

Innsbruck, am 31. Oktober 2001
LA 324/10

A-6020 Innsbruck, Hunoldstr. 14
Tel.: (0512) 304110-0, Fax: D.w. 10

**Trübung und Schwall Alpenrhein
Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische**

Fachbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos

Verfasser: Christian Moritz, Peter Pfister

unter Mitarbeit von: Harald Pehofer (Airliftbeprobungen)

**Fachbericht im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein
Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG, ZIELSETZUNG	1
2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, ENTNAHMETERMINE	3
3 PROBENSTELLEN	5
4 METHODIK	6
4.1 Korngrößenanalysen	6
4.2 Phytobenthos	8
4.3 Makrozoobenthos	9
4.3.1 Entnahmestrategie	9
4.3.2 Probenentnahme	10
4.3.3 Auswertung	11
5 ERGEBNISSE	13
5.1 Sedimentanalysen	13
5.1.1 Hess-Proben	13
5.1.2 Airlift-Proben	16
5.2 Phytobenthos	19
5.2.1 Erfasste Arten	19
5.2.2 Transektbeschreibung, Verteilung der Makroalgen	21
5.2.2.1 Mastrils	21
5.2.2.2 Bad Ragaz	27
5.2.2.3 Buchs	31
5.2.3 Zusammenfassende Diskussion	35
5.3 Makrozoobenthos	39
5.3.1 Abundanzen, Biomassen	39
5.3.2 Grossgruppen, Arten, Taxazahlen	47
5.3.2.1 Referenzsituation	47
5.3.2.2 Alpenrhein	49
5.3.3 Biozönotische Summenparameter	55
5.3.3.1 Ernährungstypen	56
5.3.3.2 Saprobitätsindex	58
5.3.3.3 Biozönotische Region	59
5.3.4 Die Besiedlung der Tiefenrinne	60
6 DISKUSSION	65
6.1 Ufernahe Wasserwechselzone	65
6.2 Strömung/Hydraulik	67
6.3 Phytobenthos	68
6.4 Abrasion	69
6.5 Geschiebetransport	69
6.6 Aufreissen Deckschicht	71
6.7 Äussere Kolmation	71
6.8 Innere Kolmation	72
6.9 Vergleich mit anderen Untersuchungen	73
6.10 Anhaltspunkte zum Renaturierungspotential	75
7 ZUSAMMENFASSUNG	77
8 LITERATUR	85
9 ANHANG	87

Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abb. 1: Ganglinien des Pegels Domat-Ems in den Untersuchungsperioden.....	4
Abb. 2: Teststrecken und Lage der Probenentnahmebereiche.....	5
Abb. 3: Entnahmeschema Makrozoobenthos	9
Abb. 4: Sedimentanalyse (Alpenrhein)	14
Abb. 5: Sedimentanalysen. Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Korngrößenklassen (Inn, Lech)	15
Abb. 6: Sedimentanalysen. Mittlere Korngrößen unter Berücksichtigung aller Siebfraktionen.	17
Abb. 7: Sedimentanalysen. Relative Bettstabilität (RBS) für die einzelnen Entnahmebereiche.....	17
Abb. 8: Phytobenthos Mastrils: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.	23
Abb. 9: Phytobenthos Mastrils: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.	24
Abb. 10: Phytobenthos Mastrils: Transekt 3 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.	25
Abb. 11: Phytobenthos Bad Ragaz: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.	29
Abb. 12: Phytobenthos Bad Ragaz: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.	30
Abb. 13: Phytobenthos Buchs: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.....	33
Abb. 14: Phytobenthos Buchs: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.....	34
Abb. 15: Makrozoobenthos. Individuendichten (Anzahl/m ²) Herbst 1999	40
Abb. 16: Makrozoobenthos. Individuendichten (Anzahl/m ²) Spätwinter 2000	41
Abb. 17: Makrozoobenthos. Biomassen (Gramm Frischgewicht/m ²) Herbst 1999	42
Abb. 18: Makrozoobenthos. Biomassen (Gramm Frischgewicht/m ²) Spätwinter 2000	43
Abb. 19: Makrozoobenthos. Vergleich Alpenrhein - andere alpine Flüsse: Abundanz, Biomasse	46
Abb. 20: Makrozoobenthos. Taxazahlen im Spätwinter 2000.....	55
Abb. 21: Makrozoobenthos. Verteilung der funktionellen Ernährungstypen im Spätwinter 2000.....	57
Abb. 22: Makrozoobenthos. Saprobitätsindizes im Spätwinter 2000.....	58
Abb. 23: Makrozoobenthos. Median der Valenzpunkteverteilungen.....	59

Abb. 24: Makrozoobenthos. Vergleich Tiefenrinne Alpenrhein mit Inn und Lech hinsichtlich Abundanz und Biomasse	62
Abb. 25: Makrozoobenthos. Vergleich Tiefenrinnen Alpenrhein mit Inn und Lech hinsichtlich der durchschnittlichen Taxazahl/Probe	63
Abb. 26: Uferlinien am Inn bei Telfs.	66
Abb. 27: Makrozoobenthos. Abhängigkeit der Besiedlungsdichten von der Bewuchsdichte.	70
Abb. 28: Makrozoobenthos. Abhängigkeit der Biomassen und Besiedlungsdichten von der relativen Substratstabilität.....	70
Abb. 29: Makrozoobenthos. Taxazahlen im Herbst 1999.	105
Abb. 30: Makrozoobenthos. Saprobitätsindizes im Herbst 1999.	105
Abb. 31: Makrozoobenthos. Median der Valenzpunkteverteilungen im Herbst 1999.	105

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Zusammenstellung der Untersuchungstermine und Parameter	3
Tab. 2: Übersicht über das Auftreten der beobachteten Makroalgen in den einzelnen Transekten.....	21
Tab. 3: Sedimentanalysen.....	87
Tab. 4: Probenliste Makrozoobenthos.....	91
Tab. 5: Makrozoobenthos. Gesamttaxaliste mit ökologischen Valenzen	93
Tab. 6: Makrozoobenthos. <u>Einzelproben</u> Herbst 1999. Häufigkeiten der Taxa (Zählwerte/Probe).	95
Tab. 7: Makrozoobenthos. <u>Einzelproben</u> Spätwinter 2000. Häufigkeiten der Taxa (Zählwerte/Probe).	97
Tab. 8: : Makrozoobenthos. <u>Mittelwerte</u> Herbst 1999. Abundanzen der Taxa (Ind./m ²).	98
Tab. 9: Makrozoobenthos. <u>Mittelwerte</u> Spätwinter 2000. Abundanzen der Taxa (Ind./m ²).....	101
Tab. 10: Makrozoobenthos. <u>Mittelwerte</u> Herbst 1999. Biozönotische Parameter, Grossgruppen, Biomassen	103
Tab. 11: Makrozoobenthos. <u>Mittelwerte</u> Spätwinter 2000. Biozönotische Parameter, Grossgruppen, Biomassen	104

1 Einleitung, Zielsetzung

Der vorliegende Berichtsteil beinhaltet die Darstellung der Auswirkungen der Abfluss- und Trübeschwankungen auf die **Bodenfauna** (Makrozoobenthos) und **Aufwuchsalgen** (Phytobenthos) des Alpenrheins.

Vorauszuschicken ist, dass zeitgleich ein Projekt mit ähnlicher Thematik am Tiroler Inn und am Lech bearbeitet wurde (MORITZ et al., in Vorb.). Untersuchungsschwerpunkt dieses Tiroler Projektes waren die Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Entlang von charakteristischen Querprofilen wurde hier die Abfolge der Besiedlung von den wechselfeuchten Uferandbereichen, die mehr oder weniger häufig trockenfallen bzw. benetzt werden, in Richtung Flussmitte untersucht.

Abstimmung des Untersuchungskonzeptes mit zeitgleichem Schwallprojekt am Inn und Tiroler Lech

Beide Projekte wurden in ihrer Konzeption aufeinander abgestimmt, um möglichst ergänzende Informationen zu dieser komplexen Thematik zu gewinnen. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Arbeit die nur periodisch überströmten Uferbereiche (Schwerpunkt des Tiroler Projektes) nicht näher untersucht. Die **Zoobenthos**bearbeitung verfolgt vielmehr folgende Hauptzielrichtungen:

- ***Gesamthafte Charakterisierung der Rheinsohle:***
Der Unterschied in der Besiedlung zwischen der Hauptstromrinne und den ufernahen (aber ständig überströmten) Bereichen soll dargestellt werden.
- ***Zusammenhang der benthischen Besiedlung mit der Kolmation:***
Es soll dargestellt werden, inwieweit die Besiedlungsdichten der Artengesellschaften bzw. einzelner Arten durch die Kolmation beeinflusst werden.
- ***Beurteilung der Auswirkungen des Schwellbetriebes***

Diese Zielrichtungen wurden an unterschiedlichen flussmorphologischen Strecken untersucht:

- | | |
|--|------------|
| - Naturnaher verzweigter Abschnitt: | Mastrils |
| - Eintiefungsstrecke: | Bad Ragaz |
| - Auflandungsstrecke: | Buchs |
| - Kanalartig regulierte Internationale Rheinstrecke: | Diepoldsau |

Die Auswahl dieser Teststrecken erfolgte gemeinsam mit den Bearbeitern der anderen Sachgebiete, die Untersuchungsabschnitte sind identisch.

Die Bearbeitung eines Teilbereiches des **Phytobenthos** (weitere Ergebnisse dazu im Fachbericht LIMNEX) diente zur

- **Begleitinformation zum Zoobenthos**
- **Orientierung hinsichtlich der Abfolge makroskopischer Wuchsformen** entlang des Querprofils.
- Diskussion von **Veränderungen durch die Abfluss- und Trübeschwankungen**

Hauptsächliches Problem bei der Charakterisierung des schwallbeeinträchtigten Alpenrheins ist eine fehlende Referenzstrecke ohne Schwalleneinfluss. Auswirkungen der Kolmation können daher nur vergleichend zwischen Untersuchungsbereichen mit unterschiedlichem Kolmationsgrad dargestellt werden, nicht jedoch an einem unbeeinflussten Naturzustand gemessen werden. Die Diskussion der Daten erfolgt auch vor dem Hintergrund von Befunden an anderen Fließgewässern, um die Ergebnisse besser in einen Gesamtzusammenhang einzuordnen.

Am Alpenrhein selbst fehlende Referenzstrecke ohne Schwalleneinfluss

Bezüglich einer detaillierten Darstellung der Abflusssituation wird hier auf den entsprechenden Fachbericht (SCHÄLCHLI) verwiesen.

2 Untersuchungsprogramm, Entnahmetermine

Es wurden folgende Untersuchungsblöcke bearbeitet:

- Korngrößen (Sieblinienanalysen der Makrozoobenthosproben)
- Phytobenthos
- Makrozoobenthos

Untersuchung der Sedimentstruktur, Aufwuchsalgen und Bodenfauna im Herbst 1999 und Spätwinter 2000

Die Untersuchungen wurden an 2 Terminen im Herbst 1999 und Spätwinter 2000 durchgeführt, wobei nicht alle Probenstellen und Parameter gleich bearbeitet wurden. In der folgenden Tabelle sind die jeweiligen Entnahmetermine für die einzelnen Stellen und Parameter zusammengefasst:

Tab. 1: Zusammenstellung der Untersuchungstermine und Parameter.

- ... nicht untersucht

✓ ... bearbeitet

H ... Hess-Proben

A ... Airlift-Proben

	Korngrösse n	Phytobenthos	Makrozoobenthos
Herbst 1999			
Mastrils	-	-	21.11. (H)
Bad Ragaz	-	-	21.11. (H)
Buchs	-	-	20.11. (H)
Diepoldsau	-	-	-
Spätwinter 2000			
Mastrils	✓	12.2.	12.2. (H + A)
Bad Ragaz	✓	12.2. und 13.2.	12.2. (H), 13.2. (H+A)
Buchs	✓	13.2.	13.2. (H), 14.2. (A)
Diepoldsau	✓	-	15.2. (nur A)

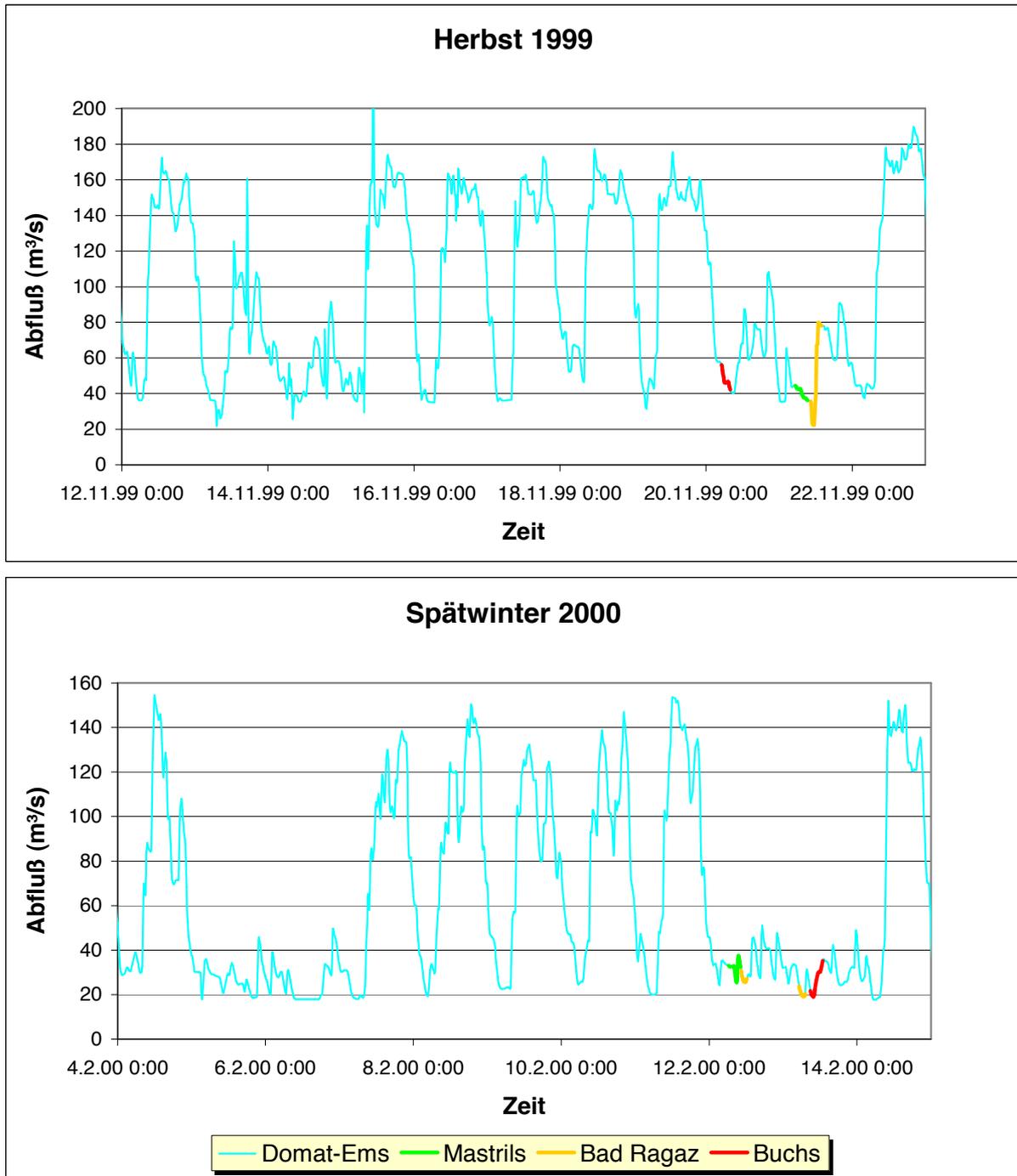
Es wurde darauf geachtet, die Probenentnahmen bei ausgeprägter Sunksituation durchzuführen, um mit Sicherheit nur die ständig überströmten Flächen zu erfassen. Insbesondere betrifft dies die Phytobenthoskartierung und die Probenentnahme für das Zoobenthos mit dem Hess-Sampler in flacheren Bereichen.

Probenentnahme bei ausgeprägter Sunksituation

Ausnahme war die aufwendige Probenentnahme mit dem Airlift-Sampler (vgl. Kapitel 4.3.2), die in Buchs und Diepoldsau bei Schwallsituation durchgeführt wurde. Da mit dem Airlift jedoch die Tiefenrinne besammelt wurde, spielt hier der Wasserstand bei der Probenentnahme nur eine geringe Rolle.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Ganglinien des Pegels Domat-Ems während einiger Tage der Untersuchungsperioden mit den hervorgehobenen Entnahmezeiten an den Wochenenden.

Abb. 1: Ganglinien des Pegels Domat-Ems in den Untersuchungsperioden.
Hervorgehoben sind die Entnahmezeiträume (Phytobenthos, Hess-sampler) unter Berücksichtigung der Fließzeiten bis zu den einzelnen Probenstellen. D.h. markiert ist in der Ganglinie das Wasserpaket in Domat-Ems, welches an den unterhalb liegenden Probenstellen erfasst wurde.



3 Probenstellen

In den folgenden Abbildungen sind die Entnahmebereiche für das Zoobenthos sowie die Phytobenthostransekte eingezeichnet. Zur Erläuterung der Entnahmestrategie und Nummerierung der einzelnen Probenbereiche siehe Kapitel 4.3.1.

Bis auf Buchs Besammlung der identischen Bereiche im Herbst und Spätwinter

Beim Zoobenthos wurden im Herbst und Spätwinter jeweils die gleichen Entnahmebereiche besammelt. Ausnahme war die Stelle Buchs, wo durch Umlagerungen die Probenstelle vom Herbst 1999 stark verändert wurde, sodass im Spätwinter die nächstfolgende Schotterbank besammelt werden musste. In der Abbildung von Buchs ist die Situation im Spätwinter dargestellt.

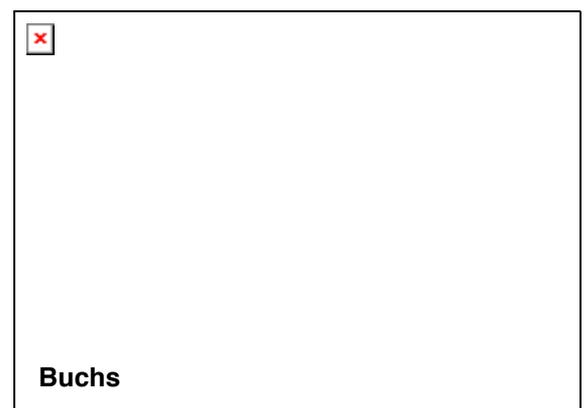
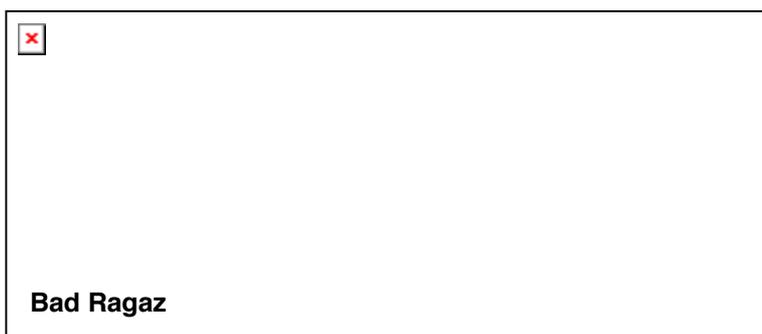


Abb. 2: Teststrecken und Lage der Probenentnahmebereiche.

○1-4 ... Zoobenthosentnahme (Hess-Sampler)

○5 ... Zoobenthosentnahme (Airlift-Sampler)

— ... Phytobenthostransekt

4 Methodik

4.1 Korngrössenanalysen

Von den im Spätwinter 2000 entnommenen Makrozoobenthosproben wurden die Sedimente hinsichtlich der Korngrössenverteilung analysiert. Feinste Partikel (kleiner 0,1 mm) werden bedingt durch die Maschenweite des verwendeten Entnahmegertes nicht mehr quantitativ erfasst. Um den entnahmebedingten Verlust bei dieser feinsten Fraktion zu minimieren, wurde das Schlammwasser (Vorgangsweise Zoobenthosentnahme vgl. Kapitel 4.3.2) aufgefangen und für die Sedimentanalysen weiterverwendet. Zum Abschluss wurde das Wasser nach Absetzen der Partikel vorsichtig dekantiert und der Bodensatz der Sedimentprobe hinzugefügt.

Die Siebanalysen wurden an der BAUTECHNISCHEN VERSUCHSANSTALT der HTL RANKWEIL durchgeführt (Auftrag 66/00, Prüfbericht Oktober 2000). Dabei wurden die vergleichbaren Einzelproben der Entnahmebereiche zu Mischproben vereint.

Die Korngrössenverteilung wurde nach der ÖNORM B 4412 (Juli 1974) bzw. der internen Prüfanweisung der Bautechnischen Versuchsanstalt PA-E 1005 ermittelt.

Die Maschenweite der Siebe richtet sich nach der in der Sedimentologie gebräuchlichen Phi-Skala, die den negativen 2er-Logarithmus der Korngrösse in mm darstellt (nebenstehende Tabelle).

Für die graphische Darstellung wurde dem anschaulicheren Histogramm der Vorzug gegenüber den gebräuchlichen Summenkurven gegeben.

Siebmaschenweite [mm]	Phi-Skala [Φ]	Sedimenttyp
256	-8	Blockkies, Steine
128	-7	
64	-6	
32	-5	Grobkies (20-63)
16	-4	
8	-3	Mittelkies (6,3-20)
4	-2	Feinkies (2-6,3)
2	-1	
1	0	Grobsand (0,63-2)
0,5	1	Mittelsand (0,2-0,63)
0,25	2	
0,125	3	
0,063	4	Feinsand (0,06-0,2)

Folgende Parameter wurden bei der Auswertung der Korngrössenzusammensetzung angegeben (Datentabellen im Anhang):

Median (MD Φ) Korndurchmesser (Φ -Skala) bei 50% Masseanteil.

Quartilen (Q₁ und Q₃) Q₁ (Φ 25%) Grenzwert zwischen 25% grösseren und 75% kleineren Korngrössenanteilen und Q₃ (Φ 75%) Grenzwert zwischen 75% grösseren und 25% kleineren Korngrössenanteilen.

Sortierungskoeffizient (S_o) Streuungsmass (MÜLLER, 1964) $S_o = \frac{Q_1}{Q_3}$, berücksichtigt nur 50 % des Korngrössenspektrums (mittlerer Bereich).

Quartilabweichung (QD) weiteres Streuungsmass (für den mittleren Bereich der Summenkurve), errechnet aus $QD = \frac{Q_3 - Q_1}{2}$

Inkl. Gr.St.Dev. (σ) die „Einschliessende Graphische Standard-abweichung“ (s. Inclusive Graphic Standard Deviation, BUCHANAN 1971, GRAY 1984) erfasst die Streuung von 90% des Korngrössenspektrums nach der Formel:

$$\sigma = \frac{\Phi_{84} - \Phi_{16}}{4} + \frac{\Phi_{95} - \Phi_5}{6,6}$$

Folgende Sortierungsklassen werden nach dieser Formel unterschieden:

σ < 0,35	sehr gut sortiert
σ = 0,35-0,5	gut sortiert
σ = 0,5-0,7	mässig gut sortiert
σ = 0,71-1,00	mässig sortiert
σ = 1,00-2,00	schlecht sortiert
σ = 2,00-4,00	sehr schlecht sortiert
σ > 4,00	extrem schlecht sortiert

Inkl.Gr.Skew. (Sk_i) die „Einschliessende Graphische Schräge“ (s. Inclusive Graphic Skewness, BUCHANAN 1971) wird berechnet nach der Formel:

$$Sk_i = \frac{\Phi_{16} + \Phi_{84} - 2\Phi_{50}}{2(\Phi_{84} - \Phi_{16})} + \frac{\Phi_5 + \Phi_{95} - 2\Phi_{50}}{2(\Phi_{95} - \Phi_5)}$$

Verbale Klassifikation der Schiefe (Skewness):

+1,00	bis +0,30	sehr schief bis fein
+0,30	bis +0,10	schief bis fein
+0,10	bis -0,10	symmetrisch
-0,10	bis -0,30	schief bis grob
-0,30	bis -1,00	sehr schief bis grob

Mittlere Korngrösse (d) entspricht dem entlogarithmierten MDΦ

Massgebende Korngr. (d_m) stellt einen für das gesamte Korngemisch repräsentativen Wert dar und wurde berechnet nach der Formel: $d_m = \frac{d_{10} + d_{20} + \dots + d_{90}}{9}$

Korngrössen über 64 mm sind in den kleinen Probenvolumina oft zufällig verteilt und bedingen durch ihre vergleichsweise grosse Masse eine zu grosse Variabilität der Proben. Daher wurden die Kenngrössen der Sedimentzusammensetzung zusätzlich auch für die Fraktionen < phi -5 und < phi -4 berechnet.

Im Zusammenhang mit der Abhängigkeit der tierischen Besiedelung von der Substratstabilität wurde auch eine **relative Bettstabilität** RBS (GORDON et al. 1992) nach nebenstehender Formel berechnet. Die Fliessgeschwindigkeitswerte für die Einzelproben wurden während der Sunksituation gemessen (vgl. Entnahmezeit entsprechend Abb. 1).

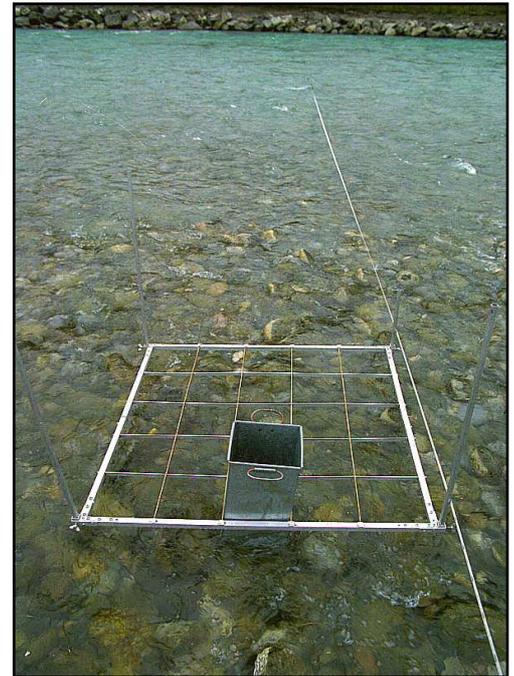
$$RBS = \frac{0,155 \times \sqrt{d}}{0,7 \times v}$$

d ... mittlere Korngrösse (mm)
v ... mittlere Fliessgeschwindigkeit (bei HESS-Proben Messung des Mittelwertes mit JENS-Stab, bei Airliftproben Mittelwert aus 2 Punktmessungen)

4.2 Phytobenthos

Die Aufnahme der makroskopischen Algenarten erfolgte anhand einer Flächen-Kartierungsmethode, wobei pro Probenstelle 2 bzw. 3 jeweils 1m-breite Transekte durchgehend aufgenommen wurden. Die Transekte wurden im rechten Winkel zur Flussrichtung angelegt und reichten jeweils von der nicht mehr schwallbeeinflussten Uferzone bis in eine aktuelle Wassertiefe von etwa 50-60cm. Die sich daraus ergebenden Längen der Transekte variierten je nach Gegebenheiten zwischen etwa 7 und 72m.

Die Aufnahmen der vorkommenden Algenarten erfolgten entlang eines gespannten Massbandes mit Hilfe eines unterteilten 1x1m-Aluminiumrahmens mit 4 höhenverstellbaren Füßen. Der Rahmen wurde dabei entlang des Massbandes jeweils meterweise verschoben, wobei jedesmal der durchschnittliche Deckungsgrad der einzelnen auftretenden Makroalgen geschätzt wurde, und zwar immer integrierend für einen halben Meter der Transektlänge (→ Kartierungseinheiten jeweils 0,5m²). Beim längsten Transekt (Buchs, Transekt 1, 72m) wurde nur jeder zweite halbe Meter aufgenommen. Die Einstufung der Algenhäufigkeiten innerhalb dieser Einheitsflächen erfolgte in Deckungsklassen wobei folgende Zuordnungen gelten: Klasse 1 = <5% Deckung, 2 = 5-25%, 3 = 25-50%, 4 = 50-75%, 5 = 75-100%. Zur Abschätzung des Deckungsgrades in grösseren Wassertiefen wurde ein Sichtkasten (oben offener Metallkasten mit Glasboden) verwendet, der, ins Wasser eingetaucht, eine klare Sicht auf den Gewässerboden und damit den Algenaufwuchs erlaubte.



Neben den makroskopischen Aufwuchsalgen wurde in den einzelnen Kartierungseinheiten auch der jeweilige Deckungsgrad mit Sand bzw. Silt geschätzt (auf 10% genau), wobei nur Schichtdicken über etwa 2mm berücksichtigt wurden (die eindeutig als solche ansprechbar waren und ab denen es sicher zu einer merklichen Beeinträchtigungen für das Phytobenthos kommt).

Die Ermittlung der Wassertiefen und mittleren vertikalen Strömungsgeschwindigkeiten entlang der Transekte erfolgte ebenfalls halbmeter- bzw. meterweise mittels Tauchstab nach JENS (jeweils als Punktmessungen). Die in den Abb. 8 bis Abb. 14 punktiert dargestellte Neigung des Ufers oberhalb der Wasserlinie stellt eine Schätzung dar.

4.3 Makrozoobenthos

4.3.1 Entnahmestrategie

An jeder Teststrecke wurden verschiedenen Entnahmebereiche mit unterschiedlichen Kolmationsverhältnissen besammelt:

1. Furt/Rückstaubereich oberhalb der Schnelle/Riffle - Infiltration
2. Oberer Bereich der Schnelle/Riffle (knapp unterhalb merkbarer Kante)
3. Unterer Bereich der Schnelle/Riffle (vor Abbruchkante) - Exfiltration
4. Rinne unterhalb der Schnelle/Riffle, Uferbereich (bereits wieder Strömung in Längsrichtung; nicht im Kehrwasserbereich) - Infiltration
5. Rinne unterhalb der Schnelle/Riffle, Strommitte – Infiltration

Grundsätzlich wurden die 4 entnommenen Einzelproben aus einem möglichst einheitlichen Bereich entnommen. Wo deutliche Unterschiede (Algenbewuchs, Substratstabilität) entlang des Querprofils festzustellen waren, wurden z.T. weitere Proben entnommen (uferner Bereich, Tiefenrinne). Welche der entnommenen Proben ausgewertet wurden (bei einheitlichen Substraten meist jeweils 3 Proben von jedem Bereich), ist aus Anhang-Tab.4 ersichtlich. Die folgende Abbildung soll dieses Entnahmeschema verdeutlichen.

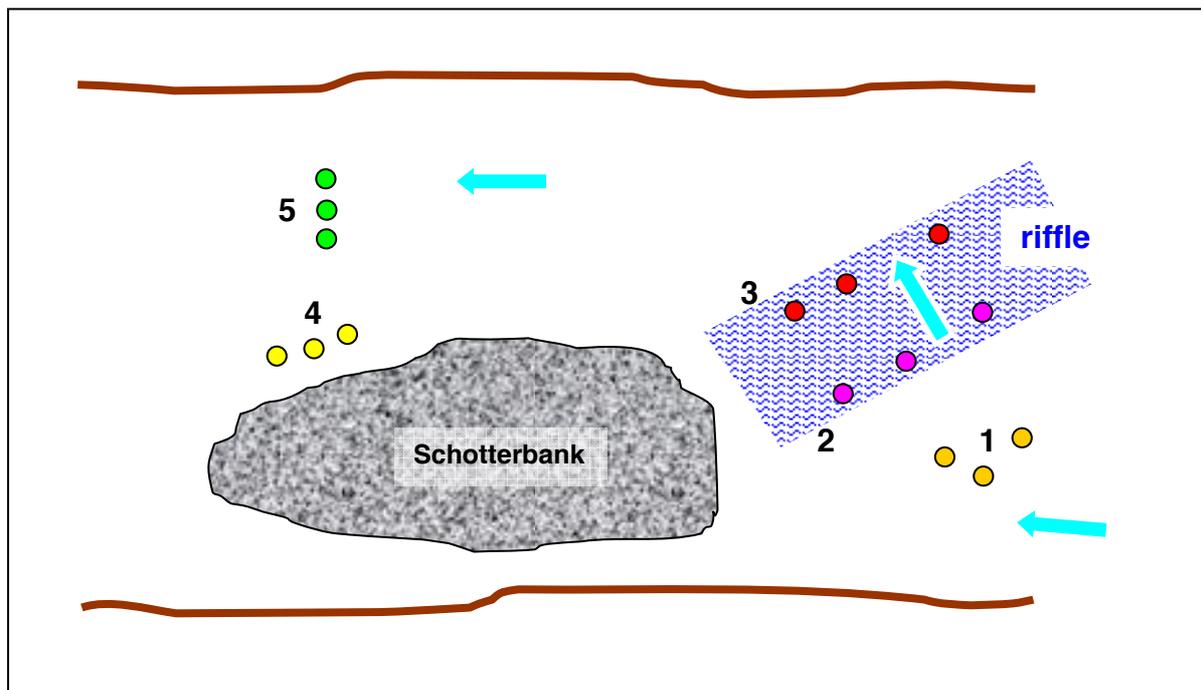


Abb. 3: Entnahmeschema Makrozoobenthos. Nummerierung entsprechend den oben angegebenen Bereichen.

4.3.2 Probenentnahme

Für die Probenentnahmen wurden je nach Entnahmebereich 2 Gerätschaften eingesetzt:

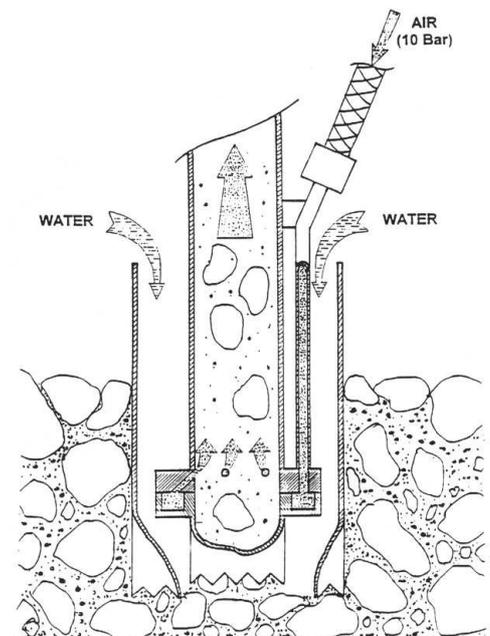
Bis in eine Wassertiefe von ca. 70 cm erfolgten die Entnahmen in den Bereichen 1-4 mit einem geschlossenen Zylindersampler („Hess-Sampler“; Besammlungsfläche 430 cm², Netzmaschenweite 100 µm, SAXL 1986). Entnommen werden die oberflächlichen ca. 15 cm schottriger Substrate.

In der Tiefenrinne (Bereich 5) ab einer Wassertiefe von ca. 70-100 cm wurde ein „Airlift-sampler“ auf einer mit einem quergespannten Drahtseil fixierten Arbeitsplattform verwendet.

Zu Beginn der Arbeiten wurde eine zu grosse und bei den Strömungsverhältnissen in der freien Fließstrecke zu unbewegliche Plattform getestet. Im Herbst 1999 war eine Entnahme daher noch nicht möglich. Im Spätwinter 2000 kam eine zwischenzeitlich umgebaute kleinere Plattform (vgl. Foto) zum Einsatz. Besammlungsfläche (415 cm²) und Maschenweite (100 µm) des Entnahmegertes sind gleich wie beim Hess-Sampler. Bau und Funktionsweise sind ausführlich in PEHOFER (1998) beschrieben und werden hier nur stichwortartig zusammengefasst:

Ein äusserer Stahlzylinder wird in das Substrat gedreht. Durch einen inneren, vertikal beweglichen Ansaugzylinder wird Druckluft geblasen, dadurch werden Wasser und Sedimente mit den Benthosorganismen innerhalb der vom Aussenzylinder abgeschlossenen Sammelfläche mitgerissen (vgl. Abb.). Das Material wird zur Gänze in einen Netzsack (100 µm) mit davorgeschaltetem Schutznetz aufgefangen und weiterbearbeitet.

Alle entnommenen Proben wurden im Feld geschlämmt. Das entnommene Substrat wurde in 10 l Kübel gefüllt. Dort wurden anhaftende Tiere durch systematisches Abbürsten aller grösseren Steine im Probenwasser abgelöst. In der Folge wurden durch wiederholtes Schlämmen die Tiere und organische Bestandteile sowie feine minerogene Partikel von Steinen, Kies und gröberem Sand getrennt. Die derart eingeeingte Probe wurde in Gläser gefüllt, mit Formol auf eine Endkonzentration von 4 % fixiert und zur weiteren Ausarbeitung ins Labor gebracht.



Im Spätwinter 2000 wurden das geschlammte Substrat sowie die nach dem Aussortieren der Benthosorganismen im Labor verbliebenen Feinsedimente für die weiteren Korngrössenanalysen weiterverwendet.

Die Einzelproben wurden hinsichtlich der Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit sowie des Algendeckungsgrades (nur bei HESS-proben) charakterisiert. Die Geschwindigkeit wurde bei den Hess-proben mit einem Tauchstab nach JENS (1968) gemessen, in der Tiefenrinne (Airlift-Beprobung) mit einem Messflügel. Tiefe und Geschwindigkeit entsprechen bei den Hess-Proben den Verhältnissen bei Sunk (vgl. Entnahmezeitpunkt in Abb. 1).

4.3.3 Auswertung

Im Labor wurden die Proben mittels Sieb in 2 Fraktionen aufgeteilt. Aus der grösseren Fraktion ($> 670 \mu\text{m}$) wurden unter dem Stereomikroskop alle Tiere ausgelesen, von der feinen Fraktion ($< 670 \mu\text{m}$ und $> 100 \mu\text{m}$) wurde nur ein Aliquot (meist 1/5 bis 1/10 der gesamten Fraktion) bearbeitet. Alle Tiere werden, soweit dies das jeweilige Entwicklungsstadium und die taxonomischen Möglichkeiten zulassen, auf Artniveau bestimmt und gezählt. Nach Erfordernis werden mikroskopische Präparate hergestellt. Das Probenmaterial wird nach der Bearbeitung in 70%igem Alkohol konserviert.

Um bei den Steinfliegenlarven eine möglichst einheitliche Linie hinsichtlich der Grösseneinteilung beizubehalten, werden die Tiere in der Fraktion $100\text{-}670 \mu\text{m}$ alle unter "Plecoptera juvenil" geführt. Das gleiche gilt für die Eintagsfliegengattung *Baetis*. Bei den Larven der Zuckmücken werden alle 3. und 4. Larvenstadien aus beiden Siebfraktionen auf ein möglichst niedriges taxonomisches Niveau bestimmt. 1. und 2. Larvenstadien werden einheitlich auf Unterfamilien- bzw. Gattungsgruppenniveau unter "juvenil" oder "Gen.sp.juv." zusammengefasst.

Sowohl für alle einzelnen Parallelproben als auch für die Mittelwerte der Probenstellen wurden die **Individuendichten/m²** und relative Anteile für einzelne Taxa und für die taxonomischen Grossgruppen berechnet.

Taxazahlen (mit und ohne Berücksichtigung der qualitativen Aufsammlungen), **Diversitätsindices** (mit $\ln x$ nach SHANNON & WEAVER; mit $\log_2 x$ nach WILHM & DORRIS) und **Evenness** (Mass für die Gleichverteilung der Arten; Werte zwischen 0 und 1; bei 1 alle Taxa mit gleicher Abundanz) werden ebenfalls für die Mittelwerte der Probenstellen angegeben.

Bei der Ermittlung des **Saprobitätsindex** anhand des Makrozoobenthos nach der bei ZELINKA & MARVAN (1961) beschriebenen Methode wurden die Individuendichten (anstelle von Häufigkeitsklassen) verwendet. Für die Ermittlung des Saprobitätsindex ebenso wie für die Darstellung des biozönotischen Schwerpunktes und der funktionellen Ernährungstypen wurden im wesentlichen die Einstufungen der „FAUNA AQUATICA AUSTRIACA“ (MOOG, O. (Ed.), 1995) herangezogen. Für einige höhere taxonomische Einheiten wurden eigene Einstufungen verwendet, sofern dies auf Basis des bestimmbareren Artenspektrums vertretbar schien. Alle Einstufungen sind in der Anhang-Tab. 5 aufgelistet.

Die längenzonale Verteilung der Zoozönos (biozönotische Region) der einzelnen Probenstellen wurde ebenfalls nach dem Rechenverfahren von ZELINKA & MARVAN ermittelt, wobei (im Gegensatz zu der bei MOOG (Ed.) (1995) beschriebenen Vorgangsweise) durch die Verwendung eines Indikationsgewichtes (siehe BZG in Anhang-Tab. 5 Tab. 5) der Schwerpunkt besser herausgearbeitet werden soll. An die Stelle der Saprobitätsstufen bei der Gütebeurteilung treten die in der nebenstehenden Tabelle angeführten Gewässerregionen.

Gewässerregion	Kürzel
Eukrenal (Quellbereich)	EK
Hypokrenal (Quellbach)	HK
Epirhithral (obere Forellenregion)	ER
Metarhithral (untere Forellenregion)	MR
Hyporhithral (Äschenregion)	HR
Epipotamal (Barbenregion)	EP
Metapotamal (Brachsenregion)	MP
Hypopotamal (Brackwasserregion)	HP
Litoral (seichte Bereiche stehender Gew.)	LI
Profundal (Seeböden)	PF

Auch die Verteilung der funktionellen Ernährungstypen wurde mit diesem Rechenverfahren, jedoch ohne Gewichtung ermittelt. Für die einzelnen Taxa wurden insgesamt 10 Valenzpunkte in Anlehnung an MOOG(Ed.) (1995) entsprechend ihrer Ernährungsweise auf die nebenstehenden Ernährungstypen verteilt.

Ernährungstyp	Nahrungsquelle	Kürzel
Weidegänger	vor allem epilithische Algen, Biofilm	W
Detritusfresser	sedimentiertes, fein partikuläres organ. Material (FPOM)	D
Räuber	Beute	R
passive Filtrierer	mit Strömung angeliefertes organisches Material	PF
aktive Filtrierer (Strudler)	selbst herbeigestrudeltes organisches Material	AF
Zerkleinerer	grob partikuläres organisches Material (z.B. Fallaub)	Z
Sonstige (Minierer, Holzfresser, Parasiten u.a.)	andere Nahrungsquellen	S

5 Ergebnisse

5.1 Sedimentanalysen

Bei den folgenden Häufigkeitsverteilungen der verschiedenen Korngrössenklassen werden vor allem die Fraktionen < 32 mm betrachtet, da durch die relativ geringe Entnahmefläche der Zoobenthosentnahmegerate grosse Kornfraktionen eher zufällig verteilt sind und nicht repräsentativ erfasst werden. Zudem haben die kleineren Korngrössen im Zusammenhang mit der Kolmation und den damit verbundenen Auswirkungen auf die Bodenfauna die grösste Bedeutung.

Die Ergebnisse teilweise vorwegnehmend zeigte sich, dass ein grundsätzlicher Unterschied zwischen der airliftbeprobten Tiefenrinne und den flacheren, mit dem Hess-Sampler besammelten Bereichen besteht. Diese beiden Räume werden daher im folgenden getrennt diskutiert.

Grundsätzlicher Unterschied zwischen Tiefenrinne und flacheren ufernäheren Bereichen

5.1.1 Hess-Proben

Die Korngrössenverteilung (Abb. 4) zeigt generell eine ausgeprägte zweigipfelige Verteilung mit dem Hauptmaximum erwartungsgemäss bei der grössten Fraktion 16-32 mm, ein Defizit zeigt sich ca. um die Klasse 2-4 mm. Das Sekundärmaximum liegt im Sandanteil, im Detail jedoch je nach Teststrecke unterschiedlich:

Ausgeprägte 2-gipfelige Kornverteilung

In Mastrils ist auffallend viel Grobsand (Fraktion 0,5-2mm) festzustellen, der auch die äussere Kolmation bestimmt, wie auch vor Ort augenscheinlich leicht festzustellen ist. Zwischen den ufernäheren Bereichen und den besammelbaren Abschnitten Richtung Flussmitte (Begrenzung Wassertiefe ca. 50-70 cm) sind dabei keine grösseren Unterschiede festzustellen.

In Mastrils auffallend viel Grobsand

Bad Ragaz und Buchs hingegen weist der Grobsand bis auf 2 Ausnahmen (Rinne Bad Ragaz und Ende riffle Buchs) ein deutliches Defizit auf. Die Mittel-/Feinsandanteile hingegen sind deutlich höher und bilden das Sekundärmaximum bei 0,25-0,5 mm. In Relation zu Mastrils liegt die Zunahme v.a. in der Feinsandfraktion 0,13-0,25mm.

Bad Ragaz und Buchs mit erhöhten Mittel- und Feinsandanteilen

Zum Teil dürfte die Ursache für die gestiegenen Feinsandanteile im Abrieb liegen, z.T. aber sicherlich mit dem hohen Trübstoffeintrag durch die Landquart in Verbindung stehen (vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI).



Abb. 4: Sedimentanalysen. Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Korngrößenklassen. Pfeilmarkierungen: auffallende Unterschiede im Vergleich der verschiedenen Teststrecken und Probenbereiche (nur beim Bereich 1 und den Airliftproben eingezeichnet):
 ↑ ... Zunahme, ↓ ... Abnahme

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch der Vergleich mit den in MORITZ et al. (in Vorb.) untersuchten Verhältnissen im ebenfalls stark schwallbeeinflussten Inn und dem Lech (verzweigter Referenzfluss ohne Schwellbetrieb):

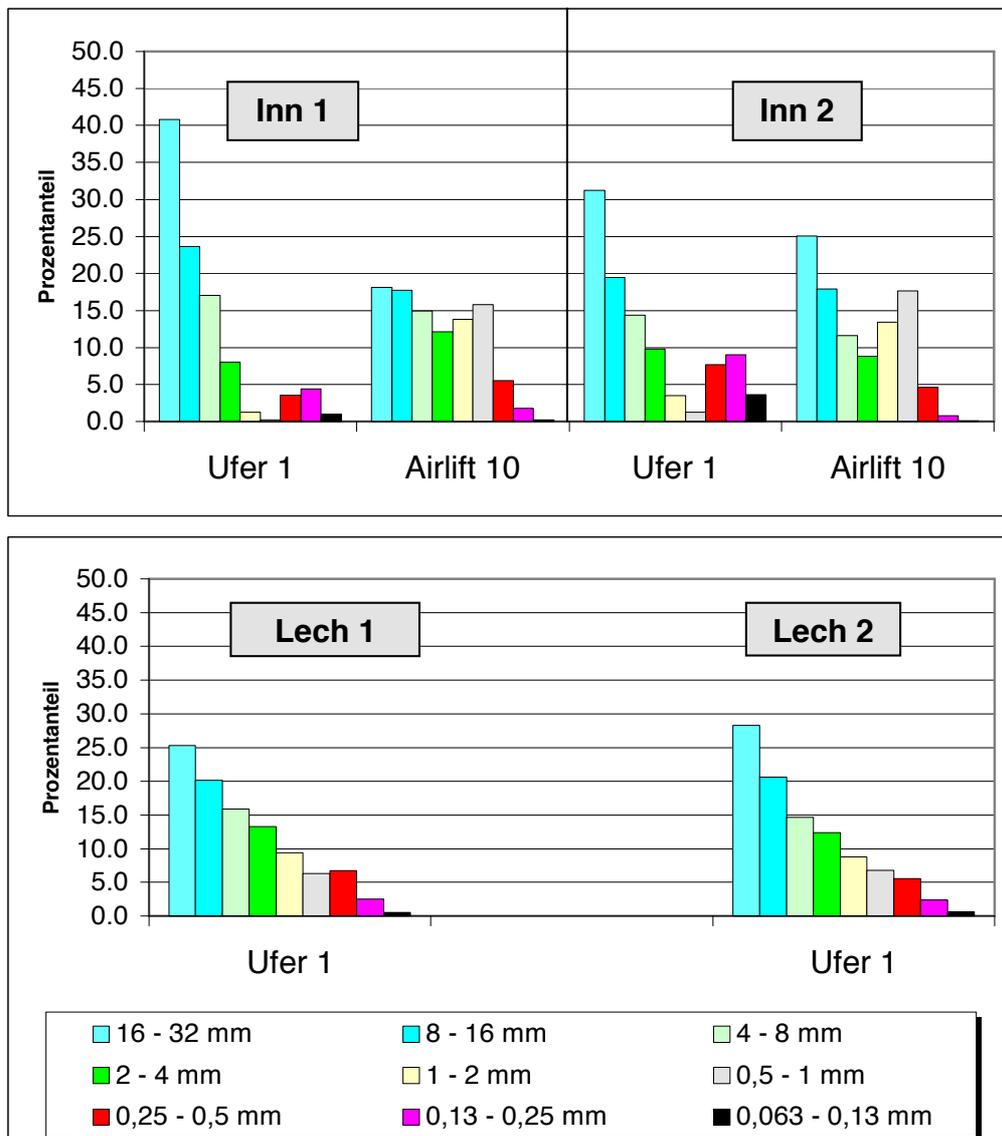


Abb. 5: Sedimentanalysen. Häufigkeitsverteilung der verschiedenen Korngrößenklassen im Inn und Tiroler Lech. Auswahl charakteristischer Proben aus den ufernahen Bereichen (Hess-Sampler) und der Tiefenrinne im Inn (Airlift-Sampler).

Der verzweigte Lech zeigt eine vollkommen gleichmässige Abnahme der Prozentanteile der verschiedenen Kornfraktionen.

Der schwallbeeinflusste und regulierte Inn hingegen zeigt ebenfalls eine deutlich zweigipfelige Verteilung, hat jedoch ein Defizit bei Grobsand und deutlich höhere Anteile an Feinsand. Das Sekundärmaximum liegt bei <0,25 mm. Damit ähnelt der Inn dem Muster bei Bad Ragaz und Buchs, mit jedoch noch ausgeprägterem feinsten Sandmaterial.

Lech als Referenz mit gleichmässiger anteilmässiger Abnahme der verschiedenen Kornfraktionen

Schwallbeeinflusster Inn ebenfalls 2-gipfelige Kornverteilung (Defizit Grobsand, höhere Feinsandanteile <0,25 mm)

In der verzweigten Referenzstrecke Mastrils sind die riffle-Sequenzen insgesamt weniger deutlich ausgeprägt als in den Abschnitten Bad Ragaz und Buchs mit den alternierenden Bänken. Dies spiegelt sich auch im mittleren Korndurchmesser (unter Berücksichtigung aller Siebfractionen) wieder - vgl. nachfolgende Abb. 6: die riffle-Bereiche 2 und 3 in Buchs und insbesondere Bad Ragaz sind grobkörniger als in Mastrils und auch gröber als die Furt- und Rinnenbereiche. In Mastrils hingegen weisen die verschiedenen Bereiche relativ ähnliche mittlere Korndurchmesser auf¹.

Wie auch die morphologische Charakterisierung der Teststrecken im Fachbericht SCHÄLCHLI zeigt, ist der Unterschied zwischen den steilen riffle-Bereichen und den flachen Rinnenabschnitten in Buchs und Bad Ragaz charakteristisch. Vor allem in der Erosionsstrecke Bad Ragaz bewirkt dies einen ausgeprägten Wechsel zwischen steilen Schnellen mit „Gebirgsbachcharakter“ und den tiefen langgezogenen Rinnenbereichen.

Charakteristischer Unterschied zwischen steilen riffle-Bereichen (grobkörniger) und flachen Furten/Rinnen in Buchs und Bad Ragaz

Weniger ausgeprägte riffle-Sequenzen in Mastrils, hier im Schnellenbereich grösste Ähnlichkeit mit dem naturnahen Lech

Bemerkenswert ist, dass von allen Teststrecken Mastrils im Schnellenbereich noch die grösste Ähnlichkeit mit der charakteristischen Situation am naturnahen Lech aufweist und zumindest hinsichtlich der Sedimentstruktur die besten Voraussetzungen für eine standortgerechte Bodenfauna bietet. Dies weist auch darauf hin, dass die beobachteten Unterschiede im wesentlichen auf flussmorphologische Eigenschaften der jeweiligen Stellen zurückzuführen sind.

5.1.2 Airlift-Proben

Generell weisen die Airlift-Proben unter Berücksichtigung auch der grossen Kornfraktionen deutlich weniger grobes Material auf. Anschaulich ist dies beispielsweise bei der mittleren Korngrösse zu erkennen (Abb. 6):

¹ Ausnahme ist der extrem grobkörnige ufernahe Rinnenbereich, der in dieser Ausprägung jedoch eine lokale Erscheinung darstellen dürfte. Durch die rasche Tiefenzunahme war in diesem Abschnitt kein anderer Bereich besammelbar.

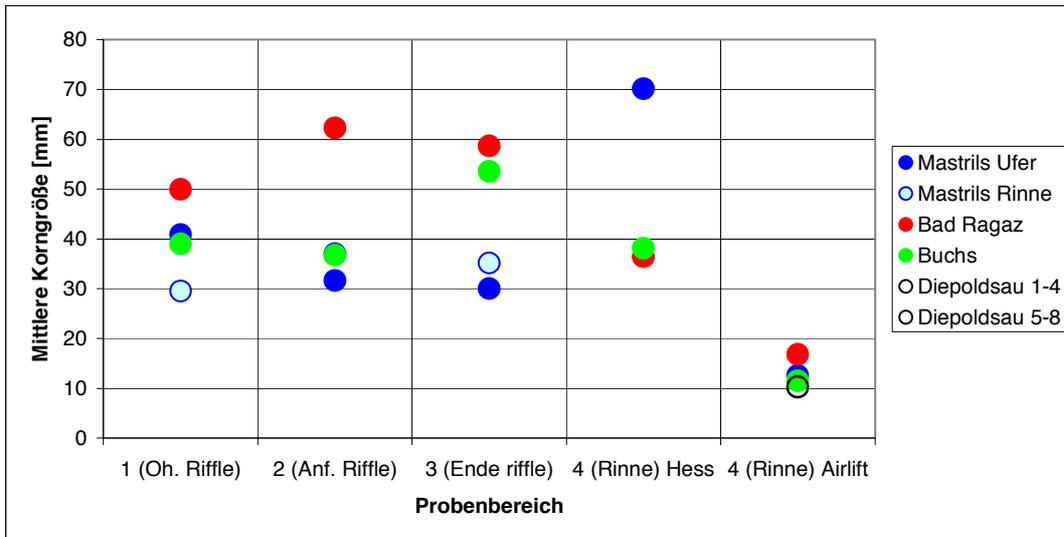


Abb. 6: Sedimentanalysen. Mittlere Korngrößen unter Berücksichtigung aller Siebfraktionen.

Gleichzeitig jedoch sind auch weniger Feinsandanteile 0,13-0,25 (0,5) mm vorhanden. Damit ist das oberflächliche Sohlmaterial in der Rinnenstrecke als relativ einheitliches Korn von ca. 4-64 mm charakterisiert (vgl. Anhang-Tab. 3), welches auch leicht mobilisierbar ist. Diese hohe Mobilität zeigt sich bei der rechnerischen relativen Bettstabilität (Abb. 7).

In der Tiefenrinne leicht mobilisierbares, relativ einheitliches Korn von ca. 4-64 mm

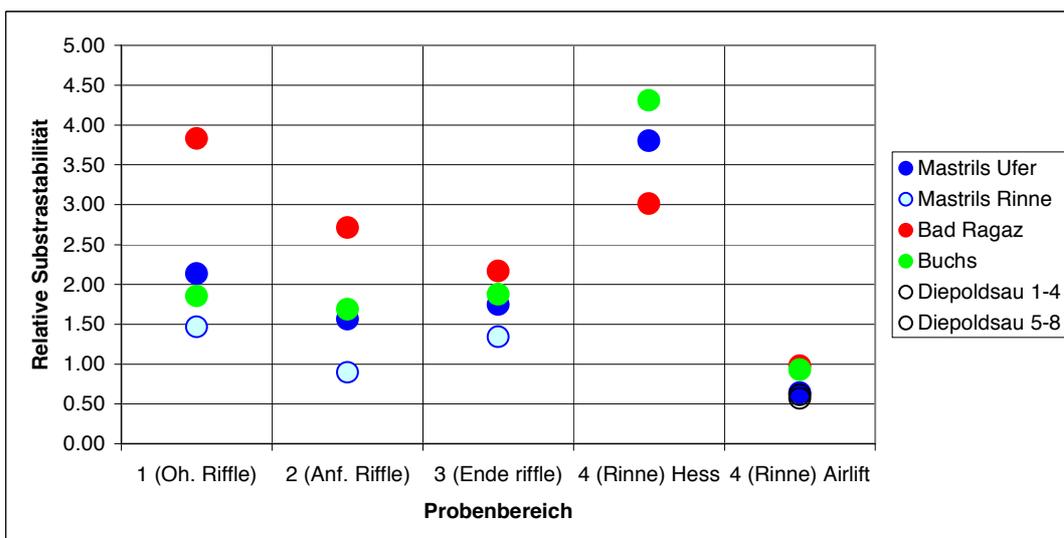


Abb. 7: Sedimentanalysen. Relative Bettstabilität (RBS) für die einzelnen Entnahmebereiche. Berechnung siehe Kapitel 4.1.

Alle tieferen Rinnebereiche weisen eine rechnerische Bettstabilität um bzw. unter 1 auf (theoretisch bedeutet das, dass die Sedimente z.T. bereits in Bewegung sind).

Diese geringen Werte sind doch relativ überraschend für einen Bereich, in dem aus gschiebetechischer Sicht eine gut ausgebildete Deckschicht zu erwarten ist. Zum Teil ist der geringe Grobkornanteil zwar durch die Entnahmemethodik (Airlift-Sampler) bedingt. Bis zu faustgrosse Steine werden jedoch auch durch das innere Steigrohr des Airliftsamplers problemlos mitbefördert. Auch unter Berücksichtigung nur der Korngrößen < 64 mm, die vom Airlift-sampler sicherlich vollständig erfasst werden, ist in der Tiefenrinne im Vergleich zu den anderen Bereichen immer der geringste Anteil bei den grössten Fraktionen (in diesem Fall 32-64 mm, vgl. Anhang-Tab. 3) festzustellen.

Der relativ feinkörnige Charakter wird auch durch den Eindruck bei der Probenentnahme bestätigt. Der Airlift drang sehr leicht in das Substrat ein und auch weiter in die Tiefe, was bei einer ausgeprägten Deckschicht nicht in dieser Form möglich wäre.

Wir gehen daher vorerst davon aus, dass über einer Deckschicht vermutlich eine oberflächliche Schicht aus mobilem feinkörnigen Geschiebe liegt, das einer ständigen Umlagerung (v.a. bei Schwall; auch im Winter !) unterliegt. Dem würde auch das Bild der Zoozönose entsprechen. Dieser Flussbereich ist als Lebensraum kaum nutzbar, im wesentlichen können sich hier noch Juvenilformen und kleine Arten halten, vgl. Kapitel 5.3.4).

Oberflächliche Schicht aus mobilem feinkörnigen Geschiebe in der Tiefenrinne ausschlaggebend für die schlechte Nutzbarkeit für die Bodenfauna

Unterhalb der Landquartmündung an den Stellen Bad Ragaz und Buchs wird das Sediment in der Tiefenrinne zusehends feinkörniger, die Zunahme erfolgt vor allem in der Grobsand-Fraktion 0,5-1mm. Inwieweit dies der weitertransportierte, auffallend hohe Grobsandanteil aus dem Bereich Mastrils (s.o.) ist oder aus der Landquart stammt, ist unklar.

Unterhalb Landquart zunehmende Sandanteile in der Tiefenrinne

Zusammenfassend ist im Hinblick auf die Bodenfauna davon auszugehen, dass in den Tiefenrinnen des gesamten Alpenrheins ein ständiger (auch bei winterlichem Schwall) Geschiebetrieb einer relativ einheitlichen Fraktion bis 64 mm ohne grobe und ganz feine Korngrößenfraktionen herrscht.

Wesentlich in diesem Zusammenhang sind auch die Ergebnisse im Fachbericht SCHÄLCHLI: beim derzeitigen Schwellbetrieb, der in den vergangenen 10 Jahren deutlich stärker geworden ist, erfolgt durch alle untersuchten Teststrecken ein durchgehender Geschiebetransport.

5.2 Phytobenthos

5.2.1 Erfasste Arten

Folgende Algenarten bzw. Algengruppen traten an den 3 Untersuchungsstellen am Alpenrhein zum Beobachtungszeitpunkt makroskopisch in Erscheinung und wurden kartiert:

Goldalge *Hydrurus foetidus*: bildet hell- bis dunkelbraune, bis zu 30cm lange Gallertschläuche aus. Sie gilt als rheophil (strömungsliebend) und reagiert darüber hinaus empfindlich auf Austrocknung. Sie besiedelt bevorzugt grössere, stets überflossene Steine in der stärkeren Strömung. Sie zählt zu den abwassersensiblen Formen, benötigt niedrige Temperaturen zur Entwicklung (Lethaltemperatur 15°C) und zeigt meist eine ausgeprägte Saisonalität in ihrer Entwicklung mit Höhepunkt im Winter.



Goldalge *Phaeodermatium rivulare*: bildet z.T. geschlossene, goldgelbe, sehr flache Überzüge auf Steinen aus. Sie hat ähnliche autökologische Ansprüche wie *Hydrurus foetidus* (strömungsliebend, austrocknungssensibel) und ist mit dieser Art deshalb auch oft vergesellschaftet. Sie bildet selten artreine Bestände aus und ist oft vermischt mit diversen Kiesel- und Blaualgenlagern. Auch in den hier untersuchten Abschnitten des Alpenrhein besteht der flache gelbbraune Überzug im Durchschnitt nur zu etwa 70-80% aus *Phaeodermatium rivulare* – nach mikroskopischer Analyse). Eine Unterscheidung zwischen diesem Bewuchstyp und den reinen Kieselalgenbeständen war deshalb oft mit einigen Unsicherheiten verbunden.



Grünalge *Ulothrix* spp. (*U. zonata*): grüne, dünne, hier bis maximal 10cm lange Algenfäden, meist in mehr oder weniger zusammenhängenden Lagern auf Steinen entlang der Uferlinie (zum Teil auch weit über der aktuellen Wasserlinie). Wie die mikroskopische Analyse ergab, handelt es sich bei den auftretenden Formen überwiegend um *Ulothrix zonata*, eine



aufgrund ihrer grossen ökologischen Amplitude weit verbreitete Art in unseren Fliessgewässern. Sie tritt ganz allgemein v.a. im Winter und Frühjahr nennenswert in Erscheinung und zeigt normalerweise im unmittelbaren Uferbereich (Spiegelschwankungsbereich) von Bächen und Flüssen ihre stärkste Entwicklung.

Kieselalgen: bilden in den untersuchten Abschnitten des Alpenrhein makroskopische Lager in Form bis mm-dicker, schokoladebrauner, z.T. fast zottiger und mehr oder weniger geschlossener Überzüge auf Steinen. Diese Überzüge stellen ein Gemisch aus unterschiedlichen Arten dar, wobei die Gattungen *Achnanthes*, *Gomphonema* und *Diatoma* hier deutlich dominieren (nach mikroskopischer Analyse). Da sich diese Überzüge wie erwähnt aus unterschiedlichen Arten zusammensetzen, ist eine generelle ökologische Aussage zum „Bewuchstyp Kieselalgenüberzug“ nicht möglich. Massive Kieselalgenlager mit mm-Dicke lassen sich normalerweise vorwiegend im strömungsärmeren (Ufer-)Bereichen feststellen, da diese einzelligen Algen in der Regel keine zusammenhängenden Kolonien ausbilden und nur selten über Anheftungsmechanismen verfügen, so dass eine starke mengenmässige Entwicklung auf schneller überströmten Steinen generell nur schwer möglich ist (mechanischer Stress durch Strömung).



Nachfolgende Tabelle zeigt im Überblick, welche Makroformen wann und wo auftraten und in der Folge kartiert wurden. Es lässt sich erkennen, dass sich die Zusammensetzungen der Makroalgenflora in den untersuchten Gewässerabschnitten -zumindest bei grober Betrachtung- nur geringfügig unterscheiden, alle 4 Makroformen konnten an jeweils allen 3 Untersuchungsstellen nachgewiesen werden. Das Fehlen der Goldalgen *Phaeodermatium* und *Hydrurus* in einzelnen Transekten an allen 3 Stellen ist auf die jeweiligen kleinräumigen Gegebenheiten zurückzuführen. Diese Transekte zeichnen sich nämlich alle durch vergleichsweise geringe Strömungsgeschwindigkeiten und zum Teil erhöhte Feinsedimentablagerungen aus und bieten damit keine optimalen Lebensbedingungen für diese ausgesprochen strömungsliebenden Goldalgen (detailliertere Ausführungen über das Auftreten der einzelnen Arten im folgenden Kapitel).

Ähnliche Zusammensetzung der Makroalgenflora in Mastrils, Bad Ragaz und Buchs

Tab. 2: Übersicht über das Auftreten der beobachteten Makroalgen in den einzelnen Transekten

	Mastrils			Bad Ragaz		Buchs	
	Transekt 1	Transekt 2	Transekt 3	Transekt 1	Transekt 2	Transekt 1	Transekt 2
Hydrurus foetidus	X	X	X	X	X	X	-
Phaeodermatium rivulare	X	X	-	X	-	X	-
Ulothrix zonata	X	X	X	X	X	X	X
Kieselalgenüberzüge	X	X	X	X	X	X	X

5.2.2 Transektbeschreibung, Verteilung der Makroalgen

5.2.2.1 Mastrils

In diesem Untersuchungsabschnitt wurden 3 Transekte hinsichtlich der Makroalgen kartiert. Die Lage der Transekte (siehe auch Abb. 2) wurde so gewählt, dass die über die gesamte Länge der untersuchten Schotterbank doch recht unterschiedlichen kleinräumigen Gegebenheiten gut erfasst wurden.

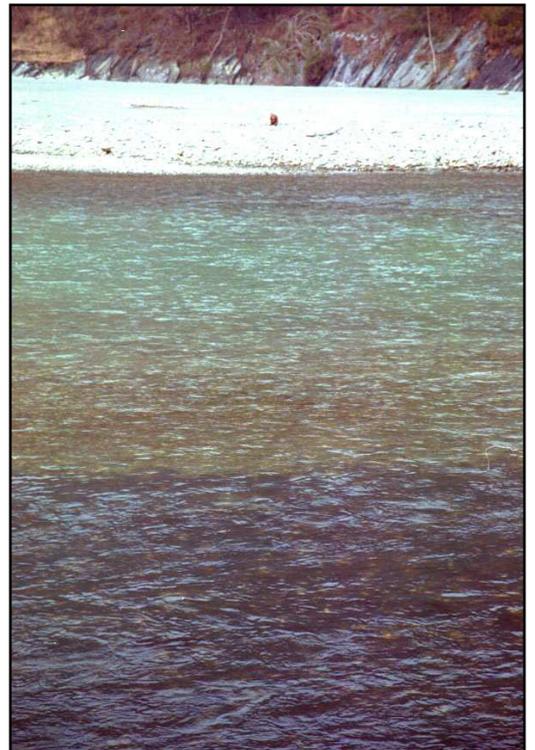
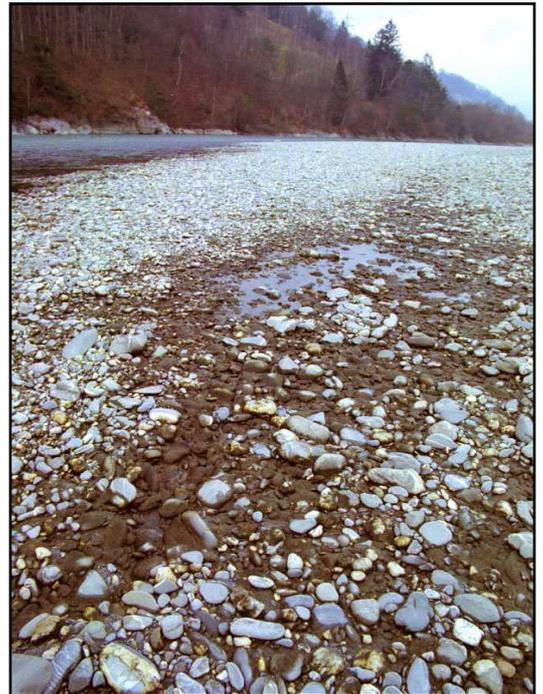
Die Transekte 1 und 2 liegen in oberen Abschnitt der Schotterbank etwa bei Fluss-km 21,17 bzw. 21,26 und damit im untersten Abschnitt des orographisch rechten Seitenarmes, den der Alpenrhein hier ausbildet. Beide Transekte zeichnen sich durch eine relativ flache Uferneigung und vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeiten aus (insbesondere Transekt 2). Transekt 3 bei Fluss-km 21,50 (etwa 300m unterhalb der Vereinigung der beiden Seitenarme) zeichnet sich durch eine deutlich steilere Uferneigung aus, bereits 9m flussseitig der Niederwasseruferlinie beträgt die Tiefe hier etwa 70cm (an den beiden oberen Transekten im Gegensatz dazu nur etwa 25-30cm).

Transekt 1 hat eine Gesamtlänge von 28m, wobei etwa 9m oberhalb (bis etwa zur oberen Grenze des makroskopisch erkennbaren Algenbewuchses) und 19m unterhalb der aktuellen Wasserlinie (bei Sunk) kartiert wurden. Transekt 2 weist mit insgesamt 52m eine deutlich grössere Länge auf, obwohl auch in diesem Bereich flussseitig der Uferlinie nur etwa 19m kartiert wurden (so wie im Transekt 1 stösst man hier bei Tiefen >50cm und mittleren Strömungsgeschwindigkeiten >100cm/s jeweils an die methodischen Grenzen). Da der landseitige Bereich im Transekt 2 deutlich weiter ins „Hinterland“ eine Makroalgenbesiedlung aufweist (über 33m), ergibt sich hier eine fast doppelt so lange Kartierstrecke wie im Transekt 1. Der Grund dafür

liegt -neben dem insgesamt geringen Gefälle- v.a. auch in kleinräumigen topographischen Gegebenheiten: im Transekt 2 befindet sich innerhalb des „amphibischen“ (vom Schwall beeinflussten) Bereiches eine Vertiefung, die auch bei Absinken des Wasserspiegels über einen längeren Zeitraum benetzt bleibt und damit die Möglichkeit für eine Besiedlung durch Algen bietet (nebenstehendes Foto).

Im Gegensatz zu den Transekten 1 und 2 ist die kartierte Strecke im Transekt 3 vergleichsweise sehr kurz. Aufgrund der Steilheit der Uferneigung wurden hier insgesamt nur etwa 15m aufgenommen, davon 8,5m unterhalb (bis etwa 70cm Tiefe bzw. 75cm/s mittlere Fließgeschwindigkeit) und 6,5m oberhalb der aktuellen Uferlinie (bis zur oberen Grenze der makroskopisch erkennbaren Algenlager).

Bei der **Verteilung der makroskopischen Algenarten** zeigt sich im wesentlichen das erwartete Bild. Aufgrund der unterschiedlichen autökologischen Ansprüche der auftretenden Makroalgen einerseits (die Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare* austrocknungssensibel und strömungsliebend, die Grünalge *Ulothrix zonata* wechselfeuchte Uferbereiche bevorzugend) sowie der wechselnden Bedingungen entlang der Quertransekte andererseits (bezüglich Benetzungsdauer, Tiefe, Fließgeschwindigkeit, Substratstabilität) lässt sich eine richtiggehende Zonation beobachten, die zum Aufnahmezeitpunkt schon rein optisch auffällt (nebenstehendes Foto: Situation im Bereich von Transekt 1). Während der Hauptstrom -soweit einsehbar- weitgehend frei von makroskopischen Algen scheint, schliesst an diesen weitgehend bewuchsfreien Bereich eine Zone mit hell- bis mittelbraunem flachem Überzug an, gefolgt von einem Gürtel mit dunkelbraunen Hydruruszotten, der in Ufernähe in einen mit schokoladebraunem Kieselalgenüberzug und zartfädigen Grünalgen bewachsenen Bereich übergeht, der sich in weiterer Folge bis über die Wasserlinie erstreckt. Die anhand der Kartierung festgestellten Verteilungsmuster der 4 beobachteten Aufwuchsformen (Abb. 8 - Abb. 10) bestätigen dieses optische Erscheinungsbild einer Zonation, die in allen 3 Transekten zu beobachten ist:



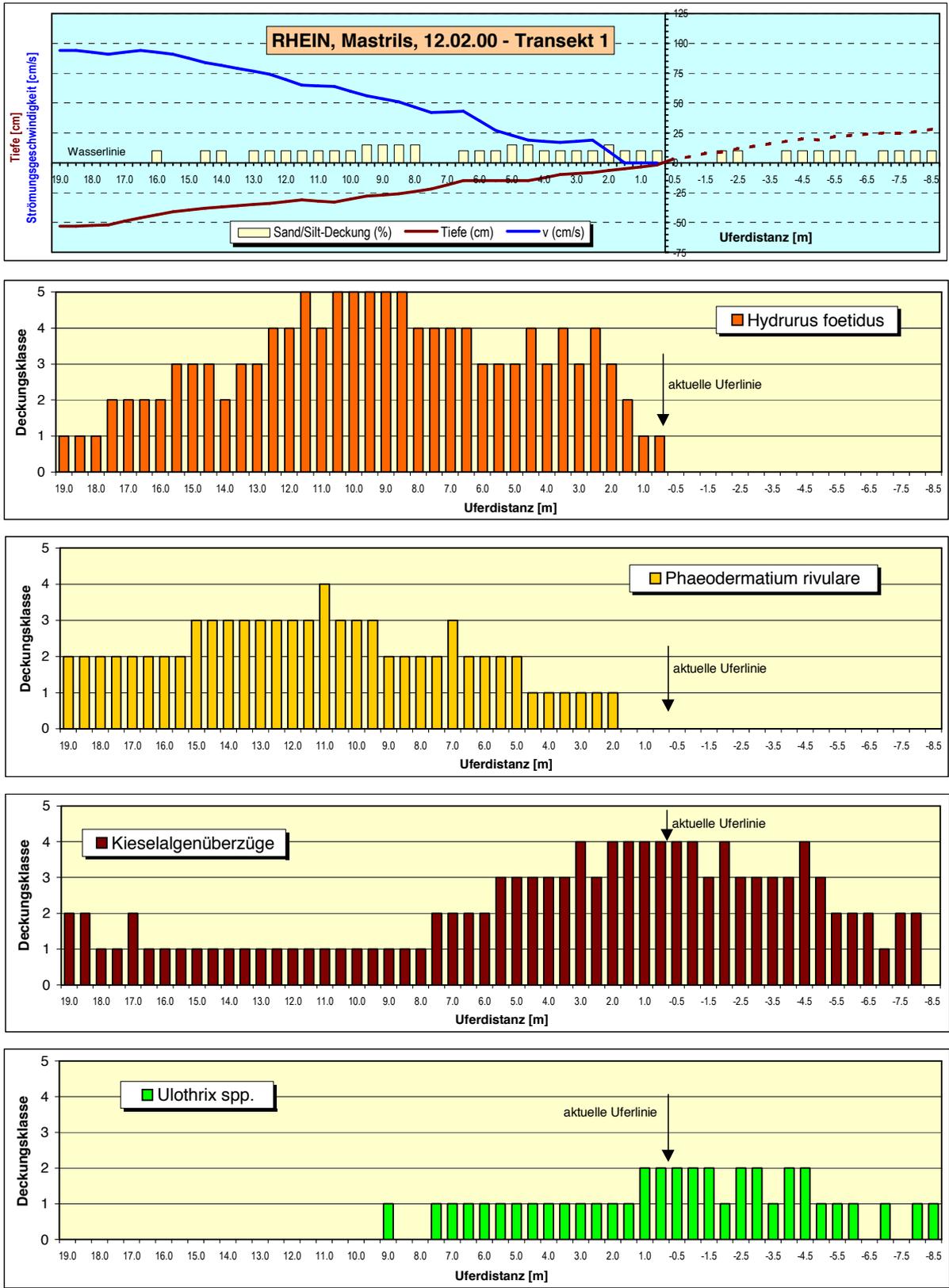


Abb. 8: Phytobenthos Mastrils: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

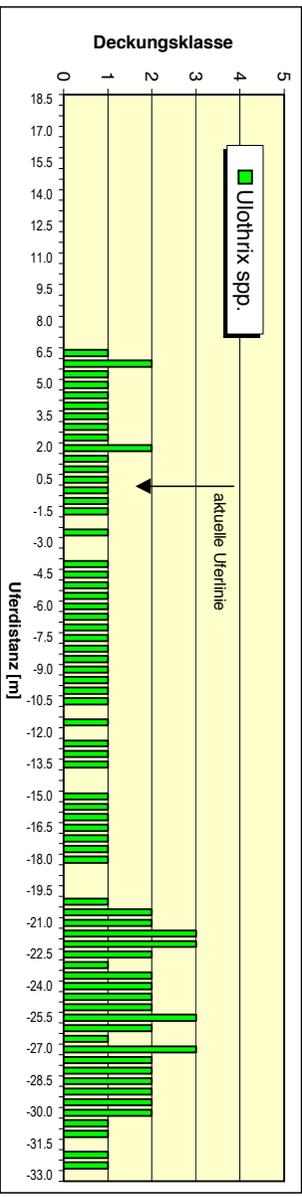
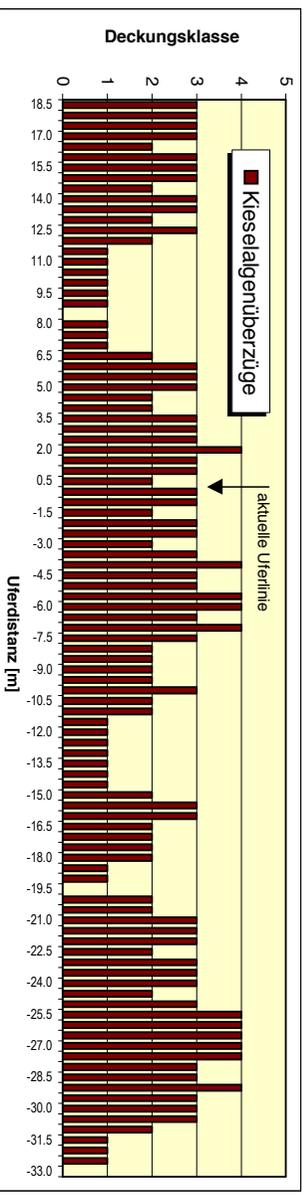
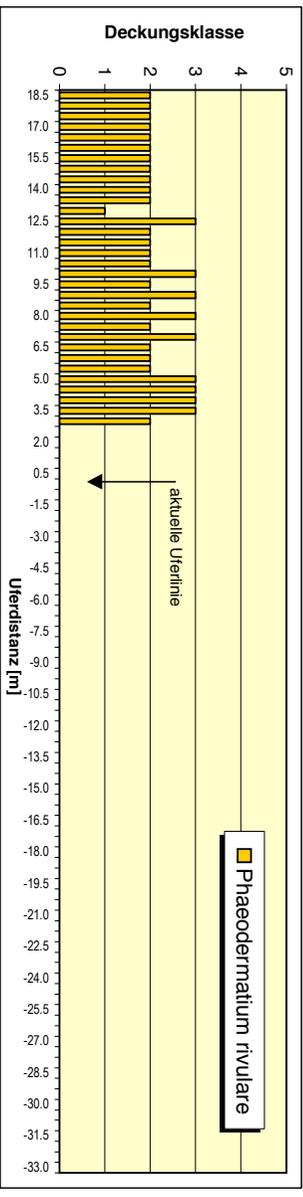
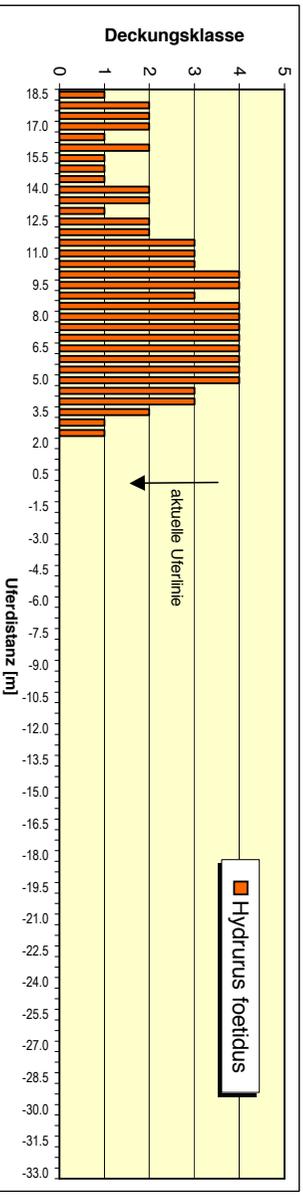
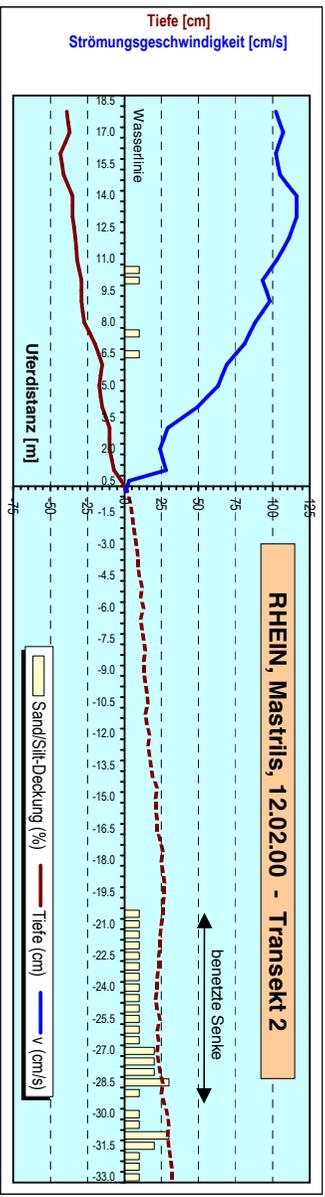


Abb. 9: Phytoenthos Mastriis: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

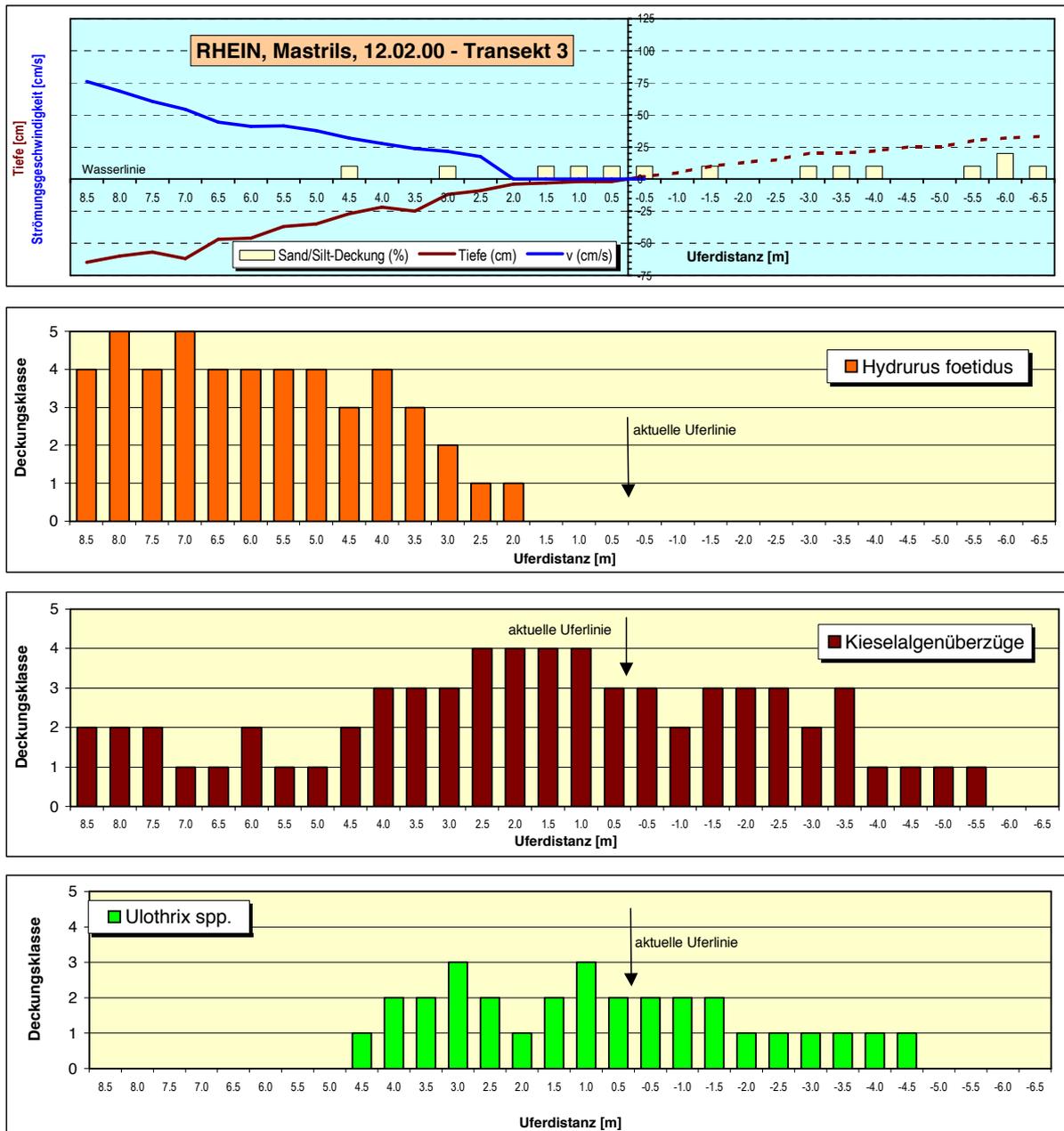


Abb. 10: Phytobenthos Mastrils: Transekt 3 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

So besiedelt die Grünalge *Ulothrix* gemäss ihrer bekannten Präferenzen v.a. den Bereich um die Niedrigwasserlinie. Während sie landwärts bis in die Bereiche vordringt, die nur mehr bei höchstem Schwall-Wasserstand benetzt werden (im Transekt 2 bis etwa 33m Entfernung von der Sunk-Uferlinie), besiedelt Sie flusswärts in diesem Abschnitt nur die ufernahen Bereiche (kaum weiter als 7m Entfernung von der Sunk-Uferlinie –

entspricht einer Tiefe von jeweils etwa 25cm). Ihre stärkste Entwicklung zeigt *Ulothrix* im Transekt 2 in besagter Senke in etwa 25m Entfernung von der Wasseranschlagslinie, wo sie Deckungsgrade von über 25% erreicht (Abb. 9). In diesem doch zumindest ständig feuchten, aber seltener einem stärkeren Strömungsangriff ausgesetzten Kleinlebensraum dürfte diese zartfädige Grünalge weitgehend optimale Bedingungen vorfinden.

Ein ähnliches Verteilungsmuster wie *Ulothrix* zeigen die **Kieselalgen**, die in diesem Abschnitt ebenfalls ihre stärkste Entwicklung jeweils im Bereich der Niedrigwasseruferlinie mit Deckungsgraden von regelmässig über 50% erreichen (dominieren das optische Erscheinungsbild dieser Zone). Und auch die Kieselalgen bilden noch weit über der aktuellen Wasserlinie, also in Bereichen, die nur mehr bei höchstem Schwall-Wasserstand benetzt werden, makroskopische Lager aus (wenn auch in deutlich geringeren Abundanzen). Ebenfalls übereinstimmend mit der Verteilung von *Ulothrix* zeigen sie eine ausgesprochen starke Entwicklung in den zumindest feuchten bzw. benetzten Senken, die nur bei Schwall überflossen werden (auch hier Deckungsgrade bis 70%, Abb. 9). Einzig auffälliger Unterschied zu *Ulothrix* ist das Vordringen der makroskopischen Kieselalgenbestände bis in grössere Wassertiefen. In allen 3 Transekten konnten sie jeweils durchgehend bis zur maximal kartierten Tiefe beobachtet werden, wenn auch in geringeren Dichten.

Ein ganz anderes Verteilungsmuster zeigen die Goldalgen ***Hydrurus foetidus*** und ***Phaeodermatium rivulare***. In allen 3 Transekten treten diese Arten jeweils nur unterhalb der Sunk-Wasserlinie auf (also in Bereichen, die praktisch nie trocken fallen), wobei die höchsten Dichten jeweils in einer Zone zwischen etwa 3 und 10m Abstand von der Niederwasserlinie erreicht werden (entspricht dem dunkelbraunen Gürtel auf dem Foto weiter oben). In grösseren Wassertiefen nimmt dann die Abundanz von *Hydrurus* deutlich ab (insbesondere in Transekt 1 und 2 schön zu beobachten), mit der Folge, dass dieser optisch „dunkelbraune Gürtel“ in einen „hellbraune Zone“ übergeht, die nun von *Phaeodermatium* und teilweise auch Kieselalgen dominiert wird. Das Fehlen von *Phaeodermatium* in der Ergebnis-Abbildung von Transekt 3 besagt in erster Linie, dass die charakteristischen goldgelben flachen Lager hier zum Beobachtungszeitpunkt nicht registriert werden konnten und nicht unbedingt, dass diese Art hier tatsächlich völlig fehlt. Da die makroskopischen Bestände von *Phaeodermatium* und von Kieselalgenüberzügen zum Teil nur schwer zu unterscheiden sind bzw. auch oft Mischbestände darstellen, kann angenommen werden, dass es sich zumindest bei einem Teil der unter „Kieselalgenüberzüge“ kartierten Lagerform eigentlich um „Mischkolonien“ mit *Phaeodermatium* handelt (gilt natürlich auch für alle anderen Transekte). Nichts desto trotz ist *Phaeodermatium* hier sicher geringer entwickelt,

**Charakteristische Zonierung:
Grünalge *Ulothrix* und Kieselalgen in Uferandbereichen bis zur Schwall-Uferlinie**

Goldalgen *Hydrurus* und *Phaeodermatium* nur im ständig benetzten Bereich

Abnehmende Dichte von *Hydrurus* in grösseren Wassertiefen

was wohl auch mit den etwas unterschiedlichen Bedingungen zusammenhängt (v.a. geringere Strömungsgeschwindigkeiten).

Der auf dem obenstehenden Foto und teilweise auch auf dem Luftbild zu beobachtende deutliche Rückgang der makroskopischen Algenlager in der Hauptstromrinne konnte -methodisch bedingt- nicht nachgewiesen werden, da Kartierungen in diesem Bereich (über 50cm Tiefe bei gleichzeitiger Strömungsgeschwindigkeit von über 100cm/s) ohne Boot nicht mehr machbar waren. Diesbezüglich wird auf den Fachbericht LIMNEX verwiesen, wo bei den mittels Boot und unterwasser-fotografischer Auswertung durchgeführten Algenaufnahmen jeweils über das gesamte Querprofil ein mehr oder weniger völliges Fehlen von makroskopischen Algenbeständen in der Hauptstromrinne bestätigt werden konnte. Die im Rahmen dieser Gesamtprofilaufnahmen festgestellten Algenverteilungen stimmen hier übrigens auch gut mit den oben beschriebenen Ergebnissen überein (höchste Gesamtalgendichten im Bereich 3 bis 15m innerhalb der Niedrigwasserlinie, dominiert von *Hydrurus* und Kieselalgen, deutliche Abnahme der Algenmengen bei grösserer Tiefe und stärkeren Strömungen, Auftreten von *Ulothrix* v.a. entlang der Uferlinie und darüber).

Fehlen makroskopischer Algenbestände in der Hauptstromrinne

Bezüglich der **Feinsedimentablagerungen** an der Stelle Mastrils liessen die Kartierungen zum Beobachtungszeitpunkt keine massiven Belastungen in dieser Hinsicht erkennen. In keinem der 3 Transekte traten regelmässig höhere Deckungsgrade als 20% auf (lediglich in 2 Kartierungsflächen in der Senke im Transekt 2), meist lag der Silt-/Schlammanteil nur um oder unter 10% bzw. fehlte sogar völlig (vgl. oberen Teil der Abb. 8 - Abb. 10) bzw. nebenstehendes Foto, das eine typische Situation im Bereich der Schotterbank Mastrils im Spiegelschwankungsbereich zeigt.



5.2.2.2 Bad Ragaz

In diesem Untersuchungsabschnitt wurden 2 Transekte hinsichtlich der Makroalgen kartiert. Dabei wurde auch hier versucht, die unterschiedlichen kleinräumigen Gegebenheiten hinsichtlich der Morphologie, aber auch des optischen Erscheinungsbildes des makroskopischen Algenaufwuchses zu erfassen. Die nachfolgend beschriebenen und aufgenomme-

nen Situationen sind ganz charakteristisch für diese Gewässerstrecke und wiederholen sich regelmässig.

Der obere Transekt 1 bei Fluss-km 26,70 zeichnet sich durch einen ausgedehnten flacheren Uferbereich (ca. 40m breit) mit relativ konstanten Tiefen und Strömungsverhältnissen aus (20-25cm Tiefe bzw. 20-30cm/s) aus, der übergeht in einen etwa 15m breiten „Riffle“ mit einer fast normal zur Flussrichtung verlaufenden Querströmung (mit Tiefen zwischen 15 und 20 cm bzw. Strömungsgeschwindigkeiten bis 50cm/s bei Sunk), welcher schliesslich über eine etwa 5m breite sehr steile Kaskade in das sehr schmale orographisch rechte Hauptbett regelrecht abstürzt. Im Hauptbett kommt es zu einer sehr raschen Zunahme der Tiefe (nach etwa 1m bereits über 60cm) bei gleichzeitig fast stagnierenden Geschwindigkeitsverhältnissen in diesem ersten Meter (siehe Abb. 11). Die kartierte Strecke im Transekt 1 beträgt insgesamt 40m. Aufgrund der sehr gleichmässigen und einheitlichen Besiedelung des Flachuferbereiches wurde auf die Aufnahme der ersten 15m von der Uferlinie weg (die hier direkt im Technolithal der steilen Uferverbauung liegt) verzichtet.

Transekt 2 bei etwa km 27,00 im Mittelteil der untersuchten Schotterbank zeichnet sich durch ein sehr steiles Uferprofil aus. Dementsprechend kurz ist auch die aufgenommene Strecke: die Gesamtlänge beträgt nur etwa 7m, davon 3 über der Wasserlinie (bis zur landseitigen Begrenzung des Algenaufwuchses) und 4m innerhalb der Sunk-Uferlinie (bis in eine Tiefe von 60cm und einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von etwa 60cm/s).

Die **Verteilung der makroskopischen Aufwuchsalgen** innerhalb der beiden Transekte an der Stelle Bad Ragaz zeigt im wesentlichen eine gute Übereinstimmung mit den Verhältnissen in Mastrils. Damit entspricht die Verteilung der einzelnen Arten auch hier weitgehend dem erwarteten Bild: so tritt die Goldalge **Hydrurus** im Transekt 2 nur unterhalb der Niedrigwasserlinie auf und nimmt hier mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit auch kontinuierlich mengenmässig zu (Abb. 12). Im Transekt 1 besiedelt **Hydrurus** die gesamte kartierte Strecke (also auch den langsamer durchflossenen Uferbereich), zeigt ihre stärkste Entwicklung allerdings eindeutig im schneller durchströmten Riffle-Bereich (Deckungsgrade bis fast 90%). Die Goldalge **Phaeodermatium** fehlt so wie in Mastrils auch hier im kurzen, steilen und vergleichsweise langsamer durchflossenen Transekt 2, zumindest bildet sie hier nicht die charakteristischen makroskopischen Lager aus (siehe auch Ausführungen bei Mastrils). Im Transekt 1 kommt **Phaeodermatium** zwar über fast die gesamte kartierte Strecke vor, sie meidet allerdings eher Bereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten unter 30 cm/s (Abb. 11).

Ähnliche Zonierung der Makroalgen wie in Mastrils

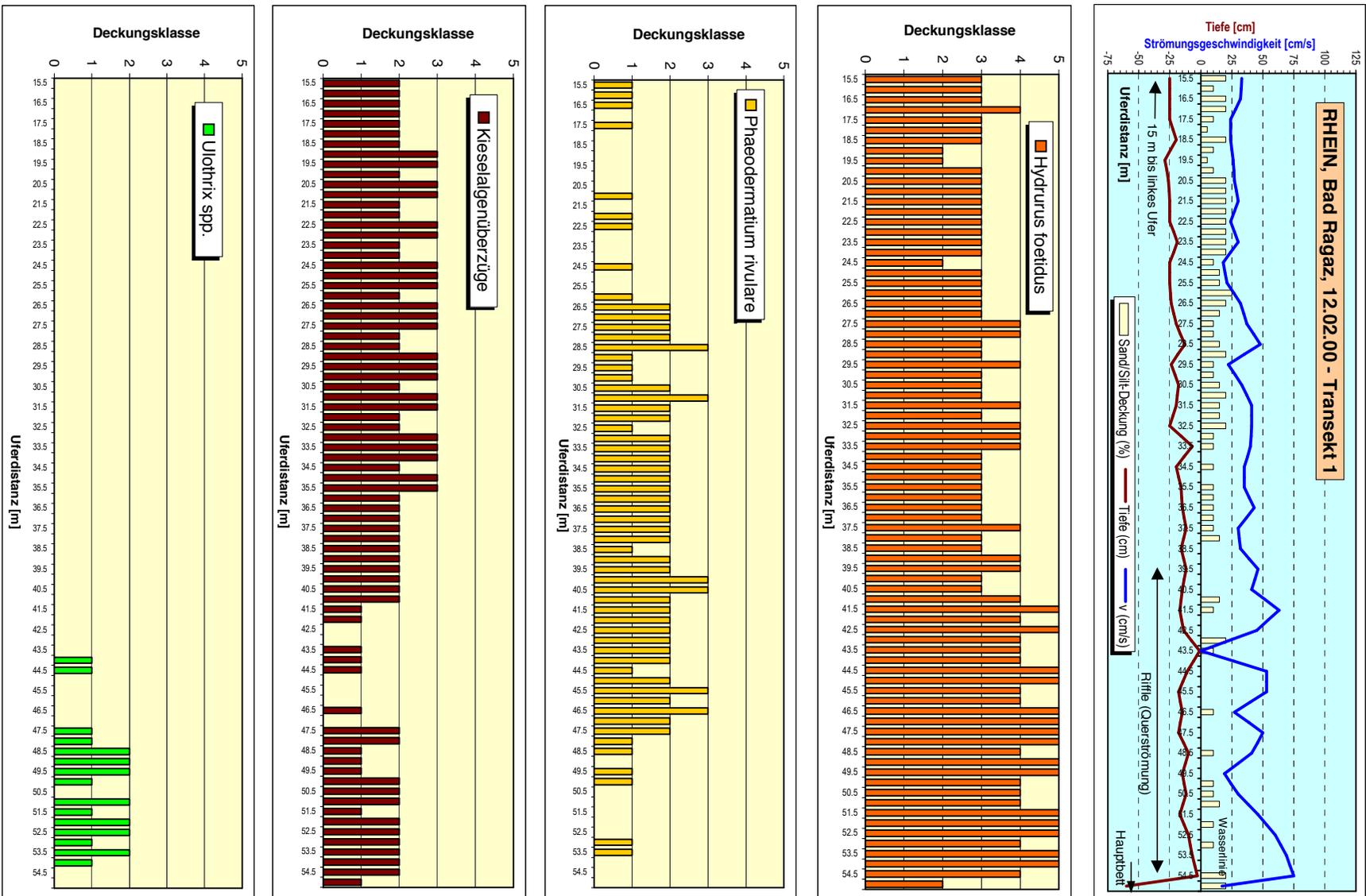


Abb. 11: Phytoenthos Bad Ragaz: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

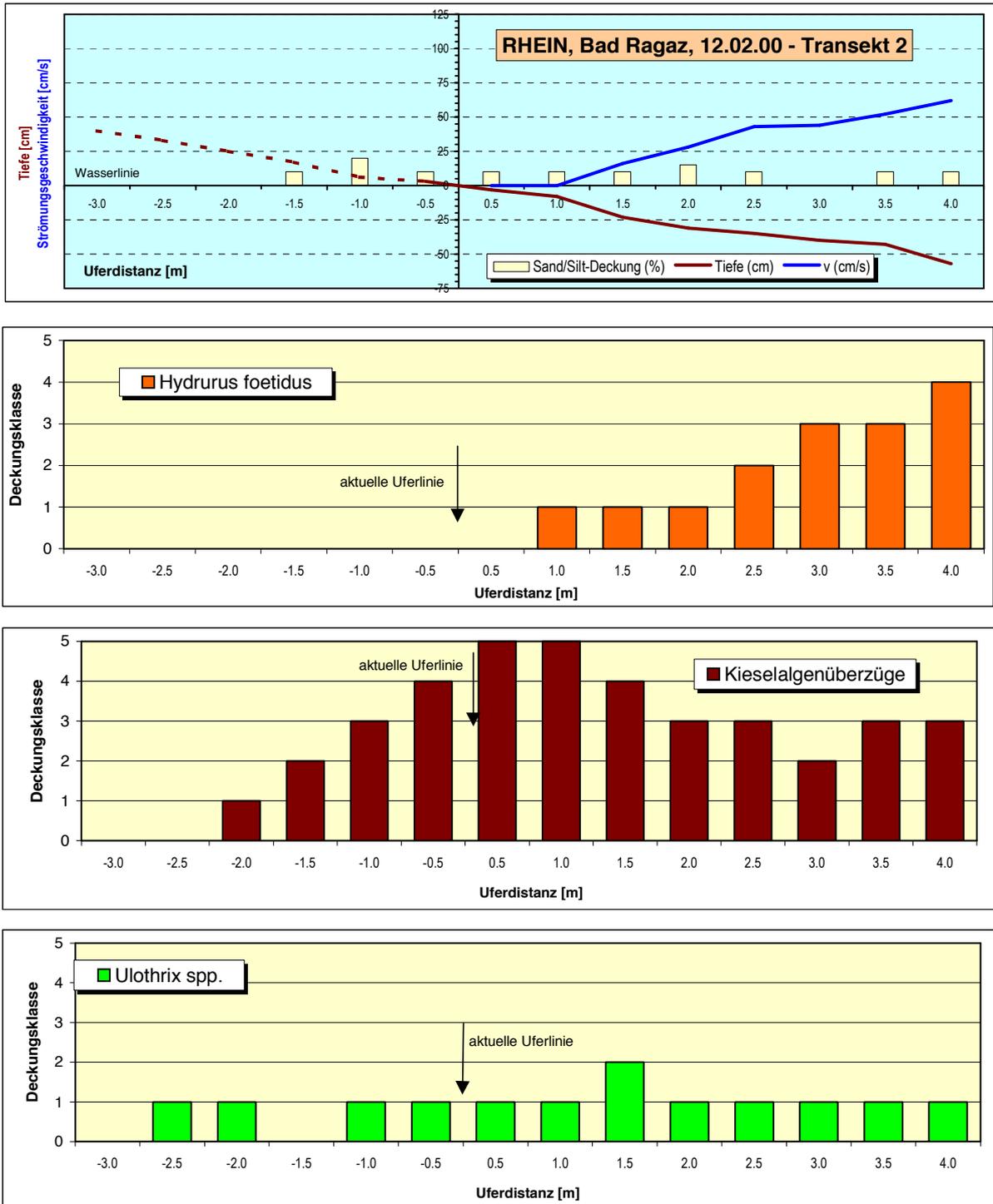


Abb. 12: Phytobenthos Bad Ragaz: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

Kieselalgen prägen so wie in Mastrils in beiden Transekten das makroskopische Bild entscheidend mit, und auch hier bevorzugen sie den unmittelbaren Uferbereich ober- und unterhalb der Niedrigwasserlinie (Transekt 2) bzw. den langsamer durchflossenen Uferbereich (Transekt 1), wo sie keinem grossen Strömungsdruck ausgesetzt sind. Die

Grünalge *Ulothrix* dringt auch an dieser Probenstelle am weitesten in uferferne Bereiche vor (Transekt 2), konnte hier aber auch bis in die grösste kartierte Tiefe nachgewiesen werden (Abb. 12). Im Transekt 1 besiedelt *Ulothrix* v.a. den vergleichsweise sehr flach überflossenen Absturzbereich ins Hauptbett, wo viele grössere Steine zu finden sind, die nur teilweise überflossen werden und in deren Spiegelschwankungszone diese Grünalgen v.a. aufwachsen (Abb. 11).

Die festgestellte Verteilung der Makroalgen deckt sich auch an der Stelle Bad Ragaz weitgehend mit den Befunden der Aufnahmen der Gesamtquerprofile (Aufnahme vom 24.02.00 im Bereich des Transektes 1 mit Dominanz von *Hydrurus* und Kieselalgen bei weitgehend identischer Verteilung und völligem Fehlen von Makroalgen in der Tiefenrinne – Details im Fachbericht LIMNEX).

Bezüglich der Feinsedimentablagerungen konnten zum Beobachtungszeitpunkt so wie an der Stelle Mastrils im gesamten Untersuchungsbereich Bad Ragaz kaum markante Auffälligkeiten festgestellt werden. Merkliche Ansammlungen waren nur im langsamer durchflossenen Uferbereich des Transektes 1 feststellbar, aber auch hier lagen die Deckungsgrade mit Feinsediment/Schlamm immer unter 25, oft sogar unter 20% (bzw. fehlte ein solcher überhaupt ganz).

5.2.2.3 Buchs

In Buchs wurden ebenfalls 2 Transekte hinsichtlich der Makroalgen kartiert, wobei diese Transekte im wesentlichen die selben morphologischen Charakteristika aufweisen wie in Bad Ragaz und auch in diesem Abschnitt typische, immer wiederkehrende Situationen darstellen. Der obere Transekt 1 bei Fluss-km 52,03 zeichnet sich durch einen ausgedehnten flacheren Uferbereich (ca. 55m breit) mit relativ konstanten Tiefen (25-35cm) und mehr oder weniger kontinuierlich ansteigenden Strömungsgeschwindigkeiten (bis etwa 100cm/s) aus. Er geht in einen etwa 10m breiten „Riffle“ mit einer fast normal zur Flussrichtung verlaufenden Querströmung (mit Tiefen von etwa 25cm bzw. Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 100 und 130cm/s) über, welcher schliesslich in das schmale Hauptbett „einmündet“. Im Hauptbett kommt es wiederum zu einer raschen Tiefenzunahme. Der Schotterbereich über der Wasserlinie ist hier deutlich eingeschränkt, etwa 10m von der Uferlinie entfernt beginnt die steile Uferverbauung (Blockwurf). Die kartierte Strecke im Transekt 1 beträgt insgesamt 72m, davon etwa 8m oberhalb der Wasserlinie (bis fast zur beginnenden Uferverbauung) bzw. 64m in den Fluss hinein (bis über die Böschungskante der Tiefenrinne). Der etwa 50m unterhalb gelegene Transekt 2 bei km 52,08 spiegelt wiederum den Aspekt der steilufrigen Schotterbank mit vergleichsweise geringen Strömungsgeschwindigkeiten

wider. Die Gesamtlänge der kartierten Strecke beträgt dementsprechend nur etwa 17m, davon 9m oberhalb und 7m unterhalb der Wasserlinie (bis in eine Tiefe von 60cm bei einer Geschwindigkeit von etwa 25cm/s). Auffallend die hier ausgesprochen niedrigen Fliessgeschwindigkeiten (bis in eine Tiefe von 30cm bzw. einem Uferabstand von 4m praktisch überhaupt keine Strömung messbar, maximal festgestellte Geschwindigkeit im Transekt 25cm/s).

Im Gegensatz zu den beiden bisher besprochenen Probenstellen zeigen sich im Untersuchungsbereich der Probenstelle Buchs zum Beobachtungszeitpunkt **massive Feinsedimentablagerungen**.

Insbesondere in den unmittelbaren Uferzonen, aber auch in den langsamer durchflossenen Bereichen konnten Deckungsgrade des Flussbettes mit Feinsediment registriert werden, die ein natürliches Mass sicher deutlich übersteigen. Abb. 13 und Abb. 14 zeigen, dass im Uferbereich des Transektes 1 immerhin bis zu 50% des Sedimentes mit einer Feinsedimentschicht überzogen waren, im Transekt 2 unterhalb der Wasserlinie abschnittsweise sogar 100% (siehe Foto)! Bei stärkeren Strömungen (über 50cm/s) tritt dieses Phänomen allerdings völlig zurück, es sind dann praktisch keine Feinsedimentablagerungen mehr zu beobachten (zumindest im Transekt 1).



Bezüglich der **Verteilung der makroskopischen Aufwuchsalgen** zeigt sich -zumindest im Transekt 1- auch an der Probenstelle Buchs das bekannte Bild. Die Goldalgen *Hydrurus* und *Phaeodermatium* besiedeln ausschliesslich die Bereiche innerhalb der Niedrigwasserlinie. Ihr Auftreten beginnt hier erst 10m unterhalb (ab einer aktuellen Geschwindigkeit von etwa 25cm/s) und erstreckt sich bis in die maximal kartierte Tiefe (*Phaeodermatium*) bzw. zum Beginn der Tiefenrinne (*Hydrurus*). Während *Hydrurus* im Riffle-Bereich (bei Geschwindigkeiten über 100 cm/s) deutlich in seiner Häufigkeit zurückgeht bzw. in der Tiefenrinne sogar völlig fehlt, ist *Phaeodermatium* im gesamten Bereich relativ gleichmässig verteilt. Auch die beiden anderen vorkommenden Makroformen, *Ulothrix* und die Kieselalgen, zeigen in Transekt 1 ihre charakteristischen Verteilungsmuster. *Ulothrix* besiedelt ausschliesslich den unmittelbaren Uferbereich entlang der Niederwasserlinie (allerdings in insgesamt sehr geringen Dichten). In dieser Zone zeigen auch die Kieselalgen ihre stärkste Entwicklung (teilweise bis zu 100% Deckung), allerdings kommt diese Gruppe auch in den anschliessenden benetzten Uferbereichen bzw. auch in den schneller durchflossenen Abschnitten vor (wenn auch in deutlich geringeren Dichten – siehe Abb. 13).

Auch in Buchs zumeist charakteristische Verteilung mit *Hydrurus/Phaeodermatium* im ständig benetzten Teil, *Ulothrix* im Bereich der Niederwasserlinie

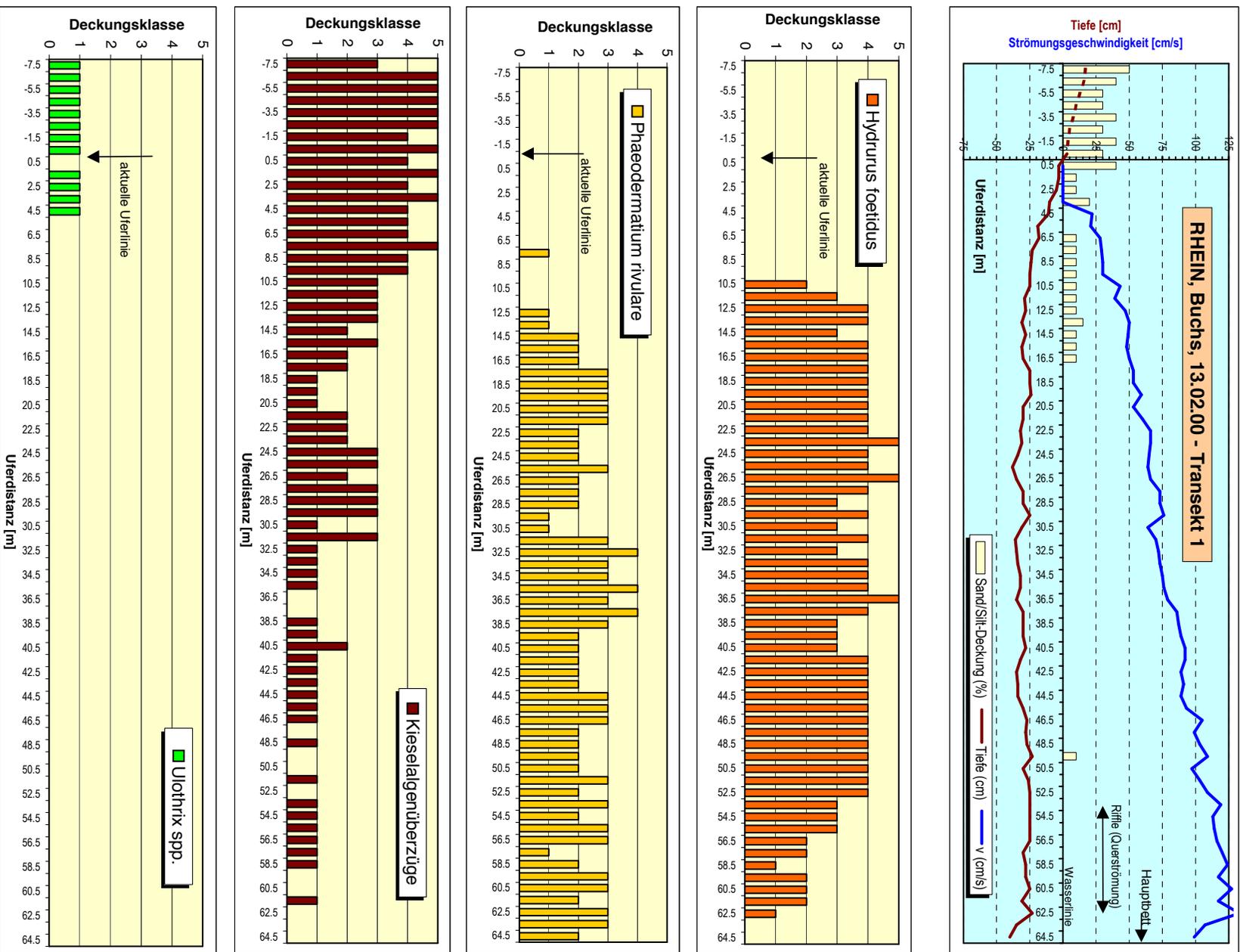


Abb. 13: Phyto benthos Buchs: Transekt 1 und Verteilung der makroskopischen Wachstumsformen.

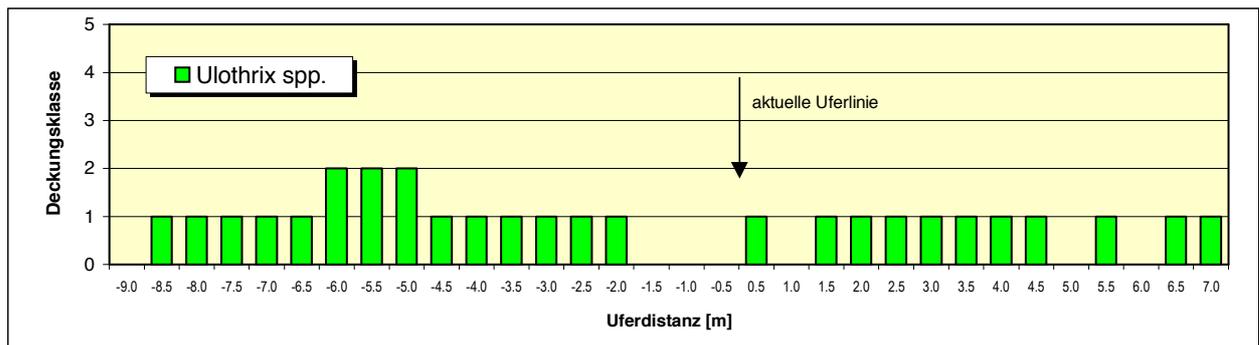
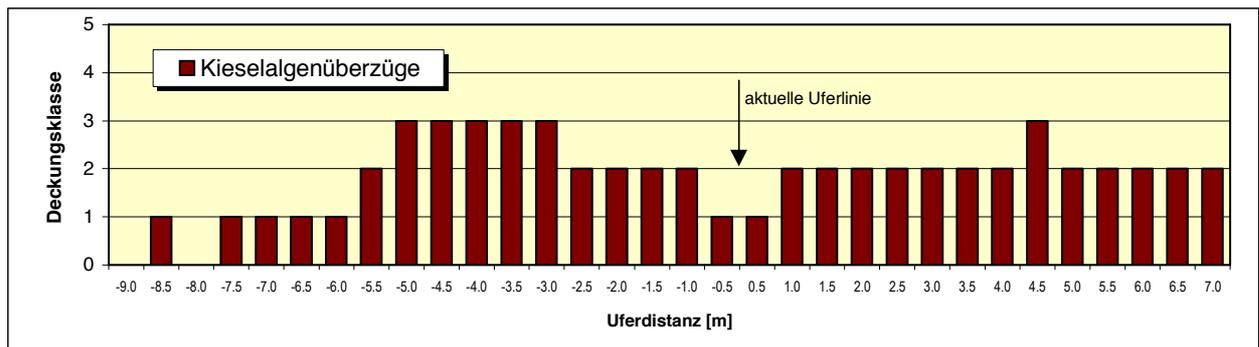
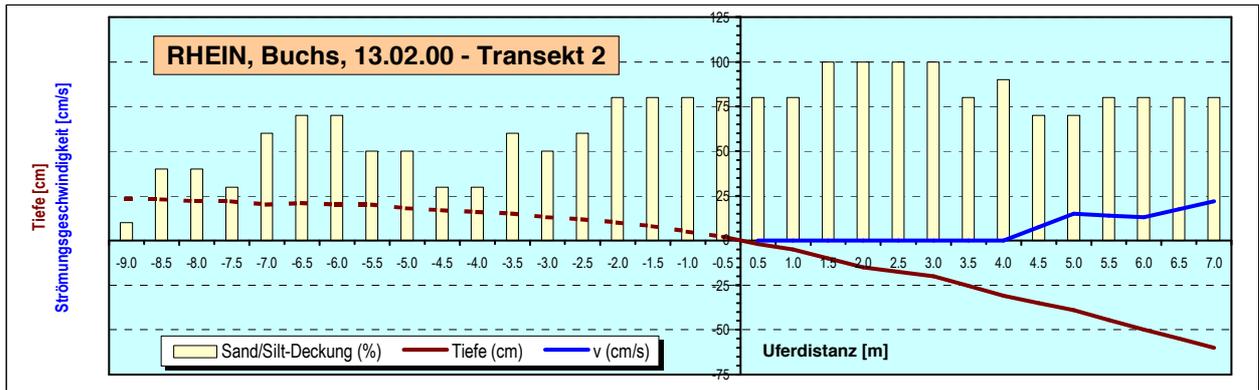


Abb. 14: Phytobenthos Buchs: Transekt 2 und Verteilung der makroskopischen Wuchsformen.

Ein doch merklich anderes Bild zeigt die Algenverteilung im Transekt 2: aufgrund der weitgehend stagnierenden Strömungsverhältnisse fehlen in diesem Transekt die beiden strömungsliebenden Goldalgen bis zur maximal kartierten Tiefe völlig, nur die Grünalge *Ulothrix zonata* sowie Kieselalgenüberzüge konnten nachgewiesen werden, sie besiedeln jeweils den gesamten kartierten Bereich. Die dabei festgestellten vergleichsweise geringen Dichten insbesondere der Kieselalgen (die in allen anderen Transekten in den vergleichbaren Zonen jeweils höhere Werte erreichten) dürften wohl mit ziemlicher Sicherheit auf den hier doch massiven Einfluss der starken Sedimentierung zurückzuführen sein.

Lokal deutlicher Einfluss starker Feinsedimentablagerungen

5.2.3 Zusammenfassende Diskussion

Zur Beeinflussung des Phytobenthos durch Schwellbetrieb, Trübstoffführung und Kolmation stellen sich konkret folgende Fragen:

- ▶ Ist das vorgefundene Artenspektrum der Makroalgen typisch für einen grossen Alpenfluss oder treten Taxa auf, die eigentlich nicht zu diesem Gewässertyp gehören bzw. fehlen Arten, die hier unter natürlichen Verhältnissen auftreten müssten/sollten?
- ▶ Erfolgt die kleinräumige Besiedlung des Flussbettes gemäss den jeweiligen autökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten oder stören Schwellbetrieb und Schwebstoffablagerungen die natürlicherweise zu erwartende Algen-Zonation im Querprofil des Flusses nachhaltig?
- ▶ Entspricht die quantitative Entwicklung der einzelnen Makroalgen etwa den natürlichen Verhältnissen oder können merkliche Abweichungen festgestellt werden (sind Arten in ihrer Entwicklung deutlich eingeschränkt oder werden sie möglicherweise sogar gefördert durch die veränderten Abflussbedingungen)?
- ▶ Können eventuell festgestellte Abweichungen konkret als Auswirkungen des Schwellbetriebes oder der Schwebstoffablagerungen interpretiert werden?

Eine umfassende Beantwortung dieser Fragen ist nur zum Teil möglich. In erster Linie, weil dafür ein Vergleich mit einer hinsichtlich der genannten Störgrössen unbeeinflussten Referenzstelle im Alpenrhein nötig wäre, eine solche aber bis in den Oberlauf nicht mehr vorhanden ist.

Aufgrund eines doch grossen Erfahrungsschatzes mit Aufwuchsalgen speziell auch in grösseren Alpenflüssen (z.B. Inn, Salzach, Drau, Isar, Lech) aus zahlreichen Untersuchungen (z.B. MORITZ et al. 2001, PFISTER 1993, diverse Untersuchungen im Rahmen der Wassergüteerhebungsverordnung in Tirol, Salzburg, Kärnten 1992-1998) mit den genannten Themen zumindest teilweise als Schwerpunkt (Auswirkungen von Schwallenfluss, räumliche Verteilung des Algenaufwuchses etc.) können aber doch einige konkrete Aussagen getroffen werden.

. Sie sind alle weit verbreitet in unseren Fliessgewässern und speziell die Goldalgen *Hydrurus* und *Phaeodermatium* fehlen -nicht zuletzt aufgrund ihrer autökologischen Ansprüche- nur selten in hochalpin beeinflussten Bächen bzw. Flüssen. Es kann jedenfalls davon ausgegangen werden, dass alle 3 (4) Formen auch ohne die erwähnten Beeinflussungen sicher zu den dominanten Elementen innerhalb des Phytobenthos im winterlichen Alpenrhein zählen würden. Schwerer zu beantworten ist in diesem Zusammenhang sicher die Frage, ob es nicht Arten gibt, die eigentlich hier vorkommen müssten, aber -zumindest im Rahmen dieser Untersuchung- nicht nachgewiesen werden konnten. Jedenfalls ist die

Gesamtzahl der Makroalgenarten im untersuchten Abschnitt des Alpenrhein mit 3 (bzw. 4) sicher als vergleichsweise gering einzustufen und ausserdem gibt es eine ganze Reihe charakteristischer Makroalgenarten, die in grösseren Alpenflüssen unter 1000m Seehöhe zusätzlich zu den hier genannten regelmässig zu finden sind und meist auch makroskopisch in Erscheinung treten. Dazu gehören zum Beispiel die Blaualge *Chamaesiphon polonicus*, die Grünalge *Cladophora glomerata* oder die Rotalgen *Lemanea fluviatilis* und *Bangia atropurpurea*, die z.B. allesamt -zumindest abschnittsweise- im Inn, der Salzach und der Drau deutlich in Erscheinung treten. Das Fehlen dieser Arten im untersuchten Abschnitt des Alpenrhein dürfte nach bisherigen Erfahrungen allerdings weniger mit dem Schwellbetrieb und wahrscheinlich auch nicht mit der Sedimentation bzw. der erhöhten Schwebstoffführung in Zusammenhang stehen, sondern dürfte durchwegs andere Ursachen haben. Ganz abgesehen davon, dass in allen 3 genannten Flüssen ebenfalls zum Teil massiver Schwellbetrieb vorherrscht (und die Arten trotzdem vorkommen), stellen zumindest einige der genannten Formen Lebensansprüche, wie sie im Alpenrhein bzw. der Untersuchungsstrecke des Alpenrhein offensichtlich nicht in ausreichendem Mass gegeben sind (so bevorzugt zum Beispiel *Cladophora glomerata* Gewässer mit mehr Kalkeinfluss oder *Lemanea fluviatilis* benötigt sehr grosse, schnell überströmte stabile Steine bis anstehenden Fels als Substrat, wie sie im untersuchten Abschnitt des Alpenrhein kaum vorkommen).

Keine deutlichen Hinweise auf ein schwallbedingtes Ausfallen oder Neuauftreten einer Makroalgenart

Die festgestellte **räumliche Verteilung** der nachgewiesenen Makroalgen auf allen untersuchten Schotterbänken des Alpenrhein kann prinzipiell als erwartungsgemäss und charakteristisch bezeichnet werden. Entsprechend den Lebensansprüchen bzw. Präferenzen und Toleranzen der vorkommenden Taxa zeigt sich ein weitgehend typisches Verteilungsmuster innerhalb der kartierten Transekte mit einer räumlichen Abfolge im Auftreten der einzelnen Arten im Querprofil (entspricht zum Beispiel auch weitgehend der Verteilung dieser Arten in einem Abschnitt des Inn im Oberinntal, Tirol – MORITZ et al. 2001). So wird die wechselfeuchte Spiegelschwankungszone nur von Kieselalgen und der Grünalge *Ulothrix zonata* besiedelt. Beide Formen reichen bis in den obersten Bereich der schwallbeeinflussten (regelmässig benetzten) Zone und beide erreichen ihre stärkste Entwicklung jeweils im Bereich der Sunk-Wasserlinie. Während die Kieselalgen auch im anschliessenden ständig überflossenen Uferbereich deutlich in Erscheinung treten (und in weiterer Folge meist auch bis in die maximal kartierte Tiefe nachgewiesen werden können), verschwindet *Ulothrix* meist nach einigen Metern flusswärts der Sunk-Wasserlinie. Im Gegensatz zu den beiden genannten Formen finden sich die beiden austrocknungssensiblen bzw. strömungsliebenden Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium*

rivulare jeweils ausschliesslich im ständig benetzten bzw. überflossenen Bereich. Während *Phaeodermatium* meist über den gesamten kartierten Unterwasser-Bereich in mehr oder weniger gleichen Abundanzen vorkommt, bildet Hydrurus meist einen richtiggehenden Gürtel aus mit den höchsten Dichten bei mittleren Tiefen (20-50cm) und mittleren Strömungsgeschwindigkeiten (25-100cm/s – jeweils bezogen auf die Sunk-Wasserlinie). Im anschliessenden Hauptstromstrich der Tiefenrinne fehlen die Makroalgen praktisch völlig (Fachbericht LIMNEX).

Die insgesamt festgestellte Makroalgen-Zonation in den untersuchten Abschnitten des Alpenrhein entspricht damit prinzipiell sicher auch weitgehend der Situation, wie sie unter natürlichen Abflussverhältnissen ohne Schwellbetrieb zu erwarten wäre. Allerdings wäre die räumliche Ausdehnung der amphibischen Spiegelschwankungszone dann zweifelsohne deutlich eingeschränkt und in der Folge wäre auch die Bedeutung der beiden Formen, die gerade in diesem Bereich ihre höchsten Dichten erreichen (Kieselalgen und *Ulothrix*), im Verhältnis natürlich merklich geringer. Daraus ist insgesamt zu schliessen, dass der Schwellbetrieb zwar keine unmittelbaren Auswirkungen auf die kleinräumige Verteilung der Makroalgen ausübt, dass es indirekt aber sehr wohl einen gewissen Einfluss auf die **relative Zusammensetzung der auftretenden Makroalgen** gibt. Und zwar in der Form, dass die in der künstlich ausgedehnten Spiegelschwankungszone (in den 7 Transekten immerhin zwischen etwa 5 und 35m breit) dominanten Formen im Vergleich zur natürlichen Situation weit überdurchschnittlich stark in Erscheinung treten bzw. im Normalfall wohl eine deutlich untergeordnetere Rolle spielen dürften (räumlich eingeschränkteres Vorkommen). Die eigentlich erwartete negative Beeinflussung gerade in der Spiegelschwankungszone durch Feinsedimentablagerungen konnte übrigens nicht registriert werden (wahrscheinlich, da -zumindest zum Beobachtungszeitpunkt- mit Ausnahme gewisser Bereiche an der Stelle Buchs auch in keinem Untersuchungsabschnitt überdurchschnittliche Feinsedimentablagerungen beobachtet werden konnten).

Inwieweit das offensichtliche Fehlen von Makroalgen im Hauptstromstrich des Alpenrhein als Auswirkung des Schwellbetriebes interpretiert werden kann, ist anhand der vorliegenden Untersuchung nicht eindeutig abzuklären. Dieses Phänomen ist auch unter völlig natürlichen Bedingungen in grösseren, schnellfliessenden Gebirgsbächen bzw. -flüssen regelmässig zu beobachten (z.B. PFISTER 1993). Der Grund dafür liegt darin, dass die dort vorherrschenden Lebensbedingungen für die Algen prinzipiell äusserst schwierig sind: die hohen Strömungsgeschwindigkeiten (mechanischer Stress), die dadurch bedingte erhöhte „Sandstrahlwirkung“ durch mitgeführte Schwebstoffe, die aufgrund der Tiefe oft eingeschränkten Lichtverhältnisse sowie v.a. das instabilere Sediment (häufigere Umlagerungen durch höhere Schleppkräfte und dadurch Zerreiben bzw.

Charakteristische Zonierung:

Ulothrix besiedelt Spiegelschwankungsbereich, Maximum im Bereich der Sunk-Wasserlinie

Hydrurus bildet Gürtel unterhalb der Niedrigwasserlinie

Fehlen von Makroalgen im Hauptstromstrich der Tiefenrinne

Ulothrix und Kieselalgen durch die schwallbedingte Ausdehnung der Spiegelschwankungszone überdurchschnittlich entwickelt

Bis auf lokal begrenzte Bereiche keine negativen Auswirkungen von Feinsedimentablagerungen auf die Makroalgen feststellbar

Abscheueren der Algen) stellen für die meisten der sessilen und damit diesen Bedingungen ständig ausgesetzten Aufwuchsalgen weitgehend lebensfeindliche Verhältnisse dar und verhindern meist eine dauerhafte Besiedlung dieses Lebensraumes. Da diese Faktoren durch den im Alpenrhein vorherrschenden Schwellbetrieb und die erhöhte Schwebstofffracht in ihrer negativen Wirkung durchwegs deutlich verstärkt werden, kann angenommen werden, dass diese Beeinflussung zumindest mitverantwortlich ist für das völlige Fehlen von Makroalgen im Hauptstromstrich. Es kann doch mit einiger Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass unter natürlichen Bedingungen gerade während der stabilen winterlichen Niedrigwasserperiode ohne Geschiebetrieb v.a. die Goldalgen *Hydrurus* und *Phaeodermatium* auch die Tiefenrinne des Alpenrhein -wenn auch möglicherweise in geringeren Dichten- besiedeln würden.

Makroalgen auch unter natürlichen Bedingungen im Hauptstromstrich oft fehlend oder reduziert

Am Alpenrhein durch Schwellbetrieb verstärkt

Die festgestellte **mengenmässige Entwicklung** der Makroalgen im Untersuchungsabschnitt des Alpenrhein dürfte ebenfalls nennenswerte Abweichungen von der natürlicherweise zu erwartenden Situation zeigen. Dies betrifft natürlich insbesondere die Kieselalgen und die Grünalge *Ulothrix*. Aufgrund der schwallbedingten räumlichen Vergrößerung des für sie optimalen Lebensraumes der wechselfeuchten Spiegelschwankungszone stellen die von diesen Formen ausgebildeten Algenmengen sicher jeweils ein Vielfaches dessen dar, was sich unter natürlichen Abflussverhältnissen entwickeln würde. Dies bezieht sich in erster Linie auf die absolute Menge (also bezogen auf die gesamte Schotterbank), während die relativen Abundanzen in der eigentlichen Spiegelschwankungszone (Biomasse/m² Spiegelschwankungszone) bei einem Vergleich davon wahrscheinlich kaum betroffen wären. Hinsichtlich der quantitativen Entwicklung der beiden „rein aquatischen“ Goldalgen *Hydrurus* und *Phaeodermatium* zeigen sich eigentlich keine nennenswerten Auffälligkeiten, die auf eine gravierende Beeinflussung durch den Schwallbetrieb bzw. die Schwebstoffverfrachtungen schliessen lassen (zumindest in den kartierten Bereichen). Deckungsgrad, Lagerdicke oder Länge der Gallertschläuche entsprechen durchaus dem bekannten Bild aus unbeeinflussten vergleichbaren Gewässern zu dieser Jahreszeit. Mit wenigen Ausnahmen (v.a. dem mehr oder weniger stagnierenden und weitgehend feinsediment-bedeckten Transekt 2 in Buchs) erreichen beide Arten in mehr oder weniger allen beobachteten Abschnitten zusammen recht hohe Deckungsgrade, auch in den bei Sunk langsamer durchflossenen oder in den etwas stärker durch Sedimentation der Schwebstoffe „belasteten“ Bereichen. Einzig denkbare Abweichung in diesem Zusammenhang: wie schon oben erwähnt, kann davon ausgegangen werden, dass unter natürlichen Abflussbedingungen die Besiedlungszone durch die Goldalgen weiter in den Hauptstrom des Gewässers vordringen würde. Folglich ist auch anzunehmen, dass im

Unnatürlich starke mengenmässige Entwicklung von Ulothrix und Kieselalgen durch Schwellbetrieb

Fluss selbst -im Gegensatz zur Spiegelschwankungszone- von einer insgesamt grösseren Gesamtalgenmenge (bezogen auf einen gesamten Gewässerabschnitt) unter natürlichen Bedingungen ausgegangen werden kann.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die vorgefundenen Verhältnisse hinsichtlich der Phytobenthosbesiedlung auf den untersuchten Schotterbänken des Alpenrhein zwar in einigen Punkten merklich von der Situation unter natürlichen Abflussbedingungen abweichen dürften, dass die Auswirkungen des Schwellbetriebes sowie der erhöhten Schwebstoffführung auf die Makroalgen insgesamt allerdings als vergleichsweise gering einzustufen sind, jedenfalls geringer, als von den Voraussetzungen her wohl angenommen werden müsste.

Auswirkungen des Schwellbetriebes sowie der erhöhten Schwebstoffführung auf die Makroalgen insgesamt vergleichsweise gering

Trotz der für die Makroalgen deutlich negativ wirkenden Faktoren (insbesondere die zumindest abschnittsweise hohen Feinsedimentablagerungen sowie die durch den Schwellbetrieb nachweislich verursachten regelmässigen Geschiebeumlagerungen in der Tiefenrinne) sind die beobachteten Veränderungen der Makroalgenbesiedlung in einer Grössenordnungen anzusiedeln, die wohl mit einiger Sicherheit keine nachhaltigen und tiefgreifenden negativen Auswirkungen auf das gesamtlimnologische Wirkungsgefüge haben dürften (wie zum Beispiel bei Komplettausfall oder Massenentwicklungen einzelner Arten).

5.3 Makrozoobenthos

Bei den folgenden Ergebnissen werden die mit dem Hess-Sampler besammelten ufernäheren Bereiche (Kapitel 5.3.1 bis 5.3.3) und die mit dem Airlift beprobten Tiefenrinnen (Kapitel 5.3.4) getrennt erläutert.

5.3.1 Abundanzen, Biomassen

In den folgenden Abbildungen sind die Besiedlungsdichten (Ind./m²) und Biomassen (g FG/m²) der taxonomischen Grossgruppen und die Gesamtwerte graphisch dargestellt. Die Grössenachsen der Herbst- und Spätwinterserien wurden im Sinn einer leichteren Erkennbarkeit der relativen Unterschiede immer gleich skaliert.

Die Basisdaten sind in den Anhang-Tab. 10 bis Tab. 11 tabellarisch zusammengefasst.

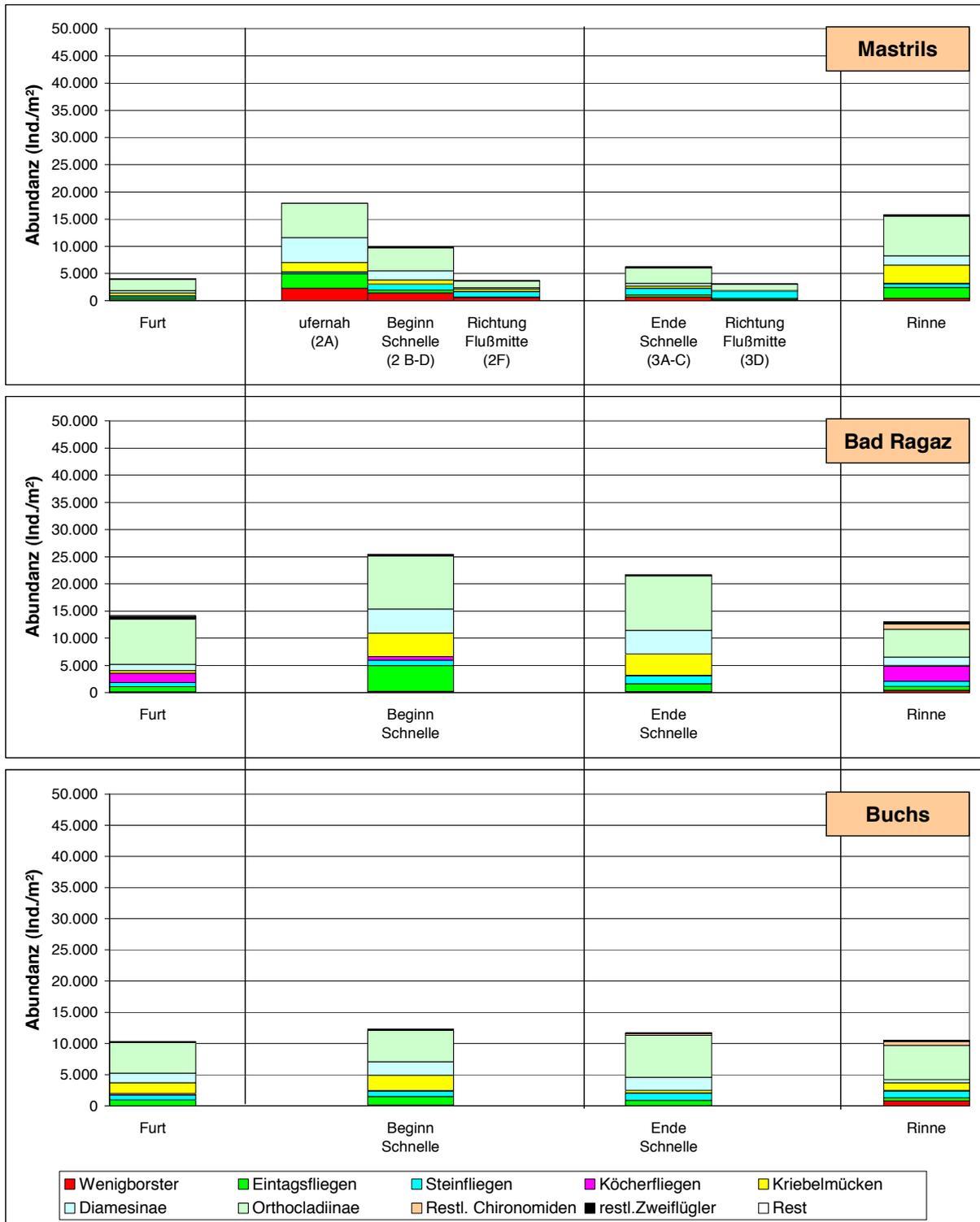


Abb. 15: Makrozoobenthos. Individuendichten (Anzahl/m²) **Herbst 1999.**

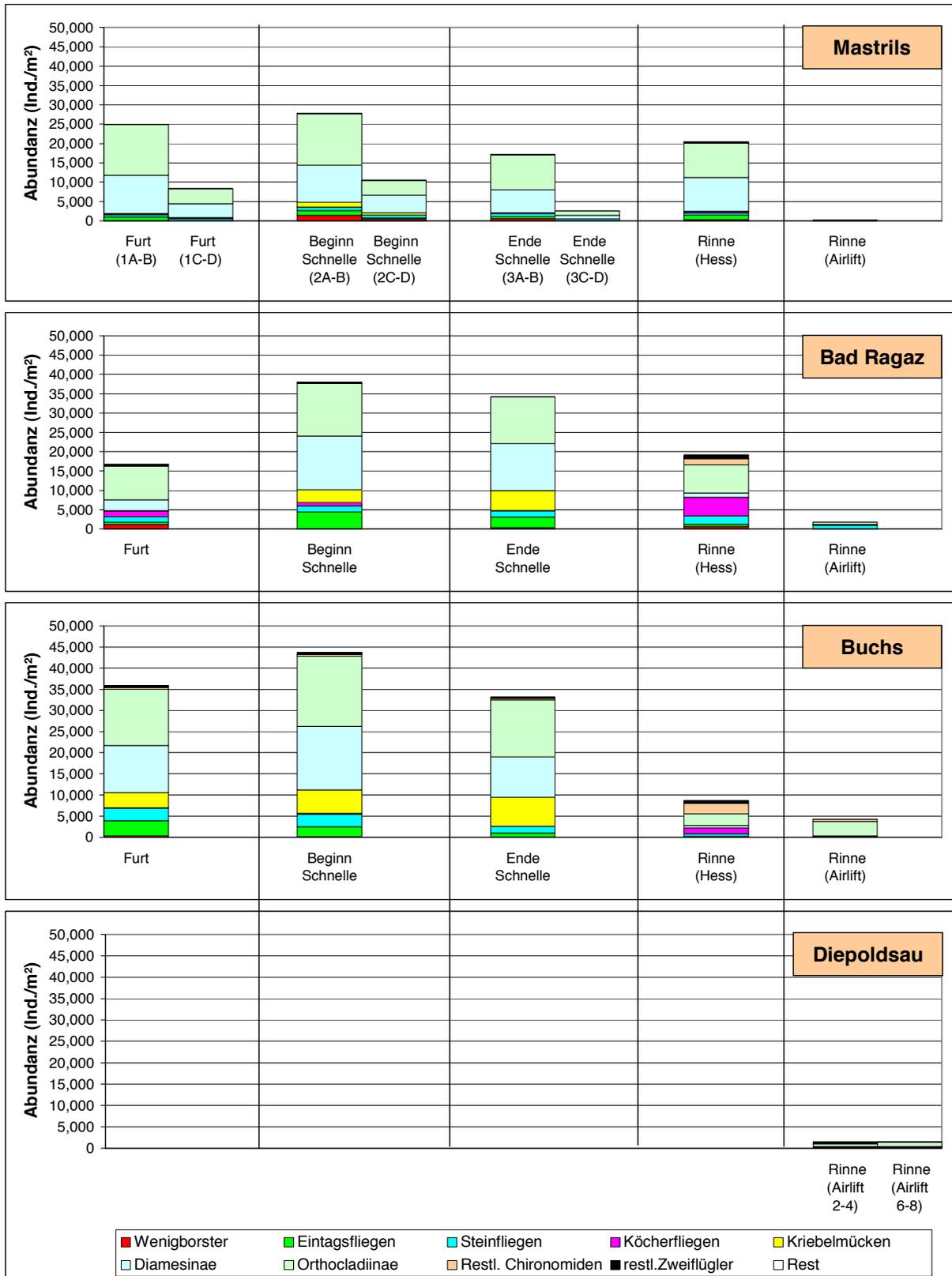


Abb. 16: Makrozoobenthos. Individuendichten (Anzahl/m²) Spätwinter 2000.

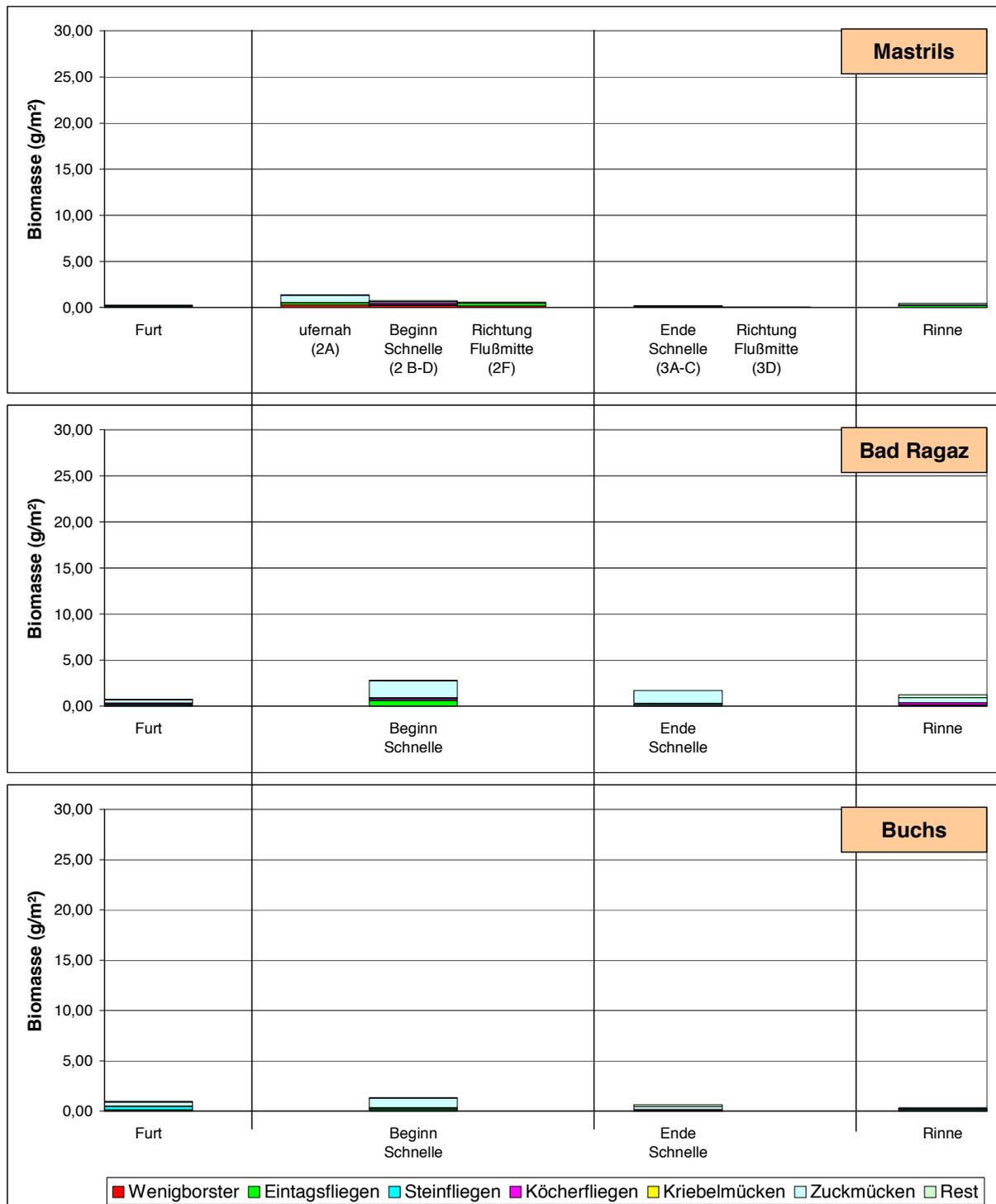


Abb. 17: Makrozoobenthos. Biomassen (Gramm Frischgewicht/m²) Herbst 1999.

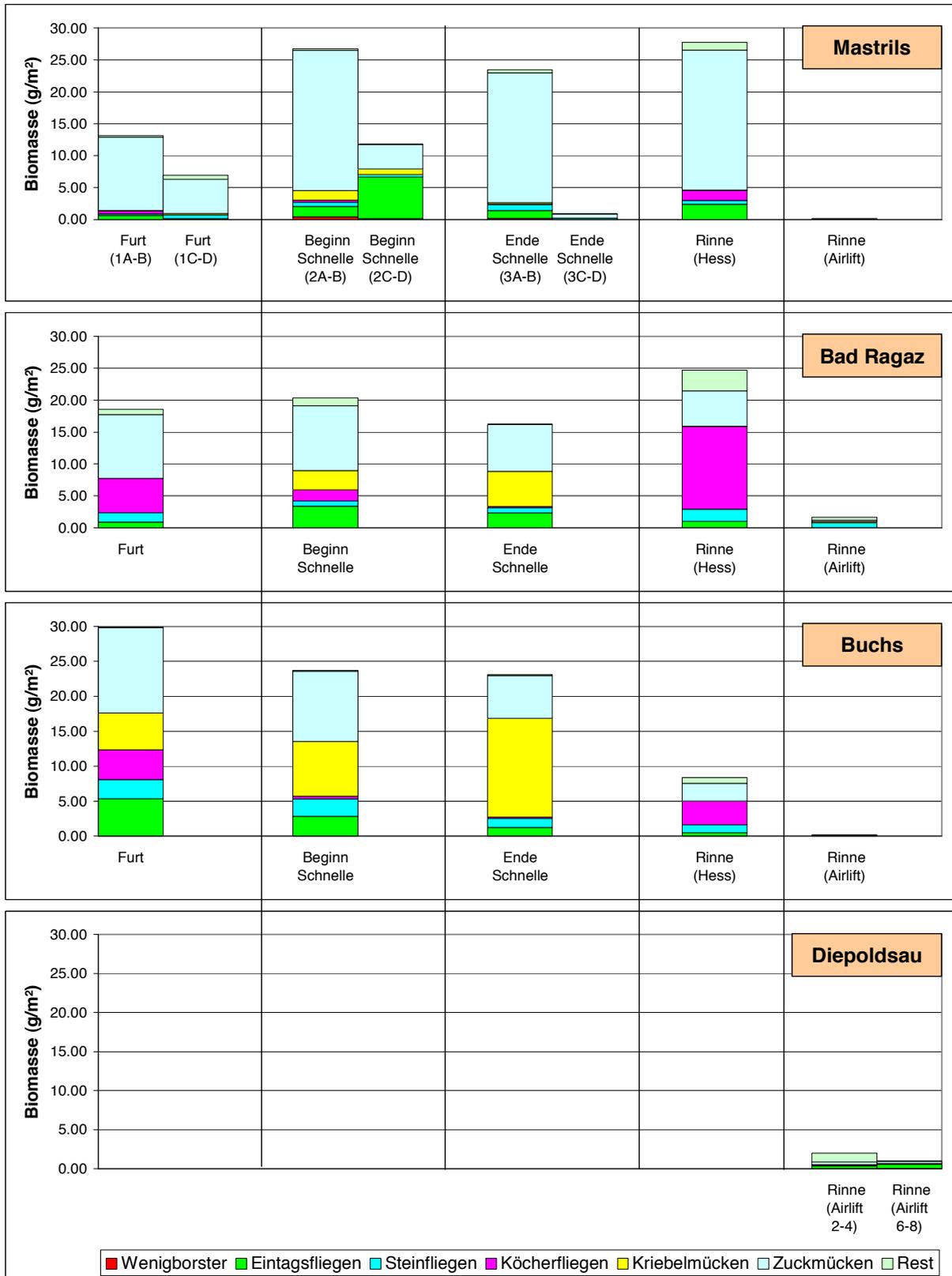


Abb. 18: Makrozoobenthos. Biomassen (Gramm Frischgewicht/m²) Spätwinter 2000.

Die **Besiedlungsdichten** liegen im Herbst 1999 mit Werten zwischen insgesamt rund 3.000 und maximal 25.000 Ind./m² generell sehr niedrig. In erster Linie sind es kleine Juvenilstadien, daher auch die extrem geringen Biomassen (s.u.). Im Spätwinter 2000 sind die Abundanzen doch deutlich höher, sie liegen zumeist (Ausnahme Stromstrich, Tiefenrinne) zwischen 17.000 und 44.000 Ind./m².

Generell sehr geringe Besiedlungsdichten und extrem niedrige Biomassen im Herbst

Deutliche Erholung im Spätwinter

Die Verzweigungsstrecke Mastrils zeigt im Herbst in mehreren Bereichen die geringsten Werte. Ausnahme sind zwei dichter besiedelte Bereiche: Ein ufernaher Randstreifen mit auffallend dichtem Algenbewuchs (Probe 2A) mit rund 18.000 Ind./m² und der ufernahe Bereich der Rinne mit ca. 15.000 Ind./m². Die Ursache für den relativ hohen Wert des ufernahen Rinnenbereiches liegt sicherlich in der groben Kornstruktur und dem Gleitufercharakter. Während der vorangegangenen Schwall- und sommerlichen Hochwasserereignisse war dieser Bereich sicherlich weniger Umlagerungen unterworfen als die übrigen Bereiche ausserhalb der Tiefenrinne, die generell Besiedlungsdichten von 4.000-10.000 Ind./m² aufweisen.

Zwei Einzelproben, die jeweils näher zum Stromstrich mit bereits deutlich weniger Algenbewuchs entnommen wurden, weisen mit 3.000-4.000 Ind./m² die niedrigsten Werte auf. Diese charakteristische Abnahme der Individuendichten in der Tiefenrinne bestätigte sich auch im Spätwinter sehr deutlich:

Charakteristische Abnahme der Besiedlungsdichten in Richtung Tiefenrinne

Im Spätwinter wurden an den Bereichen 1-3 jeweils 2 Proben näher zum Stromstrich mit geringerem Algenbewuchs entnommen. Durchwegs sind hier die Besiedlungsdichten deutlich geringer (ca. 1/5 bis 1/3) als in den flacheren, langsamer durchströmten Abschnitten (17.000-28.000 Ind./m²). Die Airliftbeprobungen bestätigen eindrucksvoll die Abnahme der Besiedlungsdichten in der Tiefenrinne (vgl. Kapitel 5.3.4)

Auffallend in Bad Ragaz sind an beiden Terminen die höheren Besiedlungsdichten in den steilen, grobkörnigen Schnellen im Vergleich zum Furt- und Rinnenbereich. Die Schnellen bieten offensichtlich günstigere Bedingungen hinsichtlich Lückenraumsystem, Sedimentstabilität und Algenbewuchs als der stark kolmatisierte/verfestigte Furtbereich und der feinkörnigere Rinnenabschnitt.

Höhere Besiedlungsdichten der steilen Schnellen in Bad Ragaz

Buchs zeigt im wesentlichen ausgeglichene Besiedlungsdichten. Im Herbst liegen sie durchwegs bei 10.000-12.000 Ind./m². Im Spätwinter werden an den Bereichen 1-3 mit 33.000-44.000 Ind./m² im Vergleich zu den anderen Stellen relativ hohe Werte erreicht. Ausnahme ist der Rinnenbereich mit lediglich 9.000 Ind./m².

Die **Biomassen** zeigen im allgemeinen ähnliche relative Verhältnisse zwischen den Probenstellen und Entnahmebereichen wie die Besiedelungsdichten. Die ohnehin schon niedrigen Abundanzwerte im Herbst bewirken durch den hohen Anteil an Juvenilformen noch extremere Verhältnisse bei den Biomassen. Mit Werten zwischen 0,2 und 2,8 g FG/m² ist die Benthosbiomasse ausserordentlich gering.

Ähnlich wie bei den Abundanzen ist im Spätwinter eine deutliche Erholung festzustellen. Mit Ausnahme des Rinnenbereiches in Buchs (8,4 g/m²) liegen die Werte zwischen 13,2 (Furt Mastrils) und 29,9 (Furt Buchs) g/m² und liegen durchaus im gewohnten Rahmen.

Naturgemäss kommen bei den Biomassen die grösseren Taxa mehr zum Tragen. Daher spiegeln sich im Spätwinter in Bad Ragaz aufgrund der Akkumulation von Trichopteren (v.a. *Allogamus auricollis*) im Furt- und Rinnenbereich die höheren Besiedelungsdichten in den Schnellen nicht bei den Biomassen wieder.

Um die Gesamtabundanzen und –biomassen am Rhein in einen grösseren Zusammenhang zu stellen, wurden Daten aus anderen alpinen Flüssen zum Vergleich herangezogen. Im Sinn einer möglichst guten Vergleichbarkeit wurden nur folgende Datensätze verwendet:

- Vergleichbare Grösse der Gewässer, alpiner Charakter mit hoher Geschiebefracht: Salzach, Inn, Ziller, Lech
- Starker Schwellbetrieb (Ausnahme Lechstellen Stanzach und Weissenbach als Referenzsituation)
- Bearbeitung durch gleiche Arbeitsgruppe (ARGE Limnologie), identische Probenentnahme und –auswertung.

Verwendet wurden folgende Datensätze:

1. Mehrjährige Bestandsaufnahmen im Rahmen der Wassergüte-Erhebungsverordnung.
2. Untersuchung von Schwallauswirkungen am Tiroler Inn und Lech (MORITZ et al., in Vorb.; in Abb. 19 mit „Rinne“ bzw. „Schnelle“ bezeichnete Stellen).

Die folgende Abb. 19 zeigt , dass die Abundanzen und Biomassen im Alpenrhein im Herbst ausserordentlich gering sind.

Im Spätwinter liegen die Individuendichten im unteren Bereich der Schwankungsbreite ähnlicher schwallbeeinflusster Flüsse. Die Biomassen sind im Spätwinter hingegen weniger auffällig, d.h. dass vergleichsweise wenig kleinwüchsige Arten und Juvenilformen vorhanden sind.

Im Vergleich mit anderen Flüssen ausserordentlich geringe Abundanzen und Biomassen im Herbst

Im Spätwinter Besiedelungsdichten im unteren Bereich der Schwankungsbreite ähnlicher schwallbeeinflusster Flüsse, Biomassen unauffällig

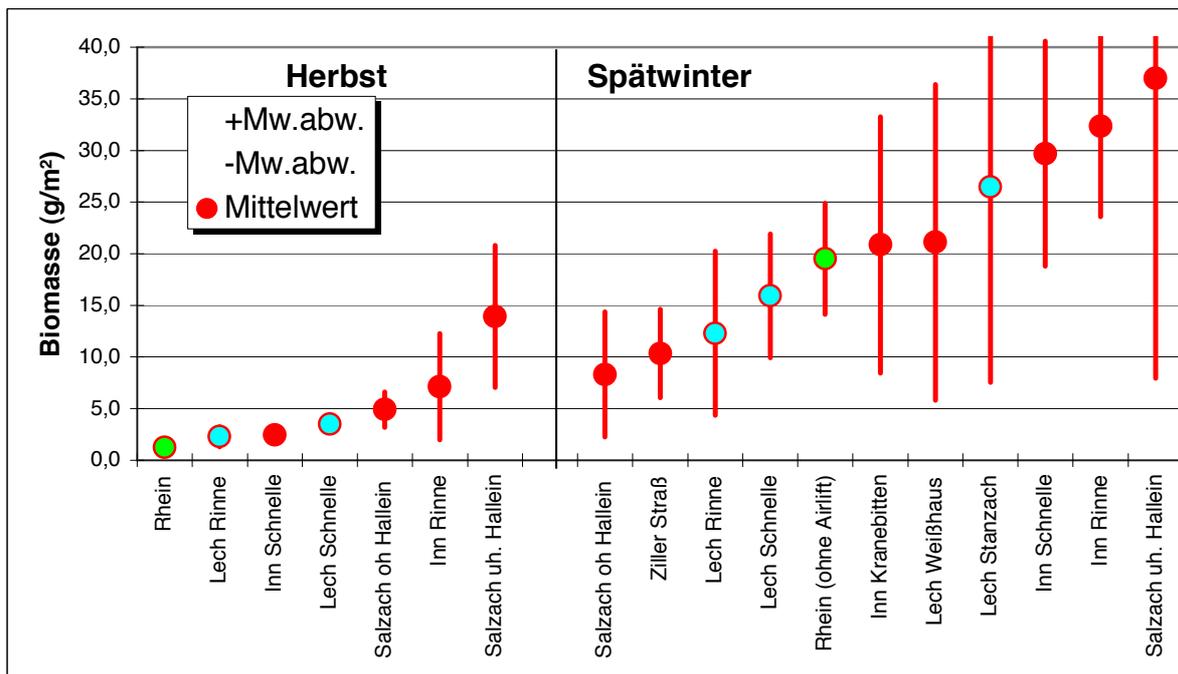
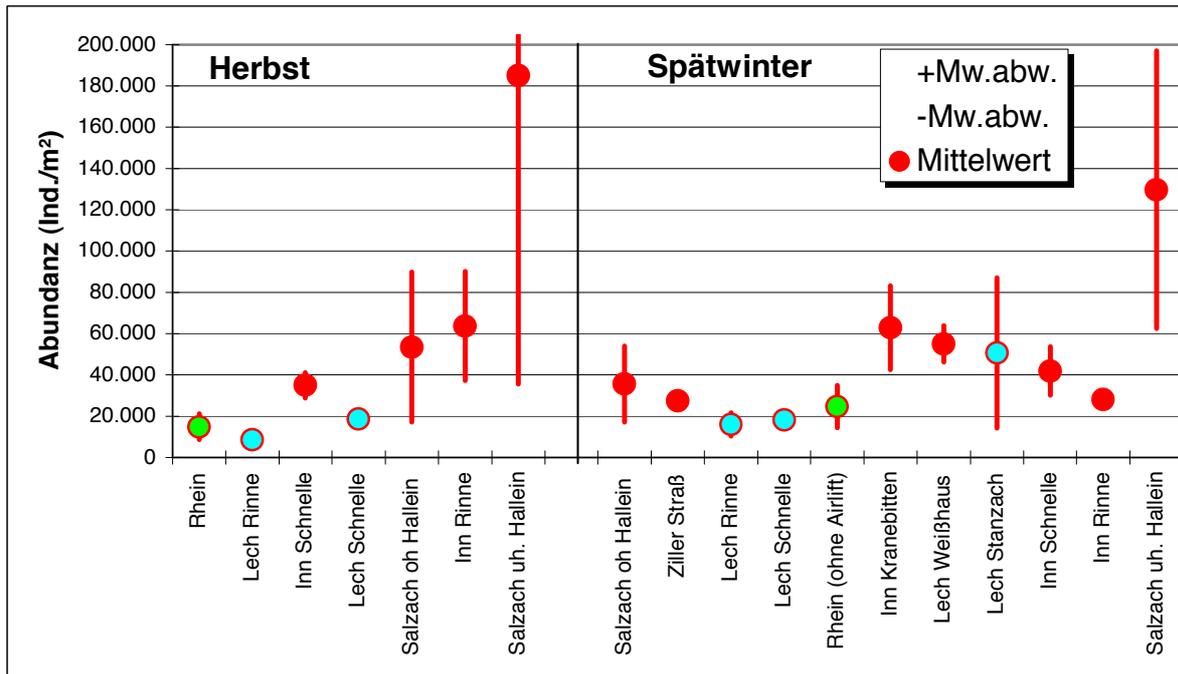


Abb. 19: Makrozoobenthos. Vergleich Alpenrhein mit anderen alpinen Gewässern hinsichtlich Abundanz und Biomasse in ufernäheren Bereichen. Mit Ausnahme von einigen Lechabschnitten (blaue Punkte) alle Stellen mit starkem Schwellbetrieb. Fehlerbalken: durchschnittliche absolute Abweichung der Einzelwerte von ihrem Mittelwert (in beide Richtungen aufgetragen):

$$\frac{\sum |x - \bar{x}|}{n}$$

Es fällt auf, dass die Stellen am Lech (ohne Schwellbetrieb, naturnahe Morphologie) eine zum Teil ähnlich geringe Besiedelungsdichte aufweisen wie der Alpenrhein. Dies ist bei den in MORITZ et. al. (in Vorb.) untersuchten Abschnitten (Lech „Rinne“ und „Schnelle“ in Abb. 19) der Fall. Einerseits ist dabei anzumerken, dass der Lech natürlicherweise eine starke Geschiebedynamik aufweist und auch über 300 Höhenmeter über den untersuchten Stellen am Alpenrhein liegt. Andererseits war der Algenbewuchs am Lech bei den im gleichen Zeitraum wie am Alpenrhein erfolgten Probenentnahmen deutlich schwächer ausgebildet (kein flächiger Hydrurusbewuchs wie am Rhein). Da die Bewuchsdichte eng mit der Zoobenthosbiomasse korreliert ist, ist die geringe Zoobenthosbesiedelungsdichte an der Lech-Stelle Weissenbach damit gut erklärbar.

Geringe Besiedelungsdichten zum Teil ebenfalls am relativ unbeeinflussten Lech (höhere Lage, geringer Algenbewuchs)

Eine Unsicherheit bezüglich der extrem geringe Besiedelung am Alpenrhein im Herbst 1999 liegt auch in einer 2 Monate vorher stattgefundenen Entleerung des Staus Reichenau (Mitte August bis September). Ein weiteres Ereignis war ein Hochwasser im September mit einem Abfluss von über 1.000 m³/s. Eine qualitative Zoobenthosbefundung durch die LMMNEX AG unmittelbar nach der Stauraumentleerung zeigte jedoch keine auffällige Beeinträchtigung des Zoobenthos, sodass die Probenentnahme wie vorgesehen im Herbst 1999 erfolgte. Der Entnahmeterrmin wurde zudem möglichst spät auf den November gelegt, um allfällige Auswirkungen dieser Stauraumentleerung und des Septemberhochwassers zu minimieren.

Unsicherheit durch Stauraumentleerung Reichenau rund 2 Monate vor der Probenentnahme

5.3.2 Grossgruppen, Arten, Taxazahlen

5.3.2.1 Referenzsituation

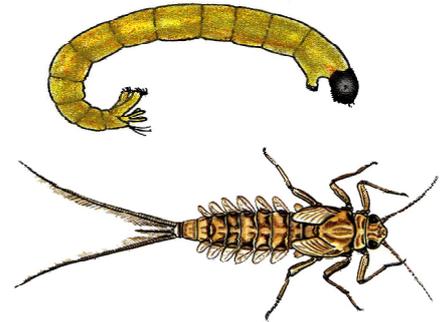
Eingangs soll noch einmal auf das Problem einer fehlenden Referenzsituation (ohne Schwalleinfluss) am Rhein hingewiesen werden. Daher wird einleitend kurz die Bodenfauna eines naturnahen verzweigten Flusses ohne Kraftwerkseinfluss am Beispiel des Tiroler Lech (MORITZ et al., in Vorb.) skizziert. Typische Elemente eines solchen Gebirgsflusses sind:

Besiedler stark angeströmter Steinoberseiten ohne starken Algenbewuchs: Dieser Lebensraum kann nur von wenigen hochspezialisierten, rheobionten Formen wie den Kriebelmückenlarven (Simuliiden; *Simulium variegatum*-Gruppe), oft begleitet von Lidmückenlarven (Blephariceriden), genutzt werden. Eine Voraussetzung dafür sind spezielle Haftmechanismen (z.B. Saugnäpfe bei den Lidmückenlarven). Diese Tiere ernähren sich durch Filtrieren kleiner organischer Partikel aus der fließende Welle (Simuliiden) oder Abweiden eines dünnen Algenfilms (Blephariceriden).



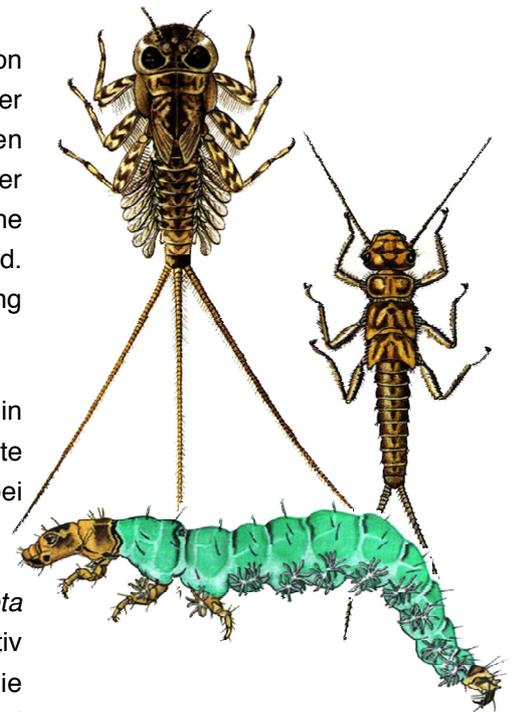
Bewohner des oberflächlichen Algenaufwuchses („Hydrurusfauna“):

Dies sind in erster Linie Zuckmückenlarven der Gattungen *Eukiefferiella* (*E. tirolensis*, *E. fuldensis*), *Orthocladius rivicola*-Gruppe und *Parorthocladius nudipennis*, um nur einige der häufigsten und charakteristischsten zu nennen. Bevorzugt an den Oberflächen halten sich auch die Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis* auf. Dabei dominiert *Baetis alpinus*, weniger häufig und mehr auf die Uferzonen beschränkt ist *Baetis rhodani*. Zur Gattung *Baetis* ist noch anzumerken, dass diese besonders empfindlich auf Störungen wie Wasserstandsschwankungen reagiert und ein auffallendes Fluchtverhalten zeigt: die Tiere schwimmen aktiv in die Strömung und lassen sich abdriften. Minimale Wasserstände während vorangegangener Perioden werden am Besten durch die räumliche Verbreitung dieser Gattung angezeigt, die Uferlinie bei minimalem Sunk stellt eine sehr scharfe Verbreitungsgrenze dar.



Grössere Bewohner des oberflächlichen Lückenraumsystems: Von den Eintagsfliegen sind es besonders die rheophilen Vertreter der Heptageniiden, Arten der Gattung *Rhithrogena*, die bevorzugt an den Steinunterseiten leben. Bei den Steinfliegen sind es etwa Vertreter der Taeniopterygiden (die Gattung *Rhabdiopteryx*) oder grosse räuberische Arten (z.B. Perlodidenlarven), die dieser Lebensform zuzurechnen sind. Charakteristisch ist auch die grosse räuberische Köcherfliegengattung *Rhyacophila*.

Voraussetzung für das Auftreten dieser grösseren Formen ist ein entsprechend ausgebildetes Lückenraumsystem. Durch eine verstärkte Kolmation wird der Lebensraum dieser Tiere deutlich eingeengt, wobei besonders die äussere Kolmation limitierend sein dürfte.



Von anderen Dipteregruppen sind es die Stelzmückenlarve *Dicranota* sp. oder Empididae (diese eher in feinkörnigeren Sedimenten), die relativ häufig vorkommen. Bereits in tiefere Sedimentschichten können die kieslückenschlängelnden Arten der Steinfliegengattung *Leuctra* und *Capnia* vordringen.

Bemerkenswert ist, dass am Lech köchertragende Trichopteren wie *Allogamus auricollis*, die ansonsten oft ein Massenaufreten an den **Sedimentoberflächen strömungsberuhigter Bereiche** zeigen, quantitativ keine grosse Rolle spielen.

Kleinwüchsige, schlanke Besiedler tieferer Sedimentschichten oder feinkörnigerer Substrate: Typisch sind kleine Oligochaeten wie *Propappus volki* oder *Stylodrilus heringianus*. Dies sind polyoxibionte Arten, d.h. sie benötigen einen hohen Sauerstoffgehalt. Zum einen setzt dies keine allzu starke organische Belastung und zum anderen eine



relativ gute Durchströmung der Sedimente (keine starke innere Kolmation!) voraus. Bei den Chironomiden sind es ebenfalls charakteristische kleine und schlanke Formen wie *Heleniella sp.*, *Parametriocnemus stylatus*, *Rheosmittia spinicornis* oder besonders zahlreich oft *Parakiefferiella sp.*

5.3.2.2 Alpenrhein

Die Anteile der verschiedenen taxonomischen Grossgruppen sind in den vorangegangenen Abb. 15 bis Abb. 18 erkennbar bzw. im Detail in den Anhang-Tab. 10 und Tab. 11 zusammengefasst. In Anbetracht der sehr geringen Besiedelungsdichten und Biomassen im Herbst wird hier vor allem auf die Situation im Spätwinter eingegangen.

Mastrils

Hinsichtlich der zahlenmässigen Anteile wird die Zusammensetzung der Bodenfauna im Vergleich zur Situation am Lech an allen Teststrecken deutlich stärker von den Zuckmückenlarven dominiert. Besonders auffallend ist dies in Mastrils, wo die Zuckmücken an allen Bereichen mit 75-92 % stark dominieren. In erster Linie sind es Vertreter der oben genannten „Hydrurusfauna“. Die anderen Grossgruppen spielen zahlenmässig nur am Beginn der Schnelle (Bereich 2) mit insgesamt knapp 5.000 Ind./m² eine nennenswerte Rolle, bleiben jedoch auch hier insgesamt unter einem Anteil von 20 %.

In den ufernahen Bereichen ist die Situation auch hinsichtlich der Biomasse ähnlich, die Zuckmückenanteile liegen fast durchwegs über 70 %. Bemerkenswerte Ausnahme ist der uferfernere, rasch überströmte Bereich am Beginn der Schnelle (Proben 2C-2D), wo die Zuckmücken nur 33 %, die Eintagsfliegen hingegen 55 % der Biomasse von insgesamt immerhin 12 g/m² stellen. Dies ist der einzige Abschnitt in Mastrils, der zumindest von den Anteilen der Eintagsfliegenbiomassen her an die Vergleichssituation am Lech erinnert.

Generell sind jedoch die starken Defizite vor allem bei den Eintags- und Steinfliegenlarven charakteristisch für den Rhein in Mastrils (aber auch in den folgenden Teststrecken!). Innerhalb der Eintagsfliegen sind es vor allem die Heptageniiden-Larven (Gattung *Rhithrogena sp.*), die fast vollständig fehlen. Dieses Defizit setzt sich im folgenden auch an allen anderen Teststrecken fort! Zumindest *Baetis alpinus* ist mit grössenordnungsmässig einigen Hundert Ind./m² gut vertreten und bildet diesbezüglich keinen Unterschied zur Situation am Lech.

Das gute Vorkommen von *Baetis alpinus* in Verbindung mit der starken Dominanz aufwuchsbewohnender Zuckmücken zeigt deutlich, dass die

Übermässige Dominanz der Zuckmücken (v.a. Arten der „Hydrurusfauna“)

Generell starke Defizite der Eintagsfliegen (v.a. *Rhithrogena spp.*) und Steinfliegen

Hydrurusfauna von Schwall- und Trübeeinflüssen nicht nachweisbar beeinträchtigt

oberflächlich lebende Hydrurusfauna von Schwall- und Trübeeinflüssen zumindest nicht nachweisbar beeinträchtigt ist.

Starke Defizite bestehen hingegen bei den grösseren Besiedlern des oberflächlichen Lückenraumsystems. Neben den bereits erwähnten Heptageniiden auch bei den Steinfliegen (*Rhabdiopteryx*, *Perlodiden* ...). Einzig die in tiefere Sedimentschichten vordringenden Gattungen *Leuctra* und *Capnia* können Bestände in „normalen“ Dichten ausbilden. Als Ursache für diese Defizite gehen wir im Hinblick auf die signifikanten Ergebnisse der Korngrössenanalysen von einer verstärkten äusseren Kolmation mit einem hohen Grobsandanteil aus. Neben der auch vor Ort augenscheinlichen Verfüllung der oberflächlichen Lückenräume bedeutet dieser hohe Grobsandanteil auch eine geringere Stabilität für den oberflächlichen Lebensraum.

Starke Defizite bei grösseren Besiedlern des oberflächlichen Lückenraumsystems

In Mastrils bedingt durch äussere Kolmation mit hohem Grobsandanteil

Bei entsprechend häufiger Umlagerung, die schwallbedingt auch im Winter ständig gegeben ist, ist der Grobsand auch für Feinsedimentbewohner kaum nutzbar. Das dokumentieren die im Vergleich zum Lech deutlichen Defizite bei den Oligochaeten *Propappus volki*, *Stylodrilus heringianus* (dieser zumindest im Schnellenbereich mit einigen Hundert Ind./m² vertreten) und den Zuckmücken *Heleniella sp.*, *Parametricnemus stylatus* sowie *Parakiefferiella sp.*

Instabiler Grobsand auch für kleine Kieslückenbewohner kaum nutzbar

Das zumindest bereichsweise noch einigermaßen zahlreiche Vorkommen von *S. heringianus* weist darauf hin, dass eine verstärkte innere Kolmation mit Feinsedimenten (in der Folge geringerer Wasseraustausch und Sauerstoffdefizite) in Mastrils eine geringere Rolle spielt als in den folgenden Teststrecken, wo *Stylodrilus* und *Propappus* durchwegs fast vollständig fehlen.

Innere Kolmation in Mastrils weniger limitierend für die Bodenfauna als in den Teststrecken unterhalb der Landquart

Der hohe Grobsandanteil lässt durch die Resuspension bei Schwall einen Abrasionseffekt erwarten, der sich (ohne die indirekten Effekte über die Beeinflussung des Algenbewuchses) zumindest auf oberflächlich filtrierende Lebensformen auswirken sollte. Simuliidenlarven kommen jedoch zumindest im Schnellenbereich relativ häufig vor, wenngleich deutlich weniger zahlreich als in Bad Ragaz oder Buchs. Mit dem Vorkommen von netzbauenden Trichopteren (z.B. *Hydropsyche*) ist in einem Gewässer mit dieser Dynamik und in dieser Region von vornherein weniger zu rechnen. Ein direkter Abrasionseffekt ist daher beim Makrozoobenthos nicht sicher nachweisbar.

Schwallbedingter Abrasionseffekt nicht sicher nachweisbar

Zusammenfassend wird die Situation in Mastrils massgeblich durch eine starke äussere Kolmation mit hohem Grobsandanteilen geprägt. Eine innere Kolmation mit höheren Feinsandanteilen spielt im Vergleich zu den nachfolgenden Teststrecken eine geringere Rolle.

Bad Ragaz

Auf die im Vergleich zur Situation am Lech stärkere Dominanz der Zuckmücken bzw. geringe Rolle der Eintags- und Steinfliegen wurde bereits hingewiesen. Im Vergleich zu Mastrils sind hinsichtlich der Grossgruppen jedoch 2 Änderungen festzustellen, die im wesentlichen auf die extremen flussmorphologischen Unterschiede zwischen den steilen Schnellen mit mehr oder weniger Gebirgsbachcharakter und den tiefen bzw. langsam durchströmten Furten und Rinnen zurückzuführen sind.

Die Anteile der Köcherfliegen sind im Furt-, vor allem aber im Rinnenbereich deutlich höher, insbesondere bei den Biomassen kommt dies stark zum Tragen (relative Anteile von 29 bzw. 53 %; bei den Abundanzen geringere Anteile von 9 bzw. 25 %). Im wesentlichen ist es die Art *Allogamus auricollis*, die hier mit 1.400 bzw. 4.500 Ind./m² dichte Bestände bildet. Dieser Bestand setzt sich teilweise bis in den Beginn der Schnelle hinein fort. Bemerkenswert ist dies insofern, als *A. auricollis* relativ anfällig gegen hydraulischen Stress ist und bei (bodennahen) Strömungsgeschwindigkeiten über 40 cm/s passiv verfrachtet wird.

Auch ohne Schwall bietet Mastrils flussmorphologisch bedingt weniger geeignete Lebensräume für *Allogamus* als Bad Ragaz oder Buchs mit den langsamer durchströmten Furten und Rinnen (zumindest im Uferbereich) sowie höheren Feinsedimentanteilen. Dies zeigt sich unter anderem auch an den Längenprofilen der mittleren Fliessgeschwindigkeit, die zumindest bei Sunk (Q= 20 m³/s) in Bad Ragaz und Buchs abschnittsweise einen Wert von 0,5 m/s deutlich unterschreiten. In Mastrils hingegen werden die 0,5 m/s bei Sunk gerade noch erreicht (vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI).

In Anbetracht der sehr starken Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten bei Schwall (im gesamten Längenprofil auch in den langsamer durchströmten Furten und Rinnen immer über 1 m/s; vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI) ist es auch plausibel, dass *Allogamus* regelmässig verdriftet wird und in strömungsberuhigten Bereichen stärker akkumuliert, als dies ohne Schwellbetrieb der Fall wäre.

Diese Zahlen sind zwar Durchschnittswerte für das gesamte Profil und kleinräumig sind die Verhältnisse wesentlich differenzierter zu betrachten, sie bieten jedoch in jedem Fall eine sehr gute, grossräumige Erklärungsbasis für das beobachtete Verbreitungsmuster von Arten wie *Allogamus auricollis*.

Ein weiterer Denkansatz hinsichtlich der Schwallauswirkungen wäre, dass der Flächenanteil, der bezüglich der äusseren Kolmation durch eine

Dichter Bestand von Köcherfliegen (*Allogamus auricollis*) im Furt- und Rinnenbereich von Bad Ragaz und Buchs,

lässt sich auch auf die Flussmorphologie/Strömungsverhältnisse zurückführen

Resuspension charakterisiert ist (je nach Teststrecke Anteil von 33-40 %; vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI), ohne Schwellbetrieb ein potentieller Lebensraum von *Allogamus* wäre, durch den Schwellbetrieb jedoch nur sehr eingeschränkt nutzbar ist. Letztlich kann dies unter anderem durch die fehlende Referenzsituation jedoch nicht genauer dokumentiert werden.

Am Lech spielt *Allogamus* keine grosse Rolle, sodass Vergleiche mit der Situation in Ragaz oder Buchs nicht angestellt werden können.

Die zweite Grossgruppe, die neben den Köcherfliegen in Bad Ragaz verstärkt in Erscheinung tritt, sind die Kriebelmückenlarven. Diese speziell an hohe Strömungsgeschwindigkeiten adaptierten Filtrierer besiedeln die steilen Schnellenbereiche. Ihr Auftreten in diesen Abschnitten ist mit der flussmorphologischen Ausprägung sehr gut in Verbindung zu bringen.

Diese Verteilung der Köcherfliegen und Kriebelmücken tritt auch im Herbst gleichermassen in Erscheinung.

Ähnlich den Kriebelmücken entspricht auch das starke Auftreten der Eintagsfliege *Baetis alpinus* in den Schnellenbereichen dem bereits erwähnten „Gebirgsbachcharakter“ dieser steilen Bereiche.

Ansonsten ist ein genauerer Blick auf das Artenspektrum insofern interessant, als in Bad Ragaz die stärkste innere Kolmation gegeben ist, die durch den Schwall noch deutlich verstärkt wird (vgl. Durchlässigkeitsberechnungen im Fachbericht SCHÄLCHLI). Bei der Probenentnahme war beispielsweise vor allem im Furtbereich das ausserordentlich kompakte und verfestigte Bodensubstrat mit hohem Gehalt an feinsandig/schluffigem Material auffällig.

Es sind mehrere Charakteristika im Artenspektrum, die diese starke innere Kolmation durch einen erhöhten Feinsedimentanteil bestätigen:

- Polyoxibionte Borstenwürmer wie *Stylodrilus heringianus* oder *Propappus volki* treten im Vergleich zu Mastrils nur noch vereinzelt auf (benötigen gut durchströmte, lockere Sedimente mit relativ hohem Sauerstoffgehalt).
- *Parakiefferiella* sp., *Heleniella* sp. oder *Parametrioctenus stylatus* (kleine schlanke Kieslückenbewohner) treten im Furt- und Schnellenbereich kaum in Erscheinung, lediglich im Rinnenbereich (weniger verfestigt !?) sind nennenswerte Dichten von *Parakiefferiella* zu verzeichnen.

Gehäuftes Auftreten von Kriebelmückenlarven und *Baetis alpinus* entspricht dem „Gebirgsbachcharakter“ der steilen Schnellen

Die starke innere Kolmation bestätigt sich anhand mehrerer Charakteristika im Artenspektrum:

Kleine Kieslückenbewohner, v.a. sauerstoffbedürftige Formen, treten stark in den Hintergrund

Hinweise auf erschwerten Nachschub und Aufkommen von Juvenilformen

- Analog zum höheren Feinsedimentanteil kann auch von einem höheren organischen Gehalt ausgegangen werden. Diese Verhältnisse spiegeln sich unter anderem im Überwiegen der Orthocladiinen-Gruppe *COP* in Relation zu *Orthocladius rivicola-Gr.* wieder, im Überwiegen der Empididae im Vergleich zu *Dicranota sp.* und im starken Auftreten von *Prodiamesa delphinensis/rufovittata* im Rinnenbereich (vgl. auch Saprobitätsindex in Kapitel 5.3.3).
- Interessant ist weiters der Wechsel von den herbstlichen Juvenilformen zu den spätwinterlichen grösseren Stadien. In Bad Ragaz sind im Herbst durchwegs die grössten Mengen an juvenilen Orthocladiinen festzustellen (einheitliche Werte von 7.000-8.000 Ind./m² an den Bereichen 1-3; Anhang-Tab. 8). In Relation zu dieser hohen Zahl an Juvenilformen ist die Gesamtzahl der Orthocladiinen im Spätwinter von allen Stellen am geringsten: mit durchschnittlich etwa 12.000 Ind./m² an den Bereichen 1-3 (Anhang-Tab. 11) rund 1,5-mal so hoch wie die herbstlichen Juvenilstadien; in Buchs und Mastrils wurden im Spätwinter hingegen etwa die 3-4fachen Mengen an Orthocladiinen beobachtet. Vermutlich erschwert die starke innere Kolmation das Aufkommen und den Nachschub von Juvenilformen aus tieferen Sedimentschichten. Die Datenbasis ist derzeit jedoch zu dürftig, sodass mehr von einer Hypothese als von einer gesicherten Aussage gesprochen werden muss.

Buchs

Die Unterschiede an den verschiedenen Entnahmebereichen sind nicht so deutlich ausgeprägt wie in Bad Ragaz, zumindest der Furtbereich entspricht hinsichtlich der Grossgruppendominanz eher der Schnelle. Insgesamt jedoch ist Buchs weitaus ähnlicher zu Bad Ragaz als zu Mastrils.

Bei den Abundanzen dominieren im Furt- und Schnellenbereich wie bereits gewohnt die Chironomiden mit rund 70 % deutlich. Kriebelmücken (tendenziell stärker in der Schnelle mit 13 bzw. 20 %), Eintags- und Steinfliegen (jeweils höchstens 10 %) sind die wichtigsten anderen Gruppen. Bei den Biomassen bilden im Schnellenbereich die Kriebelmücken den grössten Anteil vor den Zuckmücken. Im Furt- und Rinnenbereich sind ähnlich wie in Bad Ragaz die Köcherfliegen (*Allogamus*) stark vertreten.

Der Rinnenbereich ist charakterisiert durch hohe Dichten von „restlichen Chironomiden“ (Chironomini, Tanytarsinin und Prodiamesinae) und die Biomassendominanz von *Allogamus*.

Ebenso wie für Bad Ragaz gilt auch für Buchs das generelle Defizit an Heptageniiden, Steinfliegenlarven (ausser *Leuctra* sp.) und das weitgehende Fehlen der Oligochaeten *Stylodrilus heringianus* und *Propappus volki*. Bezüglich der Bedeutung dieser Defizite gelten die gleichen Anmerkungen wie bei Mastrils und Bad Ragaz.

In Buchs ähnliche generelle Defizite wie in Bad Ragaz

Noch etwas deutlicher als in Bad Ragaz ist das Auftreten von Arten, die Feinsedimentanteile und/oder einen höheren organischen Gehalt im Sediment indizieren, naturgemäss vor allem im Rinnenbereich: juvenile *Chironomini* oder *Micropsectra* sp., *Prodiamesa delphinensis/rufovittata*, *Empididae*.

Etwas höherer Anteil von Arten, die Feinsedimente bzw. einen höheren organischen Gehalt indizieren

Zum Teil sind einige dieser zunehmenden Arten auch bereits charakteristisch für tiefere Flussregionen (neben einem höheren organischen Gehalt z.B. auch wärmere Temperaturen oder andere natürloche Verbreitungsgrenzen): *Euryhopsis subviridis*, *Synorthocladus semivirens*, *Tvetenia calvescens* und *discoloripes*-Gr.. Insgesamt kann auch davon ausgegangen werden, dass der generelle Charakter als Auflandungsstrecke und die damit verbundenen Verhältnisse (ruhigere Strömungsverhältnisse, verstärkte Sedimentation auch kleiner Korngrößen etc.) die Verbreitung dieser Arten begünstigt.

Bemerkenswert ist, dass die kleinen Kieslückenbewohner *Parakiefferiella* sp. oder *Rheosmittia spinicornis* regelmässiger als in Bad Ragaz auftreten (wenn auch absolut betrachtet die Individuendichten dieser Arten sehr gering sind). Soweit es auf Grundlage dieser geringen Zahlen überhaupt möglich ist, kann dies als Hinweis auf eine geringere Ausprägung der inneren Kolmation im Vergleich zu Bad Ragaz interpretiert werden.

Taxazahlen

Bei den Taxazahlen wird hier ebenfalls vor allem auf die Werte vom Spätwinter eingegangen (höhere Aussagekraft durch die grössere Zahl bestimmbarer Taxa).

Die Artenvielfalt ist in **Mastrils** generell am geringsten. Am deutlichsten ist dies im Furtbereich und am Beginn der Schnelle der Fall. Alle näher Richtung Tiefenrinne entnommenen Proben (Bereiche 1-3) zeigen dabei noch einmal deutlich niedrigere Taxazahlen.

Geringste Artenvielfalt in Mastrils

Am Lech als Referenzgewässer ist die Artenvielfalt trotz der grösseren Meereshöhe (rund 900 müM) höher. Im Vergleich zu den rund 40-50

Taxa in den Uferbereichen von Mastrils (Bereiche 1-3) etwa sind in den vergleichbaren Abschnitten am Lech im Spätwinter 2000 rund 55-60 Taxa anzutreffen.

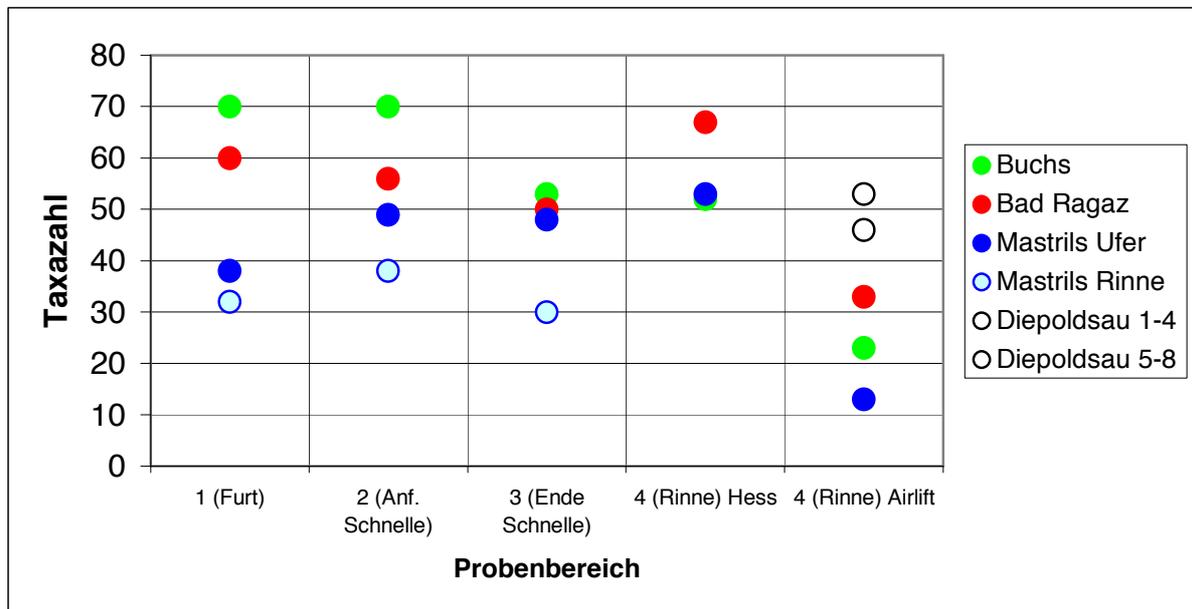


Abb. 20: Makrozoobenthos. Taxazahlen im Spätwinter 2000.

Die Ursache für die geringen Werte in Mastrils liegt einerseits in den bereits genannten generellen Grossgruppen- und Artendefiziten. Andererseits treten vergleichsweise in **Bad Ragaz** und Buchs einige Formen hinzu, die durch höhere Feinsedimentanteile gefördert werden. In **Buchs** mit der höchsten Artenvielfalt spielt zudem das Hinzutreten von Arten tieferer Flussregionen eine Rolle.

Im Herbst (Anhang-Abb. 28) sind die Taxazahlen durch generell niedrige Individuendichten und die höhere Zahl unbestimmbarer Juvenilstadien niedriger als im Spätwinter. Die relativ geringsten Werte in Mastrils (v.a. in rascher überströmten Bereichen näher zur Tiefenrinne) bestätigen sich aber auch zu diesem Termin.

5.3.3 Biozönotische Summenparameter

Wie bei der Taxazahl wird auch bei den folgenden Summenparametern (Ernährungstypen, Saprobitätsindices und biozönotischer Region) der Spätwintertermin näher besprochen. Der Herbstaspekt wird kurz zusammengefasst, ansonsten sind die entsprechenden Abbildungen und Tabellen vom Herbst im Anhang enthalten.

5.3.3.1 Ernährungstypen

In allen Bereichen von **Mastrils** dominieren die Weidegänger mit Anteilen von meist 65-70 % deutlich vor den Detritusfressern (20-27 %). Zerkleinerer und Räuber sind in wechselnden Anteilen noch nennenswert vertreten, andere Ernährungstypen spielen keine Rolle mehr. Dieses Bild entspricht eher dem gewohnten Aspekt von Gebirgsbächen als einem grösseren alpinen Fluss¹.

Dieser übermässige Weidegängeranteil im Spätwinter ist die Folge der Dominanz der verbliebenen Hydrurusfauna bzw. des mehr oder weniger fehlenden Oligochaetenanteils.

Im Herbst halten sich Weidegänger und Detritusfresser eher die Waage. Im Furt- und Rinnenbereich dominieren die Weidegänger, in der Schnelle die Detritusfresser.

In **Bad Ragaz** schlägt auch bei der Ernährungstypenverteilung die Charakteristik dieser Probenstelle durch: In den steilen Schnellen dominieren ähnlich wie in Mastrils die Weidegänger sehr stark, im Furt- und Rinnenbereich bewirken die höheren Feinsandanteile bzw. stärkere innere Kolmation verhältnismässig hohe Detritusfresseranteile, wobei jedoch nach wie vor die Weidegänger überwiegen. Zerkleinerer, passive Filtrierer (Kriebelmückenlarven) und Räuber nehmen stärkere Anteile ein als in Mastrils.

Im Herbst war dieses Muster ähnlich, wobei jedoch die Detritusfresser in den Furt- und Rinnenbereichen eine geringere Bedeutung erlangten. Möglicherweise ist dies eine Folge der in Bad Ragaz am stärksten ausgeprägten Zunahme der inneren Kolmation bzw. Akkumulation von Feinsandanteilen über das Winterhalbjahr.

In **Buchs** sind die hohen Detritusfresseranteile in der Rinne am stärksten ausgebildet, sie dominieren hier deutlich über die Weidegänger. Das gleiche gilt für den Herbst.

Übermässiger Weidegängeranteil in Mastrils, da die Hydrurusfauna am wenigsten geschädigt ist

Zunehmende Detritusfresseranteile in den Rinnen von Bad Ragaz und Buchs (höhere Feinsedimentanteile und v.a. in Bad Ragaz verstärkte inneren Kolmation)

¹ Am deutlich höhergelegenen Lech bei Stanzach beispielsweise wurden im Rahmen der Österreichischen Untersuchungen zur Wassergüteerhebungsverordnung (vgl. diesbezüglich auch Anmerkungen in Kapitel 5.3.1) meist recht genau doppelt so hohe Weidegängeranteile wie Detritusfresser beobachtet. Bei Massenaufreten etwa von *Propappus volki* (wie in MORITZ et al, in Vorb.) ist in Einzelfällen auch die zahlenmässige Dominanz von Detritusfressern möglich.

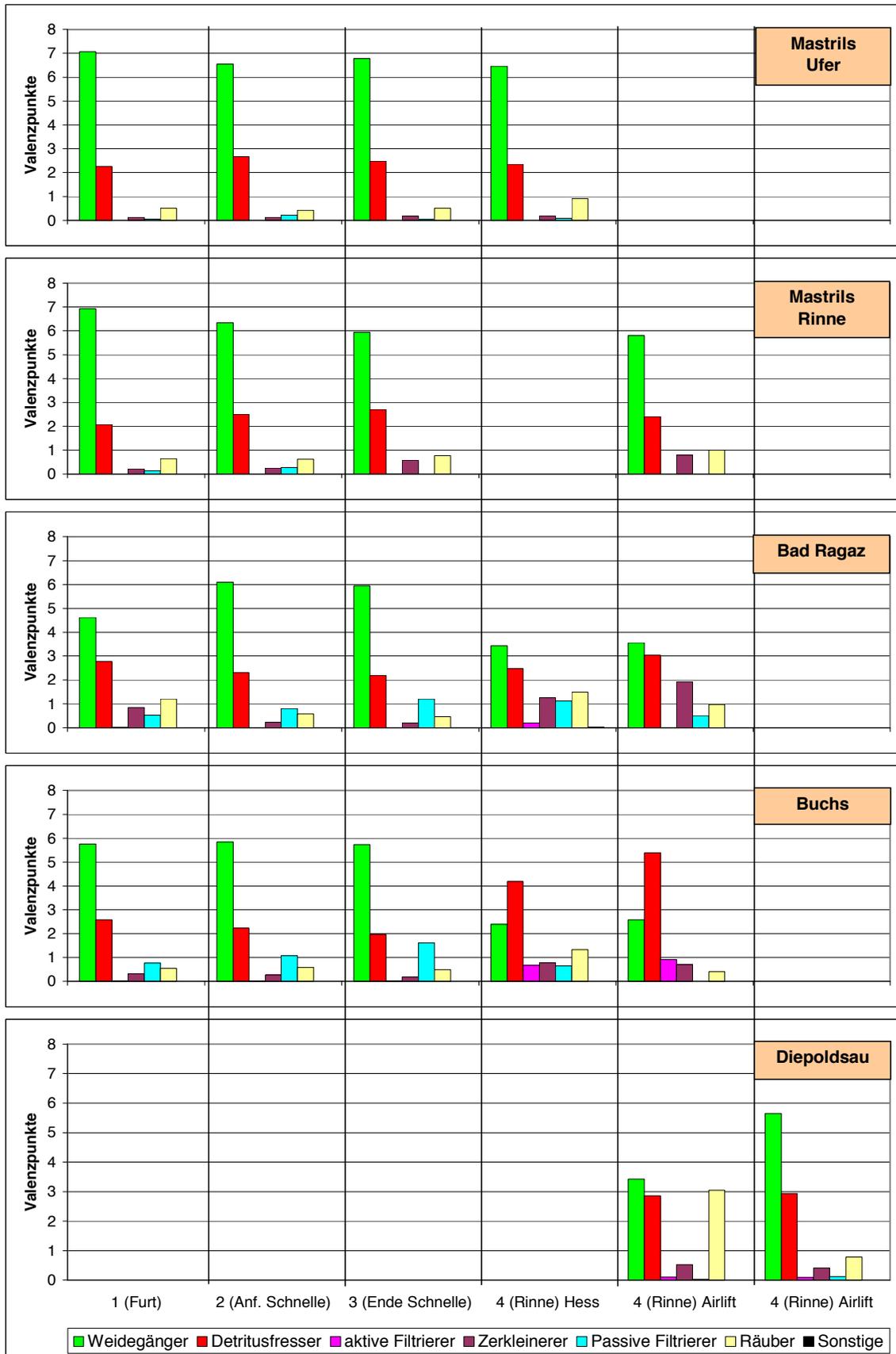


Abb. 21: Makrozoobenthos. Verteilung der funktionellen Ernährungstypen im Spätwinter 2000.

Zusammenfassend spiegeln die Anteile der verschiedenen funktionellen Ernährungstypen die bereits beschriebenen Charakteristika der Probenstellen bzw. die Veränderungen der Artengemeinschaften wieder. In Mastrils verursacht die durch Schwall und Trübe am wenigsten beeinträchtigte Hydrurusfauna die sehr starke Weidegängerdominanz. Bad Ragaz und Buchs weisen infolge der höheren Feinsedimentanteile und (v.a. in Bad Ragaz) verstärkten inneren Kolmation zunehmende Detritusfresseranteile in den Rinnen auf.

5.3.3.2 Saprobitätsindex

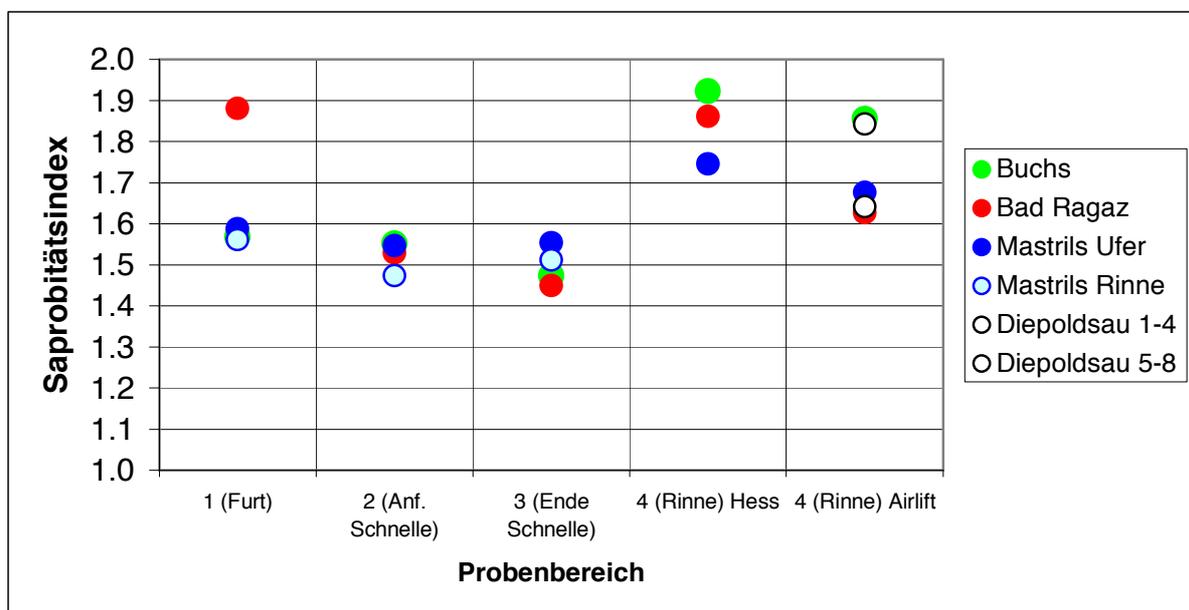


Abb. 22: Makrozoobenthos. Saprobitätsindizes im Spätwinter 2000.

An dieser Stelle erfolgt keine eingehendere Diskussion der saprobiellen Gewässergüte. Der rechnerische Index liegt insgesamt immer im unproblematischen Bereich der Güteklassen I-II bzw. lokal bei Güteklasse II. Aus den Artenverteilungen ergeben sich keine gewichtigen Anhaltspunkte, die dem errechneten Index widersprechen würden.

Hinsichtlich der vorliegenden Fragestellung interessieren in erster Linie die relativen Veränderungen des Index im Zusammenhang mit den wechselnden Kolmationsverhältnissen.

Saprobitätsgrad unproblematisch, Gewässergüte immer im Bereich der G.Kl. I-II bzw. lokal bei G.Kl. II

Wenig überraschend verlaufen die Änderungen des Saprobitätsindex praktisch parallel mit den zuvor beschriebenen Relationen zwischen Weidegängern und Detritusfressern:

Der Index liegt im Schnellenbereich an allen Teststrecken einheitlich zwischen 1,4 und 1,6 (Güteklasse I-II).

Unterschiede zeigen sich lokal in den Furten und Rinnen: Im Rückstaubereich der Furt von Bad Ragaz mit der stärksten Verfestigung der Sedimente ist der Index schlechter (SI=1,9) als in den lockereren Sedimenten von Buchs und Mastrils. In den langsamer überströmten Rinnen ist auch in Mastrils der Index etwas höher als in Furt und Schnelle. In Buchs und Bad Ragaz führt die erhöhte Feinsandakkumulation im Rinnenabschnitt zu höheren Werten als in Mastrils, wobei in Buchs der höchste Wert erreicht wird.

Im Herbst waren diese relativen Verhältnisse weitgehend ähnlich, wobei generell etwas niedrigere Werte gegeben sind. Die Werte der Rinnenbereiche in Mastrils und Buchs sind jedoch ähnlicher den Schnellen als im Spätwinter, die relativ höchsten Werte (SI=1,7 bzw. 1,8) sind in Furt und Rinne von Bad Ragaz gegeben.

Relativ höchste Saprobitätsindices bei verfestigten Sedimenten (Furt Bad Ragaz) und erhöhten Feinsandanteilen (Rinnen Buchs und Bad Ragaz)

5.3.3.3 Biozönotische Region

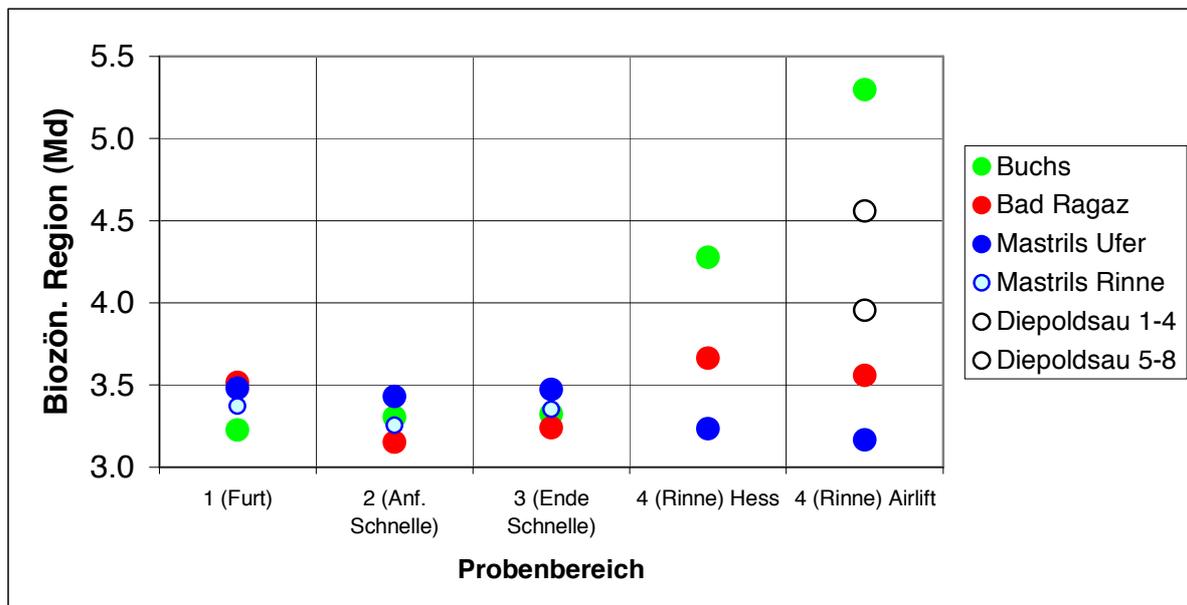


Abb. 23: Makrozoobenthos. Median der Valenzpunkteverteilungen der biozönotischen Regionen im Spätwinter 2000 (Daten bzw. Anteile der einzelnen Regionen in Anhang-Tab. 11).
3 = Epirhithral, 4 = Metarhithral, 5 = Hyporhithral

Generell sind die Werte in Anbetracht der Gewässergrösse und Höhenlage auffallend gering. Die Furten und Schnellen entsprechen meist dem Übergang zwischen oberer und unterer Forellenregion, wobei in Ragaz deutlich der „Gebirgsbachcharakter“ (Epirhithral) der steilen Schnellen hervortritt.

Die stärkste Differenzierung zwischen den verschiedenen Teststrecken zeigt sich in den Rinnen. Vor allem in Buchs kommt das verstärkte Auftreten von Arten tieferer Regionen zum Tragen (vgl. auch Kapitel 5.3.2.2). Dennoch ergibt sich selbst in dieser tiefen, langsam durchströmten Gleithangsituation noch eine Zuordnung zur Unteren Forellenregion mit beginnendem Übergang zur Äschenregion.

Auch im Herbst sind ähnliche Werte gegeben.

Die unbeeinträchtigte Ausgangslage hinsichtlich der fischökologischen Regionen ist in EBERSTALLER et al. (1997) zusammengefasst: Auf Grundlage der Temperatur- und Gefällsverhältnisse ist der Alpenrhein in Graubünden als Übergang Untere Forellenregion/Äschenregion, flussab als Äschenregion anzusprechen. Im Unterlauf treten zunehmend potamale Einflüsse hinzu.

Die biozönotische Charakteristik der Bodenfauna in den Furten und Schnellen dokumentiert eine Verschiebung (Rhithralisierung) um rund 1 Region (Mastrils, Bad Ragaz) bzw. 1,5 Regionen (Buchs). Selbst der Rinnenbereich in Buchs ist 1 Region vom Sollzustand (Äschenregion mit beginnendem Übergang zur Barbenregion) entfernt.

Dieser deutliche Rhithralisierungseffekt kommt durch das Zusammenwirken von Begradigung und Schwellbetrieb zustande. Die flussbaulichen Massnahmen und der Schwellbetrieb verstärken sich gegenseitig und sind nur schwer zu trennen. Die hinsichtlich der Morphologie noch naturnahe Verzweigungsstrecke Mastrils zeigt aber, dass die Wirkungsmechanismen des Schwellbetriebes einen zumindest sehr grossen Anteil an diesem Effekt haben.

Starker Rhithralisierungseffekt durch das Zusammenwirken von Schwellbetrieb und Begradigung

Verschiebung um mindestens 1 biozönotische Region in den Übergangsbereich Obere-Untere Forellenregion

5.3.4 Die Besiedlung der Tiefenrinne

In den vorangegangenen Abschnitten haben sich die Angaben zu den „Rinnen“ immer auf die mit dem Hess-Sampler besammelten Bereiche in Ufernähe bezogen. Im folgenden wird auf die tieferen Rinnenabschnitte eingegangen, die mit dem Airlift-Sampler beprobt wurden. Die graphische Darstellung der Ergebnisse ist in den vorangegangenen Kapiteln 5.3.1 bis 5.3.3 enthalten (Bereichsbezeichnung „Rinne Airlift“ in den diversen Abbildungen).

Alle Teststrecken können hier in einem Kapitel zusammengefasst werden, da die Besiedelungsdichten immer derart gering sind, dass dieser Lebensraum einheitlich für den ganzen Alpenrhein als extrem dünn besiedelt betrachtet werden kann.

Die **Abundanzen** betragen in Bad Ragaz und Diepoldsau rund 1.500 Ind./m², die Extremwerte treten in Mastrils (200 Ind./m²) und Buchs (4.300 Ind./m²) auf. Ähnlich ist die Situation bei den **Biomassen**, die mit Werten zwischen 0,1 g/m² (Mastrils) und 2 g/m² (Diepoldsau) rund 1-2 Zehnerpotenzen (!) unter den Werten der flacheren Uferbereiche liegen.

Auch in anderen Flüssen sind deutlich verminderte Besiedelungsdichten in den Tiefenrinnen eine durchaus normale Erscheinung. Die Werte am Rhein sind vergleichsweise jedoch derart gering, dass hier von einer wesentlichen Verschärfung durch den Schwellbetrieb ausgegangen werden muss. Die folgende Abbildung zeigt einen Vergleich der Situation an Rhein, Inn und Lech. Die wesentlich höheren Werte am ebenfalls schwallbeeinträchtigten Inn sprechen für sich. Zu den relativ geringen Werten am Lech (ohne Schwellbetrieb) ist anzumerken, dass hier nur die entlang eines Quertransektes¹ jeweils niedrigsten festgestellten Werte in der Flussmitte dargestellt sind.

Tiefenrinne im gesamten Alpenrhein (Flächenanteil 41-52 %) extrem dünn und relativ artenarm besiedelt, wesentliche Verschärfung durch den Schwellbetrieb

¹ Aufgrund der relativ geringen Wassertiefe erfolgte noch eine durchgehende Besammlung mit dem Hess-Sampler.

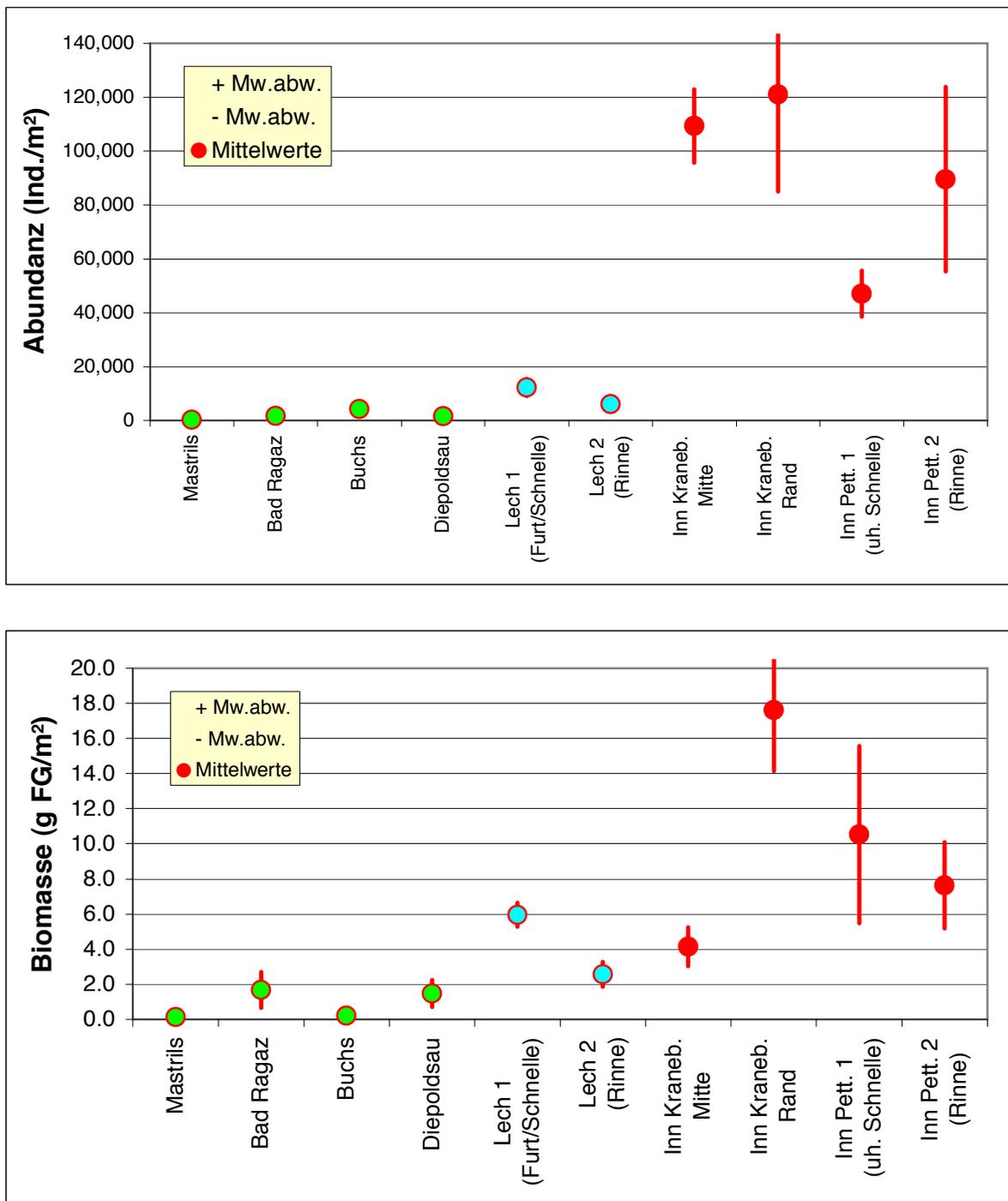


Abb. 24: Makrozoobenthos. Vergleich Tiefenrinne Alpenrhein mit Inn und Lech hinsichtlich Abundanz und Biomasse.

Rhein und Inn: Airliftbeprobung, Mittelwerte aller Proben

Lech: Hess-Proben, Daten des am schwächsten besiedelten Bereiches entlang eines durchgehenden Querprofils.

Vergleichsdaten aus MORITZ et al. (in Vorb.) und HUBMANN (2000).

Fehlerbalken: durchschnittliche absolute Abweichung der Einzelwerte von ihrem Mittelwert (in beide Richtungen aufgetragen):

$$\frac{\sum |x - \bar{x}|}{n}$$

Der ausserordentlich spärlichen Besiedelung der Tiefenrinne kommt insofern eine grosse Bedeutung zu, als dieser Lebensraum einen grossen Flächenanteil am Flusssystem einnimmt. In Mastrils, Bad Ragaz und Buchs liegt dieser Anteil zwischen 41 und 52 % (Fachbericht SCHÄLCHLI).

Die Internationale Rheinstrecke (Teststrecke Diepoldsau) stellt mehr oder weniger eine einzige Tiefenrinne, randlich begrenzt vom Blockwurf, dar. Mehrfache Airlift-beprobungen im Bereich Fussach (MORITZ et al., 1996 und 1997) zeigen ebenfalls im grössten Teil des Flussbettes extrem geringe Abundanzen und Biomassen. Die gesamte Internationale Rheinstrecke ist daher hinsichtlich der Bodenfauna als weitgehend degradiertes Abschnitt zu bezeichnen.

Internationale Rheinstrecke hinsichtlich der Bodenfauna weitgehend degradiert

Auch die **Taxazahl** ist generell niedrig, wie die folgende Abbildung zeigt. Es ist dabei eine sukzessive Zunahme von Mastrils bis Diepoldsau zu beobachten.

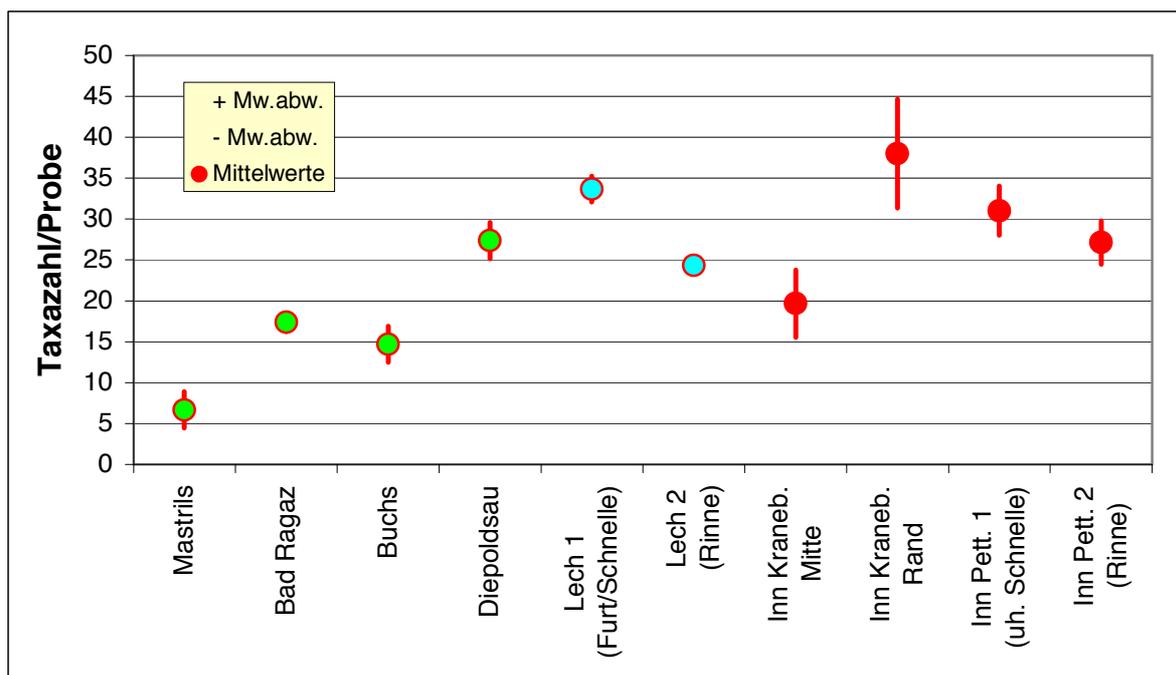


Abb. 25: Makrozoobenthos. Vergleich Tiefenrinnen Alpenrhein mit Inn und Lech hinsichtlich der durchschnittlichen Taxazahl/Probe.

Rhein und Inn: Airliftbeprobung, Lech: Hess-Proben (Daten des am schwächsten besiedelten Bereiches entlang eines durchgehenden Querprofils).

Vergleichsdaten aus MORITZ et al. (in Vorb.) und HUBMANN (2000).

Fehlerbalken: durchschnittliche absolute Abweichung der Einzelwerte von ihrem Mittelwert (in beide Richtungen aufgetragen):

$$\frac{\sum |x - \bar{x}|}{n}$$

Hinsichtlich der **Artenzusammensetzung** wären vor allem kleinwüchsige Kieslückenbewohner (*Propappus volki*, *Parakiefferiella sp.*, auch *Leuctra sp.*) zu erwarten, wie beispielsweise die wesentlich reichhaltigeren Airliftproben in der Tiefenrinne des Inn aber auch am Lech zeigen. Auch juvenile *Rhithrogena spp.* kommen am Inn verstärkt in der Tiefenrinne vor.

Oligochaeten und *Rhithrogena* fallen am Rhein jedoch generell aus. *Leuctra sp.* spielt nur in **Bad Ragaz** eine Rolle. Einzig die Tiefenrinne in **Buchs** weist mit der starken Dominanz von *Parakiefferiella sp.*, *Prodiamesa delphinensis/rufovittata* und *Rheosmittia spinicornis* zumindest in qualitativer Hinsicht ein eher typisches Bild auf, wenngleich die Besiedlungsdichten und Biomassen insgesamt ausserordentlich spärlich sind. In **Mastrils** sind insofern extreme Verhältnisse gegeben, als hier nur wenige Einzeltiere angetroffen wurden. **Diepoldsau** weist relativ viele Taxa, fast alle jedoch nur in geringen Dichten auf. Die häufigsten Formen *Orthocladus rivicola-Gr.* und *Dicranota sp.* weisen auf eine eher zufällige bzw. unspezifische Mischung aus Aufwuchs- und Feinsedimentbewohnern hin.

Die biozönotischen Summenparameter sind in Anbetracht der spärlichen Besiedelung grundsätzlich mit Unsicherheiten behaftet ! Insbesondere bei der Rumpffauna in Mastrils können einfach Zufälligkeiten hereinspielen.

Bei den **funktionellen Ernährungstypen** passt die kontinuierliche Zunahme der Detritusfresseranteile von Mastrils bis Buchs (Abb. 21, S. 57) gut ins Bild steigender Feinsedimentanteile, wie sie auch für die ufernäheren Bereiche charakteristisch ist.

Die **Saprobitätsindices** liegen relativ einheitlich bei $SI = 1,6-1,7$, lediglich Buchs weist einen etwas höheren Index (1,9) auf, was auch im Vergleich zu den anderen Stellen den Verhältnissen in den ufernahen Rinnenbereichen entspricht. Ansonsten liefert der Saprobitätsindex keine zusätzlichen Erkenntnisse.

Die bereits in den ufernahen Rinnenbereichen festgestellte deutlichste Differenzierung der Teststrecken hinsichtlich der **biozönotischen Region** zeigt sich auch in der Tiefenrinne (Abb. 23, S. 59). Die Charakterisierung in Buchs als Äschenregion mit beginnendem Einfluss der Barbenregion entspricht dem ursprünglichen Gewässertyp, auch Diepoldsau tendiert in diese Richtung. Ansonsten ist die starke Rhithralisierung auch in den Tiefenrinnen von Mastrils und Bad Ragaz feststellbar.

6 Diskussion

Das Erscheinungsbild der Bodenfauna am Alpenrhein ist an den meisten Teststrecken das Ergebnis eines komplexen Wirkungsgefüges von 3 massgeblichen Einflussgrössen:

- Flussbegradigung
- Schwellbetrieb
- Feststoffeintrag-Kolmation

Die Wirkungen dieser 3 Einflüsse lassen sich nur schwer trennen. In den vorangegangenen Kapiteln wurden bereits einige massgebliche Mechanismen bei auffälligen Aspekten der Bodenfauna angeschnitten. Im folgenden werden die direkten Auswirkungen wesentlicher Einflussfaktoren mit dem Schwerpunkt auf Schwellbetrieb und Kolmation zusammenfassend diskutiert.

6.1 Ufernahe Wasserwechselzone

Ein Aspekt, der hier nicht näher verfolgt, aber Gegenstand detaillierter Untersuchungen an Inn und Tiroler Lech (MORITZ et al., in Vorb.) war, sind die Verhältnisse in den unmittelbaren Uferrandstreifen, die durch den Schwellbetrieb mehr oder weniger häufig trockenfallen.

Ohne hier auf die Detailergebnisse dieser Arbeit einzugehen, soll nur festgehalten werden, dass dieser wechselfeuchte Bereich als Verödungszone bezeichnet werden kann, der weder für die aquatische Fauna noch für terrestrische Arthropoden gut nutzbar ist. Ausschlaggebend für die Nutzbarkeit als Lebensraum der aquatischen Bodenfauna ist die Begrenzung durch die Uferlinie beim geringstem Sunk bzw. Bereiche mit einer Überflutungsdauer von zumindest 95 %.

Die Ausdehnung dieser Flächen hängt massgeblich von den Böschungsneigungen der Schotterbänke und Ufer ab. Bei flachen Ufern sind diese Flächen naturgemäss grösser als bei Steilufern oder Blockwurf.

**Wechselfeuchter Bereich
zwischen Schwall und Sunk-
uferlinie als Verödungszone**

Nähere Auswertungen dazu wurden am Rhein nicht durchgeführt. Zur Veranschaulichung dient daher eine Abbildung vom Inn, die die Wasserlinie bei charakteristischer Sunk- und Schwallssituation zeigt ¹.

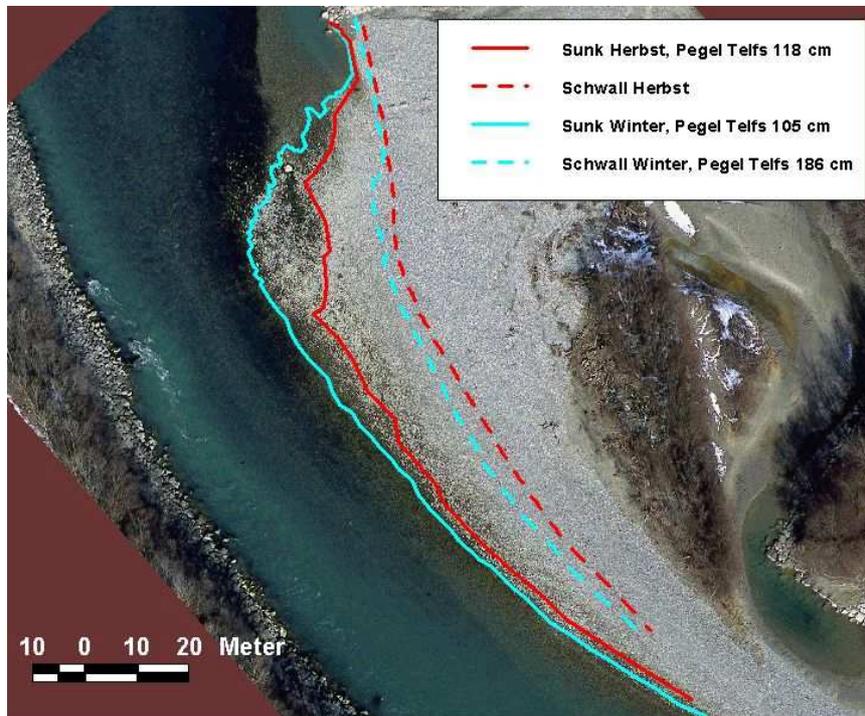


Abb. 26: Uferlinien am Inn bei Telfs. Die hellblauen Linien entsprechen der charakteristischen Sunk- und Schwallssituation im Winter (Pegel Innsbruck rund $40 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $140 \text{ m}^3/\text{s}$).

In Anbetracht des möglichen Ausmasses dieser Flächen ergeben sich daraus wesentliche Anknüpfungspunkte für das Renaturierungspotential bzw. Planungskriterien bei Rückbaumaassnahmen (vgl. Kapitel 6.9).

¹ Zum Vergleich der Schwallssituation am Inn und Rhein:

Der Inn bei Innsbruck weist eine charakteristische Sunkwasserführung von rund $40 \text{ m}^3/\text{s}$ auf, bei Schwall $140 \text{ m}^3/\text{s}$ (an wenigen Wochen auch bis $160 \text{ m}^3/\text{s}$).

Der Rhein bei Domat/Ems schwankt zwischen $20 \text{ m}^3/\text{s}$ und ca. $160 \text{ m}^3/\text{s}$ (an einigen Wochen auch bis $180 \text{ m}^3/\text{s}$). (vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI).

6.2 Strömung/Hydraulik

Die indirekten Effekte einer verstärkten Strömungsgeschwindigkeit (über die Veränderung des Geschiebetransportes) werden in den nächsten Kapiteln behandelt. Direkte Auswirkungen einer periodisch bei Schwall erhöhten Fließgeschwindigkeit sind die

- Driftauslösung
- Rhithralisierungseffekt

Drift

Durch den Abflussanstieg bei Schwall wird eine werktägliche Katastrophendrift ausgelöst (siehe Fachbericht LIMNEX). Die beobachteten Driftdichten und Biomassen sind im Verhältnis zum Gesamtbestand der Bodentiere nicht zu vernachlässigen und tragen ebenfalls zu einer Verringerung der Abundanzen und Biomassen bei.

Bezüglich der Überlegungen zur passiven Verdriftung der Köcherfliege *Allogamus auricollis* und stärkeren Akkumulation in strömungsberuhigten Bereichen infolge des Schwallbetriebes siehe Kapitel 5.3.2.2.

Insgesamt wird dem direkten Strömungsangriff aber eine geringere Rolle als den indirekten Folgen über die Geschiebe- und Sandmobilisierung beigemessen. Die auffallendsten Defizite der Bodenfauna müssen eher mit dem Feststofftransport in Verbindung gebracht werden. Auch dass mit *Baetis alpinus* eine der störungsanfälligsten Arten (Abdrift als Folge eines aktiven Fluchtverhaltens) noch relativ häufig anzutreffen ist, weist in diese Richtung. *B. alpinus* ist durch ihre tropfenförmige Gestalt auch besser an hohe Strömungsgeschwindigkeiten angepasst als viele andere Arten, die Geschwindigkeitszunahme wirkt selektiv und führt zu einem Rhithralisierungseffekt:

Driftauslösung und Rhithralisierungseffekt durch schwallbedingten Anstieg der Strömungsgeschwindigkeit

Rhithralisierungseffekt

Rheophile Arten, die ihre Verbreitungsschwerpunkte auch meist in höheren Regionen aufweisen, können sich besser behaupten als Besiedler strömungsberuhigter Zonen. Summarisch zeigt sich dies deutlich bei der Auswertung der biozönotischen Region, die um mindestens 1 Region vom unbeeinflussten Zustand abweicht (vgl. Kapitel 5.3.3.3).

6.3 Phytobenthos

Die Aufwuchsalgen dienen der Bodenfauna sowohl als Nahrungsbasis als auch als Lebensraum (v.a. die fädigen Formen wie *Hydrurus foetidus*). Eine Reduktion des Bestandes an Hydrurus (v.a. durch die hydraulische Belastung und Destabilisierung der Sohle; vgl. Fachbericht LIMNEX) wirkt sich unmittelbar auf den Bestand der Bodenfauna aus. Der Zusammenhang zwischen der Besiedelungsdichte des Zoobenthos und der Bewuchsdichte (Algendeckungsgrad) kann auch anhand der erhobenen Daten deutlich gezeigt werden:

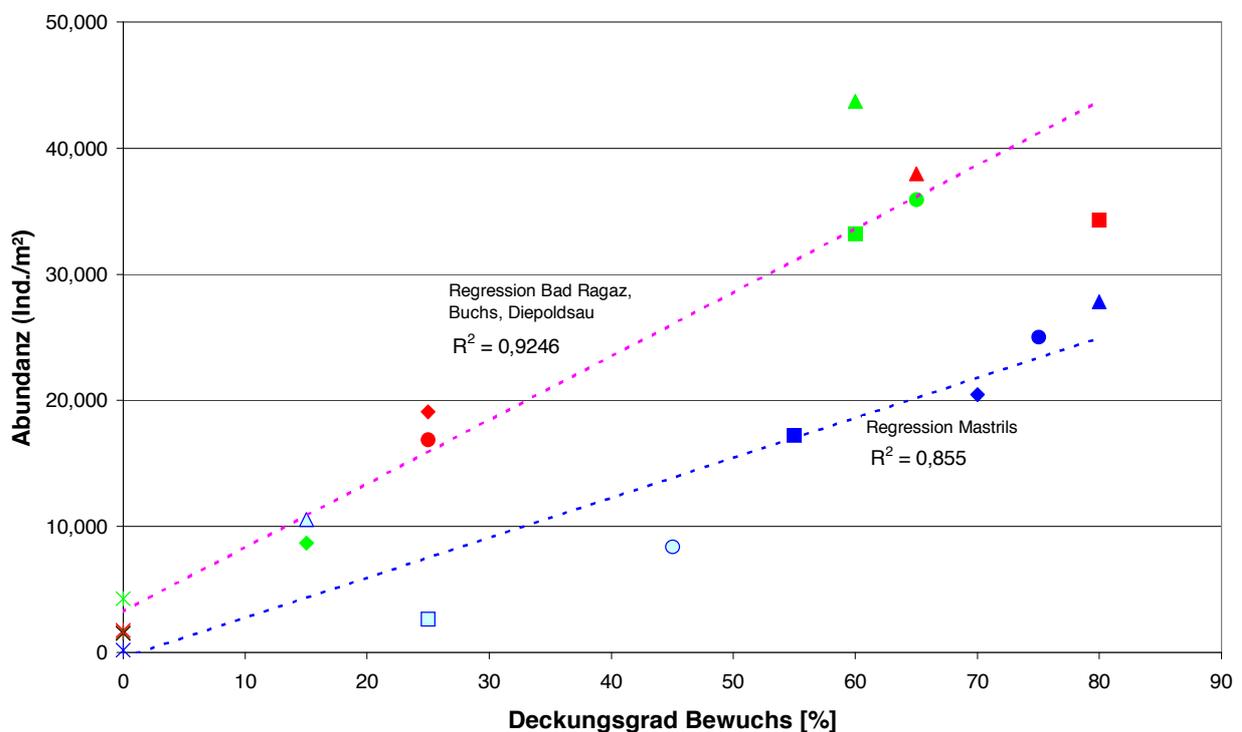


Abb. 27: Abhängigkeit der Besiedelungsdichte (Abundanz) von der Bewuchsdichte.

Blau gefüllt: Mastrils (ufernah); Blau (leer): Mastrils (uferfern); Rot: Bad Ragaz; Grün: Buchs;

Braun/schwarz: Diepoldsau

● ... Furt; ▲ ... Schnelle (Beginn); ■ ... Schnelle (Ende); ◆ ... Rinne ufernah; * ... Tiefenrinne

Allgemein ist dieser Einfluss im Verhältnis zu den anderen Faktoren jedoch eher gering. Das gute Vorkommen von *Baetis alpinus* in Verbindung mit der starken Dominanz aufwuchsbewohnender Zuckmücken (v.a. in Mastrils) zeigt, dass die oberflächlich lebende „Hydrurusfauna“ zumindest in Bereichen mit vorhandenem Bewuchs von Schwall- und Trübeeinflüssen nicht nachweisbar beeinträchtigt ist (Kapitel 5.3.2.2).

Oberflächlich lebende „Hydrurusfauna“ ist von Schwall- und Trübeeinflüssen zumindest nicht nachweisbar beeinträchtigt

6.4 Abrasion

Plausibel wäre eine Beeinträchtigung oberflächlich lebender, filtrierender Arten durch weitertransportierte Sandpartikel (vgl. z.B. den hohen Grobsandanteil und äussere Kolmation in Mastrils). Derartige Auswirkungen sind jedoch nicht direkt nachweisbar: Simuliidenlarven kommen zumindest im Schnellenbereich relativ häufig vor, mit dem Vorkommen von netzbauenden Trichopteren (z.B. *Hydropsyche*) ist in einem Gewässer mit dieser Dynamik und in dieser Region grundsätzlich weniger zu rechnen (Kapitel 5.3.2.2).

Abrasionseffekt nicht direkt nachweisbar

6.5 Geschiebetransport

Die regelmässige Destabilisierung der Sohle führt zu einer verstärkten Drift (siehe dazu Anmerkungen oben) und verhindert auch gleichzeitig die Wiederansiedelung.

Die Instabilität des Geschiebes ist einer der massgeblichsten Faktoren für die generell niedrigen Besiedlungsdichten und Biomassen im Alpenrhein. Insbesondere die ausserordentlich spärliche Besiedelung in den Tiefenrinnen im Vergleich zu Uferbereichen und anderen Fliessgewässern ist durch diese ständigen Umlagerungen, die durch den Schwellbetrieb auch im Winterhalbjahr erfolgen, bedingt (vgl. Kapitel 5.3.4).

Schwallbedingter Geschiebetransport einer der massgeblichsten Faktoren für die generell niedrigen Besiedlungsdichten und Biomassen, insbesondere in den Tiefenrinnen

Die folgende Abbildung verdeutlicht diesen Zusammenhang zwischen der relativen Bettstabilität und den erreichten Gesamtabundanz und Biomassen.

Bis auf wenige Ausnahmen ist die positive Korrelation zwischen Substratstabilität und Besiedlungsdichten gut erkennbar. Die Reihenfolge zunehmender Stabilität/Besiedlungsdichten entwickelt sich in folgender Richtung:

Tiefenrinne (alle Airliftproben) → Mastrils näher zur Strommitte → Mastrils im Uferbereich → Schnellen Bad Ragaz und Buchs, Furt Buchs

Entgegen diesem Trend laufen nur die ufernahen Rinnenbereiche, wobei sich deren hohe Stabilitätswerte weniger aus einer gröberen Sedimentstruktur als aus den geringen Fliessgeschwindigkeiten ergeben.

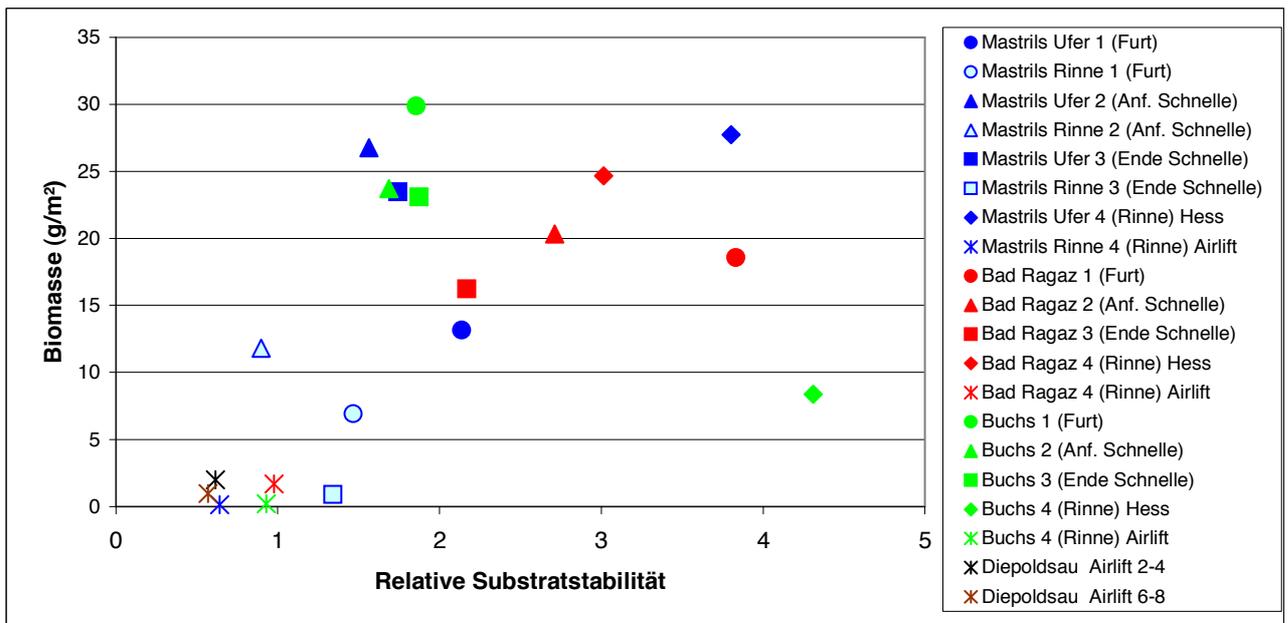
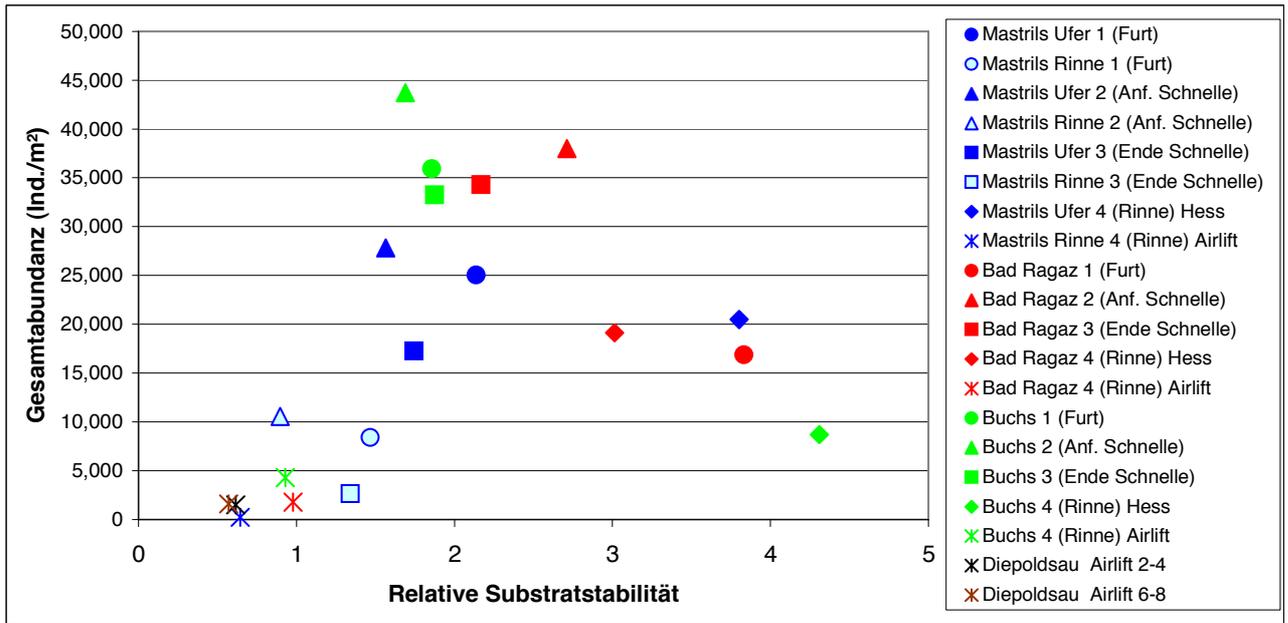


Abb. 28: Abhängigkeit der Biomassen und Besiedelungsdichten von der relativen Substratstabilität.

Die Bedeutung dieses limitierenden Effektes ergibt sich zum einen aus dem grossen Flächenanteil, den die am spärlichsten besiedelte Tiefenrinne am Flusssystem hat (vgl. Kapitel 5.3.4). Zum anderen zeigen die Ergebnisse im Fachbericht SCHÄLCHLI auch, dass beim derzeitigen Schwellbetrieb, der in den vergangenen 10 Jahren vor allem am Beginn der winterlichen Niederwasserperiode deutlich stärker geworden ist, durch alle untersuchten Teststrecken ein durchgehender Geschiebetransport erfolgt. Man kann daher davon ausgehen, dass diese Beeinträchtigung entlang des ganzen Alpenrhein zum Tragen kommt.

6.6 Aufreissen Deckschicht

Durch lokales Aufreissen der Deckschicht bzw. in weiterer Folge rückschreitende Erosion wird eine Katastrophendrift ausgelöst, wobei auch die Besiedelung in tieferen Sedimentschichten ausgeräumt wird (das Abreissen der Hydrurusfäden und die damit verbundene Schädigung der oberflächlichen Bereiche beginnt schon früher). Dieser Effekt ist eine eher lokale Erscheinung und betrifft vor allem den unteren Bereich der Schnellen (z.B. lokale Erosionsrinnen in Bad Ragaz).

6.7 Äussere Kolmation

Neben dem Geschiebetransport ist die Kolmation der zweite massgebliche Faktor, auf den sich die beobachteten Defizite zurückführen lassen. Insbesondere der weitgehende Ausfall v.a. grösserer Sedimentlückenbewohner (*Heptageniidae*, *Rhyacophila*, *Taeniopterygidae* ...; vgl. Kapitel 5.3.2.2) beruht auf dem Verfüllen oberflächlicher Hohlräume mit Sand.

Kolmation ein zweiter massgebliche Faktor, auf den sich die beobachteten Defizite zurückführen lassen (insbesondere der weitgehende Ausfall v.a. grösserer Sedimentlückenbewohner

Durch die schwallbedingte öftere Resuspension/Sedimentation ist die Nutzbarkeit der oberflächlichen Sande auch für Feinsedimentbewohner nicht gegeben (Defizite bei kleinen Kieslückenbewohnern wie *Propappus volki*, *Stylodrilus heringianus*, *Heleniella sp.*, *Parakiefferiella sp.* ...).

Auch ohne Schwellbetrieb dürfte jedoch eine ausgeprägte Kolmation im Rhein der Fall gewesen sein. Darauf weisen Untersuchungsprotokolle aus den Jahren 1946/47 hin (JAAG et al. 1947):

Zit.: „Allgemein erwies sich die Stromstrecke von Chur bis zur Rheinmündung an Kleintieren ärmer als die nach oben anschliessende Stromstrecke. ... Schon im Jahr 1916 wies H. Lauerborn auf die auffallend pflanzen- und tierarme Strecke des sog. Schweiz-Vorarlbergerrheins hin. Die schwache Besiedelung der Flusssohle in diesem Abschnitt dürfte in erster Linie darauf zurückzuführen sein, dass unterhalb von Chur der Stromgrund wesentlich kompakter ist als weiter oberhalb, dass insbesondere die Gerölle ... weit solider in den Untergrund eingekittet sind, sodass sie auf der Unterseite verhältnismässig wenig hohlliegende Flächen aufweisen, die andernorts die bevorzugten Aufenthaltsorte der Insektenlarven sind.“

Zitate Begehungsprotokoll 7./8. Oktober 1946:

Rhein oberhalb HOVAG: „Zwar sind sozusagen alle Steine stark in den Untergrund eingekittet ... Die Einsandung an dieser Stelle zeigt sich in einem 1-3 mm dicken Belag von Feinsand.“

Buchs: „Die Gerölle sind fast überall verhältnismässig stark in den Sandgrund eingekittet ...“

Qualitative Hinweise in der genannten Untersuchung sprechen jedoch gleichzeitig dafür, dass die heute festgestellten Defizite bei grösseren Lückenraumbewohnern, insbesondere bei Eintags- und Steinfliegenlar-

Kolmationsbedingte Beeinträchtigung der Bodenfauna auch ohne Schwellbetrieb, durch diesen aber deutlich verschärft

ven, früher nicht in diesem Ausmass gegeben waren und durch den Schwellbetrieb verstärkt wurden. Eine Auswahl solcher Hinweise:

Zitate Begehungsprotokoll 1.-9. März 1946:

Hinterrhein: „Fauna sehr reichlich, insbesondere an Ephemeren, Perliden, Rhyacophila, Simulium ...“.

Mastrils: „Fauna normal mit Ephemeren, Rhyacophila, Simulium; ziemlich reichlich.“

Ragaz: „Fauna auffallend reich an Ephemeren, bis 20 oder gar 30 unter einem Stein, viel Perla (bis 5 unter einem Stein), Rhyacophila. Die Untersuchungsstelle erinnert in der Reichhaltigkeit der Kleintiere an den Hinterrhein bei Reichenau.“

Buchs: „... viel Rhyacophila, Ephemeren, Perla.“

Zitate Begehungsprotokoll 30./31. Juli 1946:

Hinterrhein: „... auffallend reichhaltig: viel Drusus-Larven, sehr viele Ephemeren (Jugendstadien),Viele Rhyacophila ..., Ecdyurus, Perliden, viel Simulium.“

6.8 Innere Kolmation

Folgen einer inneren Kolmation sind die Reduktion des Porenraumes und eine Verdichtung der Deckschicht. Silt- und Sandanteile werden erhöht. Grundsätzlich ist auch ohne Schwellbetrieb durch die erhöhte Trübstofffracht (v.a. unterhalb der Landquart) eine innere Kolmation gegeben. Der Fachbericht SCHÄLCHLI zeigt jedoch deutlich, dass die innere Kolmation durch den Schwellbetrieb verstärkt wird.

Am besten sind Auswirkungen der inneren Kolmation in Bad Ragaz mit teilweise sehr stark verfestigten Sedimenten, v.a. im Furtbereich festzustellen (Kapitel 5.3.2.2):

- Defizite bei kleinen Kieselrückenbewohnern wie *Parakiefferiella* sp. oder den sauerstoffbedürftigen Oligochaeten *Propappus volki*, *Stylodrilus heringianus*.
- In Verbindung mit dem erhöhten Feinsedimentanteil auch ein erhöhter Saprobitätsgrad bzw. stärkere Anteile von Detritusfressern.
- Hinweise auf einen erschwerten Nachschub und Aufkommen von Juvenilstadien aus tieferen Sedimentschichten.

Ein höherer Anteil an sauerstoffbedürftigen Oligochaeten in Mastrils und ein regelmässigeres Auftreten kleiner Kieselrückenbewohner in Buchs zeigt, dass die Folgen der inneren Kolmation in Bad Ragaz am stärksten sind. Buchs ist diesbezüglich insgesamt ähnlicher zu Bad Ragaz. In Mastrils wirkt für die Bodenfauna mehr die äussere Kolmation durch Grobsand limitierend als die innere Kolmation.

Folgen der inneren Kolmation in Bad Ragaz am stärksten, in Mastrils mehr die äussere Kolmation durch Grobsand limitierend für die Bodenfauna

6.9 Vergleich mit anderen Untersuchungen

Neben älteren Daten vor Einsetzen des Schwellbetriebes, die bereits auf kolmationsbedingte Effekte in geringerem Ausmass hinweisen (vgl. Kapitel 6.7), interessieren auch Vergleiche mit anderen Untersuchungen mit bereits gegebenem Einfluss des Schwellbetriebes. Relevante Datengrundlagen sind vor allem die Untersuchungen im Rahmen der UVB Rheinkraftwerke (JUNGWIRTH et al. 1991) und teilweise von MARRER (z.B. 1992).

Von den in JUNGWIRTH et al. (1991) entnommenen Probenserien passen die Untersuchungsstrecken „Ellhorn“ und „oh. Strassenbrücke Buchs-Schaan“ in den räumlichen Untersuchungsrahmen der vorliegenden Arbeit. Wichtige Vergleichstermine sind:

- Februar 1989
- 25.-26.9.1989 vor Stauraumspülung
- 25.10./6.11./1.Dez.woche 1989 nach Stauraumspülung
- Februar 1990

In der Probenserie „Ellhorn“ der Niederwasserperiode 1989/90 wurden geringe Biomassewerte im Dez. 1989 (3 g/m²) auf die Stauraumentleerung Anfang November 1989 zurückgeführt. Besonders betroffen war die Hydrurusfauna (zu diesem Zeitpunkt kaum Hydrurus beobachtet), Taeniopterygidae sowie die Eintagsfliegengattungen *Baetis* und *Rhithrogena*¹. Bereits im Februar 1990 wurden wieder hohe Biomassen und sehr hohe Ephemeropteren/Plecopterenanteile (!, ähnlich auch im September/Dezember) beobachtet.

Auffallend ist jedoch, daß im Februar 1989 geringere Individuendichten beobachtet wurden (ohne Hinweise auf Stauraumentleerungen oder vorangegangene Hochwässer). Dies weist auf einen relativ großen Schwankungsbereich der Daten von Jahr zu Jahr hin, sodaß Vergleiche von Befunden aus Einzeljahren nur schwer möglich sind².

Generell liegen die Biomassen bei einer großen Schwankungsbreite in einer ähnlichen Grössenordnung wie in der vorliegenden Arbeit: ca. 20 g/m² im hydrurusbewachsenen Mesolithal, ca. 2-3 g/m² ohne Hydrurus, wengleich die extrem geringen Werte im Herbst 1999 (meist

¹ Demgegenüber fiel im Jahr zuvor (Februar 1989) die Gattung *Rhithrogena* (die in der vorliegenden Arbeit deutliche Defizite zeigt) offensichtlich auf, aber nur im hydrurusbewachsenen Makrolithal.

² Vergleiche diesbezüglich auch die Anmerkungen zu Stauraumentleerung und natürlichen großen Hochwässern in Kapitel 5.3.1.

< 2 g/m²) herausragen. Allein daraus lassen sich jedoch keine deutlichen Veränderungen während der letzten 10 Jahre ableiten.

Hinsichtlich des Artenspektrums fallen die bereits mehrfach erwähnten geringen Anteile der Eintagsfliegen (z.B. Gattung *Rhithrogena*) und Steinfliegen 1999/2000 doch auf. Darin dürfte der auffallendste Unterschied zur Situation im Februar 1990 (nicht jedoch zum Februar 1989) liegen.

Daß 1990 „Vertreter der Forellenregion, *Eukiefferiella tirolensis*, *E. fuldensis* in geringerer Abundanz als euryöke Bewohner“ auftreten, trifft auch in der Untersuchung 2000 zu, wobei aber diese Arten stärker vertreten sind. Allenfalls könnte daraus ein verstärkter Rhithralisierungseffekt abgeleitet werden (die biozönotische Region wurde 1989 noch nicht in der gleichen Form berechnet).

Letztlich ist nicht klar, ob sich die vergleichsweise stärkeren Defizite 1999/2000 auf die Verschärfung des Schwellbetriebes zurückführen lassen. Die Datenbasis ist in Anbetracht der großen Schwankungsbreite der Zahlen unzureichend für derartige Aussagen, zumal auch die Auswirkungen des Septemberhochwassers 1999 nicht genau abgeschätzt werden können.

Hinweise auf stärkere Defizite 1999/2000 im Vergleich zur Situation vor rund 10 Jahren.

Datenbasis für einigermaßen sichere Aussagen jedoch unzureichend (große Schwankungsbreite).

Bei den Arbeiten von MARRER fallen die generell wesentlich höheren Eintags- und Steinfliegenanteile als in der vorliegenden Untersuchung auf. Dies ist jedoch im wesentlichen auf die verwendete gröbere Netzmaschenweite (500 µm) zurückzuführen, wodurch die kleinwüchsigen Formen (v.a. Zuckmücken) unterrepräsentiert sind.

Aussagekräftiger ist daher der Vergleich der relativen Artenzusammensetzungen. Neben Untersuchungsjahren mit doch merkbar höherer Artenvielfalt (z.B. *Rhithrogena*, *Brachyptera*, *Amphinemura*, *Isoperla*, *Perlodes* bei Trimmis 1991) finden sich auch Datensätze mit ähnlich verarmter Artengarnitur (wenig *Rhithrogena*, *Perlodiden*, starke Dominanz *Leuctra*) wie in der vorliegenden Arbeit.

Dies dokumentiert ebenfalls die Streuungsbreite in verschiedenen Jahren, die keine schlüssigen Aussagen über eine zusätzliche Veränderung der Zoobenthosfauna während der letzten 10 Jahre zulässt. Es soll aber doch festgehalten werden, daß die Situation 1999/2000 – insbesondere im Herbst 1999 – am schlechten Ende der festgestellten Schwankungsbreiten anzusiedeln ist, was die genannten Defizite betrifft.

6.10 Anhaltspunkte zum Renaturierungspotential

Abfluss- und Trübeschwall sowie die Flussbegradigung verursachen in einem komplexen Wechselspiel die festgestellten Beeinträchtigungen der Bodenfauna. Der Schwall verstärkt dabei einige der Einflussfaktoren wie z.B. die Kolmation infolge des Feststoffeintrags v.a. unterhalb der Landquart.

Mastrils kann als Anhaltspunkt für einen Zustand dienen, der „nur“ durch den Schwellbetrieb beeinträchtigt wird. Die wesentlichen Defizite der Bodenfauna werden hier durch die äussere Kolmation mit Grobsand (durch die Mobilisierung der Sande verschärft infolge des Schwellbetriebes) sowie den zwar geringen, aber regelmässigen Geschiebetrieb durch den Schwall im Winterhalbjahr verursacht.

Eine Verbesserung dieser Situation setzt in jedem Fall eine Reduktion der Abflussspitzen voraus. Anhaltspunkt kann der Grenzabfluss für das Einsetzen des Geschiebetriebes sein. Wichtig ist dabei auch, die Verhältnisse in der Tiefenrinne genauer zu charakterisieren, da hier sehr wahrscheinlich ein oberflächlich feinkörnigeres, leichter mobilisierbares Geschiebeband die extrem spärliche Besiedelung prägt.

Anhaltspunkt für eine notwendige Reduktion der Abflussspitzen ist das Einsetzen des Geschiebetriebes, vor allem in den Tiefenrinnen

Inwieweit auch eine Erhöhung des Sunkabflusses zu einer Verbesserung der Situation beitragen kann, wäre abzuklären ¹.

Eine Verminderung des Schwebstoffeintrags in den Abschnitten unterhalb der Landquart wäre grundsätzlich von grosser Bedeutung zur Verringerung der inneren Kolmation. Da die hohen beobachteten Trübstoffführungen jedoch hauptsächlich natürliche Ursachen haben (vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI), stellt dies keinen relevanten Ansatzpunkt dar.

Ein wichtiger Punkt wäre auch, inwieweit zusätzliche flussmorphologische Massnahmen (Aufweitungen etc.) zu einer weniger starken Abpflasterung der Deckschicht beitragen können.

Die zweckmässige generelle Verbesserung der morphologisch-hydraulischen Lebensraumvielfalt braucht hier nicht mehr näher erläutert zu werden. Eine wichtige Anmerkung hierzu betrifft jedoch die ansonsten in den meisten Fällen sinnvollste aller Massnahmen, die Aufweitung eingengter Abschnitte:

¹ Ausgangspunkt dieser Überlegung ist der Vergleich der Schwall- und Sunkverhältnisse (Zahlen vgl. Kapitel 6.1.) am wesentlich dichter besiedelten Inn mit dem Rhein.

Bei der Planung von Renaturierungsmassnahmen in stark schwallbeeinträchtigten Flüssen muss eine je nach verfügbarem Raum grösstmögliche Aufweitung der Flusssohle nicht notwendigerweise die beste ökologische Lösung darstellen, da mit der grösseren Fläche auch das Ausmass der wechselfeuchten Verödungsbereiche ansteigt (vgl. auch Kapitel 6.1).

Beispielsweise zeigte die MACHBARKEITSSTUDIE REVITALISIERUNG ALPENRHEIN, ABSCHNITT ILLSPITZ im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, dass bei der maximal möglichen Aufweitung der Flusssohle der Flächenanteil der wechselfeuchten Zonen unverhältnismässig stark ansteigt. In diesem Fall wurde daher die Flusssohle auf ein optimales Verhältnis zwischen Zugewinn an nutzbarem Lebensraum und zwangsläufig entstehenden Verödungsflächen ausgelegt und in den Randbereichen verstärkt die Anlage von Seitengewässern und Aubereichen verfolgt.

In jedem Fall bedarf es diesbezüglich detaillierterer Planungen und Überlegungen, als es ohne Schwallenfluss erforderlich ist.

Die Internationale Rheinstrecke zwischen Illmündung und Bodensee ist aus dem Blickwinkel der Bodenfauna weitgehend degradiert und stellt mehr oder weniger nur eine sehr spärlich besiedelte Tiefenrinne dar. Eine Renaturierung dieses Abschnittes setzt daher in erster Linie durchgreifende morphologische Massnahmen mit dem Ziel der Wiederherstellung besser nutzbarer Lebensräume (flacher überströmte Furten, Schnellen etc.) voraus. Dies kann nur über entsprechende Aufweitungen des Flussquerschnittes erfolgen.

Bei der Detailplanung von Aufweitungen ist besonderes Gewicht auf das Vermeiden unverhältnismässig grosser Verödungsflächen (Spiegelschwankungsbereich Schwall-Sunk) zu legen

Verbesserungen der Internationalen Rheinstrecke setzen durchgreifende morphologische Massnahmen voraus

7 Zusammenfassung

Der vorliegende Berichtsteil beinhaltet die Darstellung der Auswirkungen der Abfluss- und Trübeschwankungen auf die Bodenfauna (Makrozoobenthos) und Aufwuchsalgen (Phytobenthos) des Alpenrheins.

Die **Zoobenthos**bearbeitung verfolgte folgende Hauptzielrichtungen:

- *Gesamthafte Charakterisierung der Rheinsohle einschliesslich der Tiefenrinnen*
- *Zusammenhang der benthischen Besiedlung mit der Kolmation:*
- *Beurteilung der Auswirkungen des Schwellbetriebes*

Begleitend wurde die **Korngrössenzusammensetzung** an den Zoobenthosentnahmepunkten erfasst.

Bei den **Aufwuchsalgen** wurde die Abfolge makroskopischer Wuchsformen entlang des Querprofils untersucht und Veränderungen durch die Abfluss- und Trübeschwankungen diskutiert.

Die Probenentnahmen erfolgten an unterschiedlichen flussmorphologischen Strecken:

- | | |
|--|-------------------|
| • <i>Naturnaher verzweigter Abschnitt:</i> | <i>Mastrils</i> |
| • <i>Eintiefungsstrecke:</i> | <i>Bad Ragaz</i> |
| • <i>Auflandungsstrecke:</i> | <i>Buchs</i> |
| • <i>Kanalartig regulierte Internationale Rheinestrecke:</i> | <i>Diepoldsau</i> |

An jeder Teststrecke wurden verschiedenen Entnahmebereiche mit unterschiedlichen Kolmationsverhältnissen besammelt:

1. Furt/Rückstaubereich oberhalb der Schnelle/Riffle - Infiltration
2. Oberer Bereich der Schnelle/Riffle
3. Unterer Bereich der Schnelle/Riffle - Exfiltration
4. Rinne unterhalb der Schnelle/Riffle, Uferbereich - Infiltration
5. Rinne unterhalb der Schnelle/Riffle, Strommitte – Infiltration

Die Untersuchungen wurden an 2 Terminen im Herbst (20./21. November) 1999 und Spätwinter (12.-15. Februar) 2000 durchgeführt.

Für die Bodenfauna-Probenentnahmen wurden je nach Wassertiefe 2 Gerätschaften eingesetzt: bis in eine Wassertiefe von ca. 70 cm (Bereiche 1-4) erfolgten die Entnahmen händisch mit einem geschlossenen Zylindersampler („Hess-Sampler“). In der Tiefenrinne ab einer Wassertiefe von ca. 70-100 cm (Bereich 5) wurde ein „Airlift-sampler“ auf einer mit einem quergespannten Drahtseil fixierten Arbeitsplattform verwendet.

Die Aufnahme der makroskopischen Algenarten erfolgte anhand einer Flächen-Kartierungsmethode, wobei an jeder Probenstelle 2 bzw. 3 jeweils 1m-breite Profile durchgehend aufgenommen wurden

Es wurde darauf geachtet, die Probenentnahmen bei ausgeprägter Sunksituation durchzuführen, um mit Sicherheit nur die ständig überströmten Flächen zu erfassen.

Korngrößenverteilung

Die Auswertungen erfolgten zum Teil ohne die Kornfraktionen >32 mm, um entnahmebedingte Zufälligkeiten bei größeren Fraktionen auszuschliessen. Es zeigte sich ein grundsätzlicher Unterschied zwischen der Tiefenrinne und den flacheren Bereichen.

In den flacheren Zonen zeigt die Korngrößenverteilung generell eine ausgeprägte zweigipfelige Verteilung mit dem Hauptmaximum erwartungsgemäss bei der grössten Fraktion 16-32 mm, ein Defizit zeigt sich ca. um die Klasse 2-4 mm. Das Sekundärmaximum liegt im Sandanteil, im Detail jedoch je nach Teststrecke unterschiedlich: In Mastrils ist auffallend viel Grobsand (Fraktion 0,5-2mm) festzustellen, der auch die dort augenscheinliche äussere Kolmation prägt.

In Bad Ragaz und Buchs hingegen weist der Grobsand zumeist ein deutliches Defizit auf. Die Mittel-/Feinsandanteile sind deutlich höher und bilden das Sekundärmaximum bei 0,25-0,5 mm. In Relation zu Mastrils liegt die Zunahme v.a. in der Feinsandfraktion 0,13-0,25mm.

Zum Teil dürfte die Ursache für die gestiegenen Feinsandanteile im Abrieb liegen, z.T. aber sicherlich mit dem hohen Trübstoffeintrag durch die Landquart in Verbindung stehen.

Interessant sind Vergleiche mit anderen alpinen Flüssen: Der ebenfalls schwallbeeinflusste und begradigte Inn zeigt ebenfalls eine deutlich zweigipfelige Verteilung, hat jedoch ein Defizit bei Grobsand und deutlich höhere Anteile an Feinsand. Der verzweigte, naturnahe Lech hingegen zeigt eine vollkommen gleichmässige Abnahme der Prozentanteile der verschiedenen Kornfraktionen. Am Alpenrhein weist nur die verzweigte Strecke in Mastrils abschnittsweise (im Bereich der Schnellen und der Tiefenrinne) noch eine grössere Ähnlichkeit dem naturnahen Lech auf.

In der Tiefenrinne weisen die Airlift-Proben unter Berücksichtigung auch der grossen Kornfraktionen durchwegs deutlich weniger grobes Material auf. Gleichzeitig jedoch sind auch weniger Feinsandanteile 0,13-0,25 (0,5) mm vorhanden. Unterhalb der Landquartmündung an den Stellen Bad Ragaz und Buchs wird das Sediment in der Tiefenrinne zusehends

feinkörniger, die Zunahme erfolgt vor allem in der Grobsand-Fraktion 0,5-1mm.

Damit ist das oberflächliche Sohlmaterial in der Rinnenstrecke als relativ einheitliches Korn von ca. 4-64 mm charakterisiert, welches auch leicht mobilisierbar ist. Vermutlich liegt über einer gröberen Deckschicht diese oberflächliche Schicht aus mobilem feinkörnigen Geschiebe, das einer ständigen Umlagerung (v.a. bei Schwall) unterliegt. Dies hat tiefgreifende Folgen für die (schlechte) Besiedelbarkeit dieses Teils des Flussbettes, wie auch die Ergebnisse der Aufwuchsalgen und Bodenfauna bestätigen.

Wesentlich in diesem Zusammenhang sind auch die Ergebnisse im Fachbericht SCHÄLCHLI: beim derzeitigen Schwellbetrieb, der in den vergangenen 10 Jahren deutlich stärker geworden ist, erfolgt nunmehr durch alle untersuchten Teststrecken ein durchgehender Geschiebetransport.

Aufwuchsalgen

Folgende Algengruppen traten makroskopisch in Erscheinung: Die Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare*, die Grünalge *Ulothrix* spp. (*U. zonata*) sowie nicht näher differenzierte Kieselalgenlager.

Alle 3 genannten Arten sind charakteristische Leitformen für diesen Gewässertyp. Die Gesamtzahl der Makroalgen ist mit diesen 3 Arten im Vergleich zu anderen alpinen Flüssen als gering einzustufen. Es ergeben sich insgesamt jedoch keinen zwingenden Hinweis auf ein schwallbedingtes Ausfallen oder Neuauftreten einer Makroalgenart.

Die räumliche Verteilung der nachgewiesenen Makroalgen ist charakteristisch und entspricht den Präferenzen und Toleranzen dieser Taxa:

Die wechselfeuchte Spiegelschwankungszone wird nur von Kieselalgen und der Grünalge *Ulothrix zonata* besiedelt. Beide Formen reichen bis in den obersten Bereich der schwallbeeinflussten (periodisch benetzten) Zone und erreichen ihre stärkste Entwicklung jeweils im Bereich der Sunk-Wasserlinie. Während die Kieselalgen auch im anschliessenden ständig überflossenen Uferbereich deutlich in Erscheinung treten, verschwindet *Ulothrix* meist nach einigen Metern flusswärts der Sunk-Wasserlinie.

Im Gegensatz zu *Ulothrix* und den Kieselalgen finden sich die beiden austrocknungssensiblen bzw. strömungsliebenden Goldalgen *Hydrurus foetidus* und *Phaeodermatium rivulare* ausschliesslich im ständig überflossenen Bereich. Während *Phaeodermatium* meist über den gesamten kartierten Unterwasser-Bereich in ähnlichen Abundanzen vorkommt,

bildet Hydrurus meist einen richtiggehenden Gürtel aus mit den höchsten Dichten bei mittleren Tiefen (20-50cm) und mittleren Strömungsgeschwindigkeiten (25-100cm/s – jeweils bezogen auf die Sunk-Wasserlinie).

Im anschliessenden Hauptstromstrich der Tiefenrinne fehlen die Makroalgen praktisch völlig (Fachbericht LIMNEX). Auch unter natürlichen Bedingungen sind Makroalgen aufgrund der hydraulischen Belastung bzw. des Geschiebetriebes im Hauptstromstrich oft fehlend oder reduziert. Am Alpenrhein wird dieser Effekt jedoch durch Schwellbetrieb zusätzlich verstärkt.

Diese Makroalgen-Zonation entspricht grundsätzlich auch der Situation, wie sie unter natürlichen Abflussverhältnissen ohne Schwellbetrieb zu erwarten wäre. Jedoch wäre die räumliche Ausdehnung der amphibischen Spiegelschwankungszone dann deutlich eingeschränkt. Die in der schwallbedingt ausgedehnten Spiegelschwankungszone (in den insgesamt 7 erfassten Transekten immerhin zwischen etwa 5 und 35m breit) dominanten Kieselalgen und *Ulothrix* treten daher überdurchschnittlich stark in Erscheinung. Ihre Biomassen stellen ein Vielfaches dessen dar, was sich unter natürlichen Abflussverhältnissen entwickeln würde.

Eine negative Beeinflussung gerade in der Spiegelschwankungszone durch Feinsedimentablagerungen konnte mit Ausnahme einiger Bereiche in Buchs nicht registriert werden.

Zusammenfassend weicht die Phytobenthosbesiedlung zwar in einigen Punkten merklich von der Situation unter natürlichen Abflussbedingungen ab. Die Auswirkungen des Schwellbetriebes sowie der erhöhten Schwebstoffführung auf die Makroalgen insgesamt allerdings sind als vergleichsweise gering einzustufen.

Makrozoobenthos

Flache ufernähere Bereiche:

Auffallend sind die im Vergleich zu anderen alpinen Flüssen generell sehr geringen Besiedlungsdichten (insgesamt 3.000 - maximal 25.000 Ind./m²) und extrem niedrigen Biomassen (0,2 - 2,8 g FG/m²) im Herbst 1999. Im Spätwinter 2000 ist eine deutliche Erholung festzustellen: die Besiedlungsdichten (zumeist zwischen 17.000 und 44.000 Ind./m²) liegen immer noch im unteren Bereich der Schwankungsbreite ähnlicher schwallbeeinflusster Flüsse, die Biomassen liegen mit Werten zwischen 13,2 und 29,9 g/m² aber durchaus im gewohnten Rahmen.

Charakteristisch ist die Abnahme der Besiedlungsdichten in Richtung Strommitte. Die Tiefenrinne wird schliesslich nur noch von einer spärlichen Rumpffauna besiedelt (s.u.).

Die Artenvielfalt ist in Mastrils mit rund 40-50 Taxa in den Uferbereichen am geringsten und ist auch im Vergleich mit anderen Flüssen als eher niedrig zu bezeichnen.

Vergleicht man die relative Zusammensetzung der Bodenfauna mit einer Referenzsituation (Tiroler Lech: naturnahe, verzweigte Gerinnemorphologie; kein Schwellbetrieb), wird die Fauna an allen Teststrecken im Alpenrhein deutlich stärker von den Zuckmückenlarven dominiert. Besonders auffallend ist dies in Mastrils, wo die Zuckmücken an allen Bereichen mit 75-92 % stark dominieren. In erster Linie sind es Vertreter der sogenannten „Hydrurusfauna“ (z.B. diverse Arten der Gattungen *Eukiefferiella*, *Orthocladius rivicola*-Gruppe). Diese Hydrurusfauna ist am Alpenrhein von Schwall- und Trübeeinflüssen nicht nachweisbar beeinträchtigt. Aussagekräftig ist in diesem Zusammenhang auch das relativ häufige Auftreten der ansonsten gegen Störungen ausserordentlich empfindlich reagierenden Eintagsfliegengattung *Baetis*.

Ein schwallbedingter Abrasions-effekt bei Bewohnern der oberflächlichen Sedimente mit filtrierender Lebensweise (Kriebelmückenlarven) ist ebenfalls nicht sicher nachweisbar

Generell starke Defizite hingegen sind bei grösseren Besiedlern des oberflächlichen Lückenraumsystems zu verzeichnen. Insbesondere die Eintagsfliegengruppe der Heptageniiden (v.a. *Rhithrogena spp.*) und Steinfliegen fallen weitgehend aus.

In Mastrils können einzig die in tiefere Sedimentschichten vordringenden Steinfliegengattungen *Leuctra* und *Capnia* Bestände in „normalen“ Dichten ausbilden. Als Ursache für diese Defizite in Mastrils dürfte die verstärkte äussere Kolmation mit Grobsand sein. Neben der auch vor Ort augenscheinlichen Verfüllung der oberflächlichen Lückenräume ist der Grobsand auch für kleine Kieslückenbewohner (z.B. die Zuckmücken *Heleniella sp.*, *Parametriocnemus stylatus* sowie *Parakiefferiella sp.*) bei entsprechend häufiger Umlagerung (schwallbedingt auch im Winter ständig gegeben) kaum nutzbar.

Eine innere Kolmation ist in Mastrils weniger limitierend für die Bodenfauna als in den Teststrecken unterhalb der Landquart. Am besten sind die Auswirkungen der inneren Kolmation in Bad Ragaz mit teilweise sehr stark verfestigten Sedimenten, v.a. im Furtbereich festzustellen:

- Defizite bei kleinen Kieslückenbewohnern wie *Parakiefferiella sp.* oder den sauerstoffbedürftigen Oligochaeten *Propappus volki*, *Stylodrilus heringianus*.

- In Verbindung mit dem erhöhten Feinsedimentanteil auch ein erhöhter Saprobitätsgrad bzw. stärkere Anteile von Detritusfressern.
- Hinweise auf einen erschwerten Nachschub und Aufkommen von Juvenilstadien aus tieferen Sedimentschichten.

In Buchs sind ähnliche generelle Defizite wie in Bad Ragaz zu beobachten, wobei ein etwas höherer Anteil von Arten, die Feinsedimente bzw. einen höheren organischen Gehalt indizieren, festzustellen ist.

Auch ohne Schwellbetrieb dürfte früher eine ausgeprägte Kolmation im Rhein der Fall gewesen sein. Darauf weisen Untersuchungsprotokolle aus den Jahren 1946/47 hin. Qualitative Hinweise in diesen Berichten sprechen jedoch gleichzeitig dafür, dass die heute festgestellten Defizite bei grösseren Lückenraumbewohnern, insbesondere bei Eintags- und Steinfliegenlarven, früher nicht in diesem Ausmass gegeben waren und durch den Schwellbetrieb verstärkt wurden. Dies deckt sich auch mit den Ergebnissen im Fachbericht SCHÄLCHLI, die die Verstärkung der Kolmation durch den Schwellbetrieb dokumentieren.

Ein dichter Bestand von Köcher-fliegen (*Allogamus auricollis*) im Furt- und Rinnenbereich von Bad Ragaz und Buchs lässt sich auch auf die Flussmorphologie/Strömungsverhältnisse zurückführen. Durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten bei Schwall (im gesamten Längenprofil auch in den langsamer durchströmten Furten und Rinnen immer über 1 m/s; vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI) dürfte *Allogamus* regelmässig verdriftet werden und in strömungsberuhigten Bereichen stärker akkumulieren, als dies ohne Schwellbetrieb der Fall wäre. Vermutlich wäre auch der Flächenanteil, der bezüglich der äusseren Kolmation durch eine Resuspension charakterisiert ist (je nach Teststrecke Anteil von 33-40 %; vgl. Fachbericht SCHÄLCHLI), ohne Schwellbetrieb ein potentieller Lebensraum von *Allogamus*, durch den Schwellbetrieb jedoch nur sehr eingeschränkt nutzbar. Letztlich kann dies unter anderem durch die fehlende Referenzsituation jedoch nicht genauer dokumentiert werden.

Relativ hohe Besiedelungsdichten zeigen die steilen Schnellen in Bad Ragaz. Diese grobkörnigen Schnellenabschnitte bieten offensichtlich günstigere Bedingungen hinsichtlich Lückenraumsystem, Sedimentstabilität und Algenbewuchs als der stark kolmatisierte/verfestigte Furtbereich und der feinkörnigere Rinnenabschnitt. Das gehäufte Auftreten von Kriebelmückenlarven und *Baetis alpinus* entspricht dem „Gebirgsbachcharakter“ dieser steilen Schnellen.

Eine Analyse hinsichtlich der relativen Anteile verschiedener funktioneller Ernährungstypen spiegelt die bereits beschriebenen Charakteristika der Probenstellen bzw. die Veränderungen der Artengemeinschaften wieder. In Mastriils verursacht die durch Schwall und Trübe am wenigsten beeinträchtigte Hydrurusfauna eine übermässige Weidegängerdominanz. Bad

Ragaz und Buchs weisen infolge der höheren Feinsedimentanteile und (v.a. in Bad Ragaz) verstärkten inneren Kolmation zunehmende Detritusfresseranteile in den Rinnen auf.

Aufschlussreich ist auch die Charakterisierung der Biozönotischen Region: Auf Grundlage der Temperatur- und Gefällsverhältnisse wäre der Alpenrhein in Graubünden ursprünglich dem Übergang Untere Forellenregion/Äschenregion, flussab der Äschenregion zuzuordnen. Im Unterlauf treten zunehmend potamale Einflüsse hinzu.

Durch das Zusammenwirken von Schwellbetrieb und Begradigung ist ein starker Rhithralisierungseffekt gegeben. Die Furten und Schnellen entsprechen meist dem Übergang zwischen Oberer und Unterer Forellenregion, wobei in Ragaz deutlich der „Gebirgsbachcharakter“ (Epirhithral) der steilen Schnellen hervortritt. Im Vergleich zur natürlichen Situation entsprechen diese Veränderungen einer Verschiebung um mindestens 1 biozönotische Region.

Die stärkste Differenzierung zwischen den verschiedenen Teststrecken zeigt sich in den Rinnen. Vor allem in Buchs kommt das verstärkte Auftreten von Arten tieferer Regionen zum Tragen. Dennoch ergibt sich selbst in dieser tiefen, langsam durchströmten Gleithangsituation noch eine Zuordnung zur Unteren Forellenregion mit beginnendem Übergang zur Äschenregion.

Besiedelung der Tiefenrinne:

An allen Teststrecken sind die Besiedelungsdichten immer derart gering (die Biomassen beispielsweise liegen rund 1-2 Zehnerpotenzen (!) unter den Werten der flacheren Uferbereiche), dass dieser Lebensraum einheitlich für den ganzen Alpenrhein als extrem dünn besiedelt bezeichnet werden kann. Dieser Flussbereich ist als Lebensraum kaum nutzbar, im wesentlichen können sich hier nur noch Juvenilformen und kleine Arten halten.

Limitierender Faktor ist dabei der ständige Geschiebetransport, auf den bereits bei den Ergebnissen der Korngrössenanalysen hingewiesen wurde.

Auch in anderen Flüssen sind deutlich verminderte Besiedelungsdichten in den Tiefenrinnen eine durchaus normale Erscheinung. Die Werte am Rhein sind vergleichsweise jedoch derart gering, dass hier von einer wesentlichen Verschärfung durch den Schwellbetrieb ausgegangen werden muss.

Der ausserordentlich spärlichen Besiedelung der Tiefenrinne kommt insofern eine grosse Bedeutung zu, als dieser Lebensraum einen

grossen Flächenanteil am Flusssystem einnimmt. In Mastrils, Bad Ragaz und Buchs liegt dieser Anteil zwischen 41 und 52 %

Die Internationale Rheinstrecke (Teststrecke Diepoldsau) stellt mehr oder weniger eine einzige Tiefenrinne, randlich begrenzt vom Blockwurf, dar. Die gesamte Internationale Rheinstrecke ist daher hinsichtlich der Bodenfauna als weitgehend degradierter Abschnitt zu bezeichnen. Hinsichtlich des Renaturierungspotentials setzt eine Verbesserung in der Internationalen Rheinstrecke daher in erster Linie durchgreifende morphologische Massnahmen voraus. Ziel ist die Wiederherstellung besser nutzbarer Lebensräume (flacher überströmte Furten, Schnellen etc.). Dies kann nur über entsprechende Aufweitungen des Flussquerschnittes erfolgen.

Zusammenfassend müssen die auffallendsten Defizite der Bodenfauna mit dem Feststofftransport in Verbindung gebracht werden. Schwallbedingter Geschiebetransport ist einer der massgeblichsten Faktoren für die generell niedrigen Besiedelungsdichten und Biomassen, insbesondere in den Tiefenrinnen.

Äussere und innere Kolmation sind ein zweiter massgebliche Faktor, auf den sich die beobachteten Defizite zurückführen lassen (insbesondere der weitgehende Ausfall v.a. grösserer Sedimentlückenbewohner). Die Kolmation wird dabei durch den Schwellbetrieb verstärkt, unter anderem durch die Remobilisierung und den Weitertransport eingetragener Feinsedimente auch im Winterhalbjahr.

8 Literatur

- BUCHANAN, (1971): Measurements of the physical and chemical environment.- In: Methods for the study of marine meiobenthos. Eds.: Holme, N. & A.D. Mc Intryre, IBP-Handbook 16, Blackwell, Oxford: 30-58.
- EBERSTALLER, J., HAIDVOGEL, G. & M. JUNGWIRTH (1997). Gewässer- und fischökologisches Konzept Alpenrhein. – Studie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, 90 pp.
- GORDON, N, McMAHON, T. & B. FINLAYSON (1992). Stream Hydrology. An introduction for Ecologists. – John Wiley & Sons, Chichester. 526 pp.
- HEBAUER (1986) zit. nach Moog, O., Wimmer, R., 1990: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer, Wien.
- HUBMANN, M. (2000). Limnologische Bestandsaufnahmen und Biologische Gewässergüte des Inn bei Kranebitten. – Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- HUET, M. (1947). Biologie, profiles en long et en travers des eaux courantes. Bull. Franc.Pisc. 175: 41-53.
- JAAG et al. (1947). Gesamtbioologische und fischereibiologische Rheinkontrolle betr. Abwässer der HOVAG, Domat/Ems. 5. Teilbericht, umfassend die Jahre 1946/47. – Schreiben an den Kleinen Rat des Kantons Graubünden, Chur. Vom 13.2.1947. 46 pp.
- JENS, G. (1968): Tauchstäbe zum Messen der Strömungsgeschwindigkeit und des Abflusses.- Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 12: 90-95.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & S. SCHMUTZ (1991): Umweltverträglichkeitsbericht – Rheinkraftwerke, Fachgutachten C11, Fischerei und Gewässerökologie. – Im Auftrag des Studienkonsortiums Rheinkraftwerke, Wien.
- MARRER, H. (1992): Waschwasser-Einleitungen aus der KVA Trimmis in den Rhein. – Untersuchung im Auftrag des Amtes für Umweltschutz Graubünden. 18 pp. + Anhang
- MOOG, O.(Ed.) (1995): Fauna aquatica austriaca, Lieferung Mai/95.- Wasserwirtschaftskataster, BMFLF, Wien.
- MORITZ, C. et al. (in Vorb.). Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. – Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz.
- MORITZ, C., PFISTER, P. & B. GANNER (1996). Wassergüte-Erhebung in Vorarlberg. Die Biologische Gewässergüte an 12 Bundesmessstellen, Jänner 1996. – Untersuchung im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung.
- MORITZ, C., PFISTER, P. & B. GANNER (1997). Wassergüte-Erhebung in Vorarlberg. Die Biologische Gewässergüte an 12 Bundesmessstellen, Jänner 1997. – Untersuchung im Auftrag des Amtes der Vorarlberger Landesregierung.
- PEHOFER, H.E. (1998): A new quantitative air-lift sampler for collecting invertebrates designed for operation in deep, fast-flowing gravelbed rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl. 115/2, 213-231.

- PFISTER, P. (1993): Seasonality of macroalgal distribution patterns within the reach of a gravel stream (Isar, Tyrol, Austria). – Arch.Hydrobiol. 129: 89-107.
- SAXL, R. (1986): Die Chironomiden des Stocktalbaches (Kühtai, Tirol).- Dissertation Abt. Limnologie der Univ. Innsbruck, 22: 1-183.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. - Arch. Hydrobiologie 57: 389-407.

9 Anhang

Tab. 3: Sedimentanalysen. Relative Gewichtsanteile der Korngrößenklassen und Sedimentkenngrößen – Mittelwerte verschiedener Entnahmebereiche.

Tab. 3: Fortsetzung

Tab. 3: Fortsetzung

Tab. 3: Fortsetzung

Tab. 4: Probenliste Makrozoobenthos / Sedimente. Die grau unterlegten Proben wurden nur für die Sedimentanalysen weiterverwendet.

Tab. 4: Fortsetzung

Tab. 5: Makrozoobenthos. Gesamttaxaliste mit den für die Berechnung des Saprobitätsgrades, der funktionellen Ernährungstypen und biozönotischen Regionen verwendeten ökologischen Valenzen und Gewichtungen.

Tab. 5: Fortsetzung

Tab. 6: Makrozoobenthos. Einzelproben Herbst 1999. Häufigkeiten der Taxa (Zählwerte/Probe).

Fortsetzung Tab.6:

Tab. 7: Makrozoobenthos. Einzelproben Spätwinter 2000. Häufigkeiten der Taxa (Zählwerte/Probe).

Tab. 7: Fortsetzung

Tab. 8: : Makrozoobenthos. Mittelwerte Herbst 1999. Abundanzen der Taxa (Ind./m²).

Tab. 8: Fortsetzung

Tab. 9: Makrozoobenthos. Mittelwerte Spätwinter 2000. Abundanzen der Taxa (Ind./m²).

Tab. 9: Fortsetzung

Tab. 10: Makrozoobenthos. Mittelwerte Herbst 1999. Biozönotische Parameter (Gesamtabundanz, Taxazahl, Diversität, Saprobität, Ernährungstypen und Flussregion), Grossgruppenhäufigkeiten und -prozentanteile. Biomassen.

Tab. 11: Makrozoobenthos. Mittelwerte Spätwinter 2000. Biozönotische Parameter (Gesamtabundanz, Taxazahl, Diversität, Saprobität, Ernährungstypen und Flussregion), Grossgruppenhäufigkeiten und -prozentanteile. Biomassen.

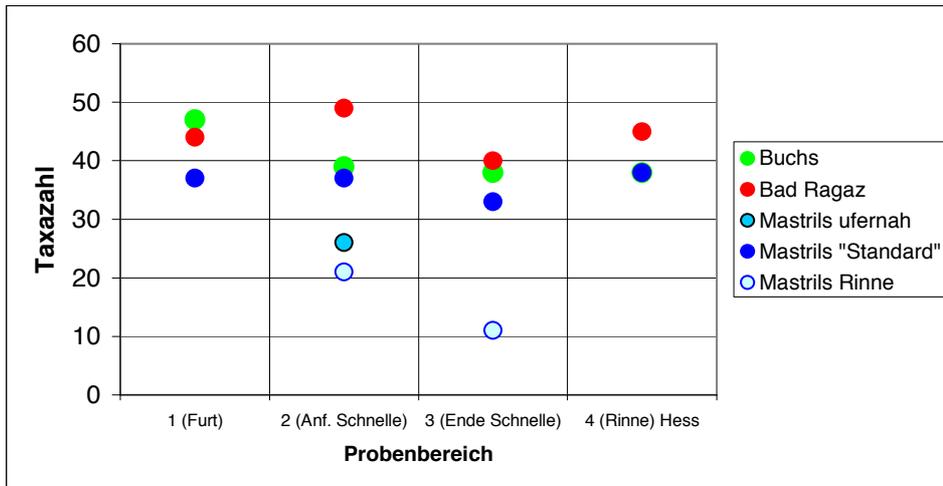


Abb. 29: Makrozoobenthos. Taxazahlen im Herbst 1999.

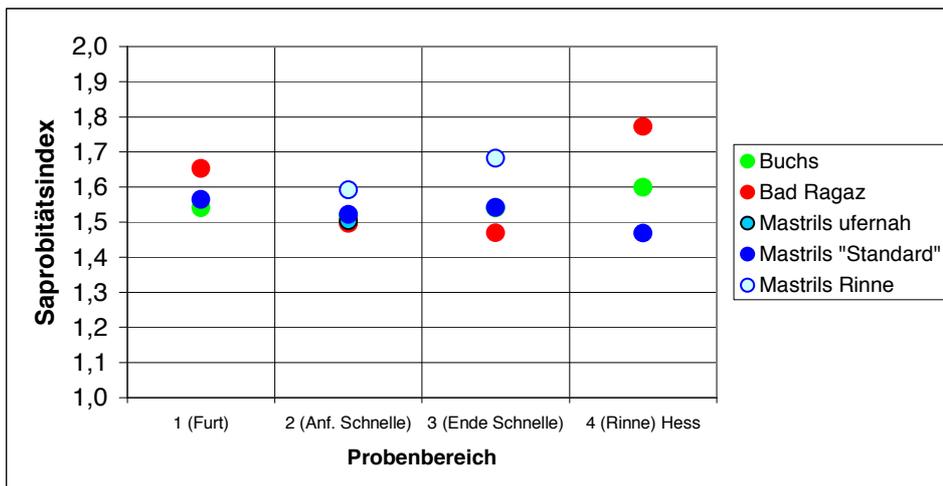


Abb. 30: Makrozoobenthos. Saprobitätsindizes im Herbst 1999.

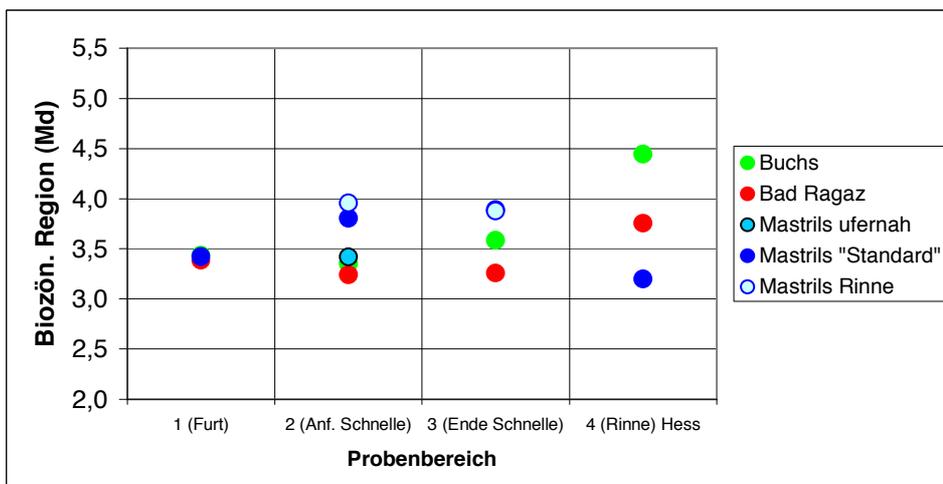


Abb. 31: Makrozoobenthos. Median der Valenzpunkteverteilungen der biozönotischen Regionen im Herbst 1999.