

Limnex AG

Schaffhauserstr. 343
Limnologie 8050 Zürich

Umweltverträglichkeit Tel: 044 313 13 00
Fax: 044 312 17 14

Gewässerschutz limnex@bluewin.ch
www.limnex.ch

Trübung und Schwall im Alpenrhein

**Fachbericht zu den Teilaspekten
Trübung, Licht, Bewuchs und Drift**

zuhanden
Internationale Regierungskommission Alpenrhein
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie

Zürich, 1. November 2001

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	2
1.1	Auftrag und Zielsetzung	2
1.2	Fragestellung und Vorgehensweise.....	3
1.3	Ältere Grundlagen	4
2.	Schwebstoff-Frachten und -Bilanz.....	6
2.1	Methodik	6
2.2	Abflussverlauf.....	10
2.3	Repräsentativität der Resultate.....	11
2.4	Konzentrationsbereiche.....	13
2.5	Frachten und Frachtbilanz.....	16
3.	Trübung und Lichtklima.....	23
3.1	Methodik	23
3.2	Optische Wirkung der Schwebstoffe.....	25
3.3	Das Lichtklima im Alpenrhein	28
3.4	Absoluter Lichtgenuss und Produktivität.....	33
4.	Ausprägung und Beeinflussung des Algenbewuchses auf der Flusssohle.....	34
4.1	Methodik	34
4.2	Substrat- und Bewuchsverhältnisse.....	40
4.3	Einflussfaktoren des Algenbewuchses.....	43
4.4	Statistische Analyse.....	47
5.	Die Drift in Abhängigkeit von Abfluss und Trübung.....	51
5.1	Methodik	51
5.2	Abfluss- und Trübungsverlauf.....	54
5.3	Driftverlauf.....	57
5.4	Zusammensetzung der Drift.....	61
5.5	Vergleich der Driftdichten, -raten und -proportionen.....	64
6.	Zusammenfassung und fachspezifische Schlussfolgerungen.....	68
7.	Literaturverzeichnis.....	74
8.	Anhänge.....	77

1. Einleitung

1.1 Auftrag und Zielsetzung

Mit Brief vom 27. August 1998 beauftragte die internationale Regierungskommission Alpenrhein, vertreten durch die Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, eine Arbeitsgemeinschaft von vier Firmen mit einer Untersuchung am Alpenrhein zum „Einfluss der Abfluss- und Trübeschwankungen auf Substrat, Benthos und Fische“ (Kurztitel „Trübung und Schwall Alpenrhein“). Die Arbeitsgemeinschaft (ARGE Trübung Alpenrhein) setzt sich zusammen aus Schälchli, Abegg + Hunzinger in Zürich (Fachbereich Trübung und Kolmation; Projektleitung physikalischer Teil), Limnex AG in Zürich (Fachbereich Trübung, Licht, Bewuchs und Drift; Projektleitung biologischer Teil), ARGE Limnologie in Innsbruck (Fachbereich Phyto- und Makrozoobenthos) sowie Universität für Bodenkultur, Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur in Wien (Fachbereich Fischökologie).

Den Anlass für das Gesamtprojekt „Trübung und Schwall Alpenrhein“ bildeten vorangehende Untersuchungen, welche eine starke Beeinträchtigung des Benthos- und Fischbestandes durch die Abfluss- und Trübeverhältnisse vermuten liessen. Es waren dies insbesondere

- Der Umweltverträglichkeitsbericht (UVB) „Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein“ des Studienkonsortiums Rheinkraftwerke (Holinger, 1991) mit verschiedenen Fachgutachten, speziell das Gutachten C10 zu Fischerei- und Gewässerökologie (BOKU, 1990);
- Das gewässer- und fischökologische Konzept Alpenrhein zuhanden der Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der internationalen Regierungskommission (BOKU, 1997);
- Eine Literaturstudie zur Trübung im Alpenrhein zu Handen der Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der internationalen Regierungskommission (ARGE Limnex, Schälchli & Abegg, 1997; nachfolgend kurz Literaturstudie genannt).

Der aus diesen Grundlagen abgeleitete Kenntnisstand bei Projektbeginn (Ausgangslage) wird in einem separaten Synthesebericht zusammengefasst. Darin werden auch die formale Organisation und die fachliche Gliederung des Projektes erläutert. Die Projektziele sind in der Offerte der ARGE Trübung Alpenrhein vom 15. Juli 1998 wie folgt umschrieben:

Das Ziel des vorliegenden Projektes besteht darin, natürliche Prozesse und anthropogene Aktivitäten, welche den Abfluss und die Trübung beeinflussen, zu erkennen sowie deren Einfluss auf die Rheinsohle (Morphologie und Kolmation), das Makrozoobenthos und die Fische zu untersuchen. Auf diese Weise sollen

1. die *Ursachen für den geringen Makrozoobenthos- und Fischbestand* gefunden werden. Dabei soll der Einfluss der Trübung, der Strömung, der Wasserstandsschwankungen, der Morphologie und der Kolmation beurteilt werden.
2. *Randbedingungen für Revitalisierungsmassnahmen* erarbeitet werden, welche die Morphologie des Alpenrheins so verbessern, dass der Flusslebensraum erheblich aufgewertet wird.
3. *Zielrichtungen für anthropogene Aktivitäten*, welche den Abfluss und die Trübung des Alpenrheins beeinflussen, formuliert werden.

Der Gesamtbericht zum Projekt „Trübung und Schwall Alpenrhein“ besteht aus einem Synthesebericht, aus der obgenannten Literaturstudie sowie aus den Fachberichten der vier beteiligten Firmen. Zu letzteren gehört auch der vorliegende Bericht mit den Resultaten und Schlussfolgerungen aus den Untersuchungen des Fachbereichs Trübung, Licht, Bewuchs und Drift. Die folgenden Ausführungen beziehen sich ausschliesslich auf diesen Fachbereich.

1.2 Fragestellung und Vorgehensweise

Der vorliegende Fachbereich umfasst Fragestellungen aus dem physikalischen und dem biologischen System Alpenrhein (Synthesebericht). Er untersucht mit dem Einfluss von Abfluss und Trübung auf das Phytobenthos und auf die Invertebraten-Drift ausserdem wichtige Wechselwirkungen zwischen diesen beiden Systemen. Im Einzelnen wurden folgende Fragestellungen bearbeitet, nach denen auch der Bericht gegliedert ist:

- Verlauf der Schwebstoff-Konzentrationen und -Frachten im Alpenrhein zwischen Reichenau und Diepoldsau (Kapitel 2);
- Auswirkungen der Trübung auf das Lichtklima im Alpenrhein (Kapitel 3);
- Zusammenhang zwischen Wassertiefe, Strömung, Beschaffenheit des Substrates und pflanzlichem Bewuchs auf der Sohle des Alpenrheins (Kapitel 4);
- Einfluss der Abfluss- und Trübeschwankungen auf die Drift von Phyto- und Makrozoobenthos in der fließenden Welle des Alpenrheins (Kapitel 5).

Kapitel 6 enthält eine Zusammenfassung der fachspezifischen Resultate und Schlussfolgerungen; dieses Kapitel ist in gekürzter Form auch Bestandteil des Syntheseberichtes.

Die Substrat- und Bewuchsverhältnisse wurden in vier Flussstrecken bei Mastrils, Bad Ragaz, Buchs und Diepoldsau untersucht, welche von allen beteiligten Fachbereichen zu Beginn des Projektes als gemeinsame Teststrecken ausgewählt worden waren (Synthesebericht). Die Lage aller Teststrecken am Alpenrhein und je eine Luftbild-Übersicht der Teststrecken Mastrils bis Buchs ist aus den Planbeilagen im Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger ersichtlich. Die übrigen Untersuchungen des vorliegenden Fachbereiches konnten aus methodischen Gründen nicht bzw. nicht nur in den vier Teststrecken durchgeführt werden. Die genauen Untersuchungsorte und -zeiten sowie die Vorgehensweise werden für die einzelnen Fragestellungen jeweils in einem einleitenden Unterkapitel zur Methodik erläutert.

An zusätzlichen, im vorliegenden Bericht nicht näher behandelten Arbeiten wurden durch den vorliegenden Fachbereich durchgeführt:

- Ausarbeitung und Einreichung eines Antrages an die schweizerische Landeshydrologie und -geologie (LHG) auf Einrichtung und Betrieb einer permanenten Trübungsmessung im Alpenrhein. Diesem am 24.6.99 gestellten Antrag wurde von der LHG teilweise entsprochen, indem bereits im November 1999 bei der eidgenössischen Messstation Diepoldsau eine zusätzliche Trübesonde installiert wurde. Die in den Wintern 1999/2000 und 2000/01 bei Diepoldsau erhobenen on-line-Messwerte der Trübung standen für das Projekt zur Verfügung; sie sind in die Auswertungen des Fachbereiches Trübung und Kolmation eingeflossen (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).
- Entnahme orientierender Benthosproben im Oberlauf des Alpenrheins während der Entleerung des Stauraums Reichenau. Vom 16.8.99 bis 11.10.99 blieb der Stauraum des Kraftwerkes Reichenau abgesenkt, weil beim Wehr eine neue Fischtreppe eingebaut wurde (TBA-Info, 2001). An den Sonntagen vom 15.8.99 und 10.10.99 wurden jeweils bei verhältnismässig tiefem Abfluss auf der Höhe von Igis und Vilters ufernahe Stichproben des Makrozoobenthos entnommen. Die Resultate dieser Probenahme dienen zusammen mit anderen Grundlagen dazu, die Auswirkungen der Stauraum-Entleerung grob zu beurteilen und gestützt darauf über die Durchführung der biologischen Probenahmen im darauffolgenden Winter 1999/2000 zu entscheiden.

Begleitend zu den eigenen Felduntersuchungen wurde schliesslich auch eine themenbezogene Literaturrecherche durchgeführt (Kapitel 1.3).

1.3 Ältere Grundlagen

Über den Stand der bestehenden Literaturstudie hinaus wurde im Laufe des Projektes nach weiteren Grundlagen über den früheren, durch den Schwallbetrieb noch nicht beeinflussten Alpenrhein gesucht. Die Recherche konzentrierte sich einerseits auf die Schwebstoff-Führung (als Mass für die Trübung) während des Winters), andererseits auf die pflanzliche und tierische Besiedlung der Flusssohle (Phyto- und Makrozoobenthos). Die ursprüngliche Verbreitung von Fischen und anderen Wirbeltieren im und am Alpenrhein ist bereits im UVB „Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein“ (BOKU, 1990) sowie im gewässer- und fischökologischen Konzept Alpenrhein (BOKU, 1997) ausführlich dargestellt.

Die erste gezielte Schwebstoff-Probe aus dem Alpenrhein dürfte, zwecks Bestimmung der chemischen Zusammensetzung, Bischof (1852) entnommen haben. Ohne weitere Angaben zum Zeitpunkt der Probenahme oder zum Schwebstoffgehalt des Wassers zu machen, schreibt er :

Um die schwebenden Bestandtheile, welche der Rhein oberhalb des Bodensee's mit sich führt, kennen zu lernen, sammelte ich von dem Absatze dieses Stroms bei seinem Einflusse in diesen See. Nach dem Trocknen bildete er ein sehr feines, graues, sandartiges Pulver ohne allen Zusammenhang. Theils mit blossen Auge, theils unter der Lupe erkannte man Quarz-Körnchen, sehr kleine Silber-weiße Glimmer-Blättchen und schwarze Körnchen.

Knabenhans (1912) entnahm im Oktober 1911 bei hohem Abfluss einige Schwebstoff-Proben im Unterlauf des Alpenrheins und gab folgende allgemeine, d.h. nicht durch Messungen gestützte Beschreibung der Trübeverhältnisse :

Nur bei tiefstem Wasserstand im Winter sind die Fluten des Rheins annähernd klar, bei Hochwasser dagegen zeigen sie eine schmutziggelbe bis schwarzgraue Trübung.

Bereits in der Literaturstudie wird die umfangreiche Untersuchung von Krapf (1919) erwähnt, welcher aus dem Alpenrhein bei Lustenau zwischen 1893 und 1912 insgesamt über 6500 Wasserproben entnehmen und gravimetrisch auf ihren Schwebstoffgehalt untersuchen liess. Da in dieser, wie in anderen Untersuchungen auch, vor allem die hohen Schwebstoff-Konzentrationen und -Frachten während des Sommerhalbjahres interessierten, behandelt Krapf die winterlichen Verhältnisse in seiner Publikation nur am Rande:

Im Winter bei Niederwasser, bei dem sich der Schlammgehalt des anscheinend ganz klaren Wassers nur wenig ändert, waren tägliche Erhebungen nicht nötig. Sie wurden in der Regel einmal in der Woche vorgenommen.

Genauere Vorstellungen zu den damaligen Konzentrationsbereichen während der winterlichen Niedrigwasserperiode würden die Resultate der erwähnten, wöchentlichen Stichproben ermöglichen. Wo diese umfangreichen, nicht publizierten Rohdaten der Untersuchung von Krapf (1919) verblieben sind, konnte jedoch nicht ermittelt werden.

Ebenfalls verschollen sind offenbar die Rohdaten der Schwebstoff-Messungen, welche Nesper (1937) als österreichischer Rheinbauleiter zwischen dem 30.3.1935 und dem 31.10.1936 ein- bis zweimal täglich bei der Rheinbrücke Brugg vornahm. In seinem Bericht gibt Nesper keinerlei Hinweise auf die im Winter erfassten Werte.

Die ersten grossangelegten, physikalisch-chemischen Messkampagnen am Alpenrhein fanden in den Jahren 1944 bis 1946 an verschiedenen Stellen von Domat/Ems bis Bad Ragaz (vereinzelt auch bis zum Bodensee) statt (ETHZ, 1944 - 1946). Anlass war die vermutete Beeinträchtigung der Wasserqualität durch die Abwässer der Firma HOVAG in Ems. Dabei wurden keine Schwebstoff-Analysen durchgeführt und nur in einzelnen Kampagnen eine (nicht näher spezifizierte) Durchsichtigkeit bestimmt. Die grössten Durchsichtigkeiten (bis >80cm) wurden im Sommer gemessen, während die winterlichen Werte an keiner der untersuchten Stellen mehr als 50cm betragen. Aufgrund der zwischen 1999 und 2001 erfassten Sichttiefen nach Secchi (Tabelle 4 des vorliegenden Berichtes) ist zu vermuten, dass der Alpenrhein zu jener Zeit zumindest im Winter wesentlich stärker getrübt war als heute. Dies dürfte allerdings in erster Linie eine

Folge der damals bestehenden, starken Belastung durch ungereinigtes Siedlungs- und Industrieabwasser gewesen sein. Rückschlüsse auf die winterliche Konzentration an mineralischen Schwebstoffen sind daher auch aus der Untersuchung von 1944 bis 1946 nicht möglich.

Die bekannten Untersuchungen zur Schwebstoff-Führung des Alpenrheins vor dessen Beeinflussung durch schwallartige Abflussschwankungen erlauben demnach keine zuverlässige Abschätzung der natürlichen Schwebstoff- oder Trübungsverhältnisse im Winter.¹ Die übrigen, in der Literaturstudie sowie in Limnex (1994) aufgeführten, grösseren Messkampagnen am Alpenrhein fallen auf die Zeit nach 1960; sie geben damit einen Gewässerzustand wieder, der zunehmend geprägt wurde durch die Abflussschwälle aus den seit 1955 stark ausgebauten Speicherkraftwerken im Einzugsgebiet (KHR, 1996a).

Auf eine erste grobe Beschreibung der pflanzlichen und tierischen Besiedlung im Alpenrhein sowie auf mehrere Aufnahmen des Phyto- und Makrozoobenthos in Vorder- und Alpenrhein zwischen 1985 und 1996 wurde bereits in der Literaturstudie verwiesen. Die weiteren Recherchen förderten zusätzlich noch die Protokolle und Berichte von mehreren sogenannten biologischen Rheinkontrollen zutage, welche von 1944 bis 1947 an etlichen Zuflüssen des Alpenrheins sowie an verschiedenen Stellen des Flusses selbst zwischen Reichenau und dem Bodensee durchgeführt wurden (Jaag et al., 1944 – 1947). Diese Untersuchungen, welche parallel zu den bereits erwähnten physikalisch-chemischen Messkampagnen stattfanden, umfassten :

- verbale Beschreibungen des allgemeinen Zustandes von Wasser und Gewässer (z.B. Farbe, Trübung und Schaumbildung des Wassers, Kolmation der Sohle) ;
- qualitative Angaben zum Vorkommen und zur Häufigkeit des Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* sowie von Aufwuchsalgen, Protozoen und Makroinvertebraten auf der Flusssohle.

Diese biologischen Grundlagen wurden vom Fachbereich Makrozoobenthos weiter ausgewertet und soweit als möglich für einen Vergleich mit der aktuellen benthischen Besiedlung des Alpenrheins herangezogen (Fachbericht ARGE Limnologie).

¹ Eine weitere grössere Schwebstoff-Untersuchung fand von November 1928 bis Dezember 1929 am Alten Rhein zwischen St.Margrethen und Bodensee statt (EAW, 1932). Diese ehemalige Mündungsstrecke des Alpenrheins wurde mit der Eröffnung des Fussacher Durchstiches (1900) vom Hauptgewässer abgekoppelt und wird seither nur noch vom Werdenberger und Rheintaler Binnenkanal sowie von einigen Seitenzuflüssen gespeisen (Kapitel 2.1).

2. Schwebstoff-Frachten und -Bilanz

2.1 Methodik

Vom 7.2. bis 9.2.1999 fand entlang des gesamten Alpenrheins zwischen Reichenau und Diepoldsau eine Messkampagne zur Erfassung der Schwebstoffführung im Rhein und seinen wichtigsten Zuflüssen statt. Die Probenahmen erfolgten entweder

- kontinuierlich (Sammelproben über 1 bis 2h) mittels batteriegespiessener, automatischer Probenahmegeräte (Autosampler unterschiedlichen Fabrikates); oder
- kontinuierlich (Sammelproben über 2h) durch eine fest installierte, interkantonale Messstation (Alpenrhein bei Maienfeld); oder
- diskret (Stichproben) im Rahmen einer begleitenden Messkampagne im gesamten Einzugsgebiet des Alpenrheins (nur am 8.2.99; siehe Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).

In Tabelle 1 sind die Probenahmestellen und -zeiten im Einzelnen aufgeführt. Insgesamt wurden im Rahmen der beiden parallelen Messkampagnen 195 Sammel- und 273 Stichproben entnommen. Am Vorder- und Hinterrhein bei Reichenau wurde mittels zweier kontinuierlich registrierender Messsonden parallel zu den Schwebstoff-Proben auch die Trübung erfasst, um die beiden Parameter aufeinander abgleichen zu können. Diese Daten sind in die Auswertungen des Fachbereiches Strömung, Trübung, Geschiebe und Kolmation (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger) eingeflossen.

Um die Repräsentativität der Probenahmestellen (Uferseite) zu überprüfen, wurde im Verlauf der Messkampagne an den mit Samplern beprobten Stellen im Rhein je einmal eine Serie von drei möglichst zeitgleichen Stichproben über das Querprofil entnommen (Parallelproben Ufer links — Flussmitte — Ufer rechts). In den Zuflüssen Landquart und Plessur wurden mit zusätzlichen Parallelproben nicht das Querprofil erfasst, sondern jeweils das Hauptgewässer (Restwasserstrecke) und die beidseitigen, separat in den Rhein einmündenden Ausleitungen (Mühlbäche).

Sämtliche Sammel- und Parallelproben sowie eine Auswahl von Stichproben wurden im Labor unter Vakuum filtriert (vorgewogene Glasfaserfilter GF 92 von Schleicher & Schüll, Porenweite 2 bis 3 μm)². Danach wurden die Filter 1h bei 105 °C getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und erneut gewogen. Die Gewichts Differenz, ausgedrückt in mg/l bzw. g/m^3 Trockengewicht, entspricht der Konzentration an gesamten ungelösten Stoffen (GUS) und damit auch dem (gravimetrischen) Gehalt an Schwebstoffen. Die Schwebstoffe werden im vorliegenden Bericht durch „SS“ abgekürzt, was auch mit der englischen Bezeichnung korrespondiert („suspended solids“ bzw. „suspended sediments“).

In einer kleinen, nach gründlichem Aufschütteln entnommenen Teilmenge (Aliquot) von allen Stichproben aus den Zuflüssen und zusätzlich von 19 2h-Sammelproben aus einem Vorversuch im Alpenrhein bei Maienfeld vom Januar 1999 wurde im Labor die Trübung bestimmt (Handgerät HACH 2100P; Streulichtmessung 90°). In jenen Proben, die auch gravimetrisch untersucht wurden (Auswahl von Stichproben, Sammelproben aus dem Vorversuch), ergab sich eine ausgezeichnete lineare Regression

² Als Schwebstoffe gelten Partikel bis zu einem minimalen Durchmesser von 0.45 μm . Die mit den eingesetzten Filtern nicht erfasste, feinste Schwebstoff-Fraktion hatte bei diversen Vergleichsmessungen mittels feinporiger Filter (<1 μm) im Wasser des Alpenrheins immer weniger als 1% Anteil am Gesamttrückstand.

zwischen Schwebstoffgehalt und Trübung (Abbildung 1). Mit dieser Beziehung wurde schliesslich in allen verbleibenden Stichproben aus der gemessenen Trübung das Trockengewicht berechnet.³

Im Rahmen eines separaten Auftrages wurden die Sammel- und Parallelproben aller Messstellen auf dem Kantonsgebiet Graubünden zusätzlich auf die gelösten Stickstoff-Spezies Nitrat (NO₃-N), Nitrit (NO₂-N) und Ammonium (NH₄-N) analysiert (Limnex, 1999). Mit Hilfe des reaktionsträgen Neutralsalzes Nitrat kann, als Nebeneffekt, auch die Zuverlässigkeit der Frachtbilanz-Rechnungen für diesen Flussabschnitt kontrolliert werden.

Um die gemessenen Schwebstoff-Konzentrationen in Frachten umrechnen zu können, wurde die Wasserführung für die einzelnen Messstellen aus den Aufzeichnungen von Abfluss (Q), Pegelstand (P) oder Energieproduktion (E) der bestehenden hydrometrischen Stationen und Kraftwerks-Zentralen im Untersuchungsgebiet hergeleitet. Es waren dies im Einzelnen die folgenden Datenlieferanten und Stationen:

- Schweizerische Landeshydrologie und -geologie (LHG): Vorderrhein Ilanz (Q), Glenner Castrisch (Q), Hinterrhein Fürstenu (Q), Rhein Domat/Ems (Q), Plessur Chur (Q), Mühlbach Chur (Q), Landquart Felsenbach (Q), Rhein Wartau (P), Rhein Sennwald (P), Liechtensteiner Binnenkanal Ruggell (Q), Werdenberger Binnenkanal Salez (Q), Rhein Oberriet (P), Rhein Diepoldsau (Q);
- Rheinunternehmen des Kantons St.Gallen: Rhein Maienfeld (Q), Tamina Bad Ragaz (Q, mündliche Angaben zum Abflussbereich), Saar-Ableitungskanal Trübbach (P, grafische Aufzeichnung)
- Hydrographischer Dienst des Landeswasserbauamtes Bregenz: Rhein Bangs (Q), Ill Gisingen (Q), Ehbach-Kanal Koblach (Q, mündliche Angaben)⁴;
- Kraftwerke Zervreila AG (KWZ): Betriebswasser Zentrale Rothenbrunnen (Q);
- Elektrizitätswerk der Stadt Zürich (EWZ): Betriebswasser Zentrale Rothenbrunnen (P, grafische Aufzeichnung);
- Kraftwerke Reichenau AG (KWR): Wasserstand Stauwurzel (P) sowie Betriebswasser und Wehrüberlauf Zentrale Reichenau (Q, grafische Aufzeichnung);
- Papierfabrik Sihl Landquart: Igiser Mühlbach (E, grafische Aufzeichnung);
- Kraftwerke Sarganserland (KSL): Betriebswasser Zentrale Sarelli (Q, grafische Aufzeichnung).

Wo nicht anders vermerkt, standen die Daten als Momentanwerte oder Stundenmittel in elektronischer Form zur Verfügung. Die Fortpflanzung der fließenden Welle im Alpenrhein lässt sich anhand der täglichen, schwallbedingten Abflussmaxima und -minima im Allgemeinen gut verfolgen. Darauf gestützt konnte für verschiedene Flussabschnitte die Abhängigkeit der Fliesszeit von der Wasserführung (Qt-Beziehung) ermittelt und auf diese Weise die Abflussganglinie von einer bestehenden hydrographischen Station an jede beliebige Stelle dieses Abschnittes hinunter- oder hinaufgerechnet werden. Ebenso wurde auch mit den grösseren, in den Alpenrhein einmündenden Zuflüssen verfahren.⁵ Die ermittelten Qt-Beziehungen für die einzelnen Fluss- und Zuflussabschnitte sind von sehr unterschiedlicher Qualität, so dass bei den Berechnungen teilweise auf vereinfachende Annahmen ausgewichen werden musste (z.B. konstante, vom Abfluss unabhängige Fliesszeit für die kurzen Abschnitte zwischen dem Wehr des Kraftwerkes Reichenau

³ Das Verhältnis von Trockengewicht zu Trübung hängt stark von der Art und Korngrösse der Schwebstoffe sowie vom eingesetzten Trübungs-Messgerät ab (Limnex, 1994). Die in Abbildung 1 wiedergegebene Beziehung kann deshalb nicht ohne weiteres auf weitere Trübungsmessungen im Alpenrhein oder in anderen Gewässern übertragen werden.

⁴ Der Ehbach-Kanal führt auch einen beträchtlichen Teil des Wassers aus der Frutz, das bei Rankweil ausgeleitet und in den Mühlbach zurückgegeben wird. Der Mühlbach mündet in den Ehbach, welcher ab Meiningen in einem Kanal unter der Frutz hindurch führt und bei Koblach (ca. 1km nach der Frutz-Mündung) in den Alpenrhein fliesst. Der Abfluss des Ehbach-Kanals im Winter beträgt ca. 2 bis 3 m³/s. Die Frutz führt bei der Mündung als Folge der Wasserentnahme und von Versickerungen nur mehr ca. 0.5 m³/s; sie wurde bei der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99 und bei der Frachtbilanzierung deshalb nicht berücksichtigt.

⁵ Das setzt voraus, dass diese Zuflüsse ihrerseits Abflussspitzen aufweisen, die in der Ganglinie der nächstfolgenden Messstation am Alpenrhein noch zweifelsfrei zu identifizieren sind, wie dies etwa bei der Ill der Fall war (Abbildung 3).

und der Messstation Domat/Ems bzw. zwischen der Rückgabe des Betriebswassers aus der Zentrale Sarelli und der Messstation Maienfeld). Zwei Beispiele für vergleichsweise gute, bei den Frachtberechnungen verwendete Regressionen zeigt Abbildung 2.

Die theoretischen Grundlagen zur Berechnung der Schwebstoff- und anderer Stofffrachten in Fliessgewässern sind in Binderheim-Bankay & Jakob (1999) angeführt.

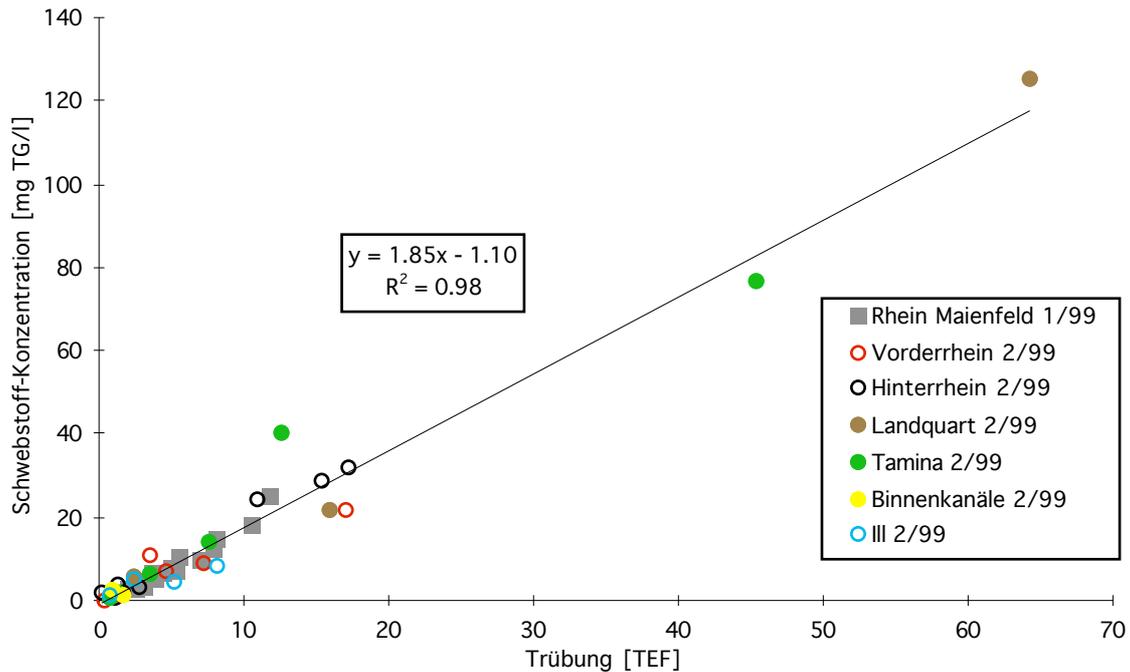


Abbildung 1

Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Trübung in Stich- und Sammelproben aus dem Alpenrhein und einigen seiner Zuflüsse vom Januar und Februar 1999. Zwei weitere, von der dargestellten Beziehung stark abweichende Einzelproben (Ausreisser) aus dem Hinterrhein und dem Saar-Ableitungskanal sind nicht dargestellt und in der Regression nicht berücksichtigt. Die Schwebstoff-Konzentration ist gemessen als Trockengewicht (TG), die Trübung in Formazin-Einheiten (TEF).

Tabelle 1

Probenahmestellen, -art und -zeiten der Schwebstoff-Messkampagne im Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen von Sonntag, 7.2. bis Dienstag, 9.2.1999. Vom Wasser des Werdenberger Binnenkanals (BK) gelangt nur ein kleiner Teil (<1 m³/s) über eine Ableitung kurz nach der Messstelle Lienz in den Alpenrhein. Der Rest wird in den Rheintaler Binnenkanal geleitet und fließt von dort über den Alten Rhein direkt in den Bodensee. Die Schwebstoff-Fracht der Direktableitung in den Alpenrhein wurde bei den weiteren Berechnungen ebenso vernachlässigt, wie die übrigen kleinen Rheinzuflüsse (Ausnahme: Tamina). KSL = Kraftwerke Sarganserland; BK = Binnenkanal

Hauptfluss Zufluss	Probenahme- stelle	Ufer	Koordinaten	Art der Proben	Probenahme-Datum/Zeit von	bis
Vorderrhein	Reichenau	links	750 250 / 187 825	Sammel	7.2. 10:30	9.2. 9:10
Hinterrhein	Reichenau	links	750 200 / 187 600	Sammel	7.2. 11:15	9.2. 8:00
Alpenrhein	Felsberg	rechts	755 775 / 190 150	Sammel	7.2. 12:20	9.2. 9:10
Plessur	Chur	rechts	757 775 / 192 225	Sammel	7.2. 13:30	9.2. 0:05
Alpenrhein	Mastrils	rechts	760 700 / 200 725	Sammel	8.2. 9:10	9.2. 12:10
Igiser Mühlbach	Landquart	rechts	761 350 / 203 100	Sammel	7.2. 15:30	9.2. 2:30
Betriebswasser KSL	Zentrale Sarelli	—	760 000 / 205 250	Stich	8.2. 4:55	8.2. 20:55
Alpenrhein	Maienfeld	rechts	759 600 / 205 900	Sammel	7.2. 11:00	9.2. 9:00
Tamina	Bad Ragaz	—	755 950 / 207 800	Stich	8.2. 5:10	8.2. 21:10
Alpenrhein	Trübbach	links	755 050 / 215 200	Sammel	7.2. 16:30	9.2. 13:30
Saar-Ableitungskanal	Trübbach	—	755 700 / 215 650	Stich	8.2. 5:25	8.2. 21:20
Liechtensteiner BK	Ruggell	—	758 400 / 236 900	Stich	8.2. 4:05	8.2. 20:00
Alpenrhein	Lienz	links	758 525 / 238 050	Stich	7.2. 17:45	9.2. 15:15
Werdenberger BK	Lienz	—	758 525 / 238 100	Stich	8.2. 4:00	8.2. 19:55
Ill	Gisingen	—	760 150 / 240 250	Stich	8.2. 11:45	8.2. 23:25
Ehbach-Kanal	Koblach	—	762 850 / 243 850	Stich	8.2. 12:05	8.2. 23:45
Alpenrhein	Diepoldsau	links	766 300 / 250 375	Sammel	7.2. 19:10	9.2. 16:20

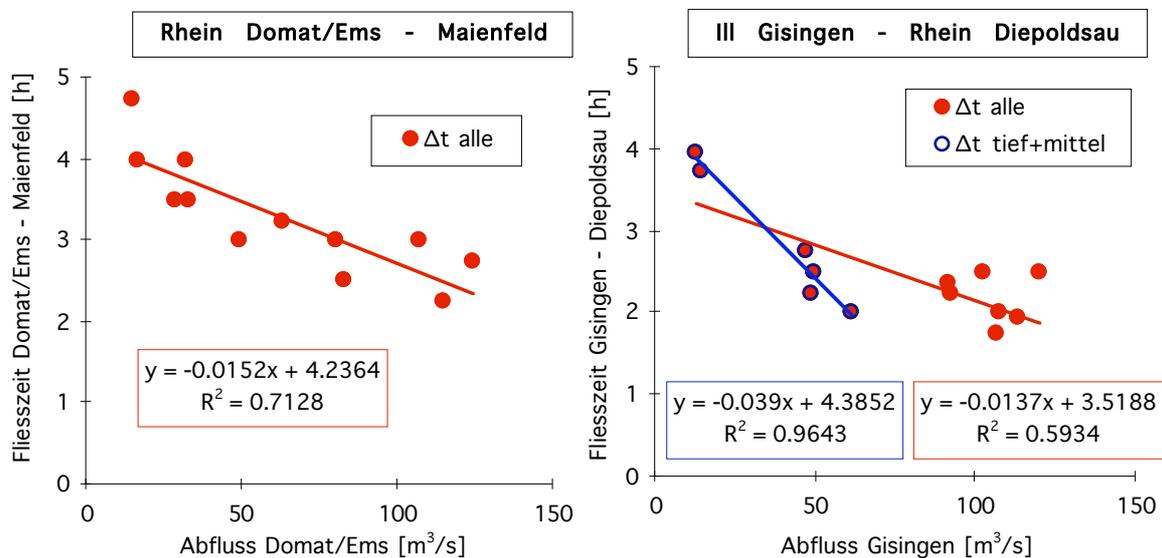


Abbildung 2

Beispiele für die zur Frachtberechnung verwendeten Beziehungen zwischen Abfluss und Fließzeit (Qt-Beziehungen). Dargestellt sind die Flussabschnitte im Alpenrhein zwischen den hydrografischen Messstationen Domat/Ems und Maienfeld am Alpenrhein (links) bzw. Gisingen an der Ill und Diepoldsau am Alpenrhein (rechts). Die dargestellten Punkte wurden manuell ermittelt, d.h. durch Bestimmung sich entsprechender Abflussmaxima oder -minima in den Abfluss-Ganglinien der entsprechenden Stationen. Δt alle = zeitliche Differenz im Auftreten (Fließzeit) aller ausgewerteter Punkte; Δt tief + mittel = Fließzeit ohne Berücksichtigung der Punkte mit hohen Abflüssen. Für die Frachtberechnungen verwendet wurde in beiden Fällen die rote Regression.

2.2 Abflussverlauf

Die Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.1999 fiel auf eine hochwinterlich kalte Periode mit ausgiebigem Schneefall bis in die Niederungen. Die gemessene oder berechnete Ganglinie der Wasserführung an den einzelnen Messstellen nahm sowohl am abflussarmen Sonntag (7.2.) als auch an den vom Schwall beeinflussten Folgetagen einen für die Jahreszeit typischen Verlauf, wie dies Abbildung 3 am Beispiel von je zwei Stellen zu Beginn und am Ende des untersuchten Rheinabschnittes illustriert. Am Hauptmesstag, dem Montag (8.2.), blieb der werktägliche Schwall im Rhein gemessen am ganzen dargestellten Zeitraum auf tiefem Abflussniveau. Es ist daher anzunehmen, dass auch die auf diesem Tag beruhenden Frachtberechnungen für die Schwall/Sunk-Phase im unteren Bereich der auftretenden Schwankungen liegen, also gleichsam eine konservative Schätzung darstellen. In Tabelle 2 sind für jede der berücksichtigten Messstellen zwei Abflussbereiche aufgeführt, wobei der erste die Niedrigwasserphase von Sonntag/Montag und der zweite den fast vollständig erfassten Schwall/ Sunk-Zyklus von Montag/Dienstag umfasst. Beide Phasen sind *ausschliesslich* auf die Wasserführung im Hauptfluss bezogen und nicht auf diejenige in den Zuflüssen — die teilweise einem eigenen Schwallregime unterliegen.

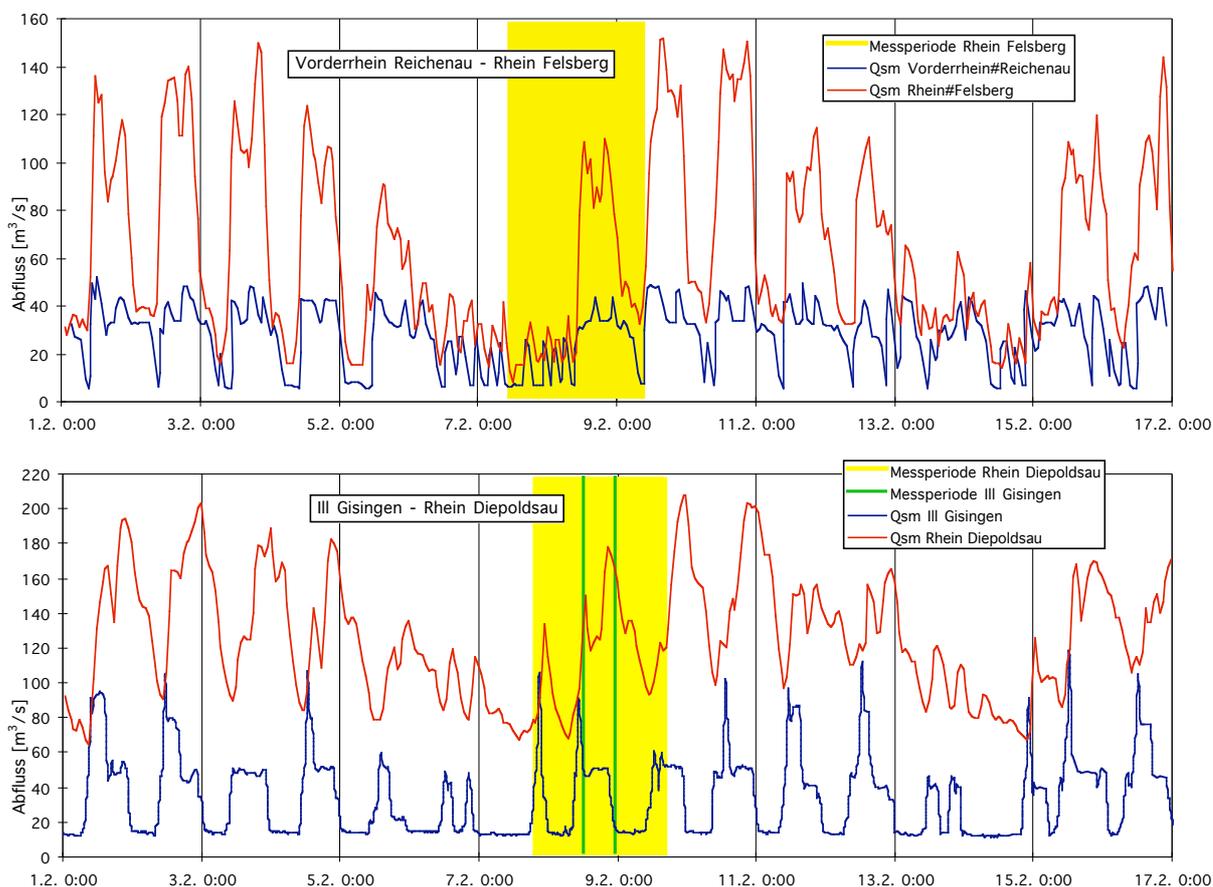


Abbildung 3

Abflussverlauf an zwei Stellen im Alpenrhein und zwei Alpenrhein-Zuflüssen in der ersten Februarhälfte 1999. Gelb bzw. grün hervorgehoben sind die durch die Messkampagne abgedeckten Perioden von Sonntag, 7.2. bis Dienstag, 9.2. Qsm = Stundenmittel des Abflusses; # = von den nächstgelegenen hydrografischen Stationen her berechneter Abfluss.

2.3 Repräsentativität der Resultate

Die an fünf Messstellen im Alpenrhein entnommenen Parallelproben ergaben in der Regel eine ziemlich ausgeglichene Verteilung der Schwebstoff-Konzentration über das Querprofil (Abbildung 4). Davon ausgenommen ist einzig die Stelle Trübbach, wo am rechten Ufer eine viel höhere Konzentration gemessen wurde als in der Mitte und am linken Ufer. Die zur Frachtberechnung verwendeten Sammelproben wurden am repräsentativeren linken Ufer entnommen. Bei Vernachlässigung dieses „Ausreissers“, dessen Ursache nicht bekannt ist, lag der Schwebstoffgehalt an den mit Samplern beprobten Stellen um 3 bis 14% und damit nur geringfügig über dem jeweiligen Mittel der Parallelproben. Wesentlich schlechtere Übereinstimmung wurde in vier untersuchten Zuflüssen festgestellt; hier betrug die Abweichungen vom Mittel, auch wenn man vom rechtsseitigen „Ausreisser“ im Vorderrhein bei Reichenau absieht, zwischen +50% und -70%. Bei dem als Kontrollparameter dienenden Nitrat betrug die Abweichung über jeweils alle Parallelproben der einzelnen Querprofile (auf Kantonsgebiet Graubünden) maximal $\pm 5\%$ (Abbildung 4). Daraus geht hervor, dass bei den Schwebstoffen nicht etwa probenahme- oder analysebedingte Artefakte, sondern reale Unterschiede in der momentanen Schwebstoffführung erfasst worden sind.

Besonders markant waren die Unterschiede innerhalb der Parallelproben zwischen der Landquart bzw. der Plessur und den zugehörigen Mühlbächen; es ist anzunehmen, dass die Schwebstoffe in den abflussarmen Hauptgerinnen (Restwasserstrecken) zum grossen Teil sedimentieren, während sie in den besser dotierten, teils zur Energieproduktion genutzten Ausleitungen weitertransportiert werden. Zur Korrektur dieser starken Abweichungen wurden die im Hauptgerinne der Plessur bzw. im Igiser Mühlbach an der Landquart erfassten Schwebstoff-Konzentrationen mittels des Verteilfaktors aus den Parallelproben auf den gesamten Abfluss umgerechnet. Im Gegensatz dazu wurden die Resultate aus den Sammelproben in Vorder-, Hinter- und Alpenrhein für die Frachtberechnungen unverändert übernommen.

Bei Maienfeld wurden die Sammelproben durch die interkantonale Messstation am rechten Rheinufer entnommen. An dieser Stelle sind die ca. 2km flussaufwärts ebenfalls rechtsseitig einmündende Landquart und das 0.8km flussaufwärts linksseitig zufließende Betriebswasser aus der Zentrale Sarelli der Kraftwerke Sarganserland (KSL) noch nicht vollständig in den Alpenrhein eingemischt. Das führte im Winter 1994 bei verschiedenen Parametern, so auch bei den Schwebstoffen, zu einem ausgeprägten Konzentrations-Gradienten über das Querprofil (Limnex, 1994). Anlässlich der Messkampagne vom Februar 1999 konnten an dieser Stelle keine Proben über die ganze Flussbreite entnommen und die Einmischungsverhältnisse somit nicht überprüft werden. Deshalb wurde die Messstelle Maienfeld bei Berechnung der Schwebstoff-Frachten nicht berücksichtigt.

Die Nitratfrachten bei der Messstelle Maienfeld können demgegenüber als zuverlässiger betrachtet werden, wies das Nitrat an dieser Stelle im Winter 1994 doch nur einen minimalen Konzentrationsgradienten über Flussquerprofil auf (Limnex, 1994)⁶.

⁶ Die Nitratkonzentration in den Stichproben aus dem Betriebswasser der Zentrale Sarelli ist im Februar 1999 nicht gemessen worden. Das wurde kompensiert, indem der Abflussanteil der Zentrale Sarelli vom jeweiligen Gesamtabfluss des Alpenrheins bei der Messstelle Maienfeld abgezogen wurde.

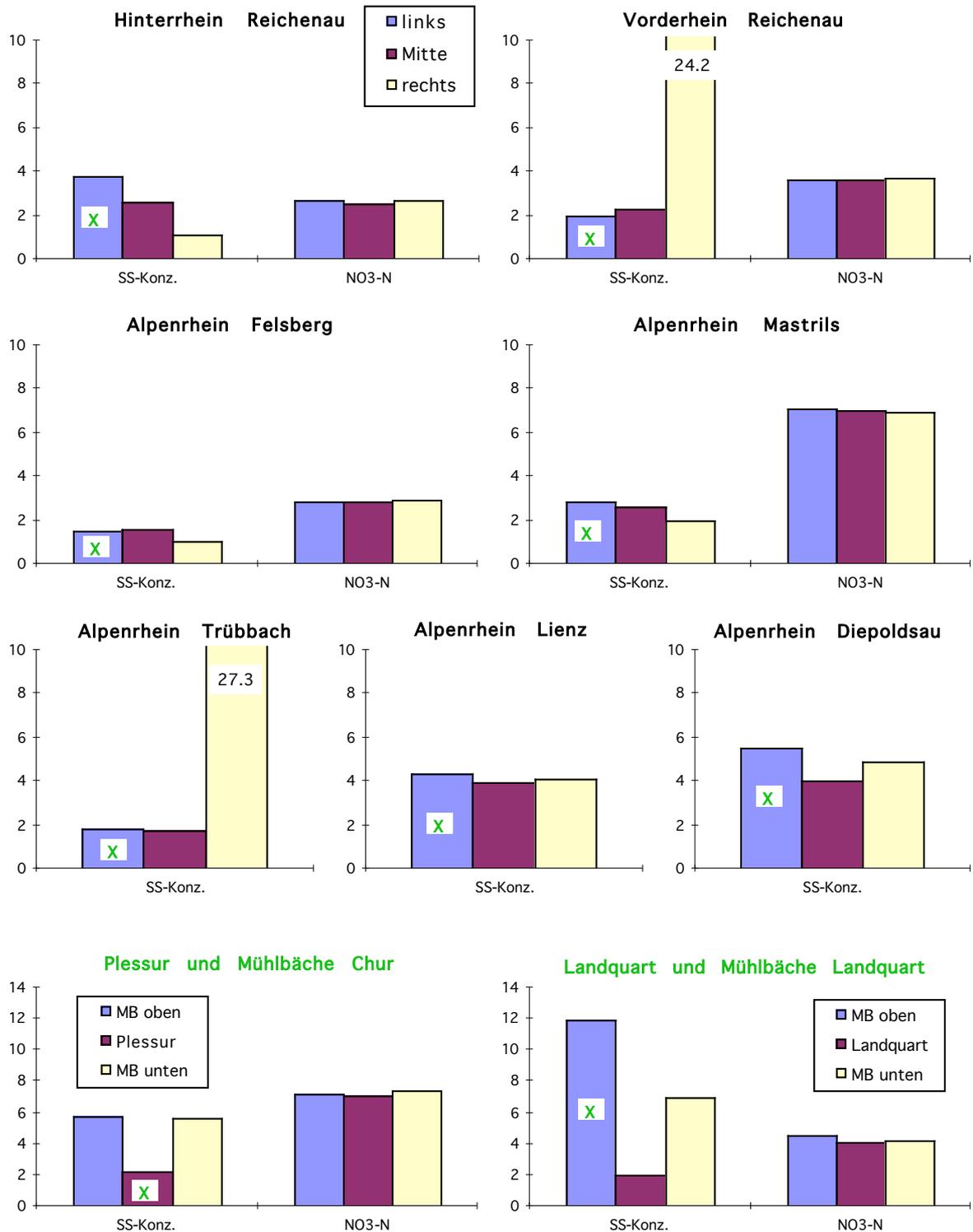


Abbildung 4
 Parallelmessungen (Stichproben) der Konzentration von Schwebstoffen (SS-Konz.) und Nitrat-Stickstoff (NO₃-N, teilweise) anlässlich der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.1999 über das Flussquerprofil im Alpenrhein sowie über das Hauptgerinne und die beidseitigen Mühlbäche in den Zuflüssen Landquart und Plessur (unterste zwei Grafiken, mit etwas anderem Ordinatenmassstab). Das grüne Kreuz bezeichnet jeweils die Entnahmestelle für die Sammelproben.

2.4 Konzentrationsbereiche

Die bei der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99 im Alpenrhein erfassten Schwebstoff-Konzentrationen (Tabelle 2) liegen durchwegs am unteren Ende jenes Wertebereiches, der anhand umfangreicher Trübungsmessungen in den Wintern 1999/2000 und 2000/01 für die einzelnen Rheinabschnitte ermittelt worden ist (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger)⁷. Am stärksten äussert sich dies in den Abschnitten flussabwärts der Landquart-Mündung, wo die Messkampagne vom Februar 1999 während der Schwall/Sunk-Phase Höchstwerte des Schwebstoffgehaltes (Trockengewicht) von 33 mg/l (bei Diepoldsau) ergab, während in den darauffolgenden Wintern maximal >200 mg/l (bei Bad Ragaz) gemessen wurden. Die Messkampagne vom Februar 1999 gibt demnach bezüglich Schwebstoffführung bzw. Trübung im Rhein unter den gegebenen Randbedingungen (Schwalbetrieb) nahezu die bestmögliche Situation wieder. Dies kommt auch und besonders in den Werten der Niedrigwasserphase zum Ausdruck, welche im Rhein oberhalb der Illmündung zwischen <1 und maximal 5 mg/l lagen und damit klares bis sehr klares Wasser anzeigten. Es wird vermutet, dass diese geringen Schwebstoffgehalte den natürlichen, anthropogen nur geringfügig beeinflussten winterlichen Verhältnissen im Alpenrhein schon sehr nahe kommen (Literaturstudie).

Nach der Illmündung, bei der Messstelle Diepoldsau, verdoppelte sich die erfasste maximale Schwebstoff-Konzentration auf 10 mg/l, weil in der Ill auch am Sonntag Abend und am Montag Vormittag (lange vor dem Eintreffen des Rheinschwalls) zwei Schwallspitzen mit erhöhter Trübung auftraten (Tabelle 2).

Das Betriebswasser aus der Zentrale Sarelli wies in der Stichprobe vom 8.2.99 (um ca. 12³⁰ Uhr) eine ausserordentliche Schwebstoffspitze von 82.9 mg/l und in den darauffolgenden Proben bis zu Ende der Messung noch deutlich erhöhte Werte auf. In den vier zuvor entnommenen Proben hatte das Trockengewicht noch zwischen 0.8 und 1.9 mg/l betragen, was für dieses aus dem Speicher Gigerwald stammende Wasser eher den Erwartungen entspricht. Ursache für die Spitze dürfte eine Staublawine gewesen sein, welche am fraglichen Tag in das zwischen dem Speicher und der Zentrale gelegene Ausgleichsbecken Mapragg niederging und dort vermutlich noch zusätzlich Sediment aufwirbelte (gemäss Auskunft der Kraftwerke Sarganserland). Im Normalfall ist für das Betriebswasser der Zentrale Sarelli mit deutlich tieferen Konzentrationen und daher auch mit einem geringen Frachtbeitrag während der Schwall/Sunkphase im Alpenrhein zu rechnen.

Die Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Abfluss wird in der Regel mittels einer Exponentialfunktion beschrieben, wobei auch Werte ein und desselben Gewässers oft sehr stark um die ideale Kurve herum streuen (Binderheim-Bankay & Jakob, 1999). Umso bemerkenswerter erscheint, wie eng die aus der Messkampagne vom Februar 1999 hervorgegangenen Wertepaare von Abfluss (Q) und Schwebstoff-Konzentration (c) für Sammelproben aus dem Hinter- und Alpenrhein einem klar erkennbaren, gemeinsamen Verlauf folgen (Abbildung 5). Grössere Abweichungen von einer gedachten Ideallinie zeigen unter den Messstellen am Alpenrhein hauptsächlich Diepoldsau und Maienfeld, welche beide unter dem nahen Einfluss eines abfluss- und schwebstoffreichen Zuflusses stehen. Die zum Teil stark abweichenden Werte von Maienfeld bestätigen die bereits erwähnte Unsicherheit dieser Messstelle (Kapitel 2.3). Einen vollkommen anderen Verlauf als der Hinter- und Alpenrhein nehmen im Q-c-Diagramm die Werte aus den Sammel- oder Stichproben der Zuflüsse Vorderrhein, Plessur, Landquart und Ill. Dies dürfte zum einen eine Folge der unterschiedlichen Grösse, Gestalt und Gefälle der einzelnen Bach- und Flussbetten und der daraus resultierenden unterschiedlichen Transportkapazität für Schwebstoffe sein. Zum anderen kommt darin aber auch die geologische Zusammensetzung des jeweiligen Einzugsgebietes zum Ausdruck, welche über Art (Korngrösse, Partikelform) und Beschaffenheit (spezifisches Gewicht) der Schwebstoffe bestimmt (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).

⁷ Bei diesen späteren Messkampagnen wurden jeweils eine bis zwei Messstellen *gleichzeitig* erfasst. Sie erlauben daher keine durchgehende Bilanzierung der Frachten über den gesamten untersuchten Rheinlauf.

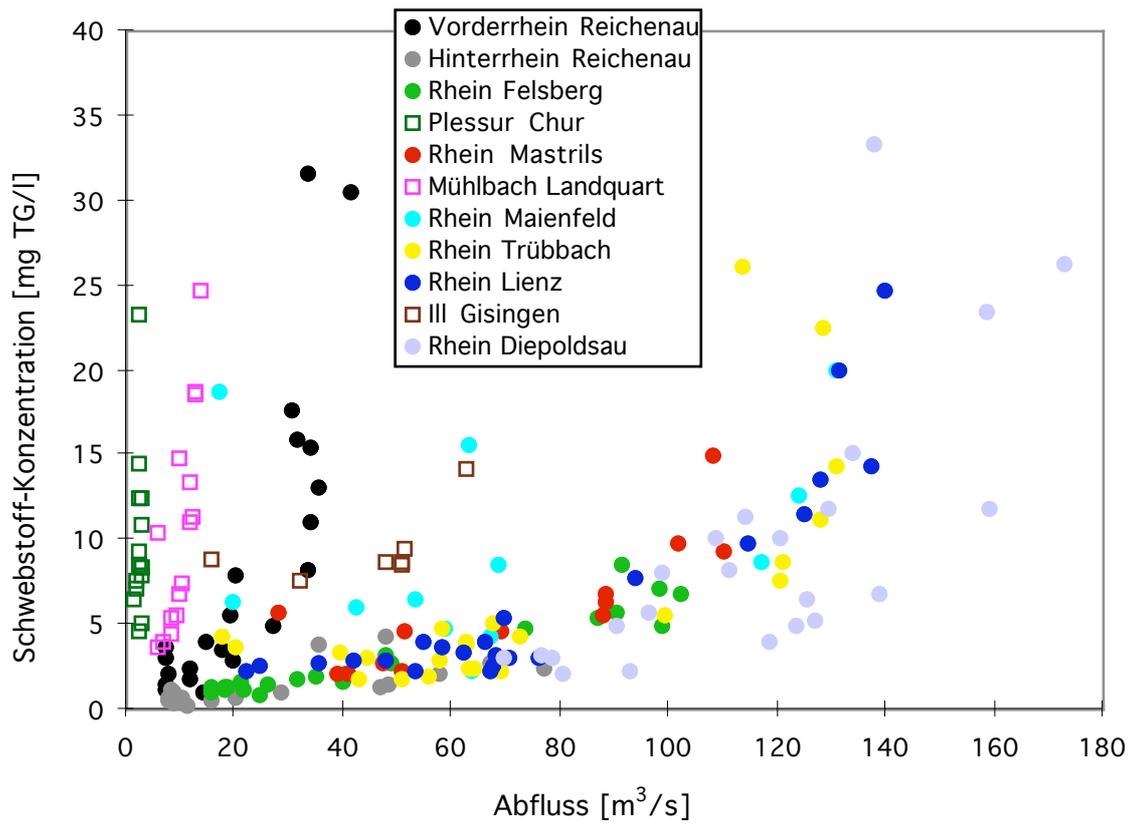
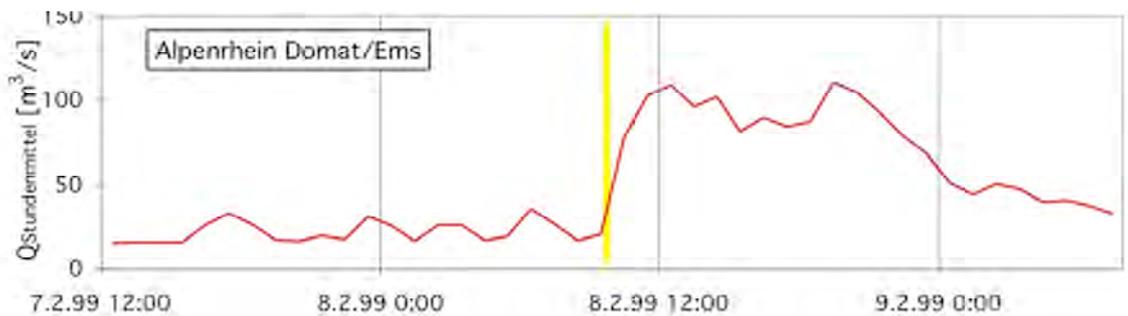


Abbildung 5

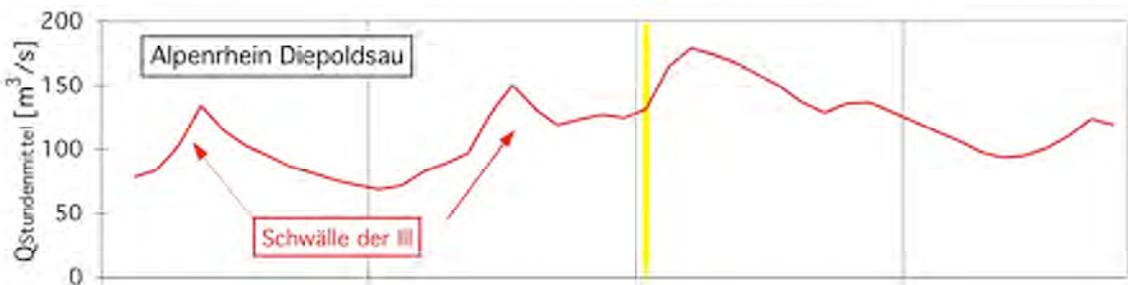
Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Abfluss (Q-C-Diagramm) für die Zeit der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.1999. Dargestellt sind Sammel- und Stichproben aus dem Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen. TG = Trockengewicht.

Tabelle 2

Resultate der Messkampagne im Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen vom 7.2. bis 9.2.1999: Abflussbereiche der einzelnen Gewässer und Bereiche der Schwebstoff-Konzentration (SS-Konz.) in Sammel- und Stichproben während der abflussarmen Zeit am Sonntag/Montag (Niedrigwasserphase) und unter dem Einfluss des werktäglichen Kraftwerksbetriebes am Montag/Dienstag (Schwall/Sunkphase). Die obere bzw. untere Grafik zeigt den Abflussverlauf im Alpenrhein während der Messkampagne an den beiden Stationen eingangs (Domat/Ems) und ausgangs (Diepoldsau) des untersuchten Flussabschnittes. Gelb ist markiert ist jeweils der für die Berechnungen massgebende, Wechsel zwischen den beiden Abflussphasen. Dieser Übergang bezieht sich immer auf den Alpenrhein und nicht auf jene Zuflüsse, die einen eigenen, vom Hauptgewässer abweichenden Schwallbetrieb aufweisen (Landquart, Betriebswasser KSL, III). KSL= Kraftwerke Sarganserland; BK = Binnenkanal.



GEWÄSSER		BEREICH NIEDRIGWASSERPHASE				ZEIT	BEREICH SCHWALL/SUNKPHASE			
Hauptfluss	Messstelle	Abflüsse [m³/s]		SS-Konz. [mg/l]		Phasenwechsel	Abflüsse [m³/s]		SS-Konz. [mg/l]	
Zufluss (Mündung)		von	bis	von	bis		von	bis	von	bis
Vorderrhein		7.2	20.2	1.0	7.9	8.2. 8:30	8.1	41.5	2.0	45.0
Hinterrhein		7.8	11.6	0.2	1.1	8.2. 9:15	15.7	77.2	0.5	4.3
Alpenrhein	Felsberg	15.7	31.4	0.8	1.7	8.2. 10:20	35.3	102	1.5	8.5
Plessur + MB		1.7	2.9	6.4	12.4		2.3	3.0	4.6	23.2
Alpenrhein	Mastrils	18.2	37.6	—	—	8.2. 12:30	39.0	110	2.1	14.9
Landquart + MB		5.7	10.3	3.9	14.7		8.5	13.8	4.3	24.6
Betriebswasser KSL		0	28.0	0.8	1.9		0	20.8	3.5	82.9
Alpenrhein	Maienfeld	17.5	67.0	2.2	18.6	8.2. 13:30	53.4	131.0	—	—
Tamina		<1.0	<1.0	1.6	37.0		<1.0	<1.0	0.3	4.7
Alpenrhein	Trübbach	17.7	69.4	1.8	5.0	8.2. 14:30	51.0	131.2	1.7	26.0
Saar-Ableitungskanal		1.7	1.8	0.8	20.9		1.7	1.8	0.6	3.2
Liechtensteiner BK		2.5	2.9	1.1	2.0		3.2	3.2	0.7	1.2
Alpenrhein	Lienz	22.2	76.3	2.2	3.3	8.2. 17:00	54.9	140	3.6	24.6
III		47.9	62.8	8.4	14.4		15.9	51.5	7.5	9.4
Ehbach-Kanal		2.0	3.0	2.0	5.3		2.0	3.0	3.9	12.3
Alpenrhein	Diepoldsau	76.7	139	2.1	10.0	8.2. 18:30	96.2	173	8.0	33.2



2.5 Frachten und Frachtbilanz

Tabelle 3 zeigt die Frachtbilanzen der Schwebstoffe und des Nitrats für einzelne, jeweils zwischen zwei Messstellen gelegene Strecken und für den ganzen untersuchten Alpenrhein-Abschnitt. Die Messperiode vom 7.2. bis 9.2.1999 ist dabei zweigeteilt in eine Niedrigwasser- und eine Schwall/Sunk-Phase mit grundsätzlich unterschiedlichen Abflussverhältnissen (Kapitel 2.2). Der zeitliche und mengenmässige Verlauf der Schwebstoff-Frachten ist für den ganzen Abschnitt in Abbildung 7 und mit höherer Auflösung für die Strecke zwischen den Messstellen Felsberg und Mastrils in Abbildung 8 dargestellt. Die detaillierten Grafiken für die übrigen Strecken des Alpenrheins finden sich in Anhang 1.

Bei dem zur Bilanzkontrolle verwendeten Nitrat ergab sich für die Messstellen von Felsberg bis Maienfeld eine Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Frachten von maximal ± 6 bis 7%. Weil es sich beim Nitrat um einen Tracer mit ausgeglichenen Konzentrationen in den Flussquerprofilen (Abweichung maximal $\pm 5\%$) und geringen physikalischen oder chemischen Umsetzungen im Fliessverlauf handelt, entspricht diese Abweichung etwa dem hydrologisch bedingten Fehlerbereich der durchgeführten Bilanzierung (Genauigkeit der Abflussrechnung, nicht berücksichtigte kleinere Zuflüsse). Bei der Schwebstoff-Bilanz ist demgegenüber für die mit Sampler beprobten Stellen am Alpenrhein zusätzlich mit einer grösseren Abweichung von ca. $\pm 10\%$ aufgrund der stärkeren Unterschiede in den Querprofilen zu rechnen (Kapitel 2.3). Eine Beeinflussung der Schwebstoffführung durch gewässerinterne Prozesse (Sedimentation, Mobilisierung) ist vereinfacht somit dann anzunehmen, wenn die gemessene Fracht um mehr als $\pm 15\%$ von der berechneten abweicht.

Der Stauraum des Kanalkraftwerkes Reichenau beginnt beim Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein und bildet damit den Beginn des Alpenrheins. Er umfasst bei Vollstau ein Volumen von ca. 1.5 Mio. m³. Bei Abflussverhältnissen, wie sie während der Messkampagne vom Februar 1999 herrschten (Abbildung 3), wurde das Wasser im Stauraum demnach bei Niedrigwasser am Sonntag (Abfluss am 7.2. um 30 m³/s) innert ca. 14h und bei Schwall in der zweiten Hälfte des Montags (Abfluss am 8.2. um 100 m³/s) innert ca. 4h theoretisch einmal erneuert. Die Bilanzierung der Schwebstoff-Frachten für den Staubereich Reichenau ist mit grösseren Unsicherheiten behaftet als jene für die flussabwärts anschliessenden Strecken, weil die erfassten Zuflüsse Vorder- und Hinterrhein relativ grosse Konzentrationsunterschiede im Querprofil aufwiesen (Abbildung 4) und weil das aus dem Stau abfliessende Wasser nicht unmittelbar bei der Rückgabe erfasst wurde.

Der Schwebstoff-Rückhalt im Stau ergibt sich aus der Frachtveränderung ($\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$) zwischen den Messstellen im Vorder- und Hinterrhein bei Reichenau (Stauwurzelbereich) einerseits und im Alpenrhein bei Felsberg (ca. 3.5 km nach dem Wehr bzw. 2.5 km nach der Rückgabe des Betriebswassers bei Domat/Ems) andererseits. Dieser Rückhalt betrug im Mittel über die Niedrigwasserphase 26 g/s oder umgerechnet 49% der gleichzeitig in den Stauraum zufließenden Schwebstoff-Fracht; über die gesamte Schwall/Sunk-Phase war der absolute Rückhalt mit 210 g/s zwar viel höher, sein Anteil an der Zuflussfracht mit 35% aber geringer. Das ist bedingt durch den bei Schwallbetrieb massiv (um Faktor 11 bis 15) ansteigenden Schwebstoff-Eintrag der beiden Zuflüsse⁸ sowie durch die bei höherem Abfluss wesentlich kürzere Aufenthaltszeit des Wassers im Stauraum.

Im Stauraum Reichenau werden somit im Verlauf des Winters bei Niedrigwasser (Sunk) und vor allem während des Schwalldurchganges in beträchtlichem Ausmass Schwebstoffe zurückgehalten und abgelagert. Allein über die Messperiode vom 7.2 bis 9.2.1999 betrug der Rückhalt, unter Einrechnung des grösseren Fehlerbereiches, zwischen ca. 10 und 30t. Die Schwebstoff-Ablagerungen treten bei Absenkungen des Stauspiegels, etwa bei Spülungen oder Entleerungen des Stauraums zwecks Revisionsarbeiten, als ausgedehnte Silt- und Schlamm-bänke entlang der Ufer zutage (Abbildung 6).

⁸ Der Vorderrhein brachte sowohl während der Niedrigwasser- als auch während der Schwall/Sunk-Phase mit 85 bis 89% den Hauptteil des Schwebstoff-Eintrages in den Stauraum Reichenau. Die Herkunft der Schwebstoffe in den einzelnen Teileinzugsgebieten ist Gegenstand des Fachberichtes Schälchli, Abegg + Hunzinger.

Der an Felsberg anschliessende Flussabschnitt für die Bilanzierung reichte bei Schwall/Sunk bis zur Messstelle Mastrils, bei Niedrigwasser aber bis Trübbach. Die Gründe dafür waren, dass in Mastrils wegen der grossen Neuschneemengen erst kurz vor Schwallbeginn, am Vormittag des 8.2.1999, mit der Probenahme begonnen werden konnte und dass die Messstelle Maienfeld für die Bilanzrechnungen überhaupt ausfiel (Kapitel 2.3). Die folgenden Bilanzabschnitte bis zum Ende der Untersuchungsstrecke in Diepoldsau waren für Niedrigwasser- und Schwall/Sunk-Phase identisch.

Auf dem ca. 31 km langen Flussabschnitt von Felsberg bis Trübbach wurde in beiden Abflussphasen eine beträchtliche Zunahme der Schwebstoff-Fracht festgestellt. Dabei kam die grösste unter den separat erfassten Einzelfrachten jeweils erwartungsgemäss aus der Landquart⁹. Über die Frachterhöhung aus identifizierbaren Quellen hinaus wurde auf diesem Flussabschnitt noch eine positive Differenz zwischen gemessenen und berechneten Frachten festgestellt. Dieser, in Tabelle 3 durch das $\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$ ausgedrückte Frachtzuwachs lag mit Werten zwischen +27% (bei Mastrils) und +34% (bei Trübbach) vor allem in der Schwall/ Sunk-Phase deutlich über dem methodischen Fehlerbereich von $\pm 15\%$. Es handelt sich dabei somit um einen realen Zuwachs, der vermutlich durch die Mobilisierung von Schwebstoffen aus der Sohle des Alpenrheins als Folge der Abflusserhöhung bei Schwall verursacht wurde. Aus Abbildung 8 ist ersichtlich, dass dieser Frachtzuwachs zwischen Felsberg und Mastrils hauptsächlich während der beiden Schwallspitzen „erzeugt“ wurde, welche in Mastrils am 8.2.99 um 14⁰⁰ Uhr (mit einem Abfluss von maximal 108 m³/s) und um 22⁰⁰ Uhr (mit maximal 110 m³/s) auftraten. In der kurzen dazwischenliegenden Periode mit nur wenig tieferer Wasserführung (um 88 m³/s) blieb die Schwebstoff-Fracht in Felsberg und Mastrils hingegen ungefähr dieselbe.¹⁰ Im Laufe der ersten Februarhälfte 1999 erreichte der Schwall häufig wesentlich grössere Abflussspitzen; es ist in diesen Fällen deshalb auch mit einer bedeutend stärkeren Schwebstoff-Mobilisierung und demzufolge einer höheren Trübung im Alpenrhein als am 8./9.2.99 zu rechnen.

In der Niedrigwasserphase ergab sich zwischen Felsberg und Trübbach über die bilanzierten Zuflussfrachten hinaus ebenfalls ein tendenzieller Frachtzuwachs, dessen $\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$ mit +21% aber nur wenig über der „Vertrauensgrenze“ lag.

Eine eindeutige Zunahme der Frachten durch die schwallbedingte Mobilisierung von Flusssedimenten (d.h. während der Schwall/Sunk-Phase) trat im weiteren Verlauf des Alpenrheins nochmals zwischen den Messstellen Lienz und Diepoldsau auf. Auch in diesem Fall handelt es sich um einen Flussabschnitt, in den ein grösserer, stark Schwebstoff-führender Zufluss (die Ill) einmündet. Im Gegensatz dazu wurde auf dem Abschnitt zwischen Trübbach und Lienz, der nur einige kleinere Seitenbäche aufnimmt, keine „signifikante“ Zusatzfracht festgestellt.

Während der Niedrigwasserphase wurde an den Mesststellen Lienz und Diepoldsau eine Schwebstoff-Fracht gemessen, die leicht unter den bilanzierten Zuflussfrachten lag. Auf den dazwischenliegenden Flussstrecken findet demnach bei Sunk tendenziell eine Sedimentation von Schwebstoffen statt, die mit einem $\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$ von -13 bis -17 % aber noch knapp innerhalb der methodischen Fehlergrenze liegt. Bei einer Untersuchung im Winter 1994 (Limnex, 1994) war aufgrund von zwei (ebenfalls bei Sunk entnommenen) Stichproben-Serien aus der fliessenden Welle des Alpenrheins festgestellt worden, dass die Schwebstofffracht

- im Februar bei ähnlich geringen Konzentrationen wie in der vorliegenden Messkampagne (3 bis 7 mg Trockengewicht/l) zwischen Trübbach und Diepoldsau mehr oder weniger kontinuierlich zunahm (von 361 auf 1154 g/s)¹¹;

⁹ Bei verschiedenen nachfolgenden Messkampagnen an Einzelstrecken führte die Landquart teilweise wesentlich höhere Schwebstoff-Konzentrationen und brachte damit auch entsprechend grössere Frachtanteile in den Alpenrhein (Fachbericht Schälchli, Abegg +Hunzinger). Dafür lagen bei der Messung vom Februar 1999 die Schwebstoff-Konzentrationen und -Frachten im Betriebswasser der Zentrale Sarelli während der Schwall/Sunk-Phase vermutlich weit über den Normalwerten (Kapitel 2.4).

¹⁰ Eine ähnlich ausgeprägte Fracht-„Lücke“, die zeitlich ebenfalls mit einem kleinen Zwischentief des Abflusses zusammenfiel, wurde auch bei der Messstelle Trübbach festgestellt (Anhang 1).

¹¹ Die hohen Frachtwerte kamen durch eine vergleichsweise hohe Wasserführung zustande. In Diepoldsau z.B. betrug der Abfluss bei der Probenahme (vor Schwallbeginn) um 160 m³/s, während in der Niedrigwasserphase vom 7./8.2.99 an

- im März bei wesentlich höheren, bereits durch die Schneeschmelze beeinflussten Konzentrationen (70 bis 170 mg Trockengewicht/l) zwischen Sevelen und Haag/ Buchs stark zurückging (von ca. 12'000 auf ca. 6'500 g/s oder um ca. 45%).

Eine derart starke Mobilisierung oder Sedimentation von Schwebstoffen *ohne* Einfluss des Rheinschwalls ist im Februar 1999 in keiner der freifliessenden Strecken des Alpenrheins aufgetreten.

Der gesamte untersuchte Fliessabschnitt des Alpenrheins wies über die Niedrigwasserphase vom 7./8.2.99 eine praktisch ausgeglichene Schwebstoffbilanz auf (Tabelle 3, Abbildung 7). Von der ab Felsberg heruntergerechneten Frachtsumme aller erfassten Zuflüsse wurden durch die kontinuierliche Probenahme in Lienz 98% und in Diepoldsau 87% nachgewiesen. Der grössere, aber immer noch innerhalb der methodischen Fehlergrenze liegende „Fehlbetrag“ von Diepoldsau beruht auch darauf, dass der abfluss- und frachtmässig wichtige Zufluss der Ill nur mittels Stichproben untersucht werden konnte.

Für die Schwall/Sunk-Phase vom 8./9.2.99 ergab die Gesamtbilanz einen eindeutigen Frachtzuwachs durch Mobilisierung von Schwebstoff-Ablagerungen im Alpenrhein. Dieser Zuwachs liegt in Lienz um 566 g/s oder 78% und in Diepoldsau um 1068 g/s oder 105% über der bilanzierten Frachtsumme aus den Zuflüssen (Tabelle 3, Abbildung 7). Er übersteigt damit das Ausmass einer allfälligen Sedimentation von Schwebstoffen während der vorangegangenen Niedrigwasserphase (Wochenende) um mindestens eine Grössenordnung. Die bei Schwall mobilisierten Schwebstoffe müssen auf der Rheinsohle deshalb schon zuvor „zwischenlagert“ haben. Dass unter bestimmten Voraussetzungen sowohl bei Niedrigwasser als auch bei Schwallbetrieb Schwebstoffe in grösseren Ausmass sedimentieren können, haben die Untersuchungen im Winter 1994 (Limnex, 1994) und in den Wintern 2000 und 2001 gezeigt (Fachbericht Schälchli, Abegg & Hunzinger). Zu den notwendigen Voraussetzungen dürfte eine Schwebstoffkonzentration zählen, die deutlich über den ausserordentlich tiefen Werten der Messkampagne vom Februar 1999 liegt.



Abbildung 6

Feinsedimentbänke entlang des abgesenkten Stauraums Reichenau am 4.10.1999. Bild links: Linkes Ufer flussaufwärts; Bild rechts: Rechtes Ufer flussabwärts (mit der Wehrbrücke im Hintergrund). Der Stauspiegel war während der vorangehenden Sommermonate permanent tief gehalten worden, da beim Wehr eine Fischtreppe eingebaut wurde. Die feinen Ablagerungen am Grund und bis zur Wasserwechselzone der Ufer wurden in dieser Zeit abgetragen, was an der groben Körnung der untersten Sedimente auf dem linken Bild zu erkennen ist.

derselben Stelle 76 bis 130 m³/s registriert wurden (Tabelle 2). Dies dürfte auch mit ein Grund sein für die unterschiedliche Entwicklung der Frachten bei beiden Messkampagnen.

Tabelle 3

Resultate der Messkampagne im Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen vom 7.2. bis 9.2.1999: Gemessene Einzelfrachten (F_{mess}) und Frachtbilanzierung von Schwebstoffen und Nitrat-Stickstoff in Form der summierten Einzelfrachten (F_{rech}) für einzelne Rheinabschnitte zwischen je zwei aufeinanderfolgenden Messstellen (Streckenbilanzen) sowie für den gesamten Rheinlauf zwischen Felsberg und Maienfeld bzw. Lienz bzw. Diepoldsau (Gesamtbilanzen). Das $\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$ gibt die absolute und die prozentuale Veränderung der Fracht zwischen den jeweiligen Messstellen an. Für Erläuterungen zu den Grafiken, den Abflussphasen und den Abkürzungen siehe Tabelle 2.

SCHWEBSTOFFE										
STRECKENBILANZEN		MITTEL NIEDRIGWASSERPHASE				ZEIT	MITTEL SCHWALL/SUNKPHASE			
Hauptfluss	Messstelle	F_{mess}	ΣF_{rech}	$\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$		Phasen-	F_{mess}	ΣF_{rech}	$\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$	
Zufluss (Mündung)		[g/s]	[g/s]	[g/s]	[%]	wechsel	[g/s]	[g/s]	[g/s]	[%]
Vorderrhein		47				8.2. 8:30	505			
Hinterrhein		6				8.2. 9:15	92			
Alpenrhein	Felsberg	27	53	-26	-49	8.2. 10:20	387	597	-210	-35
	Plessur + MB	22					31			
Alpenrhein	Mastrils	—				8.2. 12:30	531	418	+113	+27
	Landquart + MB	60					179			
	Betriebswasser KSL	24					125			
Alpenrhein	Maienfeld	—				8.2. 13:30	—			
	Tamina	12					3			
Alpenrhein	Trubbach	175	145	+30	+21	8.2. 14:30	1126	838	+288	+34
	Saar-Ableitungskanal	17					2			
	Liechtensteiner BK	4					3			
Alpenrhein	Lienz	162	196	-34	-17	8.2. 17:00	1296	1131	+165	+13
	III	403					270			
	Ehbach-Kanal	9					22			
Alpenrhein	Diepoldsau	500	574	-74	-13	8.2. 18:30	2090	1588	+502	+32
GESAMTBILANZ										

NITRAT-STICKSTOFF										
STRECKENBILANZEN		MITTEL NIEDRIGWASSERPHASE				ZEIT	MITTEL SCHWALL/SUNKPHASE			
Hauptfluss	Messstelle	F_{mess}	ΣF_{rech}	$\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$		Phasen-	F_{mess}	ΣF_{rech}	$\Delta F_{\text{mess}} : F_{\text{rech}}$	
Zufluss (Mündung)		[g/s]	[g/s]	[g/s]	[%]	wechsel	[g/s]	[g/s]	[g/s]	[%]
Vorderrhein		7.1				8.2. 8:30	12.0			
Hinterrhein		5.9				8.2. 9:15	16.7			
	ARA Domat/Ems	<0.1					<0.1			
Alpenrhein	Felsberg	12.7	13.0	-0.3	-2	8.2. 10:20	32.7	28.7	+4.0	+14
	Plessur + MB	1.9					2.2			
	ARA Chur	2.4					3.3			
	ARA Trimmis	<0.1					<0.1			
Alpenrhein	Mastrils	—				8.2. 12:30	36.1	38.2	-2.1	-5
	ARA Landquart	0.7					0.7			
	Landquart + MB	5.4					5.6			
Alpenrhein	Maienfeld	21.7	23.1	-1.4	-6	8.2. 13:30	45.1	42.4	+2.7	+6
GESAMTBILANZ										

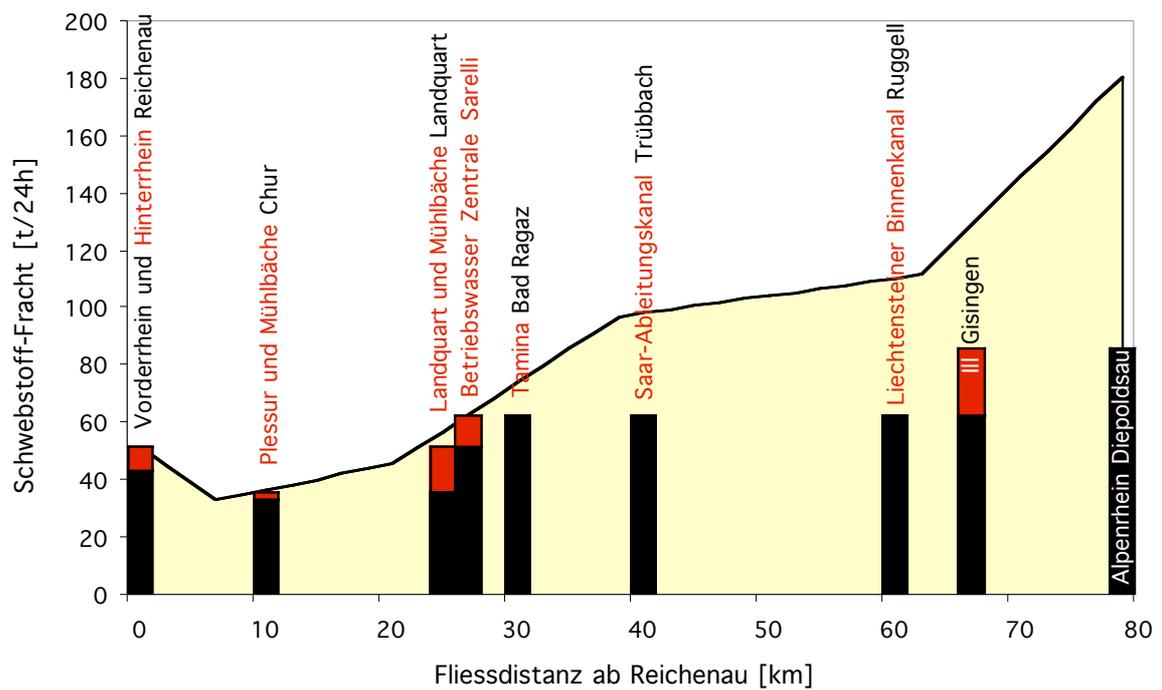
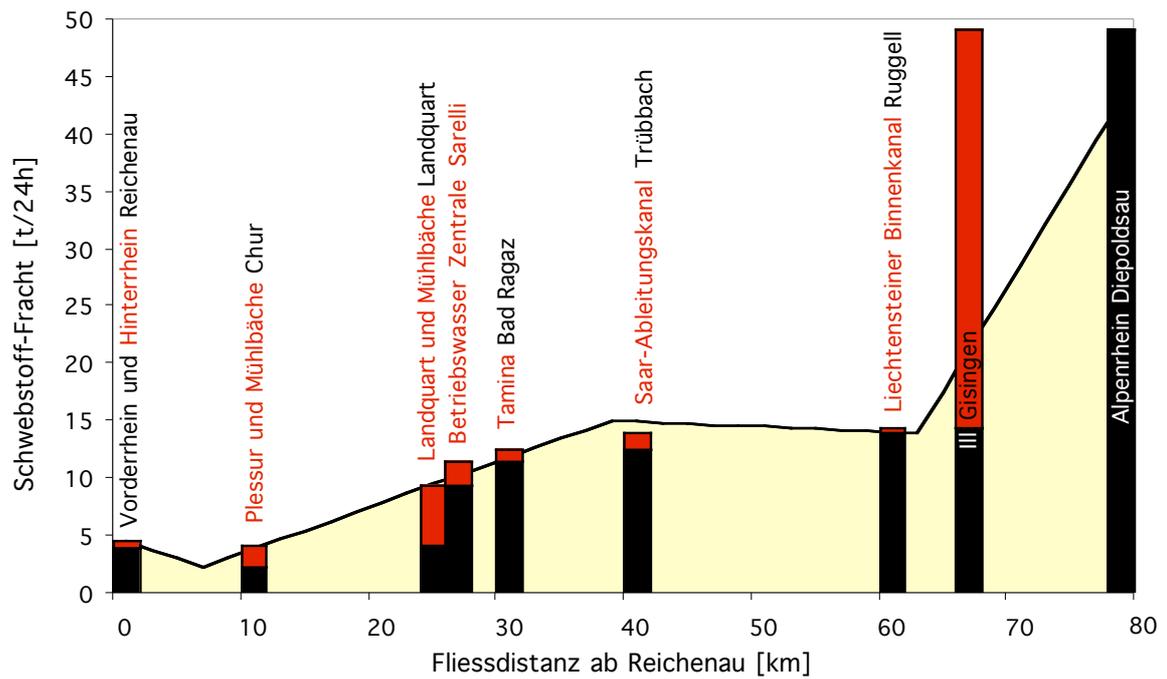


Abbildung 7

Frachtverlauf der Schwebstoffe im Alpenrhein zwischen Reichenau und Diepoldsau für die Niedrigwasserphase (oberes Bild) und die Schwall/Sunk-Phase (unteres Bild) während der Messkampagnen vom 7.2. bis 9.2.1999. Säulen: Berechnete Frachten im Rhein (schwarz) und in den Zuflüssen (rot) bei deren Zusammenfluss. Gelbe Fläche: Gemessene Frachten an den einzelnen Messstellen im Alpenrhein mit linearer Interpolation der Zwischenwerte.

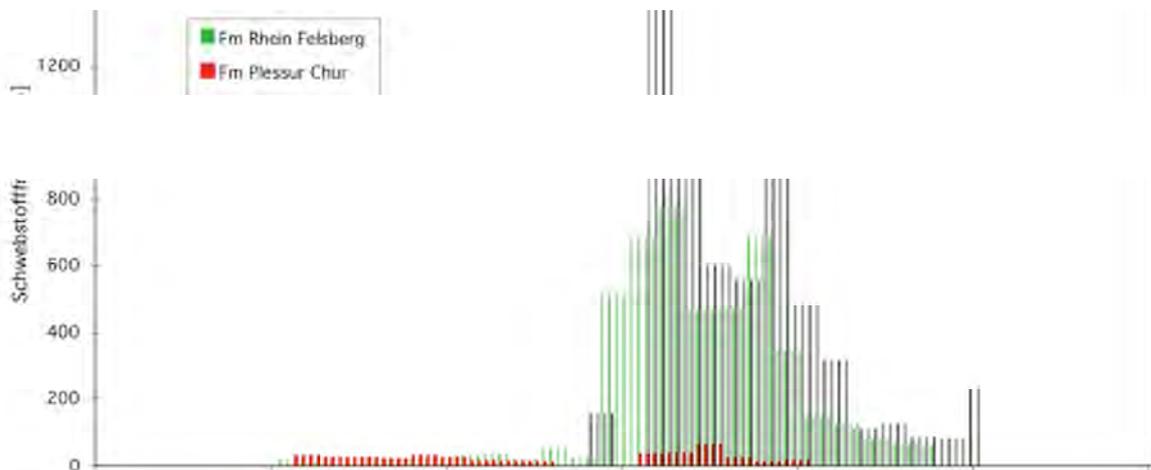
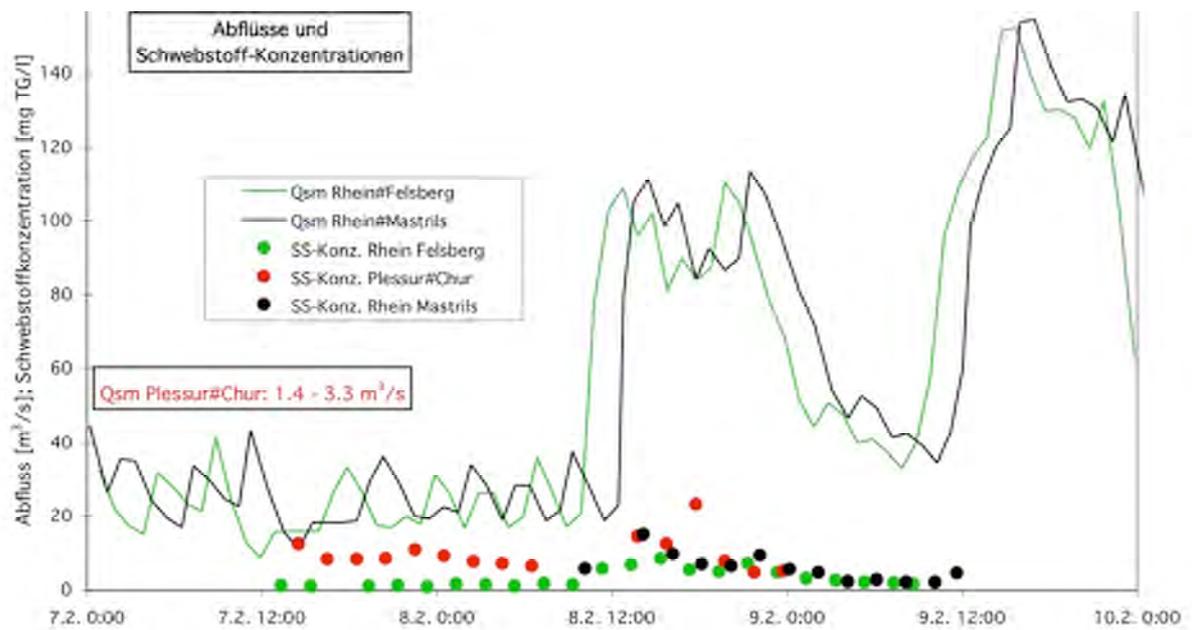


Abbildung 8

Verlauf von Abfluss und Schwebstoff-Konzentration (SS-Konz.; oberes Bild) sowie der Schwebstoff-Fracht (unteres Bild) zwischen den Messstellen Felsberg und Mairils am Alpenrhein während der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99. Bei Mairils wurden die Schwebstoffe nur während der Schwall/ Sunk-Phase erfasst. Qsm = Stundenmittel des Abflusses; Fm = Frachtmittel (über 2h); # = berechnete Abfluss- und Schwebstoff-Werte. Alle aufgetragenen Werte sind auf die aktuelle Zeit an der jeweiligen Messstelle bezogen (ohne Berücksichtigung der Fliesszeit im Alpenrhein). Die entsprechenden Grafiken für die übrigen untersuchten Strecken des Alpenrheins sind in Anhang 1 enthalten.

3. Trübung und Lichtklima

3.1 Methodik

Zur Bestimmung der Lichtabnahme mit zunehmender Wassertiefe (Extinktion) im Alpenrhein wurden beim Wehr der Fluss-Stauhaltung Reichenau verschiedene Vertikalprofile der Lichtintensität, der Strömung und der Trübung aufgenommen sowie begleitend die Sichttiefe nach Secchi gemessen und die Schwebstoffkonzentration in integrierten Wasserproben über die untersuchte Tiefe bestimmt. Diese Messungen fanden bei unterschiedlicher Trübung an einem Termin im Sommer und zwei Terminen im Winter statt. Gemessen wurde jeweils von der Wehrbrücke hinunter vor einer der vier Wehrklappen (beruhigtes bis leicht bewegtes Wasser) oder im Einlauf zum Oberwasserkanal (laminar strömendes Wasser mit geringer bis mässiger Fliessgeschwindigkeit). Der zusätzliche Einfluss von Turbulenz (chaotische Strömung, Luftblasen) auf das Lichtklima konnte im vorliegenden Projekt nicht untersucht werden.

In verschiedenen Tiefenstufen (diskret) aufgenommen wurden

- die Intensität der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR, Wellenlänge 400 - 700 nm) mittels einer Sonde (LiCor LI-185B mit Fühler UW Quantum);
- die Trübung mittels einer Sonde (Staiger-Mohilo 7100 MTF-K mit Messkopf SSN-T; Streulichtmessung 90°)¹²;
- die Strömung mittels eines Flügelrad-Messgerätes (Höntsch Flowtherm ASDi mit Messkopf ZS 25 GFE) oder mittels einer magnetisch-induktiven Sonde (Nautilus C2000).

Die Sichttiefe nach Secchi (kurz Secchi-Tiefe) wurde durch Absenken einer standardisierten weissen Scheibe von 20 cm Durchmesser bis zur Grenze der Sichtbarkeit bestimmt. Für die Entnahme von Wasserproben über den ganzen untersuchten Tiefenbereich (integriert) kam ein Entnahmegesetz an Leine vom Typ 1970 - SGLN (KHR, 1996) zum Einsatz.

Die Abnahme der Lichtintensität mit zunehmender Wassertiefe folgt in der Regel einer Exponentialfunktion

$$I_z = I_0 \cdot e^{-kz}$$

wobei I_z = Lichtintensität in der Tiefe z ; I_0 = Intensität an der (bzw. unmittelbar unter der) Wasseroberfläche, kz = vertikaler Extinktionskoeffizient; z = Tiefe. Auch im Wasser des Alpenrheins folgte die Lichtabnahme dieser Funktion bei allen Messungen nahezu ideal, was sich an der engen linearen Korrelation zwischen $\ln I_z$ und der Wassertiefe zeigte (Abbildung 9). Anhand dieser Korrelationen wurden auch die theoretische Lichtintensität an der Wasseroberfläche (I_0), der vertikale Extinktionskoeffizient kz sowie die Kompensations- oder euphotische Tiefe z_{Eu} als Kennwerte des Lichtklimas berechnet (Tabelle 4). z_{Eu} ist jene Tiefe, in der noch 1% der an bzw. unmittelbar unter der Wasseroberfläche gemessenen Lichtintensität herrscht. In dieser Tiefe wird, als Faustregel, die untere Grenze jener Wasserschicht angenommen, worin pflanzliches (Netto-) Wachstum möglich ist (euphotische Zone; Davies-Colley et al., 1993).

Zur Berechnung der absoluten Lichtintensitäten in Abhängigkeit der Wassertiefe und der Schwebstoffkonzentration wurden Angaben zur Strahlungsintensität im Alpenrheintal von der schweizerischen meteorologischen Anstalt in Zürich (SMA) eingeholt. Es handelt sich dabei um langjährige Mittelwerte der Globalstrahlung (Periode 1981 bis 1990) und der Sonnenscheindauer (Periode 1961 bis 1990) für die Messstationen Chur und Vaduz.

¹² An dieselbe, feste Messeinheit angeschlossen war ausserdem eine Drucksonde (Züllig Presso-S 6E) zur Registrierung der Wassertiefe. Zwei dieser Messeinheiten wurden auch für alle übrigen Trübungsmessungen im Alpenrhein und seinen Zuflüssen verwendet (Kapitel 5.1, Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).

Tabelle 4

Vertikalprofile im Stauraum Reichenau mit den ermittelten Kennwerten des Lichtklimas und den Wertebereichen der erfassten Begleitparameter. SSC = Schwebstoff-Konzentration; integ. = integriert; OW-Kan. = Oberwasser-Kanal; gem. = gemessen; ber. = berechnet.

Datum/Zeit	30.6.99 15:30	30.6.99 17:00	1.12.99 14:30	1.12.99 15:45	14.1.01 13:20	14.1.01 14:00
Stelle	Stau vor Wehr	Einlauf OW-Kan.	Einlauf OW-Kan.	Stau vor Wehr	Stau vor Wehr	Einlauf OW-Kan.
Erfasste Tiefen [m]:						
Lichtprofil	0 - 3 diskret	0 - 3.5 diskret	0 - 4.5 diskret	0 - 3.5 diskret	0 - 10 diskret	0 - 10 diskret
Strömung	0 - 1.5 diskret	0 - 1.5 diskret	0 - 1 diskret	0	0	0
Trübung	0 - 6 diskret	0 - 3.5 diskret	0 - 4.5 diskret	0 - 5.5 diskret	keine Messung	keine Messung
Wasserproben	0 - 8 integ.	0 - 5 integ.	0 - 4 integ.	0 - 5 integ.	0 - 10 integ.	0 - 10 integ.
Wertebereiche:						
Strömung [m/s]	0.1 - 0.2	1.0 - 1.3	0.9 - 1.0	0	0	0.1 - 0.2
Trübung [TEF]	44 - 65	51 - 66	6 - 7	6 - 8	—	—
SSC integ. [mg/l]	41	42	5.5	4.5	3.1	3.0
Werte Lichtklima:						
Secchi-Tiefe [m]	0.5	0.5	2.0	2.0	4.8	5.2
lo gem. [$\mu E/m^2 \cdot s$]	200	300	90.0	37.5	60.0	67.0
lo ber. [$\mu E/m^2 \cdot s$]	193	327	100.5	38.1	58.6	61.3
kz [1/m]	1.83	1.78	0.61	0.55	0.38	0.41
z _{Eu} [m]	2.5	2.6	7.5	8.4	12.1	11.2

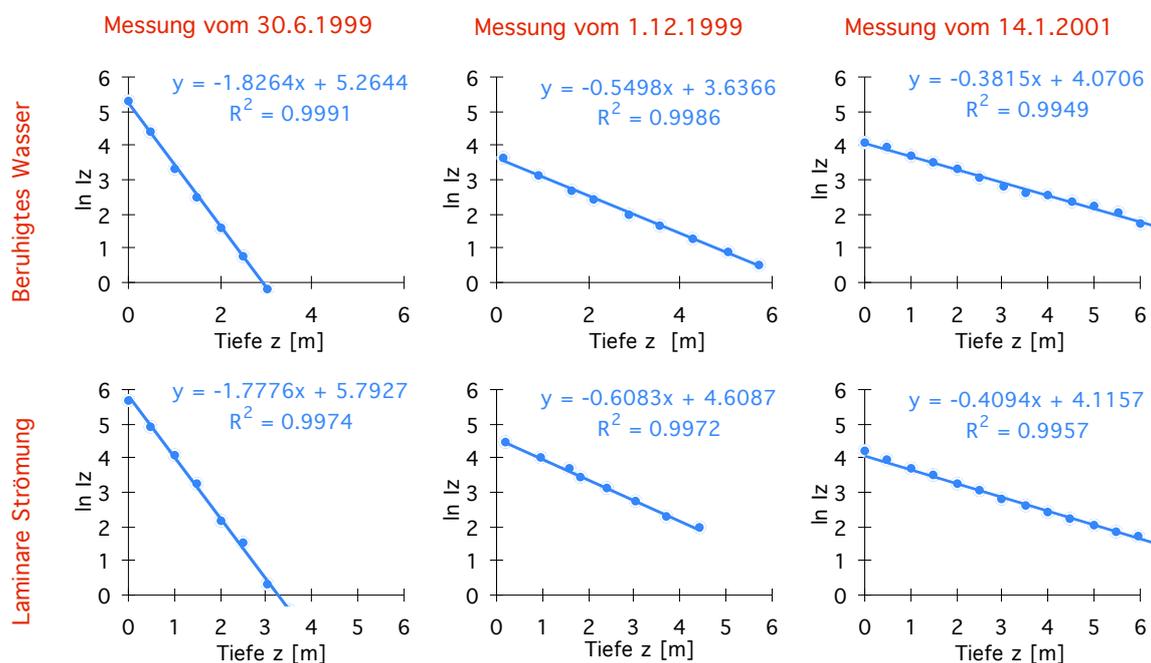


Abbildung 9

Korrelation zwischen dem natürlichen Logarithmus der Lichtintensität in einer bestimmten Wassertiefe ($\ln I_z$) und dieser Tiefe z aus den sechs im Stauraum Reichenau aufgenommenen Vertikalprofilen.

3.2 Optische Wirkung der Schwebstoffe

Im Wasser suspendierte Schwebstoffe verändern Qualität und Quantität des eindringenden Lichtes durch Absorption, Streuung („reflection“) und Brechung („refraction“; Davies-Colley et al., 1993). Die visuell wahrnehmbaren Effekte sind eine erhöhte Trübung (von der Sonde gemessen), eine verminderte Durchsichtigkeit (von Auge gemessen) und eine je nach Schwebstoff-Art und -Konzentration weissliche bis fast schwarze Färbung des Wassers (in vorliegender Untersuchung nicht erfasst). Licht, das für die Photosynthese der grünen Pflanzen verwertet werden kann, dringt noch weit über die visuell einsehbare Tiefe ins Wasser vor („Milchglaseffekt“). Die „Auslöschung“ (Extinktion) des Lichtes bzw. die Abschwächung der Lichtintensität mit der Wassertiefe (gemessen mittels eines Quantensensors) hängt ihrerseits von Art, Grösse und Verteilung der Schwebstoffe im Gewässer ab.

Die Trübung wies auch bei hohem Schwebstoffgehalt im Alpenrhein und bei fast stehendem Wasser über die erfasste Tiefe nur relativ geringe Schwankungen von ungefähr $\pm 15\%$ auf (Abbildung 10). Im fliessenden Rhein, der abgesehen von einzelnen Kolken untiefer und turbulenter ist (Kapitel 4), dürften die Schwebstoffe mindestens ebenso ausgeglichen verteilt sein. Darauf deuten auch Messungen in einem Querprofil bei Maienfeld hin, wo im Winter 1994 zwar wegen der unvollständigen Einmischung des Wassers aus Landquart und Zentrale Sarelli grosse Unterschiede in der Schwebstoff-Konzentration über die Flussbreite festgestellt wurden; in der Vertikalen wichen die Konzentrationen zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser aber nur um $\pm 15\%$ voneinander ab (Limnex, 1994).

Um die Abhängigkeit der optischen Kennwerte vom Schwebstoff-Gehalt zu beschreiben, bilden die sechs Messungen im Stauraum Reichenau allein eine zu schmale Grundlage. Es steht aber ein wesentlich umfangreicherer Satz von Vergleichsdaten aus dem klaren bis mitteltrüben Lago di Poschiavo und dem ausgesprochen trüben Lago Bianco in bündnerischen Puschlav (Alpensüdhang) zur Verfügung (Limnex, 1996). Diese beiden Seen führen, wie der Alpenrhein, überwiegend anorganische Schwebstoffe mineralischer Herkunft (Gesteinsabrieb) in sehr unterschiedlicher Konzentration; sie decken damit ein etwas breiteres, insgesamt aber ähnliches Spektrum des Schwebstoff-Gehaltes ab wie die sechs Messungen aus dem Alpenrhein (Abbildung 11). Die Abhängigkeit der euphotischen Tiefe vom Schwebstoff-Gehalt ist für beide Seen zusammen sehr gut mittels einer „durchgehenden“ Potenzfunktion zu beschreiben. Die Beziehung zwischen dem vertikalen Extinktionskoeffizienten und der Secchi-Tiefe (bzw. deren Kehrwert) verläuft dagegen nur innerhalb der Werte aus dem Lago di Poschiavo linear, wie dies aus anderen Gewässern beschrieben wird (Megard, 2000; Jones & Wills, 1956); bei trübere Verhältnissen mit Secchi-Tiefen < 0.5 m (wie im Lago Bianco) weichen die Werte von dieser linearen Beziehung ab (gestrichelte Kurve in Abbildung 11).

Wie Abbildung 11 ebenfalls zeigt, liegen die sechs Wertepaare aus dem Alpenrhein-Wasser im Stau Reichenau über den ganzen erfassten Wertebereich nahe bis sehr nahe bei jenen der puschlaver Gewässer.¹³ Es wird deshalb — trotz der noch schmalen Datenbasis — angenommen, dass sie grundsätzlich auch dieselbe Charakteristik aufweisen, d.h. durch dieselbe Art von Funktionen beschrieben werden. Dabei liegen die jeweils getrennt erfassten Werte für beruhigtes Wasser und für laminare Strömung so nahe beieinander, dass sie als Einheit zu behandeln sind. Mit Hilfe der so erhaltenen Funktionen können in der Folge die optischen Auswirkungen der Schwebstoffe im Alpenrhein abgeschätzt werden.

¹³ Der Zusammenhang zwischen k_z und $1/\text{Secchi-Tiefe}$ erscheint für den erfassten Wertebereich im Alpenrhein noch linear. Für diesen Bereich kann das Lichtklima im Alpenrhein also näherungsweise durch eine sehr einfache Messung der Durchsichtigkeit mittels Secchi-Scheibe beschrieben werden. Bei den wesentlich höheren Schwebstoff-Gehalten im Sommer (Literaturstudie) ist ein „Ausscheren“ der Werte von der linearen Beziehung möglich, wie es beim Lago Bianco festgestellt wurde (Abbildung 11).

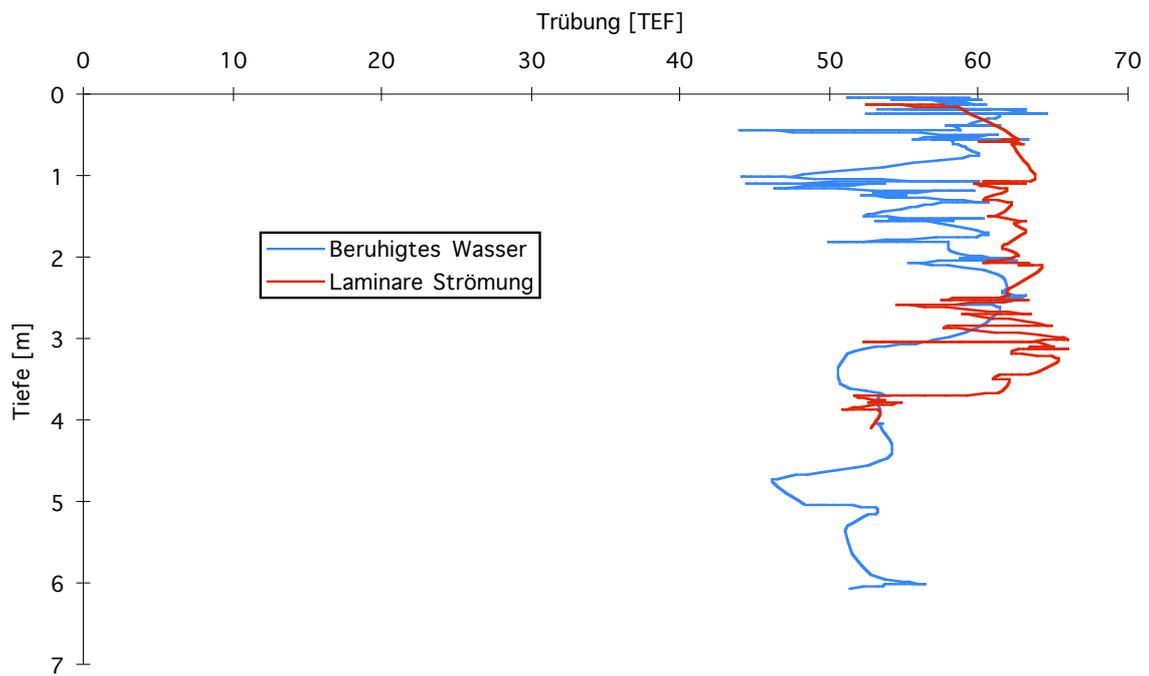


Abbildung 10

Tiefenprofile der Trübung vor einer Wehrklappe (beruhigtes Wasser) und im Einlauf zum Oberwasser-Kanal (laminare Strömung) des Stauraums Reichenau am 30.6.99. Die Trübung ist in Formazineinheiten (TEF) gemessen.

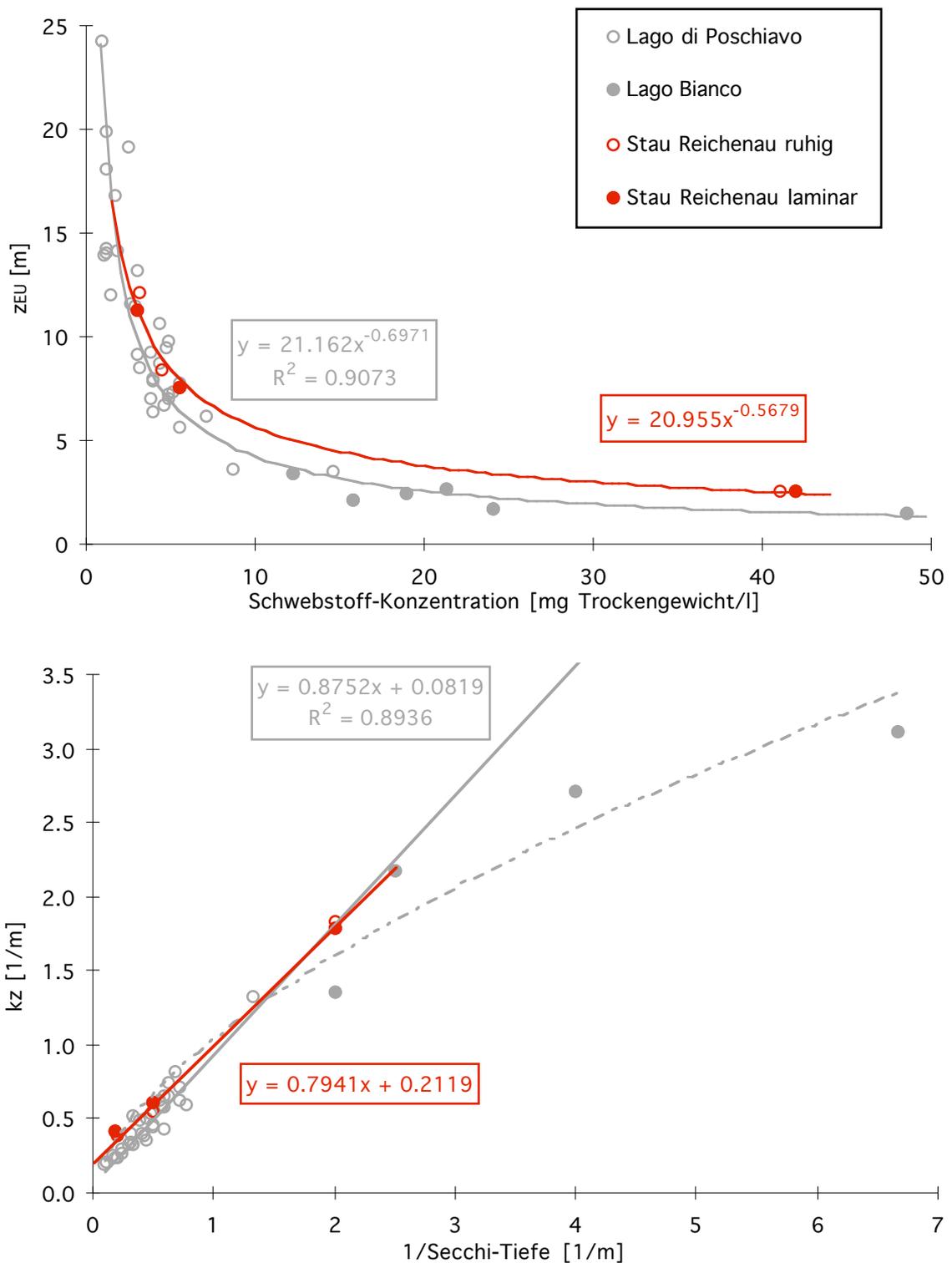


Abbildung 11

Beziehung zwischen euphotischer Tiefe (z_{EU}) und Schwebstoff-Konzentration (oberes Bild) sowie zwischen vertikalem Extinktionskoeffizienten k_z und Secchi-Tiefe (unteres Bild) in beruhigtem und laminar strömendem Wasser des Alpenrheins im Stauraum Reichenau (rote Punkte und Regressionen). Zum Vergleich sind (grau) auch die entsprechenden Wertepaare und Regressionen aus den puschlaver Seen Lago di Poschiavo und Lago Bianco aufgetragen (Limnex, 1996).

3.3 Das Lichtklima im Alpenrhein

Zur Beschreibung des Lichtklimas wird ein Querprofil bei Maienfeld herangezogen, das typisch ist für die insgesamt 41 km lange Flussstrecke mit alternierenden Kiesbänken zwischen Landquart- und Illmündung und damit für den grösseren Teil des untersuchten Alpenrhein-Abschnittes. Es wurde vom Rheinunternehmen des Kantons St.Gallen im Herbst 1993 aufgenommen. Die damals gemessene, in den Abbildungen 12 und 13 eingesetzte Schwankung des Pegelstandes zwischen Schwall- und Sunkzustand liegt mit 50cm (Kote 504.9 bis 505.4 m.ü.M.) in einem Bereich, der bei verschiedenen jüngeren Messkampagnen in den Teststrecken Mastrils, Bad Ragaz und Buchs meistens erreicht und teilweise auch überschritten wurde (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger). Unter diesen Verhältnissen bleibt der Abfluss bei Sunk auf die tiefe Hauptrinne beschränkt, während bei Schwall auch ein mehr oder weniger ausgedehnter Teil der Kiesbank überflossen ist.

Das Lichtklima bei Niedrigwasser (Sunk) wird in Abbildung 12 für die Eckwerte der Schwebstoff-Konzentration von 1 bzw. 5 mg/l (Trockengewicht) illustriert. Dies entspricht ungefähr den tiefsten bzw. höchsten Konzentrationen, die bei der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99 im Alpenrhein zwischen Felsberg und Lienz während der Niedrigwasserphase gemessen worden sind (Tabelle 2). An der tiefsten Stelle des Profils (in ca. 2.5m Wassertiefe) beträgt die Lichtintensität noch zwischen 25 und 60% des Oberflächenwertes, und die euphotische Tiefe (Kapitel 3.2) kommt rechnerisch in Tiefen weit unterhalb der Flusssohle (21 bis 8.5m ab Wasseroberfläche) zu liegen.

Die Situation bei erhöhtem Abfluss während des Schwalls wurde in entsprechender Weise für die Konzentrations-Eckwerte 5 bzw. 25 mg/l berechnet (Abbildung 13).¹⁴ Daraus ergibt sich, dass die Lichtintensität am „Tiefpunkt“ des Flussgrundes (infolge des gestiegenen Wasserspiegels nunmehr in ca. 3m Tiefe) auf Werte von 20 bis <5% des Oberflächenwertes abnimmt. Die gedachte euphotische Tiefe liegt bei Schwebstoffgehalten von 5 mg/l noch deutlich, bei 25 mg/l dagegen nur noch knapp unterhalb der Sohle (8.5 bis 3.3m ab Wasseroberfläche). Jene Sohlbereiche, die bei Schwall noch über 60 bis 80% der Oberflächenintensität aufweisen, fallen während der folgenden Sunkphase trocken.

Auf der internationalen Rheinstrecke zwischen Illmündung und Bodensee fliesst der Alperhein in einem beidseitig befestigten Gerinne mit fast ebener Sohle. Im Gegensatz zu den flussaufwärts anschliessenden Abschnitten sind auch keine alternierenden Kiesbänke ausgebildet, die für eine grössere Variabilität der Tiefenverhältnisse sorgen würden. In zwei Querprofilen der Teststrecke Diepoldsau wurden bei verhältnismässig tiefem Abfluss (bei einsetzendem Schwall aus der Ill, aber *vor* dem Eintreffen des Rheinschwalls) Wassertiefen zwischen 0.9 und 1.6m gemessen (Kapitel 4). Bei zusätzlichem Schwall aus dem Alpenrhein nimmt die Tiefe nochmals um etwa 0.5m zu (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).

Unter dem Einfluss der Ill wurden im Alpenrhein bei Diepoldsau während der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99 etwas höhere Schwebstoff-Konzentrationen erfasst als an den oberliegenden Messstellen (Tabelle 2). Da der winterliche Rheinschwall in Diepoldsau praktisch vollständig auf die Nachtstunden fällt¹⁵, sind für die vorliegende Betrachtung der Lichtverhältnisse nur die Werte bei Niedrigwasser von Bedeutung (einschliesslich des auch tagsüber auftretenden Illschwalls); in dieser Zeit betrug der Schwebstoff-Gehalt (Trockengewicht) zwischen 2 und 10 mg/l, was einer Kompensationstiefe von 5.6 bis 14.1m ab Wasseroberfläche entspricht. Auf der Flusssohle, in einer Wassertiefe von 1 bis 2m, sinkt die Lichtintensität bei Diepoldsau je nach Schwebstoffgehalt auf 20 bis 70% des Oberflächenwertes. Ein ganz ähnliches

¹⁴ Dabei wurden nur die Schwebstoff-Konzentrationen berücksichtigt, die zwischen Felsberg und Lienz während des *effektiven* Schwalldurchgangs auftraten. Tabelle 2 zeigt demgegenüber die Konzentrationsbereiche für einen gesamten Schwall/Sunk-Zyklus, also einschliesslich der auf den Schwall folgenden Niedrigwasserphase.

¹⁵ Die Spitze des Rheinschwalls mit Schwebstoff-Konzentrationen bis 33 mg/l wurde an der Stelle Diepoldsau am 8./9.2.99 zwischen ca. 21⁰⁰ Uhr und 02⁰⁰ Uhr registriert. Sie dürfte die 14km flussabwärts gelegene Mündung in den Bodensee ungefähr vier bis fünf Stunden später und somit noch vor Tagesanbruch passiert haben.

Lichtklima (25 bis 60% des Oberflächenwertes) herrscht bei Niedrigwasser auch an den tiefsten Stellen der übrigen untersuchten Strecken.

Die im Februar 1999 erfasste Wasser- und Schwebstoff-Führung des Alpenrheins (bis zur Illmündung) bei Niedrigwasser kam den natürlichen Verhältnissen des Alpenrheins vermutlich schon recht nahe (Literaturstudie, Kapitel 2.4 des vorliegenden Berichtes). Unter diesen zumindest „naturnahen“ Verhältnissen ist in allen untersuchten Profilen ein durchgehendes Netto-Wachstum von Primärproduzenten über die gesamte Flusssohle möglich. An tieferen Stellen des Gerinnes kann die Lichtintensität aber schon bei leicht erhöhter Trübung (also z.B. unter dem Einfluss der Schwebstoff-Einträge aus Landquart oder Ill) bis auf 25% des Oberflächenwertes zurückgehen. Aufgrund der Lichtverhältnisse ist deshalb für den pflanzlichen Sohlenbewuchs (Phytobenthos) örtlich auch *ohne* Schwallenfluss mit einer verminderten Dichte und Produktivität sowie mit einer Beschränkung auf weniger lichtbedürftige Arten zu rechnen. Dasselbe gilt auch für die gesamte Flusssohle auf der internationalen Rheinstrecke, welche durch die Ill zusätzlich „eingetrübt“ wird, dafür aber eine geringere Maximaltiefe aufweist.

Die durch den Schwall bedingte Zunahme des Abflusses und der Trübung führt zu einer starken Verminderung des Lichtangebotes auf der Sohle des Alpenrheins. Damit verbunden ist zwangsläufig auch eine flächenmässige Reduktion jener Sohlbereiche, die von lichtbedürftigen Arten des Phytobenthos noch besiedelt werden können. Nimmt man die im Februar 1999 erfassten Schwebstoff-Konzentrationen als Grundlage und die Kompensations- oder euphotische Tiefe als massgebenden „Grenzwert“, so wäre ein Netto-Wachstum von Primärproduzenten theoretisch auch während des Schwalls und an den tiefsten Stellen der untersuchten Profile gerade noch möglich. Ob und in welchem Ausmass sich unter diesen Bedingungen *effektiv* ein pflanzlicher Bewuchs entwickeln würde, wäre noch zu überprüfen.¹⁶

Hinzu kommt, dass die Schwebstoff-Konzentrationen in einem grossen Teil des Alpenrheins (v.a. flussabwärts der Landquart-Mündung) bei Schwall zeitweise wesentlich höher sind als die hier zugrunde gelegten Werte der Messkampagne vom Februar 1999. Bei winterlichen Spitzenwerten von >100 mg/l, wie sie zwischen Bad Ragaz und Trübbach erfasst worden sind (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger), ist die Flusssohle ab ca. 1.5m Wassertiefe auch für die effizientesten Lichtverwerter unter den Primärproduzenten sozusagen stockdunkel. Flussauf- und -abwärts dieser „kritischen“ Strecke sind die Lichtbedingungen für eine Entwicklung von pflanzlichem Aufwuchs aus verschiedenen Gründen besser:

- Zwischen Felsberg und Maienfeld beginnt der Schwall zwar schon vor oder im Verlauf der Mittagszeit (Tabelle 2); während des Schwalls herrschen jedoch deutlich tiefe Schwebstoff-Konzentrationen und damit ein höheres Lichtangebot als in den unterliegenden Strecken.
- Zwischen Trübbach und Lienz kann der Alpenrhein während des Schwalls immer noch stark getrübt sein; der Schwall setzt jedoch erst im Verlauf des Nachmittags ein und ist daher für die Lichtverhältnisse nicht mehr so bestimmend.
- Auf der internationalen Rheinstrecke zwischen der Illmündung und dem Bodensee bleibt der (Rhein-) Schwall auf die Nacht beschränkt, und die Flusssohle weist keine tiefen Rinnen auf. Bedingt durch die zusätzliche Trübung aus der Ill ist das Lichtangebot auf der gesamten, flachen Sohle aber ebenso stark reduziert wie an den tiefsten Stellen anderer Strecken bei Niedrigwasser.

Im Sommerhalbjahr, beginnend mit der Schneeschmelze im April, beträgt die Schwebstoff-Konzentration im Alpenrhein bei Normalabfluss oft einige 100 mg/l bis 1 g/l (Literaturstudie). Bei einer derart starken Trübung reicht das Lichtangebot höchstens noch entlang der Uferlinie für die Entwicklung eines nennenswerten pflanzlichen Bewuchses aus.

¹⁶ Zu diesem Zweck war im Rahmen des vorliegenden Projektes am Alpenrhein ursprünglich eine separate Untersuchung des Aufwuchses auf künstlichen Substraten geplant, welche jedoch nicht zustande kam. Um trotzdem grobe Angaben zum effektiven Lichtgenuss und zur mutmasslichen Produktivität des Phytobenthos in Abhängigkeit der Wassertiefe und der Schwebstoff-Konzentration zu erhalten, wurde die absolute Lichtintensität in Alpenrhein aufgrund von meteorologischen Daten geschätzt (Kapitel 3.4).

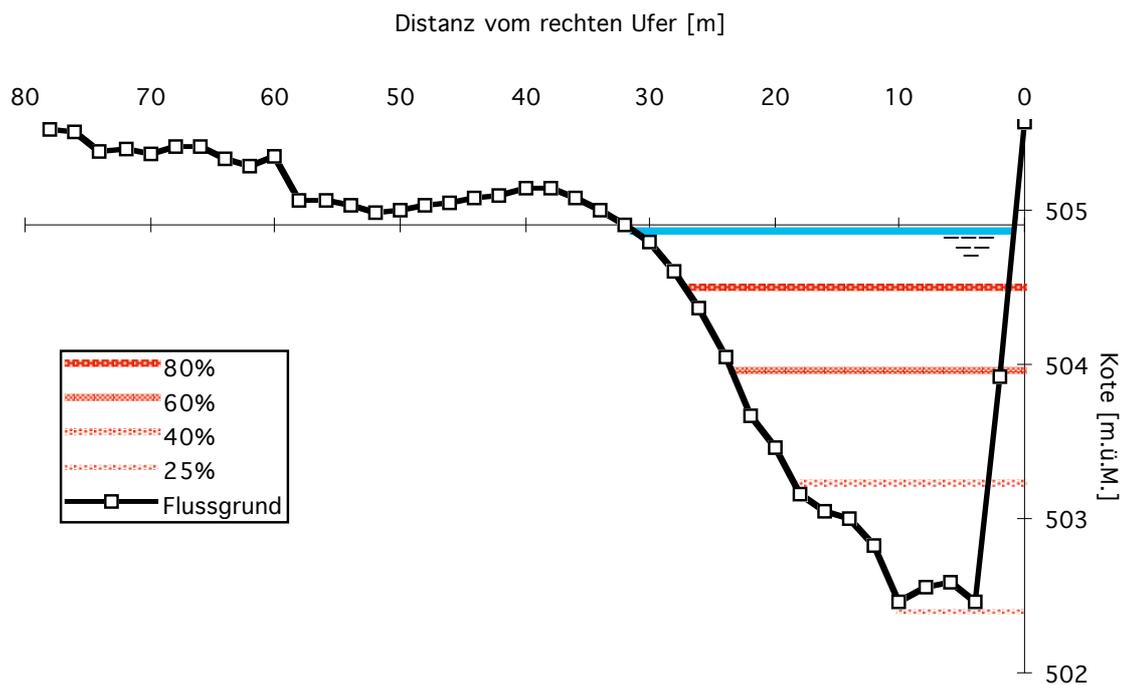
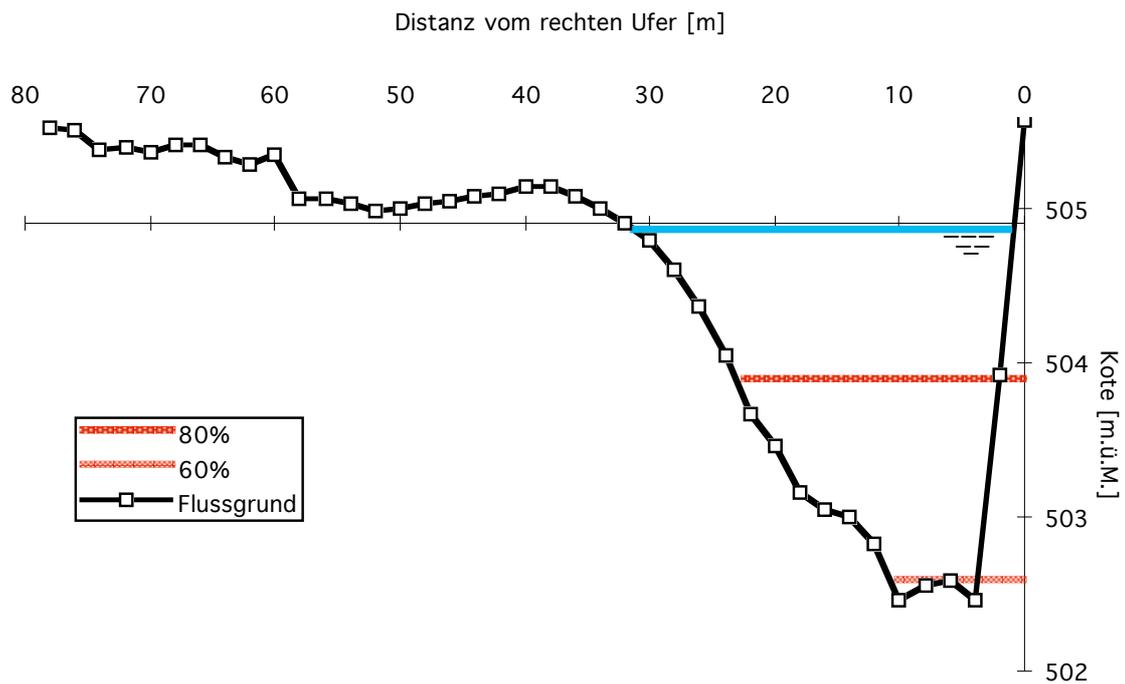


Abbildung 12

Auswirkungen der winterlichen Trübung auf das Lichtklima im Alpenrhein bei Niedrigwasser (Sunkabfluss von ca. $80 \text{ m}^3/\text{s}$) am Beispiel eines Querprofils bei Maienfeld (ca. 13fach überhöht). Dargestellt sind einzelne Ebenen innerhalb des Flussquerschnittes mit unterschiedlicher Lichtintensität (in Prozent der Oberflächenintensität) für eine Schwebstoff-Konzentration von 1 mg/l (oberes Bild) und 5 mg/l (unteres Bild).

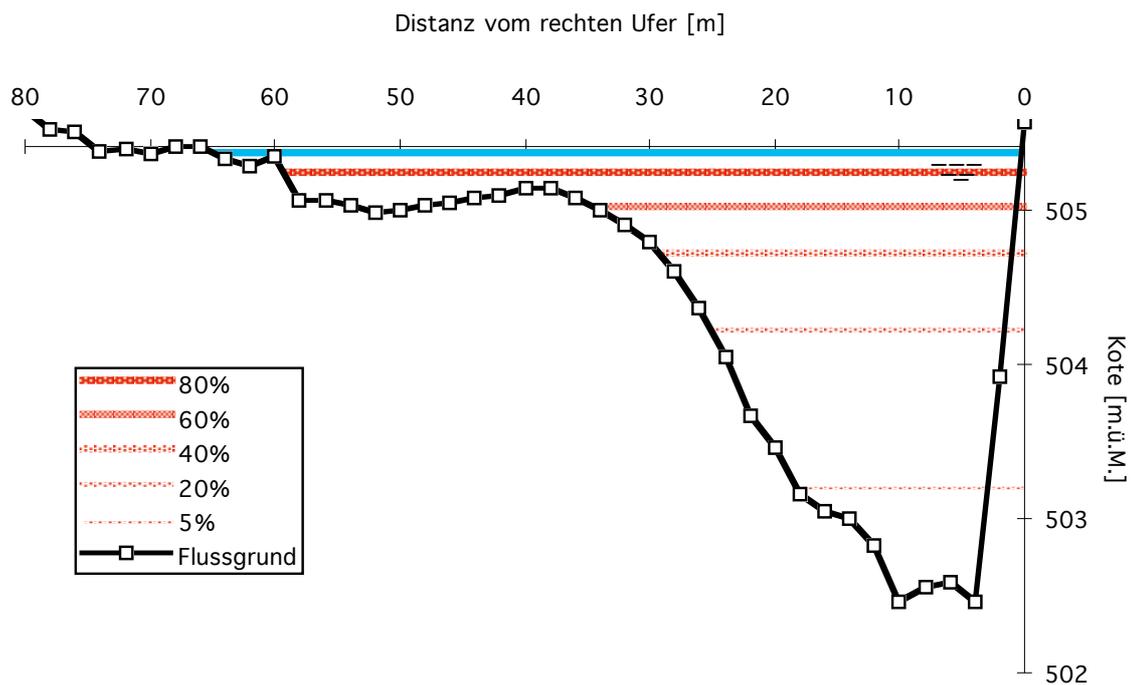
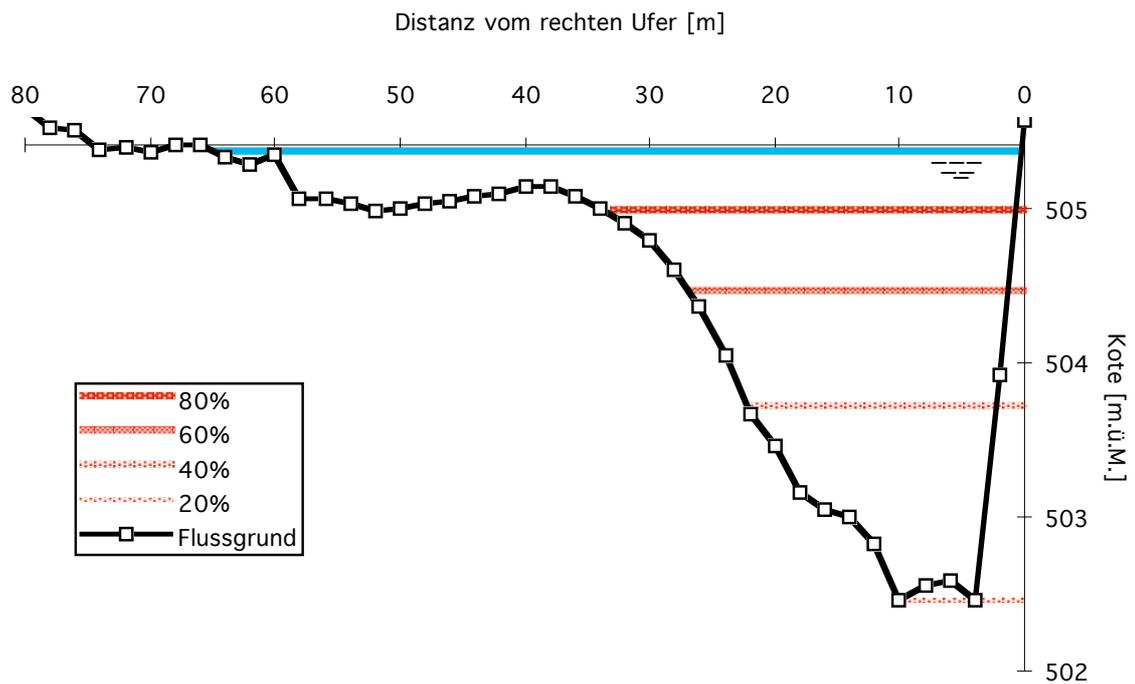


Abbildung 13

Auswirkungen der winterlichen Trübung auf das Lichtklima im Alpenrhein bei erhöhter Wasserführung (Schwallabfluss von ca. $160 \text{ m}^3/\text{s}$) am Beispiel eines Querprofils bei Maienfeld (ca. 13fach überhöht). Dargestellt sind einzelne Ebenen innerhalb des Flussquerschnittes mit unterschiedlicher Lichtintensität (in Prozent der Oberflächenintensität) für eine Schwebstoff-Konzentration von 5 mg/l (oberes Bild) und 25 mg/l (unteres Bild).

3.4 Absoluter Lichtgenuss und Produktivität

Nach Angaben der SMA (Meteodaten; Kapitel 4.1) beträgt die langjährige mittlere Einstrahlung (Globalstrahlung) bei Chur in den Monaten Dezember bis Februar 61 W/m^2 bei einer Sonnenscheindauer (summiert) von 267h. Für die Station Vaduz, von der keine mittleren Strahlungswerte abrufbar waren, wurde im selben Zeitraum als Folge der häufigeren Nebelbildung im langjährigen Mittel eine deutlich geringere Sonnenscheindauer von 189h registriert. Rechnet man dies in erster Näherung proportional um, so ergibt sich für Vaduz eine durchschnittliche Einstrahlung von 43 W/m^2 . Der für Primärproduzenten verfügbare Anteil dieser Globalstrahlung unmittelbar unter der Wasseroberfläche (ca. 35%) beträgt während des Hochwinters demnach in Chur 21 W/m^2 oder umgerechnet $98 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ und in Vaduz 15 W/m^2 oder $69 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$.¹⁷ Diese Strahlungswerte liegen im Bereich der Oberflächenintensitäten (I_0), die bei Wintermessungen im Stauraum Reichenau erfasst worden ist (Tabelle 4).

Die Trübung des Rheinwassers bewirkt in den verschiedenen Strecken zu verschiedenen Zeiten eine sehr unterschiedliche Lichtabnahme mit zunehmender Wassertiefe (Kapitel 3.3). In der Teststrecke Mastrils, wo der Schwall um die Mittagszeit eintritt, dauern Niedrigwasser- und Schwall/Sunk-Phase im Verlauf eines Werktages etwa gleich lang, während sich das Verhältnis in den flussabwärts folgenden Teststrecken Bad Ragaz, Buchs und Diepoldsau immer stärker zugunsten der Niedrigwasserphase verschiebt. Dafür nehmen in dieser Richtung auch die bei Niedrigwasser erfassten Schwebstoff-Konzentrationen tendenziell zu (Tabelle 2) und die Sonnenscheindauer tendenziell ab. Für die Teststrecken Mastrils (kombiniert mit den Meteodaten von Chur) und Buchs (mit den Meteodaten von Vaduz) heben sich diese Faktoren gegenseitig ungefähr auf; grob geschätzt kann deshalb von Dezember bis Februar an den tiefsten Stellen beider Strecken (in ca. 2.5 bis 3m Tiefe) mit einer PAR-Intensität von durchschnittlich 25 bis $30 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ und einem — durch die Variation des Schwebstoff-Gehaltes bedingten — Streubereich von $\pm 15 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ gerechnet werden. Dies entspricht, inklusive Streubereich, noch zwischen 10 und 65% der mittleren Oberflächenintensität (I_0).

Die Grenze für ein Netto-Wachstum der Primärproduzenten (Kompensations- oder euphotische Tiefe) wird allgemein bei 1% von I_0 angenommen (Kapitel 3.1). Aus physiologischen Studien an unterschiedlichsten Algengruppen gingen minimal notwendige Lichtintensitäten für eine positive Photosynthese-Bilanz von 5 (z.B. für gewisse Kieselalgen) bis $20 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ (z.B. für gewisse Grünalgen) hervor (Hill, 1996). Gemessen an der mittleren winterlichen Einstrahlung bei Chur bzw. Vaduz von 98 bzw. $69 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ entspricht dies einem Anteil von 5 bis 30% der Oberflächenintensität. Wenn die Lichtansprüche des Phytobenthos im Alpenrhein innerhalb desselben Bereiches liegen, wäre das Lichtangebot im Winter damit zumindest in den Teststrecken Mastrils und Buchs für ein Netto-Wachstum der Primärproduzenten über die ganze Flussbreite betrachtet bei weitem bis knapp ausreichend. Ähnliche Verhältnisse dürften in der Teststrecke Diepoldsau herrschen, wo zwar höhere Schwebstoff-Gehalte bei Niedrigwasser auftreten, tagsüber dafür aber keinerlei Einfluss des Rheinschwalls besteht. In der Teststrecke Bad Ragaz ist dagegen mit einem insgesamt geringeren Lichtangebot zu rechnen, weil der Rheinschwall vergleichsweise früh im Tagesverlauf einsetzt und die wenige km flussaufwärts einmündende Landquart zusätzliche Trübung verursacht (Kapitel 3.3).

¹⁷ Von der Globalstrahlung liegen ca. 45% (Erfahrungswert) in einem für Primärproduzenten nutzbaren Wellenlängenbereich (PAR; Kapitel 3.1). Von diesem Anteil werden im Mittel wiederum ca. 23% an der Wasseroberfläche reflektiert, wie die Lichtmessungen im Stau Reichenau ergeben haben. Die Verminderung der direkten Einstrahlung durch die Beschattung des Gerinnes bei tiefem Sonnenstand wird vernachlässigt (Uferböschungen und -dämme, teilweise mit Laubgehölzen bestockt). Die Lichtmessungen mittels eines Quantenfühlers lieferten direkt die momentane Lichtintensität in $\mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}$ (entsprechend $\mu\text{mol Quanten/m}^2\cdot\text{s}$). Der Umrechnungsfaktor in die Einheit W/m^2 entstammt den Unterlagen der Firma LiCor zum eingesetzten Quantenfühler.

4. Ausprägung und Beeinflussung des Algenbewuchses auf der Flusssohle

4.1 Methodik

Im Winter 1999/2000 wurden an den vier ausgewählten Teststrecken des Alpenrheins (Kapitel 1) Aufnahmen der Bewuchs- und Substratverhältnisse durchgeführt. Dabei wurden in jeder Teststrecke zwei bis vier Querprofile gelegt, welche entweder die ganze Flussbreite oder nur einen zu Fuss noch begehbaren Uferbereich umfassten. Die Aufnahmen fanden fast durchwegs in Zeiten mit niedriger Wasserführung (Sunk) statt. Nur bei den Aufnahmen in zwei ufernahen Profilen der Teststrecke Buchs (Fluss-km 51.22 und 51.42) und in den zwei durchgehenden Profilen bei Diepoldsau (Fluss-km 74.0 und 75.8; Abbildung 16) waren die Abflüsse durch den einsetzenden Rheinschwall bzw. den Illschwall etwas erhöht.

Ein Teil der Profile wurde im Dezember 1999 erstmals aufgenommen, eine vollständige Aufnahme aller Profile folgte im Februar 2000. In Tabelle 5 sind die untersuchten Profile, die Aufnahmedaten, die angewandte Methode zur Aufnahme der Substrat- und Bewuchsverhältnisse sowie einige Maximal- bzw. Mittelwerte der erfassten Parameter über das jeweilige Profil aufgeführt. Abbildung 16 zeigt die Lage der Profile innerhalb der Teststrecken Mastrils, Bad Ragaz und Buchs. In der Teststrecke Diepoldsau, welche keine flussmorphologischen Strukturen wie Kiesbänke etc. aufweist, ist die Profilgeometrie im Längsverlauf sehr einförmig (beidseitig befestigtes Trapezprofil mit vergleichsweise ebener Sohle und entsprechend monotonen Tiefen- und Strömungsverhältnissen). Die detaillierten Resultate der Profilaufnahmen sind als grafische Darstellungen in Anhang 2 aufgeführt.

Für die Aufnahmen über die gesamte Flussbreite stand ein Boot zur Verfügung, das an einem quer über den Fluss gespannten, mit Distanzmarken versehenen Fähr- und Messseil bewegt werden konnte. In der durchgehend tiefen Teststrecke Diepoldsau wurde die Aufnahme dagegen von einem frei fahrenden Motorboot aus durchgeführt. Die aufwendige Infrastruktur (Seil, Boote, Transport- und Begleitfahrzeuge), die sonst der Vermessung der Rheinsohle dient, wurde jeweils von Mitarbeitern im Rheinunternehmen des Kantons St.Gallen eingerichtet und betrieben.¹⁸ Die Aufnahmen der Uferbereiche wurden zu Fuss durchgeführt und blieben daher auf Wassertiefen und Strömungsbereiche beschränkt, die mit Stiefelhosen noch begehbar sind. In der Teststrecke Mastrils, wo weder ein Fährseil installiert noch ein Motorboot eingesetzt werden konnte, waren nur ufernahe Aufnahmen möglich.

Entlang jedes Querprofils wurden in definierten Abständen (zwischen 0.5 und 5m) folgende Parameter aufgenommen:

- die Entfernung vom Profilmittelpunkt an der aktuellen, links- oder rechtsseitigen Wasserlinie (Uferdistanz) mittels des Stahl-Messeils oder eines Messbandes;
- die Wassertiefe mittels einer Messlatte;
- die Fliessgeschwindigkeit unter der Wasseroberfläche mittels eines Flügelrad-Messgerätes (Höntschi Flowtherm ASDi mit Messkopf ZS 25 GFE);
- die prozentualen Anteile der einzelnen Korngrössenklassen (Tabelle 5) am sichtbaren Substrat (Deckschicht) und der Deckungsgrad einzelner Gruppen von Aufwuchsalgen an der ganzen Sohle. Bei einem Teil der Aufnahmen wurde der Algen-Deckungsgrad für jede Substratklasse einzeln bestimmt und anschliessend anhand der prozentualen Anteile der Substratklassen zu einem Gesamt-Deckungsgrad verrechnet.

¹⁸ Für die Führung des Stahlseils sind an beiden Ufern in festen Abständen (alle 0.2km) Halterungen angebracht. Deshalb fallen die über die ganze Flussbreite reichenden Querprofile jeweils genau auf die Marken der Fluss-Kilometrierung (Abbildung 16). Die zu Fuss aufgenommenen, ufernahen Profile konnten demgegenüber frei gewählt werden.

In Ufernähe und in Flachwasserzonen (bis ca. 80cm Tiefe) wurde der Flussgrund von Auge durch einen Gucker (zur Vermeidung von Lichtreflektionen an der Wasseroberfläche) betrachtet. Die Substrat- und Bewuchsverhältnisse wurden an Ort und Stelle protokolliert. In den tieferen Bereichen kam eine spezielle, batteriegespiesene Unterwasser-Videoausrüstung zum Einsatz, die aus einem Kameraauge, zwei seitlich angebrachten Scheinwerfern und einem "vorgeschalteten" Distanzrahmen an einer Stange sowie einer Energieversorgungs- und Aufzeichnungseinheit auf dem Boot bestand. Die Aufzeichnung des Videosignals erfolgte digital durch einen Video-Walkman oder einen Camcorder. Die aufgezeichneten Sequenzen wurden später auf einen PC übertragen und mit Hilfe eines Videoprogrammes am Bildschirm ausgewertet. Zur Bestimmung der Grössenverhältnisse diente dabei der Distanzrahmen, der bei ganz abgesenkter Stange auf dem Flussgrund auflag und im Videobild entweder direkt zu sehen war oder für eine separate Aufnahme mit einer zusätzlichen, quer über das Bild reichenden Meterskala versehen wurde. Abbildung 14 zeigt beispielhaft zwei Standbilder des Videoprofils aus der Teststrecke Bad Ragaz.

Im Feld bzw. ab Videobild wurden die visuell unterscheidbaren Körner des Substrates an jeder Messstelle einer von fünf Korngrössenklassen zugeordnet (Tabelle 5) und deren Anteile an der gesamten betrachteten Sohlenfläche geschätzt. Bei einzelnen Aufnahmen wurden "Steine" und "Schotter" nicht unterschieden, sondern in einer gemeinsamen Klasse "Gerölle" (Durchmesser 2 - 20cm) geführt.

In den zu Fuss aufgenommenen, flacheren Bereichen der Rheinsohle wurden an ausgewählten Stellen bewachsene Steine gesammelt und unfixiert ins Labor gebracht. Dort wurde der pflanzliche Bewuchs (Periphyton, Phytobenthos) unter dem Mikroskop grob bestimmt. Das Phytobenthos wurde nach Wuchsform und grober systematischer Zugehörigkeit in drei Gruppen eingeteilt:

- Kieselalgenbeläge. Dunkelbraune bis grünlich-braune, flächige Überzüge, gebildet praktisch ausschliesslich aus Einzelzellen oder kleinen Verbänden (Reihen, Ketten) von lateralsymmetrischen Kieselalgen (Bacillariophyceae, Pennales);
- Fädige Goldalgen. Gallertige Überzüge bis flutende Büschel ("Wasserschweif") von brauner bis selten grünlicher Farbe, gebildet von Kolonien der Goldalge *Hydrurus foetidus* (Chrysophyceae);
- Fädige Grünalgen. Hell- bis dunkelgrüne Polster bis Büschel, gebildet vorwiegend aus Fäden der Grünalgengattung *Ulothrix* (Chlorophyceae, vermutlich mehrere Arten).

Am Blockwurf der Uferbefestigung wurden daneben auch ganz vereinzelt Büschel von Wassermoosen festgestellt. Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) fehlten dagegen im Alpenrhein. Eine detaillierte Kartierung der Phytobenthos-Biozönose mit umfassenderer Bestimmung der vertretenen Arten wurde am Alpenrhein in der Wasserwechselzone und im flusseinwärts anschliessenden Uferbereich durchgeführt (Fachbericht ARGE Limnologie).¹⁹

Zusammen mit dem pflanzlichen Bewuchs wurde ausserdem noch die prozentuale Bedeckung des Substrates durch feinste anorganische oder organische Ablagerungen (Silt, Schlamm) abgeschätzt. Weil diese Ablagerungen teilweise auch die festsitzenden Algen überdeckten, kann die Gesamt-Deckung von Bewuchs und Silt Werte >100% annehmen.²⁰

Die Bedeckung des Flussgrundes durch die auffallend gefärbten und in der fliessenden Welle meist bewegten, fädigen Gold- und Grünalgen war sowohl im Feld als auch auf den Videobildern einwandfrei zu erkennen und zu bestimmen. Im Gegensatz dazu hoben sich die Kieselalgen-Überzüge bei schwacher Ausprägung des Bewuchses nur undeutlich von der Eigenfarbe der Steine ab, so dass eine sichere Zuordnung oft schwierig war. Um die Zuverlässigkeit der Methode zu überprüfen, wurde in einem Querprofil der Teststrecke

¹⁹ Dabei wurde neben Kieselalgen, *Ulothrix* spp. (*U. zonata*) und *Hydrurus foetidus* auch noch die flächig wachsende Goldalge *Phaeodermatium rivulare* in grösseren Beständen festgestellt. Diese Art ist bei der vorliegenden Grobaufnahme nicht separat, sondern zusammen mit den Kieselalgen aufgenommen worden. Der Fachbericht ARGE Limnologie zeigt anhand von ufernahen Aufnahmen zudem das makroskopische Erscheinungsbild der einzelnen Bewuchstypen, das auf den ausgedruckten Standbildern der Unterwasser-Videoaufnahmen nicht in derselben Qualität zu sehen ist (Abbildung 14).

²⁰ Ganz vereinzelt wurde auch die Deckung des Algenbewuchs allein mit >100% bestimmt, wenn nämlich einem geschlossenen Überzug aus Kieselalgen noch Büschel von fädigen Grün- und/oder Goldalgen aufgesetzt waren (z.B. im Riffle bei Rhein-km 26.8 in der Teststrecke Bad Ragaz am 24.2.00; siehe Abbildung 17).



Diepoldsau (Fluss-km 75.8) am 1.2.00 deshalb von der Flussmitte eine qualitative Probe des Oberflächensubstrates (Deckschicht) mittels einer Flussredge entnommen. Auf den Videoaufnahmen dieser Stelle war, wie auf der gesamten Sohle der zwei bei Diepoldsau aufgenommenen Profile, keinerlei Bewuchs zu erkennen. Die Analyse der Substratprobe ergab, dass die wenigen vorhandenen Steine (>6cm Korndurchmesser) und ein kleiner Teil des Schotters (Grobkies, 2 bis 6cm) von einem hauchdünnen, auch unter der Lupe nicht immer zweifelsfrei erkennbaren Kieselalgenbelag überzogen waren (Abbildung 15). Dieser Bewuchs war derart schwach, dass die Beurteilung aufgrund des Videobildes in diesem Fall als zuverlässig eingestuft werden konnte.

Die per Videobild bestimmten Anteile der einzelnen Korngrößen schwankten innerhalb der Messpunkte in der Flussmitte bei Diepoldsau zu stark, um aus der einen Vergleichsprobe Rückschlüsse auf die Zuverlässigkeit der Substrataufnahmen ziehen zu können. Das grobpartikuläre organische Material (CPOM, bestehend aus Blättern, Zeigen, Früchten, Algenfäden usw.), das an der Substratprobe einen grösseren Anteil hatte als etwa Sand oder Feinkies (Abbildung 15), wurde bei der Aufnahme der Substrat- und Bewuchsverhältnisse im Alpenrhein nicht erfasst.

Um die Abhängigkeit zwischen Dichte und Zusammensetzung des Algenbewuchses auf der einen und den erfassten Begleitparametern Tiefe, Strömung und Substrat auf der anderen Seite zu ergründen, wurden die entsprechenden Daten einer Regressionsanalyse unterzogen. Damit der zu prüfende Datensatz in sich möglichst einheitlich blieb, wurden nur die im Februar 2000 in den vier Teststrecken durchgeführten Aufnahmen berücksichtigt (Tabelle 5). Dabei handelte es sich um 10 Profile mit insgesamt 169 Messstellen. Diese statistische Auswertung wurde von Frau Veronika Röthlisberger als Semesterarbeit im Rahmen eines Nachdiplomkurses am Seminar für Statistik der ETH Zürich durchgeführt. In ihrem Bericht (Anhang 3) wird die Vorgehensweise ausführlich erläutert.

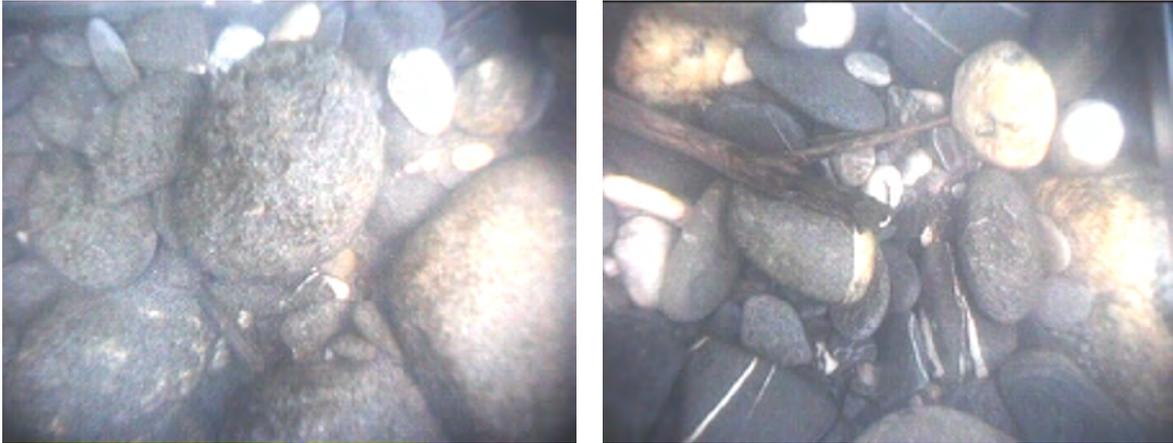


Abbildung 14

Beispiele für Unterwasser-Videoaufnahmen aus dem Alpenrhein. Die Bilder wurden am 24.2.00 in der Teststrecke Bad Ragaz (Fluss-km 26.8) beim steilen Übergang vom quer durchströmten Riffle in die tiefe Hauptrinne aufgenommen (vgl. Abbildung 17). Es handelt sich um Standbilder aus einer Videosequenz, deren Qualität im Ausdruck wesentlich schlechter ist als bei der Auswertung auf dem Bildschirm. Der abgebildete Ausschnitt der Flusssohle misst in beiden Fällen ca. 30 x 24cm. Linkes Bild: Distanz zum linken Ufer 62m, Tiefe 0.7m, Bewuchs nur aus wenigen kurzen Fäden von *Hydrurus foetidus* und vereinzelt schwachen Kieselalgen-Überzügen bestehend. Rechtes Bild: Uferdistanz 64m, Tiefe 1.7m, Bewuchs auf ganz vereinzelt, kaum mehr erkennbare Kieselalgen-Überzüge reduziert.



Abbildung 15

Sediment aus einem Dredgenzug im Alpenrhein bei Diepoldsau am 1.2.2000. Linkes Bild: Übersicht mit separiertem Feinsediment (kleine Schale) und Aufteilung des Grobsedimentes (Schotter und Steine >2cm) in eine Fraktion ohne Bewuchs (unterhalb des Messbandes) und eine Fraktion mit leichtem Kieselalgenbewuchs (oberhalb des Messbandes). Rechtes Bild: Separates Feinsediment mit Aufteilung in Kies (2mm - 2cm; unten), Sand (<2 mm; Mitte) und grobpartikuläres organisches Material (CPOM; oben).

Tabelle 5

Profilaufnahmen im Alpenrhein mit den Maximal- bzw. Mittelwerten der erfassten physikalischen und morphologischen Parameter aller Aufnahmen pro Profil. Die Uferdistanz gibt die Entfernung vom Profilnullpunkt am linken oder rechten Ufer an (Wasserlinie bei Sunk). KB = Kiesbank; Ausg. = Ausgangs.

TESTSTRECKE	MASTRILS	MASTRILS	BAD RAGAZ	BAD RAGAZ	BUCHS	BUCHS	DIEPOLDSAU	DIEPOLDSAU		
Querprofil	Eingangs KB	Ausgangs KB	Eingangs KB	Mitte KB	Vor+Ausg. KB	Ein+Ausg. KB	Normalprofil	Normalprofil		
Aufnahmedaten	20.12. 1999 27.2. 2000	20.12. 1999 27.2. 2000	2.12. 1999 24.2. 2000	2.12. 1999 24.2. 2000	23.2. 2000	20.12. 1999 23.2. 2000	1.2. 2000	1.2. 2000		
Profilbereich	Ufer rechts	Ufer rechts	ganzes Profil	Ufer links	ganzes Profil	Ufer links	ganzes Profil	ganzes Profil		
Aufnahmemethode	Gucker	Gucker	Video	Gucker	Video	Gucker	Video	Video		
Rhein-Kilometer	21.2	21.7	26.8	27.0	51.2 51.4	51.22 51.42	74.0	75.8		
Erfasste Maximalwerte pro Profil:										
Uferdistanz [m]	22.0	21.5	87.0	4.0	101.0	40.0	22.0	2.0	60.0	68.0
Tiefe [m]	0.8	0.8	2.8	0.8	2.8	3.1	0.7	0.5	1.5	1.7
Strömung [m/s]	1.3	1.2	1.6	0.6	2.3	1.1	1.0	0.6	2.0	2.0
Mittlere Flächenanteile der Korngrößenklassen pro Profil [%]:										
Fels/Blöcke >20cm	7	13	20	25	9	10	19	0	0	10
Steine 6 - 20 cm	30	34	36	52	27	21	39	33	18	20
Schotter 2 - 6 cm	39	31	24	>	34	50	30	30	40	43
Kies 0.2 - 2 cm	19	16	10	11	11	15	8	16	40	26
Sand <0.2 cm	5	6	10	12	19	4	4	21	2	1

4.2 Substrat- und Bewuchsverhältnisse

Die Anteile der Korngrössenklassen an der Deckschicht des Alpenrheins können zwischen benachbarten Messstellen, also innerhalb kurzer Distanzen, beträchtlich voneinander abweichen (Anhang 2). Besonders ausgeprägt sind diese Unterschiede bei der grössten Fraktion der Blöcke (Durchmesser >20 cm). Das ist teilweise methodisch bedingt, wurde doch pro Messstelle sowohl mit dem Gucker als auch mit der Videokamera jeweils nur ein kleiner Ausschnitt der Flusssohle betrachtet. Ob sich ein grösserer Stein inner- oder ausserhalb dieses Bereiches befindet, ist oft zufällig, kann das Resultat aber stark beeinflussen. Dasselbe gilt am anderen Ende der Grössenskala auch für Sandablagerungen, wie sie oft im strömungsberuhigten Hinterwasser im Zwischenraum derartiger Blöcke zu finden sind. Zudem ist der Anteil von feineren Korngrössen (Kies, Sand) generell schwierig abzuschätzen, weil diese Fraktionen oft zerstreut (dispers) zwischen den grösseren Körnern verteilt sind. Die Korngrössen-Anteile der einzelnen Messstellen und die mittleren Anteile pro Profil (Tabelle 5) sind daher nur als Orientierungswerte zu verstehen. Genauere Aufschlüsse über die Grössenverteilung geben die Siebanalysen des Substrates aus den quantitativen Makrozoobenthos-Proben (Fachbericht ARGE Limnologie).

Die mittleren Korngrössen-Klassen „Steine“ und „Schotter“ (6 bis 20cm und 2 bis 6cm) dominieren das Substrat des Alpenrheins über weite Strecken. „Kies“ der Körnung 0.2 bis 2cm ist in meist geringerem, aber oft recht konstantem Anteil beigemischt. Zusammen machten diese drei Substratklassen bei den Aufnahmen vom Februar 2000 im Mittel zwischen 63 und 89% der gesamten sichtbaren Deckschicht aus. Vergleichsweise grobes Substrat findet sich — von den methodisch bedingten „Ausreisern“ und den mit Blockwurf befestigten Steilufern abgesehen — vor allem in flachen Schnellen mit starker, turbulenter und oft quer verlaufender Überströmung (Riffles). Derartige Bereiche mit einem Anteil der „Blöcke“ um 20% wurden z.B. eingangs der Kiesbänke in den Teststrecken Bad Ragaz und Buchs erfasst (Abbildungen 16 und 17). Hohe Feinanteile treten demgegenüber in flachen, ruhigen Uferpartien und in flachen bis tiefen, praktisch stehenden Hinterwassern und Kolken (Pools) auf. Ein schönes Beispiel dafür zeigt die Profilaufnahme vom 23.2.00 bei Fluss-km 51.2 in der Teststrecke Buchs (Abbildung 17). In diesem Profil folgen sich (vom orographisch linken Ufer ausgehend) im Anschluss an die relativ flache Hauptrinne ein sehr flaches Hinterwasser im „Schatten“ der vorangehenden Kiesbank und dann ein fast 3 m tiefer Pool zwischen dieser Kiesbank und dem Blockwurf am rechten Ufer. In dem nur schwach (quer bis längs) durchströmten Übergangsbereich von Hinterwasser zu Pool nimmt der Sandanteil auf Werte von 50 bis 90% zu. Im Mittel über die ganze Flussbreite zählt dieses Profil mit 19% Feinsediment zu den zwei sandreichsten (Tabelle 5).

Die dunkelbraunen Zotten des Goldalgen-Bewuchses (*Hydrurus foetidus*) in der Uferzone des Alpenrheins heben sich auch aus grosser Entfernung klar vom kiesig-sandigen Untergrund ab (Abbildung 16). Mit zunehmender Tiefe wird der Bewuchs infolge des getrübbten Wassers immer undeutlicher, und es ist aufgrund der Luftbilder allein nicht mehr zu entscheiden, ob er nicht mehr vorhanden oder einfach nicht mehr sichtbar ist. Die durchgeführten Unterwasser-Aufnahmen in den vier Teststrecken des Alpenrheins bestätigten jedoch, dass der Algenbewuchs fast ausschliesslich auf die untiefen Ufer- und Flachwasserbereiche beschränkt war (Kapitel 4.3). Wie die Auswertung der Luftbilder vom März 2000 ergab, machten diese Bereiche in den Teststrecken Mastrils und Bad Ragaz je ca. 34% der gesamten, ständig benetzten Sohlenfläche aus, in der Teststrecke Buchs dagegen nur mehr 17% (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger). In fast identischem Verhältnis veränderten sich auch die Anteile der Flächen mit (auf den Luftbildern) sichtbarem Algenbewuchs von den Teststrecken Mastrils und Bad Ragaz (je ca. 30% der Gesamtfläche) zur Teststrecke Buchs (ca. 15% der Gesamtfläche). Die durchgehend flache und vergleichsweise tiefliegende Sohle der Teststrecke Diepoldsau — von der keine Luftbilder gemacht wurden — blieb bis auf einige Anflüge von Kieselalgen bewuchsfrei (Abbildung 15). Der einzig nennenswerte Bewuchs wurde in Diepoldsau auf der beidseitig vorhandenen Uferverbauung aus grobem Blockwurf festgestellt.

Die höchsten Bewuchsdichten (Deckungsgrad um 100%) wurden an einigen Stellen in Mastrils und Bad Ragaz (Abbildung 17) erreicht. Dabei hatten teils die Kieselalgen, teils *Hydrurus foetidus* den grösseren Anteil an der Gesamtdeckung. Die fädige Grünalge *Ulothrix sp.* wurde hingegen nur an wenigen Stellen in nennenswerter Dichte gefunden; entlang der Kiesbänke in den Teststrecken Bad Ragaz und Buchs erreichte ihre Deckung örtlich (begrenzt auf kleine bis kleinste Flächen) 15 bis 20%. In der Teststrecke Mastrils

wurden eher geringere Grünalgen-Dichten festgestellt (Deckungsgrad maximal 10%), dafür reichte der Bewuchs von *Ulothrix sp.* auf der flachen Kiesbank von Mastrils am weitesten in die bei Niedrigwasser (Sunk) trockenliegenden Bereiche hinaus.²¹ Die Bewuchsgrenze lag an einer der untersuchten Stellen ungefähr 10m in horizontaler und 0.2m in vertikaler Richtung von der aktuellen Wasserlinie entfernt. Bei der detaillierten Aufnahme des Phytobenthos im Uferbereich der Teststrecke Mastrils wurde *Ulothrix spp.* zusammen mit Kieselalgen in teilweise noch weit grösserer Entfernung von der Wasserlinie gefunden (Fachbericht ARGE Limnologie).

An einigen Stellen wurden Substrat- und Bewuchsverhältnisse sowohl zu Beginn als auch gegen Ende des Winters 1999/2000 aufgenommen (Tabelle 5, Anhang 2). In den ungefähr zwei Monaten zwischen den beiden Aufnahmen veränderte sich die Zusammensetzung und Dichte des Phytobenthos an derselben Stelle teilweise nur unwesentlich. So wurden etwa an den beiden Profilen der Teststrecke Mastrils am 27.2.00 noch eine ähnliche Ausdehnung und ein ähnlicher Deckungsgrad von Kieselalgen und *Hydrurus foetidus* erfasst wie am 20. 12.99. Unterschiede traten v.a. beim Grünalgenbewuchs und den Siltablagerungen zutage, welche sich unmittelbar an der aktuellen Uferlinie und landeinwärts davon während des Winters stärker ausbildeten. Eine insgesamt ähnliche Entwicklung, wenn auch „wasserseits“ der Uferlinie, spielte sich zwischen dem 20.12.99 und dem 23.2.00 entlang der Kiesbank in der Teststrecke Buchs ab. Die deutlichsten Unterschiede zeigten sich aber eingangs der Kiesbank in der Teststrecke Bad Ragaz: Am 2.12.99 war der Kiesel- und Goldalgenbewuchs dort konzentriert auf die stehende bis leicht längs durchströmte, ca. 35 m breite Flachwasserzone zwischen der Uferlinie und dem Übergang ins freie Wasser hinaus (Riffle). Im erfassten Teil des Riffles selbst wurden dagegen nur relativ geringe Bewuchsdichten festgestellt (Deckungsgrad um 20%). Am 24.2.00 war dagegen die ganze Flachwasserzone stark eingesiltet, und der Bewuchs vermochte sich erst ab einer Uferdistanz von ca. 20 m in nennenswertem Ausmass zu entwickeln (Abbildung 17). Dafür erreichte die Gesamt-Deckung des Phytobenthos im Riffle gleichzeitig maximale Werte von >100%, wobei sich in diesem flachen, schnell durchströmten Bereich während des Winters v.a. *Hydrurus foetidus* stark entwickelt hatte (von 4% bis 34% Deckung am 2.12.99 auf 24% bis 68% Deckung am 24.2.00).

²¹ Zusammen mit *Ulothrix* wurden dabei auch kurze braune Fäden festgestellt und als *Hydrurus foetidus* angesprochen (Anhang 2). Da in diesem Fall keine mikroskopische Bestimmung durchgeführt wurde, muss diese Diagnose im Nachhinein angezweifelt werden. *Hydrurus foetidus* gilt allgemein als sehr sensibel gegenüber Austrocknung (Kann, 1978).

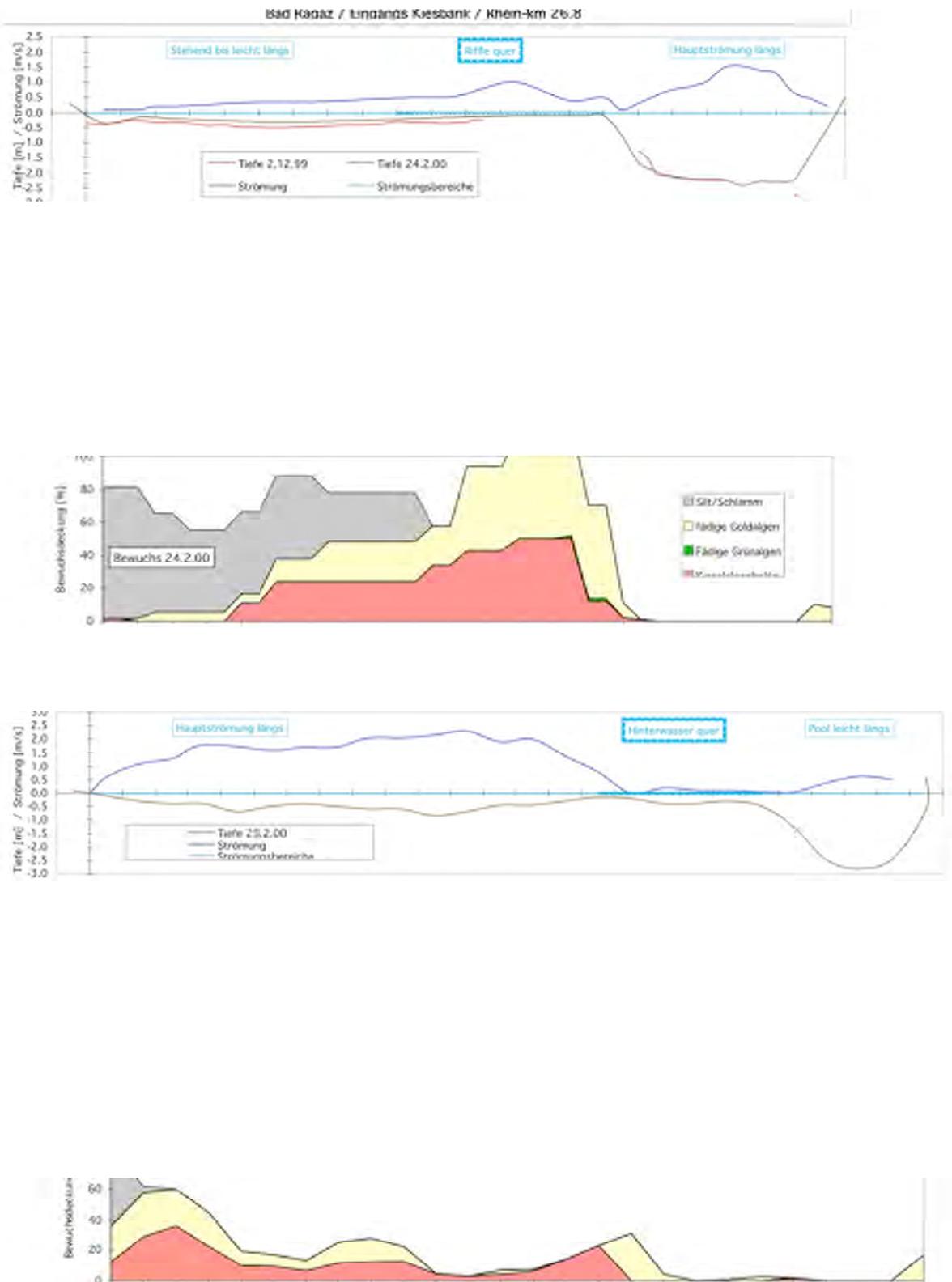


Abbildung 17 Aufnahme eines durchgehenden Querprofils in der Teststrecke Bad Ragaz (Fluss-km 26.8, oben) und Buchs (Fluss-km 51.2, unten) im Februar 2000. Dargestellt sind jeweils die bei der Aufnahme herrschenden Tiefen-, Strömungs-, Substrat- und Bewuchsverhältnisse. Einzelheiten siehe Text.

4.3 Einflussfaktoren des Algenbewuchses

Die Ausbildung des pflanzlichen Bewuchses auf der Flusssohle wird durch ein Gefüge von Faktoren beeinflusst, die auf komplexe Weise zusammenwirken und in ihrer Einzelwirkung deshalb nicht ohne weiteres zu erkennen sind. So entwickeln sich entlang eines Profils mit zunehmender Uferdistanz die Wassertiefe und die Strömung oft gleichsinnig und in ähnlichem Verhältnis zueinander (Abbildung 17). Diejenigen Bereiche wiederum, in denen hohe Strömung bei geringer Tiefe herrscht (Riffle) oder umgekehrt (Pool), heben sich durch eine stark veränderte Zusammensetzung des Substrates vom übrigen Profil ab (Kapitel 4.2).

Die 169 Datensätze aus den Aufnahmen der Substrat- und Bewuchsverhältnisse vom Februar 2000 (Kapitel 4.1) wurden phänomenologisch auf ihre Beziehung zum Deckungsgrad des Bewuchses überprüft. Dazu wurden die Daten einerseits nach den verschiedenen Bewuchs-Gruppen (einschliesslich Silt-Bedeckung), andererseits nach dem vier untersuchten Teststrecken aufgeschlüsselt. Die einzelnen Faktoren zeigten, auf die Niedrigwassersituation bezogen, unterschiedliche Korrelationen mit dem Algenbewuchs (Abbildung 18):

- **Wassertiefe:** Der Deckungsgrad des Algenbewuchses ging mit zunehmender Tiefe durchwegs stark zurück — unabhängig von der Algengruppe und mehr oder weniger ausgeprägt in allen Teststrecken.²² Die tiefst siedelnden Algen überhaupt wurden auf dem ufernahen Blockwurf der Teststrecke Buchs (Fluss-km 51.4) in einer Tiefe von 2.5m beobachtet; es handelte sich um kurze Fäden von *Hydrurus foetidus* in geringer Dichte (Deckung 20%). Etwas uferwärts davon (in 1.2m Tiefe desselben Blockwurfes) sowie an einer Stelle im Blockwurf der Teststrecke Bad Ragaz (Fluss-km 26.8, Tiefe 1.5m) betrug die Deckung von *Hydrurus* 41% bzw. 10%. Alle übrigen Stellen mit nennenswertem Algenbewuchs lagen bei Niedrigwasser in höchstens 1m Wassertiefe. Von Auge erkennbare Ablagerungen von Silt waren ausschliesslich auf die untiefen Uferbereiche konzentriert.
- **Strömung:** Maximale Bewuchsdichten wurden bei Fliessgeschwindigkeiten (gemessen an der Wasseroberfläche) von 1 m/s oder weniger vorgefunden, während an Stellen mit Oberflächenströmungen um und über 2 m/s nur mehr schwache Kieselalgen-Überzüge und kurze *Hydrurus*-Fäden vorhanden waren. Derart starke Strömungen wurden allerdings nur vereinzelt in der Teststrecke Buchs erfasst. Die Siltbedeckung beschränkte sich erwartungsgemäss auf die schwach überströmten Flussbereiche.
- **Substratzusammensetzung:** Die höchsten Deckungsgrade wurden von allen Algengruppen und in allen Teststrecken bei mittlerem bis hohem Anteil an Schotter und Steinen erreicht (Korngrössen 2 bis 20cm, in Abbildung 18 dargestellt). Ein gegenteiliges Bild ergeben die Feinsedimente Sand und Kies (Korngrössen <2cm, nicht dargestellt), die bei hohem Anteil mit tiefen Bewuchsdichten einhergingen. Die Blöcke (Korngrössen >20cm, nicht dargestellt) zeigten hingegen keinen erkennbaren Zusammenhang mit der Algenbedeckung, obwohl gerade diese grösste Fraktion die stabilste Unterlage für den pflanzlichen Bewuchs darstellt. Der Silt war einigermassen „wahllos“ über die verschiedenen Korngrössen verteilt.

Wegen möglicher Wechselwirkungen zwischen den Einflussfaktoren ist aus deren Korrelation mit dem Algenbewuchs allein noch nicht zwingend auf eine direkte Beeinflussung bzw. einen ursächlichen Zusammenhang zu schliessen. Um den Grad zu ermitteln, in dem einzelne Faktoren die Dichte und Zusammensetzung des Bewuchses bestimmen, wurde anhand derselben Datengrundlage deshalb auch eine Regressionsanalyse durchgeführt (Kapitel 4.4).

Die Wassertiefe wirkt sich zweifellos nicht direkt (über den hydrostatischen Druck), sondern indirekt über die Verminderung des Lichtangebotes auf das Phytobenthos aus. Da der Bewuchs mit wenigen Ausnahmen nur bis in ca. 1m Tiefe reicht (bei Niedrigwasser), stellt sich die Frage, ob das Lichtangebot aufgrund der Trübung im Alpenrhein unterhalb dieser Tiefe für das Algenwachstum zu gering ist.

²² Die fädigen Grünalgen wurden nur an wenigen Stellen in geringer Dichte festgestellt. Aus diesem kleinen Datensatz ist zwar eine untere Bewuchsgrenze, aber kein klarer Trend innerhalb der besiedelten Tiefe erkennbar. Ähnliches gilt für die Teststrecke Diepoldsau, deren einförmige Geometrie nur sehr geringe Variationen zulässt.

Für die bei Niedrigwasser in den Rheinabschnitten flussaufwärts der Illmündung erfassten Schwebstoff-Gehalte von 1 bis 5 mg/l (Trockengewicht) beträgt die Lichtintensität an der vorherrschenden „Bewuchsgrenze“ in 1m Tiefe noch zwischen 80 und 60% des Oberflächenwertes (Abbildung 12); in der internationalen Rheinstrecke (mit Schwebstoff-Gehalten von 2 bis 10 mg/l) sind es noch zwischen 70 und 45%. Unter dem Einfluss des Rheinschwalls steigt der Wasserspiegel bei vergleichsweise günstigen Bedingungen um ca. 50cm an, und die Schwebstoff-Konzentration nimmt flussaufwärts der Illmündung auf 5 bis 25 mg/l zu (Kapitel 3.3). Unter diesen Bedingungen beträgt die Lichtintensität in 1.5m Tiefe noch zwischen 60 und 25% (Abbildung 13).²³ Die euphotische Tiefe, die für ein Netto-Wachstum der Primärproduzenten als unterste Grenze angenommen wird, fällt erst bei einem Schwebstoff-Gehalt von ca. 100 mg/l mit der „Bewuchsgrenze“ zusammen. Derart hohe Werte wurden im Alpenrhein während des Winters nur bei einzelnen Messungen unmittelbar flussabwärts der Landquart-Mündung festgestellt (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger).

Die absolute Lichtintensität, die in verschiedenen Strecken und Tiefen des Alpenrheins während des Winters herrscht, konnte aufgrund von Strahlungs- und Schwebstoff-Daten grob geschätzt werden (Kapitel 3.4). Die mittlere Lichtintensität an den tiefsten Stellen der Teststrecken Mastrils, Buchs und Diepoldsau ist im Mittel über die Monate Dezember bis Januar mit 25 bis 30 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s} \pm 15 \mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ berechnet worden. Diese Werte liegen nahe bei bzw. noch über den minimalen Lichtansprüchen der im Alpenrhein vertretenen Algengruppen (ca. 5 bis 20 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$). In der Teststrecke Bad Ragaz ist die Lichtintensität in vergleichbaren Tiefen aufgrund der höheren Trübung aus der Landquart zusätzlich vermindert. In den tieferen Bereichen der Flusssohle ist demnach mit einer deutlichen Verminderung der Primärproduktion (und damit auch der Bewuchsdichte) sowie mit einer Beschränkung auf weniger lichtbedürftige Algenarten zu rechnen. Dennoch herrscht im Alpenrhein während des Winters insgesamt ein Lichtklima, das eigentlich eine mehr oder weniger durchgehende, minimale Besiedlung der Flusssohle durch das Phytobenthos erlauben sollte.

Es ist daher *nicht* anzunehmen, dass die in 1m Tiefe relativ scharf begrenzte, vertikale Ausdehnung des Bewuchses im Alpenrhein hauptsächlich durch die trübebedingte Verminderung des Lichtangebotes gesteuert wird. Gegen eine solche Annahme sprechen neben den bereits dargelegten noch zwei weitere Gründe:

- *Hydrurus foetidus* benötigt für optimales Wachstum deutlich höhere Lichtintensitäten als die Kieselalgen (Wellnitz & Ward, 1998; Kawecka, 1985; Hovasse & Joyon, 1960).²⁴ Trotzdem wurde nennenswerter *Hydrurus*-Bewuchs im Alpenrhein bis in dieselben und in einzelnen Fällen sogar bis in grössere Tiefen festgestellt (Abbildung 18).
- Der Algenbewuchs reichte in der Teststrecke Bad Ragaz ebenso tief hinunter wie in den übrigen durchgehend untersuchten Strecken²⁵, obwohl bei Bad Ragaz deutlich ungünstigere Lichtbedingungen zu erwarten sind (Kapitel 3.3).

Es ist vielmehr anzunehmen, dass die Strömung und die Beschaffenheit des Substrates im Alpenrhein bei winterlichen Verhältnissen einen grösseren Einfluss auf die Dichte und die Zusammensetzung des Algenbewuchses ausüben als das Licht. Bei zunehmender Fliessgeschwindigkeit und, als Folge davon, zunehmender Schleppkraft (Transportkapazität) des Wassers während des Schwalls werden in den stärker überströmten Bereichen der Flusssohle nicht nur Schwebstoffe (Kapitel 2.5), sondern auch gröbere Sedimente

²³ Flussabwärts der Illmündung tritt der Rheinschwall vollständig während der Nacht auf und ist daher für das Lichtklima nicht mehr von Belang (Kapitel 3.3).

²⁴ Dasselbe gilt auch für *Ulothrix* sp. und andere fädige Grünalgen. *Ulothrix* tritt im Alpenrhein aber in zu geringer Häufigkeit auf, um daraus zuverlässige Schlüsse abzuleiten. Die für optimale Primärproduktion und damit optimales Wachstum der Produzenten erforderliche Lichtintensität (Lichtsättigung) liegt bei der Mehrzahl der untersuchten Phytobenthos-Arten (einschliesslich *Hydrurus foetidus*) im Bereich von 200 bis 400 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ (Allan, 1995; Rott et al., 2000). Derart hohe Intensitäten werden im Alpenrhein während des Winters auch an der Wasseroberfläche (Io) selten erreicht. Bei einem Anstieg der Lichtintensität über einen kritischen Wert hinaus kann die Primärproduktion wieder abnehmen (Lichthemmung). In einem hochalpinen Bach ist festgestellt worden, dass sich *Hydrurus foetidus* unter derartigen Starklichtbedingungen gegenüber den Kieselalgen im Vorteil befindet (Wellnitz & Ward, 2000).

²⁵ Die Teststrecke Mastrils wurde nur in den zu Fuss begehbaren Bereichen bis ca. 80cm Tiefe untersucht. Diese Strecke kann für den Vergleich der Tiefenbesiedlung deshalb nicht herangezogen werden.

(Geschiebe) mobilisiert und transportiert. Dadurch werden einerseits jene Sohlbereiche destabilisiert, denen das Geschiebe entstammt. Von den in Bewegung geratenen Körnern wird allfälliger Bewuchs dabei regelrecht aufgerieben („Kugelmühlen-Effekt“). Andererseits werden die mobilisierten Feststoffe (Sand und Geschiebe) flussabwärts schwebend, gleitend oder rollend über grosse, teils vermutlich auch ruhigere Sohlbereiche hinweg befördert, wobei der dort festsitzende Bewuchs durch die mechanische Einwirkung der fliessenden Welle und der darin enthaltenen Körner abgeraspelt wird („Sandstrahl-Effekt“). Bei abnehmendem Abfluss im Übergang von Schwall zu Sunk wird schliesslich zunehmend feineres Sediment abgelagert, was zu einer fast vollständigen Überdeckung des Bewuchses in Flachwasserzonen führen kann (Kapitel 4.2). Diese kombinierten Effekte von Strömung und Substrat können somit auch Sohlbereiche erfassen, in denen für sich allein genommen keiner der untersuchten Faktoren eine kritische Grösse erreicht.

Auf diese Weise ist vermutlich auch zu erklären, dass ein Algenbewuchs im Alpenrhein unterhalb von 1m Wassertiefe weitestgehend fehlt. Diese tieferen Bereiche werden bei Schwall offenbar am ehesten destabilisiert bzw. von flussaufwärts aufgenommenem und weiter transportiertem Geschiebe erfasst.

Die tiefsten Fundstellen von *Hydrurus foetidus* im ufernahen Blockwurf der Teststrecken Bad Ragaz und Buchs sind bereits erwähnt worden. An diesen drei zwischen 1.2 und 2.5m Tiefe gelegenen Stellen wurden eher geringe Oberflächenströmungen von 0.2 bis 0.8 m/s gemessen.²⁶ Auf den gegenüberliegenden, zur flacheren Kiesbank hin orientierten Seiten der jeweiligen Tiefenrinne finden sich Vergleichsflächen mit denselben Tiefen- und Strömungsbedingungen, aber mit unterschiedlichem Substrat. Innerhalb dieser Vergleichsflächen schwankten die einzelnen Anteile der mittleren Korngrössenklassen (Steine bzw. Schotter) am gesamten Substrat zwischen 15 und 60%, diejenigen der Feinsedimente (Kies bzw. Sand) zwischen 0 und 35%; Blöcke >20cm fehlten. Trotz dieser sehr unterschiedlichen, teils vermutlich ebenfalls relativ stabilen Sohle wurden in keiner der Vergleichsflächen Ansätze von Algenbewuchs festgestellt. Möglicherweise siedelt *Hydrurus* ausschliesslich im Blockwurf so tief hinunter, weil er nur dort Nischen findet, die vor transportiertem bzw. sich ablagerndem Geschiebe bzw. Feinsediment ausreichend geschützt sind.

Weitere Auswertungen zur Stabilität der Rheinsohle und zu den mit Sedimenttransport und -ablagerung verbundenen Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft der Flusssohle finden sich in den Fachberichten Schälchli, Abegg + Hunzinger, ARGE Limnologie und BOKU.

²⁶ *Hydrurus foetidus* ist eine ausgesprochen strömungsliebende bis -bedürftige Art (Kann, 1978). Sie besiedelte in der Teststrecke Buchs Stellen mit einer Oberflächenströmung bis zu 2 m/s (Abbildung 18).

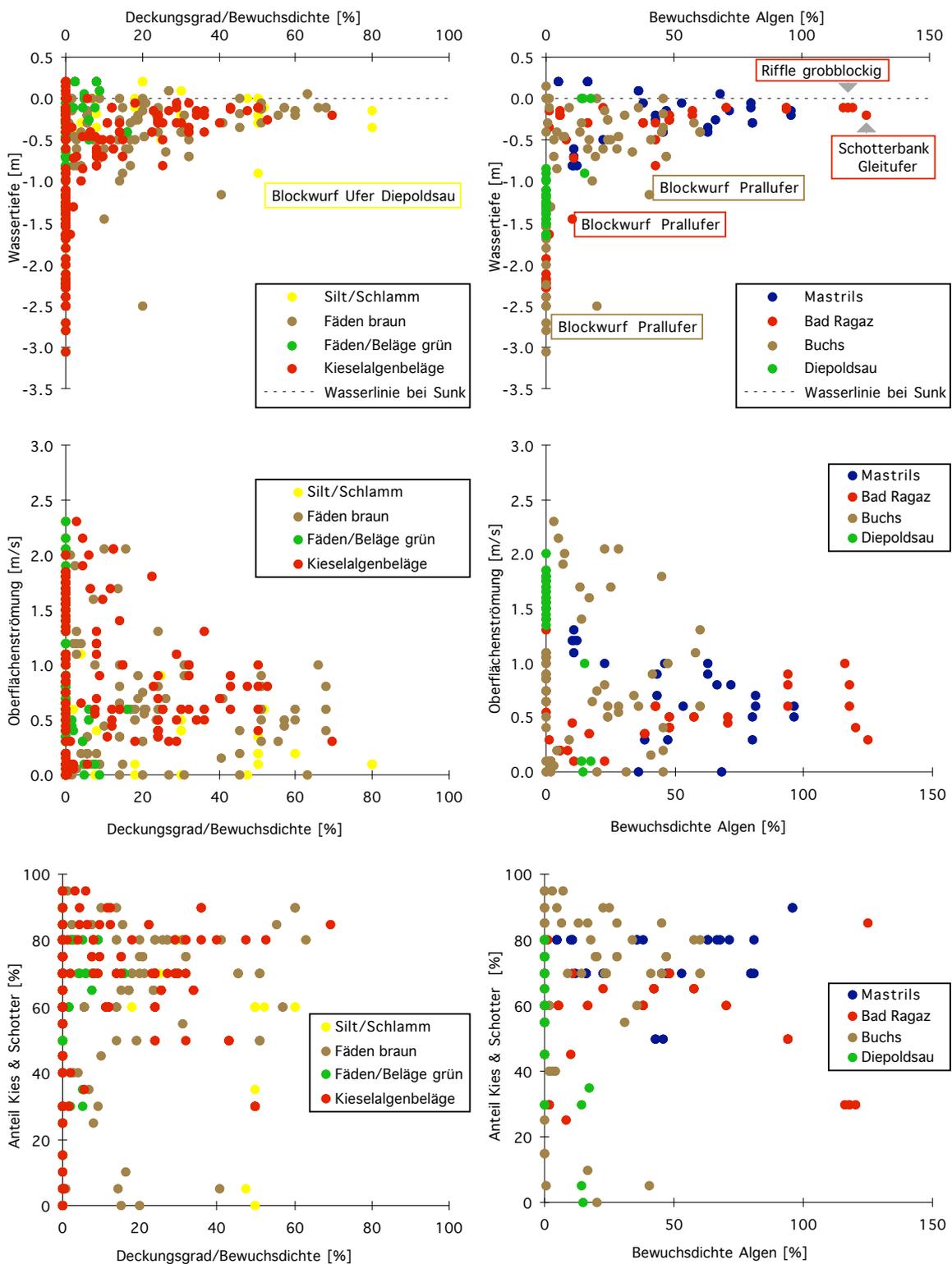


Abbildung 18

Dichte (Deckungsgrad) des Algenbewuchses im Alpenrhein in Abhängigkeit verschiedener Einflussfaktoren, dargestellt für die Faktoren Tiefe (Diagramme oben), Strömung (Mitte) und Substrat (unten) sowie für die unterschiedenen Bewuchstypen (einschliesslich Siltbedeckung; Diagramme links) und die vier Teststrecken (rechts).

4.4 Statistische Analyse

Um die Einflussfaktoren des Algenbewuchses so gut als möglich zu identifizieren, wurden die insgesamt 169 Datensätze aller Teststrecken aus den Aufnahmen vom Februar 2000 zusätzlich zur phänomenologischen (Kapitel 4.3) auch einer statistischen Analyse unterzogen. Dazu wurden im Rahmen einer Semesterarbeit Regressionsmodelle gesucht, welche die Abhängigkeit des Algenbewuchses von den erhobenen Faktoren beschreiben. Im vorliegenden Kapitel werden die wichtigsten Resultate dieser Analyse zusammengefasst. Die Einzelheiten zur Vorgehensweise und zu den hergeleiteten Regressionsmodellen sowie die Bedeutung dieser Modelle für die Interpretation der Bewuchsdaten werden in der Originalarbeit von Frau Veronika Röthlisberger (Anhang 3) erläutert.

Die zu erklärenden Grössen (Zielgrössen) waren folgende Indikatoren für die Zusammensetzung und Dichte bzw. für den Anteil (Deckungsgrad) des Algenbewuchses auf der Flussole (mit den verwendeten Kürzeln):

- Bewuchsanteile Algengruppen einzeln [grün, braun, kiesel]; gemessene prozentuale Bedeckung der Sohle durch die unterschiedenen Algengruppen, wobei [grün] = Grünalgen, [braun] = Goldalgen (v.a. *Hydrurus foetidus*), [kiesel] = Kieselalgen;
- Bewuchsanteile Algengruppen summiert [total.1, total.2], wobei wobei [total.1] = [grün] + [braun] + [kiesel]; [total.2] = [grün] + [braun];
- Goldalgenbewuchs vorhanden bzw. nicht vorhanden [braun.2k]; binäre Zielgrösse, nur für Goldalgen berechnet;
- Bewuchsanteile Goldalgen, aufgeteilt in fünf Grössenkategorien [braun.4k]; kategoriale Zielgrösse, nur für Goldalgen berechnet.

Als mögliche Einflussfaktoren (Ausgangsgrössen) wurden in die Analyse einbezogen:

- Teststrecke [ort]; eine der vier Strecken Mastrils, Bad Ragaz, Buchs und Diepoldsau;
- Querprofil [stelle]; eines der 10 berücksichtigten Querprofile;
- Messpunkt [profil]; die Numerierung jeder Messstelle innerhalb eines Querprofils, ausgehend jeweils von einem Ufer;
- Tiefe [tiefe]; die gemessene Wassertiefe;
- Strömung [strom] die gemessene Fliessgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche;
- Substratanteile [fels, steine, schotter, kies, sand, silt]; eine der unterschiedenen Korngrössenklassen;
- einige zusätzlich “erzeugte” Variablen, z.B. Abflussverhältnisse und Dummy-Variablen für das Vorhandensein bzw. Fehlen einzelner Algengruppen [„alge“vor]. Letztere dienten der statistischen “Ausschaltung” der vielen Nullwerte bei den Bewuchsdichten-Daten.

Zuerst wurden die am besten zu den Daten passenden, multiplen linearen Regressionsmodelle für die gemessenen und summierten Bewuchsanteile hergeleitet. Dazu mussten die Daten einiger Ausgangsgrössen und jene der Zielgrösse in unterschiedlicher Weise transformiert werden (Anhang 3). Bei den Goldalgen wurden zwei lineare Regressionsmodelle mit bzw. ohne die Dummy-Variable [braunvor] für die gemessene Zielgrösse sowie zusätzlich je ein Modell mit logistischer Regression für die binäre Zielgrösse und mit kumulativ logistischer Regression für die kategoriale Zielgrösse berechnet. Bei den anderen beiden einzelnen und bei den summierten Algengruppen beschränkte sich die Auswertung auf ein lineares Modell mit Dummy-Variable [„alge“vor].

Tabelle 6 zeigt die insgesamt sieben aus der statistischen Analyse hervorgegangenen Regressionsmodelle im Quervergleich. Dabei ist durch Vorzeichen (+/-) ausgedrückt, wie sich die untersuchten erklärenden Grössen (Einflussfaktoren) auf die Ausbildung bzw. die Auftretenswahrscheinlichkeit des Bewuchses auswirken. Aus dieser Übersicht ergeben sich für die verschiedenen Regressionsmodelle und Algengruppen folgende wesentliche Einflussfaktoren:

- In den vier **linearen Modellen** 1, 5, 6 und 7 ist die konstruierte Dummy-Variable für das grundsätzliche Vorhandensein bzw. Fehlen des Bewuchses [„alge“vor] die wichtigste einzelne

Einflussgrösse für das Algenaufkommen. Alle anderen in Tabelle 6 aufgeführten und nachfolgend besprochenen Faktoren sind statistisch dagegen von untergeordneter Bedeutung. Die Bedeutung der Dummy-Variablen zeigt sich auch deutlich am R-Wert als Indikator für die Güte der linearen Regression: Mit [braunvor] beträgt der R-Wert für Goldalgen 0.85, werden also 85% der gesamten Bewuchsdichten-Varianz (einschliesslich Nullwerte) durch die im Modell berücksichtigten Variablen erklärt (Modell 1); ohne [braunvor] sinkt dieser Anteil auf 66% (R-Wert 0.66, Modell 2). Bei den übrigen Algengruppen, welche nur mit der Dummy-Variablen gerechnet wurden, beträgt der R-Wert 0.91 (Kieselalgen, Modell 6), 0.86 (Grün- und Goldalgen, Modell 5) und 0.80 (Gesamtbewuchs; Modell 7). Der grosse Einfluss dieser Dummy-Variablen beruht darauf, dass viele Messstellen *überhaupt keinen* Algenbewuchs aufwiesen.²⁷ Die linearen Modelle erklären deshalb auch nicht, wieso der Bewuchs im Alpenrhein unterhalb von ca. 1m Wassertiefe an den meisten Stellen verschwindet (bezogen auf Niedrigwasser, Kapitel 4.3).

- Der Bewuchs durch **Goldalgen** (Modelle 1 bis 4) geht mit zunehmender Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit in fast allen Modellen übereinstimmend zurück. Einzig im linearen Modell 2 ohne die Dummy-Variable [braunvor] ist die Strömung nicht relevant, dafür äussert sich über die Variable [ort] ein Einfluss der Teststrecke: Bei sonst vergleichbaren Bedingungen würde der Goldalgenbewuchs (d.h. die Dichte von *Hydrurus foetidus*) demnach von Diepoldsau über Buchs und Bad Ragaz nach Mastrils ansteigen. Eindeutig, wenn auch weniger stark beeinflusst wird der Bewuchs schliesslich durch die Substrat-Zusammensetzung (Anteile der verschiedenen Korngrössen, vgl. Kapitel 4.2); je nach Modell nimmt der Algenbewuchs mit höherem Anteil an grobem Substrat (Fels und Schotter) zu bzw. mit steigendem Feinsubstrat-Anteil (Sand und Silt) ab.
- Im linearen Modell für den Bewuchs durch **Kieselalgen** (Modell 6) erscheinen, im Gegensatz zu den Goldalgen, weder die Tiefe noch die Strömung als Einflussfaktoren. Demgegenüber spielt die Teststrecke [ort] eine ähnliche Rolle wie in den beiden Goldalgen-Modellen 2 und 4. Im Unterschied zu jenen wird die höchste Bewuchsdichte bei den Kieselalgen jedoch in Bad Ragaz (statt Mastrils) erreicht; zudem sind zwischen den Teststrecken Buchs und Diepoldsau statistisch keine Unterschiede festzustellen. Vergleichbar mit den linearen Goldalgen-Modellen 1 und 2 ist ausserdem der Einfluss des Substrates auf die Kieselalgen-Dichte. Überraschenderweise erscheint in Modell 6 schliesslich die Numerierung der Messstellen [profil] als Einflussfaktor. Diese Variable spiegelt viel eher messtechnische Abläufe wider als reale Zustände im Gewässer; sie entspricht am ehesten noch der Distanz von der (einseitigen) Uferlinie, ist aber weder mit der Wassertiefe noch mit der Strömung stark korreliert.
- Ein Bewuchs durch **Grünalgen** war nur an 22 von 169 Messstellen überhaupt vorhanden. Dieser Datensatz ist für ein eigenes, vernünftiges Regressionsmodell zu klein. Das statt dessen entwickelte lineare Modell für die Summe der Grün- und Goldalgen (Modell 5) ergibt dieselben Einflussfaktoren in sehr ähnlicher Gewichtung wie das entsprechende Modell 1 (mit Dummy-Variable) für die Goldalgen allein.
- Der **Gesamtbewuchs** (Summe der Gold-, Kiesel- und Grünalgen) geht im linearen Modell 7 mit zunehmender Wassertiefe stark zurück, zeigt aber keinerlei Abhängigkeit von der Strömung. Einen deutlich geringeren Einfluss üben wiederum die Teststrecke (maximaler Bewuchs tendenziell in Bad Ragaz) und die Zusammensetzung des Substrates aus.

Über alle untersuchten Regressionsmodelle hinweg betrachtet (Tabelle 6), wird die Dichte bzw. die Auftretenswahrscheinlichkeit des Algenbewuchses demnach kleiner bei

- zunehmender Tiefe (als Mass für abnehmendes Lichtangebot infolge der Trübung gemäss Kapitel 4.3, für Kieselalgen *nicht* massgebend);
- abnehmendem Anteil von Grobsubstrat (Fels, Steine) bzw. zunehmendem Anteil von Feinsubstrat (Sand, Silt);
- zunehmender Strömung (gemessen als Fliessgeschwindigkeit an der Oberfläche, nur für Gold- und Grünalgen massgebend);

²⁷ Von den insgesamt 169 Messstellen waren deren 147 (87%) ohne Grünalgen, 89 (53%) ohne Kieselalgen und 59 (35%) ohne Goldalgen. Bezogen auf alle Algengruppen (Gesamtbewuchs) wurden noch 51 (30%) Nullwerte registriert.

- Lage der Messstellen in den Teststrecken Buchs und Diepoldsau (gegenüber den Stellen Mastrils und Bad Ragaz, nur in einem Teil der Modelle massgebend).

Diese zusammenfassende Beurteilung gilt, wie bereits erwähnt, in erster Linie für den *überhaupt* von Algen bewachsenen Bereich zwischen Uferlinie und ca. 1 m Wassertiefe (bezogen auf Niedrigwasser). Für das weitgehende Fehlen von Bewuchs in den tiefer gelegenen Sohlenbereichen sind noch andere, bei den Messungen und damit in den Modellen nicht *direkt* erfasste Einflussfaktoren verantwortlich. Dazu dürfte v.a. die mechanisch-hydraulische Einwirkung des Abflussschwalls und der dabei mitgeführten Feststoffe auf die Flussole in den tiefen Fliessrinnen des Alpenrheins zählen (Kapitel 4.3). Die in der vorliegenden Untersuchung gemessene Fliessgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche braucht mit diesen Faktoren vor allem in tieferen Bereichen nicht parallel zu verlaufen und ist daher kein zuverlässiges Mass für die auf der Flussole herrschenden Strömungsbedingungen bzw. für den auf die Benthosorganismen einwirkenden „hydraulischen Stress“ (Davis & Barmuta, 1989; Statzner et al., 1988). Um die für das Algenwachstum massgebende, sohlennahe Strömung genau zu ermitteln, wären umfangreichere Messungen und hydraulische Berechnungen notwendig.

Ein wesentlicher Aspekt (unter mehreren) der hydraulischen Belastung kommt *indirekt* in den Substratanteilen zum Ausdruck, welche bei allen Algengruppen und Modellen in gleicher Weise als Einflussfaktoren erscheinen. Die Zusammensetzung des Substrates bestimmt, zusammen mit der Strömung, über die Stabilität des anstehenden Sohlenmaterials: Der Bewuchs entwickelt sich bevorzugt auf den gröbsten Fraktionen, die auch bei ansteigendem Abfluss (während des Schwalls) nicht bewegt werden. Die viel mobilere feinsten Fraktionen sind dagegen kaum bewachsen.²⁸ Weit weniger sagt die Substratstabilität an einer bestimmten Stelle jedoch aus darüber, ob und wieviel Feststoffe bei erhöhten Abflüssen an dieser Stelle über die Sohle hinweg transportiert werden (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger). Mit dem Geschiebetrieb, der vor allem in den tieferen Sohlenbereichen zu einer Abrasion des Bewuchses von den Steinoberflächen führen kann, musste in den Regressionsmodellen daher ein weiterer möglicher Einflussfaktor unberücksichtigt bleiben.

Innerhalb des bewachsenen Bereiches ist die Tiefe, d.h. das Lichtangebot, für Gold- und Grünalgen (in allen untersuchten Modellen) sowie für den Gesamtbewuchs der einflussreichste Einzelfaktor, während dieser Faktor bei den Kieselalgen alleine gar nicht erscheint. Zwar sind Kieselalgen generell weniger lichtbedürftig als Gold- und Grünalgen; dennoch ist bei den Kieselalgen — wie bei den übrigen Algengruppen — ein starker Rückgang mit zunehmender Tiefe festgestellt worden (Kapitel 4.3). Warum sich dieser Zusammenhang im linearen Regressionsmodell für die Kieselalgen nicht niederschlägt, ist aus den vorliegenden Daten nicht ersichtlich.²⁹

Dass die Strömung bei den Kieselalgen einen weitaus geringen Einfluss ausübt als bei den Gold- und Grünalgen, ist angesichts der unterschiedlichen Wuchsform durchaus plausibel. Die flächigen Beläge der Kieselalgen auf den Steinoberseiten sind der mechanischen Belastung durch die fliessende Welle wesentlich weniger stark ausgesetzt als die ins Freiwasser hinaus flottierenden Fadenbüschel von *Hydrurus foetidus* und der vorherrschenden Grünalge *Ulothrix sp.* (Kapitel 4.1).

In den Teststrecken Mastrils und Bad Ragaz tendiert der Algenbewuchs bei mehreren Regressionsmodellen zu stärkerer Entwicklung als in den Strecken Buchs und Diepoldsau. Da in Diepoldsau insgesamt die höchsten Fliessgeschwindigkeiten gemessen worden sind, in Bad Ragaz und Mastrils hingegen die tiefsten, könnte in der Teststrecke bzw. der Variablen [ort] auch ein indirekter Strömungseinfluss zum Ausdruck kommen. Ebenfalls möglich — und statistisch nicht weiter zu überprüfen — ist aber, dass sich die

²⁸ Die relative Substratstabilität erwies sich im Alpenrhein auch als entscheidender Einflussfaktor für die Besiedlungsdichten und Biomassen des Makrozoobenthos (Fachbericht ARGE Limnologie).

²⁹ Ein versteckter Einfluss der Tiefe über die nur im Kieselalgen-Modell erscheinende Variable [profil] ist, wie schon erläutert, unwahrscheinlich. Ein Einfluss über die Teststrecke [ort] ist ebenfalls nicht anzunehmen: Gerade für die Strecke Bad Ragaz, die nach Modell 6 die tendenziell höchsten Kieselalgendichten aufweist, ist mit dem geringsten Lichtangebot aller Teststrecken zu rechnen (Kapitel 3.3).

Teststrecken durch weitere für das Algenwachstum relevante, in der vorliegenden Untersuchung aber nicht erfasste Einflussgrössen unterscheiden.³⁰

Tabelle 6

Quervergleich der Regressionsmodelle für den Algenbewuchs im Alpenrhein. Die Vorzeichen (+/-) stehen für einen positiven bzw. negativen statistischen Einfluss der einzelnen erklärenden Grössen (Faktoren) im entsprechenden Modell. Die aufgeführten Modelle und Einflussfaktoren werden im Text näher beschrieben. Tabelle aus Anhang 3, leicht abgeändert.

Modell (in Klammern Bezeichnung des Modells)	Transformation der gemessenen Grösse vor Einbezug in Modell als Zielgrösse	Einfluss der signifikanten erklärenden Grössen auf Bewuchs													
		[ort]				[profil]	[tiefe/log]	[strom]	[fels]	[steine]	[schotter]	[kies]	[sand]	[silt]	[alge*vor]
		[bunns]	[Doppeltbau]	[Mauern]	[bei Regen]										
Goldalgen linear (Modell 1), mit [braunvor]	Wurzeltransformation (3. Wurzel)						-	-	+				-	-	+
Goldalgen linear (Modell 2), ohne [braunvor]	Wurzeltransformation (3. Wurzel)	-	+	+			-		+				-	-	
Goldalgen logistisch (Modell 3), 2 Gruppen	Umwandlung in binäre Grösse						-	-	+	+	+	-			
Goldalgen kumulativ logistisch (Modell 4), 5 Gruppen	Umwandlung in kategoriale Daten	-	+	+			-	-	+	+	+			-	
Grün- und Goldalgen linear (Modell 5), mit [total.2vor]	Wurzeltransformation (3. Wurzel)						-	-	+				-	-	+
Kieselalgen linear (Modell 6), mit [kieselvor]	Wurzeltransformation (3. Wurzel)			+	+	-			+					-	+
Grün-, Gold- und Kieselalgen linear (Modell 7), mit [total.1vor]	Wurzeltransformation (3. Wurzel)				+		-		+				-	-	+

³⁰ Im kumulativ logistischen Modell 4 zählen sowohl die Strömung als auch die Teststrecke (in gleicher Weise wie in Modell 2) zu den massgebenden Einflussfaktoren. Ob und wie weit allenfalls auch die grossen Unterschiede in der Morphologie bzw. im Natürlichkeitsgrad zwischen den einzelnen Strecken (Synthesebericht) eine Rolle spielen, ist aus den vorhandenen Daten nicht abzuleiten.

5. Die Drift in Abhängigkeit von Abfluss und Trübung

5.1 Methodik

Die in der fließenden Welle des Alpenrheins treibenden (driftenden) Makroinvertebraten wurden am 13./14.2.2000 bei der Brücke von Untervaz erfasst (Plan 1.1 in Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger). Diese Stelle wurde aus folgenden Gründen gewählt:

- Im Stau Reichenau verweilt das zufließende Wasser bei Sunk ca. 14h und bei Schwall ca. 4h (theoretische Aufenthaltszeit; Kapitel 2.5). In Stauräumen mit Aufenthaltszeiten >30min sedimentieren die eindriftenden Invertebraten in der Regel fast vollständig aus (Driftfälle; BUWAL, 1997). Auf dem ca. 13.5km langen Rheinabschnitt von der Wasserrückgabe des Kraftwerks Reichenau bis Untervaz mündet nur ein grösserer Zufluss (Plessur mit zugehörigen Mühlbächen), dessen Anteil am Gesamtabfluss aber weder bei Niedrigwasser (Sunk) noch bei Schwall über 10% ansteigt (Tabelle 2). Es ist deshalb davon auszugehen, dass die bei Untervaz erfasste Drift grösstenteils aus diesem Rheinabschnitt und damit aus einem eng begrenzten, definierten Bereich stammt.
- Die messtechnischen Voraussetzungen waren bei der Brücke von Untervaz relativ günstig (Brückenhöhe, Platz für Installationen auf der Brücke und am Ufer).

Die Driftmessung begann während der Niedrigwasserphase am Sonntag (13.2.) um 14⁰⁰ Uhr und dauerte bis zum Höchststand des werktäglichen Schwalls am Montag, (14.2.) um 15⁰⁰ Uhr. Die Entnahmedauer der einzelnen Driftproben betrug zwischen 15 und 40 Minuten, die Zeit zwischen dem Ende der einen und dem Beginn der nächsten Probe meist nur wenige Minuten. Ca. zwei Stunden nach Einbruch der Nacht wurde die Messung unterbrochen und am folgenden Morgen vor Tagesanbruch wieder aufgenommen. Auf diese Weise wurden auch die für den Driftverlauf oft entscheidenden Stunden der Abend- und Morgendämmerung vollständig erfasst. In Tabelle 7 sind Zeiten, Dauer, Wasserdurchfluss sowie erfasste Driftwerte für die einzelnen Proben aufgeführt.

Für der Driftmessung wurde mittels einer Tauchpumpe (Nennleistung 8KW) und angehängten PVC- bzw. Gummischläuchen (Durchmesser 15cm) Wasser aus der tiefen, rechtsseitigen Hauptrinne des Alpenrheins zuerst über eine Höhe von ca. 13m senkrecht auf die Brücke hinauf und anschliessend dem Brückengeländer entlang bis ans rechte Rheinufer gefördert. Dort wurde es durch ein spezielles Driftnetz (Maschenweite 160µm) filtriert. Die Pumpe wurde von einem auf der Brücke stationierten Generator mit 380V gespiesen.

Die Pumpe war an einem eigens konstruierten Galgen an der flussabwärts gelegenen Seite der Brücke fest aufgehängt. Sie wurde durch die Strömung derart ausgelenkt, dass sie mit einigem Abstand zum Flussgrund in der fließenden Welle „flottierte“. Bei starkem Rückgang des Abflusses (und entsprechend der Strömung) am Abend des 13.2. und am frühen Morgen des 14.2. senkte sich die Pumpe soweit ab, dass sie direkt auf die Sohle zu liegen kam.³¹ Dadurch wurde aber keiner der erfassten Parameter in offensichtlicher Weise beeinflusst (Tabelle 7).

Die Förderleistung der Pumpe wurde während der Driftmessung regelmässig kontrolliert, indem die benötigte Zeit für die Füllung eines Bottichs von 230l Inhalt gestoppt wurde. Mit Werten von 13.3 bis 14 Sekunden bzw. 16.4 bis 17.3 l/s blieben Füllzeit bzw. Durchfluss ziemlich konstant (Tabelle 7). Bei den weiteren Auswertungen wurde für alle Proben mit einem mittleren Durchfluss von 17.0 l/s gerechnet.

Begleitend zur Driftmessung wurden am 13./14.2.00 in Untervaz folgende Parameter erfasst:

³¹ Im Verlaufe der Nacht stieg der Abfluss vorübergehend wieder an (Abbildung 19), wodurch sich die Pumpe wieder vom Grund gelöst haben dürfte. In dieser Zeit wurden aber keine Driftproben entnommen.

- Der Wasserstand (Druck) und die Trübung mittels Sonden (Kapitel 3.1), die am orografisch rechten Ufer des Alpenrheins installiert waren.
- Die Schwebstoff-Konzentration in Wasserproben (Stichproben), die periodisch am rechten Ufer entnommen wurden. Die gravimetrische Bestimmung des Schwebstoffgehaltes ist in Kapitel 2.1 beschrieben.

Die Wasserführung des Alpenrheins bei der Messstelle Untervaz wurde mit Hilfe einer linearen Regression zwischen Fliesszeit und Abfluss aus den Stunden-Mittelwerten der Landeshydrologie-Messstation Domat/Ems herunter gerechnet (Kapitel 3.1). Für den Niederschlag wurden direkt die im Intervall von 10 Minuten verfügbaren Messwerte der schweizerischen meteorologischen Anstalt (SMA) für die automatisch registrierende Station Chur eingesetzt.

Das im Driftnetz gesammelte Material (Makroinvertebraten, suspendierte anorganische und organische Partikel) wurde quantitativ in Probengläser überführt und sofort mit Formalin fixiert. Die weitere Verarbeitung der Driftproben wurde durch die ARGE Limnologie in Innsbruck übernommen. Sie umfasste das Aussortieren, Bestimmen und Zählen der wirbellosen Tiere sowie die Groberfassung der übrigen driftenden Partikel mittels eines Messzylinders (Absetzvolumen mineralisch bzw. organisch). In drei über die verschiedenen Abflussphasen vereinigten (gepoolten) Proben wurde schliesslich die Biomasse (Nassgewicht) der Makroinvertebraten bestimmt. Methodisch wurden die Invertebraten aus den Driftproben behandelt wie jene aus den Benthosproben des Alpenrheins (siehe Fachbericht ARGE Limnologie).

Von den gebräuchlichen Kenngrössen zur Beschreibung der Drift (Radford & Hartland-Rowe, 1971; Konar, 1990) werden folgende auf die vorliegenden Daten angewendet:

- die Driftdichte entspricht der Anzahl driftender Individuen (Ind.) pro Volumeneinheit des Flusswassers (ausgedrückt in Ind./m³);
- die Driftrate entspricht der Gesamtzahl driftender Individuen im untersuchten Gewässer pro Zeiteinheit (in Ind./s);
- die Driftproportion gibt das Verhältnis von Driftdichte zur Wirbellosen-Dichte auf der Flusssohle an (in %); dieser Kennwert kann beim Alpenrhein nur grob abgeschätzt werden, da im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine Benthosproben im Bereich der Drift-Messstelle entnommen wurden.³²

Die Driftproportion (P) wurde nach dem Ansatz von Radford & Hartland-Rowe (1971) berechnet als:

$$P \text{ (in \%)} = \frac{x_d}{N_B - x_d} \cdot 100,$$

wobei x_d = Driftdichte (in Ind./m³) und N_B = Besiedlungsdichte des Benthos (in Ind./m²).

Der ursprünglich geplante Einsatz einer zweiten Pumpe zur Entnahme von Parallelproben musste wegen des zu hohen Aufwandes für die Installation gestrichen werden. Die Driftproben sind deshalb nicht direkt auf ihre Repräsentativität überprüfbar. Die Driftdichte des Zoobenthos blieb jedoch während des erfassten Teils der Niedrigwasserphase so konstant (Tabelle 7, Proben 1 bis 17), dass daraus auch die mutmassliche Abweichung der Drift zwischen Parallelproben grob abgeschätzt werden kann; die Standardabweichung zwischen diesen Proben lag mit ± 1.3 Ind./m³ oder umgerechnet $\pm 28\%$ des Mittelwertes in einem Bereich, der von den meisten „echten“ Sätzen von Parallelproben ebenfalls erreicht oder überschritten wird (Matthaei et al., 1998). Es ist daher zumindest für die Niedrigwasserphase mit einer ausreichenden Repräsentativität der Driftproben aus dem Alpenrhein zu rechnen. Für die Schwallphase ist eine entsprechende Aussage nicht möglich, da sich in dieser Zeit sowohl der Abfluss als auch die Driftdichte zwischen den einzelnen Proben stark veränderte.

³² Die nächstgelegenen Benthosproben entstammen der Teststrecke Mastrils, die einige km flussabwärts liegt und für den Rheinabschnitt von Reichenau bis Untervaz nicht repräsentativ ist (Fachbericht ARGE Limnologie).

Tabelle 7

Driftproben vom 13.2 bis 14.2.2000 aus dem Alpenrhein bei Untervaz. Die Proben während der Dämmerungsstunden sind grau, jene während der Nacht schwarz markiert. Bei der Entnahme der Proben zwischen den gestrichelten Linien lag die Pumpe wahrscheinlich am Flussgrund auf. Die Proben 1 - 17 wurden während der Niedrigwasserphase entnommen. Die Proben der drei Serien 1 - 18, 19 - 23 und 24 - 27 wurden für die Biomasse-Bestimmung der driftenden Wirbellosen jeweils vereinigt (Kapitel 5.3). Avol = Absetzvolumen; Stabw. = Standardabweichung.

Probe Nr.	Entnahmedatum/-zeit		Dauer [min]	Durchfluss	Durchfluss	Drift Zoobenthos		Drift Zooplankton		AVol [ml]		
	von	bis		Pumpe [l/s]	Netz [m3]	[Ind./Pr.]	[Ind./m3]	[Ind./Pr.]	[Ind./m3]	min.	org.	
1	13.2. 14:16	13.2. 14:47	31	16.7	31.6	164	5.2	6	0.2	0.2	25	
2	13.2. 14:54	13.2. 15:27	33	16.7	33.7	175	5.2	125	3.7		31	
3	13.2. 15:57	13.2. 16:27	30	17.0	30.6	121	4.0	54	1.8		20	
4	13.2. 16:36	13.2. 17:16	40	16.9	40.8	148	3.6	68	1.7		32	
5	13.2. 17:22	13.2. 17:52	30		30.6	122	4.0	56	1.8	0.3	18	
6	13.2. 17:54	13.2. 18:24	30	17.0	30.6	172	5.6	83	2.7	0.5	23	
7	13.2. 18:29	13.2. 18:59	30		30.6	97	3.2	114	3.7	0.2	31	
8	13.2. 19:01	13.2. 19:31	30		30.6	116	3.8	234	7.6		33	
9	13.2. 19:33	13.2. 20:04	31	17.3	31.6	179	5.7	285	9.0		30	
10	13.2. 20:12	13.2. 20:44	32		32.6	102	3.1	230	7.0	4.0	34	
11	14.2. 5:47	14.2. 6:15	28	16.9	28.6	84	2.9	147	5.1	0.2	16	
12	14.2. 6:22	14.2. 6:52	30		30.6	111	3.6	168	5.5	1.2	17	
13	14.2. 6:55	14.2. 7:25	30		30.6	129	4.2	156	5.1		17	
14	14.2. 7:28	14.2. 7:58	30		30.6	129	4.2	129	4.2	0.3	13	
15	14.2. 8:03	14.2. 8:47	44		44.9	224	5.0	163	3.6	0.3	21	
16	14.2. 8:50	14.2. 9:20	30	17.0	30.6	231	7.5	135	4.4		30	
17	14.2. 9:26	14.2. 9:56	30		30.6	219	7.2	104	3.4	0.8	26	
18	14.2. 9:58	14.2. 10:28	30	17.2	30.6	419	13.7	127	4.2	1.3	38	
19	14.2. 10:32	14.2. 10:49	17	17.3	17.3	477	27.5	115	6.6	4.5	39	
20	14.2. 10:53	14.2. 11:03	10		10.2	1044	102.4	120	11.8	5.5	50	
21	14.2. 11:06	14.2. 11:21	15	16.4	15.3	2374	155.2	204	13.3	33	165	
22	14.2. 11:26	14.2. 11:41	15		15.3	2030	132.7	160	10.5	22	97	
23	14.2. 11:44	14.2. 11:59	15	17.0	15.3	2042	133.5	442	28.9	21	70	
24	14.2. 12:25	14.2. 12:45	20		20.4	1069	52.4	290	14.2	19	59	
25	14.2. 12:47	14.2. 13:07	20		20.4	1006	49.3	226	11.1	18	68	
26	14.2. 13:50	14.2. 14:12	22		22.4	955	42.6	484	21.6	20	105	
27	14.2. 14:15	14.2. 14:35	20	17.2	20.4	1043	51.1	314	15.4	16	105	
Mittelwert ± Stabw. alle Proben				17.0 ± 0.3								
Mittelwert ± Stabw. Proben 1 - 17							4.6 ± 1.3					
Summe Proben 1 - 18					580.4							
Summe Proben 19 - 23					73.4							
Summe Proben 24 - 27					83.6							
Mittelwert Proben 1 - 18							5.1					
Mittelwert Proben 19 - 23							110.2					
Mittelwert Proben 24 - 27							48.9					

5.2 Abfluss- und Trübungsverlauf

Die am 13./14.2.00 bei der Messstelle Untervaz aufgezeichnete Pegelganglinie und der für dieselbe Stelle aus den Werten der hydrometrischen Station Domat/Ems berechnete Abflussverlauf (Kapitel 5.1) entsprechen sich insgesamt gut (Abbildung 19). Während der Niedrigwasserphase am Sonntag und in der Nacht auf Montag treten die drei kleinen Abflussspitzen bei den berechneten Werten zwischen 20 und 40 Minuten früher auf als bei den gemessenen. Die gemessenen Spitzen sind zudem breiter, was eine Folge der höheren zeitlichen Auflösung ist (Aufzeichnung des Pegels im 10-Minuten-Intervall gegenüber rechnerischen Stundenmittelwerten des Abflusses). Der Übergang von Sunk zu Schwall verläuft bei beiden Ganglinien fast zeitgleich (zwischen 9⁴⁰ Uhr und 11³⁰ Uhr beim Pegel und zwischen 9⁵⁰ Uhr und 11⁴⁵ Uhr beim Abfluss).

Die meteorologischen Aufzeichnungen in Chur (im Intervall von 10 Minuten) ergaben für die Region in der Zeit vom 13.2. um 16⁴⁰ Uhr bis zum 14.2. um 5⁵⁰ Uhr geringen Niederschlag, der bis in eine Höhe von ca. 1000 m.ü.M. als Regen fiel.³³ Am meisten Niederschlag (6.0 von total 8.9 mm) wurde vom 13.2. um 20⁰⁰ Uhr bis am 14.2. um 0⁵⁰ Uhr registriert. Während dieses schwachen Regenereignisses — und zweifellos als Folge davon — erreichte die Trübung im Alpenrhein ein erstes kleines Maximum mit einer Spitze von 33.2 TEF am 13.2. um 23¹⁰ Uhr. Als das zweite, etwas ausgeprägtere Maximum auftrat (mit einer Spitze von 49.1 TEF am 14.2. um 10²⁰ Uhr), hatten die Niederschläge seit fast 10 Stunden deutlich nachgelassen und seit fast 5 Stunden ganz aufgehört). Der zeitliche Abstand zwischen den beiden Trübespitzen liegt mit gut 11 Stunden nahe bei der theoretischen Aufenthaltszeit des Wassers im Stauraum Reichenau für die in Zwischenzeit herrschenden Abflüsse (zuerst lange Niedrigwasserphase mit einer durchschnittlichen Wasserführung von ca. 30 m³/s, gegen Ende Eintreffen des Schwalls; siehe Kapitel 2.5). Es ist deshalb anzunehmen, dass die zweite Trübungsspitze gleichsam ein Echosignal desselben Regenereignisses aus den flussaufwärts gelegenen Teilen des Einzugsgebietes darstellt, das durch den Aufenthalt im Stau Reichenau zusätzlich verzögert und auf diese Weise vom Signal des unterliegenden Teileinzugsgebietes abgekoppelt wurde.

Mit dem Eintreffen des Rheinschwalls nahm die Trübung bei der Messstelle Untervaz rasant ab und pendelte sich, nachdem das maximale Abflussniveau des Schwalls erreicht war, auf Höhe der Trübungswerte zu Beginn der Messung ein (Niedrigwasserphase *vor* dem Regeneinfluss). Das durch Niederschlag getrübe Rheinwasser wurde vom Schwall, der üblicherweise als Schwebstofflieferant und Trübeverursacher erscheint, somit für einmal „geklärt“.

Der stichprobenweise erfasste Schwebstoff-Gehalt des Rheinwassers nahm unter dem Einfluss des Regenereignisses langsamer zu als die gleichenorts gemessene Trübung (Echosignal). Im Gegensatz zur Trübung wurde der Schwebstoff-Gehalt mit dem Eintreffen des Schwalls (ab ca. 9⁴⁵ Uhr) nicht sofort wieder herabgesetzt, sondern noch einige Zeit weiter erhöht — bis zu einem Maximum von 22.7 mg/l am 14.2. um 11⁰⁰ Uhr. Erst nach Erreichen des maximalen Schwallabflusses ab ca. 11⁴⁵ Uhr, ging auch die Schwebstoff-Konzentration wieder langsam zurück. Sie blieb aber, wiederum anders als die Trübung, bis zum Ende der Messung auf einem Niveau, das deutlich über den Werten zu Messbeginn lag.

Das unterschiedliche Verhalten von Trübung und Schwebstoffen tritt auch im direkten Vergleich der beiden Parameter klar zutage (Abbildung 20). Die während der Niedrigwasserphase gemessenen Wertepaare (einschliesslich des regenbedingten Trübungsanstiegs *vor* Schwallbeginn) folgen einer linearen Beziehung, die stark von der im Januar und Februar 1999 ermittelten Korrelation abweicht. Jene Korrelation (Kapitel 2.1) beruht auf Messungen bei „normalen“ winterlichen Verhältnissen, d.h. bei trockener und/oder kalter Witterung mit Niederschlag in Form von Schnee bis in tiefe Lagen. Bei diesen Verhältnissen besteht die Trübung des Alpenrheins vorwiegend aus anorganischen Partikeln mineralischen Ursprungs (Gesteinsabrieb), welche gemessen an ihrer Grösse bzw. ihrer (lichtabsorbierenden und -streuenden) Oberfläche relativ schwer sind. Bei Regenereignissen, wie in Untervaz am 13./14.2.00 eines erfasst wurde, dürften die Schwebstoffe

³³ Die Station Untervaz liegt auf ca. 540 m.ü.M. Der unterhalb von 1000 m.ü.M. gelegene, in diesem Fall abflusswirksame Teil des Einzugsgebietes umfasst im Wesentlichen die Talsohlen und die untersten Bereiche der steilen Flanken in den Tälern des Vorderrheins bis Disentis (ca. 60 km von der Messstelle entfernt) und des Hinterrheins bis Andeer (ca. 40 km entfernt).



demgegenüber einen höheren Anteil an organischen Partikeln aus Bodenabschwemmungen aufweisen. Diese humosen Partikel sind spezifisch leichter bzw. weisen eine wesentlich grössere „lichtaktive“ Oberfläche auf als vergleichbar schwere mineralische Schwebstoffe.

Beim Übergang von Sunk zu Schwall am 14.2.00 verschob sich das Verhältnis der Schwebstoffe im Alpenrhein bei Untervaz rasch von der organischen (noch regenbedingten) hin zur anorganischen (mit dem Schwallwasser eingetragenen) Fraktion. In Abbildung 20 ist dies daran ersichtlich, dass sich die Wertepaare von Schwebstoff-Konzentration und Trübung unter zunehmendem Schwalleinfluss von der linearen Beziehung für regnerische Verhältnisse weg- und auf diejenige für trockene Verhältnisse zubewegen.

Wie die Messung vom 13./14.2.00 ergab, wurde die vom Schwall hervorgerufene Trübung bei der Messstelle Untervaz schon von einem vergleichsweise bescheidenen Regenereignis übertroffen, während die Schwebstoff-Konzentration ihr Maximum erst unter Schwalleinfluss erreichte. Bei dieser Messung wurden mit vorwiegend anorganischen bzw. organischen Partikeln zwei grundverschiedene Arten von Schwebstoffen erfasst, deren Auswirkungen auf die abiotischen und biotischen Verhältnisse im Gewässer (Trübung, Licht, Kolmation, pflanzliche und tierische Besiedlung) sich überlagern und deshalb nur selten getrennt zu erfassen sind. Es ist aber immerhin festzuhalten, dass Regenereignisse wie dasjenige vom 13./14.2.00 im Hochwinter nicht annähernd so oft auftreten wie der fast täglich wiederkehrende Schwall. In dieser Jahreszeit üben die schwallbürtigen, vorwiegend mineralischen Schwebstoffe deshalb einen bedeutend stärkeren Einfluss auf das Ökosystem des Alpenrheins aus als die gelegentlichen, mehr oder weniger natürlichen Einträge von organischen Partikeln durch Niederschläge.

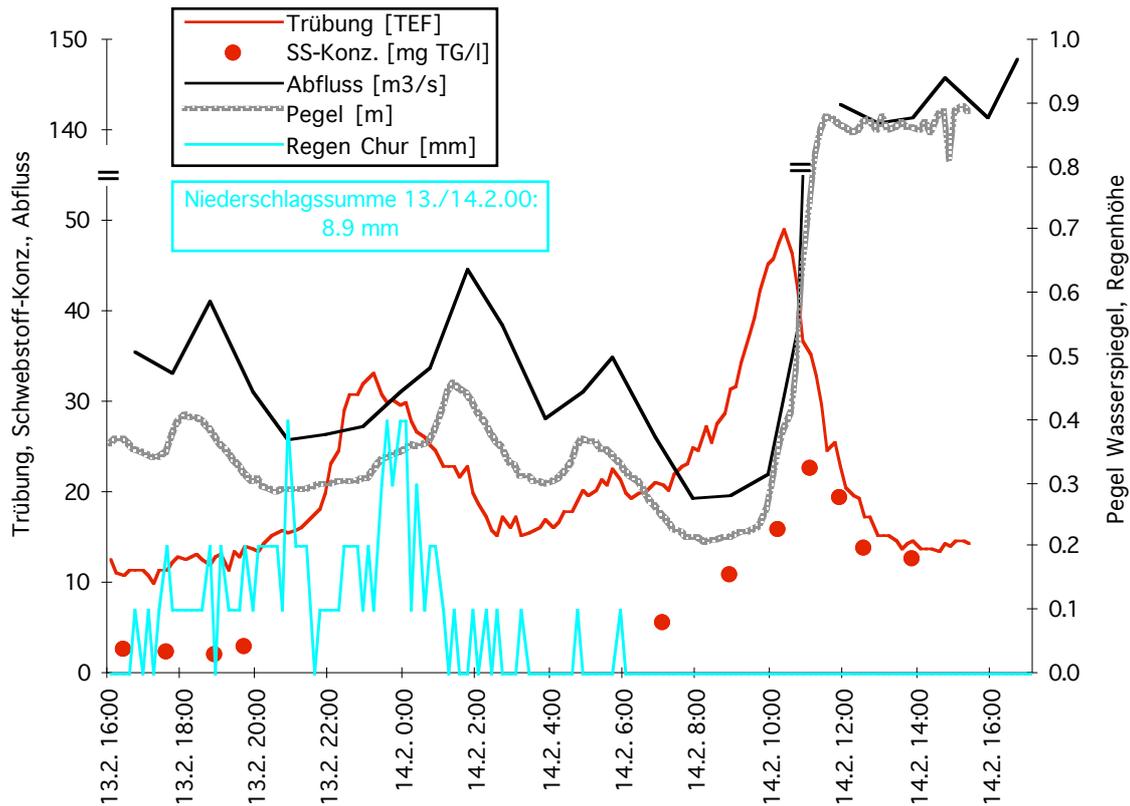


Abbildung 19
 Verlauf von Trübung, Schwebstoff-Konzentration (SS-Konz.), Abfluss, Pegel und Niederschlagsmenge (Regen) während der Driftmessung vom 13./14.2.00 im Alpenrhein bei Untervaz.

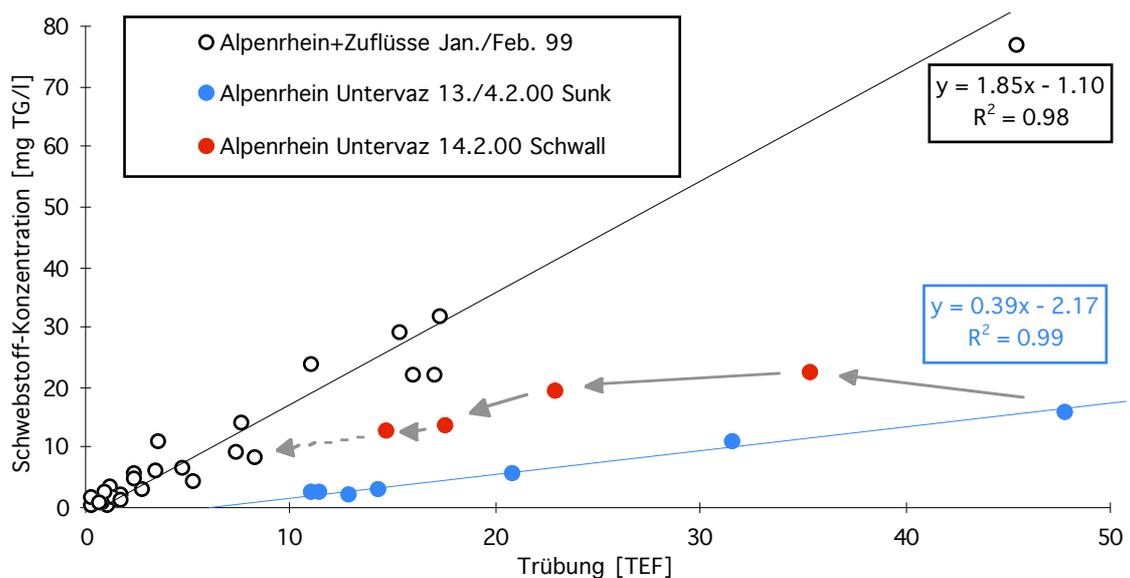


Abbildung 20
 Beziehung zwischen Schwebstoff-Konzentration und Trübung im Alpenrhein und seinen Zuflüssen im Januar und Februar 1999 (siehe Abbildung 1) sowie bei Sunk bzw. Schwall im Alpenrhein bei Untervaz während der Driftmessung vom 13./14.2.00. Einzelheiten siehe Text.

5.3 Driftverlauf

Der Beginn der Driftmessung vom 13./14.2.00 fiel auf die Niedrigwasserphase von Sonntag Nachmittag bis Montag Vormittag. Während des durch Proben abgedeckten Teils dieser Phase blieben die erfassten biotischen und abiotischen Parameter durchwegs innerhalb eines kleinen Schwankungsbereiches (Tabelle 7, Abbildung 21). Die Drift von Makroinvertebraten weist in der Regel eine strenge Tagesperiodizität mit maximalen Individuenzahlen (Dichten) in der Abenddämmerung und einem kleineren Maximum in der Morgendämmerung auf (Brittain & Eikeland, 1988). Im Alpenrhein bei Untervaz wurde dagegen weder in den Stunden nach Sonnenuntergang noch in jenen vor Sonnenaufgang ein Anstieg der Driftdichten registriert.

Die Trübungsspitze, die am 14.2. um 10²⁰ Uhr und damit noch *vor* dem starken, schwallbedingten Abflussanstieg bei Untervaz auftrat (Kapitel 5.2), führte ebenfalls nicht zu einer Zunahme der Drift über den Schwankungsbereich bei Niedrigwasser hinaus. Der registrierte Spitzenwert der Trübung betrug 49.1 TEF (Abbildung 19). Normalerweise, d.h. bei vorwiegend mineralischen Schwebstoffen, entspricht diese Trübung einem Schwebstoff-Gehalt um 90 mg/l (Schwebstoff-Äquivalent). Während der Trübungsspitze vom 14.2. (um 10¹⁰ Uhr), wurden dagegen nur 15.9 mg/l gemessen, weil es sich bei den Schwebstoffen vermutlich vorwiegend um organische Partikel handelte (Kapitel 5.2). Wie stark die Flusssohle dadurch verdunkelt wurde, ist nicht genau anzugeben, weil die optischen Eigenschaften dieser Art von Schwebstoffen nicht untersucht wurden.³⁴ Die inmitten des Vormittags aufgetretene, „künstliche“ Dämmerung war jedenfalls zu wenig ausgeprägt, um eine erhöhte Wirbellosen-Drift im Alpenrhein zu bewirken.

Untersuchungen an anderen Gewässern ergaben in einem Fall, dass die Wirbellosen-Drift erst bei einer Erhöhung der Schwebstoff-Konzentration von Niedrigwasser-Werten (um 10 mg/l) auf über 100 mg/l signifikant zunahm, während eine Erhöhung auf 30 bzw. 65 mg/l noch keine messbaren Effekte zeitigte (White & Gammon, 1976). In einem anderen Fall nahm die Drift durch den plötzlichen Schwebstoff-Anstieg von 25 auf zuerst ca. 250 und dann auf 700 mg/l stark zu (Pearson & Franklin, 1968).

Nachdem der Abfluss des Alpenrheins in Untervaz schwallbedingt zu steigen begonnen hatte (anhand des an Ort gemessenen Pegels am 14.2. ab 9⁵⁰ Uhr), wurde beim Benthos fast verzögerungsfrei ein erster Anstieg der Driftdichte über den Schwankungsbereich bei Niedrigwasser hinaus festgestellt (auf 13.7 Ind./m³ ab 10⁰⁰ Uhr und auf 27.5 Ind./m³ ab 10³⁰ Uhr; Abbildung 21). Anschliessend nahm die Driftdichte zwischen 10⁵³ und 11⁰³ Uhr stark zu (auf 102.4 Ind./m³), während die in der fliessenden Welle mitgeführten anorganischen (Schwebstoffe, Silt) und organischen Partikel (hauptsächlich Fäden von *Hydrurus foetidus*) noch immer in geringen Mengen anfielen. In dieser Zeit nahm der (relative) Pegelstand an der Messstelle von ca. 50 auf ca. 80cm zu, was einem Abflussanstieg von ca. 50 auf ca. 90 m³/s entspricht. Bereits bei der Schwebstoff-Bilanzierung wurde festgestellt, dass Abflüsse bis ca. 90 m³/s auf der Fließstrecke zwischen Felsberg und Mastrils (auf der auch die Messstelle Untervaz liegt) erst eine geringe Mobilisierung von Schwebstoffen zur Folge hatten (Kapitel 2.5). Das Makrozoobenthos trat also bereits in beträchtlichem Ausmass in die Drift ein, *bevor* die zunehmende Wasserführung zu einer Mobilisierung von Schwebstoffen und einem „Abrieb“ des Algenbewuchses auf der Sohle führte. Dabei wurde die Drift-Zunahme zwar in erster Linie durch den Abflussanstieg ausgelöst; die Organismen steuerten den Eintritt in die Drift möglicherweise aber noch bis zu einem gewissen Grad selber („behavioral drift“; Pearson & Franklin, 1968). Wie weit dabei neben dem Abfluss auch die zu diesem Zeitpunkt immer noch hohe Trübung (um 35 TEF) eine Rolle spielte, geht aus der vorliegenden Messung nicht hervor.

Ein nochmaliger beträchtlicher Anstieg der Driftdichten (auf das erfasste Maximum von 155.2 Ind./m³) wurde am 14.2. schliesslich zwischen 11⁰⁶ und 11²¹ erfasst. Gleichzeitig erreichten auch die in den Proben bestimmten Absetzvolumina der organischen (165 ml) und anorganischen Partikel (33 ml) ihre höchsten Werte. Der Pegel stieg unterdessen von ca. 80 auf ca. 90cm, der Abfluss von ca. 90 auf ca. 120 m³/s.

³⁴ Bestimmt man die Lichtabnahme anhand der gravimetrisch bestimmten Schwebstoff-Konzentration von 15.9 mg/l, so ist unmittelbar vor Schwallbeginn mit in den tiefsten Bereichen der Flusssohle (in 2 bis 3m Tiefe) mit einer Abnahme der Lichtintensität auf 5% des Oberflächenwertes zu rechnen. Nimmt man jedoch das Schwebstoff-Äquivalent von ca. 90 mg/l als Mass, so wird dieser „Verdunkelungsgrad“ auf dem Höhepunkt der Trübung bereits in 1m Tiefe erreicht (vgl. Kapitel 3.2).

Innerhalb und oberhalb dieses Abflussbereichs werden auf der Strecke zwischen Felsberg und Mastrils zunehmend Feinsedimente auf dem Gewässergrund mobilisiert und flussabwärts transportiert (Kapitel 2.5). Die damit verbundene Destabilisierung und Abscheuerung (Abrasion) der Sohle führte — zusätzlich zu einer allfälligen „behaviorial drift“ — zu einer erzwungenen, massiven Abschwemmung von Benthosorganismen von ihren Aufenthaltsorten. Eine derartige Katastrophen-Drift („catastrophic drift“; Pearson & Franklin, 1968) ist für natürliche oder künstliche Hochwasserereignisse aus einer Vielzahl von Gewässern bekannt (Kapitel 5.5). Wie für den Alpenrhein aus Abbildung 21 ersichtlich, geht eine Katastrophen-Drift von Makroinvertebraten auch in anderen Gewässern oft einher mit einem hohen Gehalt an grobem organischem Material (CPOM oder LPOM). Fäden von *Hydrurus foetidus* können besonders in alpinen und voralpinen Gewässern einen beträchtlichen Teil dieses organischen Materials ausmachen (Limnex, 2000; Tockner & Waringer, 1997).³⁵

Nach dem steilen Anstieg pendelte sich der Abfluss am 14.2. ab 11⁴⁰ Uhr auf einem hohem Niveau von 140 bis 142 m³/s ein (Abbildung 19). In dieser Zeit des Schwallmaximums gingen die Driftdichte des Makrozoobenthos sowie das Absetzvolumen von organischen und anorganischen Partikeln in den Driftproben wieder schrittweise zurück, um sich ab ca. 12²⁰ Uhr auf einem relativ konstanten Niveau einzupendeln. Dieses Niveau lag sowohl bei der Invertebraten-Drift (mit 40 bis 50 Ind./m³) als auch bei den Absetzvolumina noch deutlich über den Niedrigwasser-Verhältnissen. Gegen Ende der Messung, am 14.2. ab 13⁵⁰ Uhr, stieg der Abfluss nochmals geringfügig auf den erfassten Höchstwert von ca. 146 m³/s an. Ungefähr im selben Zeitraum, aber nicht genau parallel dazu, nahm auch das organische Absetzvolumen nochmals zu (von 68 auf 105 ml/Probe). Die Driftdichte des Makrozoobenthos und das anorganische Absetzvolumen veränderten sich dagegen nicht mehr nennenswert.

Die ausgeprägte Driftspitze von Makroinvertebraten sowie von organischen und anorganischen Partikeln am 13./14.2.00 im Alpenrhein bei Untervaz wurde somit in erster Linie durch den Abflussschwall ausgelöst. Die Trübung wirkte sich, wenn überhaupt, nur in Kombination mit dem stark gestiegenen Abfluss aus. Ohne eine gleichzeitige Abflusszunahme hatte die — vor dem Eintreffen des Schwalls noch deutlich höhere — Trübung dagegen keinen messbaren Effekt auf die Wirbellosen-Drift.

Die Biomasse der driftenden Invertebraten wurde jeweils vereinigt (gepoolt) in jenen Proben bestimmt, welche die Niedrigwasserphase (Proben 1 bis 18), den Schwallanstieg (Proben 19 bis 23) und das Schwallmaximum repräsentieren (Proben 24 bis 27; Tabelle 8). Nach dem Einsetzen des Schwalles nahm die Biomasse in der Drift von 0.1 auf 5.5 mg/m³ noch stärker zu als die Driftdichte; Beim Übergang vom Schwallanstieg zu gleichmässig hohem Spitzenschwall wurde — im Gegensatz zur wieder sinkenden Driftdichte — ein nochmaliger leichter Anstieg der Biomasse auf 6.6 mg/m³ verzeichnet. Entsprechend dieser unterschiedlichen Entwicklung nahm das mittlere Gewicht pro driftendem Tier (Individualgewicht) im Verlauf der drei aufeinanderfolgenden Phasen stetig von 0.024 auf 0.113 mg/Individuum zu. Diese Werte liegen am untersten Ende der Schwankungsbreite von 0.049 bis 1.361 mg/Individuum für das mittlere Gewicht der Invertebraten in den Benthosproben (berechnet aufgrund von Daten der ARGE Limnologie). Damit wird auch die vermeintlich starke Zunahme der Individualgewichte im Verlauf der Driftmessung stark relativiert. Der Grund für die im Vergleich zum Benthos tiefen Individualgewichte in den Driftproben dürfte in erster Linie in deren wesentlich höherem Anteil an juvenilen Chironomidenlarven liegen (Kapitel 5.4).

In den Driftproben wurde auch das Zooplankton ausgezählt, welches fast ausschliesslich (zu 97 bis 100%) aus Ruderfusskrebse bestand (Copepoda, darunter meist >80% Cyclopidae und <20% Diaptomidae). Die Driftdichte des Planktons blieb im Vergleich zum Makrozoobenthos gering und zeigte einen etwas abweichenden Verlauf (Abbildung 21). Während der Niedrigwasserphase zu Beginn der Messung schwankte die Planktondichte in der Drift zwischen 1.7 und 9.0 Ind./m³ und durchlief danach, in der Zeit des starken Anstiegs von Invertebraten- und Partikeldrift (am 14.2.00 von 10⁰⁰ bis 11³⁰ Uhr), nur ein kleines

³⁵ Die Büschel von *Hydrurus* bieten dem Makrozoobenthos, insbesondere aber einer Vielzahl von Zuckmückenlarven (Chironomidae), sowohl Nahrung als auch ein strömungsgeschütztes Refugium; durch *Hydrurus* bewachsene Bereiche der Gewässersohle sind in der Regel deshalb wesentlich dichter durch Invertebraten besiedelt als bewuchsfreie Bereiche (Moog & Janecek, 1991). Dieser Zusammenhang hat sich auch am Alpenrhein bestätigt (Fachbericht ARGE Limnologie). Bei starkem Abflussanstieg werden die Tiere zusammen mit ihrer „Wohnstatt“ vom Untergrund losgerissen und fortgeschwemmt.

Maximum.³⁶ Die eigentliche Driftspitze wurde beim Plankton erst zwischen 11⁴⁵ und 12⁰⁰ Uhr registriert, als die Driftdichte des Zoobenthos bereits wieder geringfügig und das Absetzvolumen stark zurückgegangen waren. Sein verzögertes Eintreffen deutet darauf hin, dass dieses Plankton durch den einsetzenden Schwall aus dem Stauraum des Kraftwerkes Reichenau ausgeschwemmt wurde. Demgegenüber entstammte das Benthos, dessen Driftspitze ca. 30 bis 45min früher auftrat, hauptsächlich der Rheinsohle zwischen Domat/Ems und Untervaz (Kapitel 5.1).

Tabelle 8

Biomasse (Frischgewicht) und Anteile von taxonomischen Einheiten (Taxa) des Makrozoobenthos in gepoolten Driftproben aus dem Alpenrhein bei Untervaz vom 13./14.2.00. Spezifikation und Signatur der Einzelproben sowie der Gesamt-Durchfluss pro gepoolter Probe sind in Tabelle 7, die vollständige Liste der Taxa in Tabelle 10 aufgeführt. Ind. = Individuum.

Proben Nr.	Abflussphase	Abflussbereich [m ³ /s]	Mittlere Biomasse		Anteile der einzelnen Taxa [%]					
			Drift total [mg/m ³]	Einzel-tier [mg/Ind.]	Zuck- mücken	Kriebel- mücken	Eintags- fliegen	Stein- fliegen	Köcher- fliegen	Übrige Taxa
1 - 18	Niedrigwasser	19.5 - 41.1	0.1	0.024	88	4	1	1	0	5
19 - 23	Schwallanstieg	38.0 - 143.0	6.6	0.060	84	9	2	4	1	1
24 - 27	Schwallspitze	140.8 - 146.0	5.5	0.113	90	3	1	4	0	2

³⁶ Aus diesem Rahmen fällt die erste Driftprobe mit lediglich 0.2 Ind./m³, die als Ausreisser betrachtet wird. In Abbildung 21 sind die Driftdichten aus darstellungstechnischen Gründen in Ind./10l angegeben.

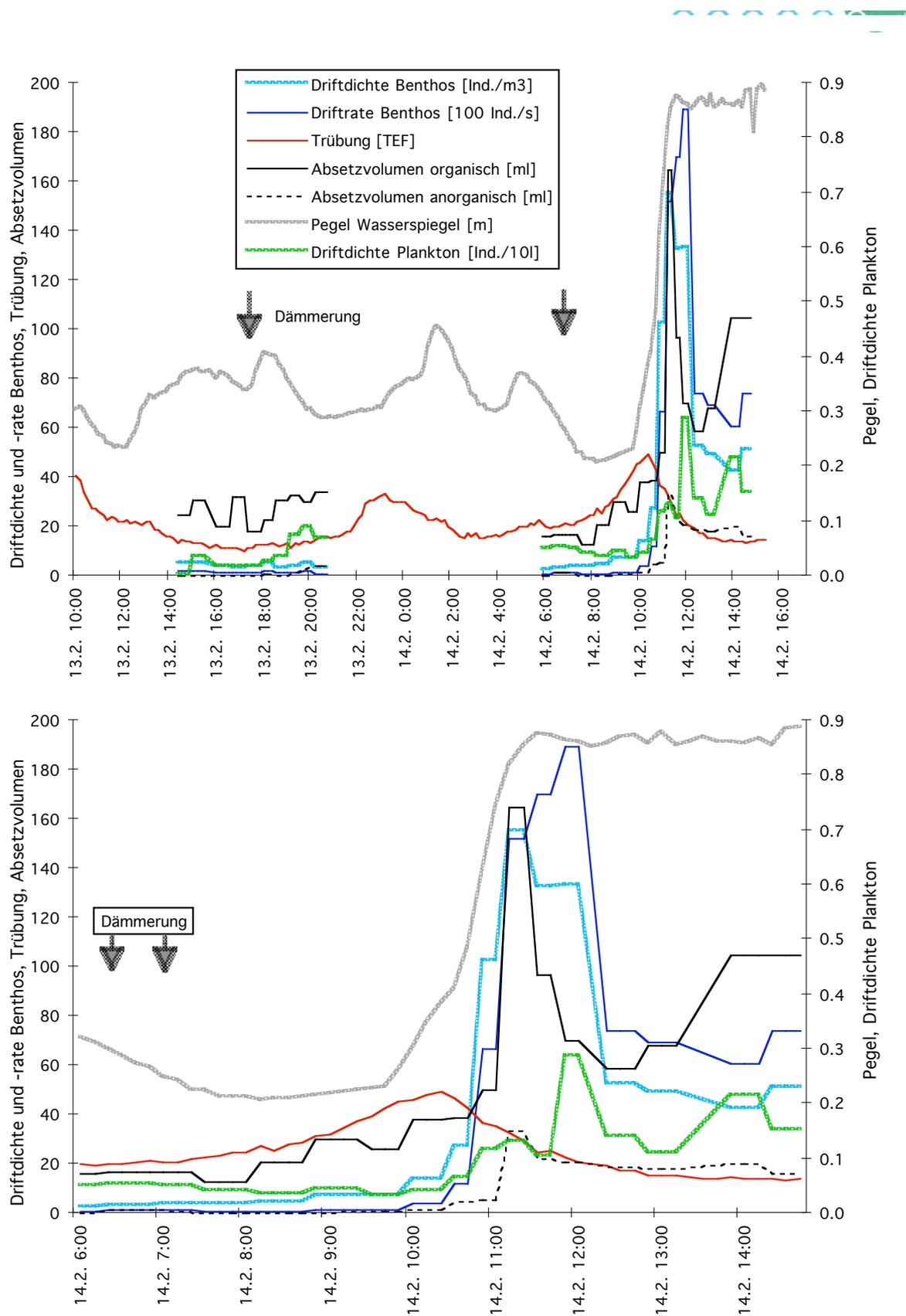


Abbildung 21
 Verlauf der untersuchten Parameter während der Driftmessung vom 13./14.2.00 im Alpenrhein bei Untervaz.
 Oberes Bild: Ganze Messung. Unteres Bild: Schwalldurchgang in höherer zeitlicher Auflösung.

5.4 Zusammensetzung der Drift

Die Anteile der einzelnen Invertebraten-Gruppen (Taxa) an der Driftdichte schwankten über die gesamte Untersuchungsperiode innerhalb eines vergleichsweise engen Rahmens und ohne erkennbare Tendenz (Tabelle 9). Bei weitem in der Überzahl waren dabei die Zuckmückenlarven (Chironomidae), die in den Einzelproben zwischen 84 und 95% und im Mittel über die ganze Periode 89% aller Individuen ausmachten. Innerhalb der Chironomiden stellten die juvenilen Larven (1. und 2. Larvenstadium) zwischen 37 und 73% oder durchschnittlich 57% der Individuen, während der Rest aus grösseren Larven (3. und 4. Larvenstadium) bestand. In die verbleibenden 5% bis 16% der gesamten Drift teilten sich die übrigen Invertebratengruppen auf, wobei nur in einem Fall ein Anteil von über 10% erreicht wurde (von den wenigborstigen Würmern oder Oligochaeten mit 11% in Probe 10).

In den Benthosproben aus den Teststrecken Mastrils bis Diepoldsau vom 12.2. bis 15.2.2000 waren die Chironomiden ebenfalls die klar dominierende Invertebratengruppe, hatten insgesamt aber einen tieferen Anteil an der Gesamt-Individuenzahl als in den Driftproben (48 bis 95%; Fachbericht ARGE Limnologie).³⁷ Dieser Unterschied wurde hauptsächlich durch die juvenilen Larven verursacht, welche in der Drift gegenüber dem Bestand auf der Flusssohle offenbar „aufkonzentriert“ waren. Neben den Zuckmückenlarven waren auch die wenigborstigen Würmer (Oligochaeten) und die Wassermilben in den Driftproben stärker vertreten als im Benthos. Alle übrigen Invertebratengruppen wiesen in der Drift dagegen eher geringere Anteile auf. Bei Schwall und bezogen auf die zentralen Fließrinnen kann das Verhältnis zwischen Driftdichte und benthischer Besiedlung (Driftproportion) bei einzelnen dieser Gruppen aber auch überdurchschnittlich ansteigen (Kapitel 5.5).

Die Anteile der einzelnen Invertebratengruppen an der gesamten Biomasse waren in den drei gepoolten Driftproben sehr ähnlich wie die in den Einzelproben bestimmten Anteile an der gesamten Individuendichte (Tabellen 8, 9). Die stärksten Abweichungen zeigten noch die Larven der Chironomiden (höhere maximale Anteile bei der Individuendichte) und der Kriebelmücken (Simuliiden; höhere Anteile bei der Biomasse) sowie die Oligochaeten, welche nur bei der Individuendichte überhaupt nennenswerte Anteile erreichten.

Bei den Benthosuntersuchungen wurden die morphologisch unterschiedlichen Sohlenbereiche Furt, Schnelle und Tiefenrinne getrennt erfasst (Fachbericht ARGE Limnologie). Dabei zeigte sich, dass die prozentualen Anteile der Invertebratengruppen in den einzelnen Sohlenbereichen zwischen den Teststrecken, teilweise aber auch innerhalb einer Teststrecke (zwischen den entnommenen Parallelproben) stark schwanken. Es ist daher anhand der Gruppenanteile nicht möglich, aus der Zusammensetzung des Benthos in der Drift auf jene Sohlenbereiche zu schliessen, welche die driftenden Tiere zuvor besiedelt hatten.

In allen Driftproben zusammen wurden 117 taxonomische Einheiten (Taxa) von Makroinvertebraten bestimmt, wovon etwas mehr als die Hälfte auf Zuckmücken entfielen (Tabelle 10). Eine ebenfalls noch relativ hohe Vielfalt wurde bei den Oligochaeten mit 18 Taxa erfasst, während die übrigen Invertebratengruppen auf dem angewandten Bestimmungsniveau noch zwischen 1 und 10 Taxa aufwiesen. In den Benthosproben vom Februar 2000 wurden insgesamt (über alle Teststrecken) 143 Taxa erfasst, wobei einige Invertebratengruppen (z.B. die Wassermilben) genauer bestimmt wurden als in den Driftproben. Diese methodisch bedingten Differenzen eingerechnet, zeigte die Drift bei Untervaz eine sehr ähnliche Taxazahl und -zusammensetzung, d.h. eine vergleichbare Artenvielfalt wie das Benthos in den flussabwärts gelegenen Teststrecken.³⁸ Dies ist ein Hinweis darauf, dass sich die benthische Besiedlung im nicht beprobten

³⁷ In der Tiefenrinne der Teststrecke Bad Ragaz wurde, bei absolut sehr geringer Individuendichte, mit 32% ein noch tieferer Chironomiden-Anteil festgestellt. Die zum Vergleich herangezogenen Benthosproben stammen aus Abschnitten des Alpenrheins, welche flussabwärts der Driftmessstelle liegen und daher nur als grobe Orientierungswerte dienen können (siehe auch Kapitel 5.5).

³⁸ Ein markanter Unterschied zwischen Drift und benthischer Besiedlung wurde bei zwei Arten von Oligochaeten festgestellt, welche im Februar 2000 auf der Sohle der Teststrecke Mastrils verbreitet, in der Drift bei Untervaz dagegen nicht (*Stylodrilus heringianus*) oder nur in wenigen Exemplaren (*Trichodrilus tenuis*) auftraten. In den Teststrecken Bad Ragaz, Buchs und

Rheinabschnitt zwischen dem Wehr Reichenau und Untervaz, dem die driftenden Invertebraten grösstenteils entstammten (Kapitel 5.1), zumindest qualitativ nicht stark von den unterliegenden Abschnitten unterschied.

Tabelle 9

Anteile von taxonomischen Einheiten (Taxa) des Makrozoobenthos in den den Driftproben aus dem Alpenrhein bei Untervaz vom 13./14.2.00. Wenigb. = wenigborstig. Anteile >0.5% wurden auf ganze Stellen gerundet, weshalb die Summe der Anteile nicht immer genau 100% beträgt. Spezifikation und Signatur der Proben sind in Tabelle 7, die vollständige Taxa-Liste in Tabelle 10 aufgeführt. LS = Larvenstadien.

Probe Nr.	Driftdichte Total [Ind./m ³]	Anteile der einzelnen Taxa [%]									
		Zuckmücken		Kriech- mücken	Übrige Zweifl.	Eintags- fliegen	Stein- fliegen	Köcher- fliegen	Wenigb. Würmer	Wasser- milben	Übrige Taxa
		LS 3+4	LS 1+2								
1	5.2	55	37	0	1	1	2	0	1	2	0
2	5.2	38	50	2	0	1	2	0	6	1	0
3	4.0	42	42	2	1	2	3	0	5	2	0
4	3.6	39	50	1	1	0	3	0	5	1	0
5	4.0	30	59	2	2	1	1	1	4	1	0
6	5.6	37	51	1	1	1	2	0	8	1	0
7	3.2	52	42	0	0	2	2	0	1	1	0
8	3.8	35	51	1	2	0	2	0	9	1	0
9	5.7	25	68	1	1	0	1	0	6	0	0
10	3.1	46	39	1	0	1	2	0	11	0	0
11	2.9	39	56	0	0	0	5	0	0	0	0
12	3.6	38	47	4	0	4	4	0	5	0	0
13	4.2	40	47	4	1	1	3	1	5	0	0
14	4.2	57	33	5	0	1	2	0	2	2	0
15	5.0	38	50	1	1	1	4	1	3	1	0
16	7.5	31	58	0	1	<0.5	2	<0.5	5	3	<0.5
17	7.2	32	56	1	1	1	3	0	5	2	0
18	13.7	31	60	1	0	0	2	1	3	1	0
19	27.5	40	53	1	1	<0.5	<0.5	0	1	2	0
20	102.4	33	58	3	<0.5	1	1	<0.5	3	1	<0.5
21	155.2	32	57	3	<0.5	2	2	<0.5	2	1	<0.5
22	132.7	36	55	3	<0.5	1	2	<0.5	1	2	0
23	133.5	35	57	1	<0.5	<0.5	1	0	4	1	0
24	52.4	43	48	<0.5	<0.5	<0.5	3	0	4	2	0
25	49.3	41	48	1	1	1	2	0	6	1	0
26	42.6	38	51	2	0	<0.5	3	<0.5	5	1	0
27	51.1	39	48	2	<0.5	0	2	<0.5	7	1	0

Diepoldsau ging die Besiedlungsdichte dieser Arten stark zurück, was auf die zunehmende Kolmation ihres bevorzugten Lebensraumes, der tieferen, gut durchströmten Feinsedimente zurückgeführt wird (Fachbericht ARGE Limnologie).

Tabelle 10

Vollständige Liste der Taxa in den Driftproben aus dem Alpenrhein bei Untervaz vom 13./14.2.00. Die Bestimmung erfolgte durch die ARGE Limnologie, Innsbruck.

Taxonomische Einheit Zooplankton/-benthos	Taxonomische Einheit (Taxon) Zoobenthos
ZOOPLANKTON Cyclopidae Diaptomidae Chydorus Harpacticidae Daphnia sp. Bosmina sp.	ZOOBENTHOS: INSEKTEN Zweiflügler (Diptera) Kriebelmücken (Simuliidae) Prosimulium rufipes (MEIGEN, 1830) Prosimulium juvenil Simulium (S.) sp. Simulium argyreatum MEIGEN, 1838 Simulium cf. monticola Simulium monticola FRIEDRICH, 1920 Simulium ornatum-Gr. Simulium tuberosum (LUNDSTRÖM, 1911) Simulium variegatum-Gr. Simulium juvenil Übrige Diptera Dicranota sp. Diptera Gen.sp. Dixidae Gen.sp. Empididae Gen.sp. Hexatoma sp. Psychodidae Gen.sp. Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Alainites muticus (LINNAEUS, 1758) Baetis alpinus PICTET, 1843-1845 Baetis lutheri MÜL.-LIEB., 1967 Baetis rhodani PICTET, 1843-1845 Baetis juvenil Epeorus juvenil Heptageniidae juvenil Rhithrogena juvenil Steinfliegen (Plecoptera) Capnia sp. Leuctra sp. Leuctra/Capnia juvenil Nemoura sp. Nemouridae juvenil Plecoptera juvenil Protonemura sp. Rhabdiopteryx sp. Wasserkäfer (Coleoptera) Elmis sp. Coleoptera Gen.sp. Köcherfliegen (Plecoptera) Allogamus auricollis (PICTET, 1834) Limnephiliinae (cf. Allogamus juv.) Rhyacophila juvenil
ZOOBENTHOS: INSEKTEN Zweiflügler (Diptera) Zuckmücken (Chironomidae) Brilia bifida Brilia flavifrons JOHANNSEN, 1905 Brilia modesta (MEIGEN, 1830) Cardiocladius capucinus (ZETTERST., 1850) Chaetocladius piger-Gr. Chaetocladius sp. Corynoneura sp. Diamesa bertrami EDWARDS, 1935 Diamesa cinerella MEIGEN, 1835 Diamesa cinerella-zernyi-Gr. Diamesa latitarsis (GOETGHEB., 1921) Diamesa latitarsis-Gr. Diamesa tonsa (WALKER, 1856) Diamesa vaillanti SERRA-TOSIO, 1972 Diamesa zernyi EDWARDS, 1933 Eukiefferiella claripennis (LUNDBECK, 1898) Eukiefferiella devonica/ilkeyensis Eukiefferiella fittkai LEHMANN, 1972 Eukiefferiella fuldensis LEHMANN, 1972 Eukiefferiella minor (EDWARDS, 1929) Eukiefferiella minor/fittkai Eukiefferiella tirolensis GOETGHEBUER, 1938 Euryhopsis subviridis Heleniella sp. Heterotrissocladius marcidus (WALKER, 1956) Limnophyes sp. Metriocnemus obscuripes (HOLMGREN, 1869) Micropsectra sp. Odontomesa fulva (KIEFFER, 1919) Orthocladiini COP Orthocladius ashei SOPONIS, 1990 Orthocladius frigidus (ZETT., 1838) Orthocladius lignicola (KIEFFER, 1915) Orthocladius rivicola KIEFFER, 1921 Orthocladius rivicola-Gr. Orthocladius rivulorum KIEFFER, 1909 Orthocladius thienemanni KIEFFER, 1906 Orthocladius wetterensis BRUNDIN, 1956 Paracladopelma nigritula-Gr. Parakiefferiella sp. Parametriocnemus stylatus (KIEFFER, 1924) Paratrachocladius nivalis GOETGHEBUER, 1938 Paratrachocladius rufiventris (MEIGEN, 1830) Pentaneurini juvenil Polypedilum juvenil Prodiamesa delphin./rufovitt. Pseudodiamesa branickii (NOWICKI, 1873) Pseudosmittia sp. Rheocricotopus effusus (WALKER, 1856) Rheocricotopus fuscipes (KIEFFER, 1909) Rheocricotopus juvenil Rheosmittia spinicornis (BRUNDIN, 1956) Rheotanytarsus sp. Smittia sp. Stilocladius montanus ROSSARO, 1979 Thienemannia gracilis KIEFFER, 1909 Thienemannia sp. Tvetenia bavarica (GOETGHEB., 1934) Tvetenia calvescens (EDWARDS, 1929) Chironomidae juvenil	ZOOBENTHOS: NICHT-INSEKTEN Wengborstige Würmer (Oligochaeta) Amphichaeta leydigii TAUBER, 1879 Cernovitoviella atrata (BRETSCHER, 1903) Chaetogaster diastrophus (GRUITHUL., 1828) Cognettia sp. Enchytraeidae Gen.sp. Henlea sp. Limnodrilus hoffmeisteri CLAPAREDE, 1862 Lumbricillus rivalis LEVINSON, 1883 Marionina argentea (MICHAELS., 1889) Marionina riparia BRETSCHER, 1899 Nais barbata (MÜLLER, 1773) Nais bretscheri MICHAELSEN, 1899 Nais cf. variabilis PIGUET, 1906 Nais communis PIGUET, 1906 Nais elinguis MÜLLER, 1773 Nais sp. Trichodrilus tenuis HRABE, 1960 Tubifex tubifex (MÜLLER, 1774) Flohkrebe (Amphipoda) Gammarus juvenil Wassermilben (Hydracarina) Hydracarina Gen.sp.

5.5 Vergleich der Driftdichten, -raten und -proportionen

Die Dichte von driftenden Invertebraten in Fliessgewässern kann über einen weiten Bereich variieren. Auch innerhalb desselben Gewässers treten oft nicht nur tageszeitliche, sondern auch grosse saisonale Schwankungen auf, wobei die Drift in der Regel während des Winters die tiefsten Werte erreicht (Brittain & Eikeland, 1988). Neben diesen regelmässigen Variationen wird die Drift auch durch periodische Ereignisse beeinflusst. Dazu gehören v.a. starke Erhöhungen des Abflusses und die damit verbundenen Begleiterscheinungen (Zunahme des hydraulischen Stresses, Geschiebetrieb, Destabilisierung der Sohle) im Gefolge von Hochwassern, Schwallen oder Spülungen. Während solcher natürlicher oder künstlicher Hochwasserereignisse wird in der Regel eine starke Zunahme der Invertebraten-Drift festgestellt (Brittain & Eikeland, 1988; Hütte, 1994).

In Abbildung 22 sind einige Beispiele von Driftdichten bei Normalabfluss (Basisdrift) und bei Hochwasser bzw. Schwall aus verschiedenen Gewässern in der Schweiz und einem Gewässer in Österreich dargestellt. Die Gewässer sind eingeteilt in Bäche (mittlerer Jahresabfluss Q_m : $<10 \text{ m}^3/\text{s}$, Flüsse ($Q_m = 10$ bis $50 \text{ m}^3/\text{s}$) und den Alpenrhein bei der Messstelle Untervaz ($Q_m = \text{ca. } 130 \text{ m}^3/\text{s}$). Die Daten der einzelnen Gewässer stammen aus folgenden Untersuchungen:

- Valeis bei Wangs, Etzlibach bei Bristen und Inn bei S-chanf: BUWAL (1997);
- Seebach bei Lunz: Tockner & Waringer (1997);
- Sitter bei St.Gallen: Limnex (2000);
- Reuss bei Amsteg: Marrer (2000);
- Alpenrhein bei Untervaz: Vorliegende Untersuchung.

Die in diesen sehr unterschiedlichen Gewässern erfasste Basisdrift bewegt sich mit Werten zwischen 1 und 7 Ind./ m^3 in einem erstaunlich engen und vergleichsweise tiefen Bereich. Mitten darin lag am 13./14.2.00 auch der Alpenrhein bei Untervaz mit einer Basisdrift von $4.6 \pm 1.3 \text{ Ind./m}^3$ (Tabelle 7). Um eine Grössenordnung höhere Driftdichten wurden in vier der genannten Gewässer während Hochwassern oder Schwallen erfasst. Der Alpenrhein bei Untervaz weist dabei sowohl beim erfassten Maximum der Driftdichte (155 Ind./m^3) als auch beim Verhältnis von Spitzen- zu Basisdrift (34 : 1) die höchsten Werte auf; in den drei Vergleichssituationen bewegen sich diese Werte zwischen 6 : 1 und 22 : 1 für das Spitzen- zu Basisverhältnis bzw. zwischen 14 und 46 Ind./ m^3 für die maximale Driftdichte. Gemessen an Angaben für unterschiedlichste Zeiten und Abflussverhältnisse aus diversen weiteren Gewässern ist allerdings auch die erfasste maximale Driftdichte im Alpenrhein noch nicht aussergewöhnlich (Brittain & Eikeland, 1988; Matthaei et al., 1997).³⁹

Die Biomasse der Invertebraten nahm zwischen Niedrigwasser und Schwall noch stärker zu als die Driftdichte, nämlich von durchschnittlich 0.1 mg/ m^3 auf 5.5 bis 6.6 mg/ m^3 (Tabelle 8). Dies entspricht einem Verhältnis von Spitzen- zu Basisdrift von über 50 : 1.

Die Gesamtzahl der driftenden Tiere im Alpenrhein pro Zeiteinheit (Driftrate) bewegte sich während der Niedrigwasserphase vom 13./14.2.00 (Proben 1 bis 18) innerhalb eines engen Bereiches zwischen 90 und 400 Individuen pro Sekunde (Ind./s). Mit einsetzendem Schwall stieg die Driftrate massiv an und erreichte beim Übergang von ansteigendem zu konstant hohem Schwallabfluss (in Probe 23) mit $18'930 \text{ Ind./s}$ ihren

³⁹ Eine Driftuntersuchung am Necker bei Aachsäge ($Q_m < 10 \text{ m}^3/\text{s}$) in den Jahren 1993/94 ergab eine winterliche Basisdrift von 23 bis 33 Ind./m^3 und im Nachgang eines Sommer-Hochwassers Driftdichten von 140 bis 160 Ind./m^3 (6 Tage nach der Hochwasserspitze) bzw. $1'000$ bis $1'100 \text{ Ind./m}^3$ (22 Tage nach der Hochwasserspitze). Während der Hochwasserspitze selbst wurden keine Driftproben entnommen, und bei der ersten Probenahme sechs Tage danach war der Abfluss bereits wieder stark gesunken. Die aussergewöhnlich hohen Driftdichten werden u.a. mit der Individuenzahl des Makrozoobenthos auf der Gewässersohle erklärt, welche sich gleichsinnig mit der Driftdichte entwickelte und von 6 bis 22 Tagen nach dem Hochwasser ebenfalls stark zunahm (von ca. $14'000$ auf ca. $180'000 \text{ Ind./m}^2$; Matthaei et al., 1997). Das Verhältnis von sommerlicher Spitzen- zu winterlicher Basisdrift lag bei ungefähr 38 : 1.

Höhepunkt (Abbildung 21).⁴⁰ Bedingt durch die gleichzeitige Zunahme des Abflusses und der Konzentration von Organismen zeigte die Rate von Basis- zu Spitzendrift mit einem Verhältnis von 126 : 1 die stärkste Zunahme aller untersuchten Kenngrössen der Drift. In der anschliessenden Phase mit konstant hohem Schwallabfluss (Proben 24 bis 27) pegelte sich die Driftrate parallel zur Driftdichte auf einem tieferen Niveau ein, das mit 6'000 bis 7'500 Ind./s aber noch deutlich über den Basiswerten lag.

Bezogen auf die Biomasse (Tabelle 8) belief sich die Gesamtmenge der driftenden Invertebraten (in der Folge als Driftfracht bezeichnet) bei Niedrigwasser (Proben 1 bis 18) auf 3.6 mg/s, bei ansteigendem Schwall (Proben 19 bis 23) auf 631 mg/s und bei gleichbleibend hohem Schwallabfluss (Proben 24 bis 27) auf 787 mg/s. Über eine Niedrigwasserperiode von 24h Dauer, wie sie an Wochenenden auftritt, betrug die summierte Driftfracht somit 311g. Über einen Schwalldurchgang von ca. 14h Dauer (Tabelle 2) kumulierte die Driftmenge hingegen — bei einer mittleren Fracht von ca. 700 mg/s — auf rund 35'000g. Diese Driftmenge stammte überwiegend aus der Sohle des Rheinabschnittes zwischen Reichenau und Untervaz mit einer Länge von ca. 13.5km (Kapitel 5.1) und einer mittleren Breite von ca. 70m (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger), was pro Schwallereignis einen durchschnittlichen Flächenbeitrag an die Drift (Driftverlust) von ca. 35 mg/m² Flusssohle ergibt.

In den weiter flussabwärts gelegenen Teststrecken Mastrils bis Buchs wurde bei den Probenahmen vom 12.2. bis 14.2. 2000, also gleichzeitig zur Driftmessung bei Untervaz, ein mengenmässiger Bestand an Makroinvertebraten auf der Flusssohle (standing crop) von durchschnittlich ca. 1 g/m² in den Tiefenrinnen bzw. ca. 20 g/m² in den übrigen untersuchten Sohlenbereichen festgestellt (Fachbericht ARGE Limnologie). Gemessen an diesen Mengen ist der Driftverlust während *eines* Schwalldurchganges in den Tiefenrinnen mit ca. 4% bedeutend, in den übrigen Bereichen mit ca. 0.2% hingegen gering. Diese Verhältniszahlen sind allerdings nur als Orientierungswerte zu verstehen, da die benthische Besiedlung zwischen Reichenau und Untervaz von jener der untersuchten Teststrecken abweichen kann. Ebenfalls unbekannt ist, ob die Drift an den folgenden, nicht auf eine längere Niedrigwasserphase folgenden Werktagen ein ähnliches Ausmass erreichte wie am erfassten Montag.⁴¹

Dieselben Vorbehalte gelten auch für das Verhältnis zwischen Driftdichte in der fliessenden Welle und Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos auf der Flusssohle (Driftproportion, Kapitel 5.1). Die Schwankungsbreite der Driftproportion wurde jeweils für die Abflusszustände Niedrigwasser und Schwall sowie für die Tiefenrinnen und die übrigen Sohlenbereiche separat berechnet; die Driftproportion wurde zudem auch nach einzelnen taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos aufgeschlüsselt (Tabelle 11). Als Bezugswerte der benthischen Besiedlung wurden die mittleren Individuendichten aller Einzelproben aus den Tiefenrinnen bzw. den übrigen Sohlenbereichen in den Teststrecken Mastrils bis Buchs eingesetzt (Fachbericht ARGE Limnologie).

Für die Driftproportion des Makrozoobenthos bei Normalabfluss schwanken die wenigen verfügbaren Literaturangaben je nach Gewässer und untersuchten Invertebraten-Taxa in einem weiten Bereich von ca. 0.01% bis 1% (Radford & Hartland-Rowe, 1971; Matthaei et al., 1997; Marrer, 2000). Auch im Alpenrhein bei Untervaz blieb die Driftproportion des gesamten Makrozoobenthos und der einzelnen Invertebraten-Gruppen meistens innerhalb dieses Bereiches (Tabelle 11). Werte über 1% ergaben sich in der Regel nur dann, wenn die hohen Driftdichten bei Schwall auf die niedrigen Individuendichten in den schwach besiedelten Tiefenrinnen bezogen wurden. In diesen hydraulisch besonders stark beanspruchten Sohlenbereichen werden der Algenbewuchs und die Makrozoobenthos-Besiedlung durch den regelmässigen Schwall gleichsam so kurz gehalten, dass sie sich im Verlauf des Winters nicht über rudimentäre Bestände hinaus entwickeln können. Für die gesamte benthische Besiedlung im Alpenrhein ist dies von grosser Bedeutung, machen die Tiefenrinnen in den Teststrecken Mastrils, Bad Ragaz und Buchs doch zwischen 41% und 52%

⁴⁰ Zu diesem Zeitpunkt war sowohl die Driftdichte als auch der bei Untervaz gemessene Pegelstand des Alpenrheins bereits wieder am Sinken, was zu der in Abbildung 21 ersichtlichen, nochmaligen leichten Erhöhung der Driftrate im Widerspruch steht. Den Driftraten liegen jedoch die rechnerischen Stundenmittel des Abflusses zugrunde, die ihr Maximum in Untervaz leicht verzögert erreichten (Kapitel 5.2).

⁴¹ Bei rascher aufeinander folgenden, kurzen Schwallstössen (ungefähr im Stundentakt) nimmt die Driftdichte vom Erstschwall zu den Folgeschwallen kontinuierlich ab und nähert sich mit der Zeit der Basisdrift an (Marrer, 2000).

der gesamten ständig benetzten Sohlenfläche aus (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger). In der Teststrecke Diepoldsau ist über die gesamte Flussbreite eine extreme Verarmung der Benthos-Biozönose festzustellen (Kapitel 4.2, Fachbericht ARGE Limnologie), weil das Rheinbett durch die starke Kanalisierung auf diesem Abschnitt praktisch eine einzige Tiefenrinne darstellt. In den übrigen Sohlenbereichen der Teststrecken Mastrils bis Buchs hingegen deuten die berechneten Driftproportionen darauf hin, dass auch bei Schwall keine aussergewöhnlich hohen Driftverluste entstehen.

Driftproportionen über 1% sind im Winter 1996/97 auch in der Reuss bei Amsteg unter dem Einfluss von Schwallbetrieb ermittelt worden (Marrer, 2000). Als besonders driftaktiv bzw.

-anfällig erwiesen sich dabei einzelne Vertreter der Kriebelmücken (*Prosimulium rufipes*), der Zuckmücken (Orthoclaadiinae) und der Köcherfliegen (*Allogamus auricollis*), welche bei Schwall mittlere Driftproportionen zwischen 2.6 und 3.9% aufwiesen. Im Alpenrhein bewegte sich die Driftproportion des gesamten Makrozoobenthos bei Schwall und gemessen am Bestand der Tiefenrinnen zwischen 1.3% und 8.1% (Tabelle 11). Noch höhere Werte erreichten die Larven von Zuckmücken sowie vereinzelt von Kriebelmücken und Eintagsfliegen. Die Driftproportion der Köcherfliege *Allogamus auricollis*, die als ausgesprochen schwallempfindlich gilt (Waringer, 1989), blieb im Alpenrhein deutlich hinter den Werten der Reuss zurück.⁴²

Die Zuckmückenlarven, die zahlenmässig weitaus den grössten Anteil des Makrozoobenthos ausmachen, waren generell (d.h. bei allen Kombinationen von Abflusszustand und Sohlenbereich) etwas überproportional in der Drift vertreten. Der Hauptgrund dafür liegt vermutlich in den besonders hohen Individuendichten, die einzelne Zuckmücken-Arten und -Gruppen in den von der Katastrophendrift stark erfassten Fadenalgen-Büschele erreichen („Hydrurusfauna“, Fachbericht ARGE Limnologie). Zu den typischen Vertretern der Hydrurusfauna wird ausserdem auch *Baetis alpinus* gezählt, für die im Alpenrhein die höchsten Maximalwerte der Driftproportion resultierten (Tabelle 11). Ausgesprochen hohe Maximalwerte wiesen auch die Kriebelmücken (Simuliidae) auf, die als Leitorganismen der stark angeströmten Steinoberseiten ohne ausgedehnten Algenbewuch gelten (Fachbericht ARGE Limnologie). Sowohl *Baetis* als auch die Simuliiden erreichten aber nur bei Schwall und im Vergleich zu den äusserst dünn besiedelten Tiefenrinnen derart hohe Driftproportionen; Insgesamt waren sie in der Drift schwächer vertreten als im Benthos (Kapitel 5.4).

⁴² Die mutmassliche Beeinflussung dieser Art durch den Schwall im Alpenrhein wird im Fachbericht ARGE Limnologie diskutiert.

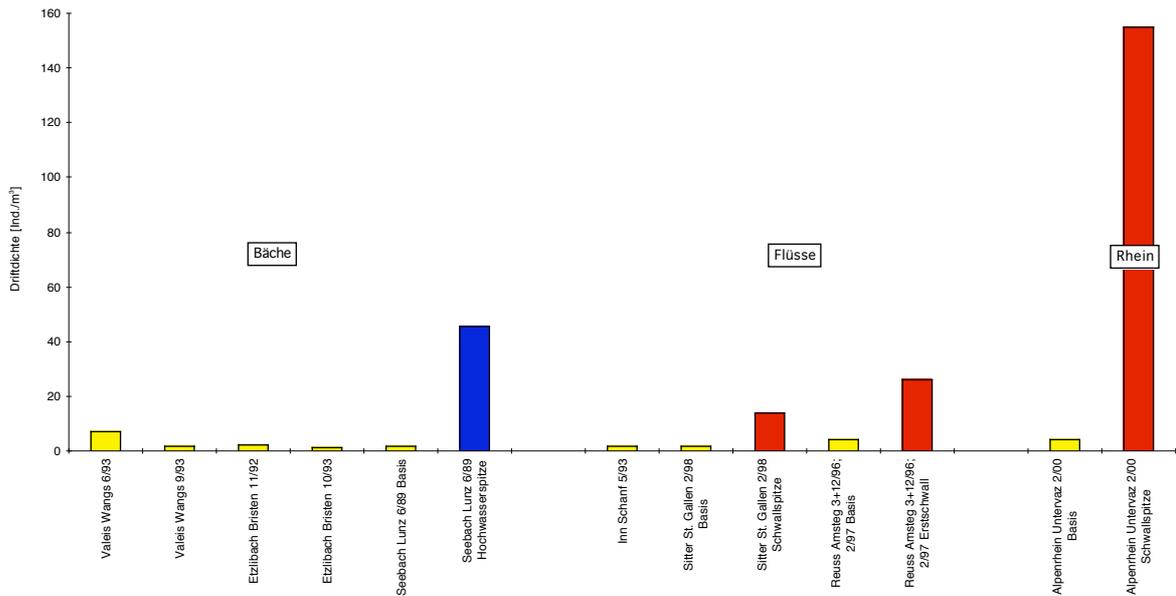


Abbildung 22

Vergleich von Driftsdichten des Makrozoobenthos für verschiedene Gewässer und Abflussverhältnisse. Gelb: Drift bei Normalabfluss (Basis); blau: maximale Drift während natürlichem Hochwasserereignis; rot: maximale Drift während kraftwerksbedingten Schwallen. Die Daten für den Alpenrhein bei Untervaz stammen aus vorliegender Untersuchung (Kapitel 5.3). Zur Herkunft der übrigen Daten siehe Text.

Tabelle 11

Individuendichte (ID) des Makrozoobenthos auf der Sohle des Alpenrheins (Mittel über alle Einzelproben aus den untersuchten vier Teststrecken) und in der Drift bei Untervaz sowie Verhältnis zwischen Drift und Sohlenbesiedlung (Driftproportion nach Radford & Hartland-Rowe, 1971). Die Entnahme der Sohlenproben erfolgte vom 12.2. bis 14.2.00 in den Teststrecken Mastrils bis Buchs (Fachbericht ARGE Limnologie), diejenige der Driftproben am 13./14.2.00 bei Untervaz (Kapitel 5.1). Die minimale und maximale Driftproportion ist jeweils für die zwei unterschiedlich besiedelten Fluss-Lebensräume Tiefenrinne (Rinne) und übrige Sohlenbereiche sowie für zwei unterschiedliche Abflusszustände Niedrigwasser (Sunk) und Schwall angegeben. Die nicht aufgeführten Taxa waren in den Proben zu schwach vertreten für eine vernünftige Abschätzung der Driftproportion. Einzelheiten zu den Driftproben siehe Tabelle 7. ID = Individuendichte.

Taxonomische Einheit	Besiedlung Flusssohle		Invertebraten-Drift (Minimum - Maximum)			Driftproportion (Min. - Max.) gemessen an Sohlenbereich	
	Sohlenbereich	ID mittel [Ind./m ²]	Proben Nr.	Abflussphase	Driftsdichte [Ind./m ³]	Rinne [%]	Übrige [%]
Makrozoobenthos total	Rinne	2'081	1 - 18	Niedrigwasser	2.9 - 13.7	0.14 - 0.66	0.01 - 0.06
	Übrige	21'545	19 - 27	Schwall	27.5 - 155.2	1.34 - 8.06	0.13 - 0.73
Zuckmücken <i>Chironomidae</i>	Rinne	1'585	1 - 18	Niedrigwasser	2.7 - 12.5	0.17 - 0.79	0.02 - 0.08
	Übrige	16'410	19 - 27	Schwall	25.8 - 139.5	1.65 - 9.65	0.16 - 0.86
Kriebelmücken <i>Simuliidae</i>	Rinne	46	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.2	0 - 0.44	0 - 0.01
	Übrige	1'547	19 - 27	Schwall	0.2 - 4.6	0.44 - 11.11	0.01 - 0.30
Restliche Zweiflügler <i>Diptera</i>	Rinne	44	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.1	0 - 0.23	0 - 0.04
	Übrige	273	19 - 27	Schwall	0.0 - 0.5	0 - 1.15	0 - 0.18
Eintagsfliegen <i>Ephemeroptera</i>	Rinne	20	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.1	0 - 0.50	0 - 0.01
	Übrige	1'178	19 - 27	Schwall	0.0 - 2.6	0 - 14.94	0 - 0.22
Steinfliegen <i>Plecoptera</i>	Rinne	361	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.3	0 - 0.08	0 - 0.03
	Übrige	1'143	19 - 27	Schwall	0.1 - 3.1	0.03 - 0.87	0.01 - 0.27
Köcherfliegen <i>Trichoptera</i>	Rinne	15	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.1	0 - 0.67	0 - 0.02
	Übrige	571	19 - 27	Schwall	0.0 - 0.3	0 - 2.04	0 - 0.05
Wenigborster <i>Oligochaeta</i>	Rinne	0	1 - 18	Niedrigwasser	0.0 - 0.4	—	0 - 0.10
	Übrige	403	19 - 27	Schwall	0.4 - 4.7	—	0.10 - 1.18

6. Zusammenfassung und fachspezifische Schlussfolgerungen

Der vorliegende Bericht des Fachbereichs „Trübung, Licht, Bewuchs und Drift“ behandelt innerhalb des Gesamtprojektes „Trübung Alpenrhein“ ausgewählte Faktoren des physikalischen und des biologischen Fluss-Systems (vgl. Synthesebericht) sowie deren Beeinflussung durch die schwallbedingten Abfluss- und Trübeschwankungen. In den Wintermonaten der Jahre 1999 bis 2001 sind im Alpenrhein folgende Faktoren näher untersucht worden (Hauptfaktoren hervorgehoben):

- Die physikalischen Einflussgrössen **Wasserführung** (Abfluss), **Schwebstoffgehalt und -transport**, **Trübung**, **Lichtklima**, Substratzusammensetzung, Strömung;
- Die biologischen Grössen **Algenbewuchs** (Phytobenthos), **Drift des Phyto- und Makrozoobenthos**.

Über die Wirkungsketten innerhalb des physikalischen Systems sowie zwischen physikalischem und biologischem System bestehen zahlreiche Querverbindungen zu den übrigen Fachbereichen, insbesondere zum Bereich „Trübung, Strömung, Geschiebetrieb und Kolmation“ (Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger) und zum Bereich „Makrozoobenthos, Phytobenthos“ (Fachbericht ARGE Limnologie).

Ein Hauptziel des vorliegenden Projektes ist es, im Hinblick auf eine zukünftige ökologische Aufwertung des Alpenrheins die heute herrschenden Randbedingungen durch Abfluss- und Trübeschwankungen zu bestimmen sowie die Stossrichtung(en) für ein erfolgversprechendes weiteres Vorgehen festzulegen. Nachfolgend werden die wesentlichen Resultate des vorliegenden Untersuchungsbereichs zusammengefasst und daraus soweit als möglich die fachspezifischen Schlussfolgerungen bezüglich Aufwertungsmassnahmen gezogen.

Schwebstoff-Frachten und -Bilanz (Kapitel 2):

- Die Schwebstoff-Führung im Alpenrhein und seinen wichtigsten Zuflüssen zwischen Reichenau und dem Bodensee wurde für die hochwinterliche Periode vom 7.2. bis 9.2.1999 anhand zahlreicher Wasserproben an einzelnen Stellen im Längsverlauf erfasst und bilanziert. Die Bilanzierungsperiode erstreckte sich an allen erfassten Stationen (mit entsprechender zeitlicher Verschiebung entlang der fliessenden Welle) über eine 24-stündige Niedrigwasserphase (Sunk) am Wochenende (Sonntag/Montag) und anschliessend über einen vollständigen, ebenfalls ca. 24-stündigen Schwall/Sunk-Zyklus (Montag/Dienstag). Bei Sunk kamen Abfluss und Trübung im Alpenrhein bis zur Illmündung den natürlichen Verhältnissen vermutlich recht nahe. Die Ill und der Unterlauf des Alpenrheins standen dagegen auch am Sonntag unter Schwalleinfluss.
- Während der Schwall/Sunk-Phase wurden im Alpenrhein relativ tiefe Schwebstoff-Gehalte erfasst, welche unter den heutigen Randbedingungen (Schwall) fast die bestmögliche Situation darstellen dürften. Andere Situationen mit teils wesentlich höheren Schwebstoff-Werten sind im Fachbericht Schälchli, Abegg + Hunzinger behandelt.
- Die grössten Beiträge zur gesamten Schwebstoff-Fracht und damit auch zur Trübung des Alpenrheins stammten aus den Zuflüssen Vorderrhein, Landquart und Ill. Im Betriebswasser der Zentrale Sarelli traten während der Schwallphase aussergewöhnlich hohe Schwebstoff-Konzentrationen auf, weil der Niedergang einer Staublawine in ein Ausgleichsbecken des Kraftwerkes zu starker zusätzlicher Trübung geführt hatte. Die übrigen Einzugsgebiete (einschliesslich der darin betriebenen Kraftwerks-Anlagen) lieferten nur untergeordnete Beiträge zur Schwebstoff-Fracht des Alpenrheins.
- Im Stauraum des Kraftwerkes Reichenau, der beim Zusammenfluss von Vorder- und Hinterrhein beginnt und damit auch den Beginn des Alpenrheins bildet, sedimentierten bei Niedrigwasser durchschnittlich 26 g/s oder 49% der zufließenden Schwebstoff-Fracht aus. Während der Schwall/Sunk-Phase betrug die Sedimentation 210 g/s oder 35% des Zuflusses. Der Stau Reichenau stellt somit eine Schwebstoff-Falle dar, welche die Trübung v.a. im oberen Abschnitt des Alpenrheins (bis zur Landquart-Mündung) spürbar vermindert. Gemessen an der gesamten

Schwebstoff-Fracht im Unterlauf des Alpenrheins ist der Rückhalt im Stauraum mit ca. 10% allerdings gering.

- Bei Niedrigwasser nahm die (über die ganze Phase gemittelte) Schwebstoff-Fracht im Alpenrhein von 27 g/s bei Felsberg um fast das 20-fache auf 500 g/s bei Diepoldsau zu. Die Differenz ist nur wenig kleiner als die erfasste Frachtsumme der dazwischen einmündenden Zuflüsse; Während der Schwall/Sunk-Phase waren sowohl die absoluten Werte der Schwebstoff-Fracht als auch deren Zunahme wesentlich grösser (von 387 g/s bei Felsberg auf 2090 g/s bei Diepoldsau). Von dieser Frachtzunahme erklärt sich nur ungefähr die Hälfte durch Zuflussbeiträge. Die andere Hälfte stammt vermutlich aus Schwebstoff-Depots in der Rheinsohle, welche durch die höheren Schwall-Abflüsse mobilisiert werden; das Ausmass dieser Mobilisierung ist in jenen Abschnitten am höchsten, in die ein schwebstoffreicher Zufluss (Landquart, Ill) einmündet.
- Für die Fliessstrecke zwischen Felsberg und Mastrils wird der Grenzabfluss für den Beginn der Schwebstoff-Mobilisierung aufgrund der Messkampagne vom Februar 1999 auf ca. 90 bis 100 m³/s geschätzt; dieser Wert wird von den winterlichen Schwällen im Oberlauf des Alpenrheins mit Abflussspitzen von 150 bis 170 m³/s meist deutlich übertroffen. In weiter flussabwärts gelegenen Strecken ist infolge unterschiedlicher Gerinnegestalt und Substrat-Beschaffenheit mit anderen Grenzabflüssen zu rechnen.
- Gemessen an den durch Schneeschmelze und Gletscherabflüsse bedingten, hohen Werten des Alpenrheins im Sommerhalbjahr (einige 100 mg/l) blieb die winterliche Schwebstoff-Führung auch während des Schwalls meist gering. Dennoch ist die schwallbedingte Trübung gewässerökologisch sehr bedeutsam, weil sie auf eine Zeit mit natürlicherweise durchgehend niedriger Wasserführung und tiefen Schwebstoff-Gehalten fällt („Klarwasserstadium“; siehe Literaturstudie).

Das Aufkommen und Verhalten der Schwebstoffe im Alpenrhein hängt hauptsächlich vom Abfluss und vom Schwebstoff-Eintrag ab. Unter natürlichen winterlichen (Niedrigwasser-) Verhältnissen ist über den gesamten Alpenrhein mit einem quantitativen Weitertransport oder mit einer geringfügigen Sedimentation der zufließenden Schwebstoffe zu rechnen. Demgegenüber werden durch den Schwall auch bei vergleichsweise geringen Abflussspitzen umfangreiche, bestehende Schwebstoff-Depots auf und in der Rheinsohle mobilisiert und über die ganze Fliessstrecke bis zum Bodensee transportiert. Besonders ausgeprägt ist dieser Mobilisierungs-Effekt auf den Fliessstrecken nach der Einmündung grösserer, schwebstoffreicher Zuflüsse (v.a. Landquart und Ill). Dadurch wird das im Winter natürlicherweise klare bis sehr klare Wasser des Alpenrheins fast täglich relativ stark eingetrübt.

Der Stauraum Reichenau hat bereits heute eine gewisse regulierende Wirkung auf den winterlichen Schwebstoff-Haushalt, indem er einen kleinen Teil der gesamten, entlang des Alpenrheins anfallenden Schwebstoff-Fracht zurückhält. Wie weit sich durch eine antizyklische Bewirtschaftung des Stauraums der Schwebstoff-Rückhalt steigern und die Schwebstoff-Mobilisierung durch den Schwall vermindern liesse, bleibt abzuklären. Unabhängig davon tragen die nachfolgenden, zwischen Reichenau und dem Bodensee in den Alpenrhein einmündenden Zuflüsse den grössten Teil zur gesamten Schwebstoff-Fracht (v.a. Landquart und Ill) sowie einen beträchtlichen Teil zum Gesamtabfluss bei (v.a. Landquart, Zentrale Sarelli, Ill). Eine weitgehende Reduktion der bei Schwall zufließenden oder im Rhein selbst mobilisierten Trübung setzt daher in jedem Fall voraus, dass die Kraftwerks-bedingten Abflussspitzen während des Winters deutlich gesenkt werden.

Trübung und Lichtklima (Kapitel 3):

- Der Einfluss der Schwebstoffe auf das Lichtklima im Alpenrhein wurde anhand von Profilmessungen im Stau Reichenau untersucht. Stellen mit ruhigem Wasser und mit gleichmässiger (laminarer) Strömung zeigten dabei dieselben Beziehungen der optischen Parameter untereinander bzw. zur Schwebstoff-Konzentration. Der Einfluss von turbulenter Strömung konnte nicht berücksichtigt werden.
- Im Alpenrhein verändert sich die Lichtintensität mit zunehmendem Schwebstoff-Gehalt in ähnlicher Weise wie in anderen untersuchten Gewässern mit vorwiegend anorganischen (mineralischen) Schwebstoffen. In jenem Bereich, in dem sich die Schwebstoff-Werte des Alpenrheins im Winter bewegen, ist die Eindringtiefe des Lichtes grundsätzlich stark von der Schwebstoff-Konzentration abhängig. Für die mehr oder weniger natürliche Schwebstoff-Führung bei Niedrigwasser („Basistrübung“) von 1 bis 5 mg/l (Trockengewicht) ergibt sich an den tiefsten untersuchten Stellen des Alpenrheins (in 2.5m Tiefe) eine Abnahme der Lichtintensität auf 60% bis 25% des Oberflächenwertes. Unter Schwall einfluss nimmt die Schwebstoff-Konzentration auf 5 bis 25 mg/l zu, und der Wasserstand steigt gleichzeitig um mindestens 50cm. Unter diesen Bedingungen sinkt die Lichtintensität an den tiefsten Stellen auf 20% bis <5% des Oberflächenwertes.
- Die absoluten Lichtintensitäten an den tiefsten Stellen betragen im Mittel über die Wintermonate Dezember bis Februar zwischen 25 bis 30 $\mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ $\pm 15 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. Sie liegen damit im oder leicht über dem Bereich der minimalen Lichtansprüche verschiedener substratgebundener (benthischer) Algenarten.
- Die bei Schwall mit 60% bis 80% des Oberflächenwertes noch am stärksten belichteten Bereiche der Flusssohle fallen bei Sunk trocken. In diesem Übergangsbereich (Wasserwechselzone) können sich zum vornherein nur jene Arten ansiedeln, die gegen das regelmässige Austrocknen resistent sind.

Die winterlichen Abfluss- und Trübungsverhältnisse im Alpenrhein wirken sich limitierend auf den pflanzlichen Bewuchs der Flusssohle (Phytobenthos) aus. Unter natürlichen Verhältnissen, wie sie an einzelnen Wochenenden auch heute noch annähernd herrschen, führte der Rhein im Winter meist konstant tiefe Mengen an recht klarem Wasser. Bei Schwall bewirkt der Anstieg des Wasserstandes und der Trübung im Rhein selbst oder in seinen Zuflüssen ein insgesamt vermindertes Lichtangebot, was wiederum eine geringere Produktivität des Phytobenthos zur Folge hat. Gegenüber dem natürlichen Zustand ist daher mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der maximal möglichen Bewuchsdichte und eine Beschränkung auf weniger lichtbedürftige Arten zu erwarten. Das verbleibende Lichtangebot sollte aber auch in den tiefsten Bereichen der Flusssohle noch für einen minimalen Algenbewuchs ausreichen.

Substrat- und Bewuchsverhältnisse (Kapitel 4):

- Die prozentualen Anteile verschiedener Substratklassen an der Sohlenoberfläche sowie Deckungsgrad und Zusammensetzung des pflanzlichen Bewuchses auf der Sohle (Phytobenthos) wurden im Winter 1999/2000 in insgesamt 10 Querprofilen der Teststrecken Mastrils, Bad Ragaz, Buchs und Diepoldsau ein- bis zweimal aufgenommen. Mit Ausnahme von Mastrils umfasste dabei in jeder Teststrecke mindestens ein Profil die gesamte Flussbreite einschliesslich der tiefen, stark durchstömten Hauptrinne.
- Anhand der Profilaufnahmen wurde der Einfluss von Uferdistanz, Wassertiefe und Strömung auf die Ausprägung des Bewuchses phänomenologisch und statistisch untersucht. Die statistische Auswertung (Regressionsanalyse) konnte im Rahmen einer Semesterarbeit durchgeführt werden.
- Das sichtbare Substrat auf der Sohlenoberfläche (Deckschicht) des Alpenrheins bestand hauptsächlich aus den mittleren Korngrössenklassen Kies, Schotter und Steine mit Durchmessern von 0.2 bis 20cm. Gröberes und feineres Substrat erreichten nur an einzelnen Stellen namhafte Anteile.
- Der pflanzliche Bewuchs der Flusssohle wurde fast ausschliesslich durch Algen gebildet, wobei Kiesel- und Goldalgen regelmässig und teils in hoher Dichte, fädige Grünalgen dagegen nur zerstreut auftraten. Die optisch hervorstechendsten, auch aus grosser Entfernung zu erkennenden Bestände bildete die Goldalge *Hydrurus foetidus* („Wasserschweif“) aus, eine nur in kaltem Wasser

gedeihe, strömungsliebende, gegen Trockenfällen empfindliche und relativ lichtbedürftige Charakterart von Gebirgsbächen und -flüssen im Winter. Die stark verzweigten, flutenden Gallertschläuche des Wasserschiefes bieten in der Regel einem individuenreichen Makrozoobenthos Lebensraum und Nahrung (Hydrurusfauna).

- Das Phytobenthos auf den ständig benetzten Teilen der Flusssohle beschränkte sich im Alpenrhein mit wenigen Ausnahmen auf den Bereich zwischen der Uferlinie und 1m Wassertiefe (bezogen auf Niedrigwasser-Verhältnisse). Mit einem Deckungsgrad um 100% am dichtesten bewachsen waren die verhältnismässig flachen, aber gut durchströmten Sohlenbereiche in einem Seitenarm der Teststrecke Mastrils und in einer Schnelle (Riffle) der Teststrecke Bad Ragaz. Diese beiden Teststrecken wiesen insgesamt auch die grösste relative Ausdehnung des (auf Luftbildern) erkennbaren Algenbewuchses auf (je ca. 30% der gesamten Sohlenfläche). In der Teststrecke Buchs, die wie Bad Ragaz durch alternierende Kiesbänke geprägt ist, erreichte der sichtbar bewachsene Sohlenanteil dagegen nur ca. 15%. Auf der internationalen Rheinstrecke flussabwärts der Illmündung, vertreten durch die Teststrecke Diepoldsau, war die flache und durchwegs unter 1m Tiefe gelegene Rheinsohle praktisch bewuchsfrei.
- Innerhalb der bewachsenen Sohlenbereiche wurden Dichte und Zusammensetzung des Phytobenthos von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst, wobei die Wassertiefe (als Indikator für das Lichtangebot), die Strömung und die Zusammensetzung des Substrates den grössten Effekt hatten. Bei der statistischen Analyse wurde festgestellt, dass sich die Tiefe und die Strömung hauptsächlich auf die fädigen Gold- und Grünalgen, weniger jedoch auf die flächig wachsenden Kieselalgen auswirkten. Einzelne Regressionsmodelle ergaben darüber hinaus noch ein Einfluss der Teststrecke.
- Unterhalb von 1m Tiefe war das weitgehende Fehlen des Bewuchses weniger durch die Tiefe bzw. das Licht, als vielmehr durch andere Faktoren verursacht, welche bei den Aufnahmen und entsprechend auch bei der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt wurden. Dazu zählen vor allem die sohlennahen Strömungsbedingungen („hydraulischer Stress“) sowie die starke mechanische Einwirkung der bei Schwall in Bewegung geratenden und flussabwärts transportierten Feststoffe („Kugelmühlen-Effekt“ durch Feingeschiebe, „Sandstrahl-Effekt“ durch Schwebstoffe).

In den Teststrecken Mastrils, Bad Ragaz und Buchs haben sich neben einer tiefen Hauptrinne noch flussmorphologische Strukturen mit einer grösseren Vielfalt an Tiefen-, Strömungs- und Substratmustern erhalten oder ausgebildet (Seitengerinne, alternierende Kiesbänke). In diesen Randbereichen kann sich trotz des Schwallbetriebes mit seinen starken Abfluss- und Trübeschwankungen teilweise noch ein standortgerechter Algenbewuchs entwickeln, der auch Nahrungsgrundlage und Lebensraum für viele wirbellose Kleintiere (Makroinvertebraten) bietet.

Mit einer Revitalisierung des Flusses sind die Voraussetzungen für eine noch stärkere Entwicklung derart artenreicher und produktiver Sohlenbereiche („hot spots“) zu schaffen. Dazu ist in erster Linie eine (zumindest örtliche) Reduktion der hydraulischen Belastung durch den Abfluss-Schwall notwendig, welche die grössten Defizite beim pflanzlichen Bewuchs verursachen dürfte. Eine Erhöhung des Lichtangebotes durch die Verminderung der schwallbedingten Trübung hat demgegenüber vermutlich geringere Wirkung ist deshalb als untergeordnete Massnahme einzustufen.



Drift (Kapitel 5):

- Die in der fließenden Welle des Alpenrheins treibenden (driftenden) Algen, wirbellosen Tiere (Makroinvertebraten, Plankton) und anorganischen Partikel (Feinsedimente) wurden am 13./14.2.00 (Sonntag/Montag) mittels quantitativer Driftproben aus der Flussmitte bei Untervaz erfasst. Begleitend dazu wurden der Pegelstand, die Trübung und die Schwebstoff-Konzentration gemessen.
- Ein noch während der Niedrigwasserphase auftretendes kleines Regenereignis führte im Rhein zu erhöhter Trübung bei mehr oder weniger konstant tiefem Abfluss. Dabei wurden überwiegend organische Partikel verfrachtet, welche völlig andere optische Eigenschaften aufwiesen als die sonst vorherrschenden anorganischen (mineralischen) Schwebstoffe. Mit dem Eintreffen des Rheinschwalls verschob sich das Verhältnis wieder zugunsten der anorganischen Partikel, was sich in einer starken Abnahme der Trübung bei gleichzeitig steigendem Schwebstoff-Gehalt (Trockengewicht) äusserte.
- Die Drift von Makroinvertebraten in der fließenden Welle des Alpenrheins zeigte im Verlauf der Niedrigwasserphase keine Maxima bei Einbruch der Dunkelheit oder bei Tagesanbruch, wie dies in vielen anderen Gewässern der Fall ist. Auch die „künstliche“ Verdunkelung durch eine regenbedingte Trübung mit Spitzenwerten bis ca. 50 TEF bewirkte noch keine Zunahme der driftenden Organismen, solange die Wasserführung auf tiefem Niveau blieb.
- Mit dem Einsetzen des Schwalls stieg die Invertebraten-Drift trotz sinkender Trübung massiv an und erreichte beim Übergang von ansteigendem zu konstant hohem Schwallabfluss ihren Spitzenwert. Gleichzeitig wurden auch maximale Mengen von organischen (v.a. Fäden der Goldalge *Hydrurus foetidus*) und anorganischen Partikeln (v.a. Sand) abgetrieben. Im weiteren Verlauf des Schwall nah die Drift bei unverändert hoher Wasserführung wieder deutlich ab und pegelte sich bis zum Ende der Messung auf mittleren Werten ein. Die stärkste Zunahme der Drift wurde somit durch die Destabilisierung der Sohle und das mechanische Abreißen jener Algenbüschel ausgelöst, welche den bevorzugten Aufenthaltsort vieler Invertebratenarten bilden. Diese sogenannte Katastrophendrift setzte an der Untersuchungsstelle bei einem Abfluss von ca. 90 m³/s ein.
- Die höchste erfasste Konzentration von Makroinvertebraten in der Drift (Driftdichte) betrug 155 Individuen/m³ (Ind./m³), die maximale Gesamtmenge driftender Tiere im Rhein (Driftrate) 18'930 Ind./s. Gegenüber der relativ gleichmässigen Basisdrift bei Niedrigwasser entspricht dies einer Erhöhung um den Faktor 34 (bei der Driftdichte) bzw. 126 (bei der Driftrate). Die Zusammensetzung des driftenden Makrozoobenthos blieb über die ganze Untersuchungsperiode vergleichsweise konstant. Sowohl bei Niedrigwasser als auch bei Schwall stellten die Zuckmückenlarven mit 84% bis >95% den weitaus grössten Anteil an Individuenzahl und Biomasse in der Drift.
- Hochgerechnet auf eine Niedrigwasserphase von 24h Dauer, wie sie im Alpenrhein an Wochenenden auftritt, betrug die gesamte verdriftete Biomasse (Nassgewicht) der Invertebraten an der Messstelle Untervaz 311g; über den gesamten Verlauf (14h) des im Februar 2000 erfassten Schwallereignisses wurde dagegen eine Driftmenge von 35'000g ermittelt. Bezogen auf den gesamten Rheinabschnitt zwischen dem Stau Reichenau und der Messstelle — als mögliches Herkunftsgebiet der Organismen — entspricht dies pro Schwalldurchgang einem durchschnittlichen Flächenbeitrag an die Drift (Driftverlust) von ca. 35 mg/m² Flusssohle.
- Verglichen mit anderen untersuchten, hochwasser- oder schwallbeeinflussten Gewässern erreichte im Alpenrhein sowohl die relative Driftzunahme bei einer Abflusserhöhung als auch die absolute Driftdichte der Makroinvertebraten während der Abflussspitze sehr hohe, aber noch nicht aussergewöhnliche Werte. Bezogen auf die mittlere Individuendichte bzw. Biomasse des Benthosbestandes in den Tiefenrinnen der untersuchten Teststrecken (flussabwärts der Drift-Messstelle) erreichte die Drift bei Schwall insgesamt die höchsten Verhältniszahlen (Driftproportion) von 1% bis 8%. Bei Niedrigwasser und bei Schwall in den Sohlenbereichen ausserhalb der Tiefenrinnen lagen die Driftproportionen in der Regel deutlich unter 1%. Auch wenn verschiedene Fragen offen bleiben (unbekannte benthische Besiedlung *flussaufwärts* der Driftmessstelle, unbekannt Entwicklung der Drift flussabwärts und bei den „Folgeschwallen“ der anschliessenden Tage), sind demnach vorwiegend bei Schwall und in den Tiefenrinnen übermässige Driftverluste zu erwarten. Diese von der Abdrift stark betroffenen Sohlenbereiche machen in den Teststrecken Mastrils bis Buchs zwischen 41% und 52% der gesamten, ständig benetzten Sohlenfläche aus und erstrecken sich in der internationalen Rheinstrecke unterhalb der Illmündung (repräsentiert durch die Teststrecke Diepoldsau) über die gesamte Flussbreite.



Die Drift des Makrozoobenthos wird im Alpenrhein weniger durch das tagesrhythmische Verhalten der Tiere selbst gesteuert, sondern vielmehr „erzwungen“ durch die Destabilisierung der Sohle und das mechanische Abreißen jener Algenbüschel, welche den bevorzugten Aufenthaltsort vieler Invertebratenarten bilden. Diese Katastrophendrift würde während des Winters natürlicherweise nur bei seltenen Hochwasserereignissen auftreten. Sie setzte an der Untersuchungsstelle bei einem ähnlichen Abfluss ein, bei dem in einer flussauf- und -abwärts anschließenden Fließstrecke auch die Mobilisierung der Schwebstoff-Depots auf der Flusssohle begann.

In hydraulisch exponierten Sohlenbereichen kann die regelmässige, starke Abschwemmung eines Teils der Organismen nicht kompensiert werden; die zentralen, tiefen Fließrinnen bleiben im Winter deshalb weitgehend bewuchsfrei und entsprechend arm an Makroinvertebraten. In den übrigen Sohlenbereichen blieb der in die Drift eintretende Anteil des Makrozoobenthos — soweit repräsentativ erfasst — vergleichsweise gering. Dies erklärt auch, weshalb sich in diesen Bereichen trotz der täglichen, schwallbedingten Verluste durch Abdrift während des Winters teilweise ein standortgerechtes Phyto- und Makrozoobenthos entwickeln kann.

In den biologisch verödeten Tiefenrinnen ist ein nennenswerter Rückgang der Katastrophen-Drift nur durch eine starke Verminderung der Spitzenabflüsse bei Schwall zu erreichen. Für weniger exponierte Bereiche ist zu prüfen, ob und wie weit die hydraulische Belastung auch durch andere Massnahmen (z.B. Fluss-Aufweitungen) weiter gesenkt werden kann.

7. Literaturverzeichnis

- Allan, J.D. (1995): Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London. 388 Seiten.
- ARGE Limnex, Schälchli & Abegg (1997): Trübung im Alpenrhein. Ergebnisse einer Literaturstudie. Bericht zuhanden der Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein. 20 Seiten.
- Binderheim-Bankay, E.; Jakob, A. (1999): Trübungsdynamik, Schwebstoffkonzentrationen und Schwebstoffberechnungen in der Lütshine bei Gsteig und Bönigen. Auswertung von Vergleichsmessungen März - September 1998. Interner Bericht der Landeshydrologie und -Geologie, Bern. 24 Seiten.
- Bischof, G. (1852): Über die Absätze des Rheins. Neues Jahrbuch für Mineralogie, Geognosie, Geologie und Petrefaktenkunde Jahrgang 1852, 385 - 398.
- 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. 263 Seiten.
- BOKU (1997): Kurzfassung zum Gewässer- & Fischökologischen Konzept Alpenrhein. Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie. Bericht der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur an der Universität für Bodenkultur, Wien im Auftrag der Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein. 90 Seiten.
- Brittain, J.E.; Eikeland, T.J. (1988): Invertebrate drift — A review. *Hydrobiologia* 166, 77 - 93.
- BUWAL (1997): Gestaltungsgrundsätze zur gewässerökologischen Optimierung von Wasserfassungen. Schriftenreihe Umweltmaterialien Nr. 74, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 120 Seiten.
- Davies-Colley, R.J.; Vant, W.N.; Smith, D.G. (1993): Colour and clarity of natural waters. Science and management of optical water quality. Ellis Horwood, Chichester. 301 Seiten.
- Davis, J.A.; Barmuta, L.A. (1989): An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers. *Freshw. Biol.* 21, 271 - 282.
- EAW (1932): Wasserführung, Sinkstoffführung und Schlammablagerung des Alten Rheins. Mitteilung Nr. 31 des eidgenössischen Amtes für Wasserwirtschaft, Bern. 49 Seiten + Beilagen.
- ETHZ (1944 - 1946): Chemische Untersuchungen im Rheinwasser. Teilberichte I, II, III und V der Beratungsstelle der ETH Zürich für Abwasserreinigung und Trinkwasserversorgung. Jeweils 8 bis 13 Seiten + Beilagen.
- Hill, W. (1996): Effects of light. In: Stevenson, R.J.; Bothwell, M.L.; Lowe, R.L. (eds.): Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems. Academic Press San Diego, 121 - 147.
- Holinger (1991): Umweltverträglichkeitsbericht zum Konzessionsprojekt 1979/80 mit Ergänzungen 1991 der Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein. Hauptbericht. 250 Seiten. Dazu: Separate Fachgutachten C1 bis C13.

- Hovasse, R.; Joyon, L. (1960): Contribution à l'étude de la Chrysomonadine *Hydrurus foetidus*. Rev. Algol. 5, 66 - 83.
- Hütte, M. (1994): Die Bedeutung einer Wasserfassung für die Ökologie eines alpinen Baches unter besonderer Berücksichtigung der Auswirkung von Wasserschwallen mit Feststofftransport, am Beispiel der Wasserfassung Klamm Bach (Kühtal, Tirol). Diss. Universität Innsbruck. 107 Seiten.
- Jaag, O.; Schmassmann, W.; Fehlmann, W., Gäumann, E. (1944 - 1947): Gesamtbiologische Rheinkontrolle. Expertenberichte und Untersuchungsprotokolle. Jeweils 4 bis 46 Seiten + Beilagen.
- Jones, D.; Wills, M.S. (1956): The attenuation of light in sea and estuarine waters in relation to the concentration of suspended solid matter. J. Mar. biol. Ass. U.K. 35, 431 - 444.
- Kann, E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53, 405 - 643.
- Kawecka, B. (1985): Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature. Acta hydrobiol. 27, 299 - 310.
- KHR (1996a): Grosse Speicherseen im Einzugsgebiet des Rheins. Bericht Nr. II-10 der internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes. 64 Seiten.
- KHR (1996b): Feststoffbeobachtungen im Rhein. Beschreibung der Messgeräte und Messmethoden. Bericht Nr. II-11 der internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes. 106 Seiten.
- Knabenhans, A. (1912): Zur Hydrographie des Rheingebietes zwischen der Landquart und dem Bodensee. Diss. Universität Zürich. 118 Seiten + Beilagen.
- Konar, M. (1990): Bibliographie über die quantitative Beschreibung von Driftphänomenen. Wasser und Abwasser (Wien) 34, 11 - 29.
- Krapf, P. (1919): Die Schwemmstoffführung des Rheins und anderer Gewässer. Österr. Wochenschrift für den öffentlichen Baudienst 25, Hefte 48 - 50, 565 - 571, 577 - 580, 589 - 598.
- Limnex (1994): 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. 101 Seiten.
- Limnex (1996): Limnologische Untersuchung des Lago di Poschiavo. Resultate der Probenahmen von 1993 und 1995. Entwicklung und Beurteilung des Seezustandes über die Periode 1988 bis 1995. Bericht im Auftrag des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden. 84 Seiten + Anhang.
- Limnex (1999): Tabellarische Messwerte und grafische Auswertungen der Stickstoff-Messungen im Alpenrhein vom 7.2. bis 9.2.1999. Zusammenstellung im Auftrag des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden. 26 Seiten.
- Limnex (2000): Auswirkungen des Schwallbetriebes des Kraftwerkes Kubel auf die Wassertiere der Sitter. Bericht im Auftrag der kantonalen Jagd- und Fischereiverwaltung St. Gallen. 32 Seiten + Beilagen.
- Marrer, H. (2000): Erneuerung Kraftwerk Amsteg. Gewässerökologisch verträgliche Ausgestaltung des Schwellregimes. Erweiterter Zwischenbericht des Büros für Gewässer- und Fischereifragen AG im Auftrag der SBB-Division Infrastruktur, Zollikofen. 45 Seiten + Beilagen.
- Matthaei, C.D.; Uehlinger, U.; Frutiger, A. (1997): Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. Freshwater biology 37, 61 - 77.

- 
- Matthaei, C.D.; Werthmüller, D.; Frutiger, A. (1998): An update on the quantification of stream drift. Arch. Hydrobiol. 143, 1 - 19.
- Megard, R.O. (2000): Diagnosis of light attenuation with Secchi disks. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55, 169 - 178.
- Moog, O.; Janecek, B.F.U. (1991): River flow, substrate type and *Hydrurus* density as major determinants of macroinvertebrate abundance, composition and distribution. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 1888 - 1896.
- Nesper, F. (1937): Die internationale Rheinregulierung von der Illmündung bis zum Bodensee. III. Ergebnisse der Messungen über die Geschiebe- und Schlammführung des Rheines an der Brugger Rheinbrücke. Schweizerische Bauzeitung 110, Nr. 12 und 13. 143 - 148, 161 - 164.
- Pearson, W.D.; Franklin, D.R. (1968): Some factors affecting drift rates of *Baetis* and Simuliidae in a large river. Ecology 49/1, 75 - 81.
- 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.
- Rott, E.; Walser, L.; Kegele, M. (2000): Ecophysiological aspects of macroalgal seasonality in a gravel stream in the Alps (River Isar, Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 1622 - 1625.
- Statzner, B.; Gore, J.A.; Resh, V.H. (1988): Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. J. N. Am. Benthol. Soc. 7, 307 - 360.
- TBA-Info (2001): Aufwändige Fischtreppe beim Kraftwerk Reichenau sichert das Überleben der Rheinlanke. Informatinsblatt Nr. 41 des Tiefbauamtes Graubünden, Chur. 2 Seiten.
- Tockner, K.; Waringer, J.A. (1997): Measuring Drift during a Receding Flood: Results from an Austrian Mountain Brook (Ritrodat-Lunz). Int. Revue ges. Hydrobiol. 82, 1 - 13.
- Waringer, J.A. (1989): Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of *Allogamus auricollis* (Trichoptera: Limnephilidae) in an Austrian Mountain brook. Freshw. Biol. 22, 177 - 188.
- Wellnitz, T.A.; Ward, J.V. (1998): Does light intensity modify the effect mayfly grazers have on periphyton? Freshwater biology 39, 135 - 149.
- Wellnitz, T.A.; Ward, J.V. (2000): Herbivory and irradiance shape periphytic architecture in a Swiss alpine stream. Limnol. Oceanogr. 45(1), 64 - 75.
- White, D.S.; Gammon, J.R. (1976): The effect of Suspended solids on macroinvertebrate Drift in an Indiana Creek. Proc. Indiana Acad. Sci. 86, 182 - 188.

8. Anhänge

Anhang 1a - 1d

Verläufe von Abfluss und Schwebstoff-Konzentration (SS-Konz.; jeweils oberes Bild) sowie der Schwebstoff-Fracht (jeweils unteres Bild) zwischen den mittels Sammelproben untersuchten und bilanzierten Messstellen am Alpenrhein während der Messkampagne vom 7.2. bis 9.2.99. Alle aufgetragenen Werte sind auf die aktuelle Zeit an der jeweiligen Messstelle bezogen (ohne Berücksichtigung der Fliesszeit im Alpenrhein). Die Darstellung für die oberste Fliessstrecke zwischen Felsberg und Mastrils ist im Bericht enthalten (Abbildung 8).

Q_{sm} = Stundenmittel des Abflusses; Q_{mom} = Momentanwerte des Abflusses; F_m = Frachtmittel (über 1 - 2h); F_{mom} = Momentanfracht; # = berechnete Abfluss- und Schwebstoff-Werte; TG = Trockengewicht.

Anhang 2a - 2b

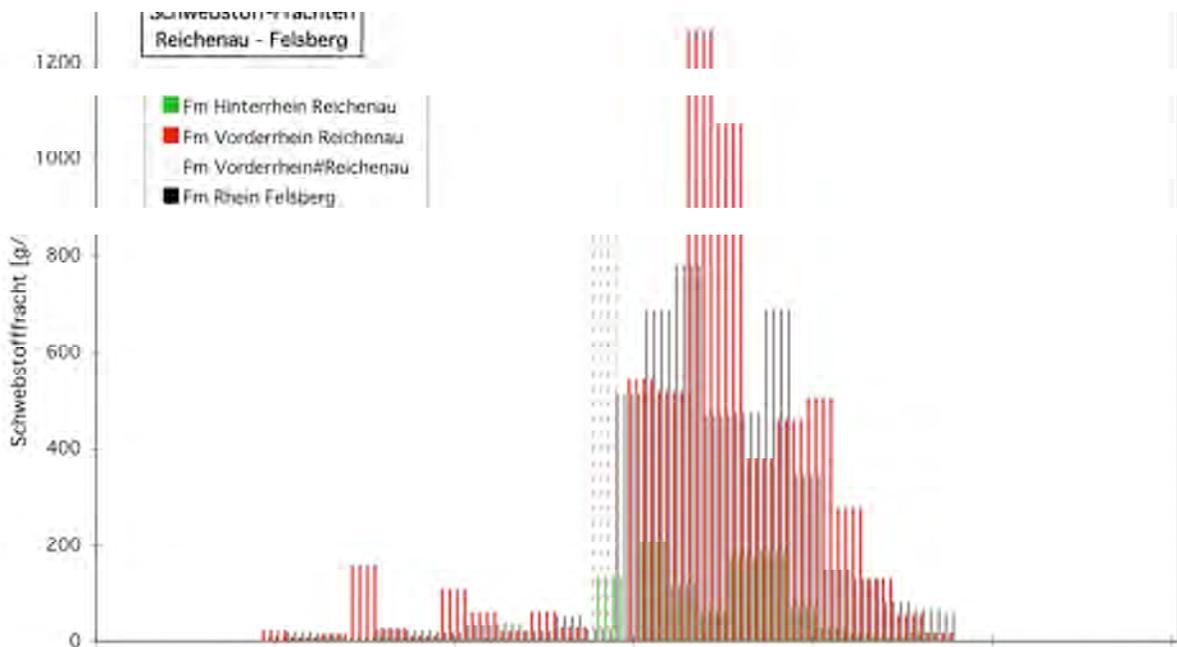
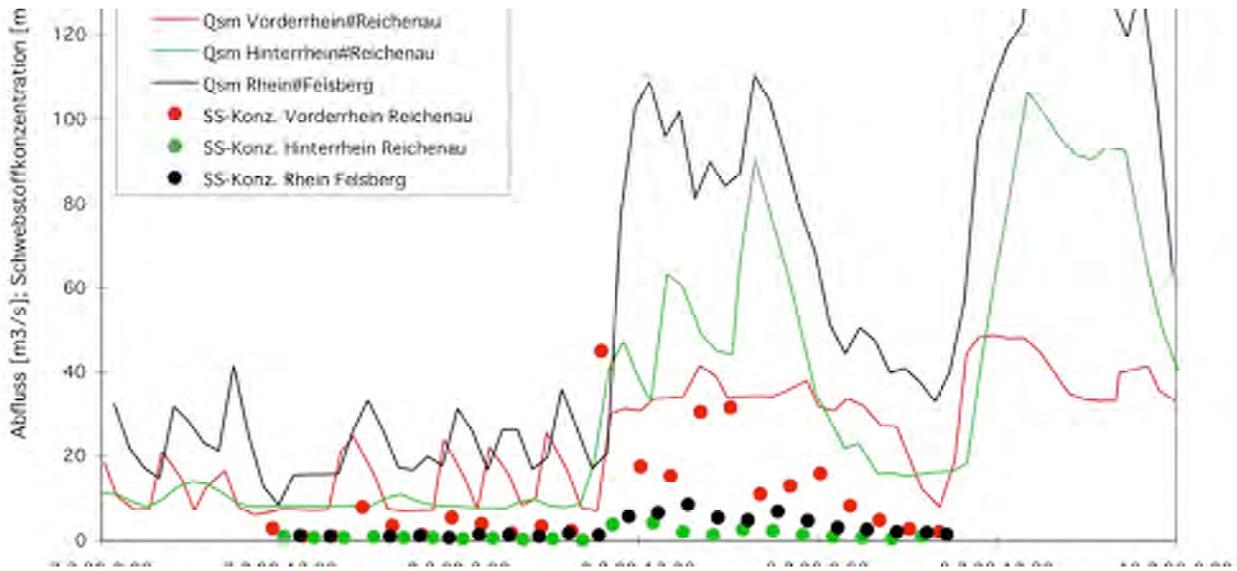
Aufnahmen von durchgehenden Querprofilen in der Teststrecken des Alpenrheins im Februar 2000. Dargestellt sind jeweils die bei der Aufnahme herrschenden Tiefen-, Strömungs-, Substrat- und Bewuchsverhältnisse. Die Aufnahmen von Fluss-km 26.8 (Teststrecke Bad Ragaz) und Fluss-km 51.2 (Teststrecke Buchs) sind im Bericht enthalten (Abbildung 17).

Einzelheiten zu den Darstellungen siehe Kapitel 4.2 des Berichtes. Die Lage der Querprofile in den Teststrecken Mastrils bis Buchs ist aus Abbildung 16 des Berichtes ersichtlich.

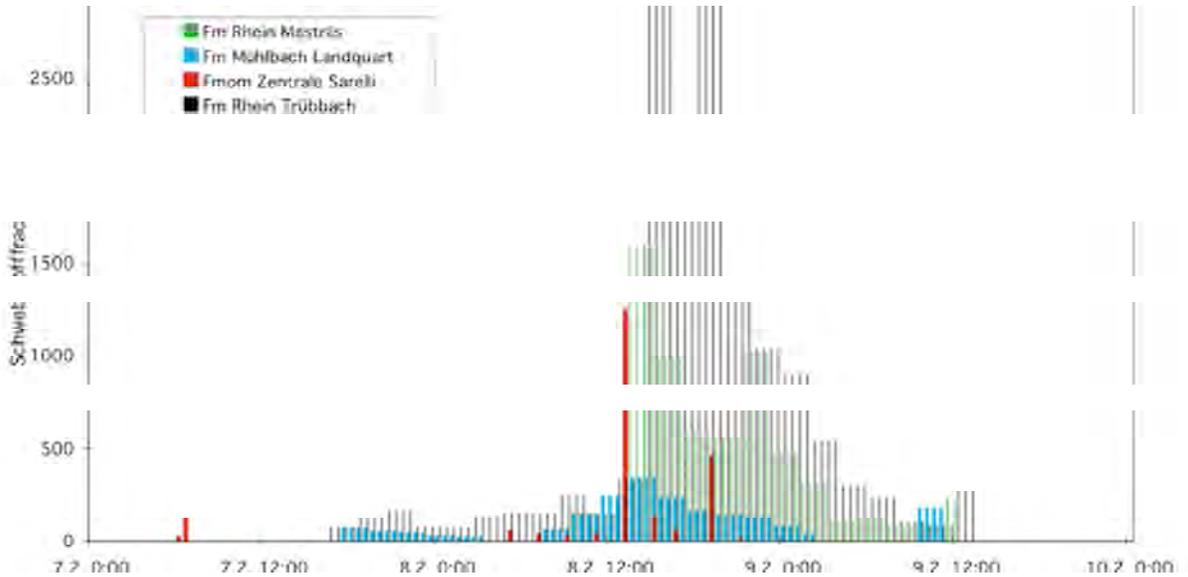
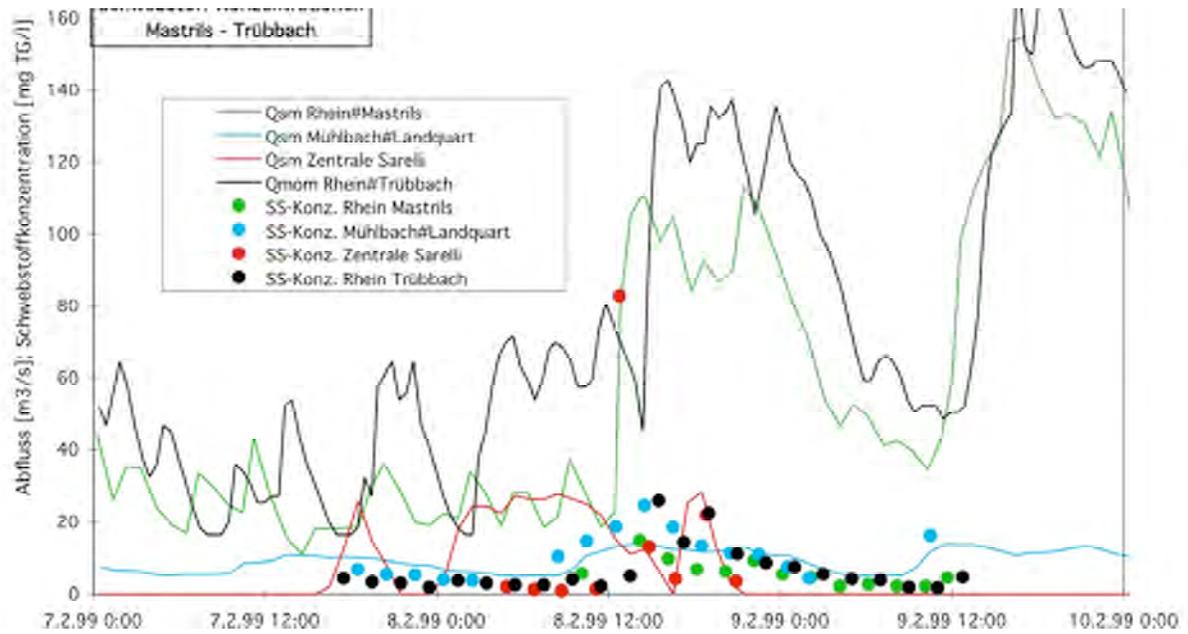
Anhang 3

Originalbericht von Frau Veronika Röthlisberger über die statistische Auswertung von Bewuchsdaten aus dem Alpenrhein vom Februar 2000.

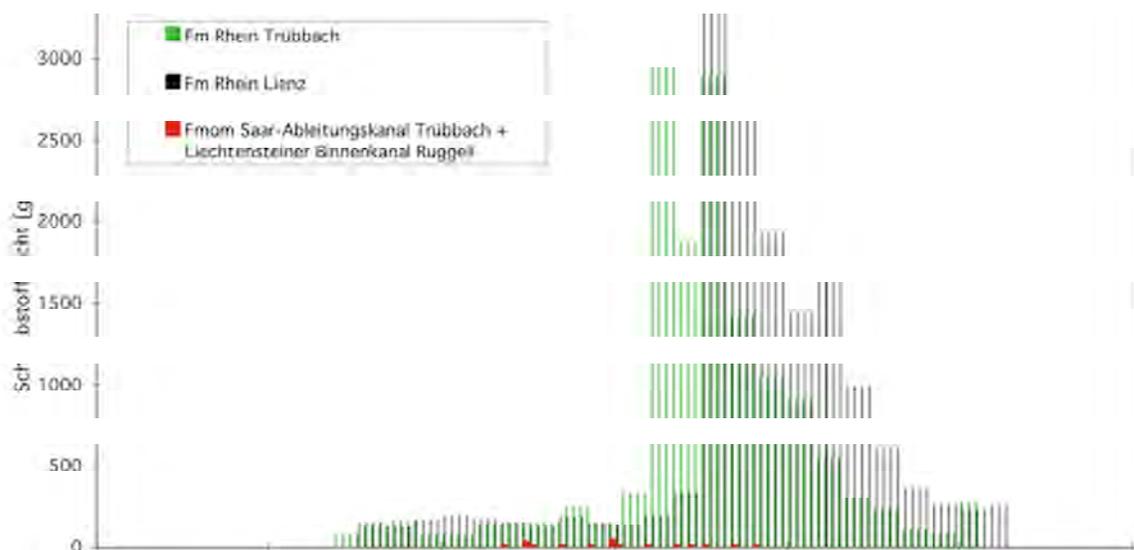
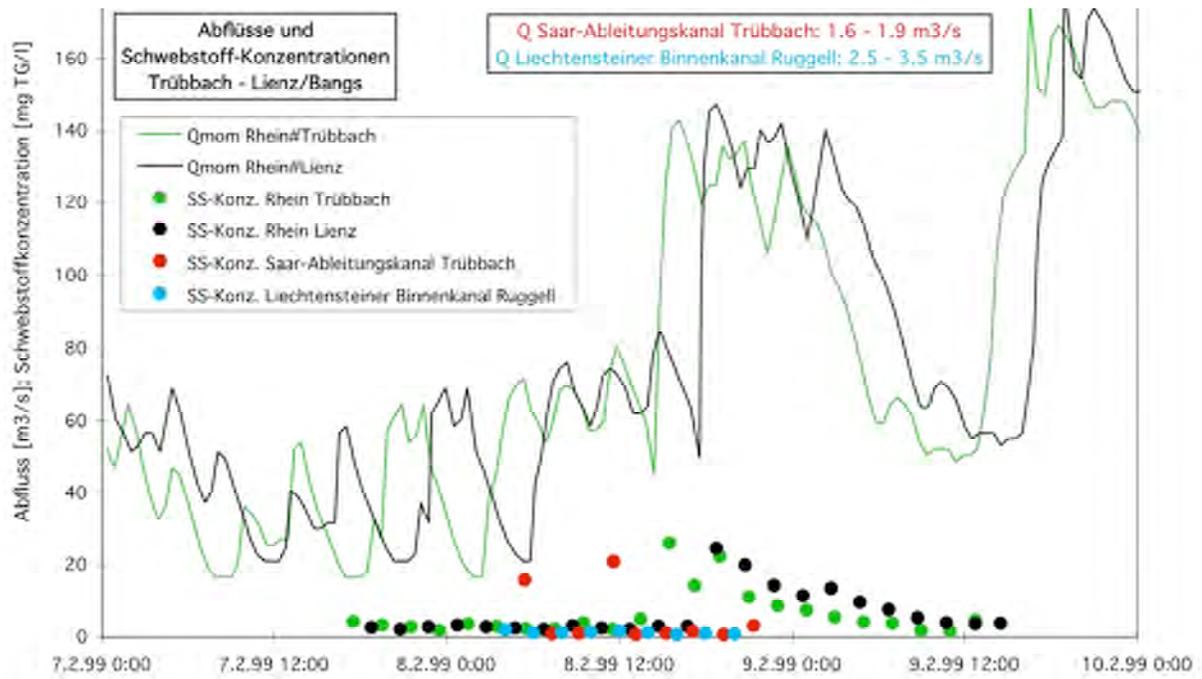
Anhang 1a



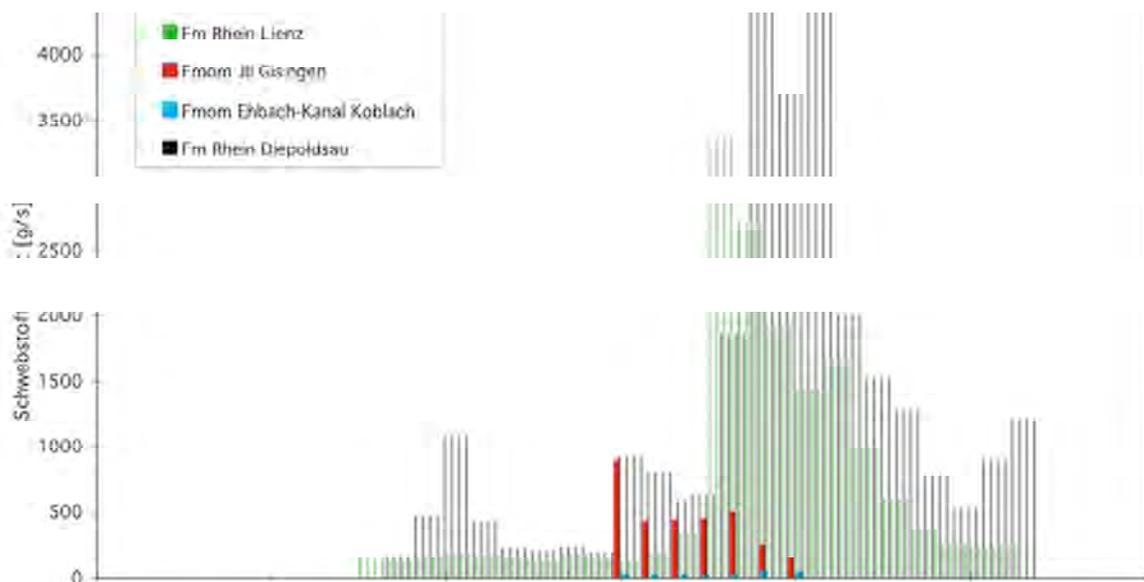
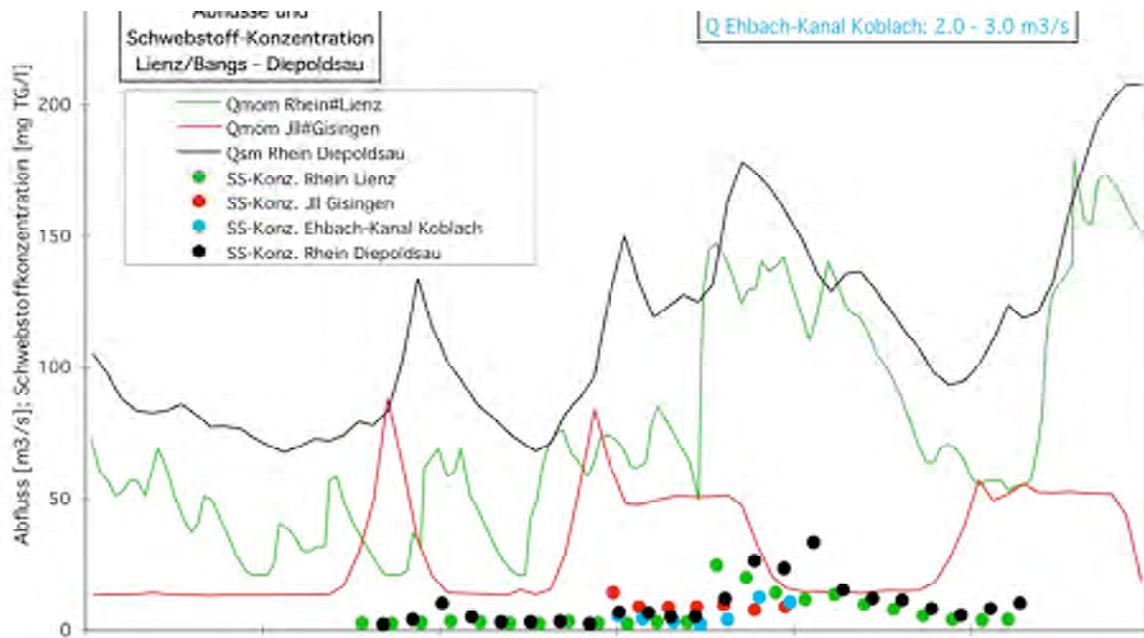
Anhang 1b



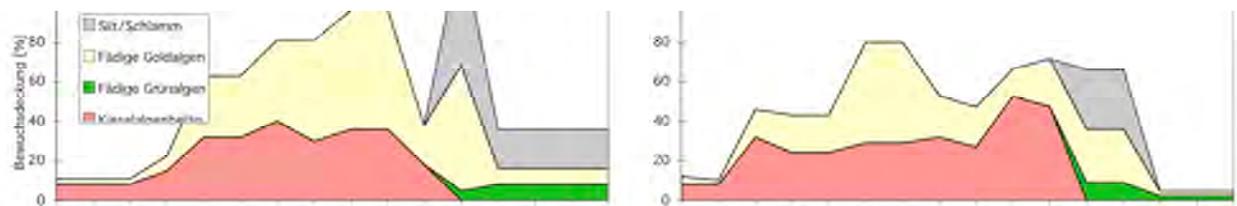
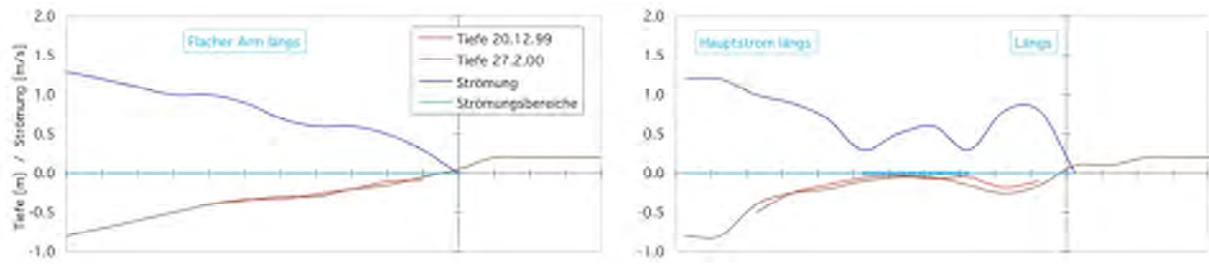
Anhang 1c



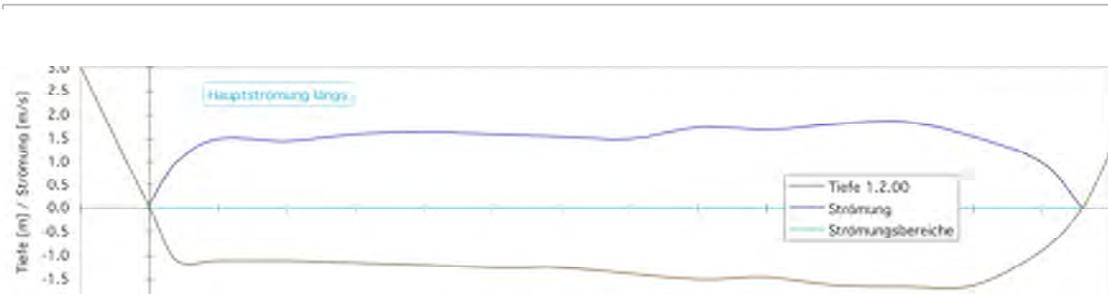
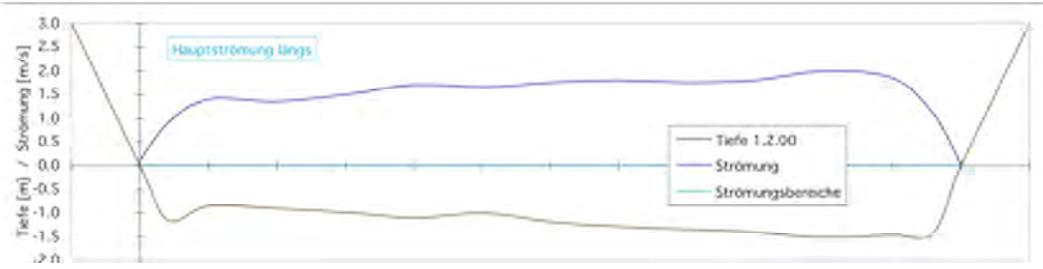
Anhang 1d



Anhang 2a



Anhang 2b



ALGENWACHSTUM IM ALPENRHEIN

Statistische Auswertung von Messdaten möglicher Einflussgrößen

Der Bericht von Anhang 3 ist in diesem PDF-File nicht enthalten.

ETH Zürich, Seminar für Statistik
Semesterarbeit Nachdiplomkurs in Statistik

Verfasserin: Veronika Röthlisberger
Betreuerin: Monika Ferster

Zürich und Basel, im Juli 2001