

NAWA TREND Biologie 2019, Teil Makrozoobenthos Fachbericht

Markus Haberthür, Ambio GmbH

30. Juni 2021

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU

Impressum

Auftraggeber:	Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser CH 3003 Bern
Auftragnehmer:	Ambio GmbH, Wildbachstrasse 46, 8008 Zürich (Projektleitung) Büro für Gewässerökologie, Eichhalden 14, 8053 Zürich UNA AG, Schwarzenburgstrasse 11, 3007 Zürich
Autor:	Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Feldarbeit:	Christian Imesch (UNA), Nadine Remund (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), Remo Wenger (Valeco), Manuel Freiburghaus (Valeco), Remo Wüthrich (Gutwasser GmbH), Markus Haberthür (Ambio GmbH)
Laborarbeit:	IBCH: Christian Imesch, (UNA), Nadine Remund, (UNA), Anna Carlevaro (Benthos), Remo Wenger (Valeco), Manuel Freiburghaus (Valeco), Remo Wüthrich (Gutwasser GmbH), Markus Haberthür (Ambio GmbH). EPT: Verena Lubini (Büro für Gewässerökologie), Anna Carlevaro (Benthos), Laurent Decrouy (H ₂ Zoo), Remo Wüthrich (Gutwasser)
QS intern:	Verena Lubini (Büro für Gewässerökologie)
QS extern:	Daniel Küry (Life Science AG)
Zitierung:	Haberthür M.: 2021, Ergebnisse der 3. Erhebung NAWA-Trend Los 2, Makrozoobenthos, 50 S.
Hinweis:	Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt sind allein die Auftragnehmer verantwortlich.

Inhalt

1	Zusammenfassung	1
2	Vorbemerkungen	2
2.1	Methodische Neuerungen	2
2.2	Organisation	2
2.3	Qualitätssicherung	3
3	Äusserer Aspekt	5
3.1	Zustand 2019	5
3.2	Entwicklung 2011-2019	5
3.3	Einflussfaktoren	6
3.4	Äusserer Aspekt und Indikatoren des Makrozoobenthos	8
4	Ökomorphologie	9
4.1	Ökomorphologie der Stellen	9
4.2	Einfluss der Ökomorphologie auf das Makrozoobenthos	10
5	Taxazahlen	11
5.1	IBCH Taxazahlen 2019	11
5.2	Veränderung 2012-2019	12
5.3	Unterschied Frühling/Sommer	13
5.4	Einflussfaktoren auf die Taxa	14
6	IBCH	15
6.1	IBCH 2019	15
6.2	Veränderung 2012-2019	16
6.3	Unterschied Frühling/Sommer	18
6.4	Einflussfaktoren auf IBCH	19
6.5	Einflussfaktoren auf DK und IG	20
7	SPEAR-Index	22
7.1	SPEAR-Index 2019	22
7.2	Veränderung 2012-2019	23
7.3	Unterschied Frühling/Sommer	25
7.4	Einfluss der Nutzungen auf den SPEAR-Index	26
8	EPT	28
8.1	Räumliche Verbreitung der EPT-Taxa 2019	28
8.2	Einflussfaktoren auf EPT	32
9	Neozooen	39
9.1	Verbreitung 2019	39
9.2	Entwicklung 2012-2019	42
10	Rote Listen	43
10.1	Ephemeroptera	43
10.2	Plecoptera	43
10.3	Trichoptera	43

11	Rückblick	44
11.1	NAWA-Stellen mit schwierigen Abflussverhältnissen	44
11.2	Potenzielle Punktbelastungen im Nahbereich der NAWA-Stellen	44
11.3	Präzisierung des Vorgehens für qualifizierte Schätzungen	44
11.4	Verbesserungen in der Liste der EZG-Parameter	44
11.5	Parallelbeprobungen bei Stellenverschiebungen vorschreiben	46
11.6	Stellenbezogene Archivierung der Proben	46
11.7	Querprofile der NAWA-Stellen aufnehmen	47
12	Ausblick	48
12.1	Unbestimmte Aussageschärfe des IBCH	48
12.2	IBCH mit spezifischen Indikatorensystemen ergänzen	48
12.3	Taxonomische Differenzierung auf weitere Gruppen ausweiten	49
13	Empfehlungen	50
14	Literatur	51
	Anhang A: Daten der Probenahmestellen	52
	Anhang B: Daten der Makroinvertebraten	54
	Anhang C: Artenliste Ephemeroptera	56
	Anhang D: Artenliste Plecoptera	57
	Anhang E: Artenliste Trichoptera	58

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht präsentiert die Ergebnisse der dritten Untersuchungsperiode von NAWA-Trend bezüglich des Äusseren Aspektes und des Makrozoobenthos. 2019 wurde das Stellennetz um 16 Stellen an kleinen Fliessgewässern erweitert. An 12 dieser Stellen läuft bis 2022 das Programm «Kleine Fliessgewässer» mit dem Ziel die Auswirkungen von Mikroverunreinigungen auf benthische Invertebraten zu untersuchen. Der **Äussere Aspekt** an den Stellen hat sich 2019 gegenüber früheren Untersuchungen nur leicht verändert. Zugenommen hat im Stellennetz die Kolmation und in etwas geringerem Masse die Häufigkeit von Eisensulfidflecken. Von den 106 Stellen erfüllen 2019 12 Stellen alle Kriterien, an 51 Stellen sind 1-2 und bei den restlichen 43 Stellen 3 und mehr Kriterien nicht erfüllt. Aus den Daten geht hervor, dass Faktoren wie Schlammablagerungen, dichter pflanzlicher Bewuchs und Kolmation die Bildung von Eisensulfid (=anaerobe Bedingungen im Interstitial) begünstigen. Die IBCH-**Taxazahl** pro Stelle ist zwischen 2015 und 2019 durchschnittlich um 6 Taxa von 23 auf 29 gestiegen. Die Zunahme erfolgte über einen breiten Bereich der systematischen Gruppen, meist aber nur in kleinen Individuenzahlen (1-10). Die mittleren Taxazahlen der biogeografischen Räume nehmen in der Reihenfolge Zentralalpen, Alpennordflanke, Alpensüdflanke, Mittelland und Jura zu. Die Taxazahlen nehmen mit steigendem Anteil an unproduktiven Flächen im Einzugsgebiet ab, hingegen mit zunehmendem Waldanteil zu. Der **IBCH** zeigt 2019 an 30% der Stellen eine «*sehr gute*», an 45% eine «*gute*», an 20% eine «*mässige*» und an 5% eine «*unbefriedigende*» Gewässerqualität an. Die Qualitätsklasse «schlecht» wurde an keiner Stelle ermittelt. Im Durchschnitt stieg der IBCH-Wert zwischen 2015 und 2019 um mehr als eine halbe Qualitätsklasse von 0.63 auf 0.75. Die Diversitätsklasse (DK) stieg von 0.55 auf 0.68 und das Indikationsgewicht (IG) deutlich weniger von 0.77 auf 0.81. 41 Stellen verbesserten sich um eine Qualitätsklasse und nur 6 Stellen sanken um eine Qualitätsklasse. Nachweisliche Einflussfaktoren auf den IBCH sind die mittlere Geländeneigung, die Intensität der Flächennutzung im Einzugsgebiet einer Stelle sowie die Flussordnungszahl. Bezüglich dem **SPEAR-Index** erfüllten 2019 39 der 106 untersuchten Stellen die Qualitätsklassen «sehr gut» und «gut». 10% der Stellen wiesen eine «*sehr gute*», 26% eine «*gute*», 42% eine «*mässige*» und 19% eine «*unbefriedigende*»

Qualität des MZB auf. Die Klasse «*schlecht*» kommt an 2% der Stellen vor. Die ökologischen Ziele werden vor allem im Mittelland und im Jura verfehlt. Zwischen 2015 und 2019 verschlechterte sich der SPEAR-Wert im Durchschnitt um 4% und der Median um 2% nachdem zwischen 2012 und 2015 eine leichte Verbesserung eingetreten war. Als wichtigste Einflussfaktoren auf den SPEAR erwiesen sich die mittlere Geländeneigung und die damit verbundene Flächennutzung im Einzugsgebiet einer Stelle. Es konnte ein empirisches Modell abgeleitet werden, welches den SPEAR-Index auf der Basis der Nutzungsintensität im Einzugsgebiet der Stelle abschätzt. 2019 wurden im NAWA-Netz 158 **EPT**-Arten und Art-Komplexe gefunden. Diese sind auf 60 Ephemeroptera-, 45 Plecoptera- und 53 Trichoptera-Taxa verteilt. Die Artenzahlen der biogeographischen Räume Alpennord-, Alpensüdflanke und Jura unterscheiden sich kaum, hingegen fallen das Mittelland und noch mehr die Zentralalpen deutlich ab. Die EPT-Artenzahlen der Stellen werden stark durch das mittlere Gefälle und die damit verbundene Flächennutzung im Einzugsgebiet, sowie die Flussordnungszahl beeinflusst. Sowohl bei den Ephemeroptera als auch den Plecoptera ist eine Obergrenze der Artenzahl ersichtlich die mit den Nutzungsbedingungen im Einzugsgebiet zusammenhängt. Die Nutzung hat nur bei den Plecoptera einen Einfluss auf die Abundanzen. Im alpinen Raum kann der negative Effekt der Wasserkraftnutzung auf die EPT-Artenzahl nachgewiesen werden. Von den 7 **Leit-Neozoen** wurden im NAWA-Netz 5 nachgewiesen. Ihre Häufigkeiten nahmen in folgender Reihenfolge ab: *Potamopyrgus antipodarum* (44 Stellen), *Haitia acuta* (19 Stellen), *Dugesia tigrina* (12 Stellen), *Dikrogammarus villosus* (5 Stellen) und *Crangonyx pseudogracilis* (2 Stellen). Seit 2015 hat die Verbreitung von *Potamopyrgus antipodarum* und *Haitia acuta* deutlich zugenommen. Die im NAWA-Netz 2019 erfassten, gefährdeten (\geq VU) Arten (**Rote Liste**) verteilten sich 2019 auf 16 Ephemeroptera-, 7 Plecoptera- und 7 Trichoptera-Arten. 2015 waren es 9 Ephemeroptera-, 8 Plecoptera- und 7 Trichoptera-Arten.

Abschliessend werden die in der dritten Kampagne gemachten Erfahrungen diskutiert und Verbesserungsvorschläge abgeleitet. Weiter werden Möglichkeiten einer Weiterentwicklung besprochen und aufgezeigt. Beides mündet in einer Liste von Empfehlungen.

2 Vorbemerkungen

Das NAWA-Trend Programm des Bundesamtes für Umwelt wurde 2012 initiiert und dient der Langzeitüberwachung der Fliessgewässer in der Schweiz mittels biologischer Indikatoren. Es besteht aus 4 Teilprogrammen Fische, Makrozoobenthos (MZB), Diatomeen und Makrophyten. Methodisch verfahren die Programme weitgehend nach den Modulen des Modulstufenkonzeptes. Die Erhebungen finden alle 4 Jahre statt. 2019 wurde die dritte Aufnahmekampagne durchgeführt. Der vorliegende Bericht präsentiert die Ergebnisse 2019 des Teilprogrammes Makrozoobenthos.

2.1 Methodische Neuerungen

Die Makrozoobenthos-Erhebungen 2012 und 2015 waren methodisch weitgehend identisch. Nach einer erneuten Evaluation der Verfahren und der Aussagebedürfnisse wurden 2019 verschiedene methodische Neuerungen eingeführt. Diese betreffen die Erweiterung des Stellennetzes und den Verarbeitungsprozess der Makrozoobenthos-Proben im Labor.

2.1.1 Stellennetz

Das Stellennetz wurde von 88 auf 104 Stellen erweitert. Mit den zusätzlichen Stellen wollte man hauptsächlich die Repräsentativität der kleinen Fliessgewässer im gesamten Stellennetz verbessern. Zudem werden an diesen Stellen diverse Mikroverunreinigungen in Zweiwochen-Mischproben analysiert. An den kleineren Fliessgewässern wird das Makrozoobenthos zweimal jährlich beprobt, um den Effekt der Mikroverunreinigungen auf das Makrozoobenthos zu untersuchen und auch kurzfristige Änderungen zu dokumentieren. Eine Stellenliste von 2019 ist in Anhang A ersichtlich.

2.1.2 Stellenverschiebungen

Grössere örtliche Verschiebungen, d.h. solche bei denen sich die Probenahmeflächen mit den Flächen der früheren Probenahmen nicht überlappten, mussten an fünf Stellen vorgenommen werden. Die Gründe waren: grosse Wassertiefe und/oder zu starke Strömung, ungeeignetes Sohlensubstrat, wasserbauliche Aktivitäten.

2.1.3 Feldarbeiten

Die Feldarbeiten dienten primär der Erfassung des Makrozoobenthos innerhalb eines definierten

Gewässerabschnittes an den vorbestimmten Stellen. Zusätzlich wurden für das Teilprogramm Diatomeen (Los 3) und zwei wissenschaftliche Projekte Proben genommen (Wasserproben für eDNA-Analysen an der EAWAG und Diatomeenproben für eDNA-Analysen der Universität Genf).

2.1.4 Laborarbeit und Bestimmung

Die Laborarbeit (Aussortieren der Individuen, Bestimmung) erfuhr Änderungen.

1. Die Individuen der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) mussten alle ausgelesen werden.

2. Die Abundanzen der einzelnen Taxa wurden nicht mehr nach Klassen, sondern gemäss neuem IBCH-2019 mittels qualifizierter Schätzungen angegeben. Konkret wurden die häufig vorkommenden Taxa in einem Streifen der Schale gezählt und dann auf die Schalenfläche hochgerechnet.

3. Alle EPT bestimmte man nach den Vorgaben des Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (BDM) auf das Niveau Art oder Artkomplexe. Dieser Bestimmungsschritt wurde von Spezialisten und Spezialistinnen durchgeführt.

2.1.5 Bestimmung der Indizes

Im Laborblatt sind durch die Überarbeitung des IBCH zum IBCH_2019 die Rechnungsroutinen gegenüber den früheren Jahren leicht geändert worden. Der IBCH unterliegt einem Korrekturfaktor, der vom Abflussregime abhängig ist. Der SPEAR-Index ist nach der Version 2018 gerechnet. Mit Ausnahme des SPEAR-Index werden die Indizes normiert auf eine Skala von 0-1. Die Taxadaten der Laborblätter 2012 und 2015 sind für die Auswertung ins neue Laborblatt übertragen und neu berechnet worden. Insofern können leichte Abweichungen zu den früheren Indexwerten bestehen.

2.2 Organisation

Die Probenahmen- und Laborarbeiten bis Stufe Familientaxa wurden an 69 Stellen vom NAWA-TREND Team 2019 und an weiteren 35 Stellen von einzelnen Kantonen oder von ihnen mandatierten Büros (AG, NE, NW, SZ, UR, VS, ZH) übernommen. Für die Gesamtorganisation war das NAWA-TREND Team 2019 verantwortlich. Dieses wurde in die drei Zuständigkeitsbereiche Systematik, Logistik und Auswertung/Berichterstattung gegliedert.

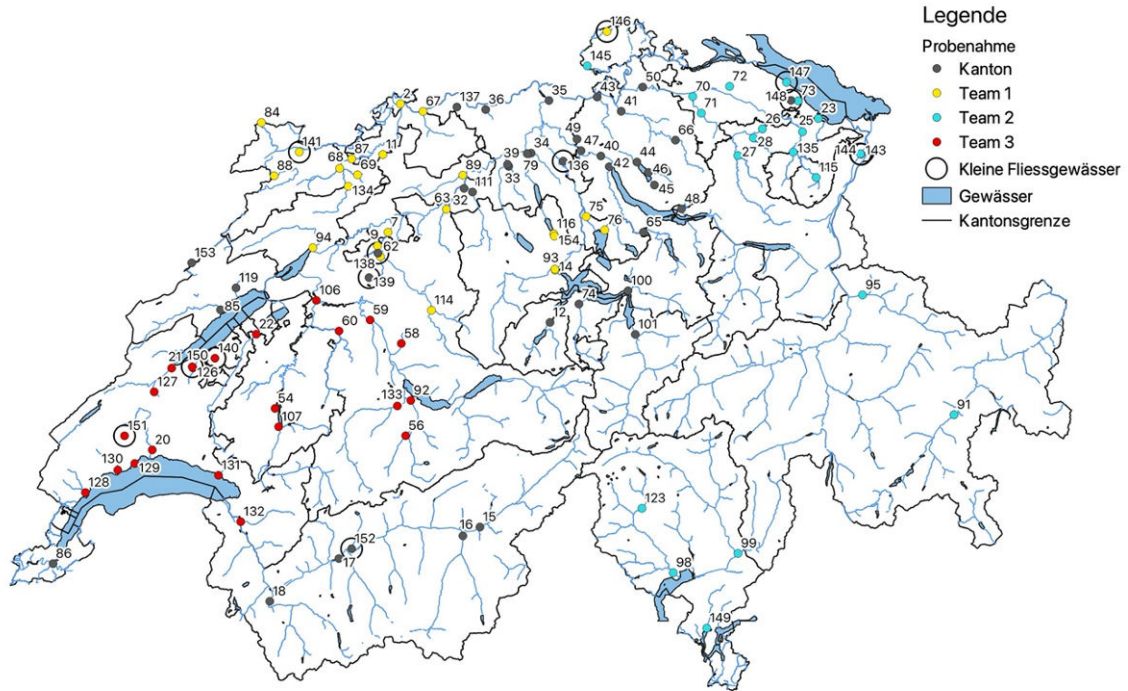


Abb. 1: Aufteilung der Stellen nach bearbeitenden Kantonen und den Feldteams des Auftragnehmers.

Die Gesamtverantwortung hatte die Ambio GmbH inne, vertreten durch Markus Haberthür. Er war auch der «Single Point of Contact» zum Auftraggeber und war für die Gesamtleitung des Auftrags verantwortlich. Es arbeiteten 12 Fachpersonen im Projektteam mit. Dazu kam ein externer Experte der zur Qualitätssicherung die vorgesehenen Zweitbestimmungen durchführte. Für die Feldarbeiten im Auftrag des BAFU wurden drei Regionen definiert, für die je ein Feldteam die Probenahmen sowie die Verarbeitung bis Stufe IBCH durchführte (Abb. 1).

2.3 Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung (QS) der MZB Bestimmungen erfolgt auf 4 Stufen über einen Zeitraum vom Sommer 2019 bis Frühling 2021 (siehe Abb. 2). Dabei wurden die EPT dreimal und die Nicht-EPT zweimal von verschiedenen Personen bestimmt.

2.3.1 Vorgehen

Auf Stufe 1 wurden von 10 ausgewählten Stellen nur die Nicht-EPT kontrolliert. Aus den Fehlern schätzte man den Streubereich des IBCH und des SPEAR-Index ab. Dieser wird stark von den Taxa (Familien) beeinflusst, bei denen schwergewichtig systematische Bestimmungsfehler vorliegen. Die EPT wurden auf den Stufen 2 und 3 überprüft.

Die Prüfung auf Stufe 2 erfolgte bei der Bestimmung der EPT auf Artstufe für alle Stellen. Die Artbestim-

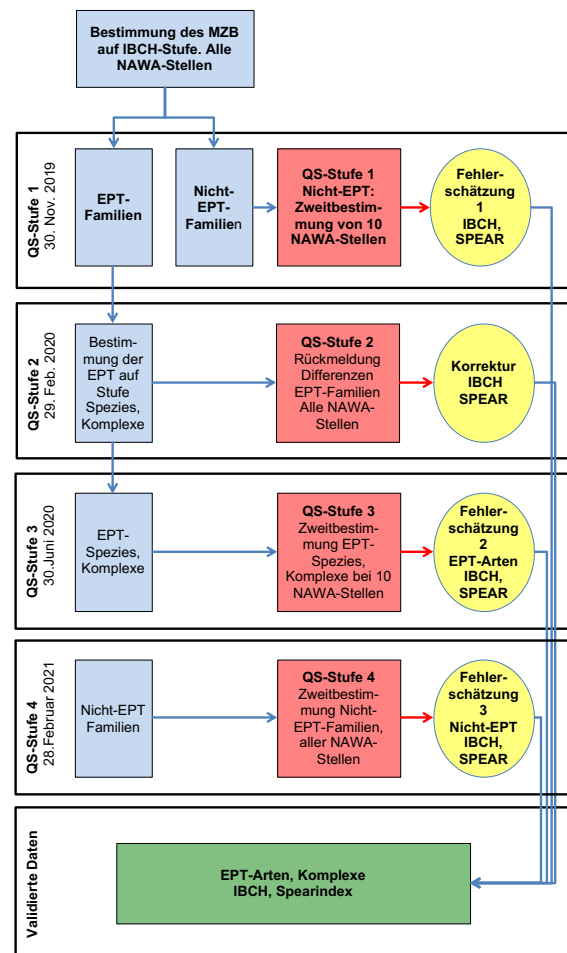


Abb. 2: Konzept der Qualitätsprüfung der MZB Proben für NAWA-Trend 2019.

merInnen haben dabei die systematischen Bestimmungsfehler gemeldet, sofern es sich um falsch

sortierte Nicht-EPT handelt. Bezüglich der EPT wurden die Fehler automatisch ersichtlich, als man mit den bestimmten Arten die richtigen Familien der Familienliste der IBCH Bestimmungen gegenübergestellt hatte. Die gefundenen Fehler/Differenzen wurden pro Stelle bereinigt und der IBCH bzw. SPEAR-Index neu berechnet. Die Kontrolle auf Stufe 3 hatte die Qualitätsprüfung der Artbestimmungen der EPT zum Ziel. Diese erfolgt wiederum anhand von Stichproben an 10 Stellen, also je 10 Ephemeroptera-, 10 Plecoptera- und 10 Trichoptera-Proben. Aus den Abweichungen zwischen Erst- und Zweitbestimmung wurde wiederum der Streubereich des IBCH und des SPEAR-Index abgeschätzt. Im Rahmen einer Analyse der Ursachen für die deutlich abweichenden Resultate von 2019 zu den Ergebnissen 2015 und 2012 wurden auf Stufe 4 die Nicht-EPT aller Stellen einer vollständigen Zweitbestimmung unterzogen.

2.3.2 Ergebnisse der Qualitätsprüfungen

Stufe 1: Nicht-EPT Familien	Total	Prozent	Median	Min	Max
Bestimmungen	3580	100%	384	168	498
Taxafehler	33	0.9%	1	0	23
Sortierfehler	7	0.2%	0	0	4
Differenz 1. – 2. Bestimmung					
IBCH	0.00	0.00%	0.00	0.00	0.00
Taxazahl (Familien)	5	1.85%	0	0	3
SPEAR	4.66	1.80%	0.22	0.00	2.12
Zeigergruppe GI (max)	0	0.00%	0	0	0
n = 10 Stichproben					
Stufe 2: EPT Familien	Total	Prozent	Median	Min	Max
Bestimmungen	59948	100%	384	168	498
Differenz 1. – 2. Bestimmung					
Abundanzen	2009	3.35%	10	0	198
IBCH	2.97	4.09%	0.00	0.00	0.21
Taxazahl	57.00	4.66%	0	0	4
SPEAR	237.56	6.97%	1.67	0.01	13.35
Zeigergruppe GI (max)	23.00	3.17%	0.00	0.00	4.00
n = 106 Stichproben					
Stufe 3: EPT-Arten/Familien	Total	Prozent	Median	Min	Max
Differenz 2. – 3. Bestimmung					
Bestimmungen	16	0.31%	0	0	15
IBCH	0.01	0.14%	0.00	0.00	0.00
Taxazahl (Artstufe)	5	2.60%	0	0	2
SPEAR	0.14	0.06%	0.00	0.00	0.00
Zeigergruppe GI (max)	0	0.00%	0	0	0
n = 10 Stichproben					

Tab. 1: Ergebnisse der Qualitätsprüfungen hinsichtlich der Bestimmungen auf Stufe 1-3.

Die Ergebnisse der Qualitätsprüfungen werden an dieser Stelle aufgeführt (Tab. 1 und 2). Insgesamt

war die Fehlerquote der Bestimmungen auf allen Stufen gering. Sie führte zu keinen ergebnisrelevanten Resultatänderungen. Bei Änderungen im Nahbereich von Güteklassengrenzen konnte dies einen Klassenwechsel zu Folge haben. Dies geschah nur in wenigen Fällen.

Insgesamt wurden 106 Proben der Erhebung von 2019 einer Zweitbestimmung der Nicht-EPT (Stufe 4) unterzogen. Die Summe der absoluten Differenzen aller Proben beläuft sich beim IBCH auf 0.37, beim SPEAR auf 41.71, bei den Taxa auf 51 und bei der Abundanz auf 553 Individuen (Tab. 2 oben). Im Mittel ändern sich die absoluten Werte pro Probe beim IBCH um 0.004, SPEAR um 0.39, der Taxazahl um 0.48 und der Abundanz um 5 Individuen. Die grösste Veränderung von durchschnittlich 0.5 Taxa erfuhr die Anzahl Neozooentaxa.

Absolute Änderungen						
Indikator	∂ Summe	Mittelwert	Median	Min	Max	∂ Klasse
IBCH 2019	0.37	0.004	0.000	0.00	0.05	–
IBCH 2019 R	0.68	0.006	0.000	0.00	0.11	–
DK	0.60	0.006	0.000	0.00	0.09	–
IG	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	–
SPEAR 2019	41.71	0.394	0.143	0.00	3.45	–
Σ Neozoa*	58	0.547	0	0.00	3.	–
Σ Abundanzen:	553	5.217	2	0.00	70.	–
Σ taxa	51.00	0.481	0.000	0.00	2.00	–
Σ taxa korrigiert	51.00	0.481	0.000	0.00	3.00	–
GI (max.)	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	–
Ergebnisrelevante Änderungen						
Indikator	∂ Summe	Mittelwert	Median	Min	Max	∂ Klassen
IBCH 2019	0.16	0.001	0.000	-0.05	0.05	2
IBCH 2019 R	0.04	0.000	0.000	-0.05	0.11	0
DK	0.26	0.002	0.000	-0.09	0.09	0
IG	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	0
SPEAR 2019	-12.9	-0.12	0.000	-3.45	2.22	4
Σ Neozoa*	22	0.208	0.000	-2	3.	0
Σ Abundanzen:	53	0.500	0.000	-27	70	0
Σ taxa	13.00	0.123	0.000	-2.00	2.00	0
Σ taxa korrigiert	11.00	0.104	0.000	-3.00	3.00	0
GI (max.)	0.00	0.000	0.000	0.00	0.00	0

Tab. 2: Ergebnisse der Zweitbestimmung aller Nicht-EPT. Oben die absoluten Änderungen, unten die ergebnisrelevanten Änderungen.

Die gefundenen absoluten Differenzen wirkten sich nicht in gleichem Masse auf die effektiven Indexwerte aus, da innerhalb eines Laborprotokolles fehlende und zusätzliche Taxa sich in der Berechnung der Indexwerte kompensieren können. In der Folge sind die Differenzen bei den Mittelwerten noch kleiner geworden (Tab. 2 unten).

3 Äusserer Aspekt

Der Äussere Aspekt einer Stelle wurde nach den Vorgaben des gleichnamigen Moduls im Modulstufenkonzept [Binderheim et al. 2007] beurteilt. Dies erfolgt anhand eines standardisierten Feldprotokolls welches zusätzliche, gewässermorphologische Angaben verlangt.

3.1 Zustand 2019

Am meisten zu beanstanden waren 2019 die anthropogen verursachte Kolmation, die Abfälle im Gewässerbereich sowie anthropogen verursachte Schaumbildung. Die anderen Kriterien des Äusseren Aspektes sind in hohem Masse erfüllt. Nicht ins Gewicht fielen die Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung, was auf eine gute Funktionsweise der Abtrennvorrichtungen in den Regenbecken und den Kläranlagen hinweist. Ebenfalls bemerkenswert ist der tiefe Anteil von Stellen, an denen noch von Auge sichtbarer heterotropher Bewuchs vorkommt. Hohe Belastungen an gelösten (Sphärotilus) und partikulären organischen Stoffen (Ciliaten) treten im NAWA-Netz nicht mehr auf (Abb. 3).

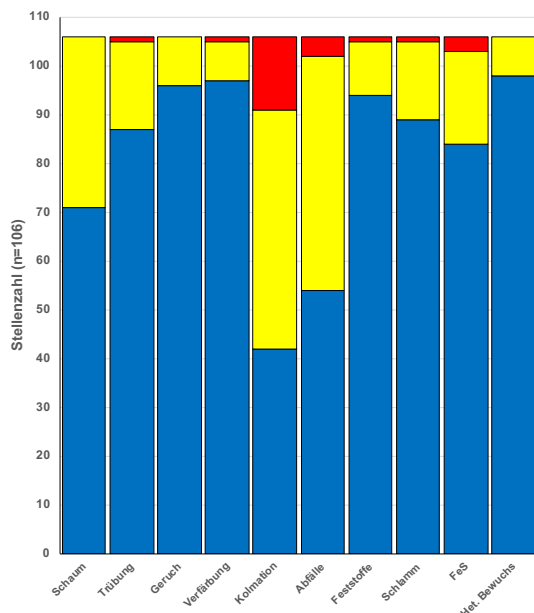


Abb. 3: Verteilung der drei Güteklassen bei den 10 Beurteilungskriterien des Äusseren Aspektes im Jahr 2019 (blau=keine Anzeichen, gelb=wenig bis mittlere Anzeichen, rot=starke Anzeichen).

Alle Kriterien des Äusseren Aspektes sind nur gerade an 12 der 106 Stellen erfüllt. Es sind hauptsächlich Gewässer des nördlichen Alpenvorlandes und aus alpinen Gebieten. Erfreulicherweise findet man in dieser Gruppe auch die Steinach, die bis vor

einigen Jahren noch stark mit Abwasser der Stadt St. Gallen belastet war. Heute wird ein grosser Teil des städtischen Abwassers von der Kläranlage Hofen direkt ins Tiefenwasser des Bodensees abgeleitet (Der restliche Teil entwässert in die Sitter). Es folgen 51 Stellen an denen 1 oder 2 Kriterien nicht erfüllt sind. Die restlichen 43 Stellen halten bei 3 und mehr Kriterien die Vorgaben der Gewässerschutzverordnung (GschV) nicht ein. Am schlechtesten schneiden 3 Stellen ab, bei denen 6-7 Kriterien den Anforderungen oder Zielsetzungen der Gewässerschutzverordnung (GSchV) nicht entsprechen (Abb. 4). Diese Gewässer haben gemeinsam, dass sie intensiv genutzte Gebiete entwässern, die zudem einen erheblichen Anteil an ehemaligen oder noch bestehenden organischen Böden enthalten.

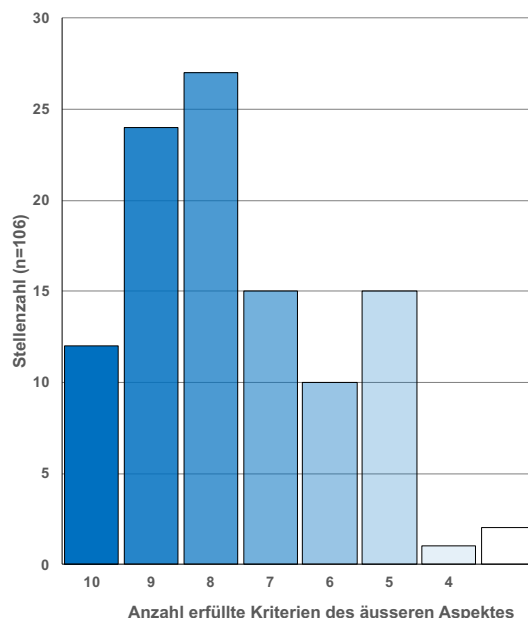


Abb. 4: Verteilung der Stellen nach Anzahl erfüllter Kriterien des Äusseren Aspektes.

3.2 Entwicklung 2011-2019

Kriterien wie unnatürliche Trübung, Verfärbung, Schaum und Geruch haben an einer Stelle nur einen momentanen Aussagewert. Im statistischen Durchschnitt aller 106 Stellen geben sie aber trotzdem ein nachhaltigeres Bild über die Verhältnisse im NAWA-Stellennetz. Andere Kriterien wie Eisensulfid, heterotropher Bewuchs, Verschlammung, Kolmation haben eine zeitliche Gültigkeit von Wochen bis Monaten.

3.2.1 Chemisch-physikalisch Kriterien

Seit 2011 hat die Schaumbildung leicht abgenommen. 2019 trat noch bei rund einem Drittel der Stellen Schaum auf. Der Anteil der Trübungen ist leicht

gestiegen, vor allem zwischen 2015 und 2019. Ebenfalls leicht zugenommen hat die unnatürliche Verfärbung. Der Anteil der Gewässer mit unnatürlich riechenden Stoffen ist proportional gleichgeblieben. 2019 waren deutlich mehr Gewässer verschlammte und noch mehr angestiegen ist der Anteil der kolmatierten Gewässersohlen. Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung und Abfälle sind über die Jahre in ähnlichem Ausmass über die Stellen verteilt (Abb. 5).

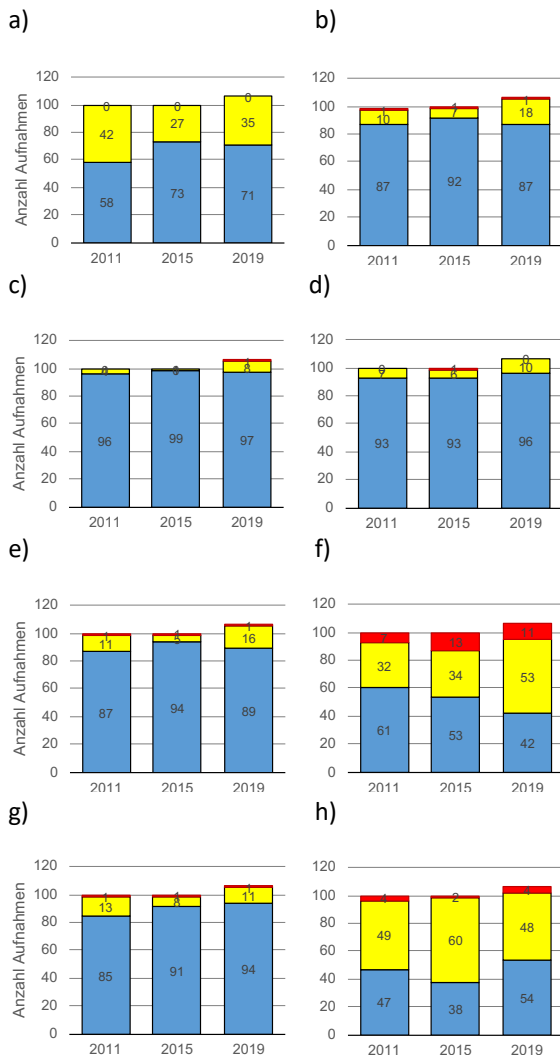


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Kriterien Schaum (a), Trübung (b), Verfärbung (c), Geruch (d), Schlamm (e), Kolmation (f), Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung und Abfälle (g) und Abfälle (h) bezüglich der Verteilung auf die drei Beurteilungsklassen des Äusseren Aspektes.

3.2.2 Biologische Kriterien

Heterotropher Bewuchs wurde 2019 leicht häufiger identifiziert als in den vorherigen Erhebungen. Auch Eisensulfid-Flecken traten häufiger auf. Die Zunahme beider Kriterien könnte ein Indiz sein, dass die Belastung mit organischen Stoffen 2019 gestiegen ist. Wenn man die lange Periode zwischen Juni und Dezember 2018 mit Abflüssen unter dem Q₃₄₇

in Betracht zieht, ist dies aufgrund der mehrfach geringeren Verdünnung plausibel (Abb. 6).

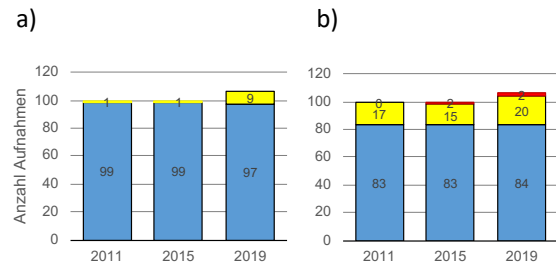


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Kriterien heterotropher Bewuchs (a) und Eisensulfid (b) bezüglich der Verteilung auf die drei Beurteilungsklassen des Äusseren Aspektes.

3.3 Einflussfaktoren

Die Kriterien des Äusseren Aspektes wurden unter sich und mit verschiedenen Eigenschaften oder Kenngrössen im Einzugsgebiet der Stellen korreliert. In den folgenden Kapiteln werden die wesentlichen Ergebnisse gezeigt.

3.3.1 Einflussfaktoren auf FeS

Eisensulfid (FeS) bildet sich unter anaeroben Bedingungen im Interstitial der Gewässersohle durch chemische Prozesse. Kolmation und Verschlammung der Sohle hemmen die Diffusion von Sauerstoff in die Gewässersohle. Starker Pflanzenbewuchs kann diesen Prozess, so paradox es auf den ersten Blick scheint, ebenfalls begünstigen indem eine grosse Pflanzenbiomasse in der Nacht die Assimilation bzw. Sauerstoffproduktion einstellt und durch die verbleibende Zellatmung in erheblichem Masse Sauerstoff zehrt.

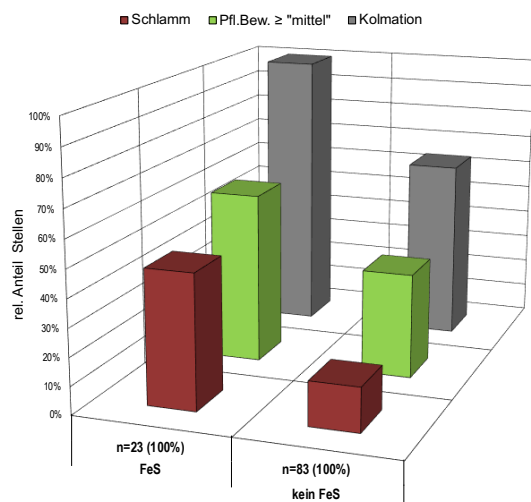


Abb. 7: Begünstigung der Eisensulfid Bildung durch Schlamm, pflanzlichen Bewuchs und Kolmation. Vergleich der Anteile der 3 Einflussfaktoren zwischen der Stellengruppe ohne FeS und mit FeS.

Beim Vergleich der Stellenpools mit FeS und ohne FeS zeigt sich, dass alle drei Kriterien Schlamm, Pflanzenbewuchs und Kolmation beim Pool ohne FeS deutlich weniger häufig identifiziert wurden als beim Stellenpool mit FeS (Abb.7).

3.3.2 Rebbaugelände und Algenbewuchs

Die Analyse der Daten des Äusseren Aspektes zeigt, dass beim Stellenpool mit dem höchsten Anteil an Rebbaufächen im Einzugsgebiet das Verhältnis zwischen Stellen ohne und Stellen mit Algenbewuchs fünfmal grösser ist als beim Pool mit wenig oder keinen Rebbaufächen (Abb. 8). Der Rebbau verwendet oft kupferhaltige Pflanzenschutzmittel (z.B. Kupfer 50S, Kupfer-Bordo LG) gegen den falschen Mehltau. Kupfer ist gleichzeitig ein starkes Algengift. Der grosse Unterschied in der Verhältniszahl weist stark darauf hin, dass von den Rebkulturen Kupfer auch in die Gewässer gelangt und dort den Algenbewuchs hemmt.

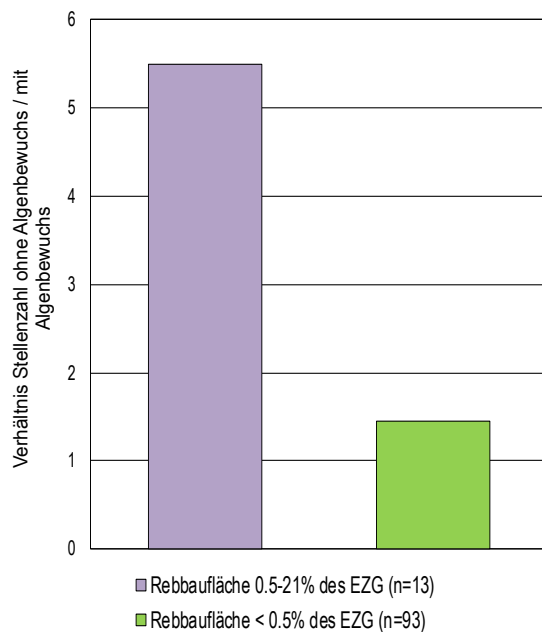


Abb. 8: Verhältniszahl der Stellen mit und ohne Algenbewuchs bei Einzugsgebieten mit viel Rebbau und Einzugsgebieten mit wenig oder keinem Rebbau.

3.3.3 Abwasseranteil und Schaum

Ein signifikanter Zusammenhang besteht zwischen dem Abwasseranteil am Q₃₄₇ und der Schaumbildung in den Gewässern des NAWA-Netzes (Abb. 9). Beim Median ist der Abwasseranteil in den Gewässern mit Schaum knapp dreimal höher (19%) als in den Gewässern ohne Schaum (7%).

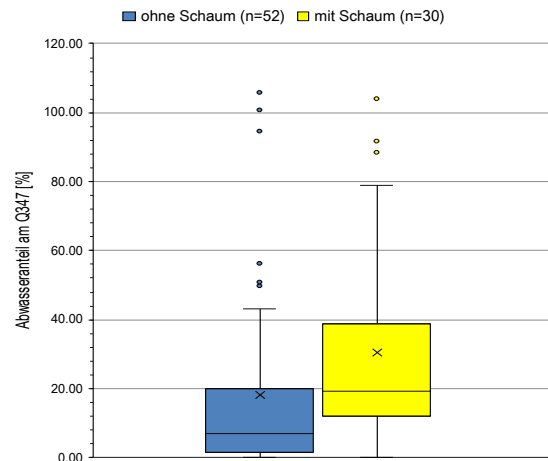


Abb. 9: Abwasseranteil (am Q₃₄₇) der Stellengruppe mit Schaum und der Gruppe ohne Schaum (signifikant, p=0.01).

3.3.4 Abwasseranteil und Geruch

Auch zeigt sich anhand der Daten des Äusseren Aspektes, dass unnatürlicher Geruch des Wassers signifikant mit dem Abwasseranteil am Q₃₄₇ des Gewässers zusammenhängt. Der Median des Abwasseranteils liegt in den Gewässern mit Geruch bei 43%, in Gewässern ohne Geruch bei 9% (Abb. 10).

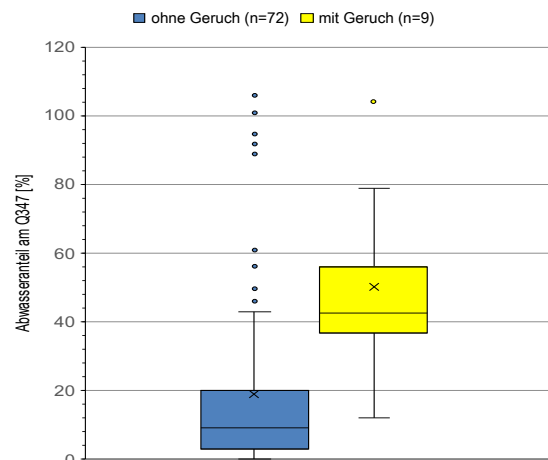


Abb. 10: Abwasseranteil (am Q₃₄₇) der Stellengruppe mit natürlichem Geruch und der Gruppe ohne Geruch (signifikant, p=0.05).

3.3.5 Abwasseranteil und heterotropher Bewuchs

Bezüglich ihres Abwasseranteils am Q₃₄₇ unterscheiden sich die Stellen mit und ohne heterotrophem Bewuchs klar. Die Stellen mit heterotrophem Bewuchs müssen einen höheren Anteil an abbaubaren, partikulären und gelösten organischen Stoffen aufweisen (Abb. 11).

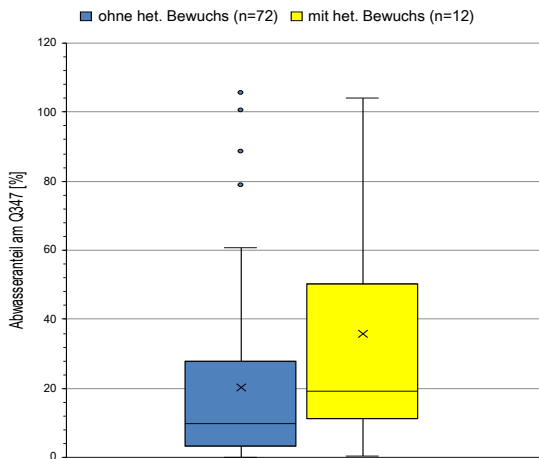


Abb. 11: Abwasseranteil (am Q₃₄₇) der Stellengruppe mit heterotrophem Bewuchs und der Gruppe ohne heterotrophen Bewuchs (nicht signifikant, $p=0.05$).

3.3.6 Waldbedeckung und Kolmation

Wald verringert die Bodenerosion und damit auch den Eintrag von Feinsedimenten ins Gewässer wodurch das Risiko einer Verfüllung der Sohlenzwischenräume gesenkt wird. Dies zeigt sich auch im NAWA-Netz. Die Stellen mit starker Kolmation haben deutlich weniger Wald im Einzugsgebiet als Stellen mit leichter bis mittlerer oder solche ohne Kolmation (Abb. 12). Der Unterschied ist signifikant.

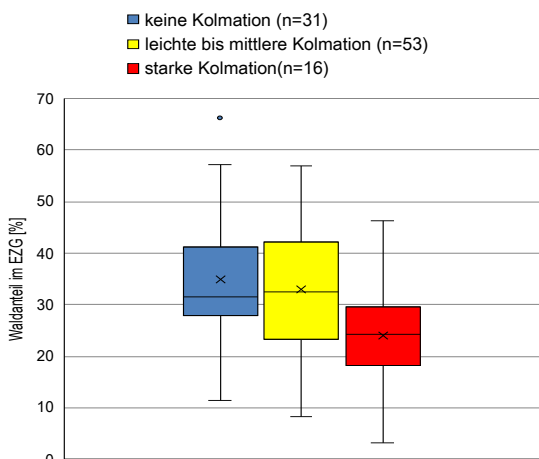


Abb. 12: Waldanteile im Einzugsgebiet der Stellen ohne Kolmation, mit leichter bis mittlerer Kolmation und starker Kolmation (leichte bis mittlere Kolmation zu starke Kolmation signifikant, $p=0.05$).

3.4 Äusserer Aspekt und Indikatoren des Makrozoobenthos

Befunde im Äusseren Aspekt eignen sich nur beschränkt für Rückschlüsse auf die Qualität des Makrozoobenthos. Die Korrelationsanalyse zeigt, dass zwischen den Indikatoren des MZB und den einzelnen Kriterien des Äusseren Aspektes keine

ausreichend gesicherten Zusammenhänge bestehen (Tab. 3). Der beste r -Wert besteht zwischen der Indikationsgruppe (IG) und der Summe der Faktoren Verschlämmung, Kolmation und Häufigkeit von Eisensulfid. Bei Schlamm und Kolmation ist das Interstitial der Gewässersohle, der Hauptlebensraum des MZB, verfüllt. Dies behindert die Sauerstoffnachlieferung und begünstigt so anaerobe Bedingungen.

	IBCH	DK	IG
Schaum	-0.112	-0.044	-0.181
Trübung	0.030	0.022	0.034
Geruch	-0.112	-0.044	-0.181
Verfärbung	-0.038	-0.064	0.006
Kolmation (K)	-0.278	-0.200	-0.319
Schlamm (S)	-0.153	-0.076	-0.225
FeS	-0.204	-0.078	-0.330
Heterotr. Bewuchs	0.029	0.044	0.000
Abfälle	-0.218	-0.165	-0.239
Feststoffe	-0.007	0.005	-0.022
K+S+FeS	-0.325	-0.189	-0.436

Tab. 3: Korrelationsfaktoren zwischen den Kriterien des Äusseren Aspektes und den Indikatoren des MZB (IBCH, DK, IG).

Dass diese Wirkungskette die sensibleren Gruppen des Makrozoobenthos stärker verdrängt ist plausibel (Abb. 13). Die Gruppen mit hohem Indikationsgewicht brauchen sauerstoffreiche und gut durchströmte Bedingungen im Interstitial.

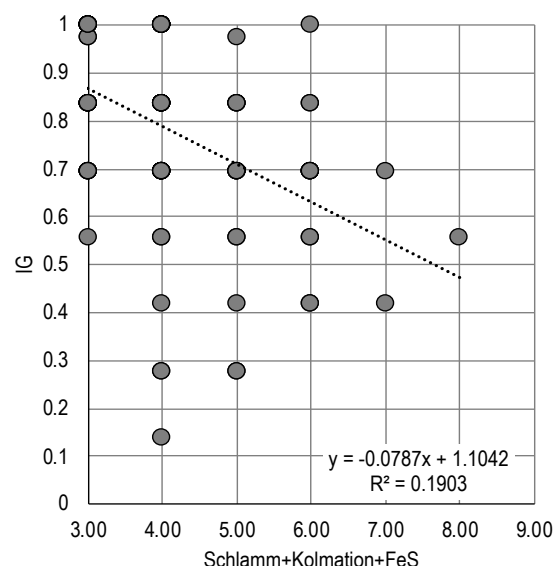


Abb. 13: Abhängigkeit zwischen der Summe der Faktoren Schlamm, Kolmation, FeS und dem Indikationsgewicht. Die x-Achse zeigt die Summe der Bewertungspunkte ($n=106$).

Abfälle und Feststoffe aus der Siedlungsentwässerung tangieren die Lebensraumansprüche des MZB marginal. Die übrigen Kriterien sind zeitlich so zufällig, dass sie keine Repräsentanz für durchschnittliche Bedingungen aufweisen.

4 Ökomorphologie

Mit der Probenahme des MZB wurden ökomorphologische Daten im Bereich des Probenahme-Sektors (10 x Gewässerbreite) aufgenommen. Methodisch richten sich die Aufnahmen nach den Vorgaben des Moduls Ökomorphologie auf Stufe F.

4.1 Ökomorphologie der Stellen

Die aufgenommenen Kriterien umfassen die Sohlenbreite, Breiten- und Tiefenvariabilität der benetzten Fläche, Totholz im Gewässerbett, Sohlenverbauung, Verbauung des Böschungsfusses, Breite und Beschaffenheit der Uferbereiche.

4.1.1 Breite der Gewässer an den NAWA-Stellen

Die mittlere Sohlenbreite der Gewässer variiert an den NAWA-Stellen zwischen 0.7 m und 60 m, bei einem Mittelwert von 16 m. An 75% der Stellen ist die Sohlenbreite ≤ 20 m (Abb. 14).

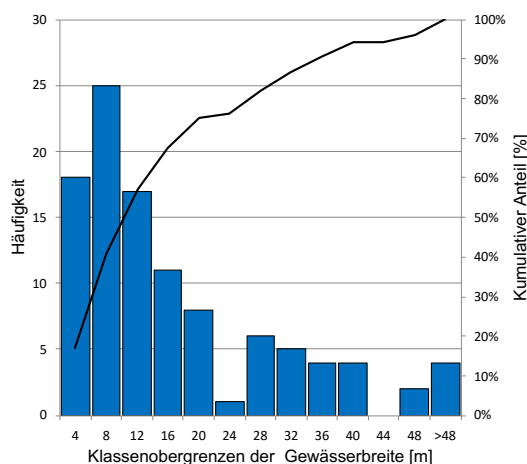


Abb. 14: Häufigkeit der Gewässerbreiten an den 106 Stellen im NAWA Netz.

4.1.2 Breiten- und Tiefenvariabilität, Totholz an den NAWA-Stellen

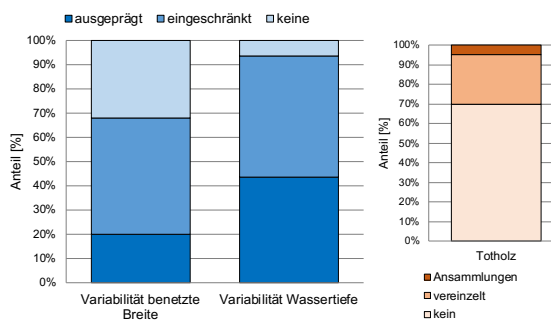


Abb. 15: Anteil der Breiten- und Tiefenvariabilität des Wasserkörpers sowie Totholzanteil im Bachbett.

Nur 21% der NAWA-Stellen weisen eine ausgeprägte Breitenvariabilität auf und weitere 30% gar keine. Die Variabilität der Wassertiefe ist deutlich besser. Nur an 7 Stellen variiert sie nicht und an 46 ist sie ausgeprägt (Abb. 15).

An 70% der Stellen liegt kein/vereinzelt Totholz in der Sohle und an weiteren 25% nur zerstreut. Nur an 5% der Stellen sind natürliche Ansammlungen vorhanden.

4.1.3 Verbauung der Stellen am Böschungsfuss

An mehr als der Hälfte der 106 Stellen sind die Böschungsfüsse zu über 60% verbaut. Bei 45 Stellen ist der linke und bei 43 Stellen der rechte Böschungsfuss zu 100% verbaut. Die Verbauungen bestehen fast immer aus durchlässigem Material. Unverbaut sind die Böschungsfüsse bei rund einem Viertel der Stellen (Abb. 16).

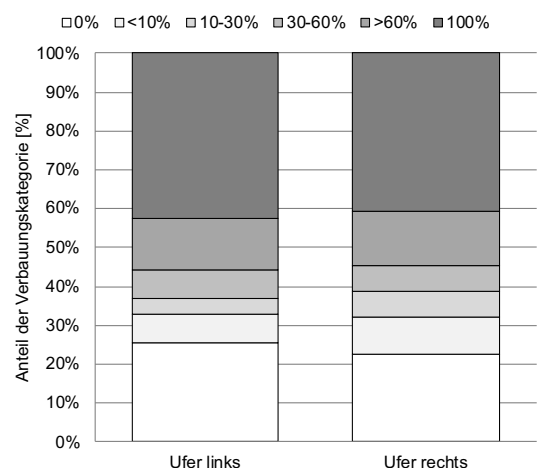


Abb. 16: Anteile der Verbauungskategorien am Böschungsfuss der Ufer links und rechts.

4.1.4 Verhältnis morphologische Gesamtbreite zu Gerinnebreite

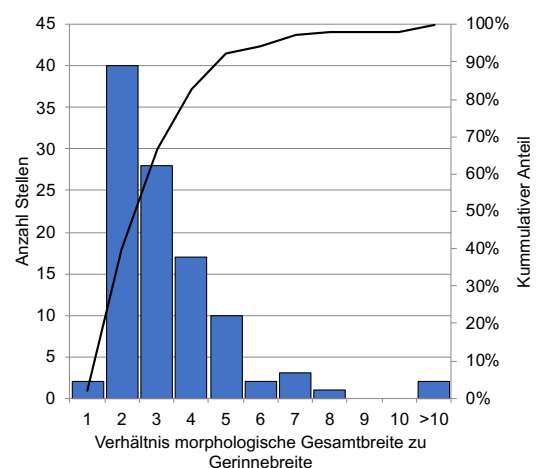


Abb. 17: Häufigkeit der Verhältnisklassen (morphologische Gesamtbreite zu Gerinnebreite) im NAWA-Netz.

Die Summe der beiden Uferbreiten ist an den Stellen des NAWA Netzes im Mittel 16 m, was ungefähr der mittleren Sohlenbreite entspricht. Die Uferbreite variiert zwischen 0 m und 55 m. Bei Rund 60% der Stellen entspricht die morphologische Gesamtbreite der dreifachen Gerinnebreite (Abb. 17).

4.1.5 Beschaffenheit der Ufer an den NAWA-Stellen

Das linke Ufer der NAWA-Stellen ist etwas gewässerkonformer als das rechte. Gewässergerecht sind zwischen 60% und 65% der Ufer im NAWA-Netz. Weitere 30% sind gewässerfremd und 5%-10% sind künstlich.

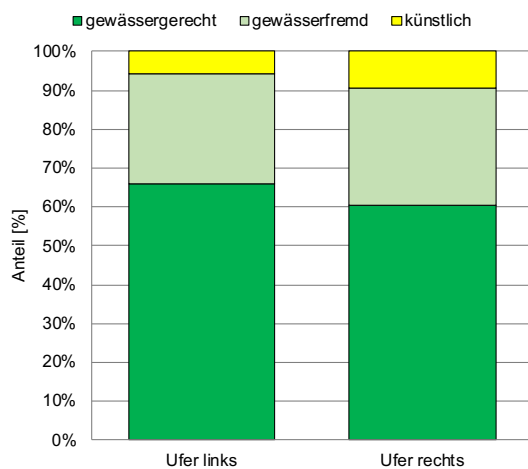


Abb. 18: Beschaffenheit der Ufer an den 106 Stellen im NAWA-Netz.

4.2 Einfluss der Ökomorphologie auf das Makrozoobenthos

Morphologisches Element	IBCH	DK	IG
Breite	0.349	0.346	0.273
Eindolung	–	–	–
Viele nat. Abstürze	-0.045	-0.048	-0.066
Variabilität Wasserspiegelbreite	0.192	0.156	0.122
Variabilität Wassertiefe	0.210	0.189	0.145
Sohlenverbauung	-0.060	-0.100	-0.042
Material der Sohlenverbauung	-0.081	-0.024	-0.071
Totholz im Bachbett	0.017	-0.030	0.005
Verbauung Böschungsfuss links	0.036	0.099	0.054
Verbauung Böschungsfuss rechts	-0.046	0.003	-0.005
Material Böschungsfuss links	-0.218	-0.289	-0.176
Material Böschungsfuss rechts	-0.030	-0.113	0.009
Breite Uferbereich links	0.196	0.116	0.267
Breite Uferbereich rechts	0.188	0.108	0.190
Beschaffenheit Uferbereich links	-0.097	-0.115	-0.117
Beschaffenheit Uferbereich rechts	-0.009	-0.011	0.006
Verbauung Böschungsfuss beidseitig	-0.005	0.057	0.027
Breite Uferbereich total	0.240	0.140	0.280
Beschaffenheit Uferbereich beidseitig	-0.056	-0.067	-0.058

Tab. 4: Korrelationen (r-Werte) zwischen den MZB-Indikatoren und den lokalen Kriterien der Ökomorphologie im NAWA-Netz.

Der Einfluss der lokalen Ökomorphologie auf die Indikatoren des MZB (IBCH, DK, GI) der Stellen wurde mit einer Korrelationsanalyse untersucht. Dabei zeigt sich, dass die lokale Ökomorphologie keinen nennenswerten Einfluss auf die Zusammensetzung des MZB innerhalb der Aufnahme- und bzw. der dort genommenen Proben hat. Dieser Befund ist nicht überraschend, da das Vorkommen einer Art weniger von einem einzelnen im Probenahme-Sektor vorhandenen Habitat abhängt, sondern von zahlreichen solchen Habitaten im weiteren Bereich des Oberlaufes eines Gewässers. Das Areal muss wesentlich grösser sein, damit sich eine Population halten kann.

Ein schwacher Zusammenhang ist zwischen der Gewässerbreite und IBCH und DK ersichtlich. Je breiter das Gewässer, desto besser sind die Indikatoren (Abb. 19 und 20).

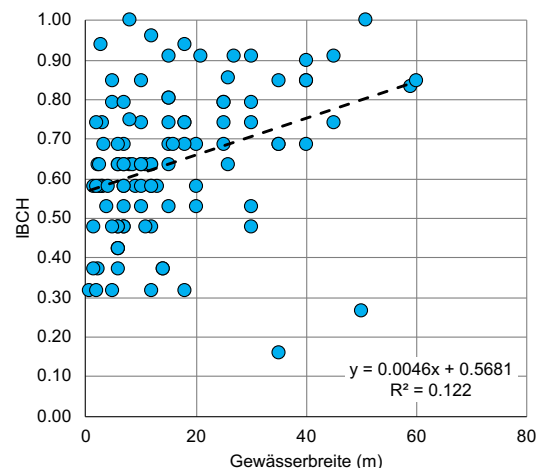


Abb. 19: Korrelation zwischen Gewässerbreite und IBCH (n=106).

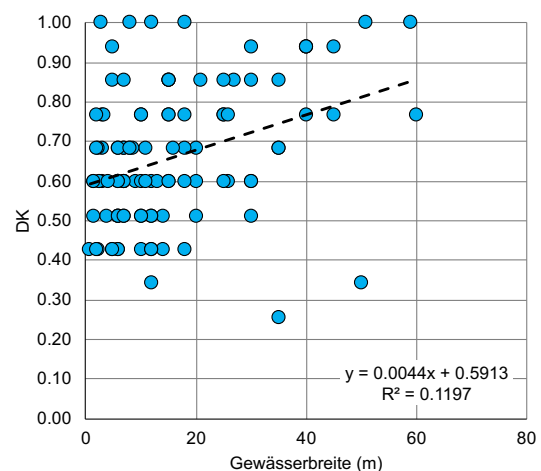


Abb. 20: Korrelation zwischen Gewässerbreite und der Diversitätsklasse DK (n=106).

5 Taxazahlen

Die Taxazahlen beziehen sich in diesem Kapitel auf die Anzahl Familien wie sie auf Bestimmungsniveau IBCH verlangt werden. Sie sind einer von zwei bestimmenden Parameter bei der Berechnung des IBCH.

5.1 IBCH Taxazahlen 2019

Die Spannweite der Taxazahlen liegt zwischen 12 in der Vispa (CH_016_VS) und 46 Taxa im Chemibach (CH_072_TG) bei einem Mittelwert von 29 und einem Median von 30 Taxa. Die Verteilung nach biogeografischen Räumen zeigt, dass in den alpinen Räumen und insbesondere in den Zentralalpen, die Taxazahlen am tiefsten sind. Im Mittelland findet man im Durchschnitt 29 Taxa, wobei es hier ein Gefälle zwischen östlichem und westlichem Mittelland gibt. Die höchsten Taxazahlen kommen in den Jura-gewässern vor (Abb. 21). Taxa «Hotspots» sind das Einzugsgebiet der Birs und der Thur.

Die tiefen Taxazahlen im alpinen Raum sind auf die harscheren Bedingungen in diesen Gewässern mit geringem Nährstoffangebot, tieferen Temperaturen und möglicherweise auch auf die meist auftretende Schwall-Sunk-Dynamik in Rhone und den Zuflüssen sowie in der Landquart, Engstligen, Urner

Reuss, Inn, Engelberger Aa und Sarner Aa zurückzuführen (Abb. 22).

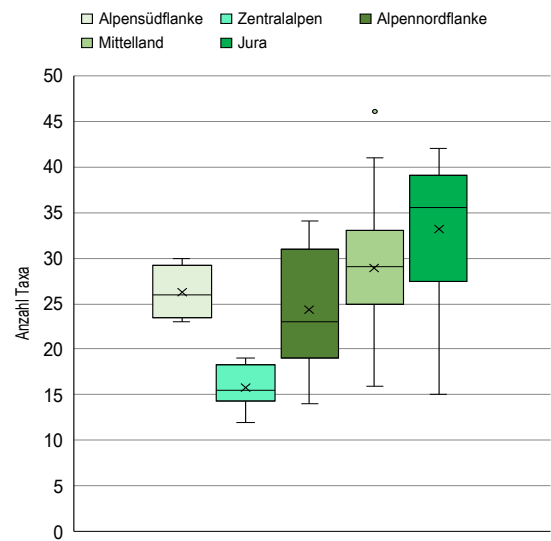


Abb. 21: Verteilung der MZB Familientaxa nach biogeografischen Räumen der Schweiz (n=106).

Als Spezialfall gilt der Doubs an der Stelle CH_153_NE. Im zweiten Halbjahr 2018 sank der Pegel im Lac des Brenets um bis zu 18 m, wodurch der Doubs zwischen Seeausfluss und Saut du Doubs quasi trocken fiel. Die Austrocknung weiter Sohlenbereiche hat die Wintergeneration des MZB stark dezimiert.

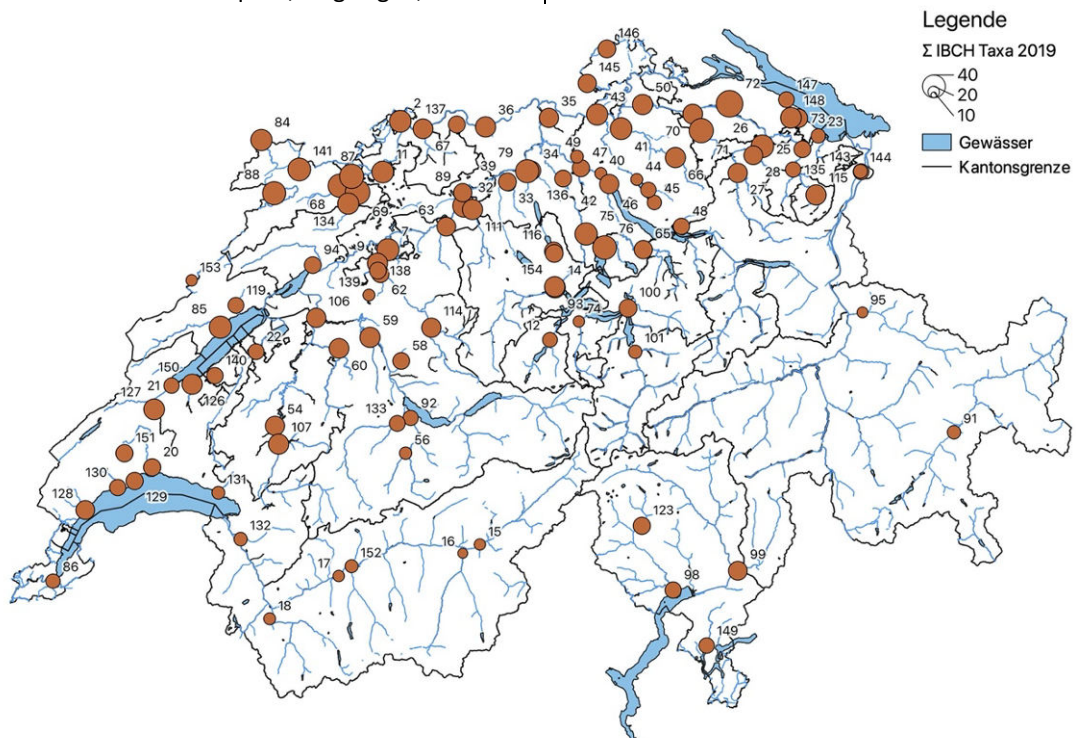


Abb. 22: Anzahl MZB Familientaxa an den Stellen im NAWA-Netz 2019. Die Zahlen in der Karte bezeichnen die Stellen-Nummern.

2019 wies rund die Hälfte aller Stellen im NAWA-Netz 26-35 Taxa der Familienstufe auf (Abb. 23). Ein weiteres Drittel der Stellen lag im Bereich 16-25 Taxa. An 6 Stellen kamen 11-15 Taxa vor. Über 40 Taxa wiesen nur 3 Stellen auf. Neben dem bereits erwähnten Chemibach, waren dies die Murg, ein Zufluss der Thur und die Scheulte im Jura.

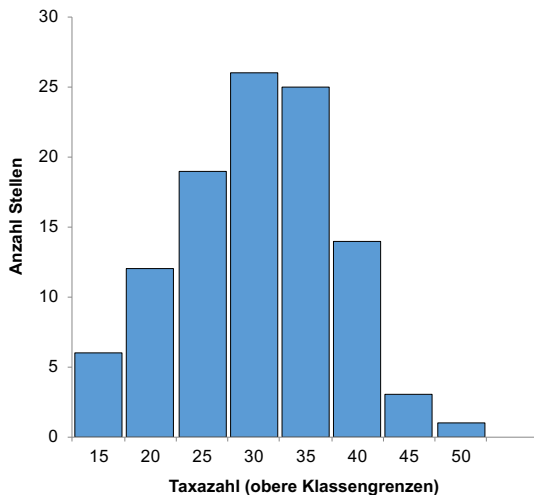


Abb. 23: Verteilung der Stellen im NAWA-Netz auf verschiedene Klassen von Taxazahlen (n=106).

5.2 Veränderung 2012-2019

Der mittlere Taxa-Zuwachs von 6 Taxa pro Stelle zwischen 2015 und 2019 (Abb. 24) liess alle Verantwortlichen der Kampagne 2019 aufhorchen und nach den Gründen suchen. Das BAFU bildete eine Expertengruppe, die mit bestehenden Daten überprüfbare Hypothesen formulierte und diese in einem separaten Projekt untersuchen liess [Habertür et al. 2021]. In Frage kamen methodische Einflüsse wie auch solche, die durch veränderte Umweltbedingungen zwischen den beiden Erhebungskampagnen oder beidem verursacht wurden. Die Analyse konnte maximal die Hälfte des Unterschieds erklären. Die andere Hälfte liess sich aus den vorhandenen Daten nicht begründen. Vergleiche von drei anderen, langjährigen Monitoring-Programmen (BDM, AG, VD) zeigten übereinstimmend einen durchschnittlichen Taxa-Zuwachs von 0.5 Taxon pro Jahr. Dieser Wert wurde als langfristiger Background-Trend betrachtet. Infolge der unterschiedlichen Abflussverhältnisse 2019 zu 2015 kamen weitere 0.125 Taxon pro Jahr dazu.

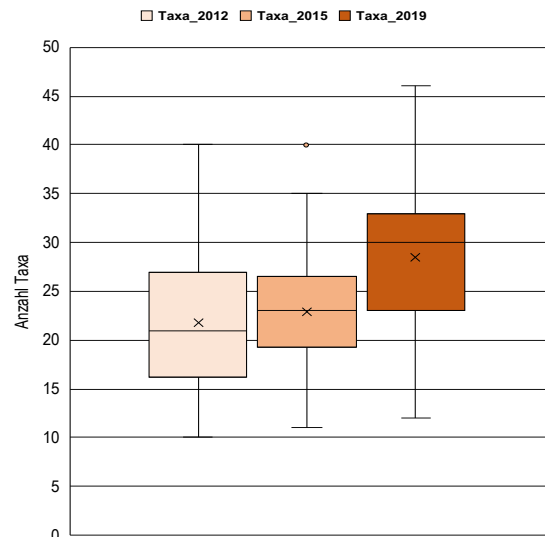


Abb. 24: Entwicklung der Anzahl Familientaxa im Zeitraum 2012 bis 2019 an den Stellen im NAWA-Netz (n=88). Der Unterschied 2015 und 2019 ist signifikant ($p=0.001$).

5.2.1 Stellenzahl-Differenzen 2019-2015 bei einzelnen Taxa

2019 wurden 5 Taxa an 5-10 Stellen weniger gefunden als 2015, jedoch traten 41 Taxa an zusätzlichen 5-27 Stellen auf als 2015. Die grösseren Stellendifferenzen (>10) verteilten sich quer über viele Taxa-ordnungen (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Diptera, Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Gastropoda, Bivalvia). Ein spezifisches Muster der Taxaunterschiede ist nicht erkennbar (Abb. 25).

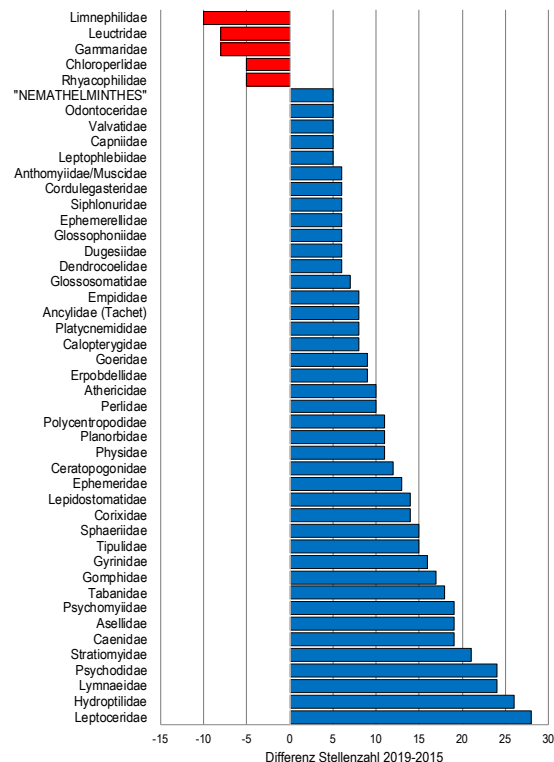


Abb. 25: Verteilung der Stellenzahl-Differenzen ≥ 5 2019-2015 auf die einzelnen IBCH-Taxa.

5.2.2 Stellenzahl-Differenzen und taxon-spezifische Abundanzen

Abb. 26 ist folgendermassen zu lesen: Jeder Punkt steht für ein IBCH Taxon. Die x-Achse zeigt, an wie vielen Stellen ein Taxon 2019 öfter (positive Stellendifferenzen) oder weniger (negative Stellendifferenzen) vorkam als 2015. Die y-Achse zeigt die durchschnittliche Abundanz des Taxons an den differierenden Stellen. Vergleicht man taxonspezifisch die Stellendifferenzen 2019-2015 mit den mittleren Abundanzen 2019, so haben mehrheitlich Taxa mit tiefen Individuenzahlen (1-10) grosse Stellendifferenzen (Abb. 26). Umgekehrt sind die Abundanzen der Taxa, die 2015 an mehr Stellen auftraten gleichmässiger verteilt. Die Abundanzen mit den negativsten Stellendifferenzen lagen im Bereich zwischen >10 und 1000.

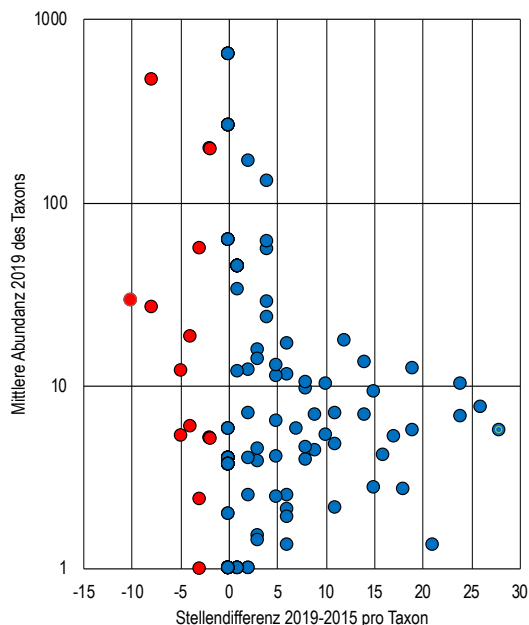


Abb. 26: Verteilung der IBCH-Taxa nach Stellendifferenz 2019-2015 und der mittlerer Abundanz aller Stellen an denen 2019 ein Taxon vorkommt ($n=172$).

Die Ursachenanalyse [Haberthür et al. 2021] hat gezeigt, dass bei der Taxazunahme 2015 zu 2019 zwischen einer langfristigen Trendkomponente von 2 Taxa und einer kurzfristigen von 4 Taxa zu unterscheiden ist. Die kurzfristige Trendkomponente lässt sich unter Vorbehalt schwacher statistischer Bestimmtheit mit 0.5 Taxon durch die unterschiedliche Häufigkeit von Abflussspitzen zwischen den beiden Jahren erklären. Für die fehlenden 3.5 Taxa liefern die untersuchten Hypothesen keine schlüssigen Erklärungen. Der Befund in Abb. 26 könnte aber auch auf einen methodischen Effekt hinweisen. Die Anforderung 2019, alle EPT-Individuen auszulesen, zwang zu einer intensiveren Bearbeitung der

Proben im Labor, wodurch Taxa mit geringen Individuenzahlen häufiger entdeckt wurden.

5.3 Unterschied Frühling/Sommer

Im Programm «Kleine Fliessgewässer» wurden an 13 Stellen sowohl im Frühling als auch im Sommer je eine Probe genommen. Weitere 4 Proben werden bis im Sommer 2021 erhoben. Median und Mittelwert sanken im Sommer 2019 um 2 Taxa von 26 auf 24. Dieser Unterschied ist statistisch nicht signifikant (Abb. 27). Der grösste Unterschied von 9 Taxa zwischen Frühling und Sommer wurde an der Stelle CH_141_JU, Erveratte ermittelt. Die tiefste Taxazahl von 15 fand man im Sommer 2019 an der Stelle CH_152_VS, Canal d'Uvrier (Abb. 28).

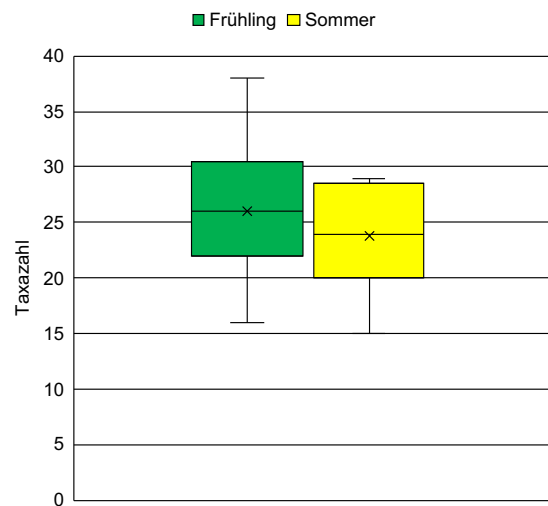


Abb. 27: Vergleich der Taxazahlen der Frühling- und Sommerproben der Kleinen Fliessgewässer 2019 ($n=13$).

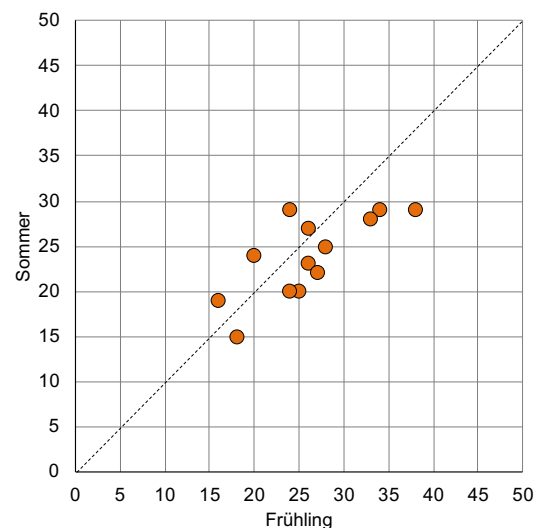


Abb. 28: Abweichungen zwischen den Taxazahlen von Frühling und Sommer an den Stellen der Kleinen Fliessgewässer ($n=13$).

5.4 Einflussfaktoren auf die Taxa

Die Taxazahlen der einzelnen Stellen wurden einer Korrelationsanalyse mit zur Verfügung stehenden Eigenschaften und Umweltfaktoren im *Einzugsgebiet* (EZG) einer Stelle unterzogen. Am besten korrelieren die Taxazahlen mit den Anteilen an unproduktiven (Steine, Fels, Schnee, Eis) Flächen ($r=-0.46$) und der Waldfläche ($r=0.34$).

5.4.1 Taxa und unproduktive Flächen

Zwischen Taxazahl und dem Anteil unproduktiver Fläche im Einzugsgebiet der Stelle besteht ein negativer Zusammenhang (Abb. 29). Bezogen auf die Trendlinie resultiert zwischen den Stellen ohne unproduktive Fläche und der Stelle mit 72% unproduktivem Flächenanteil ein Taxaverlust von 50%. Die Stellen mit über 20% unproduktiver Fläche liegen allesamt im alpinen Raum, mit kurzen Vegetationsperioden, harschen klimatischen Bedingungen, geringem Nährstoffumsatz und entsprechend tiefer Produktivität. An solche Bedingungen haben sich natürlich weniger Taxa angepasst. Zusätzlich sind viele dieser Stellen einem Schwall-Sunk Regime unterworfen.

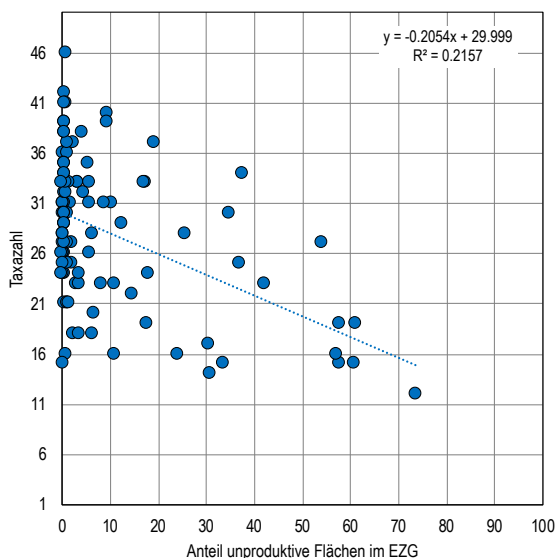


Abb. 29: Zusammenhang zwischen dem Anteil unproduktiver Fläche im Einzugsgebiet [%] einer Stelle und der Taxazahl.

5.4.2 Taxa und Waldanteil

Der Waldanteil im Einzugsgebiet einer Stelle beeinflusst die Taxavielfalt dagegen positiv (Abb. 30). Zwischen Stellen mit 0% und solchen mit 50% Waldanteil nimmt die Taxazahl im Mittel (Trendlinie) um 13 Taxa zu.

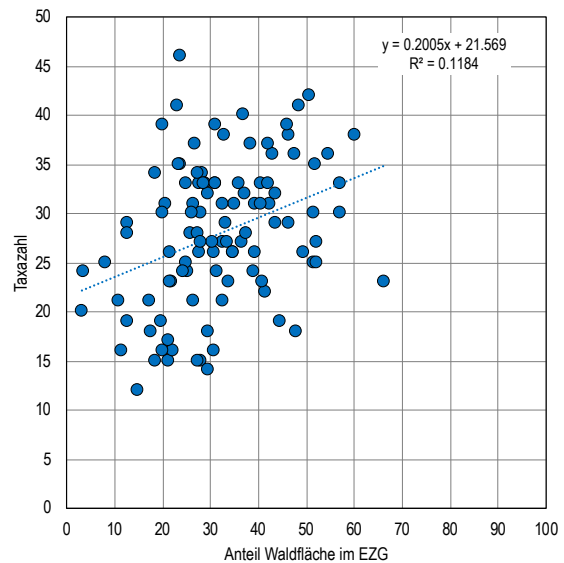


Abb. 30: Zusammenhang zwischen Waldanteil im Einzugsgebiet [%] einer Stelle und der Taxazahl.

6 IBCH

In NAWA 2019 kommt eine leicht modifizierte Version des IBCH (IBCH₂₀₁₉) zur Anwendung. Der Korrekturfaktor wird durch das Abflussregime (IBCH-Q-Regime) des jeweiligen Gewässers bestimmt. Die Bewertung ist zudem auf eine Skala 0-1 normiert worden. Alle früheren NAWA-Daten wurden deshalb zur Vergleichbarkeit zusammen mit den Ergebnissen 2019 nach dem IBCH 2019 ausgewertet.

6.1 IBCH 2019

Von den 106 untersuchten Stellen weisen 32 (30%), eine «sehr gute», 48 (45%) eine «gute», 21 (20%) eine «mässige» und 5 (5%) eine «unbefriedigende» Qualität des MZB auf. Die schlechteste Klasse kommt an keiner Stelle vor. Bezüglich des Makrozoobenthos erfüllen 2019 somit 80 Stellen (75%) die entsprechenden ökologischen Ziele der Gewässerschutzverordnung, Anhang 1, Ziffer 1, Absätze 1a,b und 3c (Abb. 31). Stellen welche die Ziele nicht erfüllen verteilen sich hauptsächlich auf das westliche und östliche Mittelland sowie je eine auf Jura, die Zentralalpen, den voralpinen Raum und die Alpensüdseite (Abb. 32). Die 5 unbefriedigenden Stellen befinden sich in den Kantonen Zürich (Glatt, Furtbach, Limmat), Neuenburg (Doubs) und Wallis (Canal d'Uvrier).

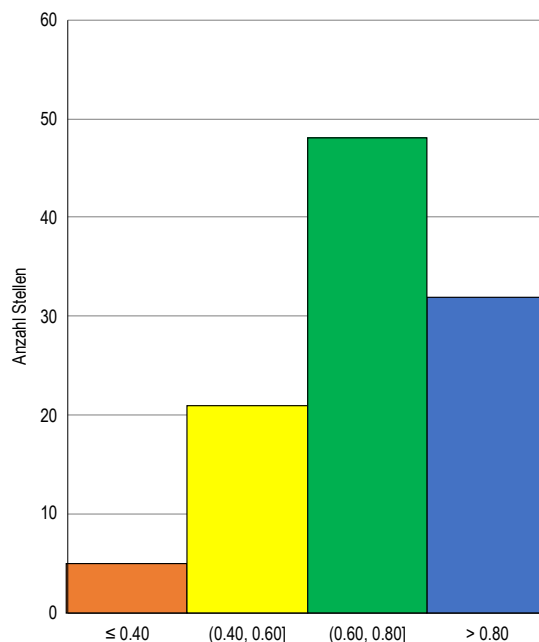


Abb. 31: Verteilung der 2019 untersuchten NAWA-MZB-Stellen auf die ermittelten Güteklassen des IBCH.

Die ermittelten Resultate sind allerdings nicht sehr robust. Würde bei allen Stellen das Taxon mit dem besten Indikationswert wegfallen, dann reduzierte sich der Median des IBCH und der Mittelwert um ein Viertel Güteklasse.

Der IBCH der 13 «kleinen Fliessgewässer» ist im Frühling 2019 im Mittel rund eine halbe Güteklasse schlechter als im gesamtem NAWA-Netz. Der IBCH-

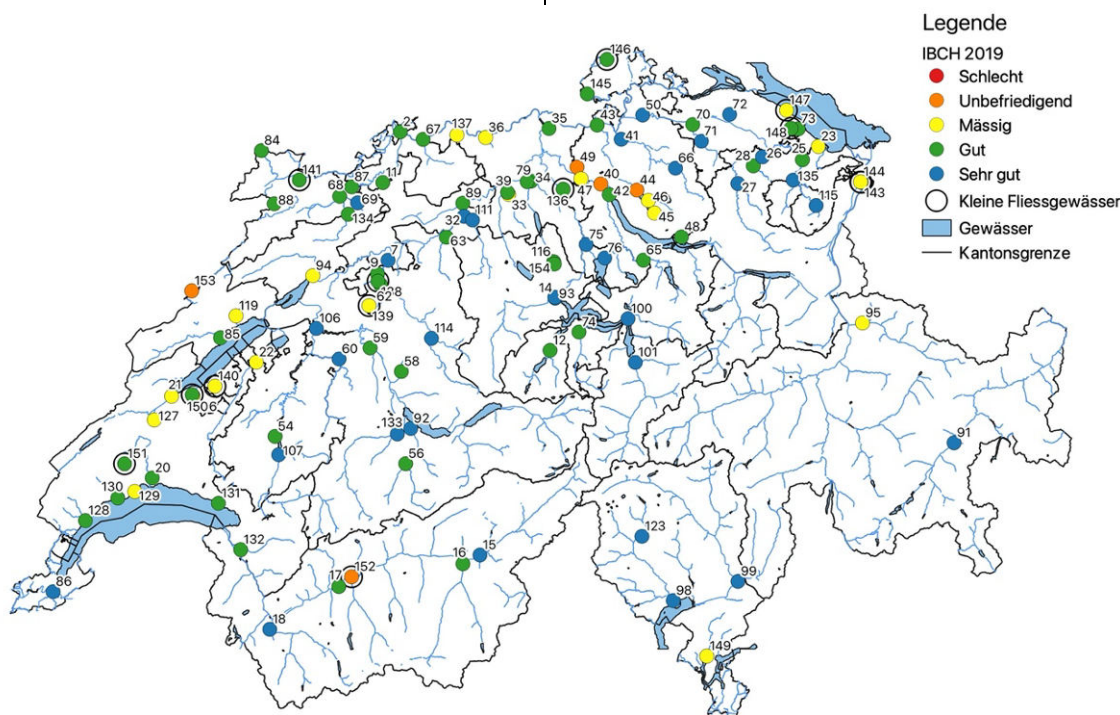


Abb. 32: NAWA-Stellen mit den 2019 zugeordneten Güteklassen des IBCH (n=106).

Wert der «Kleinen Fließgewässer» sinkt nach Wegfall des Taxons mit dem besten Indikationswert im Mittel ebenfalls um ein Viertel Güteklasse (Abb. 33), wobei die Streuung der Werte etwas breiter wird.

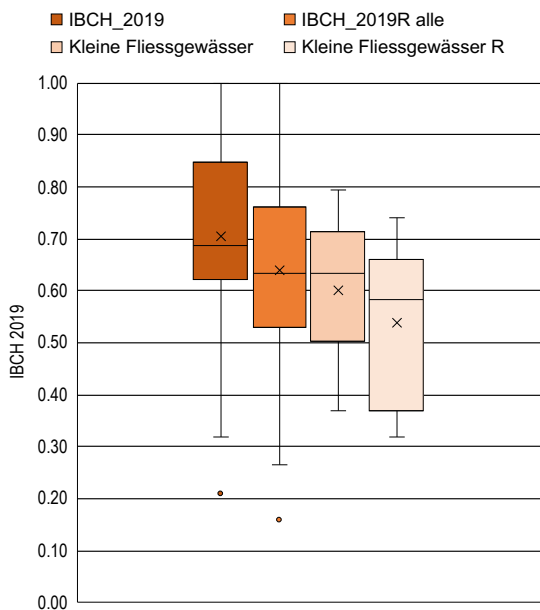


Abb. 33: Robustheitsprüfung (IBCH 2019R) der IBCH-Werte 2019 bei allen Stellen und bei den Stellen der Kleinen Fließgewässer.

Von den beiden Variablen *Diversitätsklasse (DK)* und *Indikationsgewicht (IG)* ist bei einer Steigung der Trendlinie von 0.71 (Abb. 34) der DK 2019 um 30% bestimmender bei der Berechnung des IBCH. Dies muss nicht immer so sein. Verlust an Diversität kann beim IBCH durch eine «sensiblere» Artenzusammensetzung kompensiert werden.

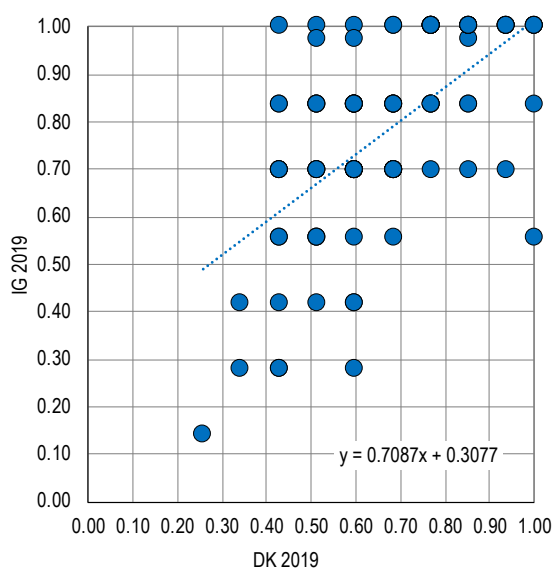


Abb. 34: Gewicht der beiden Variablen DK und IG bei der Berechnung des IBCH-Wertes (n=106).

6.2 Veränderung 2012-2019

Der IBCH hat sich, wie schon die Taxazahlen, zwischen 2015 und 2019 sprunghaft, im Mittel um rund eine halbe Güteklasse von 0.63 auf 0.75 und beim Median von 0.63 auf 0.74 verbessert (Abb. 35). Die Ursachen wurden bereits in Kapitel 4.2. dargelegt.

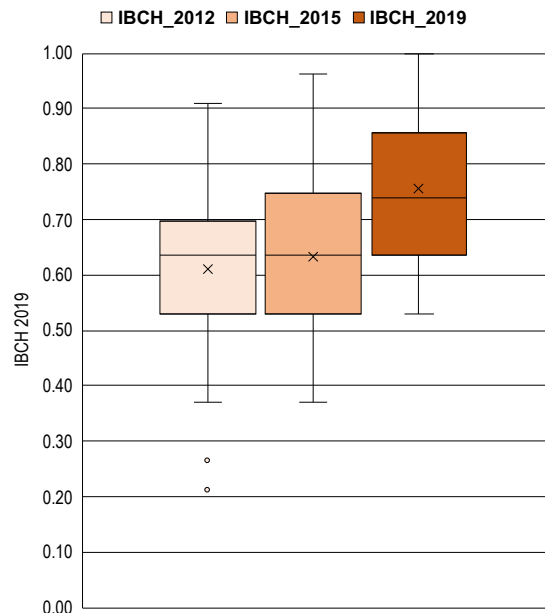


Abb. 35: Entwicklung des IBCH im Zeitraum 2012 bis 2019.

6.2.1 Räumliche Veränderung des IBCH

Von 2015 bis 2019 verbesserte sich der IBCH an 41 Stellen um eine Qualitätsklasse. Die Verbesserungen waren teilweise gering, reichten jedoch aus, um eine Klassengrenze zu überspringen. 4 Stellen stiegen um 2 Qualitätsklassen. An 6 Stellen trat eine Verschlechterung ein. Schwerpunkte der Verbesserungen lagen im Mittelland mit einem Gefälle zwischen östlichem und westlichem Teil sowie im Jura. An den verbleibenden 37 Stellen änderte sich die Qualitätsklasse nicht (Abb. 36). Über den gesamten Zeitraum 2012 bis 2019 verbesserten sich 35 Stellen um eine Qualitätsklasse, 8 um zwei Klassen. Die Stelle CH_050_ZH an der Thur stieg gar um 3 Qualitätsklassen auf. 37 Stellen blieben unverändert und 6 Stellen verschlechterten sich um eine Qualitätsklasse (Abb. 37). Bei 3 Stellen ist dies erklärbar. An der Thielle (CH_021_NE) fanden vor der Probenahme wasserbauliche Eingriffe statt und an den Stellen an der Limmat in der Stadt Zürich (CH_40_ZH) und beim Ausfluss der Glatt aus dem Greifensee (CH_44_ZH) stellt man seit 2018 Massenvorkommen von invasiven räuberischen Gammariden fest, welche die Insektenpopulationen dezimieren.



Abb. 36: Veränderung der IBCH Qualitätsklassen im NAWA-Netz zwischen 2015 und 2019 bei insgesamt 88 Stellen.



Abb. 37: Veränderung der IBCH Qualitätsklassen im NAWA-Netz zwischen 2012 und 2019 bei insgesamt 88 Stellen.

6.2.2 Zeitliche Veränderung des IBCH

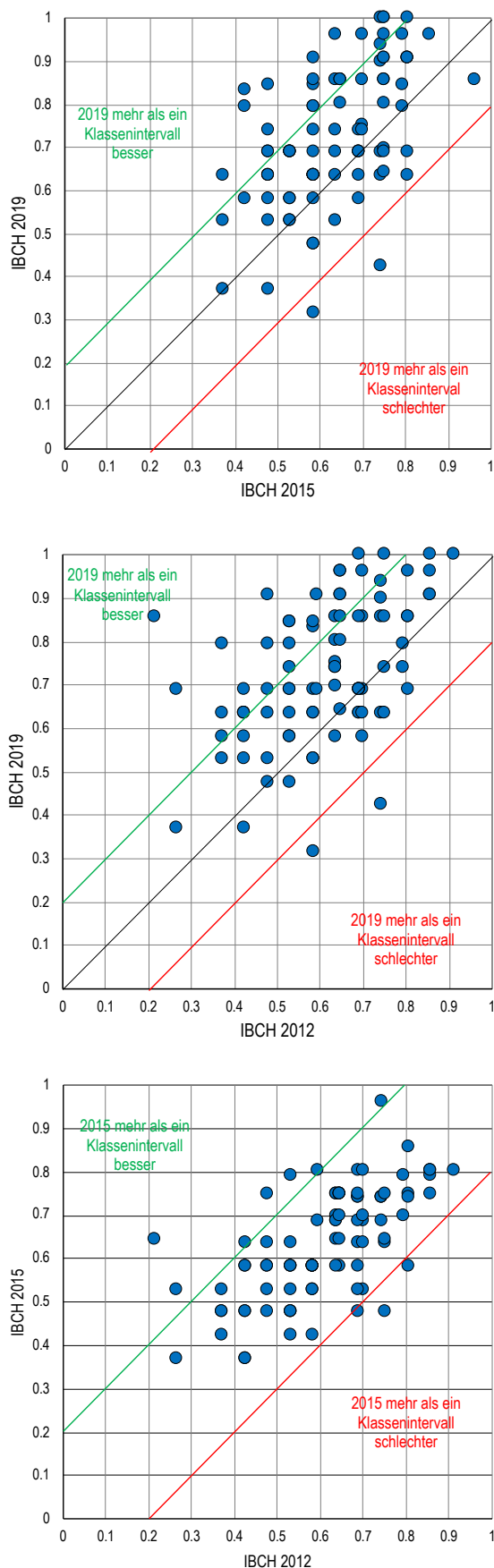


Abb. 38: Veränderung des IBCH-Wertes in den Betrachtungsjahren (y-Achse) gegenüber den Vergleichsjahren (x-Achse).

In Abb. 38 ist die Verschiebung des IBCH-Wertes von 2012 bzw. 2015 bis 2019 hin zu einer besseren Qualität gut ersichtlich. In beiden Fällen verbesserte sich die Gewässerqualität bei wesentlich mehr Stellen um ein Klassenintervall als umgekehrt. 2015-2019 verbesserte sich eine Stelle um zwei Klassenintervalle, 2012-2019 war dies bei 4 Stellen der Fall. Zwischen den früheren beiden Kampagnen 2012 und 2015 bestehen stellenspezifisch ebenfalls erhebliche Verschiebungen. Die Stellen die sich mehr als ein Klassenintervall verbesserten sind gegenüber denen die sich verschlechterten auch dort mit 7:3 in der Überzahl.

6.3 Unterschied Frühling/Sommer

Der IBCH der Sommerproben ist im Mittel um 0.04, der Median um 0.05 Einheiten gesunken. Der Unterschied ist nicht signifikant (Abb. 39).

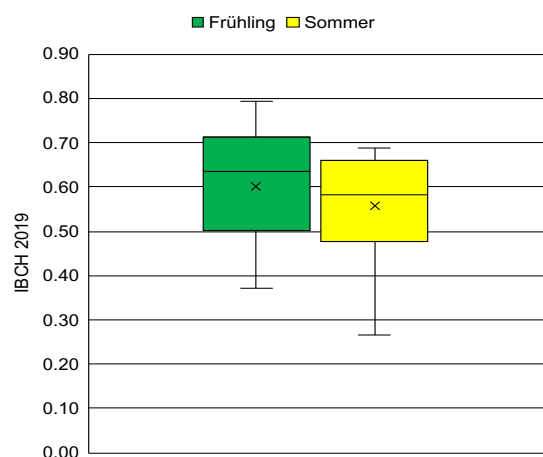


Abb. 39: Vergleich des IBCH der Frühling- und Sommerproben der Kleinen Fließgewässer 2019 (n=13).

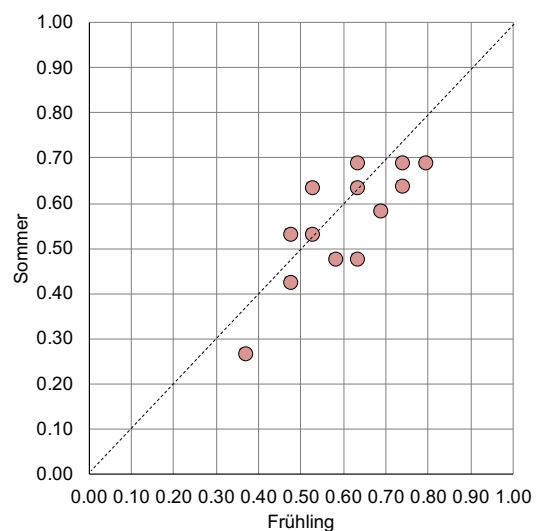


Abb. 40: Abweichungen zwischen den Frühlings- und Sommerwerten des IBCH an den Stellen der Kleinen Fließgewässer (n=13).

6.4 Einflussfaktoren auf IBCH

Um die wichtigsten Einflussfaktoren auf den IBCH herauskristallisieren zu können wurde wiederum eine Korrelationsanalyse mit allen vorliegenden Parametern der Einzugsgebiete und stellennahen Gewässerabschnitten durchgeführt. Die bedeutendsten werden in den folgenden Kapiteln besprochen.

6.4.1 IBCH und mittlere Geländeneigung

Die mittlere Geländeneigung, berechnet aus 10x10 m Zellen im Einzugsgebiet einer NAWA-Stelle, ist eine Art Stellvertreter-Variable, welche die Flächen-nutzung stark beeinflusst (Abb. 41).

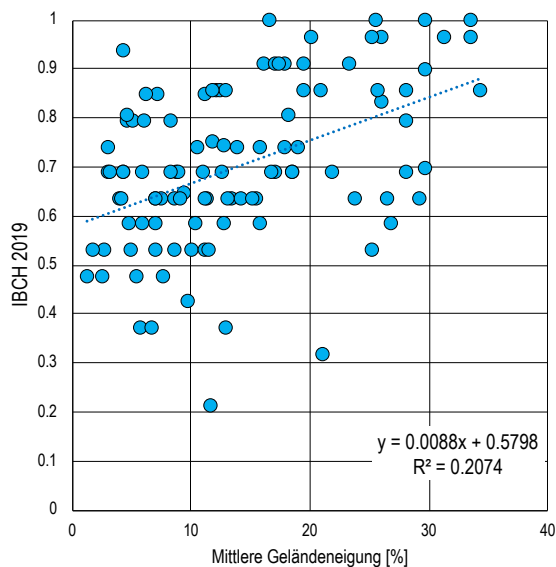


Abb. 41: Zusammenhang zwischen der mittleren Geländeneigung [%] und dem IBCH (n=106).

So sind beispielsweise Siedlungen und Ackerbauflächen eher in wenig geneigtem Gelände anzutreffen, womit auch die Nutzungsintensität steigt und zu stärkeren Immissionen ins Gewässer führt. Die mittlere Geländeneigung beeinflusst den IBCH im NAWA-Netz zu 46%.

Im Bereich von 0-35% mittlerer Geländeneigung verbessert sich der IBCH im Mittel um fast eineinhalb Qualitätsklassen, von 0.58 auf 0.88.

6.4.2 IBCH und Intensität der Flächennutzung

Die Nutzungsintensität beeinflusst den IBCH zu rund 47%. Zwischen dem IBCH und dem Anteil extensiv genutzter Flächen (Summe von unproduktiven Flächen, Wald und Grünflächen) im EZG der Stellen besteht ein positiver Zusammenhang (Abb. 42). Mit zunehmendem Anteil an extensiv genutzten Flächen zwischen 20% und 100% erhöht sich der IBCH

im Mittel von 0.53 auf 0.81 oder von «mässig» bis «sehr gut».

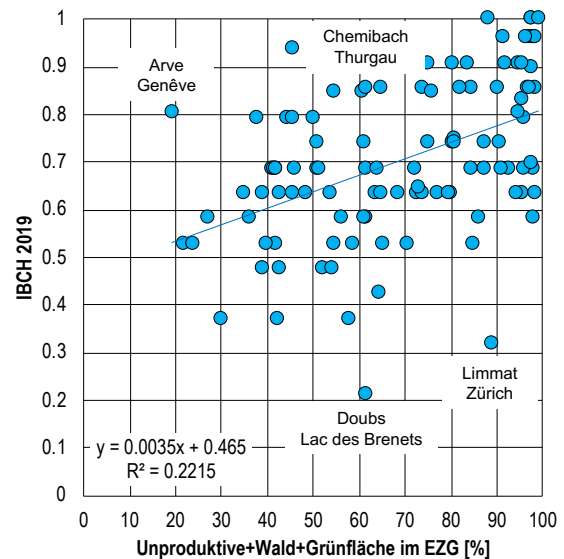


Abb. 42: Zusammenhang zwischen dem Anteil extensiv genutzter Fläche im Einzugsgebiet [%] der NAWA-Stellen (n=106) und dem IBCH.

Bei den Ausreissern nach unten handelt es sich um die Stellen CH_153_NE am Doubs unterhalb dem Ausfluss aus dem Lac des Brenets und CH_040_ZH an der Limmat in der Stadt Zürich. Beide Stellen sind insofern Spezialfälle als das Flussbett des Doubs im Sommer 2018 zu grossen Teilen trocken fiel und man in der Limmat eine Ausräumung der Insektentaxa durch invasive, räuberische Gammariden feststellte. Die Ausreisser nach oben betreffen die Stellen CH_072_TG am Chemibach und CH_086_GE an der Arve. Bei der Arve wurde bei den Nutzungsangaben nur das kleine CH-EZG berücksichtigt und der viel grössere Teil des französischen Gebietes weggelassen. Der Chemibach ist tatsächlich, trotz eines Anteils intensiv genutzter Fläche von 57%, ein Diversitäts-Hotspot. Oberhalb der NAWA-Stelle ist das Gewässer ökomorphologisch weitgehend «natürlich bis naturnah».

Nicht überraschend besteht zwischen dem Anteil intensiv genutzter Fläche (Siedlung, Ackerfläche, Obst- und Rebbaufäche) und dem IBCH ein negativer Zusammenhang (Abb. 43). Die intensiv genutzten Flächen bestimmen im Mittel zu 41% den IBCH. Die Ausreisser nach unten sind wiederum die Stellen CH_153_NE am Doubs unterhalb des Lac des Brenets, CH_040_ZH an der Limmat in der Stadt Zürich und neu auch die Thielle, CH_021_VD. Die speziellen Verhältnisse dieser Stellen wurden bereits früher besprochen. Auch die Ausreisser nach oben,

CH_072_TG am Chemibach und CH_086_GE an der Arve, sind weiter oben besprochen.

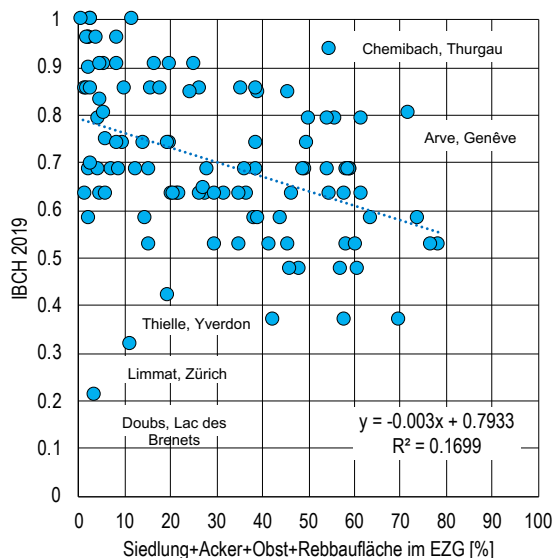


Abb. 43: Zusammenhang zwischen dem Anteil intensiv genutzter Fläche im Einzugsgebiet [%] der NAWA-Stellen und dem IBCH (n=106).

6.4.3 IBCH und Flussordnungszahl

Der Parameter Flussordnungszahl korreliert zu 44% positiv mit dem IBCH (Abb. 44). Gründe könnten sein, dass kleine Gewässer mit tiefen Flussordnungszahlen dem MZB eine geringere Habitatsvielfalt zur Verfügung stellen und öfters trocken fallen, gerade in Jahren wie 2018.

Die Ausreisser nach unten sind die zwei bereits besprochenen Stellen, Doubs unterhalb dem Lac des Brenets, Limmat in der Stadt Zürich und neu die Stelle CH_044_ZH Glatt am Ausfluss aus dem Greifensee.

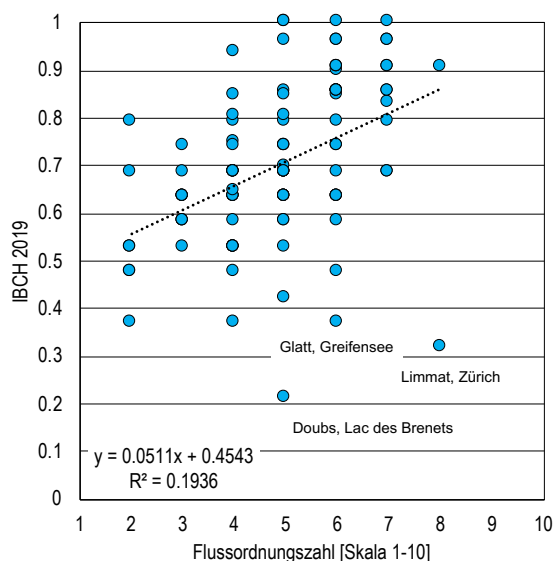


Abb. 44: Einfluss der Gewässergrösse nach Flussordnungszahl auf den IBCH der NAWA-Stellen (n=106).

6.5 Einflussfaktoren auf DK und IG

Der IBCH ist ein mathematisches Produkt der primären Indikatoren Diversitätsklasse (DK) und Indikationsgewicht (IG). Untersucht wurde inwieweit diese für sich mit den Einflussfaktoren im Einzugsgebiet korrelieren. Der Indikator DK reagiert eher auf die Vielfalt der Habitateigenschaften während der IG-Indikator die Empfindlichkeit sensibler Taxa auf Stressoren anzeigt.

6.5.1 Korrelation zwischen DK, IG und Parametern des EZG

Aus Korrelationsanalyse geht hervor, dass die beiden Indikatoren am stärksten auf Nutzungseinflüsse, das mittlere Gefälle im Einzugsgebiet und die Flussordnungszahl reagieren (Tab. 5). Bei den Flächennutzungen ist der Einfluss der Kombinationen Siedlung+Acker+Obst+Reben (negativ) und unproduktive Fläche+Wald+Grünland (positiv) am grössten. Der bereits besprochene IBCH ist hier zum Vergleich hinzugefügt.

Einflussfaktor	IBCH	DK	IG
Anteil Siedlungsfläche [%]	-0.37	-0.32	-0.34
Anteil Grünfläche [%]	0.26	0.18	0.31
Anteil Waldfläche [%]	0.12	0.01	0.24
Anteil Ackerfläche [%]	-0.31	-0.24	-0.33
Anteil Obstkulturen [%]	-0.21	-0.07	-0.36
Anteil Rebbaugelände [%]	-0.21	-0.16	-0.24
Anteil unproduktive Fläche [%]	0.35	0.36	0.24
Totale GVE	0.21	0.21	0.16
GVE pro Hektare LN-Fläche [GVE/ha]	0.13	0.19	0.01
GVE pro km² EZG-Fläche	-0.11	-0.05	-0.16
Anzahl Betriebe	0.23	0.25	0.15
Flächenanteil Obstkulturen am CH-EZG [%]	-0.22	-0.09	-0.35
Flächenanteil Reben am CH-EZG [%]	-0.24	-0.17	-0.26
Flächenanteil Siedlungsfläche am CH-EZG [%]	-0.38	-0.34	-0.36
Anzahl Einwohner im EZG	-0.02	0.02	-0.08
Gesamtlänge Gewässernetz oberhalb Messstelle	0.24	0.28	0.13
Meereshöhe Messstation [m.ü.M.]	0.18	0.18	0.14
Mittlerer modellierter Abfluss [m³ / s]	0.22	0.27	0.09
Flussordnungszahl FLOZ nach Strahler	0.44	0.42	0.37
Abwasseranteil am Q347 [%]	-0.07	-0.09	-0.03
Abwassermenge 500 Liter pro EW und Tag	0.00	0.04	-0.05
Gefälle des Gewässers an der Messstelle	-0.09	-0.06	-0.11
Mittleres Gefälle im EZG	0.46	0.38	0.45
Ökomorphologiekategorie	0.13	0.21	-0.01
Siedlung+Acker+Obst+Reben	-0.41	-0.32	-0.44
Unproduktiv+Wald+Grünland	0.47	0.37	0.49
Wald+Grünland	0.26	0.13	0.37

Tab. 5: Korrelationen zwischen DK, IG IBCH und den bekannten Einflussfaktoren im hydrologischen Einzugsgebiet der 106 NAWA-Stellen.

Einflussfaktoren die am stärksten mit einem der beiden Indikatoren korrelieren (grün hinterlegt) zeigen auch beim andern Indikator einen relativ hohen r-Wert. DK und IG unterscheiden sich bezüglich der r-

Werte am stärksten bei den Einflussfaktoren Obstkulturen und der Kombination Wald und Grünland. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist bei Obstkulturen am intensivsten (siehe auch Kapitel 7.4.3). Umgekehrt erzeugen Wald und Grünland weniger stoffliche Stressoren, aber haben nicht zwingend eine hohe Habitatvielfalt. Wälder mit Nadelholz-Monobeständen und wenig Totholz sowie Wiesen mit wenigen Kräuterarten sind habitatarm. DK und IG bewirken selten eine verstärkende Korrelation beim IBCH und wenn doch, dann nur in geringem Masse.

6.5.2 Einfluss intensiver Nutzung auf DK und IG

DK und IG reagieren beide negativ auf intensive Nutzung der Flächen im Einzugsgebiet der NAWA-Stellen. Der IG ist dabei 12% sensitiver als der DK (Abb. 45).

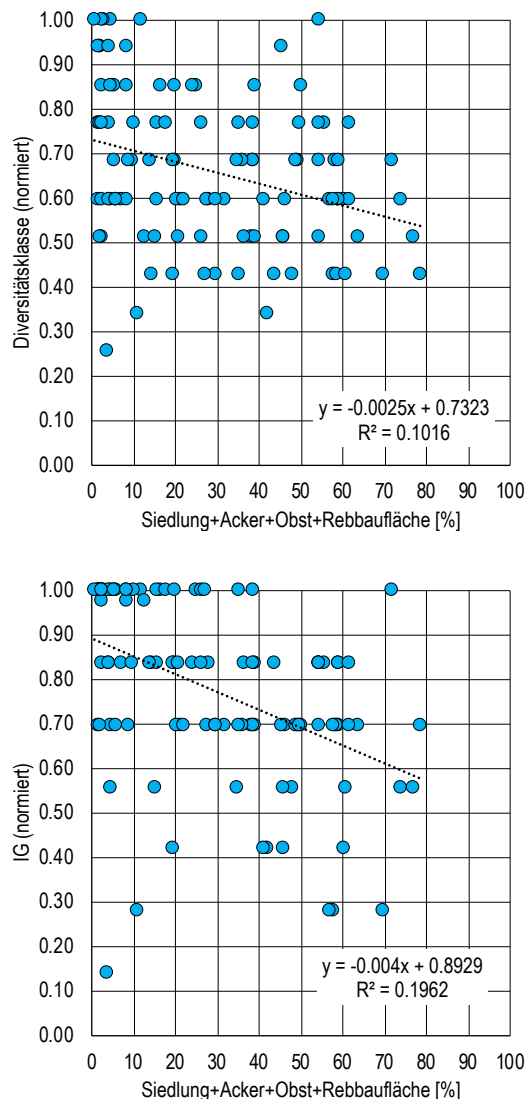


Abb. 45: Linearer Trend zwischen DK, IG und intensiver Nutzung im Einzugsgebiet der NAWA-Stellen (n=106)

6.5.3 Einfluss extensiver Nutzung auf DK und IG

Die komplementäre extensive Nutzung im hydrologischen Einzugsgebiet von NAWA-Stellen hat folglich einen positiven Effekt auf beide Indikatoren. Auch hier reagiert das Indikationsgewicht 12% sensitiver auf einen zunehmenden Anteil extensiv genutzter Flächen (Abb. 46).

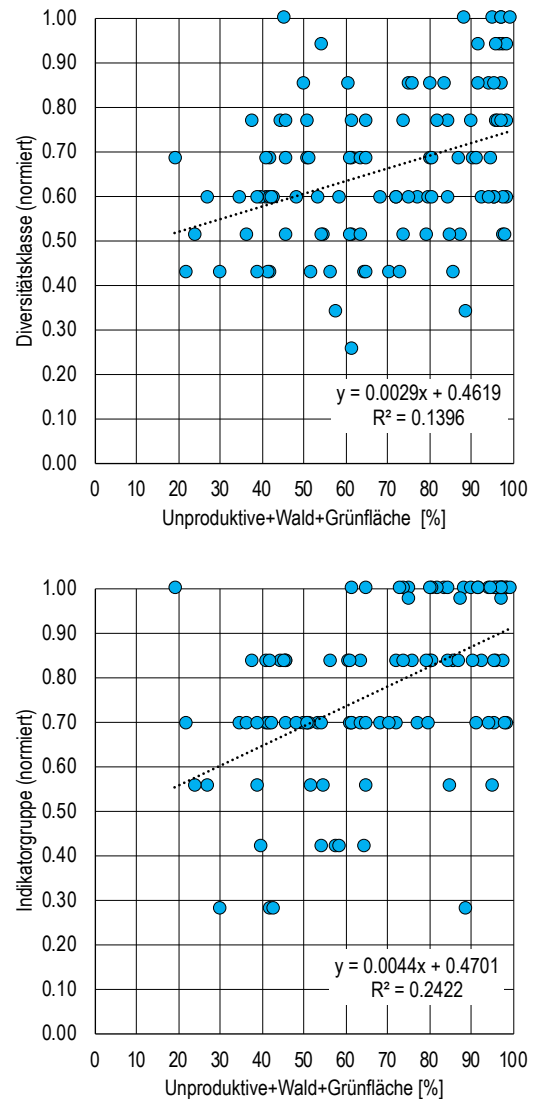


Abb. 46: Linearer Trend zwischen DK, IG und extensiver Nutzung im Einzugsgebiet der NAWA-Stellen (n=106)

7 SPEAR-Index

Der SPEAR_{pesticides}-Index wurde für NAWA 2019 nach der SPEAR Version 2018 berechnet. Frühere Laborblätter wurden ins Laborblatt 2019 überführt um den Index rückwirkend nach dieser Version zu bestimmen.

7.1 SPEAR-Index 2019

Gemäss SPEAR-Index werden 36 % der Stellen als gut oder sehr gut beurteilt. 11 Stellen (10%) wiesen eine, «sehr gute», 28 (26%) eine «gute», 45 (42%) eine «mässige» und 20 (19%) eine «unbefriedigende» Qualität des MZB auf. Die Klasse «schlecht» kommt an 2 (2%) Stellen vor (Abb. 47). Stellen mit mässiger und geringerer Qualität verteilen sich hauptsächlich auf das Mittelland sowie den Jura. In den Zentralalpen und in den voralpinen Gebieten sind fast alle Stellen mindestens im «grünen» Bereich (Abb. 48). Die 2 Stellen mit dem Prädikat «schlecht» befinden sich in den Kantonen Zürich (Limmat) und Wallis (Canal d'Uvrier). Der schlechte Zustand der Limmat in der Stadt Zürich ist wie schon beim IBCH beschrieben, höchstwahrscheinlich

durch die Einwanderung räuberischer Gammariden bedingt, welche die Insekten-Fauna der Limmat weitgehend eliminierte und so ein nur scheinbar durch Mikroverunreinigungen belastetes Gewässer anzeigen. Der Canal d'Uvrier fliesst im Rhonetal durch ein grösstenteils mit Obst- und Weinbau bewirtschaftetes Gebiet.

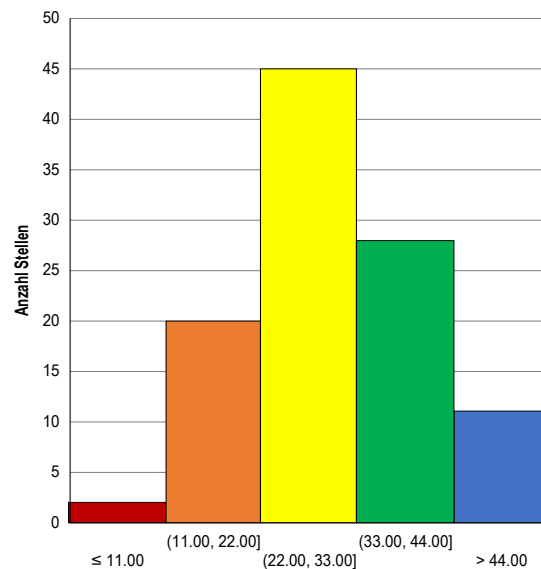


Abb. 47: Verteilung der 2019 untersuchten NAWA-MZB-Stellen auf die ermittelten Güteklassen des SPEAR-Index.

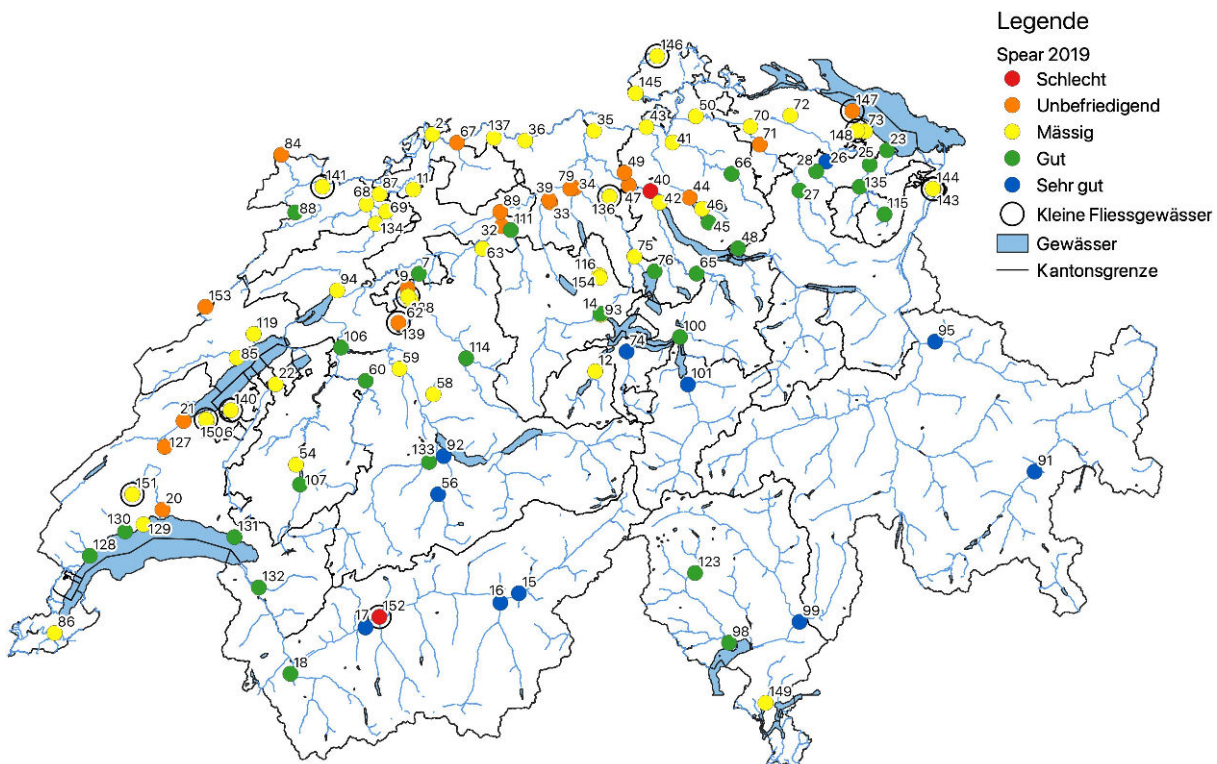


Abb. 48: NAWA-Stellen mit den 2019 zugeordneten Güteklassen des SPEAR (n=106).

Die «Kleinen Fließgewässer» unterschieden sich im Frühling 2019 bezüglich dem SPEAR-Index weniger stark vom gesamten NAWA-Netz als beim IBCH. Die Mediane liegen nur zwei Index-Prozente auseinander, während die Mittelwerte um rund 7 Prozent differieren (Abb. 49).

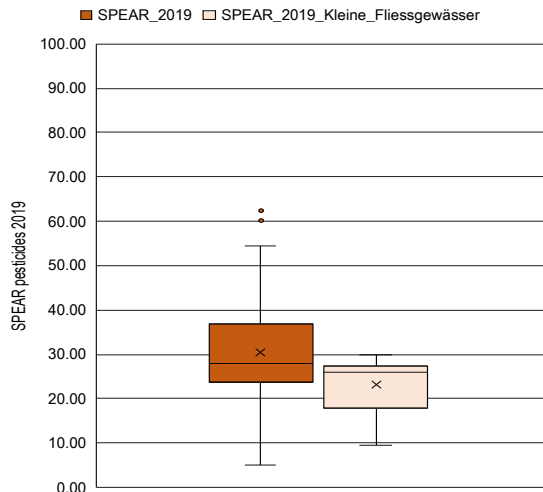


Abb. 49: Differenz der SPEAR-Parameter zwischen dem NAWA-Netz (n=106) und den Kleinen Fließgewässer (n=13).

7.2 Veränderung 2012-2019

Der SPEAR-Index verschlechterte sich zwischen 2015 und 2019 gemessen am Median um 2% und bezüglich des Mittelwertes um 4%. Der Unterschied

zwischen 2015 und 2019 ist signifikant ($p=0.05$). Um den Effekt der zusätzlichen Stellen, meist kleine Fließgewässer, auszuschliessen wurden 2019 nur die Stellen berücksichtigt, die auch 2015 und 2012 untersucht wurden. 2012 und 2015 erreichten die Stellen oberhalb des Medians deutlich bessere Indexwerte als in der Kampagne 2019. Dies manifestiert sich in einem höheren Mittelwert (Abb. 50).

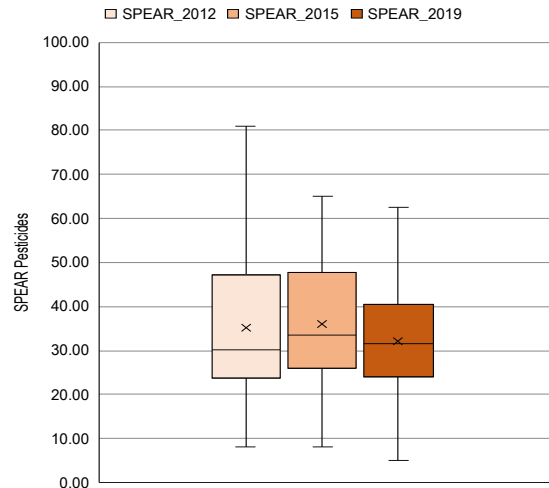


Abb. 50: Entwicklung des SPEAR-Index im Zeitraum 2012-2019 (n=88). Der Unterschied zwischen 2015 und 2019 ist signifikant ($p=0.05$).

7.2.1 Räumliche Veränderung des SPEAR-Index



Abb. 51: Veränderung der SPEAR-Qualitätsklassen 2019 gegenüber dem Jahr 2015.

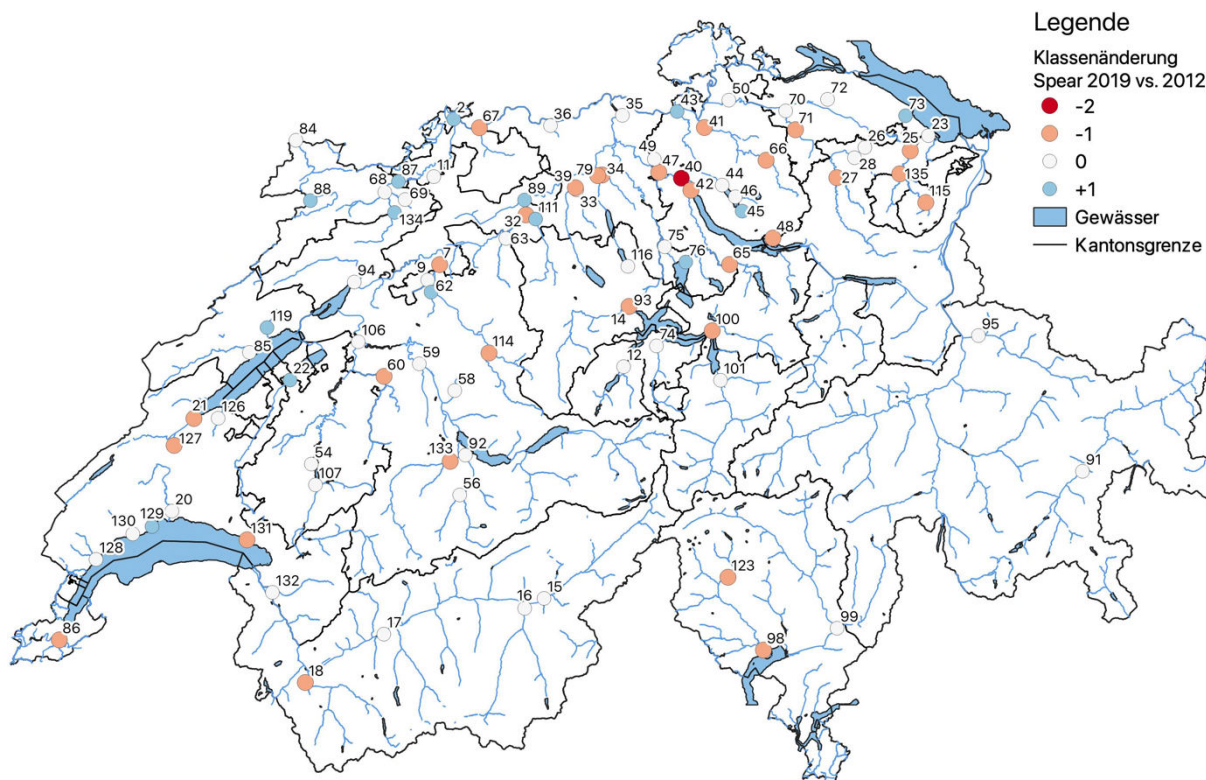


Abb. 52: Veränderung der SPEAR-Qualitätsklassen 2019 gegenüber dem Jahr 2012.

Von 2015 bis 2019 verschlechterte sich der SPEAR-Index an 29 Stellen um eine Qualitätsklasse. Die Verschlechterungen waren zum Teil gering, reichten jedoch aus um eine Klassengrenze zu überspringen. 2 Stellen sanken um zwei Qualitätsklassen und 1 gar um drei (Abb. 51). Bei dieser handelt es sich wiederum um die Limmat in der Stadt Zürich, auf deren Problematik bereits hingewiesen wurde. Lediglich an 4 Stellen trat eine Verbesserung ein. Schwerpunkte tieferer Qualitätsklassen lagen im Mittelland sowie im Jura. An verbleibenden 51 Stellen änderte die Qualitätsklasse nicht.

Gegenüber dem Jahr 2012 ergibt sich insgesamt ein ähnliches Bild. Die Limmat (CH_040_ZH) war damals noch um zwei Klassen und weitere 29 Stellen um eine Klasse besser. Verändert haben sich vorwiegend Stellen im Mittelland und Nordwestschweizer Jura (Abb. 52).

7.2.2 Zeitliche Veränderung des SPEAR-Index

Die Verschiebung des SPEAR-Wertes zwischen 2012 bzw. 2015 und 2019 in Richtung schlechtere Qualität kommt in den Abb. 53 und 54 klar zum Ausdruck. In beiden Fällen verschlechtern sich deutlich mehr Stellen um ein Klassenintervall als das Gegenteil.

2015-2019 verbessert sich keine Stelle um mehr als ein Klassenintervall, 2012-2019 gab es noch an 3 Stellen eine Verbesserung. Zwischen den früheren beiden Kampagnen 2012 und 2015 (Abb. 55) war das Verhältnis zwischen Verbesserung und Verschlechterung um ein Klassenintervall ausgeglichen (6:5).

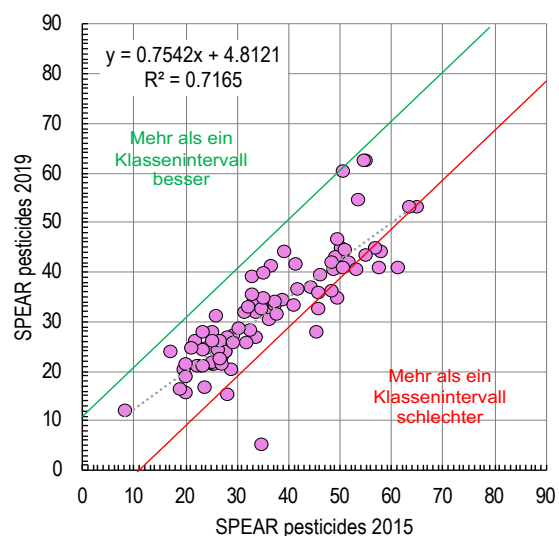


Abb. 53: Veränderung des SPEAR-Wertes pro Stelle im Betrachtungsjahr 2019 (y-Achse) gegenüber dem Vergleichsjahr 2015 (x-Achse).

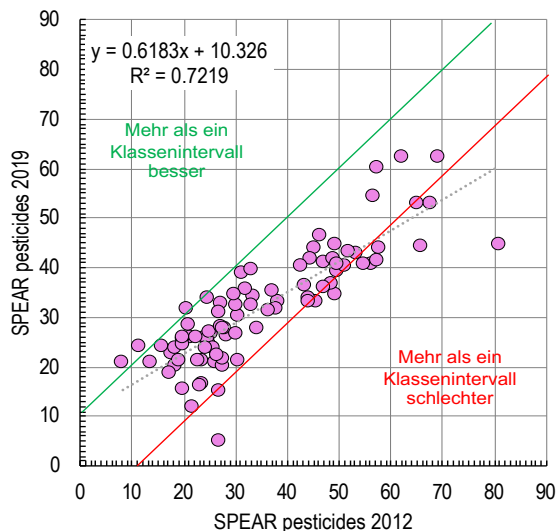


Abb. 54: Veränderung des SPEAR-Wertes pro Stelle im Betrachtungsjahr 2019 (y-Achse) gegenüber dem Vergleichsjahr 2012 (x-Achse).

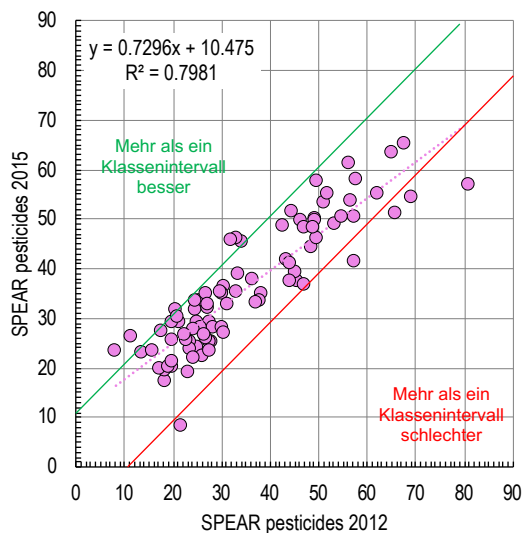


Abb. 55: Veränderung des SPEAR-Wertes pro Stelle im Betrachtungsjahr 2015 (y-Achse) gegenüber den Vergleichsjahr 2012 (x-Achse).

7.3 Unterschied Frühling/Sommer

An den Stellen der «Kleinen Fließgewässer» sank der Median des SPEAR-Index zwischen Frühling und Sommer um 7.2 Einheiten, mehr als eine halbe Qualitätsklasse. Der Mittelwert fiel nur um 1.85 Einheiten (Abb. 56). Die SPEAR-Indizes weichen zwischen Frühling und Sommer erheblich voneinander ab. Dabei zeigt sich kein einheitlicher Veränderungsvektor bezüglich der Jahreszeiten. An 6 Stellen verschlechtert sich der Index im Sommer deutlich während an 3 Stellen die Frühlingsindizes merklich schlechter sind (Abb. 57). Dabei fällt die Stelle CH_152_VS, Canal d'Uvrier besonders auf. Hier verbesserte sich der SPEAR auf den Sommer hin,

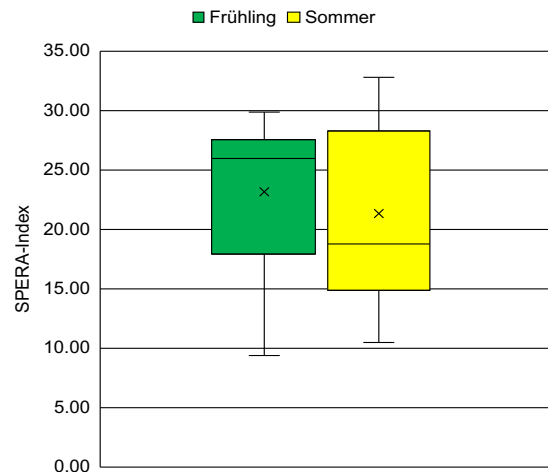


Abb. 56: Vergleich des SPEAR-Index der Frühling- und Sommerproben der Kleinen Fließgewässer 2019 (n=13).

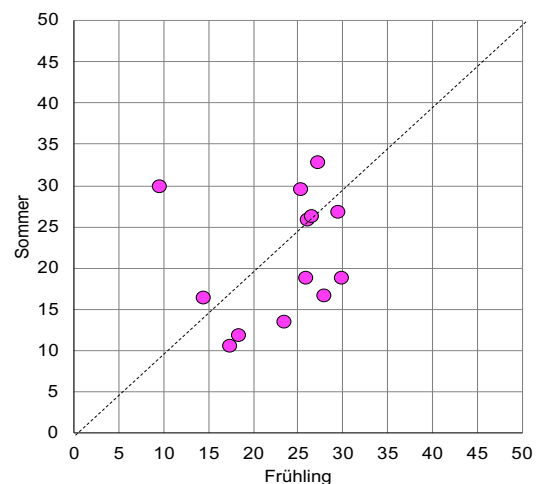


Abb. 57: Abweichungen zwischen den Frühlings- und Sommerwerten des SPEAR-Index an den Stellen der Kleinen Fließgewässer (n=13).

eigentlich entgegen den Erwartungen um 2 Qualitätsklassen von 9.41 auf 29.94. Das Besondere am Canal d'Uvrier ist, dass er ausschliesslich von Grundwasser im Talboden gespeist wird. Zudem wird er in starkem Masse für die Bewässerung der Obst- und Rebkulturen genutzt. Ein Grund könnte sein, dass im trockenen Sommer 2018 verschiedene Faktoren (intensiverer Einsatz der Pflanzenschutzmittel, höhere Grundbelastung des Grundwassers, geringerer Abfluss, Rückfluss von Bewässerungswasser) das Wassersystem so veränderte, dass Pflanzenschutzmittel konzentrierter ins Gewässer gelangten. Dies würde erklären, warum die Wintergeneration des MZB stärker geschädigt wurde.

7.4 Einfluss der Nutzungen auf den SPEAR-Index

Der Einfluss von nutzungsbedingten oder natürlichen Eigenschaften im EZG einer Stelle auf den SPEAR-Index wurde wie schon bei den Taxazahlen und dem IBCH mittels Korrelationsanalyse untersucht. Dabei wurden alle plausibel scheinenden Zusammenhänge zwischen SPEAR-Index und einzelnen Gebietseigenschaften geprüft.

7.4.1 SPEAR-Index und Geländeneigung

Der beste lineare Zusammenhang mit einer Einflussstärke von 69% besteht zwischen der mittleren Geländeneigung und dem SPEAR-Index (Abb. 58). Dabei variiert der SPEAR auf der Trendlinie zwischen der Stufe «unbefriedigend» und «sehr gut» bei einem Neigungsbereich von 0-30%.

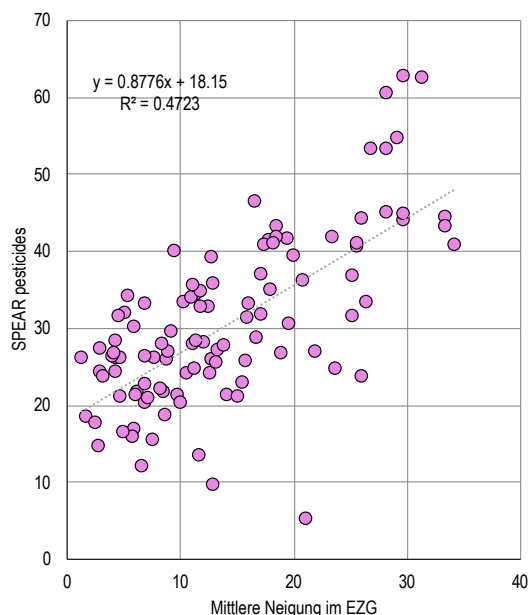


Abb. 58: Korrelation zwischen mittlerer Geländeneigung [%] und dem SPEAR-Index.

Die Geländeneigung beeinflusst in starkem Masse auch den Entscheid wie das Gelände oder ein EZG genutzt wird. Dies wurde mit verschiedenen Nutzungstypen und Kombinationen davon untersucht. Der stärkste Zusammenhang besteht zwischen der relativen Flächensumme der Nutzungstypen Ackerbau, Obstbau, Weinbau und Siedlung im EZG einer Stelle. Mit zunehmender mittlerer Geländeneigung nimmt der Anteil dieser Flächensumme exponentiell ab (Abb. 59). Sie wird zu über 80% ($r=-0.86$) von der mittleren Geländeneigung im Einzugsgebiet beeinflusst. Damit wird plausibel, warum die mittlere Geländeneigung so bestimmend auf den SPEAR-Index der NAWA-Stellen ist.

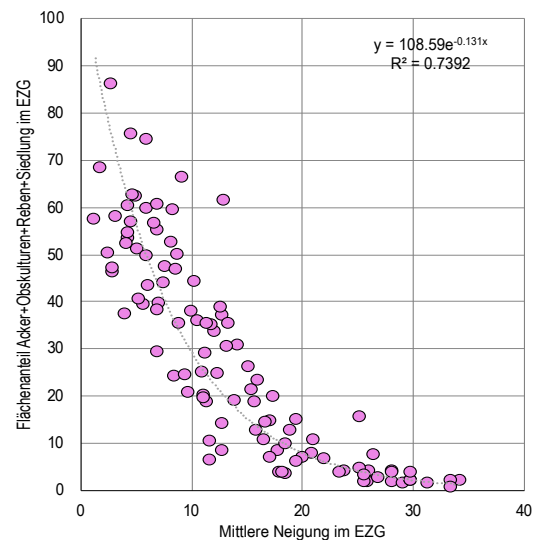


Abb. 59: Korrelation zwischen Mittlerer Geländeneigung im EZG und dem Flächenanteil aller intensiver Nutzungen [%] ($n=106$).

7.4.2 SPEAR und intensive Nutzungen

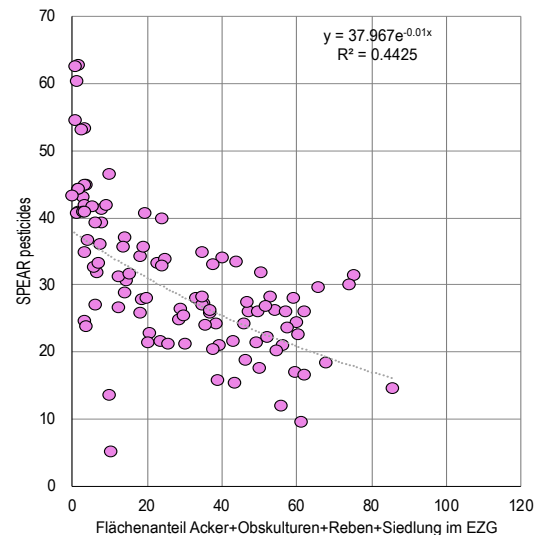


Abb. 60: Korrelation zwischen der Flächensumme Ackerbau, Obstbau, Weinbau und Siedlung [%] und dem SPEAR-Index ($n=106$).

Nicht die Neigung an sich, sondern die aus der Neigung sich ergebende Nutzungsintensität wirkt sich direkt auf den SPEAR-Index aus. Dies wird bestätigt, wenn man die erwähnte Flächensumme mit dem SPEAR-Index korreliert (Abb. 60). Die Korrelation ist nur leicht schlechter als bei der Geländeneigung.

7.4.3 Empirisches Modell SPEAR

Die Fläche ist nicht das alleinige Mass für die Schädigung von Mikroverunreinigungen, zu deren Abschätzung der SPEAR-Index entwickelt wurde. Dazu gehören ebenfalls die Applikationsintensität und der Anteil des schnellen Oberflächenabflusses, vor allem in Ackerflächen. Der Einfluss dieser Faktoren wurde in einer theoretischen Modellgleichung formuliert.

$$NI = \alpha * aA + bO + cR + dS$$

Am Datensatz der 106 NAWA-Stellen wurden nun die verschiedenen Konstanten α , a, b, c, d soweit geeicht, bis der Pearson Koeffizient r den höchsten Wert einnahm. Für die erwähnten Konstanten resultierten folgende Werte:

$\alpha = 0.7$ wenn die Mittlere Geländeneigung < 5% ist, sonst 1. Damit soll dem schnelleren Oberflächenabfluss bei Ackerkulturen in geneigtem Gelände gerecht werden.

a = 1.1; Faktor für die Applikationsintensität auf Ackerflächen.

b = 3; Faktor für die Applikationsintensität auf Obstbauflächen.

c = 1.7; Faktor für die Applikationsintensität auf Weinbauflächen.

d = 1.5; Faktor für die Applikationsintensität in Siedlungsflächen.

Die ermittelten Faktoren entsprechen zumindest in der Rangfolge der zwischen 2012 und 2015 auf den 3 landwirtschaftlichen Kulturtypen eingesetzten Menge an Pflanzenschutzmittel pro Hektar und Jahr [BLW 2016].

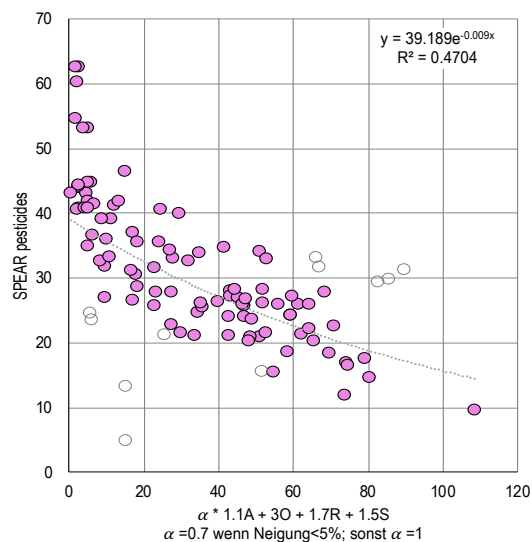


Abb. 61: Zwischenergebnis des empirischen Modells nach Eichung der im Text besprochenen Konstanten (n=106). Als Konturen sind 11 «Ausreisserpunkte» dargestellt.

Die unabhängigen Variablen A, O, R, S stehen für die prozentualen Anteile von Acker-, Obstbau-, Reb- und Siedlungsflächen im EZG der NAWA-Stelle. NI ist die abhängige Variable für die Nutzungsintensität. Mit der numerischen Eichung der Konstanten verbesserte sich das Bestimmtheitsmass des Modells (Abb. 61). Es blieben aber 11 «Ausreisserpunkte» die näher untersucht wurden. Davon betrafen 8 Punkte Stellen, deren EZG durch einen See unterbrochen ist. Bei Seen deren theoretische Austauschzeit teilweise mehrere Jahre beträgt, sollten für unsere Analysen die Einzugsgebiete beim

Seeausfluss getrennt werden, da der See die stoffliche Zusammensetzung massiv verändert. An einer weiteren Stelle (CH_023_SG, Steinach) wird das gesamte Abwasser aus dem Einzugsgebiet (Hälfte der Stadt St. Gallen) über eine Verbundleitung, an der Stelle vorbei, direkt in den Bodensee geleitet. Bei den restlichen zwei Stellen am Bainoz und Küntenerbach konnte der Grund noch nicht gefunden werden. Da für die 11 Ausreisser-Punkte neue EZG-Daten noch fehlen, wurden sie versuchsweise weggelassen. Mit den verbleibenden 95 Stellen erreicht das Modell einen r-Wert von 0.84 (Abb. 62).

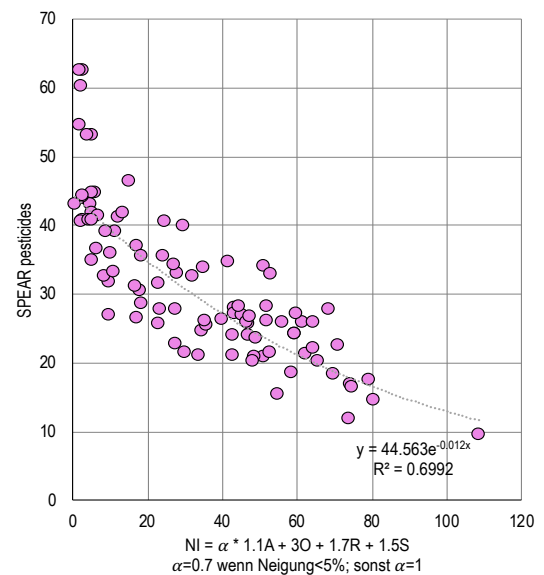


Abb. 62: Ergebnis des empirischen Modells ohne die im Text besprochenen Ausreisser-Punkte (n=95).

Die vorläufige Korrelationsgleichung lautet demnach:

$$\text{SPEAR-Index} = 44.563e^{-0.012(NI)}$$

Das Modell liesse sich unter Umständen weiter verbessern, wenn flächendeckende Daten über die drainierten Gebiete zur Verfügung stehen. Drainagen beschleunigen bei Regenereignissen in erheblichem Masse die Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln aus dem Boden.

7.4.4 Wozu ein solches Modell

Mit dem bestehenden oder einem verfeinerten Modell kann man mit flächendeckend vorhanden Daten Risikogebiete für das Makrozoobenthos durch Mikroverunreinigungen identifizieren. Weiter könnte es die Auswahl von zusätzlichen Stellen zur Überwachung von Mikroverunreinigungen unterstützen.

8 EPT

Die Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) wurden gemäss dem BDM-Verfahren bis zur Art oder zu definierten Artkomplexen weiterbestimmt. Unter diesen EPT befinden sich auch die meisten belastungs- oder störungssensiblen Taxa. 2019 wurden, gegenüber einer beschränkten Zahl bei früheren Kampagnen, alle EPT-Individuen ausgelesen.

Um der Diskussion der Frage wieviel Auslesearbeit bei den EPT sinnvoll ist, eine Zahlengrundlage zu geben, wurden die Daten der 3 Kampagnen entsprechend ausgewertet. Im Durchschnitt führte die vollständige Auslese 2019 zu rund 50% zusätzlich erfasster Taxa. Der Ausleseaufwand vervierfachte sich um von 106 EPT-Taxa 2012 auf 158 EPT-Taxa 2019 zu gelangen. Bei den Ephemeroptera stieg der Aufwand für rund 50% zusätzliche Taxa sogar um das Fünffache (Abb. 63). Bei den anderen beiden Ordnungen lag er dazwischen.

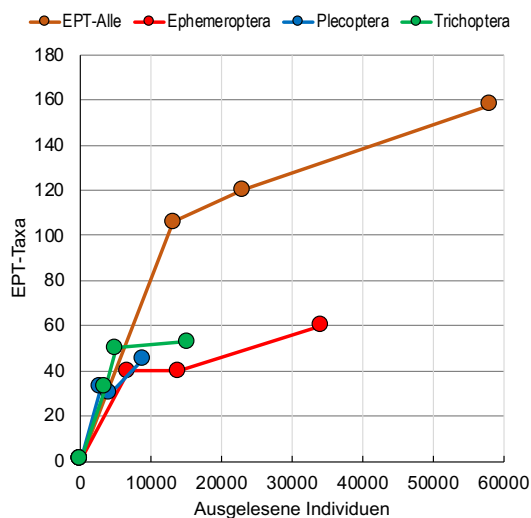


Abb. 63: Zusammenhang zwischen Ausleseaufwand und erfasster EPT-Taxa im bestehenden NAWA-Netz. Die Punkte zeigen die Werte 2012, 2015 und 2019.

In absoluten Zahlen bedeutet dies, dass 2019 durchschnittlich 368 EPT-Individuen pro Taxon ausgelesen werden mussten. Mit den im 2012 pro IBCH Taxon festgelegten Obergrenzen der auszulesenden Individuen waren es 124. Bezüglich der einzelnen Ordnungen wurden 2012 pro erfasstes Taxon Ephemeroptera im Durchschnitt 170 und 2019 durchschnittlich 568 Individuen ausgelesen. Bei den Plecoptera waren es 2012 87 Individuen und 2019 97. Für die Trichoptera stieg Ausleseaufwand pro erfasstes Taxon von 105 in Jahr 2012 auf 287 Individuen im Jahr 2019 (Abb. 64).

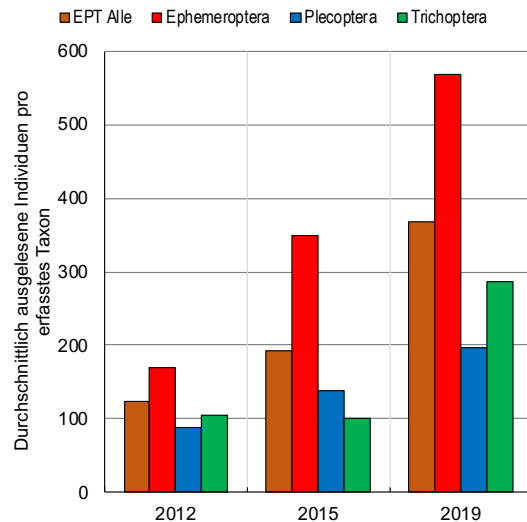


Abb. 64: Durchschnittlicher Ausleseaufwand pro im NAWA-Netz erfasstem EPT-Taxon (EPT-Alle) 2012, 2015 und 2019 und aufgeschlüsselt nach Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera.

8.1 Räumliche Verbreitung der EPT-Taxa 2019

2019 wurden im NAWA-Netz 158 EPT-Arten und Art-Komplexe gefunden, aufgeschlüsselt auf 60 Ephemeroptera, 45 Plecoptera und 53 Trichoptera Taxa. Die meisten EPT-Taxa findet man an den NAWA-Stellen im Jura, knapp gefolgt, von der Alpensüd- und Alpennordflanke. Das Mittelland fällt gegenüber diesen drei Regionen schon deutlich ab und noch stärker die Stellen an den Gewässern der Zentralalpen (Abb. 65).

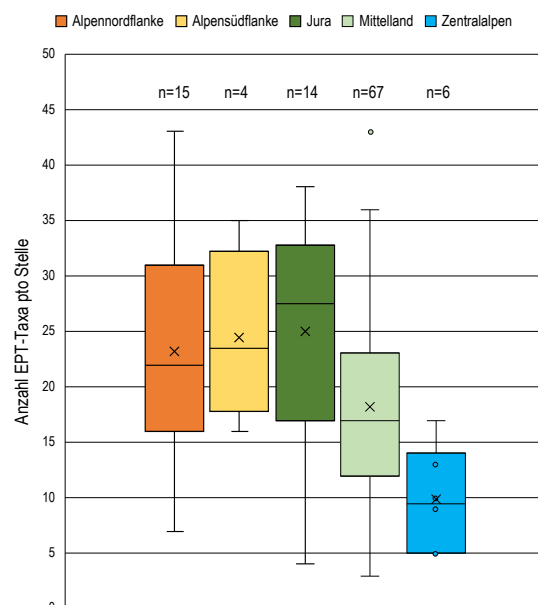


Abb. 65: Häufigkeit der EPT-Taxa (Arten) pro Stelle in den biogeografischen Regionen der Schweiz.

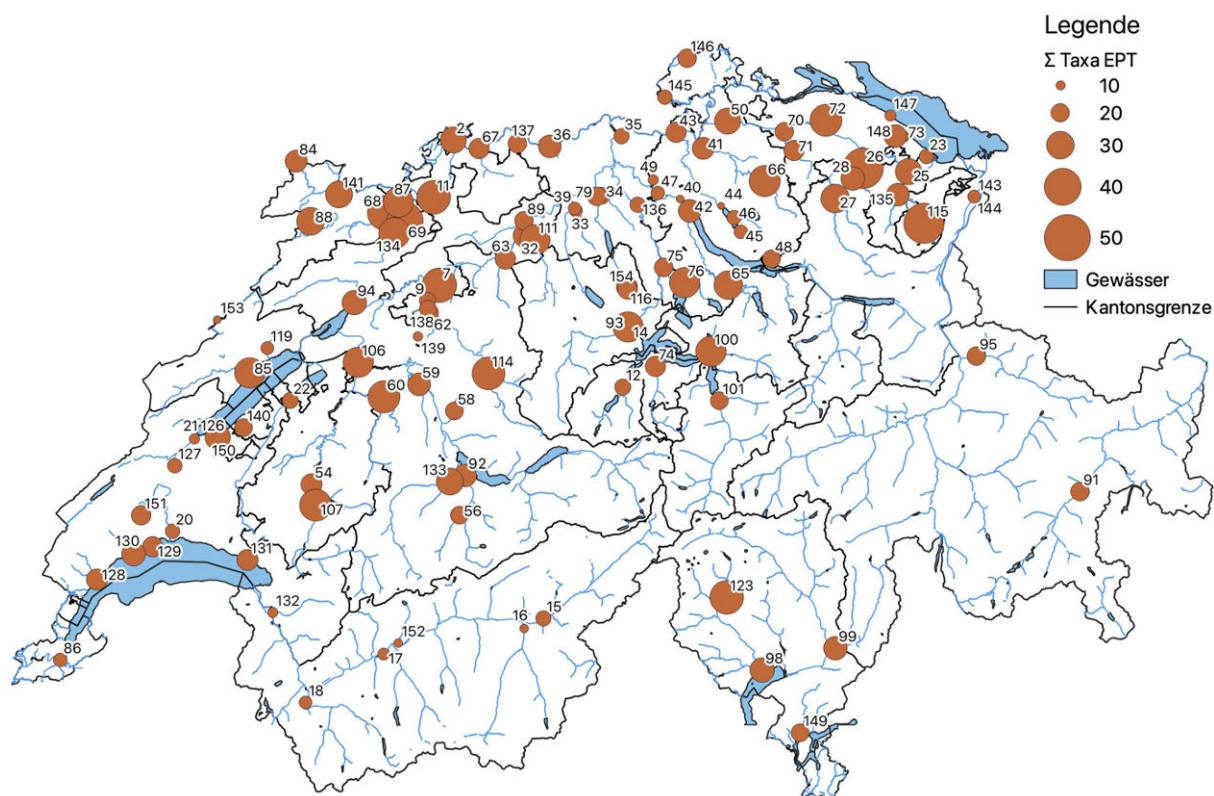


Abb. 66: Häufigkeit von EPT-Arten an den 106 NAWA-Stellen 2019. Die Zahlen in der Karte bezeichnen die Stellen-Nummern.

Die Unterschiede in den Artenzahlen der biogeografischen Regionen zeichnen sich auch räumlich ab (Abb. 66). Die Gewässer im Einzugsgebiet der grossen Zentralalpentäler von Rhein, Rhone und Inn weisen wenige EPT-Arten (<20) auf. Dagegen kommen an den NAWA-Stellen des Jura meist zwischen 30 und 40 vor. Im Mittelland differieren die Stellen erheblich. Die im Voralpengebiet entspringenden, artenreichen Gewässer wie Thur, Emme, Saane und kleine Emme verdriften den Artenreichtum auch ins Mittelland. Auffallend ist der Artenreichtum des Chemibaches (72) einem Mittellandgewässer mit einer stellenaufwärts grösstenteils natürlichen/naturnahen Ökomorphologie. Die restlichen Mittellandgewässer sind EPT-arm. Unter 10 EPT-Arten findet man wiederum an den «Problemstellen» Limmat, Stadt Zürich (40), Doubs, Ausfluss Lac des Brenets (153) und Canal d'Uvrier (152).

8.1.1 Räumliche Verbreitung der Ephemeroptera 2019

Am artenreichsten sind die Ephemeroptera in den Gewässern der Alpennord- und Alpensüdflanke sowie im Jura. Durchschnittlich findet man an den NAWA-Stellen in diesen Regionen rund 10 Arten pro Stelle. In den Mittellandgewässern sinkt der Durchschnitt auf 7 Arten und in den Zentralalpen sogar auf 3 Arten pro Stelle gefunden (Abb. 67).

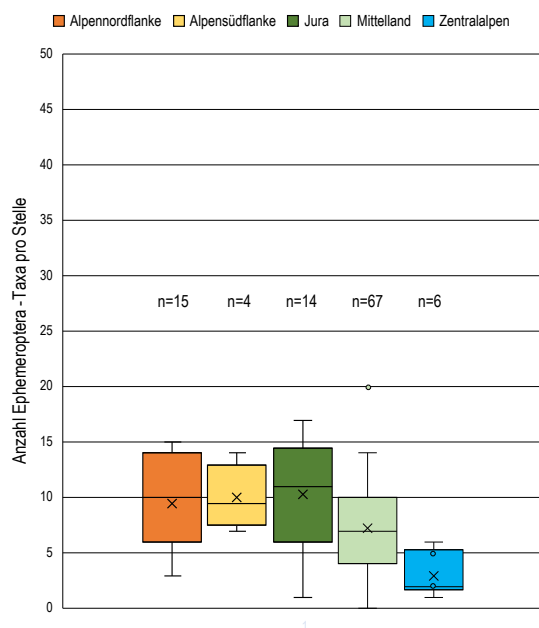


Abb. 67: Häufigkeit der Ephemeroptera-Taxa (Arten) pro Stelle in den biogeografischen Regionen der Schweiz.

Im NAWA-Netz sind die Ephemeroptera am artenreichsten mit 12-20 Arten pro Stelle in den Einzugsgebieten der Birs, Thur, Sarine/Saane, Areuse, Emme, Kleine Emme und Muota. Zusätzlich sind als kleinere Gewässer wiederum der Chemibach (72) und die Erveratte (141) zu erwähnen (Abb. 68). Die höchste Artenzahl 20 wurde an der Thur bei Niederbüren (26) gefunden.

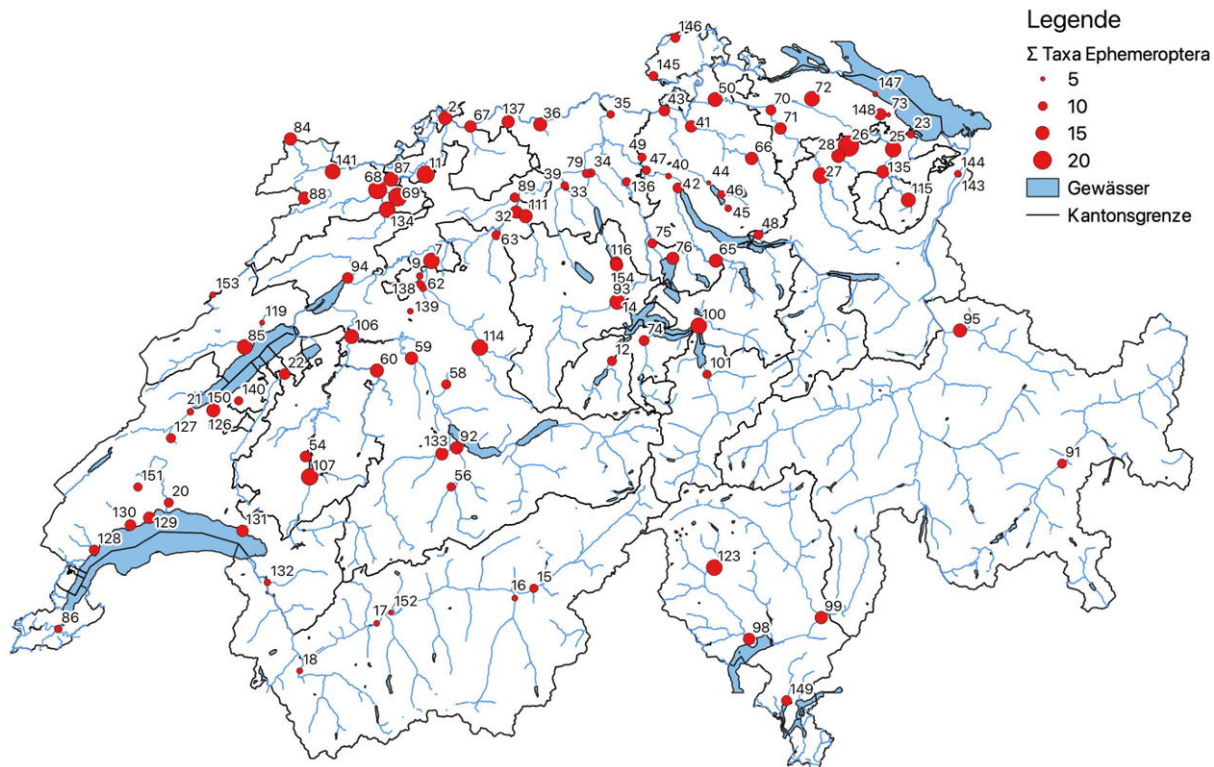


Abb. 68: Häufigkeit von Ephemeroptera-Arten an den 106 NAWA-Stellen 2019. Die Zahlen in der Karte bezeichnen die Stellen-Nummern.

Weniger als 10 Arten findet man generell an Stellen der Zentralalpen, insbesondere im Einzugsgebiet der Rhone und bei vielen kleineren Gewässern im Mittelland mit stark genutzten Einzugsgebieten. In der Glatt (44) nach dem Ausfluss aus dem Greifensee fehlten die Eintagsfliegen vollständig.

8.1.2 Räumliche Verbreitung der Plecoptera 2019

Bezüglich der Plecoptera ist die Alpennordflanke die Region mit den artenreichsten Gewässern (Abb. 69). Im Durchschnitt fand man rund 8 Arten pro Stelle wobei die Spannweite zwischen 20 Arten an der Sitter (115) und einer Art an der Sarner Aa (12) sehr gross ist. An den Stellen der Alpensüdflanke variiert die Artenzahl zwischen 1 und 14 Steinfliegenarten. Die Stellen im Jura und in den Zentralalpen sind mit durchschnittlich 4-5 Steinfliegenarten deutlich artenärmer. Auch ist die Spannweite zwischen 0 und 9 bzw. 8 Arten wesentlich enger. Im Mittelland kommen Steinfliegen an 19 Stellen nicht und an weiteren 21 Stellen mit 1-2 Arten vor. Mit 14 Steinfliegenarten liegt die Töss (66) an der Spitze

der Mittellandgewässer. Durchschnittlich weisen die Stellen des Mittellandes 3 Steinfliegenarten auf.

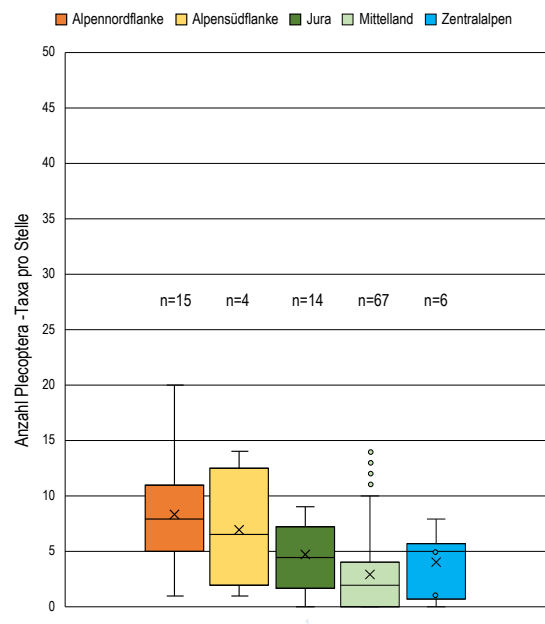


Abb. 69: Häufigkeit der Plecoptera-Taxa (Arten) pro Stelle in den biogeografischen Regionen der Schweiz.

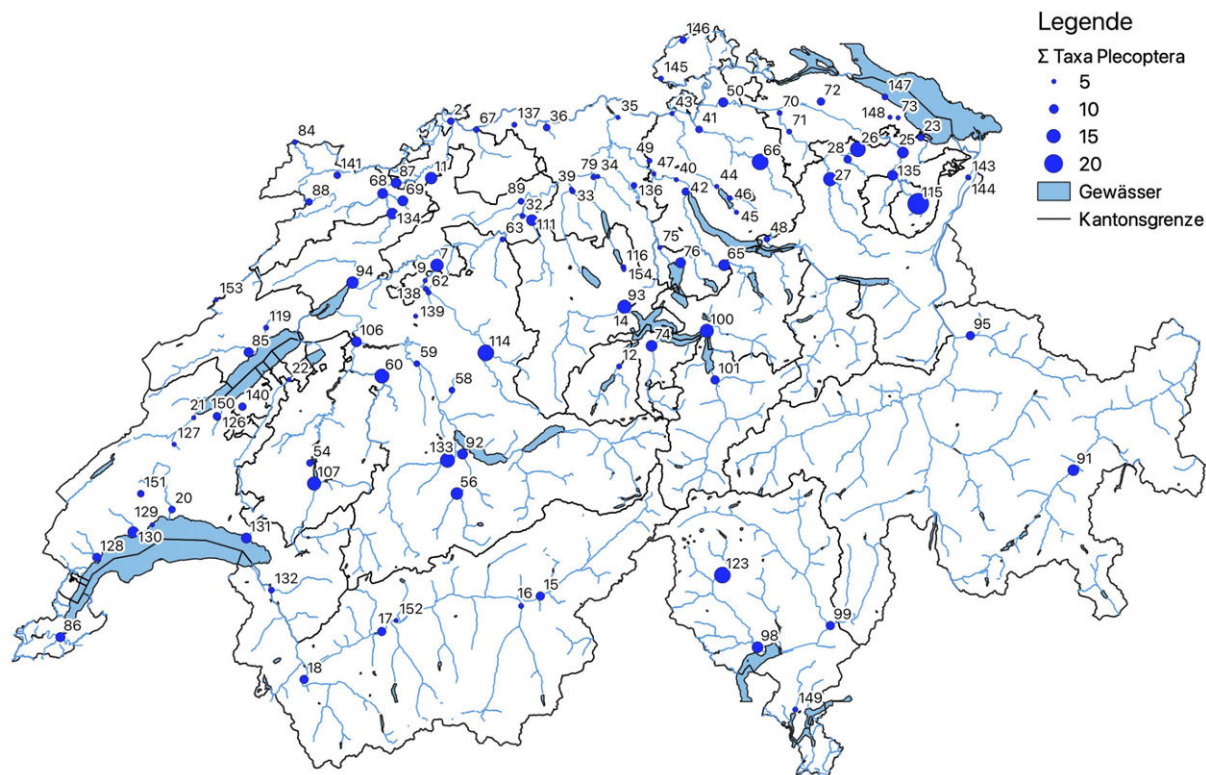


Abb. 70: Häufigkeit von Plecoptera-Arten an den 106 NAWA-Stellen 2019. Die Zahlen in der Karte bezeichnen die Stellen-Nummern.

Die besten Lebensraumbedingungen für die Plecoptera-Arten bieten die Oberläufe von Thur, Töss, Birs, Sarine-Saane, Sense, Sihl und Maggia sowie über den gesamten Flusslauf die Emme, Kleine Emme, Muota und Suze. Die Gewässer im Mittellandbogen zwischen Boden- und Genfersee sind stark verarmt oder ganz ohne Steinfliegen (Abb. 70). Die Empfindlichkeit von Steinfliegen auf anthropogene Einflüsse zeigt sich prägnant an der Sitter. Im Oberlauf kurz vor Appenzell (115) noch mit der höchsten Taxazahl 20 überhaupt, verliert sie trotz geringen ökomorphologischen Unterschieden mit beginnender Schwall-Sunk-Strecke und intensiverer Landnutzung 12 ihrer Steinfliegenarten. Ähnliche Sachverhalte lassen sich, wenn auch in etwas abgeschwächter Form, an der Sihl, Birs und Sarine/Saane erkennen.

8.1.3 Räumliche Verbreitung der Trichoptera 2019

Mit durchschnittlich 10 Trichoptera-Arten pro Stelle sind die Juragewässer diesbezüglich die artenreichsten (Abb. 71). Der Streubereich zwischen 2 und 14 Arten ist jedoch gross. Noch grösser ist er bei den Stellen des Mittellandes mit 1-16 Arten, wo im Durchschnitt 8 Arten pro Stelle vorkommen. Die 16 Arten wurden, nicht überraschend, am Mittelland-«Hotspot» Chemibach (72) gefunden. An den vier Stellen der Alpensüdflanke wurden 7-8 Arten

nachgewiesen. Im Mittel 5 Arten, aber mit einem viel grösserem Streubereich (1-11), wurden an den Stellen der Alpennordflanke festgestellt. Spitzenreiter ist hier die Stelle Sitter Appenzell (115) und am unteren Ende die Landquart bei Felsenbach (95). In den Gewässern der Zentralalpen kommen am wenigsten Trichoptera-Arten vor.

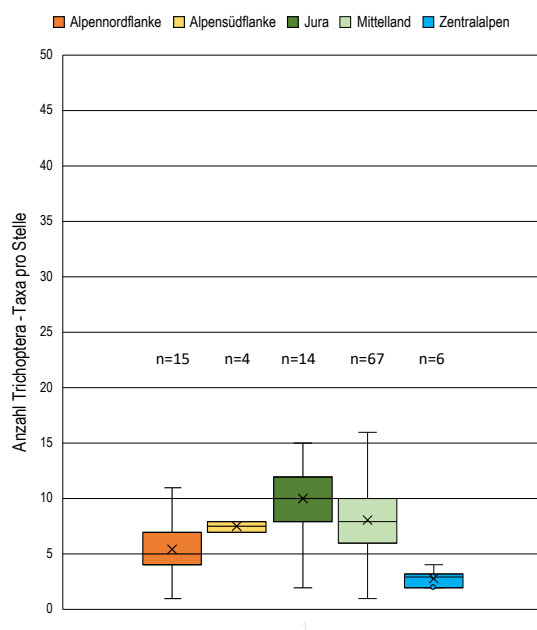


Abb. 71: Häufigkeit der Trichoptera-Taxa (Arten) pro Stelle in den biogeografischen Regionen der Schweiz

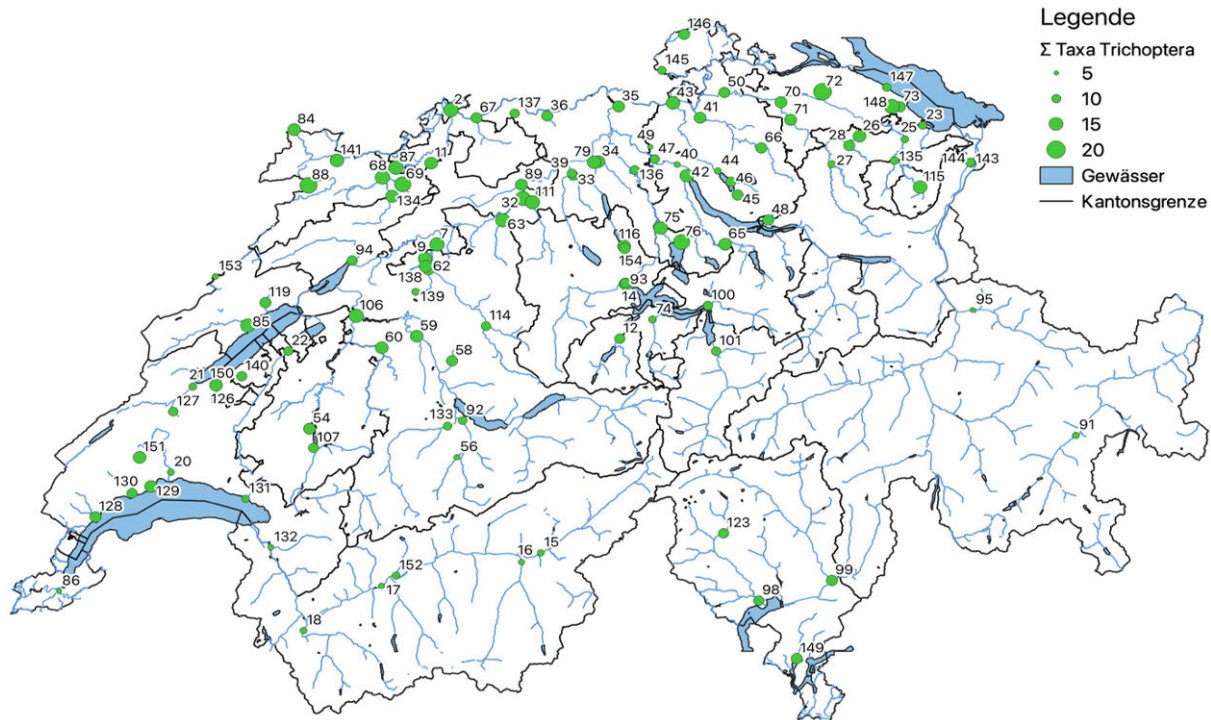


Abb. 72: Häufigkeit von Trichoptera-Arten an den 106 NAWA-Stellen 2019. Die Zahlen in der Karte bezeichnen die Stellen-Nummern.

Die räumlichen Verteilung der Artenhäufigkeit lässt den Schluss zu, dass die Trichoptera-Arten weniger empfindlich auf Nutzungseinflüsse im EZG der Gewässer reagieren (Abb. 72). Zwar gehören die Stellen im EZG der Birs auch bezüglich Trichoptera zu den artenreichsten aber viele Stellen der Mittellandzuflüsse der Aare wie Saane (103), Wigger (111), Pfaffnern (32), Langete (63), Dünneren (89), Wyna (33), Bünz (34), Surb (35) und des Rheins wie Glatt (43), Sissle (36) und Möhlinbach (137) fallen nicht mehr so stark ab wie bei den Ephemeroptera und Plecoptera. Am wenigsten Trichoptera-Arten findet man in den Alpentälern der Rhone, des Rheins, des Inns und in den Zuflüssen des Thunersees.

8.2 Einflussfaktoren auf EPT

Schon die räumliche Verbreitung der EPT-Arten insgesamt und aufgeschlüsselt nach den drei Insektenordnungen liess vermuten, dass verschiedene Faktoren im EZG einer NAWA-Stelle einen bestimmten Einfluss auf das Vorkommen und der Abundanz der EPT-Arten haben könnten. Diesen Hinweisen wurde nachgegangen.

8.2.1 EZG Faktoren und EPT-Taxa

Die Artenhäufigkeit der EPT ist mit allen zur Verfügung stehenden Faktoren der stellenspezifischen Einzugsgebiete auf Abhängigkeiten untersucht worden (Tab. 6).

Attribut	EPT	E	P	T
Anteil Siedlungsfläche [%]	-0.38	-0.34	-0.45	-0.05
Grünfläche [m2]	0.18	0.18	0.23	-0.03
Anteil Grünfläche [%]	0.49	0.49	0.50	0.11
Waldfläche [m2]	0.15	0.14	0.19	-0.02
Anteil Waldfläche [%]	0.44	0.42	0.31	0.28
Ackerfläche [m2]	0.11	0.12	-0.06	0.21
Anteil Ackerfläche [%]	-0.33	-0.31	-0.51	0.13
Fläche Obstkulturen [m2]	0.08	0.11	-0.03	0.14
Anteil Obstkulturen [%]	-0.21	-0.19	-0.29	0.08
Fläche Rebbaugelände [m2]	-0.17	-0.18	-0.02	-0.22
Anteil Rebbaugelände [%]	-0.20	-0.19	-0.14	-0.15
Unproduktive Fläche [m2]	-0.17	-0.19	0.05	-0.29
Anteil unproduktive Fläche [%]	-0.10	-0.14	0.23	-0.40
Offene Ackerfläche [ha]	0.05	0.08	-0.11	0.18
Ackerland total [ha]	0.12	0.13	-0.06	0.24
Dauergrünland [ha]	0.26	0.28	0.20	0.12
Totale GVE	0.25	0.26	0.14	0.18
Totale landwirt. Nutzfläche [ha]	0.23	0.25	0.13	0.16
GVE pro Hektare LN-Fläche	0.13	0.13	-0.03	0.27
GVE pro km2 EZG-Fläche	-0.04	0.00	-0.30	0.30
Anzahl Betriebe	0.21	0.21	0.15	0.11
Länge Gew.-Netz oberhalb Stelle	0.11	0.11	0.20	-0.08
Meereshöhe Messstation [m.ü.M.]	0.06	-0.01	0.33	-0.25
Mittlerer modell. Abfluss [m3 /s]	-0.01	-0.02	0.13	-0.17
Flussordnungszahl nach Strahler	0.35	0.33	0.41	0.01
Abwasseranteil am Q347 [%]	0.01	-0.01	-0.01	0.06
Abwassermenge	-0.02	0.02	-0.08	0.02
Gefälle des Gewässerabschnittes	-0.04	-0.10	0.07	-0.08
Mittleres Gefälle des EZG	0.30	0.27	0.58	-0.25
Ökomorphologiekategorie	0.08	0.07	-0.06	0.18
Acker+Obst+Reben+Siedlung	-0.45	-0.41	-0.60	0.06
Acker+Obst+Siedlung	-0.43	-0.40	-0.60	0.08
Acker+Reben+Siedlung	-0.44	-0.40	-0.60	0.07
Wald+Grünland+Unproduktiv	0.45	0.41	0.63	-0.08
Wald+Grünland	0.63	0.62	0.55	0.27
Wald+Unproduktiv	0.21	0.17	0.42	-0.17
Grünland+Unproduktiv	0.23	0.20	0.51	-0.26

Tab. 6: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen Artenhäufigkeit der EPT-total, Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera und flächendeckend bekannten EZG-Eigenschaften. Die gelb (schwache Korrelation) und grün (mittlere Korrelation) markierten Felder wurden weiter untersucht.

Die Analyse zeigte, dass die Nutzungen der Flächen in prozentualen Anteilen im EZG, einzeln und in Kombinationen davon, die Flussordnungszahl und das mittlere Gefälle des EZG einen bestimmenden Einfluss auf die Artenhäufigkeit der EPT haben. Keine bestimmenden Einfluss haben die Abwassermengen und -anteile und die klassierte Ökomorphologie im Nahbereich einer Stelle.

8.2.2 EZG-Faktoren und EPT-Abundanzen

Analog zu den Arthäufigkeiten wurde untersucht, ob und welche Faktoren im EZG einer Stelle einen bestimmenden Einfluss auf die Individuenzahlen der einzelnen EPT-Arten haben.

Attribut	EPT	E	P	T
Anteil Siedlungsfläche [%]	-0.27	-0.07	-0.37	-0.21
Grünfläche [m2]	0.11	0.02	0.07	0.18
Anteil Grünfläche [%]	0.15	0.11	0.22	-0.04
Waldfläche [m2]	0.07	-0.03	0.03	0.20
Anteil Waldfläche [%]	0.17	0.16	0.04	0.11
Ackerfläche [m2]	-0.13	-0.06	-0.19	-0.02
Anteil Ackerfläche [%]	-0.20	-0.03	-0.36	-0.10
Fläche Obstkulturen [m2]	-0.08	-0.03	-0.15	0.00
Anteil Obstkulturen [%]	-0.20	-0.10	-0.19	-0.12
Fläche Rebbaugelände [m2]	-0.10	-0.09	-0.06	-0.05
Anteil Rebbaugelände [%]	-0.08	-0.02	-0.08	-0.09
Unproduktive Fläche [m2]	0.07	-0.07	0.12	0.20
Anteil unproduktive Fläche [%]	0.14	-0.10	0.42	0.14
Offene Ackerfläche [ha]	-0.13	-0.05	-0.21	-0.04
Ackerland total [ha]	-0.12	-0.06	-0.19	-0.01
Dauergrünland [ha]	0.08	0.05	-0.03	0.14
Totale GVE	0.03	0.04	-0.08	0.08
Totale landwirt. Nutzfläche [ha]	0.01	0.01	-0.08	0.10
GVE pro Hektare LN-Fläche [GVE/ha]	-0.06	0.01	-0.09	-0.07
GVE pro km2 EZG-Fläche	-0.16	-0.02	-0.29	-0.10
Anzahl Betriebe	0.02	0.00	-0.06	0.10
Länge Gewässermetz oberhalb Stelle	0.04	-0.04	0.07	0.11
Meereshöhe Messstation [m.ü.M.]	0.16	-0.07	0.56	-0.03
Mittlerer, modellierter Abfluss [m3/s]	0.11	-0.02	0.09	0.24
Flussordnungszahl nach Strahler	0.12	0.00	0.23	0.06
Abwasseranteil am Q347 [%]	-0.10	-0.13	-0.02	0.01
Abwassermenge (500Liter/EW*Tag)	-0.10	-0.06	-0.15	0.03
Gefälle des Gewässerabschnittes	0.06	0.04	0.11	-0.05
Mittleres Gefälle des EZG	0.29	0.06	0.49	0.15
Ökomorphologiekategorie	0.05	0.02	0.02	0.05
Acker+Obst+Reben+Siedlung	-0.27	-0.06	-0.44	-0.16
Acker+Obst+Siedlung	-0.27	-0.05	-0.44	-0.15
Acker+Reben+Siedlung	-0.26	-0.05	-0.44	-0.15
Wald+Grünland+Unproduktiv	0.29	0.08	0.46	0.14
Wald+Grünland	0.22	0.18	0.18	0.04
Wald+Unproduktiv	0.24	0.01	0.40	0.20
Grünland+Unproduktiv	0.21	-0.01	0.48	0.09

Tab. 7: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen der Abundanz der EPT-total, Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera und flächendeckend bekannten EZG-Eigenschaften. Die gelb (schwache Korrelation) markierten Felder wurden weiter untersucht.

Die Analyse zeigte, dass Einzugsgebiet-Eigenschaften nur auf die Abundanzen der Plecoptera einen bestimmenden Einfluss haben. Dies bezüglich der prozentualen Anteile der verschiedenen Nutzungskategorien, des mittleren Gefälles im EZG und der Höhenlage der Stelle. Parameter der Abwasserbelastung, das Gefälle der Probenahme-Fläche, die Ökomorphologie im Nahbereich der Stelle und die

Flussordnungszahl spielen dabei keine bestimmende Rolle.

8.2.3 Einfluss der Nutzung auf die Artenzahlen der EPT

Bei den Nutzungstypen kann man klar zwischen intensiver und extensiver Nutzung unterscheiden, was sich auch eindeutig im Vorzeichen der r-Werte in den Tabellen 6 und 7 zeigt. In der weiteren Analyse wurde schnell klar, dass nicht eine Nutzungsform, sondern eine Kombination von Nutzungen bestimmender wird. Deshalb wurden alle möglichen Kombinationen von intensiven Nutzungen (negativ zur Artenzahl korrelierend) und Kombinationen von extensiven Nutzungen (positiv zur Artenzahl korrelierend) geprüft. Den besten positiven r-Wert ergab die Flächensumme *Wald+Grünland*.

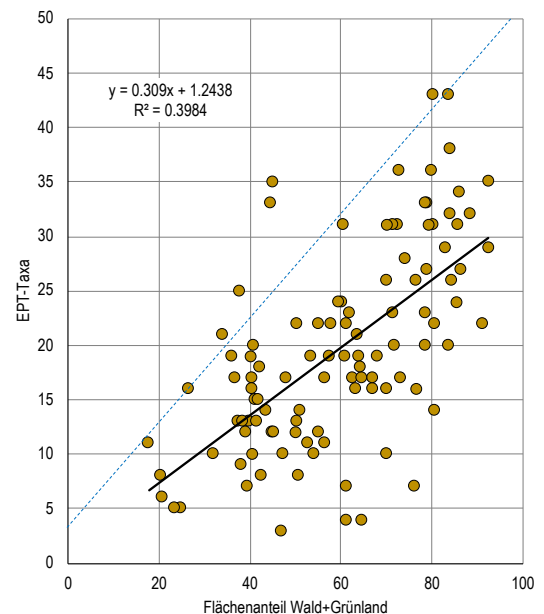


Abb. 73: Abhängigkeit zwischen dem Anteil extensiv genutzter Flächen im EZG [%] der Stellen und der gefundenen EPT-Artenzahl. Die gestrichelte blaue Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme (n=106).

Auffallend ist auch, dass eine Art Obergrenze der Artenzahl besteht, die ebenfalls vom Flächenanteil der Nutzungssumme abhängig ist (Abb. 73). Unterhalb dieser Obergrenze senken offensichtlich zusätzliche lokale Stressoren die Artenzahlen. Der beste negative r-Wert resultierte bei der Flächensumme *Acker+Obst+Reben+Siedlung*. Die Verteilung der Artenzahl verhält sich logischerweise fast spiegelbildlich zur extensiven Nutzung. Mit zunehmendem Flächenanteil intensiver genutzter Fläche im EZG nimmt die Artenzahl ab. Auch hier lässt sich wiederum eine Obergrenze der Artenzahl definieren, die von der Flächensumme der intensiven Nutzung abhängig ist.

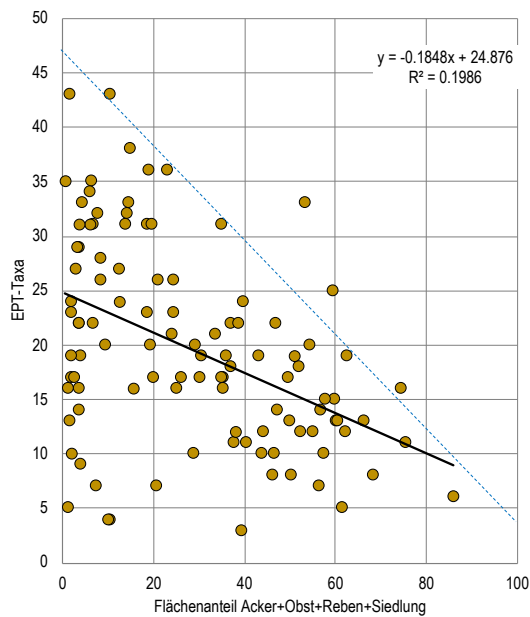


Abb. 74: Abhängigkeit zwischen dem Anteil intensiv genutzter Flächen [%] im EZG der Stellen und der gefundenen EPT-Artenzahl (n=106). Die gestrichelte blaue Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme.

Das Maximum der Obergrenzen in Abb. 73 und Abb. 74 liegt bei ca. 50 Arten. Dies würde bedeuten, dass im NAWA-Netz bei 100% durch Wald und Grünland besetzter Fläche im EZG mit einer EPT-Diversität von maximal 50 EPT Arten zu rechnen ist. Dies könnte als eine Art Referenzwert für sehr gute Verhältnisse dienen. Die höchsten EPT-Artenzahlen fand man 2019 mit je 43 Arten an den Stellen CH_026_SG Thur, Niederbüren und CH_115_AI Sitter, Appenzell. In deren EZG betragen die Anteile extensiv genutzter Fläche (Wald, Grünland) 83.9 bzw. 80.2%.

8.2.4 Einfluss der Nutzungen auf die Artenzahlen der Ephemeroptera

Einen analogen Einfluss wie bei den Gesamt EPT hat der Anteil von Wald und Grünland im EZG auf das Vorkommen von Ephemeroptera Arten. Mit zunehmendem Flächenanteil steigt die Artenzahl. Auch bei den Ephemeroptera lässt sich eine flächenabhängige Obergrenze der Artenzahl erkennen (Abb. 75). Die maximale Artenzahl liegt mit 100% Wald und Grünland im EZG bei rund 20 Arten. Dies war auch die Höchstzahl in NAWA 2019. Sie wurde wiederum an der Thur bei Niederbüren erreicht, gefolgt von der Stelle CH_069_JU, Scheulte mit 17 Arten in deren EZG zu 83.9% aus Wald und Grünland besteht (Abb. 75).

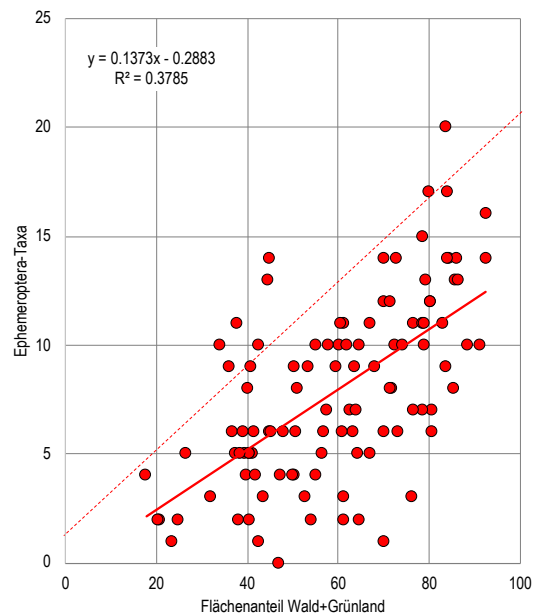


Abb. 75: Abhängigkeit zwischen dem Anteil extensiv genutzter Flächen [%] im EZG der Stellen und der gefundenen Ephemeroptera-Arten. Die gestrichelte rote Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme (n=106).

Nicht ganz spiegelbildlich (es fehlen die unproduktiven Flächen) verhält sich der Anteil intensiv genutzter Flächen im EZG zur Artenzahl der Ephemeroptera (Abb. 76). Mit zunehmendem Anteil nimmt die Artenzahl ab. Die linear gedachte Obergrenze verläuft von rund 20 Arten gegen 0 bei 100 % intensiver Nutzung.

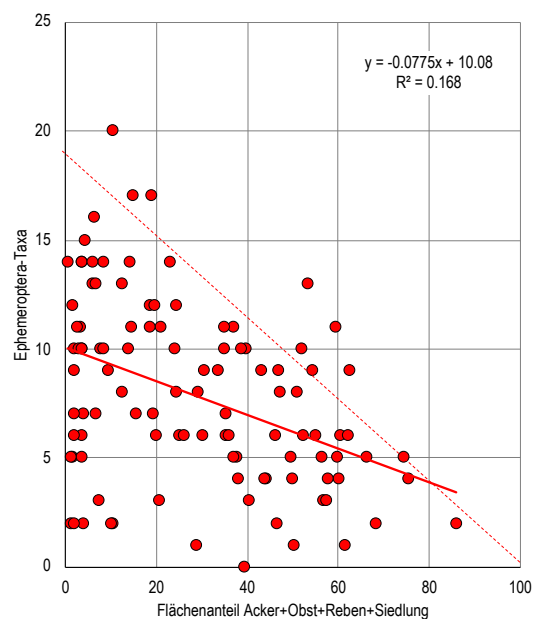


Abb. 76: Abhängigkeit zwischen dem Anteil intensiv genutzter Flächen [%] im EZG der Stellen und der gefundenen Ephemeroptera-Arten (n=106). Die gestrichelte rote Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme.

8.2.5 Einfluss der Nutzungen auf die Artenzahlen der Plecoptera

Der Nutzungseinfluss besteht auch bei den Plecoptera-Arten. Mit zunehmendem Flächenanteil von Wald, Grünland und unproduktiver Fläche steigt die Wahrscheinlichkeit mehr Plecoptera-Arten zu finden (Abb. 77). Erkennen lässt sich ebenfalls eine linear steigende Obergrenze die bei rund 16 Arten aufhört. Allerdings wurden in NAWA 2019 maximal 20 Arten, diesmal an der Sitter bei Appenzell gefunden. Die nächsttieferen drei Werte liegen dann bei 14 Arten.

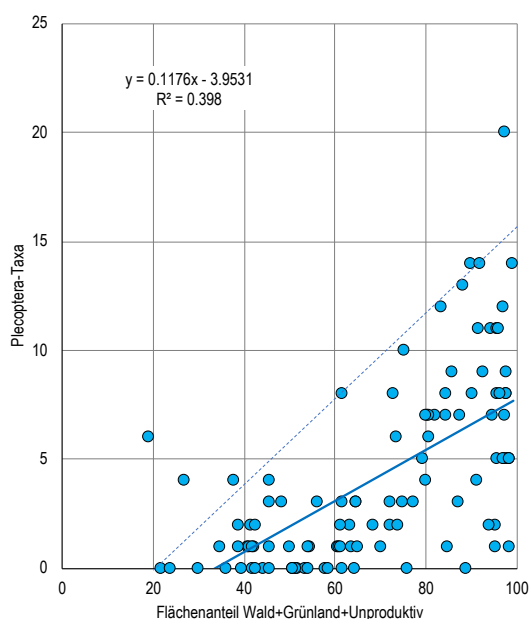


Abb. 77: Abhängigkeit zwischen dem Anteil extensiv genutzter Flächen [%] im EZG der Stellen und der Zahl gefundener Plecoptera-Arten. Die gestrichelte blaue Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme (n=106).

Die Plecoptera-Arten scheinen empfindlicher auf Nutzungseinflüsse zu reagieren als die andern EPT-Arten. Nimmt man die Trendlinie als mittlerer Gradmesser so müssen mindestens 30% der Fläche im EZG extensiv genutzt sein um überhaupt Plecoptera zu finden und nimmt man die gedachte Obergrenze, sind es ca. 20%. Dies erklärt, warum in vielen Mittellandgewässern Plecoptera-Arten verschwunden sind.

Die komplementäre Zunahme der intensiv genutzten Flächen im EZG der NAWA-Stellen erzeugt eine inverse Abhängigkeit (Abb. 78) der Artenzahlen der Plecoptera. Im Mittel verschwinden die Plecoptera-Arten, wenn der Anteil intensiv genutzter Flächen 60% übersteigt. Die Obergrenze liegt ca. bei 80%.

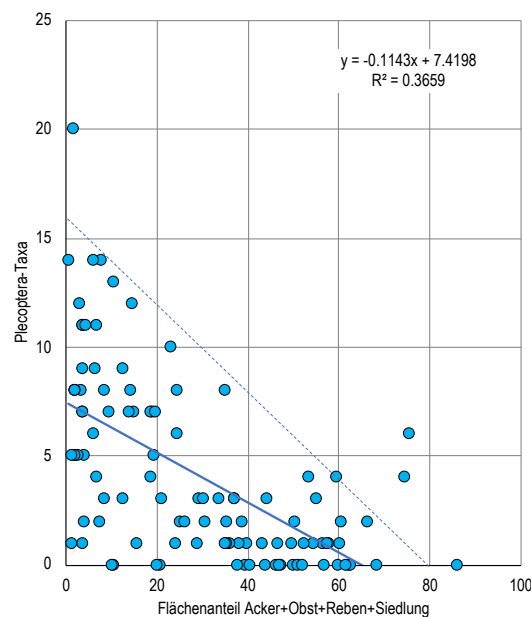


Abb. 78: Abhängigkeit zwischen dem Anteil intensiv genutzter Flächen [%] im EZG der Stellen und der Zahl gefundener Plecoptera-Arten. Die gestrichelte blaue Linie markiert optisch eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme (n=106).

8.2.6 Einfluss von Nutzungen auf die Artenzahlen der Trichoptera

Trichoptera sind weniger empfindlich auf Nutzungseinflüsse im EZG. Weder extensive noch intensive Nutzungskombinationen haben einen bestimmten Anteil auf die Artenzahl einer Stelle.

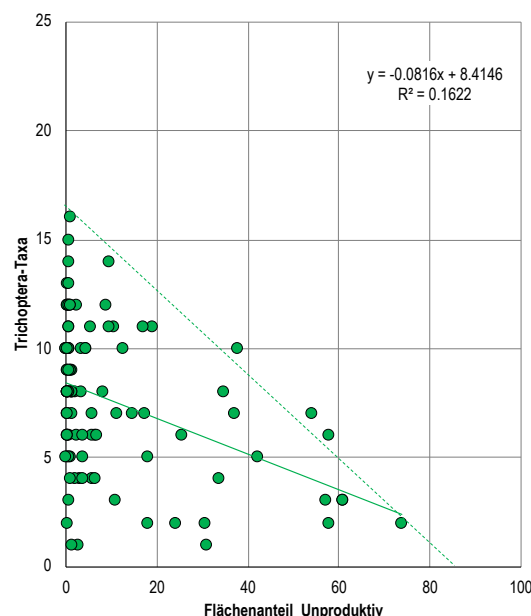


Abb. 79: Abhängigkeit zwischen dem Anteil unproduktiver Flächen [%] im EZG der Stellen und der Zahl vorkommender Trichoptera-Arten. Die gestrichelte grüne Linie markiert eine Obergrenze möglicher Artenzahlen in Abhängigkeit der Flächensumme (n=106).

Die Ausnahme sind Gewässer im alpinen Raum mit hohem Anteil an unproduktiven Flächen (Steine,

Fels, Schnee, Eis) im EZG. Hier gilt: Je grösser der Anteil an unproduktiver Fläche desto geringer wird die Zahl vorkommender Trichoptera-Arten (Abb. 79). Dabei ist ebenfalls bei grosser Streuung eine mit dem unproduktiven Flächenanteil abnehmende Obergrenze der Artenzahl zu erkennen. Generell sind Trichoptera in produktiveren Gewässern häufiger, die ihnen einen steten Strom an organischen Partikeln oder genügend Algenaufwuchs bieten und räuberische Arten ausreichend Beutetiere finden.

8.2.7 Einfluss der Gewässergrösse auf das Vorkommen von EPT-Arten

Die Flussordnungszahl als Mass der Gewässergrösse spielt eine gewisse Rolle für die Artenvielfalt der EPT. Grössere Gewässer bieten natürlicherweise mehr Habitatvielfalt, einen beständigeren Abfluss und höhere Nährstoffumsätze. Wie Abb. 80 zeigt, nimmt die Artenvielfalt mit zunehmender Flussordnungszahl sowohl bezüglich aller EPT-Arten als auch der Plecoptera-Arten zu. Im Mittel steigt die Artenzahl bei den Plecoptera um eine Art pro Flussordnung und bei den Gesamt-EPT um 2 Arten. Natürlich wird der Trend von einem grossen Streubereich begleitet, der durch andere Einflüsse bedingt ist.

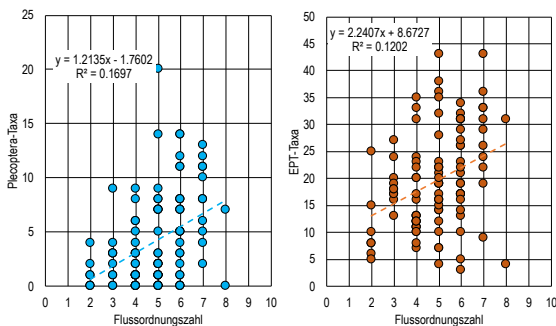


Abb. 80: Beziehung zwischen der Flussordnungszahl und den EPT-Arten (rechts) bzw. den Plecoptera-Arten (links).

8.2.8 Einfluss des mittleren Gefälles auf die Artenzahl der EPT

Wie schon im Zusammenhang mit dem SPEAR-Index untersucht, ist das mittlere Gefälle des Geländes im EZG einer Stelle ein stellvertretender Parameter für die vorherrschenden Nutzungsarten, welche wiederum über die Stoffimmissionen und gewässermorphologischen Eingriffe die Lebensraumbedingungen für das Makrozoobenthos beeinflussen. Dass in erster Linie die Nutzung dahinter steht, zeigt sich am unterschiedlichen Verlauf der Trendlinien der drei EPT-Ordnungen (Abb. 81). Die Artenzahlen der Plecoptera- und Ephemeroptera korrelieren positiv mit zunehmender Neigung während die Trichoptera in flacherem EZG in artenreicheren Gemeinschaften

vorkommen. Neben ihrer geringeren Empfindlichkeit auf Nutzungseinflüsse bevorzugen sie produktivere Gewässer in denen sie ein grösseres Angebot an partikulären Nährstoffen finden.

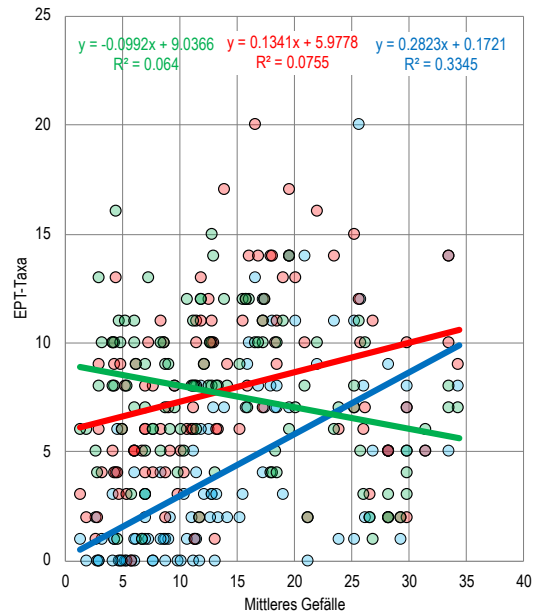


Abb. 81: Zusammenhang zwischen der Mittleren Geländeneigung [%] im EZG einer Stelle und der vorkommenden Artenvielfalt der EPT (n=106). Blau=Plecoptera, rot=Ephemeroptera, grün=Trichoptera.

8.2.9 Einfluss der Nutzung auf die Abundanz der EPT

Wie die Korrelationsanalyse zeigt, haben die Einflussgrössen der EZG allgemein keinen Effekt auf die Abundanz der EPT-Arten. Die Plecoptera für sich bilden aber eine Ausnahme.

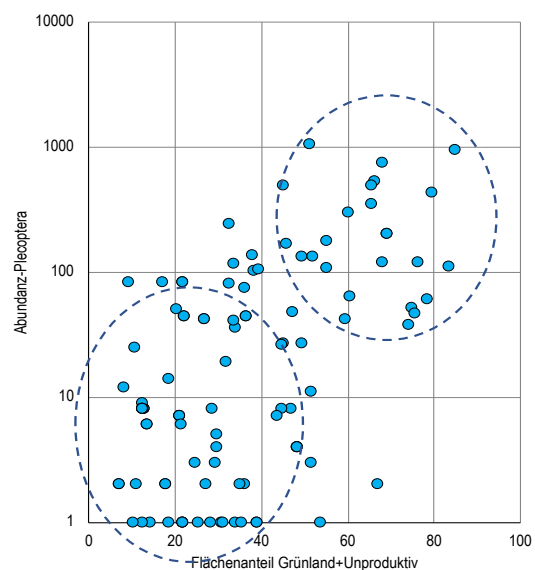


Abb. 82: Zusammenhang zwischen dem Anteil Grünland + unproduktiv genutzte Fläche [%] im EZG und der Abundanz der Plecoptera (n=106).

Eine Ausnahme besteht zwischen den Nutzungen und den Abundanzen der Plecoptera (Abb. 82). Grössere Abundanzen von Plecoptera kamen 2019 im NAWA-Netz an Stellen vor, in deren EZG der Anteil an Grünland und unproduktiver Fläche mehr als 45% beträgt. Bei tieferen Anteilen gibt es nur wenige Stellen die mehr als 100 Individuen aufweisen aber auch sehr viele bei denen die Plecoptera ganz verschwunden sind. Umgekehrt fand man Abundanzen >100 nur an Stellen in deren EZG die Siedlungsfläche und die landwirtschaftlich intensiv genutzte Fläche in der Summe kleiner als 20% beträgt. In EZG mit einer intensiv genutzten Flächensumme von mehr als 40% kamen 2019 die Plecoptera nur noch in wenigen Individuen oder gar nicht vor (Abb.83).

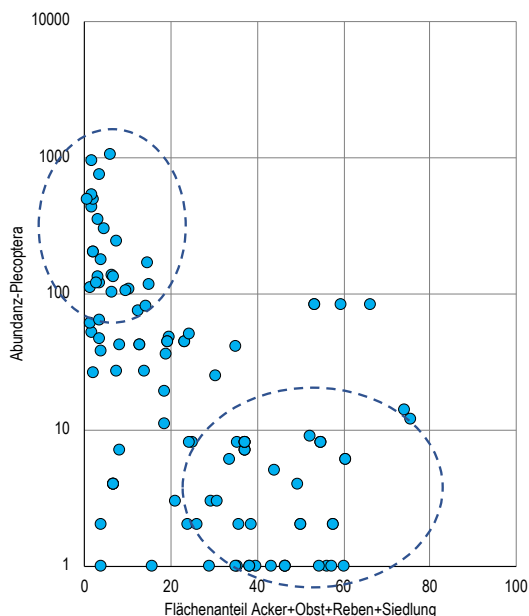


Abb. 83: Zusammenhang zwischen dem Anteil intensiv genutzter Fläche [%] im EZG und der Abundanz der Plecoptera (n=106).

Der Waldanteil ist in diesem Zusammenhang kein bestimmender Faktor.

8.2.10 Diskussion von Faktoren auf die das EPT indifferent reagiert

Bezüglich der gegebenen EZG-Parameter Abwasser, Ökomorphologie und Schwall-Sunk verhalten sich die EPT-Artenzahlen als auch die Abundanzen indifferent. Dies ist erstaunlich, da die EPT den Hauptteil der Arten mit einem Indikationsgewicht bei der Berechnung des IBCH bilden und dieser den Anspruch hat, gerade die stoffliche Belastung wie auch die ökomorphologischen Strukturen in einem Güteindex zu vereinen.

Der IBGN als Grundlage für den IBCH aber auch andere Güteindikatoren wie Saprobienindex und der frühere Makroindex wurden anhand chemischer Parameter «geeicht». In allen drei Indizes spielen die EPT für die Güteklassierung eine wichtige Rolle. Der Grund für die festgestellte Indifferenz liegt vermutlich eher bei der Definition der beiden Parameter Ökomorphologie und Abwasseranteil.

Der Parameter Ökomorphologie wurde nur für den örtlichen Bereich des Aufnahmerasters gewählt. Dies greift vermutlich zu kurz, da für das Vorkommen einer Art die Qualität ihres Lebensraumes über einen grösseren räumlichen Skala betrachtet werden muss. Dies haben gerade die Zusammenhänge mit den Nutzungen im gesamten EZG gezeigt. Daher wird vorgeschlagen, die relative Verteilung der ökomorphologischen Klassen im Gewässernetz des stellenspezifischen EZG als Parameter zu definieren. Die Ökomorphologie des Gewässernetzes ist schweizweit erfasst. Mit einer einfachen GIS-Analyse lassen sich die EZG-spezifischen Klassenverteilungen der Ökomorphologie bestimmen.

Die Abwasserparameter sind sehr wahrscheinlich zu unspezifisch um ihre Wirkung auf die EPT-Arten nachweisen zu können. Falls dies nicht schon gemacht wurde müsste eine aufwendigere und vertiefte Analyse durchgeführt werden um aussagekräftigere Parameter evaluieren zu können. Die Voraussetzungen für eine solche Analyse sind gegeben, da seit 2012 pro Stelle und chemischem Parameter ca. 100 Messwerte vorliegen. Gleichzeitig sind auch von rund 80 NAWA-Stellen Abflussdaten im 10 min Intervall verfügbar, sodass die Abflussmengen präzise für die Probenahmezeit bestimmt werden kann. Dies erlaubt stellenspezifische C/Q-Analysen aus denen sich wesentlich spezifischere stoffliche Parameter ableiten lassen. Eine weitere Angabe könnte die Anzahl Entlastungen der Siedlungsentwässerung im EZG einer Stelle oder andere Grössen der Siedlungsentwässerungen sein.

Schwall-Sunk und Restwasser Angaben mit «ja» und «nein» sind ebenfalls zu unspezifisch um einen allfälligen Effekt auf die EPT-Fauna zu erkennen. Viel wesentlicher ist das Verhältnis des Abflusses bei Schwall und Sunk bzw. das Verhältnis des Restwassers zum Q_{347} und weitere abgeleitete hydrologische Beurteilungsgrössen (Baumann et al. 2012, Tonolla et al. 2015).

Dass die Wasserkraft im alpinen Raum sehr wohl einen Einfluss auf die Zahl der EPT-Taxa haben kann, zeigen Daten von Verena Lubini die in 36 alpinen Fließgewässern erhoben wurden (Abb. 84).

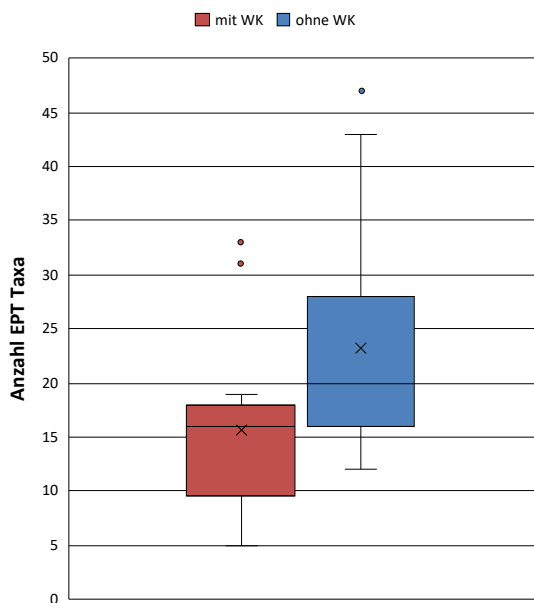


Abb. 84: Einfluss der Wasserkraftnutzung auf die Anzahl EPT-Taxa alpiner Fließgewässer (signifikant, $p=0.05$).

Die wenigen alpinen NAWA-Stellen unterliegen alle einem Schwall-Sunk Einfluss. Hier stellt sich die Frage, wie weit die dort beobachteten tiefen Taxa-Zahlen (Abb. 65-72) den natürlichen Bedingungen alpiner Fließgewässer zugeschrieben werden können und welcher Anteil durch Schwall-Sunk verursacht wird. Eine Differenzierung zwischen beiden Faktoren wäre umso wichtiger, falls die Korrekturfaktoren beim DK für die alpinen Gewässer allein auf der Basis der NAWA-MZB-Daten ermittelt wurden.

9 Neozooen

Neozooen oder gebietsfremde Tierarten setzen auch beim Makrozoobenthos einheimische Arten unter Druck. Beispielsweise sind 2019 allochthone räuberische Gammaridae (*Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus ischnus*) an einer NAWA-Stelle massenhaft aufgetreten. Sie haben einen grossen Teil der aquatischen Insektenfauna vernichtet. Bei der Erhebungskampagne 2019 mussten die Feld- und Laborbearbeiter ihr Augenmerk auf sieben Neozooen richten und sie im IBCH-Laborblatt eintragen. Dabei handelt es sich um folgende Arten:

- *Dugesia tigrina*
- *Potamopyrgus antipodarum*
- *Haitia acuta*
- *Dikerogammarus villosus*.
- *Crangonyx pseudogracilis*
- *Craspedacusta sowerbyi*
- *Polychaeta*

9.1 Verbreitung 2019

Von den sieben Spezies wurden 2019 im NAWA-Netz fünf gefunden.

9.1.1 *Dugesia tigrina*

Dugesia tigrina kam 2019 an 12 NAWA-Stellen vor. Schwerpunkte sind Limmat, Lorze, die Aarezuflüsse um Olten, der Doubs, Zuflüsse am Nordufer des Genfersees sowie die Maggiamündung und der schaffhausische Landgraben (Abb. 85).

9.1.2 *Potamopyrgus antipodarum*

Ist die im NAWA-Netz am weitesten verbreitete Art. Sie wurde an 44 Stellen gefunden. Sie ist über das gesamte Mittelland verbreitet wobei zwischen Ost und West ein Gefälle besteht. Vereinzelt findet man sie an Zuflüssen des Rheins (Birs, Ergolz) um Basel, im Wallis (Rhône, Drance), an der Allaine und der Moesa (Abb. 86).

9.1.3 *Haitia acuta*

Gehäuft tritt die Art im Mittelland rund um die Flüsse Rhein, Aare, Reuss und Limmat auf. Einzelne weitere Fundstellen sind der die nördlichen Zuflüsse am Genfersee, die Sionge im Kanton Fribourg, sowie Chemi- und Beggingerbach. Insgesamt kommt die Art an 19 Stellen vor (Abb. 87).

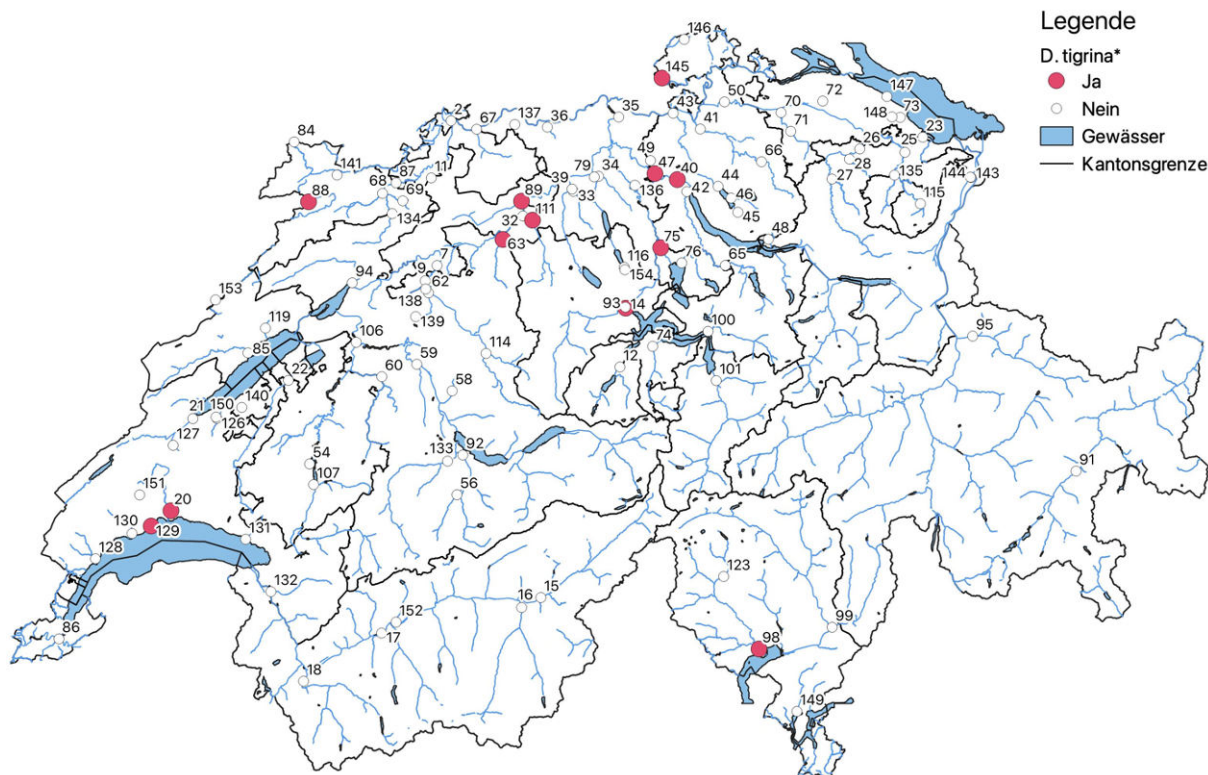


Abb. 85: Verbreitung von *Dugesia tigrina* an den Stellen des NAWA-Netzes 2019.

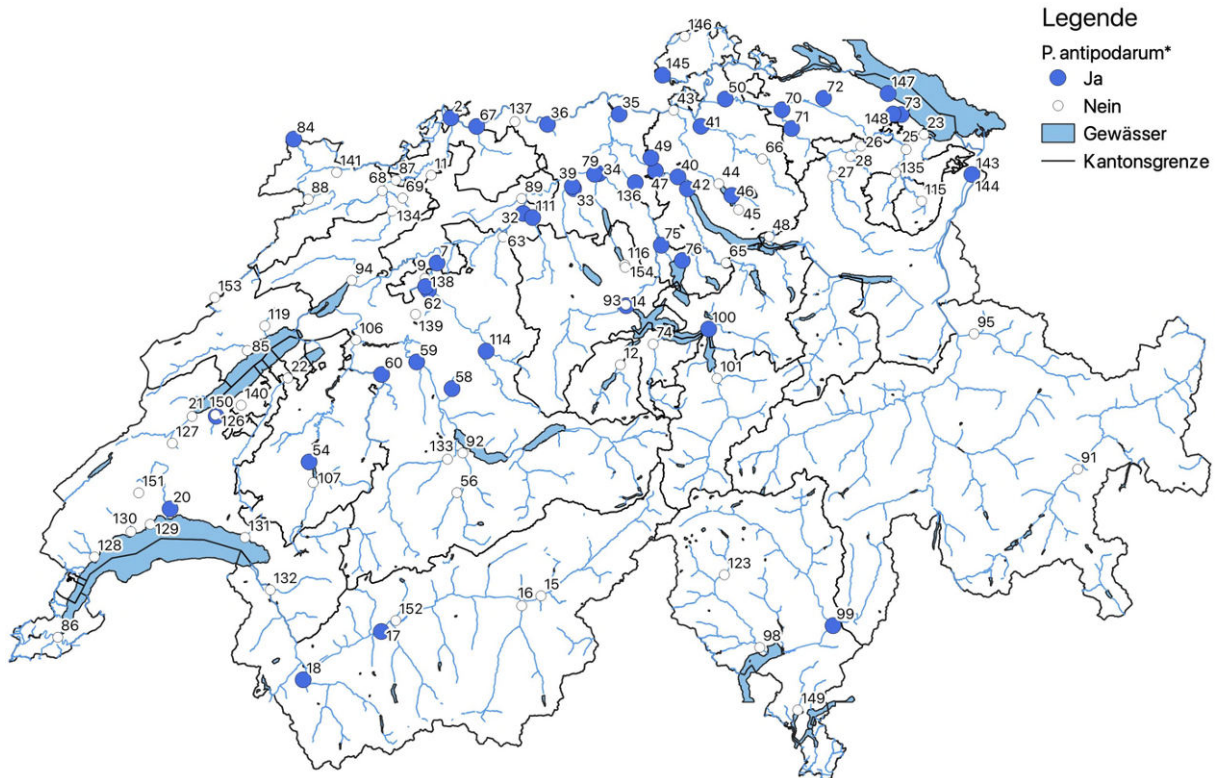


Abb. 86: Verbreitung von *Potamopyrgus antipodarum* an den Stellen des NAWA-Netzes 2019.

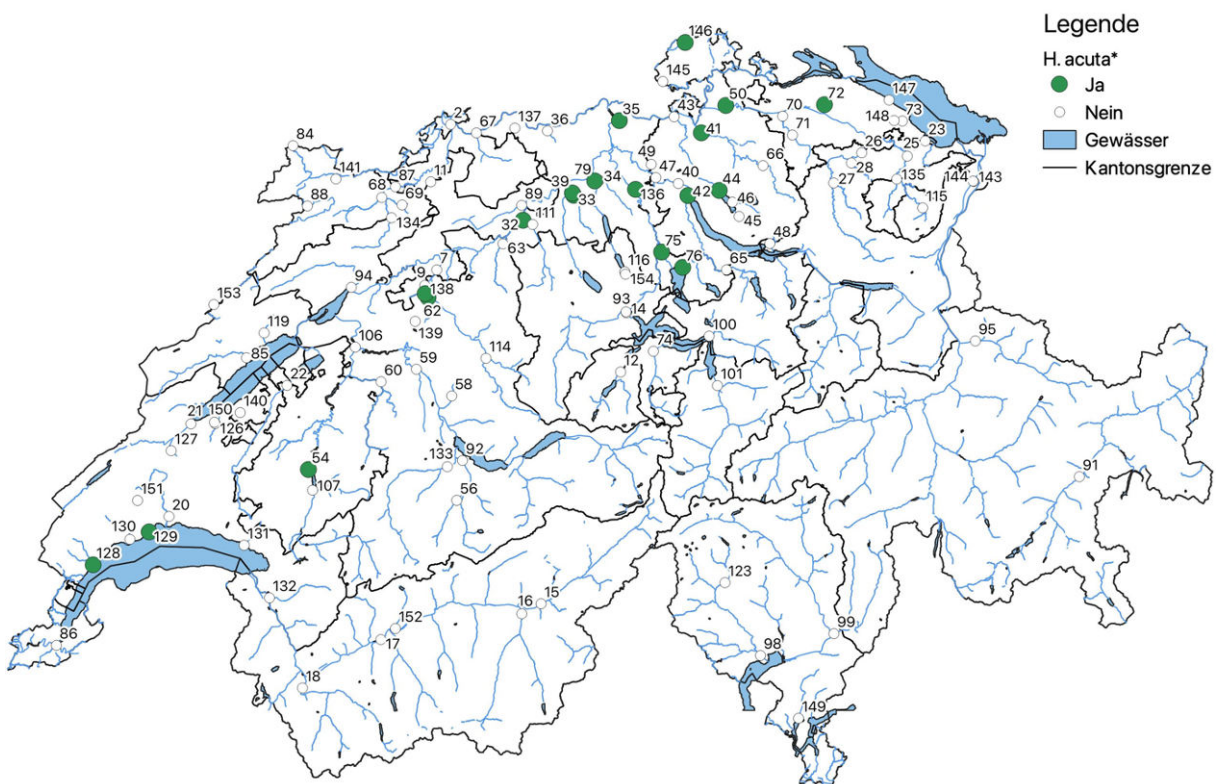


Abb. 87: Verbreitung von *Haitia acuta* an den Stellen des NAWA-Netzes 2019.



Abb. 88: Verbreitung von *Dikerogammarus Villosus* an den Stellen des NAWA-Netzes 2019.

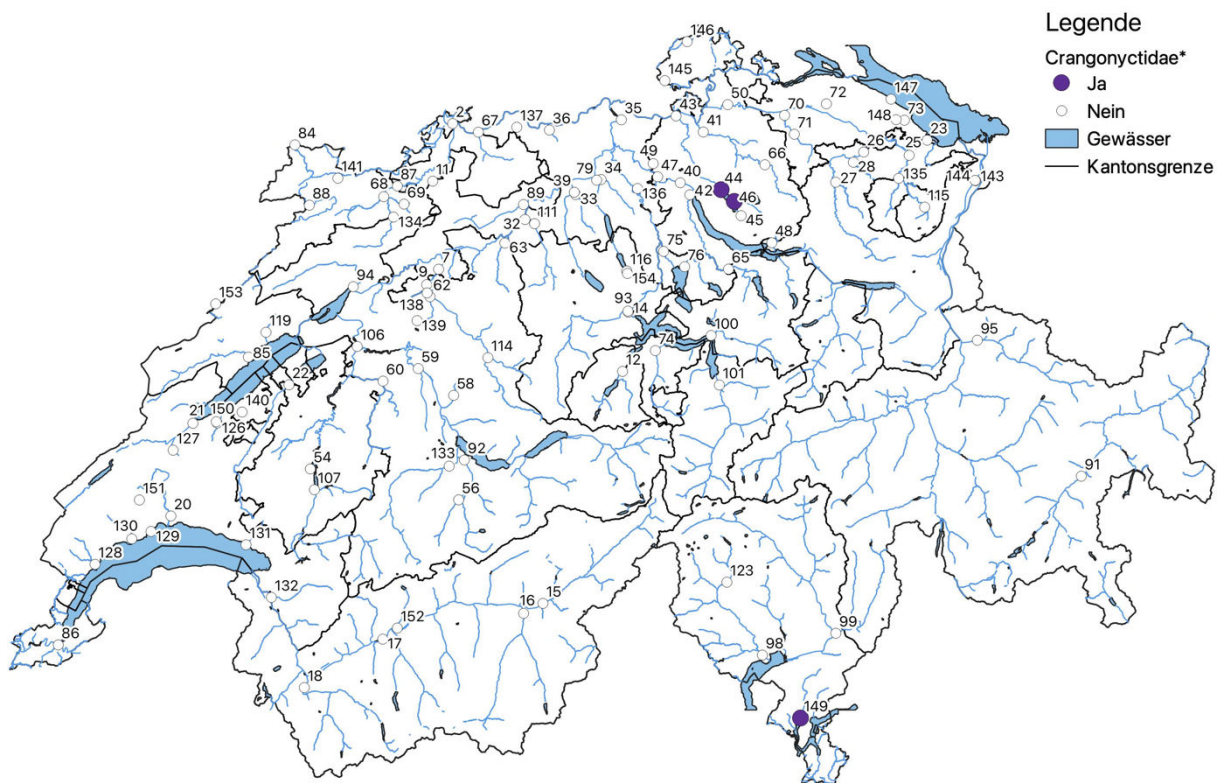


Abb. 89: Verbreitung von *Crangonyx pseudogracilis* an den Stellen des NAWA-Netzes 2019.

9.1.4 Dikerogammarus villosus

Dikeraogammarus villosus kommt im Raum Zürich-Zug in der Glatt, der Lorze und der Limmat an fünf Stellen vor (Abb. 88). Untersuchungen in der Limmat 2020 haben gezeigt, dass er dort die Sohle in mehreren hundert Individuen pro Quadratmeter besiedelt.

9.1.5 Crangonyx pseudogracilis

Crangonyx pseudogracilis wurde nur am Greifensee in der Aa und Glatt sowie in der Vedeggio am Luganersee gefunden (Abb. 89).

Craspedacusta sowerbyi, *Polychaeta* kamen 2019 an den NAWA-Stellen nicht vor.

9.2 Entwicklung 2012-2019

Von den sieben «Leitarten» an Neozooen haben sich 3 zwischen 2015 und 2019 weiter in andere Gewässer ausgebreitet. Am meisten die beiden Arten *Haitia acuta* und *Potamopyrgos antipodarum*. *Dikerogammarus villosus* blieb stabil bei 5 Stellen. Grössere Populationen traten an 4 Stellen auf (Tab. 8).

Art	Prozentualer Anteil der Stellen mit Vorkommen (2012 und 2015: n=88; 2019: n=106;)			Anzahl Stellen >100 Individuen	Verbreitung zugenommen
	2019	2015	2012		
<i>C. sowerbii</i>	–	–	–		n.b
<i>D. tigrina</i>	11%	–	–		n.b
<i>Polychaeta</i>	–	–	–		n.b
<i>P. antipodarum</i>	42%	25%	24%	3	ja
<i>H. acuta</i>	18%	5%	2%		ja
<i>Crangonycitidae</i>	3%	2%	0%	0	ja
<i>Dikerogammarus</i> sp.	5%	5%	5%	1	nein

Tab. 8: Entwicklung von sieben ausgewählten Neozooen des Makrozoobenthos zwischen 2012 und 2019.

10 Rote Listen

Mit der EPT-Artbestimmung ist zugleich auch überprüft worden, ob gefährdete Arten darunter sind. Als solche wurden Arten berücksichtigt die mindestens den Gefährdungsstatus VU (vulnerable) angehören.

10.1 Ephemeroptera

2019 wurden 16 Ephemeroptera Arten gefunden die in der Schweiz gefährdet sind. Fünf Arten sind vom Aussterben bedroht (CR), drei stark gefährdet (EN) und acht werden als verletzlich (VU) taxiert. 2015 fand man 9 Arten die mindestens einer dieser Gefährdungsklassen zugehörten. *Ameletus inopinatus* wurde 2019 nicht mehr identifiziert (Tab 9).

Gattung	Art/Komplex	RL Kat	Stellen	Abundanz	2015
Caenis	pusilla	CR	2	3	ja
Acentrella	sinaica	CR	1	24	–
Ephemer	glaucops	CR	1	9	–
Ameletus	inopinatus	CR	–	–	ja
Rhithrogena	germanica	CR	6	43	–
Caenis	rivulorum	EN	4	10	ja
Rhithrogena	landai	EN	3	55	ja
Choroterpes	picteti	EN	1	1	–
Torleya	major	VU	11	412	ja
Baetis	bucuratus	VU	9	657	ja
Rhithrogena	allobrogica	VU	5	15	ja
Baetis	pentaplebeodes	VU	3	143	–
Baetis	liebenauae	VU	1	29	–
Baetis	nubecularis	VU	1	10	ja
Habrophlebia	eldae	VU	1	4	–
Eclyonurus	dispar	VU	1	1	ja

Tab. 9: Liste der gefährdeten Ephemeroptera Arten, die 2019 an NAWA-Stellen gefunden wurden.

10.2 Plecoptera

Von den sieben 2019 gefundenen, gefährdeten Plecoptera Arten sind zwei regional ausgestorben (RE), eine vom Aussterben bedroht (CR), eine weitere stark gefährdet (EN).

Gattung	Art/Komplex	RL Kat	Stellen	Abundanz	2015
Brachyptera	monilicornis	RE	1	75	
Isogenus	nubecula	RE	1	1	
Brachyptera	trifasciata	CR	1	3	ja
Besdolos	imhoffi	EN	1	1	ja
Isoperla	obscura	EN	–	–	ja
Nemoura	avicularis	EN	–	–	ja
Nemoura	uncinata	EN	–	–	ja
Dinocras	megacephala	VU	3	3	
Brachyptera	seticornis	VU	2	54	
Protonemura	meyeri	VU	1	1	ja
Capnia	bifrons	VU	–	–	ja
Taeniopteryx	hubaulti	VU	–	–	ja

Tab. 10: Liste der gefährdeten Plecoptera Arten, die 2019 an NAWA-Stellen gefunden wurden.

Bei drei Arten sind die vorhandenen Populationen verletzlich (VU). 2015 fand man acht gefährdete Arten wovon drei 2019 wiedergefunden wurden (Tab. 10).

10.3 Trichoptera

Insgesamt sind 2019 sieben gefährdete Trichoptera Arten erfasst worden. Eine ist regional ausgestorben (RE), zwei sind stark gefährdet (EN) und vier haben verletzbare Populationen (VU). 2015 wurden ebenfalls sieben gefährdete Arten erkannt, jedoch nur zwei, die auch 2019 auftauchten (Tab 11).

Gattung	Art/Komplex	RL_Kat	Stellen	Abundanz	2015
Brachycentrus	subnubilus	RE	1	1	–
Ithytrichia	lammellaris	CR	–	–	ja
Micrasema	setiferum	EN	4	22	ja
Hydropsyche	exocellata	EN	2	315	ja
Silo	piceus	VU	6	11	–
Agapetus	nimbulus	VU	1	11	–
Agapetus	laniger	VU	1	4	–
Lepidostoma	basale	VU	1	1	ja
Ceraclea	annulicornis	VU	–	–	ja
Athripsodes	albifrons	VU	–	–	ja
Halesus	tesselatus	VU	–	–	ja

Tab. 11: Liste der gefährdeten Trichoptera Arten, die 2019 an NAWA-Stellen gefunden wurden.

11 Rückblick

Rückblickend auf die NAWA-Trend Erhebung 2019 wird nachfolgend auf einige Erfahrungen hingewiesen, die für die kommenden Erhebungen von Nutzen sein können. Grundsätzlich haben sich aber die umgesetzten Empfehlungen des Fachberichtes 2015 sowie die methodischen Vorgaben auf Stufe F des überarbeiteten Moduls Makrozoobenthos bewährt.

11.1 NAWA-Stellen mit schwierigen Abflussverhältnissen

Von den ausgewählten 106 NAWA-Stellen liegen einige an grösseren Gewässern bei denen eine Probenahme mittels Kicksampling nach Stufe F grenzwärtig ist. Einerseits weil aus Gründen der Wassertiefe oder der starken Strömung nicht die gesamte Sohlenfläche zur Verfügung steht. Andererseits weil diese Gewässer in den Tieflagen bei den Frühlingsprobenahmen oft erhöhte und getrübte Abflüsse (Schneesmelze, häufige Niederschläge) führen, sodass innerhalb der vorgeschriebenen Zeitfenster nur wenige Tage mit beprobaren Verhältnissen zur Verfügung stehen. Dies verlangt von den Probenahme-Teams eine hohe zeitliche Flexibilität. Offenbar konnten auch schon in der Vergangenheit einzelne Gewässer nur ufernah und/oder an einem Ufer beprobt werden. Es ist fraglich, ob damit wirklich alle relevanten Habitate erfasst wurden. Dies ist mit Sicherheit bei der Stelle CH_014_LU an der Reuss bei Luzern nicht der Fall. Der Fluss ist hier 60 m breit und kann dort nur linksseitig an einer Kiesbank beprobt werden. Andere flächenmässig relevante Habitattypen befinden sich in zu grosser Wassertiefe und lassen sich so nicht beproben. Will man die Stelle weiterhin methodenkonform (alle wichtigen Habitate) beproben, müsste dies eigentlich mit Tauchern geschehen.

11.2 Potenzielle Punktblastungen im Nahbereich der NAWA-Stellen

Gemäss Konzept für das Monitoringprogramm NAWA Trend wurden die Probenahmestellen u.a. auch so ausgewählt, dass der ermittelte Zustand repräsentativ für die Belastung im Teileinzugsgebiet einer Stelle ist. Dies bedingt, dass keine lokal dominierenden Belastungsquellen in die Probenahmeflächen einmünden sollten. Bei den Probenahmen

zeigte es sich, dass dies möglicherweise nicht immer der Fall war. So mündeten beispielsweise bei den Stellen CH_014_LU, Reuss und CH_094_BE, La Suze mehrere Hochwasserentlastungen oder Überläufe von Regenbecken entweder direkt in die Probenahmefläche oder unmittelbar davor ein. Leichte Verschiebungen um diesen möglichen Belastungsquellen auszuweichen sind an beiden Stellen nicht möglich.

Langjährige Untersuchungen nach dem Modul Diatomeen, Stufe F, oberhalb und unterhalb von Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung im Kanton Aargau, haben gezeigt, dass unterhalb solcher Einleitungen der Gewässerzustand meistens schlechter war, und dies oft um eine ganze Gütestufe. Die bestehenden NAWA-Stellen bzw. die Probenahmeflächen und der unmittelbare Gewässerbereich oberhalb sollten auf solche Entlastungsbauwerke geprüft und die Dominanz der davon ausgehenden Belastung abgeschätzt werden. Damit lässt sich eine grössere Sicherheit bei der Interpretation der Resultate erreichen.

11.3 Präzisierung des Vorgehens für qualifizierte Schätzungen

Mit NAWA-Trend 2019 ging man bei der Angabe grosser Individuenzahlen bei den Nicht-EPT (EPT mussten vollständig ausgelesen werden) vom System der Häufigkeitsklassierungen zur qualifizierten Schätzung über. Dieser Schritt ist hinsichtlich quantitativer Auswertungen von Bedeutung. Das Pflichtenheft zum Auftrag enthielt dazu keine präziseren Vorgaben. Am einfachsten und präzisesten liessen sich die Individuenzahlen schätzen indem man durch Schütteln der Schale eine homogene Verteilung der Taxa erreichte, pro Taxon die Individuen unter der Binocular-Lupe innerhalb eines Sichtstreifens zählte und die ermittelte Zahl auf die gesamte Schalenfläche hochrechnete. Wenn eine Probe auf mehrere Schalen verteilt wird, muss dieser Prozess bei jeder Schale wiederholt und am Schluss die Schalenergebnisse summiert werden. Der Zeitaufwand ist im Vergleich zum Ausleseaufwand klein, da meistens nur wenige Taxa in Zahlen vorkommen, die über die Pflichtzahlen hinausgehen.

11.4 Verbesserungen in der Liste der EZG-Parameter

Bei der Auswertung der MZB-Daten hinsichtlich möglicher Einflussfaktoren wurden einige Lücken

und Unzulänglichkeiten in der Liste der stellenspezifischen Eigenschaften der EZG ersichtlich.

11.4.1 Französische EZG berücksichtigen

Bei 3 Stellen CH_086_GE (Arve), CH_088_JU und CH_153_NE (beide Doubs) liegt ein grosser Teil der Einzugsgebiete in Frankreich. Die auf dem kleinen schweizerischem Gebiet basierenden Daten über Nutzungen, Geländeeigenschaften und Belastungsparametern sind für die jeweiligen Stellen nicht repräsentativ und müssten, falls möglich mit entsprechenden Informationen der französischen Einzugsgebiete ergänzt werden.

11.4.2 EZG im Bereich von Seen trennen

Einzugsgebiete von Stellen, bei denen die Gewässerläufe von Seen unterbrochen werden, müssen beim See aufgeteilt werden. Wie schon in Kapitel 7.4.3 festgehalten, unterbrechen Seen das stoffliche und biologische Kontinuum eines Fliessgewässers. Dies betrifft folgende Stellen:

- CH_012_OW Sarner Aa (Sarner-, Lungernsee)
- CH_014_LU Reuss (Vierwaldstättersee)
- CH_021_VD Thielle (Lac de Joux)
- CH_039_AG Suhre (Sempachersee)
- CH_040_ZH Limmat (Zürichsee)
- CH_042_ZH Sihl (Sihlsee)
- CH_043_ZH Glatt (Greifensee)
- CH_044_ZH Glatt (Greifensee)
- CH_046_ZH Aa (Pfäffikersee)
- CH_040_ZH Sihl (Sihlsee)
- CH_076_ZG Lorze (Ägerisee)
- CH_075_ZG Lorze (Zugersee)
- CH_079_AG Aabach (Hallwiler-, Baldeggersee)
- CH_106_Fr Saane (Schiffenen-, Greyerzersee)
- CH_153_ZH Doubs (Lac des Brenets)

Allerdings wird in einigen Fällen die Gebietsauftrennung im Bereich des Sees durch Sammel- und Ringleitungen für das Abwasser kompliziert. Wo genau die Gebietsauftrennung für die Abwasserparameter sinnvoll ist, muss von Fall zu Fall abgeklärt werden.

11.4.3 Klärung der Abwassereinzugsgebiete

Mit der stetigen Abwassersanierung und dem Trend das Abwasser ganzer Regionen über Verbundleitungen zu sammeln und in leistungsfähigeren Grossanlagen zu reinigen, stimmen die EZG der Stellen nicht mehr mit denen der Siedlungsentwässerung überein. Dies bedeutet, dass bei einer unbekannten Zahl von Stellen das im EZG entstehende Abwasser an

der Stelle vorbeigeleitet und einem andern EZG zugeführt wird. Bekannte Beispiele sind die Stellen CH_023_SG, Steinach (Abwasser der Stadt St. Gallen direkt in den Bodensee), CH_043_ZH, Glatt (Abwasser Zürich Nord in ARA Werdhölzli, EZG Limmat), CH_034_AG, Bünz (Abwasser Wohlen direkt in Aare) und CH_036_AG, Sissle (Abwasser unteres Fricktal direkt in den Rhein). Die entsprechenden Korrekturen der Abwasseranteile könnte einen Zusammenhang mit den MZB-Daten sichtbar werden lassen.

11.4.4 Ökomorphologische Parameter linear ausdehnen

Für das Vorkommen einer ökomorphologisch sensiblen Art ist der unmittelbare Bereich an der Probenahmestelle weniger entscheidend. Drift, und unterschiedliche Ansprüche im Lebenszyklus erfordern die Betrachtung grösserer Areale. Ein gutes Beispiel dafür ist die Stelle CH_072_TG am Chemibach (Abb. 90). Obwohl an der Stelle die ökomorphologische Beurteilung mit 4 (naturfremd/künstlich) ausfällt, ist dieses Gewässer eines der artenreichsten im gesamten NAWA-Netz. Der Grund liegt darin, dass bis kurz vor der Probenahmestelle der gesamte Oberlauf ökomorphologisch in der Klasse 1 (natürlich/naturnah) eingestuft ist.



Abb. 90: Ökomorphologie des artenreichen Chemibaches im Bereich der Probenahmestelle (CH_072_TG).

Es wird daher vorgeschlagen für die Ökomorphologie einen längengewichteten Klassenwert des Gewässernetzes im gesamten EZG einer Stelle zu berechnen.

$$\text{Ökomorphologie} = \frac{\sum_{i=1}^5 (l_i * K_i)}{L}$$

K_i ist der Klassenwert der i -ten Klasse, l_i die Gewässerlänge der i -ten Klasse im EZG und L die Gesamtlänge des Gewässersystems im EZG einer Stelle.

11.4.5 Präzisierung der Angaben zu Schwall-Sunk

Die jetzigen «ja» / «nein» Informationen bezüglich Schwall-Sunk sind für die analytischen Vergleiche mit MZB Daten wie schon in Kapitel 8.2.10 diskutiert nicht brauchbar. Mit der Klärung der Sanierungspflicht und dem Vorliegen der strategischen Planung der Kantone sollten die relevanten Daten der Schwall-Sunk Strecken dem BAFU vorliegen. Relevante Daten sind Schwall-Sunk-Verhältnis, Pegelanstiegs- und abfallraten und Schwallfrequenzen.

11.4.6 Präzisierung der Angaben zum Restwasser

Auch bezüglich Restwasser sind die jetzigen «ja» / «nein» Informationen für Analysen mit MZB-Daten nicht verwertbar. Notwendig sind Daten über die Restwassermenge (Verhältnis zum natürlichen Q_{347} bzw. MQ) und die jährliche Dauer des Restwasserabflusses.

11.5 Parallelbeprobungen bei Stellenverschiebungen vorschreiben

Bei Stellenverschiebungen über grössere Distanzen zwischen zwei Erhebungskampagnen, sind zur Trennung zwischen örtlichem und zeitlichem Effekt der Verschiebung, Parallelproben am alten und neuen Standort zu erheben. Damit lassen sich verschiebungsbedingte «Brüche» in den Zeitreihen einigermaßen abschätzen. In der NAWA-Kampagne 2019 geschah dies bei zwei Stellen, die am gleichen Gewässer über grössere Distanzen verschoben wurden (Tab. 12).

	Salmsacher Aach		Ron	
	CH_073_TG	CH_148_TG	CH_116_LU	CH_154_LU
IBCH-Taxa	30	34	29	28
IBCH	0.69	0.74	0.69	0.63
DK	0.68	0.77	0.68	0.60
IG	0.70	0.70	0.70	0.70
SPEAR	24.12	27.20	26.04	26.65
EPT-Arten	14	22	20	18
E-Arten	6	9	9	10
P-Arten	0	0	1	0
T-Arten	8	13	10	8

Tab. 12: Vergleich von zwei Stellen die zwischen 2015 und 2019 örtlich verschoben und 2019 an beiden Orten parallel beprobt wurden.

CH_073_TG wurde zu CH_148_TG (Salmsacher Aach) und CH_116_LU wurde zu CH_154_LU (Ron). Im Frühling 2019 wurde jeweils an beiden Stellen Proben genommen und die Ergebnisse verglichen.

Die Stelle CH_148_TG ist in allen Parametern gleich oder besser als die weiter unten am Gewässer gelegene Stelle CH_073_TG. Hier ist ein örtlicher Effekt wahrscheinlich. Das Resultat ist auch plausibel, da zwischen den beiden Stellen die ARA Moos das gereinigte Abwasser von Amriswil in die Salmsacher Aach einleitet. Die früheren Daten (2012 und 2015) der Salmsacher Aach müssten nun um entsprechende Korrekturfaktoren verändert werden um eine vollständige Zeitreihe der Stelle CH_148_TG zu erhalten.

Bei den andern beiden Stellen an der Ron sind die Unterschiede klein und bezüglich dem Ort unsystematisch verteilt. Hier ist anzunehmen, dass die örtliche Verschiebung keinen Einfluss hatte.

11.6 Stellenbezogene Archivierung der Proben

Die bisher praktizierte Archivierung der Proben nach taxonomischen Kriterien und die Vernichtung der Solde ist im Hinblick auf die Grundziele, die Langfristigkeit von NAWA-Trend und nicht zuletzt der Investitionen eine «strategische» Schwachstelle. Dies nicht nur im Rückblick auf die speziell durchgeführte Ursachenanalyse 2019.

Das Kernziel von NAWA ist die langfristige Entwicklung der Fliessgewässerqualität in der Schweiz zu überwachen. Die Probenahmestellen wurden deshalb in einer umfangreichen Evaluation der möglichen Einflussfaktoren auf die Qualität und dem sich ergebenden Varianzspektrum ausgewählt. Im Gegensatz zum Zufallsraster des BDM wurde für NAWA ein stratifiziertes Stellen-Netz gewählt. Um künftig methodische Neuerungen oder neue Erkenntnisse über einzelne Stressfaktoren des Makrozoobenthos **ex-post** aus früheren Proben ableiten zu können ist es zwingend, dass in Zukunft die MZB-Proben (Taxaröhrchen und Solde) nach Stellen archiviert bleiben. Damit lässt sich die Kompatibilität methodischer Änderungen auf die Kontinuität der Aussagen direkt prüfen (z.B. durch Bearbeitung alter Proben mit der neuen Methode). Hätte man die Proben (inkl. Solde) 2015 noch nach Stellen archiviert, so wären die Auswirkungen einer Vollzählung der EPT auf die Verarbeitungsqualität im Labor überprüfbar gewesen. Diesem wichtigen Aspekt konnte die Untersuchung der Ursachen nicht mehr nachgehen. Die Archivierung der Proben nach Stellen und damit den dort vorhandenen Umwelteinflüssen ist aber auch notwendig um neu erkannte

Belastungsfaktoren, stofflicher oder systemischer Natur, rückwirkend durch entsprechende Analyse des archivierten Stellenmaterials rückverfolgen zu können. Hauptziel von NAWA ist nicht die Überwachung der Biodiversität, sondern der Gewässerbelastung an gezielt ausgewählten Knoten mittels Bioindikatoren. Dies muss als Kerngedanke auch bei der Frage der Probenarchivierung im Vordergrund stehen. Aus den genannten Gründen wird dringend empfohlen in Zukunft die Proben nach Stellen zu archivieren. Nach Möglichkeit sollten die Taxaröhrchen von 2012, 2015 und 2019 wieder rücksortiert werden.

11.7 Querprofile der NAWA-Stellen aufnehmen

Mit dem bestehenden hydrologischen Messnetz wäre es möglich an den NAWA-Stellen verschiedene für die Biozönose relevante hydraulische Kenngrößen und insbesondere den «hydraulischen Stress» zu bestimmen. Ein zentrales, aber fehlendes Element dazu ist ein für den Probenahmesektor repräsentatives Querprofil (oder mehrere). Ein für NAWA geeignetes Verfahren wäre:

a) Bestimmung der Fließgeschwindigkeit v nach Manning-Strickler

$$v = k_s * R^{2/3} * L^{1/2}$$

k_s ist der Faktor für die Sohlenrauigkeit (Daten von Aufnahmeraster), R ist die mittlere hydraulische Tiefe (z.B. die **Querschnittsfläche** dividiert durch die benetzte Breite) und L das mittlere Gefälle (z.B. im Sektor der Probenahmefläche).

b) Bestimmung des hydraulischen Stress nach Statzner

$$I' = \left(\frac{v}{k_s * \left(\frac{D}{z+D} \right)^{2/3}} \right)^2 * 1000$$

I' ist der dimensionslose hydraulische Stress, v die Fließgeschwindigkeit, D die Wassertiefe in [m].

Die Erfahrung bei der wiederholten Beprobung der kleinen Fließgewässer aber auch der Vergleich des Bildmaterials der NAWA-Stellen über die Jahre hat gezeigt, dass die Querprofile sich mit wenigen Ausnahmen nicht relevant veränderten. In der Regel

müssen dazu Hochwasser von längerer Jährlichkeit auftreten. Die Profile müssten deshalb nicht alle 4 Jahre aufgenommen werden. Die Aufnahme könnte im Rahmen der nächsten NAWA-Erhebung durchgeführt werden, entweder mit konventionellen Feldverfahren oder mittels Drohne mit LIDAR in einer Laserwellenlänge, die die Wasseroberfläche durchdringt. Dieses Verfahren wird beispielsweise für die Bestimmung von gewässermorphologisch angepassten Restwassermengen angewendet.

12 Ausblick

12.1 Unbestimmte Aussageschärfe des IBCH

Der IBCH hat den Anspruch, die an einer Stelle vorherrschenden Stressoren des Makrozoobenthos mit einem integralen Güte-Index zu bewerten. Die Stressoren umfassen chemisch-physikalische, hydraulische, ökomorphologische und biologische (invasive Neozoen) Faktoren. In den bisherigen drei Erhebungskampagnen variieren die IBCH-Werte von Mal zu Mal erheblich (Abb. 91).

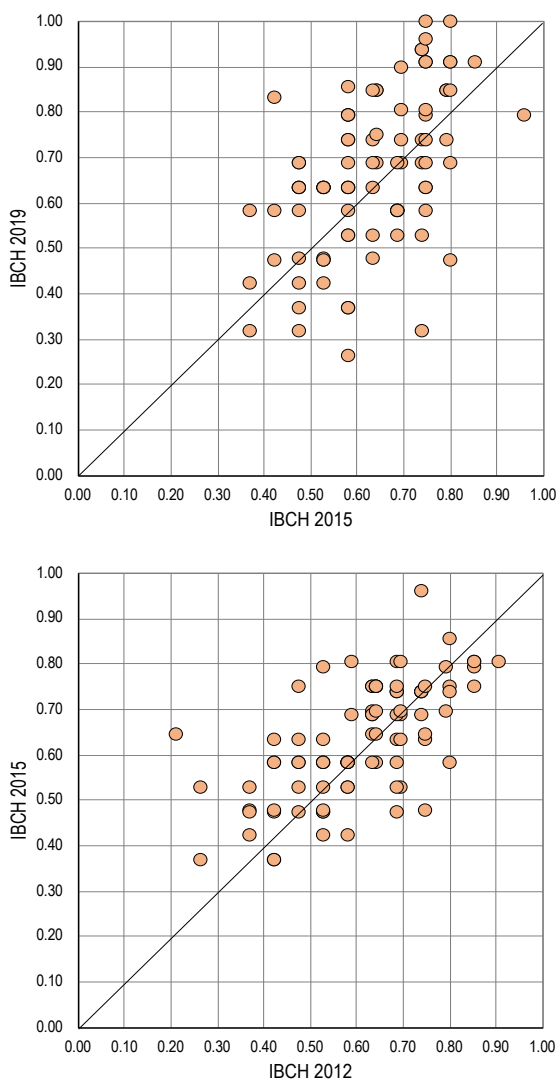


Abb. 91: Streuung der IBCH-Werte zwischen den drei bisherigen NAWA-Trend Kampagnen 2012, 2015 und 2019.

Wenn Stellen die 2012 beispielsweise alle einen IBCH-Wert von 0.58 aufweisen, 2015 über 2 Güteklassen streuen und dies sich von 2015 zu 2019 in fast noch grösserem Ausmass wiederholt wird es schwer die Ergebnisse richtig einzuordnen. Es stellt

sich die Frage, inwieweit ist es das Resultat «natürlicher» Schwankungen oder ist es der Ausdruck von Mal zu Mal unterschiedlich wirkender Stressoren. Im ersten Falle wäre der Begriff Güteklasse nicht mehr angebracht und im zweiten Falle wäre der IBCH sehr präzise. Allerdings sind hier in Bezug auf die eingangs erwähnten Stressoren Zweifel angebracht. Die Ökomorphologie der Gewässer ändert sich innerhalb von 4 Jahren keinesfalls in diesem Ausmass und schon gar nicht vor und zurück. Grosse Fluktuationen von Neozoenpopulationen kommen zwar punktuell vor (z.B. Limmat Zürich) hingegen sind sie über die Gesamtzahl der NAWA-Trend Stellen eher bescheiden. Abflussgeschehen und Wärmefluss variieren von Jahr zu Jahr erheblich, jedoch hat sich bei der Analyse der Ursachen für den Taxa- bzw. IBCH-«Sprung» zwischen 2015 und 2019 gezeigt, dass der Einfluss dieser Faktoren zumindest in Skalenbereich zwischen 2015 und 2019 bescheiden ist. Chemisch-physikalische Faktoren können grossen kurzzeitigen Fluktuationen unterworfen sein. Der Einfluss chemisch-physikalischer Faktoren auf das Makrozoobenthos wurde oft untersucht und floss in die Entwicklung spezifischer Indikatoren wie SPEAR (Pestizide) und Saprobien-Index (organische Belastung) mit ein. Auf Taxaebene hat eine neuere Studie [Schuwirth et al. 2019] indirekt über Landnutzungsparameter einen stofflichen Einfluss nachweisen können. Eine NAWA-bezogene, direkte Analyse des Einflusses chemisch-physikalischer Faktoren auf das Makrozoobenthos bzw. den IBCH fehlt, obwohl an jeder NAWA-Stelle unterdessen umfangreiche Datensätze erhoben wurden. Ob eine solche Analyse den Aussagewert des IBCH schärfen würde, bleibt natürlich offen. Die Hoffnung ist aber, dass daraus spezifischere biologische Indikatoren entwickelt werden könnten.

12.2 IBCH mit spezifischen Indikatorensystemen ergänzen

Mit der technischen Entwicklung der Analytik und der molekulargenetischen Identifikationsverfahren ist in Zukunft zu erwarten, dass stressorspezifische Indikatoren zur Verfügung stehen. Analog zum SPEAR-Index sollen weitere aus der Wissenschaft entwickelte Indikatoren auf die Eignung für NAWA bezüglich Datenkompatibilität und Informationsmehrwert evaluiert werden.

12.3 Taxonomische Differenzierung auf weitere Gruppen ausweiten

Die Auswertung der EPT-Daten auf Art- oder Artkomplexstufe zeigt, dass dieser Schritt eine schärfere Sicht über die Wirkung von Stressoren auf die Indikatoren ermöglicht. Beispielsweise ist der Zusammenhang zwischen der Nutzung im EZG und der Taxazahl der EPT offensichtlicher, wenn man von der Familienstufe auf Stufe Art bestimmt. Die differenziertere Bestimmung ist auf Taxagruppen anzuwenden die an allen Stellen vertreten sind, wie z. B. die Ordnung Oligochaeta und die Familien Chironomidae und Simuliidae. Dabei ist abzuwägen, ob DNA-Analysen oder klassische Bestimmungsmethoden besser geeignet sind.

13 Empfehlungen

1) Bei allen NAWA-Stellen des Makrozoobenthos ist zu prüfen, ob innerhalb der Aufnahmeﬂäche oder unmittelbar oberhalb Entlastungen der Siedlungsentwässerung einmünden (Kapitel 11.2).

2) Für die qualifizierte Schätzung der Abundanzen im Labor ist in Zukunft eine Streifenzählung vorzuschreiben (Kapitel 11.3).

3) In der Liste der EZG-Eigenschaften sind folgende Präzisierungen und Korrekturen vorzunehmen (Kapitel 11.4):

- Angaben für französische Teile der EZG ergänzen.
- EZG vor und nach Seen trennen. Dabei das EZG des Abwassers für die Berechnung der Abwasseranteile genauer prüfen.
- Abwasser EZG generell genauer prüfen. Sie stimmen in einigen Fällen wegen weitreichender Verbundleitungen nicht mit dem hydrologischen EZG überein.
- Ökomorphologische Angaben ergänzen. Klassenanteile für das gesamte EZG berechnen.
- Schwall-Sunk Angaben präzisieren durch S/S-Verhältniszahl, Schwallfrequenzen, Anstiegs- und Abfallraten.
- Restwasserangaben präzisieren durch Angabe der Verhältnisse zu MQ, Q_{347} und Dauer des Restwasserabflusses.

4) Bei Stellenverschiebungen über grössere Distanzen zwischen zwei Probenahme-Kampagnen parallele Beprobungen des alten und neuen Ortes vorschreiben (Kapitel 11.5).

5) Stellenbezogene Archivierung der MZB-Proben inklusive der Probensolde (Kapitel 11.6).

6) An den NAWA-Stellen bei der nächsten Kampagne Querprofil/e der Aufnahmeﬂächen erstellen. (Kapitel 11.7).

7) IBCH laufend mit neu entwickelten spezifischen Indikatorensystemen ergänzen sofern sie auf NAWA-Daten auch rückwirkend angewendet werden können (Kapitel 12.2).

8) Taxonomische Differenzierung auf weitere Gruppen ausweiten (Oligochaeta, Chironomidae, Simuliidae) u.a. auch mit molekulargenetischen Methoden (Kapitel 12.3).

14 Literatur

BAFU 2013: NAWA – Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität. Konzept Fließgewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1327: 72 S.

BAFU (ed.) 2019: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 63 S.

Baumann P., Kirchhofer A., Schälchli U. 2012: Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 26 S.

Binderheim E., Göggel W. 2007: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 S.

BLW 2017: Agrarbericht 2016, Bundesamt für Landwirtschaft, 3003 Bern. 460 S.

Eichenberger E., Schlatter F., Weilenmann H.-U., Wuhrmann K. 1979: Die Wirkung der essentiellen Metalle Kupfer, Kobalt und Zink in Fließgewässern; EAWAG Jahresbericht 1979.

Freshwaterecology.info: Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna Department Water - Atmosphere - Environment Institute of Hydrobiology & Aquatic Ecosystem Management.

Haberthür M., Martinez N. Küry D. 2021: Analyse möglicher Einflussfaktoren auf die kurz und langzeitlichen Trends beim Makrozoobenthos in NAWA-Trend. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, 39 S.

Hesselschwerdt J., Mürle U. 2020: Biologische Untersuchungen der Limmat 2020 zwischen Zürichsee und Aare, Fachbericht Makroinvertebraten. Hydra AG, DEPARTMENT BAU, VERKEHR UND UMWELT, Abteilung für Umwelt, Kanton Zürich, Baudirektionsamt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Gewässerschutz, 38 S.

Kunz M., Schindler Wildhaber Y., Dietzel A., Wittmer I., Leib V. 2016: Zustand der Schweizer Fließgewässer. Ergebnisse der Nationalen Beobachtung

Oberflächengewässerqualität (NAWA) 2011–2014. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1620: 87 S.

Pfaundler M. et al. 2011: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Vollzug Nr. 1107: 113 S.

Schuwirth N., Caradima B., Schindler-Wildhaber Y., Sarbach-Remund N. 2019: Analyse schweizweiter Makrozoobenthosdaten; Erkenntnisse über anthropogene Einflüsse und Monitoring-Design. Aqua&Gas, 12 (2019), S. 55-61.

Statzner B. 1981: The relation between «hydraulic stress» and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system the Schierenseebrooks (North Germany). Arch. Hydrobiol. 91 (2), p 192-213.

Stucki P., Knispel S. 2017: NAWA-TREND Biologie, Fachbericht Makrozoobenthos und Äusserer Aspekt, 2. Kampagne 2015, 51 S.

Tonolla D., Chaix O., Meile T., Zurwerra A., Büsser P., Oppliger S., Essyad K. 2017. Schwall-Sunk – Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1701: 133 S.

Waringer J., Graf W. 1997: Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas-Univ.-Verl., 1997, 286 S.

Anhang A: Daten der Probenahmestellen

Stelle	Gewässer	X-Koord	Y-Koord	Höhe	Datum	Verschiebungen		Auftrag
						örtlich	zeitlich	
CH_002_BS	Birs	613496	267409	250	12.03.19	–	–	BAFU
CH_007_BE	Emme	609445	225330	444	13.03.19	–	–	BAFU
CH_009_SO	Limpach	605997	220876	464	13.03.19	–	–	BAFU
CH_011_SO	Lüssel	607744	250786	390	12.03.19	–	–	BAFU
CH_012_OW	Sarner Aa	662647	195819	461	19.02.19	–	vor	OW
CH_014_LU	Reuss	664315	212930	430	26.02.19	–	vor	BAFU
CH_015_VS	Rhône	639626	128790	659	22.03.19	–	–	VS
CH_016_VS	Vispa	634030	125900	650	10.04.19	–	–	VS
CH_017_VS	Rhône	593300	118455	489	12.03.19	–	–	VS
CH_018_VS	Drance	570614	104466	495	06.03.19	–	–	VS
CH_020_VD	Venoge	532024	154048	384	20.03.19	leicht	–	BAFU
CH_021_VD	Thielle	538389	180827	432	20.03.19	–	–	BAFU
CH_022_VD	Broye	566183	191947	440	24.03.19	–	–	BAFU
CH_023_SG	Steinach	750755	262628	409	21.03.19	–	–	BAFU
CH_025_SG	Sitter	745537	258250	535	24.03.19	–	–	BAFU
CH_026_SG	Thur	732383	259206	475	06.03.19	–	–	BAFU
CH_027_SG	Necker	724298	250473	560	07.03.19	–	–	BAFU
CH_028_SG	Glatt	729400	256250	495	06.03.19	–	–	BAFU
CH_032_AG	Pfaffern	634429	239712	405	06.03.19	–	–	AG
CH_033_AG	Wyna	649071	246917	400	06.03.19	–	–	AG
CH_034_AG	Bünz	656434	251249	380	05.03.19	–	–	AG
CH_035_AG	Surb	662285	268508	335	5.3.2019	–	–	AG
CH_036_AG	Sissle	641500	265545	310	5.3.2019	–	–	AG
CH_039_AG	Suhre	648700	247570	380	06.03.19	–	–	AG
CH_040_ZH	Limmat	679330	250317	397	06.03.19	–	–	ZH
CH_041_ZH	Töss	685998	264982	358	18.03.19	–	–	ZH
CH_042_ZH	Sihl	682105	246843	410	06.03.19	–	–	ZH
CH_043_ZH	Glatt	678123	269619	339	18.03.19	–	–	ZH
CH_044_ZH	Glatt	691163	248330	436	13.03.19	–	–	ZH
CH_045_ZH	Aabach	696928	240805	440	13.03.19	–	–	ZH
CH_046_ZH	Aa	694950	244939	441	13.03.19	–	–	ZH
CH_047_ZH	Reppisch	672809	252051	385	06.03.19	–	–	ZH
CH_048_ZH	Jona	705817	232990	528	27.03.19	–	–	ZH
CH_049_ZH	Furtbach	671505	255848	420	20.03.19	–	–	ZH
CH_050_ZH	Thur	693065	272893	359	20.03.19	–	–	ZH
CH_054_FR	Sionge	572353	167639	684	10.04.19	–	–	BAFU
CH_056_BE	Engstlige	615246	158704	810	08.04.19	–	–	BAFU
CH_058_BE	Chise	613807	188906	616	25.04.19	–	–	BAFU
CH_059_BE	Gürbe	603555	196625	511	25.03.19	–	–	BAFU
CH_060_BE	Sense	593370	193000	549	25.03.19	–	–	BAFU
CH_062_BE	Urtenen	606960	217380	486	06.03.19	–	–	BAFU
CH_063_BE	Langete	628600	232897	449	06.03.19	–	–	BAFU
CH_065_ZH	Sihl	693293	225364	687	08.04.19	–	–	ZH
CH_066_ZH	Töss	703828	255510	530	18.03.19	–	–	ZH
CH_067_BL	Ergolz	620950	264930	261	12.03.19	–	–	BAFU
CH_068_JU	Sorne	593577	246286	410	20.03.19	–	–	BAFU
CH_069_JU	Scheulte	599461	244150	465	20.03.19	–	–	BAFU
CH_070_TG	Murg	709510	269793	391	20.03.19	–	–	BAFU
CH_071_TG	Lauche	712330	264343	445	02.03.19	–	–	BAFU
CH_072_TG	Chemibach	721604	273121	419	20.03.19	–	–	BAFU
CH_073_TG	Salmsacher Aach	744157	268389	407	19.03.19	–	–	TG
CH_074_NW	Engelberger Aa	672138	201829	456	19.02.19	–	vor	NW
CH_075_ZG	Lorze	674516	230487	390	05.03.19	–	–	BAFU
CH_076_ZG	Lorze	680595	226069	421	05.03.19	–	–	BAFU
CH_079_AG	Aabach	655159	251068	365	05.03.19	–	–	AG
CH_084_JU	Allaine	567887	261272	365	21.03.19	–	–	BAFU
CH_085_NE	Areuse	554430	199950	445	30.03.19	–	–	NE
CH_086_GE	Arve	499460	116790	375	28.02.19	–	vor	GE

Stelle	Gewässer	X-Koord	Y-Koord	Höhe	Datum	Verschiebungen		Auftrag
						örtlich	zeitlich	
CH_087_JU	Birs	597523	249370	386	22.03.19	leicht	–	BAFU
CH_088_JU	Doubs	572066	243841	420	01.04.19	leicht	–	BAFU
CH_089_SO	Dünnerm	634000	244025	404	06.03.19	–	–	BAFU
CH_091_GR	Inn	795320	165548	1650	11.04.19	–	–	BAFU
CH_092_BE	Kander	616905	170230	620	08.04.19	–	–	BAFU
CH_093_LU	Kleine Emme	664207	213237	407	23.03.19	ganz	–	BAFU
CH_094_BE	La Suze	584763	220291	430	01.04.19	–	–	BAFU
CH_095_GR	Landquart	765245	204813	560	21.02.19	–	vor	BAFU
CH_098_TI	Maggia	703084	113851	200	06.03.19	–	–	BAFU
CH_099_TI	Moesa	724346	120161	235	06.03.19	–	–	BAFU
CH_100_SZ	Muota	688257	206189	436	25.02.19	–	vor	BAFU
CH_101_UR	Reuss	690654	191880	445	23.02.19	–	vor	UR
CH_106_BE	Saane	585905	203017	463	24.03.19	–	–	BAFU
CH_107_FR	Sarine	573540	161640	685	10.04.19	–	–	BAFU
CH_111_AG	Wigger	637194	238503	420	06.03.19	–	–	AG
CH_114_BE	Emme	623712	199785	640	01.04.19	–	–	BAFU
CH_115_AI	Sitter	750019	243282	790	24.04.19	–	–	BAFU
CH_116_LU	Ron	663861	224838	466	05.03.19	–	–	BAFU
CH_119_NE	Seyon	559534	207117	635	02.04.19	–	–	BAFU
CH_123_TI	Maggia	692818	134910	622	22.04.19	–	–	BAFU
CH_126_VD	Mentue	545390	180900	448	18.03.19	–	–	BAFU
CH_127_VD	Talent	532670	173050	439	20.03.19	–	–	BAFU
CH_128_VD	Promenthouse	510084	140075	394	13.03.19	–	–	BAFU
CH_129_VD	Boiron de Morges	526273	149580	375	13.03.19	leicht	–	BAFU
CH_130_VD	Aubonne	520715	147440	395	18.03.19	–	–	BAFU
CH_131_VD	Veveyse	553755	145728	376	12.03.19	–	–	BAFU
CH_132_VD	Grande Eau	561082	130535	386	12.03.19	–	–	BAFU
CH_133_BE	Simme	612505	168441	640	08.04.19	–	–	BAFU
CH_134_BE	La Birse	596389	240411	475	20.03.19	–	–	BAFU
CH_135_AR	Urnäsch	742503	251590	593	28.03.19	–	–	BAFU
CH_136_AG	Küntenerbach	666969	248640	388	6.3.2019	leicht	–	AG
CH_137_AG	Möhlbach	632055	266359	337	07.03.19	leicht	–	AG
CH_138_BE	Chrümmlisbach	606133	218489	470	19.03.19	–	–	BE
CH_139_BE	Ballmoosbach	603217	210481	547	19.03.19	–	–	BE
CH_140_FR	Bainoz	552620	184072	570	18.03.19	leicht	–	BAFU
CH_141_JU	Erveratte	580325	251633	490	21.03.19	–	–	BAFU
CH_143_SG	Zapfenbach	764793	250889	400	27.03.19	–	–	BAFU
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	764600	251002	400	27.03.19	–	–	BAFU
CH_145_SH	Landgrabe	674870	279824	404	21.03.19	–	–	BAFU
CH_146_SH	Beggingerbach	681330	291094	526	06.03.19	–	–	BAFU
CH_147_TG	Eschelisbach	740300	274478	400	24.03.19	–	–	BAFU
CH_148_TG	Salmsacher Aach	741763	268543	417	02.04.19	–	–	BAFU
CH_149_TI	Vedeggio	714110	95680	274	05.03.19	–	–	BAFU
CH_150_VD	Ruisseau Gi	545151	181272	452	18.03.19	–	–	BAFU
CH_151_VD	Le Combagnou	522923	158664	620	10.04.19	–	–	BAFU
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	597501	121662	491	22.03.19	–	–	VS
CH_153_NE	Doubs	544983	215320	751	02.04.19	–	–	NE
CH_154_LU	Ron	664050	224110	469	24.04.19	–	nach	BAFU

Verschiebungen zeitlich

vor = vor Probenahmefenster

nach = nach Probenahmefenster

Verschiebungen örtlich

leicht = Probenahmefenster überlappend

ganz= Probenahmefenster getrennt

Anhang B: Daten der Makroinvertebraten

Stelle	Gewässer	Höhe	Datum	Taxa	IBCH	DK	IGmax	SPEAR
CH 002 BS	Birs	250	12.03.19	36	0.63	0.60	0.70	22.69
CH 007 BE	Emme	444	13.03.19	37	0.91	0.85	1.00	33.04
CH 009 SO	Limpach	464	13.03.19	33	0.79	0.77	0.84	20.91
CH 011 SO	Lüssel	390	12.03.19	36	0.69	0.60	0.84	26.86
CH 012 OW	Sarner Aa	461	19.02.19	22	0.63	0.60	0.70	24.52
CH 014 LU	Reuss	430	26.02.19	34	0.83	1.00	0.56	23.65
CH 015 VS	Rhône	659	22.03.19	15	0.86	0.77	1.00	60.27
CH 016 VS	Vispa	650	10.04.19	12	0.63	0.60	0.70	54.47
CH 017 VS	Rhône	489	12.03.19	15	0.79	0.77	0.84	44.76
CH 018 VS	Drance	495	06.03.19	16	0.90	0.85	0.97	43.94
CH 020 VD	Venoge	384	20.03.19	27	0.63	0.51	0.84	20.13
CH 021 VD	Thielle	432	20.03.19	23	0.42	0.43	0.42	21.16
CH 022 VD	Broye	440	24.03.19	24	0.48	0.43	0.56	25.90
CH 023 SG	Steinach	409	21.03.19	21	0.58	0.43	0.84	33.28
CH 025 SG	Sitter	535	24.03.19	26	0.74	0.68	0.84	41.22
CH 026 SG	Thur	475	06.03.19	38	1.00	1.00	1.00	46.35
CH 027 SG	Necker	560	07.03.19	31	0.91	0.85	1.00	34.79
CH 028 SG	Glatt	495	06.03.19	30	0.63	0.60	0.70	34.19
CH 032 AG	Pfaffnern	405	06.03.19	38	0.85	0.85	0.84	20.79
CH 033 AG	Wyna	400	06.03.19	21	0.53	0.51	0.56	18.59
CH 034 AG	Bünz	380	05.03.19	31	0.69	0.68	0.70	16.78
CH 035 AG	Surb	335	5.3.2019	31	0.69	0.68	0.70	25.84
CH 036 AG	Sissle	310	5.3.2019	33	0.58	0.51	0.70	25.74
CH 039 AG	Suhre	380	06.03.19	28	0.63	0.60	0.70	15.32
CH 040 ZH	Limmat	397	06.03.19	16	0.32	0.34	0.28	5.00
CH 041 ZH	Töss	358	18.03.19	36	0.86	0.77	1.00	27.90
CH 042 ZH	Sihl	410	06.03.19	31	0.69	0.68	0.70	31.65
CH 043 ZH	Glatt	339	18.03.19	35	0.79	0.77	0.84	31.69
CH 044 ZH	Glatt	436	13.03.19	16	0.37	0.34	0.42	15.65
CH 045 ZH	Aabach	440	13.03.19	21	0.48	0.51	0.42	33.97
CH 046 ZH	Aa	441	13.03.19	23	0.58	0.51	0.70	32.91
CH 047 ZH	Reppisch	385	06.03.19	27	0.53	0.60	0.42	20.20
CH 048 ZH	Jona	528	27.03.19	25	0.69	0.60	0.84	33.76
CH 049 ZH	Furtbach	420	20.03.19	18	0.37	0.43	0.28	11.89
CH 050 ZH	Thur	359	20.03.19	33	0.86	0.77	1.00	32.63
CH 054 FR	Sionge	684	10.04.19	31	0.63	0.60	0.70	26.22
CH 056 BE	Engstlige	810	08.04.19	17	0.69	0.60	0.84	53.11
CH 058 BE	Chise	616	25.04.19	26	0.63	0.51	0.84	27.05
CH 059 BE	Gürbe	511	25.03.19	33	0.69	0.68	0.70	23.98
CH 060 BE	Sense	549	25.03.19	32	0.91	0.85	1.00	36.86
CH 062 BE	Urtenen	486	06.03.19	27	0.69	0.60	0.84	24.19
CH 063 BE	Langete	449	06.03.19	30	0.74	0.68	0.84	23.87
CH 065 ZH	Sihl	687	08.04.19	29	0.69	0.60	0.84	43.00
CH 066 ZH	Töss	530	18.03.19	33	0.86	0.77	1.00	35.99
CH 067 BL	Ergolz	261	12.03.19	32	0.63	0.60	0.70	21.12
CH 068 JU	Sorne	410	20.03.19	39	0.74	0.68	0.84	27.65
CH 069 JU	Scheulte	465	20.03.19	42	0.86	0.77	1.00	30.45
CH 070 TG	Murg	391	20.03.19	32	0.69	0.68	0.70	26.86
CH 071 TG	Lauche	445	02.03.19	41	0.85	0.94	0.70	21.53
CH 072 TG	Chemibach	419	20.03.19	46	0.94	1.00	0.84	28.09
CH 073 TG	Salmsacher Aach	407	19.03.19	30	0.69	0.68	0.70	24.12
CH 074 NW	Engelberger Aa	456	19.02.19	15	0.70	0.51	1.00	62.54
CH 075 ZG	Lorze	390	05.03.19	37	0.85	0.85	0.84	27.78
CH 076 ZG	Lorze	421	05.03.19	40	0.86	0.77	1.00	35.59
CH 079 AG	Aabach	365	05.03.19	39	0.79	0.85	0.70	21.18
CH 084 JU	Allaine	365	21.03.19	35	0.63	0.60	0.70	21.45
CH 085 NE	Areuse	445	30.03.19	37	0.75	0.60	1.00	32.58
CH 086 GE	Arve	375	28.02.19	21	0.80	0.68	1.00	31.31
CH 087 JU	Birs	386	22.03.19	41	0.74	0.68	0.84	25.60
CH 088 JU	Doubs	420	01.04.19	39	0.74	0.60	0.97	39.07
CH 089 SO	Dünnern	404	06.03.19	29	0.63	0.51	0.84	21.02
CH 091 GR	Inn	1650	11.04.19	19	0.96	0.94	1.00	44.09
CH 092 BE	Kander	620	08.04.19	23	1.00	1.00	1.00	44.74
CH 093 LU	Kleine Emme	407	23.03.19	33	0.96	0.94	1.00	39.14
CH 094 BE	La Suze	430	01.04.19	26	0.58	0.43	0.84	31.17
Stelle	Gewässer	Höhe	Datum	Taxa	IBCH	DK	IGmax	SPEAR

CH_095_GR	Landquart	560	21.02.19	14	0.58	0.51	0.70	52.99
CH_098_TI	Maggia	200	06.03.19	25	0.86	0.77	1.00	40.64
CH_099_TI	Moesa	235	06.03.19	30	0.96	0.94	1.00	44.21
CH_100_SZ	Muota	436	25.02.19	28	0.91	0.85	1.00	41.72
CH_101_UR	Reuss	445	23.02.19	19	0.96	0.94	1.00	62.42
CH_106_BE	Saane	463	24.03.19	31	0.91	0.85	1.00	40.53
CH_107_FR	Sarine	685	10.04.19	33	0.96	0.94	1.00	36.60
CH_111_AG	Wigger	420	06.03.19	33	0.86	0.77	1.00	34.70
CH_114_BE	Emme	640	01.04.19	31	0.91	0.85	1.00	41.45
CH_115_AI	Sitter	790	24.04.19	33	1.00	1.00	1.00	40.52
CH_116_LU	Ron	466	05.03.19	29	0.69	0.68	0.70	26.04
CH_119_NE	Seyon	635	02.04.19	24	0.53	0.43	0.70	24.64
CH_123_TI	Maggia	622	22.04.19	27	1.00	1.00	1.00	43.12
CH_126_VD	Mentue	448	18.03.19	26	0.53	0.43	0.70	22.55
CH_127_VD	Talent	439	20.03.19	34	0.53	0.60	0.42	16.33
CH_128_VD	Promenthouse	394	13.03.19	30	0.63	0.51	0.84	35.50
CH_129_VD	Boiron de Morges	375	13.03.19	27	0.58	0.51	0.70	25.90
CH_130_VD	Aubonne	395	18.03.19	25	0.64	0.43	1.00	39.80
CH_131_VD	Veveyse	376	12.03.19	18	0.69	0.51	0.97	41.70
CH_132_VD	Grande Eau	386	12.03.19	19	0.63	0.60	0.70	33.13
CH_133_BE	Simme	640	08.04.19	24	0.86	0.77	1.00	40.76
CH_134_BE	La Birse	475	20.03.19	35	0.69	0.60	0.84	28.63
CH_135_AR	Urnäsch	593	28.03.19	23	0.80	0.68	1.00	40.78
CH_136_AG	Küntenerbach	388	6.3.2019	26	0.63	0.60	0.70	29.43
CH_137_AG	Möhlbach	337	07.03.19	26	0.53	0.43	0.70	28.15
CH_138_BE	Chrümlisbach	470	19.03.19	26	0.69	0.60	0.84	23.51
CH_139_BE	Ballmoosbach	547	19.03.19	16	0.53	0.43	0.70	14.49
CH_140_FR	Bainoz	570	18.03.19	25	0.58	0.60	0.56	29.89
CH_141_JU	Erveratte	490	21.03.19	38	0.74	0.68	0.84	26.51
CH_143_SG	Zapfenbach	400	27.03.19	24	0.53	0.51	0.56	18.27
CH_144_SG	Mittlerer Seegraben	400	27.03.19	20	0.48	0.43	0.56	25.94
CH_145_SH	Landgrabe	404	21.03.19	29	0.69	0.68	0.70	22.01
CH_146_SH	Beggingerbach	526	06.03.19	28	0.63	0.60	0.70	25.35
CH_147_TG	Eschelisbach	400	24.03.19	24	0.48	0.60	0.28	17.48
CH_148_TG	Salmsacher Aach	417	02.04.19	34	0.74	0.77	0.70	27.20
CH_149_TI	Vedeggio	274	05.03.19	23	0.53	0.51	0.56	31.47
CH_150_VD	Ruisseau Gi	452	18.03.19	33	0.79	0.77	0.84	27.83
CH_151_VD	Le Combagnou	620	10.04.19	27	0.63	0.68	0.56	26.08
CH_152_VS	Canal D'Uvrier	491	22.03.19	18	0.37	0.43	0.28	9.41
CH_153_NE	Doubs	751	02.04.19	15	0.21	0.26	0.14	13.35
CH_154_LU	Ron	469	24.04.19	28	0.63	0.60	0.70	26.65

Anhang C: Artenliste Ephemeroptera

Fam	Gatt	Art	Anzahl Stellen	Abundanz Total	Abundanz/Stelle
Baetidae	Acentrella	sinaica	1	24	24.0
Baetidae	Alainites	muticus	40	925	23.1
Baetidae	Baetis	alpinus	29	2613	90.1
Baetidae	Baetis	bucératus	9	657	73.0
Baetidae	Baetis	fuscatus-K.	1	1	1.0
Baetidae	Baetis	fuscatus	1	1	1.0
Baetidae	Baetis	scambus	3	10	3.3
Baetidae	Baetis	liebenauae	1	29	29.0
Baetidae	Baetis	lutheri	59	2061	34.9
Baetidae	Baetis	vardarensis	35	948	27.1
Baetidae	Baetis	nubecularis	1	10	10.0
Baetidae	Baetis	pentapleobodes	3	143	47.7
Baetidae	Baetis	rhodani	101	13715	135.8
Baetidae	Baetis	vernus	5	156	31.2
Baetidae	Centroptilum	luteolum	32	1063	33.2
Baetidae	Labiobaetis	athrebatinus	1	1	1.0
Caenidae	Caenis	horaria	3	3	1.0
Caenidae	Caenis	luctuosa	6	282	47.0
Caenidae	Caenis	macrura	36	4685	130.1
Caenidae	Caenis	pusilla	2	3	1.5
Caenidae	Caenis	rivulorum	4	10	2.5
Ephemerellidae	Ephemerella	mucronata	4	6	1.5
Ephemerellidae	Serratella	ignita	28	377	13.5
Ephemerellidae	Torleya	major	11	412	37.5
Ephemeridae	Ephemerella	danica	39	575	14.7
Ephemeridae	Ephemerella	glaucops	1	9	9.0
Heptageniidae	Ecdyonurus	helveticus-K.	5	18	3.6
Heptageniidae	Ecdyonurus	helveticus	9	16	1.8
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus-K.	36	351	9.8
Heptageniidae	Ecdyonurus	venosus	39	289	7.4
Heptageniidae	Ecdyonurus	torrentis	14	91	6.5
Heptageniidae	Ecdyonurus	dispar	2	3	1.5
Heptageniidae	Electrogena	lateralis	6	14	2.3
Heptageniidae	Electrogena	ujhelyii	3	7	2.3
Heptageniidae	Epeorus	assimilis	27	240	8.9
Heptageniidae	Heptagenia	sulphurea	7	56	8.0
Heptageniidae	Rhithrogena	allobrogica	5	15	3.0
Heptageniidae	Rhithrogena	alpestris	7	60	8.6
Heptageniidae	Rhithrogena	hybrida-K.	3	188	62.7
Heptageniidae	Rhithrogena	corcontica	2	41	20.5
Heptageniidae	Rhithrogena	degrangei	6	27	4.5
Heptageniidae	Rhithrogena	hybrida	4	25	6.3
Heptageniidae	Rhithrogena	putzhi	3	38	12.7
Heptageniidae	Rhithrogena	gratianopolitana	9	60	6.7
Heptageniidae	Rhithrogena	landai	3	55	18.3
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata-K.	41	2154	52.5
Heptageniidae	Rhithrogena	semicolorata	13	41	3.2
Heptageniidae	Rhithrogena	picteti	17	102	6.0
Heptageniidae	Rhithrogena	dorieri	3	8	2.7
Heptageniidae	Rhithrogena	germanica	6	43	7.2
Leptophlebiidae	Choroterpes	picteti	1	1	1.0
Leptophlebiidae	Habroleptoides	confusa	36	829	23.0
Leptophlebiidae	Habrophlebia	eldae	1	4	4.0
Leptophlebiidae	Habrophlebia	lauta	23	330	14.3
Leptophlebiidae	Paraleptophlebia	submarginata	26	216	8.3
Potamanthidae	Potamanthus	luteus	6	42	7.0
Siphonuridae	Siphonurus	lacustris	6	71	11.8

Anhang D: Artenliste Plecoptera

Fam	Gatt	Art	Anzahl Stellen	Abundanz Total	Abundanz/Stelle
Capniidae	Capnia	nigra	5	12	2.4
Capniidae	Capnioneura	nemuroides	12	31	2.6
Chloroperlidae	Chloroperla	tripunctata	7	52	7.4
Chloroperlidae	Siphonoperla	torrentium-K.	4	5	1.3
Chloroperlidae	Siphonoperla	torrentium	3	14	4.7
Leuctridae	Leuctra-K.	leuctra sp.	64	3862	60.3
Leuctridae	Leuctra	alpina	1	1	1.0
Leuctridae	Leuctra	hippopus	12	31	2.6
Leuctridae	Leuctra	inermis	4	12	3.0
Leuctridae	Leuctra	braueri	1	2	2.0
Leuctridae	Leuctra	nigra	1	1	1.0
Nemouridae	Amphinemura	sulcicollis-K.	38	1742	45.8
Nemouridae	Amphinemura	sulcicollis	2	7	3.5
Nemouridae	Amphinemura	triangularis	2	13	6.5
Nemouridae	Nemoura-K.	nemoura sp.	27	128	4.7
Nemouridae	Nemoura	cinerea	1	1	1.0
Nemouridae	Nemoura	flexuosa	17	56	3.3
Nemouridae	Nemoura	marginata	3	5	1.7
Nemouridae	Nemoura	minima	5	21	4.2
Nemouridae	Nemoura	mortoni	5	6	1.2
Nemouridae	Nemurella	pictetii	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	auberti	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	intricata	4	63	15.8
Nemouridae	Protonemura	lateralis	3	5	1.7
Nemouridae	Protonemura	meyeri	1	1	1.0
Nemouridae	Protonemura	nimborum	7	12	1.7
Nemouridae	Protonemura	nitida	1	45	45.0
Perlidae	Dinocras	cephalotes	9	36	4.0
Perlidae	Dinocras	megacephala	3	3	1.0
Perlidae	Perla	grandis	10	17	1.7
Perlidae	Perla	marginata	9	26	2.9
Perlodidae	Besdolus	imhoffi	1	1	1.0
Perlodidae	Isogenus	nubecula	1	1	1.0
Perlodidae	Isoperla-K.	Isoperla sp.	24	322	13.4
Perlodidae	Isoperla	carbonaria	1	1	1.0
Perlodidae	Isoperla	grammatica	23	200	8.7
Perlodidae	Isoperla	rivulorum	5	22	4.4
Perlodidae	Perlodes	intricatus	1	1	1.0
Perlodidae	Perlodes	microcephalus	11	16	1.5
Taeniopterygidae	Brachyptera	monilicornis	1	75	75.0
Taeniopterygidae	Brachyptera	risi	38	479	12.6
Taeniopterygidae	Brachyptera	seticornis	2	54	27.0
Taeniopterygidae	Brachyptera	trifasciata	1	3	3.0
Taeniopterygidae	Rhabdiopteryx-K.	rhabdiopteryx sp.	8	402	50.3
Taeniopterygidae	Rhabdiopteryx	neglecta	6	29	4.8

Anhang E: Artenliste Trichoptera

Fam	Gatt	Art	Anzahl Stellen	Abundanz Total	Abundanz/Stelle
Brachycentridae	Brachycentrus	subnubilus	1	1	1.0
Brachycentridae	Micrasema	setiferum	4	22	5.5
Glossosomatidae	Agapetus	laniger	1	4	4.0
Glossosomatidae	Agapetus	nimbulus	1	11	11.0
Glossosomatidae	Agapetus	ochripes	2	11	5.5
Glossosomatidae	Agapetus	fuscipes	1	1	1.0
Glossosomatidae	Glossosoma-K	glossosoma sp.	10	54	5.4
Goeridae	Goera	pilosa	1	18	18.0
Goeridae	Silo	nigricornis	10	33	3.3
Goeridae	Silo	pallipes	5	14	2.8
Goeridae	Silo	piceus	6	11	1.8
Hydropsychidae	Cheumatopsyche	lepida	10	1117	111.7
Hydropsychidae	Hydropsyche-K.	hydropsyche sp.	87	4184	48.1
Hydropsychidae	Hydropsyche	contubernalis	1	5	5.0
Hydropsychidae	Hydropsyche	excellata	2	315	157.5
Hydropsychidae	Hydropsyche	siltalai	67	2379	35.5
Hydroptilidae	Hydroptila-K.	hydroptila sp	50	522	10.4
Lepidostomatidae	Lepidostoma	basale	1	1	1.0
Lepidostomatidae	Lepidostoma	hirtum	28	471	16.8
Leptoceridae	Athripsodes	albifrons	18	71	3.9
Leptoceridae	Athripsodes	cinereus	3	36	12.0
Leptoceridae	Ceraclea	dissimilis	1	1	1.0
Leptoceridae	Mystacides	azurea	31	169	5.5
Leptoceridae	Oecetis	notata	2	2	1.0
Leptoceridae	Oecetis	testacea	1	6	6.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe AURICOLLIS	42	1953	46.5
Limnephilidae	Allogamus	auricollis	6	150	25.0
Limnephilidae	Drusus	annulatus	3	17	5.7
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe DIGITATUS	41	269	6.6
Limnephilidae	Limnephilini-Komplex	Limnephilini sp.	38	268	7.1
Limnephilidae	Melampophylax	mucoreus	1	1	1.0
Limnephilidae	Metanoea	flavipennis	1	7	7.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe CINGULATUS	23	68	3.0
Limnephilidae	Chaetopt. & Stenoph.-K.	Gruppe PERMISTUS	9	296	32.9
Odontoceridae	Odontocerum	albicorne	26	157	6.0
Philopotamidae	Chimarra	marginata	1	116	116.0
Philopotamidae	Philopotamus	ludificatus	1	9	9.0
Polycentropodidae	Neureclipsis	bimaculata	1	3	3.0
Polycentropodidae	Plectrocnemia-K.	Plectrocnemia sp.	10	39	3.9
Polycentropodidae	Polycentropus-K.	Polycentropus sp.	23	183	8.0
Polycentropodidae	Polycentropus	flavomaculatus	11	88	8.0
Psychomyidae	Lype	phaeopa	7	10	1.4
Psychomyidae	Lype	reducta	9	25	2.8
Psychomyidae	Psychomyia	pusilla	29	197	6.8
Psychomyidae	Tinodes-K.	Tinodes sp.	26	116	4.5
Psychomyidae	Tinodes	waeneri	1	1	1.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila-Hyporhyacophila-K.	Rhyacophila sp.	4	44	11.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila	pubescens	1	16	16.0
Rhyacophilidae	Rhyacophila	tristis	7	44	6.3
Rhyacophilidae	Rhyacophila: torrentium-K.	Rhyacophila sp.	6	57	9.5
Rhyacophilidae	Rhyacophila	torrentium	5	17	3.4
Rhyacophilidae	Rhyacophila: sensu str. ÆK.	Rhyacophila sp.	80	996	12.5
Sericostomatidae	Sericostoma-K.	sericostoma sp	30	439	14.6