

Die makrozoobenthische Besiedlung von Uferhabitaten inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss



Universität für Bodenkultur Wien

Masterarbeit
in der Studienrichtung
Wasserwirtschaft und Umwelt

Eingereicht von
Gerald Ochsenhofer
Betreuung
Priv.-Doz. Dr. Wolfram Graf
Mitbetreuung
Dipl.-Ing. Patrick Leitner

Wien, August 2013

Zusammenfassung

Ziel dieser Masterarbeit war es, die Beeinflussung der Makrozoobenthos-Gesellschaften von Uferhabitaten schwallbeeinflusster Flüsse zu untersuchen. Dafür wurden an zwei Flüssen (Drau und Inn) vier Uferstandorte unterschiedlicher Habitatcharakteristik beprobt: an der Drau die Wasserwechselzone einer Schotterbank und den unmittelbar daran anschließenden, permanent überflossenen Bereich sowie am Inn die permanent benetzte Zone einer Schotterbank, einer Bucht und den Bereich unmittelbar unterhalb einer Buhne. Die Probenahmen erfolgten quantitativ mittels Kastensamplern. Weiters wurden Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe an den Probenahmestellen gemessen.

Die Erhebungen an der Drau zeigen, dass die Abundanzen und Biomassen generell niedrig waren und die Wasserwechselzone eine wesentlich dünnere Besiedlung (im Mittel 236 Ind./m² Gesamtabundanz und 0,147 g/m² Gesamtbio-masse) als der permanent überflossene Bereich (im Mittel 748 Ind./m² Gesamtabundanz und 2,180 g/m² Gesamtbio-masse) aufwies. Es kann sich somit in dieser wechselnd benetzten Zone keine standorttypische MZB-Fauna ausbilden. Das macht sich speziell bei den EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) bemerkbar, die in der Wasserwechselzone nur in äußerst geringen Dichten (7 Ind./m² vs. 454 Ind./m² im permanent benetzten Bereich) und eingeschränktem Artspektrum nachgewiesen werden konnten. Die einzigen Taxa, die in der Wasserwechselzone in nennenswerter Abundanz erhoben wurden, kamen aus der Gruppe der Diptera, allen voran der Familie der Chironomidae.

An der permanent benetzten Schotterbank am Inn waren Gesamtabundanz (3859 Ind./m²) und Gesamtbio-masse (17,5 g/m²) deutlich höher und im Bereich vorhergehender Untersuchungen schwallbeeinflusster Stellen an Ziller und Enns. In Übereinstimmung mit Literatur lassen die Ergebnisse den Schluss zu, dass speziell die Insektenordnung der Ephemeroptera sehr sensibel auf das temporäre Trockenfallen bei Sunk reagiert.

Anhand der Proben der Standorte Bucht und Buhne konnte festgestellt werden, dass unterhalb der Buhne aufgrund von Feinsedimentablagerungen keine EPT-Taxa vorhanden waren und auch die Abundanz anderer MZB-Organismen sehr gering war. Damit lassen sich Literaturangaben bestätigen, dass Feinsedimentablagerungen EPT-Taxa negativ beeinflussen.

Die Erhebungen an den vier Standorten ergaben, dass sich die Schwallbeeinflussung insgesamt stark auf die Makrozoobenthos-Uferzönosen auswirkt. Das zeigt sich vor allem bei Individuendichten und Biomassen, aber auch in der Zönosenstruktur. Speziell die untersuchte Wasserwechselzone kann mit Ausnahme einiger Diptera-Familien nicht vom MZB genutzt werden. Dies dürfte vor allem an der fehlenden Benetzung bei Sunk und an Feinsedimentablagerungen, sowie möglicherweise auch an zu geringen, als Nahrungsbasis dienenden Algenbeständen in der Wasserwechselzone liegen.

Abstract

The target of this thesis has been to analyse the effects of hydropeaking on the benthic invertebrate community of riverbank-habitats. At two rivers (Drau, Inn) different habitat types at four sites were investigated: at the Drau the periodically flooded area of a gravel bar and the adjacent, permanently wetted area; at the Inn the permanently flooded zones of a gravel bank, a point bar as well as a groyne-influenced pool area. Benthic samples were taken quantitatively with a box type sampler. At all sampling sites additionally flow velocity and water depth were measured.

The investigations at the river Drau show that abundance and biomass were generally low. The periodically flooded area had a far lower colonization (mean 236 Ind./m² total abundance and 0,147 g/m² total biomass) than the permanently flooded area (mean 748 Ind./m² total abundance and 2,180 g/m² total biomass). Especially EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) were rare in the periodically flooded zone (7 Ind./m² vs. 454 Ind./m² in the permanently flooded area) and also their diversity was lower. The only organisms with considerable abundances in the periodically wetted area were Diptera, especially the family Chironomidae.

At the permanently wetted gravel bar of the river Inn total abundance (3859 Ind./m²) and total biomass (17,5 g/m²) were substantially higher and within the range of preceding studies of the rivers Ziller and Enns, which are also influenced by hydropeaking. The results indicate, in accordance with other studies, that especially the insect order Ephemeroptera is very sensible regarding water level variations due to pulse releases.

The comparison of the samples from the point bar and below the groyne shows that due to accumulations of fine sediments, no EPT-Taxa could be found behind the groyne and the abundance of other benthic invertebrates was generally very low. This fact confirms references from literature that EPT-Taxa are sensitive to sedimentation of fine, sandy particles.

As a result, it was shown that hydropeaking has a generally strong impact on the benthic invertebrate communities of riverbank-habitats. Especially the investigated periodically flooded area at the Drau cannot, with the exception of some Diptera-families, be colonised by benthic invertebrates, primarily due to the periodical drying-up, but likely also fine sediment accumulation and the lack of algae as food resource play a role.

Danksagung

Allen voran möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, einmal generell, und im Speziellen dafür, dass sie mich während meiner gesamten Studienzeit unterstützt haben und es mir zusätzlich ermöglichten, auch abseits des Studiums, diversen Interessen ausgiebig nachzugehen.

Am Gelingen der Arbeit waren ohne Frage die Boku-Mitarbeiter im „Dunstkreis Hydrobiologie/Makrozoobenthos“ beteiligt. Hier gilt mein Dank DI Patrick Leitner für seine immer spontane Hilfe bei allerlei Fragestellungen, Dr. Wolfram Graf für die geduldige Betreuung (u. A. die unzähligen Bestätigungen, dass es sich auch bei dieser Larve um A und nicht B handelt), DI Thomas Huber und Dr. Berthold Janecek für die Hilfe bei aussichtslosen Bestimmungsversuchen, DI Franz Greimel für die Daten und die Unterstützung bei der Analyse der Schwallkennzahlen sowie Dr. Christoph Hauer für die Modellierungen.

Zusätzlich möchte ich mich bei den Usern der Plattform `tex.stackexchange.com` bedanken, die wohl das eine oder andere graue Haar verhinderten. Den Büchern „Wissenschaftliche Arbeiten schreiben mit \LaTeX “, „Der \LaTeX -Begleiter“ und einigen Paketdokumentationen darf man ähnliche Wirkung zuschreiben.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	vi
Tabellenverzeichnis	viii
1 Einleitung, Zielsetzung	1
1.1 Wasserkraft in Österreich und Schwallbetrieb	1
1.2 Hypothesen und Zielsetzung	2
1.3 Schwallproblematik – Literaturstudie	2
1.3.1 Veränderung des Abflussverhaltens	3
1.3.2 Trübung und Temperatur	5
1.3.3 Auswirkungen auf die Zoozönose	6
1.4 Hydrologische Charakterisierung von Schwallereignissen	8
2 Untersuchungsgebiet	10
2.1 Drau	13
2.2 Inn	13
2.3 Schwalleinfluss in den Untersuchungsgebieten	14
2.3.1 Drau (Pegel Drauhofen, 213199)	14
2.3.2 Inn (Pegel Magerbach, 201459)	17
3 Methodik	20
3.1 Erhebungen im Freiland	20
3.1.1 Probenahme Makrozoobenthos	20
3.1.2 Erhebung hydraulischer Daten	20
3.1.3 Drau Wasserwechselzone	21
3.1.4 Inn Schotterbank	23
3.1.5 Inn Bucht und Bühnenfeld	23
3.2 Laborarbeit und Datenanalyse	24
3.3 Habitatmodellierung	24
4 Ergebnisse	26
4.1 Drau	26
4.1.1 Übersicht Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse	26
4.1.2 Übersicht Taxa (Abundanzen, Biomassen, Dominanzen)	27
4.1.3 Ephemeroptera	28
4.1.4 Plecoptera	29
4.1.5 Trichoptera	31
4.1.6 Diptera	32
4.1.7 Nematoda und Oligochaeta	34
4.1.8 Individuengewicht ausgewählter Taxa	35
4.2 Inn Schotterbank	36
4.2.1 Übersicht Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse	36
4.2.2 Übersicht Taxa (Abundanzen, Biomassen, Dominanzen)	37
4.2.3 Ephemeroptera	39
4.2.4 Plecoptera	40

Inhaltsverzeichnis

4.2.5	Trichoptera	41
4.2.6	Diptera	42
4.2.7	Sonstige Taxa	44
4.2.8	Individuengewicht ausgewählter Taxa	45
4.2.9	Verteilung der Ernährungstypen	46
4.2.10	Trockenperioden an der Wasseranschlagslinie	47
4.3	Inn, Bucht und Bühnenfeld	49
4.3.1	Übersicht Abundanz und Biomasse	49
4.3.2	Taxa-Dominanz	50
4.4	Habitatmodellierung	53
5	Diskussion	56
5.1	Drau Wasserwechselzone	57
5.1.1	Übersicht Biomasse und Abundanz	57
5.1.2	Verteilung der Taxa	57
5.2	Inn Schotterbank	61
5.2.1	Übersicht Biomasse und Abundanz	61
5.2.2	Taxa-Abundanzen und -Biomassen	63
5.3	Inn, Bucht und Bühne	64
5.4	Hydraulische Präferenzen	65
5.5	Auswirkungen auf die Fischfauna	67
5.6	Renaturierungsansätze	68
	Literaturverzeichnis	71

Abbildungsverzeichnis

1.1	Bruttostromerzeugung Österreich in den Jahren 2000 bis 2010.	1
1.2	Abflussganglinie bei Schwallbetrieb.	1
1.3	Vergleich Schwallwellen und Hochwasserwelle	3
1.4	Einteilung der Schwallkenngrößen in Klassen (GREIMEL (2013)).	8
1.5	Abgrenzung der Schwallwellen von natürlichen Abflussänderungen.	9
2.1	Die Probestellen an den beiden untersuchten Flüssen.	10
2.2	Die Fließgewässer-Bioregionen Österreichs nach MOOG <i>et al.</i> (2003).	11
2.3	Monatliches MQ der beiden Untersuchungsabschnitte, Zeitraum 1976–2008.	12
2.4	Klimacharakteristika der beiden Untersuchungsgebiete.	12
2.5	Untersuchungsstelle an der Drau.	13
2.6	Untersuchungsgebiete am Inn.	13
2.7	Untersuchungsstellen am Inn.	14
2.8	Schwall-Sunk-Verhältnis (<i>flow-ratio</i>), Drau.	15
2.9	Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean}), Drau.	16
2.10	Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot}), Drau.	16
2.11	Ganglinie des Pegels Amlach bei Spittal an der Drau.	17
2.12	Schwall-Sunk-Verhältnis (<i>flow-ratio</i>), Inn.	18
2.13	Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean}), Inn.	18
2.14	Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot}), Inn.	19
2.15	Ganglinie des Pegels Magerbach eine Woche vor Probenahme.	19
3.1	Die untersuchte Schotterbank bei Sunk und Schwall.	21
3.2	Schematische Darstellung der Proben transekte an der Drau.	22
3.3	Probenahmestelle „Schotterbank“ am Inn.	23
3.4	Probenahmestellen am Inn.	24
4.1	Verteilung von Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse, Drau.	26
4.2	EPT-Taxa-Abundanzen der permanent benetzten Zone und der Wasserwechselzone, Drau.	27
4.3	Taxa-Abundanzen der permanent benetzten Zone und der Wasserwechselzone, Drau.	27
4.4	Ephemeroptera-Abundanzen, Drau	29
4.5	Ephemeroptera-Biomassen, Drau.	29
4.6	Plecoptera-Abundanzen, Drau	30
4.7	Plecoptera-Biomassen Drau.	30
4.8	Trichoptera-Abundanzen Drau.	31
4.9	Trichoptera-Biomassen Drau.	32
4.10	Abundanzen Chironomidae, Drau.	32
4.11	Abundanzen Diptera (exklusive Chironomidae), Drau.	33
4.12	Chironomidae-Biomassen, Drau.	33
4.13	Biomassen Diptera (exklusive Chironomidae), Drau.	34
4.14	Nematoda und Oligochaeta-Abundanzen, Drau.	34
4.15	Nematoda und Oligochaeta-Biomassen, Drau.	35
4.16	Individuengewichte ausgewählter Taxa, Drau.	35

Abbildungsverzeichnis

4.17	Abundanzen der Transekte an der Inn-Schotterbank.	36
4.18	Biomassen der Transekte an der Inn-Schotterbank.	36
4.19	Taxa-Abundanzen und -Biomassen der Transekte an der Inn-Schotterbank.	37
4.20	Ephemeroptera-Abundanzen Inn Schotterbank.	39
4.21	Ephemeroptera-Biomassen Inn Schotterbank.	39
4.22	Plecoptera-Abundanz Inn Schotterbank, inklusive <i>Leuctra</i> sp.	40
4.23	Plecoptera-Abundanz Inn Schotterbank, exklusive <i>Leuctra</i> sp.	40
4.24	Plecoptera-Biomasse Inn Schotterbank.	41
4.25	Biomasse der Nemouridae und <i>Isoperla</i> sp.	41
4.26	Trichoptera-Abundanzen, Inn Schotterbank.	42
4.27	Trichoptera-Biomassen, Inn Schotterbank.	42
4.28	Abundanzen sonstige Diptera, Inn Schotterbank.	43
4.29	Abundanzen Chironomidae, Inn Schotterbank.	43
4.30	Diptera-Biomassen (exklusive Chironomidae), Inn Schotterbank.	43
4.31	Chironomidae-Biomassen, Inn Schotterbank.	44
4.32	Abundanzen „sonstige Taxa“, Inn Schotterbank.	44
4.33	Biomassen „sonstige Taxa“, Inn Schotterbank.	45
4.34	Mittleres Individuengewicht ausgewählter Taxa, Inn Schotterbank.	45
4.35	Individuengewichte ausgewählter Taxa, Inn Schotterbank.	46
4.36	Individuengewichte ausgewählter Taxa, Inn Schotterbank.	46
4.37	Verteilung der Ernährungstypen am Standort Inn-Schotterbank	46
4.38	Ganglinie des Pegels Magerbach zwei Wochen vor Probenahme.	47
4.39	Verteilung der Trockenperioden-Dauer	48
4.40	Verteilung der Trockenperioden-Dauer	48
4.41	Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	49
4.42	Mittlere Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	49
4.43	Abundanz und Biomasse der Ephemeroptera des Standortes Bucht.	50
4.44	Abundanz und Biomasse der Plecoptera des Standortes Bucht.	51
4.45	Abundanz und Biomasse der Trichoptera des Standortes Bucht.	52
4.46	Abundanz und Biomasse der Diptera exkl. Chironomidae, Standorte Bucht und Buhne.	52
4.47	Abundanz und Biomasse der Diptera inkl. Chironomidae, Standorte Bucht und Buhne.	53
4.48	Abundanz und Biomasse der sonstige Taxa des Standortes Bucht.	53
4.49	Modellierungsergebnisse Drau, Februar.	54
4.50	Modellierungsergebnisse Drau, Juni.	55
5.1	Taxa-Abundanzen der permanent benetzten Zone und der Wasserwechselzone an der Drau.	58
5.2	Individuengewicht der Baetidae und Chironomidae in der permanent überströmten und Wasserwechselzone.	59
5.3	Mit Feinsedimenten überzogener Bereich der Wasserwechselzone.	60
5.4	Biomasse-Seehöhe-Beziehung.	62
5.5	Mittelwerte der EPT-Abundanzen.	63
5.6	Hydraulische Habitatparameter von <i>A. auricollis</i>	65
5.7	Verteilung der Fließgeschwindigkeitsklassen in den unterschiedlich benetzten Zonen, Probestelle Drau. Klasseneinteilung 5 cm/s.	66
5.8	Hydraulische Anspüche von <i>A. auricollis</i>	67
5.9	Zusammenhang zwischen Böschungsneigung und Breite der schwallbedingten Verödungszone an der Möll.	69

Tabellenverzeichnis

2.1	Charakterisierung beider untersuchten Flussabschnitte anhand der nächsten Pegel.	11
2.2	Schwall-Sunk-Verhältnis (<i>flow-ratio</i>), Drau.	15
2.3	Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean}), Drau.	15
2.4	Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot}), Drau.	16
2.5	Schwall-Sunk-Verhältnis (<i>flow-ratio</i>), Inn.	17
2.6	Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean}), Inn.	18
2.7	Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot}), Inn.	19
3.1	Übersicht Probenahmedesign.	20
3.2	Probenahmepunkte Drau.	22
3.3	Probenahmepunkte Inn Schotterbank.	23
3.4	Abflüsse zur hydraulischen Modellierung	25
4.1	Abundanzen und Biomassen der erhobenen Taxa, Drau.	28
4.2	Ephemeroptera-Abundanzen, Drau.	28
4.3	Ephemeroptera-Biomassen, Drau.	29
4.4	Plecoptera-Abundanzen, Drau.	30
4.5	Plecoptera-Biomassen Drau.	30
4.6	Trichoptera-Abundanzen Drau.	31
4.7	Trichoptera-Biomassen Drau.	31
4.8	Diptera-Abundanzen, Drau.	32
4.9	Diptera-Biomassen, Drau.	33
4.10	Nematoda und Oligochaeta-Abundanzen, Drau.	34
4.11	Nematoda und Oligochaeta-Biomassen, Drau.	34
4.12	Individuengewicht ausgewählter Taxa, Drau.	35
4.13	Zusammenfassung mittlere Transektbiomassen und -abundanzen, Inn.	36
4.14	Mittelwerte der Abundanzen nach Entfernungsklassen und Gesamtbiomasse.	38
4.15	Ephemeroptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.	39
4.16	Plecoptera-Abundanz und Biomasse Inn Schotterbank.	40
4.17	Trichoptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.	41
4.18	Diptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.	42
4.19	„Sonstige Taxa“ Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.	44
4.20	Mittlere Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	50
4.21	Mittlere Ephemeroptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	51
4.22	Mittlere Plecoptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	51
4.23	Mittlere Trichoptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	51
4.24	Mittlere Diptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.	52
4.25	Mittlere Abundanzen und Biomassen sonstiger Taxa, Standorte Bucht und Buhne.	53
4.26	Ausdehnung der Wasserwechselzone in der Modellierung.	54

1 Einleitung, Zielsetzung

1.1 Wasserkraft in Österreich und Schwallbetrieb

Aufgrund der Topologie und des Wasserreichtums Österreichs hat Wasserkraft hierzulande traditionell eine wichtige Stellung in der Stromproduktion. 48,8 % (entspricht 39 901 GW h) der Verwendung elektrischen Stromes in Österreich (Inlandsstromverbrauch + Pumpspeicherung + physikalische Stromexporte) wurden 2010 durch Wasserkraft gedeckt (BIERMAYR, 2011). In anderen Zahlen stellten Wasserkraftwerke im selben Jahr 58,4 % (41 572 GW h) der Bruttostromerzeugung Österreichs (71 075 GW h). 32,6 % (13 572 GW h) des Anteils der Wasserkraft wird durch Speicherkraftwerke erzeugt (BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, 2012).

Bruttostromerzeugung in GWh											
Erzeugung aus / in	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Laufkraftwerke	31.115	29.501	30.091	24.649	26.681	26.682	26.104	27.266	28.223	29.861	28.000
Speicherkraftwerke	10.724	10.686	9.840	8.230	9.742	9.599	8.388	9.405	9.722	13.129	13.572
Wasserkraftwerke	41.839	40.187	39.931	32.879	36.423	36.281	34.492	36.671	37.945	42.990	41.572
Sonstige Erneuerbare (inkl. Ökostrom)	1.566	1.821	1.731	1.986	2.742	3.916	4.928	6.101	6.376	6.279	6.613
Steinkohle	4.435	5.299	5.153	6.932	6.905	6.071	6.381	6.263	5.524	5.031	6.699
Braunkohle	1.292	1.594	1.460	1.512	999	1.096	651	0	0	0	0
Öl	1.703	1.755	1.449	1.862	1.819	1.642	1.640	1.281	1.244	1.223	1.272
Naturgas	7.858	8.712	9.304	11.159	10.949	13.024	10.594	9.855	11.153	12.323	14.307
Sonstige Energien	1.166	1.380	1.446	1.424	1.756	1.894	2.067	2.107	2.127	1.127	612
Wärme Kraftwerke (fossile)	16.454	18.740	18.812	22.889	22.428	23.727	21.333	19.506	20.048	19.704	22.890
Bruttostromerzeugung	59.859	60.748	60.474	57.754	61.593	63.924	60.753	62.278	64.369	68.974	71.075

Quelle: E-Control

Abbildung 1.1: Bruttostromerzeugung Österreich in den Jahren 2000 bis 2010. Grafik aus BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT (2012).

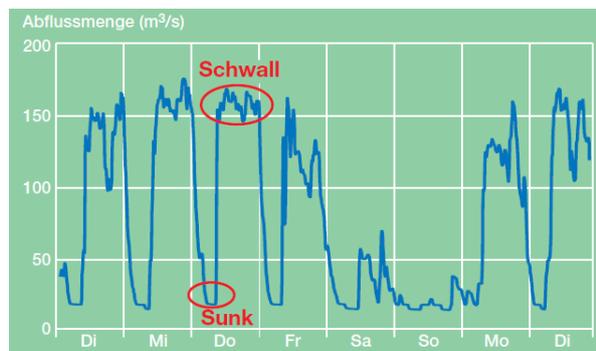


Abbildung 1.2: Abflussganglinie bei Schwallbetrieb, aus HAERTEL-BORER (2009).

Speicherkraftwerke dienen nun in erster Linie zur Abdeckung von Spitzenlasten und kurzfristigen Verbrauchszunahmen und lassen sich dementsprechend schnell (in einer Minute oder weniger) hochfahren (SCHWAB, 2009). Im Gegensatz zu Laufkraftwerken hat das zur Folge, dass das Wasser nicht kontinuierlich durchgeleitet, sondern nur dann durch die Turbinen läuft und in den Vorfluter abgeleitet wird, wenn der Strombedarf

(und somit der Strompreis) hoch ist. Daraus resultiert eine Abfolge von künstlichen Fluten (=Schwall) bei Wasserabgabe und künstlichen Niederwasserständen (=Sunk, aufgrund des Wasserrückhaltes unter MQ), wenn kein Wasser verstromt wird. Durch ihren Betrieb leisten Speicherkraftwerke einerseits einen wichtigen Beitrag zur Gewährleistung der Netzintegrität indem sie jene Spitzen abdecken, die Grundlastkraftwerke (wie Laufwasser- oder viele Wärme Kraftwerke) kurzfristig nicht bedienen können. Andererseits hat genau diese Betriebsweise – das plötzliche Ablassen von großen Wassermengen in kurzer Zeit – eine Vielzahl an ökologischen Auswirkungen, die nach den Hypothesen und der Zielsetzung näher erläutert und im Speziellen betreffend die Uferhabitate untersucht werden.

1.2 Hypothesen und Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist, die Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Makrozoobenthos (MZB) unterschiedlicher Uferbereiche qualitativ und quantitativ zu untersuchen. Die ökologische Relevanz von Uferbereichen ergibt sich daraus, dass sie, auch für das Makrozoobenthos, eigentlich zu den produktivsten Zonen eines Gewässers zählen sollten, bei Schwallbetrieb allerdings starke Beeinflussung erfahren (BAUMANN, 2004; MORITZ *et al.*, 2001). Der Schwerpunkt dieser Arbeit fällt auf die sogenannte „Wasserwechselzone“ (ein Bereich der bei Schwall überströmt ist und bei Sunk trockenfällt, bzw. auch vom Hauptgerinne abgeschnittene, stehende Restwassertümpel ausbildet) sowie den direkt daran anschließenden, permanent überströmten Bereich. Weiters wurden jeweils ein Kehrwasserbereich hinter einer Buhne sowie in einer natürlich entstandenen Aufweitung („Bucht“) untersucht. Die Hypothesen sind:

1. Ein Stranden von MZB-Organismen bei Sunk (BRETSCHKO & MOOG, 1990)
2. Ein nahezu vollständiges Ausbleiben der MZB-Besiedlung der Wasserwechselzone.
3. Eine selektive Besiedelung der Wasserwechselzone durch das MZB.
 - a) Die Zusammensetzung der MZB-Zönose unterscheidet sich zwischen der Wasserwechselzone und dem permanent überströmten Bereich qualitativ und quantitativ wesentlich.
 - b) Spezialisierte Taxa zeigen keinen wesentlichen Unterschied zwischen den beiden Bereichen.
4. Die Standorte Bucht und Buhne haben wesentliche Unterschiede in der MZB-Besiedlung.
5. Es zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede in der MZB-Besiedlung der Standorte Bucht & Buhne.

Ein unbeeinflusster Zustand der Wasserwechselzone unter Schwalleinfluss, im Sinne dessen, dass es zu keiner Veränderung qualitativer oder quantitativer Art kommt, wurde aufgrund verfügbarer Literatur schon im Vorhinein ausgeschlossen (BRETSCHKO & MOOG, 1990; MORITZ *et al.*, 2001).

1.3 Schwallproblematik – Literaturstudie

Schwallbetrieb hat eine Vielzahl an Auswirkungen auf das betroffene Flussökosystem. An oberster Stelle steht die Änderung physikalischer Eigenschaften, die einzelne Organismen, genauso wie gesamte Lebensgemeinschaften, grundlegend beeinflussen (BAUMANN & KLAUS, 2003; BRETSCHKO & MOOG, 1990; BRUNO *et al.*, 2009; CEREGHINO & LAVANDIER, 1998a). Die ökologisch wichtigsten abiotischen Faktoren sind das Abflussverhalten und die dadurch veränderten Größen hydraulische Belastung, Sedimenttransport und -ablagerung sowie Arealveränderung des aquatischen Lebensraumes (wechselfeuchte Flächen), Trübung und Temperatur (BAUMANN & KLAUS, 2003; MEILE *et al.*, 2005).

Ist ein Gewässer durch Schwallbetrieb beeinflusst (siehe Abbildung 1.3), ergeben sich daraus Abflussschwankungen, die in Frequenz, Änderungsgeschwindigkeit und Amplitude, speziell

in deren Kombination, in natürlichen Systemen nicht vorkommen (GREIMEL, 2013) und an welche die Wasserorganismen in der Regel nicht angepasst sind (BAUMANN & KLAUS, 2003).

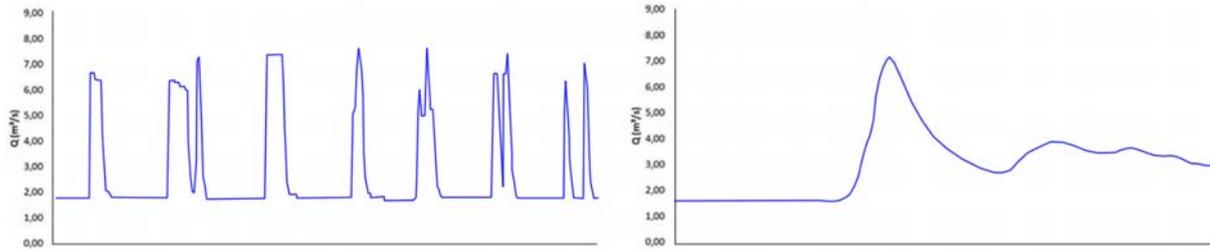


Abbildung 1.3: Vergleich zwischen beschwulstem Pegel (links) und Referenzpegel mit Hochwasserwelle (rechts), Beobachtungszeitraum je sieben Tage. Grafik angepasst aus SCHMUTZ *et al.* (2013).

Im Detail lassen sich die Auswirkungen wie folgt beschreiben; das Kapitel wurde, zum Teil abgeändert, auch in SCHMUTZ *et al.* (2013) publiziert.

1.3.1 Veränderung des Abflussverhaltens

Der Abfluss und dessen zeitliche Veränderungen zählen zu den Haupteinflussfaktoren, die fundamentale abiotische und ökologische Charakteristika von Flussökosystemen prägen (BUNN & ARTHINGTON, 2002; HART & FINELLI, 1999; POFF *et al.*, 1997; POFF & ZIMMERMAN, 2010; STATZNER & HIGLER, 1986). Das regelmäßige Wechseln zwischen Schwall und Sunk kommt in natürlichen Systemen nicht vor und stellt deswegen für den Lebensraum und die Lebensgemeinschaft eine Störung dar (GREIMEL, 2013; MEILE *et al.*, 2005). Die direkten Auswirkungen des wechselnden Abflusses sind:

Schwankende hydraulische Belastung

Da Organismen nur an einen bestimmten Bereich hydraulischer Bedingungen optimal angepasst sind (z. B. SAGNES *et al.*, 2008), werden die optimalen Zonen von zwei Seiten eingeschränkt. Einerseits stellt der Schwalldurchgang ein Problem dar, da die hydraulische Belastung in den Bereichen, die MZB-Organismen bei Sunk besiedeln würden, bei Schwall bis über die Toleranzgrenzen steigen kann und die Tiere somit abgedriftet werden. Dementsprechend wird die besiedelbare Zone in Richtung Flussmitte eingeschränkt. Weiters ist ein „Rhithralisierungseffekt“ des MZB, eine Verschiebung der Taxa-Dominanzen in Richtung rheophiler Taxa, zu beobachten (MORITZ & PFISTER, 2001; BAUMANN & KLAUS, 2003; JUNGWIRTH *et al.*, 2000).

Andererseits werden bei Sunk (nicht nur) rheophile Arten eingeschränkt, da nun in den zuvor bei Schwall optimalen Bereichen die Fließgeschwindigkeit zu gering wird (was beispielsweise strömungsabhängige Formen beim Nahrungserwerb behindert (BAUMANN & KLAUS, 2003)) oder diese Bereiche durch Trockenfallen überhaupt nicht mehr nutzbar sind.

Der hydraulische Einfluss durch die Schwall- und Sunkabfolge auf das Habitatangebot zählt nach BAUMANN & KLAUS (2003) zu einer der in der Literatur am häufigsten genannten Schwallauswirkungen, mit einer Abnahme bzw. starken Abnahme des nutzbaren Habitatangebotes für MZB-Organismen als Folge.

Erhöhte Sedimentbewegung bei Schwalldurchgang

Bei Schwalldurchgang kommt es zur Mobilisierung von auf der Deckschicht aufliegendem Sediment (Rollkies und Sand), was zu einem „Kugelmühlen-“ oder „Sandstrahleffekt“ führt. Die Folge davon sind Abrasion von Phytobenthos und erhöhte Drift („Katastrophen-“ oder „Massendrift“ (GIBBINS *et al.*, 2007)) des Makrozoobenthos, bei gleichzeitiger Verhinderung der Wiederansiedelung (MORITZ *et al.*, 2001; BAUMANN & KLAUS, 2003; LIMNEX, 2009). So führen MORITZ & PFISTER (2001) explizit an, dass „*Schwallbedingter Geschiebetransport einer der maßgeblichsten Faktoren für die generell niedrigen Besiedlungsdichten und Biomassen, insbesondere in den Tiefenrinnen*“ ist. Lokal konnte auch ein Aufreißen der Deckschicht nachgewiesen werden (MORITZ & PFISTER, 2001), was mit einem Verlust der dortigen MZB-Besiedlung gleichzusetzen ist.

Kolmation

Von Kolmation spricht man, wenn es durch Feinsedimenteintrag zur Verstopfung des Lückensystemes im Gewässerbett kommt (UHLMANN & HORN, 2001). Es lassen sich drei Kolmationstypen unterscheiden (GUTKNECHT *et al.*, 1998): Innere Kolmation, worunter man die Einlagerung abfiltrierter Partikel in das Hyporheal versteht. Weiters äußere Kolmation, bei welcher es zu einer (vollständigen) Bedeckung der ursprünglichen Gewässerbettoberfläche kommt, und welche, im Gegensatz zur inneren Kolmation, auch von außen sichtbar ist. Schließlich nennen GUTKNECHT *et al.* noch einen dritten Typ, die Deckschichtkolmation, die im Übergangsbereich zwischen innerer und äußerer Kolmation liegt und eine über die innere Kolmation hinausgehende Verstopfung der Deckschichtlückenräume darstellt.

Kolmation ist nun eine in der Literatur mehrfach angeführte Folge des Schwallbetriebes (MORITZ *et al.*, 2001; BAUMANN & KLAUS, 2003; BRUNO *et al.*, 2009). In den Untersuchungen am Alpenrhein wurde sie beispielsweise, neben dem Geschiebetransport, als zweiter maßgeblicher Faktor festgestellt, auf den sich Defizite (insbesondere der weitgehende Ausfall v. a. größerer Sedimentlückenbewohner) zurückführen lassen (MORITZ *et al.*, 2001). Kolmation ist unter anderem die Folge erhöhten Geschiebetriebes und Schwebstoffeintrages, wodurch die Lückenräume des Interstitials verstopft werden. Gefördert wird dies durch einen „Vibrations-effekt“ bei Schwalldurchgang, der zu erhöhtem Feinsedimenteintrag in die Sohle führen kann (SCHWEIZER *et al.*, 2009). Diese Problematik betrifft nicht nur die dauerbenetzte Zone. Ähnliches gilt auch für die Wasserwechselzone, wo bei Schwall Feinsedimente angeschwemmt werden und sich dort absetzen (BAUMANN, 2004; MEILE *et al.*, 2005; PAETZOLD *et al.*, 2007). Die ökologische Problematik der Kolmation besteht darin, dass es mit der Verringerung der Lückenräume im Flussbett zum Verlust eines äußerst wertvollen, und für viele Organismen notwendigen Lebensraumes kommt, und dadurch auch Rückzugsräume für MZB-Organismen und juvenile Fische wegfallen (UHLMANN & HORN, 2001; BO *et al.*, 2007). Weiters ist die vertikale Konnektivität und somit auch der Wasseraustausch mit dem Grundwasser und die Versorgung mit sauerstoffangereichertem Wasser nicht mehr oder nur eingeschränkt gegeben. Für das MZB bedeutet das speziell bei Schwalldurchgang, dass sie sich bei steigender hydraulischer Belastung nicht in das Interstitial zurückziehen können und somit vermehrt abgedriftet werden. Auch für die Reproduktion ergeben sich Folgen, so ist bei höherem Feinsedimen-

teintrag bzw. in kolmatierten Bereichen der Schlupferfolg von Fischen, beispielsweise den Salmonidaen, beeinträchtigt (KEMP *et al.*, 2011).

Wasserwechselzone

Wechselfeuchte Uferbereiche, die bei Schwall benetzt sind und bei Sunk trockenfallen sowie auch vom Hauptgerinne abgeschnittene Restwassertümpel bilden, werden als Wasserwechselzone bezeichnet. Sie stellen oftmals regelrechte „Verödungszonen“ dar, da sie die meisten Wasser- und Landorganismen, aufgrund der sich dauernd ändernden Bedingungen, nicht nutzen können oder in wesentlich geringerer Dichte vorkommen (z. B. BRETSCHKO & MOOG, 1990; MORITZ & PFISTER, 2001; ÖWAV, 2008; SCHNELL, 2005). Bei Sunk strandende, oder in kleinen Tümpeln zurückbleibende Wasserorganismen (betrifft sowohl das MZB als auch Fischlarven) sind unmittelbar durch Sauerstoffmangel oder Vertrocknen bedroht (BRETSCHKO & MOOG, 1990; LIMNEX, 2004) und können sich gleichzeitig oft nicht ausreichend ins Interstitial zurückziehen, da dieses kolmatiert ist. Landorganismen haben das umgekehrte Problem, sie werden bei Schwall zurückgedrängt oder abgetrieben. Die Folge ist, dass die Wasserwechselzone von den meisten Organismen gar nicht besiedelt wird und sich nur wenig Arten halten können (BAUMANN & KLAUS, 2003). Diese Problematik ist stark von der Morphologie beeinflusst und wird bei sehr flachen Uferbereichen verstärkt, da die wechselfeuchten Flächen dementsprechend größer sind. Neben den MZB-Organismen ist auch die Fischfauna beeinträchtigt (NAGRODSKI *et al.*, 2012), da diese Bereiche bei Schwall eigentlich Laichhabitate und Lebensräume für Jungfische darstellen würden (MORITZ *et al.*, 2001; SCHNELL, 2005), aber dann bei Sunk trockenfallen. Umgekehrt ist an den bei Sunk geeigneten Stellen während des Schwalldurchgangs die hydraulische Belastung zu groß und Eier sowie Larven werden verdriftet (LIMNEX, 2004).

1.3.2 Trübung und Temperatur

Neben dem ständig wechselnden Abfluss sind Trübung und Temperatur ebenfalls zwei Parameter, die unter Schwallbetrieb, speziell bei Talsperren in Gletschereinzugsgebieten, starken Veränderungen unterworfen sein können.

Trübung

Erhöhte Trübung bzw. Schwebstoffeintrag ergibt sich aus den durch Schwälle mobilisierten Schwebstoffdepots sowie durch turbiniertes Gletscherwasser (LIMNEX, 2001; MEILE *et al.*, 2005). Für das Phytobenthos bedeutet das eine eingeschränkte Produktivität wegen des geringeren Lichtangebotes und höhere mechanische Belastung („Sandstrahleffekt“ durch Schwebstoffe). In erster Linie dürfte die erhöhte mechanische Belastung ab einer gewissen Tiefe limitierend wirken, und das verringerte Lichtangebot eher eine untergeordnete Rolle spielen (LIMNEX, 2001). Erhöhte mechanische Belastung und Kolmation durch Schwebstoffe haben auf das MZB und auf Fische negativen Einfluss. Nach MEILE *et al.* (2005) ist durch erhöhte Trübung zumindest *„...mit vermehrten Anzeichen von Stress und mit schleichenden Veränderungen in der Physiologie und im Verhalten der Tiere zu rechnen“*.

Temperatur

Sind die Stauseen hoch gelegen, kommt es im Sommer bei jedem Schwall zu einer plötzlichen Temperaturreduktion. Im Winter passiert hingegen das Umgekehrte, die Einleitung führt zur Erhöhung der Temperatur, da das Wasser im Vorfluter um 0 °C hat, das hypolimnisch entnommene Triebwasser hingegen ca. 4 °C. Da der Stoffwechsel stark von der Temperatur abhängt und sämtliche Organismen an sich nur auf einen bestimmten Temperaturbereich optimal angepasst sind, kann davon ausgegangen werden, dass solche kurzfristigen Temperaturänderungen die Wasserorganismen negativ beeinflussen (SCHWEIZER *et al.*, 2009). Unter anderem konnten CAROLLI *et al.* (2012) nachweisen, dass Temperaturänderungen, wie sie bei Schwallbetrieb vorkommen, eine zwei bis fünf-fach erhöhte MZB-Drift zur Folge haben. Auf den Lebenszyklus der MZB-Organismen per se dürften die schwallbedingten Temperaturschwankungen allerdings kaum oder nur geringe Auswirkungen haben (CEREHINO & LAVANDIER, 1998b; FRUTIGER, 2004).

1.3.3 Auswirkungen auf die Zoozönose

Die zuvor angeführten physikalischen Veränderungen haben, speziell in deren Summe, teils drastische Auswirkungen auf die Biozönose. Im Folgenden wird speziell auf die nachgewiesenen Beeinträchtigungen der MZB-Gesellschaften eingegangen.

Rückgang von Abundanz und Biomasse des MZB

Der wohl eindeutigste Nachweis für die negativen Auswirkungen auf das Flussökosystem ist der Rückgang bzw. auch regelrechte Einbruch (BRETSCHKO & MOOG, 1990) der makrozoobenthischen Besiedlung schwallbeeinflusster Strecken. So wird in der von BAUMANN & KLAUS (2003) durchgeführten Literaturstudie in 65 % bis 75 % der berücksichtigten Arbeiten zur Schwallproblematik ein Rückgang von Biomasse und/oder Individuendichte festgestellt (BAUMANN & KLAUS, 2003), weitere aktuelle Arbeiten bestätigen dieses Bild ebenfalls (CEREHINO & LAVANDIER, 1998a; CÉRÉHINO *et al.*, 2004; RIEDL, 2010; SCHNELL, 2005; LIMNEX, 2009; SALCHER, 2012; STEIDL, 2012). Speziell in der Wasserwechselzone kommt es zu den größten Verlusten, sodass hier, wie zuvor erwähnt, von „Verödungszonen“ gesprochen werden kann (MORITZ & PFISTER, 2001; ÖWAV, 2008; SCHNELL, 2005).

Die Einbußen ergeben sich aus dem Zusammenwirken der unter Abschnitt 1.3.1 und 1.3.2 beschriebenen Faktoren. In erster Linie ergeben sich die Auswirkungen aus den schwankenden hydraulischen Bedingungen (Geschwindigkeit, Scherspannung), den Folgen daraus (Sedimenttransport), dem Trockenfallen sowie der Kolmation. Doch auch Trübung und Temperaturschwankungen dürften ihren Anteil daran haben, auch wenn sie alleine wirkend, das Ökosystem nicht im gleichen Ausmaß schädigen.

Massen- oder Katastrophendrift

Unter dem Begriff Drift versteht man die gezielt herbeigeführte oder unfreiwillige Fortbewegung der MZB-Organismen mit der freien Welle. Driften ist somit einerseits eine Verhaltensweise, die einen „bewussten“ Ortswechsel herbeiführt und deren Ausmaß auch durch

aktive Steuerbewegungen beeinflusst wird. Generell hat die Bodenfauna diese Driftaktivität auf die Dämmerung und die Nacht beschränkt um optisch orientieren Raubfischen zu entgehen (JUNGWIRTH *et al.*, 2003). Unter ungestörten Bedingungen ergibt sich somit ein Tag-Nacht-Muster, mit niedriger bis ausbleibender Drift während der Tageszeit und Driftspitzen in der Dämmerung bzw. der Nacht. Andererseits können Driftspitzen auch durch Störungen (abrupte Abflussänderung, chemische Belastung oder plötzliche Änderung physikalischer Parameter) hervorgerufen werden (JUNGWIRTH *et al.*, 2003) und stellen somit eine „unfreiwillige“ Verfrachtung der Tiere in die fließende Welle dar.

Eine häufige Folge des Schwallbetriebs ist nun die deutlich erhöhte MZB-Drift durch den Abflussanstieg bei Schwall (z. B. BAUMANN & KLAUS, 2003; MEILE *et al.*, 2005; LIMNEX, 2009). Unter natürlichen Bedingungen tritt diese sogenannte „Katastrophen-“ oder „Massendrift“ (GIBBINS *et al.*, 2007) nur bei Hochwässern, also wenige Male im Jahr auf. Bei Schwalldurchgang hingegen werden regelmäßig erhöhte Driftraten festgestellt, im schlechtesten Fall wird sogar täglich eine Katastrophendrift ausgelöst (BAUMANN & KLAUS, 2003). Die direkte Folge der regelmäßig erhöhten Invertebratendrift ist eine regelmäßige Ausdünnung der Biomasse (SCHWEIZER *et al.*, 2009), hinzu kommt, dass durch erhöhte Drift auch der potentielle Anteil an strandenden Organismen größer ist (siehe Abschnitt „Wasserwechselzone“). Zusätzlich konnte in einigen Arbeiten festgestellt werden, dass das an den Tag-Nacht-Rhythmus angepasste, natürliche Driftmuster verloren geht. Die Drift ist dann in erster Linie durch den Schwall beeinflusst, ein klares Tag-Nacht-Muster lässt sich nicht mehr beobachten (z. B. CÉRÉGHINO *et al.*, 2004; LAGARRIGUE, 2002).

Änderung des Artenspektrums und der Dominanzverhältnisse

Auch die Struktur der vorhandenen MZB-Gesellschaften weist in den meisten Fällen auf den anthropogenen Einfluss hin (BAUMANN & KLAUS, 2003; LIMNEX, 2009; SCHWEIZER *et al.*, 2009), wobei das oftmals die Dominanzverhältnisse zwischen den Taxa betrifft. So konnte bei mehreren untersuchten beschwallten Strecken keine Änderung der Artengarnitur festgestellt werden, die Dominanzverhältnisse oder (und) quantitative Größen entsprachen aber dennoch nicht natürlichen Verhältnissen (BAUMANN & KLAUS, 2003; CERÉGHINO & LAVANDIER, 1998a; CÉRÉGHINO *et al.*, 2002; SALCHER, 2012; STEIDL, 2012). Auffällig ist vor allem eine immer wieder erwähnte und anthropogenen Einfluss anzeigende Arten- oder Dominanzverschiebung zu ökologisch anspruchsloseren und kleineren sowie schlankeren Gruppen, wie z. B. bestimmte Arten der Oligochaeta oder Chironomidae (BRETSCHKO & MOOG, 1990; FORSTENLECHNER *et al.*, 1997; RIEDL, 2010; TROELSTRUP & HERGENRADER, 1990; SALCHER, 2012). Diese dürften mit kolmatiertem Untergrund besser zurechtkommen und sich unter anderem dadurch bei Schwalldurchgang leichter in den Untergrund zurückziehen können. Grundsätzlich sind EPT-Taxa vom Schwallbetrieb am stärksten betroffen (BAUMANN, 2004). Ebenso konnten einige Studien speziell für stygobite Taxa (Tiere, die nur im Grundwasser oder grundwasserbeeinflussten Bereich der hyporheischen Zone leben) einen negativen Einfluss nachweisen (BRUNO *et al.*, 2009).

1.4 Hydrologische Charakterisierung von Schwallereignissen

Zur Charakterisierung des Schwalleneinflusses wurden die Arbeit und Daten von GREIMEL (2013) herangezogen. Dort, sowie in SCHMUTZ *et al.* (2013), finden sich ausführliche Erläuterungen zur Methodik und den hier dargestellten und verwendeten Kenngrößen.

Die Grundidee der Arbeit von GREIMEL ist, Schwallwellen von natürlichen Schwankungen sowie von Überlagerungen mit Hochwässern abzugrenzen und die beschreibenden Parameter in Klassen einzuteilen (Abbildung 1.4). Die Abgrenzung der Schwallwellen von natürlichen Abflussschwankungen erfolgt anhand der mittleren An- bzw. Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallwellen sowie dem Einzugsgebiet (EZG) des entsprechenden Flusses. Liegt die Änderungsgeschwindigkeit (aus methodischen Gründen in % des MQ angegeben) über einem ermittelten Schwellenwert (der vom EZG abhängt – je kleiner das EZG desto höher der Schwellenwert), so wird die entsprechende Welle als Schwallereignis gewertet (siehe Abbildung 1.5). Zusätzlich trägt dieses System der Tatsache Rechnung, dass es sich bei Schwallkennzahlen um Variablen handelt, die im Jahresverlauf variieren und sich schwallbeeinflusste Gewässer somit nicht nur durch, wie in bisheriger Literatur öfters angeführt, einen einzelnen Wert beschreiben lassen. Deswegen wird im späteren Kapitel über die Untersuchungsgebiete ebenfalls der Jahresverlauf dieser Parameter angeführt. Zur Beschreibung der untersuchten Flussabschnitte wurden die Parameter *Summierte Abflussänderung pro Event* (dQ_{tot_evt} , m^3/s), *Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit pro Event* (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$) und das *Schwall-Sunk-Verhältnis* (*flow-ratio*, Q_{Gesamt} / Q_{Sunk}) herangezogen.

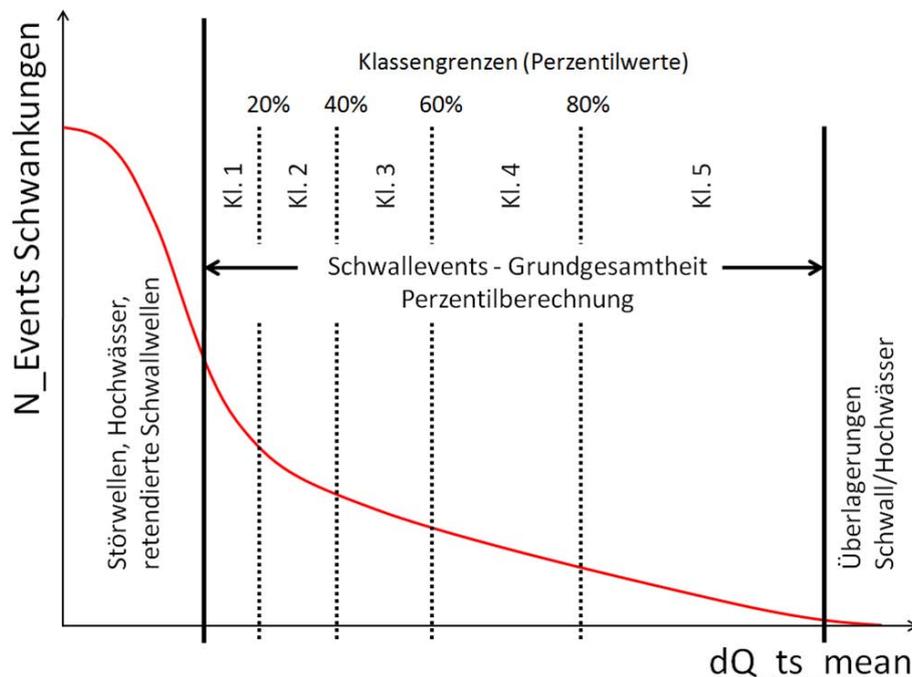


Abbildung 1.4: Einteilung der Schwallkenngrößen in Klassen (GREIMEL, 2013). Grafik: Franz GREIMEL.

1 Einleitung, Zielsetzung

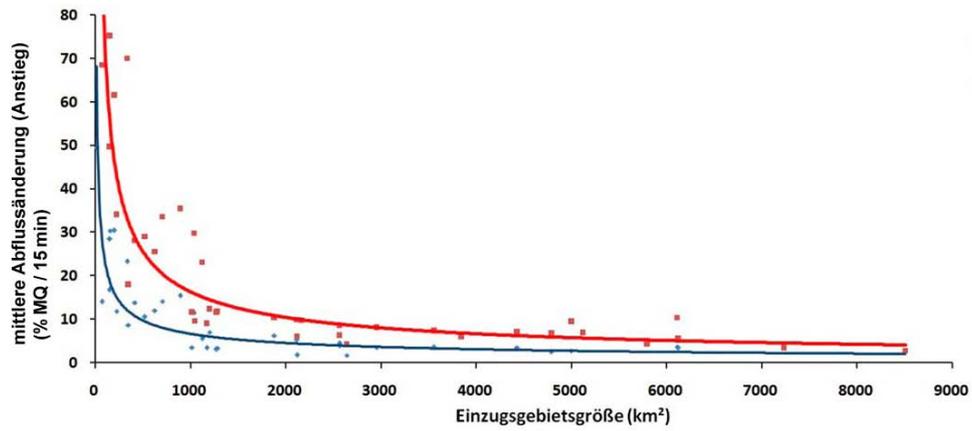


Abbildung 1.5: Liegt die Änderungsgeschwindigkeit des Abflusses über der blauen Kurve, so wird das Ereignis als Schwall gewertet. Genaue Erläuterungen dazu finden sich in GREIMEL (2013) und SCHMUTZ *et al.* (2013). Grafik vereinfacht und geändert aus SCHMUTZ *et al.* (2013).

2 Untersuchungsgebiet

Die beiden untersuchten Flüsse Inn und Drau zählen zu den größten Flüssen der zoogeographischen Ökoregion „Alpen“ und somit gleichzeitig auch Österreichs (MOOG *et al.*, 2003). Nach WIMMER & CHOVANEC (2000) sind beide als „große Flüsse“ einzustufen, was einer Flussordnungszahl größer oder gleich 7 und/oder einer Einzugsgebietsfläche größer als 2500 km² entspricht. Das Abflussregime beider Flüsse ist nival geprägt (WIMMER *et al.*, 2012). In Abbildung 2.1, welche die Ökoregionen Österreichs als Kartengrundlage hat, sind Inn und Drau sowie die beiden untersuchten Abschnitte zwecks Veranschaulichung hervorgehoben.

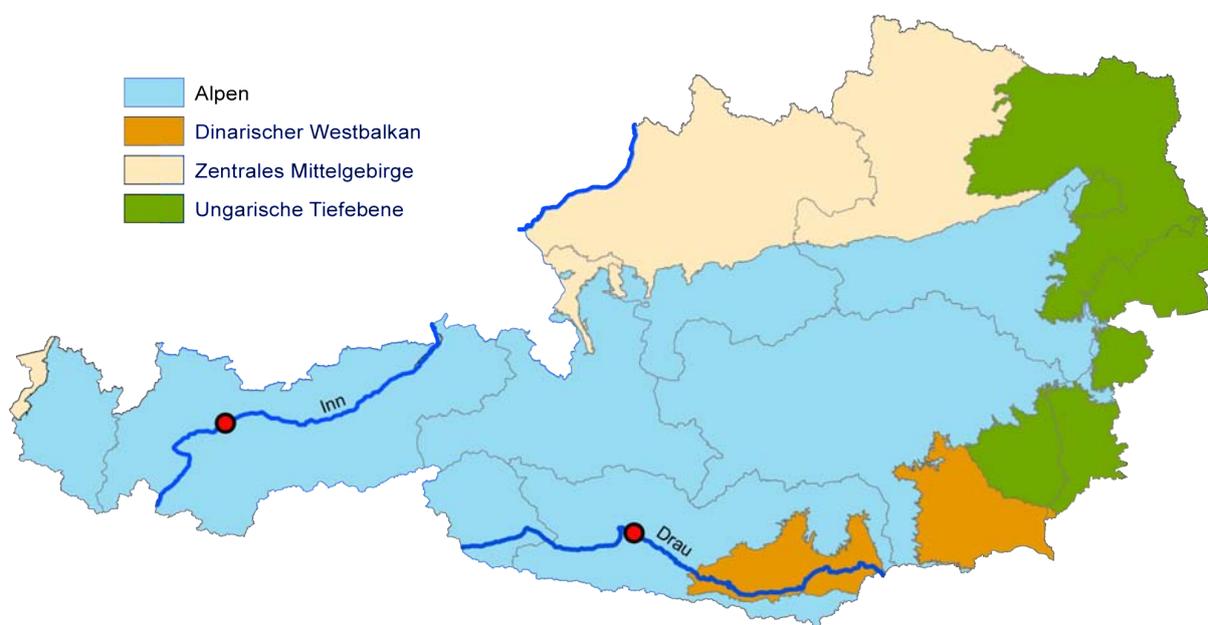


Abbildung 2.1: Die Probestellen an den beiden untersuchten Flüssen. Grafik: Florian Dossi, angepasst.

Beide Flüsse lassen sich auch durch deren Zugehörigkeit zu „Fließgewässer-Bioregionen“ klassifizieren. Diese durch MOOG *et al.* (2003) eingeführte Unterteilung unterscheidet 15 in Österreich gelegene Landschaftseinheiten und basiert auf der Verknüpfung von, anhand abiotischer Faktoren eingeteilter, Fließgewässer-Naturräumen nach FINK *et al.* (2000) mit den charakteristischen Makrozoobenthoszönosen. Die Drau stellt demnach die Grenze zwischen den Fließgewässer-Bioregionen „unvergletscherte Zentralalpen“ und „Süd-alpen“ dar, der Inn ist der Grenzfluss zwischen „Kalkhochalpen“ und „unvergletscherte Zentralalpen“ (siehe Abbildung 2.2).

Eine detaillierte Gegenüberstellung der Charakteristiken der Flussabschnitte im Bereich der Untersuchungsstellen sind in Tabelle 2.1 aufgelistet. Die Daten beziehen sich auf den für den Abschnitt maßgebenden Pegel. Für die Stellen am Inn wurde der Pegel Magerbach (Messstellennummer 201459), an der Drau Drauhofen (213199) herangezogen.

2 Untersuchungsgebiet

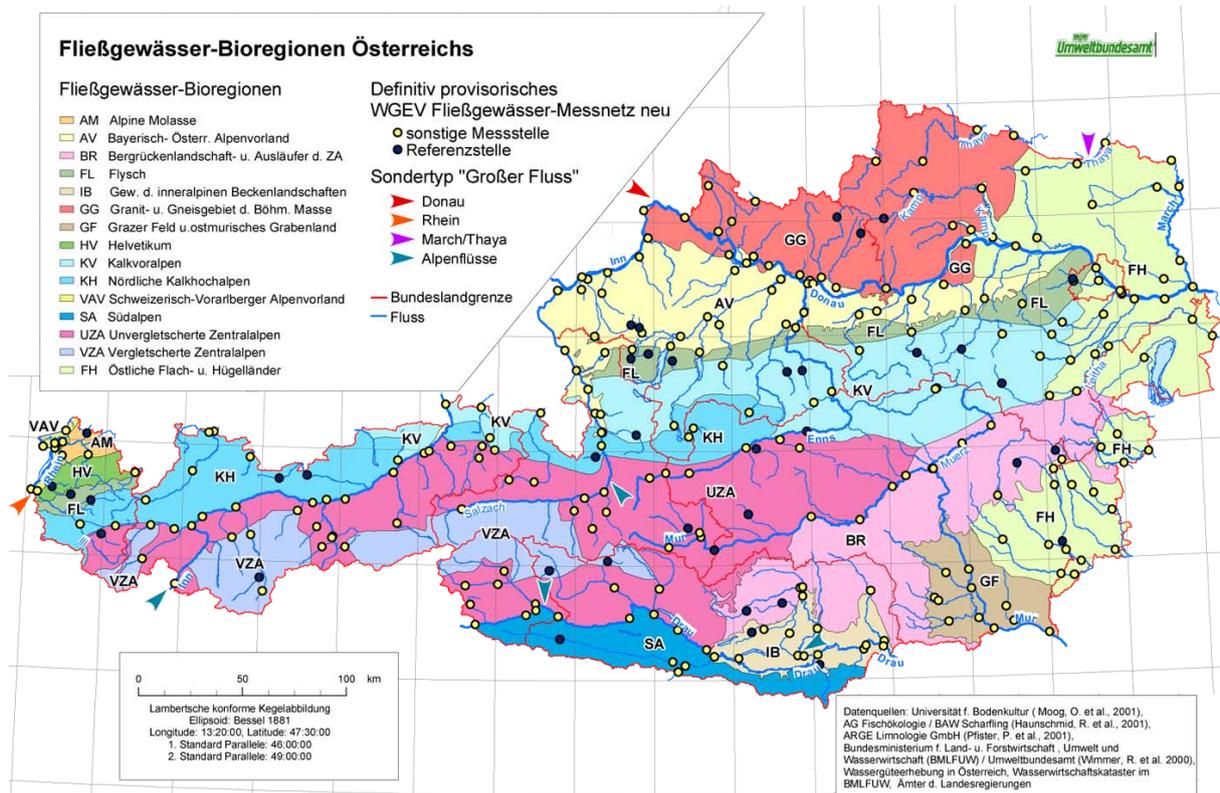


Abbildung 2.2: Die Fließgewässer-Bioregionen Österreichs nach Moog *et al.* (2003), Auswertung/Grafik: D. GRUBER & G. VINCZE, Umweltbundesamt GmbH, 2001.

Tabelle 2.1: Charakterisierung beider untersuchten Flussabschnitte anhand der nächsten Pegel.

Charakteristik	Inn	Drau	Bezeichnung	Klassifizierung
Gewässerdimension ^{a, b}	145 m ³ /s	107 m ³ /s	Großfluss	100 m ³ /s–1000 m ³ /s MMQ
Einzugsgebiet ^b	5118,8 km ²	3674,4 km ²		
Flussordnungszahl ^c	6	7		
Höhenstufe ^d	650 m	540 m	submontan	200 m. ü. A.–700 m. ü. A.
Aktueller Flussverlauf ^a	linear	bogig		
Flusslandschaftstyp ^a	begradigter	Rhithralfluss		
Abflussregime ^e	WIN	NIV6		
Saprobieller Grundzustand ^f	≤1,75	≤1,75		

^a MUHAR *et al.* (2004)

^b HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH (2011)

^c WIMMER & MOOG (1994)

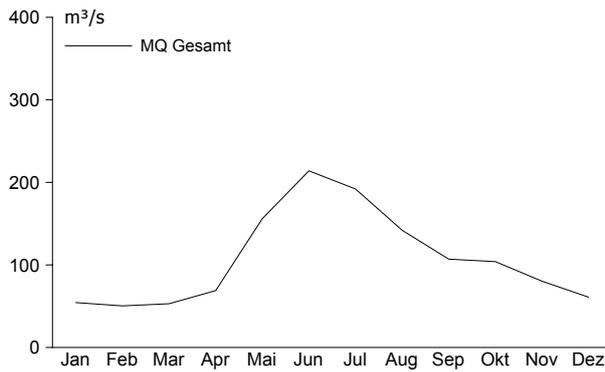
^d KILIAN *et al.* (1994)

^e MADER *et al.* (1996)

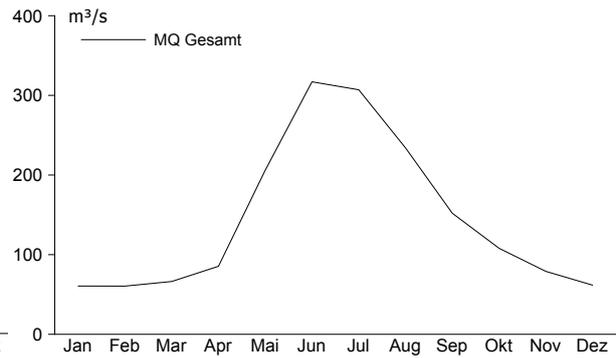
^f OFENBÖCK *et al.* (2010)

Zu Tabelle 2.1 ist anzumerken, dass sich das nivale Regime (NIV6) und das winter-nivale (WIN) Regime ähneln, letzteres allerdings durch eine zweite, nur schwach ausgeprägte Abflussspitze im Winter zu den komplexen Regimen gehört. Abbildung 2.3 zeigt eine Gegenüberstellung der monatlichen Abfluss-Mittelwerte in den Flussabschnitten der beiden Untersuchungsgebiete (MQ) im Jahresverlauf sowie ein Beispiel für ein nivales Abflussregime des Typs NIV6.

2 Untersuchungsgebiet



(a) Drau, Pegel Drauhofen



(b) Inn, Pegel Magerbach

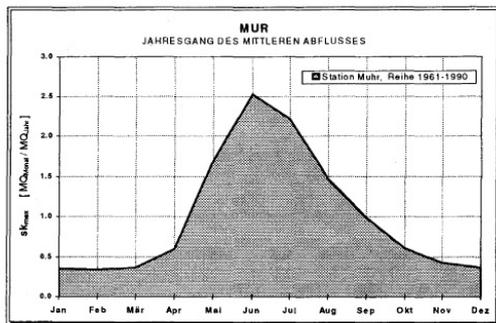
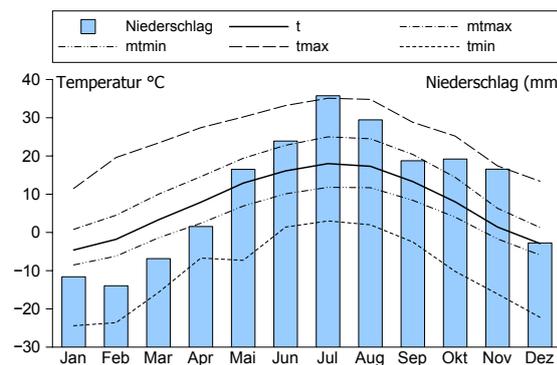


Abb. 22: Mur bei Muhr, 1961 - 1990, Nivales Regime - NIV 6, ausgeprägt

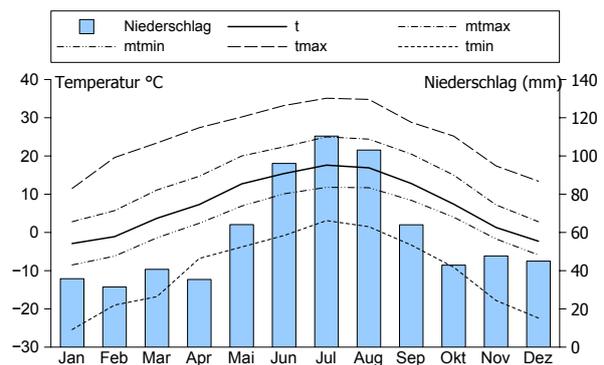
(c) Beispiel Nivales Abflussregime, MADER *et al.* (1996).

Abbildung 2.3: Monatliches MQ der beiden Untersuchungsabschnitte, Zeitraum 1976–2008. Aus HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH (2011).

In Abbildung 2.4 ist eine Kurzcharakteristik des Klimas der beiden Untersuchungsstellen für Zeitraum 1971–2000 abgebildet. Beide Messstellen verzeichnen $7,4^\circ$ Jahresmitteltemperatur, die Jahresniederschlagssumme in Spittal a. d. Drau beträgt 937 mm, in Haiming 717 mm. In der Grafik entspricht t den Tagesmittel, mt_{max} und mt_{min} den Mittel aller täglichen Maxima bzw. Minima, t_{max} und t_{min} sind absolute Maxima bzw. Minima.



(a) Spittal a. d. Drau



(b) Haiming

Abbildung 2.4: Klimacharakteristika der beiden Untersuchungsgebiete (ZAMG, 2013).

Folgend werden die Probestellen, drei am Inn und eine an der Drau, genauer beschrieben und im Kapitel 3 ergänzt.

2.1 Drau

Die Untersuchungsstelle an der Drau befindet sich in Kärnten bei Baldramsdorf, westnordwestlich von Spittal an der Drau ($46^{\circ} 48' 25.8'' N, 13^{\circ} 28' 13.3'' O$). Die Proben wurden am Gleitflufer (orographisch rechts) des dortigen Rechtsbogens im Flussverlauf genommen. Charakteristisch für diese Stelle ist eine ausgeprägte Wasserwechselzone. Der vorherrschende Substrattyp ist Mesolithal (Korngröße 6 cm bis 20 cm), wobei der Untergrund der Wasserwechselzone zumindest oberflächlich zum Zeitpunkt der Probenahmen weitgehend mit Feinsedimenten überzogen war.



(a) Lage der Untersuchungsstelle

(b) Untersuchte Fläche

Abbildung 2.5: Untersuchungsstelle an der Drau.

2.2 Inn

Die Untersuchungsstellen am Inn liegen in Tirol, zwischen den Ortschaften Ötztal und Telfs. Die Stelle „Bucht“ ist vor einem orographisch links gelegenen Prallufer zwischen Ötztal und Haiming ($47^{\circ} 14' 59.0'' N, 10^{\circ} 51' 35.9'' O$). Die Proben wurden hier aus einer strömungsberuhigten Bucht mit Substrattyp Mikrolithal (Korngröße 2 cm bis 6 cm) entnommen.



Abbildung 2.6: Untersuchungsgebiete am Inn.

2 Untersuchungsgebiet

Die Stellen „Schotterbank“ (47° 17' 49.3''N, 11° 02' 31.9''O) und „Buhne“ (47° 17' 51.0''N, 11° 02' 59.2''O) liegen rechtsufrig in einem gestreckten Flussabschnitt vor Telfs. Die „Buhne“-Proben wurden direkt hinter einer Buhne im Kehrwasserbereich genommen. Hier besteht das Substrat in erster Linie aus Sand oder Meso- bzw. Mikrolithal im Sand. Das Substrat im Bereich der Schotterbank ist Meso- und Mikrolithal.



Abbildung 2.7: Untersuchungsstellen am Inn.

2.3 Schwalleinfluss in den Untersuchungsgebieten

Zur genaueren Beschreibung des Schwalleinflusses wurden die in Abschnitt 1.4 erläuterten Kenngrößen dQ_{ts_mean} , dQ_{tot_evt} und $flow_ratio$ (=Schwall-Sunk-Verhältnis) aus GREIMEL (2013) herangezogen. Die folgende Einteilung in fünf Klassen basiert auf dem 20, 40, 60 und 80 %-Perzentil der jeweiligen Kenngröße und bezieht sich auf alle verfügbaren Schwallereignisse des Untersuchungspegels. Die ausführliche Darstellung dient in erster Linie um einen qualitativen Eindruck der Variabilität des Schwalleinflusses und dessen Größenordnung zu vermitteln.

Sämtliche angegebenen Daten beziehen sich auf den Zeitraum 1976–2008 und stellen Mittelwerte für diese Spanne dar. In den Tabellen angegebene Abweichungen beziehen sich auf die Differenzen zwischen dem jeweiligen Monatsmittel und dem Jahresmittel des Beobachtungszeitraumes. Die einzelnen Monatswerte schwanken zwischen den Jahren wesentlich mehr, so liegen beispielsweise die Klasse-1-Mittelwerte des Monats Jänner von dQ_{tot_evt} für den Pegel Drauhofen im Beobachtungszeitraum zwischen 10 und 23 m³, bei einem Gesamtjännermittel von 17,3 m³. Dieses Gesamtmonatsmittel ist auch in den folgenden Tabellen angegeben, im Bedarfsfall mit dessen Abweichung zum Gesamtjahresmittel.

2.3.1 Drau (Pegel Drauhofen, 213199)

Für den Beobachtungszeitraum 1976–2008 beträgt das Mittel des $flow_ratio$ 1,51, von dQ_{tot_evt} 35,3 m³ und von dQ_{ts_mean} 6,2 m³/s/15 min. Im Sommer wurden im Schnitt generell mehr Schwallereignisse verzeichnet als im Winter. Das Maximum liegt bei durchschnittlich 58,1 Schwallereignissen pro Monat im August, das Minimum mit 38,9 im Februar. Somit kam es

2 Untersuchungsgebiet

über das ganze Jahr hinweg zu mehr als einem Schwallereignis pro Tag. Weiters kann im Winterhalbjahr, bedingt durch den niedrigeren Basisabfluss, eine Zunahme von Schwallereignissen mit höherem *flow-ratio* festgestellt werden. Im Sommer dreht sich das Bild um, die Anzahl der Schwälle mit niedrigem *flow-ratio* nimmt deutlich zu, die Anzahl jener mit hohem *flow-ratio* stark ab. Ebenso nimmt die Anzahl der Schwallereignisse mit geringerer summierter Abflussänderung je Schwallereignis im Sommer zu.

Tabelle 2.2: Schwall-Sunk-Verhältnis (*flow-ratio*), Drau.

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1							1,1					
2							1,2					
3							1,4					
4							1,7					
5	2,5	2,5	2,5	2,4	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,3	2,2	2,3
Gesamt	1,9	2,0	2,0	1,7	1,3	1,2	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7

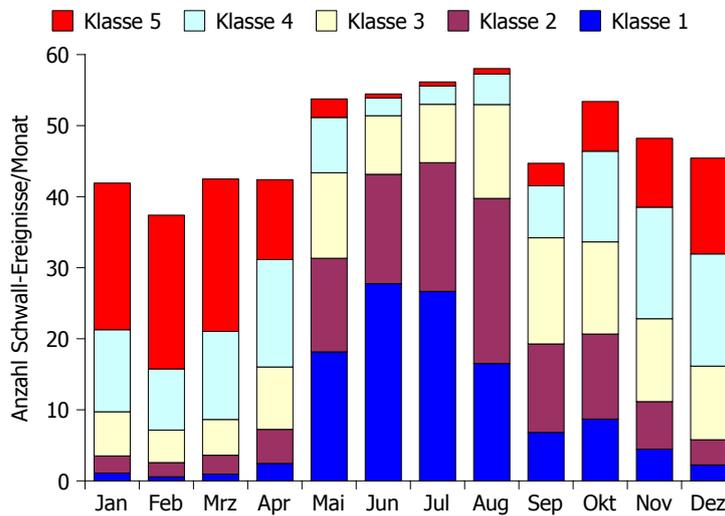


Abbildung 2.8: Schwall-Sunk-Verhältnis (*flow-ratio*), Drau.

Abbildung 2.8 und Tabelle 2.2 beschreiben den Jahresverlauf der *flow-ratio*-Werte. In der Abbildung ist die mittlere monatliche Häufigkeit von Schwallereignissen der jeweiligen Klasse angegeben, in der Tabelle die Mittelwerte der jeweiligen Klasse. Weichen die monatlichen Gesamtmittelwerte weniger als +/- 0,1 vom Gesamtjahresmittel ab, ist in der Tabelle nur das Jahresmittel angegeben.

Tabelle 2.3: Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$), Drau.

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
1							3,9					
2							4,8					
3							5,8					
4							7,1					
5	10,4	10,4	10,5	10,5	10,8	10,9	11,0	10,4	10,8	10,4	10,3	10,4
Gesamt	5,9	5,8	5,8	6,2	6,3	6,6	6,7	6,6	6,2	6,4	6,0	6,1

2 Untersuchungsgebiet

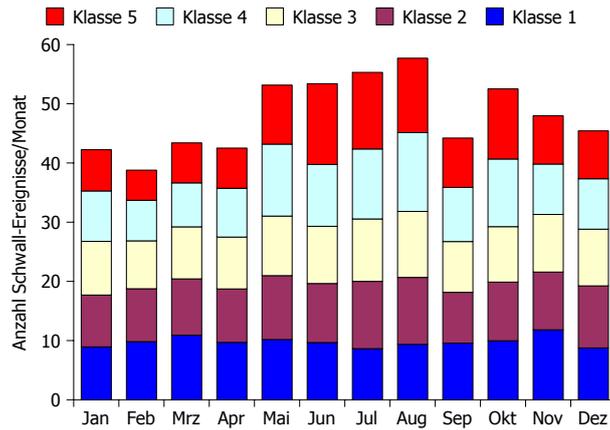


Abbildung 2.9: Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$), Drau.

Analog beschreiben Abbildung 2.9 und Tabelle 2.3 den Jahresverlauf der mittleren Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$). In der Abbildung ist die mittlere monatliche Häufigkeit von Schwallereignissen der jeweiligen Klasse angegeben, in der Tabelle die Gesamtmittelwerte der jeweiligen Klasse. Weichen die monatlichen Gesamtmittelwerte weniger als $\pm 0,1$ vom Gesamtjahresmittel ab, ist der Tabelle nur das Jahresmittel angegeben.

Tabelle 2.4

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
1						17,2 (+/- 1,5)						
2						24,9 (+/- 0,1)						
3						28,7 (+/- 0,8)						
4						41,6 (+/- 0,9)						
5	63,2	66,3	65,1	66,6	69,3	70,0	70,7	70,3	71,7	66,2	60,0	60,2
Gesamt	35,6	36,2	35,7	38,9	35,9	37,7	35,7	33,0	34,8	34,7	32,6	32,8

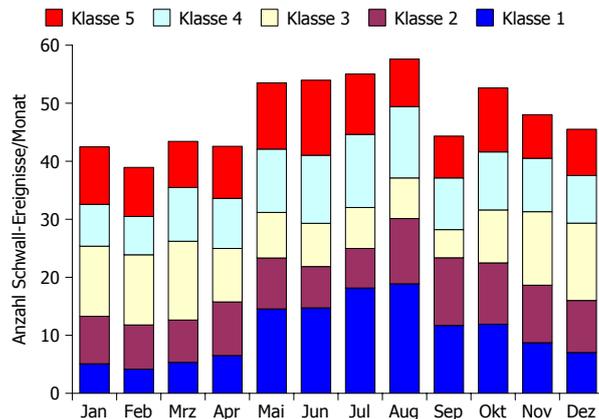


Abbildung 2.10: Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot} , m^3), Drau.

Der Jahresverlauf der summierten Abflussänderung je Schwall-Event ist in Abbildung 2.10 und Tabelle 2.4 dargestellt. Unterscheiden sich die Gesamtmonatsmittel um weniger als $1 m^3$ vom Jahresmittel, ist nur dieses angegeben, inklusive der maximalen Abweichungen der Monatsmittel vom Gesamtjahresmittel.

Von den Pegeln in der Nähe des Untersuchungsgebietes waren zum Fertigstellungszeitpunkt keine Abflussdaten für den Zeitraum der Probenahmen verfügbar. Abbildung 2.11 zeigt die Abflussganglinie etwa 3 Wochen vor den am 18. & 19.8.2011 durchgeführten Probenahmen.

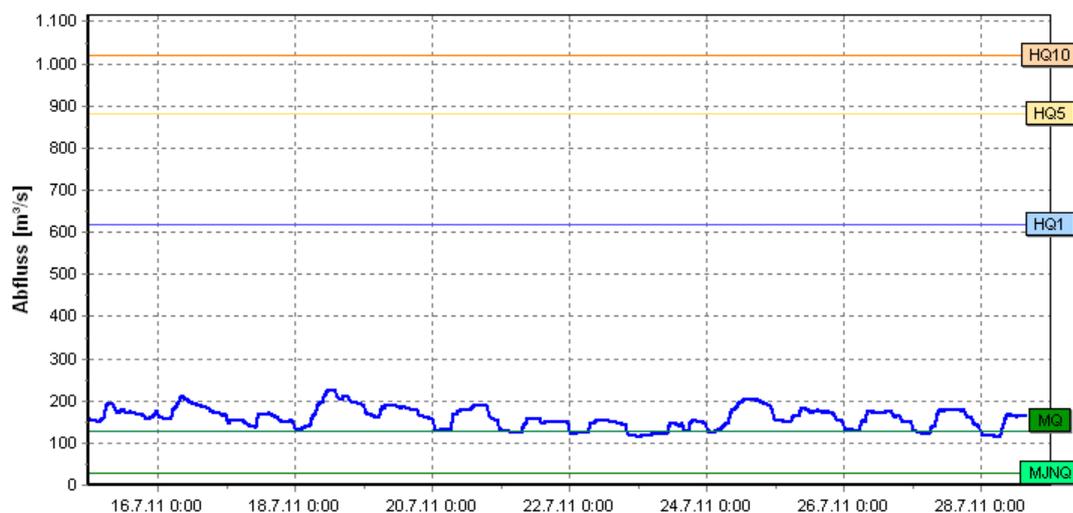


Abbildung 2.11: Ganglinie des Pegels Amlach bei Spittal an der Drau (Quelle: Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 18 Wasserwirtschaft).

2.3.2 Inn (Pegel Magerbach, 201459)

Für den Beobachtungszeitraum 1976–2008 beträgt das Mittel aller Monate des Schwall-Sunk-Verhältnisses 1,49, von dQ_{tot_evt} $40,1 \text{ m}^3$ und von dQ_{ts_mean} $6,8 \text{ m}^3/\text{s}/15 \text{ min}$. Während dQ_{ts_mean} im Jahr über alle Klassen hinweg in etwa konstant bleibt, ändern sich *flow-ratio* und dQ_{tot_evt} im Jahresverlauf. Betreffend des *flow-ratio* nimmt die Anzahl sowie Intensität der Klasse-5 Schwälle in den Sommermonaten stark ab, während die Anzahl an Klasse-1 und Klasse-2 Schwällen zunimmt. Die Zu- bzw. Abnahme in diesen Klassen liegt daran, dass in den Wintermonaten weniger Sunkabfluss herrscht, und somit die Schwallwellen relativ zum Sunkabfluss höher sind. Weiters ist die summierte Abflussänderung je Event (dQ_{tot_evt}) bei den größten Schwällen im Juli am höchsten und weist im Sommerhalbjahr generell höhere Werte auf als im Winter.

Tabelle 2.5: Schwall-Sunk-Verhältnis (*flow-ratio*), Inn.

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Kl. 1							1,1					
Kl. 2							1,2					
Kl. 3							1,4					
Kl. 4							1,7					
Kl. 5	2,8	2,9	2,8	2,7	2,4	2,2	2,1	2,3	2,3	2,5	2,6	2,7
Ges.	2,0	2,1	1,9	1,6	1,2	1,1	1,2	1,2	1,3	1,5	1,6	1,8

2 Untersuchungsgebiet

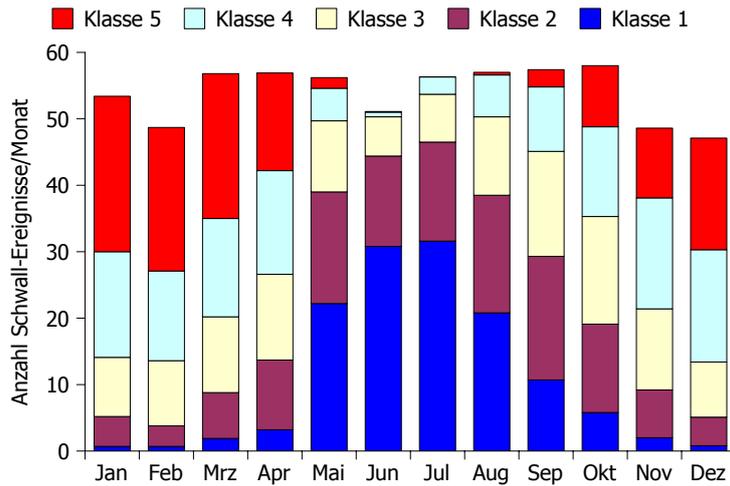


Abbildung 2.12: Schwall-Sunk-Verhältnis (*flow-ratio*), Inn.

Abbildung 2.12 und Tabelle 2.5 beschreiben den Jahresverlauf der *flow-ratio*-Werte. In der Abbildung ist die mittlere monatliche Häufigkeit von Schwallereignissen der jeweiligen Klasse angegeben, in der Tabelle die Mittelwerte der jeweiligen Klasse. Weichen die monatlichen Mittelwerte des gesamten Beobachtungszeitraumes weniger als $\pm 0,1$ vom Jahresmittel ab, ist in der Tabelle nur das Jahresmittel angegeben.

Tabelle 2.6

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1							4,4					
2							5,2					
3							6,2					
4							7,6					
5	11,6	11,6	11,3	11,1	11,1	11,0	11,2	11,4	11,3	11,4	11,4	11,5
Gesamt	7,1	7,2	6,9	6,7	6,6	6,3	6,3	6,7	7,0	6,9	6,8	6,9

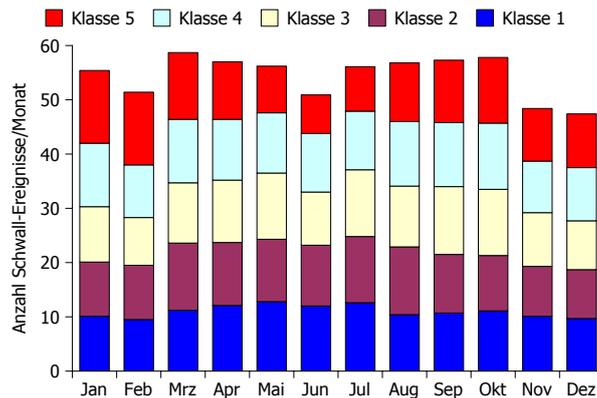


Abbildung 2.13: Mittlere Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$), Inn.

Analog beschreiben Abbildung 2.13 und Tabelle 2.6 den Jahresverlauf der mittleren Anstiegsgeschwindigkeit einer Schwallwelle (dQ_{ts_mean} , $m^3/s/15min$). In der Abbildung ist die mittlere monatliche Häufigkeit von Schwallereignissen der jeweiligen Klasse über den gesamten Beobachtungszeitraum angegeben, in der Tabelle die Mittelwerte der jeweiligen Klasse. Weichen die monatlichen Mittelwerte weniger als $\pm 0,1$ vom Jahresmittel ab, ist der Tabelle nur das Jahresmittel angegeben.

Der Jahresverlauf der summierten Abflussänderung je Schwall-Event ist in Abbildung 2.14

2 Untersuchungsgebiet

Tabelle 2.7

Klasse	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
1						15,4 (+/- 0,8)						
2						25,8 (+/- 0,3)						
3						35,3 (+/- 0,3)						
4						47,7 (+/- 0,5)						
5	68,1	67,8	68,5	67,5	71,1	77,7	86,1	86,1	74,1	68,9	67,2	65,9
Gesamt	39,8	40,6	40,3	38,6	37,2	41,0	43,6	45,3	41,2	39,1	37,2	36,9

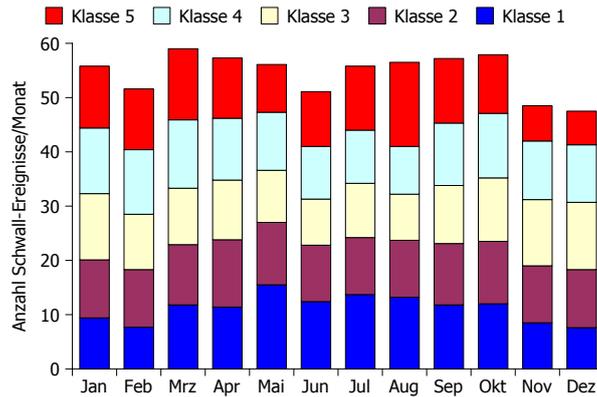


Abbildung 2.14: Summierte Abflussänderung pro Event (dQ_{ts_tot} , m^3), Inn.

und Tabelle 2.7 dargestellt. Unterscheiden sich die Gesamtmonatsmittel um weniger als $1 m^3$ vom Jahresmittel, ist nur dieses angegeben, inklusive der maximalen Abweichungen der Monatsmittel vom Gesamtjahresmittel. Hier nochmals der Hinweis, dass sich die angegebenen Schwankungsbreiten auf die Abweichung zwischen jeweiligem Gesamtmonatsmittel und dem Gesamtjahresmittel beziehen. Die Monatsmittel der einzelnen Jahren haben eine wesentlich größere Schwankungsbereich.

In Abbildung 2.15 ist die Ganglinie des Inn-Pegels Magerbach zu sehen. Zusätzlich eingezeichnet sind die Zeiträume der Probenahme an der Schotterbank und der Bucht (15.03.) sowie hinter der Buhne (16.3.).

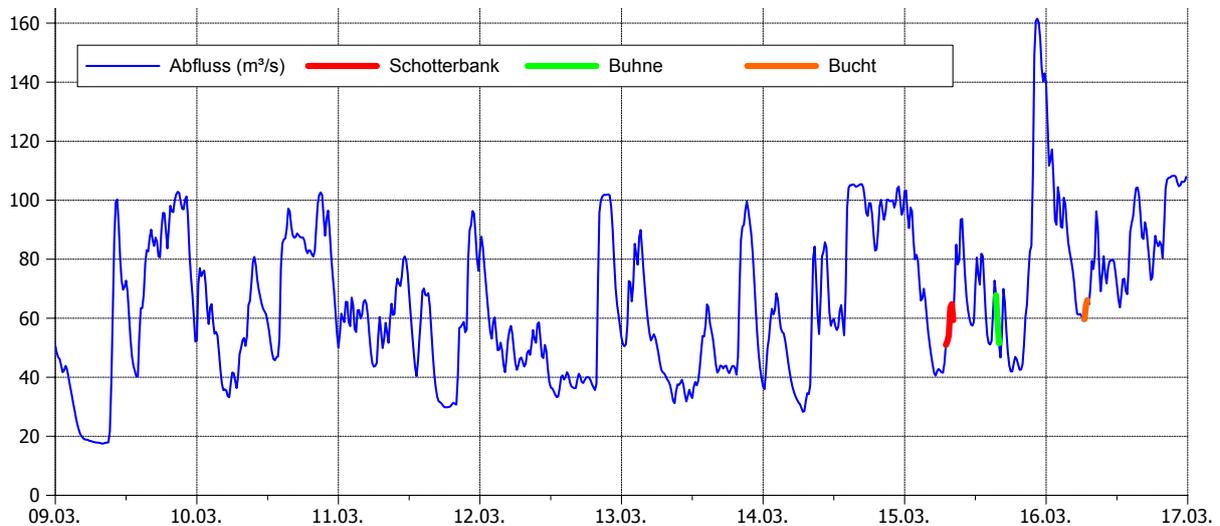


Abbildung 2.15: Ganglinie des Pegels Magerbach eine Woche vor Probenahme.

3 Methodik

3.1 Erhebungen im Freiland

Die MZB-Besiedlung, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe in den ausgewählten Uferhabitaten wurden an vier Freilandtagen erhoben. Die Probenahmen am Inn wurden am 15. und 16. März 2011 durchgeführt, an der Drau am 18. und 19. August 2011 (siehe Tabelle 3.1). Details zu den Probenahmen werden im Anschluss pro Untersuchungsgebiet erläutert.

3.1.1 Probenahme Makrozoobenthos

Die MZB-Probenahme wurde mit einem Kastensamplernach ÖNORM M 6232 durchgeführt. Dieser hat eine Grundfläche von $0,1\text{ m}^2$ und eine Höhe von 40 cm. Die Maschenweite des Fangnetzes beträgt $100\ \mu\text{m}$, die Länge 1 m. Der Untergrund im Kastensamplern wurde mittels Schraubenzieher aufgewühlt und eventuell vorhandene, große Steine abgebürstet, um die darauf haftenden Organismen in das Samplernetz spülen zu können. Anschließend wurden die Proben in beschriftete Plastikdosen geleert und mit Formalin fixiert (Endkonzentration ca. 4%).

Tabelle 3.1: Übersicht Probenahmedesign.

Untersuchungsstelle	Datum	Anzahl	Methode
Drau Wasserwechselzone	18./19.08.2011	37	Kastensamplern
Inn Schotterbank	15.03.2011	18	Kastensamplern
Inn Buhne	15.03.2011	6	Kastensamplern
Inn Bucht	16.03.2011	6	Kastensamplern

3.1.2 Erhebung hydraulischer Daten

An den Punkten der MZB-Probenahme wurden zusätzlich Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe erhoben. Zur Messung der Fließgeschwindigkeit diente das magnetisch induktive Strömungsmessgerät „Flo-Mate 2000“ der Firma Marsh-McBirney Inc. An der Drau wurde die Geschwindigkeit, sofern das Wasser tief genug war, direkt unter der Wasseroberfläche (v_o), in 40 % der Tiefe (v_{40}) und ca. 1 cm über dem Substrat (v_u) gemessen, in seichten Bereichen kleiner 11 cm Wassertiefe nur in 40 %. Am Inn erfolgten die Messungen in 40 % der Tiefe und ca. 1 cm oberhalb des Substrates bzw. bei nur einem Messwert ca. 1 cm oberhalb des Substrates.

Hydraulische Präferenzen

Zur Ermittlung der hydraulischen Belastung wurden die Fließgeschwindigkeit in 40 % der Tiefe (v_{40}) sowie die Froude-Zahl herangezogen:

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{g \cdot D}} \quad (3.1)$$

V (m/s) entspricht der gemessenen Fließgeschwindigkeit in 40 % der Tiefe, g (m/s^2) der Erdbeschleunigung und D (m) der Wassertiefe an dem entsprechenden Punkt. Weitere Arbeiten, die hydraulische Präferenzen von MZB-Organismen behandeln, verwenden diese Kenngrößen, neben der „boundary Reynolds number“ (sensu BACHER & WARINGER (1996)), ebenfalls (BACHER & WARINGER, 1996; BROOKS *et al.*, 2005; SALCHER, 2012; STATZNER *et al.*, 1988; STEIDL, 2012). Sie gelten als signifikante erklärende Variablen der Verteilung von MZB-Organismen (BROOKS *et al.*, 2005; STATZNER *et al.*, 1988), nähere physikalische Erläuterungen zu diesen Parametern finden sich in GORDON *et al.* (1992). Die „boundary Reynolds number“ kam hier nicht zur Anwendung, da zwar der vorherrschende Substrattyp an den Standorten erhoben wurde, aber die Spannweite der Korngrößen in einer Klasse (z.B. Mesolithal) diesen Parameter wesentlich mehr beeinflusst, als die gemessenen Variablen Fließgeschwindigkeit und Tiefe.

3.1.3 Drau Wasserwechselzone

Um die MZB-Besiedelung der Wechselwasserzone sowie der direkt daran anschließenden, dauerbenetzten Zone zu erheben, wurde eine Schotterbank bei Baldramsdorf, oberhalb von Spittal an der Drau, ausgewählt. Die Probenahme der Wasserwechselzone erfolgte, im Unterschied zu vorhergehenden Arbeiten (SALCHER, 2012; STEIDL, 2012), bei Schwall und somit während sie benetzt war. Die permanent überflossene Zone wurde während des Sunkes beprobt, um mit dem Kastensampler möglichst weit in Richtung Flussmitte gelangen zu können. Insgesamt wurden fünf Transekte gelegt, drei davon in die Wasserwechselzone, zwei in den permanent überströmten Bereich. Die Stationierung der Probepunkte ist in Tabelle 3.2 aufgelistet.



(a) Sunk, 05:45 Uhr



(b) Schwall, 11:00 Uhr

Abbildung 3.1: Die untersuchte Schotterbank bei Sunk und Schwall.

Tabelle 3.2: Probenahmepunkte Drau. Eine Klasse (=Transekt) entspricht einer uferparallelen Reihe an Proben, deren Abstand vom Ufer innerhalb des angegebenen Bereiches liegt. y ist der uferparallele Abstand vom ersten (südlichsten) Probepunkt, x ist der Abstand normal zum Ufer. „a“ unter Zeitpunkt entspricht dem 18.8.2011, „b“ dem 19.8.2011.

Klasse (m)	Zeitpunkt	y (m) ¹	x (m) ²	Bez.	Klasse (m)	Zeitpunkt	y (m) ¹	x (m) ²	Bez.
0,0–2,1 $\bar{x} = 1,1$	a, 16:45	0,0	1,0	H1	15,0–17,1 $\bar{x} = 15,7$	a, 16:32	0,0	15,0	K1
	a, 16:56	5,0	0,5	H2		a, 17:04	5,0	15,0	K2
	a, 17:15	10,0	1,0	H3		a, 17:25	10,0	16,0	K3
	a, 17:37	15,0	2,1	H4		a, 17:49	15,0	17,1	J4
	b, 12:52	23,0	1,0	H5		b, 14:42	23,0	15,0	K5
	b, 12:40	31,0	1,0	H6		b, 12:46	31,0	15,0	K6
	b, 12:40	37,4	1,0	H7		b, 12:36	37,4	15,0	K7
5,0–6,0 $\bar{x} = 5,2$	a, 16:20	0,0	5,0	I1	b, 08:24	37,4	16,5	M7	
	a, 16:58	5,0	5,0	I2	b, 12:50	37,4	16,5	M7*	
	a, 17:19	10,0	6,0	I3	18,6–20,6 $\bar{x} = 19,7$	a, 16:38	0,0	20,0	L1
	b, 11:34	23,0	5,0	I5		b, 06:13	5,0	18,6	M2
	b, 12:42	31,0	5,0	I6		b, 11:05	5,0	18,6	M2*
	b, 12:39	37,4	5,0	I7		a, 17:07	5,0	19,0	L2
	10,0–12,1 $\bar{x} = 10,4$	a, 16:30	0,0	10,0		J1	b, 06:17	7,5	20,2
a, 17:00		5,0	10,0	J2		b, 11:07	7,5	20,2	M3*
a, 17:21		10,0	11,0	J3		a, 17:29	10,0	19,0	L3
a, 17:42		15,0	12,1	J4	b, 06:21	15,0	20,6	M4	
b, 11:38		23,0	10,0	J5	b, 11:22	15,0	20,6	M4*	
b, 12:44		31,0	10,0	J6	b, 14:40	23,0	20,0	L5	
b, 12:38		37,4	10,0	J7	b, 06:25	23,1	20,3	M5	
					b, 06:30	31,0	19,7	M6	
					b, 12:55	31,0	19,7	M6*	

* nochmalige Erhebung der hydraulischen Größen bei Schwall
¹ Abstand vom ersten Profil, uferparallel
² Abstand normal zu Ufer

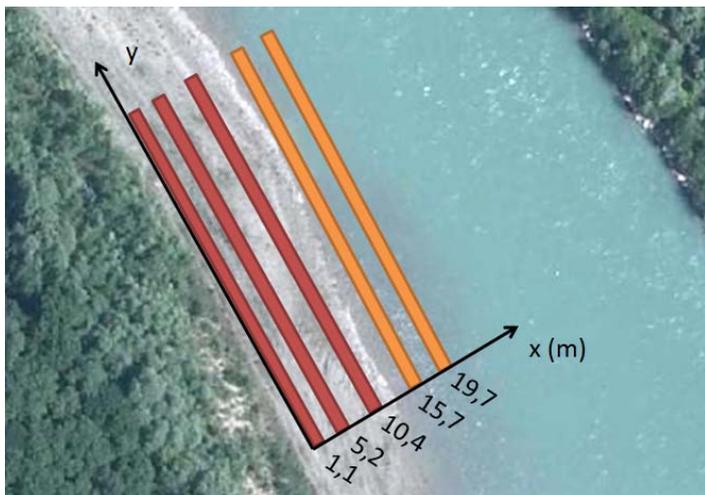


Abbildung 3.2: Schematische Darstellung der Transekte.

Die Einhaltung eines exakten 5 m Rasters war durch den schnellen Wasserspiegelwechsel und die unterschiedliche Breite der Schotterbank nicht möglich. Abbildung 3.2 stellt die Transekte schematisch dar. Die Angaben an der x-Achse sind die Mittelwerte des Abstandes der Proben einer Klasse (=Transekt) zum Ufer. Die Proben der drei ufernahen Transekte (Abstand zum Ufer im Mittel 1,1; 5,2 und 10,4 m) liegen in der Wasserwechselzone, die der beiden äußeren Transekte (15,7 und 19,7 m) im permanent überflossenen Bereich. Wird auf den permanent überflossenen Bereich verwiesen, so bedeutet das auch, dass dieser immer mit dem Hauptgerinne in Verbindung und das Wasser in Bewegung ist. In der Wasserwechselzone befinden sich zwar Restwassertümpel, die sich während des Wasser-rückzuges bei Sunk bilden. Diese sind aber vom Hauptgerinne abgeschnitten und meist sehr

seichte, in jedem Fall aber stehende Gewässer.

3.1.4 Inn Schotterbank

An dieser Untersuchungsstelle wurden drei uferparallele Transekte mit je sechs Kastensamplern Proben gelegt, die sich am Untersuchungstag in der permanent überströmten Zone befanden. In weiterer Folge verweist Transekt 1 auf den ufernähesten Transekt, Transekt 3 auf den uferfernsten. In Tabelle 3.3 sind diese Probenahmepunkte und Transekte aufgelistet, x gibt den Abstand zur Wasseranschlagslinie an.

Tabelle 3.3: Probenahmepunkte Inn Schotterbank.

Klasse (m)	x (m) ¹	Bez.	Klasse	x	Bez.	Klasse	x	Bez.
0,3–0,5	0,4	KS1	1,5–2,8	2,8	KS13	3,2–4,7	3,2	KS7
$\bar{x} = 0,5$	0,5	KS2	$\bar{x} = 2,0$	2,5	KS14	$\bar{x} = 3,9$	3,5	KS8
	0,5	KS3		2,0	KS15		4,1	KS9
	0,5	KS4		1,5	KS16		4,7	KS10
	0,5	KS5		1,6	KS17		4,0	KS11
	0,3	KS6		1,8	KS18		4,1	KS12

¹ Abstand normal zu Ufer



Abbildung 3.3: Probenahmestelle „Schotterbank“ am Inn.

3.1.5 Inn Bucht und Bühnenfeld

Die Probenahmen aus dem strömungsberuhigten Bereich der Bucht sowie dem Kehrwasserbereich hinter der Bühne sind Abbildung 3.4 zu entnehmen. Es wurden jeweils sechs Proben entlang des Ufers, im permanent benetzten Bereich, genommen.



(a) „Bucht“

(b) „Bühne“

Abbildung 3.4: Probenahmestellen am Inn. Grafiken: P. Leitner.

3.2 Laborarbeit und Datenanalyse

Zur quantitativen und qualitativen Erhebung der MZB-Organismen wurden die Proben in einem Siebturm (kleinste Maschenweite 0,5 mm) geschlämmt, dann je Fraktion auf weiße Schalen geleert und die Organismen aussortiert. Die Bestimmung auf Screening-Niveau (OFENBÖCK *et al.*, 2010) erfolgte unter dem Binokular. Anfallendes Formalin wurde in einem ersten Arbeitsschritt gesammelt und getrennt entsorgt. Zur Ermittlung der Biomasse wurde das Formalin-Frischgewicht der aussortierten Individuen mittels Präzisionswaage (Firma Sartorius, Genauigkeit 0,0001 g) erhoben und je Taxon aufsummiert. Die bearbeiteten Individuen wurden abschließend in einer 70 % Alkohollösung konserviert. Die erhobenen Abundanzen und Biomassen je Probenfläche wurden auf Quadratmeter hochgerechnet.

Ob sich Abundanzen und Biomassen zwischen den einzelnen Transekten signifikant voneinander unterscheiden, wurde in SPSS 20 mit univariater ANOVA und paarweisem Vergleich nach der Bonferroni-Methode überprüft.

Die Analyse der Ernährungstypen der MZB-Organismen wurde mit *ECOPROF* (Moog *et al.*, 2010) durchgeführt.

3.3 Habitatmodellierung

An den Untersuchungsabschnitten Inn Schotterbank und Drau wurde eine Habitatmodellierung durchgeführt. Die hydraulische Modellierung erfolgte mittels des 2D-Strömungsmodells „HYDRO-AS-2D“ der Firma Hydrotec. Die Habitatmodellierung, welche die Ergebnisse von HYDRO-AS-2D als Grundlage verwendet, wurde mittels *Habitat Evaluation Model (HEM)* berechnet. Nähere Erläuterungen zu den Modellierungsverfahren finden sich in SCHMUTZ *et al.* (2013).

Als relevante Abflüsse wurden das NQ im Februar sowie das MQ im Juni gewählt um eine größtmögliche Spanne abzudecken. In Tabelle 3.4 sind die der Habitatmodellierung zu Grunde liegenden Abflüsse aufgelistet. Die Simulation der Schwälle erfolgte für die maximalen Ausbaudurchflüsse der relevanten Kraftwerke (Abschnitt Inn: 85 m³/s am Kraftwerk Imst

3 Methodik

Tabelle 3.4: Der hydraulischen Modellierung zu Grunde liegenden Abflüsse.
Daten aus HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH (2011), Angaben in m³/s.

Untersuchungsstelle	Zeitraum	NQ Feb.	MQ Jun.	Relevanter Pegel
Drau Schotterbank	1976–2009	13,9	214	Drauhofen (213199)
Inn Schotterbank	1986–2009	16,5	332	Telfs (230078)

und 48 m³/s am KW Silz, hier kann es bei der Simulation zu Überlagerungen kommen; Drau 110 m³/s an der Malta Unterstufe).

4 Ergebnisse

Im Folgenden wird für alle drei untersuchten Stellen eine Übersicht der Ergebnisse aufgestellt und in den anschließenden Unterkapiteln genauer auf die einzelnen Großgruppen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera und sonstige Taxa) eingegangen. Sofern nicht anders angeführt, sind sämtliche Abundanzen in Ind./m² und sämtliche Biomassen in g/m² angegeben.

4.1 Drau

Für sämtliche Ergebnisse der Drau gilt, dass sich die ersten drei Transekte (Abstand vom Ufer ≤12,1 m) in der Wasserwechselzone befinden. Für Wasserwechselzone steht die Abkürzung „Wz“, für die permanent überflossene Zone „pü“, die danach klassifizierten Ergebnisse in den Tabellen sind die Mittel des jeweiligen Bereiches.

4.1.1 Übersicht Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse

Biomasse und Abundanz zeigen, dass die Wechselwasserzone eine deutlich geringere makrozoobenthische Besiedlung als die permanent benetzte Zone aufweist (Abbildung 4.1).

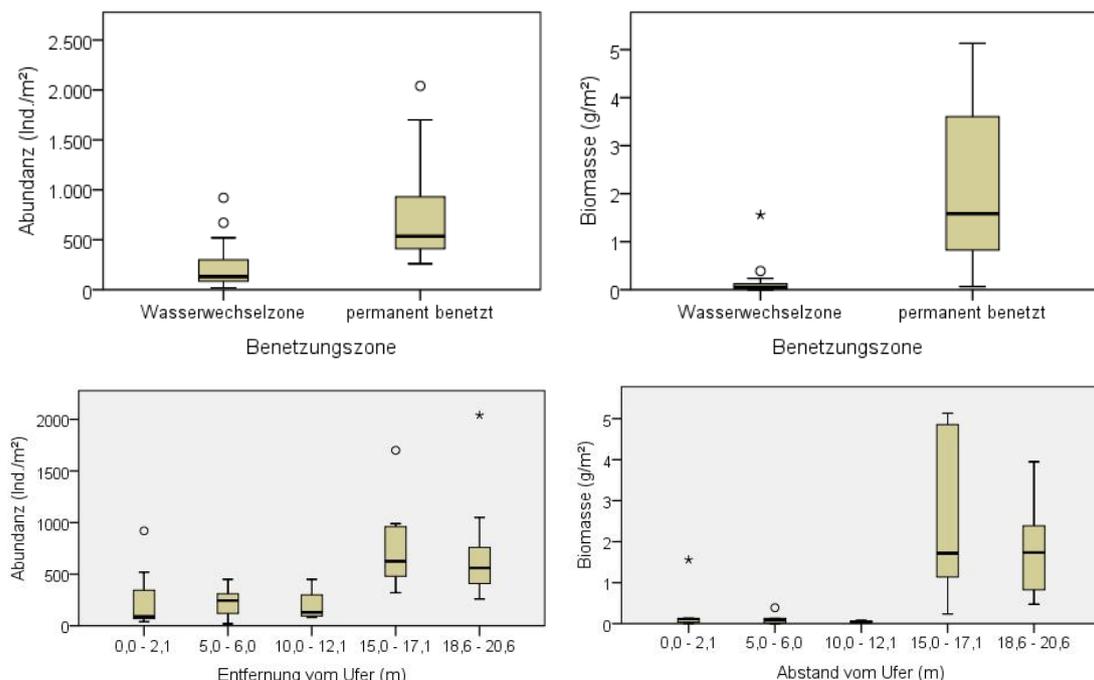


Abbildung 4.1: Verteilung von Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse. Die ersten drei Transekte liegen in der Wasserwechselzone.

4 Ergebnisse

Gesamtbiomasse und Gesamtabundanz der Evertebraten des wechselfeuchten Bereiches liegen im Mittel bei 0,147 g/m² bzw. 236 Ind./m². Im dauerbenetzten Bereich wurden im Mittel 2,180 g/m² bzw. 748 Ind./m² erhoben. Für den beprobten Bereich der Wechselwasserzone charakteristisch ist weiters die sehr geringe Anzahl an, und in manchen Proben auch komplett fehlenden, Individuen der EPT-Taxa (Abbildung 4.2).

4.1.2 Übersicht Taxa (Abundanzen, Biomassen, Dominanzen)

Konnten in der permanent benetzten Zone im Mittel noch 454 Ind./m² bzw. 1,875 g/m² EPT-Taxa nachgewiesen werden, so lagen diese Werte in der wechselfeuchten Zone bei 7 Ind./m² bzw. 0,007 g/m², was nur Einzelnachweisen in den Einzelproben entspricht (Abbildung 4.2). Das einzige Taxon, das auch in den wechselfeuchten Bereichen in nennenswerter Anzahl nachgewiesen werden konnte, sind Chironomidae. Abundanz und Biomasse betragen hier 207 Ind./m² bzw. 0,030 g/m² und in der dauerbenetzten Zone 230 Ind./m² sowie ebenfalls 0,030 g/m². Die folgenden Grafiken stellen eine Übersicht der Großgruppen dar.

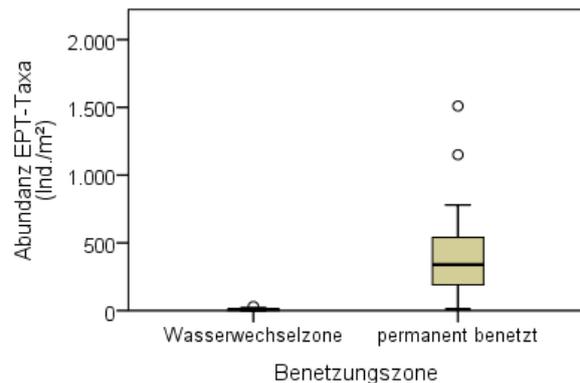


Abbildung 4.2: EPT-Taxa-Abundanzen.

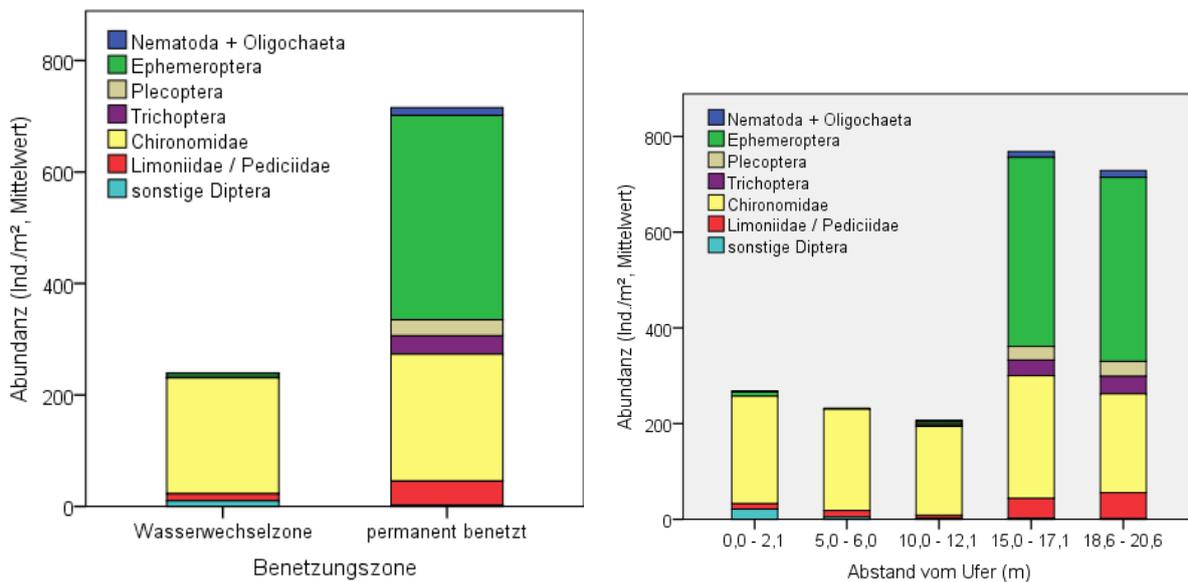


Abbildung 4.3: Taxa-Abundanzen der permanent benetzten Zone und der Wasserwechselzone.

In der dauerbenetzten Zone sind die Baetidae (*Baetis alpinus* und *Baetis rhodani*, Ephemeroptera) die häufigste Gruppe (44,2%), gefolgt von den Chironomidae (30,8%), Heptageniidae (7,8%, Ephemeroptera) und Limoniidae/Pediciidae (6,5%). Ausschließlich in der Wasserwechselzone nachgewiesen wurden Tipulidae und ein Exemplar der Muscidae. Den größten Anteil an der Biomasse der permanent benetzten Zone haben Tiere der Gattung *Dinocras* (46,2%) da diese vorwiegend in älteren Larvenstadien und somit, im Vergleich zu den anderen MZB-Organismen, als sehr große Exemplare vorhanden waren. Ihnen folgen *Baetis* sp.

4 Ergebnisse

(21,3%) und Limoniidae/Pediciidae (12,5%). Die Chironomidae machen trotz ihrer Häufigkeit nur 1,4% der Biomasse aus. Die komplette Aufstellung der Häufigkeiten und Biomassen ist in Tabelle 4.1 aufgelistet.

Tabelle 4.1: Abundanzen und Biomassen der erhobenen Taxa.

Taxa	Permanent benetzt, n=17				Wasserwechselzone, n=20			
	Abundanz (Ind./m ² , \bar{x})		Biomasse (g/m ² , \bar{x})		Abundanz (Ind./m ² , \bar{x})		Biomasse (g/m ² , \bar{x})	
Nematoda Gen. sp.	3	0,4 %	<0,001	<0,1 %	-	-	-	-
Oligochaeta Gen. sp.	11	1,4 %	0,001	<0,1 %	2	0,8 %	<0,001	0,1 %
<i>Baetis alpinus</i>	223	29,8 %	0,246	11,3 %	4	1,5 %	0,003	2,1 %
<i>Baetis rhodani</i>	108	14,4 %	0,217	10,0 %	1	0,4 %	0,001	0,4 %
<i>Ecdyonurus</i> sp.	2	0,2 %	0,069	3,2 %	-	-	-	-
<i>Rhithrogena</i> sp.	57	7,6 %	0,054	2,5 %	-	-	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	6	0,9 %	0,004	0,2 %	2	0,6 %	0,001	0,8 %
<i>Protonemura</i> sp.	1	0,2 %	0,002	0,1 %	-	-	-	-
<i>Dinocras</i> sp.	20	2,7 %	1,007	46,2 %	-	-	-	-
<i>Isoperla</i> sp.	2	0,3 %	<0,001	<0,1 %	-	-	-	-
<i>Hydropsyche</i> sp.	1	0,2 %	0,067	3,1 %	-	-	-	-
<i>Allogamus auricollis</i>	4	0,5 %	0,124	5,7 %	-	-	-	-
<i>Ecclisopteryx</i> sp.	8	1,1 %	0,049	2,2 %	-	-	-	-
<i>Rhyacophila</i> sp.	21	2,8 %	0,024	1,1 %	1	0,2 %	0,002	1,1 %
<i>Sericostoma</i> sp.	1	0,1 %	0,012	0,6 %	-	-	-	-
Empididae Gen. sp.	2	0,2 %	0,001	<0,1 %	1	0,2 %	<0,001	0,1 %
Lim./Pediciidae G. sp.	48	6,5 %	0,273	12,5 %	10	4,2 %	0,025	17,2 %
Muscidae Gen.sp.	-	-	-	-	1	0,2 %	0,004	2,6 %
Tipulidae Gen. sp.	-	-	-	-	9	3,8 %	0,080	54,8 %
Chironomidae Gen. sp.	230	30,8 %	0,030	1,4 %	207	87,9 %	0,030	20,7 %
Summe	748		2,18		236		0,147	

4.1.3 Ephemeroptera

Bis auf Einzelnachweise der Familie der Baetidae konnten sämtliche Exemplare der Ephemeroptera nur im permanent überströmten Bereich nachgewiesen werden. Für sämtliche Tabellen gilt: Die Angaben unter „Transekte“ sind die mittleren Abstände der Proben eines Transektes zum Ufer (Erläuterungen siehe Kapitel 3), „Wz“ bezeichnet die Wasserwechselzone, „pü“ die permanent überströmte Zone. Die Abundanzen sind in Ind./m² angegeben (hochgerechnet) und auf ganze Zahlen gerundet, die Biomassen in g/m² mit drei Nachkommastellen.

Tabelle 4.2: Ephemeroptera-Abundanzen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Baetis alpinus</i>	7	2	1	225	221	4	223
<i>Baetis rhodani</i>	1	-	1	113	103	1	108
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	-	-	3	1	-	2
<i>Rhithrogena</i> sp.	-	-	-	55	59	-	57

4 Ergebnisse

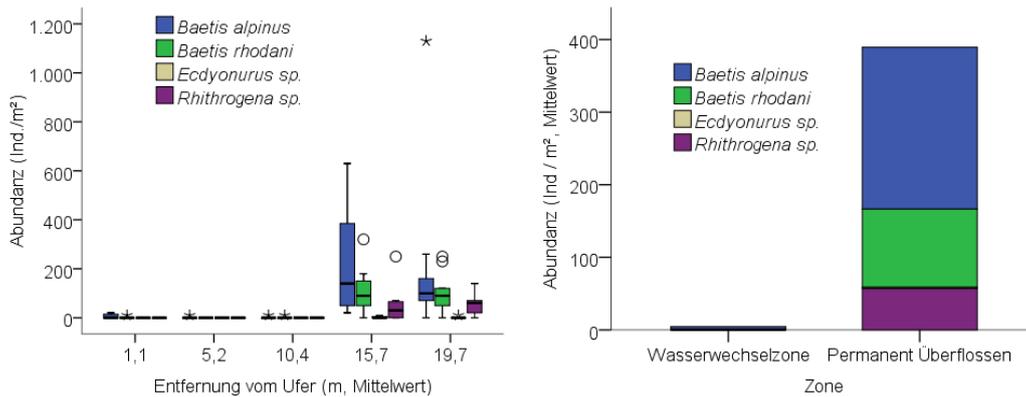


Abbildung 4.4: Ephemeroptera-Abundanzen, Drau

Entsprechend den ausgesprochen geringen Abundanzen der Ephemeroptera in der Wasserwechselzone fallen auch die Biomassen, mit im Mittel weniger als $0,006 \text{ g/m}^2$, gering aus. Die relativ hohe Biomasse von *Ecdyonurus sp.* in der permanent überströmten Zone ergibt sich daraus, dass sich alle drei gefundenen Individuen in einem älteren und somit, relativ zu den anderen Taxa, größerem Larvenstadium befanden.

Tabelle 4.3: Ephemeroptera-Biomassen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Baetis alpinus</i>	0,006	<0,001	0,003	0,244	0,248	0,003	0,246
<i>Baetis rhodani</i>	0,001	-	0,001	0,229	0,207	0,001	0,217
<i>Ecdyonurus sp.</i>	-	-	-	0,104	0,038	-	0,069
<i>Rhithrogena sp.</i>	-	-	-	0,032	0,073	-	0,054

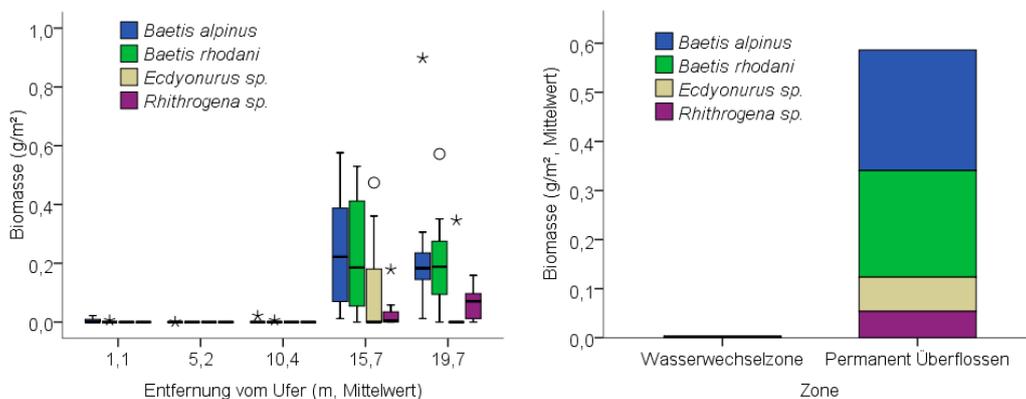


Abbildung 4.5: Ephemeroptera-Biomassen, Drau.

4.1.4 Plecoptera

Die Verteilung der Plecoptera ist jener der Ephemeroptera sehr ähnlich – die Wasserwechselzone wird praktisch nicht besiedelt, im gesamten Bereich dieser wechselfeuchten Fläche konnten nur drei Individuen von *Leuctra sp.* nachgewiesen werden, was umgerechnet und auf ganze Zahlen gerundet vier Ind./m² entspricht. Das häufigste Taxon in der permanent besetzten Zone ist *Dinocras sp.* mit im Mittel 20 Ind./m². Von *Protonemura* und *Isoperla* gelangen nur Einzelnachweise (zwei bzw. vier Tiere).

4 Ergebnisse

Tabelle 4.4: Plecoptera-Abundanzen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Leuctra</i> sp.	-	-	4	11	2	2	6
<i>Protonemura</i> sp.	-	-	-	-	2	-	1
<i>Dinocras</i> sp.	-	-	-	16	23	-	20
<i>Isoperla</i> sp.	-	-	-	1	3	-	2

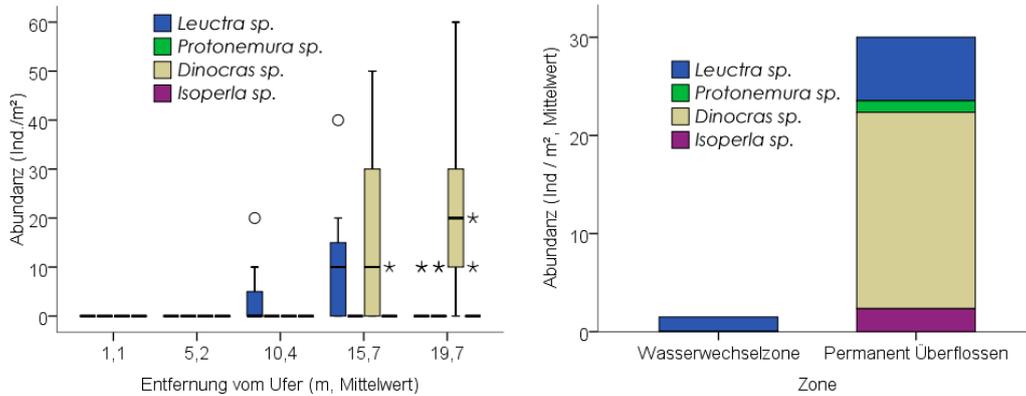


Abbildung 4.6: Plecoptera-Abundanzen, Drau

Die geringe Anzahl an Plecoptera in der Wasserwechselzone spiegelt sich auch in der Biomasse wieder - im Mittel beträgt sie dort weniger als $0,001 \text{ g/m}^2$. Den bei weitem größten Anteil der Biomasse der Plecoptera (im permanent überströmten Bereich) hat *Dinocras* sp. Neben deren Anzahl machen sich auch die, im Vergleich zu den anderen Taxa, größeren Individuen stark in der Biomasse bemerkbar, sodass der Anteil der anderen Plecoptera verschwindend gering ist (siehe Abbildung 4.7).

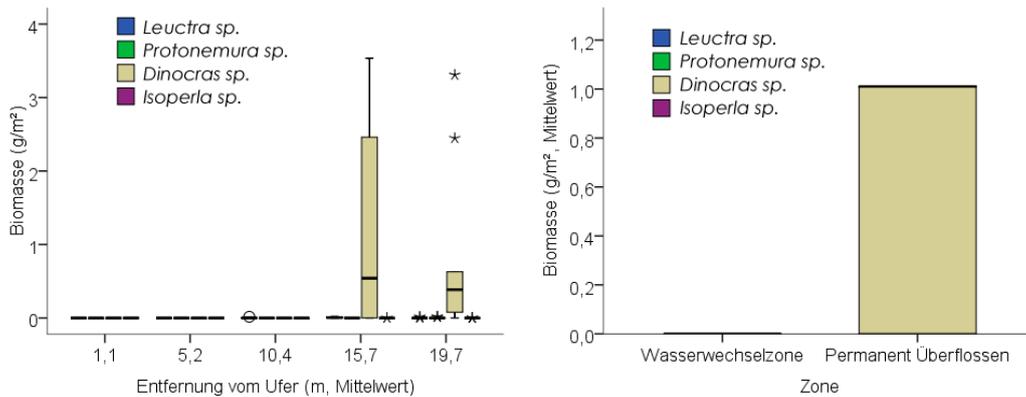


Abbildung 4.7: Plecoptera-Biomassen Drau.

Tabelle 4.5: Plecoptera-Biomassen Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Leuctra</i> sp.	-	-	0,003	0,007	0,002	0,001	0,004
<i>Protonemura</i> sp.	-	-	-	-	0,003	-	0,002
<i>Dinocras</i> sp.	-	-	-	1,193	0,842	-	1,007
<i>Isoperla</i> sp.	-	-	-	<0,001	<0,001	-	<0,001

4.1.5 Trichoptera

Wie zuvor wiederholt sich bei den Trichoptera das generelle Bild der der Verteilung EPT-Taxa: Die untersuchte Wasserwechselzone wird praktisch nicht besiedelt. Bei den Trichoptera ist das Ergebnis am deutlichsten - im wechselfeuchten Bereich konnte nur ein Individuum, nämlich ein Tier der Gattung *Rhyacophila* nachgewiesen werden. In der permanent überströmten Zone waren *Rhyacophila*, *Ecclisopteryx* und *Allogamus* am „häufigsten“ vertreten. Der Einzelfund der Gattung *Sericostoma* wurde nicht in die Grafiken aufgenommen.

Tabelle 4.6: Trichoptera-Abundanzen Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Hydropsyche</i> sp.	-	-	-	3	-	-	1
<i>Allogamus auricollis</i>	-	-	-	6	1	-	4
<i>Ecclisopteryx</i> sp.	-	-	-	10	7	-	8
<i>Rhyacophila</i> sp.	-	-	1	14	28	1	21
<i>Sericostoma</i> sp.	-	-	-	-	1	-	1

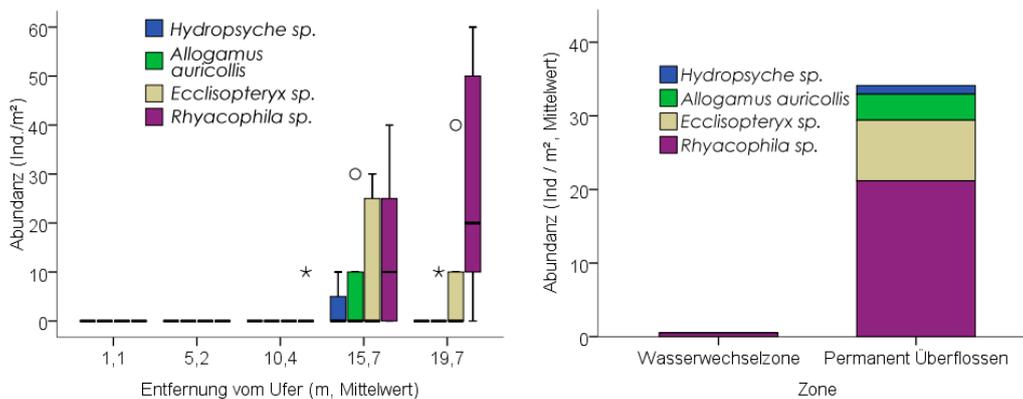


Abbildung 4.8: Trichoptera-Abundanzen Drau.

Trotzdem *Rhyacophila* die am häufigsten gefundene Gattung der Trichoptera ist, trägt sie nur geringfügig zu deren Biomasse bei. Bis auf eine Ausnahme waren die Individuen in den ersten Larvenstadien und deren Gewicht somit gering. Deswegen haben *Allogamus auricollis* und *Hydropsyche* sp., trotz ihrer geringen Abundanz, den größten Anteil an der Biomasse (siehe Abbildung 4.9).

Tabelle 4.7: Trichoptera-Biomassen Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>Hydropsyche</i> sp.	-	-	-	0,142	-	-	0,067
<i>Allogamus auricollis</i>	-	-	-	0,251	0,011	-	0,124
<i>Ecclisopteryx</i> sp.	-	-	-	0,063	0,036	-	0,049
<i>Rhyacophila</i> sp.	-	-	0,005	0,044	0,005	0,002	0,024
<i>Sericostoma</i> sp.	-	-	-	-	0,023	-	0,012

4 Ergebnisse

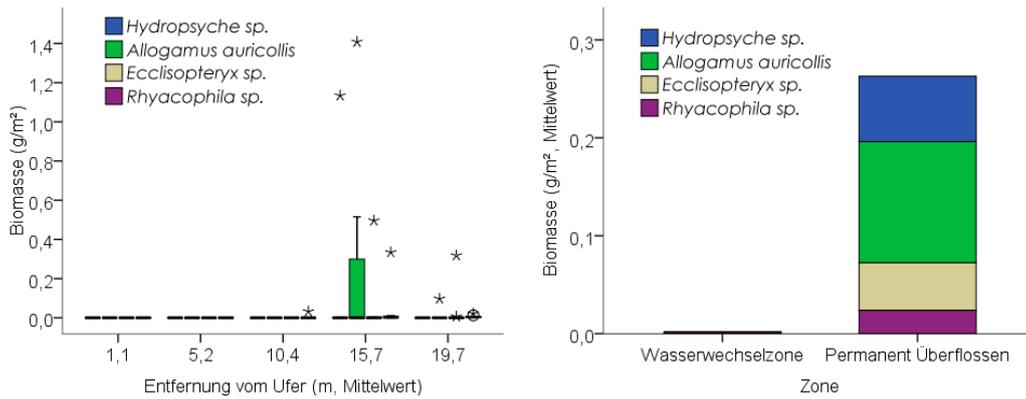


Abbildung 4.9: Trichoptera-Biomassen Drau.

4.1.6 Diptera

Im Gegensatz zu den EPT-Taxa konnten einige Vertreter der Diptera auch in der Wasserwechselzone in nennenswerter Abundanz festgestellt werden. Hervorzuheben sind drei Gruppen: Die **Chironomidae**, da deren Abundanz sowohl über die einzelnen Profile als auch zwischen Wasserwechsel- und permanent überströmter Zone in der gleichen Größenordnung bleibt (186 Ind./m² bis 256 Ind./m²). Weiters die Gruppe der **Limoniidae/Pediciidae**, da sie, als eine der wenigen Taxa, auch in der Wasserwechselzone über Einzelnachweise hinaus gefunden wurde. Trotzdem befand sich in der permanent überströmten Zone fast die 5-fache Abundanz (48 Ind./m²). Die dritte hervorzuhebende Gruppe sind die **Tipulidae**, welche ausschließlich in der Wasserwechselzone nachgewiesen wurden. Von allen anderen Diptera-Individuen gab es nur Einzelnachweise.

Tabelle 4.8: Diptera-Abundanzen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
Empididae	-	-	1	3	1	1	2
Limoniidae/Pediciidae	11	13	6	41	54	10	48
Muscidae	-	2	-	-	-	1	-
Tipulidae	21	3	1	-	-	9	-
Chironomidae	224	212	186	256	207	207	230

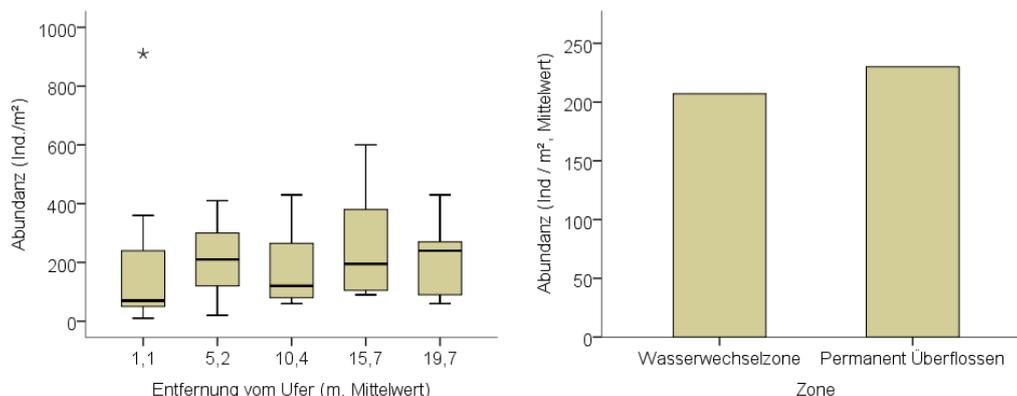


Abbildung 4.10: Abundanzen Chironomidae.

4 Ergebnisse

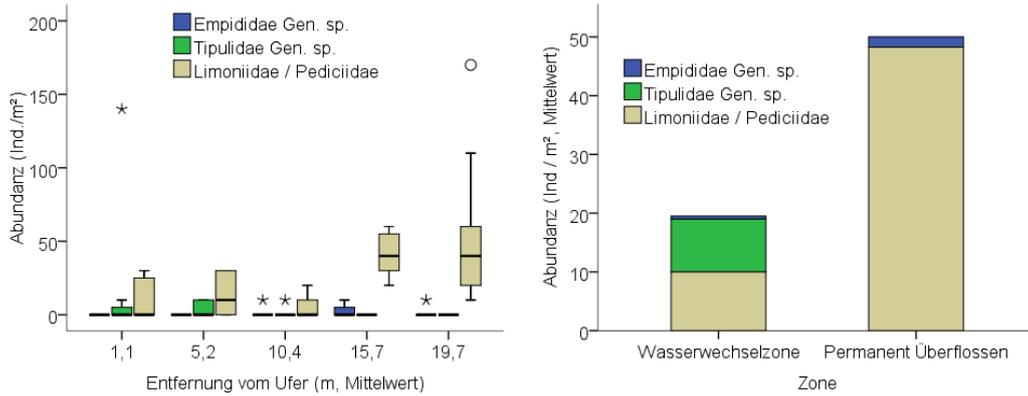


Abbildung 4.11: Abundanzen Diptera (exklusive Chironomidae), wegen der unterschiedlichen Größenordnungen getrennt dargestellt.

Trotz ihrer Häufigkeit bleiben die Chironomidae in der Biomasse hinter den Limoniidae und Pediciidae; in der Wasserwechselzone sogar hinter den Tipulidae. Der Grund ist, dass die Individuen der Chironomidae wesentlich kleiner sind als jene der beiden letztgenannten Taxa. Sogar die Biomasse einiger EPT-Taxa (z.B. Baetidae, *Allogamus auricollis*, *Dinocras* sp., vgl. Tabelle 4.1) liegt trotz deren geringer Abundanz weit über jener der Chironomidae.

Tabelle 4.9: Diptera-Biomassen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
Empididae	-	-	0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,001
Limoniidae/Pediciidae	0,016	0,063	0,002	0,250	0,294	0,025	0,273
Muscidae	-	0,013	-	-	-	0,004	-
Tipulidae	0,222	0,008	<0,001	-	-	0,080	-
Chironomidae	0,029	0,034	0,028	0,037	0,024	0,030	0,030

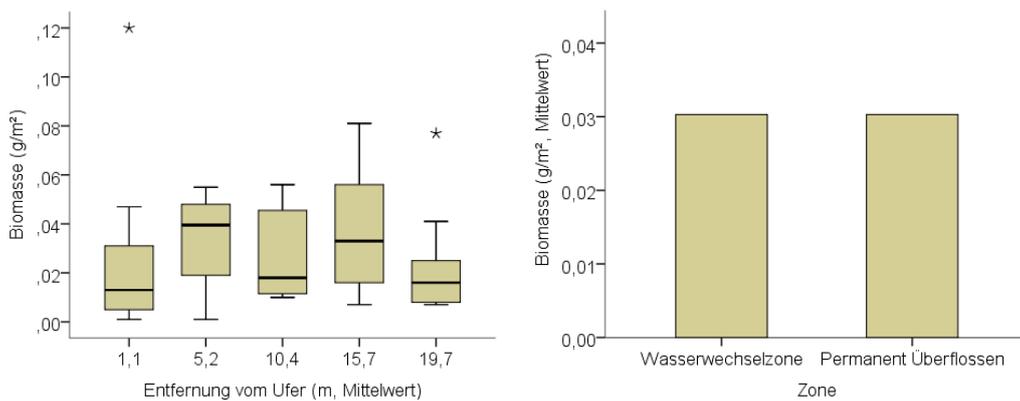


Abbildung 4.12: Chironomidae-Biomassen, Drau.

4 Ergebnisse

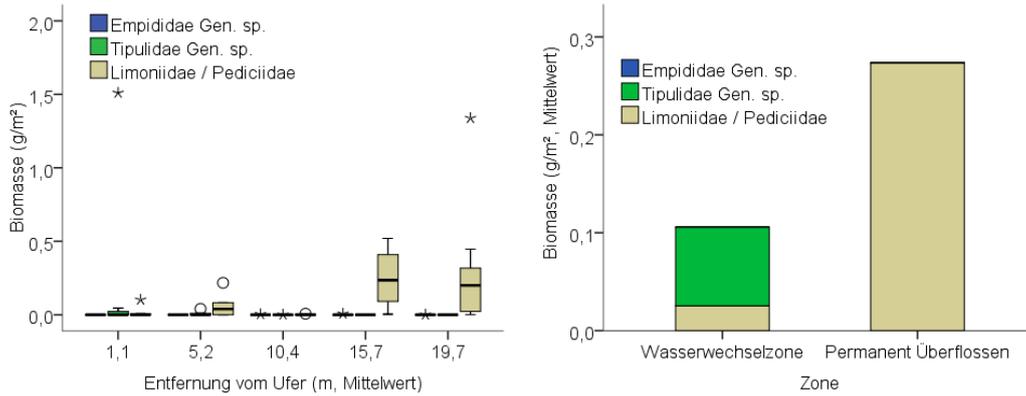


Abbildung 4.13: Biomassen Diptera (exklusive Chironomidae), Drau.

4.1.7 Nematoda und Oligochaeta

Ähnlich den EPT-Taxa wird die Wasserwechselzone von Nematoda überhaupt nicht besiedelt, von Oligochaeta gab es nur Einzelnachweise. Allerdings ist die Abundanz der beiden Taxa auch in der permanent überströmten Zone gering und liegt im Mittel bei nur zwei bzw. 11 Ind./m².

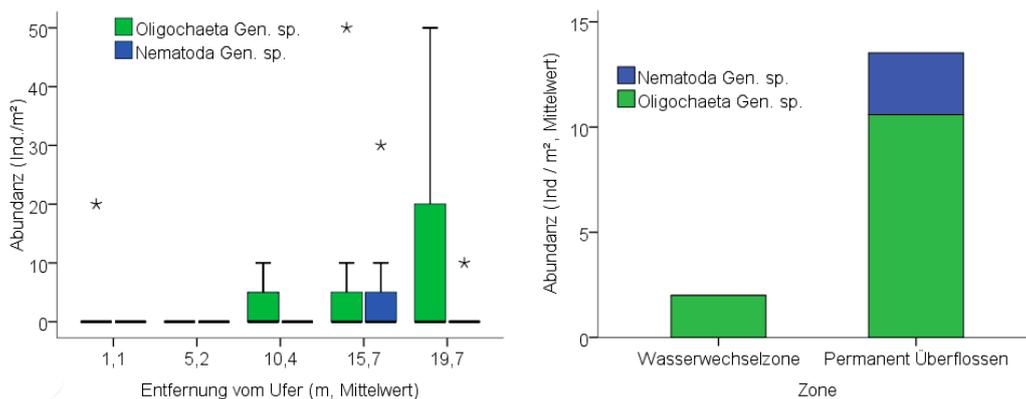


Abbildung 4.14: Nematoda und Oligochaeta-Abundanzen, Drau.

Tabelle 4.10: Nematoda und Oligochaeta-Abundanzen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
Nematoda	-	-	-	5	1	-	3
Oligochaeta	3	-	3	8	13	2	11

Die mittleren Biomassen der Nematoda und Oligochaeta sind in allen Transekten, unabhängig ob in der Wasserwechsel- oder der permanent überströmten Zone, ausgesprochen gering und liegen bei 0,001 g/m² oder darunter.

Tabelle 4.11: Nematoda und Oligochaeta-Biomassen, Drau.

Transekt	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
Nematoda	-	-	-	<0,001	<0,001	-	<0,001
Oligochaeta	<0,001	-	<0,001	0,001	0,001	<0,001	0,001

4 Ergebnisse

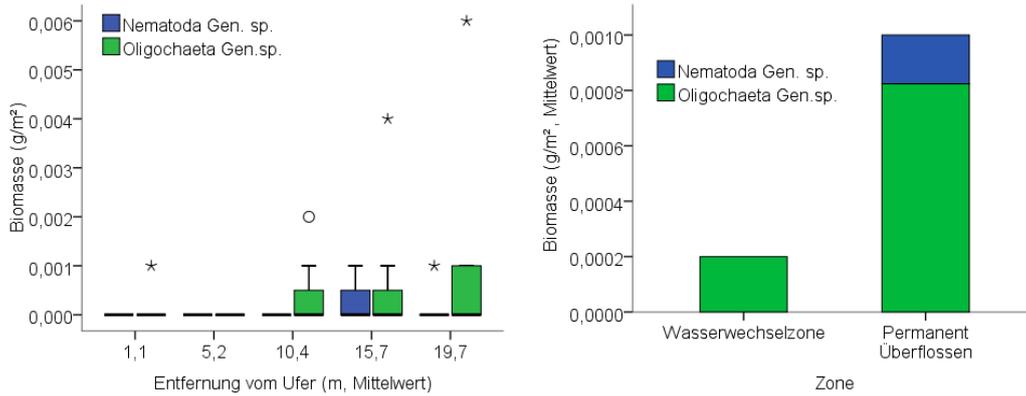


Abbildung 4.15: Nematoda und Oligochaeta-Biomassen, Drau.

4.1.8 Individuengewicht ausgewählter Taxa

Für einige Taxa, von denen ausreichend Individuen nachgewiesen werden konnten (je Zone mindestens 7 Individuen), wurde der Mittelwert der Individuengewichte erhoben. Dies diente um herauszufinden, ob die Tiere dieser ausgewählten Taxa in den beiden Zonen (Wasserwechselzone und permanent überströmte Zone) im Mittel unterschiedliche Individuengewichte aufweisen. Entsprechend obigem Kriterium konnten in den beiden Zonen nur von drei Taxa (*B. alpinus*, Limoniidae/Pediciidae und Chironomidae) genügend Individuen eingesammelt werden. In Tabelle 4.12 ist zusätzlich auch noch *B. rhodani* angeführt.

Tabelle 4.12: Individuengewicht ausgewählter Taxa (g/Ind.). Bei kursiven Angaben mit vorgestelltem Asterisk basiert das Mittel auf weniger als vier Tieren.

Transekt bzw. Zone	1,1	5,2	10,4	15,7	19,7	Wz	pü
<i>B. alpinus</i>	*0,00088	*0,00010	*0,00210	0,00135	0,00119	0,00097	0,00127
<i>B. rhodani</i>	*0,00060	-	*0,00060	0,00206	0,00200	*0,00060	0,00206
Limoniidae/Pediciidae	0,00130	*0,00541	0,00030	0,00648	0,00559	0,00259	0,00600
Chironomidae	0,00013	0,00015	0,00016	0,00014	0,00011	0,00014	0,00013

Das mittlere Individuengewicht von *B. alpinus* ist in der Wasserwechselzone geringer als in der permanent überströmten Zone (0,00097 g/Ind. bzw. 0,00127 g/Ind.), ebenso wie das der Limoniidae und Pediciidae (0,00259 g/Ind. bzw. 0,00600 g/Ind.). Jenes der Chironomidae ist in beiden Zonen nahezu gleich (0,00014 g/Ind. bzw. 0,00013 g/Ind.).

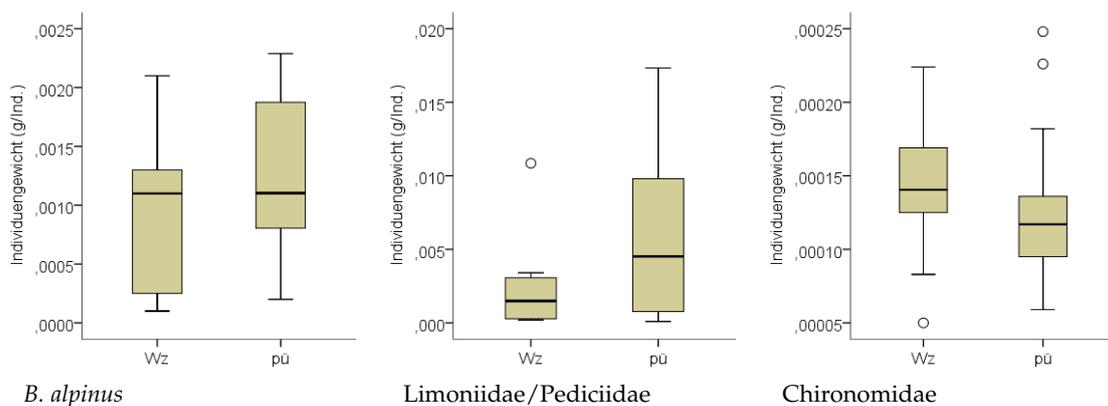


Abbildung 4.16: Individuengewichte ausgewählter Taxa, Skalenunterschiede beachten.

4.2 Inn Schotterbank

4.2.1 Übersicht Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse

Die Proben, welche alle aus dem dauerbenetzten Bereich der Schotterbank am Inn genommen wurden, zeigen eine Zunahme sowohl von Abundanz, als auch Biomasse in Richtung Flussmitte (Tabelle 4.13, Abbildungen 4.17 und 4.18). Die Mittelwerte von Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse betragen 3226 Ind./m² bzw. 10,327 g/m².

Tabelle 4.13: Zusammenfassung mittlere Transektbiomassen und -abundanzen.

Entfernung v. Ufer (m)	Gesamtbiomasse (g/m ²)	Gesamt-abundanz (Ind./m ²)	Mittelwert von		Abundanz EPT-Taxa (Ind./m ²)	
			Biomasse EPT-Taxa (g/m ²)			
0,3-0,5; $\bar{x} = 0,5$	5,802	1960	4,282	73,8 %	418	21,3 %
1,5-2,8; $\bar{x} = 2,0$	14,108	3072	12,633	89,5 %	1537	50,0 %
3,2-4,7; $\bar{x} = 3,9$	16,114	4647	14,203	88,1 %	1962	42,2 %
Gesamt	12,008	3226	10,372	86,4 %	1306	40,5 %

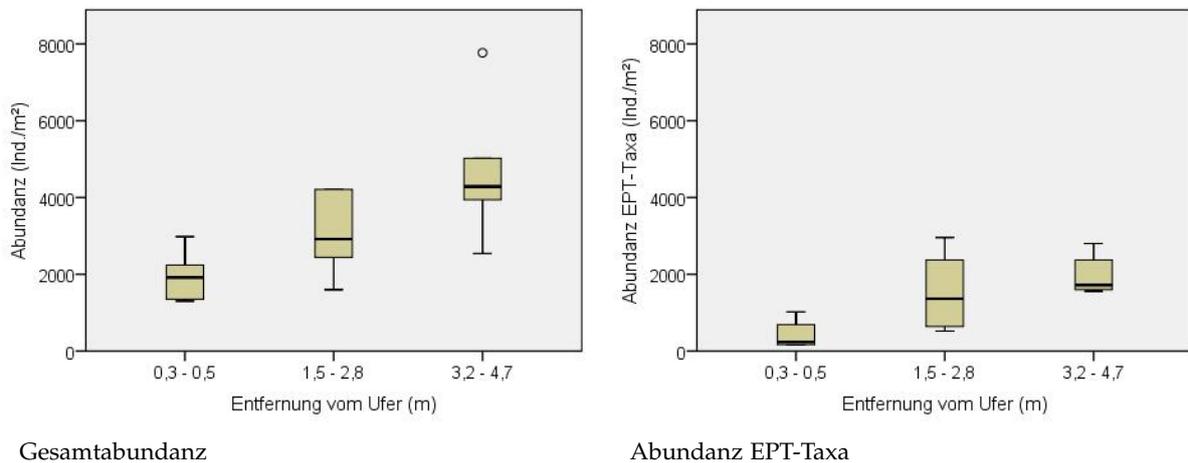


Abbildung 4.17: Abundanzen der Transekte an der Inn-Schotterbank.

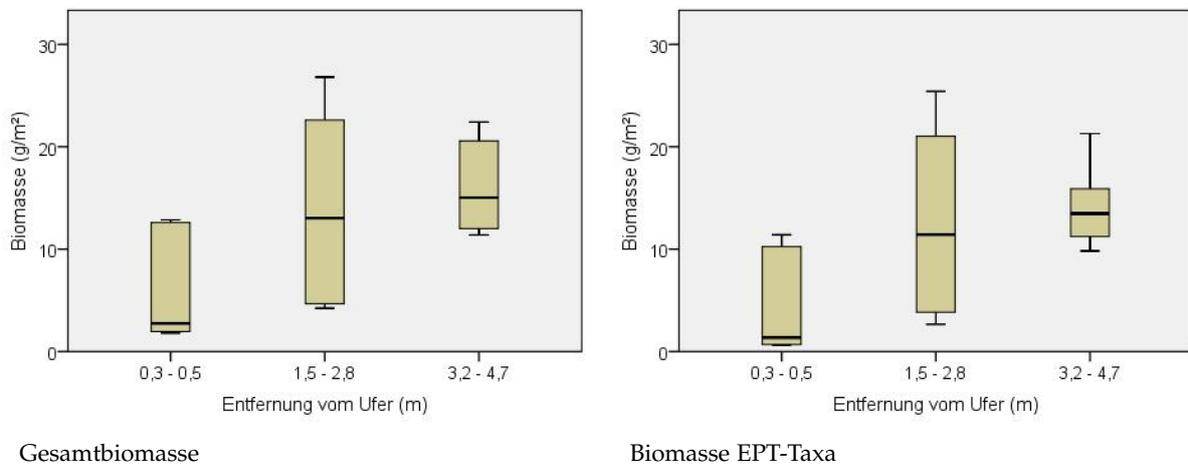


Abbildung 4.18: Biomassen der Transekte an der Inn-Schotterbank.

4.2.2 Übersicht Taxa (Abundanzen, Biomassen, Dominanzen)

Die Chironomidae weisen im Mittel die höchste relative Abundanz auf (54%), gefolgt von *Allogamus auricollis* (20,2%), *Leuctra* sp. (14,8%), Oligochaeta (3,2%) und *Baetis* sp. (2,7%). Die Summe der Individuen von *Allogamus auricollis* haben im Mittel die höchste relative Biomasse (43,3%), gefolgt von *Rhyacophila* sp. (21,5%) und den Chironomidae (10,7%). In über 5% der Biomasse waren auch noch *Leuctra* sp. (7,9%) und *Perlodes* sp. (6,4%) vorhanden. Trichoptera stellen mit 65% somit die Gruppe mit der höchsten Biomasse dar, deren häufigste Art (91% d. Abundanz) im beprobten Bereich *Allogamus auricollis* ist. Die Großgruppen verteilen sich in den Transekten folgendermaßen (siehe auch Abbildung 4.19), Tabelle 4.14 ist eine genaue Aufstellung der Taxa zu entnehmen.

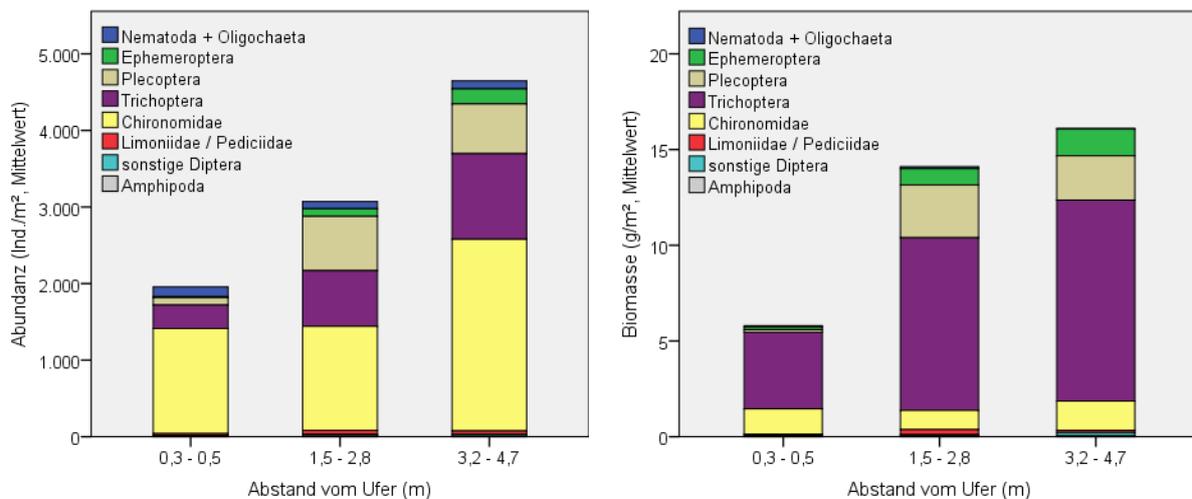


Abbildung 4.19: Taxa-Abundanzen und -Biomassen der Transekten an der Inn-Schotterbank.

Die Abundanz der Trichoptera (sowohl *Allogamus* als auch *Rhyacophila*) und Ephemeroptera nimmt in Richtung Flussmitte zu. Oligochaeta sind im ufernächsten Transekt in der höchsten, im mittleren Transekt in der niedrigsten Anzahl vorhanden, wobei die Abundanzen in allen drei Transekten in derselben Größenordnung liegen (123 Ind./m², 90 Ind./m² und 100 Ind./m² im Mittel). Plecoptera, deren überwiegenden Anteil *Leuctra* sp. stellen, sind in Ufernähe in geringster Anzahl (95 Ind./m²) vorhanden und im zweiten Transekt am häufigsten, wobei die Mittel der Abundanzen im zweiten und dritten Transekt in derselben Größenordnung liegen (das 7,5 und 7,1-fache des ufernähesten Transektes). Chironomidae sind in den ersten beiden Transekten in nahezu gleicher Abundanz vorhanden, im uferfernsten beträgt sie hingegen das 1,8-fache (2503 Ind./m²). Insgesamt besitzen die Tiere der EPT-Taxa im Mittel 86,4% der Biomasse und 40,5% der Abundanz. Eine genaue Auflistung ist den Tabellen 4.13 und 4.14 sowie den folgenden Kapiteln, die die einzelnen Gruppen genauer behandeln, zu entnehmen.

Tabelle 4.14: Mittelwerte der Abundanzen nach Entfernungsklassen und Gesamtbioasse.

Taxa	0,3-0,5; $\bar{x} = 0,5$		1,5-2,8; $\bar{x} = 2,0$		3,2-4,7; $\bar{x} = 3,9$		Gesamt		Gesamtbioasse g/m ² , n=18	
	Ind./m ² , n=6	Ind./m ² , n=18	Ind./m ² , n=18							
Nematoda Gen. sp.	3	0,2%	3	0,1%	5	0,1%	4	0,1%	0	<0,1%
Oligochaeta Gen. sp.	123	6,3%	90	2,9%	100	2,2%	104	3,2%	0,068	0,6%
<i>Gammarus fossarum</i>	7	0,3%	22	0,7%	7	0,1%	12	0,4%	0,033	0,3%
Hydrachnidiae Gen. sp.	3	0,2%	-	-	-	-	1	<0,1%	0,002	<0,1%
<i>Baetis alpinus</i>	3	0,2%	12	0,4%	70	1,5%	28	0,9%	0,246	2,0%
<i>Baetis rhodani</i>	3	0,2%	65	2,1%	105	2,3%	58	1,8%	0,169	1,4%
<i>Ecdyonurus</i> sp.	5	0,3%	12	0,4%	18	0,4%	12	0,4%	0,303	2,5%
<i>Rhythrogena</i> sp.	2	0,1%	12	0,4%	3	0,1%	6	0,2%	0,081	0,7%
<i>Leuctra</i> sp.	93	4,8%	693	22,6%	642	13,8%	476	14,8%	0,946	7,9%
<i>Amphinemura</i> sp.	-	-	3	0,1%	2	<0,1%	2	0,1%	0,002	<0,1%
<i>Nemoura</i> sp.	2	0,1%	-	-	-	-	1	<0,1%	0,002	<0,1%
<i>Protonemura</i> sp.	2	0,1%	-	-	-	-	1	<0,1%	0,001	<0,1%
<i>Isoperla</i> sp.	-	-	5	0,2%	2	<0,1%	2	0,1%	0,015	0,1%
<i>Perlodes</i> sp.	-	-	8	0,3%	5	0,1%	4	0,1%	0,774	6,4%
<i>Allogamus auricollis</i>	303	15,5%	662	21,5%	993	21,4%	653	20,2%	5,163	43,0%
<i>Ecclisopteryx</i> sp.	-	-	-	-	17	0,4%	6	0,2%	0,095	0,8%
<i>Rhyacophila</i> sp.	5	0,3%	65	2,1%	105	2,3%	58	1,8%	2,577	21,5%
Empididae Gen. sp.	-	-	3	0,1%	2	<0,1%	2	0,1%	0,007	0,1%
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	30	1,5%	52	1,7%	45	1,0%	42	1,3%	0,157	1,3%
Simuliidae Gen. sp.	3	0,2%	5	0,2%	23	0,5%	11	0,3%	0,084	0,7%
Chironomidae Gen. sp.	1372	70,0%	1360	44,3%	2503	53,9%	1745	54,1%	1,284	10,7%
Summe	1960		3072		4647		3226		12,008	

4.2.3 Ephemeroptera

Bei den Ephemeroptera war eine sprunghafte Zunahme der Abundanz von Individuen der Gattung *Baetis* in Richtung Flussmitte zu beobachten. Diese befindet sich bei *B. rhodani* zwischen ufernächstem und mittlerem Transekt, bei *B. alpinus* (hat diesen Effekt am stärksten ausgeprägt) zwischen mittlerem und äußerem Transekt (siehe Abbildung 4.20). Der ufernächste Transekt weist generell die geringsten Ephemeroptera-Abundanzen auf, es gab nur Einzelnachweise. Im mittleren Transekt stellte *B. rhodani* den Großteil, die Abundanz der anderen Taxa war gering.

Tabelle 4.15: Ephemeroptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.

Transekt	Abundanz			Biomasse		
	0,5	2	3,9	0,5	2	3,9
<i>Baetis alpinus</i>	3	12	70	0,001	0,021	0,717
<i>Baetis rhodani</i>	3	65	105	0,008	0,179	0,321
<i>Ecdyonurus sp.</i>	5	12	18	0,138	0,489	0,283
<i>Rhithrogena sp.</i>	2	12	3	0,001	0,170	0,073

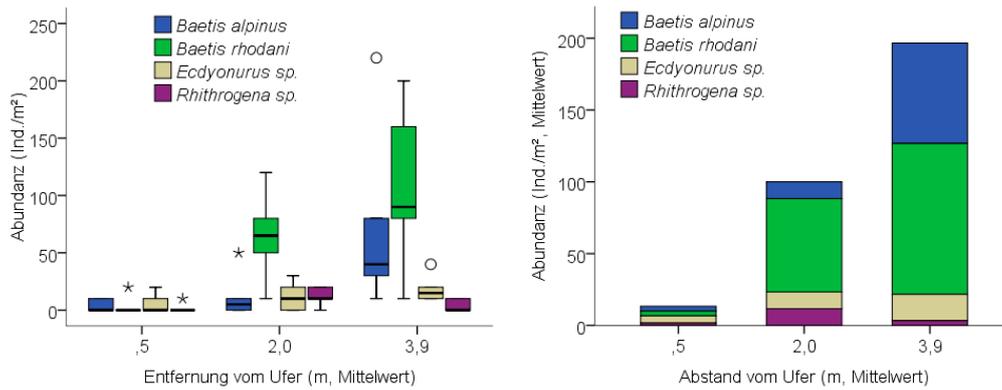


Abbildung 4.20: Ephemeroptera-Abundanzen Inn Schotterbank.

Bedingt durch die vergleichsweise großen *Ecdyonurus*-Individuen haben diese den höchsten Anteil an der Biomasse der ersten beiden Transekte. Im äußersten Transekt überwiegt dann, bedingt durch deren Abundanz und auch höheres Individuengewicht, die Biomasse der Baetidae.

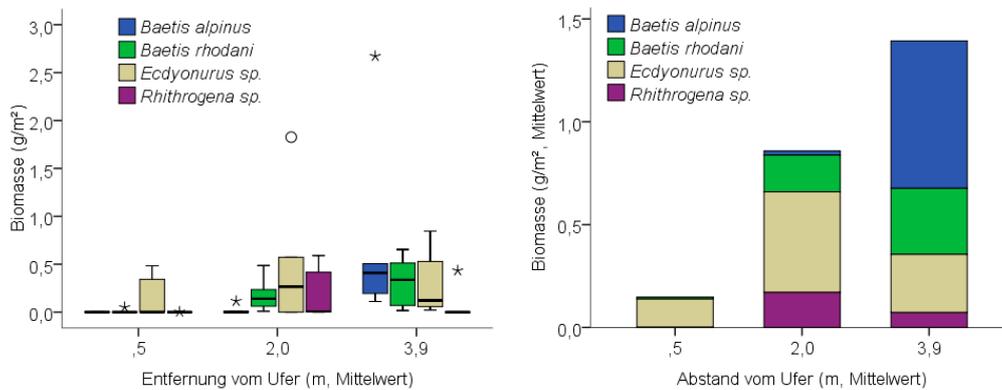


Abbildung 4.21: Ephemeroptera-Biomassen Inn Schotterbank.

4.2.4 Plecoptera

In der Gruppe der Plecoptera ist derselbe Effekt wie bei den Ephemeroptera zu beobachten - die Abundanzen des ersten Transektes sind im Vergleich zu den beiden anderen Transekten gering. Auch bei den Plecoptera ist dafür eine Gattung – in diesem Fall *Leuctra* – verantwortlich. Von allen anderen Plecoptera-Gattungen konnten in den Proben sämtlicher Transekte nur Einzelfunde bis maximal drei Individuen nachgewiesen werden. So gab es beispielsweise für *Nemoura* und *Protonemura* jeweils nur einen einzigen Nachweis, die angegebenen 2 Ind./m² ergeben sich aus Mittelung und Hochrechnung der Probefläche auf m². In Abbildung 4.23 werden sie deshalb nochmals gesondert dargestellt.

Tabelle 4.16: Plecoptera-Abundanz und Biomasse Inn Schotterbank.

Transekt	Abundanz			Biomasse		
	0,5	2	3,9	0,5	2	3,9
<i>Leuctra</i> sp.	93	693	642	0,137	1,365	1,335
<i>Amphinemura</i> sp.	-	3	2	-	0,004	0,001
<i>Nemoura</i> sp.	2	-	-	0,006	-	-
<i>Protonemura</i> sp.	2	-	-	0,002	-	-
<i>Isoperla</i> sp.	-	5	2	-	0,034	0,010
<i>Perlodes</i> sp.	-	8	5	-	1,354	0,967

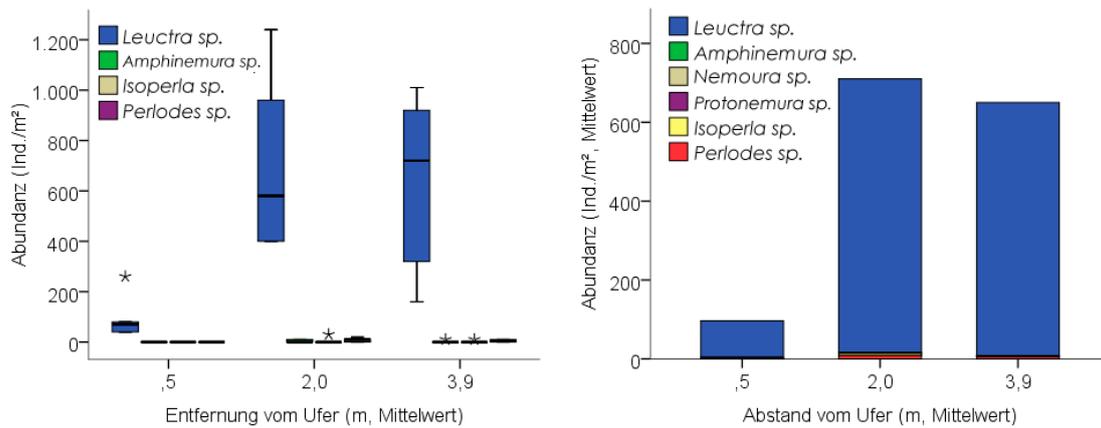


Abbildung 4.22: Plecoptera-Abundanz Inn Schotterbank, inklusive *Leuctra* sp.

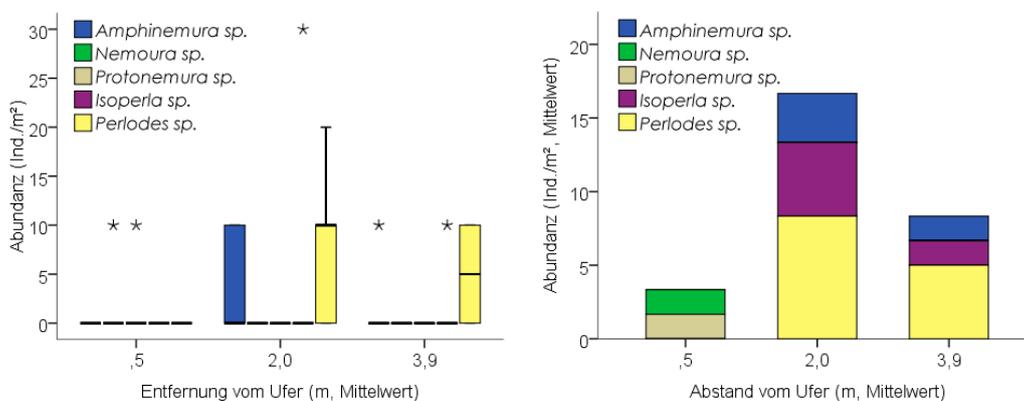


Abbildung 4.23: Plecoptera-Abundanz Inn Schotterbank, exklusive *Leuctra* sp.

Die Plecoptera-Biomasse setzt sich zu 99 % aus den Gattungen *Leuctra* und *Perlodes* zusam-

4 Ergebnisse

men. *Leuctra* (54%) trägt dazu in erster Linie durch die Abundanz bei, *Perlodes* (45%) durch die Größe der Exemplare.

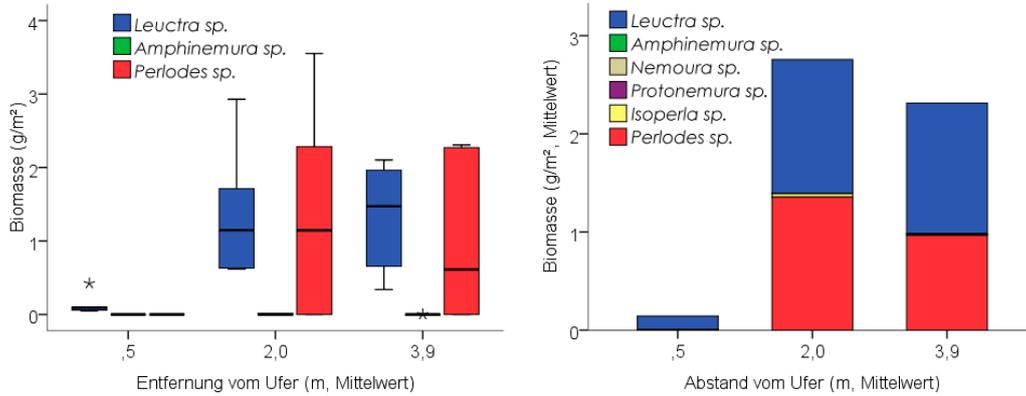


Abbildung 4.24: Plecoptera-Biomasse Inn Schotterbank.

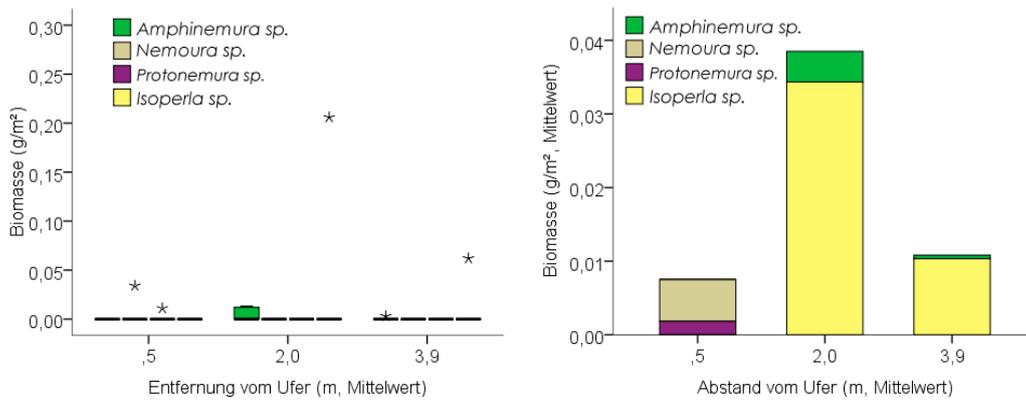


Abbildung 4.25: Biomasse der Nemouridae und *Isoperla* sp.

4.2.5 Trichoptera

Die dominante Spezies unter den Trichoptera (und nach den Chironomidae das generell häufigste Taxon) ist *Allogamus auricollis*. Seine Abundanz nimmt, wie auch jene von *Rhyacophila* sp. stetig in Richtung Flussmitte zu. Im Gegensatz zu *A. auricollis* konnten im ufernächsten Transekt allerdings nur Einzelindividuen von *Rhyacophila* sp. (insgesamt drei Stück) nachgewiesen werden. *Ecclisopteryx* sp. wurde nur in einer Probe im uferfernten Transekt gefunden.

Tabelle 4.17: Trichoptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.

Transekt	Abundanz			Biomasse		
	0,5	2	3,9	0,5	2	3,9
<i>Allogamus auricollis</i>	303	662	993	3,857	5,973	5,660
<i>Ecclisopteryx</i> sp.	-	-	17	-	-	0,284
<i>Rhyacophila</i> sp.	5	65	105	0,132	3,044	4,553

In der Biomasse macht sich neben *A. auricollis* auch *Rhyacophila* sp., trotz der um mehr als eine Zehnerpotenz geringeren Abundanz, bemerkbar, da sich einige Individuen in älteren und somit wesentlich größeren Larvenstadien befanden.

4 Ergebnisse

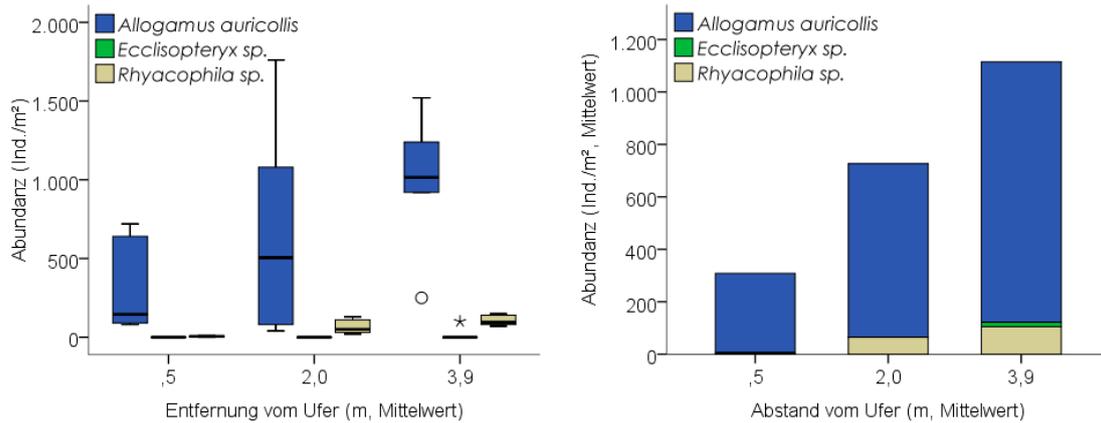


Abbildung 4.26: Trichoptera-Abundanzen, Inn Schotterbank.

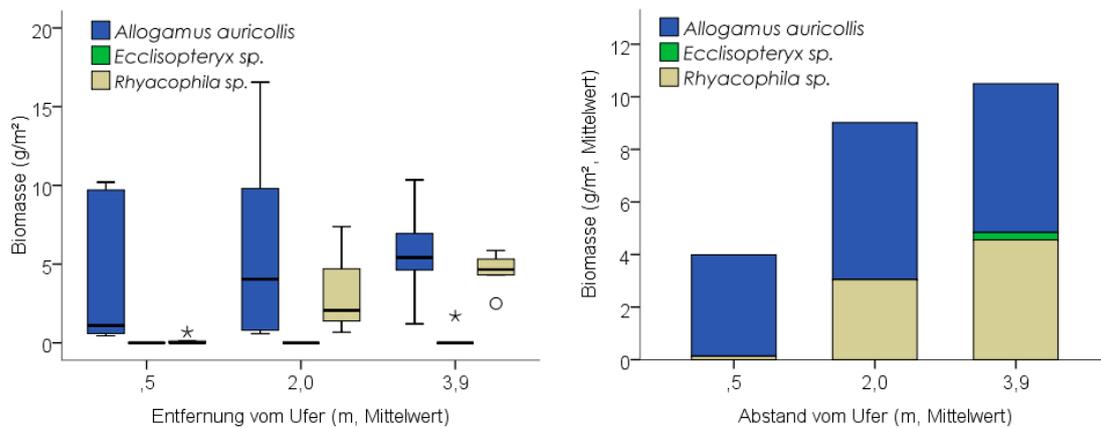


Abbildung 4.27: Trichoptera-Biomassen, Inn Schotterbank.

4.2.6 Diptera

Die Abundanz der Diptera ist, wie an allen anderen Probestellen, in erster Linie durch Chironomidae geprägt. Sie stellt an der Schotterbank am Inn, ebenso wie in allen anderen untersuchten Stellen, im Mittel die häufigste Gruppe dar. Wie auch an der Drau ist die Gruppe der Limoniidae und Pediciidae die zweithäufigste Gruppe der Diptera. Wegen der deutlich höheren Abundanz der Chironomidae werden sie in einer eigenen Grafik (Abbildung 4.29) dargestellt.

Tabelle 4.18: Diptera-Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.

Transekt	Abundanz			Biomasse		
	0,5	2	3,9	0,5	2	3,9
Empididae	-	3	2	-	0,017	0,005
Limoniidae / Pediciidae	30	52	45	0,090	0,264	0,116
Simuliidae	3	5	23	0,033	0,043	0,176
Chironomidae	1372	1360	2503	1,318	1,003	1,531

4 Ergebnisse

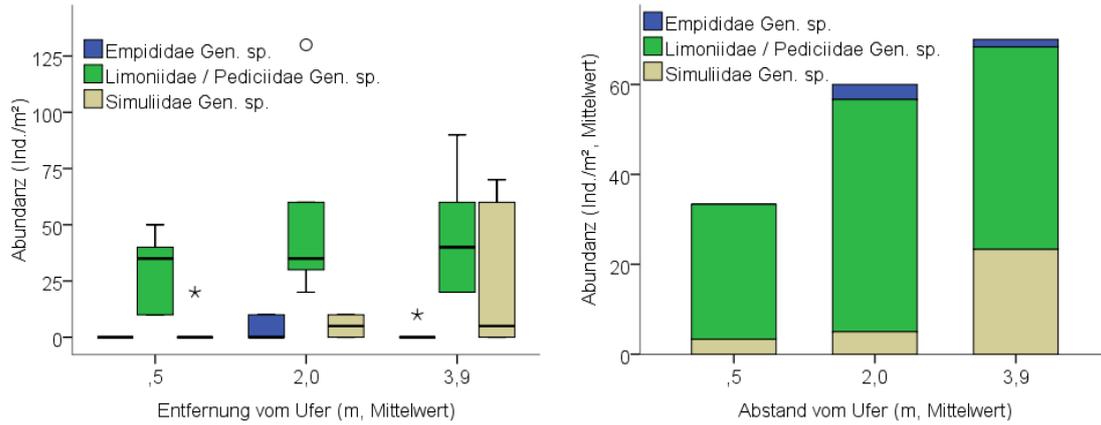


Abbildung 4.28: Abundanzen sonstige Diptera, Inn Schotterbank.

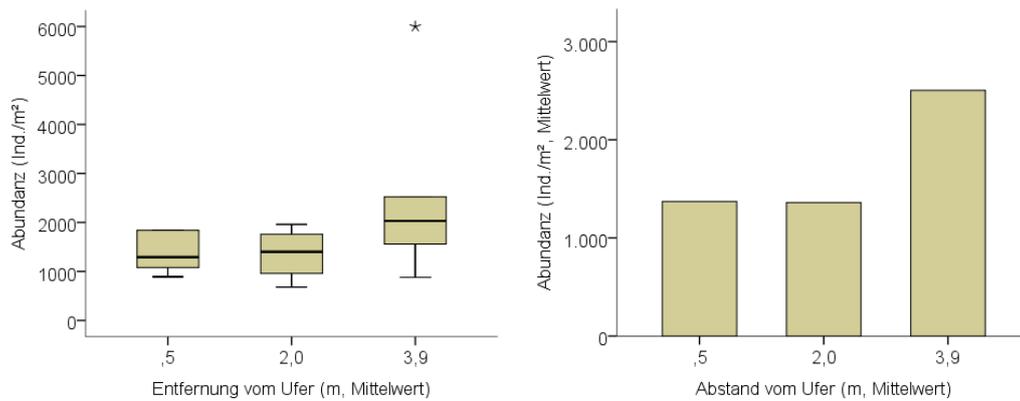


Abbildung 4.29: Abundanzen Chironomidae, Inn Schotterbank.

Im Gegensatz zur beprobten Stelle an der Drau liegt auch die Biomasse der Chironomidae über jener der restlichen Diptera. Danach folgt die Gruppe der Limoniidae und Pediciidae, wobei im uferfernten Transekt die Simuliidae trotz ihrer geringeren Anzahl eine höhere Biomasse als die Limoniidae und Pediciidae haben. Das liegt vor allem daran, dass die meisten Simuliidae verpuppt waren.

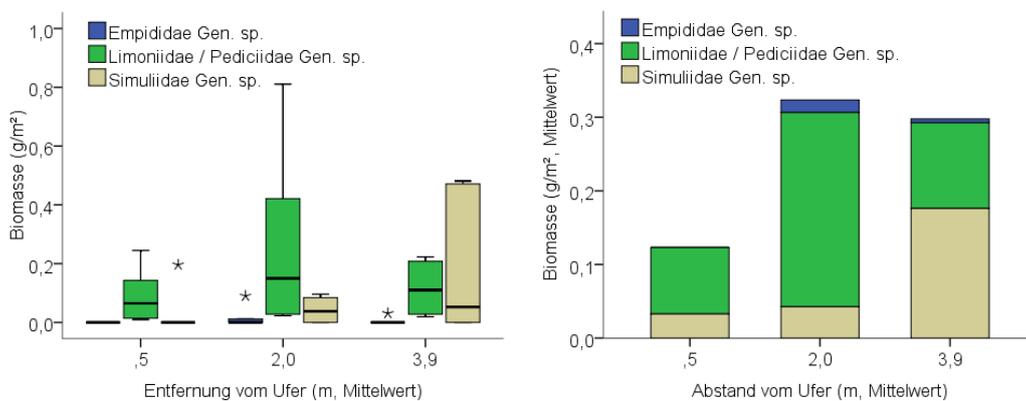


Abbildung 4.30: Diptera-Biomassen (exklusive Chironomidae), Inn Schotterbank.

4 Ergebnisse

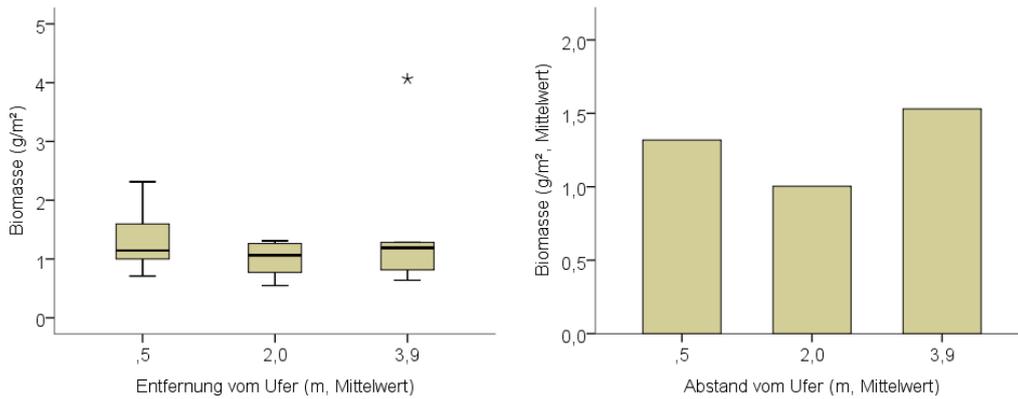


Abbildung 4.31: Chironomidae-Biomassen, Inn Schotterbank.

4.2.7 Sonstige Taxa

Unter den sonstigen Taxa überwiegen die Oligochaeta, deren Abundanz im Mittel in allen drei Transekten in der gleichen Größenordnung liegt. Bis auf zwei Nachweise der Hydrachnidia im ufernähesten Transekt konnten die verbleibenden Taxa *Gammarus* sp. und Nematoda in allen drei Transekten erhoben werden (siehe Tabelle 4.19).

Tabelle 4.19: Sonstige Taxa Abundanzen und Biomassen Inn Schotterbank.

Transekt	Abundanz			Biomasse		
	0,5	2	3,9	0,5	2	3,9
Nematoda	3	3	5	0,000	0,000	0,001
Oligochaeta	123	90	100	0,056	0,103	0,046
<i>Gammarus</i> sp.	7	22	7	0,018	0,045	0,036
Hydrachnidia	3	-	-	0,005	-	-

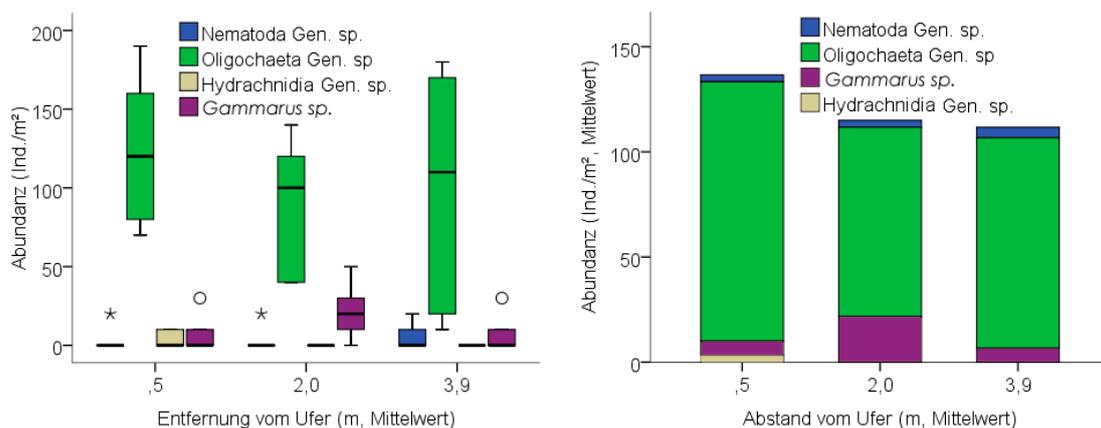


Abbildung 4.32: Abundanzen „sonstige Taxa“, Inn Schotterbank.

Die Biomasse der „sonstigen Taxa“ teilt sich in erster Linie zwischen den Oligochaeta und *Gammarus* sp. auf. Der Anteil der Hydrachnidia und Nematoda ist sowohl wegen der geringen Abundanz als auch der geringen Individuengröße weniger als 1%.

4 Ergebnisse

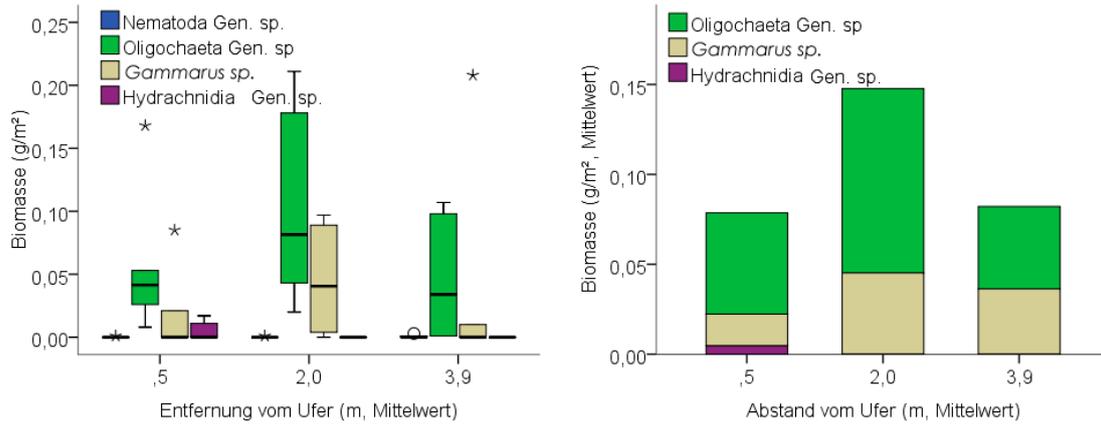


Abbildung 4.33: Biomassen „sonstige Taxa“, Inn Schotterbank.

4.2.8 Individuengewicht ausgewählter Taxa

Wie auch an der Drau wurde für einige Taxa, von denen ausreichend Individuen nachgewiesen werden konnten (je Transekt mindestens sieben Individuen), der Mittelwert der Individuengewichte erhoben um eventuelle Unterschiede zwischen den Transekten zu prüfen (siehe Abbildung 4.34). Entsprechend obigem Kriterium konnten in den Transekten von sieben Taxa (*B. alpinus*, *B. rhodani*, *Leuctra* sp., *A. auricollis*, *Rhyacophila* sp., Limoniidae/Pediciidae und Chironomidae) genügend Individuen besammelt werden. In folgender Tabelle sind diese, sowie zusätzlich *B. rhodani*, angeführt.

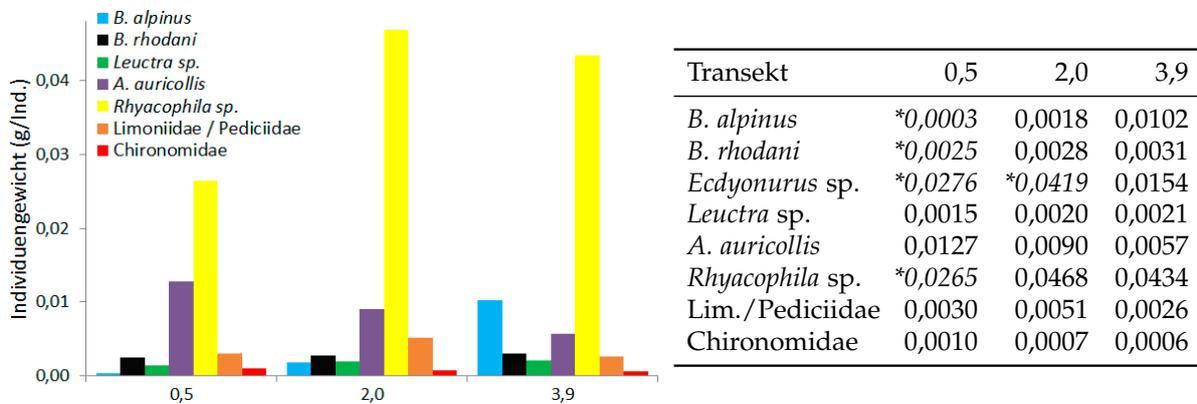


Abbildung 4.34: Mittleres Individuengewicht ausgewählter Taxa je Transekt (g/Ind.). Bei den kursiven Angaben mit vorgestelltem Asterisk basiert das Mittel auf weniger als sieben Tieren.

Abgesehen vom ersten Transekt (hier gab es nur jeweils zwei Nachweise von *B. alpinus* und *B. rhodani*) steigt das Individuengewicht der Baetidae in Richtung Flussmitte, bei *B. alpinus* sogar deutlich. Das Individuengewicht von *Leuctra* sp. nimmt im Mittel ebenfalls in Richtung Flussmitte zu. Bei *A. auricollis* ist es umgekehrt, das Individuengewicht ist im Mittel im ufernähesten Transekt am höchsten und nimmt in Richtung Flussmitte ab. Die Individuen von *Rhyacophila* sp. haben in den beiden äußeren Transekten im Schnitt fast das gleiche Individuengewicht. Jenes der Chironomidae nimmt in Richtung Flussmitte ab und die im Mittel schwersten Individuen der Limoniidae/Pediciidae finden sich im mittleren Transekt, die leichtesten im ufernähesten.

4 Ergebnisse

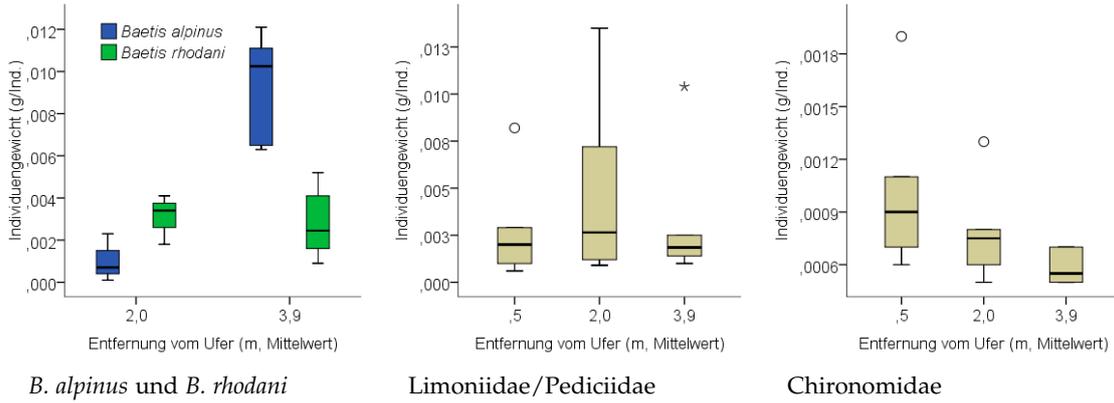


Abbildung 4.35: Individuengewichte ausgewählter Taxa, Skalenunterschiede beachten.

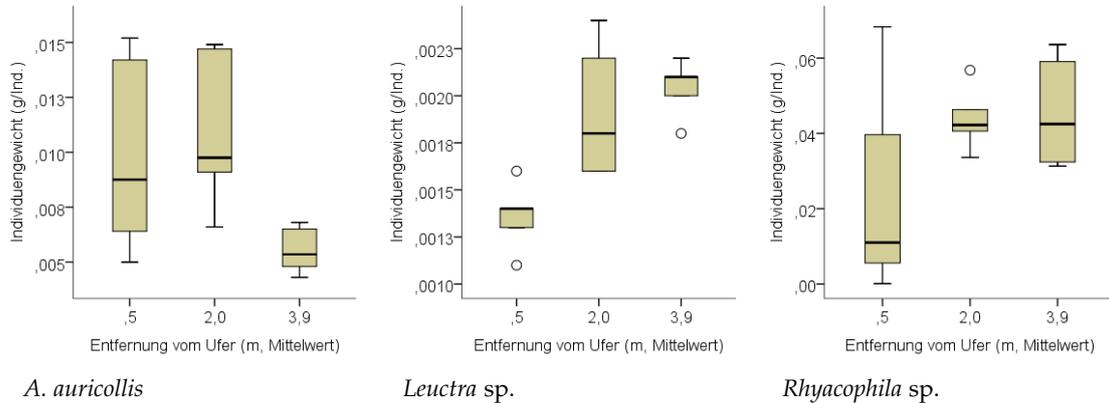


Abbildung 4.36: Individuengewichte ausgewählter Taxa, Skalenunterschiede beachten

4.2.9 Verteilung der Ernährungstypen

Die mit ECOPROF erhobene Verteilung der Ernährungstypen (auf Screening-Niveau) der Transekte (Transekt 1 – ufernah) zeigt ein relativ gleichmäßiges Bild.

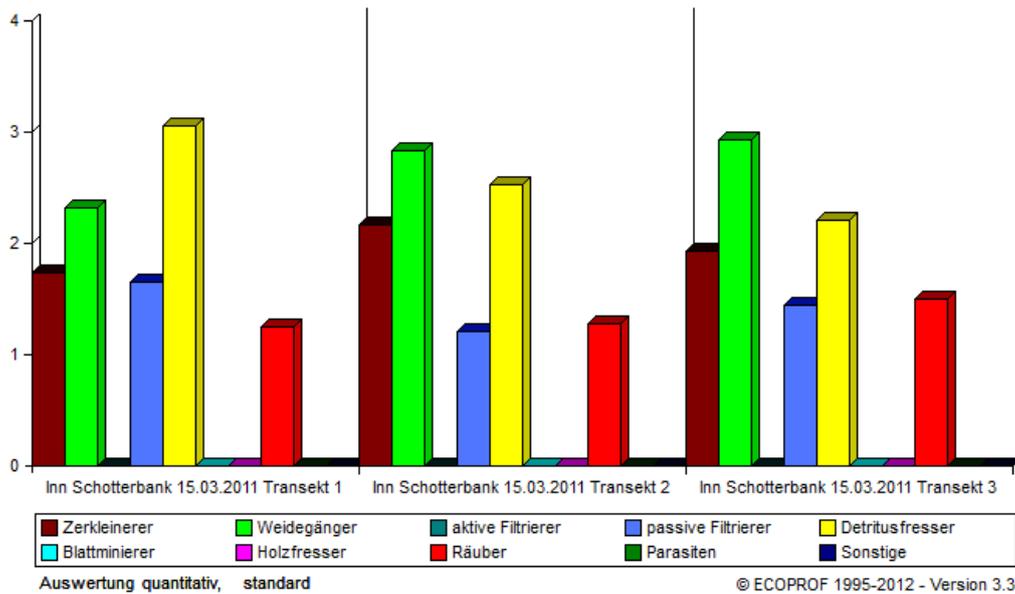


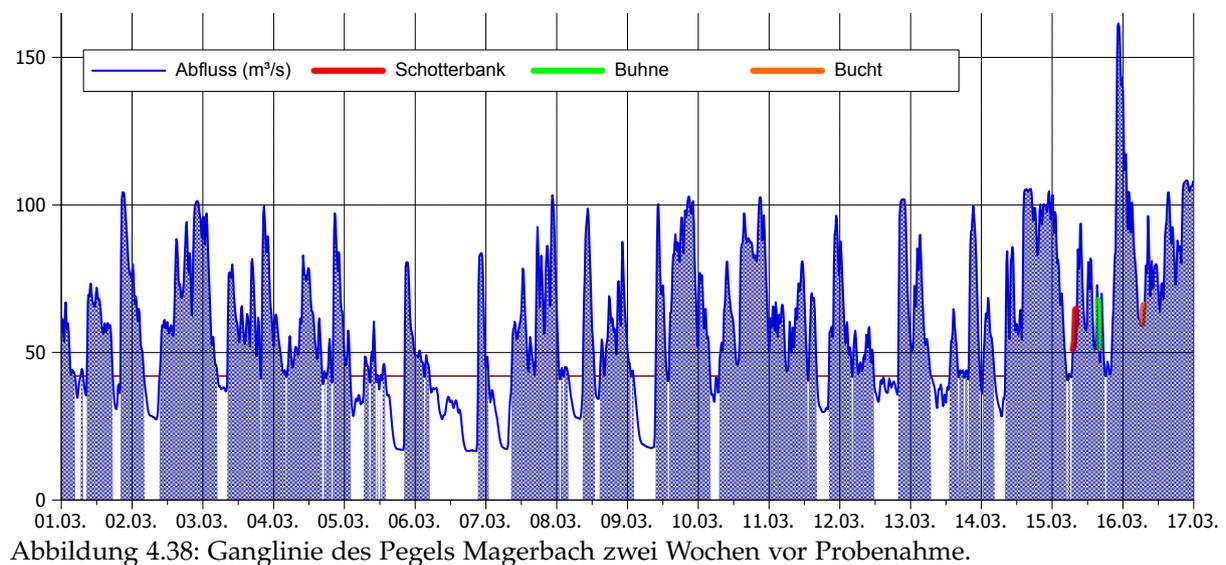
Abbildung 4.37: Verteilung der Ernährungstypen

Einzig der dominierende Frestyp ändert sich von Detritusfresser im ufernahen Transekt zu Weidegänger (unter anderem durch das Ansteigen der Abundanz der Ephemeroptera) im

uferfernsten. Die gleichmäßige Verteilung des Fresstyps Räuber liegt vor allem daran, dass alle Gruppen im ufernähesten Transekt eine geringe Individuendichte haben und in den äußeren Transekten, mit der sprunghaften Zunahme von *Rhyacophila* sp. als Räuber, auch andere Gruppen wie *Leuctra* sp. (gehört den Typen Zerkleinerer, Weidegänger und Detritusfresser an) in einer wesentlich höheren Individuendichte vorhanden sind und sich so die Verhältnisse relativ zueinander wieder ausgleichen.

4.2.10 Trockenperioden an der Wasseranschlagslinie

In der Wasserwechselzone, anschließend an die Wasseranschlagslinie bei Sunk, konnte festgestellt werden, dass sich einige *A. auricollis*-Larven bei Sunk (Trockenfallen) in den Untergrund zurückzogen und bei Schwall (Benetzung) wieder an die Oberfläche kamen. Für diesen Bereich wurden die Trockenperioden zwei Wochen vor dem Untersuchungstag ermittelt und ausgewertet. Als Grenzwert wurde der tiefste Sunkabfluss am Untersuchungstag ($42 \text{ m}^3/\text{s}$) gewählt und die zeitlichen Abschnitte des Trockenfallens zusätzlich Tag- und Nachtstunden zugeordnet. Als Tag wurde die Zeit zwischen einer Stunde nach Sonnenaufgang und einer Stunde vor Sonnenuntergang gewählt, was einer groben Schätzung der besonnten Zeit dieses Bereiches entspricht. Zu dieser Tageszeit ist (abhängig der Jahreszeit – nicht unbedingt im März) von einem erhöhten Stress durch Erwärmung auszugehen. In Abbildung 4.38 ist die Ganglinie des Pegels Magerbach dargestellt, die Zeit, zu welcher der angesprochene Bereich überflossen ist ($Q \geq 42 \text{ m}^3/\text{s}$), ist blau markiert.



Insgesamt lag der unmittelbar an die Wasseranschlagslinie anschließende Bereich in dem gewählten Zeitraum 26 % (99 h 15 min) trocken, wovon 60 % (59 h 30 min) unter Tags und 40 % nachts waren. Die Verteilung der Dauer der Trockenperioden ist den folgenden Histogrammen zu entnehmen. An der x-Achse sind die Klassenobergrenzen angegeben. Unter Tags fiel der Bereich 32-mal trocken, mit einer mittleren Dauer von 1 h 51 min, nachts 21-mal, mit einer mittleren Dauer von 1 h 53 min.

Insgesamt ergibt sich 40-maliges Trockenfallen mit einer mittleren Dauer der Trockenperioden von 2 h 28 min. Die geringere insgesamt Häufigkeit ergibt sich daraus, dass einige Trockenperioden beispielsweise nachts anfangen und unter Tags aufhören.

4 Ergebnisse

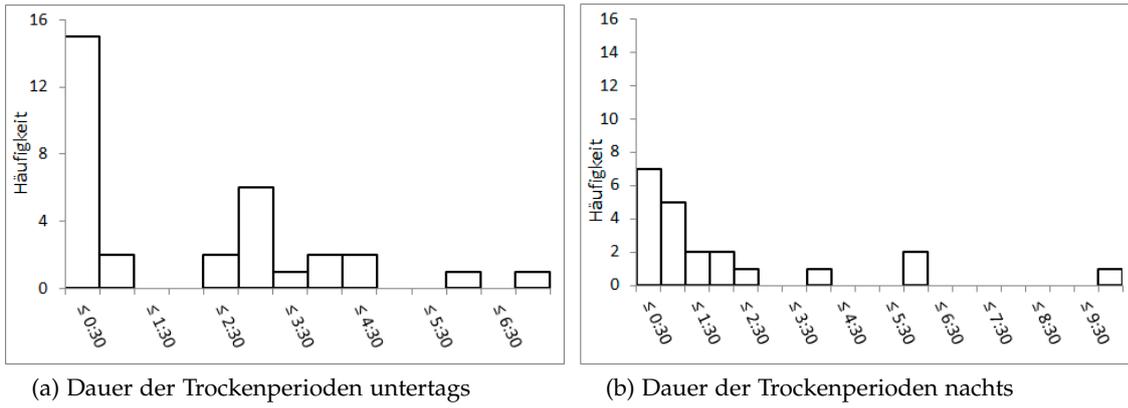


Abbildung 4.39: Verteilung der Trockenperioden-Dauer

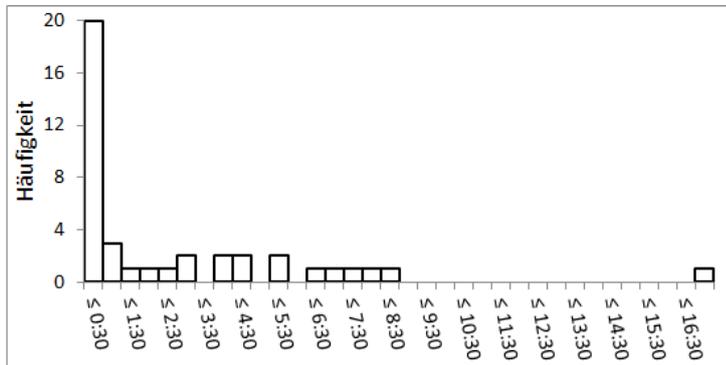


Abbildung 4.40: Verteilung der Gesamt-Trockenperioden-Dauer

4.3 Inn, Bucht und Bühnenfeld

4.3.1 Übersicht Abundanz und Biomasse

Ausgesprochen unterschiedliche Resultate zeigen die Beprobungen der Standorte Bucht und Bühne am Inn. Während in der morphologisch unbeeinflussten Bucht eine mittlere Abundanz von 5943 Ind./m² bei einer Biomasse von 3,576 g/m² erhoben wurde, waren es hinter der Bühne nur 70 Ind./m² bzw. 0,160 g/m². In beiden Fällen hatten die Chironomidae den höchsten Anteil an der Abundanz (Bucht: 91,6%, Bühne: 61,9%) und Biomasse (Bucht: 61,7%, Bühne: 75,7%). Nach der Bühne konnten nur Chironomidae, Oligochaeta (33,3% d. Abundanz) und Limoniidae/Pediciidae (4,8%) nachgewiesen werden, EPT-Taxa fehlten gänzlich. Mehr als einzelne Nachweise gab es in der Bucht, neben Chironomidae, nur von *Leuctra* sp. (3,3% d. Abundanz), Oligochaeta 1,9%, *Baetis* sp. 1,2% und *Allogamus auricollis* 1,1%. Bezogen auf die Biomasse zeigten nach den Chironomidae noch *Leuctra* sp. und *Allogamus auricollis* (beide 11,5%) sowie *Baetis* sp. (8,1%) nennenswerten Anteil.

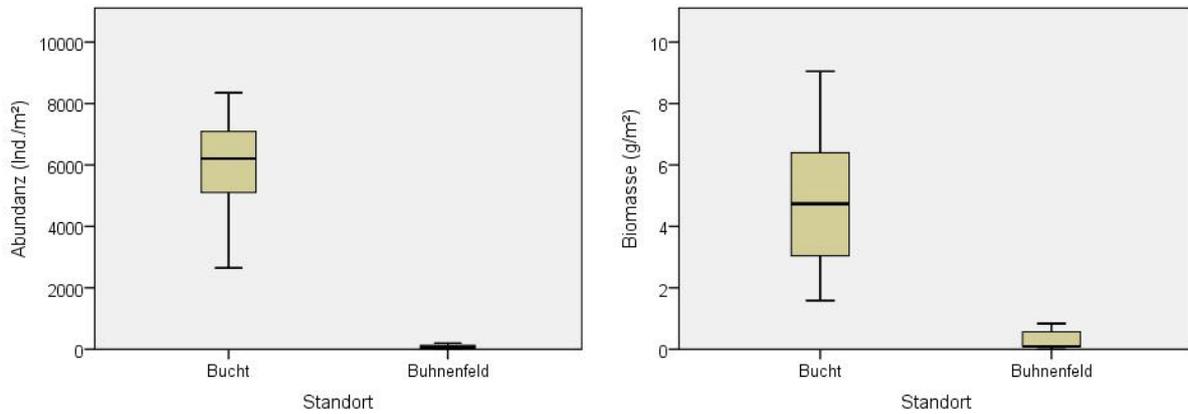


Abbildung 4.41: Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Bühne.

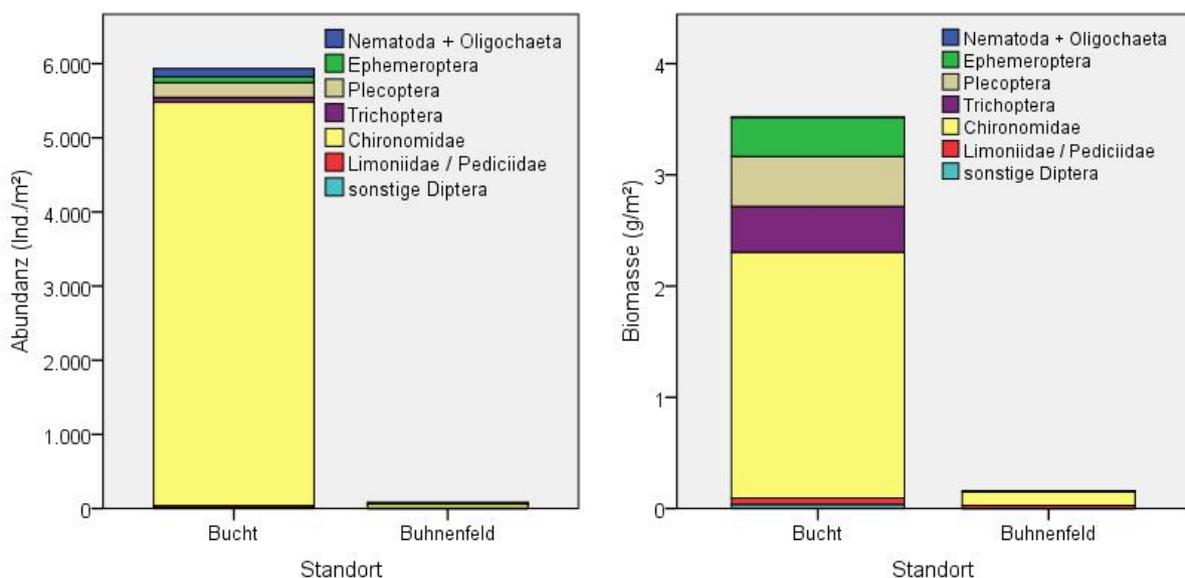


Abbildung 4.42: Mittlere Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Bühne.

4.3.2 Taxa-Dominanz

Im Folgenden werden die Taxa-Dominanzen der einzelnen Gruppen näher erläutert. Sämtliche Mittelwerte und eine Übersichtsgrafik der beiden Standorte sind in Tabelle 4.20 und Abbildung 4.42 angeführt, die Grafiken zu den einzelnen Gruppen sind in den folgenden Unterkapiteln dargestellt.

Tabelle 4.20: Mittlere Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz (Ind./m ²), n=6				Biomasse (g/m ²), n=6			
	Bucht		Buhne		Bucht		Buhne	
Nematoda Gen. sp.	2	0,0%	-	-	0,001	0,0%	-	-
Oligochaeta Gen. sp.	110	1,9%	23	33,3%	0,009	0,2%	0,011	6,7%
<i>Gammarus</i> sp.	7	0,1%	-	-	0,053	1,5%	-	-
<i>Baetis alpinus</i>	23	0,4%	-	-	0,096	2,7%	-	-
<i>Baetis rhodani</i>	50	0,8%	-	-	0,193	5,4%	-	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	5	0,1%	-	-	0,060	1,7%	-	-
<i>Leuctra</i> sp.	197	3,3%	-	-	0,413	11,5%	-	-
<i>Isoperla</i> sp.	3	0,1%	-	-	0,030	0,8%	-	-
<i>Brachyptera/Rhabdiopteryx</i> sp.	3	0,1%	-	-	0,027	0,7%	-	-
<i>Allogamus auricollis</i>	63	1,1%	-	-	0,412	11,5%	-	-
<i>Rhyacophila</i> sp.	2	0,0%	-	-	0,000	0,0%	-	-
Empididae Gen. sp.	3	0,1%	-	-	0,004	0,1%	-	-
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	25	0,4%	3	4,8%	0,060	1,7%	0,028	17,6%
Psychodidae Gen. sp.	2	0,0%	-	-	0,001	0,0%	-	-
Simuliidae Gen. sp.	3	0,1%	-	-	0,030	0,8%	-	-
Chironomidae Gen. sp.	5445	91,6%	43	61,9%	2,208	61,4%	0,121	75,7%
Summe	5943		70		3,595		0,160	

Ephemeroptera

Wie auch an der Schotterbank am Inn ist *Baetis rhodani* am Standort Bucht das häufigste Taxon der Ephemeroptera, gefolgt von *Baetis alpinus* und *Ecdyonurus* sp. Von letzterem wurden insgesamt drei Individuen gefunden. Am Standort Buhne konnten keine Ephemeroptera nachgewiesen werden.

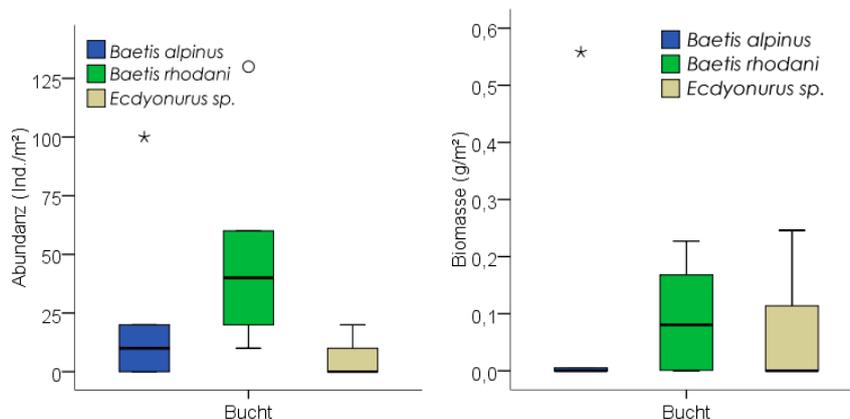


Abbildung 4.43: Abundanz und Biomasse der Ephemeroptera des Standortes Bucht.

4 Ergebnisse

Tabelle 4.21: Mittlere Ephemeroptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz		Biomasse	
	Bucht	Buhne	Bucht	Buhne
<i>Baetis alpinus</i>	23	-	0,096	-
<i>Baetis rhodani</i>	50	-	0,193	-
<i>Ecdyonurus</i> sp.	5	-	0,060	-

Plecoptera

Die Gattung *Leuctra* sp. war die einzige, die über Einzelnachweise hinaus gefunden wurde. Aus den Gruppen der *Isoperla* sowie *Brachyptera/Rhabdiopteryx* gab es jeweils zwei Funde. Am Standort Buhne gelangen keine Plecoptera-Nachweise.

Tabelle 4.22: Mittlere Plecoptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz		Biomasse	
	Bucht	Buhne	Bucht	Buhne
<i>Leuctra</i> sp.	197	-	0,413	-
<i>Isoperla</i> sp.	3	-	0,030	-
<i>Brachyptera/Rhabdiopteryx</i> sp.	3	-	0,027	-

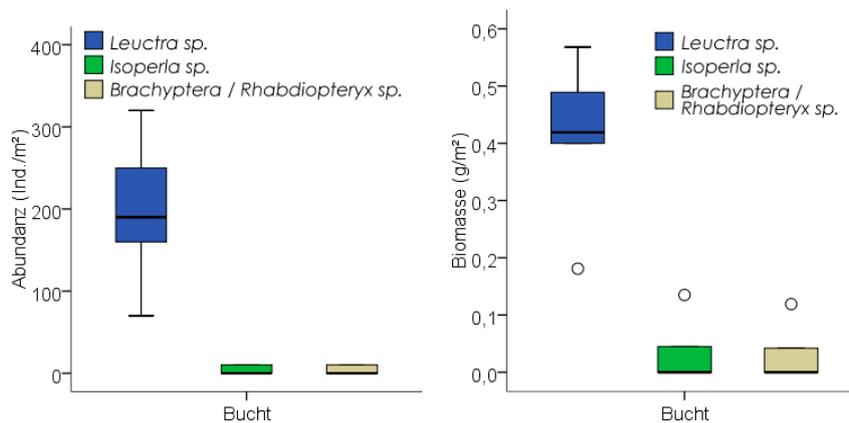


Abbildung 4.44: Abundanz und Biomasse der Plecoptera des Standortes Bucht.

Trichoptera

Wie schon bei den anderen EPT-Taxa konnten Trichoptera nur am Standort Bucht nachgewiesen werden. Bis auf ein Tier (*Rhyacophila* sp.) waren alle Trichoptera *A. auricollis* zuzuordnen.

Tabelle 4.23: Mittlere Trichoptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz		Biomasse	
	Bucht	Buhne	Bucht	Buhne
<i>Allogamus auricollis</i>	63	-	0,412	-
<i>Rhyacophila</i> sp.	2	-	0,000	-

4 Ergebnisse

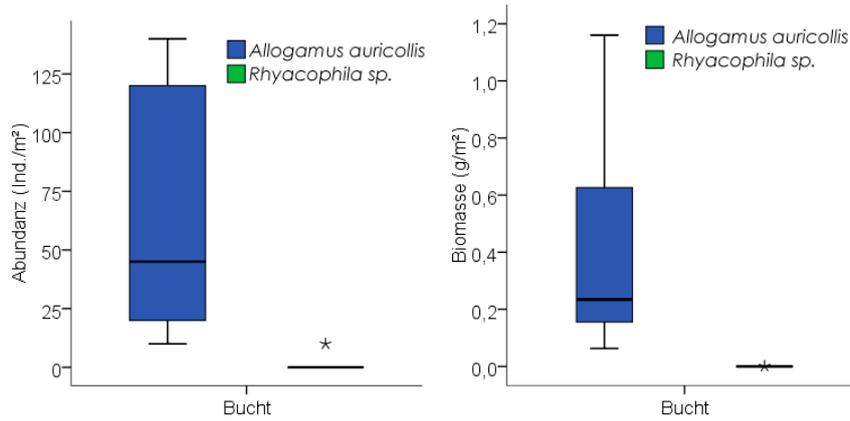


Abbildung 4.45: Abundanz und Biomasse der Trichoptera des Standortes Bucht.

Diptera

Die Gruppe der Chironomidae ist in der Bucht und der Buhne, wie an allen anderen Standorten auch, das Taxon mit der höchsten Abundanz. Analog folgt unter den Diptera die Gruppe der Limoniidae und Pediciidae, welche ebenfalls am Standort Buhne nachgewiesen werden konnte. Wegen der wesentlich höheren Abundanz und Biomasse wurden die Chironomidae untenstehend gesondert dargestellt. Zusätzlich konnten am Standort Bucht noch ein Exemplar der Psychodidae sowie eine Puppe und eine Larve der Empididae nachgewiesen werden.

Tabelle 4.24: Mittlere Diptera-Abundanzen und Biomassen der Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz		Biomasse	
	Bucht	Buhne	Bucht	Buhne
Empididae Gen. sp.	3	-	0,004	-
Limoniidae/Pediciidae Gen. sp.	25	3	0,060	0,028
Psychodidae Gen. sp.	2	-	0,001	-
Simuliidae Gen. sp.	3	-	0,030	-
Chironomidae Gen. sp.	5445	43	2,208	0,121

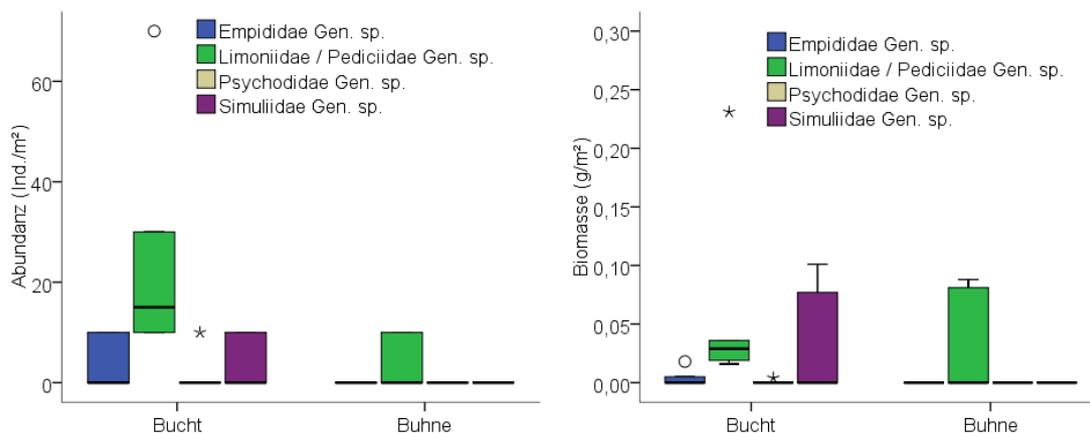


Abbildung 4.46: Abundanz und Biomasse der Diptera exkl. Chironomidae, Standorte Bucht und Buhne.

4 Ergebnisse

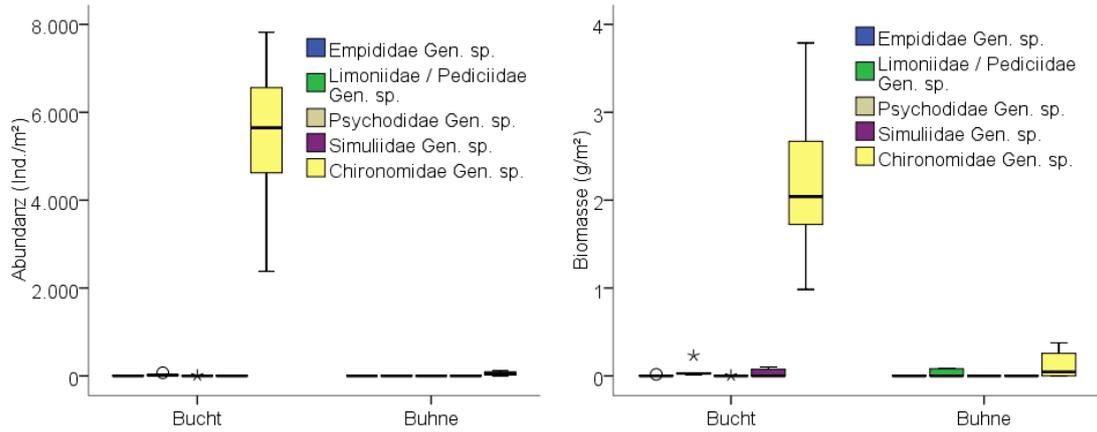


Abbildung 4.47: Abundanz und Biomasse der Diptera inkl. Chironomidae, Standorte Bucht und Buhne.

Sonstige Taxa

Unter den nicht weiter eingeordneten Taxa haben die Oligochaeta, welche auch am Standort Buhne nachgewiesen werden konnten, die höchste Abundanz, gefolgt von *Gammarus* sp. Trotzdem stellen die vier gefundenen *Gammarus*-Individuen den überwiegenden Anteil der Biomasse dar. *Gammarus* und Nematoda konnten am Standort Buhne nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 4.25: Mittlere Abundanzen und Biomassen sonstiger Taxa, Standorte Bucht und Buhne.

	Abundanz		Biomasse	
	Bucht	Buhne	Bucht	Buhne
Nematoda Gen. sp.	2	-	0,001	-
Oligochaeta Gen. sp.	110	23	0,009	0,011
<i>Gammarus</i> sp.	7	-	0,053	-

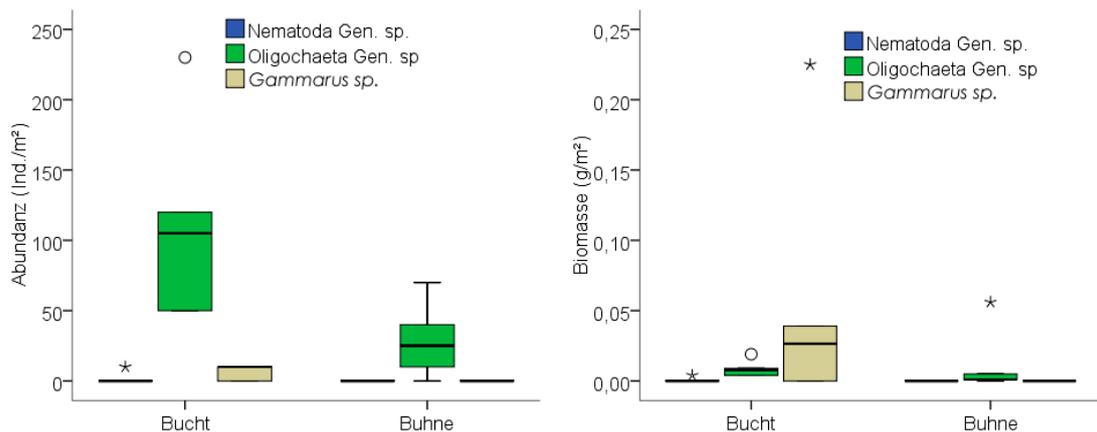


Abbildung 4.48: Abundanz und Biomasse der sonstige Taxa des Standortes Bucht.

4.4 Habitatmodellierung

Die Modellierung (zur Ermittlung der Ausdehnung der Wasserwechselzone) jeweils einer Schwallwelle im Februar und im Juni an den Standorten Inn Schotterbank und Drau Schotterbank ergab ein unterschiedliches Bild. Die relative Größe der Wasserwechselzone, bezogen auf

4 Ergebnisse

die benetzte Fläche des betrachteten Polygons bei Sunk (siehe Abbildungen 4.49 und 4.50), ist im Februar am größten (33 % am Inn und 285 % an der Drau), was an den geringen Winterabflüssen liegt. In absoluten Zahlen hingegen ist die Wasserwechselzone am Inn im Juni größer (523 m²), während sie an der Drau im Februar wesentlich größere Ausmaße hat (9448 m²). Das liegt daran, dass die Haupttrinne, nach einem flachen Uferbereich, an dieser Stelle der Drau steil abfällt und die flachen Uferzonen bei niedrigen Abflüssen überhaupt nicht benetzt sind. Steigt der Wasserspiegel nun (beispielsweise bei Schwall) auf das Niveau dieser Uferbereiche, kommt es zu einer plötzlichen Vergrößerung der benetzten Fläche. In Tabelle 4.26 ist die relative und absolute Flächenausdehnung der Wasserwechselzone beider modellierten Stellen aufgelistet. Die angegebenen, absoluten Zahlen sind die Differenz der benetzten Fläche bei Schwall- und Sunkabfluss.

Tabelle 4.26: Ausdehnung der Wasserwechselzone in der Modellierung. Relative Angaben beziehen sich auf die benetzte Fläche bei Sunk zur selben Jahreszeit. Das untersuchte Polygon ist in den Abbildungen 4.49 und 4.50 markiert.

	Februar		Juni	
	Fläche (m ²)	%	Fläche (m ²)	%
Inn	249	33	523	2
Drau	9448	285	2369	16

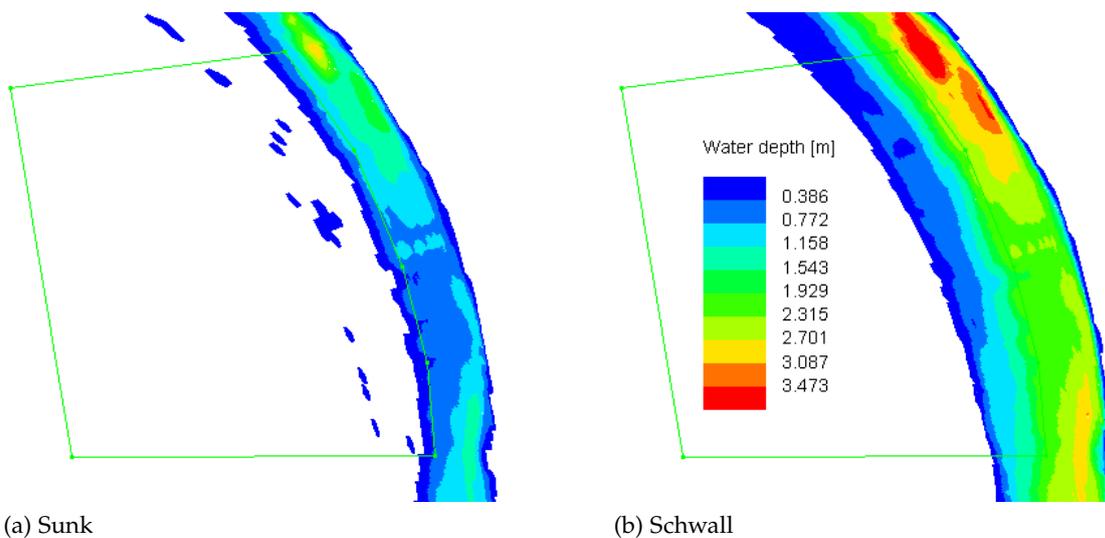


Abbildung 4.49: Modellierungsergebnisse des Untersuchungsabschnittes an der Drau im Februar. Die in Tabelle 4.26 angegebenen Messgrößen beziehen sich auf das grün markierte Polygon.

4 Ergebnisse

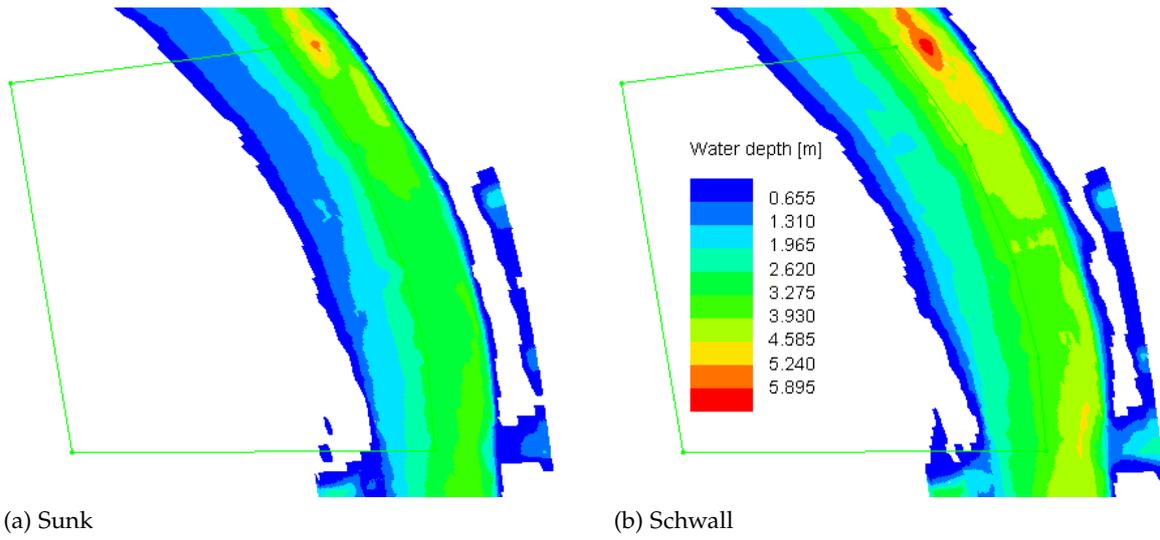


Abbildung 4.50: Modellierungsergebnisse des Untersuchungsabschnittes an der Drau im Juni. Die in Tabelle 4.26 angegebenen Messgrößen beziehen sich auf das grün markierte Polygon.

5 Diskussion

Nach POFF *et al.* (1997) zählt der Abfluss sowie dessen zeitliche Variabilität zu den maßgebenden, die Biotik und Abiotik von Fließgewässer-Ökosystemen beeinflussenden Faktoren. Schwallbetrieb hat, durch die Änderung dessen, eine Vielzahl an Auswirkungen auf die Ökosysteme der Vorfluter, die zumeist einen negativen Einfluss auf die Biotik darstellen (BAUMANN & KLAUS, 2003). Diese Beeinflussung ergibt sich vor allem daraus, dass der permanente, schnelle Wechsel und die Amplitude der, die Fauna und Flora beeinflussenden Randbedingungen (z. B. Abflussmenge, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe sowie daraus resultierende Größen; Temperatur, Benetzungsdauer, Sedimenttransport) wie sie bei Schwallbetrieb vorherrschen, in vergleichbaren natürlichen Systemen in den meisten Fällen nicht zu finden sind (siehe BAUMANN & KLAUS (2003); GREIMEL (2013)). Eine primäre, die Makrozoobenthos-Gesellschaften betreffende Folge ist einerseits die, durch plötzliche Änderung von Abfluss, Sedimenttransport und Temperatur ausgelöste, Massen- oder Katastrophendrift, welche zur Ausdünnung des MZB-Bestandes führt (BAUMANN & KLAUS, 2003; MEILE *et al.*, 2005; LIMNEX, 2004; SCHWEIZER *et al.*, 2009). Diesem, bei Schwalldurchgang stattfindenden Ereignis, steht das Trockenfallen von Uferbereichen, Ausbilden stagnierender Tümpel und Sedimentablagerungen bei Sunk gegenüber, welche die ökologische Nische der einzelnen Organismen von der anderen Seite her (zu wenig Abfluss) einschränkt. In beiden Fällen sind somit die eigentlich produktivsten Bereiche eines Fließgewässers – die Uferbereiche – stark betroffen (MORITZ *et al.*, 2001). Bei Schwall kommt es durch zu hohe hydraulische Beanspruchung und die daraus resultierenden Effekte zur Dezimierung von, speziell an ruhigere Bereiche angepasste, Organismen. Bei Sunk stellt sich derselbe Effekt durch Austrocknen, Stagnieren (folglich auch fehlende Sauerstoff- und bei Filtrierern Nahrungsversorgung) und Sedimentieren/Kolmatieren ein. In der sogenannte Wasserwechselzone, jener Bereich, der bei Schwall überströmt ist und bei Sunk trocken fällt oder Restwassertümpel ausbildet, kommt es zu den größten Biomasseeinbußen, sodass diese oftmals als „Verödungszone“ bezeichnet wird (MORITZ & PFISTER, 2001; ÖWAV, 2008; SCHNELL, 2005).

Im Zuge dieser Arbeit, die Untersuchung von Uferbereichen inneralpiner Flüsse unter Schwalleinfluss, konnte die Beeinträchtigung der MZB-Gesellschaften der Uferbereiche, im speziellen der Wasserwechselzone, festgestellt werden. Es zeigt sich ein sehr ähnliches Bild wie in den ausführlichen Untersuchungen von MORITZ & PFISTER (2001) zu Inn und Alpenrhein, wie auch in weiteren Publikationen, die dieses Thema beinhalten (BAUMANN & KLAUS, 2003): Die Wasserwechselzone ist wesentlich geringer besiedelt als die permanent überströmten Bereiche, weiters kommt es zu einer deutlichen Verschiebung in den Taxa-Dominanzen. Im Speziellen betrifft das EPT-Taxa, die faktisch ausfallen. Wenige Organismengruppen mit weit gestreuten ökologischen Präferenzen hingegen, wie beispielsweise Chironomidae, kön-

nen diesen Bereich in erwähnenswerter Anzahl besiedeln. Folgend werden die Ergebnisse im Detail diskutiert.

5.1 Drau Wasserwechselzone

5.1.1 Übersicht Biomasse und Abundanz

Nimmt man die Werte der permanent überströmten Zone der Schotterbank bei Spittal/Drau als Grundlage (748 Ind./m², 2,180 g/m²; \bar{x}), so ergibt sich, dass in der Wasserwechselzone (WWZ) nur 31 % der Abundanz und 7 % der Biomasse vorhanden sind. Die Gesamtabundanz der MZB-Organismen ist in den Transekten der Wasserwechselzone signifikant geringer als in den Transekten der permanent überströmten Bereichen ($\alpha_{max} = 0,043$; univariate ANOVA, Bonferroni). Dieser ausgeprägte Rückgang der makrozoobenthischen Besiedlung entspricht dem Bild von Untersuchungen, in welchen der wechselfeuchte Bereich beprobt und ebenfalls ein deutlicher Rückgang von Abundanz und Biomasse verzeichnet wurde (MORITZ & PFISTER, 2001; SALCHER, 2012; SCHNELL, 2005; SMOKOROWSKI *et al.*, 2011; STEIDL, 2012). Insgesamt ist auch die Biomasse des permanent überströmten Bereiches im Vergleich zum Standort Inn-Schotterbank sowie den Daten von DÜCKELMANN (2001), SALCHER (2012) und STEIDL (2012) nur gering (siehe Abbildung 5.4 in der Diskussion zur Schotterbank am Inn).

5.1.2 Verteilung der Taxa

Auch bei den Taxa-Dominanzen zeigen sich deutliche Übereinstimmungen zu den zuvor zitierten Arbeiten. Das betrifft vor allem den festgestellten Rückgang bzw. Ausfall von sensiblen Taxa in der Wasserwechselzone. SCHNELL (2005) fand dort in erster Linie „Würmer und Schnecken“ vor, auch MORITZ & PFISTER (2001) verzeichneten eine verringerte Arten- und Individuenzahl, allerdings mit differenzierterem Bild. In ihren Untersuchungen stellten sie fest, dass Ephemeroptera in den wechselfeuchten Zonen generell die stärksten Bestandseinbußen hatten, während, abhängig von der Jahreszeit, Köcher- und Steinfliegen die Wasserwechselzone zumindest noch teilweise besiedelten.

SALCHER (2012) wies in der Wasserwechselzone der Ziller ebenfalls in erster Linie Diptera und Oligochaeta nach, wobei sie in Transekten der beiden Untersuchungsstellen, nahe der Sunk-Wasseranschlagslinie, ähnlich wie MORITZ & PFISTER (2001), auch noch Plecoptera (58 Ind./m² and 35 Ind./m²) und Trichoptera (1 Ind./m² and 18 Ind./m²) fand. In den weiter von der Sunk-Wasseranschlagslinie entfernten Bereichen der wechselfeuchten Zone wurden ausschließlich weniger als 5 Ind./m² EPT-Taxa erhoben. Bezüglich der Arbeiten von SALCHER (2012) und STEIDL (2012) ist anzumerken, dass sie eine andere Methode als in dieser Arbeit anwendeten. Beide gruben das beprobte Volumen der Wasserwechselzone bei Sunk aus, während sie hier bei Schwall „normal“ mit dem Kastensampler beprobt wurde.

Aus den Ergebnissen an der Drau lässt sich also ableiten, dass die Wasserwechselzone nur von Chironomidae, Limoniidae/Pediciidae und Tipulidae in nennenswerter Anzahl besiedelt wird. Alle anderen Taxa, speziell EPT-Arten, können die Wasserwechselzone nicht nutzen, was sich sehr eindrucksvoll im Verhältnis EPT-Taxa der WWZ zu EPT-Taxa der permanent überströmten Zone widerspiegelt: In der WWZ konnte nur 1,5 % der Abundanz (7 Ind./m²)

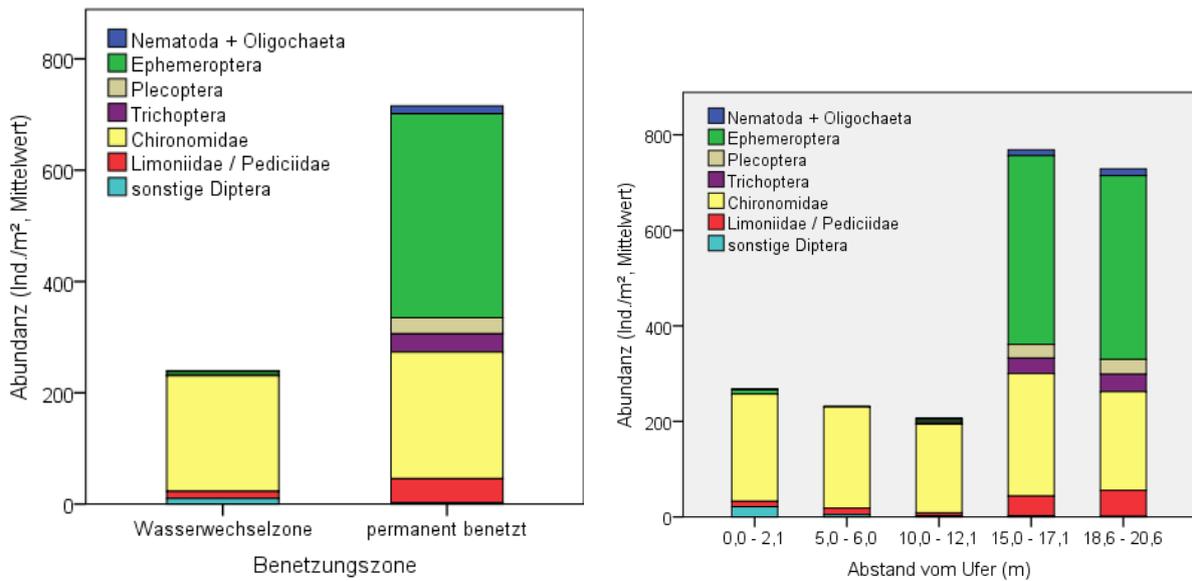


Abbildung 5.1: Taxa-Abundanzen der permanent benetzten Zone und der Wasserwechselzone an der Drau.

der dauerbenetzten Zone nachgewiesen werden. Chironomidae und Tipulidae scheinen mit der Situation an der untersuchten Stelle am Besten zurecht zu kommen: Tipulidae waren nur in der wechselfeuchten Zone zu finden. Chironomidae konnten in den wechselfeuchten Bereichen in 90% der Abundanz der dauerbenetzten Bereiche nachgewiesen werden. Folglich gibt es keinen statistischen Unterschied zwischen deren Abundanz in den Transekten der WWZ und den permanent überströmten Bereichen ($\alpha_{min} = 1,0$). Dieses Bild deckt sich auch mit MORITZ *et al.* (2001), sie bezeichnen die Chironomidae als die Gruppe, die sich von den wechselnden Wasserständen am wenigsten negativ beeinflussen lässt und können für Vertreter der Limoniidae sogar Präferenzen für die Wasserwechselzone feststellen. Betreffend die Chironomidae wurden allerdings Verschiebungen im Artenspektrum nachgewiesen.

Bei sämtlichen anderen Taxa kann, wegen der geringen absoluten (und bezogen auf den permanent benetzten Bereich relativen) Häufigkeit davon ausgegangen werden, dass es sich größtenteils um verdriftete Tiere handelt. Unterlegt wird dieses noch dadurch, dass das „häufigste“ EPT-Taxon in der Wasserwechselzone *Baetis* sp. ist, welches als driftaktive Gattung gilt (sich also aktiv in die Drift begibt), beispielsweise um widrigen Bedingungen auszuweichen (AUSSENER, 2011; WATERS, 1972).

Weiters ist das mittlere Individuengewicht von *Baetis* sp. in der Wasserwechselzone geringer (0,0009 g/Ind. vs. 0,0017 g/Ind., $\alpha = 0,074$, siehe Abbildung 5.2). Es handelt sich somit um jüngere Tiere, die leichter und weiter verdriftet werden können. Zum Vergleich dreht sich bei den Chironomidae das Bild um, die Tiere in der permanent überströmten Zone sind leichter. Allerdings ist auch anzumerken, dass trotzdem generell nur sehr wenige Tiere vor der Beprobung in die Wasserwechselzone verdriftet worden sein dürften. Diese Vermutung wird auch durch die Arbeit von AUSSENER (2011) verstärkt. Sie konnte nur wenige Kilometer entfernt der Probestelle dieser Arbeit an der Drau im ufernächsten Bereich zur beschwallten Zeit unter Tags keine Ephemeroptera und nur zwei Plecoptera pro m^3 in der Drift feststellen (die Beprobungszeit betrug zwei Minuten, für die Umrechnung wird auf ELLIOTT (1977)

5 Diskussion

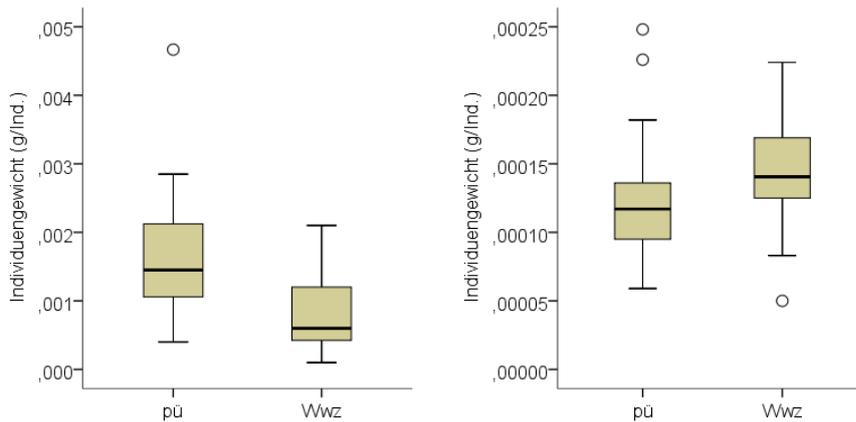


Abbildung 5.2: Individuengewicht der Baetidae und Chironomidae in der permanent überströmten (pü) und Wasserwechselzone (Wwz) der Drau-Probestelle.

verwiesen). Insgesamt, über alle Proben im watbaren Bereich, wurden von AUSSERER in Summe fünf Ephemeroptera und vier Plecoptera zur beschwallten Zeit unter Tags und pro m³ in Drift nachgewiesen. Wegen der geringen Anzahl an Individuen der EPT-Taxa in der Wasserwechselzone kann auch davon ausgegangen werden, dass zumindest an den beiden Tagen der Probenahme nur eine sehr geringe Anzahl an EPT-Individuen bei Sunk an Sauerstoffmangel zu Grunde geht oder vertrocknet. Auch wurden bei einer Begehung der Schotterbank in der Nacht bei Sunk keine gestrandeten MZB-Organismen gefunden. Die Beobachtung von BRETSCHKO & MOOG (1990), dass Tiere während des Schwallen in die Wasserwechselzone gespült werden und bei Sunk dort in Restwassertümpeln zu Grunde gehen kann somit zwar nicht ausgeschlossen, aber zumindest nicht in dieser Arbeit bestätigt werden. Die Frage nach dem genauen Grund, warum kein (nennenswertes) Stranden festgestellt werden konnte, ist leider aufgrund der Vielzahl an Einflussgrößen (Besiedelung am Ausgangspunkt des „Wasserpaketes“, früheres Absedimentieren bzw. Absetzen der Larven, Lage der Schotterbank, aktives Weiterdriften wegen ungeeigneter Habitatparameter, Intensität der Schwallwellen am Probetag, sowie die generelle Charakteristik des Flussabschnittes [hydrologische Verhältnisse, Flussmorphologie]) schwierig zu beantworten. Weiters lässt die Methodik, Kastensampler-Probenahme bei Schwall, nur begrenzt Schlüsse auf die strandenen Organismen zu.

Sedimentation von Feinsubstraten

Ein Mitgrund für die geringe Menge an EPT-Taxa, abseits des temporären Trockenfallens, dürfte die mit Feinsedimenten überzogene Wasserwechselzone sein. Mehrere Arbeiten weisen auf den ökologisch nachteiligen Effekt erhöhter Feinsedimentfracht und -ablagerung (EXTENCE *et al.*, 2013; JONES *et al.*, 2012; OWENS *et al.*, 2005), sowie den negativen Einfluss des verstopften Interstitials (welches ein wichtiger Rückzugsraum wäre) (MORITZ & PFISTER, 2001; BAUMANN, 2004; BO *et al.*, 2007) hin. Zwar wurde keine genaue Erhebung der Kornverteilung durchgeführt, dennoch war ein überall vorhandener Überzug mit Feinsedimenten deutlich sichtbar. Die Lage der untersuchten Schotterbank (Innenseite einer Krümmung im Flussverlauf) und die geringe Neigung der Wasserwechselzone dürften die großflächige Feinsedimentablagerung bei Schwall verstärken. Die nahezu Gleichverteilung der Chironomidae über alle Transekte bei sehr geringer Anzahl an EPT-Taxa in der Wasserwechselzone spricht ebenfalls

für vermehrte Ab- und Einlagerungen von Feinsedimenten, da sich Chironomidae durch ihre schlanke Form besser in kolmatierten Untergrund zurückziehen können. Auch dürfte sich die bei jedem Schwallereignis auftretende Resuspension und Ablagerung von Feinsedimenten hemmend auf die MZB-Organismen auswirken, da sich folglich kein stabiler Untergrund ausbilden kann.



Abbildung 5.3: Mit Feinsedimenten überzogener Bereich der Wasserwechselzone.

Am Untersuchungsstandort Buhne lässt sich die fehlende Besiedelung durch EPT-Taxa wahrscheinlich größtenteils auf das dort vorherrschende Feinsubstrat als Bodengrund zurückführen, da die Flächen dauerbenetzt waren. Somit können Stressfaktoren wie Austrocknen oder das Ausbilden von Stillwasserbereichen (mit erhöhter Temperatur, niedrigerem Sauerstoffgehalt und Beeinträchtigung der Nahrungsverfügbarkeit für passive Filtrierer als mögliche Folgen) ausgeschlossen werden. In Abschnitt 5.3 (Diskussion Bucht und Buhne) wird dies noch detaillierter ausgeführt.

Phytobenthos als Nahrungsgrundlage

Ein weiterer Punkt, der die MZB-Zönose der untersuchten Wasserwechselzone negativ beeinflussen könnte, sind geringe „Goldalgen“-Bestände (Chrysophyta und Bacillariophyta sensu BELLINGER & SIGEE (2010)) in der Wasserwechselzone. Zwar wurde nur der generelle Phytobenthos-Bestand grob abgeschätzt, es zeigte sich aber, dass eine Vegetationsfärbung (abgesehen von *Ulothrix*-Beständen in der Wasserwechselzone), die auf Periphytonbestände schließen lässt, erst unterhalb der minimalen Sunkanschlagslinie in der permanent benetzten Zone flächendeckend vorhanden war. Wie die eigenen Erhebungen sowie die anderer Autoren in ähnlichen Flussabschnitten (MORITZ & PFISTER, 2001; SALCHER, 2012; STEIDL, 2012) zeigen, stellt der Fresstyp Weidegänger einen großen Anteil an der Fresstypenverteilung der dortigen MZB-Zönosen. Dies liegt daran, dass, entsprechend des River-Continuum-Concepts, aufgrund des groben Untergrundes und der Besonnung ausgeprägte Periphyton-Bestände möglich sind (ALLAN & CASTILLO (2007), im Fall des Untersuchungsabschnittes der Drau gilt das wegen der Wassertiefe möglicherweise nur mehr in ufernahen Bereichen). Die Weidegänger sind wiederum abhängig von Goldalgenbeständen, da diese zur wichtigsten Nahrung zählen (ALLAN & CASTILLO, 2007; UHLMANN & HORN, 2001). Ist die Nahrungsgrundlage (Goldalgen) limitiert, wirkt sich das nun zuerst direkt auf die Primärkonsumenten aus und betrifft dann, die Nahrungskette folgend, auch die Sekundärkonsumenten. Fehlendes, für die dortige MZB-Zönose verwertbares Periphyton wird somit auch einer der Gründe für das Fehlen von sowohl Wei-

degängern, als auch in weiterer Folge von Räufern in der Wasserwechselzone sein. Dennoch stellt die Nahrungsverfügbarkeit zwar wahrscheinlich einen weiteren limitierenden Faktor dar, dessen Größenordnung ist aber nicht abschätzbar. So wirken fehlende Benetzung bzw. Strömung (speziell mit sinkender Benetzungshäufigkeit und -dauer in Richtung Ufer) und Feinsedimenteinträge ebenfalls beeinträchtigend. Weiters ergaben die Untersuchungen von MORITZ & PFISTER (2001) ein differenziertes Bild – während Kieselalgenüberzüge bis weit in die Wasserwechselzone nachgewiesen werden konnten, waren *Phaeodermatium rivulare* (Chrysophyceae/“Chrysophyta“) ausschließlich im permanent benetzten Bereich vorhanden. Die in der Wasserwechselzone vorhandenen *Ulothrix* können von den nachgewiesenen Arten nicht als Nahrung verwertet werden (pers. Mitt. GRAF).

Abschließende Bemerkungen zu den Hypothesen über die Besiedlung der Wasserwechselzone

Die Ergebnisse unterstützen somit die, unter anderem in BAUMANN (2004) und MORITZ *et al.* (2001) angeführte, These, dass die eigentlich produktivsten Zonen eines Gewässers, nämlich die ufernächsten Bereiche, durch den Schwalleinfluss am stärksten beeinträchtigt sind und die Wasserwechselzone nur von wenigen Taxa besiedelt wird. Für sensible Arten, speziell EPT-Vertreter, sind die untersuchten wechselfeuchten Flächen praktisch nicht nutzbar.

Für die eigenen Hypothesen bedeutet es, dass eine Besiedlung der Wasserwechselzone durch einige wenige Taxa nachgewiesen werden konnte und dass es zumindest ein Taxon, die Chironomidae, gibt, deren Abundanz sich zwischen permanent überströmter Zone und Wasserwechselzone nicht signifikant unterscheidet. Somit kann Hypothese 3b, dass es zu einer selektiven Besiedlung der Wasserwechselzone durch das MZB kommt und spezialisierte Taxa keinen wesentlichen Unterschied zwischen den beiden Benetzungszonen zeigen, angenommen werden. Das soll allerdings nicht von dem Fakt ablenken, dass die Wasserwechselzone für den überwiegenden Teil der anderen Taxa weitgehend nicht nutzbar und die Biomasse im Vergleich zur permanent benetzten Zone äußerst gering ist.

Die erste Hypothese, dass es zum Stranden von MZB-Organismen bei Sunk kommt, konnte nicht bestätigt werden.

5.2 Inn Schotterbank

5.2.1 Übersicht Biomasse und Abundanz

Die festgestellte stetige, flusseinwärts gerichtete Zunahme von Gesamtabundanz und Gesamtbiomasse des MZB liegt im signifikanten Bereich. Das Signifikanzniveau α des Unterschiedes in der Abundanz zwischen innerstem und äußerstem Transekt beträgt 0,005. Diese Zunahme steht im Widerspruch zu der These, dass Abundanz und Biomasse von Flussmitte in Richtung Ufer bzw. Sunk-Anschlaglinie zunehmen und die höchste MZB-Abundanz im permanent überflossenen Bereich unmittelbar unterhalb der tiefsten Sunk-Uferlinie liegt (MORITZ *et al.*, 2001). Eine wahrscheinliche Erklärung dafür ist, dass ein Teil der beprobten Flächen zum Untersuchungszeitpunkt zwar im benetzten Bereich lag, sich bei niedrigeren

Sunk-Wasserständen aber in der Wechselwasser- oder Übergangszone befand (vgl. Abbildung 2.15 im Kapitel Untersuchungsgebiete). Dafür spricht auch die wesentlich geringere EPT-Individuenzahl im ersten Transekt, sowie dass die Individuen der Ephemeroptera in Richtung Flussmitte zwischen den Transekten sprunghaft zunehmen, wie es auch MORITZ *et al.* (2001) an der Sunkanschlagslinie feststellen konnten.

Die anhand der beiden, weiter Richtung Flussmitte gelegenen Transekte erhobene mittlere Abundanz liegt im Bereich der von SALCHER (2012) und STEIDL (2012) erhobenen Besiedlungsdichte schwallbeeinflusster Gewässer. So beträgt das Mittel der beiden erwähnten Transekte am Inn 3859 Ind./m², jenes an den beiden untersuchten, beschwallten Stellen am Ziller 4734 bzw. 2215 Ind./m² und an der Enns 2248 bzw. 4163 Ind./m². Vom Inn wurden zur Mittelung deswegen nur die zwei inneren Transekte genommen, da sich der äußerste, wie zuvor besprochen, wahrscheinlich zumindest teilweise schon in der Wasserwechselzone befand.

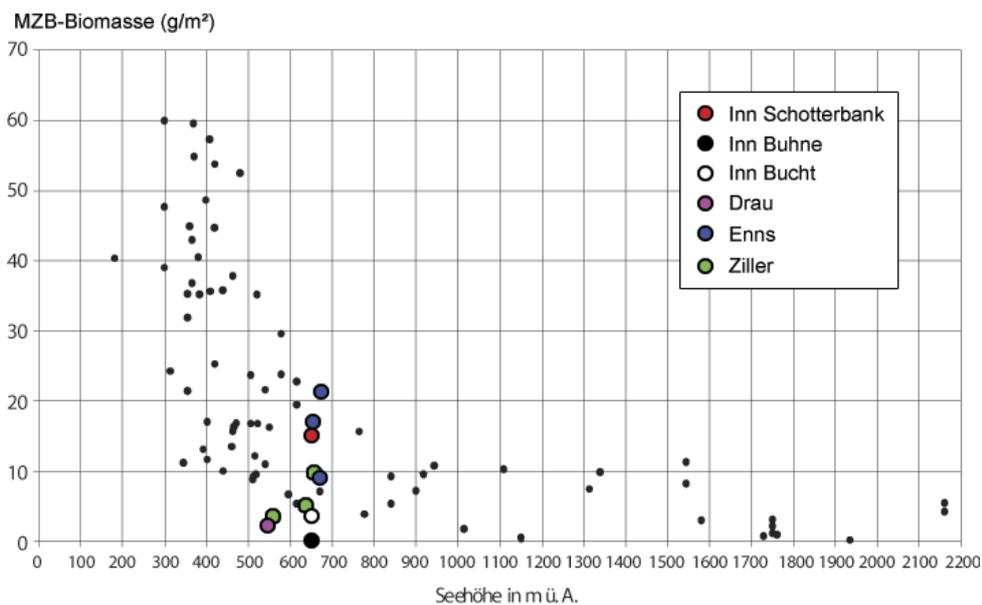


Abbildung 5.4: Biomasse-Seehöhe-Beziehung nach JUNGWIRTH *et al.* (1980) und DÜCKELMANN (2001), Erläuterungen im Text.

Die am Inn (Schotterbank) erhobene mittlere Biomasse (15,1 g/m²) lag, mit Ausnahme einer Stelle an der Enns (17,5 g/m²), über den von SALCHER (Ziller) und STEIDL (Enns) untersuchten, schwallbeeinflussten Gewässern. Eine Übersicht der erhobenen Biomassen, im Vergleich zu von JUNGWIRTH *et al.* (1980) und DÜCKELMANN (2001) erhobenen Daten zur Beziehung zwischen Seehöhen und Biomassen, ist in folgender Abbildung 5.4 dargestellt. Anzumerken ist, dass die eingezeichneten Daten der eigenen Untersuchungen, sowie von SALCHER und STEIDL anhand gleichmäßig angeordneter Kastensampler-Transekte erhoben wurden, den Daten von DÜCKELMANN hingegen nicht näher erwähnte Erhebungs-Methoden zu Grunde liegen. Die Punkte mit der jeweils höchsten Biomasse an Enns und Ziller stellen die Referenzstrecken ohne Beschwallung dar.

Die im Vergleich zu den anderen Gebieten relativ hohe Biomasse am Inn liegt vor allem am hohen Individuengewicht. So liegt das mittlere Individuengewicht von *A. auricollis* am Inn um das 4,6–9,9-fache über jenem der Untersuchungsgebiete am Ziller und der Enns. Auch andere Taxa wie die Baetidae und *Rhyacophila sp.* weisen am Inn in den meisten Fällen ein

höheres mittleres Individuengewicht als an Enns und Ziller auf. Der Grund dafür ist, unter der Annahme dass beim Wiegen ähnlich verfahren wurde, vermutlich unter anderem in den unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten zu finden, an Enns und Ziller wurden ein Monat bzw. drei Wochen früher beprobt als am Inn.

5.2.2 Taxa-Abundanzen und -Biomassen

Im ufernächsten Transekt wurden im Mittel nur 13 Ind./m² Ephemeroptera nachgewiesen, im mittleren 100 Ind./m² und im äußersten schließlich 197 Ind./m². Die Unterschiede liegen, bis auf jenen zwischen erstem und zweitem Transekt im signifikanten Bereich ($\alpha_{max} = 0,048$). Individuen der Plecoptera zeigen einen derartigen Sprung in der Verteilung nur zwischen ufernächstem (97 Ind./m²) und mittlerem Profil (710 Ind./m²) an, im äußersten konnten 650 Ind./m² erhoben werden. Dementsprechend unterscheidet sich nur

das erste Profil von den anderen signifikant ($\alpha_{max} = 0,016$), die Abundanzen der beiden äußeren Transekte verhalten sich, als würden sie einer Grundgesamtheit entstammen ($\alpha = 1,000$). Die Verteilung der Trichoptera-Individuen nimmt ebenso wie die der Ephemeroptera stetig in Richtung Flussmitte zu (Transektmittel 308 Ind./m², 727 Ind./m², 1115 Ind./m²). Die Unterschiede liegen allerdings gerade nicht mehr im statistisch signifikanten Bereich, das Signifikanzniveau zwischen erstem und drittem Transekt $\alpha_{13} = 0,051$ liegt gerade an der Signifikanzgrenze. Dennoch kann das Signifikanzniveau aufgrund der Fragestellung als ausreichend angesehen werden, um von unterschiedlichen Grundgesamtheiten ausgehen zu können. Fasst man die EPT-Taxa zusammen, ergibt sich zwischen erstem und zweitem sowie erstem und drittem Profil ein signifikanter Unterschied ($\alpha_{max} = 0,044$), zwischen zweitem und drittem Profil nicht (siehe Abbildung 5.5). Im Vergleich dazu stimmen die mittleren Abundanzen des ufernächsten und zweiten Transekts der Chironomidae nahezu überein (1372 Ind./m² und 1360 Ind./m²), im dritten Transekt liegen sie hingegen im Mittel bei 2503 Ind./m². Legt man die beiden ufernahen Transekte nun zusammen, ergibt sich ein signifikanter Unterschied dieser zum dritten Transekt ($\alpha_{13} = 0,049$).

Diese Ergebnisse, speziell das sprunghafte Ansteigen der EPT-Taxa zwischen ufernächstem und mittlerem Transekt, spiegeln die schon von MORITZ *et al.* (2001) angesprochene Problematik wieder, dass aufgrund des starken Gradienten der Besiedelung im Querprofil die Interpretation der Ergebnisse schwierig ist, wenn man die genaue Lage der Proben im Bezug zur minimalen Sunk-Uferlinie nicht kennt. Im Zuge der Probenahmen war die Erhebung dieser Linie leider nicht möglich. Dennoch lassen die Ergebnisse, wie schon zuvor erwähnt, den Schluss zu, dass sie sich im Bereich des ersten, ufernächsten bzw. zwischen erstem und zweitem Transekt befand und dass die meisten EPT-Taxa ausgesprochen sensibel auf das periodische Trockenfallen der Wasserwechselzone reagieren.

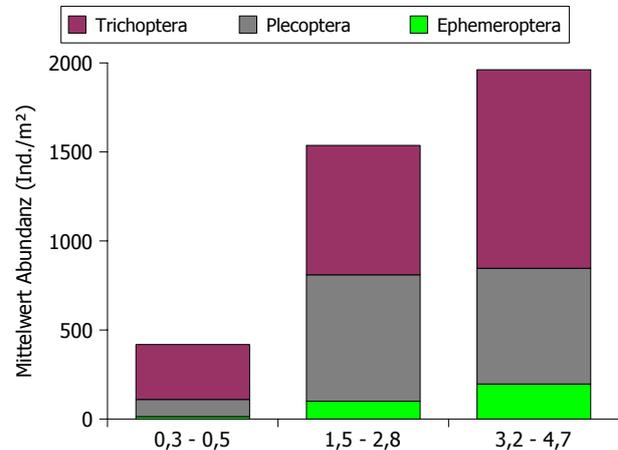


Abbildung 5.5: Mittelwerte der EPT-Abundanzen.

Hervorzuheben ist noch, dass am Inn die gleiche Beobachtung gemacht werden konnte, wie sie in anderen Arbeiten auch beschrieben wurde. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil der *A. auricollis* - Individuen das temporäre Trockenfallen der Wasserwechselzone toleriert (BAUMANN & KLAUS, 2003). Die Analyse der Trockenperioden zeigte, dass drei Tage vor Probenahme ein Bereich der Wasserwechselzone, wo *A. auricollis*, bzw. dessen Rückzug in das Substrat, nachgewiesen werden konnte, insgesamt drei mal für längere Zeit (ca. 4 h, 6 h und 8 h) trocken lag (siehe Abbildung 4.38 im Kapitel Ergebnisse). Wahrscheinlich ist davon auszugehen, dass die Struktur des Interstitials und die Lage des Bodenwasserspiegels, neben der Dauer der Trockenperioden, der Jahreszeit und der Exponiertheit (im Bezug auf Sonneneinstrahlung/Wärme) ebenfalls beeinflussende Faktoren sind. Dazu wurden allerdings keine weiteren Erhebungen durchgeführt.

5.3 Inn, Bucht und Buhne

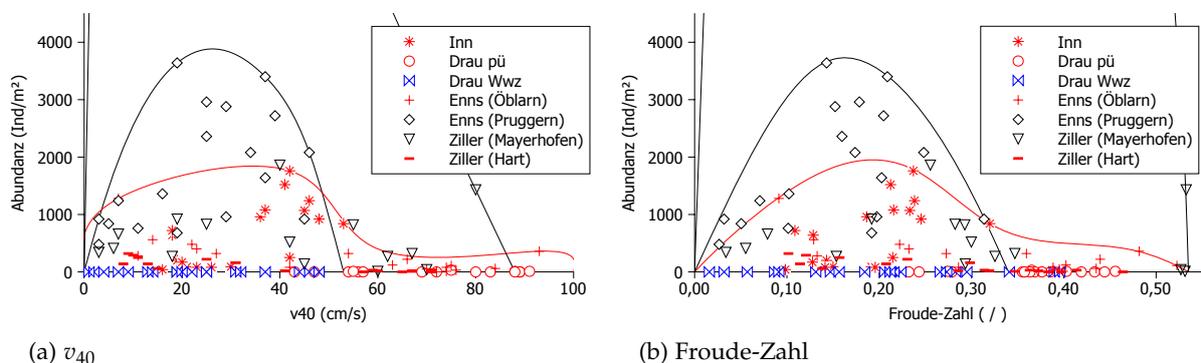
Die MZB-Gesellschaften in der „natürlichen“ Bucht und hinter der Buhne sind sowohl qualitativ als auch quantitativ extrem unterschiedlich. Hinter der Buhne konnten nur 70 Ind./m² nachgewiesen werden, das entspricht 1,2 % der MZB-Abundanz der Bucht. Deswegen wurden auch keine weiteren statistischen Analysen durchgeführt. Dennoch ist auch die Besiedlung der Bucht im Vergleich zum Standort Schotterbank sowie den Daten von DÜCKELMANN (2001), SALCHER (2012) und STEIDL (2012) nur gering (siehe Abbildung 5.4 in der Diskussion zur Schotterbank am Inn). Die ausgesprochen spärliche Besiedlung hinter der Buhne dürfte an der Versandung/Versiltung des Habitats liegen. An grobkörnigen Untergrund angepasste Taxa wie viele EPT-Arten (EXTENCE *et al.*, 2013) kommen aufgrund ihrer Adaption nicht mit feinkörnigem Untergrund zurecht. Das Ausbleiben der am Standort Schotterbank nachgewiesenen Gattungen *Baetis*, *Rhithrogena*, *Ecdyonurus*, *Leuctra* und *Rhyacophila* hinter der Buhne ist ein eindeutiger Hinweis auf ein durch Feinsedimente geprägtes Habitat, da sie allesamt als hochsensitiv (Gruppe A im „Fine Sediment Sensitivity Rating“, *B. rhodani* wird beispielsweise auch explizit in JONES *et al.* (2012) angeführt) auf Feinsedimente eingestuft sind (EXTENCE *et al.*, 2013). Allerdings ist dieser, sehr lokale Effekt wahrscheinlich nicht explizit dem Schwallenfluss zuzuordnen, sondern den lokalen hydraulischen Gegebenheiten, die dazu führen, dass sich Feinsedimente verstärkt ablagern. Von einem generellen Effekt durch den vermehrten, schwall-induzierten Feinsedimenteintrag ist jedoch auszugehen, da sich durch einen erhöhten Eintrag an den entsprechenden Stellen auch mehr ablagert. Diesbezüglich ist auch die Empfehlung von MORITZ *et al.* (2001), Bühnen anzulegen um die Habitatstrukturierung zu verbessern, in Frage zu stellen. An der untersuchten Stelle führen sie zu vermehrter Feinsedimentablagerung und haben die beschriebene Reduktion von, für Feinsediment-sensitive Taxa nutzbaren, Habitaten zur Folge. Im Gegensatz zur Wasserwechselzone an der Drau lässt sich auch der Einfluss der wechselnden Benetzung ausschließen, da die Probestelle hinter der Buhne im permanent überströmten Bereich lag.

Für die anfangs aufgestellten Hypothesen bedeuten die Ergebnisse der Bucht und der Buhne, dass Hypothese 4, die Standorte Bucht und Buhne haben wesentliche Unterschiede in der MZB-Besiedlung, akzeptiert werden kann.

5.4 Hydraulische Präferenzen

Strömungsverhältnisse zählen, wie in der Einleitung erwähnt, zu den wichtigsten, die Verteilung der MZB-Organismen beeinflussenden Faktoren (STATZNER & HIGLER, 1986). Um festzustellen, wie weit die in der Wasserwechselzone (des untersuchten Bereiches an der Drau) vorherrschende Fließgeschwindigkeit bei Schwall limitierend wirken könnte, wurde die Art *Allogamus auricollis* ausgewählt. *A. auricollis* sollte Flussabschnitte wie die untersuchten (rithral, submontan, SI 1,75) eindeutig präferieren (GRAF *et al.*, 2002, 2008). Weiters wird die Art zwar als rheophil eingestuft, bevorzugt aber gleichzeitig eher strömungsberuhigte Habitate in Ufernähe, da sie ansonsten abgedriftet wird (WARINGER, 1989; GRAF *et al.*, 2008). Auch mit Sandablagerungen sollte *A. auricollis* zurecht kommen, da für die Larvenstadien II–IV eine eindeutige Präferenz für Sand nachgewiesen werden konnte (GRAF *et al.*, 1992). Dementsprechend wäre die Wasserwechselzone bei Schwall ein Habitat, wo man *A. auricollis* erwarten könnte und wo diese Art in manchen weiteren Arbeiten zumindest begrenzt nachgewiesen wurde (BAUMANN & KLAUS, 2003).

Wie der Vergleich mit Daten von BACHER & WARINGER (1996), SCHMEDTJE (1996), SALCHER (2012) und STEIDL (2012) zeigt, liegen die bei Schwall gemessenen Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen der Wasserwechselzone an der Drau eindeutig im für *A. auricollis* akzeptablen Bereich. Für v_{40} lag das Mittel bei 23 cm/s, Minimum und Maximum bei 1 cm/s bzw. 43 cm/s. Die Werte der Froude-Zahl betragen in der selben Reihenfolge 0,20; 0,02 und 0,40. BACHER & WARINGER (1996) geben die mittlere, für *A. auricollis* ermittelte Froude-Zahl je nach Larvenstadium mit 0,20–0,28 an, wobei das Minimum bei 0,20 und das Maximum bei 0,90 liegt. SCHMEDTJE (1996) wies den Großteil der *A. auricollis*-Larven in hydraulischen Habitaten nach, die nach der FST-Methode geringer oder gleich Halbkugel 11 entsprechen, was nach GORE *et al.* (1994) etwa 50 cm/s v_{40} entspricht (allerdings sind hier keinerlei Aussagen über den Fehler durch die Umrechnung möglich). Die Ergebnisse von STEIDL (2012) und SALCHER (2012) sind in Abbildung 5.6 gemeinsam mit den eigenen angeführt. Daraus ist ersichtlich, dass die gemessenen Fließgeschwindigkeiten in der Wasserwechselzone der Drau im von STEIDL und SALCHER ermittelten Präferenzbereich von *A. auricollis* liegt.



Die Daten von Inn und Drau stammen aus den eigenen Untersuchungen, Enns von STEIDL (2012) und Ziller von SALCHER (2012). Bis auf Pruggern und Mayerhofen sind sämtliche Untersuchungsstellen schwallbeeinflusst (rot und blau dargestellt). Die eingezeichneten Kurven sind umhüllende, manuell angepasste Splines über jeweils die beiden unbeeinflussten Standorte (schwarz) sowie sämtliche schwallbeeinflusste Standorte gemeinsam (rot) und dienen der besseren Visualisierung. Daraus ersichtlich ist, dass die Probestellen der Wasserwechselzone (blau) eindeutig im Präferenzbereich liegen. pü... permanent überströmter Bereich, Wwz... Wasserwechselzone.

Abbildung 5.6: Hydraulische Habitatparameter von *A. auricollis*, Erläuterungen im Text.

5 Diskussion

Auch die bodennahen Fließgeschwindigkeiten (\bar{x} 16 cm/s, min. 1 cm/s, max. 33 cm/s) liegen im von SALCHER (2012) für die Referenzstrecke ermittelten Bereich von *A. auricollis* (\bar{x} 17, min. 1 und max. 45 cm/s). Dazu sind jedoch zumindest zwei Punkte anzumerken: erstens, dass sich die mit der verwendeten Methodik erhobenen bodennahen Fließgeschwindigkeit vermutlich nicht zur Abgrenzung eignen (siehe folgende Diskussion). Zweitens, dass sich die gemessenen bodennahen Fließgeschwindigkeiten größtenteils über den von WARINGER (1989) angegebenen Toleranzgrenzen für die unterschiedlichen Larvenstadien befinden. Diese Daten sind allerdings aufgrund der unterschiedlichen Methoden nicht vergleichbar, da bei den eigenen Messungen die kleinskaligen Bedingungen unmittelbar am Fundpunkt nicht ermittelt werden konnten (die Bedingungen 1 cm über dem Substrat können sich stark von denen direkt am Standort der Larve unterscheiden (GORDON *et al.*, 1992)).

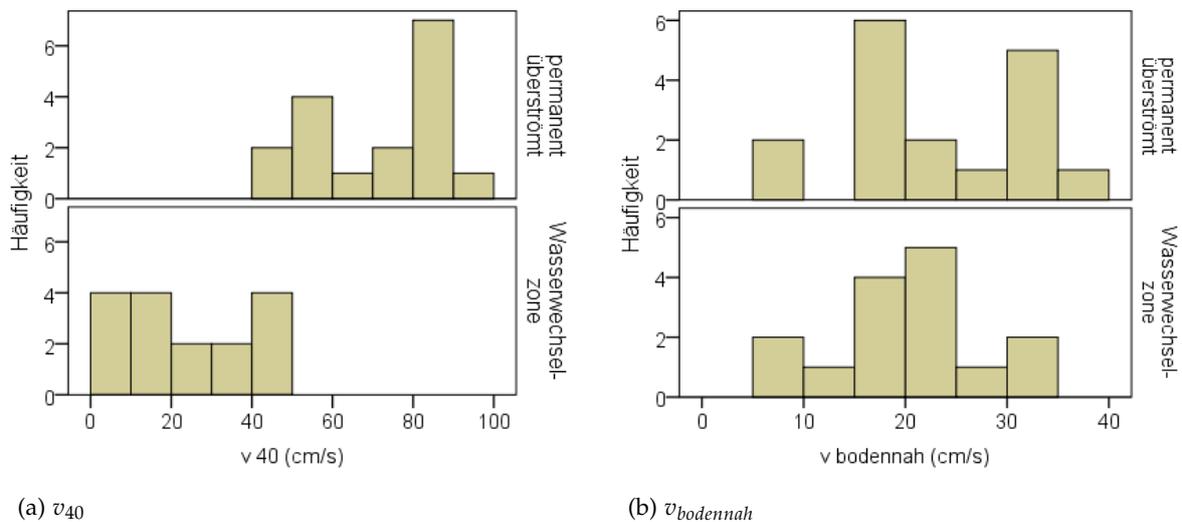


Abbildung 5.7: Verteilung der Fließgeschwindigkeitsklassen in den unterschiedlich benetzten Zonen, Probestelle Drau. Klasseneinteilung 5 cm/s.

Anhand dieser Vergleiche mit anderen Arbeiten kann davon ausgegangen werden, dass die hydraulischen Verhältnisse bei Schwall in der Wasserwechselzone für *A. auricollis* nicht limitierend wirken. Für das Fehlen dieser Art in diesem Bereich kommen nun mehrere weitere, allerdings durch den Sunk induzierte, Faktoren in Frage, die letztlich auch für das Fehlen anderer Arten ausschlaggebend sein werden: In erster Linie die (zu kurze) Überflutungsdauer in den trockenfallenden Bereichen, dann möglicherweise ungeeignete physikalische Parameter in den Restwasserpfüten, wie zu hohe Temperatur oder zu geringer Sauerstoffgehalt und eventuell die fehlende, aber für die filtrierende Nahrungsaufnahme älterer Larvenstadien (GRAF *et al.*, 1992) notwendige Strömung in den Restwasserpfüten. Möglicherweise ebenfalls limitierend wirkt aber auch der starke, bei jedem Schwall wieder in Bewegung gesetzte, feinputikuläre, anorganische Eintrag.

Für die in der permanent überströmten Zone nachgewiesenen, rheophilen Taxa wie *Baetis alpinus*, *B. rhodani*, *Heptagenia* sp. und *Rhithrogena* sp. (BUFFAGNI *et al.*, 2007, 2009; SCHMEDTJE, 1996) sind die generellen Verhältnisse in der Wasserwechselzone bei Sunk noch mehr limitierend als bei *A. auricollis*, da stagnierende und trockenfallende Bereiche an sich nicht ihrer ökologischen Einnischung entsprechen. Dieses Bild deckt sich auch mit MORITZ *et al.* (2001), der ab der Sunkanschlaglinie einen starken Einbruch der Ephemeroptera feststellte und den

wechselfeuchten Bereich für Eintagesfliegen als „praktisch nicht nutzbar“ bezeichnet.

Im permanent überströmten Bereich der Drau kann davon ausgegangen werden, dass die hydraulische Belastung auf *A. auricollis* limitierend wirkt. Zwar können aus einigen Daten beschwallter Strecken keine klaren Aussagen gemacht werden (z.B. fehlende Messwerte speziell am Rand der Geschwindigkeits-Verteilung) und auch die bodennahen Fließgeschwindigkeits-Messwerte der permanent überflossenen Zone an der Drau lassen wahrscheinlich keine Schlüsse zu. Letztere sind sehr ähnlich zu den Messwerten in der Wasserwechselzone bei Schwall, auch besteht kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Bereichen (Abbildung 5.7). Allerdings sind dafür vermutlich Turbulenzen und Messungenauigkeiten im bodennahen Bereich verantwortlich. Die Turbulenzen könnten zwar einerseits Refugien hinter großen Steinen ermöglichen, dürften aber andererseits generell das Abdriften verstärken.

Dennoch erlauben die Arbeiten von GRAF *et al.* (2008), SCHMEDITJE (1996) sowie WARINGER (1989) und die Daten der unbeeinflussten Strecke von SALCHER (2012) eindeutig den Schluss, dass die hydraulische Belastung bei Schwall in der permanent überströmten Zone *A. auricollis* limitiert (vgl. Abbildung 5.8 und Abbildung 5.7) .

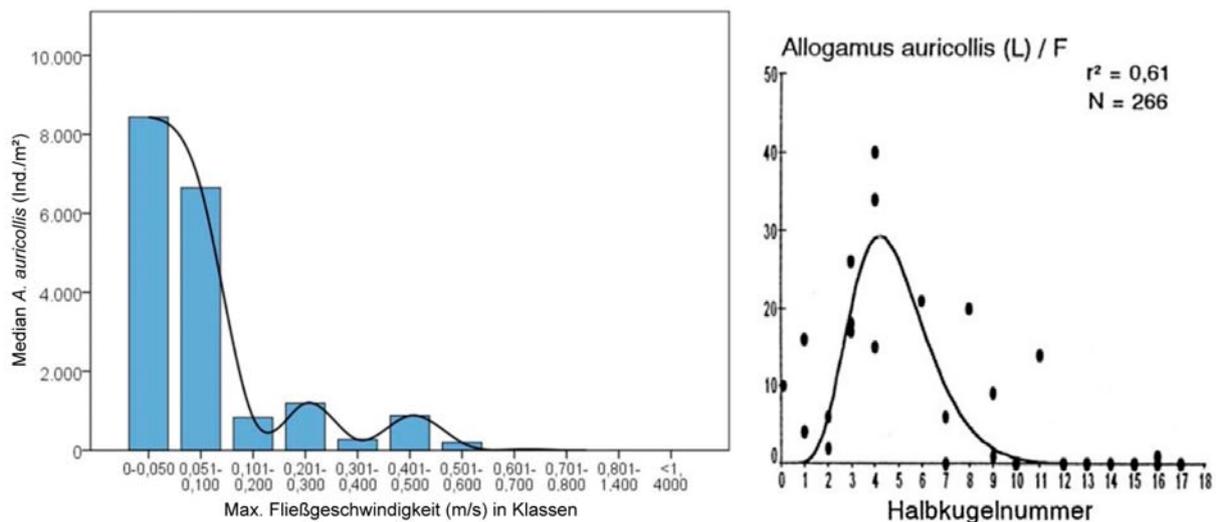


Abbildung 5.8: Hydraulische Anspühe von *A. auricollis*. Links aus SALCHER (2012), rechts aus SCHMEDITJE (1996). v_{40} in der permanent überströmten Zone der Drau liegt größtenteils über 50 cm/s (siehe Abbildung 5.7).

5.5 Auswirkungen auf die Fischfauna

Aus der makrozoobenthischen Besiedelung der Wasserwechselzone lassen sich auch für die Fischfauna Folgerungen ziehen. So geben JUNGWIRTH *et al.* (2003) Chironomidae als bedeutendste Nahrungsquelle für Äschenlarven an. Weiters bevorzugen Äschenlarven Tiefen <40 cm und Fließgeschwindigkeiten <20 cm/s. Juvenilstadien von Bachforellen zeigen ähnliche hydraulische Präferenzen (Tiefe <20 cm, Fließgeschwindigkeiten <30 cm/s) (MORITZ *et al.*, 2001). Somit würde die Wasserwechselzone bei Schwall, zumindest von den hydraulischen Habitatparametern, als Larvenhabitat geeignet sein (siehe auch Abbildung 5.6 im Kapitel „Hydraulische Präferenzen“). Betreffend die Nahrungsverfügbarkeit ist aber wahrscheinlich, dass die Versorgung, trotz den vorhandenen Chironomidae, limitierend ist, da nahezu sämtliche an-

deren Taxa fehlen und auch die Biomasse gering ist. Zusätzlich ist die Wasserwechselzone durch das Trockenfallen bei Sunk während diesem nicht nutzbar. Ein Rückzug in die permanent überströmte Zone ist an der untersuchten Schotterbank nur sehr begrenzt möglich, da das Flussbett unmittelbar nach der Wasserwechselzone steil abfällt und somit auch bei Sunk großteils zu hohe Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen vorherrschen. Daher erübrigt sich im Fall der untersuchten Stelle auch ein weiterer Punkt, nämlich die Diskussion zum erhöhten Energieaufwand von Fischlarven durch Habitatwechsel bei jedem Schwallereignis. Generell dürfte sich dieser Effekt, bei geeigneten Sunk-Habitaten, jedoch ebenfalls deutlich negativ auf die Fitness von juvenilen Fischen auswirken (SCHMUTZ *et al.*, 2013). MORITZ *et al.* (2001) beispielsweise bezeichnen die großen Distanzen, die Jungfische immer wieder zurücklegen müssten als „energetisch kaum machbar“ und weisen zusätzlich darauf hin, dass in Folge des Schwallbetriebes im untersuchten Alpenrhein die Fische praktisch nicht mehr reproduzieren.

5.6 Renaturierungsansätze

Bei alpinen Flüssen gibt es aus ökologischer Sicht folgende wesentliche Grundanforderungen: Die Wiederherstellung von Sohlstrukturen pendelnder bis verzweigter Flüsse sowie bewachsener Sand- & Schotterbänke. Dadurch werden auch weitere Lebensräume (Pioniervegetation, heterogene Breiten- & Tiefen) gefördert (MORITZ *et al.*, 2001). Erreicht werden solche, für die Fauna und Flora von Flusslandschaften äußerst wichtigen Strukturen durch Flussaufweitungen, woraus eine Zunahme flacher Uferhabitate resultiert.

Unter Schwallenfluss ergibt sich nun das Problem, dass die gering besiedelten Wasserwechselzonen dadurch ebenfalls zunehmen – je flacher die Ufer desto breiter werden sie. Für Revitalisierungsprojekte bedeutet es, dass speziell Rücksicht auf die Böschungsneigung, Lage und Größe dieser Flächen genommen werden muss (BAUMANN *et al.*, 2012; MORITZ *et al.*, 2001). Abbildung 5.9 stellt den Zusammenhang zwischen Böschungsneigung und Ausdehnung der Verödungszonen dar – eine sprunghafte Zunahme der wechselfeuchten Flächen ist unter 15° festzustellen.

Diesbezüglich ist die, im Zuge des LIFE-Projektes „Auenverbund Obere Drau“ (PICHLER, 2004) durchgeführte Aufweitung des Innenbogens, auf welchem sich die untersuchte Wasserwechselzone befindet, anhand der Ergebnisse in dieser Ausführung als kontraproduktiv einzustufen, da die Wasserwechselzone dadurch verbreitert wurde. Auch bei einer kurz besichtigten rechtsufrigen Aufweitung in der Nähe von Rosenheim war festzustellen, dass dieser Bereich großflächig mit Feinsedimenten überzogen war und unter stichprobenartig umgedrehten Steinen keine MZB-Organismen gefunden werden konnten.

Weiters unterstreichen die Modellierungsergebnisse, dass man mehrere Abflusszustände berücksichtigen sollte, da, wie beispielsweise an der Drau, die flachen Zonen nur zu bestimmten Jahreszeiten bei Schwall wechselnd benetzt sein können und somit die Ausdehnung der Wasserwechselzone mit dem Abfluss (und der Jahreszeit) stark schwanken kann. Generell ist davon auszugehen, dass Aufgrund der abnehmenden Löslichkeit des Sauerstoffes mit Zunahme der Temperatur, sowie durch schnelleres Austrocknen der Oberfläche, die Umstände in der Wasserwechselzone bei Sunk im Sommer für die MZB-Organismen und Jungfische noch

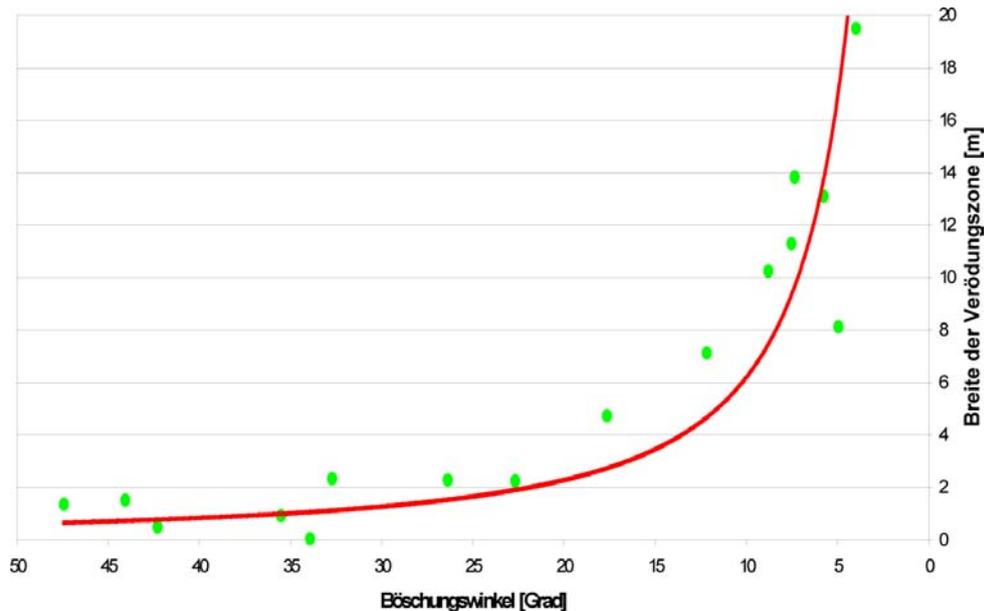


Abbildung 5.9: „Zusammenhang zwischen Böschungsneigung und Breite der schwallbedingten Verödungszone an der Möll“. Aus MORITZ *et al.* (2001).

problematischer sind als im Winter.

All dies bedeutet nun aber nicht, dass Aufweitungen unter Schwallbetrieb generell abzulehnen sind, da der durch Begradigung und Einengung bedingte Lebensraumverlust nur mittels solcher Maßnahmen ausgeglichen werden kann! Allerdings sind solche Strukturverbesserungen an die Randbedingung Schwallbetrieb anzupassen und die Vor- und Nachteile der jeweiligen Maßnahme für jeden Einzelfall abzuwägen. MORITZ *et al.* (2001) erstellten, dies berücksichtigend, anhand ihrer Erkenntnisse folgende Richtlinien für Aufweitungen schwallbeeinflusster Fließgewässer, die auch den terrestrischen Teil des Habitates mit einbeziehen (die Punkte sind hier gekürzt wiedergegeben):

- Ist das Platzangebot im Vergleich zur Gewässergröße gering, lassen sich die Defizite im aquatischen Bereich nicht wesentlich verbessern. Die Maßnahmen sollten vor allem im terrestrischen Bereich getroffen werden und sich im Gewässer selber auf die Strukturierung des Uferbereiches beschränken. Vorhandene ältere Gehölzbestände sollten nicht zu Gunsten geringer Verbesserungen im aquatischen Bereich geopfert werden.
- Steigt das Platzangebot, lassen sich gezielt größere Strukturierungen durchführen. MORITZ *et al.* führen zum Beispiel Bühnen¹ bei engen Krümmungsradien an, genauso wie die Anlage von Seitenarmen mit relativ großen Wassertiefen und steilen Böschungsneigungen. Hervorzuheben ist, dass die Böschungen an sich „eher steiler“ gehalten werden sollten (siehe vorherige Überlegungen).
- Aufweitungen müssen großzügig durchgeführt werden und die Vorteile daraus (neu entstandene Lebensräume) die Nachteile (größere Wasserwechsel- und somit „Verödungszone“, Entfernung vorhandener Gehölzbestände) deutlich übertreffen.

¹Die Ergebnisse der eigenen Arbeit sprechen gegen Bühnen als Gestaltungselement, siehe Diskussion Abschnitt 5.3

5 Diskussion

Unabhängig dieser Richtlinien ist die Schwalldämpfung generell als wichtigste Maßnahme anzuführen, da die schwallinduzierten ökologischen Probleme umso stärker ausfallen, desto intensiver (Frequenz, Änderungsgeschwindigkeit, Amplitude) die Beschwallung ist. Weiters sollten revitalisierte Abschnitte nicht zur Schwalldämpfung herangezogen werden – diese Aufgabe haben entweder bauliche (z.B. Ausgleichsbecken zur Schwalldämpfung) oder betriebliche Maßnahmen (Reduktion der Anstiegs- und Abfallgeschwindigkeit der Schwallwellen, Verringerung der Pegeldifferenzen Schwall–Sunk, geringere Häufigkeit der Schwälle) (HAERTEL-BORER, 2009; MEILE *et al.*, 2005).

Literaturverzeichnis

- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. (2007): Stream ecology: structure and function of running waters. Springer, Dordrecht.
- AUSSERER, B. (2011): 24 Stunden Makrozoobenthosdrift in der Drau bei Rosenheim. Masterarbeit Universität für Bodenkultur Wien.
- BACHER, I. & WARINGER, J. A. (1996): Hydraulic Microdistribution of Cased Caddis Larvae in an Austrian Mountain Brook. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 81, 541–554.
- BAUERNFEIND, E. & SOLDÁN, T. (2012): The mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo Books, Ollerup.
- BAUMANN, P. (2004): Rhone-Thur-Projekt. Schlussbericht Rhone Ist-Zustand. Subprojekt I-6: Revitalisierung und Benthos der Rhone. Zürich.
- BAUMANN, P., KIRCHHOFER, A. & SCHÄCHLI, U. (2012): Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung des Gewässer. Bundesamt für Umwelt BAFU Bern.
- BAUMANN, P. & KLAUS, I. (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. Nr. 75 in *Mitteilungen zur Fischerei*, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BELLINGER, E. G. & SIGEE, D. C. (2010): Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ.
- BIERMAYR, P. (2011): Erneuerbare Energie in Zahlen: Die Entwicklung erneuerbarer Energie in Österreich im Jahr 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- BO, T., FENOGLIO, S., MALACARNE, G., PESSINO, M. & SGARIBOLDI, F. (2007): Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 37, 186–192.
- BRETSCHKO, G. & MOOG, O. (1990): Downstream effects of intermittent power generation. *Water Science and Technology* 22, 127–135.
- BROOKS, A. J., HAEUSLER, T., REINFELDS, I. & WILLIAMS, S. (2005): Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50, 331–344.

- BRUNO, M. C., MAIOLINI, B., CAROLLI, M. & SILVERI, L. (2009): Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 45, 157–170.
- BUFFAGNI, A., ARMANINI, D., CAZZOLA, M., ALBA-TERCEDOR, J., LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M., MURPHY, J., SANDIN, L. & SCHMIDT-KLOIBER, A. (2007): Ephemeroptera Indicator Database. Euro-limpacs project, Workpackage 7 - Indicators of ecosystem health, Task 4.
- BUFFAGNI, A., CAZZOLA, M., LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M., ALBA-TERCEDOR, J. & ARMANINI, D. (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms: Vol. 3. Ephemeroptera. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. (2002): Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30, 492–507.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, F. U. J. (2012): Energiestatus Österreich 2012. Wien.
- CAROLLI, M., BRUNO, M. C., SIVIGLIA, A. & MAIOLINI, B. (2012): Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications* 28, 678–691.
- CEREGHINO, R. & LAVANDIER, P. (1998a): Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40, 385–399.
- CEREGHINO, R. & LAVANDIER, P. (1998b): Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regulated Rivers: Research & Management* 14, 297–309.
- CÉRÉGHINO, R., CUGNY, P. & LAVANDIER, P. (2002): Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology* 87, 47–60.
- CÉRÉGHINO, R., LEGALLE, M. & LAVANDIER, P. (2004): Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia* 519, 127–133.
- DÜCKELMANN, H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fließgewässern. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur Wien.
- ELLIOTT, J. M. (1977): Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of the Benthic Invertebrates (Reprinted version 1983). *Freshwater Biological Association Scientific Publications* 25.
- EXTENCE, C. A., CHADD, R. P., ENGLAND, J., DUNBAR, M. J., WOOD, P. J. & TAYLOR, E. D. (2013): The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications* 29, 17–55.
- FINK, M. H., MOOG, O. & WIMMER, R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Umweltbundesamt, Wien.

- FORSTENLECHNER, E., HÜTTE, M., BUNDI, U., EICHENBERGER, E., PETER, A. & ZOBRIST, J. (1997): Ökologische Aspekte der Wasserkraftnutzung im alpinen Raum. vdf Hochschulverlag AG.
- FRUTIGER, A. (2004): Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera). *Archiv für Hydrobiologie* 159, 57–75.
- GIBBINS, C., VERICAT, D. & BATALLA, R. J. (2007): When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52, 2369–2384.
- GORDON, N. D., MCMAHON, T. A. & FINLAYSON, B. (1992): Stream hydrology: an introduction for ecologists. Wiley, Chichester, West Sussex, England ; New York.
- GORE, J. A., NIEMELA, S., RESH, V. H. & STATZNER, B. (1994): Near-substrate hydraulic conditions under artificial floods from peaking hydropower operation: A preliminary analysis of disturbance intensity and duration. *Regulated Rivers: Research & Management* 9, 15–34.
- GRAF, W., GRASSER, U. & MOOG, O. (1992): The role of *Allogamus auricollis* (Trichoptera: Limnephilidae) in benthic communities of a 4th-order crystalline mountain stream with some ecological notes. In *Proceedings of the 7th Symposium on Trichoptera*, Umea, Sweden (1992), Umea, Sweden.
- GRAF, W., GRASSER, U. & WARINGER, J. (2002): Trichoptera. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- GRAF, W., MURPHY, J., ZAMORA-MUÑOZ, C. & LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M. (2008): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms: Volume 1 - Trichoptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- GREIMEL, F. (2013): Hydrological classification of flow fluctuations caused by hydropeaking in Austria. In *Bearbeitung*.
- GUTKNECHT, D., BLASCHKE, A. P., SCHMALFUSS, R., SENGSCHMITT, D., STEINER, K.-H., REICHEL, K. G., FEREGYHAZY, H., HERNDL, G. J., BATTIN, T. J. & DREHER, J. E. (1998): Kolmationsprozesse Stauraum Freudenu. *Schriftenreihe der Forschung im Verbund* 44.
- HAERTEL-BORER, S. (2009): Schwall/Sunk: Auswirkungen des Schwallbetriebs von Wasserkraftwerken auf Fließgewässer. Schweizerische Fischereiberatung (FIBER) Kastanienbaum.
- HART, D. D. & FINELLI, C. M. (1999): Physical-biological coupling in streams: The Pervasive Effects of Flow on Benthic Organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, 363–395.
- HYDROGRAPHISCHER DIENST IN ÖSTERREICH (2011): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

- JONES, J. I., MURPHY, J. F., COLLINS, A. L., SEAR, D. A., NADEN, P. S. & ARMITAGE, P. D. (2012): The impact of fine sediment on macroinvertebrates. *River Research and Applications* 28, 1055–1071.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas, Wien.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & WINKLER, H. (1980): *Vergleichende Fischbestandsuntersuchungen an elf niederösterreichischen Fließgewässerstrecken*. Österreichische Fischereigesellschaft.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. & SCHMUTZ, S. (2000): *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters: Proceedings of the International Conference, Held in Vienna, Austria, 9-11, November 1998*. Springer.
- KEMP, P., SEAR, D., COLLINS, A., NADEN, P. & JONES, I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* 25, 1800–1821.
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): *Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten*. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien.
- LAGARRIGUE, T. (2002): Diel and seasonal variations in brown trout (*Salmo trutta*) feeding patterns and relationship with invertebrate drift under natural and hydropeaking conditions in a mountain stream. *Aquatic Living Resources* 15, 129–137.
- LIMNEX (2001): *Trübung und Schwall im Alpenrhein. Fachbericht zu den Teilaspekten Trübung, Licht, Bewuchs und Drift*. Zürich.
- LIMNEX (2004): *Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fließgewässer: Grundlagen zur Beurteilung*. Zürich.
- LIMNEX (2009): *Schwall/Sunk in der Hasliaare. Gewässerökologische Untersuchung von Hasliaare und Lutschine. Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien*. Zürich.
- MADER, H., STEIDL, T. & WIMMER, R. (1996): *Abflussregime österreichischer Fließgewässer : Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie*. Umweltbundesamt, Wien.
- MEILE, T., FETTE, M. & BAUMANN, P. (2005): *Synthesebericht Schwall/Sunk*. Publikation des Rhone-Thur Projektes. eawag, LCH, WSL, limnex.
- MOOG, O., NESEMANN, H. & OFENBÖCK, T. (2001): *Österreichs Anteil an den österreichischen Ökoregionen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie - eine deduktive Analyse landschaftsprägender Milieufaktoren*. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 52, 204–209.
- MOOG, O., SCHMIDT-KLOIBER, A., OFENBÖCK, T. & GERRITSEN, J. (2003): *Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

- MOOG, O., SCHMIDT-KLOIBER, A., VOGL, R. & KOLLER-KREIMEL, V. (2010): ECOPROF - Version 3.3. Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern nach WRRL.
- MORITZ, C. & PFISTER, P. (2001): Trübung und Schwall Alpenrhein. Einfluss auf Substrat, Benthos, Fische. Fachbericht Makrozoobenthos, Phytobenthos. Innsbruck.
- MORITZ, C., PFISTER, P., SCHATZ, I., KOPE, T., STEINBERGER, H. & KAUFMANN, R. (2001): Auswirkungen des Schwellbetriebes auf die aquatische und terrestrische Fauna in ufernahen Bereichen. Band 1: Text. Innsbruck.
- MUHAR, S., POPPE, M., EGGER, G., SCHMUTZ, S. & MELCHER, A. (2004): Flusslandschaften Österreichs: Ausweisung von Flusslandschaftstypen anhand des Naturraums, der Fischfauna und der Auenvegetation. Bundesministerium für Bildung, Wiss. u. Kultur.
- NAGRODSKI, A., RABY, G. D., HASLER, C. T., TAYLOR, M. K. & COOKE, S. J. (2012): Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *Journal of Environmental Management* 103, 133–141.
- OFENBÖCK, T., MOOG, O., HARTMANN, A. & STUBAUER, I. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente: Teil A2 - Makrozoobenthos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- OWENS, P. N., BATALLA, R. J., COLLINS, A. J., GOMEZ, B., HICKS, D. M., HOROWITZ, A. J., KONDOLF, G. M., MARDEN, M., PAGE, M. J., PEACOCK, D. H., PETTICREW, E. L., SALOMONS, W. & TRUSTRUM, N. A. (2005): Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* 21, 693–717.
- PAETZOLD, A., YOSHIMURA, C. & TOCKNER, K. (2007): Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45, 894–903.
- PICHLER, F. (2004): LIFE-Projekt Auenverbund Obere Drau. Endbericht. LIFE99 NAT/A/006055. Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 18 – Wasserwirtschaft Klagenfurt.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D., SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. (1997): The Natural Flow Regime. *BioScience* 47, 769–784.
- POFF, N. L. & ZIMMERMAN, J. K. H. (2010): Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55, 194–205.
- RIEDL, M. (2010): Makrozoobenthos Drift in der Oberen Drau. Masterarbeit Universität für Bodenkultur.
- SAGNES, P., MÉRIGOUX, S. & PÉRU, N. (2008): Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 38, 23–33.
- SALCHER, G. (2012): Das Makrozoobenthos in der Schwallstrecke des Zillers. Masterarbeit Universität für Bodenkultur.

- SCHMEDITJE, U. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4.
- SCHMUTZ, S., FOHLER, N., FRIEDRICH, T., FUHRMANN, M., GRAF, W., GREIMEL, F., HÖLLER, N., JUNGWIRTH, M., LEITNER, P., MOOG, O., MELCHER, A., MÜLLNER, K., OCHSENHOFER, G., SALCHER, G., STEIDL, C., UNFER, G. & ZEIRINGER, B. (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern: Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- SCHNELL, J. (2005): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“. Landesfischereiverband Bayern e.V.
- SCHWAB, A. J. (2009): Elektroenergiesysteme : Erzeugung, Transport, Übertragung und Verteilung elektrischer Energie. Springer Berlin, Berlin.
- SCHWEIZER, S., NEUNER, J. & HEUBERGER, N. (2009): Bewertung von Schwall/Sunk – Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. Wasser Energie Luft 101.
- SMOKOROWSKI, K. E., METCALFE, R. A., FINUCAN, S. D., JONES, N., MARTY, J., POWER, M., PYRCE, R. S. & STEELE, R. (2011): Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river. Ecohydrology 4, 791–806.
- SPINDLER, T., WINTERSBERGER, H., MEDGYESY, N. & MARK, W. (2002): Inn 2000. Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer. Band I - Inn. Tiroler Fischereiverband Innsbruck.
- STATZNER, B., GORE, J. A. & RESH, V. H. (1988): Hydraulic Stream Ecology: Observed Patterns and Potential Applications. Journal of the North American Benthological Society 7, 307.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freshwater Biology 16, 127–139.
- STEIDL, C. (2012): Das Makrozoobenthos in der Schwallstrecke der Enns. Masterarbeit Universität für Bodenkultur.
- TAGUCHI, YASUNAMI & MIMA (1992): Self-consistent analysis of atomic-state and density correlation functions of partially ionized high-density plasmas and enhancement of the fusion reaction rate. Physical review. A 45, 3913–3919.
- TROELSTRUP, N. & HERGENRADER, G. (1990): Effect of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. Hydrobiologia 199, 217–228.
- UHLMANN, D. & HORN, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer : ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- WARINGER, J. A. (1989): Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of *Allogamus auricollis* Trichoptera: Limnephilidae in an Austrian mountain brook. Freshwater Biology 22, 177–188.

- WATERS, T. F. (1972): The Drift of Stream Insects. *Annual Review of Entomology* 17, 253–272.
- ÖWAV (2008): Schwall und Sunk an österreichischen Fließgewässern. Positionspapier der ÖWAV-Arbeitsgruppe „Schwall“ der Fachgruppe Wasserbau, Ingenieurbiologie und Ökologie. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) Wien.
- WIMMER, R. & CHOVANEC, A. (2000): Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhangs II der EU-WRRL. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- WIMMER, R. & MOOG, O. (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien.
- WIMMER, R., WINTERSBERGER, H. & PARTHL, G. (2012): Hydromorphologische Leitbilder. Fließgewässertypisierung in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- ZAMG (2013): Klimadaten von Österreich: 1971–2000.