

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

Auswirkungen von Schwall und Sunk auf die Verdriftung von aquatischen
Makroinvertebraten

Masterthesis

von

Keller Pascal

Masterstudiengang Umwelt und Natürliche Ressourcen ENR 17

Abgabedatum: 14. Februar 2019

Fachkorrektoren:

Dr. Diego Tonolla
Forschungsgruppe Ökohydrologie
Grüental, 8820 Wädenswil

Dr. Michael Döring
Forschungsgruppe Ökohydrologie
Grüental, 8820 Wädenswil

IMPRESSUM

Autor:

Pascal Keller



Schlagworte:

Schwall-Sunk, Makroinvertebraten, Verdriftung, Pegelanstiegsrate

Zitiervorschlag:

Keller, P. (2019) Auswirkungen von Schwall und Sunk auf die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten. Masterthesis. Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften.

Adresse des Instituts:

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences und Facility Management
Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen
Grüental, Postfach
CH-8020 Wädenswil

Zusammenfassung

Die Wasserkraft ist ein fundamentaler Bestandteil der Schweizer Elektrizitätswirtschaft und leistet als erneuerbare Energiequelle einen entscheidenden Beitrag zur Deckung des Schweizer Strombedarfs. Im Hinblick auf die Umsetzung der Energiestrategie 2050 wird diese Form der Stromgewinnung in Zukunft noch weiter ausgebaut werden. Neben zahlreichen Vorteilen bringt die Wasserkraftnutzung jedoch auch nachteilige Aspekte mit sich. Insbesondere die durch den Kraftwerksbetrieb regelmässig hervorgerufenen, starken Abfluss- und Pegelschwankungen (Schwall-Sunk) können zu wesentlichen Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften und ihren Habitaten führen. Eine negative Begleiterscheinung von Schwall-Sunk stellt die Verdriftung (flussabwärt gerichteter Transport) von aquatischen Makroinvertebraten dar. Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit wurden die Auswirkungen von Schwall-Sunk auf die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten untersucht. An drei von Schwall-Sunk geprägten Fließgewässern (Sitter, Hasliaare und Linth) wurden verschiedene Schwall-Szenarien mit unterschiedlichen Pegelanstiegsraten und Fließgeschwindigkeiten beprobt. Über alle Untersuchungsabschnitte hinweg wurden 10544 Individuen verdriftet. Die Ordnung der *Diptera* (hauptsächlich *Chironomidae*) wurde am häufigsten nachgewiesen und machte mit relativen Anteilen von über 50% den Grossteil der verdrifteten Makroinvertebraten an sämtlichen Untersuchungsabschnitten aus. Im Weiteren wurde auch die Familie der *Baetidae* (Ordnung *Ephemeroptera*) in grosser Anzahl verdriftet. Bezüglich der Driftdichten (Individuen/m³) zeigten sich trait-spezifische Muster, wobei Oberflächen-Taxa deutlich häufiger verdriftet wurden als jene, welche dem Interstitial zuzuordnen sind. Wie in anderen Studien bereits gezeigt wurde, ist für die Verdriftung des Makrozoobenthos insbesondere die Anstiegsphase eines Schwallereignisses von entscheidender Bedeutung. Gesamthaft betrachtet wurden in der Anstiegsphase (mit Ausnahme der Sunkphase) signifikant höhere Driftdichten festgestellt als in den übrigen hydrologischen Phasen. Von den vier erstellten linearen Regressionsmodellen zeigte das reduzierte «theoretische» Modell die beste Performance. Es zeigte sich, dass die beiden Prädiktoren Fließgeschwindigkeit (gemessen vor dem Driftnetz, in der Mitte) und das Schwall-Sunk-Verhältnis als einzige einen signifikanten (negativen) Einfluss auf die Driftdichte der aquatischen Makroinvertebraten hatten.

Abstract

Hydropower is a fundamental component of the Swiss electricity industry. As a renewable energy source, it makes a decisive contribution to meeting Switzerland's electricity needs. In view of the implementation of the Energy Strategy 2050, this form of electricity generation will be further expanded in the future. Despite its numerous advantages, the use of hydropower also entails negative aspects. In particular, the strong fluctuations in discharge and water level regularly caused by power plant operation (also called hydropeaking) can lead to significant impairments of aquatic communities and their habitats. A negative side effect of hydropeaking is the drift (downstream transport) of aquatic macroinvertebrates. Within the scope of this master thesis, macroinvertebrate drift responses following hydropeaking events were investigated. Three rivers (Sitter, Hasliaare and Linth) affected by hydropeaking were used to sample different hydropeaking scenarios with different ramping rates and flow velocities. In total 10544 individuals were drifted. The order *Diptera* (mainly *Chironomidae*) was most frequently detected and with relative proportions of more than 50% it accounted for the majority of the drifted macroinvertebrates in all hydropeaking reaches. Furthermore, the family of the *Baetidae* (order Ephemeroptera) also drifted in large numbers. With regard to drift densities (individuals/m³) trait-specific patterns were observed, with surface taxa drifting significantly more frequently than those which can be associated with the interstitial. As already shown in other studies, especially the upramping phase is of particular importance in relation to macroinvertebrate drift. Overall, higher drift densities were observed during upramping (except for the low phase) than in other hydrological phases. Of the four linear regression models, the reduced "theoretical" model showed the best performance. It was shown that the two predictors flow velocity (measured in front of the drift net, in the middle) and the ratio between minimal and maximal discharge were the only predictors that had a significant (negative) impact on the drift density of the aquatic macroinvertebrates.

Inhaltsverzeichnis

Glossar	1
1 Einleitung	2
1.1 Das Abflussregime	2
1.2 Schwall-Sunk	3
1.3 Verdriftung	5
1.3.1 Aktive und passive Drift	5
1.3.2 Einflussfaktoren	6
1.3.3 Abiotische Einflussfaktoren	6
1.3.4 Biotische Einflussfaktoren	7
1.3.5 Negative Auswirkungen und Folgen	8
1.4 Revision des Gewässerschutzgesetzes und der Gewässerschutzverordnung	9
1.4.1 Sanierungsmassnahmen	10
2 Zielsetzung	11
3 Fragestellung und Hypothesen	12
4 Material und Methoden	13
4.1 <i>In situ</i> Freilandversuche	13
4.2 Modellierung der hydrologischen Verhältnisse	14
4.3 Untersuchungsabschnitte	15
4.3.1 Kubel - Sitter	16
4.3.2 KWO - Hasliaare	18
4.3.3 KLL - Linth	20
4.4 Versuchsaufbau	22
4.4.1 Beprobungstechnik	24
4.5 Abiotische Parameter	25
4.5.1 Messungen am Driftnetz	25
4.5.2 Temperatur und Pegelstand	26
4.5.3 Mikrohabitatcharakteristik	27
4.5.4 Korngrössen	28
4.6 Bestimmungsarbeit	28
4.7 Ökologische traits	29

4.8	Bereinigung der Taxaliste	30
4.8.1	Vorselektion relevanter Taxa	30
4.9	Variablen für die Datenanalyse	32
4.9.1	Abhängige Variable	32
4.9.2	Unabhängige Variablen	32
4.10	Statistische Analyse.....	34
5	Resultate	37
5.1	Gesamtdrift an den Untersuchungsabschnitten	37
5.2	Anteile der Ordnungen und gefundene Familien	38
5.3	Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest.....	39
5.4	Vergleich der Driftdichten an den Untersuchungsabschnitten	40
5.5	Vergleich der beiden Tage.....	41
5.6	Vergleich der drei Schwall Szenarien	43
5.7	Einfluss der hydraulischen Kenngrößen	44
5.7.1	Prädiktorenauswahl mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA).....	44
5.7.2	Regressionsmodell mit «theoretisch» relevanten Prädiktoren	45
5.7.3	Reduziertes «theoretisches» Regressionsmodell.....	46
5.7.4	Regressionsmodell mit den PCA-Prädiktoren	47
5.7.5	Regressionsmodell mit den random forest Prädiktoren.....	49
5.7.6	Zusammenfassendes zu den Regressionen	49
5.8	Trait-spezifische Driftmuster	50
5.9	Vergleich der fünf hydrologischen Phasen	51
5.9.1	Hydrologische Phasen nach Gewässer	52
6	Diskussion	54
6.1	Trait-spezifische Driftmuster	55
6.2	Vergleich der beiden Versuchstage	56
6.3	Hydrologische Phasen.....	57
6.4	Lineare Regressionsmodelle.....	58
6.5	Ausblick	59
I	Literaturverzeichnis	60
II	Abbildungsverzeichnis	67
III	Tabellenverzeichnis	68

IV Anhang..... 69

Glossar

BOKU	Universität für Bodenkultur
Emergenz	Erreichen des Adultstadiums und Verlassen des Gewässers (Insekt)
Orographisch	In Fliessrichtung
Rheophil	strömungsliebend

1 Einleitung

Die Wasserkraft ist ein zentrales Element der schweizerischen Elektrizitätswirtschaft. Rund 57% des inländischen Stromes wird mittels Wasserkraft erzeugt (Bundesamt für Energie, 2018a). Bedingt durch die Umsetzung der Energiestrategie 2050 wird dieser Wert in Zukunft noch weiter ansteigen. Bis 2035 soll die durchschnittliche jährliche Stromproduktion aus Wasserkraft von 36'327 GWh (Stand 2018) auf 37'400 GWh gesteigert werden (Bundesamt für Energie, 2018b). Damit das Potenzial dieser erneuerbaren Ressource ausgeschöpft werden kann, ist ein Ausbau der Wasserkraftinfrastruktur unumgänglich.

Gerade im Hinblick auf den Klimawandel und den damit einhergehenden Entwicklungen kann die Wasserkraft einen wesentlichen Beitrag zur Minderung der negativen Auswirkungen leisten. Die Wasserkraft gilt als eine umweltfreundliche, erneuerbare Energiequelle, welche laut Berga (2016) global gesehen in den nächsten Jahrzehnten weiter an Bedeutung gewinnen wird. Im Vergleich zu den konventionellen (fossilen) Energiequellen wie Kohle oder Erdgas werden bei dieser Form der Stromerzeugung deutlich weniger Treibhausgase emittiert (Berga, 2016).

Aufgrund ihrer Speicherkapazität und der zeitlichen Flexibilität, mit welcher kurzfristig Strom produziert werden kann, erfüllen Speicherkraftwerke eine wichtige Rolle im Energiesektor (Niu & Insley, 2013; Tonolla et al., 2017a). Pumpspeicher- und Speicherkraftwerke ermöglichen es demnach, Spitzenstrom bei erhöhtem Bedarf zu produzieren und so die Netzstabilität zu gewährleisten. Obwohl diese Form der Stromproduktion viele Vorteile mit sich bringt, ist sie gleichzeitig auch mit erheblichen negativen Folgen für das Abflussregime der aquatischen Ökosysteme verbunden.

1.1 Das Abflussregime

Die Lebensgemeinschaften und Habitateigenschaften eines Fließgewässers werden stark durch das Abflussregime geprägt (Poff et al., 1997; Maiolini et al., 2007). Insbesondere für den Transport von Sedimenten und deren Umlagerung, aber auch für die Neuformung des Flussbettes und von Pionierhabitaten ist eine natürliche Abflussdynamik von essenzieller Bedeutung (Lake, 2000; Bunn & Arthington, 2002). Neben dem Abflussregime eines Fließgewässers spielen auch zahlreiche andere Aspekte wie der Geschiebehalt, die Morphologie oder die Vernetzung in longitudinaler, lateraler und vertikaler Richtung eine wesentliche Rolle für die Entwicklung aquatischer Lebensgemeinschaften (Stanford & Ward, 1993). Wesentliche Aspekte des Abflussregimes wie beispielsweise Magnitude, Dauer, Frequenz oder die Änderungsrate steuern ökologische Prozesse in Flussökosystemen (Poff et al., 1997). Die Veränderung eines solchen Abflussregimes kann die Ausbreitung, die Reproduktion und somit das Überleben aquatischer Arten empfindlich beeinträchtigen (Arthington et al., 2006).

1.2 Schwall-Sunk

Die durch den Betrieb von Wasserkraftwerken regelmässig hervorgerufenen, kurzfristigen und starken Abfluss- und Pegelschwankungen werden als Schwall-Sunk (engl. Hydropeaking) bezeichnet (Bretschko & Moog, 1993; Bruno et al., 2013). Daraus resultieren häufig auftretende, unzusammenhängende Abflussschwankungen von hoher Intensität (Bruder et al., 2016). Im Gegensatz zu natürlichen Ereignissen (Hochwasser) treten die anthropogen verursachten Schwallwellen deutlich häufiger (meist mehrmals täglich) auf (Schmutz et al., 2013; Greimel et al., 2016). Die durch Schwall-Sunk verursachten Abfluss- und Pegelschwankungen übersteigen dabei diejenige eines natürlichen Abflussregimes erheblich (Jones, 2014). Ein weiteres Merkmal, welches die Schwallganglinien von den natürlichen Hochwasserabflüssen unterscheidet, sind die deutlich schnelleren An- und Abstiegsraten des Abflusses (Arthington et al., 2006; Pfandler & Keusen, 2007; Bruder et al., 2016). Charakteristisch für Schwallereignisse sind die vier aufeinanderfolgenden hydrologischen Phasen (Abbildung 1) Sunk-, Anstiegs-, Schwall- und Rückgangsphase (Schweizer et al., 2015; Bruder et al., 2016). Nach Greimel et al. (2016) führt dies unterhalb der Kraftwerke zu erheblichen Veränderungen des natürlichen Abflussregimes, was wiederum meist negative Auswirkungen auf die dort vorkommenden Lebensgemeinschaften haben kann (Bruder, 2012; Koller-Kreimel et al., 2016).

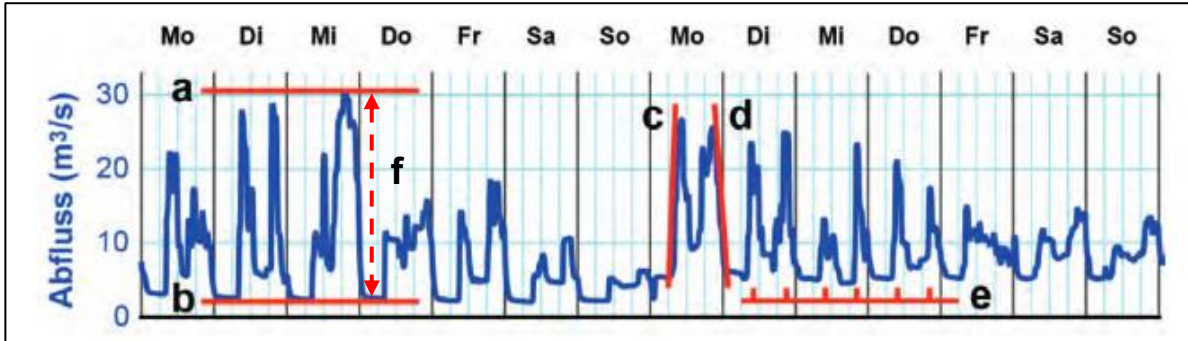


Abbildung 1: Hydrologische Kenngrößen zur Charakterisierung einer von Schwall-Sunk geprägten Abflussganglinie. a: Q_{\max} (Schwallabfluss); b: Q_{\min} (Basis- bzw. Sunkabfluss); c: Pegelanstiegsrate; d: Pegelrückgangsrage; e: Frequenz der Schwallereignisse; f: Q_{\max}/Q_{\min} (Schwall-Sunk-Verhältnis). Grafik: aus Bruder (2012), leicht verändert.

In erster Linie führt der Schwallbetrieb zu massiven Veränderungen der physikalischen Eigenschaften, welche sowohl das Flussökosystem selbst als auch die darin vorkommenden Lebensgemeinschaften entscheidend beeinflussen (Baumann & Klaus, 2003; Bruno et al., 2009). Im gewässerökologischen Kontext sind dabei besonders die abiotischen Faktoren wie Abfluss (hydraulische Belastung), Flächenveränderungen der Wasserwechselzone (Bereiche der Gewässersohle, die bei Schwall überströmt werden und bei Sunk trockenfallen), Sedimenttransport, Temperaturschwankungen und Trübung hervorzuheben (Baumann & Klaus, 2003; Meile, 2006).

Eine häufige Begleiterscheinung des Schwall-Sunks sind Temperaturschwankungen, welche auch als «Thermopeaking» bezeichnet werden (Zolezzi et al., 2011). Aufgrund von Temperaturunterschieden zwischen dem Wasser des Speichervolumens und des Fliessgewässers, an dem sich der Kraftwerksauslass befindet, kann die Einspeisung des turbinieren Wassers zu kurzfristigen Temperaturveränderungen im Fliessgewässer führen. Abhängig von der Jahreszeit kann daher eine Abkühlung (Sommer) oder Erwärmung (Winter) des Wassers unterhalb des Auslasses festgestellt werden (Maiolini et al., 2007; Zolezzi et al., 2011). Der Kraftwerksbetrieb führt somit zur Entstehung von zwei charakteristischen Wellen (Schwall-Sunk & Thermopeaking), welche mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten flussabwärts wandern (Toffolon et al., 2010). Nach einer ersten Phase der Überlappung trennen sich die beiden Wellen aufgrund physikalischer Gegebenheiten, wobei die hydrodynamische Welle die thermodynamische stets überholt und schneller voranschreitet (Toffolon et al., 2010). Die zeitliche Verzögerung, mit welcher die beiden Wellen eintreffen hat zur Folge, dass die aquatischen Organismen innerhalb kurzer Zeit sowohl mit erhöhten hydraulischen Belastungen, als auch mit erheblichen Temperaturschwankungen konfrontiert werden (Bruno et al., 2013).

Im Weiteren kann eine durch den Kraftwerksbetrieb hervorgerufene Änderung des Abflussregimes den Geschiebetransport beeinflussen und damit verbunden die Mobilisierung von Sedimenten verstärken. Die Deposition von Feinsedimenten kann auf diese Weise die Zwischenräume des Interstitials versiegeln und so eine Kolmation der Fliessgewässersohle verursachen (Fette et al., 2007; Bruno et al., 2009). Dies hat zur Folge, dass wertvolle Rückzugsorte (Lückensystem) im Interstitial von den Makroinvertebraten nicht mehr genutzt werden können. Dieser Aspekt ist von besonderer Relevanz, da sich sohlenbewohnende Invertebraten bei Schwallereignissen in das Interstitial zurückziehen, um sich vor den steigenden hydraulischen Belastungen zu schützen (Bruno et al., 2009). Der Durchgang eines Schwalls ist insbesondere für weniger mobile Arten wie Makroinvertebraten ein kritischer Faktor, da diese oftmals nicht in der Lage sind, ihren Standort rechtzeitig zu wechseln (Schweizer et al., 2009). Dies führt dazu, dass den Makroinvertebraten nicht genug Zeit bleibt, um sich ins Interstitial zurückziehen zu können (Bruder, 2012). Sowohl Miller & Judson (2014), als auch Timusk et al. (2016) weisen in ihren Untersuchungen darauf hin, dass eine langsamere Pegelanstiegsrate (upramping) den Makroinvertebraten mehr Reaktionszeit verschaffen würde, um rechtzeitig Schutz suchen zu können. Die hydrologische Kenngrösse «Pegelanstiegsrate» beschreibt die Geschwindigkeit (z.B. in cm/min), mit welcher der Wasserstand während eines Schwallereignisses ansteigt (Schmutz et al., 2015; Schweizer et al., 2015). Eine weitere Problematik, welche durch den Schwall-Sunk-Betrieb hervorgerufen werden kann, stellt die Strandung von aquatischen Organismen wie Fischen oder Invertebraten dar (Young et al., 2011). Bedingt durch die rasche Absenkung des Wasserspiegels fallen zuvor benetzte Flächen der Wasserwechselzone trocken, was dazu führt, dass zurückbleibende Individuen vom Gewässer abgeschnitten werden und folglich verenden (Young et al., 2011; Bruder, 2012).

1.3 Verdriftung

Einen wichtigen negativen Effekt des Schwallbetriebs stellt die Verdriftung von Makroinvertebraten dar (Gibbins et al., 2007a; Bruno et al., 2010; Young et al., 2011; Miller & Judson, 2014; Bruder et al., 2016). Die Verdriftung wird als flussabwärts gerichteter Transport von aquatischen Organismen durch die Strömung definiert (Waters, 1972; Brittain & Eikeland, 1988). Die natürliche Drift des Makrozoobenthos in Fließgewässern ist ein essenzieller Prozess, welcher die Aus- und Verbreitung der Populationen beeinflusst (Palmer et al., 1996, Matthaei et al., 1997). Nach Ciborowski (1987) umfasst die Drift von Makroinvertebraten drei grundlegende Prozesse (Abbildung 2). Zuerst erfolgt eine Ablösung des Organismus vom Substrat (Gewässersohle), was auch als Drifteintritt (engl. drift entry) bezeichnet wird. Der zweite Prozess beinhaltet den flussabwärts gerichteten Transport in der fließenden Welle (engl. drift transport). Als letzter Prozess findet der Driftausstieg (engl. drift exit) statt, bei welchem der Organismus wieder auf die Gewässersohle zurückgelangt, von Prädatoren erbeutet oder den aquatischen Lebensraum infolge der Emergenz verlässt.

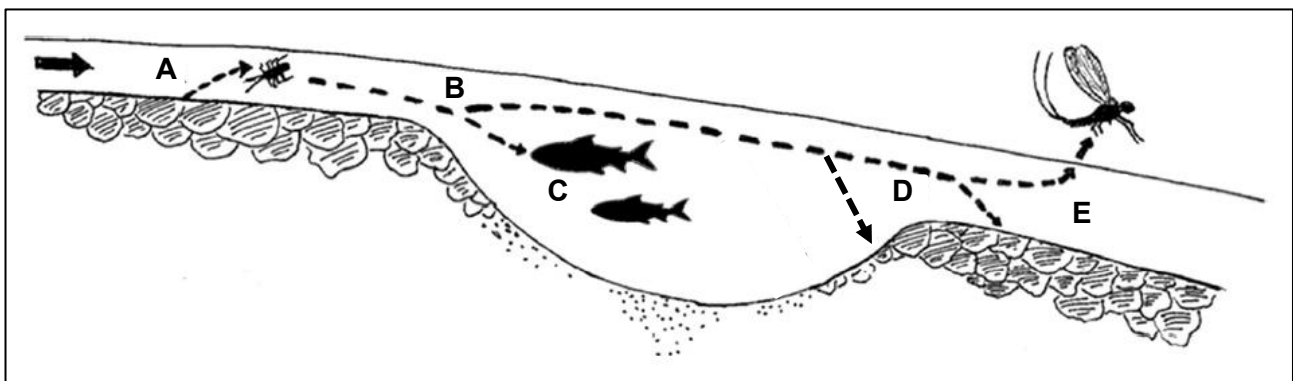


Abbildung 2: Grafische Darstellung des Verdriftungsprozesses. A: Loslösung des Organismus vom Substrat (drift entry); B: Transport mit der fließenden Welle (drift transport); Driftausstieg (drift exit) durch C: Prädation; D: passives Zurücksinken auf die Gewässersohle; E: Emergenz. Grafik: aus Naman et al. (2016), leicht verändert.

1.3.1 Aktive und passive Drift

Laut Naman et al. (2016) lässt sich das Phänomen der Verdriftung zudem grob in zwei Kategorien einteilen. Makroinvertebraten können sowohl «aktiv» (in der Regel biotische Faktoren und Verhalten), als auch «passiv» (vorwiegend abiotische Faktoren) verdriftet werden. Die aktive Drift, auch «behavioural drift» genannt (Waters, 1972), erfolgt freiwillig und hängt stark von der Verhaltensweise des einzelnen Taxons ab. Im Gegenzug dazu erfolgt eine passive Drift unfreiwillig und wird primär durch hydraulische und physikalische Faktoren verursacht (Brittain & Eikeland, 1988; Naman et al., 2016). Ein rapider Anstieg der passiven Drift wird auch als «Katastrophen-drift» bezeichnet (Waters, 1972; Gibbins et al., 2007a). Da sich die Faktoren der beiden Kategorien «aktiv» und «passiv» jedoch meist gegenseitig beeinflussen, ist nicht immer eindeutig feststellbar, ob der Verdriftungsprozess aktiv oder passiv erfolgt ist.

1.3.2 Einflussfaktoren

Die Gründe, welche dazu führen, dass Makroinvertebraten verdriftet werden, sind vielfältig und komplex. Im Wesentlichen ist es das Zusammenspiel von unterschiedlichen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren, welche den Prozess der Verdriftung steuern (Abbildung 3).

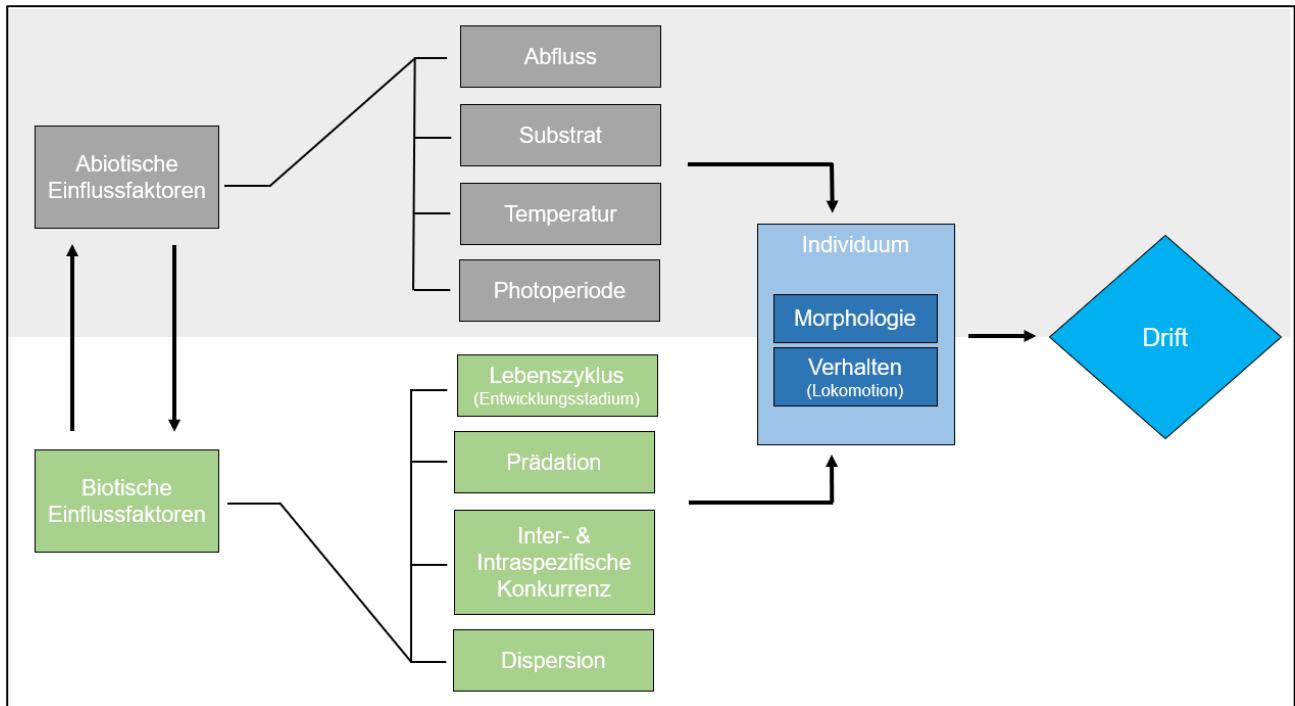


Abbildung 3: Schematische Darstellung der «driftrelevanten» Einflussfaktoren. Die vorliegende Grafik orientiert sich dabei an Brittain & Eikeland (1988).

1.3.3 Abiotische Einflussfaktoren

Zu den abiotischen Einflussfaktoren zählen beispielsweise hydrologische Parameter wie Abfluss, Sohlenschubspannung, Substratbeschaffenheit (Morphologie) oder die Fließgeschwindigkeit. Weitere Umweltparameter wie das Temperaturregime oder die Photoperiode können auch dieser Kategorie zugeordnet werden (Brittain & Eikeland, 1988; Elliot, 2008).

Bedingt durch den starken Abflussanstieg während eines Schwallts nehmen sowohl Fließgeschwindigkeit als auch Wassertiefe zu (Bruder, 2012; Schmutz et al., 2013). Dies hat zur Folge, dass die Sohlenschubspannung und die Turbulenzen im Wasser ebenfalls deutlich zunehmen und so eine Verdriftung bzw. Abschwemmung von Gewässerorganismen verursachen können (Gibbins et al., 2007a; Gibbins et al., 2010; Tonolla et al., 2017b). Eine Loslösung der Invertebraten vom Substrat erfolgt in der Regel ab dem Zeitpunkt, an welchem die artspezifischen Grenzwerte von hydrologischen Parametern wie Fließgeschwindigkeit oder Sohlenschubspannung überschritten werden (Gibbins et al., 2007a; Gibbins et al., 2016). Nach Gibbins et al. (2007a) und Gibbins et al. (2010) stellen insbesondere die Sohlenschubspannung und Bodenfracht (Transport von Sedi-

mentpartikeln im Wasser) wichtige Einflussfaktoren für die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten dar. Neben der Sohlenschubspannung (nach Whiting & Dietrich (1990)) erwiesen sich in Gibbins et al. (2016) vor allem die beiden hydraulischen Variablen Fliessgeschwindigkeit und Froude-Zahl als die besten Prädiktoren für die Verdriftung. Aus den Modellrechnungen ging zudem hervor, dass die Fliessgeschwindigkeit unmittelbar über der Gewässersohle eine grössere Vorhersagekraft besitzt als die mittlere Fliessgeschwindigkeit (gemittelt über die gesamte Wassersäule). Im Vergleich dazu leisteten die auf unterschiedlichen Formeln basierenden Sohlenschubspannungswerte (mit Ausnahme der Formel nach Whiting & Dietrich (1990)) einen deutlich geringeren Beitrag zur Varianzaufklärung in den Modellierungen.

Die Studien von Lancaster (1992), Matthaei et al. (1997) und Kennedy et al. (2014) haben gezeigt, dass ein erhöhter Abfluss zu einem Anstieg der Verdriftung führt. Timusk et al. (2016) kamen in ihrer Studie ebenfalls zu dem Schluss, dass der Abfluss die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten entscheidend beeinflussen kann.

Carolli et al. (2012) und Bruno et al. (2013) haben festgestellt, dass starke Temperaturschwankungen (Thermopeaking) zu einem Anstieg der Verdriftung führen. Bruno et al. (2013) untersuchten das Zusammenspiel von Schwall-Sunk und «kaltem» Thermopeaking. Es zeigte sich, dass die Kombination von Schwall-Sunk und Thermopeaking einen synergetischen Effekt hatten, welcher zu einer höheren Drift führte, als wenn das Thermopeaking allein auftrat. Die Untersuchungen von Carolli et al. (2012) ergaben, dass sowohl ein «warmes», als auch ein «kaltes» Thermopeaking zu einer deutlichen Erhöhung der Verdriftung führten. Im Gegensatz dazu kamen Schülting et al. (2016) zu dem Schluss, dass der Effekt eines «kalten» Thermopeakings die Verdriftung des Makrozoobenthos verringern kann. In den drei zuvor erwähnten Studien zum Thema Thermopeaking zeigten sich taxa-spezifische Driftmuster.

1.3.4 Biotische Einflussfaktoren

Biotische Einflussfaktoren (Abbildung 3) umfassen verschiedene Aspekte wie Prädation, Inter- und Intraspezifische Konkurrenz, Entwicklungsstadium oder Dispersion (Brittain & Eikeland, 1988; Elliott, 2008). Die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten zeigt tageszeitliche Muster. In zahlreichen Studien konnte festgestellt werden, dass die Driftdichten des Makrozoobenthos während der Nacht deutlich höher ausfielen als tagsüber (Waters, 1972; Allan, 1987; Brittain & Eikeland 1988; Schülting et al., 2016). Aufgrund des erhöhten Prädationsdrucks während des Tages neigen die Makroinvertebraten laut Allan (1978) dazu, ihre Nahrungssuche auf die Nacht zu verlegen, in welcher sowohl die Jagdeffizienz als auch die Aktivität visuell jagender Fische reduziert ist. Auf diese Weise versuchen die Makroinvertebraten ihre Nahrungssuche zu optimieren und gleichzeitig das Prädationsrisiko zu minimieren (Allan, 1978). Die Hypothese, dass die Präsenz von Fischen einen Einfluss auf das Driftverhalten der Invertebraten hat, wird unter anderem durch die Ergebnisse

einer Studie von Flecker (1992) gestützt, welche zu dem Schluss kommt, dass die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten in fischfreien Gewässern aperiodisch (keine tageszeitlichen Muster) erfolgt. Hammock et al. (2012) weisen jedoch darauf hin, dass nicht nur die Prädation von Fischen die Verdriftung beeinflusst, sondern auch die Anwesenheit von nachtaktiven räuberischen Invertebraten. Während die tagaktiven Fische die Drift bei Tag reduzieren, führt das Vorhandensein von nachtaktiven benthischen Prädatoren zu einer erhöhten Drift bei Nacht. Eine von Wooster & Sih (1995) durchgeführte Literaturstudie bestätigte ebenfalls, dass die Präsenz von räuberischen Invertebraten mit einer Erhöhung der Drift assoziiert werden kann.

Im Weiteren können Verhaltensweisen wie die Flucht vor ungünstigen Umweltbedingungen (Gibbins et al., 2007b) dazu führen, dass sich Makroinvertebraten «aktiv» verdriften lassen. Nach Matthaei et al. (1997) und Wallace (1990) ist die Verdriftung zudem ein wichtiger ökologischer Faktor bei der Neubesiedlung von Gewässerabschnitten infolge natürlicher Störungsereignisse wie beispielsweise einem Hochwasser. Inwiefern dichteabhängige Faktoren wie die Konkurrenz um Ressourcen wie Nahrung oder Raum die Verdriftung beeinflusst, konnte in den bisherigen Studien aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse noch nicht abschliessend geklärt werden (Elliott, 2008). Die Studien von Kohler (1992) und Fonseca & Hart (1996) zeigten in diesem Zusammenhang, dass Intra- und Interspezifische Konkurrenz durchaus einen Einfluss auf das Driftverhalten des Makrozoobenthos haben können.

Hinzu kommt die Tatsache, dass das Driftverhalten aquatischer Organismen «taxa-spezifisch» ist und stark von den spezifischen Anpassungen, den sogenannten «traits» (vgl. Kapitel 4.7) abhängt (Rader, 1997; Timusk et al., 2016; Naman et al., 2017). Dies hat zur Folge, dass die einzelnen Familien je nach Körperbau (Morphologie), Art der Fortbewegung (Lokomotion), Substrat- oder Strömungspräferenz unterschiedlich empfindlich auf Schwallereignisse reagieren und somit andere Driftmuster zeigen.

1.3.5 Negative Auswirkungen und Folgen

Makroinvertebraten sind wichtige Bausteine im Gefüge aquatischer Ökosysteme. Sie sind von besonderer Relevanz, da sie eine Vielzahl von funktionellen Prozessen (Primärproduktion und Dekomposition) entscheidend beeinflussen (Rader, 1997). Das Makrozoobenthos stellt zudem eine wichtige Nahrungsressource für zahlreiche Fischarten dar (Wallace & Webster, 1996; Young et al., 2011). Als Bindeglied zwischen den Primärproduzenten und den höheren Trophiestufen des Nahrungsnetzes, kann sich ihr Verschwinden folglich sowohl schädigend, als auch begünstigend auf andere Organismengruppen auswirken (Wallace & Webster, 1996). Eine regelmässige Verdriftung von Makroinvertebraten infolge von Schwall-Sunk kann zu einer Reduktion ihrer Biomasse, Abundanz und Artenvielfalt führen (Céréghino et al., 2002, Baumann & Klaus, 2003; Kennedy et al., 2014; Schweizer et al., 2015). Aufgrund der hohen Frequenz, mit welcher die Störungsereignisse

auftreten, können die entstandenen Verluste jedoch nur bedingt durch eine Wiederbesiedlung kompensiert werden (Wallace, 1990; Tonolla et al., 2017b). Im Weiteren kann das Auftreten von Schwall-Sunk eine Verschiebung der Artenzusammensetzung oder eine Veränderung in der Häufigkeit (Dominanzstruktur) von Wasserwirbellosen bewirken (Cereghino 2002; Schweizer et al., 2009; Schmutz et al., 2013). Bedingt durch die hohen Fliessgeschwindigkeiten während den häufig auftretenden Schwallereignissen kann dies zu einer Begünstigung von strömungsliebenden Arten führen. Taxa hingegen, welche weniger gut an die hydraulischen Belastungen adaptiert sind, verschwinden. An schwallgeprägten Fliessgewässern ist daher häufig eine Tendenz hin zur Dominanz von rheophilen Taxa feststellbar (Bretschko & Moog, 1990; Céréghino et al., 1998; Schweizer et al., 2015). Die durch den Schwallbetrieb generierten Abflussschwankungen können nach Bruno et al. (2009) und Leitner et al. (2017) zu einem erheblichen Verlust von spezifischen Habitattypen und Makrozoobenthos-Arten in den jeweiligen Fliessgewässerabschnitten führen.

1.4 Revision des Gewässerschutzgesetzes und der Gewässerschutzverordnung

Die im Jahre 2011 in Kraft getretene Revision des Gewässerschutzgesetzes (GSchG) und der dazugehörigen Gewässerschutzverordnung (GSchV) stellt ein bedeutendes Ereignis für den Schweizer Gewässerschutz dar. Im Rahmen der Revision sollen insbesondere die beiden Stossrichtungen «Förderung von Revitalisierungen» und «Reduktion von negativen Auswirkungen der Wasserkraft» verfolgt werden (Baumann et al., 2012). Die Stossrichtung, welche sich mit der Sanierung der Wasserkraft beschäftigt, legt dabei den Fokus auf die folgenden drei Hauptaspekte:

- Verminderung der Auswirkungen von Schwall-Sunk
- Reaktivierung des Geschiebehalt
- Wiederherstellung der Fischgängigkeit

Die Kraftwerksbetreiber sind somit nach GSchG Artikel 39a gesetzlich dazu verpflichtet, wesentliche Beeinträchtigungen, die durch Schwall-Sunk verursacht werden zu verhindern (bestehende Anlagen) oder diese zu beseitigen (Neuanlagen). In der Gewässerschutzverordnung (GSchV, Art. 41e) wird dann von einer wesentlichen Beeinträchtigung gesprochen, wenn das Schwall-Sunk-Verhältnis (Q_{\max}/Q_{\min}) einen Wert von 1.5 oder mehr aufweist und die standortgerechten pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften in Bezug auf ihre Menge, Zusammensetzung und Vielfalt nachteilig verändert werden. Die Sanierungspflicht zur Beseitigung der durch Schwall-Sunk hervorgerufenen wesentlichen Beeinträchtigungen ist somit gesetzlich geregelt (GSchG, Art. 83a). Das revidierte Gewässerschutzgesetz gibt einen zeitlichen Rahmen von 20 Jahren (nach Inkrafttreten der Revision) vor, indem sämtliche schwallverursachenden Kraftwerksanlagen saniert werden müssen (d.h. bis 2030).

Die kantonale strategische Planung (1. Phase) wurde bereits abgeschlossen und umfasste die Identifizierung der sanierungspflichtigen Anlagen, sowie die Bestimmung der daraus resultierenden Sanierungsmassnahmen (Baumann et al., 2012). Momentan befinden wir uns in der zweiten Phase, in welcher die Inhaber der sanierungspflichtigen Anlagen dazu angehalten sind, unterschiedliche Varianten von Massnahmen auszuarbeiten und diese dem Kanton zu unterbreiten. Im Anschluss wählt der Kanton, nach Anhörung des Bundesamtes für Umwelt, die am besten geeignete Massnahme aus dem vorgeschlagenen Varianten-Set aus und erteilt den Kraftwerksinhabern den Auftrag zur Ausarbeitung der schwalldämpfenden Massnahmen (Tonolla et al., 2017b).

1.4.1 Sanierungsmassnahmen

Angesichts der tiefgreifenden Veränderungen im natürlichen Abflussregime, welche durch den Schwall-Sunk-Betrieb der Wasserkraftwerke ausgelöst werden, ist es essenziell, geeignete Sanierungsmassnahmen zu implementieren, damit die ökologische Integrität der Flussökosysteme längerfristig gewährleistet werden kann. Um die negativen Auswirkungen von Schwall und Sunk abzuschwächen, können sowohl strukturelle (bauliche), als auch betriebliche Massnahmen getroffen werden (Baumann et al., 2012; Bruder et al., 2016), wobei betriebliche Massnahmen von der Behörde nur auf Antrag des Inhabers angeordnet werden können. Im Bereich der strukturellen Massnahmen sind insbesondere die Retentionsbecken weit verbreitet. Durch eine vorgängige Einleitung der turbinieren Wassermenge in ein Rückhaltevolumen können sowohl die Abflussspitzen, als auch die damit verbundenen Pegeländerungsraten reduziert werden (Bruder, 2012). Weitere strukturelle Massnahmen wären beispielsweise die Umleitung eines Teilabflusses über einen Zweitkanal oder die Renaturierung bzw. gewässermorphologische Aufwertung der Schwallstrecke (Bruder et al., 2016). Mit betrieblichen Massnahmen hingegen wird versucht, die negativen Folgen des Schwallbetriebs durch Anpassungen im Produktionsbetrieb zu minimieren. Im Fokus stehen dabei vor allem Adaptionen bezüglich der Wassermengen, welche turbinieren werden. Dies umfasst beispielsweise eine Anhebung des Sunkabflusses, die Einleitung eines Vorschwalls, die Senkung des Schwallabflusses oder die Verlangsamung der Pegeländerungsraten (Bruder et al., 2016; Tonolla et al., 2017b).

2 Zielsetzung

Das Ziel der vorliegenden Masterarbeit ist es, den Einfluss von Schwall-Sunk auf die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten zu untersuchen. Dabei sollen Freilandversuche an drei Schweizer Fliessgewässern (Sitter, Hasliaare und Linth) durchgeführt werden. Im Rahmen der *in-situ* Felderhebungen werden verschiedene Schwall-Sunk-Szenarien (Fliessgeschwindigkeit, Pegelanstiegsraten) simuliert. Primärer Zweck dieser Feldversuche ist es, die gewonnenen Erkenntnisse und Resultate (Wertefunktionen, Grenzwerte) aus den Rinnenversuchen (Schülting et al., 2018) unter realen Bedingungen zu testen. Durch den Vergleich von Versuchsrinne (kontrollierte Bedingungen) und Fliessgewässer (reale Bedingungen) sollen Wertefunktionen für die Beurteilung der Verdriftung von Makroinvertebraten getestet und gegebenenfalls angepasst werden.

Obwohl in jüngster Vergangenheit viel zum Thema Schwall-Sunk geforscht wurde, existieren bis heute immer noch mehrere Wissenslücken. Welche Einflussfaktoren die Verdriftung des Makrozoobenthos im Detail steuern, ist beispielsweise noch nicht abschliessend geklärt. Studien deuten darauf hin, dass die Geschwindigkeit, mit welcher der Pegel bei einem Schwallereignis ansteigt oder sinkt (An- und Abstiegsrate) einen erheblichen Einfluss auf die Verdriftung des MZB haben kann (Imbert & Perry, 2000; Miller & Judson, 2014; Timusk et al., 2016; Schülting et al., 2019). Inwiefern unterschiedliche Pegelanstiegs- und abstiegsraten die Verdriftung beeinflussen, wurde jedoch erst in relativ wenigen Studien explizit untersucht. Somit bietet der Aspekt der Pegelanstiegs- und abstiegsraten noch ein grosses Forschungspotenzial. Ein besseres Verständnis über die Auswirkungen von unterschiedlichen An- und Abstiegsraten auf die Verdriftung des Makrozoobenthos wäre zudem ein wertvoller Beitrag, um Sanierungsmassnahmen und das Management von Speicherkraftwerken ökologisch verträglicher gestalten zu können (Tonolla et al., 2017a).

Das Forschungsprojekt, in welchem die vorliegende Masterthesis eingebettet ist, wurde in Zusammenarbeit zwischen der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW Wädenswil) und der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) durchgeführt. Auf Seite der ZHAW ist es die Forschungsgruppe Ökohydrologie und seitens der BOKU das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG), welche im Projekt involviert sind. Das vorliegende Projekt wird von der Abteilung Wasser des Schweizerischen Bundesamtes für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt.

3 Fragestellung und Hypothesen

Im Rahmen dieser Masterarbeit wird die Beantwortung der folgenden Fragestellung angestrebt:

«Wie wirken sich unterschiedliche hydraulische Kenngrössen (Anstiegs- und Rückgangsraten, Fliessgeschwindigkeit, Sohlenschubspannung) auf die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten in schwallgeprägten Fliessgewässern aus?»

Basierend auf dieser Fragestellung wurden die folgenden drei Hypothesen formuliert:

- H1:** Die hydraulischen Kenngrössen haben, einzeln oder in Kombination, einen signifikanten Einfluss auf die Driftdichte der Makroinvertebraten.
- H2:** Die Verdriftung der Makroinvertebraten zeigt "trait-spezifische" Muster.
- H3:** Die Driftdichte der Makroinvertebraten während der Anstiegsphase (upramping) ist signifikant höher als bei den anderen hydrologischen Phasen (Sunk-, Schwall-, Abstiegsphase).

4 Material und Methoden

4.1 *In situ* Freilandversuche

Um die Resultate der Rinnenexperimente, mit jenen aus den Freilandversuchen vergleichen zu können, sind gleiche hydrologische Verhältnisse erforderlich. Aus diesem Grund wurden die Feldexperimente so geplant, dass an den Untersuchungsabschnitten jeweils ähnliche Bedingungen wie bei den Rinnenversuchen herrschten. Die Experimente in den Versuchsrinnen zeigten, dass insbesondere Fließgeschwindigkeiten von ca. 0.4 und 0.8 m/s wichtige Grenzwerte für die Verdriftung des Makrozoobenthos darstellen (Schülting et al., 2018). Die erwähnten Fließgeschwindigkeitswerte entsprechen dabei der durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit ($v_{40} = 40\%$ Wassertiefe, gemessen ab der Gewässersohle) des Gesamtabflusses bzw. Schwallabflusses. Dieser setzt sich aus dem Basisabfluss des Gewässers und der vom Kraftwerk infolge der Stromproduktion eingeleiteten Wassermenge zusammen. Um diese Fließgeschwindigkeiten in einem Fließgewässer reproduzieren zu können, wurde der Abfluss, basierend auf der vorgängigen Modellierung der hydrologischen Verhältnisse (Tabelle 1 Kapitel 4.2), gezielt manipuliert. Während sechs Feldtagen wurden pro Tag jeweils drei Szenarien mit unterschiedlichem Abfluss (Ausnahme Linth: bei allen Szenarien $10 \text{ m}^3/\text{s}$) und variierenden Pegelanstiegsraten von 1,2 und 3 cm/min (Linth: 0.5, 1 & 2 cm/min) untersucht (Abbildung 4). Sowohl hydrologische (Schneesmelze, Niederschlag), als auch betriebliche Faktoren (z.B. Turbinentyp) führten dazu, dass sich der Basisabfluss und die Pegelrückgangsraten zwischen den Experimenten unterschieden.

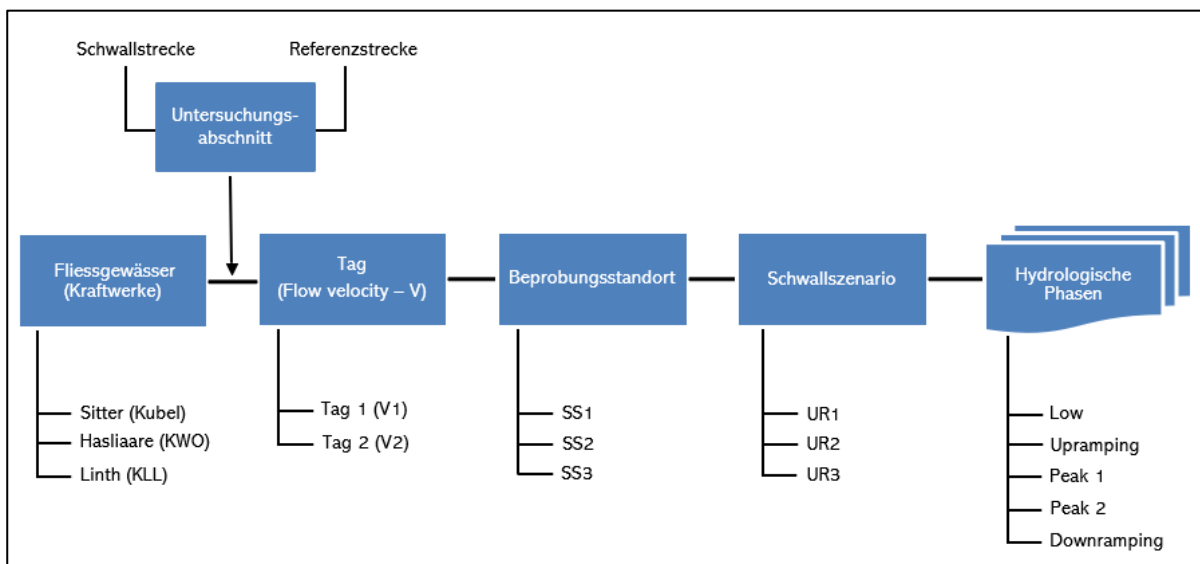


Abbildung 4: Schematische Übersicht zu den verschiedenen Ebenen des Versuchsdesigns.

4.2 Modellierung der hydrologischen Verhältnisse

In Zusammenarbeit mit der BOKU Wien wurden vorgängig an sämtlichen Untersuchungsabschnitten Querprofile erhoben. Dies umfasste neben bathymetrischen Daten und Wasserlinien auch die Korngrößenverteilung. Anhand dieser Felddaten wurde im Anschluss ein «2D unsteady hydrodynamic-numerical model» entwickelt und kalibriert (BOKU-IHG). Anhand dieses Modells konnten so spezifische Gesamtabflüsse (Schwallabflüsse; engl. peak flow) und Anstiegsraten (engl. upramping) bestimmt werden, welche von den Kraftwerken erzeugt werden mussten, um die gewünschten Bedingungen in der Schwallstrecke zu schaffen. Die modellierten Werte sind in Tabelle 1 ersichtlich. Basierend auf den Modellergebnissen wurden Beprobungsstandorte definiert, bei welchen die erforderlichen hydrologischen Verhältnisse stimmten. Während den Felderhebungen wurden die Driftnetze an diesen Stellen installiert.

Tabelle 1: Übersichtstabelle zu den modellierten Werten (übernommen aus Schülting et al. (2018)).

	Kubel - Sitter	KWO - Hasliaare	KLL - Linth
Datum Freilandversuche	15. & 16. März	30. & 31. März	8. & 9. April
Ort	Bruggen (SG)	Meiringen (BE)	Betschwanden (GL)
Schwallstreckenabschnitt			
Basisabfluss [m ³ /s]	2	3	5
Gesamtabfluss (total) [m ³ /s]	6 / 10 / 18	7 / 11 / 19	10 / 10 / 10
Anstiegsrate [cm/min]	1 / 2 / 3	1 / 2 / 3	0.5 / 1 / 2
Schwall-Sunk-Verhältnis [Q _{max} /Q _{min}]	3 / 5 / 6	2.3 / 3.7 / 6.3	2 / 2 / 2
Retentionsbecken / Kraftwerk			
Abfluss turbiniert [m ³ /s]	4 / 8 / 16	4 / 8 / 16	5 / 5 / 5
Schwallrate [m ³ /s min]	0.2 / 0.4 / 0.8	0.2 / 0.4 / 0.8	0.3 / 0.65 / 1.3
Sunkrate [m ³ /s min]	0.2 / 0.4 / 0.8	0.2 / 0.4 / 0.8	0.5 / 0.5 / 0.5
Dauer Anstiegsphase [min]	20 / 20 / 20	20 / 20 / 20	17 / 8 / 4
Dauer Abstiegsphase [min]	20 / 20 / 20	20 / 20 / 20	10 / 10 / 10

Im Rahmen der Datenanalyse wurden nicht die modellierten, sondern die im Feld erhobenen Daten und die daraus abgeleiteten Parameter verwendet.

4.3 Untersuchungsabschnitte

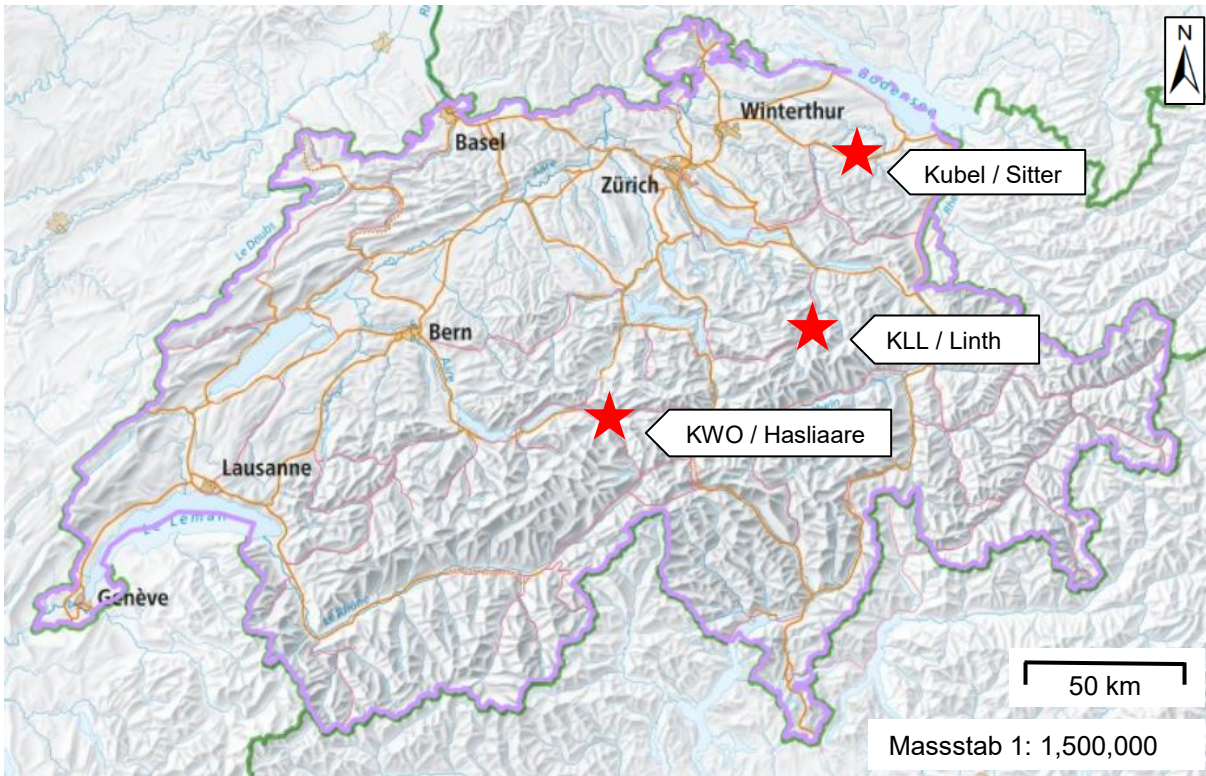


Abbildung 5: Übersichtskarte zu den drei Untersuchungsabschnitten (Sitter, Hasliaare und Linth) und Kraftwerken (Kubel, KWO und KLL). Quelle: Swisstopo © swisstopo (map.geo.admin.ch).

Im Zeitraum zwischen dem 15. März und dem 8. April 2018 wurden während insgesamt sechs Tagen *in situ* Feldexperimente an drei von Schwall-Sunk beeinflussten Fließgewässern durchgeführt (Abbildung 5). Bei den untersuchten Gewässern handelte es sich um die Flüsse Sitter, Hasliaare und Linth. Die Probenahme erfolgte an ausgewählten Untersuchungsabschnitten unterhalb (flussabwärts) der Wasserkraftwerke Kubel, KWO (Kraftwerke Oberhasli) und KLL (Kraftwerke Linth-Limmern). Zusätzlich zu den Probenahmen in der Schwallstrecke wurde immer auch eine dazu gehörige Referenzstrecke beprobt. Dabei handelte es sich um Restwasserstrecken oberhalb (flussaufwärts) der Kraftwerke. Restwasserstrecken sind Flussabschnitte, welche durch eine Wasserentnahme wesentlich beeinflusst werden (Estoppey et al., 2000). Demzufolge widerspiegelt eine Restwasserstrecke nicht das natürliche, unbeeinflusste Abflussregime eines Fließgewässers. Diese Proben sollen als Referenz dienen, da sie Rückschlüsse über die Verdriftung von Makroinvertebraten in Gewässerabschnitten, welche nicht von täglichen Schwalleignissen beeinflusst werden, ermöglichen. Obwohl die Driftproben der Restwasserstrecken gesammelt wurden, konnten sie im Rahmen dieser Masterarbeit aus zeitlichen Gründen leider nicht ausgewertet werden. Somit wurden diese Daten in den folgenden Auswertungen nicht berücksichtigt.

Eine detaillierte Übersicht zu den Eckdaten der Untersuchungsabschnitte, Einzugsgebiete und den Kraftwerken ist im Anhang A ersichtlich.

4.3.1 Kubel - Sitter



Abbildung 6: Übersicht zu den Wasserfassungen. Roter Kreis: Fassung Hundstobel; Blauer Kreis: Fassung List; Gelbes Quadrat: Kraftwerksauslass Kubel. Fliessrichtung ist Richtung Norden. Quelle: Swissimage © swisstopo (map.geo.admin.ch).

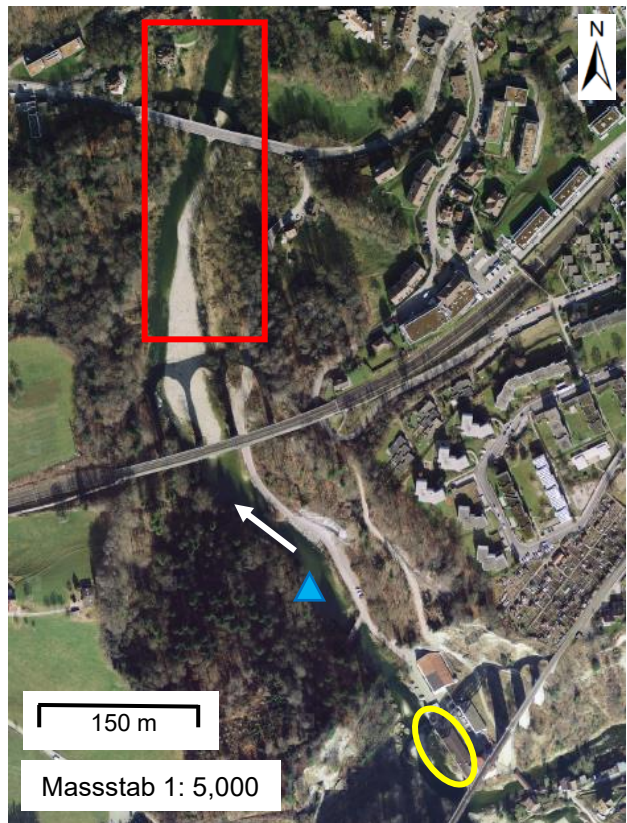


Abbildung 7: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Sitter. Rot: Schwallstrecke; Gelb: Referenzstrecke (Restwasserstrecke); Blaues Dreieck: Kraftwerksauslass (Kubel); Weisser Pfeil: Fliessrichtung. Quelle: Swissimage © swisstopo (map.geo.admin.ch).

Das Wasserkraftwerk Kubel liegt an der Sitter und wird von der St. Gallisch-Appenzellischen Kraftwerke AG (SAK) betrieben (Riederer et al., 2014). Die Wasserversorgung des Kraftwerks wird über ein 257 km² grosses Einzugsgebiet gedeckt. Das für den Betrieb benötigte Wasser wird im List (Sitter) und im Hundstobel (Urnäsch) gefasst und anschliessend im künstlichen Gübsensee gespeichert (Volumen: 1 x 10⁶ m³). Beide Fassungen liegen im Kanton Appenzel Ausserrhoden (Abbildung 6). Bedingt durch die Stromproduktion ist die Sitter flussabwärts des Kraftwerks Kubel von Schwall-Sunk betroffen. Die daraus resultierende Schwallstrecke ist ca. 31 km lang und erstreckt sich bis hin zur Mündung in die Thur (Schülting et al. 2018). Der Basisabfluss der Sitter beträgt 2 m³/s und der maximale Gesamt- bzw. Schwallabfluss 18 m³/s (Anhang A). Im Jahresdurchschnitt beträgt der Abfluss im Bereich des Untersuchungsabschnittes rund 11 m³/s (Schülting et al., 2018).

Der ca. 300 m lange und 45 m breite Untersuchungsabschnitt (ca. 590 m.ü.M.) befindet sich bei Bruggen im Kanton St. Gallen (Abbildung 7). Er liegt rund 350 m flussabwärts des Kraftwerkauflasses und weist eine wenig beeinträchtigte Morphologie auf. Eine Kiesbank von variierender Breite befindet sich auf der orographisch (in Fliessrichtung gesehen) rechten Seite des Gewässers. Die Restwasserstrecke (Referenzstrecke) liegt ungefähr 100 m flussaufwärts des Kraftwerks vor dem Zusammenfluss von Sitter und Urnäsch. Wie die untersuchte Schwallstrecke weist auch die Restwasserstrecke eine weitestgehend natürliche Morphologie auf (Anhang A).

Im Rahmen der Freilandversuche wurden an der Sitter drei verschiedene Gesamtabflüsse (Schwallabfluss) zwischen 6 und 18 m³/s erzeugt (Tabelle 1). Im ersten Schwallscenario wurde durch den Einsatz einer Turbine (4 m³/s) ein Gesamtabfluss von 6 m³/s erzeugt (Abbildung 8). Im zweiten Szenario wurde die Leistung der Turbine erhöht (8 m³/s), sodass ein Gesamtabfluss von 10 m³/s erreicht wurde. Durch die Verwendung einer zweiten Turbine (zusammen 16 m³/s) konnte im dritten Szenario ein Gesamtabfluss von 18 m³/s generiert werden. In den drei Szenarien (UR1-UR3) konnten so, gemäss hydrodynamischem Modell, Pegelanstiegsraten von 1, 2 und 3 cm/min simuliert werden.

Sowohl der Ablauf der Versuche, als auch die Schwallganglinien waren an den beiden Tagen V1 und V2 identisch (Tabelle 1). Um zwei verschiedene Fliessgeschwindigkeiten (0.4 & 0.8 m/s; gemäss hydrodynamischem Modell) untersuchen zu können, wurde am zweiten Tag die Position der Driftnetze verändert.

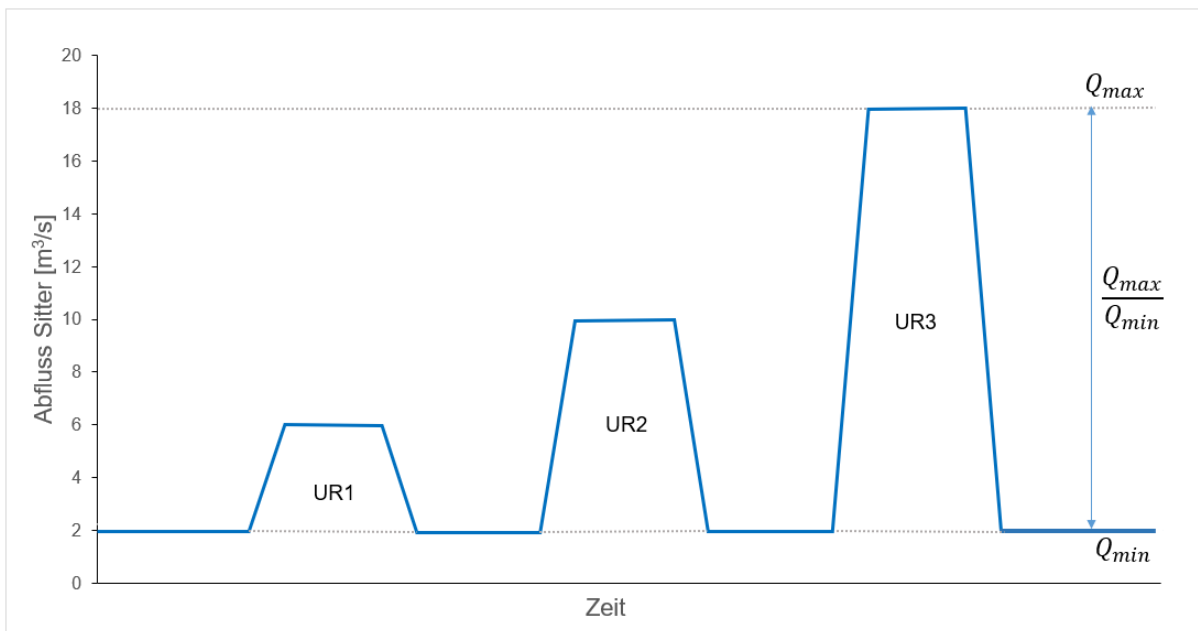


Abbildung 8: Versuchsverlauf an der Sitter. UR1 bis UR3 repräsentieren die drei Schwallscenario mit den unterschiedlichen Pegelanstiegsraten (UR1-UR3). Q_{max} bezeichnet den maximalen Gesamtabfluss (Basisabfluss + turbiniertes Abfluss) am Untersuchungsabschnitt. Q_{min} entspricht dem Basis- bzw. Sunkabfluss in der Sitter. Q_{max}/Q_{min} beschreibt das Schwall-Sunk-Verhältnis. Der Versuchsverlauf war jeweils an beiden Tagen identisch.

4.3.2 KWO - Hasliaare

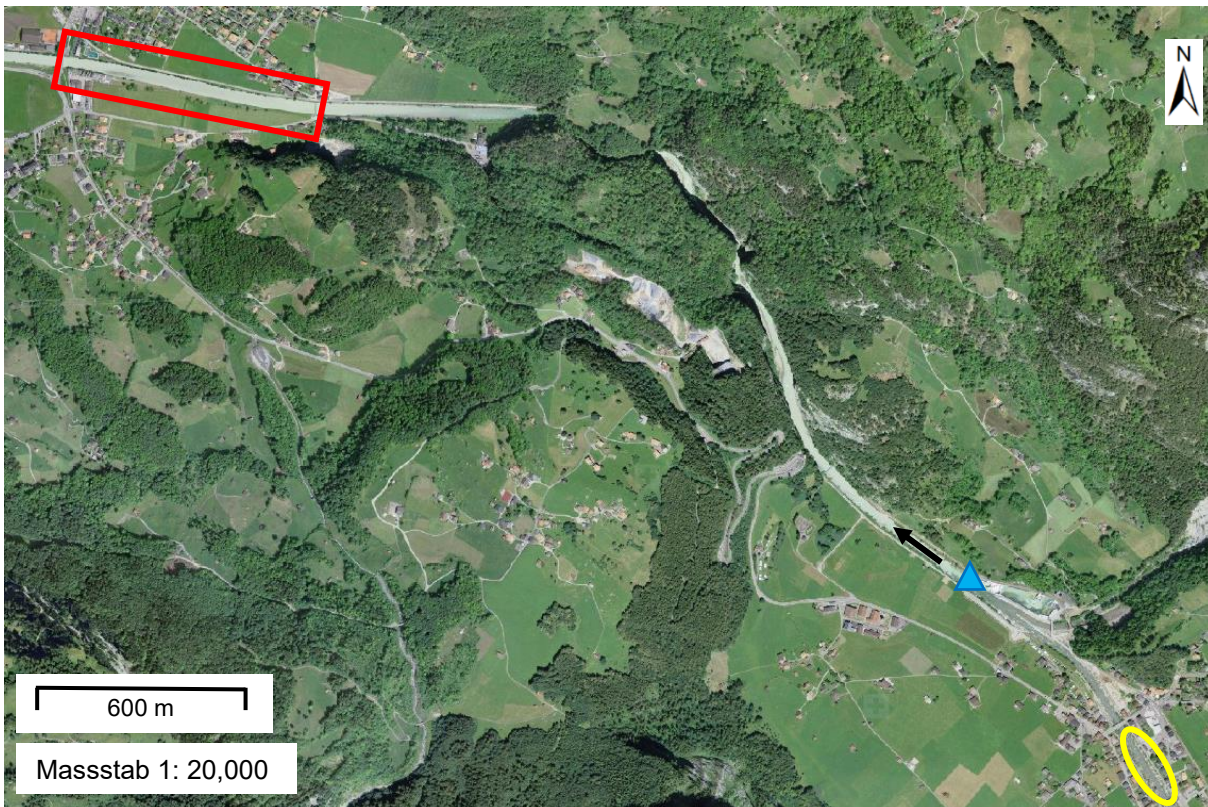


Abbildung 9: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Hasliaare. Rot: Schwallstrecke; Gelb: Referenzstrecke (Restwasserstrecke); Blaues Dreieck: Kraftwerksauslass KWO; Schwarzer Pfeil: Fliessrichtung. Quelle: Swissimage © swisstopo (map.geo.admin.ch).

Die beiden Wasserkraftwerke Innertkirchen I & II werden von der Kraftwerke Oberhasli AG (KWO) betrieben. Die in den Berner Alpen gelegenen Anlagen nutzen ein 456 km² grosses Einzugsgebiet, um ihren Wasserbedarf zu decken (Tonolla et al., 2017a). Seit dem Jahr 2016 erfolgt die gesamte Wasserrückgabe neu über eine Kaverne (Unterwasserstollen) und ein Retentionsbecken, welche zusammen ein Fassungsvermögen von ca. 80'000 m³ aufweisen. Die Hasliaare besitzt eine rund 16 km lange Schwallstrecke, welche sich bis zum Brienersee erstreckt (Tonolla et al., 2017a). Der Basisabfluss beträgt 3.1 m³/s und der maximale Gesamtabfluss, welcher über das Beruhigungsbecken geführt werden kann, wird mit 95 m³/s beziffert (Anhang A). Der durchschnittliche jährliche Abfluss in der Schwallstrecke liegt bei rund 32 m³/s.

Der Untersuchungsabschnitt an der Hasliaare weist eine Länge von 250 m und eine Breite von 35m auf und befindet sich in der Nähe von Meiringen im Kanton Bern (Abbildung 9). Er liegt 3 km flussabwärts des Retentionsbeckens auf einer Höhe von 600 m.ü.M. und ist durch eine kanalisierte Morphologie gekennzeichnet. Folglich ist die Ökomorphologie vor Ort stark beeinträchtigt. Eine ausgedehnte Kiesbank befindet sich auf der orographisch linken Seite.

Als Referenzstrecke wurde eine Stelle ausgewählt, welche 500 m flussaufwärts des Retentionsbeckens liegt. Der Fluss Urbachwasser fliesst oberhalb der Referenzstrecke in die Hasliaare ein (Abbildung 10). Die Einmündung des Gadmerwassers hingegen erfolgt erst unterhalb der besagten Stelle. Auch die Referenzstrecke ist durch eine kanalisierte Morphologie charakterisiert.

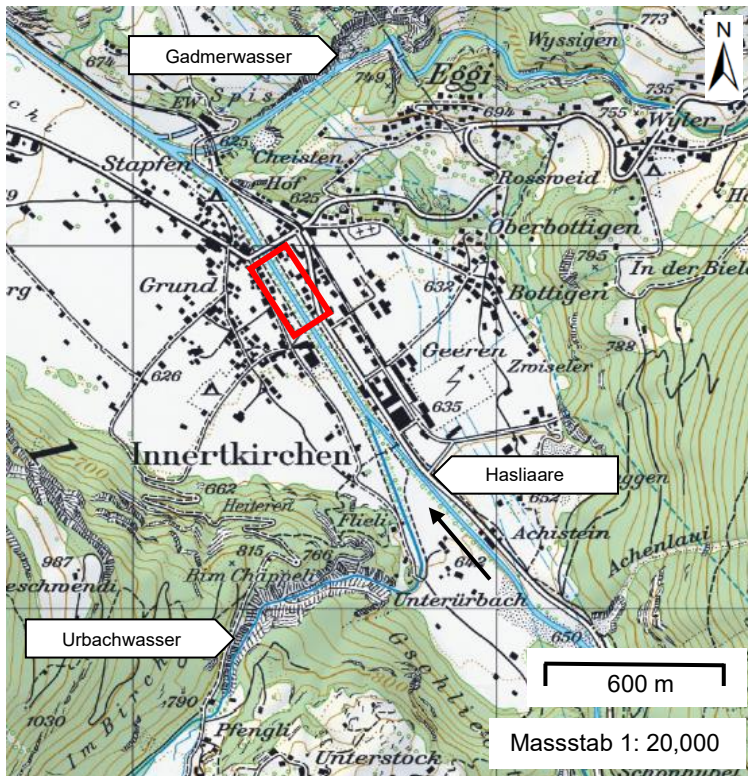


Abbildung 10: Detaillierte Karte zur Lage der Referenz- bzw. Restwasserstrecke (rotes Rechteck); Schwarzer Pfeil: Fliessrichtung. Quelle: Swisssimage © swisstopo (map.geo.admin.ch).

Es wurden drei unterschiedliche Abflüsse zwischen 7 und 19 m³/s beprobt. Zudem wurde versucht dieselben Pegelanstiegsraten (1, 2 und 3 cm/min) wie an der Sitter zu erzeugen (Tabelle 1). Im ersten Szenario (UR1) wurde über die Steuerung des Retentionsbeckens (4 m³/s) der KWO ein Abfluss von 7 m³/s erzeugt (Abbildung 11). Beim zweiten Szenario wurde durch den Beckenabfluss (8 m³/s) und dem Basisabfluss von 3 m³/s ein Gesamtabfluss von 11 m³/s erreicht. Der höchste generierte Gesamtabfluss in der Hasliaare betrug 19 m³/s. Wie in den anderen Untersuchungsabschnitten wurden die Driftnetzpositionen am zweiten Tag (V2) angepasst, sodass Probenahmen bei zwei verschiedenen Fliessgeschwindigkeiten (0.4 & 0.8 m/s) möglich waren.

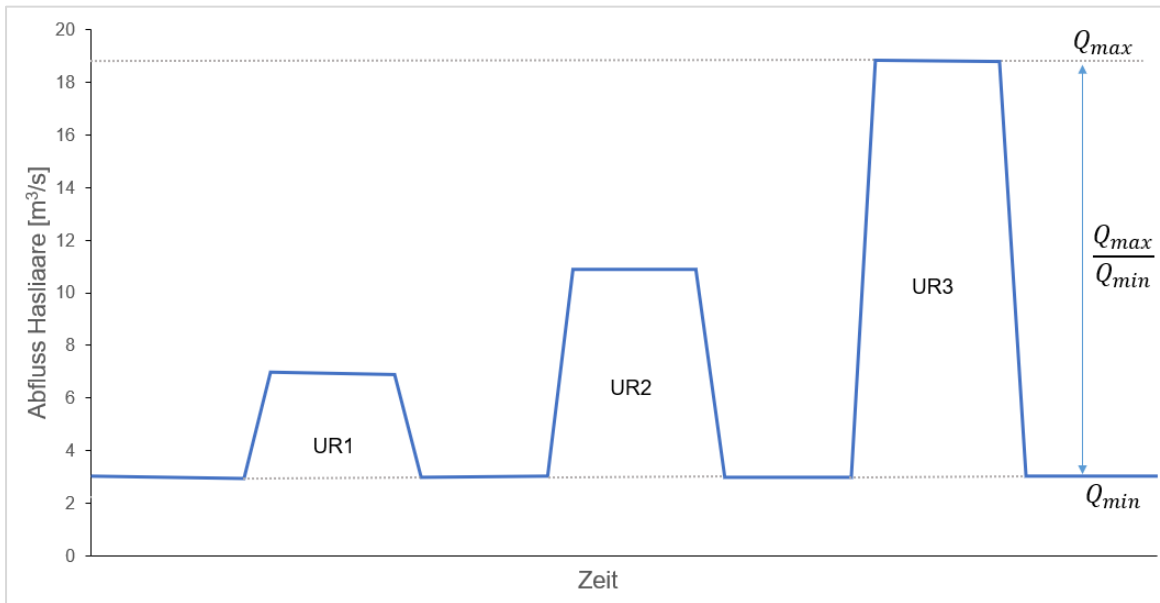


Abbildung 11: Versuchsverlauf an der Hasliaare. UR1 bis UR3 repräsentieren die drei Schwallerszenarien mit den unterschiedlichen Pegelanstiegsraten (UR1-UR3). Q_{max} bezeichnet den maximalen Gesamtabfluss (Basisabfluss + turbiniertes Abfluss) am Untersuchungsabschnitt. Q_{min} entspricht dem Basis- bzw. Sunkabfluss in der Hasliaare. Q_{max}/Q_{min} beschreibt das Schwall-Sunk-Verhältnis. Der Versuchsverlauf war jeweils an beiden Tagen identisch.

4.3.3 KLL - Linth

Die KLL liegt an der Linth und wird von der Kraftwerke Linth-Limmern AG betrieben. Das Kraftwerk nutzt das Wasser eines 194 km² grossen Einzugsgebietes zur Stromproduktion. Ähnlich wie bei der KWO wird auch bei der KLL seit 2016 das Wasser vor der Einspeisung in die Linth zuerst in ein Retentionsbecken geleitet. Das Becken weist ein Fassungsvermögen von rund 220'000 m³ auf. Bedingt durch den Kraftwerksbetrieb ist auch die Linth von der Schwall-Sunk Problematik betroffen. Die Schwallstrecke umfasst einen 30 km langen Abschnitt, der sich bis hin zum Walensee erstreckt. Der minimale Basisabfluss beträgt 2.5 m³/s. Bei maximalem Gesamtabfluss (Schwallabfluss) können bis zu 32 m³/s erreicht werden (Anhang A). Der durchschnittliche jährliche Abfluss liegt bei ca. 12 m³/s.

Der Untersuchungsabschnitt befindet sich in der Nähe von Betschwanden (Kanton Glarus) etwa 3.6 km flussabwärts des Wasserauslasses des Retentionsbeckens (Abbildung 12). Der auf 600 m.ü.M. gelegene Abschnitt ist 200 m lang und 15 m breit. Die Linth an diesem Streckenabschnitt ist durch eine kanalisierte Morphologie und das Fehlen von grösseren Kiesbänken oder ähnlichen Strukturen charakterisiert. Erwähnenswert ist zudem, dass sich zwischen dem Auslass des Retentionsbeckens und dem Untersuchungsabschnitt vier kleinere Laufkraftwerke befinden, die durch ihren Betrieb einzeln oder gemeinsam auf das Abflussverhalten einwirken können. Die Referenzstrecke (Restwasserstrecke) liegt ca. 150 m flussaufwärts des Retentionsbeckens und weist, wie die Schwallstrecke, eine kanalisierte Morphologie auf. Die Ökomorphologie an beiden Untersuchungsabschnitten wird folglich als «stark beeinträchtigt» bewertet.

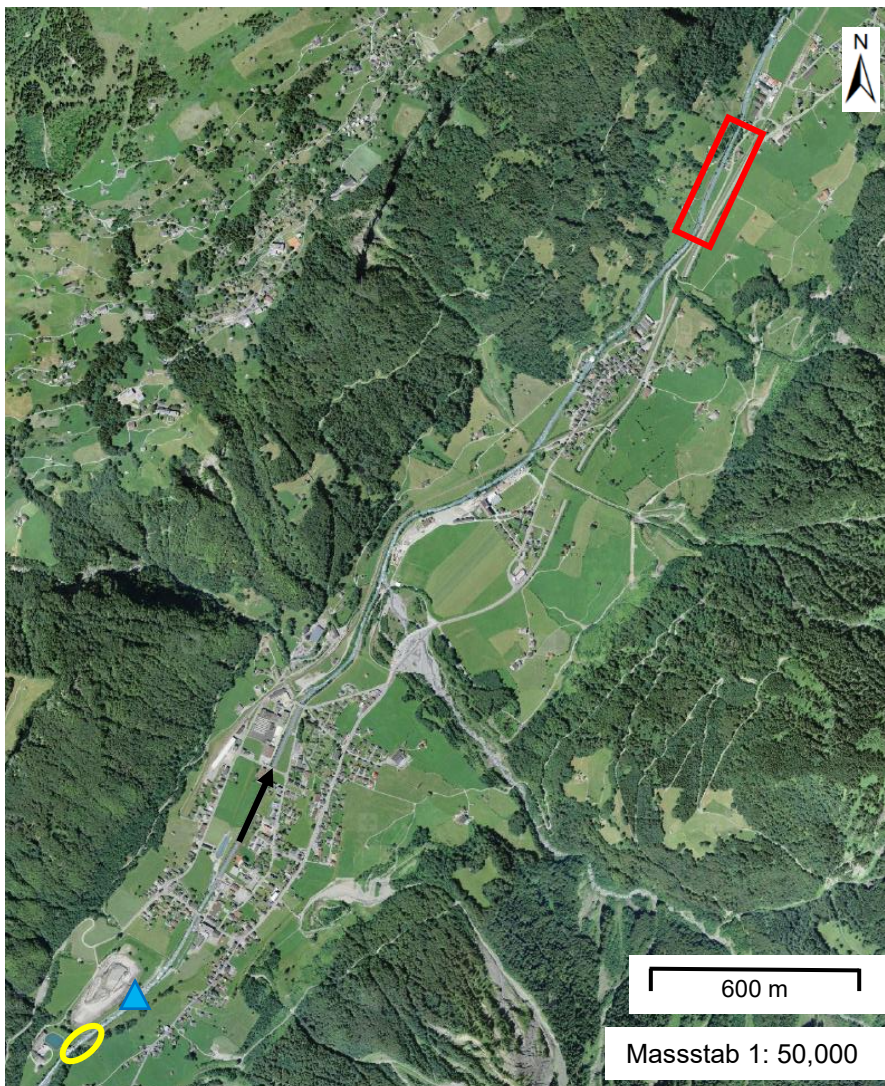


Abbildung 12: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Linth. Rot: Schwallstrecke; Gelb: Referenzstrecke (Restwasserstrecke); Blaues Dreieck: Kraftwerksauslass KLL. Schwarzer Pfeil: Fließrichtung. Quelle: Swissimage © swisstopo (map.geo.admin.ch).

Der Basisabfluss der Linth beträgt in der Regel $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Wächter et al., 2014; Schülting et al., 2018). Am Untersuchungsabschnitt wurde jedoch aufgrund klimatischer Bedingungen (Schneeschmelze) ein erhöhter Basisabfluss von ca. $5 \text{ m}^3/\text{s}$ angenommen. Der Gesamtabfluss, welcher sich aus dem Basisabfluss der Linth ($5 \text{ m}^3/\text{s}$) und dem turbinierten Abfluss ($5 \text{ m}^3/\text{s}$) zusammensetzte, war mit $10 \text{ m}^3/\text{s}$ über alle Szenarien hinweg gleich (Abbildung 13). Auch hinsichtlich der Pegelanstiegsraten, welche reproduziert werden sollten, unterschied sich der Untersuchungsabschnitt an der Linth von den übrigen (Sitter & Hasliaare: 1,2 & 3 cm/min). Die getesteten Pegelanstiegsraten am untersuchten Abschnitt betragen 0,5, 1 und 2 cm/min. Eine Pegelanstiegsrate von 3 cm/min wäre im vorliegenden Fall, aufgrund der sehr kurzen Anstiegszeit, nur schwer zu beproben gewesen. Szenarien mit erhöhtem Abfluss waren zudem nicht möglich, da ein Abfluss von mehr als $10 \text{ m}^3/\text{s}$ zu Fließgeschwindigkeiten von $> 1 \text{ m/s}$ im gesamten Profil geführt hätten. Damit wäre eine sichere Beprobung nicht mehr gewährleistet gewesen.

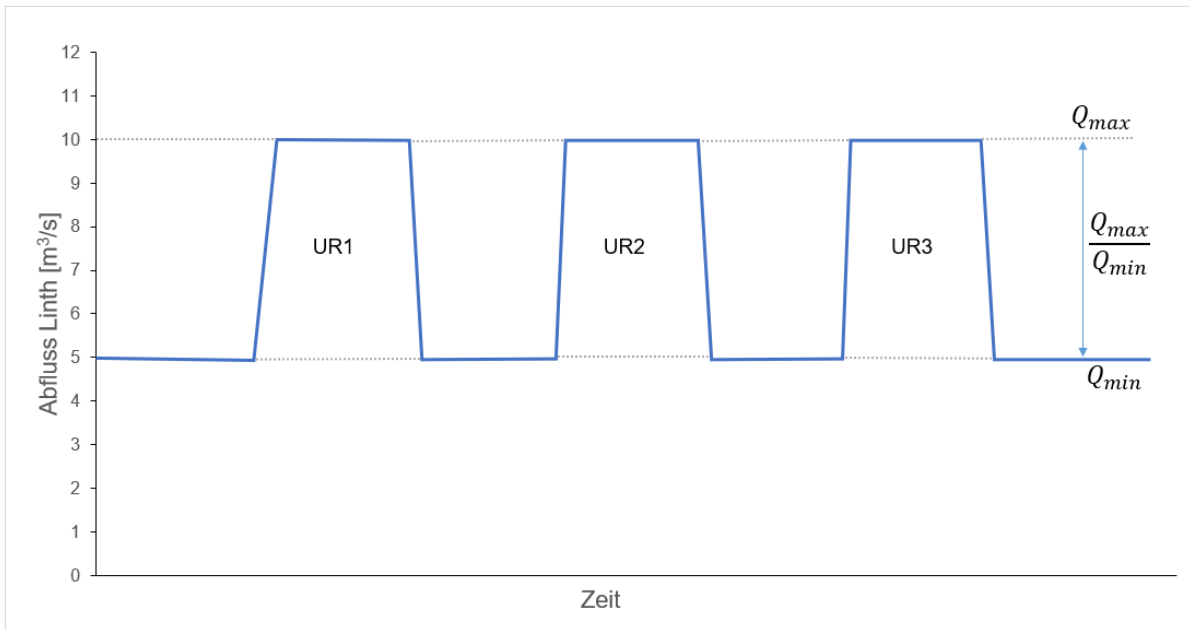


Abbildung 13: Versuchsverlauf am Untersuchungsabschnitt der Linth. UR1 bis UR3 repräsentieren die drei Schwall Szenarien mit den unterschiedlichen Pegelanstiegsraten (UR1-UR3). Q_{max} bezeichnet den maximalen Gesamtabfluss (Basisabfluss + turbinierter Abfluss) am Untersuchungsabschnitt. Q_{min} entspricht dem Basis- bzw. Sunkabfluss in der Sitter. Q_{max}/Q_{min} beschreibt das Schwall-Sunk-Verhältnis. Der Versuchsverlauf war jeweils an beiden Tagen identisch. Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Fließgewässern war der Abfluss in der Linth während des Versuchsverlauf an beiden Tagen gleich ($10\text{ m}^3/\text{s}$).

4.4 Versuchsaufbau

Pro Untersuchungsabschnitt wurden an drei Beprobungsstandorten (SS1-SS3) Driftproben gesammelt (Abbildung 14). Die Beprobungsstandorte wiesen einen Abstand von ca. 10 - 50 m zueinander auf.

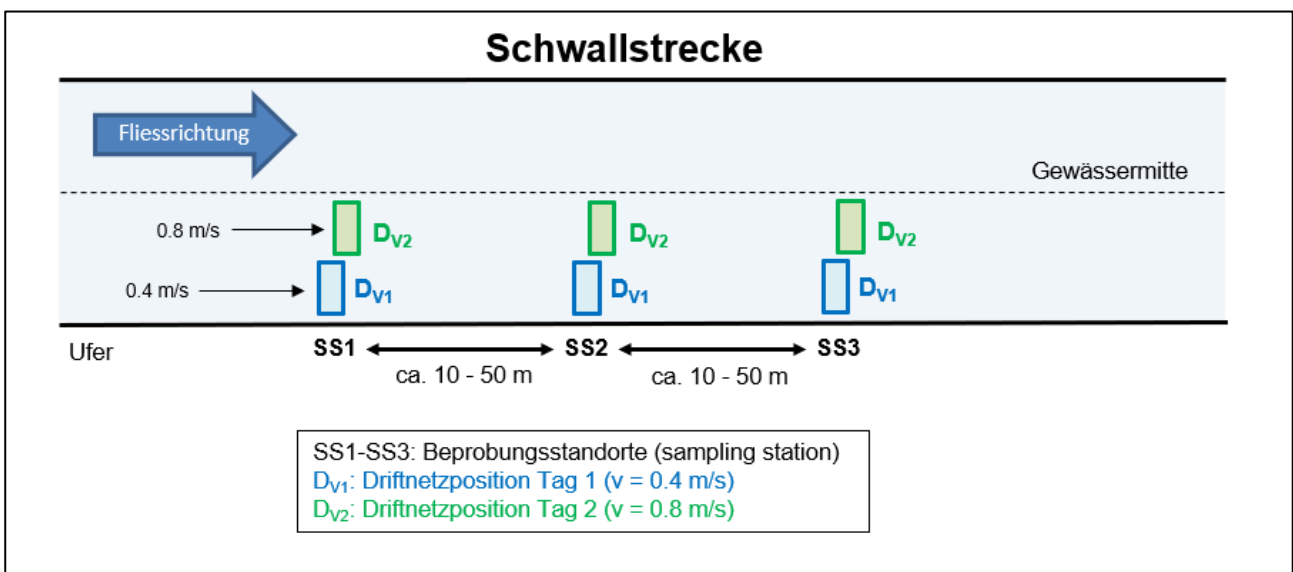


Abbildung 14: Schematische Darstellung zu den drei Beprobungsstandorten am jeweiligen Untersuchungsabschnitt (Schwallstrecke). Grafik: orientiert sich an (Schülting et al., 2018).

Die Verdriftung wurde jeweils bei drei unterschiedlichen Anstiegsraten (UR1-UR3), welche als Szenario beschrieben werden, erfasst. Demzufolge wurden täglich drei Szenarien beprobt, was über die Feldarbeitsperiode hinweg betrachtet, insgesamt 18 Schwallenszenarien ergibt. Da die Probenahme während eines Szenarios an drei Stellen erfolgte, konnten so drei Replikate erzeugt werden. Das Versuchsdesign war an den jeweils aufeinanderfolgenden Tagen (V1/V2) identisch. Einzig die Position der Driftnetze wurde verändert (Abbildung 14). Am zweiten Tag wurde das Netz weiter in Richtung Flussmitte verschoben. Dies ermöglichte die Beprobung von zwei unterschiedlichen Fliessgeschwindigkeiten ($v_{40} = 0.4$ & 0.8 m/s). Jedes Schwallenszenario (UR1-UR3) beinhaltete fünf Phasen (Abbildung 15), welche immer die gleiche Reihenfolge aufwiesen: Sunkphase (Low), Anstiegsphase (upramping), Schwallphase (unterteilt in Peak 1 & Peak 2) und Abstieg (downramping). Als erstes wurde die Sunkphase während 50-60 min beprobt. Die Sunkphase erfasst die Verdriftung während des Basisabflusses und gibt daher Hinweise zum Grunddrift. Im Anschluss folgte eine kürzere Anstiegsphase (Tabelle 1), mit deutlicher Pegelstandsänderung. Die darauffolgende Peakphase (60 min) wurde in zwei Phasen (Peak 1 & Peak 2) unterteilt, welche jeweils 10-20 min dauerten und den Schwallabfluss repräsentierten. Die verhältnismässig kurze Abstiegsphase bildete den Abschluss. Dieser Ablauf wurde täglich an sämtlichen Beprobungsstandorten dreimal wiederholt (Abbildung 15). Je nach Distanz zum Kraftwerk dauerte es unterschiedlich lange, bis die erzeugte Schwallwelle den Untersuchungsabschnitt erreichte. Die damit verbundenen Verzögerungen wurden aus dem hydrodynamischen Modell entnommen und bei der Probenahme berücksichtigt.

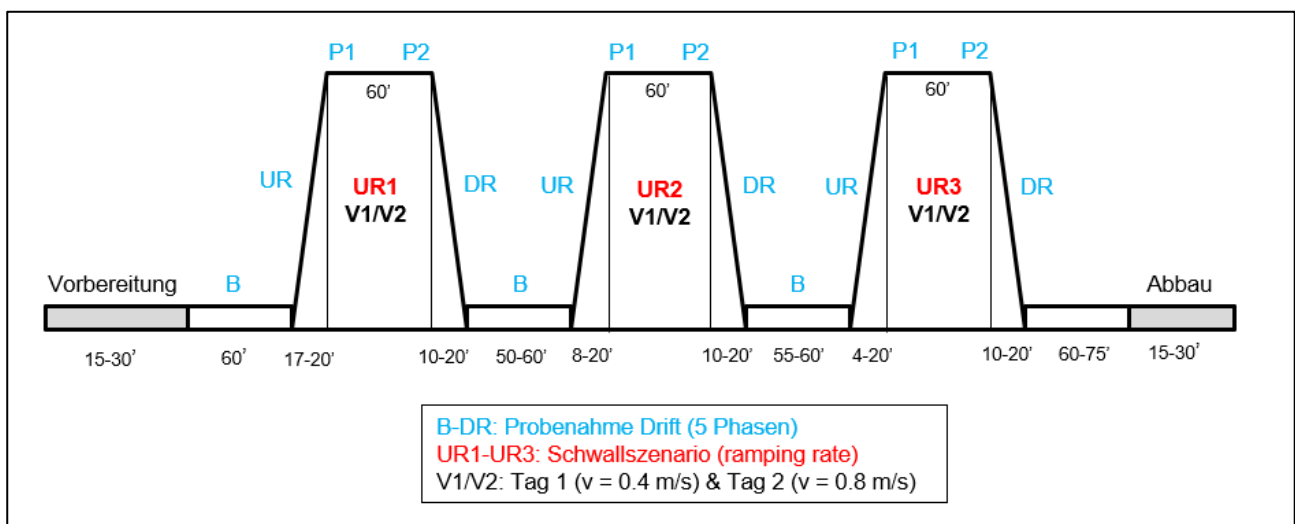


Abbildung 15: Schematische Übersicht zum Versuchsablauf. Rot: drei Schwallenszenarien; Schwarz: Tag 1 & Tag 2 mit den veränderten Fliessgeschwindigkeiten; Blau: Fünf hydrologische Phasen eines Szenarios: B = Sunkphase (base flow); UR = Anstiegsphase (upramping); P1 & P2 = Schwallphase (Peak); DR = Abstiegsphase (downramping). Grafik: aus (Schülting et al., 2018), verändert.

Ergänzend zu den Probenahmen an der Schwallstrecke wurden weitere Driftproben in der dazugehörigen Restwasserstrecke (Referenzstrecke) entnommen. Wie in der Schwallstrecke wurden auch hier drei verschiedene Stellen beprobt. Die Probenahme erfolgte jeweils zeitgleich während der in der Schwallstrecke auftretenden Peakphase und dauerte rund 60 Minuten. Im Gegensatz zur Schwallstrecke gab es in der Restwasserstrecke aufgrund der konstanten Wassermenge (Restwassermenge) keine eigentlichen hydrologischen Phasen.

4.4.1 Beprobungstechnik

Zu Beginn des Experiments wurden die Driftnetze mit zwei Eisenstangen (140 cm lang, 20 mm dick) in der Gewässersohle verankert und unter Wasser gesetzt. Während der Dauer einer Phase konnten so die verdrifteten Wasserwirbellosen und das freischwebende organische Material aufgefangen werden. Am Ende jeder Phase wurde das Driftnetz entnommen und durch ein neues ersetzt. Nach dem Wechsel wurden die Netze über einem Becken ausgespült und anschliessend ausgewaschen (Abbildung 16). Die im Becken vorhandenen Makroinvertebraten wurden mitsamt dem organischen Material dekantiert und in die bereits etikettierten Probenahmeflaschen abgefüllt. Die Proben wurden dann mit Ethanol (90%) fixiert.

Beim vorliegenden Freilandversuch wurden dieselben Driftnetze verwendet wie bei den Rinnenversuchen in Österreich (Schülting et al., 2018). Dabei handelt es sich um Netze mit einer Höhe von 27 cm, einer Länge von 53 cm (inkl. 2 x 1 cm Rahmen) und einer Maschenweite von 500 μm . Solange das Netz komplett unter Wasser steht, wird somit eine Netzfläche von 0.143 m² durchflossen.

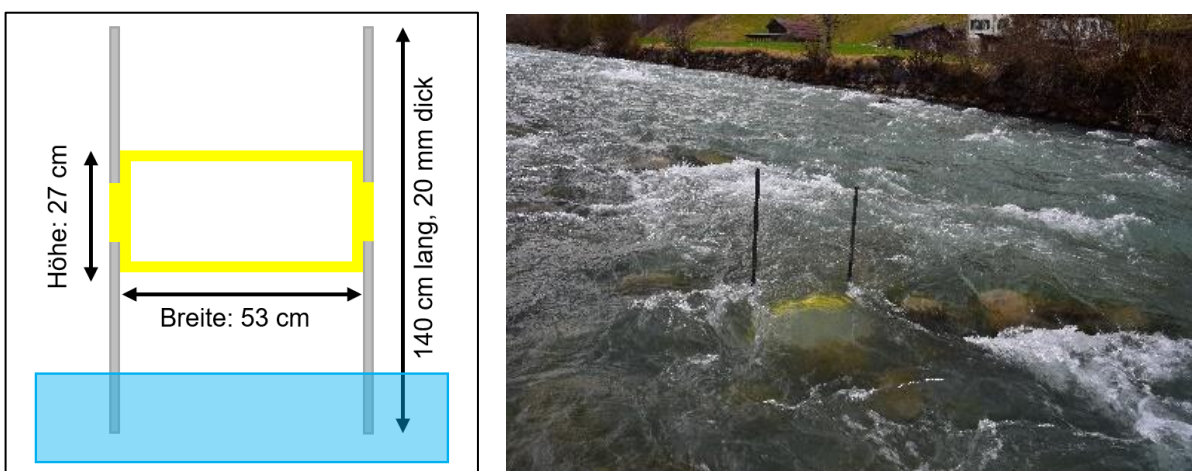


Abbildung 16: Links: Schematische Darstellung eines Driftnetzes; Rechts: Driftnetz unter Wasser (© D. Tonolla)

4.5 Abiotische Parameter

Im Rahmen der Feldarbeit wurden neben der Verdriftung der aquatischen Makroinvertebraten auch zahlreiche abiotische Parameter erhoben, welche später in die Auswertung miteinbezogen wurden. Die Datenerhebung erfolgte einerseits aktiv am Driftnetz von Hand und andererseits passiv mittels Sonden (kontinuierliche Aufnahmen). Daten zu den Korngrößen und der Mikrohabitatcharakteristik wurden entweder vor oder nach den Driftversuchen aufgenommen.

4.5.1 Messungen am Driftnetz

Die beiden Parameter Fließgeschwindigkeit (m/s) und Wassertiefe (m) wurden an allen Beprobungsstandorten individuell gemessen. Pro Szenario (UR1-UR3) wurden die beiden Parameter jeweils dreimal während der Sunkphase (Low) und den beiden Peak-Phasen (P1 und P2) erfasst. Bei Sunk erfolgten die Messungen jeweils nach 10, 30 und 50 Minuten. Da der Peak in zwei Phasen unterteilt wurde, musste das Messintervall auf 5, 15 und 25 Minuten für P1 (bzw. 35/45/55 bei P2) angepasst werden. Die zuvor erwähnten Minutenangaben beziehen sich auf den Start der jeweiligen Phase. Bei jeder Messung wurde die Fließgeschwindigkeit (Durchschnitt über 30 s) in drei unterschiedlichen Wassertiefen ermittelt. So wurde neben der Gewässersohle (v_0 , ca. 1.5 cm darüber) und der Netzmitte (v_{net}) auch die Wasseroberfläche (v_{100} , ca. 5.5 cm unter der Wasseroberfläche) beprobt. Die Fließgeschwindigkeiten wurden mit einem Mikropropeller (Flowwatch General; Messgenauigkeit $\pm 2\%$, Angaben des Herstellers) gemessen. Um die Wassertiefe zu bestimmen, wurde ein Meterstab verwendet. Bei niedrigem Wasserstand (Sunk) konnte es passieren, dass nicht das gesamte Driftnetz unter Wasser stand. In diesem Fall wurde die Distanz von der Wasseroberfläche zum oberen Netzrahmen bestimmt und vermerkt, sodass die Berechnung der Driftdichte, zu einem späteren Zeitpunkt noch möglich war. Aufgrund der raschen Änderungsraten während der Auf- und Abstiegsphase wurde auf die Messung der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe verzichtet. Im Weiteren wurde auch die Trübung (NTU; Nephelometric Turbidity Unit) des Gewässers mit Hilfe eines Trübungsmessgerätes (Hach Lange 2100Q; Messgenauigkeit $\pm 2\%$, Angaben des Herstellers) bestimmt. Dieser Messschritt wurde nur am mittleren Beprobungsstandort (SS2) durchgeführt und erfolgte jeweils dreimal während den Phasen B, P1 und P2.

Bei der Datenanalyse wurden jeweils Mittelwerte aus den drei Einzelmessungen gebildet. Um eine Durchflussberechnung zu ermöglichen, welche für die Ermittlung der Driftdichte relevant war, wurden die Fließgeschwindigkeitswerte zudem von 0.00 m/s auf 0.01 m/s erhöht. Zusätzlich wurden die fehlenden Werte (Fließgeschwindigkeit & Wassertiefe) der beiden Phasen UR und DR interpoliert. Für die Anstiegsphase (UR) wurde deshalb ein Mittelwert zwischen der Sunkphase und der Peakphase 1 gebildet. Im Falle der Abstiegsphase (DR) wurden für die Bildung der Mittelwerte die Werte der Peakphase 2 und der anschließenden Sunkphase (neues Szenario) herangezogen.

4.5.2 Temperatur und Pegelstand

Die Wassertemperatur und der Pegelstand wurden kontinuierlich in einem Zeitintervall von einer Minute erfasst. Zur Messung der Wassertemperatur wurden Temperaturlogger (Vemco Minilog II-T, AMIRIX Systems Inc.; Messgenauigkeit ± 0.1 °C, Angaben des Herstellers) verwendet, welche auf der Gewässersohle installiert wurden. Der Pegelstand des untersuchten Fliessgewässerabschnittes wurde mittels Drucksonde (DCX-22 SG/VG CTD, Keller; Messgenauigkeit $\pm 0.05\%$, Angaben des Herstellers) erfasst. Anhand der Pegelstanddaten können in einem späteren Arbeitsschritt die vertikalen Pegelanstiegs- und abstiegsraten rekonstruiert werden. Beide Sonden wurden vorgängig am gleichen Standort befestigt und wurden erst nach Abschluss der Feldarbeiten am jeweiligen Untersuchungsabschnitt wieder abmontiert (Tabelle 2). Zusätzlich wurde auch eine Temperatursonde in der Referenzstecke platziert.

Tabelle 2: Übersichtstabelle zu den verwendeten Sonden und ihren Standorten.

Fliessgewässer	Abschnitt	Sonde	Koordinaten
Sitter	Untersuchungsabschnitt	Temperatur & Pegel	2742095 / 1252142
	Referenzstrecke	Temperatur	2742344 / 1251765
Hasliaare	Untersuchungsabschnitt	Temperatur & Pegel	2658112 / 1174691
	Referenzstrecke	Temperatur	2660470 / 1172818
Linth	Untersuchungsabschnitt	Temperatur & Pegel	2720396 / 1200154
	Referenzstrecke	Temperatur	2718235 / 1197264

Im Rahmen der Feldarbeit wurden keine eigenen Abflussdaten erhoben. Die vorliegenden Abflussdaten wurden von Messstationen des Bundes, kantonalen Messstellen oder von den Wasserkraftwerken zur Verfügung gestellt. Am Untersuchungsabschnitt (Schwallstrecke) der Sitter wurden die Abflusswerte anhand des Turbinendurchflusses des Kraftwerks Kubel bestimmt. Für die Abschätzung des Abflusses in der Referenzstrecke wurde der minimale Turbinendurchfluss angenommen. An der Hasliaare wurden die Daten der Abflussmessstation Schattenhalb verwendet, welche sich 1.2 km flussaufwärts vom Untersuchungsabschnitt befindet. Um den Abfluss in der dazugehörigen Referenzstrecke abschätzen zu können, wurden die Minimalwerte der Messstation hinzugezogen. Die benötigten Abflussdaten des Untersuchungsabschnittes an der Linth wurden von der Kantonalen Abflussmessstation Rüti bezogen, welche ca. 100 m flussabwärts vom beprobten Abschnitt liegt. Im Falle der Referenzstrecke stammen die Abflussdaten von der Messstation BAFU 2352 Linth-Linthal, Ausgleichsbecken KLL.

Es gilt anzufügen, dass die Pegel-Abflussbeziehung in der Aareschlucht kritisch betrachtet werden muss, da die Abflussmessstation Schattenhalb auf Abflüsse zwischen 10-50 m³/s ausgelegt ist. Dies hat zur Folge, dass tiefe Abflüsse eher unterschätzt werden. Die Kantonale Messstation in Rüti befindet sich noch in einer Testphase. Daher kann es sein, dass Abflüsse um bis zu 25% überschätzt werden.

4.5.3 Mikrohabitatcharakteristik

Die Mikrohabitatcharakteristik setzt sich aus den Aspekten Substrattyp, Fliessgeschwindigkeit, Wassertiefe, Verbauung und Kolmation zusammen (Tabelle 3). Die Beurteilung wurde visuell durchgeführt und erfolgte einmal pro Beprobungsstandort (SS) und Fliessgewässer (Anhang B).

Tabelle 3: Übersicht zu den Aspekten und Ausprägungen der Mikrohabitatcharakteristik. A: Die Einteilung der Substrattypen wurde basierend auf der Klassifizierung der freshwaterecology.info-Datenbank (Schmidt-Kloiber & Hering, 2019) durchgeführt. Die Beurteilung der Bedeckung [%] orientierte sich am IBCH des MSK Makrozoobenthos der Stufe F (Stucki, 2010) und umfasst die folgenden Kategorien: 1: häufig (Deckungsgrad > 50%); 2: moderat (Deckungsgrad 11-50%); 3: selten (Deckungsgrad 6-10%); 4: nicht vorhanden / unbedeutend (Deckungsgrad 1-5%).

Aspekt	Ausprägung
Substrattyp ^A	Mal (Steine, Felsblöcke; > 20 cm) Mil (grober Kies bis handgrosse Steine; 2-20 cm) Aka (feiner bis mittelgrosser Kies; 0.2-2 cm) Psa (Sand; 0.063-2 mm) Arg & Pel (Schluff, Lehm, Ton & Schlick; < 0.063 mm) POM + woo (grob- & feinpartikuläres org. Material inkl. Holz) Alg + Mph (Algen, Moose & Makrophyten)
Dominante Fliessgeschwindigkeit	1: Null (< 0.05 m/s) 2: langsam (0.05-0.25 m/s) 3: mittel (0.25-0.5 m/s) 4: schnell (> 0.5 m/s)
Dominante Wassertiefe	1: sehr flach (< 0.1 m) 2: flach (0.1-0.3 m) 3: mittel (0.3-0.5 m) 4: tief (> 0.5 m)
Verbauung	1: nicht vorhanden / unbedeutend 2: moderat 3: stark
Kolmation	1: nicht vorhanden / unbedeutend 2: moderat 3: stark

4.5.4 Korngrößen

Im Zusammenhang mit der hydraulischen Modellierung wurde die Korngrößenverteilung aller Untersuchungsabschnitte mittels Gravelometer (dünne Aluminiumplatte mit unterschiedlich grossen quadratischen Löchern) bestimmt. Die quadratischen Löcher repräsentieren in der Größenordnung von 0.5Φ ($\Phi = \text{Phi} = -\log_2(D_i)$) unterschiedliche Siebfraktionen, welche von 8 mm bis hin zu 256 mm reichen. Sedimentpartikel, welche eine kleinere Grösse als 8 mm aufwiesen, wurden aufgrund der Bauweise des verwendeten Gravelometers nicht aufgenommen. Dabei wurde die Korngrösse von jeweils 150 Sedimentpartikeln an zwei (Hasliaare & Linth) bzw. drei (Sitter) Stellen entlang des Untersuchungsabschnittes (Kiesbank) erfasst. Generell gilt, je heterogener die Korngrößenverteilung, desto mehr Aufnahmen wurden gemacht. Die ermittelten Anteile der verschiedenen Kornfraktionen (8 mm - 256 mm, inklusive > 256 mm) wurden anschliessend für die Bestimmung von Korngrößenverteilungskurven und die Berechnung von typischen Korngrößen (z.B. D_m , D_{84} und D_{90}) verwendet. Die tiefgestellten Zahlenwerte beschreiben dabei den Prozentsatz des Sedimentmaterials welcher eine kleinere Korngrösse aufweist. D_m beispielsweise repräsentiert die mittlere Korngrösse.

4.6 Bestimmungsarbeit

In einem ersten Schritt wurden die gesammelten Driftproben sortiert. Dabei wurden die Makroinvertebraten vom organischen Material getrennt. Der Probeninhalt wurde schrittweise in eine Petrischale gegeben und unter einer Stereolupe durchsucht. Vorhandene Exuvien (Häutungsreste) und stark beschädigte bzw. verwesene Individuen wurden aussortiert. Die gefundenen Makroinvertebraten wurden in ein mit Ethanol (90%) gefülltes Proberöhrchen (Tube) gegeben, detailliert beschriftet und für die spätere Bestimmung aufbewahrt. Das organische Material der Driftprobe, welches neben Algen, Moosen, Laub oder Holz auch mineralische Bestandteile wie Kies enthält, wurde am Ende wieder in die Probenahmeflasche zurückgeleert. Das organische Material kann mittels Veraschung näher analysiert werden. Dadurch könnten beispielsweise die Anteile des feinpartikulären (FPOM) und grobpartikulären (CPOM) organischen Materials bestimmt werden. Aus zeitlichen Gründen wurde in der vorliegenden Masterarbeit auf diesen Analyseschritt verzichtet.

Die Makroinvertebraten wurden im Anschluss bis auf das Familienniveau bestimmt. Die Bestimmungsarbeit wurde anhand des Bestimmungsschlüssels nach Tachet et al. (2000) durchgeführt. Für jede Probe wurde ein eigenes Protokollblatt (IBCH-Formular, MSK Makrozoobenthos Stufe F) ausgefüllt und später in Microsoft Excel digitalisiert.

4.7 Ökologische traits

Traits dienen dazu Taxa anhand von ähnlichen Eigenschaften zu aggregieren (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Dies umfasst beispielsweise Substrat- und Habitatpräferenz, Mobilität (Lokomotion), Ernährungstyp (Weidegänger, Filtrierer, Zerkleinerer), Morphologie oder Strömungspräferenz (langsam oder schnellfliessend). Einige Autoren haben in ihren Studien eine solche «trait-Klassifikation» für Makroinvertebraten durchgeführt (z.B. Rader, 1997; Poff et al., 2006; Usseglio-Polatera et al., 2000). Schmidt-Kloiber & Hering (2015) haben zudem eine Onlinedatenbank für europäische Süsswasserorganismen entwickelt, mit welcher trait-spezifische Informationen abgefragt werden können (www.freshwaterecology.info).

Die Klassifizierung wurde basierend auf den Informationen der freshwaterecology-Datenbank (Schmidt-Kloiber & Hering, 2019) und einer bereits bestehenden Liste der BOKU Wien durchgeführt. Da bei den Freilandversuchen einige Taxa gefunden wurden, welche bei den Rinnenversuchen (Schülting et al., 2018) nicht präsent waren, wurde die ergänzte traits-Liste zum Schluss noch von Experten überprüft und gegebenenfalls korrigiert.

Für die Analyse wurden zwei traits ausgewählt, welche sich als Indikatoren für die Driftempfindlichkeit der einzelnen Taxa eigneten und auch bei den Rinnenversuchen verwendet wurden:

- Substratpräferenz: Oberfläche vs. Interstitial
- Strömungspräferenz: lenitisch vs. lotisch

Die Substratpräferenz beschreibt die Vorlieben eines Makroinvertebraten-Taxons für einen bestimmten Substrattyp. In diesem Fall bezieht sich der trait jedoch weniger auf die spezifischen Substrattypen (z.B. grobkörnig, feinkörnig), sondern viel mehr auf die Lage der Habitate, welche bevorzugt besiedelt werden. Zwei unterschiedliche Habitattypen wurden zur Differenzierung herbeigezogen. Einerseits die Oberfläche der Gewässersohle (engl. surface) und andererseits das Lückensystem des Interstitials (engl. interstitial). Die einzelnen Taxa wurden demzufolge je nach ihrer Präferenz einer der beiden Ausprägungen «Oberfläche» oder «Interstitial» zugeordnet. Falls dies nicht möglich war, wurde die Familie mit «not classified» (noch nicht klassifiziert) bezeichnet oder als «indifferent» (keine Präferenz) eingestuft. Der trait Strömungspräferenz gibt Aufschluss über die bevorzugten Strömungsverhältnisse der Makroinvertebraten-Familien und beinhaltet die Ausprägungen «lotisch» (engl. lotic) und «lenitisch» (engl. lentic). Taxa, welche der Kategorie lotisch zugeordnet werden, bevorzugen hohe Fliessgeschwindigkeiten. Im Gegensatz dazu präferieren lenitische Taxa langsam fliessendes Wasser. Konnte eine Familie keiner Ausprägung eindeutig zugeordnet werden, so wurde sie als «indifferent» oder bei einer fehlenden Klassifikation als «not classified» bezeichnet.

Der trait «Substratpräferenz» wurde indirekt durch den Einbezug anderer traits (z.B. Lokomotions-typ) bestimmt (Schülting et al., 2018). Die Beurteilung der «Strömungspräferenz» erfolgte anhand des Rheoindex (Banning, 1990) der freshwaterecology-Datenbank.

Die Klassifikation gestaltete sich teilweise schwierig, da die aquatischen Makroinvertebraten in der vorliegenden Arbeit nur bis auf Stufe Familie bestimmt wurden. Da eine Familie oftmals eine Vielzahl von Gattungen und Arten umfasst, kann sich die Ausprägung eines spezifischen traits von Art zu Art deutlich unterscheiden. Ein weiterer Aspekt, welcher die Klassifikation erschwerte, war die Tatsache, dass viele Taxa bis jetzt noch nicht klassifiziert wurden. Zudem war es möglich, dass ein Taxon mehreren Ausprägungen eines bestimmten traits angehören konnte. War dies der Fall, wurde versucht die Hauptausrägung zu bestimmen. Eine Übersichtstabelle zu den gefundenen Familien und ihren traits befindet sich im Anhang C.

4.8 Bereinigung der Taxaliste

Erwartungsgemäss waren nicht alle Taxa gleich oft in der Taxaliste vertreten. Gesamthaft betrachtet reichte die Spannweite dabei von Einzelfunden bis hin zu mehreren Tausend Individuen. Familien, welche über alle Untersuchungsabschnitte hinweg mit einer Individuenzahl von < 3 vertreten waren, wurden in der Datenanalyse nicht berücksichtigt (Anteil an der Gesamtindividuenzahl = 0.3%). Sämtliche Familien ($n = 18$), welche infolgedessen nicht berücksichtigt wurden sind im Anhang D aufgeführt.

4.8.1 Vorselektion relevanter Taxa

Da sich die Abundanzen der einzelnen Taxa so deutlich unterscheiden, wurde für eine angehende Teilanalyse eine Vorselektion durchgeführt. Dies erlaubte es, den Fokus auf die häufigsten Familien zu legen. Im Folgenden wurden deshalb nur diejenigen Familien ausgewählt, welche die folgenden Anforderungen erfüllten:

- In allen drei Fliessgewässern vorhanden
- Häufig (Individuenzahl gesamthaft > 115)
- Wenn möglich gleiche Familien wie bei den Rinnenversuchen (Schülting et al., 2018)

Bis auf wenige Ausnahmen stimmten die gewählten Familien mit denen aus den Rinnenversuchen überein (Tabelle 4) und erlauben es somit einen Vergleich zwischen den beiden Studien anzustellen. Im Gegensatz zu Schülting et al. (2018) wurden in dieser Masterarbeit zwei zusätzliche Familien ausgewählt, die häufig vertreten waren (*Rhyacophilidae* & *Simuliidae*). Zudem wurde die Familie *Leptophlebiidae* im Rahmen der Freilandversuche nur selten nachgewiesen und folglich nicht

berücksichtigt (ersetzt durch *Oligochaeta*). Obwohl die beiden Taxa *Hydracarina* und *Taeniopterygidae* ebenfalls häufig (> 100) vorkamen, wurden sie nicht berücksichtigt. Dies ist damit zu begründen, dass *Hydracarina* nur in zwei der drei Gewässer nachgewiesen werden konnte und die Familie *Taeniopterygidae* zahlenmässig weniger stark vertreten war als beispielsweise die Familien *Oligochaeta*, *Rhyacophilidae* oder *Simuliidae*. Die ausgewählten Familien machen rund 92% der Gesamtindividuenzahl aus. Eine detaillierte Übersicht zu den zehn häufigsten Familien befindet sich im Anhang E.

Tabelle 4: Systematische Übersicht zu den ausgewählten Familien. A: Familien, welche im Rahmen der Freilandversuche besonders häufig vertreten waren aber in den Rinnenversuchen der BOKU (Schülting et al., 2018) nicht berücksichtigt wurden; B: Häufige Familie bei den Rinnenversuchen, welche im Zuge der Freilandversuche jedoch nur selten nachgewiesen und deshalb nicht berücksichtigt wurden. Familien ohne Markierung wurden in beiden Studien im Zuge der Vorselektion ausgewählt.

Stamm	Klasse	Ordnung	Familie
Annelidae	Clitellata	Oligochaeta	Oligochaeta ^A
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae Heptageniidae Leptophlebiidae ^B
		Plecoptera	Leuctridae Nemouridae
		Trichoptera	Limnephilidae Rhyacophilidae ^A
		Coleoptera	Elmidae
		Diptera	Chironomidae Simuliidae ^A

4.9 Variablen für die Datenanalyse

Für die Datenanalyse wurden basierend auf den im Freiland erhobenen Daten eine abhängige und mehrere unabhängige Variablen berechnet.

4.9.1 Abhängige Variable

Die Driftdichte (Ind./m³), teilweise auch als Driftrate bezeichnet, beschreibt die zahlenmässige Konzentration der verdrifteten Organismen bezogen auf eine Volumeneinheit. Um das Wasservolumen bestimmen zu können, welches durch das Netz geflossen ist, wurde die gemessene Fließgeschwindigkeit vor dem Netz (v_{net}) mit der Netzfläche und der Expositionsdauer multipliziert. Die Anzahl verdrifteter Individuen wurde im Anschluss durch das erhaltene Wasservolumen geteilt. Für die Berechnung der Driftdichte wurde somit folgende Formel verwendet:

$$\text{Driftdichte} = \frac{n \text{ Ind.}}{(A * v_{net} * S)}$$

Wobei: $n \text{ Ind.}$ = Anzahl verdrifteter Individuen; A = Netzfläche unter Wasser [m²]; v_{net} = Fließgeschwindigkeit vor dem Netz (Mitte) [m/s]; S = Expositionsdauer des Netzes [s].

4.9.2 Unabhängige Variablen

Für die Berechnung der Sohlenschubspannung wurden zwei unterschiedliche (empirische) Ansätze gewählt. Neben der Formel nach Whiting & Dietrich (1990) wurde auch jene nach Nujic (2004) verwendet. Aufgrund erheblicher Unsicherheiten bei den physikalischen Parametern (z.B. hydraulischer Radius) wurde auf die Berechnung mittels eines physikalischen Ansatzes, wie bei den Rinnenversuchen, verzichtet.

Formel nach Whiting & Dietrich (1990):

$$\tau_b = \rho(v_0 k)^2 * [\ln(10z/D_{84})]^{-2}$$

Wobei: τ_b = Sohlenschubspannung [N/m²]; ρ = Dichte des Wassers [1000 kg/m³]; v_0 = Fließgeschwindigkeit an der Gewässersohle; k = Von Karman's Konstante (0.40); z = Höhe der Fließgeschwindigkeitsmessung [0.02 m]; D_{84} = 84. Perzentil der Korngrößenverteilung [m].

Formel nach Nujic (2004):

$$\tau = \rho g \frac{u^2}{h^{\frac{1}{3}} k_{St}^2}$$

Wobei: τ = Sohlenschubspannung [N/m²]; ρ = Dichte des Wassers [1000 kg/m³]; g = Gravitationskonstante [9.81 m/s²]; h = Wassertiefe [m]; u = durchschnittliche Fließgeschwindigkeit abgeschätzt mit der Fließgeschwindigkeit vor dem Netz (v_{net} ; Mitte) [m/s]; k_{St} = Rauheitsbeiwert nach Strickler [m^{1/3}/s] abgeleitet aus der Korngrößenverteilung.

Die dimensionslose Froudezahl wurde anhand der folgenden Formel berechnet:

$$Fr = \frac{v_{net}}{\sqrt{gh}}$$

Wobei: Fr = Froudezahl; v_{net} = Fließgeschwindigkeit vor dem Netz (Mitte) [m/s]; g = Gravitationskonstante [9.81 m/s²]; h = Wassertiefe vor dem Netz [m].

4.10 Statistische Analyse

Um die drei Hypothesen der vorliegenden Masterarbeit beantworten zu können, wurde die Datenanalyse auf zwei verschiedenen Aggregationsebenen mit jeweils separaten Datensätzen durchgeführt. Zum einen wurde ein Gesamtdatensatz mit 270 Zeilen verwendet, welcher eine Analyse auf Stufe «Phase» ermöglichte. Aufgrund einer fehlenden Driftprobe (KU_D_SS2_U2_Q1_D) enthielt die Spalte der abhängigen Variable (Driftdichte) im Gesamtdatensatz anstatt 270 nur 269 Werte. In einem zweiten Datensatz wurden die einzelnen Variablen auf Stufe «Szenario» (n = 54) zusammengefasst. Die Driftdichte (Individuen/m³) im aggregierten Datensatz setzte sich dabei aus den aufsummierten Werten der einzelnen Phasen zusammen, wobei die Sunkphase (B) nicht miteinbezogen wurde. Im Falle der ersten Hypothese (H1) wurden für die Modellrechnungen die Aggregationsebene «Szenario» gewählt. Im Weiteren wurde der aggregierte Datensatz auch für den Vergleich der einzelnen Schwallszenarien (UR1-UR3) verwendet. Die Prüfung der Hypothesen H2 und H3 erfolgte anhand des Gesamtdatensatzes.

Im Rahmen der Datenanalyse wurden vier Regressionsmodelle mit verschiedenen unabhängigen (abiotischen) Variablen und der abhängigen Variable (Driftdichte) durchgeführt, um die erste Hypothese (H1) beantworten zu können. Die Auswahl relevanter Prädiktoren für die Regressionsanalysen basierte dabei auf drei verschiedenen Ansätzen. Einerseits wurde ein theoretischer Ansatz verfolgt (Literatur) und andererseits wurde die Prädiktorenauswahl mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) und einem random forest getroffen. Aufgrund der grossen Anzahl von Variablen wurde vor der Berechnung der Hauptkomponentenanalyse und der Implementierung des random forest eine Vorselektion durchgeführt. Basierend auf den Erkenntnissen anderer Driftstudien (z.B. Schülting et al., 2018) und persönlichen Überlegungen wurden die Anzahl Variablen in einem ersten Schritt auf 22 reduziert. Bei der Wahl wurden vorwiegend abflussabhängige Variablen wie Fliessgeschwindigkeitswerte, Sohlenschubspannung oder die Wassertiefe berücksichtigt. Im Weiteren wurden auch Temperaturvariablen (Thermopeaking) und Korngrössen miteingeschlossen. Es wurde zudem davon ausgegangen, dass maximale Werte (z.B. vnet_max) einen grösseren Einfluss auf die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten als Mittel- oder Minimalwerte.

Um einen Überblick über die unabhängigen Variablen zu erhalten wurden diese deskriptiv dargestellt (Tabelle 5). Dies beinhaltete die Berechnung des Mittelwertes und Medians (Masse der zentralen Tendenz) sowie einiger Streumasse (Standardabweichung, Minimal- und Maximalwert).

Tabelle 5: Deskriptive Übersicht zu den potenziellen Prädiktoren. Anmerkung: Mit einem Stern (*) markierte Prädiktoren wurden für die PCA ausgewählt. SD = Standardabweichung; Min. = Minimum; Max. = Maximum.

Prädiktor	Einheit	Mittelwert	Median	SD	Min.	Max.
Qmax *	m ³ /s	11.3	11.53	3.91	5.02	17.55
Qmin *	m ³ /s	3.61	3.13	1.62	1.96	6.32
UR_max *	cm/min	3.24	3	1.77	0.8	7.1
UR_mean *	cm/min	1.23	1.28	0.55	0.4	2
DR_max *	cm/min	-1.73	-1.65	1.01	-3.8	-0.5
DR_mean	cm/min	-0.62	-0.55	0.34	-1.2	-0.2
Ratio_Qmax_Qmin *		0.35	0.35	0.15	0.11	0.64
v0_max *	m/s	0.13	0.1	0.11	0.01	0.47
vnet_max *	m/s	0.47	0.48	0.24	0.09	1.26
v100_max *	m/s	0.75	0.8	0.41	0.13	1.7
h_max *	m	0.54	0.57	0.18	0.16	0.94
h_min *	m	0.33	0.29	0.15	0.13	0.75
Turb_max	NTU	9.13	7.59	5.77	2.83	21.8
$\tau_{W\&D_max}$ *	N/m ²	4.5	1.76	6.14	0.02	25.55
τ_{Nujic_max}	N/m ²	2.72	2.49	2.4	0.07	13.5
Fr_max *		0.21	0.22	0.1	0.04	0.56
T_mean	°C	5.36	5.09	1.43	2.83	8.23
T_max *	°C	5.95	5.25	1.77	3.38	9.6
T_min *	°C	4.93	4.78	1.31	2.42	7.59
D _m	mm	45.11	47.33	13.2	28.1	59.9
D ₉₀	mm	99.89	97.63	40.19	52.3	149.74
D ₈₄	mm	7.07	77.13	22.16	41.68	94.41

In einem nächsten Schritt wurden untereinander hochkorrelierende (> 0.9) Variablen mittels Pearson-Korrelationsmatrix identifiziert und entfernt (Anhang F). Aufgrund dessen wurden die folgenden Variablen nicht weiter berücksichtigt: DR_mean, D_m, D₈₄, D₉₀, T_mean sowie τ_{Nujic_max} . Mit dem Bartlett-Test (Bartlett, 1939) und dem Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium (KMO-Kriterium; Kaiser, 1974) wurde anschliessend geprüft, ob die ausgewählten Variablen für eine PCA geeignet sind. Durch den Ausschluss einer weiteren Variable (Turb_max) wurde ein mittelmässiges KMO-Kriterium von 0.62 erreicht (Kaiser & Rice, 1974). Die finale Hauptkomponentenanalyse wurde schlussendlich mit insgesamt 15 Variablen durchgeführt. Die Auswahl der endgültigen Faktorenanzahl, welche in das Regressionsmodell aufgenommen wurden, erfolgte anhand des Kaiser-Kriteriums (Kaiser, 1960). Folglich wurden von den ursprünglich 15 extrahierten Faktoren (100% Varianzaufklärung) der PCA vier ausgewählt, welche einen Eigenwert > 1 besaßen.

Ein random forest ist ein auf einer Vielzahl von Entscheidungsbäumen basierendes Klassifikationsverfahren, welches auch für die Variablenselektion verwendet werden kann (Genuer et al., 2010; Degenhardt et al., 2017). Bei der Implementierung des random forest wurden die gleichen 15 Variablen verwendet wie bei der Hauptkomponentenanalyse. Bei der Einstellung des «Tuningparameters», also die Anzahl Prädiktoren, die pro Baum zur Verfügung stehen, wurde die Zahl 4 definiert. Der Wert 4 wurde ermittelt indem die Wurzel aus 15 gezogen wurde (James et al., 2013). Die anschließende Auswahl der wichtigsten Prädiktoren erfolgte anhand der variable importance (James et al., 2013). Folglich wurden die Variablen v100_max, h_max, vnet_max und $\tau_{W\&D_max}$ in das Regressionsmodell aufgenommen. Um die Verlässlichkeit der Ergebnisse aus den drei Regressionen zu gewährleisten, wurden die nötigen Voraussetzungen überprüft. In allen vier Fällen konnte die Multikollinearität ausgeschlossen werden (Varianzinflationsfaktor > 10). Eine Beurteilung der Homoskedastizität der Residuen wurde mittels Breusch-Pagan-Test (Breusch & Pagan, 1979) durchgeführt. Mittels Cook's Distance und standardisierten Residuen wurden allfällige einflussreiche (problematische) Werte ermittelt.

Um die beiden Hypothesen H2 und H3 prüfen zu können wurden einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) durchgeführt. Die Voraussetzung einer Normalverteilung der Driftdichte wurde aufgrund von $n_{\text{Gruppe}} > 30$ als erfüllt angenommen (z.B. Field et al., 2012; Eid, Gollwitzer & Schmitt, 2017). Die Varianzhomogenität wurde mittels Levene-Test überprüft (Levene, 1960). Im Falle fehlender Varianzhomogenität wurde eine Korrektur nach Brown-Forsythe implementiert (Brown & Forsythe, 1974). Im Anschluss wurde der Post-hoc-Test nach Games-Howell durchgeführt (Games & Howell, 1976). Diese Form des Post-hoc-Test ist auch für Fälle mit nicht gegebener Varianzhomogenität geeignet. Ein Vergleich der Driftdichten der beiden Tage (V1&V2) wurde mittels t-Test für unabhängige Stichproben durchgeführt. Bei nicht vorhandener Varianzhomogenität wurde die Korrektur des t-Tests nach Welch angewendet. Aufgrund der geringen Anzahl an Datenpunkten ($n = 18$) wurde beim Vergleich der Schwallszenarien (UR1-UR3) und den fünf Phasen (getrennt nach Gewässer) der nichtparametrische Kruskal-Wallis-Test (Kruskal & Wallis, 1952) angewendet. Um einen möglichen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von ausgewählten Makroinvertebraten-Familien und den drei Untersuchungsabschnitten zu erfassen, wurde ein Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest berechnet.

Die statistische Analyse und Visualisierungen wurden mit RStudio (Version 3.4.3) und Microsoft Excel 2016 durchgeführt.

5 Resultate

5.1 Gesamtdrift an den Untersuchungsabschnitten

Im Rahmen der Freilandversuche wurden insgesamt 10574 Makroinvertebraten verdriftet. Da im Hinblick auf die Datenanalyse Einzelfunde und Taxa mit geringer Abundanz ausgeschlossen wurden beträgt die neue Gesamtindividuenzahl 10544. Die Gesamtzahl der verdrifteten Makroinvertebraten variiert deutlich zwischen den drei Untersuchungsabschnitten. An der Sitter wurden über beide Versuchstage hinweg am meisten (4661) Individuen verdriftet (Abbildung 17). Mit 4155 Individuen wies die KWO eine etwas geringere Individuenzahl auf. Im Vergleich dazu wurden an der Linth deutlich weniger (1728) Makroinvertebraten mit den Driftnetzen erfasst. Somit machten die Sitter (44.2%) und die Hasliaare (39.4%) den Grossteil der Gesamtindividuenzahl aus, welche im Laufe der Freilandversuche verdriftet wurde. Der Anteil der Linth war mit 16.4% deutlich kleiner.

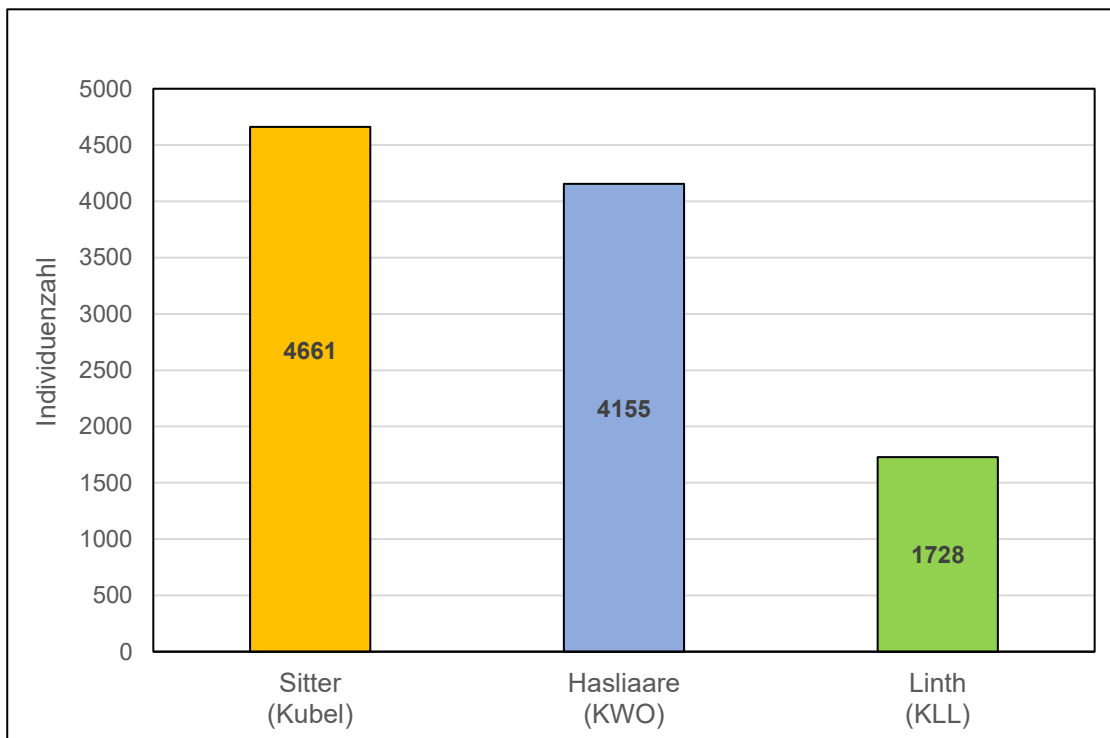


Abbildung 17: Übersicht zur Gesamtdrift an den einzelnen Untersuchungsabschnitten.

5.2 Anteile der Ordnungen und gefundene Familien

Die Familienzusammensetzung an den drei Fliessgewässern zeigte deutliche Unterschiede (Abbildung 18). Insgesamt wurden die folgenden 36 Familien (ohne die 18 ausgeschlossenen Taxa) erfasst: *Oligochaeta**, *Hydracarina*, *Gammaridae**, *Baetidae**, *Heptageniidae**, *Leptophlebiidae*, *Siphonuridae*, *Capniidae*, *Chloroperlidae**, *Leuctridae**, *Nemouridae**, *Perlidae*, *Perlodidae**, *Taeniopterygidae**, *Curculionidae*, *Elmidae**, *Hydraenidae**, *Hydrophilidae*, *Glossosomatidae*, *Hydropsychidae*, *Hydroptilidae*, *Limnephilidae**, *Polycentropodidae*, *Rhyacophilidae**, *Lepidoptera sp.*, *Athericidae*, *Blephariceridae*, *Ceratopogonidae*, *Chironomidae**, *Dixidae*, *Empididae*, *Limoniidae/Pediciidae**, *Psychodidae**, *Simuliidae**, *Stratiomyidae*, *Thaumaleidae*. Mit einem Stern gekennzeichnete Taxa wurden in allen drei Untersuchungsgewässern mit mindestens drei Individuen nachgewiesen.

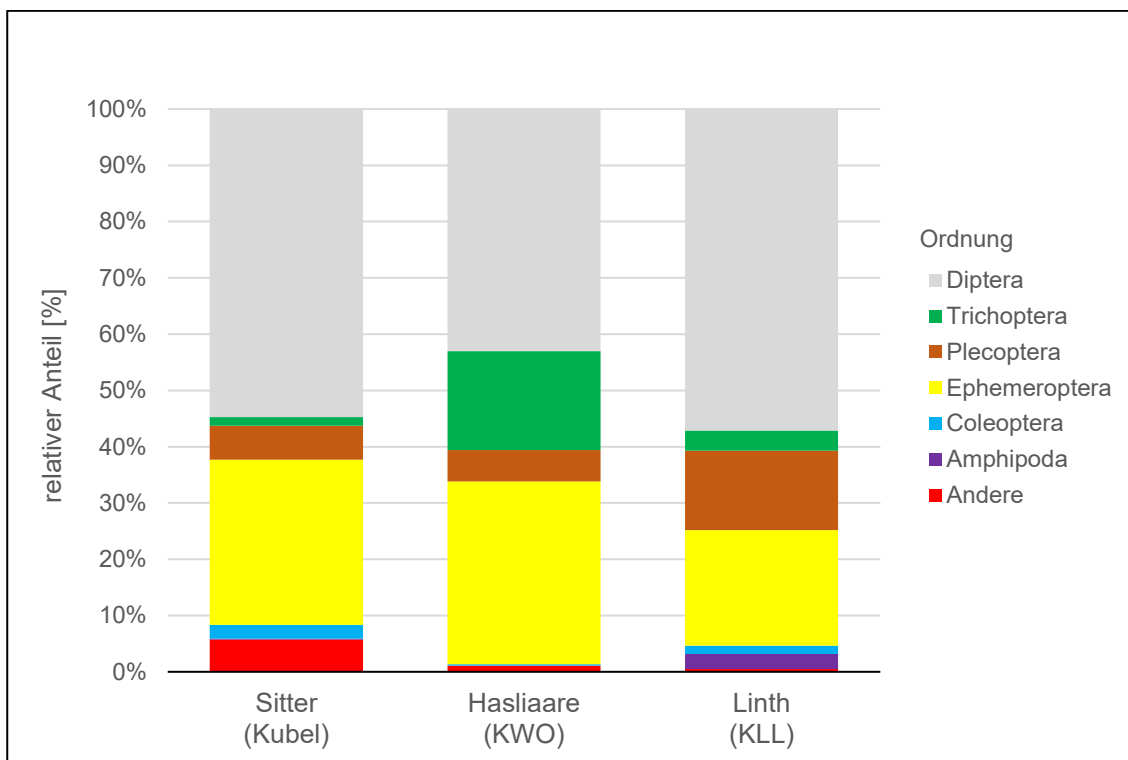


Abbildung 18: Übersicht zu den Anteilen der einzelnen Ordnungen an den Untersuchungsabschnitten.

Die Ordnung der Zweiflügler (*Diptera*) war in allen Untersuchungsabschnitten mit Abstand am häufigsten vertreten (Abbildung 19). Sowohl an der Sitter (54.7%), als auch an der Linth (57.1%) machte diese Ordnung mehr als die Hälfte der Gesamtindividuenzahl aus. Am Untersuchungsabschnitt der Hasliaare lag der *Diptera*-Anteil bei 43%. In sämtlichen untersuchten Fliessgewässerabschnitten war die Ordnung der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) am zweithäufigsten vertreten. Ihr Anteil betrug 29.4% (Sitter), 32.5% (Hasliaare) und 20.5% an der Linth.

Da die Ordnung der Flohkrebse (*Amphipoda*) an der Sitter und der Hasliaare nur sehr selten gefunden wurde, machte ihr Anteil in beiden Fällen nur 0.1% aus. Am häufigsten wurde die Ordnung an der Linth (2.7%) nachgewiesen. Köcherfliegen (Ordnung *Trichoptera*) waren vor allem an der Hasliaare präsent (17.6%). Der *Trichoptera*-Anteil in den anderen beiden Fließgewässern war mit 1.52% (Sitter) und 3.6% (Linth) eher gering. An der Linth betrug der Anteil der verdrifteten Steinfliegen (*Plecoptera*) 14.2%. Sowohl an der Sitter, als auch an der Hasliaare war die Ordnung *Plecoptera* zwar etwas weniger stark vertreten, machte jedoch in beiden Fällen mehr als 5% der Gesamtindividuenzahl aus. Die Anteile der Käfer (Ordnung *Coleoptera*) waren mit 1.5% an der Linth und 0.26% an der Hasliaare nur schwach vertreten. An der Sitter war ihr Anteil mit rund 2.5% verhältnismässig am grössten. Das Ordnungsaggregat «Andere» umfasste die Familien *Oligochaeta*, *Hydracarina* und *Lepidoptera* sp. Sie war mit 5.75% am Untersuchungsabschnitt der Sitter am stärksten vertreten. Dies ist auf die hohen Individuenzahlen der beiden Familien *Oligochaeta* und *Hydracarina* zurückzuführen. Im Vergleich dazu war der Anteil dieser Ordnung in den übrigen Fließgewässern gering (KWO: 1%, Linth: 0.5%).

5.3 Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest

Der Chi-Quadrat-Test ($\chi^2(18) = 2794,15 \mid p < 0,001$) zeigte, dass sich die drei Untersuchungsabschnitte hinsichtlich der Häufigkeiten der zehn häufigsten Makroinvertebraten-Familien signifikant voneinander unterscheiden (Tabelle 6). Somit kann die Nullhypothese verworfen werden, dass die Makroinvertebraten-Familien in allen drei Untersuchungsabschnitten gleichmässig (Unabhängigkeit) verteilt waren. Am Untersuchungsabschnitt der Linth beispielsweise war die tatsächliche Häufigkeit (872) der Familie *Chironomidae* signifikant höher (stand. Residuum = 20.03) als bei Unabhängigkeit zu erwarten gewesen wäre (530.1). An der Sitter hingegen, war die Anzahl gefundener Individuen (1186) signifikant niedriger (stand. Residuum = -13.69) als bei Unabhängigkeit zu erwarten gewesen wäre (150.94). Am Untersuchungsabschnitt der Hasliaare entspricht die tatsächliche nahezu der erwarteten Häufigkeit, da das standardisierte Residuum kleiner als ± 2 ist. Der Zusammenhang zwischen Gewässer und der Anzahl gefundener Individuen der Familie *Chironomidae* ergibt sich somit nur bei den beiden Fließgewässern Sitter und Linth.

Tabelle 6: Übersichtstabelle zum Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest der zehn häufigsten Makroinvertebraten-Taxa. no = tatsächliche Häufigkeit; ne = erwartete Häufigkeit.

Familie	Sitter		Hasliaare		Linth		Σ
	no	ne	no	ne	no	ne	
<i>Baetidae</i>	961	1129.3	1244	1000.9	323	397.8	2528
<i>Chironomidae</i>	1186	1504.9	1311	1333.9	872	530.1	3369
<i>Elmidae</i>	100	52.7	6	46.7	12	18.6	118
<i>Heptageniidae</i>	397	237.2	105	210.2	29	83.6	531
<i>Leuctridae</i>	99	157.2	125	139.4	128	55.4	352
<i>Limnephilidae</i>	7	54.5	81	48.3	34	19.2	122
<i>Nemouridae</i>	82	93.4	47	82.7	80	32.9	209
<i>Oligochaeta</i>	155	75.5	9	66.9	5	26.6	169
<i>Rhyacophilidae</i>	16	292.6	613	259.3	26	103.1	655
<i>Simuliidae</i>	1326	731.7	296	648.5	16	257.8	1638
Σ	4329		3837		1525		9691

5.4 Vergleich der Driftdichten an den Untersuchungsabschnitten

An der Sitter ($p < 0.001$) und Hasliaare ($p = 0.019$) wurden deutlich mehr Makroinvertebraten verdriftet als an der Linth (Tabelle 7). Verglichen dazu war der Unterschied zwischen der Sitter und der Hasliaare nicht signifikant ($p = 0.0630$). Der Untersuchungsabschnitt an der Sitter wies mit 1.02 Individuen/m³ die höchste mittlere Driftdichte auf. An der Hasliaare betrug die Driftdichte im Mittel 0.86 und an der Linth 0.47 Individuen/m³.

Tabelle 7: ANOVA-Ergebnisse der Driftdichten an den Untersuchungsabschnitten. Si = Sitter; Ha = Hasliaare; Li = Linth. Anmerkung: KI = Konfidenzintervall; df = Freiheitsgrade.

Vergleich	Differenz	Untergrenze 95% KI	Obergrenze 95% KI	t-Wert	df	p-Wert
Si - Li	0.55	0.25	0.85	4.40	126.13	< 0.001
Ha - Li	0.39	0.05	0.73	2.74	117.90	0.019
Ha - Si	-0.16	-0.57	0.25	0.92	173.21	0.630

5.5 Vergleich der beiden Tage

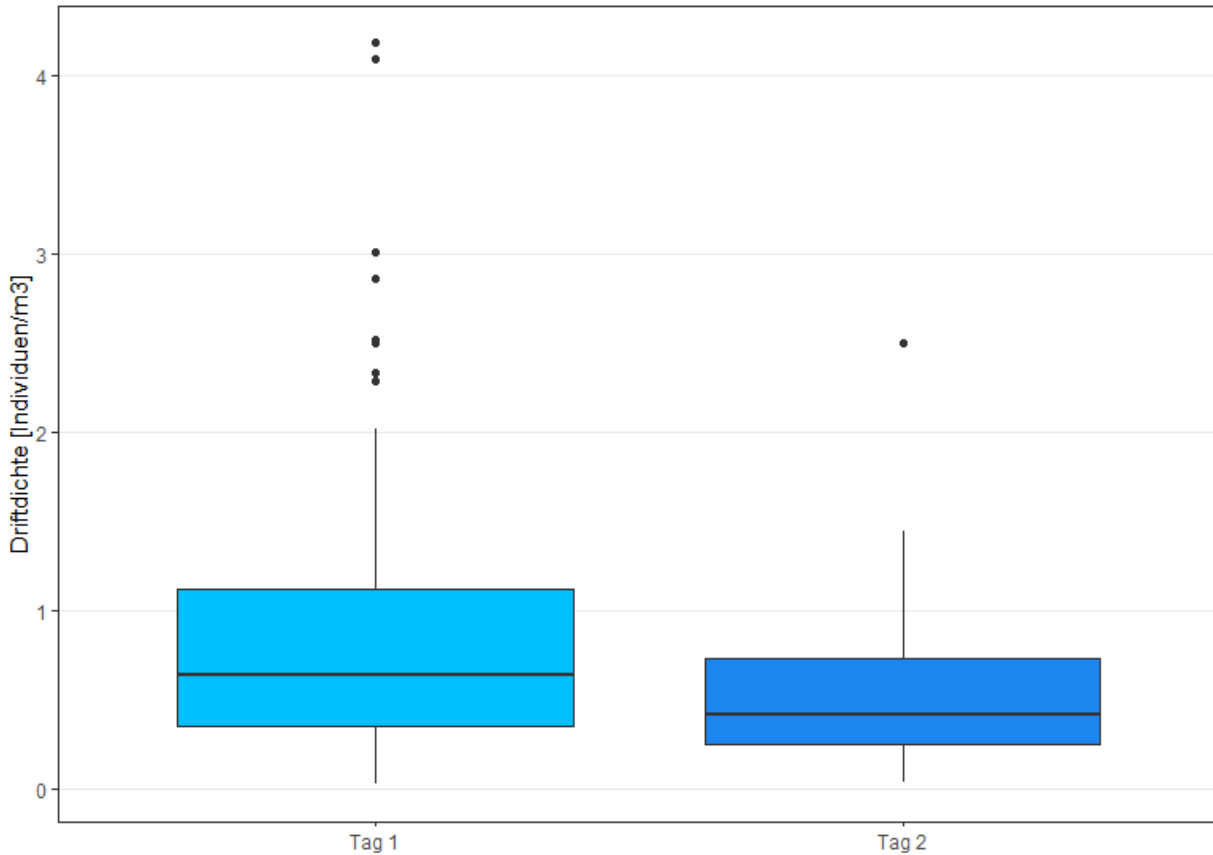


Abbildung 19: Boxplots der Driftdichten von Tag 1 & 2 (über alle Gewässer hinweg). Der Median wird durch den schwarzen Querstrich dargestellt. Um die Leserlichkeit der Abbildung zu verbessern wurden 4 Ausreisser entfernt.

Ein Vergleich der Driftdichten (Basierend auf 269 Datenpunkten) von Tag 1 und Tag 2 (bzw. V1 & V2) mittels t-Test zeigte, dass über alle drei Fließgewässer hinweg betrachtet (Abbildung 19) ein signifikanter Unterschied ($p < 0.001$) vorlag, wobei am ersten Tag mehr Makroinvertebraten verdriftet wurden als am zweiten (Tabelle 8).

Tabelle 8: Ergebnisübersicht zu den durchgeführten t-Tests. Anmerkung: t^1 = Korrektur nach Welch. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung

Vergleich basierend auf	Ergebnis t-Test		M (SD)	
			Tag 1	Tag 2
allen 3 Gewässern	$t^1 (198.07) = 3.46$	$p < 0.001$	1.00 (1.26)	0.57 (0.65)
Sitter	$t (87) = 3.46$	$p = 0.068$	1.23 (1.15)	0.82 (0.96)
Hasliaare	$t^1 (49.24) = 1.99$	$p = 0.052$	1.12 (1.70)	0.60 (0.42)
Linth	$t^1 (54.72) = 3.24$	$p = 0.001$	0.64 (0.65)	0.30 (0.23)

An der Linth war die Driftdichte am ersten Tag signifikant höher ($p = 0.001$) als am zweiten. Sowohl an der Sitter, als auch an der Hasliaare war der Unterschied zwischen den Driftdichten der beiden aufeinanderfolgenden Tage knapp nicht signifikant. Am Untersuchungsabschnitt der Sitter wurden am ersten Tag Driftdichten zwischen 0.08 und 6.87 Individuen/m³ festgestellt (Abbildung 20). Die höchste Driftdichte während des ersten Tages wurde bei Sunk erfasst (Proben-ID: KU_D_SS3_U1_Q1_L). Die Driftdichten am darauffolgenden Tag bewegten sich in einem Bereich von 0.24 bis 6.63 Individuen/m³. An der Hasliaare variierten die Driftdichten zwischen 0.13 (V2) und 10.04 (V1) Individuen/m³. Mit einem Wert von 10.04 Individuen pro Kubikmeter wurde an der Hasliaare (Proben-ID: KWO_D_SS1_U3_Q1_UR) die höchste Driftdichte der Freilandversuche erfasst. Im Vergleich dazu wurden an der Linth über beide Tage hinweg verhältnismässig tiefe ($V1 = 2.85$ & $V2 = 1.11$) Driftdichte-Maxima registriert. Zudem wurden an der Linth mit 0.02 und 1.11 Individuen/m³ die tiefsten Minimal- und Maximalwerte aller Untersuchungsabschnitte gemessen.

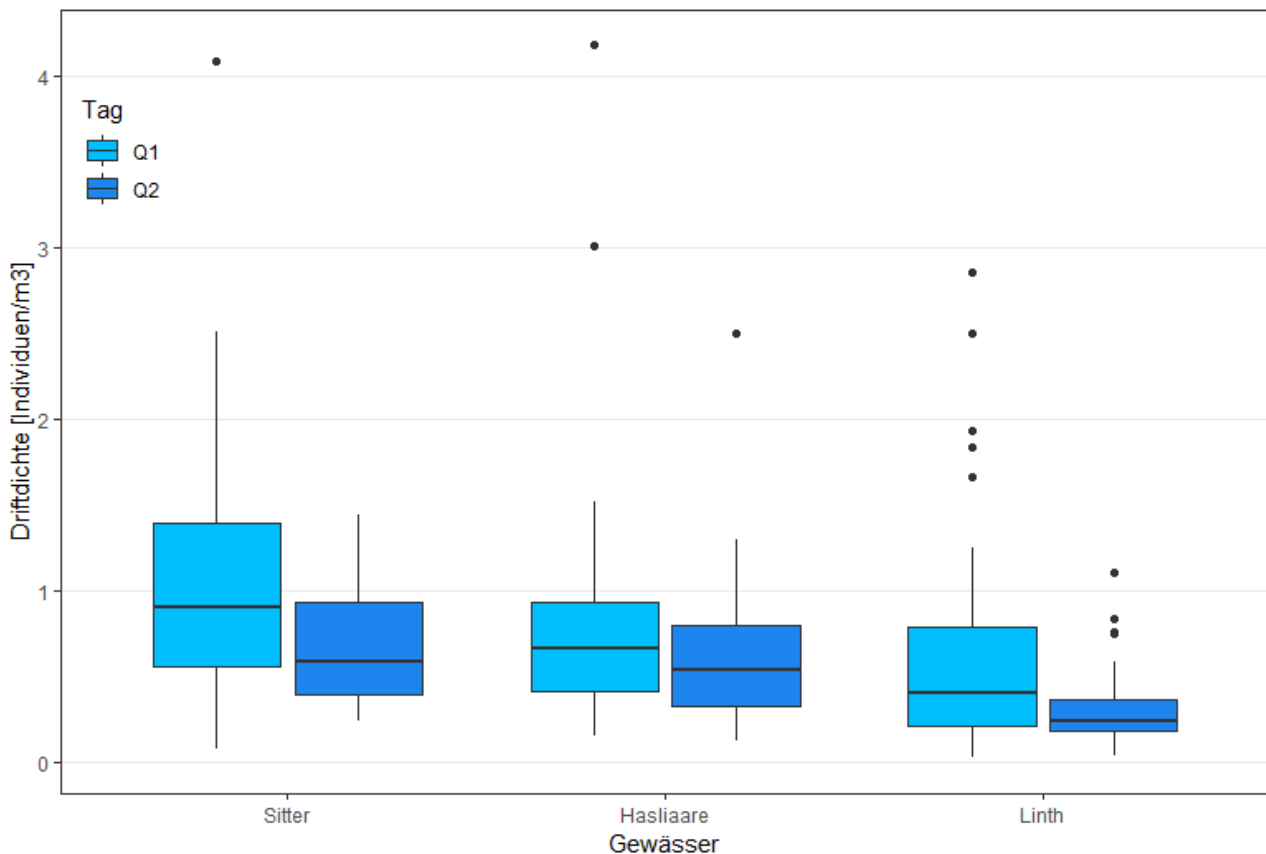


Abbildung 20: Boxplots der Driftdichten an Tag 1 & 2 bzw. Q1/Q2 (nach Gewässer getrennt). Der Median wird durch den schwarzen Querstrich dargestellt. Um die Leserlichkeit der Grafik zu verbessern wurden 4 Ausreisser entfernt.

5.6 Vergleich der drei Schwallszenarien

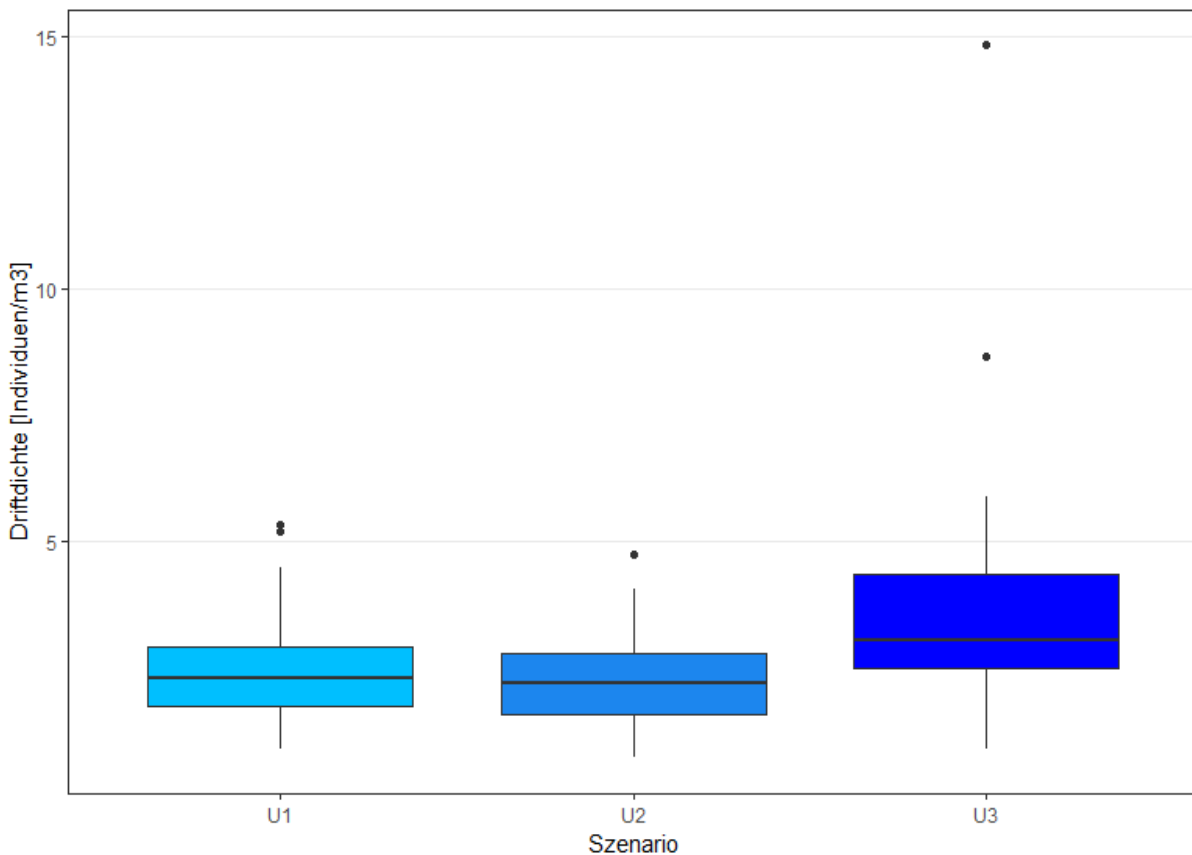


Abbildung 21: Boxplots zu den drei Schwallszenarien (U1-U3). Der Median wird durch den schwarzen Querstrich repräsentiert.

Basierend auf 18 Datenpunkten wurden drei unterschiedliche Schwallszenarien (UR1-UR3) miteinander verglichen (Abbildung 21). Der implementierte Kruskal-Wallis-Test ($\chi^2(2) = 5,46 \mid p = 0,065$) war knapp nicht signifikant. Über alle Untersuchungsabschnitte hinweg betrachtet haben schnellere Pegelanstiegsraten somit zu keiner signifikanten Erhöhung der Driftdichte des Makrozoobenthos geführt. Obwohl nicht signifikant, wurden während des Szenarios UR3 mit einem Median von $3,05 \text{ Individuen/m}^3$ tendenziell höhere Driftdichten erreicht. Zudem konnte bei UR3 die grösste Streuung festgestellt werden ($SD = 3,32$), wobei die Werte zwischen $0,89 \text{ (Minimum)}$ und $14,83 \text{ Individuen/m}^3 \text{ (Maximum)}$ lagen. Im Vergleich dazu wurden bei den Schwallszenarien UR1 und UR2 weniger Makroinvertebraten verdriftet. Sowohl die mittlere Driftdichte (Median: UR1 = $2,30$; UR2 = $2,21$) als auch die Streuung von $1,30 \text{ (UR1)}$ resp. $1,05 \text{ Individuen/m}^3 \text{ (UR2)}$ war in beiden Szenarien ähnlich.

5.7 Einfluss der hydraulischen Kenngrößen

5.7.1 Prädiktorenauswahl mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Nachdem hochkorrelierende Variablen ausgeschlossen und die noch verbleibenden Variablen mittels Bartlett-Test ($\chi^2(105) = 967,14 \mid p < 0.001$) auf ihre Eignung für die PCA getestet wurden, konnte eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt werden. Die Spalten Faktor 1 - 4 der Tabelle 9 zeigen die (nicht rotierten) Faktorladungen der einzelnen Variablen. Die Kommunalität ist eine weitere relevante Grösse bei Faktoranalysen und beschreibt die durch alle Faktoren erklärte Varianz für jede Variable. Sämtliche Werte in der Kommunalitäts-Spalte waren grösser als 0.7. Insgesamt wurde somit 85% der Varianz durch die vier Faktoren aufgeklärt. Die Repräsentation der 15 Variablen mittels vier Faktoren war demnach sehr gut.

Tabelle 9: Übersichtstabelle zu den vier Faktoren der Hauptkomponentenanalyse (PCA).

Variablen	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Kommunalität
Qmax	0.68	0.18	0.55	-0.01	0.8
Qmin	0.51	0.53	-0.53	0.26	0.89
UR_max	0.86	0.22	0.23	0.18	0.87
UR_mean	0.75	0.06	0.52	0.16	0.85
DR_max	-0.74	-0.48	0.05	-0.2	0.83
Ratio_Qmin_Qmax	-0.17	0.29	-0.86	0.27	0.92
v0_max	-0.45	0.75	0.05	-0.23	0.83
vnet_max	-0.24	0.88	0.2	-0.19	0.91
v100_max	-0.43	0.69	0.33	0.08	0.77
h_max	-0.49	0.32	0.5	0.57	0.92
h_min	-0.52	0.26	0	0.7	0.83
$\tau_{W\&D_max}$	-0.29	0.77	-0.18	-0.08	0.72
Fr_max	-0.09	0.82	0.08	-0.45	0.89
T_max	0.81	0.29	-0.28	-0.15	0.83
T_min	0.82	0.34	-0.2	0.08	0.83
Kennwerte Faktoren:					
Eigenwert	4.95	4.15	2.21	1.39	-
Erklärte Varianz	0.33	0.28	0.15	0.09	-
Kumulierte Varianz	0.33	0.61	0.75	0.85	-

5.7.2 Regressionsmodell mit «theoretisch» relevanten Prädiktoren

Um zu untersuchen, ob und wie sich ausgewählte hydraulische Kenngrössen auf die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten auswirken, wurde ein lineares Regressionsmodell aus fünf theoretisch relevanten Prädiktoren gebildet. Im Modell waren die folgenden fünf Variablen enthalten: Qmin (minimaler Abfluss), Qmax (maximaler Abfluss), ratio_Qmin_Qmax (Schwall-Sunk-Verhältnis), vnet_max (maximale Fliessgeschwindigkeit vor dem Driftnetz (Mitte)) und UR_max (maximale Anstiegsrate). Das Regressionsmodell ergab ein R^2 von 0.397 (Tabelle 10). Somit tragen die fünf Prädiktoren zusammen rund 40% zur Varianzaufklärung der Driftdichte bei. Um das R^2 nicht zu überschätzen wurde anschliessend ein korrigiertes (adjustiertes) R^2 berechnet, welches einen Wert von 0.334 aufwies. Davon ausgehend können mit den fünf Prädiktoren gut ein Drittel der Varianz der Driftdichte erklärt werden. Mit Ausnahme der Konstante, welche inhaltlich nicht relevant ist, war nur der Regressionskoeffizient des Prädiktors vnet_max signifikant ($p < 0.001$). Dies bedeutet, dass einzig die Fliessgeschwindigkeit vor dem Driftnetz einen signifikanten Einfluss auf die abhängige Variable (Driftdichte) ausübt. Da alle Regressionskoeffizienten der Prädiktoren ungleich Null waren, war das Gesamtmodell signifikant ($p < 0.001$).

Tabelle 10: Ergebnisse zum Regressionsmodell mit den «theoretisch» relevanten Prädiktoren. Anmerkung: R^2 -Korrektur nach Wherry. β = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler.

Prädiktor	β	SE	t-Wert	p-Wert
Konstante	6.35	2.14	2.97	0.005
Qmin	-0.13	0.40	-0.34	0.738
Qmax	0.10	0.15	0.63	0.530
ratio_Qmin_Qmax	-3.77	4.85	-0.78	0.441
vnet_max	-4.31	1.08	-4.00	< 0.001
UR_max	-0.21	0.20	-1.04	0.306
R^2			0.3973	
Signifikanztest für R^2			F (5, 48) = 6.328 p < 0.001	
Adjustiertes R^2			0.3345	

5.7.3 Reduziertes «theoretisches» Regressionsmodell

Zuletzt wurde noch ein lineares Regressionsmodell mit nur zwei Prädiktoren zusammengestellt. Ausgehend vom «theoretischen» Regressionsmodell wurden die beiden Prädiktoren (ratio_Qmin_Qmax & vnet_max) mit dem grössten Einfluss ausgewählt (Tabelle 10). Das erhaltene R^2 des reduzierten Modells ist mit 0.377 nur geringfügig tiefer als beim ursprünglichen Modell ($R^2 = 0.397$), welches fünf Prädiktoren enthielt. Das korrigierte (adjustierte) R^2 wies einen Wert von 0.353 auf und ist somit etwas höher als im «theoretischen» Modell (Tabelle 11). Die beiden Prädiktoren vnet_max und ratio_Qmin_Qmax erklären demzufolge rund ein Drittel der Varianz der Driftdichte. Da mindestens einer der vorliegenden Regressionskoeffizienten (β) ungleich Null ist, kann die Nullhypothese verworfen werden. Folglich ist das Gesamtmodell signifikant ($p < 0.001$). Beide Prädiktoren haben einen signifikanten Einfluss ($p = 0.002$; $p < 0.001$) auf die abhängige Variable (Driftdichte) des linearen Regressionsmodells.

Tabelle 11: Übersicht zum reduzierten «theoretischen» Regressionsmodell. Anmerkung: R^2 -Korrektur nach Wherry. β = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler.

Prädiktor	β	SE	t-Wert	p-Wert
Konstante	6.91	0.77	9.023	< 0.001
ratio_Qmin_Qmax	-5.60	1.69	-3.32	0.002
vnet_max	-4.28	1.04	-4.12	< 0.001
R^2			0.3776	
Signifikanztest für R^2			F (2, 51) = 15.47	p < 0.001
Adjustiertes R^2			0.3532	

Bei einer Zunahme von vnet_max um den Wert 1 sinkt die vorhergesagte Driftdichte infolgedessen um 4.28, sofern die übrigen Prädiktoren konstant bleiben. Im Streudiagramm (Abbildung 22) wird der vorhergesagte Zusammenhang (Regressionsgerade) zwischen Fließgeschwindigkeit (vnet_max) und Driftdichte (Individuen/m³) ohne die gleichzeitige Berücksichtigung der zweiten unabhängigen Variable (ratio_Qmin_Qmax) wiedergegeben. Eine Erhöhung des Prädiktors ratio_Qmin_Qmax um den Wert 1 führt zu einer Reduzierung des vorhergesagten Werts für die Driftdichte um 5.60. Das dazugehörige Streudiagramm befindet sich im Anhang G.

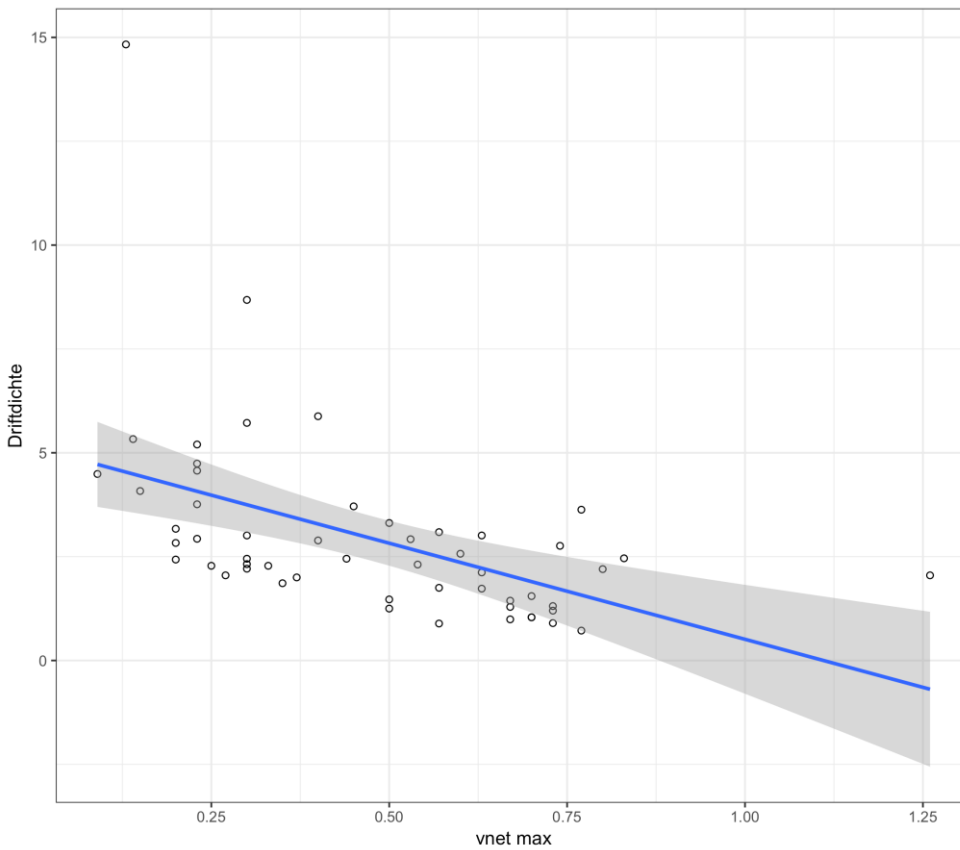


Abbildung 22: Streudiagramm mit Driftsdichte auf der Y-Achse und vnet_max auf der X-Achse.

5.7.4 Regressionsmodell mit den PCA-Prädiktoren

Tabelle 12: Ergebnistabelle zum Regressionsmodell mit den PCA-Prädiktoren. Anmerkung: R²-Korrektur nach Wherry
 β = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler.

Prädiktor	β	SE	t-Wert	p-Wert
Konstante	2.95	0.26	11.49	< 0.001
Faktor 1	0.25	0.26	0.98	0.331
Faktor 2	-1.18	0.26	-4.54	< 0.001
Faktor 3	0.32	0.26	1.23	0.225
Faktor4	-0.43	0.26	-1.66	0.104
R ²			0.3452	
Signifikanztest für R ²		F (4, 49) = 6.46 p < 0.001		
Adjustiertes R ²			0.2981	

Basierend auf einer vorgängig durchgeführten Hauptkomponentenanalyse (PCA) mit 15 Variablen wurde ein zweites lineares Regressionsmodell gebildet. Als Prädiktoren dienten dabei die vier bedeutendsten Faktoren (Eigenwert > 1) der PCA (Abbildung 23). Diese vier Faktoren erklärten zusammen rund 34.5% ($R^2 = 0.0345$) der Varianz der Driftdichte (Tabelle 12). Nachdem eine Korrektur des R^2 berechnet wurde, senkte sich dessen Wert auf 0.298. Ausgehend vom neuen (adjustierten) R^2 können die vier PCA-Faktoren somit etwas weniger als ein Drittel der Varianz, der abhängigen Variable, erklären. Da die Regressionskoeffizienten (β) sämtlicher Prädiktoren ungleich Null waren war das Gesamtmodell signifikant ($p < 0.001$). Abgesehen von der Konstante war im vorliegenden Fall nur der Regressionskoeffizient von «Faktor 2» signifikant ($p < 0.001$). Eine inhaltliche Interpretation von Faktor 2 wie bei den «theoretisch relevanten» Prädiktoren aus dem ersten Regressionsmodell war nicht möglich.

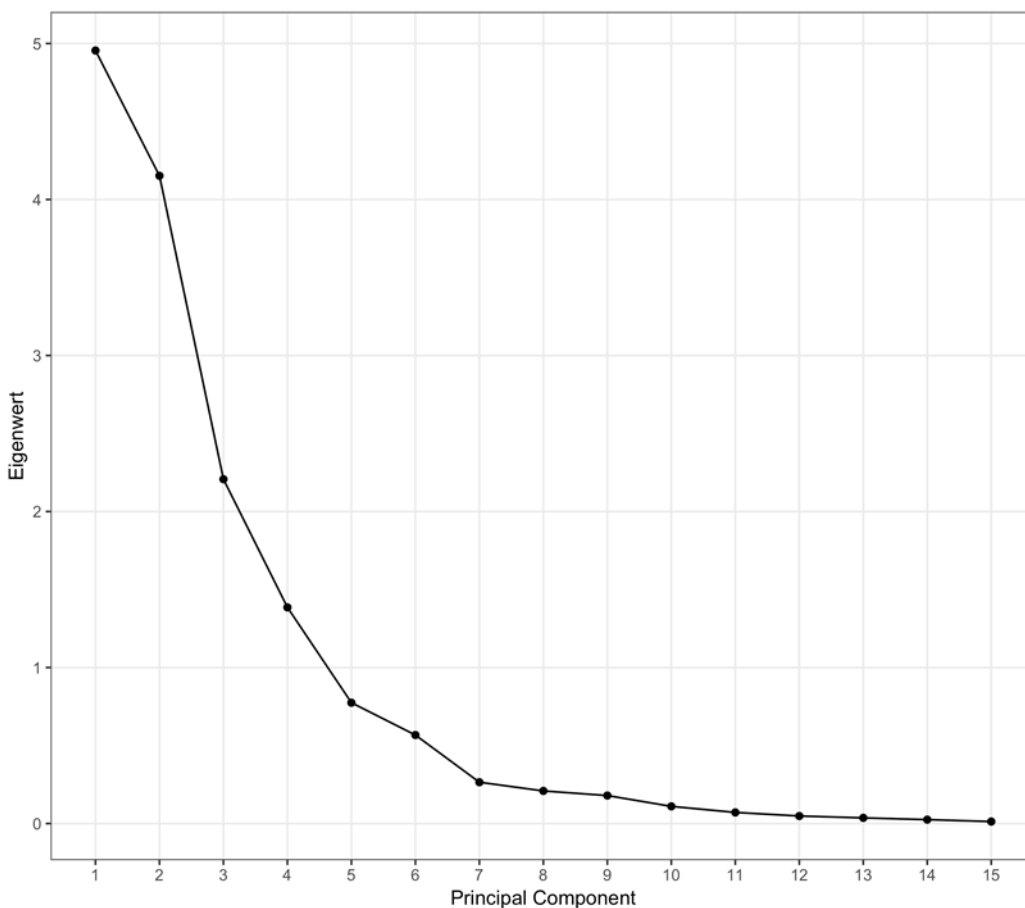


Abbildung 23: Grafik zu den Eigenwerten der vier für die Regression ausgewählten PCA-Prädiktoren.

5.7.5 Regressionsmodell mit den random forest Prädiktoren

Die Prädiktorenwahl des dritten linearen Regressionsmodells wurde mittels random forest und basierend auf 15 Variablen (wie PCA) durchgeführt. Die vier wichtigsten Variablen, welche aus dem random forest hervorgingen, erklärten zusammen rund 27% ($R^2 = 0.269$) der Varianz der Driftdichte der aquatischen Makroinvertebraten (Tabelle 13). Nachdem eine Korrektur des R^2 implementiert wurde, reduzierte sich dessen Wert (0.21). Ausgehend vom adjustierten R^2 können somit nur etwa ein Fünftel der Varianz der Driftdichte mit den aus den random forest stammenden Variablen erklärt werden. Da kein Regressionskoeffizient (β) der verwendeten Prädiktoren ungleich Null ist, kann das Gesamtmodell als signifikant bezeichnet werden ($p = 0.003$). Der Einfluss der Prädiktoren auf die Driftdichte war im vorliegenden Modell nicht signifikant. Eine Ausnahme bildete die Konstante, welche aber inhaltlich nicht relevant ist.

Tabelle 13: Übersicht zum Regressionsmodell der random forest Prädiktoren. Anmerkung: R^2 -Korrektur nach Wherry. β = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler.

Prädiktor	β	SE	t-Wert	p-Wert
Konstante	5.68	0.97	5.86	< 0.001
v100_max	-0.82	1.28	-0.64	0.524
h_max	-1.20	2.00	-0.60	0.552
vnet_max	-2.95	2.11	-1.40	0.168
$\tau_{W\&D_max}$	-0.01	0.06	-0.23	0.819
R^2			0.2696	
Signifikanztest für R^2			F (4, 49) = 4.52 p = 0.003	
Adjustiertes R^2			0.21	

5.7.6 Zusammenfassendes zu den Regressionen

Die Ergebnisse der vier linearen Regressionsmodelle zeigten deutliche Unterschiede. Von den vier gerechneten Modellen war jenes mit den theoretisch relevanten Prädiktoren am aussagekräftigsten ($R^2 = 0.397$). Eine Korrektur des R^2 wurde in allen Modellen durchgeführt, um einer allfälligen Überschätzung der Varianzaufklärung vorzubeugen. Unter Berücksichtigung des adjustierten R^2 stellte sich heraus, dass eine reduzierte Form des «theoretischen» Regressionsmodells mit nur zwei Prädiktoren einen etwas höheren R^2 -Wert (0.353) lieferte als das fünf Prädiktoren umfassende Ursprungsmodell (0.334). Mit nur zwei Prädiktoren konnte somit mehr als ein Drittel (35.3%) der Varianz in der Driftdichte erklärt werden. Mit rund 30% Varianzaufklärung (adjustiertes $R^2 = 0.298$) zeigte das Regressionsmodell, welches aus den vier bedeutendsten Faktoren der PCA zusam-

mengesetzt wurde, eine bessere Performance als das Modell, welches auf der Prädiktorenauswahl des random forests beruhte. Im Gegensatz dazu, war die globale Modellgüte (R^2) des PCA-Modells etwas geringer als bei den beiden Formen (reduziert und Ursprungsmodell) des «theoretischen» Regressionsmodells. Mit einer Varianzaufklärung (adjustiertes R^2) von nur einem Fünftel (21%) scheint das auf einem random forest basierende Regressionsmodell deutlich weniger gut geeignet zu sein, um die Varianz (Streuung) in der Driftdichte, welche durch den Einfluss unabhängiger Variablen hervorgerufen wird, zu beschreiben. Ausgehend von den gerechneten Modellen scheint insbesondere die maximale Fliessgeschwindigkeit vor dem Driftnetz (in der Mitte gemessen) einen Einfluss auf die Verdriftung der Makroinvertebraten zu haben.

5.8 Trait-spezifische Driftmuster

Abhängig von der jeweiligen Substratpräferenz zeigten sich unterschiedliche Driftmuster (ANOVA: $F(3, 528.39) = 61.38 \mid p < 0.001$). Am stärksten wurden Familien mit den trait-Ausprägungen «Oberfläche» (Mittelwert = 0.38 Individuen/m³) und «indifferent» (Mittelwert = 0.30 Individuen/m³) verdriftet. Zwischen diesen beiden Ausprägungen konnte kein signifikanter Unterschied ($p = 0.255$) in der Driftdichte festgestellt werden (Tabelle 14). Die Verdriftung von Oberflächentaxa war signifikant höher als bei den Interstitial-Taxa ($p < 0.001$). Familien ohne spezifische Substratpräferenz (indifferent), wie beispielsweise die Familie der *Chironomidae*, wurden deutlich häufiger verdriftet als Familien, welche das Interstitial bevorzugen ($p < 0.001$).

Tabelle 14: Ergebnisse der ANOVA zum trait Substratpräferenz. Anmerkung: KI = Konfidenzintervall. INT = Interstitial; DIFF = indifferent; SUR = surface (Oberfläche); NO = not classified (nicht klassifiziert).

Vergleich	Differenz	Untergrenze 95% KI	Obergrenze 95% KI	t-Wert	df	p-Wert
INT vs. DIFF	-0.22	-0.29	-0.15	7.88	306.58	< 0.001
NO vs. DIFF	-0.29	-0.36	-0.22	10.79	271.43	< 0.001
SUR vs. DIFF	0.08	-0.03	0.2	1.84	499.88	0.255
NO vs. INT	-0.07	-0.09	-0.05	9.49	315.03	< 0.001
SUR vs. INT	0.3	0.21	0.4	8.34	290.31	< 0.001
SUR vs. NO	0.37	0.28	0.47	10.51	269.98	< 0.001

Je nach Ausprägung des traits Strömungspräferenz zeigten sich ebenfalls unterschiedliche Driftdichten (ANOVA: $F(3, 376.17) = 105.21 \mid p < 0.001$). Familien ohne eindeutige Strömungspräferenz (indifferent) wiesen im Mittel ($0.54 \text{ Individuen/m}^3$) die höchste Driftdichte auf ($p < 0.001$). Im Vergleich dazu wurden lotische Familien (Mittelwert = $0.20 \text{ Individuen/m}^3$) zwar häufiger als lenitische und nicht klassifizierte, aber seltener als indifferente Taxa verdriftet (jeweils $p < 0.001$; Tabelle 15). Insgesamt war die Verdriftung der Taxa, welche schnellfliessendes Wasser bevorzugen somit wesentlich höher als bei jenen, welche tiefere Fliessgeschwindigkeiten präferieren. Familien der beiden Ausprägungen «nicht klassifiziert» und «lenitisch» zeigten ähnliche Driftmuster ($p = 0.176$).

Tabelle 15: Ergebnisse der ANOVA für den trait Strömungspräferenz. Anmerkung: KI = Konfidenzintervall; df = Freiheitsgrade. LEN = lenitisch; DIFF = indifferent; LOT = lotisch; No = not classified (nicht klassifiziert).

Vergleich	Differenz	Untergrenze 95% KI	Obergrenze 95% KI	t-Wert	df	p-Wert
LEN vs. DIFF	-0.52	-0.64	-0.41	11.66	278.93	< 0.001
LOT vs. DIFF	-0.34	-0.47	-0.22	7.16	362.24	< 0.001
NO vs. DIFF	-0.54	-0.65	-0.42	12.07	269.26	< 0.001
LOT vs. LEN	0.18	0.13	0.23	8.89	327.48	< 0.001
NO vs. LEN	-0.01	-0.03	0	2.04	328.81	0.176
NO vs. LOT	-0.19	-0.24	-0.14	10.03	274.92	< 0.001

5.9 Vergleich der fünf hydrologischen Phasen

Eine Varianzanalyse (Anhang H) der fünf hydrologischen Phasen ergab, dass während der Anstiegsphase (UR) signifikant mehr Makroinvertebraten verdriftet wurden als in den meisten anderen hydrologischen Phasen. Über alle Fliessgewässer hinweg betrachtet wies die Anstiegsphase eine mittlere Driftdichte von $1.25 \text{ Individuen/m}^3$ auf. In den Phasen P1 (0.61), P2 (0.48) und DR (0.62) hingegen wurden im Mittel deutlich weniger Individuen pro m^3 verdriftet. Zwischen den drei Phasen (P1, P2 und DR) konnten keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Driftdichte festgestellt werden ($p > 0.05$). Im Gegensatz dazu unterschieden sich die Driftdichten zwischen den Phasen UR & DR ($p = 0.047$), UR & P1 ($p = 0.042$) sowie UR & P2 ($p = 0.007$) signifikant voneinander, wobei die Driftdichte während der Anstiegsphase stets höher ausfiel (Abbildung 24). Erstaunlicherweise konnten auch während der Sunkphase (B) hohe Driftdichten (Mittelwert = $0.96 \text{ Individuen/m}^3$) nachgewiesen werden. Infolgedessen war die Driftdichte der aquatischen Makroinvertebraten während der Anstiegsphase nicht signifikant höher als während der Sunkphase ($p = 0.843$).

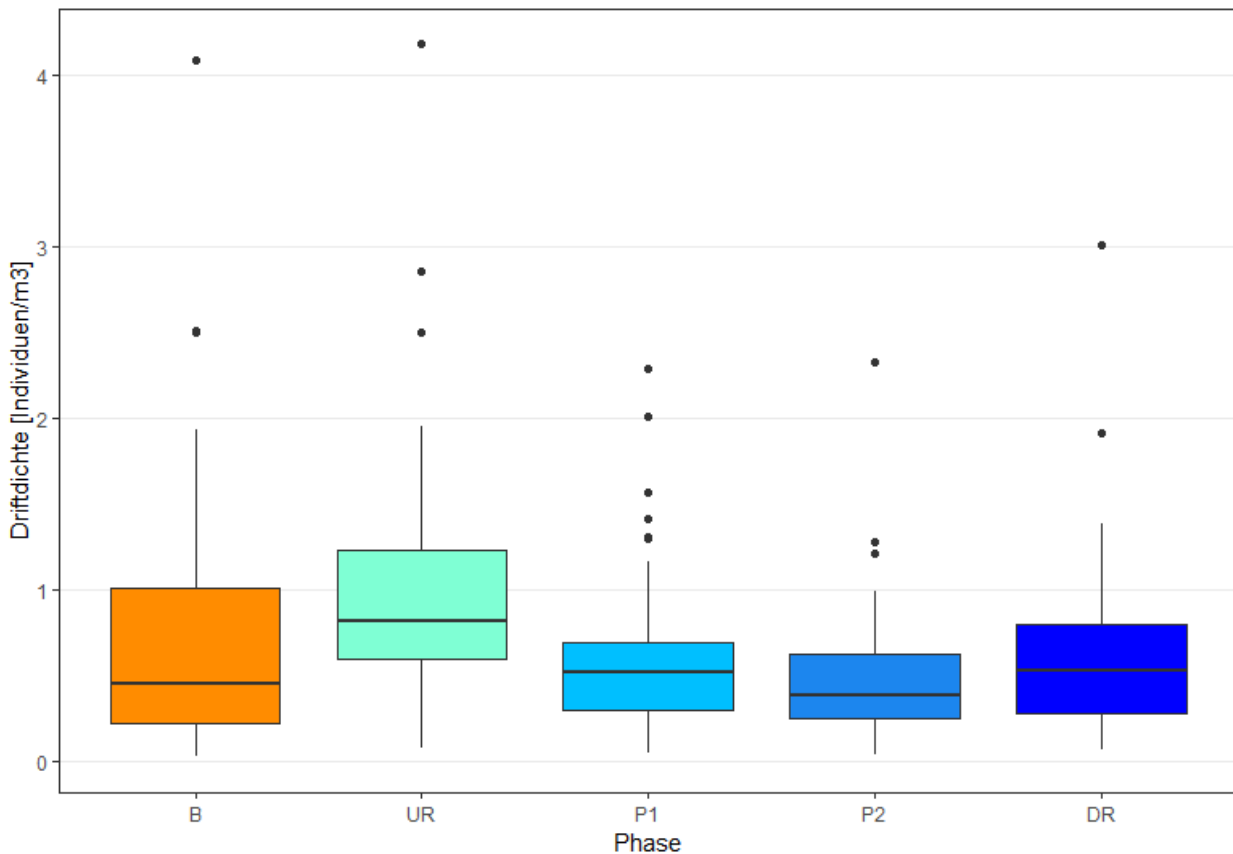


Abbildung 24: Boxplots zu den Driftdichten der fünf hydrologischen Phasen. Der Median wird durch den schwarzen Querstrich repräsentiert. Um die Leserlichkeit der Abbildung zu verbessern wurden 4 Ausreisser entfernt.

5.9.1 Hydrologische Phasen nach Gewässer

An der Sitter war der Kruskal-Wallis-Test ($\chi^2(4) = 19.97 \mid p < 0.001$) signifikant. Somit unterschieden sich die Mediane von mindestens zwei Phasen signifikant voneinander. Es zeigte sich, dass die Driftdichten während der Sunkphase höher ausfielen als bei der Abstiegsphase ($p < 0.05$; Abbildung 25). Zudem wurden während der Anstiegsphase (UR) deutlich mehr Makroinvertebraten verdriftet als bei der Abstiegsphase und Peakphase 2 (in beiden Fällen $P < 0.05$). Im Gegensatz dazu unterschieden sich die Driftdichten der fünf Phasen an der Hasliaare nicht signifikant voneinander ($p = 0.164$). Im Falle der Linth war das Resultat des Kruskal-Wallis-Test ($\chi^2(4) = 20,33 \mid p < 0.001$) ebenfalls signifikant. An der Linth wurden während der Anstiegsphase (UR) signifikant mehr Makroinvertebraten verdriftet als in den übrigen Phasen (jeweils $p < 0.05$). Die Driftdichten der Sunk- (B), Peak- (P1 & P2) und Abstiegsphase (DR) unterschieden sich nicht signifikant voneinander.

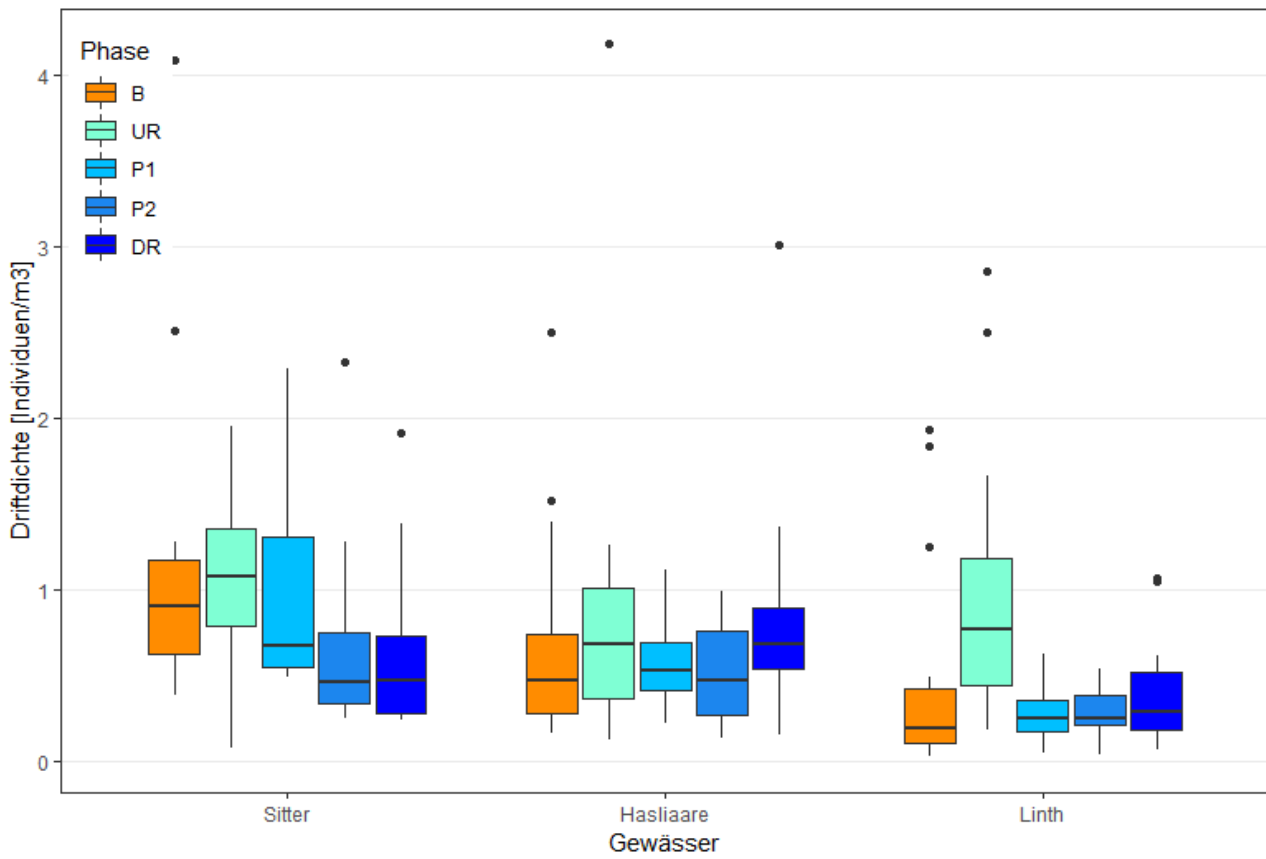


Abbildung 25: Boxplots zu den Driftdichten der fünf hydrologischen Phasen (nach Gewässer getrennt). Der Median wird durch einen schwarzen Querstrich dargestellt. Um die Leserlichkeit zu verbessern wurden 4 Ausreisser entfernt.

6 Diskussion

Betrachtet man die Gesamtzahl der verdrifteten Makroinvertebraten, so zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsabschnitten. Die beiden Untersuchungsabschnitte Sitter und Hasliaare machten mit Anteilen von 44.2% und 39.4% den Grossteil der verdrifteten Individuen aus. An der Linth hingegen wurden deutlich weniger Makroinvertebraten in die Driftnetze gespült. Eine verhältnismässig geringe Driftaktivität wurde bereits 2005 im Rahmen von Schwallversuchen, welche an der Linth durchgeführt wurden, festgestellt (Limnex, 2006). In diesem Zusammenhang wurde eine reduzierte Benthosbesiedlung der Gewässersohle infolge eines Hochwassers im August 2005 als mögliche Erklärung aufgeführt. Seither hat sich jedoch das Betriebsregime der KLL verändert (Reduktion des Maximalschwalls) und sowohl die Biomasse als auch die Vielfalt der Makroinvertebraten hat sich erhöht (Limnex, 2014). Folglich wird die im Vergleich zur Hasliaare und Sitter geringe Driftaktivität an der Linth andere Ursachen haben. Dies ist insbesondere bemerkenswert, da die Menge an organischem Material in den Driftproben wesentlich höher war als beispielsweise am Untersuchungsabschnitt der Sitter. In einigen Studien (Miller & Judson, 2014; Bruno et al., 2016; Timusk et al., 2016) wird die Abschwemmung und Loslösung des organischen Materials als wichtiger Einflussfaktor für eine erhöhte Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten beschrieben. Über die gesamte Dauer der Freilandversuche hinweg wurden insgesamt 36 Makroinvertebraten-Taxa nachgewiesen. Berücksichtigt man auch Einzelfunde und sehr seltene Familien, so beträgt die Anzahl gefundener Familien 54. Dies entspricht der gleichen Anzahl wie bei den Rinnenversuchen von Schülting et al. (2018). Bis auf eine Ausnahme (*Lep-tophlebiidae*) waren alle häufigen Familien der Rinnenversuche auch in den Freilandversuchen zahlreich vertreten. Die Ordnung der Zweiflügler (*Diptera*) machte in sämtlichen Untersuchungsabschnitten den grössten Anteil der verdrifteten Individuen aus, was insbesondere auf die hohe Driftpräsenz der *Chironomidae* bei den Freilandversuchen zurückgeführt werden kann. Dies wird auch von zahlreichen anderen Driftstudien bestätigt, in welchen die *Chironomidae* die dominierende Familie in der Drift darstellten (Imbert & Perry, 2000; Bruno et al., 2010; Schülting et al., 2016). Neben den *Chironomiden* gilt auch die Familie der *Baetidae*, welche zur Ordnung der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) gehört, als äusserst driftaktiv (Brittain & Eikeland, 1988) und wurde in den Studien von Timusk et al. (2016) und Schülting et al. (2018) in grossen Mengen verdriftet. In den Freilandversuchen wurde sie an allen drei Untersuchungsabschnitten jeweils am zweithäufigsten gefunden. Die Tatsache, dass an der Linth diese beiden Familien am häufigsten verdriftet wurden deckt sich mit den Resultaten aus den Schwallversuchen an der Linth (Limnex, 2006). Die Anzahl der verdrifteten Köcherfliegen unterschied sich von den Ergebnissen der Rinnenversuche. In den Versuchsrinnen wies die als driftnähe geltende Familie der *Limnephilidae* hohe Driftdichten auf. An den Untersuchungsabschnitten war ihr Auftreten

jedoch mit einer Gesamtabundanz von 122 Individuen vergleichsweise bescheiden. Die köchertragenden *Limnephilidae*, welche langsam fließendes Wasser bevorzugen (Tachet et al., 2000) wurden gesamtheitlich betrachtet primär im dritten Schwall Szenario (UR3) verdriftet. Dies stimmt mit den Ergebnissen aus Schülting et al. (2018) überein, bei welcher die höchsten Driftraten während dem höchsten Abfluss und den schnellsten Anstiegsraten festgestellt wurden. Auch in der Studie von Schülting et al. (2019) zeigten die *Limnephilidae* eine geringere Driftaktivität in den schwächeren Szenarien. Somit könnte eine langsamere Anstiegsrate den Tieren mehr Zeit verschaffen, um Schutz zu suchen (Imbert & Perry 2000; Timusk et al., 2016). Im Gegensatz dazu wiesen die *Rhyacophilidae*, eine lotische, dem Interstitial zuzuordnende Familie, welche keinen Köcher trägt, deutlich höhere Driftdichten auf. Dies zeigte sich besonders deutlich an der Hasliaare, wo sie mit 613 Individuen die dritthäufigste Familie darstellte, welche in den Driftnetzen gefunden wurde. Solch grosse Mengen sind erstaunlich, da diese Köcherfliegenfamilie Klauen besitzt, mit welchen sie sich am Substrat festhalten kann (Tachet et al., 2000). Bemerkenswert ist zudem das geklumpte Auftreten in einer während der Sunkphase entnommenen Driftprobe, welche mit 88 gefundenen Individuen den Maximalwert dieser Familie enthielt (KWO_D_SS2_U1_Q2). Da zu diesem Zeitpunkt Basisabfluss herrschte, deutet vieles darauf hin, dass die Verdriftung aktiv bzw. freiwillig erfolgt ist. Im Gegensatz zu den Rinnenversuchen, bei welchen die Familie der *Simuliidae* nicht zu den häufigsten Taxa zählte, war ihr Anteil an der Gesamtdrift der Sitter beachtlich. *Simuliidae* bevorzugen schnellfließende Gewässerabschnitte, wo sie als (passive) Filtrierer genügend Nahrung finden (Chance & Craig, 1986). Ein Gespinnst aus seidigen Fäden, welches im Substrat befestigt wird, verhindert dabei eine Abschwemmung (Fenoglio et al., 2013). Eine Studie von Fenoglio et al. (2013) zeigte, dass die Driftintensität der *Simuliidae* mit zunehmender Fließgeschwindigkeit abnimmt. Fenoglio et al. (2013) vermuten daher, dass die Verdriftung meist aktiv erfolgt, um bessere Umweltbedingungen zu erhalten. Aufgrund dessen, dass an der Sitter während der Sunkphase am meisten Individuen (*Simuliidae*) verdriftet wurden, scheinen die Freilandversuche diese Vermutung zu bestätigen. Ein Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest bestätigte einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeitsverteilung der zehn häufigsten Makroinvertebraten-Taxa und den drei Untersuchungsabschnitten.

6.1 Trait-spezifische Driftmuster

Wie bereits in anderen Driftstudien (Bruno et al., 2016; Schülting et al., 2016; Timusk et al., 2016) festgestellt wurde, konnten auch in den Freilandversuchen trait-spezifische Driftmuster infolge von Schwall-Sunk nachgewiesen werden. Taxa, welche bevorzugt auf der Gewässersohle leben (Oberfläche) wurden deutlich häufiger verdriftet, als Familien, welche mit dem Interstitial assoziiert werden. Hinsichtlich der Substratpräferenz stimmten die vorliegenden Resultate somit mit denen aus den Versuchsrinnen von Schülting et al. (2018) überein. Bedingt durch die hohe Driftaktivität der *Chironomidae* war auch die Driftdichte der Taxa, welche keine eindeutige Substratpräferenz

(indifferent) besitzen wesentlich höher als bei der trait-Ausprägung «Interstitial». Bezüglich der Strömungspräferenz gestaltet sich ein Vergleich zwischen den beiden Studien schwieriger, da in der vorliegenden Masterarbeit andere Kategorien gewählt wurden als in den Rinnenversuchen. Die Driftproben aus den Freilandversuchen ergaben, dass lotische Taxa höhere Driftdichten besaßen als Familien, welche tiefere Fliessgeschwindigkeiten bevorzugten.

Da die gefundenen aquatischen Makroinvertebraten nur bis auf Stufe Familie bestimmt wurden, ist bei den erhaltenen Resultaten der trait-spezifischen Driftmuster Vorsicht geboten. Im Vergleich zu einem tieferen Bestimmungsniveau ist daher mit Abweichungen oder einem Informationsverlust zu rechnen. In der Familie der *Limnephilidae* gibt es beispielsweise deutliche artspezifische Unterschiede betreffend der Strömungspräferenz (De Brouwer et al., 2017). Die Bestimmung auf Stufe Familie bietet jedoch einen Kompromiss zwischen Aufwand und benötigtem Fachwissen und bietet für zahlreiche Fragestellungen und Anwendungen, wie der Beurteilung der Gewässergüte mittels IBCH (Modulstufenkonzept der Stufe F; (Stucki, 2010)) eine zufriedenstellende Auflösung.

Die Hypothese 2 (H2) der vorliegenden Arbeit, dass die Verdriftung der Makroinvertebraten trait-spezifische Muster zeigt, kann somit bestätigt werden.

6.2 Vergleich der beiden Versuchstage

An jeweils zwei aufeinanderfolgenden Versuchstagen wurden zwei unterschiedliche (modellerte) Fliessgeschwindigkeiten beprobt. Entgegen den Erwartungen konnte die Annahme, dass bei einer erhöhten Fliessgeschwindigkeit von 0.8 m/s mehr Makroinvertebraten verdriftet werden, nicht bestätigt werden. Über alle Untersuchungsabschnitte hinweg zeigte sich sogar ein gegenläufiger Trend, bei dem am ersten Versuchstag (modellerte Fliessgeschwindigkeit = 0.4 m/s) signifikant höhere Driftdichten erfasst wurden. Bei einer separaten Betrachtung der einzelnen Untersuchungsabschnitte war die Driftdichte während des ersten Tages nur an der Linth wesentlich höher als am zweiten. Dies widerspricht den Erkenntnissen aus den Rinnenversuchen von Schülting et al. (2018), bei welchen durch eine Modellierung mittels Random Forest ein kritischer Grenzwert für die Verdriftung von $> 0.4\text{m/s}$ ermittelt wurde. Hinsichtlich der Anzahl verdrifteter Individuen, welche insgesamt an den beiden Tagen verdriftet wurden, zeigt sich jedoch ein anderes Bild. An Tag 2 wurden nämlich mit 6834 Individuen fast doppelt so viele Makroinvertebraten nachgewiesen als am ersten Tag (3710 Individuen). Somit kann die Vorhersage des random forest aus Schülting et al. (2018), dass bei Fliessgeschwindigkeiten von über 0.4 m/s mit einer erhöhten Drift zu rechnen ist bestätigt werden. Die reduzierte Driftdichte während des zweiten Tages ist vermutlich auf die mathematische Formel, anhand deren die Driftdichte berechnet wurde, zurückzuführen. Da sowohl der Abfluss, die Anstiegsraten, als auch die Expositionsdauer an beiden Tagen fast identisch waren, unterscheidet sich der Versuchsablauf nur hinsichtlich des Fliessgeschwindigkeitsbereichs (basierend auf hydrodynamischer Modellierung) in welchem das Driftnetz positioniert wurde. Laut Pegel (1980) führt eine Verdoppelung der Fliessgeschwindigkeit zu einer Halbierung der Driftdichte.

te, sofern gleich viele Individuen potenziell verdriftet würden. Dies bedeutet, dass innerhalb der gleichen Expositionsdauer ein wesentlich grösseres Wasservolumen durch das Driftnetz strömte, was somit zu einer Art Verdünnung geführt hat. Obwohl die die Anzahl verdrifteter Individuen am zweiten Tag höher war führte eine erhöhte Fliessgeschwindigkeit zu einer geringeren Driftdichte.

6.3 Hydrologische Phasen

In einer Vielzahl von Studien wird von auffällig hohe Driftdichten während der Anstiegsphase und zu Beginn der Peak-Phase eines Schwallereignisses berichtet (z.B. Schülting et al., 2019). In den Studien von Timusk et al. (2016) und Imbert & Perry (2000) konnte während der Anstiegsphase des Schwallereignisses die höchsten Driftdichten verzeichnet werden. Nach Erreichen des Peaks folgte in beiden Fällen eine deutliche Abnahme in den Driftdichten. In den Rinnenversuchen von Schülting et al. (2018) wurden die höchsten Driftraten des Makrozoobenthos ebenfalls während der Anstiegsphase und den ersten Minuten der Schwallphase (P1) erfasst. Zwischen den beiden Phasen konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede in den Driftraten festgestellt werden. Im Gegensatz dazu wurden in Schülting et al 2019 rund 50% der gesamten Makroinvertebraten bereits während der Anstiegsphase verdriftet. Eine Vielzahl von Studien stimmten somit überein, dass insbesondere die Anstiegsphase und der Beginn der Schwallphase für die Verdriftung von entscheidender Bedeutung sind. Timusk et al. (2016) sowie Miller & Judson (2014) unterstreichen dabei den Zusammenhang zwischen Abfluss, den damit einhergehenden hydraulischen Belastungen und der Drift des Makrozoobenthos.

In den Freilandversuchen können die Erkenntnisse aus den obern erwähnten Driftstudien nur teilweise bestätigt werden. Über alle Untersuchungsabschnitte hinweg wurden während der Anstiegsphase höhere Driftdichten als in den darauffolgenden Phasen (P1, P2 und DR) festgestellt. Erstaunlicherweise war die Driftdichte während der Anstiegsphase nicht signifikant höher als jene der Sunkphase (B). Aufgrund von einigen Proben, welche bei Sunk auffällig viele Makroinvertebraten enthielten, könnte dies zu einer verhältnismässig hohen Driftdichte während des Basisabflusses geführt haben. Bei einer separaten Betrachtung der einzelnen Untersuchungsabschnitte zeigte sich, dass an der Linth während der Anstiegsphase signifikant mehr Makroinvertebraten pro m³ verdriftet wurden als in den übrigen Phasen. Die Driftdichten an der Sitter zeigten ein ähnliches Bild wie bei der gesamtheitlichen Betrachtung, mit dem Unterschied, dass neben der Sunkphase auch die Phase P1 im Vergleich zur Anstiegsphase nicht signifikant geringere Driftdichten besass.

Somit kann die in der vorliegenden Masterarbeit formulierte Hypothese (H3), dass während der Anstiegsphase signifikant höhere Driftdichten vorliegen als in den übrigen Phasen, nicht bestätigt werden.

Gesamthaft betrachtet konnte in Bezug auf die Driftdichte der aquatischen Makroinvertebraten kein signifikanter Anstieg infolge erhöhter Anstiegsraten festgestellt werden. Andere Driftstudien weisen jedoch darauf hin, dass die Pegelanstiegsrate eines Schwallereignisses einen bedeutenden Einfluss auf die Verdriftung des Makrozoobenthos haben kann (z.B. Imbert & Perry, 2000). Ergebnisse einer an der Hasliaare durchgeführten Schwallstudie (Limnex, 2009) ergaben, dass bei einem gedämpften Schwall eine deutlich geringere Driftdichte der Makroinvertebraten nachgewiesen werden konnte. Imbert & Perry (2000) kamen bereits Jahre zuvor zu dem Schluss, dass ein abrupter Pegelanstieg einen stärkeren Einfluss auf die Verdriftung der Makroinvertebraten hat, als ein stufenweiser. Eine rezente Studie (Schülting et al., 2019) zeigte ausserdem, dass es bezüglich des Einflusses der Anstiegsraten jahres- und tageszeitliche Unterschiede gibt. Im Sommer führte das Szenario mit der schnelleren Anstiegsrate zu höheren Driftproportionen, wohingegen im Frühling keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Szenarien vorlagen. Im Rahmen der Rinnenversuche von Schülting 2018 konnte ein signifikanter Anstieg der Driftraten bei Anstiegsraten die 1cm/min übersteigen verzeichnet werden. Die Anstiegsrate ist laut Schülting et al. (2018) eng an den Abfluss und die Fliessgeschwindigkeit gekoppelt und zeigte bei den Rinnenversuchen erst beim höchsten Abfluss (55 l/s) einen signifikanten Anstieg der Driftdichten. Bei niedrigen Fliessgeschwindigkeiten (< 0.5 m/s) scheint die Anstiegsrate deshalb nur eine untergeordnete Rolle bei der Verdriftung des Makrozoobenthos zu spielen.

Obwohl nicht signifikant, wurden in den Freilandversuchen höhere Driftdichten während des Szenarios mit der höchsten Pegelanstiegsrate erfasst. Dies könnte die Vermutungen der anderen Autoren (z.B. Imbert & Perry, 2000) stützen, dass bei langsamerem Pegelanstieg den Makroinvertebraten mehr Zeit verbleibt, um sich vor den hydraulischen Belastungen, welche durch den Schwall erhöht werden, in Sicherheit zu bringen.

6.4 Lineare Regressionsmodelle

Die Bildung von vier Regressionsmodellen war nur bedingt erfolgreich. Es wurde versucht anhand verschiedener Vorgehensweisen, Modelle zu erstellen, welche zur Beschreibung der Driftdichte von Makroinvertebraten verwendet werden können. Die beste Varianzaufklärung lieferte das Regressionsmodell, welches aus «theoretisch» relevanten Prädiktoren gebildet wurde. Eine Reduzierung von fünf auf zwei Prädiktoren im «theoretischen» Modell führte dazu, dass mit Hilfe weniger Prädiktoren rund ein Drittel der Varianz der Driftdichte erklärt werden konnte. Mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurde versucht eine Komplexitätsreduktion der 15 für die PCA ausgewählten Variablen zu erreichen. Schlussendlich wurden vier Faktoren für die PCA bestimmt, welche gemeinsam rund 85% der 15 Variablen erklärten. Im Vergleich mit dem theoretischen Modell besaßen die Prädiktoren, welche aus der Hauptkomponentenanalyse entstammten, eine geringere Varianzaufklärung. Die Variablenselektion mittels random forest hat sich im Gegensatz zu Schülting

et al. (2018) scheinbar nicht bewährt. Anhand der hergeleiteten Prädiktoren konnte nur ein geringer Anteil (21%) der Varianz aufgeklärt werden.

Basierend auf dem reduzierten «theoretischen» Regressionsmodell schienen einzig die beiden Prädiktoren v_{net_max} (maximale Fliessgeschwindigkeit vor dem Netz, mittig gemessen) und $ratio_Q_{min_Q_{max}}$ (Schwall-Sunk-Verhältnis) einen signifikanten Einfluss auf die Driftdichte des Makrozoobenthos zu haben. Überraschenderweise handelte es sich dabei in beiden Fällen um einen negativen Einfluss. Eine mögliche Erklärung dafür bietet die Formel, anhand derer die Driftdichte berechnet wurde. Mit zunehmender Fliessgeschwindigkeit wird die Driftdichte aufgrund des grösseren Wertes im Nenner zunehmend geringer (Pegel, 1980).

Somit kann die erste Hypothese (H1), dass eine oder mehrere hydraulische Kenngrössen einen signifikanten Einfluss auf die Driftdichte des Makrozoobenthos beeinflussen, bestätigt werden.

6.5 Ausblick

Um die im Rahmen dieser Masterarbeit gewonnenen Erkenntnisse noch zu erweitern, wäre die Durchführung weiterer Freilandversuche zu empfehlen. Damit verbunden würde es sich anbieten, die Dauer des Versuches auszuweiten und so zu planen, dass verschiedene Tages- und Jahreszeiten beprobt werden können. Ein interessanter Aspekt, welcher in der vorliegenden Masterarbeit nicht näher untersucht werden konnte, sind die Driftproben aus den Restwasserstrecken, welche als Referenzproben dienen. Eine Auswertung dieser Referenzproben würde Rückschlüsse über die Verdriftung des Makrozoobenthos in Gewässerabschnitten, welche nicht direkt mit den durch den Schwall erhöhten, hydraulischen Belastungen konfrontiert werden, erlauben. Zudem würde sich die Gelegenheit bieten im Rahmen einer weiteren Master- oder Bachelorarbeit das organische Material und dessen Einfluss auf die Verdriftung der Makroinvertebraten zu untersuchen. Um die Vergleichbarkeit mit anderen Driftstudien zu erhöhen, könnte zudem eine andere abhängige Variable, wie z.B. die Driftproportion oder Driftrate gewählt werden, um die Verdriftung zu beschreiben.

I Literaturverzeichnis

- Allan, J. D. (1978). Trout predation and the size composition of stream drift. *Limnology and Oceanography*, 23(6), S. 1231-1237.
- Allan, J. D. (1987). Macroinvertebrate drift in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 144(3), S. 261–268.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4), S. 1311–1318.
- Banning, M. (1990). Der Rheo-Index - eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flußstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL in Essen*. S. 186 - 190.
- Bartlett, M. S. (1937). Properties of sufficiency and statistical tests. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A - Mathematical and Physical Sciences*, 160, S. 268-282.
- Baumann, P., & Klaus, I. (2003). *Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.
- Baumann, P., Kirchhofer, A., & Schälchli, U. (2012). *Sanierung Schwall-Sunk Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung*. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Berga, L. (2016). The Role of Hydropower in Climate Change Mitigation and Adaptation: A Review. *Engineering*, 2(3), S. 313-318.
- Bretschko, G., & Moog, O. (1990). Downstream effects of intermittent power generation. *Water Science and Technology*, 22(5), S. 127-135.
- Breusch, T. S., & Pagan, A. R. (1979). A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 47(5), S. 1287-1294.
- Brittain, J. E., & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*, 166(1), S. 77-93.
- Brown, M. B., & Forsythe, A. B. (1974). Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69, S. 364-367.
- Bruder, A. (2012). *Bewertung von Massnahmen zur Beseitigung wesentlicher Beeinträchtigungen durch Schwall und Sunk. Grundlagen für den Vollzug*. Bericht der EAWAG, 92 S.
- Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S. P., Vollenweider, S., Langhans, S. D., & Wüest, A. (2016). A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of the Total Environment*(568), S. 1204-1212.
- 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, S. 157-170.
- Bruno, M. C., Maiolini, B., Carolli, M., & Silveri, L. (2010). Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologia*, 40(4), S. 281-290.

-
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., & Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology*, 6(4), S. 511-522.
- Bundesamt für Energie. (2018a). Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2017. Bern.
- Bundesamt für Energie. (2018b). Energiestrategie 2050 nach dem Inkrafttreten des neuen Energiegesetzes.
- Bunn, S., & Arthington, A. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), S. 492-507.
- 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(6), S. 678-691.
- Céréghino, R., & Lavandier, P. (1998). Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology*, 40(2), S. 385-399.
- 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(1), S. 47-60.
- Chance, M. M., & Craig, D. A. (1986). Hydrodynamics and behaviour of simuliid larvae (Diptera). *Canadian Journal of Zoology*, 64(6), S. 1295-1309.
- Ciborowski, J. H. (1987). Dynamics of drift and microdistribution of two mayfly populations: a predictive model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(4), S. 832–845.
- De Brouwer, J. H., Besse-Lototskaya, A. A., ter Braak, C. J., Kraak, M. F., & Verdonschot, P. F. (2017). Flow velocity tolerance of lowland stream caddisfly larvae (Trichoptera). *Aquatic Sciences*, 79(3), S. 419-425.
- Degenhardt, F., Seifert, S., & Szymczak, S. (2017). Evaluation of variable selection methods for random forests and omics data sets. *Briefings in Bioinformatics*, S. 1-12.
- Eid, M., Gollwitzer, M., & Schmitt, M. (2017). *Statistik und Forschungsmethoden* (5. Ausg.). Beltz Verlag. 1088 S.
- Elliott, J. M. (2008). Ontogenetic changes in the drifting of four species of elmids elucidate the complexity of drift-benthos relationships in a small stream in Northwest England. *Freshwater Biology*, 53(1), S. 159–170.
- Estoppey, R., Kiefer, B., Kummer, M., Lager, S., & Aschwanden, H. (2000). Angemessene Restwassermengen - Wie können sie bestimmt werden? Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 140 S.
- Fenoglio, S., Boano, F., Bo, T., Revelli, R., & Ridolfi, L. (2013). The impacts of increasing current velocity on the drift of *Simulium monticola* (Diptera: Simuliidae): a laboratory approach. *Italian Journal of Zoology*, 80(3), S. 443–448.
- Fette, M., Weber, C., Peter, A., & Wehrli, B. (2007). Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river. *Environmental Modeling & Assessment*, 12(4), S. 257-267.

-
- Field, A. P., Miles, J., & Field, Z. (2012). *Discovering statistics using R*. London: SAGE Publications Ltd.
- Flecker, A. S. (1992). Fish Predation and The Evolution of Invertebrate Drift Periodicity: Evidence from Neotropical Streams. *Ecology*, 73(2), S. 438-448.
- Fonseca, D. M., & Hart, D. D. (1996). Density-dependent dispersal of black fly Neonates is mediated by flow. *Oikos*, 75(1), S. 49-58.
- Games, P. A., & Howell, J. F. (1976). Pairwise Multiple Comparison Procedures with Unequal N's and/or Variances: A Monte Carlo Study. *Journal of Educational Statistics*, 1(2), S. 113-125.
- Genuer, R., Poggi, J., & Tuleau-Malot, C. (2010). Variable selection using Random Forests. *Pattern Recognition Letters*, 31(14), S. 2225-2236.
- Gibbins, C. N., Vericat, D., & Batalla, R. J. (2007a). When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology*, 52(12), S. 2369-2384.
- Gibbins, C. N., Vericat, D., & Batalla, R. J. (2010). Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(3), S. 945-958.
- Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Buendia, C. (2016). Which variables should be used to link invertebrate drift to river hydraulic conditions? *Fundamental and Applied Limnology*, 187(3), S. 191 - 205.
- Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Gomez, C. M. (2007b). Shaking and moving: low rates of sediment transport trigger mass drift of stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(1), S. 1-5.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., Grün, B., Godina, R., & Schmutz, S. (2016). A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes*, 30(13), S. 2063–2078.
- Hammock, B. G., Krigbaum, N. Y., & Johnson, M. L. (2012). Incorporating invertebrate predators into theory regarding the timing of invertebrate drift. *Aquatic Ecology*, 46(2), S. 153-163.
- Imbert, J. B., & Perry, J. A. (2000). Drift and benthic invertebrate responses to stepwise and abrupt increases in non-scouring flow. *Hydrobiologia*, 436, S. 191-208.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An Introduction to Statistical Learning - with Applications in R*. Springer-Verlag New York. 426 S.
- Jones, N. E. (2014). The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Research and Applications*, 30(4), S. 521-526.
- Kaiser, H. F. (1960). The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), S. 141–151.
- Kaiser, H. F. (1974). An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, 39(1), S. 31-36.
- Kaiser, H. F., & Rice, J. (1974). Little Jiffy, Mark IV. *Educational and Psychological Measurement*, 34(1), S. 111-117.

-
- Kennedy, T. A., Yackulic, C. B., Cross, W. F., Grams, P. E., Yard, M. D., & Copp, A. J. (2014). The relation between invertebrate drift and two primary controls, discharge and benthic densities, in a large regulated river. *Freshwater Biology*, 59(3), S. 557-572.
- Kohler, S. L. (1992). Competition and the Structure of a Benthic Stream Community. *Ecological Monographs*, 62(2), S. 165-188.
- Koller-Kreimel, V., Graf, W., Haas, C., Hauer, C., Schneider, M., Kopecki, I., . . . Matt, P. (2016). Schwall und Sunk: Forschungsstand & Ausblick. 148 S.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), S. 583-621.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), S. 573–592.
- Lancaster, J. (1992). Diel variations in the effect of spates on mayflies (Ephemeroptera: Baetis). *Canadian Journal of Zoology*, 70(9), S. 1696-1700.
- Leitner, P., Hauer, C., & Graf, W. (2017). Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers - A case study at the Ziller River in Austria. *Science of the Total Environment*, 575, S. 112–118.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. In: Olkin et al. (Hrsg.). *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. Stanford University Press. S. 278-292.
- Limnex. (2006). Schwallversuche in der Linth. Ökologische Auswirkungen von Schwalldämpfenden Massnahmen. Grundlagen zur Beurteilung und Verbesserung des Schwallbetriebes aus der Zentrale Linthal der Kraftwerke Linth-Limmern. Z.H. Amt für Umweltschutz, Kt. Glarus.
- Limnex. (2009). Schwall-Sunk in der Hasliaare. Gewässerökologische Untersuchungen von Hasliaare und Lütschine und Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien. Bericht zuhanden der Krafwerke Oberhasli AG.
- Limnex. (2014). Strategische Planung zur Sanierung von Schwall/Sunk im Kanton Glarus. Schlussbericht. 73 S.
- Maiolini, B., Silveri, L., & Lencioni, V. (2007). Hydroelectric power generation and disruption of the natural stream flow: effects on the zoobenthic community. *Studi Trentini di Scienze Naturali ACTA BIOLOGICA*, 83, S. 21-26.
- Matthaei, C., Uehlinger, U., & Frutiger, A. (1997). Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. *Freshwater Biology*, 37, S. 61-77.
- Meile, T. (2006). Schwall und Sunk in Fliessgewässern. *Eawag News*(61d), S. 28-29.
- Miller, S. W., & Judson, S. (2014). Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(5), S. 675-687.
- Naman, S. M., Rosenfeld, J. S., & Richardson, J. S. (2016). Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(8), S. 1292-1305.

-
- Naman, S. M., Rosenfeld, J. S., Richardson, J. S., & Way, J. L. (2017). Species traits and channel architecture mediate flow disturbance impacts on invertebrate drift. *Freshwater Biology*, 62(2), S. 340–355.
- Niu, S., & Insley, M. (2013). On the economics of ramping rate restrictions at hydro power plants: Balancing profitability and environmental costs. *Energy Economics*, 39, S. 39-52.
- Nujic, M. (2004). Ergänzungen zu HYDRO_AS-2D. Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis.
- Palmer, M. A., Allan, J. D., & Butman, C. A. (1996). Dispersal as a regional process affecting the local dynamics of marine and stream benthic invertebrates. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(8), S. 322-326.
- Pegel, M. (1980). Zur Methodik der Driftmessung in der Fließgewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera). *Journal of Applied Entomology*, 89, S. 198-214.
- Pfaundler, M., & Keusen, M. (2007). Veränderungen von Schwall und Sunk. Hydrologische Datenanalyse zur Charakterisierung von Schwall-Sunk Phänomenen in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., . . . Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), S. 769-784.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), S. 730-756.
- Rader, R. B. (1997). A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(6), S. 1211-1234.
- Riederer, R., Müller, B., & Arnold, U. (2014). Sanierung Wasserkraft Kanton St. Gallen - Schlussbericht. Amt für Umwelt und Energie des Kanton St. Gallen, S.201.
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2015). www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*, 53, S. 271-282.
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2019). www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 7.0. Abgerufen am 12. Februar 2019 von <https://www.freshwaterecology.info>
- Schmutz, S., Bakken, T. H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., . . . Zeiringer, B. (2015). Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria. *River Research and Applications*, 31(8), S. 919–930.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., . . . Zeiringer, B. (2013). Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Datenerhebung und Analyse Benthische Invertebraten. Wien.
- Schülting, L., Dossi, F., Tonolla, D., Di Cugno, N., Hauer, C., & Graf, W. (2018). Assessment of hydropeaking impacts on the drift of aquatic macroinvertebrates – Flume and field experiments. Preliminary Report.

-
- Schülting, L., Feld, C. K., & Graf, W. (2016). Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of the Total Environment*, 573, S. 1472-1480.
- Schülting, L., Feld, C. K., Zeiringer, B., Hudek, H., & Graf, W. (2019). Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: An experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities. *Ecohydrology*, 12(1), S. 1-12.
- Schweizer, S., Neuner, J., & Heuberger, N. (2009). Bewertung von Schwall/Sunk - Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. *Wasser Energie Luft*, 101(3), S. 194-202.
- Schweizer, S., Tonolla, D., Bruder, A., & Vollenweider, S. (2015). Schwall und Sunk – ein kurzer Überblick. In: *Wasserwirtschaft*(6), S. 15-20.
- Stanford, J. A., & Ward, J. V. (1993). An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(1), S. 48-60.
- Stucki, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt. Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, S.588.
- Timusk, E. R., Smokorowski, K. E., & Jones, N. E. (2016). An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(4), S. 555-570.
- Toffolon, M., Siviglia, A., & Zolezzi, G. (2010). Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research*, 46(8).
- Tonolla, D., Bruder, A., & Schweizer, S. (2017a). Evaluation of mitigation measures to reduce hydropeaking impacts on river ecosystems - a case study from the Swiss Alps. *Science of the Total Environment*, 574, S. 594-604.
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Oppliger, S., & Essyad, K. (2017b). Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1701: 133 S.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), S. 175-205.
- Wächter, K., Tanno, D., Schmidlin, S., Kirchhofer, A., & Eichenberger, D. (2014). Strategische Planung zur Sanierung von Schwall/Sunk im Kanton Glarus - Schlussbericht. *Limnex*.
- Wallace, J. B. (1990). Recovery of Lotic Macroinvertebrate Communities From Disturbance. *Environmental Management*, 14(5), S. 605-620.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41, S. 115-139.
- Waters, T. F. (1972). The Drift of Stream Insects. *Annual Review of Entomology*, 17, S. 253-272.
- Welch, B. L. (1947). The generalization of "Student's" problem when several different population variances are involved. *Biometrika*, 34(1/2), S. 28-35.

-
- Whiting, P. J., & Dietrich, W. E. (1990). Boundary Shear Stress and Roughness Over Mobile Alluvial Beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 116(12), S. 1495-1511.
- Wooster, D., & Sih, A. (1995). A Review of the Drift and Activity Responses of Stream Prey to Predator Presence. *Oikos*, 73(1), S. 3-8.
- Young, P. S., Cech, J. J., & Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4), S. 713-731.
- Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., & Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4(4), S. 564-576.

II Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Hydrologische Kenngrößen zur Charakterisierung einer von Schwall-Sunk geprägten Abflussganglinie. . .	3
Abbildung 2: Grafische Darstellung des Verdriftungsprozesses.....	5
Abbildung 3: Schematische Darstellung der «driftrelevanten» Einflussfaktoren.....	6
Abbildung 4: Schematische Übersicht zu den verschiedenen Ebenen des Versuchsdesigns.....	13
Abbildung 5: Übersichtskarte zu den drei Untersuchungsabschnitten.....	15
Abbildung 6: Übersicht zu den Wasserfassungen.....	16
Abbildung 7: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Sitter.....	16
Abbildung 8: Versuchsverlauf an der Sitter.. ..	17
Abbildung 9: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Hasliaare.	18
Abbildung 10: Detaillierte Karte zur Lage der Referenz- bzw. Restwasserstrecke.....	19
Abbildung 11: Versuchsverlauf an der Hasliaare.. ..	20
Abbildung 12: Übersichtskarte zum Untersuchungsabschnitt an der Linth.....	21
Abbildung 13: Versuchsverlauf am Untersuchungsabschnitt der Linth.....	22
Abbildung 14: Schematische Darstellung zu den drei Beprobungsstandorten	22
Abbildung 15: Schematische Übersicht zum Versuchsablauf.. ..	23
Abbildung 16: Links: Schematische Darstellung eines Driftnetzes; Rechts: Driftnetz unter Wasser	24
Abbildung 17: Übersicht zur Gesamtdrift an den einzelnen Untersuchungsabschnitten.	37
Abbildung 18: Übersicht zu den Anteilen der einzelnen Ordnungen an den Untersuchungsabschnitten.	38
Abbildung 19: Boxplots der Driftdichten von Tag 1 & 2 (über alle Gewässer hinweg).....	41
Abbildung 20: Boxplots der Driftdichten an Tag 1 & 2 bzw. Q1/Q2 (nach Gewässer getrennt).....	42
Abbildung 21: Boxplots zu den drei Schwall Szenarien (U1-U3).. ..	43
Abbildung 22: Streudiagramm mit Driftdichte auf der Y-Achse und vnet_max auf der X-Achse.	47
Abbildung 23: Grafik zu den Eigenwerten der vier für die Regression ausgewählten PCA-Prädiktoren.	48
Abbildung 24: Boxplots zu den Driftdichten der fünf hydrologischen Phasen.....	52
Abbildung 25: Boxplots zu den Driftdichten der fünf hydrologischen Phasen (nach Gewässer getrennt).	53

III Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersichtstabelle zu den modellierten Werten.	14
Tabelle 2: Übersichtstabelle zu den verwendeten Sonden und ihren Standorten.	26
Tabelle 3: Übersicht zu den Aspekten und Ausprägungen der Mikrohabitatcharakteristik.	27
Tabelle 4: Systematische Übersicht zu den ausgewählten Familien.	31
Tabelle 5: Deskriptive Übersicht zu den potenziellen Prädiktoren	35
Tabelle 6: Übersichtstabelle zum Chi-Quadrat-Unabhängigkeitstest.	40
Tabelle 7: ANOVA-Ergebnisse der Driftdichten an den Untersuchungsabschnitten.	40
Tabelle 8: Ergebnisübersicht zu den durchgeführten t-Tests.	41
Tabelle 9: Übersichtstabelle zu den vier Faktoren der Hauptkomponentenanalyse (PCA).	44
Tabelle 10: Ergebnisse zum Regressionsmodell mit den «theoretisch» relevanten Prädiktoren.	45
Tabelle 11: Übersicht zum reduzierten «theoretischen» Regressionsmodell.	46
Tabelle 12: Ergebnistabelle zum Regressionsmodell mit den PCA-Prädiktoren.	47
Tabelle 13: Übersicht zum Regressionsmodell der random forest Prädiktoren.	49
Tabelle 14: Ergebnisse der ANOVA zum trait Substratpräferenz.	50
Tabelle 15: Ergebnisse der ANOVA für den trait Strömungspräferenz.	51

IV Anhang

Anhang A: Tabelle zu den Kraftwerken, Einzugsgebieten und Untersuchungsabschnitten

Anhang B: Tabelle Mikrohabitatcharakteristik

Anhang C: Liste der traits

Anhang D: Nicht berücksichtigte Taxa

Anhang E: Übersicht zu den zehn häufigsten Familien

Anhang F: Korrelationsmatrix

Anhang G: Streudiagramm ratio_Qmin_Qmax

Anhang H: ANOVA-Ergebnistabelle der fünf Phasen

Anhang I: Plagiatserklärung

Anhang J: Poster

Anhang A:

Tabelle: Eckdaten zu den Kraftwerken, Einzugsgebieten und Untersuchungsabschnitten. Aus Schülting et al. (2018).

	Kubel - Sitter	KWO - Hasliaare	KLL - Linth
Datum	15. & 16. März	30. & 31. März	8. & 9. April
Ort	Bruggen (SG)	Meiringen (BE)	Betschwanden (GL)
Eckdaten Kraftwerke			
Installierte Kapazität [MW]	13.5	471	34.4
Energieproduktion [GWh/a]	29	940	78.9
Turbinentyp & Anzahl	3 Francis	6 Pelton & 2 Francis	2 Francis
Min. Basisabfluss [m ³ /s]	2	3.1	2.5
Max. Gesamtabfluss [m ³ /s]	18	95	32
Einzugsgebiet			
Grösse Einzugsgebiet [km ²]	257	456	194
Hochwasserperiode	April - Juni	Mai - Oktober	Mai - August
Geologie	Karbonatsedimente	Silikatsedimente	Karbonatsedimente
Flussordnungszahl (Strahler)	6	6	6
Hydrologisches Regime ^A	nivo-pluvial pre-aplin	b-glazial	nivo-glazial
Untersuchungsabschnitt			
Ø jährlicher Abfluss [m ³ /s]	11	32	12
Distanz zum Einlass [km]	0.35	3	3.6
Länge [m]	300	250	200
Breite [m]	45	35	15
Höhe [m.ü.M.]	590	600	600
Ökomorphologie	wenig beeinträchtigt	stark beeinträchtigt	stark beeinträchtigt
Korngrösse D _m & D ₉₀ [mm]	28 & 52	47 & 98	54 & 125

Bemerkungen: A: Hydrologisches Regime unter natürlichen Bedingungen (ohne Schwall-Sunk-Einfluss).

Anhang B:

Tabelle: Übersicht zur Mikrohabitatcharakteristik.

Fluss	KW	Tag	Sampling Station	Mal	Mil	Aka	Psa	Arg_Pel	POM_woo	Alg_Mph	Fließgeschwindigkeit	Wassertiefe	Verbauung	Kolimation	D _m (mm)	D ₉₀ (mm)	D ₈₄ (mm)
Sitter	KU	Q1	KU_SS1	3	1	2	2	4	4	2	1	3	1	1	28.1	52.3	41.7
Sitter	KU	Q1	KU_SS2	4	1	2	2	4	4	2	1	3	1	1	28.1	52.3	41.7
Sitter	KU	Q1	KU_SS3	4	2	1	2	4	4	2	1	4	1	1	28.1	52.3	41.7
Sitter	KU	Q2	KU_SS1	3	1	2	2	4	4	2	3	3	1	1	28.1	52.3	41.7
Sitter	KU	Q2	KU_SS2	3	1	2	2	4	4	2	4	3	1	1	28.1	52.3	41.7
Sitter	KU	Q2	KU_SS3	3	1	2	2	4	4	2	3	3	1	1	28.1	52.3	41.7
Haslaare	KWO	Q1	KWO_SS1	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Haslaare	KWO	Q1	KWO_SS2	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Haslaare	KWO	Q1	KWO_SS3	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Haslaare	KWO	Q2	KWO_SS1	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Haslaare	KWO	Q2	KWO_SS2	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Haslaare	KWO	Q2	KWO_SS3	2	1	2	3	4	4	4	4	3	2	1	47.3	97.6	77.1
Linth	KLL	Q1	KLL_SS1	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4
Linth	KLL	Q1	KLL_SS2	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4
Linth	KLL	Q1	KLL_SS3	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4
Linth	KLL	Q2	KLL_SS1	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4
Linth	KLL	Q2	KLL_SS2	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4
Linth	KLL	Q2	KLL_SS3	2	2	2	4	4	4	2	4	4	2	1	59.9	149.7	94.4

Anhang C:

Tabelle: Traitsliste der gefundenen Taxa.

Familie	Substratpräferenz	Strömungspräferenz
<i>Oligochaeta</i>	interstitial	indifferent
<i>Hydracarina</i>	indifferent	indifferent
<i>Gammaridae</i>	surface	lentic
<i>Baetidae</i>	surface	indifferent
<i>Heptageniidae</i>	surface	lotic
<i>Leptophlebiidae</i>	interstitial	lotic
<i>Siphonuridae</i>	surface	lentic
<i>Capniidae</i>	interstitial	indifferent
<i>Chloroperlidae</i>	interstitial	lentic
<i>Leuctridae</i>	interstitial	indifferent
<i>Nemouridae</i>	surface	indifferent
<i>Perlidae</i>	interstitial	lotic
<i>Perlodidae</i>	interstitial	lotic
<i>Taeniopterygidae</i>	surface	lotic
<i>Curculionidae</i>	no	not classified
<i>Elmidae</i>	surface	lotic
<i>Hydraenidae</i>	no	lotic
<i>Hydrophilidae</i>	not classified	not classified
<i>Glossosomatidae</i>	surface	lotic
<i>Hydropsychidae</i>	interstitial	lotic
<i>Hydroptilidae</i>	surface	lentic
<i>Limnephilidae</i>	surface	lentic
<i>Polycentropodidae</i>	interstitial	lentic
<i>Rhyacophilidae</i>	interstitial	lotic
<i>Lepidoptera sp.</i>	not classified	not classified
<i>Athericidae</i>	interstitial	lotic
<i>Blephariceridae</i>	surface	lotic
<i>Ceratopogonidae</i>	surface	lentic
<i>Chironomidae</i>	indifferent	indifferent
<i>Dixidae</i>	surface	lentic
<i>Empididae</i>	interstitial	lentic
<i>Limoniidae/Pediciidae</i>	interstitial	indifferent
<i>Psychodidae</i>	no	not classified
<i>Simuliidae</i>	surface	lotic
<i>Stratiomyidae</i>	interstitial	not classified
<i>Thaumaleidae</i>	not classified	not classified

Anhang D:

Tabelle: Liste zu den ausgeschlossenen Taxa.

Stamm	Ordnung	Familie	Individuenzahl		
			Sitter	Hasliaare	Linth
<i>Mollusca</i>	<i>Gastropoda</i>	<i>Lymnaeidae</i>	-	-	3
		<i>Physidae</i>	-	-	1
<i>Arthropoda</i>	<i>Amphipoda</i>	<i>Nyphargidae</i>	-	-	1
	<i>Isopoda</i>	<i>Asellidae</i>	1	-	-
<i>Insecta</i>	<i>Heteroptera</i>	<i>Corixidae</i>	2	-	-
		<i>Gerridae</i>	1	2	-
	<i>Coleoptera</i>	<i>Dytiscidae</i>	3	-	-
		<i>Halplidae</i>	1	-	-
		<i>Hydroscaphidae</i>	1	-	-
		<i>Psephenidae</i>	-	-	1
		<i>Scirtidae (Helodidae)</i>	-	1	-
	<i>Trichoptera</i>	<i>Brachycentridae</i>	-	-	2
		<i>Philopotamidae</i>		1	1
		<i>Psychomyiidae</i>	1	-	1
	<i>Diptera</i>	<i>Dolichopodidae</i>	-	-	1
		<i>Rhagionidae</i>	-	1	-
		<i>Sciomyzidae</i>	-	1	-
		<i>Tipulidae</i>	-	-	3

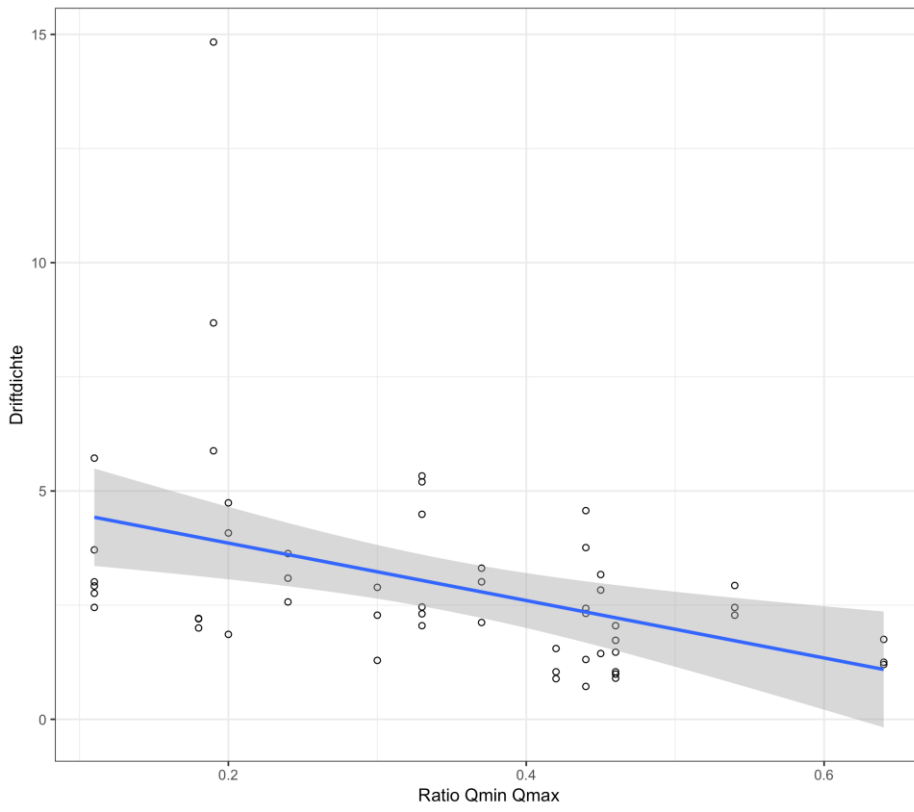
Anhang E:

Tabelle: Übersicht zu den zehn häufigsten Taxa.

Ordnung	Familie	Untersuchungsabschnitt:														
		Sitter (Kubel)					Hasilaare (KWO)					Linth (KLL)				
		Szenario			n	Szenario			n	Szenario			n	Szenario		
M(max/min)	UR1	UR2	UR3	M(max/min)		UR1	UR2	UR3		M(max/min)	UR1	UR2		UR3		
Oligochaeta	Oligochaeta	155	1.7 (21/1)	15	53	87	9	0.1 (2/1)	2	3	4	5	0.05 (1/1)	2	-	3
Ephemeroptera	Baetidae	961	10.7 (68/1)	369	218	374	1244	13.8 (64/1)	428	405	411	323	3.6 (12/1)	125	86	112
	Heptageniidae	397	4.4 (27/1)	150	99	148	105	1.2 (7/1)	41	27	37	29	0.3 (4/1)	8	13	8
Plecoptera	Leuctridae	99	1.1 (9/1)	41	18	40	125	1.4 (7/1)	37	41	47	128	1.4 (7/1)	61	35	32
	Nemouridae	82	0.9 (5/1)	27	18	37	47	0.5 (4/1)	17	22	8	80	0.9 (6/1)	30	29	21
Coleoptera	Elmidae	100	1.1 (7/1)	16	21	63	6	0.07 (1/1)	1	2	3	12	0.1 (2/1)	6	3	3
Trichoptera	Limnephilidae	7	0.08 (4/1)	1	-	6	81	0.9 (17/1)	9	18	54	34	0.4 (3/1)	11	10	13
	Rhyacophiliidae	16	0.2 (2/1)	7	6	3	613	6.8 (88/1)	242	174	197	26	0.3 (3/1)	10	4	12
Diptera	Chironomidae	1186	13.2 (40/2)	312	377	497	1311	14.5 (63/1)	245	466	600	872	9.7 (40/1)	329	276	267
	Simuliidae	1326	14.7 (196/1)	726	350	250	296	3.3 (29/1)	169	76	51	16	0.17 (2/1)	8	1	7

Anhang G:

Abbildung: Streudiagramm Driftdichte vs. ratio_Qmin_Qmax.



Anhang H:

Tabelle: ANOVA-Ergebnistabelle über die 5 hydrologischen Phasen. KI = Konfidenzintervall; df = Freiheitsgrade.

Vergleich zwischen	Differenz	Untergrenze 95% KI	Obergrenze 95% KI	t-Wert	df	p-Wert
D-U	-0.63	-1.25	-0.01	2.83	64.64	0.047
L-U	-0.29	-1.07	0.49	1.03	104.38	0.843
P1-U	-0.63	-1.25	-0.02	2.88	62.45	0.042
P2-U	-0.76	-1.37	-0.15	3.51	59.26	0.007
L-D	0.34	-0.22	0.9	1.71	67.83	0.433
P1-D	0	-0.27	0.26	0.05	103.61	1
P2-D	-0.13	-0.38	0.11	1.53	95.52	0.546
P1-L	-0.35	-0.9	0.21	1.76	65.08	0.406
P2-L	-0.47	-1.02	0.07	2.46	61.02	0.114
P2-P1	-0.13	-0.35	0.1	1.58	101.7	0.516

Anhang I:

Plagiatserklärung



Erklärung betreffend das selbständige Verfassen einer Masterarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Masterarbeit versichert der/die Studierende, dass er/sie die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der/die unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Masterarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplinarmassnahmen der Hochschulordnung in Kraft.

Ort, Datum:

Zürich, 14.2.2019

Unterschrift:


.....

Das Original dieses Formulars ist bei der ZHAW-Version aller abgegebenen Masterarbeiten im Anhang mit Original-Unterschriften und -Datum (keine Kopie) einzufügen.

Anhang J:

Poster:

Auswirkungen von Schwall - Sunk auf die Verdriftung von aquatischen Makroinvertebraten

Masterarbeit von Pascal Keller

Einleitung

Die Wasserkraft ist ein fundamentaler Bestandteil der Schweizer Elektrizitätswirtschaft und leistet als erneuerbare Energiequelle einen entscheidenden Beitrag zur Deckung des Schweizer Strombedarfs. Im Hinblick auf die Umsetzung der Energiesstrategie 2050 wird diese Form der Stromgewinnung in Zukunft noch weiter ausgebaut werden. Neben zahlreichen Vorteilen bringt die Wasserkraftnutzung jedoch auch nachteilige Aspekte mit sich. Insbesondere die durch den Kraftwerksbetrieb regelmässig hervorgerufenen, starken Abfluss- und Pegelschwankungen (Schwall-Sunk) können zu wesentlichen Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften und ihren Habitaten führen. Eine negative Begleiterscheinung von Schwall-Sunk stellt die Verdriftung (flussabwärts gerichteter Transport) von aquatischen Makroinvertebraten dar. Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit wurden die Auswirkungen von Schwall-Sunk auf die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten untersucht. An drei von Schwall-Sunk geprägten Fließgewässern (Sitter, Hasilaare und Linth) wurden verschiedene Schwall-Szenarien mit unterschiedlichen Pegelanstiegsraten und Fließgeschwindigkeiten beprobt.

Im Rahmen dieser Masterarbeit wird die Beantwortung der folgenden Fragestellung angestrebt:

«Wie wirken sich unterschiedliche hydraulische Kenngrößen (Anstiegs- und Rückgangsraten, Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung) auf die Verdriftung aquatischer Makroinvertebraten in schwallgeprägten Fließgewässern aus?»

Material & Methoden

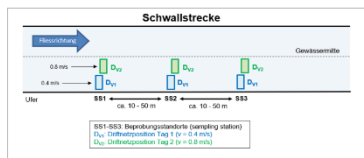


Abbildung 1: Standorte der Beprobungsstandorte

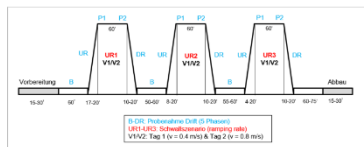


Abbildung 2: Versuchsablauf eines Versuchstages

Feld- und Laborarbeit:

- 3 schwallgeprägte Fließgewässer (Sitter, Hasilaare, Linth)
- 1x Schwallstrecke & 1x Restwasserstrecke (Referenz)
- 2 Versuchstage pro Untersuchungsabschnitt (Fließgeschwindigkeit T1 = 0.4 m/s, T2 = 0.8 m/s)
- 3 Schwall-Szenarien pro Versuchstag (variierte Pegelanstiegsraten)
- Probenahme an 3 Beprobungsstandorten mittels Driftnetze
- Bestimmung des Makrozoobenthos auf Familienniveau

Datenanalyse:

- Berechnung von linearen Regressionsmodellen (basierend auf Literatur, PCA und random forest)
- Erstellen von Visualisierungen
- Statistische Analysen (ANOVA, Kruskal-Wallis und t-Test)
- Abhängige Variable = Driftdichte (Individuen/m²)

Resultate

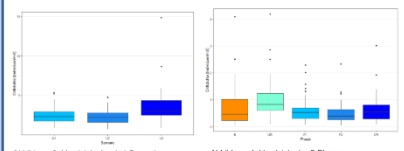


Abbildung 3: Vergleich der drei Szenarien

Abbildung 4: Vergleich der 5 Phasen

Lineare Regressionen:

- Reduziertes «theoretische Modell» lieferte die beste Performance
- Signifikanter (negativer) Einfluss auf Driftdichte des Makrozoobenthos

Statistische Vergleiche:

- Anstiegsrate hatte höhere Driftdichten als übrige Phasen (ausser Sunk)
- Trait-spezifische Muster vorhanden
- Erhöhte Fließgeschwindigkeit am Tag 2 führte nicht zu höheren Driftdichten

Diskussion

Es zeigte sich, dass Oberflächenbewohnende Taxa eher verdriftet werden als Intersitial-Arten. Die Erkenntnis, dass insbesondere zu Beginn des Schwallereignisses (Anstiegs) viele Makroinvertebraten verdriftet werden wird in den zahlreichen Studien bestätigt. Erstaunlicherweise führte eine erhöhte Fließgeschwindigkeit am zweiten Tag nicht zu erhöhten Driftdichten.