Ökologie der Rhone : Resultate aktueller Erhebungen des Forschungsprojekts "Rhone-Thur"

Autor(en): **Peter, Armin / Fette, Markus / Hoehn, Eduard**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria**

Band (Jahr): **96 (2004)**

Heft 11-12

PDF erstellt am: **23.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-939597

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Ökologie der Rhone – Resultate aktueller Erhebungen des Forschungsprojekts «Rhone–Thur»

Ökologie der Rhone – Resultate aktueller Erhebungen des Forschungsprojekts «Rhone–Thur»

Einführung

Am Forschungsprojekt «Integrale Gewässerentwicklung Rhone-Thur» sind neben den federführenden Institutionen Eawag, WSL, VAW und EPFL auch das BWG, Buwal sowie die Kantone Wallis, Thurgau und weitere Partner beteiligt. Das Projekt besteht aus vier Modulen

- *Systemanalyse (Modul I)*
- *Entscheidungsanalyse (Modul II)*
- *Flussgebietsmodellierung (Modul III)*
- *Synergien und flussbauliche Massnahmen (Modul IV).*

Ziel dieses transdisziplinären Projektes ist es, durch problemorientierte wissenschaftliche Beiträge aktuelle und künftige Flussbauprojekte, die neben Hochwasserschutz auch den Flusslebensraum verbessern, zu unterstützen. Die Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Praxis soll durch gemeinsame Projekte intensiviert werden. Die ersten Forschungsobjekte wurden an der Rhone und Thur in Angriff genommen. Über diese Zusammenarbeit hinaus sollen praxisrelevante Erkenntnisse für künftige Flussrevitalisierungen in der Schweiz gewonnen werden. Das Forschungsvorhaben umfasst naturwissenschaftliche, sozialwissenschaftliche sowie flussbauliche Teilgebiete mit verschiedenen Schwerpunkten.

Für die erfolgreiche Planung eines flussbaulichen Projektes mit dem Ziel, den Lebensraum zu verbessern, ist eine Zustandsanalyse vor dem Baubeginn unabdingbar. Mit den vorliegenden Publikationen möchten wir unsere aktuellen Untersuchungen zur Ökologie der Rhone vorstellen. Das Projekt «Dritte Rhonekorrektion» will die Hochwassersicherheit sowie die biologischen und sozio-ökonomischen Funktionen wiederherstellen oder verstärken. Die aktuellen ökologischen Randbedingungen werden in den folgenden Artikeln aufgezeigt und Möglichkeiten zur Verbesserung der ökologischen Situation diskutiert. Diese Beiträge sind als Standortbestimmung zu verstehen und sollen zur Diskussion über die künftige Entwicklung der Rhone beitragen. Nicht alle Fachgebiete und Flussabschnitte des umfangreichen Rhonesystems konnten abgedeckt werden. Weitere Analysen werden nötig sein, um das System Rhone umfassender zu verstehen. Die dritte Rhonekorrektion hat einen Zeithorizont von 25 bis 30 Jahren. In dieser Zeit soll es gelingen, wasserbauliche, ökologische und sozio-ökonomische Anliegen eng miteinander zu verknüpfen.

Anschrift des Verfassers
Dr. Armin Peter, Eawag, Forschungszentrum für Limnologie, CH-6047 Kastanienbaum.

Weitere Informationen zum Projekt «Rhone–Thur»:
www.rhone-thur.eawag.ch

Inhalt

- Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser – *Markus Fette, Eduard Hoehn, Bernhard Wehrli* Seite 301
- Wie verändert die hydroelektrische Nutzung die Wassertemperatur der Rhone? – *Werner Meier, Alfred Wüest* Seite 305
- Erfolgskontrolle der Vegetationsdynamik – *Christian Roulier, Gaëlle Vadi* Seite 309
- Ökologischer Zustand der Rhone: Benthische Evertebraten und Uferfauna – *Klement Tockner, Ute Karaus, Achim Paetzold, Simone Blaser* Seite 315
- Schwebstoffe in der Rhone von 1904 bis 2003 – *Barbara Imhof, Peter Baumann, Mira Portmann* Seite 318
- Makrozoobenthos und Hydraulik in ausgewählten Querprofilen der Rhone – *Peter Baumann, Tobias Meile* Seite 320
- Die Rhone als Lebensraum für Fische – *Armin Peter, Christine Weber* Seite 326

Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser

Markus Fette, Eduard Hoehn, Bernhard Wehrli

Zusammenfassung

Durch den Bau und Betrieb der grossen Speicherkraftwerke im Wallis wurde die Fliesscharakteristik der Rhone stark verändert. Der Winterabfluss wird durch den Kraftwerkseinfluss generell erhöht, die Sommerhochwässer hingegen abgeschwächt. Überlagert wird dieses saisonale Abflussverhalten durch täglich schwankende Wasserstände, die durch die Peakstromproduktion der Wasserkraftwerke verursacht werden. Das Flussbett der Rhone zwischen Sion und Martigny ist stark kanalisiert. Dadurch wird der Geschiebetrieb modifiziert. Diese Modifikation bewirkt eine Kolmation der Gewässersohle. Der Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser wird dadurch eingeschränkt. Messungen in einem Untersuchungstransekt (1998–2003) bei Fully zwischen Sion und Martigny und ihre Auswertung zeigten, dass nach Beginn der Schneeschmelze im Mai und nach Überschreiten eines Durchflusses von 180 m^3s^{-1} Flusswasser offenbar über den oberen Uferbereich ins Grundwasser infiltrierte.

Im Rahmen der dritten Rhonekorrektion sind Revitalisierungsmassnahmen vorgesehen. Diese bestehen in einer Aufweitung des Gerinnes der Rhone. Dies könnte zu Veränderungen in der Durchlässigkeit der Flusssohle und der Uferrandbereiche führen. Diese Veränderungen könnten die heutige geringe Dynamik des Infiltrationsprozesses verändern. Eine erhöhte Durchlässigkeit der Sohle würde beispielsweise kürzere Fliesszeiten des Grundwassers bewirken, was für verschiedene Nutzungen unerwünscht ist. Zudem würde dies die Entwässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen erschweren. Deshalb ist bei Aufweitungen dem Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser Aufmerksamkeit zu schenken.

Einleitung

Alpine Wasserkraftanlagen in der Schweiz sind für die Erzeugung von elektrischer Energie bedeutsam. Für die Nutzung der Speicherkraft wird Wasser aus hochalpinen Stauseen über Druckleitungen zu den im Tal gelegenen Kraftwerksturbinen geleitet. Nach dem Abarbeiten wird das Wasser in Flüsse eingeleitet und verursacht dort Schwankungen des Wasserspiegels. Dieses als Schwall und Sunk bezeichnete Phänomen kann stellenweise zu beträchtlichen, kurzzeitigen Wasserspiegelschwankungen führen, welche unerwünschte Auswirkungen auf das Ökosystem haben.

Die Rhone ist ein Gewässer mit starken Hochwässern. Niederschläge auf der Alpensüdseite greifen vor allem in den Südtälern des Wallis östlich des Monte-Rosa-Massivs über den Alpenhauptkamm hinüber und können dort höhere Abflussspitzen in den Seitenbächen der Rhone als im übrigen Wallis hervorrufen (Biedermann 1996).

Dies führt dazu, dass Hochwässer weitgehend oberhalb von Sion entstehen und der Fliessbereich der Rhone unterhalb von Sion bis zum Genfersee (Bild 1A) besonders gefährdet ist. Während der Hochwasserereignisse von 1987 und 1993 wurden im Gebiet von Fully zahlreiche Durchsickerungen von Wasser durch den Damm als erste Anzeichen für einen bevorstehenden Dammbruch beobachtet, was deutlich machte, dass der Zustand der Hochwasserdämme und die Abflusskapazität in diesem Fliessabschnitt unzureichend sind (Kanton Wallis, Dienststelle für Strassen- und Flussbau 2000).

Aufgrund der anstehenden Klimaveränderungen ist mit häufigeren und intensiveren Hochwasserereignissen zu rechnen, was eine Überprüfung des derzeitigen Hochwasserschutzkonzeptes notwendig macht (Frei und Schar 2001, Schädler 2002). Das Projekt «Dritte Rhonekorrektion» hat zum Ziel, die ungenügende Sicherheit vor Hochwässern zu verbessern. Moderne Konzepte von Flusskorrektionen schliessen Aufweitungs- und andere ökologische Renaturierungsmassnahmen mit ein (Willi 2001).

Das Flussbett erfüllt eine Funktion als Filterschicht, die das Austauschverhalten zwischen Fluss- und Grundwasser beeinflusst (Schälchli 1992). Besonders in voralpinen Talsohlen liegen Flüsse auf gut durchlässigem alluvialem Schottermaterial, und es bestehen Wechselwirkungen zwischen Fluss und Grundwasser (Infiltration, Exfiltration [Hoehn 2002]). Eine Akkumulation von Feinmaterial im Flussbett führt zu dessen Abdich-

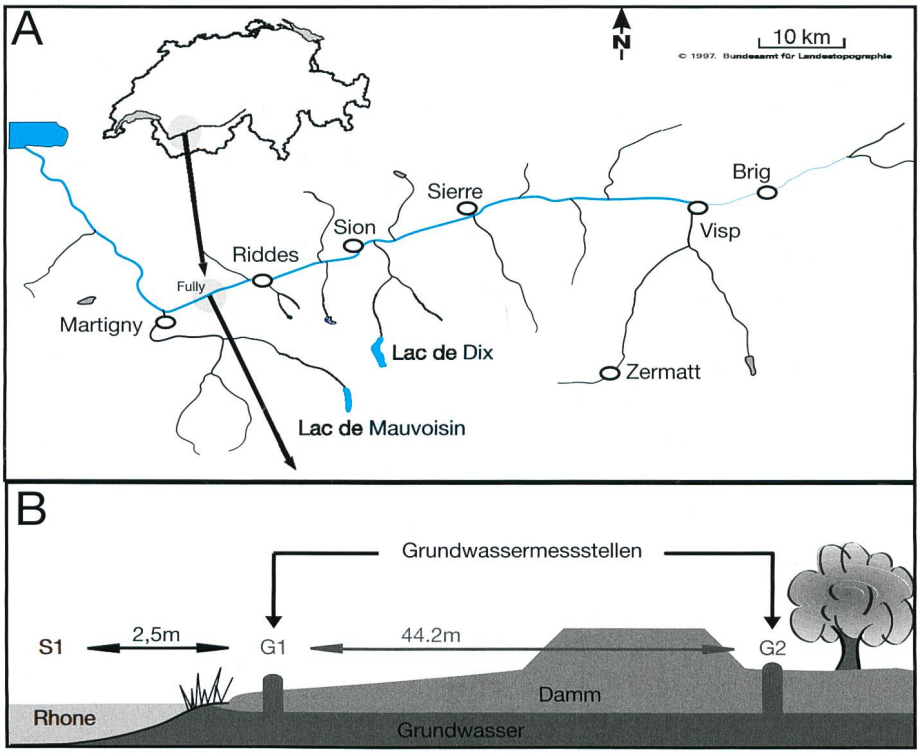


Bild 1. Untersuchungsgebiet zwischen Sion und Martigny. A: Lage des Grundwassermessnetzes. B: Transekt mit Messstelle Rhone (S1) und Grundwassermessstellen (G1 und G2). Die Messstellen sind mit Dataloggern ausgerüstet (Tiefe 4,1 m bzw. 3,5 m unter GOK) für kontinuierliche Aufzeichnung von Wasserstands- und Temperaturdaten (Intervall: 2 h).

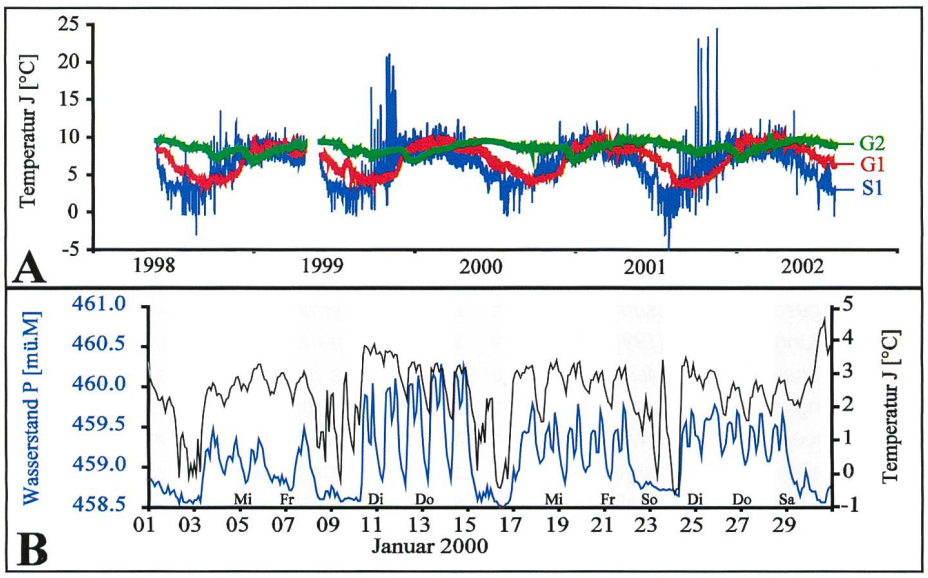


Bild 2. Quasi-sinusoidaler Verlauf der Wassertemperaturen in den Messstellen S1, G1 und G2. A: Die Ganglinien sind gegeneinander zeitlich verschoben. B: Situation im Winter: Die Rhone wird durch Einleitung wärmeren Reservoirwassers aufgeheizt.

tung/Verstopfung (Kolmation). Alpine Wasserkraftanlagen vermindern die Anzahl und Amplitude von Hochwasserereignissen. In den meist monoton gestalteten Flussquerprofilen führt dies zu vermindertem Geschiebetrieb und damit zu einer zunehmenden Akkumulation von Feinmaterial im Flussbett (Murle et al. 2003). Eine verstärkte Tendenz zur Kolmation im Uferrandbereich als Folge der Wasserkraftnutzung schränkt diese Wechselwirkungen ein. Weit reichende Folgen einer eingeschränkten Wechselwirkung bestehen insbesondere für die Biodiversität. Verschiedene Insektenarten verbringen einen Teil ihres Lebenszyklus sowohl im Oberflächen- als auch im Grundwasser. Sie profitieren deshalb von einem guten Wasseraustausch zwischen Fluss und Grundwasser (Brunke und Gonser 1997, Gonser 2000). Kolmation reduziert den Porenraum im Flussbett und unterbricht Migrationswege für aquatische Organismen (Walther 2002). Als Habitat bietet das Flussbett einen Lebensraum für Invertebraten und ermöglicht die Reproduktion und Weiterentwicklung von Fischen (Brunke und Gonser 1997). Bei einer Aufweitung von Flussläufen könnte die Fliesszeit des frisch infiltrierten Wassers verkürzt werden und dadurch Mikroorganismen und Schadstoffe leichter in Trinkwassergewinnungsanlagen aus Grundwasser gelangen (Regli et al. 2004). Für eine ökologisch sinnvolle Revitalisierung von Alpenflüssen mit intensivem Schwall und Sunk und grossem Hochwasserpotenzial muss auch der Austausch zwischen Fluss und Grundwasser über Flussbett und Uferbereich betrachtet werden (Ward 1989).

Auf der einen Seite bietet dieser Grenzbereich einen Lebensraum für Invertebraten und ermöglicht die Reproduktion und Weiterentwicklung verschiedenster Fischarten. Auf der anderen Seite erfüllen sie eine Funktion als Filterschicht für die Selbstreinigung des Wassers (Schälchli 1992). Ziel einer ganzheitlichen Revitalisierung muss es daher sein, die ökologische Funktionsfähigkeit sicherzustellen und die Trinkwassergewinnung möglichst wenig zu tangieren. Im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes wurde ein Verfahren entwickelt, die Wechselwirkungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser zu quantifizieren.

Quantifizierung der Wechselwirkung zwischen Oberflächen- und Grundwasser

Wechselwirkungen zwischen der Rhone und dem Grundwasser können im Grundwasser über Mischungsanteile und Aufenthaltszeiten im Untergrund abgeschätzt werden. Neben chemischen Wassertracern bietet sich hierfür in günstigen Fällen die kontinuierlich messbare Wassertemperatur an. Im Rahmen einer Ist-Zustand-Untersuchung wurde festgestellt, dass die Rhone in einzelnen Profilen zwischen Sion und Martigny eine kolmatierte Flusssohle aufweist (Baumann in Vorb., vgl. Artikel Baumann und Meile in diesem Heft). Die täglichen Abflussspitzen in der Rhone, verursacht durch den Schwall-und-Sunk-Betrieb der Wasserkraftwerke, haben eine zu geringe Schleppkraft, um die Verdichtung/Verstopfung des Flussbettes rückgängig zu machen. Im Untersuchungstransekt in der Nähe von Fully, das in einem Bereich erhöhter Dammbruchgefahr liegt (Kanton Wallis, Dienststelle für Strassen- und Flussbau 2000), konnten diese Vorgänge studiert werden. Kennzeichnend für die Rhone im Fliessabschnitt zwischen Sion und Martigny ist ein Doppelprofil, bestehend aus einem durch Blockwurf begrenzten Hauptgerinne und einem mit Vegetation bewachsenen Vorland vor dem Hochwasserdamm (Bild 1B). Das Transekt eignet sich gut für die Untersuchungen, da es unterstrom der Wasserrückgaben der Kraftwerke Grande Dixence und Mauvoisin liegt und sich durch ausgeprägte Wasserstands- und Temperaturschwankungen auszeichnet. Diese sind in zweistündigen Intervallen aufgezeichnet und liegen seit Ende 1998 vor (Bild 2A).

Die Wassertemperatur in der Rhone wird natürlicherweise durch den Energieaustausch mit der Atmosphäre und dem Sediment sowie durch die Reibungswärme beeinflusst (Meier et al. 2003). Überlagert wird das Temperaturregime von der temporären Einleitung von Turbinenwasser der Speicherkraftwerke. Im Boden bewirken zwei Mechanismen Wärmeausgleichsbewegungen: Im fliessenden Grundwasser gleicht die Wärmeleitung Temperaturgradienten in der Bodenmatrix und im Wasser aus. Durch Advektion wird Wärme mit einem Grundwasserpaket entlang des Fliessweges transportiert. In einer Grundwassermessstelle resultieren aus dem Zusammenspiel dieser beiden Prozesse zeitlich versetzte Temperaturmuster (Schachtschabel et al. 1998).

Der Temperaturdatensatz von Fully erstreckt sich über eine Fünfjahresperiode von Oktober 1998 bis September 2003 und umfasst ca. 21 200 Werte pro Grundwassermessstelle. Langzeitreihen werden mit der Methode der Kreuzkorrelation miteinander verglichen (Hartung 1999, Chatfield 2004). Hierbei wird ermittelt, inwieweit zwei Zeitreihen ein gleichartiges, aber zeitlich versetztes Muster ihres Verlaufs aufweisen. Diese Korrelation wird mit einem Koeffizienten quantifiziert, der eine Aussage über die Stärke der Korrelation macht. Durch den Vergleich der Zeitreihen der Wassertemperatur der Rhone und des Grundwassers konnte deren Infiltrationsrate ins Grundwasser abgeschätzt werden. Die Verwendung eines Hochpassfilters macht es möglich, die Infiltrationsraten bei Niedrig- und bei Hochwasser voneinander zu unterscheiden.

Ergebnisse und Diskussion

Die saisonale Temperaturschwankung der Rhone bildet sich abgeschwächt und zeitlich versetzt in den Grundwasser-Messstellen G1 und G2 ab (Bild 2A). In den Messstellen S1, G1 und G2 konnte mit Hilfe der Kreuzkorrelation eine Verschiebung der Maximaltemperatur zwischen S1 und G1 zu 732 h (~1 Monat) und zwischen G1 und G2 zu 2042 h (~3 Monate) quantifiziert werden (Bild 3A). Die Wärmebewegung des Grund-

wassers wird durch eine Interaktion mit der Bodenmatrix verzögert. Dies bedeutet, dass die aus einer Kreuzkorrelation abgeleitete zeitliche Verschiebung des Wärmesignals nicht direkt den Transport eines Wasserpakets charakterisiert. Vielmehr muss die Verschiebung des Wärmesignals durch einen thermischen Retardationsfaktor R korrigiert werden (Gleichung 1 [De Marsily 1986]):

$$R = 1 + \beta \frac{(1-n)}{n}$$

wobei β als dimensionsloser Koeffizient die Verteilung der Wärmeenergie zwischen Wasser und Boden beschreibt und n die effektive Porosität darstellt. Unter natürlichen Bedingungen nimmt der Koeffizient β Werte zwischen 0,3 und 0,7 an (De Marsily 1986). Bei bekanntem Wert für β und bekannter Fliessdistanz x des Infiltratwassers zwischen Rhoneufer und den Grundwasser-Messstellen kann aus Gleichung 1 die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers v_a abgeschätzt werden.

Bei bekannter Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers v_a, Gefälle J und effektiver Porosität n, kann aus dem Darcy-Gesetz (Gleichung 2) die Durchlässigkeit k_f und die spezifische Infiltrationsrate q bestimmt werden:

$$k_f = \frac{q}{J} \text{ und } q = n \cdot v_a$$

Die k_f-Werte für den Bereich zwischen S1 und G1 ($3 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-6}$ ms^{-1}) sind um zwei bis drei Zehnerpotenzen kleiner als diejenigen zwischen G1 und G2 ($7 \cdot 10^{-4} - 2 \cdot 10^{-3}$ ms^{-1}), was wir im Sinne einer Kolmatierung des Flussbettes interpretieren (Tabelle 1).

Aus Gleichung 2 folgten Werte für q zwischen 0,02 und 0,1 $m^3m^{-2}d^{-1}$ für den Uferrandbereich zwischen S1 und G1 bei Niedrigwasser. Diese spezifischen Infiltrationsraten sind klein, verglichen mit den von Hoehn (2002) in einer Studie über verschiedene Flüsse in der Schweiz festgestellten Werten ($q = 0{,}05$ $m^3m^{-2}d^{-1} - 3$ $m^3m^{-2}d^{-1}$).

Parameter	Messstellen bei Niedrigwasser < 460 m ü.M.		Messstellen bei Hochwasser > 460 m ü.M.
	S1–G1	G1–G2	S1–G1
Zeitverschiebung [h]	732	2042	14
Fliessdistanz x [m]	2,5	44,2	2,5
Effektive Porosität n [–]	0,1–0,2	0,1–0,2	0,1–0,2
Koeffizient β [–]	0,45–0,54	0,45–0,54	0,45–0,54
Verzögerungsfaktor R [–]	2,8–5,9	2,8–5,9	2,8–5,9
Grundwassergefälle J [‰]	95–192	2–5	95–192
v_a [md^{-1}]	0,2–0,5	1,5–3,0	23–27
k_f [ms^{-1}]	$3 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-4} - 2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-4} - 3 \cdot 10^{-4}$
q [$m^3m^{-2}d^{-1}$]	0,02–0,1	0,2–0,6	5–14

Tabelle 1. Aus den Gleichungen 1 und 2 berechnete Parameter für die Abstandsgeschwindigkeit v_a, die hydraulische Durchlässigkeit k_f sowie die spezifische Infiltrationsrate q. Die Werte für β und n wurden abgeschätzt.

Tagesgang der Temperatur

Das für die Turbinierung verwendete Wasser aus den Stauseen im Untersuchungsgebiet weist übers Jahr gesehen Temperaturen zwischen 4 °C und 6,5 °C auf (Meier 2004). Im Winter bedeutet dies für das Rhonewasser (natürliche Temperaturminima <4 °C) eine Erwärmung durch den Schwallbetrieb der Kraftwerke um mehr als 2 °C. Im Frühling und Sommer kommt es durch das Turbinenwasser zu einer Abkühlung des natürlichen Rhoneabflusses von ca. 1 °C (vgl. Artikel Meier und Wüest in diesem Heft) gegenüber dem natürlichen Temperaturniveau.

Im Untersuchungsgebiet wird dieser Tagesgang der Temperatur im Sommer bis ins Grundwasser hinein übertragen und konnte im Nahbereich des Ufers (G1) gemessen werden (Bild 3C). Eine Kreuzkorrelation für saisonal getrennte Datensätze S1–G1 bzw. G1–G2 zeigte für den Zeitraum zwischen 1998 und 2003, dass der Temperaturtagesgang im Grundwasser nur im Sommer messbar war (Bild 3B). Eine Betrachtung des Temperaturprofils in der Messstelle G1 während der Schneeschmelze im Jahr 2004 machte dies im Rohdatensatz deutlich (Bild 3C). So stieg die Grundwassertemperatur in der Messstelle G1 während der Schneeschmelze. Bei einem Wasserstand von ca.

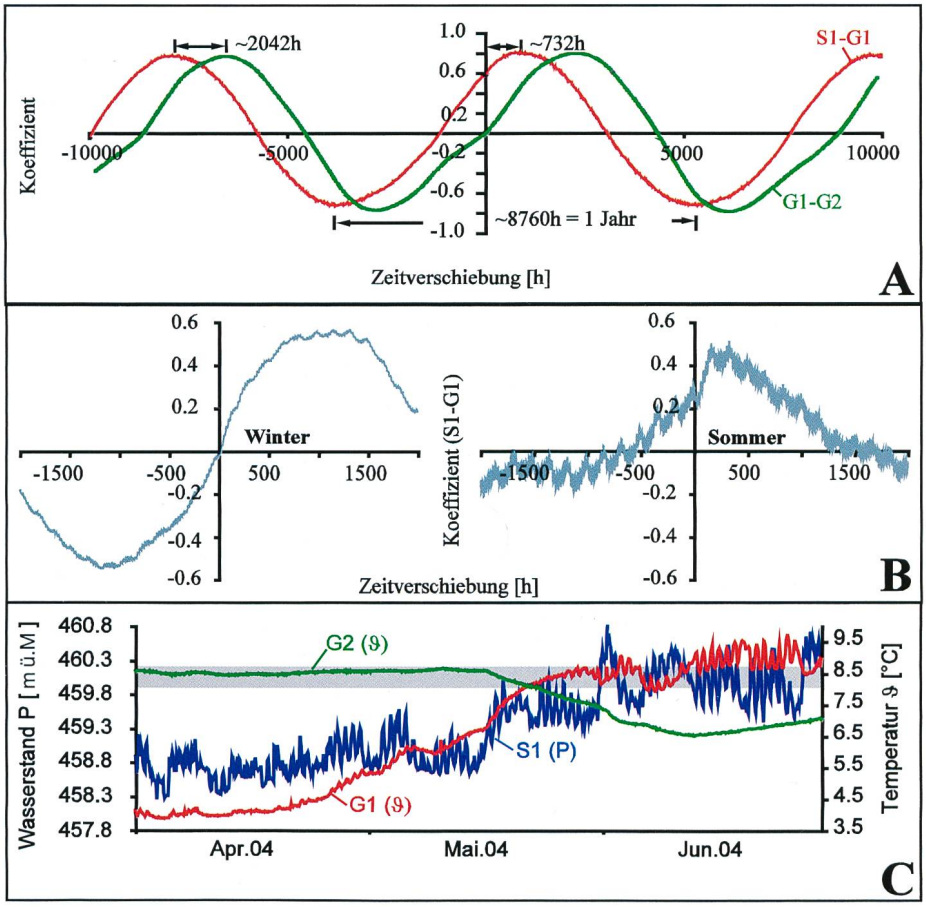


Bild 3. Wasserstand- und Temperaturverlauf in der Rhone (S1) und im Grundwasser (G1, G2). A: Kreuzkorrelation über den kompletten Datensatz zwischen den Temperaturganglinien von S1–G1(rot) und G1–G2 (grün). B: Kreuzkorrelation über die Sommer- (Mai bis Oktober) bzw. Winterdaten (November bis April) zwischen S1–G1. C: Die verstärkten Temperaturschwankungen von G1 (ϑ rot) zeigen die beginnende Infiltration von Rhonewasser in den Aquifer beim Überschreiten der Höhenkote von ca. 460 m ü.M. (grauer Balken) im Rhoneabfluss S1 (P).

460 m ü.M. (~180 m^3s^{-1}) begann sie, tägliche Temperaturschwankungen zu zeigen. G2 zeigte keinerlei Tagesvariationen. Mit Hilfe einer Hochpassfilterung der Sommerdaten in Bild 3B konnte gezeigt werden, dass das Temperaturausgangssignal in S1 bereits nach 14 Stunden in der Messstelle G1 nachweisbar ist. Dies ist ein Hinweis auf erhöhte Infiltration von Rhonewasser in den Aquifer, welche von hydrologisch aktiven Makroporen in der oberen Flusssohle (z.B. Wurmlöcher und Wurzelkanäle) herrühren könnte.

Mit dem gleichen Ansatz, wie er durch die Gleichungen 1 und 2 beschrieben wurde, konnte auch eine Infiltrationsrate für Sommerhochwasser errechnet werden (Tabelle 1). Daraus wird abgeleitet, dass die Infiltrationsmenge im oberen, nicht ständig benetzten Uferbereich gegenüber dem kolmatierten Bereich um das 250- bis 700fache erhöht ist. Die Bandbreite der von Hoehn (2002) gefundenen Werte kann somit im Fall von Hochwasser zu grösseren Durchlässigkeiten hin erweitert werden. Diese Erkenntnisse decken sich auch mit Erfahrungswerten im Thurgauer Abschnitt des Thurtals. Dort wird das Grundwasservorkommen in einem beträchtlichen Umfang von der Thur gespeist: ca. 80% stammen aus dem Einsickern von Thurwasser, das allerdings nur bei Hochwasser und einige Zeit danach wirklich intensiv ist (Amt für Umwelt 2003, unveröffentlicht).

Die Verwendung von kontinuierlichen Temperaturdaten unter den im Untersuchungsgebiet herrschenden Randbedingungen ist ein guter Indikator für die Bestimmung saisonal schwankender Infiltrationsverhältnisse zwischen Fluss- und Grundwasser. Aus den ausgewerteten Daten kann daher im vorliegenden Fall für das Untersuchungsgebiet zwischen Sion und Martigny von einer permanent bestehenden Abdichtung der Gewässersohle ausgegangen werden. Dies wird bestätigt durch hydraulische Berechnungen in einzelnen Querprofilen, die allerdings nur bis zu einem Maximalschwall von ca. 110 m^3/s durchgeführt wurden (vgl. Artikel Baumann und Meile in diesem Heft). Die verstärkte Infiltration der Rhone bei Fully ab einem Durchfluss von ca. 180 m^3s^{-1} erfolgt wahrscheinlich durch den Anstieg des Wasserspiegels in höhere und besser wasserdurchlässige Uferrandbereiche und nicht durch ein Aufreissen der Kolmation.

Dank

Wir danken den folgenden Personen für ihre Hilfe bei Probennahmen, Zugang zu bestehenden Datensätzen sowie deren wissenschaftlichen Input:
Kanton Wallis: Alexandre Vogel
Büro BEG (Vétroz): René Décorvet
Eawag: Jürg Beer, Michael Schurter.

Literatur

Amt für Umwelt, K. T. (2003) unveröffentlicht: Auswirkungen der 2. Thurgauer Thurkorrektion auf die Grundwassernutzung, Projektbeschrieb.

Baumann, P. in Vorbereitung: Revitalisierung und Benthos der Rhone. Schlussbericht SP I-6, Rhone-Thur-Projekt Eawag + WSL: 101.

Biedermann, R. (1996): Speicherkraftwerke und Hochwasserschutz. Wasser Energie Luft 88: 221–266.

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

Chatfield, C. (2004): The analysis of time series – an introduction, Sixth edition. Chapman & Hall, Boca Raton.

De Marsily, G. (1986): Quantitative hydrogeology – Groundwater hydrology for engineers. Academic Press, San Diego.

Frei, C., und Schar, C. (2001): Detection probability of trends in rare events: Theory and application to heavy precipitation in the Alpine region. Journal of Climate 14: 1568–1584.

Gonser, T. (2000): Das Grundwasser – ein obskurer Lebensraum. Eawag news 49d: 6–8.

Hartung, J. (1999): Statistik-, Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, 12th edition. Oldenbourg.

Hoehn, E. (2002): Hydrogeological issues of riverbank filtration – a review. Pages 17–41 in C. Ray und NATO, editors. Riverbank filtration understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal. Kluwer, Dordrecht.

Kanton Wallis, Dienststelle für Strassen- und Flussbau (2000): Dritte Rhonekorrektion. Synthesebericht – Juni 2000.

Meier, W., Bonjour, C., Wuest, A., und Reichert, P. (2003): Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. Journal of Environmental Engineering-Asce 129: 755–764.

Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S., Wüest, A. (2004): Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Eawag, Kastanienbaum.

Murle, U., Ortlepp, J., und Zahner, M. (2003): Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spol, Swiss National Park. Aquatic Sciences 65: 191–198.

Regli, C., Guldenfels, L., und Huggenberger, P. (2004): Revitalisierung von Fliessgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung. Gas – Wasser – Abwasser 4: 261–272.

Schachtschabel, P., Scheffer/Schachtschabel, Auerswald, K., und Scheffer, F. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, 14., neu bearb. und erw. Auflage. Enke, Stuttgart.

Schädler, B. (2002): Effects of Global Climate Change on Alpine Aquatic Systems. Eawag news 55e: 24–26.

Schälchli, U. (1992): The Clogging of Coarse Gravel River Beds by Fine Sediment. Hydrobiologia 235: 189–197.

Walther, A. (2002): Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhone River. Diploma Thesis. Eawag/ETHZ, Kastanienbaum.

Ward, J. V. (1989): The 4-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 8: 2–8.

Willi, H. P. (2001): Synergism between flood protection and stream ecology. Eawag news 51e: 26–28.

Rhone-Thur-Projekt – Subprojekt SP I-1
Einfluss von Schwall und Sunk auf das Grundwasser

Ziel einer Revitalisierung der Rhone ist unter anderem, die Durchgängigkeit des Fluss-Grundwasser-Systems wiederherzustellen. Die folgenden beiden Themen stehen im Mittelpunkt dieser wissenschaftlichen Arbeit:

1. Grundwasser als Teil von Fliessgewässerökosystemen

Wasserkraftnutzung kann die Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser verändern. Dies hat Auswirkungen auf die Biodiversität der aquatischen Kleinfauna sowie auf Nutzungsarten des Grundwassers (a).

2. Traceruntersuchungen zum Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser

Neben den hier vorgestellten kontinuierlichen Messungen der Grundwasserspiegel und -temperaturen erlaubt die Verwendung geochemischer Tracer eine Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser (z.B. die ebenfalls kontinuierlich messbare spezifische elektrische Leitfähigkeit). Den stabilen Isotopen des Sauerstoffs und des Wasserstoffs kommt dabei eine grosse Bedeutung zu, da sie als Bestandteile des Wassermoleküls für den Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser gut geeignet sind (b).

(a) Fette M., Weber, C., Peter, A. and Wehrli, B.: Hydropower and river rehabilitation. A case study on an alpine river. Journal for Nature Conservation, submitted.
(b) Fette M., Kipfer, R., Hoehn, E., Schubert, C. and Wehrli, B.: Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone river (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. Applied Geochemistry, in press.

Anschrift der Verfasser

Dipl. Ing. *Markus Fette,* Prof. Dr. *Bernhard Wehrli,* Eawag, Forschungszentrum für Limnologie, CH-6047 Kastanienbaum, E-Mail: markus.fette@eawag.ch

Dr. *Eduard Hoehn,* Eawag, Ueberlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf.

Wie verändert die hydroelektrische Nutzung die Wassertemperatur der Rhone?

■ *Werner Meier, Alfred Wüest*

Zusammenfassung

Der Betrieb der hydroelektrischen Kraftwerke im Wallis glättet den ursprünglichen (natürlichen) Jahresverlauf der Wassertemperatur der Rhone. Im Winter liegt heute die Temperatur bis zu 2 °C über dem natürlichen Niveau, da turbiniertes Wasser aus den temperierten Stauseen die Rhone erwärmt. Im Frühling und Sommer ist sie heute ca. 1 °C kühler, was vor allem auf den Entzug der Energie (11 TWh pro Jahr) durch die Stromproduktion zurückzuführen ist. Der Wegfall der Reibung in den Seitenbächen entspricht einer mittleren Temperaturabnahme von 1,6 °C. Im Jahresmittel ist jedoch, trotz des kühlenden Effekts der Stromproduktion, die Temperatur der Rhone praktisch gleich wie vor hundert Jahren, da diese Abkühlung durch die sommerliche Erwärmung der Stauseen und eine generelle Temperaturzunahme (wahrscheinlich klimatisch bedingt) kompensiert wurde.

Auch bezüglich der jährlich in den Genfersee eingetragenen Wärmemenge (ca. 55 TWh, relativ zu 0 °C) hatte der Bau der Kraftwerke wenig Einfluss – jedoch wird etwa ein Achtel dieser Wärmemenge durch die Stauseen vom Sommerhalbjahr ins Winterhalbjahr übertragen. Durch die Produktion von Spitzenstrom (Schwall/Sunk) können v.a. im März/April und September/Oktober in der Rhone kurzfristig Temperaturschwankungen von bis zu ~2,5 °C auftreten.

Die grössten ökologischen Defizite bei der Wassertemperatur sind einerseits die vollständig fehlende seitliche Temperaturvariabilität der Rhone – infolge der Kanalisierung wurden Totarme und Stillwasserzonen beseitigt – und andererseits die kurzfristigen Temperaturschwankungen durch die Wasserkraftnutzung. Vor allem in den Seitenbächen können Letztere mehrere °C betragen.

1. Flusstemperatur – zentrale Grundlage der Gewässerökologie

Für die Zusammensetzung und Entwicklung aquatischer Lebensgemeinschaften in Flüssen spielt die Wassertemperatur eine entscheidende Rolle. Entsprechend führen grössere Eingriffe in den Wärmehaushalt von Gewässern zu Verschiebungen in der Gewässerbiozönose. Die intensive Nutzung der Wasserkraft in den Alpen beeinflusst die Flusstemperaturen auf unterschiedliche Weise: Zwischen Entnahme und Rückgabe des Flusswassers, auf der so genannten Restwasserstrecke, erwärmt sich das Wasser im Sommer aufgrund des geringeren Abflusses (Meier et al. 2003) – und wird im Winter gelegentlich gekühlt (inkl. Grundeisbildung). Das beim Kraftwerksauslass in den Fluss eingeleitete Wasser ist hingegen oft unnatürlich kalt (fehlende Erwärmung im Flussbett), und Schwall-/Sunk-bedingte Schwankungen im Abfluss führen kurzfristig zu grossen Temperatursprüngen. Zudem verändern auch andere Eingriffe und die klimatische Erwärmung die Flusstemperaturen (Jakob et al. 1996).

Die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf das Temperaturregime, und in der Folge auf die Ökologie eines Flusses, werden am Beispiel der Rhone im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes untersucht. Dazu wird auf historische (Uetrecht 1906 und Forel 1892) und aktuelle Messdaten der Temperatur und des Abflusses zurückgegriffen (BWG 2004; Meier 2004; MeteoSchweiz 2004), und die Temperaturveränderungen werden in den Kontext von flussbaulichen Massnahmen gestellt.

2. Wassertemperaturen der Rhone – einst und heute

Messreihen von Flusstemperaturen, welche vor dem Bau der grossen Wasserkraftwerke

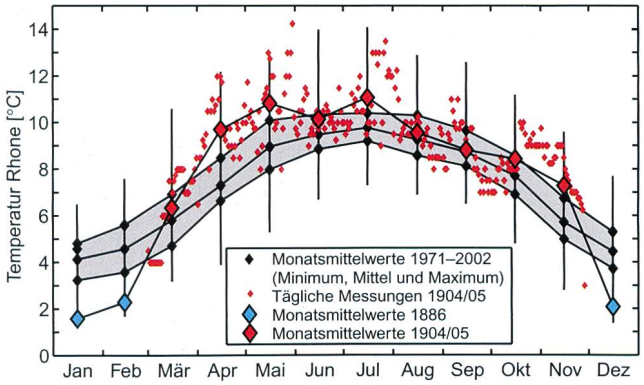


Bild 1. Temperaturen der Rhone bei Porte du Scex: Vor dem Bau der Kraftwerke (in Farbe): Tägliche Messwerte (~15:30) von April bis November 1904 und März 1905 (Uetrecht 1906; rot), deren Monatsmittelwerte sowie Monatsmittelwerte der im Januar, Februar und Dezember 1886 um 12:00 gemessenen Temperaturen (Forel 1892; blau). Aktuelle Temperaturen (in Grau; BWG, 2004): Mittel und Extrema der Monatsmittelwerte aus den Jahren 1971 bis 2002 (grau eingefärbtes Band). Die vertikalen Balken stellen die maximalen und minimalen gemessenen Einzelwerte von 1982 bis 2002 dar.

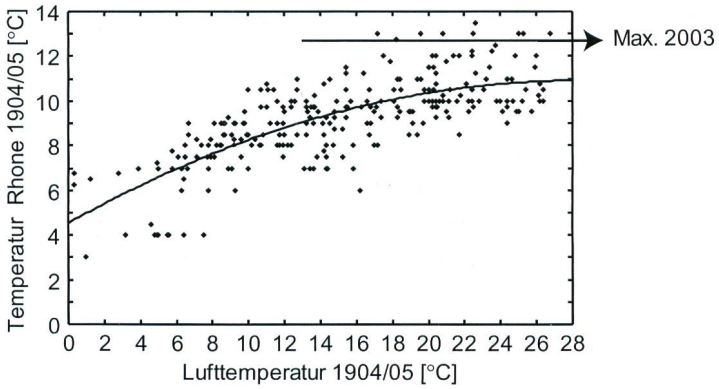


Bild 2. Beziehung zwischen täglich erfasster Temperatur der Rhone in Porte du Scex (~15:30) und Lufttemperatur in Villeneuve (13:00) für April – November 1904 und März 1905 (Uetrecht 1906). Die vom BWG im Extremsommer 2003 gemessene maximale Rhone-Temperatur (12,7 °C; Pfeil) übertraf die historischen Werte nicht, weil die enorme Gletscherschmelze kühlend auf die Rhone wirkte.

der Alpen erhoben wurden, sind äusserst selten. Umso erfreulicher, dass für die Rhone zwei solche Aufzeichnungen existieren – von 1886 (Forel 1892) und von April 1904 bis März 1905 (Uetrecht 1906) – welche die Flusstemperaturen ohne die Einwirkung hydroelektrischer Nutzung dokumentieren. Der Vergleich in Bild 1 lässt erkennen, dass die Rhone früher im Winter (blau) deutlich kühler und im Frühling/Sommer (rot) leicht wärmer war als heute (graues Band; BWG 2004). Die insgesamt tiefen Temperaturen sind jedoch charakteristisch für das zu einem grossen Teil vergletscherte Einzugsgebiet der Rhone.

Sowohl Abfluss als auch Wassertemperatur sind, neben dem saisonalen Verlauf, kurzfristigen wetterbedingten Schwankungen unterworfen. Die Messwerte von 1886 und 1904/05 (als «historisch» bezeichnet) sind deshalb nicht notwendigerweise für die «Vor-Kraftwerks-Zeit» repräsentativ. Um die historischen Messwerte mit den aktuellen Daten zu vergleichen und damit den Einfluss der Wasserkraftnutzung zu isolieren, werden diese Messreihen zunächst auf einen Jahresverlauf mit durchschnittlichem Abfluss und Lufttemperatur korrigiert. Als Vergleichsperiode wird der Zeitraum von 1916 bis 1934 verwendet (als «Referenz» bezeichnet). Diese Periode der «Vor-Kraftwerks-Zeit» wurde gewählt, weil dann bereits kontinuierliche Messungen des Abflusses und der Meteodaten vorliegen. Da kurzfristige Temperaturschwankungen in einem natürlichen Gewässer vor allem durch Abfluss und Lufttemperatur bestimmt sind (Neumann et al. 2003), verwenden wir für die Extrapolation auf die Referenz-Bedingungen eine entsprechende Korrektur erster Ordnung:

$$T_{Ref} = T_{hist} + \frac{\partial T}{\partial Q}(Q^{1916-1934} - Q^{hist}) + \frac{\partial T}{\partial T_{Luft}}(T_{Luft}^{1916-1934} - T_{Luft}^{hist}) \qquad \text{(Gl. 1)}$$

Der zweite und dritte Term (rechte Seite von Gl. 1) stellen diese Korrekturen der Rhone-Temperatur relativ zu den historisch gemessenen Monatsmittelwerten T^{hist} dar. $\partial T/\partial Q$ gibt die Änderung der Rhone-Temperatur bei variierendem Abfluss an, welche mittels der historischen Monatsmittel bestimmt wurde. Q^{hist} sind die monatlichen Abflusswerte, welche von Forel und Uetrecht erfasst wurden, und $Q^{1916-1934}$ bedeuten die gemittelten monatlichen Abflüsse für die Referenz (1916 bis 1934; BWG 2004). Entsprechend ergibt. $(\partial T/\partial Q)\cdot(Q^{1916-1934} - Q^{hist})$ in erster Näherung die Abflusskorrektur auf Referenz-Bedingungen.

Für die Korrektur der Lufttemperatur verwenden wir die 1904/05 täglich gemessenen Luft- und Rhone-Temperaturen (Bild 2). Mit dem so bestimmten Zusammenhang (Polynom in Bild 2) zwischen Lufttemperatur T_{Luft} und der Rhone-Temperatur T (paramet-

Monat	**Rhone-Temp. 1886 [°C]**	Abfluss 1886 [m³ s⁻¹]	Mittlerer Abfluss 1916–1934 [m³ s⁻¹]	Lufttemp. 1886 (Tagesmittelwert) [°C]	Mittlere Lufttemp. 1916–1934 [°C]	**Referenz Rhone-Temp. korrigiert für Abfluss und Lufttemp. [°C]**	**Mittlere Rhone-Temp. 1982–2002 [°C]**
Januar	**1,6**	47	56	-1,3	-0,9	**1,9**	**4,1**
Februar	**2,3**	42	48	0,0	0,6	**2,7**	**4,6**
März	**5**	57	57	4,5	5,1	**5,2**	**5,8**
April	**9,3**	79	91	12,1	8,8	**8,6**	**7,3**
Mai	**10,5**	132	228	15,4	14,2	**11,3**	**9,0**
Juni	**10,5**	199	388	16,9	16,6	**11,6**	**9,5**
Juli	**9,7**	362	438	20,3	18,3	**9,5**	**9,8**
August	**9,7**	282	378	18,6	17,3	**9,9**	**9,3**
September	**9,3**	227	239	17,2	14,2	**8,9**	**8,7**
Oktober	**8,4**	123	123	11,4	8,5	**7,6**	**7,7**
November	**4,8**	84	83	5,0	3,4	**4,2**	**5,7**
Dezember	**2,1**	48	65	0,0	-0,8	**2,0**	**4,5**
Mittelwert	**6,9**	140	184	10,0	8,8	**7,0**	**7,2**
Monat	**Rhone-Temp. 1904/05 [°C]**	Abfluss 1904/05 [m³ s⁻¹]	Mittlerer Abfluss 1916–1934 [m³ s⁻¹]	Lufttemp. 1904/05 (13:00) [°C]	Mittlere Lufttemp. 1916–1934 (13:00) [°C]	**Referenz Rhone-Temp. korrigiert für Abfluss und Lufttemp. [°C]**	**Mittel aus beiden Referenzen [°C]**
Januar	**–**	36	56	–	–	**–**	**1,9**
Februar	**–**	25	48	–	–	**–**	**2,7**
März	**6,4**	33	57	7,6	5,8	**6,2**	**5,7**
April	**9,7**	149	91	12,9	10,8	**8,4**	**8,5**
Mai	**10,8**	314	228	16,0	14,0	**9,8**	**10,6**
Juni	**10,2**	520	388	19,8	17,8	**10,1**	**10,8**
Juli	**11,1**	492	438	23,8	20,9	**11,0**	**10,2**
August	**9,6**	378	378	21,3	18,3	**9,2**	**9,6**
September	**8,8**	181	239	15,4	13,2	**8,9**	**8,9**
Oktober	**8,4**	82	123	11,6	9,1	**8,4**	**8,0**
November	**7,3**	45	83	6,6	3,9	**7,0**	**5,6**
Dezember	**–**	37	65	–	–	**–**	**2,0**
Mittelwert		191	184				**7,0**

Tabelle 1. Bestimmung der Referenztemperatur (1916–1934) aus den historischen Messungen vor dem Bau der Kraftwerke. Für die Durchführung der Korrektur siehe Text. Oben: Temperaturdaten von 1886. Unten: Temperaturdaten von 1904/05. Rechts unten: Referenz, als Mittelwert beider Datensätze.

	Mittlere Rhone-Temperatur 1982–2002 [°C]	Mittlerer Abfluss 1982–2002 [m³ s⁻¹]	Abfluss durch Turbinen [m³ s⁻¹]	Temperatur turbiniertes Stausee-wasser [°C] (1)	Temperatur turbiniertes Wasser [°C] (2)	Geschätzter gefasster Abfluss Q_{Fass} [m³ s⁻¹]	Geschätzte Temperatur ohne WKW [°C] (3)
Januar	4,1	121	70	4,5	4,0	4	(4)
Februar	4,6	128	72	4,5	4,3	0	(4)
März	5,8	127	70	4,0	5,0	0	6,9
April	7,3	133	58	3,8	5,7	16	8,5
Mai	9,0	229	56	4,3	7,7	54	9,7
Juni	9,5	317	62	5,0	8,0	134	10,1
Juli	9,8	335	54	5,2	6,5	157	10,3
August	9,3	294	66	5,2	6,9	150	10,0
September	8,7	211	72	5,4	6,6	100	9,8
Oktober	7,7	152	66	5,3	6,4	37	8,7
November	5,7	132	68	5,0	5,5	20	6,2
Dezember	4,5	118	62	4,5	4,3	10	(4)
Jahresmittel	**7,2**	**192**	**65**	**4,7**	**5,9**	**56**	

(1) Mittlere Temperatur der tubinierten Stauseewasser bei Nendaz, Mauvoisin und Emosson.

(2) Die mittleren Temperaturen turbinierten Wassers, ermittelt aus den mittleren Temperaturdifferenzen der Rhone zwischen Arbeitstagen (mit Turbinierung) und Wochenenden (ohne Turbinierung). Da bei dieser Abschätzung Flusskraftwerke eingeschlossen sind, liegen diese teilweise deutlich über den Temperaturen der Stauseen.

(3) Für die Abschätzung von $T_{ohneWKW}$ wurde der Mittelwert von (1) und (2) verwendet. Der Unterschied ist < 0,1 °C. Wird das gefasste Wasser mittels der Gleichung

$$T_{ohneWKW} = \{Q_{mitWKW} \cdot T_{mitWKW} - Q_{turb} \cdot T_{turb} + Q_{Fass}(T_{ohneWKW} + \frac{\partial T}{\partial Q} Q_{Fass})\} / Q_{ohneWKW}$$

in die Temperaturbilanz einbezogen, so ergeben sich ~0,1 bis 0,2 °C tiefere Werte.

(4) Diese Abschätzung von $T_{ohneWKW}$ funktioniert für die Wintermonate nur schlecht. Im Winter ist der Temperaturkontrast zwischen Rhone und turbiniertem Wasser für eine Korrektur erster Ordnung zu gering und der Beitrag der Wasserkraftnutzung zum gesamten Abfluss zu gross.

Tabelle 2. Abschätzung der Rhone-Temperatur ohne Einfluss Wasserkraftnutzung (gemäss Gl. 2).

risiert durch $\partial T/\partial T_{Luft}$) und der Differenz $T_{Luft}^{1914-1936} - T_{Luft}^{hist}$ zwischen der Lufttemperatur zur Referenzzeit ($T_{Luft}^{1914-1936}$; MeteoSchweiz 2004) und der historischen Lufttemperatur (T_{Luft}^{hist}) wird mit dem dritten Term in Gl. 1 die Wassertemperatur T_{Ref} zur Referenzzeit berechnet. Wir möchten auf die interessante Beobachtung in Bild 2 hinweisen, dass im Hochsommer die Rhone-Temperaturen gegen Änderungen der Lufttemperatur immun werden ($\partial T/\partial T_{Luft}$ ~0 in Bild 2). Dies liegt daran, dass bei grosser Hitze mehr Schmelzwasser abfliesst, welches die Rhone kühlt (Buwal, 2004). Dies hat sich durch die Wasserkraftnutzung nicht geändert: Die heute gemessenen maximalen Rhone-Temperaturen (Maximum: 14,1 °C im Juli 1996) liegen selbst für den Extremsommer 2003 (12,7 °C) im Bereich der historischen Werte (Bild 2).

Um einen Einblick in die Repräsentativität dieser Referenztemperatur zu gewinnen, wurde diese Prozedur auf beide historischen Datensätze (1886 oder 1904/05) angewandt und das Ergebnis gemittelt (Tabelle 1; leider sind die Daten vom Winter 1904/05 wegen Fehlmanipulation nicht verwendbar). Gemäss Tabelle 1 können die monatlichen Referenztemperaturen mit einer Zuverlässigkeit von ca. ±0,5 °C bestimmt werden.

Die Referenztemperatur ist in der Tabelle 1 monatsweise zusammengefasst und in Bild 3 mit den aktuellen Rhone-Temperaturen verglichen.

Aus diesem Vergleich ist ersichtlich, dass zu Beginn des Jahrhunderts die Rhone während der drei Wintermonate um 2 bis 2,5 °C kühler und im Frühling 1 bis 1,6 °C wärmer war als heute (1982–2002). Im Sommer und Herbst sind die Unterschiede gering (< 1 °C; Bild 3). Im Jahresmittel sind die beiden Temperaturen beinahe identisch (Differenz: nur 0,12 °C; Tabelle 1).

Energiebilanzen (relativ zu 0 °C)	Jährliche Wärmemenge (TWh)	Sommerhalbjahr (TWh)	Winterhalbjahr (TWh)
Wärme der Rhone (ohne WKW) aus mittleren Abflüssen von 1916 bis 1934 und den berechneten Referenztemperaturen	53,4	48	5,4
Wärme der Rhone (mit WKW) in den Jahren 1982 bis 2002[1]	55[1]	42	13
Differenz heute (1982–2002, WKW) minus Referenzperiode (1916–1934, ohne WKW)	**1,6**	**–6**	**7,6**
I) Wärmeverlust durch Turbinierung (Umwandlung potenzieller Energie in Strom)	–11,0	-8,8	–2,2
II) Wärmeaufnahme durch vergrösserte Wasseroberfläche der Stauseen[2]	7,9	7,9	~0
III) Speicherung von Wärme in Stauseen	0,0	–5,8	5,8
IV) Wärmeverlust durch Verkleinerung der Wasseroberfläche auf Restwasserstrecken[3]	–2,4	–2,2	–0,2
V) Mittlere Erwärmung der Rhone um 0,73 °C in den letzten 20 Jahren[4]	4,4	2,7	1,7
Summe der Effekte von I) bis V)	**–1,1**	**–6,2**	**5,1**

(1) Die Variation in diesem Zeitraum betrug 44 – 64 TWh.
(2) Abschätzung mit Oberfläche der Stauseen und Ausgleichskoeffizienten von Kuhn (1977).
(3) Messungen und Modellrechnung (Meier et al. 2004).
(4) siehe Hari und Güttinger (2004).

Tabelle 3. Wärmebilanz der Rhone bei Porte du Scex.

3. Welche Temperatur hätte die Rhone ohne Wasserkraftnutzung heute?

Neben der Referenztemperatur aus historischen Messungen können auch aktuelle Temperaturdaten verwendet werden, um den Einfluss der Kraftwerke abzuschätzen. Diese Wassertemperatur $T_{ohneWKW}$ lässt sich in 1. Näherung aus den aktuellen Wassertemperaturen unter Wasserkraftnutzung T_{mitWKW} und der Menge und Temperatur des turbinierten Stauseewassers abschätzen:

$$T_{ohneWKW} = (T_{mitWKW} \cdot Q_{mitWKW} - Q_{turb} \cdot T_{turb}) / Q_{ohneWKW} \quad \text{(Gl. 2)}$$

Die Temperatur des turbinierten Stauseewassers, T_{turb}, haben wir bei den Kraftwerksauslässen in 2002–3 kontinuierlich erfasst (Meier et al. 2004). Gegenüber dem Tiefenwasser in den Stauseen ist dieses um wenige Zehntelgrade erwärmt, da die Energieumwandlung nicht zu 100% erfolgt. Zudem haben wir die mittlere Temperatur des gesamten turbinierten Wassers (einschl. Flusskraftwerke) aus der Temperaturdifferenz in der Rhone zwischen Arbeitstagen (mit Turbinierung) und Wochenenden (ohne Turbinierung) bestimmt. Das Ergebnis für $T_{ohneWKW}$ ist (mit Ausnahme der Wintermonate) in der Tabelle 2 monatsweise zusammengefasst.

Eine detaillierte Analyse zeigt (Meier et al. 2004), dass weitere Einflüsse wenig bedeutend sind. Insbesondere verändert die Berücksichtigung der gefassten Seitenbäche (Q_{Fass}) die Temperaturbilanz maximal nur ~0,2 °C (Tabelle 2).

Der Unterschied zur oben hergeleiteten Referenztemperatur (Tabelle 1) beträgt im Mittel nur 0,3 °C. Dieser geringe Unterschied lässt sich leicht durch Ungenauigkeiten bei der Temperaturmessung und nicht berücksichtigte Faktoren bei den Extrapolationen erklären. Die gute Übereinstimmung ist eher

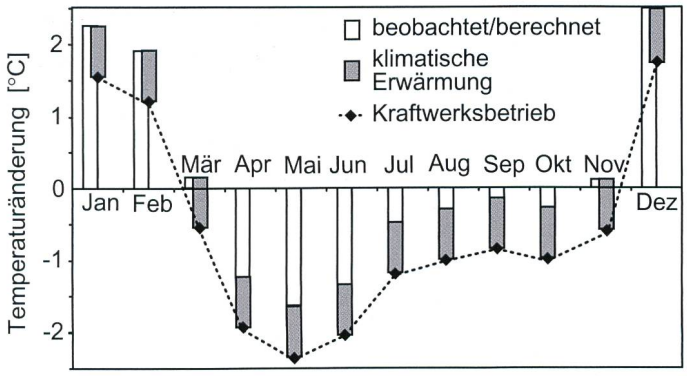


Bild 3. Änderung der Monatsmittelwerte der Rhone-Temperatur bei Porte du Scex (Tabelle 1): Differenz von heute (1982–2002) minus Referenz (1916–1934). Um den Einfluss der Wasserkraftnutzung abzuschätzen, wurde die Annahme getroffen, dass die klimabedingte Erwärmung unabhängig von der Jahreszeit erfolgte.

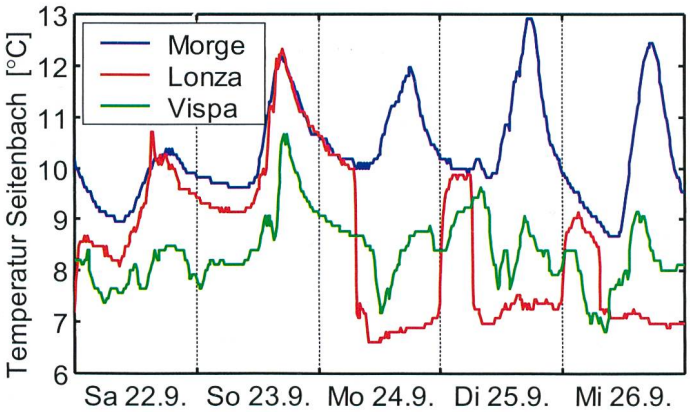


Bild 4. Temperaturen in drei Seitenbächen der Rhone von Samstag, 22.9.2001, bis Mittwoch, 26.9.2001. Im Vergleich zum «natürlichen» Temperatur-Regime (Morge) vom Wochenende treten während der Arbeitstage in den genutzten Bächen (Lonza, Vispa) heftige Temperatursprünge auf.

überraschend, sind doch die historischen Daten vor ~100 Jahren erfasst worden. Interessanterweise folgt aber diese Zunahme von 0,3 °C zwischen der Referenzzeit (1916–1934) und den mittleren Temperaturen von 1982 bis 2002 (Tabelle 2) dem beobachteten generellen Trend: Seit Beginn der kontinuierlichen Temperaturmessung des BWG von 1971 wurde eine Zunahme von ~0,7 °C beobachtet, welche Hari und Güttinger (2004) der Klimaerwärmung zusprechen.

4. Wärmebilanz für die Rhone

Aus obigen Vergleichen folgt, dass die Wärmebilanz sich durch die Wasserkraftnutzung im Jahresmittel praktisch nicht und hauptsächlich jahreszeitlich verschoben hat. Dies wird durch die in Tabelle 3 zusammengefasste Wärmebilanz quantitativ gut erklärt. Die praktisch geschlossene Bilanz soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass neben den üblichen Unsicherheiten auch die natürliche Variabilität beträchtlich ist.

Der jährliche Wärmetransport der Rhone in Porte du Scex war vor dem Bau der Wasserkraftwerke mit 53,4 TWh nur 3% geringer als 1982 bis 2002 (55 TWh; Streuung von 44 bis 64 TWh). Jahreszeitlich ergab sich aber eine 12%ige Verschiebung vom Sommerhalbjahr (heute: –6 TWh) ins Winterhalbjahr (heute: +7,6 TWh). Die Veränderung im Winter ist im Wesentlichen auf die Speicherung des Wassers in den Stauseen zurückzuführen. Wird angenommen, dass sich die Stauseen während des Sommers füllen und im Herbst eine Temperatur von 5 °C aufweisen, so entspricht dies einer Wärmespeicherung von ~6 TWh, welche im Winterhalbjahr wiederum an die Rhone abgegeben wird (Tabelle 3).

Im Sommerhalbjahr ist die Situation komplexer: Neben der jahreszeitlichen Umlagerung geht Wärme einerseits durch Umwandlung potenzieller Energie in Strom verlustig und wird andererseits durch die zusätzlichen Oberflächen der Stauseen aufgenommen (Tabelle 3). Im Vergleich dazu spielt der veränderte Wärmhaushalt wegen der geringeren Wasseroberflächen der Restwasserstrecken eine untergeordnete Rolle: Im Sommer werden ~2 TWh weniger Wärme aus der Atmosphäre aufgenommen.

Seit 1971 hat die Wassertemperatur der Rhone um ~0,7 °C zugenommen (Hari and Güttinger 2004). Beim Vergleich der Zeitperioden vor und nach dem Kraftwerksbau muss also auch die Klimaerwärmung berücksichtigt werden. Wenn wir annehmen, diese sei unabhängig von den Jahreszeiten erfolgt (eine Annahme, welche sich nachträglich praktisch unmöglich überprüfen lässt), so entfallen auf den Sommer ~3 TWh und auf den Winter ~1,6 TWh. Die beobachteten Temperaturveränderungen und der Einfluss der klimatischen Erwärmung sind ebenfalls in Bild 3 dargestellt.

5. Ökologische Defizite

Die wasserkraftbedingte Temperaturverschiebung ist relativ gering und aus ökologischer Sicht kaum gravierend, da viele Organismen über langfristige Akklimatisierungsmechanismen verfügen. Viel wichtiger sind die kurzfristigen Temperatursprünge des Schwall-Sunk-Betriebes. Die Messungen in verschiedenen Zuflüssen der Rhone zeigen, dass vor allem an Wochentagen, wenn die Kraftwerke kaltes Wasser aus den Stauseen turbinieren, die Temperatur in stark genutzten Bächen, wie der Lonza oder Vispa (Bild 4), innert kürzester Zeit um mehr als 3 °C absinken kann. Auch in der Rhone bei Fully wurden während der Messperiode 2002–3 Temperaturänderungen von bis zu –2,4 °C innerhalb einer Stunde gemessen.

Rasche Temperaturschwankungen haben verschiedene negative Auswirkungen auf den Metabolismus von Fischen (Beitinger et al. 2000). So führt etwa ein schneller Abfall der Temperatur zu Lethargie und erschwert einen Ortswechsel. Davon sind im Winter die Bachforellen besonders bei Temperaturen < 4,5 °C betroffen (Saltveit et al. 2001).

Flachwasserzonen, die während der Sunkphase trockenfallen oder nur sehr wenig Wasser führen, gleichen sich rasch der Lufttemperatur an. Dies kann im Winter zu erheblicher Abkühlung führen. Dadurch entstehendes Eis wirkt sich negativ auf Fischeier und -embryonen aus. Fluktuierende Wassertemperaturen haben möglicherweise einen schädlichen Effekt auf das Wachstum von juvenilen Bachforellen. Langsam wachsende Forellenpopulationen sind davon stärker betroffen als schnellwachsende (Flodmark et al. 2004).

Neben der Wasserkraftnutzung hat die Kanalisierung der Rhone, die bereits 1869 (Beginn der ersten Rhonekorrektion) aus Gründen des Hochwasserschutzes begann, den grössten Einfluss auf die Wassertemperatur: Durch die Einengung des Flussbettes ist die Fliessgeschwindigkeit grösser und homogener, und es bestehen keine Bereiche, in denen stehendes Wasser stark erwärmt oder abgekühlt werden kann. Damit fehlen Habitate für Organismen, die an solche «Randtemperaturen» angepasst sind.

Die Einflüsse der Korrektion können nicht direkt quantifiziert werden, da vor dieser Zeit keine Messungen vorliegen. Für eine Abschätzung können jedoch vergleichbare, ungenutzte Flüsse als Referenz dienen, wie beispielsweise der Tagliamento, der letzte grosse weitgehend unbeeinflusste Fluss der Alpen. Er verläuft im südöstlichen Alpengebiet zwar in Nord-Süd-Richtung, ist aber orographisch mit der Rhone vergleichbar. Beim Tagliamento fallen v.a. die grossen Temperaturunterschiede über den breiten Flussquerschnitt auf (Arscott et al. 2001): Unterschiede in den Schwemmebenen im Tiefland können bis zu 15 °C zwischen den Lebensräumen (Hauptfluss, Seitenarme, Totarme und Grundwasseraufstösse) erreichen. Zonen mit stehendem Wasser bilden sich aufgrund der grossen Breite der aktiven Aue, welche sich im Mittellauf bis zu 1,5 km ausdehnt. In Sommer und Herbst überschreiten die Temperaturunterschiede zwischen den verschiedenen Habitaten im Tiefland sogar die Temperaturunterschiede entlang des 120 km langen und über 1000 m abfallenden Hauptflusses.

Wir können davon ausgehen, dass in der Rhone vor der Korrektion ähnliche Verhältnisse vorlagen und die Temperaturen in der unkorrigierten Rhone aufgrund der variablen Abflüsse, Aufenthaltszeiten und Wassertiefen im natürlichen Gerinne grosse Variationen in Querrichtung zum Fluss aufwiesen. In Totarmen und Stillwasserzonen traten im Sommer deutlich höhere und im Winter tiefere Werte (bis 0 °C) auf. Das Wasser in den Seitenbächen und im Hauptstrombereich der Rhone war wegen des grossen Einflusses der Vergletscherung aber auch im Sommer relativ kalt.

Um den Temperaturhaushalt der Rhone naturnaher zu gestalten, sind damit zwei mögliche Richtungen vorgegeben: Einerseits können kurzfristige Temperatursprünge durch kontinuierliche Rückgabe von Wasser aus Kraftwerken reduziert werden, und andererseits kann die räumliche Heterogenität des Flussbettes und damit der Wassertemperatur durch flussbauliche Revitalisierungsmassnahmen vergrössert werden. Auch wenn solche Vorhaben eher mittel- bis langfristigen Charakter haben, so sind sie doch wichtige Schritte in Richtung eines Temperaturregimes, wie es sich vor den Untersuchungen von Forel und Uetrecht präsentierte.

Dank

Wir bedanken uns beim Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) sowie MeteoSchweiz und den Kraftwerken Mauvoisin, Emosson, Grande Dixence, St. Léonard, EnAlpina, Rhonewerke AG, Société Léteygeon SA, SA l'Energie de l'Ouest-Suisse, dem Ingenieurbüro Schneller Ritz und Partner AG und der Ingenieurgemeinschaft Westschweiz für Daten und Unterstützung während der Studie. Zudem bedanken wir uns ganz besonders bei M. Schurter für die Temperaturmessungen im Rhoneeinzugsgebiet, M. Frey für die Modellrechnungen, L. Moosmann für die Erstellung der Figuren und verschiedener Beiträge sowie A. Peter und A. Jakob für die Durchsicht des Manuskriptes.

Symbolverzeichnis		
Parameter	Symbol	Einheit
Abfluss	Q	$m^3 s^{-1}$
Mittlere Abflüsse der Rhone von 1916 bis 1934	$Q^{1916-1934}$	$m^3 s^{-1}$
Gefasster Abfluss	Q_{Fass}	$m^3 s^{-1}$
Abflüsse Rhone von Forel und Uetrecht	Q_{hist}	$m^3 s^{-1}$
Turbinierter Abfluss	Q_{turb}	$m^3 s^{-1}$
Rhone-Temperatur	T	°C
Temperatur Rhone von Forel und Uetrecht	T_{hist}	°C
Lufttemperatur	T_{Luft}	°C
Lufttemperatur der Jahre 1914 bis 1936	$T_{Luft}^{1914-1936}$	°C
Lufttemperatur in den Jahren 1886 und 1904/05	T_{Luft}^{hist}	°C
Rhone-Temperatur mit Wasserkraftnutzung	T_{mitWKW}	°C
Rhone-Temperatur ohne Wasserkraftnutzung	$T_{ohneWKW}$	°C
Referenztemperatur	T_{Ref}	°C

Literatur

Arscott, D. B., Tockner, K. & Ward, J. V. (2001): Thermal heterogeneity along a braided floodplain river in the Alps. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 2358–2373.

Beitinger, T. L., Bennett, W. A. & McCauley, R. W. (2000): Temperature tolerance of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. Environmental Biology of Fishes, 58: 237–257.

Buwal, BWG und MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Schriftenreihe Umwelt 369. 174 S. Buwal, Bern.

BWG (2004): Hydrologische Jahrbücher der Schweiz. http://www.bwg.admin.ch/ service/ hydrolog/d/index.htm

Flodmark, L. E. W., Vollestad, L. A. & Forseth, T. (2004): Performance of juvenile brown trout exposed to fluctuating water level and temperature. Journal of Fish Biology, 65: 460–470.

Forel, F. A. (1892, reprint 1998): Le Léman: Monographie limnologique. Lausanne, Rouge. Band I, 5. Teil («Hydrologie», 364ff. Slatkine Reprints, Genève.

Hari, R. und Güttinger H. (2004): Temperaturverlauf in Schweizer Flüssen 1978 bis 2002 – Auswertungen und grafische Darstellungen fischrelevanter Parameter. Teilprojekt-Nr. 01/08. Fischnetz-Publikation, Eawag, Dübendorf.

Jakob, A., P. Liechti und B. Schädler (1996): Temperatur in Schweizer Gewässern: quo vadis? Gas, Wasser, Abwasser, 76: 288–294.

Kuhn, W. (1977): Berechnung der Temperatur und Verdunstung alpiner Seen auf klimatologisch-thermodynamischer Grundlage. Arbeitsbericht der SMA, 70, SMA Zürich.

Meier W., C. Bonjour, A. Wüest and P. Reichert (2003): Modelling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams; J. Environmental Engineering, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372 (2003) 129: 8(755).

Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S. und A. Wüest (2004): Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Schlussbericht SP I-2, Rhone-Thur-Projekt, Eawag, WSL: 100 S. http://www.rhone-thur.eawag.ch/publikationen.html.

Meteoschweiz (2004): Annalen der MeteoSchweiz. http://www.meteoschweiz.ch/de/ Daten/Messwerte/IndexMesswerte.shtml

Neumann D. W., B. Rajagopalan and E. A. Zagona (2003): Regression model for daily maximum stream temperature, Journal of Environmental Engineering, 129: 667–674.

Saltveit, S. J., Helleraker, J. H., Arnekleiv, J. V. & Harby, A. (2001): Field experiments on stranding in juvenile Atlantic Salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. Regulated Rivers-Research & Management, 17: 609–622.

Uetrecht, E. (1906): Die Ablation der Rhone in ihrem Walliser Einzugsgebiete im Jahre 1904/05. Zeitschrift für Gewässerkunde, 7: 257–320.

Anschrift der Verfasser

Dr. *Werner Meier* und Prof. Dr. *Alfred Wüest*, Forschungszentrum für Limnologie, Eawag, Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum, E-Mail: wuest@eawag.ch

Erfolgskontrolle der Vegetationsdynamik Rhone: Stand der Forschung 2004

Christian Roulier, Gaëlle Vadi – deutsche Übersetzung: Nathalie Baumann

1. Ausgangslage und Ziele

Die Auenvegetation an der Rhone weist heute mehrere Defizite auf: wenige, kaum verschiedene Auenwälder und ein enges Hochwasserbett (Überflutungsfläche bei grossen Hochwassern) aufgrund des eingedämmten Flusslaufs. Die Längsvernetzung (Beziehung zwischen den Auenzonen) und Quervernetzung (Beziehung zwischen den Ufergesellschaften) ist schwach.

Die dritte Rhonekorrektion sieht Aufweitungen des Flusslaufs vor, um Überschwemmungsrisiken in der Ebene zu vermindern und die natürlichen Lebensräume der Ufer zu verbessern.

Entlang der Rhone (vier permanente Transekte zwischen Turtmann und Chamoson) und der Thur (sechs Transekte zwischen Frauenfeld TG und Gütighausen ZH) wurde eine Erfolgskontrolle der Auenvegetation durchgeführt. Die Ergebnisse der Rhone-Studie werden hier vorgestellt. Die Kommentare basieren auf den in beiden Regionen gesammelten Erfahrungen.

Die Ziele der Erfolgskontrolle der Vegetation sind die folgenden:

- Messen der Vegetationsqualität von verschiedenen Uferprofilen vor und nach den Eingriffen: Biodiversität, Typizität, Qualität des Mosaiks und der Sukzession
- Beobachten der Entwicklung der Pflanzengesellschaften in den verschiedenen Uferprofilen
- Ausrichten der zukünftigen flussbaulichen Massnahmen nach den für das Ökosystem günstigsten Formeln (Erkennung, Steuerung)
- Liefern von Parametern zum optimalen Ausmass flussbaulicher Aufweitungsmassnahmen an die Wasserbauingenieure.

Die folgenden Personen von der Universität Neuenburg haben mitgearbeitet: François Gillet und Florian Kohler (Entwicklung der Datenbank Phytobase, methodologischer Rahmen), Stephanie Reust, Gaëlle Vadi (Felderhebungen, Auswertung der Daten), Marie-Marguerite Duckert (Bestimmung der Pflanzen). Nathalie Perrottet, Roland Keller, Stephan Lussi und Christian Roulier von der Auenberatungsstelle haben Daten gesammelt und die Resultate vorgestellt.

2. Methoden

2.1 Transekte

Die vorgestellten Methoden basieren auf der synusialen Pflanzensoziologie (Gillet et al. 1991; Roulier 1998). Diese Methoden wurden zur Anwendung bei der Erfolgskontrolle der Auen von nationaler Bedeutung angepasst und standardisiert (Kohler et al. 2000).

Ein permanenter Transekt ist ein georeferenzierter Landstreifen, der die Ufervegetationszone durchquert; hier werden auf einer

Fläche von 5 × 5 m (Kräuter), 5 × 15 m (Sträucher) und 5 × 25 m (Bäume) aufeinander folgende phytosoziologische Aufnahmen gemacht.

Die Erhebungen werden in der pflanzenökologischen Datenbank «Phytobase S» erfasst, welche von der Abteilung für Vegetationsökologie der Universität Neuenburg entwickelt wurde (Vadi et al. 2004: Anhang 1). Dieses Werkzeug ermöglicht es, neben dem Speichern und Sortieren der Daten ökologische Auswertungen zu erstellen sowie Biodiversitätsindizes und Statistiken zu berechnen.

2.2 Luftbildinterpretation

Die Luftbildinterpretation wird mit Hilfe eines digitalen Fotogrammetrie-Programms ausgeführt, welches eine dreidimensionale Ansicht der stereoskopisch eingescannten Fotos auf dem Bildschirm ermöglicht.

Die Foto-Interpretation der Vegetation verläuft in drei Etappen:

1. Die Abgrenzung der Einheitsflächen unterteilt die Vegetation durch Linien, die nach vordefinierten Regeln und Kriterien gezogen werden. Schliesslich bildet das Liniennetz ein Mosaik in sich einheitlicher Polygone.
2. Die Interpretation der Vegetation stellt für jedes Polygon eine Reihe von Indikatoren auf: Pflanzenformation, Höhe der Bäume, Anteil der Laub- und Nadelhölzer, Deckungsgrad der Vegetation.
3. Auf der Karte wird jedem Vegetationspolygon eine Farbe und eine Beschreibung gemäss seiner Pflanzenformation zugeordnet.

Diese Methode wird von Thielen & al. (2003, 2004) beschrieben. Sie wurde auf einer Serie von fünf Schwarz-Weiss-Luftbildern des Gebiets der Ile Falcon aus den Jahren 1994 bis 2002 angewendet, welche von der Walliser Dienststelle für Strassen- und Flussbau (DSFB) zur Verfügung gestellt wurde.

2.3 Vergleich der Methoden

Die Transekte und die Foto-Interpretation liefern sich ergänzende Resultate über die Zusammensetzung und die räumliche Organisation der Vegetation (Tabelle 1).

3. Durchgeführte Arbeiten

3.1 Untersuchungsstandorte

Die Untersuchungsstandorte an der Rhone wurden in Strecken festgelegt, in denen Gerinneaufweitungen des Flusslaufs realisiert oder geplant sind (Bild 1). Im Jahre 2001 wurde mit Frau Cécile Rollé, Biologin (Drosera, Sion) und Co-Autorin der Studie «Milieux naturels. Etat actuel, diagnostic et objectifs de revalorisation» (1998), eine Besichtung der Rhoneufer durchgeführt. Frau Rollé hat verschiedene Sachlagen, insbesondere die Gerinneaufweitung der Ile Falcon, vorgestellt.

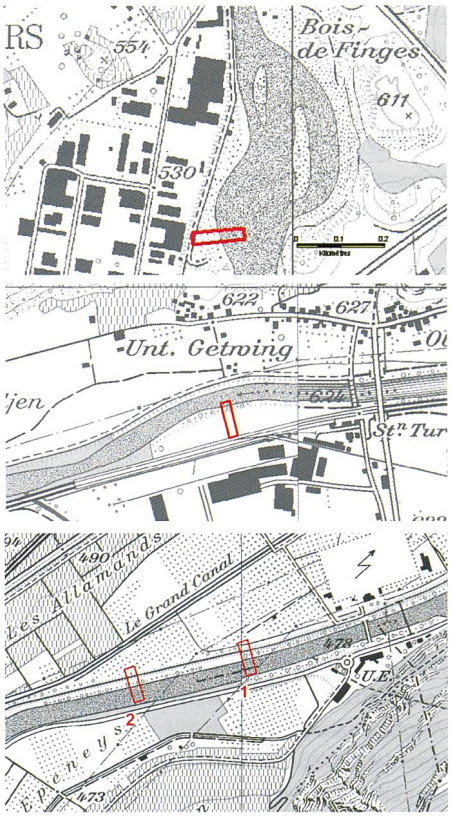


Bild 1. Standort der permanenten Transekte entlang der Rhone. Von oben nach unten: Ile Falcon, Turtmann, Chamoson.

3.1.1 Ile Falcon

Der Transekt der Ile Falcon enthält auf einer Länge von 123 m fünf ökologische Abschnitte: ein sanft abfallendes, sandiges Ufer, das an den Damm der Rhone angrenzt (Streifen 1 bis 8), einen Nebenarm der Rhone (Streifen 9 bis 12), eine Sandinsel (Streifen 13 bis 18), eine feuchte Senke (Streifen 19 bis 20) und einen Abschnitt mit grobem Kies (Streifen 21 bis 23), welcher am Hauptarm der Rhone liegt.

3.1.2 Turtmann

Der Turtmann-Transekt misst 73 m und führt durch eine ehemalige landwirtschaftliche Brachfläche (3 m höher als das mittlere Niveau der Rhone gelegen) und einen Waldsaum am Ufer der Rhone. Das Ufer wird mit Blockwurf und Querbuhnen stabilisiert. Der aktuelle Zustand wird im Hinblick auf eine Aufweitung beschrieben.

3.1.3 Chamoson 1 und 2

Die Transekte von Chamoson sind jeweils 40 m lang und führen durch das Hochwasserbett zwischen dem stabilisierten Ufer und dem Rhonedamm. Es wird durch hohe Krautvegetation und Pionierträucher besiedelt, welche das Jahr zuvor gemäht und geshreddert wurden. Der Rhonedamm ist mit Trockenheit liebenden Krautformationen und Sträuchern bewachsen und grenzt an landwirtschaftliche Kulturen.

4. Resultate

Die erhobenen Resultate setzen sich in jedem Transekt wie folgt zusammen:

- Kataloge und Tabellen der Pflanzengesellschaften (in diesem Artikel nicht aufgezeigt)
- Statistiken und Indizes, welche die Diversität, die Vegetationsstruktur und die ökologischen Bedingungen beschreiben
- Aus Homecie-Profilen (Pionier-, Postpionier-, Klimax-, Trocken- oder Feuchtgesellschaften, siehe 4.1.6 [Roulier 1998]).

Der Transekt der Ile Falcon, der zwischen 2001 und 2004 jährlich erhoben und als einzige Gerinneaufweitung an der Rhone untersucht wurde, wird nachfolgend präsentiert. Bei Turtmann und Chamoson wurde die Vegetation nur ein Mal im Jahre 2001 bzw. 2002 kartiert. Der Ausgangszustand wird summarisch dargestellt. Die detaillierten Ergebnisse sind in den Jahresberichten enthalten (Vadi et al. 2004).

4.1 Ile Falcon

4.1.1 Vegetation

Bild 2 stellt einen schematischen Schnitt des Transekts dar. Der Katalog der Pflanzengesellschaften, der im Jahre 2004 erhoben wurde (nicht vorgestellt), enthält hauptsächlich Lavendelweidenmäntel, Tamarisken und Sanddorn, welcher eher trockene Standorte bevorzugt. Pionierkrautgesellschaften der Sedimente sind auch vorhanden.

4.1.2 Biodiversität

Im Jahre 2004 folgt die Kurve der gesamten spezifischen Diversität (Bild 3) jener von 2003, jedoch mit einer insgesamt regelmässigeren Steigung. Diese Tendenz hat im Jahre 2002 begonnen. Der vor kurzem besiedelte Streifen 10 weist eine Artenanzahl auf, die mit den anliegenden Streifen vergleichbar ist. Sobald sich das Wasser zurückzieht, scheint das spezifische Potenzial schnell erreicht zu sein. Die festgestellte Abnahme der Arten im Streifen 23 ist auf die Hochwasser von 2004 zurückzuführen.

Tabelle 2 zeigt die Artenvielfalt in den Schichten: Die Anzahl der verholzenden Arten ist im Jahr 2004 leicht gestiegen, während die Krautarten denselben Wert aufweisen wie im Jahr 2002. Die Hochwasser von 2000 und 2002 könnten die Ursache der höheren Werte sein, die im Jahre 2001 und im Jahre 2003 in der Krautschicht festgestellt wurden.

Methode	Permanenter Transekt	Foto-Interpretation
Präsentation der Resultate	Vegetationsaufnahmen	Vegetationskarten
Massstab	10–100 m	100–1000 m
Systematik	Bestimmung der Pflanzengesellschaften	Bestimmung der Pflanzenformationen
Ökologische Diagnose	Evaluation der ökologischen Bedingungen des Standortes (Feuchtigkeit, Nährstoffe usw.)	Organisation der räumlichen Pionier-, Postpionier- und Klimaxformationen
Biodiversität	Artendiversität	Formationsdiversität
Dynamik	Veränderung der Arten, der Gesellschaften und der Grenzen entlang einer Achse	Veränderung der Zonation und des Mosaiks in einer Fläche

Tabelle 1. Vergleich der verwendeten Methoden für die Vegetationsuntersuchung.

Total Artenanzahl	2001	2002	2003	2004
Verholzende Arten	10	9	14	16
Krautarten	75	50	60	50

Tabelle 2. Spezifische Artenvielfalt nach Schichten und Jahren.

Typ	Streifen	Schicht	F	N
sandiges Ufer	1 bis 8	B	4	4
		b	4	3
		H	2	3
		h	3	3
Nebenarm	9 bis 12	B	4	2
		b	4	3
		H	3	3
		h	3	3
sandige Insel	13 bis 18	B	4	3
		b	4	3
		H	2	3
		h	3	3
feuchte Depression	19 bis 20	B	4	3
		b	4	3
		H	3	3
		h	3	3
Kiesbank	21 bis 23	B		
		b	4	3
		H	2	3
		h	3	3
vollständiger Transekt	1 bis 23	B	4	3
		b	4	3
		H	2	3
		h	3	3

Tabelle 3. Ökologische Zeigerwerte der Feuchtigkeit und der Nährstoffe der Schichten nach Abschnitten und pro Jahr.

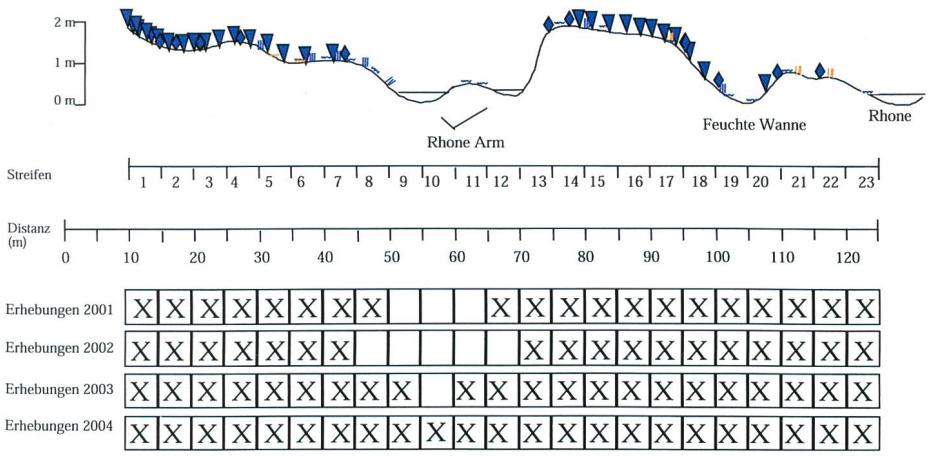


Bild 2. Schematischer Schnitt der Transekte und Zellen, erhoben von 2001 bis 2004.

4.1.3 Deckungsgrad der Schichten

Bild 4 stellt den Deckungsgrad der Sträucher im Jahre 2004 dar, der fast mit jenem von 2003 identisch ist; man könnte annehmen, dass sich die Besiedlung der Strauchschicht stabilisiert. Die Krautformationen stabilisieren sich ebenfalls in den meisten Abschnitten, ausser in der feuchten Senke. Hier ging der Deckungsgrad der niedrigen Schicht stark zurück, was sich auf die Werte des ganzen Transekts auswirkt. Von der Trockenheit im Jahr 2003 haben wahrscheinlich zahlreiche Arten profitiert, die dann 2004 nicht wieder aufwachsen konnten.

Ein Sprung erscheint zwischen 2002 und 2003, mit dem Übergang der dominanten Deckung von den niedrigen Schichten (b, h) zu den hohen Schichten (B, H). Dieses Phänomen scheint mit dem Wachstum der Holzarten und der Besiedlungsdynamik verbunden zu sein.

4.1.4 Indikator F (Feuchtigkeit)

Die Feuchtigkeitswerte (Tabelle 3) weisen keine wichtigen Veränderungen von 2001 bis 2004 auf. Die Krautformationen mit oberflächlichen Wurzeln deuten einen frischen (Wert 3) bis trockenen (2) Boden an. Tatsächlich sind die Ablagerungen von Sand, Kies und anderen Steinen sehr durchlässig, sodass das Wasser nach einem Regen oder nach einer Überschwemmung rasch versickert. Die Werte der Strauchschichten deuten einen frischen (3) bis feuchten (4) Standort an, da die Sträucher tiefere Wurzeln entwickeln, wo das Substrat durch Infiltration oder das Grundwasser gespiesen wird.

4.1.5 Indikator N (trophische Stufe)

Den trophischen Wert betreffend (Tabelle 3) bleiben die Indizes der Krautformationen über die Jahre vergleichbar. Sie deuten auf

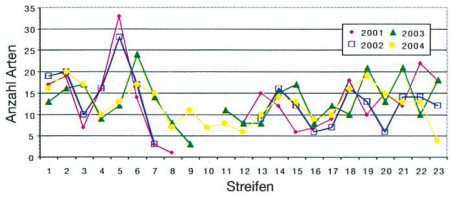


Bild 3. Spezifische Artenvielfalt: jährliches Total nach Schichten und Jahr.

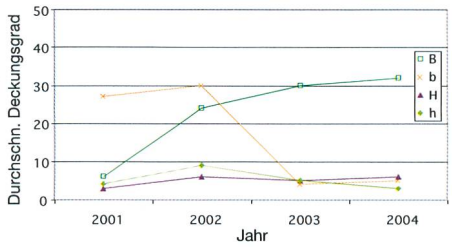


Bild 4. Durchschnittlicher Deckungsgrad der Schichten nach Abschnitten und Jahr.

einen mesotrophen Boden (3) hin. Ein Unterschied kann beidseits des Nebenarms bei den Sträuchern festgestellt werden. Am Ufer (Streifen 1 bis 8) wird ein meso- bis eutrophischer Boden (4) und bei der Insel (Streifen 13 bis 18) ein eher mesotrophisches Milieu aufgezeigt.

4.1.6 Homecien

Die Homecien sind Kategorien, welche in Dynamik und Ökologie ein gleiches Verhalten aufweisen. Man unterscheidet insbesondere zwischen den Pionier- (blaue Farbe) Postpionier- (grün) und Klimaxgesellschaften (stabile Zonen: rot). Die verschiedenen Schichten werden dabei einzeln untersucht. Der in Bild 5 vorgestellte Vergleich von 2001 bis 2004 zeigt die Vegetationsentwicklung in den verschiedenen Abschnitten. Zum ersten Mal im Jahre 2004 bedeckt die Schicht h den ganzen Transekt. Die Schichten H und b haben sich auch ausgebreitet. Die hohe Strauchschicht (B) ging zwischen 2003 und 2004 leicht zurück, was mit der Erosion des Inselufers zusammenhängt.

Im Jahr 2004 (Bild 5, unterer Teil) werden die vier Schichten noch von Vegetation mit Pioniercharakter (blau) dominiert. Wie im Jahr 2003 weist die Krautvegetation lokal einen trockenen Charakter auf (orange, Streifen 5, 6, 17, 21 und 22). Diese Tendenz, die im Jahre 2003 als Phänomen klimatischer Bedingungen interpretiert wurde, taucht ebenfalls während eines feuchteren Jahres, wie 2004, auf. Somit scheinen bodenbedingte Faktoren damit verbunden zu sein (siehe 4.1.4). Der Postpioniercharakter (grün) in zwei Abschnitten im Jahr 2003 erscheint 2004 nicht mehr.

4.1.7 Quantifizierung der Veränderungen (Turnover)

In Tabelle 4 wird der Turnover zwischen 2003 und 2004 vorgestellt. Er wird nach dem Jaccard-Index berechnet, der die Anwesenheit oder das Fehlen der Arten für jedes aufeinander folgende Aufnahmepaar berücksichtigt. Kleine Werte bedeuten eine stabile Vegetation (0% = keine Änderungen), während hohe Indizes starke Veränderungen charakterisieren (100% = Änderung aller Arten).

Die Straucharten verändern sich insgesamt wenig (< 50%), ausser in der Zone des Nebenarms, welche neu besiedelt wurde. Die Strauchvegetation ist mit einem durchschnittlichen Veränderungssatz von 36% recht stabil.

Die Krautformationen dagegen sind mit Veränderungen von über 50% noch sehr in Bewegung. Nur die Zonen der Insel und der feuchten Senke überschreiten diesen Wert nicht und scheinen sich zu stabilisieren. Die Krautschicht ist also das Zentrum der starken

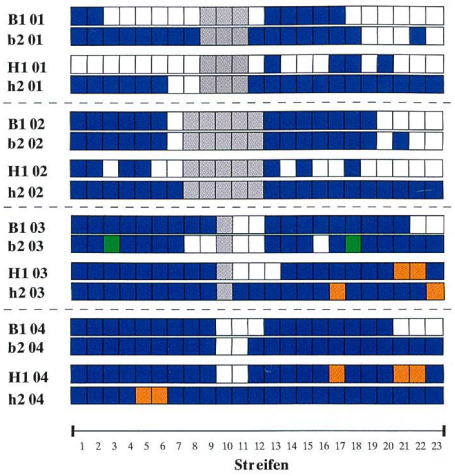


Bild 5. Homecien: Situation von 2001 bis 2004.

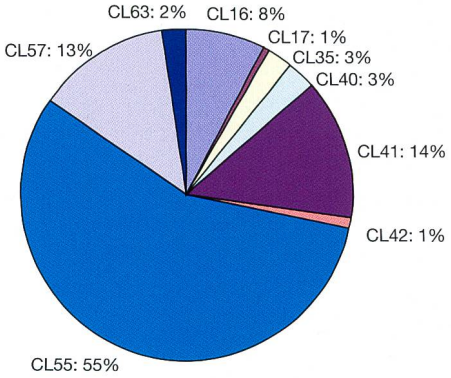


Bild 6. Syntaxonomische Klassen.

Dynamik, die für die Pionierlebensräume in den Auen charakteristisch ist.

Die für 2002 und 2003 berechneten Mittelwerte der Veränderungen waren noch höher.

4.1.8 Syntaxonomische Herkunft der Arten

Das syntaxonomische Spektrum der Arten stellt die übergeordneten Einheiten der phytosoziologischen Systematik dar, zu welcher diese Arten gehören. In unserem Fall wurden die Klassen gewählt (Bild 6). Die Klassen der Sträucher (CL 55 und 57) nehmen 68% des Spektrums ein; es handelt sich hierbei um Pioniergesellschaften auf Mineralböden und typische Formationen der Pionierwaldmäntel. Die Krautformationen stammen aus verschiedenen Kategorien. Es dominieren eine Wärme liebende Gruppe von zweijährigen, subnitrophilen, xero- bis mesophilen Arten (CL 41) und ausdauernde Pflanzen der Sedimente (CL 16).

4.2 Turtmann

4.2.1 Vegetation

In Turtmann besteht die Uferbestockung aus einem Wald mit Schwarzpappeln und nitratophilem Unterholz. Je nach Anteil auenspezifischer Pionier- oder Ruderalarten wird das mit Kriechender Quecke bewachsene Brachland verschiedenen Pioniergesellschaften oder Waldsäumen zugeteilt. Ein Röhricht besiedelt das obere Ende des Transekts. Im Abschnitt zwischen 50 und 55 m wurde ein «Typhetum minimae» (Zwergrohrkolbensumpf) identifiziert. Diese Pioniergesellschaft entstand auf den Ablagerungen des Hochwassers, leider ohne den kleinen Rohrkolben (Typha minima). Diese Situation kann vielleicht auf mögliche Standorte für diese seltene Art hinweisen.

4.2.2 Homecien

Die meisten Krautschichten (Bild 7), die durch das Hochwasser vom Oktober 2000 beeinflusst wurden, haben einen Pionier- oder Feuchtcharakter. Bäume und Sträucher bleiben Zeugen der Situation vor dem Hochwasser, sodass der Pappelwald (Streifen 1 bis 4) einer Postpioniervegetation und die Birkenbrache (Streifen 7 bis 11) einer Pioniervegetation zugeordnet werden können.

4.3 Chamoson 1 und 2

4.3.1 Vegetation

In den Transekten von Chamoson 1 und 2 sind im Hauptgerinne keine Sedimentbänke vorhanden, da die Rhone eingedämmt und die Ufer mit Blockwürfen stabilisiert sind. Das Hochwasserbett wird von einer Brache mit hohen Krautpflanzen und niedrigen Pioniersträuchern bedeckt. Der Damm, auf welchem sich der Uferweg befindet, wird durch Vegetationsformationen aus dem trockenen bis besonnten Milieu besiedelt.

4.3.2 Homecien

Die Homecien werden in Bild 8 dargestellt. Trotz der Mahd im Hochwasserbett im Jahre 2000, wurden bereits mehrere Zellen der Transekte durch trockenheitsliebende Krautpflanzen (vor allem H) und Pioniervegetation (vor allem h) wieder besiedelt. Einige Homecien der Postpioniere sind auch vorhanden. Mit Ausnahme der niederen Sträucher, die den Damm besiedeln, hat die Mehrheit der Holzgesellschaften einen Pioniercharakter.

5. Kartografische Chronik der Ile Falcon

Fünf Vegetationskarten sind in Bild 9 vorgestellt. Die Vegetation wird in sieben Klassen unterteilt: Wasser, natürliche Sedimente, künstlich transportierte Sedimente (Aushub), Pionierkrautgesellschaften, Weichholzsträucher (Höhe < 5 m) und Weichholzwälder (Höhe > 5 m) und Nichtauengebiet. Der Anteil jeder Formation wird in Bild 10 vorgestellt.

Die Karte von 1994 zeigt die Situation entlang des Transekts vor der Gerinneaufweitung am rechten Ufer.

Typ	Streifen	Schicht	Turnover 2003–2004 (%)
sandiges Ufer	1 bis 8	Bb	34
		Hh	58
Nebenarm	9 bis 12	Bb	61*
		Hh	65
sandige Insel	13 bis 18	Bb	28
		Hh	45
feuchte Depression	19 bis 20	Bb	25
		Hh	39
Kiesbank	21 bis 23	Bb	32
		Hh	83
vollständiger Transekt	1 bis 23	Bb	36
		Hh	57

* Die Streifen 10 und 11 wurden nicht berücksichtigt, da sie während zwei aufeinander folgenden Jahren keine Sträucher aufwiesen.

Tabelle 4. Durchschnittliche Veränderungen nach Abschnitten und Schichten, 2003–2004.

Im Jahr 1995 wird die Aufweitung vollzogen. Eine kleine Insel bildet sich neben dieser Aufweitung. Auf der grossen Insel im Zentrum des Standortes vergrössert sich der Strauchanteil. Auf dem linken Ufer überwachsen Gebüsche die Krautflächen.

1999 gibt die Aufhebung des Weges am linken Ufer eine grosse Fläche frei, die von Gebüsch besiedelt wird. Die Vegetation auf der grossen Insel setzt ihre autogene Entwicklung fort und besteht bald vollständig aus Strauchformationen. In der Aufweitung werden die Sedimente durch Pioniergesellschaften und Sträucher kolonisiert. Die kleine Insel ist fast vollständig mit Sträuchern und Pionierkrautgesellschaften überwachsen.

Im Jahr 2000 verjüngt ein Hochwasser im Oktober das Gebiet. Die Vegetation wird weggeschwemmt oder von Sedimenten zugedeckt. Die Anteile an Pioniergesellschaften und Weichholzformationen gehen zugunsten der natürlichen Sedimente zurück. Neben der Aufweitung entsteht ein Teich.

2002 geht die autogene Entwicklung wieder weiter. Die Gebüsche besiedeln die grosse Insel erneut. In der Aufweitung entwickelt sich die Vegetation ebenfalls. Die Pionierkrautgesellschaften bedecken die Sedimente der kleinen Insel, und Weichholzsträucher kommen auf. Der Teich wird von einer Krautvegetation (Flachmoor) bedeckt.

Die Entwicklung des Gebiets hängt mit der Dynamik und dem Geschiebetransport der Rhone zusammen («Pulsation» der Rhone). Jedes Jahr wird die Topografie des Auengebiets stark umgestaltet (in diesem Artikel wird auf die ebenfalls aufgenommenen Profilquerschnitte nicht eingegangen).

6. Diskussion

6.1 Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit der Methoden

Die für die Aufnahmen der Vegetation (Pflanzensoziologie, Kartierung) angewandten Methoden wurden für die Erfolgskontrolle von Auengebieten und Flussaufweitungen entwickelt. Die Ergebnisse liefern viel Information über den Stand und das Potenzial der Standorte. Sie sind aber, auf verschiedenen Stufen, von der Beurteilung der bearbeitenden Person abhängig:

- Die Pflanzensoziologie: bei der Bestimmung der Arten und der Bewertung ihres Deckungsgrades
- Die Kartierung: bei der Abgrenzung der Polygone (Elementarflächen) und von der Definition ihres Inhalts (Interpretation).

Anleitungen und Abläufe wurden standardisiert, um den Interpretationsspielraum auf ein Mindestmass zu reduzieren. Tests zur Reproduzierbarkeit der Kartierung wurden ausgeführt (Cosandey et al. 2003). Vor der Feldarbeit wird eine Einführung und Eichung der Botanikerinnen und Botaniker durchgeführt. Trotz dieser Vorsichtsmassnahmen muss man bei der Interpretation der zeitlichen Serien eine unausweichliche Variation durch die individuelle Beurteilung der bearbeitenden Person mitberücksichtigen.

6.2 Biologisches Potenzial der Ufer der Rhone

Trotz des heute stabilisierten und veramten

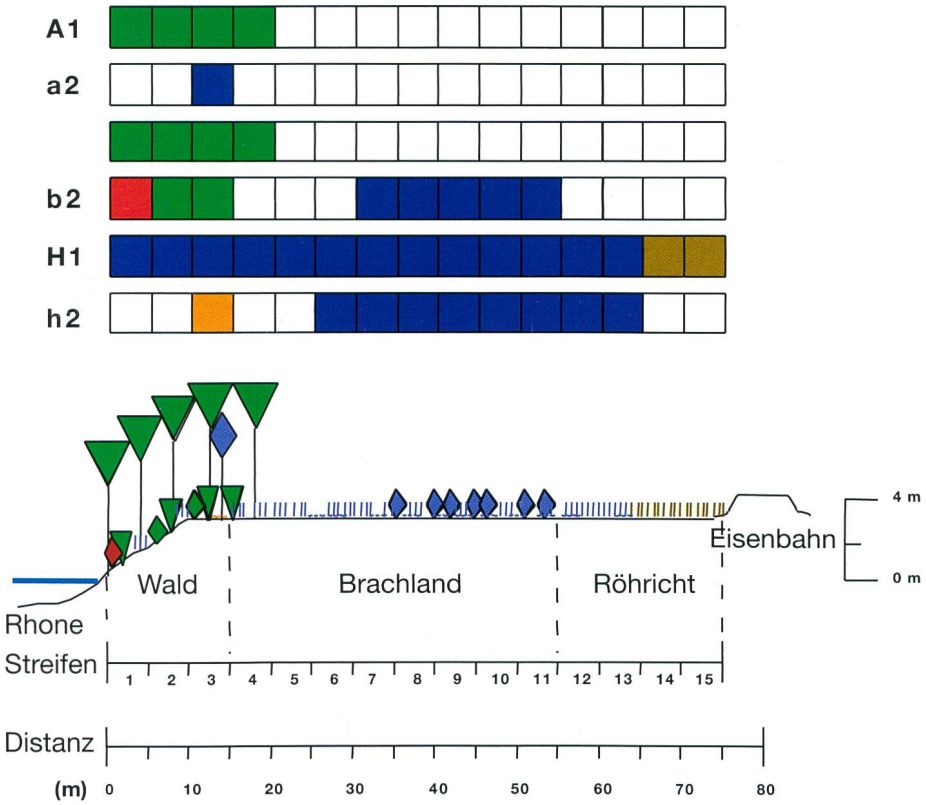


Bild 7. Homecien und semirealistische Profile: Turtmann, 2001.

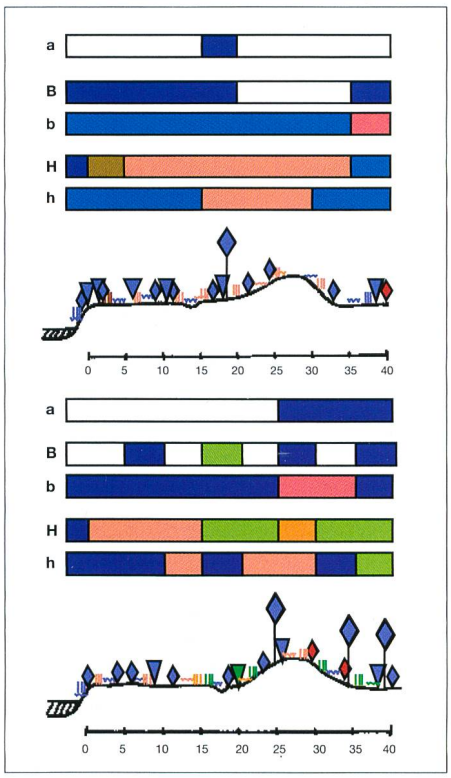


Bild 8. Homecien und semirealistische Profile: Chamoson, 2002, Transekte 1 und 2.

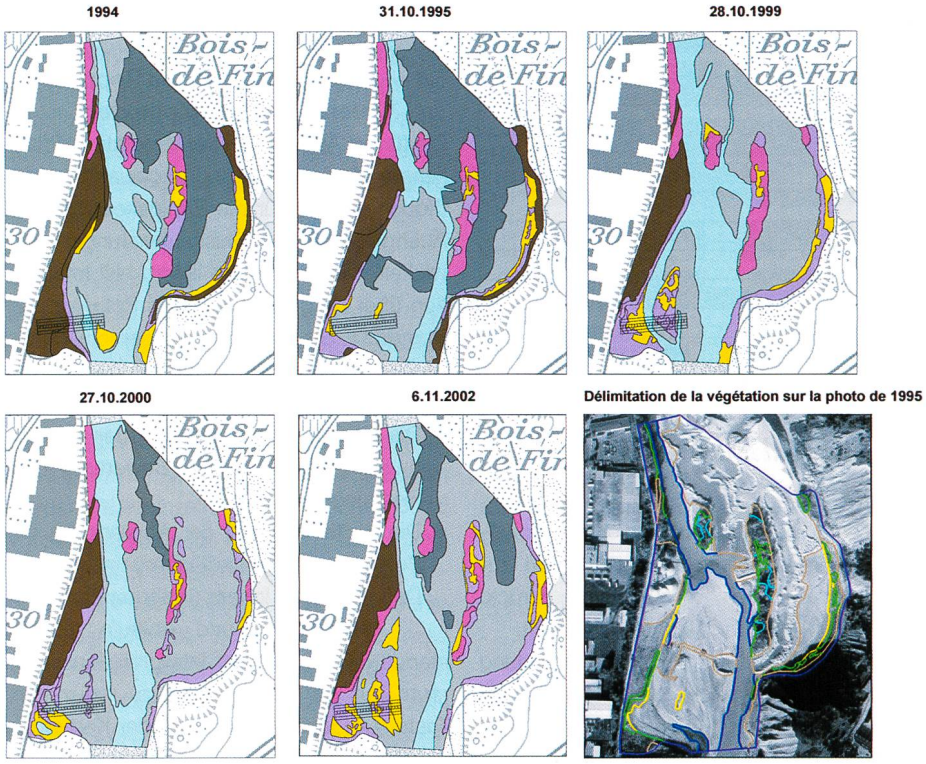


Bild 9. Karte der Vegetationsformationen der Ile Falcon. Der Transekt befindet sich unten links. Braun: Nichtauengebiet; Violett: Weichholzwald mehr als 5 m hoch; Rosa: Weichholzsträucher weniger als 5 m hoch; Gelb: Pionierkrautgesellschaften; Dunkelgrau: künstlich transportierte Sedimente; Hellgrau: natürliche Sedimente; Blau: Wasser.

Zustands der Vegetation an der Rhone wurden mehrere Auenwaldarten entlang der Transekte gefunden. Darunter wichtige Weichholzarten wie Weiden, Erlen und Pappeln sowie Sanddorn und Tamarisken. Auch in der Krautschicht kommen einzelne Pionierarten oder -gesellschaften vor. Es fehlt aber der kleine Rohrkolben (Typha minima), der im Pfynwald speziell wieder eingeführt werden soll.

Die Transekte der Rhone zeigen, dass die Vegetation neue frei liegende Flächen nach einer Flussaufweitung (Ile Falcon), einer Überschwemmung (Chamoson) oder anderen Arbeiten in Flussnähe (Turtmann) schnell

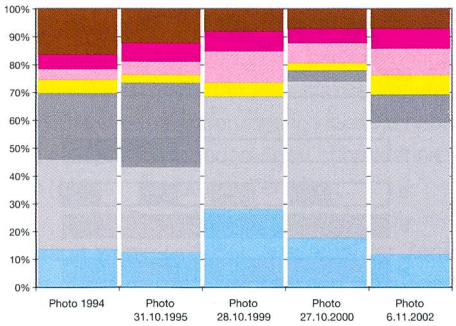


Bild 10. Anteil der Vegetationsformationen der Ile Falcon. Braun: Nichtauengebiet; Violett: Weichholzwald mehr als 5 m hoch; Rosa: Weichholzsträucher weniger als 5 m hoch; Gelb: Pionierkrautgesellschaften; Dunkelgrau: künstlich transportierte Sedimente; Hellgrau: natürliche Sedimente; Blau: Wasser.

besiedelt. Obwohl an den drei Standorten unterschiedliche Bedingungen vorherrschen, beherbergen alle mehrere typische Auengesellschaften.

Die Fähigkeit der im Gebiet vorhandenen Arten, neu entstehende Flächen schnell zu besiedeln, sollte für die künftigen Gerinneaufweitungen im Rahmen der dritten Rhonekorrektion gute Voraussetzungen schaffen.

6.3 Technische Aspekte

Da die Aufweitungen an der Thur und bei der Ile Falcon nicht sehr gross sind, können Hochwasser wie diejenigen von 2000 und 2002 an der Rhone und 2002 an der Thur das ganze Gebiet umgestalten. Insbesondere werden alle Kiesbänke und Inseln umgeschichtet.

Bei der Ile Falcon reduziert jedoch die Breite des Hochwassergerinnes (150 m) die mechanische Auswirkung des Hochwassers, sodass verschiedene Pflanzen auch Ereignisse wie dasjenige von 2000 einigermassen unbeschadet überstehen können. Dass sich die Vegetation ohne bauliche Schutzmassnahmen halten und erneuern kann, zeigt, dass der Raum für das Gewässer hier genügend gross ist, um seine Funktion als Lebensraum zu erfüllen. Zudem hat Rohde (2004) aufgezeigt, dass das nahe gelegene Auengebiet Pfynwald als Samenquelle eine wichtige Rolle spielt.

An der Thur (TG) ist die Aufweitung noch immer so schmal, dass Hochwasser die Vegetation auf den Kiesbänken vollständig zerstören. Dagegen gedeihen im Hochwasserbett interessante Gesellschaften wie der Silberweidenwald bei Warth oder der Eschenwald von Schäffäuli. An den Rhoneufern fehlen die Auenwälder wegen der landwirtschaftlichen Nutzung.

Die bisherigen Untersuchungen legen den Schluss nahe, dass bei kleineren Aufweitungen die Zeit, die seit dem letzten Hochwasser vergangen ist, einen grösseren Einfluss auf die Vegetation hat als das Alter der Aufweitung.

Aus diesen Erkenntnissen der Erfolgskontrolle der Auenvegetation lässt sich die Forderung nach genügend langen und breiten Aufweitungen ableiten.

Literatur

Cosandey A.-C. (2003): «Suivi des zones alluviales. Test de reproductibilité de la cartographie de la végétation». Service conseil Zones alluviales. Yverdon-les-Bains. 7 pp. Rapport non publié.

Gillet F., De Foucault B. et Julve P. (1991): «La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts». Candollea, 46. 315–340.

Kohler F., Gillet F., Roulier C. et Teuscher F. (2000): «Dynamique de la végétation des zones alluviales: exploration de différentes méthodes pour le suivi». Société Botanique de Genève. Saussurea, 31. 85–100.

Rohde S. (2004): «River Restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes». Assessment and Planning. ETH Zurich and WSL, Birmensdorf. 133 pp.

Roulier C. (1998): «Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse. Volume I: texte, tableaux, figures. Volume II: annexes (tableaux de végétation)». Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse, 72. 138 pp.

Thielen R., Cosandey A.-C., Lussi S. et Roulier C. (2004): «Digitale Auen». tec21, 18. 19–21.

Thielen R., Cosandey A.-C., Lussi S. et Roulier C. (2003): «Cartographie des zones alluviales d'importance nationale». Tracés, 18. 29–37.

Vadi G., Gillet F., Roulier C. et Thielen R. (2004): «Suivi de la dynamique de la végétation. Rapport succinct et résultats des travaux de 2003 au Rhône et à la Thur». Laboratoire d'écologie végétale, Service conseil Zones alluviales. Neuchâtel, Yverdon-les-Bains. 39 pp. + annexes. Rapport non publié.

Anschrift des Verfassers/der Verfasserin

Dr *Christian Roulier,* Service conseil Zones alluviales, CH-1400 Yverdon-les-Bains, E-Mail: scza@bluewin.ch, www.auen.ch

Dipl. phil. nat. *Gaëlle Vadi,* Abteilung für Vegetationsökologie, Universität Neuchâtel, CH-2000 Neuchâtel.

Ökologischer Zustand der Rhone: Benthische Evertebraten und Uferfauna

Klement Tockner, Ute Karaus, Achim Paetzold, Simone Blaser

Zusammenfassung

Die Rhone mit ihren Zuflüssen zählt zu den ökologisch am stärksten beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten des Landes. Aufgrund der intensiven hydrologischen Nutzung, dem starken Verbauungsgrad der Ufer sowie der punktuellen chemischen Belastung bietet die Rhone nur mehr einer artenarmen und anspruchslosen aquatischen und terrestrischen Wirbellosenfauna geeigneten Lebensraum. Schwall-Sunk-Betrieb wirkt sich gerade in regulierten Flussabschnitten sehr negativ auf die terrestrische Uferarthropodenfauna aus. Einzig der Oberlauf und einige seiner Zuflüsse weisen eine noch weitgehend intakte aquatische Fauna auf.

1. Ökomorphologische und hydrochemische Charakterisierung

Die Rhone und ihre wesentlichen Zubringer (jeweils vor der Einmündung) wurden am 16. und 17. Mai 2002 während der Sunkphase flächendeckend untersucht. An insgesamt 150 Stellen wurde die Ökomorphologie bewertet (Buwal-Stufe-F) und das Oberflächenwasser beprobt.

Mehr als 80% aller Probestellen sind morphologisch als stark beeinträchtigt bis naturfremd einzustufen. 56% der Zuflüsse (vor der Mündung) und 27% des Hauptflusses (hauptsächlich im Mittel- und Unterlauf) sind naturfremd gestaltet.

Hydrochemisch lassen sich grob drei Gruppen an Probestellen identifizieren (Tabelle 1).

1. Der Oberlauf weist geringe Nähr- aber erhöhte Schwebstoffkonzentrationen auf.
2. Der Mittel- und Unterlauf bilden hydrochemisch eine recht homogene Gruppe, mit teils erhöhten Ammoniumkonzentrationen, etwa bei Lonza und flussabwärts von Sion (Bild 1).
3. Die Zuflüsse sind hydrochemisch sehr heterogen, und jeder Zufluss hat sein spezifisches hydrochemisches Signal.

2. Längszonierung der benthischen Evertebraten

Im Frühjahr 2002 wurden in Abständen von 10 km (beginnend bei km 5 von der Quelle) jeweils 1 km lange Abschnitte kartiert. Das Makrozoobenthos der vorhandenen Habitattypen (Hauptgerinne, Hinterwasser, Tümpel, Zuflüsse vor der Einmündung) wurde semiquantitativ beprobt (Baur 2002, Karaus 2004). Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) – insgesamt knapp 19 000 Individuen – wurden von insgesamt 43 Probestellen auf niedrigst mögliches taxonomisches Niveau bestimmt (EPT-Taxa; Tabelle 2). Zum Vergleich wurden die weniger stark anthropogen überformten Flussläufe Thur und Tagliamento (Friaul, Italien) herangezogen (Karaus 2004; Tockner et al. 2003).

Entlang der Rhone wurden 65 EPT-Taxa nachgewiesen (11 Ephemeroptera, 25 Plecoptera und 29 Trichoptera), was etwa 80% der statistisch zu erwartenden Fauna entspricht (Jackknife-Kalkulation; Karaus 2004). Von den insgesamt 65 Taxa sind 88% als selten einzustufen (zum Vergleich die Thur: 53%). Die höchste Faunenvielfalt wies erwartungsgemäss der Oberflauf auf. Abschnitte flussabwärts von Fluss-km 25 (etwa ab Höhe Münster) trugen nur mehr unwesentlich zur Gesamtvielfalt des Flusskorridors bei (Bild 2).

Das Hauptgerinne der Rhone war von einer euryöken Fauna mit einer breiten ökologischen Valenz besiedelt (Allogamus auricollis, Leuctra spp., Baetis spp.). Im Mittel- und Unterlauf konnten im Mittel <5 EPT-Taxa je Flussabschnitt nachgewiesen werden (im Oberlauf: ~15 Taxa; Bild 2). An der Thur, zum Vergleich, waren im Mittel ca. 20 Taxa je Flussabschnitt vorhanden, mit maximal 50 Taxa pro Abschnitt.

Die wenig beeinträchtigten Zuflüsse im Oberlauf der Rhone prägten hingegen noch eine artenreiche aquatische Evertebratenfauna. 54% aller nachgewiesenen Taxa entlang der Rhone kamen ausschliesslich in diesen Zuflüssen des Oberlaufes vor.

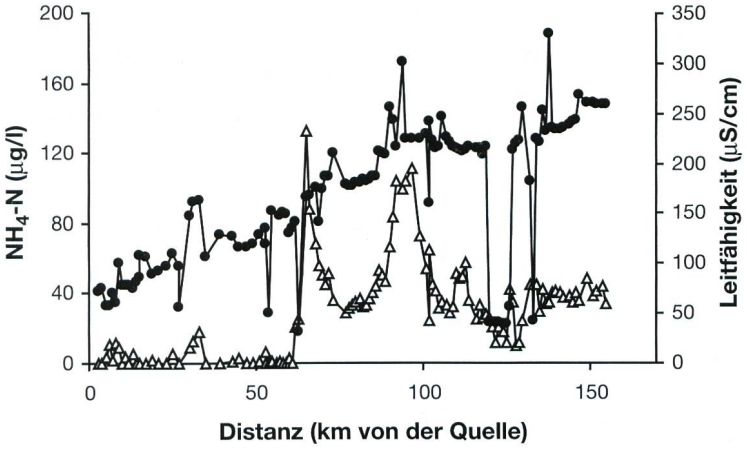


Bild 1. Ammoniumkonzentration (offenes Symbol) und Leitfähigkeit (volles Symbol) entlang der Rhone. Die Proben wurden während der Sunkphase gezogen. Lonza ist bei km 65, Sion bei etwa km 100.

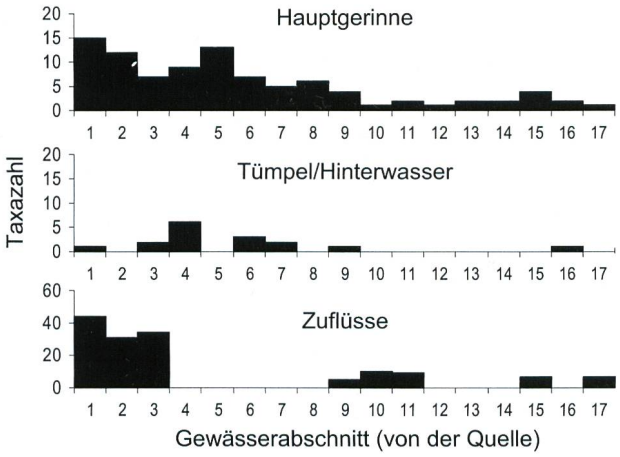


Bild 2. Verteilung der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) entlang der Rhone, aufgetrennt nach Habitattypen. Gewässerabschnitte: alle 10 km ab km 5 von der Quelle. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung.

Variable	Einheit	Oberlauf	Mittel- und Unterlauf	Zuflüsse
Schwebstoffe	mg/l	125 (18–640)	110 (22–260)	100 (5–820)
Leitfähigkeit	µS/cm	109 (58–165)	223 (141–405)	230 (32–743)
NO_3-N	µg/l	337 (299–471)	495 (312–614)	414 (194–920)
NH_4-N	µg/l	3,5 (0–25)	58 (10–>1000)	10,4 (0–49)
PN	mg/l	80 (45–126)	82 (29–188)	119 (13–1150)
PO_4-P	µg/l	0,1 (0–0,4)	1,4 (0–22,3)	5 (0–40)
PP	mg/l	81 (8–237)	62,3 (19–164)	69 (2,2–469)
TIC	mg/l	7,4 (4,3–10,4)	14,3 (9,5–25,1)	16,4 (2,4–47,3)
DOC	mg/l	0,9 (0,8–1,2)	0,9 (0,5–2,2)	1,0 (0,5–2,2)
POC	mg/l	1,7 (0,7–4,0)	3,1 (2,3–4,9)	3,4 (0,1–29,8)
SiO_2	mg/l	3,5 (2,8–4,5)	3,5 (2,3–4,9)	3,9 (2,6–7,7)
SO_4	mg/l	15,4 (6,4–28,5)	40 (23–84)	70,1 (10,7–454)
Cl	mg/l	1,0 (0,5–2,1)	4,5 (1,5–9,5)	2,8 (0,5–8,7)

Tabelle 1. Physikalisch-chemische Charakterisierung der Rhone und ihrer Zuflüsse (Mittel-, Minimal- und Maximalwert).

	Habitate (Anzahl der Proben)		EPT-Taxa	
	Rhone	Thur	Rhone	Thur
Hauptgerinne	17	14	31	62
Hinterwasser	6	5	13	41
Tümpel	3	5	5	34
Zuflüsse	17	13	60	73
Gesamt	43	37	65	115

Tabelle 2. Vergleich der Habitat- und Taxavielfalt (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) entlang der Rhone und der Thur (EPT-Taxa aufgetrennt nach Habitattypen). Daten: Karaus (2004).

Ein Vergleich mit den Flüssen Thur und Tagliamento unterstreicht das faunistische Defizit entlang der Rhone. Die Thur weist insgesamt fast doppelt so viele Taxa als die Rhone auf (Tabelle 2). Entnimmt man nach dem Zufallsprinzip 1000 Individuen entlang eines Flusslaufes, so kann man 20 Taxa entlang der Rhone erwarten, hingegen 43 Taxa entlang der Thur und 30 Taxa entlang des Tagliamento (Karaus, 2004).

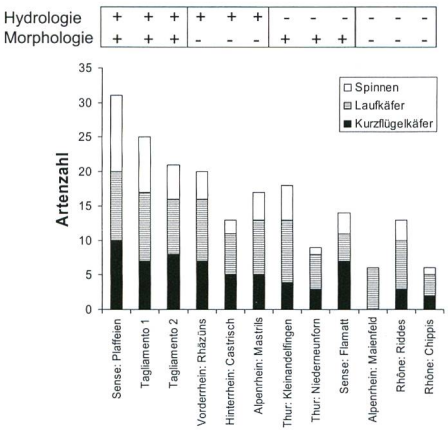


Bild 3. Vergleich der terrestrischen Uferfauna (Gesamtartenzahl der Spinnen, Kurzflügel- und Laufkäfer) entlang von zwölf Flussabschnitten, die morphologisch (begradigt) und hydrologisch (Schwall-Sunk) unterschiedlich beeinflusst sind (Paetzold 2004). Die beiden Probestellen entlang der Rhone sind sowohl morphologisch als auch hydrologisch stark beeinträchtigt und spiegeln die Bedingungen entlang des Mittel- und Unterlaufes wider.

3. Terrestrische Uferfauna

Der dynamische Grenzbereich zwischen Wasser und Land (Uferlinie) gilt als besonders sensibler Lebensraum, der die Integrität eines Gewässers mit seinem Umland widerspiegelt. In intakten Auen finden sich die Verteilungsmaxima vieler Organismen entlang dieser aquatischen/terrestrischen Uferlinie. Von der hohen aquatischen Produktivität entlang der Ufer profitiert eine individuenreiche und an den steten Wechsel von Trockenfallen und Überschwemmung angepasste räuberische terrestrische Uferfauna. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer oder Spinnen ernähren sich vorwiegend von driftenden, schlüpfenden und gestrandeten aquatischen Organismen. Viele der Uferarten sind in ihrem Vorkommen auf freie Schotterflächen angewiesen. Daher kann die Uferfauna als sensibler Indikator der ökologischen Integrität von Flusslandschaften verwendet werden (Sadler et al. 2004, Schatz et al. 2003; Paetzold et al. im Druck; Tockner et al. im Druck). Ihre Zusammensetzung erlaubt nicht nur einen Hinweis auf die Lebensraumqualität der unmittelbaren Uferhabitate, sie spiegelt auch die Vernetzung zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen wider. Die ufernahen Lebensgemeinschaften können auch in grossen Flüssen ohne hohen Aufwand untersucht werden, ein wesentlicher Vorteil zum Vergleich mit herkömmlichen Indikatoren (z.B. Makrozoobenthos).

In der vorliegenden Arbeit wurden zwölf Flussabschnitte, die morphologisch (kanalisiert) und hydrologisch (Schwallbetrieb) unterschiedlich beeinträchtigt sind, quantitativ auf ihre terrestrische Uferarthropodenfauna untersucht (Paetzold 2004). Neben Probestellen entlang der Rhone (Chippis und Riddes) wurde eine Reihe weiterer Flusssysteme – angeordnet entlang eines anthropogenen Einflussgradienten – untersucht (Bilder 3 und 4). Alle zwölf Uferabschnitte (Wasseranschlagslinie bis zum permanent terrestrischen Bereich) wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst 2001 quantitativ mittels flächenbezogener Handaufsammlungen beprobt (48 Proben pro Ufer). Alle Vertreter der drei individuenreichsten Arthropodengruppen – Kürzflügel- und Laufkäfer sowie Spinnen – wurden jeweils auf Artniveau bestimmt. Anhand von digitalen Höhenmodellen wurde zugleich die Überflutungsdynamik der Uferbänke simuliert.

Die Artenzahl aller Uferarthropoden wurde durch Schwall-Sunk und Begradigung signifikant reduziert. Die Dichte wurde vor allem vom Schwall-Sunk negativ beeinflusst. Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer reagierten unterschiedlich auf Veränderungen des Abflussregimes und der Morphologie. Spinnen reagierten besonders sensibel auf Flussbegradigung, Kurzflügelkäfer auf eine Kombination von Begradigung und Schwall-Sunk. Laufkäfer wiesen die geringste Beeinträchtigung auf. Begradigungen führten zu einer signifikanten Zunahme der Überflutungsdauer und -häufigkeit. Schwall-Sunk erhöhte zusätzlich die Kolmation des Ufersubstrates. Die Artenzahl der Spinnen und Laufkäfer war negativ korreliert mit der Überflutungshäufigkeit und dem Kolmationsgrad. Die Artenzahl der Kurzflügelkäfer korrelierte negativ mit dem Kolmationsgrad und der Grösse der Kiesbänke.

Der Grossteil der bei Riddes und Chippis (Rhone) erfassten Arten beschränkte sich auf Einzelfunde. Unter den typischen Uferarthropoden konnten lediglich der Laufkäfer Nebria picicornis und die Spinne Pardosa wagleri mit einer Häufigkeit von >2 Individuen nachgewiesen werden. Die geringe Dichte der Uferarthropoden an der Rhone lässt auch auf eine eingeschränkte trophische Vernetzung zwischen Fluss und Ufer schliessen. Zusätzliche Untersuchungen zur Auswirkung unterschiedlich intensiver

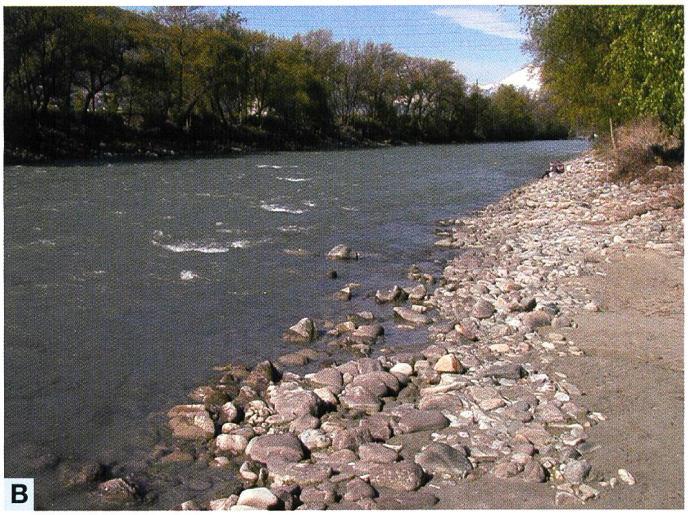


Bild 4. Uferbereiche entlang des Tagliamento (A) und der Rhone (B; Schwallstrecke). Am Tagliamento lässt sich eine vielfältige Struktur der Uferzonen beobachten. Die Dichte und Diversität an Uferarthropoden ist hoch. An der Rhone hingegen sind die Uferbereiche kolmatiert und fast völlig frei von terrestrischen Uferarthropoden (Fotos: A. Paetzold).

Schwall-Sunk-Beeinträchtigungen auf die Uferfauna könnten Aufschluss über einen ökologisch verträglichen Grenzwert geben.

4. Schlussfolgerung

Die Rhone weist eine breite Palette an ökologischen Defiziten auf. Ein Grossteil der Gewässer – einschliesslich der Zuflüsse – ist hydrologisch und morphologisch stark beeinträchtigt (Loizeau & Dominik 2000). Gerade der Verlust an artenreichen Seitengewässern (Tümpel, Hinterwasser, Mündungsbereiche der Zuflüsse) stellt eine wesentliche Ursache für die geringe Gesamtartenvielfalt dar.

Aus Sicht der Biodiversität aquatischer und ufernaher Evertebraten sind zukünftige Massnahmen vorrangig dort zu setzen, wo noch ein hohes Regenerationspotenzial besteht. Renaturierung im Oberlauf des Hauptflusses und eine stärkere Vernetzung zwischen Zuflüssen und Hauptgerinne sind als prioritär zu betrachten (vgl. Benda et al. 2004). Für den Mittel- und Unterlauf kann erwartet werden, dass die Schaffung von Seitengewässern und Schotterbänken das vorhandene hydrologische Defizit zum Teil kompensieren kann.

Flussaufweitungen, die kiesige Schotterbänke oberhalb der mittleren Hochwasserlinie schaffen, können die negativen Auswirkungen des Schwall-Sunkes auf die terrestrische Uferfauna reduzieren und damit die Vernetzung zwischen Fluss und terrestrischem Umland verbessern. Ergebnisse von Uhlmann (2002) haben jedoch gezeigt, dass durch den Schwallbetrieb, unabhängig von der Morphologie, die aquatische Invertebratenfauna massiv betroffen bleibt. Aufweitungen des Flussbettes sollen deshalb mit Massnahmen zur Dämpfung des Schwall-Sunk-Regimes gekoppelt werden.

Dank

Die flächendeckenden Aufnahmen (Ökomorphologie, Chemie) wurden im Rahmen des ETH-Praktikums «Aquatische Systeme» durchgeführt (SS 2002). Allen beteiligten Studierenden sei für das grosse Engagement gedankt. Herr Richard Illi hat die chemischen Laboranalysen durchgeführt. Bei der Determination der aquatischen und terrestrischen Evertebraten waren Dr. Wolfram Graf, Dr. Thomas Ofenböck, Dr. Verena Lubini, Dr. Irene Schatz, Alexander Rief und Werner Maggi behilflich. Die Arbeiten entlang der Rhone und Thur wurden durch das Eawag/WSL-Projekt «Rhone-Thur» unterstützt (mitfinanziert durch BWG und Buwal). Die Arbeiten am Tagliamento wurden durch ein Projekt der ETH-Forschungskommission gefördert.

Literatur

Baur H. (2002): Habitat- und Makrozoobenthosdiversität entlang dreier alpiner Flüsse. Diplomarbeit. ETH Zürich.

Benda L., Poff N. L., Miller D., Dunne T., Reeves G., Pess G. & Pollock M. (2004): The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. BioScience 54: 413–427.

Karaus U. (2004): The contribution of lateral habitats to river corridor biodiversity. Dissertation. ETH Zürich.

Loizeau J.-L. & Dominik J. (2000): Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. Aquatic Sciences 62: 54–67.

Paetzold A. (2004): Life at the edge. Dissertation. ETH Zürich.

Paetzold A., Schubert C. J. & Tockner K. (im Druck): Aquatic-terrestrial linkages along a braided river: Riparian arthropods feeding on aquatic insects. Ecosystems.

Sadler J. P., Bell D. & Fowles A. (2004): The hydroecological controls and conservation value of beetles on exposed riverine sediments in England and Wales. Biological Conservation 118: 41–56.

Schatz I., Steinberger K.-H. & Kopf T. (2003): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf uferbewohnende Arthropoden (Aranei; Insecta: Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) am Inn im Vergleich zum Lech (Tirol, Österreich). Pages 344. In: Füreder L. editor. Ökologie und Wasserkraftnutzung. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.

Tockner K., Paetzold A., Karaus U., Claret C. & Zettel J. (im Druck): Ecology of braided rivers. In: Sambrock Smith G. H., Best J. L., Bristow C. S. & Petts G. E. editors. Braided Rivers – IAS Special Publication. Blackwell, Oxford.

Tockner K., Ward J. V., Arscott D. B., Edwards P. J., Kollmann J., Gurnell A. M., Petts G. E. & Maiolini B. (2003): The Tagliamento River: A model ecosystem of European importance. Aquatic Sciences 65: 239–253.

Uhlmann V. (2001): Die Uferzoozönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit. ETH Zürich.

Anschrift der Verfasser/Verfasserinnen

Dr. *Klement Tockner,* Dipl.-Biol. *Achim Paetzold,* Dipl.-Biol. *Ute Karaus, Simone Blaser,* Abteilung für Limnologie, Eawag, CH-8600 Dübendorf, E-Mail: klement.tockner@eawag.ch

Schwebstoffe in der Rhone von 1904 bis 2003

Barbara Imhof, Peter Baumann, Mira Portmann

Schwebstoffkonzentration: Wert in Masse/Volumen, Trockengewicht des suspendierten Materials (>0,45 µm) einer Wasserprobe.
Schwebstofffracht: Wert in Masse/Zeit, Integral über den Schwebstofftransport (Abfluss × Konzentration zur Zeit t).
Trübung: Wert in TEF (Trübungs-Einheiten Formazin), ermittelt durch eine Streulichtmessung. Trübung und Schwebstoffkonzentration korrelieren, die Beziehung muss für jedes Gewässer separat ermittelt werden.
Für eine ausführliche Beschreibung der Originaldaten und Berechnungen siehe Portmann et al., 2004.

Einleitung

Die Trübung bzw. die Schwebstoffführung ist in Alpenflüssen eine wichtige Steuergrösse für die abiotischen und biotischen Verhältnisse im Gewässer. Für den Alpenrhein wurde gezeigt, dass die Trübung sich vielfältig auswirkt, z.B. auf das Lichtklima und die Ausdehnung des pflanzlichen Bewuchses oder auf die Kolmation und die Entwicklung der Forelleneier (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001).

In der Rhone sind der Schwebstoffhaushalt und die Trübung heute stark verändert, sowohl im Jahres- wie auch im Tagesverlauf, was hauptsächlich auf den Einfluss des Schwallbetriebs von Kraftwerken zurückzuführen ist. Um eine Vorstellung über den ökologischen Zielzustand des Gewässers zu entwickeln, ist es wichtig, Kenntnisse über die natürlichen Trübungsverhältnisse der Rhone zu haben. Für die vorliegende Untersuchung standen folgende Datensätze für die Rhone bei Porte du Scex (kurz vor der Mündung in den Lac Léman) zur Verfügung:

- Datensatz von Uetrecht (1906) aus den Jahren 1904/05, der einen vollständigen Jahresgang umfasst. Es wurde täglich die Schwebstoffkonzentration in der Rhone bestimmt zu einer Zeit, als sie noch nicht von Kraftwerken beeinflusst war.
- Daten der Abflussmessstation der Landeshydrologie und -geologie, an welcher seit 1965 zweimal wöchentlich die Schwebstoffkonzentration bestimmt wird.
- Kontinuierlich aufgezeichnete Trübungsdaten der obgenannten Messstation seit November 2002.

Im Folgenden werden die heutigen Schwebstoffkonzentrationen und Trübungswerte mit den Werten von 1904/05 verglichen. Da die Schwebstoffkonzentration einem deutlichen Jahresrhythmus unterliegt, werden Sommer- und Winterhalbjahr getrennt behandelt.

Sommerhalbjahr

Der grösste Teil der jährlichen Schwebstofffracht wird im Sommer transportiert; im Jahr 2003 betrug die Fracht der Monate Juni, Juli und August 2 162 000 t bzw. 2162 kt und entsprach 83% der gesamten Jahresfracht. Im Sommer wird die Schwebstoffkonzentration vor allem durch den Niederschlag sowie die Schnee- und Gletscherschmelze beeinflusst. Im Juni und Juli 2003 führten die hohen Temperaturen und einige heftige Niederschläge zu einer starken Schneeschmelze. Ende Juli setzte die Gletscherschmelze ein, welche den hohen Schwebstofftransport im ersten Teil des Augusts hervorrief, gefolgt von einigen starken Niederschlagsereignissen. Wie in Bild 1 zu sehen ist, erreichten oder übertrafen die Schwebstofffrachten der Monate Juni und August 2003 die Frachten von 1904.

In durchschnittlichen Jahren liegen die Schwebstofffrachten heute aber deutlich tiefer als 1904, was vor allem auf die Wasserkraftwerke zurückzuführen ist. Das besonders trübe Schneeschmelz- und Gletscherwasser wird heute in den Speicherseen teilweise zurückgehalten und erst im Winter turbiniert.

Winterhalbjahr

Die grössten Abweichungen vom natürlichen Zustand sind im Winter zu erwarten. Bei den ohne anthropogene Einflüsse tiefen Winterabflüssen ist der Einfluss des turbinierten trüben Schneeschmelzwassers sehr relevant und stellt den Haupteinflussfaktor auf die Trübung der Rhone im Winter dar.

Im Winter 2002/03 soll die Rhone ausserordentlich klar gewesen sein, wie von Augenzeugen berichtet wurde. Die Beobachtung des klaren Wassers lässt sich auch in den Trübedaten nachvollziehen (Bild 2), im Winter 2002/03 lagen diese Werte deutlich tiefer als im folgenden Winter 2003/04. Die kleinsten gemessenen Trübewerte waren im Dezember 2002 6 TEF verglichen mit 12 TEF 2003, im Januar 2003 5 TEF verglichen mit 11 TEF im Januar 2004. Die durchschnittliche Trübung im Dezember 2002 lag bei 36 TEF und war somit um 14 TEF tiefer als im folgenden Winter. Wie ebenfalls in Bild 2 ersichtlich ist, war der Abfluss im Winter 2002/03 höher

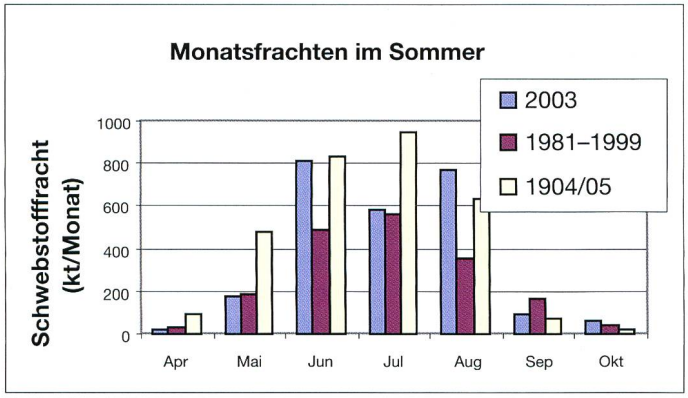


Bild 1. Vergleich der monatlichen Schwebstofffrachten in kt der Sommermonate (Apr–Okt) 2003 mit der Periode 1981–1999 und mit dem Jahr 1904.

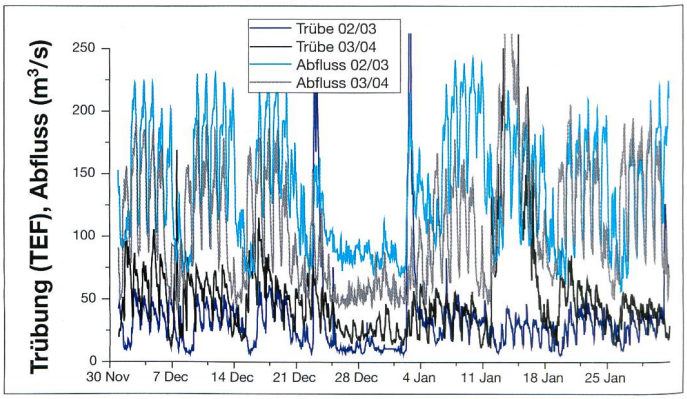


Bild 2. Vergleich der Abflusswerte und der Trübung von Dezember und Januar der Winter 2002/03 und 2003/04.

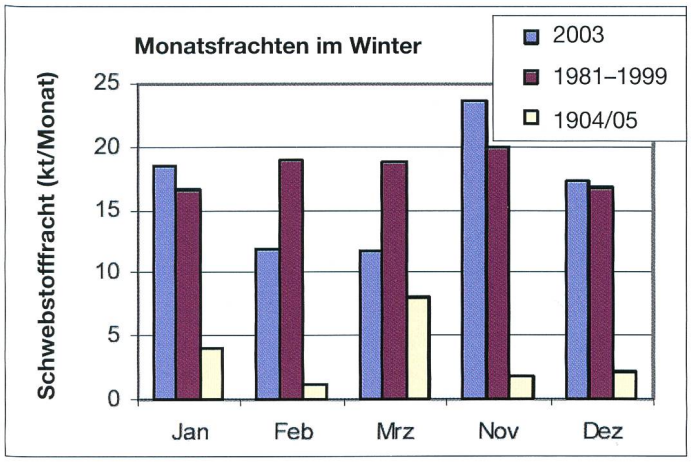


Bild 3. Vergleich der monatlichen Schwebstofffrachten in kt der Wintermonate 2003 mit der Periode 1981–1999 und mit dem Winter 1904/05.

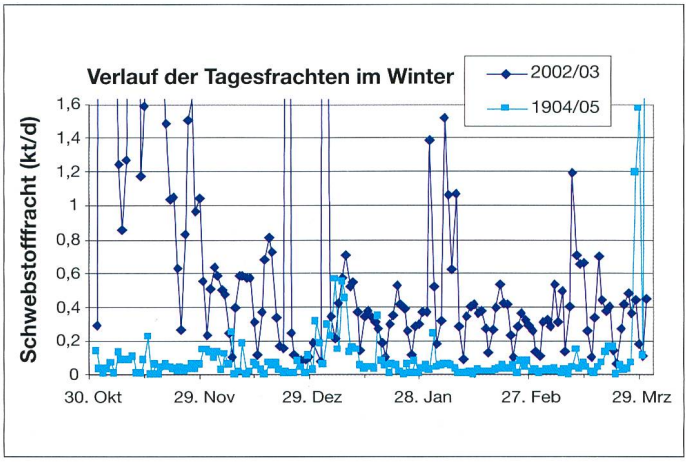


Bild 4. Vergleich der täglichen Schwebstofffrachten des Winters 2002/03 mit dem Winter 1904/05.

als im folgenden Jahr. Diese Tatsache widerspricht der festgestellten Tendenz, dass ein erhöhter Abfluss eine höhere Schwebstoffkonzentration zur Folge hat. Dieses aussergewöhnliche Phänomen ist vermutlich auf eine verstärkte Exfiltration von klarem Grundwasser in den Fluss zurückzuführen, wodurch das Rhonewasser «verdünnt» wurde und die Trübung somit abnahm. Darauf deuten zumindest die aussergewöhnlich hohen Grundwasserstände hin, die in der Rhoneebene vor allem flussaufwärts von Martigny nach den starken Niederschlägen von Anfang November 2002 über den ganzen Winter bis zum Frühjahr 2003 herrschten (LHG, 2003). Ein anderer Hinweis auf einen erhöhten Grundwasserzustrom liefert die chemische Analyse der regelmässigen Stichproben des Rhonewassers an der NADUF (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer-)Messstation Port du Scex, bei der im Winter 2002/03 erhöhte Frachten an Sulfat und Silikat sowie erhöhte Alkalinitätswerte festgestellt wurden (Schürch, 2000).

Trotz der klaren Verhältnisse im Jahr 2003 lag der Schwebstofftransport im Winter 1904/05 noch deutlich tiefer. Damals betrugen die Schwebstofffrachten in den Monaten November bis Februar zum Teil deutlich weniger als 5 kt pro Monat (mo), während sie im Jahr 2003 zwischen 10 und 20 kt/mo lagen. Die Frachten vom Januar 2003 liegen viermal, vom Februar zehnmal, vom November zwölfmal und vom Dezember siebenmal über den entsprechenden Werten von 1904/05 (Bild 3).

Auch in den Tagesfrachten ist der Einfluss der Kraftwerke deutlich ersichtlich. Die Tagesfrachten von 1904/05 verliefen unregelmässig, während in den Jahren 2002/03 ein deutlicher Wochenrhythmus mit tiefen Werten an den Wochenenden vorherrschte, an denen nicht oder nur wenig turbiniert wurde (Bild 4).

Auch an den Sonntagen im Winter 2002/03, die aufgrund des fehlenden Kraftwerkeinflusses die tiefsten Schwebstoffkonzentrationen und -frachten aufwiesen, lagen diese Werte immer noch über jenen von 1904/05. Sogar im Winter 2002/03, in dem aussergewöhnlich klare Verhältnisse herrschten, wurden demnach nie so tiefe Werte erreicht wie unter natürlichen, anthropogen nicht beeinflussten Bedingungen.

Jahreszeitliche Verschiebung

Es ist klar ersichtlich, dass eine deutliche Verschiebung der Schwebstofffrachten im Jahresverlauf stattgefunden hat. Die Werte liegen im Sommer durch den Rückhalt von Wasser in den Kraftwerksspeichern tiefer als unter natürlichen Verhältnissen.

Im Gegensatz dazu sind im Winter, wenn natürlicherweise klare Bedingungen herrschen würden, die Werte deutlich erhöht, sogar im klaren Winter 2002/03. Zusätzlich ist ein ausgesprochener Wochenrhythmus ersichtlich, wobei die Werte an den Wochenenden, wenn der Einfluss der Kraftwerke am geringsten ist, am tiefsten liegen, jedoch auch dann nie so tief wie 1904/05.

Ökologische Auswirkungen

Wie sich eine bestimmte Schwebstoffkonzentration gewässerökologisch auswirkt, hängt von zahlreichen Randbedingungen ab, wie der Art des Gewässers oder der Art der Organismen. Zwei Faktoren spielen eine zentrale Rolle:

- Die Zeitspanne, während der eine bestimmte Schwebstoffkonzentration bzw. Trübung herrscht (Einwirkungsdauer)
- Das Verhältnis oder die Differenz zur natürlichen Konzentration bzw. Trübung, die an dieser Stelle und in diesem Zeitraum ohne anthropogene Einflüsse herrschen würde.

Am besten sind die direkten Auswirkungen der Trübung auf Fische (z.B. mechanische Schädigung, physiologische Beeinträchtigungen) untersucht, weniger bekannt sind hingegen die indirekten Auswirkungen auf andere Organismengruppen.

Die heutigen sommerlichen Konzentrationsbereiche in der Rhone sind gewässerökologisch sehr relevant. Bei juvenilen und adulten Salmoniden (Forellen) ist mit starken Effekten zu rechnen (Newcombe & Jensen, 1996). Diese hohen Schwebstofffrachten sind jedoch nicht anthropogen bedingt, natürlicherweise würden die Werte sogar noch höher liegen.

Ganz anders verhält es sich im Winterhalbjahr. Die Trübung ist im Winter wesentlich höher als im natürlichen Zustand. Absolut gesehen liegen die Schwebstoffkonzentrationen mit 10 mg/l bis maximal 100 mg/l zwar um fast eine Grössenordnung unter den Sommerwerten, aber ebenso deutlich über den natürlichen Winterwerten. Die monatlichen Frachten sind in den Wintermonaten 2003 vier- bis zwölfmal grösser als jene von 1904/05. Deshalb ist trotz der tiefen absoluten Winterwerte von relevanten Auswirkungen auf den Lebensraum und auf die Lebensgemeinschaften der Rhone auszugehen. Dies können z.B. eine Veränderung der Lichtverhältnisse und der pflanzlichen Produktion (Portmann, 2004) oder eine Zunahme von Schwebstoffablagerungen und eine verstärkte Kolmation der Flusssohle (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001) sein.

Dank

Wir bedanken uns beim BWG für das Zurverfügungstellen der Daten. Lorenz Moosmann und Alfred Wüest, Eawag, danken wir für ihre fachliche Unterstützung. Der Eawag gilt unser Dank für die Unterstützung von Mira Portmann durch Alfred Wüest.

Literatur
ARGE Trübung Alpenrhein (2001): Trübung im Alpenrhein: Ergebnisse einer Literaturstudie. Bericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz, 20 S.
LHG (2003): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2003, herausgegeben von der Abteilung Landeshydrologie des Bundesamtes für Wasser und Geologie, Bern, 460 S.
Newcombe, C. P., Jensen, J. O. T. (1996): Channel suspended sediment and fisheries: A synthesis for quantitative assessment of risk and impact. N. Am. J. Fish. Man. 16, 693–727.
Portmann M. et al. (2004): Schwebstoffhaushalt und Trübung der Rhone. Publikation des Rhone-Thur-Projekts. 31 S.
Schürch, M. (2000): Détermination des paramètres hydrauliques et hydrochimiques d'un aquifère alluvial dans une vallée alpine (Valais, Suisse). Diss. Univ. Neuchâtel, 232 S.
Uetrecht E. (1906): Die Ablation der Rhone in ihrem Walliser Einzugsgebiet im Jahre 1904/05. Zeitschr. f. Gewässerkunde 7 (5), 257–321.

Anschrift der Verfasserinnen/des Verfassers
Barbara Imhof, Wehntalerstr. 41, CH-8057 Zürich, E-Mail: barbara.imhof@env.ethz.ch
Peter Baumann, dipl. phil. II, Limnex AG, Schaffhauserstrasse 343, CH-8050 Zürich, E-Mail: limnex@bluewin.ch
Mira Portmann, Brünigstr. 168, CH-6060 Sarnen.

Makrozoobenthos und Hydraulik in ausgewählten Querprofilen der Rhone

■ *Peter Baumann, Tobias Meile*

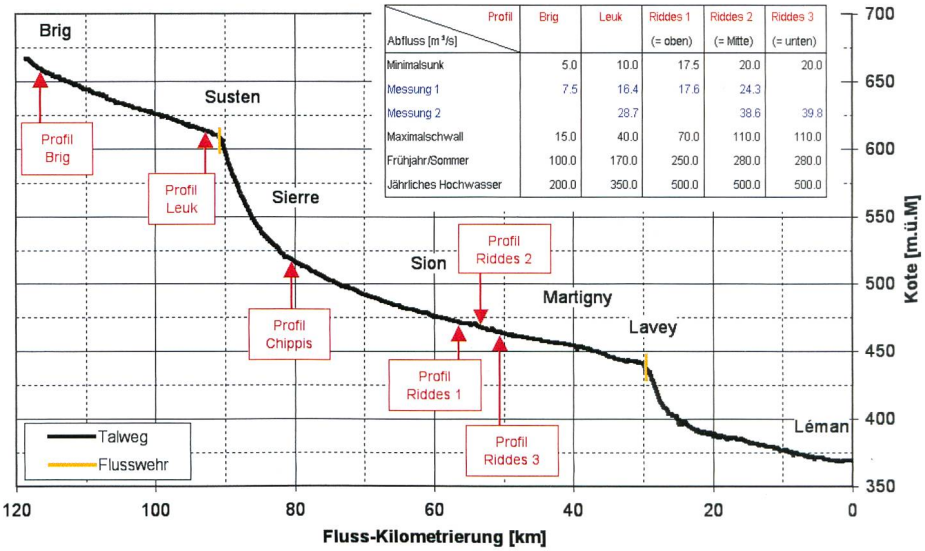
Bei der Untersuchung und Bewirtschaftung von Fliessgewässern bekommt das Zusammenspiel von Hydrologie, Hydraulik, (Geo-)Morphologie und Biologie ein immer stärkeres Gewicht. Das kommt etwa in neuen Wortschöpfungen wie «Ökohydraulik», «Ecohydraulics», «Hydro-Ecology» usw. zum Ausdruck, die für eine relativ junge, sich rasch entwickelnde Richtung der Fliesswasser-Ökologie stehen. Die dritte Rhonekorrektion im Wallis bietet eine ausgezeichnete Möglichkeit, solch ökohydraulische Fragestellungen interdisziplinär zu bearbeiten. Ein erster Schritt dazu ist im Rahmen des Rhone-Thur-Projektes gemacht worden, das in der vorliegenden Sonderbeilage vorgestellt wird. Der folgende Artikel zeigt am Beispiel der Flusssohle und ihrer Bewohner auf, zu welchen Resultaten die Zusammenarbeit zwischen Gewässerbiologie und Flussbau in der Rhone geführt hat und welche ersten Schlussfolgerungen sich daraus für die bevorstehende, streckenweise Revitalisierung dieses Alpenflusses ergeben.

1. Grundlagen

Die Hochwasserereignisse 1987, 1993 und 2000 im Wallis haben die Grenzen der heutigen Massnahmen zum Schutze der Rhoneebene aufgezeigt. In Folge hat die Dienststelle für Strassen- und Flussbau (DSFB) des Kantons Wallis das Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH) der EPFL beauftragt, alle nötigen Daten zur Realisierung eines numerischen, eindimensionalen HEC-RAS-Modells zu sammeln (LCH, 2002). Ausgehend von den geometrischen Eigenschaften des Gewässers und dem Abfluss, erlaubt die Software HEC-RAS (HEC-RAS, 2002) in ihrer aktuellen Version 3.1.2 die Berechnung der Wasserspiegel, der mittleren Abflussgeschwindigkeiten sowie daraus abgeleiteter hydraulischer Grössen.

Die geometrischen Daten des HEC-RAS-Rhone-Modells beruhen auf den von November 2000 bis März 2001 letztmals vermessenen, insgesamt 646 Querprofilen auf der rund 120 km langen Fliessstrecke der Rhone vom Genfersee bis Brig. Zurzeit wird das Modell bis Gletsch verlängert sowie durch die Einbindung sämtlicher Rhonebrücken, Schwellen und allenfalls der wichtigsten Zuflüsse verfeinert. In der verwendeten Profilgeometrie sind die morphologischen Auswirkungen jenes Starkhochwassers enthalten, das in der Rhone bei Porte du Scex am 15. Oktober 2000 zur höchsten bisher gemessenen Abflussspitze von 1390 m^3/s führte und den Fluss örtlich aus seinen Dämmen ausbrechen liess (BWG, 2000). Dabei wurden die beweglichen Teile des Gewässerbettes tief greifend umgelagert und infolgedessen auch pflanzliche wie tierische Besiedler der Flusssohle (Phyto- und Makrozoobenthos) fast komplett ausgeräumt (Baumann, 2004).

Kurz nach diesem Hochwasserereignis, im März 2001, starteten die Felduntersuchungen von Teilprojekt «Revitalisierung und Benthos der Rhone» (siehe Kasten) innerhalb



Abfluss [m³/s] \ Profil	Brig	Leuk	Riddes 1 (= oben)	Riddes 2 (= Mitte)	Riddes 3 (= unten)
Minimalsunk	5.0	10.0	17.5	20.0	20.0
Messung 1	7.5	16.4	17.6	24.3	
Messung 2		28.7		38.6	39.8
Maximalschwall	15.0	40.0	70.0	110.0	110.0
Frühjahr/Sommer	100.0	170.0	250.0	280.0	280.0
Jährliches Hochwasser	200.0	350.0	500.0	500.0	500.0

Bild 1. Längenprofil der Rhone vom Genfersee bis Brig mit der Fluss-Kilometrierung und mit den näher untersuchten Querprofilen. Darstellung aus LCH (2002), ergänzt. Die eingefügte Tabelle enthält charakteristische Abfluss-Kennwerte dieser Profile sowie die momentanen Abflüsse bei den morphologisch-hydraulischen Aufnahmen vom Winter 2002 (Messung 1 bzw. 2).

des Rhone-Thur-Projektes. Im darauf folgenden Winter (Januar bis März 2002) wurden in einigen ausgewählten Querprofilen bei Brig, Leuk, Chippis und Riddes (Bild 1) folgende Merkmale des Lebensraumes und der wirbellosen Lebensgemeinschaft in der Rhone als Ausgangsdaten aufgenommen:

- Profilgeometrie (Gewässerbreiten und Wassertiefen)
- Strömungsverhältnisse (Fliessgeschwindigkeiten über den Querschnitt)
- Sohlenstruktur (Korngrössenverteilung in Substratproben, überwiegend aus der Deckschicht bestehend)
- Phytobenthos qualitativ-quantitativ (Algenbewuchs auf der Gewässersohle)
- Makrozoobenthos quantitativ (Bodenfauna in Substratproben, überwiegend aus der Deckschicht).

Die Aufnahmen fanden immer am Wochenende oder am frühen Vormittag statt, wenn die zahlreichen Speicherkraftwerke mit intermittierendem (Schwall-)Betrieb möglichst wenig Wasser abgaben und der Abfluss daher minimal war (Sunk). (Als Schwall/Sunk werden grundsätzlich die instationären und ungleichförmigen Abflussverhältnisse in Form von positiven/negativen Wellen bezeichnet, welche durch den Betrieb der Kraftwerke entstehen. Der vorliegende Artikel befasst sich lediglich mit den stationären Situationen bei maximalem [Schwall] und minimalem [Sunk] Abfluss.)

Aus den im Fluss erhobenen Ausgangsdaten konnte einerseits der zum Aufnahmezeitpunkt herrschende Abfluss, andererseits eine Reihe von Kennwerten (Indikatoren) für die Strömungscharakteristik, den so genannten hydraulischen Stress, die Sohlenstabilität und die innere Kolmation berechnet werden (Baumann, 2004). Von diesen Indikatoren wird im vorliegenden Artikel auf die dimensionslose Sohlenschubspannung τ^* nach Shields und auf die relative Bettstabilität RBS nach Gordon et al. (1992; Kapitel 7.4.3) eingegangen.

2. Modellrechnungen und -überprüfung

Die aus den Feldaufnahmen vom Winter 2002 bestimmten Abflusswerte bei Niederwasser (Sunk) in einzelnen Querprofilen wurden mit dem HEC-RAS-Rhone-Modell nachgerechnet. Die resultierende mittlere Fliessgeschwindigkeit im Querprofil kann wiederum mit den effektiv gemessenen Strömungen verglichen werden und so zur Abschätzung der Modellgenauigkeit bei Niederwasser dienen.

In den einzelnen Querprofilen liegen die Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten der mittleren Fliessgeschwindigkeit U_m zwischen 5% (Profil Leuk) und 32% (Profil Riddes 1), im Mittel über alle Profile bei 20%. Die maximale Profiltiefe h_{max} (Talweg) zeigt ähnliche Abweichungen, aber mit umgekehrtem Vorzeichen (Bild 2). Dazu können, neben den Ungenauigkeiten der Feldmessungen und Modellrechnungen, drei weitere Ursachen beitragen:

- Veränderungen der Sohlenlage durch Geschiebeablagerung oder -abtrag im Verlauf der ca. 10 bis 15 Monate zwischen der Vermessung der Querprofile (Eingabedaten für die Geometrie im HEC-RAS-Modell) und den Feldaufnahmen in einzelnen dieser Profile (Ausgangswerte für die Berechnungen in situ). Für die hier betrachteten kleinen Abflüsse können auch geringe Veränderungen der Sohlenlage ins Gewicht fallen. Die im Februar 2001 festgestellten Sohlenerhöhungen (Ablagerungen) im Bereich von Riddes (Bild 3) dürften beim Hochwasser vom Oktober 2000 entstanden und mehr als ein Jahr danach, bei den Feldaufnahmen im März 2002, schon wieder teilweise oder vollständig ausgeebnet worden sein.
- Lokale Einflüsse auf die Wasserspiegellage (z.B. Rückstaubereiche infolge der Zuflüsse aus Kraftwerkszentralen, Kiesentnahmen, Kiesbänke). Diese Unregelmässigkeiten können sich örtlich wie zeitlich rasch verändern.
- Unterschiede der Rauigkeit zwischen Nieder- und Hochwasserbedingungen. Das HEC-RAS-Rhone-Modell ist für die Modellierung von Hochwasser-Ereignissen, nicht aber für geringe Abflusstiefen im Winter geeicht worden. Der Rauigkeitskoeffizient nach Manning-Strickler ist vom Abfluss respektive der Abflusstiefe abhängig (BWG, 2001a).

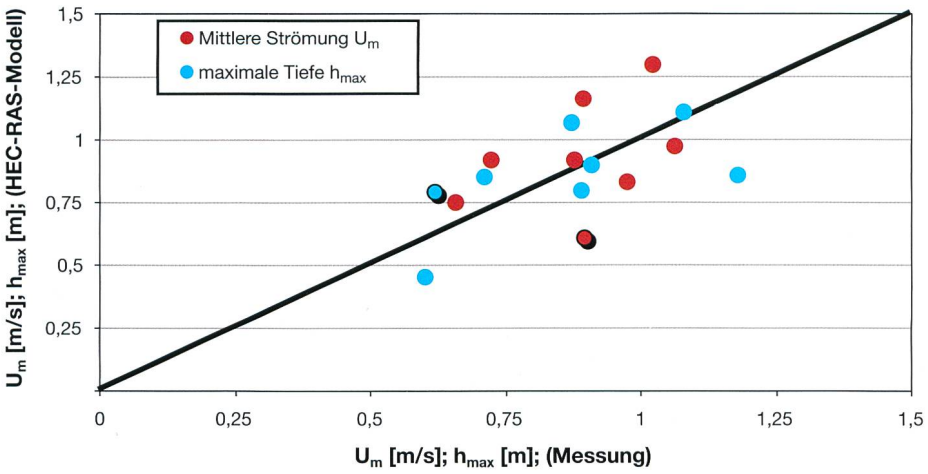


Bild 2. Gemessene und mittels HEC-RAS berechnete mittlere Fliessgeschwindigkeit (U_m) und maximale Tiefe (h_{max}) in den aufgenommenen Querprofilen der Rhone. Die beiden Datenpunkte des Profils Riddes 1 sind durch Schattierung hervorgehoben.

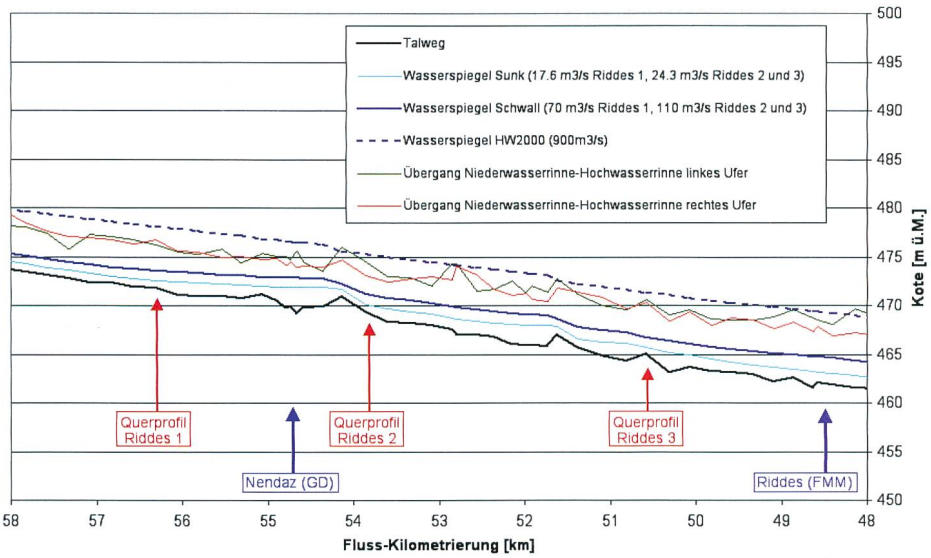


Bild 3. Längenprofil der tiefsten Sohlenlage (Talweg) und verschiedener Wasserspiegellagen der Rhone im Bereich der drei untersuchten Querprofile bei Riddes. Eingetragen sind auch die Einmündungen des Betriebswassers aus den beiden grossen Speicherkraftwerken Grande Dixence (Zentrale Nendaz) und Mauvoisin (Zentrale Riddes).

	Lage	Q	*in-situ* Messung März 2002			Sohlenstabilität nach Shields			Relative Bettstabilität		
			A	h_{max}	U	$\tau_* L$	$\tau_* M$	$\tau_* R$	RBS L	RBS M	RBS R
	(Fluss-km)	(m^3/s)	(m^2)	(m)	(m/s)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
Brig Sunk	116,404	7,50	10,25	0,60	0,72	0,003	0,004		5,6	2,4	
Brig Schwall	116,404	15,00									
Leuk Sunk 1	93,650	16,35	24,86	0,91	0,66	0,003	0,005	0,005	4,1	2,3	3,1
Leuk Sunk 2	93,650	28,70	32,72	1,08	0,88	0,007	0,010	0,009	2,8	1,8	2,2
Leuk Schwall	93,650	40,00									
Chippis Sunk	80,355	29,55	33,11	0,89	0,892	—	—	—	—	—	—
Riddes oben Sunk	56,306	17,60	19,63	0,62	0,90	0,041	0,023	0,031	1,1	1,5	1,2
Riddes oben Schwall	56,306	70,00									
Riddes Mitte Sunk 1	53,857	24,30	24,92	0,71	0,98	0,010	0,013	0,015	2,1	2,4	2,2
Riddes Mitte Sunk 2	53,857	38,55	36,27	0,87	1,06	0,012	0,012	0,013	1,9	1,8	1,9
Riddes Mitte Schwall	53,857	110,00									
Riddes unten Sunk	50,579	39,75	38,83	1,18	1,02	0,013	**0,030**	0,009	2,1	1,1	3,0
Riddes unten Schwall	50,579	110,00									

	Lage	Q	Ausgangswerte HEC-RAS			Sohlenstabilität Shields			Relative Bettstabilität		
			A	h_{max}	U	$\tau_* L$	$\tau_* M$	$\tau_* R$	RBS L	RBS M	RBS R
	(Fluss-km)	(m^3/s)	(m^2)	(m)	(m/s)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
Brig Sunk	116,404	7,50	8,15	0,45	0,92	0,007	0,005				
Brig Schwall	116,404	15,00	12,56	0,63	1,19	0,010	0,007		4,3	1,9	
Leuk Sunk 1	93,650	16,35	21,79	0,90	0,75	0,005	0,006	0,005			
Leuk Sunk 2	93,650	28,70	31,20	1,11	0,92	0,007	0,008	0,006			
Leuk Schwall	93,650	40,00	38,17	1,27	1,05	0,008	0,009	0,008	2,5	1,6	1,9
Chippis Sunk	80,355	29,55	25,44	0,80	1,16		0,011	0,008			
Riddes oben Sunk	56,306	17,60	28,90	0,79	0,61	0,013	0,016	0,007			
Riddes oben Schwall	56,306	70,00	71,38	1,68	0,98	0,026	0,031	0,015	0,8	1,1	0,8
Riddes Mitte Sunk 1	53,857	24,30	29,14	0,85	0,83	0,008	0,007	0,007			
Riddes Mitte Sunk 2	53,857	38,55	39,60	1,07	0,97	0,010	0,008	0,009			
Riddes Mitte Schwall	53,857	110,00	78,89	1,85	1,39	0,017	0,014	0,015	1,3	1,3	1,3
Riddes unten Sunk	50,579	39,75	30,52	0,86	1,30	0,022	**0,048**	0,018			
Riddes unten Schwall	50,579	110,00	68,16	1,67	1,61	0,027	**0,059**	0,022	1,7	**0,9**	2,5

Tabelle 1. Hydraulische Kennwerte für verschiedene Querprofile und Abflüsse der Rhone. Für die Sunkabflüsse der oberen Tabelle sind die benötigten Ausgangsgrössen in situ gemessen, für die Sunk- und Schwallabflüsse der unteren Tabelle hingegen mittels HEC-RAS berechnet worden. Q = Abfluss, A = benetzter Querschnitt, U = mittlere Fliessgeschwindigkeit, τ^* = dimensionslose Sohlenschubspannung gemäss Shields, RBS = relative Bettstabilität, L = linke Flusshälfte, M = Flussmitte, R = rechte Flusshälfte (immer in Fliessrichtung betrachtet). Die orange gesetzten Kennwerte weisen auf eine labile, die rot gesetzten auf eine instabile Sohlen-Deckschicht hin (Kritische Grenzbedingungen: $\tau^* \geq 0{,}047$, RBS $\leq 1{,}0$).

Rhone-Querprofil		**Brig**	**Leuk**	**Chippis****	**Riddes 1**	**Riddes 2**	**Riddes 3**
Längsprofil		kanalisiert	stark kanalis.	kanalisiert	kanalis., flach	kanalisiert	kanalis., Kurve
Gefälle		gross	mittel	sehr gross	klein	sehr gross	mittel
Substrat		sehr grob	grob	sehr grob	fein	grob	fein - grob
Kolmation Deckschicht		keine	keine	—	keine	mässig	keine - deutlich
Schwalleinfluss		gering	mittel	mittel	mittel	gross	gross
Abundanz MZB	M	7,900	3,700	10,700	4,400	7,400	8,100
[Individuen/m^2]	B	3'300 - 10'500	1'100 -6'400	3'100 -18'300	2'900 - 8'500	1'800 - 10'800	3'900 -12'100
Biomasse MZB	M	11,8	10,5	5,5	2,6	3,0	4.3 (21.2)*
[g Frischgew./m^2]	B	6.5 - 21.7	1.6 - 35.5	2.4 - 8.7	0.4 - 6.7	0.7 - 8.2	0.9 - 7.8 (119)*
Artenvielfalt MZB	M	10	13	10	9	10	13
[Anzahl Taxa/m^2]	B	8 - 13	10 - 16	8 - 11	6 - 11	5 - 16	4 -21
Anteil EP am MZB	M	27	19	20	3	7	6
[% der Abundanz]	B	7 -41	14 - 32	7 - 34	<1 - 5	<1 - 21	<1 - 19
Anteil Ind. >5mm am	M	17	21	4	6	4	5 (14)*
MZB [% der Abundanz]	B	6 - 30	4 - 45	2 - 6	1 - 12	2 - 9	1 - 10 (51)*
Median der Korn-	M	97	76	118	22	74	72
grösse d_{50} [mm]	B	80 - 138	47 - 113	105 - 138	15 - 35	60 - 87	33 - 114
3. Quartil der Korn-	M	144	111	174	46	103	103
grösse d_{75} [mm]	B	102 - 188	81 - 174	163 - 188	29 - 77	88 -161	49 - 171
1. Quartil der Korn-	M	68	35	77	9	28	33
grösse d_{25} [mm]	B	54 - 78	21 - 66	68 - 93	6 - 21	18 - 48	9 - 77

* Werte in Klammern unter Berücksichtigung von zwei stark nach oben abweichenden Einzelwerten («Ausreisser»).
** Kein vollständiges Querprofil, sondern nur zwei ufernahe Proben.
MZB = Makrozoobenthos.

Tabelle 2. Merkmale der Rhone sowie Kennwerte des Makrozoobenthos und des Substrates (Deckschicht) in den untersuchten Querprofilen. Es sind jeweils die Mittelwerte (M) und die Schwankungsbereiche der Einzelwerte (B) angegeben. Bei den Biomassen sind jene Werte farbig gekennzeichnet, die mässig (orange) oder stark (rot) von den Erwartungswerten nach Dückelmann (2001) für alpine Gewässer der jeweiligen Höhenlage abweichen.

Trotz dieser Abweichungen kann die erzielte Genauigkeit als genügend erachtet werden, um die benötigten Ausgangsdaten und daraus abgeleiteten hydraulischen Parameter (Kapitel 1) für jene typischen Schwallabflüsse abzuschätzen, für welche eine In-situ-Aufnahme nicht möglich war (Bild 1). Diese Berechnungen wurden am LCH im Rahmen von Modul IV «Synergien und flussbauliche Massnahmen» (siehe Kasten) des Rhone-Thur-Projektes durchgeführt. Die als Ausgangsdaten benötigten mittleren Korngrössen (d_m bzw. d_{50}) der Sohlen-Deckschicht stammten aus den Siebanalysen, die für Substratproben an zwei bis drei Standorten pro Querprofil vorlagen (Kapitel 1). Dementsprechend beziehen sich auch die hydraulischen Berechnungen in den Profilen jeweils auf ein bis zwei Standorte in Ufernähe sowie einen Standort in der Flussmitte.

3. Struktur und Stabilität der Rhonesohle

Als Beispiele für die Resultate dieser Messungen und Modellrechnungen werden hier die Struktur und Stabilität der Rhonesohle her-

Modul IV: Synergien und flussbauliche Massnahmen

Gemäss der Wegleitung des BWG zum Hochwasserschutz an Fliessgewässern (BWG, 2001b) sind Hochwasserschutz und ökologische Anliegen keine Gegensätze, sondern bei Vorhaben des Hochwasserschutzes gleichrangig zu berücksichtigen. Unter dem Leitmotiv «Flussbauliche Massnahmen im Dienste des Hochwasserschutzes, der Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft» bearbeitet(e) das «Laboratoire de Constructions Hydrauliques» LCH an der «Ecole Polytechnique Fédéral de Lausanne» EPFL folgende Forschungsprojekte:

1. Flussbauliche und wasserbauliche Massnahmen zur Verminderung von Schwall-und-Sunk-Erscheinungen infolge Kraftwerkbetriebs

2. Verlandungsproblematik von als Naturreservat und Erholungsraum gestalteten Überflutungsgebieten

3. Einfluss von naturnah gestalteten Uferverbauungen auf Geschiebetrieb und lokale Erosionserscheinungen

4. Mögliche Synergien eines Mehrzweckprojektes hinsichtlich Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Flussaufwertung, Eliminierung von Schwall und Sunk, Biotopvernetzung, Freizeiterholung und Volkswirtschaft.

Das Modul IV des Rhone-Thur-Projektes möchte das Bestreben nach Gleichbehandlung aller Ansprüche des Gewässers mit wissenschaftlichen Grundlagen stützen und zudem mit praktischen Empfehlungen erleichtern. Das Teilprojekt 3 wurde im Frühjahr 2004 abgeschlossen (Chèvre, 2004). Die Teilprojekte 1, 2 und 4, welche untereinander verknüpft sind, laufen bis ins Jahr 2006.

ausgegriffen. Die entsprechenden hydraulischen Kennwerte für die Sunk- und Schwallabflüsse in den einzelnen Querprofilen sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Gemäss den beiden verwendeten Ansätzen für die Sohlenstabilität (relative Bettstabilität RBS und dimensionslose Sohlenschubspannung τ^*) bleibt die stark abgepflästerte Rhonesohle an den meisten Standorten auch bei Schwall vollkommen stabil und wird erst bei grösseren Hochwasserereignissen aufgerissen. Eine Ausnahme bildet die Flussmitte im Querprofil Riddes 3, wo die Indikatoren RBS und τ^* eine bei Sunk noch stabile, bei Schwall aber bereits in Bewegung geratende Sohle anzeigen (Tabelle 1). Dieser Standort ist, gemessen an den meisten anderen Querprofilen, durch eine ausgesprochen feine Sohlenoberfläche gekennzeichnet (Bilder 4 und 5). Ein ebenso feines und teilweise noch etwas feineres Substrat wurde nur noch über die ganze Breite des Profils Riddes 1 festgestellt (Kapitel 4). Auch in diesem Profil deuten RBS und τ^* auf eine beginnende Destabilisierung bei Schwall hin, sofern bei der Berechnung die gemessenen Ausgangsdaten verwendet werden. Rechnet man jedoch mit den modellierten Strömungen und Wassertiefen des HEC-RAS-Rhone-Modells, so ergibt sich über den ganzen winterlichen Abflussbereich eine stabile Sohle (Tabelle 1). In diesem Profil haben demnach die besprochenen Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Ausgangswerten einen massgebenden Einfluss auf die resultierende Beurteilung der Sohlenstabilität.

Wie die Trendlinie in Bild 4 verdeutlicht, wird der mittlere Korndurchmesser d_m (als einfaches Mass für die Zusammensetzung der Flusssohle) in der Rhone hauptsächlich vom Gefälle bestimmt. Die Wasserführung als zweiter wesentlicher Einflussfaktor spielt innerhalb des hier betrachteten, tiefen Abflussbereiches im Winter eine kleinere Rolle. Im Profil Riddes 1 entspricht das relativ feine Substrat den Erwartungen für diese flache Fliessstrecke. Demgegenüber ist d_m über das ganze Profil Riddes 2 (und dazu in der Flussmitte von Riddes 3) wesentlich kleiner, als es das recht grosse Gefälle erwarten liesse. Im Bereich von Riddes können die im Bild 3 sichtbaren Unregelmässigkeiten der Sohlenlage entscheidende Auswirkungen auf die Wasser- und Energielinie und damit indirekt auf die Tiefen- und Strömungsverhältnisse (Kapitel 2) sowie die Beschaffenheit des Flussbettes haben.

4. Die Rhonesohle als Lebensraum

Die mittleren Korngrössen der zwei bis drei Messpunkte pro Querprofil liegen in der Regel sehr nahe beisammen (Bild 4). Die Rhonesohle ist in diesen Fällen demnach über die ganze Flussbreite einheitlich zusammengesetzt, was auf die meist monotone Gestalt der Querprofile als Folge einer starken Kanalisierung zurückzuführen ist. Eine deutlich grössere Variationsbreite zeigen die Korngrössen des in einer Kurve liegenden Profils Riddes 3, obwohl auch dieses in ähnlicher Weise verbaut ist. Hier zeigen sich somit bereits heute Ansätze zu vielfältigeren Substratverhältnissen und flussmorphologischen Strukturen, wie sie früher in der Rhone bestanden und wie sie durch die vorgesehenen Aufwertungsmassnahmen künftig wieder vermehrt geschaffen werden sollen.

Für die wirbellosen Organismen des Benthos, die definitionsgemäss die Gewässersohle bewohnen, gehört die Zusammensetzung des Sohlenmaterials zu den wichtigsten abiotischen Einflussfaktoren für ihre Verbreitung. In Geschiebe führenden Flüssen mit kiesig-steiniger Sohle ist die oberste Sedimentlage (Deckschicht) in der Regel deutlich gröber als das darunter liegende Material (Abpflästerung). Weil die in der Rhone entnommenen Substratproben vorwiegend diese Deckschicht umfassten, sind zu Aufbau und Verhalten der gesamten Flusssohle nur indirekte Schlüsse aus der benthischen Besiedlung (in denselben Rhoneproben) und aus Erfahrungen an anderen alpinen Flüssen möglich. Dies betrifft besonders auch die Verlegung der tieferen Sedimentschichten mit Feinmaterial (innere Kolmation).

Die Rhonesohle im Querprofil Riddes 1 unterscheidet sich durch ihr feines Substrat schon äusserlich stark von jener in den übrigen, meist viel grobkörnigeren Profilen (Bild 5). Dabei liegt das oberflächliche Substrat in Riddes 1 über die ganze Flussbreite mehrheitlich im Korngrössenbereich von ca. 10 bis 50 mm (Tabelle 2) und eignet sich somit grundsätzlich gut als Lebensraum für ein artenreiches Makrozoobenthos (Brosse et al., 2003) wie auch als mögliches Laichsubstrat für die Bachforelle (Jungwirth et al., 2003), die in der Rhone vorherrschende Fischart (vgl. den Artikel von Peter und Weber in dieser Sondernummer). Weitere fischereibiologische Anforderungen an den Sohlenaufbau (Anteil Feinsedimente, Fredle-Index) werden in Riddes 1 ebenfalls erfüllt, wenn auch teilweise nur knapp.

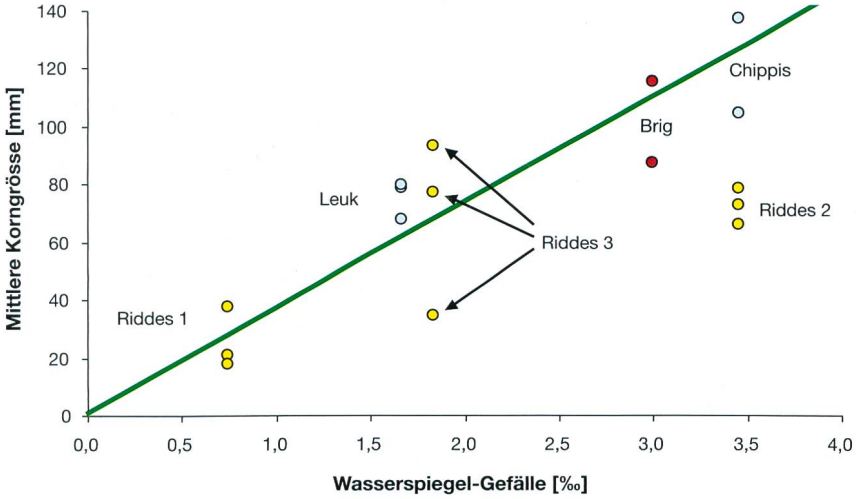


Bild 4. Mittlere Korngrösse des Substrates (d_{50}) und Wasserspiegelgefälle in den untersuchten Querprofilen im Oberlauf (rot), Mittellauf (blau) und Unterlauf (gelb) der Rhone bei Sunk. Die Trendlinie ist grün dargestellt. Im Profil Chippis sind die dargestellten Punkte Einzelproben, in allen übrigen Profilen dagegen Mittelwerte aus je drei Einzelproben.

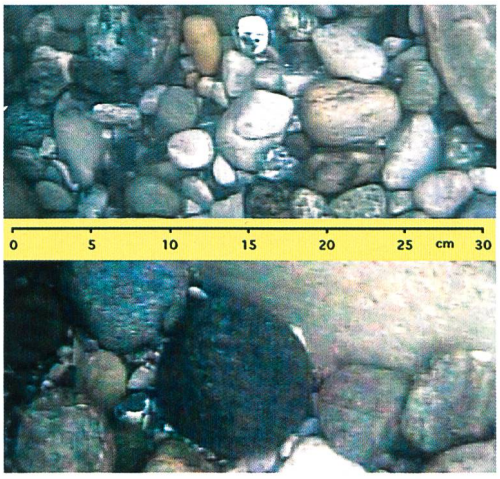


Bild 5. Ausschnitte aus der Rhonesohle in der Mitte des flachen Profils Riddes 1 (oben) und des steilen Profils Chippis (unten), dargestellt im selben Massstab. Unterwasser-Videoaufnahmen vom 26./27. Januar 2002.

5. Das Makrozoobenthos als Schwall- und Strukturindikator

In auffallendem Kontrast zur äusserlich vorteilhaften Erscheinung der Flusssohle stehen im Querprofil Riddes 1 die Kennwerte des Makrozoobenthos (MZB), wie sie anhand der quantitativen Proben vom März 2002 bestimmt wurden (Tabelle 2, Bild 6):

- Die Häufigkeit (Individuendichte) und die Biomasse (Frischgewicht) des Makrozoobenthos (MZB) fallen in Riddes 1 auf die tiefsten Werte innerhalb der untersuchten Querprofile. Die Biomasse lag in allen neun entnommenen Einzelproben unter den Erwartungswerten nach Dückelmann (2001) für alpine Gewässer der entsprechenden Höhenlage. Demgegenüber bewegten sich im Profil Brig noch sämtliche Teilproben innerhalb dieses Erwartungsbereiches.
- Den Tiefpunkt im Längsverlauf erreichten auch die Eintags- und Steinfliegen (EP), deren aquatisch lebende Larven in Gewässern wie der Rhone zu den besten Indikatoren für die ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit zählen (Baumann, 2004). Sowohl die absolute Anzahl und Biomasse als auch der (relative) Anteil dieser Insekten am gesamten MZB sank in Riddes 1 auf fast vernachlässigbare Werte gegenüber den flussaufwärts gelegenen Profilen.
- Anstelle der nahezu ausgelöschten EP erreichte in Riddes 1 die Invertebraten-Gruppe der Würmer (Oligochaeten) wesentlich höhere Anteile als weiter flussaufwärts. Dabei handelte es sich fast ausschliesslich um kleine Arten, die zusammen mit den ebenso schlanken und beweglichen Larven der Zuckmücken (Chironomiden) in der Flussmitte von Riddes 1 praktisch den gesamten Benthosbestand ausmachten. Dementsprechend gering blieben die Anteile der grösseren Organismen (Länge >5 mm) am MZB. In den seitlich gelegenen Proben trat noch eine Köcherfliegen-Art hinzu, die in Schwallstrecken generell sehr verbreitet ist. Diese vergleichsweise grossen, schweren und schwerfälligen (weil in starren Gehäusen lebenden) Tiere führten in Ufernähe zwar kaum zu höheren Individuendichten, aber zu deutlich mehr Biomasse als in der Flussmitte.

Dass die Häufigkeit und Biomasse des MZB im Fliessverlauf der Rhone von Brig über Leuk nach Chippis sowohl absolut als auch relativ zu den Erwartungswerten abnehmen, dürfte hauptsächlich auf den zunehmend stärkeren Schwalleinfluss entlang dieser Fliessstrecke zurückzuführen sein. Weil die Deckschicht der Rhonesohle aber gleichzeitig grob bis sehr grob bleibt, bieten sich auch grösseren Tieren neben und unter einzelnen Steinen offenbar noch gewisse Rückzugsmöglichkeiten (Refugien) vor der bei Schwall zunehmenden mechanischen Einwirkung («hydraulischer Stress»). Auf diese Weise sind wahrscheinlich die recht hohen Anteile an grösseren Individuen (in den Profilen Brig und Leuk), speziell aber an den sensiblen EP (in Brig, Leuk und Chippis) zu erklären.

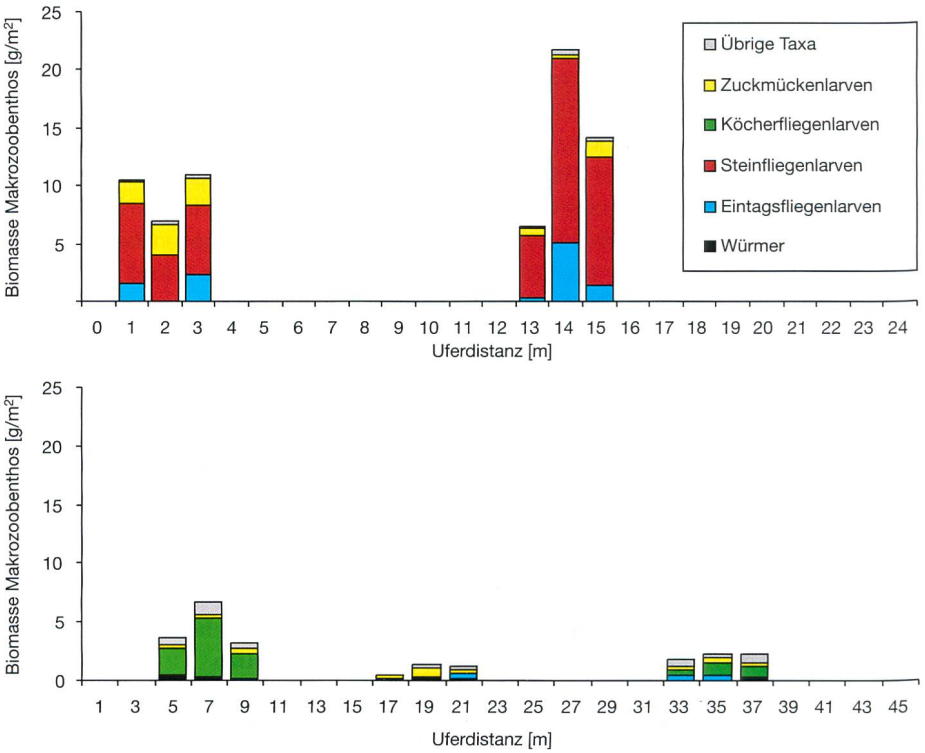


Bild 6. Biomasse des Makrozoobenthos (Frischgewicht) in den Querprofilen der Rhone bei Brig (obere Grafik) und Riddes 1 (untere Grafik), aufgegliedert nach den wichtigsten vertretenen, systematischen Gruppen. Darstellungen in Fliessrichtung betrachtet.

Zwischen den Querprofilen Chippis und Riddes 1 gehen manche untersuchten Kennwerte des MZB nochmals deutlich zurück, der Anteil an EP bricht gar regelrecht ein. Die Schwallabflüsse steigen aber entlang dieser Fliessstrecke nur geringfügig an (Bild 1), und die Kennwerte erholen sich in den weiter flussabwärts anschliessenden Profilen Riddes 2 und Riddes 3 sogar wieder leicht, obwohl der Schwalleinfluss genau dort stark zunimmt (Bilder 1 und 3). Auch die festgestellten Veränderungen in der Wasserqualität würden eher eine gegenteilige Entwicklung erwarten lassen als die effektiv eingetretene (Baumann, 2004).

Es ist daher anzunehmen, dass die Lebensgemeinschaft des Benthos im Querprofil Riddes 1 der Rhone gerade wegen der vergleichsweise feinen Sohlenoberfläche stärker beeinträchtigt wird. Zwar ergaben die verwendeten hydraulischen Berechnungsansätze für die Sohlenstabilität in diesem Profil keine eindeutigen Resultate (Kapitel 3), die biologischen Aufnahmen deuten aber auf eine regelmässig bewegte Sohlenauflage hin. Derartige Rollkieslagen sind z.B. für die tiefen Fliessrinnen in einigen näher untersuchten Teststrecken des Alpenrheins beschrieben worden (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Auch in jenen Flussbereichen war das Makrozoobenthos durch äusserst geringe Abundanzen und Biomassen gekennzeichnet. Es wird vermutet, dass die im Rollkies lebenden Organismen bei einem Schwalldurchgang durch die Bewegung der locker gelagerten Körner gegeneinander aufgerieben («Kugelmühlen-Effekt») und weggetrieben werden. Auf die Dauer können sich nur jene Organismen halten, denen aufgrund ihrer Grösse und Körperform die tiefer liegenden, stabilen Sedimentschichten als Refugien offen stehen. Diese Rückszugsmöglichkeiten sind naturgemäss umso grösser, je beweglicher und kleiner ein Organismus im Vergleich zu den Zwischenräumen (Interstitial) der tieferen Sedimentschichten ist (Wiley, 1981).

6. Schlussfolgerungen

Für die im Fliessverlauf tendenziell zunehmenden Defizite bei der benthischen Besiedlung der Rhone werden hauptsächlich die Kanalisierung des Gerinnes und der Schwallbetrieb verantwortlich gemacht. Um die in der Regel sehr monotone Profilgeometrie zu durchbrechen, sind in der Rhone auch örtliche Gerinne-Aufweitungen als Revitalisie-

rungsmassnahme vorgesehen. Die vorliegenden Auswertungen haben gezeigt, wie entscheidend die Auswirkungen des flussabwärts zuehmenden Schwallbetriebes für den Erfolg oder Misserfolg von Revitalisierungsmassnahmen sein können. So sind etwa in einem verbreiterten Flussabschnitt bei tiefer Wasserführung als Folge der verminderten Schleppkraft lokal Ablagerungen von feinerem Geschiebe zu erwarten. Aus gewässer- und fischökologischer Sicht stellt dies aber nur so lange eine Verbesserung der Strukturverhältnisse dar, als dieses aufliegende Substrat über die winterliche Entwicklungsperiode des Benthos und der Fischbrut – also auch bei Schwall – einigermassen stabil bleibt. Andernfalls drohen Lebensraum und -gemeinschaft, wie für das Querprofil Riddes 1 gezeigt, sogar noch stärker beeinträchtigt zu werden als im abgepflästerten Zustand. Begleitende wasserbauliche Massnahmen zur Reduzierung von Schwall-und-Sunk-Erscheinungen, wie sie im Modul IV (siehe Kasten) untersucht werden, haben folglich eine grosse Priorität.

Die Struktur und Stabilität der Flusssohle ist gerade in Aufweitungen mit ihrem unregelmässigen Verlauf im Längs- und Querprofil (Hunzinger, 2004) schwierig vorherzusagen, muss aber bei zukünftigen Revitalisierungsprojekten zwingend berücksichtigt werden. Wie empfindlich die verschiedenen Berechnungsansätze auf örtlich und zeitlich variable Verhältnisse wie beispielsweise lokale Unebenheiten der Sohle reagieren können, geht aus den vorliegenden Auswertungen ebenfalls hervor. Der Einsatz des HEC-RAS-Rhone-Modells bleibt zwar auch unter diesen schwierigeren Randbedingungen grundsätzlich möglich. Für zukünftige Anwendungen bei Niederwasser müssten die Querprofile allerdings wieder neu vermessen werden. Unbedingt zu empfehlen ist sodann, dass neben den flussmorphologischen und hydraulischen Grundlagen auch die Entwicklung der biologischen Kennwerte weiter verfolgt wird. Besonders in den ersten Flussabschnitten, die zur Revitalisierung anstehen, sollten wiederum interdisziplinäre, ökohydraulische Begleitprogramme (Erfolgskontrollen) durchgeführt und deren Resultate laufend in die weitere Planung einbezogen werden.

Teilprojekt: Revitalisierung und Benthos der Rhone

Im Rahmen des Teilprojektes wurden neben den Querprofilen, auf die der vorliegende Artikel eingeht, auch einige lokale, flussmorphologische Strukturen der Rhone wie Kiesbänke, Schnellen (Riffles), Totholz usw. untersucht. In einigen dieser speziellen Teil-Lebensräume (Mesohabitate) wurde ein quantitativ und/oder qualitativ wesentlich reichhaltigeres Benthos festgestellt als in anderen und auch in den meisten Querprofilen (mit Ausnahme von Brig). Der Mangel an solch speziellen Strukturen wird denn auch als eines der gewässerökologischen Hauptdefizite in der Rhone ausgewiesen, zusammen mit der hier behandelten «Denaturierung» der Flusssohle (Abpflästerung, Kolmation, bei Schwall destabilisierter Rollkies).

Es konnte gezeigt werden, dass diese Defizite durch die starke Kanalisierung und Einengung des Gerinnes (zuletzt bei der zweiten Rhonekorrektion von 1930 bis 1961) mit verursacht wurden und damit durch Revitalisierungsmassnahmen (wie z.B. Aufweitungen) zu vermindern sind. Für eine weiter gehende Verbesserung sind jedoch besonders im Unterlauf der Walliser Rhone auch Massnahmen zur Dämpfung des Schwallbetriebes notwendig.

Die hydraulisch-morphologischen und benthologischen Feldaufnahmen von SP I-6 fanden hauptsächlich von März 2001 bis April 2002 statt. Ausführlich sind die Resultate dieser Untersuchungen und die Schlussfolgerungen daraus im Fachbericht des Teilprojektes zum Ist-Zustand der Rhone dargelegt (Baumann, 2004).

Literatur

ARGE Trübung Alpenrhein (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht, Fachberichte und Literaturstudie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie.

Baumann P. (2004): Revitalisierung und Benthos der Rhone. Schlussbericht SP I-6. Rhone-Thur-Projekt, Eawag, WSL, Limnex AG: 101 pp. + Anhang.

Brosse, S., Arbuckle, C. J., Townsend, C.R. (2003): Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. Biodiversity and Conservation 12: 2057–2075.

BWG (2000): Hochwasserereignisse in den Kantonen Wallis und Tessin im Oktober 2000. Zwischenbericht des Bundesamtes für Wasser und Geologie, Biel, 8 S.

BWG (2001a): Rauheiten in ausgesuchten schweizerischen Fliessgewässern, Berichte des BWG, Serie Wasser Nr. 1, Bern, 98 S.

BWG (2001b): Hochwasserschutz an Fliessgewässern. Wegleitung des BWG. Bern, 72 S.

Chèvre, Ph. (2001): Influence de la macro-rugosité d'un enrochement sur le charriage et l'érosion en courbe, Communication du Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH), Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL); N° 19, Lausanne, 2004, 79 S. + Anhänge.

Dückelmann, H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fliessgewässern. Diplomarbeit Univ. für Bodenkultur, Wien, 81 S.

Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L. (1992): Stream Hydrology. An introduction for ecologists. John Wiley, Chichester, 524 S.

HEC-RAS (2002): HEC-RAS, River Analysis System, User's Manual Version 3.1, US Army Corps for Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, 2002.

Hunzinger, L. (2004): Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen. wasser energie luft 96 (9/10), 243–249.

Jungwirth, M., Haidvogl, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. Facultas Verlags AG, Wien, 547 S.

LCH (2002): Le Rhône à l'amont du Léman, Modélisation hydraulique numérique HEC-RAS, Rapport LCH 3/02, EPFL, Lausanne, 8 S. + Anhänge.

Wiley, M. J. (1981): An analysis of some factors influencing the successful penetration of sediment by chironomid larvae. Oikos 36, 296–302.

Anschrift der Verfasser

Peter Baumann, dipl. phil. II, Limnex AG, Schaffhauserstrasse 343, CH-8050 Zürich, E-Mail: limnex@bluewin.ch

Tobias Meile, dipl. Bauing. EPFL, Laboratoire de Constructions Hydrauliques, EPFL, CH-1015 Lausanne, E-Mail: tobias.meile@epfl.ch

Die Rhone als Lebensraum für Fische

Armin Peter, Christine Weber

Zusammenfassung

Als Lebensraum hat sich die Rhone unter dem menschlichen Einfluss seit 1863 stark verändert. Grundlegende morphologische Eingriffe wie die zwei Rhonekorrektionen haben zu einer Verarmung der aquatischen Lebensräume geführt. Die hydroelektrische Nutzung hat das natürliche Abflussregime massiv beeinflusst. Diese Eingriffe haben an der aquatischen Lebensgemeinschaft ihre Spuren hinterlassen. Verglichen mit natürlichen Systemen weist die Fischfauna der Rhone heute gravierende Defizite auf: Die Artenvielfalt ist äusserst gering, und zahlreiche Individuen der dominierenden Bachforelle weisen Deformationen auf, wie sie bei Zuchttieren üblich sind. Die natürliche Fortpflanzung ist auf massivste Weise eingeschränkt. Lebensraumverbesserungen im Rahmen der dritten Rhonekorrektion sind dringend nötig. Dabei ist auf eine gute Vernetzung der Lebensräume und auf Strukturvielfalt zu achten. Diese soll u.a. durch flussdynamische Prozesse sichergestellt werden. Aufweitungen haben ein grosses Potenzial zur Verbesserung der Lebensräume, insbesondere dann, wenn sie gross genug dimensioniert sind. Mögliche Ablagerungen von Feinsedimenten in Aufweitungsstrecken mit Schwall-Sunk-Regime sind jedoch von Anfang an zu verfolgen. Durch Modellierungen vor und Erfolgskontrollen nach dem Bau lassen sich die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft abschätzen. Im unteren Teil der Rhone sind zusätzlich zu den Aufweitungen schwalldämpfende Massnahmen in Betracht zu ziehen.

1. Ziel der Untersuchungen

Die fischökologischen Untersuchungen in der Rhone sollen einen Überblick geben über

- Zustand der Fischhabitate (Habitatvielfalt, Vernetzung der Habitate): heutige und historische Perspektive
- Bedeutung der Seitengewässer
- vorhandene Fischarten
- Zustand der Populationen
- Bedeutung der natürlichen Reproduktion
- Einschätzung der fischökologischen Verhältnisse in den Restwasser- und Schwall-Sunk-Strecken.

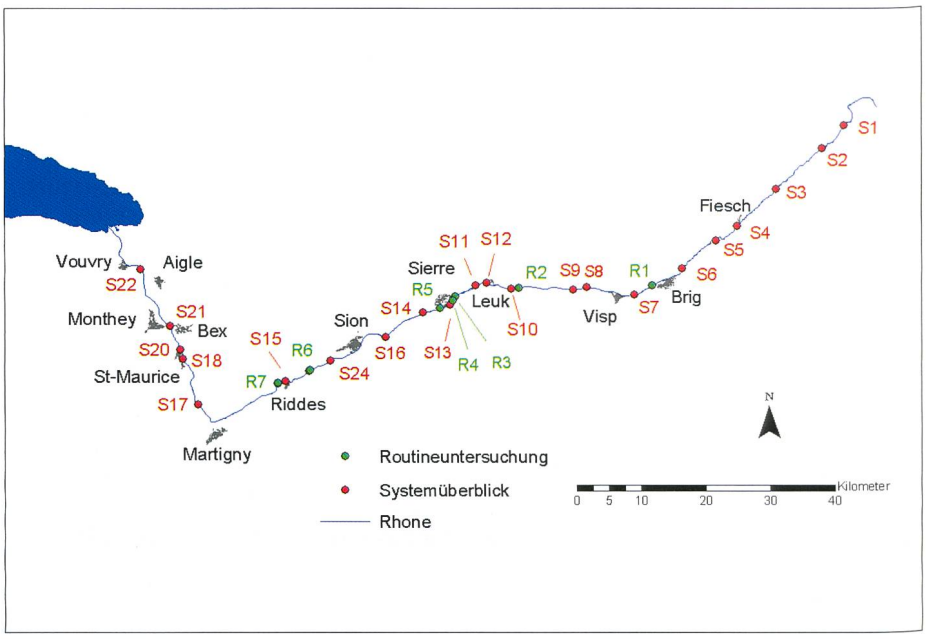


Bild 1. Übersicht über die Lage der Befischungsstrecken im Rhone-Hauptfluss.

2. Vorgehen und Methoden

Die Beurteilung der Fischpopulationen basiert auf elektrischen Befischungen (Einsatz von Gleichstromgeräten mit Leistungen zwischen 5 und 8 kW). Unterhalb Brig sowie im Pfynwald war es möglich, die Fischpopulationen quantitativ zu erheben. An den übrigen Stellen wurde vorwiegend entlang dem Ufer eine bestimmte Fläche befischt (halbquantitative Befischung). An zwei Stellen führten wir die Befischung mit dem Fangboot durch (unterhalb Turtmänna-Mündung, Chippis).

Zur Beurteilung der Naturverlaichung erfolgten im Frühling (März/April) separate Befischungen oder es wurde an einigen Stellen mit speziellen feinmaschigen Keschern gefischt.

Die Befischungen fanden im Frühling vor der Schneeschmelze statt. Die meisten Strecken wurden am Wochenende bei geringer Wasserführung befischt, insbesondere die stark Schwall-geprägten Fliessgewässerabschnitte.

Um einen zeitlich und räumlich weiter reichenden Blickwinkel zu erhalten, wurden drei Ansätze kombiniert:

a) Systemüberblick: Im Frühjahr 2003 wurden von der Quelle bis zur Genfersee-Mündung 22 Strecken halbquantitativ befischt (siehe Bild 1). Zusätzlich erhoben wir abiotische Parameter wie Unterstandsangebot, Wasserchemie und hydrologische Beeinträchtigung. Auch die historische Situation der Rhone wurde einbezogen. Dieser Ansatz erlaubt eine Beurteilung der Situation im Längsverlauf.
b) Routineuntersuchung: Sieben ausgewählte Stellen (Bild 1) wurden zwischen 2001 und 2004 zu unterschiedlichen Zeitpunkten befischt, teils quantitativ, teils halbquantitativ. Damit wird den natürlichen zeitlichen Schwankungen der untersuchten Grössen Rechnung getragen.
c) Untersuchung der Seitenbäche der Rhone: Diese Analyse erfolgte im Jahre 2001 im Rahmen einer Diplomarbeit (Küttel, 2001), mit einigen Ergänzungen im Jahre 2002. Insgesamt wurden 28 Seitenbäche zwischen Brig und Martigny ökomorphologisch untersucht, 21 davon zusätzlich in Bezug auf die Bedeutung der natürlichen Fortpflanzung der Bachforelle. Von grossem Interesse waren die Durchwanderbarkeit für Fische und das Vorhandensein von günstigen, mündungsnahen Habitaten sowie deren Eignung als Fortpflanzungsräume.

3. Resultate

3.1 Historischer Lebensraum Rhone

Historische Quellen beschreiben die Rhone als wilden und ungestümen Fluss, der die Rhoneebene vollständig seiner ungebändigten Kraft unterwirft. Dieses Bild zeigt sich

auch auf der Dufourkarte aus dem Jahr 1850 (Bild 2A). Auf weiten Strecken bildet die Rhone ein reich verzweigtes und vielfältiges System. Entsprechend hoch ist die seitliche Vernetzung mit Feuchtgebieten und Auen.

Basierend auf der topografischen Karte lassen sich die strukturellen Gegebenheiten der Rhone zwischen Brig und Genfersee mit den Kenngrössen umschreiben, die in Tabelle 1 angegeben sind. Dabei fällt der hohe Anteil an Seitenarmen auf, der, verglichen mit der Länge des Hauptgerinnes, fast zu einer Verdoppelung der gesamten Fliessstrecke führt.

Wenig beeinflusste verzweigte Systeme wie die Rhone um 1850 zeichnen sich aufgrund ihrer Dynamik durch eine grosse Variabilität der Wassertiefen, Breiten und Fliessgeschwindigkeiten aus. Dies führt zu vielfältigen Temperatur- und Substrateigenschaften.

Dieser Lebensraum erlaubt eine vielfältige Besiedlung durch aquatische Organismen. Ausgehend von Gewässerbreite und Gefälle kann die Rhone um 1850 zwischen Quelle und Genfersee der Forellen- und Äschenregion zugeordnet werden.

Bezüglich der zu erwartenden Artenzahl muss aber auch den charakteristischen Bedingungen der Rhone Rechnung getragen werden. Als alpines Fliessgewässer war die Rhone stets ein vergleichsweise kühler Fluss. Allerdings gehören abgekoppelte Seitenarme und Überschwemmungsflächen, die ihre Temperatur stark der Umgebung anpassen, zu verzweigten Flüssen. Die Nähe zum Genfersee und somit zu einem grossen Artenpool ist von spezieller Bedeutung. Aus diesem Grunde dürfen insbesondere im unteren Flussabschnitt viele Fischarten erwartet werden.

Fatio (1882 und 1890) erwähnte 18 Fischarten, die in der Rhone vorkamen. Diese Angaben dürften sich besonders auf den unteren Fliessabschnitt der Rhone beziehen. Eine historisch noch ältere Erwähnung findet sich bei Sebastian Münster in seiner Kosmographie aus dem Jahre 1544. Er nennt folgende acht Fischarten: Bachforelle, Äsche, Grundel (Schmerle oder Gründling), Groppe, Schleie, Hecht, Alet und Karpfen. Diese Angaben gelten für die Rhone und ihre Zuflüsse (siehe Gattlen, 1955).

Einen umfassenden Überblick über die Fischarten, die im Rhonetal vorkommen, geben Küttel et al. (2001). Im Vergleich mit Fatio fehlen heute drei Fischarten (Aal, Schneider, Schmerle). 13 neue Fischarten sind hingegen dazugekommen. Es handelt sich jedoch vorwiegend um Fischarten, die ehemals in der Schweiz nicht vorkamen (acht Arten). Heute leben im Rhonetal 28 Fischarten.

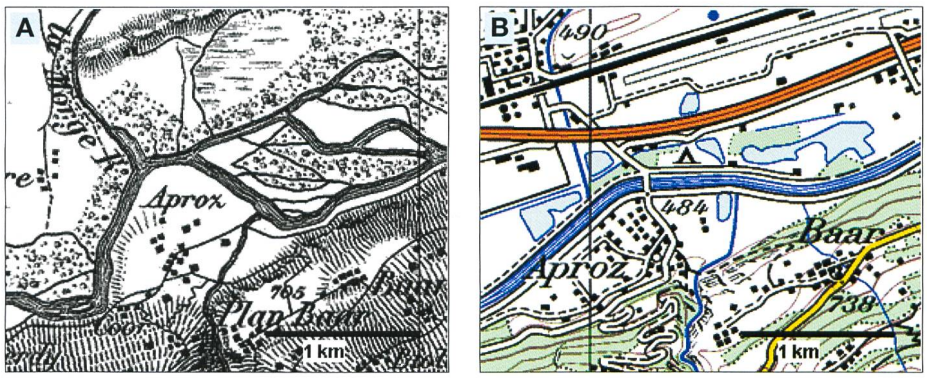


Bild 2. Auswirkungen der flussbaulichen Massnahmen an der Rhone in der Region von Aproz. A: Situation um 1850 (Dufourkarte). B: Aktuelle Situation (Landeskarte 2003). Reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA046601).

3.2 Menschliche Eingriffe

Seit Dufours Zeit hat sich die Rhone stark gewandelt (Bild 2B). Insbesondere die zwei Korrektionen (1863–1876 und 1932–1960) sowie die umfassende Entwässerung der Ebene haben zu einer grundlegenden strukturellen Veränderung der Rhone geführt. Diese Entwicklung ist in den Kenngrössen in Tabelle 1 deutlich sichtbar. So wurde zwar der Hauptarm der Rhone zwischen 1850 und 1900 nur um 4,6 km (3,7%) verkürzt, die Verkürzungen hinsichtlich Gesamtlänge des aktiven Gerinnes aber betragen 44,7% (102,2 km). Vergleichbare Rückgänge betreffen die Uferlinie.

Neben diesen strukturellen Eingriffen hat auch das Abflussregime seit den 1920er-Jahren grundsätzliche Veränderungen durch die hydroelektrische Nutzung erfahren (siehe Artikel von Fette et al.). Die Rhone führt zwischen Quelle und Genferseemündung auf 36,1 km (21,6%) Restwasser. Entlang 109 km (65,1%) herrscht Schwall-Sunk-Betrieb (HADES, 1992).

Wie hat die Fischfauna auf diese diversen Veränderungen reagiert? Welche Schlussfolgerungen lassen sich heute im Hinblick auf allfällige Verbesserungen der Lebensräume ziehen? Angesichts der bevorstehenden dritten Korrektion der Rhone sind alle diese Fragen von besonderer Bedeutung.

3.3 Fischökologische Erhebungen

3.3.1 Aktuelle Situation Habitate

Die Rhone weist eine sehr geringe Heterogenität an Strömungsmustern auf: Es dominieren schnell fliessende Strömungen, strömungsberuhigte Abschnitte fehlen weitgehend.

Auch die Wassertiefe variiert kaum, flache wie auch tiefe Stellen sind untervertreten. Diese gleichförmigen Strömungs- und Tiefenverhältnisse führen zu einer stark reduzierten Temperaturvielfalt, insbesondere im Gerinnequerschnitt.

Die zeitliche Verteilung der Abflussmenge wird stark von der Elektrizitätsnutzung bestimmt und verläuft weitgehend gegenläufig zum natürlichen Abflussregime. So haben in Schwallstrecken die Winterabflüsse stark zugenommen (Loizeau, 1998), und der Wasserspiegel der Rhone nahe bei der Genferseemündung schwankt im Winter täglich um mehr als 1 m.

Sowohl die longitudinale als auch die laterale Vernetzung sind beeinträchtigt: Zahlreiche Wehre im Hauptfluss (Gluringen, Fiesch, Mörel, Susten, Lavey) und in den Zuflüssen unterbrechen das Längskontinuum. Der Zugang in die Zuflüsse ist aufgrund von Abstürzen häufig erschwert oder gar verunmöglicht. Für die Seitengewässer stellte Küttel (2001) zwei wesentliche Defizite fest:

	Zeitebene			
Strukturelle Kenngrösse	1850	1900	1950	2003
Länge des Hauptarms (km)	123,60	119,34	119,25	118,98
Gesamtlänge des aktiven Gerinnes (km)	228,80	133,37	132,44	126,59
Mittlere benetzte Breite (Median in m)	93,30	53,41	68,67	52,87
Länge der Uferlinie (km)	414,41	264,40	257,09	250,60
(km/km Hauptarm-Länge)	3,36	2,22	2,16	2,11
Fischbiologische Zonierung	Forellen-, Äschenregion			

Tabelle 1. Zeitliche Entwicklung von fischökologisch relevanten strukturellen Kenngrössen und der fischbiologischen Zonierung für den Abschnitt der Rhone zwischen Brig und Genfersee.

Bild 3. Die Rhone im Pfynwald. Der Pfynwald ist als Flussaue von nationaler Bedeutung. Das Restwasserregime verunmöglicht jedoch die Ausbildung hervorragender Fischhabitate.

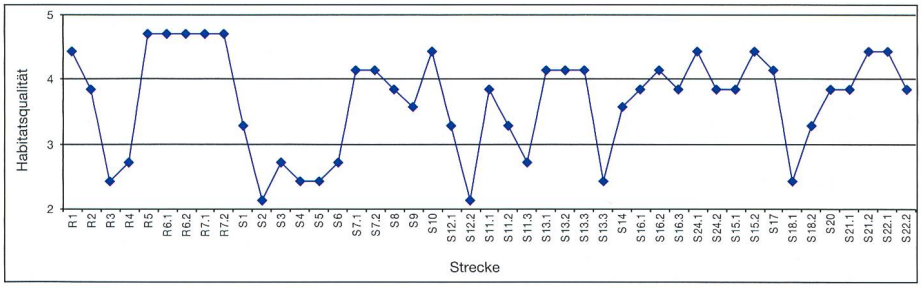


Bild 4. Überblick über die morphologische Habitatsqualität in den Befischungsstrecken. Habitatsqualität: 1 = gut, 3 = mittel, 5 = schlecht. Die Lage der Befischungsstrecken ist aus Bild 1 ersichtlich. R6.1 und R6.2 beziehen sich auf denselben Streckenabschnitt, charakterisieren jedoch das linke und rechte Flussufer (usw.).

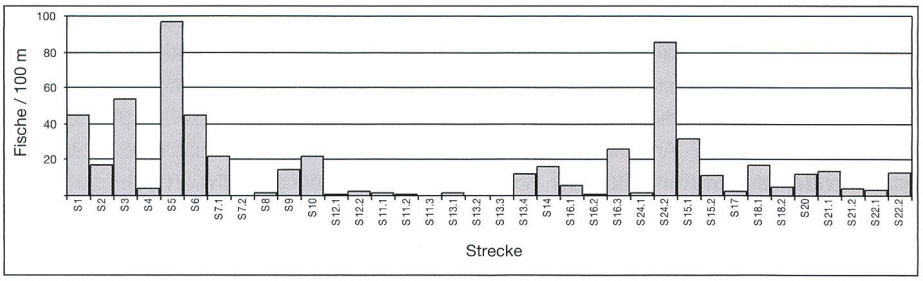


Bild 5. Übersicht über die in der Systemanalyse erzielten Fischfänge.

Erstens wiesen rund 80% der untersuchten Gewässerabschnitte eine starke Beeinträchtigung der Morphologie auf. Zweitens ist die Durchwanderbarkeit in vielen Gewässern ein Problem. Nur gerade zehn Seitengewässer (36%) sind mehr als einen Kilometer ab Mündung durchwanderbar.

Auch fehlt für die Rhone unterhalb von Sierre eine Anbindung an grössere Feucht- und Auengebiete.

In der Rhone besteht ein grosser Mangel an Strukturen, speziell entlang der Ufer, aber auch in der Flussmitte. Ausnahmen bilden der Oberlauf sowie die zirka 6 km lange Fliessstrecke im Pfynwald. Letztere weist als Restwasserstrecke allerdings ein schwerwiegendes Abflussdefizit auf, was sich sehr negativ auf die Fischhabitate auswirkt.

Wird die Habitatsqualität der befischten Strecken in der Rhone anhand ausgewählter Habitatsparameter (hydraulische Heterogenität, Variationskoeffizient [VC] mittlere Breite, VC mittlere Maximaltiefe, äussere Kolmation, Fischunterstände, Uferverbauung, Verzahnung) bewertet (Schager & Peter, 2004), ergeben sich die Resultate in Bild 4.

Nur die Strecken im Oberlauf (oberhalb Brig), im Pfynwald, bei der Ile Falcon (direkt unterhalb Pfynwald) und die Strecke 18.1 (Restwasserstrecke Lavey) weisen eine mittlere Habitatsqualität auf (<3). Alle andern untersuchten Strecken besitzen eine unbefriedigende morphologische/hydraulische Qualität.

3.3.2 Aktuelle Situation der Fische

Sowohl der Systemüberblick wie auch die Routineuntersuchungen zeigen ein übereinstimmendes Bild. Die Artendiversität im Rhone-Hauptgerinne ist mit sieben nachgewiesenen Arten äusserst gering: Bachforelle, Groppe, Elritze, Egli, Gründling, Goldfisch und Regenbogenforelle (eingeführte Arten). Mit Ausnahme der Bachforelle und der Groppe handelt es sich bei den gefundenen Fischen um Einzelfänge.

Die festgestellte Fischdichte ist gering. In einer quantitativen Befischung der Routineuntersuchung unterhalb von Brig wurden im Jahr 2002 447 und im Jahr 2003 709 Individuen pro Hektare gefangen, was einer Biomasse von 19 bzw. 30 kg/ha entspricht

In drei Befischungsstrecken im Pfynwald wurden bei quantitativen Abfischungen im Jahre 2001 ebenfalls nur geringe Biomassen von 19 bis 27 kg/ha festgestellt (Tabelle 2). Halbquantitative Abfischungen im Jahre 2003 (nur ein Befischungsdurchgang) bestätigten diese niedrigen Fischbiomassen für den Pfynwald (Bild 5).

Bezüglich Fischdichte zeigt sich in der Systemanalyse ein signifikant positiver Zusammenhang mit dem Unterstandsangebot. Je grösser der Anteil an Unterständen wie Blöcken und tiefen, strömungsberuhigten Stellen, desto grösser die Bachforellenfänge pro befischter Fläche. Entsprechend schneiden die mit Blockwurf gesicherten, strukturierten Ufer besser ab als die Strecken mit sandigen, unterstandsarmen Buhnenfeldern.

Der Populationsaufbau der Bachforelle weicht deutlich von einer natürlichen Verteilung ab. In zahlreichen Strecken, insbesondere in den stark mit Schwall-Sunk beeinflussten Abschnitten im Unterlauf fehlen grössere Fische. Auch die kleinsten Grössenklassen sind generell untervertreten.

Die erhobenen wasserchemischen Parameter liegen alle in einem für Bachforellen tolerierbaren Rahmen (Alabaster, 1980).

Entsprechend ergibt sich keine signifikante Beziehung zur Fischdichte.

Die Routineuntersuchungen bestätigen den Befund des Systemüberblickes und die niedrigen Fischbiomassen. Viele der untersuchten Bachforellen (bis 37% der Fische) weisen Deformationen auf (Flossen und Kiemendeckel). Dies sind Anomalien, wie sie für Zuchtfische typisch sind. Ein grosser Teil der gefangenen Bachforellen stammt somit aus Fischzuchten. Mit grosser Wahrscheinlichkeit lässt sich dadurch auf eine deutliche genetische Beeinflussung der Rhoneforellen schliessen.

Bild 6. Bachforelle mit verkürztem Kiemendeckel. Deformationen an Flossen oder Kiemendeckeln sind bei Fischen aus Intensivzuchten häufig zu beobachten.

3.3.3 Bedeutung der natürlichen Fortpflanzung

Küttel (2001) zeigte, dass die natürliche Fortpflanzung der Bachforelle in den Seitengewässern funktionieren kann. Er untersuchte 21 Seitenbäche, in zehn davon konnte er Brütlinge und somit eine funktionierende Naturverlaichung nachweisen. Allerdings muss die Dichte der festgestellten Brütlinge in den meisten Fällen als niedrig eingestuft werden (Ausnahmen: Rèche, Feschelbach und Löübach). Vor allem in den morphologisch stark beeinträchtigten Abschnitten war die Naturverlaichung deutlich geringer als in morphologisch intakten Gewässern. Aus den Seitengewässern kann daher für die Rhone kein wesentlicher Beitrag zur Dichte der 0+-Fische (Fische im ersten Lebensjahr) erwartet werden.

In der Rhone ist die Naturverlaichung der Bachforelle ein grosses Problem. Resultate unserer Untersuchungen zeigen, dass sie nur im unteren Teil des Pfynwaldes und bei der Ile Falcon sowie bei Chippis funktioniert. Über den Oberlauf der Rhone stehen uns keine Daten zur Naturverlaichung zur Verfügung.

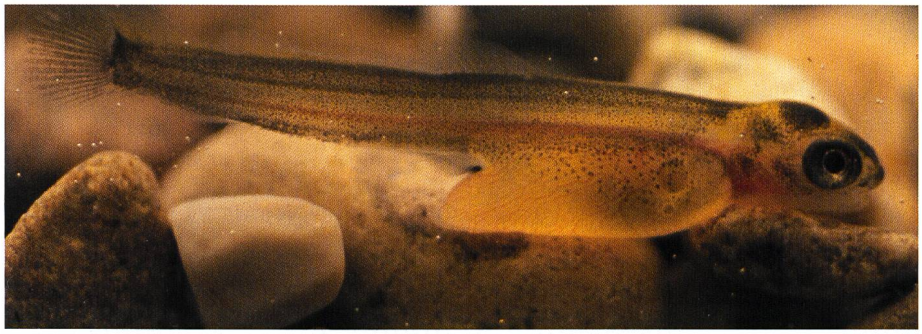


Bild 7. Bachforellenbrütling. Brütlinge aus der Naturverlaichung sind in der Rhone äusserst selten. Sie konnten nur im Pfynwald, in der Strecke bei der Ile Falcon sowie in einigen Seitengewässern nachgewiesen werden. Im Oberlauf (oberhalb Brig) wird ebenfalls eine noch funktionierende Naturverlaichung vermutet (Foto: E. Schager, Eawag).

Die Groppe *(Cottus gobio)* pflanzt sich ebenfalls im Pfynwald fort. Dort konnte sie regelmässig nachgewiesen werden. Auch in anderen Strecken wurde die Groppe vereinzelt gefangen.

Strecke/Ort	Befischungsjahr	Bachforellen pro 100 m Uferstreifen	Bemerkungen
R1, unterhalb Brig	2003/2004	**66** (40–91)	quantitativ: 2002:19,2 kg/ha 2003: 30 kg/ha
R2, Turtmänna-Mündung	2001/2002/2003	**27** (12–77)	
R3, Pfynwald	2001/2002/2003	**23** (5–51)	quantitativ 2001: 19 kg/ha Bachf. 23 kg/ha Bachf. 27 kg/ha Bachf. Groppe und Regenbogenforelle
R4, Ile Falcon	2002/2003	**16** (11–20)	
R5, Chippis	2001/2002/2003	**9** (4–14)	Groppe und Elritze
R6, Aproz, rechts	2003/2004	**45** (22–68)	
R6, Aproz, links	2003/2004	**60** (49–70)	
R7, Riddes links	2003/2004	**11** (3–19)	
R7, Riddes rechts	2003/2004	**39** (28–45)	Gründling, Flussbarsch, Groppe, Goldfisch

Tabelle 2. Resultate der Routineuntersuchungen in den Strecken R1–R7. Die fett gedruckte Zahl entspricht dem Mittelwert der Bachforellendichte pro 100 m Uferstreifen (1 Befischungsdurchgang). In Klammer steht der Bereich: Minimum und Maximum.

4. Diskussion

Unsere Untersuchungen dokumentieren gravierende Defizite für die Fischhabitate der Rhone und einen schlechten Zustand der Fischfauna.

a) Menge und Vielfalt der Fisch-Lebensräume: Mit den strukturellen Veränderungen der Rhone im Rahmen der zwei bisherigen Korrekturen sind wertvolle Fischhabitate verschwunden (Auen, Feuchtgebiete). Die Lebensräume sind heute sehr monoton und in ihrer Ausdehnung gering. Strukturen fehlen weitgehend. Massive Strukturdefizite bestehen an den Ufern sowie in der Flussmitte.

b) Restwasserstrecken und Schwall-Sunk-Strecken: Diese Strecken weisen ebenfalls eine sehr geringe Habitatsqualität auf. Die Ausnahme ist der Pfynwald, der aber vor allem im oberen Teil massive Restwasserdefizite aufweist. In hydraulisch verarmten Strecken (Restwasser und Schwall-Sunk) ist für Fische eine gute morphologische Qualität von besonderer Bedeutung. In Schwall-Sunk-Strecken fallen einige Gewässerbereiche täglich trocken. Negative Auswirkungen auf Bachforellen sind vor allem während der Sunkphase bei einem schnellen Pegelrückgang (>10 cm pro Stunde) belegt (Halleraker et al., 2003).

c) Abkopplung der Seitengewässer: Seitengewässer spielen für die natürliche Fortpflanzung der Bachforelle eine sehr grosse Rolle (Baglinière & Maisse, 2002). Die Rhone weist diesbezüglich ein sehr grosses Defizit auf.

d) Artenvielfalt und Populationsaufbau: Obwohl heute im Rhonetal mehr Fischarten leben als Ende des 19. Jahrhunderts, existieren in der Rhone massive Artendefizite. Die morphologisch monotone und schnell fliessende Rhone ist ein verarmtes Fischgewässer. Die Seitengewässer und Kanäle im Unterlauf tragen wesentlich zur Artenvielfalt bei (Küttel, 2001). Die Bachforelle ist überall in der Rhone vorhanden, in der Regel in geringen bis sehr geringen Dichten. Weitgehend dürften die Fische aus intensiver Besatzwirtschaft stammen und sind somit kein nachhaltiger Beitrag zur Erhaltung der Fischpopulationen. Die Naturverlaichung im Rhonetal ist nur noch an sehr wenigen Gewässerstellen möglich.

Wo können Massnahmen zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit, wie sie in der dritten Rhonekorrektion vorgesehen sind, ansetzen? Für die Rhone als ursprünglich verzweigtes System stellen lokale Gerinneaufweitungen ein grosses Potenzial dar, erfüllen sie doch zugleich Anforderungen aus Hochwasserschutz und Ökologie. Zum einen stoppen sie die fortschreitende Eintiefung eines Gerinnes und erlauben die Ausprägung einer naturnahen Morphologie, zum anderen ermöglichen sie die Entstehung von vielfältigen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen (Hunzinger, 1998).

Aus der ökologischen Perspektive hat sich gezeigt, dass Aufweitungen möglichst gross und vernetzt zu dimensionieren sind (laufende Studien des Rhone-Thur-Projekts an der Thur). Erst ab einer deutlichen Verbreiterung über eine längere Distanz hinweg stellt sich auch die ursprüngliche flussmorphologische Dynamik wieder ein. Zusätzlich braucht es für die Wiederbesiedlung aufgewerteter Lebensräume eine gute Vernetzung zu arten- und individuenreichen Lebensgemeinschaften. Wenn Vernetzungen und Aufwärtswanderungen mit Fischpässen gewährleistet werden, ist ebenfalls ein Augenmerk auf eine funktionierende Abwanderung zu richten. Diese ist mit technischen Fischpässen nicht gewährleistet.

Ein spezielles Problem ist die Frage, wie weit sich Lebensraumverbesserungen positiv auf Strecken mit einem Schwall-Sunk-Regime auswirken können. Unfer et al. (2004) zeigten für die Obere Drau, dass Schwall-Sunk sich in der neu gebauten Aufweitung nachteilig auswirkt. Besonders die 0+-Äschen waren davon betroffen, aber auch Spinnen und Laufkäfer. Zur Verbesserung der Lebensraumqualität wird für die Rhone der Bau von Flussaufweitungen empfohlen. Vorab sind in einem ersten Schritt innerhalb der Schwall-Sunk-Strecken die Auswirkungen auf Fische und andere Lebewesen abzuklären. Diese werden durch Habitatsmodellierungen ermittelt. In einem zweiten Schritt sind die gebauten Aufweitungen möglichst rasch auf ihren ökologischen Erfolg zu überprüfen. Zusätzlich sind andere schwalldämpfende Massnahmen im Unterlauf der Rhone unerlässlich.

Dank

Wir bedanken uns bei Rolf Collaud für die Unterstützung. Den lokalen Fischereivereinen danken wir für die gute Zusammenarbeit. Bei den zahlreichen Elektrobefischungen und Feldaufnahmen waren wir auf die Mithilfe von vielen Personen angewiesen. Unser Dank geht an Brigitte Germann, Erwin Schäffer, Bia Mampasi Mbuenemo, Andi Steffen, Caroline Joris, Eva Schager, Christian Werlen und viele weitere Helferinnen und Helfer. Elodie Paulmier und Flavio Zanini, EPFL, danken wir für die gute Zusammenarbeit bei der historischen Analyse.

Literatur

Alabaster, J. S. & Lloyd, R. (1980): Water Quality criteria for freshwater fish. Butherworth & Co Ldt., London.

Baglinière, J. L. & Maisse, G. (2002): La biologie de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans la rivière Scorff, Bretagne: une synthèse des études de 1972 à 1997. INRA Prod. Anim., 15(5): 319–331.

Fatio, V. (1890): Faune des vertébrés de la Suisse, Volume 5. H. Georg, libraire-éditeur, Genève et Bâle.

Fatio, V. (1882): Faune des vertébrés de la Suisse, Volume 4. H. Georg, libraire-éditeur, Genève et Bâle.

Gattlen, A. (1955): Die Beschreibung des Landes Wallis in der Kosmographie Sebastian Münsters. Vallesia X: 97–151.

HADES – Hydrologischer Atlas der Schweiz (1992): Bundesamt für Wasser und Geologie. Bern.

Halleraker, J. H., Saltveit, S. J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H.-P. & Kohler, B. (2003): Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (Salmo trutta) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. River Research and Applicaition 19: 589–603.

Hunzinger, L. M. (1998): Flussaufweitungen – Morphologie, Geschiebehaushalt und Grundsätze für die Bemessung. VAW-Mitteilungen 159: 1–206.

Küttel, S., Peter, A. & Wüest, A. (2001): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten schweizerischer Fliessgewässer. Publikation Nr. 1, Rhone-Thur-Projekt: 41 S. www.rhone-thur.eawag.ch

Küttel, S. (2001): Bedeutung der Seitengewässer der Rhone für die natürliche Reproduktion der Bachforelle und Diversität der Fischfauna im Wallis. Diplomarbeit, ETH Zürich, 68 S.

Loizeau, J.-L. & Dominik, J. (2000): Evolution of the upper Rhone river discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva. Aquatic Sciences 62: 54–67.

Schager, E. & Peter. A. Testgebiete. Fischbestand & Lebensraum. Fischnetzpublikation, Teilprojekt-Nr. 00/16: 162 S.

Unfer, G., Schmutz, S., Wiesner, C., Habersack, H., Formann, E., Komposch, C. & Paill, W. (2004): The Effects of hydropeaking on the success of river-restoration measures within the life-project «Auenverbund Obere Drau». In: Garcia de Jalon, D. & Vizcaino Martinez, P. Editors. Fifth International Symposium on Ecohydraulics. IAHR: 741–746.

Anschrift des Verfassers/der Verfasserin

Dr. *Armin Peter,* lic. phil. nat. *Christine Weber,* Eawag, Forschungszentrum für Limnologie, Abteilung Angewandte Gewässerökologie, CH-6047 Kastanienbaum, E-Mail: armin.peter@eawag.ch, christine.weber@eawag.ch