

Limnex AG
Schafhauserstrasse 313
8050 Zürich
Tel: 01 / 313'13'00, Fax: 01 / 312'17'14

Schälchli & Abegg
Reihardstrasse 14
8008 Zürich
Tel/Fax: 01 / 251'51'74

Trübung im Alpenrhein: Ergebnisse einer Literaturstudie

Zuhanden
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie der
Internationalen Regierungskommission Alpenrhein

*Trübung Alpenrhein / Literaturstudie
27. Februar 1997*

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung.....	2
2.	Biologische Besiedlung des Alpenrheins	3
3.	Trübungsverhältnisse des Alpenrheins.....	6
4.	Gewässerökologische Einflüsse von mineralischer Trübung.....	10
5.	Kolmationsverhältnisse am Alpenrhein und Einfluss auf die Grundwasserneubildung..	15
6.	Schlussfolgerungen.....	17
6.	Literaturverzeichnis	18

1. Einleitung

Nachfolgend fassen wir die bisher vorliegenden Resultate einer Literaturstudie zum Thema **Einfluss der mineralischen Trübung auf Lebensräume und -gemeinschaften in Flüssen** (mit spezieller Berücksichtigung der Verhältnisse im Alpenrhein) zusammen. Diese Literaturstudie hat zum Ziel, die möglichen Auswirkungen der Trübung auf das Substrat, das Benthos und die Fische im Alpenrhein soweit abzuschätzen, als dies der heutige Wissensstand erlaubt. Damit soll insbesondere auch eine bessere fachliche Entscheidungsgrundlage für die geplanten, gezielten Felduntersuchungen zum morphologischen und biologischen Einfluss der Abfluss- und Trübeschwankungen bereitgestellt werden.

2. Biologische Besiedlung des Alpenrheins

Als **Alpenrhein** wird gemäss Lauterborn (1916) der gesamte Oberlauf des Rheins von den Quellen bis zur Mündung in den Bodensee (mit einer Länge von ca. 164 km) bezeichnet. Nach der heute gebräuchlicheren Terminologie beginnt der Alpenrhein erst mit der Vereinigung der beiden Haupt-Quellflüsse Vorder- und Hinterrhein bei Reichenau (z.B. Friedrich & Müller, 1984; Tümmers, 1994). Auf diesem — von Lauterborn als "Schweizer-Vorarlberger Rhein" bezeichneten — unteren, ca. 90 km langen Flussabschnitt wurde 1989 die jüngste und bislang wohl ausführlichste Untersuchung der Wasserfauna und -flora im Alpenrhein durchgeführt (UVB Rheinkraftwerke, 1991). Dabei sind ausgesprochen **geringe Bestandesdichten (Biomassen) von Fischen und Makroinvertebraten** festgestellt worden. Wie Tabelle 1 zeigt, werden diese Befunde im Falle der Wirbellosen durch einige andere, gewässerbiologische Untersuchungen am Alpenrhein und seinen Zubringern mehrheitlich bestätigt. 1996 sind im neuen Rhein bei Fussach erstmals auch quantitative Proben des Makrozoobenthos über das gesamte Querprofil entnommen worden (ARGE Limnologie, 1996). Die dabei ermittelten, minimalen Frischgewichts-Werte in den zentralen, tieferen Bereichen der Flusssohle (Tabelle 1) deuten darauf hin, dass die Biomasse des Makrozoobenthos im Alpenrhein insgesamt noch geringer sein könnte, als dies bisher aufgrund von ufernah gesammelten Proben vermutet worden ist.

Schon Lauterborn (1916) kam aufgrund seiner Beobachtungen am gesamten Rheinlauf zum Schluss:

"Die Tier- und Pflanzenwelt des Schweizer-Vorarlberger Rheins ist recht arm, ärmer als die irgend einer anderen Strecke des Stromes."

Bemerkenswert ist diese Einschätzung vor allem aus zwei Gründen:

- Sie betrifft eine Zeit, in welcher noch keinerlei Beeinflussung der Wasserführung durch Speicherkraftwerke und den damit verbundenen winterlichen Schwallbetrieb bestand, in welcher der Alpenrhein aber schon weitgehend in seinem heutigen, korrigierten Bett verlief.
- Sie schliesst ausdrücklich auch den pflanzlichen Bewuchs (Phytobenthos) mit ein, und Lauterborn spricht ergänzend von einer spärlichen Entwicklung der Algen sowie von "kümmerlichen Schläuchen von *Hydrurus*"¹. Die Goldalgen (Chrysophyseen), zu welchen *Hydrurus foetidus* zählt, wurden auch bei einer einjährigen, 1989/90 durchgeführten Untersuchung an 17 Stellen im Längsverlauf des Alpenrheines nur sehr vereinzelt festgestellt (Zimmerli, 1991). Im Gegensatz dazu stehen einige ebenfalls neuere, stichprobenartigen Aufnahmen, bei denen die Algen insgesamt beachtliche Bewuchsdichten (10% bis 50%) erreichten und die Goldalge *Hydrurus foetidus* zumindest stellenweise ein regelmässiges bis massenhaftes Vorkommen aufwies (UVB KW Reichenau, 1988; UVB Rheinkraftwerke, 1991; ARGE Limnologie, 1995 und 1996).

Bei der Diskussion über mögliche Ursachen für die schwache tierische Besiedlung des Alpenrheins werden unter verschiedenen anderen Faktoren (Regulierung, Schwallbetrieb) mehr-

¹ Auch diese Bemerkung bezieht sich ausschliesslich auf den "Schweizer-Vorarlberger Rhein" zwischen Reichenau und dem Bodensee. Für die von ihm als "Quellrhein" zusammengefassten Fließstrecken von Vorder- und Hinterrhein vermerkt Lauterborn demgegenüber sogar ein sehr üppiges Vorkommen von *Hydrurus* ("Massenvegetationen") während des Winterhalbjahres.

fach auch die Beeinträchtigungen durch **anthropogen beeinflusste Wassertrübung** hervorgerufen. In Jungwirth et al. (1996) werden eine erhöhte Trübung sowie die Verstopfung (Kolmatierung) und Überdeckung der Gewässersohle durch Feinsediment zu den Folgewirkungen des "ordentlichen" Schwallbetriebes gezählt. In Conrad (1990) wird ausserdem ein schädlicher Einfluss von Kieswaschwässern erwähnt. Besonders grosse Ausfälle beim Benthos und vermutlich auch bei der Fischbrut verursachte eine im Herbst 1989 erfasste Stauraum-Spülung beim Kraftwerk Reichenau, wobei im unterliegenden Alpenrhein "extrem hohe" Trübstoff-Frachten auftraten (UVB Rheinkraftwerke, 1991). Auch bei diesem Ereignis werden eine direkte Schädigung von juvenilen und adulten Fischen durch einen unnatürlich hohen Anteil an Trübstoffen sowie indirekte Faunenausfälle durch Kolmatierung des Kiesbettes als mutmassliche Ursachen der Ausfälle erwähnt. Die Biomasse des Makrozoobenthos wurde zudem durch die spülbedingte mechanische Abrasion des Algen-Aufwuchses (v.a. *Hydrurus foetidus*) vermindert.

Deutlich erhöhte Biomassen des Makrozoobenthos (um 20 g Frischgewicht/m²) sind 1989, 1991 und 1996 in vereinzelt quantitativen Proben aus kiesig-steinigem Substrat (Lithal) im Uferbereich des Alpenrheines festgestellt worden (Tabelle 1). Im Februar 1989 und 1991 traten diese erhöhten Werte ausschliesslich an Probestellen mit nennenswertem Algenbewuchs auf (teils *Hydrurus*, teils andere fädige Algen). Im Februar 1996 wies die österreichische Bundesmessstelle am Alpenrhein bei Bangs markant höhere Biomassen auf als im Januar 1995. An derselben Stelle nahm 1996 im Vergleich zum Vorjahr auch das Ausmass des Algenbewuchses (Deckungsgrad) und speziell die Dichte der fädigen Formen (u.a. *Hydrurus*) in stärker überströmten Bereichen deutlich zu (ARGE Limnologie, 1995 und 1996). Eine **positive Korrelation zwischen der Bewuchsdichte von *Hydrurus* und der Biomasse des Makrozoobenthos**, wie sie schon für andere Gewässer gezeigt worden ist (z.B. Moog & Janecek, 1991), scheint sich daher auch im Alpenrhein zu bestätigen.

Ausführliche **Darstellungen und Beurteilungen der fischereiökologischen Verhältnisse** im Alpenrhein, teilweise unter Berücksichtigung von kurz- und langfristigen Veränderungen, finden sich in UVP KW Reichenau (1988) sowie in UVP Rheinkraftwerke (1991), Schmutz & Eberstaller (1993) und Jungwirth et al. (1996). Der Fischbestand des Alpenrheins liegt mit Werten von <10 bis 100 kg/ha unterhalb resp. im unteren Bereich der Erwartung für Flüsse vergleichbarer Typologie. Die Fangstatistiken weisen für das vergangene Jahrzehnt allgemein rückläufige Erträge auf. Der natürliche Reproduktionserfolg der im Alpenrhein dominierenden Fischarten Bach- und Regenbogenforelle wird je nach Gewässerabschnitt und Zeitpunkt der Untersuchung unterschiedlich eingeschätzt. Unbestritten ist hingegen, dass der Alpenrhein in bezug auf die tierische Lebensgemeinschaft (und speziell der Fische) trotz der allgemein tiefen Bestandesdichten immer noch einen grossen Artenreichtum und ein entsprechend **hohes ökologisches Potential** aufweist.

Tabelle 1

Vergleich der ermittelten Biomassen des Makrozoobenthos (gesamter Wertebereich und arithmetische Mittelwerte) bei verschiedenen jüngeren, quantitativen Probenahmen im Alpenrhein während der Wintermonate (Dezember bis März). Die numerierten Referenzen sind im Literaturverzeichnis aufgeführt. K.n.A. = Keine näheren Angaben. *Hydr.* = *Hydrurus foetidus*. DA = Deckungsgrad makroskopischer Algen im Bereich der Probenahme.

Flusstrecke	Probenahme			Biomasse (Frischgewicht)		Referenz	
	Stelle	Datum	Methodik	Flussbereich	Bereich [g/m ²]		Mittel [g/m ²]
Vorderrhein Disentis	12./13.3.85 19./20.12.85	Kicksamp- ling/Steine	K.n.A.		0.4 - 6.3	2.9	[31]
Rhein Domat/Ems - Fläsch	Winter 1987/88	quantitativ (K.n.A.)	K.n.A.		2.7 - 6.1	4.6	[42]
Rhein Trübbach - Oberriet	25.-27.2.89	Surber- sampler	Uferbereich <i>ohne Hydr.</i>	0.2 – 7.0	2.2	[43]	
			Uferbereich <i>mit Hydr.</i>	19.2 - 23.8	21.2		
Rhein Trimmis	2.2.91	Surber- sampler	Uferbereich <i>DA: >60%</i>	14.1 - 27.9	17.4	[25]	
Rhein Bangs	9.2.95	Zylinder- sampler	Uferbereich <i>DA: 20-30%</i>	2.9 - 7.8	5.2	[4]	
	15.1.96	Zylinder- sampler	Uferbereich <i>DA: 50-60%</i>	17.4 - 25.9	22.4	[5]	
Neuer Rhein Fussach	26.1.96	Airlift- Sampler	Querprofil	<0.1 - 5.6	1.6	[5]	

3. Trübungsverhältnisse des Alpenrheins

Die für die Trübung massgebende **Schwebstoff-Konzentration des Alpenrheins im abflussarmen Hochwinter** variierte bei on-line Messungen im Februar 1994 nahe Maienfeld zwischen <1mg/l und ca. 25 mg/l (Limnex, 1994). Stichproben aus dem Alpenrhein nach der Illmündung (bei der eidgenössischen Messstation Diepoldsau) ergaben zur selben Zeit etwas höhere Werte von 8 bis 32 mg/l (Landeshydrologie, 1994a). Nach neuesten, im Rahmen der Bodensee-Zuflussuntersuchung zwischen November 1995 und Oktober 1996 bei Maienfeld erhobenen Sammelproben liegen die Tagesmittel der winterlichen Schwebstoff-Konzentration ebenfalls innerhalb eines Wertebereiches von 1 bis 26 mg/l (AfU GR, 1997).

Abbildung 1 zeigt anhand eines Ausschnittes aus den Messungen bei Maienfeld den Verlauf des Abflusses und der gesamten ungelösten Stoffe (GUS), welche im Falle des Alpenrheins zum grössten Teil aus mineralischen Schwebstoffen bestehen.² An Werktagen traten die geringsten GUS-Werte bei tiefster Wasserführung (Sunk) in den Vormittagsstunden auf, während der — bei Maienfeld um die Mittagszeit einsetzende — Schwall oft eine Erhöhung um einige mg/l mit sich brachte. Die Tageshöchstwerte fielen in der Regel auf Zeiten mit stark rückläufiger Wasserführung (Übergang von Schwall zu Sunk). Ein abweichender Konzentrationsverlauf von GUS (mit Minima am Nachmittag und unterschiedlich ausgeprägten Maxima) wurde an den beiden erfassten Wochenenden (ohne Schwall) registriert.

Vor der Errichtung von Speicherkraftwerken im Einzugsgebiet wies der Alpenrhein im Hochwinter bei gleichmässig tiefem Abfluss "anscheinend ganz klares Wasser" und nur geringe Trübungsschwankungen auf, wie die Beobachtungen von Krapf (1919) während seiner intensiven Messkampagne im Alpenrhein bei Lustenau zwischen 1893 und 1912 ergaben.

Im Sommerhalbjahr, beginnend mit der Schneeschmelze, bewegen sich die Schwebstoff-Konzentrationen bei Normalabfluss im Bereich von ca. 50 mg/l bis einigen 100 mg/l und dürften die Marke von 1'000 mg/l (= 1 g/l) kaum übersteigen (Märki, 1967; Wagner, 1976; Landeshydrologie, 1994a; Limnex, 1994; AfU GR, 1997). **Bei natürlichen Hochwasserereignissen** sind sowohl für den heutigen Zustand als auch für die Zeit vor der Errichtung der Speicherkraftwerke maximale Schwebstoff-Konzentrationen von 5 g/l bis >50 g/l gemessen worden (Landeshydrologie, 1994b; Krapf, 1919).

Abbildung 2 illustriert, wie die GUS-Konzentrationen im Alpenrhein bei Maienfeld zwischen Mitte Februar und Anfang März 1994 aufgrund der einsetzenden Schneeschmelze um eine Grössenordnung zunahmen und damit den anthropogen bedingten Schwankungsbereich während des Hochwinters weit überstiegen. Ein Zusammenhang zwischen Wasserführung und Schwebstoffführung ist nur bei den März-Proben zu erkennen, wobei sich die GUS-Konzentration mit zunehmendem Abfluss tendenziell vermindert (Verdünnung). Frühere Langzeitmessungen bei der Brugger Rheinbrücke — also nach der Illmündung — ergaben eine weitgehend unabhängige Veränderung von Schwebstoff-Konzentration und Abfluss, wobei die maximale "Schlammführung" allerdings gerade während der Schneeschmelze mit der

² *Der Alpenrhein zählt nach der Klassifikation von Strahler zu den Fliessgewässern 7. Ordnung und steht in der limnologisch definierten Abfolge von unterschiedlichen Zonen im Längsverlauf (Flusskontinuum) damit am Übergang zwischen Mittel- und Unterlauf (Wimmer & Moog, 1994). Flüsse dieser Grösse weisen natürlicherweise oft eine beträchtliche Trübung auf, welche in der Regel aber vorwiegend durch organisches Material (feiner Detritus, Plankton) gebildet wird.*

grössten Wasserführung zusammenfiel (Nesper, 1937). Für Hochwässer wurde die Schwebstoff-Spitze bei Lustenau in der ansteigenden "Flutwelle" ermittelt, wogegen das Geschiebe offenbar zeitlich verzögert im absteigenden Hochwasserast kulminierte (Krapf, 1933).

Obwohl sein Einzugsgebiet insgesamt nur zu ca. 1.5 % vergletschert ist, zeigt der Alpenrhein damit in bezug auf die sommerliche Schwebstoffführung Eigenschaften eines Gletscherflusses (Milner & Petts, 1994). Andere Faktoren, wie etwa die Wassertemperatur oder die elektrische Leitfähigkeit, entsprechen dagegen eher einem schwach vergletscherten Gebirgsfluss. Hydrologisch wird der Alpenrhein von Kresser (1961) zusammen mit dem Inn den "Gebirgsflüssen mit Gletschereinfluss" zugerechnet, welche eine Mittelstellung zwischen reinen Gletscher- und unvergletscherten Gebirgsflüssen einnehmen. Ob, in welcher Art und wie weit dieser **intermediäre Charakter des Alpenrheines** durch die anthropogene Nutzung zusätzlich beeinflusst wurde, ist für die Beurteilung der biologischen Befunde äusserst bedeutsam, sind typische Gletscherbäche- und -flüsse doch natürlicherweise durch eine sehr art- und individuenarme Lebensgemeinschaft geprägt (Steinböck, 1934; Milner & Petts, 1994).

Für gewisse Flussstrecken (z.B. Sevelen bis Haag) ist zumindest bei winterlicher Niederwasserführung (Sunk) damit zu rechnen, dass ein beträchtlicher Teil der Schwebstoff-Fracht sedimentiert und auf diese Weise zu einer Versiltung des Grundes führt (Limnex, 1994).

Direkte Lichtmessungen liegen am Alpenrhein unseres Wissens nicht vor. Eine erste Abschätzung der Lichtabsorption durch die mineralische Trübung wird jedoch mit Hilfe einer Potenzfunktion ermöglicht, welche die Lichtabschwächung mit zunehmender Wassertiefe (vertikaler Extinktionskoeffizient) in Abhängigkeit von der Schwebstoff-Konzentration beschreibt (Limnex, 1996). Da diese Beziehung für den Lago di Poschiavo im südbündnerischen Puschlav ermittelt wurde, haben die Resultate nur orientierenden Charakter.³ Sie zeigen aber dennoch, dass schon die vergleichsweise geringfügige Erhöhung der Schwebstoffführung durch den werktäglichen Schwall im Hochwinter, verbunden mit dem ebenfalls schwallbedingten Ansteigen des Wasserspiegels, **starke Auswirkungen auf das Lichtklima im Alpenrhein** haben kann. Abbildung 3 veranschaulicht dies für eine Erhöhung der GUS-Konzentration von 1 mg/l auf 3.2 mg/l, wie sie beispielsweise am 17.2.94 zwischen Vormittag (mit Niederwasser von 80 m³/s) und Nachmittag (mit Schwallabfluss von 160 m³/s) gemessen wurde (Abbildung 1). Dabei resultiert rechnerisch eine Abnahme der Lichtintensität in mittleren bis maximalen Tiefen von 60 bis 80 % auf 25 bis 50 % der Intensität an der Wasseroberfläche. Jene Sohlbereiche wiederum, die bei Schwall noch über 80 % der Oberflächenintensität aufweisen, fallen bei Sunk trocken.

Je nach aktueller Sonneneinstrahlung und je nach Lichtbedürftigkeit der vorhandenen Periphyton-Arten kann die autotrophe Produktion organischen Materials — als Basis der Nahrungspyramide — beim Übergang von Sunk zu Schwall in anteilmässig ebenso starkem Ausmass zurückgehen wie die Lichtintensität. Dies betrifft etwa die im Alpenrhein verbreitete Goldalge *Hydrurus foetidus*, welche nach Kawecka (1981) gute und lange Belichtung braucht.

Unter den noch wesentlich trübere Verhältnissen während der Schneeschmelze ist im Alpenrhein mit ebenso ungünstigen Lichtbedingungen zu rechnen wie in Gletscherflüssen. Auch beim Inn wurde, nach längerer niederschlagsfreier Periode, schon in 1 m Tiefe eine Abnahme des Lichtes auf unter 20 % der Oberflächenwerte festgestellt (Schmitz, 1961).

³ *Das Ausmass der Lichtabsorption und -streuung durch Schwebstoffe hängt nicht nur von deren Konzentration, sondern auch von deren Grösse, Form und stofflicher Zusammensetzung ab (Bruton, 1985). Der Alpenrhein weist insgesamt ein wesentlich kalkreicheres Einzugsgebiet und damit auch eine andere Beschaffenheit der Schwebstoffe auf als der Lago di Poschiavo.*

Abbildung 1

Verlauf der stündlichen Momentanwerte des Abflusses (Q_{mom}) und der Konzentration an gesamten ungelösten Stoffen (GUS) im Alpenrhein bei Maienfeld vom 17.2. bis 20.2.1994. Aus Limnex (1994).

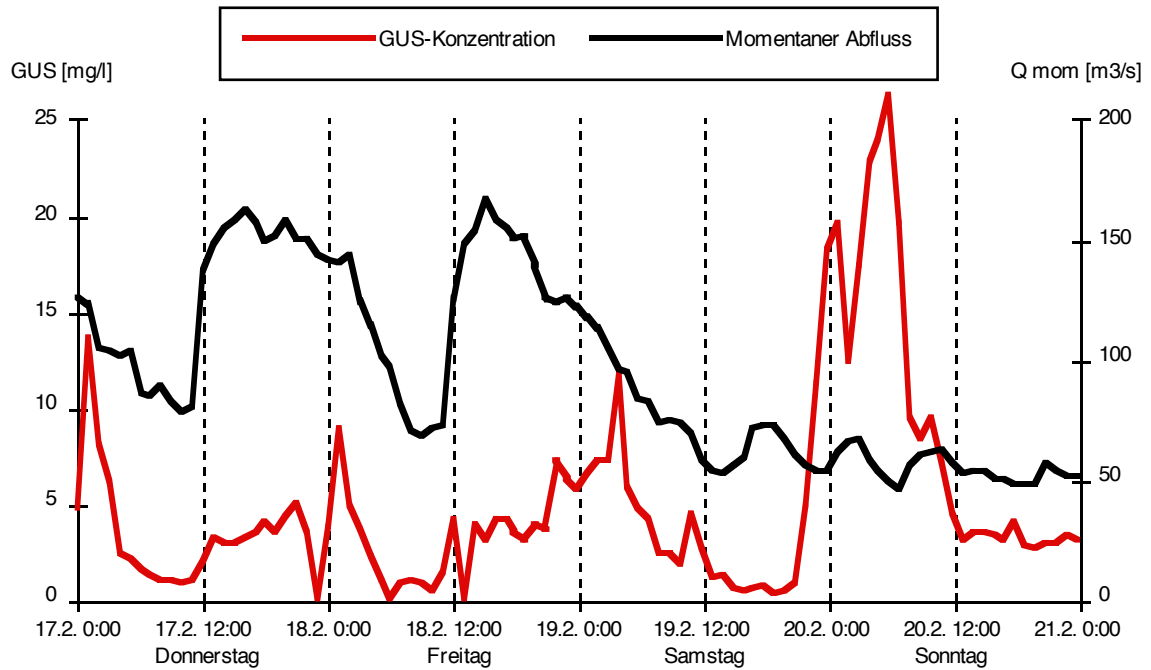


Abbildung 2

Beziehung zwischen den Stundenmittelwerten des Abflusses ($Q_{\text{h-m}}$) und der Konzentration an gesamten ungelösten Stoffen (GUS) im Alpenrhein bei Maienfeld in dreitägigen Perioden des Winters 1994. Aus Limnex, 1994).

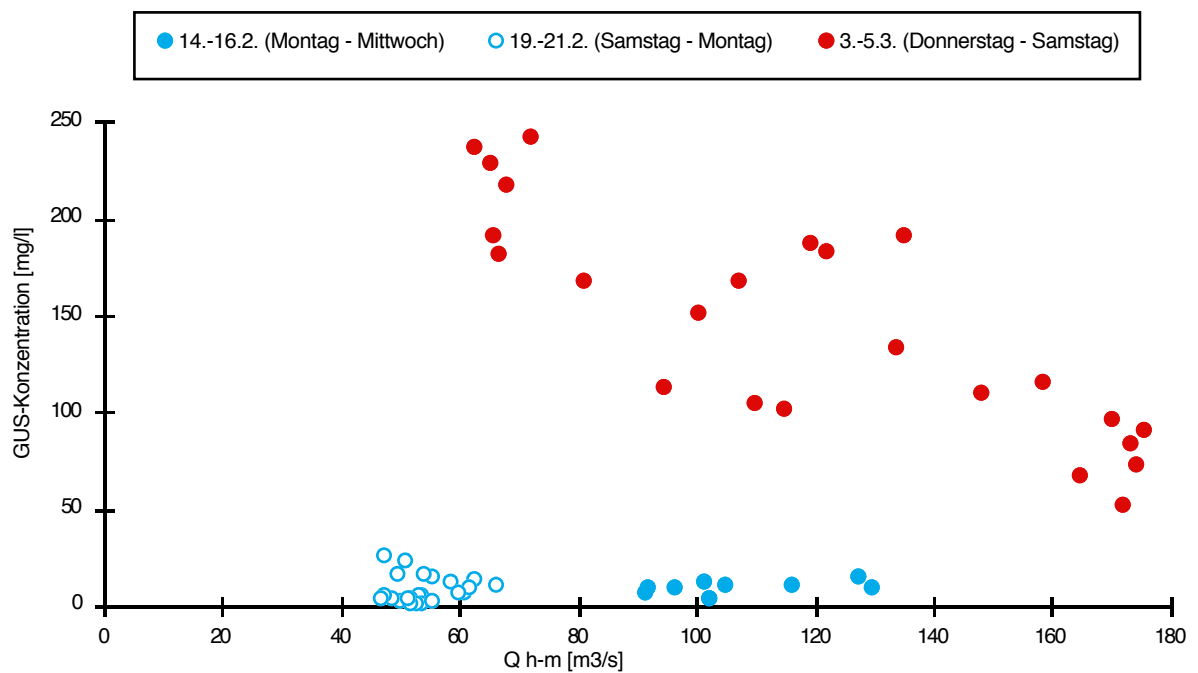
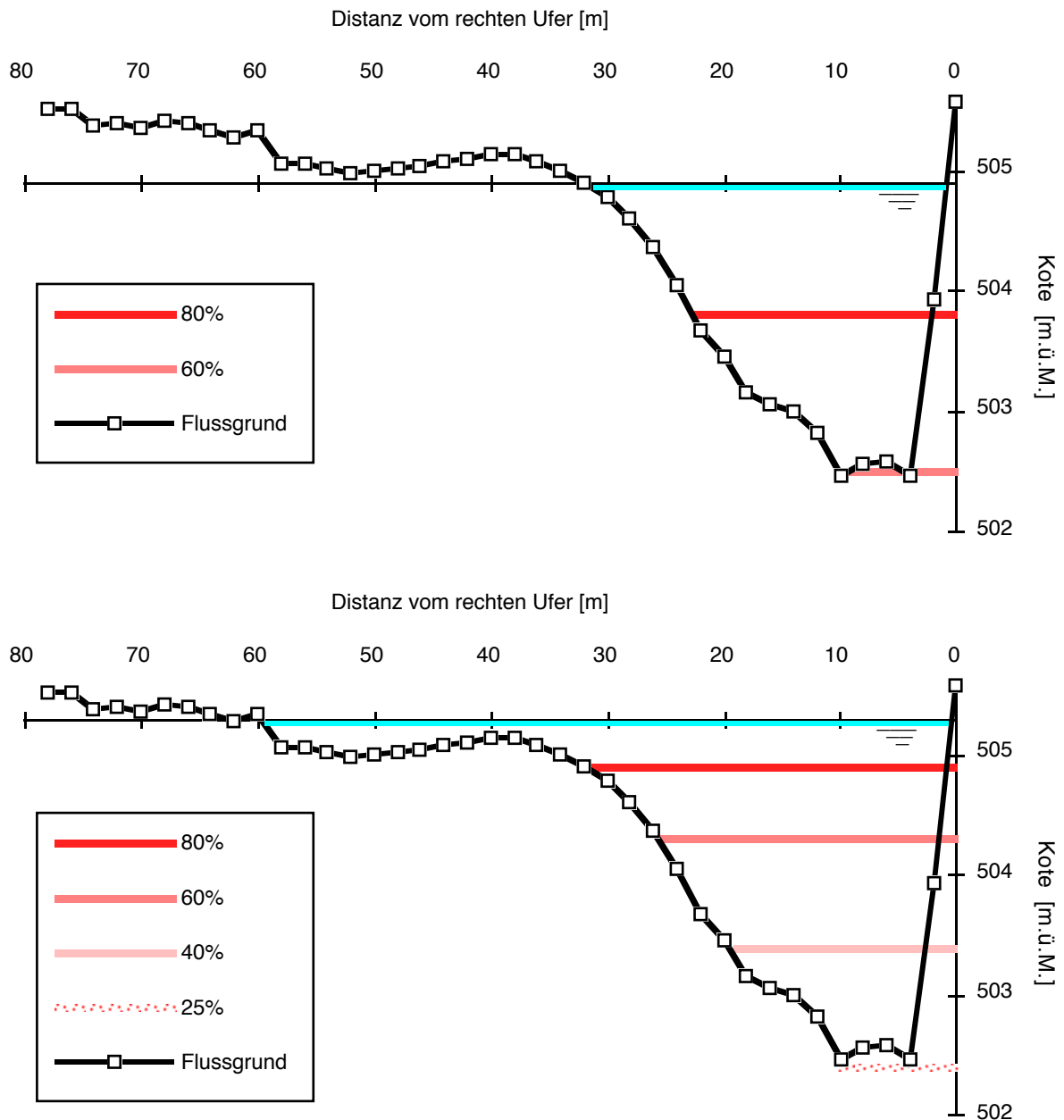


Abbildung 3

Erste Abschätzung zu den Auswirkungen anthropogen bedingter winterlicher Trübung auf die Lichtverhältnisse im Alpenrhein am Beispiel eines Querprofils bei Maienfeld (zehnfach überhöht) am 17.2.94. Dargestellt sind einzelne Ebenen innerhalb des Flussquerschnittes mit unterschiedlicher Lichtintensität (in Prozent der Oberflächenintensität). Das obere Bild zeigt die Lichtverhältnisse bei Sunkbedingungen am Vormittag zwischen 9⁰⁰ Uhr und 11⁰⁰ Uhr (Abfluss 80 m³/s, Schwebstoff-Konzentration 1 mg/l), das untere Bild jene beim maximalem werktäglichem Schwall am Nachmittag zwischen 15⁰⁰ Uhr und 17⁰⁰ Uhr (Abfluss 160 m³/s, Schwebstoff-Konzentration 3.2 mg/l).



4. Gewässerökologische Einflüsse von mineralischer Trübung

Über die **Wirkung von Schwebstoffen auf aquatische Organismen** liegt eine Vielzahl von Arbeiten vor, die sich hauptsächlich auf Fische und zudem auf amerikanische Verhältnisse beziehen. Der jüngste und sehr ausführliche Review über diese umfangreiche Literatur stammt von Waters (1995). Stärkeres Gewicht auf die Resultate, Schlussfolgerungen und Empfehlungen aus europäischen (speziell englischen) Untersuchungen legen beispielsweise EIFAC (1965), Alabaster (1972) oder Alabaster & Lloyd (1980).

Das äusserst komplexe Beziehungsgefüge zwischen den vielen unterschiedlichen, gewässerexternen und -internen Einflussfaktoren (Abbildung 4) macht es schwierig, den gleichsam isolierten Einfluss der Trübung im Fliessgewässer selbst zu untersuchen (Gradall & Swenson, 1982). Laborexperimente unter gezielter Ausschluss von störenden Fremdeinflüssen (z.B. Versuche in Fliessrinnen) zu den gewässerökologischen Auswirkungen von Schwebstoffen wurden ebenfalls vor allem in den USA durchgeführt.⁴

Allgemeine Übereinstimmung besteht darüber, dass erhöhte Trübung zu einer **Verminderung der Produktivität auf allen Stufen der Nahrungskette** (Produzenten, Primär- und Sekundärkonsumenten) führt (Bruton, 1985). Für chemisch inerte (d.h. insbesondere nicht oder nur in geringem Mass eutrophierende, nicht Sauerstoff-zehrende und nicht toxische) suspendierte Partikel, wie sie im Alpenrhein in Form von mineralischen Schwebstoffen vorliegen, werden die folgenden wesentlichen **Wirkungen auf Fische** unterschieden:

- (1) **Direkte körperliche Schädigung** durch mechanische Verletzung oder Verstopfung der Kiemen. Eine erschwerte Atmung wird für Regenbogenforellen bereits bei längerfristiger Exposition in Wasser mit einigen 100 mg/l Feststoffen vermutet. Als mögliche Folgewirkung einer derart herabgesetzten Vitalität wird zudem die erhöhte Anfälligkeit für Erkrankung durch toxische Wasserinhaltsstoffe, mikrobielle Infektion oder Stress infolge allgemein ungünstiger Umweltbedingungen hervorgehoben (Herbert & Merkens, 1961). Kurzzeitig, d.h. etwa während eines eintägigen Hochwasser- oder Spüleignisses, erträgt dieselbe Fischart jedoch Konzentrationen von bis zu 100 g/l (EIFAC, 1965). Newcombe & MacDonald (1991) sowie Newcombe & Jensen (1996) verrechnen die Intensität (ausgedrückt durch die Schwebstoff-Konzentration) und die Einwirkungsdauer der Trübung zu einem sogenannten "Stress-Index" und setzen denselben für verschiedene Salmoniden-Arten in phänomenologische resp. mathematische Beziehung zur Art und zum Ausmass der beobachteten Reaktionen.
- (2) **Verringerung des Fortpflanzungserfolges** durch Kolmation und Überdeckung von grobkörnigen (meist kiesig-steinigen) Laicharealen mit Feinsediment. Je nach Zeitpunkt der Versiltung resp. Versandung kann dabei schon das Abläichen der adulten Fi-

⁴ Dabei wurde mehrfach auch mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum; früher *Salmo gairdneri* Richardson) gearbeitet (z.B. Herbert & Merkens, 1961). Die zu Beginn des 20. Jahrhunderts erstmals im Bodensee eingesetzte Regenbogenforelle wurde seither vor allem im unteren Alpenrhoeintal zu einer dominierenden Fischart, wobei sie allerdings die einheimische Lokalrasse der Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario* L.) zunehmend verdrängte (Peter, 1994). Da der ehemals grosse Bachforellenbestand heute stark bedroht ist, werden aus Sicht der Fischereiökologie Massnahmen zu dessen Stützung gefordert. Unter anderem wird dabei auch eine Verminderung des zwischenartlichen Konkurrenzdruckes durch gezielte Eindämmung der Regenbogenforelle vorgeschlagen (Jungwirth et al., 1996). Insofern sind gerade die Ansprüche, welche diese vergleichsweise gut untersuchte Art an die Trübungsverhältnisse stellt, im Alpenrhein von untergeordneter Bedeutung.

sche oder aber das spätere Schlüpfen und Aufkommen der Fischbrut be- resp. verhindert werden (EIFAC, 1965). Die Eier und die noch im Lückenraum des Sedimentes verbleibenden Jungfische von Salmoniden werden dabei nicht nur ihres Lebensraums beraubt, sondern zusätzlich geschädigt aufgrund der mangelnden Durchströmung und Versorgung des verbleibenden Interstitials mit Sauerstoff (Bruton, 1985)⁵. Eine Beeinträchtigung der Reproduktion auf die eine oder andere Weise wurde unter anderem für die Regenbogenforelle und andere Salmoniden nachgewiesen (EIFAC, 1965; Peter, 1991). Als Faustregel für amerikanische Verhältnisse gilt, dass die Mortalität von Jungsalmoniden im Sediment signifikant ansteigt, wenn der Anteil von Feinmaterial (mit Korndurchmessern <0.8 mm) im Laichsubstrat auf über 20 % steigt (Waters, 1995).

- (3) **Beeinflussung des Bewegungs- und Wanderungsverhaltens** durch Verkleinerung der Sichtdistanz. Die Reaktion auf diese optische Isolation scheint je nach Fischart stark zu variieren. Freiland-Beobachtungen und Labor-Versuchen zufolge werden Schwebstoff-Konzentrationen im Bereich bis ca. 100 mg/l von einigen Salmoniden-Arten ohne auffällige Veränderung des Bewegungs- und Verhaltensmusters ertragen — und gegenüber klaren Gewässern teilweise sogar bevorzugt (Gradall & Swenson, 1982; Bruton, 1985). Andere Arten suchen offenbar schon bei geringerer Trübung Schutz in Unterständen und reduzieren ihre Aktivität; bei höheren Konzentrationen können Ausweichreaktionen in klarere Gewässerabschnitte oder Seitenbäche erfolgen (EIFAC, 1965). Grossräumigere Bewegungen im Längsverlauf des Gewässers (Wanderungen) werden von gewissen Fischarten (z.B. der Flussbarbe) bevorzugt bei klaren, von anderen Arten (z.B. dem europäischen Aal) hingegen bei trüben Verhältnissen unternommen (Schmassmann, 1936; Alabaster & Lloyd, 1980).
- (4) **Reduktion des Nahrungsangebotes** durch verminderte Produktion und schlechtere Sichtbarkeit von Futterorganismen (hauptsächlich Makroinvertebraten). Bei Regenbogenforellen wurden unter Laborbedingungen schon bei vergleichsweise schwacher Trübung verringerte Wachstumsraten festgestellt und auf den grösseren Energieaufwand (oder die geringere Effizienz) bei der Nahrungssuche zurückgeführt (Bruton, 1985). Unter Freilandbedingungen kann eine abnehmende gewässereigene (autochthone) Produktivität zumindest im Sommerhalbjahr, also zur Zeit mit natürlicherweise erhöhter Trübung, durch Ausweichen auf gewässerfremde (allochthone) Anflugnahrung teilweise kompensiert werden. Auch in solchen Fällen ist jedoch aufgrund des insgesamt verminderten Nahrungsangebotes und dessen reduzierter Verfügbarkeit mit einem trübungsbedingten Absinken der Bestandesdichte von Fischen zu rechnen (EIFAC, 1965).

Unter Berücksichtigung der bekannten (langfristigen) fischereilichen Auswirkungen werden für chemisch inerte Feststoffe in europäischen Fliessgewässern vier Konzentrationsbereiche entsprechend **vier Wasserqualitäts-Klassen** unterschieden (EIFAC, 1965):

- Feststoffkonzentration <25 mg/l: keine nennenswerten Auswirkungen, gute fischereiliche Verhältnisse;

⁵ *Weniger gefährdet ist das Aufkommen der Fischbrut diesbezüglich in jenen Laicharealen, welche von aufsteigendem (exfiltrierendem) Grundwasser durchströmt werden — sofern dieses Grundwasser sauerstoffreich und auch sonst von guter Qualität ist. Auch in solchen Fällen kann eine allzu starke Ein- oder Auflagerung von Feinmaterial im obersten Bereich der Flusssohle (Deckschicht) aber dazu führen, dass die Jungfische das Sediment nach abgeschlossener Juvenilentwicklung nicht oder nur mehr unter Schwierigkeiten verlassen können (Waters, 1995). Eine weitere, von Waters angeführte Beeinträchtigung von Fischhabitaten durch Abdeckung ganzer Sohlbereiche betrifft die grossflächige Auffüllung von Becken (pools) und anderen Strukturen (z.B. Fischunterständen) durch Sand oder Silt. Durch einen derartigen Eingriff — oft im Zuge einer Stauraumspülung — kann ein Fliessgewässer als Lebensraum für Fische über längere Zeit ausfallen, auch wenn die Schwebstoff-Konzentration in der fliessenden Welle bald wieder "zutragliche" Werte annimmt.*

- Feststoffkonzentration 25 - 80 mg/l: geringe Auswirkungen, mittlere bis gute fischereiliche Verhältnisse;
- Feststoffkonzentration 80 - 400 mg/l: beträchtliche Auswirkungen, schlechte bis mittlere fischereiliche Verhältnisse;
- Feststoffkonzentration >400 mg/l: grosse Auswirkungen, schlechte fischereiliche Verhältnisse.

Bei dieser Beurteilung stehen fischereiwirtschaftliche Kriterien (Fischertrag) im Vordergrund. Aus gewässer- und speziell fischökologischer Sicht ist bei einer anthropogenen Beeinflussung des Schwebstoffhaushaltes in Fliessgewässern nicht nur die absolute Höhe der resultierenden Trübung, sondern auch deren **Verhältnis zum natürlichen "Background"** zu berücksichtigen. Die Auswirkungen von künstlich erhöhter Trübung sind demnach umso schwerwiegender, je geringer die Trübung ohne diese Beeinflussung unter den gegebenen Bedingungen (Jahreszeit) wäre. Als Richtlinie wird in einigen amerikanischen Bundesstaaten eine Erhöhung der Trübung um maximal 10% des jeweiligen natürlichen Backgroundes für zulässig erachtet (Bruton, 1985).

Die von zeitweilig oder ständig erhöhter Trübung ausgehende **Wirkung auf das Benthos** ist teilweise ähnlich geartet wie bei den Fischen. Häufig genannte Ursachen für eine Beeinträchtigung des Benthos durch mineralische Schwebstoffe sind denn auch eine ungünstige Veränderung der Lebensbedingungen im und auf dem Gewässergrund durch Akkumulation von sedimentierendem Feinmaterial (Versiltung, Kolmation) sowie Verletzungen oder Verstopfungen feingebauter Körperteile wie Kiemen oder Filtrierorgane (Waters, 1995; Newcombe & MacDonald, 1991). Der pflanzliche Bewuchs (Phytobenthos) wird darüber hinaus natürlich vor allem durch das trübungsbedingt verminderte Lichtangebot beeinflusst. Diejenigen Vertreter des Phyto- und Zoobenthos, die mit dem ganzen Körper oder einzelnen Teilen davon in die fliessende Welle hineinragen, können durch den mechanischen Abrasionseffekt von schwebstoffreichem Wasser von ihrer festen Unterlage losgerissen und mit der Strömung weiterverfrachtet (verdriftet) werden (Newcombe & MacDonald, 1991). Bei vielen Makroinvertebraten, die natürlicherweise einen tagesperiodischen Driftrhythmus mit einer Spitze während und nach der Abenddämmerung zeigen wird als Auslöser der Drift jedoch auch durch eine trübungsbedingte, sozusagen "künstliche" Verdunkelung der Flusssohle vermutet (Waters, 1995).

Die quantitativen Angaben zu den Auswirkungen bestimmter **Schwebstoff-Konzentrationen in der fliessenden Welle** sind beim Benthos erwartungsgemäss noch dünner gesät — und angesichts der wesentlich grösseren Artenvielfalt ausserdem schwieriger von einem Gewässer auf das andere zu übertragen — als bei den Fischen (Newcombe & MacDonald, 1991; Ward, 1992). Allgemein werden Makroinvertebraten erhöhter Trübung gegenüber als mindestens ebenso empfindlich wie Salmoniden eingestuft (Newcombe & MacDonald, 1991). In einigen Fällen wurde schon bei Schwebstoff-Gehalten in der fliessenden Welle von 100 mg/l und weniger eine deutliche Verminderung der Arten- und Individuenzahlen von Invertebraten festgestellt (Bartsch, 1959; Ward, 1992). Kurzfristige, massive Erhöhung der Schwebstoffkonzentration von Werten um 20 mg/l auf 100 bis 700 mg/l bei gleichbleibendem Abfluss führte in zwei verschiedenen Gewässern zu starkem Anstieg der Invertebraten-Drift (Pearson & Franklin, 1968; White & Gammon, 1977).

Das Ausmass der **Feinsediment-Deposition in sandig-kiesigen Substraten** kann durch die messbare Grösse der "Einbettung" (embeddedness) erfasst werden. Übersteigt dieselbe den als natürlich angenommenen Bereich zwischen 0 und 0.3, so nimmt die Individuendichte des Makrozoobenthos stark ab, und die Artendominanz verschiebt sich von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen zu Würmern und Zuckmücken (Waters, 1995).

In Abbildung 5 sind einige wesentliche Effekte von mineralischer Trübung auf aquatische Organismen vereinfacht dargestellt. Nicht berücksichtigt sind dabei die zeitlichen Aspekte der **Dynamik und der Einwirkungsdauer von bestimmten Schwebstoff-Gehalten**. Beide Aspekte können für die Art und das Ausmass der trübungsbedingten Auswirkungen auf Wirbellose ("stream insects") und auf Fische entscheidend sein:

"The ability to withstand high levels of turbidity, at least for short periods, is an integral part of the evolutionary heritage of stream insects. Even insects of clean rocky streams may be adapted to withstand periods with high suspended solids loads, especially if such episodes occur during runoff, when elevated levels of suspended matter occur naturally and when deposition is minimal" (Ward, 1992).

"It seems likely that fish have evolved behavioral or physiological adaptations to temporary high concentrations of suspended sediment in order to survive short-term conditions caused by natural spates and floods. Chronic high suspended sediment concentrations that are initiated by anthropogenic sources, however, may not be tolerated" (Waters, 1995).

Abbildung 4

Schematisches Wirkungsgefüge zwischen abiotischen Einflussfaktoren und der Lebensgemeinschaft des Benthos (Benthic community) in Flüssen. Aus Hawkes (1979). Farbliche Hervorhebung der Einflussfaktoren Schwebstoffe (Suspended solids), Trübung (Turbidity) und Substrat durch Limnex.

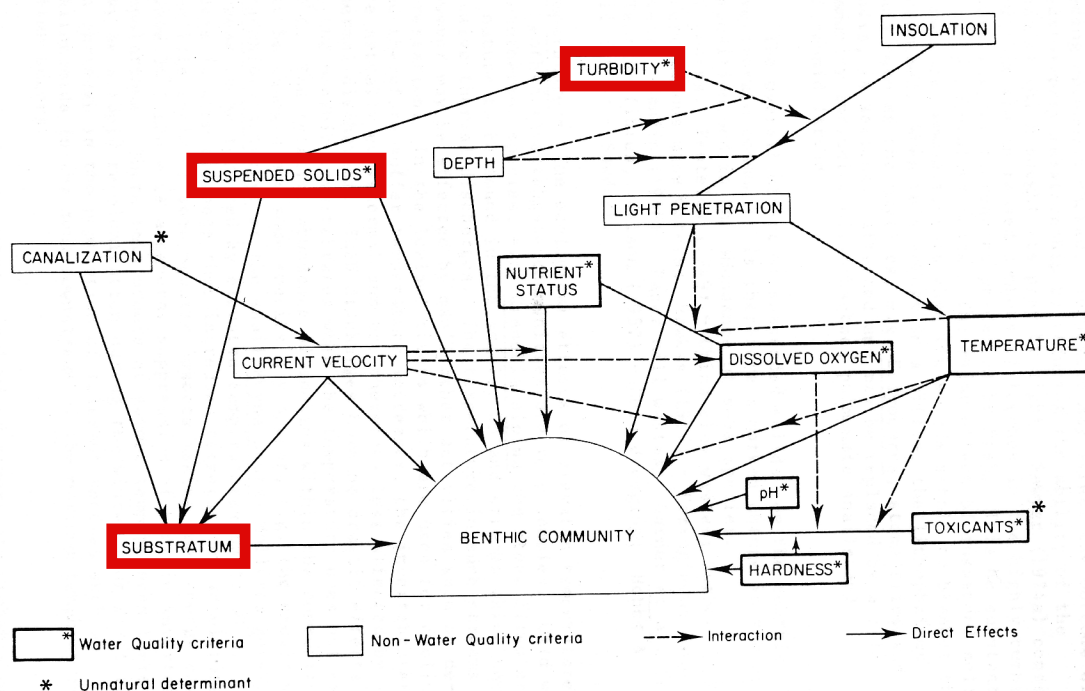
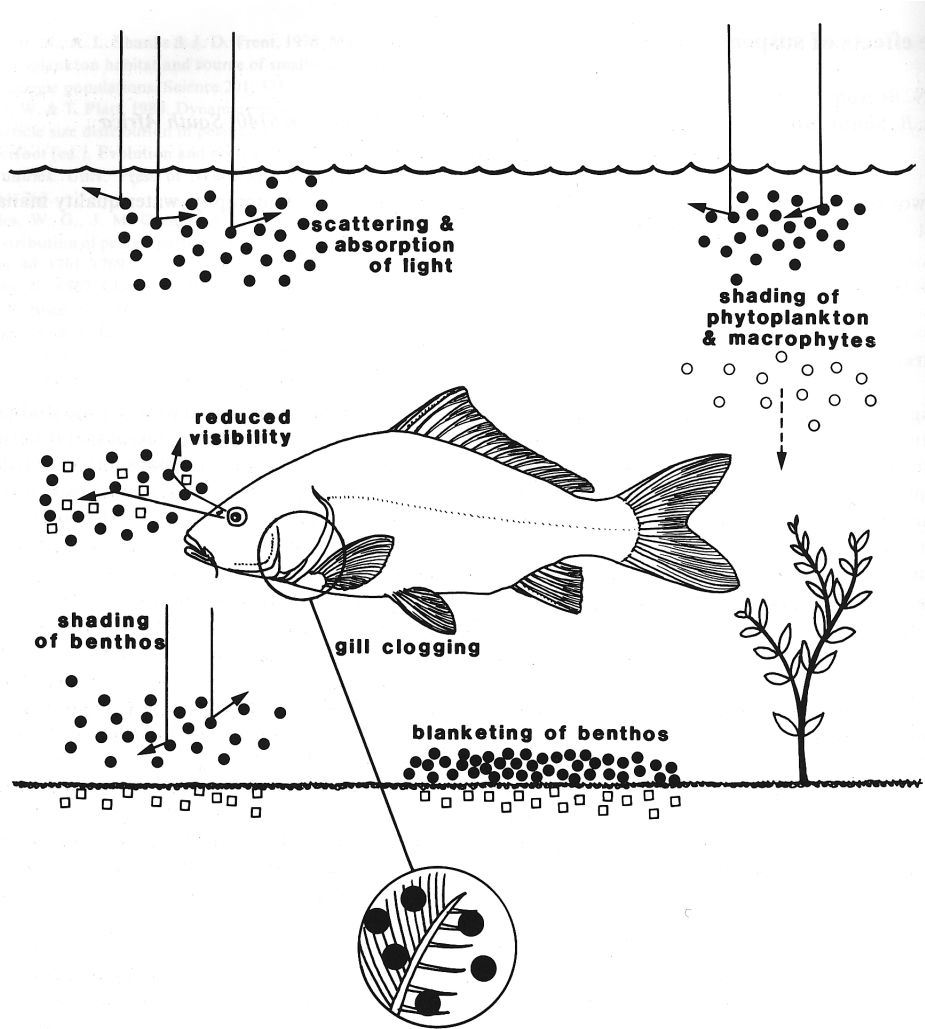


Abbildung 5

Vereinfachte Darstellung einiger Auswirkungen von mineralischen Schwebstoffen auf aquatische Organismen in stehenden und fließenden Gewässern. Schwarze Kreise: Schwebstoffe; weisse Kreise: Phytoplankton; weisse Quadrate: Zooplankton und Zoobenthos. Die Pfeile stellen die Streuung oder Absorption des Lichtes durch die Schwebstoffe dar. Aus Bruton (1985).



5. Kolmationsverhältnisse am Alpenrhein und Einfluss auf die Grundwasserneubildung

Unter Kolmation versteht man die Ablagerung von Feinpartikeln infolge der Schwerkraft und des hydrodynamischen Strömungsdrucks im Porenraum oder auf der Gewässersohle. Im ersten Fall spricht man von **innerer**, im zweiten Fall von **äusserer Kolmation**. Kolmationsvorgänge führen zu einer Reduktion des Porenvolumens, einer Verfestigung und einer Durchlässigkeitsabnahme der Gewässersohle. Damit ergeben sich einerseits Auswirkungen auf die Infiltrationsrate (Grundwasserneubildung) und andererseits auf das Substrat (Lebensraum des Benthos und der Fischbrut).

Die **Kolmationsentwicklung** wird bestimmt durch die Trübung des Abflusses (Schwebstoff-Konzentration), die Zusammensetzung des Sohlenmaterials, den hydraulischen Gradienten der Sickerströmung, die Wassertemperatur und die Sohlenschubspannung.

Bei zunehmendem Abfluss resp. Schleppekraft wird ein Grenzwert erreicht, wo die **Dekolmation** der Sohle einsetzt. Die Sohle gilt als dekolmationiert, wenn die Deckschicht aufreißt, resp. der Grenzabfluss der Deckschichtstabilität (QD) überschritten wird.

Am Alpenrhein wird die Kolmation im Sommerhalbjahr geprägt durch die regelmässigen Hochwasserereignisse, die zu einer wiederkehrenden Dekolmation der Sohle führen sowie die hohe Trübung, die eine vergleichsweise rasche zwischenzeitliche Kolmationentwicklung bewirkt.

Während des Winterhalbjahres wird die Kolmationsentwicklung geprägt durch die saisonal bedingte tiefe Trübung und den Niederwasserabfluss mit fehlenden Hochwasserereignissen (ausbleibende Dekolmation; Schälchli, 1996). Werden diese zwei Einflussgrössen (Trübung, Abfluss) künstlich beeinflusst, so ändert sich auch die Kolmationsentwicklung und damit die Grundwasserneubildung. Sowohl die Erhöhung der Schwebstoff-Konzentration als auch die (beschränkte) Erhöhung des Abflusses⁶ begünstigen die Kolmationsentwicklung.

In Abbildung 6 sind für typische tiefe resp. hohe winterliche Schwebstoffkonzentrationen (C) von 5 mg/l und 20 mg/l sowie dimensionslose Sohlenschubspannungen (Θ) von 0.01 und 0.02 die Änderung der Durchlässigkeit und des integrierten Sickerwasservolumens in Abhängigkeit der Zeit dargestellt. Es zeigt sich, dass die angenommene Erhöhung von C und Θ eine **Verminderung des Sickerwasservolumens** um nahezu 50% zur Folge hat.

Dieses Beispiel zeigt, dass anthropogen bedingte Veränderungen der Trübung und des Abflusses im Alpenrhein eine massgebende Reduktion der Infiltrationsrate durch die Rheinsohle verursachen können. Da der schwallbedingte Wasserspiegelanstieg gleichzeitig eine Vergrößerung der benetzten Sohlenoberfläche bewirkt, wird die Verminderung der Grundwasserneubildung infolge der verstärkten Kolmation allerdings zum Teil kompensiert.

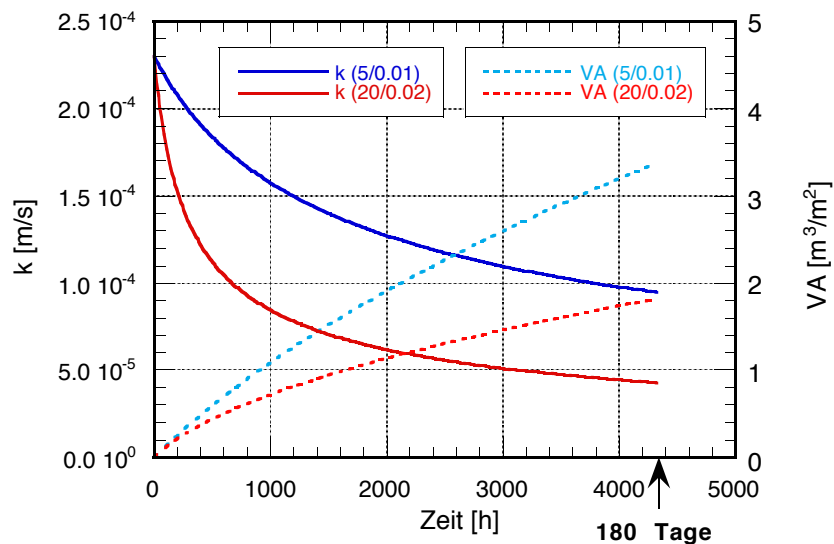
⁶ Bei erhöhter Sohlenschubspannung werden die Feinpartikel infolge der verstärkten Impulsschwankungen der turbulenten Strömung einerseits, sowie einem gewissen Vibrieren der Deckschichtkörper andererseits, kompakter gelagert und bilden rascher einen kompakten Kolmationshorizont.

Die Auswirkung auf die gesamte Grundwasserneubildung ist vor allem dort entscheidend, wo der Alpenrhein der bedeutendste Infiltrant ist.⁷

Der Einfluss der zeitlich variablen Einflussgrößen (Trübung, Abfluss, hydraulischer Gradient, Benetzung, etc.) auf die Durchlässigkeit der Rheinsohle, resp. die Infiltrationsrate, kann durch Simulationsberechnungen quantifiziert werden (Schälchli, 1993). Dabei kann aufgezeigt werden, welcher Parameter welchen Anteil an der vermuteten Reduktion der Grundwasserneubildung verursacht.

Abbildung 6

Durchlässigkeit k und integriertes Sickerwasservolumen VA in Funktion der Zeit für $C = 5 \text{ mg/l}$ und $\Theta = 0.01$ (blaue Linien) sowie $C = 20 \text{ mg/l}$ und $\Theta = 0.02$ (rote Linien).



⁷ Im Bereich von Balzers beträgt der Sickerwasseranteil des Rheins an der gesamten Grundwasserneubildung rund 70% (VAW, 1991).

6. Schlussfolgerungen

Wie die ausgewertete Literatur zeigt, liegt die Trübung des Alpenrheins während des Sommers schon natürlicherweise in einem gewässerbiologisch relevanten Bereich. Wie weit die natürliche Schwebstoffführung heute auch durch menschliche Aktivitäten (Rückhalt in Speicherseen, zusätzliche Einträge durch Kieswerke etc.) beeinflusst wird, bleibt abzuklären.

Eine regelmässige deutliche Erhöhung der Schwebstoffkonzentration wird von den winterlichen Schwallen hervorgerufen. Die dadurch verursachte zusätzliche Trübung bleibt zwar absolut gesehen in tiefen Bereichen. Es gibt aber dennoch genügend Anhaltspunkte dafür, dass diese "künstliche" Trübung, zusammen mit anderen anthropogenen Einflüssen, massgebende Auswirkungen auf den aktuellen biologischen Zustand und die hydrogeologischen Verhältnisse des Alpenrheines hat:

- Unter unbeeinflussten Verhältnissen wäre der Alpenrhein im Winter durch ständige **Niederwasserführung**, ein monatelanges "**Klarwasserstadium**" und eine dementsprechend stabile Zusammensetzung der Sedimente ("**Bettruhe**") geprägt.
- Die **Lebensgemeinschaft des Flusses** hat sich im Laufe eines langen evolutiven Prozesses an diese stabilen winterlichen Verhältnisse adaptiert. So ist der Winter die Hauptentwicklungszeit vieler Aufwuchsalgen (z.B. *Hydrurus foetidus*) und Makroinvertebraten sowie der Eier und Jungfische von Salmoniden. Gerade im Alpenrhein kann diese Anpassung aufgrund seines intermediären Charakters (teilweise Gletscherfluss-Charakteristik im Sommer) besonders ausgeprägt sein.
- Unter den heutigen Verhältnissen wird das **Lichtangebot** während des Tages (zumindest an Werktagen) durch die schwallbedingte Trübung eingeschränkt. Zusätzlich verschärft werden diese ungünstigen Lichtbedingungen durch die Kanalisierung des Gerinnes (Eintiefung der Sohle, steil abfallende Ufer) und durch den Schwallbetrieb (teilweises Trockenfallen der verbleibenden flachen Uferpartien bei Sunk).
- **Ablagerungen von Feinsediment** bei Sunk können in gewissen Flussabschnitten zu einer Versandung und Versiltung der Sohle führen. Dadurch verschlechtern sich die (Ueber-) Lebensbedingungen für jene Organismen, welche die Oberfläche oder den Lückenraum der Sedimente bewohnen (Makrozoobenthos, Fischbrut).
- Eine allfällige Remobilisierung von abgelagerten Feinsedimenten und/oder die Reduktion des Lichteinfalls auf bestimmte Sohlenbereiche bei Schwallbeginn könnte eine **zusätzliche Drift** von Makroinvertebraten auslösen.
- Die **Sohlendurchlässigkeit und damit die Grundwasserneubildung** kann durch die anthropogen bedingte Erhöhungen der Trübung und des Abflusses während der winterlichen Schwallen massgeblich vermindert werden.

6. Literaturverzeichnis

- [1] AfU GR (1997): Resultate der Probenahmen im Rhein bei Maienfeld im Rahmen der internationalen Bodensee-Zuflussuntersuchung 1995/96. Unveröffentlichte Tabellen des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden.
- [2] Alabaster, J.S. (1972): Suspended solids and fisheries. Proc. R. Soc. Lond. B. 180, S. 395 - 406.
- [3] Alabaster, J.S.; Lloyd, R. (1980): Finely divided solids. In: Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London. 283 S.
- [4] ARGE Limnologie (1995): Wassergüte-Erhebung in Vorarlberg. Die Biologische Gewässergüte an 12 Bundesmessstellen, Jänner/März 1995. Bericht im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung, 79 S. + Anhang.
- [5] ARGE Limnologie (1996): Wassergüte-Erhebung in Vorarlberg. Die Biologische Gewässergüte an 12 Bundesmessstellen, Jänner 1996. Bericht im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung, 83 S. + Anhang.
- [6] Bartsch, A.F. (1959): Settleable solids, turbidity, and light penetration als factors affecting water quality. In: Tarzwell, C.M. (Hrsg.): Biological problems in water pollution. Transactions of the 1959 Seminar. U.S. Public Health service, Robert A. Taft Sanitary Engineering Center, Cincinnati, Ohio, S. 118 - 127.
- [7] Bruton, M.N. (1985): The effects of suspensoids on fish. Hydrobiologia 125, 221 - 241.
- [8] Conrad, H. (1990): Leben im Rhein — eine driftende Gesellschaft. Werdenberger Jahrbuch 1990, S. 149 - 151.
- [9] EIFAC (1965): Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) technical paper No. 1. Int. J. Air Wat. Poll. 9, S. 151 - 168.
- [10] Friedrich, G; Müller, D. (1984): Rhine. In: Whitton, B.A. (Hrsg.): Ecology of European Rivers. Blackwell Scientific Publ., Oxford, S. 265 - 315.
- [11] Gradall, K.S.; Swenson, W.A. (1982): Responses of Brook Trout and Creek Chubs to Turbidity. Transactions of the American Fisheries Society 111, S. 392 - 395.
- [12] Hawkes, H.A. (1979): Invertebrates as Indicators of River Water Quality. In: James, A; Evison, L. (Hrsg.): Biological Indicators of Water Quality. John Wiley & Sons, Chichester.
- [13] Herbert, D.W.M; Merkens, J.C. (1961): The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. J. Air Wat. Poll. 5, S. 46 - 55.
- [14] Jungwirth, M.; Eberstaller, J.; Haidvogel, G.; Urbanek, B. (1996): Fischökologisches Konzept als Grundlage für eine umfassende Revitalisierung des Alpenrheins. Berichtsentwurf im Auftrag des

Amtes für Umweltschutz Liechtenstein, der Jagd- und Fischereiverwaltungen der Kantone Graubünden und St. Gallen sowie des Amtes der Vorarlberger Landesregierung.

- [15] Kawecka, B. (1981): Sessile algae in European mountain streams. 2. Taxonomy and autecology. Acta Hydrobiol. 23, S. 17 - 46.
- [16] Krapf, P. (1919): Die Schwemmstoffführung des Rheins und anderer Gewässer. Österr. Wochenschrift für den öffentlichen Baudienst 25, Hefte 48 - 50, S. 565 - 571, 577 - 580, 589 - 598.
- [17] Krapf, P. (1933): Etwas über das Wesen und die Behandlung von Gebirgsflüssen mit besonderer Berücksichtigung des Rheins ob dem Bodensee. Wasserkraft und Wasserwirtschaft 28/12, S. 133 - 136.
- [18] Kresser, W. (1961): Hydrographische Betrachtung der österreichischen Gewässer. Verh. Intern. Verein. Limnol. 14, S. 417 - 421.
- [19] Landeshydrologie (1994a): Schwebstoffbeobachtungen am Rhein bei der eidgenössischen Messstation Diepoldsau. Unveröffentlichte Wertetabellen für Januar bis Juli 1994.
- [20] Landeshydrologie (1994b): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 1994. Herausgegeben vom eidgenössischen Departement des Innern, Bern.
- [21] Lauterborn, R. (1916): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms (I Teil). Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften B-6, S. 1 - 61.
- [22] Limnex (1994): Chemischer Zustand des Alpenrheins. Bericht über die on-line Messungen im Winter 1994 im Auftrag der kantonalen Ämter für Umweltschutz Graubünden und St. Gallen. 101 S.
- [23] 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 S. + Anhang.
- [24] Märki, E. (1967): Die Verunreinigung des Rheins von seinen Quellflüssen bis zum Bodensee. Wasser- und Energiewirtschaft 59/12, 426 - 466.
- [25] Marrer, H. (1992): Waschwasser-Einleitungen aus der KVA Trimmis in den Rhein: Gewässerökologische Auswirkungen. Kurzbericht im Auftrag des kantonalen Amtes für Umweltschutz Graubünden.
- [26] Milner, A.M.; Petts, G.E. (1994): Glacial rivers: physical habitat and ecology. Freshwater biology 32, S. 295 - 307.
- [27] 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.
- [28] 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, S. 143 - 148, 161 - 164.

- [29] Newcombe, C.P.; Jensen, J.O.T. (1996): Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact. North American Journal of Fisheries Management 16, S. 693 - 727.
- [30] Newcombe, C.P.; MacDonald, D.D. (1991): Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11, S. 72 - 82.
- [31] Oswald, R. (1990): Anthropogene Einflüsse auf die Benthos-Invertebraten alpiner Fließgewässer und deren Selektionseffizienz auf das Nahrungsspektrum von Bachforellen im Rhein (Kanton Graubünden, Schweiz). Dissertation Universität Zürich. 30 S. + Anhang.
- [32] Pearson, W.D.; Franklin, D.R. (1968): Some factors affecting drift rates of *Baetis* and Simuliidae in a large river. Ecology 49/1, S.75 - 81.
- [33] Peter, A. (1991): Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche. Mitteilungen der EAWAG 32, S. 9 - 13.
- [34] Peter, A. (1994). Untersuchungen über die Konkurrenz zwischen Bach- und Regenbogenforellen — Beispiele aus dem Einzugsgebiet der Bodenseezuflüsse. Zitiert in Jungwirth et al. (1996).
- [35] Schälchli U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation ETH Nr. 10'293 und Mitt. Nr. 123 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich.
- [36] Schälchli U. (1996): Feinstoffeinlagerung in Deckschichten. Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Heft 105. S. 77 - 89.
- [37] Schmassmann, W. (1936): Ueber die Umweltfaktoren, welche in unsern Flüssen Zeit und Intensität der Fischwanderung bestimmen. Verhandlungen der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft 117, S. 328 - 329.
- [38] Schmitz, W. (1961): Fließgewässerforschung — Hydrographie und Botanik. Verh. Intern. Verein. Limnol. 14, S. 541 - 586.
- [39] Schmutz, S.; Eberstaller, J. (1993): Die Fischfauna des Alpenrheins und der Nebengewässer. Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 20, S. 133 - 158.
- [40] Steinböck, O. (1934): Die Tierwelt der Gletschergewässer. Zeitschrift des Deutschen und Österreichischen Alpenvereins 65, 263 - 275.
- [41] Tümmers, H.J. (1994): Der Rhein. Ein europäischer Fluss und seine Geschichte. Verlag C.H.Beck, München. 480 S.
- [42] UVB KW Reichenau (1988): Umweltverträglichkeitsbericht zum Ausbau der Stufe Ems-Mastrils. Hauptbericht der Motor-Columbus Ingenieurunternehmung AG im Auftrag der Patvag Kraftwerke AG, Ilanz. Ca. 200 S. + Anhänge + Beilagen.
- [43] UVB Rheinkraftwerke (1991): Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein. Umweltverträglichkeitsbericht zum Konzessionsprojekt 1979/80 mit Ergänzungen 1991. Fachgutachten C.10: Fischerei und Gewässerökologie. Erstellt von der Universität für Bodenkultur in Wien im Auftrag des Studienkonsortiums "Rheinkraftwerke Schweiz-Liechtenstein". 264 S. + Anhang.

- [44] VAW (1991): Die Kolmation der Rheinsohle. Bericht über die hydraulischen Laborversuche bezüglich der Durchlässigkeitsschwankungen der Rheinsohle im Istzustand und mit den projektierten Flusskraftwerken Schweiz - Liechtenstein. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich. Im Auftrag des Studienkonsortiums Rheinkraftwerke Schweiz - Liechtenstein.
- [45] Wagner, G. (1976): Die Untersuchung von Sinkstoffen aus Bodenseezuflüssen. Schweiz. Z. Hydrol. 38, 191 - 205.
- [46] Ward, J.V. (1992): Aquatic insect ecology. 1. Biology and Habitat. John Wiley & Sons, New York. 425 S.
- [47] Waters, T.F. (1995): Sediment in streams. Sources, Biological Effects and Control. American Fisheries Society Monograph 7. 211 S. + Anhang.
- [48] White, D.S.; Gammon, J.R. (1977): The effect of suspended solids on macroinvertebrate drift in an Indiana Creek. Proceedings of the Indiana Academy of Science 86, S. 182 - 188.
- [49] Wimmer, R; Moog, O. (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien Nr. 51. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, Wien. Ca. 600 S.
- [50] Zimmerli, W. (1991). Die Algenflora des Rheines von der Quelle (Tomasee) bis Basel. Bauhinia 9/4, S. 291-324.