

Vollzug Umwelt

MITTEILUNGEN ZUR  
FISCHEREI

NR. 75

**Gewässerökologische  
Auswirkungen  
des Schwallbetriebes**

**Ergebnisse einer Literaturstudie**



Bundesamt für  
Umwelt, Wald und  
Landschaft  
BUWAL



**MITTEILUNGEN ZUR  
FISCHEREI**

**NR. 75**

**Gewässerökologische  
Auswirkungen  
des Schwallbetriebes**

**Ergebnisse einer Literaturstudie**

Avec résumé en français  
Con riassunto in italiano

**Herausgegeben vom Bundesamt  
für Umwelt, Wald und Landschaft  
BUWAL  
Bern, 2003**

**Herausgeber**

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)  
*Das BUWAL ist ein Amt des Eidg. Departements für  
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK)*

**Autoren**

Peter Baumann, Dipl. phil. II, Limnex  
Iris Klaus, Dipl. Natw. ETH

**Titelbild**

© BUWAL/Docuphot

**Bezug**

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft  
Dokumentation  
3003 Bern  
Fax + 41 (0)31 324 02 16  
E-Mail: [docu@buwal.admin.ch](mailto:docu@buwal.admin.ch)  
Internet: [www.buwalshop.ch](http://www.buwalshop.ch)

**Bestellnummer**

MFI-75-D

© BUWAL 2003

## **Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie**

<b>Zusammenfassung</b>	<b>3</b>
<b>Résumé</b>	<b>7</b>
<b>Riassunto</b>	<b>11</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>15</b>
1.1 Ausgangslage und Fragestellung	15
1.2 Datenquellen und -bearbeitung	18
<b>2. Allgemeine Grundlagen</b>	<b>21</b>
2.1 Begriffe und Kennwerte	21
2.2 Zur Hydrologie des Schwallbetriebes	25
<b>3. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes</b>	<b>33</b>
3.1 Reviews	33
3.2 Schwalluntersuchungen im Alpenraum	38
3.3 Überblick über die festgestellten Auswirkungen	46
3.4 Fallbeispiele	53
<b>4. Bestimmende Faktoren für die Schwallauswirkungen</b>	<b>69</b>
4.1 Gewässermerkmale	69
4.2 Art der Organismen	72
4.3 Charakteristik des Schwallbetriebes	75
<b>5. Schwalldämpfende Massnahmen</b>	<b>81</b>
<b>6. Schlussfolgerungen und Empfehlungen</b>	<b>89</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>97</b>
<b>Anhang</b>	<b>109</b>



## Zusammenfassung

Die vorliegende Literaturstudie fasst den gegenwärtigen Kenntnisstand über die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes und über die Wirksamkeit von schwalldämpfenden Massnahmen in Fliessgewässern zusammen. Dazu sind hauptsächlich angewandte Untersuchungen an schwallbeeinflussten Gewässerstrecken in der Schweiz und im benachbarten Alpenraum näher ausgewertet worden. Daneben wurden aber auch bestehende zusammenfassende Darstellungen (Reviews) einbezogen, die Informationen aus zahlreichen gewässerökologischen Untersuchungen in anderen geografischen Regionen enthalten. Um die Reaktion der verschiedenen Gewässer auf den Schwallbetrieb so einheitlich wie möglich zu erfassen, wurden alle Befunde auf dieselbe Weise nach den untersuchten abiotischen und biotischen Parametern (Indikatoren) sowie nach der Art des Schwalleinflusses geordnet.

Als Schwallbetrieb bezeichnet man den Wechsel zwischen hoher (Schwall) und tiefer Wasserführung (Sunk), wie er in Fliessgewässern unter dem Einfluss von intermittierend arbeitenden Wasserkraftwerken oft täglich auftritt. In der Schweiz erzeugen ca. 25% der mittleren und grösseren hydroelektrischen Kraftwerks-Zentralen schwallartige Abflussschwankungen in den unterliegenden Fliessgewässern oder tragen dazu bei.

Der regelmässige und meist sehr rasche Wechsel zwischen Sunk und Schwall ist im natürlichen Abflussregime von Fliessgewässern nicht „vorgesehen“ und stellt deshalb schon in *hydrologischer* Hinsicht eine Störung („disturbance“) dar. Wie die ausgewerteten Untersuchungen zeigen, trifft dies in der Regel auch in *ökologischer* Hinsicht zu: Gemessen an einem hydrologisch unbeeinflussten Zustand sind die Struktur und die Funktion des Gewässersystems in vielen Schwallstrecken gestört bzw. beeinträchtigt.

Der Schwallbetrieb bewirkt in der Mehrzahl (65 – 90%) von untersuchten Gewässern eine Verminderung und eine veränderte Zusammensetzung des Makrozoobenthos- und Fischbestandes sowie eine Zunahme der bei Abflussanstieg abdriftenden und bei Abflussrückgang strandenden Organismen. Andere Indikatoren verändern sich unter Schwalleinfluss weniger einheitlich oder sind in Schwallstrecken erst vereinzelt erfasst worden. Eine detaillierte Untersuchung der jeweiligen Situation ist deshalb in jedem Fall notwendig, wenn die Schwallauswirkungen an konkreten Gewässern zu beurteilen sind.

Zu einzelnen Indikatoren wie etwa dem Stranden von Organismen bestehen v.a. bei den alpinen Gewässern noch spezifische Kenntnislücken und ein entsprechend grosser Bedarf an weiterführenden Forschungsprojekten bzw. angewandten Untersuchungen.

Gewisse Organismen oder Organismengruppen sind dem Schwallenfluss gegenüber ausserordentlich empfindlich, während andere den Störungen durch Schwälle wesentlich besser widerstehen oder ausweichen können.

Anhand ausgewählter Fallbeispiele werden einige häufig beschriebene Auswirkungen des Schwallbetriebes auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft von Fließgewässern aufgezeigt.

Die Morphologie bzw. der Verbauungsgrad einer Gewässerstrecke hat einen zentralen Einfluss auf die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes. Durch eine grössere Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen, beispielsweise durch Kiesbänke und Flachufer, können die schwallbedingten Beeinträchtigungen sowohl gemildert als auch verschärft werden. Dies ist bei der Beurteilung und besonders auch bei der Revitalisierung von schwallbeeinflussten Gewässern zu berücksichtigen.

Zur Bedeutung der Schwall-Charakteristik, erfasst anhand verschiedener hydrologischer Kennwerte, liegen erst orientierende Angaben vor. Über den Einfluss von Häufigkeit (Frequenz) und Regelmässigkeit der einzelnen Schwälle ist bislang erst Weniges bekannt. Aber auch die besser untersuchten Kennwerte wie das Schwall/Sunk-Verhältnis oder die Geschwindigkeit des Schwallanstiegs und -rückgangs können nur für eine grobe Einstufung des Schwallbetriebes herangezogen werden. Eine eigentliche Beurteilung der Schwallauswirkungen ist auf ihrer Grundlage hingegen nicht möglich. Eine bessere Erfassung dieser Auswirkungen in Abhängigkeit von Art und Ausmass des Schwallbetriebes ist für die alpinen Gewässer anzustreben.

Die Wirkung schwalldämpfender Massnahmen auf die Gewässerökologie ist im Alpenraum v.a. am Beispiel der Bregenzerache in Vorarlberg ausführlich untersucht worden. Die vorliegenden Resultate dieser Erfolgskontrolle lassen noch keine Rückschlüsse auf andere Massnahmen oder Gewässer zu. In der Schweiz sind erste entsprechende Untersuchungen im Gange oder in Planung begriffen. Einige bestehende, teilweise sehr weitgehende schwalldämpfende Massnahmen in schweizerischen Kraftwerkszentralen sind bisher aber noch nicht auf ihre gewässerökologische Wirksamkeit geprüft worden.



Für die angewandte Untersuchung und Beurteilung der schwallbedingten Auswirkungen auf die Gewässerökologie werden einige methodische Hinweise gegeben.



## Résumé

Cette étude bibliographique passe en revue les connaissances actuelles sur les effets écologiques des éclusées et sur l'efficacité des mesures destinées à atténuer ces effets dans les cours d'eau. Pour la réaliser, nous avons concentré notre analyse sur les expérimentations pratiques menées sur des tronçons à éclusées en Suisse et dans les régions alpines voisines. Nous l'avons toutefois également étendue aux comptes rendus réunissant les résultats de nombreux travaux consacrés à l'écologie des eaux dans d'autres régions géographiques. Pour répertorier les réactions des différents cours d'eau à une exploitation par éclusées de manière aussi uniforme que possible, nous avons classé tous les résultats selon les paramètres abiotiques et biotiques mesurés (indicateurs) et selon l'influence des éclusées.

L'exploitation par éclusées désigne l'alternance d'un débit élevé (débit d'éclusée) et d'un débit faible (débit plancher) que l'on observe, souvent chaque jour, dans un cours d'eau en aval de centrales hydroélectriques fonctionnant par intermittence. En Suisse, environ 25% des centrales hydroélectriques de taille moyenne à grande provoquent ce genre de variations du débit ou y contribuent.

Le régime hydrologique naturel ne «prévoit» pas ce genre de passages réguliers et souvent rapides d'un débit plancher à un débit d'éclusées (et vice-versa), de sorte que ces variations équivalent à une perturbation, ne serait-ce que sur le plan *hydrologique*. Les résultats des travaux analysés montrent par ailleurs que cette perturbation est en général aussi d'ordre *écologique*. En effet, une comparaison avec des tronçons hydrologiquement intacts indique que les éclusées modifient la structure du cours d'eau et ses fonctions aquatiques, et peuvent aller jusqu'à lui porter atteinte.

Dans la plupart (65 à 90%) des cours d'eau étudiés, l'exploitation par éclusées entraîne une diminution des peuplements macrozoobenthique et piscicole, une modification de leur composition, ainsi qu'une augmentation de la dérive des organismes lorsque le débit augmente et de l'échouage d'organismes lorsque le débit s'abaisse. Les éclusées n'entraînent pas des modifications aussi uniformes pour les autres indicateurs ou alors ceux-ci n'ont pas encore fait l'objet d'observations systématiques. Il reste donc

impossible d'évaluer les effets des éclusées dans un cours d'eau particulier sans procéder, dans chaque cas, à une analyse spécifique détaillée.

Les connaissances portant sur certains indicateurs, tel l'échouage d'organismes, présentent encore des lacunes, notamment en ce qui concerne les cours d'eau alpins. Pour combler ces lacunes, il importe de mener des projets de recherche approfondis et des expérimentations sur le terrain.

Certains organismes ou groupes d'organismes sont extrêmement sensibles aux effets des éclusées, tandis que d'autres y résistent beaucoup mieux ou sont mieux à même de s'y soustraire.

Sur la base de plusieurs exemples, l'étude illustre quelques-uns des effets les plus fréquemment observés sur l'habitat et sur la biocénose dans les cours d'eau soumis à une exploitation par éclusées.

La morphologie, c'est-à-dire le degré d'aménagement, d'un tronçon est le principal facteur qui détermine les effets écologiques des éclusées. Une plus grande variété des structures, la présence de bancs de gravier et de berges plates par exemple, peut aussi bien atténuer que renforcer ces effets. Il convient dès lors d'en tenir compte lors de l'évaluation et, surtout, lors de la revitalisation de cours d'eau à éclusées.

Nous ne disposons à l'heure actuelle que de données indicatives sur l'importance des caractéristiques hydrologiques des éclusées. On sait ainsi peu de choses sur le rôle que jouent la fréquence et la régularité des différentes éclusées. D'ailleurs, même les paramètres ayant fait l'objet d'analyses plus approfondies, tels le rapport entre débit plancher et débit d'éclusee et le taux d'accroissement ou de diminution du débit, ne débouchent que sur une évaluation grossière de l'exploitation par éclusées, car ces paramètres ne suffisent pas pour rendre compte des effets des éclusées. Les futurs travaux devront donc s'efforcer de recenser ces effets avec davantage de précision en fonction du type d'éclusées et de leur ampleur dans les cours d'eau alpins.

L'effet de mesures destinées à atténuer les éclusées sur l'écologie des cours d'eau en milieu alpin a fait l'objet d'une analyse détaillée dans le cas de la Bregenzer Ache (Vorarlberg). Les conclusions de cette étude destinée à vérifier l'efficacité des mesures mises en œuvre ne peuvent toutefois en aucun cas s'appliquer sans autres à d'autres mesures d'atténuation ou à d'autres cours d'eau. En Suisse, les premières études de ce

genre sont actuellement en cours ou encore au stade de préparation. Des mesures d'atténuation des éclusées, parfois très poussées, sont déjà en place dans certaines centrales hydroélectriques suisses, mais leurs bienfaits pour l'écologie des eaux n'ont pas encore été évalués jusqu'ici.

Pour terminer, notre étude indique quelques pistes méthodologiques pour l'expérimentation *in situ* et pour l'évaluation des effets écologiques des éclusées.



## Riassunto

Il presente compendio riassume lo stato attuale delle conoscenze sugli effetti ecologici esercitati sui corsi d'acqua dall'onda di piena artificiale e sull'efficacia delle misure di riduzione degli effetti già adottate. A tale scopo, sono stati oggetto di un esame più approfondito soprattutto i dati emersi dalle ricerche, in Svizzera e nelle regioni alpine limitrofe, su tratti di corsi d'acqua esposti agli effetti dell'onda di piena artificiale. Inoltre sono stati presi in considerazione anche compendi (Reviews) pubblicati precedentemente, i quali hanno fornito informazioni provenienti da numerose ricerche sull'ecologia dei corsi d'acqua condotte in altre regioni geografiche. Per registrare nella maniera più uniforme possibile la reazione dei vari corsi d'acqua all'onda di piena artificiale, tutte le informazioni ottenute sono state ordinate secondo un unico criterio basato sui parametri (indicatori) abiotici e biotici esaminati, nonché sul tipo di influenza subita.

Per variazione della portata si intende l'oscillazione tra acqua alta (onda di piena artificiale) e bassa (onda negativa), così come è riscontrata spesso quotidianamente, nei corsi d'acqua a causa dell'influenza esercitata dal regime a intermittenza delle centrali idroelettriche. In Svizzera, circa il 25 per cento delle centrali idroelettriche medio-grandi produce o contribuisce a produrre nei corsi d'acqua a valle fluttuazioni di deflusso simili all'onda di piena artificiale.

L'oscillazione regolare e spesso molto repentina tra afflusso e deflusso dell'onda non è "prevista" nel regime di deflusso naturale dei corsi d'acqua e dal profilo idrologico rappresenta quindi un'interferenza ("disturbance"). Come si evince dalle ricerche condotte, tale constatazione è, di regola, valida anche dal profilo ecologico: rispetto allo stato idrologico non influenzato, in numerosi tratti soggetti all'onda di piena artificiale, la struttura e la funzione del sistema del corso d'acqua sono disturbate o danneggiate.

La variazione della portata provoca nella maggioranza (65 – 90%) dei corsi d'acqua esaminati una diminuzione e una modifica della composizione delle popolazioni di macrozoobenthos e di pesci, ma anche un aumento di organismi spinti alla deriva dall'aumento del deflusso e arenati a causa del deflusso in calo. Altri indicatori soggetti all'influenza esercitata dall'onda di piena artificiale variano in modo meno uniforme,

oppure nei corsi d'acqua interessati da tale fenomeno sono stati registrati soltanto in singoli casi. Un'indagine dettagliata della situazione è pertanto indispensabile per valutare in termini concreti gli effetti esercitati dalle onde di piena artificiale su corsi d'acqua reali.

Per quanto riguarda singoli indicatori, quali per esempio l'arenarsi di organismi, lo stato delle nostre conoscenze, soprattutto sui corsi d'acqua alpini, presenta ancora delle lacune specifiche. Di conseguenza, è molto sentita l'esigenza che siano eseguiti progetti di ricerca o di ricerca applicata più approfonditi.

Certi organismi e gruppi d'organismi sono straordinariamente sensibili all'influenza esercitata dall'onda di piena artificiale, mentre altri resistono molto meglio ai disturbi che causa o sono in grado di eluderli.

Partendo da casi esemplari appositamente scelti, lo studio illustra alcuni effetti, sovente descritti, che la variazione della portata esercita sull'habitat e sulla biocenosi dei corsi d'acqua.

La morfologia di un corso d'acqua, ossia l'estensione degli interventi edili subiti, esercita un'influenza centrale sugli effetti ecologici della variazione della portata. Una maggiore varietà delle strutture morfologiche fluviali, per esempio banchi di ghiaia e rive piane, può alleviare ma anche aggravare i danni provocati dalla variazione. Nell'ambito della valutazione e, soprattutto, della rivitalizzazione dei corsi d'acqua influenzati dall'onda di piena artificiale bisogna tenerne conto in maniera adeguata.

Sull'importanza delle caratteristiche dell'onda di piena artificiale, rilevata in base a diversi parametri idrologici, disponiamo soltanto di informazioni orientative. Sono infatti ancora esigue le conoscenze sull'influenza esercitata dalla frequenza e dalla regolarità delle singole onde di piena artificiale. Ma persino i parametri più esaminati, come il rapporto fra il deflusso fra i due estremi dell'oscillazione o la velocità dell'aumento e del calo dell'onda, non possono essere consultati che per una valutazione approssimativa della portata dell'onda di piena artificiale. Una vera e propria valutazione dei suoi effetti su tali basi è, per contro, impossibile. Per quanto riguarda i corsi d'acqua alpini, si deve mirare a migliorare il rilevamento di tali effetti, legati al tipo e all'entità della variazione della portata. Nello spazio alpino l'efficacia delle misure di riduzione degli effetti dell'onda di piena artificiale sull'ecologia dei corsi



d'acqua è stata esaminata esaustivamente soprattutto sull'esempio della "Bregenzerache" nella regione del "Vorarlberg". Per il momento, i risultati ottenuti in seguito al controllo dei risultati non permettono di trarre conclusioni su altre misure o altri corsi d'acqua. In Svizzera, prime indagini in tal ambito sono state avviate o sono ancora in fase di pianificazione. Alcune misure di riduzione degli effetti dell'onda di piena artificiale, in parte molto ampie, già realizzate in alcune centrali idroelettriche svizzere, non sono però ancora state esaminate per quanto attiene alla loro efficacia dal profilo dell'ecologia delle acque.

Sull'indagine applicata e sulla valutazione degli effetti subiti dall'ecologia dei corsi d'acqua a causa dell'onda di piena artificiale sono state aggiunte alcune indicazioni metodiche.



## 1. Einleitung

### 1.1 Ausgangslage und Fragestellung

Künstlich erzeugte, tagesrhythmische Abflussschwankungen treten in mittleren bis grösseren Fliessgewässern unterhalb von Kraftwerkszentralen auf, welche gespeichertes Wasser zur Deckung des Spitzenbedarfes intermittierend abarbeiten. Verschiedene mögliche Auswirkungen dieses Schwallbetriebes auf die Hydrologie und die Ökologie der betroffenen Gewässer sind bekannt und z.B. in FORSTENLECHNER *et al.* (1997) für den alpinen Raum grob beschrieben. In dieser und anderen zusammenfassenden Darstellungen (Reviews) der Schwallproblematik werden oft dieselben Erkenntnisse aus einigen wenigen Fallstudien zitiert (z.B. Bregenzerache, Drau). Eine ganze Reihe jüngerer, in der Schweiz und ihren Nachbarländern durchgeführter Arbeiten an unterschiedlichen Schwallstrecken ist bisher nicht zusammenfassend ausgewertet worden. Die Resultate dieser Untersuchungen sind z.T. nur in Fachberichten beauftragter Hochschul-Institute oder privater Firmen dokumentiert und entsprechend eingeschränkt zugänglich (graue Literatur).<sup>1</sup>

Eine erste, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) durchgeführte Grundlagenstudie zum Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fliessgewässern beschäftigte sich mit den Teilaspekten „Charakterisierung von Art und Ausmass des Schwallbetriebes“ sowie „Beschreibung von Massnahmen zur Verminderung der Schwallauswirkungen“ (LIMNEX, 2001). Dabei wurden 92 Kraftwerks-Zentralen ermittelt, die schwallartige Abflussschwankungen im unterliegenden Gewässer erzeugen oder dazu beitragen (Abbildung 1).<sup>2</sup> Nicht erfasste Situationen eingerechnet, dürften in der Schweiz ca. 25% aller mittleren und grösseren Zentralen (>300kW installierter Leistung) schwallerzeugend sein. In derselben Grössenordnung, bei ca. 30%, liegt auch der Anteil von eindeutig schwallbeeinflussten Gewässern am Total der hy-

---

<sup>1</sup> In ECONCEPT (1999) wird ganz allgemein festgehalten, dass eine gesamtschweizerische Übersicht über die lokalen Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf Fauna und Flora bislang noch fehlt.

<sup>2</sup> Zum Vergleich: LAUTERS (1995) zählt im Kraftwerkspark der „Electricité de France“ über ganz Frankreich 144 schwallerzeugende Zentralen.

drologisch überwachten Stellen (Abfluss-Messtationen der Landeshydrologie und -geologie). Die meisten schwallbeeinflussten Stellen liegen erwartungsgemäss an den grossen Haupt-Talflüssen oder an deren grösseren, direkten Zuflüssen. Genau diese Gewässer sind aber auch anderen anthropogenen Einflüssen (z.B. Korrekturen, Uferverbauungen, Abwassereinleitungen) am stärksten ausgesetzt. Die Schwallproblematik ist in der Schweiz damit bezogen auf die Anzahl *und* die Art der betroffenen Gewässer von Bedeutung.

Die vorliegende Studie umfasst, in Ergänzung zu LIMNEX (2001), eine weiterführende Bestandesaufnahme und Darstellung von Grundlagen zu folgenden Aspekten des Schwallbetriebes:

- Auswirkungen auf die ökologische Struktur und Funktion der unterliegenden Fliessgewässer;
- Wirksamkeit von bereits realisierten, schwalldämpfenden Massnahmen.

Die Literatursuche und –auswertung konzentrierte sich auf Untersuchungen an schwallbeeinflussten Gewässern in der Schweiz und im benachbarten Alpenraum. Daneben wurden aber auch zusammenfassende Darstellungen zur Schwallproblematik mit vielen Beispielen aus anderen geografischen Regionen berücksichtigt.

Ziel dieser Grundlagenstudie war es, den aktuellen Kenntnisstand bzw. die bestehenden Kenntnislücken über schwallbedingte Veränderungen sowie mögliche Massnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes von Schwallstrecken aufzuzeigen. Sie soll damit unter anderem auch Beurteilungs- und Entscheidungsgrundlagen bereitstellen für die Vollzugsbehörden in den Bereichen Fischerei, Gewässernutzung sowie Gewässer- und Umweltschutz. Sie kann ausserdem als Grundlage für die Planung und Durchführung von weiteren Feldstudien an schwallbeeinflussten Gewässerstrecken dienen.



Abb. 1: Schwallerzeugende Kraftwerkszentralen (>300kW installierter Leistung) in der Schweiz. Aus LIMNEX (2001).

## 1.2 Datenquellen und -bearbeitung

Für die Bestandaufnahme des aktuellen Kenntnisstandes über die ökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes in alpinen Gewässern wurden Grundlagen aus folgenden Quellen gesammelt und aufgearbeitet:

- Wissenschaftliche Publikationen (einschliesslich Dissertationen und Diplomarbeiten);
- Nicht oder nur eingeschränkt veröffentlichte, wissenschaftliche Berichte und Gutachten im Auftrag von privaten oder öffentlichen Stellen (einschliesslich UV-Berichte);
- Unveröffentlichte Daten aus gewässerökologischen Untersuchungen an schwallbeeinflussten Gewässerstrecken (Schwallstrecken).

Vor allem aus Nordamerika, aber zunehmend auch aus Europa ist in den vergangenen ca. 30 Jahren eine Fülle von Forschungsarbeiten und angewandten Untersuchungen zum gewässerökologischen Einfluss des Schwallbetriebes gekommen. Diese Primärliteratur konnte in der vorliegenden Studie nur für die geografische Region der Schweiz und des angrenzenden Alpenraums berücksichtigt werden. Die Alpen wurden dabei nach CIPRA (1992) abgegrenzt. Näher ausgewertet wurden Schwalluntersuchungen aus insgesamt acht Gewässern in der Schweiz, drei Gewässern in Österreich und zwei Gewässern in Frankreich.

Einige weitere Arbeiten beinhalten Untersuchungen an schweizerischen Gewässerstrecken, welche ebenfalls schwallbedingten oder anderen Abflussschwankungen unterliegen (MARRER & KLÖTZLI, 1980; GERSTER, 1989; AQUA PLUS, 1990; FRANCHE-COMTÉ, 1994; MÜRLE, 2000; UHLMANN, 2001; WALTHER, 2002, BAUR, 2002) Sie wurden in der vorliegenden Studie orientierend mit einbezogen.

Zu den Schwallauswirkungen auf Gewässer in Österreich existieren, neben den hier berücksichtigten, noch weitere, teils umfangreiche Arbeiten, die uns nicht bzw. nicht mehr rechtzeitig zugänglich waren. Dies betrifft beispielsweise Untersuchungen an der Enns (JUNGWIRTH & SCHMUTZ, 1987; KRAUS & STERN, 1993), der Salzach (WIESBAUER *et*

*al.*, 1991) und am Ziller (EISNER & PANEK, 1993)<sup>3</sup>. Für eine vollständige Auswertung ebenfalls nicht verfügbar war der einzige uns bekannte Bericht über die Schwallauswirkungen in einem italienischen Alpenfluss, der Falschauer in Südtirol (MOOG *et al.*, 1998). Orientierend mit einbezogen wurde schliesslich eine Studie zur Makrozoobenthos-Besiedlung von zwei Schwallstrecken der Saalach in Bayern (MORITZ *et al.*, 1999). Dieser Fluss befindet sich ausserhalb des berücksichtigten Alpenraums und unterliegt, anders als die meisten übrigen Untersuchungsstrecken, den Abflussschwankungen aus der Stauhaltung eines Laufkraftwerkes (Schwellbetrieb, Kapitel 2.1).

Die zahlreichen, in den letzten 10 Jahren durchgeführten Schwalluntersuchungen aus Frankreich betreffen Gewässer ausserhalb des Alpenraums (in der Bretagne, in den Pyrenäen und im Zentralmassiv). Um diesen wesentlichen europäischen Schwerpunkt dennoch zu berücksichtigen, wurde die Arbeit von VALENTIN (1995) an der Ance du Nord (Zufluss der oberen Loire) und an der Fontaulière (Zufluss der Ardèche) mit einbezogen. Diese Flüsse liegen in den Départements Haute Loire bzw. Ardèche westlich des Rhonetals, und die untersuchten Schwallstrecken befinden sich jeweils nahe der Mündung zwischen 300 und 500 m.ü.M.

Die Auswertungen an diesen intensiv bearbeiteten Untersuchungen umfassten die folgenden Schritte und Aspekte:

1. Identifizierung und Zusammenstellung der morphologischen, hydraulischen, physikalisch-chemischen und biologischen Veränderungen, welche an den untersuchten, schwallbeeinflussten Fliessgewässern festgestellt worden sind (Kapitel 3.2). Erfasst wurden diese Veränderungen anhand von abiotischen und biotischen Parametern, die als Indikatoren für die Struktur und Funktion der Gewässer dienen.
2. Suche nach Beziehungen zwischen Gewässertyp und Ausprägung des Schwallbetriebes auf der einen sowie Art und Schwere der festgestellten Auswirkungen auf der anderen Seite (Kapitel 4). Dieses Kapitel umfasst auch Angaben zur ökologisch verträglichen Ausgestaltung des Schwallbetriebes aus der Literatur.

---

<sup>3</sup> Zusammenfassungen dieser Untersuchungen finden sich in EISNER (1998) und VERBUND (2001).

3. Darstellung von möglichen schwalldämpfenden Massnahmen und von gewässerökologischen Verbesserungen, welche in einem konkreten Fall (Bregenzerache) durch diese Massnahmen erreicht worden sind (Kapitel 5).

Um die zahlreichen Befunde aus anderen geografischen Regionen zumindest grob zu erfassen, wurde auf bestehende, zusammenfassende Darstellungen (Reviews) zurückgegriffen (Kapitel 3.1). Soweit es die darin gemachten Angaben erlauben, wurden die beeinflussten Parameter (Indikatoren) dabei in ähnlicher Weise erfasst wie bei den Untersuchungen aus dem Alpenraum.

In Kapitel 3.3 wird der Kenntnisstand über die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes aufgrund aller ausgewerteten Reviews und alpinen Untersuchungen zusammengefasst. Einige mögliche, an verschiedenen Schwallstrecken festgestellte Auswirkungen werden anhand von konkreten Fallbeispielen erläutert (Kapitel 3.4).

Kapitel 6 enthält die zusammenfassenden Schlussfolgerungen und Empfehlungen in bezug auf die weitere Bearbeitung der Schwallproblematik in der Schweiz. Darin werden auch methodische Hinweise zur angewandten Untersuchung von Schwallstrecken aus LIMNEX (2000b) wiedergegeben.<sup>4</sup>

Das Literaturverzeichnis und eine ausführliche Zusammenstellung über die Befunde aus den Reviews befinden sich im Anhang des vorliegenden Berichtes.

---

<sup>4</sup> In dieser Studie, die im Rahmen eines Ökostromprojektes der EAWAG (BRATRICH & TRUFFER, 2001) durchgeführt wurde, ist ein Grossteil der hier behandelten schweizerischen Schwalluntersuchungen schon einmal im Hinblick auf die Vorgehensweise geprüft und untereinander verglichen, inhaltlich aber nicht weiter ausgewertet worden.



## 2. Allgemeine Grundlagen

### 2.1 Begriffe und Kennwerte

Mit dem Begriff Schwall wird im Folgenden der künstlich erhöhte Abfluss in einem Fließgewässer während des Turbinierbetriebes eines (oder mehrerer) oberliegenden Wasserkraftwerke(s) bezeichnet. Der Begriff Sunk steht für die Niedrigwasserphase, die zwischen den Schwallen in Zeiten mit geringem Strombedarf, also meist in der Nacht und am Wochenende auftritt (Abbildung 2). Die gesamte Abfolge, d.h. der mehr oder weniger regelmäßige Wechsel zwischen den unterschiedlichen Abflusszuständen, wird Schwall/ Sunk-Betrieb oder kurz Schwallbetrieb genannt („hydropeaking“, „flow fluctuations“).<sup>5</sup> Gleichbedeutend wird bisweilen der Begriff Schwellbetrieb verwendet, der sich streng genommen allerdings nur auf den diskontinuierlichen Betrieb von Niederdruck-Laufkraftwerken (meist Flusskraftwerke) bezieht. Dabei kann das normalerweise sehr geringe Speichervermögen von Fluss-Stauhaltungen zumindest kurzfristig (d.h. über einige Stunden) für eine etwas höhere Produktion einzelner Werke oder ganzer Werksketten (Durchlaufspeicherung) genutzt werden (FELKEL, 1959). Die hier behandelten und als Schwallbetrieb bezeichneten Abflussschwankungen werden dagegen in den meisten Fällen von Mittel- bis Hochdruckwerken mit eigentlichen Speichern erzeugt.

Wichtige Kennwerte zur Charakterisierung der Abflussverhältnisse bei Schwallbetrieb und zur Einordnung der schwallbedingten Auswirkungen sind (Abbildung 2):

- das **Abflussverhältnis** zwischen Maximalschwall und Minimalsunk (Schwall/Sunk-Verhältnis in  $\text{m}^3/\text{s}$  oder normiert als x:1)
- die **Pegeldifferenz** zwischen Maximalschwall und Minimalsunk (in m oder cm). Manchmal wird anstelle der vertikalen auch die horizontale Differenz des

---

<sup>5</sup> Als Abgrenzung zu diesen kurzfristigen, hauptsächlich durch die hydroelektrische Nutzung verursachten Abflussschwankungen verwendet HUNTER (1992) den Begriff „flow alterations“ für längerfristige Änderungen des Abflussregimes durch Speicherung von Wasser für unterschiedliche anthropogene Nutzungen (neben Wasserkraftwerken auch Bewässerungen, Trinkwasserversorgung etc.).

Wasserspiegels (Zu- resp. Abnahme der benetzten Breite, Ausdehnung der Wasserwechselzone) angegeben (in m).

- die **maximale Geschwindigkeit (Rate) des Überganges** zwischen den beiden Abflusszuständen, d.h. des Schwall-Anstiegs und des Schwall-Rückgangs (in  $\text{m}^3/\text{s}$  pro Minute). Wo entsprechende Daten vorhanden sind, kann auch die Anstiegs- bzw. Rückgangs-Rate des Pegelstandes bzw. der Gewässerbreite angegeben werden (z.B. in  $\text{cm}/\text{min}$  oder  $\text{m}/\text{h}$ ).

In LIMNEX (2001) sind für eine ausgewählte, kalte und trockene Winterwoche (22. bis 28. Februar 2001) die Abflussdaten von 30 bzw. 31 hydrologischen Messstationen an mittleren bis grösseren, schwallbeeinflussten Gewässern der Schweiz ausgewertet worden. Für das Schwall/Sunk-Verhältnis wurden dabei Werte zwischen 1.3:1 und 30:1, für die Pegeldifferenz Werte zwischen 10 cm und 209 cm ermittelt (Abbildung 3). In diesen Bereichen bewegen sich auch die meisten der näher untersuchten schweizerischen Schwallstrecken (Kapitel 3.2); In zwei Ausnahmefällen werden allerdings noch wesentlich höhere Schwall/ Sunk-Verhältnisse erreicht:

- In einer der beiden untersuchten Schwallstrecken der Fontaulière erreichte das Schwall/Sunk-Verhältnis zu gewissen Zeiten bis 150:1 (VALENTIN, 1995, 1997).
- Der Abfluss des Secklisbaches (NW) bewegte sich in den Jahren 1989/90 unmittelbar nach der Kraftwerkszentrale zwischen den Extremwerten 0 (bei Sunk; nur grundwassergespiesene Kolke vorhanden) und ca.  $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$  (bei Maximalschwall). Ein ca. 150 m talabwärts einmündender, nicht genutzter Seitenbach führte wieder zu einer Zunahme des minimalen Sunkabflusses auf ca.  $100 \text{ l}/\text{s}$ , wodurch das Schwall/Sunk-Verhältnis auf Werte unter 10:1 erniedrigt wurde (AMMANN, 1993).

Im Caney Fork River im US-Bundesstaat Tennessee kann der Abfluss innert 30 Minuten um mehr als das Hundertfache (von  $2.75$  auf  $345 \text{ m}^3/\text{s}$ ) zunehmen (GORE *et al.*, 1989, 1994). Der Wasserstand (Pegel) steigt dabei um ca. 3.5 m an. Ebenfalls aus den USA berichtet PETTS (1984) über noch höhere, tägliche Veränderungen des Abflusses und des Wasserspiegels unterhalb von Kraftwerksdämmen.

Für eine Reihe von schweizerischen Kraftwerkszentralen wurden in LIMNEX (2001) ausserdem die maximalen Raten der Abflussänderung im abturbinierten Wasser (Kraft-

werks-Auslauf) ermittelt. Für den Schwall-Anstieg bewegten sich diese Raten von 0.5 bis 13.1 m<sup>3</sup>/s pro Minute, für den Schwall-Rückgang von 0.6 bis 10.3 m<sup>3</sup>/s pro Minute. In den unmittelbar an die Wasserrückgabe anschliessenden Gewässerstrecken wird die Abflusszu- bzw. -abnahme in der Regel schon deutlich gedämpft (vgl. Kapitel 2.2).

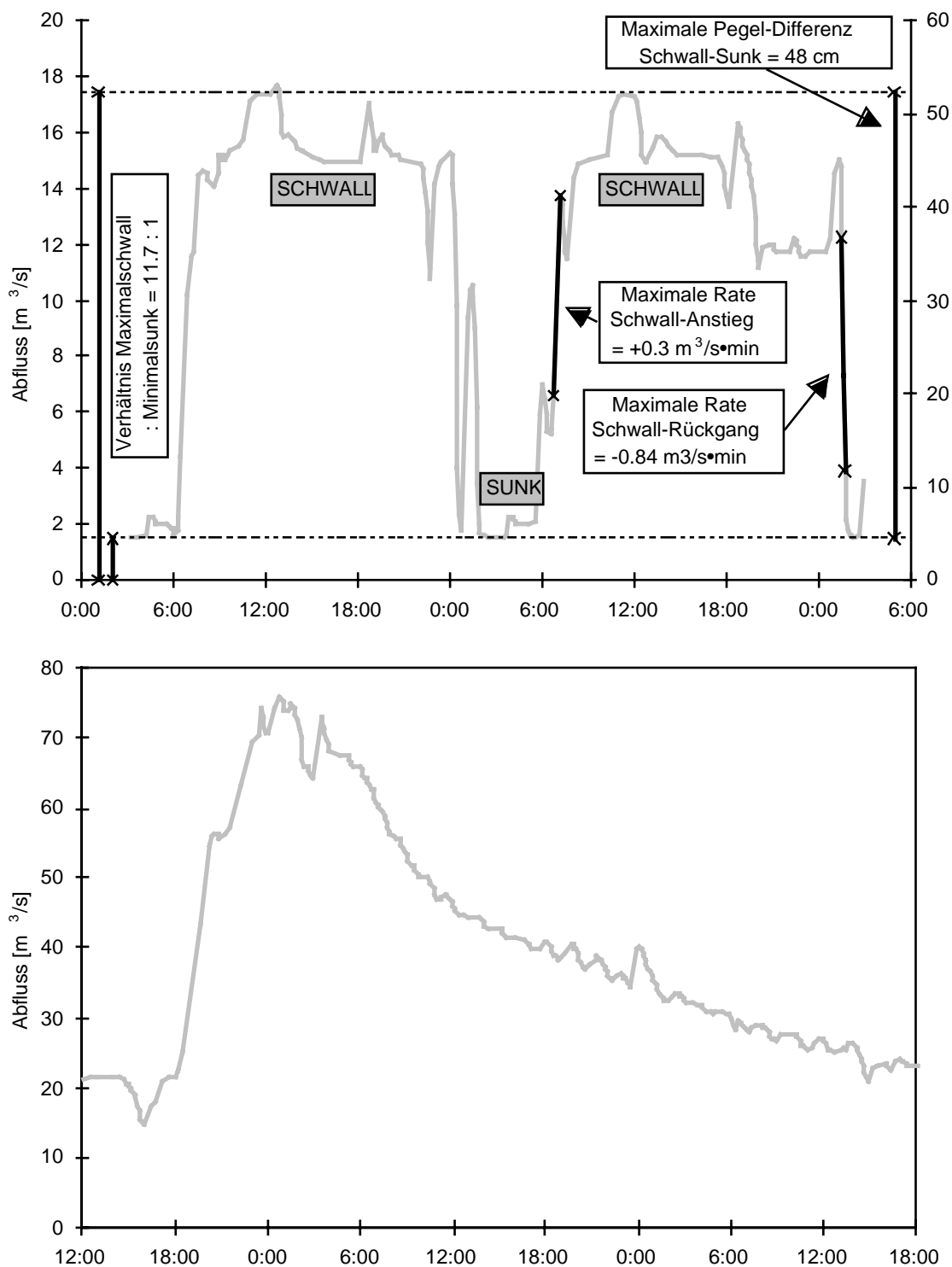


Abb. 2: Oberes Bild: Schwallkennwerte, dargestellt anhand der Abfluss- bzw. Pegelganglinie eines typischen schwallbeeinflussten Fließgewässers (breite graue Linie). Unteres Bild: Im gleichen Zeitmasstab dargestellte Abflussganglinie während eines Hochwassers in der Orbe (Abfluss-Messstation Le Chalet) vom 8.12. bis 10.12.2000. Die oberliegende Kraftwerkszentrale turbinerte in dieser Zeit fast konstant eine Wassermenge zwischen 15 und 18 m³/s (mit einem kurzen Einbruch auf 10 m³/s während des ansteigenden Hochwasserastes). Daten aus LIMNEX (2001).

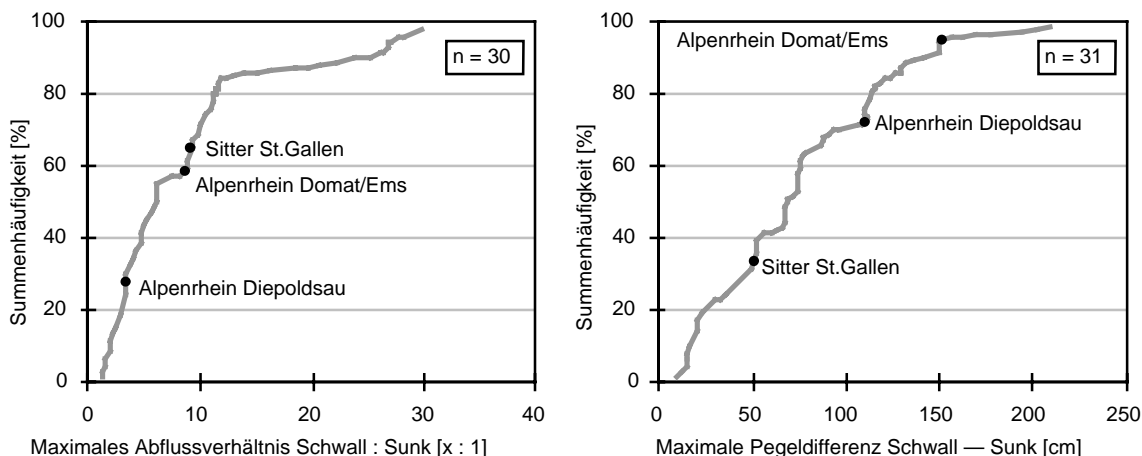


Abb. 3: Summenhäufigkeiten des maximalen Abflussverhältnisses (linkes Bild) und der maximalen Pegeldifferenzen (rechtes Bild) für verschiedene schwallbeeinflusste Stellen an schweizerischen Fließgewässern in der Woche vom 22.2. bis 28.2.2001. Hervorgehoben sind die Stationen an zwei Flüssen, die bei den Fallbeispielen behandelt werden (Kapitel 3.4). Daten aus LIMNEX (2001), Darstellung aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001), ergänzt.

## 2.2 Zur Hydrologie des Schwallbetriebes

Der Abfluss und dessen zeitliche Veränderung (Abflussregime) wird von POFF *et al.* (1997) zu den hauptsächlichsten Einflussfaktoren („master variable“) gezählt, welche die abiotischen und biotischen Vorgänge in Fließgewässern steuern und damit auch über die ökologische Qualität bzw. Funktionsfähigkeit („ecological integrity“) eines Gewässers massgeblich bestimmen. Die Wirkungsweise des Abflusses wiederum wird an den fünf folgenden Indikatoren gemessen:

- Die Abflussmenge, die über eine bestimmte Zeit herrscht;
- Die Häufigkeit, mit der ein bestimmter Abfluss innerhalb einer gegebenen Zeitspanne erreicht bzw. überschritten wird;
- Die Dauer bestimmter Abflussverhältnisse innerhalb einer gegebenen Zeitspanne;
- Die Regelmässigkeit bzw. Vorhersagbarkeit bestimmter Abflussverhältnisse;
- Die Geschwindigkeit des Wechsels zwischen verschiedenen Abflusszuständen.

Es ist offensichtlich, dass der Schwallbetrieb jeden dieser Indikatoren beeinflusst und damit insgesamt zu einer starken Veränderung der natürlichen hydrologischen Verhält-

nisse führt. So ist etwa in alpinen Gewässern der Schwallbetrieb während des Winters oft am ausgeprägtesten, weil dann die hohen Spitzen des Energiebedarfs (Maximalschwälle) in die natürliche Niederwasserperiode (minimale Sunkabflüsse) fallen. Dadurch werden die gleichmässig tiefen Abflüsse, wie sie unter unbeeinflussten Verhältnissen mit hoher Wahrscheinlichkeit und über lange Zeit (Wochen bis Monate) herrschen würden, in kurzen und teilweise unregelmässigen Intervallen (z.B. nur werktags) unterbrochen. Das ist etwa von SPINDLER *et al.* (2002) am tiroler Inn durch einen Vergleich der durchschnittlichen täglichen Pegelschwankungen unter natürlichen hydrologischen Verhältnissen (Periode 1931 – 1940) und unter Schwallenfluss (Periode 1999 – 2000) gezeigt worden:

*„Ursprünglich waren die täglichen Schwankungen der Wasserstände im Inn in den Wintermonaten bis April, also zur Laichzeit aller Innfische in einem Bereich von unter 5 cm. Das Maximum wurde während der Hochwasserphase im Juli erreicht und betrug damals nur rund 25-30 cm. Heute liegen diese Werte im Mai vor und stellen die geringsten täglichen Pegelschwankungen im Jahresverlauf dar. Während der Laich- und Embrionalentwicklungszeit der Salmoniden betragen die täglichen Schwankungen knapp 50 cm. Im April liegen die Werte zwischen 30 und 40 cm.“*

Der künstlich gesteuerte, rasche Abfluss-Anstieg und -Rückgang bei Schwallbetrieb hat in den meisten Fällen ebenfalls keine natürliche hydrologische Entsprechung. Das zeigt sich schon beim Vergleich zwischen einer typischen Schwallganglinie und dem Abflussverlauf während eines regenbedingten Hochwasser-Ereignisses in der Orbe (Abbildung 2). Bei letzterem erreichte die Abflusszunahme im ansteigenden Ast maximal  $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$  pro Minute und der Abflussrückgang im absteigenden Ast maximal  $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$  pro Minute (ohne Berücksichtigung der Schwankungen auf hohem Niveau innerhalb der Hochwasserspitze). Unter Schwallenfluss wurden für die Orbe zu anderen Zeiten, aber an derselben Stelle hingegen Höchstwerte von  $0.9 \text{ m}^3/\text{s}$  pro Minute für den Anstieg und  $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$  pro Minute für den Rückgang festgestellt (LIMNEX, 2001).

Der Einfluss des Schwallbetriebes ist auch aus Daten ersichtlich, die HUNTER (1992) für je einen hydrologisch unbeeinflussten (Sauk River) und einen durch Schwallbetrieb geprägten Fluss (Skagit River) im US-Bundesstaat Washington zusammengestellt hat. Ausgewertet wurden pro Gewässer die stündlichen Veränderungen des Pegelstandes über beinahe zwei Jahre, was zwei Sätze von je über 17'000 Einzeldaten ergab. Abbildung 4 zeigt die Häufigkeitsverteilung aller, in Grössenklassen aufgeteilter Daten.

Daraus ist ersichtlich, dass im Sauk River ein etwas grösserer (98%), im Skagit River ein etwas kleinerer Teil (94%) aller Werte im Bereich unveränderter oder nur geringfügig veränderter Pegelstände ( $\pm 5$  cm/h) liegt. Entscheidender sind die Unterschiede bei den verbleibenden, grösseren Pegelschwankungen, die im schwallgeprägten Fluss wesentlich häufiger waren und zu einem grösseren Teil auf Perioden ausserhalb der natürlichen Hochwässer entfielen. Besonders augenfällig ist dies beim Pegelrückgang: Zwar traten Rückgangs-Raten  $< -5$  cm/h im absteigenden Ast von Hochwässern bei beiden Gewässern ungefähr gleich häufig auf (innerhalb von 2 Jahren ca. 100 mal, d.h. während insgesamt ca. 100h). Beim Skagit River wurden Raten zwischen  $-5$  und  $-15$  cm/h darüber hinaus aber noch ca. 400 mal bei tieferen Abflüssen registriert — bis hin zu eigentlichem Niederwasser. Ein derart rascher, schwallbedingter Pegel- bzw. Abflussrückgang bei vergleichsweise geringer Wasserführung stellt eine Art von hydrologischer Veränderung dar, die im Sauk River überhaupt nicht auftrat. Ähnliche, wenn auch nicht ganz so grosse Unterschiede zeigten die beiden Gewässer auch bei stark steigendem Wasserstand (Abbildung 4).

POFF *et al.* (1997) stellten fest, dass die schwallbedingten täglichen Abflussschwankungen im natürlichen „hydrologischen Repertoire“ nicht vorkommen und dass die häufige, unvorhersehbare Störung („disturbance“) durch die Schwälle zu sehr unwirtlichen Lebensbedingungen im Gewässer führt. VALENTIN (1995) analysierte Abflussdaten der Ance du Nord über 7.5 Monate und fand ebenfalls, dass der Schwallbetrieb gemessen am natürlichen Abflussverlauf eine Störung im Sinne von RESH *et al.* (1988) darstellt. Sie fügte jedoch hinzu, dass die oft regelmässige Abfolge der Schwälle theoretisch einen ganz neuen, in sich wiederum teilweise voraussehbaren hydrologischen Zustand hervorbringen kann.<sup>6</sup>

Ein weiterer, von HUNTER (1992) behandelter hydrologischer Aspekt des Schwallbetriebes ist die Abschwächung („attenuation“) und die zeitliche Verzögerung („lag time“) einer Schwallwelle mit zunehmender Fliessdistanz. Über den von ihm untersuchten, ca.

---

<sup>6</sup> Nach RESH *et al.* (1988) liegt eine Störung vor, wenn abiotische Einflussfaktoren (hier Abflusswerte) einen statistisch vorhersehbaren Wertebereich über- bzw. unterschreiten. Eine andere Definition des ökologischen Begriffes „Störung“ nach POFF (1992) geht demgegenüber von der *Reaktion der Lebensgemein-*

64 km langen Abschnitt des Skagit River (siehe oben) verringerte sich sowohl die maximale Pegeldifferenz als auch die maximale Rate des Pegelrückgangs zwischen Schwall und Sunk beträchtlich (Tabelle 1). Innerhalb der einzelnen, durch Zwischenstationen getrennten Teilstrecken veränderten sich beide Kennwerte sehr unterschiedlich (bezogen jeweils auf dieselbe, normierte Fliessstrecke). Die fortschreitende Abflachung der Schwallwelle hatte andererseits zur Folge, dass die Dauer eines „Durchganges“ flussabwärts zuerst schnell und anschliessend immer langsamer zunahm. Die zeitliche Verzögerung der Welle betrug je nach Strecke zwischen 5 und 8 Minuten/km, was einer Ausbreitungs- bzw. Fliessgeschwindigkeit von 2 bis über 3 m/s entspricht. In anderen nordamerikanischen Flüssen wurden ebenfalls Ausbreitungsgeschwindigkeiten von 1.5 bis 2.5 m/s erfasst (HUNTER, 1992).

Am Alpenrhein sind anhand von Pegeldaten der Messstellen Maienfeld und Lienz auf der dazwischenliegenden, 36.5 km langen Fliessstrecke ähnliche Veränderungen des Abflussverlaufes festzustellen (Abbildung 5):

- Die maximale Pegeldifferenz nimmt von 67.9 auf 40 cm ab (um durchschnittlich 0.8 cm/km);
- Die maximale Rate des Pegelanstieges vermindert sich von 30.2 auf 19 cm/h (um 0.3 cm/h,km). Die Rate des Schwallrückganges und die Schwalldauer konnten aufgrund der vorliegenden Daten nicht bestimmt werden;
- Das Eintreffen der Schwallwelle verzögert sich rund 4 h (um 7 min/km), was einer Ausbreitungs-Geschwindigkeit von 2.4 m/s entspricht.

Zwischen diesen beiden Stationen erhält der Alpenrhein nur wenige kleinere bis mittlere, im Winter ziemlich konstant wasserführende Zuflüsse. Kurz nach der Messstation Lienz mündet jedoch mit der Ill ein grösserer Zufluss, der ebenfalls schwallbeeinflusst ist. Dies führt dazu, dass der Schwall des Alpenrheins an der folgenden, ca. 14 km flussabwärts gelegenen Messstation Diepoldsau wiederum erhöht und verlängert wird (Abbildung 5).

---

*schaft* (Biozönose) auf die einwirkenden Verhältnisse aus. In diesem Sinne stellt der Schwallbetrieb für die Ance du Nord gemäss VALENTIN (1995) in jedem Fall eine Störung dar.



In welchem Ausmass und wie rasch sich eine Schwallwelle abschwächt, wird hauptsächlich durch die Zahl und Grösse von Seitenzuflüssen sowie die Morphologie des Gerinnes bestimmt (HUNTER, 1992). Die Zuflüsse führen zu einer generellen Erhöhung des Abflusses und damit zu einer relativen Verminderung der Schwall/Sunk-Differenzen — es sei denn, der Zufluss bringe seinerseits einen ungefähr zeitgleichen Schwall mit sich (siehe z.B. die Ill in Abbildung 5). Vielfältige flussmorphologische Strukturen, etwa tiefe Becken (pools), Seitengerinne oder Aufweitungen des Abflussprofils, dämpfen den Schwall, indem sie einen Teil des Wassers vorübergehend zurückhalten. Diese dämpfenden Faktoren bestimmen auch darüber, wie weit flussabwärts sich der Schwall einfluss noch bemerkbar macht. Wie die bereits aufgeführten Beispiele zeigen, ist die Länge der beeinflussten Fliessstrecken teilweise beträchtlich. LAUTERS (1995) schätzt, dass ungefähr die Hälfte der erfassten 144 französischen Schwallstrecken sich über mehr als 20 km erstrecken. MOOG (zitiert in MOOG & CHOVANEC, 1998) gibt an, dass sich Schwälle in mittelgrossen Gewässern bis zu 40 km flussabwärts auf die Biozönose auswirken können.

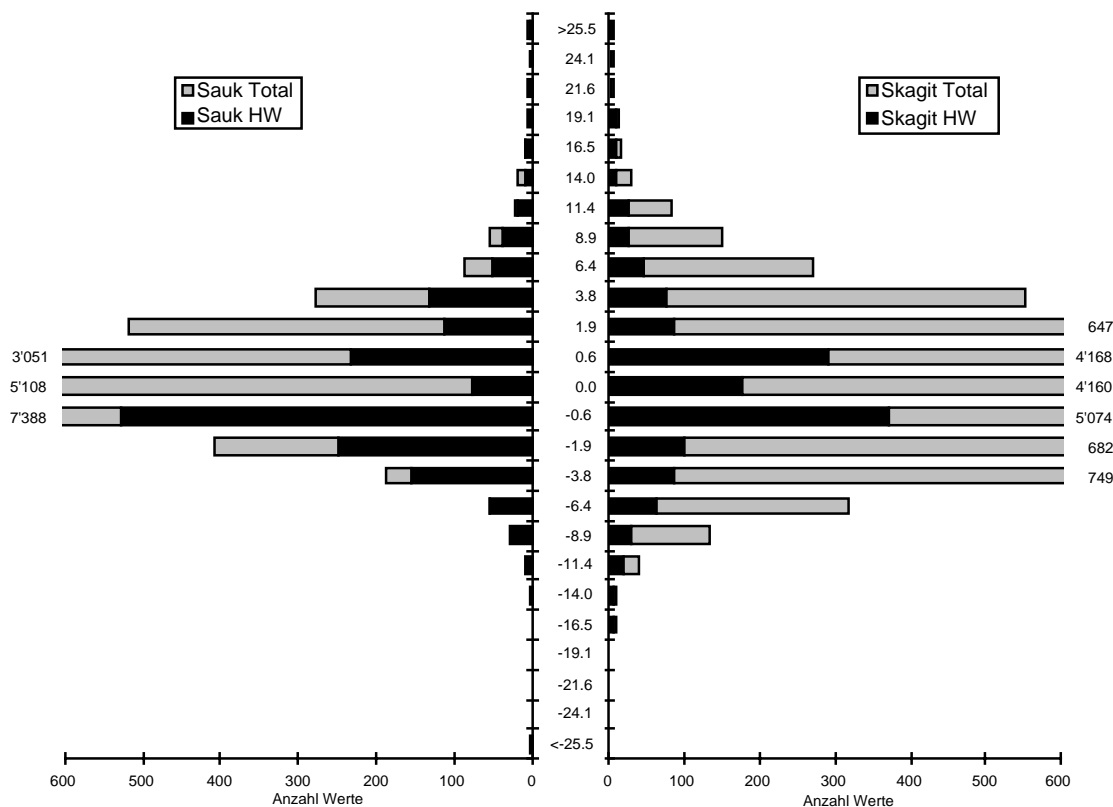


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der zunehmenden (positive Werte) bzw. abnehmenden stündlichen Raten (negative Werte) des Pegelstandes für einen hydrologisch unbeeinflussten (Sauk River) und einen von Schwallbetrieb geprägten Fluss (Skagit River) in den USA. Die Werte der Pegelveränderung ( $\Delta$ Pegel) sind in Bereiche (Klassen) von ca. 1.2 bis 2.5 cm/h eingeteilt; Auf der Y-Achse ist jeweils der mittlere Wert jeder Klasse angegeben. HW = Hochwasser. Originaldaten aus HUNTER (1992), umgerechnet.

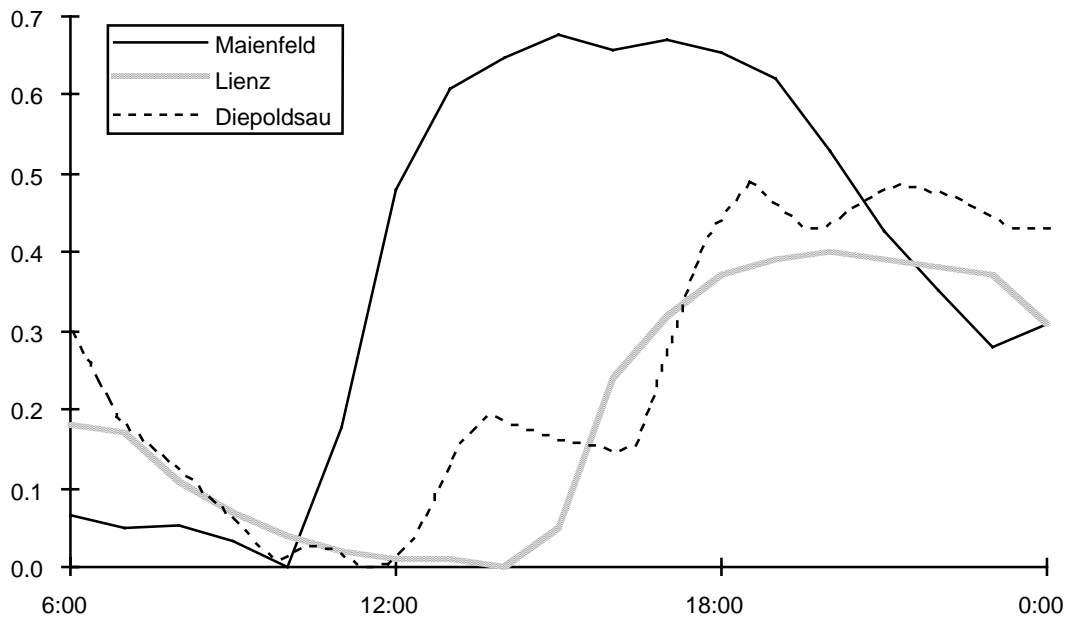


Abb. 5: Pegelganglinien (Momentanwerte) des Alpenrheins bei drei Messstationen am 4./5.3.1994. Dargestellt sind die relativen Veränderungen zu folgenden Basishöhen: Station Maienfeld = 504.74 m.ü.M., Station Lienz = 425.64 m.ü.M., Station Diepoldsau = 407.20 m.ü.M. Aus LIMNEX (1994a), verändert.

Tab. 1: Abschwächung und zeitliche Verzögerung einer Schwallwelle im Fließverlauf des Skagit River. Die erste Kolonne jedes untersuchten Kennwertes bezeichnet jeweils den Wert an einer Messstation, die zweite Kolonne die Veränderung auf der Fließstrecke zwischen zwei aufeinanderfolgenden Stationen (bezogen auf eine normierte Länge von 1 km). Originaldaten vom 19.3. 1982 aus HUNTER (1992), umgerechnet.

Fließdistanz		Maximale Pegeldifferenz		Maximale Rate Pegel-Rückgang		Schwalldauer		Verzögerung des Eintreffens	
Station	Strecke	Station	Strecke	Station	Strecke	Station	Strecke	Station	Strecke
[km]	[km]	[cm]	[cm/km]	[cm/h]	[cm/h,km]	[h]	[min/km]	[h]	[min/km]
0		48.8		27.5		2		0	
	12.7		1.0		0.5		10		5
12.7		36.6		21.4		4		1	
	11.4		1.1		0.8		5		5
24.1		24.4		12.2		5		2	
	39.6		0.1		0.2		0		8
63.7		21.4		6.1		5		7	



### 3. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes

#### 3.1 Reviews

Um den allgemeinen Kenntnisstand zu den Schwallauswirkungen zu erfassen, wurden insgesamt 13 zusammenfassende Darstellungen (Reviews) ausgewertet, die entweder als eigenständige Literatur-Übersichten publiziert oder in Forschungsberichten enthalten sind. Dabei wurden v.a. Beiträge berücksichtigt, die sich eingehender mit dem Schwallbetrieb als Folge von hydroelektrischer Nutzung befassen.<sup>7</sup>

Geordnet nach dem Zeitraum des Erscheinens, nach Autoren und nach geografischem Schwerpunkt der besprochenen Originalarbeiten, ergaben sich folgende 9 Gruppen von Reviews:

- HARBY *et al.* (2001, 1999), VEHANEN *et al.* (2000), HALLERAKER *et al.* (1999): 22 Arbeiten, vorwiegend aus Norwegen;
- SCHÖB (1998): 20 Arbeiten aus Europa und Nordamerika, ohne geografischen Schwerpunkt;
- VALENTIN (1997, 1995): 32 Arbeiten aus Europa und Übersee, ohne geografischen Schwerpunkt;
- LAUTERS (1995): 63 Arbeiten, vorwiegend aus Nordamerika;
- MOOG (1993a), MOOG *et al.* (1993): 13 Arbeiten, vorwiegend aus Österreich;
- HUNTER (1992): 32 Arbeiten, vorwiegend aus Nordamerika;
- IRVINE & JOWETT (1987): 8 Arbeiten, vorwiegend aus Neuseeland;
- CUSHMAN (1985): 41 Arbeiten, vorwiegend aus Nordamerika;
- WARD (1976): 10 Arbeiten, vorwiegend aus Nordamerika.

---

<sup>7</sup> Daneben gibt es noch zahlreiche Reviews, welche die allgemeinen gewässerökologischen Auswirkungen des Baus und Betriebs von Dämmen für ganz unterschiedliche Nutzungen („Impoundment“, „River Regulation“) behandeln. Darin erscheint der durch Wasserkraftwerke hervorgerufene Schwallbetrieb oft nur am Rande (z.B. BROOKER, 1981; PETTS, 1984; ARMITAGE, 1984; MANN, 1988). Die beiden letzteren enthalten zudem weitere, umfangreiche Hinweise auf entsprechende Literatur.

In mehreren Reviews werden neben Untersuchungen an natürlichen, schwallbeeinflussten Bächen und Flüssen auch Resultate aus Experimenten mit gezielter Veränderung des Abflusses in Versuchsgewässern oder Laborrinnen besprochen.

Auf diese Weise konnten Informationen aus über 200 Originalarbeiten berücksichtigt werden. Allein schon die Abfolge der Reviews zeigt, dass der Schwallbetrieb in europäischen Fließgewässern in den letzten 10 bis 15 Jahren zunehmend intensiver untersucht worden ist, während sich die Naturwissenschaft in den USA und Kanada schon wesentlich länger mit dieser Problematik beschäftigt (BROOKER, 1981).

Die Befunde aus den Reviews wurden nach möglichst einheitlichen abiotischen und biotischen Grössen (Indikatoren) geordnet. Für jeden Indikator wurde aufgenommen, wie oft eine Beeinflussung durch den Schwallbetrieb erwähnt ist (Anzahl Nennungen total) und wie dieser Einfluss in jedem Fall geartet ist (Anzahl Nennungen pro Art des Einflusses). Bei den abiotischen Indikatoren wurde, soweit aus den Reviews ersichtlich, ausserdem die jeweils beeinflusste Organismengruppe aufgeführt. Als stark wurde die Zu- bzw. Abnahme eines Indikators dann eingestuft, wenn dies aus dem Review durch die Wortwahl (verbal) oder durch die nominale Angabe der Veränderung (mehr als  $\pm 50\%$ ) eindeutig hervorgeht.

Die biotischen Indikatoren wurden nach Zustandsgrössen (Struktur) und Prozessen (Funktion) innerhalb der hauptsächlichen Organismengruppen geordnet. Bei den Fischen werden die Schwallauswirkungen auf die frühen Entwicklungsstadien (Eier, Larven, Jungfische) oft gesondert untersucht und beschrieben, weshalb diese Stadien bei unseren Auswertungen unter dem Begriff „Fische juvenil“ auch als eigene Organismengruppe erfasst worden sind.

Tabelle 2 gibt die ermittelten Schwallauswirkungen über alle ausgewerteten Reviews in stark komprimierter Form wieder. Die Anzahl Nennungen ist dabei in drei Häufigkeitsstufen eingeteilt.<sup>8</sup> Eine ausführlichere Zusammenstellung mit Angaben zu den einzelnen Reviews befindet sich in Anhang 2 des Berichtes.

---

<sup>8</sup> "Vereinzelt" bedeutet, dass der entsprechende Indikator bzw. Einfluss nur in einem einzigen Review und auch darin höchstens vier mal erwähnt wird. Als "häufig" werden auf der anderen Seite mehr als acht Nennungen (verteilt auf vier oder mehr Reviews) bzw. mehr als 11 Nennungen (verteilt auf drei Reviews) bzw. mehr als 15 Nennungen (verteilt auf zwei Reviews) bezeichnet.

Aus Tabelle 2 ist anhand der totalen Anzahl von Nennungen abzulesen, dass bestimmte Indikatoren bei Schwalluntersuchungen sehr oft, andere dagegen kaum bis gar nicht untersucht worden sind. So werden von den abiotischen Indikatoren nur deren zwei häufig genannt: Die Wassertemperatur und das Angebot an hydraulischen Habitaten. Unter diesem Begriff sind alle Messungen zusammengefasst, welche die Lebensbedingungen für aquatische Organismen hinsichtlich Tiefe, Strömung und Beschaffenheit des Substrates (sowie Kombinationen davon) betreffen.

Bei den biotischen Indikatoren stechen die Organismengruppen des Makrozoobenthos und der Fische klar hervor, während etwa zur pflanzlichen Besiedlung der Gewässer (Phytobenthos, aquatische Makrophyten, Ufervegetation) nur wenige Befunde vorliegen. Auch innerhalb der gut untersuchten Gruppen schwankt die Anzahl Angaben zu einzelnen Indikatoren sehr stark. So sind beispielsweise beim Makrozoobenthos strukturelle Merkmale (v.a. Individuendichte, Biomasse und Zusammensetzung) häufiger untersucht als funktionelle; Beim Fischbestand und besonders bei den juvenilen Fischen hingegen bekommen die dynamischen Vorgänge innerhalb der Organismengruppe (z.B. Aktivität, Produktion, Mortalität) und gegenüber anderen Gruppen (z.B. Nahrungsaufnahme) einen höheren Stellenwert. Davon ausgenommen sind die Abdrift (hauptsächlich bei Schwallanstieg) und das Stranden (bei Schwallrückgang), welche sowohl beim Makrozoobenthos als auch bei den Fischen zu den bestuntersuchten Indikatoren zählen.

Eine Sonderstellung unter den biotischen Indikatoren nimmt die Besiedlung jenes Gewässerbereiches ein, der bei Schwall überflutet ist, bei Sunk dagegen trockenfällt. Diese Wasserwechselzone, von BROOKER (1981) „tidal zone“ genannt, hebt sich in der Regel klar von den übrigen, ständig benetzten Bereichen der Gewässersohle ab und wird in den Reviews daher oft ausdrücklich erwähnt. Aus diesem Grund ist die Besiedlung der Wasserwechselzone in Tabelle 2 auch als separater struktureller Indikator aufgeführt (für die gesamte Biozönose). Auf andere Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässerbereichen, z.B. zwischen stark überströmten Schnellen (riffles) und stehenden Becken (pools), gehen die Reviews dagegen kaum ein.

In den Reviews ebenfalls nur selten genannt wird der Referenzzustand, worauf sich die jeweiligen Aussagen zu den Schwallauswirkungen beziehen. Es bleibt oft unklar, ob die pauschal aufgeführten Veränderungen einzelner Indikatoren (z.B. eine Abnahme der

Benthos-Biomasse oder der Fisch-Artenzahl) gegenüber einer parallel untersuchten Strecke desselben oder eines anderen Gewässers ähnlicher Typologie festgestellt wurden und wie stark bzw. wodurch die Vergleichbarkeit mit diesen Referenzstrecken allenfalls eingeschränkt ist (siehe Kapitel 3.2 und 3.4). Wesentlich einheitlichere Beurteilungsgrundlagen dürften demgegenüber bei jenen Indikatoren bestehen, die im Allgemeinen durch vergleichende Messungen und Aufnahmen bei Sunk und/oder bei Schwall an ein und derselben Gewässerstelle erhoben werden. Dies betrifft hauptsächlich die Abdrift und das Stranden.



Tab. 2: Zusammenstellung der Schwallauswirkungen nach Angaben aus verschiedenen Reviews. Einzelheiten siehe Text.

Beeinflusste Grössen	Anzahl Nennungen / Art des Einflusses						
	Total	X	++	+	±	-	--
<b>Morphologie</b>							
Gewässerbreite							
Wassertiefe							
<b>Hydraulik</b>							
Strömung		4		2			
Sohlennahe Strömung							
<b>Wasserqualität</b>							
Chemismus							
Temperatur		6					
Sauerstoff-Konzentration						5	
Schwebstoffgehalt, Trübung							
<b>Sediment</b>							
Korngrössenzusammensetzung							
Deposition/Resuspension		4 5		4			
Kolmation/Versiltung				4			
Abrasion/Erosion Sohle							
Grundwasserquantität/-qualität		6					
<b>Aquatischer Lebensraum</b>							
Habitatsangebot hydraulisch		6				5 6	
Habitatsqualität						5 6	
Gehalt an Detritus/POM							
Anbindung Seitengewässer						5	
Eisbildung							
<b>Biozönose gesamt: Struktur</b>							
Besiedlung Wasserwechselzone		2 3 4				3 4	4
<b>Biozönose gesamt: Funktion</b>							
Produktion							
Mortalität							
Abdrift/Ausschwemmung				2 3			
Stranden/Trockenfallen							
<b>Ufervegetation: Struktur</b>							
Artenzahl/Diversität							
Gesundheit/Kondition							
<b>Aquatische Makrophyten: Struktur</b>							
Dichte							
<b>Aquatische Makrophyten: Funktion</b>							
Produktion							
<b>Phytobenthos: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
<b>Makrozoobenthos: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
Zusammensetzung							
Artenzahl/Diversität							
Gesundheit/Kondition							
<b>Makrozoobenthos: Funktion</b>							
Produktion							
Nahrungsangebot/-aufnahme							
Abdrift/Ausschwemmung							
Zuwanderung/Neubesiedlung							
Aktivität/Verhalten							
Stranden/Trockenfallen							
<b>Fischbestand: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
Zusammensetzung							
Artenzahl/Diversität							
Gesundheit/Kondition							
<b>Fischbestand: Funktion</b>							
Produktion							
Wachstum/Entwicklung							
Nahrungsangebot/-aufnahme							
Abdrift/Ausschwemmung							
Wanderungen							
Aktivität/Verhalten							
Stranden/Trockenfallen							
Reproduktion							
<b>Fische juvenil: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
<b>Fische juvenil: Funktion</b>							
Wachstum/Entwicklung							
Mortalität							
Abdrift/Ausschwemmung							
Aktivität/Verhalten							
Stress/Physiologie							
Stranden/Trockenfallen							

**Nennungen:**

- = vereinzelt
- = mehrfach
- = häufig

**Art des Einflusses:**

- X** = Veränderung generell, ohne nähere Angaben
- ++** = starke Zunahme
- +** = Zunahme
- ±** = keine Veränderung
- = Abnahme
- = starke Abnahme

**Genannte Folgewirkungen auf Organismengruppen:**

- 1** = Biozönose gesamt
- 2** = Aquatische Makrophyten
- 3** = Phytobenthos
- 4** = Makrozoobenthos
- 5** = Adulte Fische, Fischbestand
- 6** = Fischeier, Juvenile Fische

### 3.2 Schwalluntersuchungen im Alpenraum

Soweit bekannt, sind in der Schweiz bisher an ca. 12 schwallbeeinflussten Bächen und Flüssen eingehendere gewässerökologische Untersuchungen durchgeführt worden bzw. noch im Gange. Für die vorliegende Studie konnten acht dieser schweizerischen sowie einige österreichische und eine französische Arbeit aus dem Zeitraum von 1986 bis 2001 näher ausgewertet werden (Tabelle 3). Beim Alpenrhein und bei der Bregenzerache wurden jeweils eine ältere und eine neuere Untersuchung separat erfasst und gezählt.

Die Typisierung der untersuchten Schwallstrecken ergibt, dass die Mehrzahl der betroffenen Gewässer nach der Einteilung von STRAHLER (1957) zu den mittleren bis grösseren Talflüssen 5. bis 7. Ordnung in voralpiner Lage zählt und biozönotisch überwiegend der unteren Forellen- bzw. Äschenregion zugeordnet ist (Abbildung 6). Die mittlere Wasserführung als weiteres Merkmal des Gewässers sowie die meisten ausgewählten Kennwerte des Schwallbetriebes (vgl. Kapitel 2.1) sind hingegen gleichmässiger über die vertretenen Wertebereiche verteilt.

In Tabelle 4 sind für alle ausgewerteten alpinen Untersuchungen die summierte Anzahl Nennungen total und aufgeteilt pro Art des Einflusses zusammengestellt. Die ermittelten Schwallauswirkungen wurden möglichst nach denselben, abiotischen sowie strukturellen und funktionellen biotischen Indikatoren geordnet wie jene in den Reviews (Kapitel 3.1). Eine starke Zu- bzw. Abnahme eines Indikators bedeutet auch bei den alpinen Gewässern eine grössere Veränderung als  $\pm 50\%$ . Die Angaben zu der Häufigkeit der Nennungen mussten an die vergleichsweise geringe Anzahl von Untersuchungen angepasst werden.<sup>9</sup>

Im Unterschied zu den Reviews werden die Befunde aus den alpinen Untersuchungen nur in der anonymisierten Form von Tabelle 4 präsentiert, jedoch keine ausführlicheren Angaben zu den Einflüssen in jedem einzelnen Gewässer gemacht. Das hat zwei Gründe:

---

<sup>9</sup> Mit "vereinzelt" werden hier deshalb ein bis zwei, mit "mehrfach" drei bis sechs und mit "häufig" über sechs gleichartige Schwalleinflüsse bzw. Nennungen pro Indikator bezeichnet.

- Für die vorliegende Studie sind weniger die Zustände in bestimmten Gewässern, als vielmehr die Schwallauswirkungen insgesamt wichtig. Betrachtet man ein einzelnes Gewässer, so sind für eine vollständige Beurteilung auch die jeweiligen Umstände zu berücksichtigen, unter denen die vorliegenden Resultate der gewässerökologischen Untersuchungen zustande gekommen sind.<sup>10</sup> Derart detaillierte Informationen können, wo sie überhaupt vorliegen, hier nicht wiedergegeben werden.
- Mehrere Auswertungen betreffen unpublizierte Berichte im Zusammenhang mit der Konzessions-Erneuerung für Wasserkraftwerke (z.B. UV-Berichte). Bei einzelnen davon sind die entsprechenden Verfahren bzw. die zugehörigen Begleit- oder Folgeuntersuchungen noch im Gange. Es ist deshalb anzunehmen (und teils auch schon bestätigt), dass die hier berücksichtigten Angaben zu den Kennwerten und gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes im Einzelfall ein unvollständiges oder nicht mehr ganz aktuelles Bild vermitteln können. Der Gesamteindruck über alle ausgewerteten Gewässer ändert sich dadurch aber nicht wesentlich.

Für ausführlichere Angaben zu den einzelnen Gewässern und Nutzungs-Situationen wird auf die entsprechenden, in Tabelle 3 angeführten Originalarbeiten verwiesen.

Wie vorsichtig Einzelbefunde aus Schwallstrecken zu interpretieren sind, macht ARGE LIMNOLOGIE (1994) am Beispiel der Salzach deutlich: Der in früheren Untersuchungen festgestellte, drastische Rückgang von Häufigkeit (Abundanz) und Biomasse des Makrozoobenthos wird anhand neuerer, umfangreicher Erhebungen überprüft. Dabei zeigt sich, dass der „Ausfall“ des Benthos zu anderen Jahreszeiten, bei anderer hydrologischer Vorgeschichte (Zeitpunkt und Höhe vorangegangener Hochwässer) und in anderen Gewässerbereichen weniger hoch ist. Durch die grosse zeitliche und örtliche Variabilität des Makrozoobenthos, die nur im Quervergleich zwischen zahlreichen unabhängigen Datensätzen zum Ausdruck kommt, werden die Befunde aus einzelnen, punktuellen Aufnahmen relativiert. Gleichzeitig werden auch die in früheren Unter-

---

<sup>10</sup> Dazu zählen u.a. die Auswahl der untersuchten (oder eben nicht untersuchten) Parameter, die Vorgehensweise bei der Datenerhebung und –auswertung, die hydrologischen Randbedingungen, der Datenumfang sowie die räumliche und zeitliche Verteilung der Daten.

suchungen verwendeten Referenzwerte (Makrozoobenthos-Besiedlung von flussaufwärts gelegenen Restwasserstrecken, theoretische Sollwerte in Abhängigkeit der Meereshöhe) hinterfragt. Die Gesamtbeurteilung der Schwallauswirkungen in ARGE LIMNOLOGIE (1994) bleibt aber auch unter Berücksichtigung der neueren Aufnahmen dieselbe:

*„Mit diesen Anmerkungen soll jedoch keinesfalls die Beeinträchtigung von Abundanzen und Biomassen durch den Schwallbetrieb verharmlost werden, dazu sprechen die bisher vorliegenden Daten eine zu deutliche Sprache. Es sollte jedoch künftig bei derartigen Aussagen besser differenziert werden, von welchen Strata (bezogen auf das Querprofil) gesprochen wird.“*

In den näher ausgewerteten Untersuchungen aus dem Alpenraum (Tabelle 4) sind die Nennungen generell ähnlich auf die einzelnen Indikatoren verteilt wie in den Reviews (Tabelle 2). Es gibt allerdings auch einige markante Unterschiede: Zur Ufervegetation und zu den aquatischen Makrophyten liegen aus dem Alpenraum fast keine, zum Phyto-benthos dafür wesentlich mehr Grundlagen vor. Zwar sind das Makrozoobenthos und die Fische auch in den alpinen Untersuchungen die hervorstechenden Organismengruppen, die funktionellen Indikatoren sind bei beiden Gruppen aber vergleichsweise schlecht vertreten. Eine Ausnahme bildet die Abschwemmung des Phyto- und Makrozoobenthos (Abdrift, Drift), die in mehreren schweizerischen Arbeiten detailliert erfasst wurde. Die benthische Drift ist in Tabelle 4 als separate Gruppe aufgeführt, weil sie durch eigene, von jenen des Benthos abweichende Indikatoren beschrieben wird:<sup>11</sup>

- Driftdichte: Anzahl der in der fließenden Welle treibenden (driftenden) Organismen pro Volumeneinheit Wasser (z.B. in Individuen/m<sup>3</sup>);
- Driftmasse: Biomasse der driftenden Organismen pro Volumeneinheit Wasser (z.B. in mg/m<sup>3</sup>);
- Driftproportion: Verhältnis von Driftdichte zu Besiedlungsdichte auf der Flusssohle (in %);

Auf die Gesamt-Biozönose bezogene Befunde sind in Tabelle 4 keine mehr aufgeführt, weil die detaillierte Auswertung in jedem Fall eine Zuordnung zu bestimmten Organis-

---

<sup>11</sup> Weitere, zur Beschreibung der Wirbellosen-Drift verwendete Kenngrößen und Erläuterungen dazu finden sich in MARRER (2000), KONAR (1990) sowie RADFORD & HARTLAND-ROWE (1971).

mengruppen ermöglichte. Die Besiedlung der Wasserwechselzone ist im Indikator „Verteilung horizontal“ bei den diesbezüglich untersuchten Organismengruppen enthalten.<sup>12</sup>

In den Untersuchungen aus dem Alpenraum konnte in der Regel auch der Referenzzustand erfasst werden, auf den sich die angegebenen, schwallbedingten Veränderungen jeweils beziehen. Dabei sind drei grundsätzlich verschiedene Arten von Referenzzuständen zu unterscheiden (Fallbeispiele in Kapitel 3.4):

- Die Situation, wie sie in der untersuchten Gewässerstrecke ohne Schwalleinfluss besteht bzw. zu erwarten wäre. Diese Art der Referenz wird bei einigen abiotischen Indikatoren (v.a. zur Wasserqualität) sowie bei den meisten biotischen Indikatoren am häufigsten verwendet. Der Referenzzustand wird meistens durch parallele Aufnahmen in einer zusätzlichen, flussaufwärts der Wasserrückgabe gelegenen Referenzstrecke desselben Gewässers erfasst. Da alle näher ausgewerteten Untersuchungen Schwallstrecken von Ausleitungskraftwerken betreffen, wurden die Bezugswerte entweder in der Restwasserstrecke (zwischen Wasserfassung und Zentrale) oder in einer hydrologisch unbeeinflussten Strecke oberhalb der Fassung ermittelt. Letztere sind sowohl distanz- als auch höhenmässig oft so weit von der Schwallstrecke entfernt, dass sie einen anderen Gewässertyp repräsentieren. Dies kann sich z.B. darin äussern, dass die Referenzstrecke biozönotisch noch der oberen Forellenregion (Epirhithral) angehört, während die Schwallstrecke bereits zur unteren Forellenregion (Metarhithral) oder zur Äschenregion zählt (Hyporhithral, vgl. Abbildung 6). Entsprechend schwierig wird es in solchen Fällen etwa, die Zusammensetzung der Fisch- oder Benthosfauna in den beiden Strecken direkt miteinander zu vergleichen. Die Restwasserstrecke, die zumindest in den schweizerischen Untersuchungen häufiger als Referenz diente, hat andererseits den Nachteil, dass sie selber schon hydrologisch mehr oder weniger stark beeinflusst ist. In einigen Fällen wurden die Resultate aus der Schwallstrecke deshalb zum vornherein an parallelen eigenen Aufnahmen oder an bestehenden Grundlagen aus anderen, typologisch

---

<sup>12</sup> Die horizontale Verteilung schliesst in der Regel einen breiteren Bereich ein als die eigentliche Wasserwechselzone (vgl. Kapitel 3.1). Auf die Besiedlung der Wasserwechselzone durch das Phyto- und Makrozoobenthos sowie durch die Uferfauna wird in den Kapiteln 3.3, 3.4 und 4.2 näher eingegangen.

möglichst ähnlichen Gewässern gemessen. Zuweilen dienen nicht Daten von konkreten Vergleichsgewässern, sondern „Sollwerte“ bzw. „Erfahrungswerte“ aus einer Vielzahl von Gewässeruntersuchungen oder aus theoretischen Beziehungen zwischen Gewässermerkmalen und einzelnen Indikatoren als Referenz (vgl. Kapitel 3.4 und 4.3).

- Die Situation bei Schwall gemessen an jener bei Sunk an derselben Stelle bzw. in derselben Gewässerstrecke. Dieser Vergleich ist nur für Indikatoren sinnvoll, die sich mit dem kurzfristigen Schwall/Sunk-Wechsel massgeblich verändern (können). Unter den abiotischen Indikatoren trifft dies beinahe für alle zu, erfasst wurden auf diese Weise aber vornehmlich morphologische und hydraulische Parameter sowie vereinzelt die Wasserqualität. Bei den biotischen Indikatoren diente die Sunkphase dagegen fast nur bei Driftmessungen als Referenz für den Zustand bei Schwall.
- Der bei Sunk trockenfallende Wasserwechselbereich gegenüber den ständig benetzten Sedimentbereichen.<sup>13</sup> Diese Betrachtungsweise kann kleinräumig sein, wenn z.B. Querprofile von der Uferlinie bis zur Flussmitte hoch aufgelöst (d.h. durch Messungen in kurzen Abständen) untersucht werden. In diese Kategorie fällt aber auch die Suche nach gestrandeten Organismen während der Sunkphase, die sich v.a. bei den Fischen über grössere Sedimentbereiche erstreckt. Aufnahmen dieser Art sind aus den alpinen Gewässern aber erst wenige dokumentiert.

---

<sup>13</sup> Bei der — im Alpenraum erst vereinzelt durchgeführten — Untersuchung uferbewohnender terrestrischer Organismen wird entsprechend der ständig trockene Bereich landeinwärts des höchsten Pegelstandes berücksichtigt.

Tab. 3: Gewässerökologische Untersuchungen an Schwallstrecken im Alpenraum, die in der vorliegenden Studie näher ausgewertet wurden.

Land / Kanton	Gewässer	Untersuchungs-Periode	Untersuchungsberichte
CH / TI	Ticino	1995/96	BÜRO MAGGIA (1995), UVB KW RITOM (1996)
CH / NW	Secklisbach	1989 - 1990	AMMANN (1993)
CH / UR	Reuss	1996/97	MARRER (2000)
CH / SG	Sitter	1997 - 1999	LIMNEX (2000a, 2000c)
CH / GR	Poschiavino	1988 – 1990 1994	UVB KWB (1992) MARRER (1994), JOOSTING (1995)
CH / GR	Landquart	1987/88	GEIGER & JENNY (1988)
CH / GR CH / SG FL / A	Alpenrhein	1989/90	BOKU (1990), SCHMUTZ & EBERSTALLER (1993), EBERSTALLER <i>et al.</i> (1997)
	Alpenrhein	1994 1999 - 2001	LIMNEX (1999, 1994a) ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001)
CH / GR	Inn	1992 - 1995	LIMNEX (1994b, 1994c, 1995), MARRER (1995)
A	Inn	1999 - 2001	ARGE LIMNOLOGIE (2001)
A	Bregenzerach	1986/87	JUNGWIRTH <i>et al.</i> (1987), BOKU (1997/98)
A	Bregenzerach	1992 - 1997	BOKU (1997/98)
A	Obere Drau	1989	JUNGWIRTH & WIESBAUER (1992)
F	Ance du Nord	1990 – 1993	VALENTIN (1995, 1997)
F	La Fontaulière	1991 - 1993	VALENTIN (1995, 1997)

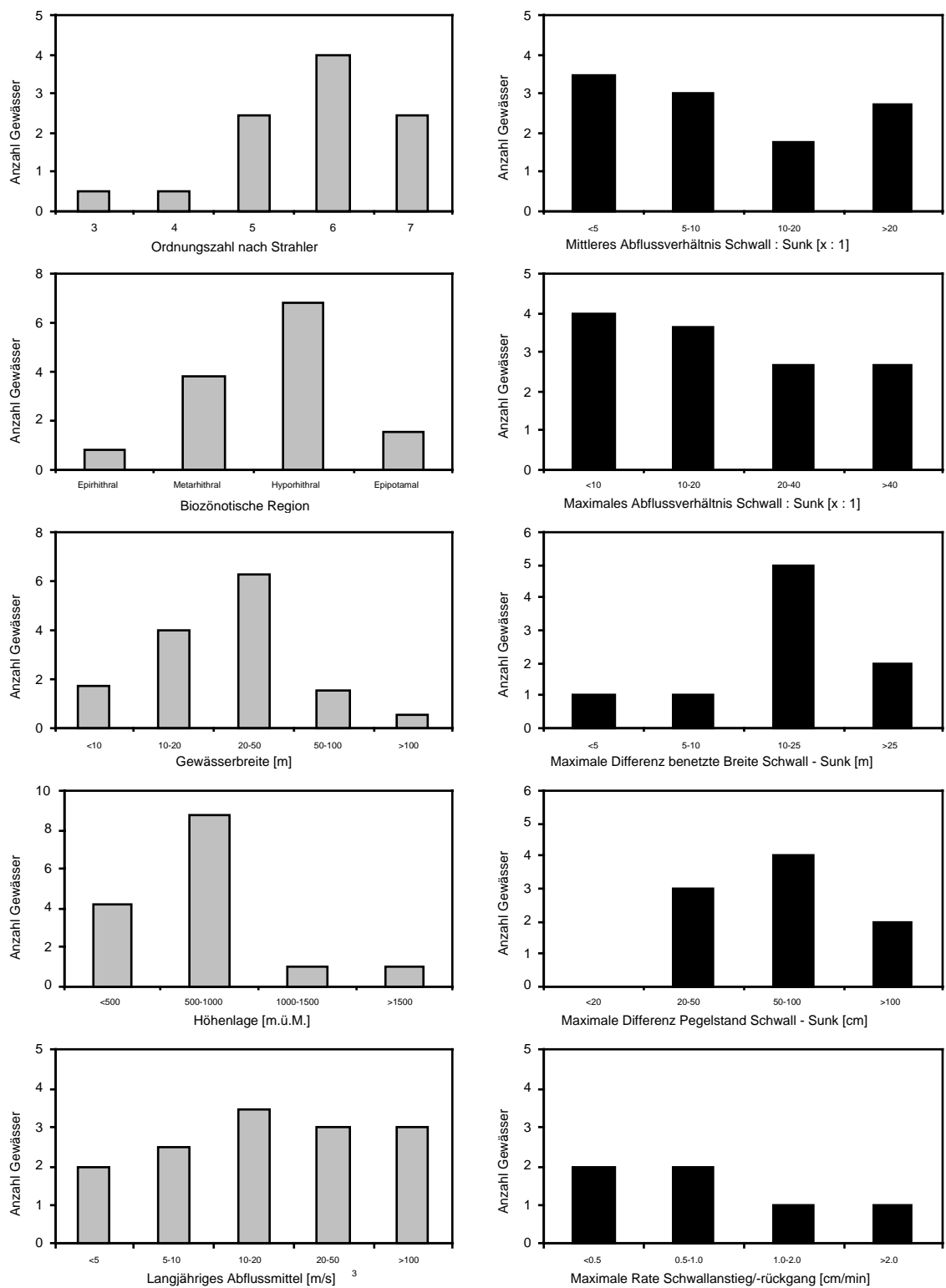



Abb. 6: Aufteilung der näher untersuchten alpinen Schwallstrecken auf jeweils vier bis fünf unterschiedliche Gewässertypen (graue Säulen) und Schwall/Sunk-Kennwerte (schwarze Säulen). Die einzelnen Diagramme weisen unterschiedliche Skalierungen der Y-Achse auf. Da sich die Werte eines Gewässers über mehrere Bereiche erstrecken können, ist die Anzahl der Gewässer pro Bereich nicht immer ganzzahlig. Die Angaben zur Charakteristik des Gewässers und des Schwallbetriebes werden jeweils nur in einem Teil der Untersuchungen gemacht, weshalb für jedes Merkmal eine andere Gesamtzahl resultiert.



Tab. 4: Zusammenstellung der Schwallauswirkungen nach Angaben aus Untersuchungen im Alpenraum. Legende zur Art des Einflusses: siehe Tabelle 2. Weitere Angaben siehe Text.

Beeinflusste Grössen	Anzahl Nennungen / Art des Einflusses						
	Total	X	++	+	±	-	--
<b>Morphologie</b>							
Gewässerbreite							
Wassertiefe							
Variation Breite/Tiefe							
Benetzte Fläche							
<b>Hydraulik</b>							
Strömung							
Sohlennahe Strömung							
Einmischung Zuflüsse							
<b>Wasserqualität</b>							
Chemismus							
Temperatur							
Leitfähigkeit							
Sauerstoffgehalt							
Schwebstoffgehalt, Trübung							
<b>Sediment</b>							
Korngrössenzusammensetzung							
Deposition/Resuspension							
Kolmation/Versiltung							
Abrasion/Erosion Sohle							
Geschiebetransport							
Grundwasserquantität/-qualität							
<b>Aquatischer Lebensraum</b>							
Habitatsangebot hydraulisch							
Lichtangebot							
Eisbildung							
<b>Uferfauna: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Artenzahl/Diversität							
Horizontale Verteilung							
<b>Phytobenthos: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
Zusammensetzung							
Artenzahl/Diversität							
Verteilung horizontal							
Gesundheit/vitalität							
<b>Makrozoobenthos: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
Zusammensetzung							
Artenzahl/Diversität							
Verteilung vertikal/horizontal							
Biozönotische Region							
<b>Makrozoobenthos: Funktion</b>							
Wachstum/Entwicklung							
Stranden/Trockenfallen							
<b>Fischbestand: Struktur</b>							
Häufigkeit/Dichte							
Biomasse							
Zusammensetzung							
Gesundheit/Kondition							
<b>Fischbestand: Funktion</b>							
Wachstum/Entwicklung							
Nahrungsangebot/-aufnahme							
Aktivität/Verhalten							
Stranden/Trockenfallen							
Reproduktion							
<b>Fische juvenil: Funktion</b>							
Wachstum/Entwicklung							
Stranden/Trockenfallen							
<b>Drift (Makrozoobenthos, Algen)</b>							
Häufigkeit/Dichte Tiere							
Biomasse Tiere							
Zusammensetzung Tiere							
Artenzahl Tiere							
Driftproportion Tiere							
Biomasse/Volumen Pflanzen							

Nennungen:  

 = vereinzelt  
 = mehrfach  
 = häufig

### 3.3 Überblick über die festgestellten Auswirkungen

Wie aus den Kapiteln 3.1 und 3.2 hervorgeht, stimmen die festgestellten Schwallauswirkungen in den Reviews und in den näher ausgewerteten Untersuchungen an alpinen Gewässern insgesamt gut überein. Tabelle 5 zeigt, welche Indikatoren in diesen beiden Zusammenstellungen häufig oder mehrfach genannt werden. Jene Indikatoren, die durchwegs nur vereinzelt genannt werden, sind nicht mehr aufgeführt.

Der am häufigsten genannte abiotische Indikator ist die Wassertemperatur, die sich in den meisten untersuchten Schwallstrecken sowohl gegenüber dem hydrologisch unbeeinflussten Zustand als auch zwischen Schwall- und Sunkphase verändert. Diese Veränderungen weisen allerdings keine einheitliche Tendenz auf, weil das Verhältnis zwischen der Temperatur des turbinierten Wassers und jener des Flusswassers stark von der Ausgestaltung der Kraftwerksanlage (Zusammensetzung des Abflusses vor der Wasserrückgabe, Art der Speicherung, Tiefe der Wasserentnahme aus dem Speicher) und der Jahreszeit abhängt. Bei den im Alpenraum verbreiteten Kraftwerken mit hoch gelegenen Saisonspeichern wird die Temperatur während des Schwalls im Sommer eher erniedrigt, im Winter dagegen auch teilweise erhöht (Einfluss des wärmeren Speicherwassers). Der oft angestellte Vergleich zwischen Schwall- und Sunkphase erscheint allerdings gerade in bezug auf die Temperatur heikel, ist doch das bei Sunk abfließende (Rest-)Wasser gegenüber dem natürlichen Zustand in vielen Fällen schon thermisch beeinflusst (z.B. wärmer aufgrund eines geringeren Anteils an Gletscher- bzw. eines höheren Anteils an Grundwasser).

Weitere, v.a. in den alpinen Untersuchungen häufig genannte abiotische Indikatoren sind die Strömung, die Wassertiefe und die benetzte Breite, die von der Sunk- zur Schwallphase durchwegs zunehmen. Wesentlich komplexere Veränderungen erfahren die beiden Indikatoren der Wasserqualität und des hydraulischen Habitatangebotes, die insgesamt ebenfalls noch häufig erwähnt werden. Bei der Wasserqualität bestehen ähnliche Verhältnisse und Vorbehalte wie bei der Temperatur. Unter Schwallfluss wird die Konzentration des Wassers an gelösten Stoffen (z.B. der Kalk- oder Nährstoffgehalt) im Allgemeinen herabgesetzt, was sich auch in einer Abnahme der Leitfähigkeit äussert. Im Gegensatz dazu nimmt der Gehalt an suspendierten Stoffen (und damit die Trübung) in der Regel zu, weil das turbinierte Wasser einen Teil der in Speichern zurückgehaltenen Schwebstoffe mitführt. Die in den Reviews mehrfach genannte Ab-

nahme des Sauerstoff-Gehaltes bei Schwall als Folge von turbiniertem, sauerstoffarmem oder –freiem Tiefenwasser aus Speicherseen wird in den alpinen Untersuchungen nicht erwähnt.<sup>14</sup>

Wie sich das Angebot an hydraulischen Habitaten (vgl. Kapitel 3.1) zwischen Schwall und Sunk verändert, hängt stark von der jeweiligen Morphologie der Schwallstrecke und den Ansprüchen der betrachteten Organismen an ihren Lebensraum ab. Diese Einflüsse wurden bisher v.a. für adulte und juvenile Fische untersucht, wobei verbreitet physikalische Modelle zur Simulation der geeigneten Habitate in Abhängigkeit der Wasserführung zum Einsatz kamen (VALENTIN *et al.*, 1994, 1998). Wo derart genaue Angaben vorliegen, wird überwiegend ein (teilweise starker) Rückgang der für Fische nutzbaren Gewässerbereiche bei Schwall festgestellt.

Andere abiotische Indikatoren werden in den Reviews und in den alpinen Untersuchungen deutlich weniger häufig, aber immer noch mehrfach genannt. Sie werden durch den Schwallbetrieb mehrheitlich in einer bestimmten Richtung verändert (Zu- oder Abnahme), und ihr Einfluss wird kaum auf bestimmte Organismengruppen bezogen (Tabelle 5).

Unter den biotischen Indikatoren stechen drei strukturelle und zwei funktionelle hervor, die in den Zusammenstellungen weitaus am häufigsten erscheinen: die Biomasse, die Individuendichte bzw. Häufigkeit (Abundanz), die Zusammensetzung (Arteninventar, Dominanzverhältnisse), die Abdrift bzw. Ausschwemmung und das Stranden bzw. Trockenfallen von Organismen.

Die Abundanz und die Biomasse werden in der Regel gleichartig beeinflusst: in 65 bis 75% der Fälle wurde unter Schwalleinfluss eine Abnahme oder eine starke Abnahme festgestellt, während in ca. 20% der Fälle keine Veränderung eintrat. Die Zusammensetzung der jeweiligen Organismengruppe wird in 70% der Fälle als verändert und in 25% der Fälle als unverändert beschrieben. So einheitlich, wie dies in der Zusammenfassung erscheint, ist die Reaktion der Lebensgemeinschaft (Biozönose) auf die Schwälle aber dennoch nicht; Wenn sich die Zusammensetzung der Organismen ins-

---

<sup>14</sup> Abnehmende Sauerstoffgehalte infolge Stauraumspülungen sind in BUWAL (1994) dokumentiert. Derartige, vom Schwallbetrieb unabhängige Spülungen sind nicht Gegenstand des vorliegenden Berichtes.

gesamt oder einer bestimmten Organismengruppe ändert, sagt das noch nichts über die Art dieser Veränderung aus. Betrachtet man zudem anstelle der summierten Werte die einzelnen Gewässer, so erscheint ein breites Spektrum an individuellen Reaktionen auf den Schwallbetrieb. Dies kommt sehr deutlich an einem Beispiel von MOOG (zitiert in DÜCKELMANN, 2001) zum Ausdruck:

*„In österreichischen Flüssen hat sich der Schwallbetrieb auf drei verschiedene Arten auf die Zusammensetzung und die Dichte benthischer Evertebraten ausgewirkt: totale Auslöschung, ausgenommen die Arten des tiefen Interstitials (Drau); deutliche Änderung der Dominanzstruktur ohne Rückgang der Biomasse (Salzach); Rückgang der Biomasse ohne Änderung der taxonomischen Zusammensetzung (Bregenzzerach).“*

Als weiterer struktureller Indikator wird die Artenzahl bzw. –vielfalt (Diversität) noch häufig genannt. Dabei entfällt ungefähr die Hälfte der Nennungen auf eine Abnahme, der Rest auf anders geartete oder keine Veränderungen. Die Indikatoren „Besiedlung der Wasserwechselzone“ bzw. „Verteilung vertikal/horizontal“ und „biozönotische Region“ erscheinen weniger oft (siehe unten).

Bei den funktionellen Indikatoren nehmen die Abdrift bzw. Ausschwemmung und das Stranden bzw. Trockenfallen von Organismen in fast allen (90%) der untersuchten Schwallstrecken (teilweise stark) zu. In den alpinen Gewässern wurde das Stranden weniger oft und fast nur für Fische untersucht, während die Reviews verschiedentlich auch das Stranden von Benthosorganismen erwähnen. Bei der Abdrift bzw. Ausschwemmung enthalten die Reviews ebenfalls Angaben zu Fischen und Makrozoobenthos, die alpinen Untersuchungen hingegen nur zum Benthos. Dafür ist im Alpenraum zusätzlich auch die Abschwemmung von fädigen Algen (Phytobenthos) beim Schwallanstieg erfasst worden. Durch das Losreißen dieser Algen, v.a. der Goldalge *Hydrurus foetidus*, wird in vielen Gewässern erst das als „Katastrophendrift“ bezeichnete, unkontrollierte und massenhafte Abdriften von wirbellosen Tieren ausgelöst (Kapitel 3.4).

Von den übrigen funktionellen Indikatoren werden in den alpinen Untersuchungen nur mehr die Reproduktion und das Wachstum einigermaßen häufig genannt. Die übrigen sind, anders als in den Reviews, nur noch wenige Male bis gar nicht mehr vertreten (Nahrungsangebot bzw. –aufnahme, Aktivität bzw. Verhalten, Produktion, Mortalität).

Insgesamt wirkt sich der Schwallbetrieb in alpinen Gewässern damit auf dieselben Parameter und auf sehr ähnliche Weise aus, wie dies auch für alle anderen, anhand der Reviews erfassten Gewässer festgestellt worden ist. In anderen Zusammenstellungen (z.B. IRVINE & JOWETT, 1987; MOOG, 1993a; ARGE LIMNOLOGIE, 1994) werden darüber hinaus noch eine Reihe von massgebenden, abiotischen und biotischen Schwalleinflüssen angeführt, zu denen aus alpinen Gewässern bislang erst wenige oder noch keine Erkenntnisse vorliegen:

- Sohlenerosion durch eine verstärkte hydraulische Belastung und als Folge ein Aufreissen der Deckschicht<sup>15</sup> bei Schwall tritt örtlich sehr begrenzt im Alpenrhein auf (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001);
- Eine Zunahme der Resuspension (v.a. bei Schwall) und Deposition (v.a. bei Sunk) von Schwebstoffen und damit zusammenhängend eine starke Zunahme der Trübung wurde wiederum im Alpenrhein festgestellt (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Aus zwei weiteren Gewässern wird eine stark zunehmende bzw. unveränderte Trübung während des Schwalls gemeldet.
- Ein erhöhter Eintrag von Feinsedimenten, verbunden mit einer zunehmenden bis stark zunehmenden Verstopfung (Kolmation) der Sohle ist erst vereinzelt nachgewiesen worden. Ausführlichere Untersuchungen über die Auswirkungen dieser Kolmation auf das Benthos und die Fische liegen von einigen Stellen des Alpenrheins und des tiroler Inn vor (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001; vgl. Kapitel 3.4).
- Verstärkte Eisbildung in Flachwasserbereichen wird in keiner der näher ausgewerteten Untersuchungen aus dem Alpenraum erwähnt. Aufgrund von Messungen am Inn im Engadin ist aber davon auszugehen, dass die Höhe des Sunkabflusses in den ausgesprochen kalten Winternächten dieses inneralpinen Tales einen Einfluss auf die Eisbildung hat. Auf der anderen Seite führte der tägliche Schwall jeweils zu einem raschen Auftauen der Eisdecke (LIMNEX, 1995).

---

<sup>15</sup> Diese Sohlenerosion ist nicht zu verwechseln mit dem weniger tiefreichenden Transport von Feingeschiebe über die Deckschicht hinweg. Eine derartige Umlagerung von oberflächlichem Geschiebe erfasst im Alpenrhein wesentlich grössere Sohlenbereiche.

- Die Beeinflussung der Ufervegetation (v.a. im Bereich von Auen) wird in keiner der näher ausgewerteten alpinen Untersuchungen behandelt. Untersuchungen am Vorderrhein kommen zum Schluss, dass der Kraftwerksbetrieb v.a. zu einem Rückgang der Weichholzaue (durch den Wasserrückhalt im Sommerhalbjahr) und zu einer Verminderung der Krautvegetation im Wasserwechselbereich (durch die Spiegelschwankungen bei Schwallbetrieb) führt (MARRER & KLÖTZLI, 1980; ZAHNER & LUTZ, 1988).
- Der Gehalt an Detritus bzw. partikulärem organischem Material (POM) auf und in der Gewässersohle und damit ein wesentlicher Teil des Nahrungsangebotes für Makroinvertebraten ist in schwallbeeinflussten alpinen Gewässern erst vereinzelt aufgenommen worden (UHLMANN, 2001). Einzelne Hinweise auf die Ernährungsgrundlage für das Zoobenthos ergeben sich aus Untersuchungen zu Veränderungen des Algenaufwuchses (als einer weiteren wichtigen Futterquelle) und der Zusammensetzung von Wirbellosen nach Ernährungstypen (siehe unten).
- Die wenigen nahrungsökologischen Untersuchungen (Magenanalysen) an Fischen in den Schwallstrecken der Landquart (Bachforellen und Groppen; GEIGER & JENNY, 1988) und des Alpenrheins (Bachforellen; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001), ergaben kein einheitliches Bild, was auch am teilweise sehr geringen Umfang der Stichproben liegen dürfte.
- Eine physiologische Limitation von Arten mit hohem Sauerstoffbedarf während der Sunkphase und eine Behinderung von strömungsabhängigen Formen des Nahrungserwerbs werden von MOOG & GRASSER (zitiert in ARGE LIMNOLOGIE, 2001) als weitere Auswirkungen des Schwallbetriebes genannt. In den näher ausgewerteten Untersuchungen sind v.a. zum ersten Punkt einige Hinweise zu finden. Sie betreffen das Stranden bzw. Zurückbleiben von Organismen in Wasserlachen oder im Interstitial nach dem Schwallrückgang (vgl. Kapitel 3.4) und die Besiedlung der Wasserwechselzone. Im Alpenrhein wurden ausserdem umfangreiche *in situ* Versuche durchgeführt, die auf eine verzögerte Entwicklung

von Forelleneiern als Folge einer schwallbedingt verminderten Sauerstoffversorgung hindeuten (vgl. Kapitel 3.4).<sup>16</sup>

Schwallbedingte Veränderungen von biozönotischen Summenparametern (längenzonale Einstufung, Ernährungstypen der Makroinvertebraten) sind an diversen österreichischen und schweizerischen Gewässern untersucht worden (ARGE LIMNOLOGIE, 1994; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Die entsprechenden Befunde wurden in der vorliegenden Auswertung unter den biotischen Indikator „Zusammensetzung“ gerechnet und erscheinen in den Tabellen 3, 4 und 5 deshalb nicht gesondert. Es ergaben sich unter Schwalleinfluss mehrheitlich veränderte Anteile der einzelnen funktionellen Fresstypen am Makrozoobenthos sowie eine Verschiebung des Artenspektrums von Fischen und/oder Makroinvertebraten in Richtung der weiter flussaufwärts liegenden biozönotischen Regionen („Rhithralisierungseffekt“).

Zur Besiedlung der Wasserwechselzone („Verteilung horizontal“, Kapitel 3.2) liegen in erster Linie vom Lech und vom Inn in Tirol für das Phyto- und Makrozoobenthos sowie vom Inn für die terrestrischen Wirbellosen (Uferfauna) ausführliche Untersuchungen vor (ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Entsprechende Grundlagen für das Phytobenthos bestehen zudem vom Alpenrhein (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Mengenmässig ist der Algenbewuchs gegenüber dem unbeeinflussten Zustand kaum vermindert; Unter Umständen nimmt er, bedingt durch die teilweise dichten Bestände im "zusätzlichen" Lebensraum, eher noch zu. Ganz im Gegensatz dazu wird die tierische Besiedlung der Wasserwechselzone sowohl von der Wasser- als auch von der Landseite durch die regelmässigen Spiegelschwankungen stark eingeschränkt. Es entsteht eine eigentliche Verödungszone, worin nur wenige Wirbellosen-Arten in meist geringen Dichten gefunden werden. Auf diese „Spezialisten“ unter den aquatischen und terrestrischen Organismen wird in Kapitel 4.2 näher eingegangen.

---

<sup>16</sup> In der Schwallstrecke der Landquart wurde ebenfalls eine verzögerte Entwicklung von Forelleneiern festgestellt, in diesem Fall aber auf verminderte Temperaturen während des Winters zurückgeführt (GEIGER & JENNY, 1988).

Tab. 5: In verschiedenen Untersuchungen häufig oder mehrfach genannte Schwallenflüsse mit der Anzahl Nennungen in den Reviews (REV), den alpinen Untersuchungen (ALP) und total (TOT). BG = Biozönose gesamt; AF = Adulte Fische; JF = Fischeier und juvenile Fische; MZB = Makrozoobenthos; PB = Phytobenthos; POM = Partikuläres organisches Material; v = vereinzelt. \*: Beim Phytobenthos wurde teilweise auch eine Zunahme der Dichte bzw. Biomasse in den Wasserwechselzonen festgestellt.

Beeinflusste Parameter (Indikatoren)	Art des Einflusses (überwiegend)	Betroffene Organismen	Nennungen		
			REV	ALP	TOT
<b>Abiotisch</b>					
Wassertemperatur	Veränderung generell	JF	10	12	22
Strömung	Zunahme	MZB	9	11	16
Wassertiefe	Zunahme	—	5	10	15
Benetzte Breite	Zunahme	—	3	12	15
Habitatsangebot hydraulisch	Veränd. generell / Abnahme	AF, JF	9	4	13
Chemismus/Wasserqualität	Veränderung generell	—	3	9	12
Korngrössenzusammensetzung	Veränderung generell		4	3	7
Deposition/Resuspension	Zunahme	AF, MZB	4	3	7
Leitfähigkeit	Abnahme	—	0	6	6
Sohlennahe Strömung	Zunahme	—	v	5	5
Gehalt an Detritus / POM	Abnahme	—	5	0	5
Sauerstoffgehalt	Abnahme	—	4	v	4
Kolmation/Versiltung	Zunahme	—	v	4	4
Grundwasserquantität/-qualität	Veränderung generell	—	v	3	3
Schwebstoffgehalt/Trübung	Zunahme	—	v	3	3
Benetzte Fläche	Zunahme	—	0	3	3
<b>Biotische Struktur</b>					
Biomasse	Abnahme	AF, MZB, (PB)*	23	36	59
Häufigkeit/Dichte	Abnahme	AF, JF, MZB, (PB)*	21	37	58
Zusammensetzung	Veränderung generell	AF, MZB, PB	14	44	59
Artenzahl/Diversität	Abnahme/ keine Veränd.	MZB, PB	7	27	34
Besiedlung Wasserwechselzone	Abnahme	MZB, PB	15	—	15
Biozönotische Region	Veränderung generell	MZB	0	4	4
Verteilung vertikal/horizontal	Veränderung generell	MZB	—	3	3
<b>Biotische Funktion</b>					
Abdrift/Ausschwemmung	Zunahme	BG, AF, JF, MZB, PB	37	19	56
Stranden/Trockenfallen	Zunahme	BG, AF, JF, MZB	45	7	52
Nahrungsangebot/-aufnahme	Veränderung generell	AF, MZB	15	3	18
Reproduktion	Abnahme	AF	9	8	17
Aktivität/Verhalten	Veränderung generell/keine	AF, JF	16	v	16
Wachstum	Veränderung keine/generell	AF, JF	4	7	11
Produktion	Abnahme	BG, AF	10	0	10
Mortalität	Zunahme	JF	4	0	4



### 3.4 Fallbeispiele

Anhand ausgewählter Fallbeispiele werden im Folgenden einige mögliche Auswirkungen des Schwallbetriebes auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft in Fließgewässern beschrieben. Da die Auswirkungen von Gewässer zu Gewässer verschieden sind (vgl. Kapitel 3.3), dürfen diese Beispiele nicht verallgemeinert werden.

#### Alpenrhein (CH/FL/A)

Eine breit angelegte, interdisziplinäre Studie zum Einfluss der Schwall- und Trübungsverhältnisse auf die Gewässerökologie fand in den Jahren 1998 bis 2001 am Alpenrhein zwischen Domat/Ems und dem Bodensee statt (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Es wurden hauptsächlich vier Teststrecken bearbeitet (vgl. Abbildung 7):

- Die unverbauten, morphologisch noch naturnahen Mastrilser Rheinauen;
- Zwei kanalisierte, aber dank alternierender Kiesbänke morphologisch strukturierte Strecken bei Bad Ragaz und Buchs;<sup>17</sup>
- Eine kanalisierte und morphologisch sehr monotone Strecke bei Diepoldsau.

Der Abfluss des ganzen Alpenrheins ist im Winterhalbjahr von starken Schwällen geprägt, eine hydrologisch unbeeinflusste Referenzstrecke existiert nicht. Die Auswirkungen des Schwallbetriebes mussten deshalb durch Vergleiche zwischen verschiedenen Teststrecken, Flussbettbereichen und Abflusszuständen (Schwall bzw. Sunk) sowie durch den Vergleich mit anderen alpinen Flüssen ermittelt werden.

In den Strecken bei Mastrils und bei Triesen sind schon auf dem Luftbild braune, den (weissen) Kiesbänken vorgelagerte Zonen im Fluss zu erkennen (Abbildung 7). Es handelt sich dabei um dichten Bewuchs durch die Goldalge *Hydrurus foetidus* in den un-tiefen Uferbereichen. In der Teststrecke Diepoldsau fehlt dieser Bewuchs.

Auch in den morphologisch natürlicheren Profilen erstreckt sich der Bewuchs durch *Hydrurus* und andere Aufwuchsalgen (v.a. Kieselalgen, seltener fädige Grünalgen) nicht über die ganze Flussbreite (Abbildung 8). Die durchgehende tiefe Fließrinne, die sich,

---

<sup>17</sup> Abbildung 7 zeigt die ähnliche Strecke von Triesen bis Vaduz.

oft von einem Ufer zum anderen pendelnd, zwischen den Kiesbänken hinzieht, ist nahezu bewuchsfrei. Dies belegen Unterwasser-Videoaufnahmen über die ganze Flussbreite in den einzelnen Teststrecken (Abbildung 8). Es konnte gezeigt werden, dass die Abnahme des pflanzlichen Bewuchses mit zunehmender Wassertiefe nicht die Folge eines abnehmenden Lichtangebotes ist, sondern die Folge einer starken hydraulischen und mechanischen Belastung der Flusssohle durch die starke Strömung und durch transportiertes Feinsediment/Feingeschiebe bei Schwall ("Sandstrahl-Effekt", "Kugelmühlen-Effekt").

Parallel zum Algenbewuchs verändert sich auch die Abundanz (Individuendichte) des Makrozoobenthos. Ein enger Zusammenhang zwischen der *Hydrurus*-Dichte und der Zoobenthos-Besiedlung ist aus vielen alpinen Gewässern bekannt (MOOG & CHOVANEC, 1998). Die Algenbüschel bieten den Invertebraten Lebensraum, Schutz und Nahrungsgrundlage (z.B. in Form von aufwachsenden Mikroorganismen oder hängenbleibendem organischem Material) zugleich. Nimmt die Strömung, wie in den zentralen Flussbettbereichen des Alpenrheins bei Schwall, übermässig zu, so wird das Aufkommen des Algenbewuchses und damit auch eine standortgerechte Entwicklung des Makrozoobenthos verhindert.

Wie das Beispiel von Mastrils zeigt, nimmt das Makrozoobenthos vom Ufer gegen die Flussmitte aus diesem Grund zahlenmässig stark ab und erreicht in der Tiefenrinne ausserordentlich geringe, fast vernachlässigbare Abundanzen (Abbildung 8). In der Teststrecke Diepoldsau ist eine derartige biologische Verödung über die gesamte Breite festgestellt worden. In allen Teststrecken des Alpenrheins sind Zuckmückenlarven (Chironomiden) mit Abstand die dominierende Invertebraten-Gruppe. Parallel zur Individuendichte verändert sich auch die Biomasse des Makrozoobenthos und damit die gewässereigene (autochthone) Nahrungsgrundlage für die Fische.

Um die Entwicklung von Forelleneiern *in situ* zu untersuchen, wurden Behälter (modifizierte Vibert-Kästen) mit Substrat der jeweiligen Stelle gefüllt, mit je 200 Seeforelleneiern bestückt und in folgenden Gewässern sohleneben eingegraben:

- drei Teststrecken des Alpenrheins (ohne Diepoldsau),
- Dorfbach Mastrils, einer der letzten noch naturnahen, niveaugleich an den Rhein angeschlossenen direkten Zuflüsse,

- je ein Alpenfluss mit (Inn) und ohne Schwallbetrieb (Lech) in Österreich.

Alle Vibert-Kästen wurden bei minimalem Sunk (am Wochenende) in permanent benetzte, morphologisch unterschiedliche Flussbettbereiche eingebracht (Abbildung 9). Insgesamt wurden im Herbst 100 Vibert-Kästen exponiert, gegen Ende des Winters wieder entnommen und auf den Entwicklungsstand der exponierten Eier überprüft.

Im Alpenrhein wurden nur in der Teststrecke Mastrils Forellenlarven in den geborgenen Vibert-Kästen nachgewiesen — und auch dort nur in den Flussbettbereichen unterhalb von Riffels. An allen anderen Stellen wurden zwar lebende Eier (im Augenpunktstadium und in noch früheren Entwicklungsstadien), aber keine Larven vorgefunden. Auch im Inn und im Lech blieb die Zahl der Larven sehr gering, was teilweise auf die (im Vergleich zum Alpenrhein) tieferen Wassertemperaturen zurückzuführen war. Einzig im Dorfbach Mastrils (mit höheren Temperaturen, aber dafür auch früher geborgenen Kästen) hatten sich über 50% der eingebrachten Eier zu Larven entwickelt, was den Erwartungen entsprach.

Betrachtet man alle exponierten Vibert-Kästen im Überblick, so ergibt sich ein klarer Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Larven und dem während der Expositionsperiode in die Kästen eingetragenen Feinsediment (Durchmesser  $< 0.63\text{mm}$ ): Nur in Kästen mit geringem Feinsedimenteintrag konnten sich die Eier, der Jahreszeit entsprechend, überhaupt bis zu Larven entwickeln (Abbildung 10).

Diese zeitliche Verzögerung der Ei-Entwicklung hätte im weiteren Verlauf dazu geführt, dass die Larven — wenn überhaupt — das schwimmfähige Stadium nicht mehr rechtzeitig (d.h. vor dem Einsetzen der Frühjahrs-Hochwasser) erreicht hätten und deshalb kaum erfolgreich aufgekommen wären. Es wird vermutet, dass eine ungenügende Durchströmung des Flussbettes und in der Folge eine ungenügende Versorgung der Fischeier mit Sauerstoff für die verzögerte Entwicklung verantwortlich ist. Die Ursache dafür ist in der Verlegung und Verstopfung des Porenraums (Interstitial) mit Feinsediment zu suchen. Diese sogenannte innere Kolmation wird am Alpenrhein, wie entsprechende Berechnungen ergaben, durch den Schwallbetrieb verstärkt.

### **Ance du Nord (F)**

Die Ance du Nord ist ein kleiner, am Rande des französischen Zentralmassivs gelegener Fluss, an dem in den Jahren 1990 bis 1993 Untersuchungen in einer hydrologisch unbe-

einflussten (Referenz), einer Restwasser- und zwei Schwallstrecken durchgeführt wurden (VALENTIN, 1995, 1997). Abbildung 11 zeigt eine der Untersuchungsstrecken bei Sunk und bei Schwall. Gut zu erkennen sind die ausgedehnten, bei Schwall überfluteten und bei Sunk trockenen oder nur mehr mit wenig stehendem Wasser (Resttümpel) bedeckten Uferbereiche.

Aufgrund der Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse wurden in verschiedenen Querprofilen der Ance du Nord jene Sedimentbereiche ermittelt, die bei unterschiedlichem Abfluss für Bachforellen-Brütlinge als Lebensraum (Habitate) zur Verfügung stehen. Diese Habitat-Modellierung erfolgte mit der Methode der "Surfaces Ponderées Utiles" (SPU).<sup>18</sup> Die Resultate sind in Abbildung 11 für je zwei beidseitig verbaute (Station 3) und zwei nur einseitig verbaute Profile (Station 4) dargestellt. An den verbauten, steilen Ufern bestehen nur bei Sunk günstige ("favorable") Habitate. Bei Schwall fallen diese Bereiche für die Forellenbrütlinge ebenfalls aus, da sie zu stark überströmt werden ("défavorable"). An den unverbauten Flachufeln wiederum sind zwar sowohl bei Sunk als auch bei Schwall geeignete Habitate vorhanden; Diese potentiellen Lebensräume liegen aber weit (bis zu 14m) auseinander, was die Brütlinge zwei mal täglich zu einem Ortswechsel innerhalb kurzer Zeit (30 bis 60min) zwingt. Wenn ihnen dies nicht gelingt, stranden sie (bei Schwallrückgang), oder sie verbleiben in stärker überströmten, ungünstigen Bereichen zurück (bei Schwallanstieg). In beiden Fällen hängt ihr Überleben stark von den örtlichen Bedingungen ab, insbesondere vom Vorhandensein geeigneter Rückzugsmöglichkeiten (Refugien).

### **Nidelva (N)**

In der Nidelva, einem Fluss in Zentral-Norwegen, wurden von 1997 bis 1999 zahlreiche Experimente zum Stranden von Lachs- und Bachforellen-Sömmerlingen und -Jährlingen bei Schwallrückgang durchgeführt (SALTVEIT *et al.*, 2001). Zu diesem Zweck wurde ein flacher Uferbereich durch Netze vollständig abgesperrt ("enclosure", Abbildung 12). Dieser ca. 4m breite und ca. 20m lange Bereich war bei Schwall benetzt (mittlere Tiefe

---

<sup>18</sup> Die SPU entsprechen der „Weighted usable area“ (WUA), wie sie in der „instream flow incremental methodology (IFIM) verwendet wird (BOVEE, 1982, MALAVOI & SOUCHON, 1992).

ca. 50cm), fiel aber bei Sunk vollständig trocken. Jungfische, die sich mit dem zurückweichenden Wasserstand gegen die Flussmitte hin bewegten, konnten sich am untersten Ende der Absperrung in einen angehängten, immer unter Wasser liegenden Netzsack retten. Pro Versuch wurden bei hohem Wasserstand 50 bis 100 Jungfische in den oberen Teil der Absperrung eingesetzt und dort einige Stunden bis Tage zur Akklimatisation belassen. Anschliessend wurde der Wasserstand, ähnlich wie bei einem "normalen" Schwallrückgang, innert einer knappen Stunde abgesenkt, was einer Rückgangs-Rate des Pegels von über 0.8 cm/min entspricht. Bis zur nächsten Flutung blieb der Untersuchungsbereich mindestens 2h trocken. In dieser Zeit wurden die im Netzsack gefangenen Fische geborgen und die ganze abgesperrte Fläche nach weiteren, gestrandeten Fischen abgesucht. Die pro Versuch verwendeten Fische wurden gruppenweise markiert und die überlebenden Tiere teilweise in den Folgeversuchen wieder eingesetzt.

Abbildung 12 zeigt die Resultate von Versuchen bei Tag und bei Nacht mit Bachforellen-Sömmerlingen im Oktober ("autumn") und im November/Dezember 1998 ("winter"). Der Anteil gestrandeter Fische pro Versuch lag im Herbst bei über 10%, im Winter bei über 20%. Dabei sind nur jene Fische berücksichtigt, die nach Versuchsende effektiv in den trockenfallenden Bereichen aufgefunden wurden. Von den restlichen 80 bis 90% der Fische konnte sich nur ein Teil in den Netzsack retten, während ein beträchtlicher Teil (in gewissen Versuchen >50%) gar nicht mehr oder erst in den Folgeversuchen wieder „auftauchte“. Diese Fische konnten sich offenbar in Lückenräume des Sedimentes zurückziehen und dort zumindest teilweise die "Trockenzeit" überdauern. Das Stranden bedeutet für Jungfische demnach noch nicht automatisch, dass sie zugrunde gehen. Auf der anderen Seite zeigen die Versuche, dass bei einer visuellen Kontrolle von trockengefallenen Sohlenbereichen, wie sie in Schwall-Untersuchungen üblich ist, längst nicht alle gestrandeten Jungfische entdeckt werden.

Ein deutlich höherer Anteil gestrandeter Fische bei tiefen Wassertemperaturen (im Winter und Frühjahr) wurde nicht nur bei den Forellen und Lachsen der Nidelva, sondern auch in anderen Schwall-Untersuchungen festgestellt. Die Gründe dafür werden u.a. in der verminderten Aktivität und der stärkeren Anbindung der Fische an das Substrat während der kalten Jahreszeit vermutet.

**Sitter (CH)**

In der Sitter unterhalb des Kraftwerkes Kubel bei St.Gallen wurde 1997/98 eine Untersuchung über die schwallbedingten Auswirkungen auf die abiotischen und biotischen Verhältnisse im Gewässer durchgeführt (LIMNEX, 2000a). Mangels geeigneter Referenzstrecke ohne Schwallbetrieb mussten die Auswirkungen auch in diesem Fall durch relative Vergleiche zwischen Schwall und Sunk sowie durch das Heranziehen von Erfahrungswerten und Vergleichsdaten aus anderen Gewässern ermittelt werden.

Ähnlich wie bei der Ance du Nord sind auch in flachen Uferpartien der Sitter ausgedehnte Sedimentbereiche vorhanden, die bei Sunk trockenfallen oder nur mehr von Resttümpeln bedeckt sind (Abbildung 13). In diesen Tümpeln erwärmte sich das Wasser im Sommer innerhalb einer Stunde um bis zu 5.5°C. In und um das stehende Wasser wurden im August 1997 viele gestrandete oder gefangene Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven beobachtet. Einige köchertragende Larven schienen das Trockenfallen vergleichsweise gut zu überstehen — im Gegensatz zu vielen anderen Arten von Fließwasser-Invertebraten (Kapitel 4.2).

Die Menge der im fließenden Wasser treibenden Organismen (Drift) ist in der Sitter Mitte Februar 1998 über 24h bei unterschiedlicher Wasserführung verfolgt worden (Abbildung 13). Bis zu einem Schwallabfluss von ca. 11.5 m<sup>3</sup>/s, wie er an der Sitter oft herrscht, bewegte sich die Konzentration (Driftdichte) der Makroinvertebraten innerhalb eines vergleichsweise engen, für viele Gewässer typischen Bereiches von ca. 2 bis 4 Individuen/m<sup>3</sup>. Eine Zunahme von driftenden Organismen in den Dämmerungsstunden, wie es dem natürlichen Driftrhythmus entsprechen würde, war dabei weder am Morgen noch am Abend festzustellen. Bei einem weiteren, geringfügigen Anstieg des Abflusses von 11.5 auf über 12 m<sup>3</sup>/s nahmen jedoch sowohl die Dichte der driftenden Makroinvertebraten als auch jene der abtreibenden Pflanzen (v.a. Fäden der Goldalge *Hydrurus foetidus*) sprunghaft zu. Diese starke, "erzwungene" Abdrift ist auf eine erhöhte hydraulische Belastung der Sohle und in der Folge ein mechanisches Abreißen bzw. Wegspülen der sedimentbewohnenden Organismen durch die zunehmende Strömung zurückzuführen. Eine derartige "Katastrophendrift" tritt natürlicherweise nur bei Hochwasser auf, also wenige Male pro Jahr. In der Sitter werden, wie das Beispiel zeigt, die auslösenden Abflüsse an gewissen Tagen auch vom Schwall erreicht. In anderen Schwallstrecken kann sich die Katastrophendrift v.a. im Winter (bei maximalen Schwall/Sunk-Verhältnissen) an beinahe allen Werktagen wiederholen. Dies kann auf

die Dauer dazu führen, dass die Benthosbesiedlung ausgedünnt wird bzw. in gewissen, stark exponierten Sohlenbereichen gar nicht erst aufkommt.

Die driftenden Tiere wurden in allen Proben der Sitter von Zweiflüglerlarven (v.a. Zuck- und Kriebelmücken) dominiert (Abbildung 13), die zusammen mit Eintagsfliegenlarven (v.a. die Gattung *Baetis sp.*) in alpinen Gewässern generell zu den driftaktivsten Organismen zählen.

### **Bregenzerache (A)**

An der Bregenzer Ache, einem Bodenseezufluss in Vorarlberg, wurden über 10 Jahre lang (1986 bis 1997) ausserordentlich umfangreiche gewässerökologische Untersuchungen im Zusammenhang mit der hydroelektrischen Nutzung durchgeführt (JUNGWIRTH *et al.*, 1987; BOKU, 1997/98). Dabei konnten hydrologisch unbeeinflusste Strecken (Referenz), Restwasser- und Schwallstrecken untereinander verglichen werden (Abbildung 19). In dieser Zeit (1992) nahm an der Bregenzerache das neue Kraftwerk Alberschwende seinen Betrieb auf, wobei auch verschiedene schwalldämpfende Massnahmen realisiert worden sind (vgl. Kapitel 5).

Abbildung 14 gibt den Verlauf der Wassertemperatur über fünf Tage im Juni 1996 in der Referenzstrecke (Bezau) und der Schwallstrecke (Bozenau) wieder. Erstere zeigt den unter natürlichen Verhältnissen typischen, sinusförmigen Tagesgang mit minimalen Werten am Morgen und maximalen Werten gegen Abend. In der Schwallstrecke ist der Temperaturverlauf dagegen stark gestört, wobei insbesondere der nächtliche Temperaturrückgang (bei Sunk) nicht oder nur stark vermindert erscheint. Dasselbe Phänomen tritt auch am 9. Juni auf, einem Sonntag fast ohne Schwallbetrieb. Dies kann damit zusammenhängen, dass der Sunkabfluss aus der über 25 km langen, flussaufwärts gelegenen Restwasserstrecke kommt, worin das Wasser gegenüber der Referenzstrecke zu allen Tageszeiten aufgewärmt wird.

Die Schwälle, die teilweise aus höhergelegenen Speichern stammen, hatten an einzelnen Messtagen einen sehr unterschiedlichen Einfluss auf die Wassertemperatur. An der Messstelle Bozenau ist neben dem Schwall der Bregenzer Ache noch ein flussaufwärts einmündender, ebenfalls schwallbeeinflusster Seitenbach wirksam. Die beiden Schwälle

überlagern sich und erzeugen so den ersichtlichen, „aus dem Rhythmus geratenen“ Temperaturgang.

Die Referenz- und Restwasserstrecke der Bregenzer Ache gehören fischereibiologisch der Forellenregion (Epi-/Metarhithral) an. In allen darin gelegenen Abfischungsstrecken wurden denn auch die beiden Leitarten Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*) und Groppe (*Cottus gobio*) in bestandesbildender Anzahl vorgefunden (Abbildung 15). In den untersten beiden Restwasserstrecken kamen teilweise noch die Schmerle (*Barbatula barbatula*) und ganz vereinzelt andere Fischarten hinzu.<sup>19</sup>

In der Schwallstrecke, die der Äschenregion (Hyporhithral) zugerechnet wird, waren nur bei einzelnen Abfischungen überhaupt bestandesbildende Arten vorhanden. Im Mittel waren dies zwischen ein und zwei Arten, worunter je nach Termin und Strecke die Groppe, der Strömer (*Leuciscus souffia agasizzi*), die Bachforelle und andere fielen. Die scheinbar nur geringfügige Abnahme der Artenzahl in der Schwallstrecke erscheint aber erst dann im richtigen Licht, wenn sie der zu erwartenden, potentiellen Anzahl an bestandesbildenden Arten gegenübergestellt wird (Abbildung 15). Dieser aufgrund von Erfahrungen aus anderen, vergleichbaren Fliessgewässern bestimmte Sollwert umfasst sieben Arten, wozu neben den bereits genannten noch die Äsche (*Thymallus thymallus*), die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und die Barbe (*Barbus barbus*) gezählt werden. Besonders augenfällig ist das Auseinanderklaffen zwischen Ist- und Sollzustand bei der Äsche; dieser namensgebende Leitfisch der hier vorliegenden Gewässerregion wurde zwar bei mehreren Abfischungen in den einzelnen Strecken festgestellt, war aber in keinem Fall bestandesbildend. Bei den bestandesbildenden Arten wird der Ausfall je nach Schwallstrecke und Abfischung mit 60% bis 100% angegeben.

Die auf eine normierte Fläche umgerechneten Abundanzen (in Individuen/ha) und Biomassen (in kg Frischgewicht/ha) des gesamten erfassten Fischbestandes bewegten sich in der Referenz- und Restwasserstrecke durchschnittlich in vergleichbaren Grössenordnungen (Abbildung 15). In der Schwallstrecke lagen die entsprechenden Werte der drei dargestellten Jahre hingegen fast durchwegs um eine Grössenordnung tiefer, was einem relativen Individuen- bzw. Biomasse-Ausfall von ca. 90% entspricht. Absolut

---

<sup>19</sup> Da es sich bei diesen Daten um Mittelwerte aus insgesamt vier Abfischungsterminen handelt, resultieren in Abbildung 15 für einzelne Strecken die an sich unsinnigen Bruchteile von Artenzahlen.



betrachtet war der Ausfall noch grösser: Im Vergleich zu anderen Flüssen ähnlicher Charakteristik wies die Schwallstrecke der Bregenzer Ache mit Abstand den geringsten Fischbestand auf, und auch die Referenz- und Restwasserstrecke lagen am unteren Ende des gesamten Schwankungsbereiches.





Abb. 7: Morphologische Vielfalt in den Untersuchungsstrecken des Alpenrheins. Linkes Bild: Zizers bis Landquart mit den Mastrilser Rheinauen, Blick flussaufwärts. Mittleres Bild: Triesen bis Vaduz mit alternierenden Bänken, Blick flussabwärts. Rechtes Bild: Internationale Rhein-strecke beim Diepoldsauer Durchstich, schmales Hauptgerinne mit Vorländern, Blick flussaufwärts. Aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

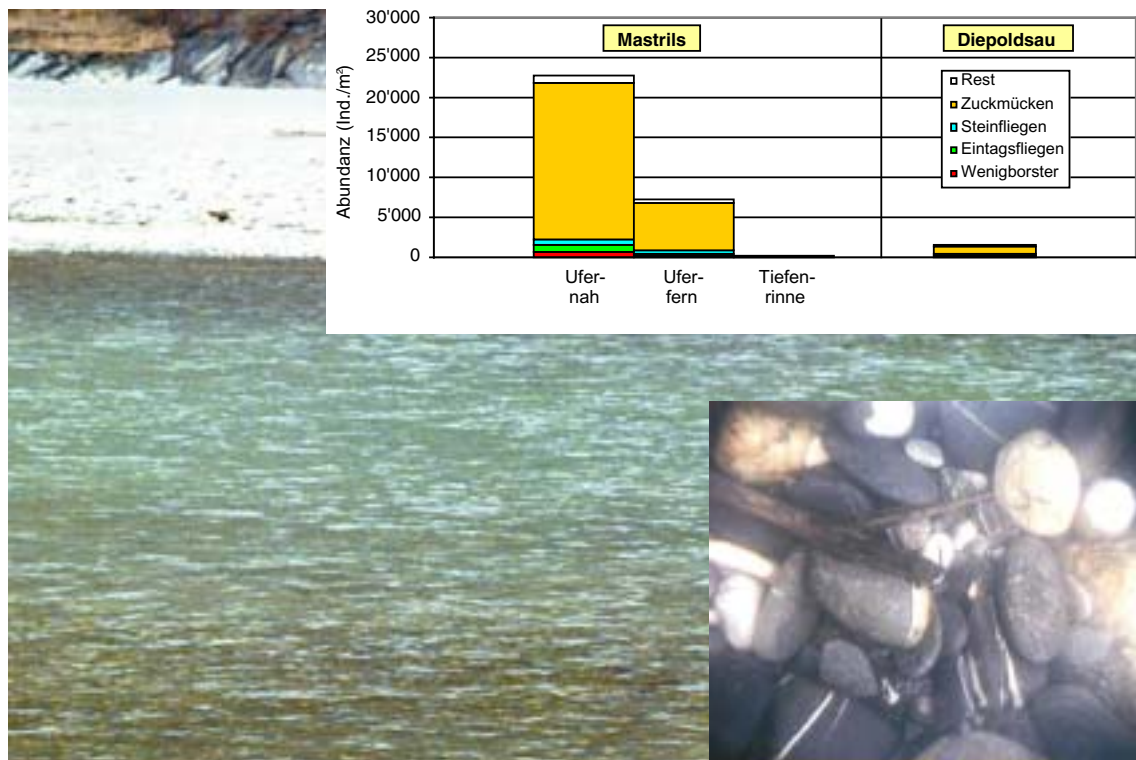


Abb. 8: Phytobenthos und Makrozoobenthos im Alpenrhein. Linkes Bild: Ufernaher Bewuchs der Goldalge *Hydrurus foetidus* (dunkler Streifen) in der Teststrecke Mastrils. Bild rechts oben: Besiedlungsdichten und Anteile der Grossgruppen am Makrozoobenthos im Februar 2000 in den Teststrecken Mastrils und Diepoldsau. Bild rechts unten: Bewuchsfreies Substrat zur selben Zeit in 1.7m Wassertiefe der Teststrecke Bad Ragaz. Aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).



Abb. 9: *In situ* Untersuchungen zur Entwicklung von Forelleneiern im Alpenrhein. Die modifizierten Vibert-Kästen (kleines Bild) werden an jeder Beprobungsstelle in die drei charakteristischen Flussbettbereiche "oberhalb Riffel" und "unterer Teil Riffel" (linkes Bild) sowie "entlang Kiesbank" (rechtes Bild) eingebracht. Auf dem rechten, bei Sunk aufgenommenen Bild ist anhand der Schneegrenze auch die Lage der Uferlinie bei maximalem Schwall zu erkennen. Aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

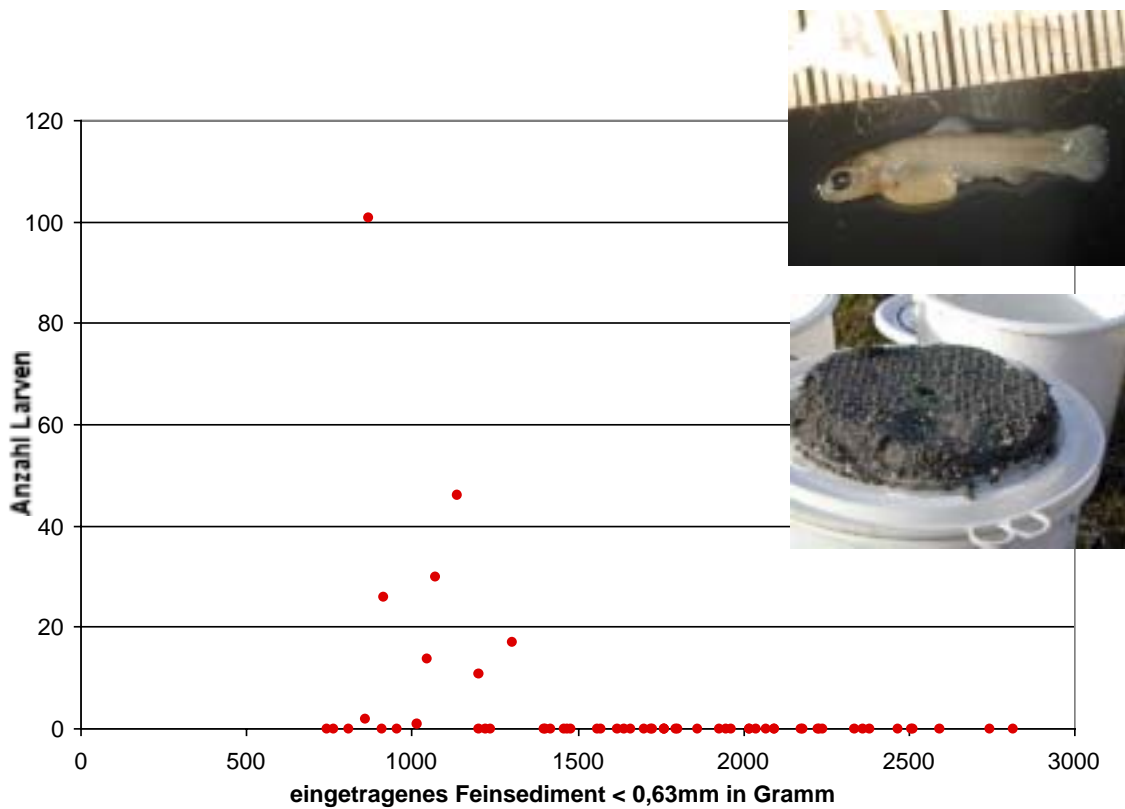


Abb. 10: Entwicklung von Forellnarven (kleines Bild oben) in verschiedenen Teststrecken des Alpenrheins in Abhängigkeit vom Eintrag an Feinsediment (kleines Bild unten). Aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

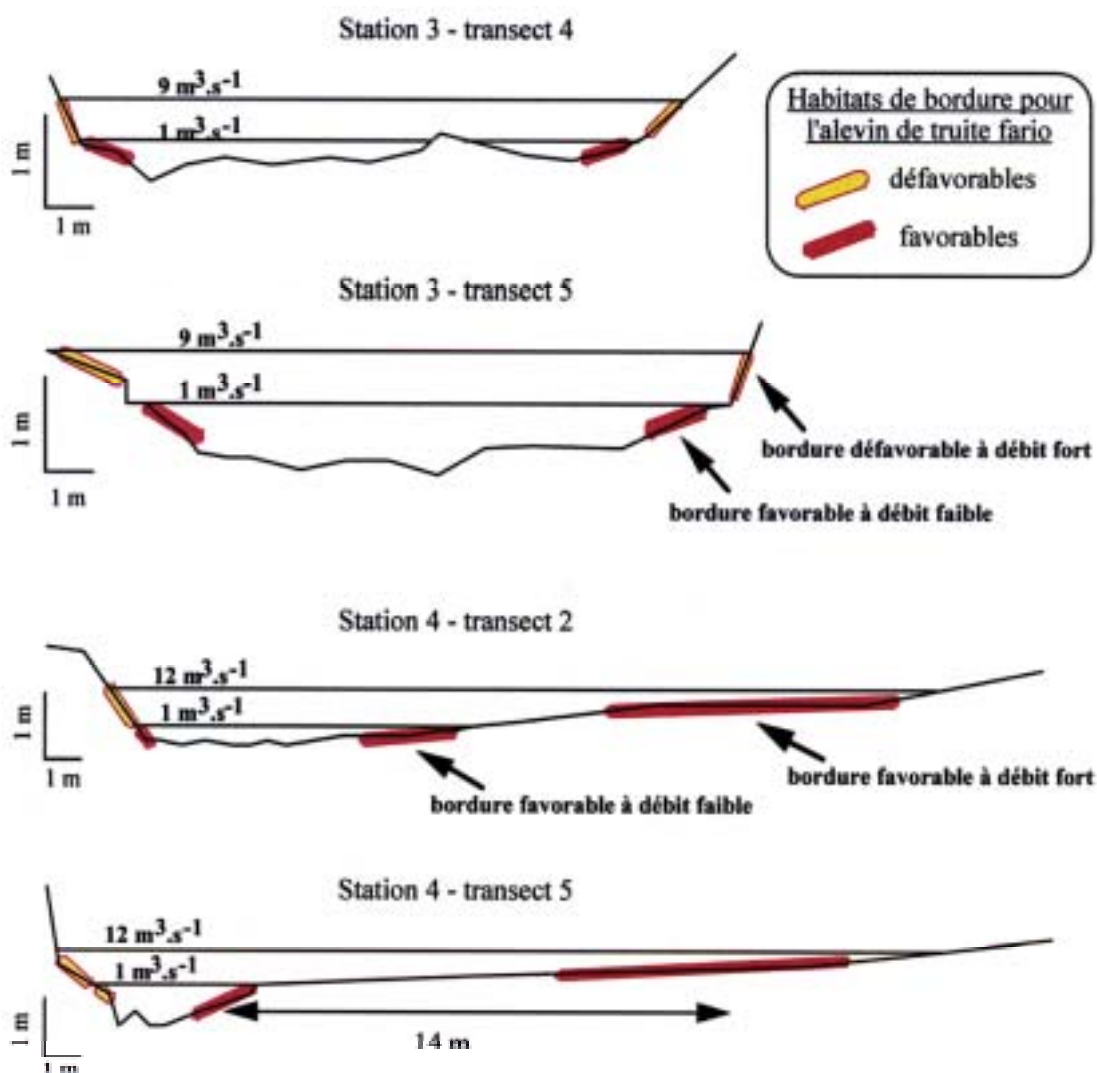


Abb. 11: Die Ance du Nord im Juni 1990 bei Sunk (Bild oben links) und bei Schwall (Bild oben rechts). Bild unten: Für Bachforellen-Brütlinge geeignete („favorables“) bzw. ungeeignete Habitate („défavorables“) bei Sunk (1 m<sup>3</sup>/s) und Schwall (9 – 12 m<sup>3</sup>/s) in verschiedenen Querprofilen. Aus VALENTIN (1995). Wiedergabe mit Erlaubnis der Autorin und der CEMAGREF.



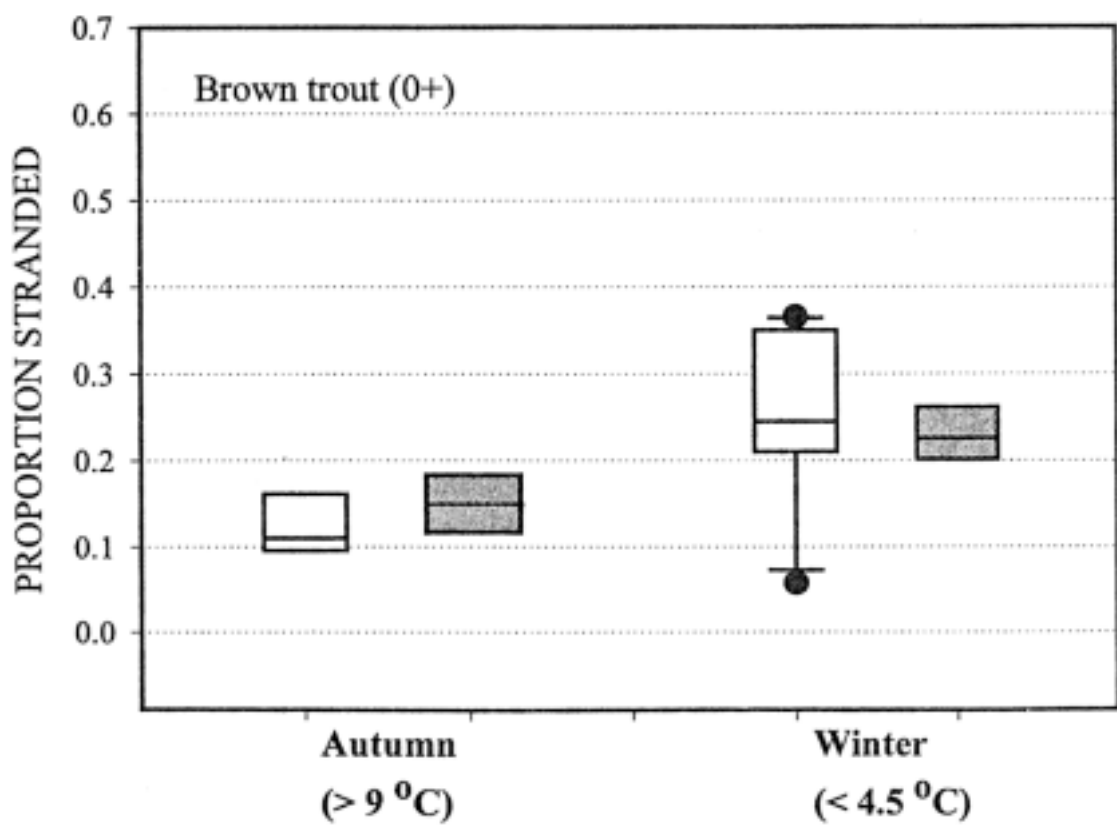


Abb. 12: Experiment zum Stranden von Bachforellen-Sömmerlingen an der Nidelva. Oberes Bild: Ab-sperrung eines Uferbereiches. Unteres Bild: Anteil gestrandeter Fische bei Tag (helle Säulen) und bei Nacht (dunkle Säulen) in zwei verschiedenen Jahreszeiten. Aus SALTVEIT *et al.* (2001). © John Wiley & Sons Limited. Reproduced with permission.

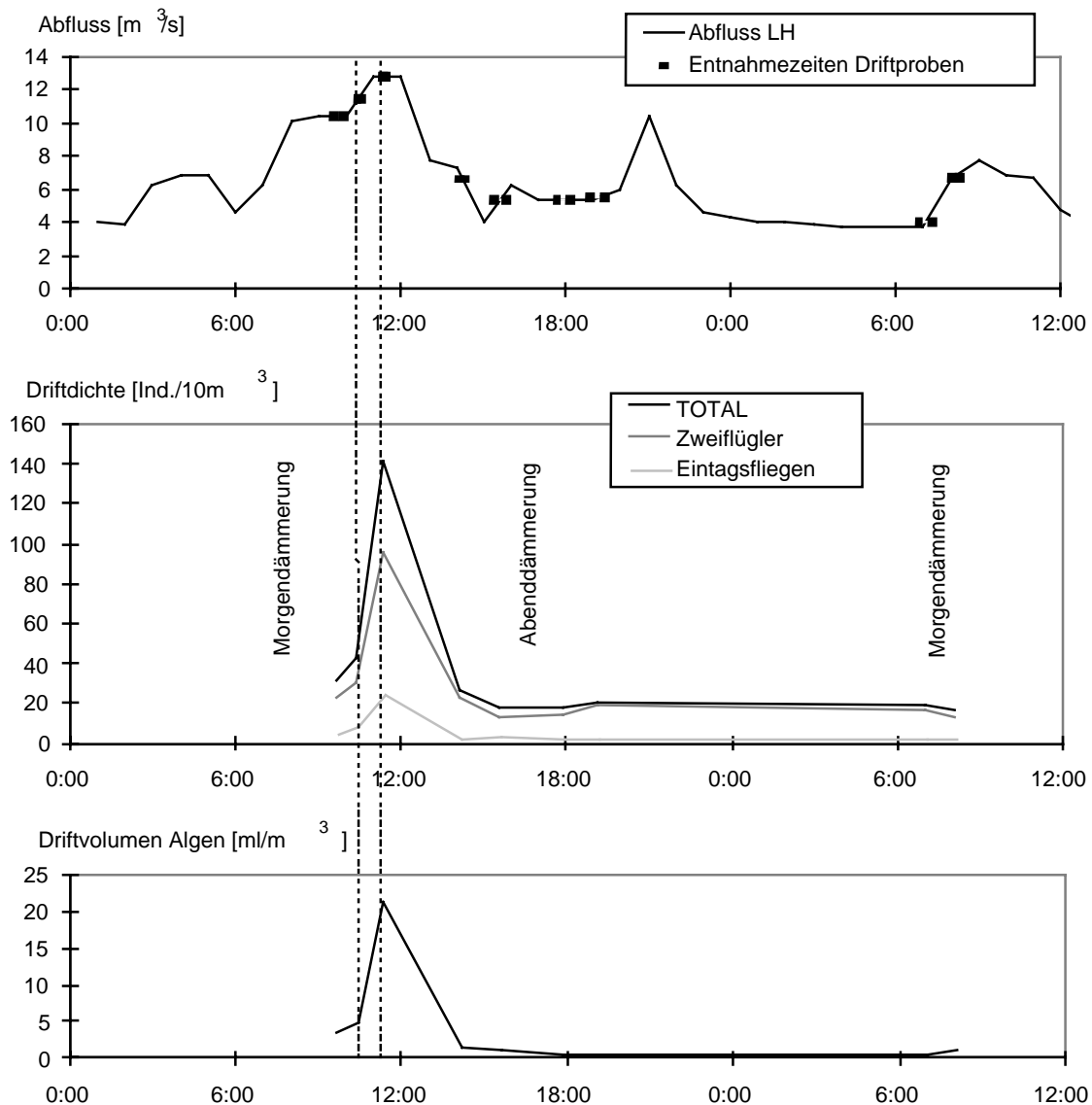


Abb. 13: Schwallstrecke der Sitter bei St.Gallen. Fotos oben: Trockenfallende Uferpartien (links) und gestrandete Köcherfliegenlarven (rechts) bei Sunk. Grafiken: Driftmessung vom 13./14.2.98. Gestrichelte Linien: Messungen kurz vor und während der Schwallspitze. Aus LIMNEX (2000a).

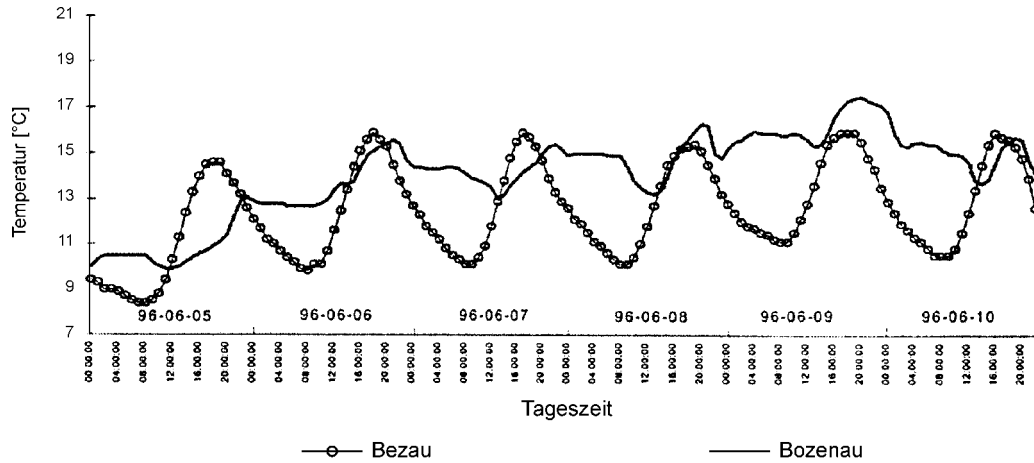


Abb. 14: Temperaturentwicklung in einer Referenzstrecke (Bezaug) und einer Schwallstrecke (Bozenau) der Bregenzer Ache vom 5.6. bis 10.6.1996. Aus BOKU (1997/98), verändert.

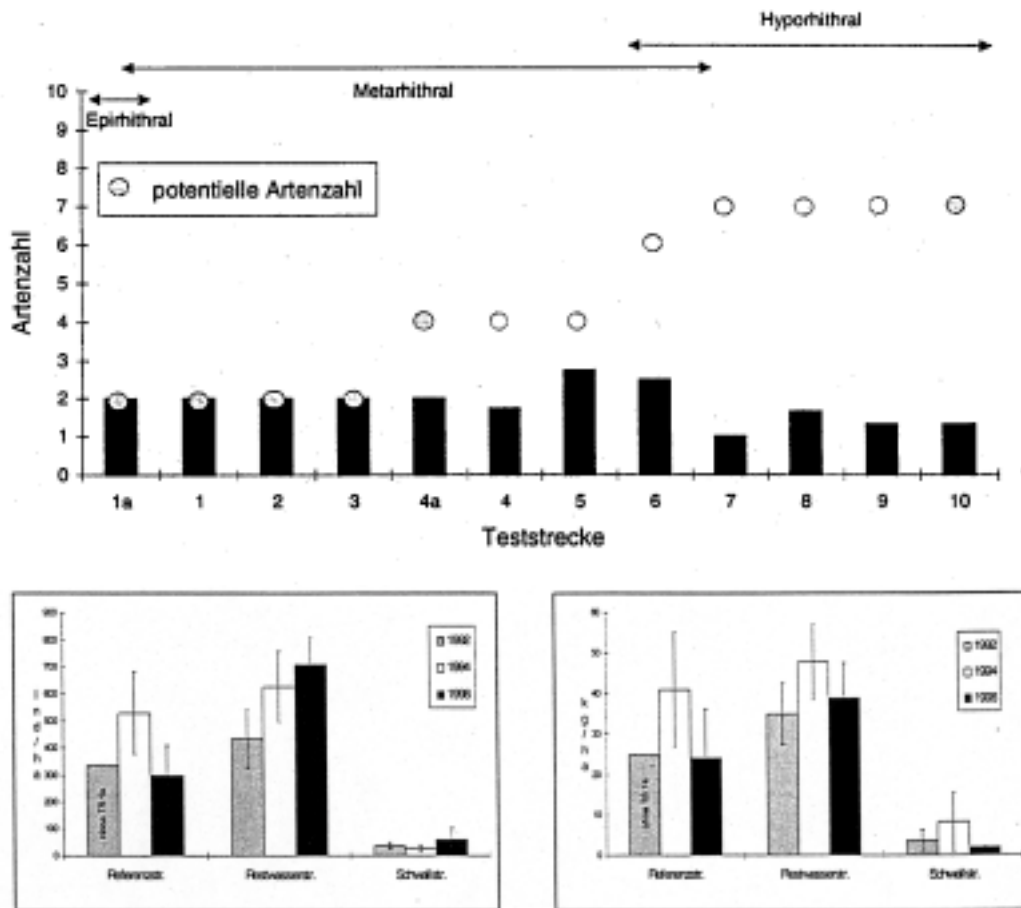


Abb. 15: Oberes Bild: Anzahl Fischarten in Referenz- (1a+1), Restwasser- (2–6) und Schwallstrecken (7–10) der Bregenzerache. Mittelwerte von vier Abfischungen aus den Jahren 1986, 1992, 1994 und 1996. Untere Bilder: Flächenbezogene Individuendichten und Biomassen der Fische in denselben Strecken für einzelne Jahre. Aus BOKU (1997/98).



## 4. Bestimmende Faktoren für die Schwallauswirkungen

Die Art und Weise, wie sich Schwälle auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft in Fließgewässern auswirken, hängt nicht nur von der Charakteristik des Schwallbetriebes selbst (Kapitel 4.3), sondern auch von verschiedenen Merkmalen des jeweiligen Gewässers bzw. Gewässer-Abschnittes und von den vorhandenen Organismen ab. GISLASON (1985) gibt als bestimmende Faktoren etwa die Flussordnung, den Substrattyp, die Morphologie des Gerinnes, das Temperaturregime, die Wasserqualität sowie die pflanzliche und tierische Besiedlung an. Das Stranden von Fischen ist nach FLODMARK *et al.* (2002) ausserdem von der Tages- und Jahreszeit sowie vom Alter und von der Grösse der Fische abhängig.

### 4.1 Gewässermerkmale

Bei den Untersuchungen an verschiedenen Teststrecken des Alpenrheins (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001, vgl. Kapitel 3.4) wurde die Flussmorphologie als einer der bestimmenden Faktoren für Art und Ausmass der Schwallauswirkungen erkannt. Übertragen auf die schematische Darstellung einer Flussentwicklung in Abhängigkeit von Struktur und Funktion des Ökosystems (nach BRADSHAW, 1997), liegen die alleamt schwallbeeinflussten Teststrecken relativ weit auseinander (Abbildung 16). Dabei widerspiegelt die Einstufung auf diesem gewässerökologischen Gradienten ziemlich genau den morphologischen Zustand der einzelnen Strecken. So ist die stark verbaute, morphologisch sehr monotone Internationale Rheinstrecke zwischen Illmündung und Bodensee (vertreten durch die Teststrecke Diepoldsau) auch ökologisch weitgehend degradiert. Die morphologisch naturnahen Mastrilser Auen weisen dagegen bedeutend vielfältigere ökologische Strukturen auf (z.B. gut besiedelte Uferregionen) und erfüllen wesentlich mehr ökologische Funktionen (z.B. natürliche Reproduktion der Bachforelle in gut zugänglichen Seitengewässern wie dem Mastrilser Dorfbach). Der lange Mittellauf des Alpenrheins zwischen der Landquart- und der Illmündung (vertreten durch die Teststrecken Bad Ragaz und Buchs) liegt sowohl mit seiner aufgelockerten Morphologie (alternierende Kiesbänke) als auch ökologisch zwischen den beiden Strecken Mastrils und Diepoldsau.

Dass die Morphologie eines Gewässers ganz wesentlich über den Einfluss von Schwällen entscheidet, fand auch VALENTIN (1995, 1997) bei ihrer Untersuchung an zwei französischen Flüssen (Abbildung 16). Sie stellte fest, dass die schwallbedingten Auswirkungen oft umso gravierender sind („Risque croissant“), je monotoner das Gerinne ausgebildet ist ("Degré d'artificialisation de la morphologie de la rivière"). Der Grund dafür liegt u.a. darin, dass den Jungfischen bei Schwallanstieg oder -rückgang in verbauten Flüssen wegen der geringen Habitats-Vielfalt zuwenig Rückzugsmöglichkeiten (Refugien) zur Verfügung stehen.

NIEMELA (zitiert in GORE *et al.*, 1994) fand, dass Forellen das bevorstehende Ansteigen des Wasserspiegels im Falle von natürlichen Hochwässern frühzeitig spüren und dementsprechend genügend Zeit haben, um Deckung („hydraulic cover“) aufzusuchen. Im Gegensatz dazu sind Schwälle, die ja vom natürlichen hydrologischen Geschehen abgekoppelt auftreten (Kapitel 2.2), für viele aquatische Organismen vermutlich nicht oder schlechter vorhersehbar (BRETSCHKO & MOOG, 1990; GORE *et al.*, 1994). Durch diese Verkürzung der „Vorwarnzeit“ verringern sich auch die Chancen, rechtzeitig einen geeigneten Unterschlupf zu finden.

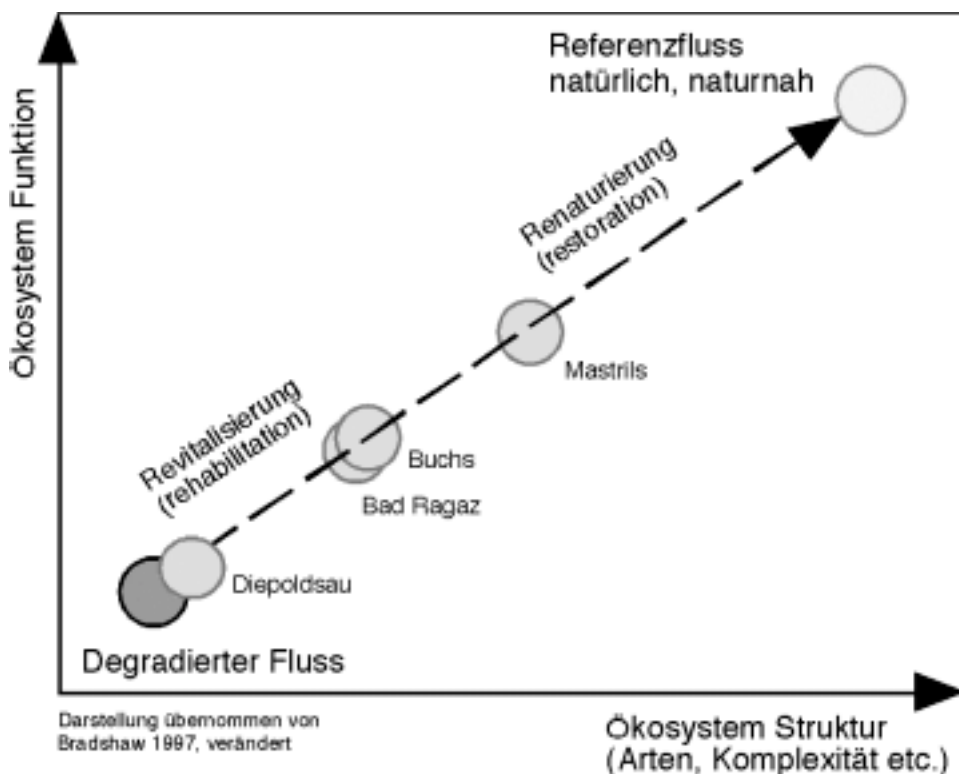
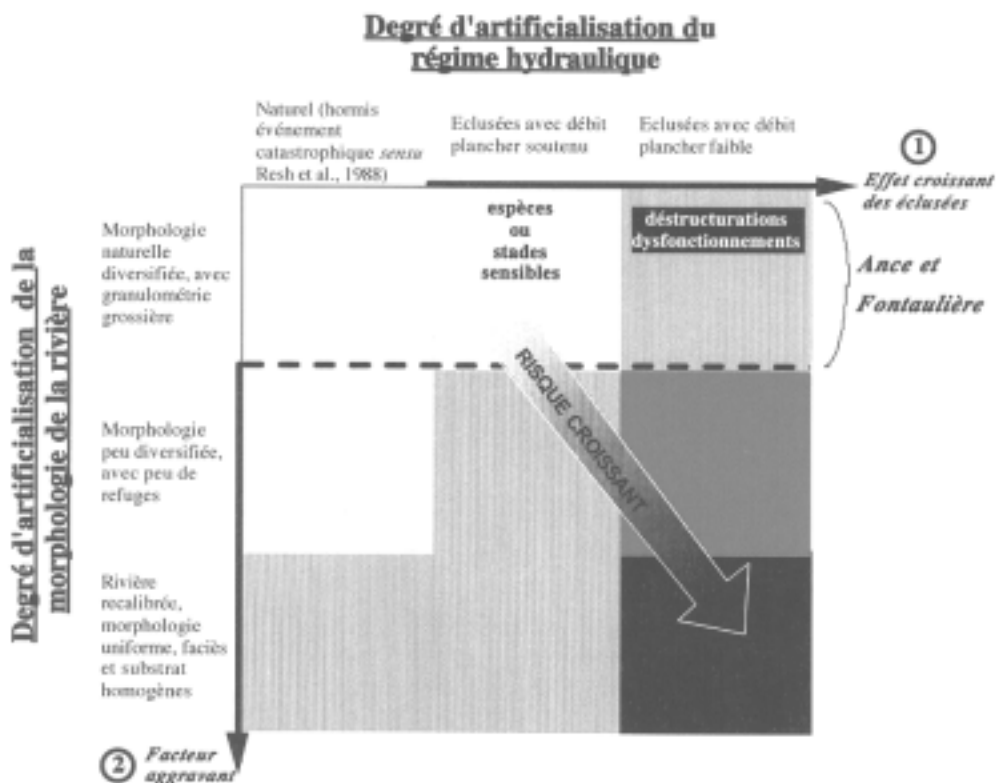


Abb. 16: Oberes Bild: Schwallauswirkungen in Abhängigkeit der Gewässermorphologie und der Wasserführung bei Sunk („débit plancher“) aus Untersuchungen an französischen Gewässern. Aus VALENTIN (1995, 1997), leicht verändert. Wiedergabe mit Erlaubnis der Autorin und der CEMAGREF. Unteres Bild: Einstufung verschiedener Teststrecken des Alpenrheins aufgrund ihrer ökologischen Struktur und Funktion. Aus ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001).

## 4.2 Art der Organismen

Bestimmte Organismen sind dem Schwallbetrieb gegenüber besonders sensibel oder aber tolerant. VALENTIN (1995) fand in Schwallstrecken der Ance du Nord, dass die Populationen des Bachneunauges (*Lampetra planeri*), der Äsche (*Thymallus thymallus*) und der Groppe (*Cottus gobio*) stärker beeinträchtigt wurden als die übrigen Fischarten (darunter die Bachforelle). Nach Befunden aus den USA halten sich Groppen (*Cottus* spp.) in Schwallstrecken hingegen vergleichsweise gut, weil sie — ausreichend grobes Substrat vorausgesetzt — als kleine Fische bei höherem Abfluss ein grösseres Angebot an strömungsberuhigten Zonen (hydraulischen Refugien) im Hinterwasser von Steinen vorfinden (GORE *et al.*, 1994). Als hydraulisch kritische Phase werden für Groppen und andere benthisch lebende Organismen (v.a. Makroinvertebraten) von denselben Autoren der Übergang zwischen den beiden Abflusszuständen Schwall und Sunk eingestuft, welcher mit Strömungswechseln und entsprechenden Turbulenzen verbunden ist.

Einzelne Gruppen und Arten des Makrozoobenthos reagieren unterschiedlich auf natürliche Hochwasser-Ereignisse (MILNER *et al.*, 1981). Ebenso „individuell“ und vielfältig sind auch die Reaktionen auf den Schwallbetrieb. In den ufernahen, aber noch ständig benutzten Bereichen des Alpenrheins waren v.a. die grösseren Besiedler des oberflächlichen Sediment-Lückenraums (viele Stein- und Eintagsfliegenarten) sowie die kleinen, sauerstoffbedürftigen Bewohner von tieferen Sedimentschichten und Feinsedimenten (einzelne Arten von Borstenwürmern und Zuckmückenlarven) untervertreten.<sup>20</sup> Diese Defizite werden hauptsächlich auf äussere und innere Kolmation zurückgeführt (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). Die Larven von Stein-, Eintags- und teilweise auch Köcherfliegen gelten allgemein als schwallempfindlich, gewisse Arten von Zuckmücken- und anderen Dipterenlarven dagegen als toleranter (CUSHMAN, 1985; VALENTIN, 1995; CEREGHINO & LAVANDIER, 1998). MOOG *et al.* (1993) wiederum finden, dass robuste Arten und einige Kieslückenbewohner unter den Stein- bzw. Eintagsfliegen unter Schwalleinfluss eher begünstigt werden. Besonders widersprüchliche

---

<sup>20</sup> Die Bewohner des oberflächlichen Algenaufwuchses („Hydrurusfauna“, v.a. die Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis* und verschiedene Zuckmückenlarven) waren demgegenüber nicht nachweisbar beeinträchtigt. Die tiefe, bei Schwall hydraulisch stark belastete Fließrinne des Alpenrheins ist generell sehr dünn besiedelt (vgl. Kapitel 3.4).

Befunde liegen auf den ersten Blick zur Larve der Köcherfliege *Allogamus auricollis* vor, die beispielsweise in der Drau zu den am stärksten geschädigten Arten zählt (MOOG, 1993a), in anderen alpinen Schwallstrecken aber verbreitet und in teilweise beträchtlichen Dichten vorkommt. Eine genauere Analyse des Besiedlungsmusters ergab allerdings, dass sie sich sowohl im Alpenrhein als auch im Inn auf die flacheren, bei Schwall hydraulisch weniger stark beanspruchten Sohlenbereiche und auf die anschließende Wasserwechselzone konzentriert (ARGE LIMNOLOGIE, 2001; ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001). In diesen Randbereichen können sich die *Allogamus*-Larven in so grossen Mengen ansammeln, dass der Eindruck einer gegenüber Schwällen sehr toleranten Art entsteht.<sup>21</sup>

In der eigentlichen Wasserwechselzone können sich nur wenige aquatische Organismen behaupten, darunter neben *Allogamus auricollis* v.a. die zwei nahe verwandten Steinfliegen-Gattungen *Leuctra* und *Capnia* sowie einige Arten von Zuckmückenlarven (FISHER & LAVOY, 1972; MORITZ *et al.*, 1999, ARGE LIMNOLOGIE, 2001). Von den terrestrischen Organismen (Uferfauna) vermögen die sehr mobilen Vertreter der Laufkäfer und Spinnen den Wasserwechselbereich noch am ehesten zu nutzen (ARGE LIMNOLOGIE, 2001).

In bezug auf die pflanzliche Besiedlung wird für den Inn und den Lech in Tirol (ARGE LIMNOLOGIE, 2001) und für den Alpenrhein (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001) übereinstimmend festgestellt, dass die Wasserwechselzone als Lebensraum für jene Makroalgen vollständig ausfällt, die gegen Austrocknung empfindlich sind. Dabei handelt es sich v.a. um zwei Arten von Goldalgen (u.a. *Hydrurus foetidus*, siehe Kapitel 3.4). Andere regelmässig vorkommende Algenarten dringen weit in den wechselfeuchten Bereich vor oder haben dort gar ihren Verbreitungsschwerpunkt. Zu diesen toleranten Formen zählen die Kieselalgen (als Gruppe, ohne nähere Aufschlüsselung nach Arten), die Grünalge *Ulothrix* sp. und die Blaualge *Chamaesiphon polonicus*.

Zur „Gewöhnung“ von Organismen an den Schwallbetrieb liegen sehr unterschiedliche Resultate vor. Bei einer Abfolge von Schwällen in kurzen Intervallen ging die anfänglich hohe Rate der Abdrift bzw. Abschwemmung sowohl beim Makrozoobenthos in der Reuss (MARRER, 2000) als auch bei Bachforellen-Sömmerlingen in einem Seitenkanal

---

<sup>21</sup> Siehe dazu auch FRUTIGER (submitted).

der Oriège (LIEBIG *et al.*, 1998) nach zwei bis vier Durchgängen stark zurück. FLODMARK *et al.* (2002) stellten bei Laborversuchen mit Jährlingen der Bachforelle fest, dass die Fische am ersten Versuchstag mit einer starken Erhöhung des Cortisol-Gehalts im Blut auf den hydraulischen Stress einer künstlichen Schwallwelle reagierten. Am vierten und siebten Tag lösten die (täglich wiederholten) Schwälle dagegen keine entsprechende Reaktion mehr aus. Auf der anderen Seite „lernten“ Sömmerlinge und Jährlinge der Bachforelle in der norwegischen Nidelva auch nach mehreren, im Tagesrhythmus aufeinanderfolgenden Schwällen kaum, ein Stranden zu vermeiden (SALTVEIT *et al.*, 2001, vgl. Kapitel 3.4).

### 4.3 Charakteristik des Schwallbetriebes

Im Oberlauf des Alpenrheins (flussaufwärts von Maienfeld) fällt der Schwall hauptsächlich auf die Tagesstunden, im Unterlauf (flussabwärts von Lienz) dagegen in die Nacht (Abbildung 5). In diesem alpinen Fluss bringen die Schwälle eine bedeutende Erhöhung der Trübung mit sich (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001), so dass in seinem Längsverlauf allein schon durch die tageszeitliche Verschiebung des Schwalldurchganges ganz unterschiedliche Einflüsse auf lichtgesteuerte biologische Vorgänge resultieren können (z.B. Algenwachstum, Drift von Makroinvertebraten, Aktivität von Fischen).

Das Ausmass der schwallbedingten hydrologischen Veränderungen kann mittels verschiedener Kennwerte beschrieben werden (Kapitel 2.2). Zum Einfluss dieser Kennwerte auf die gewässerökologischen Auswirkungen sind in der Literatur nur wenige numerische Angaben zu finden:

- MARRER (2000) kommt aufgrund eigener Erfahrungen zum Schluss, dass in Gebirgsflüssen (Rhithral) bis zu einem Schwall/Sunk-Verhältnis von 4:1 keine relevanten gewässerökologischen Auswirkungen zu erwarten sind, sofern ein ausreichender Bewuchs von *Hydrurus* erhalten bleibt. Erfahrungen aus Österreich weisen offenbar auf ein ähnliches, maximal „zuträgliches“ Verhältnis von 3:1 hin.
- Für den Inn im Engadin macht MARRER (1995) geltend, dass sich die benetzte Breite um höchstens 1 m/min verändern sollte, um den Wassertieren (besonders Makroinvertebraten und Jungfischen) ein Zurückweichen mit der Uferlinie zu ermöglichen. In der Zentrale Plan-Dessous an der Aubonne im Kanton Waadt wurde die maximal zulässige Rate des Schwallrückganges auf 1 m<sup>3</sup>/s pro Stunde begrenzt (LIMNEX, 2001). Auf 0.5 bis 1 m<sup>3</sup>/s pro Stunde wurde die ökologisch verträgliche („ecologically acceptable“) Abflussveränderung auch am River Dee festgesetzt (BROOKER, 1981). HAMILTON & BUELL (1976) schlagen für den Campbell River maximal 1.7 m<sup>3</sup>/s pro Stunde vor. Wegen der unterschiedlichen Grösse und Morphologie sind diese Werte nicht ohne weiteres von einem Gewässer auf das andere übertragbar.

LIEBIG *et al.* (1998) untersuchten die Abschwemmung von Bachforellen-Brütlings in einem Seitenkanal des Pyrenäenflusses Oriège in Abhängigkeit der Schwalldauer und des Sunkabflusses. Bei einem Schwall/Sunk-Verhältnis von 10:1 wurden in allen Ver-

suchen (ungeachtet der Schwalldauer) ungefähr doppelt so viele Jungfische abgetrieben wie bei einem Verhältnis von 6 : 1.

Bezogen auf den Pegelrückgang fanden HALLERAKER *et al.* (2002), dass eine Rate unter 17 cm/h oder umgerechnet 0.3 cm/min das Risiko des Strandens für Fische total ausschaltete. Nach SALTVEIT *et al.* (2001) hatte die Rückgangsrate an der Nidelva innerhalb des untersuchten Bereiches von 0.3 bis 1.3 cm/min keinen Einfluss auf das Stranden von Jungfischen (vgl. Kapitel 3.4); Erst unterhalb von 0.2 cm/min konnte das Stranden grösstenteils verhindert werden.

In den näher ausgewerteten alpinen Untersuchungen (Kapitel 3.2) bewegten sich das maximale Schwall/Sunk-Verhältnis zwischen ca. 2.5:1 und > 50:1, die maximalen Raten des Pegelanstiegs bzw. -rückgangs zwischen ca. 0.1 und 4 cm/min (Abbildung 6). Beide Kennwerte lagen damit in den meisten Gewässern eindeutig über den obgenannten, ökologisch begründeten Grenzen. Das Schwall/Sunk-Verhältnis war für die meisten der untersuchten Situationen bekannt, weshalb dieser Kennwert auch als einziger auf die Beziehung zu zwei ebenfalls gut untersuchten, gewässerökologischen Indikatoren geprüft werden konnte:

- Bei zunehmendem Schwall/Sunk-Verhältnis (normiert als x:1) nimmt die aus allen verfügbaren Werten gemittelte, effektive Biomasse (Ist-Wert) des Makrozoobenthos zwar tendenziell ab (Abbildung 17); Zwischen den beiden Parametern ergibt sich aber keine signifikante Korrelation.
- Einen noch schwächeren Zusammenhang mit dem Schwall/Sunk-Verhältnis zeigt der Anteil des Ist-Wertes an jenem Soll-Wert der Makrozoobenthos-Biomasse, der aufgrund einer Seehöhen-Biomassen-Beziehung zu erwarten wäre (Abbildung 17).<sup>22</sup>
- Für die Fischbiomasse ist das Verhältnis von Schwall- zu Sunkabfluss nach JUNGWIRTH (1992) einer der wesentlichen Steuerfaktoren. Er findet zwischen den beiden Parametern eine hoch signifikante, negative Korrelation über neun

---

<sup>22</sup> Diese Beziehung stammt ursprünglich von JUNGWIRTH *et al.* (1980) und wurde von DÜCKELMANN (2001) für alpine Gewässer und speziell für Schwallstrecken überprüft.



österreichische Rhithralgewässer.<sup>23</sup> Die im vorliegenden Bericht ausgewerteten, alpinen Gewässer zeigen insgesamt eine ähnliche Tendenz, streuen aber wesentlich stärker um die Regressionskurve (Abbildung 18).

Hinweise auf ein ökologisch verträgliches Schwall/Sunk-Verhältnis sind aus diesen Beziehungen nicht abzuleiten.

Die Drift von Wirbellosen wurde nur an vier der näher untersuchten alpinen Gewässer erfasst. In der Reuss erfolgte eine sprunghafte Erhöhung der driftenden Algen und Makroinvertebraten (Katastrophendrift) bei einem Abflussanstieg auf Schwall/Sunk-Verhältnisse von 2.5–3:1 (beim Erstschwall; MARRER, 2000). Im Alpenrhein setzte eine eigentliche Katastrophendrift bei Schwall/Sunk-Verhältnissen im Bereich von 2.5-4:1 ein (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001), in der Sitter im Bereich von 3–6:1<sup>24</sup> (LIMNEX, 2000a). Im Poschiavino nahm die organismische Drift dagegen auch bei einem Abflussanstieg auf 6-7:1 noch nicht messbar zu (UVB KWB, 1992).

Im Alpenrhein war die am Oberlauf gelegene, morphologisch naturnahe Teststrecke Mastrils mit einem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis von 6:1 bei jüngeren Untersuchungen wesentlich weniger beeinträchtigt als die unterliegenden Strecken mit tieferen Verhältnissen. Eine weitgehende biologische Degradation wurde in der untersten, stark kanalisierten Teststrecke Diepoldsau mit einem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis von knapp 3:1 festgestellt (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN, 2001, vgl. Kapitel 3.4).

Nach MOOG *et al.* (1998) stellte sich in der Schwallstrecke der Falschauer in Südtirol heraus, dass das Verhältnis zwischen den Monatsmitteln des maximalen Abflusses und dem minimalen Abfluss die massgebliche Steuergröße für die Biomasse-Entwicklung des Makrozoobenthos war. Bei Abflussverhältnissen von mehr als 3-4:1 war die Benthos-Biomasse deutlich bis stark reduziert.

---

<sup>23</sup> Darunter befinden sich auch die Bregenzerache und die Drau, die in der vorliegenden Studie ebenfalls berücksichtigt sind. Die doppelt logarithmische Darstellung in Abbildung 18 entspricht jener von JUNGWIRTH (1992).

<sup>24</sup> Das tiefere Verhältnis bezieht sich auf den am Messtag herrschenden Sunkabfluss von 4 m<sup>3</sup>/s (Abbildung 13), das höhere auf den minimalen Sunkabfluss in der Sitter von 2 m<sup>3</sup>/s.

Im Spöl sah das Restwasserregime während des Sommers bis vor kurzem eine unterschiedliche Dotierung bei Tag ( $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und bei Nacht ( $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vor. Der Übergang vom höheren auf den tieferen Abfluss wurde über 2 h erstreckt, was einer Rückgangsrate von  $0.75 \text{ m}^3/\text{s}$  pro Stunde entspricht. Auf diese Weise wurden gemäss MÜRLE (2000) die Ausfälle von Organismen begrenzt.

Als zweite wesentliche, über die Schwallauswirkungen bestimmende Einflussgrösse neben der Flussmorphologie (Kapitel 4.1) ermittelte auch VALENTIN (1995, 1997) das Abflussregime bzw. dessen Veränderung durch den Schwallbetrieb ("Degré d'artificialisation du régime hydraulique"). Als entscheidender Steuerfaktor stellte sich dabei der zwischen den Schwällen — d.h. bei Sunk — verbleibende Abfluss heraus (Abbildung 16). Erwartungsgemäss erwiesen sich die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes bei geringer Niedrigwasser-Führung ("débit plancher faible") als grösser denn bei erhöhter Niedrigwasser-Führung ("débit plancher soutenu"). In einer Untersuchungsstrecke der Fontaulière führte die Erhöhung des Sunkabflusses von  $0.12 \text{ m}^3/\text{s}$  (entsprechend einem Schwall/Sunk-Verhältnis von 150:1) auf  $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$  (Schwall/Sunk-Verhältnis 15:1) zu einer Verbesserung der ökologischen Verhältnisse. Das Abflussverhältnis im ersten Fall ist aber zu extrem und der Unterschied zwischen den beiden Zuständen zu gross, um daraus Rückschlüsse auf andere Gewässer ziehen zu können.

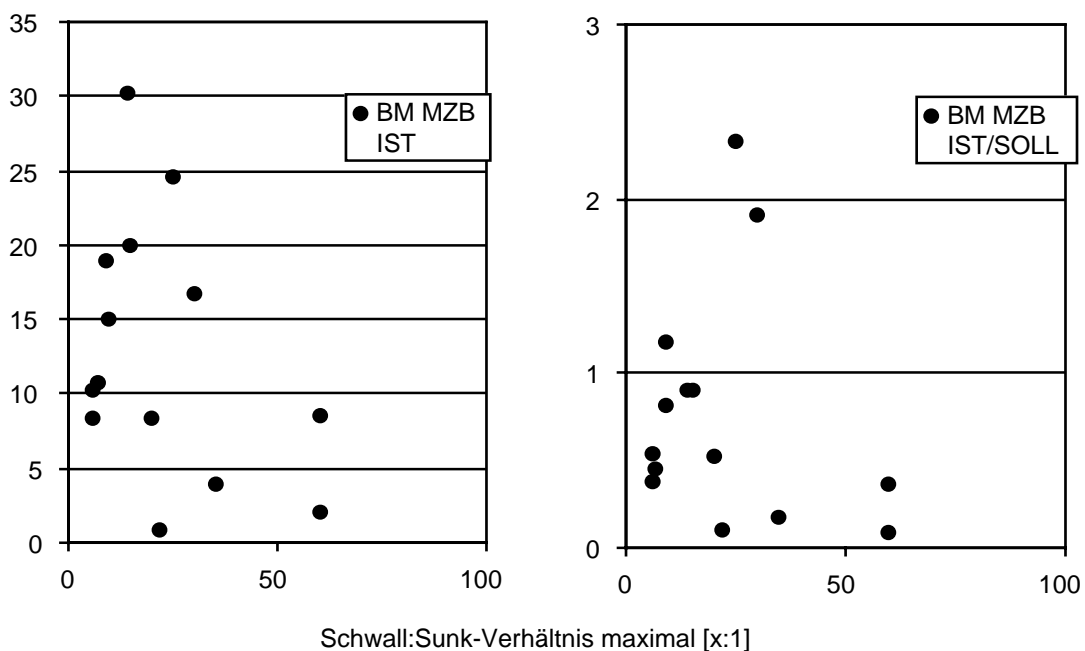


Abb. 17: Beziehung zwischen der Biomasse des Makrozoobenthos und dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis für die näher ausgewerteten alpinen Schwallstrecken (soweit Angaben vorhanden). Dargestellt sind die effektiv erfassten Benthos-Biomasse (BM MZB IST, linkes Bild) und der Anteil der effektiven an der erwarteten Biomasse aufgrund einer Biomassen-Seehöhen-Beziehung (BM MZB IST/SOLL, rechtes Bild).

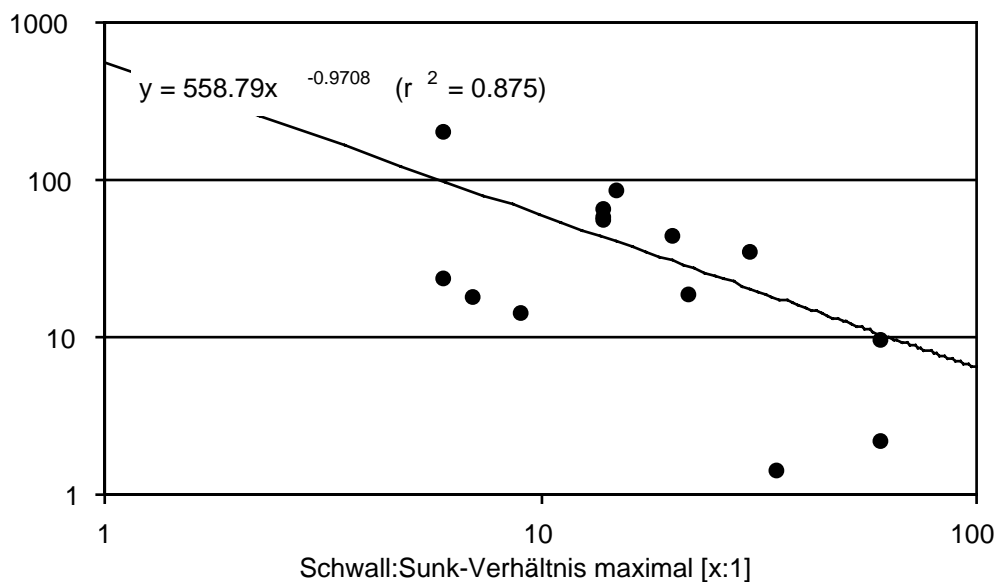


Abb. 18: Beziehung zwischen der effektiv festgestellten Fisch-Biomasse und dem maximalen Schwall/Sunk-Verhältnis für die näher ausgewerteten alpinen Schwallstrecken (soweit Angaben vorhanden, Messpunkte) sowie entsprechende Regressionsgerade und -beziehung (ohne Messpunkte) für österreichische Rhithralgewässer nach JUNGWIRTH (1992).



## 5. Schwalldämpfende Massnahmen

Massnahmen zur Verminderung der schwallbedingten Beeinträchtigungen in Fließgewässern können grundsätzlich zwei unterschiedliche Stossrichtungen verfolgen:

- Eine Veränderung der Gewässercharakteristik in der Art, dass ein (gleichbleibender) Schwallbetrieb weniger schwerwiegende Folgen zeitigt;
- Eine Veränderung des Schwallbetriebes selbst.

Unter den gewässereigenen Merkmalen ist bisher v.a. die Morphologie als massgebend für Art und Ausmass der Schwallauswirkungen erkannt und beschrieben worden (Kapitel 4.1). Gewässerökologische Verbesserungen können z.B. erreicht werden, indem durch die Aufweitung des kanalisierten Gerinnes die Voraussetzung für eine grössere Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen geschaffen wird. Mit zunehmender Gewässerbreite und entsprechend flacheren Ufern erfasst aber auch die bei Sunk trockenfallende Wasserwechselzone immer grössere Sohlenbereiche. Wie in ARGE LIMNOLOGIE (2001) erläutert, müssen in solchen Fällen deshalb die Vorteile einer Aufweitung (neu entstehende Lebensräume) sorgfältig gegen deren Nachteile (breitere Verödungszonen) abgewogen werden (vgl. Kapitel 3.3). Bei der Machbarkeitsstudie für eine Renaturierung des Alpenrheins oberhalb der Illmündung führte diese Abwägung nach ARGE LIMNOLOGIE (2001) z.B. zu folgendem Schluss:

*„In diesem Fall erwies es sich als sinnvoll, nicht die grösstmögliche Sohlbreite anzustreben, sondern eine begrenzte Aufweitung der Sohle und Nutzung des restlichen zur Verfügung stehenden Raumes für die gezielte Anlage von Nebengewässern und Auegehölzen als Optimallösung weiter zu verfolgen.“*

Aufgrund einer vergleichenden Untersuchung von morphologisch unterschiedlichen Teststrecken konnte in ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001) die gewässerökologische Verbesserung abgeschätzt werden, die *allein* durch flussbauliche Massnahmen zu erreichen ist. Eine umfassende Revitalisierung kann im Alpenrhein demnach bestenfalls zu einem Natürlichkeitsgrad und einer ökologischen Qualität führen, welche dem heutigen Zustand der Teststrecke Mastrils entspricht (Abbildung 16). In diesem Zustand sind beispielsweise eine durchgehende benthische Besiedlung der Flusssohle oder die Naturverlaichung der Forelle im Hauptgerinne noch nicht gewährleistet. Eine weiter-

gehende Renaturierung, d.h. die Wiederherstellung einer naturnahen ökologischen Struktur und Funktion des Gewässers, ist nur durch eine Verminderung des Schwallbetriebes zu erreichen.

Eine erste Zusammenstellung von möglichen und von in der Schweiz schon umgesetzten Massnahmen zur Veränderung des Schwallbetriebes selbst ist in LIMNEX (2001) enthalten. Anhand der Literatur konnte diese Liste nun um weitere Massnahmen und Anwendungsbeispiele ergänzt werden (Tabelle 6). Die zusätzlichen Angaben stammen aus HAMILTON & BUELL (1976), BROOKER (1981), ARMITAGE (1984), MOOG (1990, 1992, 1993a, 1993b), MOOG *et al.* (1993), FORSTENLECHNER *et al.* (1997) sowie BOKU (1997/98). In Tabelle 6 sind nur bauliche und betriebliche Massnahmen berücksichtigt, die *auf einzelne schwallerzeugende Zentralen bzw. Kraftwerksketten oder auf einzelne schwallbeeinflusste Gewässer* angewandt werden können; Daneben kann das Ausmass des *Schwallbetriebes als Ganzes* auch durch umwelt- und energiepolitische Massnahmen gesteuert werden, wie sie u.a. MOOG (1992, 1993b) anführt.<sup>25</sup>

Die meisten schwalldämpfenden Massnahmen zielen im Wesentlichen darauf ab, die Differenz zwischen Schwall- und Sunkabfluss zu minimieren bzw. den Übergang zu verlangsamen. Wie Tabelle 6 zeigt, kann dies mittels sehr unterschiedlicher Einzelmassnahmen oder Massnahmenkombinationen erreicht werden.

Die wohl ausführlichste gewässerökologische Erfolgskontrolle von schwalldämpfenden Massnahmen im Alpenraum wurde zwischen 1992 und 1997 an der Bregenzerache in Vorarlberg durchgeführt (BOKU 1997/98, PARSIEWICZ *et al.*, 1998). Anlass dazu war die Errichtung einer neuen Kraftwerksstufe, des KW Alberschwende mit einem nachgeschalteten Ausgleichsbecken zur Schwalldämpfung (Seitenspeicher Bozenau).

Vor dem Bau des KW Alberschwende (Inbetriebnahme im Jahre 1992) bestanden an der Bregenzerache bereits die Kraftwerke Andelsbuch und Langenegg, die sich überl-

---

<sup>25</sup> Dazu gehören etwa eine verstärkte Gewichtung der ökologischen Funktionsfähigkeit bei der Interessenabwägung zwischen Gewässerschutz und -nutzung (z.B. im Zuge von UV-Verfahren) oder die Verringerung des Spitzenstrombedarfes durch entsprechend ausgestaltete Lenkungsabgaben. Bei neu erstellten *Laufkraftwerken* wird ein Schwallbetrieb (vgl. Kapitel 2.1) in der Steiermark offenbar grundsätzlich nicht mehr gestattet (LUIS, 2002), während in Deutschland ein derartiges Verbot empfohlen wird (UBA, 2001).

agernde Schwälle erzeugten (Abbildung 19). Das Schwall/Sunk-Verhältnis in der Bregenzerache erreichte maximale Werte von 60:1 (JUNGWIRTH *et al.* 1987).

Nach dem Bau des KW Alberschwende wurde das Betriebswasser der Zentrale Andelsbuch direkt in diese neue Zentrale weitergeleitet und erst dort wieder der Bregenzerach zugeführt. In die dadurch entstandene, zusätzliche Restwasserstrecke (ehemalige Schwallstrecke des KW Andelsbuch) mündet, kurz vor dem KW Alberschwende, das Betriebswasser des KW Langenegg. Im unteren Teil der Restwasserstrecke herrscht eine Mindest-Wasserführung von 2 bis 3 m<sup>3</sup>/s, wodurch gegenüber dem früheren Zustand auch der minimale Sunkabfluss in den anschliessenden Schwallstrecken deutlich heraufgesetzt wird.

Unterhalb des KW Alberschwende wurde als Massnahme zur Schwalldämpfung ein Ausgleichsbecken (Seitenspeicher Bozenau) mit einem Volumen von 150'000 m<sup>3</sup> erstellt (Abbildung 19). Vor der Abgabe eines bestimmten Schwallabflusses durch das KW Alberschwende wird in der Bregenzerache aus diesem Seitenspeicher eine sogenannte Vorflut erzeugt. Dabei wird über 24 h eine bestimmte Wassermenge abgegeben, die von der Höhe des anschliessenden — und demnach schon im voraus festzulegenden — Hauptschwalles abhängt. Da der Hauptschwall regelmässig auftritt, verbleibt der Mindestabfluss oft über längere Zeit (Tage bis Wochen) auf dem höheren Niveau der Vorflut, bevor er wieder bis auf den Tiefstwert (Sunkabfluss) absinkt.

Auf diese Weise entstanden zwei aufeinanderfolgende Schwallstrecken mit einem ähnlichen minimalen Sunkabfluss, aber mit unterschiedlich hohem maximalem Schwallabfluss (Schwallspitze): In der oberen Strecke (Schwallstrecke 1 zwischen KW Langenegg und KW Alberschwende) fliessen maximal ca. 30 m<sup>3</sup>/s, in der unteren (Schwallstrecke 2 flussabwärts des KW Alberschwende) maximal ca. 60 m<sup>3</sup>/s ab. Im Vergleich zum Zustand vor dem Bau des KW Alberschwende konnte das maximale Schwall/Sunk-Verhältnis damit von ca. 60 : 1 auf ca. 15:1 (Strecke 1) bis 30:1 (Strecke 2) gesenkt werden. Durch die zusätzliche Vorflut wurde die maximale Rate des Schwallanstieges in Strecke 2 zudem von ca. 4 m<sup>3</sup>/s pro Minute (ohne schwalldämpfende Massnahmen) auf ca. 0.6 m<sup>3</sup>/s pro Minute (von Sunk zu Vorflut) bzw. auf ca. 3 m<sup>3</sup>/s pro Minute (von Vorflut zu Hauptschwall erniedrigt).

Die wesentlichsten Veränderungen von biotischen Indikatoren unter dem Einfluss der schwalldämpfenden Massnahmen waren nach BOKU (1997/98) und PARASIEWICZ *et al.* (1998):

- Die Schwalldämpfung durch den Seitenspeicher Bozenau bewirkte eine deutliche Zunahme der Makrozoobenthos-Biomasse in Schwallstrecke 2 (von durchschnittlich ca. 2 auf 8.5 g/m<sup>2</sup>). In Schwallstrecke 1 nahm die Biomasse weniger stark zu (auf durchschnittlich 4 g/m<sup>2</sup>); sie lag damit weiterhin unter den Sollwerten aus einer Biomassen-Seehöhen-Beziehung (vgl. Kapitel 4.3). Die Taxazahl des Makrozoobenthos (als Mass für die Artenvielfalt) veränderte sich in beiden Schwallstrecken gegenüber dem früheren Zustand kaum. In der Gesamtbewertung erreichte die ökologische Funktionsfähigkeit (MOOG & CHOVANEC, 1998) aufgrund des Benthos in der Bregenzerache Stufe 2 („mässig beeinträchtigt“) bis Stufe 3 („stark beeinträchtigt“), während sie vor den schwalldämpfenden Massnahmen noch in die schlechteste Stufe 4 („nicht gegeben“) eingeteilt war.
- Der Fischbestand vermochte sich gegenüber dem Zustand ohne schwalldämpfende Massnahmen in den beiden Schwallstrecken weder qualitativ noch quantitativ zu erholen. Bei der durchschnittlichen Fisch-Biomasse und -Individuendichte wurde teilweise sogar ein Rückgang festgestellt (vgl. Kapitel 3.4). Die fischökologische Funktionsfähigkeit blieb unverändert auf Stufe 3-4 („sehr stark beeinträchtigt“). Dieser überraschende Befund wird u.a. auf die Spülung eines oberliegenden Speichers im Frühjahr 1995 zurückgeführt. Andererseits ist aber auch festgestellt worden, dass die Habitatansprüche von (Jung-)Fischen in der Bregenzerache durch die schwalldämpfenden Massnahmen noch nicht ausreichend erfüllt worden sind. Während des Hauptschwalls nimmt die Strömung nach wie vor stark zu, und es herrschen auch für rheophile Arten wie die Bachforelle verbreitet kritische Fliessgeschwindigkeiten von über 1 m/s.

In der ehemaligen Schwallstrecke des KW Andelsbuch wurde durch die totale Ableitung des Betriebswassers und durch die geregelte Dotation eine deutliche Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit erreicht.

Aus diesen Erkenntnissen heraus wird für die Bregenzerache kurzfristig eine weitere Optimierung im Betrieb des Seitenspeichers Bozenau (v.a. bezüglich Schwallintensität



und –amplitude) vorgeschlagen. Langfristig wird aus gewässerökologischer Sicht auch eine Totalausleitung des Schwalles in den Bodensee erwogen, natürlich verbunden mit einer ausreichenden Dotierung in der neu entstehenden Restwasserstrecke.

Bei den übrigen, in Tabelle 6 aufgeführten Beispielen aus dem Alpenraum sind die Auswirkungen der schwalldämpfenden Massnahmen (noch) nicht bekannt, da entweder keine Daten des Gewässerzustandes vor Realisierung der Massnahmen vorliegen oder bislang keine Erfolgskontrollen durchgeführt worden sind.

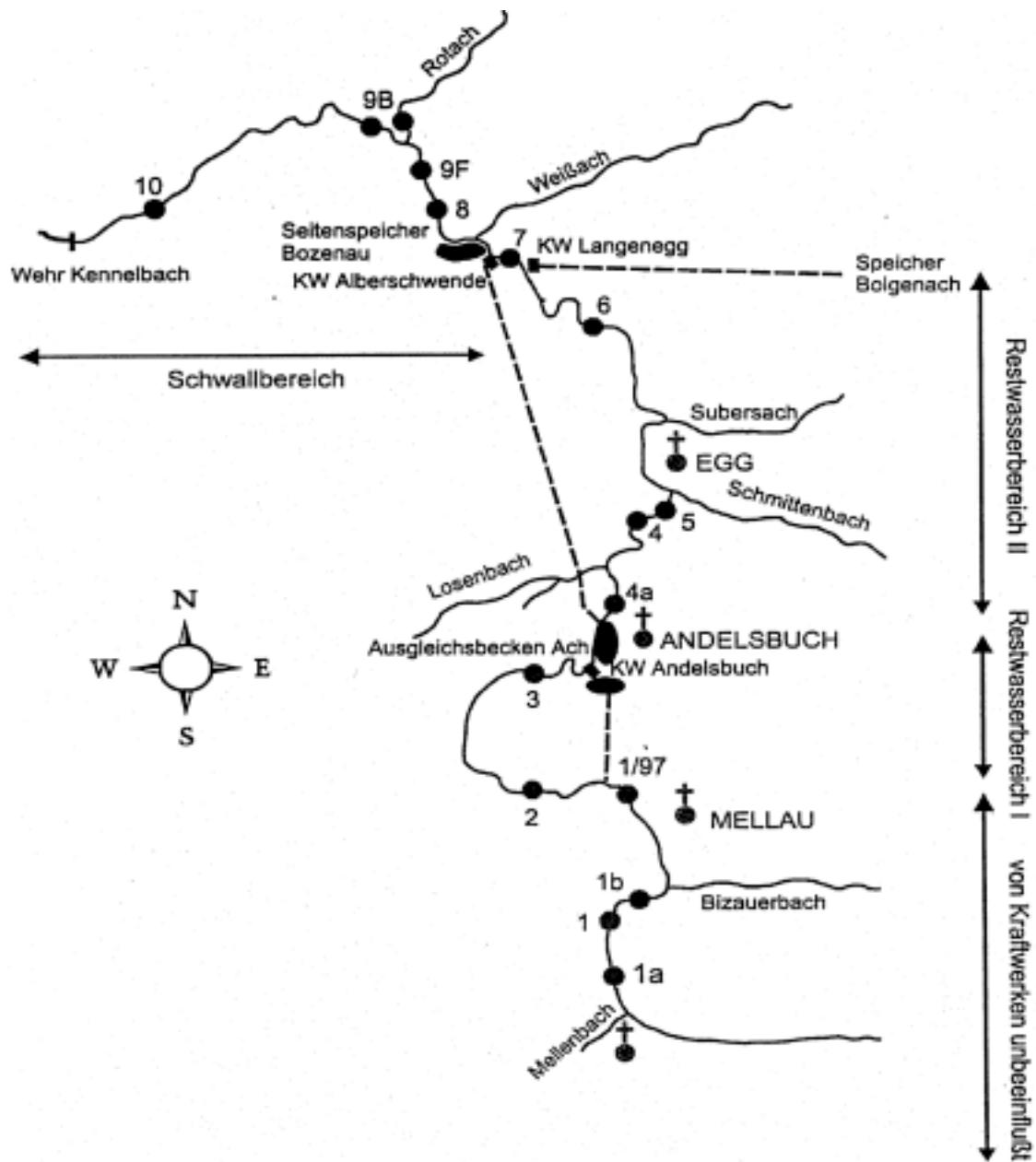


Abb. 19: Situationsskizze der Bregenzerache mit den Kraftwerksanlagen sowie den einzelnen Strecken und Stellen der gewässerökologischen Untersuchungen. Aus BOKU (1997/98).

Tab. 6: Mögliche bauliche und betriebliche Massnahmen zur Verhinderung oder Dämpfung von Schwallauswirkungen. Die letzte Kolonne führt Beispiele von Kraftwerkszentralen, Gewässern oder Ländern auf, wo diese Massnahmen bereits umgesetzt oder in Planung (i.Pl.) sind.

Ziele	Art der Massnahmen	Umsetzung	Beispiele
1 Vermeidung des Schwalls	a) Separate Ableitung Betriebswasser (oder eines Teils davon)	Stollen zu grösserem Fluss / See Ausleitung in eine Aue	— Trun-Ferrera (GR)
	b) Naturnah erhaltene Gewässer von Nutzung ausnehmen	Nutzung auf wenige Flusssysteme konzentrieren	USA (in Planung)
2 Verminderung von Schwall/Sunk-Differenz bzw. -Verhältnis	c) Erhöhung der Mindest- bzw. Restwasserführung (Sunkabfluss)	Zusätzliche Dotierung ab Wehr	Le Châtelot (NE, i.Pl.)
		Höhere minimale Rückgabe ab Zentrale	Hauterive (FR) Verbois (GE) Islas (GR) Kubel (SG) Le Chalet (VD) Plan-Dessous (VD)
	d) Verminderung der Schwallspitzen	Geringere maximale Rückgabe ab Zentrale	Langenegg (A)
	e) Kombination von c) <b>und</b> d)	Kombination als betriebliche Massnahme einzelner Kraftwerke	—
		antizyklischer Betrieb mehrerer Kraftwerke	Wald (A, in Planung)
Ausgleichsbecken als bauliche Massnahme	—	Linthal (GL) Alberschwende (A) Walgauwerk (A) Ramsach (A)	
	Ausgleichskaverne als bauliche Massnahme	Amsteg (UR) Hintermuhr (A)	
3 Gezielte saisonale Verbesserung	f) wie c) und/oder d), aber zeitlich begrenzt (z.B. auf Laichperioden)	Zusätzliche minimale Rückgabe ab Zentrale	Islas (GR)
		Zusatzbeschränkung Rückgabe / Kombination	—
4 Dämpfung Schwall/Sunk-Übergang	g) Begrenzung der Rate von Schwallanstieg und/oder -rückgang	Langsameres bzw. stufenweises Anfahren der Turbinen	Alberschwende (A)
		Langsameres bzw. stufenweises Zurückfahren der Turbinen	Le Châtelot (NE) Kubel (SG) Plan-Dessous (VD)
		Kombination als betriebliche Massnahme	Verbois (GE) Islas (GR)
		Ausgleichsbecken bzw. -kaverne als bauliche Massnahme	siehe e)
5 Wasserwechselzone minimieren, ständig benetzte Fläche vergrössern	h) Umgestaltung des Gewässers durch bauliche Massnahmen	Morphologische Optimierung des Gerinnes	—
		Einbau von Hilfswehren	Norwegen Kanada (Vorschlag)



## 6. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die vorliegende Grundlagenstudie hat gezeigt, dass je nach Messgrösse und Organismengruppe sehr unterschiedliche Kenntnisse über die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes bestehen. Unter den hier auseinander gehaltenen, abiotischen und biotischen Indikatoren werden die einen bei Untersuchungen an Schwallstrecken häufig oder regelmässig, andere dagegen selten bis gar nicht erfasst. Vergleichsweise gut untersucht sind z.B. die Temperaturverhältnisse oder strukturelle biotische Parameter wie die Besiedlungsdichte, Biomasse und Zusammensetzung des Makrozoobenthos oder der Fische.

In einer grösseren Zahl von Untersuchungen aus dem Alpenraum und/oder aus anderen geografischen Regionen haben sich einige häufige gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes klar herauskristallisiert.

Der Schwallbetrieb bewirkt in den meisten untersuchten Gewässern eine Verminderung und eine veränderte Zusammensetzung des Makrozoobenthos- und Fischbestandes sowie eine Zunahme der bei Abflussanstieg abdriftenden und bei Abflussrückgang strandenden Organismen. Die hydrologischen und gewässerökologischen Veränderungen sind in der Regel so stark, dass bei Schwallen von einer Art der Störung („disturbance“) gesprochen werden muss, wie sie natürlicherweise nicht oder nur wenige Male pro Jahr (bei Hochwässern) auftritt.

Die Abundanz und Biomasse von Fischen und Makroinvertebraten nahm unter Schwall Einfluss in 65 bis 75% der untersuchten Fälle ab, bei der Abdrift und dem Stranden wurde in 90% der Fälle eine Zunahme festgestellt. Auch bei diesen Indikatoren muss aber, trotz der insgesamt eindeutigen Tendenz, in einzelnen Gewässern mit abweichenden Reaktionen gerechnet werden. Die Zusammensetzung der gesamten Lebensgemeinschaft (Biozönose) wird in Schwallstrecken zwar mehrheitlich verändert, die Art dieser Veränderung hängt aber stark vom jeweiligen Gewässer und der jeweiligen Gruppe ab.

Die übrigen unter den relativ gut untersuchten Indikatoren werden unter Schwalleinfluss weniger einheitlich beeinflusst. So veränderten sich beispielsweise die Wassertemperatur oder die Artenvielfalt (Diversität) des Makrozoobenthos und der Fische von Situation zu Situation sehr unterschiedlich.

Eine beträchtliche Zahl von Indikatoren, bei denen gewässerökologisch relevante, schwallbedingte Veränderungen zu erwarten sind, ist erst vereinzelt untersucht worden. Dazu gehören etwa die Korngrössenzusammensetzung und die Kolmation der Gewässersohle, die sohlennahen Strömungsbedingungen („hydraulischer Stress“) oder die Ausprägung der Ufervegetation in Auengebieten.

Eine detaillierte Untersuchung der jeweiligen Situation ist deshalb in jedem Fall notwendig, wenn die Schwallauswirkungen an konkreten Gewässern zu erfassen und zu beurteilen sind.

Zum Stranden von Organismen (v.a. von Jungfischen) liegen insgesamt zwar viele eindeutige Befunde vor; In Schwallstrecken der Schweiz und des benachbarten Alpenraumes ist dieses verbreitete Phänomen bislang aber noch kaum untersucht worden. Ähnliche spezifische Kenntnislücken bestehen bei alpinen Gewässern auch in Bezug auf andere wesentliche Indikatoren, wie den Gehalt des Gewässers an partikulärem organischem Material (von Feindetritus bis Totholz) oder das Verhalten und die Nahrungsökologie von Fischen und Makroinvertebraten unter Schwalleinfluss.

Zu den schwallbedingten Veränderungen einzelner abiotischer und biotischer Faktoren werden (an)laufende Untersuchungen an schweizerischen Gewässern in den nächsten Jahren zusätzliche Grundlagen und Erkenntnisse beisteuern. An der Rhone im Kanton Wallis ist ein umfangreiches, interdisziplinäres Projekt im Zusammenhang mit der 3. Rhonekorrektur im Gange (<[www.rhone-thur.eawag.ch](http://www.rhone-thur.eawag.ch)>). Dabei werden insbesondere auch die Auswirkungen des Schwallbetriebes und der geplanten Revitalisierungsmass-

nahmen (Aufweitungen) auf den Lebensraum und die Lebensgemeinschaften des Flusses und seiner Ufer untersucht.<sup>26</sup>

Das Interesse der Wissenschaft und des Gewässerschutzes am Schwallbetrieb hat in den vergangenen Jahren auch in der Schweiz stark zugenommen. Es besteht aber immer noch ein grosser (Nachhol)Bedarf an Forschungsprojekten und angewandten Untersuchungen zu den gewässerökologischen Auswirkungen, welche die Nutzung unserer Fliessgewässer zwecks Erzeugung von hydroelektrischer Spitzenenergie hat.

Von den verschiedenen Faktoren, die über Art und Ausmass der schwallbedingten Veränderungen mitentscheiden können, sind bisher erst zur Morphologie des Gewässers, zur Art der aquatischen Organismen und zur Charakteristik des Schwallbetriebes selbst überhaupt Grundlagen vorhanden. Gewisse Organismen oder Organismengruppen sind dem Schwalleinfluss gegenüber ausserordentlich empfindlich, während andere den Störungen durch Schwälle wesentlich besser widerstehen bzw. ausweichen können. Dies hat sich z.B. an verschiedenen Gruppen von Aufwuchsalgen (Phytobenthos) oder wirbellosen Tieren (Makrozoobenthos) gezeigt, welche die Gewässersohle besiedeln.

Durch die Morphologie eines Gewässers können die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes sowohl gemildert als auch verschärft werden. In gewissen Fällen trägt eine natürliche Vielfalt an flussmorphologischen Strukturen (z.B. Kiesbänke, Flachufer) dazu bei, dass sich trotz der Schwälle zumindest in einigen Sohlenbereichen noch eine standortgerechte Lebensgemeinschaft etablieren und halten kann. In anderen Fällen wird befürchtet, dass gerade durch eine naturnahe Morphologie (mit flacherer Gestaltung der Ufer) die biologisch weitgehend verödete Wasserwechselzone auf zusätzliche, zuvor ständig benetzte oder ständig trockene Bereiche ausgedehnt werden könnte.

---

<sup>26</sup> Erste Berichte zur Rhone sind bereits abgeschlossen (UHLMANN, 2001; WALTHER, 2002; BAUR, 2002) und konnten für die vorliegende Studie konsultiert werden.

Die Morphologie bzw. der Verbauungsgrad einer Gewässerstrecke hat einen zentralen Einfluss auf die gewässerökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes. Dies ist bei der Beurteilung und besonders auch bei der Revitalisierung von schwallbeeinflussten Gewässern zu berücksichtigen.

Wie die übrigen in der Literatur genannten Gewässermerkmale (z.B. die Flussordnung oder die Wasserqualität) über die Auswirkungen des Schwallbetriebes bestimmen, ist bislang so gut wie unbekannt.

Wenn der Schwallbetrieb verschärft wird (z.B. durch Erhöhung des Schwallabflusses, Erniedrigung des Sunkabflusses oder Beschleunigung der Abflusszu- bzw. -abnahme), so nehmen auch die schwallbedingten Auswirkungen tendenziell zu. Zur Bedeutung der Schwall-Charakteristik, erfasst anhand verschiedener Kennwerte, liegen einige zerstreute Erkenntnisse vor, und ganz vereinzelt werden auch numerische Angaben gemacht zu den „gewässerökologisch verträglichen Grenzen“. Am ehesten stimmen dabei noch die Vorstellungen zu einem maximal „zulässigen“ Verhältnis zwischen Schwall- und Sunkabfluss überein, für welches Werte von 3:1 bis 4:1 diskutiert werden. Es handelt sich dabei um orientierende Angaben, die nicht verallgemeinert werden dürfen und die keine Aussagen über die konkreten Auswirkungen des Schwallbetriebes in einzelnen Gewässern erlauben. Dies hat sich auch bei Vergleichen zwischen dem Schwall/Sunk-Verhältnis und den schwallbedingten Auswirkungen auf einzelne Indikatoren in den untersuchten alpinen Situationen bestätigt.

Dass die Auswirkungen des Schwallbetriebes nicht nur von der Höhe, sondern auch von der Häufigkeit (Frequenz) und Regelmässigkeit der einzelnen Schwälle abhängen, ist anzunehmen. Entsprechende Untersuchungen liegen aber erst vereinzelt vor. Bei gewissen biotischen Indikatoren ist dabei eine „Gewöhnung“ an die regelmässige Abfolge von Schwällen festgestellt worden, bei anderen dagegen nicht.



Hydrologische Kennwerte wie das Schwall/Sunk-Verhältnis oder die Geschwindigkeit des Schwallanstiegs und -rückgangs können nur für eine grobe Einstufung des Schwallbetriebes herangezogen werden. Eine eigentliche Beurteilung der Schwallauswirkungen ist auf ihrer Grundlage hingegen nicht möglich. Eine bessere Erfassung dieser Auswirkungen in Abhängigkeit von Art und Ausmass des Schwallbetriebes ist für die alpinen Gewässer anzustreben — nicht zuletzt im Hinblick auf allfällige zukünftige Gesetzesregelungen.

Die Wirkung schwalldämpfender Massnahmen ist im Alpenraum bisher erst am Beispiel des Kraftwerkes Alberschwende an der Bregenzerache näher untersucht worden. Es handelt sich dabei um eine Kombination von Massnahmen, die teils auch bei anderen Kraftwerken realisiert wurden (Erhöhung des Sunkabflusses, Verringerung der Abflussdifferenz zwischen Schwall und Sunk), teils aber auch einzigartig sind (Erzeugung einer Vorflut). Die vorliegenden Resultate dieser Erfolgskontrolle lassen deshalb noch keine Rückschlüsse auf andere Massnahmen und deren Kombinationen zu.

Über die ausführlichen, inzwischen abgeschlossenen Schwallversuche an der Reuss, deren erste Resultate (MARRER, 2000) im vorliegenden Bericht ausgewertet wurden (Kapitel 3.2), wird noch ein zusammenfassender Schlussbericht erscheinen. Am Doubs plant das BUWAL eine begleitende gewässerökologische Untersuchung zu den Auswirkungen von schwalldämpfenden Massnahmen unterhalb der Kraftwerks-Zentrale Le Châtelot.

In schweizerischen Kraftwerks-Zentralen sind schon verschiedene schwalldämpfende Massnahmen umgesetzt worden, darunter einige ausgesprochen erfolversprechende (z.B. starke Vergleichmässigung des Abflusses oder Verlangsamung des Schwall-Rückgangs). Über deren Auswirkungen auf die Gewässerökologie ist bisher jedoch nichts bekannt. Hier besteht demnach ein grosser Bedarf an weiterführenden Untersuchungen (Erfolgskontrollen).

Eine angewandte Untersuchung und Beurteilung der schwallbedingten Auswirkungen auf die Gewässerökologie ist oft im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Umweltverträglichkeits-Prüfung (UVP) für mittlere bis grössere Wasserkraft-Projekte (> 3 MW installierter Leistung) oder im Rahmen der Ökostrom-Zertifizierung einzelner Kraftwerke nach dem verbreiteten Verfahren der EAWAG (BRATRICH & TRUFFER, 2001) notwendig. Im ersten Fall dienen v.a. die gesetzlichen Bestimmungen<sup>27</sup>, im zweiten Fall darüber hinaus eine Reihe von speziellen Anforderungen als Beurteilungsgrundlagen. In beiden Fällen ist es jedoch unumgänglich, aus der Vielzahl an möglichen Untersuchungsparametern (Indikatoren) eine möglichst aussagekräftige Auswahl zu treffen. In LIMNEX (2000b) wurden einige Indikatoren und Methoden aus den bisher vorliegenden, schweizerischen Untersuchungen auf ihre Aussagekraft und auf den Aufwand hin geprüft, der zu ihrer Erhebung notwendig ist:

- **Morphologie:** Messungen der Gewässerbreiten und -tiefen ergeben als Folge der Abflussschwankungen praktisch immer grosse und gewässerökologisch relevante Unterschiede zwischen Schwall und Sunk. Sie zeigen auf, wie ausgedehnt der periodisch trockenfallende Teil gemessen an der gesamten Breite ist und bilden damit die Grundlage für die Abschätzung der nicht oder nur sehr eingeschränkt produktiven Gewässerfläche. Sie zeigen zudem auf, ob die Anforderungen an die für Fischwanderungen erforderliche, minimale Wassertiefe auch bei Sunk durchgehend erfüllt ist. Der Aufwand kann durch Beschränkung der Aufnahmen auf einige repräsentative Querprofile und — in kleineren bis mittleren Gewässern — durch einfache Methodik gering gehalten werden. In grösseren Gewässern ist dagegen eine umfangreichere Infrastruktur für die Messung notwendig und oft auch der Einsatz von Habitats-Simulationsmodellen angezeigt.
- **Hydraulik:** An kleineren und mittleren Gewässern können auch die Strömungsverhältnisse in erster Näherung durch vergleichsweise einfache Querprofilmessungen erfasst werden. Die mit Messflügeln erhobenen Daten zeigen in der Regel schon Unterschiede zwischen Schwall und Sunk auf, die sich mit einfachen An-

---

<sup>27</sup> Zu beachten sind dabei v.a. das Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG), das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (GSchG), die eidgenössische Gewässerschutzverordnung (GSchV) und das Bundesgesetz über die Fischerei (BGF).

sätzen (z.B. erforderliche mittlere Fliessgeschwindigkeit für Forellengewässer, Vorhandensein oder Fehlen von ausreichender Strömung für rheophile Makroinvertebraten-Arten) auf ihre gewässerökologische Relevanz prüfen lassen. Detailliertere Auswertungen, etwa im Hinblick auf die sohlennahen Strömungsbedingungen oder auf die gezielte Verknüpfung des Strömungsmosaikes mit den Habitatsansprüchen einzelner Organismen, erfordern dagegen einen ungleich höheren Aufwand bei der Datenerhebung und –bearbeitung sowie gegebenenfalls bei der Modellierung.

- **Wasserwechselzone:** Die Untersuchung der bei Sunk trockenfallenden Gewässerbereiche kann auf sehr einfache Art erfolgen — durch Abschreiten und Kontrolle auf gestrandete bzw. in Resttümpeln gefangene Fische und Makroinvertebraten. Mit diesem geringen Aufwand wird das Ausmass der direkten Schädigung von Organismen durch den zurückweichenden Wasserspiegel oft schon ersichtlich. Eine vollständige Erfassung der gestrandeten Organismen ist auf diese Weise allerdings nicht immer möglich.
- **Temperatur:** Die Wassertemperatur kann mittels einfacher Datenlogger kontinuierlich erfasst werden. Mit weitaus höherem Aufwand ist bei der Dateninterpretation zu rechnen, sind die Temperatur-Veränderungen doch oft komplex und von vielen Randbedingungen beeinflusst (Witterung, Zusammensetzung des turbinierten Wassers, Grundwasserstand etc.).
- **Invertebraten-Drift:** Eine einfache, orientierende Beprobung des Driftverlaufes im Verlauf einer Schwall/Sunk-Phase ist mit mittlerem Aufwand verbunden. Offen bleibt dabei zumeist, ob und wie weit die natürlicherweise ebenfalls (oft in den Dämmerungsstunden) auftretende Drift durch die künstlich ausgelöste Schwalldrift beeinflusst wird ("nur" zeitliche Verschiebung oder eindeutige Erhöhung der totalen Drift). Für die Beantwortung dieser Frage müsste im Einzelfall ein wesentlich höherer Untersuchungsaufwand betrieben werden. Ein hoher Aufwand ist wegen der grösseren methodischen Schwierigkeiten zum vornherein auch bei Driftmessungen in grossen Gewässern zu erwarten.
- **Phytobenthos:** Eine visuelle Bestandaufnahme des Algenbewuchses auf dem Niveau von Gruppen (z.B. Kieselalgen) oder einzelnen, gut erkennbaren Arten (z.B. *Hydrurus foetidus*) ist in flacheren Gewässerbereichen mit geringem bis

mittlerem Aufwand möglich, in den tieferen Bereichen von grösseren Gewässern hingegen nur mit grossem Aufwand.

- **Makrozoobenthos:** Eine schwallbedingte Veränderung des Makrozoobenthos zeigte sich in den ausgewerteten Untersuchungen teilweise erst dann, wenn dessen Menge (Häufigkeit, Biomasse) mittels einer grossen Zahl von quantitativen Einzelproben mit hohem Aufwand zuverlässig bestimmt wurde. Bei Untersuchungen mit geringerem Aufwand (z.B. mit viel weniger und/oder nur halbquantitativen Proben) treten derartige Unterschiede zwischen Schwallstrecke und Referenz unter Umständen nicht zutage. Als weitere Einschränkung kommt hinzu, dass als Referenz-Zustand oft nur die flussaufwärts anschliessende Restwasserstrecke oder eine weiter oben gelegene Gewässerstrecke von unterschiedlicher Typologie zur Verfügung steht. Quantitative Erfahrungswerte für hydrologisch unbeeinflusste Gewässer eines bestimmten Gewässertyps — die ja ihrerseits ebenfalls nur mit hohem Aufwand erhoben werden können — sind für das Makrozoobenthos noch längst nicht in allen Fällen vorhanden.
- **Fische:** Die fischereilichen Aufnahmen werden ausnahmslos mittels quantitativer Elektro- oder (bei grossen Gewässern) gar Elektrobootabfischung durchgeführt und erfordern damit durchwegs einen hohen Aufwand. Defizite einzelner Arten bei der natürlichen Fortpflanzung (Naturverlaichung und Entwicklung der Fischbrut) werden durch Kartierung der Laichgruben und/oder durch die konsequente Altersbestimmung oder -schätzung der gefangenen Fische festgestellt. Gegenüber dem Makrozoobenthos haben Fische als Indikatoren den Vorteil, dass bei diesen Organismen bessere theoretische Kenntnisse bestehen über die Verbreitung der einzelnen Arten sowie über die je nach Gewässertyp und Untersuchungszeitpunkt etwa zu erwartende Menge und Altersverteilung der Individuen.

Weitere methodische und inhaltliche Hinweise auf schwallbezogene Literatur sind in BRATRICH & TRUFFER (2001) zu finden.

## Literaturverzeichnis

- AMMANN, M. (1993): Das durch Wasserkraftnutzung veränderte Abflussregime eines alpinen Fliessgewässers und dessen Auswirkungen auf das Makrobenthos. Diss. ETH Nr. 10107, 147pp.
- AQUA PLUS (1990): Biologische Begleitung der Schwallversuche in der Sihl vom Sommer 1990. Bericht im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, 29pp. + Anhänge.
- ARGE LIMNOLOGIE (1994): Gesamtuntersuchung Salzach. Teiluntersuchung 1.4.1, Makrozoobenthos und Gewässergüte. Schlussbericht im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 155pp. + Anhänge.
- ARGE LIMNOLOGIE (2001): Auswirkungen des Schwallbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Bericht im Auftrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung, Innsbruck, 201pp.
- ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht, Fachberichte und Literaturstudie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Total ca. 500pp. + Beilagen.
- ARMITAGE, P.D. (1984): Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. In: LILLEHAMMER, A., SALTVEIT, S.J. (Eds.): Regulated Rivers. Universitetsforlaget AS, Oslo, 139 – 165.
- BAUR, H. (2002): Habitat- und Makrozoobenthosdiversität entlang drei alpiner Flüsse. Diplomarbeit an der ETH Zürich / EAWAG, 57pp. + Anhang.
- BOKU (1990): Fischerei und Gewässerökologie. Fachgutachten C10 im Rahmen des Umweltverträglichkeitsberichtes der Rheinkraftwerke Schweiz / Liechtenstein (HOLINGER, 1991). Bericht der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur an der Universität für Bodenkultur, Wien, 263pp.

- BOKU (1997/98): Limnologische Gesamtbeurteilung des KW Alberschwende. Studie der Universität für Bodenkultur, Wien im Auftrag der Vorarlberger Kraftwerke AG. Synthesis und Beiberichte, total ca. 540pp.
- BOVEE, K.D. (1982): A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper No. 12 FWS/OBS 82/26. Western Energy and Land Use Team, U.S. Fish and Wildlife Service, Ft. Collins, Colorado, 248pp.
- BRADSHAW, A.D. (1997): What do we mean by restoration? In: URBANSKA, K.M., WEBB, N.R., EDWARDS, P.J. (Eds.): Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge University Press, Cambridge, 8 - 14.
- BRATRICH, C., TRUFFER, B. (2001): Ökostrom-Zertifizierung für Wasserkraftanlagen. Konzepte, Verfahren, Kriterien. Ökostrom Publikation Band 6, Herausgegeben von der EAWAG, Kastanienbaum, 113pp.
- BRETSCHKO, G., MOOG, O. (1990): Downstream effects of intermittent power generation. Water Sci. Tech. 22, 127 – 135.
- BROOKER, M.P. (1981): The impact of Impoundments on the downstream Fisheries and general ecology of Rivers. Adv. Appl. Biol. 6, 91 – 152.
- BÜRO MAGGIA (1995): Schwallerscheinungen im Fluss Ticino durch den Betrieb der Kraftwerke Ritom (SBB) und Stalvedro (AET). Abschnitt Piotta – Rodi. Bericht im Auftrag der SBB-Direktion Kraftwerke, Zollikofen, 8pp. + Beilagen.
- BUWAL (1994): Ökologische Folgen von Stauraumspülungen. Schriftenreihe Umwelt 219, 47pp.
- CEREGHINO, R., LAVANDIER, P. (1998): Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. Regulated Rivers: Research & Management 14, 297 – 309.
- CIPRA (1992): Die letzten naturnahen Alpenflüsse. Kleine Schriften 11/92 der Internationalen Alpenschutz-Kommission, Vaduz, 71pp.
- CUSHMAN, R.M. (1985): Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. N. Am. J. Fish. Man. 5, 330 – 339.

- DÜCKELMANN, H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Wien, 81pp. + Beilage.
- EBERSTALLER, J., HAIDVOGL, G., JUNGWIRTH, M. (1997): Gewässer- und Fischökologisches Konzept Alpenrhein. Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie. Bericht der Universität für Bodenkultur, Wien, im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, 90pp.
- ECONCEPT (1999): Ökologische Qualitäten der Wasserkraft im Vergleich zu anderen Stromproduktionsarten. Bericht im Auftrag des Schweizerischen Wasserwirtschaftsverbandes, Baden, 72pp.
- EISNER, J. (1998): Schwellbetrieb: Auswirkungen — Massnahmen. Ber. Versuchsanstalt Oberrach und Lehrstuhl f. Wasserbau u. Wasserwirtschaft TU München Nr. 82, 545 - 561.
- EISNER, J., PANEK, K. (1993): Auswirkungen der Regulierung und Schwallbelastung des Zillers auf Algen, Zoobenthos und die Drift. Untersuchung im Auftrag der Tauernkraft, 76pp.
- FELKEL, K. (1959): Der Schwellbetrieb der Flusskraftwerke. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe 13, 26 - 41.
- FISHER, S.G., LAVOY, A. (1972): Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. J. Fish. Res. Board Can. 29, 1472 – 1476.
- FLODMARK, L.E.W., URKET, H.A., HALLERAKER, J.H., ARNEKLEIV, J.V., VØLLESTAD, L.A., POLÉO, A.B.S. (2002): Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout to a fluctuating flow regime in an artificial stream. J. Fish Biol. 60, 238 – 248.
- FORSTENLECHNER, E., HÜTTE, M., BUNDI, U., EICHENBERGER, E., PETER, A., ZOBRIST, J. (1997): Ökologische Aspekte der Wasserkraftnutzung im alpinen Raum. vdf Hochschulverlag Zürich, 100pp.
- FRANCHE-COMTÉ (1994): Le Doubs Franco-Helvétique. Bericht der Région Franche-Comté und der communauté de travail du Jura, 90pp. + Anhänge.

- FRUTIGER, A. (subm.): Effects of hydroelectric power production on the life history of a Benthic Invertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). Freshwater Biology.
- GEIGER, W., JENNY, H. (1988): Bericht über die gewässerökologischen und fischereibiologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb des KW Landquart. Bericht im Auftrag der Motor Columbus Ingenieurunternehmung AG, Baden, 211pp. + Beilage.
- GERSTER, S. (1989): Einfluss von künstlichen Wasserstandschwankungen auf die Fischerträge in Fließgewässern. Schweiz. Fischereiwissenschaft 6/4, 6 – 7.
- GISLASON, J.C. (1985): Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. N. Am. J. Fish. Man. 5, 39 – 46.
- GORE, J.A., NESTLER, J.M., LAYZER, J.B. (1989): Instream flow predictions and management options for biota affected by peaking-power hydroelectric operations. Regulated Rivers: Research & Management 3, 35 – 48.
- GORE, J.A., NIEMELA, S., RESH, V.H., STATZNER, B. (1994): Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. Regulated Rivers: Research & Management 9, 15 – 34.
- HALLERAKER, J.H., ALFREDSEN, K., ARNEKLEIV, J.V., FJELDSTAD, H.P., HARBY, A., SALTVEIT, S.J. (1999): Environmental impacts of hydro peaking — with emphasis on river Nidelva in Trondheim, Norway. Paper presented at the International Seminar „Optimum Use of Run-Of-River Hydropower Schemes“, Trondheim, 5pp.
- HALLERAKER, J.H., HARBY, A., HESSEVIK, T., SALTVEIT, S.J. (2002): Individual response of juvenile atlantic salmon and brown trout to rapid and frequent flow fluctuations. Abstract, 4<sup>th</sup> Symp. Ecohydraulics, Cape Town, 1pp.
- HAMILTON, R., BUELL, J.W. (1976): Effects of modified hydrology on Campbell River salmonids. Environment Canada, Fisheries and Marine Service, Technical Report Series No. PAC/T-76-20, 156pp. + Anhang.



- HARBY, A., ALFREDSEN, K.T., FJELDSTAD, H.P., HALLERAKER, J.H., ARNEKLEIV, J.V., BORSANYI, P., FLODMARK, L.E.W., SALTVEIT, S.J., JOHANSEN, S.W., VEHANEN, T., HUUSKO, A., CLARKE, K., SCRUTON, D.A. (2001): Ecological impacts of hydro peaking in rivers. Proceedings of Hydropower 2001, Bergen, 8pp.
- HARBY, A., HALLERAKER, J.H., ALFREDSEN, K., ARNEKLEIV, J.V., JOHANSEN, S., SALTVEIT, S.J. (1999): Impacts of hydropeaking on Norwegian riverine ecosystems. Extended abstract, 3<sup>rd</sup> Symp. Ecohydraulics, Salt Lake City, 4pp.
- HUNTER, M.A. (1992): Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries, Technical Report No. 119, 46 pp.
- IRVINE, J.R., JOWETT, I.G. (1987): Flow control. In: HENRIQUES, P.R. (Ed.): Aquatic biology and hydroelectric power development in New Zealand. Oxford Univ. Press, Auckland, 94 – 112.
- JOOSTING, T. (1995): Unveröffentlichte Rohdaten, Auswertungen und Kommentare zu den Benthosaufnahmen im Poschiavino vom 27.9.1994 und 27.1.1995, durchgeführt im Auftrag der Kraftwerke Brusio AG, Poschiavo, 5pp. + Beilagen.
- JUNGWIRTH, M. (1992): Fliessgewässer-limnologische und fischökologische Probleme. Landschaftswasserbau (Wien) 13, 13 – 28.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O., WINKLER, H. (1980): Vergleichende Fischbestandesaufnahmen an elf niederösterreichischen Fliessgewässerstrecken. Österr. Fischereigesellschaft, Jubiläumsschrift, Wien, 81 – 104.
- JUNGWIRTH, M., SCHMUTZ, S. (1987): Fischereibiologische Bestandesaufnahme in verschiedenen Fliess- und Staubereichen sowie Zubringern der Enns. Studie im Auftrag der Ennskraftwerke AG, unveröffentlicht.
- JUNGWIRTH, M., BRETSCHKO, G., FRAUENDORFER, R., MOOG, O., SCHMUTZ, S. (1987): Limnologisch - fischereibiologische Untersuchung der Bregenzer Ache im Hinblick auf Ausleitungen und Schwallbetrieb. Fachgutachten zur

Umweltverträglichkeit des KW-Projektes Alberschwende (VKW Bregenz) im Auftrag der Vorarlberger Kraftwerke AG, Bregenz, ca. 172pp. + Anhänge.

- JUNGWIRTH, M., WIESBAUER, H. (1992): Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Teilgutachten 4 zur Raum- und Umweltverträglichkeitsprüfung der Kraftwerksprojekte Obere Drau I. Bericht im Auftrag des österreichischen Institutes für Raumplanung und des Amtes der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt, 343pp.
- KONAR, M. (1990): Bibliographie über die quantitative Beschreibung von Driftphänomenen. Wasser und Abwasser (Wien) 34, 11 – 29.
- KRAUS, H.J., STERN, R. (1993): KW Mandling an der Enns. Schwallbetrieb und Limnologie. Unveröffentlichtes Gutachten.
- LAUTERS, F. (1995): Impacts sur l'écosystème aquatique de la gestion par éclusées des ouvrages hydroélectriques. Diss. Universität Paul Sabatier, Toulouse, 189pp. + Anhänge.
- LIEBIG, H., LIM, P., BELASUD, A. (1998): Influence du débit de base et de la durée des éclusées sur la dérive d'alevins de truite commune: expérimentations en canal semi-naturel. Bull. Fr. Pêche Piscic. 350/351, 337 – 347.
- LIMNEX (1994a): Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994. Bericht im Auftrag der kantonalen Ämter für Umweltschutz Graubünden und St.Gallen, 101pp.
- LIMNEX (1994b): Untersuchungen am Inn bei Celerina im Zusammenhang mit der Konzessionserneuerung des Elektrizitätswerkes St.Moritz. Bericht zuhanden des EW St.Moritz, 36pp. + Anhänge.
- LIMNEX (1994c): Untersuchungen am Inn bei Celerina im Zusammenhang mit der Ableitung des gereinigten Abwassers aus der ARA Staz. Bericht zuhanden des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden, 31pp. + Anhänge.
- LIMNEX (1995): Ergänzende Messungen und Untersuchungen am Inn bei Celerina im Winter 1995. Bericht zuhanden des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden, 41pp. + Anhänge.

- LIMNEX (1999): N-Messungen im Alpenrhein. Unveröffentlichte Daten und Auswertungen von Stickstoff-Messungen im Alpenrhein im Februar 1999, durchgeführt im Auftrag des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden.
- LIMNEX (2000a): Auswirkungen des Schwallbetriebes des Kraftwerks Kubel auf die Wassertiere der Sitter. Bericht zuhanden der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons St.Gallen, 33pp. + Beilagen.
- LIMNEX (2000b): Projekt Ökostrom. Kurzbericht zum Methodenvergleich Schwalluntersuchungen. Briefbericht zuhanden der EAWAG, Kastanienbaum, 8pp. + Anhang.
- LIMNEX (2000c): Biologische Untersuchungen in der Sitter im Jahr 2000. Bericht im Auftrag der Sitterkommission, Herisau, 28pp. + Anhang.
- LIMNEX (2001): Schwall/Sunk-Betrieb in schweizerischen Fließgewässern. Grundlagenstudie im Auftrag des BUWAL, Abteilung Gewässerschutz und Fischerei, Bern, 29pp + Anhang.
- LUIS (2002): Landes-Umwelt-Informationssystem Steiermark, Schlagwortkatalog Wasser, <[www.umwelt.steiermark.at](http://www.umwelt.steiermark.at)>
- MALAVOI, J., SOUCHON, Y. (1992): Hydrologie et dynamique hydroécologique des cours d'eau. *Revue des sciences de l'eau* 5, 247 – 261.
- MANN, R.H.K. (1988): Fish and fisheries of regulated rivers in the UK. *Regulated Rivers: Research & Management* 2, 411 – 424.
- MARRER, H. (1994): Entlandung des Palübeckens im Jahre 1994. Ergebnisse der zwischen dem 5. und 8. April 1994 im Poschiavino durchgeführten Notabfischung. Kurzbericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG, Solothurn, im Auftrag der Kraftwerke Brusio AG, Poschiavo, 7pp.
- MARRER, H. (1995): Zusatzuntersuchungen am Inn bei Celerina im Winter 1994/95. Bericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG, Solothurn, im Auftrag des EW St.Moritz und des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden, 50pp. + Beilagen.

- MARRER, H. (2000): Erneuerung Kraftwerk Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwellregimes. Erweiterter Zwischenbericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG, Solothurn, im Auftrag der SBB-Division Infrastruktur, Zollikofen, 45pp + Beilagen.
- MARRER, H., KLÖTZLI, F. (1980): Bericht über die naturwissenschaftlichen Abklärungen im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb der Kraftwerke Ilanz I und II. Bericht zuhanden der von der Regierung des Kantons Graubünden eingesetzten Arbeitsgruppe „Fischerei/Landschaft und Kraftwerke Ilanz I und II“, 136pp. + Anhang.
- MILNER, N.J., SCULLION, J., CARLING, P.A., CRISP, D.T. (1981): The effects of discharge on sediment dynamics and consequent effects on Invertebrates and Salmonids in Upland Rivers. *Adv. App. Biol.* 6, 153 – 220.
- MOOG, O. (1990): Schwall- und Sunkprobleme bei der Rückgabe von Betriebswasser der Wasserkraftwerke. CIPRA, Jahresfachtagung, 65-81.
- MOOG, O. (1992): Auswirkungen von künstlich gesteuerten Abflussschwankungen (Schwall/Sunk) auf Gewässerbiozöosen - Möglichkeiten zur Minimierung von Schadwirkungen. *Wertermittlungsforum* 10/4, 145-152.
- MOOG, O. (1993a): Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8, 5-14.
- MOOG, O. (1993b): Wasserkraft-Nutzung und Restwassermengen mit besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Sektion IV (Wasserwirtschaft und Wasserbau): 17. Flussbautagung, Nutzung und Gestaltung der Gewässer im ökologischen Einklang, Bregenz, 81-99.
- MOOG, O., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHÖNBAUER, B. (1993): Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke. *Österreichische Wasserwirtschaft* 45, 197 – 210.
- MOOG, O., CHOVANEC, A. (1998): Die „ökologische Funktionsfähigkeit“ – ein Ansatz der integrierten Gewässerbewertung in Österreich. *Münchener Beiträge zur*

- Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51, Oldenbourg, München, 57 – 118.
- MOOG, O., GRAF, W., OFENBÖCK, T., WIMMER, R. (1998): Ökologische Untersuchungen an der Falschauer (Südtirol). Studie im Auftrag der Autonomen Provinz Bozen, ausgeführt von der Universität für Bodenkultur, Wien, 102pp.
- MORITZ, C., HUBMANN, C., HUBMANN, M., VACHA, C., ZAPF, F. (1999): Saalach – Bad Reichenhall. Restwasser- und Schwallproblematik. Makrozoobenthos, morphologisch-hydraulische Parameter. Bericht der ARGE Limnologie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 56pp. + Anhang.
- MÜRLE, U. (2000): Morphologie und Habitatstruktur in der Ausleitungsstrecke einer alpinen Stauhaltung (Spöl, Schweizerischer Nationalpark, Engadin). Diplomarbeit an der Universität Karlsruhe, 92pp. + Anhänge.
- PARASIEWICZ, P., SCHMUTZ, S., MOOG, O. (1998): The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5, 403 – 417.
- PETTS, G.E. (1984): *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons, London, 302pp.
- POFF, N.L. (1992): Why disturbances can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. *J. N. Am. Benth. Soc.* 11, 86 - 92.
- POFF, N.L., ALLAN, J.D., BAIN, M.B., KARR, J.R., PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E., STROMBERG, J.C. (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47/11, 769 - 784.
- RADFORD, D.S., HARTLAND-ROWE, R. (1971): A preliminary investigation of bottom fauna and invertebrate drift in an unregulated and a regulated stream in Alberta. *J. appl. Ecol.* 8, 883 – 903.
- RESH, V.H., BROWN, A.V., COVICH, A.P., GURTZ, M.E., LI, H.W., MINSHALL, G.W., REICE, S.R., SHELDON, A.I., WALLACE, J.B., WISSMAR, R.C. (1988): The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benth. Soc.* 7, 433 - 455.

- SALTVEIT, S.J., HALLERAKER, 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.
- SCHMUTZ, S., EBERSTALLER, J. (1993): Die Fischfauna des Alpenrheins und der Nebengewässer. *Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 20, 133 – 158.
- SCHÖB, P. (1998): Untersuchung des Fischbestandes in der vom Schwellbetrieb des Kraftwerks Kubel beeinflussten Sitter. Allgemeine Ausführungen zum Schwellbetrieb. Teil einer Praktikumsarbeit an der EAWAG Kastanienbaum, 8pp.
- SPINDLER, T., WINTERSBERGER, H., MEDGYESY, N., MARK, W. (2002): Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer, Band I. Herausgegeben vom Tiroler Fischereiverband, Innsbruck, 124pp.
- STRAHLER, A.N. (1957): Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38, 913 – 920.
- UBA (2001): Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologische Aspekte. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, Berlin.
- UHLMANN, V. (2001): Die Uferzönosen in natürlichen und regulierten Flussabschnitten. Diplomarbeit an der EAWAG, 75pp.
- UVB KWB (1992): Umweltverträglichkeitsbericht zum Konzessionsprojekt 1991 „Erneuerung und Ausbau der Kraftwerke im oberen Puschlav“, Teile V.1, V.2, VI.2, VI.3. Berichte im Auftrag der Kraftwerke Brusio AG, Poschiavo, total ca. 210pp. + Beilagen.
- UVB KW RITOM (1996): Erneuerung Kraftwerk Ritom. Umweltverträglichkeitsbericht, Hauptuntersuchung. Bericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG, Solothurn und des Ingenieurbüros Bacciarini-Marelli, Lugano im Auftrag der SBB-Direktion Kraftwerke, Zollikofen, 77pp. + Beilagen.
- VALENTIN, S. (1995): Variabilité artificielle des conditions d’habitat et consequences sur les peuplements aquatiques: Effets écologiques des éclusées

- hydroélectriques en rivière. Etudes de cas (Ance du Nord et Fontaulière) et approches expérimentales. Thèse Univ. Claude Bernard Lyon I, 272pp. + annexes.
- VALENTIN, S. (1997): Effets écologiques des éclusées en rivière. Expérimentations et synthèse bibliographique. Études du CEMAGREF, série *Gestion des milieux aquatiques*, Nr. 13, 79pp.
- VALENTIN, S., SOUCHON, Y., WASSON, J.-G. (1994): Evaluation of hydropeaking effects on fish community and habitat. In: COWX, I.G. (Ed.): Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Fishing News Books, Blackwell Scientific, Oxford, 138 – 151.
- VALENTIN, S., LAUTERS, F., SABATON, C., BREIL, P., SOUCHON, Y. (1998): Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions. *Regulated Rivers: Research & Management* 12, 317 – 330.
- VEHANEN, T., BJERKE, P.L., HEGGENES, J., HUUSKO, A., MÄKI-PETÄYS, A. (2000): Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes. *J. Fish. Biol.* 56, 923 – 937.
- VERBUND (2001): Forschungsbericht 2001. Herausgegeben von der österreichischen Elektrizitätswirtschafts-Aktiengesellschaft, Wien, 150pp.
- WALTHER, A. (2002): Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River. Diplomarbeit an der ETH Zürich / EAWAG Kastanienbaum, 70pp. + Anhänge.
- WIESBAUER, H., BAUER, TH., JAGSCH, A., JUNGWIRTH, M., UIBLEIN, F. (1991): Fischökologische Studie — Mittlere Salzach. Gutachten im Auftrag der Tauernkraftwerke AG, 170pp.
- ZAHNER, M., LUTZ, M. (1988): Untersuchungen zur Vegetation und Avifauna der Auen an Vorderrhein und Glenner. *Jber. Naturf. Ges. Graubündens* 105, 31 – 77.





## Anhang: Angaben zu den einzelnen Reviews

Folgende Tabellen: Schwallauswirkungen nach Angaben aus verschiedenen Reviews.  
Die einzelnen Reviews sind im Literaturverzeichnis (Anhang 1) aufgeführt.

Legenden:

### Anzahl Nennungen pro Review:

	= 1
	= 2-4
	= 5-10
	= >10

### Art des Einflusses:

<b>X</b>	= Veränderung generell, ohne nähere Angaben
<b>++</b>	= starke Zunahme
<b>+</b>	= Zunahme
<b>±</b>	= keine Veränderung
<b>-</b>	= Abnahme
<b>--</b>	= starke Abnahme

### Genannte Folgewirkungen auf Organismengruppen:

<b>1</b>	= Biozönose gesamt
<b>2</b>	= Aquatische Makrophyten
<b>3</b>	= Phytobenthos
<b>4</b>	= Makrozoobenthos
<b>5</b>	= Adulte Fische, Fischbestand
<b>6</b>	= Fischeier, Juvenile Fische

### Herkunft Originalarbeiten:

CH	= Schweiz
A	= Österreich
F	= Frankreich
N	= Norwegen
EU	= Übriges Europa
NA	= Nordamerika (USA + Kanada)
ÜB	= Übrige Länder
SV	= Schwallversuche und Laborexperimente
<b>Fett</b>	= Überwiegende Herkunft

Autorenschaft	Harby et al. (2001, 1999) Vehanen et al. (2000) Halleraker et al. (1999)	Schöb (1998)	Valentin (1995, 1997)																
Anzahl / Herkunft Originalarbeiten	22 / N, F, NA, SV	20 / CH, A, F, N, EU, NA, SV	32 / F, A, EU, NA, ÜB, SV																
Beeinflusste Grössen	Anzahl Nennungen / Art des Einflusses																		
	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	
<b>Morphologie</b>																			
Breite																			
Tiefe																			
<b>Hydraulik</b>																			
Strömung																			
Sohlennahe Strömung																			
<b>Wasserqualität</b>																			
Chemismus																			
Temperatur																			6
Sauerstoff-Konzentration																			5
Schwebstoffgehalt, Trübung																			
<b>Sediment</b>																			
Korngrössenzusammensetzung																			
Deposition/Resuspension																			
Kolmation/Versiltung																			
Abrasion/Erosion Sohle																			
Grundwasserquantität/-qualität																			6
<b>Aquatischer Lebensraum</b>																			
Habitatsangebot hydraulisch																			5 6
Habitatsqualität																			5 6
Gehalt an Detritus/POM																			
Anbindung Seitengewässer																			5
Eisbildung																			
<b>Biozönose gesamt: Struktur</b>																			
Besiedlung Wasserwechselzone	3	4				4													4
<b>Biozönose gesamt: Funktion</b>																			
Produktion																			
Mortalität																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Stranden/Trockenfallen																			
<b>Ufervegetation: Struktur</b>																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Aquatische Makrophyten: Struktur</b>																			
Dichte																			
<b>Aquatische Makrophyten: Funktion</b>																			
Produktion																			
<b>Phytobenthos: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
<b>Makrozoobenthos: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
Zusammensetzung																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Makrozoobenthos: Funktion</b>																			
Produktion																			
Nahrungsangebot/-aufnahme																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Zuwanderung/Neubesiedlung																			
Aktivität/Verhalten																			
Stranden/Trockenfallen																			
<b>Fischbestand: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
Zusammensetzung																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Fischbestand: Funktion</b>																			
Produktion																			
Wachstum/Entwicklung																			
Nahrungsangebot/-aufnahme																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Wanderungen																			
Aktivität/Verhalten																			
Stranden/Trockenfallen																			
Reproduktion																			
<b>Fische juvenil: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
<b>Fische juvenil: Funktion</b>																			
Wachstum/Entwicklung																			
Mortalität																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Aktivität/Verhalten																			
Stress/Physiologie																			
Stranden/Trockenfallen																			

Autorenschaft	Lauters (1995)						Moog (1993) Moog et al. (1993)						Hunter (1992)					
Anzahl / Herkunft Originalarbeiten	63 / NA, EU, ÜB, SV						13 / A, N, NA, ÜB						32 / NA, N, SV					
Beeinflusste Grössen																		
	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--
<b>Morphologie</b>																		
Breite																		
Tiefe																		
<b>Hydraulik</b>																		
Strömung																		
Sohlennahe Strömung																		
<b>Wasserqualität</b>																		
Chemismus																		
Temperatur																		
Sauerstoff-Konzentration																		
Schwebstoffgehalt, Trübung																		
<b>Sediment</b>																		
Korngrössenzusammensetzung																		
Deposition/Resuspension									4									
Kolmation/Versiltung																		
Abrasion/Erosion Sohle																		
Grundwasserquantität/-qualität																		
<b>Aquatischer Lebensraum</b>																		
Habitatsangebot hydraulisch																		
Habitatsqualität																		
Gehalt an Detritus/POM																		
Anbindung Seitengewässer																		
Eisbildung																		
<b>Biozönose gesamt: Struktur</b>																		
Besiedlung Wasserwechselzone	2	3					3	4	4									
<b>Biozönose gesamt: Funktion</b>																		
Produktion																		
Mortalität																		
Abdrift/Ausschwemmung				2	3													
Stranden/Trockenfallen																		
<b>Ufervegetation: Struktur</b>																		
Artenzahl/Diversität																		
Gesundheit/Kondition																		
<b>Aquatische Makrophyten: Struktur</b>																		
Dichte																		
<b>Aquatische Makrophyten: Funktion</b>																		
Produktion																		
<b>Phytobenthos: Struktur</b>																		
Häufigkeit/Dichte																		
Biomasse																		
<b>Makrozoobenthos: Struktur</b>																		
Häufigkeit/Dichte																		
Biomasse																		
Zusammensetzung																		
Artenzahl/Diversität																		
Gesundheit/Kondition																		
<b>Makrozoobenthos: Funktion</b>																		
Produktion																		
Nahrungsangebot/-aufnahme																		
Abdrift/Ausschwemmung																		
Zuwanderung/Neubesiedlung																		
Aktivität/Verhalten																		
Stranden/Trockenfallen																		
<b>Fischbestand: Struktur</b>																		
Häufigkeit/Dichte																		
Biomasse																		
Zusammensetzung																		
Artenzahl/Diversität																		
Gesundheit/Kondition																		
<b>Fischbestand: Funktion</b>																		
Produktion																		
Wachstum/Entwicklung																		
Nahrungsangebot/-aufnahme																		
Abdrift/Ausschwemmung																		
Wanderungen																		
Aktivität/Verhalten																		
Stranden/Trockenfallen																		
Reproduktion																		
<b>Fische juvenil: Struktur</b>																		
Häufigkeit/Dichte																		
Biomasse																		
<b>Fische juvenil: Funktion</b>																		
Wachstum/Entwicklung																		
Mortalität																		
Abdrift/Ausschwemmung																		
Aktivität/Verhalten																		
Stress/Physiologie																		
Stranden/Trockenfallen																		

Autorenschaft	Irvine & Jowett (1987)	Cushman (1985)	Ward (1976)																
Anzahl / Herkunft Originalarbeiten	8 / ÜB, NA, SV	41 / NA	10 / NA, SV																
<b>Beeinflusste Größen</b>																			
	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	X	++	+	±	-	--	
<b>Morphologie</b>																			
Breite																			
Tiefe																			
<b>Hydraulik</b>																			
Strömung																			
Sohlennahe Strömung																			
<b>Wasserqualität</b>																			
Chemismus																			
Temperatur																			
Sauerstoff-Konzentration																			
Schwebstoffgehalt, Trübung																			
<b>Sediment</b>																			
Korngrössenzusammensetzung																			
Deposition/Resuspension																			
Kolmation/Versiltung																			
Abrasion/Erosion Sohle																			
Grundwasserquantität/-qualität																			
<b>Aquatischer Lebensraum</b>																			
Habitatsangebot hydraulisch																			
Habitatsqualität																			
Gehalt an Detritus/POM																			
Anbindung Seitengewässer																			
Eisbildung																			
<b>Biozönose gesamt: Struktur</b>																			
Besiedlung Wasserwechselzone																			
<b>Biozönose gesamt: Funktion</b>																			
Produktion																			
Mortalität																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Stranden/Trockenfallen																			
<b>Ufervegetation: Struktur</b>																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Aquatische Makrophyten: Struktur</b>																			
Dichte																			
<b>Aquatische Makrophyten: Funktion</b>																			
Produktion																			
<b>Phytobenthos: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
<b>Makrozoobenthos: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
Zusammensetzung																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Makrozoobenthos: Funktion</b>																			
Produktion																			
Nahrungsangebot/-aufnahme																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Zuwanderung/Neubesiedlung																			
Aktivität/Verhalten																			
Stranden/Trockenfallen																			
<b>Fischbestand: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
Zusammensetzung																			
Artenzahl/Diversität																			
Gesundheit/Kondition																			
<b>Fischbestand: Funktion</b>																			
Produktion																			
Wachstum/Entwicklung																			
Nahrungsangebot/-aufnahme																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Wanderungen																			
Aktivität/Verhalten																			
Stranden/Trockenfallen																			
Reproduktion																			
<b>Fische juvenil: Struktur</b>																			
Häufigkeit/Dichte																			
Biomasse																			
<b>Fische juvenil: Funktion</b>																			
Wachstum/Entwicklung																			
Mortalität																			
Abdrift/Ausschwemmung																			
Aktivität/Verhalten																			
Stress/Physiologie																			
Stranden/Trockenfallen																			