



Auswirkung von Pestiziden und Arzneimitteln auf Makrozoobenthosgemeinschaften und Steinkrebsbestände im Sulzbach

Irene Pilz, Paul Arminger, Christian Pichler-Scheder, Birgit Lerchegger-
Nitsche, Samuel Auer, Stefan Auer & Clemens Gumpinger

Wels, April 2022

Studie im Auftrag des Amts der Oberösterreichischen Landesregierung -
Abteilung Wasserwirtschaft

Auswirkung von Pestiziden und Arzneimitteln auf
Makrozoobenthosgemeinschaften und Steinkrebsbestände im Sulzbach
*Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung – Abteilung
Wasserwirtschaft*

blattfisch e.U.

Technisches Büro für Gewässerökologie
DI Clemens Gumpinger

blattfisch.at



4600 Wels | Gabelsbergerstraße 7
Tel: 07242/211592 | e-Mail: office@blattfisch.at
FN 443343 a (Landesgericht Wels)

Inhalt

1	Einleitung und Fragestellung	1
2	Untersuchungsgebiet.....	2
2.1	Allgemeines	2
2.2	Probestrecken	2
2.2.1	Oberlauf.....	1
2.2.2	Grünland.....	5
2.2.3	Acker.....	9
3	Fachliche Grundlagen	13
3.1	Chemisch-physikalische Parameter	13
3.1.1	Standard-Parameter	13
3.1.2	Pestizide	14
3.1.3	Arzneimittel.....	15
3.2	Relevante chemisch-physikalische Parameter für Gewässer mit Krebsbeständen.....	15
3.3	Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung.....	16
4	Methodik.....	17
4.1	Chemisch-physikalische Parameter	17
4.1.1	Probenahmeterminale.....	17
4.1.2	Probenahme	17
4.1.3	Prüfverfahren.....	18
4.1.4	Datenauswertung	18
4.1.5	Ergebnisdarstellung.....	20
4.2	Multiparametersonde	21
4.3	Makrozoobenthos.....	21
4.4	Flusskrebse.....	22
4.4.1	Kartierung	22
4.4.2	Ermittlung des Erhaltungszustandes.....	23
4.4.3	Aufnahme der Querbauwerke	23
5	Ergebnisse.....	24
5.1	Chemisch-physikalische Parameter	24
5.1.1	Fließende Welle	24
5.1.2	Vergleich zwischen fließender Welle und Porenwasser.....	38
5.1.3	Multiparametersonde.....	42
5.2	Makrozoobenthos.....	44

5.2.1	Einzelne Probestrecken	44
5.2.2	Gepoolte Darstellung nach Belastungstypen	50
5.3	Flusskrebse.....	57
5.3.1	Steinkrebsbestände und Erhaltungszustand.....	59
5.3.2	Ausbreitung des Signalkrebsees	60
6	Diskussion.....	60
6.1	Chemisch-physikalische Parameter	60
6.1.1	Standard-Parameter	60
6.1.2	Pestizide/Pflanzenschutzmittel.....	61
6.1.3	Arzneimittel.....	62
6.2	Makrozoobenthos.....	63
6.2.1	Auffällige Verteilungsmuster (mutmaßlich) sensibler Arten	63
6.2.2	Erklärungsversuch der Verteilungsmuster durch die Verschneidung mit gemessenen Schadstoffkonzentrationen	64
6.2.3	Spezialbetrachtung Krebstiere.....	68
6.3	Flusskrebse.....	70
6.3.1	Erhaltungszustand des Steinkrebsees im Untersuchungsgebiet.....	70
6.3.2	Entwicklung der Steinkrebsbestände im Untersuchungsgebiet.....	71
6.3.3	Ausbreitung des Signalkrebsees im Untersuchungsgebiet	71
6.3.4	Allgemeine Verbreitung des Steinkrebsees	72
7	Literatur	72
8	Anhang.....	76
8.1	Standard-Parameter	76
8.2	Pestizide	80
8.3	Arzneimittel.....	85

1 Einleitung und Fragestellung

In Österreich sind aktuell 1.488 Pflanzenschutzmittel zugelassen. 218 davon sind mit dem Gefahrensymbol GHS09 („für Wasserorganismen schädlich, giftig oder sehr giftig, akut oder mit Langzeitwirkung“) deklariert.

In einer erst Anfang April 2021 veröffentlichten Studie (Schulz et al., 2021) wurde belegt, dass die Giftigkeit von Pflanzenschutzmitteln für Insekten und Krebstiere in Gewässern, die an pestizidbehandelte Ackerflächen angrenzen, aufgrund ihrer unspezifischen Wirkungsweise stark zugenommen hat. Da viele Insektizide auf das Nervensystem oder auf Stoffwechselkreisläufe wirken, die sich bei zahlreichen nahe verwandten Gruppen funktional bzw. strukturell stark ähneln, unterscheiden sie kaum zwischen Zielorganismen und Nicht-Zielorganismen. Daher ist die Beeinträchtigung von Wirbellosen in Gewässern, in deren Einzugsgebieten eine intensive landwirtschaftliche Nutzung mit Pestizideinsatz betrieben wird, ein ernstzunehmender, jedoch bislang kaum untersuchter Faktor.

Gleiches gilt für Arzneistoffe, die in der Viehzucht eingesetzt und über Gülleausbringung im Einzugsgebiet bei Niederschlagsereignissen in die angrenzenden Gewässer eingeschwemmt werden. Bekannt ist etwa, dass Xenoöstrogene, die in der Schweinezucht Anwendung finden, sich auf endokrine Mechanismen von Krustentieren auswirken können. Beispielsweise werden Auswirkungen auf den Häutungsmechanismus, die sekundären Geschlechtsmerkmale sowie die Vermehrungsfähigkeit, Spermienzahl, den Hormonhaushalt etc. beschrieben (Rodríguez et al., 2007). Auch Mazurová et al. (2008) beschreiben Krebse als hochgradig empfindliche Artengruppe gegenüber Chemikalien und Schadstoffen, insbesondere in Bezug auf endokrin wirksame Substanzen. Der in Insektenschutzmitteln enthaltene Wirkstoff Diethyltoluamid verändert bei Flusskrebsen die Fähigkeit, Beute aufzufinden. Krebse sind nach der Überblicksarbeit von Van Wijngaarden et al. (2005) sogar jene Artengruppe, die am empfindlichsten auf neurotoxische Insektizide wie Organophosphate und synthetische Pyrethroide reagiert. Damit nehmen Krebstiere eine zentrale Rolle bei der Betrachtung von Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln und Arzneistoffen auf die aquatische Lebewelt in agrarisch intensiv genutzten Einzugsgebieten ein.

Im Zuge der vorliegenden Studie wurden im Oberlauf des Sulzbaches, flussauf von Adlwang, die möglichen Auswirkungen von Arzneimitteln und Pestiziden auf Wirbellosengemeinschaften im Allgemeinen und auf Krebstiere im Speziellen – inklusive des artenschutzfachlich relevanten Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium*) – untersucht. Ziel der Erhebungen war es, festzustellen, ob Einträge von Schadsubstanzen, die im Zuge begleitender chemischer Monitoringuntersuchungen quantifiziert wurden, sich auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Wirbellosengemeinschaften auswirken, bzw. ob sich bestimmte Arten als besonders sensibel gegenüber solchen Beeinträchtigungen erweisen und gegebenenfalls als Zeigerarten angesprochen werden können. Weiters sollte festgestellt werden, ob die aktuelle Verbreitung des Steinkrebses im Oberlauf des Sulzbaches sich durch das Verteilungsmuster bestimmter Schadsubstanzen erklären lässt.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Allgemeines

Der Sulzbach entspringt auf rund 600 m Seehöhe südöstlich von Nußbach und verläuft zunächst in nordöstlicher Richtung. Ab der Ortschaft Adlwang fließt der Sulzbach weiter in Richtung Norden und mündet nach etwa 20 Fließkilometern auf einer Seehöhe von 310 m nahe der Ortschaft Rohr rechtsufrig in die Krems.

Das Projektgebiet umfasst den Oberlauf des Sulzbaches flussauf von Adlwang samt seinen südlichen Zuflüssen, dem Linningerbach, dem Pogmayrbach und drei unbenannten Bächen, die im Folgenden als „Sulzbachzubringer“ bezeichnet werden. Alle Gewässerläufe sind der Bioregion Flysch sowie der längenzonalen Region Metarhithral zuzuordnen und weisen vergleichbare hydromorphologische Eigenschaften auf. Das Untersuchungsgebiet ist Teil des FFH-Gebiets „Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen“, in dem der Steinkrebs als Schutzgut ausgewiesen ist.

Der Sulzbach befindet sich auf der landwirtschaftlich sehr intensiv genutzten Traun-Enns-Platte. In den Oberläufen des Sulzbaches und seiner Zuflüsse im Projektgebiet, in denen punktuelle Steinkrebsvorkommen bekannt sind (S. Auer et al., 2015), liegt flächendeckend Waldnutzung vor, während weiter flussabwärts Grünland- und Ackerflächen mit Gülledüngung bzw. Pestizideinsatz dominieren. Dies ermöglicht den Vergleich mehr oder weniger unbeeinträchtigter Referenzstrecken in den Oberläufen mit Belastungsstrecken verschiedener Ausprägung weiter flussabwärts. Kläranlagen liegen im Gebiet nur wenige vor, die Hydromorphologie ist in allen Probestrecken ähnlich – die maßgeblichen Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässerabschnitten sind also die verschiedenen Umlandnutzungen.

2.2 Probestrecken

Um festzustellen, ob hinsichtlich der Wasserchemie und der Makrozoobenthosgemeinschaften maßgebliche Unterschiede zwischen Abschnitten mit unterschiedlicher Belastung vorliegen, wurden unter Berücksichtigung der Umlandnutzung sowie des Verbreitungsmusters des Steinkrebsses sechs Probestrecken festgelegt (0).

Es wurden jeweils zwei Strecken in den folgenden drei Belastungstypen untersucht:

- bewaldete Oberläufe, in denen aus Voruntersuchungen Steinkrebsbestände bekannt sind und demnach angenommen werden kann, dass hier keine signifikanten chemischen Beeinträchtigungen vorliegen („Oberlauf 1“ und „Oberlauf 2“);
- Abschnitte mit Grünlandnutzung und gegenüber den geschlossenen Waldflächen im Oberlauf zumindest deutlich reduzierten Gehölzbegleitstreifen („Grünland 1“ und „Grünland 2“);
- intensiv ackerbaulich genutzte Flächen („Acker 1“ und „Acker 2“).

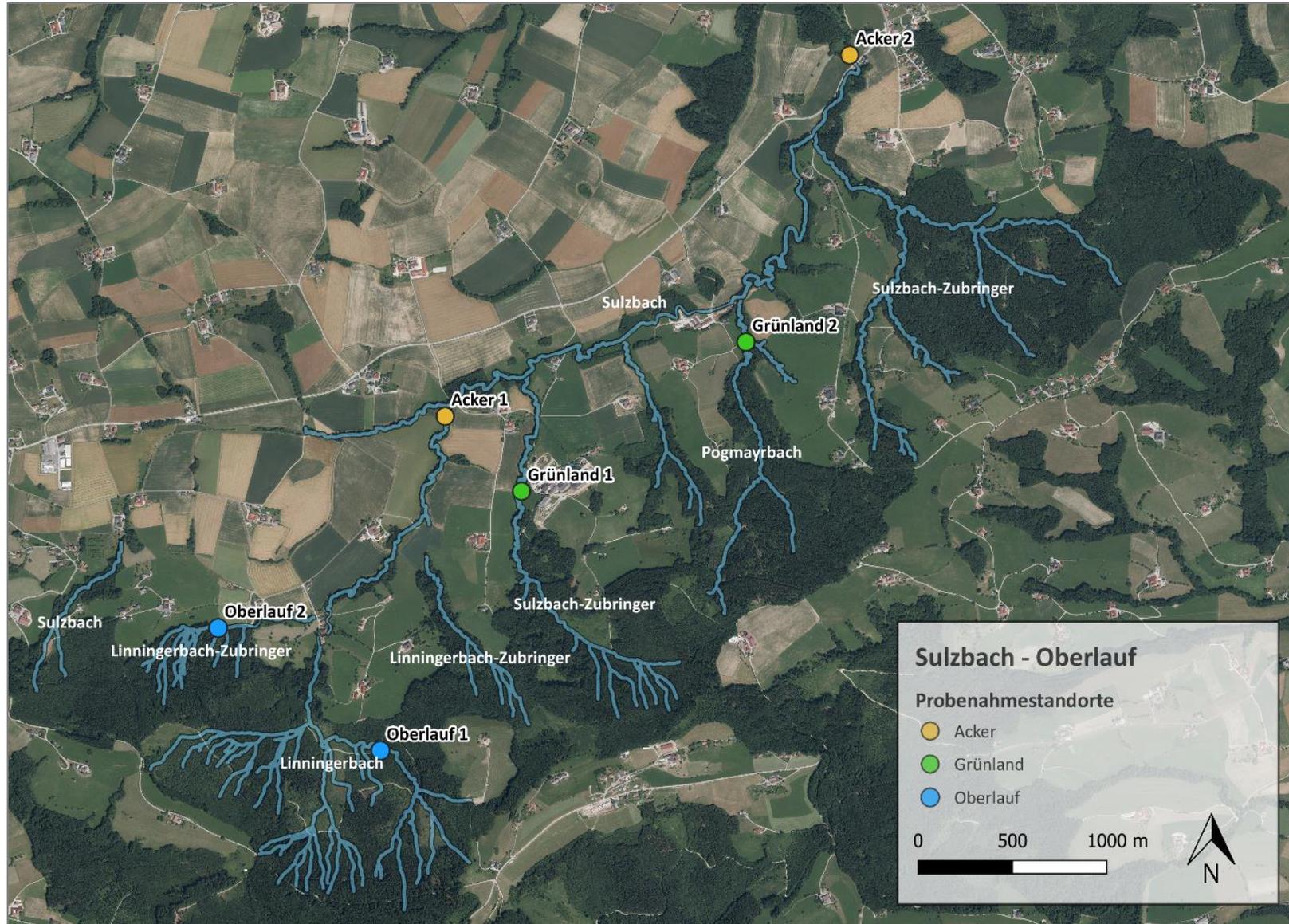


Abb. 1 Karte des Untersuchungsgebiets im Oberlauf des Sulzbaches mit Lage der Probenahmestandorte.

2.2.1 Oberlauf

Die beiden als „Oberlauf“ bezeichneten Probestrecken (Abb. 2) sind im stark verästelten Oberlauf des Linningerbaches, eines der am weitesten flussaufwärts gelegenen Zuflüsse des Sulzbaches, lokalisiert. Aufgrund des dicht bewaldeten Umlands ist in diesen beiden Strecken von keiner bis einer nur sehr geringen chemischen Belastung auszugehen, weshalb sie als Referenzstrecken betrachtet werden können. Die Gewässerabschnitte werden durch den Waldbestand sehr gut beschattet und bieten aufgrund der vielfältigen Stein- und Totholzstrukturen gute Versteckmöglichkeiten für Wirbellose. Beide Probenahmestandorte zeichnen sich durch ein heterogenes Strömungsbild und eine geringe Strömungsgeschwindigkeit ($< 0,3$ m/s) aus. Die etwa 1 bis 1,5 m breiten Bäche sind von mäßig bis steil abfallenden Ufern umgeben, was in Kombination mit der lehmigen Bodentextur vor allem beim Standort „Oberlauf 2“ zu einem vergleichsweise hohen Feinanteil im Substrat führt. Dennoch kann bei beiden Standorten von standorttypischen, heterogenen Substratverhältnissen gesprochen werden (Tab. 1 und Tab. 2).

Eine detaillierte Beschreibung zum jeweiligen Standort ist den Probenahmeprotokollen in Tab. 3 und Tab. 4 zu entnehmen.



Abb. 2 Probestrecken „Oberlauf 1“ (links) und „Oberlauf 2“ (rechts).

Tab. 1 Flächenanteile der Habitate in der Probestrecke „Oberlauf 1“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																		nicht zu-ordenbar			
		Hygropetri-sche 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		Psammo-pelal		Pelal < 6 µm				Argillal < 6 mm	
		□		x		□		□		□		□		□		□		□				□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				10		20		20		40		10									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 2 Flächenanteile der Habitate in der Probestrecke „Oberlauf 2“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																		nicht zu-ordenbar			
		Hygropetri-sche 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		Psammo-pelal		Pelal < 6 µm				Argillal < 6 mm	
		□		x		□		□		□		□		□		□		□				□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				10		20		20		30		20									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 3 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke „Oberlauf 1.“

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Linningerbach	Koordinaten: Länge	14,189293
Untersuchungsstelle	Oberlauf 1	Koordinaten: Breite	47,961011
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 10:30	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Sulzbach)	2,35
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	541
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Armingier	Flussordnungszahl	1
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	<1
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,05	Maximale Gewässertiefe [m]	0,15
Gewässerbreite [m]	1,5		
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	ja
Einleitungen oberhalb	nein	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	16,8	pH-Wert	7,9
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	124,5 / 9,90	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	341,0
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	nein
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	20	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bewölkt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	95
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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)	< 50
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Tab. 4 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke „Oberlauf 2“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Linningerbach (Zubringer)	Koordinaten: Länge	14,178721
Untersuchungsstelle	Oberlauf 2	Koordinaten: Breite	47,965664
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 11:30	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Sulzbach)	1,78
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	536
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Armingier	Flussordnungszahl	1
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	<1
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,06	Maximale Gewässertiefe [m]	0,15
Gewässerbreite [m]	1,2		
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	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	ja (Rohr)	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	16,5	pH-Wert	7,9
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	121,5 / 9,6	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	419
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	nieseln
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	20	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	90
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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)	< 50
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

2.2.2 Grünland

Abb. 3 zeigt die Probenahmestandorte „Grünland 1“ und „Grünland 2“. Beide Strecken liegen in rechtsufrigen Zuflüssen zum Sulzbach und sind durch einen schmalen Ufergehölzstreifen von den umliegenden Grünflächen abgegrenzt. Bei beiden Standorten handelt es sich um gut strukturierte Abschnitte mit heterogenen Substratverhältnissen (Tab. 5 und Tab. 6) und teils unterspülten Ufern. Im Vergleich zu den Referenzstrecken sind die Standorte im Grünland durch ein breiteres Bachbett, eine etwas flachere Uferneigung und ein etwas geringeres Gefälle gekennzeichnet. Die umliegenden Grünflächen unterliegen einer landwirtschaftlichen Nutzung. Flussauf der Probenahmestellen wurden zudem jeweils mehrere kleine Einleitungsrohre vorgefunden.

Erst im Zuge der Datenauswertung wurde die Existenz eines zuvor nicht ersichtlichen Quellbaches entdeckt, welcher nur wenige Meter flussauf des Probenahmestandorts „Grünland 2“ rechtsufrig in den Bach mündet. Dadurch wird der Charakter dieser als Grünland-Abschnitt ausgewählten Strecke faunistisch entsprechend beeinflusst, was eine Verzerrung der Untersuchungsergebnisse zur Folge haben kann. Daher können etwaige Unterschiede in den Makrozoobenthosgemeinschaften nicht mehr alleine auf die unterschiedliche Art bzw. Intensität der Umlandnutzung zurückgeführt werden, da solche Unterschiede auch mit den stark quellbachgeprägten Bedingungen von „Grünland 2“ in Zusammenhang stehen können. Dieser Umstand wurde in der Interpretation der Messdaten entsprechend berücksichtigt.

Eine detaillierte Beschreibung zum jeweiligen Standort ist den Probenahmeprotokollen in Tab. 7 und Tab. 8 zu entnehmen.



Abb. 3 *Probestrecken „Grünland 1“ (links) und „Grünland 2“ (rechts).*

Tab. 5 Flächenanteile der Habitate in der Probestrecke „Grünland 1“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																		nicht zu-ordenbar			
		Hygropetri-sche 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		Psammo-pelal		Pelal < 6 µm				Argillal < 6 mm	
		□		x		□		□		□		□		□		□		□				□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				5		10		55		20		10									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 6 Flächenanteile der Habitate in der Probestrecke „Grünland 2“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																		nicht zu-ordenbar			
		Hygropetri-sche 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		Psammo-pelal		Pelal < 6 µm				Argillal < 6 mm	
		□		x		□		□		□		□		□		□		□				□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				5		5		25		60		5									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 7 Probenahmeprotokoll für den Probestandort „Grünland 1“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Sulzbach-Zubringer	Koordinaten: Länge	14,198259
Untersuchungsstelle	Grünland 1	Koordinaten: Breite	47,971343
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 13:40	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Sulzbach)	0,54
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	472
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Armingier	Flussordnungszahl	1
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	<1
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,15	Maximale Gewässertiefe [m]	1,5
Gewässerbreite [m]	1,2		
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	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Drainage	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	17,6	pH-Wert	78,2
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	122,5 / 9,4	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	409,3
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	20	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	90
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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)	50-100
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Tab. 8 Probenahmeprotokoll für den Probestandort „Grünland 2“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Pogmayrbach	Koordinaten: Länge	14,211759
Untersuchungsstelle	Grünland 2	Koordinaten: Breite	47,976760
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 14:45	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Sulzbach)	0,19
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	439
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Arminger	Flussordnungszahl	1
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	<1
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,08	Maximale Gewässertiefe [m]	0,15
Gewässerbreite [m]	2,0		
Uferaufbau linkes Ufer	naturnah	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	Grünland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nein	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,3	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	18,0	pH-Wert	8,2
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	122,3 / 9,40	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	445
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	21	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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)	< 50
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

2.2.3 Acker

Im Bereich der Probenahmestandorte „Acker 1“ und „Acker 2“ (Abb. 4) wird beidseitig intensive Landnutzung in Form von Maisanbau betrieben, weshalb mit einer vergleichsweise hohen Belastung durch den Eintrag von Dünge- und Spritzmitteln zu rechnen ist. „Acker 1“ befindet sich im Linningerbach unmittelbar flussauf der Mündung in den Sulzbach. Probestrecke „Acker 2“ ist im untersten Abschnitt des Sulzbach-Oberlaufs lokalisiert, um allfällige kumulative Effekte aus dem Einzugsgebiet abgreifen zu können. Im Einzugsgebiet dieses Standorts befinden sich zudem fünf Kleinkläranlagen, deren Einwohnerwert (EW, Maß für die Belastung einer Kläranlage) in Summe bei 73 liegt. Auf die anderen fünf Standorte haben diese Anlagen keinen Einfluss.

Beide Standorte weisen eine vergleichsweise geringe Breiten- und Tiefenvarianz sowie eine homogene Strömungsdiversität auf. Im Vergleich zu den Standorten im Oberlauf und Grünland weisen die Ackerstandorte einen höheren Feinsedimentanteil auf (Tab. 9 und Tab. 10). Die Ufer sind flacher und stellenweise verbaut. Neben landwirtschaftlichen Einleitungen wurden im Bereich der Probenahmestellen auch kleinere Mengen Bauschutt in Form von Ziegel- und Betonbruch vorgefunden.

Eine detaillierte Beschreibung zum jeweiligen Standort ist den Probenahmeprotokollen in Tab. 11 und Tab. 12 zu entnehmen.



Abb. 4 Probestrecken „Acker1“ (links) und „Acker 2“ (rechts).

Tab. 9 Flächenanteile der Habitats in der Probestrecke „Acker 1“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																nicht zuordenbar					
		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	
		□		x		□		□		□		□		□		□				□		□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP	%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				5		10		25		20		40									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 10 Flächenanteile der Habitats in der Probestrecke „Acker 2“. Aufgrund der angewandten Kastensamplern-Methode war keine Berechnung der Einzelproben (EP) notwendig.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																nicht zuordenbar					
		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	
		□		x		□		□		□		□		□		□				□		□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP			%	EP	%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□				5		10		20		25		40									
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

Tab. 11 Probenahmeprotokoll für den Probestandort „Acker 1“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Linningerbach	Koordinaten: Länge	14,193879
Untersuchungsstelle	Acker 1	Koordinaten: Breite	47,974223
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 13:00	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Krems)	17,9
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	449
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Arminger	Flussordnungszahl	2
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	2
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,10	Maximale Gewässertiefe [m]	0,25
Gewässerbreite [m]	1,2		
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	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nein	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	16,0	pH-Wert	8,1
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	123,0 / 9,0	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	417
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	20	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	90
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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)	< 50
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Tab. 12 Probenahmeprotokoll für den Probestandort „Acker 2“.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Sulzbach	Koordinaten: Länge	14,217956
Untersuchungsstelle	Acker 2	Koordinaten: Breite	47,988092
Datum und Entnahmezeit	16.08.21, 15:30	Flusskilometer [km] (ab Mündung in Krems)	14,8
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	406
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pilz, Arminger	Flussordnungszahl	4
Gemeinde	Adlwang	Einzugsgebietsgröße [km ²]	9
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Flysch	Saprobieller Grundzustand	1,5
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,4
Gewässerbreite [m]	6		
Uferaufbau linkes Ufer	hart verbaut	Uferaufbau rechtes Ufer	hart verbaut
Uferneigung linkes Ufer	senkrecht	Uferneigung rechtes Ufer	senkrecht
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume, Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume, Sträucher
Umland	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja
Einleitungen oberhalb	nein	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,7
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	17,7	pH-Wert	8,3
O ₂ -Sättigung [%] und O ₂ -Gehalt [mg/l]	126,3 / 9,8	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	477
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	21	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bewölkt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	90
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Sulzbach Unterrohr
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	
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 50
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

3 Fachliche Grundlagen

3.1 Chemisch-physikalische Parameter

Die folgenden Informationen zu den Standard-Parametern, Pestiziden und Arzneimitteln wurden dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLFUW, 2017) und Deutsch et al. (2015) entnommen. Eine Liste aller in der vorliegenden Studie gemessenen Standard-Parameter, Pestizide und Arzneimittel ist dem Anhang (S. 76) zu entnehmen.

3.1.1 Standard-Parameter

Stickstoff (N)

Stickstoff-Verbindungen gelangen durch menschliche und tierische Ausscheidungen (Mist, Gülle u. ä.) sowie Düngemittel ins Gewässer und werden als Eutrophierungsparameter herangezogen. Der Gesamt-Stickstoff setzt sich aus den anorganischen Anteilen Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), Nitrit-Stickstoff ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) sowie aus organischen Stickstoff-Verbindungen zusammen. Der größte Teil des anorganischen Stickstoffs liegt in Gewässern in Form von Nitrat vor. Ammonium und Nitrit können – neben ihrer Funktion als Nährstoffe für das Pflanzenwachstum – in Abhängigkeit ihrer Konzentration auch eine direkte ökotoxikologische Wirkung auf tierische Organismen haben.

Phosphat (P)

Phosphat-Verbindungen kommen durch menschliche und tierische Ausscheidungen, Düngemittel, Wasch- und Reinigungsmittel ins Gewässer und können, da Phosphat in aquatischen Systemen den limitierenden Faktor darstellt, zu Eutrophierung führen. Der Gesamt-Phosphor (P_{tot}) setzt sich aus Orthophosphat ($\text{o-PO}_4\text{-P}$), Polyphosphaten und organischen Phosphat-Verbindungen zusammen. Aufgrund seiner sofortigen biologischen Verfügbarkeit kann anhand von Orthophosphat eine Aussage über den trophischen Zustand eines Gewässers getätigt werden.

Organischer Kohlenstoff (OC)

Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC = total organic carbon) spiegelt die Belastung mit organischen Stoffen im Gewässer wider und umfasst neben dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) auch partikulär gebundene, organische Kohlenstoffanteile, die insbesondere bei Regenereignissen durch Abschwemmung von Düngemitteln und durch die Erosion des Bodens in die Gewässer gelangen. DOC kommt in Fließgewässern natürlicherweise als Folge des Abbaus von organischem Material und der Auswaschung aus Böden im Einzugsgebiet vor.

Geochemische Parameter

Zu den geochemischen Parametern werden Calcium, Magnesium und Karbonate (aus der Verwitterung von Kalkgesteinen), Kieselsäure (aus Granit, Feldspat und Tonmineralien), Sulfat (aus gipshaltigem Gestein), Natrium und Chlorid (aus der Verwitterung von Steinsalzen) sowie Kalium (aus Granit und Tonmineralien) gezählt. Im Industrie-, Gewerbe- und Haushaltsabwasser können erhöhte Konzentrationen insbesondere von Sulfat, Natrium und Chlorid auftreten. Kalium wird zusätzlich über diffuse Quellen infolge von Düngerauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer eingetragen. Chlorid muss bei der Beurteilung der fischtoxischen Wirkung von Nitrit

mitberücksichtigt werden. Es ist in größeren Konzentrationen (> 200 mg/l) zudem toxisch für Pflanzen, insbesondere für Algen.

3.1.2 Pestizide

Als Pestizid bezeichnet man einen toxischen Wirkstoff, welcher in Bioziden und Pflanzenschutzmitteln enthalten ist und zur Bekämpfung von Pflanzen (Herbizid), Insekten (Insektizid) oder Pilzen (Fungizid) eingesetzt wird. Der Eintrag von Pestiziden in Fließgewässer erfolgt hauptsächlich über diffuse Quellen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Pestizide werden gemäß EU-VERORDNUNG 1185 (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Gemeinschaften, 2009) in neun Wirkstoffgruppen unterteilt.

Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge werden vorab jene Pestizide erläutert, welche im Rahmen des Projektes in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden.

S-Metolachlor und dessen Metaboliten (Metalochlor ESA, Metolachlor OA etc.) sind Herbizide aus der Stoffklasse der Chloracetamide und in Österreich in mehreren Produkten zugelassen. Metolachlor wird beispielsweise auf Mais, Hirse, Sojabohne, Ölkürbis und Zuckerrübe angewandt. Im Jahr 2012 wurde die Inverkehrbringungsmenge dieses Wirkstoffes als „hoch“ (25 – 200 t) eingestuft (BMLFUW, 2014). Die toxische Wirkung von S-Metolachlor wurde bereits an mehreren aquatischen Tierarten (z. B. *Oncorhynchus mykiss*, *Pimephales promelas*, *Lepomis macrochirus*, *Mysidopsis bahia* oder *Daphnia magna*) nachgewiesen, wobei in den entsprechenden Datenblättern diverser Produkthanbieter letale Dosen (LD₅₀) und mittlere effektive Dosen (ED₅₀) je nach untersuchter Art und Expositionsdauer im Bereich zwischen 1 und 36 mg/l angegeben werden (EPA, 2009; Ningbo Huili Import & Export Co., o. J.; Realchemie, o. J.; Syngenta, o. J.). Zudem wird S-Metolachlor gemäß der EU-GHS-Einstufung nach Verordnung (EG) 1272/2008 (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union, 2008) als chronisch gewässergefährdend eingestuft. Es ist davon auszugehen, dass die Metaboliten Metolachlor ESA und Metolachlor OA eine geringere Toxizität aufweisen als die Ausgangssubstanz (BMLFUW, 2014).

Dimethenamid-P wird ebenfalls zu den Chloracetamiden gezählt und kommt als Herbizid beispielsweise zur Behandlung von Winterraps, Mais, Kürbis, Ackerbohne, Sojabohne, Sonnenblume oder Obst zum Einsatz. Auch bei Dimethenamid-P wurde die Inverkehrbringungsmenge im Jahr 2012 als „hoch“ (25 – 200 t) eingestuft (BMLFUW, 2014). Dimethenamid wird in der Umwelt photolytisch abgebaut und gemäß EFSA (2012) als (schwer) biologisch abbaubar eingestuft. Chronische Tests zur Untersuchung der toxischen Wirkung von Dimethenamid auf aquatische Organismen ergaben für die Regenbogenforelle eine toxikologische Höchstkonzentration in der Toxizitätsbestimmung (NOEC) von 120 µg/L. Gemäß der EU-GHS-Einstufung nach Verordnung (EG) 1272/2008 (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union, 2008) geht von Dimethenamid-P sowohl eine akute als auch eine chronische Toxizität für Wasserorganismen aus. Die Metaboliten Dimethenamid-P-ESA und Dimethenamid-P-OA weisen im Vergleich zu ihrer Muttersubstanz nur eine geringe Toxizität auf (BMLFUW, 2014).

Atrazin-Desethyl-Desisopropyl (DACT) ist ein gemeinsamer Metabolit von mehreren Chlortriazin, dessen Nachweis im Wesentlichen auf die Anwendung von Atrazin, Propazin, Simazin sowie Terbutylazin zurückzuführen ist. Mit Ausnahme von Terbutylazin sind Triazinherbizide mittlerweile nicht mehr zugelassen (BMSGPK, 2020). Obwohl die Anwendung von Atrazin in Österreich seit 1995 und in der EU seit 2003 verboten ist, sind aufgrund der hohen Aufwandsmengen nach wie vor Metaboliten nachweisbar. Atrazin kann schon in sehr geringen Konzentrationen die Entwicklung von männlichen Fröschen stören und diese in Zwitter verwandeln (Hayes et al., 2010). Untersuchungen

von Vandenberg et al (2012) zufolge steht Atrazin auch im Verdacht, die Entwicklung von Brustkrebs beim Menschen zu begünstigen.

3.1.3 Arzneimittel

Unter Arzneimittel versteht man Stoffe, die in der Human- und Veterinärmedizin zur Heilung oder Linderung von körperlichen Beschwerden angewendet werden. Ein Arzneimittel beinhaltet einen oder mehrere Wirkstoffe, die für die spezifische Wirksamkeit verantwortlich sind. Arzneimittel gelangen sowohl über tierische als auch menschliche Ausscheidungsprodukte in die Gewässer.

Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge werden vorab jene Arzneimittel erläutert, welche im Rahmen des Projektes in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden.

4-Acetamidoantipyridin und 4-Formylaminoantipyridin sind Metaboliten verschiedener Phenazon-Derivate wie Metamizol und Aminophenazon, die als Analgetika verwendet werden. Aufgrund des kanzerogenen Metaboliten Dimethylnitrosamin darf Aminophenazon im Gegensatz zu Metamizol nur noch veterinär verwendet werden. Bei Diclofenac handelt es sich um einen Wirkstoff aus der Gruppe der Antiphlogistika und Antirheumatika, der ausschließlich in der Humanmedizin Anwendung findet. Diclofenac lag 2014 mit einem Verbrauch von 5.597 kg in Österreich an siebenter Stelle innerhalb der Gruppe der Antiphlogistika und Antirheumatika. Hydrochlorothiazid, ein Benzothiazin-Derivat aus der Gruppe der Diuretika, dient der Erhöhung des Harnvolumens und wird ausschließlich in der Humanmedizin eingesetzt. 2014 lag der Verbrauch von Hydrochlorothiazid in Österreich bei 2.577 kg. Metformin zählt als Humanarzneimittelwirkstoff zur Gruppe der Antidiabetika und hatte 2014 innerhalb dieser Gruppe mit 141.588 kg den größten Wirkstoffverbrauch in Österreich (BSG, 2018; Clara et al., 2019; Gasteiger & Schunk, 2003; Hartmann, 2016)

3.2 Relevante chemisch-physikalische Parameter für Gewässer mit Krebsbeständen

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU, 2019) gibt die Bandbreite von chemisch-physikalischen Parametern in Krebsgewässern an, die im Zuge von Untersuchungen an freilebenden Krebsbeständen erhoben wurden. Grundsätzlich benötigen Krebse eine gute bis mittlere Wasserqualität mit nur geringer organischer Belastung. Die entsprechenden Richtwerte sind in Tab. 13 dargestellt.

Tab. 13 Relevante chemisch-physikalische Parameter von Krebsgewässern (LfU, 2019).

Parameter	Einheit	Mittelwert	Standard-abweichung	Minimum	Maximum
Temperatur	°C	9,9	4,4	0,0	20,0 / 24,5* (*Edelkrebsgewässer)
pH		7,8	,8	4,5	9,0
Leitfähigkeit	µS/cm	472,2	251,7	50,0	1.850,0
SBV	mmol/l	2,8	1,8	0,0	7,0
Calcium	mg/l	68,4	28,6	8,0	140,0
Magnesium	mg/l	16,8	12,6	1,5	90,0
Eisen	mg/l	0,2	0,3	0,0	4,0
Silicium	mg/l	2,0	1,8	0,2	20,0
Chlorid	mg/l	9,1	4,9	0,5	30,0
Ortho-P-P	mg/l	0,1	0,1	0,0	1,0
Gesamt-P-P	mg/l	0,1	0,2	0,0	2,5
Ammonium-N	mg/l	0,1	0,2	0,0	1,6
Nitrit-N	mg/l	0,1	0,1	0,0	1,0
Nitrat-N	mg/l	3,6	4,1	0,0	30,0
Sauerstoff	mg/l	11,1	2,1	4,0	17,5
BSB ₅	mg/l	2,7	1,8	0,1	11,0

3.3 Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung

Die Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verpflichtet die Mitgliedstaaten, Aktionsprogramme festzulegen, um derartige Gewässerverunreinigungen zu verringern und weiteren vorzubeugen.

Das österreichische Aktionsprogramm umfasst bundesweit geltende Vorgaben im Zusammenhang mit der Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftliche Flächen. Ziel der Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung (NAPV, o. J.) ist die Verringerung von Gewässerverunreinigungen durch derartige Stoffe. Unter anderem werden für landwirtschaftliche Nutzflächen – je nach Bewirtschaftungskonzept – individuelle Ausbringungszeiträume für organische Dünger wie Stallmist, Jauche oder Gülle festgelegt. Bei Dauergrünland besteht beispielsweise ein Ausbringungsverbot vom 30. November bis zum 15. Februar des Folgejahres. Unabhängig davon ist ein Ausbringen auf wassergesättigten, überschwemmten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden nicht zulässig. Zudem muss bei der Düngung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen entlang von Oberflächengewässern ein direkter Eintrag ins Gewässer vermieden werden. Diesbezüglich muss zumindest ein bestimmter Abstand zwischen Böschungskante und Wasseranschlagslinie bei Mittelwasser eingehalten werden (Tab. 14).

Tab. 14 Auszug aus der NAPV (o. J.): Abstand bei Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngemitteln.

*wenn es sich bei der an die Böschungskante des Fließgewässers angrenzenden Fläche um einen ein Hektar nicht

	Abstand bei Ausbringen von stickstoffhaltiger Düngung mit direkt injizierenden Geräten bzw. Breite eines ganzjährig mit lebenden Pflanzen bewachsenen Streifens zur Böschungsoberkante des Gewässers in m.	In allen anderen Fällen Abstand in m
Zu stehenden Gewässern (ausgenommen Beregnungsteiche), wenn der zur Böschungsoberkante des Gewässers angrenzende Bereich von 20 m eine durchschnittliche Neigung von bis zu 10% aufweist.		20
Zu stehenden Gewässern (ausgenommen Beregnungsteiche), wenn der zur Böschungsoberkante des Gewässers angrenzende Bereich von 20 m eine durchschnittliche Neigung von mehr als 10% aufweist.		20
Zu fließenden Gewässern, wenn der zur Böschungsoberkante des Gewässers angrenzende Bereich von 20 m eine durchschnittliche Neigung von bis zu 10% aufweist		5 (3*)
Zu fließenden Gewässern, wenn der zur Böschungsoberkante des Gewässers angrenzende Bereich von 20 m eine durchschnittliche Neigung von mehr als 10% aufweist		10

überschreitenden schmalen Schlag in Gewässerrichtung mit einer Breite von höchstens 50 Metern handelt, oder das Gewässer einen Entwässerungsgraben darstellt.

4 Methodik

4.1 Chemisch-physikalische Parameter

4.1.1 Probenahmeterminale

Im Zuge eines Startgesprächs wurden mit der Abteilung Wasserwirtschaft am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung für den Zeitraum von Mai bis November 2021 monatliche Probenahmen aus der fließenden Welle vereinbart. Zudem wurde festgelegt, auch Porenwasser stichprobenartig zu untersuchen. Wasserproben aus der fließenden Welle zeigen den aktuellen chemischen Zustand an, während Porenwasser sich oft durch hohe Nährstoffakkumulationen – vor allem in Bezug auf Orthophosphat – auszeichnet und somit Rückschlüsse auf die Intensität von landwirtschaftlichen Arbeiten in der Vergangenheit (etwa Düngemittelausbringung) ermöglichen kann (BMLRT, 2020).

Die monatlichen Beprobungen der fließenden Welle wurden von Mitarbeitern der Abteilung Wasserwirtschaft am Amt der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführt. Das Porenwasser wurde an zwei Terminen von Mitarbeitern des Büros blattfisch e.U. entnommen. Die entsprechenden Probenahmeterminale sind in Tab. 15 angegeben. Alle Wasserproben wurden von der Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes OÖ auf Standard-Parameter, bakterielle Parameter, Pestizide und Arzneimittel untersucht.

Tab. 15 Probenahmeterminale.

Fließende Welle	Porenwasser
27.05.21	27.05.21
22.06.21	
19.07.21	
17.08.21	
13.09.21	08.09.2021
11.10.21	
02.11.21	

4.1.2 Probenahme

Zur Untersuchung der fließenden Welle wurden an allen sieben Terminen Wasserproben von jeweils 250 ml direkt aus der Wassersäule entnommen und in sterile Probengebinde überführt. Mithilfe einer 50-ml-Kolbenspritze und eines Metallaufsatzes, welcher etwa 15 cm tief in das Interstitial eingeführt wurde, wurden an zwei Terminen im Mai und September 2021 zudem jeweils 250 ml Porenwasser in sterile Probengebinde abgefüllt.

Für Analysen mittels HPLC wurden sowohl aus der freien Welle als auch aus dem Porenwasser weitere 3 ml durch einen 45-µm-Porenfilter in ein Glasvial filtriert und dieses luftdicht verschlossen.

Zusätzlich wurden vor Ort die physikalischen Grundparameter Wassertemperatur (°C), Sauerstoffgehalt (mg/l), Sauerstoffsättigung (%), Leitfähigkeit (µS/cm) und pH-Wert mit einem jeweils unmittelbar zuvor kalibrierten Multiparameter-Messgerät des Typs Hach HQ40d erhoben. Nach der Probenahme wurden die gekühlten Wasserproben gemeinsam mit den entsprechenden Probenahmeprotokollen in der Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes OÖ abgegeben.

4.1.3 Prüfverfahren

Für die Auswertung der Proben wurden folgende Prüfverfahren herangezogen:

Tab. 16 Im Zuge der wasserchemischen Analysen eingesetzte Prüfverfahren.

QS-SOP-Nr.	Prüfverfahren
GS-5-008/PR	Bestimmung von Gesamtphosphor in Reinwasser (EN ISO 15681-2: Aufschluss nach EN ISO 6878)
GS-5-008/PR	Bestimmung von Ammonium mittels CFA in Reinwasser (EN ISO 11732)
GS-5-008/PR	Bestimmung von Nitrit mittels CFA in Reinwasser (EN ISO 13395)
GS-5-008/PR	Bestimmung von ortho-Phosphat mittels CFA in Reinwasser (EN ISO 15681-2)
PR-053/LAB	Bestimmung von F, Cl, NO ₃ , SO ₄ , Oxalat mittels Ionenchromatographie in Reinwässern im Labor (EN ISO 10304-1)
PR-053/LAB	Bestimmung von Na, K, Mg, Ca mittels Ionenchromatographie in Reinwässern im Labor (EN ISO 14911)
PR-020/LAB	Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffes in Wässern mittels Hochtemperatur Oxidation mit Sauerstoff oder synthetischer Luft zu CO ₂ und NDIR-Detektion (EN 1484)
PR-049/LAB	Bestimmung von Pestiziden und Metaboliten mittels HPLC-MS/MS in wässriger Matrix (DIN 38407-35, DIN 38407-36)
LC-MS/MS n.a	Bestimmung mittels Flüssigchromatografie mit MS/MS-Detektion in wässriger Matrix (Direktinjektion ohne Anreicherung) - nicht akkreditiertes Prüfverfahren
PR-053/LAB	Berechnung der Gesamthärte (DIN 38409-6)

4.1.4 Datenauswertung

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen Schadstoffeinträgen und Art bzw. Intensität der Umlandnutzung untersuchen zu können, wurden die Analyseergebnisse der mutmaßlich belasteten Probestrecken „Grünland 1“ und „Grünland 2“ sowie „Acker 1“ und „Acker 2“ mit jenen der als Referenzgewässer herangezogenen Probestrecken „Oberlauf 1“ und „Oberlauf 2“ verglichen.

Die Gewässerabschnitte wurden mittels der Beurteilungskriterien der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächenwasser (QZV, 2019) und der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV, 2022) hinsichtlich ihrer Wasserqualität bewertet. Die Parameter pH, Sauerstoff, Orthophosphat, Nitrat und Chlorid wurden gemäß QZV-Ökologie anhand des 90. Perzentsils bzw. Chlorid anhand des Mittelwertes bewertet, die Temperatur mit dem 98. Perzentil. Die Grenzwerte finden sich zusammengefasst in der Tab. 17, detaillierte Angaben in der jeweiligen Verordnung.

Tab. 17 Die Tabelle beinhaltet die Grenzwerte der QZV-Ökologie-relevanten Parameter.

Parameter „Sauerstoffsättigung“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Perzentil 90	
	saprobieller Grundzustand	1,5	
	Grenzbereich in %	sehr gut	gut
		80 – 120	
Parameter „Orthophosphat“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Perzentil 90	
	trophische Grundzustandsklasse	mesotroph	
	Grenzwerte in mg/l	sehr gut	gut
		0,02	0,05
	Bioregion	Flysch	

Parameter „Nitrat“	Berechnung	Perzentil 90	
	saprobieller Grundzustand	1,5	
	Grenzwerte in mg/l	sehr gut	gut
		1,5	4,0
Parameter „Chlorid“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Mittelwert/ZHK ¹	
	saprobieller Grundzustand	1,5	
	Grenzwerte in mg/l	sehr gut	gut
150 (600) ¹			
Parameter „pH-Wert“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Perzentil 90	
	saprobieller Grundzustand	1,5	
	Grenzbereich	sehr gut	gut
6-9			
Parameter „Temperatur“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Perzentil 98	
	Fischregion	Metarhithral	
	Grenzwerte in °C	sehr gut	gut
17		20	

¹Zulässige Höchstkonzentration (ZHK) als Mittelwert über 72 Stunden

Die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ wurden gemäß der QZV-Chemie bewertet. Der wasserchemische Zustand des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ ergibt sich bei einer Gegenüberstellung der in der QZV-Chemie vorgegebenen Formel - welche unter anderem die Parameter Temperatur und pH-Wert miteinbezieht - und dem arithmetischen Mittel (Abb. 5). Ist der Wert des arithmetischen Mittels kleiner als der berechnete Wert der Formel, liegt ein guter chemischer Zustand vor. Im Gegensatz zu den Parametern der QZV-Ökologie kann bei den Parametern der QZV-Chemie ausschließlich ein guter wasserchemischer Zustand erreicht werden (QZV, 2022).

$$\text{UQN N-NH}_4 = (14.425 / (1 + 10^{(7.688 - \text{pH})}) + 621.75 / (1 + 10^{(\text{pH} - 7.688)})) \cdot \min(2.85, 1.45 \cdot 10^{0.028 \cdot (25 - T)})$$

Darin bedeuten:

UQN N-NH ₄	Umweltqualitätsnorm für Ammonium (als N-NH ₄ in µg/l)
pH	pH-Wert
T	Temperatur in °C

Abb. 5 Gleichung zur Berechnung von Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) gemäß QZV-Chemie (2022).

Der wasserchemische Zustand für den Parameter Nitrit wird in Abhängigkeit der Chlorid-Konzentration und der biozönotischen Fischregion ermittelt (QZV, 2022) (Tab. 18).

Tab. 18 In der Tabelle finden sich die Grenzwerte für Nitrit in Abhängigkeit der Chlorid-Konzentration und der Fischregion (QZV 2022). Das gesamte Projektgebiet befindet sich im Metarhithral, weswegen der jeweils erste angeführte Wert bei den Nitrit-Grenzwerten heranzuziehen ist (*).

	Chlorid-Konzentration	Grenzwerte Nitrit
Parameter „Nitrit“	0-3 mg Cl ⁻ /l	10/20*
	<3-7,5 mg Cl ⁻ /l	50/100*
	>7,5-15 mg Cl ⁻ /l	90/180*
	>15-30 mg Cl ⁻ /l	120/240*
	>30 mg Cl ⁻ /l	150/300*

* Die Umweltqualitätsnorm wird in Abhängigkeit von der Chloridkonzentration und der biozönotischen Fischregion festgelegt. Der jeweils erste angegebene Wert gilt für Rithralgewässer (umfasst die Fischlebensräume Epirithral, Metarithral, Hyporithral), der zweite Wert für Potamalgewässer (umfasst die Fischlebensräume Epipotamal und Metapotamal). Die Werte beziehen sich auf NO₂-N, und sind im Filtrat zu bestimmen.

Der Parameter DOC wurde gemäß QZV-Ökologie 2019 nicht in die Berechnung des wasserchemischen Zustandes miteinbezogen. Aufgrund der hohen Aussagekraft dieses Parameters wird er in der Tabelle angeführt, für die Berechnung jedoch nicht berücksichtigt. Grenzwerte zum diesem Parameter finden sich in der QZV-Ökologie 2010 (QZV, 2010) (Tab. 19).

Tab. 19 Grenzwerte des Parameters DOC gemäß QZV-Ökologie 2019.

Parameter „DOC“	Bioregion	Flysch	
	Berechnung	Perzentil 90	
	saprobieller Grundzustand	1,5	
	Grenzbereich in mg/l	sehr gut	gut
		2,5	4,0

Neben den standortbezogenen Unterschieden wurden auch zeitliche Veränderungen berücksichtigt. Zudem wurden die Ergebnisse der Proben aus der fließenden Welle mit jenen der Porenwasser-Proben verglichen.

4.1.5 Ergebnisdarstellung

Für die Standardparameter erfolgt die Ergebnisdarstellung jeweils in zwei Tabellen. In der jeweils ersten werden die von der QZV-Ökologie abgedeckten Parameter und der daraus abgeleitete wasserchemische Zustand dargelegt, in der zweiten die nach QZV-Chemie abgedeckten Parameter und deren Bewertung.

Von den Arzneimitteln und Pestiziden wurden nur jene Parameter graphisch dargestellt, bei denen die Analyseergebnisse klare Verteilungsmuster erkennen ließen.

Für jede zu analysierende Substanz gibt es eine spezifische technische Bestimmungsgrenze. Bei Konzentrationen, die unter dieser Bestimmungsgrenze liegen, ist nicht feststellbar, ob der entsprechende Stoff nur in geringen Mengen in der Probe enthalten ist oder vollkommen fehlt. Zur Vereinfachung der Grafiken und zur besseren Interpretierbarkeit wurden ausschließlich Werte dargestellt, die über der Bestimmungsgrenze lagen. Die Skalierung der Y-Achse wurde aufgrund der teils stark abweichenden Konzentrationen zur besseren Lesbarkeit an den jeweiligen Stoff angepasst.

Für den Vergleich zwischen Porenwasser und fließender Welle wurden die Daten des Probenahmetermins vom 27.05.2021 herangezogen.

Die Analyseergebnisse aller nicht graphisch dargestellten Parameter finden sich der Vollständigkeit halber in tabellarischer Form im Anhang.

4.2 Multiparametersonde

Im Bereich der am weitesten flussabwärts gelegenen Probestelle „Acker 2“ wurde eine Multiparametersonde der Firma SEBA eingebracht (Abb. 6), mit der von 12. Mai bis 02. November 2021 die Wassertemperatur, der Wasserstand und die elektrische Leitfähigkeit in einem 15-minütigen Intervall gemessen wurden, um die Probenahmetermine gegebenenfalls spontan auf allfällige Belastungsspitzen abstimmen zu können.



Abb. 6 *Dauermesssonde beim Standort „Acker 2“ zur permanenten Messung von elektrischer Leitfähigkeit, Wasserstand und Temperatur.*

4.3 Makrozoobenthos

Neben den physikalisch-chemischen Parametern wurden in den sechs Probestrecken auch die Makrozoobenthosgemeinschaften untersucht, um die Probestrecken hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung, ihrer Gewässergüte und anderer ökologisch relevanter Parameter miteinander vergleichen zu können.

Die Makrozoobenthos-Probenahme wurde am 16.08.2021 mittels der Kastensampler-Methode durchgeführt. Im Vergleich zur MHS-Methode nach Moog (2004) ist die Methode mit einem wesentlich geringeren zeitlichen Aufwand verbunden, allerdings bleibt auch die Aussageschärfe entsprechend geringer, weil anstelle von 20 habitatanteilig beprobten Einzelflächen mit einer Gesamtfläche von 1,25 m² nur eine einzige – möglichst repräsentative – Fläche mit 0,1 m² Inhalt untersucht wird.

Bei der Probenahme wurde ein metallener Kasten, der auf der flussaufwärtigen Seitenfläche mit einem Netz (Maschenweite 500 µm) bespannt ist und auf der flussabwärtigen Seite einen Netzsack mit gleicher Maschenweite trägt (Abb. 7), auf der Gewässersohle platziert. Mit Hilfe eines spitzen Gegenstandes wurde die gesamte Fläche innerhalb des Samplers bis zu einer Tiefe von 15–20 cm aufgewühlt. Durch die Strömung wurden alle benthisch lebenden Gewässerorganismen in den Netzsack gespült.



Abb. 7 Makrozoobenthos-Probenahme im Sulzbach mit Hilfe eines Kastensamplers.

Die Proben wurden mit 96%igem Ethanol fixiert und ins Labor transportiert. Die Bestimmung der Tiere erfolgte auf einem möglichst hohen taxonomischen Niveau, wobei generell das Artniveau angestrebt wurde. Bei juvenilen, nicht auf Artniveau bestimmbar Exemplaren wurde je nach Entwicklungsgrad eine Bestimmung auf dem Gattungs-, bei frisch geschlüpften Eilarven auch lediglich auf dem Familienniveau durchgeführt.

4.4 Flusskrebse

4.4.1 Kartierung

Zur Erhebung der Flusskrebsbestände wurden im gesamten Untersuchungsgebiet flächendeckende Freilandkartierungen durchgeführt, wobei der Fokus hierbei in den Oberläufen der Sulzbach-Zuflüsse auf den Beständen des Steinkrebsses, im Sulzbach selbst auf der Ausbreitung des Signalkrebsses (*Pacifastacus leniusculus*) lag. Wesentlich dafür war auch eine Erhebung aller Querbauwerke, da diese der entscheidende Faktor zur Eindämmung der Ausbreitung invasiver Flusskrebsarten sein können (Kerby et al., 2005).

4.4.1.1 Steinkrebskartierung

Die Erfassung der Steinkrebsbestände fand ausschließlich tagsüber und rein visuell statt und konzentrierte sich vor allem auf die Oberläufe der Zuflüsse. Dabei wurden typische Steinkrebshabitate und strukturell hochwertige Strecken mit hohem Anteil an Wurzelstöcken, Totholz, großen Steinen, Uferabbrüchen etc. intensiv watend abgesucht.

Steinkrebssnachweise wurden anhand der Indikatoren „Nachweisklasse“, „Alter“ und „Egelbefall“ dokumentiert (Tab. 20) und mittels GPS-Koordinaten verortet.

Ergänzend wurden bei der Begehung erkennbare Gefährdungsursachen, gewässerökologisch bzw. naturschutzfachlich relevante Beifunde (z.B. Fisch- oder Amphibienarten) und sonstige Anmerkungen festgehalten und eine umfangreiche Fotodokumentation angelegt.

Tab. 20 Indikatoren zur Klassifizierung des Steinkrebsbestandes.

Nachweisklassen	Alter	Egelbefall
0: kein Fund	1: Sömmerling	1: ja
1: Fragment	2: Subadult	2: nein
2: Einzelfunde (1–3 Individuen)	3: Adult	
3: selten (4–20 Individuen)	4: alle Altersklassen	
4: häufig (21–100 Individuen)		
5: sehr häufig (>100 Individuen)		

4.4.1.2 Signalkrebskartierung

Die Kartierung des Signalkrebses wurde ebenfalls watend und ausschließlich tagsüber visuell durchgeführt. Der Fokus lag dabei auf der Ausbreitung des Signalkrebses innerhalb des Sulzbaches und dem Potenzial dieser invasiven Art zur Überwindung von Querbauwerken.

4.4.2 Ermittlung des Erhaltungszustandes

Zur Ermittlung des Erhaltungszustands wurden für jede der dokumentierten Steinkrebspopulationen die fünf Indikatoren „Bestandsdichte“, „Bestandsstruktur“, „Bestandsentwicklung“, „Lebensraumqualität“ und „Gefährdungsstatus“ herangezogen. Die ersten vier Indikatoren wurden anhand einer dreistufigen Skala von A (bestmöglicher Wert) bis C – bzw. mit 0, falls nicht zuordenbar – bewertet. Der Gefährdungsstatus bezieht sich hauptsächlich auf die Gefährdung durch invasive Krebsarten und wurde ebenfalls dreistufig, allerdings mit Zahlenwerten von 1 bis 3 bewertet. Der entsprechende Zahlenwert wird als Zusatzinformation an den Buchstaben angehängt, der sich aus der Verschneidung der übrigen Kriterien über Präferenzmatrizes ergibt. Damit sind Endergebnisse zwischen A1 (hervorragender Erhaltungszustand, keine Gefährdung) und C3 (ungünstiger Erhaltungszustand, hohe Gefährdung) für die Beurteilung der Steinkrebspopulationen möglich (S. Auer et al., 2018).

Da es sich beim Signalkrebs um eine invasive Art handelt, wurde für ihn kein Erhaltungszustand ermittelt.

4.4.3 Aufnahme der Querbauwerke

Querbauwerke in Bächen und Flüssen haben zwar zumeist negative Auswirkungen auf Gewässerorganismen, können aber als Wanderbarrieren für Flusskrebse auch zur Eindämmung der rasanten Ausbreitung invasiver Krebsarten beitragen (Kerby et al., 2005). Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung wurden alle Querbauwerke im Hauptgerinne des Sulzbaches sowie in allen Zuflüssen erhoben. Neben der Aufnahme maßgeblicher Informationen wie Absturzhöhe, Passierbarkeit für Krebse und Bauart wurden alle Barrieren auch fotografisch dokumentiert.

5 Ergebnisse

5.1 Chemisch-physikalische Parameter

5.1.1 Fließende Welle

5.1.1.1 Standard-Parameter

In der Tab. 21 sind die Ergebnisse der Standardparameter-Analysen in der fließenden Welle über den gesamten Zeitraum gemäß QZV-Ökologie (2019) bewertet worden. Die daraus resultierenden wasserchemischen Zustände für alle sechs Probestrecken finden sich in der jeweils letzten Zeile. Mit Ausnahme des Standortes „Grünland 1“ und „Acker 2“ weisen alle Standorte einen guten wasserchemischen Zustand auf.

Der wasserchemische Zustand in der Tab. 22 wurde gemäß den Vorgaben der QZV-Chemie ermittelt (Kapitel 4.1.4). An allen Standorten wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum ein guter wasserchemischer Zustand ermittelt.

Tab. 21 Gesamtübersicht der Ergebnisse der Standardparameter-Analysen für alle sechs Probestrecken gemäß QZV-Ökologie OG (2019). Mit Ausnahme der Temperatur (Perzentil 98) und des Parameters Chlorid (Mittelwert) wurde bei den verbleibenden Parametern der 90-Perzentil-Wert angeführt. Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.

Gesamtübersicht - Standard-Parameter nach QZV Ökologie (2019)							
Parameter	Einheit	Berechnung: Temperatur = Perzentil 98; pH bis NO ₃ -N + DOC = Perzentil 90, Chlorid = Mittelwert; n=7;					
		Oberlauf 1	Oberlauf 2	Grünland 1	Grünland 2	Acker 1	Acker 2
Temperatur	°C	16,71	17,69	20,08	18,32	19,07	18,39
pH		8,45	8,10	8,20	8,30	8,30	8,30
O ₂ - Sättigung	%	98,50	97,00	98,00	96,50	96,50	98,00
o-PO ₄ -P	mg/l	0,04	0,04	0,02	0,02	0,04	0,08
NO ₃ -N	mg/l	0,78	1,34	1,50	1,28	1,72	3,88
Chlorid	mg/l	3,34	2,22	2,08	3,68	5,48	12,20
DOC	mg/l	8,40	7,58	9,08	9,74	8,30	9,36
wasserchemischer Zustand		gut	gut	mäßig	gut	gut	mäßig

Tab. 22 Gesamtübersicht der Ergebnisse der Standardparameter-Analysen für alle sechs Probestrecken gemäß QZV-Chemie (2022).

Gesamtübersicht - Standard-Parameter nach QZV Chemie (2022)							
Parameter	Einheit	Mittelwerte (n=7)					
		Oberlauf 1	Oberlauf 2	Grünland 1	Grünland 2	Acker 1	Acker 2
NH ₄ -N	mg/l	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02
NO ₂ -N	mg/l	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
guter wasserchemischer Zustand		erreicht	erreicht	erreicht	erreicht	erreicht	erreicht

Im Folgenden werden für jede Probestrecke separat die Messergebnisse für die einzelnen Probenahmeterminale und deren Bewertung dargestellt.

Oberlauf 1

In der Probestrecke „Oberlauf 1“ lagen die 90 bzw. 98-Perzentil-Werte aller QZV-Ökologie relevanten Wasserparameter über den gesamten Beobachtungszeitraum großteils unter den Grenzwerten für den sehr guten wasserchemischen Zustand (Tab. 23), ausgenommen vom Parameter Orthophosphat. Der Parameter DOC wurde nicht in die Berechnung miteinbezogen (Kapitel 4.1.4), wäre gemäß QZV-Ökologie 2010 jedoch als mäßig einzustufen. Der Standort „Oberlauf 1“ weist insgesamt einen guten wasserchemischen Zustand auf.

Tab. 23 Ergebnisse der QZV-Ökologie-relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Oberlauf 1“ mit Beurteilung des wasserchemischen Zustandes gemäß der QZV-Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.

Oberlauf 1 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	°C	11,4	17	14,3	13,4	14,6	7,8	7,9	16,71 (Perzentil 98)	sehr gut
pH	-		8,3	8,4	8,5	8,2	7,7	8,1	8,45 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ - Sättigung	%		95	100	97	96	97	97	98,50 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,05	0,04 (Perzentil 90)	gut
NO ₃ -N	mg/l	0,5	0,5	0,9	0,5	0,5	0,4	0,7	0,78 (Perzentil 90)	sehr gut
Chlorid	mg/l	2,9	2,3	2,8	2,3	2,8	2,7	4	2,83 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2,3	2,2	7,4	5,3	2,2	2,8	9,9	8,40 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										gut

In der Tab. 24 finden sich die nach der QZV-Chemie relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 24 Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Oberlauf 1“.

Oberlauf 1 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,004	0,01	0,01	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,00	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

Oberlauf 2

Auch am Standort „Oberlauf 2“ lagen vier der sechs QZV-Ökologie-relevanten Wasserparameter während des gesamten Beobachtungszeitraumes unterhalb der Grenzwerte für den sehr guten wasserchemischen Zustand (Tab. 25). Bei den Parametern Orthophosphat und Temperatur wurde ein guter wasserchemischer Zustand ermittelt. Der Parameter DOC wurde in der Gesamtbeurteilung nicht berücksichtigt, würde gemäß QZV-Ökologie 2010 jedoch einen mäßigen wasserchemischen Zustand ergeben.

Tab. 25 Ergebnisse der QZV-Ökologie-relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Oberlauf 2“ mit Beurteilung des wasserchemischen Zustandes gemäß der QZV-Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.

Oberlauf 2 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	mg/l	11,6	18,1	13,6	14,1	14,7	8,9	8,6	17,69 (Perzentil 98)	gut
pH	mg/l		8,1	8,1	8,1	8	7,7	7,6	8,10 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ – Sättigung	mg/l		83	98	96	87	90	88	97,00 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,07	0,04 (Perzentil 90)	gut
NO ₃ -N	mg/l	0,4	0,3	2,3	0,5	0,6	0,7	0,7	1,34 (Perzentil 90)	sehr gut
Chlorid	mg/l	1,5	2,7	1,2	1	1,9	1,9	1,7	1,70 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2	2,7	5,1	5,3	2,4	2,6	11	7,58 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										gut

In der Tab. 26 finden sich die nach der QZV-Chemie relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 26 Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Oberlauf 2“.

Oberlauf 2 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,01	0,02	0,02	0,04	0,01	0,01	0,01	0,02	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,002	0,002	0,004	0,01	0,002	0,002	0,003	0,00	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

Grünland 1

Am Standort „Grünland 1“ lagen fünf der sechs QZV-Ökologie-relevanten Parameter unter den jeweiligen Grenzwerten für den sehr guten wasserchemischen Zustand (Tab. 27). Ausschließlich das 98. Perzentil des Parameters Temperatur ergab anhand der Zuordnung einen mäßigen wasserchemischen Zustand, was bei der Gesamtbeurteilung letztendlich einen mäßigen wasserchemischen Zustand zur Folge hatte. Der Parameter DOC wurde in der Gesamtbeurteilung nicht berücksichtigt, würde gemäß QZV-Ökologie 2010 jedoch einen mäßigen wasserchemischen Zustand ergeben.

Tab. 27 Ergebnisse der QZV-Ökologie-relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Grünland 1“ mit Beurteilung des wasserchemischen Zustandes gemäß der QZV-Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.

Grünland 1 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	mg/l	9,3	20,8	14,5	14	14,8	8,9	8,2	20,08 (Perzentil 98)	mäßig
pH	mg/l		8,3	8	8,1	8	8,1	7,8	8,20 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ – Sättigung	mg/l		100	96	95	93	96	94	98,00 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02 (Perzentil 90)	sehr gut
NO ₃ -N	mg/l	0,6	0,4	1,8	0,6	0,4	0,5	1,3	1,50 (Perzentil 90)	sehr gut
Chlorid	mg/l	1,5	1,7	1,4	1,6	1,8	1,6	2,5	1,71 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2,7	3,2	7,8	4,8	2,9	3	11	9,08 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										mäßig

In der Tab. 28 finden sich die nach der QZV-Chemie relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 28 Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Grünland 1“.

Grünland 1 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,02	0,03	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,002	0,004	0,01	0,002	0,002	0,002	0,01	0,00	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

Grünland 2

In der Probestrecke „Grünland 2“ lagen fünf der sechs QZV-Ökologie-relevanten Parameter unter den Grenzwerten für den sehr guten Zustand (Tab. 29). Ausschließlich die Temperatur ergab einen guten Zustand. Der DOC wurde bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Bei der Gesamtbeurteilung ergab sich ein guter wasserchemischer Zustand für den Standort „Grünland 2“.

Tab. 29 *Analysenergebnisse der QZV-Ökologie-relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Grünland 2“ und Beurteilung gemäß QZV Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.*

Grünland 2 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	mg/l	9,8	18,8	14,7	14,2	14,8	8,7	8,3	18,32 (Perzentil 98)	gut
pH	mg/l		8,3	8,2	8,3	8,2	8,2	8	8,30 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ – Sättigung	mg/l		91	97	96	93	95	95	96,50 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02 (Perzentil 90)	sehr gut
NO ₃ -N	mg/l	0,8	0,4	2	0,6	0,4	0,4	0,7	1,28 (Perzentil 90)	sehr gut
Chlorid	mg/l	3,1	3,7	1,8	3,5	3,4	2,9	2,6	3,00 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2,8	3	7,8	5,4	2,8	2,9	10	9,74 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										gut

In der Tab. 30 finden sich die nach der QZV-Chemie relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 30 *Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Grünland 2“.*

Grünland 2 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,002	0,004	0,01	0,002	0,002	0,002	0,004	0,00	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

Acker 1

Am Standort „Acker 1“ lagen drei der sechs QZV-Ökologie-relevanten Parameter unter den jeweiligen Grenzwerten für den sehr guten wasserchemischen Zustand (Tab. 31). Die Parameter Temperatur, Orthophosphat und Nitrat zeigten einen guten wasserchemischen Zustand auf. Der Parameter DOC wurde in der Gesamtbeurteilung nicht berücksichtigt, würde gemäß QZV-Ökologie 2010 jedoch einen mäßigen wasserchemischen Zustand ergeben. Der Standort „Acker 1“ wurde im Gesamten mit einem guten wasserchemischen Zustand bewertet.

Tab. 31 Analysenergebnisse der QZV-Ökologie-relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Acker 1“ und Beurteilung gemäß QZV Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.

Acker 1 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	mg/l	10	19,6	14,8	14,1	15,2	8,2	8,1	19,07 (Perzentil 98)	gut
pH	mg/l		8,2	8,2	8,3	8,1	8,3	7,9	8,30 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ – Sättigung	mg/l		82	97	96	91	94	94	96,50 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,01	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,04	0,04 (Perzentil 90)	gut
NO ₃ -N	mg/l	1,4	1,9	1,6	0,9	1,3	0,8	1,4	1,72 (Perzentil 90)	gut
Chlorid	mg/l	3,4	6,2	2,6	3,1	4,8	3,4	5	4,07 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2,2	2,3	6,5	4,7	2,3	2,7	11	8,30 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										gut

In der Tab. 32 finden sich die nach der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 32 Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Acker 1“.

Acker 1 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,004	0,01	0,01	0,002	0,002	0,002	0,01	0,01	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

Acker 2

Am Standort „Acker 2“ wurde beim Parameter Orthophosphat im Untersuchungszeitraum ein mäßiger wasserchemischer Zustand festgestellt (Tab. 33), was bei der Gesamtbeurteilung letztendlich zu einem mäßigem wasserchemischen Zustand führte. Der Parameter DOC wurde in der Gesamtbeurteilung nicht berücksichtigt, würde gemäß QZV-Ökologie 2010 jedoch einen mäßigen wasserchemischen Zustand ergeben. Ein Großbrandereignis, welches am 13.07.2021 in unmittelbarer Nähe des Standortes stattfand, führte bei der darauffolgenden Beprobung am 19.07.2021 zu hohen DOC- und TOC-Konzentrationen.

Es handelt sich damit um die wasserchemisch am stärksten beeinträchtigte Probestrecke.

Tab. 33 *Analysenergebnisse der QZV-Ökologie relevanten Standard-Parameter für die Probestrecke „Acker 2“ und Beurteilung gemäß QZV Ökologie OG (QZV, 2019). Grenzwertüberschreitungen für den guten wasserchemischen Zustand sind in roter Schrift hervorgehoben.*

Acker 2 nach QZV Ökologie (2010, 2019)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Berechnung	Beurteilung
Temperatur	mg/l	10,6	18,8	15,4	14,9	14,4	8,7	8,1	18,39 (Perzentil 98)	gut
pH	mg/l		8,4	8	8,2	8,1	8,2	8,1	8,30 (Perzentil 90)	sehr gut
O ₂ – Sättigung	mg/l		96	99	96	97	97	96	98,00 (Perzentil 90)	sehr gut
o-PO ₄ -P	mg/l	0,04	0,04	0,06	0,06	0,03	0,04	0,1	0,08 (Perzentil 90)	mäßig
NO ₃ -N	mg/l	3,4	3,8	3,2	2,2	4	2,7	2,2	3,88 (Perzentil 90)	gut
Chlorid	mg/l	7,5	14	5,3	6,9	11	8,6	8,2	8,78 (Mittelwert)	sehr gut
DOC	mg/l	2,4	2,2	7,6	5,1	1,9	2,6	12	9,36 (Perzentil 90)	mäßig
Gesamtbeurteilung des wasserchemischen Zustands										mäßig

In der Tab. 34 finden sich die nach der QZV-Chemie relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N. Gemäß der Berechnung nach der QZV-Chemie wurde bei der Gesamtbeurteilung ein guter wasserchemischer Zustand erreicht.

Tab. 34 *Ergebnisse der QZV-Chemie-relevanten Parameter NH₄-N und NO₂-N für die Probestrecke „Acker 2“.*

Acker 2 nach QZV Chemie (2022)										
Parameter	Einheit	27.05.	22.06.	19.07.	24.08.	13.09.	11.10.	02.11.	Mittelwert	guter wasserchemischer Zustand
NH ₄ -N	mg/l	0,04	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	erreicht
NO ₂ -N	mg/l	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	erreicht
Gesamtbeurteilung: guter wasserchemischer Zustand										erreicht

5.1.1.2 Pestizide/Pflanzenschutzmittel

In der Ergebnisdarstellung wird der Fokus auf die Pestizide Metolachlor ESA, Dimethenamid-P-ESA, Metolachlor OA und S-Metolachlor NOA 41317 gelegt. Im Vergleich zu den anderen untersuchten Pestiziden zeigten die genannten Stoffe die auffälligsten örtlichen und zeitlichen Erscheinungsmuster.

In Abb. 8 sind die Schadstoffsummen der genannten Pestizide für jeden Belastungstyp und jeden Probenahmetermin gesondert dargestellt. An den Acker-Standorten wurde die bei weitem höchste Pestizidbelastung festgestellt. An den Grünland-Standorten zeigten sich im Vergleich geringere, im Oberlauf keine quantifizierbaren Belastungen. Die höchsten Pestizidkonzentrationen wurden sowohl im Grünland wie auch im Acker bei der Beprobung am 19.07.2021 ermittelt.

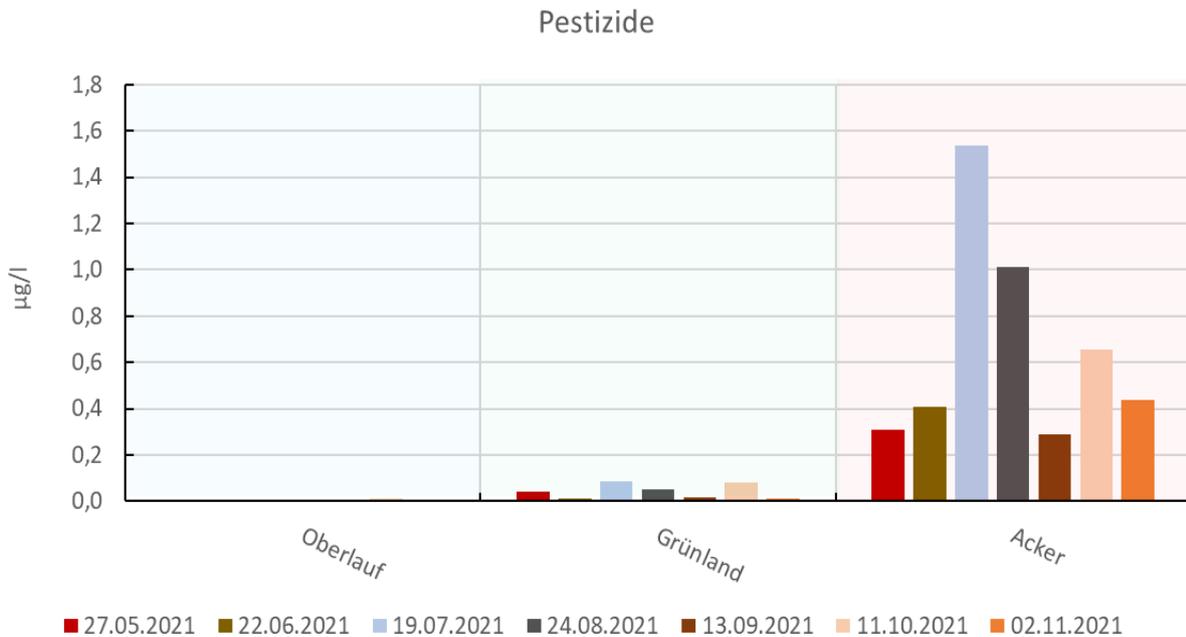


Abb. 8 Vergleich der drei Belastungstypen anhand der aufsummierten Messwerte der Pestizide Metolachlor ESA, Dimethenamid-P-ESA, Metolachlor OA und S-Metolachlor NOA 41317.

Metolachlor ESA

Aus Abb. 9 ist ersichtlich, dass das Pestizid Metolachlor ESA an den Standorten „Grünland 2“, „Acker 1“ und „Acker 2“ über den nahezu gesamten Untersuchungszeitraum, mit Ausnahme des Termins am 13.09.2021, nachgewiesen wurde. Im Vergleich zu diesen drei Standorten wurde in der Strecke „Oberlauf 2“ einmalig die Bestimmungsgrenze überschritten, in den Abschnitten „Oberlauf 1“ und „Grünland 1“ konnte hingegen keine quantifizierbare Konzentration nachgewiesen werden. Lässt man den marginalen Ausreißer im „Oberlauf 2“ außer Acht, beschränkt sich die Belastung mit diesem spezifischen Pestizid offenbar auf einen schmalen Korridor entlang des Sulzbach-Hauptgerinnes.

Bezogen auf den zeitlichen Konzentrationsverlauf lässt sich bei den drei tatsächlich betroffenen Probenahmestandorten ein sehr ähnliches Muster erkennen. Im Mai und Juni waren die Metolachlor ESA-Konzentrationen noch vergleichsweise gering, im Hochsommer wurden in allen drei Strecken hohe Werte gemessen, im September war die Substanz nirgends nachweisbar, und im Herbst war ein zweiter Peak festzustellen. Der höchste gemessene Wert von 0,5 µg/l wurde am 19.07.2021 in der Probe vom Standort „Acker 2“ ermittelt, wie überhaupt dieser Standort zu allen Zeitpunkten die bei weitem höchste Belastung mit Metolachlor ESA aufwies.

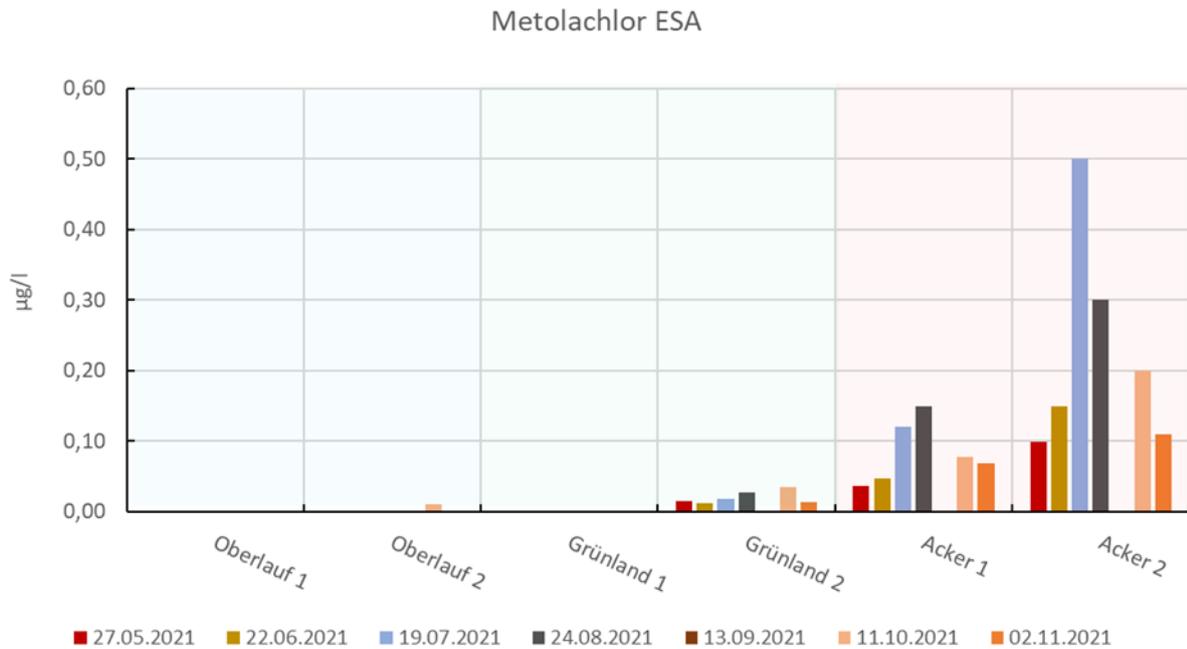


Abb. 9 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Pestizids Metolachlor ESA in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Dimethenamid-P-ESA

Wie aus Abb. 10 zu entnehmen ist, wurde weder im Oberlauf noch im Grünland eine messbare Konzentration des Stoffes Dimethenamid-P-ESA nachgewiesen. Im Gegensatz dazu wurden an beiden Ackerflächen-Standorten bei zumindest sechs von sieben Probenahmeterminen quantifizierbare Mengen des Pestizids festgestellt. Besonders hervorzuheben ist der sprunghafte Anstieg vom 22.06.2021 auf den 19.07.2021 mit Höchstwerten von 0,12 µg/l am Standort „Acker 1“ und 0,06 µg/l am Standort „Acker 2“.

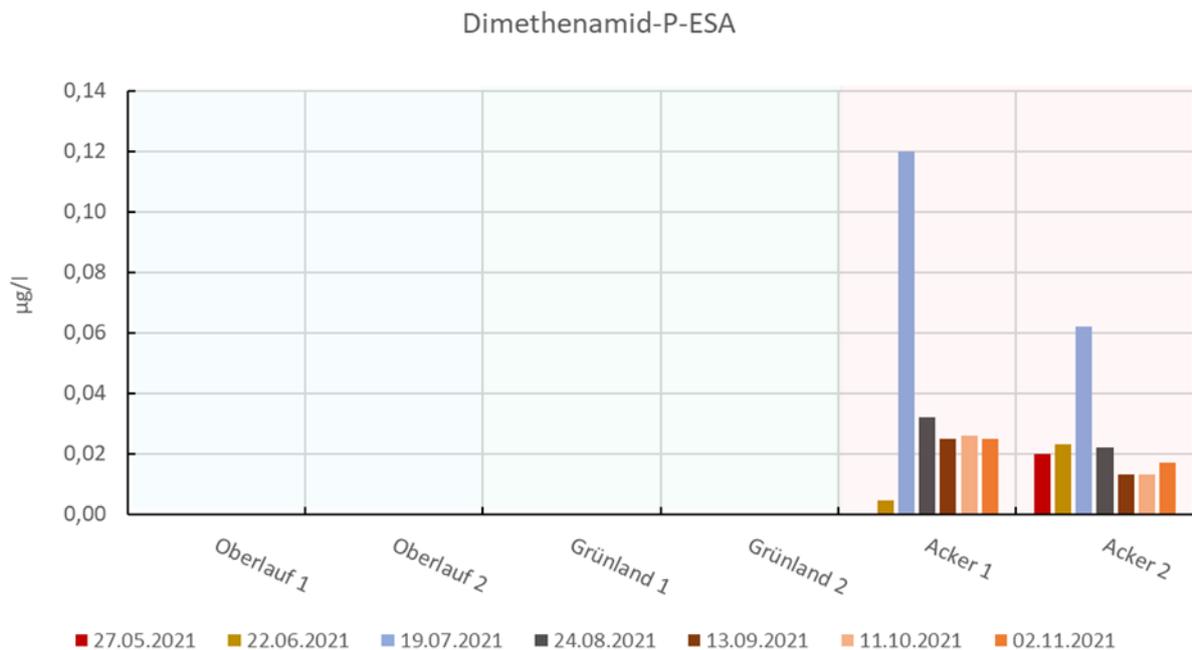


Abb. 10 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Pestizids Dimethenamid-P-ESA in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Metolachlor OA

Abb. 11 zeigt den zeitlichen und standortbezogenen Konzentrationsverlauf des Pestizids Metolachlor OA in $\mu\text{g/l}$. Das Muster ähnelt stark jenem von Metolachlor ESA, allerdings mit dem auffälligen Unterschied, dass in den Ackerstrecken Metolachlor OA im Gegensatz zu Metolachlor ESA im Juni nicht nachweisbar war, wohl aber im September. Bei beiden Substanzen lagen die Konzentrationsmaxima im Hochsommer. Wie bei den bereits beschriebenen Stoffen war auch bei Metolachlor OA ein sprunghafter Anstieg zwischen der zweiten und dritten Probenahme zu verzeichnen. Der Höchstwert mit $0,4 \mu\text{g/l}$ wurde am Standort „Acker 2“ gemessen.

In den Oberläufen und in „Grünland 1“ war Metolachlor OA nicht nachweisbar, in „Grünland 2“ lediglich an einzelnen Terminen und auch dann nur in Spuren. Auch bei diesem Pestizid ist der Einsatz also offenbar auf das direkte Umland des Sulzbach-Hauptgerinnes beschränkt.

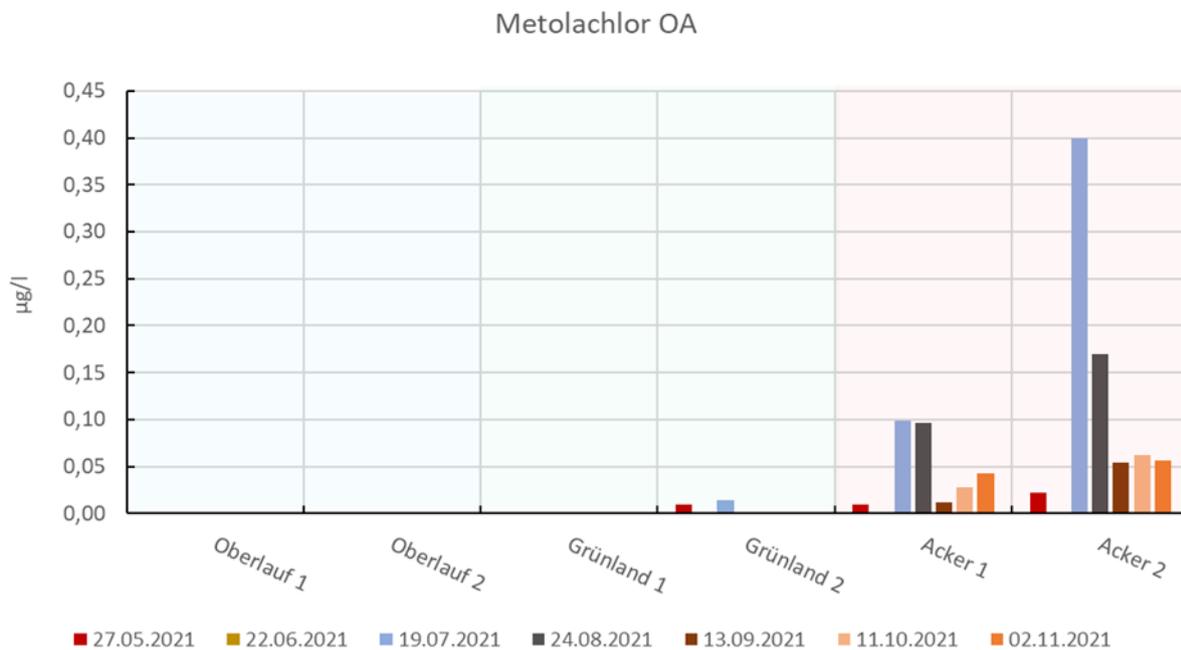


Abb. 11 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Pestizids Metolachlor OA in $\mu\text{g/l}$. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

S-Metolachlor NOA 41317

Bei den Analyseergebnissen für das Pestizidmetabolit S-Metolachlor NOA 41317 zeigte sich – wie bei den anderen Pestiziden – eine starke Belastung beider Acker-Standorte, wobei hier aber auch in der Strecke „Grünland 2“ nennenswerte Konzentrationen gemessen wurden (Abb. 12). Generell war festzustellen, dass die Peaks bei diesem Metabolit wesentlich weniger deutlich ausgeprägt waren als bei den anderen Pestiziden, weil auch in den Frühlings- und Herbstmessungen zum Teil vergleichbar hohe Konzentrationen festgestellt wurden wie im Hochsommer.

Die höchste Konzentration wurde am 19.07.2021 am Standort „Acker 2“ mit einem Wert von $0,19 \mu\text{g/l}$ dokumentiert.

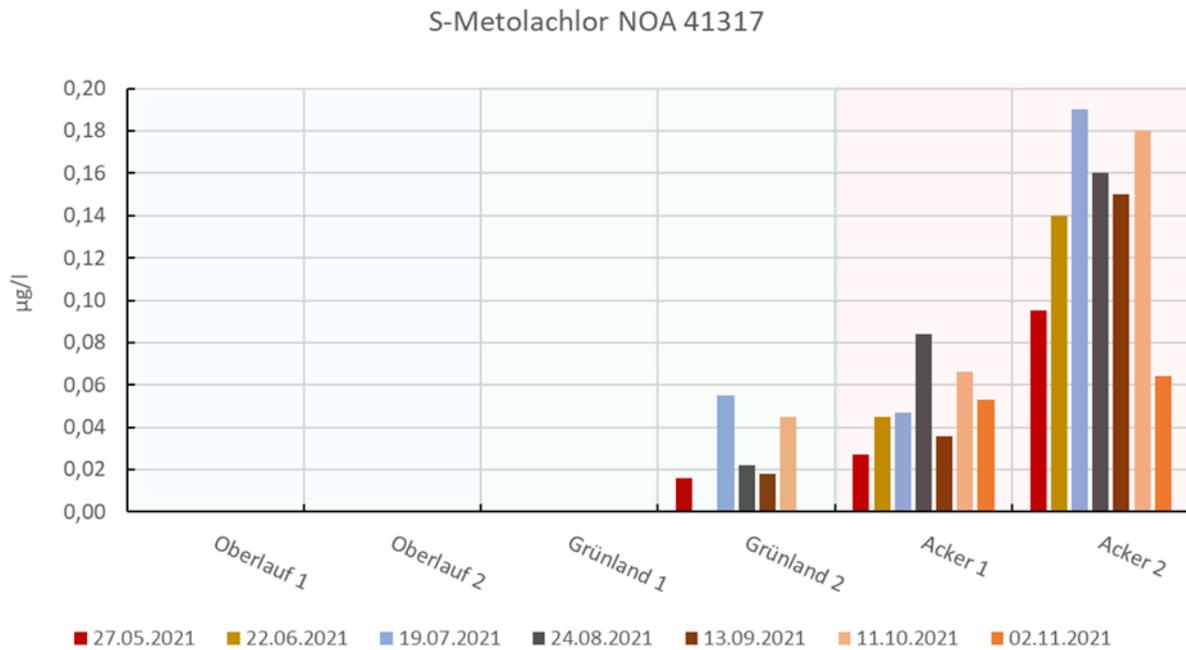


Abb. 12 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Pestizids S-Metolachlor NOA 41317 in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

5.1.1.3 Arzneimittel

Bei den Arzneimitteln werden die räumlichen und zeitlichen Verteilungen für die Substanzen 4-Acetamidoantipyrin, 4-Formylaminoantipyrin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid und Metformin dargestellt, weil hier im Vergleich mit den übrigen analysierten Stoffen die deutlichsten Muster erkennbar waren.

Abb. 13 zeigt die Gesamtbelastung mit den fünf angeführten Substanzen. Anders als bei den Pestiziden wurden bei den Arzneimitteln die höchsten Konzentrationen im Grünland und im Oberlauf gemessen. Hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs sind vor allem die Proben vom 11.10.2021 hervorzuheben.

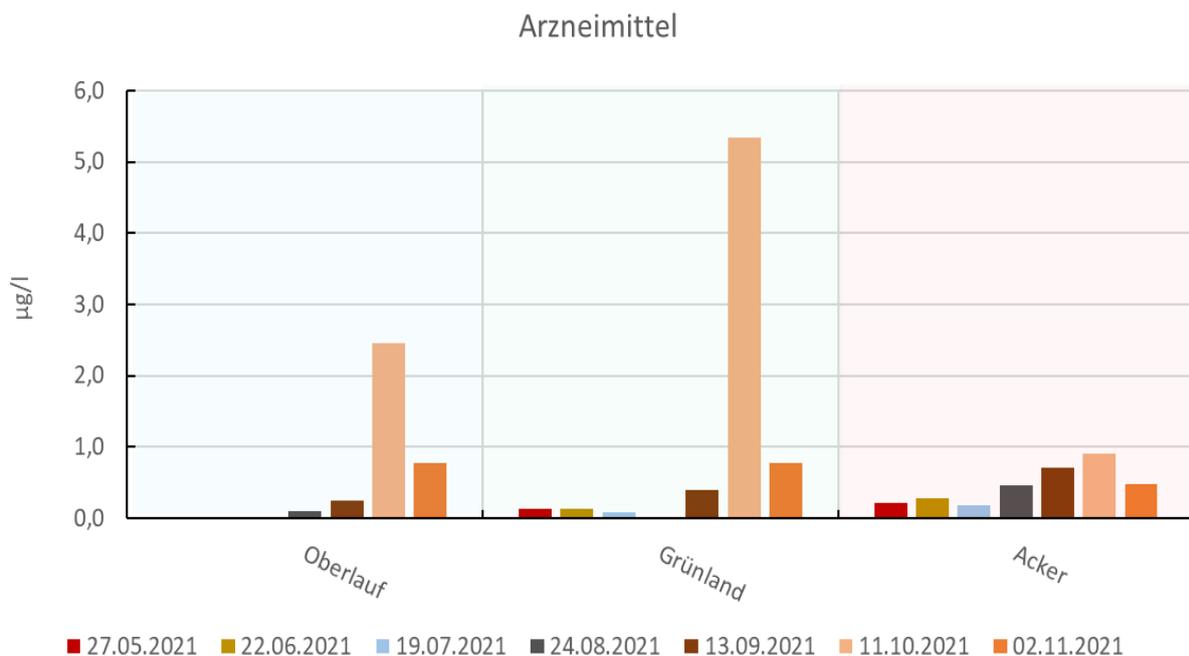


Abb. 13 Vergleich der drei Belastungstypen anhand der aufsummierten Messwerte der Arzneimittel 4-Acetamidoantipyrin, 4-Formylaminoantipyrin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid und Metformin.

4-Acetamidoantipyridin

Abb. 14 zeigt die Messwerte des Wirkstoffes 4-Acetamidoantipyridin an den sechs Standorten und über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg. Der Stoff wurde ausschließlich in den Proben der Ackerstandorte nachgewiesen.

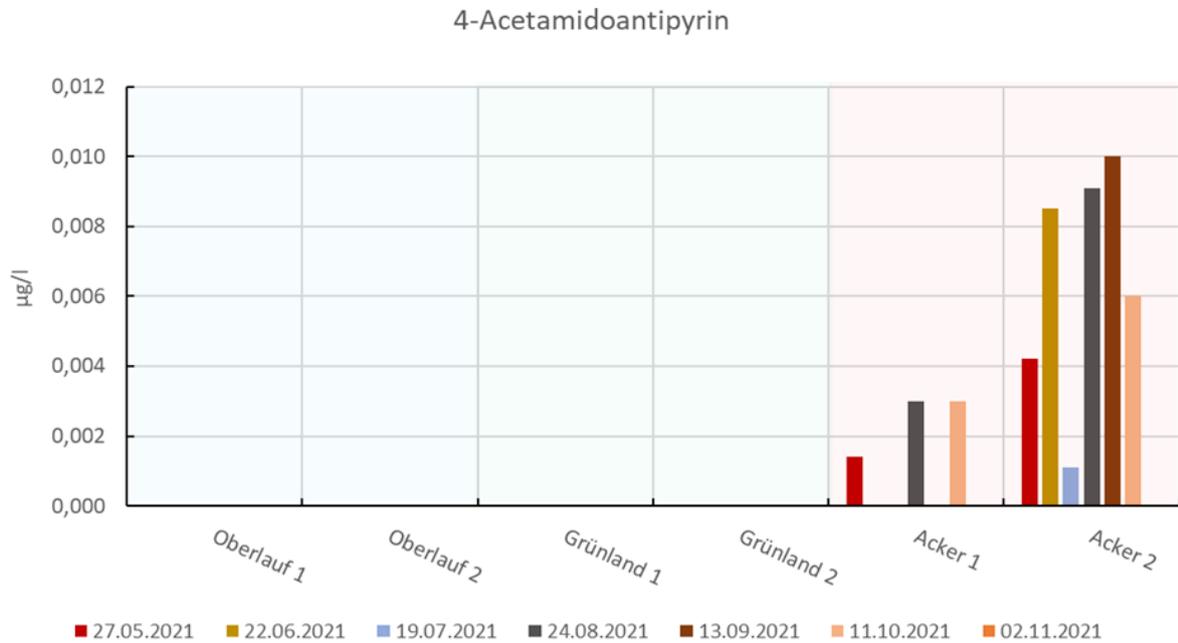


Abb. 14 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Arzneimittels 4-Acetamidoantipyridin in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

4-Formylaminoantipyridin

Auch der Wirkstoff 4-Formylaminoantipyridin wurde ausschließlich in den Proben der Ackerstandorte nachgewiesen (Abb. 15).

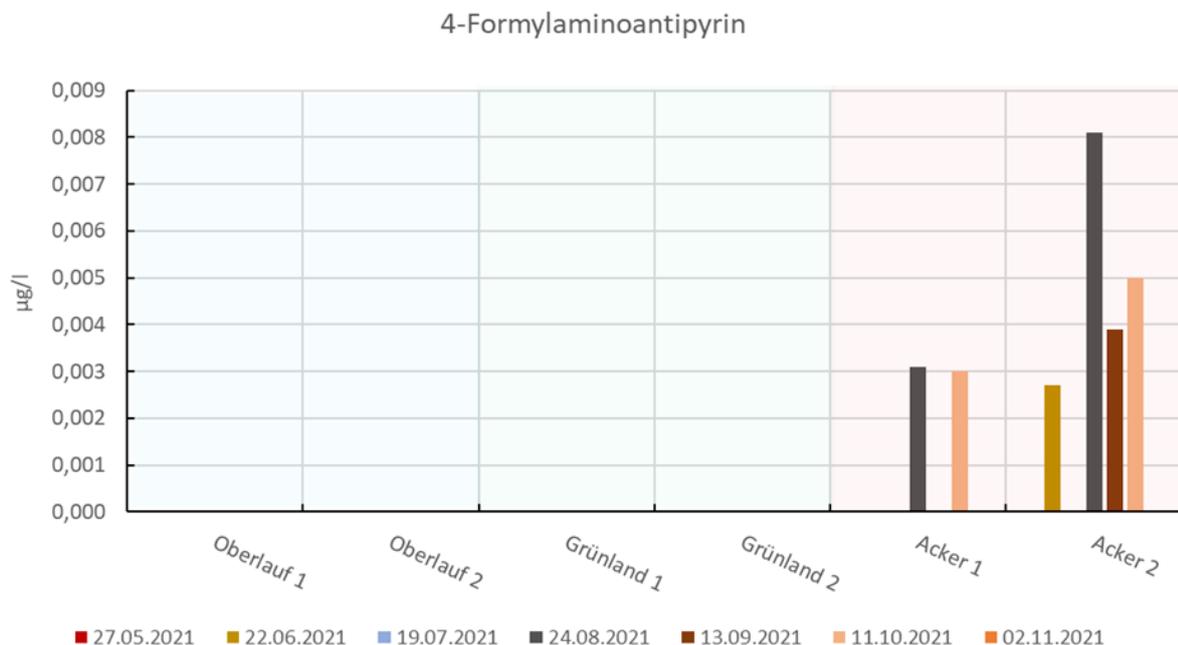


Abb. 15 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Arzneimittels 4-Formylaminoantipyridin in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Während 4-Acetamidoantipyryn auch im Mai schon nachweisbar war, trat 4-Formylaminoantipyryn erstmals überhaupt Ende Juni in Erscheinung – in Strecke „Acker 1“ sogar erst im August. Im Juli konnte die Substanz nirgends detektiert werden.

Diclofenac

Das Schmerzmittel Diclofenac wurde an allen untersuchten Standorten über den nahezu gesamten Untersuchungszeitraum in quantifizierbaren Konzentrationen nachgewiesen (Abb. 16). Der auffallende Spitzenwert von 5,2 µg/l wurde am Standort „Grünland 1“ ermittelt, der zweithöchste Wert in der Strecke „Oberlauf 2“. Beide Extremwerte wurden in den Proben vom 11.10.2021 gemessen, ebenso der Höchstwert im Abschnitt „Acker 1“. Auch in den Proben vom November 2021 wurden mitunter vergleichsweise hohe Konzentrationen ermittelt, so etwa die jeweils höchsten Werte in den Abschnitten „Oberlauf 1“ und „Grünland 2“.

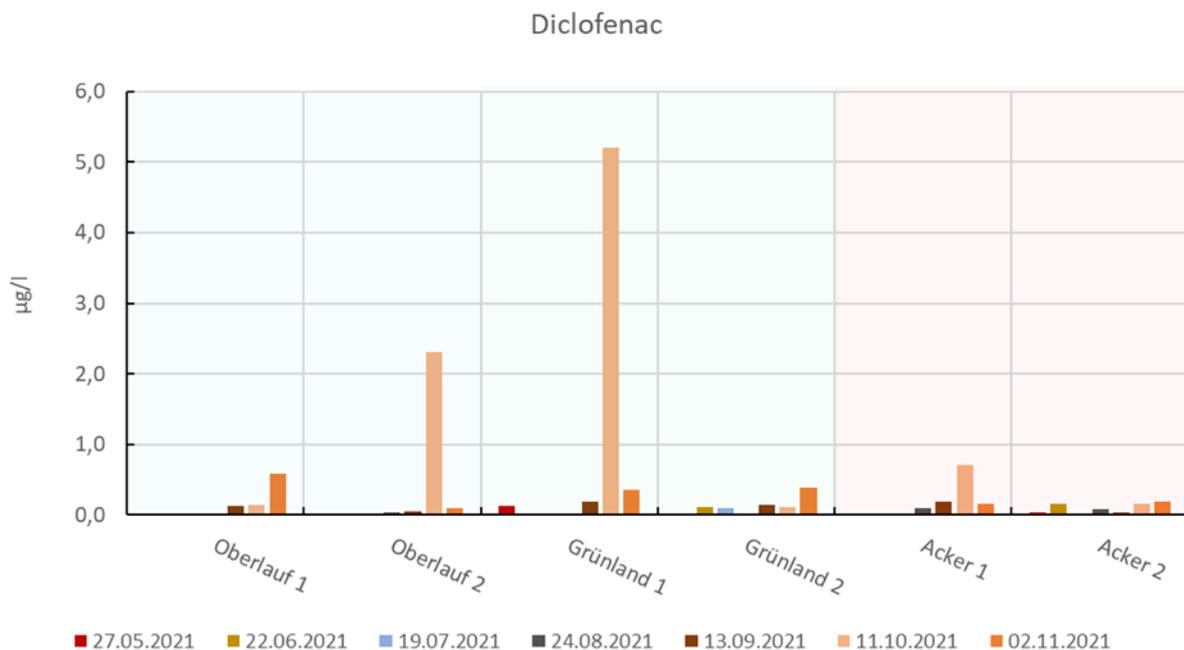


Abb. 16 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Arzneimittels Diclofenac in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Hydrochlorothiazid

Der Wirkstoff Hydrochlorothiazid wurde nur an den Standorten „Grünland 1“ und „Acker 2“, dort aber über den nahezu gesamten Untersuchungszeitraum in einer quantifizierbaren Menge nachgewiesen (Abb. 17). Auch bei dieser Substanz fällt aber – wie bei den meisten Arzneimitteln – das Fehlen in den Juli-Proben auf. In der Strecke „Acker 2“ fehlte sie auch im August.

Der höchste Wert des harntreibenden Mittels wurde am Standort „Grünland 1“ mit einer Konzentration von 0,014 µg/l gemessen.

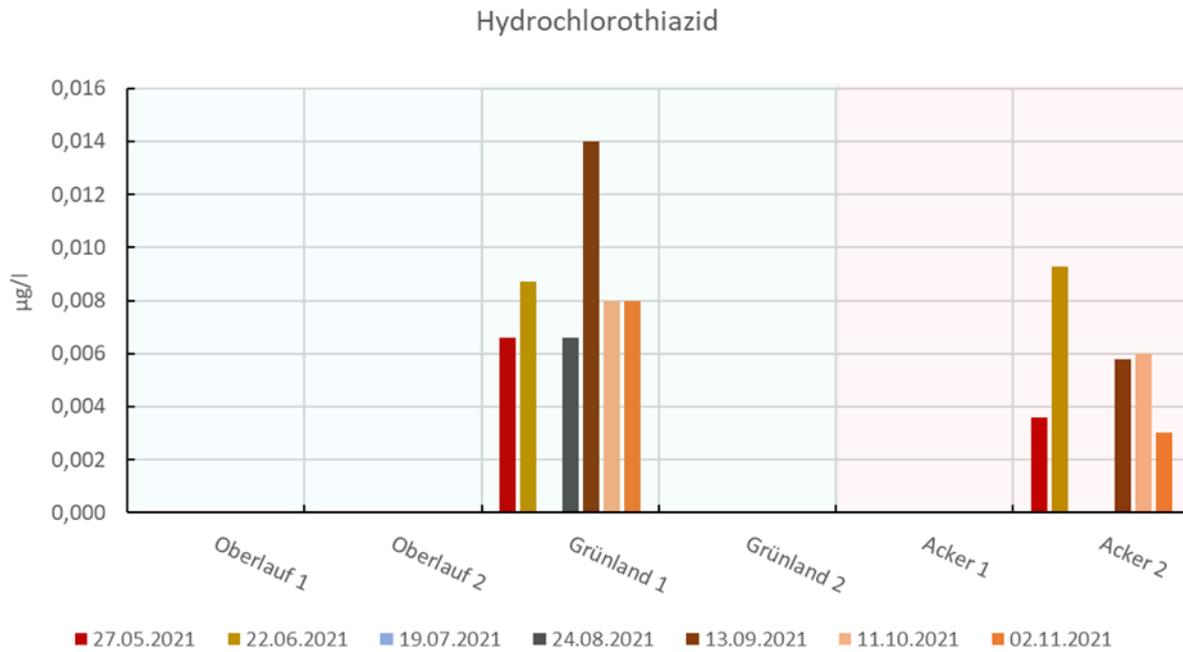


Abb. 17 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Arzneimittels Hydrochlorothiazid in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Metformin

Das Antidiabetikum Metformin wurde an allen Untersuchungsstandorten nachgewiesen, auch in den Oberläufen – dort sogar meist in höheren Konzentrationen als im Grünland (Abb. 18). Allerdings wurden im Ackerland mit bis zu mehr als 0,25 µg/l die weitaus höchsten Werte gemessen. Während in den Oberläufen und im Grünland die Peaks im Spätsommer und Herbst lagen und an einigen Terminen gar kein Metformin nachweisbar war, trat der Stoff in den Ackerabschnitten zu allen Zeitpunkten auf, gerade in Strecke „Acker 2“ auch mit nennenswerten Konzentrationen im Frühsommer.

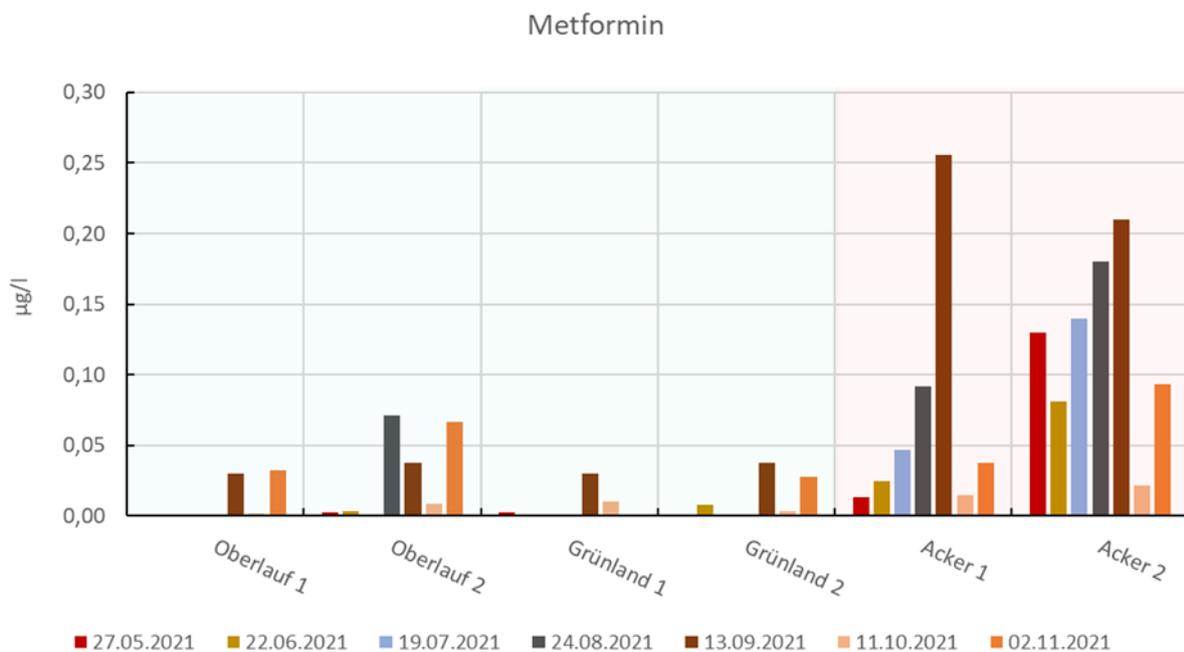


Abb. 18 Zeitlicher und standortbezogener Konzentrationsverlauf des Arzneimittels Metformin in µg/l. Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze sind nicht berücksichtigt.

Es handelt sich bei Metformin um den einzigen Arzneistoff, der im Projektgebiet in den Juli-Proben nennenswerte Konzentrationen erreichte.

5.1.2 Vergleich zwischen fließender Welle und Porenwasser

5.1.2.1 Standard-Parameter

Der graphische Vergleich der Porenwasser- und Oberflächenwasser-Analyseergebnisse vom 27.05.2021 (Abb. 19) zeigt, dass es im Projektgebiet hinsichtlich Nitrat-Stickstoff ganz offensichtlich zu keiner Akkumulierung im Substrat kommt: Mit Ausnahme der Strecke „Acker 1“ lagen an allen Standorten im Porenwasser geringere oder maximal gleich hohe Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen vor wie in der fließenden Welle. Bei „Acker 1“ waren die Konzentrationen im Substrat nur marginal höher als im Freiwasser.

Genau gegenteilig stellte sich die Situation bei den Phosphor- und Kohlenstoffparametern dar, bei denen sehr wohl und teils sogar sehr deutliche Akkumulationseffekte festzustellen waren.

Die Orthophosphat-Konzentrationen waren in allen Probestrecken mit Ausnahme von „Acker 2“ im Porenwasser höher als im Oberflächenwasser, wobei dieser Effekt beim Standort „Oberlauf 2“ am deutlichsten ausgeprägt war.

Beim Gesamt-Phosphor wurden in den Porenwasser-Proben aller sechs Standorte um ein Vielfaches höhere Konzentrationen als im Freiwasser gemessen. Besonders deutlich zeigte sich dieser Unterschied in den Probestrecken „Grünland 2“ und „Acker 1“.

Ein ähnliches Bild ergab sich bei der Gegenüberstellung der TOC-Konzentrationen. Auch hier überstiegen die Werte im Porenwasser jene im Oberflächenwasser deutlich, wenn auch nicht in den beim Gesamt-Phosphor beobachteten Ausmaßen.

5.1.2.2 Pestizide/Pflanzenschutzmittel

Beim Vergleich der Messwerte für Pestizide bzw. Pflanzenschutzmittel vom 27.05.2021 zeigte sich in 16 von 17 Fällen, dass bei einer quantifizierbaren Konzentration in der fließenden Welle der Analyt auch im Porenwasser messbar war (siehe Anhang).

In den Grünlandstrecken und im Abschnitt „Acker 1“ waren die Werte im Porenwasser und in der fließenden Welle jeweils annähernd gleich hoch, wohingegen am Standort „Acker 2“ in acht von zehn Fällen im Porenwasser eine höhere Konzentration als in der fließenden Welle nachgewiesen wurde. Exemplarisch für dieses Phänomen sind in Abb. 20 die im Porenwasser- und Oberflächenwasser gemessenen Werte für die Stoffe Metolachlor ESA, Metolachlor OA, S-Metolachlor NOA 41317 und Flufenacet ESA graphisch dargestellt.

5.1.2.3 Arzneimittel

Wie in Abb. 21 zu erkennen ist, konnten von den vier Analyten Diclofenac, Hydrochlorothiazid, 4-Acetamidoantipyrin und Metformin zumindest in einzelnen Strecken quantifizierbare Konzentrationen im Porenwasser nachgewiesen werden. In den allermeisten Fällen waren die Werte im Porenwasser niedriger oder nicht wesentlich höher als im Freiwasser – mit Ausnahme von Diclofenac, das in „Oberlauf 1“ und „Grünland 2“ in der freien Welle nicht nachweisbar war, im Porenwasser aber nennenswerte Konzentrationen erreichte. Da dieses Muster in den anderen Strecken nicht feststellbar war, kann es sich dabei aber um kein stoffspezifisches Phänomen handeln.

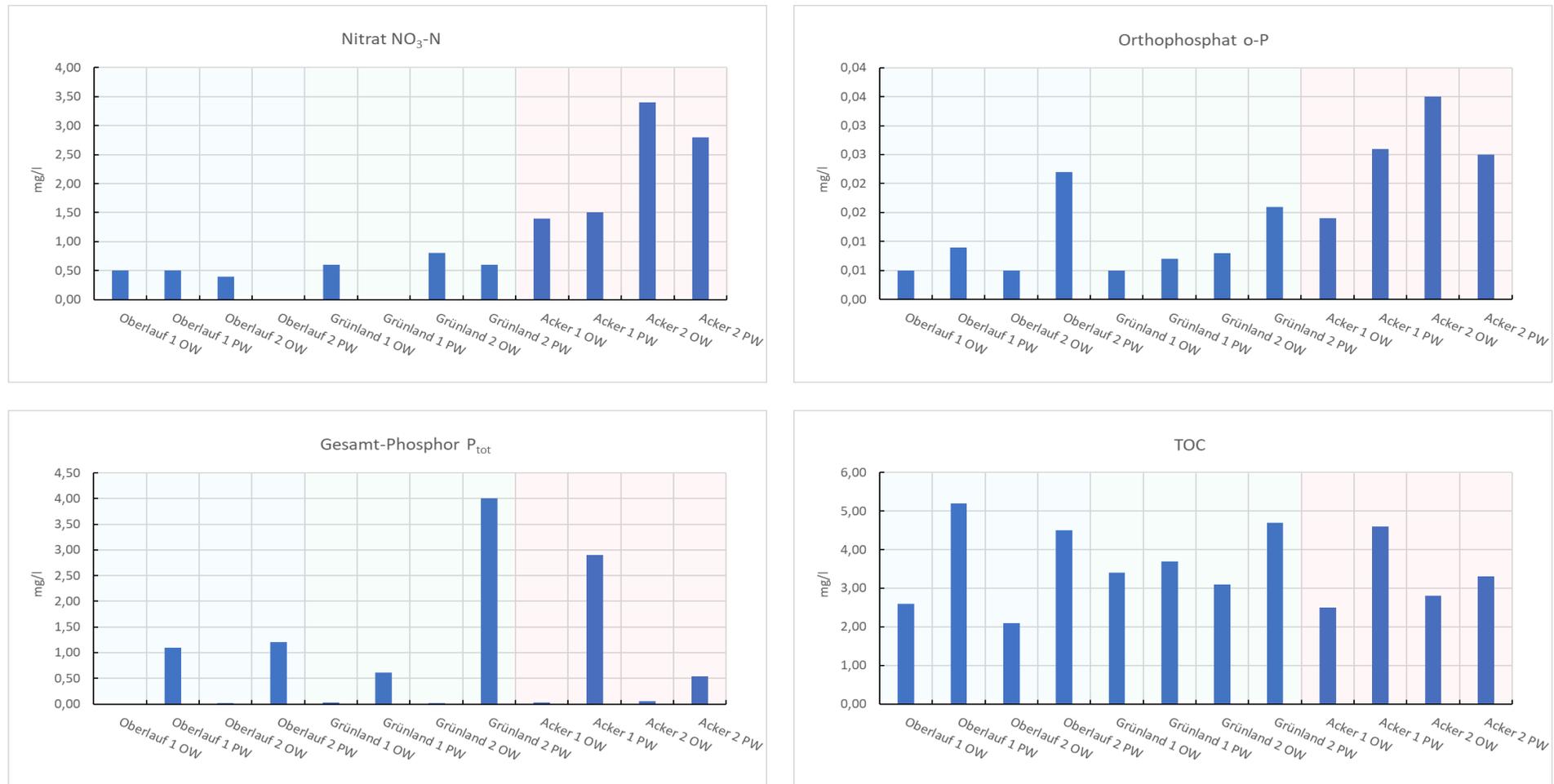


Abb. 19 Gegenüberstellung der Ergebnisse der Oberflächenwasser (OW)- und Porenwasser (PW)-Analysen vom 27.05.2021 in den sechs Probestrecken für die Standardparameter Nitrat, Orthophosphat, Gesamt-Phosphor und TOC.

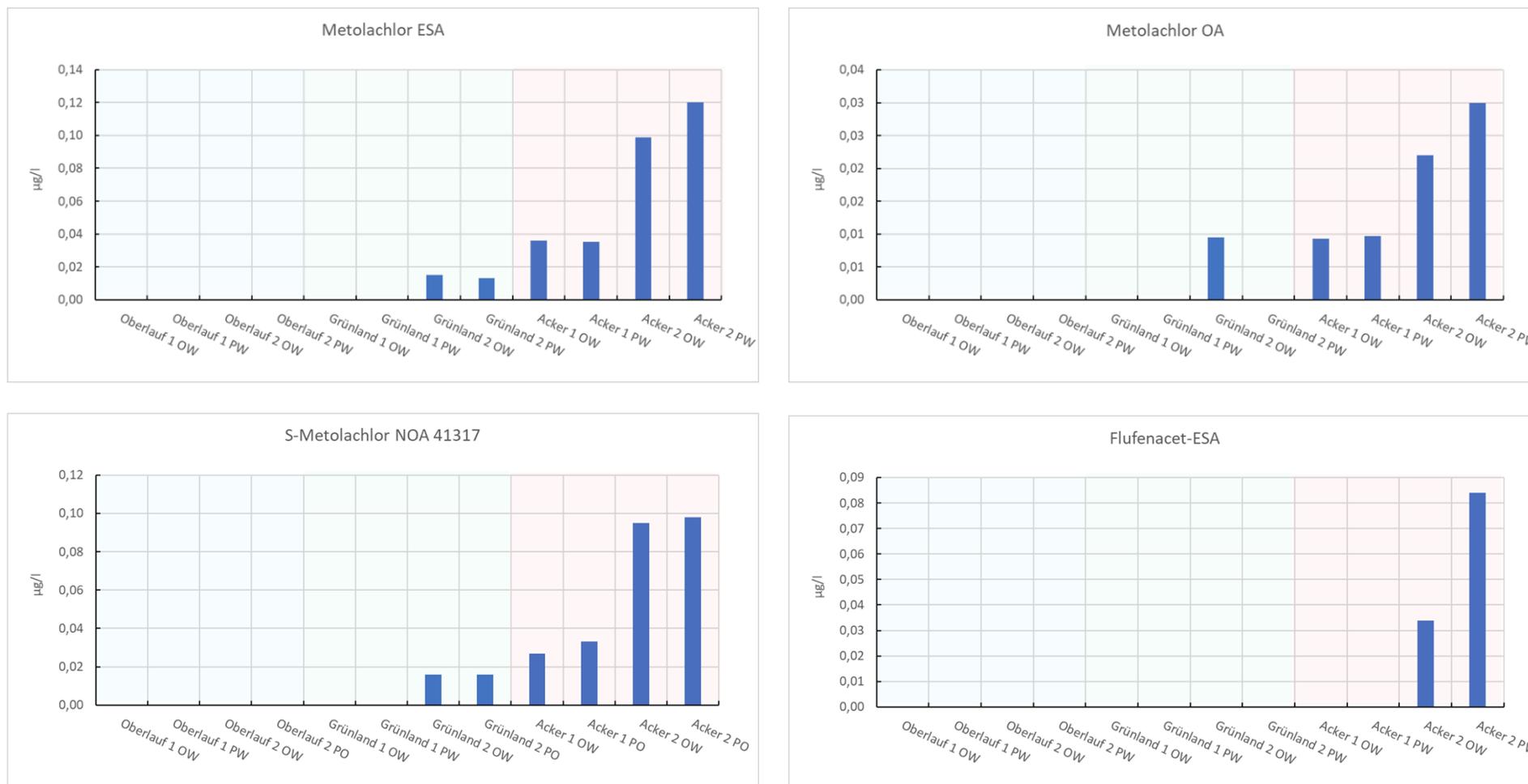


Abb. 20 Gegenüberstellung der Ergebnisse der Oberflächenwasser (OW)- und Porenwasser (PW) - Analysen vom 27. 05. 2021 in den sechs Probestrecken für die Pestizide/Pflanzenschutzmittel Metachlor ESA, Metachlor OA, S-Metolachlor NOA 41317 und Flufenacet ESA.

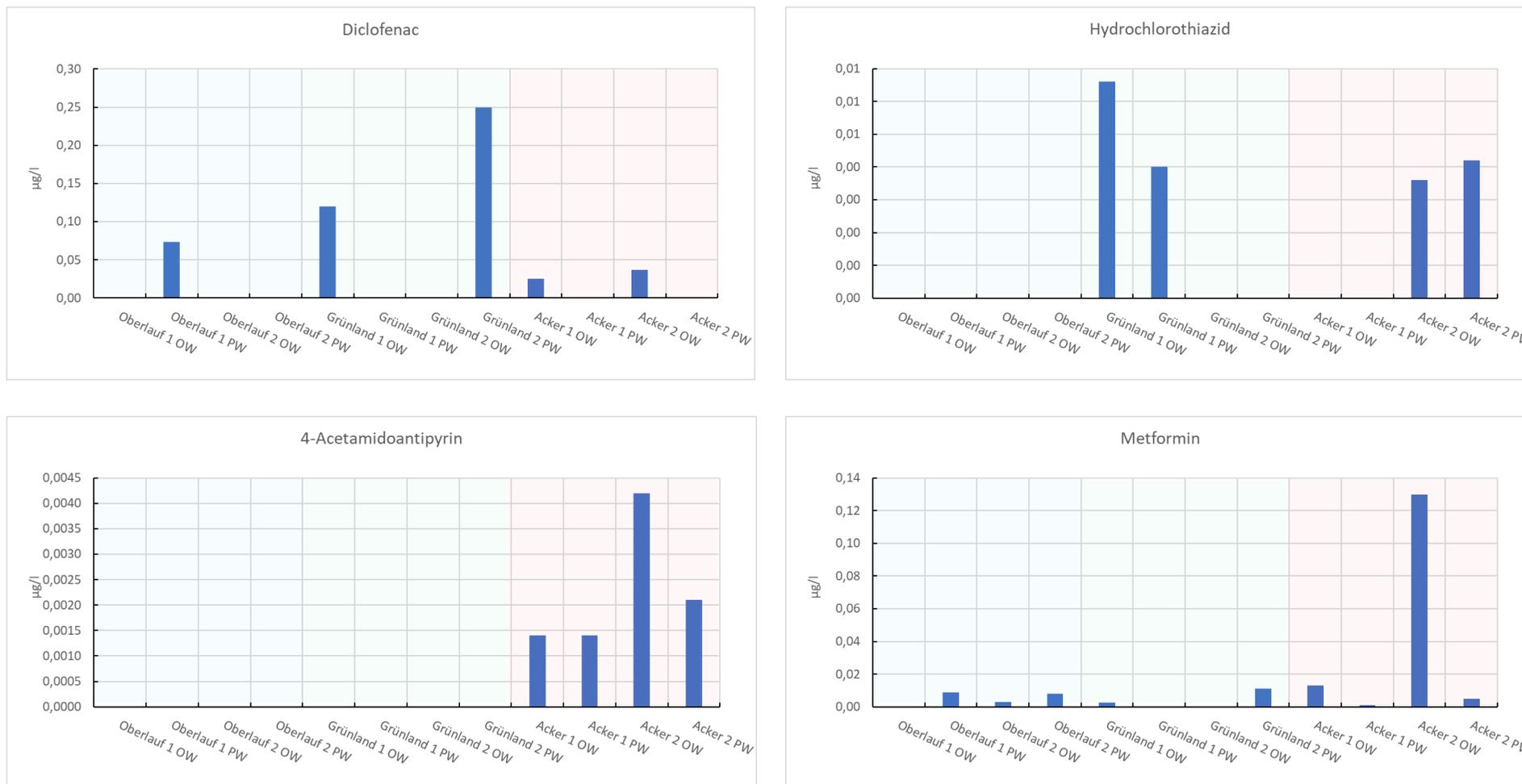


Abb. 21 Gegenüberstellung der Ergebnisse der Oberflächenwasser (OW)- und Porenwasser (PW) - Analysen vom 27. 05. 2021 in den sechs Probestrecken für die Arzneimittel Diclofenac, Hydrochlorothiazid, 4-Acetamidoantipyrin und Metformin.

5.1.3 Multiparametersonde

In Abb. 22 wird der Wasserstand im Sulzbach der elektrischen Leitfähigkeit gegenübergestellt, wobei für die Darstellung jeweils die Tagesmittelwerte gewählt wurden. Aufgrund von technischen Problemen konnten von 16.08. bis 10.09.2021 keine Daten aufgezeichnet werden. In jenen Zeiträumen, in denen die Sonde einwandfrei funktioniert hat, korrelierten die beiden Parameter aber eindeutig negativ miteinander: Bei steigendem Wasserstand waren jeweils sinkende Leitfähigkeitswerte festzustellen und vice versa.

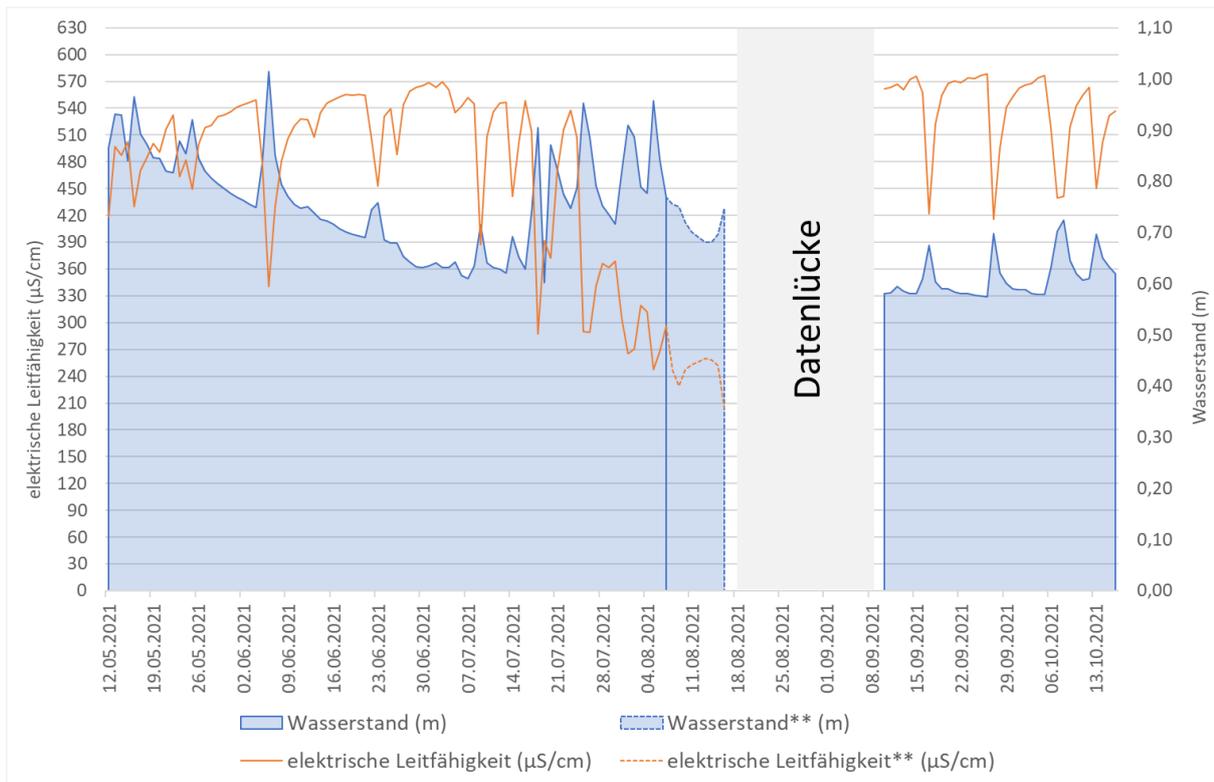


Abb. 22 Aufzeichnungen der Multiparametersonde – Elektrische Leitfähigkeitswerte in Abhängigkeit vom Wasserstand. Für die Darstellung wurden Tagesmittelwerte herangezogen. ** Werte, die aufgrund eines Sondendefekts möglicherweise einen Messfehler aufweisen.

In Tab. 35 sind die Minima, Mittelwerte und Maxima der einzelnen Messwerte für die permanent aufgezeichneten Parameter zusammenfassend dargestellt.

Die mittlere Wassertemperatur während der Aufzeichnungsspanne lag bei 14,1°C, wobei Spitzen von maximal 20,6°C bei mittlerem Wasserstand gemessen wurden (Tab. 35).

Der Wasserstand variierte zwischen 0,52 m und 1,69 m, wobei er im Mittel einen Wert von 0,72 m einnahm. Der überwiegende Großteil aller Messwerte lag um weniger als ± 10 cm um den Medianwert von 70 cm (Abb. 23).

Die elektrische Leitfähigkeit erreichte ihren Spitzenwert am 22.05.2021 um 1 Uhr nachts mit 641 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Mittel lag sie bei 478 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die geringste Leitfähigkeit wurde am 17.07.2021 um 19:15 Uhr bei erhöhtem Wasserstand mit 128 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Der Median lag bei 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei die Abweichungen nach unten größer waren als nach oben – das gilt für die Quartile ebenso wie für die Extremwerte (Abb. 23).

Tab. 35 Multiparametersonde – Aufzeichnungsmaxima, -minima und -durchschnitt.

	Wassertemperatur (°C)	elektrische Leitfähigkeit (µS/cm)	Wasserstand (m)
Anzahl der Messungen (n):	12 608		
Maximalwerte:	20,6	640,6	1,69
Minimalwerte:	7,6	128,2	0,52
Mittelwerte:	14,1	477,6	0,72

In welchem Wertebereich die einzelnen mit der Dauermesssonde gemessenen Parameter während der Aufzeichnungsspanne lagen und wie sie sich über diesen Bereich verteilten, ist in den Box-Plot-Darstellungen in Abb. 23 ersichtlich.

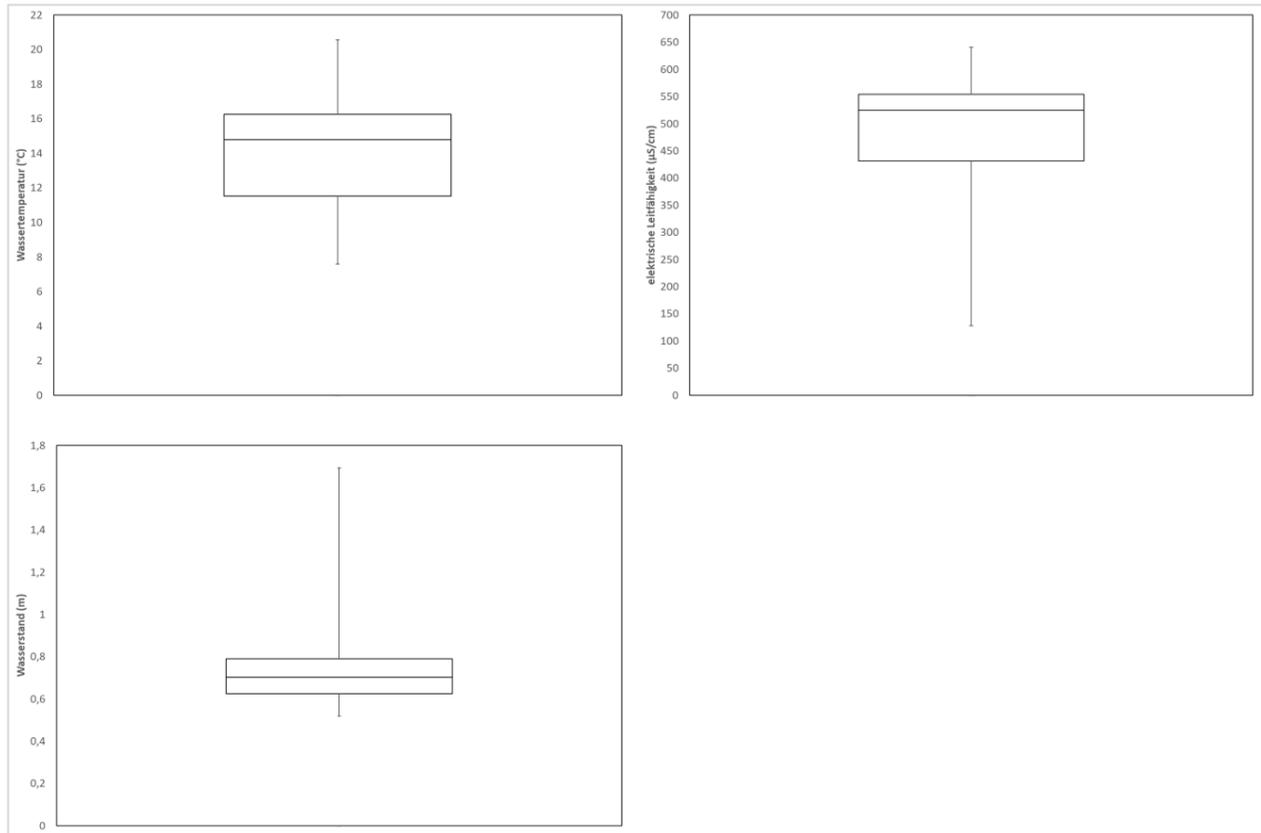


Abb. 23 Bandbreiten der Messwerte der Multiparametersonde im Sulzbach.

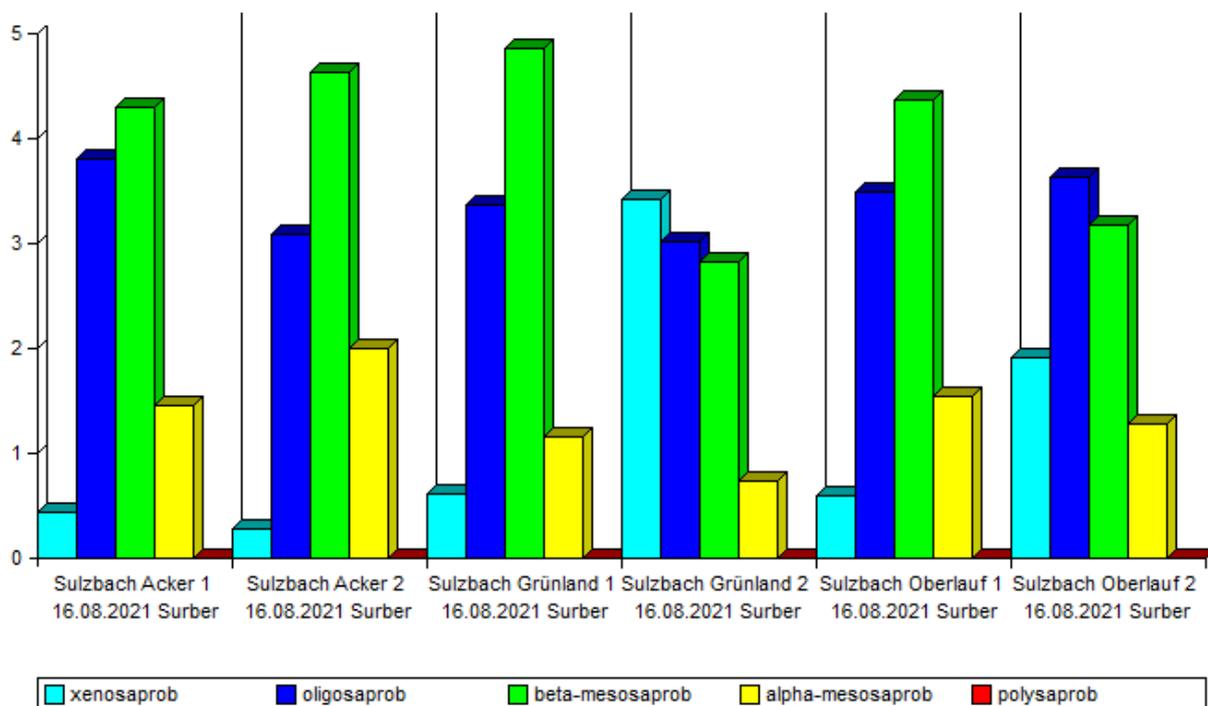
5.2 Makrozoobenthos

Ein Hauptziel der Studie war es, festzustellen, ob sich in den Belastungstypen „Oberlauf“, „Grünland“ und „Acker“ die Makrozoobenthosgemeinschaften merklich voneinander unterscheiden, und ob allfällige Unterschiede sich möglicherweise auf unterschiedlich starke Belastungen mit Pestiziden oder Arzneimitteln zurückführen lassen können. Daher wird bei der Darstellung der Ergebnisse der Schwerpunkt auf die Analyse der drei Belastungstypen gelegt (Kapitel 5.2.2). Um ableiten zu können, ob das Poolen der Daten der jeweils zwei Parallelproben pro Belastungstyp fachlich zulässig ist, werden zuvor aber auch die Ergebnisse für die sechs einzelnen Probestrecken vorgestellt.

5.2.1 Einzelne Probestrecken

5.2.1.1 Saprobielle Valenzen und Saprobienindex

In Abb. 24 sind die Verteilungen der saprobiellen Valenzen in den sechs Probestrecken dargestellt. Es zeigt sich, dass Probestrecke „Grünland 2“ mit ihrer Dominanz der xenosaprobien Reinwasserzeiger sich deutlich von allen anderen Abschnitten unterscheidet, in denen die oligo- und β -mesosaprobien Elemente im Vordergrund stehen. Mit Ausnahme der deutlich abweichenden Strecke „Grünland 2“ mit ihrem sehr niedrigen Saprobienindex von 1,06 ($\pm 0,049$) bewegen sich alle anderen Abschnitte mit Werten zwischen 1,38 ($\pm 0,014$) und 1,77 ($\pm 0,049$) in einem relativ engen Schwankungsbereich um den saprobiellen Grundzustand von 1,50. Somit liegt in allen sechs Strecken zumindest ein guter, in den beiden Abschnitten „Grünland 2“ und „Oberlauf 2“ sogar ein sehr guter Zustand hinsichtlich dieses Parameters vor.



Auswertung quantitativ, standard

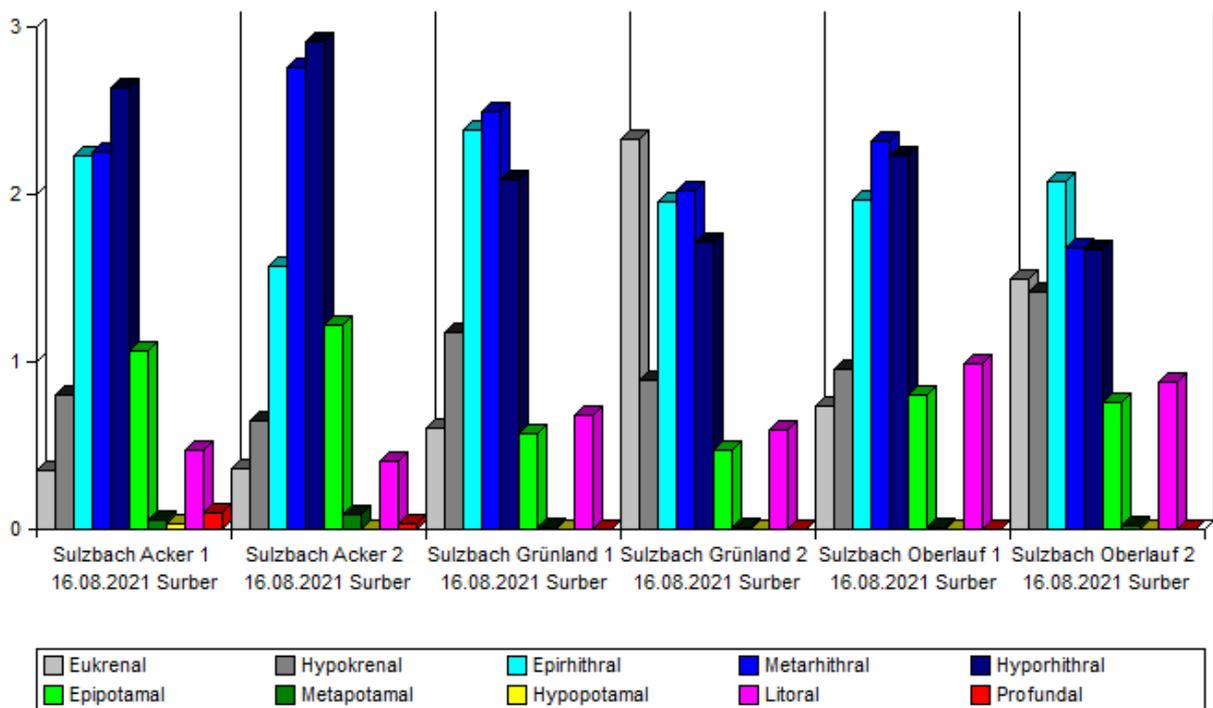
© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 24 Verteilung der saprobiellen Valenzen in den sechs Probestrecken.

5.2.1.2 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Ein ähnliches Muster ist auch bei der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen zu erkennen (Abb. 25). In allen sechs Strecken dominieren Zeigerarten der drei rhithralen Zonen, also des Epi-, Meta- und Hyporhithrals. Eine Sonderstellung nimmt hier wieder der Abschnitt „Grünland 2“ ein, in dem zudem die eukrenalen Elemente einen im Vergleich zu allen anderen Strecken sehr hohen Anteil haben.

Trotz weiterer zum Teil augenscheinlicher Unterschiede in den Verteilungen – so nehmen etwa die hyporhithralen und epipotamalen Elemente in den Ackerstrecken deutlich zu – unterscheiden sich die gewichteten Regionsindices nicht sehr stark voneinander, sie bewegen sich alle sechs innerhalb der biozönotischen Regionen des Epi- und des Metharhithrals (Abb. 26). Der geringste LZI wird in der Strecke „Grünland 2“ mit 2,94 erreicht, der höchste im Abschnitt „Acker 2“ mit dem Wert 4,44. Dass der LZI in der Strecke „Oberlauf 1“ mit 4,27 nur wenig unter diesem Höchstwert zu liegen kommt, belegt ebenso wie die generell nur geringe Schwankungsbreite der Regionsindices, dass alle sechs Abschnitte von standorttypischen Zönosen besiedelt werden, die sich hinsichtlich der längenzonalen Einstufung nicht wesentlich voneinander unterscheiden. Daher kann mit einiger Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass Unterschiede in den Artenausstattungen nicht auf deutlich voneinander verschiedene hydromorphologische Gegebenheiten oder Gefällesituationen zurückzuführen sind.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 25 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in den sechs Probestrecken.

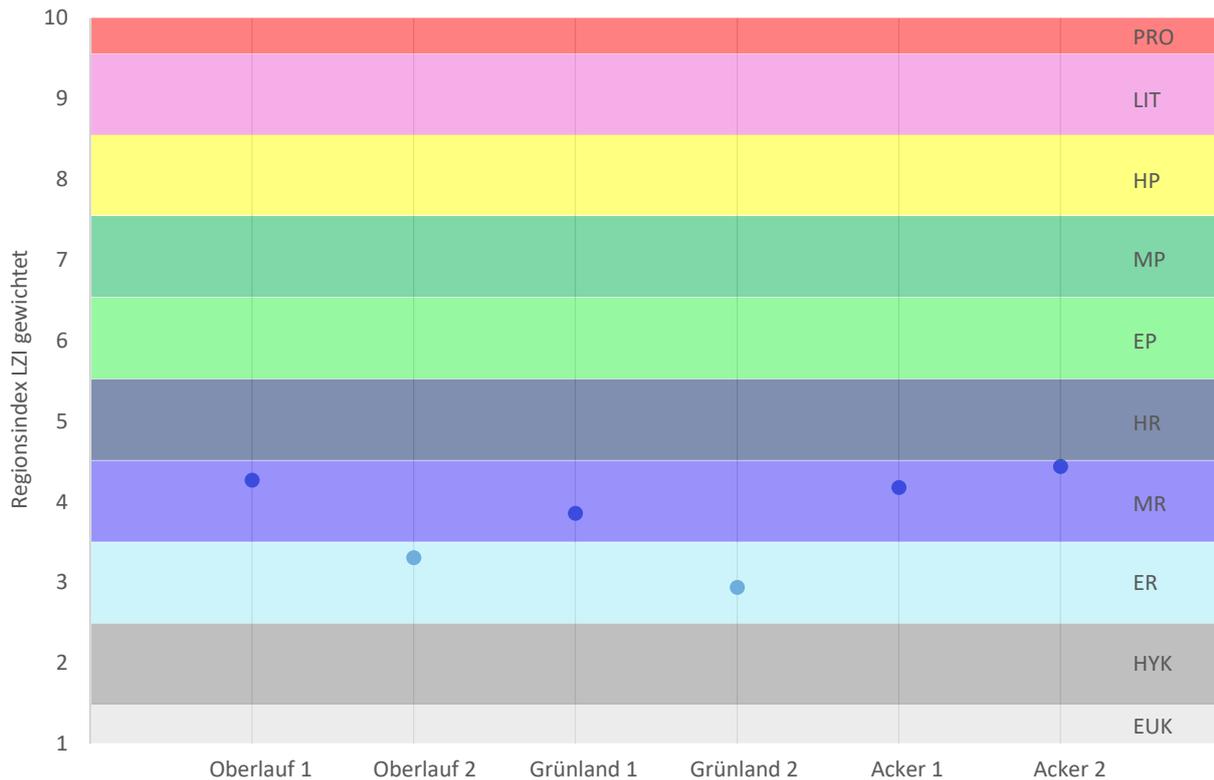


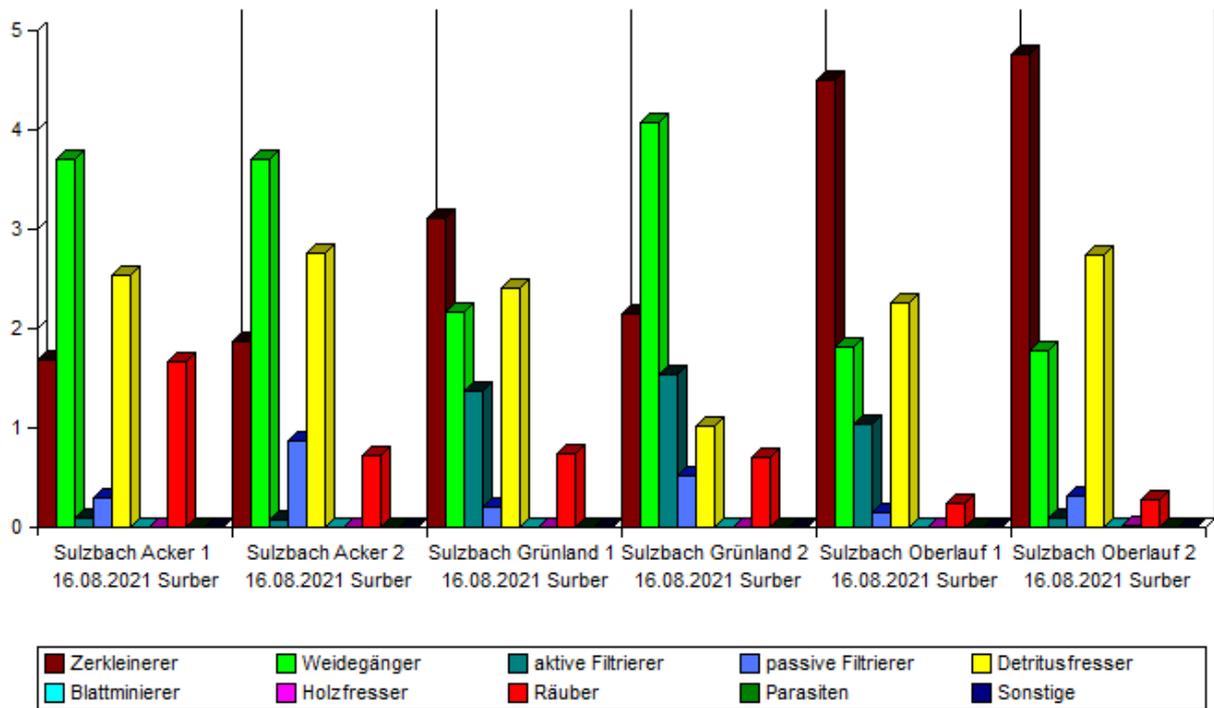
Abb. 26 Gewichtete Regionsindices (LZI) der sechs Probestrecken. Farbige Hinterlegungen: biozönotische Regionen (EUK = Eukrenal, HYK = Hypokrenal, ER = Epirhithral, MR = Metarhithral, HR = Hyporhithral, EP = Epipotamal, MP = Metapotamal, HP = Hypopotamal, LIT = Litoral, PRO = Profundal).

5.2.1.3 Zusammensetzung der Ernährungstypen

Eine deutliche Dreiteilung in die drei Belastungstypen ist hinsichtlich der Zusammensetzung der Ernährungstypen zu erkennen (Abb. 27). In den beiden Oberlauf-Strecken dominieren klar die Zerkleinerer, während diese über die Grünlandabschnitte hin zu den Ackerstrecken zunehmend an Bedeutung verlieren. Die Ackerstrecken sind wiederum durch hohe Anteile an Weidegängern und Detritivoren charakterisiert, während im Grünland die aktiven Filtrierer höhere Anteile erreichen als in den anderen Belastungstypen.

Auffallend ist aber, dass – im Gegensatz zu den einander jeweils sehr ähnlichen Parallelproben in den Oberläufen und in den Ackerabschnitten – die beiden Grünlandstrecken sich insofern sehr deutlich voneinander unterscheiden, als in Strecke „Grünland 2“ die Weidegänger klar überrepräsentiert sind.

In allen sechs Abschnitten liegen die Rhithron-Ernährungstypen-Indices deutlich über 0,5 und somit in einem standorttypischen Bereich, der sich durch die Dominanz rhithraler Fresstypen auszeichnet. Auch hier gilt, dass die Schwankungsbreite auffallend gering ist: Die Werte schwanken nur zwischen 0,57 in der Strecke „Grünland 1“ und 0,67 in den Strecken „Grünland 2“ und „Oberlauf 1“. In den Abschnitten „Acker 1“ und „Oberlauf 1“ – zwei Strecken an gegenüberliegenden Polen des Probestreckenspektrums – wurden mit einem RETI von 0,65 identische, jeweils nur geringfügig unter dem Maximalwert liegende Indices festgestellt. Die geringe Schwankungsbreite und die Ähnlichkeit der Indices selbst in deutlich unterschiedlich ausgeprägten Abschnitten wird als weiteres Indiz dafür betrachtet, dass allfällige Unterschiede in der Artenausstattung mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auf hydromorphologische Unterschiede zurückzuführen sind.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 27 Zusammensetzung der Ernährungstypen in den sechs Probestrecken.

5.2.1.4 Zusammensetzung der Großgruppen

Eine sehr deutliche Dreiteilung entlang der Belastungstypen ist auch bei der Verteilung der Großgruppen feststellbar, während die Unterschiede zwischen den jeweils zwei Probestrecken innerhalb eines Belastungstyps nur vergleichsweise gering ausfallen (Abb. 28). Gleiches trifft auch auf die Zusammensetzung auf genauerm taxonomischen Niveau zu.

In den Oberläufen sind die Amphipoden die dominante Großgruppe. Deren Bedeutung nimmt über die Grünlandabschnitte bis hin zu den Ackerstrecken merklich ab. Trichopteren treten in den Oberläufen nur am Rande in Erscheinung, rücken aber in den Grünland- und Ackerabschnitten deutlich in den Vordergrund. Ähnliches gilt für die Wasserkäfer. Gastropoden finden sich in den Oberläufen und im Grünland in unterschiedlicher, teils hoher Dichte, fehlen aber im Ackerland gänzlich. Gleiches gilt für die Turbellarien.

Werden in diese Betrachtung noch die Individuendichten miteinbezogen, ergibt sich das in Abb. 29 dargestellte Bild. In den Oberläufen, und vor allem in Strecke „Oberlauf 2“, waren deutlich höhere Gesamtdichten als in den anderen Abschnitten festzustellen. Ein Gutteil dieser höheren Dichten – jeweils deutlich mehr als 50 % – war in beiden Fällen auf die Amphipoden zurückzuführen. Im Abschnitt „Oberlauf 2“ trägt auch noch eine auffallend große Zahl an Plecopteren zu den hohen Dichten bei, die in keiner anderen Strecke auch nur annähernd erreicht wurde.

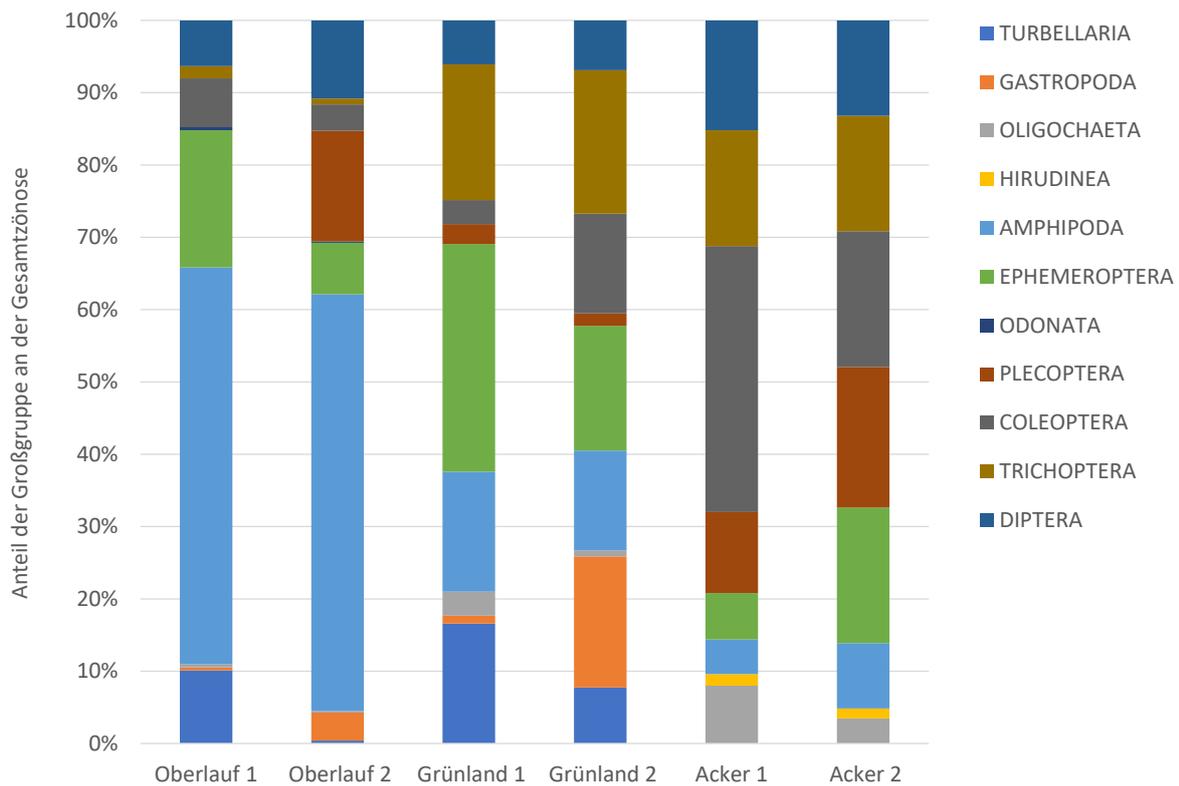


Abb. 28 Großgruppenzusammensetzung in den sechs Probestrecken.

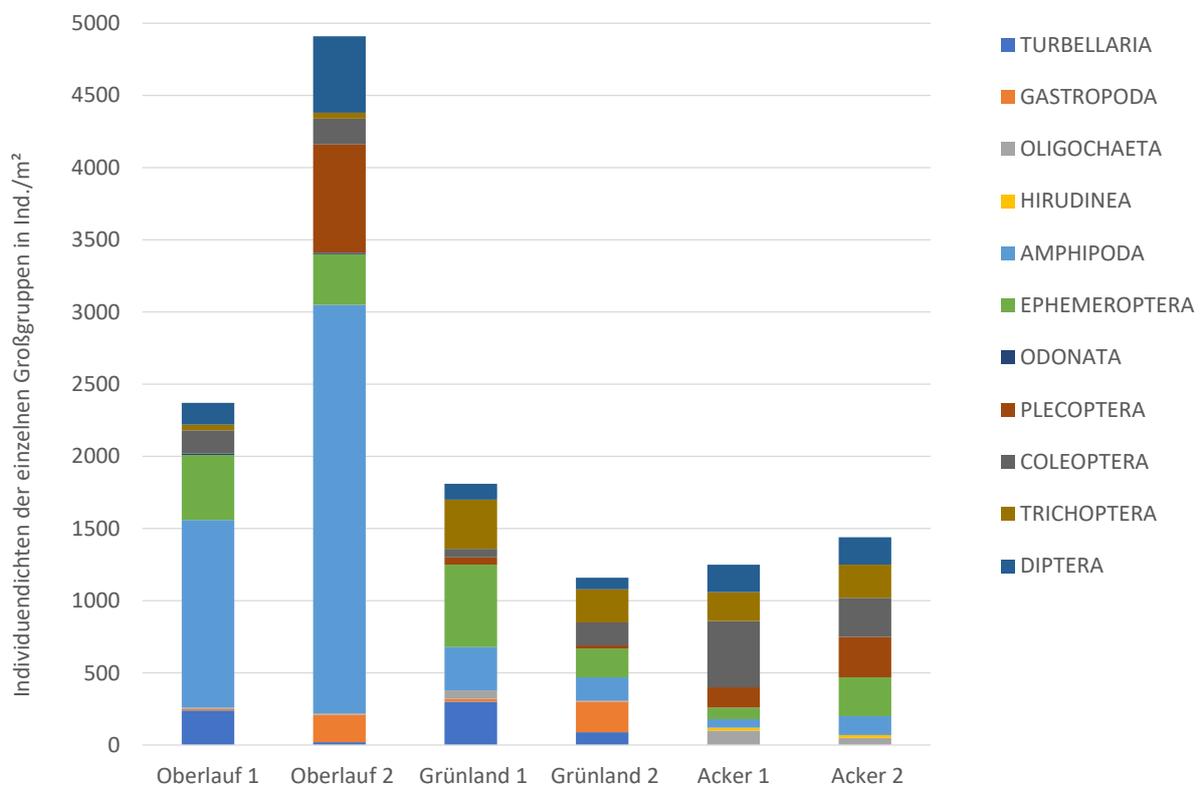


Abb. 29 Individuendichten je Großgruppe in den sechs Probestrecken.

5.2.1.5 Zusammenfassung der Ergebnisse der Einzelstrecken und daraus abgeleitete Vorgehensweise beim Poolen der Daten für die Analyse der Belastungstypen

Es hat sich herausgestellt, dass die jeweils zwei Parallelproben für die Belastungstypen „Oberlauf“ und „Acker“ einander in allen analysierten Parametern sehr stark ähneln. Weder bei den Saprobienindices noch bei der längenzonalen Verteilung, der Zusammensetzung der Ernährungstypen oder der relativen Großgruppenszusammensetzung waren mehr als geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Parallelproben eines Typs zu erkennen. Auffällige Dichteunterschiede waren zwar zwischen den beiden Oberlaufstrecken evident, da aber Individuendichten bei Wirbellosengemeinschaften extrem hohen natürlichen Schwankungen unterliegen können (Jungwirth et al., 2003), wird dieser Parameter beim Ähnlichkeitsvergleich nicht berücksichtigt.

Aufgrund der großen Ähnlichkeiten hinsichtlich aller relevanten Parameter werden die Abschnitte „Oberlauf 1“ und „Oberlauf 2“ für die weitere Analyse zur Gruppe „Oberläufe“ zusammengefasst, die Abschnitte „Acker 1“ und „Acker 2“ zur Gruppe „Acker“.

Bei den beiden Grünlandstrecken waren hingegen sehr große Unterschiede innerhalb der Gruppe festzustellen, und zwar bei allen betrachteten Parametern. Bei der Verteilung der saprobiellen Valenzen stach „Grünland 2“ durch wesentlich höhere xenosaprobe Anteile hervor, bei der längenzonalen Verteilung durch sehr viel höhere Eukrenalanteile, bei der Ernährungstypenzusammensetzung durch deutlich höhere Weidegängeranteile und bei der relativen Großgruppenszusammensetzung durch einen merklich höheren Anteil an Gastropoden.

An dieser Stelle muss der Diskussion der Ergebnisse in Kapitel 6.2 kurz vorgegriffen werden. Alle diese Phänomene lassen sich im Wesentlichen auf eine einzige Art zurückführen, nämlich auf die Quellschnecke *Bythinella conica*, die in der Strecke „Grünland 2“ mit 210 Individuen pro m² knapp ein Fünftel aller gesammelten Individuen ausmachte. Die Art zeichnet sich durch eine extreme Verschmutzungstoleranz, eine hohe Auftretswahrscheinlichkeit im Quell- und Quellbachbereich und ihre Ernährungsweise als reiner Weidegänger aus. Dass sie innerhalb der sechs untersuchten Abschnitte gerade in der Strecke „Grünland 2“ die höchsten Dichten erreichte, belegt klar einen starken Quellwassereinfluss. Tatsächlich wurde im Nachgang der Datenauswertung das Vorliegen eines während der Probenahme nicht ersichtlichen Quelllasts in geringer Entfernung flussauf der Probestrecke bestätigt.

Da es durch die Mündung dieses Quelllasts in den Bach zu einer offensichtlichen Verzerrung der Ergebnisse für den Belastungstyp „Grünland“ kommt, wurden die Ergebnisse der Strecke „Grünland 2“ bei der Belastungsanalyse der Standardparameter (Verteilung der saprobiellen Valenzen, Saprobienindex, längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen, Zusammensetzung der Ernährungstypen, Zusammensetzung der Großgruppen) verworfen und dort nur die Daten aus dem Abschnitt „Grünland 1“ verwendet.

Für die Verschneidung der Makrozoobenthosdaten mit den Ergebnissen der Schadstoffanalysen zur Abschätzung, ob bestimmte Pestizide oder Arzneimittel spezifische Auswirkungen auf einzelne Taxa haben können, wurden hingegen beide Grünlandstrecken berücksichtigt. Bei dieser Frage geht es darum, zu klären, ob einzelne Taxa in einem Belastungstyp auftreten oder nicht, und das wird durch den einmündenden Quelllast flussauf von Strecke „Grünland 2“ nicht beeinflusst.

Welche Datengrundlage für die Grünlandstrecken herangezogen wurden, wird in den folgenden Unterkapiteln jeweils separat angegeben.

5.2.2 Gepoolte Darstellung nach Belastungstypen

5.2.2.1 Großgruppenzusammensetzung

Der Vergleich der Großgruppenzusammensetzung zeigt sehr deutliche Unterschiede zwischen den drei Belastungstypen „Oberlauf“, „Grünland“ und „Acker“ (Abb. 30). Als Datengrundlage für den Belastungstyp „Grünland“ wurden nur die Ergebnisse aus der Strecke „Grünland 1“ herangezogen.

Besonders auffallend und für die vorliegende Studie von wesentlicher Bedeutung ist die vom Oberlauf über die Grünland- hin zu den Ackerstrecken sukzessive Abnahme der Amphipoden, die im Projektgebiet ausschließlich vom Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* repräsentiert werden.

Turbellarien – im Projektgebiet nur durch *Dugesia gonocephala* vertreten – und Wasserschnecken (*Bythinella conica* und *Physa fontinalis*), die in den Oberläufen und im Grünland noch zum Teil nennenswerte Anteile ausmachen, fehlen in den Ackerstrecken.

Im Gegensatz dazu spielen Wasserkäfer in den Oberläufen und im Grünland nur eine untergeordnete Rolle, treten aber im Belastungstyp „Acker“ deutlich in den Vordergrund. Dies ist in erster Linie auf die Sumpfkäfergattung *Scirtes* sp. zurückzuführen.

Die in den Oberläufen nur marginal in Erscheinung tretenden Köcherfliegen machen in den Belastungstypen „Grünland“ und „Acker“ maßgebliche Anteile aus. Zu einer sukzessiven Zunahme von den Oberläufen über das Grün- hin zum Ackerland kommt es auch bei den Oligochaeten.

Zwei Großgruppen treten ausnahmslos in einem einzigen Belastungstyp auf: Egel, konkret die Familie der Erpobdellidae, kommen ausschließlich im Belastungstyp „Acker“ vor. Libellen, hier monospezifisch vertreten durch die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*), finden sich hingegen exklusiv im Referenztypus „Oberlauf“.

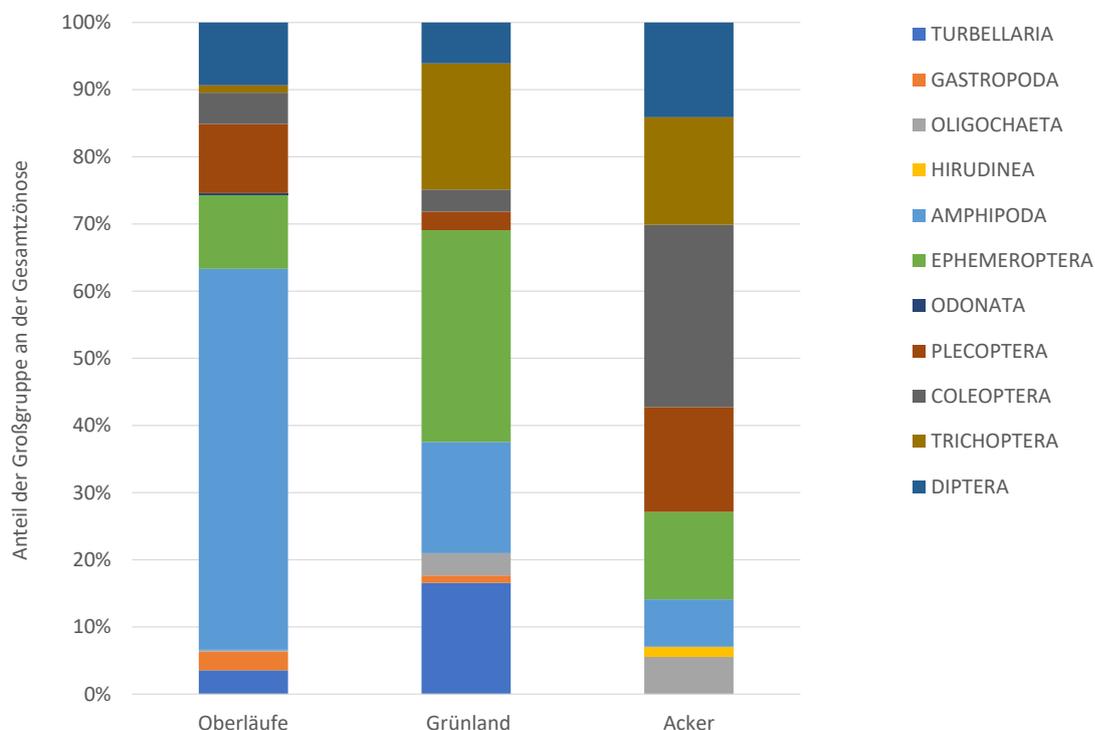


Abb. 30 Großgruppenzusammensetzung in den drei Belastungstypen. (Anmerkung: Bei den Belastungstypen „Oberläufe“ und „Acker“ werden die arithmetischen Mittelwerte aus den jeweils zwei Parallelproben dargestellt, beim Belastungstyp „Grünland“ nur die Strecke „Grünland 1“).

5.2.2.2 Verteilung der Taxa auf Belastungstypen

Für die hier angestellten Überlegungen wurden für den Belastungstyp „Grünland“ die Daten beider Probestrecken herangezogen.

Viele der insgesamt 84 nachgewiesenen Taxa konnten nur exklusiv in einem der drei Belastungstypen angetroffen werden – konkret trifft dies auf 39, also auf beinahe die Hälfte aller dokumentierten Taxa zu. Auf den ersten Blick fällt auf, dass in den Strecken im Oberlauf und entlang der Ackerflächen jeweils hohe Zahlen an exklusiven Taxa festgestellt wurden, in den Abschnitten im Grünland hingegen nur einige wenige (Tab. 36). Ihre spezifische Bindung an einen der drei Belastungstypen lässt eine hohe Sensibilität und daher eine hohe Indikatoreignung für die vorliegende Fragestellung vermuten.

Tab. 36 Liste der exklusiv in einem der drei Belastungstypen nachgewiesenen Taxa.

	Oberläufe	Grünland	Acker
<i>Physa fontinalis</i>	+		
<i>Cordulegaster bidentata</i>	+		
<i>Elmis rietscheli</i>	+		
<i>Wormaldia occipitalis</i>	+		
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	+		
<i>Plectrocnemia geniculata</i>	+		
<i>Tricyphona</i> sp.	+		
<i>Orthocladus lignicola</i>	+		
<i>Polypedilum albicorne</i>	+		
<i>Simulium costatum</i>	+		
<i>Simulium cryophilum</i>	+		
<i>Ellipteroides</i> sp.	+		
<i>Hexatoma</i> sp.	+		
<i>Pericoma</i> sp.	+		
Dolichopodidae Gen. sp.	+		
<i>Rhyacophila tristis</i>		+	
<i>Chaetopteryx major</i>		+	
<i>Natarsia nugax/punctata</i>		+	
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		+	
Enchytraeidae Gen. sp.			+
<i>Stylodrilus heringianus</i>			+
<i>Dina</i> cf. <i>punctata</i>			+
Erpobdellidae Gen. sp.			+
<i>Ecdyonurus dispar</i>			+
<i>Ephemerella ignita</i>			+
<i>Esolus parallelepipedus</i>			+
<i>Oulimnius tuberculatus</i>			+
<i>Riolus subviolaceus</i>			+
<i>Rhyacophila fasciata</i>			+
<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.			+
<i>Hydropsyche incognita</i>			+
<i>Potamophylax luctuosus</i>			+
<i>Cricotopus</i> sp.			+
<i>Diamesa insignipes</i>			+
<i>Eukiefferiella fuldensis</i>			+
<i>Nilotanytus dubius</i>			+
<i>Simulium ornatum</i>			+
<i>Bezzia</i> sp.			+

Das inverse Bild zeigt sich in Tab. 37. Hier sind jene Taxa dargestellt, die in jeweils zwei Belastungstypen auftreten, im dritten aber fehlen. Tab. 38 zeigt schließlich die überall im Projektgebiet auftretenden Taxa, die deshalb eine vergleichsweise geringe Indikatoreignung aufzuweisen scheinen – hier geben aber die mittleren Dichten wertvolle Zusatzinformationen. Gerade bei Arten wie *Gammarus fossarum*, dessen Dichten in den Oberläufen mehr als 20fach höher sind als in den Ackerstrecken, ist sehr wohl von einer hohen Indikatoreignung auszugehen. Solche Taxa sind in der Tabelle fett gedruckt.

Tab. 37 Liste der nur in einem der drei Belastungstypen fehlenden Taxa.

	Oberläufe	Grünland	Acker
<i>Hydropsyche saxonica</i>	-		
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	-		
<i>Chaetopteryx fusca/villosa</i>	-		
<i>Potamophylax cingulatus</i>	-		
<i>Microtendipes rydalensis</i>	-		
<i>Ecdyonurus starmachi</i>		-	
<i>Habrophlebia lauta</i>		-	
<i>Dicranota</i> sp.		-	
<i>Brillia bifida</i>		-	
<i>Micropsectra atrofasciata</i> -Agg.		-	
<i>Thienemannimyia</i> -Gr.		-	
<i>Simulium vernum</i>		-	
<i>Dugesia gonocephala</i>			-
<i>Bythinella conica</i>			-
<i>Electrogena ujhelyii</i>			-
<i>Habroleptoides auberti</i>			-
<i>Leuctra braueri</i>			-
<i>Elodes</i> sp.			-
<i>Sericostoma personatum/flavicornis</i>			-
<i>Epoicocladus ephemerae</i>			-
<i>Simulium trifasciatum</i>			-

Tab. 38 Liste der in allen drei Belastungstypen nachgewiesenen Taxa und ihre mittleren Dichten pro m². Fett gedruckt sind Taxa mit sehr stark unterschiedlichen Dichten in den verschiedenen Belastungstypen und daher mutmaßlich hoher Indikatortätigkeit.

	Oberläufe	Grünland	Acker
<i>Eiseniella tetraedra</i>	10	35	10
<i>Gammarus fossarum</i>	2.065	230	95
<i>Baetis</i> sp. juv.	20	20	10
<i>Baetis rhodani</i>	5	45	60
<i>Leptophlebiidae</i> Gen. sp. juv.	20	15	10
<i>Ephemera danica</i>	125	180	10
<i>Nemoura</i> sp.	30	10	5
<i>Leuctra</i> sp.	20	10	205
<i>Elmis maugetii</i>	35	35	30
<i>Limnius volckmari</i>	40	35	100
<i>Hydraena gracilis</i>	10	5	10
<i>Scirtes</i> sp.	5	5	120
<i>Odontocerum albicorne</i>	10	40	15
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	25	10	25
<i>Ibisia marginata</i>	10	20	10

5.2.2.3 Naturschutzfachlich relevante Arten mit Erläuterungen

Für die hier angestellten Überlegungen wurden für den Belastungstyp „Grünland“ die Daten beider Probestrecken herangezogen.

Im Projektgebiet konnten insgesamt zumindest 16 Arten der Roten Listen gefährdeter Tierarten dokumentiert werden (Reischütz & Reischütz, 2006; Raab et al., 2006; Malicky, 2009). Die Schwesternarten *Sericostoma personatum* und *S. flavicorne* sind im Larvenstadium morphologisch nicht auffrennbar, unterscheiden sich aber durch ihre Lebensraumwahl. Da *S. personatum* vor allem Quellen besiedelt, erscheint ihr Auftreten in den Oberläufen nicht unwahrscheinlich, könnte aber nur mit Hilfe von Imaginalfängen zweifelsfrei belegt werden. Sollte sie im Projektgebiet auftreten, wären es 17 Rote-Liste-Arten aus dem Makrozoobenthos. Hinzu kommt noch der zum Megazoobenthos zählende Steinkrebs, der zwar in keiner der sechs Probestrecken, wohl aber in einigen nahegelegenen Quelllästen nachgewiesen wurde. Damit kann das Projektgebiet eine ausnehmend hohe Zahl an gefährdeten und geschützten Arten vorweisen.

Die Verteilung der Arten auf die drei Belastungstypen ist in Tab. 39 dargestellt.

Tab. 39 Liste der nachgewiesenen Rote-Liste-Arten und ihre mittleren Dichten pro m² in den drei Belastungstypen. (CR = Critically Endangered, vom Aussterben bedroht; NT = Near Threatened, Vorwarnstufe; VU = Vulnerable, gefährdet. * = auf der ökologischen Einnischung der beiden heimischen *Sericostoma*-Arten getroffene, nicht abgesicherte Annahme der Verteilung.)

	Kategorie	Oberläufe	Grünland	Acker
<i>Bythinella conica</i> (wegen des Quellast-Einflusses in „Grünland 2“ werden hier der sicherlich deutlich zu hohe Mittelwert sowie der repräsentativere Einzelwert für „Grünland 1“ angeführt)	CR	95	Mittelwert: 115 „Grünland 1“: 20	-
<i>Physa fontinalis</i>	VU	5	-	-
<i>Cordulegaster bidentata</i>	VU	10	-	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	VU	-	-	10
<i>Rhyacophila tristis</i>	VU	-	10	-
<i>Wormaldia occipitalis</i>	NT	5	-	-
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	CR	10	-	-
<i>Hydropsyche incognita</i>	VU	-	-	25
<i>Hydropsyche saxonica</i>	VU	-	30	10
<i>Plectrocnemia geniculata</i>	VU	10	-	-
<i>Chaetopteryx fusca/villosa</i>	VU	-	10	25
<i>Chaetopteryx major</i>	VU	-	25	-
<i>Potamophylax cingulatus</i>	VU	-	20	10
<i>Potamophylax luctuosus</i>	VU	-	-	45
<i>Sericostoma personatum</i> *	CR	5	-	-
<i>Sericostoma flavicorne</i> *	VU	-	130	-
<i>Odontocerum albicorne</i>	VU	10	45	50

Auf der niedrigsten Gefährdungsstufe („Vorwarnstufe“, „Near Threatened“) findet sich die Köcherfliegenart *Wormaldia occipitalis*.

In der Stufe „Gefährdet“ („Vulnerable“) werden die Quellblasenschnecke (*Physa fontinalis*), die Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentata*), die Köcherfliegen *Rhyacophila fasciata*, *Rhyacophila tristis*, *Hydropsyche incognita*, *Hydropsyche saxonica*, *Plectrocnemia geniculata*, *Chaetopteryx fusca*/

villosa, *Chaetopteryx major*, *Potamophylax cingulatus*, *Potamophylax luctuosus*, *Sericostoma flavicorne* und *Odontocerum albicorne* sowie der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) geführt.

Auf der höchsten Gefährdungsstufe („vom Aussterben bedroht“, „Critically Endangered“) stehen die Quellschnecke *Bythinella conica* und die – zweifelsfrei im Projektgebiet nachgewiesene – Köcherfliege *Hydropsyche fulvipes* sowie die zumindest wahrscheinlich auftretende *Sericostoma personatum*.

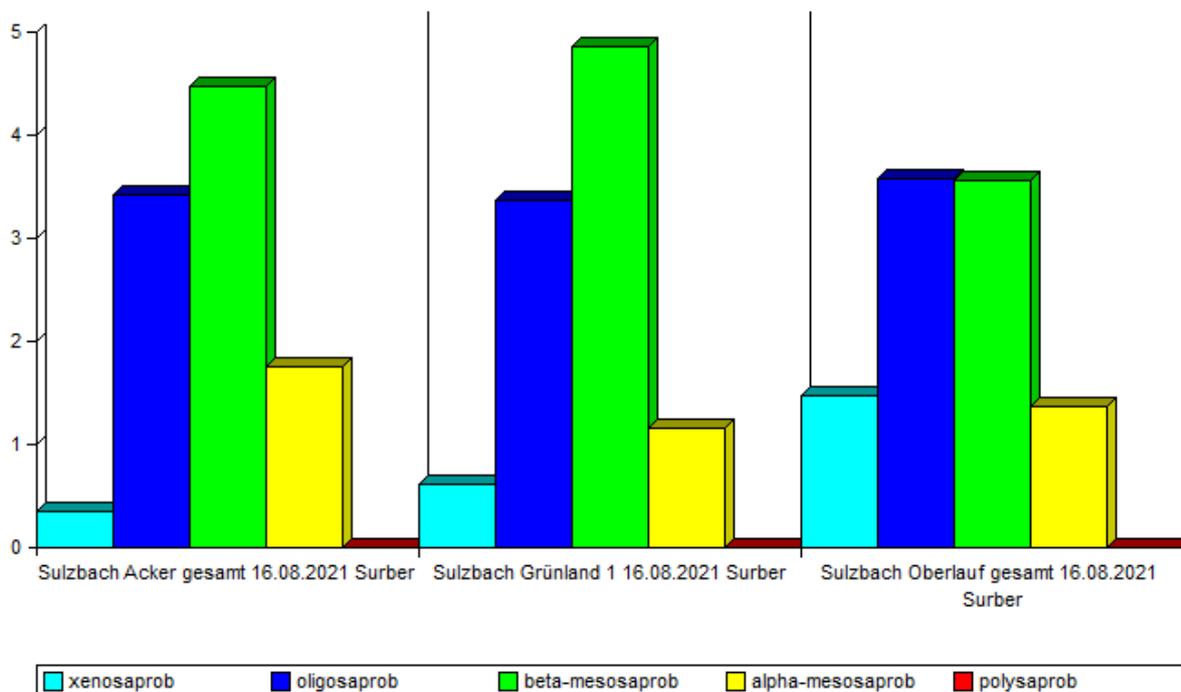
5.2.2.4 Saprobielle Valenzen und Saprobienindex

Als Datengrundlage für den Belastungstyp „Grünland“ wurden nur die Ergebnisse aus der Strecke „Grünland 1“ herangezogen.

Im Belastungstyp „Oberlauf“ liegt eine beinahe vollständig spiegelsymmetrische Verteilung der saprobiellen Valenzen vor, wobei der Schwerpunkt auf den oligo- und den β -mesosaprobien Elementen liegt (Abb. 31, rechts). Dementsprechend errechnet sich der Saprobienindex hier auf den Wert 1,47, der knapp unterhalb des saprobiellen Grundzustands von 1,50 liegt und damit eine gerade noch sehr gute Gewässergüte indiziert.

Von den Oberläufen zum Grünland nimmt die Bedeutung der β -mesosaprobien Indikatoren deutlich zu, jene der xenosaprobien merklich ab (Abb. 31, Mitte). Mit dem Wert 1,64 ($\pm 0,078$) wird eine zwar messbare, in ihrer ökologischen Bedeutung aber nicht schwerwiegende Verschlechterung gegenüber den Oberläufen indiziert. Wegen der nur geringfügigen Überschreitung des saprobiellen Grundzustands liegt hier noch ein solider guter Zustand hinsichtlich des Saprobienindex vor.

Im Ackerland ist wegen der Zunahme der α -meso-Saprobier zu Ungunsten der β -meso- und xenosaprobien Zeigerarten (Abb. 31, links) und mit einem Saprobienindex von 1,69 ($\pm 0,038$) eine weitere, allerdings nur äußerst geringfügige Verschlechterung zu attestieren. Auch hier wird der gute Zustand nicht verfehlt.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 31 Verteilung der saprobiellen Valenzen in den drei Belastungstypen.

Insgesamt liegen alle drei Werte in einem auffallend engen Spektrum – der kleinste und der größte Indexwert unterscheiden sich nur um den Betrag 0,22 voneinander.

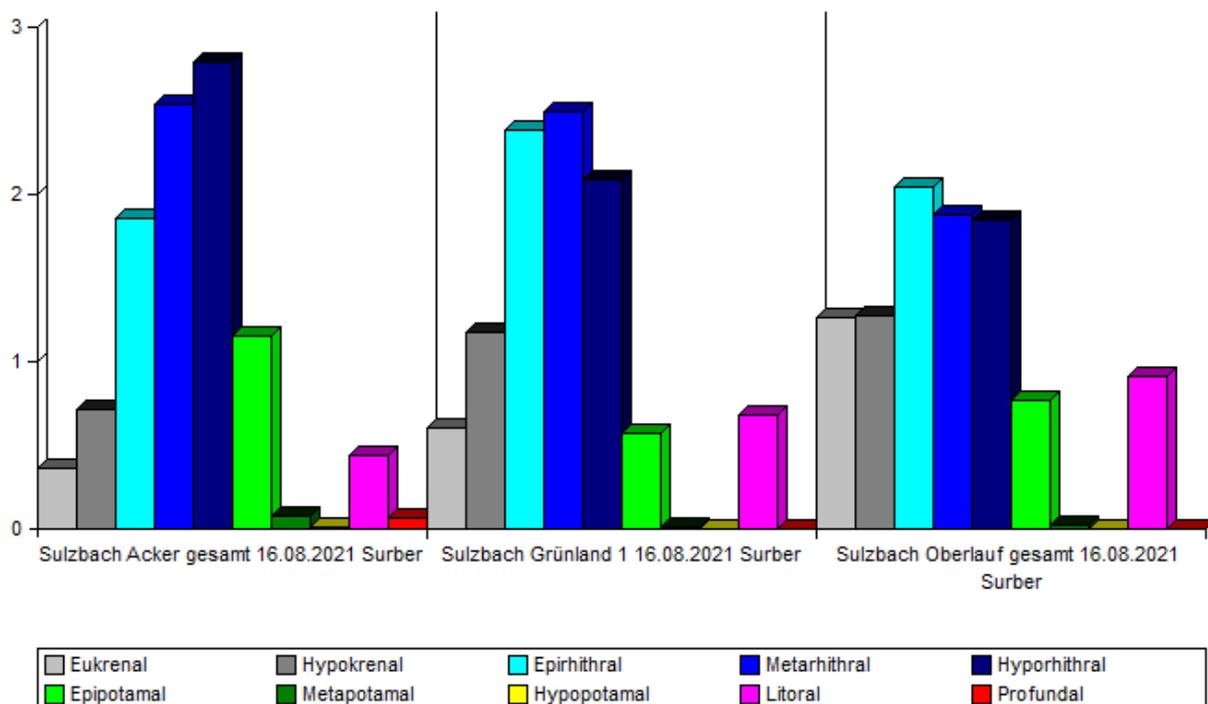
5.2.2.5 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Als Datengrundlage für den Belastungstyp „Grünland“ wurden nur die Ergebnisse aus der Strecke „Grünland 1“ herangezogen.

In den Oberläufen ist hinsichtlich der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen eine auffallend flach verlaufende Verteilungskurve festzustellen (Abb. 32, rechts). Die drei Rhithralabschnitte Epi-, Meta- und Hyporhithral sind – mit einem nicht sonderlich ausgeprägten Maximum auf dem Epirhithral – jeweils etwa zu gleichen Anteilen vertreten, daneben fallen die nicht wesentlich geringeren Anteile an Eu- und Hypokrenalelementen auf. Mit einem gewichteten Regionsindex LZI von 3,56 sind die Oberlaufstrecken im Übergang zwischen dem Epi- und dem Metarhithral anzusiedeln. Trotz großer Quellnähe ist also kein dominanter Krenaleinfluss festzustellen, der den Vergleich zwischen den Belastungstypen erschweren würde.

Im Grünland (Abb. 32, Mitte) kommt es zu geringfügigen Verschiebungen, indem die krenalen Elemente an Bedeutung verlieren, die epi- und metarhithralen dazugewinnen. Diese Verlagerungen bewegen sich aber in einem sehr engen Rahmen. Dementsprechend ordnet auch hier der gewichtete LZI mit einem Wert von 3,86 die Strecke im Übergang zwischen Epi- und Metarhithral ein.

Am deutlichsten weichen von diesem Muster die Strecken entlang der Ackerflächen ab (Abb. 32, links). Dort liegt der Schwerpunkt auf den hyporhithralen Elementen, die eu- und hypokrenalen Zeiger treten noch stärker in den Hintergrund. Der gewichtete LZI erreicht hier mit einem Wert von 4,32 sein Maximum und zeigt damit eine typische Metarhithralstrecke im Übergang zu Hyporhithral an.



Auswertung quantitativ, standard

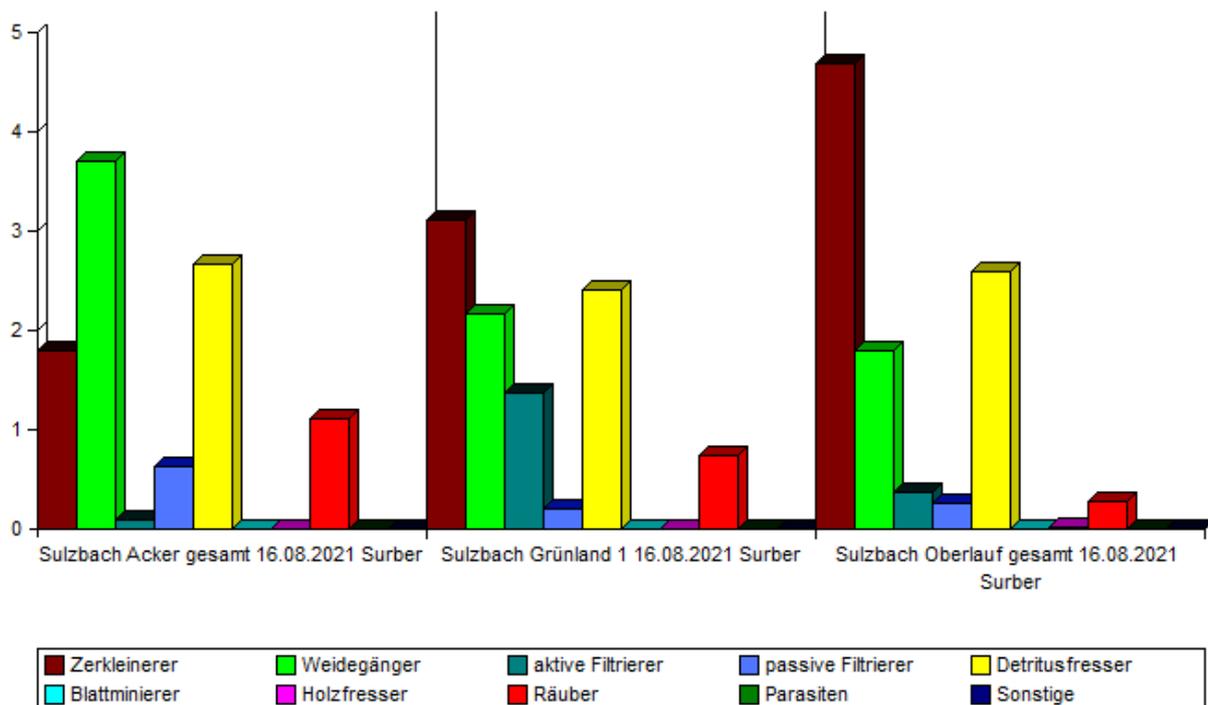
© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 32 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in den drei Belastungstypen.

5.2.2.6 Zusammensetzung der Ernährungstypen

Als Datengrundlage für den Belastungstyp „Grünland“ wurden nur die Ergebnisse aus der Strecke „Grünland 1“ herangezogen.

Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen fällt ins Auge, dass im Oberlauf die Zerkleinerer dominant sind, ihre Valenzen aber über die Grünland- hin zu den Ackerstrecken sukzessive abnehmen (Abb. 33). Das Gegenteil trifft auf die Weidegänger und die Räuber zu. Kein kontinuierlicher Trend ist bei den Detritivoren, bei den passiven und aktiven Filtrierern zu erkennen. In den Oberläufen zeigt der RETI mit einem Wert von 0,67 an, dass die rhithralen Ernährungstypen einen Anteil von zwei Dritteln an der Zönose haben. Standorttypische Werte werden auch im Grünland (0,57) und im Ackerland (0,62) erreicht. Hinsichtlich der Ernährungstypen ist also in keinem der drei Belastungsszenarios eine nennenswerte Abweichung vom Leitbild zu erkennen.



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2018 - Version 5.0

Abb. 33 Zusammensetzung der Ernährungstypen in den drei Belastungstypen.

5.3 Flusskrebse

In Tab. 40 und Abb. 34 sind die Ergebnisse der Flusskrebsskartierungen dargestellt. Insgesamt konnten acht Steinkrebspopulationen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden – sieben davon in den Oberläufen der Zuflüsse und einer im Oberlauf des Hauptgerinnes. Zwei Populationen wiesen dabei jeweils sehr gute Indikatoren auf, was bei der Berechnung des Erhaltungszustandes zur Zuordnung zur bestmöglichen Klasse A1 führte. Drei Populationen wurden mit B2 bewertet, drei weitere erreichten zwar nur den Wert C1 bzw. C2, leisten aber trotzdem einen wichtigen Beitrag für einen guten Gesamtzustand des Steinkrebsses im Untersuchungsgebiet.

Nur in einem einzigen Abschnitt, im Bereich der Straßenbrücke in Adlwang am Unterende des Projektgebiets, wurden Signalkrebse nachgewiesen.

Tab. 40 *Erhaltungszustände des Steinkrebsses und Nachweise des Signalkrebsses in den einzelnen Gewässerabschnitten.*

Gewässer	Nachweis	Art	Neozoon	Erhaltungszustand Steinkrebs
Sulzbach Oberlauf	x	Steinkrebs		C1
Sulzbach Mittellauf				
Sulzbach Unterlauf	x	Signalkrebs	!!	
Linningerbach				
Linningerbach_Z_1				
Linningerbach_Z_2				
Linningerbach_Z_3				
Linningerbach_Z_4	x	Steinkrebs		C1
Pogmayrbach				
Pogmayrbach_Z_1				
Pogmayrbach_Z_2				
Sulzbach_Z_1	x	Steinkrebs		A1
Sulzbach_Z_2	x	Steinkrebs		A1
Sulzbach_Z_3				
Sulzbach_Z_Z_1	x	Steinkrebs		B2
Sulzbach_Z_Z_2	x	Steinkrebs		B2
Sulzbach_Z_Z_3	x	Steinkrebs		B2
Sulzbach_Z_Z_4	x	Steinkrebs		C2

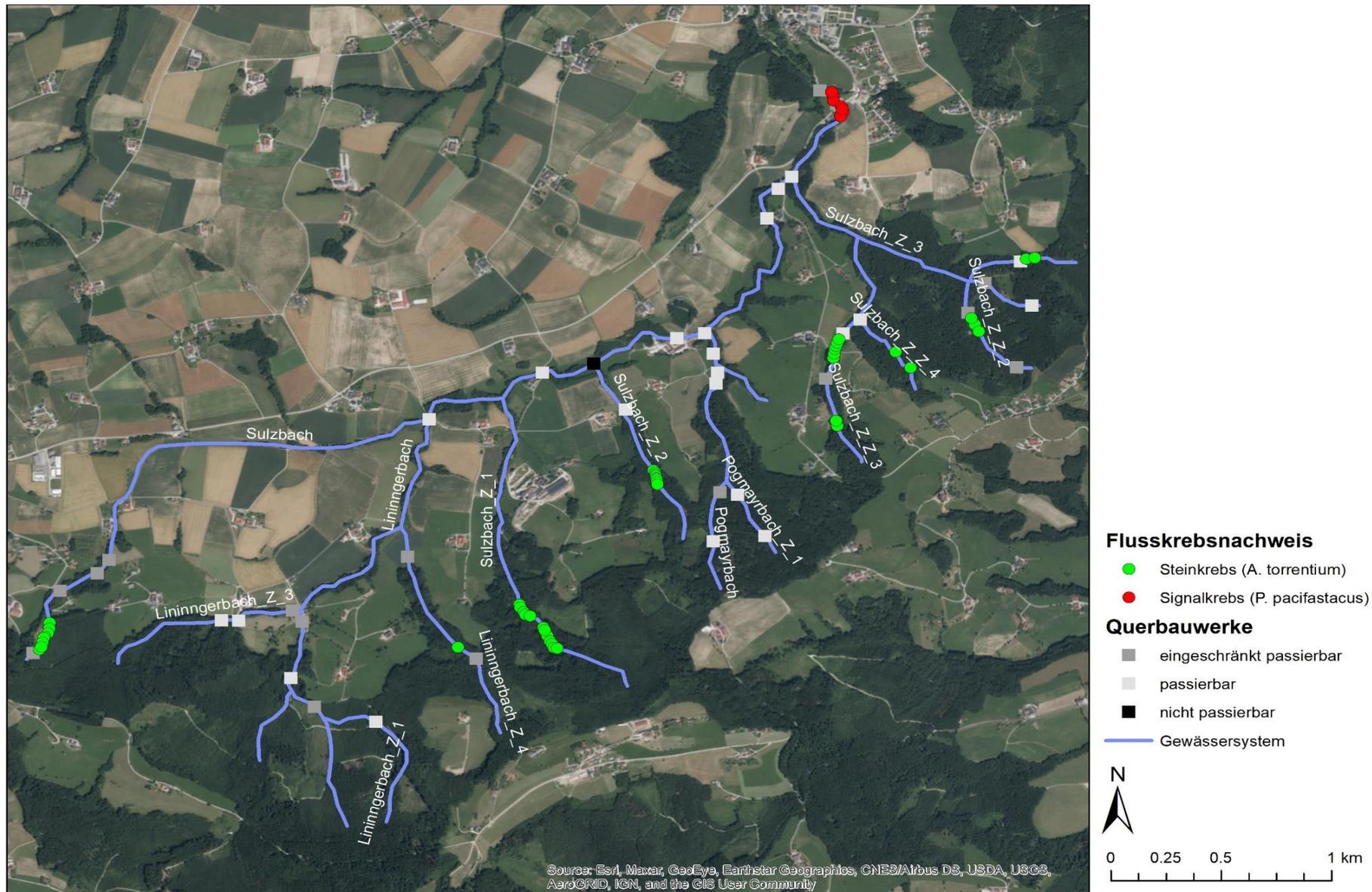


Abb. 34 Karte des Untersuchungsgebiets mit Lage der Flusskrebsnachweise und der Querbauwerke.

5.3.1 Steinkrebsbestände und Erhaltungszustand

5.3.1.1 Hauptgerinne Sulzbach

Das Hauptgerinne des Sulzbaches hat eine Länge von ca. 5 km und ist von Krebsen größtenteils unbesiedelt, nur am Ober- und Unterende sind Nachweise gelungen. 14 Querbauwerke, von denen eines für Krebse unpassierbar ist und einige nur eingeschränkt passierbar sind, trennen die Signalkrebspopulation an der Untergrenze des Untersuchungsgebiets von der Steinkrebspopulation im Sulzbach-Oberlauf, der sich durch für den Steinkrebs ideale Habitatbedingungen auszeichnet. Der Erhaltungszustand der dennoch relativ individuenarmen Population wurde mit C1 bewertet.

5.3.1.2 Linningerbach-System

Im Linningerbach, dem größten Zubringersystem im Projektgebiet, gelang trotz zahlreicher Nachweise im Jahr 2014 und zweimaliger Begehung im Jahr 2021 lediglich ein Einzelnachweis eines adulten Männchens in einem kleinen namenlosen Zufluss.

5.3.1.3 Pogmayrbach

Im Pogmayrbach samt seinen zwei kleinen Zuflüssen konnte trotz zweier Nachweise im Jahre 2014 und guten Habitatbedingungen aktuell kein Nachweis erbracht werden. Da kein unüberwindbares Querbauwerk zwischen der Signalkrebspopulation und dem Pogmayrbach vorliegt, ist für allfällige doch vorhandene, bei der Kartierung aber nicht gefundene Tiere der Gefährdungstatus im Sinne der Erhaltungszustandsberechnung höher zu bewerten als in den weiter flussaufwärts einmündenden Zuflüssen.

5.3.1.4 Sulzbachzubringer 1

Der namenlose Sulzbachzubringer 1 weist eine intakte, reproduzierende Steinkrebspopulation auf. Neben einer soliden Individuendichte konnten alle Altersklassen lückenlos nachgewiesen werden. Auch der Lebensraum mit hohem Totholzanteil, unterschiedlichen Substratgrößen und ausreichender Beschattung kann als ideal angesehen werden.

5.3.1.5 Sulzbachzubringer 2

Für den Sulzbachzubringer 2 treffen beinahe dieselben Aussagen wie für den Sulzbachzubringer 1 zu. Den sehr guten Erhaltungszustand A1 erhält diese Steinkrebspopulation aufgrund einer ebenfalls guten Altersstruktur und einer günstigen Individuendichte. Die Lebensraumqualität ist ebenfalls als sehr gut einzustufen.

5.3.1.6 Sulzbachzubringer 3

Das Flusssystem des Sulzbachzubringers 3 ist neben dem Linningerbach das größte im Untersuchungsgebiet. Im Gegensatz zu diesem hat es aber mit vier Teilpopulationen den insgesamt größten Steinkrebsbestand und ist sozusagen der Hotspot im Projektgebiet. Die Berechnung der Erhaltungszustände ergaben dreimal B2 und einmal C2.

5.3.2 Ausbreitung des Signalkrebse

Bei der qualitativen Kartierung wurden an der Untergrenze des Untersuchungsgebiets einige Signalkrebse gefunden (Abb. 34, rote Punkte). Die überwiegende Mehrheit der Tiere wurde dabei flussab des Sohlabsturzes unter der Straßenbrücke in Adlwang festgestellt. Flussauf dieses Wanderhindernisses gelangen lediglich drei Nachweise: Zwei adulte Männchen hielten sich unmittelbar im Oberwasser des Bauwerks auf, ein adultes Weibchen etwa 70 m weiter flussaufwärts. Noch weiter flussaufwärts wurden weder im Sulzbach noch in einem seiner Zuflüsse Signalkrebse nachgewiesen.

6 Diskussion

6.1 Chemisch-physikalische Parameter

Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs und der geringen Anzahl an Probenahmeterminen können die Messergebnisse nicht als statistisch abgesichert betrachtet werden. Dennoch konnten einige deutliche Muster festgestellt werden, die klar auf bestimmte Trends hindeuten.

6.1.1 Standard-Parameter

Anorganische Belastungen in Oberflächengewässern können aus wasserchemischer Sicht anhand der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor identifiziert werden. Diffuse Nährstoffeinträge in die Gewässer aus der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung erfolgen einerseits über oberflächliche Abschwemmungen, andererseits über das Grundwasser, wobei deren jeweiliges Ausmaß von einer Vielzahl von Faktoren abhängt – z. B. von der Art und Intensität der Nutzung, der Bodenbeschaffenheit, der Niederschlagsmenge oder der Bodenerosion (BMLFUW, 2017).

Am Standort „Acker 2“ ergab sich aufgrund der Grenzwertüberschreitung beim Parameter Orthophosphat-Phosphor eine Verfehlung des guten wasserchemischen Zustandes, was wohl auf eine Belastung durch den Einsatz anorganischer Mineraldünger aber auch organischer Düngemittel (z.B. Stallmist, Jauche, Gülle) zurückzuführen ist. Auch in den Oberläufen wurden bei einzelnen Probenahmeterminen auffallend hohe Orthophosphat-Konzentrationen gemessen. Der Vergleich zwischen Freiwasser und Substrat belegte wesentlich geringere Werte in der fließenden Welle und deutlich höhere Werte im Porenwasser (Abb. 19). Dies hängt mit der hohen Adsorptionsfähigkeit von Orthophosphat durch hohe Feinsedimentpartikeln zusammen. Ob die insgesamt relativ hohen Werte im Oberlauf auf Verwitterungsprozesse, den Abbau von organischen Substanzen oder auf allfällige Abwassereinleitungen zurückzuführen sind, kann nicht letztgültig beantwortet werden. Bei den Verschmutzungsparametern Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff wurde keine Grenzwerte überschritten, jedoch beim Parameter Temperatur am Standort „Grünland 1“, was ebenso zu einer Verfehlung des guten wasserchemischen Zustandes führte. Aufgrund einer einmaligen geringfügigen Überschreitung des Grenzwertes für den guten wasserchemischen Zustand sowie der Tatsache, dass Messunsicherheiten nicht ausgeschlossen werden können und alle Verschmutzungsparameter an diesem Standort als sehr gut bewertet sind, ist eine Zielverfehlung aus fachlicher Sicht nicht gerechtfertigt.

Trotz der einmaligen Überschreitung der Orthophosphat-Konzentration am Standort „Acker 2“ können die restlichen Messungen als Indiz dafür verstanden werden, dass die festgestellten Unterschiede in

den Makrozoobenthoszönosen nicht (nur) auf die klassischen Verschmutzungs-Parameter zurückzuführen sind.

Die Chlorid-Konzentration erreichte Werte zwischen 1 und 14 mg/l und entspricht somit den Ansprüchen eines Krebsgewässers gemäß LfU (2019).

Der Parameter DOC wird gemäß QZV-Ökologie bei der Berechnung des wasserchemischen Zustandes zwar nicht berücksichtigt, da er jedoch ein wichtiges Maß für die organische Belastung in Gewässern darstellt – unter anderem verursacht durch den Eintrag organischer Düngemittel – wurde er in die Diskussion miteinbezogen.

Hinsichtlich des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) konnten im Untersuchungsgebiet kaum nennenswerte standortabhängige Unterschiede festgestellt werden. Beim zeitlichen Verlauf zeigten sich hingegen bei allen Probestrecken erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Erhebungsterminen. Die höchsten DOC-Werte wurden am 19.07.2021 und am 02.11.2021 gemessen, was vermutlich auf die zu dieser Zeit deutlich erhöhten Niederschlagsmengen und die damit einhergehende Verstärkung des Nährstoffeintrags durch großflächige Abschwemmungen zurückzuführen ist. Im November dürfte zudem der jahreszeitlich bedingte Laubfall und -eintrag ins Gewässer eine Rolle spielen. Die niedrigsten Werte wurden am 13.09.2021 gemessen. An diesem Termin führte der Sulzbach sehr wenig Wasser, die Probestrecken im Oberlauf und im Grünland lagen sogar fast trocken. Somit führte das Ausbleiben stärkerer Niederschlagsereignisse scheinbar zu einer deutlichen Reduktion des DOC-Eintrags ins Untersuchungsgewässer.

Das Großbrandereignis, welches am 13.07.2021 nahe des Standorts „Acker 2“ stattfand, schien keinen nennenswerten Einfluss auf die gemessenen DOC - Konzentrationen zu haben.

6.1.2 Pestizide/Pflanzenschutzmittel

Im Gegensatz zu den Standardparameter-Analysen zeigten die Ergebnisse der Pestizid- und Arzneimittel-Untersuchungen ein klares Muster mit deutlichen standortbezogenen Unterschieden hinsichtlich der gemessenen Konzentrationen.

Insgesamt wurden bei 23 der 155 untersuchten Pestizide (das entspricht einem Anteil von 15 %) Konzentrationen über der Nachweisgrenze gemessen. Die auffälligsten Messwerte wurden bei Metolachlor ESA, Dimethenamid-P-ESA, Metolachlor OA und S-Metolachlor NOA 41317 festgestellt.

Die bei weitem höchsten Pestizidbelastungen wurden im Bereich der Acker-Standorte dokumentiert. In den Grünland-Standorten zeigten sich nur niedrige, in den Oberläufen keine nachweisbaren Konzentrationen der genannten Substanzen. Dieses Muster deckt sich mit der Erwartung, dass im Zuge der intensiven Bewirtschaftung der angrenzenden Ackerflächen Pestizide zum Einsatz kommen, die in Folge von Bodenausschwemmungen oder auch als windbürtige Aerosole in die Gewässer eingetragen werden und dort in entsprechend hohen Konzentrationen nachweisbar sind.

Die Tatsache, dass die höchsten Pestizidkonzentrationen bei den Beprobungen von Juni bis August erfasst wurden, kann mit den zu dieser Zeit verstärkt auftretenden Niederschlagsereignissen in Zusammenhang gebracht werden. Ein weiterer Grund für das beobachtete zeitliche Muster könnte sein, dass vor allem im Frühsommer Pestizide versprüht werden, wenn die noch jungen Ackerpflanzen verstärkt auf Schutzmaßnahmen gegen Fraß oder Fäulnis angewiesen sind.

Zu erwähnen ist auch der Nachweis des Herbizids Atrazin-Desethyl-Desisopropyl (DACT) in der Probestrecke „Acker 2“. Atrazin kann schon in sehr geringen Konzentrationen die Entwicklung von männlichen Fröschen stören und diese in Zwitter verwandeln (Hayes et al., 2010). Untersuchungen von Vandenberg et al (2012) zufolge steht Atrazin auch im Verdacht, die Entwicklung von Brustkrebs beim Menschen zu begünstigen.

6.1.3 Arzneimittel

Insgesamt wurden bei 13 von 45 untersuchten Arzneimitteln Konzentrationen über der Nachweisgrenze gemessen, das entspricht einem Anteil von 29 %. Das Augenmerk wurde in der vorliegenden Studie auf die Stoffe 4-Acetamidoantipyridin, 4-Formylaminoantipyridin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid und Metformin gelegt, da diese im Vergleich zu den anderen untersuchten Arzneimitteln die auffälligsten Messwerte zeigten.

Anders als bei den Pestiziden wurden bei den Arzneimitteln im Durchschnitt die höchsten Konzentrationen im Grünland und im Oberlauf gemessen. Dieses Ergebnis ist in erster Linie auf die besonders hohen Diclofenac- und Hydrochlorothiazid-Konzentrationen in „Grünland 1“ zurückzuführen. Eine mögliche Erklärung dafür wäre, dass diese beiden Humanarzneimittel über flussauf gelegene Einleitungen häuslicher Abwässer ins Untersuchungsgewässer gelangt sind. Die Tatsache, dass im Bereich des Standorts „Grünland 1“ zahlreiche Einleitungsrohre vorgefunden wurden, lässt diese Annahme jedenfalls möglich erscheinen. Gemäß Clara et al. (2019) werden Arzneimittelwirkstoffe nach Einnahme entweder unverändert oder in metabolisierter Form ausgeschieden und gelangen über die Ausscheidungen in das Abwasser. Zudem ist ein direkter Eintrag in das Abwasser möglich, wenn Arzneimittel über die Kanalisation entsorgt werden. Besonders die Messwerte für Diclofenac und deren zeitliches Muster legen nahe, dass es hier unmittelbar vor dem Probenahmetermin am 11.10.2021 zu einem intensiven Eintrag großer Mengen dieses Wirkstoffes über Abwassereinleitungen im Bereich von „Oberlauf 2“ und „Grünland 1“ kam.

Ähnliches trifft auf den Wirkstoff Metformin zu, der in allen sechs Probestrecken nachgewiesen wurde. Obwohl hier der Konzentrationsschwerpunkt auf den beiden Acker-Standorten lag, lässt die Tatsache, dass es sich hierbei um einen ausschließlich in der Humanmedizin und besonders häufig eingesetzten Wirkstoff handelt, vermuten, dass auch dieses Arzneimittel über häusliche Abwässer seinen Weg in den Sulzbach gefunden hat.

Die am Standort „Acker 2“ nachgewiesenen Diclofenac-, Hydrochlorothiazid- und Metformin- Mengen können zumindest teilweise auf Einträge aus den fünf flussauf dieses Standorts vorhandenen Kleinkläranlagen zurückgeführt werden. Die Frage, zu welchen Anteilen die gemessenen Konzentrationen tatsächlich aus diesen Anlagen bzw. aus anderen Quellen stammen, konnte anhand der gegenständlichen Studie nicht geklärt werden.

Die Stoffe 4-Acetamidoantipyridin und 4-Formylaminoantipyridin wurden hingegen ausschließlich im Ackerland nachgewiesen, wobei in „Acker 2“ deutlich höhere Konzentrationen als in „Acker 1“ erfasst wurden. Somit liegt die Vermutung nahe, dass die beiden genannten Stoffe vorwiegend durch die Ausbringung tierischer Ausscheidungen als Düngemittel (Jauche, Gülle etc.) auf die umliegenden Ackerflächen und in weitere Folge durch Bodenausschwemmungen in den Sulzbach gelangt sind. Zudem wurden die höchsten Konzentrationen dieser Stoffe in bzw. kurz nach jenem Zeitraum gemessen, in dem auch die stärksten Niederschlagsereignisse registriert wurden.

6.2 Makrozoobenthos

Bei allen folgenden Überlegungen ist zu berücksichtigen, dass die Interpretationen auf geringen Stichprobenzahlen (nur zwei Probestrecken pro Belastungstyp) basieren und die kleinflächigen Beprobungen mittels Kastensamplers sicherlich nicht das gesamte Faunenspektrum in den Probestrecken abdecken können. Ausgeprägte lokale Effekte, die einer punktuellen Probenahme geschuldet und möglicherweise nicht repräsentativ für längere Gewässerabschnitte sind, können das Bild zusätzlich verzerren. Dennoch waren deutliche und aus fachlicher Sicht gut erklärbare Tendenzen in der Artenverteilung zu erkennen, die im Folgenden beschrieben und interpretiert werden.

6.2.1 Auffällige Verteilungsmuster (mutmaßlich) sensibler Arten

Von den insgesamt 84 im Projektgebiet nachgewiesenen Taxa findet sich ein Fünftel in den Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs (Reischütz & Reischütz, 2006; Raab et al., 2006; Malicky, 2009). Dieser beachtliche Anteil lässt auf eine hohe Lebensraumqualität schließen – und dies vermeintlich in gleichem Maße in allen drei Belastungstypen: Die naturschutzfachlich relevanten Taxa sind mehr oder weniger gleichmäßig über die drei Typen verteilt. Jeweils acht Arten finden sich in den Oberläufen und im Grünland, sieben in den Ackerstrecken. Hierbei ist allerdings einschränkend festzuhalten, dass in den Ackerabschnitten ausschließlich Arten der relativ niedrigen Gefährdungsstufe „Vulnerable“ auftreten, während die vom Aussterben bedrohten Arten auf die Oberläufe und die Grünlandstrecken beschränkt bleiben. Dies gibt schon einen ersten Hinweis auf mögliche stoffliche Beeinträchtigungen, die besonders sensible Arten an einer gleichmäßigen Ausbreitung im Projektgebiet hindern.

Eine nähere Betrachtung der Rote-Liste-Arten, die ausschließlich in den Referenzabschnitten in den Oberläufen vorkommen, konkretisiert diese Annahme weiter: *Physa fontinalis*, *Cordulegaster bidentata*, *Wormaldia occipitalis*, *Hydropsyche fulvipes* und *Plectrocnemia geniculata* (sowie die mutmaßlich dort auftretende *Sericostoma personatum*) sind allesamt Rein- bis Reinstwasserarten, die nur in xeno- bis oligosaproben Gewässerabschnitten auftreten, bestenfalls vereinzelt noch in β -mesosaproben. Mit Ausnahme von *Wormaldia occipitalis*, der einzigen streng ans Eu- und Hypokrenal gebundenen Art, würden alle anderen zumindest ins Epi-, mitunter auch bis ins Metarhithral ausstrahlen. Ihre Beschränkung auf die Oberläufe dürfte also stoffliche Ursachen haben – anders ausgedrückt: Ihr Fehlen in den Grünland- und Ackerstrecken belegt dort möglicherweise eine stoffliche Beeinträchtigung, die über der Toleranzschwelle dieser Arten liegt.

Ähnliches gilt auch für Arten, die zwar nicht auf der Roten Liste stehen, aber im Projektgebiet ebenfalls exklusiv auf die Oberläufe beschränkt sind. Der Klauenkäfer *Elmis rietscheli* etwa ist ebenso eine Art mit enger Einnischung im xeno- und oligosaproben Bereich wie die Zuckmücke *Polypedilum albicorne* oder die Kriebelmücke *Simulium costatum*. Das potentielle Verbreitungsgebiet aller drei Arten erstreckt sich aber ebenfalls bis ins Metarhithral. Auch bei ihnen wäre unter unbeeinträchtigten Umständen also das Vorkommen im gesamten Projektgebiet anzunehmen.

Am anderen Ende der Skala stehen jene Arten, die ausschließlich in den Ackerstrecken gefunden wurden. Diese Taxa decken meist ein breites saprobielles Spektrum mit Schwerpunkt auf den β - und α -mesosaproben Valenzen ab, etwa der Gliederwurm *Stylogdrilus heringianus*, der Rollegel *Dina punctata*, die Eintagsfliege *Ephemerella ignita*, der Klauenkäfer *Oulimnius tuberculatus*, die Köcherfliege *Hydropsyche incognita*, die verschmutzungstoleranteste heimische Diamesinae, *Diamesa insignipes*, oder die verschmutzungstoleranteste heimische Kriebelmückenart, *Simulium ornatum*.

Bei den exklusiv im Grünland nachgewiesenen Arten ist kein solches Muster zu erkennen.

Nun können die angeführten Verbreitungsmuster mit einiger Wahrscheinlichkeit auf unterschiedlich intensive Einträge von organischen, unter Sauerstoffverbrauch abbaubaren Substanzen zurückgeführt werden. Tierische Stoffwechselprodukte, die in Form von Gülle oder Stallmist auf den Feldern ausgebracht und im Zuge von Regen- oder Schneeschmelzereignissen in die Gewässer eingewaschen werden, führen dazu, dass sensible Taxa in unbelastete Oberläufe ausweichen und tolerante Arten deren Platz in den belasteten Strecken einnehmen. Derartige Phänomene lassen sich gut mit dem etablierten Instrument des Saprobienindex aufzeigen. Allerdings liegen die Saprobienindices im Projektgebiet sehr nahe beisammen: Ein Betrag von nur 0,22 trennt den niedrigsten vom höchsten festgestellten Indexwert, wenn als Betrachtungsebene die drei Belastungstypen herangezogen werden. Diese marginalen Verschlechterungen im Längsverlauf sollten eigentlich zu keinen derart markanten Unterschieden in der Artenausstattung führen.

6.2.2 Erklärungsversuch der Verteilungsmuster durch die Verschneidung mit gemessenen Schadstoffkonzentrationen

Im Rahmen der vorliegenden Studie soll versucht werden, die augenscheinlichen Unterschiede zwischen den Belastungstypen über das herkömmliche Saprobien-System hinaus anhand der Konzentrationen spezifischer Schadstoffe zu erklären. Dazu werden die Konzentrationen der im Projektgebiet detektierten Antibiotika und Pestizide mit den Verteilungsmustern der mutmaßlich sensiblen Arten verglichen. Spezielles Augenmerk wird hierbei auf die exklusiv in nur einem der drei Belastungstypen dokumentierten oder exklusiv in nur einem der drei Belastungstypen fehlenden Taxa gelegt, da diese wohl die höchste Indikatoreignung aufweisen.

Im Vorfeld muss festgehalten werden, dass die Verschränkung der Makrozoobenthos- mit den Arzneimittel- und Pestiziddaten vorerst nur Mutmaßungen sein können, da zur zweifelsfreien Feststellung eines kausalen Zusammenhangs spezifische Untersuchungen nötig sind, bei denen mögliche andere Wechselwirkungen mit Sicherheit ausgeschlossen werden können. Dies ist nur bei ökotoxikologischen Laborexperimenten möglich, bei denen Individuen einer Art unter standardisierten Bedingungen einer bestimmten Konzentration eines Stoffes ausgesetzt werden. Bei Freiland-erhebungen wie der vorliegenden bleibt stets eine Restunsicherheit, ob die beobachteten Phänomene auch tatsächlich auf die untersuchten Faktoren zurückzuführen sind. Eine Ursachen-Wirkungs-Beziehung kann auf Basis der erhobenen Daten immer nur eine Hypothese bleiben. Die hier vorgestellten Ergebnisse liefern aber zumindest erste Anhaltspunkte für eine mögliche Wechselwirkung zwischen Substanzen und Organismen.

6.2.2.1 Für den Belastungstyp „Acker“ maßgebliche Schadschubstanzen

Zuerst sollen hier jene Stoffe beleuchtet werden, die ausschließlich oder beinahe ausschließlich im Belastungstyp „Acker“ nachgewiesen wurden. Es handelt sich dabei um die Pestizide Dimethenamid-P-ESA und Metolachlor OA sowie um die Arzneimittel(metabolite) 4-Acetamidoantipyrin und 4-Formylaminoantipyrin. Es wird die These aufgestellt, dass jene Wirbellose, die ausschließlich im Belastungstyp „Acker“ fehlen, sensibel auf einen oder mehrere dieser Stoffe reagieren. Sollte dies tatsächlich zutreffen, wäre das eine mögliche Erklärung für das plötzliche Fehlen von Arten in den Ackerstrecken, die im Oberlauf und in den Grünlandabschnitten noch in maßgeblichen Dichten in Erscheinung getreten sind. Zu nennen sind hier exemplarisch der Strudelwurm *Dugesia gonocephala* und die Quellschnecke *Bythinella conica* – beide Arten finden sich in den Typen „Oberlauf“ und „Grünland“ in nennenswerter Zahl, fehlen aber in den Ackerstrecken zur Gänze. Dieses Muster ist anhand morphologischer Faktoren nicht zu erklären. Auch die Quellentfernung der Ackerstrecken kann

nicht als Grund herangezogen werden, liegt doch die Strecke „Acker 1“ etwa gleich weit von der Quelle entfernt wie der Abschnitt „Grünland 1“, in dem die höchste Dichte an Strudelwürmern im Projektgebiet festgestellt und auch *Bythinella conica* noch mit 20 Individuen pro m² dokumentiert wurde. Bei beiden Arten handelt es sich um Tiere mit unsklerotisierter Haut, über deren gesamte Oberfläche Stoffaustausch mit dem umgebenden Wasser stattfindet. Strudelwürmer sind reine Hautatmer, Quellschnecken atmen teils über Kiemen, teils ebenfalls über die Haut. Damit stehen sie in dauerndem ungehinderten Austausch mit dem umgebenden Medium und allfälligen darin gelösten Schadschubstanzen.

Dieselben Argumente greifen bei der Eintagsfliegenart *Electrogena ujhelyii*, die in den Oberläufen in nennenswerten Dichten auftritt und ihr Maximum im Grünland erreicht, in den Ackerstrecken aber komplett ausfällt. Da die Art bis ins Hyporhithral verbreitet ist, kann hier die Quellentfernung als Grund für ihr Verbreitungsmuster definitiv ausgeschlossen werden. Gleiches gilt für die Schwesternarten *Sericostoma personatum* und *S. flavicorne*. Der Artkomplex tritt sowohl in den Oberläufen als auch im Grünland in Erscheinung, wobei im Grünland die bei weitem höchsten Dichten im Projektgebiet festzustellen sind. (Diese Verteilung verleitet übrigens zur Annahme, dass beide Arten im Gebiet vorkommen, wobei die wenigen Tiere in Quellnähe *S. personatum* zuzurechnen wären, die zahlreichen Larven im Grünland *S. flavicorne*. Diese Vermutung ist auch in Tab. 39 so dargestellt, müsste aber noch letztgültig durch Imaginalfänge abgesichert werden). Die sonst überall nachgewiesene Artengruppe fehlt jedenfalls in den Ackerabschnitten, was ebenfalls kein längenzonales Phänomen sein kann.

Ein Indiz dafür, dass tatsächlich primär Arzneimittel und Pestizide für das Verteilungsmuster der genannten Arten verantwortlich sein und die „klassischen“ Verschmutzungsparameter (Stickstoff- und Phosphorverbindungen) wohl nur eine untergeordnete Rolle spielen dürften, zeigen die in Kapitel 5.1.1.1 dargestellten Ergebnisse der Messungen der Standardparameter. In der Gesamtschau sind die Konzentrationen aller Stickstoffparameter in allen drei Belastungstypen etwa gleich gering, zumindest wurden nirgendwo erhöhte und damit ökologisch relevante Konzentrationen gemessen. Ähnliches gilt für den Parameter Orthophosphat, der zwar in der Strecke „Acker 2“ den guten wasserchemischen Zustand verfehlte, nicht aber in der Strecke „Acker 1“. Deutliche Überschreitungen der Grenzwerte lagen bei DOC vor – allerdings in allen drei Belastungstypen. Somit kann keiner dieser Parameter der alleinige Grund für das Fehlen sensibler Arten in bestimmten Belastungstypen sein.

Im Umkehrschluss kann attestiert werden, dass alle Arten, die in den Ackerstrecken in nennenswerten Dichten in Erscheinung treten, keine erhöhte Sensibilität gegenüber den Pestiziden Dimethenamid-P-ESA und Metolachlor OA sowie den Arzneimittel(metaboliten) 4-Acetamidoantipyridin und 4-Formylaminoantipyridin zeigen.

Fazit: Die Ergebnisse der Studie lassen es plausibel erscheinen, dass die folgenden Taxa sensibel auf zumindest einen der Stoffe Dimethenamid-P-ESA, Metolachlor OA, 4-Acetamidoantipyridin und 4-Formylaminoantipyridin reagieren könnten und gegebenenfalls durch ihn/sie in ihrer natürlichen Ausbreitung eingeschränkt werden (aufgrund ihrer Häufigkeiten besonders aussagekräftige Taxa sind fett gedruckt): ***Dugesia gonocephala***, ***Bythinella conica***, ***Electrogena ujhelyii***, *Habroleptoides auberti*, ***Leuctra braueri***, *Elodes* sp., ***Sericostoma personatum/flavicorne***, *Simulium trifasciatum*.

6.2.2.2 Nur im Acker- und Grünland nachgewiesene Substanzen

S-Metolachlor NOA 41317, Metolachlor ESA und Hydrochlorothiazid wurden in den Grünland- und Ackerstrecken nachgewiesen, nicht jedoch in den Oberläufen. Da diese Substanzen aber mitunter auf

nur jeweils eine der beiden Acker- bzw. Grünlandabschnitte beschränkt waren, erfolgt die Analyse hier nicht auf Belastungstypen- sondern auf Probestreckenniveau.

S-Metolachlor NOA 41317 und Metolachlor ESA wurden jeweils in den beiden Ackerstrecken und in „Grünland 2“ nachgewiesen, wobei in „Acker 2“ die höchsten Konzentrationen gemessen wurden (vgl. Abb. 9 und Abb. 12). Dieses Muster wird überraschend deutlich von der Eintagsfliege *Electrogena ujhelyii* widergespiegelt, die in den Oberläufen und in „Grünland 1“ in nennenswerter Zahl auftritt, in „Grünland 2“ nur noch vereinzelt und in den Ackerabschnitten gar nicht mehr. In abgeschwächter Form lässt sich das Muster auch bei *Ephemera danica* erkennen.

Da die Konzentrationen der beiden Stoffe in „Grünland 2“ jeweils deutlich geringer ausgefallen sind als in den beiden Ackerstrecken (und somit der Belastungsschwerpunkt auf dem Ackerland lag), entsprechen auch die Verteilungen der Arten, die bereits im Fazit des Kapitels 6.2.1 angeführt sind, im Wesentlichen diesem Muster.

Eine völlig andere Verteilung wurde bei Hydrochlorothiazid beobachtet: Es wurde nur in „Grünland 1“ und „Acker 2“ nachgewiesen. Keines der nachgewiesenen Makrozoobenthos-Taxa zeigte eine Verteilung, die mit diesem Muster zur Deckung gebracht werden hätte können.

Fazit: Die Ergebnisse der Studie lassen es plausibel erscheinen, dass die folgenden Taxa sensibel auf zumindest einen der Stoffe S-Metolachlor NOA 41317 und Metolachlor ESA reagieren könnten und durch ihn/sie gegebenenfalls in ihrer natürlichen Ausbreitung eingeschränkt werden (aufgrund ihrer Häufigkeiten besonders aussagekräftige Taxa sind fett gedruckt): ***Dugesia gonocephala***, ***Bythinella conica***, ***Electrogena ujhelyii***, *Habroleptoides auberti*, ***Leuctra braueri***, *Elodes* sp., ***Sericostoma personatum/flavicornis***, *Simulium trifasciatum*.

6.2.2.3 Überall im Projektgebiet nachgewiesene Schadsubstanzen

Aufschlussreich ist auch ein Abgleich der überall im Projektgebiet nachweisbaren potentiellen Schadsubstanzen und ihrer jeweiligen Konzentrationen mit der Verteilung bestimmter Arten.

Das Schmerzmittel Diclofenac wurde in allen Belastungstypen detektiert, wobei – einigermaßen überraschend – die höchsten Konzentrationen im Oberlauf und im Grünland festzustellen waren. Somit kann ausgesagt werden, dass diese Substanz auf die oben beschriebenen Arten offenbar keine nennenswerten negativen Auswirkungen hat. *Dugesia gonocephala* erreichte beispielsweise in der Strecke „Grünland 1“, in der die bei weitem höchsten Konzentrationen von Diclofenac festgestellt wurden, die höchsten Dichten im Projektgebiet. Im Abschnitt „Oberlauf 2“, der am zweitstärksten von der Substanz betroffenen Probestrecke, wurden Bestände der Quellschnecke *Bythinella conica* von knapp 200 Tieren pro m² festgestellt.

Das Antidiabetikum Metformin erreichte zwar seine Nachweisspitzen im Ackerland, wurde aber auch im Grünland und im Oberlauf – wenn auch nur mit geringen Konzentrationen – nachgewiesen. Versucht man, für diese Substanz Übereinstimmungen mit den Verteilungsmustern der Wirbellosen zu finden, müssen also Taxa gesucht werden, die im Oberlauf und Grünland in nennenswerten Dichten auftreten, im Ackerland aber entweder deutlich zurückgehen oder vollständig ausfallen. Darunter fallen jedenfalls einmal alle Arten, die bereits im Fazit des Kapitels 6.2.2.1 angeführt sind.

Das gleiche Verteilungsmuster wurde aber auch bei anderen Taxa festgestellt, allen voran bei der Großen Maifliege (*Ephemera danica*). Diese Art trat im Oberlauf und im Grünland im Mittel noch mit 125 bzw. 180 Individuen pro m² in Erscheinung, im Ackerland waren es nur noch 10 Larven pro m². Dass ein vergleichbares Phänomen auch bei *Epoicocladus ephemerae* zu beobachten war, ist aber

(zumindest auch) der speziellen Autökologie dieser Zuckmückenart geschuldet: *E. ephemerae* lebt als hochgradig wirtsspezifischer phoretischer Kommensale auf Larven von *Ephemera danica*, wobei seine Dichte abhängig von der Dichte der Wirtstiere ist (Svenssons, 1980).

Fazit: Die Ergebnisse der Studie lassen es plausibel erscheinen, dass die folgenden Taxa sensibel auf das Arzneimittel Metformin reagieren könnten und durch dieses gegebenenfalls in ihrer natürlichen Ausbreitung eingeschränkt werden (aufgrund ihrer Häufigkeiten besonders aussagekräftige Taxa sind fett gedruckt): **Dugesia gonocephala**, **Bythinella conica**, **Electrogena ujhelyii**, *Habroleptoides auberti*, **Ephemera danica**, **Leuctra braueri**, *Elodes* sp., **Sericostoma personatum/flavicorne**, *Simulium trifasciatum*, *Epoicocladus ephemeræ*.

6.2.3 Spezialbetrachtung Krebstiere

Die Studie rückt neben dem allgemeinen Fokus auf die Makrozoobenthosorganismen speziell den Steinkrebs in den Mittelpunkt. Nun wurden aber innerhalb der sechs Probestrecken aktuell keine Steinkrebse nachgewiesen. Ein direkter Rückschluss der Wirkung potentieller Schadschubstanzen auf diesen Dekapoden kann also nicht gezogen werden.

Eine Betrachtung der mit ihm am nächsten verwandten Art im Projektgebiet, des Bachflohkrebses *Gammarus fossarum* (des zugleich einzigen Vertreters der Krebstiere in den sechs Probestrecken) ist jedoch durchaus aufschlussreich und lässt jedenfalls auch fachliche Rückschlüsse auf die Verteilung des Steinkrebsses zu.

Wie die Darstellung der Individuendichten des Bachflohkrebses in Abb. 35 (oben) belegt, wurden in den beiden Oberlaufstrecken noch standorttypische, individuenreiche Bestände dokumentiert, in den Grünland- und Ackerabschnitten war hingegen ein deutlicher Einbruch festzustellen. Morphologische Gründe hierfür sind ebenso auszuschließen wie unterschiedlich gute Nahrungsgrundlagen: In allen Abschnitten liegen vergleichbare mineralische und organische Strukturen vor, alle Abschnitte werden von laubabwerfenden Bäumen und Sträuchern begleitet, die mit Totholz und Falllaub für vergleichbare Nahrungsversorgung in allen sechs Strecken sorgen.

Regionsspezifische Effekte sind beim Bachflohkrebs ebenfalls auszuschließen, handelt es sich bei ihm doch um ein Taxon mit einer der breitesten längenzonalen Verteilungen im heimischen Artenspektrum. Mit Ausnahme des Hypopotamals ist er in allen fließenden und stehenden Gewässerabschnitten mit vergleichbarer Wahrscheinlichkeit anzutreffen.

Auch generelle Verschmutzungsparameter kommen als Erklärung für seine auffällig aberrante Verteilung nicht in Frage. Der Bachflohkrebs kommt in einem weiten Spektrum unterschiedlich belasteter Gewässerabschnitte vor – auch α -mesosaprobe Verhältnisse meidet er nicht gänzlich.

Von den im Rahmen dieser Studie untersuchten Parametern bleiben somit nur noch die Arzneimittel und Pestizide als potentielle Auslöser des Bestandseinbruchs in den Grünland- und Ackerstrecken, wobei die Gegenüberstellung mit den Pestiziden (Abb. 35, unten) einen Zusammenhang mit diesen jedenfalls sehr plausibel erscheinen lässt. Da Arzneimittel auch in den Oberläufen in nennenswerten Konzentrationen detektiert wurden, dürften sie bei der Verteilung des Bachflohkrebses hingegen keine maßgebliche Rolle spielen.

Zwar entspricht das Muster keiner der analysierten Einzelsubstanzen genau der Verteilung des Bachflohkrebses, da keine Substanz für sich alleine genommen in den Oberläufen gefehlt hätte, zugleich aber in beiden Grünland- und Ackerstrecken nachweisbar gewesen wäre. Aber wie bei allen chemischen Einflussfaktoren ist immer auch eine mögliche Wechselwirkung zwischen mehreren Schadstoffen und eine mögliche Wechselwirkung zwischen dem Schadstoff-„Cocktail“ und den ihm ausgesetzten Organismen in Betracht zu ziehen.

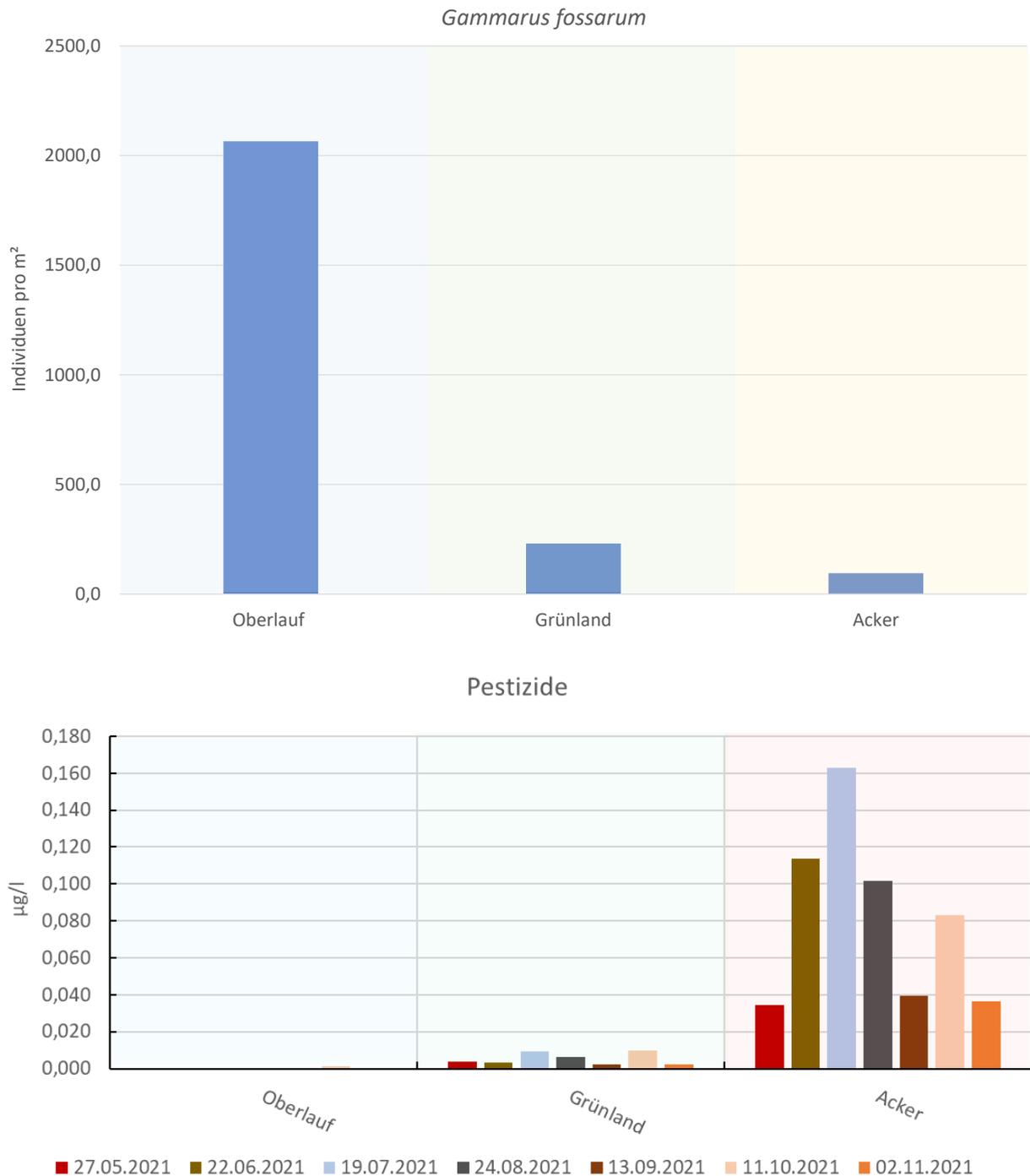


Abb. 35 Individuendichten des Bachflohkrebses in den sechs Probestrecken (oben) und Nachweise von Pestiziden in den drei Belastungstypen (unten).

Geht man davon aus, dass der Pestizid-Cocktail im Sulzbach verantwortlich für den auffälligen Zusammenbruch der Flohkrebsbestände außerhalb der Oberläufe ist, könnten entsprechende Effekte auch für den Steinkrebs gelten. Ein solcher Analogieschluss bedarf natürlich einer entsprechend soliden fachlichen Untermauerung.

Sowohl die Amphipoden als auch die Dekapoden zählen zur Klasse der Malacostraca, der Höheren Krebse. Damit ist ein gewisses Verwandtschaftsverhältnis jedenfalls gegeben, wenn auch die beiden Ordnungen innerhalb des Stammbaums nicht unmittelbar benachbart sind. Dass dennoch große physiologische Ähnlichkeiten zwischen den Dekapoden und Flohkrebsen bestehen müssen, belegt die

Tatsache, dass der Krebspest-Erreger *Aphanomyces astaci* nachweislich auch an *Gammarus fossarum* anhaftet (Czeczuga et al., 1999), ihn aber nicht befällt, und ihn damit ebenso als Überträger nutzt wie etwa den Signalkrebs.

Wie die flächendeckende Kartierung des Projektgebiets ergeben hat, ist der Steinkrebs heute im Sulzbach-System ausschließlich auf Quellgerinne erster Ordnung beschränkt. Für eine Art, deren Verbreitungsschwerpunkt zwar im Hypokrenal und Epirhithral liegt, die darüber hinaus aber auch über das Meta- bis ins Hyporhithral ausstrahlt, kann diese stark eingeschränkte Verbreitung keine hydromorphologischen Gründe haben. Ganz klar werden der Verbreitung des Steinkrebsees durch die flussaufwärts gerichtete Ausbreitung des Signalkrebsees und damit der Krebspest Grenzen gesetzt. Das Ausweichen auf Bachabschnitte mit niedrigen Temperaturen und geringen Gewässerdimensionen, die für den Signalkrebs nicht mehr attraktiv sind, stellen also sicherlich einen gewissen Schutz vor dem Befall mit dem tödlichen Krebspesterreger dar. Derzeit liegen aber Signalkrebssnachweise nur vom Unterende des Projektgebiets auf Höhe der Strecke „Acker 2“ vor. Zwischen diesem Signalkrebsfund und dem nächstgelegenen Steinkrebsfund liegt eine Fließstrecke von 1,4 km, die demnach derzeit jedenfalls noch Besiedlungspotential für den Steinkrebs hätte. Zwischen dem Signalkrebsfund und dem am weitesten von ihm entfernten Steinkrebssnachweis liegen gar knapp 5,5 km epi- bis metarhithraler Fließstrecke ohne jede Besiedelung mit Dekapoden. Der Signalkrebs kann dafür keinesfalls der ausschlaggebende Grund sein.

Da jene Abschnitte, in denen der Steinkrebs aktuell noch anzutreffen ist, allesamt in Quellbächen innerhalb bewaldeter Gebiete liegen, die daher mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit hinsichtlich ihrer Pestizid-Exposition mit den beiden untersuchten Oberläufen verglichen werden können, scheint ein Analogieschluss mit der Verbreitung bzw. den Dichten des Bachflohkrebses jedenfalls fachlich nachvollziehbar. Sollte der vorliegende Pestizid-Cocktail tatsächlich für die zusammenbrechenden Amphipoden-Dichten verantwortlich sein, läge die Vermutung sehr nahe, dass auch der Steinkrebs auf diese Schadstoffe empfindlich reagiert und auf Gewässerabschnitte ausweicht, in denen er ihnen nicht ausgesetzt ist.

6.3 Flusskrebse

6.3.1 Erhaltungszustand des Steinkrebsees im Untersuchungsgebiet

Aufgrund der guten räumlichen Verteilung des Steinkrebsees im Untersuchungsgebiet mit Vorkommen in sechs von sieben Zuflüssen scheint auf den ersten Blick ein guter Erhaltungszustand im Gebiet gesichert (siehe Kapitel 5.3.1). Augenscheinlich sind alle untersuchten Gewässer aufgrund ihrer Hydromorphologie und Uferausprägung als Gewässerlebensraum gut geeignet.

Die nachgewiesenen Steinkrebsbestände beschränken sich jedoch ausschließlich auf die Oberläufe der Zuflüsse, sind voneinander isoliert und durch die Ausbreitung des Signalkrebsees akut bedroht (siehe Kapitel 5.3.2). Demnach ist der Steinkrebs im Sulzbach-System tatsächlich stark gefährdet, und ohne aktive Artenschutzmaßnahmen ist mit dem Verschwinden einzelner Bestände in naher Zukunft zu rechnen. Im Rahmen der Gebietsbetreuung des Natura-2000-Gebiets „Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen“ werden deshalb bereits gezielte Maßnahmen wie die Errichtung von Krebsperren zum Schutz der heimischen Flusskrebse umgesetzt (Auer et al., 2021).

Der Einfluss von Pestiziden und Arzneimitteln kann den aktuellen Erhaltungszustand des Steinkrebsees möglicherweise zusätzlich gefährden (siehe Kapitel 6.2.3) und sollte daher künftig beim Schutzgebietsmanagement für das Gebiet unbedingt berücksichtigt werden.

6.3.2 Entwicklung der Steinkrebsbestände im Untersuchungsgebiet

Im Untersuchungsgebiet wurden bereits im Jahr 2014 Flusskrebserhebungen von erfahrenen Experten durchgeführt (Auer et al., 2015). Obwohl im Jahr 2014 zufallsverteilte Probestrecken mit 100 m Länge erhoben worden sind und im Jahr 2021 eine flächige Kartierung des gesamten Gewässernetzes erfolgt ist, wurde in beiden Untersuchungsjahren mit der gleichen Kartierungstechnik erhoben.

Dennoch unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen den beiden Terminen deutlich. So wurden im Jahr 2021 in mehreren Zuflüssen zum Sulzbach Steinkrebsbestände dokumentiert, die im Jahr 2014 nicht festgestellt werden konnten. Andererseits wurden im größten Zufluss-System, in jenem des Linningerbaches, im Jahr 2014 noch die besten Steinkrebsbestände im Gebiet erhoben, während dort im Jahr 2021 nur mehr ein Einzelnachweis eines adulten Tieres gelungen ist.

Die Daten zeigen deutlich, dass die Ableitung von Trends zur Entwicklung von Steinkrebsbeständen, die lediglich auf zwei Untersuchungsterminen beruht, nur eine sehr eingeschränkte Aussagekraft hat. Da die Lebensweise von Steinkrebsen noch viele Unbekannte aufweist, sind zur Ermittlung von tatsächlichen Bestandszahlen umfassende Untersuchungen erforderlich, die im Rahmen von bloßen Verbreitungsstudien meist nicht umgesetzt werden können.

6.3.3 Ausbreitung des Signalkrebsees im Untersuchungsgebiet

Zwischen den Jahren 2010 und 2015 gelangten Signalkrebse vermutlich aus einer Teichanlage in Adlwang in den Sulzbach. Bei einer Flusskrebsekartierung im Jahr 2017 zeigte sich, dass damals ein Sohlabsturz unter einem Brückenbauwerk in Adlwang die obere Ausbreitungsgrenze für den Signalkrebs im Sulzbachsystem darstellte. Mehrere adulte Individuen konnten damals direkt flussab des Absturzes nachgewiesen werden, jedoch kein einziges Tier flussaufwärts. Im September 2019 wurde von Auer et al. (2020a) der Nachweis erbracht, dass mehrere adulte und subadulte Signalkrebse das Querbauwerk bei der Straßenbrücke in Adlwang überwunden hatten.

Auch bei der vorliegenden Untersuchung im Jahr 2021 (siehe Kapitel 5.3.2) musste festgestellt werden, dass sich zwei adulte Männchen direkt oberhalb des Querbauwerks und ein adultes Weibchen 70 m flussauf davon aufgehalten haben. Noch weiter flussaufwärts wurden im Hauptgerinne des Sulzbaches aber keine Krebse mehr nachgewiesen, weder Signal- noch Steinkrebse.

Obwohl die Signalkrebse im Sulzbach in allen Untersuchungsjahren lediglich qualitativ erhoben worden sind, lässt sich feststellen, dass der Signalkrebs-Bestand in den letzten drei Jahren stabil geblieben und eine explosionsartige Ausbreitung der invasiven Art in flussaufwärts gelegene Bereiche bislang ausgeblieben sein dürfte. Erfahrungen aus anderen Regionen zeigen jedoch, dass eine rasche Ausbreitung des Signalkrebsees nicht auszuschließen ist, zumal der Sulzbach augenscheinlich einen optimalen Flusskrebselebensraum darstellt.

Signalkrebse sind zwar robuster als die heimischen Flusskrebsearten, was ihre Ansprüche an den Lebensraum betrifft, doch kann auf Basis der vorliegenden Studie nicht ausgeschlossen werden, dass etwaige Auswirkungen von Pestiziden und Arzneimitteln möglicherweise sein Ausbreitungspotential verringern (siehe Kapitel 6.2.3).

6.3.4 Allgemeine Verbreitung des Steinkrebse

Insgesamt konnten durch die flächenhafte Kartierung des Untersuchungsgebiets acht Steinkrebsbestände ausgemacht werden. Sie finden sich über das ganze Gebiet verteilt, jedoch nur in den Oberläufen der Zuflüsse und nur innerhalb von Waldflächen.

Obwohl im unmittelbaren Bereich der beiden Probestrecken für den Belastungstyp „Oberlauf“ keine Steinkrebse nachgewiesen werden konnten, ist aufgrund der vergleichbaren Hydromorphologie und Umlandnutzung mit einiger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die chemisch-physikalischen Parameter in den steinkrebsführenden Gewässerabschnitten jenen in den beiden „Oberlauf“-Strecken stark ähneln werden. Diesen Analogieschluss zu Grunde gelegt, kann das Fehlen von Steinkrebsen in tieferliegenden Gewässerabschnitten wohl mit dem Auftreten von Pestiziden und Arzneimitteln in Verbindung gebracht werden, wie auch in Kapitel 6.2.3 dargelegt wird.

Auch über die Grenzen des gegenständlichen Untersuchungsgebiets hinaus zeigt die Verbreitung von Steinkrebsbeständen in unterschiedlichen Regionen Österreichs ein ähnliches Muster. Im Zuge einer breit angelegten Untersuchung im Steyr- und Ennstal mit zufallsverteilten Erhebungspunkten zum Nachweis von Steinkrebsen innerhalb der Flyschzone wurde etwa festgestellt, dass die mittlere Wassertiefe der Gewässerabschnitte mit Steinkrebssnachweisen nur 8 cm betrug, und das bei einer mittleren Gewässerbite von unter einem Meter (Auer et al., 2015). Obwohl die Untersuchung vor allem auf größere Gewässer abgezielt hatte, konnten nur mehr in den Oberläufen der Zuflüsse Steinkrebse nachgewiesen werden.

Ähnliche Ergebnisse zeigten flächenhafte Untersuchungen im Einzugsgebiet der Ybbs (Auer et al., 2020b), ebenso wie Kartierungen mit zufallsverteilten Probepunkten im Naturpark Attersee-Traunsee (Weißmair et al., 2014) und in anderen Regionen. In vielen Fällen ist der Grund für das Fehlen von Steinkrebsen außerhalb der Oberläufe unbekannt.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie legen nahe, dass Arzneimittel und Pestizide in den Gewässern einen Einfluss auf die eingeschränkte Verbreitung und die zunehmende Isolation von Steinkrebsen in Österreich haben. Für den Schutz der stark gefährdeten Art sind daher weiterführende Studien dringend erforderlich, die auch die Ableitung von Managementmaßnahmen erlauben, nicht zuletzt um den gesetzlichen Verpflichtungen im Zusammenhang mit sogenannten Anhang II-Arten nachzukommen (Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992).

7 Literatur

- Auer, S., Weißmair, W., & Gumpinger, C. (2018). *Managementplan Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen*.
- Auer, S., Weißmair, W., Scheder, C., Gstötenmayr, D., & Gumpinger, C. (2015). *Verdichtende Steinkrebsskartierung als Grundlage zur Ausweisung des geplanten Natura 2000-Gebietes „Bäche der Steyr- und Ennstaler Voralpen“*.
- Auer, Stefan, Pichler-Scheder, C., & Gumpinger, C. (2020). *Erfassung der Steinkrebsbestände im Naturpark Ybbstal/Zur Ermittlung der Verbreitung und des Erhaltungszustands als Managementgrundlage*.
- Auer, Stefan, Ringler, G., Armingier, P., Weißmair, W., & Gumpinger, C. (2021). *Tätigkeitsbericht der Gebietsbetreuung 2021 für das Natura 2000-Gebiet „Bäche in den Steyr- und Ennstaler Voralpen“*.
- Auer, Stefan, Weißmair, W., Ringler, G., Lerchegger-Nitsche, B., & Gumpinger, C. (2020). *Tätigkeitsbericht der*

Gebietsbetreuung 2019 für das Natura 2000-Gebiet „Bäche in den Steyr- und Ennstaler Voralpen“.

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). (2019). *Fische, Muscheln, Krebse*. https://www.lfu.bayern.de/natur/fische_muscheln_krebse/krebse/index.htm, geprüft am 05.01.2022
- BMLFUW. (2014). *Metaboliten im Grund- und Trinkwasser: Biologische und humantoxikologische Relevanz von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoff-Metaboliten*.
- BMLRT. (2020). *Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2016-2018*.
- BMSGPK. (2020). *Ausgewählte Pestizide und Metaboliten in Trinkwasser – Monitoring: Endbericht der Schwerpunktaktion A-033-19*.
- BSG. (2018). *Arzneimittelspezialitätenregister*. Bundesamt für Sicherheit im Gesundheitswesen. <https://aspregrister.basg.gv.at/aspregrister/faces/aspregrister.jspx>, geprüft am 05.01.2022
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). (2017). *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015*.
- Clara, M., Hartmann, C., & Deutsch, K. (2019). *Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern*.
- Czeczuga, B., Kozłowska, M., & Godlewska, A. (1999). Zoosporic Fungus Species Growing on Dead Benthos Crustaceans. *Polish Journal of Environmental Studies*, 8(6), 377–382.
- Deutsch, K., Haunschmid, R., Kreuzinger, N., & Prinz, H. (2015). *Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL: Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern*.
- EFSA. (2012). Review of the existing maximum residue levels for tralkoxydim according to Article 12 of Regulation (EC) No 396/2005. *EFSA Journal*. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4227>
- EPA. (2009). *EPA Response to Petition for S-metholachlor*.
- Europäisches Parlament, & Rat der Europäischen Gemeinschaften. (2009). *Verordnung (EG) Nr. 1185/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. November 2009 über Statistiken zu Pestiziden*.
- Europäisches Parlament, & Rat der Europäischen Union. (2008). *Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderun. In Amtsblatt der Europäischen Union*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:353:0001:1355:de:PDF>
- Gasteiger, J., & Schunk, A. (2003). *Heterocyclen als Arzneimittel*. Univ. Erlangen. <https://www2.chemie.uni-erlangen.de/projects/vsc/chemie-mediziner-neu/heterocyclen/arzneimittel.html>, geprüft am 05.01.2022
- Hartmann, C. (2016). *Arzneimittelrückstände in der Umwelt*.
- Hayes, T. B., Khoury, V., Narayan, A., Nazir, M., Parka, A., Brown, T., Adame, L., Chan, E., Buchholz, D., Stueve, T., & Gallipeau, S. (2010). Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). *PNAS*, 107(10), 4612–4617. <https://doi.org/10.1073/pnas.0909519107>
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., & Schmutz, S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas.
- Kerby, J. L., Riley, S. P. D., Kats, L. B., & Wilson, P. (2005). Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. *Biological Conservation*, 126(3), 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.020>
- Malicky, H. (2009). Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs. In *Band 14/3: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden* (S. 540). Bundesministerium

für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft / Böhlau Verlag.

- Mazurová, E., Hilscherová, K., Triebkorn, R., Köhler, H. R., Maršálek, B., & Bláha, L. (2008). Endocrine regulation of the reproduction in crustaceans: Identification of potential targets for toxicants and environmental contaminants. *Biologia*, 63(2), 139–150. <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0027-x>
- Moog, O. (2004). *Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS)*.
- NAPV. (o. J.). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen*.
- Ningbo Huili Import & Export Co. (o. J.). *MATERIAL SAFETY DATA SHEET: S-metalochlor 960 g/L EC*.
- QZV. (2010). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG)*.
- QZV. (2019). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG)*. In *BGBL*.
- QZV. (2022). *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG)*.
- Raab, R., Chovanec, A., & Pennerstorfer, J. (2006). *Libellen Österreich*. Umweltbundesamt.
- Fauna-Flora-Habitat Richtlinie - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Pub. L. No. 92/43/EWG, 12 (1992).
- Realchemie. (o. J.). *Sicherheitsdatenblatt: Realchemie S-Metalochlor & Terbutylazin*.
- Reischütz, A., & Reischütz, P. L. (2006). Rote Liste der Weichtiere Österreichs. In *Band 14/2: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere* (S. 520). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft / Böhlau Verlag.
- Rodríguez, E. M., Medesani, D. A., & Fingerman, M. (2007). Endocrine disruption in crustaceans due to pollutants: A review. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 146(4), 661–671. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2006.04.030>
- Schulz, R., Bub, S., Petschick, L. L., Stehle, S., & Wolfram, J. (2021). Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372(6537), 81–84. <https://doi.org/10.1126/science.abe1148>
- Svenssons, B. S. (1980). The effect of host density on the success of commensalistic *Epoicocladus flavens* (Chironomidae) in utilizing streamliving *Ephemera danica* (Ephemeroptera). *Oikos*, 34(3), 326–336.
- Syngenta. (o. J.). *Safety Data Sheet: Camix*.
- Van Wijngaarden, R. P. A., Brock, T. C. M., & Van Den Brink, P. J. (2005). Threshold levels for effects of insecticides in freshwater ecosystems: A review. *Ecotoxicology*, 14(3), 355–380. <https://doi.org/10.1007/s10646-004-6371-x>
- Vandenberg, L. N., Colborn, T., Hayes, T. B., Heindel, J. J., Jacobs, D. R., Lee, D. H., Shioda, T., Soto, A. M., vom Saal, F. S., Welshons, W. V., Zoeller, R. T., & Myers, J. P. (2012). Hormones and endocrine-disrupting chemicals: Low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocrine Reviews*, 33(3), 378–455. <https://doi.org/10.1210/er.2011-1050>

Weißmair, W., Gumpinger, C., Scheder, C., & Bart, U. (2014). *Steinkrebskartierung in Oberösterreich als Grundlage zur Ausweisung eines Schutzgebiets.*

8 Anhang

8.1 Standard-Parameter

Im Folgenden sind die Werte aller erhobenen Standard-Parameter tabellarisch dargestellt.

Tab. 41 Werte aller erhobenen Standard-Parameter, getrennt nach Standort und Art des Probenwassers (Oberflächen- und Porenwasser).

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Calcium [mg/l]	27.05.2021	83	87	83	81	86	91	92	84	87	83	102	95
	22.06.2021	71		96		77		85		91		105	
	19.07.2021	63		49		62		63		62		67	
	24.08.2021	76		53		81		84		80		84	
	08.09.2021		72		88		79		82		84		99
	13.09.2021	70		90		79		84		86		99	
	11.10.2021	79		92		88		87		89		100	
	02.11.2021	68		66		76		64		66		65	
Cl [mg/l]	27.05.2021	2,9	2,8	1,5	1,5	1,5	3,1	3,1	3,2	3,4	3,4	7,5	7,2
	22.06.2021	2,3		2,7		1,7		3,7		6,2		14	
	19.07.2021	2,8		1,2		1,4		1,8		2,6		5,3	
	24.08.2021	2,3		1		1,6		3,5		3,1		6,9	
	08.09.2021		3,2		1,8		2,2		3,4		4,4		11
	13.09.2021	2,8		1,9		1,8		3,4		4,8		11	
	11.10.2021	2,7		1,9		1,6		2,9		3,4		8,6	
	02.11.2021	4		1,7		2,5		2,6		5		8,2	
DOC [mg/l]	27.05.2021	2,3	3,5	2	2,7	2,7	2,4	2,8	3	2,2	2,6	2,4	2,8
	22.06.2021	2,2		2,7		3,2		3		2,3		2,2	
	19.07.2021	7,4		5,1		7,8		7,8		6,5		7,6	
	24.08.2021	5,3		5,3		4,8		5,4		4,7		5,1	
	08.09.2021		2,8		2,2		2,7		2,7		2		1,9
	13.09.2021	2,2		2,4		2,9		2,8		2,3		1,9	
	11.10.2021	2,8		2,6		3		2,9		2,7		2,6	
	02.11.2021	9,9		11,0		11,0		10,0		11,0		12,0	
Ges. Härte dH	27.05.2021	12,4	13	12,3	12,1	12,7	13,5	13,9	12,7	13	12,5	15,3	14,3
	22.06.2021	10,9		14,5		11,7		13,2		13,8		16,1	
	19.07.2021	9,4		7,4		9,2		9,5		9,4		10,4	
	24.08.2021	11,5		8,2		12,2		12,9		12,2		12,9	
	08.09.2021		11,1		13,3		11,9		12,7		12,8		15,3
	13.09.2021	10,8		13,7		11,9		13		13		15,3	
	11.10.2021	12,1		13,9		13,2		13,6		135,5		15,4	
	02.11.2021	10,3		10,1		11,4		9,9		10,1		10,1	

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Kalium [mg/l]	27.05.2021	1,4		1,4	0,9	1,1	0,9	2		1,5		2,2	1,1
	22.06.2021	1,4		2		1,5		2,6		2,2		2,9	
	19.07.2021	1,4		1,1		1,1		1,7		1,6		2,7	
	24.08.2021	1,7		2		1,2		2,5		1,8		3	
	08.09.2021		0,8		0,7				1,2		1,2		2,8
	13.09.2021	1,7		1,8		1,3		2,7		2		3	
	11.10.2021	1,6		1,9		1,2		2,5		1,7		2,7	
	02.11.2021	3,7		4,3		2,7		4,5		3,4		6,1	
Leitfähigkeit [μ S/cm]	27.05.2021		435	411	410	430	463	468		427	429	512	502
	22.06.2021	370		475		405		460		465		545	
	19.07.2021	325		270		325		320		325		365	
	24.08.2021	365		265		395		420		400		445	
	08.09.2021		384		464		413		454		450		545
	13.09.2021	365		465		405		450		445		353	
	11.10.2021	400		445		440		465		445		520	
	02.11.2021	335		340		380		335		335		350	
Magnesium [mg/l]	27.05.2021	3,3	3,7	3,1	3,2	2,9	3,5	4,4	4,2	3,3	3,4	4,8	4,7
	22.06.2021	4,2		4,8		3,7		5,6		4,6		6,5	
	19.07.2021	3		2,4		2,5		3,5		3,2		4,4	
	24.08.2021	4,1		3,1		3,7		5,2		4,2		5,2	
	08.09.2021		4,3		4,5		3,7		5,3		4,5		6,4
	13.09.2021	4,3		4,5		3,8		5,5		4,4		6,2	
	11.10.2021	4,7		4,6		4		5,8		4,6		6,4	
	02.11.2021	3,7		4,1		3,4		4,2		3,7		4,3	
Natrium [mg/l]	27.05.2021	5,4	6,5	6,2	6,4	5,9	10	7,8	9,8	5,9	6,8	6,9	8,2
	22.06.2021	6,5		7,8		6,7		10		7,5		7,8	
	19.07.2021	4		3,8		3,7		4,7		4,2		4,8	
	24.08.2021	4,6		3,5		5,1		6,4		5		5,5	
	08.09.2021		6,8		7,4		6,9		9,6		7		7
	13.09.2021	6,2		6,5		6		9,1		6,8		6,9	
	11.10.2021	6		6,1		5,9		8,2		6,4		6,8	
	02.11.2021	4,8		5		4,7		5		4,2		4,6	
NH ₄ -N [mg/l]	27.05.2021	0,01	0,068	0,011	0,099	0,016	0,018	0,013	0,019	0,019	0,051	0,04	0,02
	22.06.2021	0,017		0,019		0,025		0,027		0,026		0,027	
	19.07.2021	0,015		0,018		0,022		0,019		0,019		0,016	
	24.08.2021	0,017		0,036		0,017		0,014		0,014		0,026	
	08.09.2021		0,011		0,011		0,008		0,014		0,009		0,01
	13.09.2021	0,009		0,011		0,009		0,011		0,009		0,013	
	11.10.2021	0,004		0,009		0,01		0,01		0,008		0,011	
	02.11.2021	0,01		0,011		0,012		0,01		0,012		0,014	

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
NO ₂ -N [mg/l]	27.05.2021	0,0015	0,003	0,0015	0,0015	0,0015	0,004	0,0015	0,003	0,004	0,003	0,017	0,056
	22.06.2021	0,0015		0,0015		0,004		0,004		0,008		0,011	
	19.07.2021	0,003		0,004		0,005		0,005		0,005		0,013	
	24.08.2021	0,002		0,005		0,002		0,0015		0,002		0,007	
	08.09.2021		0,0015		0,0015		0,0015		0,0015		0,0015		0,0015
	13.09.2021	0,0015		0,0015		0,0015		0,0015		0,002		0,009	
	11.10.2021	0,0015		0,0015		0,0015		0,0015		0,0015		0,006	
02.11.2021	0,0015		0,003		0,005		0,004		0,007		0,012		
NO ₃ -N [mg/l]	27.05.2021	0,5	0,5	0,4	0,1	0,6	0,1	0,8	0,6	1,4	1,5	3,4	2,8
	22.06.2021	0,5		0,3		0,4		0,4		1,9		3,8	
	19.07.2021	0,9		2,3		1,8		2		1,6		3,2	
	24.08.2021	0,5		0,5		0,6		0,6		0,9		2,2	
	08.09.2021		0,6		0,5		0,5		0,4		1,3		3,9
	13.09.2021	0,5		0,6		0,4		0,4		1,3		4	
	11.10.2021	0,4		0,7		0,5		0,4		0,8		2,7	
02.11.2021	0,7		0,7		1,3		0,7		1,4		2,2		
o-P [mg/l]	27.05.2021	0,005	0,009	0,005	0,022	0,005	0,007	0,008	0,016	0,014	0,026	0,035	0,025
	22.06.2021	0,008		0,016		0,014		0,022		0,042		0,041	
	19.07.2021	0,036		0,008		0,013		0,017		0,036		0,062	
	24.08.2021	0,007		0,012		0,008		0,012		0,028		0,062	
	08.09.2021		0,0025		0,015		0,007		0,009		0,019		0,039
	13.09.2021	0,008		0,013		0,006		0,01		0,023		0,026	
	11.10.2021	0,008		0,011		0,006		0,007		0,017		0,036	
02.11.2021	0,051		0,066		0,034		0,011		0,035		0,099		
P ges. [mg/l]	27.05.2021	0,01	1,1	0,014	1,2	0,027	0,61	0,019	4	0,026	2,9	0,055	0,54
	22.06.2021	0,026		0,022		0,052		0,071		0,058		0,058	
	19.07.2021	0,059		0,024		0,039		0,042		0,062		0,121	
	24.08.2021	0,05		0,13		0,032		0,038		0,045		0,098	
	08.09.2021		0,79		5,9		3,9		1,2		0,98		1,3
	13.09.2021	0,022		0,027		0,027		0,046		0,031		0,036	
	11.10.2021	0,023		0,028		0,023		0,016		0,024		0,046	
02.11.2021	0,094		0,16		0,1		0,11		0,13		0,3		
pH Wert	27.05.2021												
	22.06.2021	8,3		8,1		8,3		8,3		8,2		8,4	
	19.07.2021	8,4		8,1		8		8,2		8,2		8	
	24.08.2021	8,5		8,1		8,1		8,3		8,3		8,2	
	08.09.2021		8		8		8,3		8,2		8,5		8,3
	13.09.2021	8,2		8		8		8,2		8,1		8,1	
	11.10.2021	7,7		7,7		8,1		8,2		8,3		8,2	
02.11.2021	8,1		7,6		7,8		8		7,9		8,1		

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Sauerstoff [mg/l]	27.05.2021												
	22.06.2021	8,5		7,3		8,4		7,9		7		8,4	
	19.07.2021	9,4		9,5		9,2		9,4		9,3		9,4	
	24.08.2021	9,6		9,3		9,3		9,4		9,3		9,3	
	08.09.2021		9,6		8,9		9,1		9,2		9,3		9,6
	13.09.2021	9,2		8,3		8,9		9		8,7		9,4	
	11.10.2021	10,8		9,8		10,5		10,6		10,6		10,8	
	02.11.2021	10,6		9,5		10,3		10,5		10,4		10,6	
Sauerstoffsättigung %	27.05.2021												
	22.06.2021	95		83		100		91		82		96	
	19.07.2021	100		98		96		97		97		99	
	24.08.2021	97		96		95		96		96		96	
	08.09.2021		113		107		112		111		111		115
	13.09.2021	96		87		93		93		91		97	
	11.10.2021	97		90		96		95		94		97	
	02.11.2021	97		88		94		95		94		96	
SO ₄ [mg/l]	27.05.2021	6,3	5,9	20	18	11	11	20	19	10	10	16	17
	22.06.2021	7,1		24		10		22		11		15	
	19.07.2021	5,7		12		8,1		11		8,4		12	
	24.08.2021	4,8		8,5		8,5		13		7,7		11	
	08.09.2021		7,1		20		11		19		10		15
	13.09.2021	7		19		10		19		10		14	
	11.10.2021	5,9		18		9,9		15		9,2		14	
	02.11.2021	4,6		11		8,4		7,8		6,3		8,2	
Temperatur °C	27.05.2021	11,4		11,6		9,3	14,3	9,8		10	10,8	10,6	11,8
	22.06.2021	17		18,1		20,8		18,8		19,6		18,8	
	19.07.2021	14,3		13,6		14,5		14,7		14,8		15,4	
	24.08.2021	13,4		14,1		14		14,2		14,1		14,9	
	08.09.2021		13,5		13,5		14,8		15,1		14,4		14,4
	13.09.2021	14,6		14,7		14,8		14,8		15,2		14,4	
	11.10.2021	7,8		8,9		8,9		8,7		8,2		8,7	
	02.11.2021	7,9		8,6		8,2		8,3		8,1		8,1	
TOC [mg/l]	27.05.2021	2,6	5,2	2,1	4,5	3,4	3,7	3,1	4,7	2,5	4,6	2,8	3,3
	22.06.2021	2,4		3		3,6		3,4		2,5		2,3	
	19.07.2021	8,5		5,2		8,8		8,3		6,7		8	
	24.08.2021	5,4		5,4		5		5,8		4,7		5,5	
	08.09.2021		35		120		81		41		21		32
	13.09.2021	2,3		2,7		3,3		3		3		2,1	
	11.10.2021	3		2,8		3,2		3,4		2,8		2,8	
	02.11.2021	11		12		11		10		11		13	

8.2 Pestizide

Im Folgenden sind die Ergebnisse für all jene untersuchten Pestizide angeführt, bei denen mindestens ein Wert über der jeweils definierten Bestimmungsgrenze lag.

Tab. 42 Werte aller nachgewiesenen Pestizide, getrennt nach Standort und Art des Probenwassers (Oberflächen- und Porenwasser). Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (BG) des jeweiligen Stoffes sind rot hinterlegt.

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Amidosulfuron [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017
	22.06.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	19.07.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	24.08.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		0,04	
	08.09.2021		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017
	13.09.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	11.10.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
02.11.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		
Atrazin-desethyl-desisopropyl [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007
	22.06.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		0,014	
	19.07.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		0,012	
	24.08.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
	08.09.2021		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		0,009
	13.09.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		0,011	
	11.10.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
02.11.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		
Desethylterbutylazin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,017	<0,0175	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017
	22.06.2021	<0,017		<0,017		<0,017	<0,017	<0,017		<0,017		<0,017	
	19.07.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		0,02		0,056	
	24.08.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	08.09.2021		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017
	13.09.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	11.10.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
02.11.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		
Dimethachlor-CGA 369873 [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017
	22.06.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	19.07.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	24.08.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	08.09.2021		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		0,025
	13.09.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		0,026	
	11.10.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
02.11.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Dimethamid-P [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014
	22.06.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		0,031		<0,014	
	19.07.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014	
	24.08.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014	
	08.09.2021		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014
	13.09.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014	
	11.10.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014	
02.11.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		
Dimethenamid-P-ESA [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	0,02	0,049
	22.06.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		<0,0086		0,023	
	19.07.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,12		0,062	
	24.08.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,032		0,022	
	08.09.2021		<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,031		0,014
	13.09.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,025		0,013	
	11.10.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,026		0,013	
02.11.2021	<0,008		<0,008		<0,008		<0,008		0,025		0,017		
Dimethenamid-P-OA [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	0,026
	22.06.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	19.07.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		0,062		0,038	
	24.08.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	08.09.2021		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017
	13.09.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	11.10.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
02.11.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		
Flufenacet-ESA [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	0,034	0,084
	22.06.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013	
	19.07.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		0,087	
	24.08.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013	
	08.09.2021		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013
	13.09.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013	
	11.10.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		<0,013	
02.11.2021	<0,013		<0,013		<0,013		<0,013		0,025		0,041		
Flufenacet-OA [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,013	0,043
	22.06.2021	<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006	
	19.07.2021	<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		0,079	
	24.08.2021	<0,006		<0,006		<0,006		0,016		<0,006		0,01	
	08.09.2021		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006
	13.09.2021	<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006	
	11.10.2021	<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		<0,006	
02.11.2021	<0,006		<0,006		<0,006		<0,006		0,026		0,045		

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Metamitron [µg/l]	27.05.2021	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	0,15	0,072	0,062	0,041
	22.06.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		0,031		0,016	
	19.07.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	24.08.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	08.09.2021		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012
	13.09.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	11.10.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
02.11.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		
Metazachlor ESA [µg/l]	27.05.2021	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,0074	0,008	<0,007	<0,007
	22.06.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
	19.07.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
	24.08.2021	<0,007		<0,007		<0,007		0,027		0,15		0,3	
	08.09.2021		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007
	13.09.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
	11.10.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007	
02.11.2021	<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		<0,007		
Metolachlor ESA [µg/l]	27.05.2021	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	0,015	0,013	0,036	0,035	0,099	0,12
	22.06.2021	<0,009		<0,009		<0,009		0,012		0,047		0,15	
	19.07.2021	<0,009		<0,009		<0,009		0,018		0,12		0,5	
	24.08.2021	<0,009		<0,009		<0,009		0,027		0,15		0,3	
	08.09.2021		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009				<0,009
	13.09.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	11.10.2021	<0,009		0,01		<0,009		0,035		0,078		0,2	
02.11.2021	<0,009		<0,009		<0,009		0,013		0,068		0,11		
Metolachlor OA [µg/l]	27.05.2021	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	0,0095	<0,009	0,0093	0,0097	0,022	0,03
	22.06.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	19.07.2021	<0,009		<0,009		<0,009		0,014		0,099		0,4	
	24.08.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		0,096		0,17	
	08.09.2021		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		0,013		0,058
	13.09.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		0,012		0,054	
	11.10.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		0,028		0,062	
02.11.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		0,043		0,057		
Metolachlor [µg/l]	27.05.2021	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012
	22.06.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	19.07.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		0,014		0,065	
	24.08.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	08.09.2021		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012
	13.09.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
	11.10.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012	
02.11.2021	<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		<0,012		

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Metribuzin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	0,031
	22.06.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
	19.07.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
	24.08.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
	08.09.2021		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015
	13.09.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
	11.10.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
	02.11.2021	<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015		<0,015	
Metribuzin-Desamino [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	0,019
	22.06.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	19.07.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	24.08.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	08.09.2021		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009
	13.09.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	11.10.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
	02.11.2021	<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009		<0,009	
N,N-Dimethylsulfamid [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017
	22.06.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	19.07.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	24.08.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	08.09.2021		0,042		<0,017		0,048		<0,017		<0,017		<0,017
	13.09.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	11.10.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
	02.11.2021	<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017		<0,017	
Pethoxamid [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
	22.06.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010	
	19.07.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010	
	24.08.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010	
	08.09.2021		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010
	13.09.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		0,01	
	11.10.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010	
	02.11.2021	<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010		<0,010	
S-Metolachlor CGA 368208 [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
	22.06.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005	
	19.07.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,0074		0,028	
	24.08.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,01		0,018	
	08.09.2021		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,011
	13.09.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,01	
	11.10.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,016	
	02.11.2021	<0,005		<0,005		<0,005		<0,005		0,012		0,014	

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
S-Metolachlor NOA 41317 [µg/l]	27.05.2021	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	0,016	0,016	0,027	0,033	0,095	0,098
	22.06.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		0,045		0,14	
	19.07.2021	<0,014		<0,014		<0,014		0,055		0,047		0,19	
	24.08.2021	<0,014		<0,014		<0,014		0,022		0,084		0,16	
	08.09.2021		<0,014		<0,014		<0,014		0,019		0,038		0,16
	13.09.2021	<0,014		<0,014		<0,014		0,018		0,036		0,15	
	11.10.2021	<0,014		<0,014		<0,014		0,045		0,066		0,18	
	02.11.2021	<0,014		<0,014		<0,014		<0,014		0,053		0,064	
Terbutylazin [µg/l]	27.05.2021	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019
	22.06.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019	
	19.07.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		0,073	
	24.08.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019	
	08.09.2021		<0,019		<0,019		0,0095		<0,019		<0,019		<0,019
	13.09.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019	
	11.10.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019	
	02.11.2021	<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019		<0,019	
Thiencarbazon-methyl [µg/l]	27.05.2021	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030	<0,030
	22.06.2021	<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030	
	19.07.2021	<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030	
	24.08.2021	<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030	
	08.09.2021		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030
	13.09.2021	<0,030		<0,030		<0,030		0,018		0,036		0,15	
	11.10.2021	<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030	
	02.11.2021	<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030		<0,030	

Folgende Pestizide wurden ebenfalls untersucht, jedoch ausschließlich in Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen:

2,4,5-T, 2,4-D, 2,6-Dichlorbenzamid, 2-Amino-4-Methoxy-6-Methyl-1,3,5-Triazin, Acetamiprid, Aclonifen, Alachlor, Alachlor ESA, Alachlor-OA, Atrazin, Atrazin-2-Hydroxy, Azoxystrobin, Bentazon, Bixafen, Boscalid, Bromacil, Bromoxynil, Buturon, Carbetamid, Carfentrazon-ethyl, Chlorbromuron, Chlortoluron, Clomazon, Clopyralid, Cloquintocet-mexyl, Clothianidin, Cyanazin, Cyazofamid, Cycloxydim, Deltametrin, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Dicamba, Dichlorprop, Dimethachlor, Dimethachlor CGA 373464, Dimethachlor-ESA, Dimethachlor-OA, Dinoseb-acetat, Diuron, Epoxiconazol, Ethofumesat, Etofenprox NH₄, Fenoprop, Fenoxaprop, Florasulam, Fluazifop-p-butyl, Fluazinam, Flufenacet, Fluometuron, Fluopyram, Fluoxastrobin, Fluroxypyr, Fluroxypyr-1-methylheptyl, Flurtamon, Hexazinon, Imazamox, Imidacloprid, Indoxacarb, Iodosulfuron-methyl, Ioxynil, Isoproturon, Isoproturon-desmethyl, Isoxaflutol, Linuron, MCPA, MCPB, Mecoprop, Mefenpyr-diethyl NH₄, Mesosulfuron-methyl, Metalaxyl-M, Metazachlor, Metazachlor OA, Metconazol, Metobromuron, Metosulam, Metoxuron, Metsulfuron-methyl, Monolinuron, Monuron, Neburon, Nicosulfuron, Nitroguanidin, Orbencarb, Pendimethalin, Pinoxaden, Primicarb, Primisulfuron-methyl, Prometryn, Propazin, Propazin-2-Hydroxy, Propiconazol, Propoxycarbazon NH₄, Propyzamid, Prosulfocarb, Prothioconazol, Pymetrozin, Pyraclostrobin, Pyridate, Quizalofop, Quizalofop-ethyl, Quizalofop-methyl, Rimsulfuron, Sebutylazin, Simazin, Spirotetramat, Tebuconazol, Terbutylazin-2-Hydroxy, Terbutylazin-2-Hydroxy-Desethyl, Terbutryn, Thiachloprid, Thiamethoxam, Thifensulfuron-methyl, Triadimefon, Triadimenol, Triasulfuron, Tribenuron-methyl, Trifloxystrobin, Triflursulfuron-methyl, Tritosulfuron;

8.3 Arzneimittel

Im Folgenden sind die Ergebnisse für all jene untersuchten Arzneimittel angeführt, bei denen mindestens ein Wert über der jeweils definierten Bestimmungsgrenze lag.

Tab. 43 Werte aller nachgewiesener Arzneimittel, getrennt nach Standort und Art des Probenwassers (Oberflächen- und Porenwasser). Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (BG) des jeweiligen Stoffes sind rot hinterlegt.

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
4-Acetamidoantipyrin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008	0,0014	0,0014	0,0042	0,0021
	22.06.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,00085	
	19.07.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,0011	
	24.08.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,003		0,0091	
	08.09.2021		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,006
	13.09.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,01	
	11.10.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,003		0,006	
02.11.2021	<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		<0,0008		0,0004		
4-Formylaminoantipyrin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
	22.06.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		0,0027	
	19.07.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
	24.08.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		0,0031		0,0081	
	08.09.2021		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003
	13.09.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		0,0039	
	11.10.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		0,003		0,005	
02.11.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		
Azithromycin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017	<0,0017
	22.06.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017	
	19.07.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		0,0032		<0,0017	
	24.08.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017	
	08.09.2021		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017
	13.09.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017	
	11.10.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017	
02.11.2021	<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		<0,0017		
Bisoprolol [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014	<0,0014
	22.06.2021	0,0019		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014	
	19.07.2021	<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014	
	24.08.2021	<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014	
	08.09.2021		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014
	13.09.2021	<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014	
	11.10.2021	<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014		<0,0014	
02.11.2021	<0,0014		<0,0014		0,003		<0,0014		<0,0014		<0,0014		

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Carbamazepin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004
	22.06.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		0,0005		0,0019	
	19.07.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004	
	24.08.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		0,0005		0,0006	
	08.09.2021		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004
	13.09.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004	
	11.10.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004	
	02.11.2021	<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004		<0,0004	
Clarithromycin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
	22.06.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
	19.07.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		0,0025		<0,0003		<0,0003	
	24.08.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
	08.09.2021		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003
	13.09.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
	11.10.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
	02.11.2021	<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003		<0,0003	
Diclofenac [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,024	0,073	<0,024	<0,024	0,12	<0,024	<0,024	0,25	0,025	<0,024	0,037	<0,024
	22.06.2021	<0,024		<0,024		<0,024		0,11		<0,024		0,15	
	19.07.2021	<0,024		<0,024		<0,024		0,09		<0,024		0,012	
	24.08.2021	<0,024		0,037		<0,024		<0,024		0,094		0,082	
	08.09.2021		<0,024		0,23		1,3		0,15		0,026		0,11
	13.09.2021	0,13		0,055		0,18		0,14		0,19		0,034	
	11.10.2021	0,14		2,3		5,2		0,11		0,7		0,15	
	02.11.2021	0,59		0,091		0,36		0,38		0,16		0,19	
Flubendazol [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007	<0,0007
	22.06.2021	<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
	19.07.2021	<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
	24.08.2021	<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
	08.09.2021		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007
	13.09.2021	<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
	11.10.2021	0,001		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
	02.11.2021	<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007		<0,0007	
Gabapentin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009	<0,0009
	22.06.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009	
	19.07.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009	
	24.08.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009	
	08.09.2021		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009
	13.09.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009	
	11.10.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		0,004		0,002	
	02.11.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		0,002		<0,0009	
Hydrochlorothiazid [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0029	<0,0029	<0,0029	<0,0029	0,0066	0,004	<0,0029	<0,0029	<0,0029	<0,0029	0,0036	0,0042
	22.06.2021	<0,0029		<0,0029		0,0087		<0,0029		<0,0029		0,0093	
	19.07.2021	<0,0029		<0,0029		<0,0029		<0,0029		<0,0029		<0,0029	
	24.08.2021	<0,0029		<0,0029		0,0066		<0,0029		<0,0029		<0,0029	
	08.09.2021		<0,0029		<0,0029		0,011		<0,0029	<0,0029	<0,0029		0,0043
	13.09.2021	<0,0029		<0,0029		0,014		<0,0029		<0,0029		0,0058	
	11.10.2021	<0,0029		<0,0029		0,008		<0,0029		<0,0029		0,006	
	02.11.2021	<0,0029		<0,0029		0,008		<0,0029		<0,0029		0,003	

Parameter	Datum	Oberlauf 1		Oberlauf 2		Grünland 1		Grünland 2		Acker 1		Acker 2	
		OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW	OW	PW
Metformin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0009	0,0089	0,0028	0,0081	0,0025	<0,0009	<0,0009	0,011	0,013	0,0011	0,13	0,0051
	22.06.2021	<0,0009		0,0034		<0,0009		0,0077		0,025		0,081	
	19.07.2021	<0,0009		<0,0009		<0,0009		<0,0009		0,047		0,14	
	24.08.2021	<0,0009		0,071		<0,0009		<0,0009		0,092		0,18	
	08.09.2021		0,064		0,066		0,07		0,045		0,27		0,38
	13.09.2021	0,03		0,038		0,03		0,038		0,256		0,21	
	11.10.2021	0,002		0,009		0,01		0,003		0,015		0,022	
	02.11.2021	0,032		0,067		<0,0009		0,028		0,038		0,093	
Pentoxifyllin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
	22.06.2021	<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002	
	19.07.2021	0,0002		0,0005		<0,0002		0,0003		<0,0002		0,0003	
	24.08.2021	<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002	
	08.09.2021		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,00021		<0,0002		<0,0002
	13.09.2021	<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002	
	11.10.2021	<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002	
	02.11.2021	<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002		<0,0002	
Venlafaxin [$\mu\text{g/l}$]	27.05.2021	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013	<0,0013
	22.06.2021	<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013	
	19.07.2021	<0,0013		0,0021		<0,0013		<0,0013		<0,0013		0,002	
	24.08.2021	<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013	
	08.09.2021		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013
	13.09.2021	<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013	
	11.10.2021	<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013	
	02.11.2021	<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013		<0,0013	

Folgende Arzneistoffe wurden ebenfalls untersucht, jedoch ausschließlich in Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen:

10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepi, Aspirin, Atenolol, Bezafibrat, Cloxacillin, Dicloxacillin, Erythromycin, Fenofibrat, Flumethason, Furaltadon, Ibuprofen, Iopamidol, Ketoprofen, Mebendazol, Mefenaminsäure, Metoprolol, Metronidazol, Naproxen, Nitrofurantoin, Oxazepam, Paracetamol, Phenazon, Primidon, Sulfadimethoxin, Sulfadoxin, Sulfamethizol, Sulfamethoxazol, Sulfamethoxy-pyridazin, Sulfaquinoxaline, Tinidazol, Tramadol, Valsartan;