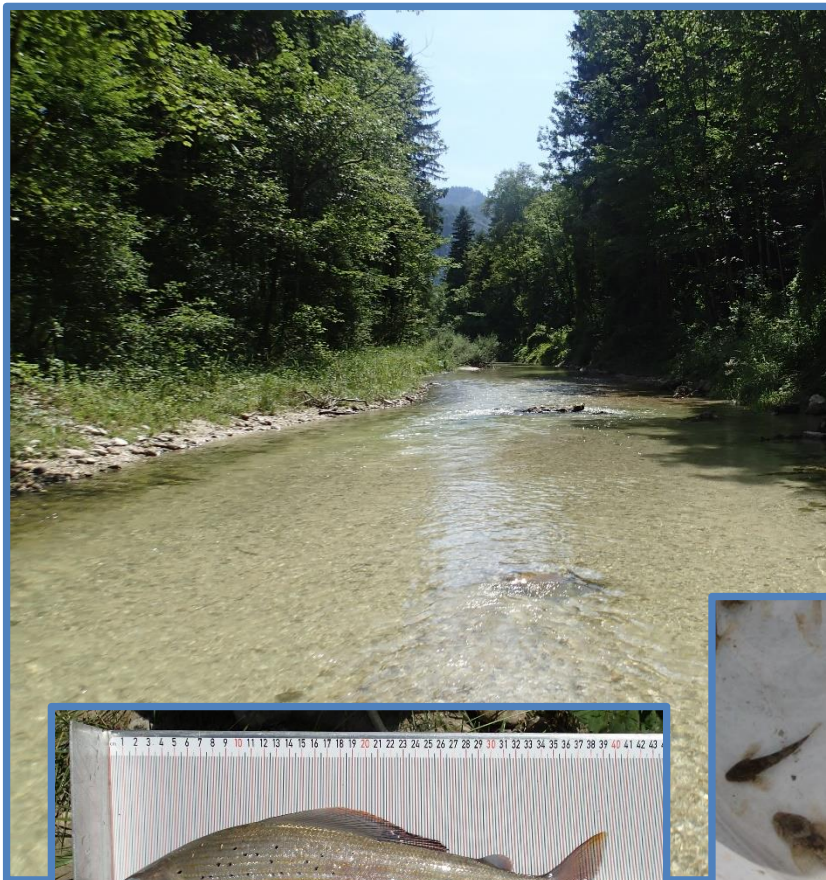




Gewässerökologische Beweissicherung des Traun-Nebenarms in Engleithen in den Jahren 2015 und 2016

**Christian Pichler-Scheder, Andreas Fischer,
Daniela Csar & Clemens Gumpinger**

Wels, September 2016



Gewässerökologische Beweissicherung des Traun-Nebenarms in Engleithen in den Jahren 2015 und 2016

Christian Pichler-Scheder, Andreas Fischer, Daniela Csar & Clemens Gumpinger

blattfisch e.U.

Technisches Büro für Gewässerökologie
DI Clemens Gumpinger

blattfisch.at



4600 Wels | Gabelsbergerstraße 7
Tel: 07242/2115 92 | e-Mail: office@blattfisch.at
FN 443343 a (Landesgericht Wels)

Im Freiland unterstützt von

Ulrike Bart, Klaus Berg, Daniel Daill, Sarah Höfler, Daniela Huemer, Franz Lumesberger-Loisl,
Christina Riedl, Michael Schauer, Lena Schimpf & Michael Schöfbenker

Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung,
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft

Wels, September 2016

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	3
2	Historie	3
3	Projektgebiet und Probestrecken	6
3.1	Strukturierter Abschnitt	8
3.2	Strukturarmer Abschnitt	11
4	Methodik.....	14
4.1	Methodik Fische.....	14
4.1.1	Fischregion und Fischartenleitbild.....	14
4.1.2	Elektrobefischungen	16
4.1.3	Kartierung des Äschenlaichgeschehens	17
4.2	Methodik Makrozoobenthos	17
5	Ergebnisse	20
5.1	Ergebnisse Fische	20
5.1.1	Fischbestand - Gesamtfangstatistik	20
5.1.2	Saisonale Aspekte im strukturierten Abschnitt	20
5.1.3	Saisonale Aspekte im strukturarmen Abschnitt	22
5.1.4	Vergleich der Probestrecken.....	24
5.1.5	Vergleich der Altersstrukturen.....	26
5.1.6	Kartierung des Äschenlaichgeschehens	32
5.2	Ergebnisse Makrozoobenthos.....	38
6	Diskussion.....	45
6.1	Fische	45
6.1.1	Fischbestände	45
6.1.2	Problemkreis Trockenfallen	48
6.2	Makrozoobenthos	51
6.2.1	Individuendichten.....	51
6.2.2	Biomassen.....	54
6.2.3	Biodiversität	54
6.2.4	Faunistische Unterschiede zwischen den Strecken	56
6.2.5	Problemkreis Trockenfallen	57
7	Fazit	58
8	Literatur	59
	ANHANG: Taxalisten Makrozoobenthos	62





1 **EINLEITUNG**

Das Büro blattfisch e.U. wurde vom Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässernwirtschaft, mit der ökologischen Evaluierung des wiederangebundenen Nebenarms der Traun in Engleithen beauftragt.

Ziel war es, den ökologischen Mehrwert zu ermitteln, der durch die Wiederaanbindung für die Fisch- und Wirbellosenfauna entstanden ist, sowie allfällige Defizite aufzuzeigen und Vorschläge für deren Verbesserung zu formulieren.

2 **HISTORIE**

In Engleithen existierte vor der Regulierung der Traun ein linksufriger Nebenarm (Abb. 1 links), der im Zuge der Errichtung der Ufersicherungen vom Hauptfluss abgetrennt wurde und nur noch in seinem Unterlauf als Stillgewässer erhalten blieb (Abb. 1 rechts).



Abb. 1 Links: Kartenausschnitt aus der Urmappe (Quelle: doris.ooe.gv.at). Rechts: Situation des Nebenarms Engleithen vor der Wiederaanbindung.

Im Jahr 2010 wurde der Nebenarm Engleithen vom Gewässerbezirk Gmunden wieder an die Traun angebunden. Ziel des Projekts war es, einerseits den Hochwasserschutz für Bad Ischl, andererseits den ökologischen Zustand der Traun zu verbessern.

Um die Auswirkungen auf die Gewässerökologie dokumentieren zu können, wurde das Büro blattfisch e.U. seitens des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt- und Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässernwirtschaft mit einer ökologischen Beweissicherung beauftragt, die nach Abschluss der Bauarbeiten hätte durchgeführt werden sollen.

Im Zuge der Wiederaanbindung musste der oberwasserseitige Teil des Nebenarms völlig neu hergestellt werden (Abb. 2), während im Unterlauf auf das bestehende Gerinne zurückgegriffen werden konnte. Die oberwasserseitige Verbindung zum Hauptarm erfolgte ursprünglich in Form

einer naturnahen Freispiegelanbindung ohne technisches Dotationsbauwerk. Wegen massiven Schottereintrags in den Nebenarm wurde eine Adaptierung der Anbindung notwendig, die in einem ersten Schritt mit Hilfe von Holzpiloten und einer Holzschlacht umgesetzt wurde (Abb. 3). Trotz dieser Maßnahme kam es im Oktober 2011 zu einem weiteren starken Schottereintrag und zu einem weitgehenden Trockenfallen des Nebenarms (Abb. 4).



Abb. 2 Herstellung des Nebenarm-Oberlaufs.



Abb. 3 Erste Adaptierung im Einlaufbereich.



Abb. 4 Trockengefallener Einlaufbereich und Nebenarm im Oktober 2011.

Trotz weiterer Adaptierungen – etwa der Realisierung einer Niederwasserrinne – kam es im Laufe der Jahre wiederholt zum Trockenfallen des Nebenarms. So ereignete sich etwa im Juni 2013 ein ausgeprägtes Hochwasserereignis, im Zuge dessen große Mengen an Schotter aus dem Hauptfluss in den Nebenarm transportiert wurden; erneut war die Verlandung des Einlaufbereichs und das Trockenfallen weiter Strecken des Nebenarms festzustellen (Abb. 5).



Abb. 5 Trockengefallener Nebenarm im Juni 2013.

Infolgedessen wurde im Sommer 2014 die Einlaufsituation völlig umgestaltet. Entlang des Hauptflusses wurde ein Damm aufgeschüttet und ein technisches Dotationsbauwerk errichtet, mit Hilfe dessen der Sedimenteintrag minimiert werden sollte (Abb. 6).

Aufgrund des wiederholten Trockenfallens und der daraus resultierenden baulichen Maßnahmen musste die biologische Beweissicherung immer wieder verschoben werden, weil vor einer sinnvollen Untersuchung der aquatischen Fauna naturgemäß zuerst eine permanente Wasserführung zu gewährleisten war. Im Zuge eines Lokalausgleichs mit den Auftraggebern wurde am 27.07.2015 beschlossen, dass in Anbetracht des seit längerem gegebenen durchgehenden Durchflusses

umgehend mit der Beweissicherung begonnen werden sollte. Weiters wurde die konkrete Fragestellung für die Beweissicherung formuliert: Da im Zuge des Ortsaugenscheins im Oberlauf eine auffallende Strukturarmut festgestellt wurde, sollte der Fokus auf den Vergleich zwischen diesem strukturarmen Abschnitt und einem reicher strukturierten Abschnitt im Mittellauf des Nebenarms gelegt werden. In beiden Abschnitten sollten sowohl die Fisch- als auch die Makrozoobenthosgemeinschaften analysiert werden. Ziel war es, einerseits die ökologischen Benefits für beide Tiergruppen zu eruieren, sowie festzustellen, welchen Einfluss die jeweilige Strukturausstattung auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Nebenarms hat.



Abb. 6 Links: Errichtung des Einlaufbauwerks und des Damms. Rechts: Fertiggestelltes Bauwerk.

3 PROJEKTGEBIET UND PROBESTRECKEN

Der wiederangebundene Nebenarm Engleithen weist im Längsverlauf starke Unterschiede hinsichtlich seiner morphologischen Beschaffenheit auf. Der flussaufwärtige Abschnitt vom Einlaufbauwerk bis etwa 100 m flussab der Wirtschaftsbrücke der Saline Austria AG zeichnet sich durch einen gestreckten Verlauf sowie das weitgehende Fehlen von Strukturen sowohl inner- wie außerhalb des Gewässerbetts aus. Das Gerinneprofil und die benetzten Breiten sind in diesem Abschnitt vergleichsweise homogen und monoton.

Im weiteren Verlauf flussabwärts bis zur Mündung in die Traun ist das Gerinneprofil heterogener. Der Verlauf ist hier gewunden und weist temporär überströmte Kiesbänke an beiden Ufern auf. Aufgrund des Wechsels von Prall- und Flachuferstrukturen, der unterschiedlichen Wassertiefen und des dichteren Bewuchses mit Ufergehölzen ist die Habitatdiversität im Vergleich zum Oberlauf höher – wenngleich auch hier keine natürliche Strukturausstattung gegeben ist. In jedem der beiden morphologisch unterschiedlichen Teilabschnitte wurde je eine Probestrecke festgelegt (Abb. 7).

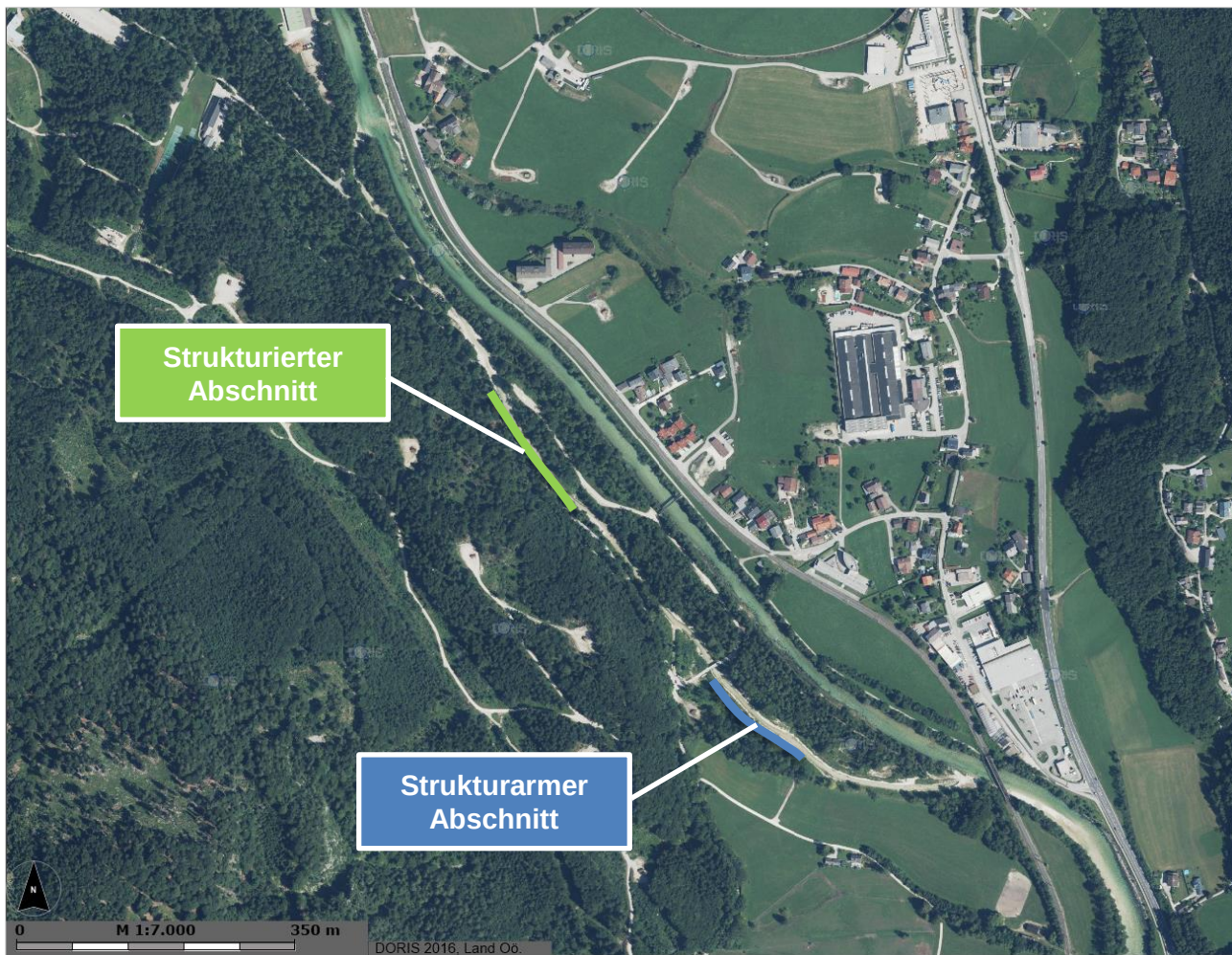


Abb. 7 Lage der Probestrecken im Nebenarm Engleithen.

In jeder der beiden Strecken wurden je eine Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaften sowie je drei Befischungen zu unterschiedlichen jahreszeitlichen Aspekten durchgeführt. Die Festlegung der Probestreckenlängen erfolgte für die Befischungen gemäß „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A1-Fische“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010a) anhand der während des ersten Befischungstermins vorliegenden Gewässerbreiten. Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit mit den folgenden Befischungen zu gewährleisten, wurden bei allen Untersuchungen stets genau dieselben Streckenabschnitte befischt – auch, wenn sich aufgrund der zu den späteren Terminen vorliegenden geringeren Gewässerbreiten eigentlich kürzere Befischungsstrecken ergeben hätten. Die Makrozoobenthos-Probestrecken wurden jeweils innerhalb der Grenzen der beiden Befischungsstrecken festgelegt.

Um die Eignung des Nebenarms als Laichhabitat für die maßgebliche standorttypische Fischart, die Äsche (*Thymallus thymallus*), festzustellen, wurde der Nebenarm zudem auf seiner gesamten Länge im Hinblick auf diese Fragestellung kartiert.

3.1 Strukturierter Abschnitt

Im strukturierten Abschnitt liegt zwar mit Korngrößenklassen von Psammopelal bis Megalithal eine breite Palette an mineralischen Substraten vor – der Schwerpunkt liegt aber klar auf dem Mikrolithal, das mehr als die Hälfte des Bachbettes ausmacht (Tab. 1) und vor allem im Stromstrich dominiert (Abb. 8). Entlang der Ufer wird der feine Kies von Grobkies und Schotter überlagert. Als Strukturelemente wurden in die sonst sehr monotone Sohle punktuell Steinblöcke oder Gruppen von Steinblöcken eingebracht (Abb. 9 links), an denen sich zum Teil wesentliche Sekundärhabitats in Form von Totholzhaufen angelagert haben (Abb. 8). Als weitere biogene Strukturen kommen an den Ufern Raubäume zu liegen, in deren Strömungsschatten es zur Ausbildung von Sandbänken gekommen ist (Abb. 9 rechts). Trotz dieser vereinzelter Strukturierungselemente ist der Abschnitt aber als relativ monoton und im Vergleich zu natürlichen Nebenarmen strukturarm zu bezeichnen.

Das generelle Erscheinungsbild ist im Vergleich zur strukturarmen Strecke im Oberlauf des Nebenarms dennoch naturnäher, vor allem dank der Bankstrukturen aus Schottern, Kiesen und Sanden entlang beider Ufer sowie der Inseln im Stromstrich, die zu einer Erhöhung der Breiten-Tiefen-Varianz und zur Ausbildung eines leicht pendelnden, bei Niederwasser sogar furkierenden Verlaufes des Nebenarms führen. Allerdings waren diese Insel- und Bankstrukturen zum Makrozoobenthos-Probenahmeterrain aufgrund der hohen Wasserführung größtenteils überstaut (Abb. 10). Einen Überblick über die wesentlichen biotischen und abiotischen Charakteristika gibt das Probenahmeprotokoll in Tab. 2.

Tab. 1 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in der strukturierten Strecke im Nebenarm Engleithen.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																					
		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		nicht zu-ordenbar	
		□		X		□		□		□		□		□		□		□		□		□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP
ORGANISCHE HABITATE – % Deckung Summe anteilig	rein minerogenes Substrat	□																					
	Mikro-Algen	□		5	1			20	4	40	8	10	2	10	2	5	1						
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□								10	2												
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																					



Abb. 8 Überblick über die strukturierte Teilstrecke im Nebenarm Engleithen.



Abb. 9 Unterschiedlich strukturierte Uferbereiche. Links: Schotterbank mit großen Steinblöcken zur Erhöhung der Strömungsdiversität. Rechts: Sandablagerungen im Strömungsschatten eines Raubaumes.



Abb. 10 (Überströmte) Bankstrukturen in der strukturierten Teilstrecke bei Mittelwasserführung.

Tab. 2 Probenahmeprotokoll für die strukturierte Strecke im Nebenarm Engleithen.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Traun-Nebenarm Engleithen	Gemeinde	Bad Ischl
Untersuchungsstelle	strukturierter Abschnitt	Koordinaten: Länge	O 13° 36,92'
Datum	30.07.2015	Koordinaten: Breite	N 47° 41,59'
Entnahmezeit	16:00	Flusskilometer [km]	106,5
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	470
Auftragnehmer	blattfisch	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Schöffbenker	Flussordnungszahl	5
		Einzugsgebietsgröße [km²]	730
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Kalkvoralpen	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,30	Maximale Gewässertiefe [m]	0,60
Gewässerbreite [m]	9		
Uferaufbau linkes Ufer	naturnah	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	flach
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	Kläranlage	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	ja
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,8
Strömungsbild	laminar		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	16,3	pH-Wert	8,3
O ₂ -Sättigung [%]	99,8	Leitfähigkeit	206
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,2		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	22	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	100
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Bad Ischl Maxquelle
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	steigend		
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)	-
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)	nein
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

3.2 Strukturarmer Abschnitt

Zwischen dem Einlaufbauwerk und der Holzbrücke im Oberlauf des Nebenarms fehlen ökologisch wirksame Strukturen weitestgehend. Der Nebenarm weist hier eine äußerst geringe Breiten-Tiefen-Varianz auf, und auch die Substratverhältnisse sind als sehr monoton zu beschreiben (Abb. 11).



Abb. 11 Überblick über die strukturarme Teilstrecke im Oberlauf des Nebenarms Engleithen.

Der Schwerpunkt der mineralischen Substrate liegt – wie auch in der strukturierten Strecke – auf feinkörnigen Fraktionen wie Mikrolithal und Psammal. Im Gegensatz zum strukturierten Abschnitt fehlen hier gröbere Anteile aber völlig (Tab. 3).

Tab. 3 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in der strukturarmen Strecke im Nebenarm Engleithen.

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																					
		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		nicht zu-ordenbar	
		□		X		□		□		□		□		□		□		□		□		□	
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	rein mineralisches Substrat	□												30	6								
	Mikro-Algen	□						15	3	40	8	15	3										
	Makro-Algen	□																					
	Submerse Makrophyten	□																					
	Emerse Makrophyten	□																					
	Lebende Pflanzenteile	□																					
	Xylal	□																					
	CPOM	□																					
	FPOM	□																					
	Genist (Debris)	□																					
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																					

Einzige Ausnahme sind die streckenweise zur Ufersicherung eingebrachten Steinblöcke. Diese stellen aber aufgrund der glatten Verlegung und der Tatsache, dass sie erst ab Mittelwasser überströmt werden, keine adäquaten Strukturen für aquatische Lebewesen dar (Abb. 12). In jenen Bereichen, in denen die Ufer nicht oder nicht erkennbar gesichert wurden, fallen die Hänge relativ steil zur Wasseranschlagslinie hin ab, wodurch flache Bankstrukturen weitgehend fehlen (Abb. 13). Auch organische Substrate wie Totholz, Raubäume oder Falllaubansammlungen fehlen.

Einen Überblick über die wesentlichen biotischen und abiotischen Charakteristika gibt das Probenahmeprotokoll in Tab. 4.



Abb. 12 *Steil abfallende Ufer mit punktueller Blockwurfsicherung im unstrukturierten Oberlauf des Nebenarms Engleithen – Aufnahme bei Niederwasser.*



Abb. 13 *Ungesicherte, aber steil abfallende Kiesufer im unstrukturierten Oberlauf des Nebenarms Engleithen.*

Tab. 4 Probenahmeprotokoll für die strukturarme Strecke im Nebenarm Engleithen.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Traun-Nebenarm Engleithen	Gemeinde	Bad Ischl
Untersuchungsstelle	strukturarmer Abschnitt	Koordinaten: Länge	O 13° 37,23'
Datum	30.07.2015	Koordinaten: Breite	N 47° 41,36'
Entnahmezeit	17:30	Flusskilometer [km]	107
Auftraggeber	Amt der OÖ Landesregierung	Seehöhe [m]	472
Auftragnehmer	blattfisch	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder, Schöffbenker	Flussordnungszahl	5
		Einzugsgebietsgröße [km²]	730
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Kalkvoralpen	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,45	Maximale Gewässertiefe [m]	0,60
Gewässerbreite [m]	6		
Uferaufbau linkes Ufer	verbaut	Uferaufbau rechtes Ufer	naturnah
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald/Grünland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja
Einleitungen oberhalb	Kläranlage	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	ja
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,5	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6
Strömungsbild	laminar		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	15,9	pH-Wert	8,3
O ₂ -Sättigung [%]	99,8	Leitfähigkeit	201
O ₂ -Gehalt [mg/l]	9,3		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	22	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	100
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	MQ	Bezugspegel	Bad Ischl Maxquelle
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	steigend		
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)	-
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)	nein
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

4 METHODIK

Im Vorfeld ist darauf hinzuweisen, **dass das Ziel dieser Untersuchung nicht die Feststellung des ökologischen Zustandes des Nebenarms Engleithen im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie war**. Ein Nebenarm stellt kein eigenständiges Fließgewässer dar, sondern ist vielmehr ein Habitat seines Hauptflusses. Durch die Schaffung oder Wiederanbindung eines Nebenarms können der Fauna und Flora Habitate zur Verfügung gestellt werden, die im Hauptfluss fehlen. Damit kann ein Nebenarm die ökologische Situation im entsprechenden Wasserkörper verbessern und gegebenenfalls auch zu dessen Zielerreichung beitragen. Die Feststellung des ökologischen Zustands im Nebenarm alleine ist daher fachlich nicht sinnvoll, da der Gegenstand einer Zustandsbewertung stets der entsprechende Wasserkörper des Hauptflusses ist – darauf sind auch sämtliche Einstufungen und Referenzzustände ausgelegt, die für die Bewertung des ökologischen Zustandes herangezogen werden. Die Traun selbst war aber nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

Der Fokus der vorliegenden Untersuchung lag vielmehr auf dem **Vergleich zwischen einer strukturarmen und einer strukturierten Teilstrecke innerhalb des Nebenarms**, um aufzeigen zu können, welche ökologischen Vorteile eine zusätzliche Strukturierung in den bislang strukturarmen Abschnitten bringen würde. Entsprechend der spezifischen Fragestellung wurde von jedem der beiden Strukturtypen je eine Probestrecke untersucht (siehe hierzu Kapitel 3).

4.1 Methodik Fische

Um saisonale Aspekte der Fischfauna bestmöglich zu berücksichtigen, wurden an drei Terminen Elektrofischungen durchgeführt. Gemäß Auftrag hätten jeweils ein Sommer-, ein Winter- und ein Frühjahrsaspekt betrachtet werden sollen. Aufgrund der anhaltenden Regenfälle und des permanent zu hohen Wasserstandes im Frühjahr 2016 war die Erhebung eines Frühjahrsaspekts aber methodisch nicht möglich, weshalb in Rücksprache mit dem Auftraggeber stattdessen ein zweiter Sommeraspekt untersucht wurde. Die Befischungstermine waren der 30.07.2015, der 04.03.2016 und der 22.7.2016.

4.1.1 Fischregion und Fischartenleitbild

Im Entwurf des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans des BUNDESMINISTERIUMS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2015a) wird die Traun bei Engleithen in die Fischregion „Hyporhithral groß“ eingestuft und befindet sich in der Bioregion „Kalkvoralpen und



nördliche Kalkhochalpen“ (HAUNSCHMID et al. 2006). Für die Bewertung der Fischzönose wurde das adaptierte Fischartenleitbild der Traun zwischen Steeg und Traunsee herangezogen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2014a). Dieses Leitbild umfasst 17 Fischarten, von denen Äsche, Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Koppe (*Cottus gobio*) als Leitfischarten gelistet sind (Tab. 5).

Tab. 5 Adaptiertes Fischartenleitbild der Traun zwischen Steeg und Traunsee in der Bioregion „Kalkvoralpen und nördliche Kalkhochalpen“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2014a). Für die einzelnen Fischarten sind deren Stellung in der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) und ihr Gefährdungsgrad laut der Roten Liste der Fische Österreichs (WOLFRAM & MIKSCHI 2007) angeführt.

l = Leitfischart, b = typische Begleitfischart, s = seltene Begleitfischart

Deutsch. Name	Wiss. Artnamen	Leitbild	FFH-Anhang	Rote Liste
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	b		VU
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	b		LC
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	l	V	VU
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	l		NT
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	s		LC
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	b	V	NT
Brachse	<i>Abramis brama</i>	s		LC
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	b		NT
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	b		LC
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	s		LC
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	s		NT
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s		NT
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	l	II	NT
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	s		LC
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	s		VU
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	s		LC
Seeforelle	<i>Salmo trutta lacustris</i>	s		

Die Leitfischart Koppe findet sich in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992), was bedeutet, dass für ihre Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Anhang V beinhaltet Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und deren Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können. Im gegenständlichen Leitbild sind die Äsche und die Barbe dieser Kategorie zuzuordnen.

4.1.2 Elektrobefischungen

Zur Erhebung der fischökologischen Verhältnisse wurden Elektrobefischungen watend gegen die Fließrichtung mit zwei benzinbetriebenen Gleichstromaggregaten der Firma Grassl vom Typ ELT62II mit 2,2 kW Leistung durchgeführt (Abb. 14). Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden an den drei Befischungsterminen immer exakt dieselben Abschnitte befischt.



Abb. 14 *Elektrobefischung in der strukturarmen Teilstrecke des Nebenarms Engleithen.*

Um die Flucht der Fische aus der Probestrecke zu verhindern, wurde am flussaufwärtigen Ende eine Absperrung mit einem Netz errichtet. In jeder Probestrecke wurden mindestens zwei direkt aufeinander folgende Befischungsdurchgänge durchgeführt. Falls in Hinblick auf die Leitfischarten im zweiten Befischungsdurchgang mehr als die Hälfte der im ersten Durchgang dokumentierten Fische gefangen wurde, wurde entsprechend den Vorgaben im Leitfaden ein dritter Durchgang durchgeführt. In weiterer Folge wurde der Gesamtfischbestand anhand der Berechnungsmethodik nach SEBER & LE CREN (1967) bzw. nach DE LURY (1947) hochgerechnet.

Alle gefangenen Fische wurden gemessen und ein repräsentativer Querschnitt gewogen, um neben dem Artenspektrum auch beschreibende Größen wie Populationsaufbau, Bestandsgewicht oder Konditionsfaktor berechnen und analysieren zu können.

Nach dem Ende der Befischungsdurchgänge wurden alle Fische in ihr angestammtes Habitat zurückgesetzt.

4.1.3 Kartierung des Äschenlaichgeschehens

Die Fragestellung der vorliegenden Studie fokussiert generell auf die Habitatqualität des wiederangebandenen Nebenarms. Um im Speziellen die Eignung als Äschenlaichhabitat zu untersuchen, wurde das Laichgeschehen erhoben. Die Kartierung erfolgte von der Einmündung in die Traun in flussaufwärtiger Richtung. Für die Verortung der Ergebnisse wurde ein GPS-Gerät sowie entsprechendes Kartenmaterial verwendet. Die erste Kartierung wurde am 06.04.2016 durchgeführt, unmittelbar nachdem der Fischereiberechtigte, Herr Harald Eidinger, von einer beginnenden Laichaktivität der Äsche im Projektgebiet berichtete. Nach einer mehrtägigen Schlechtwetterphase erfolgte am 12.04.2016 nach einer erneuten Verständigung seitens des Fischereiberechtigten eine zweite Kartierung des Äschenlaichgeschehens.

4.2 Methodik Makrozoobenthos

Für die Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurde entsprechend den Vorgaben des „Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A2 Makrozoobenthos“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2015b) die Methode des Multi-Habitat-Samplings (kurz MHS; nach MOOG 2004) angewendet. Hierzu wurde in den beiden Untersuchungsabschnitten jeweils eine repräsentative, 100 m lange Untersuchungsstrecke ausgewählt, die hinsichtlich ihrer Habitatausstattung kartiert wurde. Aufgenommen wurden all jene Habitattypen, deren Flächenanteile in der Untersuchungsstrecke insgesamt mehr als 5% ausmachten. In einem Formblatt wurden die jeweiligen geschätzten Flächenanteile vermerkt, die entsprechenden Befunde sind bei den Probestreckenbeschreibungen in den Kapiteln 3.1 und 3.2 angeführt. Pro 5% Anteil an der gesamten Gewässerbettfläche wurde jedem Habitattyp eine Teilprobe zugewiesen. Die Beprobung der einzelnen Teilprobenareale erfolgte mittels eines standardisierten Handnetzes mit einer Kantenlänge von 25 cm, die Maschenweite des 1,2 m langen Netzsackes betrug 500 µm.

Entsprechend der im Vorfeld ermittelten Anzahl an Teilproben je Habitat wurde an insgesamt 20 Probepunkten pro Untersuchungsstrecke das Sediment flussauf des Sammelnetzes auf einer Fläche von 25 x 25 cm durch Umwühlen beziehungsweise Abschaben gestört. Von großen, nicht bewegbaren Blöcken wurden die Organismen durch Abschaben der Oberfläche aufgesammelt. Große, bewegliche Steine wurden aus dem Bachbett entnommen und im Handnetz in der Strömung intensiv abgerieben, um auch festsitzende oder –klebende Organismen in das Netz zu spülen. Kleinere Sedimentfraktionen wurden durch intensive Störung der flussauf des Netzes gelegenen Probefläche bis in etwa 20 cm Tiefe besammelt. Die 20 Teilproben jeder Probestrecke wurden in einem großen Glasgefäß zu einer Mischprobe vereinigt und auf große, geschützte Organismen (wie

etwa Krebse, Libellen- oder Steinfliegenlarven) hin untersucht, die gegebenenfalls vor der Fixierung des Probenmaterials zu entnehmen und in das Gewässer zurückzusetzen waren. Die verbleibenden Organismen wurden mitsamt dem angefallenen Substrat mit 96%igem Ethanol fixiert, ins Labor transportiert und dort nochmals nachfixiert.

Die Probenaufarbeitung im Labor erfolgte unter Zuhilfenahme eines LEICA-Binokulars (S8APO) und eines ESCHENBACH-Mikroskops. Sämtliche Organismen wurden großgruppenweise aussortiert und schließlich auf möglichst genaues taxonomisches Niveau hin determiniert. Die in Tab. 6 aufgelistete Bestimmungsliteratur fand hierfür Anwendung.

Tab. 6 Bestimmungsliteratur für die Determination der Makrozoobenthos-Organismen.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Prinzipiell wurden sämtliche Taxa nach Vorgabe des Leitfadens (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2015b) auf möglichst hohes taxonomisches Niveau hin determiniert.

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



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

Die Datenauswertung erfolgte mittels der Auswertungssoftware „Ecoprof“, Version 4.0.0 (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2013) auf Basis der Einstufung des Projektgebiets laut Wasserinformationssystem Austria (WISA). Demnach kommen beide Untersuchungsstrecken in der Bioregion „Kalkalpen“ zu liegen, der saprobielle Grundzustand liegt bei 1,75.

Die folgenden Parameter wurden analysiert, um ein umfassendes Bild der ökologischen Situation zu erhalten:

- Zusammensetzung der Artengemeinschaften beziehungsweise Großgruppen
- Saprobienindex und Verteilung der saprobiellen Valenzen
- Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Vergleich der Regionsindices (LZI)
- Verteilung der Ernährungstypen
- Verhältniszahlen zwischen EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) und Dipteren / Chironomiden

Weiters wurde für beide Strecken die Biomasse in Form des Gesamtfrischgewichts ermittelt. Hierzu wurden zuerst von allen köchertragenden Trichopterenlarven die Köcher entfernt, danach wurden alle Tiere einer Probestrecke vereint und mittels einer elektronischen Waage (Kern & Sohn GmbH, KB 3600-2N) ihr Nassgewicht mit einer Genauigkeit von 0,01 g ermittelt.

5 ERGEBNISSE

5.1 Ergebnisse Fische

5.1.1 Fischbestand - Gesamtfangstatistik

Vom Sommer 2015 bis zum Sommer 2016 wurden im Zuge von drei Befischungen insgesamt sieben Fischarten aus drei Familien nachgewiesen (Tab. 7). Die häufigste Art war die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), gefolgt von der Elritze (*Phoxinus phoxinus*). Die Koppe und die Äsche stellten die dritt- und vierthäufigste Art dar.

Tab. 7 Individuenzahlen pro Probestrecke und Fischart nach Erhebungsdatum.

	Probestrecke 1 "strukturiert"				Probestrecke 2 "strukturarm"				Gesamt
	30.07.2015	04.03.2016	22.07.2016	Summe	30.07.2015	04.03.2016	22.07.2016	Summe	
Äsche	36	9	45	90	56	14	37	107	197
Aitel		5	1	6				0	6
Bachforelle	7	4	8	19	4		11	15	34
Barbe		2		2				0	2
Elritze	35	153	44	232	4	1	19	24	256
Koppe	1	16	24	41	4	60	112	176	217
Regenbogenforelle	134	31	116	281	14	15	93	122	403
Summe	213	220	238	671	82	90	272	444	1115

5.1.2 Saisonale Aspekte im strukturierten Abschnitt

Tab. 8 gibt einen Überblick über die drei Befischungen im strukturierten Abschnitt des Nebenarms.

Tab. 8 Übersicht über die Anzahl nachgewiesener Fischarten sowie die berechnete Individuendichte (Ind./ha) und Biomasse (kg/ha) in der strukturierten Probestrecke zu den drei Befischungsterminen.

Strukturierter Abschnitt	Befischte Länge (m)	Breite im Mittel (m)	Individuen	Arten	Ind./ha	kg/ha
Sommeraspekt (Befischung am 30.07.2015)	170	9	213	5	2230	15,2
Winteraspekt (Befischung am 04.03.2016)	170	6	220	7	2727	30,1
Sommeraspekt (Befischung am 22.07.2016)	170	8,5	238	6	2206	26,6

Sommeraspekt 2015

In der strukturierten Probestrecke war die Regenbogenforelle mit rund 47 % der Individuen und 63 % Anteil an der Gesamtbiomasse die dominante Fischart. Die Äsche war mit knapp einem Drittel aller Individuen die zweithäufigste Art, wobei ihr Anteil an der Gesamtbiomasse mit 5,7 % sehr gering



war, da hier ausschließlich juvenile Tiere mit einer Körperlänge von maximal 65 mm nachgewiesen wurden. Insgesamt wurde mit 15,2 kg/ha nur eine sehr geringe Biomasse erreicht (Tab. 9).

Tab. 9 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturierten Probestrecke im Sommer 2015 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	36	16,90	653,6	0,86	29,31	5,69
Bachforelle	7	3,29	104,6	3,83	4,69	25,22
Elritze	35	16,43	411,8	0,91	18,47	5,96
Koppe	1	0,47	6,5	0,00	0,29	0,00
Regenbogenforelle	134	62,91	1053,3	9,58	47,24	63,12
Summe	213	100	2229,8	15,18	100	100

Winteraspekt 2016

Alle sieben Fischarten, die insgesamt im Zuge der Evaluierung des Nebenarms dokumentiert wurden, wurden bei der Winterbefischung in diesem Abschnitt nachgewiesen. Mit etwa 73 % Anteil an der Fischzönose war die Elritze die dominante Fischart (Tab. 10), den größten Anteil an der Gesamtbiomasse hatte hingegen mit etwa 76 % die Regenbogenforelle.

Bei dieser Befischung gelang der einzige Nachweis der Barbe (*Barbus barbus*), und zwar in Form zweier juveniler Exemplare mit Körperlängen von 35 mm und 38 mm. Auch bei den fünf gefangenen Individuen des Aitel (*Leuciscus cephalus*) handelte es sich ausschließlich um juvenile Tiere mit einer maximalen Körperlänge von 59 mm. Die neun nachgewiesenen Äschen wiesen Körperlängen zwischen 92 mm und 166 mm auf und waren damit deutlich größer als im Sommeraspekt. Mit gut 30 kg/ha war die Biomasse im Winteraspekt doppelt so hoch wie im vorangegangenen Sommer.

Tab. 10 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturierten Probestrecke im Winter 2016 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	9	4,09	96,1	1,97	3,52	6,56
Aitel	5	2,27	52,3	0,05	1,92	0,17
Bachforelle	4	1,82	39,2	1,39	1,44	4,62
Barbe	2	0,91	19,6	0,01	0,72	0,04
Elritze	153	69,55	2000,0	3,03	73,33	10,07
Koppe	16	7,27	197,7	0,74	7,25	2,46
Regenbogenforelle	31	14,09	322,5	22,91	11,82	76,08
Summe	220	100	2727,4	30,11	100	100

Sommeraspekt 2016

Wie im Sommer zuvor hatte die Regenbogenforelle den größten Anteil am Gesamtbestand, diesmal mit knapp 40 % (Tab. 11). Mit Ausnahme von drei Individuen handelte es sich bei den 116 gefangenen Regenbogenforellen um juvenile Fische mit Körperlängen zwischen 40 mm und 110 mm. Auch bei der Äsche dominierten Jungtiere den Bestand, es wurden aber auch vereinzelt Subadulte und Adulte gefangen. Den größten Anteil an der Biomasse hatte die Äsche mit etwa 43 %. Mit knapp 27 kg/ha war die Gesamtbiomasse ähnlich hoch wie im Winteraspekt.

Tab. 11 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturierten Probestrecke im Sommer 2016 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	45	18,91	347,8	11,52	15,77	43,31
Aitel	1	0,42	6,9	0,01	0,31	0,03
Bachforelle	8	3,36	62,3	3,37	2,82	12,67
Elritze	44	18,49	720,9	1,05	32,67	3,93
Koppe	24	10,08	200,0	1,29	9,07	4,83
Regenbogenforelle	116	48,74	868,3	9,37	39,36	35,22
Summe	238	100	2206,2	26,59	100	100

5.1.3 Saisonale Aspekte im strukturarmen Abschnitt

Tab. 12 gibt einen Überblick über die drei Befischungen im strukturarmen Abschnitt des Nebenarms.

Tab. 12 Übersicht über die Anzahl nachgewiesener Fischarten sowie die berechnete Individuendichte (Ind./ha) und Biomasse (kg/ha) in der strukturarmen Probestrecke zu den drei Befischungsterminen.

Probestrecke 2 "strukturarm"	Befischte Länge (m)	Breite im Mittel (m)	Individuen	Arten	Ind./ha	kg/ha
1. Befischung, am 30.07.2015	135	6	82	5	1210	6,6
2. Befischung, am 04.03.2016	135	6	90	4	1229	16,5
3. Befischung, am 22.07.2016	135	6	272	5	5434	19,2

Sommeraspekt 2015

Mit rund 71 % aller Individuen war die Äsche in der strukturarmen Probestrecke zwar die dominante Art (Tab. 13), da aber ausschließlich juvenile Tiere mit Körperlängen zwischen 45 mm und 89 mm gefangen wurden, blieb ihr Anteil an der Gesamtbiomasse vergleichsweise gering. Demgegenüber



hatte die Bachforelle mit nur vier gefangenen Adulten mit knapp 45 % den größten Anteil an der Gesamtbiomasse, die mit nur 6,6 kg pro Hektar als außerordentlich gering zu bewerten ist.

Tab. 13 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturarmen Probestrecke im Sommer 2015 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	56	68,29	864,2	1,43	71,43	21,62
Bachforelle	4	4,88	49,4	2,96	4,08	44,63
Elritze	4	4,88	61,7	0,07	5,10	1,10
Koppe	4	4,88	49,4	0,11	4,08	1,64
Regenbogenforelle	14	17,07	185,2	2,05	15,31	31,01
Summe	82	100	1209,9	6,63	100	100

Winteraspekt 2016

Im Winter stellte die Koppe mit rund 66 % Anteil die häufigste Fischart in dieser Probestrecke dar. Die Gesamtbiomasse war mit 16,5 kg pro Hektar im Vergleich zum vorangegangenen Sommer zwar deutlich höher, aber immer noch als sehr gering zu bewerten (Tab. 14). Den größten Anteil an der Biomasse hatte die Regenbogenforelle mit 76,44 %, von der neben Juvenilen auch einige Adulttiere gefangen wurden.

Tab. 14 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturarmen Probestrecke im Winter 2016 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	14	15,56	186,7	2,34	15,20	14,20
Elritze	1	1,11	12,3	0,04	1,00	0,22
Koppe	60	66,67	816,4	1,51	66,43	9,13
Regenbogenforelle	15	16,67	213,4	12,61	17,37	76,44
Summe	90	100	1228,8	16,50	100	100

Sommeraspekt 2016

Bei dieser Befischung war die Koppe mit einem Anteil von rund 58 % am Gesamtbestand und 48,6 % an der Gesamtbiomasse die dominante Art (Tab. 15). Die gefangenen Koppen wiesen Körperlängen zwischen 15 mm und 100 mm auf, wobei besonders hervorzuheben ist, dass zahlreiche 0+- Koppen nachgewiesen werden konnten (Abb. 15). Mit knapp 20 kg/ha wurde im Sommer 2016 die vergleichsweise höchste Fischbiomasse in der strukturarmen Strecke festgestellt.



Tab. 15 Fangergebnisse und Hochrechnungen der Individuen und Biomassen auf Bestand je Hektar in der strukturarmen Probestrecke im Sommer 2016 (N = Individuenzahl, B = Biomasse, % N = prozentueller Anteil an Gesamtindividuenzahl, % B = prozentueller Anteil an Gesamtbiomasse).

Spezies	Fangergebnis		Hochrechnung / ha			
	N	% N	N	B [kg]	% N	% B
Äsche	37	13,60	474,6	1,71	8,73	8,91
Bachforelle	11	4,04	137,2	0,84	2,52	4,38
Elritze	19	6,99	355,6	0,60	6,54	3,13
Koppe	112	41,18	3160,5	9,36	58,16	48,63
Regenbogenforelle	93	34,19	1306,2	6,73	24,04	34,96
Summe	272	100	5434,0	19,24	100	100



Abb. 15 0+-Koppe aus der strukturarmen Strecke.

5.1.4 Vergleich der Probestrecken

Die Individuendichten von Äsche und Koppe waren in der strukturarmen Strecke zu allen Befischungsterminen höher als in der strukturierten (Abb. 16). Genau das Gegenteil trifft auf die Elritze zu, die in der strukturierten Strecke immer in deutlich höheren Dichten anzutreffen war als in der strukturarmen. Barbe und Aitel konnten ausschließlich in der strukturierten Strecke nachgewiesen werden. Bei Regenbogenforelle und Bachforelle konnte kein klares Muster festgestellt werden, hier dürften keine Präferenzen für eine der beiden Probestrecken vorliegen.

Nennenswerte Unterschiede zwischen den Probestrecken wurden hinsichtlich der Biomassen der einzelnen Fischarten festgestellt (Abb. 17). Die Biomasse von Regenbogenforelle, Bachforelle und Elritze war in der strukturierten Strecke bei sämtlichen Befischungen größer als in der strukturarmen. Im Gegensatz dazu war bei der Koppe die Biomasse in der strukturarmen Strecke, ebenso wie die

Individuendichte, an sämtlichen Terminen größer als in der strukturierten. Bei der Äsche konnte kein klares Muster festgestellt werden.

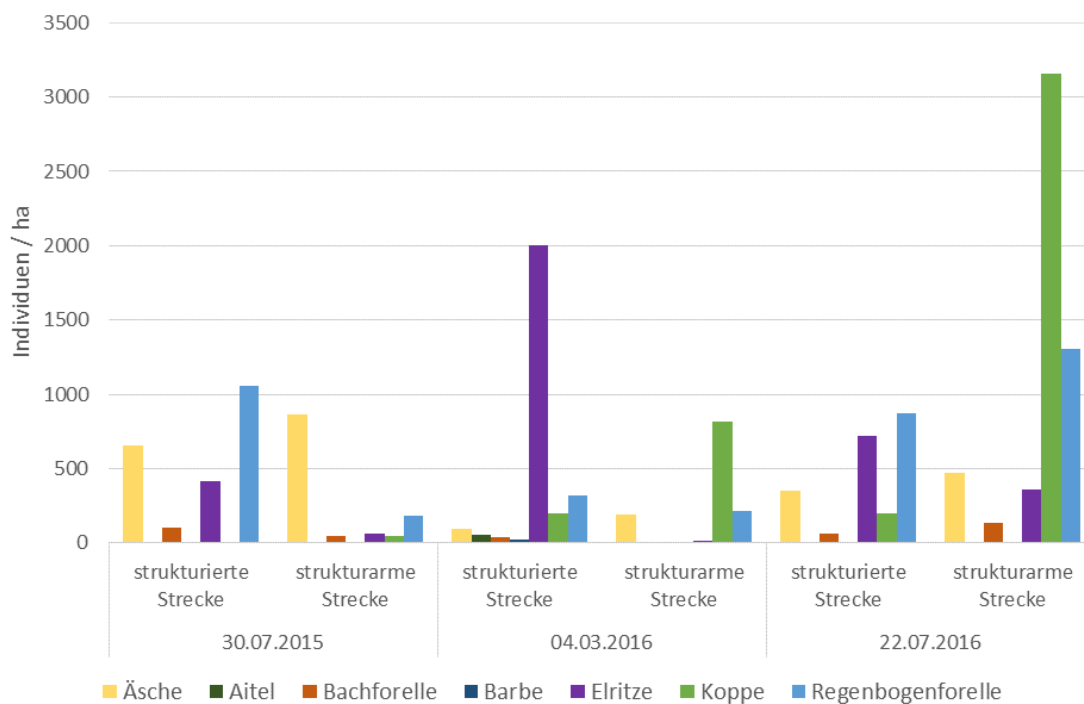


Abb. 16 Individuendichten der nachgewiesenen Fischarten in den beiden Probestrecken, jeweils dargestellt nach Befischungsterminen.

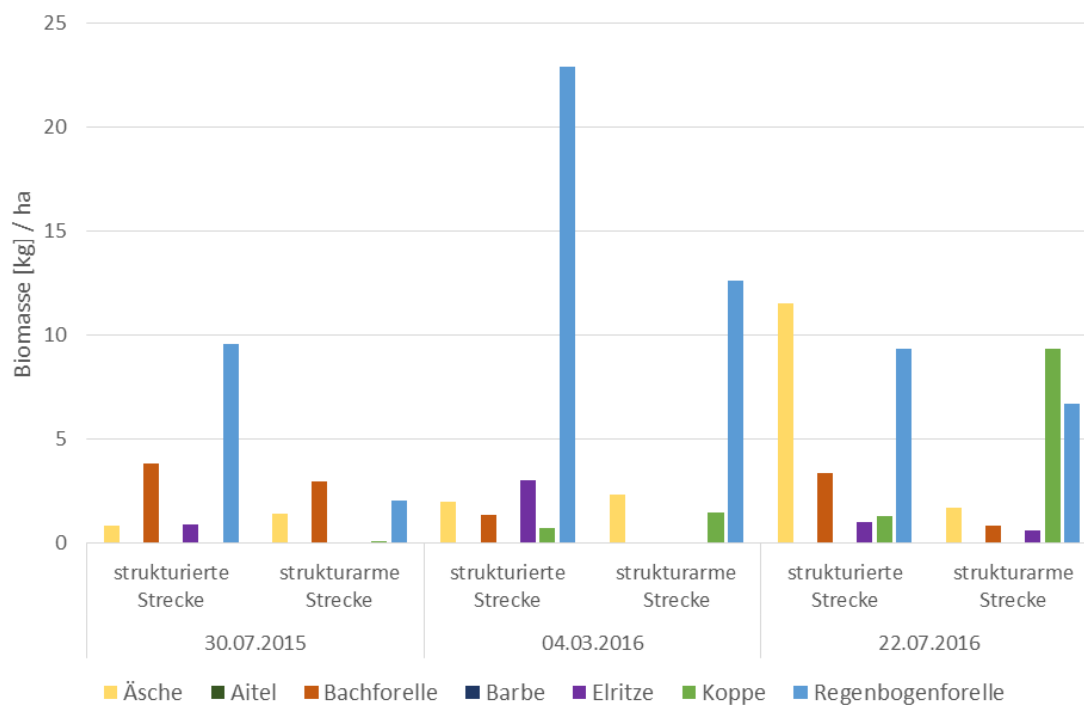


Abb. 17 Biomassen der nachgewiesenen Fischarten in den beiden Probestrecken, jeweils dargestellt nach Befischungsterminen.



5.1.5 Vergleich der Altersstrukturen

5.1.5.1 Genereller Vergleich aller Fischarten

In der strukturierten Probestrecke dominierten zu jedem Probetermin Klein- und Jungfische mit einer Körperlänge zwischen 40 mm und 99 mm, allerdings wurden im Winter 2016 und Sommer 2016 auch größere Individuen mit Körperlängen über 300 mm gefangen (Abb. 18, oben). Die größten Fische, die in dieser Probestrecke nachgewiesen wurden, waren eine 435 mm lange Regenbogenforelle und eine 423 mm lange Äsche.

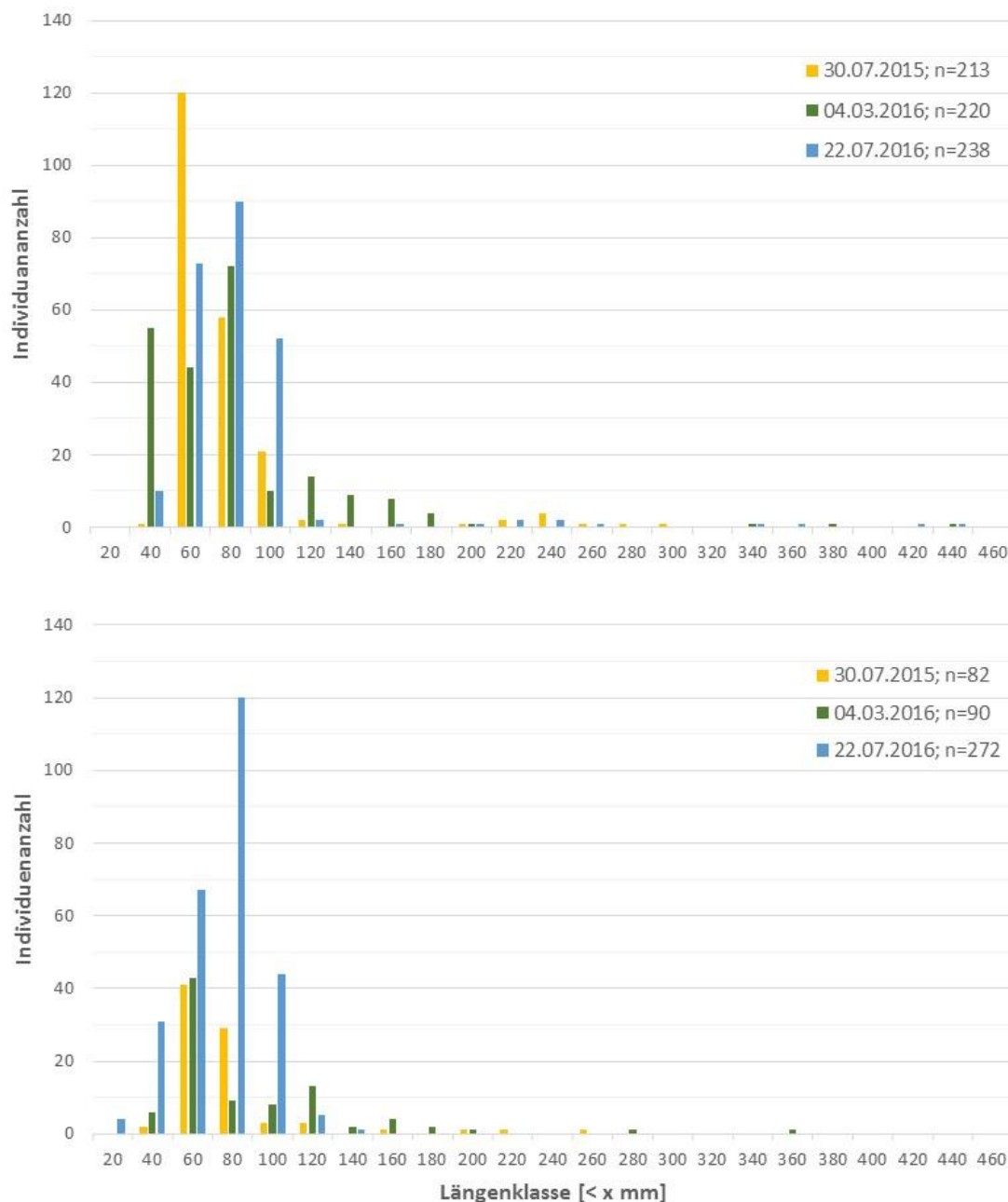


Abb. 18 Gepooltes Längenfrequenzdiagramm aller Arten zu den drei Befischungsterminen in der strukturierten Probestrecke (oben) und in der strukturalarmen Probestrecke (unten).



Auch im strukturarmen Abschnitt machten an allen drei Befischungsterminen die Klein- und Jungfische den bei weitem größten Anteil an der Zönose aus (Abb. 18, unten). Größere Individuen traten aber nur sehr vereinzelt in Erscheinung, das größte gefangene Tier war eine Regenbogenforelle mit 355 mm Körperlänge.

5.1.5.2 Regenbogenforelle

Die allochthone Regenbogenforelle war mit insgesamt 403 gefangenen Individuen die häufigste Fischart im Nebenarm. Sie wurde in beiden Probestrecken und an sämtlichen Befischungsterminen dokumentiert.

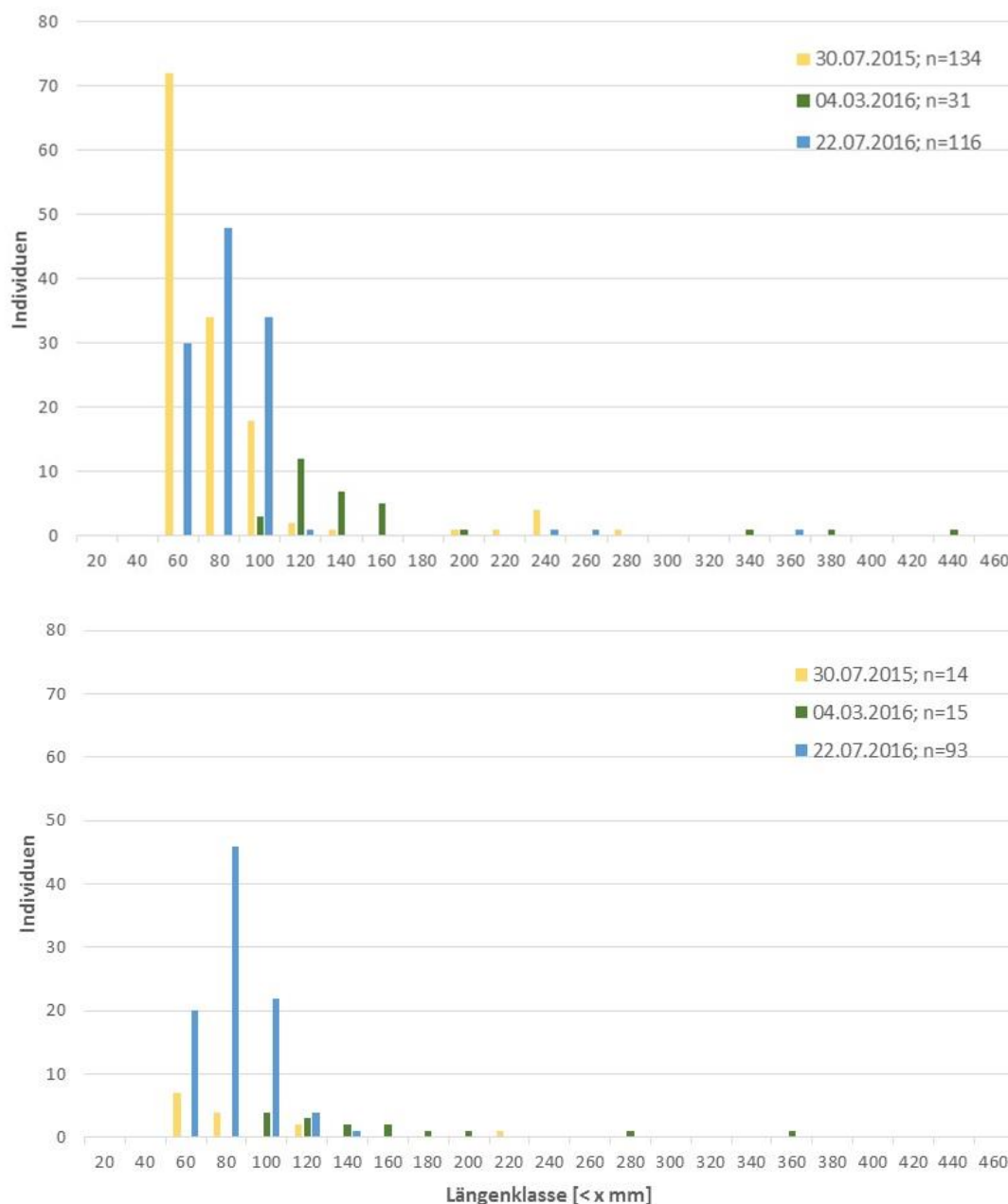


Abb. 19 Vergleich der Altersstrukturen der Regenbogenforelle in der strukturierten (oben) und in der strukturarmen Strecke (unten).



In beiden Strecken war festzustellen, dass im Winteraspekt der Schwerpunkt der Längensklassenverteilung deutlich über jenem des Sommeraspekts zu liegen kam, zugleich aber die Individuendichten wesentlich geringer waren. Die Fangzahlen lagen in der strukturarmen Strecke zum Teil merklich unter jenen in der strukturierten Strecke, was besonders deutlich bei den Jungfischen im Sommeraspekt 2015 zu erkennen ist (Abb. 19).

5.1.5.3 Elritze

Besonders markante Unterschiede zwischen den Strecken waren bei der Elritze festzustellen, die im strukturierten Abschnitt an allen drei Terminen in großer Zahl zu dokumentieren war, in der strukturarmen aber nur vereinzelt auftrat.

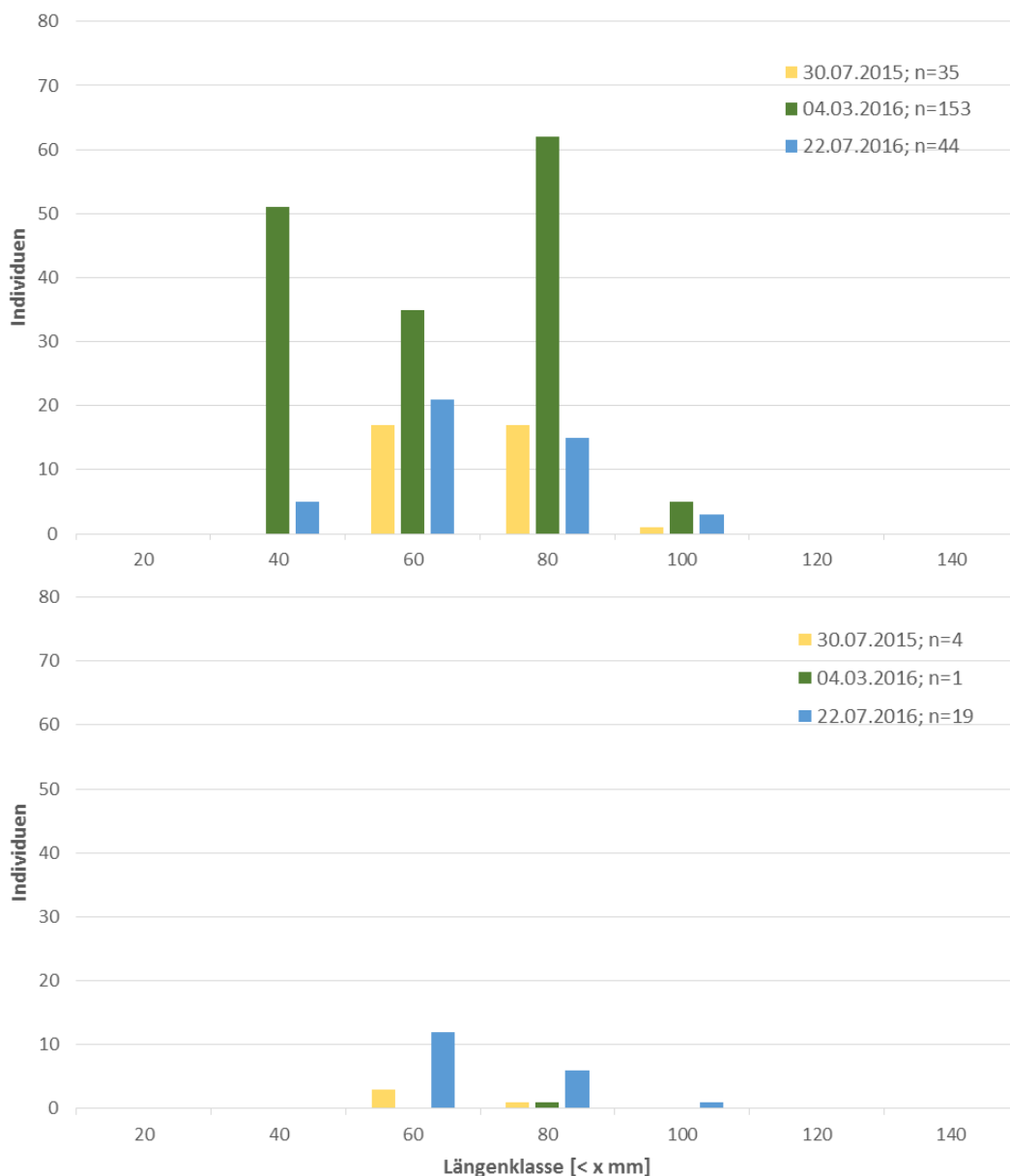


Abb. 20 Vergleich der Altersstrukturen der Elritze in der strukturierten (oben) und in der strukturarmen Strecke (unten).



Besonders stark war dieser Unterschied im Winteraspekt zu bemerken: Während in der strukturreichen Strecke Elritzen aller Altersklassen zu diesem Zeitpunkt ihre größten Dichten erreichten, gelang in der strukturarmen nur der Nachweis eines Einzelindividuums (Abb. 20).

5.1.5.4 Koppe

Die Koppe trat im Sommeraspekt 2015 in beiden Strecken kaum in Erscheinung. Im Winteraspekt hingegen erreichte sie in der strukturarmen Strecke plötzlich hohe Dichten mit Schwerpunkt auf Tieren mit 40–60 mm Körperlänge (Abb. 21), während in der strukturierten Strecke merklich geringere Dichten vorlagen und der Schwerpunkt auf den 60–80 mm großen Tieren zu liegen kam.

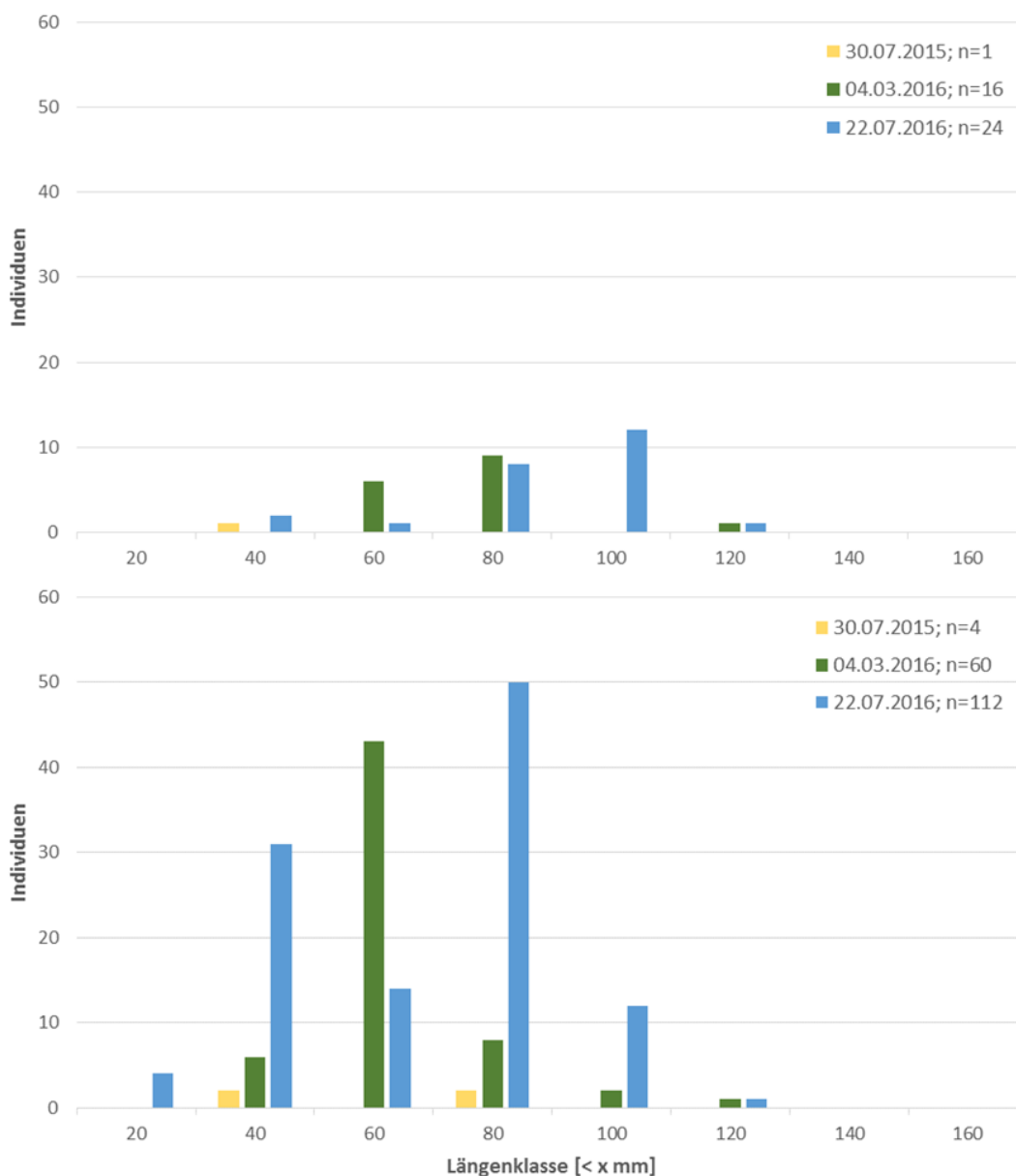


Abb. 21 Vergleich der Altersstrukturen der Koppe in der strukturierten (oben) und in der strukturarmen Strecke (unten).

Im Sommer 2016 bot sich ein vergleichbares Bild, wieder mit deutlich höheren Fangzahlen über alle Altersklassen in der strukturarmen Strecke.

5.1.5.5 Äsche

Die Altersstrukturen der Äsche in den beiden Untersuchungsstrecken unterscheiden sich auf den ersten Blick kaum voneinander (Abb. 22). Im Sommeraspekt 2015 waren in beiden Abschnitten ausschließlich juvenile Fische mit Körperlängen zwischen 60 und 100 mm zu dokumentieren, und zwar jeweils in vergleichbarer Anzahl.

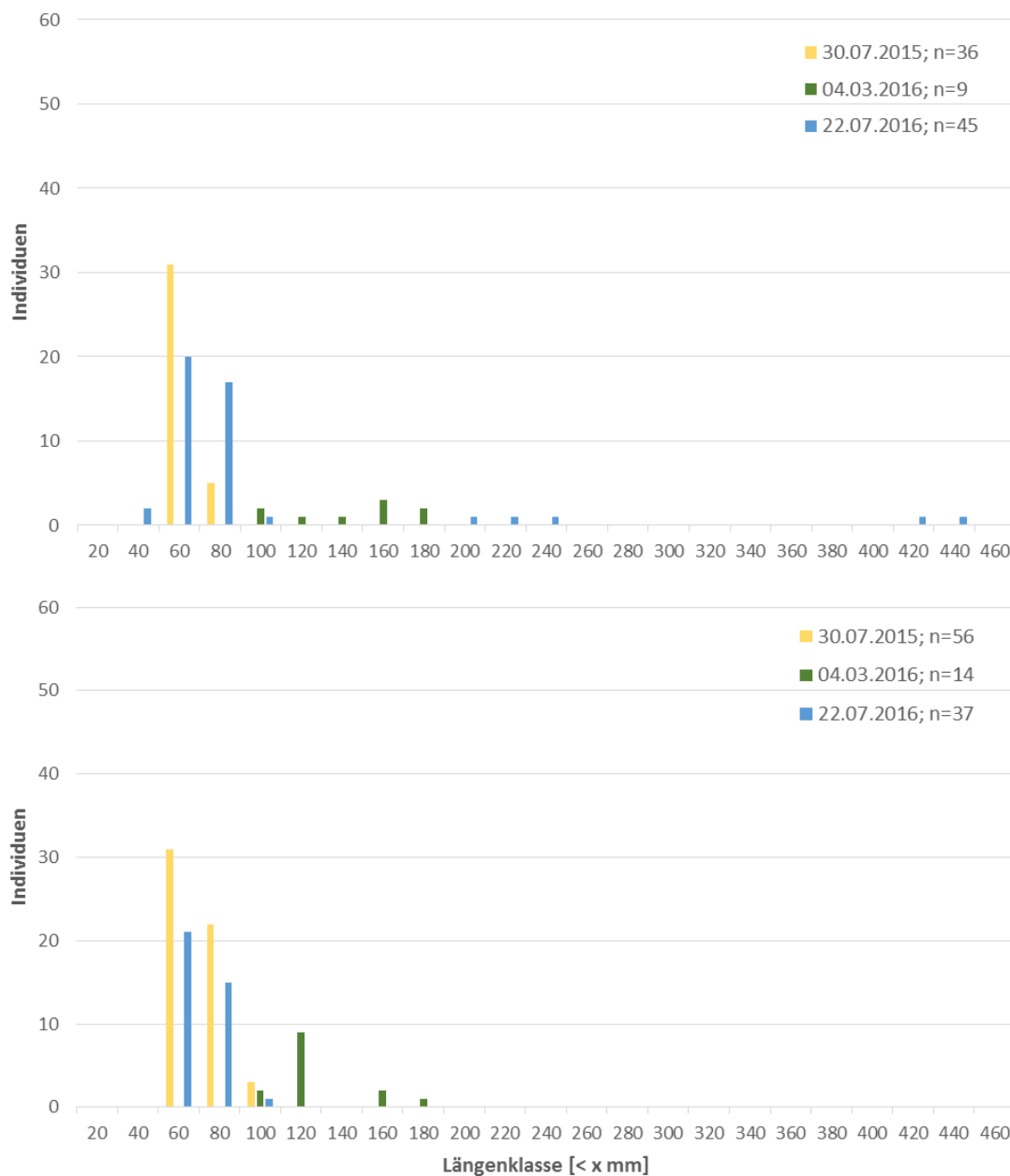


Abb. 22 Vergleich der Altersstrukturen der Äsche in der strukturierten (oben) und in der strukturarmen Strecke (unten).

Im Winter lag der Schwerpunkt in beiden Strecken auf größeren Jungfischen mit Körperlängen zwischen 100 und 180 mm, auch hier konnte hinsichtlich der Anzahl kein nennenswerter Unterschied zwischen den Abschnitten festgestellt werden. Deutlich zu erkennen ist aber, dass größere Individuen – zwischen 200 und 440 mm Länge – ausschließlich in der strukturierten Strecke in Erscheinung traten, und zwar erst im Sommeraspekt 2016.

5.1.5.6 Bachforelle

Die Bachforelle war im Nebenarm Engleithen – besonders in Anbetracht dessen, dass sie eine der Leitfischarten darstellt – nur in extrem geringen Dichten anzutreffen. Insgesamt konnten in der gesamten Untersuchungsperiode lediglich 34 Individuen gefangen werden.

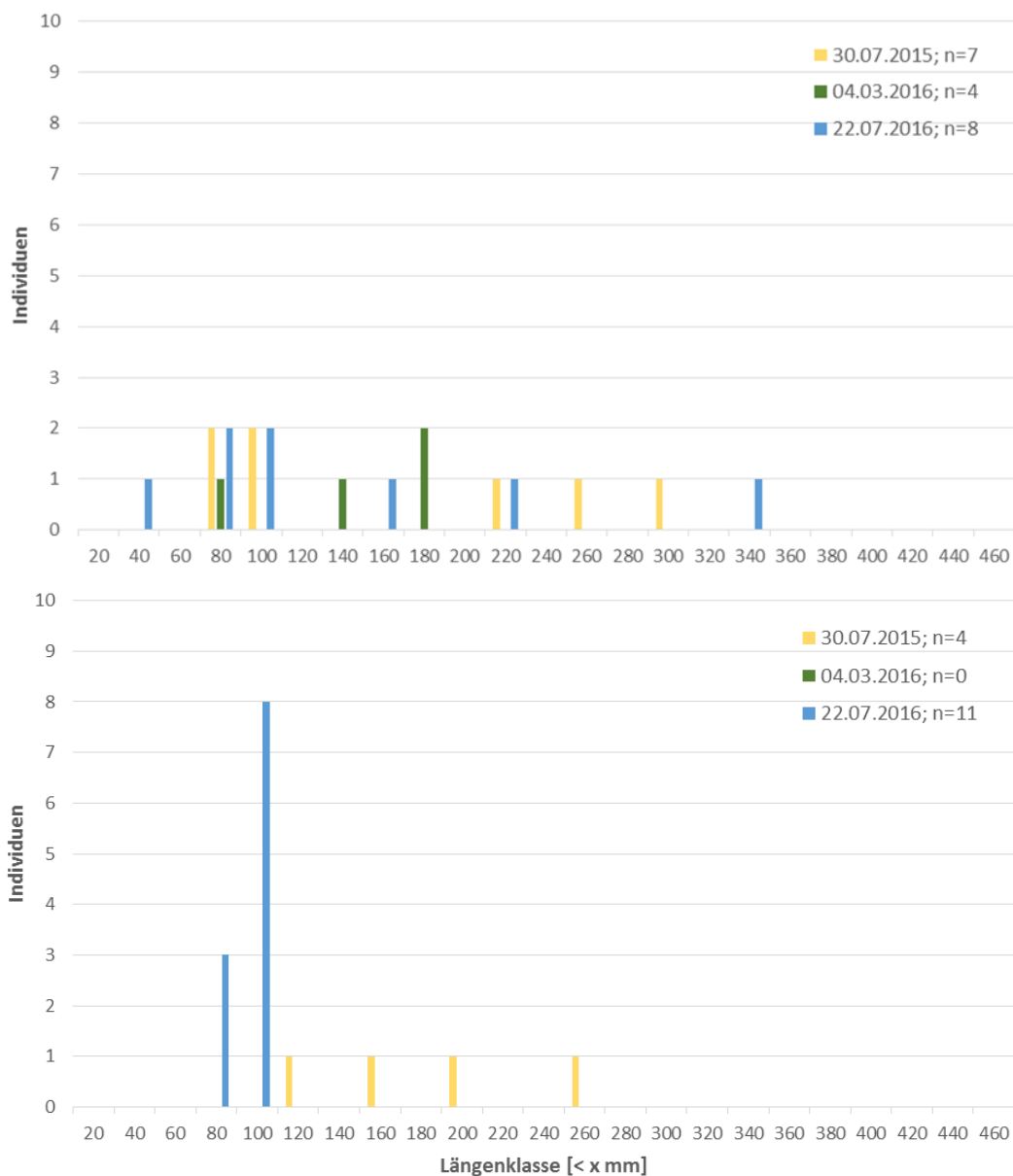


Abb. 23 Vergleich der Altersstrukturen der Bachforelle in der strukturierten (oben) und in der strukturarmen Strecke (unten).



In der strukturierten Strecke konnte die Art bei allen drei saisonalen Aspekten nachgewiesen werden, in der strukturarmen fehlte sie im Winter. Das Größenspektrum war in der strukturierten Strecke mit 40 bis 340 mm etwas größer als in der strukturarmen, bei der das Spektrum sich zwischen 80 und 260 mm bewegte. Besonders deutlich zeigt sich dieser Unterschied im Sommeraspekt 2016, bei dem im strukturarmen Abschnitt ausschließlich Juvenile mit Körperlängen bis maximal 100 mm auftraten, im strukturierten hingegen auch Subadulte und Adulte mit bis zu 340 mm Länge auftraten.

5.1.6 Kartierung des Äschenlaichgeschehens

Aufgrund auffälliger Unterschiede in der hydromorphologischen Beschaffenheit wurden im Nebenarm fünf Streckenabschnitte unterschieden. Die Übersichtskarte auf in (Abb. 24) zeigt die Lage sowie ein charakteristisches Foto des jeweiligen Streckenabschnitts.

Im ersten Abschnitt, der von der Einmündung in Traun etwa 160 m flussaufwärts reicht, ist die Gewässerbettbreite des Nebenarms praktisch durchgehend gleich. Die maximalen Tiefen – und damit der Wanderkorridor – liegen in der Mitte des Gewässers, wo die Substratzusammensetzung von Akal und Mikrolithal dominiert wird. Im ufernahen Bereich überwiegen Mikro- und Mesolithal.

Im flussaufwärts anschließenden zweiten Abschnitt ist der Verlauf des Gewässers als pendelnd zu beschreiben. Die Substratzusammensetzung sowie die Gerinneform entsprechen im Wesentlichen dem ersten Abschnitt, allerdings sind hier vereinzelte Totholzablagerungen – insbesondere in den Außenbögen – ersichtlich, und auch die Breitenvarianz ist deutlich höher.

Im dritten Abschnitt ist der Verlauf gewunden, stellenweise auch furkierend, und zeichnet sich durch großflächige Schotterbänke im Uferbereich aus. Das Substrat ist in diesem Abschnitt deutlich feiner, Akal stellt die vorherrschende Korngröße dar. Die Gewässerbettbreite in diesem etwa 400 m langen Abschnitt ist heterogen und beträgt bis zu 20 m.

Der vierte Abschnitt weist einen getreckten Verlauf auf. Die Gewässerbettbreite beträgt bis zu 12 m, die Lage der Tiefenrinne wechselt zwischen rechtem und linkem Ufer. Die Korngrößen sind in diesem Abschnitt wieder deutlich gröber, neben Akal und Mesolithal dominiert hier Mikrolithal die Substratzusammensetzung.

Der fünfte Abschnitt beginnt etwa 60 m flussab der Straßenbrücke und erstreckt sich bis zur Anbindung an die Traun über das neu errichtete Einlaufbauwerk. Der Verlauf des Nebenarms ist hier durchgehend gestreckt. Aufgrund der steilen Uferböschungen ist der Querschnitt des Gerinnes trapezförmig. Totholzablagerungen sowie strukturbildende Ufergehölze fehlen größtenteils, das Bachbett ist monoton und wird überwiegend aus Feinmaterial wie Akal und Psammal aufgebaut.



Abb. 24

Übersicht der morphologisch unterschiedlichen Streckenabschnitte im neu errichteten Traun-Nebenarm bei Engleithen (gelbe Linie = Abschnittsgrenze)



5.1.6.1 Ergebnisse der ersten Kartierung vom 06.04.2016

Die Wassertemperatur betrug zum Zeitpunkt der Kartierung 8,5°C. Im gesamten Nebenarm wurden etwa 40 Äschen gesichtet. Dabei handelte es sich überwiegend um Milchner, die ein territoriales Verhalten zeigten. Der Laichakt selbst konnte vor Ort nicht dokumentiert werden. In Tab. 16 werden die Kartierungsergebnisse im Überblick dargestellt, die Kartendarstellung mit Beispielbildern für jedes potentielle Laichhabitat ist Abb. 25 zu entnehmen.

Die meisten Äschen wurden mit 16 dokumentierten Fischen in Abschnitt 4 gezählt (der zugleich die geringste Länge aller Teilabschnitte aufweist), gefolgt von Abschnitt 5 mit zwölf und Abschnitt 1 mit acht kartierten Äschen. Die individuenärmsten Strecken fanden sich im Mittellauf: In Abschnitt 2 wurde lediglich ein einziges Individuum gesichtet, im langen Abschnitt 3 waren es nur drei Tiere.

Besonders auffällig war die Tatsache, dass sich die Bereiche, in denen tatsächlich Äschen kartiert wurden, nicht immer mit jenen Abschnitten deckten, in denen potentielle Laichhabitate zu liegen kamen (Tab. 16, Abb. 25). So wurden zwar in Abschnitt 1 einige Tiere gesichtet, jedoch keine geeigneten Laichhabitate festgestellt. In weiten Teilen von Abschnitt 3 war das Gegenteil der Fall – trotz zahlreicher potentieller Laichhabitate wurden hier keine laichbereiten Äschen dokumentiert.

Tab. 16 Übersicht über die Ergebnisse der Kartierung des Äschenlaichgeschehens vom 06.04.2016.

Hochwert	Rechtswert	Anzahl gesichteter Äschen	potentielles Laichhabitat	Abschnitt (1 bis 5)
47,696376	13,612488	4		1
47,69577	13,612818	2		1
47,695363	13,613291	1		1
47,69522	13,61341	1		1
47,694886	13,613648	1		2
47,694307	13,61443	0	☑	3
47,694134	13,614609	0	☑	3
47,693684	13,614896	0	☑	3
47,692634	13,615889	0	☑	3
47,691744	13,617104	3		3
47,692206	13,61656	2		4
47,691582	13,617231	10	☑	4
47,691473	13,617435	4	☑	4
47,691305	13,61757	2		5
47,691103	13,617782	1	☑	5
47,690756	13,618318	5	☑	5
47,689832	13,619507	2	☑	5
47,689664	13,619915	2	☑	5

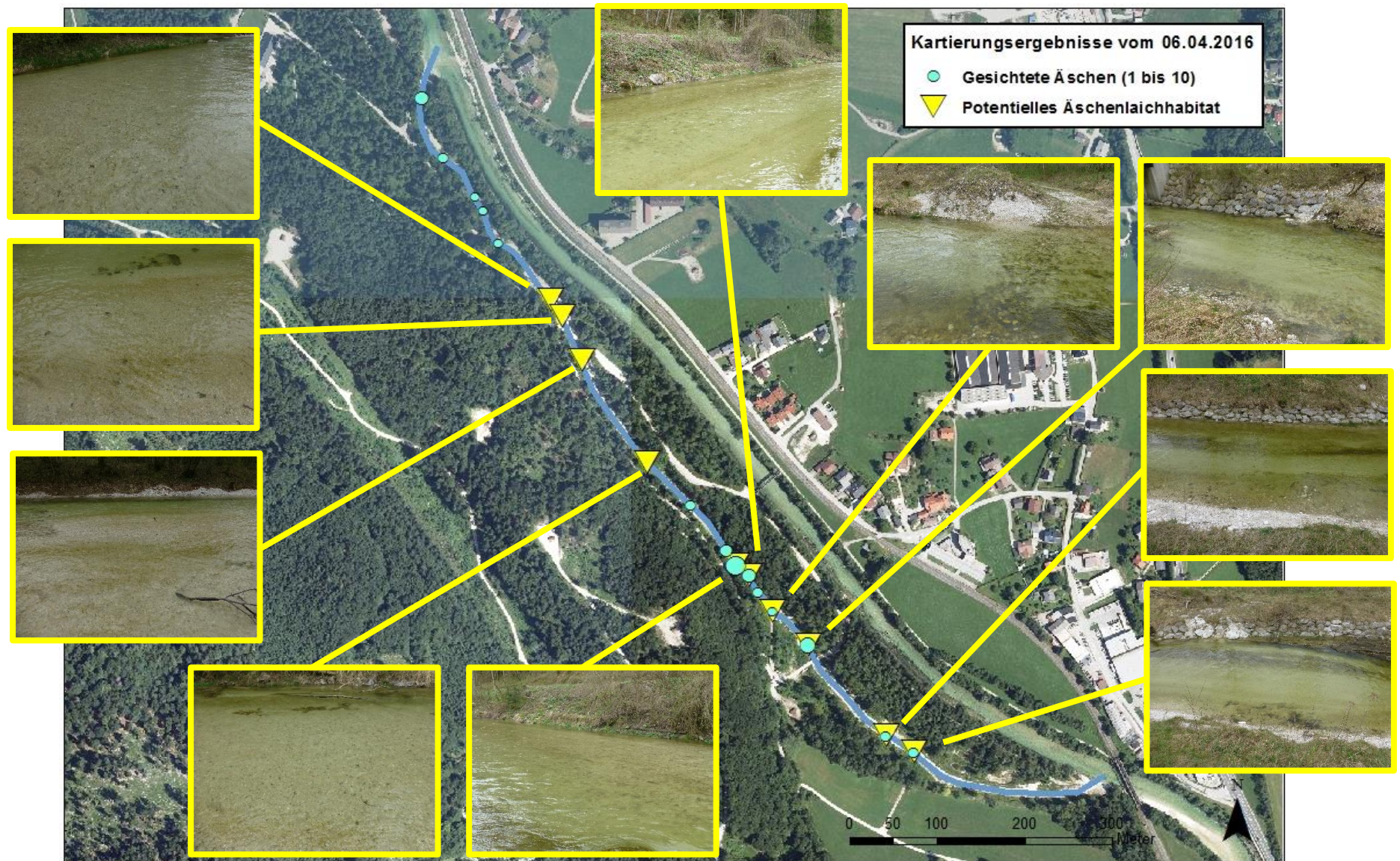


Abb. 25 Verortung der potentiellen Laichhabitats und der gesichteten Äschen vom 06.04.2016. Die Größe der Punkte steigt mit der Zahl der Individuen.



5.1.6.2 Ergebnisse der zweiten Kartierung vom 12.04.2016

Insgesamt wurden an diesem Tag 44 Äschen gesichtet, wobei im dritten und vierten Abschnitt mit 15 bzw. 14 Individuen die meisten Äschen zu verorten waren. Im Unterschied zur ersten Kartierung konnte ein deutlich höherer Anteil an Rognern festgestellt werden. Zudem wurden auch vier tatsächliche Laichgruben dokumentiert. Der Laichakt konnte aber auch bei dieser Begehung nicht mitverfolgt werden. Die Wassertemperatur betrug zum Zeitpunkt der Kartierung 8,8°C.

In Tab. 17 sind die Kartierungsergebnisse zusammenfassend dargestellt, die Verortung der Tiere sowie der potentiellen und tatsächlich genutzten Laichhabitate kann Abb. 26 entnommen werden.

Tab. 17 Übersicht der Ergebnisse der Kartierung des Äschenlaichgeschehens im Nebenarm vom 12.04.2016.

Hochwert	Rechtswert	Anzahl gesichteter Äschen	potentielles Laichhabitat	Abschnitt (1 bis 5)	Laichgrube	Anmerkungen zur Laichgrube
47,696634	13,612577	0	☒	1	☒	linksufrig; Größe in cm: 120x70
47,6961	13,612543	2	☒	1		
47,694808	13,613814	2		2		
47,694233	13,614404	1		3		
47,693868	13,614948	4	☒	3	☒	Größe in cm: 50x50
47,693216	13,615391	1	☒	3	☒	Größe in cm: 130x60
47,692735	13,615753	1		3		
47,692845	13,615747	1		3		
47,692682	13,616163	2		3		
47,692391	13,616424	2	☒	3		
47,691964	13,616943	3	☒	3		
47,691862	13,616958	3		4		
47,691396	13,617367	1	☒	4		
47,691385	13,617497	10		4		
47,690837	13,618202	5		5		
47,690447	13,618598	1		5		
47,690288	13,618817	1		5		
47,689818	13,61979	2		5		
47,689767	13,619652	0	☒	5		
47,689296	13,62206	2		5		
47,689348	13,621028	0	☒	5	☒	Größe in cm: 70x50

Im Gegensatz zur vorangegangenen Kartierung waren diesmal sämtliche potentielle Laichhabitate von Fischen besetzt – bzw. in Form von Laichgruben als bereits genutzt zu erkennen.

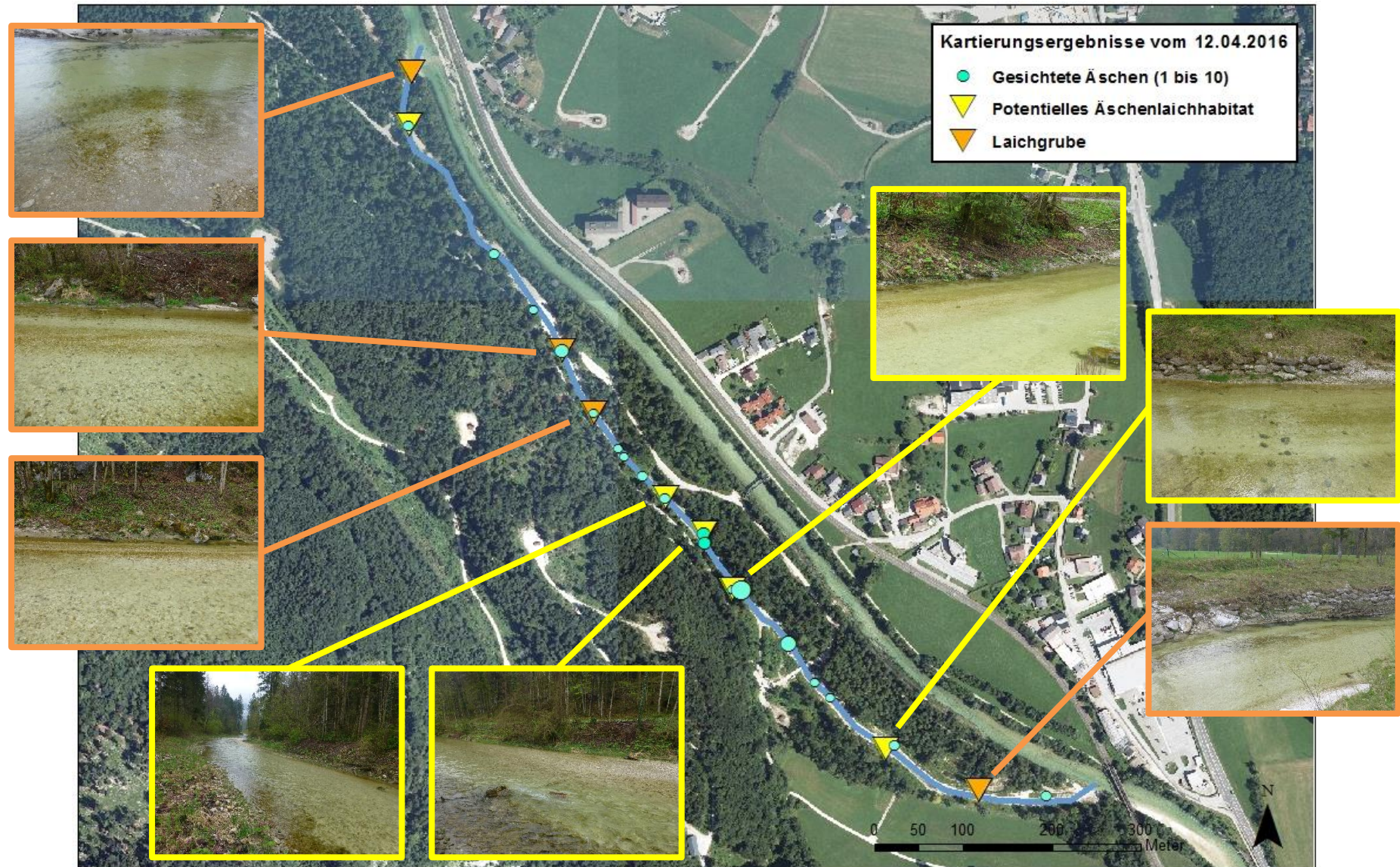


Abb. 26

Verortung der potentiellen und tatsächlichen Laichhabitate und der gesichteten Äschen vom 12.04.2016. Die Größe der Punkte steigt mit der Zahl der Individuen.



5.2 Ergebnisse Makrozoobenthos

In den beiden Untersuchungsabschnitten wurden insgesamt 2.866 Wirbellose gesammelt, die 76 Taxa aus 13 Großgruppen zuzuordnen waren.

Strudelwürmer, Schnecken, Muscheln, Wenigborster, Egel, Flohkrebse und Milben traten in beiden Strecken wenn, dann nur in sehr geringer Zahl in Erscheinung, der Schwerpunkt der Zönose lag generell klar auf den Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfern und Dipteren. Auffällig hoch waren die Dichten von Planktonorganismen, konkret von Blattfußkrebse der Art *Daphnia longispina*.

Hinsichtlich **Individuendichten** und **Großgruppenzusammensetzung** wurden **maßgebliche Unterschiede** zwischen den beiden Probestrecken festgestellt (Abb. 27). In der strukturarmen Strecke im Oberlauf des Nebenarms wurden 802 Individuen pro m² dokumentiert, im strukturierten Abschnitt im Mittellauf waren es mit 1.492 Tieren pro m² knapp doppelt so viele.

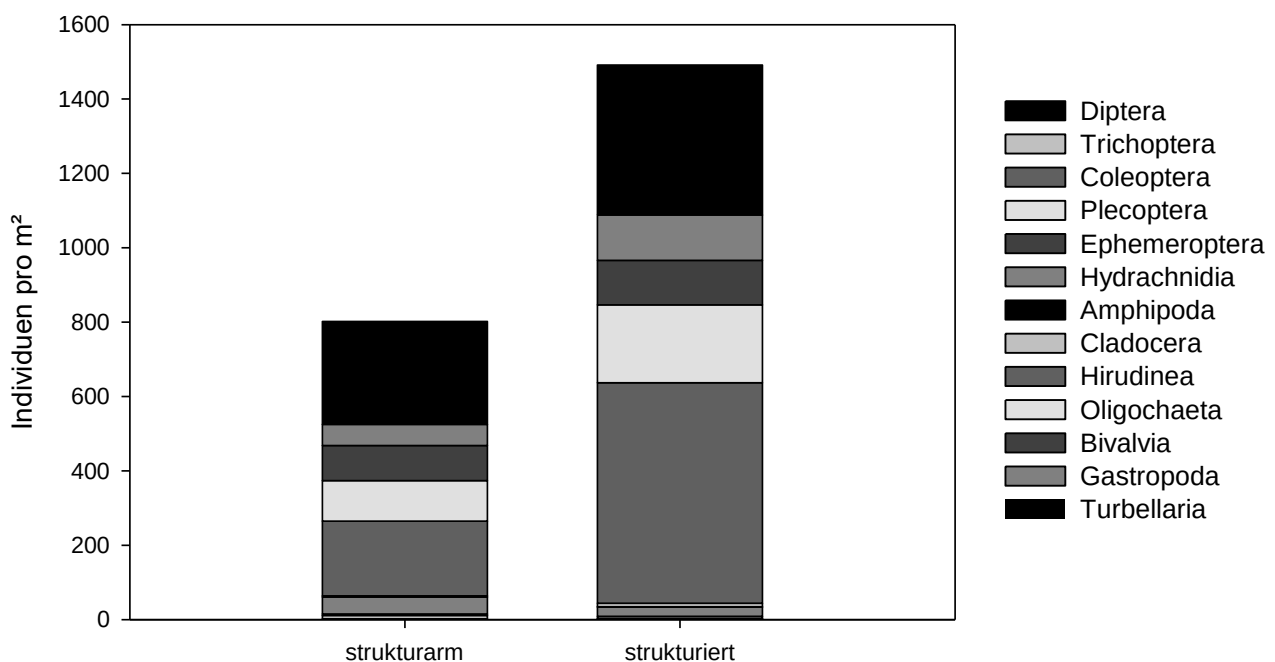


Abb. 27 Individuendichten und Verteilung auf Großgruppen in der strukturarmen und in der strukturierten Strecke im Nebenarm Engleithen.

In der strukturierten Strecke wurden nicht nur insgesamt deutlich mehr Individuen pro Fläche festgestellt als in der strukturarmen – gerade die strukturgütezeigenden Großgruppen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen waren im strukturierten Abschnitt in deutlich höheren Dichten anzutreffen. Bei den Ephemeropteren wurden mit knapp 600 Individuen pro m² in der strukturierten Strecke dreimal so hohe Dichten erreicht wie in der strukturarmen, bei den Plecopteren und Trichopteren lagen im strukturierten Abschnitt mit 210 bzw. 122 Tieren pro m² jeweils etwa doppelt so hohe

Dichten vor wie in der strukturarmen Strecke. Auch die Dipteren traten in der strukturierten Strecke in höheren Dichten in Erscheinung, allerdings betrug die Differenz hier nur 45 %.

Ein markanter Unterschied wurde auch hinsichtlich der **Biomassen** festgestellt: Während in der strukturarmen Strecke nur 2,43 g/m² Frischgewicht dokumentiert wurden, waren es im strukturierten Abschnitt 3,98 g/m², also um 63 % mehr (Abb. 28).

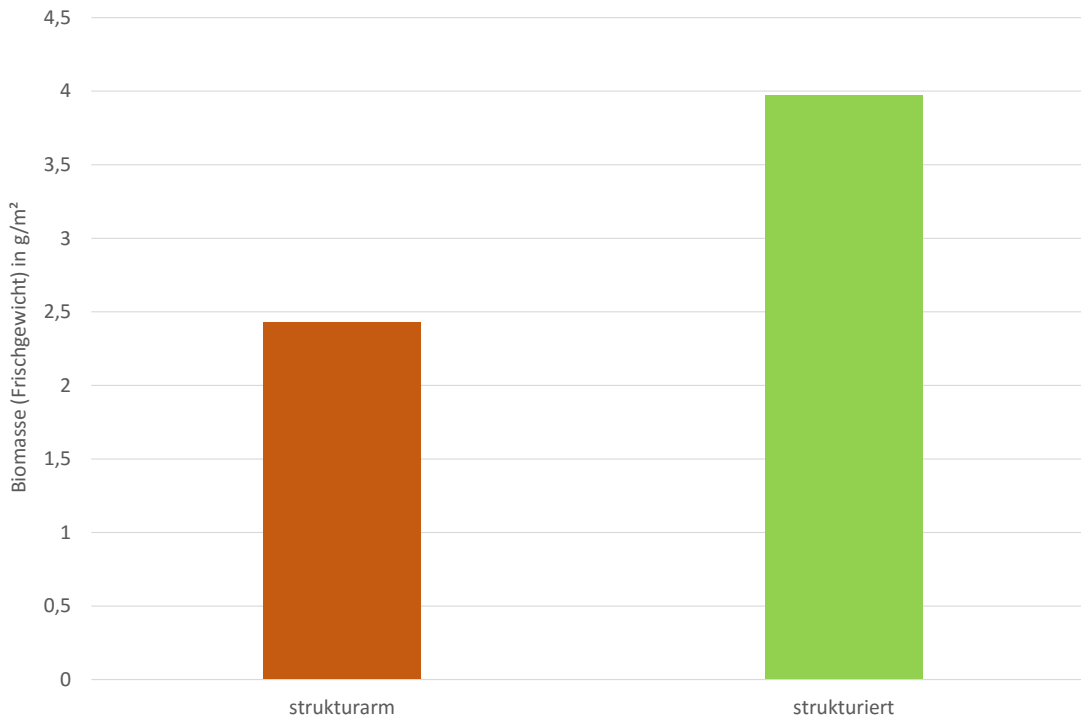


Abb. 28 Vergleich der Biomassen zwischen der strukturarmen und der strukturierten Strecke im Nebenarm Engleithen.

Das Verhältnis der Arten- und Individuenzahlen von den **Ephemeropteren, Plecopteren** und **Trichopteren** (kurz: **EPT-Taxa**) zu den Diptera im Allgemeinen und zu den Zuckmücken (Chironomiden) im Speziellen erlaubt Aussagen über die Strukturgüte eines Gewässerabschnitts. Die EPT-Taxa umfassen Arten mit hohen Habitatansprüchen, und zwar im aquatischen wie im terrestrischen Bereich. Hohe Verhältniswerte zwischen EPT- und Dipterentaxa stehen daher für hochwertige, strukturreiche Gewässerabschnitte.

Ein Vergleich der EPT-Kennzahlen in den Untersuchungsabschnitten zeigt, dass zwar in beiden Strecken die EPT-Taxa sowohl hinsichtlich Artenvielfalt als auch hinsichtlich Individuendichten gegenüber den Dipteren überwiegen (Tab. 18, Tab. 19); in der strukturierten Strecke fallen die Verhältniszahlen – vor allem bei den Individuendichten – aber wesentlich höher aus.

Tab. 18 EPT-Kennzahlen in der strukturarmen Untersuchungsstrecke.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	22	20	9	1,10	2,44
Individuen/m²	366,40	276,80	180,80	1,32	2,03

Tab. 19 EPT-Kennzahlen in der strukturierten Untersuchungsstrecke.

	EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Arten	25	22	10	1,14	2,50
Individuen/m²	924	403,20	164,80	2,29	5,61

Im Folgenden sollen die maßgeblichen **bestandsbildenden Taxa** näher analysiert und die beiden Strecken dahingehend verglichen werden. In Abb. 29 sind die Dichten der fünf individuenreichsten Taxa in der strukturarmen Strecke den entsprechenden Dichten in der strukturierten Strecke gegenübergestellt, in Abb. 30 vice versa. Das häufigste Taxon war in beiden Strecken die Steinfliegengattung *Leuctra* sp., die in der strukturierten Strecke etwa doppelt so hohe Dichten erreichte wie in der strukturarmen. In beiden Abschnitten folgten an zweiter Stelle nicht näher bestimmbare Juvenilstadien der Eintagsfliegengattung *Baetis* sp. – hier wurden in der strukturierten Strecke zweieinhalbmal so viele Individuen gezählt wie in der strukturarmen. Die Klauenkäferart *Esolus parallelepipedus* und die Zuckmückenart *Polypedilum convictum* kamen in der strukturarmen Strecke an dritter und vierter Stelle zu liegen und erreichten dort jeweils etwa gleich hohe Dichten wie in der strukturierten. Bei der Eintagsfliegenart *Ephemerella ignita* waren wieder nennenswerte Unterschiede festzustellen: Während sie in der strukturarmen Strecke nur mit 56 Individuen pro m² in Erscheinung trat, wurden in der strukturierten 147 Tiere pro m² gezählt. *Baetis rhodani* erreichte im strukturierten Abschnitt die dreieinhalbfachen Dichten im Vergleich zum strukturarmen und stellte damit die vierthäufigste Art dar. Bei den nicht näher bestimmbaren Junglarven der Schnakengattung *Tipula* sp. wurden in der strukturierten Strecke schließlich sogar mehr als zwölfmal höhere Dichten ermittelt als in der strukturarmen.

In beiden Strecken waren vier der fünf individuenreichsten Taxa den EPT-Taxa zuzurechnen, allerdings waren die Individuendichten in der strukturreichen Strecke jeweils maßgeblich höher als in der strukturarmen.

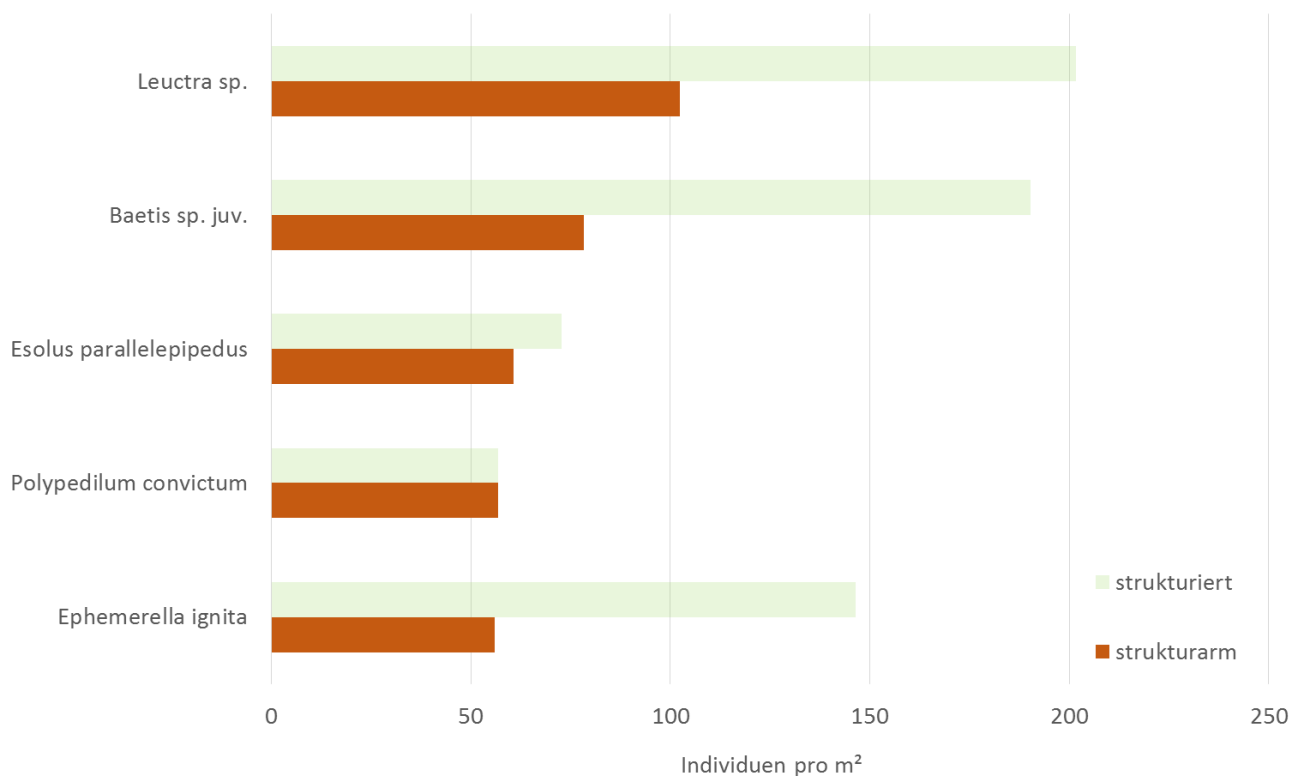


Abb. 29 Dichten der fünf häufigsten in der strukturarmen Strecke nachgewiesenen Taxa und Vergleich zu den entsprechenden Dichten in der strukturierten Strecke.

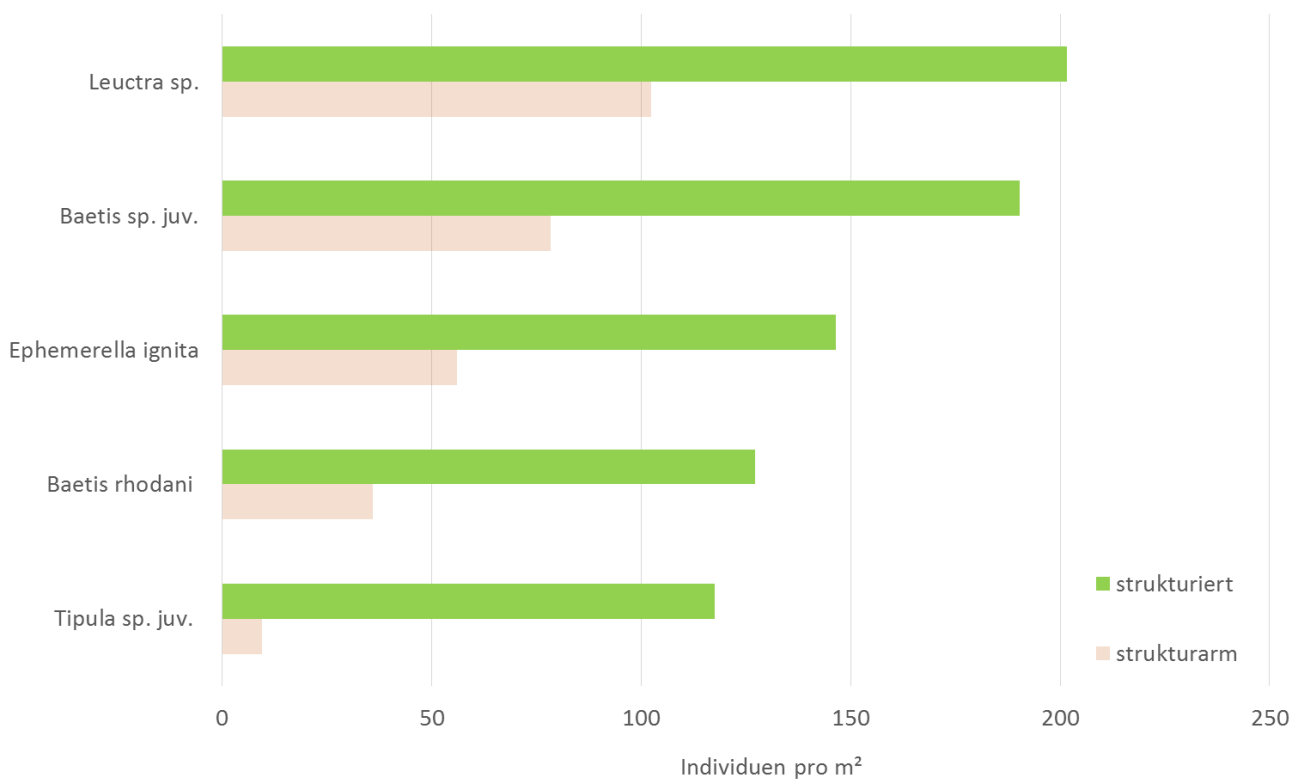


Abb. 30 Dichten der fünf häufigsten in der strukturierten Strecke nachgewiesenen Taxa und Vergleich zu den entsprechenden Dichten in der strukturarmen Strecke.

In Tab. 20 sind alle **artenschutzfachlich relevanten Wirbellosen-Arten**, die im Projektgebiet festgestellt wurden, dokumentiert. Es handelt sich um neun Köcherfliegenarten, die in der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) geführt werden. (Da Vertreter der Gattung *Sericostoma* im Larvenstadium nicht auf Artniveau bestimmbar sind, ist unklar, ob es sich bei den festgestellten Tieren um die Art *Sericostoma flavicorne* oder *S. personatum* handelt. MALICKY (2009) gibt an, dass erstere in Bächen verschiedener Typen auftritt, letztere hingegen auf Quellbäche beschränkt sein dürfte. Es ist also wahrscheinlich, dass die Tiere im Nebenarm Engleithen der Art *S. flavicorne* zuzuordnen sind.)

Der augenscheinlichste Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsabschnitten sind die deutlich höheren Dichten von *Micrasema setiferum* in der strukturierten Strecke; bei dieser Spezies handelt es sich um die Art mit dem höchsten Gefährdungsstatus im Projektgebiet. Mit Ausnahme von *M. setiferum* konnten alle gefährdeten Arten nur in Form einiger weniger Individuen im Nebenarm nachgewiesen werden.

Tab. 20 Artenschutzfachlich relevante Tierarten im Projektgebiet. VU = vulnerable (gefährdet), EN = endangered (stark gefährdet), CR = critically endangered (vom Aussterben bedroht).

Art	Individuen pro m ² in der strukturalmen Strecke	Individuen pro m ² in der strukturierten Strecke	Gefährdungsstatus nach MALICKY (2009)
<i>Glossosoma boltoni</i>	2,4	2,4	VU
<i>Hydropsyche incognita</i>	0,8	-	VU
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0,8	3,2	VU
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-	0,8	VU
<i>Micrasema setiferum</i>	0,8	23,2	EN
<i>Silo nigricornis</i>	-	3,2	VU
<i>Lepidostoma hirtum</i>	-	0,8	VU
<i>Sericostoma flavicorne</i> / (<i>personatum</i>)	5,6	4,8	VU/ (CR)
<i>Odontocerum albicorne</i>	1,6	0,8	VU

In **faunistischer Hinsicht** war der auffälligste Unterschied zwischen den beiden Strecken bei der Eintagsfliegen-Gattung *Caenis* zu bemerken; die beiden im Projektgebiet nachgewiesenen Arten traten jeweils exklusiv in einer der beiden Strecken in Erscheinung. *Caenis rivulorum* wurde nur in der strukturalmen Strecke festgestellt, *Caenis beskidensis* nur in der strukturierten.

In Hinblick auf die Verteilung der **saprobiellen Valenzen** und auf den **Saprobienindex** konnte kein Unterschied zwischen den beiden Abschnitten festgestellt werden (Abb. 31). In beiden Strecken liegt der Schwerpunkt deutlich auf den β -mesosaprobien Zeigern, an zweiter Stelle kommen jeweils die oligosaprobien zu liegen, die α -mesosaprobien Elemente treten in den Hintergrund. Aus dieser

Verteilung errechnet sich für den strukturarmen Abschnitt ein Saprobienindex von $1,82 (\pm 0,068)$, für den strukturierten ein Wert von $1,80 (\pm 0,059)$. Damit liegen beide Strecken knapp über dem saprobiellen Grundzustand von 1,75, wie er im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010b) ausgewiesen ist. Es ist also eine sehr geringfügige saprobielle Beeinträchtigung festzustellen.

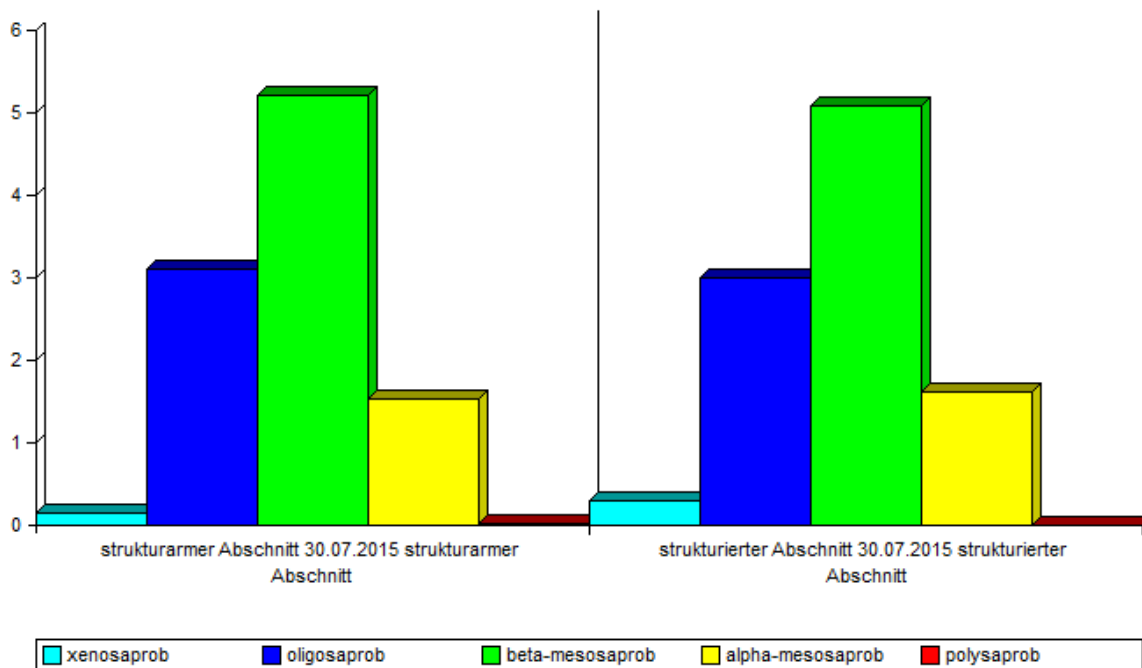


Abb. 31 Verteilung der saprobiellen Valenzen in den beiden Untersuchungsstrecken im Nebenarm Engleithen.

Auch hinsichtlich der **längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen** gleichen sich die beiden Abschnitte weitestgehend (Abb. 32). Der Schwerpunkt liegt auf den metarhithralen Elementen, gefolgt von den hyporhithralen. Epirhithrale und epipotamale Zeiger halten sich in etwa die Waage, Indikatoren aller anderen Regionen sind nur marginal vertreten. Für die strukturarme Strecke errechnet sich ein gewichteter Regionsindex (LZI) von 4,50, für die strukturierte ein Wert von 4,58. Somit sind beide Strecken im Übergang zwischen Meta- und Hyporhithral anzusiedeln. Dieses Ergebnis deckt sich mit der Einstufung im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan, der die Traun ab dem etwa 11 km flussaufwärts gelegenen Hallstätter See als Hyporhithral behandelt.

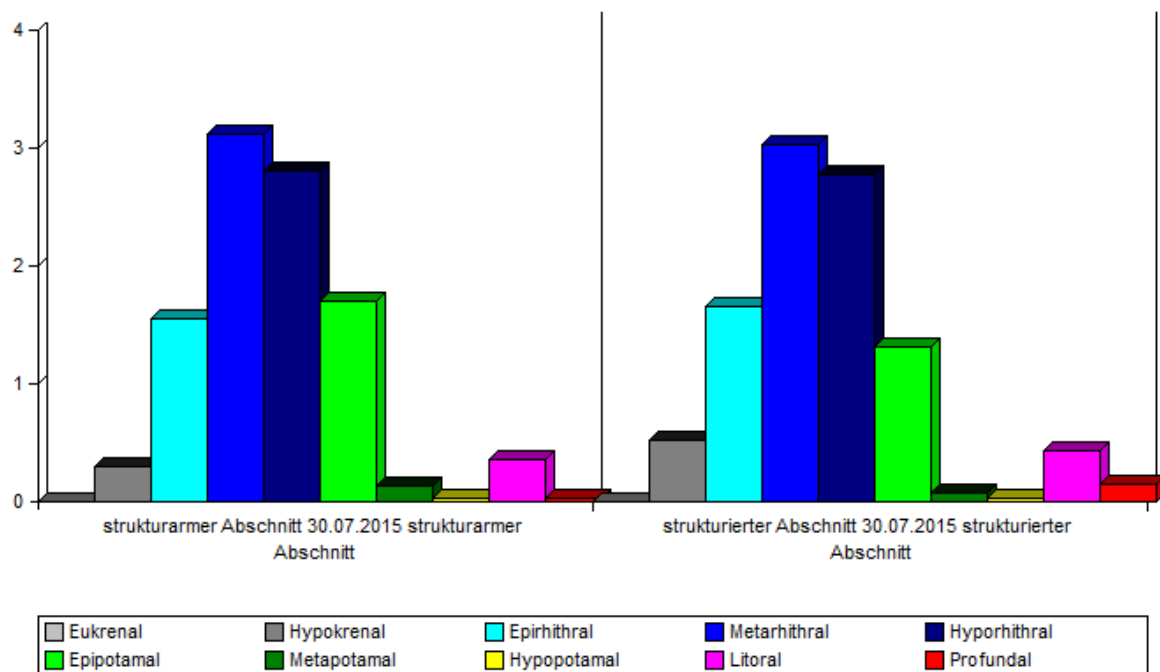


Abb. 32 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in den beiden Untersuchungsstrecken im Nebenarm Engleithen.

Große Ähnlichkeiten bestehen auch hinsichtlich der **Zusammensetzung der Ernährungstypen** (Abb. 33). In beiden Abschnitten dominieren die Weidegänger vor den Detritusfressern, nennenswert treten ansonsten nur noch die Zerkleinerer, die passiven Filtrierer und die Räuber in Erscheinung. Der Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI) errechnet sich in der strukturarmen Strecke auf den Wert 0,57, in der strukturierten auf 0,56.

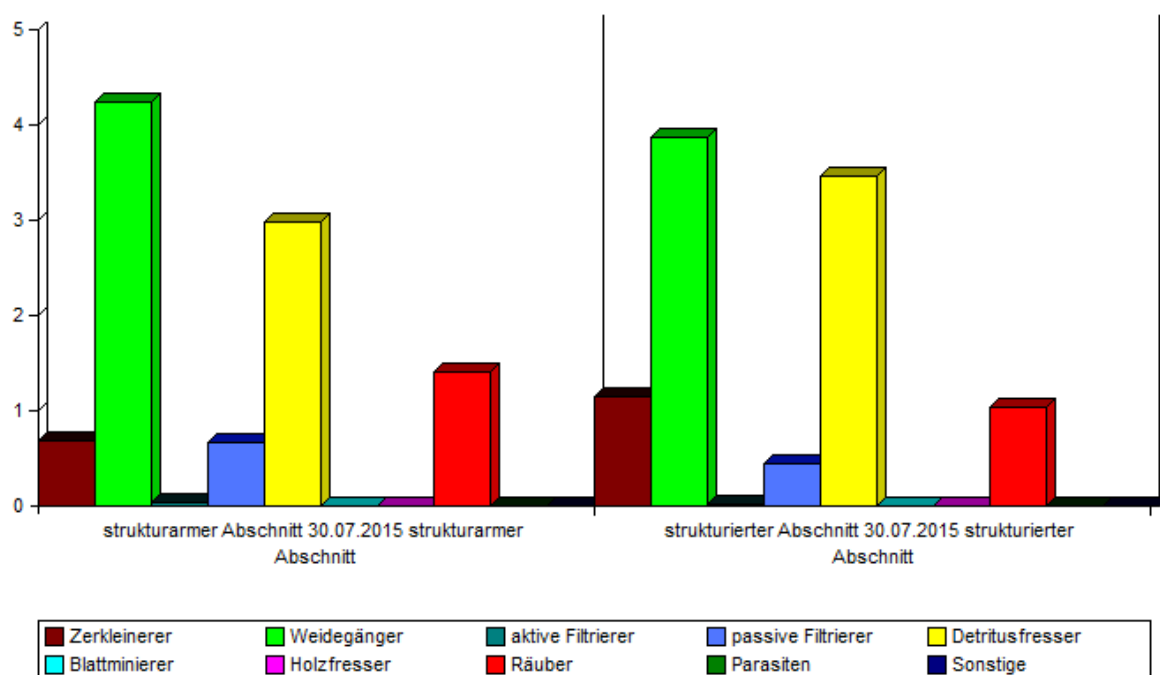


Abb. 33 Zusammensetzung der Ernährungstypen in den beiden Untersuchungsstrecken im Nebenarm Engleithen.

6 DISKUSSION

6.1 Fische

6.1.1 Fischbestände

An allen drei Befischungsterminen zeigte sich – trotz teils großer Unterschiede im Detail – dasselbe Grundmotiv, nämlich, dass der Hauptanteil an der Fischzönose entweder von **juvenilen Tieren** (0+ und 1+) der Regenbogenforelle, der Äsche und der Bachforelle oder von den beiden **Kleinfischarten** Elritze und Koppe gestellt wurde – also immer von Individuen mit geringer Körpergröße. Auch von den beiden nur sporadisch auftretenden Arten, der Barbe und dem Aitel, wurden ausschließlich 0+-Individuen dokumentiert. Der Nachweis subadulter oder adulter Regenbogenforellen, Äschen und Bachforellen beschränkte sich auf einige wenige Individuen, die zum überwiegenden Teil in der strukturierten Strecke zu finden waren. Dieses generell spärliche Vorkommen großwüchsiger Fische ist auf die morphologische Ausstattung des Nebenarms, speziell auf die geringen Wassertiefen, das weitgehende Fehlen von Kolken und die geringe Zahl an Strukturelementen zurückzuführen. Dass die großen Individuen, die im Nebenarm gefangen wurden, fast ausschließlich in der strukturierten Strecke auftraten, unterstreicht die Wichtigkeit einer möglichst hohen Strukturausstattung. Ihre geringe Anzahl hingegen zeigt auf, dass die aktuelle Strukturierung bei weitem noch nicht einem natürlichen oder naturnahen Szenario entspricht.

Der Nebenarm weist aber jedenfalls eine **gute Eignung als Laich- und Jungfischhabitat** auf. In Bezug auf die Leitfischart **Äsche** wurde dies anhand der hohen Anzahl an Jungfischen sowie durch die Laichhabitatkartierung belegt, im Zuge derer mindestens 40 adulte Äschen im Nebenarm gesichtet wurden. Neben den zahlreichen potentiellen Laichplätzen wurden auch vier tatsächliche Laichgruben dokumentiert. Der überaus hohe ökologische Wert von funktionsfähigen Äschenlaichplätzen und geeigneten Habitaten für juvenile Äschen wird deutlich, wenn man die gegenwärtige Situation dieser Leitfischart in der Traun zwischen Traun- und Hallstätter See betrachtet. In der GZÜV-Strecke „Plankau“ (FW41000067) wurden im Jahr 2009 etwa lediglich 18,6 Individuen pro Hektar nachgewiesen, der Schwerpunkt lag auf den Adulten, Juvenile traten nur in Form von Einzelexemplaren auf, der Mittelbau fehlte vollständig (RATSCHAN 2009). Als wirkungsvolle Maßnahme zur Stützung des Fischbestands nennt RATSCHAN (2009) die „Verbesserung des defizitären hydromorphologischen Zustands. [...] Damit können beispielsweise Habitate für juvenile Äschen wiederhergestellt werden, die regulierungsbedingt bzw. durch die sukzessive Eintiefung immer weniger verfügbar sind“. Die Wiederanbindung des Nebenarms Engleithen leistet somit einen wichtigen Beitrag für den Erhalt und die Verbesserung der Altersstruktur dieser Fischart.



Auffallend war die geringe Zahl an **Bachforellen** an allen drei Befischungsterminen. Sofern diese Leitfischart nicht überhaupt fehlte, wurden stets nur einige wenige Individuen gefangen, und zwar in beiden Teilstrecken. Offenkundig handelt es sich dabei nicht um ein Phänomen innerhalb des Nebenarms, sondern um ein generelles Problem in der Oberen Traun. Fischereiberechtigte berichten von der Problematik der sogenannten „Schwarzen Bachforelle“. LAHNSTEINER & HAUNSCHMID (2013) beschreiben das auftretende Krankheitsbild unter „Proliferative Darkening Syndrome“ wie folgt: Die betroffenen Fische verfärben sich aufgrund einer Störung der melanophoren Funktion der Epidermis schwarz, die erkrankten Tiere werden apathisch und zeigen keine Fluchtreaktion mehr. Schließlich kommt es zu einem Multiorganversagen, an dem die Bachforellen zugrunde gehen. Das Krankheitsbild ist aus der Traun in der Umgebung des Nebenarms Engleithen seit einigen Jahren bekannt, so schreibt etwa RATSCHAN (2009) zu den geringen Bachforellenbeständen bei Plankau: „Um einen Bestand der Bachforelle zu re-etablieren, ist die Klärung des Phänomens ‚Schwarze Bachforelle‘ vorrangig“. Zwar wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine eindeutig erkrankten Exemplare dokumentiert; es ist aber auffällig, dass die Bachforelle bei der Winterbefischung in der strukturarmen Strecke fehlte, bei den Sommerbefischungen hingegen zumindest in geringer Stückzahl dort auftrat. Laut HANFLAND et al. (2013) sterben „Schwarze Bachforellen“ typischerweise im Frühsommer bis Frühherbst, was ihr Fehlen im Winteraspekt erklären würde.

Erfreulich hoch waren die vergleichsweise hohen Dichten der dritten Leitfischart, der **Koppe**, im Nebenarm Engleithen. Es konnten sämtliche Altersklassen nachgewiesen werden, wobei die Dokumentation zahlreicher 0+-Tiere im Sommeraspekt 2016 besonders hervorzuheben ist, weil dadurch die Laichplatz- und Lebensraumqualität des Nebenarms für die Koppe unterstrichen wird. Auffällig ist, dass diese Fischart als einzige in der strukturarmen Strecke in höheren Dichten auftrat als in der strukturierten. Hierfür bieten sich zwei mögliche Gründe an: Zum einen ist die Koppe eine der Fischarten mit dem höchsten Rhithral-Bezug in der heimischen Fischfauna – so wird ihr etwa im Bewertungsprogramm „Fisch Index Austria“ nach der Bachforelle der zweitkleinste Regionsindex zugewiesen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2014b), was ihren Verbreitungsschwerpunkt im Epi- und Metarhithral widerspiegelt. In der strukturarmen Strecke im Oberlauf des Nebenarms wäre zu erwarten, dass sich hier aufgrund ihres gestreckten Verlaufs und weitgehend fehlender Uferstrukturen ein Rhithralisierungseffekt einstellt, der für die Koppe vorteilhaft sein könnte. Allerdings ist ein solcher Effekt anhand der Makrozoobenthos-Gemeinschaften eindeutig nicht nachzuweisen. Der zweite Erklärungsversuch behandelt das temporäre Trockenfallen des Nebenarms bei Niederwasser (siehe hierzu Kapitel 6.1.2). Da das Trockenfallen bei der Rückmündung in die Traun beginnt und sich flussaufwärts im schlechtesten bekannten Fall bis auf Höhe der Brücke der Saline Austria fortsetzt, ist die strukturierte Strecke davon betroffen, die unstrukturierte hingegen nicht. Zwar wurde bei den beiden

Katastrophenereignissen während der Untersuchungsperiode seitens der Fischereiberechtigten versucht, möglichst viele Fische aus den trockenfallenden Abschnitten zu retten – gerade juvenile Koppen, die sich unter Steinen verstecken, können bei solchen Rettungsaktionen aber nicht oder nur in geringer Zahl geborgen werden. Es erscheint also plausibel, dass in der strukturarmen Strecke deshalb mehr Koppen – und zwar vor allem Juvenile – festgestellt wurden, weil sie in der strukturierten Strecke dem temporären Austrocknen zum Opfer gefallen sind. Dieser Erklärungsansatz erscheint umso plausibler, als es sich bei der Koppe um einen Frühjahrslaicher handelt, bei dem die Eiablage zwischen Februar und Mai stattfindet (HAUER 2007). Das Trockenfallen im März 2016 hat also mit hoher Wahrscheinlichkeit dazu geführt, dass in der strukturierten Strecke bereits abgelegte Eier bzw. bereits geschlüpfte Larven ausgetrocknet und verendet sind, während dieses Problem in der permanent durchströmten strukturarmen Strecke nicht aufgetreten ist. Aufgrund ihrer geringen Mobilität (HAUER 2007, MERANER 2013) tendiert die Koppe offensichtlich weniger als die schwimmstarken Arten zu einer Wiederbesiedelung des immer wieder verödenen Abschnitts.

Ein klares Muster kann bei der Verteilung der typischen Begleitart **Elritze** festgestellt werden. Die Art bevorzugt Gewässer mit gutem Sauerstoffangebot (KOTTELAT & FREYHOF 2007) und mit dichten Pflanzenbeständen im Uferbereich sowie Totholzablagerungen und flachauslaufenden Ufern, in die sie bei Gefahr flüchten kann. Hinsichtlich ihrer Strömungspräferenz wird sie als indifferente Art eingestuft (ZAUNER & EBERSTALLER 1999), jedoch meidet sie Gewässer mit zu starker Strömung (KAINZ 2010). Die Elritze trat bei allen Befischungen in der strukturierten Strecke in deutlich höheren Dichten in Erscheinung als in der strukturarmen, wobei die augenfälligsten Unterschiede im Winteraspekt festzustellen waren. Die Elritze benötigt möglichst schwach durchströmte Kolke zur Überwinterung (BLESS 1992); diese fehlen in der strukturarmen Strecke völlig. Generell sind die Ansprüche, die die Art an ihren Lebensraum stellt, in der strukturierten Strecke deutlich besser erfüllt als in der strukturarmen. Die Bedeutung wiederangebundener Nebenarme (und deren Strukturgüte) für die Elritze wird auch beim Vergleich mit Befischungsdaten aus dem Hauptarm der Traun evident. So konnten im Zuge der GZÜV-Befischung in Plankau lediglich 7,2 Individuen pro Hektar festgestellt werden; in der vorliegenden Untersuchung lagen die Dichten in der strukturarmen Strecke zwischen 12 und 356 Tieren pro Hektar, in der strukturierten aber zwischen 412 und 2.000 Individuen pro Hektar. Strukturierte Bereiche in gut angebundenen Nebenarmen stellen für die Elritze also offenkundig geeignete Refugialräume dar und ermöglichen damit ihren Bestand in morphologisch überprägten Gewässersystemen. Die Tatsache, dass sie im Nebenarm Engleithen zumindest in Teilabschnitten günstige Bedingungen vorfindet und Bestände ausbildet, ist insofern hervorzuheben, als die Elritze vom ÖSTERREICHISCHEN FISCHEREIVERBAND zum „Fisch des Jahres 2016“ gewählt wurde: „Grund dafür ist die durch den Menschen herbeigeführte Verschlechterung der natürlichen Lebensräume. Dazu zählen unter anderem die Regulierung der Fließgewässer und Seeufer, die

Errichtung von Querbauwerken und das daraus resultierende Geschiebedefizit, sowie der Eintrag von Feinsedimenten in die Gewässer und die Verbreitung von standortfremden Fischarten“.

Generell wurden klare Unterschiede zwischen den Fischbeständen der beiden Untersuchungsstrecken festgestellt. So ist etwa hinsichtlich der Biodiversität festzuhalten, dass in der strukturierten Strecke alle sieben im Projektgebiet festgestellten Fischarten zu dokumentieren waren, während in der strukturarmen Strecke nur fünf Arten nachgewiesen wurden. Außerdem wurde in der strukturierten Strecke an sämtlichen Befischungsterminen eine höhere Biomasse festgestellt als in der strukturarmen. Dasselbe trifft in den meisten Fällen auch auf die Individuenzahl zu – lediglich mit Ausnahme der Sommerbefischung 2016. Nur bei dieser Befischung wurden in der strukturarmen Strecke deutlich mehr Individuen pro Fläche festgestellt als in der strukturierten – allerdings war dies einzig auf die hohe Zahl juveniler Koppen im strukturarmen Abschnitt zurückzuführen. Wie weiter oben dargelegt handelt es sich dabei um ein Artefakt, das sich auf dem wiederholten Austrocknen des strukturierten Teilabschnitts begründet. Lässt man dieses Artefakt außer Acht, kann zusammenfassend festgehalten werden, **dass der strukturierte Abschnitt – permanente Wasserführung vorausgesetzt – sowohl hinsichtlich Biodiversität als auch hinsichtlich Biomasse und Individuendichten deutlich bessere Ergebnisse erzielt als der strukturarme Abschnitt.**

6.1.2 Problemkreis Trockenfallen

Eine wesentliche Beeinträchtigung des Fischbestands erfolgt durch das temporäre **Trockenfallen** des Nebenarms. Sinkt der Wasserstand der Traun unter 170 cm, gemessen am Pegel Maxquelle (Bad Ischl), beginnt der Nebenarm **von der Rückmündung in die Traun flussaufwärts** trockenzufallen. Grund hierfür ist die starke Eintiefung des Hauptflusses im Vergleich zum Nebenarm. Zwar gelingt über das neu errichtete Dotationsbauwerk mittlerweile die permanente oberwasserseitige Anbindung des Nebenarms an die Traun, allerdings versickert das Wasser bei Niederwasserführung etwa ab der Brücke der Saline Austria im Schotterkörper, weil die Eintiefung der Traun ein Absinken des Wasserspiegels im ganzen System bedingt. Während des Untersuchungszeitraums trat dieses für die Fischfauna katastrophale Ereignis zweimal, konkret im November 2015 und im März 2016, ein (Abb. 34).

Das erste Trockenfallereignis erreichte seinen Höhepunkt am 20.11.2015 (Abb. 35). Trotz sofort eingeleiteter Notfallmaßnahmen seitens der Fischereiberechtigten, bei denen an die 700 Fische, insbesondere juvenile Äschen und Regenbogenforellen sowie Koppen, Elritzen und einige Bachforellen, zu einem anderen Gewässer transportiert wurden (Abb. 36), verendeten zahlreiche Fische im Nebenarm.



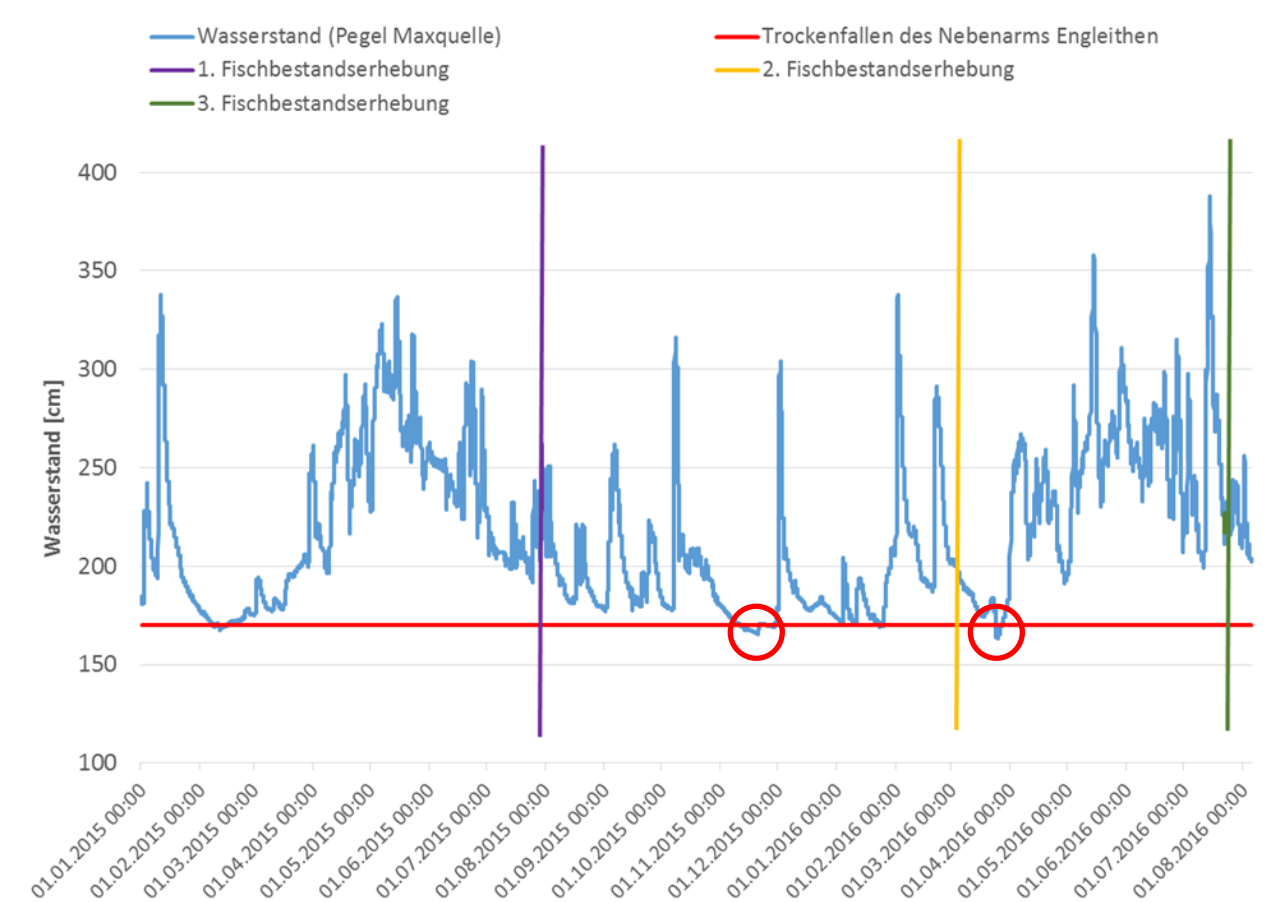


Abb. 34 Darstellung des Wasserstands der Traun am Pegel Maxquelle (Bad Ischl), sowie des damit verbundenen Trockenfallens des Traun-Nebenarms bei Engleithen (rote Kreise).



Abb. 35 Trockenfallen des flussabwärtigen Abschnitts des Nebenarms im November 2015.



Abb. 36 Rettungsaktion seitens der Fischereiberechtigten beim Trockenfallen im November 2015.

Das zweite Trockenfallen ereignete sich am 25. März 2016, nur wenige Wochen nach dem zweiten Befischungstermin. Erneut wurden von den Fischereiberechtigten umgehend Rettungsmaßnahmen eingeleitet, jedoch konnte ein maßgeblicher Ausfall der Fischfauna nicht verhindert werden (Abb. 37, Abb. 38).



Abb. 37 Auch Adulttiere starben aufgrund des Trockenfallens im März 2016 (Quelle: www.huberpowers.com)



Abb. 38 Im Zuge des Trockenfallens im März 2016 verendete Jung- und Kleinfische (Quelle: www.huberpowers.com)

Aufgrund des dokumentierten Fischsterbens im Untersuchungszeitraum ist davon auszugehen, dass der Fischbestand im Nebenarm bei weitem besser sein könnte, als die Ergebnisse der Befischungen es zeigen. Im Nebenarm Lahnstein stellten sich etwa nach mehreren Jahren durchgehender Wasserführung Biomassen von bis zu 344 kg/ha ein (BERG et al. 2013), während in Engleithen im trockenfallenden Abschnitt maximal 30,11 kg/ha festgestellt wurden.

Aus fachlicher wie ethischer Sicht ist es daher jedenfalls erforderlich, Maßnahmen einzuleiten, um derartige Katastrophen in Zukunft zu verhindern.

6.2 Makrozoobenthos

6.2.1 Individuendichten

Generell ist die **Dichte der Makrozoobenthosorganismen** im Nebenarm Engleithen als auffallend gering zu beschreiben, im Mittel wurden nur 1.147 Individuen pro m² festgestellt. Im 14 km weiter flussabwärts gelegenen Traun-Nebenarm Lahnstein waren mit 2.665 Individuen pro m² mehr als doppelt so hohe Dichten zu dokumentieren (BERG et al. 2013). Ein detaillierter Vergleich der Daten aus den beiden unweit voneinander situierten Nebenarmen zeigt klar auf, worauf die Unterschiede in den Dichten vor allem beruhen. In Tab. 21 sind die Individuendichten jener Taxa dargestellt, die in beiden Nebenarmen nachgewiesen werden konnten, im Nebenarm Lahnstein aber in maßgeblich höheren Dichten auftraten. Es handelt sich hierbei durchwegs um Arten mit starkem Strukturbezug.

Tab. 21 Gegenüberstellung der Individuendichten einiger maßgeblicher Taxa, die sowohl im Nebenarm Engleithen als auch im Nebenarm Lahnstein nachgewiesen werden konnten.

Taxon	Individuendichten pro m ² im Nebenarm ENGLEITHEN (Mittelwert aus beiden Strecken)	Individuendichten pro m ² im Nebenarm LAHNSTEIN (BERG et al. 2013)
<i>Baetis rhodani</i>	55,9	286,4
<i>Ecdyonurus venosus</i>	6,3	20,8
<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	2,7	15,2
<i>Leuctra</i> sp.	105,6	441,6
<i>Elmis aenea</i>	14,4	48,8
<i>Elmis maugetii</i>	10,6	69,6
<i>Esolus parallelepipedus</i>	47,1	181,6
<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.	2,5	31,2
<i>Hydropsyche instabilis</i>	1,4	16,8
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	37,5	188,8
<i>Simulium reptans</i>	9,4	93,6

Baetis rhodani wurde im Nebenarm Lahnstein in fünfmal so hohen Dichten angetroffen wie im Nebenarm Engleithen. Auch die Heptageniidae traten in Lahnstein in merklich höherer Zahl in Erscheinung. Diese Eintagsfliegen-Taxa weiden epilithische Algen ab, sind also auf selten umgelagerte Substratfraktionen angewiesen. Während im Nebenarm Lahnstein Schotter die dominante Korngröße darstellt, überwiegen in Engleithen feine Kiese und Sande, größere Kornklassen sind hier deutlich unterrepräsentiert oder fehlen mitunter völlig.

Auch die Wasserkäferfauna war in Lahnstein in deutlich höheren Dichten vertreten als in Engleithen. *Elmis aenea* und *Elmis maugetii* bevorzugen zwar Wassermoose als Lebensraum, wo diese aber fehlen (was auf beide Nebenarme gleichermaßen zutrifft), besiedeln sie größeres, feststehendes Blockwerk im Bereich von Schnellen (BRAUKMANN 1987). *Esolus parallelepipedus* präferiert a priori vegetationsfreien Geröllgrund mit großen Korngrößen (HEBAUER 1992).

Bei den Köcherfliegen traten die Gattungen *Rhyacophila* und *Hydropsyche* in Lahnstein in deutlich höheren Dichten auf als in Engleithen – beide sind lithobiont, also auf größere Steine angewiesen (BRAUKMANN 1987, SCHRÖDER 1986). Hydropsychen benötigen grobe Substratklassen als Unterlage für den Bau ihrer Netze, Rhyacophilidae sind eher sekundär an Geröll gebunden, weil ihre Beuteorganismen größere Steine besiedeln.

Simulium reptans wurde in Lahnstein in zehnmal so hohen Dichten angetroffen wie in Engleithen. Auch diese Kriebelmückenart hat aufgrund ihrer hemisessilen Lebensweise eine enge Bindung an stabile Steinflächen (SCHRÖDER 1988).

Die im Vergleich zum Nebenarm Lahnstein auffallend geringe Individuendichten in Engleithen dürften – das belegen die oben angeführten Indizien – in erster Linie mit einer **zu geringen Ausstattung an stabilen Hartsubstraten** zu erklären sein. Die vorherrschende Größenklasse im Nebenarm Engleithen sind feine Kiese und Sande, die bereits bei relativ geringem Durchfluss umgelagert werden und daher keine stabilen Habitate bieten. Dies trifft generell auf beide Teilstrecken zu, deutlich mehr aber auf den strukturarmen Abschnitt, in dem kleine Korngrößen – vor allem Akal – 85 % der Sohle ausmachen, und auch mobile Sande nennenswerte Anteile des Bachgrundes überlagern. Das Einbringen größerer Korngrößen – Schotter und Steinblöcke – würde einerseits Primärstrukturen zur Besiedlung zur Verfügung stellen, andererseits die kleineren Korngrößen lokal stabilisieren. Es ist davon auszugehen, dass gröbere mineralische Substrate die Besiedlungsdichte deutlich erhöhen würden (sofern eine permanente Wasserführung im Nebenarm gewährleistet ist – siehe dazu weiter unten).

Diese Annahme wird durch den **Vergleich der beiden Strecken innerhalb des Nebenarms Engleithen** untermauert (Tab. 22). Vergleicht man die Verteilung bzw. die Individuendichten derselben lithophilen Taxa in der strukturarmen und in der strukturierten Strecke, fällt auf, dass (mit Ausnahme von *Simulium reptans*) alle Taxa im strukturierten Abschnitt höhere Dichten erreichten.

Tab. 22 Gegenüberstellung der Individuendichten der Taxa aus Tab. 21 in den beiden Untersuchungsstrecken im Nebenarm Engleithen.

Taxon	Individuendichten pro m ² in der strukturarmen Strecke	Individuendichten pro m ² in der strukturierten Strecke
<i>Baetis rhodani</i>	36	127,2
<i>Ecdyonurus venosus</i>	3,2	15,2
<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	0,8	7,2
<i>Leuctra</i> sp.	102,4	201,6
<i>Elmis aenea</i>	19,2	21,6
<i>Elmis maugetii</i>	11,2	19,2
<i>Esolus parallelepipedus</i>	60,8	72,8
<i>Rhyacophila</i> s. str. sp.	3,2	4
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0,8	3,2
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	36	72
<i>Simulium reptans</i>	15,2	11,2

Der Anteil grobkörniger Hartsubstrate ist in der strukturierten Strecke zwar nicht deutlich, aber doch um 10 %-Punkte höher als im strukturarmen Abschnitt. Offensichtlich zeigt also bereits die (im Vergleich zum Nebenarm Lahnstein) immer noch geringe Strukturierung mit Steinblöcken und Schotter für die bestandsbildenden Arten eine positive Wirkung. Eine weitere Strukturierung des bereits strukturierten Abschnitts wäre aus fachlicher Sicht jedenfalls erstrebenswert und ließe eine deutliche Verbesserung der aktuellen Situation erwarten. In der strukturarmen Strecke ist eine

maßgebliche Strukturierung für eine standorttypische Makrozoobenthos-Besiedelung unbedingt notwendig.

6.2.2 Biomassen

Hand in Hand mit den niedrigen Individuendichten gehen die **Biomassewerte**, die mit 2,34 g/m² in der strukturarmen und 3,97 g/m² in der strukturierten Strecke für ein kalkgeprägtes Gewässer als sehr gering einzustufen sind. In Gewässern in der Schweiz, die ebenfalls auf Kalk und in ähnlichen Seehöhen wie der Nebenarm Engleithen verlaufen und hinsichtlich ihres Durchflusses mit ihm vergleichbar sind, wurden zwischen 4,3 g/m² und 27 g/m² Biomasse festgestellt (MERTENS & KÜRY 2013). Auch hier dürfte – analog zur Diskussion der geringen Individuendichten – die Strukturarmut der ausschlaggebende Faktor sein.

6.2.3 Biodiversität

Im Gegensatz zur Individuendichte ist der Nebenarm Engleithen, was die **Artenzahl** betrifft, mit 76 Taxa mit dem Nebenarm Lahnstein, in dem 74 Taxa nachgewiesen werden konnten, gut vergleichbar. Ein näherer Vergleich zeigt zudem, dass das **Arteninventar** sehr ähnlich ist: 46 der 74 Taxa, die in Lahnstein nachgewiesen wurden, fanden sich auch in Engleithen, und hinsichtlich dieser deckungsgleichen Taxa sind auch die Zahlenverhältnisse in den beiden Nebenarmen sehr ähnlich. Auffallend große Übereinstimmungen waren etwa bei den Wasserkäfern festzustellen: Hier war die Artenausstattung in beiden Nebenarmen identisch, und auch hinsichtlich der Zahlenverhältnisse waren praktisch keine Unterschiede zu dokumentieren (Abb. 39, oben) – wohl aber hinsichtlich der absoluten Individuenzahlen (Abb. 39, unten).

Die beiden Nebenarme bieten also offenbar sehr ähnlichen Zönosen geeignete Lebensräume und sind demnach gut direkt miteinander vergleichbar.

Besonders aussagekräftig sind in diesem Zusammenhang jene Arten, die in Lahnstein – oft in großer Zahl – angetroffen wurden, in Engleithen hingegen fehlten – bzw. umgekehrt. Auffallendstes Beispiel hierfür ist die Eintagsfliegenfauna. Im Nebenarm Lahnstein war die bei weitem häufigste Art mit knapp 800 Individuen pro m² *Baetis lutheri*. Im Nebenarm Engleithen konnte diese Art nicht nachgewiesen werden, hier war *Baetis rhodani* mit 36 bzw. 127 Individuen pro m² die individuenstärkste Art. Die beiden Arten haben deutlich unterschiedliche Lebensraumansprüche. *B. lutheri* gehört der petricolen Fauna an, bevorzugt also steinigen Untergrund in lebhafter bis starker Strömung (MALZACHER 1981, BELFIORE 1983); ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt auf Gewässern mit kiesig-steinigem Grund (MEYER & SCHRÖDER 1985). *B. rhodani* hingegen ist als Ubiquist einzustufen, der Fließgewässer aller Art besiedelt (REIFF 1993), jedoch eine Präferenz für ruhigere

Gewässerabschnitte hat (SAUER 1988). Dieses Verteilungsmuster unterstreicht noch einmal die unterschiedliche Habitatqualität der beiden Nebenarme. Während in Lahnstein der Anteil an groben Kiesen und Schotter hoch ist, dominieren in Engleithen feine Kiese und Sande – in der strukturarmen Teilstrecke sind kaum andere Geschiebefractionen zu erkennen, in der strukturierten nur in untergeordnetem Ausmaß.

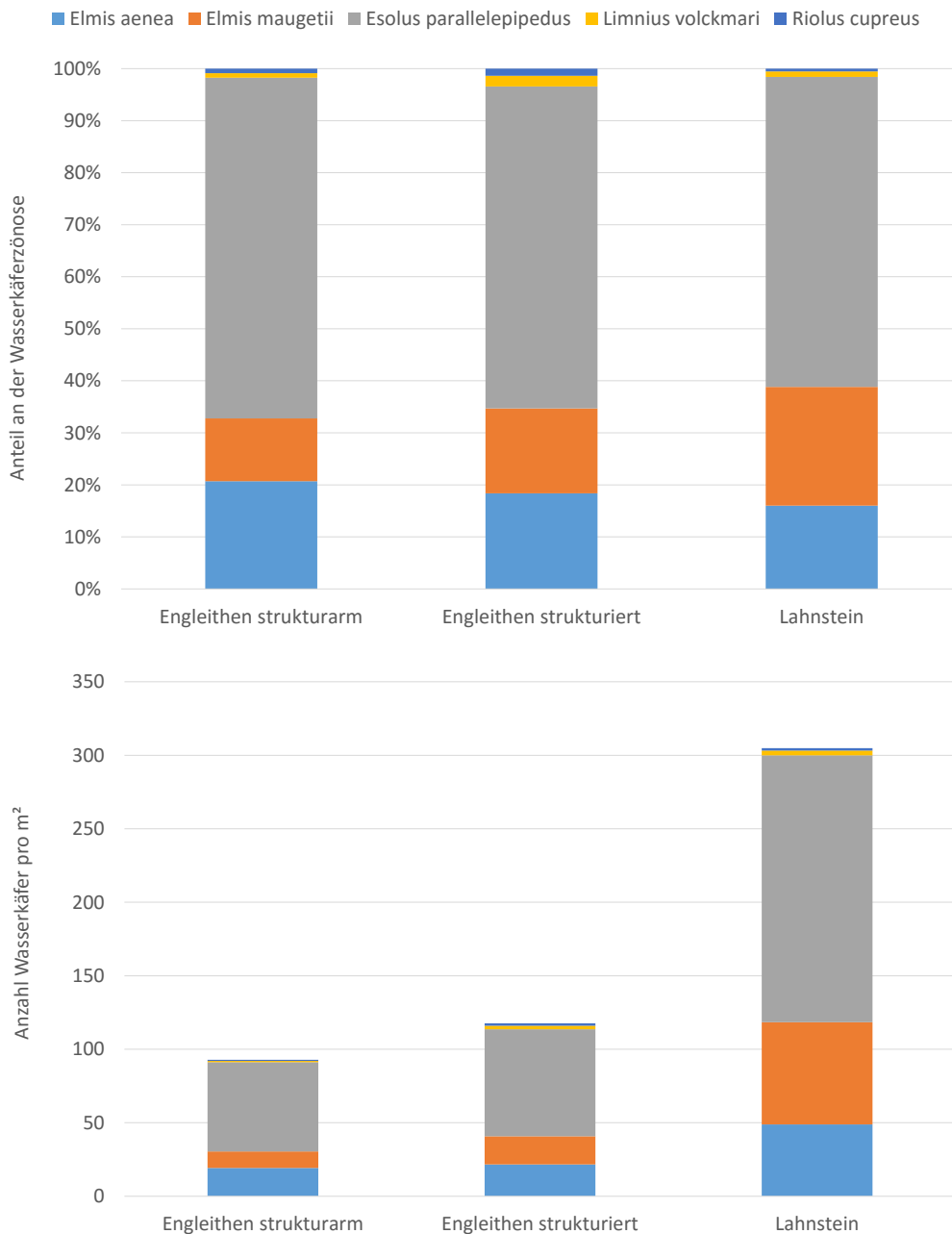


Abb. 39 Vergleich der Wasserkäferzönosen in den beiden Probestrecken im Nebenarm Engleithen und im Nebenarm Lahnstein. Oben: Zahlenverhältnisse der nachgewiesenen Arten. Unten: Vergleich der absoluten Individuenzahlen.

6.2.4 Faunistische Unterschiede zwischen den Strecken

Die Steinfliegengattung *Leuctra* sp. war in beiden Untersuchungsstrecken das bei weitem häufigste Taxon. Ihre Larven leben vor allem im Lückensystem des Feinschotters (Joost et al. 1985) und sind daher in erster Linie auf ein gut durchlüftetes Interstitial und weniger auf Strukturen an der Sohle angewiesen, folglich können an diesem Taxon keine morphologischen Qualitätsunterschiede festgestellt werden. Das gleiche gilt für die in beiden Strecken relativ häufig und in vergleichbaren Dichten angetroffenen Arten *Esolus parallelepipedus* und *Polypedilum convictum*.

Ganz anders sieht die Situation beim zweithäufigsten Taxon, den nicht näher bestimmbarsten Jugendstadien der Eintagsfliegengattung *Baetis* sp. aus. Diese Tiere traten in der strukturierten Strecke in wesentlich höheren Dichten auf als in der strukturarmen – dasselbe gilt für alle Arten dieser Gattung, die anhand reifer Altlarven auf Artniveau bestimmt werden konnten. *Baetis rhodani* etwa erreichte als häufigste Art der Gattung im strukturierten Abschnitt die dreieinhalbfachen Dichten im Vergleich zum strukturarmen. Die Gattung *Baetis* sp. benötigt im Laufe ihrer Larvalentwicklung unterschiedliche Choriotope; Junglarven besiedeln bevorzugt strömungsberuhigtere und seichtere Bereiche wie Kiesbankflanken oder Riffles, während ältere Larven in schneller durchströmten, tieferen Run- oder Pool-Abschnitten anzutreffen sind (BRATRICH 1994). Im strukturierten Abschnitt des Nebenarms liegen dank der Bankstrukturen geeignete Bedingungen für alle Altersklassen vor, während im strukturarmen Abschnitt flach überströmte Bänke weitgehend, Riffle-Pool-Abfolgen vollständig fehlen.

Ephemerella ignita trat in der strukturarmen Strecke mit nur 56 Individuen pro m² in Erscheinung, in der strukturierten wurden 147 Tiere pro m² gezählt. Die Art gilt als Bewohnerin mäßig stark strömender Gewässer, die Fließgeschwindigkeiten über 0,4 m/s meidet (AMBÜHL 1959). Sie besiedelt bevorzugt Wasserpflanzen, bei deren Fehlen sind die Unterseiten von größeren Steinen oder Vertiefungen in Steinoberflächen (BUTZ 1973) bzw. generell Grobkies die präferierten Habitate (GRAUVOGL 1992). Damit findet sie in der strukturierten Strecke die deutlich bessere Lebensraumqualität vor.

Bei den nicht näher bestimmbarsten Junglarven der Schnakengattung *Tipula* sp. wurden in der strukturierten Strecke mehr als zwölfmal höhere Dichten ermittelt als in der strukturarmen. Dies lässt sich am ehesten anhand ihrer Nahrungspräferenzen erklären: Tipulidenlarven ernähren sich als typische Zerkleinerer von Falllaub (VANNOTE & SWEENEY 1985). Da grobpartikuläre organische Substrate in der strukturarmen Strecke zur Gänze fehlen, in der strukturierten hingegen im Bereich der Raubäume und der Totholzansammlungen akkumulieren, liegen in letzterer sehr gute Ernährungsbedingungen vor.

6.2.5 Problemkreis Trockenfallen

Das zeitweilige **Trockenfallen** des Nebenarms, das für die Fischfauna sicherlich einen, wenn nicht gar den limitierenden Faktor darstellt, dürfte sich auf die Wirbellosengemeinschaften weniger katastrophal auswirken. Bei zu geringem Wasserstand in der Traun beginnt der Nebenarm aufgrund der starken Eintiefung des Hauptarmes von unten her trockenzufallen, während an der oberstromigen Anbindung nach wie vor Wasser einfließt. Demnach müssten negative Effekte auf die Makrozoobenthosgemeinschaften also vor allem in der weiter flussabwärts gelegenen strukturierten Strecke festzustellen sein. Tatsächlich wurden hier aber hinsichtlich der Biomassen höhere Werte festgestellt als in der permanent durchströmten strukturarmen Strecke im Oberlauf. Dasselbe gilt für die Individuendichten. Demnach ist für die Makrozoobenthosorganismen die **Strukturgüte** offensichtlich ein wichtigerer Faktor als der permanente Durchfluss. Wenn die Phasen des Trockenfallens nicht zu lange andauern, überleben die Tiere offensichtlich im Interstitial. STOREY & QUINN (2013) haben nachgewiesen, dass Wirbellose in intermittierenden Gewässern den Kieslückenraum erfolgreich als Zufluchtsort nutzen können – in trockenfallenden Abschnitten konnten die Autoren knapp 70 % der Arten feststellen, die in benachbarten, permanent durchflossenen Strecken auftraten. Wesentlich ist hierbei offensichtlich die Temperatur: Je höher die Temperatur steigt, umso geringer wird die Abundanz der Invertebraten im Interstitial. In stark besonnten Bereichen ist das Interstitial als Rückzugsraum also weniger geeignet als in beschatteten. STOREY & QUINN (2013) stellten fest, dass in offenem Gelände die Temperatur in den obersten 5 cm des Interstitials auf bis zu 42 °C ansteigen kann, während bei dichter Ufervegetation nur 19 °C erreicht wurden. Da der Nebenarm Engleithen gerade im unteren, mitunter trockenfallenden Bereich beidseitig von Auwald umgeben ist, dürften kurzfristige Trockenereignisse nicht zu Kalamitäten in der Benthoszönose führen.

Zugleich liegt aber die Annahme nahe, dass das zeitweilige Trockenfallen mit ein Grund für die generell dünne Besiedelung des Nebenarms ist. So konnte etwa WEIGELHOFER (1996) nachweisen, dass intermittierende Gewässer im Nationalpark Kalkalpen mit nur 1.000–1.200 Individuen pro m² an der Gewässersohle bzw. 0–10 Individuen pro Liter im Interstitial deutlich geringer besiedelt sind als perennierende, in denen Dichten von 5.300 Individuen pro m² an der Gewässersohle bzw. 10–40 Individuen pro Liter im Interstitial festgestellt wurden.

7 FAZIT

Der Nebenarm Engleithen stellt jedenfalls einen wichtigen Beitrag zur morphologischen Aufwertung der Oberen Traun dar. Hinsichtlich der Fischfauna konnten im Vergleich zum Hauptfluss deutlich positive Effekte festgestellt werden: Die Äsche nutzt den Nebenarm als Laich- und Jungfisch-Habitat, die Koppe bildet individuenreiche Bestände aus, und die Elritze findet geeignete Wintereinstände. Generell erfüllt der Nebenarm in erster Linie die Funktion eines Reproduktionshabitats, wie der sehr hohe Anteil an Jungfischen zu allen Befischungsterminen klar belegt. Allerdings sind auch zwei wesentliche Mängel aufzuzeigen: Zum einen ist es bis dato nicht gelungen, eine permanente Wasserführung sicherzustellen, weshalb es immer wieder zum Trockenfallen maßgeblicher Abschnitte kommt. Zum anderen ist die Strukturgüte im Nebenarm noch nicht ausreichend hoch, um standorttypische Fischbestände zu ermöglichen. Ein Vergleich zwischen dem strukturaltern Oberlauf und dem strukturierten Mittellauf hat gezeigt, dass der Gutteil der Fischarten in der strukturierten Untersuchungsstrecke höhere Biomassen und höhere Individuendichten erreicht, und zudem Arten exklusiv dort auftreten. Nun sind es aber gerade die strukturreicheren Teilstrecken des Nebenarms, die bei Niederwasser trockenfallen, weshalb im schlechtesten Fall nur noch der strukturaltere Oberlauf einen Rückzugsraum darstellt. Dementsprechend würde der Nebenarm bei permanenter Dotation sicherlich ein wesentlich höheres fischökologisches Potential bergen, als es derzeit den Anschein hat.

Auch die Makrozoobenthosgemeinschaften haben klar gezeigt, dass die strukturierte Strecke im Mittellauf deutlich bessere Lebensbedingungen bietet als die strukturaltere im Oberlauf. Das belegen die deutlich höheren Individuendichten und Biomassen ebenso wie günstigere Verhältnisse zwischen den strukturgütezeigenden EPT-Taxa und Dipteren. Somit würde eine stärkere Strukturierung des Nebenarms jedenfalls zu einer Verbesserung der Habitatqualität für die Wirbellosenfauna führen. Zugleich ist aber – im direkten Vergleich mit dem Nebenarm Lahnstein und anderen vergleichbaren Gewässern – festzustellen, dass im Nebenarm Engleithen generell eine sehr dünne Besiedelung vorliegt. Dies hängt zum einen mit der monotonen, vor allem aus feineren Sedimentgrößenklassen bestehenden Gewässersohle zusammen, zum anderen aber auch mit der Tatsache, dass der Nebenarm bei niedrigen Wasserständen trockenfällt.

Aus den vorliegenden Daten ist eindeutig abzuleiten, dass durch eine Erhöhung der Strukturvielfalt – vor allem im strukturaltern Oberlauf, aber auch im strukturierten Mittellauf – sowie durch die Gewährleistung eines permanenten Durchflusses deutliche Verbesserungen für die aquatischen Lebensgemeinschaften möglich wären.

8 LITERATUR

- AMBÜHL, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. – Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie 21, 133–264.
- BELFIORE, C. (1983): Efemerotti (Ephemeroptera). – Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201; Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane 24, 1–112.
- BERG, K., C. SCHEDER, L. FEICHTINGER, T. FRIEDRICH, F. LUMESBERGER-LOISL & C. GUMPINGER (2013): Gewässerökologische Beweissicherung des Nebenarms Lahnstein in der Oberen Traun in den Jahren 2012 – 2013. – Bericht im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Oberflächengewässerswirtschaft / Gewässerschutz, Wels, 110 S.
- BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.). Praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. – Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 35, Bonn-Bad Godesberg.
- BRATRICH, C. (1994): Ökomorphologie und Biologie der Engelberger Aa: Zustandsbewertung und Renaturierungsvorschläge. – Diplomarbeit an der Universität Konstanz, 115 S. + Anhang.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol. Beiheft 26, 1 – 355.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010a): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 – Fische. – Wien, 70 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010b): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP 2009. – BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010, Wien, 225 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2013): Ecoprof 4.0.0. – © 1995–2013 Softwarehaus Graf & Partner und BOKU Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2014a): Leitbildkatalog – Stand Mai 2014, http://www.baw-igf.at/cms/component/option,com_docman/Itemid,314/lang,de/.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2014b): Fisch Index Austria Berechnungsfile, Stand 26.05.2014 <http://www.baw.at/index.php/igf-download/1692-fia-berechnungsfile.html>
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2015a): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - NGP 2015 - Entwurf. Wien, 332 S. + Anhänge.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2015b): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A2 – Makrozoobenthos. – Wien, 215 S.
- BUTZ, I. (1973): Strömungsverhalten von *Ephemerella ignita* (Ephemeroptera). – Oikos 24, 469–472.
- DE LURY, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. - Biometrics 3, 145 - 167.
- GRAUVOGL, M. (1992): Substratpräferenz von *Elmis maugetii* Latr., *Oulimnius tuberculatus* Müll., *Limnius volckmari* Panz. (Coleoptera, Elmidae), *Leuctra geniculata* Steph. (Plecoptera) und *Ephemerella ignita* Poda (Ephemeroptera) (Insecta aquat.). – Nachr.bl. Bayer. Entomol. 41 (1), 1–6.
- HANFLAND, S., B. LAGGERBAUER & J. RUPPE (2013): Was versteht man in Bayern unter dem Begriff „Bachforellensterben“ und wo tritt es auf? – In: Bachforellensterben in Bayern – Auf den Spuren eines ungeklärten Phänomens. – Tagungsband zum Symposium im Bayerischen Landesamt für Umwelt, 9–15.

- HAUER, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. - Leopold Stocker Verlag, Graz, ISBN 978-3-7020-1143-7, 231 S.
- HAUNSCHMID, R., A. JAGSCH, G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG - ERLenburg, R. WIMMER, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU - Wasserrahmenrichtlinie. - Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 105 S.
- HEBAUER, F. (1992): Rote Liste gefährdeter Wasserkäfer (Hydradeephaga, Palpicornia, Dryopoidea) Bayerns. – In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Schriftenreihe d. Bayer. Landesamts f. Umweltschutz 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 110–115.
- JOOST, W., B. KLAUSNITZER & W. ZIMMERMANN (1985): Die merolimnische Insektenfauna eines Thüringer-Wald-Baches im Ergebnis dreijähriger Emergenzuntersuchungen. Teil I. Ephemeroptera, Plecoptera, Megaloptera, Coleoptera und Trichoptera. – Faun. Abh. Mus. Dresden 13 (1), 1–39.
- KAINZ, E. (2010): Zum Vorkommen einiger mehr oder weniger stark bedrohter Fischarten in Österreich. 2. Elritze (*Phoxinus phoxinus*). - Österreichs Fischerei 63 Heft 1, 31-34.
- KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European freshwater fishes. - Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 S.
- LAHNSTEINER, F. & R. HAUNSCHMID (2013): Das Problem der Schwarzen Bachforelle (Proliferative Darkening Syndrome) in Österreich. – In: Bachforellensterben in Bayern – Auf den Spuren eines ungeklärten Phänomens. – Tagungsband zum Symposium im Bayerischen Landesamt für Umwelt, 75–76.
- MALICKY, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). – In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/3, 319 – 358.
- MALZACHER, P. (1981): Beitrag zur Insekten-Faunistik Südwestdeutschlands: Ephemeroptera – Eintagsfliegen. – Mitt. Entomol. Ver. Stuttgart 16, 41–72.
- MERANER, A. (2013): Schmerle, Steinbeißer, Koppe und Co.: Kleinfischarten in Südtirol. Bozen, 112 S.
- MERTENS, M. & D. KÜRY (2013): Erhebung Biomasse Makrozoobenthos 2013: Arisdörferbach, Birsig, Buuserbach, Diegterbach, Lüssel, Lützel, Marchbach, Wintersingerbach. – Bericht im Auftrag Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen, Sissach BL, 19 S.
- MEYER, E. & P. SCHRÖDER, (1986): Die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) in den Fließgewässern um Freiburg i. Br. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N. F. 14 (1), 147–206.
- MOOG, O. (2004): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 20 S.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): FFH-Richtlinie - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 12 S.
- RATSCHAN, C. (2009): 2012_GZÜV-Oberösterreich/Fische – Traun1 Plankau (FW41000067), 27. August 2009.
- REIFF, N. (1993): Aquatische Makroinvertebraten der ICE-Trassenkartierung; Kommentierte Artenliste. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Planungsbüros Beutler, München, 15 S.
- SAUER, F. (1988): Wasserinsekten. – Fauna Verlag, Karlsfeld, 161 S.

- SCHRÖDER, P. (1986): Rhyacophilidae und Glossosomatidae (Trichoptera: Köcherfliegen) in den Fließgewässern um Freiburg i. Br. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N. F. 14 (1), 95–113.
- SCHRÖDER, P. (1988): Die Kriebelmücken (Diptera: Simuliidae) in den Fließgewässern des westlichen Bodenseegebiets. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N. F. 14 (3), 717–749.
- SEBER, G. & E. LE CREN (1967): Estimating population parameters from the catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631-643.
- STOREY, R. G. & J. M. QUINN (2013): Survival of aquatic invertebrates in dry bed sediments of intermittent streams: temperature tolerances and implications for riparian management. – Freshwater Science 32 (1), 250–266.
- VANNOTE, R. L. & B. W. SWEENEY (1985): Larval Feeding and Growth Rate of the Stream Crane fly *Tipula abdominalis* in Gradients of Temperature and Nutrition. – Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 137, 119–128.
- WEIGELHOFER, G. (1996): Die ökologische Funktion der Bachbettsedimente in intermittierenden und perennierenden Karstgewässern. – Endbericht TP. 1603-9./96 im Auftrag des Vereins Nationalpark Kalkalpen, Wien, 26 S.
- WOLFRAM, G. & E. MIKSCI (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. - In ZULKA, K.P.: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. - Grüne Reihe (Hrsg. Lebensministerium) Band 14/2 (Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere), Wien, 61-198.
- ZAUNER, G. & J. EBERSTALLER (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumanprüche. - Österr. Fischerei 52, Heft 8/9, 198 - 205.

ANHANG:

TAXALISTEN MAKROZOOBENTHOS



Abschnitt:		Traun Nebenarm Engleithen	Traun Nebenarm Engleithen
Untersuchungsstelle:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
Messstellennummer			
Datum/Zeit:		30.07.2015	30.07.2015
Teillebensraum:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m²]	mittlere Individuendichte [Ind/m²]
TURBELLARIA		1,6	1,6
PLANARIIDAE		1,6	1,6
Crenobia	alpina	1,6	1,6
GASTROPODA		0,8	0,8
LYMNAEIDAE		0	0,8
Radix	balthica	0	0,8
PLANORBIDAE		0,8	0
Ancylus	fluviatilis	0,8	0
BIVALVIA		0	0,8
PISIDIIDAE		0	0,8
Pisidium	sp. juv.	0	0,8
OLIGOCHAETA		8,8	5,6
LUMBRICIDAE		3,2	4,8
Eiseniella	tetraedra	3,2	4,8
ENCHYTRAEIDAE		0,8	0
Buchholzia	appendiculata	0,8	0
LUMBRICULIDAE		4,8	0,8
Lumbriculidae	Gen. sp. juv.	3,2	0
Stylodrilus	heringianus	1,6	0,8
HIRUDINEA		4	0
ERPOBDELLIDAE		4	0
Erpobdella	octoculata	1,6	0
Erpobdellidae	Gen. sp. juv.	2,4	0
CLADOCERA		45,6	24,8
DAPHNIIIDAE		45,6	24,8
Daphnia (Daphnia)	longispina	45,6	24,8
AMPHIPODA		0	0,8
GAMMARIDAE		0	0,8
Gammarus	fossarum	0	0,8
HYDRACHNIDIA		3,2	9,6
[Ph:Hydrachnidia]		3,2	9,6
Hydrachnidia	Gen. sp.	3,2	9,6
EPHEMEROPTERA		200,8	592,8
BAETIDAE		116	376,8
Baetis	alpinus	1,6	44,8
Baetis	rhodani	36	127,2
Baetis	scambus	0	14,4
Baetis	sp. juv.	78,4	190,4
HEPTAGENIIDAE		10,4	44,8
Ecdyonurus	sp. juv.	6,4	15,2
Ecdyonurus	venosus	3,2	15,2
Heptageniidae	Gen. sp. juv.	0	7,2
Rhithrogena	sp. juv.	0,8	7,2
EPHEMERELLIDAE		56	146,4
Ephemerella	ignita	56	146,4
CAENIDAE		18,4	24,8
Caenis	beskidensis	0	24,8
Caenis	rivulorum	18,4	0

Abschnitt:		Traun Nebenarm Engleithen	Traun Nebenarm Engleithen
Untersuchungsstelle:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
Messstellennummer			
Datum/Zeit:		30.07.2015	30.07.2015
Teillebensraum:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
PLECOPTERA		108,8	209,6
PERLODIDAE		0,8	0,8
Perloides	sp. juv.	0,8	0,8
CHLOROPERLIDAE		4	0
Chloroperla	susemicheli	4	0
NEMOURIDAE		1,6	7,2
Nemoura	sp. juv.	0	1,6
Protonemura	sp.	1,6	5,6
LEUCTRIDAE		102,4	201,6
Leuctra	sp.	102,4	201,6
COLEOPTERA		94,40001	120
DYTISCIDAE		0	0,8
Oreodytes	sanmarkii	0	0,8
ELMIDAE		93,60001	117,6
Elmis	aenea	19,2	20,8
Elmis	aenea Ad. C	0	0,8
Elmis	rietscheli	11,2	16,8
Elmis	rietscheli Ad. C	0	2,4
Esolus	parallelepipedus	60,8	72,8
Limnius	sp. juv.	0,8	0
Limnius	volckmari	0,8	2,4
Riolus	cupreus	0,8	1,6
HYDRAENIDAE		0,8	1,6
Hydraena	riparia Ad. C	0,8	0
Hydraena	sp. juv.	0	1,6
TRICHOPTERA		56,8	121,6
RHYACOPHILIDAE		4	4
Rhyacophila	dorsalis Pu.	0,8	0
Rhyacophila	s. str. sp.	3,2	4
GLOSSOSOMATIDAE		7,2	8,8
Agapetus	sp. juv.	4,8	6,4
Glossosoma	boltoni	2,4	2,4
HYDROPSYCHIDAE		37,6	75,2
Hydropsyche	incognita	0,8	0
Hydropsyche	instabilis	0,8	3,2
Hydropsyche	sp. juv.	36	72
POLYCENTROPODIDAE		0	0,8
Polycentropus	flavomaculatus	0	0,8
BRACHYCENTRIDAE		0,8	23,2
Micrasema	setiferum	0,8	23,2
GOERIDAE		0	3,2
Silo	nigricornis	0	3,2
LEPIDOSTOMATIDAE		0	0,8
Lepidostoma	hirtum	0	0,8
SERICOSTOMATIDAE		5,6	4,8
Sericostoma	flavicorne/personatum	5,6	4,8
ODONTOCERIDAE		1,6	0,8
Odontocerus	albicorne	1,6	0,8

Abschnitt:		Traun Nebenarm Engleithen	Traun Nebenarm Engleithen
Untersuchungsstelle:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
Messstellennummer			
Datum/Zeit:		30.07.2015	30.07.2015
Teillebensraum:		strukturarmer Abschnitt	strukturierter Abschnitt
DIPTERA		276,8	403,2
PEDICIIDAE		28	33,6
Dicranota	sp.	28	33,6
CHIRONOMIDAE		180,8	164,8
Demicryptochironomus (Demicryptochironomus)	vulneratus	6,4	16
Eukiefferiella	gracei	22,4	27,2
Eukiefferiella	sp. juv.	27,2	0
Heterotrissocladius	scutellatus	0	11,2
Micropsectra	atrofasciata-Agg.	13,6	21,6
Orthocladini	COP juv.	32,8	13,6
Polypedilum (Uresipedium)	convictum	56,8	56,8
Potthastia	longimana-Gr.	7,2	2,4
Prodiamesa	olivacea	1,6	0,8
Thienemanniella	sp.	0	0,8
Thienemannimyia	Gr., Gen. indet.	12,8	14,4
SIMULIIDAE		24	22,4
Simulium	sp. juv.	4,8	9,6
Simulium (Simulium)	reptans	15,2	11,2
Simulium (Simulium)	tuberosum	0	1,6
Simulium (Simulium)	variegatum-Gr.	4	0
ATHERICIDAE		28,8	32,8
Atherix	ibis	28,8	32,8
EMPIDIDAE		2,4	21,6
Chelifera	sp.	2,4	20,8
Wiedemannia	sp.	0	0,8
LIMONIIDAE		0,8	4
Dicranoptycha	sp.	0	0,8
Eloeophila	sp.	0,8	3,2
PSYCHODIDAE		1,6	0,8
Berdeniella	freyi-Gr.	0,8	0
Psychoda	sp.	0,8	0,8
TIPULIDAE		10,4	123,2
Tipula	sp. juv.	9,6	117,6
Tipula (Emodotipula)	obscuriventris	0,8	5,6

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Monografien Vertebrata Pisces](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [0033](#)

Autor(en)/Author(s): Pichler-Scheder Christian, Fischer Andreas, Csar Daniela, Gumpinger Clemens

Artikel/Article: [Gewässerökologische Beweissicherung des Traun-Nebenarms in Engleithen in den Jahren 2015 und 2016 1-69](#)