gestellt werden. Das neue Leitbild für den Hochwasserschutz bevorzugt wasserbauliche Massnahmen, bei denen sich ökologische Verbesserungen und Hochwasserschutzaspekte ergänzen.



Hans Peter Willi,
Chef Sektion Wasserbau im
Bundesamt für Wasser und
Geologie (BWG) in Biel.

- [1] BWG (2000): Hochwasserschutz an Fliessgewässern, Wegleitung (Vernehmlassungsentwurf).
- [2] BWG, BLW, BUWAL, BRP (2000): Raum den Fliessgewässern (Faltblatt), BWG.3.00/35372.
- [3] BWW (1995): Anforderungen an den Hochwasserschutz '95, Faltblatt, Biel.
- [4] BGE Uster, April 1998.
- [5] BWW, BUWAL, BRP (1997): Berücksichtigung der Hochwassergefahren bei raumwirksamen Tätigkeiten, EDMZ 804.201 d.
- [6] BUWAL (1998): Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilung zum Gewässerschutz Nr. 27, 49 Seiten.

Der Dialog geht weiter

BürgerInnen und Forschende am zweiten Runden Tisch von «Science et Cité»

Im Juli 2000 hat das zweite Treffen des Runden Tisches am und auf dem Vierwaldstättersee stattgefunden. Für ein Dutzend BürgerInnen und ebenso viele Forschende stand für zwei Tage das Thema «Chemikalien im Wasser» im Zentrum der Diskussionen.

Die Stiftung «Science et Cité» hat sich zum Ziel gesetzt, den Dialog zwischen Wissenschaft und Gesellschaft zu fördern. Eines ihrer Projekte ist der Runde Tisch, eine Plattform für regelmässige Gespräche zwischen Bürgerinnen und Bürgern und Angehörigen einer Forschungsinstitution. Das Pilotprojekt, an dem VertreterInnen aus der Region Zürich und Forschende der EAWAG beteiligt sind, startete im Februar 2000. Bei der zweiten Veranstaltung im Juli 2000 wurde über das Thema «Nährstoffe und Pharmaka in Gewässern» diskutiert.

Faszination See

Der zweite Runde Tisch fand im idyllisch gelegenen Forschungszentrum für Limnologie in Kastanienbaum am Vierwaldstättersee statt. Um Einblick in den Forschungsalltag der Seenforscher zu erhalten, waren die Teilnehmerinnen und Teilnehmer gleich zu Beginn der zweitägigen Veranstaltung live bei einer Probenahme dabei. Mit dem Forschungsboot der EAWAG ging es auf den Vierwaldstättersee. Viele Fragen wollten beantwortet sein. Dabei interessierte die Ausrüstung wie Schöpfflasche, Temperatursonde und Planktonnetz genauso wie Grundsätzliches über die Wasserschichtung von Seen und das Fischsterben. Das Wissen wurde nach der Bootsausfahrt im Labor vertieft, wo die gesammelten Proben aus dem See unter Lupe und Mikroskop betrachtet wurden. Fasziniert wurden Kleinstlebewesen wie zierliche Kieselalgen und Krebse bestaunt, und gemeinsam wurde diskutiert und in den bereitliegenden Fachbüchern nachgeschlagen.

Intensive Fachdiskussionen

Am zweiten Tag wurden die Gespräche vom Vortag mit Fachvorträgen und anschließenden Gruppendiskussionen fortgesetzt.

Hauptthema war die Verschmutzung von Seen, Flüssen und Trinkwasser durch Phosphat und Stickstoff einerseits, sowie durch human- und veterinärmedizinische Medikamente andererseits.

In diesem Zusammenhang wurde das Verhalten der Gesellschaft gegenüber der Umwelt angesprochen. Gemeinsam wurde nach neuen Wegen für einen nachhaltigen Umgang mit der Umwelt gesucht und die Frage diskutiert, wie zum Umdenken angeregt werden kann. Die Teilnehmenden stellten fest, dass die Umweltforschung auf viele Fragen keine eindeutigen Antworten geben kann. Daraus ergab sich die Einsicht, dass Entscheide über mögliche Massnahmen nicht nur an Fachleute delegiert werden sollen, sondern dass neben der Politik auch Bürgerinnen und Bürger Verantwortung übernehmen müssen. Um diese Aufgabe wahrnehmen zu können, müsse die Bevölkerung jedoch, nach Ansicht der Anwesenden, besser informiert werden. Die Erkenntnisse aus der Wissenschaft seien

zwar öffentlich zugänglich, allerdings werde die gewählte Sprache oft nicht verstanden. Die Fachsprache ist teilweise sogar für Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler verwandter Disziplinen unverständlich. Auf Expertenseite stellen sich daher wichtige Fragen: Wie kann ein Forschungsergebnis verständlich kommuniziert werden? Welche Argumente oder Gegenargumente sind notwendig, damit sich Bürgerinnen und Bürger eine Meinung bilden und Verantwortung bei der Entscheidungsfindung übernehmen können?

Kommunikation

Die Kommunikation zwischen Wissenschaft und Öffentlichkeit wurde an diesem zweiten Runden Tisch als zentraler Problembereich identifiziert. Meine eigenen Erfahrungen bestätigen die Schwierigkeiten in diesem Bereich. Während der Probenahme auf dem See habe ich vieles erklärt und die Teilnehmenden haben bei Unklarheiten hartnäckig nachgefragt. Ich musste jedoch bei der Lektüre des wissenschaftlichen Berichtes, den eine teilnehmende Soziologin verfasst hat, feststellen, dass einiges offensichtlich nicht so angekommen ist, wie ich es vermitteln wollte.

Am Ende der Juli-Veranstaltung beschlossen die Teilnehmenden daher, das dritte Treffen Mitte Januar 2001 dem Thema Kommunikation zu widmen. Anhand eines Beispiels aus den Forschungsprojekten der EAWAG wurde ein Kommunikationstraining unter Leitung eines Medienfachmannes durchgeführt. Als Thema wurde das Projekt «NoMix» ausgewählt, das sich mit einer neuartigen Trenntoilette im Rahmen der Siedlungsentwässerung befasst.

(Berichterstattung: Gabriella Meier Bürgisser, EAWAG Dübendorf)



Publikationen und Bücher

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

- 2806 **Fent K., Bättscher R.** (2000): Cytochrome P4501A induction potencies of polycyclic aromatic hydrocarbons in a fish hepatoma cell line: demonstration of additive interactions. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (8), 2047–2058.
- 2807 **Burkhardt-Holm P., Wahli T., Meier W.** (2000): Nonylphenol affects the granulation pattern of epidermal mucous cells in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ecotoxicol. & Environ. Safety* 46 (Sect. B), 34–40.
- 2808 **Lämmli C.M., Leveau J.H.J., Zehnder A.J.B., van der Meer J.R.** (2000): Characterization of a second *tfd* gene cluster for chlorophenol and chlorocatechol metabolism on plasmid pJP4 in *Ralstonia eutropha* JMP134(pJP4). *J. Bacteriol.* 182 (15), 4165–4172.
- 2809 **Resnick S.M., Zehnder A.J.B.** (2000): *In vitro* ATP regeneration from polyphosphate and AMP by polyphosphate: AMP phosphotransferase and adenylate kinase from *Acinetobacter johnsonii* 210 A. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (5), 2045–2051.
- 2810 **Sentchilo V.S., Perebitud A.N., Zehnder A.J.B., van der Meer J.R.** (2000): Molecular diversity of plasmids bearing genes that encode toluene and xylene metabolism in *Pseudomonas* strains isolated from different contaminated sites in Belarus. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (7), 2842–2852.
- 2811 **Berg M., Müller S.R., Mühlemann J., Wiedmer A., Schwarzenbach R.P.** (2000): Concentrations and mass fluxes of chloroacetic acids and trifluoroacetic acid in rain and natural waters in Switzerland. *Environ. Sci. Technol.* 34 (13), 2675–2683.
- 2812 **Bichsel Y., von Gunten U.** (2000): Formation of iodo-trihalomethanes during disinfection and oxidation of iodide-containing waters. *Environ. Sci. Technol.* 34 (13), 2784–2791.
- 2813 **Rubli S., Medilanski E., Belevi H.** (2000): Characterization of total organic carbon in solid residues provides insight into sludge incineration processes. *Environ. Sci. Technol.* 34 (9), 1772–1777.
- 2814 **Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Imboden D.M., Baur H., Graf T., Kipfer R.** (2000): A mass spectrometric system for the analysis of noble gases and tritium from water samples. *Environ. Sci. Technol.* 34 (10), 2042–2050.
- 2815 **Riediker S., Ruckstuhl S., Suter, M.J.-F., Cook A.M., Giger W.** (2000): *p*-toluenesulfonate in landfill leachates: leachability from foundry sands and aerobic biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 34 (11), 2156–2161.
- 2816 **Belevi H., Mönch H.** (2000): Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. field studies. *Environ. Sci. Technol.* 34 (12), 2501–2506.
- 2817 **Belevi H., Langmeier M.** (2000): Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 2. laboratory experiments. *Environ. Sci. Technol.* 34 (12), 2507–2512.
- 2818 **Stolz A., Schmidt-Maag C., Denner E.B.M., Busse H.J., Egli T., Kämpfer P.** (2000): Description of *Sphingomonas xenophaga* sp. nov. for strain BN6^T and N,N which degrade xenobiotic aromatic compounds. *Internat. J. Systematic & Evolutionary Microbiol.* 50, 35–41.
- 2819 **Peeters F., Kipfer R., Hofer M., Imboden D.M., Domysheva V.M.** (2000): Vertical turbulent diffusion and upwelling in Lake Baikal estimated by inverse modeling of transient tracers. *J. Geophys. Res.* 105 (C2), 3451–3464.
- 2820 **Uehlinger U., König C., Reichert P.** (2000): Variability of photosynthesis-irradiance curves and ecosystem respiration in a small river. *Freshwater Biol.* 44, 493–507.
- 2821 **Tockner K., Baumgartner C., Schiemer F., Ward J.V.** (2000): Biodiversity of a Danubian floodplain: structural, functional and compositional aspects. In: «Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation», Vol. 1 (Eds. Gopal B. et al.). Backhuys Publ. Leiden, pp. 141–159.
- 2822 **Ahel M., Giger W., Molnar E., Ibric S.** (2000): Determination of nonylphenol polyethoxylates and their lipophilic metabolites in sewage effluents by normal-phase high-performance liquid chromatography and fluorescence detection. *Croat. Chemica Acta* 73 (1), 209–227.
- 2823 **Weyhenmeyer C.E., Burns S.J., Waber H.N., Aeschbach-Hertig W., Kipfer R., Loosli H.H., Matter A.** (2000): Cool glacial temperatures and changes in moisture source recorded in Oman groundwaters. *Science* 287, 842–845.
- 2824 **Aeschbach-Hertig W., Peeters F., Beyerle U., Kipfer R.** (2000): Palaeotemperature reconstruction from noble gases in ground water taking into account equilibration with entrapped air. *Nature* 405, 1040–1044.
- 2825 **Winckler G., Kipfer R., Aeschbach-Hertig W., Botz R., Schmidt M., Schuler S., Bayer R.** (2000): Sub sea floor boiling of Red Sea brines: new indication from noble gas data. *Geochim. Cosmochim Acta* 64 (9), 1567–1575.
- 2826 **Stoffel M.H., Wahli T., Friess A.E., Burkhardt-Holm P.** (2000): Exposure of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to nonylphenol is associated with an increased chloride cell fractional surface area. *Schweiz. Archiv für Tierheilkunde* 142 (5), 263–267.
- 2827 **Omlin M.** (2000): Uncertainty analysis of model predictions for environmental systems: concepts and application to lake modelling. Diss. ETHZ, No. 13 243, Zürich.
- 2828 **Hartmann F.A.** (2000): Modellrechnungen zur Beschreibung der Wasserbewegung durch eine Müllschlackendeponie unter besonderer Berücksichtigung der Porenstruktur. Diss. ETHZ Nr. 13 732, Zürich.
- 2829 **Haderlein S.B., Hofstetter T.B., Schwarzenbach R.P.** (2000): Subsurface chemistry of nitroaromatic compounds. In: «Biodegradation of nitroaromatic compounds and explosives», (Eds. Spain J. et al.) CRC Press, Boca Raton, pp. 311–356.
- 2830 **Bichsel Y., von Gunten U.** (2000): Hypoiodous acid: kinetics of the buffer-catalyzed disproportionation. *Water Res.* 34 (12), 3197–3203.
- 2831 **Schweigert N., Acero J.L., von Gunten U., Canonica S., Zehnder A.J.B., Eggen R.I.L.** (2000): DNA degradation by the mixture of copper and catechol is caused by DNA-copper-hydroperoxy complexes, probably DNA-Cu(II)OOH. *Environ. Molecular Mutagenesis* 36, 5–12.
- 2832 **Petts G.E., Gurnell A.M., Gerrard A.J., Hannah D.M., Hansford B., Morrissey I., Edwards P.J., Kollmann J., Ward J.V., Tockner K., Smith B.P.G.** (2000): Longitudinal variations in exposed riverine sediments: a context for the ecology of the Fiume Tagliamento, Italy. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosyst.* 10, 249–266.
- 2833 **Zehnder A.J.B.** (2000): Gewässerschutz im Wasserschloss Europas – eindrückliche Pionierleistungen und neue Herausforderungen. *Neue Zürcher Zeitung*. Nr. 115, 18. Mai.
- 2834 **Müller M.T.** (2000): Anaerobic biodegradation and toxicity of alcohol ethoxylates. Diss. ETHZ No. 13 612, Zürich.
- 2835 **Harms H.** (1999): The use of laboratory model systems to elucidate the mechanisms of bioavailability of hydrophobic organic compounds. In: «Bioavailability of organic xenobiotics in the environment», (Eds. Baveye Ph. et al.). Kluwer Academic Publ., Dordrecht, pp. 121–134.
- 2836 **Koch G., Egli K., van der Meer J.R., Siegrist H.** (2000): Mathematical modeling of autotrophic denitrification in a nitrifying biofilm of

- a rotating biological contactor. *Water Sci. Technol.* 41 (4–5), 191–198.
- 2837 **Siegrist H., Brack T., Koch G., Nussbaumer A., Gujer W.** (2000): Optimization of nutrient removal in the WWTP Zürich-Werdhölzli. *Water Sci. Technol.* 41 (9), 63–71.
- 2838 **Gurnell A.M., Petts G.E., Hannah D.M., Smith B.P.G., Edwards P.J., Kollmann J., Ward J.V., Tockner K.** (2000): Wood storage within the active zone of a large European gravel-bed river. *Geomorphology* 34, 55–72.
- 2839 **Egli T.** (2000): Nutrition of microorganisms. In: «Encyclopedia of Microbiology», Vol. 3, 2nd ed., (Eds. Joshua Ledergerber et al.). Academic Press, San Diego, pp. 431–477.
- 2840 **Durner R., Witholt B., Egli T.** (2000): Accumulation of poly[(F)-3-hydroxyalkanoates] in *Pseudomonas oleovorans* during growth with octanoate in continuous culture at different dilution rates. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (8), 3408–3414.
- 2841 **Volkland H.-P., Harms H., Knopf K., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2000): Corrosion inhibition of mild steel by bacteria. *Biofouling* 15 (4), 287–297.
- 2842 **Scheringer M., Wegmann F., Fenner K., Hungerbühler K.** (2000): Investigation of the cold condensation of persistent organic pollutants with a global multimedia fate model. *Environ. Sci. Technol.* 34 (9), 1842–1850.
- 2843 **Lahlou M., Harms H., Springael D., Ortega-Calvo J.-J.** (2000): Influence of soil components on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria through saturated porous media. *Environ. Sci. Technol.* 34 (17), 3649–3656.
- 2844 **Escher B.I., Schwarzenbach R., Westall J.C.** (2000): Evaluation of liposome–water partitioning of organic acids and bases. 1. Development of a sorption model. *Environ. Sci. Technol.* 34 (18), 3954–3961.
- 2845 **Escher B.I., Schwarzenbach R., Westall J.C.** (2000): Evaluation of liposome–water partitioning of organic acids and bases. 2. Comparison of experimental determination methods. *Environ. Sci. Technol.* 34 (18), 3962–3968.
- 2846 **Tockner K.** (2000): Schweizer Forschung in italienischer Wildflusslandschaft: Der Tagliamento als Modell für Flussrevitalisierungen. *CH-Forschung* 7, 1–2.
- 2847 **Bastiaens L., Springael D., Wattiau P., Harms H., DeWachter R., Verachtert H., Diels L.** (2000): Isolation of adherent polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading bacteria using PAH-sorbing carriers. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (5), 1834–1843.
- 2848 **Ponge J.-F., Patzel N., Delhaye L., Devigne E., Levieux C., Beros P., Wittebroodt R.** (1999): Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. *Biol. Fertil. Soils* 29, 360–370.
- 2849 **Känel B.R., Bühner H., Uehlinger U.** (2000): Effects of aquatic plant management on stream metabolism and oxygen balance in streams. *Freshwater Biol.* 45, 85–95.
- 2850 **Patzel N.** (1999): Träume angehender Umweltwissenschaftler. *GAIA* 8 (3), 202–209.
- 2851 **Patzel N., Sticher H., Karlen D.L.** (2000): Soil fertility – phenomenon and concept. *J. Plant Nutr. & Soil Sci.* 163, 129–142.
- 2852 **Maurer M., Siegrist H., Becher D.** (1999): Nitrifikation und Denitrifikation im Wirbelbett. Biologische Reinigungsleistung in der kommunalen Abwasserreinigung. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 36, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern, 96 Seiten.
- 2853 **Rubli S.** (2000): Thermische Abfallbehandlung: Organischer und elementarer Kohlenstoff als Indikatoren in der Prozessoptimierung. Diss. ETHZ Nr. 13 782, Zürich.
- 2854 **Albrecht A.** (1999): Transfert du radiocobalt rejeté par la centrale de Mühleberg dans les systèmes aquatiques de l'Aar et du lac de Biènn (Suisse). *Hydroécolog. Appl.* 11, 1–28.
- 2855 **Bloesch J.** (2000): Integraler Gewässerschutz an der Donau – Worthülse oder Konzept – und was hat die IAD damit zu tun? Proc. 33rd Conf., Osijek, Croatia 2000. *Internat. Assoc. Danube Res.* 33, 1–6.
- 2856 **Stemmler K., von Gunten U.** (2000): OH radical-initiated oxidation of organic compounds in atmospheric water phases: Part 1. Reactions of peroxy radicals derived from 2-butoxyethanol in water. *Atmospher. Environ.* 34, 4241–4252.
- 2857 **Stemmler K., von Gunten U.** (2000): OH radical-initiated oxidation of organic compounds in atmospheric water phases: Part 2. Reactions of peroxy radicals with transition metals. *Atmospher. Environ.* 34, 4253–4264.
- 2858 **Nay M., Snozzi M., Zehnder A.J.B.** (1999): Behavior of chemical contaminants under controlled redox conditions in an artificial sequential soil column system and in batch cultures. *Biodegradation* 10, 405–414.
- 2859 **Bundi U., Peter A., Frutiger A., Hütte M., Liecht P., Sieber U.** (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422/423, 477–487.
- 2860 **Wagner G., Beer J., Laj C., Kissel C., Masarik J., Muscheler R., Synal H.-A.** (2000): Chlorine-36 Evidence for the Mono Lake Event in the Summit GRIP Ice Core. *Earth and Planetary Sci. Letters* 181, 1–6.
- 2861 **Hesselmann R.P.X., von Rummell R., Resnick S.M., Hany R., Zehnder A.J.B.** (2000): Anaerobic metabolism of bacteria performing enhanced biological phosphate removal. *Water Res.* 34 (14), 3487–3494.
- 2862 **Ammann A.A., Rüttimann T.B., Bürgi F.** (2000): Simultaneous determination of TOC and TN_B in surface and wastewater by optimized high temperature catalytic combustion. *Water Res.* 34 (14), 3573–3579.
- 2863 **Wüest A., Piepke G., van Senden D.C.** (2000): Turbulent kinetic energy balance as a tool for estimating vertical diffusivity in wind-forced stratified waters. *Limnol. Oceanogr.* 45 (6), 1388–1400.
- 2864 **Lamche G., Burkhard-Holm P.** (2000): Nonylphenol provokes a vesiculation of the Golgi apparatus in three fish epidermis cultures. *Eco-toxicol. & Environ. Safety* 47 (B), 137–148.
- 2865 **Koch G., Kühni M., Gujer W., Siegrist H.** (2000): Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater. *Water Res.* 34 (14), 3580–3590.
- 2866 **Schmidt T.C., Steinbach K., Bütchorn U.** (2000): Analysis of Environmental Nitroaromatics. In: «Encyclopedia of analytical chemistry (Ed. R.A. Meyers). John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, pp. 2946–2966.
- 2867 **Goss K.-U.** (1997): Conceptual model for the adsorption of organic compounds from the gas phase to liquid and solid surfaces. *Environ. Sci. Technol.* 31 (12), 3600–3605.
- 2868 **Goss K.-U.** (1997): Comment on «particle/gas concentrations and distributions of PAHs in the atmosphere of Southern Chesapeake Bay». *Environ. Sci. Technol.* 31 (12) 3736–3737.
- 2869 **Binderheim-Bankay E., Jakob A., Liechti P.** (2000): NADUF-Messresultate 1977–1998. Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319 (Gewässerschutz), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.

Bücher

Adler H., Baracchi C., Berg M., Brehmer M., Eprecht Th., Jaggy M., Kugler P., Kyas A., Liniger H.U., Loshner A., Meile A., Reinker D., Wenger Ch. (2000): Kooperationslösungen bei der Altlastenbearbeitung. Vollzug Umwelt (Altlasten), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern. BUWAL, 32 Seiten.

Binderheim-Bankay E., Jakob A., Liechti P. (2000): NADUF-Messresultate 1977–1998. Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319 (Gewässerschutz), Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern, 241 Seiten. [2869]

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

Gremion B., Aristanti C., Wegelin M. (2000): Solar Water Disinfection (SODIS) – From Theory to Practice, Booklet published by SIMAVI, Haarlem (NL), 10–28.

Markard J., Truffer B. (Hrsg.) (2000): Umweltmanagement und Ökolabeling für die Wasserkraft. Markt, Zertifizierung und Praxiserfahrung. EAWAG Ökostrompublikationen, Band Nr. 4, 99 Seiten.

Müller R., Naeve H. (Eds) (2000): Water for sustainable inland fisheries and aquaculture. An international symposium organised by European Inland Fisheries Advisory Commission, FAO, Rome. Special Issue of Fisheries Management and Ecology 7 (1–2), 195 pp.

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

Otto-Jaag-Preis für Gewässerschutz 2000

Am 18. November 2000 erhielt *Nina Schweigert*, ehemalige Doktorandin der EAWAG, für ihre Dissertation zum Thema «Modes of Action and Toxicity of (Chloro-)Catechol/Copper Combinations» den *Otto-Jaag-Preis für Gewässerschutz*.

In ihrer Arbeit untersuchte sie den Zusammenhang zwischen der Toxizität von Schadstoffen (anhand von Bakterien) und ihren chemischen Eigenschaften. Da Schadstoffe in der Umwelt in der Regel als Gemische vorliegen, wurde beispielhaft das Zusammenwirken eines Schwermetalls mit organischen Schadstoffen erforscht (Kupfer mit Catechol und seinen chlorierten Formen). Catechol und Kupfer bilden bei Anwesenheit von Sauerstoff gefährliche reaktive Sauerstoffspezies (RSS). Die Untersuchung zeigte, dass diese Reaktion auch im Inneren von Bakterien stattfindet, wobei DNA, Membranen und Proteine durch die entstehenden RSS geschädigt werden können.

Allerdings ist die Toxizität des Catechol-Kupfer-Gemisches nicht auf die Bildung der RSS zurückzuführen, weil die Bakterien die RSS entgiften, bevor messbare Schäden entstehen. Aus der Literatur war bekannt, dass die Lipophilie der Catechole mit der Anzahl der Chloratome zunimmt, dass Catechole starke Komplexe mit Kupfer bilden und dass sie relativ leicht Protonen abgeben. Mit ihrer Arbeit zeigte Nina Schweigert, dass ein Zusammenspiel dieser drei Eigenschaften die Toxizität verursacht. Durch die Komplexbildung wird die Ladung des Kupfers abgeschirmt oder neutralisiert und die Komplexe reichern sich in den Membranen an. Die Deprotonierbarkeit trägt einerseits zur Komplexbildung bei, andererseits ist sie der eigentliche Grund für die Toxizität, denn die Komplexe können Protonen auf der einen Seite der Membran abgeben und auf der anderen Seite wieder aufnehmen, wodurch das Membranpotential zerstört wird.

Schliesslich wurde ein Modell über den Mechanismus entwickelt, welches die Toxizitätsdaten der Catechole und ihrer Kupferkomplexe erklärt.



ETH-Rat sagt ja zur «Sozio-Ökonomie des Wassers»

Die EAWAG besitzt grosse Kompetenzen in den Natur- und Ingenieurwissenschaften und verfügt in diesen Bereichen über eine reiche Erfahrung in der Zusammenarbeit mit der Praxis (Verwaltung, NGOs und Wirtschaft). Bereits 1992 wurde die Gruppe Humanökologie an der EAWAG aufgebaut (siehe EAWAG news Nr. 50). Nun will die EAWAG ihre sozio-ökonomischen Kompetenzen weiter verstärken. Die bestimmen-

den Kräfte in der Wassernutzung sollen besser verstanden und für ein nachhaltiges Management der nicht erneuerbaren Ressource Wasser eingesetzt werden. Wichtige Themenbereiche sind z.B. die Weiterentwicklung von Wasserpolitik-Modellen unter Einbezug von natur-, ingenieur- und sozialwissenschaftlichen Aspekten, die partizipative Beteiligung von Bürgerinnen und Bürgern bei der Entscheidungsfindung und der

Umgang mit Risiken und Unsicherheiten. Im Oktober 2000 hat der ETH-Rat der EAWAG für die Durchführung des Projektes «Sozio-Ökonomie des Wassers» 3 Millionen Franken zugesprochen. Es ist eines der sechs Projekte, die im Rahmen der «Autonomie-dividende – Innovations- und Kooperationsprojekte» des ETH-Rates von 2000 bis 2003 in Zusammenarbeit mit den kantonalen Universitäten durchgeführt werden sollen.

Der Ökotoxikologie-Kurs «coetox»

Chemikalien können neben ihrer eigentlichen Nutzfunktion auch unerwünschte Nebeneffekte auf Mensch und Umwelt haben. Die Ökotoxikologie erforscht, wie diese erkannt und verhindert werden können. Da erst in den 80er Jahren umfassende Regelungen erlassen wurden (Stoffverordnung 1986), sind die Erfahrungen der Praxis noch jung. Wissenschaftler der EPFL und der EAWAG haben deshalb gemeinsam mit weiteren Partnern seit 1994 eine Serie von Ökotoxikologie-Kursen organisiert. Ziel der Kurse ist es, Fachwissen zu verbreiten und den Dialog unter Fachleuten zu fördern.

1999 wurde vereinbart, den Kurs modular aufzubauen, sodass innerhalb von drei Jahren ein Gesamtüberblick über die praxisbezogene Ökotoxikologie vermittelt werden kann. Unter dem Patronat des BUWAL wird

der Kurs neu auch von Angehörigen des Cémagref Lyon, der Universitäten Konstanz, Genf und Zürich und der Syngenta mitgetragen.

Letzten September haben insgesamt 30 Personen das Basismodul – wahlweise in französischer oder deutscher Sprache – besucht und dabei einen Überblick über die chemischen und biologischen Grundlagen erworben sowie einige gängige Methoden und Konzepte der Ökotoxikologie kennen gelernt. In den Jahren 2001 bis 2003 werden die je dreitägigen Hauptmodule Evaluation von Schadstoffen, Beeinträchtigung natürlicher Systeme und Risiko-Abschätzung folgen.

Weitere Informationen:
<http://www.eawag.ch/events/peak/coetox>

coetox = collaboration en écotoxicologie

Ökotoxikologie-Kurs coetox

Module:
Grundlagen der Ökotoxikologie
Evaluation von Schadstoffen
Beeinträchtigung von natürlichen Systemen
Risiko-Abschätzung
Studienarbeit und Präsentationstagung

ab September 2000

Ein schweizerisch-französisch-deutsches Gemeinschaftsprojekt unter dem Patronat des BUWAL.