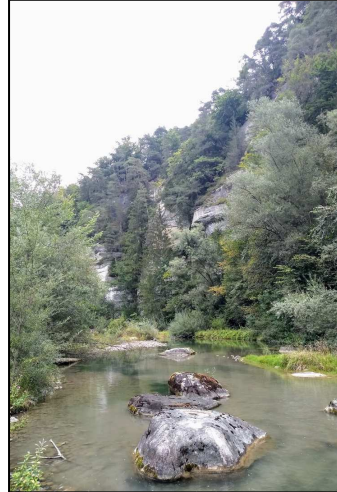
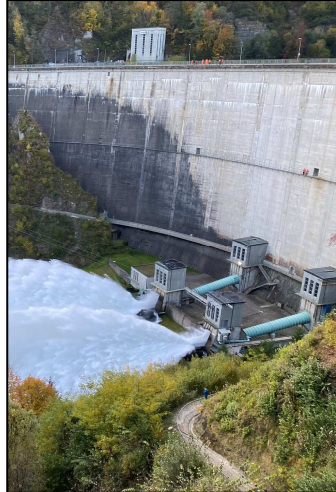


ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN

DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT

INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN



«Der Einfluss künstlicher Hochwasserevents auf Morphologie & Ökologie einer Restwasserstrecke»

Ein Langzeitmonitoring an der Saane

Bachelorarbeit

von

Schneider Damian

Bachelorstudiengang 2017

Abgabedatum: 14.01 2021

Studienrichtung Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Prof. Dr. Michael Döring

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen,
Grüntal, 8820 Wädenswil


Dr. Diego Tonolla

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen,
Grüntal, 8820 Wädenswil

Christa Gufler

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen,
Grüntal, 8820 Wädenswil

Impressum

- Schlagworte: Künstliche Hochwasser, Damm, Restwasserstrecke, Ökologie, Auen
- Keywords: artificial floods, dam, residual flow section, ecology, floodplain
- Zitiervorschlag: Schneider, D. (2021). «*Der Einfluss künstlicher Hochwasserevents auf Morphologie & Ökologie einer Restwasserstrecke*» Ein Langzeitmonitoring an der Saane. Bachelorarbeit. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen IUNR, Wädenswil. Unveröffentlicht
- Autor: Damian Schneider
 damianschneider@msn.com
- Institut: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences und Facility Management
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Grüental, 8820 Wädenswil, Schweiz
- Titelbild: Staumauer & Kraftwerk Rossens (FR) mit künstlich ausgelöster Flut (Foto: Amt für Wald und Natur FR, Simon Gingins, 2020) & Restwasserstrecke kleine Saane (Foto: Damian Schneider, 2020).

Abstract

Extremely high dynamics in natural floodplain systems, in the form of a temporally and spatially very variable water and bed load regime, makes this habitat a hotspot of biodiversity. Alluvial zones are home to many specialized terrestrial and aquatic species. Temporally recurring floods of varying dimensionality and duration have a formative effect on floodplain landscapes and ensure their preservation. However, naturally flowing waters have steadily decreased worldwide in the past. This is due to the construction of weirs and dams for the purpose of electricity production. These anthropogenic interventions on the waters have a direct influence on their morphology and ecology. Artificial floods are intended to counteract the gradual loss of habitat quality in disturbed floodplain systems. Because the residual water, which is returned to the water body below dams, is not sufficient to provide for the important dynamics on which a water body depends. With this bachelor thesis, ecological and morphological effects of larger floods (up to max. 254 m³/s) as well as smaller dam overflows (between 10 -177 m³/s) are examined under consideration of the current state of research in this area, on a floodplain river system. Including measurements of abiotic parameters (hydrochemistry, hydrophysics, sediment) as well as biotic parameters (macrozoobenthos, periphyton), direct effects due to the different flood events at the river Saane (Fribourg, CH) were searched for. On the one hand it was found that the triggered floods had a small effect on the hydrochemical-physical parameters. On the other hand, analyses of the macrozoobenthos fauna and the periphyton showed clearer answers. The number of taxa, macroinvertebrate density as well as the different diversity indices Shannon, Simpson and Evenness were significantly reduced in relation to the macrozoobenthos due to the generated floods. The periphyton biomass was strongly minimized. Macrozoobenthos communities showed a temporal shift as a consequence of recent flood events with a clear effect with increasing time since a last flood. This was significantly shown by the increase in Coleoptera taxa as well as the decrease in EPT taxa. However, both biotic parameters show an early recovery after a flood event. The results of this work have shown that regular "management" in the form of artificially generated floods is of high importance for the integrity of a floodplain system. Only with a long-term maintenance of the generation of artificial floods or dam overflows, a river system as well as a floodplain system can represent a sustainable valuable ecosystem. The findings are consistent with other long-term studies that have addressed the same issue.

Zusammenfassung

Eine ausgesprochen hohe Dynamik in natürlichen Auensystemen, in Form eines zeitlich und räumlich sehr variablen Wasser und Geschieberegimes, macht diesen Lebensraum zum Hotspot der Biodiversität. In Auen finden sich jede Menge spezialisierte, terrestrische wie auch aquatische Arten. Zeitlich wiederkehrende Hochwasser unterschiedlicher Dimensionalität und Dauer sind in Auenlandschaften von prägender Wirkung und sorgen für deren Erhalt. Natürlich fließende Gewässer nahmen jedoch in der Vergangenheit weltweit stetig ab. Dies aufgrund der Verbauung der Flüsse in Form von Staumauern, Wehren und Dämmen im Sinne der Stromproduktion. Diese anthropogenen Eingriffe auf die Gewässer haben einen direkten Einfluss auf deren Morphologie und Ökologie. Mit künstlichem Hochwasser soll dem schleichenden Verlust der Lebensraumqualität in gestörten Auensystemen entgegengewirkt werden. Denn das dotierte Restwasser, welches unterhalb von Stauanlagen dem Gewässer zurückgegeben wird, reicht nicht aus um für die so wichtige Dynamik, auf die ein Gewässer angewiesen ist, zu sorgen. Mit dieser Bachelorarbeit werden ökologische und morphologische Auswirkungen grösserer Hochwasser (bis max 254 m³/s) sowie kleinerer Dammüberläufe (zwischen 10 -177 m³/s) unter Berücksichtigung des aktuellen Forschungsstandes auf diesem Gebiet, auf ein Auenflusssystem untersucht. Unter Einbezug von Messungen abiotischer Parameter (Hydrochemie, Hydrophysik, Sediment) als auch biotischer Parameter (Makrozoobenthos, Periphyton) wurde nach direkten Effekten aufgrund der unterschiedlichen Hochwasserevents an der kleinen Saane (Fribourg, CH) gesucht. Einerseits ist festgestellt worden, dass die ausgelösten Fluten einen geringen Effekt auf die hydrochemisch-physikalischen Parameter hatten. Andererseits zeigten sich bei den Analysen der Makrozoobenthosfauna und des Periphytons beträchtlichere Antworten. Hier erfuhren Anzahl Taxa, Makroinvertebratendichte sowie die unterschiedlichen Diversitätsindizes Shannon, Simpson und Evenness, bezogen auf das Makrozoobenthos, eine relevante Reduktion aufgrund der erzeugten Fluten. Die Periphyton-Biomasse wurde stark minimiert. Makrozoobenthosgemeinschaften zeigten eine zeitlich geprägte Verschiebung als Folge der jüngst aufgetreten Flutereignissen mit wesentlichem Effekt mit zunehmender Zeit seit einer letzten Flut. Dies zeigte sich in der Zunahme an Coleoptera-Taxa als auch an der Abnahme an EPT-Taxa signifikant. Beide biotischen Parameter zeigen jedoch eine bereits früh auftretende Erholung nach einem Hochwasserevent. Die gewonnenen Erkenntnisse aus dieser Arbeit haben gezeigt, dass eine regelmässige «Bewirtschaftung» in Form von künstlich erzeugten Fluten, für ein Auensystem von hoher Bedeutung für dessen Integrität ist. Nur mit einer längerfristigen Aufrechterhaltung der Erzeugung von künstlichem Hochwasser oder Dammüberläufen kann ein Flusssystem wie auch Auensystem ein nachhaltig wertvolles Ökosystem darstellen. Die Erkenntnisse decken sich mit anderen Langzeitstudien, welche dieselbe Problematik behandelten.

Danksagung

Für die Unterstützung bei meiner Bachelorarbeit bedanke ich mich herzlich bei:

- Michael Döring
- Diego Tonolla
- Christa Gufler
- Manuel Antonetti
- Olivier Kastenhofer
- Julia Szreniawa
- Peter Kauf
- Simon Gingins
- Ein besonderer Dank gilt meiner Familie welche mich während der Durchführung meiner Bachelorarbeit wie auch während des gesamten Studiums stets unterstützt hat.

Inhaltsverzeichnis

Abstract	3
Zusammenfassung.....	4
Danksagung	5
1. Einleitung.....	9
1.1 Natürliche Auendynamiken.....	10
1.2 Hintergrund & Ausgangslage.....	11
1.3 Experimentelle Hochwasser	12
1.4 Studienfragen	13
2. Literaturübersicht.....	15
2.1 Aktueller Forschungsstand.....	15
3. Material & Methodik.....	17
3.1 Untersuchungsgebiet	17
3.1.1 Wasserkraftnutzung und Hydrologie.....	17
3.2 Feldaufnahmen & Labortechnik.....	20
3.2.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter.....	20
3.2.2 Periphyton	20
3.2.3 Sedimentproben, Respiration & organisches Material aus Sediment-Proben.....	21
3.2.4 Makrozoobenthos.....	22
3.2.5 Organisches Material aus MZB-Proben	22
3.3 Datenanalyse	23
3.3.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter.....	23
3.3.2 Periphyton	23
3.3.3 Sedimentproben, Respiration & organisches Material aus Sediment-Proben.....	23
3.3.4 Makrozoobenthos.....	24
3.3.5 Organisches Material aus MZB-Proben	24
3.3.6 Statistische Analysen in R	25

4. Ergebnisse.....	26
4.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter	26
4.2 Periphyton-Biomasse	30
4.3 Organisches Material.....	32
4.4 Respiration & Sediment.....	34
4.5 Makrozoobenthos	36
4.5.1 Taxavielfalt und Diversität	36
4.5.2 Makrozoobenthosdichte	39
4.5.3 Relative Abundanz taxonomischer Gruppen.....	41
4.5.4 Änderung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft	45
5. Diskussion.....	47
5.1 Stabile Bedingungen der hydrochemisch-physikalischen Parameter	47
5.2 Zunehmendes Wachstum an Periphyton-Biomasse nach Ausbleiben von Fluten	48
5.3 Erhöhte Werte an organischem Material und Respirationrate im Seitenkanal	49
5.4 Erhöhter Anteil an Feinsediment im Seitenkanal.....	50
5.5 Makrozoobenthosdichte und Diversität wird durch Hochwasser minimiert.....	50
5.6 Änderung der Lebensgemeinschaft des MZB aufgrund längeren Ausbleibens von Fluten....	51
6. Schlussfolgerung.....	52
Literaturverzeichnis.....	53
Abbildungsverzeichnis.....	56
Tabellenverzeichnis	57

Abkürzungen

MZB	Makrozoobenthos; Gesamtheit aller in der Bodenzone eines Gewässers vorkommenden, wirbellosen, von Auge erkennbaren Lebewesen
EPT	Die Ordnungen des MZB Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera wurden als EPT-Taxa zusammengefasst
OM	Organisches Material; verschiedene organische Bestandteile aus dem Flussbett, welche bei der Probenahme nebst dem Makrozoobenthos beprobt werden (bspw. Algen, Blätter, etc.)
CPOM	Grobpartikuläre organische Masse, OM > 1mm
FPOM	Feinpartikuläre organische Masse, OM < 1mm
AFDM	Aus Englischem: "Ash free dry mass" --> Anteil der Probe (OM) der in Form von Kohlenstoff während des Glühvorgangs im Muffelofen verbrennt und entweicht
SOP	Aus Englischem: "Standard Operating Procedure" --> Methodisches Vorgehen im Labor
ha	Hektare
Q_{max}	Maximaler Wasserabfluss in m ³ /s
HK	Hauptkanal
SK	Seitenkanal
LME	Aus Englischem: "linear mixed-effect model" --> linear gemischtes -Effekt-Modell, statistisches Modell, das sowohl feste als auch zufällige Effekte untersucht
NMDS	Aus Englischem: "non metric multidimensional scaling" --> nicht metrische multidimensionale Skalierung, Verfahren in der multivariaten Statistik

1. Einleitung

Weltweit steigt die Fragmentierung von Fließgewässern, welche auf Staudämme und Flussverbauungen zurückzuführen ist, drastisch an. Eine Verbauung eines Gewässers und eine somit unterbundene Hochwasserdynamik hat stets einen Einfluss auf die ökologische Integrität des aquatischen Systems, sowie auf die darin vorkommende biologische Vielfalt, die Funktionsweise des Ökosystems und dessen Geomorphologie (Grill et al., 2015; Poff et al., 1997). Periodisch auftretende Hochwasser und als Folge davon, eine spätere Trockenlegung der überfluteten Kiesflächen und Inselstrukturen, sind kennzeichnend für viele Fließgewässer und Auenlandschaften. Fließgewässer und Auenlandschaften stellen hochdynamische Systeme dar, welche zahlreichen Lebewesen und Gemeinschaften als wertvollen Lebensraum dienen und dadurch eine hohe Biodiversität aufweisen (Chanut et al., 2019). Direkt damit verbunden ist ein natürliches, dynamisches Abflussregime, das ein entsprechend dem vorherrschendem Klima und Relief in derjenigem Gebiet, in dem das System liegt, typischen mittleren jahreszeitlichen Verlauf des Abflusses, welcher nicht durch menschlich verursachte Fragmentationswirkungen belastet ist, zeigt (Weingartner & Aschwanden, 1985). Das Abflussregime wird im Wesentlichen durch 5 unterschiedliche Komponenten bestimmt; dem Ausmass, Häufigkeit, Dauer, dem genauen Zeitpunkt und der Änderungsrate von hydrologischen Begebenheiten. Ein natürliches Abflussregime in Kombination mit dem Geschieberegime gilt als wesentlicher Steuerungsfaktor der Ökologie und Morphologie in Fluss - als auch Auensystemen (Poff et al., 1997; Weber et al., 2017). Es hat einen positiven Einfluss auf eine ausgeglichene Verteilung & Abundanz von wasserbewohnenden Wirbellosen (Makrozoobenthos) und Algen (Periphyton) (Allan & Castillo, 2007; Gillespie et al., 2015). Das Vorkommen der unterschiedlichsten Taxa an Makrozoobenthos hängt bspw. entsprechend dem Vorhandensein diverser Nahrungsressourcen aber auch hydrologischen Gegebenheiten (unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten, Habitats, Substrate, Auftreten von Hochwasser) ab. Ein Abflussregime steuert nebenbei auch Prozesse wie die Respiration und Sedimentdynamik. Die Abundanz an vorhandener organischer Masse (CPOM, FPOM) und Vegetation hängt stark von den vorherrschenden Abflussgegebenheiten ab. Unterhalb von Staudämmen, welche oftmals als Restwasserstrecke betrieben werden und zur Stromproduktion genutzt werden, kommt es nun vermehrt zu ökologischen Defiziten (fehlende Habitatdynamik, an stabile Verhältnisse adaptierte Makrozoobenthosgemeinschaft) (Döring et al., 2018; Hütte & Schwoerbel, 2000), und die positiven Einflüsse, ausgehend von einem natürlichen Abfluss- und Geschieberegime, verschlechtern sich. Die longitudinale Vernetzung oder Konnektivität zwischen stromaufwärts und stromabwärts liegenden Ökosystemen gemäss «River Continuum Concept» (Vannote et al., 1980) als auch die laterale Dimension, die Flusssysteme mit angrenzenden terrestrischen Feuchtgebieten und Auenwäldern verbindet (Tockner et al., 2000), sowie die vertikale Dimension, die einen Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser zulässt (Stanford & Ward, 1993), wird nachhaltig gestört.

Zur Aufrechterhaltung der strukturellen Vielfalt, Dynamik und der verschiedenen Dimensionen der Vernetzung (longitudinal, lateral, vertikal) ist ein natürlicher Abfluss und ein nachhaltiges Geschieberegime (Sedimentdynamik) von essenzieller Bedeutung. Die Konnektivität der 3 Vernetzungstypen kann durch regelmässig auftretende Hochwasser, welche im Besten Falle bettumformend wirken und somit viel Geschiebe mitbringen, gesteigert werden (Giulio et al., 2017). Jahrelange Wasserkraftnutzung und damit einhergehende Restwasserbewirtschaftung führen zu einer weitreichenden Veränderung der beiden Regimes innerhalb einer Restwasserstrecke. Des Weiteren sind intakte Flusssysteme ständig wirksamen Kräften, wie etwa Erosion und Denudation ausgesetzt, welche auf die geomorphologischen Dynamiken der Landschaft, in derjenigem das System liegt, zurückzuführen sind. Solche Kräfte entstehen oft im Zusammenhang mit Hochwasser innerhalb eines Fließgewässers, können aber auch auf Rutschungsprozesse zurückgeführt werden (Hütte & Schwoerbel, 2000). Die erwähnten hydraulischen Kräfte, welche von einem Fließgewässer ausgehen, prägen Struktur und Stabilität der Gewässersohle, die laterale wie auch longitudinale Vernetzung und beeinflussen das Strömungsmuster am Grund, welches direkte Auswirkungen auf im Wasser lebende Organismen hat (Hütte & Schwoerbel, 2000). Durch eine Unterbrechung des Flusses in Form eines Staudamms, werden weiter flussabwärts gelegene Abschnitte ungenügend mit Sedimentpartikel und Grobgeschiebe, die durch oben genannte Prozesse mobilisiert werden, versorgt. Ein regelmässiges Auftreten von Rutschungsprozessen, Erosionsprozessen ausgehend von Hochwasser- oder Starkniederschlagsereignissen innerhalb eines Flusssystems sind daher essenziell, denn sie sorgen für Dynamik und führen zu einer ausreichenden Umlagerung der Gewässersohle sowie tragen zur Einbringung von neuem Sediment und Geröll ins System bei (Hütte & Schwoerbel, 2000; Weber et al., 2017). Durch einen zunehmenden Nutzungsdruck und Bewirtschaftung der Gewässer nehmen die erwähnten Kräfte allerdings vielerorts ab und die damit einhergehende Gewässerdynamik geht verloren.

1.1 Natürliche Auendynamiken

Eine funktionierende Dynamik ist essenziell für ein natürliches Auensystem. Sie ist entscheidend für das Vorkommen, die Erhaltung als auch der Vernetzung der unterschiedlichen Lebensräume, in welchen auch die unterschiedlichsten Organismen Platz finden. Wasser und Sedimentpartikel, welche unter natürlichen Bedingungen ständig den Fließgewässern zugeführt werden, sind die grundlegenden Faktoren für den Zustand der Flüsse und die Wasserqualität wird dadurch aufgrund der filternden Wirkung des Sediments stark beeinflusst (Allan & Castillo, 2007), als auch das thermische Regime, die vielfältigen Lebensräume und die aquatischen Gemeinschaften. Ein effektives und erfolgreiches Management von Flusssystemen erfordert daher ausgeprägte Kenntnisse über Wasser- und Sedimentwechselwirkungen (Wohl et al., 2015; Abbildung 1). Konstant fließende Restwassermengen können die Vielfalt von Habitaten und Lebewesen, wie sie vor dem Ausbau der

Wasserkraft durch mittlere Wasserführung und gelegentliche Hochwasser geschaffen worden waren, nicht mehr wiederherstellen. Ein Grund hierfür ist der stark abgesunkene Grundwasserspiegel. Ein natürlicher und sehr wechselvoller Wasserabfluss in Auen, mit gelegentlichen Trockenperioden führt zu einem Wechselspiel mit dem Grundwasser. Das Flusswasser sickert in den Grund, wobei Grundwasser während trockener Perioden austritt. Diese Prozesse schaffen eine biologische und morphologische Vielfalt, von Höchstem ökologischen Wert (NFP & Burlando, 2019).

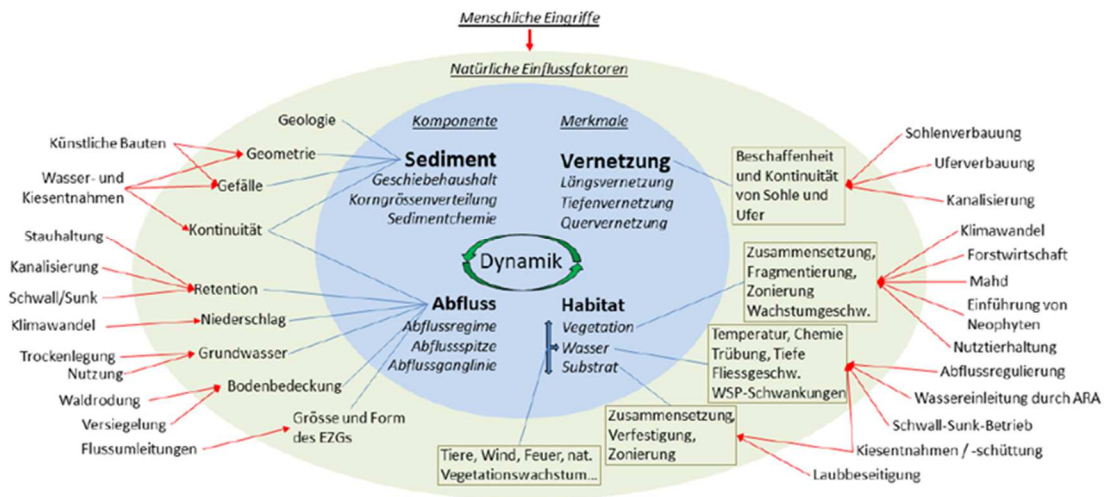


Abbildung 1: Mögliche Interaktionen und Einflussfaktoren zwischen Ökologie und Geschiebehaushalt (dargestellt als Konzeptionelles Modell) welche die räumliche und zeitliche Dynamik in Flussauen ausmachen. Sediment und Abfluss prägen die Flussmorphologie, Vernetzung und Habitat prägen die Ökologie. Menschliche Eingriffe sind als rote Pfeile am Rand des Modells gekennzeichnet

1.2 Hintergrund & Ausgangslage

Durch Restwasserbewirtschaftung, welche an der Saane bei Rossens bis heute im Gange ist, wurde der Abfluss und Geschiebehaushalt beeinträchtigt und über die Jahre werden diverse Defizite bezüglich Morphologie und Ökologie generiert. Es fehlen Prozesse wie Hochwasserdynamik, Umlagerungsdynamik, Geschiebetransport oder etwa eine dynamische Strömung und Schubspannung (Zurwerra et al., 2016). Genauer definiert gingen autotypische Habitate und Arten verloren und die verbliebene Makrozoobenthosgemeinschaft hat sich an eine fehlende Dynamik angepasst. Durch das Fehlen von nachströmendem Geschiebe hinein ins System, erfuhr die Saane eine zunehmende Verschlechterung der Sohlenbedingungen. Es wurde eine starke Kolmation wie auch zu starker Algenbewuchs festgestellt (Döring et al., 2018; Szreniawa, 2020). Auen, welche in naturnahen Fließgewässern vorkommen, weisen eine grosse zeitliche und räumliche Dynamik auf, welche massgebend für die Vielfalt an Lebensräumen ist und die wiederum eine grosse Artenvielfalt generieren (Bianchi, 2018).

An der Saane wurden im Zeitraum vom November 2015 bis Mai 2020 Beprobungen an der Makroinvertebratenfauna, am Periphyton, der Respiration, Sediment als auch chemisch-physikalische Erhebungen im Gewässer durchgeführt. Mittels eines Monitorings werden die Langzeitfolgen der Gewässerbewirtschaftung, eines im September 2016 durchgeführten künstlichen Hochwassers wie auch unregelmässigen Dammüberläufen untersucht.

1.3 Experimentelle Hochwasser

Die Defizite, welche sich unterhalb eines Stausees in der Restwasserstrecke entwickelt haben, können beispielsweise durch künstliche Hochwasser und Geschiebeschüttungen positiv beeinflusst oder gar teilweise beseitigt werden. In erster Linie werden solche Fluten zur Aufwertung von Lebensräumen oder zur Verbesserung der Laichmöglichkeiten für kieslaichende Fischarten, unterhalb des unterbrechenden Elementes erzeugt (Facchini et al., 2017). Um aber eine längerfristige positive Auswirkung auf ökologische sowie morphologische Zustände zu erhalten, müssten solche Hochwasser in bestimmten Zeitabständen regelmässig wiederholt werden, wie das Beispiel am Spöl mit jährlich durchgeführten künstlichen Hochwasser zeigt (Robinson et al., 2018; Robinson & Uehlinger, 2008).

Für die Betreiber von Speicherseeanlagen bedeuten solche künstlich ausgeführten Hochwasser jedoch auch einen enormen finanziellen Verlust an gespeicherter Energie in Form von Wasser des Speichersees. Daher gilt es in Zukunft eine gesamtheitliche Lösung zu finden, welche die ökonomischen wie auch ökologischen Interessen berücksichtigt. Ein künstliches Hochwasser hat an der Saane nur einmalig im September 2016 stattgefunden. Seither wird ein Monitoring durchgeführt, welches die aktuellen Auswirkungen der Bewirtschaftungsform des Stauwerks Rossens thematisiert. Diese Arbeit soll Ergebnisse aufzeigen, welche befürwortende Argumente für wiederkehrende Durchführungen von künstlich erzeugten Fluten liefert.

1.4 Studienfragen

Das Hauptziel des durchgeführten Monitorings, war es Langzeitinformationen über abiotische wie auch biotische Veränderungen verschiedener Parameter des Auenökosystems an der Saane zu sammeln, die aufgrund einer jahrelangen Wasserkraftnutzung und derer damit einhergehenden Restwasserbewirtschaftung entstanden sind. Das Fehlen oder das Auftreten von Hochwasserereignissen oder kleineren Dammüberläufen führt in der Restwasserstrecke zu Veränderungen von ökologischen Funktionen und Strukturen, welche in dieser Arbeit untersucht werden. Spezifisch wird auf das künstlich erzeugte Hochwasser eingegangen, welches am 14. und 15. September 2016 bei der Staumauer Rossens ausgelöst wurde, als auch auf vereinzelt durchgeführte Dammüberläufe. Um zu verstehen welche direkten oder indirekten Auswirkungen die Restwasserbewirtschaftung als auch die beiden auftretenden Events, auf (i) hydrochemisch-physikalischen Parameter, die (ii) Periphyton-Biomasse, das (iii) organische Material, die (iv) Respiration, die (v) Sedimentzusammensetzung, und die (vi) Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos in der Restwasserstrecke hat, wurden die Veränderungen über die Zeit, wie auch Veränderungen innerhalb verschiedener Gerinnetypen unterhalb der Staumauer Rossens, an vordefinierten Probenahmestandorten innerhalb der «kleinen Saane» bewertet. Um Erkenntnisse über genannte Faktoren (i – vi) zu erlangen, wurden verschiedene Fragestellungen definiert. In dieser Arbeit wird die seit November 2015 laufende Beprobungsreihe an der Saane fortgeführt und statistisch weiter analysiert. Es ergeben sich folgende Fragestellungen:

1. Welche Auswirkungen hat die Wasserkraftnutzung und damit einhergehende Restwasserbewirtschaftung, auf strukturelle als auch funktionelle Prozesse innerhalb des untersuchten Flusssystemes? (Parameter i, iii, iv & v)
2. Welche Auswirkungen haben künstlich erzeugte Hochwasser als auch erzeugte Dammüberläufe oder dessen Fehlen über längere Zeit, auf die Makrozoobenthosfauna und das Periphyton? (Parameter ii & vi)

Folgende Hypothesen fanden Einfluss in die Bewertung und damit zur Beantwortung der Fragen 1.-2.:

(H1) Hochwasserereignisse und Dammüberläufe haben einen geringen Effekt auf Veränderungen der hydrochemisch-physikalischen Parameter. Die erzeugten Flutevents finden während einem kurzen Zeitfenster statt und haben somit keinen längerfristigen Einfluss auf die abiotischen Parameter. Die erhobenen Daten während des Monitorings sind hierdurch nicht unmittelbar geprägt.

(H2) Es wird erwartet, dass die Periphyton-Biomasse im Gewässer, mit dem Auftreten von Fluten grösserer Ausmasse, insgesamt im Flusssystem weniger abundant ist. Die Abundanz an Periphyton-Biomasse ist nach Hochwasserereignissen weniger ausgeprägt, erfährt aber nach längerem Ausbleiben von Fluten eine schnelle Erholung.

(H3) Durch die geringere Dynamik in fragmentierten Flusssystemen, setzen sich mehr Pflanzenreste und Detritus im Flussbett ab, was zu einer Zunahme an organischer Bodensubstanz führt. Diese ist tendenziell im Seitenkanal höher als im Hauptkanal. Im Seitenkanal wird mehr Sauerstoff (mg/O_2) pro Zeiteinheit & kg Sedimentproben veratmet und eine höhere Respiration generiert.

(H4) Fehlende Dynamik und das nicht Auftreten von regelmässigen Fluten im Restwasserbereich, führt zu einer Zunahme an Feinsedimenten (Partikel $<2\text{mm}$) welche ausschlaggebend für eine fortschreitende Sohlenkolmation ist.

(H5) Die Lebensgemeinschaft der Makrozoobenthosfauna verschiebt sich innerhalb der beiden Gerinnetypen (Haupt- und Seitenkanal), mit fortschreitender Zeitdauer seit einem letzten Hochwasserevent. Es findet ein Community-Shift, bezogen auf die Zeit seit einer letzten Flut, statt.

(H6) Es wird vermutet, dass auftretende Flutereignisse die totale Abundanz an MZB-Individuen und Taxaausgeglichenheit (Simpson, Shannon, Eveness) massgebend reduzieren. Dies wäre hauptsächlich auf physischen Abtransport (Drift) zurückzuführen. Zwischen den Hochwasserereignissen nehmen Abundanzen wieder zu. EPT Taxa zeigen eine geringere Anfälligkeit durch Hochwasserevents als an stabile Verhältnisse angepasste Taxa wie Amphipoda, Diptera oder Coleoptera.

2. Literaturübersicht

2.1 Aktueller Forschungsstand

An der Saane wurden die letzten Jahre etliche Studien durchgeführt. Stähly et al. (2019) führten sogenannte Sedimentschüttungen ins Flussbett ein, welche später mithilfe des künstlich durchgeführten Hochwassers mobilisiert wurden. Diese Methode stellte sich als robustes Mittel zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen und hydraulischen Lebensraumeignung unterhalb der Talsperre von Rossens heraus. Durch dieses Vorgehen konnten die Defizite bezüglich Geschiebedynamik und die fortschreitende Sohlenkolmation in einigen Teilabschnitten des Flussbettes verbessert werden. Durch Rickenbacher (2017) wurde die Veränderung der Habitatvielfalt in der Saane nach dem Bau der Staumauer Rossens untersucht. Die Arbeit von Szreniawa (2020) diente als Grundlage für die weiterführenden Analysen an der Saane, welche in dieser Arbeit thematisiert werden.

Aus der Studie am Spöl (Robinson et al., 2018; Robinson & Uehlinger, 2008), welche als eine Art Referenzstudie für das Monitoring an der Saane dient, ist bekannt, dass generierte Hochwasser unterhalb Staumauern nur einen geringen Einfluss auf die hydrochemischen Parameter des Gewässers haben. Dies aus dem Grund, da das zur Flut beitragende Wasser aus derselben Quelle, dem hypolimnetischen Reservoir des Stausees stammt, wie auch das Dotierwasser, das konstant kühle Wassertemperaturen aufweist (Allan & Castillo, 2007; Robinson & Uehlinger, 2008). Unter den biotischen Einflussgrössen ist in etwa bekannt, dass das Ausbleiben von Hochwasserereignissen aufgrund der Fragmentationswirkung von Dämmen in vielen Fällen zu einer negativen Veränderung der Habitatdynamik und zu einer, an stabile Verhältnisse angepasste Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna führt (Döring et al., 2018). Die Fragmentation hat in dem Sinne einen grossen Einfluss auf die Habitatdynamik, da Störungen (Hochwasser) ausbleiben und somit die Möglichkeit zur Umstrukturierung von Habitaten fehlt. Es findet eine Verarmung des Systems statt (Grill et al., 2015).

Gemeinschaftliche Ansammlungen von Lebensgemeinschaften der Makrozoobenthosfauna neigen dazu sich weitesgehend voneinander abzuspalten, mit fortschreitender Zeitdauer seit einem letzten Hochwasserevent. Es findet ein Community-Shift statt, d.h, dass die ursprünglich an ein System adaptierte Fauna nach und nach in dessen Abundanz abnimmt und anderen Taxa deren Platz einnehmen und eine Dominanzstruktur ausbilden (Robinson & Uehlinger, 2008; Szreniawa, 2020). Als direkte Folge fehlender Hochwasserereignissen, ist die organische Substanz als auch Periphytonmasse innerhalb von Fliessgewässern erhöht. Beides ist auf eine fehlende Umlagerung der Gewässersohle zurückzuführen, wobei sich organisches Material absetzt und sich das Algenwachstum auf Steinen rasant fortsetzt. Beide Prozesse führen zu einer Zunahme von Weidegängern, Zerkleinerer und Detritusfresser innerhalb der diversen MZB-Taxa, was wiederum zu einem Ungleichgewicht (Dominanz

versch. Taxa), im Nahrungsgefüge führt (Robinson & Uehlinger, 2008). Die totale Makroinvertebratendichte wie auch die Taxavielfalt an MZB wird durch Flutereignisse massgebend reduziert. Beide erfahren aber in Perioden ohne Hochwasser wiederum eine rasche Zunahme (Robinson et al., 2018). Durch das Auftreten eines Hochwassers findet eine kurzfristige Verdriftung des MZB statt, was auch kurzfristige Auswirkungen auf die verschiedenen Indizes wie Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index haben kann. Aber auch die lange vor einer Flut konstanten Bedingungen, mit einem niedrigen Abfluss und geringer Fliessgeschwindigkeiten könnten einen Effekt auf die Drift und die Zusammensetzung des MZB haben (Brittain & Eikeland, 1988). So befinden sich beispielsweise vermehrt jene Arten im System, welche konstante Strömungsbedingungen bevorzugen.

Je höher die Abflussmenge, in Form von Fluten oder Starkniederschlägen in einem Flusssystem auftritt, desto weniger abundant ist die Periphyton-Biomasse im Gewässer. Hochwasserereignisse können demnach den Algenbewuchs vorwiegend auf Steinen und der Sohle minimieren (Biggs, 2000; Biggs & Close, 1989). Die Reaktion des Periphytons auf höhere Abflussmengen tritt nicht sofort, sondern stetig auf und zeigt wiederum eine schnelle Erholung sobald grössere Hochwasserereignisse ausbleiben.

Eine weitere Problematik eines gestörten Flusssystemes zeigt sich beim Eintrag und Ablagerung von Feinsedimenten in der Gewässersohle. Ein gestörtes Regime inklusive Restwasserbewirtschaftung führt zu einer Zunahme an Feinsedimenten (Partikel <2mm). Diese lagern sich im Sohlenbett eines Gewässers ab und fördern so die Sohlenkolmation. Für eine Mobilisierung und Abtransport der Feinsedimente ist ein Flusssystem auf genügend stark auftretende Turbulenzen angewiesen. Das Vorkommen von grobkörnigem Sediment ist stagnierend durch das Ausbleiben von Geschiebenachschub (Giulio et al., 2017).

3. Material & Methodik

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt an der Saane (CH 1903/LV03: 575'414 / 178'628), genauer gesagt an der kleinen Saane, einer Restwasserstrecke unterhalb der Staumauer Rossens (Abbildung 2). Das Gebiet ist Teil eines Auengebietes, das zum Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung dazugehört. Die von der Staumauer tangierte Restwasserstrecke und der damit verbundene Auenperimeter erstreckt sich von der Stauanlage Rossens über eine Fläche von 266.73 Hektaren bis hin zum Stausee Perolles vor den Toren der Stadt Fribourg. Die durchschnittliche Höhenlage des Perimeters beträgt 575 m.ü.M (BAFU, 2017). Die Saane als ganzes Flusssystem betrachtet, gilt als bedeutenster linkseitiger Zufluss der Aare. Sie entspringt im Diableretsgebiet auf rund 3'240 m.ü.M, durchfliesst anschliessend auf einer Länge von rund 126 km das bernische Saanenland, das Pays-d'Enhaut und trifft schliesslich im Greyerzbezirk auf freiburgischen Boden, von wo aus sie weiter bis zur Mündung in die Aare bei Wileroltigen ausläuft. Der gesamte Saanelauf wird heute von insgesamt 5 Stauanlagen zur Nutzung des Gesamtgefälles von 1'895 Metern unterteilt. Die Saane weist ein Gesamteinzugsgebiet von 1'892 km² auf (Dubler, 2012).

3.1.1 Wasserkraftnutzung und Hydrologie

Seit dem Bau der Bogenstaumauer, die 1948 fertiggestellt wurde, liessen die Betreiber wenig bis gar keine Dotierwassermengen in die kleine Saane ein. Das Auenökosystem Saane erfuhr darauf hin drastische Veränderungen in dessen ökologischer Funktionsfähigkeit (Zurwerra et al., 2016). Das Wasser der aufgestauten Saane zwischen Broc und Rossens bildet seither den Greyerzersee (franz: Lac de la Gruyère), der heute den längsten aller Schweizer Stauseen (13.5 km lang) und den drittgrössten betreffend Wasserspeichervolumen (200 Mio m³) darstellt (BAFU, 2007). Seit über 70 Jahren wird der See in Form eines Speichersees zur Stromproduktion genutzt. Hierbei wird das gespeicherte Wasser bei Rossens durch einen Stollen ins Kraftwerk Hauterive geleitet, wo es turbinert wird. Ein kleineres Kraftwerk befindet sich direkt am Fusse der Staumauer, dieses ebenfalls Strom produziert und für eine minimale Speisung mit Wasser des Flussabschnittes bis Hauterive sorgt. In den Monaten Mai bis September beträgt die Dotierwassermenge 3.5 m³, in den Wintermonaten sind es 2.5 m³. In den Jahren zuvor wurde kein bis wenig Restwasser in die kleine Saane geleitet (Groupe e, 2020; Tabelle 1).

Tabelle 1: Veränderung der Restwassermenge über die Jahre welche vom Damm in Rossens abgelassen wurden. (Daten: Groupe-e)

Jahr	Restwassermenge (m ³ /s)
1948 -1975	0
1976 - 2005	1
2006 -heute	2.5 ^a – 3.5 ^b
^a Mitte Mai – Oktober / ^b Oktober – Mitte Mai	

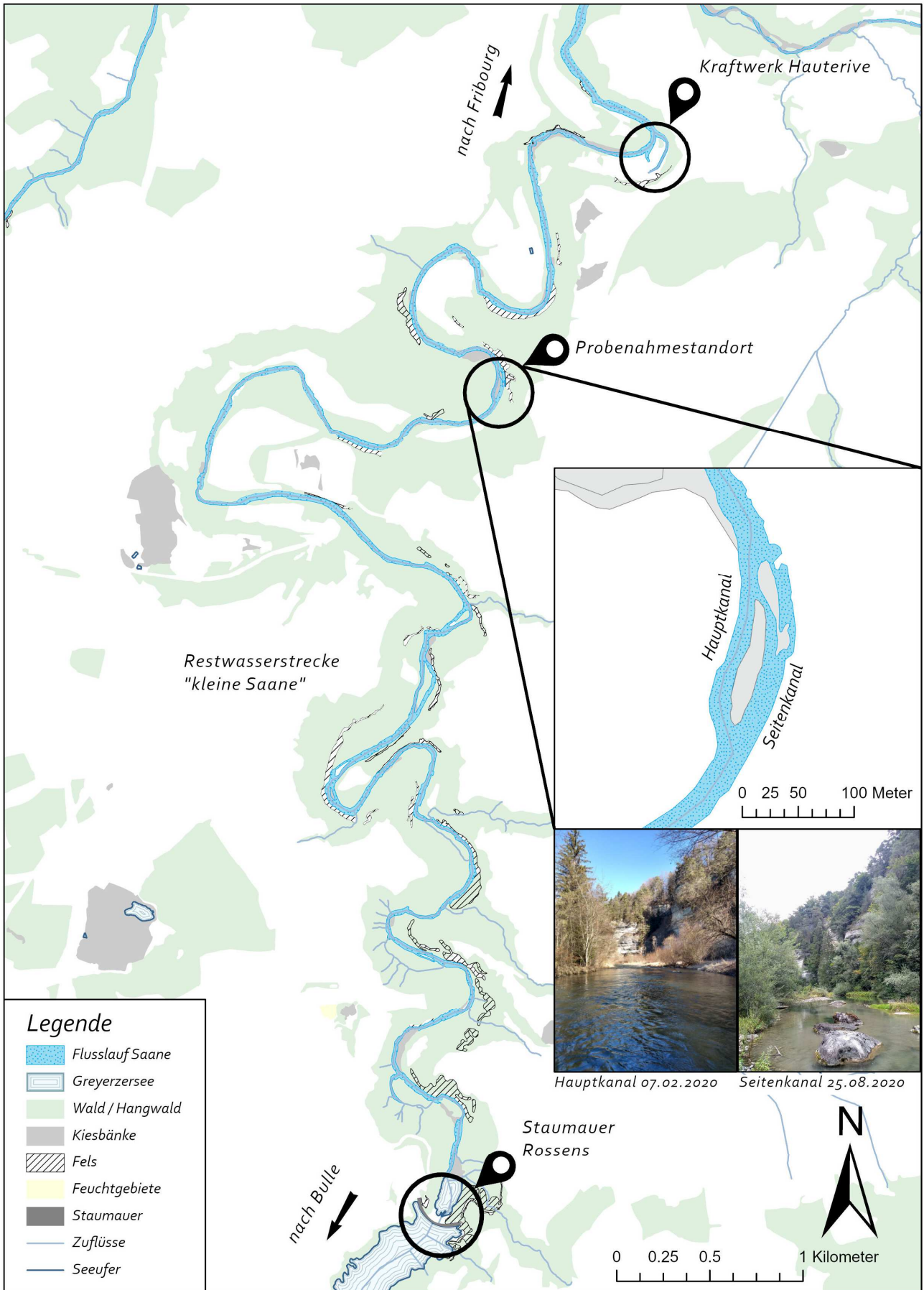


Abbildung 2: Übersicht über das Untersuchungsobjekt «kleine Saane». Das Kraftwerk Hauterive, Probenahmestandort und die Stauanlage Rossens sind gekennzeichnet durch schwarze Umkreisungen. (Daten: swisstopo, swissTLM, Autor: Schneider Damian)

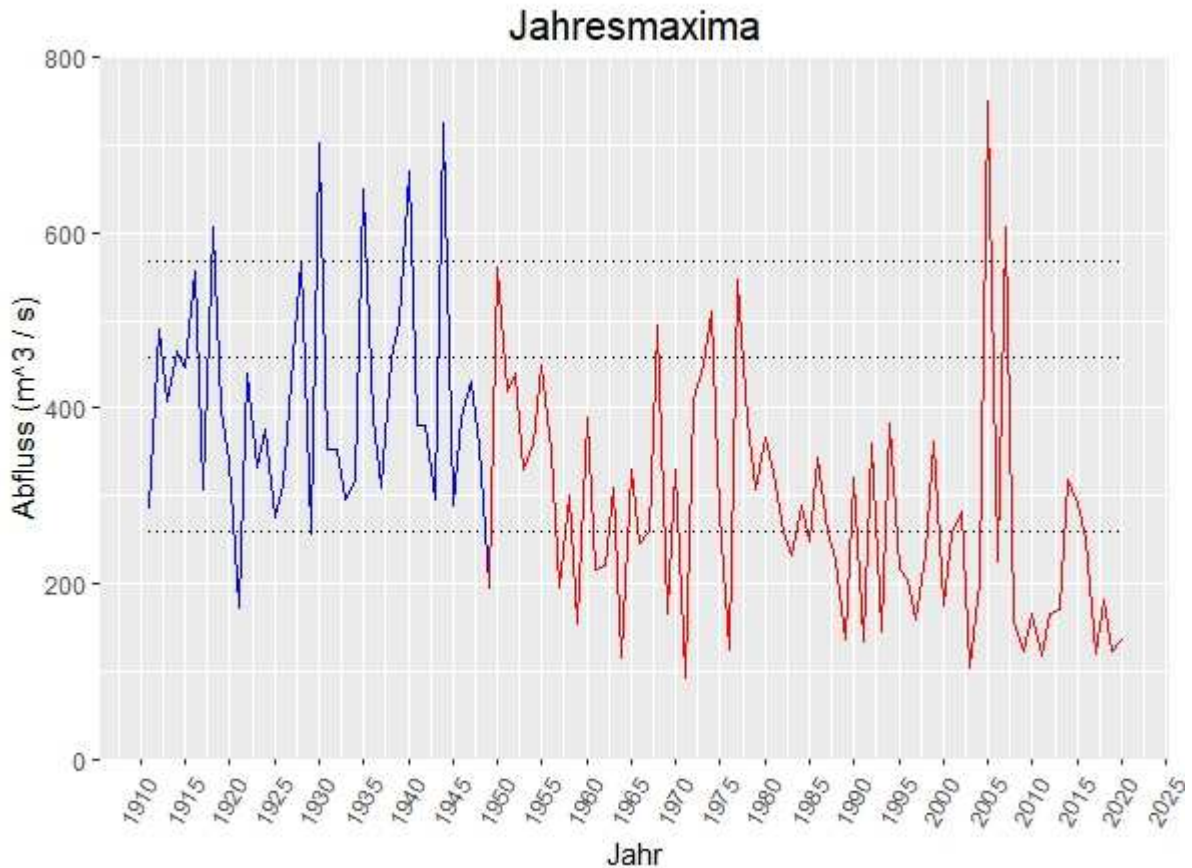


Abbildung 3: Maximaler Jahresabfluss der Saane gemessen zwischen 1911 bis 2020. Die blaue Linie repräsentiert die Werte vor dem Bau der Staumauer Rossens, wobei die rote Linie für die Zeit nach dem Dammbau steht. (Daten: Bundesamt für Umwelt / Hydrologische Messstation Fribourg)

Der Dammbau führte an der Saane dazu, dass Hochwasser innerhalb der kleinen Saane in geringerem Ausmass auftraten als vor der Zeit der Staumauer. Wie aus Abbildung 3 zu entnehmen ist, traten Hochwasserereignisse mit einem maximalen Abfluss von $>259 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_2 , unterste gestrichelte Linie), $>458 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{10} , mittlere gestrichelte Linie) und $>567 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{30} , oberste gestrichelte Linie) häufiger ein, als dies nach dem Einsetzen der Fragmentationswirkung des Dammes der Fall war. Vorrallern die aus ökologischer und flussmorphologischer Sicht essenziell wichtigen Fluten, die Abflusswerte annehmen, welche über denen von Q_{10} und Q_{30} liegen, blieben seit mindestens dem Jahr 1977 aus, oder traten seither nur zweimalig in den Jahren 2005 und 2007 ein. Diese Fluten sorgen für eine vollumfängliche Sohlenumlagerung des Flussbettes. Jene Flut aus dem Jahr 2005 war diejenige mit der grössten Abflussmenge überhaupt ($750 \text{ m}^3/\text{s}$), die je an der Saane aufgetreten ist. Das künstliche Hochwasser, das in dieser Arbeit eingehend thematisiert wird, fand zwischen dem 14 & 15 September 2016 statt und wies eine maximale Abflussmenge von $195 \text{ m}^3/\text{s}$ auf, was einem Wasservolumen von ca. 9.5 Mio. m^3 während eines Zeitraumes von 36 Stunden entspricht (Döring et al., 2018).

3.2 Feldaufnahmen & Labortechnik

3.2.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter

Während des Zeitraumes des laufenden Monitorings an der Saane wurden vom August 2015 bis Februar 2020, mindestens einmal pro Jahresaison, chemisch-physikalische Proben an der Probenahmestelle vorgenommen. Aus dem Jahre 2017 sind hierbei keine Daten vorhanden (Tabelle 2). Die Probenahmestelle befindet sich innerhalb der Restwasserstrecke unterhalb des Dammes von Rossens, in einer ausgeweiteten Flussschleufe, unweit des Klosters Hauterive (Abbildung 2). Hier wurden jeweils an jedem Feldaufnahmetag aus dem Hauptkanal und dem Seitenkanal, Wasserproben à 0.5 Liter aus der Saane entnommen, die anschliessend im Labor auf Alkalinität (mmol/l), Nitrat (NO_3 , mg/l), Total Stickstoff (TN, mg/l), Phosphat (PO_4 , $\mu\text{g/l}$), Total Phosphor (TP, $\mu\text{g/l}$), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, mg/l), Totaler organischer Kohlenstoff (TOC, mg/l) und Totaler anorganischer Kohlenstoff (TIC, mg/l) untersucht wurden. Zusätzlich wurde direkt vor Ort die Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), der Sauerstoffgehalt (O_2 , mg/l) wie auch die Sauerstoffsättigung (O_2 , %), die Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$) und der pH-Wert mit der Multisonde HQ40d (Hach) bestimmt. Um einen besseren Überblick über die Temperaturentwicklung im Hauptkanal zu bekommen, wurden im Jahr 2018 drei Logger in ca 50 m Abständen unweit der Probenahmestelle im Gerinne installiert, welche Temperaturdaten im 15-Minutentakt liefern (Abbildung 4).

3.2.2 Periphyton

Periphytondaten wurden im Laufe des Monitorings vom September 2015 bis Mai 2020 an der Probenahmestelle (Abbildung 2, Tabelle 2) erhoben. Dabei wurde jeweils einmal der Hauptkanal und Seitenkanal begangen, wobei man zufällig 5 mittelgrosse Steine aussuchte, die später auf deren Biomasse; «ash-free dry mass» (AFDM) in g/m^2 , auf Basis des Algenbewuchs untersucht wurden. Im Labor wurden die Steine mit einer Stahlbürste abgeschrubbt, was ein Loslösen der Algenpartikel bewirkt, die anschliessend in einer Plastikwanne mit deionisiertem Wasser ab gespült wurden. Das Ausmessen der Längen-&Breitenachse (cm) der Steine, geschah direkt im Anschluss. Nach der Methode von Uehlinger (1991) wird dadurch die Gesteinsoberfläche bestimmt, welche später als Parameter zur Bestimmung der AFDM in g/m^2 verwendet wird. Die durch das Abschrubben gewonnene Mischung an Algen und Wasser je Stein wird in einen Messzylinder gegeben, von jenem mit einer Pipette zwischen 5-10ml der Mischung (je nach Algenbiomasse) auf einen Whatmanfilter GF/F, 47mm gegeben wird, bis die sämtliche Mischung durchgelaufen ist. Das nachfolgende Trocknen des Filtrats, das als Rückstand auf dem Filter zurückblieb wurde im Trockenschrank bei 60°C während 72 Stunden durchgeführt und die getrocknete Masse (Mts) gewägt. Ein weiteres Mal wurde das nun ausgetrocknete Filtrat im Muffelofen bei 500°C während 4 Stunden ausgebrannt und die ausgebrannte

Masse (M_{VB}) gewägt. Die Gewichts­differenz der beiden Messungen entspricht dem Periphyton AFDM in mg gemäss nachfolgender Formel:

$$AFDM_{Periphyton} = M_{TS} - M_{VB}$$

M_{TS} Masse Trockengewicht

M_{VB} Masse nach der Verbrennung

Für das genaue Vorgehen im Labor wurde die sogenannte «Standard Operating Procedure, (SOP)» zur Bestimmung des Anteils an organischer Substanz aus Periphyton-Proben gemäss Kastenhofer et al. (2020) berücksichtigt. Im Jahre 2017, wie auch im Winter 15/16 und im Herbst 2016 zum Zeitpunkt der Durchführung des künstlichen Hochwassers wurde auf eine Probeentnahme des Periphytons an der Saane verzichtet.

3.2.3 Sedimentproben, Respiration & organisches Material aus Sediment-Proben

Für jeweils den Hauptkanal und Seitenkanal wurden zwischen September 2018 bis Mai 2020 je 3 Proben an Sediment in den 3 Habitattypen (Pool, Riffle und Run) gesammelt (Tabelle 2). Die Proben wurden in Röhren abgefüllt und direkt anschliessend mittels Multisonde HQ40d (Hach) den Sauerstoffgehalt O_2 in mg/l erhoben, sowie die genaue Uhrzeit und Temperatur notiert. Die Röhren wurden anschliessend verdunkelt und ins Gewässer zur kurzfristigen Lagerung gelegt. Nach rund 2h 30min bis 3h 30min wurde erneut der Sauerstoffgehalt sowie Temperatur gemessen. Das Gewicht der einzelnen Röhren (resp. des Sediments) wurde später im Labor erhoben. Somit liess sich für jede Probe der Wert an Sauerstoff errechnen, der pro Zeiteinheit und kg Sediment durch Mikroorganismen veratmet wurde (Sauerstoffzehrung). Dieser Wert entspricht der Respiration, respektive der Respirationsrate, die unter konstanten Aussenbedingungen von 20°C vorherrscht (Uehlinger et al., 2017).

Zusätzlich zur Respiration wurde im Labor die im Sediment enthaltene organische Substanz gemäss SOP von Kastenhofer et al. (2020c) erhoben. Dabei wurde für die grobpartikuläre, feinputikuläre und ans Sediment gebundene organische Masse gemäss untenstehender Formel separat berechnet:

$$\text{Org. Substanz Sediment [g]} = M_T - M_A$$

M_A Masse Glührückstand Asche inkl. Porzellantiegel oder Aluschale [g]

M_T Masse Trockenrückstand inkl. Porzellantiegel oder Aluschale [g]

3.2.4 Makrozoobenthos

Im Zeitraum vom November 2015 bis Mai 2020, mit Ausnahme 2017, wurde bei der Probenahmestelle (Abbildung 2) Makrozoobenthos entnommen (Tabelle 2). Mithilfe eines Hess-Samplers (0.045m², 250µm Maschenweite), wurden jeweils im Haupt & Seitenkanal in 3 unterschiedlichen Habitaten (Pool, Riffle und Run) Proben gesammelt, um eine möglichst repräsentative Probe über die gänzlich zu untersuchende Fläche zu erhalten. Um einen fachgerechten Transport vom Feld ins Labor gewährleisten zu können, wurde das Makrozoobenthos vor Ort in Plastikbehälter à 500 ml Fassungsvermögen zusammen mit 70% Ethanol gefüllt. Im Labor wurden die Tiere unter der Stereolupe bis auf Stufe Familie bestimmt und nach Individuum durchgezählt, wobei vorgängig die organische Masse wie Blätter, Erde und Pflanzenreste sorgfältig vom Makrozoobenthos getrennt wurde. Zur Bestimmung diente der Schlüssel «Invertébrés d'eau douce» von Tachet et al., (2010).

3.2.5 Organisches Material aus MZB-Proben

Nachdem das Makrozoobenthos aus der Probe aussortiert wurde, verglühte man das verbleibende organische Material, welches durch die Entnahme des Makrozoobenthos im Hess-Sampler angefallen ist, im Labor. Der Anteil der Probe, der gemäss dem Vorgehen des SOP's zur Bestimmung des Anteils an organischer Substanz aus Hess-Sampler Proben nach Kastenhofer et al. (2020a) in Form von Kohlenstoff verbrennt, entspricht der Masse der organischen Substanz oder auch AFDM (ash free dry mass).

Tabelle 2: Probenahmedaten und Anzahl erhobener Proben je Probenahmetag im Hauptkanal=hk & Seitenkanal=sk

Jahr	Monat	Hydrochemie/-physik		Periphyton		Makrozoobenthos		Sediment	
		hk	sk	hk	sk	hk	sk	hk	sk
2015	August								
	September	1	1	5	5				
	November	1	1	5	5	6	3		
2016	Januar	1	1			6	3		
	Juli	1	1	5	5	6	3		
	August	1	1			6	3		
	September	1	1			6	3		
	November	1	1			6	3		
	September	1	1	5	5	3	3	3	3
2019	Januar	1	1	5	5	3	3	3	3
	Mai	1	1	5	5	3	3	3	3
	August	1	1	5	5	3	3	3	3
2020	Oktober	1	1	5	5	3	3	3	3
	Februar	1	1	5	5	3	3	3	3
	Mai	1	1	5	5	3	3	3	3

3.3 Datenanalyse

Die Daten welche in dieser Bachelorarbeit verwendet wurden entstammen aus einem Monitoringprogramm, in welchem die Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), die Eawag, die Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH) der École Polytechnique Fédéral de Lausanne (EPFL) und die Remote Sensing Laboratories (RSL) der Universität Zürich (UZH) zusammenarbeiteten. Die Daten wurden mithilfe von Microsoft Excel 2016 für Windows verwaltet. In Excel wurden die Daten logisch aufbereitet und csv-Dateiformate zur weiteren Bearbeitung in R Studio konvertiert.

3.3.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter

Die Proben über die hydrochemisch-physikalischen Parameter entstammen aus einmaligen Messungen an dem jeweiligen Probenahmedatum während des Monitorings in den beiden Kanaltypen HK & SK. Hierbei sind keine Langzeitdatenreihen bekannt. Einzig die Wassertemperatur wurde stetig mittels Logger gemessen. Zur Weiteren statistischen Auswertung wurden die Loggerdaten als mittlere Tagestemperatur sowie maximale Tagestemperatur zusammengefasst. Um eine Charakteristik über die ganzheitlichen Wasserbedingungen während des Monitorings zu schaffen wurden die Daten mit Mittelwert, Standardabweichung sowie Variationskoeffizient aufsummiert. Die Messungen wurden auf zeitliche Muster je Probenahmedatum sowie zwischen HK & SK hin untersucht.

3.3.2 Periphyton

Die erhobene Masse an Periphyton AFDM (g/m^2) gemessen in Proportion zu der Gesteinsoberfläche, wurde zur späteren statistischen Analyse in R Studio mit Mittelwert und Standardabweichung aufsummiert. Die Messungen sind auf zeitliche Muster je Probenahmedatum sowie zwischen HK & SK hin untersucht worden.

3.3.3 Sedimentproben, Respiration & organisches Material aus Sediment-Proben

Die Daten über die vorherrschende Respirationsrate ($\text{mg O}_2/\text{kg sediment}/\text{h}$) sind mit Mittelwert und Standardabweichung aufsummiert, die Messungen auf zeitliche Muster je Probenahmedatum sowie zwischen HK & SK hin untersucht worden. Daten der Messungen über das Sediment (Korngrösse, Feinsediment & Grobsediment ($\text{g}/\text{kg Probe}$)) und die anschliessende statistische Auswertung basieren auf Echtwerten, da die Anzahl Proben mit 4 Proben eine zu wenig grosse Bandbreite aufwies. Die Einteilung in Feinsediment und Grobsediment erfolgte hierbei anhand der entsprechenden Korngrösse, wobei Korngrössen von 0-2 mm als Feinsediment und Korngrössen von 2 -< 8 mm als Grobsediment zusammengefasst wurden.

3.3.4 Makrozoobenthos

Für die Gesamtheit des Makrozoobenthos als auch für jede taxonomische MZB-Familie an sich, sind Dichtezahlen (Anzahl Individuen/m²) in Form des Mittelwertes und Standardabweichung ermittelt worden. Dies zu jedem Probenahmedatum und jeweils in Hauptkanal und Seitenkanal. Die am Häufigsten aufgetretenen Familien wurden entsprechend der taxonomischen Ordnung gruppiert (in Amphipoda, Diptera, Coleoptera, Oligochaeta sowie alle übrigen Taxa). Rheophile Ordnungen wie Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera fasste man als EPT-Taxa zusammen. Entsprechend der Gruppierung konnten die Taxa nach derer relativen Abundanz über die Zeit untersucht werden. Zur Bestimmung der taxonomischen Vielfalt wurde die Anzahl-Taxa, Shannon-, Evenness- und Simpson-Index berechnet. Der Shannon-Diversitätsindex ist gemäss folgender Formel berechnet:

$$H' = \sum_{i=1}^k p_i \cdot \ln p_i \quad \text{Evenness} = H' \max / \sum_{i=1}^k p_i \cdot \ln p_i$$

Bezeichnungen in der Formel werden erklärt mit p_i = Relative Abundanz der Arten i , wobei k = Totale Anzahl Arten innerhalb der Taxa-Gemeinschaft. Der Evenness-Index entspricht anschliessend dem Quotienten aus dem Shannon-Index und dem maximalen Shannon-Index-Wert. Er ist ein Maß für die Verteilung der Individuen in einer Population, im Falle dieser Arbeit jedoch bezogen auf den Probenahmetag und Kanaltyp (Shannon, 1948).

Der Simpson-Diversitätsindex ist gemäss folgender Formel berechnet:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s \frac{n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)}$$

Bezeichnungen in der Formel werden erklärt mit n_i = Zahl der Individuen einer Art i , wobei n = Gesamtzahl der Individuen. Der Simpson drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass zwei aus allen Individuen einer Probe zufällig ausgewählte Individuen der gleichen Art angehören (Simpson, 1949).

3.3.5 Organisches Material aus MZB-Proben

Organisches Material der Proben über das Makrozoobenthos wurde als CPOM (OM >1mm in mg) und FPOM (OM < 1mm in mg) unterteilt. Für beide Werte wurde anschliessend der Mittelwert als auch Standardabweichung errechnet welche für die spätere statistische Auswertung relevant waren. Auch hier sind die Messungen auf zeitliche Muster je Probenahmedatum sowie zwischen HK & SK hin untersucht worden.

3.3.6 Statistische Analysen in R

Effekte seit letzt- aufgetretenem Flutereignis

Um Effekte eines erst jüngst aufgetretenen Hochwassers auf die gemessenen Parameter zu analysieren, wurde in R Studio 3.5.3 (R Core Team, 2019) das «linear Mixed-Effect» (LME)-Modell aus dem lme4-Paket (Bates et al., 2015) verwendet. Bei der Analyse anhand des Modells ist die Zeit seit einer letzten Flut (Tage) und Kanaltyp (Haupt- und Seitenkanal) als fester Effekt festgelegt worden. Als dritter Punkt untersuchte man die Interaktion der beiden genannten Effekte. Für jede Stichprobe wurde die Zeit seit einer letzten Flut in Tagen errechnet und anhand der Abflussdaten des Staudamms (Tabelle 3), zur Übereinstimmung gebracht.

Änderung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft

Um zeitliche Verschiebungen und Veränderungen der Makrozoobenthos Lebensgemeinschaften innerhalb der beiden Gerinntypen Haupt- & Seitenkanal, bezogen auf die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Taxa auf Stufe Familie und deren Abundanzen darzustellen, wurde eine Nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS) angewandt. Grundlage war die Erstellung einer NMDS- Skalierung auf Basis der Bray-Curtis Unähnlichkeiten (Bray-Curtis Dissimilarities), um Vergleiche über alle während den Feldaufnahmen erhobenen Makrozoobenthosproben aufstellen zu können. Als Datengrundlage dienten Mittelwerte über die Abundanzen der Makrozoobenthosfamilien in den unterschiedlichen Gerinntypen, mit welchen man in R Studio eine Ähnlichkeitsmatrix erstellte. Um Unterschiede zwischen der Abundanz in den verschiedenen Gerinntypen wie auch zwischen der Periode vor der Flut und nach der Flut zu testen, ist eine permutative multivariate Varianzanalyse (PERMANOVA) mit 999 Permutationen durchgeführt worden. Die Analyse wurde mit dem Funktionspaket «vegan» (Oksanen et al., 2019) in R (Version 3.6.1) als auch R Studio (Version 3.5.3) durchgeführt (R Core Team, 2019).

Tabelle 3: Übersicht über die Zeitpunkte der Durchführung der künstlichen Hochwasser und Damm-Überläufe an der Saane gemessen seit 2015 bis 2020 bei der Staumauer Rossens (Datengrundlage: Groupe e, Kraftwerksbetreiber)

Jahr	Datum	Q_{max} (m^3/s)	Dauer (h)	Dauer (h) für $Q > 50 m^3/s$
2015	4.Mai	177.64	118	80
	8.September	51.89	16	1
2016	29.Mai	63.6	72	7
	1. Juni	10.68	23	0
	4. Juni	112.98	51	9
	8. Juni	23.3	86	0
	14. Juni	161.2	156	29
	14.September (künstliches Hochwasser)	254.74	31	18
2018	5. Januar	69.54	60	10
2020	22.Oktober (künstliches Hochwasser)	225 *	21 *	/

4. Ergebnisse

4.1 Hydrochemisch-physikalische Parameter

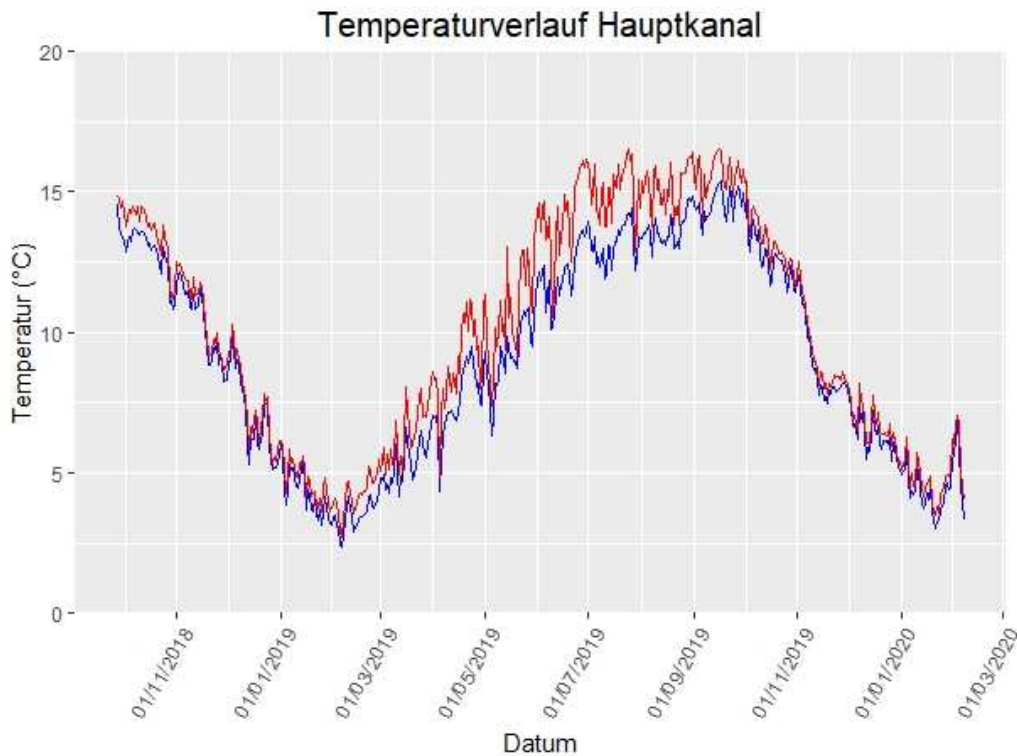


Abbildung 4: Mittlere Tagestemperatur (blau), sowie maximale Tagestemperatur (rot) gemessen zwischen Oktober 2018 bis Februar 2020 im Hauptkanal der Saane.

Im Zeitraum vom Oktober 2018 bis Februar 2020 bewegte sich die Tagesmittel-Wassertemperatur im Hauptkanal zwischen einem Minimum von 1.84 ° Celsius bis zu einem Maximum von 16.55° Celsius mit einem Durchschnittswert von ~ 10.9 °C (Abbildung 4, Tabelle 4). Betrachten wir die Werte über den gesamten Monitoringzeitraum (2015-2020) trat der gelöste Sauerstoff (absolut DO) mit Mittelwerten von ~ 11.5 mg/l in beiden Kanaltypen in Erscheinung. Es trat eine Übersättigung des Wassers auf, mit Werten von ~ 106.7 % gelöstem Sauerstoff im Hauptkanal und ~ 106.9 % im Seitenkanal. Der Sättigungsgrad lag meist konstant über 100%. Einzig beim Auftreten des künstlichen Hochwassers im September 2016 sank dieser unter die 100%-Marke (SD=7.8) (Anhang Abbildung 1 & 2). Die Alkalinität (CaCO₃) lag im Durchschnitt bei ~ 3.2 mmol/l in beiden Kanälen. Leitfähigkeitswerte (µS/cm 25°C) lagen bei ~ 362.1 (Hauptkanal) und ~ 363.0 (Seitenkanal). Auch diese Werte wurden durch einen generierten Dammauslass (Juni 2016) und dem künstlichen Hochwasser beeinflusst (SD=67.2) (Anhang Abbildung 1). PH-Mittelwerte lagen bei ~ 8.5 im Hauptkanal und ~ 8.4 im Seitenkanal und zeigen eine leicht alkalische Tendenz des Wassers. Nitratmittelwerte kamen in beiden Kanälen bei ~0.9 mg/l (NO₃) zu stehen und totaler Stickstoff lag bei ~1.0 mg/l (TN). Der Durchschnittswert an Phosphat (PO₄) lag bei ~3.5 / ~3.2µg/l (Haupt- / Seitenkanal) und Phosphor (TP) bei ~12.5 / ~13.7 µg/l (Haupt- / Seitenkanal).

Weiter lagen die Mittelwerte an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) bei ~ 1.7 mg/l im Hauptkanal und ~ 1.6 mg/l im Seitenkanal, Total organischer Kohlenstoff (TOC) lag bei ~ 1.9 mg/l in jeweils beiden Kanaltypen und Total anorganischer Kohlenstoff (TIC) wies Werte von ~ 34.8 / ~ 35.1 mg/l (Haupt- / Seitenkanal) auf (Tabelle 4). Die Auswertung anhand des Linear Mixed-Effect Model ergab einen signifikanten Anstieg des totalen organischen Kohlenstoffes ($p=0.04$) im Hauptkanal bezogen auf die Zeit seit einer letzten Flut (Tabelle 5, Anhang Abbildung 2).

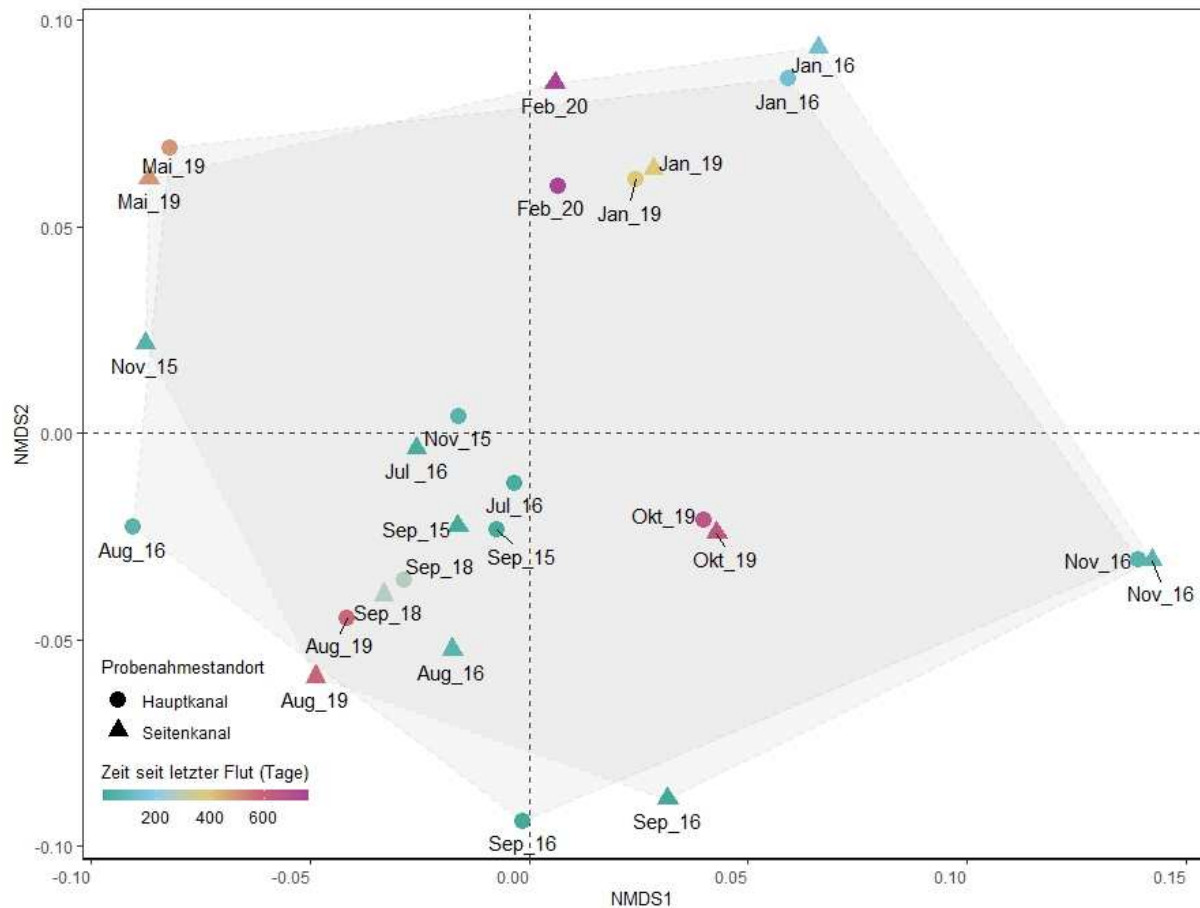


Abbildung 5: NMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis Unähnlichkeiten zwischen Probenahmedatum und Probenahmestandort der hydrochemisch-physikalischen Parameter im Zeitraum vom September 2015 bis Februar 2020. Stress-Level= 0.08783223

Die NMDS-Analyse über die hydrochemisch-physikalischen Parameter zeigt keinerlei bis sehr geringe Unterschiede zwischen den beiden Gerinntypen. Aus Abbildung 5 ist zu entnehmen und darauf zu schliessen, dass sich die Parameter aufgrund der Saisonalität unterscheiden, und nur geringfügig signifikant (ohne Bezug auf Gerinntyp) aufgrund der Zeit seit einer letzten auftretenden Flut (Daten nicht logarithmiert/Echtwerte: $p = 0.020^*$, $R^2 = 0.18585$ / $F = 5.0428$). Der Permutationstest zur Überprüfung der Homogenität von multivariaten Dispersionen ($p < 0.001$) ergab eine signifikante Übereinstimmung, was bedeutet, dass die Variation der erhobenen Parameter im Haupt und Seitenkanal übereinstimmen. Die Überprüfung anhand PERMANOVA Test bestätigte schlussendlich die Ähnlichkeit beider Gerinntypen (Daten nicht logarithmiert/Echtwerte: $p = 0.912$, $R^2 = 0.00371$ / $F = 0.1006$).

Tabelle 4: Hydrochemisch-physikalische Parameter des Probenahmestandorts an der Saane, welche saisonal für den Hauptkanal & Seitenkanal im 2015 (n=3), 2016 (n=5), 2017 (n=0), 2018 (n=1), 2019 (n=4), 2020 (n=2) aufgenommen wurden. (SD= Standardabweichung, CV= Variationskoeffizient)

Parameter	Hauptkanal				Seitenkanal			
	Mittelwert	±	SD	CV (%)	Mittelwert	±	SD	CV (%)
Temperatur (°C)	10.9	±	4.5	41.2	11.0	±	4.7	43.0
Gelöster Sauerstoff (absolut DO, mg/l)	11.5	±	1.1	9.6	11.5	±	1.3	11.6
Gelöster Sauerstoff (relativ DO, %)	106.7	±	7.8	7.3	106.9	±	15.3	14.3
Alkalinität (CaCO ₃ , mmol/L) *	3.2	±	0.2	7.7	3.2	±	0.3	10.7
Leitfähigkeit (µS/cm 25°C)	362.1	±	67.2	18.6	363.0	±	66.9	18.4
pH	8.5	±	0.3	3.1	8.4	±	0.3	3.1
Nitrat (NO ₃ , mg/l) *	0.9	±	0.2	28.3	0.9	±	0.3	34.2
Total Stickstoff (TN, mg/l) *	1.0	±	0.3	28.5	1.0	±	0.3	32.4
Phosphat (PO ₄ , µg/l) *	3.5	±	3.3	93.1	3.2	±	3.0	91.2
Total Phosphor (TP, µg/l) *	12.5	±	7.0	56.3	13.7	±	7.3	53.1
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, mg/l) *	1.7	±	0.3	15.1	1.6	±	0.3	15.8
Total organischer Kohlenstoff (TOC, mg/l) *	1.9	±	0.3	18.1	1.9	±	0.4	20.4
Total anorganischer Kohlenstoff (TIC, mg/l) *	34.8	±	9.8	28.0	35.1	±	9.4	26.8

*Aufgrund der ausserordentlichen Lage COVID 19 im Probezeitraum vom Mai 2020 nicht ausgewertet. Labordaten fehlend.

Tabelle 5: Ergebnisse der linear gemischten -Effekt-Modelle (linear mixed-effect models; LME), die den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die hydrochemisch-physikalischen Parameter und den Unterschied zwischen den Kanälen untersuchen. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Gelöster Sauerstoff (absolut DO, mg/l)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	1.13	0.75	0.13	85.47
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.33	0.42	0.43	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	1.14	1.02	0.26	
Gelöster Sauerstoff (relativ DO, %)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	12.69	8.20	0.12	195.74
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-2.12	4.74	0.66	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	7.64	11.08	0.49	
Alkalinität (CaCO ₃ , mmol/L) *	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.00	0.24	0.99	19.88
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	0.12	0.94	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.18	0.33	0.57	
Leitfähigkeit (µS/cm 25°C)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	69.09	46.59	0.14	300.71
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	26.19	1.00	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	2.99	63.16	0.96	
pH	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.08	0.23	0.72	22.53
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.03	0.14	0.83	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.19	0.33	0.56	
Nitrat (NO ₃ , mg/l) *	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.12	0.18	0.52	8.20
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	0.09	0.91	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.12	0.25	0.63	

Tabelle 5 fortlaufend.

<i>Parameter</i>	<i>Fixe Effekte</i>	<i>Schätzung</i>	<i>SE</i>	<i>p-Wert</i>	<i>AIC</i>
<i>Total Stickstoff (TN, mg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.10	0.22	0.66	16.40
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	0.11	0.94	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.15	0.30	0.62	
<i>Phosphat (PO₄, µg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-1.82	3.10	0.56	139.51
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.37	1.55	0.81	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.31	4.28	0.94	
<i>Total Phosphor (TP, µg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-2.23	7.37	0.76	180.20
	Kanaltyp (Seitenkanal)	1.61	3.71	0.67	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-1.76	10.24	0.86	
<i>Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, mg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.40	0.25	0.10	17.14
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.05	0.13	0.67	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	0.35	0.97	
<i>Total organischer Kohlenstoff (TOC, mg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage) ***	0.70	0.34	0.04	32.36
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.00	0.17	0.99	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.03	0.48	0.95	
<i>Total anorganischer Kohlenstoff (TIC, mg/l) *</i>	Zeit seit letzter Flut (Tage)	14.11	9.55	0.14	191.81
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.40	4.90	0.94	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.47	13.51	0.97	

*Aufgrund der ausserordentlichen Lage COVID 19 im Probezeitraum vom Mai 2020 nicht ausgewertet. Labordaten fehlend.
Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

4.2 Periphyton-Biomasse

Das Ergebnis des linear mixed-Effects Modell ergab eine signifikante Übereinstimmung zwischen dem Ansteigen der Periphyton-Biomasse (AFDM, g/m^2) und der Zeit seit dem Auftreten einer letzten Flut, zumindest im Hauptkanal der Saane (Daten logarithmiert, $\beta = 4.52$, $p < 0.001$, Tabelle 6, Abbildung 7). Der Welch-t-test zeigte keinerlei signifikanten Unterschiede der durchschnittlichen Periphyton Biomasse zwischen den beiden Kanälen, Hauptkanal $\sim 460 \text{ g}/\text{m}^2$ (Mittelwert) und Seitenkanal $\sim 302 \text{ g}/\text{m}^2$ (Mittelwert) ($p = 0.535$). Die niedrigste Abundanz an Periphyton-Biomasse konnte im Juli 2016 (rund 15 Tage nach einem letzten grossen Hochwasser mit $Q_{\text{max}} = 161,2 \text{ m}^3/\text{s}$) festgestellt werden mit $\sim 4.62 \text{ g}/\text{m}^2$ (Hauptkanal) und $\sim 9.12 \text{ g}/\text{m}^2$ (Seitenkanal) (Abbildung 6). Das absolute Höchstmass der AFDM wurde mit Werten von $\sim 3'857.44 \text{ g}/\text{m}^2$ im Hauptkanal und $\sim 1'889.55 \text{ g}/\text{m}^2$ im Seitenkanal, im Februar 2020, nach rund 2 Jahren seit dem letzten grösseren Dammüberlauf ($Q_{\text{max}} = 69,54 \text{ m}^3/\text{s}$ im Januar 2018) festgestellt. Gemäss Abbildung 6 ist eine ähnliche Entwicklung des Zuwachses an Periphyton-Biomasse in beiden Kanälen festzustellen, wobei der Hauptkanal im Schnitt höhere Mengen aufwies.

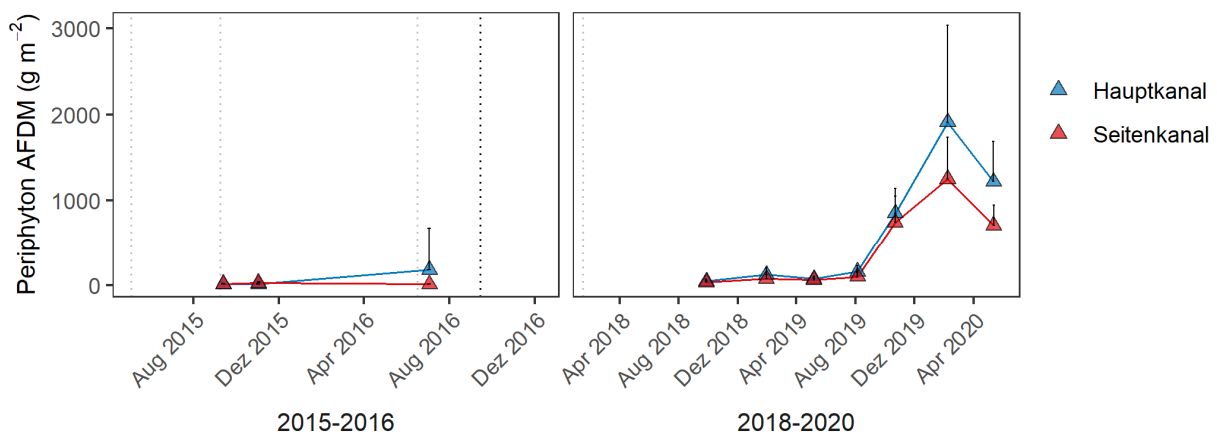


Abbildung 6: AFDM (Ash-free dry mass) des Periphytons im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). ($n=5$)

Tabelle 6: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), das den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Periphyton-Biomasse und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike- Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Periphyton AFDM $\log (g m^{-2} + 1)$	Zeit seit letzter Flut (Tage) ***	4.52	0.87	0.00	55.27
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.63	0.62	0.31	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.41	1.23	0.74	

Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

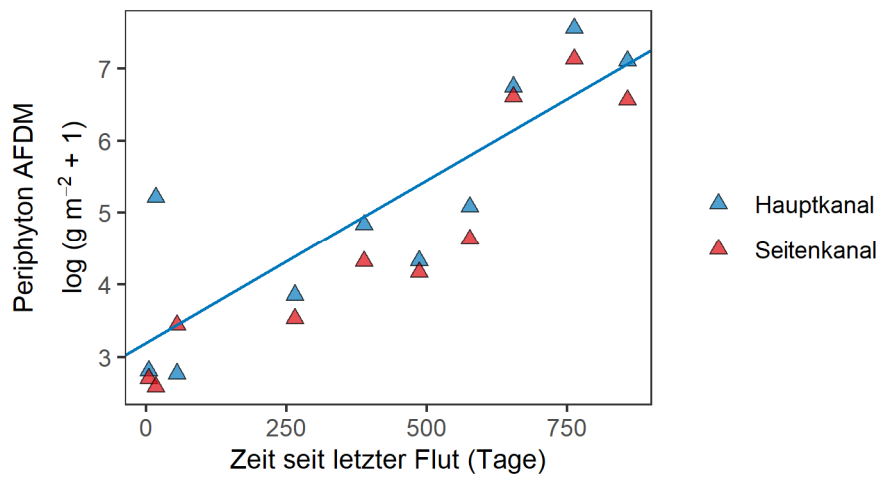


Abbildung 7: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit einer letzten Flut auf die log transformierten Daten der Periphyton-Biomasse (AFDM, g/m²). Ein signifikanter Effekt ist als blaue Linie für den Hauptkanal wahrzunehmen.

4.3 Organisches Material

Die Werte der grobpartikulären Masse (CPOM) welche durch die Entnahme des Makroozobenthos angefallen sind, wiesen im Mittel einen Wert von $\sim 1'817$ mg (Mittelwert) im Hauptkanal auf, und im Seitenkanal $\sim 4'461$ mg (Mittelwert). Der Welch t-test zeigte signifikante Unterschiede der durchschnittlichen organischen Masse CPOM in Bezug auf die beiden Kanaltypen auf ($p=0.012$), wobei die Überprüfung mittels LME diese nicht bestätigen konnte. Der niedrige p-Wert von 0.08 welche das LME-Modell für den fixen Effekt der Zeit seit einer letzten Flut in Kombination mit dem Kanaltyp aufwies, spricht für eine annähernde signifikante Übereinstimmung der beiden Effekte, was heissen würde, dass sich Hauptkanal und Seitenkanal in Bezug auf dessen Abundanz an CPOM mit fortschreitender Zeit seit dem letzten Hochwasserevent, tendenziell unterscheiden werden (Abbildung 8, Tabelle 7).

Tabelle 7: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die grobpartikuläre organische Masse der MZB-Proben und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
CPOM, OM>1mm log (mg + 1)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.33	0.80	0.68	24.98
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.29	0.67	0.67	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	1.92	1.11	0.08	

Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

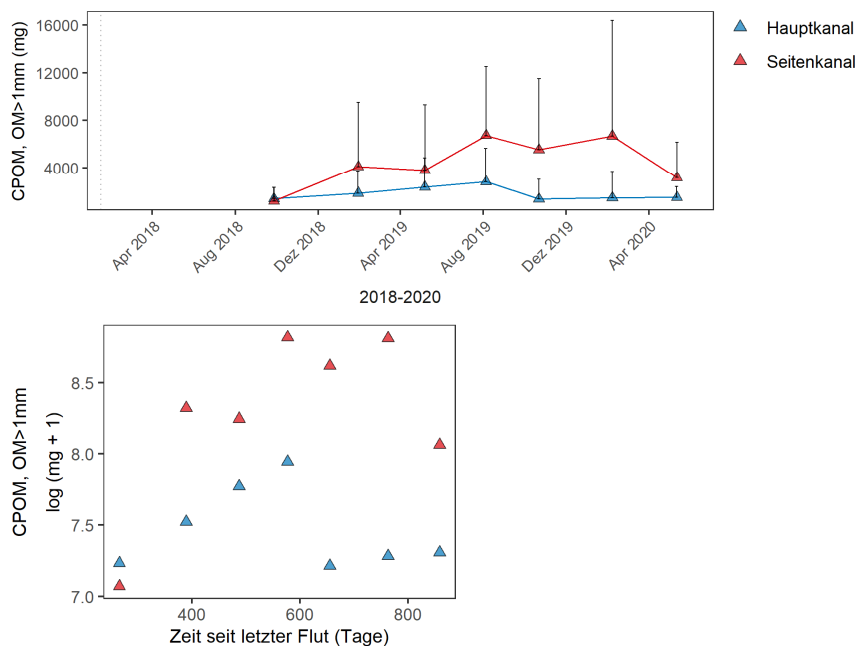


Abbildung 8: Grobpartikuläre organische Masse (CPOM) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung.

Ein weniger klares Bild zeigte sich bei der feinpartikulären organischen Masse (FPOM), wobei auch hier die Werte im Seitenkanal höher lagen. Im Mittel wies das FPOM einen Wert von ~ 400 mg (Mittelwert) im Hauptkanal auf, und im Seitenkanal ~ 583 mg (Mittelwert). Der Welch t-test zeigte keine signifikanten Unterschiede der durchschnittlichen organischen Masse FPOM in Bezug auf die beiden Kanaltypen auf ($p = 0.120$), was auch mittels LME-Modell bestätigt wurde (Daten logarithmiert, $\beta = 0.46$, $p > 0.001$, Tabelle 8). Das LME-Modell zeigte im Hauptkanal eine Tendenz eines Anstiegs des FPOM an, welche jedoch nicht signifikant bestätigt werden konnte (Abbildung 9).

Tabelle 8: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die feinpartikuläre organische Masse der MZB-Proben und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
FPOM, OM<1mm log (mg + 1)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.21	0.68	0.75	22.55
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.42	0.56	0.46	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.13	0.93	0.88	

Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

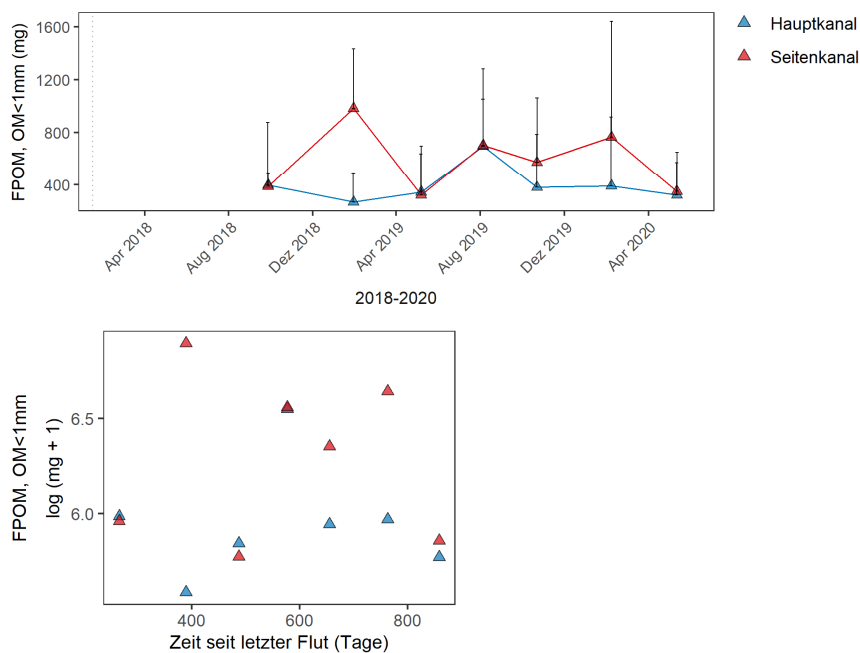


Abbildung 9: Feinpartikuläre organische Masse (FPOM) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung.

4.4 Respiration & Sediment

Die Beprobungen an der Saane ergaben erkennbare Unterschiede, welche zwischen dem Hauptkanal und Seitenkanal auftraten. Im Durchschnitt lagen die minimalen Respirationswerte bei ~ 2.6 mg im Hauptkanal und im Seitenkanal bei ~4.93 mg. Maximal lagen die Werte bei ~ 5.42 mg (Hauptkanal) und ~10.26 mg (Seitenkanal). Das linear mixed-Effects Modell ergab keine signifikante Übereinstimmung zwischen der Respirationsrate (mg O₂ / kg sediment / h) und der Zeit seit dem Auftreten einer letzten Flut (Daten logarithmiert, $\beta = 0.24$, $p > 0.001$, Tabelle 9, Abbildung 10). Einen signifikanten Unterschied der durchschnittlichen Respirationswerte zwischen den beiden Kanaltypen konnte jedoch mittels Welch t-test bewiesen werden. Hauptkanal ~ 4.06 mg (Mittelwert Hauptkanal) und ~ 6.65 mg (Mittelwert Seitenkanal) ($p = 0.0085$). (Respirationswerte in mg entsprechen mg O₂ / kg sediment / h)

Tabelle 9: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Respirationsrate und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Respirationsrate bei 20°C, O ₂ log (mg + 1)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.24	0.32	0.45	7.08
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.22	0.26	0.40	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.32	0.44	0.47	

Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

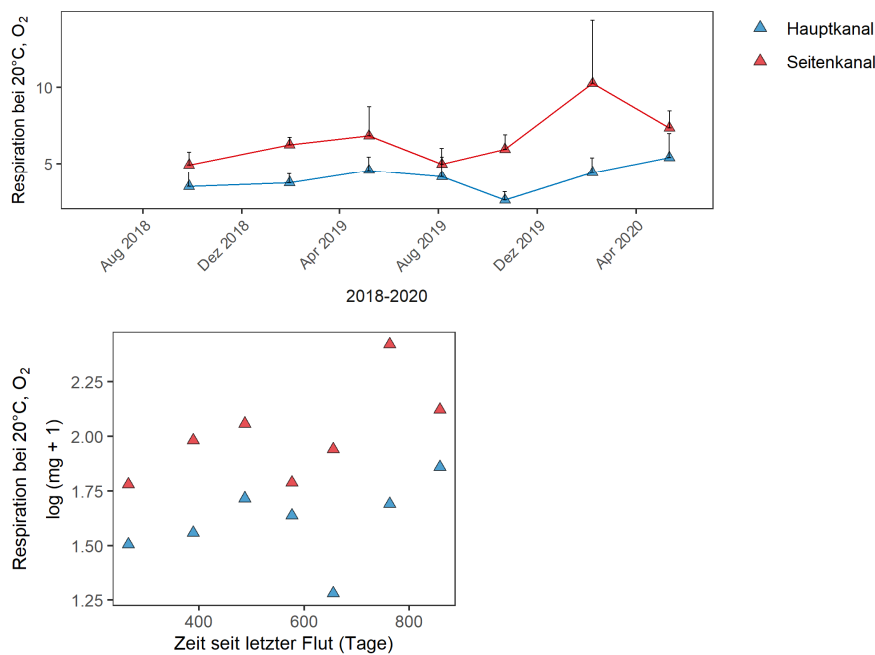


Abbildung 10: Respirationsrate im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung.

Analysen über die Korngrössenzusammensetzung der entnommenen Sedimentproben, ergaben eine sichtbar, jedoch nicht signifikant ausgeprägte Erhöhung des Feinsedimentanteils (Korngrösse 0 – 2 mm) im Seitenkanal über den Zeitraum vom September 2018 bis August 2019 (Abbildung 11). Ein entgegengesetzter Trend stellte sich für den Hauptkanal heraus. Eine Überprüfung anhand des LME-Modells ergab ebenfalls in beiden Kanälen keine signifikanten Ausprägungen (Tabelle 10; Abbildung 11). Identische Untersuchungen wurden für die Grobsedimentpartikel (2 – 8 mm) durchgeführt, wobei sich zeigte, dass das Grobsediment vorwiegend im Seitenkanal abnahm und im Hauptkanal eine stagnierende Präsenz aufwies.

Tabelle 10: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Abundanz des Feinsediments auf je 3 Proberöhren während 4 Probenahmen und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Feinsediment (g/kg) log (g + 1) Korngrösse 0 - 2 mm	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.34	1.18	0.78	9.92
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.18	0.74	0.81	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	1.03	1.67	0.54	

Signifikanzlevels: *** p< 0.001, ** p< 0.01, * p< 0.05

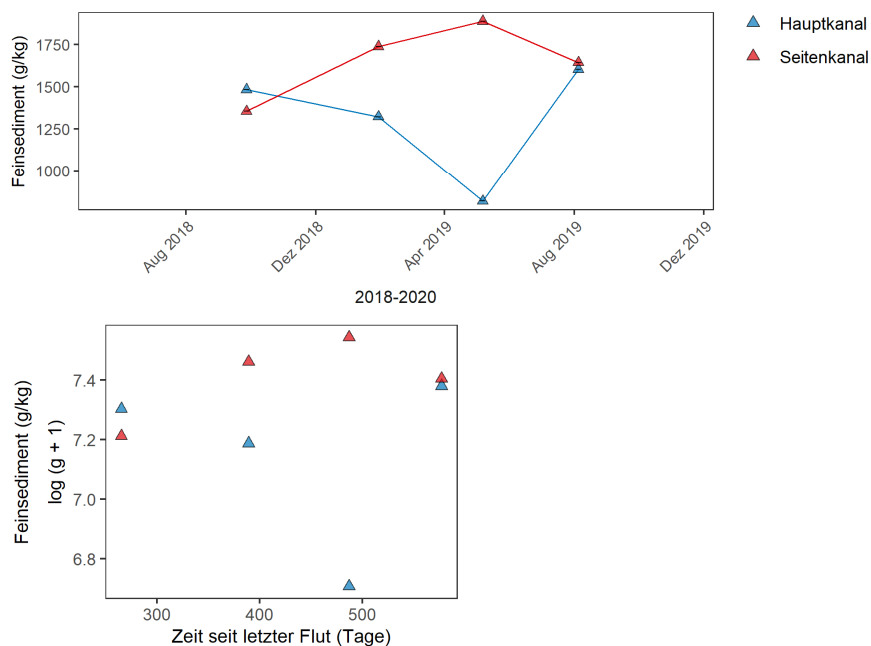


Abbildung 11: Feinsediment im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung.

4.5 Makrozoobenthos

4.5.1 Taxavielfalt und Diversität

Während des gesamten Monitoringzeitraum vom November 2015 bis Mai 2020 konnten im beprobten Teilabschnitt der Saane insgesamt 59 Taxa aus verschiedenen taxonomischen Familien bestimmt werden. Die untersuchten Taxa entstammen zum Grössten Teil oder gänzlich aus den Ordnungen Amphipoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Coleoptera, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Arachnida und Isopoda (Anhang, Tabelle 1). Die Abundanz an Taxa variierte im Hauptkanal zwischen 12-21 und im Seitenkanal zwischen 8 -16. Eine Überprüfung auf eine allfällige Signifikanz anhand des linear mixed-Effects Modell zeichnete eine schwach ausgeprägte signifikante Übereinstimmung zwischen der Taxavielfalt und dem Kanaltyp aus (Daten Mittelwerte, $\beta = -3.72$, $p=0.02$, Tabelle 11, Abbildung 12). Eine deutlich niedrigere Taxavielfalt ist demnach im Seitenkanal vorhanden.

Sämtliche Indizes (Shannon-Index, Evenness- & Simpson-Index) zeigten keinerlei Auffälligkeiten oder grobe Veränderungen im Zusammenhang mit der Zeit seit einer letzten Flut oder Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Kanaltypen. Aus der Abbildung 12 ist zu entnehmen, dass aufgrund des künstlich durchgeführten Hochwassers im Herbst 2016, sämtliche Indizes einen Negativtrend aufwiesen. Konkret heisst dies, der Shannon Index, Evenness & Simpson Index haben kurzfristig stark abgenommen.

Durchschnittswerte ergaben im Hauptkanal eine Anzahl Taxa von ~ 16.61 und im Seitenkanal ~ 13.36 . Der Shannon-Index lag im Durchschnitt bei ~ 2.22 (Hauptkanal) und ~ 2.41 (Seitenkanal). Beim Evenness zeigten sich Mittelwerte von ~ 0.56 (Hauptkanal) und ~ 0.66 (Seitenkanal) und schlussendlich wies der Simpson-Index Mittelwerte von ~ 0.67 im Hauptkanal auf und im Seitenkanal ~ 0.70 .

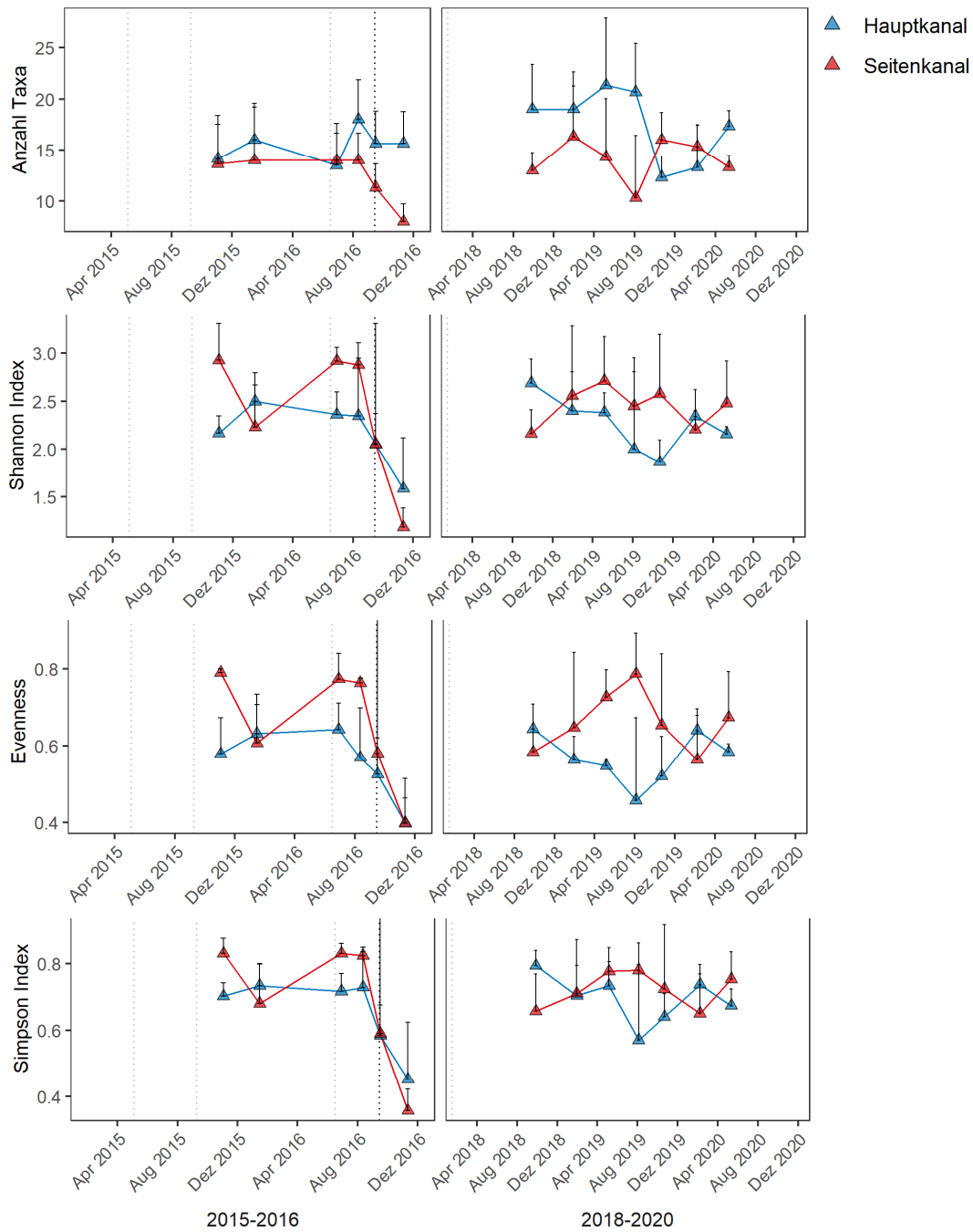


Abbildung 12: Taxavielfalt, Shannon Index, Evenness sowie Simpson Index im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Nov 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (Hauptkanal/Seitenkanal: n=6 im 2015-16 & n=7 im 2018-2020)

Tabelle 11: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Anzahl Taxa, Shannon-Index, Evenness sowie den Simpson-Index und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Anzahl Taxa	Zeit seit letzter Flut (Tage)	1.11	2.49	0.65	122.78
	Kanaltyp (Seitenkanal) *	-3.72	1.57	0.02	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	1.38	3.52	0.69	
Shannon Index	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.11	0.37	0.77	40.09
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.14	0.23	0.55	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.16	0.52	0.76	
Evenness	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.01	0.09	0.94	-21.69
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.09	0.06	0.10	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.01	0.13	0.95	
Simpson Index	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.01	0.11	0.92	-15.40
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.02	0.07	0.77	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.03	0.15	0.83	

Signifikanzlevels: *** p< 0.001, ** p< 0.01, * p< 0.05

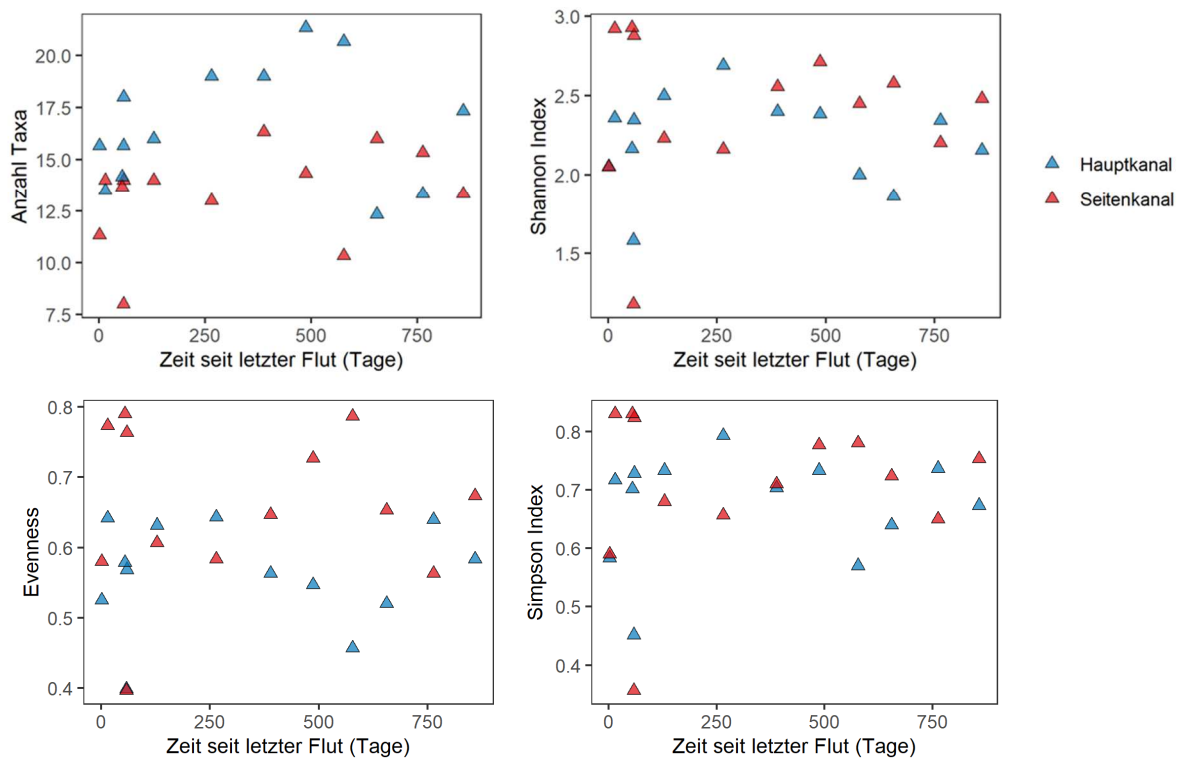


Abbildung 13: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit dem Auftreten einer letzten Flut auf die Anzahl Taxa, den Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index bezogen auf das Makrozoobenthos.

4.5.2 Makrozoobenthosdichte

Die Totale Dichte der Makrozoobenthosfauna variiert im Hauptkanal zwischen min. 9'952 Individuen/m₂ bis max. 53'393 Individuen/m₂ und im Seitenkanal zwischen minimum 2'178 bis maximum 7'400 Ind. / m₂. Im Durchschnitt war die Makrozoobenthosdichte (Anzahl Individuen pro m²) signifikant höher im Hauptkanal mit einem Mittelwert von $\sim 24'578 \pm 14'122$ (Mittelwert \pm Standardabweichung) als im Seitenkanal mit $\sim 4'766 \pm 1'682$ (Mittelwert \pm Standardabweichung). Auch eine Überprüfung mittels des linear mixed-Effects Modells konnte diese auftretende Signifikanz bestätigen (Daten logarithmiert, $\beta = -1.57$, $p < 0.001$, Tabelle 12, Abbildung 15). Einen Zusammenhang zwischen den auftretenden Hochwasserereignissen und der Individuendichte des Makrozoobenthos konnte keiner festgestellt werden.

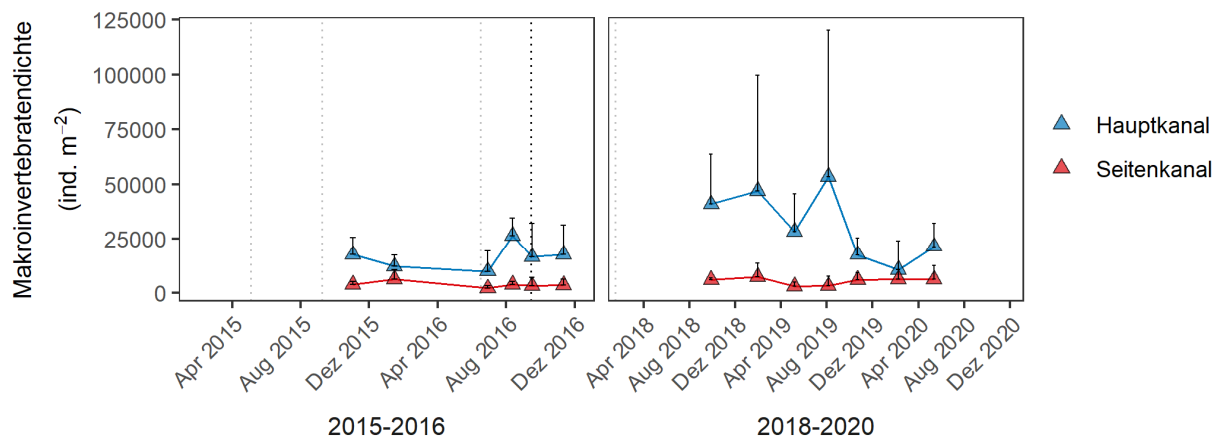


Abbildung 14: Makroinvertebratendichte (ind / m₂) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Nov 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (Hauptkanal/Seitenkanal: n=6 im 2015-16 & n=7 im 2018-2020)

Tabelle 12: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Makroinvertebratendichte (ind / m^2) und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
Makroinvertebratendichte $log (individuen. m^{-2} + 1)$	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.27	0.49	0.58	51.04
	Kanaltyp (Seitenkanal) ***	-1.57	0.31	0.00	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.19	0.69	0.78	

Signifikanzlevels: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

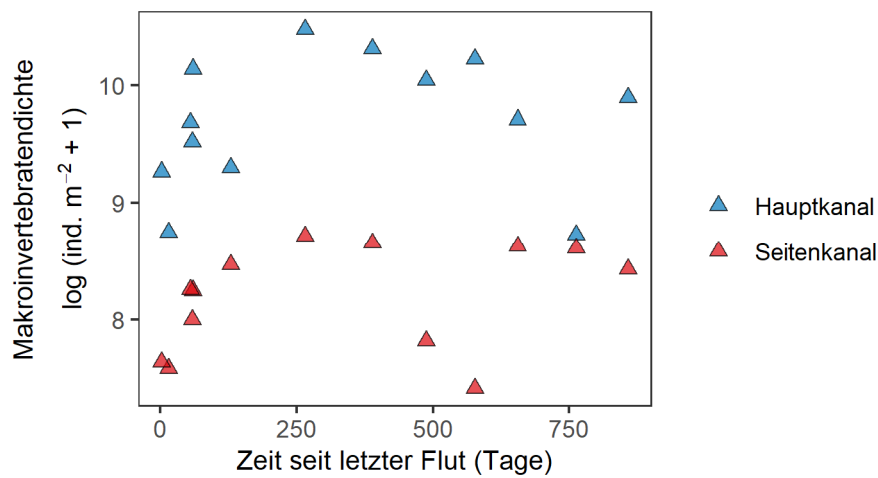


Abbildung 15: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit einer letzten Flut auf die log transformierten Daten der Makroinvertebratendichte (ind/m^2).

4.5.3 Relative Abundanz taxonomischer Gruppen

Im Hinblick der Zusammensetzung der relativen Abundanz taxonomischer Gruppen, stellte sich heraus, dass die Ordnung der Amphipoda stark dominierte. Mit Werten von $\sim 12.6 - 71.4$ % (Hauptkanal) und $\sim 5.1 - 8$ % (Seitenkanal) war einzig die Gattung Gammaridae vertreten. Als weitere dominierende Ordnung konnte die Taxa Diptera ausgemacht werden. Mit Abundanzen von $\sim 2.2 - 43.2$ % (Hauptkanal) und $\sim 1.0 - 38.4$ % (Seitenkanal) waren Taxa der Ordnung Diptera am Zweitstärksten vertreten. Coleoptera-Taxa wiesen Abundanzen von $\sim 2.5 - 33.7$ % im Hauptkanal auf und im Seitenkanal $\sim 3.5 - 21.3$ %. Mit im Verhältnis moderaten Dichten stehen die EPT-Taxa da, mit Bandbreiten an Tieren von $\sim 4.9 - 29.2$ % im Hauptkanal und $\sim 2.0 - 20.1$ % im Seitenkanal. Innerhalb der EPT-Taxa (Ephemeroptera / Plecoptera / Trichoptera) kann gesagt werden, dass seit Anbeginn des Monitorings wenige bis keine ($<1\%$) Individuen der Familie Plecoptera nachgewiesen werden konnten. Die Grösstanzahl an Individuen der EPT-Taxa stammen aus der Familie Trichoptera. Aus der Ordnung Oligochaeta liessen sich Abundanzen von $\sim 0.0 - 7.6$ % (Hauptkanal) und $\sim 0.0 - 41.6$ % (Seitenkanal) schliessen. Alle übrigen Individuen verschiedener Ordnungen und Gattungen wurden zur Gruppe «Übrige» zusammengefasst. Jene Individuen dieser Gruppe (wie bspw. Plattwürmer, Schnecken & Muscheln) wiesen Dichten von $\sim 1.3 - 23.8$ % im Hauptkanal und $\sim 2 - 44.2$ % im Seitenkanal auf (Abbildung 16).

Einige Auffälligkeiten zeigten sich innerhalb der Ordnung Coleoptera und der EPT-Taxa. Coleoptera stellte eine signifikante Erhöhung der Individuenzahl in beiden Kanaltypen mit fortschreitender Zeit seit einer letzten Flut dar (LME, Schätzung = 0.25, $p < 0.001$). Signifikant war auch die Differenz zwischen den beiden Kanaltypen, bezogen auf die Zeit seit einer letzten Flut (LME, Schätzung = -0.20, $p < 0.01$, Abbildung 17). Einen ebenfalls signifikanten Zusammenhang ergab das Modell bei den EPT-Taxa hinsichtlich Hauptkanal & Seitenkanal (LME, Schätzung = -0.09, $p < 0.001$) als auch einen signifikanten Rückgang an EPT-Taxa im Hauptkanal seit dem Ausbleiben einer grösseren Flut (LME, Schätzung = -0.16, $p < 0.001$, Abbildung 17).

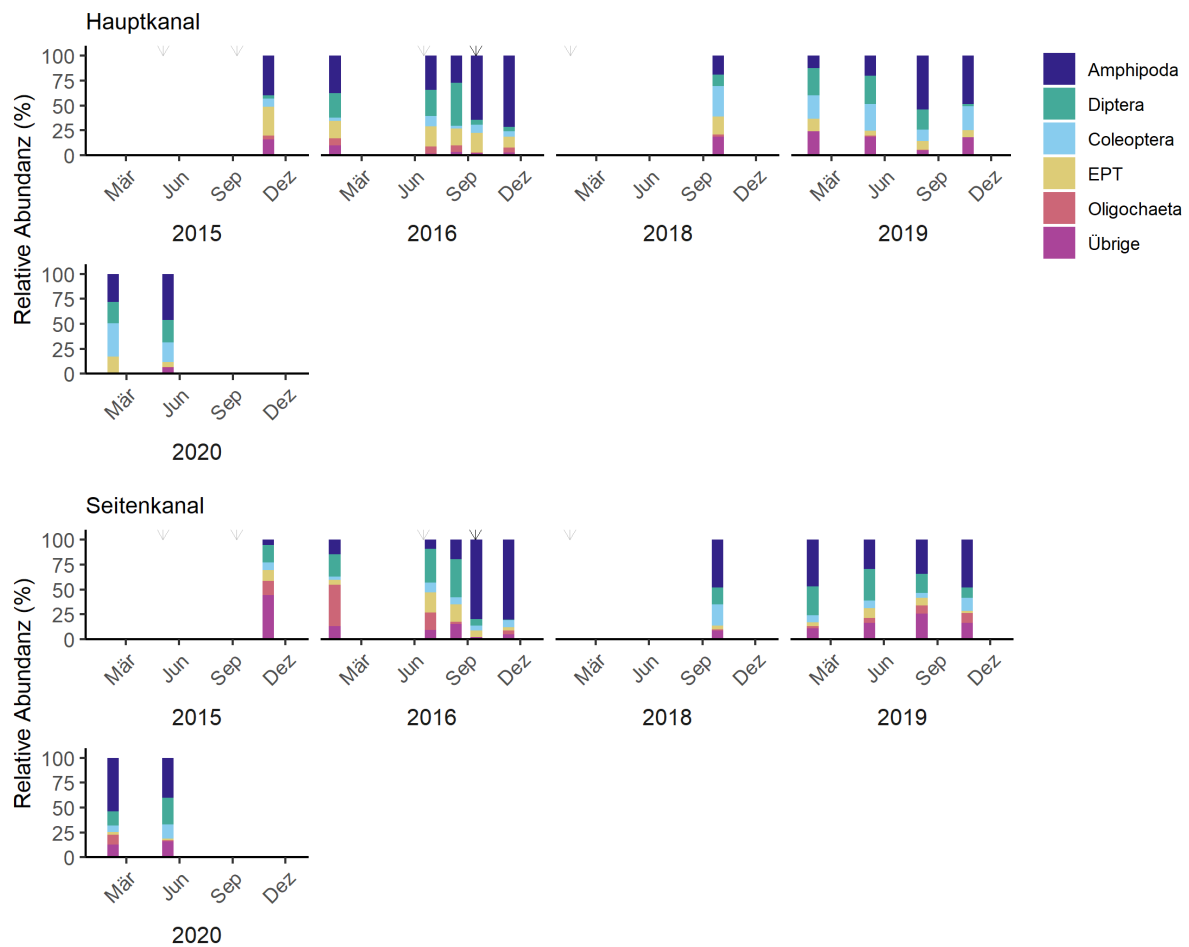


Abbildung 16: Relative Abundanzen (in %) der gewichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos. Entnommen im Haupt- und Seitenkanal an jedem Probenahmetag im Zeitraum vom Nov. 2015 – Mai. 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Die Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera wurden als EPT-Taxa zusammengefasst. Graue Pfeile stehen für Dammüberläufe, der schwarze Pfeil für das künstliche Hochwasser.

Tabelle 13: Ergebnisse der linear gemischten -Effekt-Modelle (linear mixed-effect models; LME), die den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die relativen Abundanzen der gewichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos und den Unterschied zwischen den Kanälen untersuchen. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium)

Parameter	Fixe Effekte	Schätzung	SE	p-Wert	AIC
<i>Amphipoda</i> (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.02	0.19	0.93	11.88
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.06	0.12	0.62	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.19	0.27	0.48	
<i>Diptera</i> (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.08	0.06	0.20	-32.70
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.03	0.04	0.44	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.02	0.08	0.81	
<i>Coleoptera</i> (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage) ***	0.25	0.06	0.00	-38.98
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.00	0.04	0.91	
	Zeit seit letzter Flut (Tage):Kanaltyp (Seitenkanal)**	-0.20	0.09	0.02	
Übrige (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	0.04	0.09	0.66	-22.66
	Kanaltyp (Seitenkanal)	0.06	0.06	0.34	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.00	0.13	0.97	
<i>Oligochaeta</i> (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage)	-0.08	0.08	0.32	-30.23
	Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.07	0.05	0.17	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	-0.01	0.11	0.92	
EPT (rel. Abundanz)	Zeit seit letzter Flut (Tage) ***	-0.16	0.05	0.00	-50.86
	Kanaltyp (Seitenkanal) ***	-0.09	0.03	0.00	
	Zeit seit letzter Flut (Tage): Kanaltyp (Seitenkanal)	0.05	0.07	0.45	

Signifikanzlevels: *** p< 0.001, ** p< 0.01, * p< 0.05

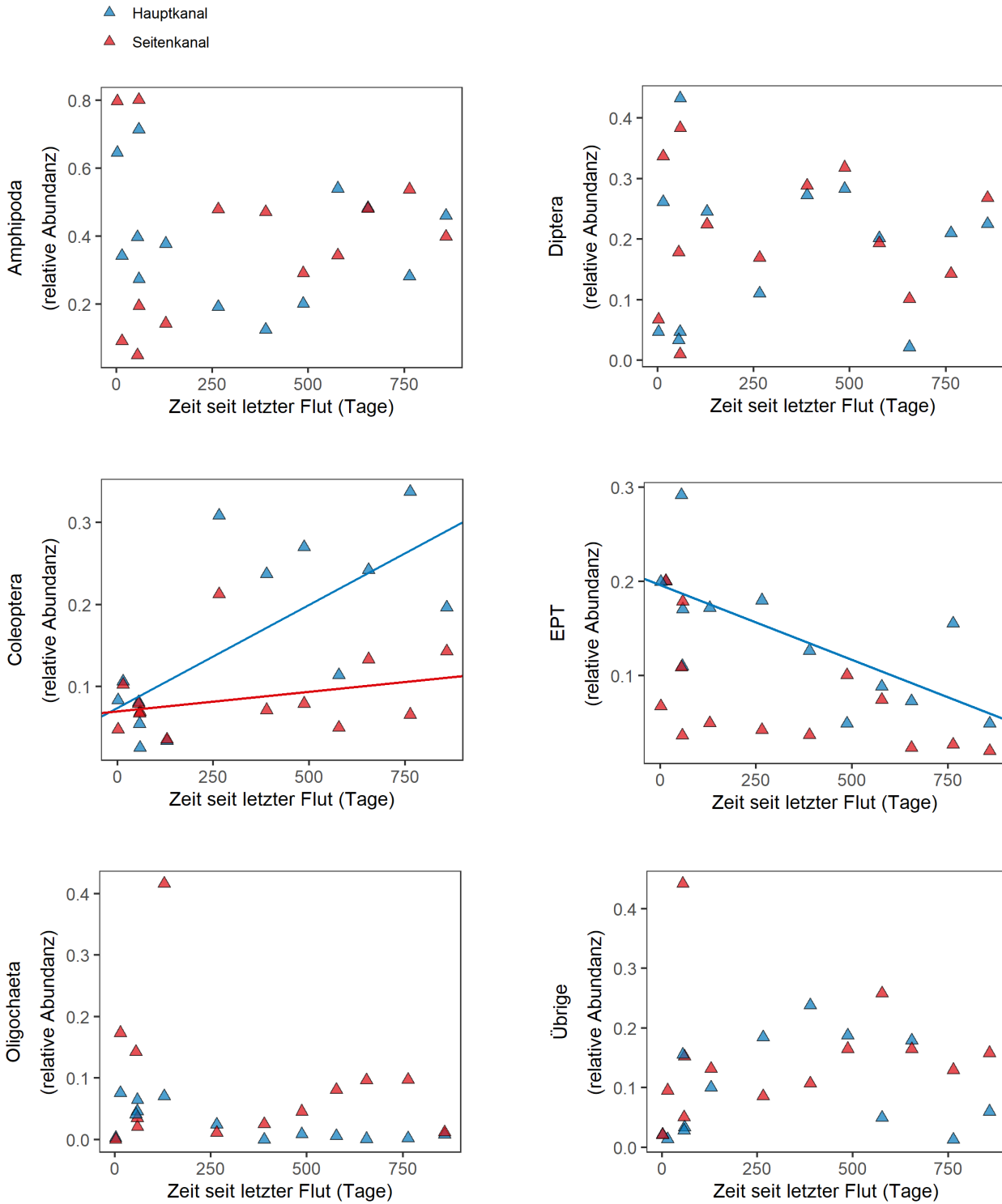


Abbildung 17: LME-Plots welche Effekte auf die Abundanz der gewichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos seit dem Auftreten einer letzter Flut zeigen. Signifikante Effekte werden als blaue Linie für den Hauptkanal und als rote Linie für den Seitenkanal dargestellt.

4.5.4 Änderung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft

Die NMDS-Analyse, welche auf Mittelwerten über die Abundanzen der Makrozoobenthosfamilien basiert, zeigt eine klare Veränderung der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften innerhalb der beiden Gerinnetypen mit zunehmend fortgeschrittener Zeit seit dem letzten künstlich erzeugten Hochwasser auf (Abbildung 18). Der Permutationstest zur Überprüfung der Homogenität von multivariaten Dispersionen ($p < 0.001$) ergab eine signifikante Übereinstimmung, was darauf hindeutet, dass es klare Unterschiede in der Zusammensetzung der Individuen und deren Lebensgemeinschaften seit dem Auftreten einer letzten Flut gibt. Durch den Permutationstest ist daher auch die Homogenität gegeben, das heisst die Variation der entnommenen MZB-Proben im Haupt- und Seitenkanal stimmt überein. Dass eine zeitliche Verschiebung und Veränderungen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften innerhalb der beiden Gerinnetypen Haupt- & Seitenkanal unter Einfluss des Ausbleibens von Hochwasserereignissen vorliegt, konnte mittels PERMANOVA Test bestätigt werden (Daten nicht logarithmiert/Mittelwerte: $p = 0.001^*$, $R^2 = 0.44663$ / $F = 20.8380$). Es gab also eine Verschiebung der Lebensgemeinschaften, welche auf das künstliche Hochwasser von 2016 zurückzuführen sind, was wiederum bereits mit den Erkenntnissen nach Szreniawa, (2020) übereinstimmt.

Abbildung 18 zeigt, dass sich das jüngste Hochwasserevent (Zeit seit letzter Flut (Tage)) vom Herbst 2016 in der zeitlichen Streuung der Makrozoobenthoszusammensetzung widerspiegelte. Die Zusammensetzung der MZB-Lebensgemeinschaften ist sich ähnlicher, wenn der Zeitpunkt einer Flut nicht lange Zeit her ist, als wenn eine Überschwemmung schon lange Zeit nicht mehr auftrat. Mit fortgeschrittener Zeit seit einer letzten Flut (400 bis 800 Tage) haben sich die Gemeinschaften zusehend voneinander getrennt. Es zeigte sich, dass die zeitliche Streuung im Seitenkanal größer war als im Hauptkanal.

Ebenfalls lässt sich aus der Grafik eine generell erhöhte Individuenzahl im Hauptkanal erkennen. Dies führt zur Erkenntnis, dass die Abundanz der Individuenzahl innerhalb der untersuchten Taxa auf Stufe Familie vom Gerinnetyp Hauptkanal & Seitenkanal abhängt.

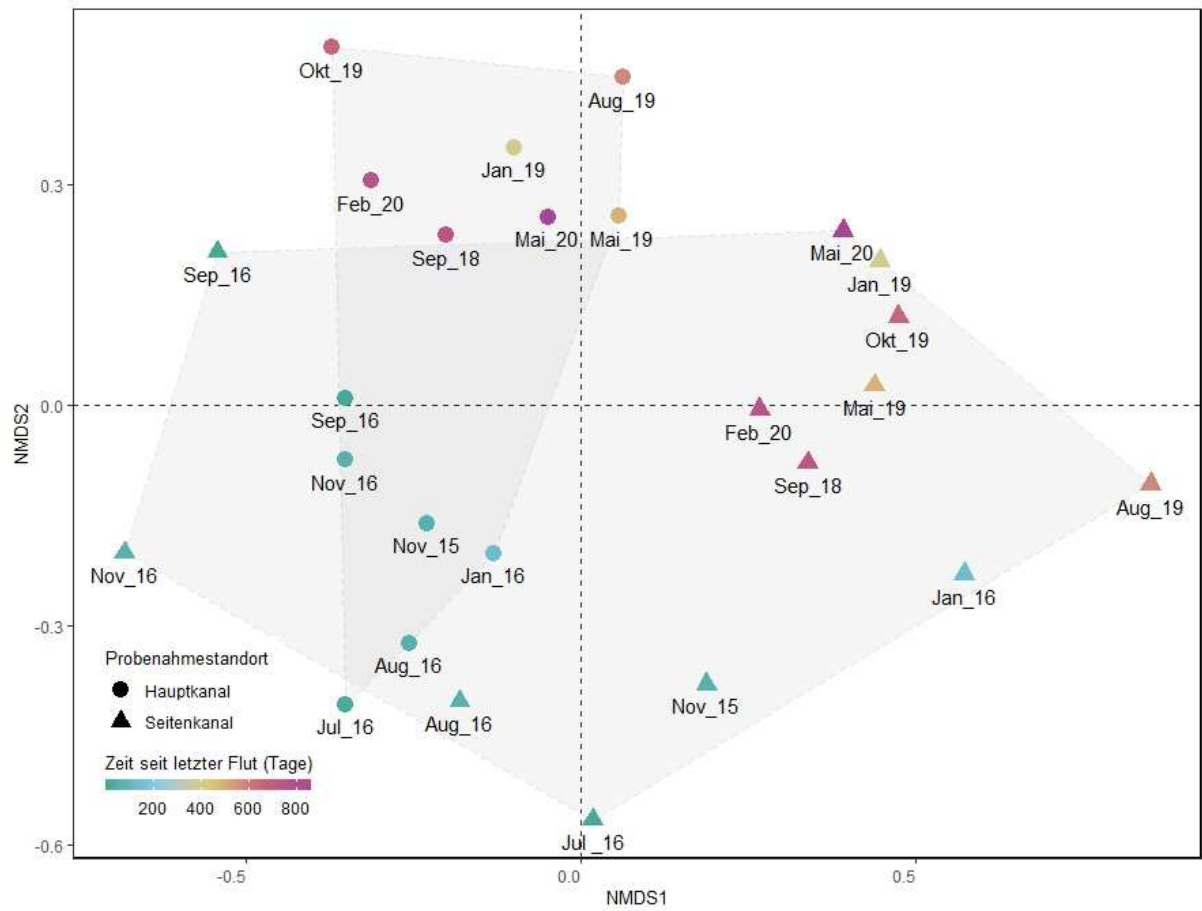


Abbildung 18: NMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis Unähnlichkeiten zwischen Probenahmedatum und Probenahmestandort der Mittelwerte über die Abundanzen der Makrozoobenthosfamilien im Zeitraum vom November 2015 bis Mai 2020. Stress-Level = 0.2256536

5. Diskussion

5.1 Stabile Bedingungen der hydrochemisch-physikalischen Parameter

Wie in der Hypothese (H1) angenommen, gab es keinerlei prägende Beeinflussung durch ein Hochwasserereignis oder eines Dammüberlaufs, welches die hydrochemisch-physikalischen Parameter über einen längeren Zeitraum verändert hätten. Dies ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass die zur Flut erzeugende Wassermenge aus derselben Quelle (Hypolimnetisches Wasserreservoir) stammt, wie die Dotierwassermenge des Restwassers und auch sonst keine äusseren Einflüsse wie Zuflüsse oder anthropogene Effekte im beprobten Abschnitt der Saane massgebend waren. Diese Beobachtung deckt sich mit den Untersuchungen am Spöl, welche durch Robinson et al. (2018) durchgeführt wurden. Ein anderer Grund ist womöglich die zeitliche Differenz zwischen dem Auftreten einer Flut und den Tagen der Probenahmen während des Monitorings, als auch das Nichterheben von Daten im Jahre 2017. Somit liessen sich nur schwache bis keine Effekte der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers im Zusammenhang mit einem Hochwasser ermitteln. Die NMDS-Analyse erlaubte keinen Unterschied zwischen den beiden Kanaltypen festzustellen. Einzig der totale Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) zeigte einen signifikanten Anstieg mit fortgeschrittener Zeit seit einem letzten Hochwasserereignis. Dieser Effekt trat vorwiegend im Hauptkanal auf und zeigte im Seitenkanal keine Signifikanz an. Der Unterschied darin liegt, dass sich das organische Material im Seitenkanal aufgrund geringerer Dynamik besser absetzen kann und sich eher im Sediment einlagert als dies im Hauptkanal der Fall ist. Diese Erkenntnis deckt sich auch mit den Resultaten aus Kapitel 4.3 wobei wir im Seitenkanal höhere Werte an organischem Material, stammend aus den Makrozoobenthosproben, aufweisen konnten. Durch den erhöhten Abfluss im Hauptkanal wird der Kohlenstoff durch die dadurch entstehenden Störungen eher weggespült und somit nicht im Sediment akkumuliert, sondern kommt freischwebend im Wasser vor (Langhans et al., 2008; Roschi, 2017). Als Resultat davon weist das Wasser im Hauptkanal höhere TOC- Werte auf. Häufig steht ein Anstieg des TOC auch in direkter Verbindung mit auftretendem Hochwasser. Der erhöhte Abfluss führt vermehrt zur Abschwemmung der in den Gewässern selbst produzierten Aufwuchsorganismen und trägt somit zu einer erhöhten TOC-Fracht bei (Liechti, 2010). Eine leicht steigende Tendenz über die Zeit wurde auch beim DOC registriert. Über alles gesehen erreichten alle der folgenden erhobenen Parameter (Phosphat, total Phosphor, Nitrat, total organischer Kohlenstoff & gelöster organischer Kohlenstoff) die vom Bundesamt für Umwelt vorgegebenen Zielvorgaben (Liechti, 2010). Alle Parameter bis auf die erhobenen Phosphatwerte («gut») erreichten den Status «Sehr gut». Der Temperaturverlauf mit gemessenen maximalen und minimalen Tagesmitteltempi zeigte keine Auffälligkeiten und entspricht dem natürlichen saisonalen Temperaturverlauf eines voralpinen Flusssystemes und somit einer typischen Sinusregressionskurve (Hari, 2004).

5.2 Zunehmendes Wachstum an Periphyton-Biomasse nach Ausbleiben von Fluten

Wie in der Hypothesenbeschreibung erwartet wurde (H2), sollte die Periphyton-Biomasse jeweils durch die auftretenden Flutereignisse reduziert werden und wiederum eine schnelle Erholung erfahren. Mit dieser Arbeit konnte diese Hypothese nicht ausgiebig bestätigt werden. Es liegt dies womöglich daran, dass nach dem Hochwasser, das 2016 stattfand, keine weiteren gross dimensionierten Hochwasser mehr stattfanden und sich somit ein Effekt auf die Periphyton-Biomasse nur sehr schwer erkennen lässt (auch aufgrund zeitlich unregelmässiger Datenerhebung und fehlender Daten aus 2017). Das Ausbleiben von jährlich wiederkehrenden Flutereignissen hatte zumindest im Hauptkanal einen signifikanten Effekt auf die Periphyton-Biomasse. Auch im Seitenkanal wurden erhöhte Mengen an AFDM (g/m^3) gemessen, wobei dies auf die log transformierten Daten gemäss LME-Modell keine Signifikanz erzeugte. Wie bereits erwähnt, zeigten unsere Modelle (LME) keinen direkten Einfluss des erzeugten künstlichen Hochwassers wie auch den Dammüberläufen auf die Periphyton-Biomasse, wie es durch Szreniawa (2020) in der vorjährigen Periode des Monitorings, festgestellt wurde. Eine mögliche Ursache hierfür könnte etwa die unterschiedliche Laborarbeitsweise unter den verschiedenen Labormitarbeitenden gewesen sein, diejenigen die jeweilige Probenahmeserien des Monitorings an der Saane bearbeiteten. Die minimale Abundanz an AFDM, die jedoch rund 15 Tage nach einem letzten Hochwasserereignis aufgetreten ist, lässt vermuten, dass Flutereignisse dennoch einen starken Einfluss auf das Periphyton ausüben können. Indes konnte unsere Hypothese (H2), dass ein erhöhter Abfluss (in Form von Hochwasser & Dammüberläufen) die Periphyton-Biomasse minimieren kann, auch gemäss Aussagen von Biggs (2000); Biggs & Close (1989) nicht bestätigt werden. Durchaus konnte jedoch der Teil der Hypothese (H2) darüber bestätigt werden, dass nach längerem Ausbleiben an Flutereignissen die AFDM rasant ansteigt, was sich mit den Beobachtungen der Untersuchungen am Spöl (Robinson & Uehlinger, 2008) deckt. Ebenfalls könnten im gesamten Untersuchungsgebiet auch die seitlichen Zuflüsse einen Effekt auf das Periphyton haben. Diese mögen auch bei Extremniederschlägen stark ansteigen und eventuell einen reduzierenden Effekt auf das AFDM des Periphyton generieren. Dies vermochte jedoch in dieser Arbeit keine vollständigen Beweise bringen. Hingegen hatte dies am Spöl einen Effekt, welcher in der Arbeit von Buser (2007) näher beschrieben wird. Der Einfluss der Zuflüsse hängt stark von dessen Morphologie und infolgedessen der Stabilität ab. Abschliessend lässt sich sagen, dass sich aufgrund der erhobenen Daten ein zu wenig klares Bild zeichnen lässt. Nähere Untersuchungen in Bezug auf Dauer, Ausmass und Frequenz eines Hochwassers oder Dammüberlaufs wären wertvoll, um kurzfristige Veränderungen der Periphyton-Biomasse sichtbar zu machen. Nähere Informationen über die Effektivität von eher seltenen, lang andauernden aber hoch dimensionierten Hochwasser oder aber von kleineren, regelmässig auftretenden Dammüberläufen wären wertvoll um die Beseitigung des Periphytons besser steuern zu können.

5.3 Erhöhte Werte an organischem Material und Respirationsrate im Seitenkanal

Unsere aufgestellte Hypothese (H3) konnte teilweise bestätigt werden. Es wurde ein signifikanter Zusammenhang mittels Welch t-test zwischen der Abundanz an organischer Masse (CPOM) und dem Kanaltyp festgestellt, wobei dies nicht für die feinpartikuläre Masse (FPOM) galt. Analysen mittels LME-Modell erbrachten keine signifikanten Effekte. In Hinblick des niedrigen Effektwertes (p-Wert), welcher sich nicht weit entfernt einer angezeigten Signifikanzstufe (p-Wert = 0.05) befand, kann angenommen werden, dass sich Hauptkanal und Seitenkanal in Bezug auf deren Abundanz an grobpartikulärer organischer Masse mit fortschreitender Zeit seit einer letzten Flut, tendenziell unterscheiden werden. Hier gilt es in Zukunft weiterhin Analysen zu tätigen, um einen eventuellen positiven Effekt zu erhalten. Die Datengrundlage erscheint als zu schwach (Daten vom Sommer 2018 -Frühling 2020) als hier eine abschliessende Antwort gefunden werden konnte. Ein wesentlicher Grund warum sich im Seitenkanal mehr organisches Material befindet, ist die weniger ausgeprägte Dynamik im Gegensatz zum Hauptkanal. Dadurch vermag sich das organische Material im Seitenkanal besser festzusetzen und in der Sohle einzulagern (Langhans et al., 2008; Roschi, 2017). Dieser Effekt tritt jedoch erst mit zunehmender Zeit seit einem letzten Hochwasser ein. Denn wie auch am Spöl erwiesen wurde (Robinson & Uehlinger, 2008), können regelmässig auftretende Hochwasser die organische Masse in einem Flusssystem reduzieren und dadurch der zunehmenden Deponierung an organischem Material entgegenwirken. Dies geschieht dadurch, dass Flutereignisse die Sedimentpartikel und das Geschiebe im Flussbett mobilisieren, welches einen direkten Einfluss auf die Abundanz an CPOM und FPOM im Gewässer hat (Robinson & Uehlinger, 2008).

Die ebenfalls erhöhten Werte der Respirationsrate stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Vorkommen abundanterer organischer Masse im Seitenkanal. Obschon nicht durch die Analysen mittels LME-Modell bestätigt, wurde die Signifikanz mittels Welch-t Test angezeigt. Gemäss Friedl et al. (2017) setzen sich im Seitenkanal mehr Pflanzenreste und Detritus an der Flusssohle ab, was zu erhöhter organischer Bodensubstanz führt. Somit wird im Seitenkanal mehr Sauerstoff (mg O_2) pro Zeiteinheit pro kg Sedimentproben veratmet. Dies generiert schlussendlich die höheren Werte der Respirationsrate im Seitenkanal.

5.4 Erhöhter Anteil an Feinsediment im Seitenkanal

Die Untersuchungen der Korngrößenverteilung des Sediments, welches im Rahmen der Probenahme angefallen ist, ergaben keine signifikanten Effekte. Nicht im Zusammenhang mit der zunehmenden Zeit seit einer letzten Flut als auch nicht in den beiden Kanaltypen. Generell haben die Analysen dennoch ergeben, dass im Seitenkanal mit vermehrtem Vorkommen an Feinsediment (Korngrösse 0 – 2 mm) zu rechnen ist. Die geringe Datenmenge, die in die Analyse eingeflossen ist, erlaubt es jedoch nicht eine längerfristige Tendenz dieser Tatsache zu erkennen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die aufgestellte Hypothese (H4), sich durch das Vorhandensein von längeren Datenreihen, bewahrheiten wird. Der Eintrag und die Ablagerung von Feinsedimenten in der Gewässersohle stellt mit zunehmender Zeit eine erhöhte Gefahr einer Sohlenkolmation dar. Ein gestörtes Abflussregime und die direkt damit einhergehende Restwasserbewirtschaftung führt zu einer Zunahme an Feinsedimenten (Giulio et al., 2017).

5.5 Makrozoobenthosdichte und Diversität wird durch Hochwasser minimiert

Es zeigte sich, dass sich die Makrozoobenthosdichte im Zeitraum vom Mai bis September 2016 (Periode mit mehreren aufeinanderfolgenden Fluten) auf einem deutlich niedrigeren Niveau befand als die nachfolgenden Jahre, was den Einfluss des Hochwassers und Dammüberläufe gut widerspiegelt. Dies ist vor allem auf physischen Abtransport (Drift) zurückzuführen. Zwischen Hochwasserereignissen die jedoch längere Zeit auseinanderliegen, kann das MZB wieder höhere Dichten aufweisen. Diese Beobachtung konnte vor allem im Hauptkanal bemerkt werden. Bezüglich des Shannon-Index, Evenness- & Simpson-Index war zu sehen, dass diese unter Einfluss des künstlichen Hochwassers kurzfristig stark abgenommen haben, sich mit zunehmender Zeit jedoch wieder auf einem stagnierenden Level eingependelt haben. Ebenfalls die Taxavielfalt wurde reduziert. Keiner der Indizes zeigte aufgrund der Analysen mittels LME-Modell einen signifikanten Effekt mit zunehmender Zeit seit einem letzten Hochwasser. Unsere Annahme (H6), dass Taxa aus den Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera (EPT) weniger anfällig gegenüber Hochwasserereignissen sind konnte bestätigt werden. Indirekt dadurch, dass die Zahl an EPT-Taxa einen signifikanten Abfall mit zunehmender Zeit seit einer letzten Flut im Hauptkanal zeigte. Diese Erkenntnis deckt sich mit diversen Studien (Brunke et al., 2003; Chanut et al., 2019). Insgesamt wurden Taxa aus lotischen Familien wie eben bspw. EPT vermehrt im Hauptkanal gefunden. Taxa wie Amphipoda und Diptera waren in beiden Kanaltypen stark vertreten. Coleoptera-Taxa etwas mehr im Hauptkanal. Coleoptera zeigte als einzige Gruppe in beiden Kanaltypen einen signifikanten Anstieg seit einer letzten Flut. Hauptsächliche Unterschiede betreffend den beiden Kanaltypen gab es in der Makrozoobenthosdichte. Allgemein wurden im Hauptkanal deutlich höhere Dichten festgestellt als im Seitenkanal als auch eine höhere Taxavielfalt.

5.6 Änderung der Lebensgemeinschaft des MZB aufgrund längeren Ausbleibens von Fluten

Unsere NMDS-Analyse hat gezeigt, dass mit fortgeschrittener Zeit seit einer letzten Flut (400 bis 800 Tage) sich die Gemeinschaften des MZB zusehend voneinander getrennt haben. Folgende Erkenntnis wurde ebenfalls bereits in den Resultaten der Analyse des Monitorings durch Szreniawa (2020) bezeugt. Somit konnte auch die aufgestellte Hypothese (H5) angenommen werden. Eine klare Abweichung war bezüglich der ungleichen Zeitperiode des Monitorings festzustellen. Einerseits lagen die Lebensgemeinschaften welche 2015-2016 erhoben wurden eher beieinander, andererseits auch jene von 2018-2020. Das mag an der unterschiedlichen Durchführung an Fluten liegen, wobei die Daten, die 2018-2020 erhoben wurden generell viel länger seit einem letzten auftretenden Hochwasser oder Dammüberlauf entfernt liegen als jene von 2015-2016. Eine Studie welche an einem regulierten Hochlandfluss in Grossbritannien durchgeführt wurde kam zu ähnlichen Ergebnissen wie man sie an der Saane beobachten konnte. Die Studie zeigte, dass keine unmittelbare Veränderung aufgrund eines einzelnen Flutereignisses innerhalb 48 Stunden stattfand. Erst nach mehrmaliger Erzeugung künstlicher Hochwasser über einen längeren Zeitraum zeigte sich eine Veränderung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos (Gillespie et al., 2020). Wie auch an der Saane konnten Gillespie et al. (2020) einen Rückgang der EPT-Taxa erkennen. Sie erwähnen im Speziellen die beiden Ordnungen Plecoptera und Ephemeroptera.

6. Schlussfolgerung

Das Hauptziel dieser Arbeit war es diverse Effekte einer jahrelanger Wasserkraftnutzung und damit verbundene Restwasserbewirtschaftung auf das Gewässerökosystem innerhalb des Untersuchungsgebietes an der Saane zu untersuchen. Die verschiedenen Untersuchungsgrössen (hydrochemisch-physikalische Parameter, Periphyton, Organisches Material, Respiration, Sediment & Makrozoobenthos) zeigten allesamt in etwa zu erwartende Ergebnisse gemäss den aufgestellten Hypothesen und liessen sich gut mit einer Vergleichsstudie, welche am Spöl ausgeführt wurde, referenzieren. Die Hauptproblematik, die weiterhin an der Saane vorherrscht, sind die zunehmend unökologischen Bedingungen, welche sich immer weiter von einem natürlichen Gleichgewicht, welches in Auenökosystemen herrscht, fortbewegt. Durch die jahrelange Wasserkraftnutzung hat die Saane im Untersuchungsgebiet ihren ursprünglichen Charakter weitestgehend verloren. Das Flussbett ist stark veralgt, weist Kolmation in einem fortgeschrittenen Stadium auf und durch das Ausbleiben von Hochwasser, die flussbettumwäzende Dimensionen erreichen, wird dieser Zustand zusehends problematischer für die ökologische Integrität des Ökosystems.

In Zukunft ist es von essentieller Bedeutung, wiederum Hochwasser in den Ausmassen desjenigen vom Herbst 2016 zu generieren, um eine längerfristige Erholung des von Restwasserbewirtschaftung betroffenen Abschnittes unterhalb der Staumauer von Rossens zu erlangen. Schon länger laufen auf Seiten der Umweltorganisationen und Forschungsteams als auch des Kantons, welche sich für die ökologische Aufwertung des Saaneabschnittes einsetzen, Bestrebungen darüber, in Zukunft weitere künstliche Hochwasser an der Saane auszulösen. Ein erster Durchbruch wird im Oktober 2020 gelingen, wo das örtliche Stromunternehmen Groupe-e im Auftrag des Staats Fribourg ein Hochwasser durchführen wird. Der Wasserablass aus dem Greyerzersee wird ein Maximalabfluss von 225 m³/s erreichen. Die Durchführung der künstlichen Flut wird bewusst im Oktober angesetzt, dh. kurz vor der Laichzeit der Forelle und anderen Fischarten, um zu gewährleisten, dass keine Störwirkung auftritt. Mit dieser Massnahme wird das Flussbett der kleinen Saane durchgespült, um die Artenvielfalt zu fördern und den Flussabschnitt wiederzubeleben. Groupe-e geht auf Grund der Forderung des Staates mit dieser Massnahme deutlich weiter, als es die gesetzlichen Verpflichtungen für den Stromproduzenten vorsehen würden. Diese Tatsache spricht für eine sich weiterentwickelnde nachhaltige Zukunft für die kleine Saane (Etat de Fribourg, 2020).

Literaturverzeichnis

- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters* (2. Aufl.). Dordrecht Netherlands: Springer Verlag.
- BAFU. (2007). *Seen in der Schweiz: Natürliche und Speicherseen*. Memento vom 5. Oktober 2008 im Internet Archive. Abgerufen im 2020 von <https://web.archive.org/web/20081005112515/http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/>
- BAFU. (2017). *Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung*. Swisstopo-Karten der Schweiz-Schweizerische Eidgenossenschaft-Auengebiet La Sarine. Abgerufen im 2020 von <https://map.geo.admin.ch/>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Biggs, B. J. F. (2000). *New Zealand Periphyton Guideline: Detecting, Monitoring and Managing Enrichment of Streams. A report prepared for Ministry for the Environment by NIWA*. Christchurch: NIWA.
- Biggs, B. J. F., & Close, M. E. (1989). Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22(2), 209–231. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01096.x>
- Brunke, M., Hoehn, E., & Gonser, T. (2003). Patchiness of River-Groundwater Interactions within Two Floodplain Landscapes and Diversity of Aquatic Invertebrate Communities. *Ecosystems*, 6(8), 707–722. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0110-z>
- Buser, T. (2007). Der Einfluss künstlicher Hochwasser auf Drift, Seston und die Flussmorphologie im Spöl (CH) und im Opuha River (NZ). *Departement Umweltwissenschaften, ETH Zürich*.
- Chanut, P. C. M., Datry, T., Gabbud, C., & Robinson, C. T. (2019). Direct and indirect effects of flood regime on macroinvertebrate assemblages in a floodplain riverscape. *Ecohydrology*, 12(5), 1–42. <https://doi.org/10.1002/eco.2095>
- Döring, M., Tonolla, D., Robinson, C. T., Schleiss, A., Stähly, S., Gufler, C., Geilhausen, M., & Di Cugno, N. (2018). Künstliches Hochwasser an der Saane – Eine Massnahme zum nachhaltigen Auenmanagement. *Wasser, Energie, Luft*, 110(2), 119.
- Dubler, A.-M. (2012). «Saane (Fluss)». Historisches Lexikon der Schweiz (HLS), Version vom 21.06.2012. Abgerufen im 2020 von <https://hls-dhs-dss.ch/de/articles/008754/2012-06-21/>
- Etat de Fribourg. (2020). *Redynamiser la Sarine grâce à un important lâcher d'eau*. Raumplanungs-, Umwelt- und Baudirektion, Thema Wasser, News vom 13. Oktober 2020. Abgerufen im 2020 von <https://www.fr.ch/daec/eau/actualites/redynamiser-la-sarine-grace-a-un-important-lacher-deau>
- Facchini, M., Martín Sanz, E., Fink, S., Vetsch, D., Robinson, C., Döring, M., Siviglia, A., Scheidegger, C., & Boes, R. (2017). Sedimentumleitstollen und künstliche Hochwasser. *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. Merkblatt 6*.
- Gillespie, B. R., Desmet, S., Kay, P., Tillotson, M. R., & Brown, L. E. (2015). A critical analysis of regulated river ecosystem responses to managed environmental flows from reservoirs. *Freshwater Biology*, 60(2), 410–425. <https://doi.org/10.1111/fwb.12506>

- Gillespie, B. R., Kay, P., & Brown, L. E. (2020). Limited impacts of experimental flow releases on water quality and macroinvertebrate community composition in an upland regulated river. *Ecohydrology*, 13(2), 1–16. <https://doi.org/10.1002/eco.2174>
- Giulio, M. Di, Franca, M. J., Scheidegger, C., Schleiss, A., Vetsch, D., & Weber, C. (2017). Sediment- und Habitatsdynamik in Fliessgewässern. *Merckblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie*, 7, 1–85.
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., Macdonald, G. K., Zarfl, C., & Reidy Liermann, C. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10(1). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>
- Groupe e. (2020). *Barrage de Rossens*. Staumauern und Wasserkraftwerke vom 03.Juli 2020. Abgerufen im 2020 von <https://www.electrobroc.ch/de/staumauern>
- Hari, R. (2004). Temperaturverlauf in Schweizer Flüssen 1978-2002. Auswertungen und grafische Darstellungen fischrelevanter Parameter. *Eawag*, 01.
- Hütte, M., & Schwoerbel, J. (2000). *Ökologie und Wasserbau : ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung*. Berlin: Parey Verlag.
- Kastenhofer, O., ZHAW Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, & Forschungsgruppe Ökohydrologie. (2020a). *Bestimmung organische Substanz Makrozoobenthos und übriges organisches Material*. 11.
- Kastenhofer, O., ZHAW Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, & Forschungsgruppe Ökohydrologie. (2020b). *Bestimmung organische Substanz Periphyton*. 7.
- Kastenhofer, O., ZHAW Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, & Forschungsgruppe Ökohydrologie. (2020c). *Bestimmung organische Substanz Sediment*. 7.
- Langhans, S. D., Tiegs, S. D., Gessner, M. O., & Tockner, K. (2008). Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences*, 70(3), 337–346. <https://doi.org/10.1007/s00027-008-8062-9>
- Liechti, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. *Federal Office for the Environment, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1005*, 44.
- NFP, & Burlando, P. (2019). *Die Wechselwirkung von Flüssen und Grundwasser am Beispiel der Maggia*. Forschungsprojekt «Aquates Ökosystem». Abgerufen im 2020 von <https://nfp-energie.ch/de>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package (R package version 2.5-6)*.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Presteggaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11), 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- R Core Team. (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*.
- Rickenbacher, F. (2017). Veränderung der Habitatvielfalt in der Schwall-Sunk-Strecke der Sarine nach dem Bau des Rossens-Staudamms (Kt. FR). Eine GIS-Auswertung historischer Luftbilder.

Bachelorarbeit. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Wädenswil.

- Robinson, C. T., Siebers, A. R., & Ortlepp, J. (2018). Long-term ecological responses of the River Spöl to experimental floods. *Freshwater Science*, 37(3), 433–447. <https://doi.org/10.1086/699481>
- Robinson, C. T., & Uehlinger, U. (2008). Experimental floods cause ecosystem regime shift in a regulated river. *Ecological Applications*, 18(2), 511–526. <https://doi.org/10.1890/07-0886.1>
- Roschi, A. (2017). Experimentelle Überflutungen (eFlows) zur Gewässerrevitalisierung - Einfluss auf die Mikrobiologie und abiotische Parameter. *Bachelorarbeit. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil.*
- Shannon, E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, S. 379-423, 623-656.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163:688.
- Stähly, S., Franca, M. J., Robinson, C. T., & Schleiss, A. J. (2019). Sediment replenishment combined with an artificial flood improves river habitats downstream of a dam. *Scientific Reports*, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41575-6>
- Stanford, J. A., & Ward, J. V. (1993). An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 12, 48–60.
- Szreniawa, J. (2020). Antagonizing Hydropower Impacts : The Role of Experimental Floods and Dam-overflows to Restore Ecological Integrity of a Floodplain Riverscape. *University of Zurich: Department of Evolutionary Biology and Environmental Studies.*
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie*. Paris: CNRS Éditions D.L.
- Tockner, K., Malard, F., & Ward, J. V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2861–2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)
- Uehlinger, U. (1991). Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). *Archiv Für Hydrobiologie*, 123(2), 219–237.
- Uehlinger, U., Naegeli, M., & Meyer, E. (2017). Schlüsselprozesse im Energiehaushalt von Fließgewässern: Primärproduktion und Respiration. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 4(3), 166–173. <https://doi.org/10.14512/gaia.4.3.7>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Weber, C., Döring, M., Fink, S., Martin Sanz, E., Robinson, C., Scheidegger, C., Siviglia, N., Trautwein, C., Vetsch, D., & Weitbrecht, V. (2017). Sedimentdynamik im Gewässernetz. *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern. Merkblatt 1*, 1–12.
- Weingartner, R., & Aschwanden, H. (1985). Die Abflussregimes der Schweiz. *Geographisches Institut der Universität Bern.*
- Zurwerra, A., Meile, T., & Käser, S. (2016). *Künstliche Hochwasser Massnahme zur Beseitigung ökologischer Beeinträchtigungen in Restwasserstrecken unterhalb von Speicherseen. Auslegung Grundlagen & Handlungsbedarf*. November, 51.

Abbildungsverzeichnis

- 1: Mögliche Interaktionen und Einflussfaktoren zwischen Ökologie und Geschiebehaushalt (dargestellt als Konzeptionelles Modell) welche die räumliche und zeitliche Dynamik in Flusssauen ausmachen. Sediment und Abfluss prägen die Flussmorphologie, Vernetzung und Habitat prägen die Ökologie. Menschliche Eingriffe sind als rote Pfeile am Rand des Modells gekennzeichnet Seite 11
- 2: Übersicht über das Untersuchungsobjekt «kleine Saane». Das Kraftwerk Hauterive, Probenahmestandort und die Stauanlage Rossens sind gekennzeichnet durch schwarze Umkreisungen. (Daten: swisstopo, swissTLM, Autor: Schneider Damian) Seite 18
- 3: Maximaler Jahresabfluss der Saane gemessen zwischen 1911 bis 2020. Die blaue Linie repräsentiert die Werte vor dem Bau der Staumauer Rossens, wobei die rote Linie für die Zeit nach dem Dammbau steht. (Daten: Bundesamt für Umwelt / Hydrologische Messstation Fribourg) Seite 19
- 4: Mittlere Tagestemperatur (blau), sowie maximale Tagestemperatur (rot) gemessen zwischen Oktober 2018 bis Februar 2020 im Hauptkanal der Saane Seite 26
- 5: NMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis Unähnlichkeiten zwischen Probenahmedatum und Probenahmestandort der hydrochemisch-physikalischen Parameter im Zeitraum vom September 2015 bis Februar 2020. Stress-Level=0.08783223 Seite 27
- 6: AFDM (Ash-free dry mass) des Periphytons im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (n=5) Seite 30
- 7: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit einer letzten Flut auf die log transformierten Daten der Periphyton-Biomasse (AFDM, g/m²). Ein signifikanter Effekt ist als blaue Linie für den Hauptkanal wahrzunehmen Seite 31
- 8: Grobpartikuläre organische Masse (CPOM) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung Seite 32
- 9: Feinpartikuläre organische Masse (FPOM) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung Seite 33
- 10: Respirationsrate im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung Seite 34
- 11: Feinsediment im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2018 bis Mai 2020. Schwarze Balken in der oberen Grafik repräsentieren die +1 Standardabweichung Seite 35
- 12: Taxavielfalt, Shannon Index, Evenness sowie Simpson Index im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Nov 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (Hauptkanal/Seitenkanal: n=6 im 2015-16 & n=7 im 2018-2020) Seite 37
- 13: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit dem Auftreten einer letzten Flut auf die Anzahl Taxa, den Shannon-Index, Evenness und Simpson-Index bezogen auf das Makrozoobenthos Seite 38
- 14: Makroinvertebratendichte (ind / m²) im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Nov 2015 bis Mai 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung. Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (Hauptkanal/Seitenkanal: n=6 im 2015-16 & n=7 im 2018-2020) Seite 39
- 15: LME Plot zeigt den Effekt der Zeit seit einer letzten Flut auf die log transformierten Daten der Makroinvertebratendichte (ind/m²) Seite 40
- 16: Relative Abundanzen (in %) der gewichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos. Entnommen im Haupt- und Seitenkanal an jedem Probenahmetag im Zeitraum vom Nov. 2015 – Mai. 2020. (Keine Daten erhoben im 2017) Die Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera wurden als EPT-Taxa zusammengefasst. Graue Pfeile stehen für Dammüberläufe, der schwarze Pfeil für das künstliche Hochwasser Seite 42

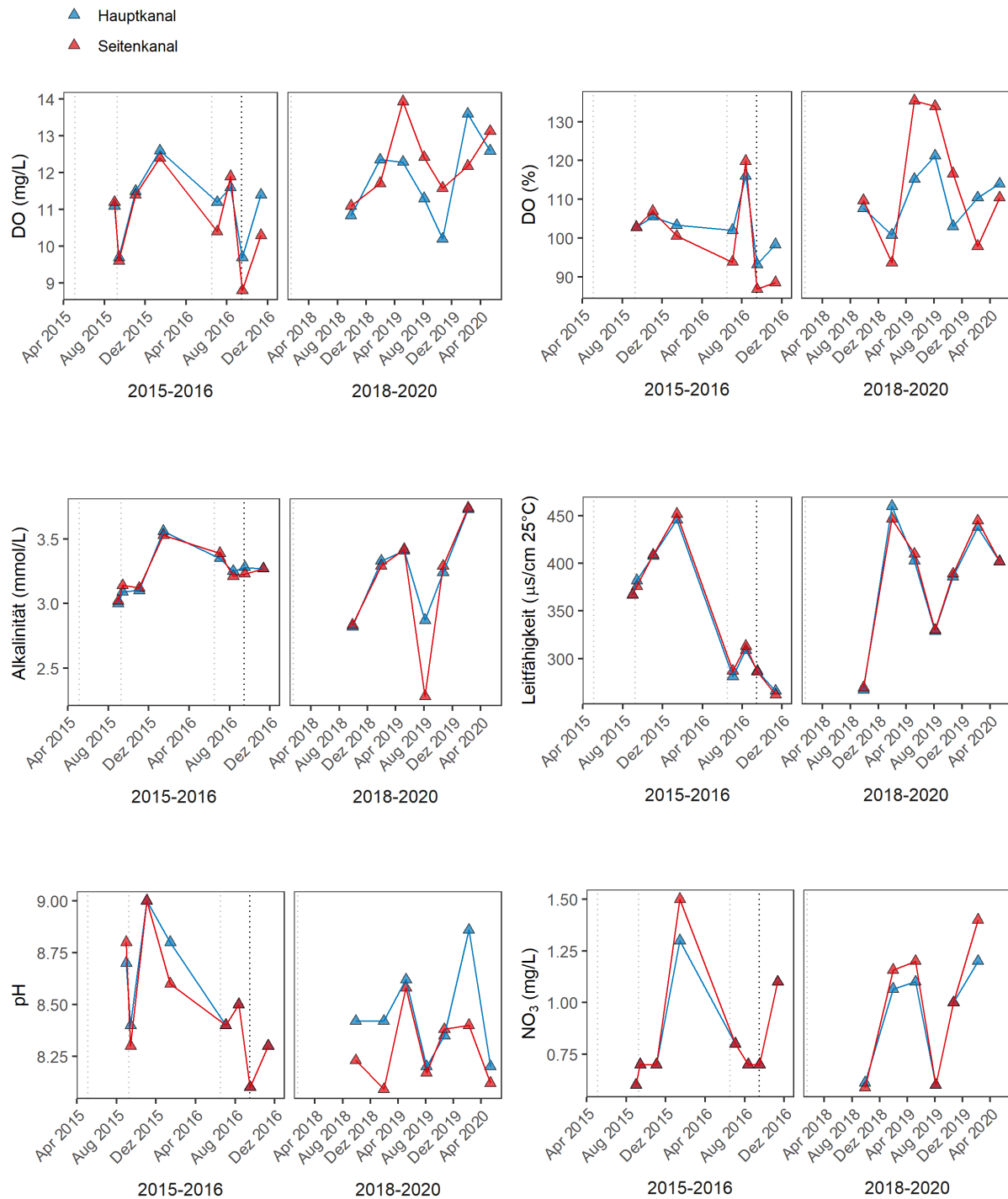
- 17: LME-Plots welche Effekte auf die Abundanz der wichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos seit dem Auftreten einer letzten Flut zeigen. Signifikante Effekte werden als blaue Linie für den Hauptkanal und als rote Linie für den Seitenkanal dargestellt Seite 44
- 18: NMDS-Plot basierend auf Bray-Curtis Unähnlichkeiten zwischen Probenahmedatum und Probenahmestandort der Mittelwerte über die Abundanzen der Makrozoobenthosfamilien im Zeitraum vom November 2015 bis Mai 2020. Stress-Level = 0.2256536 Seite 46

Tabellenverzeichnis

- 1: Veränderung der Restwassermenge über die Jahre welche vom Damm in Rossens abgelassen wurden. (Daten: Groupe-e) Seite 17
- 2: Probenahmedaten und Anzahl erhobener Proben je Probenahmetag im Hauptkanal=hk & Seitenkanal=sk Seite 22
- 3: Übersicht über die Zeitpunkte der Durchführung der künstlichen Hochwasser und Damm-Überläufe an der Saane gemessen seit 2015 bis 2020 bei der Staumauer Rossens (Datengrundlage: Groupe e, Kraftwerksbetreiber) Seite 25
- 4: Hydrochemisch-physikalische Parameter des Probenahmestandorts an der Saane, welche saisonal für den Hauptkanal & Seitenkanal im 2015 (n=3), 2016 (n=5), 2017 (n=0), 2018 (n=1), 2019 (n=4), 2020 (n=2) aufgenommen wurden. (SD= Standardabweichung, CV= Variationskoeffizient) Seite 28
- 5: Ergebnisse der linear gemischten -Effekt-Modelle (linear mixed-effect models; LME), die den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die hydrochemisch-physikalischen Parameter und den Unterschied zwischen den Kanälen untersuchen. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seiten 28/29
- 6: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Periphyton-Biomasse und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 31
- 7: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die grobpartikuläre organische Masse der MZB-Proben und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 32
- 8: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die feinputikuläre organische Masse der MZB-Proben und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 33
- 9: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Respirationsrate und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 34
- 10: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Abundanz des Feinsediments auf je 3 Proberöhren während 4 Probenahmen und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 35
- 11: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Anzahl Taxa, Shannon-Index, Evenness sowie den Simpson-Index und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) Seite 38

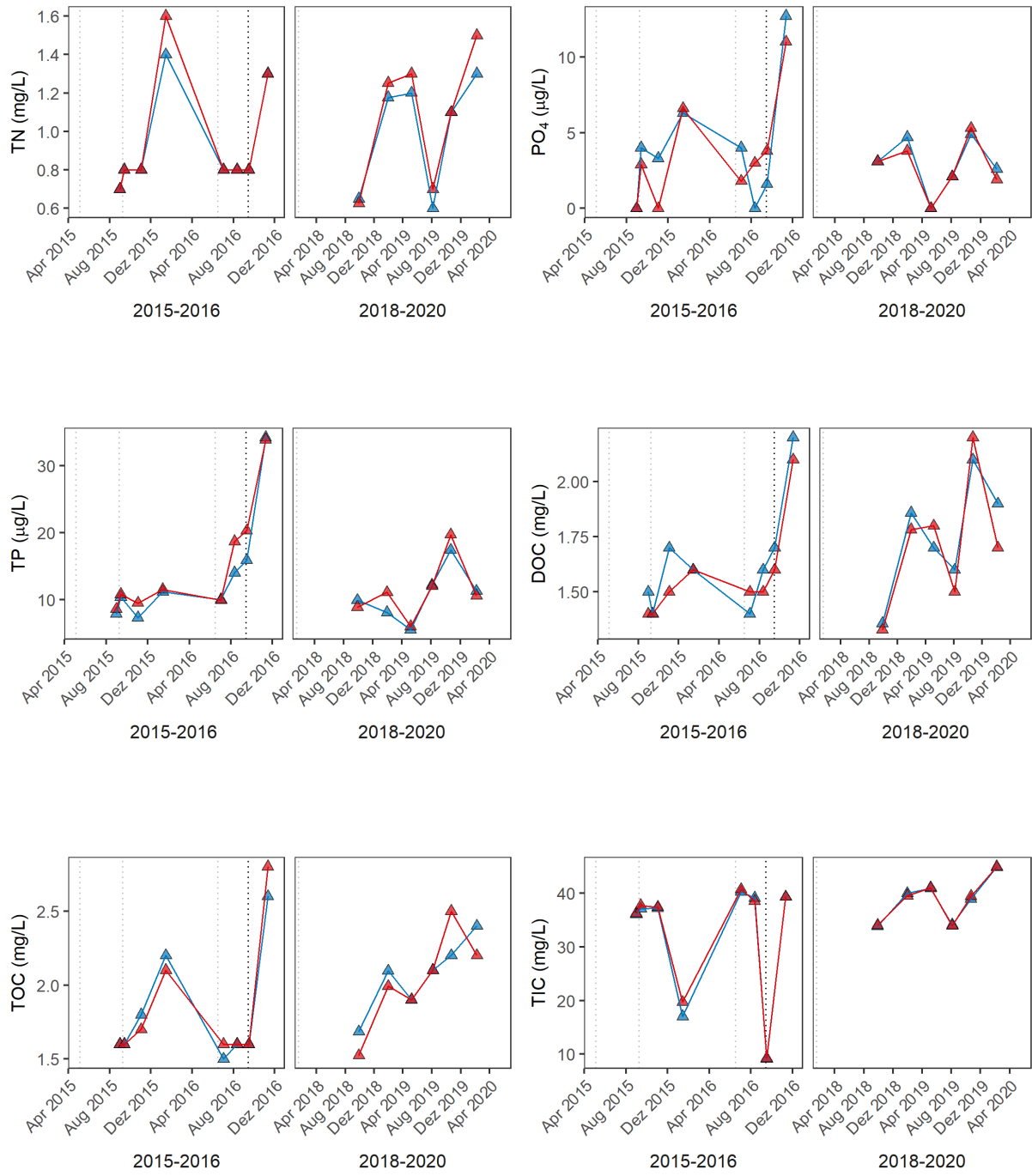
- 12: Ergebnis des linear gemischten -Effekt-Modells (linear mixed-effect model; LME), dass den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die Makroinvertebratendichte (ind / m²) und den Unterschied zwischen den Kanälen untersucht. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) _____ Seite 40
- 13: Ergebnisse der linear gemischten -Effekt-Modelle (linear mixed-effect models; LME) , die den Einfluss der Zeit seit einer letzten Flut auf die relativen Abundanzen der gewichtigsten taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthos und den Unterschied zwischen den Kanälen untersuchen. Da die Variablen auf unterschiedlichen Skalen lagen, wurden die Tage seit einer letzten Flut um 1:1000 skaliert. (SE= Standardfehler, AIC= Akaike-Informationskriterium) _____ Seite 43

Anhang

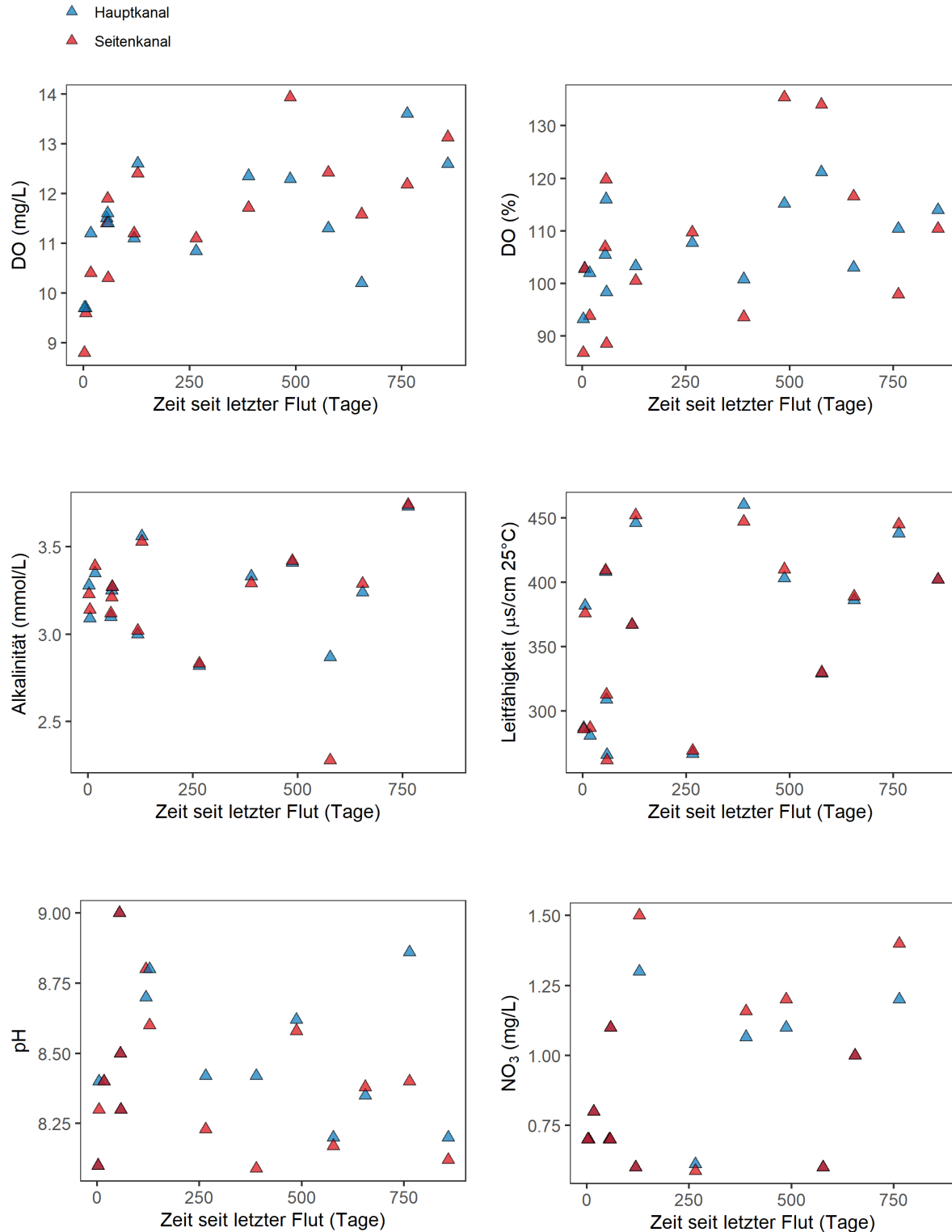


Anhang: Abbildung 1: Plots der hydrochemisch-physikalischen Parameter im Haupt & Seitenkanal der Saane im Zeitraum von Sept 2015 bis Mai 2020 (Keine Daten erhoben im 2017). Vertikal verlaufende Linien stehen für Dammüberläufe (grau gepunktet) und das künstliche Hochwasser (schwarz gepunktet). (DO = gelöster Sauerstoff, TN = total Stickstoff, TP = total Phosphor, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff, TOC = total organischer Kohlenstoff, TIC = total anorganischer Kohlenstoff).

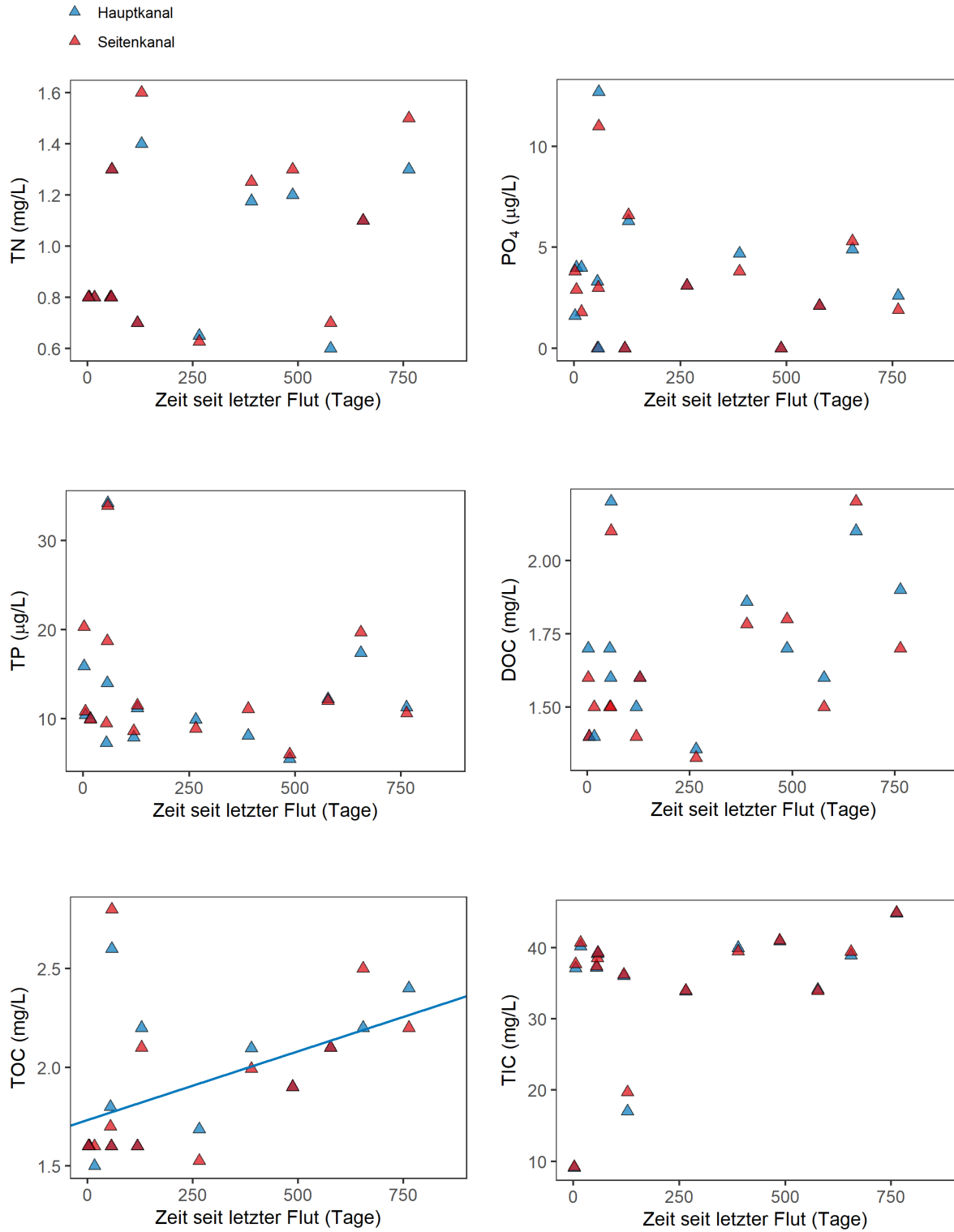
- ▲ Hauptkanal
- ▲ Seitenkanal



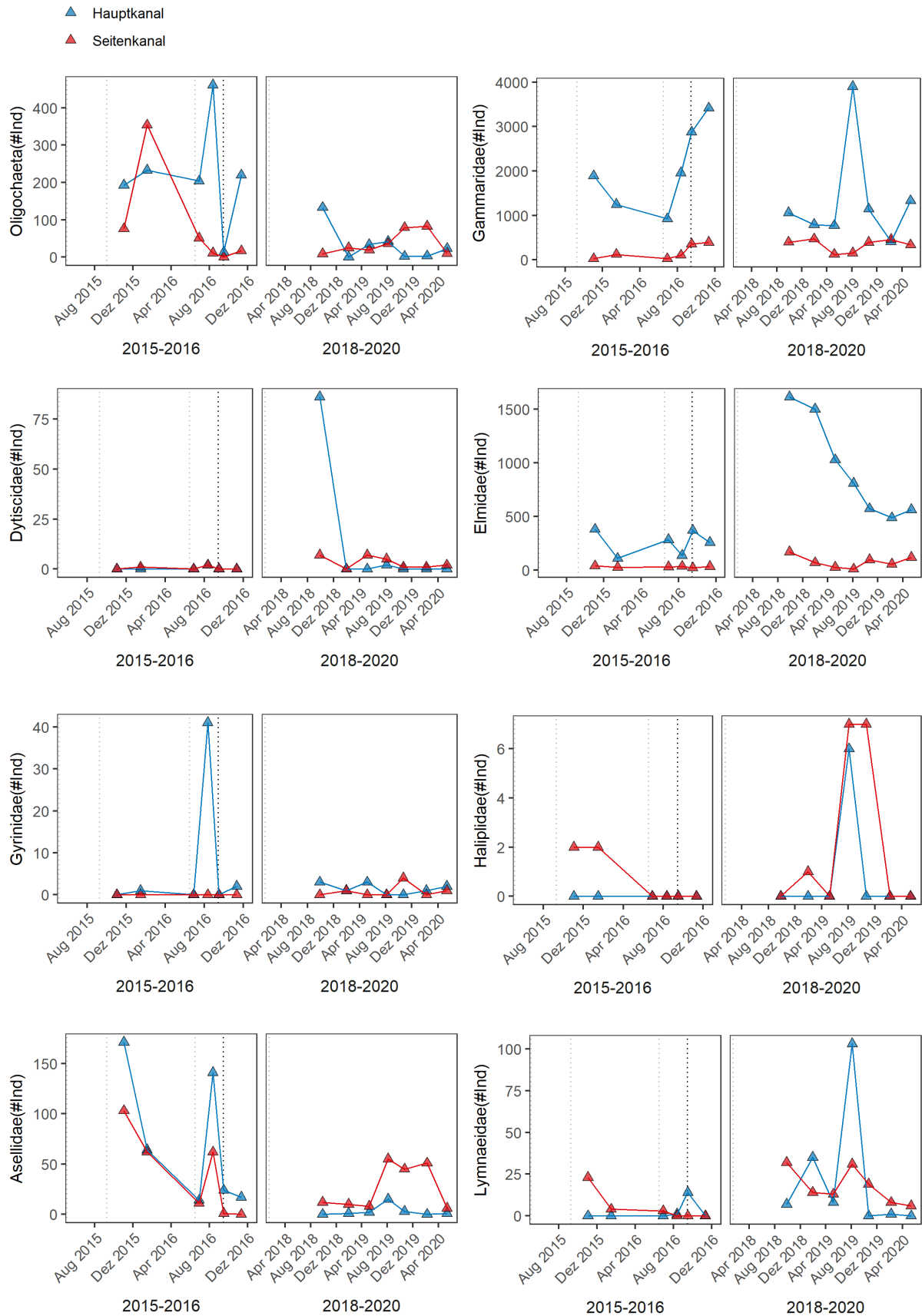
Anhang: Abbildung 1: weiterführend



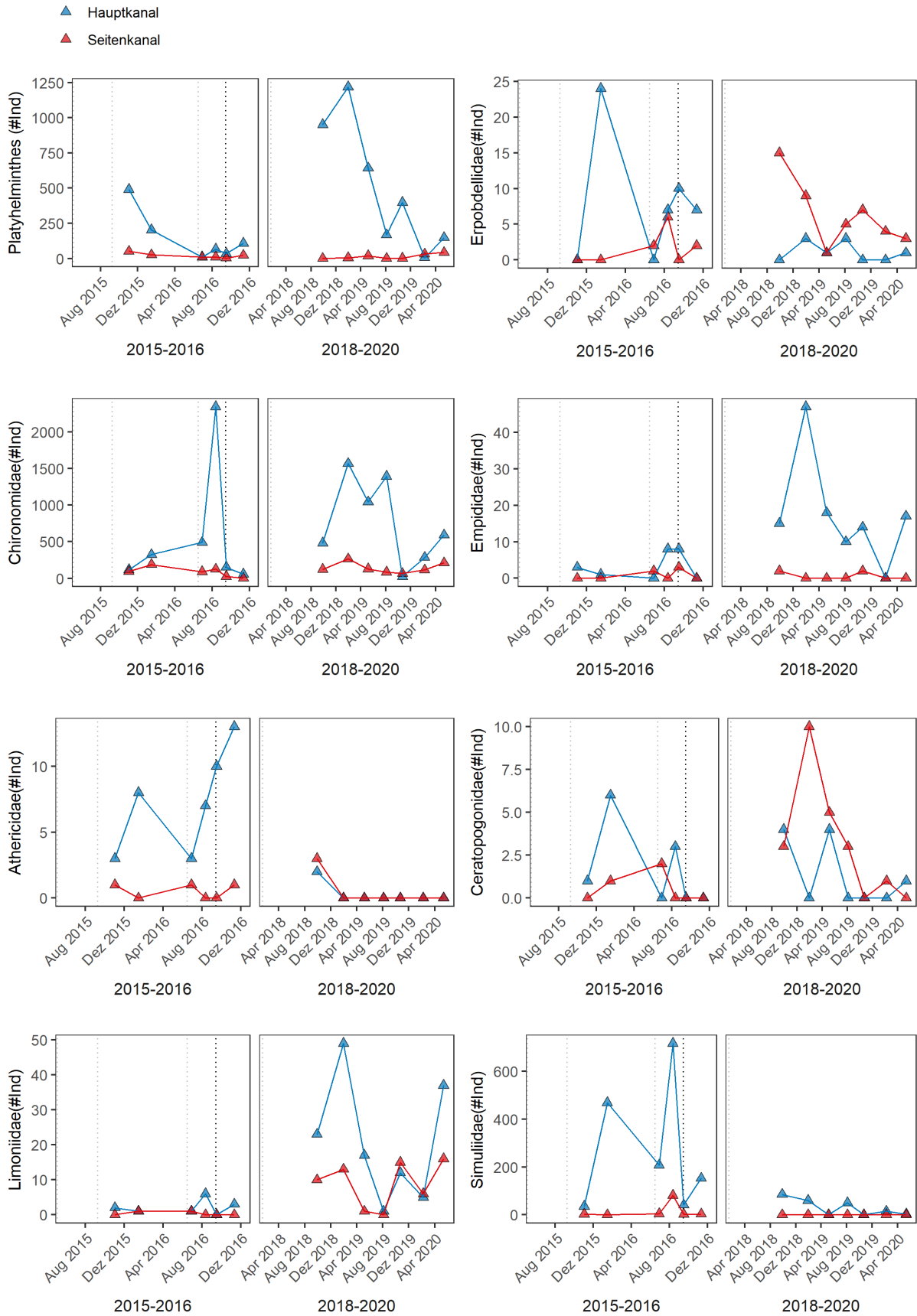
Anhang: Abbildung 2: LME-Plots welche Effekte auf die hydrochemisch-physikalischen Parameter seit dem Auftreten einer letzten Flut zeigen. Signifikante Effekte werden als blaue Linie für den Hauptkanal und als rote Linie für den Seitenkanal dargestellt. (DO = gelöster Sauerstoff, TN = total Stickstoff, TP = total Phosphor, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff, TOC = total organischer Kohlenstoff, TIC = total anorganischer Kohlenstoff).



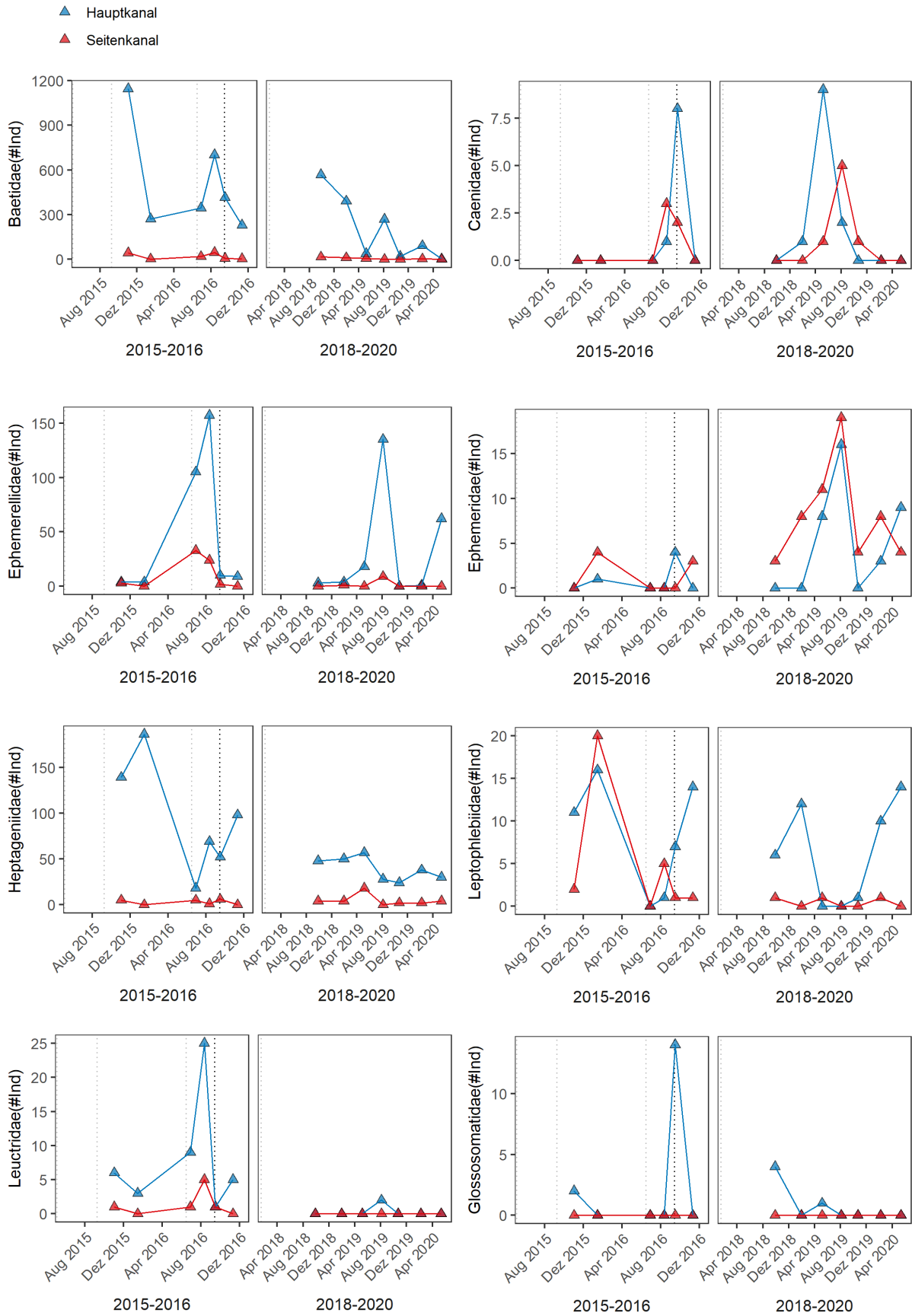
Anhang: Abbildung 2: weiterführend



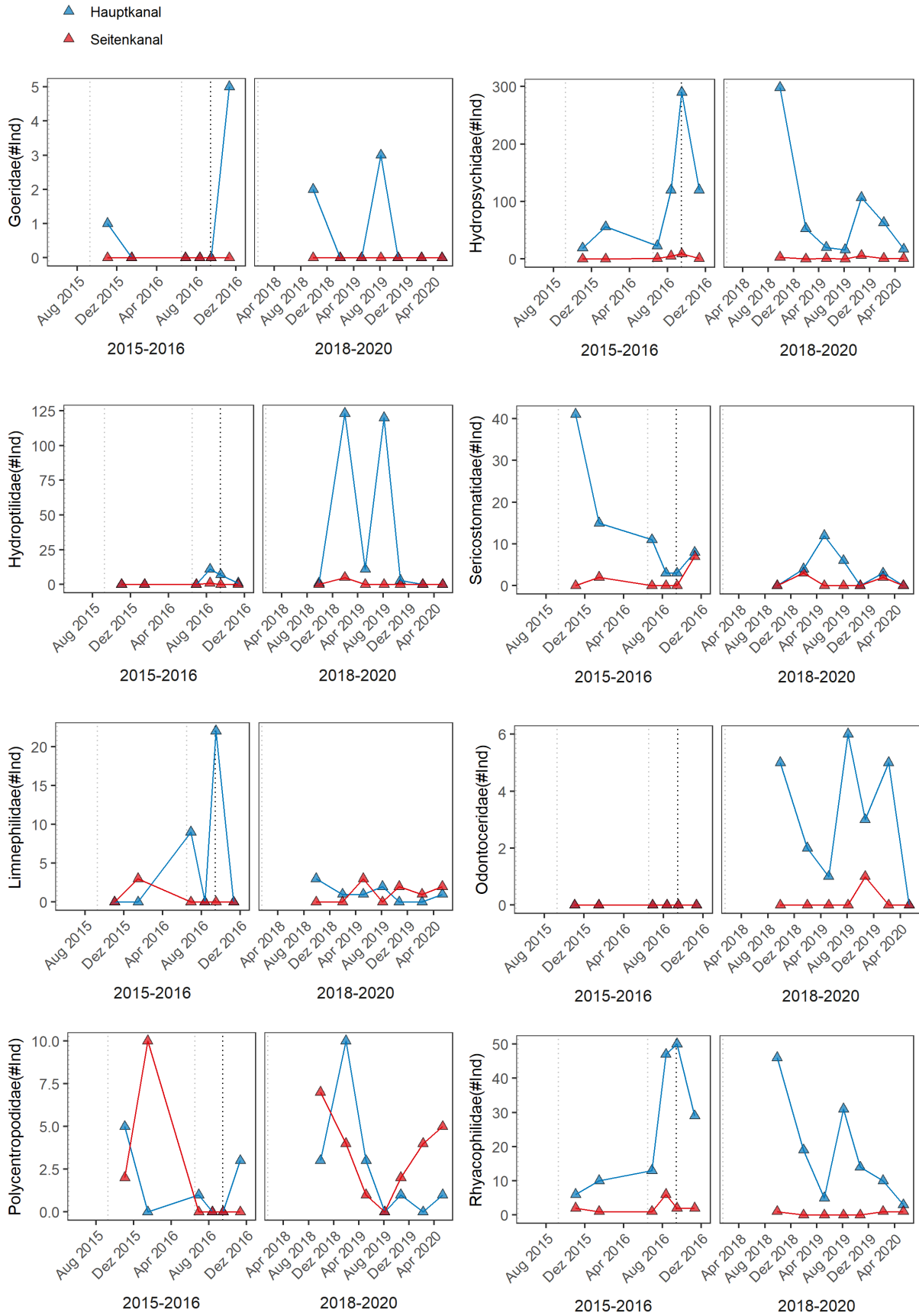
Anhang: Abbildung 3: Plots über Makrozoobenthosdichten; Taxa aus den Familien: Oligochaeta / Amphipoda / Coleoptera / Übrige



Anhang: Abbildung 3: weiterführend; Taxa aus den Familien: Übrige / Diptera

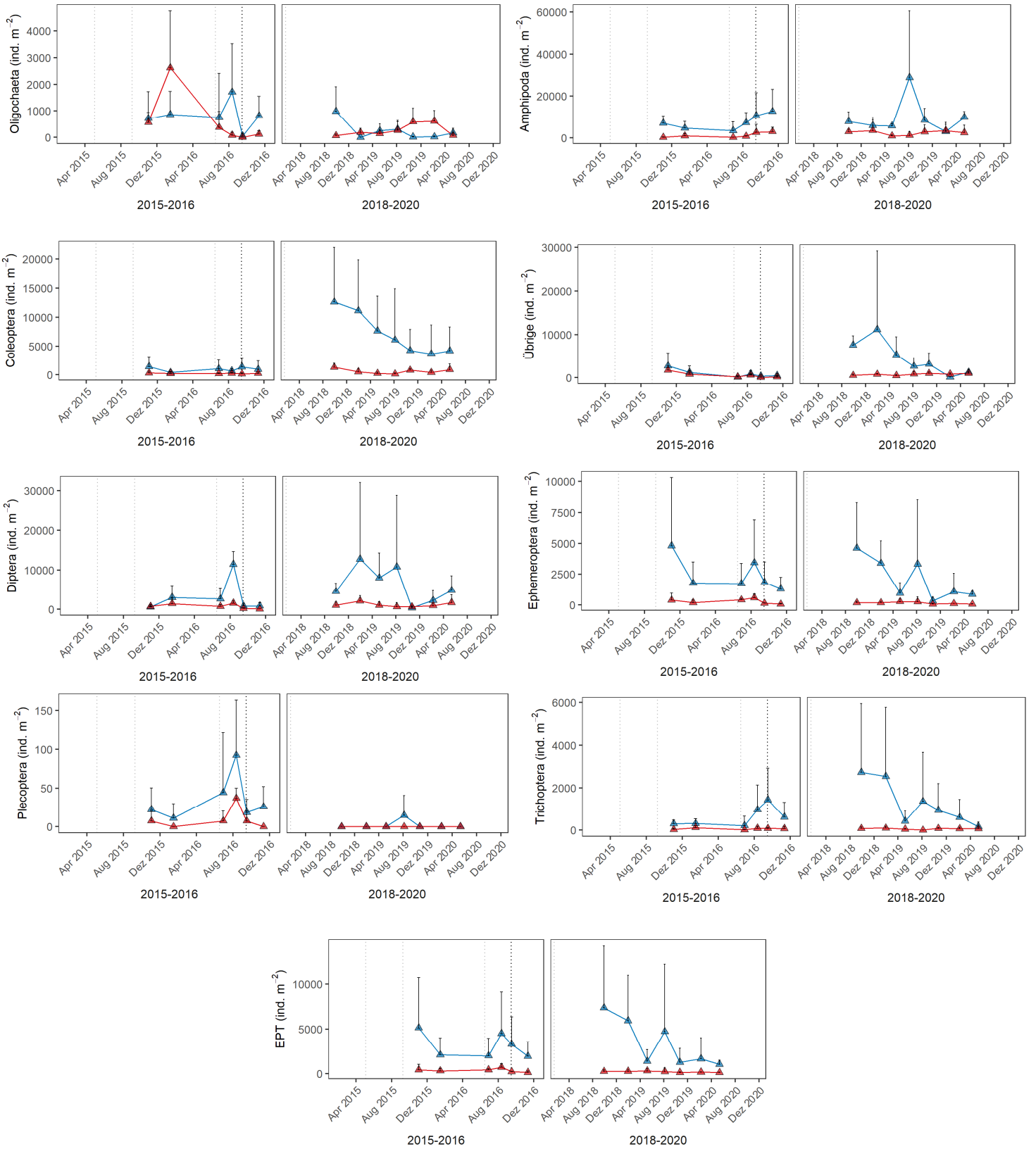


Anhang: Abbildung 3: weiterführend; EPT-Taxa (Ephemeroptera / Plecoptera / Trichoptera)



Anhang: Abbildung 3: weiterförend; EPT-Taxa (Ephemeroptera / Plecoptera / Trichoptera)

▲ Hauptkanal
▲ Seitenkanal



Anhang: Abbildung 4: Plots über MZB-Abundanzen über die Zeit, der wichtigsten taxonomischen Ordnungen. Schwarze Balken repräsentieren die +1 Standardabweichung.

Anhang: Tabelle 1: Liste über die wichtigsten taxonomischen Stämme, Ordnungen, und Familien welche während des durchgeführten Monitorings an der Saane aufgefunden wurden. Platyhelminthes wurden nur auf Stufe Stamm bestimmt.

Stamm	Ordnung	Familie	
<i>Platyhelminthes</i>	-	-	
<i>Annelida</i>	<i>Hirudinea</i>	<i>Erpodellidae</i>	
		<i>Glossiphoniidae</i>	
		<i>Piscioidae</i>	
	<i>Oligochaeta</i>	<i>Oligochaeta</i>	
<i>Mollusca</i>	<i>Gastropoda</i>	<i>Ancylidae (Tachet)</i>	
		<i>Lymnaeidae</i>	
	<i>Bivalvia</i>	<i>Sphaeriidae</i>	
<i>Arthropoda</i>	<i>Arachnida (Inf.-Cl.) Acari</i>	<i>Hydracarina</i>	
		<i>Gammaridae</i>	
	<i>Amphipoda</i>	<i>Gammaridae</i>	
	<i>Isopoda</i>	<i>Asellidae</i>	
<i>Insecta</i>	<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetidae</i>	
		<i>Caenidae</i>	
		<i>Ephemerellidae</i>	
		<i>Ephemeridae</i>	
		<i>Heptageniidae</i>	
		<i>Leptophlebiidae</i>	
		<i>Megaloptera</i>	<i>Sialidae</i>
		<i>Coleoptera</i>	<i>Dytiscidae</i>
	<i>Elmidae</i>		
	<i>Haliplidae</i>		
	<i>Trichoptera</i>	<i>Helicopsychidae</i>	
		<i>Hydropsychidae</i>	
		<i>Hydroptilidae</i>	
		<i>Polycentropodidae</i>	
		<i>Psychomyiidae</i>	
		<i>Rhyacophilidae</i>	
<i>Sericostomatidae</i>			
<i>Diptera</i>	<i>Ceratopogonidae</i>		
	<i>Chironomidae</i>		
	<i>Limoniidae/Pediciidae</i>		
	<i>Simuliidae</i>		

Erklärung betreffend das selbstständige Verfassen einer Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit 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 Bachelorarbeit 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:

Alterswil, 14. Januar 2021

Unterschrift:

