



Gewässerökologische Untersuchungen der Fugnitz und des Kajabaches

auf Basis wasserchemischer und bakteriologischer Parameter sowie der
Makrozoobenthosgemeinschaften

www.blattfisch.at

C. Scheder & C. Gumpinger

Wels, September 2014



MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LAND UND EUROPÄISCHER UNION



**MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH**



Europäischer Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier
investiert Europa in die ländlichen Gebiete.



**Gewässerökologische Untersuchungen der Fugnitz und des Kajabaches
auf Basis wasserchemischer und bakteriologischer Parameter
sowie der Makrozoobenthosgemeinschaften**

Christian Scheder & Clemens Gumpinger

unter Mitarbeit von Ursula Windner, Anton Hertler & Thomas Friedrich

**technisches büro für gewässerökologie
di clemens gumpinger**

4600 wels | gabelsbergerstraße 7
tel. 07242/21 15 92 | office@blattfisch.at

www.blattfisch.at



Im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH

Wels, 30. September 2014

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	3
2	Methodik.....	4
2.1	Makrozoobenthosgemeinschaften	4
2.2	Wasserchemie	7
3	Probestrecken.....	9
3.1	Fugnitz.....	10
3.1.1	Probestrecke „Fugnitz 1“.....	10
3.1.2	Probestrecke „Fugnitz 2“.....	12
3.1.3	Probestrecke „Fugnitz 3“.....	15
3.1.4	Probestrecke „Fugnitz 4“.....	18
3.1.5	Probestrecke „Fugnitz 5“.....	20
3.2	Kajabach.....	23
3.2.1	Probestrecke „Kajabach 1“	23
3.2.2	Probestrecke „Kajabach 2“	27
4	Fotodokumentation der Probestrecken bei verschiedenen Abfluss-Situationen	30
4.1.1	Probestrecke „Fugnitz 1“.....	31
4.1.2	Probestrecke „Fugnitz 2“.....	32
4.1.3	Probestrecke „Fugnitz 3“.....	32
4.1.4	Probestrecke „Fugnitz 4“.....	33
4.1.5	Probestrecke „Fugnitz 5“.....	34
4.1.6	Probestrecke „Kajabach 1“	35
4.1.7	Probestrecke „Kajabach 2“	36
5	Ergebnisse	37
5.1	Wasserchemie und Bakteriologie.....	37
5.1.1	Fugnitz, Probenahme 15. Juli 2014 – Niederwassersituation.....	37
5.1.2	Auswirkungen von Regenereignissen auf die Bakteriologie und auf die abiotischen Parameter im Längsverlauf der Fugnitz	46
5.1.3	Kajabach, Probenahme 15. Juli 2014 – Niederwassersituation.....	64
5.1.4	Auswirkungen von Regenereignissen auf die Bakteriologie und auf die abiotischen Parameter im Längsverlauf des Kajabaches.....	72
5.2	Makrozoobenthos	87
5.2.1	Probestrecke „Fugnitz 1“.....	87
5.2.2	Probestrecke „Fugnitz 2“.....	92
5.2.3	Probestrecke „Fugnitz 3“.....	97



5.2.4	Probestrecke „Fugnitz 4“	103
5.2.5	Probestrecke „Fugnitz 5“	109
5.2.6	Probestrecke „Kajabach 1“	115
5.2.7	Probestrecke „Kajabach 2“	120
5.3	Zusammenschau und Streckenvergleiche	125
5.3.1	Fugnitz.....	126
5.3.2	Kajabach.....	133
6	Zusammenfassende Interpretation der Ergebnisse	140
6.1	Fugnitz.....	140
6.2	Kajabach.....	146
7	Fazit	150
8	Literatur	151
9	Anhang I – Makrozoobenthos-Artenlisten.....	153
10	Anhang II – Wasserchemie-Daten.....	165
10.1	Probenahmetermin 15.07.2014.....	165
10.2	Probenahmetermin 01.09.2014.....	172
10.3	Probenahmetermin 16.09.2014.....	179



1 **EINLEITUNG**

Die Fugnitz und der Kajabach stellen die beiden einzigen maßgeblichen Zuflüsse zur Thaya dar, die durch den Nationalpark Thayatal fließen. In der Vergangenheit hat sich gezeigt, dass vor allem die Fugnitz, deren Einzugsgebiet außerhalb des Nationalparks hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt wird, zum Teil massive Feinsedimentfrachten mittransportiert und schließlich in die Thaya einbringt (Abb. 1). Aufgrund dieser merklichen Beeinträchtigung wurde von PÖPPL (2010) eine Untersuchung der Fluvialmorphologie der Fugnitz und des Kajabaches unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Effekte durchgeführt, bei der eindeutige Erosions-Hotspots entlang der beiden Bäche verortet werden konnten.



Abb. 1 *Massiver Feinsedimenteintrag durch die Fugnitz in die Thaya bei Hochwasserführung (Foto: NP Thayatal).*

Ziel der vorliegenden Studie war es, festzustellen, inwiefern sich die eingeschwemmte Feinsedimentfracht auf die Wasserchemie, auf die Bakteriologie und in weiterer Folge auf die wirbellosen Lebensgemeinschaften – schlussendlich also auf die ökologische Funktionsfähigkeit bzw. den ökologischen Zustand der Fugnitz und des Kajabaches – auswirkt. Zu diesem Zweck wurden an sieben repräsentativen Untersuchungsstrecken (fünf in der Fugnitz, zwei im Kajabach) mit jeweils unterschiedlichen Belastungstypen Wasser- und Makrozoobenthos-Proben gezogen und ausgewertet.



2 **METHODIK**

2.1 **Makrozoobenthosgemeinschaften**

Zur Erhebung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurde entsprechend den Vorgaben des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010a) die Methode des Multi-Habitat-Samplings (kurz: MHS) nach MOOG (2004) angewandt.

An allen sieben Standorten (fünf in der Fugnitz, zwei im Kajabach) wurde jeweils eine repräsentative, 100 m lange Probestrecke ausgewählt, die hinsichtlich ihrer Habitatausstattung kartiert wurde. Aufgenommen wurden all jene Habitattypen, deren Flächenanteile in der Probestrecke insgesamt mehr als 5% ausmachten. In einem Formblatt wurden die jeweiligen geschätzten Flächenanteile vermerkt. Je 5% Anteil an der gesamten Gewässerbettfläche wurde jedem Habitattyp eine Teilprobe zugewiesen. Für Habitats mit 10% Flächenanteil wurden somit zwei Teilproben gezogen, für solche mit 50% Anteil zehn. Die Flächenanteile der Habitats und die daraus resultierende Verteilung der Teilproben sind bei der Beschreibung der Probestrecken in Kapitel 3 jeweils tabellarisch dargestellt.

Die Beprobung (Abb. 2) erfolgte mittels eines standardisierten Handnetzes mit einer Kantenlänge von 25 cm, die Maschenweite des 1,2 m langen Netzsackes betrug 500 µm.

Entsprechend der im Vorfeld ermittelten Anzahl an Teilproben je Habitat wurde an insgesamt 20 Probepunkten pro Probestrecke das Sediment flussauf des Sammelnetzes auf einer Fläche von 25 x 25 cm durch Umwühlen beziehungsweise Abschaben gestört, wobei versucht wurde, möglichst tief in den Gewässergrund einzudringen.

Von großen, nicht bewegbaren Blöcken und Steinplatten wurden die Organismen (gegebenenfalls mitsamt aufwachsenden submersen Wasserpflanzen) durch Abschaben der Oberfläche aufgesammelt. Große, bewegliche Steine wurden aus dem Bachbett entnommen und im Handnetz in der Strömung intensiv abgerieben, um auch festsitzende oder –klebende Organismen in die Probe zu spülen. Kleinere Sedimentfraktionen wurden durch intensive Störung der flussauf des Netzes gelegenen Probefläche bis in etwa 20 cm Tiefe besammelt.

Die 20 Teilproben jeder Probestrecke wurden jeweils in einem großen Glasgefäß zu einer Mischprobe vereinigt und auf große, geschützte Organismen (wie etwa Großmuscheln, Krebse, Libellen- oder Steinfliegenlarven) hin untersucht, die gegebenenfalls vor der Fixierung des Probenmaterials zu entnehmen und in das Gewässer zurückzusetzen waren. Die verbleibenden Organismen wurden mitsamt dem angefallenen Substrat mit 96%igem Ethanol fixiert, ins Labor transportiert und dort nochmals nachfixiert.





Abb. 2 Probenahme nach MHS-Methodik in einer feinsedimentbelasteten Probestrecke in der Fugnitz.

Die Probenaufarbeitung im Labor erfolgte unter Zuhilfenahme eines LEICA-Binokulars (S8APO) und eines ESCHENBACH-Mikroskops. Sämtliche Organismen wurden großgruppenweise voraussortiert und schließlich auf möglichst genaues taxonomisches Niveau hin determiniert. Die in Tab. 1 aufgelistete Bestimmungsliteratur fand hierfür Anwendung.

Individuen, die aufgrund ihres noch zu frühen Stadiums nicht näher als bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, wurden als „*Genus* sp. juv.“ verzeichnet.

Für manche Makrozoobenthosgruppen gibt es bis dato für das österreichische Verbreitungsgebiet noch keine verlässliche Bestimmungsliteratur bis auf Speziesniveau. Dazu zählen etwa die Larvenstadien der Dipterenfamilien Limoniidae, Pediciidae, Dixidae, Psychodidae, Muscidae, Stratiomyiidae, Ceratopogonidae und Empididae, die aktuell nur durch den zusätzlichen Fang von Imagines auf Artniveau bestimmt werden können und folglich in der Liste lediglich als „*Genus* sp.“ aufscheinen.



Tab. 1 Bestimmungsliteratur für die Determination der Makrozoobenthosorganismen.

AMANN, E., C. M. BRANDSTETTER & A. KAPP (1994): Käfer am Wasser.

BAUERNEFELD, E. & U. H. HUMPECH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie.

FRANK, C. (1995): Bestimmungsanleitung für heimische Süßwassermollusken.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas – Band 3: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinoidea 1.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas – Band 6: Diversicornia.

GAVIRIA, E. (1997): Süßwasser-Oligochaeten.

GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2003): Plecoptera – Steinfliegen.

JANECEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven.

LECHTHALER, W. & M. CAR (2004): Simuliidae – Key to Larvae and Pupae from Central and Western Europe.

LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas, Band 13 (2. Supplement-band).

LUBINI, V., S. KNISPEL & G. VINCON (2000): Plecoptera – Bestimmungsschlüssel Schweiz.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 1 – Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 2 – Odonata, Diptera.

PÖCKL, M. (1988): Bestimmungsschlüssel für Peracarida der österreichischen Donau.

REUSCH, H. (1999): Larvenschlüssel der österreichischen Limoniidae und Pediciidae.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für letzte Larvenstadien.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für Puppen.

SEITZ, G. (1998): Bestimmungsschlüssel für die Präimaginalstadien der Kriebelmücken Deutschlands.

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven.

Für die korrekte Berechnung der diversen Indices und des ökologischen Zustandes müssen in einem ersten Schritt alle Untersuchungsstrecken der entsprechenden Bioregion beziehungsweise biozönotischen Region zugeordnet sowie der saprobielle Grundzustand ermittelt werden. Alle hierfür benötigten Daten wurden dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (kurz: NGP; BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010b) entnommen.

Die Datenauswertung erfolgte mittels der Auswertungssoftware „Ecoprof“, Version 3.3.0 (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2012). Anhand multimetrischer Indices wurde auf Basis der Makrozoobenthosgemeinschaften der ökologische Zustand der untersuchten Strecken errechnet.

Zusätzlich wurden die folgenden Parameter näher analysiert, um ein umfassendes Bild der ökologischen Situation zu erhalten:





- Zusammensetzung der Artengemeinschaften beziehungsweise Großgruppen
- Analyse der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)
- Saprobienindex und Verteilung der saprobiellen Valenzen
- Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Vergleich der Regionsindices
- Verteilung der Ernährungstypen

Alle hier angeführten Parameter und Indices wurden mit Hilfe der Auswertungssoftware „Ecoprof“ automatisch errechnet.

2.2 Wasserchemie

Wasserchemieproben wurden in den sieben Probestrecken an drei Terminen entnommen:

- 15.07.2014: eine Niederwassersituation nach einer längeren Trockenperiode;
- 01.09.2014: zur Abfluss-Spitze bei einem kurzfristigen Starkregenereignis mit deutlicher Eintrübung der Fugnitz, aber Klarwasser im Kajabach;
- 16.09.2014: bei abklingender Hochwasserwelle nach einem mehrtägigen Dauerregenereignis mit deutlicher Eintrübung beider Untersuchungsgewässer.

Im Zuge der Probenahme wurden von Mitarbeitern des Technischen Büros für Gewässerökologie vor Ort mittels eines Hach-Lange HQ40D-Multimeters die Wassertemperatur in °C, der pH-Wert, die Sauerstoffsättigung in %, der Sauerstoffgehalt in mg l⁻¹ sowie die elektrische Leitfähigkeit in µS cm⁻¹ erhoben. Alle weiteren chemischen und bakteriologischen Parameter wurden vom Labor der Linz AG – IWA (Institut für Wasseraufbereitung, Abwasserreinigung und Forschung) ermittelt, von dem die Probenahmegebinde verwendungsfertig zur Verfügung gestellt wurden.

In jeder Strecke wurden von Mitarbeitern des Technischen Büros für Gewässerökologie zu jedem Termin jeweils ein 2,5-l- und ein 0,5-l-Container zuerst dreimal mit Probenwasser gut gespült und danach mit Probenwasser befüllt; weiters wurde ein keimfreies 250-ml-Probefläschchen direkt ohne vorhergehendes Ausspülen mit Probenwasser befüllt. Die Proben wurden jeweils noch am Tag der Probenahme im Labor der Linz AG – IWA abgegeben, um eine richtlinienkonforme Lagerung vor der Weiterbearbeitung zu gewährleisten.

Analysiert wurden die in Tab. 2 angeführten Parameter.





Tab. 2 Analytierte bakteriologische, physikalische und chemische Parameter.

- Coliforme Bakterien/100 ml
- *Escherichia coli*/100 ml
- Enterokokken/100 ml
- abfiltrierbare Stoffe 0,45 µm in mg/l
- Glühverlust bei 550°C in Masse-%
- pH-Wert
- Gesamthärte in °dH
- Säurekapazität Ks4,3 in mmol/l
- Karbonathärte in °dH
- Calcium in mg/l
- Magnesium in mg/l
- Natrium in mg/l
- Kalium in mg/l
- Ammonium in mg/l
- Nitrat in mg/l
- Nitrit in mg/l
- Hydrogencarbonat in mg/l
- Chlorid in mg/l
- Sulfat in mg/l
- DOC in mg/l
- Phosphor gesamt unfiltriert in mg/l
- Phosphor gesamt filtriert in mg/l
- Orthophosphat in mg/l
- Phosphat-P in mg/l

3 PROBESTRECKEN

Das Projektgebiet umfasst sieben Probestrecken, fünf davon in der Fugnitz, zwei im Kajabach (Abb. 3). Die Probestrecken wurden so gewählt, dass eine möglichst breite Palette an potentiellen Belastungsquellen abgedeckt wurde.

Strecke „Fugnitz 1“ wurde als quellnahe und möglichst unbeeinträchtigte Referenzstelle ausgewählt. „Fugnitz 2“ liegt unmittelbar flussab der Einmündung des Nesselbaches, der im Wesentlichen eine Fischteichkette darstellt. Entlang der Strecke „Fugnitz 3“ kommen ausgeprägte Erosionsherde in landwirtschaftlich genutztem Umland zu liegen. In Strecke „Fugnitz 4“ mündet der stark feinsedimentbelastete Pleißingbach in die Fugnitz, beide Gewässer sind durch eine Blocksteinrampe eingestaut und dadurch hydromorphologisch stark überprägt. Die natürliche und hydromorphologisch unbeeinträchtigte Probestrecke „Fugnitz 5“ schließlich liegt im Nationalpark Thayatal am Unterende einer längeren Durchbruchstrecke ohne direkte anthropogene Einwirkungen.

Im Kajabach wurden zwei Strecken untersucht – „Kajabach 1“ liegt unmittelbar flussab des Sagteiches, aus dem große Mengen an Feinmaterial ausgetragen werden, in einem hydromorphologisch überprägten Abschnitt, „Kajabach 2“ befindet sich flussab des Zusammenflusses mit dem Merkersdorfer Bach und ist als morphologisch vollkommen unbeeinträchtigt zu beschreiben.

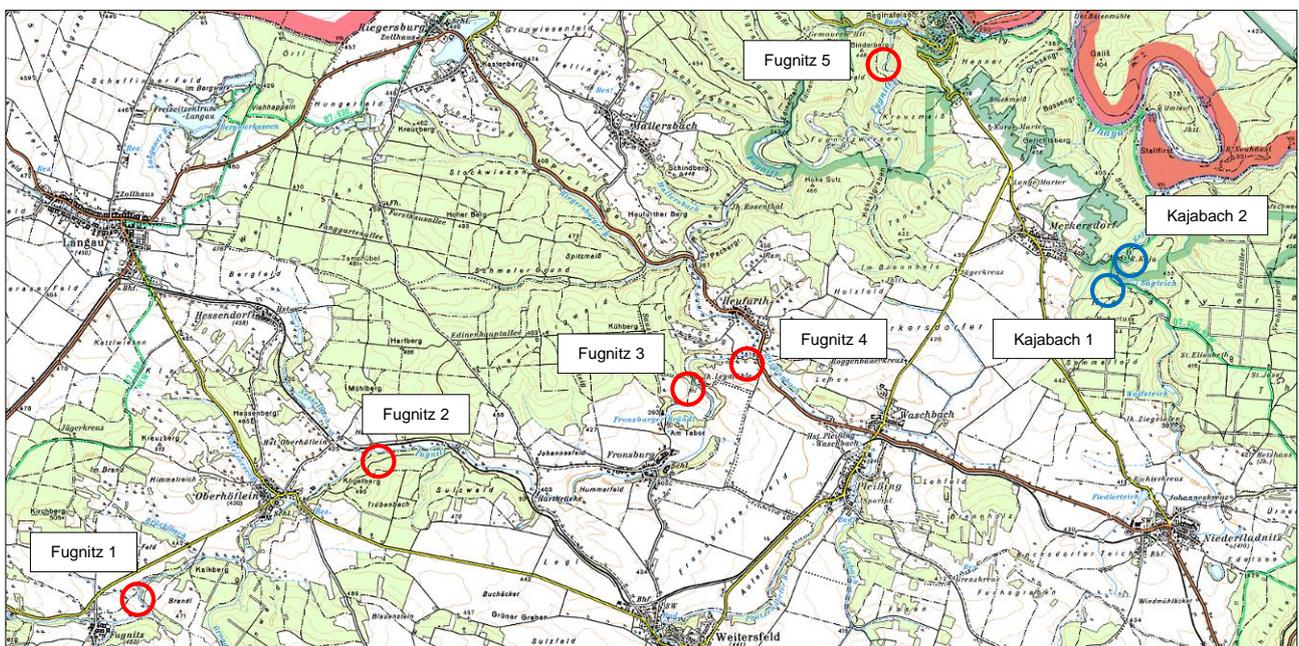


Abb. 3 Lage der Probestrecken im Projektgebiet.



3.1 Fugnitz

3.1.1 Probestrecke „Fugnitz 1“

Die Probestrecke „Fugnitz 1“ wurde möglichst weit flussaufwärts, aber flussab der Mündung des Goggitschbaches festgelegt, um zu gewährleisten, dass ein ausreichend großes Einzugsgebiet für eine leitfadenskonforme MHS-Probenahme vorliegt. Die Untersuchungsstrecke kommt in einem Waldstück flussab der Ortschaft Fugnitz zu liegen und zeichnet sich durch eine intakte Morphologie aus (Abb. 4). Die Fugnitz verläuft hier pendelnd durch einen schmalen Auwaldstreifen und weist ausgeprägte Kolk-Furt-Sequenzen auf.

Zum Zeitpunkt der MZB-Probenahme lag eine deutliche Niederwassersituation vor, der Durchfluss lag nur bei etwa 25 l s^{-1} ; zudem war eine leichte Trübung des Wassers festzustellen. Die maßgeblichen abiotischen Parameter können dem Probenahmeprotokoll in Tab. 3 entnommen werden.

Trotz ihrer quellenahen Situation musste in der Strecke bereits eine erkennbare Feinsedimentbelastung festgestellt werden, wobei diese sich hauptsächlich auf die flächenmäßig dominierenden, langsam durchflossenen Kolkabschnitte beschränkte und in den kurzen, rascher durchströmten Furtbereichen kaum zu erkennen war. Das Substrat setzte sich überwiegend aus Sand und Schlamm zusammen, gröbere mineralische Fraktionen wie Schotter, Grobkies oder Steinblöcke nahmen nur etwa 20% der Bachsohle ein (Tab. 4).



Abb. 4 Probestrecke „Fugnitz 1“ flussab der Ortschaft Fugnitz.

Tab. 3 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Fugnitz 1“.



ALLGEMEINE ANGABEN

Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Weitersfeld
Untersuchungsstelle	Fugnitz 1	Koordinaten: Länge	O 15° 43,061'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 47,389'
Entnahmezeit	11:00	Flusskilometer [km]	22,2
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	442
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	22,2

MAKROZOOBENTHOS

Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
-----------	--	---------------------------	-------------

MORPHOLOGISCHE DATEN

Mittlere Gewässertiefe [m]	0,15	Maximale Gewässertiefe [m]	0,40
Gewässerbreite [m]	1,5		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald / Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nicht bekannt	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN

Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,2
Strömungsbild	heterogen		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND

Wassertemperatur [°C]	16,9	pH-Wert	7,83
O ₂ -Sättigung [%]	88,9	Leitfähigkeit	505
O ₂ -Gehalt [mg/l]	6,98		

WETTER

Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	18	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bewölkt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	20

HYDROGRAPHIE AKTUELL

Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND

nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	ja	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)

Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
--------------------------------------	----------	--	----------

AUFWUCHSBEFUND

Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		

Tab. 4 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Fugnitz 1“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Äkal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein mineralogenes Substrat	□				5	1	10	2	5	1	5	1			65	13							
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□																						
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□																						
	Xylal	□										5	1			5	1							
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

3.1.2 Probestrecke „Fugnitz 2“

Probestrecke „Fugnitz 2“ wurde unmittelbar flussab der Einmündung des Nesselbaches festgelegt. Der Nesselbach, ein sehr kleines Fließgewässer erster Ordnung mit einem Abfluss von nur einigen wenigen Sekundenlitern, ist durch eine mehr oder weniger durchgehende Kette von großen Fischteichen im Hauptschluss massiv überprägt. Die Fugnitz selbst hingegen ist hinsichtlich ihrer Morphologie als intakt und im Wesentlichen unbeeinträchtigt zu beschreiben. Sie weist einen pendelnden Verlauf auf und zeichnet sich durch natürliche Kolk-Furt-Abfolgen aus (Abb. 5, Abb. 6).



Abb. 5 Furtabschnitt in Probestrecke „Fugnitz 2“.



Abb. 6 Kolkabschnitt in Probestrecke „Fugnitz 3“.

Anders als in Probestrecke „Fugnitz 1“ liegt der Schwerpunkt bei den Bettsedimenten auf grobkörnigen Substratklassen wie Schotter, Grobkies und Steinblöcken, während feines Material wie Sand und Schlamm nur etwa 5% der Sohle ausmachen (Tab. 5). Unterspülte Wurzeln und eintauchende Ufervegetation stellen wesentliche organische Habitate für die Makrozoobenthos-Gemeinschaften dar. Die maßgeblichen abiotischen Parameter sind im Probenahmeprotokoll in Tab. 6 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 5 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Fugnitz 2“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	□	x	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein minerogenes Substrat	□				30	6	55	11	5	1					5	1							
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□																						
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□							5	1														
	Xylal	□																						
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						



Tab. 6 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Fugnitz 2“

ALLGEMEINE ANGABEN

Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Weitersfeld
Untersuchungsstelle	Fugnitz 2	Koordinaten: Länge	O 15° 45,513'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 48,351'
Entnahmezeit	13:00	Flusskilometer [km]	18,2
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	413
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	37,6

MAKROZOOBENTHOS

Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
-----------	--	---------------------------	-------------

MORPHOLOGISCHE DATEN

Mittlere Gewässertiefe [m]	0,20	Maximale Gewässertiefe [m]	0,50
Gewässerbite [m]	2		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald / Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Fischteiche Nesselbach	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN

Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,2	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4
Strömungsbild	heterogen		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND

Wassertemperatur [°C]	17,6	pH-Wert	7,84
O ₂ -Sättigung [%]	95,8	Leitfähigkeit	623
O ₂ -Gehalt [mg/l]	7,5		

WETTER

Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	nieseln
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	18	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL

Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND

nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	ja	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	ja	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)

Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
--------------------------------------	----------	--	----------

AUFWUCHSBEFUND

Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		



3.1.3 Probestrecke „Fugnitz 3“

Probestrecke „Fugnitz 3“ liegt flussab des Jagdhauses Leymühle bei Heufurth und ist hinsichtlich der Ufermorphologie als natürlich und weitestgehend unbeeinträchtigt zu beschreiben.

Sie wurde ausgewählt, weil der Abschnitt sich in der Fluvialmorphologie-Studie von PÖPPL (2010) als einer der wichtigsten Erosions-Hotspots im Einzugsgebiet der Fugnitz herausgestellt hat. Am Oberende der Untersuchungsstrecke befinden sich in einem Prallhang etwa 2 m hohe Erdwände, die im Hochwasserfall von der Fugnitz offensichtlich erodiert werden (Abb. 7). Zudem liegen entlang des kleinen linksufrigen Zuflusses, der knapp oberhalb der Probestrecke in die Fugnitz mündet, weitere massive Erosionsherde vor (PÖPPL 2010). Diese Feinsedimentquellen führen in Summe zu einer überaus starken Überprägung der natürlichen Bettsedimente, die praktisch flächendeckend mit Sand und Schlamm überlagert sind (Abb. 8). Diese Feinsedimentauflagen erreichen teils beträchtliche Dimensionen, und zwar sowohl in Kolken als auch in Furten. Insgesamt sind knapp zwei Drittel der Bachsohle mit Feinmaterial überlagert, gröberes Material tritt dadurch deutlich in den Hintergrund (Tab. 7). Es handelt sich um die erste Probestrecke im Längsverlauf, in der die Feinsedimentproblematik derartig evident ist. Das Wasser war zum Zeitpunkt der Makrozoobenthos-Beprobung zudem – trotz Niederwassersituation – stark eingetrübt.

Die wesentlichen abiotischen Merkmale der Probestrecke können dem Probenahmeprotokoll in Tab. 8 entnommen werden.



Abb. 7 *Massiver Erosionsherd an einem Prallhang in Probestrecke „Fugnitz 3“.*



Abb. 8 Von Feinsedimenten überlagerte Bachsohle in Probestrecke „Fugnitz 3“.

Tab. 7 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Fugnitz 3“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akai > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□						15	3	20	4	5	1			55	11							
	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□																						
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□																						
	Xylal	□														5	1							
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 8 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Fugnitz 3“

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Fugnitz 3	Koordinaten: Länge	O 15° 48,799'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 48,831'
Entnahmezeit	16:00	Flusskilometer [km]	12,2
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	379
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	51,9
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,40
Gewässerbite [m]	2		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald / Grünland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nicht bekannt	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,2	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	17,6	pH-Wert	8,40
O ₂ -Sättigung [%]	105,3	Leitfähigkeit	644
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,24		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	18	Lichtverhältnisse bei Probenahme	sonnig
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	10
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	ja	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	25–75%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		



3.1.4 Probestrecke „Fugnitz 4“

Probestrecke „Fugnitz 4“ liegt nicht unmittelbar in der Fugnitz, sondern im direkten Mündungsbereich des Pleißingbaches, der bei Heufurth in die Fugnitz mündet. Fugnitz und Pleißingbach-Mündung werden von einer massiven Blocksteinrampe, die als Ausleitungsbauwerk dient, eingestaut, sodass beide Bäche eher den Charakter von Stillgewässern aufweisen (Abb. 9). Im Unterlauf des Pleißingbaches liegt keine erkennbare Strömung vor, die Wassertiefe erreicht im Mittel 1 m, an tieferen Stellen teilweise sogar mehr als 1,5 m. Die Ufer fallen steil zur Sohle hin ab, gewässertypische Strukturen wie Kolke, Furten oder Bankstrukturen fehlen völlig. Die Fugnitz gleicht in diesem Bereich hinsichtlich der beschriebenen Charakteristika dem Pleißingbach-Unterlauf.

Alle maßgeblichen abiotischen Parameter sind in Tab. 9 in Form eines Probenahmeprotokolls zusammenfassend dargestellt.

Das Bachbett setzt sich praktisch ausschließlich aus sandigem Schlamm zusammen, gröbere Fraktionen fehlen vollkommen bzw. sind sie von der massiven Feinsedimentschicht, die sich im Rückstau der Rampe gebildet hat, vollständig überlagert. Somit liegen kaum geeignete Besiedlungshabitate für standorttypische Makrozoobenthosgemeinschaften vor, die einzigen nennenswerten besiedelbaren Strukturen stellt die eintauchende Ufervegetation zur Verfügung (Tab. 10). Etwa 1,5 km flussauf der Probestrecke befindet sich die Kläranlage Pleißing, die den Pleißingbach als Vorfluter nutzt.



Abb. 9 *Eingestauter Unterlauf des Pleißingbaches unmittelbar vor der Mündung in die Fugnitz.*

Tab. 9 *Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Fugnitz 4“.*

**ALLGEMEINE ANGABEN**

Gewässername	Pleißingbach	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Fugnitz 4	Koordinaten: Länge	O 15° 49,421'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 49,034'
Entnahmezeit	14:30	Flusskilometer [km]	0
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	374
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	44,5

MAKROZOOBENTHOS

Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
-----------	--	---------------------------	-------------

MORPHOLOGISCHE DATEN

Mittlere Gewässertiefe [m]	1,0	Maximale Gewässertiefe [m]	1,5
Gewässerbreite [m]	4		
Uferaufbau linkes Ufer	naturnah	Uferaufbau rechtes Ufer	naturnah
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Grünland / Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Kläranlage Pleißing	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN

Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,05	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1
Strömungsbild	laminar		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND

Wassertemperatur [°C]	19,2	pH-Wert	7,87
O ₂ -Sättigung [%]	90,6	Leitfähigkeit	648
O ₂ -Gehalt [mg/l]	6,86		

WETTER

Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	18	Lichtverhältnisse bei Probenahme	sonnig
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	10

HYDROGRAPHIE AKTUELL

Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND

nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	ja	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)

Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
--------------------------------------	----------	--	----------

AUFWUCHSBEFUND

Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		



Tab. 10 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Fugnitz 4“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Äkal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein mineralogenes Substrat	□														90	18							
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□																						
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□														10	2							
	Xylal	□																						
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

3.1.5 Probestrecke „Fugnitz 5“

Probestrecke „Fugnitz 5“ liegt im Nationalpark Thayatal flussauf der Alten Brücke beim Waldbad in Hardegg. Es handelt sich um eine hydromorphologisch völlig intakte Fließstrecke in einem vergleichsweise steilen Durchbruchabschnitt, die durch eine sehr heterogene, von groben Gesteinsfraktionen dominierte Bachsohle charakterisiert ist (Abb. 10).



Abb. 10 Natürliche Fließstrecke „Fugnitz 5“ innerhalb des Nationalparks Thayatal.

Es handelt sich um die erste Strecke im Längsverlauf der Fugnitz, in der die Krustenrotalge (*Hildenbrandia rivularis*) festgestellt werden konnte (Abb. 11). Ihre blutroten Lager konnten auf einem Gutteil der großen Steinblöcke festgestellt werden. Zudem wurden auf den gröbereren Steinfraktionen zumindest vereinzelt auch Wassermoosbüschel dokumentiert. Weitere organische Habitate stellten Totholzansammlungen dar. Die Verteilung der mineralischen Habitate kann Tab. 11 entnommen werden, alle wesentlichen abiotischen Charakteristika sind im Probenahmeprotokoll in Tab. 12 zusammenfassend dargestellt.



Abb. 11 Krustenrotalge *Hildenbrandia rivularis* in Probestrecke „Fugnitz 5“.

Tab. 11 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Fugnitz 5“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																					
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akal > 0.2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar	
		□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP
	rein minerogenes Substrat	□										10	2	10	2								
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□		20	4	30	6	20	4														
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□		5	1																		
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□		5	1																		
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																					

Tab. 12 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Fugnitz 5“

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Fugnitz 5	Koordinaten: Länge	O 15° 50,899'
Datum	15.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 51,182'
Entnahmezeit	8:30	Flusskilometer [km]	1,8
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	304
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	136
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,1	Maximale Gewässertiefe [m]	0,3
Gewässerbreite [m]	9		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	flach	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nicht bekannt	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5
Strömungsbild	turbulent		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	17,8	pH-Wert	8,16
O ₂ -Sättigung [%]	112,5	Leitfähigkeit	531
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,13		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	17	Lichtverhältnisse bei Probenahme	sonnig
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	5
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		



3.2 Kajabach

3.2.1 Probestrecke „Kajabach 1“

Die quellnähere Probestrecke im Kajabach, „Kajabach 1“, wurde unmittelbar flussab des Sagteiches festgelegt und liegt, wie auch die zweite Untersuchungsstelle, im Nationalpark Thayatal. Es handelt sich dabei um den untersten von drei großen Teichen im Hauptschluss, die der Kajabach durchfließt. In Anbetracht der geringen Wasserführung des Kajabaches sind diese drei Stillgewässer als überaus große Wasserkörper zu betrachten, die den Charakter des Baches maßgeblich beeinflussen (Abb. 12).

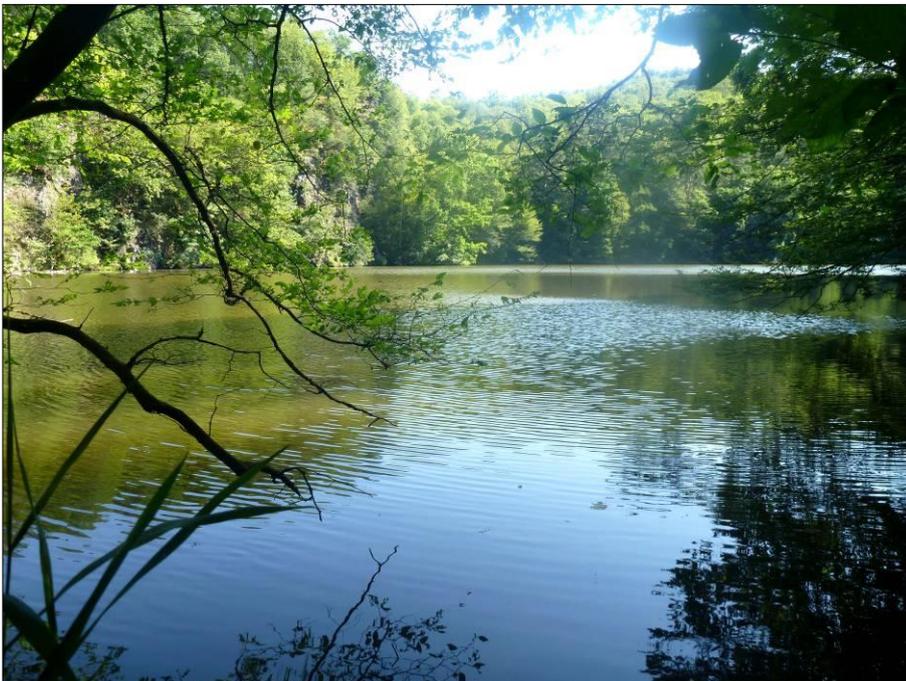


Abb. 12 *Der Sagteich wird vom Kajabach durchflossen, Probestrecke „Kajabach 1“ liegt unmittelbar im Ausrinn.*

Der unmittelbare Ausrinn aus dem Sagteich erfolgt über ein an beiden Ufern gesichertes Rampenbauwerk mit gepflasterter Sohle, ist also hydromorphologisch stark überprägt (Abb. 13). Flussab dieses Bauwerks verläuft der Kajabach aber in einem natürlichen, ungesicherten und strukturreichen Bachbett mit hoher Breiten-Tiefen-Varianz, Kolk-Furt-Abfolgen und heterogener Bachsohle (Abb. 14). Die Zusammensetzung der mineralischen Habitats ist Tab. 13 zu entnehmen. Zusätzlich zu den geogenen Substraten wurden in der Probestrecke auch ausgedehnte Bänke – submerse wie emerse – aus leeren Kugelmuschel-Schalen (Sphaeriidae) dokumentiert (Abb. 15). Diese wurden offensichtlich aus dem Sagteich in den Kajabach geschwemmt und bilden dort mittlerweile ein regelrechtes Sekundärhabitat für die Benthosgemeinschaften. Stellenweise stellen sie sogar das einzige Substrat im Bachbett dar, derart zahlreich sind die leeren Muschelschalen.

Der Kajabach wird hinsichtlich seiner physikalischen und wasserchemischen Eigenschaften stark vom Sagteich beeinflusst, so war etwa die Wassertemperatur des Baches bei der Makrozoobenthos-Probenahme mit 19,2 °C beinahe gleich hoch wie im Sagteich mit 20,6 °C. Auch hinsichtlich Sauerstoffsättigung, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit ähneln sich Kajabach und Sagteich stark.



Abb. 13 *Hydromorphologisch überprägter Ausrinn aus dem Sagteich.*



Abb. 14 *Morphologisch intakter Abschnitt der Probestrecke „Kajabach 1“.*

Tab. 13 *Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Kajabach 1“.*

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Äkal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein mineralogenes Substrat	□		5	1	10	2			10	2	50	10			20	4							
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□																						
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□																						
	Xylal	□													5	1								
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						



Abb. 15 *Leere Kugelmuschel-Schalen bedecken große Flächen des Bachbettes.*

Am Tag der Makrozoobenthos-Probenahme herrschte ausgeprägter Niederwasserabfluss, der Kajabach führte lediglich etwa 10 l s⁻¹. Die abiotischen Charakteristika der Probestrecke können dem Probenahmeprotokoll in Tab. 14 entnommen werden.

Tab. 14 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Kajabach 1“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Kajabach	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Kajabach 1	Koordinaten: Länge	O 15° 53,184'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 49,452'
Entnahmezeit	18:00	Flusskilometer [km]	1,5
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	340
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	18
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,10	Maximale Gewässertiefe [m]	0,30
Gewässerbreite [m]	1		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Fischteiche	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	ja (3 große Teiche)
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1
Strömungsbild	laminar		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	19,2	pH-Wert	7,93
O ₂ -Sättigung [%]	91,9	Leitfähigkeit	536
O ₂ -Gehalt [mg/l]	6,97		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	17	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bewölkt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	20
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	ja
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	25–75%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		



3.2.2 Probestrecke „Kajabach 2“

Die zweite Probestrecke im Kajabach, „Kajabach 2“, liegt flussab der Mündung des Merkersdorfer Baches. Der Zusammenfluss der beiden Bäche soll hier genauer beschrieben werden: Der Kajabach führte zum Zeitpunkt der Makrozoobenthos-Probenahme deutlich weniger Wasser als der Merkersdorfer Bach und zeichnete sich durch eine massive Feinsedimentbelastung – teils sogar durch reduzierten, schwarzen Schlamm – aus, während der Merkersdorfer Bach keine solche Beeinträchtigung erkennen ließ (Abb. 16). Auch hinsichtlich basaler physikalischer und wasserchemischer Parameter unterschieden die beiden Gewässer sich maßgeblich voneinander: Während der Kajabach eine Wassertemperatur von 19,2 °C aufwies, wurden im Merkersdorfer Bach nur 15,6 °C gemessen. Die Sauerstoffsättigung war im Merkersdorfer Bach mit 111,2 % wesentlich höher als im Kajabach mit nur 91,9 %.



Abb. 16 Zusammenfluss von Kajabach (oben) und Merkersdorfer Bach (unten).

Die Probestrecke wurde etwa 50 m flussab des Zusammenflusses der beiden Bäche festgelegt, um eine ausreichende Durchmischung der beiden Gewässer zu gewährleisten. Es zeigte sich, dass es durch die Einmündung des Merkersdorfer Baches zu einer deutlichen Verbesserung der Substratbedingungen und der physikalischen und chemischen Parameter gekommen ist. In der Probestrecke wurde keine Feinsedimentbelastung mehr festgestellt, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung sind deutlich gestiegen.

Die Hydromorphologie des Kajabaches ist als praktisch unbeeinträchtigt, das Gewässer als sehr natürlich und strukturreich zu beschreiben (Abb. 17).



Abb. 17 Probestrecke „Kajabach 2“ im Nationalpark Thayatal.

Das Bachbett zeichnet sich durch eine sehr heterogene Verteilung der verschiedensten Korngrößenklassen aus – von groben Steinblöcken bis hin zu Sanden waren alle Fraktionen vertreten (Tab. 15). Zusätzlich fanden sich submerse Moose als Aufwuchs auf den größeren Bettsedimenten, sowie Ansammlungen von Totholz und Falllaub, die weitere wesentliche organische Habitate für die Makrozoobenthosgesellschaften darstellen. Die wesentlichen abiotischen Charakteristika sind im Probenahmeprotokoll in Tab. 16 zusammengefasst.

Tab. 15 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke „Kajabach 2“.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																					
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar	
		□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×	□	×
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP
	„anthropogen“																						
	rein minerogenes Substrat	□		5	1	20	4	20	4	5	1	20	4	20	4								
ORGANISCHE HABITATE % Deckung	Mikro-Algen	□																					
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□		5	1																		
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□											5	1									
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																					

Tab. 16 Probenahmeprotokoll für Probestrecke „Kajabach 2“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Kajabach	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Kajabach 2	Koordinaten: Länge	O 15° 53,379'
Datum	14.07.2014	Koordinaten: Breite	N 48° 49,650'
Entnahmezeit	19:00	Flusskilometer [km]	1
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	323
Auftragnehmer	tbg	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Hertler	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	20,4
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,20	Maximale Gewässertiefe [m]	0,50
Gewässerbreite [m]	1		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Fischteiche	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	ja (3 große Teiche)
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,1	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	15,8	pH-Wert	8,24
O ₂ -Sättigung [%]	110,4	Leitfähigkeit	605
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,97		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	17	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bewölkt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	20
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	-
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	nein	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	-	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	-
Schwefelbakterien frei sichtbar	-		

4 FOTODOKUMENTATION DER PROBESTRECKEN BEI VERSCHIEDENEN ABFLUSS-SITUATIONEN

Zur Dokumentation verschiedener Trübe-Ereignisse bei unterschiedlichen Wasserständen wurden bei jeder Wasserprobenahme Fotos von den Probestrecken gemacht. Die jeweils ersten Aufnahmen entstanden **Mitte Juli** während einer Niederwassersituation. **Anfang September** kam es zu einem punktuellen, kurzen, intensiven Starkregenereignis, das in der Fugnitz zu einer merklichen Hochwassersituation mit starker Wassertrübung führte; die Aufnahmen entstanden während der Hochwasserspitze. Im Kajabach wurde zwar ein erhöhter Wasserstand dokumentiert, es kam hier jedoch zu keiner Wassertrübung. Die dritte Aufnahmereihe entstand **Mitte September**, nach einem mehrtägigen, stetigen Regenereignis. In der Fugnitz war die Welle gerade am Abklingen – der Scheitel befand sich im Unterlauf, weiter flussaufwärts waren Wasserstand und -trübung bereits wieder zurückgegangen. Im Kajabach war das Hochwasser gerade an seinem Scheitel angekommen.

4.1.1 **Probestrecke „Fugnitz 1“**



15.07.2014 – Niederwasser



01.09.2014: Hochwasserspitze



16.09.2014: abklingendes Hochwasser

4.1.2 Probestrecke „Fugnitz 2“



15.07.2014 – Niederwasser



01.09.2014: Hochwasserspitze



16.09.2014: abklingendes Hochwasser

4.1.3 Probestrecke „Fugnitz 3“



15.07.2014 – Niederwasser



01.09.2014: Hochwasserspitze



16.09.2014: abklingendes Hochwasser

4.1.4 Probestrecke „Fugnitz 4“



15.07.2014 – Niederwasser



01.09.2014: Hochwasserspitze



16.09.2014: abklingendes Hochwasser

4.1.5 Probestrecke „Fugnitz 5“



15.07.2014 – Niederwasser



16.09.2014: abklingendes Hochwasser



01.09.2014: Hochwasserspitze

(Hochwasserscheitel erreicht gerade Unterlauf)

4.1.6 Probestrecke „Kajabach 1“



15.07.2014 – Niederwasser



16.09.2014: Hochwasser



01.09.2014: erhöhter Wasserstand

4.1.7 Probestrecke „Kajabach 2“



15.07.2014 – Niederwasser



01.09.2014: erhöhter Wasserstand



16.09.2014: Hochwasser



5 ERGEBNISSE

5.1 Wasserchemie und Bakteriologie

5.1.1 Fugnitz, Probenahme 15. Juli 2014 – Niederwassersituation

Bei der ersten Probenahme im Projektzyklus am 15. Juli 2014 (während einer Niederwassersituation) konnten klare Muster im Längsverlauf der Fugnitz erkannt werden.

So lag bei den **coliformen Bakterien** in der quellnächsten Probestelle „Fugnitz 1“ die höchste Keimzahl (470 Keime pro 100 ml) vor (Abb. 18). Bei Probestrecke „Fugnitz 2“ war eine deutliche Abnahme auf 190 Keime pro 100 ml zu verzeichnen. Über die Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ kam es zu einem stetigen Anstieg über 210 zu 270 Keimen pro 100 ml. In der Naturstrecke im Nationalpark wurde mit 110 Keimen pro 100 ml die niedrigste Keimbelastung festgestellt.

(Während der Niederwasserphase waren die beiden Parameter „Coliforme Bakterien pro 100 ml“ und „*Escherichia coli* pro 100 ml“ in jeder Strecke völlig deckungsgleich – die Gesamtheit aller Coliformen war somit *E. coli* zuzurechnen.)

Auch bei den **Enterokokken** lag in der quellnächsten Strecke „Fugnitz 1“ die höchste Keimbelastung vor – hier wurden 180 Keime pro 100 ml festgestellt. Analog zu den Coliformen wurden auch hier flussab der Nesselbachmündung in Strecke „Fugnitz 2“ mit 104 Keimen pro 100 ml deutlich geringere Keimzahlen gemessen. In der erosionsbelasteten Strecke „Fugnitz 3“ kam es wieder zu einem Anstieg auf 154 Keime pro 100 ml. Im Bereich der Mündung des Pleißingbaches („Fugnitz 4“) wurden die geringsten Keimzahlen (80 Enterokokken pro 100 ml) gemessen. In der Strecke „Fugnitz 5“ innerhalb des Nationalparks lag die Keimzahl bei 103 Keimen pro 100 ml.

Die Entwicklung beider Indikatorgruppen im Längsverlauf der Fugnitz ist in Abb. 18 graphisch dargestellt. Insgesamt ist der eigentlich als Referenzstrecke mit möglichst geringer Grundbelastung festgelegten Probestrecke „Fugnitz 1“ die stärkste Keimbelastung zu attestieren. Sowohl *E. coli* als auch Enterokokken sind Darmbewohner von Warmblütern und daher Indikatoren für eine fäkale Verunreinigung, wobei Enterokokken gegenüber Umwelteinflüssen relativ widerstandsfähig sind und daher auch bereits länger zurückliegende Fäkalbelastungen anzeigen, *E. coli* hingegen rasch absterben und daher rezente Verunreinigungen indizieren. Die hohen Werte beider Indikatorgruppen in der Referenzstrecke deuten darauf hin, dass es über längere Zeit hinweg wiederholt zu Einträgen in die Fugnitz gekommen ist, wohl in Form von Gülledüngung auf den landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen im Umland.

Bei beiden Indikatorgruppen kommt es in Probestrecke „Fugnitz 2“ zu einem deutlichen Verdünnungseffekt, die Keimzahlen nehmen markant ab. Der Grund hierfür muss in einem der





zwischen den beiden Probestrecken einmündenden Zuflüssen liegen. In Frage kommen hierfür der Brücklbach (der aber zum Probenahmezeitpunkt kaum Wasser führte), der Katzenwiesenbach (der aber wie die Fugnitz selbst durch intensiv landwirtschaftlich genutztes Gebiet fließt und ebenfalls nur einen vernachlässigbar geringen Durchfluss aufweist), der Nesselbach und der Grundbach; letzterer scheint aufgrund seines überwiegend bewaldeten Einzugsgebietes am ehesten für den Verdünnungseffekt in Frage zu kommen. Die Zunahme der Keimbelastung hinsichtlich beider Indikatorgruppen über den weiteren Verlauf der Fugnitz hin zu Probestrecke „Fugnitz 3“ ist durch den Fließverlauf durch Ackerland zu erklären. Dass in Strecke „Fugnitz 4“ (dem eigentlichen Unterlauf des Pleißingbaches) die Belastung mit *E. coli* zunimmt und zugleich jene mit Enterokokken abnimmt, lässt vermuten, dass entweder im Einzugsgebiet des Pleißingbaches längere Zeit keine Gülledüngung vorgenommen wurde, erst vor kurzem aber eine stattgefunden hat. Zugleich kann eine Fäkalkeimbelastung mit *E. coli* durch die Einleitung der geklärten Abwässer aus der Kläranlage Pleißing nicht ausgeschlossen werden. Durch das natürliche, bewaldete und landwirtschaftlich ungenutzte Umland innerhalb des Nationalparks kommt es hier zu einer merklichen Verbesserung der Keimbelastung – die Bakterien werden im Längsverlauf durch filtrierende Organismen wie Hydropsychen oder Simuliiden aus dem Wasser gefiltert, zugleich kommt es zu keiner nennenswerten weiteren Zufuhr aus dem Umland.

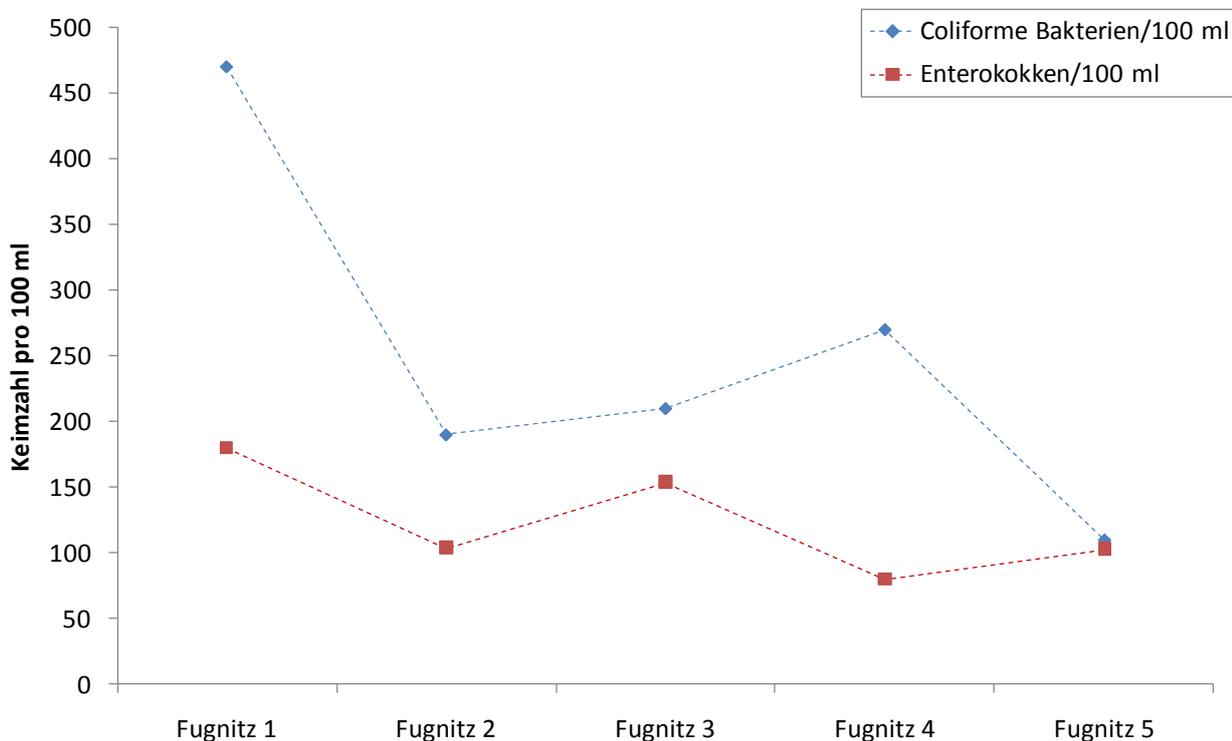


Abb. 18 Entwicklung der Keimzahlen im Längsverlauf der Fugnitz während einer Niederwassersituation im Sommer 2014. Dargestellt werden als Langzeitindikatoren die Enterokokken und als Kurzzeitindikatoren Escherichia coli.

Die **abfiltrierbaren Stoffe** (Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe) nehmen im Längsverlauf der Fugnitz kontinuierlich zu (Abb. 19); in „Fugnitz 1“ liegen sie noch bei 10 mg l⁻¹, in „Fugnitz 2“ bereits bei 52 mg l⁻¹, in „Fugnitz 3“ (flussab des Erosions-Hotspots) schließlich bei 75 mg l⁻¹. (In der EU-Fischgewässerrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2003) wird für Forellengewässer ein Richtwert von 25 mg l⁻¹ angegeben, der nicht überschritten werden soll!) Eine vermeintliche Abnahme der Stoffe ist lediglich im Bereich von „Fugnitz 4“ zu erkennen – hier liegt allerdings eine Rückstausituation vor, bei der es zu einem Absinken und zu einer Auflandung der Feststoffe am Bachgrund kommt; die Wasserprobe wurde oberflächennah entnommen, weshalb der augenscheinliche Rückgang an abfiltrierbaren Stoffen in Wahrheit ein Artefakt darstellen dürfte. In der natürlichen Fließstrecke „Fugnitz 5“ im Nationalparkgebiet wurden ähnlich hohe Werte wie in „Fugnitz 3“ gemessen – hier ist also keine Abnahme festzustellen.

Auch beim **Glühverlust**, der eine Maßzahl für den organischen Anteil der abfiltrierbaren Stoffe ist, ist eine permanente Zunahme über den Fließverlauf zu erkennen. In der quellnächsten Strecke „Fugnitz 1“ liegt der organische Anteil bei nur knapp 7%, die Trübstoffe sind also in erster Linie mineralischer Natur. Im Laufe der Längsentwicklung kommt es im Bereich von Strecke „Fugnitz 2“ zu einem ersten starken Anstieg auf 14%, ab Strecke „Fugnitz 4“ zu einem weiteren Anstieg auf 17%. Dieser Wert wird auch in der Strecke „Fugnitz 5“ im Nationalpark Thayatal erreicht.

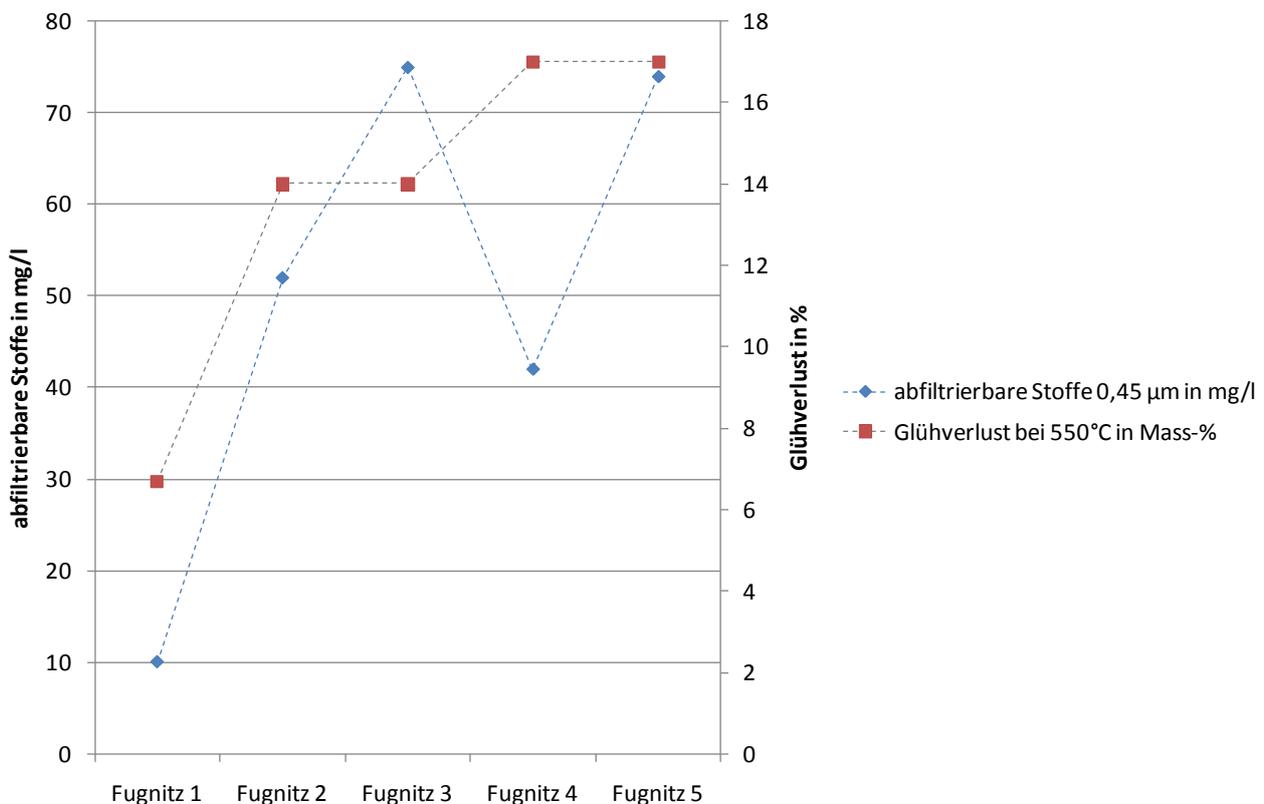


Abb. 19 Entwicklung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glühverlusts (organischer Anteil) im Längsverlauf der Fugnitz.

Bei allen untersuchten **Stickstoffparametern – Nitrat, Nitrit und Ammonium** – zeigt sich ein ähnliches Muster (Abb. 20): In der Referenzstrecke „Fugnitz 1“ liegen vergleichsweise geringe Werte vor, die aber im Längsverlauf sukzessive zunehmen, bis es schließlich in der Naturstrecke „Fugnitz 5“ innerhalb des Nationalparks zu einer jeweils markanten Abnahme (jeweils bis unter den Ausgangswert in der Strecke „Fugnitz 1“) kommt.

Nitrat erreicht seinen Höhepunkt (15,5 mg l⁻¹) in Strecke „Fugnitz 3“ und bleibt auch in „Fugnitz 4“ mit 14,7 mg l⁻¹ etwa auf diesem Niveau. Es ist davon auszugehen, dass der Nitrat-Eintrag über die aus den Prallhängen erodierte Erde in die Fugnitz geschwemmt wird, wodurch es flussab dieser Erosionsherde zu einem mehr als 50%igen Anstieg des Nitrat-Werts kommt. Insgesamt kann bei Niederwassersituationen aber nicht von einer übermäßigen Belastung gesprochen werden – der Grenzwert für Oberflächengewässer beträgt laut EU-Nitrat-Richtlinie 50 mg l⁻¹.

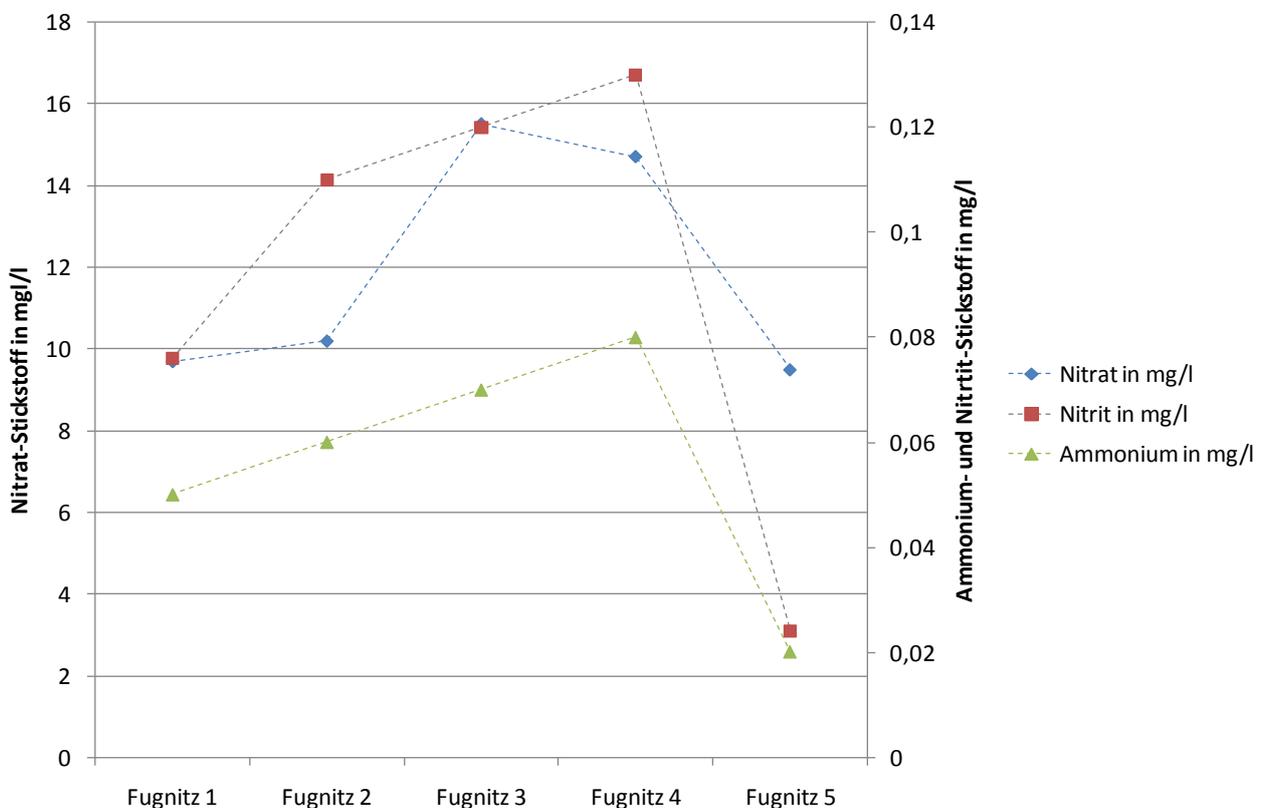


Abb. 20 Entwicklung der Stickstoff-Parameter im Längsverlauf der Fugnitz.

Auch die Ammonium-Konzentration steigt von Strecke „Fugnitz 1“ bis „Fugnitz 4“ kontinuierlich an – allerdings wird hier bei weitem nicht der Trinkwasser-Grenzwert von 0,5 mg l⁻¹ erreicht – um dann in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ massiv abzusinken und im Längsverlauf der Fugnitz ihr absolutes Minimum zu erreichen. Parallel dazu verläuft auch die Nitrit-Kurve; hier kommt es in allen Strecken zu einer massiven Überschreitung des Richtwertes in der EU-Fischgewässerrichtlinie von 0,01 mg l⁻¹. Nitrit ist nur ein Zwischenprodukt in Ab- und Umbauprozessen im Zuge des Stickstoff-Kreislaufs und sollte in funktionierenden Systemen nicht oder nur in Spuren nachweisbar sein. Die

erhöhten Werte sind ein deutliches Zeichen für eine stoffliche Beeinträchtigung. Erst in Strecke „Fugnitz 5“ kommt es durch natürliche Abbauprozesse wieder zu einer weitgehenden Entfernung des Nitrits aus der fließenden Welle.

In den Strecken mit landwirtschaftlich genutztem Umland nehmen die Stickstoffparameter also generell mit zunehmender Quellentfernung zu, was für einen stetigen Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet spricht. In Strecke „Fugnitz 5“ kommt es aber dank des bewaldeten Einzugsgebiets zu einer deutlichen Nährstoffreduktion.

Ganz anders stellt sich die Situation in Hinblick auf die vier untersuchten **Phosphor-Parameter** dar (Abb. 21): Hier liegt bereits in Strecke „Fugnitz 1“ ein relativ hoher Ausgangswert vor, der im weiteren Fließverlauf bis Strecke „Fugnitz 3“ sinkt, danach aber sukzessive ansteigt und im Nationalpark in Strecke „Fugnitz 5“ sein Maximum erreicht. Der Anstieg zwischen den Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ könnte sich durch die Einleitung der geklärten Abwässer aus der Kläranlage Pleißing erklären. Zwar verfügt diese über eine Phosphatfällungseinheit (STADTGEMEINDE HARDEGG 2008), eine quantitative Rückgewinnung von gelöstem Phosphor ist derzeit technisch aber noch nicht möglich. Der hohe Anstieg zwischen den Strecken „Fugnitz 4“ und „Fugnitz 5“ ist schwierig zu erklären – möglich wäre aber ein Einfluss der geklärten Abwässer aus der Kläranlage Mallersbach, die die Abwässer der Ortschaften Riegersburg, Felling und Mallersbach aufarbeitet (STADTGEMEINDE HARDEGG 2005).

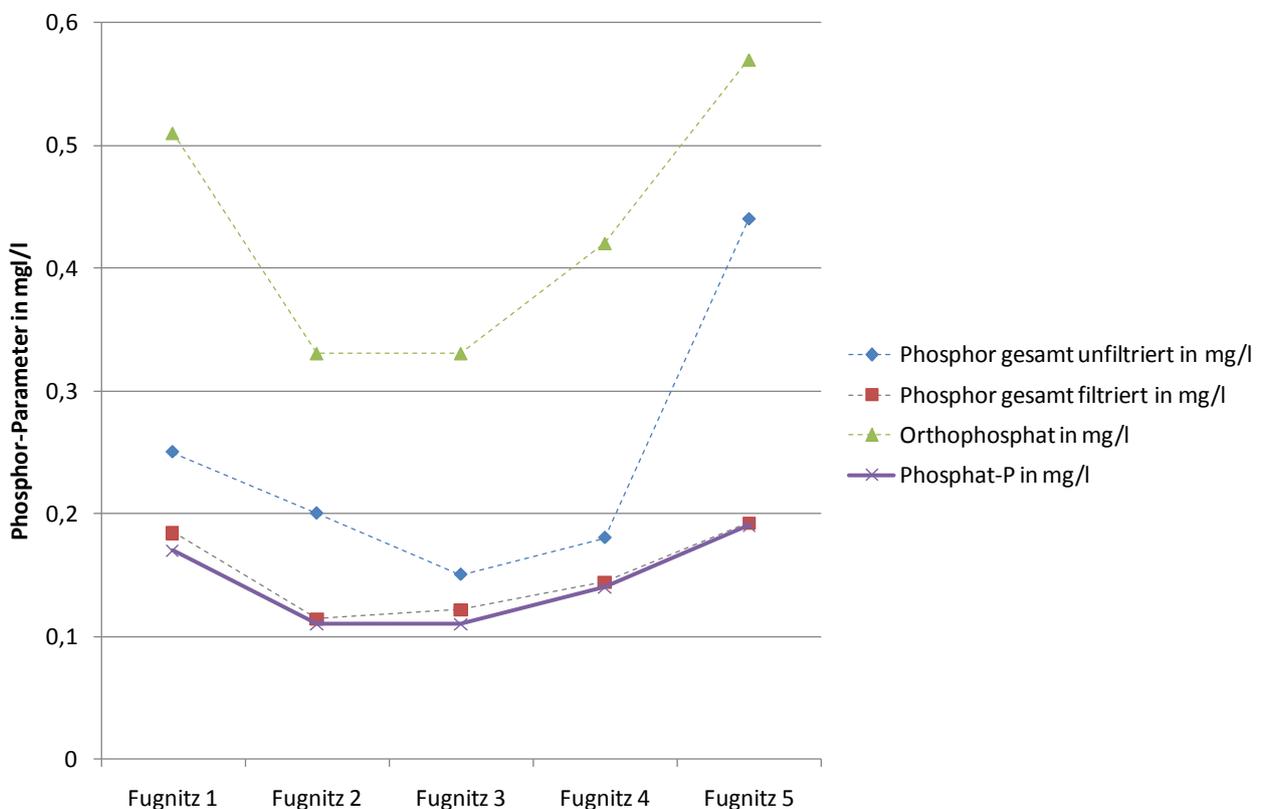


Abb. 21 Entwicklung der Phosphor-Parameter im Längsverlauf der Fugnitz.

Die **Kalium**-Gehalte sind über den gesamten Verlauf der Fugnitz als mehr oder weniger konstant zu beschreiben. **Natrium** und **Chlorid** zeigen beide in Strecke „Fugnitz 2“ – flussab der Mündung des fischteichbeeinträchtigten Nesselbache – ein Maximum (Abb. 22); da aufgrund des Probenahmetermins im Juli eine Belastung durch Streusalze ausgeschlossen werden kann, liegt die – unbestätigte – Vermutung nahe, dass der Salz-Peak auf Maßnahmen in den Fischteichen zurückzuführen sein könnte. Bei Pilzerkrankungen von Fischen wird mitunter Kochsalz dem Teichwasser beigegeben, weil dadurch die Schleimproduktion der Fische angeregt wird. Bei keinem der in Abb. 22 dargestellten Ionen kommt es im Verlauf der Fugnitz zu Grenzwertüberschreitungen im Sinne der Trinkwasserverordnung.

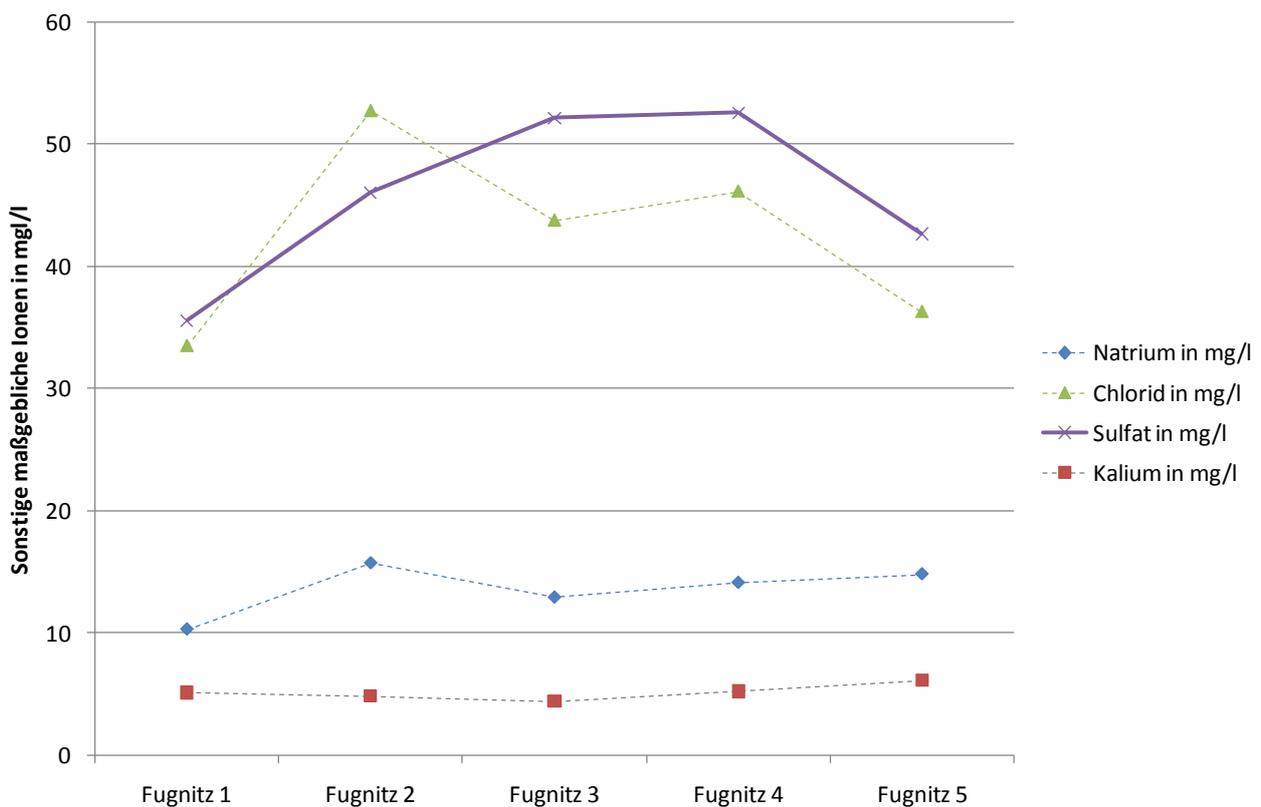


Abb. 22 Entwicklung sonstiger maßgeblicher Ionen im Längsverlauf der Fugnitz.

Die **Wasserhärte-Parameter** (Abb. 23) nehmen von „Fugnitz 1“ bis „Fugnitz 3“ kontinuierlich zu, erreichen dort ihr Maximum und nehmen bis zur Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ wieder bis etwa auf den jeweiligen Ausgangswert ab. Die Härteparameter sind generell für ein Fließgewässer im Waldviertel als relativ hoch einzustufen und erklären sich aus der geologischen Besonderheit der Fugnitz, die über ins kristalline Urgestein eingelagerte Kalklinsen fließt und aufgrund des gelösten Kalks entsprechend hohe Werte annimmt. Die Unterschiede zwischen den Strecken dürften auf geologische Gegebenheiten zurückzuführen sein. Parallel zu den Härte-Parametern entwickeln sich naturgemäß der **pH-Wert** und das **Säurebindungsvermögen** im Längsverlauf, die aus den genannten Gründen für ein Waldviertler Gewässer generell recht hoch ausfallen (Abb. 24).

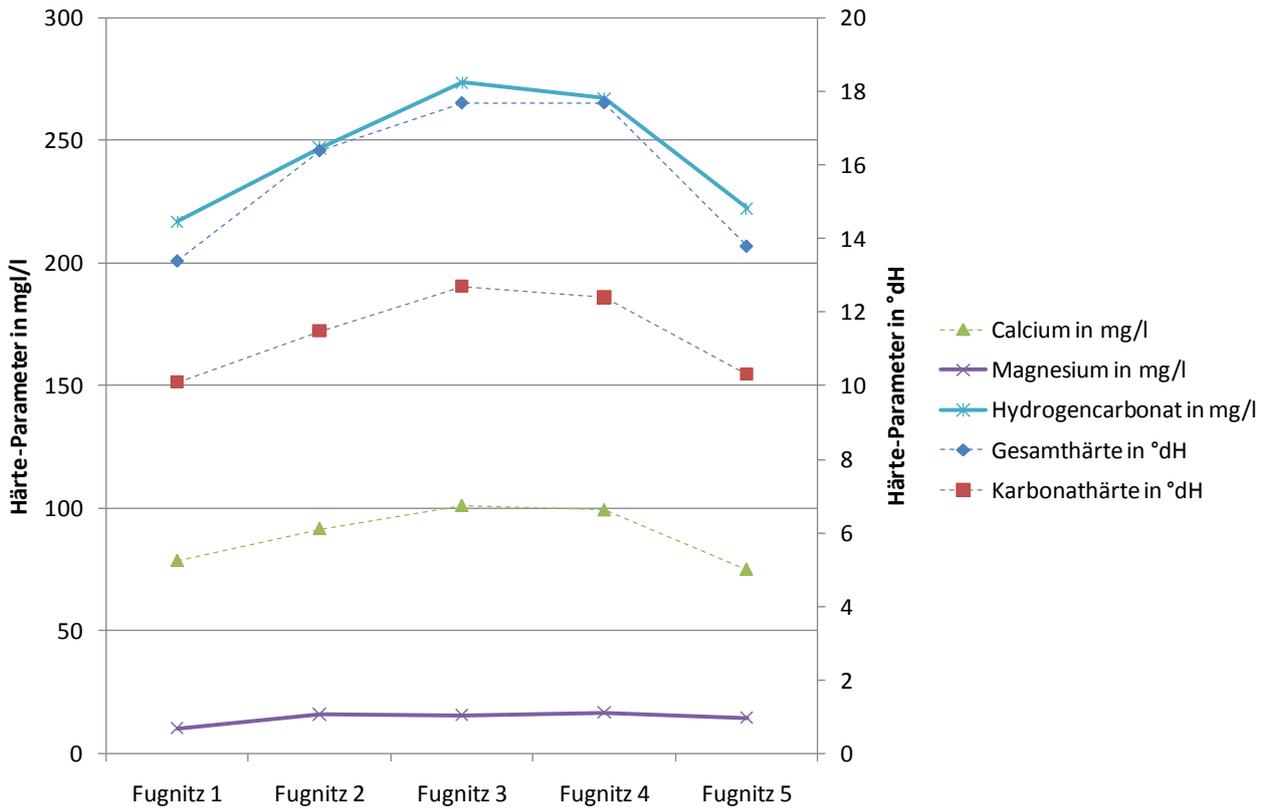


Abb. 23 Entwicklung der Härte-Parameter im Längsverlauf der Fugnitz.

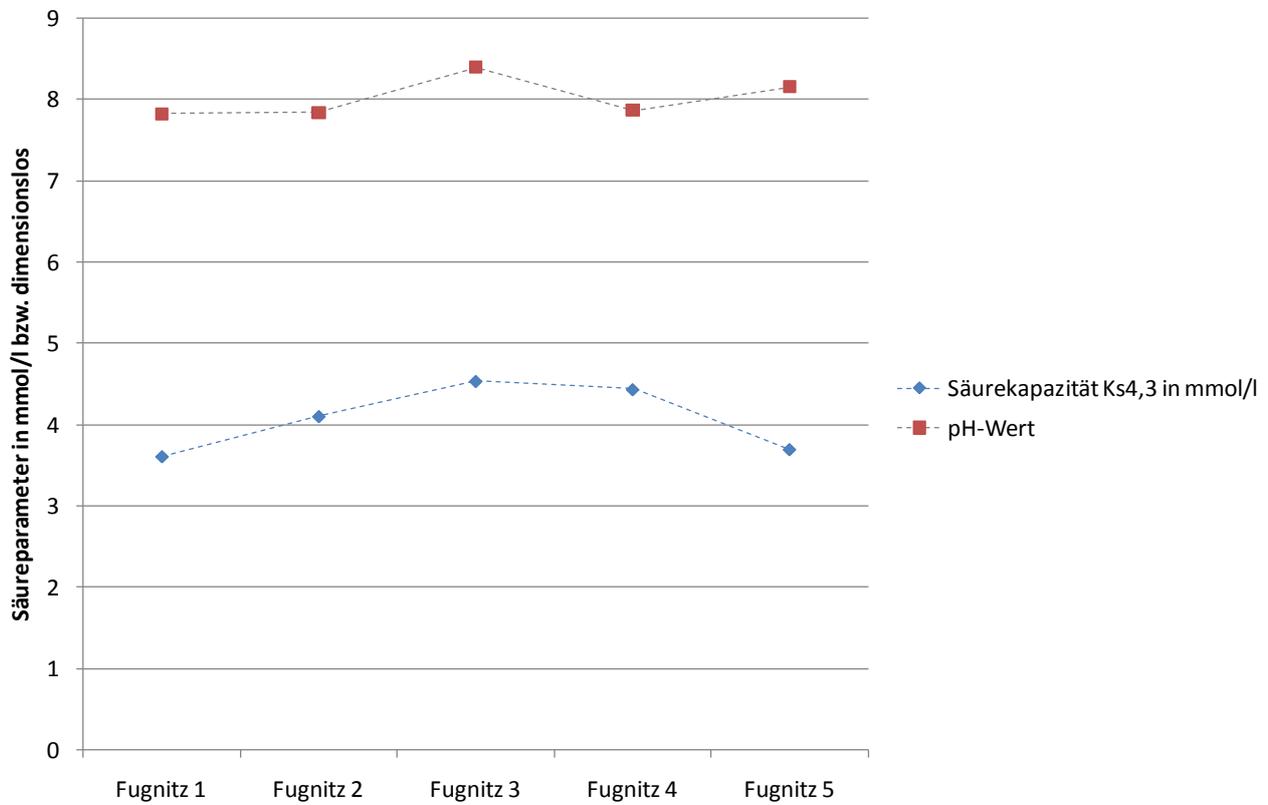


Abb. 24 Entwicklung der Säureparameter im Längsverlauf der Fugnitz.



Die **Wassertemperatur** steigt im Längsverlauf der Fugnitz permanent an (Abb. 25), wobei zwischen den Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ ein deutlicher Knick im Kurvenverlauf zu erkennen ist. Dieser ist klar auf den aufgestauten, sonnenexponierten Fließabschnitt im Bereich der Pleißingbach-Mündung zurückzuführen. Zugleich sind hier naturgemäß die geringsten **Sauerstoffgehalte** und **Sättigungswerte** festzustellen: Aufgrund der stark reduzierten Fließgeschwindigkeit kommt es zu keiner Einmischung von atmosphärischem Sauerstoff, die hohe Trübe bedingt ein Fehlen von submersen Makrophyten, und die massive Schlammauflage, aus der bei Störung olfaktorisch feststellbare Faulgase entweichen, lässt eine hohe Abbaurrate organischer Substanzen unter Sauerstoffverbrauch erahnen. Dank des höheren Gefälles und der höheren Fließgeschwindigkeit sowie der sehr heterogenen Bachsohle kommt es im Bereich des Nationalparks Thayatal, in Strecke „Fugnitz 5“, wieder zu einer natürlichen Sauerstoffversorgung durch physikalische Einmischung, die durch die Photosyntheseaktivität submerser Moose und Krustenalgen wie *Hildenbrandia rivularis* zusätzlich erhöht wird.

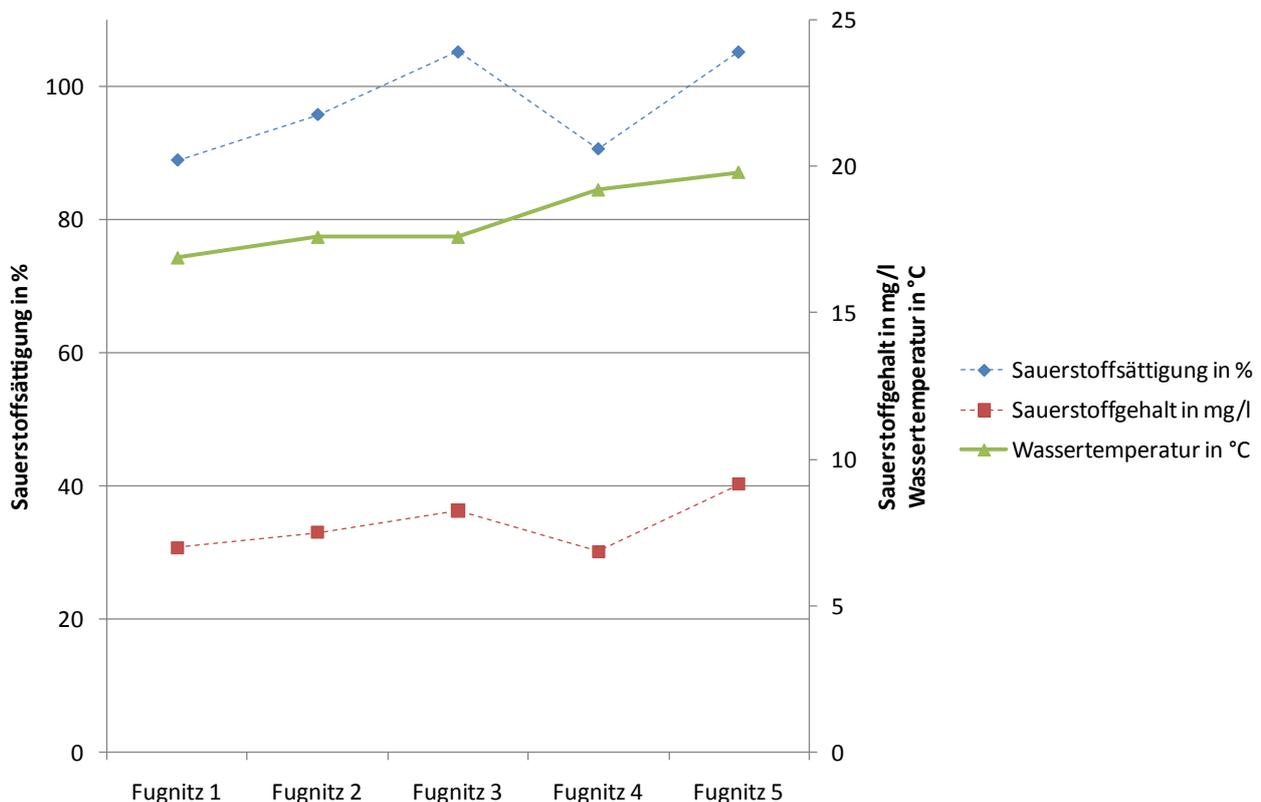


Abb. 25 Entwicklung von Wassertemperatur und Sauerstoffparametern im Längsverlauf der Fugnitz.

Schließlich sollen noch die beiden untersuchten Summenparameter, Leitfähigkeit und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), betrachtet werden (Abb. 26). Die Leitfähigkeit steigt zwischen den Probestrecken „Fugnitz 1“ und „Fugnitz 2“ sehr stark an, danach kommt es zu einem weiteren, allerdings geringfügigeren Anstieg bis zu Strecke „Fugnitz 4“; in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ nimmt die Leitfähigkeit beinahe wieder bis zum Ausgangswert ab. Die erhöhten Werte im Mittellauf



sind einerseits sicherlich auf eingeschwemmte Substanzen wie Nitrat aus der Düngung oder Salz zurückzuführen, zum anderen ist aber auch der Zusammenhang mit den geologisch bedingten Härtebildnern zu erkennen (vgl. Abb. 23 und Abb. 26). Der DOC-Gehalt ist über den Fließverlauf relativ konstant, wobei eine markante Abnahme in Strecke „Fugnitz 3“ zu erkennen ist. Der Grund hierfür ist nicht klar erkennbar – es liegen aber Untersuchungen vor, die bei der Zugabe mineralischer Dünger, konkret Natriumsalzen, auf Ackerflächen eine Abnahme von DOC-Austrägen feststellten (EVANS et al. 2008)

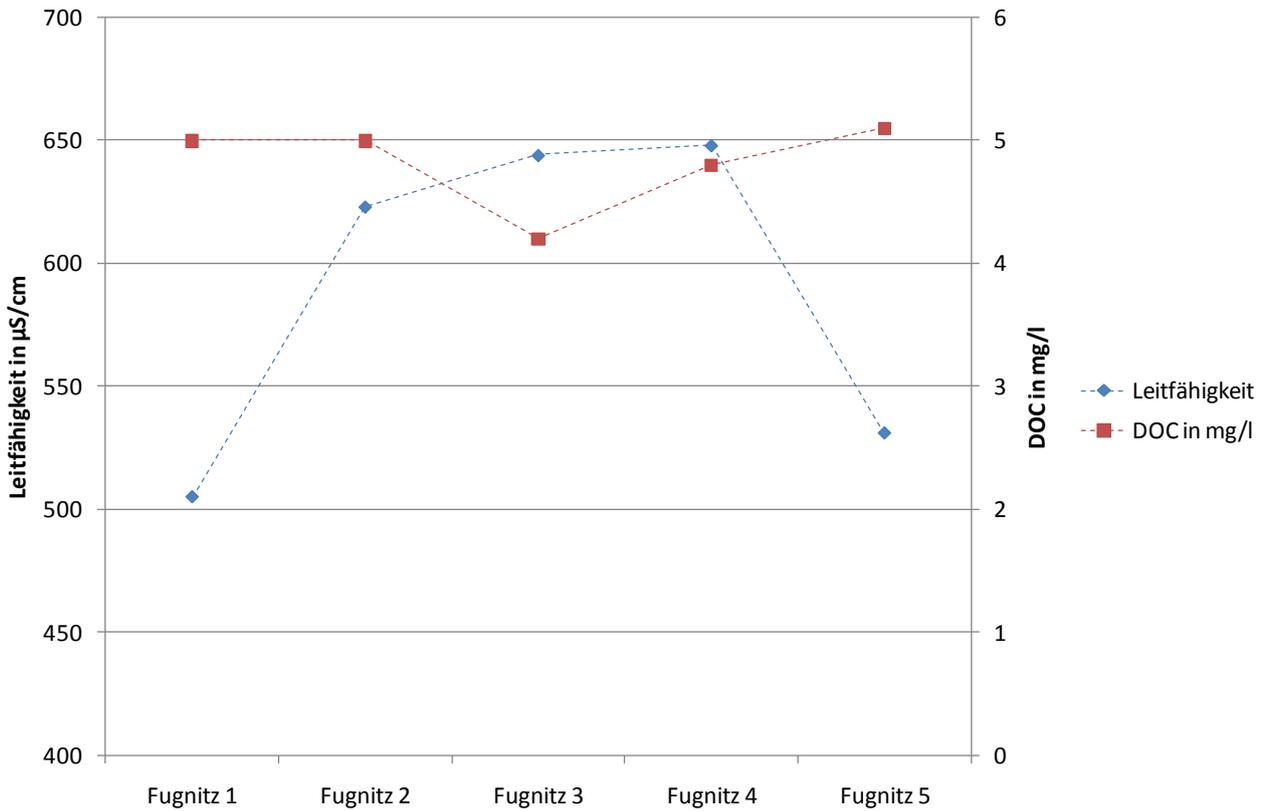


Abb. 26 Entwicklung der Summenparameter Leitfähigkeit und DOC im Längsverlauf der Fugnitz.



5.1.2 Auswirkungen von Regenereignissen auf die Bakteriologie und auf die abiotischen Parameter im Längsverlauf der Fugnitz

Um die Darstellung der Ergebnisse möglichst übersichtlich zu halten, werden die Daten der Probezüge nach den beiden Regenereignissen (01.09. und 16.09.2014) nicht einzeln graphisch dargestellt, sondern jeweils im Vergleich mit den entsprechenden Daten, die bei Niederwasser erhoben wurden. Dadurch wird auf einen Blick die Veränderung des jeweiligen Parameters ersichtlich.

Besonders augenscheinlich sind die Veränderungen der **bakteriologischen Befunde** (Abb. 27). Schon die Grundbelastung bei Niederwasser ist mit 110 bis 470 coliformen Bakterien pro 100 ml als durchaus hoch einzustufen. Bei der Hochwasserspitze nach einem kurzen Starkregenereignis Anfang September 2014 stiegen die Werte jedoch sprunghaft und extrem an: In der noch am geringsten belasteten Strecke „Fugnitz 5“ (innerhalb des Nationalparks Thayatal) wurden Dichten von 74.000 Coliformen pro 100 ml ermittelt, in der am stärksten belasteten Strecke „Fugnitz 4“ (im Bereich der Pleißingbach-Mündung) waren es mehr als 201.000 Keime pro 100 ml.

Die absolute Keimbelastung im Zuge der Hochwasserspitze stieg im Längsverlauf der Fugnitz sukzessive an, so wurden in Strecke „Fugnitz 1“ 101.000, in Strecke „Fugnitz 2“ 109.000, in Strecke „Fugnitz 3“ 165.000 und in Strecke „Fugnitz 4“ >201.000 Coliforme pro 100 ml nachgewiesen. Erst mit dem Eintritt in den Nationalpark wurde wieder eine deutliche Entspannung festgestellt, dort lag die geringste Keimbelastung mit immer noch überaus hohen Dichten von 74.000 Keimen pro 100 ml vor.

Während bei Niederwasserbedingungen alle nachweisbaren Coliformen dem Darmbakterium *Escherichia coli* zuzuordnen waren, stellte sich heraus, dass bei Hochwasser nur zwischen knapp 8 und gut 24% der Coliformen *E. coli* angehörten. Die extreme Keimbelastung muss demnach nicht zwingend ausschließlich auf Gülledüngung im Umland zurückzuführen sein, sondern kann auch aus eingeschwemmten Bodenkeimen stammen. Da allerdings auch *E. coli* in Dichten zwischen 12.000 und 24.000 Bakterien pro 100 ml nachgewiesen wurde, erscheint eingeschwemmte Gülle als Auslöser für die enorme Keimbelastung doch mehr als wahrscheinlich. Die höchsten *E. coli*-Werte wurden in Strecke „Fugnitz 3“ registriert, also flussab der von PÖPPL (2010) ausgewiesenen Erosionsherde. In diesem Bereich dürften Fäkalien, die zur Düngung auf die Felder aufgebracht werden, das maßgebliche Problem darstellen.

Weniger dramatisch, wenngleich immer noch durchaus augenscheinlich, stellt sich die Situation bei den Enterokokken dar. Enterokokken werden wie *E. coli* mit dem Stuhl von Warmblütern ausgeschieden, sind aber relativ unempfindlich gegenüber äußeren Einflüssen. Ihre Dichten lagen bei Niederwasser zwar deutlich unter jenen der Coliformen, waren mit 80 –180 Keimen pro 100 ml





aber immer noch als stark überhöht zu beschreiben. Im Zuge des Hochwassers Anfang September kam es auch bei diesen Indikatororganismen zu einer immensen Vermehrung, die Dichten lagen zwischen 3.800 und 7.000 Keimen pro 100 ml. Am stärksten beeinträchtigt war auch hier die Strecke „Fugnitz 3“, die geringsten Werte wurden in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ gemessen.

Bei der abklingenden Hochwasserwelle, die nach einem mehrtägigen, weniger intensiven Regenereignis Mitte September beprobt wurde, stellte sich die Situation wieder deutlich anders dar. Zwar lagen gegenüber der Niederwassersituation immer noch merklich erhöhte Keimzahlen vor, diese machten aber hinsichtlich der Fäkalcoliformen nur noch einen Bruchteil jener Belastung aus, die im Zuge der Hochwasserspitze Anfang September erhoben wurde. Die Coliformen traten in Dichten zwischen 14.500 und 20.100 Keimen pro 100 ml auf – die höchsten Werte wurden wieder in Strecke „Fugnitz 4“ verzeichnet. Bei *E. coli* waren es zwischen 1.000 und 3.100 Keimen pro 100 ml, wobei diesmal in Strecke „Fugnitz 1“ die stärkste Belastung auftrat. Besonders auffällig waren die im Vergleich dazu sehr hohen Dichten der Enterokokken, die in der abklingenden Hochwasserwelle mit 2.200 bis 5.600 Keimen pro 100 ml in derselben Größenordnung lagen wie während der Hochwasserspitze Anfang September. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Enterokokken sich in Gewässersystemen deutlich länger halten als *E. coli* oder andere Coliforme.

Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass punktuelle, kurzfristige Starkregenereignisse zu einer wesentlich stärkeren Keimbelastung der Fugnitz führen als längerfristige, kontinuierliche Ereignisse. Als Belastungs-Hotspots hinsichtlich der Keimbelastung sind jedenfalls die Abschnitte „Fugnitz 3“ flussab der Erosionsherde und „Fugnitz 4“ im Bereich der Pleißingbach-Mündung hervorzuheben.



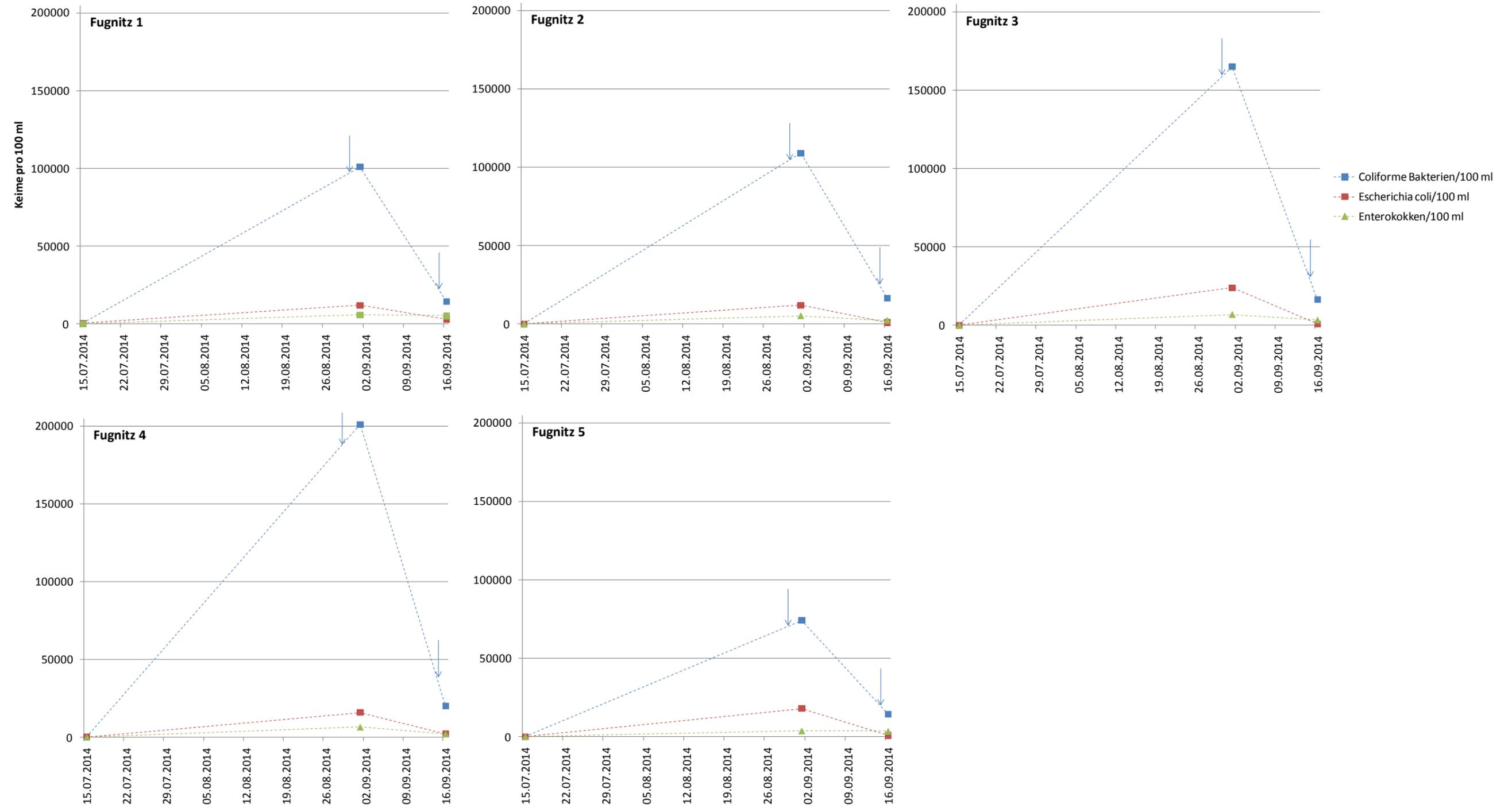


Abb. 27 Keimbelastung der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Keimparameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Haben sich hinsichtlich der Keimbelastung bereits die Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ als Belastungs-Hotspots herausgestellt, zeichnet die Entwicklung der **abfiltrierbaren Stoffe** – also der Trüb- und Schwimmstoffe – ein noch deutlicheres Bild (Abb. 28). Während in Strecke „Fugnitz 1“ bei der Hochwasserspitze Anfang September nur 73 mg Trübstoffe pro l ermittelt wurden, waren es in Strecke „Fugnitz 2“ bereits 136 mg l⁻¹ und in Strecke „Fugnitz 3“ sogar 437 mg l⁻¹. Wesentlich geringere Trübstofffrachten wurden im weiteren Fließverlauf mit 96 mg l⁻¹ in Abschnitt „Fugnitz 4“ und mit 104 mg l⁻¹ in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ festgestellt.

Hinsichtlich der eingeschwemmten Feststoffe liegt die größte Belastung also mit Abstand bei Strecke „Fugnitz 3“, der Erosions-Untersuchungsstelle. Dass in der nur wenige 100 m flussabwärts gelegenen Mündungsstrecke des Pleißingbaches (Strecke „Fugnitz 4“) eine derart reduzierte Trübstoffbelastung festzustellen war, kann einerseits wieder am Rückstau an der Blocksteinrampe liegen, andererseits zeichnet sich der Pleißingbach durch ein deutlich flacheres Umland aus, aus dem bei Regenereignissen offenbar weniger Feinsediment mobilisiert und eingeschwemmt wird.

Im Zuge der abklingenden Hochwasserwelle wurden Werte ermittelt, die im Bereich der Niederwasserwerte oder – im Fall von „Fugnitz 2“, „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 5“ – sogar unter diesen Werten zu liegen kamen. Längere, permanente Regenereignisse scheinen also geringere Feststoffeinträge zu bewirken als kurze, heftige Regengüsse. Zudem dürfte es durch die höheren, gleichmäßiger verteilten Regenmengen sogar zu einer Verdünnung der Trübstoffe im Gewässer und damit zu einer Klärung der Wassersäule kommen.

Was die **Glühverlusten** und damit den organischen Anteil der Trübstoffe betrifft, zeigt sich überdeutlich, dass im Fall von Hochwasserereignissen der organische Anteil im Vergleich zu Niederwasserbedingungen (hier wurden maximal 17% festgestellt) massiv ansteigt. Es gilt – analog zur Trübstofffracht – dass dieses Phänomen bei kurzen, intensiven Regenereignissen stärker ausgeprägt ist als bei längerfristigen, kontinuierlichen. Im Zuge der Hochwasserspitze konnten organische Anteile von bis zu 57% ermittelt werden, in der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September lagen die Höchstwerte bei 38%.

Auffällig ist auch der zeitliche Verlauf der Glühverlusten in den verschiedenen Probestrecken. Während der organische Anteil der Trübstoffe bei Niederwasser im Längsverlauf der Fugnitz stetig gestiegen ist (vgl. Abb. 19), fällt auf, dass zwischen den Strecken „Fugnitz 1“ und „Fugnitz 3“ bei Hochwasserereignissen – und zwar sowohl während der Hochwasserspitze als auch bei abklingendem Hochwasser – genau das Gegenteil der Fall ist.

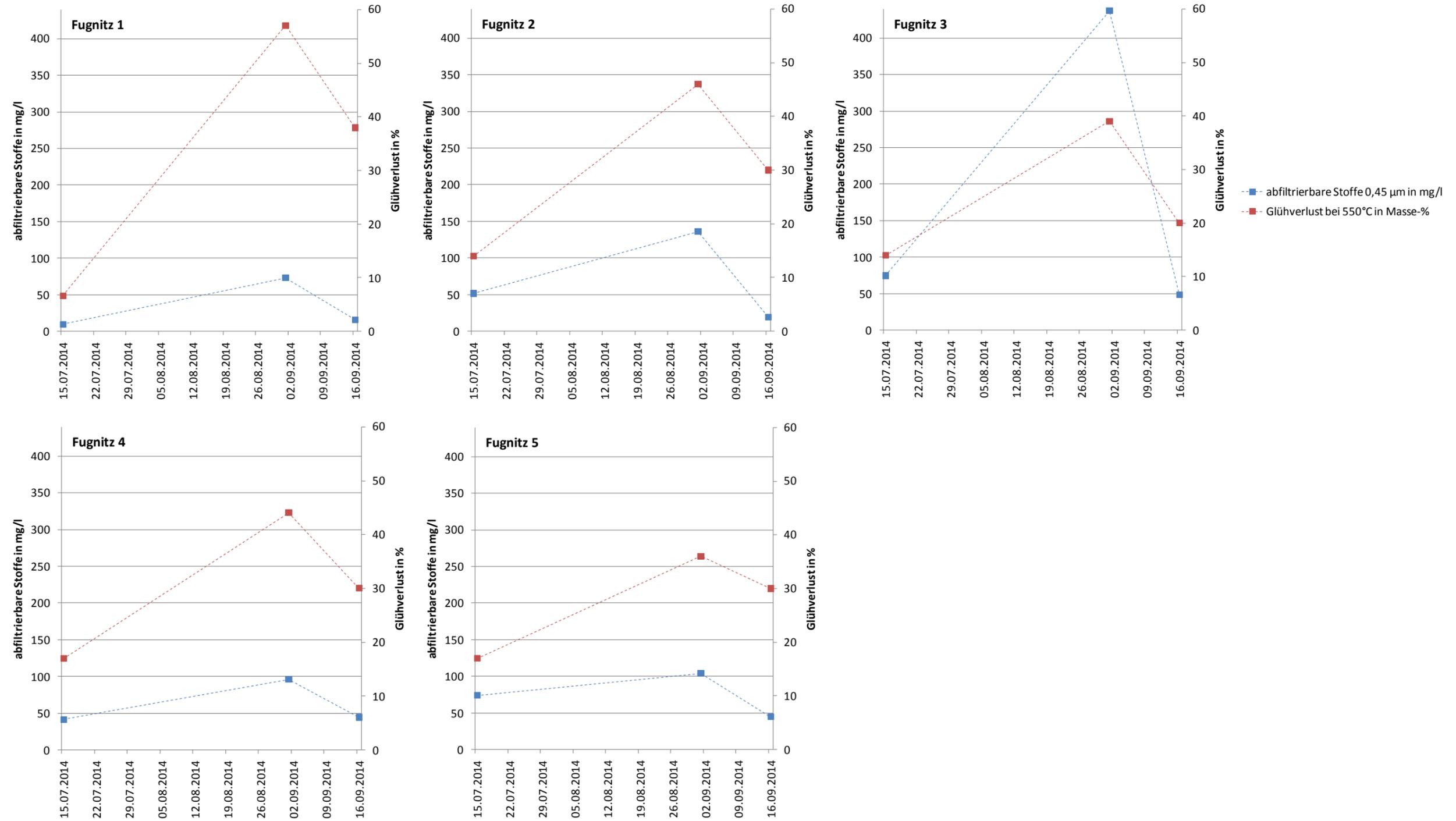


Abb. 28 Trübebelastung der Fugnitz und Glühverlust der Trübstoffe über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Auf den ersten Blick überraschend fallen die Ergebnisse hinsichtlich der **Stickstoff-Parameter** aus (Abb. 29). In den Strecken „Fugnitz 2“ bis „Fugnitz 4“ liegen die jeweils höchsten Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoffkonzentrationen bei Niederwasserbedingungen vor; bei Regenereignissen (sowohl während der Hochwasserspitze als auch während der abklingenden Hochwasserwelle) sind die Werte deutlich abgesunken. Zu erklären ist dies sicherlich mit dem Verdünnungseffekt – es überrascht jedoch, dass es durch den Regen gerade in diesen drei Abschnitten mit teils intensiv landwirtschaftlich genutztem Umland im Zuge von Regenereignissen vermeintlich nicht zumindest zur Einschwemmung von Nitrat aus den angrenzenden Feldern kommt, wo doch der Verlauf der Trübstoff- und die Keimbelastung hier klar eine solche Erosion und Einschwemmung von Bodenmaterial indiziert (vgl. Abb. 27 und Abb. 28). Zu beachten ist in diesem Zusammenhang aber, dass es sich um Konzentrationsangaben in mg l^{-1} handelt – tatsächlich wird also bei steigendem Abfluss, wie er bei Regenereignissen auftritt, auch bei geringeren Konzentrationen insgesamt ein größeres Stoffvolumen transportiert. Es liegt also trotz sinkender Konzentrationswerte sehr wohl eine vermehrte Auswaschung aus den Ackerflächen vor.

In Strecke „Fugnitz 1“ ist dies allein aus den Konzentrationsangaben ersichtlich: Hier kam es durch den punktuellen Starkregen Anfang September erwartungsgemäß zu einem deutlichen Anstieg aller drei Stickstoffparameter. Während der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September wurden in etwa wieder die Niederwasserwerte erreicht.

Auch in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ war während der Hochwasserspitze Anfang September ein Anstieg aller drei Stickstoffparameter festzustellen; am markantesten war der Anstieg beim Nitrat-Stickstoff – hier wurde mit $16,9 \text{ mg l}^{-1}$ überhaupt der höchste Wert aller Strecken und aller Termine gemessen. Woher dieser Nitrat-Peak rührt, kann anhand der vorhandenen Daten nicht geklärt werden; fest steht jedenfalls, dass er nicht auf den Abschnitt zwischen den Strecken „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 4“ zurückzuführen ist. Es muss also zwischen der Mündung des Pleißingbaches und dem Nationalpark eine im Rahmen dieser Studie nicht zuordenbare Nitrat-Quelle geben, die bei Starkregen für einen entsprechenden Eintrag sorgt. Vorstellbar wären hier die landwirtschaftlich genutzten Flächen um Felling, Mallersbach, Riegersburg und Heufurth.

Generell zeigten sich bei der abklingenden Hochwasserwelle bei allen drei Stickstoff-Parametern deutlich geringere Werte als bei der Hochwasserspitze. Kurze, punktuelle Niederschlagsereignisse haben also hinsichtlich dieser Stoffgruppe offenbar stärkere Auswirkungen als längerdauernde, kontinuierliche Ereignisse. Besonderes Augenmerk sollte zukünftig dem Nitrit geschenkt werden, das in den Strecken außerhalb des Nationalparks in besorgniserregend hohen Konzentrationen nachweisbar ist. Ein kontinuierliches Monitoring wird hier dringend empfohlen.

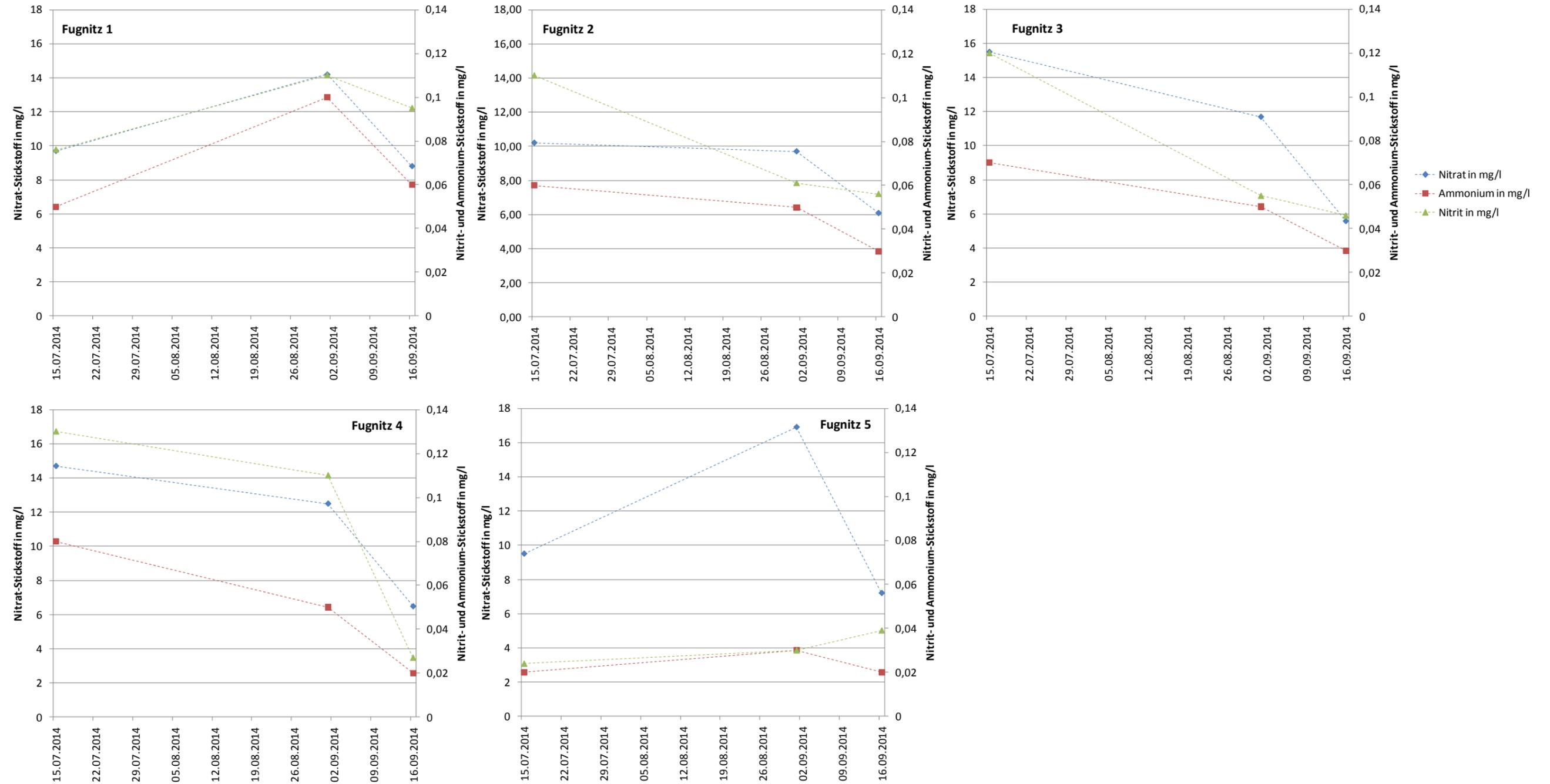


Abb. 29 Stickstoff-Parameter in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Bei den **Phosphat-Parametern** zeigt sich ein durchgehendes Muster (Abb. 30): In allen Strecken wurden bei der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September bei praktisch allen Parametern geringere Werte festgestellt als bei der Niederwassersituation Mitte Juli (Ausnahme ist hier nur der unfiltrierte Gesamtphosphor in Abschnitt „Fugnitz 4“).

Die beiden Parameter Gesamtphosphor (filtriert) und Phosphat-Phosphor waren in allen fünf Strecken zu allen Untersuchungsterminen gering und zeigten auch bei der Hochwasserspitze (mit Ausnahme von Strecke „Fugnitz 4“) keine nennenswerten Anstiege.

Zwei Besonderheiten fallen jedoch sofort ins Auge: In Strecke „Fugnitz 3“ – flussab der Erosionsherde – kam es im Zuge der Hochwasserspitze Anfang September zu einem enormen Anstieg des Gesamtphosphors in der unfiltrierten Probe (während alle anderen Phosphor-Parameter sogar einen leichten Rückgang verzeichneten). Dieser Peak stellt eingeschwemmte partikuläre Phosphorverbindungen dar, die aus der Bodenerosion abzuleiten sind. In deutlich abgeschwächtem Ausmaß ist dieses Phänomen auch in den Strecken „Fugnitz 1“, „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 4“ zu erkennen, während in der Strecke „Fugnitz 5“ innerhalb des Nationalparks kein solcher Anstieg zu erkennen war. Hier verhindert die dichte Vegetation die Bodenerosion offensichtlich effizient.

Die zweite Eigentümlichkeit in den Kurvenverläufen ist in Strecke „Fugnitz 4“ zu erkennen; hier kam es im Zuge der Hochwasserspitze Anfang September zu einem markanten Anstieg des Orthophosphats (und in abgeschwächter Form auch bei allen anderen Phosphor-Parametern). Ein Einfluss der Kläranlage Pleißing ist auch hier nicht auszuschließen, vor allem, wenn bei Starkregenereignissen die Aufenthaltsdauer der Abwässer in der Anlage möglicherweise reduziert wird.

Schließlich ist zu erwähnen, dass die Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ die einzige im Längsverlauf der Fugnitz ist, in der es bei beiden Regenereignissen jeweils zu einer Abnahme aller Phosphor-Parameter gegenüber der Niederwassersituation gekommen ist. Hier kommt es durch den Regen offensichtlich nur zu einem Verdünnungseffekt, ohne dass aus dem Umland zusätzlicher Phosphor eingetragen wird.

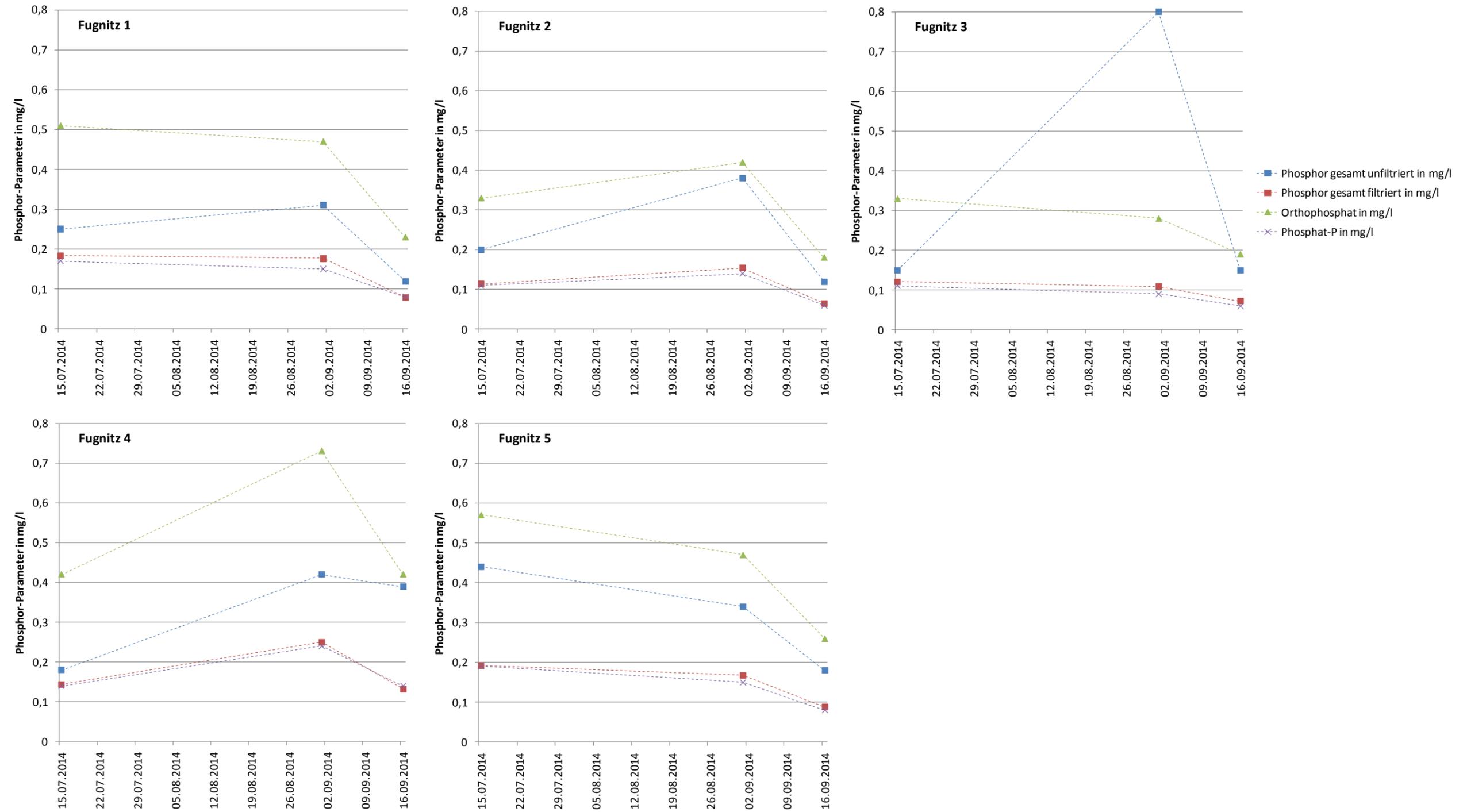


Abb. 30 Phosphor-Parameter der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Bei den **sonstigen maßgeblichen Ionen** ist auffällig, dass Sulfat und Chlorid bis inklusive Strecke „Fugnitz 4“ bei der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September jeweils deutlich höhere Konzentrationen erreichten als im Zuge der Hochwasserspitze Anfang September (Abb. 31). Die Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ unterscheidet sich als einzige von den anderen Strecken, hier ist genau der gegenläufige Trend erkennbar.

Sehr ähnlich sieht die Situation beim Natrium aus – hier sind zwar die Ausgangskonzentrationen und die relativen Unterschiede zwischen den Terminen geringer als bei Chlorid und Sulfat, das Muster ist aber dasselbe: Beim abklingenden Hochwasser nach einem längerfristigen Regenereignis wurden jeweils höhere Konzentrationen gemessen als bei der Hochwasserspitze nach einem kurzfristigen Starkregenereignis.

Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass diese drei Ionenarten bei kurzfristigen Regengüssen noch gut im Boden gehalten werden und erst nach langanhaltenden Regenereignissen ausgespült werden. (Warum dies für die Strecken außerhalb des Nationalparks mit ihren landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebieten gilt, nicht jedoch für die innerhalb des Nationalparks liegende Strecke „Fugnitz 5“, kann anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht begründet werden.)

Ein ganz anderes Bild zeigt sich beim Kalium; hier ist generell festzustellen, dass bei der Hochwasserspitze Anfang September höhere Werte gemessen wurden als im Zuge des abklingenden Hochwassers Mitte September.

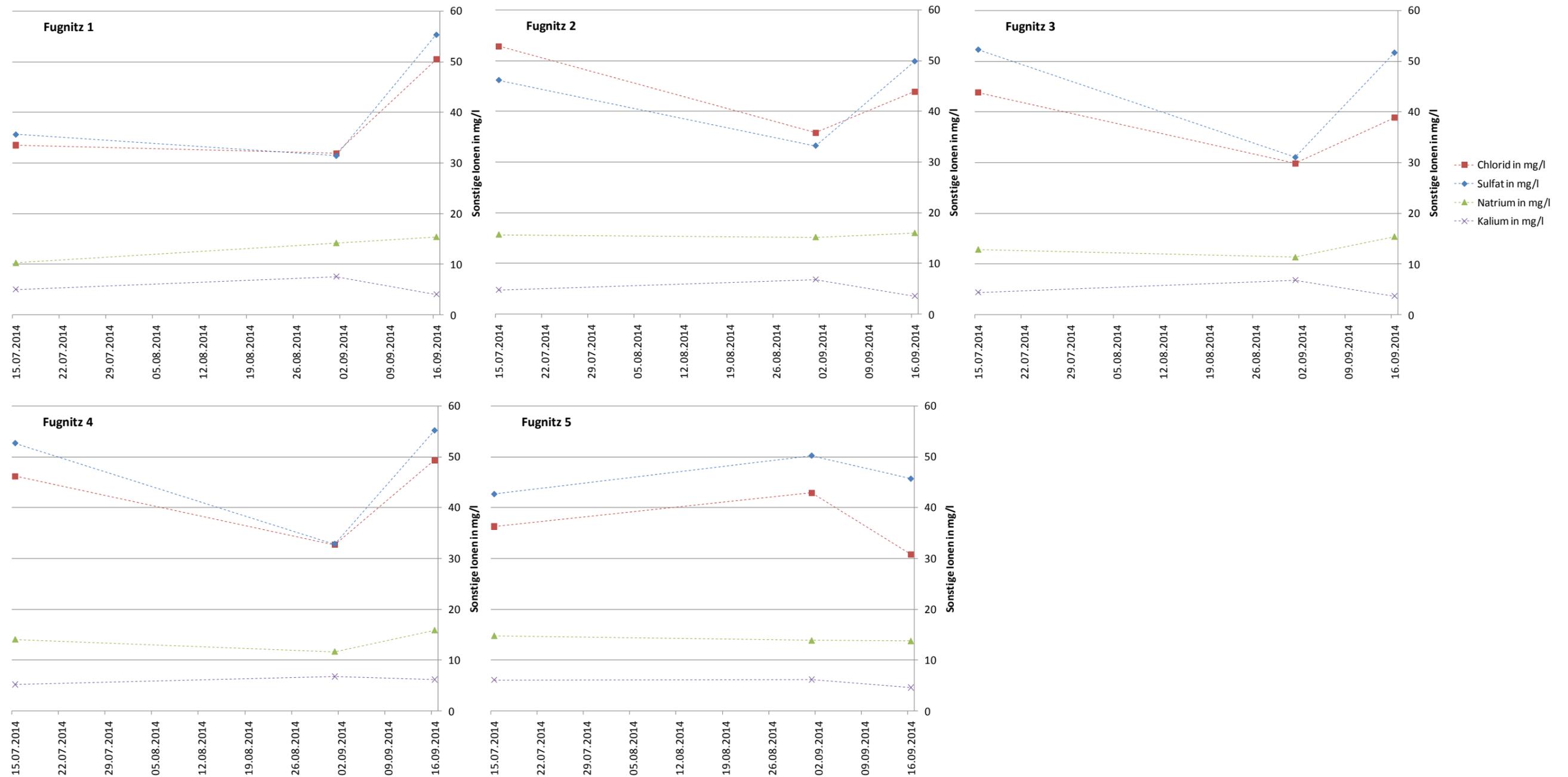


Abb. 31 Sonstige maßgebliche Ionen in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Mehr oder weniger dasselbe Muster wie bei Chlorid, Sulfat und Natrium lässt sich auch hinsichtlich der **Härteparameter** erkennen (Abb. 32). In den vier Strecken außerhalb des Nationalparks kam es durch das kurzfristige Starkregenereignis Anfang September zu einem markanten Absinken aller Härtebildner und dadurch auch der Karbonathärte und der Gesamthärte. Dieses Muster ist klar mit dem Verdünnungseffekt des Regenwassers zu erklären: Da in diesem kein Kalk gelöst ist, wird das Bachwasser nach Regenereignissen naturgemäß weicher, weil durch den Zufluss des weichen Regenwassers die natürlicherweise im Bachwasser enthaltene Konzentration von Härtebildnern gesenkt wird.

Bei der abklingenden Hochwasserwelle nach einem mehrtägigen Dauerregenereignis Mitte September wurde hingegen festgestellt, dass die Härteparameter allesamt deutlich angestiegen sind und wieder die Niederwasserwerte erreicht bzw. diese sogar übertroffen haben. Dies lässt sich nur so erklären, dass Kalziumkarbonat, Hydrogenkarbonat, Magnesium und Kalzium aus dem Einzugsgebiet durch das längerfristige Regenereignis freigesetzt und in die Fugnitz eingeschwemmt wurden.

Vor dem ersten kurzfristigen Starkregen Anfang September lag eine längere Trockenperiode. Es ist denkbar, dass es dadurch zu einem primär oberflächennahen Abfluss des Regenwassers gekommen ist. Das längerfristige zweite Regenereignis fiel in eine Periode mit vergleichsweise viel Niederschlag, hier war der Boden wassergesättigt, es kann also davon ausgegangen werden, dass der Regenabfluss bis an das Muttergestein vorgedrungen ist und karbonathaltige Verbindungen ausgewaschen hat.

Einzig in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ konnte der oben beschriebene Effekt nicht nachgewiesen werden. Die Härtewerte waren generell wesentlich konstanter, was für eine bessere Pufferung des Gewässers wie auch des Einzugsgebiets spricht. Der Starkregenpeak Anfang September führte nicht zu einer Verdünnung, eine solche war erst im Zuge des abklingenden Hochwassers nach dem mehrtägigen Regenereignis Mitte September zu erkennen. Es liegt auf der Hand, dass diese Unterschiede mit den verschiedenen genutzten Einzugsgebieten in Zusammenhang stehen dürften; möglicherweise kam es im Nationalpark aufgrund der dichten Vegetationsdeckung während des Starkregens nicht zu einem Verdünnungseffekt, wie er in den vergleichsweise offenen Landschaften der vier anderen Strecken evident wurde.

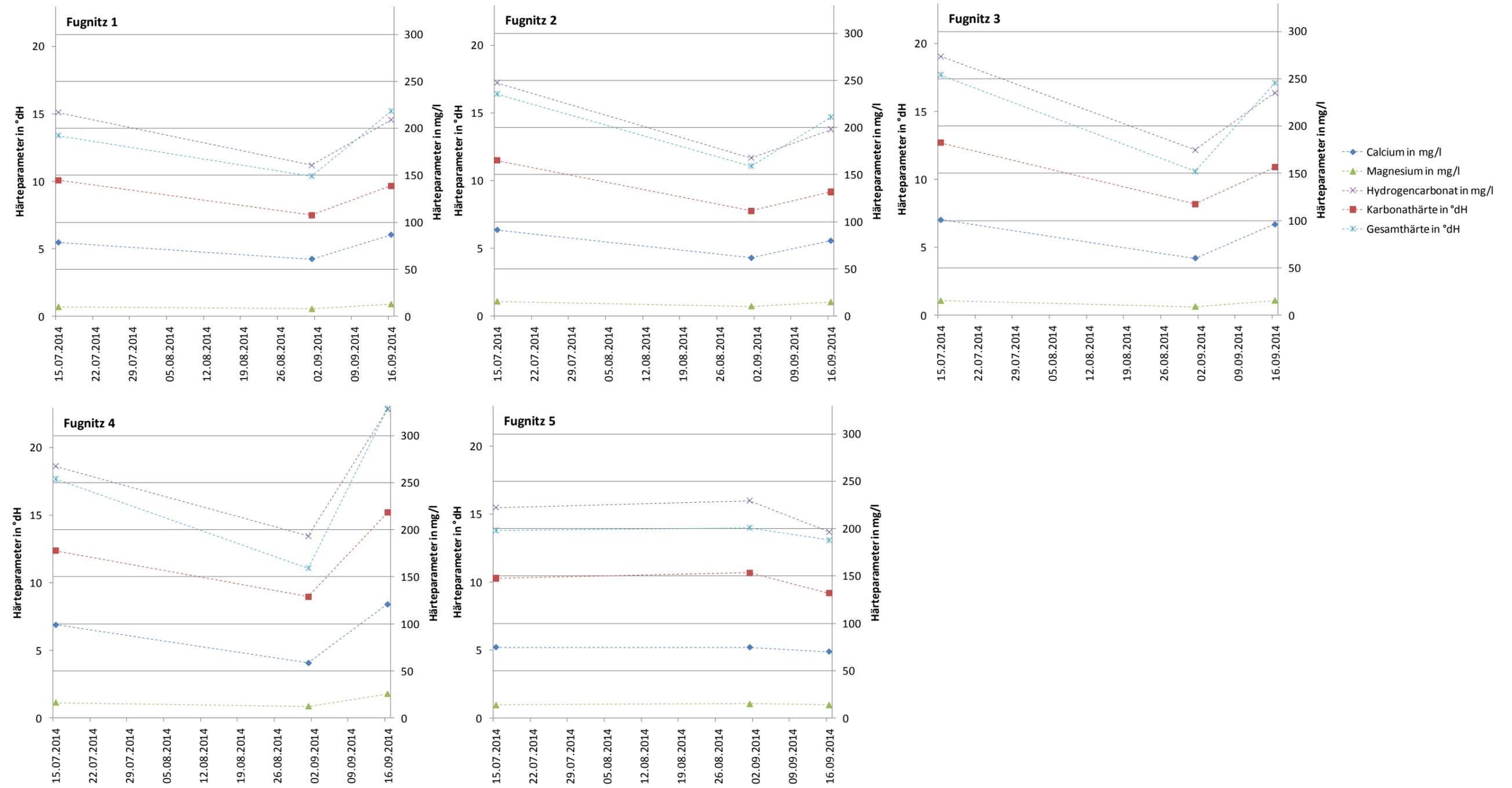


Abb. 32 Härteparameter in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Auch in Hinblick auf die Säurewerte unterscheidet sich Strecke „Fugnitz 5“ von allen anderen Abschnitten – wenngleich hier die Unterschiede zwischen den Probeterminen und den Strecken generell wesentlich geringer ausfallen als bei den anderen Parametern (Abb. 33).

Der pH-Wert ändert sich durch die Regenereignisse kaum im Vergleich zu der untersuchten Niederwassersituation, er liegt in allen fünf Strecken mehr oder weniger nahe beim Wert 8. Veränderungen durch den Regen lassen sich hingegen klar bei der Säurekapazität oder dem Säurebindungsvermögen erkennen. In den Strecken „Fugnitz 1“ bis „Fugnitz 4“ kam es im Zuge des Starkregens Anfang August zu einer deutlichen Abnahme des Säurebindungsvermögens, sprich, das Wasser war weniger stark gepuffert. Dies ist im Zusammenhang mit dem bereits bei den Härteparametern diskutierten Verdünnungseffekt hinsichtlich der Härtebildner zu verstehen. Dementsprechend analog kann auch der Anstieg der Säurekapazität während der abklingenden Hochwasserwelle nach einem mehrtägigen Regenereignis Mitte September begründet werden.

In Strecke „Fugnitz 5“ – innerhalb des Nationalparks – war eine solche Abnahme des Puffervermögens bei Starkregen nicht festzustellen (genau wie es auch bei den Härteparametern der Fall war, auch hier kann dasselbe Erklärungsmodell herangezogen werden).

Was den **Temperaturverlauf** sowie die **Sauerstoff-Sättigung** betrifft, ist die wesentlich stärkere Auswirkung des punktuellen, kurzfristigen Starkregenereignisses gegenüber einem längerfristigen Dauerregen in allen fünf Strecken gleichermaßen zu erkennen (Abb. 34).

Der Knick in der Temperaturkurve versteht sich von insofern von selbst, als Regenwasser im Regelfall deutlich kühler ist als das Wasser in Oberflächengewässern bzw. die Lufttemperatur im Zuge von Regenereignissen sinkt, was sich natürlich mittelbar auf die Wassertemperatur auswirkt.

Dass auch die Sauerstoffsättigung mehr oder weniger parallel zur Temperaturkurve abnimmt, ergibt sich aus der Tatsache, dass Wasser bei geringerer Temperatur mehr Sauerstoff zu binden vermag und daher bei fallender Temperatur die relative Sättigung auch bei gleichbleibendem oder sogar leicht steigendem absoluten Gehalt abnimmt.

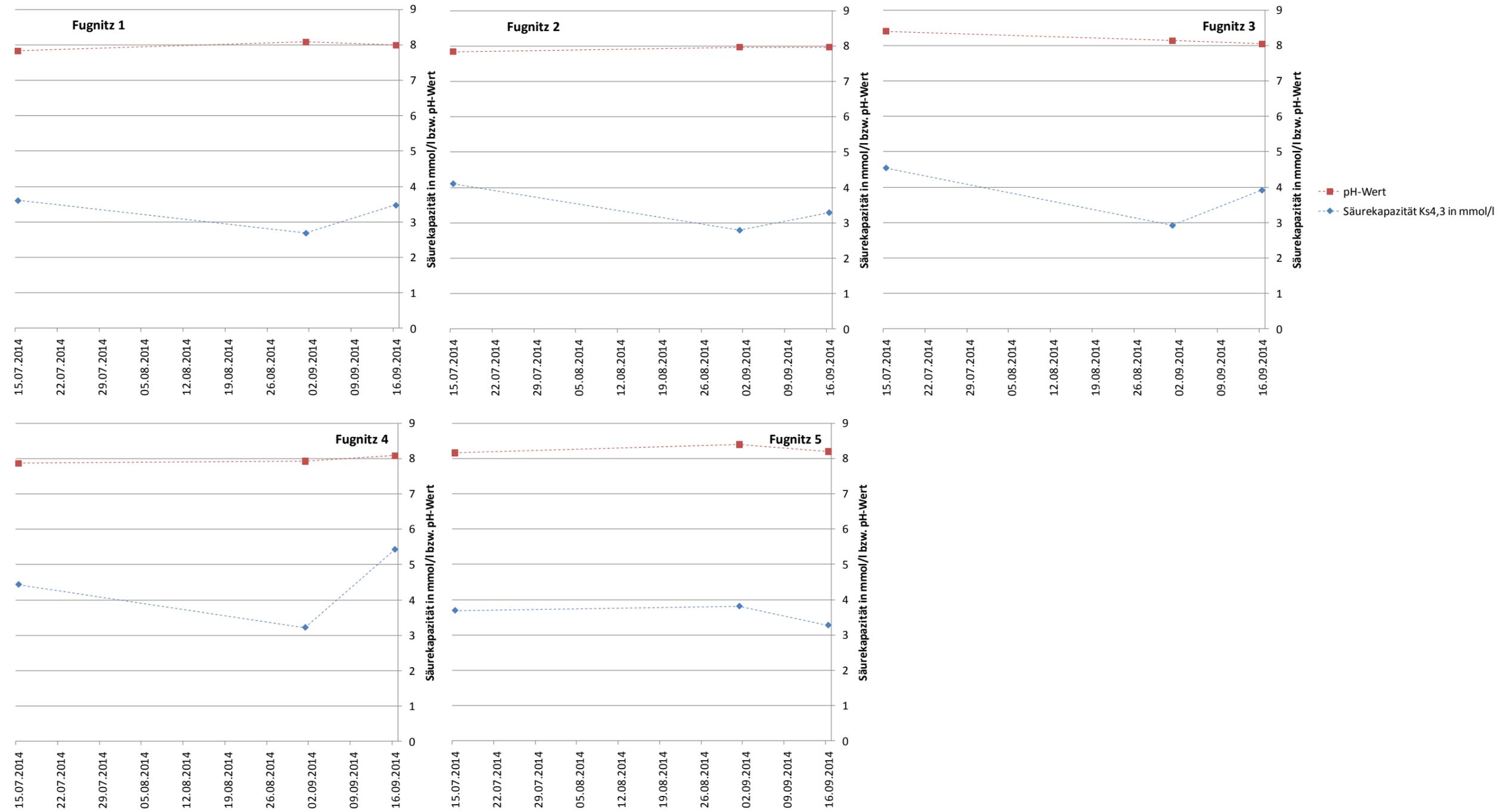


Abb. 33 Säureparameter in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

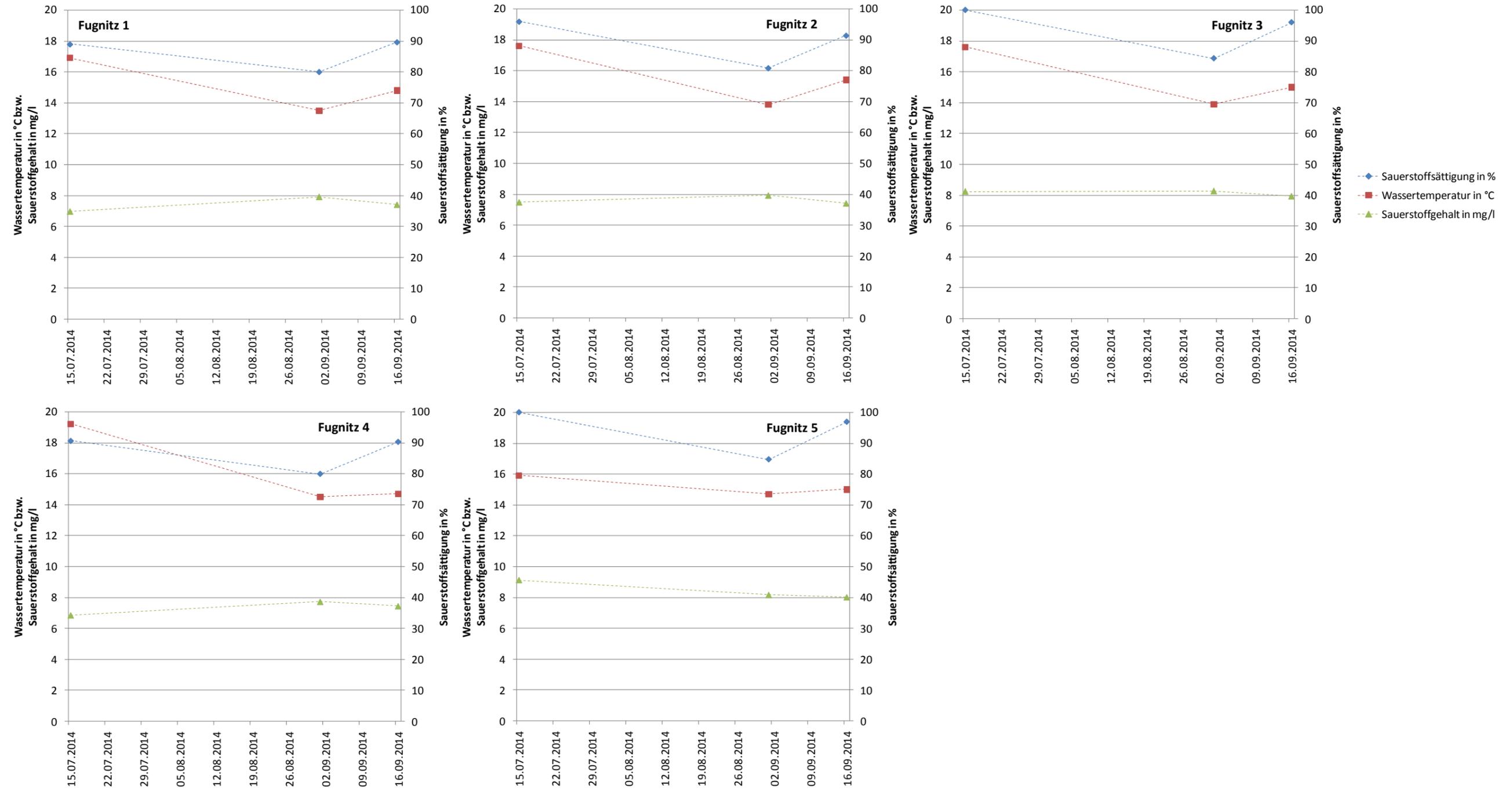


Abb. 34 Wassertemperatur und Sauerstoff-Parameter in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Wie bei etlichen anderen Parametern sticht auch hinsichtlich der beiden **Summenparameter** – Leitfähigkeit und gelöster organischer Kohlenstoff – die Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ heraus (Abb. 35). Während in allen anderen Strecken die elektrische Leitfähigkeit im Zuge der Hochwasserspitze nach dem Starkregenereignis Anfang September aufgrund des Verdünnungseffekts des Regenwassers deutlich abnahm, kam es in Strecke „Fugnitz 5“ sogar zu einer leichten Zunahme. Generell ist der Verlauf der Leitfähigkeit in diesem Abschnitt als sehr gut abgepuffert zu beschreiben, während außerhalb des Nationalparks sehr starke Schwankungen gemessen wurden. Als Erklärungsversuch sei hier wieder die unterschiedliche Nutzung der jeweiligen Teileinzugsgebiete herangezogen: In den landwirtschaftlich genutzten Vorländern der Strecken „Fugnitz 1“ bis „Fugnitz 4“ wird der Regen dem Gewässer offensichtlich rascher und direkter zugeführt als im bewaldeten Einzugsgebiet der Nationalparkstrecke mit seinem dichten Unterwuchs. Ein Verdünnungseffekt kann innerhalb des Nationalparks erst nach mehrtägigem Dauerregen festgestellt werden – in den vier anderen Strecken kam es durch dieses längerfristige Ereignis hingegen offensichtlich zu einer verstärkten Einschwemmung gelöster Stoffe, weshalb die Leitfähigkeit in einigen Strecken wieder die Niederwasserwerte erreicht, in einigen Strecken aber auch weit über diese hinausgeht.

Genau gegenläufig stellt sich die Situation in Hinblick auf den gelösten organischen Kohlenstoff dar. Hier wurde in den vier Strecken außerhalb des Nationalparks jeweils ein markanter Anstieg während des kurzfristigen Starkregenereignisses festgestellt, sowie eine Abnahme nach dem darauffolgenden Hochwassers Mitte September. Die Kohlenstoffverbindungen werden offensichtlich relativ rasch mobilisiert und in die Fugnitz eingeschwemmt, wohingegen langanhaltender Regen offenbar wieder zu einer Verdünnung führt. Ganz anders innerhalb des Nationalparks – hier fand im Zuge des Starkregenereignisses keine nennenswerte Veränderung statt, erst nach mehren Tagen Dauerregen kam es zu einem markanten Anstieg im DOC.

Generell kann also ausgesagt werden, dass die dichte Vegetationsdecke im Nationalpark zu einer Verzögerung und auch zu einer gewissen Abpufferung der Auswirkungen von Regenereignissen in der Fugnitz führt. Bei längerfristigen Ereignissen greift diese Pufferwirkung aber offenbar nicht mehr.

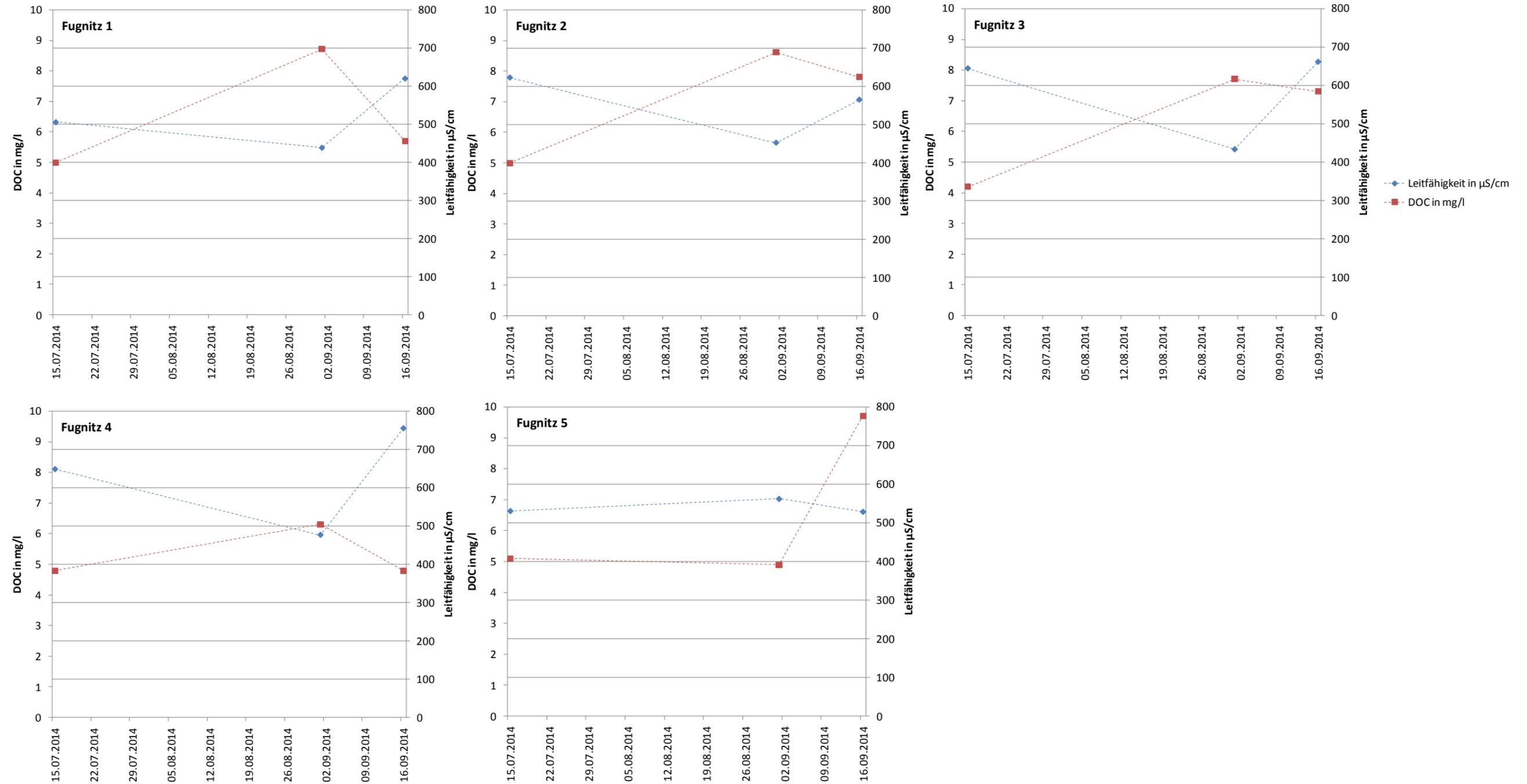


Abb. 35 Summenparameter in der Fugnitz über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

5.1.3 Kajabach, Probenahme 15. Juli 2014 – Niederwassersituation

Auch im Kajabach wurden während Niederwasserbedingungen **Fäkalkeime** in durchaus nennenswerter Konzentration nachgewiesen, und zwar in vergleichbaren Dichten wie in der Fugnitz. In Strecke „Kajabach 1“ – im Ausrinn des Sagteiches – wurden die Coliformen in beinahe der doppelten Konzentration festgestellt wie in Strecke „Kajabach 2“ (Abb. 36). In beiden Strecken wurden die Coliformen ausschließlich von *E. coli* gestellt (auch dies ist eine Parallele zur Fugnitz). Bei den Enterokokken stellte sich die Situation genau gegenteilig dar, hier wurde in der flussabwärts gelegenen Probestrecke eine wesentlich höhere Konzentration festgestellt als im Sagteich-Ausrinn. Die Abnahme der Coliformen in Strecke „Kajabach 2“ kann möglicherweise dadurch erklärt werden, dass der Merkersdorfer Bach, der bei Niederwasser einen deutlich höheren Durchfluss als der Kajabach aufweist, über seinen gesamten Verlauf durch Waldgebiet fließt, während der Ober- und Mittellauf des Kajabaches in landwirtschaftlich genutztem Gebiet zu liegen kommt. Demnach ist mit einem geringen bis kaum vorhandenen Eintrag von Coliformen in den Merkersdorfer Bach zu rechnen. Durch den Zusammenfluss der beiden Bäche kommt es offenbar zu einer entsprechenden Verdünnung der Keimzahl im vorbelasteten Kajabach. Durch diesen Erklärungsansatz kann aber der parallel festzustellende Anstieg der Enterokokken nicht begründet werden, der eine bereits länger zurückliegende Belastung indiziert.

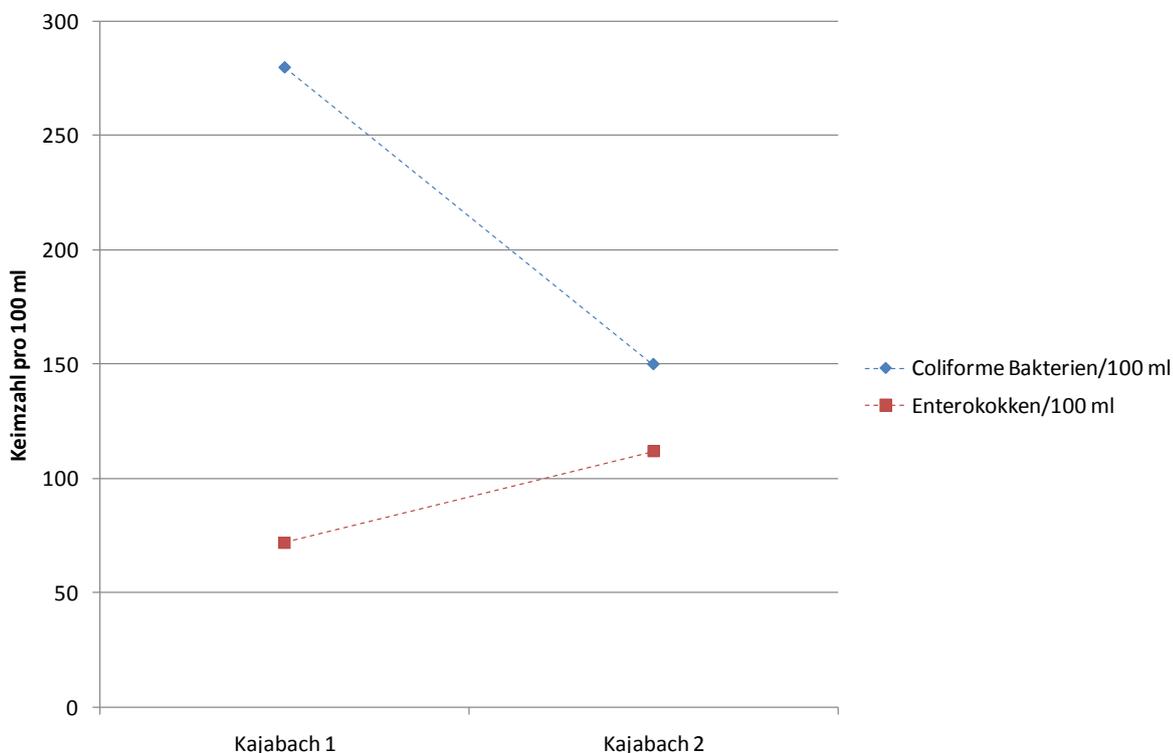


Abb. 36 *Entwicklung der Keimzahlen im Längsverlauf des Kajabaches während einer Niederwassersituation im Sommer 2014. Dargestellt werden als Langzeitindikatoren die Enterokokken und als Kurzzeitindikatoren Escherichia coli.*

Hinsichtlich der **abfiltrierbaren Stoffe** lagen die Werte im Mittel im Kajabach (Mittelwert = 31 mg l⁻¹) merklich unter jenen der Fugnitz (Mittelwert = 50,6 mg l⁻¹). Durch die Einmündung des Merkersdorfer Baches wurde die ohnehin nur relativ geringe Trübe noch weiter verdünnt (Abb. 37).

Der **Glühverlust** lag in Strecke „Kajabach 1“ bei 36%, in Strecke „Kajabach 2“ bei 41%. Im Vergleich zu den Werten in der Fugnitz (zwischen 6,7 und 17%) ist den Trüb- und Schwebstoffen im Kajabach also ein wesentlich höherer organischer Anteil zu attestieren, was möglicherweise auf den höheren Waldanteil im Einzugsgebiet zurückzuführen ist.

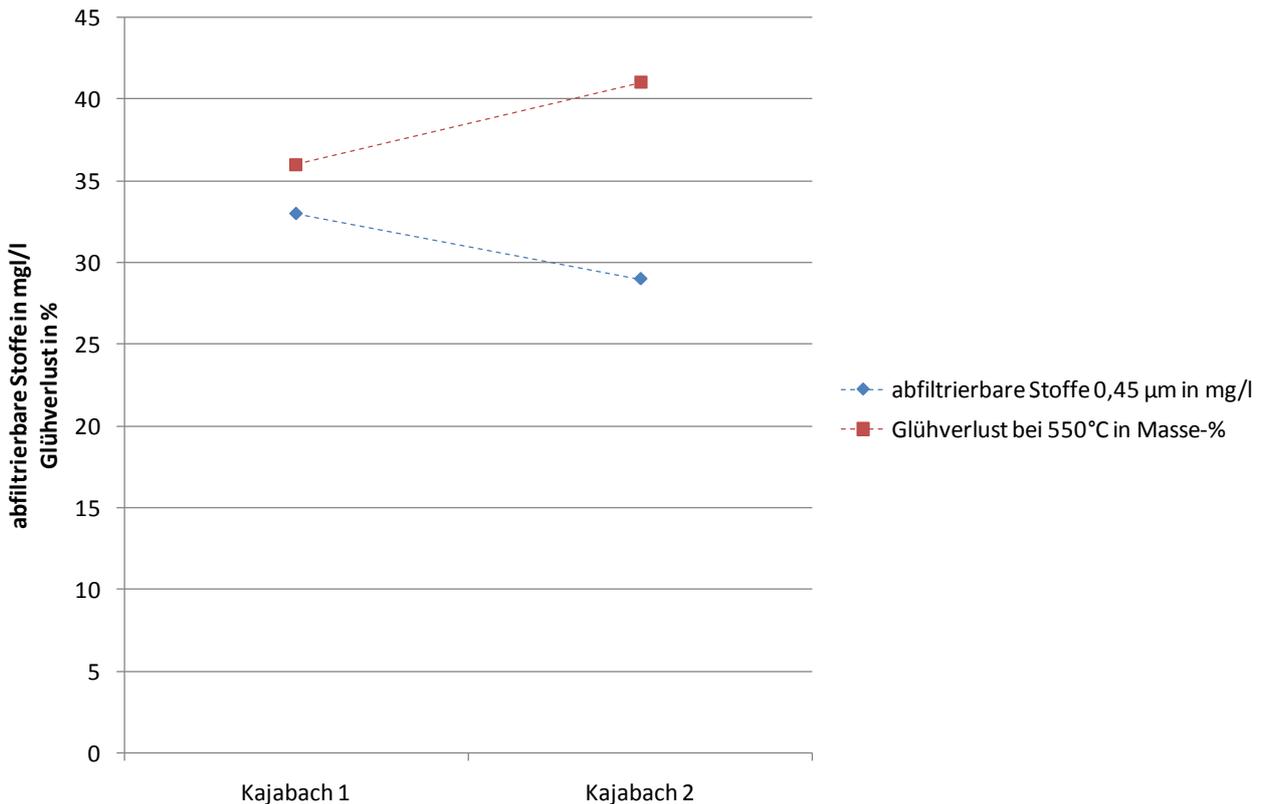


Abb. 37 Entwicklung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glühverlusts (organischer Anteil) im Längsverlauf des Kajabaches.

Hinsichtlich der **Stickstoff-Parameter** fällt auf den ersten Blick der große Unterschied in der Nitrat-Konzentration auf (Abb. 38): In Strecke „Kajabach 1“ liegt mit nur 1,7 mg Nitrat-Stickstoff pro Liter ein wesentlich geringerer Wert vor als in allen anderen Strecken im Untersuchungsgebiet. Die Begründung ist in diesem Fall völlig klar: Der Sagteich wirkt als Nitratfalle, indem der gelöste Stickstoff von planktischen Algen und Wasserpflanzen aufgenommen und in Pflanzenmaterial eingebaut wird. In Strecke „Kajabach 2“ wird mit einer Konzentration von 13,2 mg l⁻¹ ein ähnlich hoher Wert wie in den Fugnitz-Strecken erreicht, das Nitrat wird hier klar vom Merkersdorfer Bach eingetragen.

Gänzlich konträr stellt sich die Situation in Hinblick auf Nitrit dar – hier wurden im Sagteich-Ausrinn („Kajabach 1“) höhere Konzentrationen als in Strecke „Kajabach 2“ festgestellt. Nitrit entsteht beim

Abbau organischer Materie durch bakterielle Aktivität im Zuge der Nitrifikation aus Ammonium; in Teichen mit hohem Fischbesatz bzw. großen Mengen an Algen oder Wasserpflanzen kann es zu steigenden Nitrit-Konzentrationen kommen, wenn die Bakterien das anfallende Ammonium nicht quantitativ umsetzen können. Der vergleichsweise höhere Wert im Sagteich-Ausrinn ist also wahrscheinlich auf ein solches Phänomen zurückzuführen; es ist aber zu beachten, dass dieser Wert immer noch wesentlich geringer ist als die Nitrit-Werte in der Fugnitz außerhalb des Nationalparks.

Die Ammonium-Konzentration ist in beiden Abschnitten des Kajabaches identisch und mit $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ deutlich geringer als in den Fugnitz-Strecken außerhalb des Nationalparks – lediglich in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ wurden ebenso geringe Werte festgestellt. Erhöhte Ammonium-Konzentrationen sind ein Hinweis auf Gülle-Einflüsse, weil aus den Stoffwechselendprodukten von Tieren im Zuge der Nitrifikation als erstes Abbauprodukt Ammonium entsteht. Die geringen Konzentrationen in beiden Kajabach-Strecken und in Strecke „Fugnitz 5“ belegen somit – vor allem im Vergleich mit den übrigen Untersuchungsstrecken – die wesentlich günstigere Umlandsituation im Nationalpark.

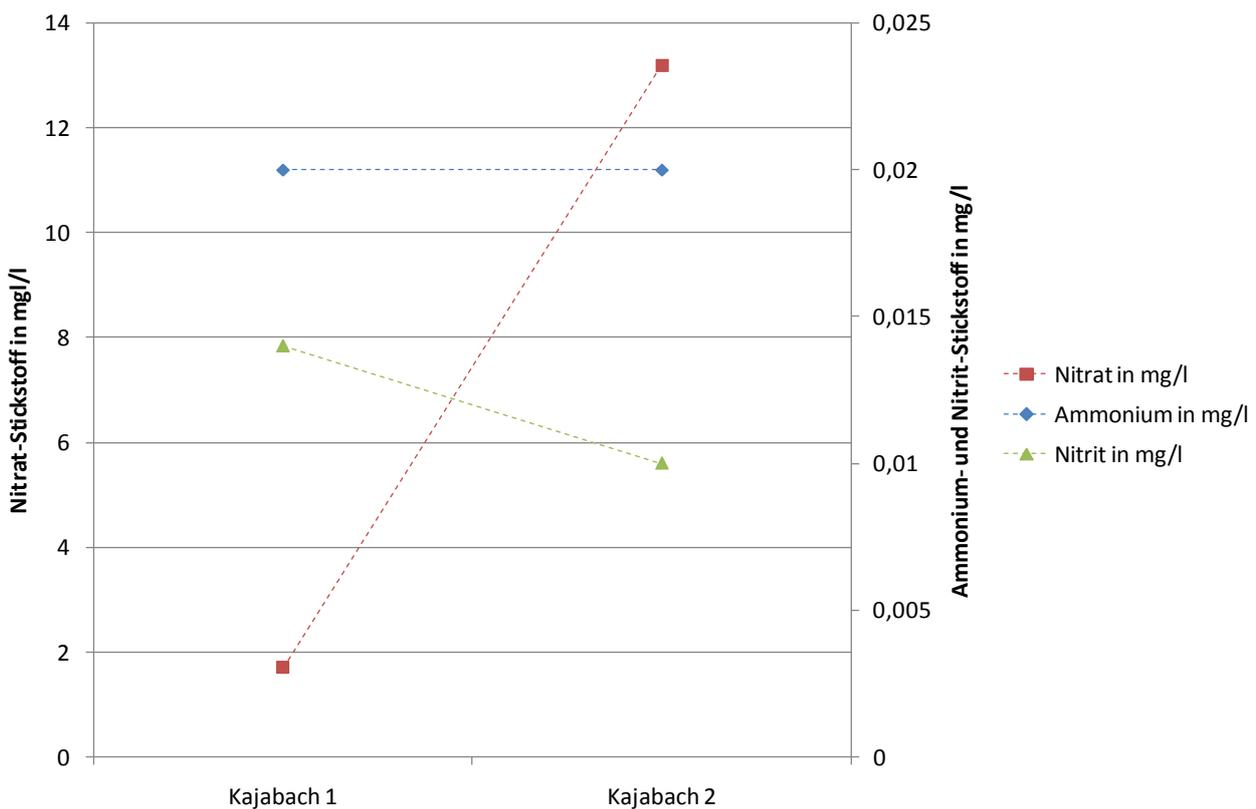


Abb. 38 Entwicklung der Stickstoff-Parameter im Längsverlauf des Kajabaches.



Die **Phosphor-Parameter** waren in Strecke „Kajabach 1“ durchwegs geringer als in Strecke „Kajabach 2“ (Abb. 39). Auch hier ist die Begründung im Sagteich zu suchen: Phosphor stellt für Wasserpflanzen und Algen den limitierenden Wachstumsfaktor dar, weshalb die vom Kajabach mittransportierten Phosphor-Verbindungen beim Durchfließen des Sagteiches im Zuge der Primärproduktion aus dem Wasser aufgenommen werden.

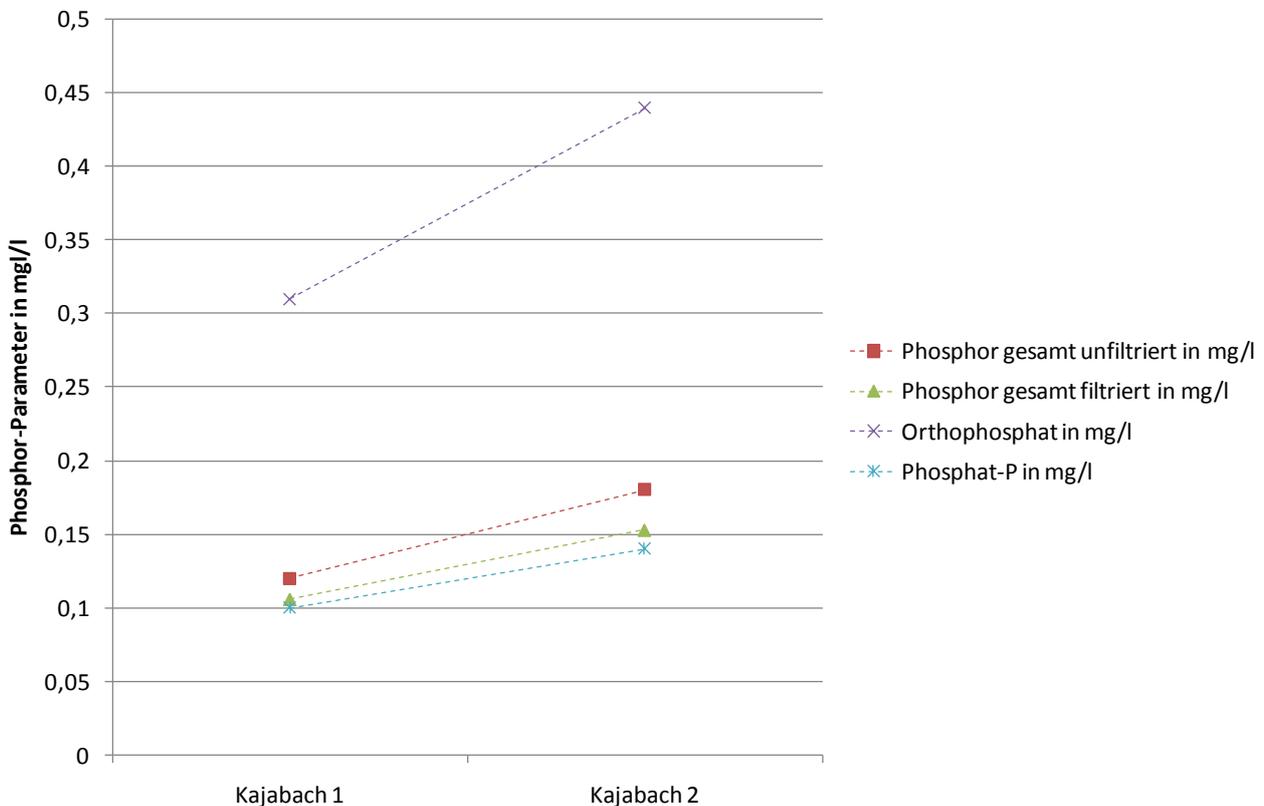


Abb. 39 Entwicklung der Phosphor-Parameter im Längsverlauf des Kajabaches.

In Hinblick auf die **sonstigen maßgeblichen Ionen** waren jeweils durchaus ähnlich hohe Konzentrationen festzustellen wie in der Fugnitz, und zwar in beiden Kajabach-Abschnitten. Im Verlauf des Kajabaches kommt es zu einem wirklich nur geringfügigen Anstieg in den Konzentrationen von Kalium, Natrium und Sulfat (auch hier kann eine biogene Bindung im Sagteich angenommen werden), lediglich beim Chlorid ist ein umgekehrter Trend erkennbar (Abb. 40). Die höheren Chloridwerte in Strecke „Kajabach 1“ könnten auf die Stoffwechselaktivität der Fische im Sagteich (und in den flussaufwärts gelegenen Teichen im Hauptschluss) zurückzuführen sein.



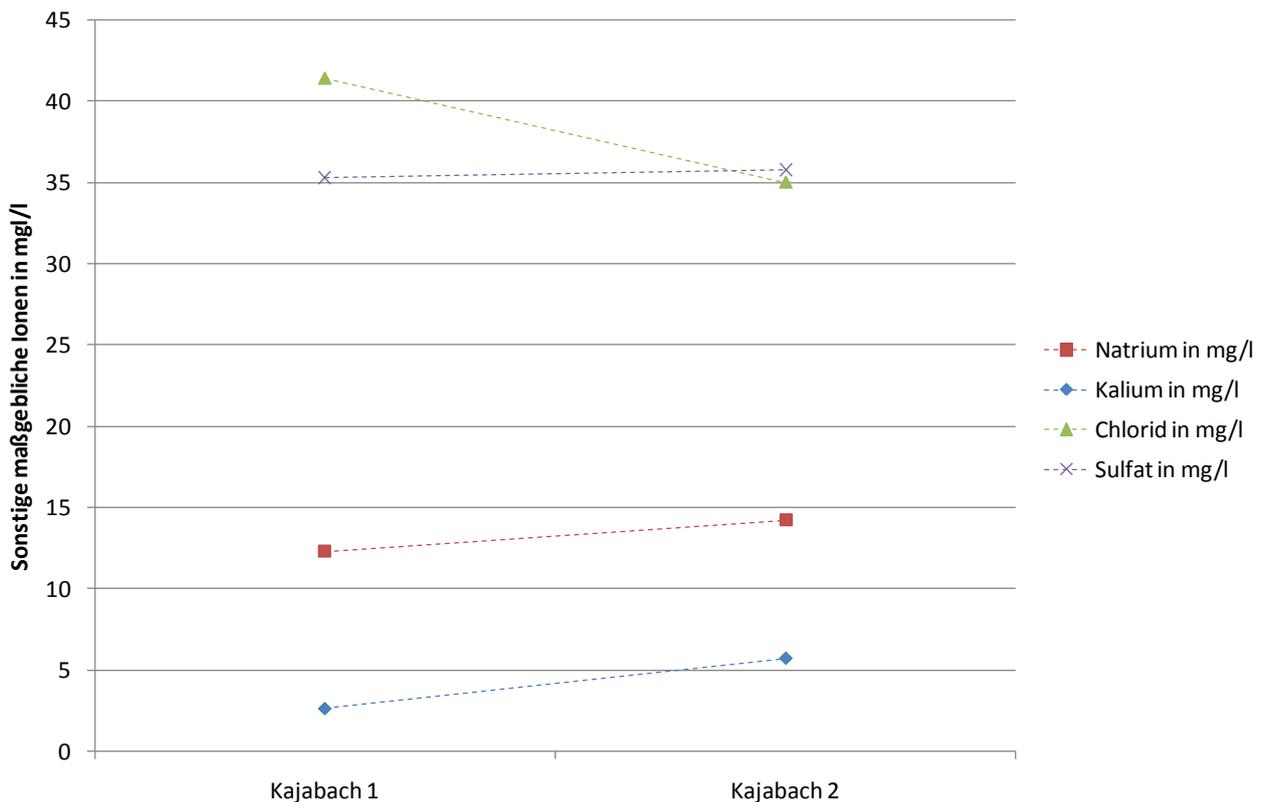


Abb. 40 Entwicklung sonstiger maßgeblicher Ionen im Längsverlauf des Kajabaches.

Deutliche Unterschiede zwischen den beiden Strecken lassen sich hinsichtlich der **Härte-Parameter** erkennen (Abb. 41). In Strecke „Kajabach 1“ liegen trotz des nur geringen Abstandes zwischen den beiden Untersuchungsstellen wesentlich geringere Härtegrade vor, und zwar sowohl hinsichtlich der Gesamt- als auch der Karbonathärte. Auch dieses Phänomen ist durch den Sagteich erklärbar: Durch die Photosynthese von Algen und Wasserpflanzen kommt es in Stillgewässern zu einer biogenen Entkalkung, indem dem Wasser Kohlendioxid und Hydrogencarbonat entzogen wird. Lediglich die Magnesium-Konzentration ist in beiden Gewässern gleich. Generell sind die Härteparameter von Kajabach und Fugnitz im gleichen Größenbereich angesiedelt.

Auch hinsichtlich **pH-Wert** und **Säurebindungsvermögen** sind Kajabach und Fugnitz sich sehr ähnlich (Abb. 42). Die geringfügige Erhöhung des pH-Wertes und des $K_{s4,3}$ zwischen „Kajabach 1“ und „Kajabach 2“ ist auf den Merkersdorfer Bach zurückzuführen, der mit 8,46 einen höheren pH-Wert als der Kajabach aufweist.

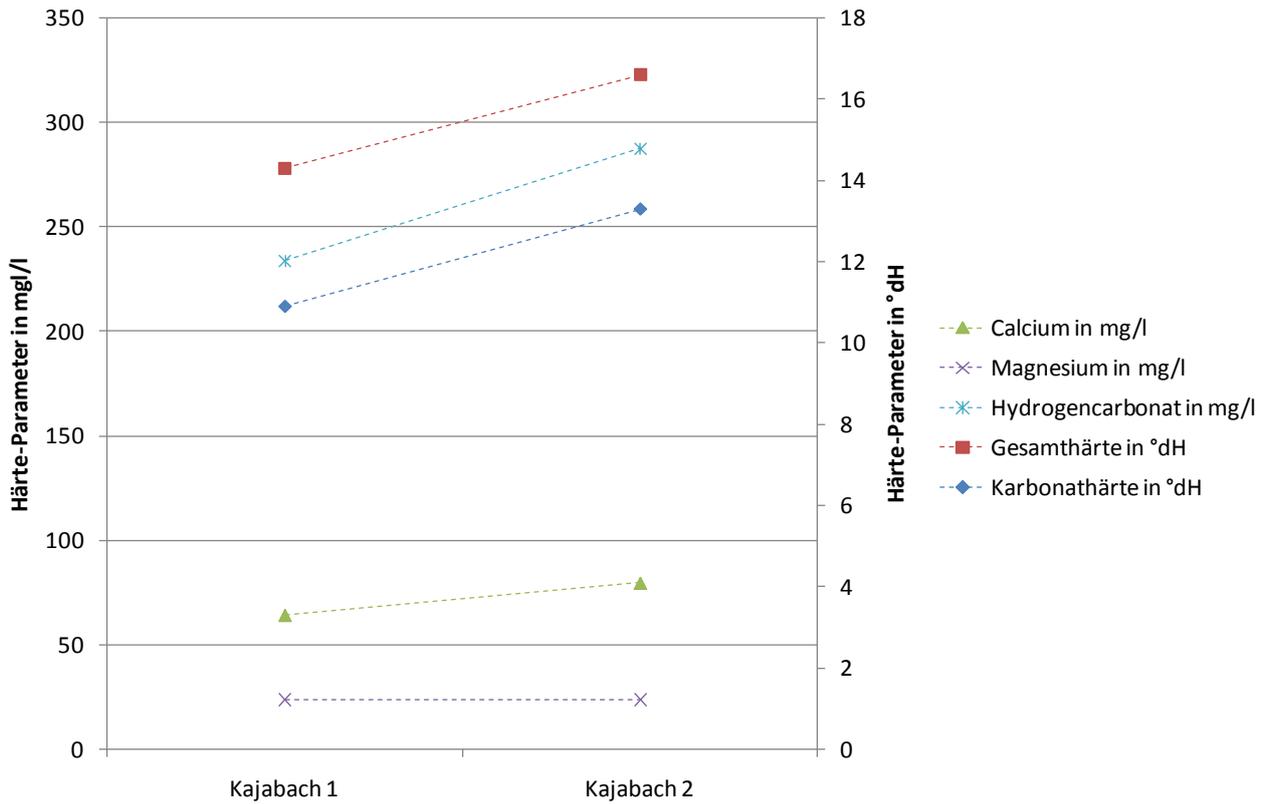


Abb. 41 Entwicklung der Härte-Parameter im Längsverlauf des Kajabaches.

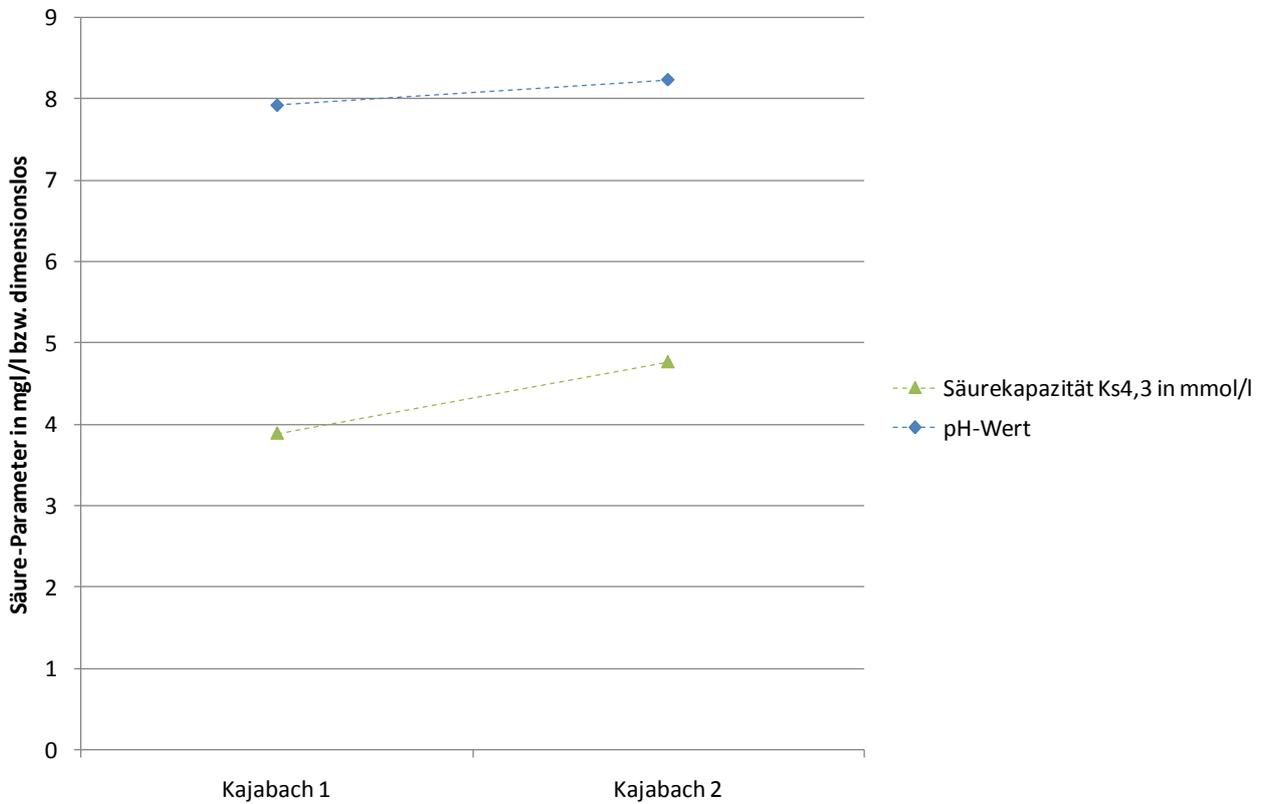


Abb. 42 Entwicklung der Säureparameter im Längsverlauf des Kajabaches.

Nennenswerte Unterschiede wurden hinsichtlich der **Wassertemperatur** und der **Sauerstoff-Parameter** festgestellt (Abb. 43): Im Ausrinn aus dem Sagteich wurde eine Wassertemperatur von 19,2 °C gemessen, im Kajabach flussab der Mündung des Merkersdorfer Baches waren es nur noch 15,8 °C. Dieser überaus hohe Temperaturunterschied auf nur wenigen 100 m Fließlänge ist zum einen auf den Sagteich zurückzuführen, der als große stehende Wasserfläche mit nur randlicher Beschattung zu einer entsprechenden Erwärmung des Wassers beiträgt (gemessen wurden bei der Probenahme 20,8 °C an der Wasseroberfläche), zum anderen auf den Merkersdorfer Bach, der mit einer Temperatur von nur 15,6 °C das deutlich kühlsste Gewässer im Projektgebiet darstellte.

Der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung in Strecke „Kajabach 1“ waren merklich geringer als an Strecke „Kajabach 2“. Neben der höheren Temperatur im Teich-Ausrinn sind hierfür auch sauerstoffzehrende Abbauprozesse im Sagteich verantwortlich, sowie der wesentlich höhere Sauerstoffgehalt des Merkersdorfer Baches, der nach dem Zusammenfluss der beiden Bäche für eine entsprechende Sauerstoffanreicherung im Kajabach sorgt.

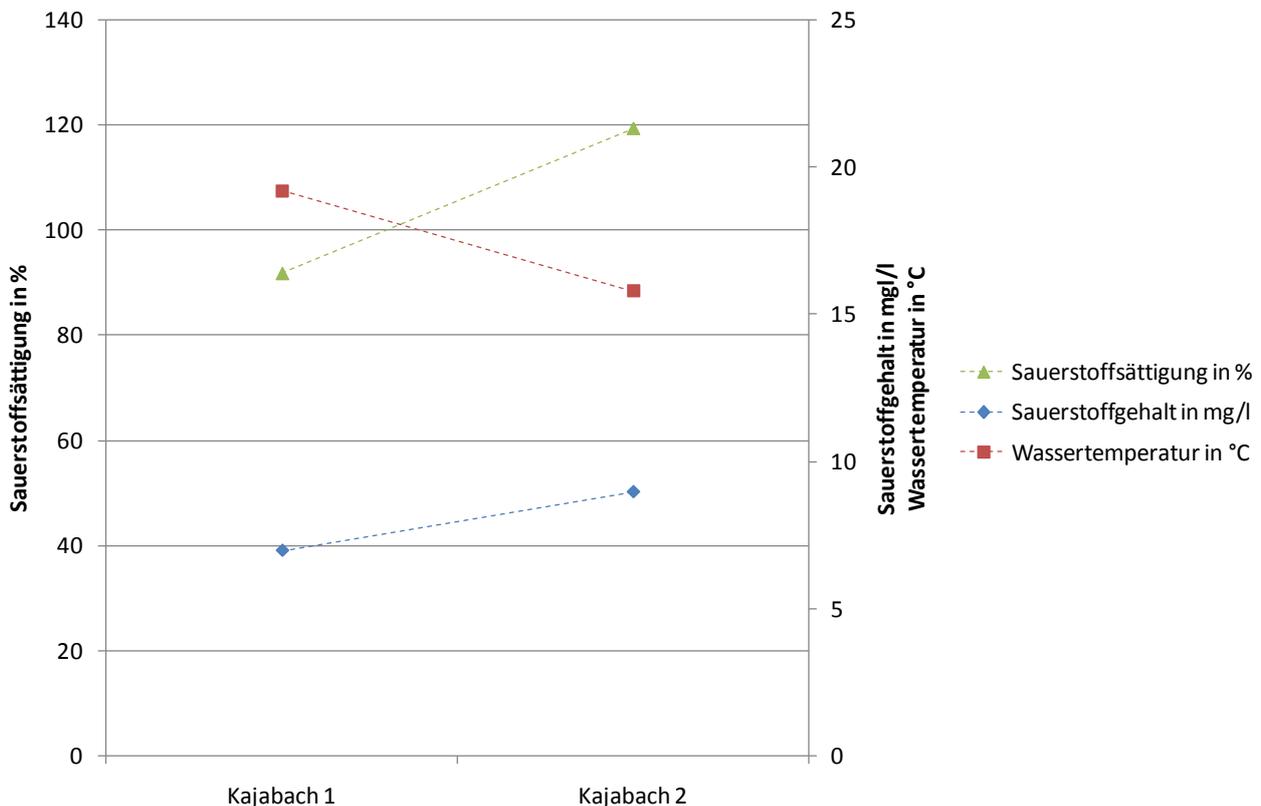


Abb. 43 Entwicklung von Wassertemperatur und Sauerstoffparametern im Längsverlauf des Kajabaches.

Die Entwicklungen der **Summenparameter** Leitfähigkeit und DOC verliefen diametral entgegengesetzt (Abb. 44): Während der gelöste organische Kohlenstoff im Sagteich-Ausrinn deutlich höher war als in Strecke „Kajabach 2“ (und innerhalb des gesamten Projektgebiets hier sein Maximum erreichte), lag hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit in Strecke „Kajabach 1“ ein wesentlich niedrigerer Wert vor als in der flussabwärts benachbarten Probestrecke.

Der erhöhte DOC-Wert in Strecke „Kajabach 1“ ist leicht nachvollziehbar durch Ausscheidungs- und Abbauprozesse im Sagteich zu erklären; im weiteren Fließverlauf kommt es durch die Einmündung des Merkersdorfer Baches zu einer merklichen Verdünnung. Die geringere Leitfähigkeit in Strecke „Kajabach 1“ beruht ebenfalls auf der Wirkung des Sagteiches: Durch die Primärproduktion von submersen Pflanzen und Algen werden dem Wasser Nährstoffe entzogen, die in einer Senkung der Leitfähigkeit resultieren, zudem werden durch die biogene Kalkfällung auch Härtebildner aus der Lösung entfernt. Durch die Einmündung des Merkersdorfer Baches werden diese Effekte wieder aufgehoben.

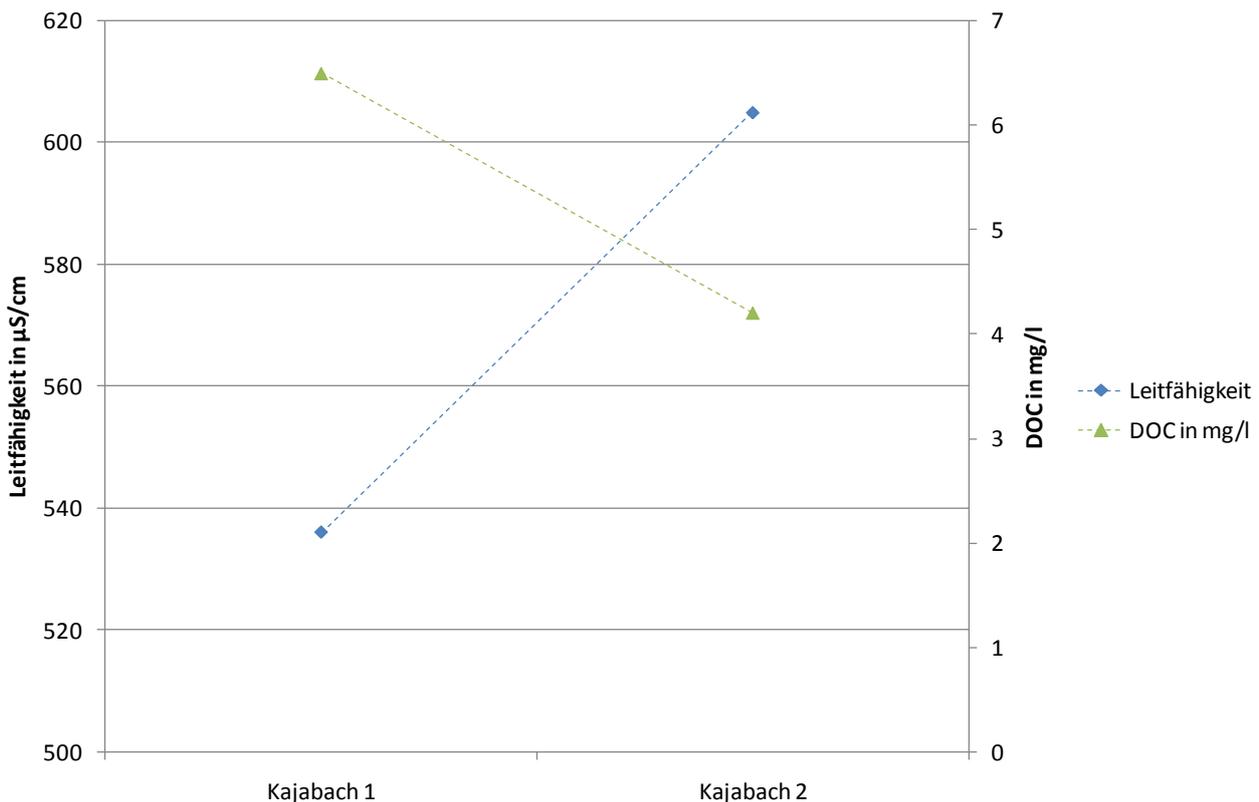


Abb. 44 Entwicklung der Summenparameter Leitfähigkeit und DOC im Längsverlauf des Kajabaches.

Zusammenfassend ist der Sagteich als maßgeblicher Einflussfaktor auf die physiko-chemischen Verhältnisse des Kajabaches zu beschreiben, durch den es zu einer maßgeblichen Veränderung in allen betrachteten Parametern kommt. Der Teich wird seitens des Nationalparks Thayatal erhalten, um die Wassertemperatur im Kajabach künstlich zu erhöhen, was dem Schutzgut Edelkrebs zugute kommen soll. Dass eine so große Stillwasserfläche im Hauptschluss für ein kleines Fließgewässer wie den Kajabach entsprechend große gewässerökologische Auswirkungen hat, kann schon anhand der teils deutlich beeinflussten Wasserchemie-Werte erahnt werden – welche Auswirkungen der Sagteich auf die Biologie des Kajabaches hat, wird in Kapitel 5.2 dargestellt.



5.1.4 Auswirkungen von Regeneignissen auf die Bakteriologie und auf die abiotischen Parameter im Längsverlauf des Kajabaches

Die beiden Probestrecken im Kajabach reagieren zum Teil vollkommen unterschiedlich auf Regeneignisse, und sie zeigen zudem teils völlig andere Muster als die Fugnitz. Ein plakatives Beispiel hierfür sind die **Keimbelastungen** (Abb. 45).

Während Anfang September in der Fugnitz der kurzfristige Starkregen zu einem massiven Anstieg der Bakterienbelastung geführt hat, konnte im Ausrinn des Sagteiches („Kajabach 1“) gegenüber der Niederwassersituation Mitte Juli sogar ein Rückgang der Keime festgestellt werden: Wurden während der Niederwasserbedingungen Coliformen-Dichten von 280 Keimen pro 100 ml festgestellt, waren dies zum Hochwasser-Termin nur noch 201 Keime pro 100 ml. Die Dichten von *E. coli* sind von 280 auf nur noch 101 Keime pro 100 ml zurückgegangen, die Enterokokken sind von 72 auf nur noch 14 Keime pro 100 ml gesunken. Während in der Fugnitz das Hochwasser also zu einer massiven Bakterienbelastung geführt hat, ist es in Strecke „Kajabach 1“ offenbar im Zuge der erhöhten Wasserführung lediglich zu einem Verdünnungseffekt gekommen. Ergänzend sei angemerkt, dass bei Niederwasser alle Coliformen *E. coli* zuzurechnen waren (wie auch in der Fugnitz), bei ansteigendem Durchfluss aber nur gut ein Drittel auf dieses Darmbakterium zurückzuführen war.

Im Zuge der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September wurden hingegen mit 16.500 Fäkalcoliformen (von denen weniger als 10% *E. coli* zuzurechnen waren) gleich hohe Belastungen festgestellt wie in der Fugnitz zum gleichen Probenahmeterrmin; auch *E. coli* und die Enterokokken nahmen zu diesem Termin merklich zu. Überhaupt stellte sich dieses Hochwasserereignis, das auf einen längerfristigen Dauerregen zurückzuführen war, im Kajabach deutlich stärker dar als beim kurzfristigen Starkregen wenige Wochen zuvor. Es waren zu diesem Termin ein deutlich höherer Durchfluss, eine deutlich stärkere Trübung und auch das Auftreten von Schaumkronen zu verzeichnen – Phänomene, die beim ersten Hochwassertermin nicht festzustellen waren. Möglicherweise stellt der Sagteich – gemeinsam mit dem flussaufwärts gelegenen Wolfsteich und Fiedlerteich – auch für die Keime (und Trübstoffe), die wohl aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen um Niederfladnitz eingeschwemmt werden, eine gewisse Senke dar, die aber bei anhaltendem Regen und erhöhtem Durchfluss nicht mehr oder nur noch eingeschränkt funktioniert.

Deutliche Unterschiede in der Keimbelastung wurden auch zwischen den beiden Probestrecken im Kajabach festgestellt: Im Abschnitt „Kajabach 2“ wurden bei der Hochwasserspitze Anfang September sprunghafte Anstiege in allen drei untersuchten Keimtypen dokumentiert, während bei der abklingenden Hochwasserwelle Mitte September wieder deutliche Rückgänge festzustellen waren.



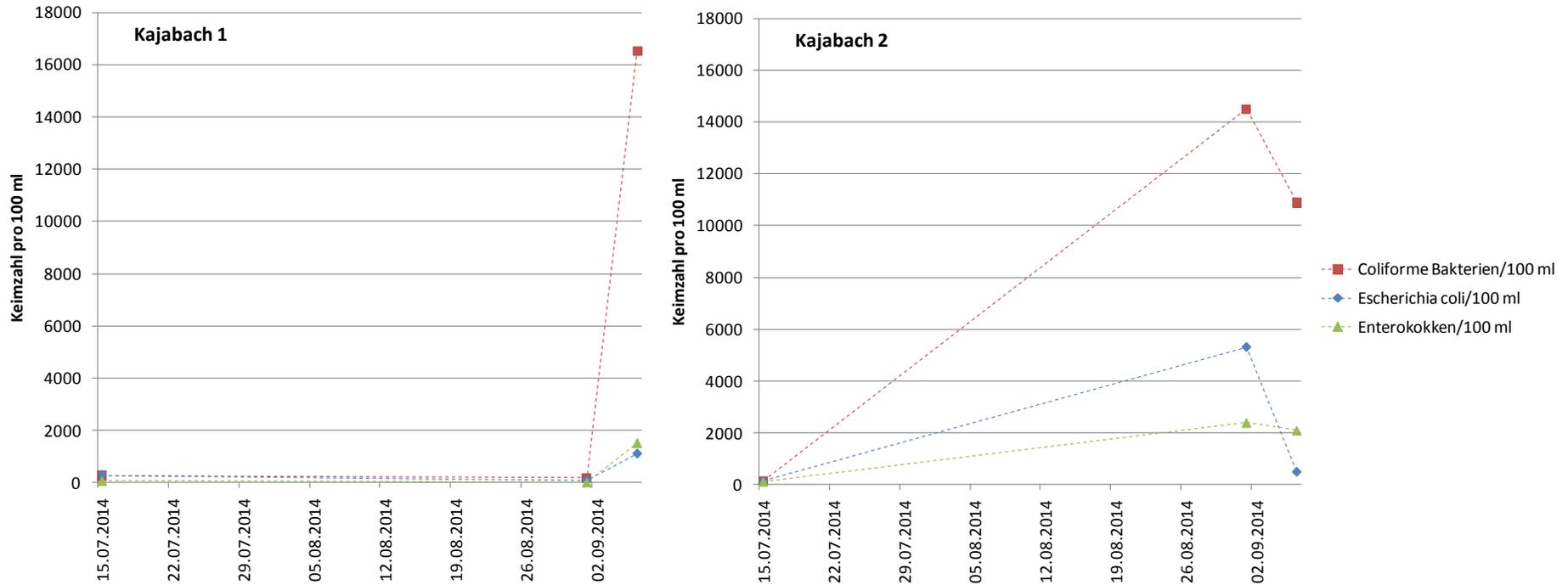


Abb. 45 Keimbelastung des Kajabaches über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Keimparameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

Dieser Unterschied in der Keimbelastung ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Einfluss des Merkersdorfer Baches zurückzuführen, der offensichtlich während des punktuellen Starkregenereignisses zu einem erhöhten Eintrag von Bakterien in den Kajabach geführt hat. Diese Vermutung kann leider nicht mit Daten bestätigt werden, weil der Merkersdorfer Bach nicht Gegenstand der vorliegenden Studie war und daher auch nicht analysiert wurde. Mögliche Eintragspfade von Keimen in den Merkersdorfer Bach können die landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bereich von Merkersdorf, aber auch die Kläranlage sein – wofür die mit einem Anteil von 45% auffallend stark vertretenen E. coli ein Anzeichen sein könnten. Jedenfalls sind in Strecke „Kajabach 2“ – wohl wegen des Merkersdorfer Baches und anders als in Strecke „Kajabach 1“ – ähnliche Muster im Verlauf der Keimbelastung zu erkennen wie in allen Fugnitz-Strecken.



Markante Unterschiede zwischen den Kajabach-Strecken sowie zwischen diesen und den Strecken in der Fugnitz wurden auch im zeitlichen Verlauf der **Trübstoffe** und deren organischen Anteilen festgestellt (Abb. 46).

In der Fugnitz kam es in allen Strecken zu einem Anstieg der Trübstoffe im Zuge der Hochwasserspitze Anfang August. Im Kajabach war hingegen in beiden Strecken das Gegenteil der Fall, hier zu einer merklichen Abnahme gekommen. Offensichtlich führte der kurze Starkregen dank des bewaldeten Einzugsgebiets nicht zu einem Einschwemmen von Trübstoffen, sondern – im Gegenteil – zu einem Verdünnungseffekt. Ganz anders jedoch stellte sich die Situation nach dem mehrtägigen Dauerregen dar, der zu einer verstärkten Trübung des Kajabaches führte.

Der Glühverlust erreichte in allen Probestrecken in der Fugnitz während des Starkregen-Hochwassers Anfang September einen Höhepunkt und nahm im Vergleich dazu beim abklingenden Hochwasser Mitte September wieder ab. In Strecke „Kajabach 1“ war das gleiche Muster zu erkennen – offenbar ist es hier durch den Starkregen zu einem Einwaschen organischer Substanzen gekommen, wahrscheinlich durch einen Vermehrten Austrag von Algen und Wasserpflanzen-Abbauprodukten aus dem Sagteich. In Strecke „Kajabach 2“ hingegen nahm der organische Anteil der Trübstoffe beim Starkregen ab, beim Dauerregen aber wieder zu – somit kam es hier zu einer klaren Umkehr der Verhältnisse. Dies ist wohl wieder mit dem Einfluss des Merkersdorfer Baches zu erklären, aus dessen Einzugsgebiet offensichtlich bei Starkregen eher mineralische Partikel eingeschwemmt werden, nach längeren Dauerregenereignissen jedoch zunehmend auch organische.

Unterschiede zwischen den beiden Kajabach-Strecken wurden zum Teil auch hinsichtlich der **Stickstoff-Parameter** festgestellt (Abb. 47). Beim Nitrat kam es – wenn auch von merklich unterschiedlichen Ausgangswerten während der Niederwasserperiode – in beiden Gewässern zu einer Abnahme im Zuge der Starkregen-Hochwasserspitze Anfang September. Hier ist es durch den Regen offenkundig nur zu einer Verdünnung, nicht aber zum Eintrag zusätzlichen Nitrat-Stickstoffs gekommen. Nach dem Dauerregen Mitte September wurde in beiden Gewässerabschnitten ein merklicher Anstieg verzeichnet, der in Strecke „Kajabach 1“ wesentlich stärker ausfiel als in Strecke „Kajabach 2“. Hier scheint die Pufferkapazität des Sagteiches, der während Niederwasserphasen und kurzfristiger Starkregenereignisse als Nährstoffsенke funktioniert, offenbar überschritten worden zu sein. Hinsichtlich des Nitrits wurden in beiden Abschnitten während des Starkregenereignisses nur geringfügige Anstiege festgestellt, nach dem längerfristigen Dauerregen hingegen waren die Zunahmen als massiv zu bezeichnen (die Werte lagen über dem Trinkwasser-Grenzwert). Dahingehend unterscheiden sich die Probestrecken im Kajabach stark von jenen in der Fugnitz, in denen die Nitrit-Spitzen jeweils während des Niederwasseraspekts oder während des Starkregenereignisses auftraten.



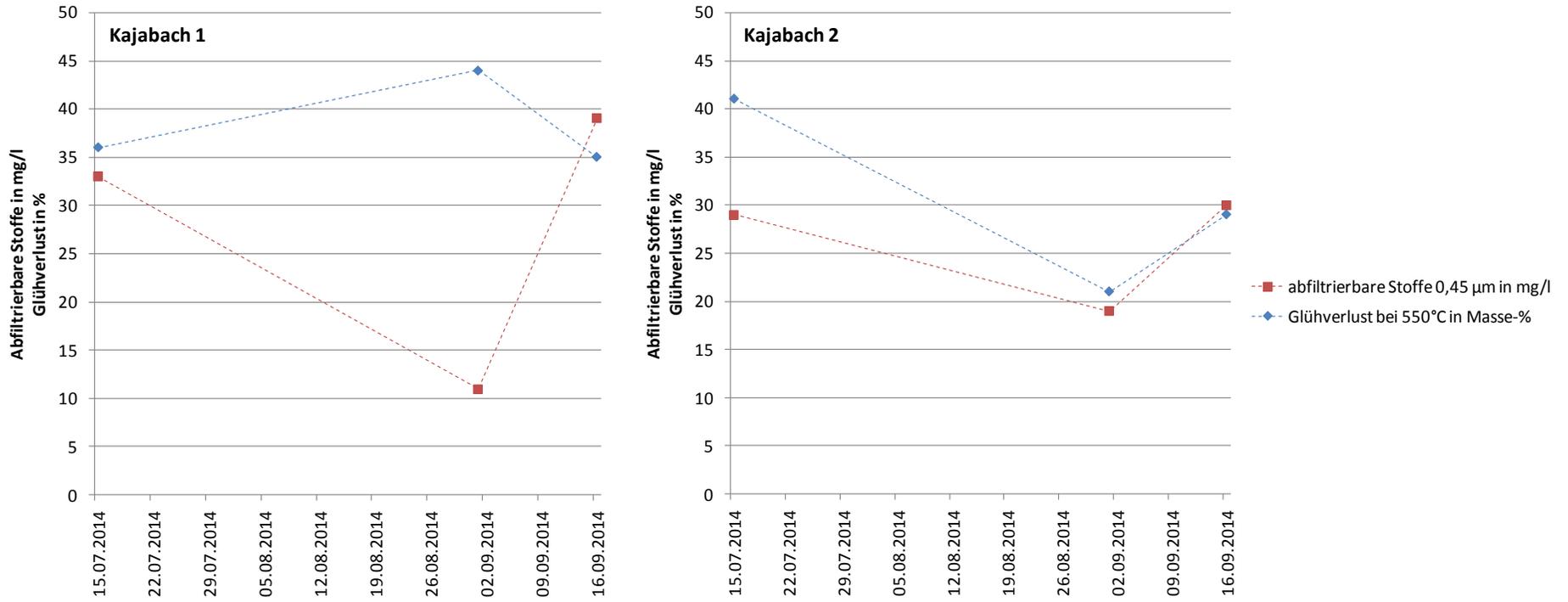


Abb. 46 Trübebelastung des Kajabaches und Glühverlust der Trübstoffe über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

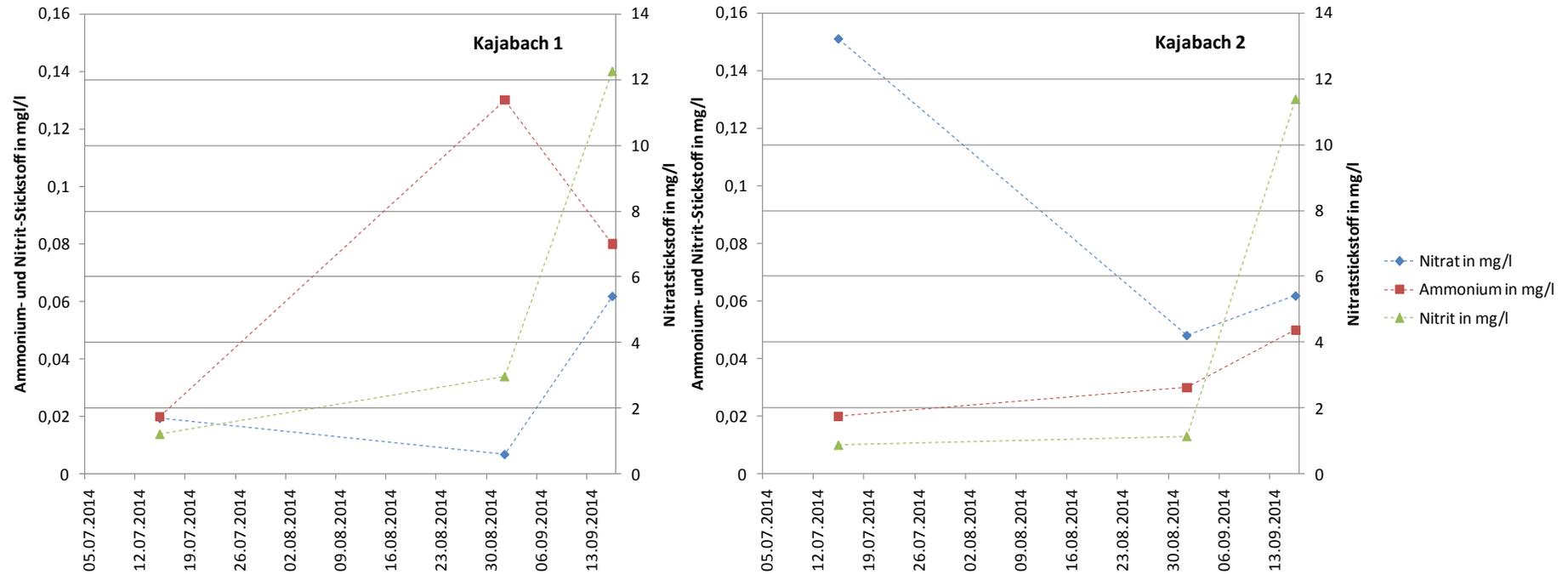


Abb. 47 Entwicklung der Stickstoff-Parameter im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

Die markantesten Unterschiede zwischen den beiden Kajabach-Strecken hinsichtlich der Stickstoff-Parameter wurden beim Ammonium festgestellt. In Strecke „Kajabach 1“ wurde der Ammonium-Gipfel beim Starkregenereignis dokumentiert, in Strecke „Kajabach 2“ nach dem Dauerregen Mitte September. In beiden Strecken war der Ausgangswert bei Niederwasser mit 0,02 mg/l gleich gering; in „Kajabach 1“ wurden Anfang September 0,13 mg/l, in „Kajabach 2“ nur 0,03 mg/l gemessen. Der Unterschied zwischen den beiden Abschnitten ist wohl auf den Verdünnungseffekt des Merkersdorfer Baches zurückzuführen; warum aber im Ausrinn aus dem Sagteich gerade bei Ammonium ein derart markanter Anstieg zu verzeichnen war, während es bei Nitrat sogar zu einer Abnahme gekommen ist, kann nicht schlüssig erklärt werden.



Bei den **Phosphor-Parametern** sind ebenfalls Unterschiede im zeitlichen Verlauf zwischen den beiden Strecken festzustellen (Abb. 48). In Abschnitt „Kajabach 1“ wurden bei allen vier untersuchten Parametern die Minimalwerte jeweils während des Starkregenereignisses festgestellt. Offenbar ist es hier dank des bewaldeten Einzugsgebiets und der Rückhaltefunktion des Sageiches nur zu einem Verdünnungseffekt durch das zufließende Regenwasser gekommen. Nach dem längerfristigen Dauerregen sind jedoch die Werte sämtlicher Parameter wieder angestiegen – hier ist es offenbar durch die großen Wassermengen doch zu Auswaschungen im Einzugsgebiet gekommen, bzw. wurde die Pufferkapazität des Stillgewässers ausgereizt.

Verdünnungseffekte während des Starkregens konnten auch im Abschnitt „Kajabach 2“ dokumentiert werden – allerdings wurden hier deutlich höhere Werte dokumentiert als in „Kajabach 1“, was für einen Phosphoreintrag bei Starkregen aus dem Merkersdorfer Bach spricht. Nach dem mehrtägigen Dauerregen wurde in Strecke „Kajabach 2“ im Vergleich zum Starkregenereignis geringe Werte gemessen – es ist also relativ gesehen zu einer weiteren Verdünnung durch Regenwasser gekommen.

In „Kajabach 1“ wurde nach dem Dauerregen also ein Anstieg der Phosphor-Parameter festgestellt, in „Kajabach 2“ eine Abnahme – absolut gesehen lagen aber in beiden Strecken die gleichen Konzentrationen vor.

Hinsichtlich der **sonstigen maßgeblichen Ionen** im Kajabach (Abb. 49) sind die Unterschiede zwischen den beiden Strecken nur marginal. Sulfat erreichte seine höchsten Konzentrationen in beiden Abschnitten jeweils nach dem langanhaltenden Dauerregen, wohingegen Chlorid in beiden Strecken dank beider Regenereignisse sukzessive abnahm und nach dem Dauerregen ein Minimum erreichte. Natrium und Kalium nahmen nach dem Dauerregen im Vergleich zum kurzfristigen Starkregenereignis zu. Die Quellen für diese Ionen ausfindig zu machen ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich – es ist nur offensichtlich, dass unterschiedliche Stoffe von verschiedenen Regenereignissen unterschiedlich stark freigesetzt und eingeschwemmt werden. Bei Chlorid scheinen Regenfälle generell zu einer Verdünnung zu führen, während es bei den drei anderen Stoffen nach Dauerregen offenbar wieder zu vermehrten Einschwemmungen kommt.

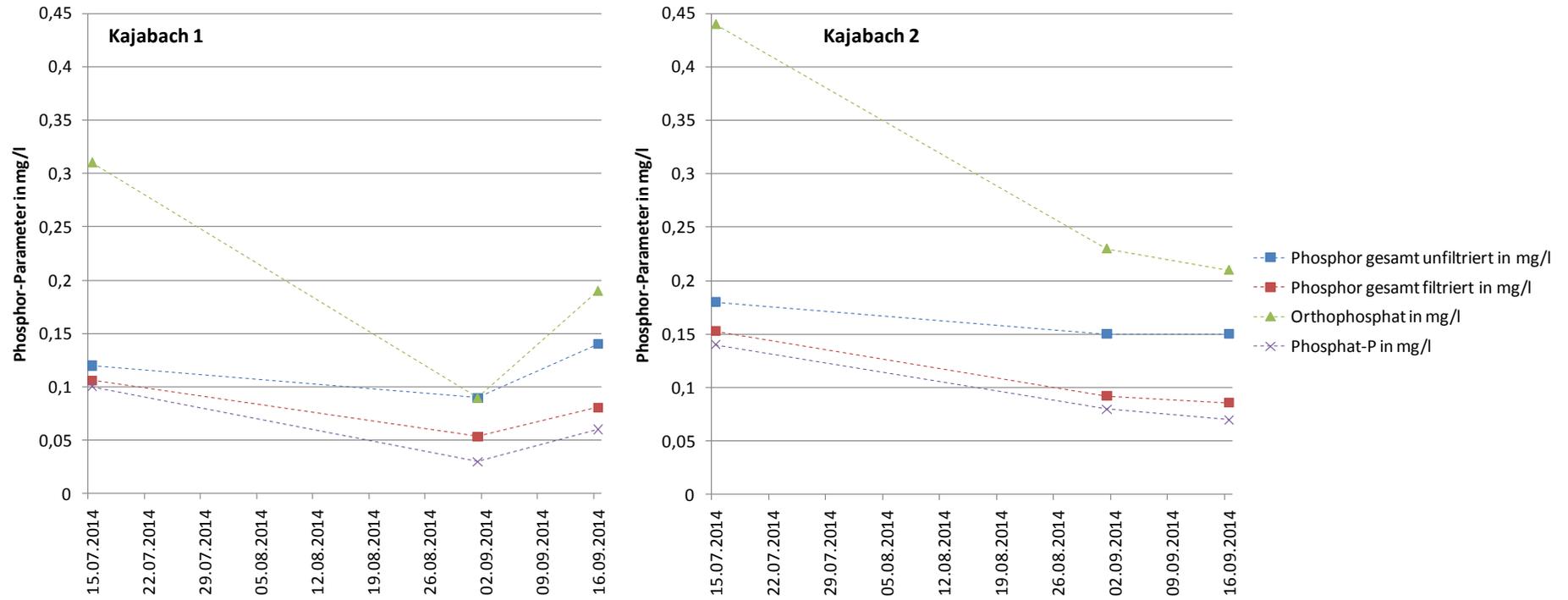
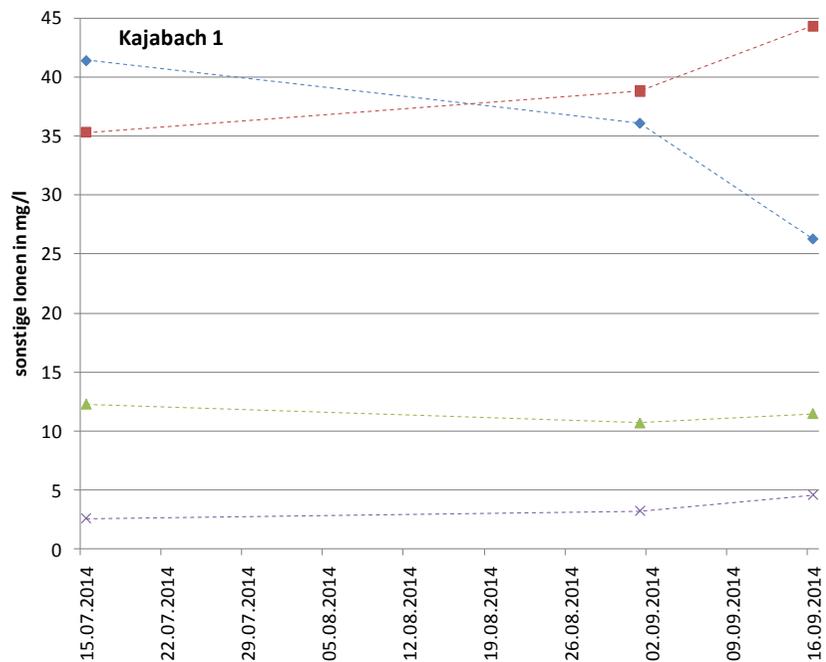


Abb. 48 Phosphor-Parameter des Kajabaches über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



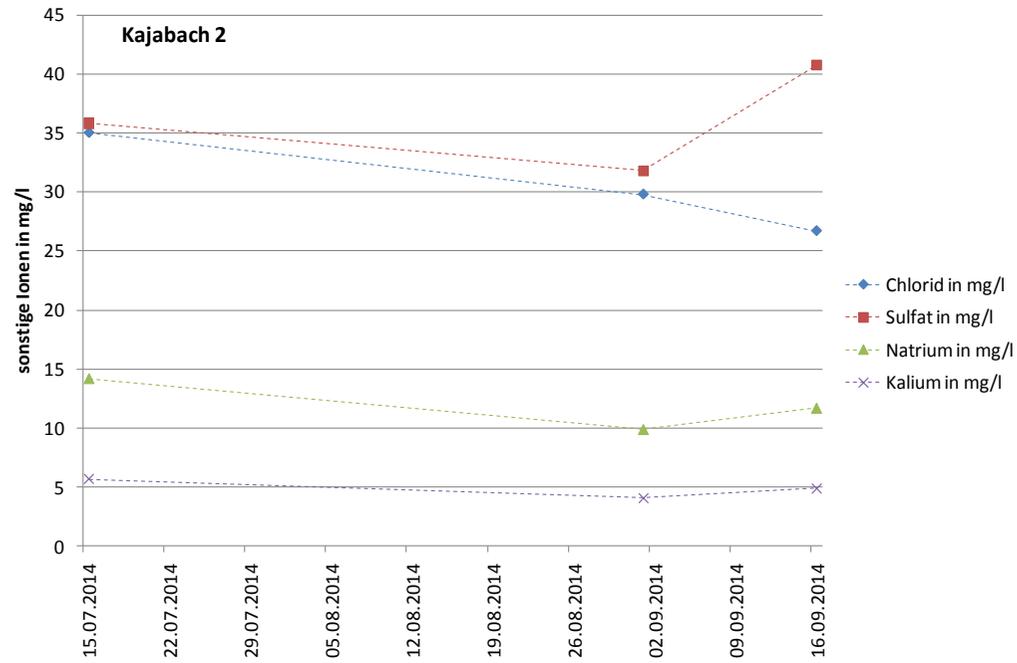


Abb. 49 Sonstige maßgebliche Ionen im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



In Hinblick auf die **Härteparameter** sind die beiden Strecken im Kajabach über den Projektzeitraum einander recht ähnlich (Abb. 50). In beiden Strecken kam es – wenn auch von deutlich unterschiedlichen Grundwerten bei Niederwasser ausgehend – im Zuge beider Regenereignisse jeweils zu einer Abnahme der Karbonathärte und der Gesamthärte – also zu einem erkennbaren Verdünnungseffekt des weichen Regenwassers. Bei den übrigen Parametern sind die Schwankungen nur marginal.

Sehr ähnlich sieht auch der zeitliche Verlauf der **Säureparameter** in den beiden Strecken aus (Abb. 51): Der pH-Wert änderte sich durch den Regen kaum wahrnehmbar, die Säurekapazität nahm in beiden Strecken bei beiden Regenereignissen jeweils ab. Dies ist durch die Verdünnung der Härtebildner durch das weiche Regenwasser zu erklären, wobei es im Gegensatz zu den Fugnitz-Strecken außerhalb des Nationalparks – und analog zur Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ – auch nach langanhaltendem Dauerregen nicht zu einer erneuten Erhöhung der Härtebildner und in weiterer Folge des Säurebindungsvermögens gekommen ist.



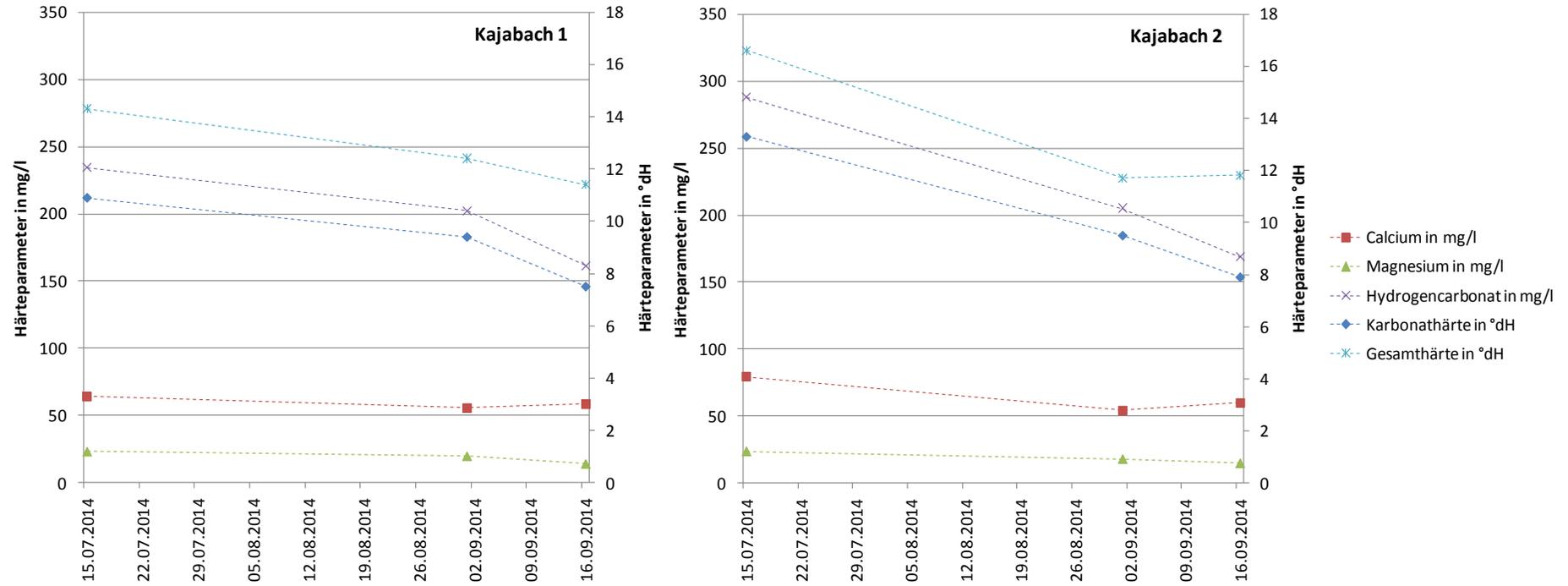


Abb. 50 Härteparameter im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

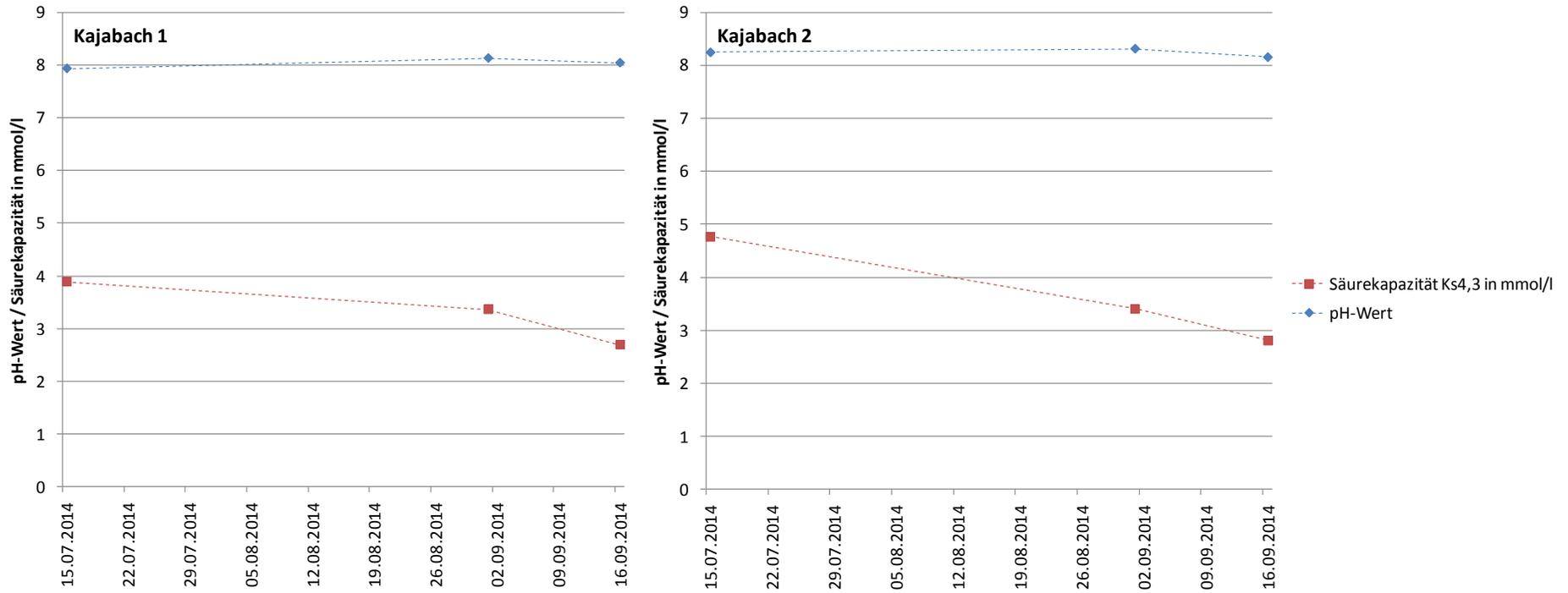


Abb. 51 Säureparameter im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.



Was die Entwicklung der **Wassertemperatur** betrifft, waren in Strecke „Kajabach 1“ die deutlich stärkeren Veränderungen zu bemerken (Abb. 52), was an der wesentlich höheren Ausgangstemperatur zu Niederwasserbedingungen aufgrund der Erwärmung durch den Sagteich liegt. Durch den Regenfall, die geringere Wassertemperatur des Regens und den gleichzeitigen Rückgang der Lufttemperatur bei Regenereignissen wirkten sich beide Regenereignisse jeweils temperatursenkend auf den Kajabach im Bereich des Ausrinns aus dem Sagteich aus.

Beim kurzen Starkregenereignis war zudem ein Rückgang der **Sauerstoffkonzentration** zu verzeichnen, der sich auf die höhere Löslichkeit von Sauerstoff in kühlerem Wasser zurückführen lässt – der Sauerstoffgehalt in der Probestrecke blieb praktisch unverändert, wegen der sinkenden Wassertemperatur sank jedoch die Sättigung. Aufgrund des wesentlich höheren Abflusses nach dem mehrtägigen Dauerregen Mitte September kam es über die Ausrinnrampe am Unterende des Sagteiches offenbar zu einer stärkeren Einmischung atmosphärischen Sauerstoffs, der Sauerstoffgehalt stieg an, und damit auch die Sättigung.

Im Abschnitt „Kajabach 2“ führte der Starkregen nur zu einem marginalen Abkühl-Effekt – der Merkersdorfer Bach, der einen maßgeblichen Anteil am Abfluss des Kajabaches hat, wird nicht wie der Kajabach selbst durch Stillgewässer künstlich erwärmt, daher wirkt sich auch der Regen nicht so stark auf den Temperaturhaushalt aus. Dementsprechend geringer fällt hier auch der Knick in der Sauerstoffsättigungskurve aus.

Sehr ähnlich ist der zeitliche Verlauf der **Summenparameter** (Abb. 53): In beiden Strecken führen beide Regenereignisse jeweils zu einer Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit, also zu einem Verdünnungseffekt. Zugleich nimmt der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff mit jedem Regenereignis zu. Aus dem Einzugsgebiet des Kajabaches wurden durch den Regen also organische Substanzen eingeschwemmt, wobei in beiden Strecken der langanhaltende Dauerregen zu einem deutlich stärkeren Eintrag geführt hat als das punktuelle Starkregenereignis.



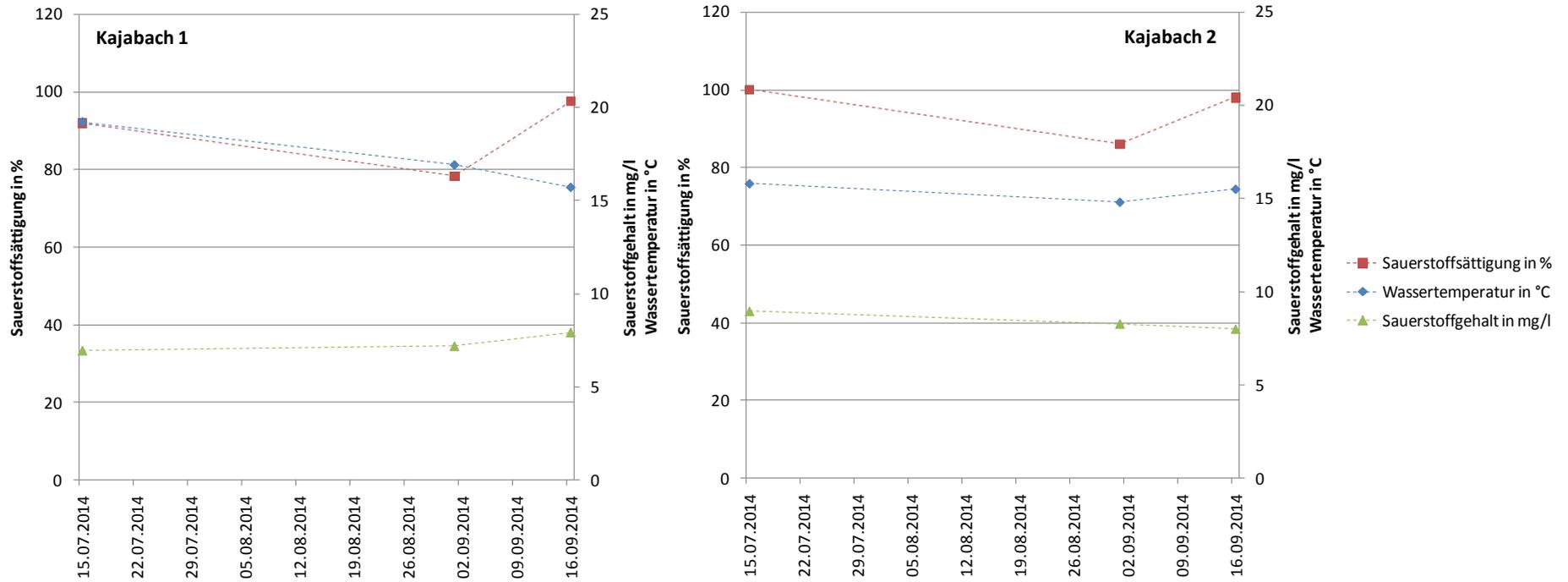


Abb. 52 Wassertemperatur und Sauerstoffparameter im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

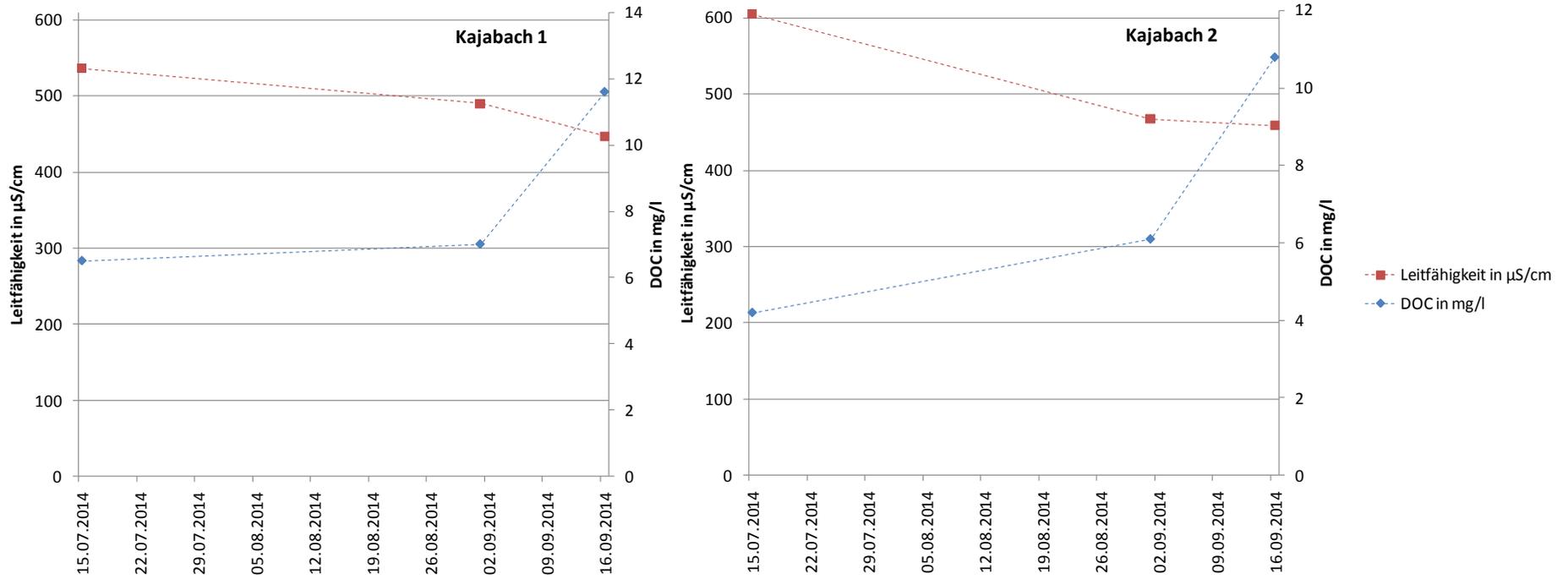


Abb. 53 Summenparameter im Kajabach über den Projektzeitraum (Juli bis September 2014). Die gestrichelten Linien dienen nur der leichteren Zuordnung der verschiedenen Parameter und stellen keinen Entwicklungsverlauf dar.

5.2 Makrozoobenthos

5.2.1 Probestrecke „Fugnitz 1“

In Probestrecke „Fugnitz 1“ wurden insgesamt 5.314 Organismen gesammelt (das entspricht einer Individuendichte von 4.251 Tieren pro m²). Der bei weitem größte Teil dieser Organismen entfiel auf die Flohkrebse (Amphipoda), die 70% der gesamten Zönose ausmachten. Als zweites maßgebliches Großtaxon sind die Diptera zu nennen, deren Anteil 22% betrug. Die übrigen acht Großgruppen (Wenigborster, Egel, Muscheln, Asseln, Käfer, Eintagsfliegen, Wanzen und Köcherfliegen) machten in Summe nur 8% der Artengemeinschaft aus (Abb. 54).

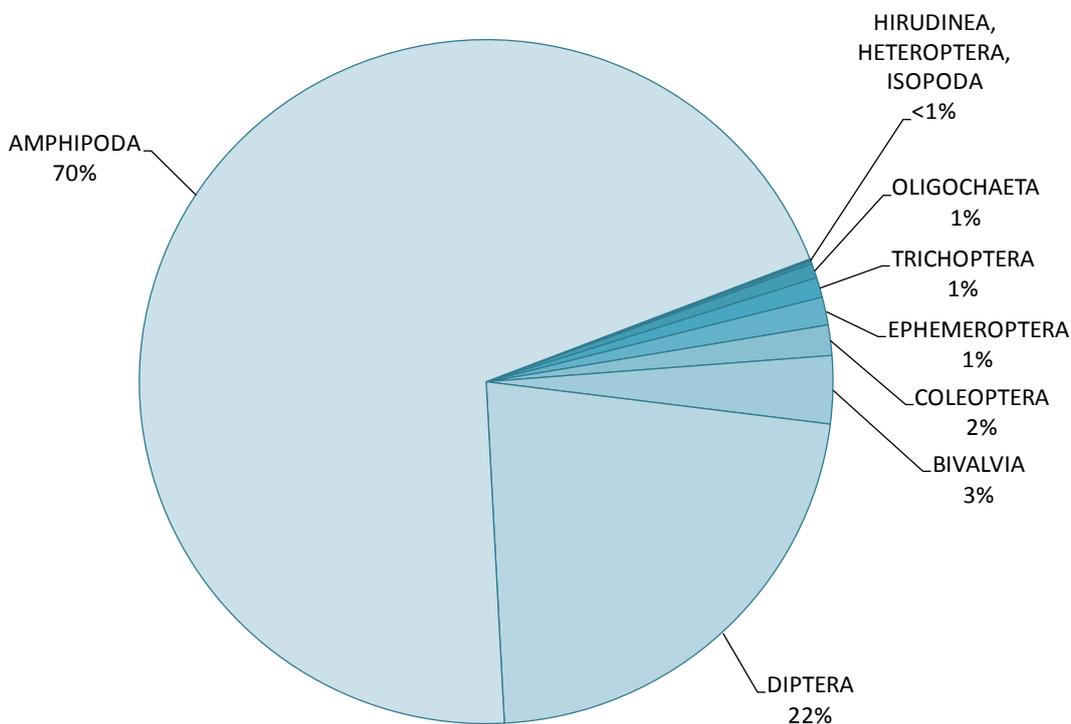


Abb. 54 Verteilung der in Probestrecke „Fugnitz 1“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

In Abb. 55 sind die Individuendichten der zehn häufigsten nachgewiesenen Taxa dargestellt. Die deutlich häufigste Art in der Probestrecke war mit 1.696 Tieren pro m² der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*), gefolgt von nicht näher bestimmbar Jungtieren der Gattung *Gammarus* mit 1.274 Organismen pro m². Die dritthäufigste Art im quellnächsten Untersuchungsabschnitt war die Zuckmücke *Micropsectra notescens*, die mit 739 Individuen pro m² in Erscheinung trat. Insgesamt machten die drei häufigsten Arten 87,2% der gesamten Zönose aus. Aufgrund dieser starken Dominanz einiger weniger Taxa errechnen sich vergleichsweise geringe Diversitätswerte; der Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER liegt bei 1,64, die Evenness als Maß für die Gleichverteilung bei 0,45.

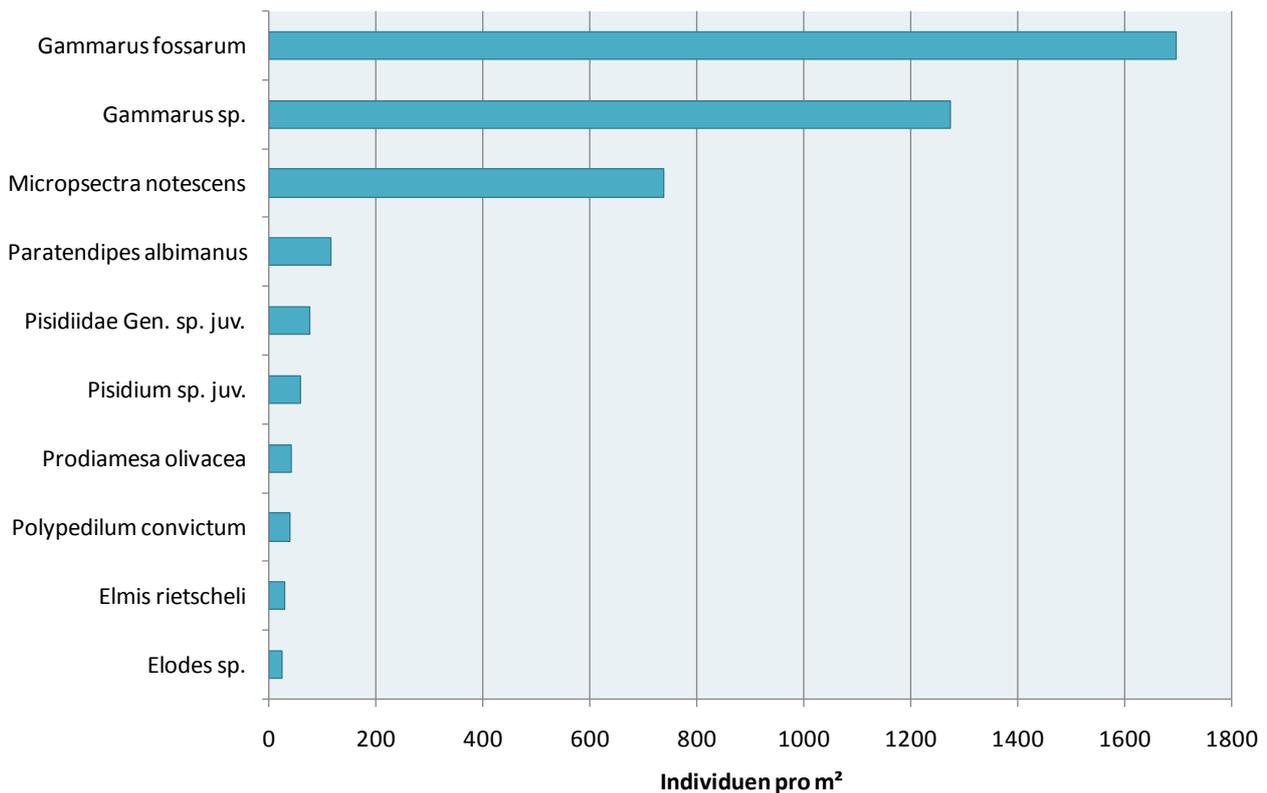


Abb. 55 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 1“.

Insgesamt wurden in der Probestrecke „Fugnitz 1“ 42 Taxa aus zehn Großgruppen bzw. aus 26 Familien nachgewiesen. Die Köcherfliegen und die Zweiflügler stellten mit jeweils neun Taxa die artenreichsten Großgruppen dar, gefolgt von den Käfern und Eintagsfliegen mit je fünf Taxa (Abb. 56).

Besonders erwähnenswert ist das Auftreten von sieben Köcherfliegenarten, die in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) geführt werden. Konkret handelt es sich um *Hydropsyche angustipennis*, *Plectrocnemia conspersa*, *Chaetopteryx major*, *Chaetopteryx fusca/villosa* (allesamt als „vulnerable“ oder „gefährdet“ eingestuft), *Drusus annulatus* („endangered“ oder „stark gefährdet“), *Lithax obscurus* („critically endangered“ oder „vom Aussterben bedroht“) und *Sericostoma flavicorne/personatum* (diese Schwesternarten sind im Larvenstadium nicht unterscheidbar – erste gilt als „gefährdet“, letztere als „vom Aussterben bedroht“). Die Individuendichten sind jedoch als überaus gering zu beschreiben – insgesamt wurden in der Probestrecke von den genannten Arten nur 38 Individuen pro m² festgestellt.

Die Zusammensetzung der Chironomiden-Fauna ist laut JANEČEK (1999) typisch für schlammige Sande kühlerer Staue, da sie neben der dominanten Art *Micropsectra notescens* unter anderem *Apsectrotanypus trifascipennis* oder *Prodiamesa olivacea* umfasst. Eine weitere häufige Art in der Strecke ist *Paratendipes albimanus*, eine Fließgewässerart, die im Weichsediment oder Sanden von Bächen und Flüssen lebt.



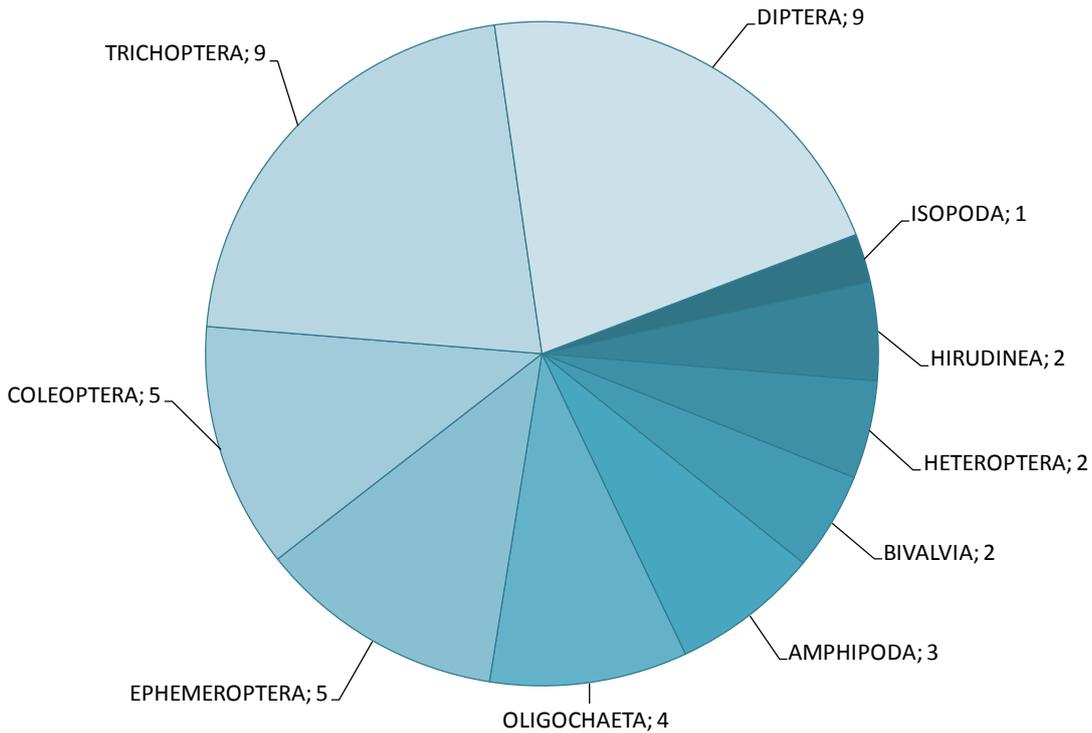
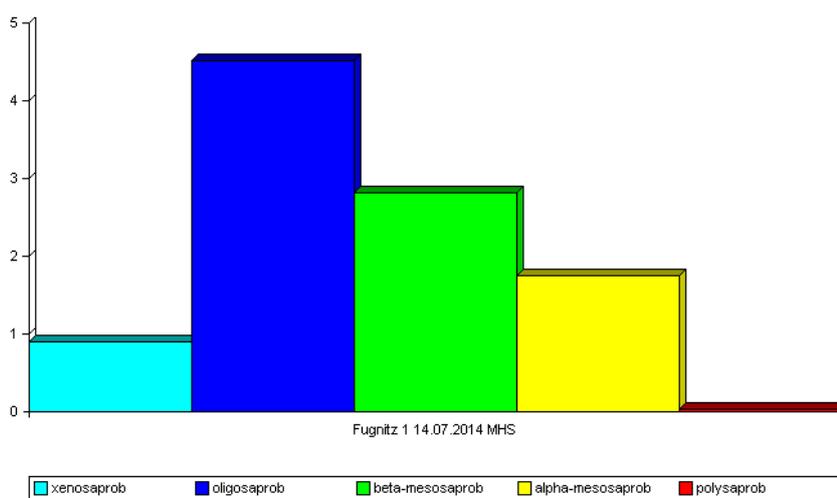


Abb. 56 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Fugnitz 1“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen ist in Abb. 57 dargestellt. Der Schwerpunkt der Verteilung liegt auf den oligosaprobien Elementen, gefolgt von den β - und α -mesosaprobien. Der Saprobienindex errechnet sich auf einen Wert von $1,55 (\pm 0,037)$, wodurch er deutlich unter dem saprobiellen Grundzustand zu liegen kommt. Eine stoffliche Belastung konnte demnach nicht festgestellt werden.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

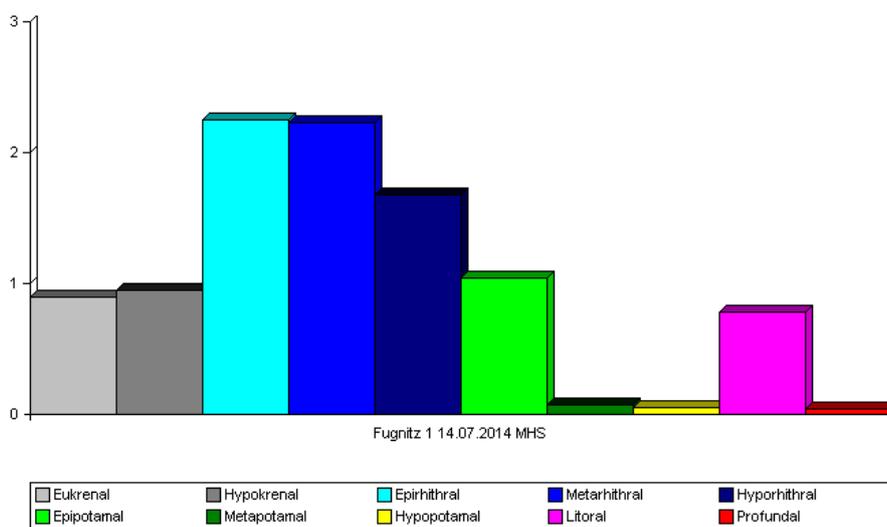
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 57 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Fugnitz 1“.

Die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen zeigt einen klaren Schwerpunkt im Bereich der epi- und metarhithralen Elemente (Abb. 58), hyporhithrale Anteile treten ebenfalls nennenswert in Erscheinung. Eu- und hypokrenale, epipotamale und litorale Anteile sind jeweils in vergleichbar geringem Umfang vertreten. Bei einem mittleren Gefälle von 0,9% und einer Bachbreite von 1,5 m ist der Untersuchungsabschnitt nach HUET (1949) dem Metarhithral zuzuordnen. Diese Einstufung wird auch von den Makrozoobenthosgemeinschaften indiziert: Aus der längenzonalen Verteilung errechnet sich ein gewichteter Regionsindex von 4,11 – das entspricht einer Zuordnung zum Metarhithral. Hinsichtlich dieses Faktors ist ebenfalls keine nennenswerte Beeinträchtigung zu erkennen.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

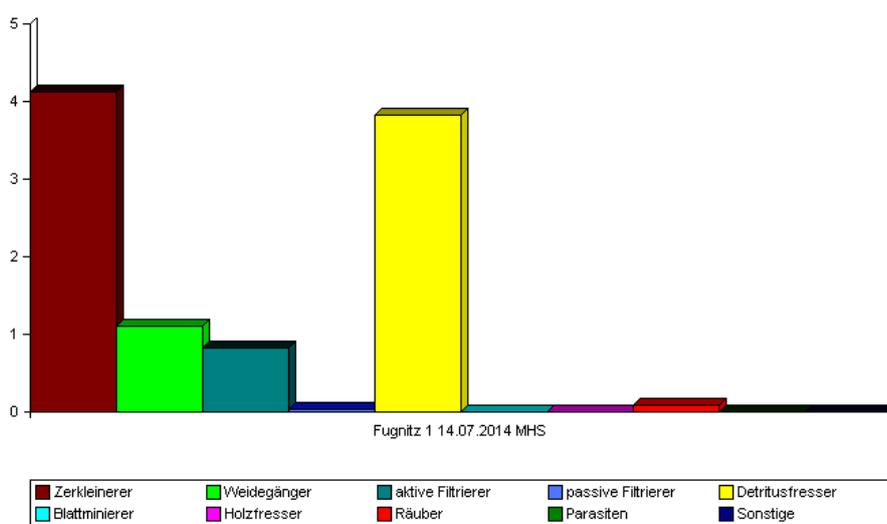
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 58 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Fugnitz 1“.

Bei den Ernährungstypen dominieren die Zerkleinerer und die Detritusfresser; Weidegänger und aktive Filtrierer stellen die beiden einzigen weiteren Ernährungsgilden in der Untersuchungsstrecke dar, treten aber deutlich in den Hintergrund (Abb. 59). Da es sich bei der Untersuchungsstrecke um einen natürlich strukturierten Abschnitt mit dichter Ufervegetation handelt, in dem die Pflanzenbiomasse vorrangig durch Falllaub und Totholz aus dem Uferbegleitgehölz stammt, entspricht der hohe Anteil an Zerkleinerern den Erwartungen. Überraschend hoch sind hingegen die Dichten der Detritivoren, die bei der Berechnung des Rhithron-Ernährungstypen-Index zu einem vergleichsweise niedrigen Wert von 0,53 führen. Laut SCHWEDER (1992) liegen bei einem Wert unter 0,50 merkliche Beeinträchtigungen der Zönose vor; der hier ermittelte Wert liegt nur sehr knapp über diesem Grenzwert.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 59 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Fugnitz 1“.

Das Verhältnis der Arten- und Individuenzahlen von den Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (kurz: EPT-Taxa) zu den Diptera im Allgemeinen und zu den Chironomiden im Speziellen erlaubt Aussagen über die Belastung und die Strukturgüte eines Gewässerabschnitts. Die EPT-Taxa reagieren sehr sensitiv auf Veränderungen der Wasserqualität, insbesondere auch auf toxische Einflüsse. Weiters umfassen die drei Ordnungen Arten mit hohen Habitatansprüchen, und zwar im aquatischen wie im terrestrischen Bereich. Hohe Verhältniswerte zwischen EPT- und Dipterentaxa stehen daher für ungestörte, strukturreiche Gewässerabschnitte.

In Probestrecke „Fugnitz 1“ liegen zwar hinsichtlich der Artenzahlen günstige Werte vor, in Hinblick auf die Individuendichten aber übertreffen die Dipteren – und hierfür zeichnen vor allem die Chironomiden verantwortlich – die EPT-Taxa um den Faktor 10 (Tab. 17).

Tab. 17 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Fugnitz 1“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	14	9	6	1,56	2,33
Individuen/m ²	96	943,20	936,80	0,10	0,10

In Tab. 18 ist die Beurteilung des ökologischen Zustandes anhand der Wirbellosengesellschaften dargestellt. Hinsichtlich des Saprobienindex wäre die Strecke mit „sehr gut“ zu bewerten, da der ermittelte Wert unterhalb des Grundzustandes zu liegen kommt. Deutlich schlechter fallen hingegen



die beiden multimetrischen Indices aus. MMI1 errechnet sich auf den Wert 0,53 und indiziert einen mäßigen Zustand, MMI2 schließlich mit einem Wert von nur 0,32 einen unbefriedigenden Zustand. Aufgrund des „Worst-Case“-Prinzips ist der schlechteste Wert für die Gesamtbeurteilung heranzuziehen, weshalb der Probestrecke „Fugnitz 1“ ein unbefriedigender ökologischer Zustand zu attestieren ist.

Tab. 18 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Fugnitz 1“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache		
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	1,55	sehr gut (high)
Multimetrischer Index 1	0,53	mäßig (moderate)
Multimetrischer Index 2	0,32	unbefriedigend (poor)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend (poor)	

Wie ergibt sich diese Bewertung im Detail? Der ausschlaggebende Parameter ist der MMI2, der für kleine Fließgewässer im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse die folgenden Einzelindices umfasst: Degradationsindex, Gesamttaxa, EPT-Taxa und Diversitätsindex (MARGALEF). Als Referenzwert für den Diversitätsindex wird im Leitfaden (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010a) 9,32 angegeben, in Probestrecke „Fugnitz 1“ wird jedoch nur der Wert 4,55 erreicht. Auch die Gesamttaxazahl bleibt mit 42 Taxa deutlich hinter der Referenztaxazahl von 80 zurück; dasselbe gilt für die EPT-Taxa, die in der Probestrecke mit 14 Taxa deutlich unter der Referenztaxazahl von 32 zu liegen kommen.

5.2.2 Probestrecke „Fugnitz 2“

In Probestrecke „Fugnitz 2“ – flussab der Mündung des Nesselbaches – wurden mit insgesamt 3.212 Organismen pro m² auf den ersten Blick durchaus hohe Individuendichten festgestellt; tatsächlich handelt es sich aber um die Fugnitz-Untersuchungsstrecke mit den zweitniedrigsten Individuendichten. Die bei weitem individuenstärkste Großgruppe waren die Amphipoden oder Flohkrebse, die 80% der gesamten Zönose ausmachten. Die verbleibenden 20% verteilten sich auf zwölf Großgruppen, von denen die Köcherfliegen mit 7% und die Eintagsfliegen mit 4% Anteil an der Gesamtzönose noch die maßgeblichsten Ordnungen darstellten (Abb. 60).



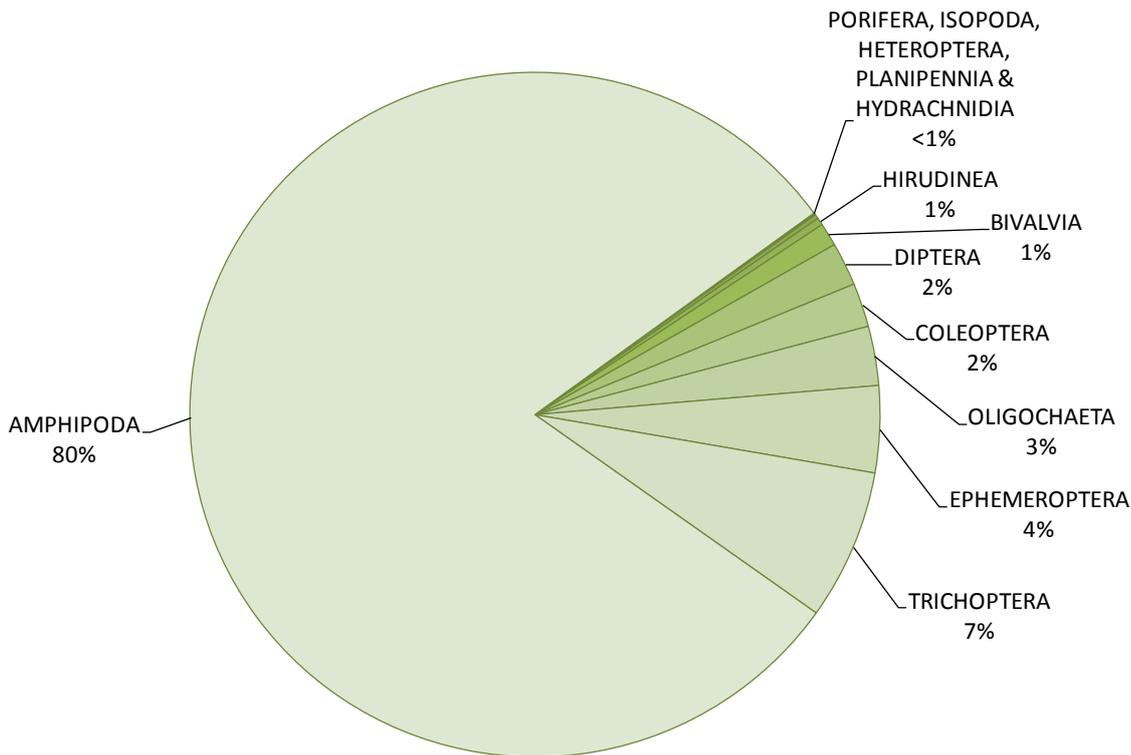


Abb. 60 Verteilung der in Probestrecke „Fugnitz 2“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

Die gesammelten Organismen verteilten sich auf 46 Taxa, wobei hinsichtlich des Artenreichtums die Käfer mit elf, die Köcherfliegen mit neun sowie die Eintagsfliegen und Zweiflügler mit je sieben Taxa die vielfältigsten Großgruppen darstellten (Abb. 61).

Als artenschutzfachlich relevante Arten sind folgende Köcherfliegenarten zu nennen, die sich in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs finden: *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche instabilis*, *Plectrocnemia conspersa*, *Halesus digitatus* (allesamt „vulnerable“ oder „gefährdet“), *Lype reducta* („endangered“ oder „stark gefährdet“) und *Sericostoma flavicorne/personatum* (diese Schwesternarten sind im Larvenstadium nicht unterscheidbar – erste gilt als „gefährdet“, letztere als „vom Aussterben bedroht“). Die bei weitem häufigste der genannten Arten war *Hydropsyche instabilis*, von der 51 Tiere pro m² festgestellt wurden, gefolgt von *Hydropsyche angustipennis* mit 26 Tieren pro m². Alle anderen Arten traten nur in sehr geringen Dichten in Erscheinung.

Schließlich ist festzuhalten, dass der Bachhaft (*Osmylus fulvicephalus*) in der Fugnitz ausschließlich in dieser Untersuchungsstrecke nachgewiesen werden konnte.

In Abb. 62 sind die zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 2“ und ihre jeweiligen Individuendichten dargestellt. Die mit Abstand häufigste Art war – wie auch in Strecke „Fugnitz 1“ – der Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*). Mit einer Dichte von 2.156 Tieren pro m² machte diese Art alleine mehr als 67% aller gesammelten Organismen aus. Aufgrund dieser starken Dominanz errechnen sich vergleichsweise geringe Diversitätswerte, und zwar noch geringere als in Strecke

„Fugnitz 1“; der Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER liegt bei 1,41, die Evenness als Maß für die Gleichverteilung nur bei 0,37.

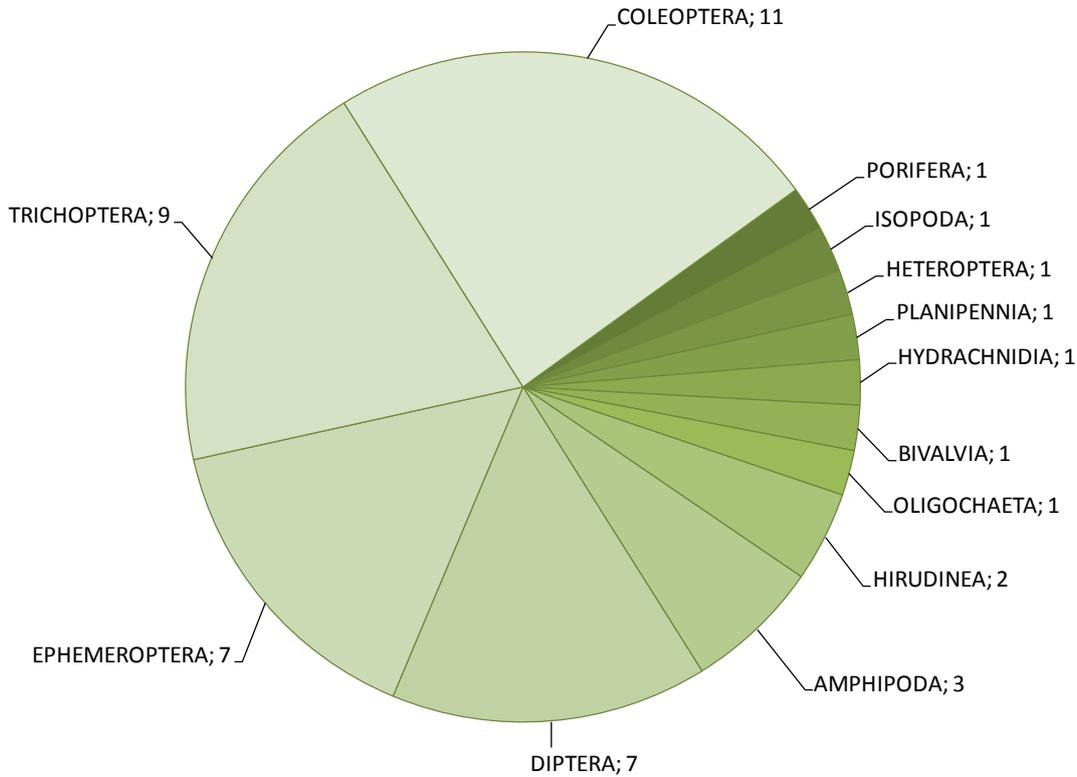


Abb. 61 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Fugnitz 2“.

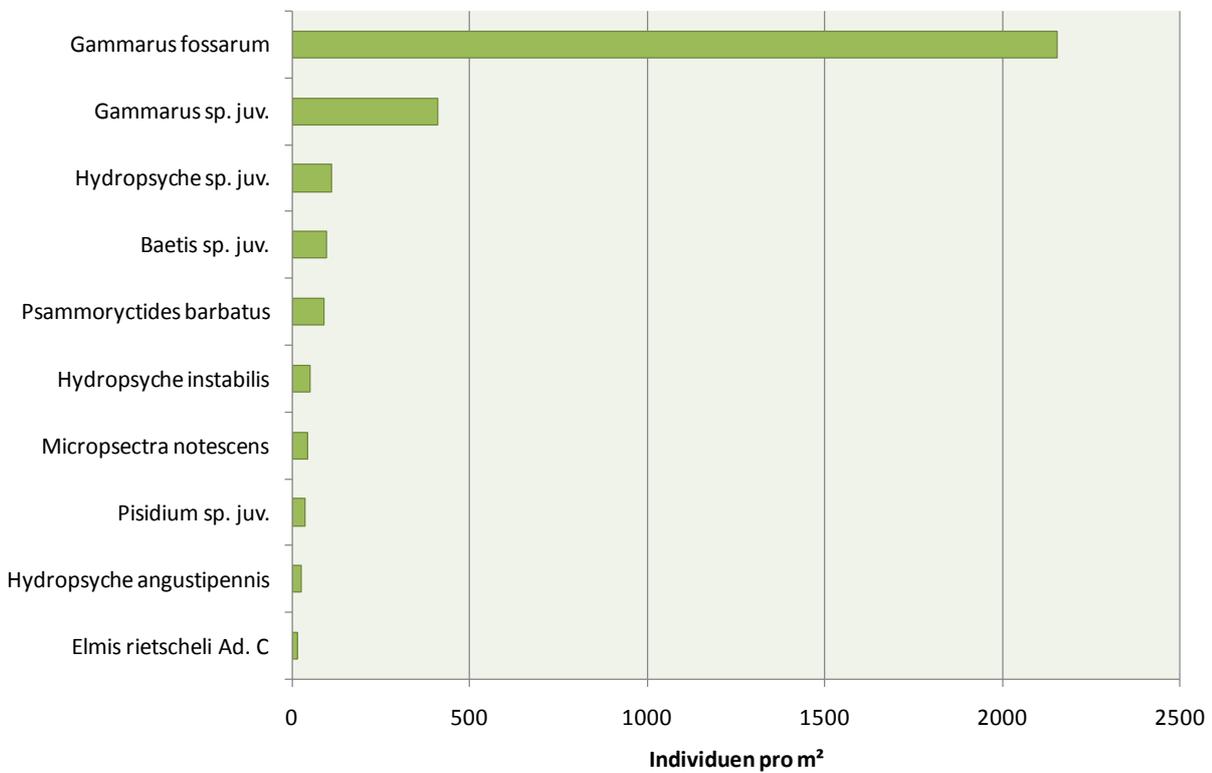
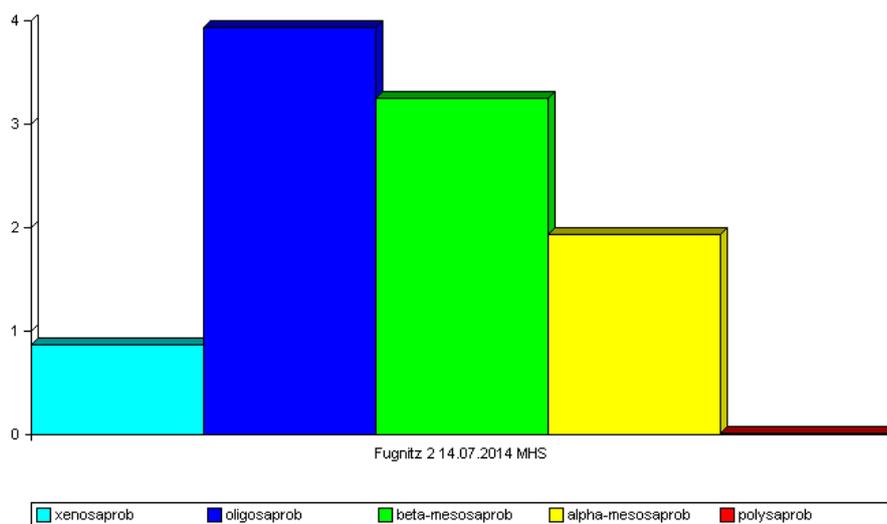


Abb. 62 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 2“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen ist in Abb. 63 dargestellt. Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie in Strecke „Fugnitz 1“, allerdings mit etwas geringeren oligosaprobien und etwas höheren β - und α -mesosaprobien Anteilen, weshalb sich ein geringfügig höherer Saprobienindex von 1,63 ($\pm 0,023$) ergibt. Dieser Wert liegt unterhalb des saprobiellen Grundzustands von 1,75 – folglich ist auch hier keine stoffliche Belastung erkennbar.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

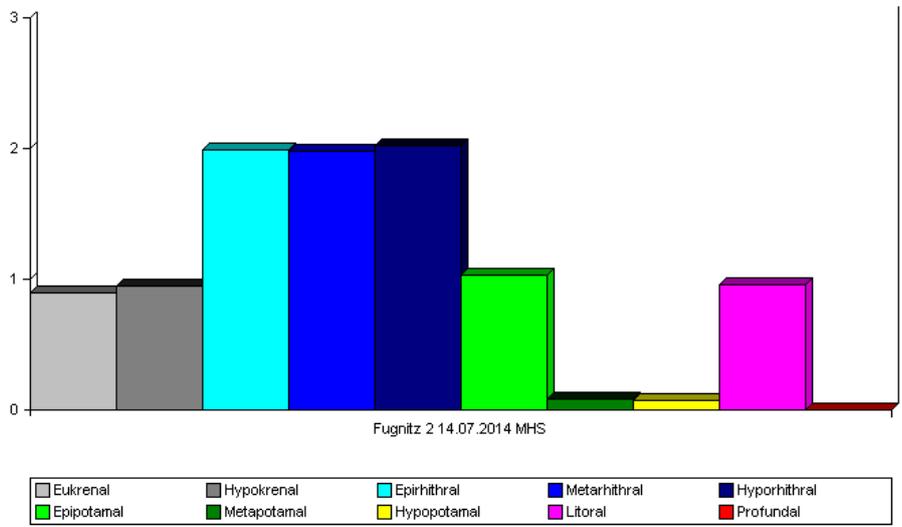
Abb. 63 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Fugnitz 2“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen (Abb. 64) ähnelt jener in Strecke „Fugnitz 1“, lediglich sind hier die Epi- und Metarhithral-Anteile etwas geringer und der Anteil an Hyporhithral-Elementen geringfügig höher, wodurch es zu einer etwas flacheren Kurve mit jeweils gleich hohen Anteilen der drei Rhithral-Abschnitte kommt. Diese marginale Verschiebung der Anteile entspricht der natürlichen Flussentwicklung im Längsverlauf. Der gewichtete Regionsindex errechnet sich auf 4,25, liegt also nur geringfügig höher als in der flussaufwärts liegenden Probestrecke und indiziert ebenfalls metarhithrale Bedingungen, was die örtlichen Gegebenheiten (ein mittleres Gefälle von 0,7% und eine Gewässerbreite von 2 m) widerspiegelt. Hinsichtlich dieses Faktors konnte also ebenfalls keine Beeinträchtigung festgestellt werden.

Im Vergleich zu Strecke „Fugnitz 1“ stellt sich die Zusammensetzung der Ernährungstypen deutlich anders dar (Abb. 65): Der Anteil der Detritusfresser ist wesentlich zugunsten der Zerkleinerer zurückgegangen, wodurch sich ein markant höherer Rhithron-Ernährungstypen-Index von 0,72 ergibt. Dieser hohe Wert entspricht wesentlich eher den natürlichen Verhältnissen, weil er die Dominanz standorttypischer rhithraler Ernährungsgilden anzeigt.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal

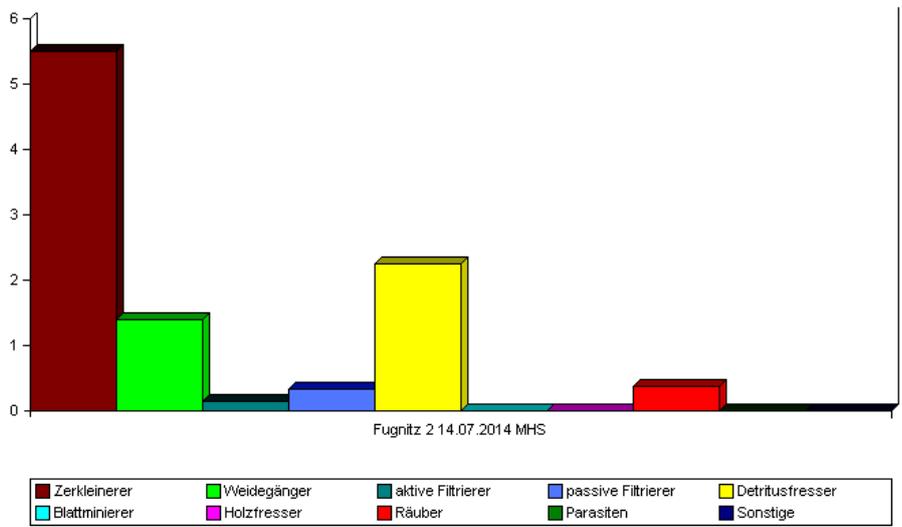


Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 64 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Fugnitz 2“.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 65 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Fugnitz 2“.

Auch hinsichtlich der EPT-Taxa liegen in der Strecke „Fugnitz 2“ deutlich günstigere Verhältnisse vor als im der flussaufwärts liegenden Untersuchungsabschnitt. Sowohl hinsichtlich der Artenzahlen als auch hinsichtlich der Individuendichten übertreffen die EPT-Taxa die Dipteren bei weitem (Tab. 19). Dies resultiert sowohl aus einer deutlichen Zunahme der EPT-Taxa als auch aus einer markanten Abnahme der Dipteren-Taxa.

Tab. 19 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Fugnitz 2“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	16	7	4	2,29	4,0
Individuen/m ²	359,20	65,60	53,60	5,48	6,70

Insgesamt ist Probestrecke „Fugnitz 2“ der mäßige ökologische Zustand zu attestieren (Tab. 20). Hinsichtlich des Saprobienindex wäre die Strecke mit „sehr gut“ zu bewerten, da der aktuelle Index unter dem saprobiellen Grundzustand zu liegen kommt. Der MMI1 indiziert einen guten Zustand, der MMI2 nur einen mäßigen, da sowohl die Gesamttaxazahl als auch die EPT-Taxazahl merklich unter den Referenzwerten zu liegen kommen und auch der Diversitätsindex den Referenzwert nicht erreicht.

Tab. 20 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Fugnitz 2“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache		
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	1,63	sehr gut (high)
Multimetrischer Index 1	0,60	gut (good)
Multimetrischer Index 2	0,41	mäßig (moderate)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	

5.2.3 Probestrecke „Fugnitz 3“

In Probestrecke „Fugnitz 3“ – flussab eines massiven Erosionsherdes – wurden mit 4.245 Individuen pro m² praktisch dieselben Individuendichten erreicht wie in Strecke „Fugnitz 1“. Die Flohkrebse machten auch in dieser Strecke die Mehrheit aller gesammelten Organismen aus (Abb. 66), allerdings lag ihr Anteil mit 56% deutlich unter den entsprechenden Anteilen in den beiden flussaufwärtigen Strecken (70% in „Fugnitz 1“ und 80% in „Fugnitz 2“). Wesentlich höher als in allen anderen Untersuchungsstrecken in der Fugnitz war in dieser Strecke hingegen der Anteil der Oligochaeten, der bei 22% zu liegen kam – die Wenigborster stellten damit die zweithäufigste Großgruppe innerhalb der Zönose dar. Ebenfalls wesentlich höher als in allen anderen Fugnitz-Abschnitten war in Strecke „Fugnitz 3“ die Individuendichte der Muscheln, die mit 439 Tieren pro m²



rund 10% der Artengemeinschaften ausmachten. Die Eintagsfliegen erreichten einen Anteil von 5% - innerhalb dieser Großgruppe dominierte mit 134 Individuen pro m² klar die in Feinsedimenten grabende Große Maifliege (*Ephemera danica*), die in keiner anderen Probestrecke in auch nur annähernd hohen Dichten in Erscheinung trat. Alle übrigen Großgruppen beteiligten sich nur jeweils mit maximal 2% Anteil an der Gesamtzönose.

Erwähnenswert ist die mit 54 Tieren pro m² im Streckenvergleich höchste Dichte an Wasserasseln (*Asellus aquaticus*). In dieser Probestrecke wurde außerdem mit 12 Individuen pro m² die größte Dichte an parasitierenden Fadenwürmern („Wasserkalb“, *Gordius aquaticus*) im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt.

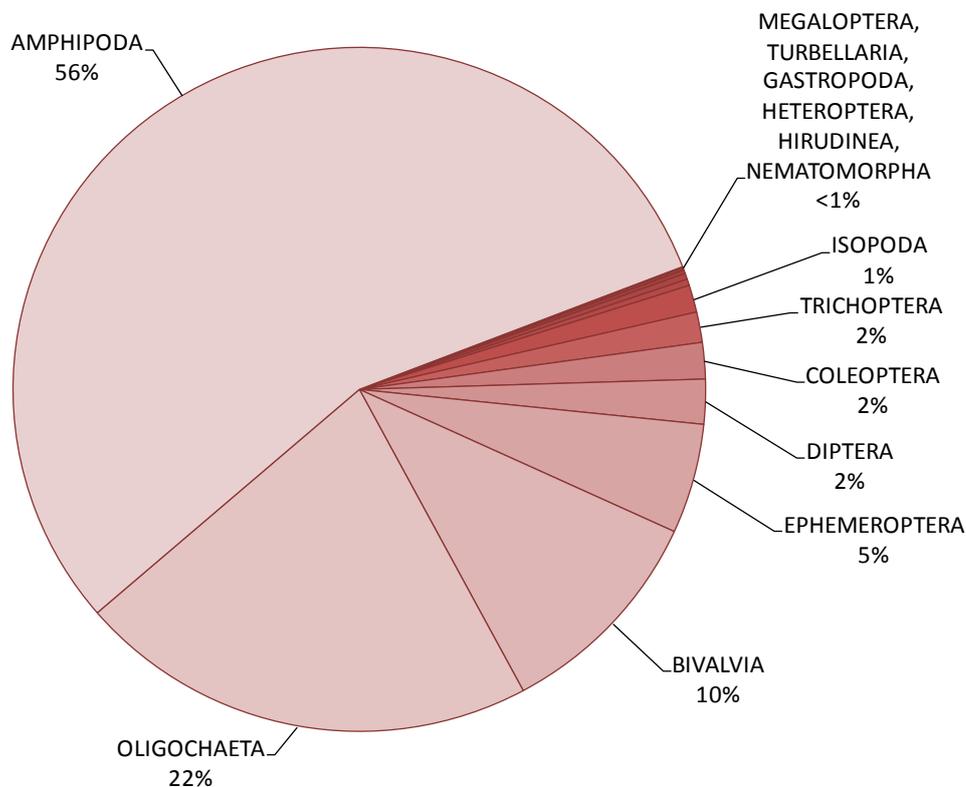


Abb. 66 Verteilung der in Probestrecke „Fugnitz 3“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

Mit einer Gesamtartenzahl von 53 in Strecke „Fugnitz 3“ hat die Diversität von Strecke „Fugnitz 1“ mit 42 Taxa über Strecke „Fugnitz 2“ mit 46 Taxa sukzessive zugenommen. Die artenreichste Großgruppe stellten die Köcherfliegen mit zwölf Taxa dar (Abb. 67), von denen ausnahmslos alle (bis auf Artniveau bestimmbar) in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) geführt werden. Konkret handelt es sich um *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche instabilis*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Halesus digitatus*, *Halesus tessellatus*, *Chaetopteryx fusca/villosa*, *Lasiocephala basalis*, *Athripsodes bilineatus* (allesamt „vulnerable“ oder „gefährdet“), *Lype reducta* („endangered“ oder „stark gefährdet“), *Lithax obscurus* („critically endangered“ oder „vom Aussterben bedroht“) und *Sericostoma flavicorne/personatum* (diese Schwesternarten sind im

Larvenstadium nicht unterscheidbar – erste gilt als „gefährdet“, letztere als „vom Aussterben bedroht“). *Chaetopteryx villosa/fusca* war mit 24 Tieren pro m² die häufigste Köcherfliege in der Probestrecke, *Athripsodes bilineatus* mit 14 Individuen pro m² die zweithäufigste. Alle anderen Arten wurden nur in Form von Einzelindividuen oder maximal einigen wenigen Tieren nachgewiesen.

Die Dipteren zeichneten sich ebenfalls durch eine relativ hohe Diversität aus, allerdings mit nur 90 Tieren pro m² zugleich auch durch auffallend geringe Individuendichten. Erwähnenswert ist das Auftreten von *Epoicocladius ephemerae*, einer epizoisch auf *Ephemera danica* lebenden Zuckmückenart. Ihre vergleichsweise hohen Dichten (sie machte ein Drittel aller Dipteren in der Probestrecke aus) korrelierten mit den hohen Dichten ihrer Wirtsart.

Zudem wurden innerhalb der Fugnitz ausschließlich hier die Neuseeländische Sumpfdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und die Schlammfliege *Sialis lutaria* nachgewiesen.

Aufgrund der relativ hohen Artenvielfalt und der gleichförmigeren Individuenverteilung wurden in Strecke „Fugnitz 3“ der im Längsverlauf bislang höchste Diversitätsindex (nach SHANNON & WIENER) von 1,96 sowie die bislang höchste Evenness von 0,49 errechnet.

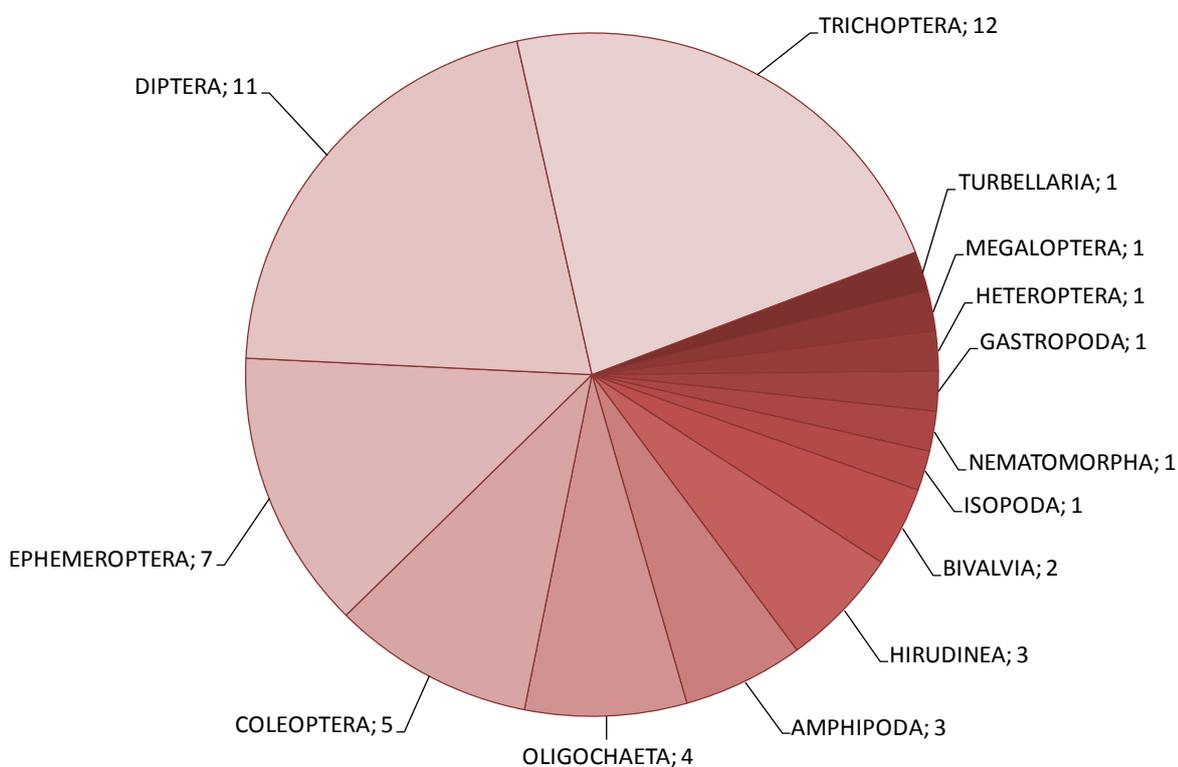


Abb. 67 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Fugnitz 3“.



Von den zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 3“ waren die vier individuenreichsten nur bis auf Gattungs- oder gar nur bis auf Familienniveau bestimmbar, weil es sich um nicht näher determinierbare Jungstadien gehandelt hat (Abb. 68). Von *Gammarus* sp. (zum überwiegenden Teil wohl der Art *Gammarus fossarum* zuzuordnen, da dieser in neunfach höheren Dichten in Erscheinung trat als seine Schwesternart *Gammarus roeselii*) wurden 2.078 Tiere pro m² festgestellt. Das nächsthäufigere Taxon, Jugendstadien der Wenigborster-Familie Lumbriculidae, erreichten eine Dichte von 538 Tieren pro m².

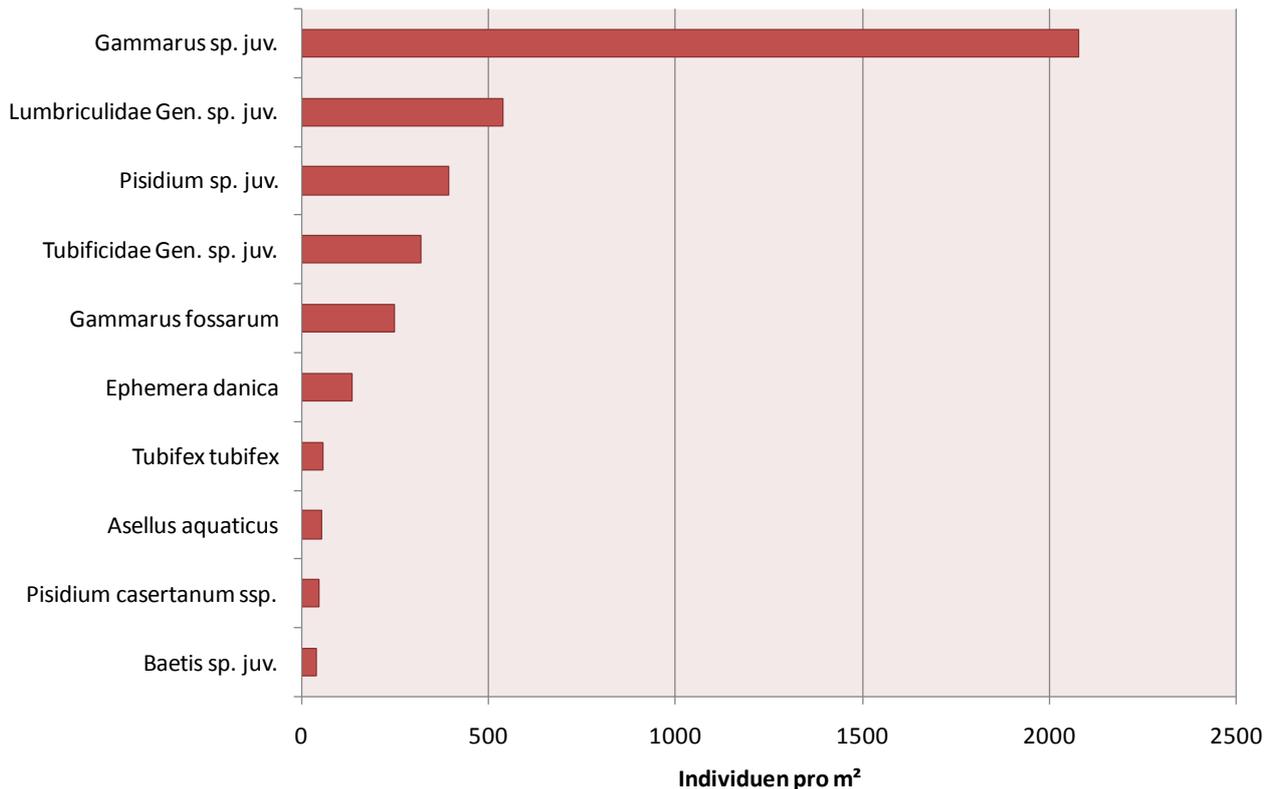


Abb. 68 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 3“.

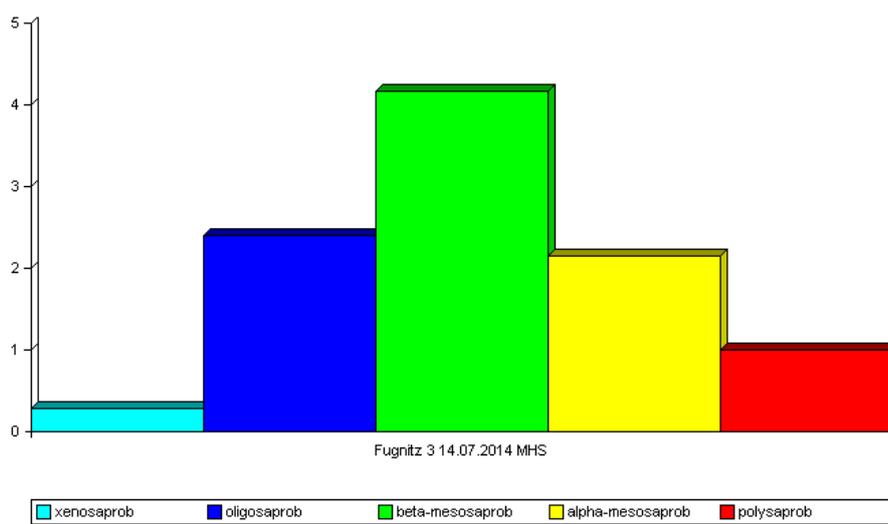
Die Verteilung der saprobiellen Valenzen (Abb. 69) zeigt gegenüber den beiden flussaufwärts gelegenen Strecken eine deutliche Verschiebung – hier liegt der Schwerpunkt erstmals im Längsverlauf klar auf den β -mesosaprobe Elementen. Xeno- und oligosaprobe Anteile haben merklich abgenommen, polysaprobe hingegen sind deutlich angestiegen. Aus dieser Verteilung errechnet sich ein Saprobienindex von 2,12 (\pm 0,122), der nun klar über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75 zu liegen kommt. Folglich ist hier eine gewisse stoffliche Belastung zu attestieren.

Verschiebungen sind auch bei der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen zu erkennen – wenngleich diese nur graduell sind und mit großer Wahrscheinlichkeit auf die natürliche Entwicklung des Gewässers im Längsverlauf zurückzuführen sein dürften. Die krenalen und epirhithralen Elemente nehmen sukzessive ab, die hyporhithralen und potamalen Elemente im

Gegenzug zu (Abb. 70). Daraus ergibt sich ein gewichteter Regionsindex von 4,71, der wieder nur geringfügig über jenem in Probestrecke „Fugnitz 2“ liegt und den Übergangsbereich zwischen Meta- und Hyporhithral indiziert. Die Fugnitz hat im gegenständlichen Abschnitt ein mittleres Gefälle von 0,61% und eine Breite von 1,5 m und ist demnach laut HUET (1949) dem Hyporhithral zuzuordnen. Die Makrozoobenthosgesellschaften spiegeln diese Einstufung weitestgehend wider.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



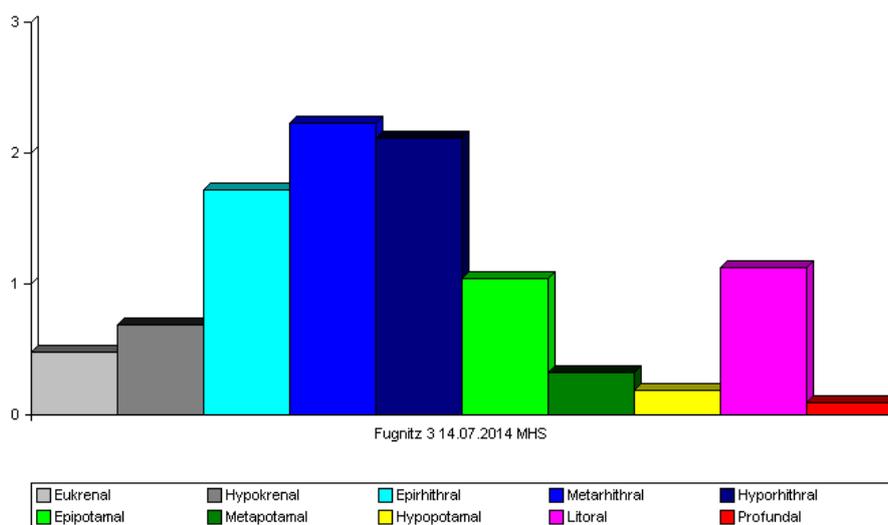
Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 69 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Fugnitz 3“.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

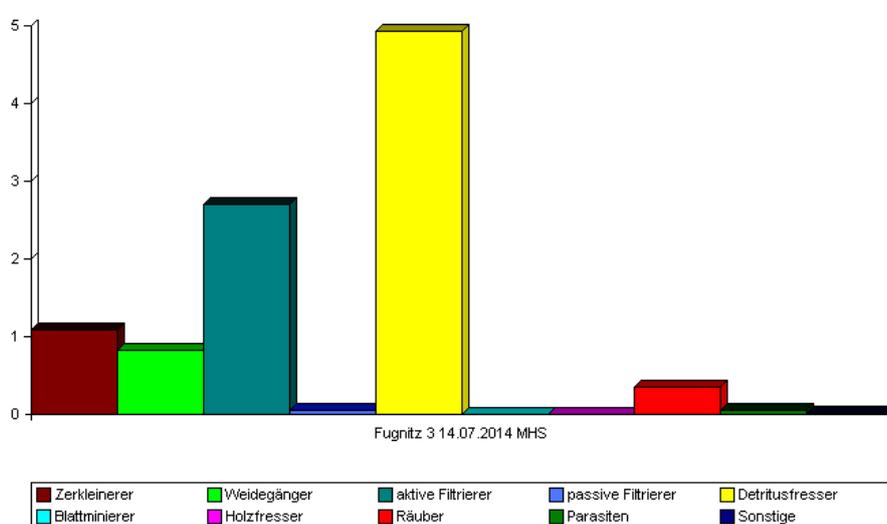
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 70 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Fugnitz 3“.

Der deutlichste Unterschied zwischen Probestrecke „Fugnitz 3“ und den beiden flussaufwärts liegenden Stellen wird bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen deutlich (Abb. 71). Die Detritivoren machen hier mit 49,3% den überwiegenden Teil der Organismen aus, während die Zerkleinerer – in den beiden anderen Strecken die dominante Gilde – sich auf nur 10,9% beschränken. Während der Anteil der Weidegänger im Längsverlauf mehr oder weniger konstant bleibt, erreichen die aktiven Filtrierer mit einem Anteil von 27% hier ein Maximum innerhalb der Fugnitz. Aufgrund der hohen Anteile potamaler Ernährungsgilden ergibt sich ein sehr geringer Rhithron-Ernährungstypen-Index von 0,20, der laut SCHWEDER (1992) klar auf eine Störung der Biozönose hindeutet.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 71 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Fugnitz 3“.

Die Verhältniszahlen der EPT-Taxa zu den Dipteren im Allgemeinen und zu den Chironomiden im Speziellen sind sowohl hinsichtlich der Artenzahlen als auch hinsichtlich der Individuendichten als durchwegs günstig zu bezeichnen – die EPT-Taxa überwiegen in allen Fällen (Tab. 21).

Tab. 21 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Fugnitz 3“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	19	11	6	1,73	3,17
Individuen/m ²	280,80	89,60	47,20	3,13	5,95

Da der Saprobienindex den saprobiellen Zustand um den Betrag 0,37 übersteigt, ist dieser Teilparameter nur mit „gut“ (statt wie in den beiden flussaufwärts liegenden Abschnitten mit „sehr gut“) zu bewerten. Beide multimetrischen Indices ergeben eine mäßige Teilbewertung, weshalb die Strecke insgesamt mit dem mäßigen ökologischen Zustand zu bewerten ist (Tab. 22).

Tab. 22 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Fugnitz 3“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache		
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	2,12	gut (good)
Multimetrischer Index 1	0,52	mäßig (moderate)
Multimetrischer Index 2	0,43	mäßig (moderate)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse		mäßig (moderate)

5.2.4 Probestrecke „Fugnitz 4“

Im Mündungsbereich des Pleißingbaches, in Probestrecke „Fugnitz 4“, wurden mit lediglich 438 Organismen pro m² die bei weitem geringsten Individuendichten im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Es handelt sich zudem um die einzige Strecke, in der die Dipteren das individuenstärkste Großtaxon darstellten – und zwar mit einem Anteil von 78% (Abb. 72). Die Flohkrebse, die in allen anderen Abschnitten dominierten, machten hier lediglich 5% an der Gesamtzönose aus.

In der Probestrecke wurde mit nur 36 Arten die geringste Diversität innerhalb der Fugnitz dokumentiert. Die Dipteren stellten auch hinsichtlich der Taxazahlen das maßgeblichste Großtaxon dar – insgesamt zwölf Arten aus drei Familien wurden hier nachgewiesen, darunter etliche Arten, die im gesamten Projektgebiet nur an dieser Stelle angetroffen werden konnten: *Chironomus bernensis*, *Chironomus riparius* (beides eher Stillwasserarten, die auch in aufgestauten Fließgewässern angetroffen werden können), *Polypedilum cultellatum*, Vertreter der Untergattung *Procladius (Holotanypus)* (leben bevorzugt in schlammigen Sedimenten stehender Gewässer und von Fluss-Stauen), sowie Vertreter der Stechmücken (*Culex territans*, *Anopheles* sp.), allesamt ausgewiesene Stillwasserbewohner.

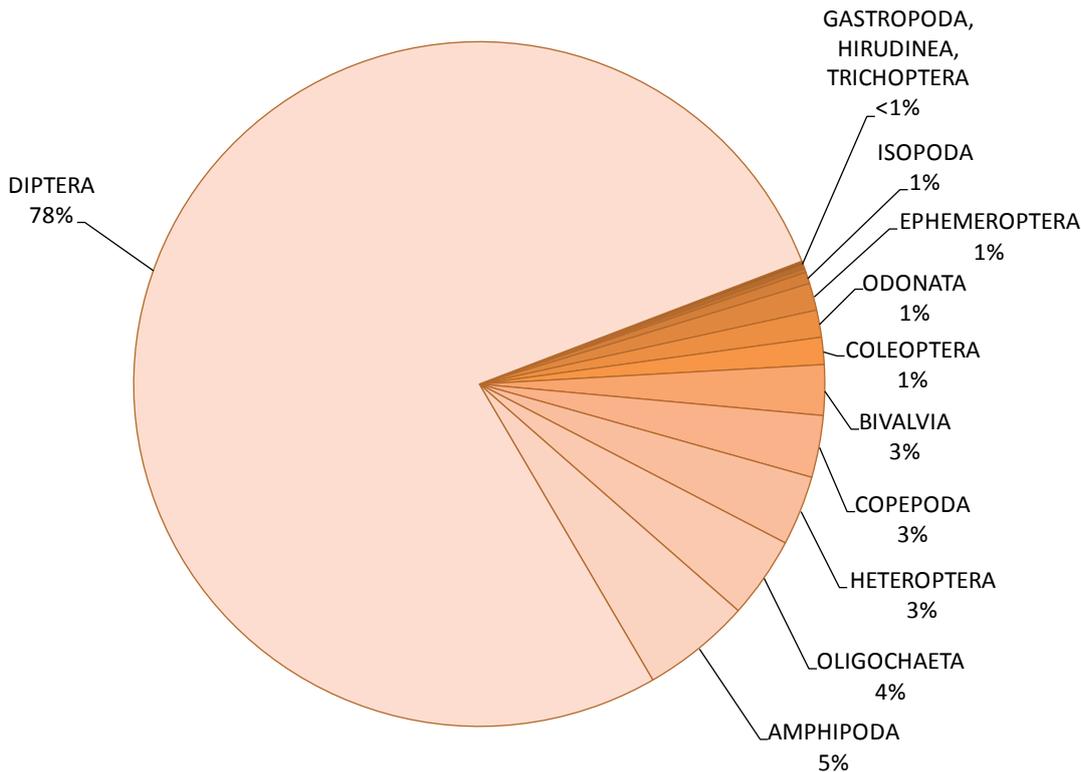


Abb. 72 Verteilung der in Probestrecke „Fugnitz 4“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

An zweiter Stelle kommen hinsichtlich der Artenvielfalt die Wasserwanzen mit fünf Taxa zu liegen, wobei auch hier Arten zu nennen sind, die im gesamten Gebiet exklusiv in diesem Abschnitt anzutreffen waren: *Notonecta viridis*, *Hydrometra stagnorum* und *Gerris lateralis*. Bei allen drei Arten handelt es sich um typische Vertreter von Stillwasser-Zönosen.

Bei den Käfern wurden drei Arten nachgewiesen, zwei davon wurden in keiner anderen Strecke im Gebiet dokumentiert. Es handelt sich dabei um einen Vertreter der Wassertreter, *Halipplus immaculatus*, sowie um einen Vertreter der Taumelkäfergattung *Gyrinus* sp. – beide ebenfalls typische Stillwasserbewohner.

Ausschließlich in diesem Abschnitt wurden Libellenlarven nachgewiesen. Dokumentiert wurden die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) und die Blaue Federlibelle (*Platycnemis pennipes*). Während es sich bei ersterer um eine typische Fließwasserart handelt, kommt letztere bevorzugt in stehenden Gewässern, mitunter auch in aufgestauten Abschnitten langsam fließender Fließgewässer vor.

Als weitere Großgruppe, die im Projektgebiet auf Probestrecke „Fugnitz 4“ beschränkt war, sind die Ruderfußkrebse oder Copepoden zu nennen, die hier mit der Gattung *Cyclops* sp. vertreten waren.

Erwähnenswert ist schließlich das Auftreten der Stillwasserart *Siphonurus alternatus*, ebenfalls eine Stillwasserart, die gelegentlich auch wasserpflanzenreiche Stillbereiche von langsam fließenden

Fließgewässern besiedelt. Die Familie der Siphonuridae wurde ausschließlich in diesem Abschnitt angetroffen.

Trotz der geringen Zahl an Arten – der geringsten im Projektgebiet – ergeben sich aufgrund der gleichzeitig geringen Individuenzahl ein relativ hoher Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER, nämlich 1,96, sowie ein hoher Evenness-Wert von 0,57.

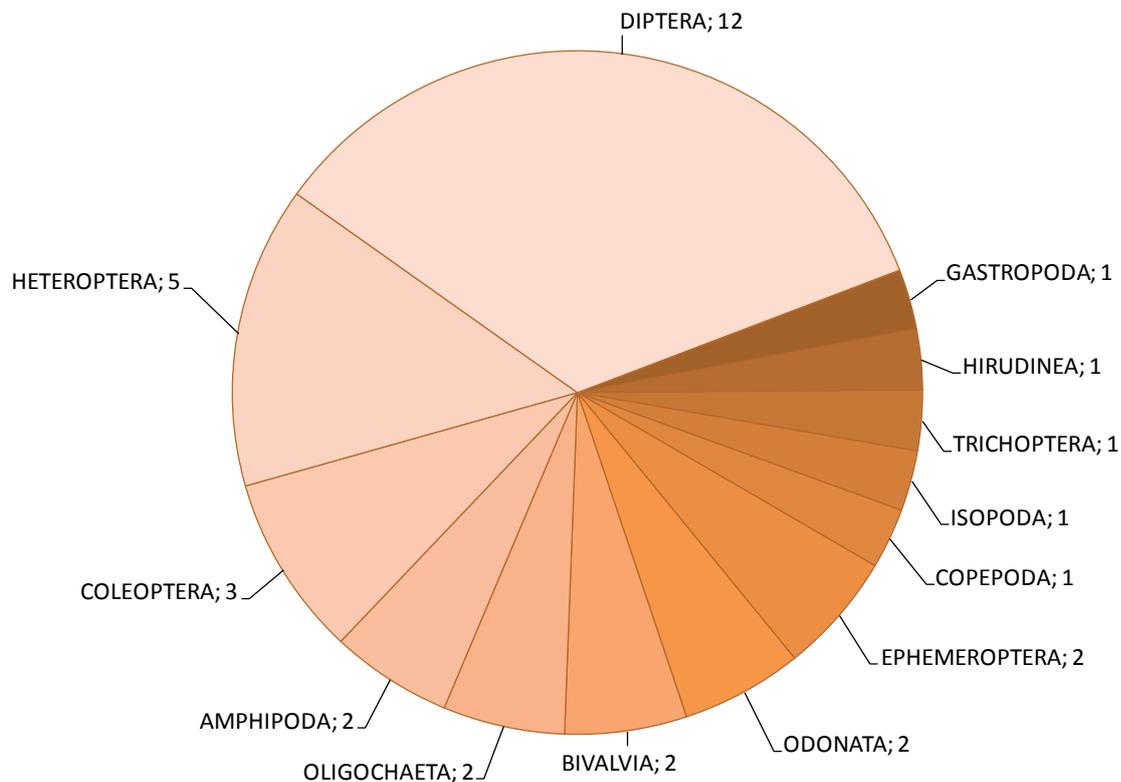


Abb. 73 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Fugnitz 4“.

In Abb. 74 sind die zehn häufigsten Taxa im Abschnitt und ihre jeweiligen Individuendichten dargestellt. Die beiden häufigsten Taxa, *Procladius (Holotanytus) sp.* und *Chironomus bernensis*, kamen in der Fugnitz ausschließlich hier vor; daneben finden sich mit *Cyclops sp.* und *Polypedilum cultellatum* zwei weitere Taxa unter den zehn häufigsten, die exklusiv in diesem Abschnitt anzutreffen waren. *Gammarus roeselii*, der Flussflohkrebs, stellte in Probestrecke „Fugnitz 4“ das dritthäufigste Taxon dar. Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang, dass diese Art in allen anderen Strecken in der Fugnitz nur in Form einiger weniger Individuen auftrat und stets von der im Gebiet wesentlich häufigeren Schwesternart *Gammarus fossarum* zahlenmäßig bei weitem übertroffen wurde – letztere wurde hingegen in Probestrecke „Fugnitz 4“ nur als Einzelindividuum nachgewiesen. In dieser Probestrecke kam es also zu einer deutlichen Umkehrung der Flohkrebsverteilung im Vergleich zu allen anderen Abschnitten.

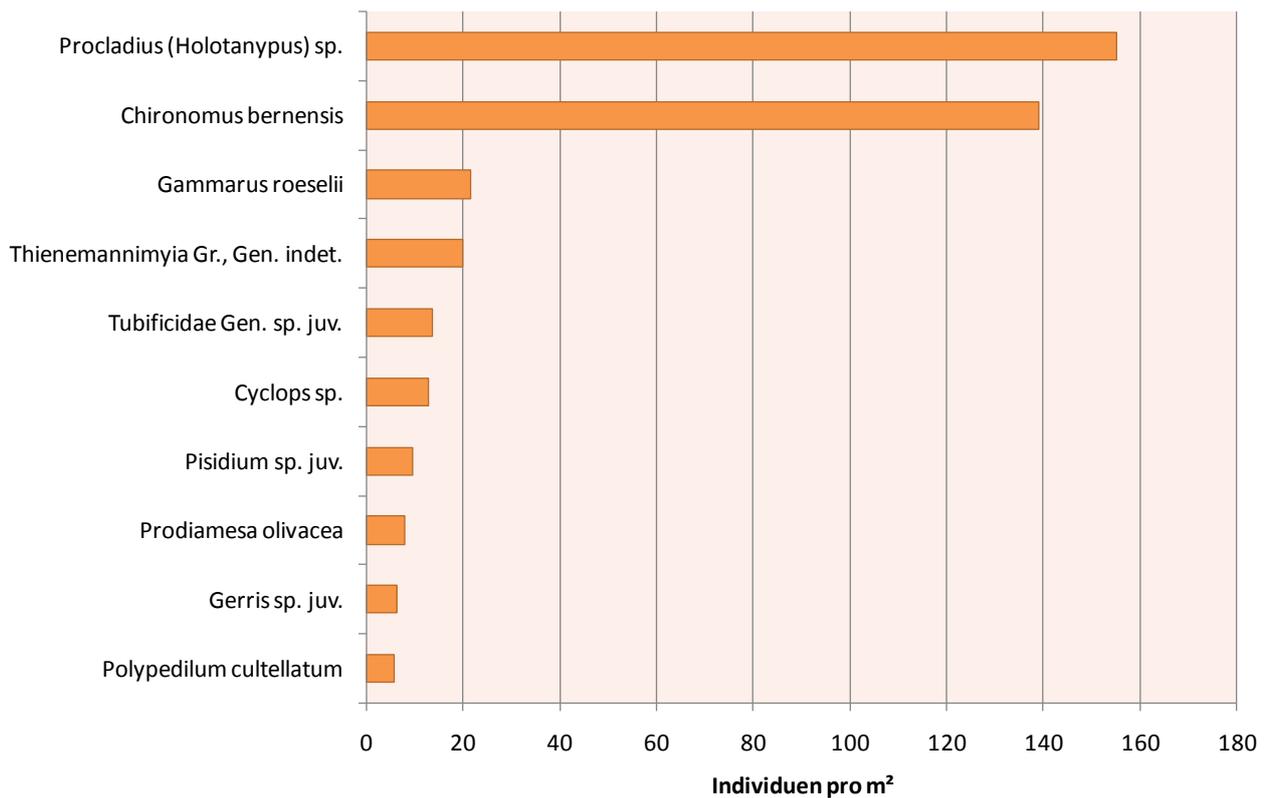


Abb. 74 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 4“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen (Abb. 75) zeigt klar eine weitere Verschiebung auf: Von Strecke „Fugnitz 3“ zu Strecke „Fugnitz 4“ nehmen die xeno-, die oligo- und die β -mesosaprobelemente deutlich ab, die α -mesosaprobelemente und polysaprobelemente hingegen maßgeblich zu. Aus dieser Verschiebung resultiert auch der höchste Saprobienindex im gesamten Projektgebiet, der sich auf einen Wert von 2,73 ($\pm 0,257$) errechnet. Dieser Wert liegt wesentlich über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75, weshalb hier eine merkliche stoffliche Beeinträchtigung zu attestieren ist.

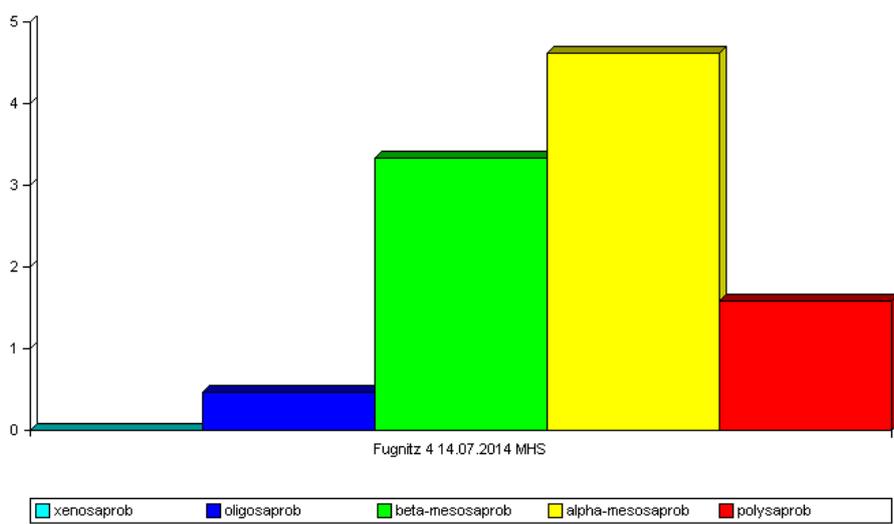
Noch drastischer stellt sich die Verschiebung bei der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen dar (Abb. 76). Krenale und rhithrale Elemente verschwinden beinahe zur Gänze, während potamale und vor allem litorale Anteile das Bild dominieren: Stillwasserelemente machen 48,6% der Zönose aus. Ein dementsprechend hoher gewichteter Regionsindex resultiert aus dieser Verteilung, er erreicht den Wert 7,71, der rein rechnerisch den Übergangsbereich zwischen Meta- und Hypopotamal indiziert. Es liegt somit ein drastischer Potamalisierungseffekt vor, da die Strecke aufgrund ihres Gefälles klar dem Hyporhithral zuzuordnen wäre.

Eine deutliche Störung der Zönose zeigt auch die Zusammensetzung der Ernährungstypen an (Abb. 77). Aufgrund der Dominanz der Detritivoren und der überaus geringen Anteile von rhithralen Ernährungsgilden wie Zerkleinerern oder Weidegängern ergibt sich mit einem Wert von nur 0,08 der geringste Rhithron-Ernährungstypen-Index im Projektgebiet. Dies deutet nach SCHWEDER (1992) auf eine massive Störung der Biozönose hin.



Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal

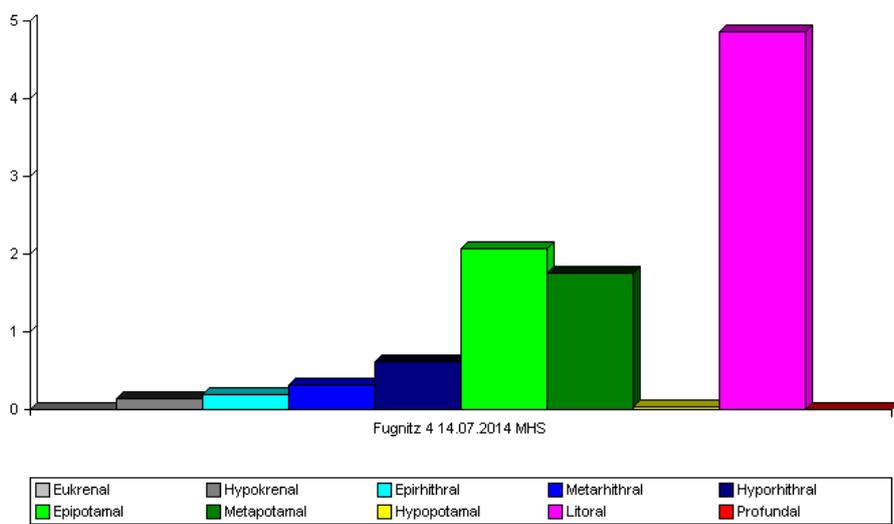


Auswertung quantitativ, standard
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 75 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Fugnitz 4“.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal

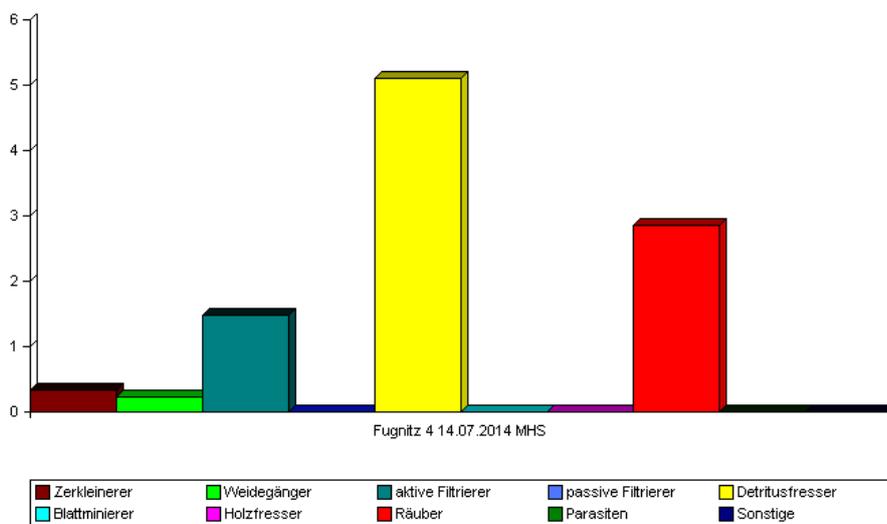


Auswertung quantitativ, standard
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 76 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Fugnitz 4“.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 77 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Fugnitz 4“.

Störungen in den Lebensgemeinschaften lassen sich auch aus den Verhältniszahlen zwischen EPT-Taxa und Dipteren-Taxa ablesen (Tab. 23). Hinsichtlich der Artenzahlen, vor allem aber hinsichtlich der Individuendichten stehen die EPT-Taxa weit hinter den Dipteren zurück: Nur 6,40 Individuen pro m² aus den EPT-Taxa stehen 340 Dipteren gegenüber.

Tab. 23 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Fugnitz 4“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	4	12	9	0,33	0,44
Individuen/m ²	6,40	340	335,20	0,02	0,02

Aufgrund der zahlreichen Beeinträchtigungen, die sich aus allen oben angeführten Bewertungsparametern ablesen lassen, ergibt sich auch eine entsprechend negative Gesamtbeurteilung der Probestrecke (Tab. 24). Der Saprobienindex liegt so weit über dem saprobiellen Grundzustand, dass dieser Teilparameter alleine bereits einen unbefriedigenden Zustand ergeben würde. Auch die beiden multimetrischen Indices ergeben jeweils den unbefriedigenden Zustand, weshalb der Strecke auch insgesamt der unbefriedigende ökologische Zustand attestiert werden muss. Der Vollständigkeit halber sei hier erwähnt, dass der MMI2 nur knapp oberhalb des Grenzwerts zu einer Bewertung mit „schlecht“ zu liegen kommt – eine marginale Verschlechterung würde sofort den schlechten ökologischen Zustand ergeben.

Tab. 24 *Ökologischer Zustand in Probestrecke „Fugnitz 4“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.*

Gurgler Ache		
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	2,73	unbefriedigend (poor)
Multimetrischer Index 1	0,26	unbefriedigend (poor)
Multimetrischer Index 2	0,23	unbefriedigend (poor)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend (poor)	

5.2.5 Probestrecke „Fugnitz 5“

In Probestrecke „Fugnitz 5“, einer morphologisch unbeeinträchtigten Fließstrecke innerhalb des Nationalparks Thayatal, wurden mit 6.904 Organismen pro m² die höchsten Individuendichten im gesamten Projektgebiet festgestellt. Der überwiegende Teil der gesammelten Tiere entfiel auf die Flohkrebse, die 82% Anteil an der Gesamtzönose ausmachten (Abb. 78). Mit 7% Anteil schlugen die Köcherfliegen zu Buche, mit 5% die Zweiflügler und mit 4% die Eintagsfliegen.

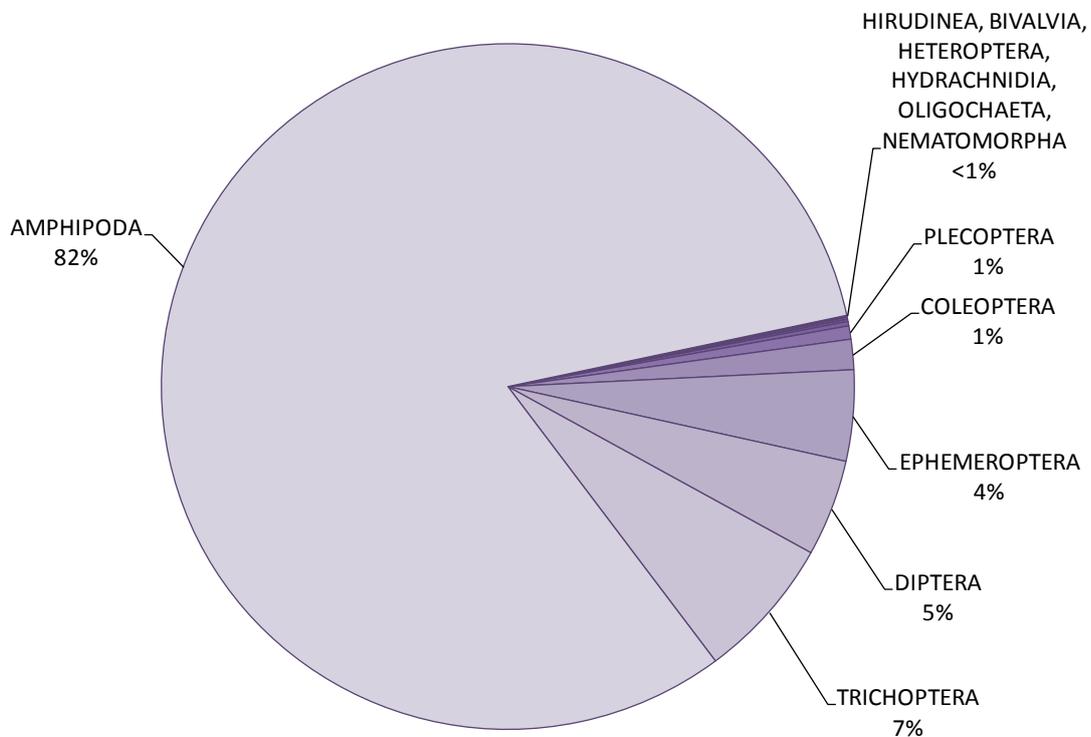


Abb. 78 *Verteilung der in Probestrecke „Fugnitz 5“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.*



Auch hinsichtlich der Artenvielfalt stellte die Strecke innerhalb der Fugnitz den herausragenden Untersuchungsabschnitt dar: Insgesamt konnten 68 Taxa festgestellt werden. Die größte Vielfalt war bei den Dipteren festzustellen, von denen 25 Arten dokumentiert werden konnten (Abb. 79) – darunter etliche, die ausschließlich in diesem Abschnitt auftraten. Zu nennen sind hier etwa die Zuckmückenarten *Brillia bifida*, *Nilotanypus dubius* oder *Orthocladus lignicola* (die in gefluteten Harthölzern im Fließwasser miniert), die Tanzmückengattung *Wiedemannia*, die Stelmückengattung *Antocha*, die Schmetterlingsmücke *Tonnoiriella pulchra* oder die Schnakenart *Tipula maxima*.

Auch die Trichopteren stellten mit 14 Taxa eine nennenswert artenreiche Großgruppe dar. Die Familien der Rhyacophilidae (mit der Untergattung *Rhyacophila* s. str.), der Glossosomatidae (mit der Art *Glossosoma boltoni*), der Philopotamidae (mit der Art *Philopotamus montanus*), der Hydroptilidae (mit der Gattung *Hydroptila*) sowie der Odontoceridae (mit der Art *Odontocerum albicorne*) konnten in der Fugnitz nur hier nachgewiesen werden. Folgende Arten sind von Artenschutzrelevanz, weil sie in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs gelistet sind: *Glossosoma boltonii*, *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche instabilis*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Chaetopteryx fusca/villosa*, *Halesus digitatus*, *Halesus tessellatus* und *Odontocerum albicorne* (allesamt als „vulnerable“ oder „gefährdet“ eingestuft), sowie *Sericostoma flavicorne/personatum* (diese Schwesternarten sind im Larvenstadium nicht unterscheidbar – erste gilt als „gefährdet“, letztere als „vom Aussterben bedroht“). Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang jedenfalls die auffallend hohen Individuendichten der Sericostomatidae, die hier auf 63 Tiere pro m² kommen, während sie in allen anderen Strecken lediglich als Einzelindividuen festzustellen waren. Hohe Dichten wurden auch bei *Hydropsyche instabilis* festgestellt, die auf 83 Tiere pro m² kam und hier ebenfalls die höchsten Dichten im Gebiet erreichte; diese Art wurde aber auch in den anderen Strecken in teils hohen Abundanzen angetroffen.

Artenreicher als in den anderen Strecken stellten sich auch die Eintagsfliegen dar, die in der Nationalpark-Strecke neun Taxa aufwiesen, und auch die Käfer schlugen mit acht Arten zu Buche.

Trotz der großen Artenvielfalt errechnet sich der Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER nur auf 1,41 – dies ist der geringste Wert im Projektgebiet (derselbe Wert wurde in „Fugnitz 2“ festgestellt). Grund für diese augenscheinlich zu schlechte Beurteilung ist die starke Ungleichverteilung der Organismen auf die Taxa, was auch zu einer geringen Evenness von nur 0,34 führt.

Diese Ungleichverteilung ist etwa aus Abb. 80 ersichtlich, in der die Abundanzen der zehn häufigsten Taxa im Probeabschnitt dargestellt sind. Es zeigt sich, dass nicht näher bestimmbare Jugendstadien der Flohkrebsgattung *Gammarus* sp. mit 4.570 Individuen pro m² zwei Drittel der Gesamtorganismen ausmachten. Die zweithäufigste Art war *Gammarus fossarum* – dieses Taxon machte jedoch nicht einmal ein Viertel des individuenreichsten Taxons aus.



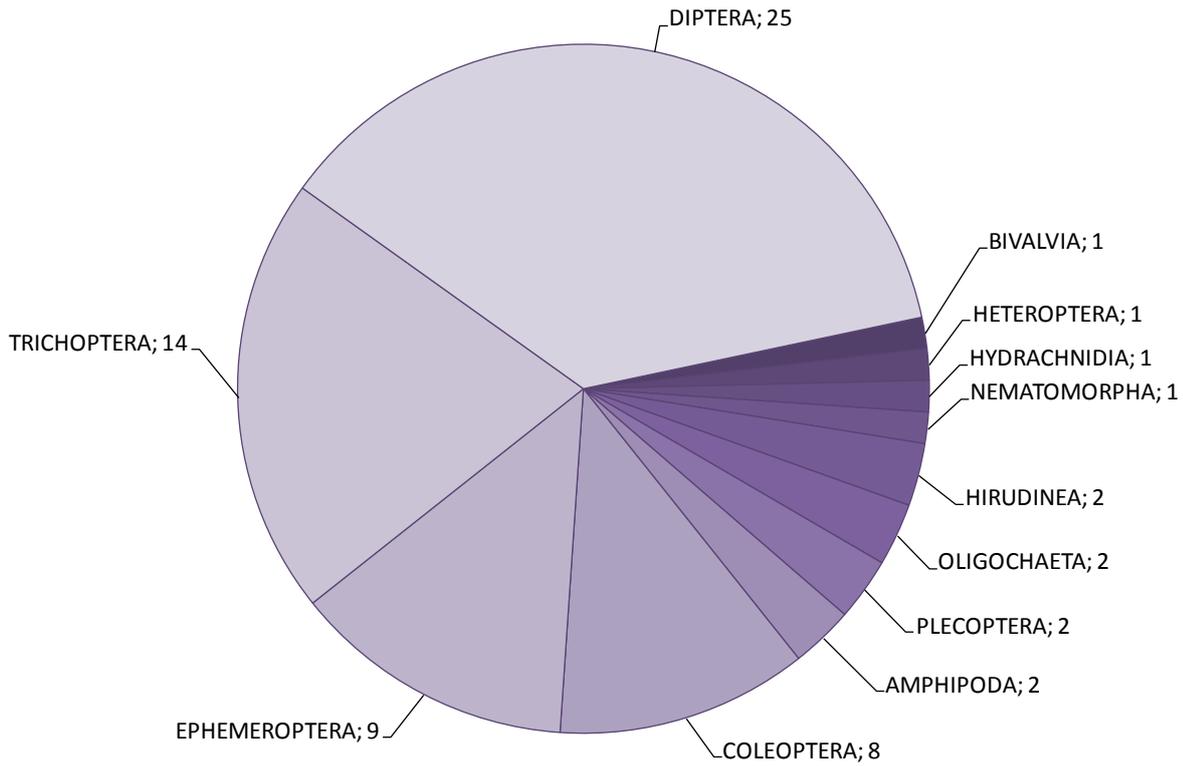


Abb. 79 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Fugnitz 5“.

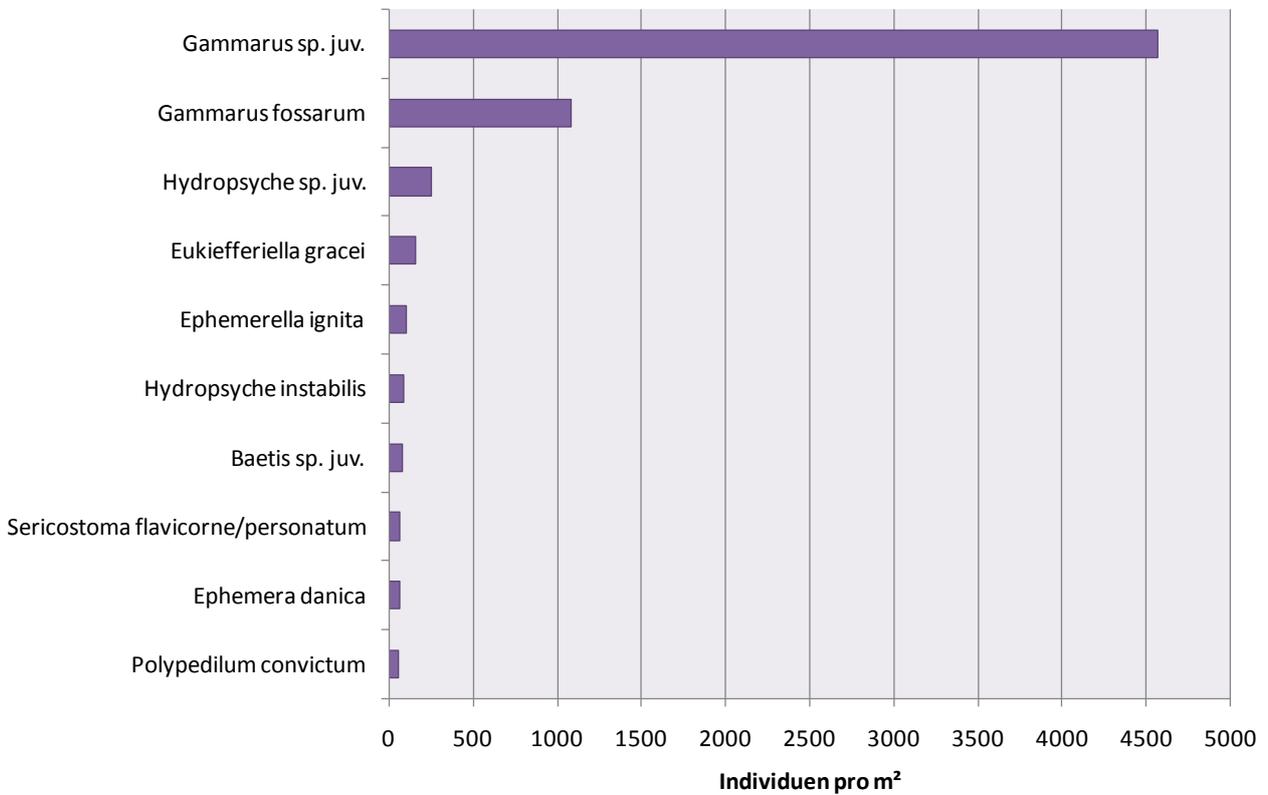
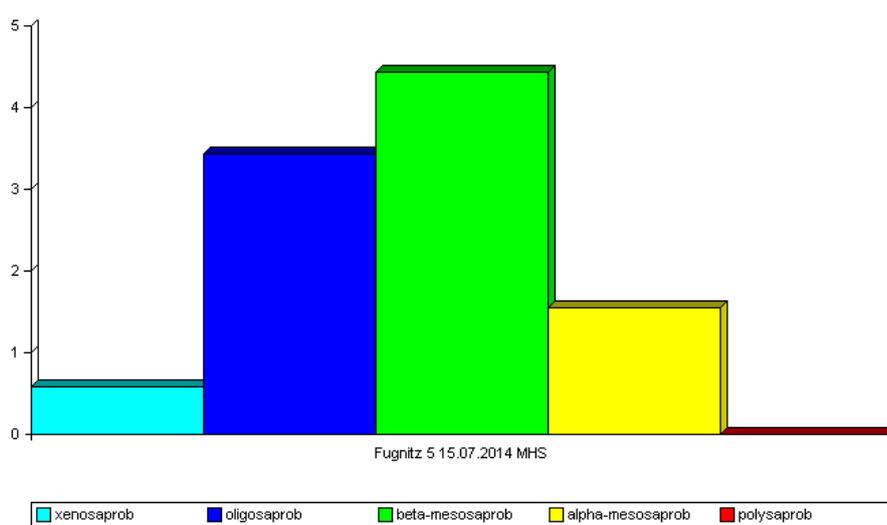


Abb. 80 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Fugnitz 5“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen (Abb. 81) zeigt im Vergleich zu den beiden flussaufwärts gelegenen Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ eine deutliche Verbesserung. Die polysaprobien Anteile fallen hier gänzlich aus, die α -mesosaprobien sind merklich reduziert; im Gegenzug ist ein massiver Anstieg der oligosaprobien Zeiger festzustellen. Dank dieser Verschiebungen in den saprobiellen Valenzen errechnet sich auch ein deutlich besserer Saprobienindex, der mit einem Wert von 1,69 ($\pm 0,065$) nun wieder unter der saprobiellen Grundbelastung zu liegen kommt. Demnach war keine stoffliche Belastung in dieser Strecke zu diagnostizieren.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard
 © ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 81 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Fugnitz 5“.

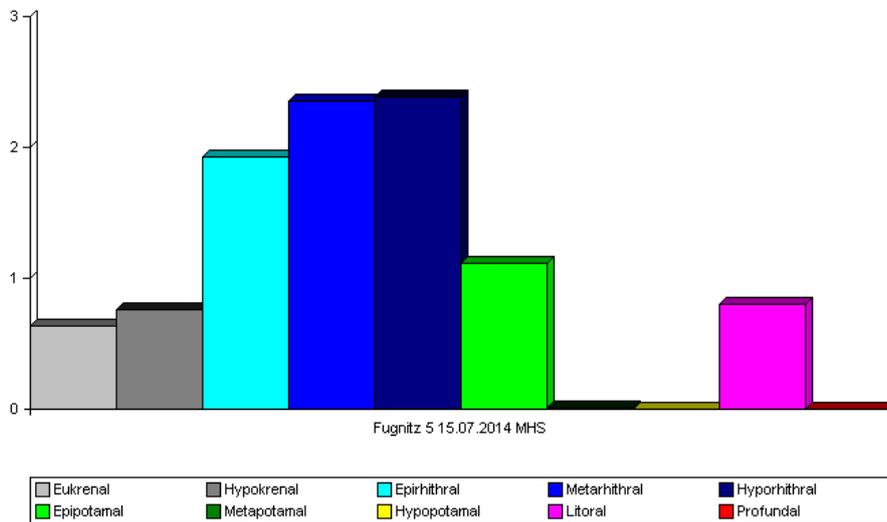
Hinsichtlich der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen (Abb. 82) ähnelt Strecke „Fugnitz 5“ stark der Strecke „Fugnitz 3“ (also der nächsten flussaufwärts gelegenen Strecke ohne Staubeinträchtigung), mit leichten Verschiebungen in Richtung Hyporhithral und Epipotamal, wie sie sich natürlicherweise durch die Längsentwicklung des Gewässers mit zunehmender Quellentfernung ergeben. Zugleich kommt es zu einer Zunahme der epi- und metarhithralen Elemente, weshalb der gewichtete Regionsindex mit einem Wert 4,33 etwas unter jenem in Strecke „Fugnitz 3“ zu liegen kommt und hier wieder klar eine Einstufung im Metarhithral indiziert. Mit einem mittleren Gefälle von 0,76% und einer Gewässerbreite von 9 m ist die Strecke auch laut HUET (1949) im Metarhithral einzuordnen. Die Makrozoobenthosgemeinschaften deuten hinsichtlich dieses Faktors also nicht auf eine Beeinträchtigung hin.

Die Zusammensetzung der Ernährungstypen (Abb. 83) ist deutlich ausgeglichener und standorttypischer als in den beiden flussaufwärts gelegenen Abschnitten „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“. Die Zerkleinerer dominieren, gefolgt von den Weidegängern und den Detritivoren; aktive und

passive Filtrierer sowie Räuber treten in den Hintergrund. Der Rhithron-Ernährungstypen-Index nimmt den Wert 0,66 an, was die rhithralen Bedingungen in der Strecke widerspiegelt. Auch hinsichtlich dieses Parameters sind also keine Beeinträchtigungen zu erkennen.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



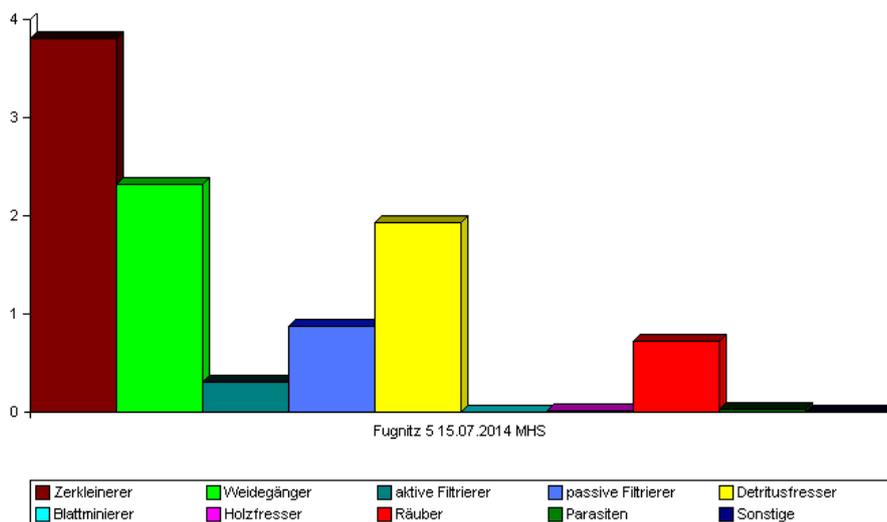
Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 82 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Fugnitz 5“.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 83 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Fugnitz 5“.

In Hinblick auf die Verhältniszahlen zwischen EPT-Taxa und Dipteren-Taxa (Tab. 25) zeigt sich, dass die EPT-Taxa hinsichtlich der Artenvielfalt mit den Dipteren gleich auf liegen, während ihre Individuendichten jene der Dipteren deutlich übersteigen.

Tab. 25 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Fugnitz 5“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	25	25	16	1,0	1,56
Individuen/m ²	803,2	314,4	273,6	2,55	2,94

Die Bewertung des ökologischen Zustandes ist in Tab. 26 zusammenfassend dargestellt. Der Saprobienindex ist mit einem Wert von 1,69 mit „sehr gut“ zu bewerten, weil er unterhalb des saprobiellen Grundzustands zu liegen kommt. Der MMI1 fällt mit einem Wert von 0,74 ebenfalls „gut“ aus, der MMI2 mit einem Wert von 0,59 nur sehr knapp „mäßig“ – der Grenzwert zu einer Bewertung mit „gut“ wäre 0,60. Das Bewertungssystem sieht für solche knappen Bewertungen die folgende Ausnahmeregel vor: Wäre für die EndEinstufung nur ein Modul ausschlaggebend (in diesem Fall der MMI2) und liegt der Indexwert bei diesem Modul weniger als 0,02 Indexpunkte von der oberen Klassengrenze entfernt (in diesem Fall nur 0,01), so ist der „Worst-Case“-Ansatz nicht anzuwenden, sprich, die nur mäßige Bewertung des MMI2 wird nicht für die Gesamtbewertung herangezogen. Es ergibt sich für Probestrecke „Fugnitz 5“ daher insgesamt der gute ökologische Zustand.

Tab. 26 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Fugnitz 5“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache	
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)
Grundzustand	1,75
Bezugsbasis	Referenz
Innere Differenzierung	EZ-KI 2
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-
SI (Zelinka & Marvan)	1,69 sehr gut (high)
Multimetrischer Index 1	0,74 gut (good)
Multimetrischer Index 2	0,59 mäßig (moderate)
Versauerungsindex	-
Ökologische Zustandsklasse	gut (good)



5.2.6 Probestrecke „Kajabach 1“

In Probestrecke „Kajabach 1“ unmittelbar flussab des Sagteiches wurde eine Individuendichte von 2.606 Tieren pro m² dokumentiert. Die häufigsten Großgruppen stellten die Flohkrebse mit 38% Anteil an der Gesamtzönose, die Muscheln mit 26% und die Wenigborster mit 20% dar. Auffallend ist der hohe Anteil an Wasserasseln, der mit 6% gleich hoch ist wie jener der Dipteren (Abb. 84). Der Vollständigkeit halber ist an dieser Stelle festzuhalten, dass bei den Muscheln nur jene Tiere gezählt wurden, die zum Zeitpunkt der Probenahme am Leben waren (oder zumindest noch einen intakten Weichkörper aufwiesen). Wären auch die Leerschalen mitgerechnet worden, wären die Muscheln der bei weitem individuenreichste Großgruppe in der Probestrecke gewesen – das Substrat setzte sich zu einem Großteil aus leeren Muschelschalen zusammen.

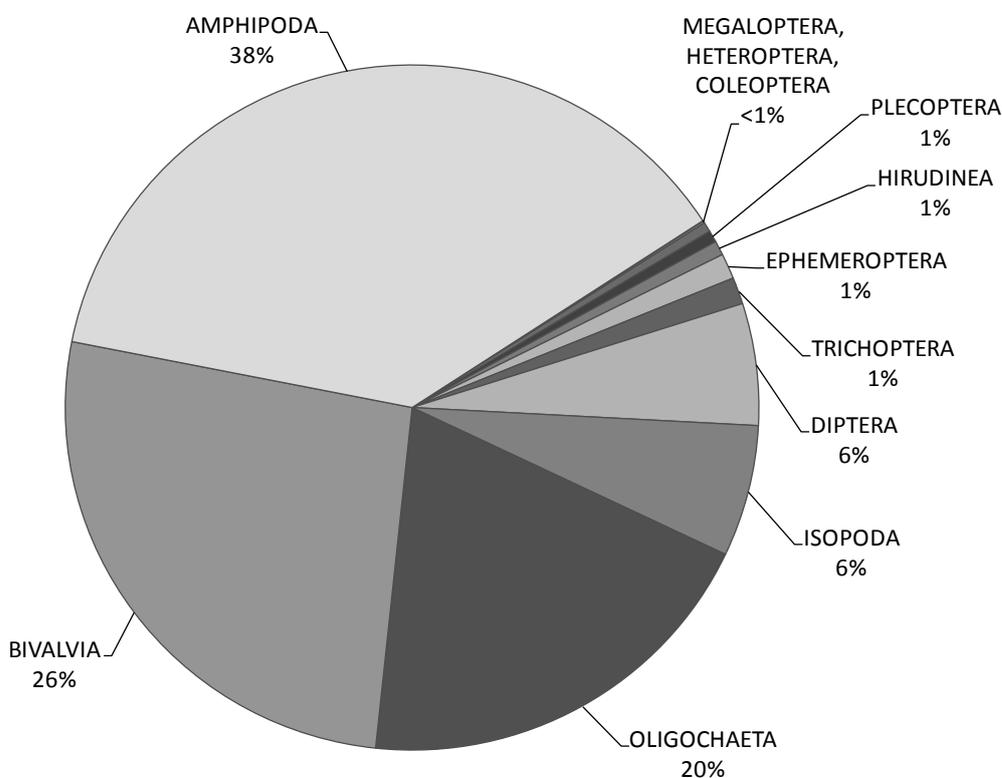


Abb. 84 Verteilung der in Probestrecke „Kajabach 1“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

Mit nur 39 Taxa ist die Probestrecke als auffallend artenarm zu beschreiben – nur in der aufgestauten Mündungsstrecke des Pleißingbaches („Fugnitz 4“) wurden noch weniger Arten gefunden. Die Dipteren stellten noch das vergleichsweise artenreichste Großtaxon dar, gefolgt von den Köcherfliegen mit sechs und den Käfern mit fünf Taxa (Abb. 85).

Die nachgewiesenen Köcherfliegen-Arten sind allesamt in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) als „vulnerable“ (gefährdet) gelistet: *Hydropsyche angustipennis*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Chaetopteryx fusca/villosa*, *Halesus digitatus*, *Potamophylax luctuosus*. Trotz der Tatsache, dass die Köcherfliegen in Strecke „Kajabach 1“ das Großtaxon mit

der zweitgrößten Artenzahl darstellen, bleibt die Bedeutung dieser Tiergruppe für die Artengemeinschaften gering – es wurden insgesamt nur 33 Trichopteren pro m² nachgewiesen, und im Vergleich mit der flussabwärts benachbarten Probestrecke ist auch die Artenzahl als auffallend gering zu beschreiben.

Während in der Fugnitz die Kugelmuscheln (Pisidiidae) ausschließlich durch die Gattung *Pisidium* vertreten waren, wurden im Kajabach nur Vertreter der Gattung *Sphaerium* nachgewiesen. Bei den intakten – einen Weichkörper aufweisenden – Tieren handelte es sich durchwegs um nicht näher bestimmbare Jungtiere, von Adulten konnten ausschließlich Leerschalen gefunden werden.

Die dominante Flohkrebsart war in diesem Abschnitt – ganz anders als in den Probestrecken der Fugnitz oder in der benachbarten Probestrecke „Kajabach 2“ – der Flussflohkreb (*Gammarus roeselii*).

Ausschließlich in diesem Abschnitt wurde der Wasserskorpion (*Nepa cinerea*) nachgewiesen. Dasselbe gilt für den Taumelkäfer *Orectochilus villosus*.

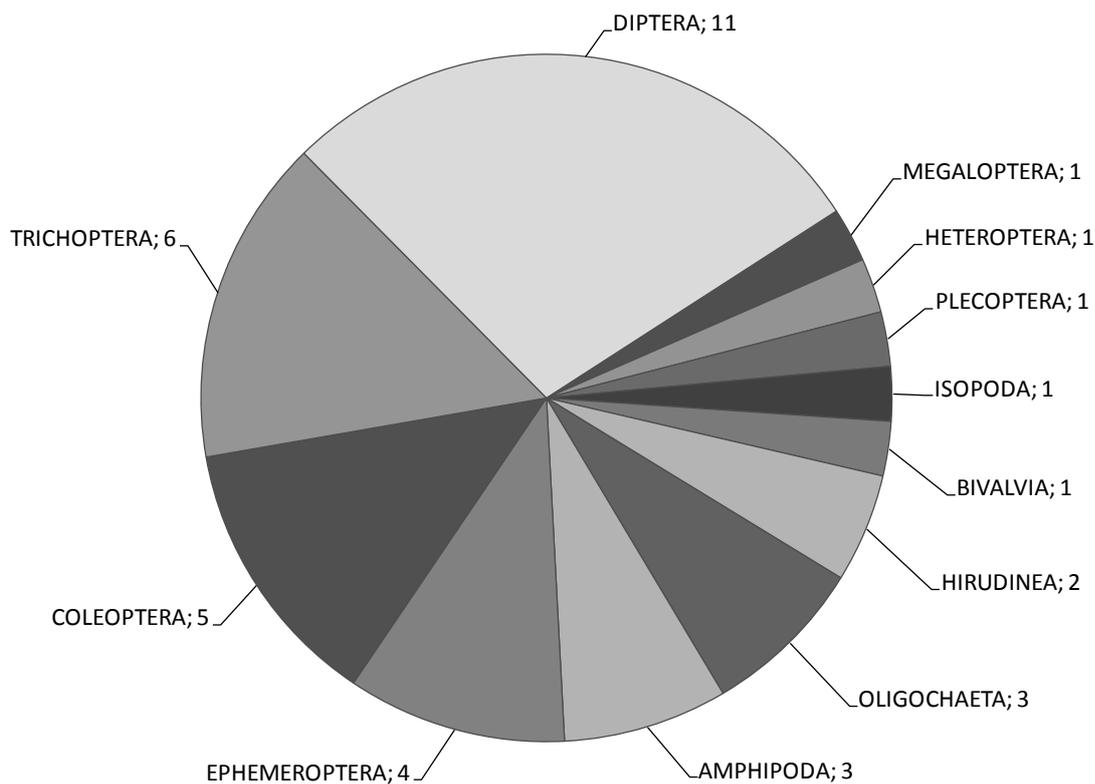


Abb. 85 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Kajabach 1“.

In Abb. 86 sind die zehn häufigsten Taxa der Probestrecke und ihre jeweiligen Individuendichten dargestellt. Es zeigt sich, dass die beiden individuenreichsten Taxa – *Gammarus roeselii* und juvenile Kugelmuscheln der Gattung *Sphaerium* – durchaus ähnliche Abundanzen aufweisen, und auch die dritthäufigste Art, der Schlammröhrenwurm *Psammoryctides barbatus*, kommt noch in



nennenswerter Anzahl vor. Diese Verteilung führt zu einer vergleichsweise hohen Evenness von 0,56, und auch der Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER fällt aufgrund der relativ ausgeglichenen relativen Häufigkeiten der Taxa mit einem Wert von 2,04 höher aus als in allen Probestrecken der Fugnitz.

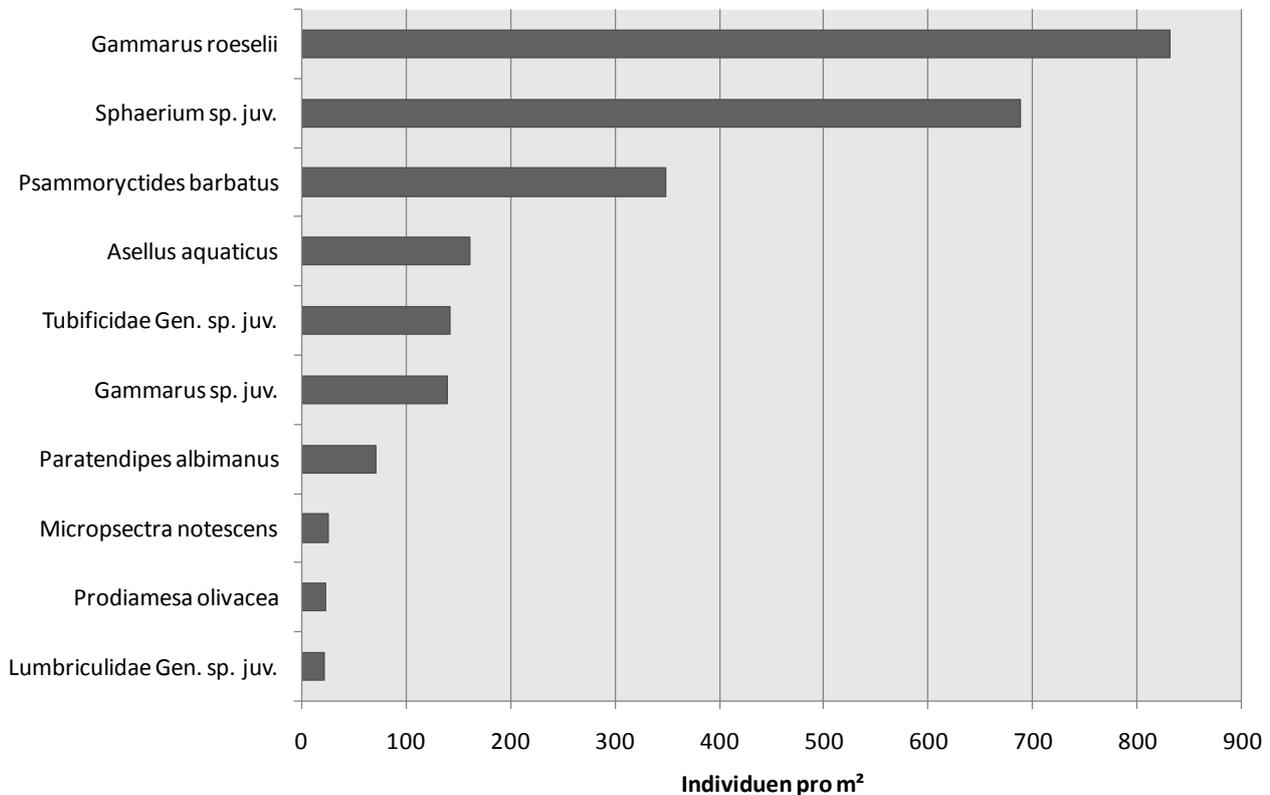


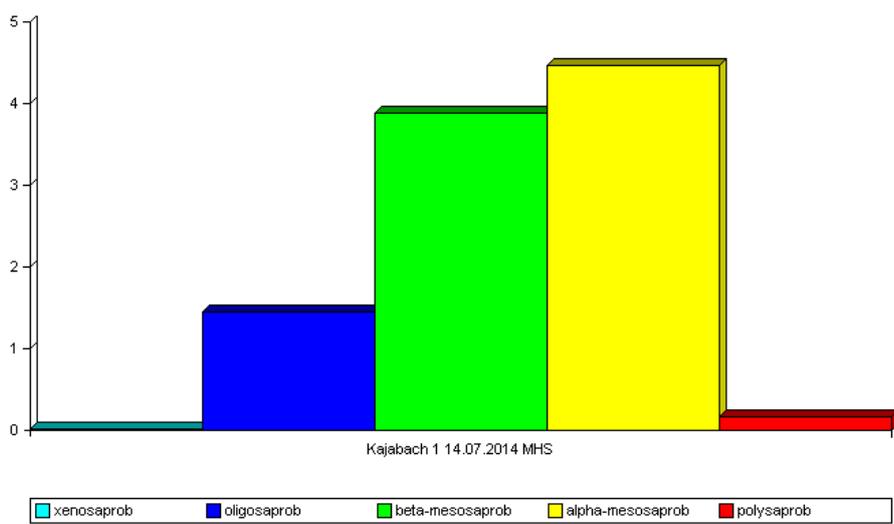
Abb. 86 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Kajabach 1“.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen lässt eine deutliche stoffliche Beeinträchtigung der Probestrecke erkennen (Abb. 87): Der Schwerpunkt liegt klar auf den α -mesosaprobien Elementen, gefolgt von den β -mesosaprobien. Oligosaprobien Zeiger treten in den Hintergrund. Aus dieser Verteilung errechnet sich der Saprobienindex auf den Wert 2,33 ($\pm 0,121$), was deutlich über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75 liegt. Ein noch höherer Wert wurde im Untersuchungsgebiet lediglich im aufgestauten Mündungsbereich des Pleißingbaches (Strecke „Fugnitz 4“) festgestellt.

Starke Beeinträchtigungen sind auch hinsichtlich der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen festzustellen (Abb. 88): Den größten Anteil machen untypischerweise litorale Elemente aus, knapp gefolgt von epipotamalen und hyporhithralen Elementen. Auch die Anteile an meta- und hypopotamalen Zeigern sind für ein Gewässer dieser Größenordnung deutlich überhöht. Daraus resultiert ein hoher gewichteter Regionsindex mit einem Wert von 6,02 – das würde rechnerisch eine Zuordnung zum Epipotamal bedeuten, obwohl der Kajabach mit einem mittleren Gefälle von 1,5% und einer Bachbettbreite von 1 m nach HUET (1949) tatsächlich dem Metarhithral zuzuordnen ist.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



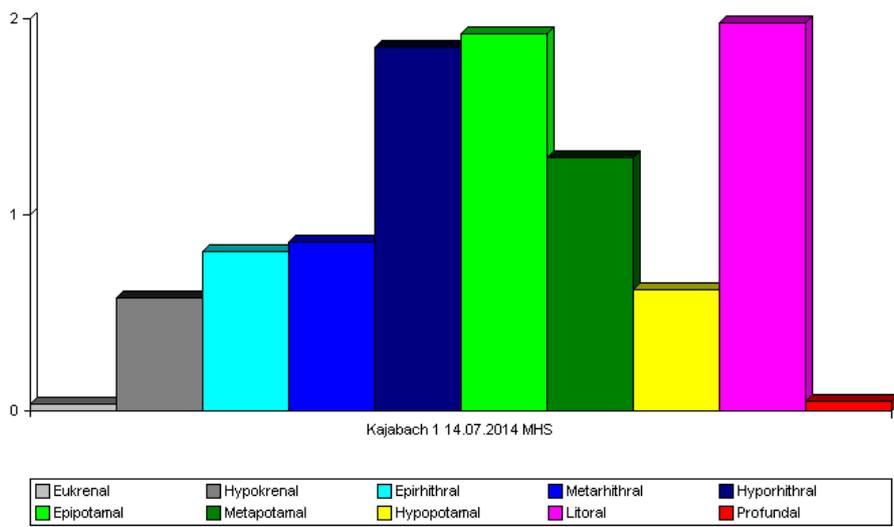
Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 87 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Kajabach 1“.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

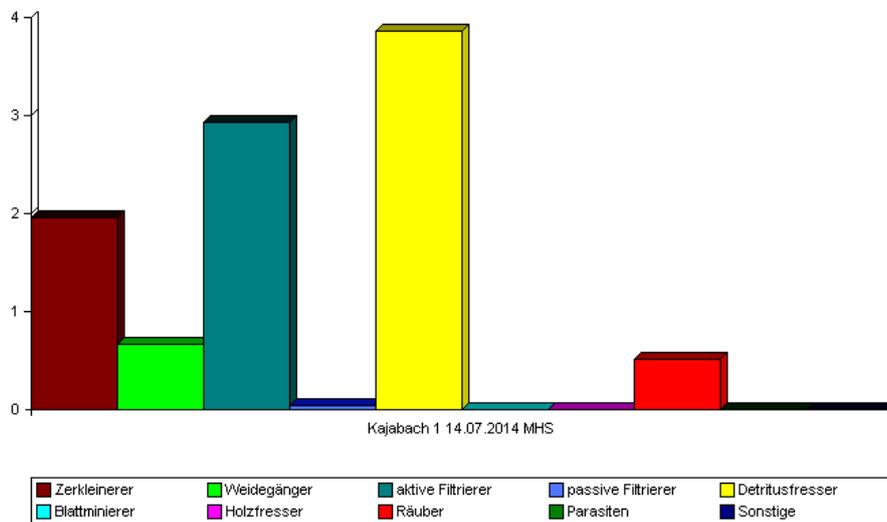
Abb. 88 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Kajabach 1“.

Auch bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen ist eine Beeinträchtigung klar erkennbar (Abb. 89): Die Detritusfresser und die aktiven Filtrierer machen als potamale Ernährungsgilden mehr als zwei Drittel der Zönose aus. Rhithrale Gilden – Zerkleinerer und Weidegänger – treten hingegen

deutlich in den Hintergrund. Der Rhithron-Ernährungstypen-Index errechnet sich auf den Wert 0,28 – somit wird laut SCHWEDER (1992) eine Störung der Zönose indiziert.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 89 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Kajabach 1“.

Bei den Verhältniszahlen zwischen den EPT- und den Dipteren-Taxa ist schließlich ebenfalls eine Beeinträchtigung zu erkennen (Tab. 27). Während hinsichtlich der Artenvielfalt die EPT-Taxa und die Dipteren mit jeweils elf Taxa gleichauf liegen, überwiegen die Dipteren hinsichtlich der Individuendichten merklich.

Tab. 27 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Kajabach 1“.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	11	11	7	1,0	1,57
Individuen/m ²	78,40	149,60	140,80	0,52	0,56

Alle bisher behandelten Parameter sprechen für eine deutliche Überprägung der Biozönose in Probestrecke „Kajabach 1“. Dies schlägt sich dementsprechend in der Gesamtbeurteilung nieder (Tab. 28). Der Saprobienindex ist mit mäßig zu bewerten, ebenso der MMI1; der MMI2 ist das ausschlaggebende Kriterium für die Gesamtbewertung, die „unbefriedigend“ ausfällt.

Tab. 28 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Kajabach 1“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache

Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	2,33	mäßig (moderate)
Multimetrischer Index 1	0,43	mäßig (moderate)
Multimetrischer Index 2	0,30	unbefriedigend (poor)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend (poor)	

5.2.7 Probestrecke „Kajabach 2“

In Probestrecke „Kajabach 2“, die unmittelbar flussab der Mündung des Merkersdorfer Baches zu liegen kommt, wurde eine Individuendichte von 2.446 Tieren pro m² festgestellt. Etwas mehr als die Hälfte davon entfällt auf die Flohkrebse, knapp ein Viertel auf die Dipteren, die Eintagsfliegen schlagen mit 11% zu Buche, die Köcherfliegen mit 5% und die Steinfliegen mit 2%. Alle übrigen Großgruppen tragen nur jeweils 1% oder weniger zur Zönose bei (Abb. 90).

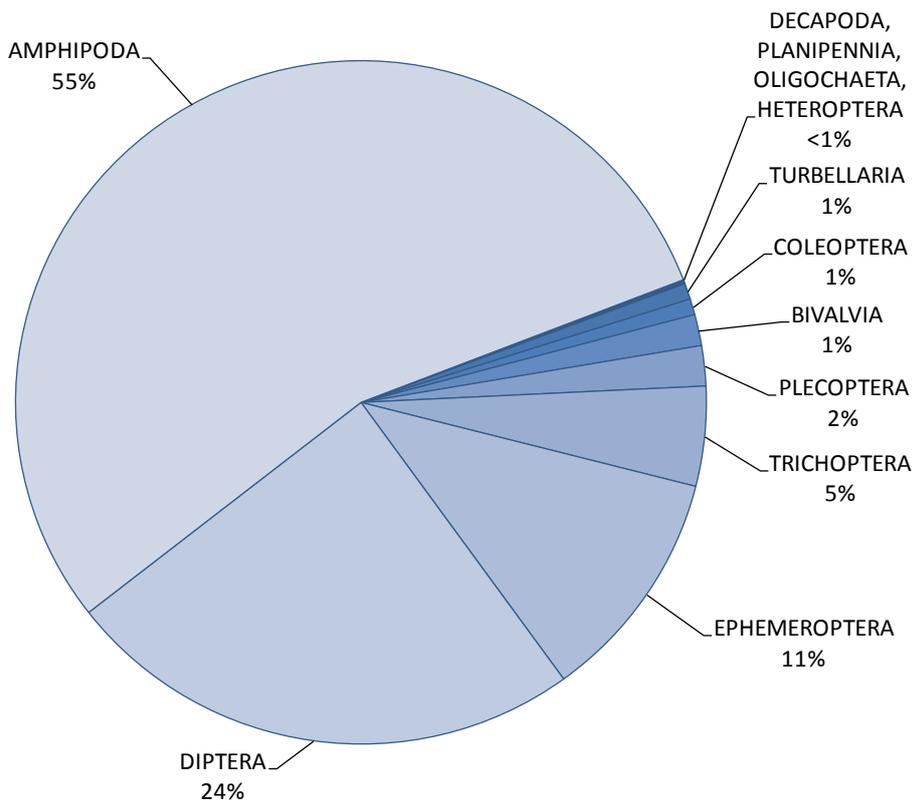


Abb. 90 Verteilung der in Probestrecke „Kajabach 2“ gesammelten Organismen auf Großgruppen.

Die Probestrecke „Kajabach 2“ wies mit 67 Taxa um 28 Taxa oder um 42% mehr auf als die benachbarte Strecke „Kajabach 1“. Mit 21 Taxa waren die Dipteren die artenreichste Großgruppe,

gefolgt von den Köcherfliegen mit 14 Taxa, den Eintagsfliegen mit zwölf und den Käfern mit acht (Abb. 91). Damit erreichten sowohl die Trichoptera als auch die Ephemeroptera in dieser Strecke die höchsten Artenzahlen im gesamten Projektgebiet.

Mit *Hydropsyche instabilis*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Chaetopteryx major*, *Chaetopteryx fusca/villosa*, *Halesus digitatus* und *Odontocerum flavicorne* (allesamt als „vulnerable“ oder „gefährdet“ eingestuft) und *Sericostoma flavicorne/personatum* (diese Schwesternarten sind im Larvenstadium nicht unterscheidbar – erste gilt als „gefährdet“, letztere als „vom Aussterben bedroht“) wurden sieben Arten der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) in dieser Strecke nachgewiesen.

Innerhalb der Dipteren wurden einige Taxa exklusiv in diesem Abschnitt nachgewiesen, darunter die Zuckmückenarten *Heleniella ornatcollis* und *Heterotrissocladius marcidus*, oder die Stelmückengattungen *Limnophila* und *Scleroprocta*.

Besonders erwähnenswert ist der Fund eines nur wenige mm großen Edelkrebs-Jungtiers (*Astacus astacus*), das aus dem Fortpflanzungszyklus im Herbst 2013 stammt. Es handelt sich um den einzigen Edelkrebs-Nachweis, der im Rahmen dieser Studie erbracht werden konnte.

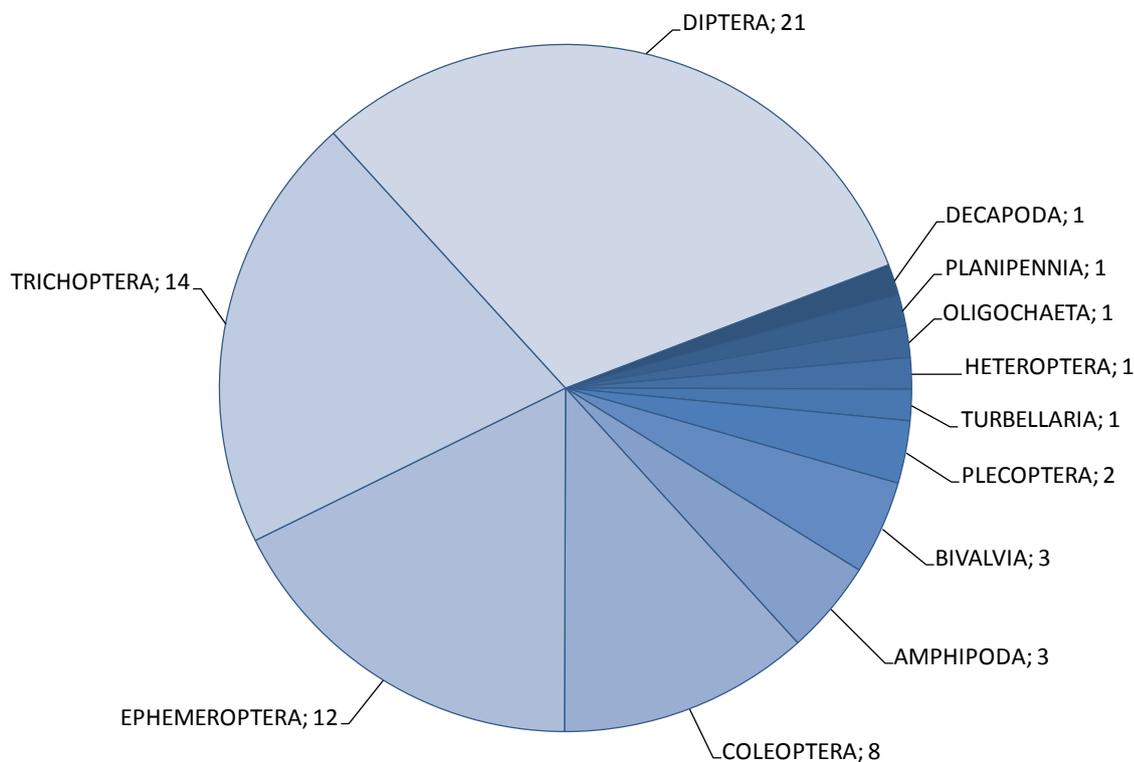


Abb. 91 Anzahl der Taxa je Großgruppe in Probestrecke „Kajabach 2“.



Dank der hohen Artenzahlen wird in der Strecke „Kajabach 2“ mit einem Wert von 2,49 der höchste Diversitätsindex nach SHANNON & WIENER im Projektgebiet erreicht; auch die Evenness ist mit einem Wert von 0,59 höher als in allen anderen Abschnitten.

Das individuenstärkste Taxon war die Gattung *Gammarus*, wobei unbestimmbare Jungstadien noch deutlich häufiger waren als die beiden Arten *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeselii* – letzterer trat hier im Gegensatz zu Strecke „Kajabach 1“ wieder in wesentlich geringeren Dichten in Erscheinung als seine Schwesternart (Abb. 92).

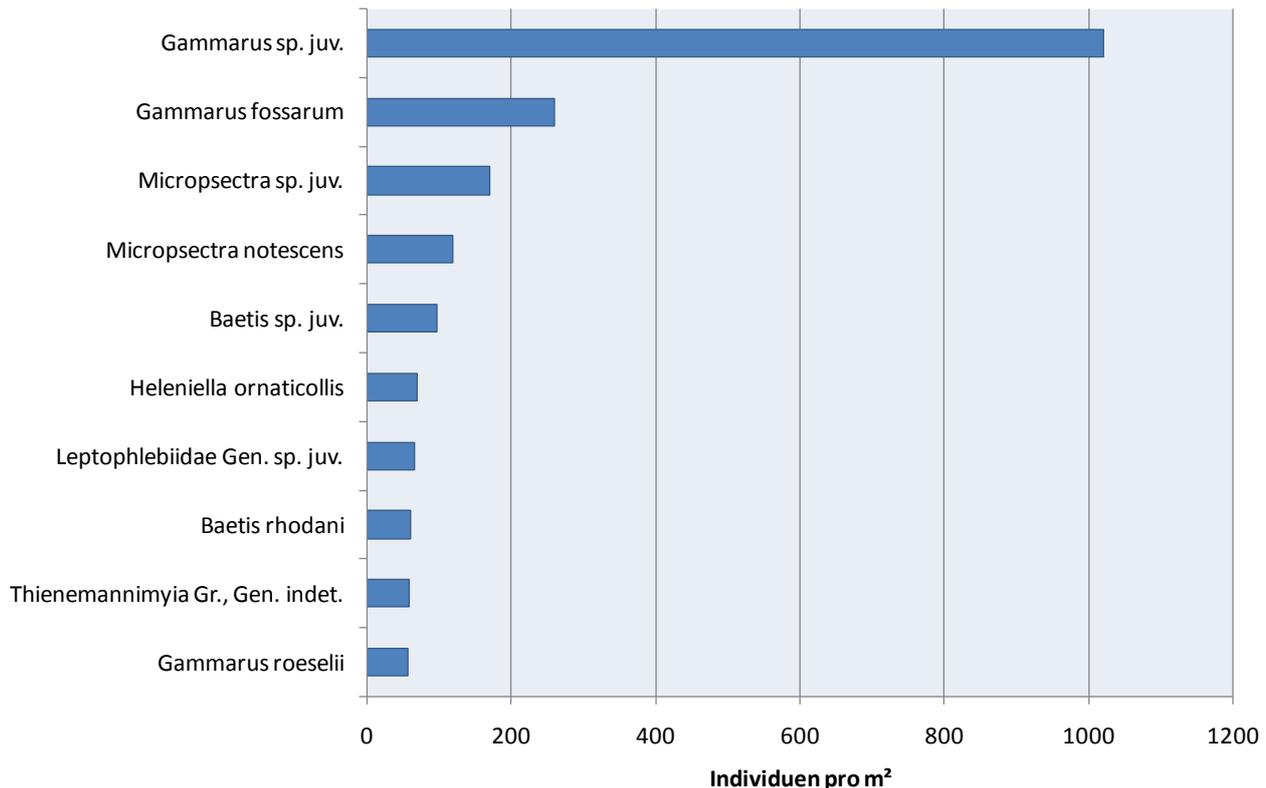
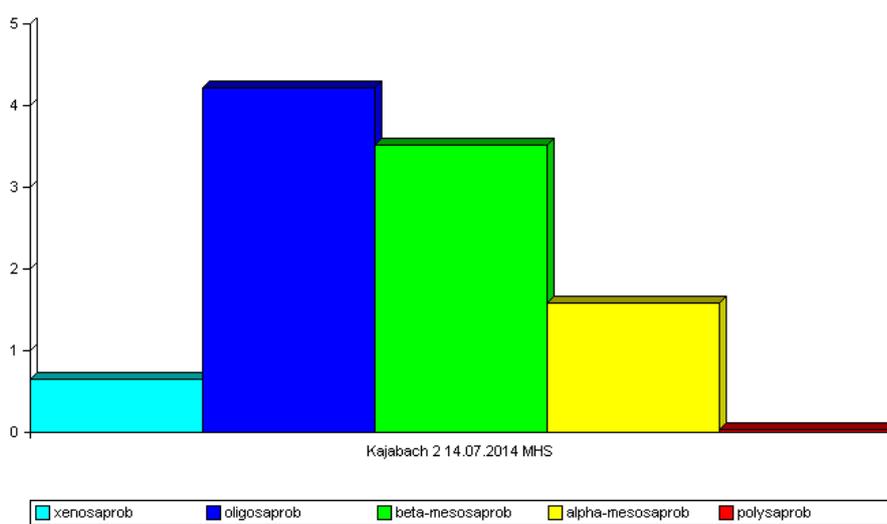


Abb. 92 Individuendichten der zehn häufigsten Taxa in Probestrecke „Kajabach 2“.

Auf einer Fließstrecke von nur knapp 600 m zwischen den beiden Probestrecken im Kajabach ändert sich die Verteilung der saprobiellen Valenzen überaus stark (Abb. 93): Während beim Ausrinn aus dem Sagteich die α -mesosaprobien Elemente dominieren, sind sie flussab des Merkersdorfer Baches deutlich zugunsten der oligosaprobien zurückgegangen. Xenosaprobe Anteile, die in Strecke „Kajabach 1“ zur Gänze fehlen, sind hier wieder in Anzahl vorhanden; polysaprobe Zeiger, die in der flussaufwärtigen Strecke noch nachzuweisen waren, fehlen hingegen in diesem Abschnitt. Dank dieser Verschiebungen hat sich über den kurzen Fließverlauf der Saprobienindex von 2,33 auf 1,61 ($\pm 0,062$) verbessert – somit liegt er unter dem saprobiellen Grundwert, es kann also keine stoffliche Belastung attestiert werden.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

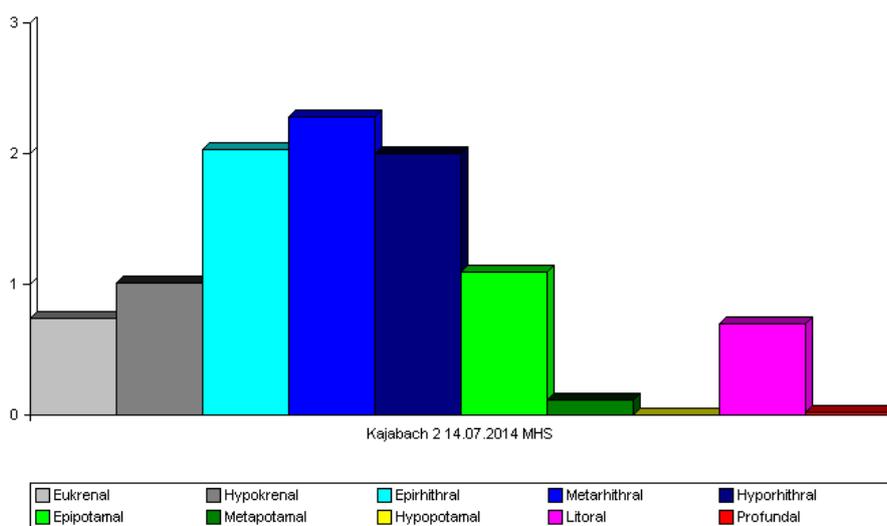
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 93 Verteilung der saprobiellen Valenzen in Probestrecke „Kajabach 2“.

Eine deutlich natürlichere Situation als in Strecke „Kajabach 1“ indiziert auch die längenzonale Verteilung nach saprobiellen Valenzen (Abb. 94). Der Schwerpunkt liegt hier klar im Rhithral, wobei die metarhithralen Anteile nur geringfügig gegenüber den epi- und hyporhithralen überwiegen. Der gewichtete Regionsindex errechnet sich auf den Wert 4,27, die Strecke ist demnach rechnerisch dem Metarhithral zuzuordnen. Diese Einstufung spiegelt im Wesentlichen die natürliche Situation auf Basis des Gefälles und der Gewässerbreite wider.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

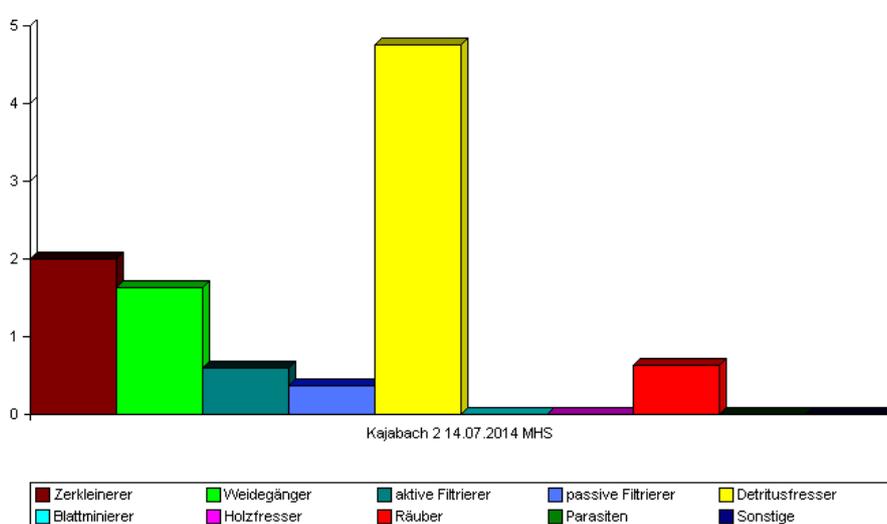
© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 94 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in Probestrecke „Kajabach 2“.

Der einzige Parameter, der eine Beeinträchtigung anzeigt, ist die Zusammensetzung der Ernährungstypen (Abb. 95). Die Detritusfresser machen fast die Hälfte der Zönose aus, während typische rhithrale Ernährungsgilden (Zerkleinerer und Weidegänger) in den Hintergrund treten. Daraus errechnet sich ein niedriger Rhithron-Ernährungstypen-Index von 0,39 – laut SCHWEDER (1992) wäre hier also von einer Störung der Zönose auszugehen. Allerdings ist festzuhalten, dass für Jugendstadien der Gattung *Gammarus* (und diese machten den Großteil der gesammelten Individuen aus) in der Auswertungssoftware Ecoprof keine Zuordnung zu Ernährungstypen vorliegt. Geht man davon aus, dass diese Jungtiere ein ähnliches Nahrungsspektrum nutzen wie die Adulten, ist das Bild der Ernährungstypenverteilung sicherlich viel zu pessimistisch.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 95 Zusammensetzung der Ernährungstypen in Probestrecke „Kajabach 2“.

Mit 28 EPT- und nur 21 Dipteren-Taxa liegt hinsichtlich der Artenvielfalt der Schwerpunkt klar auf den Strukturgütezeigern. Was die Individuendichten betrifft, übertreffen die Dipteren die EPT-Taxa allerdings um etwa ein Viertel (Tab. 29).

Tab. 29 EPT-Kennzahlen in Probestrecke „Kajabach 2“. Rot: ungünstige Verhältniswerte.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	28	21	11	1,33	2,55
Individuen/m ²	432	598,4	560	0,72	0,77



Der Saprobienindex als Teilparameter für die Beurteilung des ökologischen Zustandes ist mit „sehr gut“ zu bewerten, weil er unter dem saprobiellen Grundzustand zu liegen kommt. Beide multimetrischen Indices zeigen einen guten Zustand an, weshalb der ökologische Gesamtzustand ebenfalls mit „gut“ bewertet wird (Tab. 30).

Tab. 30 Ökologischer Zustand in Probestrecke „Kajabach 2“ anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften.

Gurgler Ache		
Bioregion	GG – Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	Referenz	
Innere Differenzierung	EZ-KI 1	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	1,61	sehr gut (high)
Multimetrischer Index 1	0,66	gut (good)
Multimetrischer Index 2	0,60	gut (good)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	gut (good)	

5.3 Zusammenschau und Streckenvergleiche

Insgesamt wurden im Rahmen der vorliegenden Studie 30.129 Organismen gesammelt – davon 23.814 in der Fugnitz und 6.315 im Kajabach – die in Summe 160 verschiedenen Taxa zugeordnet werden konnten. In der Fugnitz wurden 134 Taxa nachgewiesen, im Kajabach waren es 87 Taxa.

Von diesen 161 Taxa sind 18 (und damit mehr als 10%) von naturschutzfachlicher Bedeutung, weil sie sich in den Roten Listen gefährdeter Tierarten wiederfinden. In die Kategorie „vulnerable“ oder „gefährdet“ fallen 13 Köcherfliegen-Arten (*Glossosoma boltoni*, *Hydropsyche angustipennis*, *Hydropsyche instabilis*, *Plectrocnemia conspersa*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Chaetopteryx fusca/villosa*, *Chaetopteryx major*, *Halesus digitatus*, *Halesus tessellatus*, *Potamophylax luctuosus*, *Lasiocephala basalis*, *Athripsodes bilineatus*, *Odontocerum albicorne*); zwei Köcherfliegen-Arten werden als „endangered“ oder „stark gefährdet“ geführt (*Lype reducta*, *Drusus annulatus*), eine schließlich als „critically endangered“ oder „vom Aussterben bedroht“ (*Lithax obscurus*). Hinzu kommen Vertreter der Gattung *Sericostoma*, wobei eine Auftrennung in *Sericostoma personatum* („critically endangered“) und *Sericostoma flavicorne* („vulnerable“) im Larvenstadium nicht möglich ist.

Die Art mit dem höchsten Schutzstatus ist jedenfalls der Edelkrebs (*Astacus astacus*), der im Untersuchungsgebiet nur im Kajabach nachgewiesen werden konnte. In der Roten Liste der



Flusskrebse Österreichs wird er als „endangered“ oder „stark gefährdet“ geführt, zudem findet er sich in Anhang V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen).

5.3.1 Fugnitz

5.3.1.1 Individuendichten und Taxazusammensetzung

In Abb. 96 sind die Gesamtindividuumdichten im Längsverlauf der Fugnitz in Form gestaffelter Balken einander gegenübergestellt, wobei die einzelnen Großgruppen in verschiedenen Farben dargestellt sind. Auf den ersten Blick zeigt sich, dass in den Strecken „Fugnitz 1“, „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 3“ vergleichbare Dichten vorliegen, die Zönose in Strecke „Fugnitz 4“ faktisch zusammenbricht und schließlich in der Strecke innerhalb des Nationalparks Thayatal die größten Dichten erreicht werden. Ebenfalls augenscheinlich ist, dass die Flohkrebse (Amphipoda) in allen Strecken mit Ausnahme des Abschnitts „Fugnitz 4“ die bei weitem individuenreichste Großgruppe darstellen. Schließlich zeigt die Grafik, dass in Strecke „Fugnitz 3“ die Muscheln und vor allem die Oligochaeten ihre weitaus größten Dichten erreichen.

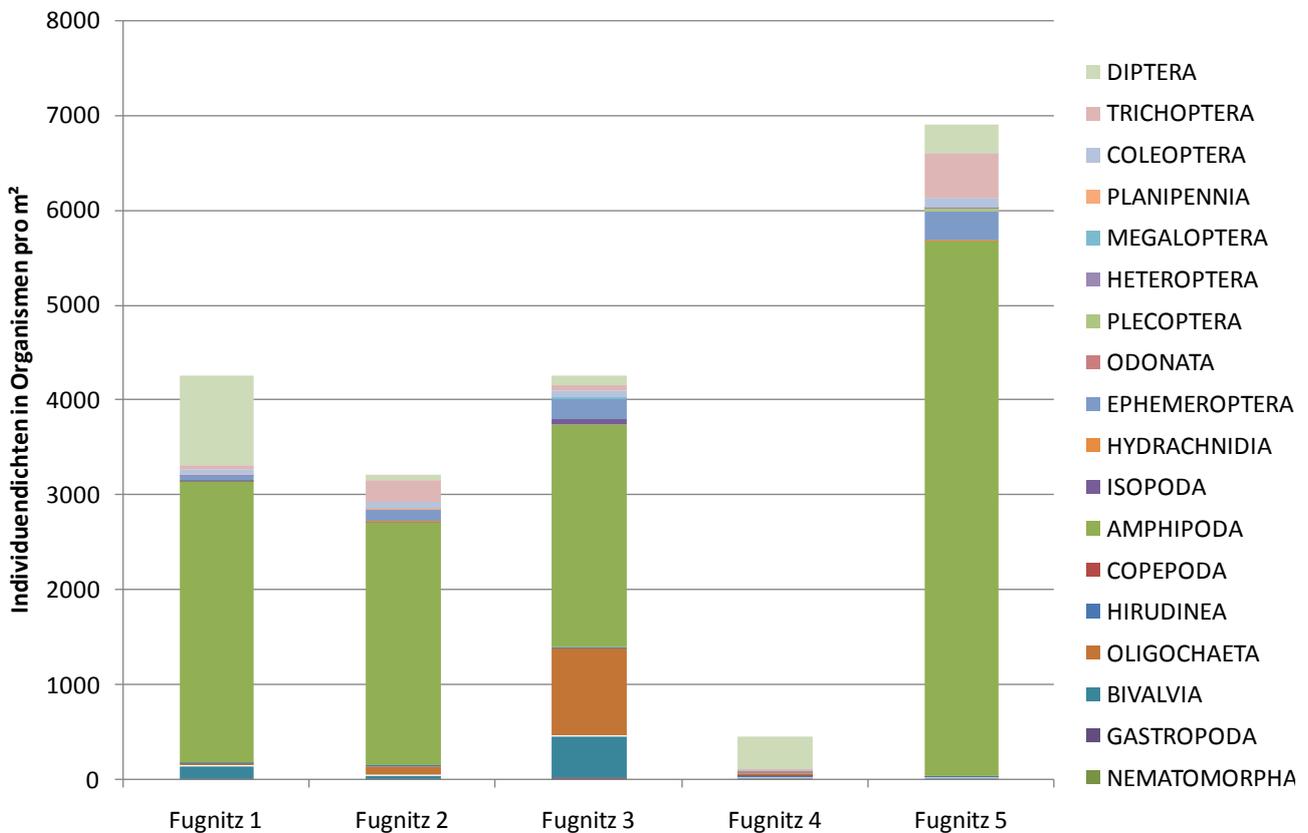


Abb. 96 Individuumdichten der verschiedenen Großgruppen im Längsverlauf der Fugnitz.

Zur besseren Erkennbarkeit der Unterschiede in der Großgruppenzusammensetzung werden in Abb. 97 die relativen Anteile an der jeweiligen Gesamtzönose dargestellt. Die aufgestaute Mündungsstrecke des Pleißingbaches („Fugnitz 4“) ist der einzige Abschnitt, in dem die Flohkrebse nicht das dominante Großtaxon darstellen – hier dominierten die Dipteren. Die Köcherfliegen erreichen in den Strecken „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 5“ die höchsten relativen Anteile. Hohe Anteile zeigen die wenigborstigen Ringelwürmer in den Strecken „Fugnitz 2“ bis „Fugnitz 4“, wobei sie in Strecke „Fugnitz 3“ mit einem Fünftel aller gesammelten Organismen die größte Bedeutung im Längsverlauf der Fugnitz erreichen; hier ist mit über 10% zugleich auch der Anteil der Muscheln am größten. Strecke „Fugnitz 4“ zeichnet sich innerhalb der Fugnitz als Strecke mit den höchsten Anteilen an Ruderfußkrebsen, Libellen und Wasserwanzen aus.

Besonders starke Übereinstimmungen sind zwischen den Strecken „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 5“ zu erkennen – die beiden Abschnitte weisen eine weitestgehend gleich Verteilung der Großgruppen auf. Am stärksten unterscheidet sich Strecke „Fugnitz 4“ von allen anderen untersuchten Abschnitten, markante Unterschiede liegen auch zwischen dem Abschnitt „Fugnitz 3“ und den übrigen Strecken vor.

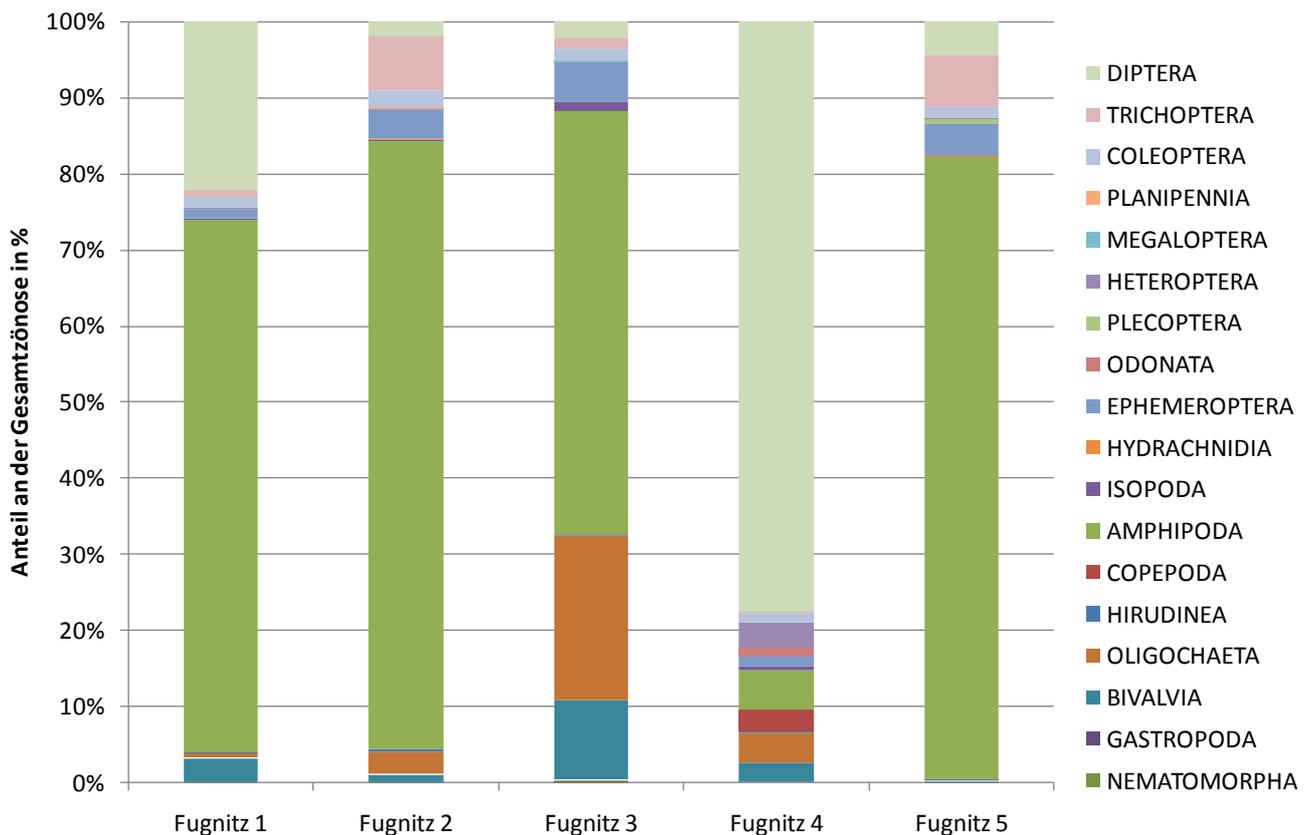


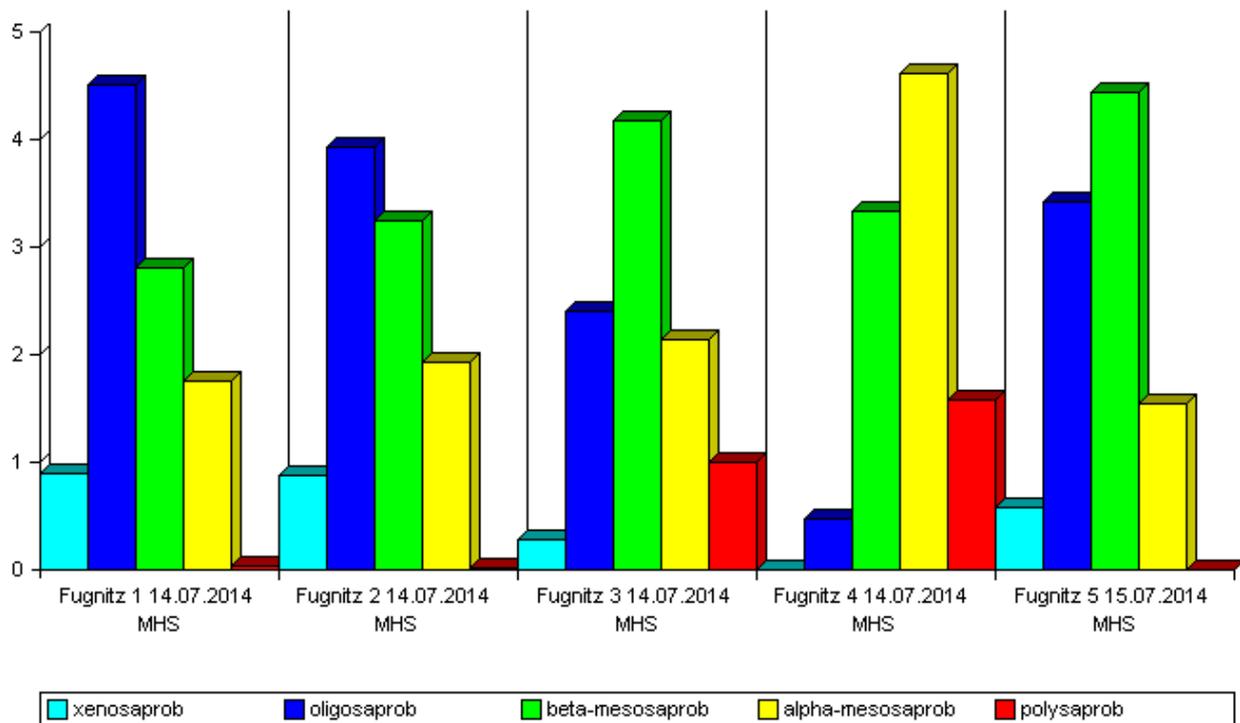
Abb. 97 Großgruppenzusammensetzung in den fünf Probestrecken in der Fugnitz.

5.3.1.2 Saprobienindex und Gewässergüte

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen im Längsverlauf der Fugnitz ist in Abb. 98 dargestellt. Es zeigt sich, dass jene Anteile, die eine geringe stoffliche Beeinträchtigung anzeigen (xeno- und oligosaprobe Elemente) von der Referenzstrecke „Fugnitz 1“ an kontinuierlich abnehmen, während Belastungszeiger (β -mesosaprobe, α -mesosaprobe und polysaprobe Elemente) sukzessive zunehmen. Dieser Trend erreicht seinen Höhepunkt in der Strecke „Fugnitz 4“, ehe es in Strecke „Fugnitz 5“ – im Nationalpark Thayatal – wieder zu einer merklichen Verbesserung kommt.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 98 Verteilung der saprobiellen Valenzen im Längsverlauf der Fugnitz.

Der Saprobienindex zeigt im Längsverlauf dementsprechend ebenfalls eine deutliche Entwicklung (Abb. 99): Während in den Strecken „Fugnitz 1“ und „Fugnitz 2“ noch Saprobienindices unterhalb des saprobiellen Grundzustands vorliegen und hier demnach nicht von einer stofflichen Belastung auszugehen ist, ändert sich das Bild ab Strecke „Fugnitz 3“ deutlich. Flussab des Erosions-Hotspots übersteigt der Saprobienindex den saprobiellen Grundzustand merklich, und in der staubeeinträchtigten Mündungsstrecke des Pleißingbaches muss bereits eine beträchtliche stoffliche Beeinträchtigung attestiert werden. Innerhalb des Nationalparks, in Probestrecke „Fugnitz



5“, ist es hingegen wieder zu einer merklichen Verbesserung gekommen: Hier liegt der Saprobienindex wieder unter dem saprobiellen Grundzustand.

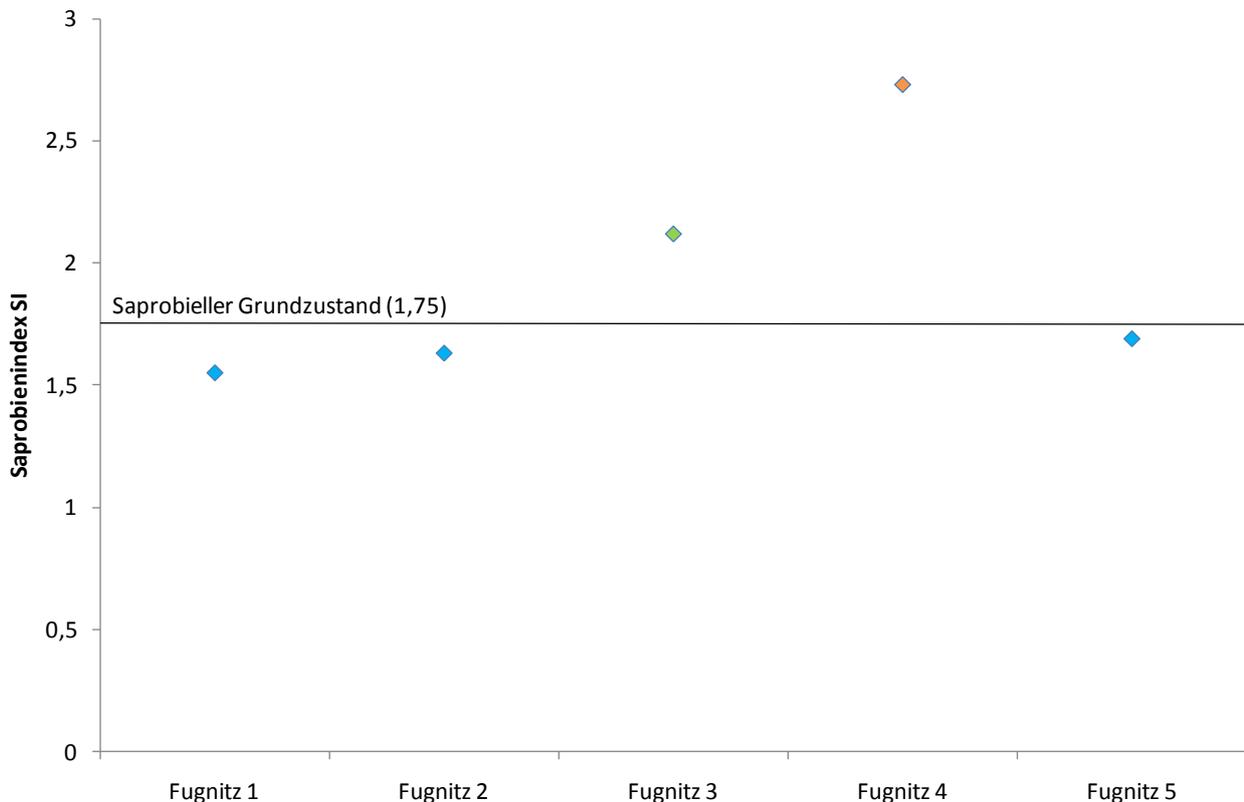


Abb. 99 Entwicklung des Saprobienindex im Längsverlauf der Fugnitz.

Die Interpretation dieser Ergebnisse liegt klar auf der Hand: Während es im Oberlauf offensichtlich – selbst durch die Einmündung des Nesselbaches, der praktisch eine Fischteichkette darstellt – noch nicht zu einer nachweislichen stofflichen Beeinträchtigung der Fugnitz kommt, dürften die Erosionsherde im Bereich der intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen hingegen eine merkliche Eintragsquelle organischer Substanzen darstellen. Im Bereich der Mündung des Pleißingbaches kommt es entweder zu einer deutlichen zusätzlichen Belastung aus dem Einzugsgebiet dieses Zuflusses, oder der hier deutlich überhöhte Saprobienindex ist auf das Rückstauphänomen an der Blocksteinrampe zurückzuführen. Genauere Aussagen hierzu wären nur anhand wasserchemischer Analysen des Pleißingbaches zu treffen.

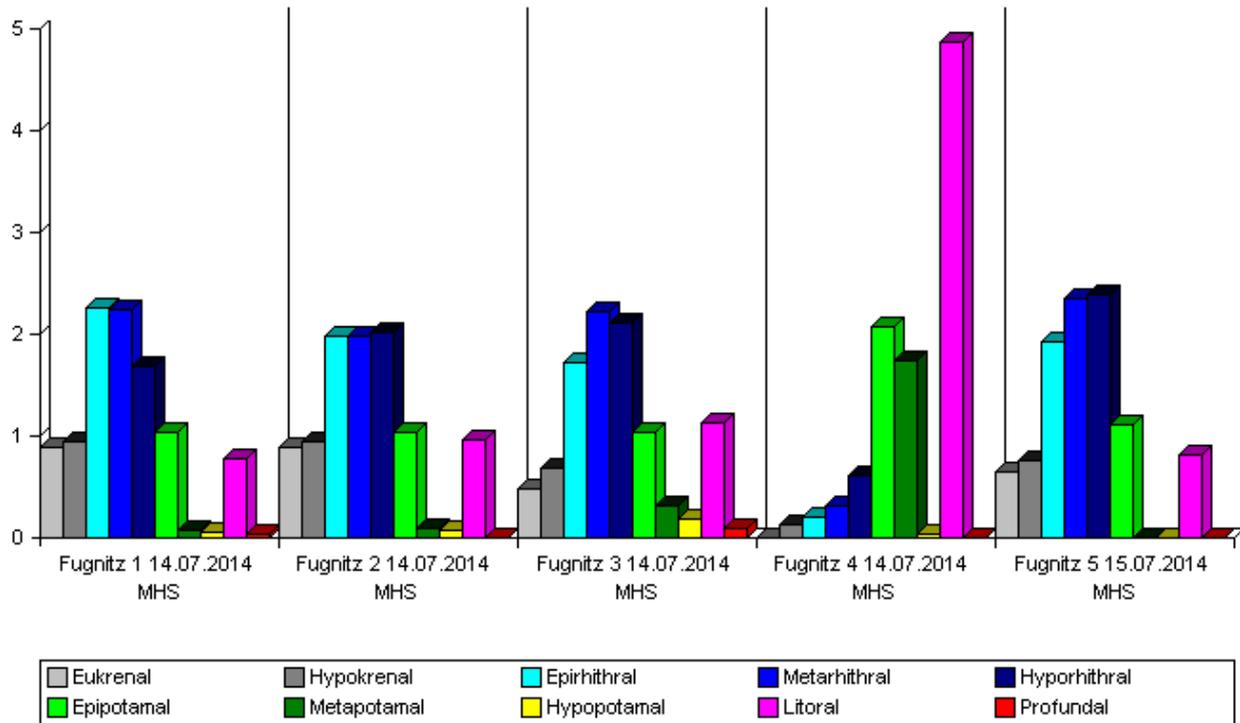
5.3.1.3 Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Regionsindex

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen im Längsverlauf der Fugnitz ist in Abb. 100 dargestellt. Mit Ausnahme von Strecke „Fugnitz 4“, in der ein massiver Potamalisierungseffekt zu erkennen ist, ist ein mehr oder weniger natürlicher Verlauf in der Längsentwicklung zu erkennen, der im Wesentlichen der Gefälleentwicklung entspricht.



Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 100 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen im Längsverlauf der Fugnitz.

In der Grafik in Abb. 101 ist die natürliche längenzonale Entwicklung der Fugnitz (ermittelt nach HUET (1949) anhand des mittleren Gefälles und der mittleren Gewässerbreite) in Form einer durchgezogenen Linie und zweier begleitender gestrichelter Linien dargestellt, die jeweils die Ober- und Untergrenze der jeweiligen Region kennzeichnen. Liegen die anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften ermittelten Regionsindices innerhalb der gestrichelten Regionsgrenzen, ist hinsichtlich dieses Faktors von natürlichen oder zumindest naturnahen Bedingungen auszugehen. Dies ist in allen Strecken der Fall – außer in „Fugnitz 4“. Hier sind eindeutig die Rückstauphänomene an der Blocksteinrampe für die naturferne Einstufung verantwortlich – sie verwandeln ein fließendes Gewässer in ein Stillgewässer mit einer Artenzusammensetzung, die für Fließgewässer völlig atypisch ist.

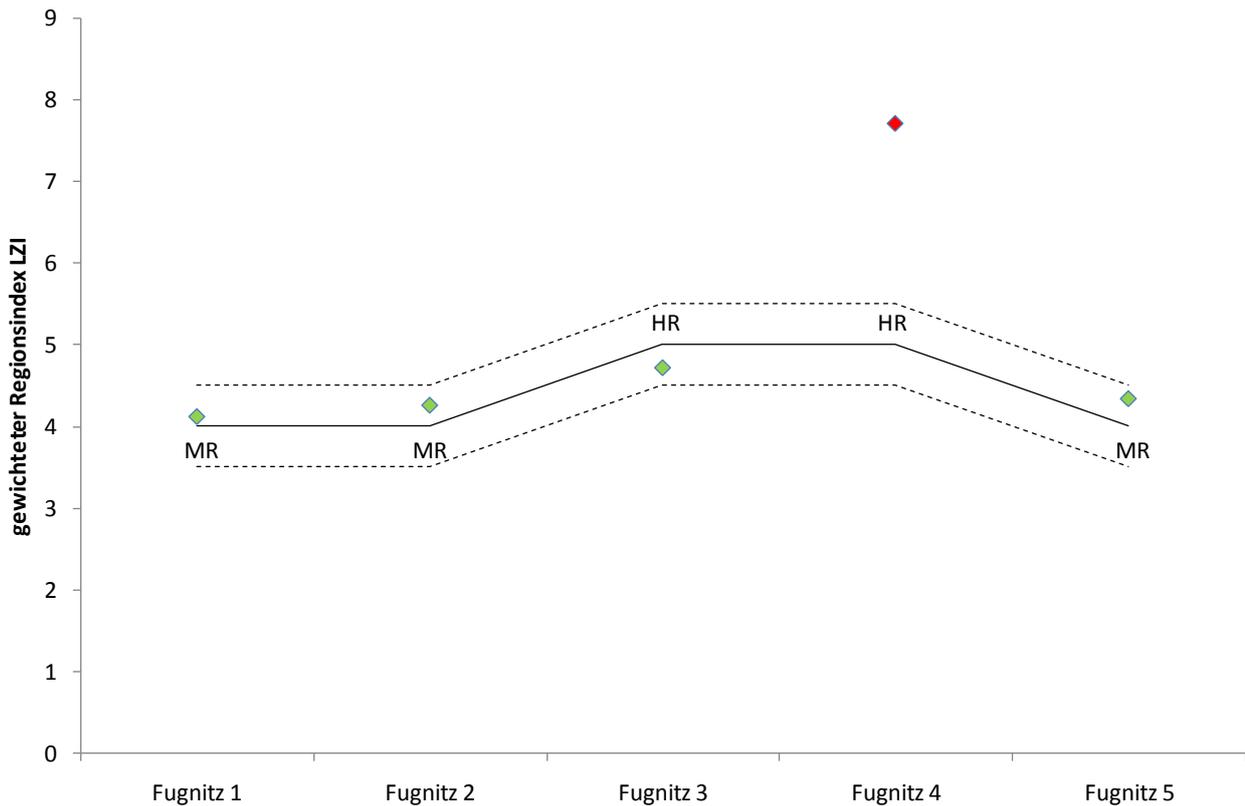


Abb. 101 Längenzonale Zuordnung der fünf Probestrecken in der Fugnitz; die durchgezogene Linie gibt die tatsächliche längenzonale Entwicklung der Fugnitz anhand des mittleren Gefälles wieder (MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral), die begleitenden gestrichelten Linien jeweils die Ober- und Untergrenze der entsprechenden biozönotischen Region.

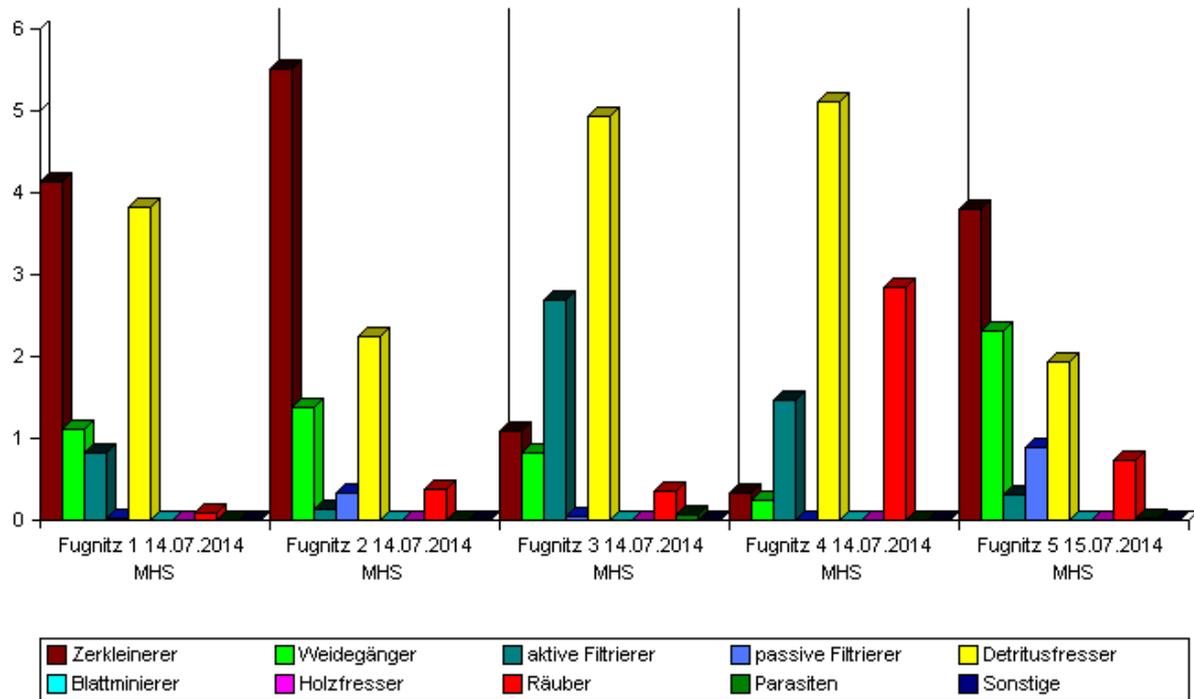
5.3.1.4 Zusammensetzung der Ernährungstypen und Rhithron-Ernährungstypen-Index

Die Zusammensetzung der Ernährungstypen im Längsverlauf der Fugnitz kann Abb. 102 entnommen werden. Die Zerkleinerer und Weidegänger, also die typischen rhithralen Ernährungsgilden, erreichen in den Abschnitten „Fugnitz 1“, „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 5“ die höchsten Dichten, während die Detritusfresser und Filtrierer, die wesentlichen potamalen Ernährungstypen, in den Strecken „Fugnitz 3“ und „Fugnitz 4“ dominieren.

Aus der Zusammensetzung der Ernährungstypen errechnet sich der Rhithron-Ernährungstypen-Index, dessen Entwicklung im Längsverlauf der Fugnitz in Abb. 103 dargestellt ist. Laut Schweder (1992) zeigen Indexwerte über 0,5 naturnahe bis natürliche Verhältnisse an, während Werte unter diesem Grenzwert Störungen der Zönose indizieren. Nur in den Abschnitten „Fugnitz 3“ – flussab des Erosionsherdes – und „Fugnitz 4“ – im rückgestauten Mündungsbereich des Pleißingbaches – ist eine solche Störung zu erkennen. Diese beruht jeweils auf den hohen Dichten von vor allem Detritusfressern und in zweiter Linie von aktiven Filtrierern. Beide Ernährungsgilden profitieren von Feinmaterial, das im Zuge von Niederschlagsereignissen in die Fugnitz eingeschwemmt wird.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 102 Zusammensetzung der Ernährungstypen im Längsverlauf der Fugnitz.

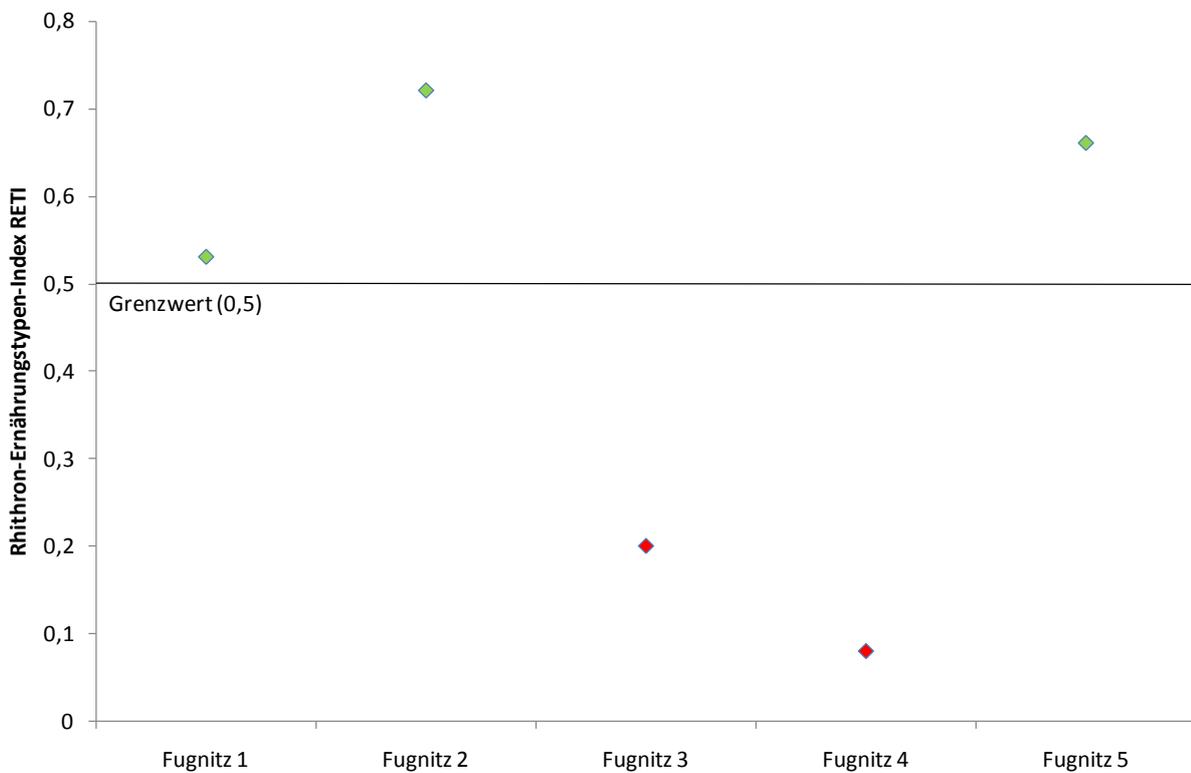


Abb. 103 Entwicklung des Rhithron-Ernährungstypen-Index im Längsverlauf der Fugnitz.



5.3.1.5 Ökologischer Zustand

Der ökologische Zustand ist das maßgebliche Beurteilungskriterium für Gewässerabschnitte im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Als Zielzustand, der bis spätestens 2027 in allen Fließgewässerstrecken der Europäischen Union zu erreichen ist, ist der gute ökologische Zustand definiert. Wird dieser gute ökologische Zustand derzeit bereits erreicht, kann eine Zielerreichung attestiert werden, andernfalls gilt Handlungsbedarf. Von den fünf untersuchten Abschnitten in der Fugnitz liegt aktuell lediglich in der mündungsnächsten Strecke „Fugnitz 5“ – also innerhalb des Nationalparks Thayatal – der gute ökologische Zustand und somit eine Zielerreichung vor (Abb. 104). In den Strecken „Fugnitz 1“ und „Fugnitz 4“ wird derzeit lediglich der unbefriedigende ökologische Zustand erreicht, hier herrscht dringender Handlungsbedarf. In den Abschnitten „Fugnitz 2“ und „Fugnitz 3“ ist mit dem mäßigen ökologischen Zustand ebenfalls Handlungsbedarf gegeben.

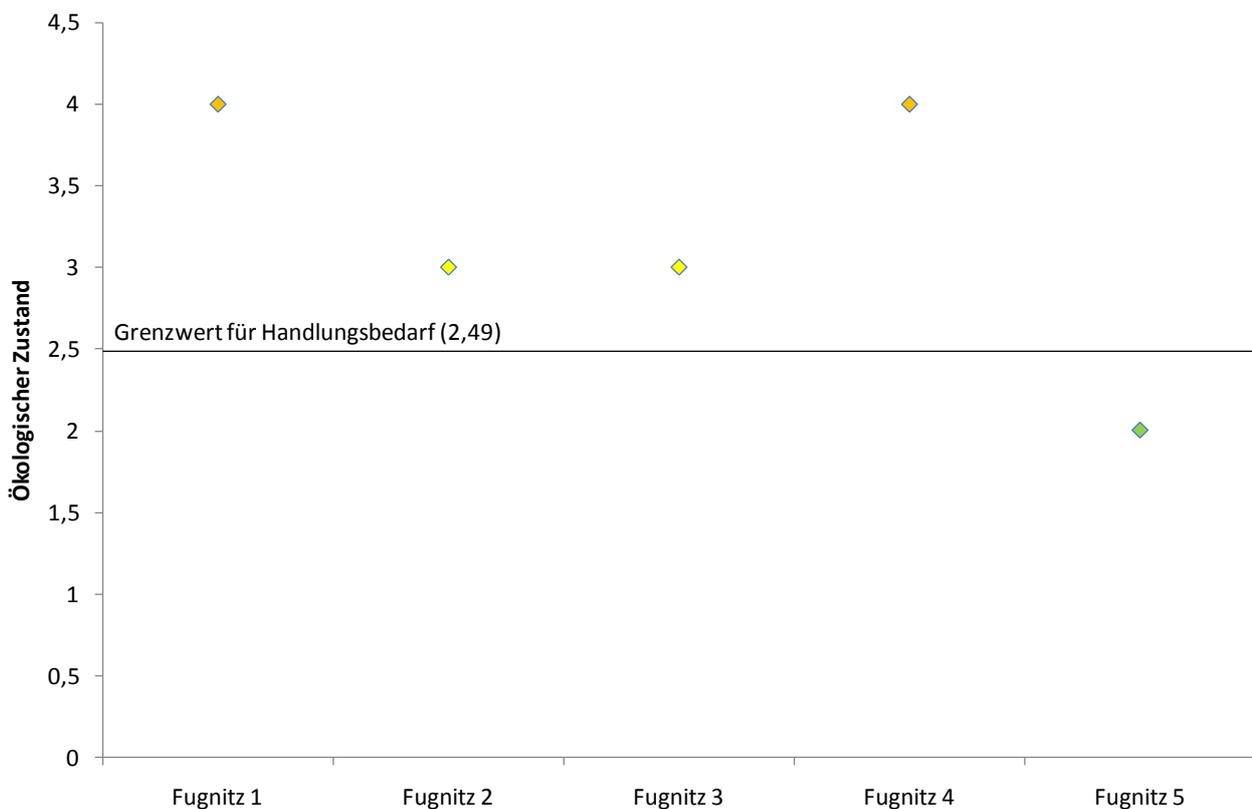


Abb. 104 Ökologischer Zustand in den fünf Probestrecken in der Fugnitz.

5.3.2 Kajabach

5.3.2.1 Individuendichten und Taxazusammensetzung

Die Individuendichten und die Verteilung der gesammelten Organismen auf Großgruppenniveau in den beiden Probestrecken im Kajabach sind in Abb. 105 dargestellt. Es zeigt sich, dass in beiden



Strecken vergleichbar viele Organismen gesammelt wurden (merklich weniger als in den meisten Strecken in der Fugnitz), die Großgruppenverteilungen sich aber deutlich voneinander unterscheiden. So machen in Strecke „Kajabach 1“ die Muscheln und Ringelwürmer beinahe die Hälfte aller Organismen aus, während sie in der flussabwärts gelegenen Strecke „Kajabach 2“ gerade einmal gut 1% Anteil an der Zönose haben. Die Wasserasseln treten in „Kajabach 1“ ebenfalls in deutlich höheren Dichten in Erscheinung. Die EPT-Taxa, die als Strukturgütezeiger betrachtet werden können, erreichen hingegen in „Kajabach 2“ deutlich höhere Abundanzen. Auch die Dipteren wurden in der flussabwärtigen Strecke in wesentlich höheren Dichten angetroffen.

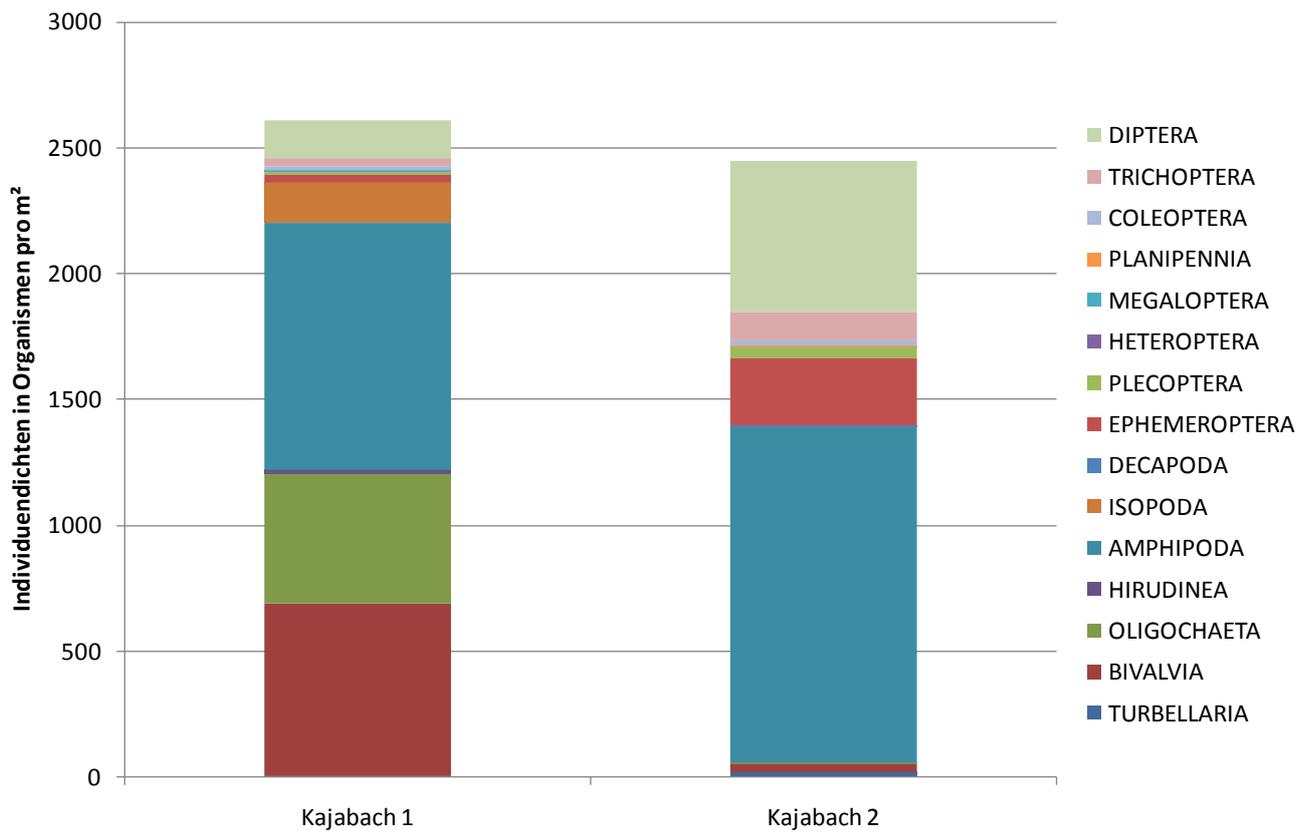


Abb. 105 Großgruppenszusammensetzung in den beiden Probestrecken im Kajabach.

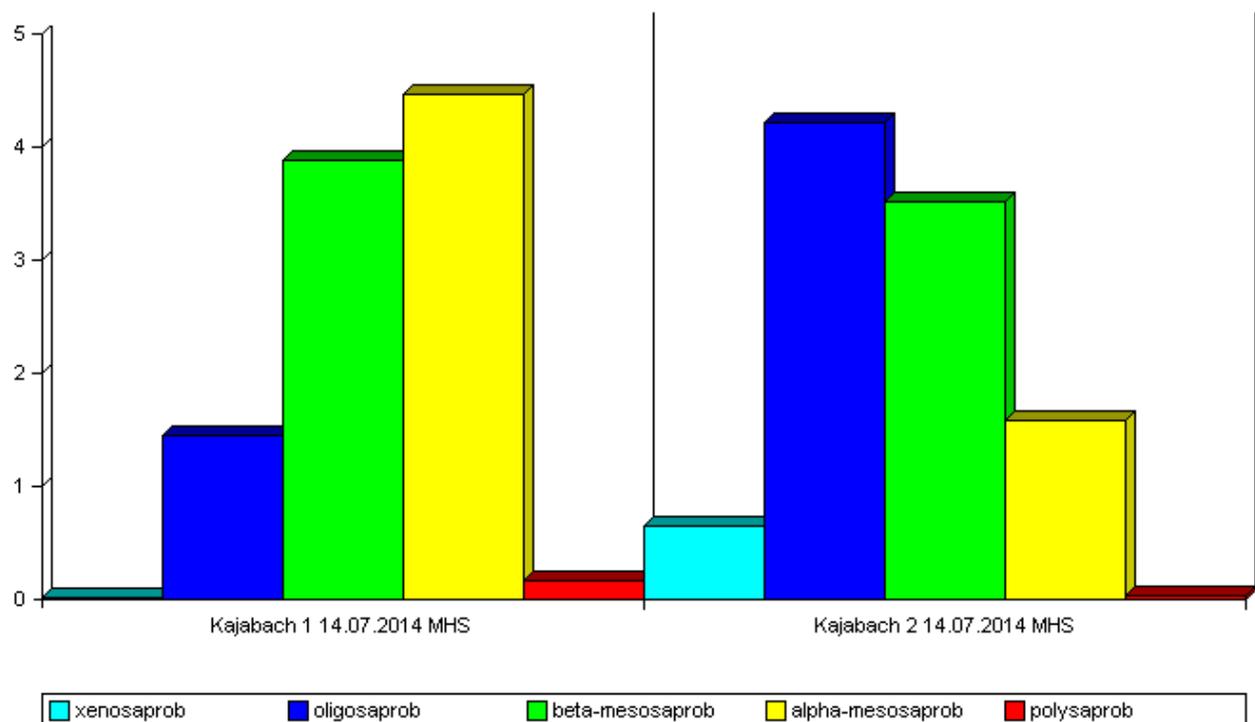


5.3.2.2 Saprobienindex und Gewässergüte

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen in den beiden Strecken im Kajabach ist in Abb. 106 dargestellt. Die beiden Abschnitte verhalten sich regelrecht spiegelverkehrt zueinander: Während in „Kajabach 1“ die Elemente, die geringe Belastung anzeigen (xeno- und oligosaprobe Anteile), in den Hintergrund treten und die Belastungszeiger (β -mesosaprobe und α -mesosaprobe) dominieren, ist in „Kajabach 2“ das Gegenteil der Fall.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 106 Verteilung der saprobiellen Valenzen im Längsverlauf des Kajabaches.

Der Saprobienindex liegt in Strecke „Kajabach 1“ deutlich über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75 – folglich ist hier eine Beeinträchtigung der Gewässergüte bzw. eine organische Belastung zu attestieren. (Diese organische Belastung war bereits vor Ort anhand der großen Dichte an Wasserasseln – *Asellus aquaticus* – erkennbar: Dieser Belastungszeiger erreichte mit 162 Organismen pro m² innerhalb des gesamten Projektgebiets die bei weitem höchsten Dichten.)

Flussab der Einmündung des Merkersdorfer Baches kommt es zu einer markanten Verbesserung der Situation (Abb. 107); der Saprobienindex sinkt stark ab und kommt unter dem saprobiellen Grundzustand zu liegen. In diesem Abschnitt ist demnach keine organische Belastung mehr zu erkennen. Diese Zahlen legen die Vermutung nahe, dass die Verbesserung der Gewässergüte mit





der Einmündung des Merkersdorfer Baches einhergeht. Tatsächlich erscheint der Kajabach flussauf seines Zusammenflusses mit dem Merkersdorfer Bach in Niederwasserperioden stark beeinträchtigt, das Bachbett ist schlammig (teils sogar mit reduziertem schwarzen Schlamm), die Wasserführung gering. Einen natürlichen Fließgewässercharakter erhält er erst nach der Vereinigung der beiden Bäche.



Abb. 107 Entwicklung des Saprobienindex im Längsverlauf des Kajabaches.

Es muss davon ausgegangen werden, dass die drei großen Teiche im Hauptschluss für dieses Muster der saprobiellen Einstufung (zumindest mit-)verantwortlich sind. Die Probestrecke „Kajabach 1“ kommt unmittelbar flussab des Ausrins aus dem Sagteich zu liegen, der im Verhältnis zum sehr durchflussarmen Kajabach als riesige Wasserfläche zu beschreiben ist. Ein Stillgewässer dieser Größe hat auf ein kleines Fließgewässer – vor allem, wenn es im Hauptschluss vorliegt – entsprechende Auswirkungen. So kommt es einerseits zu einer Anlandung grobpartikulärer Substanzen, die in einem Fließgewässer rasch zerlegt und weitertransportiert würden, andererseits zur Ausschwemmung von Fischausscheidungen, und schließlich auch zu einer Änderung des Temperatur- und Sauerstoffhaushalts. Organisches Material, das sukzessive aus dem Sagteich (bzw. auch aus den beiden weiter flussaufwärts gelegenen Teichen) ausgetragen wird, führt vermutlich zu einer saprobiellen Verschlechterung im Ausrinnbereich des Kajabaches. Erst durch die Vermischung mit dem von Stillgewässern unbeeinträchtigten Wasser des Merkersdorfer Baches kommt es wieder zu einer Verbesserung der Situation. Diese Annahme wird etwa dadurch gestützt,



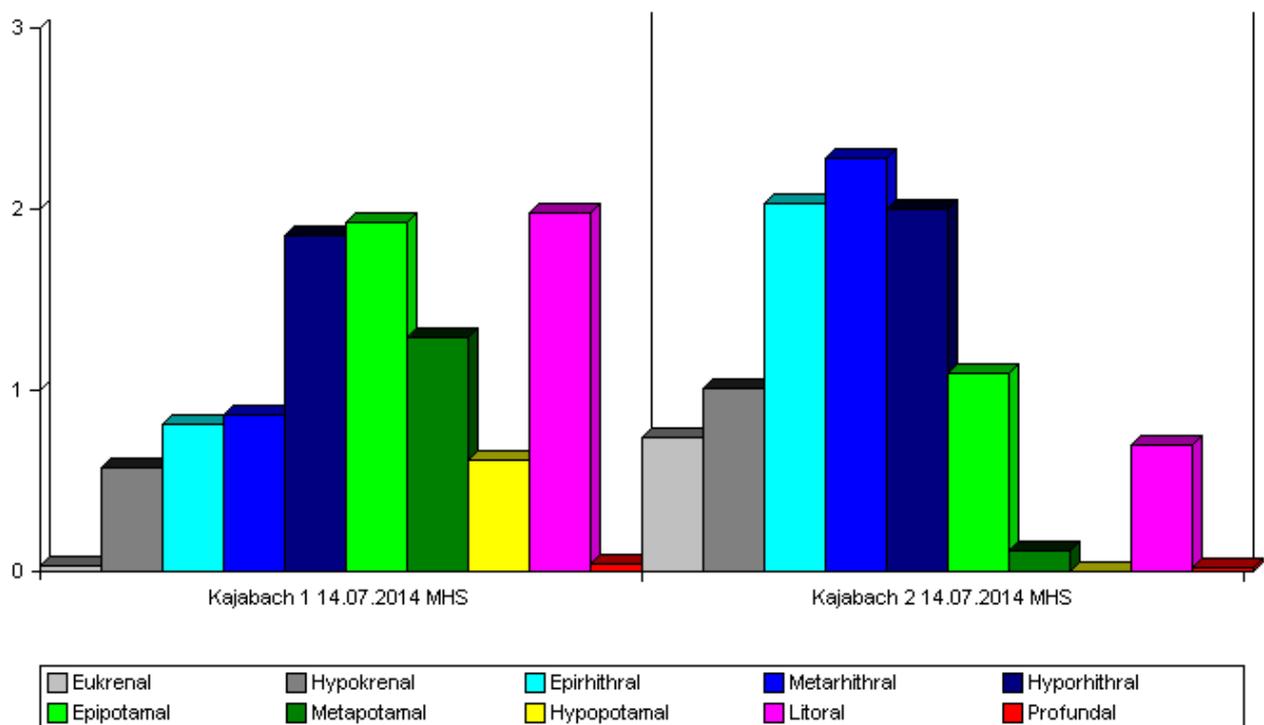
dass bei Niederwasserabfluss in der Strecke „Kajabach 1“ der höchste Wert an gelöstem organischen Kohlenstoff im gesamten Projektgebiet ermittelt wurde, nach der Einmündung des Merkersdorfer Baches hingegen der geringste.

5.3.2.3 Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Regionsindex

Die längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen in den beiden Kajabach-Strecken ist aus Abb. 108 ersichtlich. Während in Strecke „Kajabach 1“ die potamalen und litoralen Anteile dominieren, stellt sich die Situation in Abschnitt „Kajabach 2“ mit einer Dominanz der rhithralen und krenalen Elemente wesentlich natürlicher dar.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 108 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen im Längsverlauf des Kajabaches.

Die Tatsache, dass aus dem Sagteich eine Vielzahl von Organismen ausgeschwemmt wird, die typisch für Stillgewässer sind, bzw. dass sich aufgrund der erhöhten Wassertemperatur Arten etablieren können, die natürlicherweise weiter flussabwärts auftreten würden, führt dazu, dass der Regionsindex in der Strecke „Kajabach 1“ wesentlich über dem standorttypischen Wert zu liegen kommt (Abb. 109). Es handelt sich hierbei um ein künstliches „Seeaurinn-Phänomen“, wie es



natürlicherweise in Fließgewässern vorkommt, die Seen entwässern. Im Falle des Kajabaches stellt diese Verschiebung der längenzonalen Einstufung um zwei ganze Klassen hingegen eine anthropogen bedingte Beeinträchtigung dar, da sie auf einem künstlichen Aufstau eines kleinen Fließgewässers zu einer vergleichsweise riesigen stehenden Wasserfläche beruht. Deutlichstes Zeichen für die Beeinflussung des Kajabaches ist die flächendeckende Auflage von leeren Kugelmuschelschalen, die aus dem Sagteich ausgeschwemmt werden und das gesamte Bachbett bedecken.

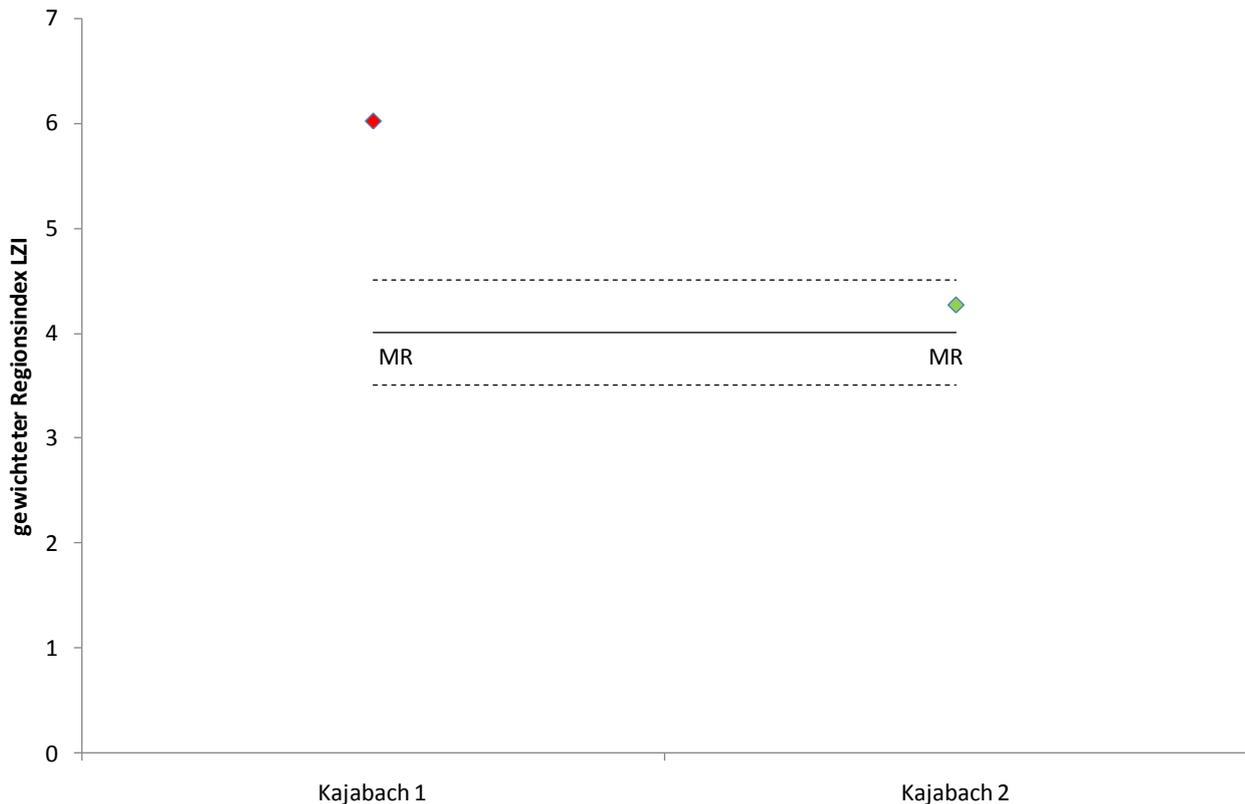


Abb. 109 Längenzonale Zuordnung der beiden Probestrecken im Kajabach; die durchgezogene Linie gibt die tatsächliche längenzonale Entwicklung des Kajabaches anhand des mittleren Gefälles wieder (MR = Metarhithral), die begleitenden gestrichelten Linien jeweils die Ober- und Untergrenze der entsprechenden biozönotischen Region.

5.3.2.4 Zusammensetzung der Ernährungstypen und Rhithron-Ernährungstypen-Index

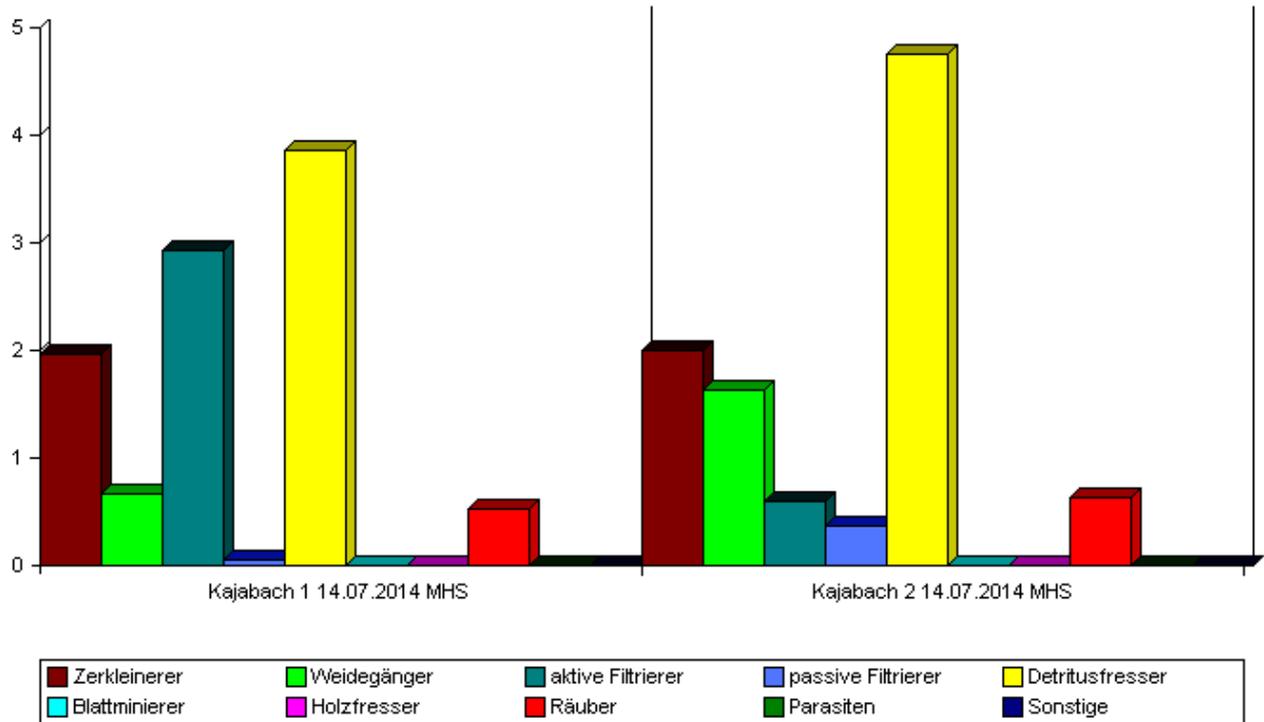
Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen (Abb. 110) fällt auf, dass in beiden Strecken die potamalen Ernährungsgilden in den Vordergrund treten – in Strecke „Kajabach 1“ sind es in vergleichbaren Anteilen die Detritivoren und die Filtrierer, in Abschnitt „Kajabach 2“ fast ausschließlich die Detritusfresser. Allerdings muss festgehalten werden, dass in Strecke „Kajabach 2“ der Großteil der gesammelten Flohkrebse auf nicht näher bestimmbare Jugendstadien der Gattung *Gammarus* entfallen ist und für diese in der Auswertungssoftware Ecoprof keine Zuordnung zu Ernährungstypen vorliegt. Geht man davon aus, dass diese Jungtiere ein ähnliches



Nahrungsspektrum nutzen wie die Adulten, wäre der Anteil an Zerkleinerern höher als jener der Detritivoren und damit eine natürliche und unbeeinträchtigte Zusammensetzung gegeben.

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: NPK Thayatal



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2012 - Version 3.3

Abb. 110 Zusammensetzung der Ernährungstypen im Längsverlauf des Kajabaches.

5.3.2.5 Ökologischer Zustand

Im vom Sagteich direkt beeinflussten Abschnitt „Kajabach 1“ wurde nur ein unbefriedigender ökologischer Zustand ermittelt, hier liegt also jedenfalls Handlungsbedarf im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie vor. In Strecke „Kajabach 2“ flussab der Mündung des Merkersdorfer Baches konnte hingegen der gute ökologische Zustand festgestellt werden, demnach kann hier bereits aktuell eine Zielerreichung attestiert werden (Abb. 111).

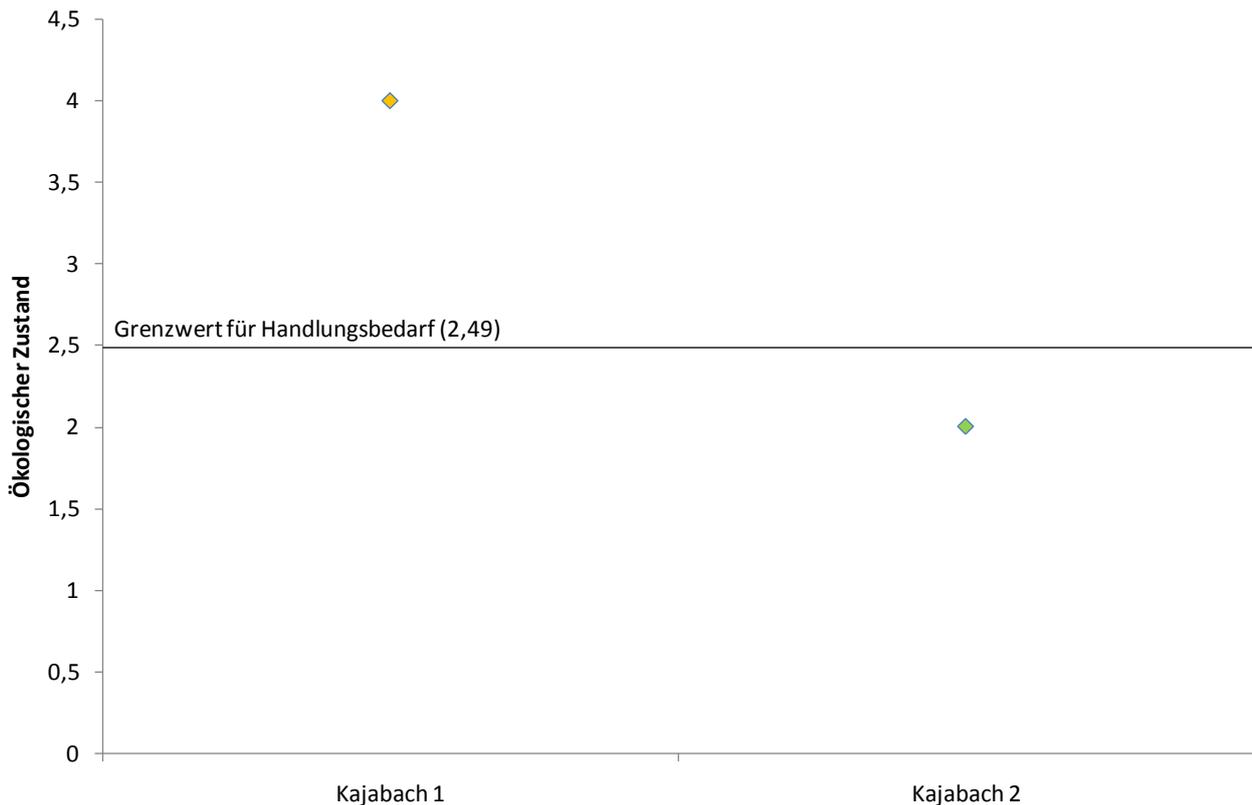


Abb. 111 Ökologischer Zustand in den beiden Untersuchungsstrecken im Kajabach.

6 ZUSAMMENFASSENDER INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

6.1 Fugnitz

Die bakteriologischen Ergebnisse der Fugnitz belegen klar, dass sich das Gewässer in seinem gesamten untersuchten Verlauf bereits bei Niederwasser durch eine **überaus hohe Keimbelastung** auszeichnet. Besonders hervorzuheben ist, dass bei Niederwasser alle Coliformen als *E. coli* identifiziert wurden und hier in Konzentrationen von bis zu 470 Keimen pro 100 ml Bachwasser anzutreffen waren. Da *E. coli* sich außerhalb des Körpers seines Wirts nicht oder nur kaum vermehrt, ist davon auszugehen, dass erst kürzlich aufgetretene fäkale Verunreinigungen im Umland für diese hohen Werte verantwortlich zeichnen – sprich: Gülledüngung im zu größten Teil landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet der Fugnitz. Die höchste Belastung wurde in der eigentlich als Referenzstrecke ausgesuchten Strecke „Fugnitz 1“ festgestellt. Zwar kommt es im weiteren Fließverlauf zu einer Verdünnung, aber selbst der niedrigste Wert zu Niederwasserbedingungen (in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“) war mit 110 Keimen pro 100 ml immer noch weit überhöht. Somit macht sich die intensive Landwirtschaft im Ober- und Mittellauf der Fugnitz auch im





Nationalpark, in dem es aufgrund des bewaldeten Umlands zu keinem zusätzlichen Eintrag kommt, noch deutlich bemerkbar.

Bei Regenereignissen – und hier offenbar vor allem bei punktuellen Starkregenereignissen nach längerer Niederwasserphase – kommt es zu einer zusätzlichen immensen Erhöhung der Keimzahlen, die dann enorme Werte erreichen: Der Höhepunkt wurde mit 201.000 Coliformen in Strecke „Fugnitz 4“ erreicht, und auch im Nationalpark wurden noch 74.000 Coliforme pro 100 ml detektiert. Gleiches gilt auch für die Enterokokken, die über den gesamten Verlauf bereits bei Niederwasser in hohen Dichten anzutreffen waren und bei Regenereignissen auf bis zu 7.000 Keime pro 100 ml angestiegen sind. Die Fäkalkeimbelastung der Fugnitz ist hinsichtlich aller untersuchten Parameter als überaus hoch zu beschreiben. Es kann anhand der vorliegenden Studie nicht festgestellt werden, ob diese enormen Belastungen auf die Gülledüngung auf den Acker- und Wiesenflächen zurückzuführen ist, oder ob auch die zahlreichen Kläranlagen einen Beitrag dazu leisten; zur Klärung dieser Frage wären Erhebungen der Keimzahlen jeweils im Ober- und Unterwasser der Kläranlagenrückleitungen bei Starkregenereignissen dringend anzuraten. Maßnahmen zur Verringerung der Keimbelastung können erst vorgeschlagen werden, wenn die Quellen eindeutig detektiert sind; eine Reduktion der Gülledüngung bzw. ein ausreichender Abstand von der Uferlinie der Fugnitz wären aber jedenfalls wichtige Schritte, ebenso die Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung funktionsfähiger Uferschutzstreifen.

Ähnlich verhält es sich mit den **Trübstoffen** – die starke Wassertrübung der Fugnitz und ihre deutlich sichtbare Beeinträchtigung der Thaya innerhalb des Nationalparks Thayatal war ja der Hauptgrund für die Beauftragung der vorliegenden Studie. Die Trübung des Bachwassers ist auch bei Niederwasser über den gesamten Verlauf erkennbar, es konnte an keinem Termin und in keiner Strecke klares Wasser festgestellt werden. In der quellnächsten Strecke „Fugnitz 1“ war die Trübebelastung noch am geringsten, aber mit zunehmendem Verlauf kam es auch bei Niederwasserbedingungen zu einem sukzessiven Anstieg der Trübstoffe – sowie auch ihres organischen Anteils. Es ist davon auszugehen, dass auch dies in direktem Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Umlandnutzung zu verstehen ist. Die Trübstoffe werden zwar durch biologische Prozesse aus der fließenden Welle entnommen und abgebaut – etwa durch filtrierende Organismen wie Hydropsyden oder Kriebelmückenlarven – diese Filterleistung reicht aber nicht aus, um das Wasser zu klären, folglich liegt auch im Nationalpark immer eine gewisse Grundtrübe vor. Diese entstammt den Teileinzugsgebieten des Ober- und Mittellaufes und ist für die Fugnitz als rhithrales Gewässer als unnatürlich und untypisch zu beschreiben.

Bei Regenereignissen, und hier offensichtlich bei punktuellen Starkregenereignissen nach längerer Trockenheit – verschärft sich dieses Problem noch sehr deutlich: Gerade flussab der von PÖPPL (2010) detektierten Erosions-Hotspots kommt es zu teils enormen Trübungen der Fugnitz, die die





Grundtrübung um ein Vielfaches übertreffen. Mögliche Maßnahmen zur Minderung dieses Problems wären – analog zu den Maßnahmen zur Reduktion der Keimbelastung – ausreichend breite Uferstreifen mit standorttypischem Bewuchs. Aber gerade in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten reichen die Ackerflächen zumindest an einem Ufer beinahe bis an die Wasseranschlagslinie heran; allfällige vorhandene Gehölzstreifen sind oft nur einreihig oder lückig und bieten keinen Schutz vor eingeschwemmtem Feinmaterial.

Neben der Keim- und Trübstoffbelastung ist auch eine gewisse Nährstoffbelastung in der Fugnitz festzustellen. Über den Verlauf durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet kommt es bei Niederwasser zu einem kontinuierlichen Anstieg von Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff. Erst im Nationalpark kommt es dank natürlicher Abbauprozesse und geringerem Neueintrag aus dem Umland zu einer merklichen Reduktion der Konzentrationen. Zwar wird über den gesamten Verlauf bei weitem der Grenzwert für Trinkwasser nicht erreicht, dennoch werden von der Fugnitz durchaus nennenswerte Volumina dieser Nährstoffe abtransportiert. Berechnet man beispielsweise anhand des Niederwasserdurchflusses und der jeweiligen Nitrat-Konzentrationen die jeweilige Tagesfracht, so ergibt sich folgendes Bild im Längsverlauf: In Strecke „Fugnitz 1“ werden 19 kg Nitrat-Stickstoff pro Tag durchtransportiert, in Strecke „Fugnitz 2“ sind es bereits 70,5 kg pro Tag, in Strecke „Fugnitz 3“ 133,9 kg pro Tag, und in der Nationalparkstrecke „Fugnitz 5“ 221,6 kg pro Tag. Bei einer hypothetischen, das ganze Jahr über gleichbleibenden Stickstofffracht würde sich bei gleichbleibendem Niederwasserabfluss ein Gesamttransport von über 80 t Nitrat-Stickstoff jährlich ergeben.

Besonders alarmierend ist jedenfalls der permanente Anstieg des Nitrit-Stickstoffs außerhalb des Nationalparks – hier kommt es sehr wohl zu Grenzwertüberschreitungen im Sinne der Trinkwasserverordnung und der EU-Fischgewässerrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2003). Nitrit ist als kurzlebiges Zwischenprodukt bei der Nitrifikation von Ammonium in funktionierenden Gewässersystemen nicht oder nur in Spuren nachweisbar. In Strecke „Fugnitz 4“ wird jedoch ein Maximalwert von 0,13 mg/l erreicht, und auch in den anderen Strecken liegen die Werte weit über 0,01 mg/l, dem Richtwert in der EU-Fischgewässerrichtlinie für Salmonidengewässer – wie die Fugnitz im untersuchten Bereich eines darstellt.

Die Entwicklung der Stickstoffparameter bei Niederwasser spricht eine deutliche Sprache: Solange die Fugnitz durch landwirtschaftlich genutztes Umland fließt, kommt es bei allen untersuchten Parametern zu einem Anstieg. Erst im Nationalpark mit seinem bewaldeten Einzugsgebiet kann eine Reduktion erkannt werden. Wie für die Keim- und Trübstoffbelastung ist auch hier die Anlage ausreichend dimensionierter Uferschutzstreifen die Maßnahme mit den größten Aussichten auf Erfolg, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Düngemittleinsatz auf den Acker- und Wiesenflächen nachhaltig reduziert werden kann.





Neben den bakteriellen und chemischen Beeinträchtigungen liegt aber eine Vielzahl weiterer Defizite vor, die deutliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften in der Fugnitz zeigen. Wesentlicher Vorteil der Wirbellosengemeinschaften gegenüber chemischen Analysen ist die Tatsache, dass die aquatischen Organismen über einen längeren Zeitraum im Untersuchungsgewässer leben und daher auch Belastungen aushalten müssen, die bei punktuellen chemischen Untersuchungen nicht festgestellt werden können. Die Probenahmen der vorliegenden Studie wurden in einem relativ engen Zeitraum von nur zwei Monaten durchgeführt, somit können keine Aussagen über Belastungen in den Frühjahrs-, Herbst- oder Wintermonaten getroffen werden – beispielsweise über den Einfluss von Streusalz. Die aquatischen Lebensgemeinschaften hingegen integrieren über einen viel längeren Zeitraum und geben dadurch ein zwar weniger detailliertes Bild über Einzelbelastungen, aber ein umfassenderes Gesamtbild.

Die Summe aller Beeinträchtigungen führt in der Fugnitz offenbar dazu, dass außerhalb des Nationalparks in allen Strecken Handlungsbedarf im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie festgestellt wurde, weil in keiner Strecke der Zielzustand, also der „gute ökologische Zustand“ attestiert werden konnte.

Die Gründe hierfür sind mannigfaltig. Probestrecke „**Fugnitz 1**“ erscheint auf den ersten Blick morphologisch intakt, es liegen keine Uferverbauungen vor, der Bachlauf ist als natürlich und uneingeschränkt zu beschreiben. Die Fugnitz bildet in einem pendelnden bis geschwungenen Verlauf prall- und gleithangähnliche Ufer aus, die Substratverteilung ist heterogen. Allerdings kommt es auch in dieser quellnahen Strecke bereits zu nennenswerten Einschwemmungen von Feinsedimenten aus dem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet, die mit hohen Keimbelastungen und Wassertrübungen einhergehen. Der Bach ist gegenüber seinem Umland stark eingetieft, in den Prallhängen kommt es zu teils massivem Abtrag von Erdmaterial. Dementsprechende Kolmatierungseffekte sind an der Gewässersohle zu erkennen, und in strömungsberuhigten Bereichen lagert sich Schlamm in nennenswerter Schichtstärke ab. Das führt zu einem Verlust von Lebensraum für Strukturgütezeiger aus den Gruppen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen und zugleich zu einem Überhandnehmen von Arten, die mit diesen Bedingungen besser umgehen können – in dieser Strecke wurden die EPT-Taxa hinsichtlich der Individuendichten um das 10-fache von den Dipteren übertroffen. Bezeichnend ist, dass es sich bei diesen teils extrem individuenstarken Taxa gerade einmal um eine Handvoll Arten handelt, die die Gegebenheiten aber so gut nutzen können, dass hier geradezu von einem Massenvorkommen gesprochen werden muss. Die vorherrschenden Dipteren-Arten sind *Micropsectra notescens* und *Paratendipes albimanus* (Detritusfresser und aktive Filtrierer, die von eingeschwemmtem Feinmaterial profitieren); daneben erreicht *Prodiamesa olivacea* hier im Längsverlauf ihre höchsten Dichten – diese belastungstolerante Art lebt bevorzugt auf Sand mit schlammiger, organischer Auflage, von der sie sich ernährt. In diesem Abschnitt liegt das Problem also offensichtlich in der Erosion des Umlandes





und der daraus resultierenden Feinsedimentbelastung. Insgesamt führen die Beeinträchtigungen zu einer Bewertung mit dem unbefriedigenden ökologischen Zustand.

Strecke „**Fugnitz 2**“ wurde deshalb ausgesucht, weil hier der Nesselbach einmündet – dieser stellt eine Kette von Fischteichen dar, weshalb hier im Vorfeld eine aus der Fischzucht herrührende Belastung angenommen wurde. Eine solche Belastung konnte jedoch anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften nicht nachgewiesen werden. Weder wurden typische Stillgewässerarten in die Fugnitz eingeschwemmt, noch war der Saprobienindex durch das aus den Fischteichen austretende Wasser merklich beeinträchtigt, noch konnten typische Vertreter von Stillwasser-Ausrinn-Zönosen festgestellt werden (die einzige Ausnahme bildete ein Vertreter der Süßwasserschwamm-Gattung *Ephydatia*, der als Filtrierer warme und schwebstoffreiche Teichausrinne bevorzugt). Die Strecke ist wie auch Strecke „Fugnitz 1“ als morphologisch weitestgehend intakt zu beschreiben; aufgrund des deutlich größeren Abflusses (in Strecke „Fugnitz 1“ wurden 22 l s^{-1} errechnet, in Strecke „Fugnitz 2“ bereits 80 l s^{-1}) werden Feinsedimente aber wesentlich effizienter abtransportiert, wodurch eine deutlich naturnähere und günstigere Substratverteilung festzustellen war – jedoch immer noch mit einer erkennbaren Feinsedimentauflage. Zudem lagen als zusätzliches besiedelbares Substrat ausgespülte Wurzeln und Wurzelbärte von uferbegleitenden Bäumen vor. Durch diese günstigere Substratausstattung konnten hier wesentlich mehr Vertreter der EPT-Taxa als der Dipteren angetroffen werden. Dennoch blieb die Gesamtartenzahl und die Zahl der EPT-Taxa hinter den jeweiligen Referenzwerten zurück, weshalb hier zwar ein besseres Ergebnis erzielt wurde als in Strecke „Fugnitz 1“ (allerdings nur sehr knapp, weil der MMI2 nur geringfügig über dem Grenzwert zu einer unbefriedigenden Beurteilung zu liegen kam), aber mit dem mäßigen ökologischen Zustand immer noch keine Zielerreichung vorliegt. Hierfür kann kein eindeutiger Grund genannt werden, die hohe Wassertrübung auch bei Niederwasser und die hohe Keimbelastung bei Regenereignissen sowie das – wenn auch im Vergleich zu den beiden benachbarten Strecken nur moderate – Feinsedimentproblem lassen es aber wahrscheinlich erscheinen, dass gerade anspruchsvolle Arten aus den EPT-Taxa hier keine geeigneten Bedingungen vorfinden.

Ganz eindeutig können die Defizite in Strecke „**Fugnitz 3**“ festgemacht werden. Hier kommt es aufgrund der massiven Erosionsherde im landwirtschaftlichen Umland zu einer enormen Feinsedimentbelastung, die das gesamte Bachbett beeinträchtigt – sämtliche Strukturen sind von einer nennenswerten Feinsedimentschicht überlagert. Bei Regenereignissen wurde hier die stärkste Keim- und Feinsedimentbelastung im gesamten Projektgebiet festgestellt. Dementsprechend hoch sind die Anteile von aktiven Filtrierern – hier in erster Linie Erbsenmuscheln der Gattung *Pisidium*, die in dieser Strecke mit 439 Tieren pro m^2 die höchsten Dichten in der Fugnitz erreichen – und Detritusfressern – hier sind vor allem die extrem hohen Dichten der Wenigborster zu erwähnen, die mit knapp 1.000 Individuen pro m^2 die Dichten in allen anderen Strecken um das 10- bis mehr als





60-fache übertreffen. Es handelt sich um die einzige Strecke in der Fugnitz, in der der Schlammröhrenwurm *Tubifex tubifex* nachgewiesen wurde, eine Schleimröhren bauende Art, die in belasteten, schlammigen Gewässern auftritt und sich von Bakterien im Sediment ernährt (WIELAND 1993). An weiteren Belastungszeigern wurden unter anderem die Wasserassel *Asellus aquaticus* (mit 55 Tieren pro m² wurden hier im Längsverlauf der Fugnitz die größten Dichten erreicht), Wasserkälber (parasitische Fadenwürmer der Art *Gordius aquaticus*, die mit 12 Individuen pro m² hier ebenfalls in den höchsten Dichten in der Fugnitz erreichten) und Egel aus zumindest drei verschiedenen Arten nachgewiesen. Neben dem flächendeckend vorliegenden Schlamm überlagert auch Sand das natürlicherweise kiesig-schottrige Bachbett, was sich in der weitaus größten Dichte der Großen Maifliege (*Ephemera danica*) im Projektgebiet niederschlug, einer im Sand grabenden, detritusfressenden Art. Sie machte beinahe 50% aller hier gesammelten EPT-Individuen aus und trug zu einem maßgeblichen Teil dazu bei, dass die EPT-Taxa zahlenmäßig über den Dipteren zu liegen kamen. Der Saprobienindex war erstmals im Längsverlauf höher als der saprobielle Grundzustand, demnach waren hier erstmals stoffliche Beeinträchtigungen evident. Angesichts der massiven Defizite überrascht es, dass die Strecke noch mit dem mäßigen ökologischen Zustand bewertet wurde – allerdings fiel diese Beurteilung denkbar knapp aus, da der MMI2 wie in Strecke „Fugnitz 2“ nur knapp über dem Grenzwert zu einer unbefriedigenden Bewertung zu liegen kam. Da die Defizite hier ganz eindeutig festgemacht werden können, liegen für diesen Abschnitt auch mögliche Maßnahmen auf der Hand: Es gilt, den Eintrag von Feinsedimenten und Nährstoffen möglichst zu reduzieren. Gülledüngung sollte nur mit möglichst großem Abstand vom Gewässer stattfinden, Risikokulturen mit großen offenen Erdfächen wie Mais, Sonnenblumen oder Rüben sollten durch möglichst bodenbedeckende Kulturen ersetzt werden – und schließlich wäre ein funktionierender Uferschutzstreifen mit standorttypischen Gehölzen und dichtem Unterwuchs anzustreben, wie er rechtsufrig bereits besteht, linksufrig aber völlig fehlt.

In Strecke „**Fugnitz 4**“ wurde die größte morphologische Beeinträchtigung im Projektgebiet festgestellt, zu der noch die stofflichen Belastungen aus der flussaufwärts liegenden Fließstrecke hinzukommen. Es handelt sich um eine völlig standortfremde Staustrecke, bei der eine massive Blocksteinrampe zwei Fließgewässerabschnitte – den Unterlauf des Pleißingbaches und den Fließabschnitt der Fugnitz, in den der Pleißingbach mündet – in strömungslose Stillgewässer verwandelt. Untersucht wurde konkret zwar nur die Pleißingbach-Mündung, die erhobenen Daten sind aber eins zu eins auf die betroffene Fugnitz-Strecke umzulegen. Es wurden Wirbellosen-Gemeinschaften festgestellt, die völlig standortfremd sind; zu erwähnen sind hier planktische Ruderfußkrebse, Stillwasser-Vertreter der Eintagsfliegen, die in keinem anderen Abschnitt der Fugnitz gefunden werden konnten, Libellenlarven, Wasserwanzen – darunter Rückenschwimmer und Teichwasserläufer – Taumelkäfer der Gattung *Gyrinus* sp., Wassertreter (*Haliphus immaculatus*), Stechmückenlarven oder Zuckmückenlarven zweier Arten der Gattung *Chironomus*





sp. Alle diese Taxa sind typisch für stehende Gewässer und geben dem untersuchten Abschnitt eher den Charakter eines Teiches als den eines Fließgewässers. Hinzu kommt die massive, mehrere Dezimeter dicke Schlammauflage auf der Bachsohle, die das natürliche Substrat vollkommen überdeckt und daher einer standorttypischen Fauna keinen Lebensraum bietet. Dadurch kommt es zu einer völlig standortfremden Verteilung der Ernährungstypen, bei der fast nur noch Detritusfresser und aktive Filtrierer auftreten, zu einem massiven Potamalisierungseffekt, und auch der Saprobienindex ist hier höher als in allen anderen Strecken der Fugnitz. In Summe führen diese Defizite zu einer Bewertung mit dem unbefriedigenden ökologischen Zustand – auch hier nur äußerst knapp, da beide MMIs nur geringfügig über dem Grenzwert zu einer schlechten Bewertung liegen. Es liegt auf der Hand, dass diese Defizite nur durch die Wiederherstellung des Fließwassercharakters beseitigt werden könnten; da die Blocksteinrampe aber als Staubauwerk für eine bestehende Wasserausleitung dient, ist nicht davon auszugehen, dass sie entfernt oder auch nur abgesenkt werden kann. Weiters sind die schmalen Uferschutzstreifen am Pleißingbach und an der Fugnitz nicht geeignet, durch Erosion freigesetztes Feinmaterial und Nährstoffe zurückzuhalten.

In der Nationalparkstrecke „**Fugnitz 5**“ wurde eine markante Verbesserung festgestellt – hier wurden standorttypische Artengemeinschaften nachgewiesen, die eine Metarhithral-Zönose indizieren, wie sie aufgrund von Gewässergröße und Gefälle natürlicherweise zu erwarten wäre; außerdem konnte eine merkliche Verbesserung des Saprobienindex dokumentiert werden. Das Gewässer kann als morphologisch intakt bezeichnet werden, die Umlandnutzung ist mit ausgedehnten Waldflächen und dichtem Unterwuchs natürlich und standorttypisch. Daraus resultiert eine Vielzahl an Vorteilen gegenüber den außerhalb des Nationalparks liegenden Strecken, darunter die geringste Belastung mit Fäkalcoliformen, die geringste Nährstoffbelastung in Hinblick auf die Stickstoffparameter, der geringste Anstieg der Keimbelastung bei Regenereignissen oder die geringste Nitrit- und Ammonium-Einschwemmung bei Starkregen. Trotz all dieser Vorteile ist die Strecke dennoch nicht als unbeeinträchtigt zu bewerten – es wird gerade der gute ökologische Zustand und somit der Zielzustand im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie erreicht. In diesem Abschnitt der Fugnitz sind keine Verbesserungsmaßnahmen vorstellbar, da das Gewässer hier völlig intakt und natürlich ist. Die Defizite sind hier rein auf die oberliegenden Abschnitte mit ihren teils massiven Beeinträchtigungen zurückzuführen, die sich naturgemäß auch flussabwärts fortsetzen und auswirken.

6.2 Kajabach

Die beiden Strecken im Kajabach unterscheiden sich maßgeblich voneinander, wobei diese Unterschiede zum überwiegenden Teil auf die drei großen Teiche (Sagteich, Wolfsteich und Fiedlerteich) im Hauptschluss zurückzuführen sind. Der weitere wesentliche Einflussfaktor ist der





Merkersdorfer Bach, nach dessen Einmündung der Kajabach bei Niederwasser erst einen nennenswerten und gewässertypischen Abfluss aufweist.

Konkret stellte sich der Abschnitt „**Kajabach 1**“ als der deutlich belastetere Abschnitt heraus. Dies war bereits anhand der Zusammensetzung des Bachbettssubstrats zu erkennen – der Großteil des Bachgrundes war von einer dicken Schicht leerer Muschelschalen bedeckt, die das ursprüngliche Sediment vollständig überlagert hat. Es handelte sich um Vertreter der Kugelmuschelgattung *Sphaerium* sp., die offensichtlich aus dem Sagteich ausgeschwemmt worden sind. Zahlreiche weitere Vertreter typischer Stillwasserzönosen und Belastungszeiger wurden hier nachgewiesen, die eindeutig den negativen Einfluss der großflächigen Stillgewässer im Oberlauf dokumentieren. Beispielsweise erreichte die Wasserassel *Asellus aquaticus* hier mit 162 Tieren pro m² die höchsten Dichten im gesamten Untersuchungsgebiet – sie ernährt sich von verrottendem Pflanzenmaterial, das aus dem Sagteich ausgeschwemmt wird, verträgt gut auch noch starke organische Verschmutzung und kann sich unter diesen Bedingungen noch gut gegen die Amphipoden behaupten, die sie erst bei höheren Sauerstoffgehalten und Fließgeschwindigkeiten zu verdrängen vermögen (SCHMEDITJE & KOHMANN 1992). Tatsächlich erreichten die Amphipoden in diesem Abschnitt die geringsten Dichten im Projektgebiet. Weiters fielen die hohen Dichten detritusfressender Oligochaeten auf, sowie stillwassertypische Arten wie der Wasserskorpion (*Nepa cinerea*) oder die Schlammfliege *Sialis lutaria*. Die Ernährungstypenverteilung ist mit ihren hohen Anteilen an Detritusfressern und aktiven Filtrieren als atypisch zu beschreiben, es ist ein massiver Potamalisierungseffekt festzustellen, und auch der Saprobienindex ist merklich überhöht. Hinzu kommen bakteriologische und wasserchemische Belastungen: Die Beeinträchtigung durch Coliforme ist bei Niederwasser höher als in den meisten Fugnitz-Strecken, der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff ist bei Niederwasser höher als in allen Strecken im Projektgebiet, der Sauerstoffgehalt und die Sauerstoffsättigung sind bei Niederwasser ähnlich niedrig wie in der aufgestauten und strömungslosen Mündungsstrecke des Pleißingbaches („Fugnitz 4“). Besonders auffallend ist der weitere Verlauf des Kajabaches bis zur Mündung des Merkersdorfer Baches: Der Durchfluss ist sehr gering, das mittransportierte Sediment extrem fein und schlammig, und wie anhand der Schwarzfärbung zu erkennen ist offenbar reduzierend. Dieses atypische Substrat stammt eindeutig aus dem Sagteich und ist für ein Fließgewässer der Größenordnung des Kajabaches als völlig naturfremd zu beschreiben. Auffälligstes abiotisches Charakteristikum der Strecke zwischen Sagteich und Mündung des Merkersdorfer Baches ist sicherlich die hohe Wassertemperatur: Bei Niederwasser wurden hier 19,2 °C gemessen, während nach der Einmündung des Merkersdorfer Baches nur noch 15,8 °C vorlagen. (Ein vergleichbares Phänomen wurde auch in der Fugnitz festgestellt: In der aufgestauten, besonnten Strecke „Fugnitz 4“ wurden ebenfalls 19,2 °C erreicht, während in den übrigen Strecken Werte zwischen 15,9 und 17,6 °C ermittelt wurden.) Der Nationalpark Thayatal erhält den Sagteich aktiv, um die Wassertemperatur





des Kajabaches künstlich zu erhöhen. Ziel ist es, dadurch die Lebensbedingungen für den Edelkrebs zu verbessern, für den sommerliche Wassertemperaturen unter 16 °C nachteilig bei der Entwicklung der Eier und Larven sein können (GUMPINGER & WEIßMAIR 2007). Durch den Durchfluss des Kajabaches durch den Sagteich und die beiden oberhalb befindlichen Teiche kommt es zwar tatsächlich zu einer merklichen Temperaturerhöhung, aber auch zu einer Vielzahl an negativen Effekten, die die gesamte Lebensgemeinschaft merklich beeinträchtigen und aus fachlicher Sicht in keinem Verhältnis zu dem möglichen Nutzen für den Edelkrebs stehen (der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass im Rahmen der vorliegenden Untersuchung der Edelkrebs nur flussab der Einmündung des Merkersdorfer Baches nachgewiesen werden konnte, also in der merklich kühleren der beiden Strecken). Durch den Ausfluss aus dem Sagteich wird das Sediment der Bachsohle auf einer mehrere hundert Meter langen Strecke massiv verändert, teils durch die ausgespülten Muschelschalen, teils durch das ausgetragene Feinsediment. Dadurch gehen wertvolle Lebensräume für standorttypische Faunenelemente verloren.

Positiv wirkt sich der Teich hinsichtlich seiner Bindungsfähigkeit von Nährstoffen aus, so wurden in der Strecke „Kajabach 1“ bei Niederwasser die niedrigsten Nitrat- und Nitrit-Werte im Projektgebiet gemessen. Bei langanhaltendem Regen kann es jedoch zu einer Umkehrung dieses Effekts kommen – so wurde etwa nach dem mehrtägigen Dauerregen Mitte September in dieser Strecke die höchste Nitrit-Konzentration festgestellt, die im Rahmen der vorliegenden Studie im gesamten Projektgebiet gemessen wurde. Ein Teich – oder mehrere Teiche – dieser Größenordnung müssen aus gewässerökologischer Sicht zu einem massiven Einfluss auf ein kleines Fließgewässer wie den Kajabach führen. Es wäre von großem Interesse, die möglichen Benefits für den Edelkrebs den morphologischen und abiotischen Nachteilen für die restliche Artengemeinschaft quantitativ gegenüberzustellen. Jedenfalls konnte in Strecke „Kajabach 1“ nur der unbefriedigende ökologische Zustand festgestellt werden, was zu einem Gutteil auf die veränderten abiotischen Bedingungen und morphologischen Beeinträchtigungen durch den Sagteich zurückzuführen ist.

Ab der Einmündung des Merkersdorfer Baches verändert sich der Charakter des Kajabaches schlagartig, wie der gute ökologische Zustand in Strecke „**Kajabach 2**“ klar belegt; durch den höheren Durchfluss wird das Feinsediment effizient abtransportiert, die Bachsohle setzt sich aus natürlichen und standorttypischen Größenklassen zusammen, die Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung und –gehalt entsprechen wieder dem natürlichen Zustand. Morphologisch ist der Abschnitt als völlig naturbelassen und unbeeinträchtigt zu beschreiben. Dementsprechend ist die Artenzusammensetzung der Wirbellosengemeinschaft hier wesentlich reicher und standorttypischer, der Saprobienindex wesentlich niedriger, und hier kann auch kein Potamalisierungseffekt mehr festgestellt werden. Aufgrund der relativ hohen Zahlen an Zuckmückenlarven liegt jedoch eine Dominanz der Dipteren gegenüber den EPT-Taxa vor, weshalb





auch hier nicht von einer gänzlich unbeeinträchtigten Zönose gesprochen werden kann. Jedenfalls kann aber eine Zielerreichung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie attestiert werden.

Da sich im Laufe des Projektes herausgestellt hat, dass der **Merkersdorfer Bach** offenkundig einen großen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften im Kajabach hat – und tatsächlich nachweislich zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen für die standorttypischen Arten führt – wurde außerhalb des eigentlichen Untersuchungsprogrammes am Untersuchungstermin Mitte September (also während des maßgeblichen Hochwasserereignisses im Kajabach) eine zusätzliche Wasserprobe aus dem Merkersdorfer Bach gezogen und analysiert. Die aussagekräftigsten Ergebnisse werden hier der Vollständigkeit halber kurz zusammenfassend dargestellt, es sei aber festgehalten, dass der Wasserchemismus des Merkersdorfer Baches gerade bei Niederwasserbedingungen von essentieller Bedeutung für den Kajabach und seine Lebensgemeinschaften sein muss (das belegen die markanten Unterschiede zwischen den Probestrecken „Kajabach 1“ und „Kajabach 2“ bei Niederwasser) und daher dringend genauer untersucht werden sollte. Die Ergebnisse würden das Bild, das in der vorliegenden Studie entwickelt werden konnte, sicherlich noch wesentlich ergänzen und abrunden.

Der Merkersdorfer Bach wies während des Hochwasserereignisses deutlich geringere Keimbelastungen auf als der Kajabach flussauf des Zusammenflusses (16.500 Coliforme pro 100 ml im Kajabach standen 3.800 im Merkersdorfer Bach gegenüber, bei *E. coli* waren es 1.100 Keime pro 100 ml im Kajabach, aber nur 200 im Merkersdorfer Bach), wodurch es nach dem Zusammenfluss zu einer merklichen Reduktion der Keimbelastung kam („Kajabach 2“: 10.900 Coliforme und 500 *E. coli* pro 100 ml). Während der Kajabach eine starke Trübung aufwies, war der Merkersdorfer Bach völlig klar. Die abfiltrierbaren Stoffe lagen im Kajabach bei 39 mg l⁻¹, im Merkersdorfer Bach bei nur 12 mg l⁻¹. Besonders auffällig war der Unterschied bei der Nitrit-Konzentration: Im Kajabach flussauf des Zusammenflusses wurde ein Wert von 0,14 mg l⁻¹ ermittelt, im Merkersdorfer Bach wurden lediglich 0,03 mg l⁻¹ gemessen. Alle Messwerte sind dem Protokoll im Anhang zu entnehmen. Auf eine Interpretation der Ergebnisse muss aufgrund der geringen Datenlage – es fand nur eine einmalige, punktuelle Probenahme statt – verzichtet werden. Es sei aber nochmals darauf hingewiesen, dass der Merkersdorfer Bach gewässerökologisch eine Schlüsselrolle für die Funktionsfähigkeit des Kajabaches spielt und daher jedenfalls näher untersucht werden sollte.





7 **FAZIT**

Die Fugnitz und der Kajabach stellen die beiden wichtigsten Zuflüsse zur Thaya im Nationalpark Thayatal dar. Die Studie konnte klar zeigen, dass es in den Fließstrecken außerhalb des Nationalparks zu massiven Defiziten kommt, die unterschiedlichen Ursprungs sind, jedoch in der Mehrzahl auf Effekte aus den landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten zurückzuführen sind. Dank des Naturmanagements im Nationalpark konnte in den jeweils am weitesten flussabwärts gelegenen Strecken „Fugnitz 5“ und „Kajabach 2“ jeweils ein guter ökologischer Zustand und damit die Zielerreichung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie festgestellt werden, während die Defizite in den anderen Strecken jeweils zu einer klaren Zielverfehlung führen und daher Handlungsbedarf bedingen.

Die maßgeblichsten Einflüsse in der Fugnitz sind jedenfalls die Feinsediment- und Keimbelastungen, die auf die gedüngten Acker- und Wiesenflächen zurückzuführen sind. Maßnahmen, die zu einer Verbesserung der gewässerökologischen Gegebenheiten führen könnten, wären etwa die Anlage durchgehender, ausreichend breiter Uferschutzstreifen mit natürlichem Gehölzbestand oder die Festlegung von Uferrandstreifen, in denen keine Gülledüngung durchgeführt werden darf.

Im Kajabach sind es die drei großen Stillgewässer im Hauptschluss – der Sagteich, der Wolfsteich und der Fiedlerteich – die für die größten morphologischen und gewässerökologischen Beeinträchtigungen verantwortlich sind, aber hinsichtlich der Wasserchemie auch Vorteile haben, indem Nährstoffe in ihnen gebunden werden. Die Eignung der Stillgewässer als Managementinstrument für den Edelkrebs sollte jedenfalls noch eingehender untersucht werden, da es durch die Teiche im Hauptschluss nicht nur zur gewünschten Temperaturerhöhung und Nährstoffreduktion kommt, sondern auch zu negativen Effekten, die nicht nur den Edelkrebs, sondern die gesamte Artengemeinschaft beeinträchtigen können.





8 LITERATUR

- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010a): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A2 – Makrozoobenthos. – Wien, 215 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010b): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP 2009. – BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010, Wien, 225 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2012): Ecoprof 3.3.0. – © 1995 – 2012 Softwarehaus Graf & Partner und BOKU Wien.
- EVANS, C. D., C. L. GOODALE, S. J. M. CAPORN, N. B. DISE, B. A. EMMETT, I. J. FERNANDEZ, C. D. FIELD, S. E. G. FINDLAY, G. M. LOVETT, H. MEESENBURG, F. MOLDAN & L. C. SHEPPARD (2008): Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. – *Biogeochem.* 91, 13–35.
- GUMPINGER, C. & W. WEIßMAIR (2007): Artenschutzprojekt Edelkrebs (*Astacus astacus* Linnaeus 1758) (Decapoda, Astacidae) – Bestandserhebung und Wiederansiedelung in ausgewählten Gewässern des Oberen Innviertels. – *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 17, 349–366.
- HUET, M. (1949) : Aperçu des relations entre la pente et les populations des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 11, 333–351.
- JANEČEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 128 S.
- MALICKY, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). – In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/3, 319–358.
- MOOG, O. (2004): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 20 S.
- PÖPPL, R. E. (2010): Die Fluvialmorphologie der Fugnitz und des Kajabaches – Eine vergleichende Analyse ausgewählter Flussabschnitte unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Effekte. – Bericht im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH, Wien, 95 S.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2003): Richtlinie des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, des schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. – 78/659/EWG.
- SCHMEDTJE, U & F. KOHMANN (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). – Informationsbericht des Bayer. Landesamts für Wasserwirtschaft, München, 2/88, 1–274.
- SCHWEDER, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. – In: FRIEDRICH, G. & J. LACOMBE (eds.): *Limnologie aktuell* 3, 353–377.
- STADTGEMEINDE HARDEGG (2005): Abwasserbeseitigungsanlage Mallersbach, Riegersburg, Felling – Informationsmappe zur Eröffnung am 10. Juli 2005. – Broschüre der Stadtgemeinde Hardegg, 20 S.



STADTGEMEINDE HARDEGG (2008): Abwasserbeseitigungsanlage Pleißing, Waschbach, Heufurth und Niederfladnitz – Informationsbroschüre zur Eröffnung am 17. August 2008. – Broschüre der Stadtgemeinde Hardegg, 24 S.

WIELAND, A. (1993): Charakterisierung des hyporheischen Interstitials eines urbanisierten Fließgewässers im Kanton Zürich (Schweiz). – Diplomarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 100 S.



9 ANHANG I – MAKROZOOBENTHOS-ARTENLISTEN

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Teillebensraum:		MHS						
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
TURBELLARIA		0	0	0,8	0	0	0	18,4
PLANARIIDAE		0	0	0,8	0	0	0	18,4
<i>Crenobia</i>	<i>alpina</i>	0	0	0,8	0	0	0	18,4
NEMATOMORPHA		0	0	12	0	7,2	0	0
GORDIIDAE		0	0	12	0	7,2	0	0
Gordiidae	Gen. sp. juv.	0	0	12	0	0	0	0
<i>Gordius</i>	<i>aquaticus</i>	0	0	0	0	7,2	0	0
GASTROPODA		0	0	7,2	0,8	0	0	0
HYDROBIIDAE		0	0	7,2	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus</i>	<i>antipodarum</i>	0	0	7,2	0	0	0	0
LYMNAEIDAE		0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Radix</i>	<i>peregra</i>	0	0	0	0,8	0	0	0
BIVALVIA		136	35,2	438,4	10,4	2,4	688	36
PISIDIIDAE		136	35,2	438,4	10,4	2,4	688	36
Pisidiidae	Gen. sp. juv.	77,6	0	0	0	0	0	29,6
<i>Pisidium</i>	sp. juv.	58,4	35,2	393,6	9,6	2,4	0	5,6
<i>Pisidium (Euglesa)</i>	<i>casertanum</i> ssp.	0	0	44,8	0	0	0	0
<i>Pisidium (Pseudeupera)</i>	cf. <i>subtruncatum</i>	0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Sphaerium</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	688	0,8

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Teillebensraum:		MHS						
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
OLIGOCHAETA		28,8	89,6	914,4	16,8	14,4	512	1,6
LUMBRICIDAE		3,2	0	0,8	0	0,8	0	0
<i>Eiseniella</i>	<i>tetraedra</i>	3,2	0	0,8	0	0,8	0	0
TUBIFICIDAE		8,8	89,6	375,2	13,6	13,6	490,4	0
<i>Psammoryctides</i>	<i>barbatus</i>	8,8	89,6	0	0	0	348	0
<i>Tubifex</i>	<i>tubifex</i>	0	0	57,6	0	0	0	0
Tubificidae	Gen. sp. juv.	0	0	317,6	13,6	13,6	142,4	0
LUMBRICULIDAE		16,8	0	538,4	3,2	0	21,6	1,6
Lumbriculidae	Gen. sp. juv.	13,6	0	538,4	3,2	0	21,6	0
<i>Stylodrilus</i>	<i>heringianus</i>	3,2	0	0	0	0	0	1,6
HIRUDINEA		2,4	11,2	12,8	0,8	1,6	17,6	0
GLOSSIPHONIIDAE		0,8	4	3,2	0	0,8	3,2	0
<i>Glossiphonia</i>	<i>complanata</i>	0,8	4	1,6	0	0,8	0	0
<i>Helobdella</i>	<i>stagnalis</i>	0	0	1,6	0	0	3,2	0
ERPOBDELLIDAE		1,6	7,2	9,6	0,8	0,8	14,4	0
<i>Erpobdella</i>	<i>octoculata</i>	1,6	7,2	9,6	0	0	0	0
Erpobdellidae	Gen. sp. juv.	0	0	0	0,8	0,8	14,4	0
COPEPODA		0	0	0	12,8	0	0	0
CYCLOPIDAE		0	0	0	12,8	0	0	0
<i>Cyclops</i>	sp.	0	0	0	12,8	0	0	0

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Teillebensraum:		MHS						
		mittlere Individuendichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
AMPHIPODA		2976	2576	2355,2	22,4	5654,4	984	1337,6
GAMMARIDAE		2976	2576	2355,2	22,4	5654,4	984	1337,6
<i>Gammarus</i>	<i>fossarum</i>	1696	2156	249,6	0,8	1084,8	12	259,2
<i>Gammarus</i>	<i>roeselii</i>	6,4	12	28	21,6	0	832	57,6
<i>Gammarus</i>	sp. juv.	1273,6	408	2077,6	0	4569,6	140	1020,8
ISOPODA		5,6	0,8	54,4	2,4	0	161,6	0
ASELLIDAE		5,6	0,8	54,4	2,4	0	161,6	0
<i>Asellus</i>	<i>aquaticus</i>	5,6	0,8	54,4	2,4	0	161,6	0
DECAPODA		0	0	0	0	0	0	0,8
ASTACIDAE		0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Astacus</i>	<i>astacus</i> juv.	0	0	0	0	0	0	0,8
HYDRACHNIDIA		0	6,4	0	0	6,4	0	0
[Ph:Hydrachnidia]		0	6,4	0	0	6,4	0	0
Hydrachnidia	Gen. sp.	0	6,4	0	0	6,4	0	0

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Teillebensraum:		MHS						
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
EPHEMEROPTERA		56	131,2	220	5,6	296	31,2	270,4001
SIPHONURIDAE		0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Siphonurus</i>	<i>alternatus</i>	0	0	0	0,8	0	0	0
BAETIDAE		21,6	110,4	64	4	109,6	19,2	157,6
<i>Baetis</i>	<i>rhodani</i>	9,6	13,6	24,8	0	26,4	0	60
<i>Baetis</i>	sp. juv.	12	96,8	39,2	4	80,8	16,8	97,6
<i>Baetis</i>	<i>vernus</i>	0	0	0	0	2,4	2,4	0
HEPTAGENIIDAE		21,6	9,6	4,8	0	20,8	0	23,2
<i>Ecdyonurus</i>	sp. juv.	0	2,4	0	0	12	0	1,6
<i>Ecdyonurus</i>	<i>starmachi</i>	0	6,4	3,2	0	0	0	0,8
<i>Electrogena</i>	<i>quadrilineata</i>	21,6	0,8	1,6	0	0	0	0
<i>Electrogena</i>	<i>ujhelyii</i>	0	0	0	0	0	0	1,6
Heptageniidae	Gen. sp. juv.	0	0	0	0	8,8	0	17,6
<i>Rhithrogena</i>	<i>carpatoalpina</i>	0	0	0	0	0	0	1,6
LEPTOPHLEBIIDAE		4,8	1,6	0,8	0	1,6	1,6	80
<i>Habroleptoides</i>	<i>confusa</i>	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Habroleptoides</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Habrophlebia</i>	<i>fusca</i>	4,8	0	0,8	0	0	0	0
<i>Habrophlebia</i>	<i>lauta</i>	0	0	0	0	0	0	12,8
<i>Habrophlebia</i>	sp. juv.	0	1,6	0	0	0,8	0	0
Leptophlebiidae	Gen. sp. juv.	0	0	0	0	0	1,6	66,4
EPHEMERIDAE		8	0	134,4	0	61,6	10,4	4
<i>Ephemera</i>	<i>danica</i>	8	0	134,4	0	61,6	10,4	4
EPHEMERELLIDAE		0	9,6	16	0	102,4	0	5,6
<i>Ephemerella</i>	<i>ignita</i>	0	9,6	16	0	102,4	0	5,6
CAENIDAE		0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Caenis</i>	<i>luctuosa</i>	0	0	0	0,8	0	0	0



Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]						
ODONATA		0	0	0	5,6	0	0	0
CALOPTERYGIDAE		0	0	0	3,2	0	0	0
<i>Calopteryx</i>	<i>virgo</i>	0	0	0	3,2	0	0	0
PLATYCNEMIDIDAE		0	0	0	2,4	0	0	0
<i>Platycnemis</i>	<i>pennipes</i>	0	0	0	2,4	0	0	0
PLECOPTERA		0	0	0	0	43,2	14,4	46,4
NEMOURIDAE		0	0	0	0	17,6	14,4	18,4
<i>Nemoura</i>	sp. juv.	0	0	0	0	17,6	0	18,4
<i>Nemoura/Nemurella</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	14,4	0
LEUCTRIDAE		0	0	0	0	25,6	0	28
<i>Leuctra</i>	sp.	0	0	0	0	25,6	0	28
HETEROPTERA		2,4	0,8	5,6	14,4	2,4	2,4	1,6
NEPIDAE		0	0	0	0	0	2,4	0
<i>Nepa</i>	<i>cinerea cinerea</i>	0	0	0	0	0	2,4	0
NOTONECTIDAE		0	0	0	1,6	0	0	0
<i>Notonecta</i>	sp. juv.	0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Notonecta</i>	<i>viridis</i> Ad.	0	0	0	0,8	0	0	0
HYDROMETRIDAE		0	0	0	2,4	0	0	0
<i>Hydrometra</i>	<i>stagnorum</i> Ad.	0	0	0	2,4	0	0	0
VELIIDAE		2,4	0	0	0	0	0	0
<i>Velia</i>	<i>caprai</i> Ad.	0,8	0	0	0	0	0	0
<i>Velia</i>	sp. juv.	1,6	0	0	0	0	0	0
GERRIDAE		0	0,8	5,6	10,4	2,4	0	1,6
<i>Aquarius</i>	<i>najas</i> Ad.	0	0	0	0	2,4	0	1,6
Gerridae	Gen. sp. juv.	0	0,8	0	0	0	0	0
<i>Gerris</i>	<i>lateralis</i> Ad.	0	0	0	4	0	0	0
<i>Gerris</i>	sp. juv.	0	0	5,6	6,4	0	0	0



Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
		mittlere Individuendichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
MEGALOPTERA		0	0	0,8	0	0	0,8	0
SIALIDAE		0	0	0,8	0	0	0,8	0
<i>Sialis</i>	<i>lutaria</i>	0	0	0,8	0	0	0,8	0
PLANIPENNIA		0	0,8	0	0	0	0	0,8
OSMYLIDAE		0	0,8	0	0	0	0	0,8
<i>Osmylus</i>	<i>fulvicephalus</i>	0	0,8	0	0	0	0	0,8
COLEOPTERA		60,8	66,39999	72,8	5,6	98,4	12	18,4
DYTISCIDAE		2,4	4,8	0,8	4	0	2,4	0,8
<i>Platambus</i>	<i>maculatus</i> Ad. C	2,4	4,8	0,8	4	0	2,4	0,8
ELMIDAE		32	52,8	72	0	92	4,8	5,6
<i>Elmis</i>	<i>mauetii</i>	0	11,2	0	0	0	4	0
<i>Elmis</i>	<i>mauetii</i> Ad. C	0	13,6	0	0	0	0	0
<i>Elmis</i>	<i>rietscheli</i>	29,6	7,2	14,4	0	23,2	0	0
<i>Elmis</i>	<i>rietscheli</i> Ad. C	0	16	5,6	0	19,2	0	2,4
<i>Elmis</i>	sp. juv.	0	0	12,8	0	3,2	0	3,2
<i>Esolus</i>	<i>parallelepipedus</i> Ad. C	0	0,8	0	0	0	0	0
<i>Esolus</i>	sp. juv.	0	0	0	0	9,6	0	0
<i>Limnius</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Limnius</i>	<i>volckmari</i>	2,4	0,8	30,4	0	32,8	0	0
<i>Limnius</i>	<i>volckmari</i> Ad. C	0	1,6	0	0	3,2	0	0
<i>Oulimnius</i>	<i>tuberculatus</i>	0	0	8,8	0	0	0	0
<i>Oulimnius</i>	<i>tuberculatus</i> Ad. C	0	0,8	0	0	0	0	0
<i>Riolus</i>	<i>cupreus</i> Ad. C	0	0,8	0	0	0,8	0	0

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]						
GYRINIDAE		0	0	0	0,8	0	4	0
<i>Gyrinus</i>	sp. juv.	0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Orectochilus</i>	<i>villosus</i>	0	0	0	0	0	2,4	0
<i>Orectochilus</i>	<i>villosus</i> Ad. C	0	0	0	0	0	1,6	0
HALIPLIDAE		0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Haliphus</i>	<i>immaculatus</i> Ad.	0	0	0	0,8	0	0	0
HYDRAENIDAE		0,8	8	0	0	4	0	8
<i>Hydraena</i>	<i>excisa</i> Ad. C	0	1,6	0	0	0	0	1,6
<i>Hydraena</i>	<i>gracilis</i> Ad. C	0	0	0	0	1,6	0	1,6
<i>Hydraena</i>	<i>riparia</i> Ad. C	0	1,6	0	0	0	0	0
<i>Hydraena</i>	sp.	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Hydraena</i>	sp. Ad. w	0,8	4,8	0	0	2,4	0	4
SCIRTIDAE		25,6	0,8	0	0	2,4	0,8	4
<i>Elodes</i>	sp.	25,6	0,8	0	0	2,4	0,8	4
TRICHOPTERA		40	228	60,8	0,8	464	32,8	115,2
RHYACOPHILIDAE		0	0	0	0	5,6	0	12
<i>Rhyacophila</i>	s. str. sp.	0	0	0	0	0	0	4,8
<i>Rhyacophila</i>	s. str. sp. juv.	0	0	0	0	5,6	0	7,2
GLOSSOSOMATIDAE		0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Glossosoma</i>	<i>boltoni</i>	0	0	0	0	0,8	0	0
HYDROPTILIDAE		0	0	0	0	4,8	0	0
<i>Hydroptila</i>	sp.	0	0	0	0	4,8	0	0
PHILOPOTAMIDAE		0	0	0	0	0,8	0	19,2
<i>Philopotamus</i>	<i>montanus</i>	0	0	0	0	0,8	0	3,2
<i>Philopotamus</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	0	16

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
HYDROPSYCHIDAE		18,4	188	12	0	357,6	21,6	47,2
<i>Hydropsyche</i>	<i>angustipennis</i>	18,4	25,6	4	0	20,8	7,2	0
<i>Hydropsyche</i>	<i>instabilis</i>	0	51,2	1,6	0	83,2	0	4
<i>Hydropsyche</i>	sp. juv.	0	111,2	6,4	0	253,6	14,4	43,2
POLYCENTROPODIDAE		4	4	1,6	0	0,8	2,4	6,4
<i>Plectrocnemia</i>	<i>conspersa</i>	3,2	4	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia</i>	sp. juv.	0,8	0	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	Gen. sp. juv.	0	0	0	0	0	0	4,8
<i>Polycentropus</i>	<i>flavomaculatus</i>	0	0	1,6	0	0,8	2,4	1,6
PSYCHOMYIIDAE		0	2,4	0,8	0	0	0	0
<i>Lype</i>	<i>reducta</i>	0	2,4	0,8	0	0	0	0
LIMNEPHILIDAE		12	32	29,6	0	11,2	8,8	26,4
<i>Chaetopteryx</i>	<i>fusca/villosa</i>	9,6	20,8	24	0	4	0,8	1,6
<i>Chaetopteryx</i>	<i>major</i>	1,6	0	0	0	0	0	24
<i>Drusus</i>	<i>annulatus</i>	0,8	0	0	0	0	0	0
<i>Halesus</i>	<i>digitatus</i>	0	6,4	3,2	0	3,2	2,4	0,8
<i>Halesus</i>	<i>rubricollis</i>	0	4,8	0	0	0	0	0
<i>Halesus</i>	<i>tesselatus</i>	0	0	2,4	0	2,4	0	0
<i>Potamophylax</i>	<i>luctuosus</i>	0	0	0	0	0	5,6	0
<i>Pseudopsilopteryx</i>	<i>zimmeri</i>	0	0	0	0	1,6	0	0
GOERIDAE		3,2	0	1,6	0	0	0	0
Goeridae	Gen. sp. juv.	1,6	0	0	0	0	0	0
<i>Lithax</i>	<i>obscurus</i>	1,6	0	0,8	0	0	0	0
<i>Lithax</i>	<i>obscurus</i> Pu.	0	0	0,8	0	0	0	0
LEPIDOSTOMATIDAE		0	0	0,8	0	0	0	0
<i>Lasiocephala</i>	<i>basalis</i>	0	0	0,8	0	0	0	0

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
LEPTOCERIDAE		0	0	13,6	0,8	0	0	1,6
<i>Athripsodes</i>	<i>bilineatus</i>	0	0	13,6	0,8	0	0	0
<i>Athripsodes</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	0	1,6
SERICOSTOMATIDAE		2,4	1,6	0,8	0	63,2	0	0,8
<i>Sericostoma</i>	<i>flavicorne/personatum</i>	2,4	0	0,8	0	63,2	0	0,8
<i>Sericostoma</i>	<i>flavicorne/personatum</i> Pu.	0	1,6	0	0	0	0	0
ODONTOCERIDAE		0	0	0	0	19,2	0	1,6
<i>Odontocerum</i>	<i>albicorne</i>	0	0	0	0	17,6	0	1,6
<i>Odontocerum</i>	<i>albicorne</i> Pu.	0	0	0	0	1,6	0	0
DIPTERA		943,2	65,60001	89,60001	340	314,3999	149,6	598,3999
PEDICIIDAE		4	10,4	6,4	0	15,2	0	12,8
<i>Dicranota</i>	sp.	4	10,4	6,4	0	15,2	0	12,8
CULICIDAE		0	0	0	4	0	0	0
<i>Anopheles</i>	sp. juv.	0	0	0	3,2	0	0	0
<i>Culex (Neoculex)</i>	<i>territans</i>	0	0	0	0,8	0	0	0
SIMULIIDAE		0	0	4	0	16,8	0	4
<i>Simulium (Nevermannia)</i>	<i>vernum</i> -Gr. juv.	0	0	4	0	0	0	0
<i>Simulium (Simulium)</i>	<i>ornatum</i>	0	0	0	0	2,4	0	0
<i>Simulium (Simulium)</i>	sp. juv.	0	0	0	0	14,4	0	4
CERATOPOGONIDAE		1,6	0,8	30,4	0,8	0,8	3,2	9,6
<i>Bezzia</i>	sp.	1,6	0,8	30,4	0,8	0,8	3,2	5,6
Ceratopogonidae	Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	4
DIXIDAE		0	0	0	0	0	0,8	0,8
<i>Dixa</i>	<i>nebulosa</i>	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Dixa</i>	sp.	0	0	0	0	0	0	0,8

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
CHIRONOMIDAE		936,8	53,6	47,2	335,2	273,6	140,8	560
<i>Apsectrotanypus</i>	<i>trifascipennis</i>	1,6	1,6	1,6	0	0	0	0
<i>Brillia</i>	<i>bifida</i>	0	0	0	0	1,6	0	6,4
<i>Chaetocladius</i>	<i>piger</i>	0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Chironomus (Chironomus)</i>	<i>bernensis</i>	0	0	0	139,2	0	0	0
<i>Chironomus (Chironomus)</i>	<i>riparius</i>	0	0	0	2,4	0	0	0
<i>Diamesa</i>	<i>cinerella</i> -Gr.	0,8	0	0,8	0	0,8	0	0
<i>Diamesa</i>	<i>insignipes</i>	0	0	0	0	2,4	0	0
<i>Endochironomus</i>	<i>albipennis</i>	0	0	0	0,8	0	0	0
<i>Epicoccladius</i>	<i>ephemerae</i>	0	0	30,4	0	6,4	0	0
<i>Eukiefferiella</i>	<i>gracei</i>	0	4,8	5,6	0	158,4	0	45,6
<i>Heleniella</i>	<i>ornaticollis</i>	0	0	0	0	0	0	69,6
<i>Heterotrissocladius</i>	<i>marcidus</i>	0	0	0	0	0	0	13,6
<i>Macropelopia</i>	sp.	0	0	0	0	0	0	8
<i>Micropsectra</i>	<i>atrafasciata</i> -Agg.	0	0	0	2,4	4	0	0
<i>Micropsectra</i>	<i>notescens</i>	739,2	42,4	0	0	3,2	25,6	118,4
<i>Micropsectra</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	0	170,4
<i>Microtendipes</i>	<i>britteni</i>	0	0	0	0	14,4	0	0
<i>Microtendipes</i>	<i>britteni/confinis</i>	0	0	0	1,6	0	7,2	0
<i>Nilotanypus</i>	<i>dubius</i>	0	0	0	0	3,2	0	0
<i>Orthocladius (Symposiocladius)</i>	<i>lignicola</i>	0	0	0	0	1,6	0	0
<i>Paratendipes</i>	<i>albimanus</i>	115,2	0	0	0	0	71,2	0
<i>Polypedilum</i>	sp. juv.	0	0	0	0	0	0	29,6
<i>Polypedilum (Tripodura)</i>	sp.	0	0	0	0	2,4	0	0
<i>Polypedilum (Uresipedilum)</i>	<i>convictum</i>	39,2	4,8	0,8	0	56,8	4	13,6
<i>Polypedilum (Uresipedilum)</i>	<i>cultellatum</i>	0	0	0	5,6	0	0	0

Abschnitt:		Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Fugnitz	Kajabach	Kajabach
Untersuchungsstelle:		Fugnitz 1	Fugnitz 2	Fugnitz 3	Fugnitz 4	Fugnitz 5	Kajabach 1	Kajabach 2
Datum/Zeit:		14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	14.07.2014	15.07.2014	14.07.2014	14.07.2014
		mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]						
Gattung	Art							
<i>Procladius (Holotanypus)</i>	sp.	0	0	0	155,2	0	4	0
<i>Prodiamesa</i>	<i>olivacea</i>	40,8	0	8	8	0,8	23,2	25,6
<i>Thienemanniella</i>	sp.	0	0	0	0	4	0	0
<i>Thienemannimyia</i>	Gr., Gen. indet.	0	0	0	20	12,8	5,6	59,2
EMPIDIDAE		0	0	0	0	3,2	0	0
<i>Wiedemannia</i>	sp.	0	0	0	0	3,2	0	0
LIMONIIDAE		0	0	0,8	0	2,4	0	9,6
<i>Antocha</i>	sp.	0	0	0	0	2,4	0	0
<i>Eloeophila</i>	sp.	0	0	0,8	0	0	0	4,8
<i>Limnophila</i>	sp.	0	0	0	0	0	0	3,2
<i>Scleroprocta</i>	sp.	0	0	0	0	0	0	1,6
PSYCHODIDAE		0	0,8	0	0	1,6	1,6	1,6
<i>Pericoma</i>	sp.	0	0,8	0	0	0,8	1,6	0,8
<i>Tonnoiriella</i>	<i>pulchra</i>	0	0	0	0	0,8	0	0,8
PTYCHOPTERIDAE		0,8	0	0,8	0	0	0	0
<i>Ptychoptera</i>	sp.	0,8	0	0,8	0	0	0	0
TABANIDAE		0	0	0	0	0	3,2	0
<i>Chrysops</i>	sp.	0	0	0	0	0	3,2	0
TIPULIDAE		0	0	0	0	0,8	0	0
<i>Tipula</i>	<i>maxima</i> -Gr.	0	0	0	0	0,8	0	0
Summe		4251,201	3212,001	4244,798	438,4	6904,798	2606,4	2445,601
Gesamttaxazahl		161	42	45	53	36	68	67
Gesamttaxazahl (exkl. "sp.")		102	29	32	39	24	24	36

10 ANHANG II – WASSERCHEMIE-DATEN

10.1 Probenahmetermin 15.07.2014



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**

Prüf- und Inspektionsstelle gem. AktG BGBl. 469/1992

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 2 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Labor: 4481 Asten, Ipfdorferstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3490-6113, E-Mail: iwa@iiszag.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels	Proben-Nr.: 14-2789-001
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer	Probeentnahme: 15.07.2014
FUGNITZ 1	Probenehmer: Auftraggeber

Analyseparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	470				ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	470				ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	180				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	10,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	6,7	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	13,4	°dH			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,608	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	10,1	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	78,6	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	10,3	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	10,3	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	5,1	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,05	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38409-5
Nitrat	9,7	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Nitrit	0,076	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	217,1	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	33,5	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Sulfat	35,6	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	5,0	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,25	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,184	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,51	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,17	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl 468/1982

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 3 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Labor: 4481 Assen, Ipolderferstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3490-0113, E-Mail: iwa@linzag.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels			Proben-Nr.: 14-2789-002		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer			Probeentnahme: 15.07.2014		
FUGNITZ 2			Probenehmer: Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	190				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	190				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	104				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	52,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	14	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	16,4	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	4,103	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	11,5	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	91,6	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	15,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	15,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	4,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,06	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	10,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,11	mg/l			SOP 008, Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	247,3	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	52,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	46,1	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	5,0	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,20	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,114	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,33	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,11	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**

Prüf- und Inspektionsstelle gem. AnlG BGBl 458/1992

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 4 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Lobers: 4481 Asten, Ipldorferstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3400-8113, E-Mail: iwa@linzag.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels			Proben-Nr.: 14-2789-003		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer			Probenentnahme: 15.07.2014		
FUGNITZ 3			Probenehmer: Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	210				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	210				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	154				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	75,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	14	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	17,7	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	4,537	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	12,7	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	101,0	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	15,4	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	12,9	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	4,4	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,07	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38408-5
Nitrat	15,5	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,12	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	273,8	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	43,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	52,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	4,2	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,15	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,121	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,33	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,11	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGGL 455/1962

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 5 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Labor: 4481 Astas, Ipfdorferstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3400-6113, E-Mail: iwa@linzag.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-2789-004		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	15.07.2014		
FUGNITZ 4		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	270				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	270				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	80				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	42,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	17	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	17,7	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	4,435	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	12,4	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	99,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	16,4	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	14,1	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	5,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,08	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38408-5
Nitrat	14,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,13	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	267,6	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	46,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	52,6	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	4,8	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,18	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,144	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO ₄)	0,42	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,14	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 488/1992

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 6 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Lager: 4481 Asten, Ipflörförstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3400-0113, E-Mail: iwa@linz.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels	Proben-Nr.: 14-2789-005
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer	Probeentnahme: 15.07.2014
FUGNITZ 5	Probenehmer: Auftraggeber

Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	110				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	110				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	103				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	74,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	17	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	13,8	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,895	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	10,3	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	75,0	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	14,3	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	14,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	6,1	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	< 0,02	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	9,5	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,024	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	222,4	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	36,3	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	42,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	5,1	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,44	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,192	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,57	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,19	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AklKG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 7 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Labor: 4481 Asten, Infanteriestraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3400-6113, E-Mail: iwa@linz.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels			Proben-Nr.:	14-2789-006
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer			Probentnahme:	15.07.2014
KAJA 1			Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert Methode
Mikrobiologische Parameter				
Colif. Bakterien /100ml	280			ÖNORM EN ISO 9306-1
Escherichia coli /100ml	280			ÖNORM EN ISO 9306-1
Enterokokken /100ml	72			ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter				
abfiltrierb. St. 0,45 µm	33,0	mg/l		SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	36	Mass.-%		SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung				
Gesamthärte	14,3	°dH		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,887	mmol/l		SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	10,9	°dH		SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	64,1	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	23,3	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	12,3	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	2,6	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,02	mg/l		SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	1,7	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,014	mg/l		SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	234,1	mg/l		SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	41,4	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	35,3	mg/l		SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter				
Dissolved organic carbon	6,5	mg/l		SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile				
Phosphor gesamt unfiltr.	0,12	mg/l		SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,106	mg/l		SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,31	mg/l		SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,10	mg/l		SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
		n.n. = nicht nachweisbar	n.b. = nicht bestimmbar	- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AbsG BGBl. 488/1962

Prüfbericht
14-2789
23.07.2014
Seite 8 von 8

IWA INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG
Labor: 4481 Asien, Ipfdorferstraße 7, Austria
Tel.: +43(0)732/3400-0113, E-Mail: iwa@lieztag.at

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer
KAJA 2

Proben-Nr.: 14-2789-007
Probeentnahme: 15.07.2014
Probenehmer: Auftraggeber

Analyseparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	150				ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	150				ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	112				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltriert. St. 0,45 µm	29,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	41	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	16,6	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	4,763	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	13,3	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	79,5	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	23,6	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	14,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	5,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	< 0,02	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	13,2	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Nitrit	< 0,01	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	267,6	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	35,0	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Sulfat	35,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	4,2	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,18	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,153	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,44	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,14	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt



10.2 Probenahmetermin 01.09.2014



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 2 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3448-001		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	01.09.2014		
Fugnitz 1		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	101.000				ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	12.000				ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	5.900				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	73,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	57	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	10,4	°dH			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	2,683	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	7,5	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	61,0	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	8,2	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	14,2	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	7,6	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,10	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38408-5
Nitrat	14,2	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Nitrit	0,11	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	160,7	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	31,9	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Sulfat	31,4	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM ENISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	8,7	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,31	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,177	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,47	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,15	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 3 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3448-002
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	01.09.2014
Fugnitz 2		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert
Grenzwert Methode			
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	109.000		ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	12.000		ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	5.300		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	136,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	46	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Gesamthärte	11,1	°dH	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	2,800	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	7,8	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	61,8	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	10,6	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	15,2	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	6,8	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,05	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	9,7	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,061	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	167,8	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	35,8	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	33,2	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	8,6	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,38	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,154	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,42	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,14	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 4 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels	Proben-Nr.:	14-3448-003
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer	Probeentnahme:	01.09.2014
Fugnitz 3	Probenehmer:	Auftraggeber

Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
-------------------	----------	---------	-----------	-----------	---------

Mikrobiologische Parameter

Colif. Bakterien /100ml	165.000				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	24.000				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	7.000				ÖNORM EN ISO 7899-2

Physikalische Parameter

abfiltrierb. St. 0,45 µm	437,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	39	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2

Chemische Mindestuntersuchung

Gesamthärte	10,6	°dH			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	2,916	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	8,2	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	60,3	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	9,2	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	11,4	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	6,8	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,05	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	11,7	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,055	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	174,9	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	29,9	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	31,1	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1

Summenparameter

Dissolved organic carbon	7,7	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1494
--------------------------	-----	------	--	--	----------------------------

Anorganische Spurenbestandteile

Phosphor gesamt unfiltr.	0,80	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,109	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,28	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,09	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 5 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels	Proben-Nr.: 14-3448-004
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer	Probeentnahme: 01.09.2014
Fugnitz 4	Probenehmer: Auftraggeber

Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
-------------------	----------	---------	-----------	-----------	---------

Mikrobiologische Parameter

Colif. Bakterien /100ml	> 201.000				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	16.000				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	6.800				ÖNORM EN ISO 7899-2

Physikalische Parameter

abfiltrierb. St. 0,45 µm	96,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	44	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2

Chemische Mindestuntersuchung

Gesamthärte	11,1	°dH			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,223	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,0	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	58,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	12,5	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	11,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	6,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,05	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	12,5	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,11	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	193,6	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	32,7	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	32,8	mg/l			SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 10304 1

Summenparameter

Dissolved organic carbon	6,3	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
--------------------------	-----	------	--	--	----------------------------

Anorganische Spurenbestandteile

Phosphor gesamt unfiltr.	0,42	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,250	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,73	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,24	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 6 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3448-005
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	01.09.2014
Fugnitz 5		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	74.000		ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	18.000		ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	3.800		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	104,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	36	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Gesamthärte	14,0	°dH	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,815	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	10,7	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	74,9	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	15,4	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	13,9	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	6,2	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,03	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	16,9	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,030	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	229,7	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	42,9	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	50,2	mg/l	SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	4,9	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,34	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,168	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,47	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,15	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBL 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 7 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3448-006		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	01.09.2014		
Kaja 1		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analyseparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	201				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	101				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	14				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	11,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	44	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Gesamthärte	12,4	°dH			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,361	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,4	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	55,7	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	19,9	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	10,7	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	3,2	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,13	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	0,6	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Nitrit	0,034	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	202,0	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	36,1	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Sulfat	38,8	mg/l			SOP 111; Ref: ÖNORM EN ISO 10304 1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	7,0	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,09	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,054	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,09	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,03	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Prüfbericht
14-3448
12.09.2014
Seite 8 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3448-007
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	01.09.2014
Kaja 2		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert
Grenzwert Methode			
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	14.500		ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	5.300		ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	2.400		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	19,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	21	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Gesamthärte	11,7	°dH	SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Säurekapazität Ks4,3	3,408	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,5	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	54,4	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Magnesium	17,9	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Natrium	9,9	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Kalium	4,1	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM EN ISO 14911
Ammonium	0,03	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat	4,2	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Nitrit	0,013	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	204,9	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	29,8	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Sulfat	31,8	mg/l	SOP 111; Ref:ÖNORM ENISO 10304 1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	6,1	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,15	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,092	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,23	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,08	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





10.3 Probenahmetermin 16.09.2014



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 1 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels	Proben-Nr.:	14-3732-001
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer Fugnitz 1	Probeentnahme:	16.09.2014
	Probenehmer:	Auftraggeber

Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	14.500				ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	3.100				ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	5.300				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrieb. St. 0,45 µm	16,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	38	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Ges.Härte als Ca ICP-MS	109	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	15,2	°dH			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	3,476	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,7	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	86,8	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	13,2	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	15,4	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	4,1	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,06	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	8,8	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,095	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	209,0	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	50,4	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	55,3	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	5,7	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,12	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,079	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,23	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,08	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 2 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-002
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014
Fugnitz 2		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert Grenzwert Methode
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	16.500		ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	1.100		ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	2.400		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	20,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	30	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Ges.Härte als Ca ICP-MS	105	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	14,7	°dH	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	3,293	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,2	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	80,0	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	15,0	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	16,0	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	3,6	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,03	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	6,1	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,056	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	197,9	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	43,9	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	49,8	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	7,8	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,12	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,065	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,18	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,06	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**

Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht

14-3732

29.09.2014

Seite 3 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-003		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014		
Fugnitz 3		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	16.500				ÖNORM ENISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	1.000				ÖNORM ENISO 9308-1
Enterokokken /100ml	3.400				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	49,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	20	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Ges.Härte als Ca ICP-MS	122	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	17,1	°dH			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	3,909	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	10,9	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	96,2	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	15,6	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	15,4	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	3,7	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,03	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	5,6	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,046	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	235,5	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	38,9	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	51,6	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	7,3	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,15	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,072	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,19	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,06	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt



**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**

Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht

14-3732

29.09.2014

Seite 4 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-004		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014		
Fugnitz 4		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	20.100				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	2.200				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	2.200				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	45,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	30	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Ges.Härte als Ca ICP-MS	164	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	22,9	°dH			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	5,424	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	15,2	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	121	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	25,8	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	15,9	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	6,2	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,02	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	6,5	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,027	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	327,9	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	49,3	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	55,1	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	4,8	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,39	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,133	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,42	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,14	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 5 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-005
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014
Fugnitz 5		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert
Grenzwert Methode			
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	14.500		ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	1.100		ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	3.600		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	45,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	30	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Ges.Härte als Ca ICP-MS	93,8	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	13,1	°dH	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	3,276	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	9,2	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	70,2	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	14,3	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	13,8	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	4,6	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	< 0,02	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38408-5
Nitrat-Stickstoff	7,2	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,039	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	196,8	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	30,8	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	45,7	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	9,7	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,18	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,088	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,26	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,08	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar

n.b. = nicht bestimmbar

- = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 6 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-006		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014		
Kaja 1		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	16.500				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	1.100				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	1.500				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	39,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	35	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Ges.Härte als Ca ICP-MS	81,6	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	11,4	°dH			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	2,695	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	7,5	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	58,4	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	14,1	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	11,5	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	4,6	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,08	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	5,4	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,14	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	161,4	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	26,3	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	44,3	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	11,6	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,14	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,081	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,19	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,06	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 7 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-007
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014
Kaja 2		Probenehmer:	Auftraggeber
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert
Grenzwert Methode			
Mikrobiologische Parameter			
Colif. Bakterien /100ml	10.900		ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	500		ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	2.100		ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter			
abfiltrierb. St. 0,45 µm	30,0	mg/l	SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	29	Mass.-%	SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung			
Ges.Härte als Ca ICP-MS	84,2	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	11,8	°dH	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	2,816	mmol/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	7,9	°dH	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	59,8	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	14,8	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	11,7	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	4,9	mg/l	SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	0,05	mg/l	SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	5,4	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,13	mg/l	SOP 008; Ref: ÖNORM EN 28777
Hydrogencarbonat	168,8	mg/l	SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	26,7	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	40,7	mg/l	SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter			
Dissolved organic carbon	10,8	mg/l	SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile			
Phosphor gesamt unfiltr.	0,15	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,086	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,21	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,07	mg/l	SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878

n.n. = nicht nachweisbar n.b. = nicht bestimmbar - = nicht bestimmt





**INSTITUT FÜR WASSERAUFBEREITUNG,
ABWASSERREINIGUNG UND -FORSCHUNG**
Prüf- und Inspektionsstelle gem. AkkG BGBl. 468/1992

Zwischenbericht
14-3732
29.09.2014
Seite 8 von 8

blattfisch-Technisches Büro für Gewässerökologie, A-4600 Wels		Proben-Nr.:	14-3732-008		
blattfisch-Technisches Büro für Gewässer		Probeentnahme:	16.09.2014		
MeikeisdB		Probenehmer:	Auftraggeber		
Analysenparameter	Ergebnis	Einheit	Richtwert	Grenzwert	Methode
Mikrobiologische Parameter					
Colif. Bakterien /100ml	3.800				ÖNORM EN ISO 9308-1
Escherichia coli /100ml	200				ÖNORM EN ISO 9308-1
Enterokokken /100ml	200				ÖNORM EN ISO 7899-2
Physikalische Parameter					
abfiltrierb. St. 0,45 µm	12,0	mg/l			SOP 022; Ref: DIN 38409-2
Glühverlust bei 550°C	31	Mass.-%			SOP 23; Ref: ÖNORM EN 12879 / DIN 38409-2
Chemische Mindestuntersuchung					
Ges.Härte als Ca ICP-MS	131	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Gesamthärte	18,4	°dH			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Säurekapazität Ks4,3	4,653	mmol/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Karbonathärte in °dH	13,0	°dH			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Calcium	93,0	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Magnesium	23,2	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Natrium	15,7	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Kalium	8,7	mg/l			SOP 104; Ref:ÖNORM EN ISO 17294-1/2
Ammonium	< 0,02	mg/l			SOP 013; Ref: DIN 38406-5
Nitrat-Stickstoff	9,8	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Nitrit	0,030	mg/l			SOP 008; Ref: ÖNORM EN 26777
Hydrogencarbonat	290,9	mg/l			SOP 002; Ref: DIN 38409-7
Chlorid	29,8	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Sulfat	37,0	mg/l			SOP 031; Ref: ÖNORM EN ISO 10304-1
Summenparameter					
Dissolved organic carbon	5,5	mg/l			SOP 84; Ref: ÖNORM EN 1484
Anorganische Spurenbestandteile					
Phosphor gesamt unfiltr.	0,14	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphor gesamt filtr.	0,124	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Orthophosphat (PO4)	0,40	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
Phosphat-P	0,13	mg/l			SOP 012; Ref: ÖNORM EN ISO 6878
		n.n. = nicht nachweisbar	n.b. = nicht bestimmbar	- = nicht bestimmt	

