



PROJEKTTITEL LEADER-Projekt „Verbesserung der Laichsituation der Wiesentfor-
relle“ - Zustandserfassung

AUFTRAGGEBER Landschaftspflegeverband im Landkreis Forch-
heim e.V.
Oberes Tor 1, 91320 Ebermannstadt

AUFTRAGNEHMER team ferox GmbH
Melanchthonstraße 7, 01099 Dresden

team **ferox**

THEMENSCHWERPUNKT 2

BearbeiterIn: Daniel Schmidt, Elisabeth Meinel, Renè Linkohr
Unter der Mitarbeit von: I Am Hydro GmbH (Vermessung und
Ermittlung Restkolkttiefe)

Büro für Ingenieurökologie Dr.-Ing. Michael Seidel
Hornheimer Weg 19a, 24113 Kiel

Bfi

THEMENSCHWERPUNKT 1 UND 4

BearbeiterIn: Dr.-Ing. Michael Seidel
Unter der Mitarbeit von: Prof. Dr. Volker Lüderitz, Phillip Sin-
gelman

THEMENSCHWERPUNKT 3

nachrichtliche Übernahme aus HORN, 2023

DATUM 27.11.2023

INHALTSVERZEICHNIS

1	ANLASS UND ZIELSTELLUNG	10
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET	11
3	LEITBILD	13
4	DIE BACHFORELLE	15
4.1	Systematik	15
4.2	Ökologie	15
4.2.1	Allgemein	15
4.2.2	(Teil-)Habitate	17
4.2.3	Bedeutung von Seitengewässern	20
5	SYSTEMATISCHE UNTERSUCHUNG ZUM ZUSTAND DER GEWÄSSERSOHL E UND ZUM GRAD DER VERSCHLÄMMUNG DER KIESSUBSTRATE (THEMENSCHWERPUNKT 1)	21
5.1	Methoden	21
5.2	Ergebnisse 2019 und 2023	24
6	ÖKOMORPHOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN (THEMENSCHWERPUNKT 2)	30
6.1	Gewässerstrukturgüte	30
6.1.1	Methoden	30
6.1.2	Ergebnisse 2019 und 2023	31
6.2	Erfassung der Mesohabitate	40
6.2.1	Methoden	40
6.2.2	Ergebnisse 2019 und 2023	41
6.3	Identifikation Quellen/Eintragspfade	44
6.3.1	Methoden	45
6.3.2	Ergebnisse 2019 und 2023	47
6.4	Vermessung und Bestimmung der Restkolktiefe	48
6.4.1	Methoden	48
6.4.2	Ergebnisse 2019 und 2023	49
7	BESTANDSANALYSE DURCH ELEKTRISCHE BEFISCHUNGEN (THEMENSCHWERPUNKT 3 – NACHRICHTLICHE ÜBERNAHME VGL. HORN, 2023)	51
7.1	Methoden	51
7.2	Ergebnisse 2019 und 2023	52

8	ZUSTANDBEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER ÜBER DIE ORGANISMENGRUPPE MAKROZOOBENTHOS (THEMENSCHWERPUNKT 4)	57
8.1	Methoden	57
8.2	Ergebnisse 2019 und 2023	57
9	DEFIZITANALYSE	62
9.1	Ausschluss nicht beplanbarer Gewässer	62
9.2	Themenschwerpunkt 1 (Sediment)	63
9.3	Themenschwerpunkt 2 (Ökomorphologie)	63
9.3.1	Gewässerstrukturgüte	63
9.3.2	Mesohabitate	64
9.3.3	Eintragspfade/Quellen	64
9.4	Themenschwerpunkt 3 (Fische)	64
9.5	Themenschwerpunkt 4 (Makrozoobenthos)	65
9.6	Zusammenfassung	65
10	MAßNAHMENVORSCHLÄGE	66
10.1	Gewässersohle	66
10.1.1	Restaurierung von Kieslaichplätzen	67
10.1.2	Entschlammung	69
10.1.3	Anlage von ökologisch durchgängigen Sandfängen im Nebenschluss	70
10.2	Strukturverbessernde Maßnahmen	72
10.2.1	Totholz	72
10.2.2	Lenkungssteine	73
10.3	Gewässerrandstreifen	74
10.4	Beräumung Schwemmkegel	76
10.5	Zusammenfassender Überblick über die Maßnahmvorschläge	77
11	UMGESETZTE MAßNAHMEN	78
12	BEWERTUNG DER UMGESetzten MAßNAHMEN	81
12.1	Themenschwerpunkt 1 (Sediment)	81
12.2	Themenschwerpunkt 2 (Ökomorphologie)	81
12.2.1	Gewässerstrukturgüte	81
12.2.2	Mesohabitate	81
12.2.3	Eintragspfade/Quellen	81
12.2.4	Vermessung Restkolk-tiefe	81
12.3	Themenschwerpunkt 3 (Fische, nachrichtliche Übernahme vgl. Horn, 2023)	81

12.4	Themenschwerpunkt 4 (Makrozoobenthos)	83
13	LITERATUR	84
14	ANHANG	89

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1: Koordinaten der Untersuchungsstellen	11
Tabelle 4-1: Richtwerte für die Herstellung eines Ökotops für die Bachforelle (BECKER & ORTLEPP 2019).....	19
Tabelle 4-2: Beschreibung der Teilhabitate (BECKER & ORTLEPP 2019).....	20
Tabelle 5-1: Werte der Sauerstoffeindringtiefe und Einschätzung der entsprechenden Laichhabitatqualität für die Bachforelle.....	24
Tabelle 5-2: Werte der Korngrößenanalyse für den mittleren Korndurchmesser D_g , den Sortierungskoeffizienten S_o und den aus beiden Werten resultierenden Fredle-Index FI. Die dreistufige Einschätzung der Laichhabitatqualität für die Bachforelle basiert auf dem Fredle Index.....	26
Tabelle 5-3: Werte der Korngrößenanalyse für den Anteil an Feinsediment ($< 0,063$ mm - Ton und Schluff; < 2 mm - Ton, Schluff und Sand). Die dreistufige Einschätzung der Laichhabitatqualität für die Bachforelle basiert auf dem Ton-, Schluff- und Sandanteil.....	27
Tabelle 6-1: Parameter Gewässerstrukturgüte.....	30
Tabelle 6-2: Klassen der Gewässerstruktur.....	30
Tabelle 6-3: Datum der Gewässerstrukturgütekartierung.....	31
Tabelle 6-4: Gewässerstrukturgüte Güßgraben (2019/2023).....	31
Tabelle 6-5: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Mündung (2019/2023).....	32
Tabelle 6-6: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Ort (2019/2023).....	33
Tabelle 6-7: Gewässerstrukturgüte Fischbach (2019/2023).....	34
Tabelle 6-8: Gewässerstrukturgüte Wässergraben West (2019).....	35
Tabelle 6-9: Gewässerstrukturgüte Wässergraben West (2023).....	36
Tabelle 6-10: Gewässerstrukturgüte Wässergraben Ost (2019/2023).....	36
Tabelle 6-11: Gewässerstrukturgüte Trubach (2019/2023).....	37
Tabelle 6-12: Gewässerstrukturgüte Thosbach (2019/2023).....	37
Tabelle 6-13: Gewässerstrukturgüte Mühlkanal (2019/2023).....	38
Tabelle 6-14: Zusammenfassung Gewässerstrukturgüte 2019/2023.....	39
Tabelle 6-15: Eintragspfade (ATKIS-Datensatz) 2019.....	45
Tabelle 6-16: Eintragspfade (ATKIS-Datensatz) 2023.....	46
Tabelle 6-17: punktuelle Eintragspfade.....	47
Tabelle 6-18: Auswertung der ATKIS-Daten und Punktquellen (Stand: 2019).....	47
Tabelle 6-19: Auswertung der ATKIS-Daten und Punktquellen (Stand: 2023).....	48
Tabelle 6-20: vermessene Gewässerabschnittslänge und Höhendifferenz.....	48
Tabelle 6-21: Restkolktiefe 2019.....	49
Tabelle 7-1: Übersicht über die zu befischenden Strecken in den einzelnen Untersuchungsgewässern. Untersuchungsgewässer.....	51
Tabelle 7-2: Verwendete Längenklassen.....	51
Tabelle 7-3: nachgewiesene Fischarten und deren Anzahl 2019.....	52
Tabelle 7-4: nachgewiesene Fischarten und deren Anzahl 2023.....	53
Tabelle 7-5: Änderungen in der Gesamtindividuenzahl sowie der 0+-Kohorte (orange: Gesamtindividuenzahl/0+-Kohorte hat abgenommen, grün: Gesamtindividuenzahl/0+-Kohorte hat zugenommen).....	55
Tabelle 8-1: Ökologische Zustandsklasse und die beiden Bewertungsmodule Saprobie und Allgemeine Degradation für die Bewertungskomponente Makrozoobenthos.....	58

Tabelle 8-2: Core Metrics des Bewertungsmoduls Allgemeine Degradation aus. Für die Wässergräben wurde zusätzlich zum Gewässertyp 7 noch die Bewertung über den Gewässertyp 9.1 der Wiesent durchgeführt (graue Schrift). Hier sind andere Core Metrics bewertungsrelevant als für Typ 7, weshalb in manchen Felder keine Bewertung angezeigt wird (n.b. – nicht bewertungsrelevant).....	59
Tabelle 8-3: Berechnung der Feinsedimentbelastung anhand des DFSI nach GIESWEIN et al. (2019) und Zustandsbewertung in Klassen nach GIESWEIN (2020). Der Wert des DFSI ist als Median der Feinsedimentmenge in g/m ² Sohlfläche interpretierbar.....	61
Tabelle 9-1: Defizitanalyse anhand der Gewässerstrukturgüte (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind).....	63
Tabelle 9-2: Defizitanalyse anhand der Mesohabitate (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind).....	64
Tabelle 9-3: Defizitanalyse anhand der Eintragspfade/Quellen (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind).....	64
Tabelle 9-4: Zusammenfassende Defizitanalyse (TS ₁ =Themenschwerpunkt Sediment, TS ₂ =Themenschwerpunkt Ökomorphologie, TS ₃ = Themenschwerpunkt Fische, TS ₄ =Themenschwerpunkt MZB).....	65
Tabelle 10-1: Parameter zur Restaurierung von Kieslaichplätzen (nach LFVB 2007).....	67
Tabelle 10-2: Zuordnung der Maßnahmenvorschläge zu den Gewässern.....	77
Tabelle 11-1: umgesetzte Maßnahmenvorschläge in den Gewässern.....	78
Tabelle 14-1: Individuenzahlen des Makrozoobenthos in den Untersuchungsgewässern (geordnet nach Gruppen).....	89

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1: Untersuchungsgebiet (Quelle: Dr. Roland Lindacher), der Thosbach ist in der Karte nicht dargestellt.....	12
Abbildung 3-1: Historischer Verlauf der Leinleiter um 1860 zwischen Traindorf und Veilbronn mit einem Windungsgrad von ca. 1,6 (links), und zwischen Veilbronn und Unterleinleiter mit einem Windungsgrad zwischen ca. 1,2 und 1,3 (rechts) (aus: BayernAtlas 2020).....	14
Abbildung 3-2: Zusammenhang zwischen hydromorphologischen Parametern in Gewässern des Lias und Doggers in Abhängigkeit des Talgefälles (aus BLW 2002).....	14
Abbildung 4-1: Physiologische Ansprüche von Salmoniden an die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt sowie die Leistungskurve dieser Fische bei optimalen, eingeschränkten und kritischen Bedingungen (nach SCHRECKENBACH 2007 in BAUR et al. 2010).....	16
Abbildung 4-2: Schemazeichnung einer Kiesfläche in einem Fließgewässer. Aufsicht (oben) und Längsschnitt (unten), gestrichelte Pfeile symbolisieren die Durchströmung (BECKER & ORTLEPP 2019).....	16
Abbildung 4-3: Schema eines Fließgewässerabschnitts (links) mit potentieller Laichfläche, potentiellen Einständen für Adultfische und potentiellen Lebensräumen für Brütlinge (grün: erreichbar; orange: nicht erreichbar). Rechts dargestellt sind Ortswechsel (oben) und Verdriftung (unten). (BECKER & ORTLEPP 2019).....	18
Abbildung 4-4: Ausbildung von aquatischen Habitaten durch Strukturen in Verbindung mit Prozessen.....	18
Abbildung 5-1: Beispiele der Verfärbungen der Eisenstäbe nach deren Entnahme aus dem Wassergraben West mit oxidativen (rostig) und reduktiven Zonen (schwarze Verfärbung).....	21
Abbildung 5-2: Siebturm zur Nasssiegung (links) und getrocknete Sedimentproben (rechts).....	23
Abbildung 5-3: Boxplots der Sauerstoffeindringtiefe in den elf Untersuchungsgewässern für 2019 und 2023.....	25
Abbildung 5-4: Gewichtsanteil des Feinsediments für die einzelnen Gewässerabschnitte (< 0,063 mm - Ton und Schluff; < 2 mm - Ton, Schluff und Sand).....	28
Abbildung 5-5: beprobtes Sediment aus der Probenahme nach Maßnahmenumsetzung im Jahr 2023.....	29
Abbildung 6-1: Gewässerstrukturgüte Güßgraben (2019/2023).....	32
Abbildung 6-2: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Mündung (2019/2023).....	33
Abbildung 6-3: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Ort (links) (2019/2023).....	34
Abbildung 6-4: Gewässerstrukturgüte Fischbach (2019/2023).....	35
Abbildung 6-5: Gewässerstrukturgüte Wassergraben West (links) (2019).....	35
Abbildung 6-6: Gewässerstrukturgüte Wassergraben Ost (rechts) (2019/2023).....	36
Abbildung 6-7: Gewässerstrukturgüte Trubach (2019/2023).....	37
Abbildung 6-8: Gewässerstrukturgüte Thosbach (2019/2023).....	38
Abbildung 6-9: Gewässerstrukturgüte Mühlkanal (rechts) (2019/2023).....	39
Abbildung 6-10: Mesohabitate Güßgraben (2019).....	41
Abbildung 6-11: Mesohabitate Leinleiter Mündung (2019).....	42
Abbildung 6-12: Mesohabitate Leinleiter Ort (links) und Mühlkanal (rechts) (2019).....	42
Abbildung 6-13: Mesohabitate Fischbach (2019).....	43
Abbildung 6-14: Mesohabitate Wassergraben Ost (rechts) und West (links) (2019).....	43
Abbildung 6-15: Mesohabitate Trubach (2019).....	44
Abbildung 6-16: Mesohabitate Thosbach (2019).....	44
Abbildung 6-17: Differentielles GPS (Foto: Christian Haas).....	48

Abbildung 6-18: Vermessung (Foto: Philipp Thumser).....	48
Abbildung 6-19: Veränderung der Sohltiefe Güßgraben.....	49
Abbildung 6-20: Veränderung der Sohltiefe Leinleiterbach Ort und Mühlkanal.....	49
Abbildung 6-21: Veränderung der Sohltiefe Leinleiterbach Mündung.....	50
Abbildung 6-22: Veränderung der Sohltiefe Fischbach.....	50
Abbildung 6-23: Veränderung der Sohltiefe Wassergräben und Trubach/Mühlbach 2019.....	50
Abbildung 6-24: Veränderung der Sohltiefe Thosbach.....	50
Abbildung 7-1: Bachforelle, Güßgraben oberer Abschnitt.....	54
Abbildung 7-2: Bachforelle, Güßgraben unterer Abschnitt.....	54
Abbildung 7-3: Bachforelle, Wässergraben West.....	54
Abbildung 7-4: Bachforelle, Wässergraben Ost.....	54
Abbildung 7-5: Bachforelle, Trubach.....	54
Abbildung 7-6: Bachforelle, Thosbach.....	54
Abbildung 7-7: Bachforelle, Leinleiter Ort.....	54
Abbildung 7-8: Bachforelle, Leinleiter Mündung.....	54
Abbildung 7-9: Aufbau einer intakten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003).....	55
Abbildung 9-1: Kaskade im Thosbach (D. Schmidt).....	62
Abbildung 9-2: Wehr im Mühlkanal (D. Schmidt).....	62
Abbildung 10-1: Drei Möglichkeiten der Laichplatzrestaurierung (verändert nach LFVB 2007).....	68
Abbildung 10-2: beispielhafter Absetzbecken (D. Schmidt).....	69
Abbildung 10-3: beispielhafte Schlammentnahme (D. Schmidt).....	69
Abbildung 10-4: Großtechnik (D. Schmidt).....	69
Abbildung 10-5: Gewässerprofil einengen (D. Schmidt).....	69
Abbildung 10-6: blau: Der Bach fließt bei Niedrig- und Mittelwasser in einem naturnahen Bett mit Gehölzsaum. rot: Der Sand-Entnahmebereich muss Rücksicht nehmen auf die Elemente Trenndamm zum eigentlichen Bachlauf, Ein- und Auslauf-Rauschen sowie die Böschungen (www.salmonidenfreund.de).....	71
Abbildung 10-7: Der für wandernde Organismen passierbare Sandfang. Das Bachwasser soll über den Bach rechts fließen (TENT 2005).....	71
Abbildung 10-8: Grundriss Sandfang an der Fuhlau (Ing.-Büro Heuer-Jungemann). Entnommen aus DICKHAUT (2005).....	71
Abbildung 10-9: überströmter Lenkungsstein (GEBLER, 2005).....	73
Abbildung 10-10: Störsteine als Steingruppe (GEBLER, 2005).....	74
Abbildung 10-11: Störsteine in Ufernähe (GEBLER, 2005).....	74
Abbildung 10-12: Störsteine, kleine flächenhafte Belegung (GEBLER, 2005).....	74
Abbildung 10-13: Idealtypische Zonierung eines Gewässerrandstreifens in einem Muldetal (KONOLD et al. 2000).....	75
Abbildung 10-14: unterschiedliche Funktionen von Ufergehölzen.....	76
Abbildung 10-15: Mündung des Fischbaches mit Schwemmsandkegel.....	77
Abbildung 10-16: Geringe Wassertiefen im Mündungsbereich.....	77
Abbildung 11-1: Strukturelement.....	78
Abbildung 11-2: Initialelement.....	78
Abbildung 11-3: Initialelement mit Kiesdepot.....	78

Abbildung 11-4: Kiesdepot.....	78
Abbildung 11-5: Kiesdepot mit Gerinne.....	78
Abbildung 11-6: umgesetzte Maßnahmen im Fischbach (Quelle: Lindacher, 2022).....	79
Abbildung 11-7: umgesetzte Maßnahmen in den Wassergräben (Quelle: Lindacher, 2022).....	80

1 ANLASS UND ZIELSTELLUNG

Bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts galt die Wiesent als forellenreichster Fluss Europas. Dies lag in erster Linie in der hohen Eigenreproduktion der Fische begründet. Daneben war in der Vergangenheit vor allem das natürliche Nahrungsangebot des Flusssystems der hauptsächliche populationssichernde bzw. -gefährdende Parameter. Dabei war und ist die Wiesent insbesondere für den Maifliegenschlupf (*Ephemera danica*) bekannt und erfreut sich bei Fliegenfischern bereits seit dem 18. Jahrhundert großer Beliebtheit.

Die Belastung der Gewässer durch Abwässer sowie Einträge aus der Landwirtschaft war bis in die 1970er Jahre landesweit eine wesentliche Gefährdungsursache für Fischpopulationen. Die Wasserqualität hat sich jedoch in den vergangenen Jahrzehnten auch an der Wiesent wieder erheblich verbessert - dennoch ist der Bestand an Bachforellen (*Salmo trutta*) merklich rückläufig.

Die meisten Fließgewässerfischarten brauchen im Laufe ihrer Ontogenese verschiedene Teilhabitate. Dies sind im Wesentlichen Laichplätze, Nahrungsgründe, Winterseinstände sowie Refugien bei Extremereignissen (zum Beispiel Hochwasser, Trockenheit).

Die Wiesent bietet der Bachforelle kaum noch hinreichend Möglichkeiten zur Fortpflanzung und im jetzigen Zustand muss befürchtet werden, dass sich die Populationen dieser Fischart in der Wiesent auf Dauer nicht selbständig erhalten können. Der Grund liegt im Mangel an geeigneten Stellen, welche der Bachforelle zum Abbläichen zur Verfügung stehen. Da Bachforellen für das Abbläichen auch in die Seitengewässer wandern, haben diese eine große Bedeutung für den Erhalt bzw. den Wiederaufbau stabiler Populationen im Hauptgewässer. Es soll darum hier der Frage nachgegangen werden, wie das Reproduktionspotential dieser Zuflüsse aussieht und welche Rolle sie beim Erhalt der Populationen der Wiesent heute spielen.

Vor diesem Hintergrund sollen innerhalb des LEADER-geförderten Projektes „Verbesserung der Laichsituation der Wiesentforelle“ sieben Nebenbäche der Wiesent hinsichtlich nachfolgender Kriterien beprobt und untersucht werden.

- THEMENSCHWERPUNKT 1: Systematische Untersuchung zum Zustand der Gewässersohlen und zum Grad der Verschlammung der Kiessubstrate
- THEMENSCHWERPUNKT 2: Ökomorphologische Untersuchungen und Beurteilungen
- THEMENSCHWERPUNKT 3: Bestandsanalyse durch elektrische Befischung
- THEMENSCHWERPUNKT 4: Zustandsbewertung der Fließgewässer über die Organismengruppe Makrozoobenthos (Fischnährtiere)

Nach einer Erstuntersuchung im Jahr 2019 sollen gezielte Maßnahmenvorschläge für einen Großteil der Bäche erfolgen und durch Baufirmen zeitnah umgesetzt werden. 2022 sollten dieselben Gewässerstrecken nochmals hinsichtlich der gleichen Kriterien beprobt und untersucht werden. Aufgrund von Verzögerungen bei der Maßnahmenumsetzung verlagerte sich diese zweite Untersuchungskampagne in das Jahr 2023. Die Ergebnisse dienen als Grundlage für eine Beurteilung des Erfolgs der Maßnahmen. Hierzu wird der Güßgraben als Referenzgewässer bestimmt, um Rückschlüsse auf den Erfolg der Maßnahmen ziehen zu können.

Der vorliegende Bericht stellt den Endbericht dar.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Entlang der Wiesent im Regierungsbezirk Oberfranken, Landkreis Forchheim, wurden die sechs Nebengewässer Güßgraben, Leinleiter, Fischbach (bzw. Düllbach), Wassergräben, Trubach (bzw. Mühlbach) und Thosbach untersucht. Diese münden etwa zwischen Streitberg und Pretzfeld in die Wiesent. Die insgesamt elf Untersuchungsstellen liegen meist bis unter einem Kilometer entfernt von ihrer Einmündung. In einem Einzelfall, dem Thosbach, liegt die Untersuchungsstelle ca. 7 km von der Einmündung entfernt (vgl. Abbildung 2-1 und Tabelle 2-1).

Der Güßgraben stellt aufgrund seiner Naturnähe das Referenzgewässer für die anderen 5 potentiellen Maßnahmgewässer dar.

Die Wiesentzuflüsse Leinleiter, Trubach und Thosbach werden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (STMUV Bayern 2015) als Typ 7 - Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche nach POTTSCHNER & SOMMERHÄUSER (2008) eingestuft. Dieser Gewässertyp wurde auch für die nicht WRRL-berichtspflichtigen, und daher nicht typisierten Gewässer Güßgraben, Fischbach und die Wassergräben angenommen. Für die Wassergräben als künstliche Ausleitung der Wiesent kann dabei auch der Gewässertyp 9.1 der Wiesent – Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, angenommen werden kann. Aufgrund der geringen Breite und des geringen Durchflusses haben die Gewässer aber eher Bachcharakter. Daher wird im Weiteren (Kapitel 3) auch lediglich auf den Gewässertyp 7 eingegangen.

Der Naturraum wird dem Schwäbisch-Fränkischen Schichtstufenland, Lias und Doggers, zugeordnet (BLW 2002).

Tabelle 2-1: Koordinaten der Untersuchungsstellen.

Gewässer	Abschnitt	Koordinaten (WGS84, Dezimalgrad)	
		Breitengrad	Längengrad
Güßgraben	Quelle	49.813327	11.240022
	Mitte	49.812800	11.239168
	Mündung	49.811903	11.235417
Leinleiter	Ort	49.799892	11.198310
	Mündung	49.792112	11.200425
Fischbach/Düllbach	Mündung	49.765056	11.169498
	Mitte	49.766295	11.166730
Wassergräben	West	49.760991	11.170624
	Ost	49.759438	11.170984
Trubach/Mühlbach	-	49.757158	11.171481
Thosbach	-	49.750420	11.230931



Abbildung 2-1: Untersuchungsgebiet (Quelle: Dr. Roland Lindacher), der Thosbach ist in der Karte nicht dargestellt

3 LEITBILD

Die Gewässersohle des Gewässertyps 7 besteht im Referenzzustand (UBA 2014) überwiegend aus dynamischem Grobmaterial wie Schotter, Steinen und Kalkschutt. In den strömungsärmeren Bereichen finden sich mit einem Gesamtanteil von unter 10 % auch feinkörnigere Substrate wie Kies, Sand und Schlamm. Der Totholzanteil liegt bei über 10 bis 25 %. Bei einigen Gewässern tritt Versinterung auf.

Die Gewässerstruktur wird als sehr variabel angegeben. Beispielsweise kann die Laufkrümmung je nach Talform gestreckt bis mäandrierend sein, es liegen wenige bis viele Längs- und Querbänke vor und die Tiefen- und Tiefenvarianz ist gering bis groß (UBA 2014). Kiesige, gefällereiche Bereiche kommen aufgrund des überwiegenden Sohlgefälles der Bäche zwischen 0,2 und 2 % (BLW 2002) vor allem als Rauschen und Furten vor (GRANT et al 1990, in SCHERLE 1999).

Aufgrund dieser sehr vielfältigen Ausprägungen sind vor allem regionalspezifische Angaben zur Konkretisierung, insbesondere der Kolmationsproblematik relevant. Aus BLW (2002) kann diesbezüglich entnommen werden, dass der Schwebstoffeintrag in die Gewässer natürlicherweise hoch ist, da das Ausgangsmaterial des Lias und Doggers meist aus dünnen Schichten von Kalk-, Sand-, Ton- und Mergelsteinen besteht. Diese verwittern zu feinmaterialreichen, zum Teil sogar tonigen Böden. Dadurch bedingt ist auch die Schwebstoffführung, also die Neigung zur Kolmation in diesen Gewässern hoch (Abbildung 3-2). Das lässt sich historisch z.B. auch vom Namen des Trubachs ableiten (mündl. Information T. Eckert, Forchheim). Neben der mit anderen Mittelgebirgsbächen vergleichsweise hohen, natürlichen Neigung der Untersuchungsgewässer zur Kolmation ist nach BLW (2002) in den Gewässern des Lias und Doggers zudem die Neigung zur Dekolmation gering. Das grobe Sediment wird natürlicherweise von Feinsediment also nur bedingt wieder freigespült. Dies lässt sich aus Angaben zur Geschiebeführung herleiten, die bei einem Windungsgrad zwischen 1,2 bis 1,3 gering, und bei einem Windungsgrad größer 1,3 sogar sehr gering bis nicht mehr vorhanden ist (Abbildung 3-2).

Beispiele für einen Windungsgrad von ca. 1,2 bis 1,3 sind im Leinleiter zwischen Veilbronn und Unterleinleiter, und für einen Windungsgrad von ca. 1,6 im Leinleiter zwischen Traindorf und Veilbronn zu finden (Abbildung 3-1). Hier lässt auch der aktuelle Verlauf des Gewässers noch auf eine annähernd naturnahe Linienführung schließen, und ermöglicht somit Rückschlüsse auf die historischen Verhältnisse der natürlichen Geschiebeführung.



Abbildung 3-1: Historischer Verlauf der Leinleiter um 1860 zwischen Traindorf und Veilbronn mit einem Windungsgrad von ca. 1,6 (links), und zwischen Veilbronn und Unterleinleiter mit einem Windungsgrad zwischen ca. 1,2 und 1,3 (rechts) (aus: BayernAtlas 2020).

Diese regionalspezifischen Angaben konkretisieren und widersprechen damit auch den Angaben aus UBA (2014), laut der von einem überwiegend dynamischen Grobmaterialanteil auszugehen ist. Somit ist also für die Untersuchungsgewässer bereits von einer vergleichsweise erhöhten natürlichen Tendenz zur Kolmation auszugehen, die jedoch durch anthropogene Störungen noch erhöht wird. Zusätzliche Feinsedimenteinträge können die Verschlammung und Versandung der Gewässersohle verstärken. Die Fließgewässer sind erosionsanfällig und fließen heute fast alle in viel zu tiefen Bachbetten (BLW 2002).

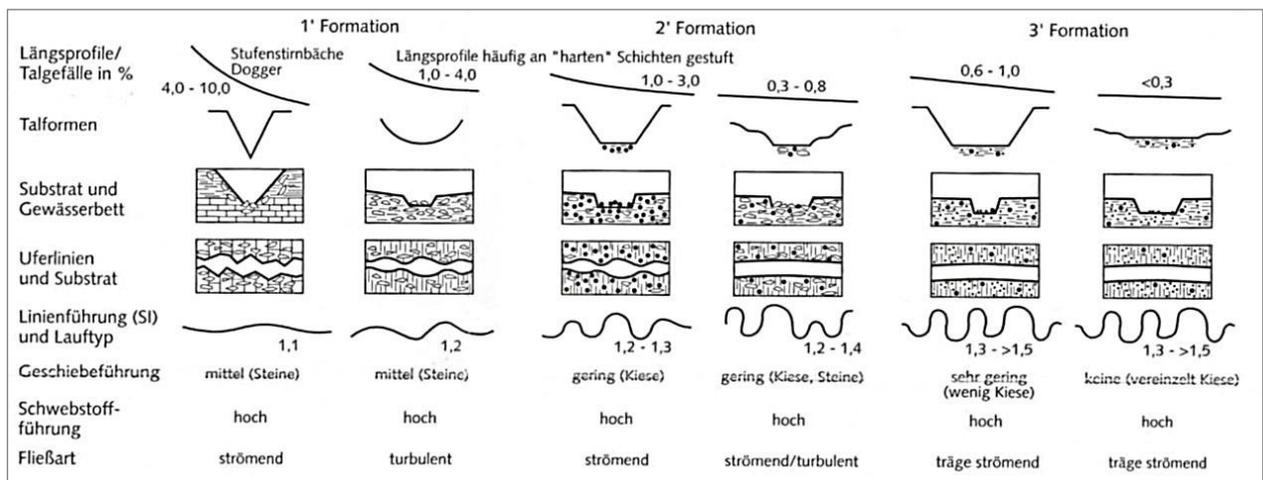


Abbildung 3-2: Zusammenhang zwischen hydromorphologischen Parametern in Gewässern des Lias und Doggers in Abhängigkeit des Talgefälles (aus BLW 2002).

4 DIE BACHFORELLE

Nachfolgend wird die Bachforelle hinsichtlich der Systematik und der Ökologie beschrieben.

4.1 Systematik

Die Bachforelle gehört in die Familie der Salmonidae und ist die dominierende Fischart des Epi- und Metarhithrals. Von allen heimischen Fischarten hat die Bachforelle gemäß BECKER & ORTLEPP (2019) die mit Abstand ausgedehnteste Verbreitung im Längsverlauf der Fließgewässer. Selbst kleinste Oberläufe werden von ihr - oft als einzige Fischart - besiedelt. Vom Typ der kleinen, mit ca. 15 cm Länge fortpflanzungsfähigen „Steinforellen“ in den Oberläufen (z. B. im Frankenwald und im Fichtelgebirge), über „typische“ Bachforellen, Fluss- und Seeformen bis hin zu den großwüchsigen, über besonders lange Distanzen wandernde „Meerforellen“ besiedelt sie unterschiedlichste Gewässertypen (BECKER & ORTLEPP 2019).

Dabei ist hervorzuheben, dass die frühere Einteilung in die Unterarten Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Meerforelle (*Salmo trutta trutta*) und Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) inzwischen keinen Bestand mehr hat. Alle drei Formen kommen im gleichen Verbreitungsgebiet vor, weshalb sie keine Unterarten darstellen. Bach-, See- und Meerforelle sind nur verschiedene Formen von ein und derselben Art (vgl. auch KOTTELAT & FREYHOF 2007). Nach SCHREIBER & DIEFENBACH (2004) sowie KOTTELAT & FREYHOF (2007) handelt es sich bei den früheren Unterarten lediglich um verschiedene Lebensstrategien ein und derselben Art *Salmo trutta*, der Atlantischen Forelle. Ihre Unterschiede im äußeren Erscheinungsbild und der Wachstumsleistung beruhen vornehmlich auf Anpassungen an unterschiedliche Lebensräume und Umweltbedingungen (vgl. auch FERGUSON et al. 2019).

BAER et al. (2007) führen darüber hinaus dazu aus, dass die Bachforellenbestände in Mitteleuropa zumindest in vier große Herkunftslinien unterteilt werden können, nämlich in eine monophyletische atlantische, danubische, mediterrane und adriatisch/korsische Gruppe. Demnach ist in Deutschland zumindest eine Unterteilung in eine atlantische (Nord- und Ostseezuflüsse) und in eine danubische (Donaeinzugsgebiet) Gruppe erforderlich. Gleichzeitig ist Praktikern und Wissenschaftlern speziell bei Bachforellen die Ausbildung von regionalen und standorttypischen Populationen (so genannter „Ökotypen“) seit langem bekannt (BAER et al. 2007)

4.2 Ökologie

4.2.1 Allgemein

Die Bachforelle ist in Oberfranken ein häufiger Fisch (vgl. KLUPP et al. 2009) und bevorzugt struktur- und sauerstoffreiche sowie sommerkühle Gewässer. Trotz ihrer weiten Verbreitung ist sie aufgrund fehlender Laichplätze und einer durch zahlreiche Querbauwerke eingeschränkten Migration lokal gefährdet. Die optimale Temperatur liegt dabei für die Art wie auch für andere Salmoniden, wie in der Abbildung 4-1 dargestellt, im Bereich von 12 bis 16°C. Die kritische obere Temperaturgrenze liegt bei etwa 25°C. Die Bachforelle laicht in Oberfranken in den Monaten Oktober bis Dezember (KLUPP et al. 2009). Die Reproduktion der Bachforelle erfolgt bei unter 12°C in der Regel in flach überströmten, kiesigen Substraten (lithophile Art). Die Bachforelle zählt dabei zu den sog. Interstitiallaichern, d.h. die Eier werden etwa 5 bis 20 cm tief im Sediment vergraben, wofür eine Laichgrube geschlagen wird. Dabei wird das grobe Sediment von Feinsediment freigespült (Dekolmation) (JUNGWIRTH 2003).

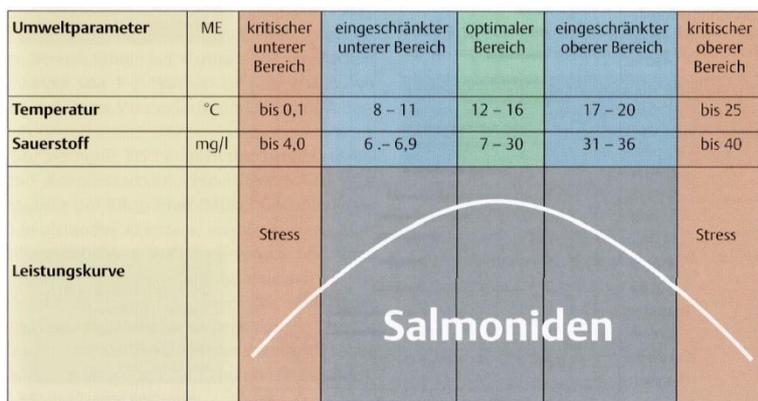


Abbildung 4-1: Physiologische Ansprüche von Salmoniden an die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt sowie die Leistungskurve dieser Fische bei optimalen, eingeschränkten und kritischen Bedingungen (nach SCHRECKENBACH 2007 in BAUR et al. 2010).

Das kiesige Substrat sollte locker sein, mit Korngrößen zwischen 1 und 100 mm, bei einer mittleren Korngröße von 10 bis 40 mm und einem Feinsedimentanteil von unter 12 %. Der Feinsedimentanteil /Fraktion kleiner als 6mm) darf dabei gemäß PETER (1986) 25 % nicht übersteigen. Der Kies sollte dabei, wie in Abbildung 4-2 dargestellt, als Rausche oder Furt gut angeströmt werden (LFVB 2007). Verfestigtes und kompaktes Substrat, wie es z.B. aufgrund starker Versinterung in der Leinleiter im Mündungsbereich vorgefunden wurde, wird nicht oder allenfalls sehr eingeschränkt angenommen (vgl. JUNGWIRTH 2003) wodurch ein deutlich reduzierter Reproduktionserfolg zu prognostizieren ist.

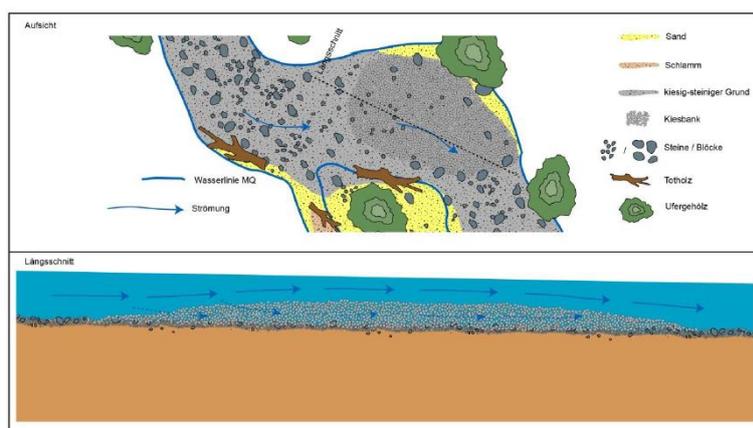


Abbildung 4-2: Schemazeichnung einer Kiesfläche in einem Fließgewässer. Aufsicht (oben) und Längsschnitt (unten), gestrichelte Pfeile symbolisieren die Durchströmung (BECKER & ORTLEPP 2019)

Die Ei- und Larvalphase stellt aufgrund der hohen Ansprüche an die Sedimentqualität oft den Engpass im Lebenszyklus der Bachforelle dar.

Als Sauerstoffkonzentrationen im Sediment werden im Minimum ca. 5 mg/l angegeben, für die Larvalentwicklung besser 7 mg/l. BEARD & CAROLINE (1991; in JUNGWIRTH 2003) fanden z.B. auch, dass die Bachforellendichte lediglich mit der Anzahl an Laichplätzen korrelierte, aber nicht mit anderen Habitaten wie z.B. Kolken. Während in typischen, kleinen Bachforellengewässern die genutzten Kieslaichplätze oft nur wenige Quadratmeter groß sind, können sie dagegen in größeren Flüssen Ausdehnungen von mehreren hundert Metern Länge aufweisen (vgl. ORTLEPP & BECKER 2019). Adulte Bachforellen \geq 25 cm benötigen Wassertiefen von mindestens 25 cm (RIEDL & UNFER 2010). Eine Ausnahme bei leichter Unterschreitung dieses Grenzwertes stellen Unterstände dar, z.B. Felsblöcke, Totholz, überhängende Vegetation oder unterpülte Ufer.

4.2.2 (Teil-)Habitat

Fische benötigen innerhalb ihres Lebens- und Reproduktionszyklus in Abhängigkeit von dem jeweiligen Entwicklungsstadium unterschiedliche (Teil-)Habitat. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei Fischlebensräumen um 4-dimensionale Systeme handelt (vgl. JUNGWIRTH et al. 2003), bei denen die Zeit eine wesentliche Komponente darstellt, d.h. bestimmte Teilhabitate müssen zu bestimmten Zeiten in einer entsprechenden Qualität zur Verfügung stehen und vor allem erreichbar sein.

Nur wenn alle erforderlichen Teilhabitate in ausreichender Anzahl und Qualität vorhanden sind und untereinander funktional vernetzt sind, können die einzelnen Arten überlebensfähige, selbstreproduzierende (Teil-)Populationen ausbilden. Die einzelnen Teilpopulationen sollten dabei im Sinne des Metapopulationskonzeptes in einem Austausch miteinander stehen.

Individuelles Verhalten (aktive Wanderungen) und populationsökologische Prozesse (Verdriftung, Auslöschung, Neu- und Wiederbesiedlung) tragen zu einer räumlichen und zeitlichen Fragmentierung von Flussfischpopulationen bei.

Sofern einzelne Schlüsselhabitate wie beispielsweise Laichplätze oder Jungfischhabitate nicht vorhanden sind, keine ausreichende Qualität aufweisen (Kolmation von Kieslaichplätzen) oder für die relevanten Entwicklungsstadien nicht erreichbar sind, hat dies Auswirkungen auf die Abundanz sowie die Altersstruktur der Arten und kann dazu führen, dass bestimmte Arten nicht im Gewässerabschnitt bzw. im Gewässersystem rezent vorkommen.

So besitzen beispielsweise Kieslaichflächen ohne stromab liegende und für die Jungfische erreichbare Aufwuchshabitat für die Reproduktion von Interstitial- und Substratlaichern nur eine unzureichende ökologische Funktionalität aufgrund der fehlenden Vernetzung mit anderen Schlüsselhabitaten. Finden die Brütlinge keine geeigneten, unweit unterstrom der Laichgebiete liegenden Teilhabitate vor, treten meist hohe Verluste bei diesem Lebensstadium auf. In dieser Phase sind Fische zunächst meist nicht in der Lage gegen die Strömung anzuschwimmen, sondern müssen sich mit der Strömung in weniger stark durchströmte flachere Uferbereiche stromabwärts der Laichstelle verdriften lassen. Hier ist also nicht nur die räumliche Nähe, sondern auch die relative Lage der Teilhabitate zueinander von entscheidender Bedeutung für die Überlebensraten der Brütlinge (BECKER & ORTLEPP 2019). Auch sollten im Bereich der Laichplätze ausreichende Deckungsmöglichkeiten für adulte Laichtiere vorhanden sein.

Die von einer Fischart genutzten Teilhabitate müssen folglich untereinander vernetzt sein, um als Ökotopt zusammenwirken zu können. Dazu muss der betrachtete Gewässerabschnitt nicht nur durchwanderbar sein, sondern einzelne Teilhabitate müssen sich zudem in räumlicher Nähe und zweckmäßiger räumlicher Anordnung zu anderen relevanten Teilhabitaten befinden.

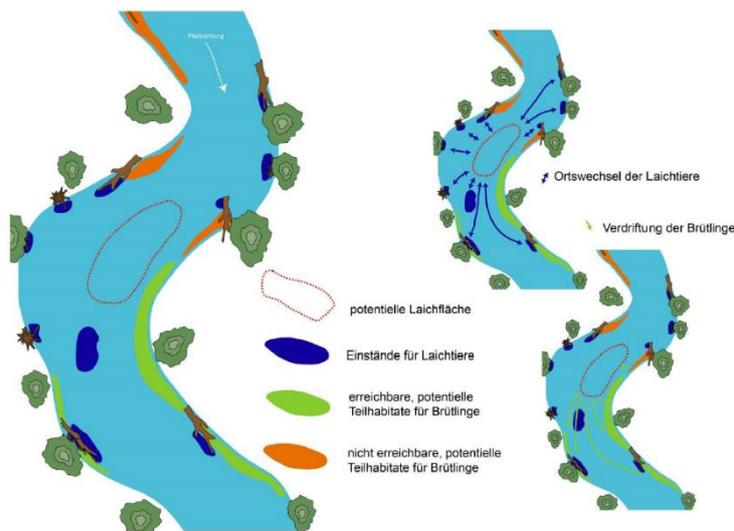


Abbildung 4-3: Schema eines Fließgewässerabschnitts (links) mit potentieller Laichfläche, potentiellen Einständen für Adultfische und potentiellen Lebensräumen für Brütlinge (grün: erreichbar; orange: nicht erreichbar). Rechts dargestellt sind Ortswechsel (oben) und Verdriftung (unten). (BECKER & ORTLEPP 2019)

Fischhabitate entstehen, wie in Abbildung 4-4 veranschaulicht, durch das Zusammenspiel von Prozessen und Strukturen. Sofern als Laichsubstrat geeigneter Kies nicht dort eingebaut wird, wo auch die erforderlichen hydraulischen Voraussetzungen (Strömungsgeschwindigkeit und Sohlschubspannung) vorhanden sind, entsteht kein Kieslaichplatz, da die Fische diesen Bereich zur Laichzeit nicht aufsuchen bzw. nutzen werden.

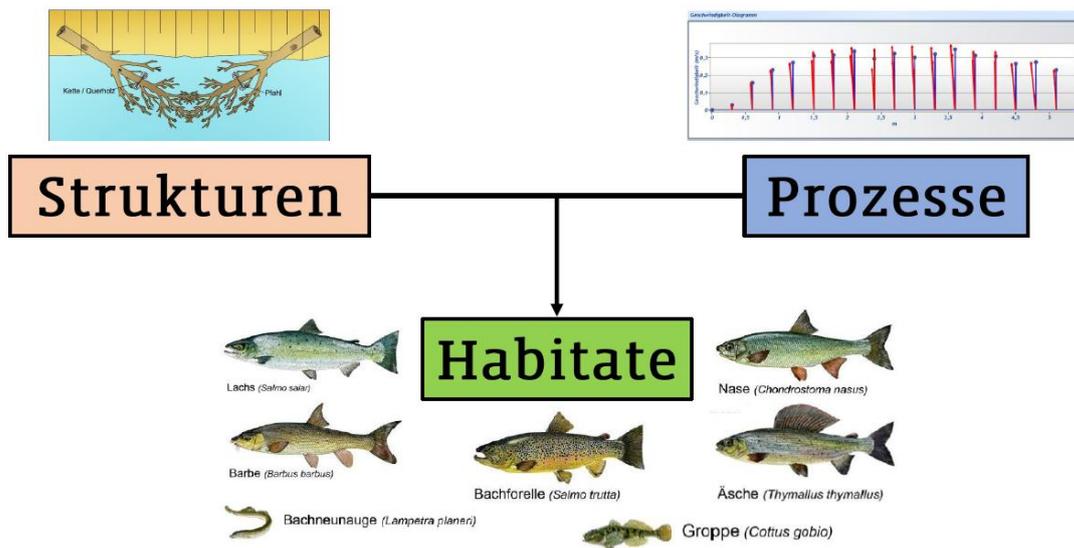


Abbildung 4-4: Ausbildung von aquatischen Habitaten durch Strukturen in Verbindung mit Prozessen

Gemäß JUNGWIRTH et al. (2003) hängen die vielfältigen abiotischen Faktoren und damit die Komplexität des Lebensraumes von Fließgewässern überwiegend vom Abflussgeschehen sowie den damit verbundenen Strömungen und Fließkräften, die die entscheidenden Lebensraumgrößen darstellen, in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen ab. Turbulenz und Strömungsdiversität entstehen dabei aus dem Zusammenspiel von Gewässermorphologie als Struktur und der Fließgeschwindigkeit als Prozess.

Relevante Prozesse sind u.a.:

- Hydrologisches Regime => Durch- bzw. Abflussverhältnisse => bettbildende Prozesse (in der Regel ab 2MQ bzw. bordvollem Abfluss) => regelmäßige Überschwemmung (essentiell für die Ausbildung vernetzter Fluss-Auen-Lebensräume)
- Strömungsgeschwindigkeit (schießender oder strömender Abfluss)
- Sohlschubspannung bzw. Schleppkraft (die kinetische Energie eines Flusses, die, sofern sie groß genug ist, anfallendes Lockermaterial abtransportieren kann) => Erosion
- Sedimenttransport bzw. Sedimentverfügbarkeit
- Eintrag, Weitertransport, Ablagerung und Abbau von Totholz
- Beschattung bzw. Besonnung => Makrophytenwachstum

Es gibt eine Vielzahl an unterschiedlichen Strukturen, die bei der Gewässerrevitalisierung genutzt werden können und die an dieser Stelle nicht vollumfänglich dargestellt werden können (vgl. hierzu u.a. GEBLER 2005).

Strukturen:

- Gerinnemorphologie (z.B. Reaktivierung von Mäanderschleifen)
- Störsteine (einzeln oder als Gruppe)
- Bühnen (inklinant, deklinant, rechtwinklig, Dreieckbühne), Strömunglenker
- Kiesdepots
- Totholz sowohl als Strömunglenker als auch als Fischunterstand (vgl. hierzu Abschnitt)
- Wasserpflanzen
- ufernaher Baumbestand (wertgebend ist hier insbesondere die auf Höhe der Mittelwasserlinie wachsende Schwarzerle mit ihren ins Gewässer reichenden Wurzelbärten)

In typischen Bachforellenbächen liegen die Teilhabitate gemäß BECKER & ORTLEPP (2019) mosaikartig und in unmittelbarer Nähe zueinander vor. In einem Abschnitt von wenigen hundert Metern finden sich üblicherweise alle benötigten Teilhabitate.

Tabelle 4-1: Richtwerte für die Herstellung eines Ökotops für die Bachforelle (BECKER & ORTLEPP 2019).

Struktur	Teilhabitate für	Mindestfläche (Einzelstruktur)	relative Lage	Flächenanteil
1. Überströmte Kiesflächen	Laichplatz	5 m ²	v.a. oberhalb 2.	10 %
2. flache strömungsberuhigte/-arme Bereiche	Brütlinge	4 m ²	nah. unterhalb 1.	10 %
3. Unterstände	Adulte, Juvenile	4 m ²	mosaikartig verteilt	20 %
4. Unterstände beim Laichplatz	Adulte	2 m ²	≤ 30 m zu 1.	1 %
5. Rauschen	Juvenile	30 m ²		15 %

Tabelle 4-2: Beschreibung der Teilhabitate (BECKER & ORTLEPP 2019)

Teilhabitate Bachforelle			
Überströmte Kiesflächen	Laichplatz	Wassertiefe: meist 10 - > 80 cm bevorzugt 10 - 40 cm Fließgeschwindigkeit: 15 - 80 cm/s bevorzugt 30 - 60 cm/s Substrat: > 10 - 80 mm bevorzugt 40 - 60 mm < 10 % Feinsedimentanteil	Bachforellen laichen zwischen Oktober und Dezember auf lockeren Kiesflächen mit mindestens 20 cm Mächtigkeit. Hierfür können kleinflächige Kiesansammlung aber auch ausgedehnte Kiesbänke benutzt werden. Bachforellen schlagen Laichgruben und graben ihre Eier mehrere cm tief in den Kieskörper ein. Die Brut verbleibt bis zum Frühjahr (März bis Ende April) im Kieslückensystem. Über diesen Zeitraum muss die Sauerstoffversorgung gewährleistet sein. Der Feinsedimentanteil im Kieskörper muss daher gering sein.
flache, strömungsarme Uferbereiche	Brütlinge	Wassertiefe: 5 - 20 cm Fließgeschwindigkeit: 5 - 20 cm/s Substrat: untergeordnete Bedeutung, meist Feinsubstrat (Sand - Feinkies)	Da Brütlinge zunächst noch ein eingeschränktes Schwimmvermögen haben, sind sie auf flache, strömungsarme Bereiche in unmittelbarer Nähe, unterhalb des Laichplatzes angewiesen. Diese Bereiche können sehr kleinräumig sein und bspw. auch hinter Strömungshindernissen in Flussmitte liegen. I.d.R. finden sich diese Strukturen aber entlang der Ufer, oft in Pflanzen- und Wurzelgeflecht. Bachforellen benötigen diese Teilhabitate nicht lange, da die Schwimmleistungsfähigkeit der Brütlinge sehr schnell zunimmt.
Unterstände beim Laichplatz		Wassertiefe: bevorzugt > 40 cm Fließgeschwindigkeit: bevorzugt 10 - 30 cm/s Substrat: untergeordnete Bedeutung	Bachforellen benötigen am Laichplatz (< 30 m Entfernung) Unterstände, um vor, zwischen und nach den eigentlichen Laichvorgängen Ruhephasen einlegen zu können. Diese Unterstände müssen eine größere Wassertiefe und eine reduzierte Fließgeschwindigkeit, sowie Sichtschutz nach oben aufweisen. Gumpen mit Turbulenz an der Wasseroberfläche, Totholz, unterspülte Ufer und Wurzelraumkolke sind bspw. sehr geeignet.

4.2.3 Bedeutung von Seitengewässern

Adulte Bachforellen wechseln in vielen Gewässersystemen im Herbst aus den größeren Gewässern mit ihrem guten Nahrungsangebot in die kleineren Seitengewässer, um sich dort fortzupflanzen. In den Seitengewässern finden sie häufig Laichplätze mit einer besseren Substratqualität (SOLOMON & TEMPLETON 1976 in KÜTTEL 2001), wodurch der Reproduktionserfolg gesteigert werden kann. ELLIOTT (1994) stellt fest, dass es grundsätzlich 2 Typen von Bachforellen-Populationen in Fließgewässern geben kann. Während der eine Teil Zeit seines Lebens im Geburtsgewässer bleibt, wandert der andere Teil als 1+ oder 2+ - Fisch in größere Gewässer ab und kehrt erst zum Abbläichen wieder zurück. Das Abwandern der adulten Fische kann dabei einen positiven Einfluss auf das Wachstum der 0+-Fische haben, da diesen dadurch sämtliche Ressourcen des Systems zur Verfügung stehen (ELLIOTT 1994).

So stellte auch KÜTTEL (2001) für die Rhone fest, dass der vorhandene Bachforellenbestand für die Reproduktion nahezu vollständig auf die Seitengewässer angewiesen ist, da im Hauptstrom nicht die dafür erforderlichen Bedingungen zur Verfügung stehen.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Qualität von geeigneten Mikrohabitatstypen für 0+Bachforellen durch das Vorhandensein von Adultfischen aufgrund von hohem Konkurrenz- und Prädationsdruck vermindert werden kann. Indem Bachforellen die Seitengewässer zur Reproduktion aufsuchen und anschließend in das Hauptgewässer zurückkehren, kann sich die Überlebenschance für die in den Seitengewässern verbleibenden Jungfische erhöhen.

5 SYSTEMATISCHE UNTERSUCHUNG ZUM ZUSTAND DER GEWÄSSERSOHLLE UND ZUM GRAD DER VERSCHLÄMMUNG DER KIESSUBSTRATE (THEMENSCHWERPUNKT 1)

5.1 Methoden

Sauerstoffeindringtiefe

Für die Bewertung der Sauerstoffeindringtiefe wurden zur Erfassung des Ausgangszustands am 12. und 13. Juni 2019 25 cm lange und ca. 6 mm starke, rostfähige Eisenstäbe in das Sediment eingebracht. Nach einer Verweildauer von ca. 6 Wochen wurden die Eisenstäbe am 25. und 26. Juli 2019 wieder entnommen und die Länge rostiger und schwarz gefärbter Bereiche mit einem Lineal gemessen. Für die Erfassung des Zustands nach Maßnahmenumsetzung wurden die Eisenstäbe am 14. und 15. April 2023 ausgebracht und am 27 und 28. Mai 2023 wieder entnommen.

Bei der Methode zeigen rostige Bereiche oxidative, also sauerstoffhaltige, und schwarz gefärbte Bereiche reduktive, also sauerstoffarme Verhältnisse im Sediment an (Abbildung 5-1). Die Messung der oxidativen und reduktiven Bereiche erfolgte direkt nach der Entnahme, um Verfälschungen durch Nachoxidation zu vermeiden.



Abbildung 5-1: Beispiele der Verfärbungen der Eisenstäbe nach deren Entnahme aus dem Wassergraben West mit oxidativen (rostig) und reduktiven Zonen (schwarze Verfärbung).

Die Verortung der Eisenstäbe waren stets potentielle Laichplätze der Bachforelle bzw. die potentiell best-durchströmten Bereiche der Sohle. Kriterien dafür waren die Lage, die Anströmung sowie die Korngröße des Sohlmaterials. Die Anordnung der Eisenstäbe entsprach dann einem Raster entlang des Talwegs. Dabei wurden 10 Eisenstäbe in einer Reihe mit einem Abstand von 0,5 m angeordnet. Lediglich im Mündungsabschnitt der Leinleiter wurde davon abgewichen und eine Bank aus sehr locker gelagertem Geschiebe beprobt, da der restliche Teil der Sohle aufgrund der starken Versinterung, und damit sehr festen Sohle nicht beprobbar war. Diese Bank war auch im Jahr 2023 noch aufzufinden, so dass die Probenahme erneut

erfolgen konnte. Der Abschnitt „Leinleiter Ort“ konnte aufgrund hoher Wassertiefe in Kombination mit der vergleichsweise sehr groben und festen Deckschicht im Jahr 2023 nicht beprobt werden.

Die Sauerstoffeindringtiefe wurde bei der Entnahme der Eisenstäbe zusätzlich mittels eines Oxygen Meter (Fibox 4) der Firma PreSens an den einzelnen Probestellen gemessen. Es wurde genau an der Stelle der Eisenstäbe gemessen, nachdem diese entnommen wurden. Dadurch sollte auch die Methode der Eisenstäbe validiert werden. Die Einstechsonde wurde 5-10 cm in das Sediment gesteckt. Nach ca. 15 Minuten hatte sich meist ein zuverlässiger Messwert eingestellt. Da diese Einstellzeit recht lang war, wurden die Messungen beendet sobald die Sauerstoffkonzentration unter den fischkritischen Wert von 4 mg/l gefallen war. Da dies eine weitere statistische Auswertung auf Intervallniveau nicht mehr ermöglicht, wurden drei Kategorien der Eignung als Laichsubstrat gebildet: 1.) ungeeignet bei < 5 mg/l; 2. kritisch bei 5 bis 7 mg/l und 3.) geeignet bei > 7 mg/l. Diese Werte wurden nach INGENDAHL (2001) für Untersuchungen des Laichsubstrats für die Meerforelle, SOWDEN & POWER (1985) für geschlüpfte Salmonidenbrut und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) abgeleitet.

Sedimentprobenahme

Sediment wurde im Bereich der ausgebrachten Eisenstäbe zur Messung der Sauerstoffeindringtiefe am 12. und 13. Juni 2019 für die Erfassung des Ausgangszustandes und am 14. und 15. April 2023 zur Erfassung des Zustandes nach Maßnahmenumsetzung entnommen, ohne aber dabei diese Messungen zu beeinflussen. Zu diesem Zeitpunkt waren die Laich- und Entwicklungsperioden der potenziell vorkommenden Kieslaicher bereits abgeschlossen. Die Probestelle wurde dabei großflächig mit Hilfe eines Deflektors abgeschirmt. Das Sediment wurde dann vorsichtig mit einem Spaten bis in eine Tiefe von 10 cm aufgelockert bzw. ausgestochen. Feinsediment wurde dadurch kaum aufgewirbelt. Das so aufgelockerte Sediment wurde mit einem PVC-Beutel direkt unter Wasser aufgenommen. Dieses Vorgehen erwies sich bei behutsamer Arbeit und den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln als am geeignetsten. Je nach Korngröße und Beschaffenheit der Probestellen wurden zwischen 0,5 – 4,5 kg repräsentatives Probematerial entnommen.

Die so entnommenen Proben wurden im Labor bis zur Gewichtskonstanz bei ca. 65°C im Trockenofen getrocknet und komplett gewogen, um die Siebverluste nach der Siebung zu erfassen. Vor der Siebung wurden die Proben wieder für mindestens zwei Stunden mit Wasser vermengt um das Feinsediment von den größeren Körnern zu lösen. Die anschließende Nasssiebung wurde nach DIN 18123-4 in einem Siebturm Modell VE 1000 der Firma Retsch mit unten aufgeführten Modifikationen durchgeführt (Abbildung 5-2). Es wurden folgende Siebweiten verwendet: 0,063mm, 0,125mm, 0,25mm, 0,5mm, 1,0mm, 2,0mm, 4,0mm, 8,0mm, 14,0mm, 28,0mm und 40,0mm.

Aus den gewonnenen Daten wurden der Sortierungskoeffizient S_o , die mittlere Korngröße als geometrisches Mittel D_g und darauf basierend der Fredle Index FI berechnet (MÜLLER, 1964; LOTSPEICH & EVEREST, 1981). Diese Kennwerte haben sich bisher für die Bewertung der Eignung von Laichsubstraten als am geeignetsten herausgestellt (vgl. SEIDEL et al. 2015).



Abbildung 5-2: Siebturm zur Nasssiegung (links) und getrocknete Sedimentproben (rechts).

Der Sortierungskoeffizient S_o berechnet sich wie folgt: $S_o = (d_{75} / d_{25}) / 2$. Dabei sind d_{75} und d_{25} die Korngrößen bei 75 % und 25 % Siebdurchgang. Damit ist der Sortierungskoeffizient S_o ein Parameter für die Gleichförmigkeit von Partikeln, aus der man auf die Durchlässigkeit des Sediments schließen kann. Je höher der Sortierungskoeffizient, umso ungleichförmiger sind die Partikel, und umso geringer ist die Durchlässigkeit des Substrats. Der niedrigste Wert für den Sortierungskoeffizienten ist 1, dann besteht das Substrat aus nur einer Korngröße (LOTSPEICH & EVEREST, 1981).

Die mittlere Korngröße als geometrisches Mittel D_g (LOTSPEICH & EVEREST, 1981) wird berechnet nach: $D_g = d_1 w_1 * d_2 w_2 * d_3 w_3 * \dots * d_n w_n$. Dabei sind d_1 bis d_n die Durchmesser einzelner Kornfraktionen und w_1 bis w_n die Massenanteile der Gesamtprobe in Zentilen. Dadurch wird die Sedimentprobe in zwei massengleiche Hälften eingeteilt (DIRKSMEYER, 2008).

Aus dem Sortierungskoeffizienten geht nicht hervor, welche Korngröße das Substrat tatsächlich hat. Ein Substrat aus Korngrößen von z.B. 2 mm kann den gleichen Sortierungskoeffizienten wie ein Substrat aus Korngrößen von 20 cm einnehmen. Daher werden der Sortierungskoeffizient S_o und der mittlere Korndurchmesser D_g als Fredle-Index FI miteinander ins Verhältnis gebracht: $FI = D_g / S_o$ (LOTSPEICH & EVEREST, 1981). Damit ist der Fredle Index ein sehr guter Parameter für die Ausprägung des Lückensystems im Sediment. Neben Gleichförmigkeit bzw. Permeabilität sind darin auch die Korngröße des Substrates und damit der Einfluss von Permeabilität und Porengröße und auf den Wasseraustausch im Sedimentporenraum berücksichtigt (DIRKSMEYER, 2008). Je größer die mittlere Korngröße des Sediments (D_g) und je gleichförmiger die Korngrößen verteilt sind (S_o), umso höher ist der Fredle - Index. Bei einem Sortierungskoeffizienten von 1, also der gleichförmigsten Verteilung des Sediments bei nur einer Korngröße, entspricht der Wert des Fredle - Index der mittleren Korngröße (HÜBNER, 2003). Der Fredle Index kann also nie größer sein als die mittlere Korngröße. Damit besitzt der Parameter auch eine gute Aussagekraft über die Eignung von Sedimentfraktionen als Laichsubstrat für Fische. So sind z.B. sandige Substrate mit Korngrößen unter 2 mm für Kieslaicher ungeeignet.

5.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Sauerstoffeindringtiefe

Die Sauerstoffeindringtiefe war über die beiden Messungen im Ausgangszustand und nach Maßnahmenumsetzung unverändert und wird daher im Folgenden zusammengefasst. Gemessen am oxidierten Bereich der Eisenstäbe reichte die Sauerstoffeindringtiefe meist bis ca. 3,5 cm (Median). Der beste Zustand wurde in den beiden Abschnitten der Leinleiter mit einer Sauerstoffeindringtiefe von etwa 16 cm gemessen. Erwartungsgemäß wurden die geringsten Werte in den Wässergräben mit 1 cm festgestellt. Weniger erwartungsgemäß lagen auch die Werte im Güßgraben überwiegend unter 3 cm, und waren nur im Quellbereich etwas höher. In den anderen Gewässern Trubach, Fischbach und Thosbach lag der Median der Sauerstoffeindringtiefe zwischen ca. 3 und 5 cm (vgl. Tabelle 5-1 und Abbildung 5-3).

Die Messungen mit der Einstichsonde stimmten überwiegend mit den Messungen der Eisenstäbe überein und ergaben meist eine ungeeignete Sauerstoffkonzentration unter 5 mg/l. Lediglich in der Leinleiter wurden auch Werte bis 7 mg/l gemessen.

Da die Bachforelle in einer Sedimenttiefe von im Mittel ca. 10 cm laicht (vgl. Kapitel 4) wurde die Laichhabitatqualität bei einem Median von unter 3 cm Sauerstoffeindringtiefe als „gering“, zwischen 3 und 7 cm als „mäßig“ und über 7 cm als hoch eingeschätzt (vgl. Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Werte der Sauerstoffeindringtiefe und Einschätzung der entsprechenden Laichhabitatqualität für die Bachforelle.

Gewässer	Abschnitt	Jahr	Mittelwert [cm]	Median [cm]	Minimum [cm]	Maximum [cm]	Laichhabitatqualität
Güßgraben	Quelle	2019	3,6	3,25	0	8	mäßig
		2023	4,3	3,53	0	9	
	Mitte	2019	2,9	1,5	0	9	gering
		2023	3,7	3	0	8	
	Mündung	2019	2,2	1	1	10	gering
		2023	3	2,5	0	8	
Leinleiter	Ort	2019	17,9	18	13	20	hoch
		2023	Nicht feststellbar				keine Bewertung
	Mündung	2019	15,2	16	9	18	hoch
		2023	13,7	14	7	20	
Fischbach	Mitte	2019	4,9	5	2	10	mäßig
		2023	5,4	4,5	1	11	
	Mündung	2019	5,2	4	0	13	mäßig
		2023	4,5	3,5	0	12	
Wässergraben	Ost	2019	1,1	1	1	3	gering
		2023	0,9	1	0	2	
	West	2019	0,9	1	0	2	gering
		2023	0,7	1	0	2	
Trubach	Pretzfeld	2019	3,4	3	1	7	mäßig
		2023	4,7	5	3	7	
Thosbach	Urspring	2019	5,8	4	0,5	16	mäßig
		2023	5,9	4,5	1	13	

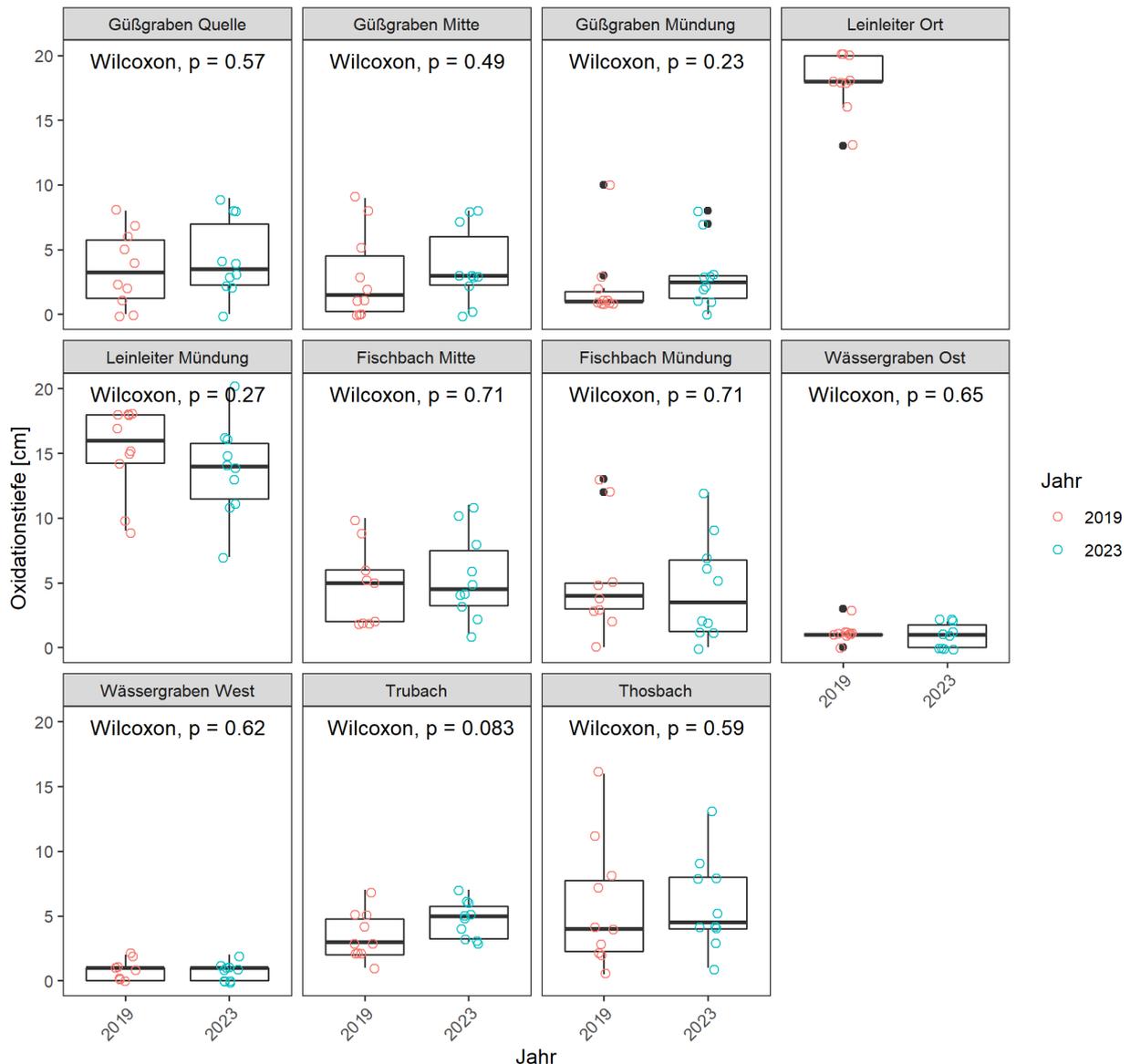


Abbildung 5-3: Boxplots der Sauerstoffeindringtiefe in den elf Untersuchungsgewässern für 2019 und 2023

Sediment

Die Ergebnisse der Sedimentproben unterschieden sich nicht zwischen den beiden Probenahmen des Ausgangszustands und nach Maßnahmenumsetzung und werden daher im Folgenden zusammengefasst.

Der mittlere Korndurchmesser D_g der untersuchten Gewässerabschnitte war bei beiden Probenahmen überwiegend gering mit 2,1 mm (Median). Der Wert lag damit im untersten Bereich der Korngröße Feinkies. Die kleinsten mittleren Korngrößen von 1 mm und weniger wurden in den Wässergräben West und Ost und der Trubach gefunden. Mittlere Korndurchmesser von ca. 10 mm und mehr hatten lediglich die zwei oberen Abschnitte im Güßgraben und die Leinleiter (Ort 2019). In diesen Abschnitten lag auch eine ausgeprägte Deckschicht mit grobem, kantigem Material vor. In den anderen Abschnitten Güßgraben (Mündung), Leinleiter (Mündung), Fischbach und Thosbach lag der mittlere Korndurchmesser zwischen ca. 2 und 6 mm. Im Abschnitt Leinleiter (Mündung) war der Korndurchmesser nur aufgrund der Beprobung der Sedimentbank so gering. Der Abschnitt war durchaus kiesig geprägt, aber aufgrund der

Versinterung nicht beprobbar (vgl. Abschnitt 5.1). Insofern ist vermutlich auch die Eignung als Laichstrecke für die Bachforelle auf wenige lockere Kiesbereiche eingeschränkt.

Der Sortierungskoeffizient S_o entsprach einem Median von 3,5 (Median). Die geringsten Werte und damit die höchste Durchlässigkeit des Sediments wurden sowohl vor als auch nach Maßnahmenumsetzung an der Leinleiter (Mündung) mit 1,5 sowie am Güßgraben (Quelle und Mitte) mit Werten zwischen 2,3 und 2,7 gefunden (vgl. Abschnitt 5.1). Die geringste Durchlässigkeit des Sediments mit Werten zwischen ca. 4 und 13 wiesen der Fischbach (Mitte und Mündung), die Wässergräben und die Trubach auf.

Der Fredle-Index, und damit auch die indizierte Eignung des Sediments als Laichsubstrat, war überwiegend gering mit einem Median von 0,8. Sowohl vor als auch nach Maßnahmenumsetzung unterschritt der Fredle-Index Werte unter 1,5. In den Gewässern Güßgraben (Mündung), Leinleiter (Mündung), Fischbach, Wässergräben, Trubach und Thosbach. Die Sedimentqualität konnte nur in den oberen Abschnitten des Referenzgewässers Güßgraben (Quelle und Mitte) und in der Leinleiter (Ort 2019) als mäßig und hoch bewertet werden. Eine Übersicht mit allen Werten zeigt Tabelle 5-2.

Tabelle 5-2: Werte der Korngrößenanalyse für den mittleren Korndurchmesser D_g , den Sortierungskoeffizienten S_o und den aus beiden Werten resultierenden Fredle-Index FI . Die dreistufige Einschätzung der Laichhabitatqualität für die Bachforelle basiert auf dem Fredle Index.

Gewässer	Abschnitt	Jahr	S_o [-]	D_g [mm]	FI [-]	Laichhabitatqualität
Güßgraben	Quelle	2019	2,3	12,7	5,4	gut
		2023	2,7	12,3	4,6	
	Mitte	2019	2,3	9,5	4,1	mäßig
		2023	2,3	10,2	4,5	
	Mündung	2019	3,1	2,0	0,7	gering
		2023	3,3	2,0	0,6	
Leinleiter	Ort	2019	3,5	12,3	3,5	gut
		2023	Nicht beprobbar			keine Bewertung
	Mündung	2019	1,5	1,9	1,3	gering
		2023	1,5	1,8	1,2	
Fischbach	Mitte	2019	13,3	4,1	0,3	gering
		2023	9,3	3,5	0,4	
	Mündung	2019	5,0	6,8	1,4	gering
		2023	5,4	5,6	1,0	
Wässergraben	Ost	2019	5,4	0,5	0,1	gering
		2023	6,5	0,4	0,1	
	West	2019	4,4	0,5	0,1	gering
		2023	4,4	0,6	0,1	
Trubach	Pretzfeld	2019	5,8	1,1	0,2	gering
		2023	3,7	0,4	0,1	
Thosbach	Ursprung	2019	2,7	2,1	0,8	gering
		2023	2,3	2,3	1,0	

Die Bewertung des Fredle-Index deckt sich gut mit dem Anteil an Feinsediment, zu dem je nach Literatur die Fraktionen Ton, Schluff und Sand gezählt werden. Der Feinsedimentanteil ist wesentlich für die Durchlässigkeit des Sediments. Die Gewässer mit dem geringsten Feinsedimentanteil von unter 20 % Ton, Schluff und Sand waren der Güßgraben (Quelle und Mitte) und die Leinleiter (Ort). In allen anderen Gewässern lag der Anteil deutlich darüber, in den Wässergräben sogar über 60 %. Besonders hohe Anteile an den sehr feinen Fraktionen

Ton und Schluff wurden mit ca. 5 % und mehr in den Gewässern Fischbach (Mitte), Wässergräben, Trubach und Thosbach gefunden (Tabelle 5-3, Abbildung 5-4). Insbesondere diese sehr feinen Fraktionen beeinträchtigen die Sedimentqualität.

Der hohe Sandanteil im Abschnitt Leinleiter Mündung ergab sich aus der erforderlichen Beprobung der Sedimentbank (vgl. Abschnitt 5.1), die überwiegend aus versinterter Material der Fraktion Sand-Feinkies bestand. Zu erkennen ist hier ein ebenso äußerst geringer Wert beim Feinstsediment (Ton, Schluff) von 0,3 %.

Einen guten visuellen Eindruck vom Sedimentzustand und den Unterschieden zwischen den Gewässern vermittelt Abbildung 5-5.

Tabelle 5-3: Werte der Korngrößenanalyse für den Anteil an Feinsediment (< 0,063 mm - Ton und Schluff; < 2 mm - Ton, Schluff und Sand). Die dreistufige Einschätzung der Laichhabitatqualität für die Bachforelle basiert auf dem Ton-, Schluff- und Sandanteil.

Gewässer	Abschnitt	Jahr	< 0,063 mm [%]	< 2 mm [%]	Laichhabitatqualität
Güßgraben	Quelle	2019	1,3	9,7	gut
		2023	1,7	9,6	
	Mitte	2019	2,0	15,3	mäßig
		2023	2,1	12,0	
	Mündung	2019	3,9	29,2	gering
		2023	4,2	27,6	
Leinleiter	Ort	2019	1,3	8,3	gut
		2023	<i>Nicht beprobbar</i>		keine Bewertung
	Mündung	2019	0,3	8,2	gut
		2023	0,6	10,7	
Fischbach	Mitte	2019	4,9	32,4	gering
		2023	6,8	35,0	
	Mündung	2019	2,5	20,7	gering
		2023	2,8	23,5	
Wässergraben	Ost	2019	7,9	69,6	gering
		2023	10,8	71,0	
	West	2019	10,1	68,7	gering
		2023	8,8	66,2	
Trubach	Pretzfeld	2019	8,7	45,2	gering
		2023	7,2	48,9	
Thosbach	Urspring	2019	7,4	25,2	gering
		2023	8,9	22,3	

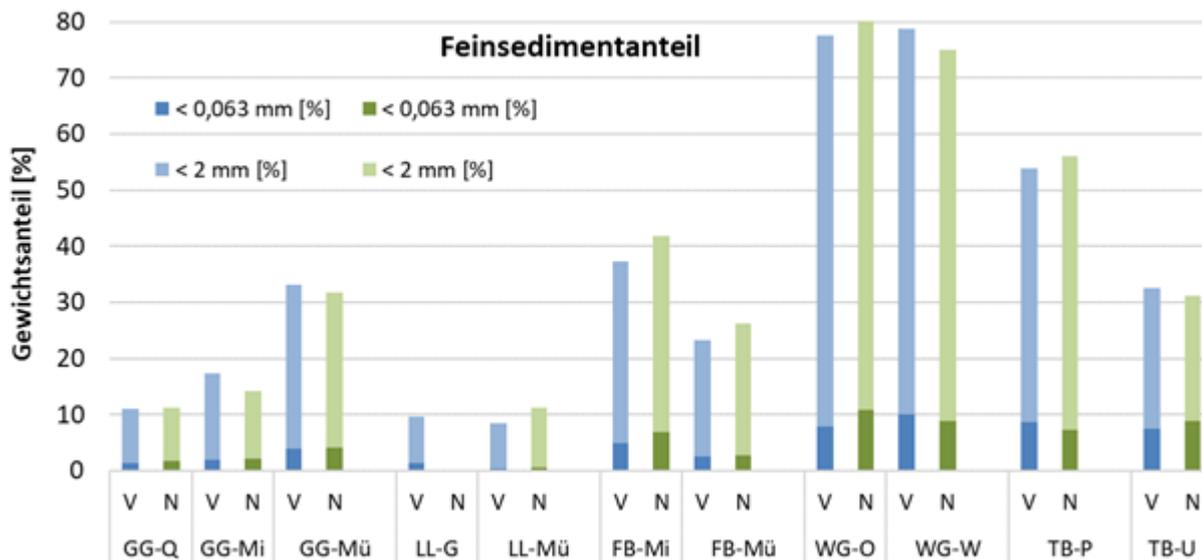


Abbildung 5-4: Gewichtsanteil des Feinsediments für die einzelnen Gewässerabschnitte (< 0,063 mm - Ton und Schluff; < 2 mm – Ton, Schluff und Sand).



Güßgraben Quelle



Güßgraben Mitte



Güßgraben Mündung



Leinleiter Mündung



Fischbach Mitte



Fischbach Mündung



Wässergraben Ost



Wässergraben West



Trubach



Thosbach

Abbildung 5-5: beprobtes Sediment aus der Probenahme nach Maßnahnumsetzung im Jahr 2023.

6 ÖKOMORPHOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN (THEMENSCHWERPUNKT 2)

Die ökomorphologischen Untersuchungen beziehen sich auf die Erfassung der Gewässerstrukturgüte, der vorhandenen Mesohabitate, der Identifikation von Quellen bzw. Eintragspfaden sowie die Vermessung der Restkolktiefe.

6.1 Gewässerstrukturgüte

6.1.1 Methoden

Die Erfassung der Gewässerstrukturgüte wurde am 03.04. bzw. 04.04.2019 mit dem Wasserwirtschaftsamt Kronach abgestimmt. Die angewandte Methodik entspricht dem Handbuch der „Gewässerstrukturgütekartierung von Fließgewässern in Bayern – Erläuterungen und Bewertung“ (2018). Dabei wurde die Gewässerstrukturgüte in 100-m-Abschnitte entsprechend des Kartierbogens aufgenommen. Die Einteilung in 100-m-Abschnitte und deren Nummerierung wurden vom Landesamt für Umwelt zur Verfügung gestellt. Entsprechend der Nummerierung wurde mit der Kartierung von der Mündung begonnen. Die Kartierabschnitte wurden in ein mobiles, tablettgestütztes Geoinformationssystem mit GPS-Empfänger überführt, welches im Gelände mitgeführt wurde. Dadurch konnten jeweils Beginn und Ende eines Abschnittes sicher im Gelände identifiziert werden.

Die Unterpunkte der Hauptparameter Linienführung, Verlagerungspotenzial, Entwicklungsanzeichen, Strukturausstattung, Retentionsraum, Uferstreifenfunktion und Entwicklungspotenzial wurden einzeln bewertet. Im nächsten Schritt wurden diese Unterpunkte für die bessere Vergleichbarkeit gemittelt und im letzten Schritt der Mittelwert für alle Gewässerabschnitte errechnet. Außerdem wurden für jeden Gewässerabschnitt die Bewertungen in Sohle, Ufer und Gewässerumfeld / Land gesplittet und die Differenz zu den Werten der Gewässerstrukturgütekartierung von 2006 bestimmt.

Tabelle 6-1: Parameter Gewässerstrukturgüte

Unterparametern	Hauptparameter	Teilsysteme	Gesamtbe- wertung
Laufkrümmung	Linienführung	Gewässer- bettstruktur	Gewässer- struktur
Sohlverbau, Uferverbau, Querbauwerke, Durchlass/Verrohrung/Brücke, Ausleitung, Strömungsbild, Querprofil, Profiltiefe	Verlagerungspotenzial		
Tiefenvariabilität, Breitenvariabilität, Ufererosion, Anlandungen	Entwicklungsanzeichen		
Böschungsbewuchs, Sonderstrukturen, Strömungsvielfalt, Sohlsubstratdiversität, Kolmation	Strukturausstattung		
Hochwasserschutzanlagen, Ausuferungsvermögen	Retentionsraum	Auestruktur	
ufernahe Ausprägung der Nutzung	Uferstreifenfunktion		
Auennutzung	Entwicklungspotenzial		

Die Bewertung erfolgte anhand der siebenstufigen Skala des LAWA-Bewertungssystems.

Tabelle 6-2: Klassen der Gewässerstruktur

Gewässerstrukturklassen	Farben der Klassen	Beschreibung der Gewässerstruktur
1		unverändert
2		gering verändert
3		mäßig verändert
4		deutlich verändert
5		stark verändert

Gewässerstrukturklassen	Farben der Klassen	Beschreibung der Gewässerstruktur
6		sehr stark verändert
7		sollständig verändert

Da für den Leinleiterbach und den Thosbach bereits eine offizielle Gewässerstrukturgütekartierung vom Land Bayern vorliegt, wurden diese vor Ort überprüft. Die vorhandene Abschnittsnummerierung wurde entsprechend übernommen.

Tabelle 6-3: Datum der Gewässerstrukturgütekartierung

Name	Datum		Abschnitte
Güßgraben	15.05.2019	15.05.2023	1-6
Thosbach	16.05.2019	15.05.2023	17-20
Wässergraben West	16.05.2019	16.05.2023	1-3
Wässergraben Ost	16.05.2019	16.05.2023	1-4
Fischbach/Düllbach	16.05.2019	16.05.2023	1-3
Leinleiter Ort	17.05.2019	17.05.2023	13-14
Mühlkanal	17.05.2019	17.05.2023	1-3
Leinleiter Mündung	17.05.2019	16.05.2023	1-3
Trubach	17.05.2019	16.05.2023	1-4

6.1.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Gewässerstrukturgüte für jedes Gewässer aufgeführt. Die Fotodokumentation ist der Anlage 1 zu entnehmen.

Der **Güßgraben** als Referenzgewässer weist eine unveränderte bis mäßig veränderte Gewässerstruktur im untersuchten Gewässerverlauf auf. Vor allem der 6. Abschnitt im Oberlauf stellt sich als unverändert dar. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-4: Gewässerstrukturgüte Güßgraben (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt						Teilsysteme	Abschnitt						Gesamtbewertung	Abschnitt					
	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6
Linienführung	3	1	1	1	1	1	Gewässerbettstruktur	2	4	2	3	2	1	Gewässerstruktur	3	3	2	3	2	1
Verlagerungspotenzial	1	5	1	5	1	1		5	4	2	2	1	1							
Entwicklungsanzeich.	4	4	4	4	4	1		5	4	2	2	1	1							
Strukturausstattung	4	1	1	1	1	1		5	4	2	2	1	1							
Retentionsraum	1	1	1	1	1	1	5	4	2	2	1	1								
Uferstreifenfunktion	6	5	5	5	1	1	5	4	2	2	1	1								
Entwicklungspotenzial	5	5	2	1	1	1	5	4	2	2	1	1								

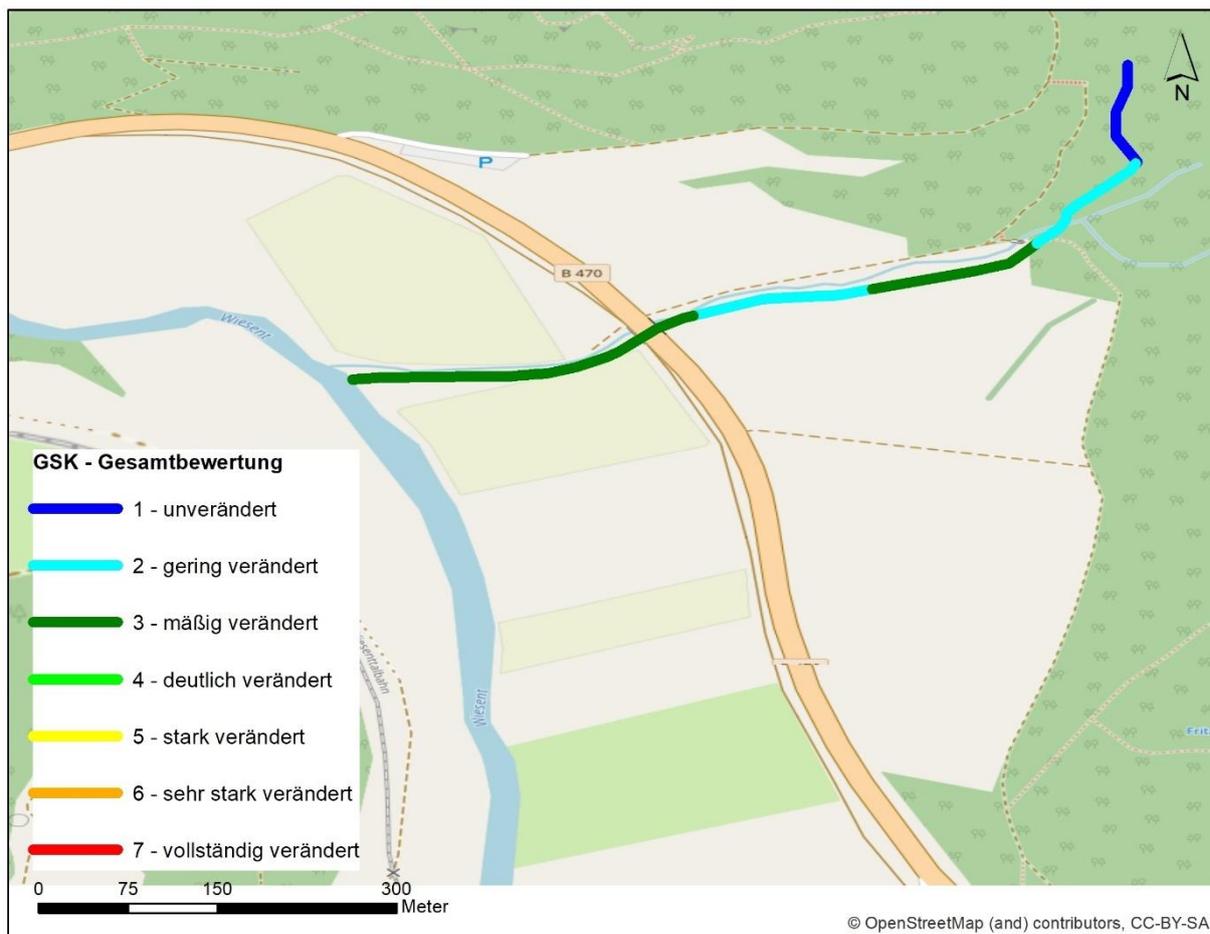


Abbildung 6-1: Gewässerstrukturgüte Güßgraben (2019/2023)

Der **Leinleiter Mündung** weist hinsichtlich der Strukturausstattung eine 1 (unverändert) auf. Die Gewässerbett- und Auestruktur sind jedoch insgesamt nur als deutlich bis stark verändert zu bewerten, sodass die Gewässerstruktur insgesamt deutlich verändert erscheint. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-5: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Mündung (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt			Teilsysteme	Abschnitt			Gesamtbewertung	Abschnitt		
	1	2	3		1	2	3		1	2	3
Linienführung	3	3	5	Gewässerbettstruktur	4	4	4	Gewässerstruktur	4	4	4
Verlagerungspotenzial	7	5	5		4	4	4		4	4	4
Entwicklungsanzeich.	4	4	5		4	4	4		4	4	4
Strukturausstattung	1	1	1		4	4	4		4	4	4
Retentionsraum	4	4	4	Auestruktur	5	5	5	4	4	4	
Uferstreifenfunktion	6	7	7		5	5	5	4	4	4	
Entwicklungspotenzial	4	5	5		5	5	5	4	4	4	

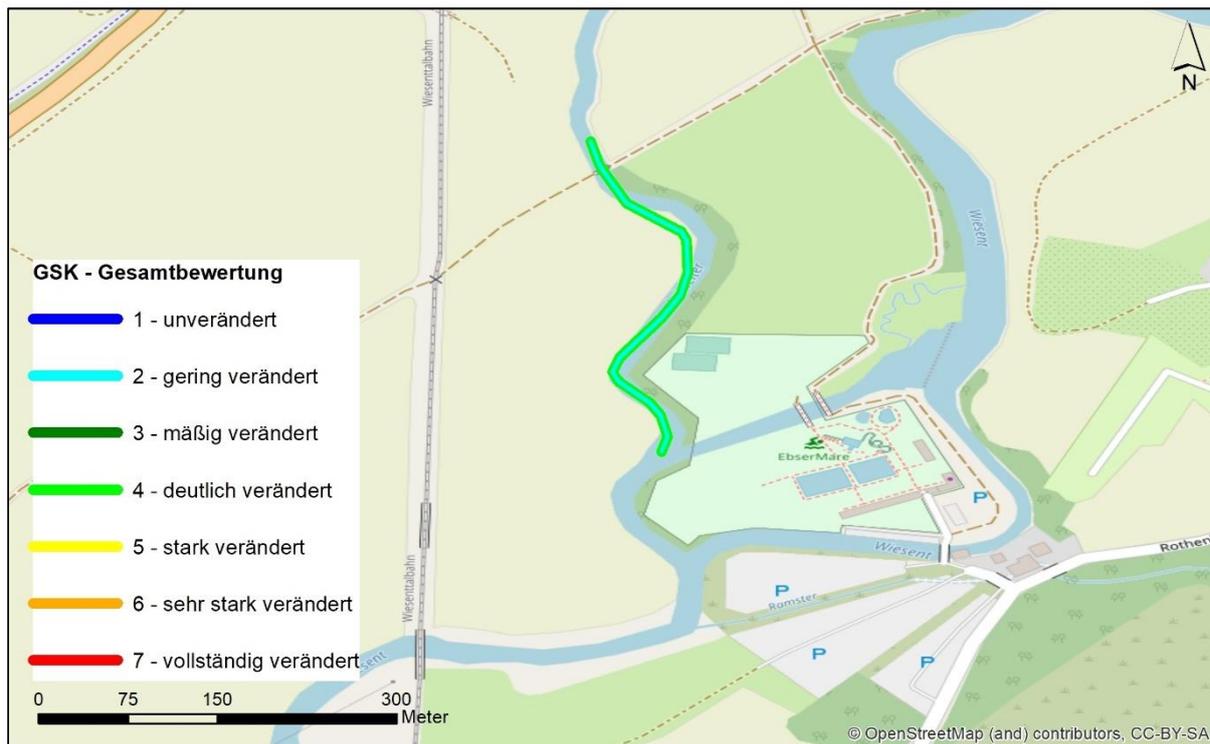


Abbildung 6-2: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Mündung (2019/2023)

Der Leinleiter Ort weist ist vor allem anthropogen geprägt, sodass im 13. Abschnitt das Entwicklungspotential, die Strukturausstattung sowie die Uferstreifenfunktion als vollständig verändert gelten. Der 14. Abschnitt ist geringfügig besser ausgestattet. Die Gewässerstruktur kann in diesen beiden Abschnitten jedoch nur als deutlich bis sehr stark verändert bewertet werden. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-6: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Ort (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt		Teilsysteme	Abschnitt		Gesamtbewertung	Abschnitt	
	13	14		13	14		13	14
Linienführung	5	3	Gewässerbettstruktur	6	4	Gewässerstruktur	6	4
Verlagerungspotenzial	5	7						
Entwicklungsanzeich.	7	5						
Strukturausstattung	7	4	Auestruktur	4	5			
Retentionsraum	3	3						
Uferstreifenfunktion	7	6						
Entwicklungspotenzial	5	5						



Abbildung 6-3: Gewässerstrukturgüte Leinleiter Ort (links) (2019/2023)

Der **Fischbach** weist durchgehend eine mäßig veränderte Gewässerstruktur auf. Limitierend wirkt vor allem in allen Abschnitten die Auestruktur, die insbesondere durch die Uferstreifenfunktion und das Entwicklungspotential gemindert wird. Des Weiteren sind das Entwicklungspotential und die Strukturausstattung mit Ausnahme des ersten Abschnittes in allen Abschnitten deutlich verändert. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-7: Gewässerstrukturgüte Fischbach (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt			Teilsysteme	Abschnitt			Gesamtbewertung	Abschnitt		
	1	2	3		1	2	3		1	2	3
Linienführung	1	1	1	Gewässerbettstruktur	3	3	3	Gewässerstruktur	3	3	3
Verlagerungspotenzial	3	3	3								
Entwicklungsanzeich.	4	4	4								
Strukturausstattung	1	4	4								
Retentionsraum	1	1	1	Auestruktur	5	4	4				
Uferstreifenfunktion	7	3	3								
Entwicklungspotenzial	5	5	5								



Abbildung 6-4: Gewässerstrukturgüte Fischbach (2019/2023)

Der **Wässergraben West** stellt sich im kartierten Bereich als heterogen dar. Die Gewässerstruktur reicht von mäßig bis stark verändert. Dabei sind vor allem das Verlagerungs- und Entwicklungsanzeichen, die Strukturausstattung sowie im 1. Abschnitt die Uferstreifenfunktion ausschlaggebend.

Tabelle 6-8: Gewässerstrukturgüte Wässergraben West (2019)

Hauptparameter	Abschnitt			Teilsysteme	Abschnitt			Gesamtbewertung	Abschnitt		
	1	2	3		1	2	3		1	2	3
Linienführung	1	1	3	Gewässerbettstruktur	3	4	4	Gewässerstruktur	5	3	4
Verlagerungspotenzial	3	5	7								
Entwicklungsanzeich.	5	5	5								
Strukturausstattung	7	4	4	Auestruktur	3	2	2				
Retentionsraum	1	1	1								
Uferstreifenfunktion	6	3	3								
Entwicklungspotenzial	4	3	3								

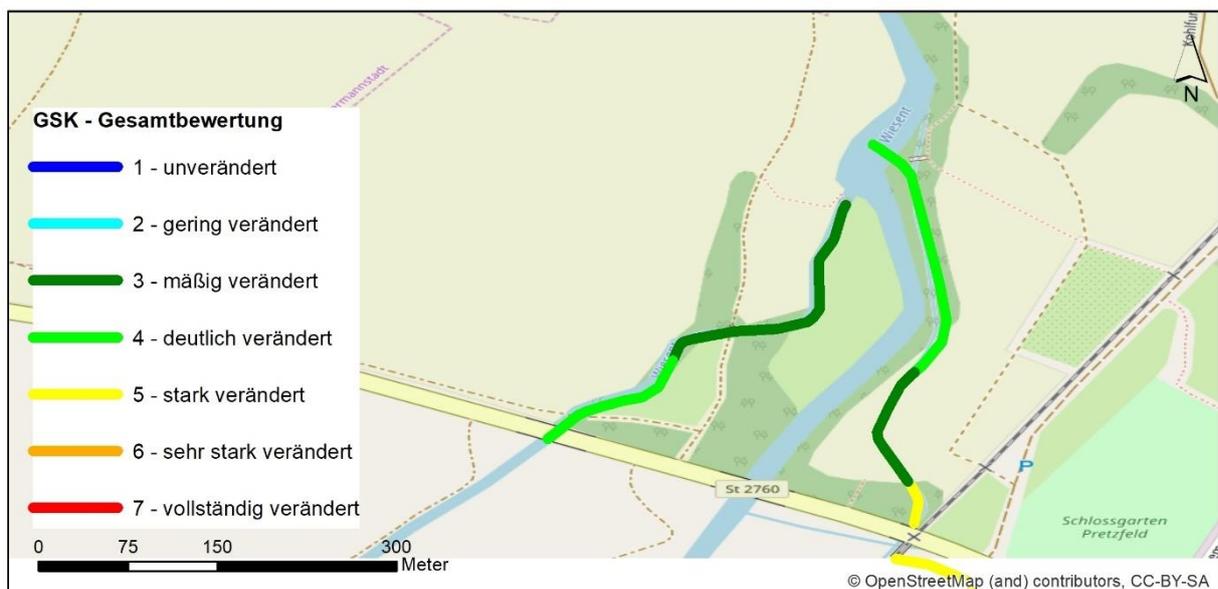


Abbildung 6-5: Gewässerstrukturgüte Wässergraben West (links) (2019)

Die Gewässerstrukturgüte hat sich nur im 1. Abschnitt des **Wässergraben West** geändert. Die Verbesserung von 7 auf 4 betrifft die Strukturausstattung. Dies wirkt sich jedoch nicht auf die Gesamtbewertung aus.

Tabelle 6-9: Gewässerstrukturgüte Wässergraben West (2023)

Hauptparameter	Abschnitt			Teilsysteme	Abschnitt			Gesamtbewertung	Abschnitt		
	1	2	3		1	2	3		1	2	3
Linienführung	1	1	3	Gewässerbettstruktur	3	4	4	Gewässerstruktur	5	3	4
Verlagerungspotenzial	3	5	7								
Entwicklungsanzeich.	5	5	5								
Strukturausstattung	4	4	4								
Retentionsraum	1	1	1	Auestruktur	3	2	2				
Uferstreifenfunktion	6	3	3								
Entwicklungspotenzial	4	3	3								

Der **Wässergraben Ost** stellt sich im kartierten Bereich ebenfalls als heterogen dar. Die Gewässerstruktur reicht von mäßig bis stark verändert. Dabei sind vor allem das Verlagerungs- und Entwicklungsanzeichen und die Strukturausstattung im 4. Abschnitt limitierend. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-10: Gewässerstrukturgüte Wässergraben Ost (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt				Teilsysteme	Abschnitt				Gesamtbewertung	Abschnitt			
	1	2	3	4		1	2	3	4		1	2	3	4
Linienführung	3	3	3	3	Gewässerbettstruktur	4	4	3	5	Gewässerstruktur	4	4	3	5
Verlagerungspotenzial	5	5	1	7										
Entwicklungsanzeich.	5	5	4	7										
Strukturausstattung	1	4	4	7										
Retentionsraum	1	1	1	3	Auestruktur	4	4	2	3					
Uferstreifenfunktion	3	3	3	3										
Entwicklungspotenzial	3	5	3	4										

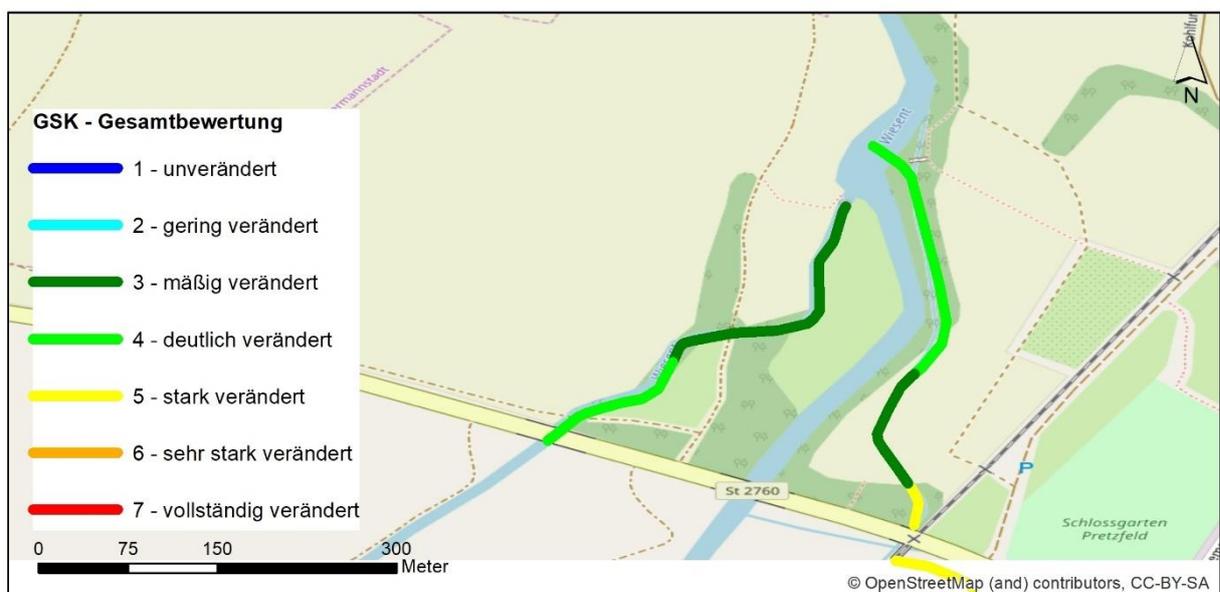


Abbildung 6-6: Gewässerstrukturgüte Wässergraben Ost (rechts) (2019/2023)

Die **Trubach** weist durchgehend eine vollständig veränderte Auestruktur auf Grund der innerstädtischen Lage auf. Die Gewässerbettstruktur reicht von deutlich bis ebenfalls vollständig verändert. Insgesamt ist die Gewässerstruktur stark bis vollständig verändert. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-11: Gewässerstrukturgüte Trubach (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt				Teilsysteme	Abschnitt				Gesamtbewertung	Abschnitt				
	1	2	3	4		1	2	3	4		1	2	3	4	
Linienführung	3	3	5	5	Gewässerbettstruktur	4	5	7	6	Gewässerstruktur	5	5	7	6	
Verlagerungspotenzial	5	5	7	5		7	7	7	7		5	5	7	6	
Entwicklungsanzeich.	3	7	7	7		Auestruktur	7	7	7		7	5	5	7	6
Strukturausstattung	4	7	7	7			7	7	7		7	5	5	7	6
Retentionsraum	3	3	7	7	7		7	7	7		5	5	7	6	
Uferstreifenfunktion	7	7	7	7	7		7	7	7		5	5	7	6	
Entwicklungspotenzial	1	7	7	7											

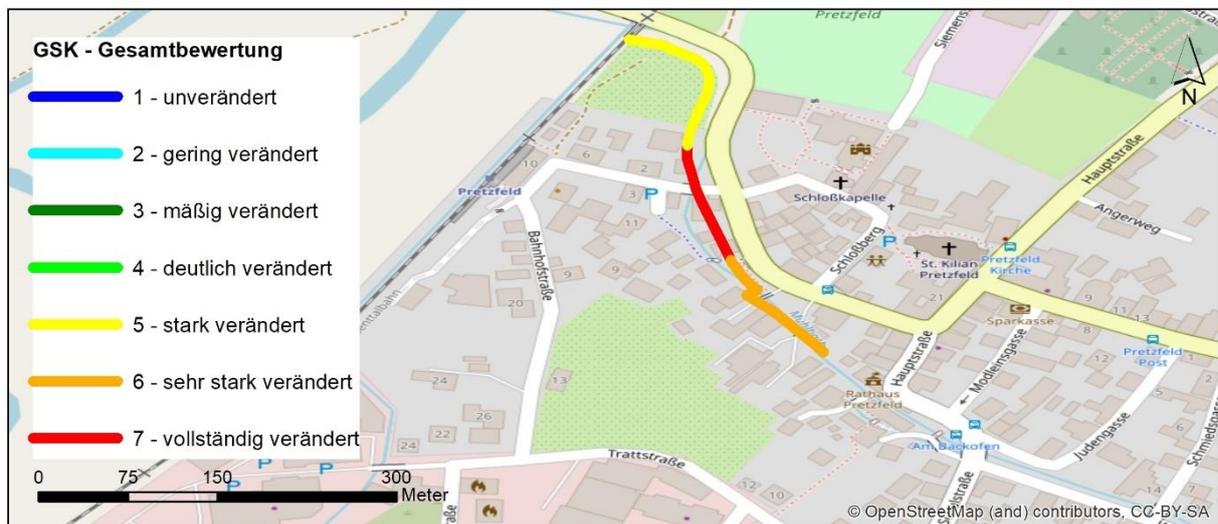


Abbildung 6-7: Gewässerstrukturgüte Trubach (2019/2023)

Der **Thosbach** weist im 17. und 18. Abschnitt eine mäßig veränderte Gewässerstruktur auf. Die beiden folgenden Abschnitte sind deutlich bis stark verändert. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-12: Gewässerstrukturgüte Thosbach (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt				Teilsysteme	Abschnitt				Gesamtbewertung	Abschnitt				
	17	18	19	20		17	18	19	20		17	18	19	20	
Linienführung	1	1	3	3	Gewässerbettstruktur	3	3	4	5	Gewässerstruktur	3	3	4	5	
Verlagerungspotenzial	7	3	5	7		4	4	4	5		3	3	4	5	
Entwicklungsanzeich.	3	2	4	7		Auestruktur	4	3	4		5	3	3	4	5
Strukturausstattung	1	1	1	7			4	3	4		5	3	3	4	5
Retentionsraum	3	3	3	3	4		3	4	5		3	3	4	5	
Uferstreifenfunktion	6	2	6	7	4		3	4	5		3	3	4	5	
Entwicklungspotenz.	4	3	4	5											



Abbildung 6-8: Gewässerstrukturgüte Thosbach (2019/2023)

Der **Mühlkanal** ist im kartierten Bereich deutlich verändert. Vor allem das Verlagerungspotential ist im 1. und 3. Abschnitt als vollständig verändert zu bewerten. Die Gewässerstrukturgütekartierung 2023 ergab keine Änderungen.

Tabelle 6-13: Gewässerstrukturgüte Mühlkanal (2019/2023)

Hauptparameter	Abschnitt			Teilsysteme	Abschnitt			Gesamtbewertung	Abschnitt		
	1	2	3		1	2	3		1	2	3
Linienführung	5	3	1	Gewässerbettstruktur	4	4	4	Gewässerstruktur	4	4	4
Verlagerungspotenzial	7	5	7		4	4	4		4	4	4
Entwicklungsanzeich.	4	4	5		4	4	4		4	4	4
Strukturausstattung	4	4	4		4	4	4		4	4	4
Retentionsraum	1	1	1	Auestruktur	3	3	3		4	4	4
Uferstreifenfunktion	3	3	5		3	3	3		4	4	4
Entwicklungspotenzial	4	4	4		3	3	3		4	4	4



Abbildung 6-9: Gewässerstrukturgüte Mühlkanal (rechts) (2019/2023)

Zusammenfassung

Die nachfolgende Tabelle zeigt für jeden untersuchten Gewässerabschnitt den limitierenden Parameter der Gewässerstrukturgüte. Dabei werden die Werte ab 4 (deutlich verändert) farblich hervorgehoben.

Tabelle 6-14: Zusammenfassung Gewässerstrukturgüte 2019/2023

Gewässer	Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotenzial	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Gewässerbettstruktur	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Entwicklungspotenzial	Auestruktur	Gewässerstruktur
Güßgraben	1 (2019/2023)	3	1	4	4	2	1	6	5	5	3
	2 (2019/2023)	1	5	4	1	4	1	5	5	4	3
	3 (2019/2023)	1	1	4	1	2	1	5	2	2	2
	4 (2019/2023)	1	5	4	1	3	1	5	1	2	3
	5 (2019/2023)	1	1	4	1	2	1	1	1	1	2
	6 (2019/2023)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Leinleiter Mündung	1 (2019/2023)	3	7	4	1	4	4	6	4	5	4
	2 (2019/2023)	3	5	4	1	4	4	7	5	5	4
	3 (2019/2023)	5	5	5	1	4	4	7	5	5	4
Leinleiter Ort	13 (2019/2023)	5	5	7	7	6	3	7	5	4	6
	14 (2019/2023)	3	7	5	4	4	3	6	5	5	4
Fischbach	1 (2019/2023)	1	3	4	1	3	1	7	5	5	3
	2 (2019/2023)	1	3	4	4	3	1	3	5	4	3
	3 (2019/2023)	1	3	4	4	3	1	3	5	4	3
Wässergraben West	1 (2019)	1	3	5	7	3	1	6	4	3	5
	1 (2023)	1	3	5	4	3	1	6	4	3	5
	2 (2019/2023)	1	5	5	4	4	1	3	3	2	3

Gewässer	Abschnitt	Linienführung	Verlagerungspotenzial	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Gewässerbettstruktur	Retentionsraum	Uferstreifenfunktion	Entwicklungspotenzial	Auestruktur	Gewässerstruktur
	3 (2019/2023)	3	7	5	4	4	1	3	3	2	4
Wässergraben Ost	1 (2019/2023)	3	5	5	1	4	1	3	3	4	4
	2 (2019/2023)	3	5	5	4	4	1	3	5	4	4
	3 (2019/2023)	3	1	4	4	3	1	3	3	2	3
	4 (2019/2023)	3	7	7	7	5	3	3	4	3	5
Trubach	1 (2019/2023)	3	5	3	4	4	3	7	1	7	5
	2 (2019/2023)	3	5	7	7	5	3	7	7	7	5
	3 (2019/2023)	5	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	4 (2019/2023)	5	5	7	7	6	7	7	7	7	6
Thosbach	17 (2019/2023)	1	7	3	1	3	3	6	4	4	3
	18 (2019/2023)	1	3	2	1	3	3	2	3	3	3
	19 (2019/2023)	3	5	4	1	4	3	6	4	4	4
	20 (2019/2023)	3	7	7	7	5	3	7	5	5	5
Mühlkanal	1 (2019/2023)	5	7	4	4	4	1	3	4	3	4
	2 (2019/2023)	3	5	4	4	4	1	3	4	3	4
	3 (2019/2023)	1	7	5	4	4	1	5	4	3	4

6.2 Erfassung der Mesohabitate

6.2.1 Methoden

Ein Fließgewässerabschnitt besteht aus einer Abfolge untereinander verbundener Einheiten, sogenannter Mesohabitate. Es handelt sich um relativ homogene Bereiche des Gewässerbetts, die sich vor allem in der Tiefe, der Fließgeschwindigkeit und der Korngröße des Sohlenmaterials unterscheiden. Es gibt etwa 15 verschiedene Mesohabitattypen (HAWKINS et al. 1993). Ein längerer Fließgewässerabschnitt setzt sich aus mehreren Mesohabitaten zusammen. Ihre Verteilung ist nicht zufällig, sondern abhängig von der Gerinneform. Ein solches Set von Mesohabitaten nennt man Mesohabitatsequenz. Typische Mesohabitatsequenzen sind: Kaskade, Stufe-Kolk-Sequenz, Schnelle-Furt-Gleite-Sequenz, Furt-Kolk-Sequenz u. a. (nach MONTGOMERY & BUFINGTON 1997). In Fließgewässern werden die lokalen Bedingungen der Mesohabitate wiederum vornehmlich durch die Kornzusammensetzung, Wassertiefe, Strömungsbedingungen und das Angebot an Nahrungsressourcen definiert (BRUNKEN 2008), welche im Wesentlichen wiederum durch die übergeordneten Mesohabitate beeinflusst werden. Deshalb ist es zielführend bei der Planung von Gewässerrenaturierungen vor dem Einbau lokaler Strukturen zu prüfen, ob und inwieweit essentielle Mesohabitate, die häufig aufgrund von Gewässerausbau und intensiver Unterhaltung verloren gegangen sind, wiederhergestellt werden können.

„Unter Mesohabitaten oder hydraulischen Habitaten sind Strukturen mit begrenzter räumlicher Ausdehnung zu verstehen, die sich voneinander durch unterschiedliches Gefälle, unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und Tiefen unterscheiden“ (PETER 1992). Sie bringen somit die gewässermorphologischen Verhältnisse zum Ausdruck. Aufgrund der Kleinräumigkeit der projektrelevanten Gewässerabschnitte werden die Typen Kolk, Schnelle, Gleitrinne, Rinne und Unterstand verwendet.

- Kolk: relativ tiefer Gewässerbereich mit langsamen Fließgeschwindigkeiten und feinkörnigem Substrat
- Schnelle: verhältnismäßig seichte, turbulente Gewässerbereiche mit hohen Fließgeschwindigkeiten und gröberem Substrat
- Gleitrinne: homogenes Strömungsbild, weitgehend ohne Turbulenzen und geringe bis mittlere Tiefen
- Rinne: raschfließende, tiefere „Rinnen“
- Unterstand: Versteckmöglichkeit

Die Erfassung der Mesohabitate wurde im Zuge der Gewässerstrukturgütekartierung vorgenommen. Dabei wurden die genannten Mesohabitattypen an jedem Gewässerabschnitt fotografiert und kategorisiert. Anschließend wurden die mit GPS-Koordinaten aufgenommenen Fotos in ein GIS übertragen und daraus ein Punktshape generiert, sodass genau verortet werden kann wo sich die einzelnen Mesohabitate innerhalb des Gewässers befinden.

Während die Mesohabitatausstattung vor allem für adulte Forellen von Bedeutung ist, gehen RIEDL & UNFER (2010) davon aus, dass zur Eruierung von Habitatansprüchen und der Habitat-eignung juveniler Bachforellen v. a. die Mikrohabitatebene entscheidend ist, da Jungfische aufgrund ihrer Größe nur eine geringe Fläche innerhalb des Gewässers aktiv nutzen. dabei ist zu berücksichtigen, dass sich innerhalb eines einzelnen Mesohabitates zahlreiche heterogen verteilte Mikrohabitate befinden können.

6.2.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Die Ausprägung der Mesohabitate hat sich nicht gravierend geändert. Die Einbauten haben allenfalls lokale Kolkbildungen an den Bühnenköpfen bewirkt.

Der Güßgraben weist als Referenzgewässer zahlreiche Mesohabitate hinsichtlich der Typen und Anzahl auf.

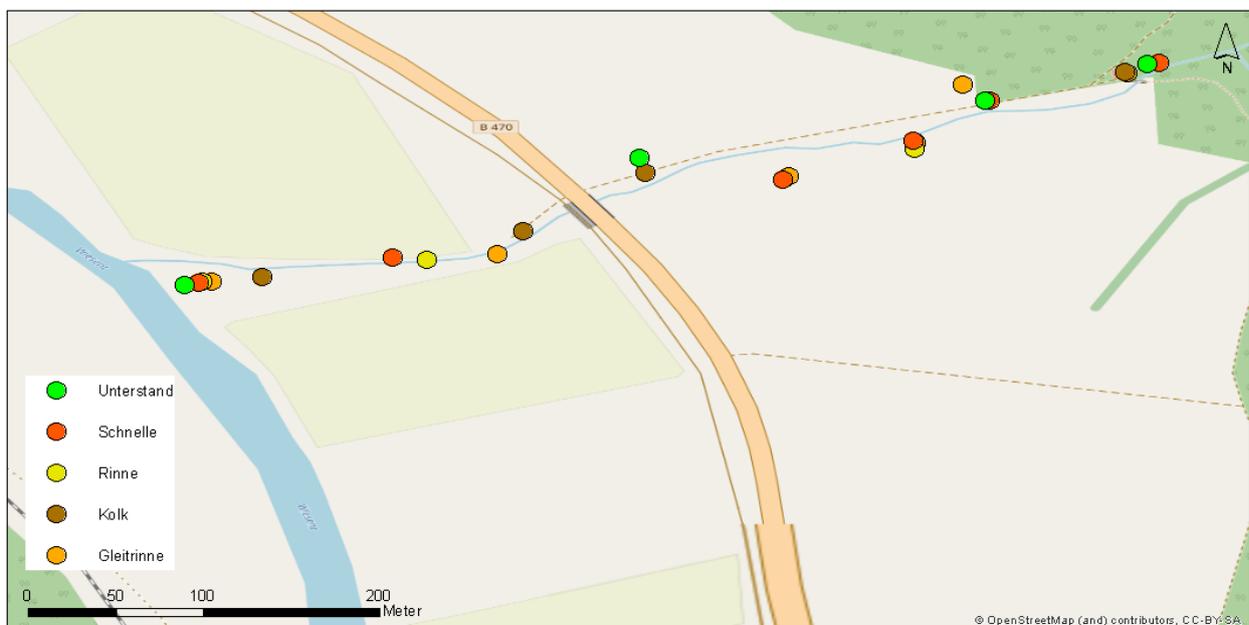


Abbildung 6-10: Mesohabitate Güßgraben (2019)

Die Mesohabitatverteilung im südlichen **Leinleiter** (Mündung) ist sehr heterogen hinsichtlich der Mesohabitat Typen sowie der Häufigkeit. Diese gute Ausprägung spiegelt sich auch in der Gewässerstrukturgüte wider.

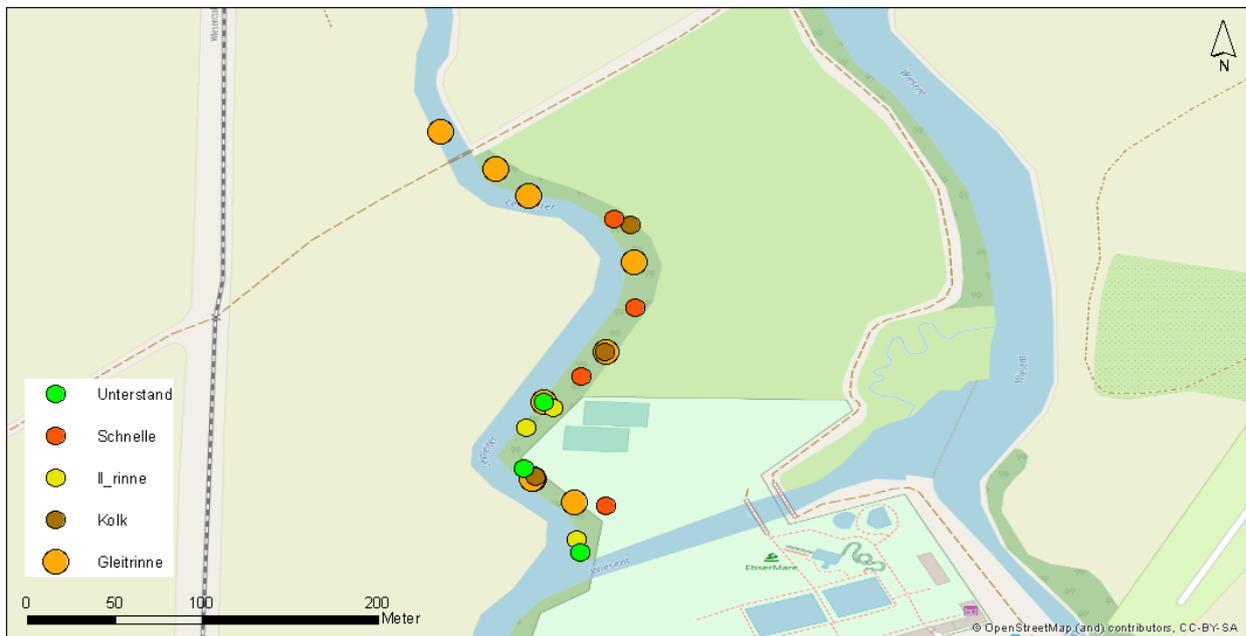


Abbildung 6-11: Mesohabitate Leinleiter Mündung (2019)

Das Vorkommen von Mesohabitaten beschränkt sich im **Leinleiter Ort** auf Schnellen und Gleitrinnen sowie einem Unterstand. Der **Mühlkanal** weist neben Schnellen und Gleitrinnen auch drei Unterstände, ein Kolk, eine Rinne auf.

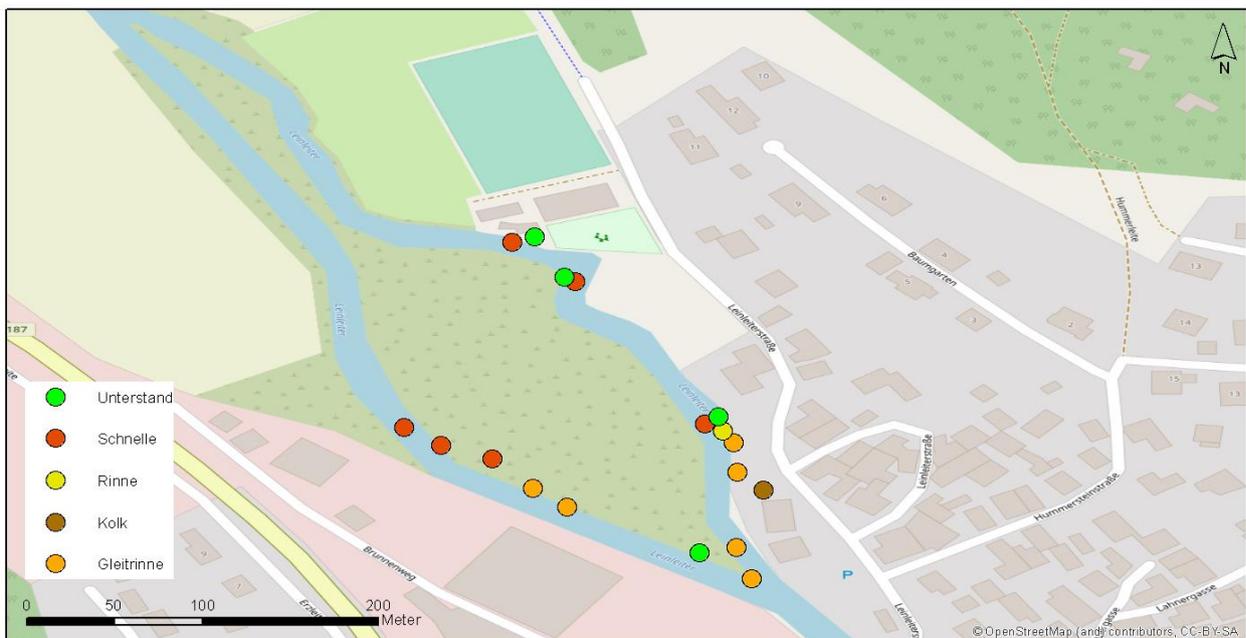


Abbildung 6-12: Mesohabitate Leinleiter Ort (links) und Mühlkanal (rechts) (2019)

Im **Fischbach** kommen vier der fünf definierten Mesohabitattypen vor. Während Gleitrinnen gänzlich fehlen ist auf dem untersuchten Abschnitt nur ein Kolk und eine Rinne vorhanden. Jeweils drei Unterstände sowie Schnellen sind über den gesamten Gewässerlauf verteilt.

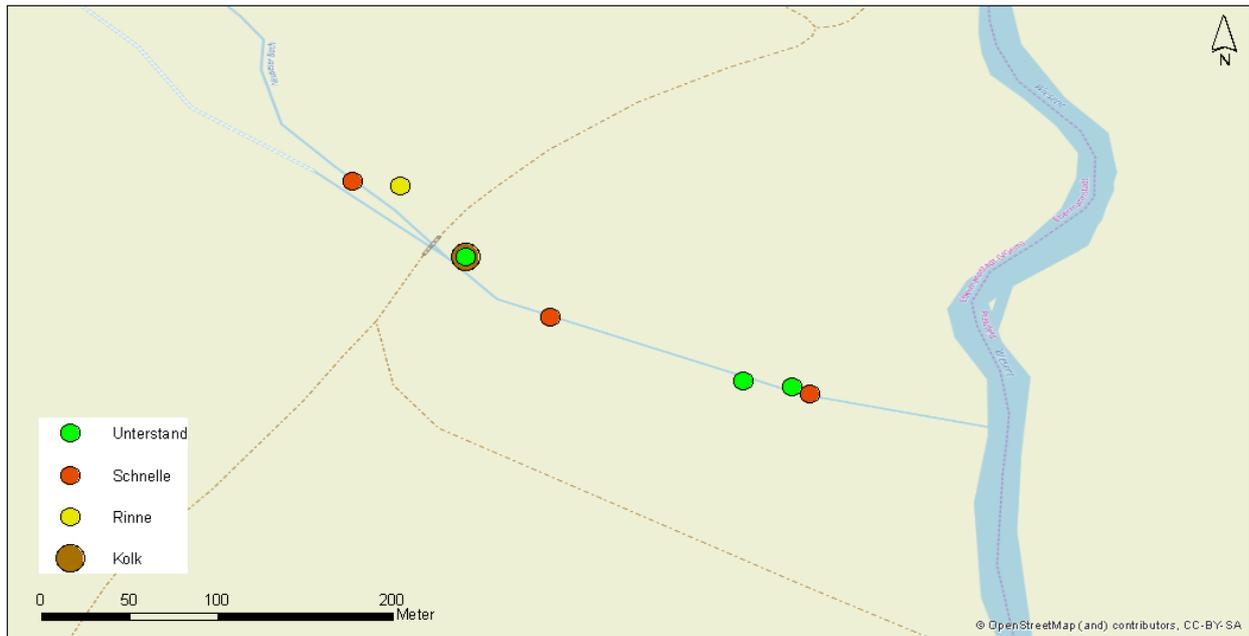


Abbildung 6-13: Mesohabitats Fischbach (2019)

Insgesamt weist der **Wässergraben West** im Vergleich zum Wässergraben Ost eine höhere Vielfalt an Mesohabitattypen hinsichtlich der Anzahl und Art auf. Während in dem **Wässergraben Ost** bis auf eine Rinne ausschließlich Gleitrinnen vorkommen sind im Wässergraben neben Gleitrinnen auch ein Kolk, zwei Schnellen, drei Rinnen und zwei Unterstände vorhanden.

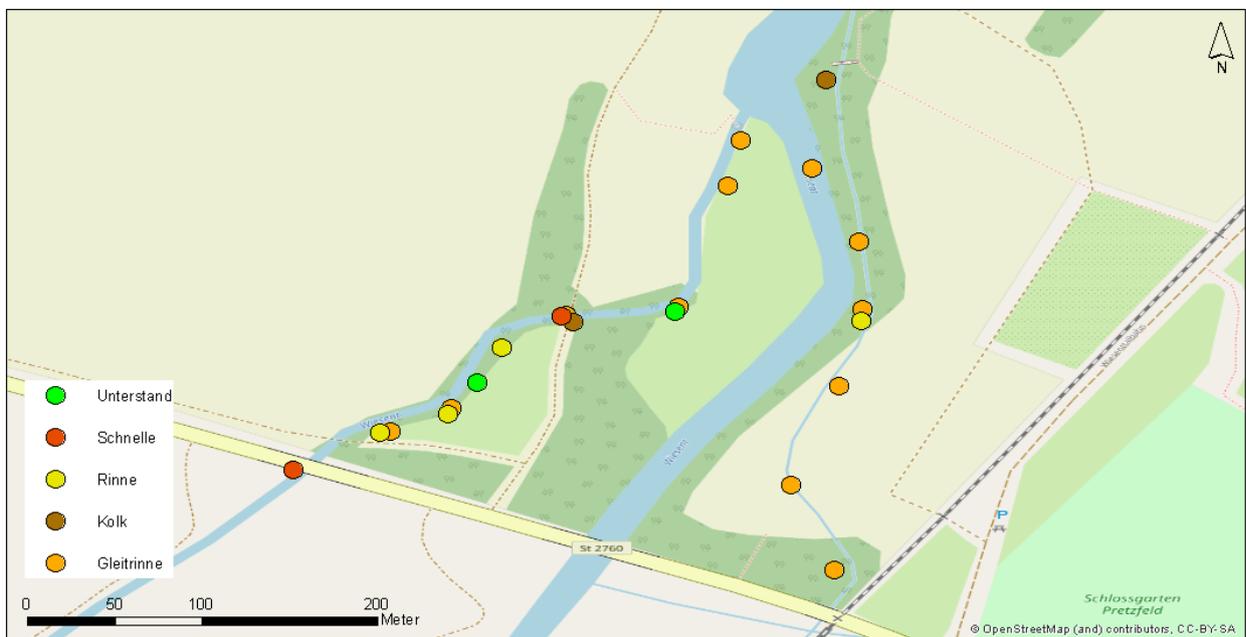


Abbildung 6-14: Mesohabitats Wässergraben Ost (rechts) und West (links) (2019)

Die Mesohabitatverteilung innerhalb der **Trubach** ist sehr heterogen. Während am Mündungsbereich in die Wiesent eine relativ hohe Vielfalt an unterschiedlichen Mesohabitats auf einen kleinen Abschnitt vorhanden ist, ist auf dem eigentlich zu beplanenden Bereich östlich der Bahnschiene das Vorkommen von Mesohabitats ausschließlich auf Gleitrinnen beschränkt.

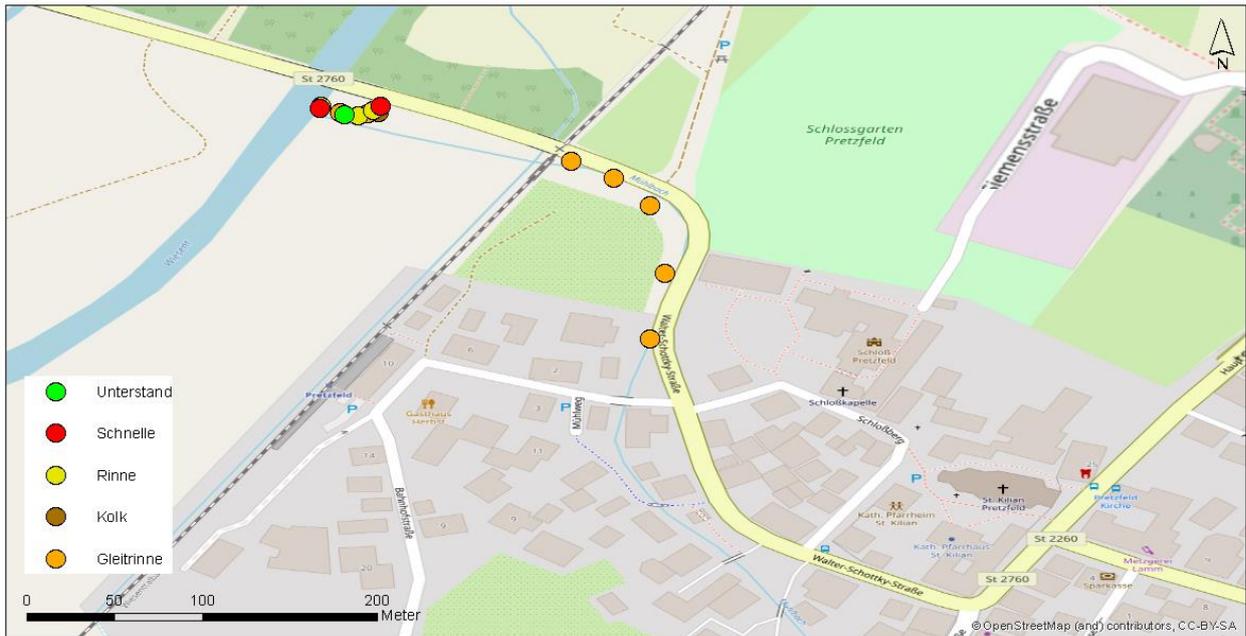


Abbildung 6-15: Mesohabitate Trubach (2019)

Der **Thosbach** weist im untersuchten Abschnitt eine Vielfalt an Mesohabitaten hinsichtlich der Anzahl und Habittypen auf.

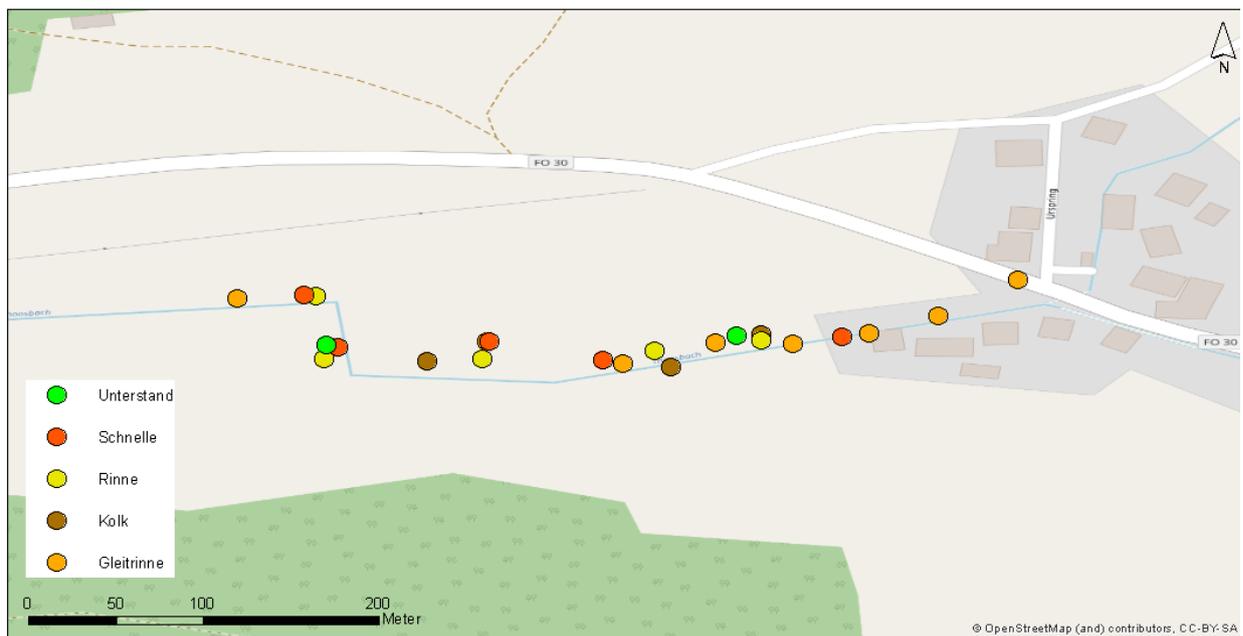


Abbildung 6-16: Mesohabitate Thosbach (2019)

6.3 Identifikation Quellen/Eintragspfade

Bei den Feinsedimentquellen fluvialer Systeme ist zwischen Quellen innerhalb des Fließgewässers selbst und Quellen außerhalb des Fließgewässers zu unterscheiden (WOOD & ARMITAGE, 1997). Der Anteil an FS aus Quellen im Fließgewässer selbst ist meist deutlich geringer als der aus dem Einzugsgebiet ins Gewässer gelangende Anteil (MUNLV, 2006). Vegetationslose oder landwirtschaftlich genutzte Flächen sind die wichtigsten Feinsedimentquellen im Einzugsgebiet. Hier wird Feinsediment entweder durch Rillen- oder flächenhafte Erosion mobilisiert

und mit dem Oberflächenabfluss während Starkniederschlagsereignissen ins Fließgewässer eingetragen (DVWK, 1997).

Mögliche Ursachen für Feinsediment- bzw. Sandeintrag können u.a. sein:

- Wassererosion,
- Winderosion,
- gewässerinterne Erosion (hydraulische Überlastung, lineare Erosion)
- Siedlungsflächen,
- Trennkanalisation,
- (defekte) Dränagen,
- unbefestigte Wege,
- Wild- und Viehtritt,
- Baumaßnahmen und
- Renaturierungen.

6.3.1 Methoden

Die Identifikation möglicher Quellen bzw. Eintragspfade erfolgte einerseits durch die Auswertung der ATKIS-Daten in einem 5-km-Umkreis und andererseits durch die Kartierung von direkten Eintragspfaden, die im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung aufgenommen wurden.

ATKIS-Daten

Zunächst wurden die Gewässerabschnitte mit einem 5-km-Umkreis gepuffert und anschließend mit dem ATKIS-Datensatz verschnitten. Anschließend wurden die Objektarten hinsichtlich der möglichen Eintragsquelle bewertet. Diejenigen Flächen, von denen eine Quelle ausgehen kann wurden abschließend entweder als natürlich (Einträge aus natürlichen/naturnahen Flächen) oder anthropogen (Einträge aus anthropogen genutzten Flächen) kategorisiert.

Tabelle 6-15: Eintragspfade (ATKIS-Datensatz) 2019

Objektart	Eintrag möglich	Kategorie
Bahnverkehr	ja	anthropogen
Bahnverkehrsanlage	ja	anthropogen
Bauwerk im Gewässerbereich/Verkehrsbereich	irrelevant	-
Bauwerk oder Anlage für Industrie und Gewerbe	irrelevant	-
Bauwerk oder Anlage für Sport, Freizeit und Erholung	irrelevant	-
Fläche Besonderer Funktionaler Prägung	ja	anthropogen
Fläche Gemischter Nutzung	ja	anthropogen
Fließgewässer	irrelevant	-
Flugverkehr	ja	anthropogen
Friedhof	irrelevant	-
Gehölz	ja	natürlich
Halde	ja	anthropogen
Historisches Bauwerk oder Historische Einrichtung	irrelevant	-
Industrie und Gewerbefläche	ja	anthropogen
Landwirtschaft	ja	anthropogen
Natur, Umwelt oder Bodenschutzrecht	ja	natürlich
Platz	ja	anthropogen

Objektart	Eintrag möglich	Kategorie
Sport, Freizeit und Erholungsfläche	irrelevant	-
Stehendes Gewässer	irrelevant	-
Straßenverkehr	ja	anthropogen
Tagebau, Grube, Steinbruch	ja	anthropogen
Vegetationsmerkmal	ja	natürlich
Wald	ja	natürlich
Wohnbaufläche	ja	anthropogen

Die Auswertung des ATKIS-Datensatzes (Stand 05/2023) ergab teilweise andere Objektarten. Während „Bahnverkehrsanlagen“ (anthropogen), Bauwerke (irrelevant) und „Natur, Umwelt und Bodenschutz“ sowie „Vegetationsmerkmal“ (beides: natürlich) 2023 keine Kategorien mehr bilden, sind „Heide“, „Moor“ und „Sumpf“ (alle: natürlich), Unland/Vegetationslose Flächen (irrelevant) und „Weg“ (anthropogen) hinzugekommen.

Tabelle 6-16: Eintragungspfade (ATKIS-Datensatz) 2023

Objektart	Eintrag möglich	Kategorie
Bahnverkehr	ja	anthropogen
Fläche Besonderer Funktionaler Prägung	ja	anthropogen
Fläche Gemischter Nutzung	ja	anthropogen
Fließgewässer	irrelevant	-
Flugverkehr	ja	natürlich
Friedhof	irrelevant	-
Gehölz	ja	natürlich
Halde	ja	anthropogen
Heide	ja	natürlich
Industrie und Gewerbefläche	ja	anthropogen
Landwirtschaft	ja	anthropogen
Moor	ja	natürlich
Platz	ja	anthropogen
Sport, Freizeit und Erholungsfläche	irrelevant	-
Stehendes Gewässer	irrelevant	-
Straßenverkehr	ja	anthropogen
Sumpf	ja	natürlich
Tagebau, Grube, Steinbruch	ja	anthropogen
Unland/Vegetationslose Flächen	irrelevant	-
Wald	ja	natürlich
Weg	ja	anthropogen
Wohnbaufläche	ja	anthropogen

Durch Addition der jeweiligen Flächengrößen kann auf den Umfang der im 5-km-Umkreis vorhandenen Flächen ohne Eintrag, Flächen mit natürlichen Quellen und Flächen mit anthropogen bedingten Einträgen geschlossen werden.

Unmittelbare Eintragspfade

Im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung erfolgte eine Aufnahme der unmittelbaren Eintragspfade. Diese wurden mittels einer GPS-Kamera dokumentiert und können ebenfalls in anthropogen und natürlich unterschieden werden.

Tabelle 6-17: punktuelle Eintragspfade

	Kategorie
Uferabbruch	natürlich
Direkteinleiter	anthropogen

Die Dokumentation der unmittelbaren Eintragspfade kann der Anlage 1 (Fotodokumentation) entnommen werden.

6.3.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Die Auswertung der ATKIS-Daten mit Stand 2019 zeigt deutlich, dass im Durchschnitt 40,2 % der Fläche in einem 5-km-Umkreis natürliche Einleitungen in Gewässer verursachen können. Der Anteil der Flächen von denen anthropogene Einleitungen ausgehen können liegt mit durchschnittlich 59,8 % deutlich höher.

Tabelle 6-18: Auswertung der ATKIS-Daten und Punktquellen (Stand: 2019)

Gewässername	Eintragspfade			
	natürlich		anthropogen	
	ATKIS-Daten {in %}	Punktquellen	ATKIS-Daten {in %}	Punktquellen
Güßgraben	43,2	-	56,8	Fischzuchtanlage
Thosbach	41,1	Uferabbrüche	58,9	Direkteinleiter, Wehr
Wässergraben West	38,3	Uferabbrüche	61,7	Wehr (funktionslos)
Wässergraben Ost	38,4	Uferabbrüche	61,6	Direkteinleiter
Fischbach	38,9	Uferabbrüche	61,0	-
Leinleiter Ort	40,2	Uferabbrüche	59,8	Direkteinleiter
Leinleiter Mündung	41,7	Uferabbrüche	58,3	Direkteinleiter
Mühlkanal	41,7	Uferabbrüche	58,3	Direkteinleiter, Wehr
Trubach/Mühlbach	37,9	Uferabbrüche	62,1	Direkteinleiter, Wehr
Durchschnitt	40,2	-	59,8	-

Bis auf den Güßgraben sind bei allen Gewässern Uferabbrüche wahrzunehmen. Diese verursachen den direkten Eintrag anstehenden Bodenmaterials in das Gewässer. Die anthropogen verursachten Eintragspfade beziehen sich auf Direkteinleiter, Wehre (erhöhte Sedimentationsgefahr im Stauraum) sowie eine Fischzuchtanlage.

Die Auswertung der ATKIS-Daten mit Stand 2023 zeigt deutlich, dass im Durchschnitt 34,1 % der Fläche in einem 5-km-Umkreis natürliche Einleitungen in Gewässer verursachen können. Dieser Wert kann nicht unmittelbar mit dem Wert von 2019 verglichen werden, da sich die Kategorien der ATKIS-Daten leicht geändert haben. Der Anteil der Flächen von denen anthropogene Einleitungen ausgehen können liegen mit durchschnittlich 60,5 % deutlich höher.

Tabelle 6-19: Auswertung der ATKIS-Daten und Punktquellen (Stand: 2023)

Gewässername	Eintragspfade			
	natürlich		anthropogen	
	ATKIS-Daten {in %}	Punktquellen	ATKIS-Daten {in %}	Punktquellen
Güßgraben	37,7	-	58,6	Fischzuchtanlage
Thosbach	38,3	Uferabbrüche	58,3	Direkteinleiter, Wehr
Wässergraben West	33,9	Uferabbrüche	61,4	Wehr (funktionslos), Direkteinleiter
Wässergraben Ost	33,8	Uferabbrüche	61,5	Direkteinleiter
Fischbach	35,0	Uferabbrüche	60,6	-
Leinleiter Ort	38,2	Uferabbrüche	57,6	Direkteinleiter
Leinleiter Mündung	36,9	Uferabbrüche	58,9	Direkteinleiter
Mühlkanal	19,3	Uferabbrüche	65,8	Direkteinleiter, Wehr
Trubach/Mühlbach	33,5	Uferabbrüche	61,8	Direkteinleiter, Wehr
Durchschnitt	34,1	-	60,5	-

6.4 Vermessung und Bestimmung der Restkolktiefe

6.4.1 Methoden

Für die Aufnahme der Gewässerlängsprofile zur Bestimmung der Restkolkiefen wurde ein Differentielles GPS (Leica GS15 RTK-GNSS mit GPS und GLONASS, Korrekturdaten Leica SmartNet) sowie eine Totalstation (Leica TS1203+) verwendet. Offene Bereiche wurden mit dem differentiellen GPS vermessen, für die bewachsenen Strecken wurde die Totalstation verwendet. Die Stationierung der Totalstation erfolgte mittels differentielltem GPS. Die Ermittlung der Restkolkiefen erfolgte im Anschluss wobei für einen Kolk die Mindesttiefe von 0,1 m definiert wurde.



Abbildung 6-17: Differentielles GPS (Foto: Christian Haas) Abbildung 6-18: Vermessung (Foto: Philipp Thumser)

Tabelle 6-20: vermessene Gewässerabschnittslänge und Höhendifferenz

Name	Länge des Gewässerabschnittes [m]	Höhendifferenz [m]
Güßgraben	331	11,49
Thosbach	276	3,23
Wässergraben West	276	0,83
Wässergraben Ost	323	0,39

Name	Länge des Gewässerabschnittes [m]	Höhendifferenz [m]
Fischbach	289	3,08
Leinleiter Ort	211	1,25
Leinleiter Mündung	310	2,44
Mühlkanal	156	2,68
Trubach	214	1,36

6.4.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Die Vermessung wurde am 13. und 14.05.2019 sowie am 30. und 31.08.2023 durchgeführt. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die in den Gewässerabschnitten vorhandene minimale, maximale und mediane Restkolktiefe.

Tabelle 6-21: Restkolktiefe 2019

Name	Restkolktiefe [m] 2019			Restkolktiefe [m] 2023		
	min	max	Median	min	max	Median
Güßgraben	0,10	0,54	0,16	0,10	0,75	0,15
Thosbach	0,10	0,48	0,22	0,12	0,43	0,23
Wässergraben West	0,13	0,44	0,23	0,10	0,38	0,18
Wässergraben Ost	0,16	0,22	0,21	0,11	0,38	0,17
Fischbach	0,11	0,45	0,19	0,11	0,53	0,21
Leinleiter Ort	0,11	0,21	0,15	0,10	0,28	0,14
Leinleiter Mündung	0,11	1,07	0,23	keine Änderung		
Mühlkanal	0,10	1,29	0,14	keine Änderung		
Trubach	0,11	0,27	0,18	keine Änderung		

Es haben sich Änderungen bei der Vermessung der Restkolktiefe ergeben. Die nachfolgenden Abbildungen verdeutlichen die Änderungen in der Sohltiefe von 2019 zu 2023.

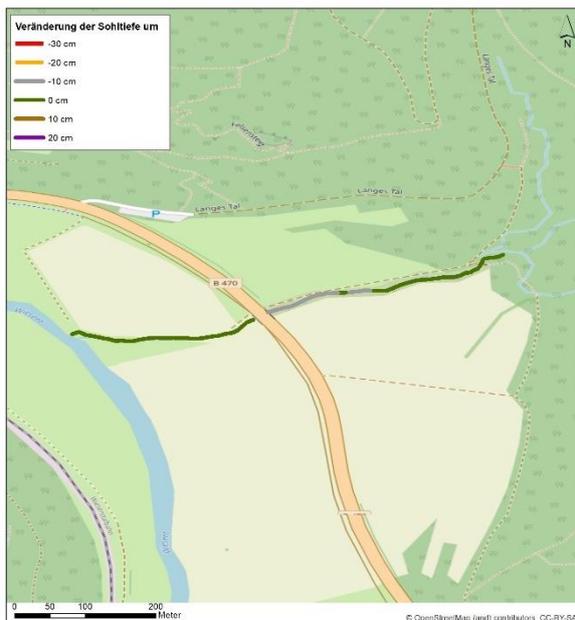


Abbildung 6-19: Veränderung der Sohlentiefe Güßgraben

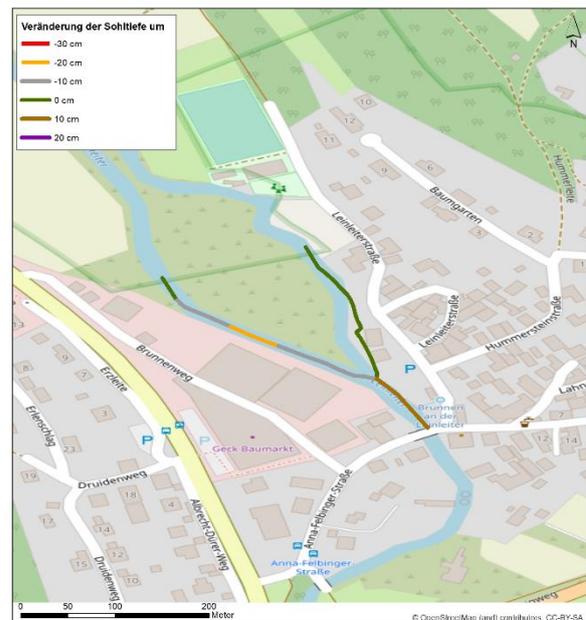


Abbildung 6-20: Veränderung der Sohlentiefe Leinleiterbach Ort und Mühlkanal

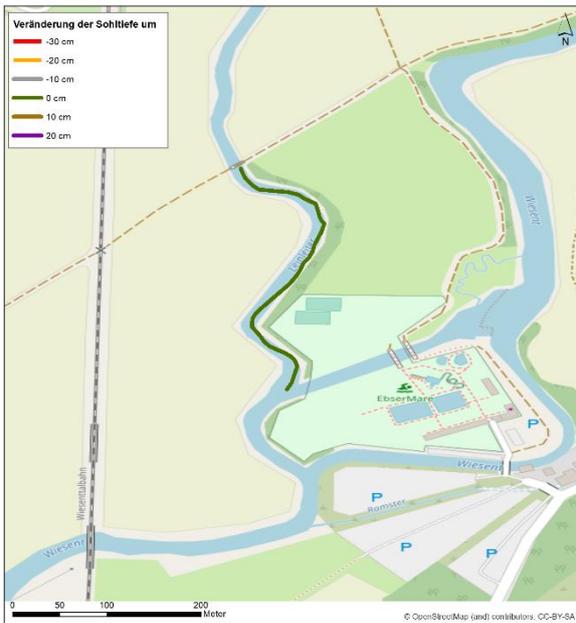


Abbildung 6-21: Veränderung der Sohttiefe Leinleitersbach Mündung

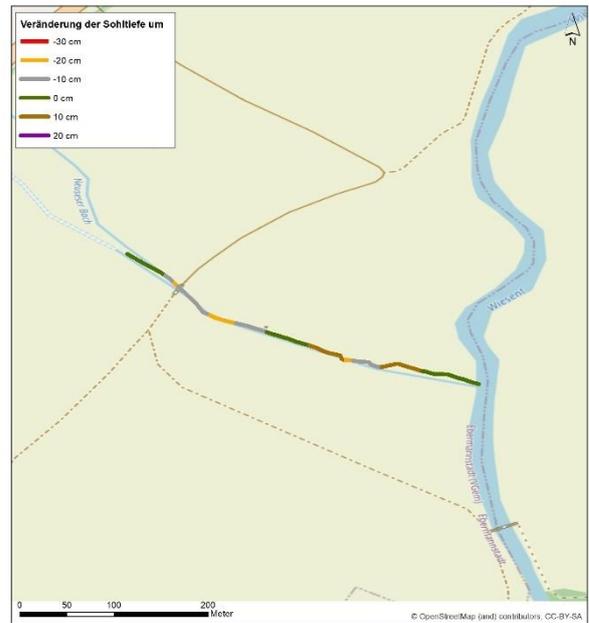


Abbildung 6-22: Veränderung der Sohttiefe Fischbach

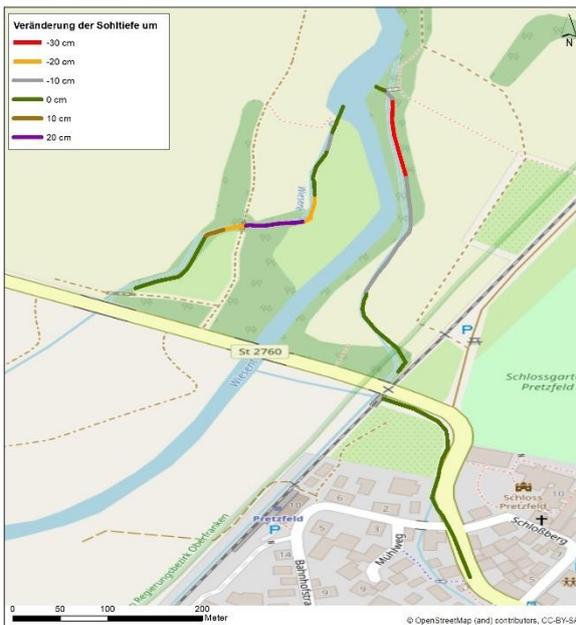


Abbildung 6-23: Veränderung der Sohttiefe Wassergräben und Trubach/Mühlbach 2019



Abbildung 6-24: Veränderung der Sohttiefe Thosbach

7 BESTANDSANALYSE DURCH ELEKTRISCHE BEFISCHUNGEN (THEMENSCHWERPUNKT 3 – NACHRICHTLICHE ÜBERNAHME VGL. HORN, 2023)

7.1 Methoden

Im Vorfeld der Elektro-Befischung erfolgte am 11.4.2019 eine Geländebegehung bei der sämtliche Untersuchungsgewässer abgegangen und die zu befischenden Abschnitte festgelegt wurden. Die zu befischenden Streckenlängen richten sich dabei nach der durchschnittlichen Gewässerbreite und müssen gemäß DUSSLING (2009) mindestens das Vierzigfache dieser betragen. Eine Übersicht der für die Untersuchung festgelegten Streckenlängen gibt Tabelle 7-1. Für den Güßgraben und die Leinleiter wurden jeweils zwei zu befischende Abschnitte ausgewählt.

Zum Einsatz kam sowohl 2019 als auch 2023 ein Modell mit einem 1-Zylinder 4-Takt-Motor und einer Ausgangsleistung von 1500 Watt vom Typ FEG 1500 der Firma EFKO in Leutkirch. Die beiden Wiesentwässergräben bei Pretzfeld konnten wegen massiver Schlammablagerungen nicht watend befischt werden. Hier kam ein stationäres Gerät mit einem 1-Zylinder 4-Takt-Motor und einer Ausgangsleistung von 8000 Watt vom Typ FEG 8000 der Firma EFKO und einem 100 m langem Anodenkabel zum Einsatz. Um eine möglichst große Reichweite vom Ufer aus zu haben, wurde eine 2,5 m lange Anodenstange verwendet. Neben dem Elektrofischer (Anodenführer) erfolgten die Befischungen stets mit Unterstützung einer 2. Person, die primär für das Abkeschern zuständig war.

Tabelle 7-1: Übersicht über die zu befischenden Strecken in den einzelnen Untersuchungsgewässern. Untersuchungsgewässer

Untersuchungsgewässer	Breite [m]	errechnete Mindest-Streckenlänge [m]	zu befischende Streckenlänge [m]
Güßgraben (GG)	1,5	60	100
Leinleiter (LL)	6,0	240	300
Fischbach (FB)	1,0	40	100
Wässergraben-W (WG W)	2,5	100	100
Wässergraben-O (WG O)	2,5	100	100
Trubach-N (Tb)	3,0	120	100
Thosbach (ThB)	1,0	40	100

Obwohl dies für eine Verwendung im Bewertungsverfahren fiBS nicht vorausgesetzt wird (DUSSLING 2009), erfolgte im Rahmen der Probennahme eine Erfassung der Längenklassen aller gefangenen Fischarten und Rundmäuler. Hierdurch lassen sich wichtige Informationen zur Altersstruktur eines Fischbestandes erhalten und Aussagen zur natürlichen Reproduktion treffen.

Tabelle 7-2: Verwendete Längenklassen

bei der Probennahme zu erfassende Längenklassen [cm]									
≤ 5	> 5-10	> 10-15	> 15-20	> 20-25	> 25-30	> 30-40	> 40-50	> 50-60	> 60

7.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Insgesamt konnten im Jahr 2019 im Rahmen der Elektro-Befischung mit Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Döbel (*Leuciscus cephalus*¹), Dreistachligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und Schmerle (*Barbatula barbatula*) 10 Arten (Fische und Rundmäuler) nachgewiesen werden. Die Verteilung auf die einzelnen Untersuchungsgewässer/Probenstrecken und die jeweilige Anzahl der gefangenen Tiere ist in Tabelle 7-3 zusammengestellt. Die mit Abstand häufigste Art (> 455 Tiere) war die Elritze, gefolgt von Bachforelle (218 Tiere), Schmerle, Regenbogenforelle, Äsche, Mühlkoppe, Dreistachligem Stichling und Döbel. Die seltensten Arten waren Bachneunauge und Nase.

Insgesamt vier Arten der in der Roten Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler Bayerns (BOHL et al. 2003) in den Gefährdungskategorien 1 und 2 geführten Taxa (Äsche, Bachneunauge, Elritze, Nase) und vier Arten der Vorwarnliste (Bachforelle, Dreistachliger Stichling, Mühlkoppe, Schmerle) konnten nachgewiesen werden (vgl. Tabelle 7-3). Zwei Arten (Äsche, RL 2; Nase, Vorwarnliste) gelten auch bundesweit als in ihrem Bestand bedroht (FREYHOF 2009, ergänzt: FREYHOF et al. 2023).

Ergänzung:

Die Forelle wurde 2009 noch als bundesweit ungefährdet eingestuft (FREYHOF 2009), u. a. da ihr kurzfristiger Bestandstrend als stabil eingeschätzt wurde. Dieser Trend wird nun gemäß FREYHOF et al. (2023) in fünf Ländern, u. a. Bayern und Baden-Württemberg, zwei Ländern mit sehr großen Beständen, als rückläufig eingeschätzt. Dies führt gemäß den Autoren zusammen mit der Änderung des langfristigen Bestandstrends (durch Gewässerausbau) insgesamt zu einer Kategorieänderung zur RL-Kategorie „Gefährdet“. Dieser Wechsel der Einschätzung von stabilen zu überwiegend rückläufigen Beständen dieser in Deutschland so weit verbreiteten und häufigen Art ist nach FREYHOF et al. (2023) sicher als ein erstes, deutliches Warnsignal für größere, klimabedingte Biodiversitätsveränderungen in Fließgewässern einzustufen.

Tabelle 7-3: nachgewiesene Fischarten und deren Anzahl 2019

Gewässer	Äsche	Bachforelle	Bachneunauge	Döbel	Dreist. Stichling	Elritze	Groppe	Nase	Regenbogenforelle	Bachschmerle
Güßgraben, ob. Abschnitt	-	91	-	-	-	-	-	-	-	-
Güßgraben, un. Abschnitt	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-
Leinleiter, ob. Abschnitt	18	41	1	-	-	43	3	-	11	19
Leinleiter, un. Abschnitt	3	11	-	2	-	22	1	6	-	5
Fischbach	-	-	5	9	-	96	2	-	-	13
Wassergraben West	2	4	1	-	12	35	5	-	-	-
Wassergraben Ost	1	3	-	-	-	59	-	-	-	2
Trubach	5	31	-	-	-	>200	3	-	21-	-
Thosbach	-	21	-	-	-	-	4	-	-	-

¹ Ergänzung: *Squalius cephalus* (KOTTELAT & FREYHOF 2007)

Gewässer	Äsche	Bachforelle	Bachneunauge	Döbel	Dreist. Stichling	Elritze	Groppe	Nase	Regebogenforelle	Bachschmerle
gesamt	29	218	7	11	12	>455	18	6	32	39

Im Untersuchungs-jahr 2023 wurden im Rahmen der Elektrofischungen mit Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*), Döbel (*Leuciscus cephalus*), Dreistachligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und Schmerle (*Barbatula barbatula*) ebenfalls 10 Arten (Fische und Rundmäuler) nachgewiesen. Die Verteilung auf die einzelnen Untersuchungsgewässer/Probenstrecken und die jeweilige Anzahl der gefangenen Tiere ist in Tabelle 7-4 zusammengestellt. Die mit Abstand häufigste Art (> 516 Tiere) war die Elritze, gefolgt von Bachforelle (203 Tiere), Schmerle (>128 Tiere), Äsche (77 Tiere), Mühlkoppe, Döbel, Regenbogenforelle und Dreistachligem Stichling. Die seltensten Arten waren Bachneunauge und Bachsaibling.

Tabelle 7-4: nachgewiesene Fischarten und deren Anzahl 2023

Gewässer	Äsche	Bachforelle	Bachneunauge	Döbel	Dreist. Stichling	Elritze	Groppe	Nase	Regebogenforelle	Bachschmerle	Bachsaibling
Güßgraben, ob. Abschnitt	-	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Güßgraben, un. Abschnitt	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leinleiter, ob. Abschnitt	13	20	-	-	1	10	1	-	5	14	-
Leinleiter, un. Abschnitt	-	20	-	1	-	19	4	-	-	16	-
Fischbach	-	2	2	9	-	31	2	-	-	34	-
Wassergraben West	16	14	-	4	7	>160	-	-	-	8	-
Wassergraben Ost	4	2	-	4	5	>125	-	-	-	>45	-
Trubach	44	36	1	-	-	>170	2	-	7	11	1
Thosbach	-	10	-	-	1	23	-	2	-	-	1
gesamt	77	203	3	18	14	83	9	2	12	83	2

Insgesamt zwei Arten der in der Roten Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler Bayerns (EFFENBERGER et al. 2021) in den Gefährdungskategorien 2 und 3 geführten Taxa (Äsche, Nase) und drei Arten der Vorwarnliste (Bachforelle, Bachneunauge, Elritze) konnten nachgewiesen werden (Tabelle 7-4). Zwei Arten (Äsche, RL 2; Nase, Vorwarnliste) gelten auch bundesweit als in ihrem Bestand bedroht² (FREYHOF et al. 2023).

Ergänzung:

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Längenfrequenzdiagramme der Bachforelle anhand der Befischungsergebnisse für beide Erfassungsjahre. Hiervon ausgenommen ist der Fischbach, da hier lediglich 2023 zwei 0+-Individuen der Bachforelle dokumentiert wurden.

² Ergänzung: Die Bachforelle ist bundesweit inzwischen ebenfalls als „gefährdet“ eingestuft (vgl. FREYHOF et al. 2023). Bei der Elritze sind inzwischen mehrere Unterarten bekannt, von denen *Phoxinus csikii* und *Phoxinus marsilii* in der Vorwarnliste geführt werden.

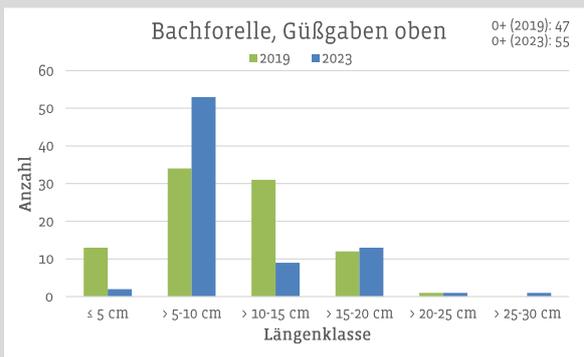


Abbildung 7-1: Bachforelle, Güßgaben oberer Abschnitt

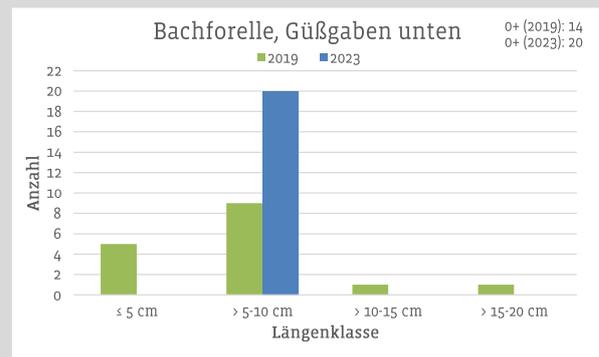


Abbildung 7-2: Bachforelle, Güßgaben unterer Abschnitt

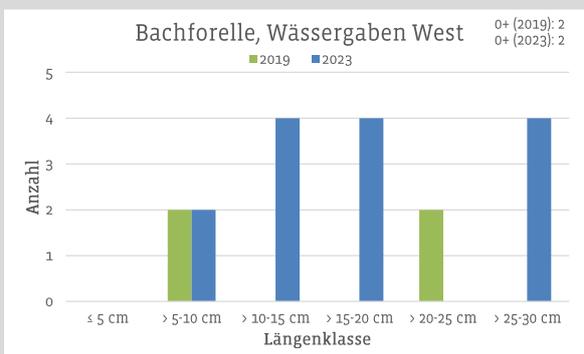


Abbildung 7-3: Bachforelle, Wässergaben West

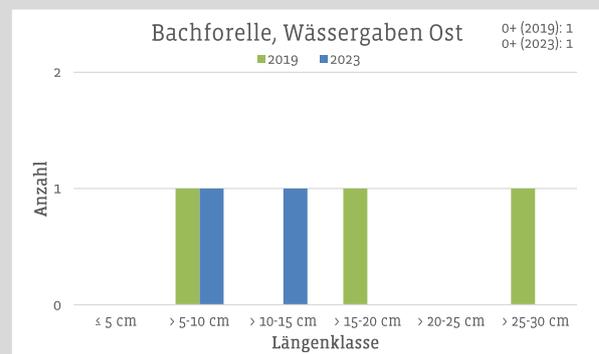


Abbildung 7-4: Bachforelle, Wässergaben Ost

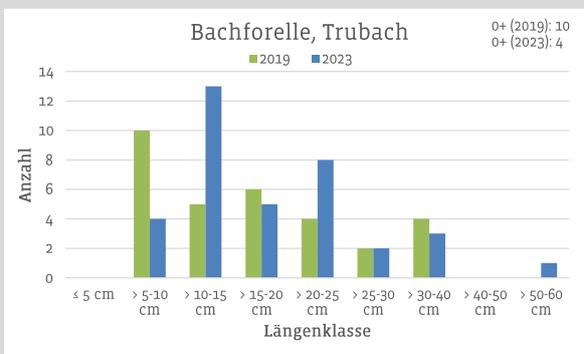


Abbildung 7-5: Bachforelle, Trubach

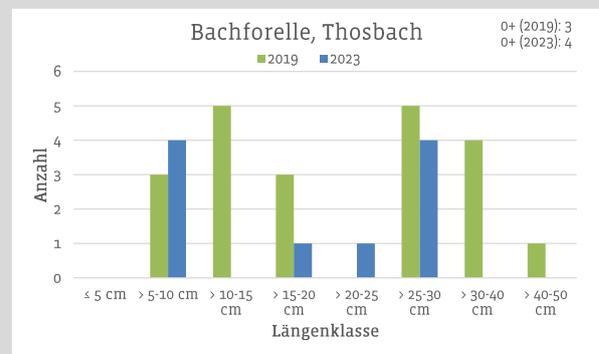


Abbildung 7-6: Bachforelle, Thosbach

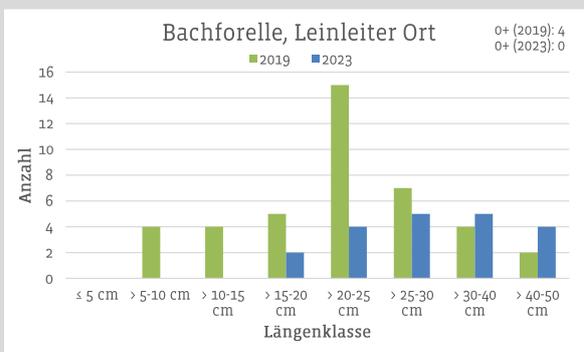


Abbildung 7-7: Bachforelle, Leinleiter Ort

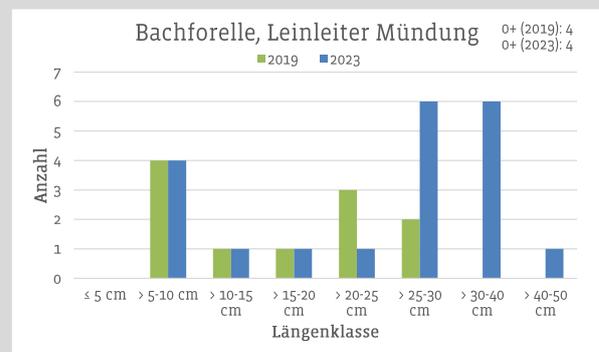


Abbildung 7-8: Bachforelle, Leinleiter Mündung

Tabelle 7-5: Änderungen in der Gesamtindividuenzahl sowie der o+-Kohorte (orange: Gesamtindividuenzahl/o+-Kohorte hat abgenommen, grün: Gesamtindividuenzahl/o+-Kohorte hat zugenommen)

	Güßgraben, oben	Güßgraben, unten	Wässergraben West	Wässergraben Ost	Trubach	Thosbach	Leinleiter Ort	Leinleiter Mündung
subadult/adult (2023)	79	20	14	2	36	10	20	20
subadult/adult (2019)	91	16	4	3	31	21	41	11
Differenz	-12	4	10	-1	5	-11	-21	9
Prozent	-15,2	20,0	71,4	-50,0	13,9	-110,0	-105,0	45,0
o+ Kohorte (2023)	55	20	2	1	4	3	0	4
o+ Kohorte (2019)	47	14	2	1	10	4	4	4
Differenz	8	6	0	0	-6	1	-4	0
Prozent	14,5	30	0,0	0,0	-150,0	25,0	-400,0	0,0

Eine natürlich reproduzierende Fischpopulation setzt sich im Allgemeinen aus mehreren Kohorten (Altersklassen) zusammen. Die o+ Kohorte als Basis der Population repräsentiert in diesem Zusammenhang bei einer idealen Ausprägung den individuenstärksten Jahrgang, da sich die Anzahl zu der jeweils nächsten Altersgruppe aufgrund der natürlichen Mortalität reduziert. Zwischen den einzelnen Kohorten können dabei Sterblichkeitsraten von bis zu 70% festgestellt werden. Eine Einschätzung hinsichtlich der natürlichen Reproduktion erfolgt anhand des o+ Anteils an der Gesamtpopulation sowie gegebenenfalls anhand der Dichte der o+-Individuen. Bei einer intakten Bachforellenpopulation beträgt der Anteil der Jungfische des ersten Jahrganges mindestens 50% des Gesamtbestandes (vgl. HOLZER et al. 2003). Für den nachhaltigen Fortbestand einer Population ist neben dem Verhältnis zwischen den Kohorten auch deren jeweilige Häufigkeit von Bedeutung.

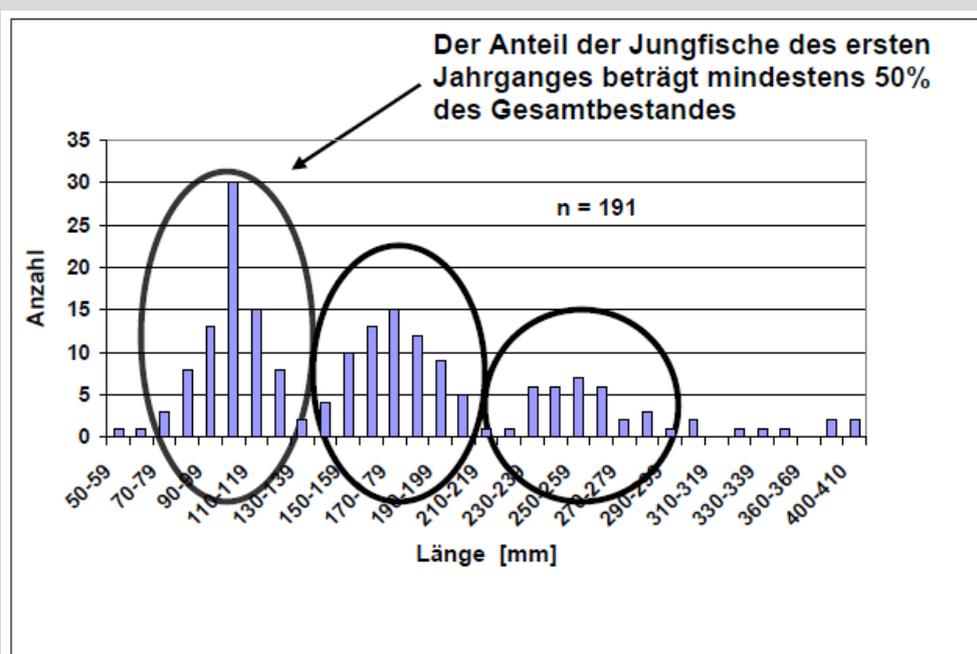


Abbildung 7-9: Aufbau einer intakten Bachforellenpopulation (HOLZER et al. 2003)

Bis auf den Güßgraben als Referenzgewässer, weist keiner der untersuchten Gewässerabschnitte weder im Jahr 2019 noch im Jahr 2023 einen intakten Populationsaufbau hinsichtlich der Bachforelle auf. Im Vergleich zum Güßgraben, bei dem es sich um ein sehr kleines Gewässer handelt, weisen alle Gewässerabschnitte nur eine sehr geringe Bachforellendundanz auf. Dabei ist die 0+-Kohorte an allen diesen Gewässern deutlich unterrepräsentiert, so dass an dieser Stelle nicht von einer intakten Reproduktion ausgegangen werden kann.

8 ZUSTANDBEWERTUNG DER FLIEßGEWÄSSER ÜBER DIE ORGANISMENGRUPPE MAKROZOOBENTHOS (THEMENSCHWERPUNKT 4)

8.1 Methoden

Die Makrozoobenthos-Probenahmen erfolgten gemäß Perloides nach dem Freilandverfahren (MEIER et al. 2006) Ende März 2019 zur Erfassung des Ausgangszustandes und Mitte April 2023 zur Erfassung des Zustandes nach Maßnahmenumsetzung. Die Bestimmung erfolgte durch Hr. Prof. Lüderitz von der Hochschule Magdeburg-Stendal. Die Zustandsbewertung wurde für beide Erfassungszeiträume in Asterics 5.0.9 (www.gewaesser-bewertung.de, 06.11.2023) durchgeführt. Dafür wurden die Ergebnisse der Probenahme des Ausgangszustandes erneut berechnet, da das Verfahren technisch fortwährend weiterentwickelt wird und meist geringe Veränderungen von Bewertungsergebnissen auftreten können. Dadurch ergeben sich auch Abweichungen zu den Ergebnissen aus dem Zwischenbericht. Die auffälligste Veränderung ist eine bessere Zustandsbewertung in den beiden Wässergräben von mäßig zu gut. Durch die Bewertung beider Erfassungen mit der gleichen Software-Version sind diese Änderungen aber irrelevant. Wichtiger ist die Bewertung beider Jahre mit der gleichen Software-Version.

Zusätzlich wurde der DFSI (deposited fine sediment index) nach GIESWEIN et al. (2019) berechnet. Dieser ist eine Ergänzung zur Standardbewertung nach Perloides. Der DFSI basiert auf 95 Indikatortaxa, die in direkten Zusammenhang zur Feinsedimentmenge in g/m² Sohlfläche gebracht werden konnten. Damit kann über den DFSI direkt die Belastung durch Feinsediment indiziert werden. Geeicht wurde der Index bislang nur in Mittelgebirgsbächen des Gewässertyps 5, eine gewisse Übertragbarkeit für den Gewässertyp 7 ist aufgrund vergleichbarer Besiedlung der Organismen des Makrozoobenthos aber gegeben.

8.2 Ergebnisse 2019 und 2023

Die untersuchten Abschnitte sind nicht repräsentativ für die Wasserkörper, in denen sie liegen. Eine Bewertung nach Verfahren der EG-Wasserrahmenrichtlinie lassen somit keine Rückschlüsse auf den Zustand des Wasserkörpers zu, ermöglichen aber eine Abschätzung des Zustands im untersuchten Bereich.

Die ökologische Zustandsklasse für das Makrozoobenthos errechnet sich aus den Bewertungsmodulen Saprobie und Allgemeine Degradation. Die ökologische Zustandsklasse entspricht dabei nach dem Pessimale-Prinzip der am schlechtesten bewerteten Qualitätskomponente.

Ökologischer Zustand

Für den Ausgangszustand im Jahr 2019 ergab die Zustandsbewertung in den drei Abschnitten des Referenzgewässers Güßgraben einen sehr guten ökologischen Zustand und in sieben der elf Abschnitte (Leinleiter Ort & Mündung, Fischbach Mitte, Wässergraben Ost & West, Trubach, Thosbach) einen guten ökologischen Zustand. Am schlechtesten, mit unbefriedigend, wurde der Abschnitt Fischbach Mündung bewertet.

Die Bewertung des Zustands nach Maßnahmenumsetzung im Jahr 2023 ergab ein sehr ähnliches Bild mit zwei Verbesserungen und zwei Verschlechterungen. Die Verschlechterungen ergaben sich am Güßgraben Mündung von sehr gut auf gut. Die Ursache dafür war die Bewertung der Saprobie. Im Fischbach Mitte verschlechterte sich die Bewertung von gut auf mäßig wegen der nur mäßigen Bewertung der Allgemeinen Degradation. Verbesserungen traten am Thosbach von gut zu sehr gut auf, wegen besserer Bewertung der Saprobie. Die auffälligste

Verbesserung trat im Fischbach Mündung auf, da sich sowohl die Saprobie als auch die Allgemeine Degradation verbesserten (Tabelle 8-1).

Die Saprobie, also überwiegend die Belastung durch Abwasser, wurde bis auf den Abschnitt Fischbach Mündung im Ausgangszustand durchgehend als gut bis sehr gut bewertet (Tabelle 8-1). Limitierend war vielmehr das Bewertungsmodul Allgemeine Degradation, also strukturelle Defizite, aber auch die Belastung durch z.B. Feinsediment. Lediglich in den Gewässern Güßgraben Mündung (2023), Leinleiter Ort und Thosbach (2019) war die Saprobie limitierend, also das Modul Allgemeine Degradation besser bewertet als die Saprobie. Hier wurde die Allgemeine Degradation als sehr gut bewertet. Diese Gewässer zeigten damit eine weitgehend typspezifische und naturnahe Makrozoobenthosgemeinschaft.

Tabelle 8-1: Ökologische Zustandsklasse und die beiden Bewertungsmodule Saprobie und Allgemeine Degradation für die Bewertungskomponente Makrozoobenthos.

Gewässer	Jahr	Ökologische Zustandsklasse	Saprobie	Allgemeine Degradation
Güßgraben Quelle	2019	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	2023			
Güßgraben Mitte	2019	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	2023			
Güßgraben Mündung	2019	sehr gut	sehr gut	sehr gut
	2023	gut	gut	sehr gut
Leinleiter Ort	2019	gut	gut	sehr gut
	2023			
Leinleiter Mündung	2019	gut	gut	gut
	2023			
Fischbach Mitte	2019	gut	gut	gut
	2023	mäßig		mäßig
Fischbach Mündung	2019	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend
	2023	mäßig	gut	mäßig
Wässergraben Ost	2019	gut	gut	gut
	2023			
Wässergraben West	2019	gut	gut	gut
	2023			
Trubach	2019	gut	gut	gut
	2023			
Thosbach	2019	gut	gut	sehr gut
	2023	sehr gut	sehr gut	sehr gut

Core Metrics

Das Bewertungsmodul Allgemeine Degradation wird für den Gewässertyp 7 aus den vier sogenannten Core Metrics Deutscher Fauna Index, dem prozentualen Anteil von Epirhithral-

Besiedlern, dem Rheoindex und dem prozentualen Anteil von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) berechnet (Tabelle 8-2). Defizite in diesem Bewertungsmodul Allgemeine Degradation können also differenzierter betrachtet werden.

Die Bewertung des Deutschen Fauna Index war der Bewertung durch den prozentualen Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT [%]) recht ähnlich. Dieser Metrik indiziert ebenso strukturelle Defizite im Gewässer und zeigte in 9 der 11 Gewässerabschnitte einen sehr guten und guten Zustand an. Lediglich im Fischbach (Mitte 2023 und Mündung) wurde der Zustand über den Deutschen Fauna Index als mäßig und unbefriedigend bewertet. Für den Fischbach Mitte war dies eine Verschlechterung um zwei Klassen, für den Fischbach Mündung eine Verbesserung um eine Klasse.

Die größten Defizite zeigte der prozentuale Anteil von Epirhithralbesiedlern an. Dieser reagiert ähnlich wie der Rheoindex vor allem auf potamalisierende Effekte, also zum Beispiel Feinsedimenteintrag. Mäßig und unbefriedigend wurden die Leinleiter (Mündung), Fischbach (Mitte und Mündung), die Wassergraben (West und Ost) und die Trubach bewertet.

Ähnliche Beeinträchtigungen zeigte auch der Rheoindex an, der vor allem Defizite in der Fließgeschwindigkeit oder auch durch Feinsedimentbelastung widerspiegelt. Hier wurden der Leinleiter (Mündung), der Fischbach (Mitte 2019, Mündung) und die Wassergräben (West, Ost 2019) als mäßig und schlecht bewertet. Hervorzuheben ist die Verbesserung im Fischbach Mündung um zwei Klassen von schlecht auf mäßig zwischen 2019 und 2023.

Als nicht defizitär zeigte sich der prozentuale Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT [%]), der überwiegend sehr gut und gut bewertet wurde. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen umfassen überwiegend belastungsintolerante Arten mit relativ hohen Habitatansprüchen. Die hohen Werte indizieren damit wenig gestörte, überwiegend strukturreiche Gewässer. Verbesserungen zwischen 2019 und 2023 um ein bis zwei Klassen waren in drei Gewässern festzustellen (Leinleiter Mündung, Fischbach Mitte und Mündung). Eine Übersicht zeigt die nachfolgende Tabelle 8-2.

Tabelle 8-2: Core Metrics des Bewertungsmoduls Allgemeine Degradation aus. Für die Wassergräben wurde zusätzlich zum Gewässertyp 7 noch die Bewertung über den Gewässertyp 9.1 der Wiesent durchgeführt (graue Schrift). Hier sind andere Core Metrics bewertungsrelevant als für Typ 7, weshalb in manchen Felder keine Bewertung angezeigt wird (n.b. – nicht bewertungsrelevant).

Gewässer	Jahr	Deutscher Fauna Index	Epirhithral [%]	Rheoindex	EPT [%]
Güßgraben Quelle	2019	sehr gut	mäßig	sehr gut	sehr gut
	2023		gut		
Güßgraben Mitte	2019	sehr gut	sehr gut	gut	sehr gut
	2023		gut	sehr gut	
Güßgraben Mündung	2019	sehr gut	gut	sehr gut	sehr gut
	2023			gut	
Leinleiter Ort	2019	sehr gut	gut	gut	sehr gut
	2023				
Leinleiter Mündung	2019	sehr gut	mäßig	mäßig	gut
	2023	gut	unbefr.		sehr gut
Fischbach Mitte	2019	sehr gut	mäßig	gut	gut
	2023	mäßig	unbefr.	mäßig	sehr gut
Fischbach Mündung	2019	unbefr.	unbefr.	schlecht	mäßig
	2023	mäßig	mäßig	mäßig	sehr gut
Wassergraben West	2019	gut	mäßig	mäßig	sehr gut

Gewässer	Jahr	Deutscher Fauna Index	Epirhithral [%]	Rheoindex	EPT [%]
	2023		unbefr.		
Wässergraben Ost	2019	gut	unbefr.	mäßig	sehr gut
	2023	sehr gut		gut	
Trubach	2019	gut	unbefr.	gut	sehr gut
	2023				
Thosbach	2019	sehr gut	gut	gut	sehr gut
	2023				

Feinsedimentbelastung DFSI

Die Berechnung der Feinsedimentbelastung über den nicht nach EG WRRL bewertungsrelevanten Feinsedimentindex DFSI zeigte entgegen der überwiegend guten Bewertung eine starke Belastung der Gewässer an. Der Zustand war überwiegend unbefriedigend und schlecht (Tabelle 8-3). Lediglich der Güßgraben (Quelle, Mitte; Mündung 2023) war sehr gut und gut. Dabei wurde auch ein Zusammenhang der Ergebnisse mit der Bewertung des Gewässerzustands gefunden. Der DFSI korrelierte stark ($r > 0,75$, Spearman Rangkorrelation) mit den Bewertungsmodulen Saprobie und Allgemeine Degradation (hier Deutscher Fauna Index, Epirhithal [%] und Rheo-Index), und damit auch der Gesamtzustandsklasse.

Unterschiede zwischen den Untersuchungen vor und nach Maßnahmenumsetzung waren lediglich festzustellen im Güßgraben Mündung (Verbesserung von unbefriedigend zu gut) und im Leinleiter Ort (Verschlechterung von unbefriedigend auf schlecht). Diese Unterschiede können auf Grundlage der vorliegenden Daten nicht erklärt werden und scheinen eher als zufällige Fluktuation interpretierbar.

Auch bei den Untersuchungen von GIESWEIN et al. (2019) war der DFSI im Testdatensatz teilweise mit anderen Standardmetrics korreliert. Dies wurde u.a. dadurch erklärt, dass die feinsedimentsensitiven Indikator-Taxa ebenfalls auf z.B. morphologische Degradation oder beeinträchtigte Strömungsverhältnisse reagieren können, wie es hier z.B. über den Zusammenhang mit dem Rheo-Index auch gefunden wurde. Allerdings zeigte der DFSI im Testdatensatz von GIESWEIN et al. (2019) im Vergleich zu den Core Metrics die stärkste Korrelation mit der Feinsedimentmasse. Die anderen Core Metrics korrelierten entweder gar nicht oder nur schwach mit der Feinsedimentmasse. Die starke Korrelation des DFSI mit fast allen Core Metrics kann daher auch als ein Indiz dafür gesehen werden, dass die Feinsedimentbelastung einer der wesentlichen Stressoren in den Untersuchungsgewässern sein kann.

Tabelle 8-3: Berechnung der Feinsedimentbelastung anhand des DFSI nach GIESWEIN et al. (2019) und Zustandsbewertung in Klassen nach GIESWEIN (2020). Der Wert des DFSI ist als Median der Feinsedimentmenge in g/m² Sohlfläche interpretierbar.

Gewässer	Jahr	Wert DFSI	Klasse
Güßgraben Quelle	2019	1137	sehr gut
	2023	1129	
Güßgraben Mitte	2019	1218	gut
	2023	1168	
Güßgraben Mündung	2019	1347	unbefriedigend
	2023	1159	gut
Leinleiter Ort	2019	1391	unbefriedigend
	2023	1651	schlecht
Leinleiter Mündung	2019	1623	schlecht
	2023	1483	
Fischbach Mitte	2019	1559	schlecht
	2023	1780	
Fischbach Mündung	2019	1860	schlecht
	2023	1566	
Wässergraben Ost	2019	1520	schlecht
	2023	1935	
Wässergraben West	2019	1759	schlecht
	2023	2047	
Trubach Pretzfeld	2019	1693	schlecht
	2023	1594	
Thosbach Urspring	2019	1359	unbefriedigend
	2023	1416	

9 DEFIZITANALYSE

Die Defizitanalyse wird anhand der beplanbaren Gewässer hinsichtlich der Parameter Sedi-
mentverhältnisse, der Gewässerstrukturgüte, vorkommender Mesohabitate und vorhande-
ner Quellen bzw. Eintragspfade sowie des Fisch- und MZB-Bestandes vorgenommen. Bachfo-
rellen profitieren gemäß BECKER & ORTLEPP (2019) in besonderem Maß von einer hohen Gewäs-
serstrukturdiversität, also eng beieinanderliegenden, unterschiedlichen Strukturausprägun-
gen. Dies ist sowohl bei der Defizitanalyse als auch bei der Maßnahmenplanung zu berück-
sichtigen.

Grundsätzlich kann der Bachforellenbestand durch die nachfolgenden Faktoren beeinflusst
werden (FISCHNETZ 2004). Ein Fischrückgang kann demnach das Resultat sein von:

- einer Fortpflanzungsschwäche,
- zu wenigen nachwachsenden Fischen,
- einer Beeinträchtigung der Gesundheit der Fische und somit ihrer Fitness,
- Gesundheitsschäden, welche zum vorzeitigen Tod von Fischen führen,
- einer Belastung der Gewässer durch Chemikalien,
- einer ungenügenden morphologischen Qualität der Gewässer,
- einem erhöhten Feinsedimentanteil,
- einer zu geringen Verfügbarkeit an Fischnährtieren,
- einer zu wenig angepassten fischereilichen Bewirtschaftung,
- einer gesteigerten Fischentnahme durch Fisch fressende Vögel,
- einer gesteigerten Fischentnahme durch Fisch fressende Vögel oder
- einem veränderten Abflussregimes und einer veränderten Geschiebeführung.

9.1 Ausschluss nicht beplanbarer Gewässer

Der Güßgraben als Referenzgewässer, der Thosbach mit einer nichtdurchgängigen Kaskade
(Tabelle 9-1) sowie der Mühlkanal (Abbildung 9-2), in dem ein nicht durchgängiges Wehr vor-
handen ist, können vorab als geeignete Gewässer für kurzfristige, und innerhalb der Projekt-
laufzeit prüfbare Maßnahmen ausgeschlossen werden, sodass sie nicht weiter berücksichtigt
werden.



Abbildung 9-1: Kaskade im Thosbach (D. Schmidt)



Abbildung 9-2: Wehr im Mühlkanal (D. Schmidt)

9.2 Themenschwerpunkt 1 (Sediment)

Der Sedimentqualität spielt innerhalb des Reproduktionszykluses der Bachforelle eine wesentliche Rolle, da sich die Eier und die Brütlinge in diesem Teilhabitat über einen längeren Zeitraum hinweg befinden. So verbleiben die geschlüpften Brütlinge vorerst für weitere fünf bis sechs Wochen im Interstitial. Während der Inkubationszeit sind die Eier relativ gut gegen äußere Einflüsse geschützt. Geschiebeumlagerungen können jedoch ein erhebliches Risiko für die Eier darstellen. In der Literatur werden allerdings unterschiedliche Überlebensraten bei Geschiebebewegungen genannt: Die Angaben schwanken zwischen 10 und 90% (FISCHNETZ 2004). Dabei nimmt die Mortalität mit zunehmender Eingrabungstiefe ab. CRISP (1989) zeigte, dass 15 cm tief eingegrabene Eier durch Hochwasser, wie sie jährlich mehrmals auftreten, nur unwesentlich ausgewaschen werden. Ein starkes, nur etwa alle 10–20 Jahre vorkommendes Hochwasser wäscht praktisch alle in einer Tiefe von 10 cm eingegrabenen Eier aus. Bei einer Eingrabungstiefe von 15 cm beträgt die Auswaschrage über 40%. MASSA (2000) wies nach, dass bereits relativ kleine Hochwasserführungen die Eier schädigen können.

Der Zustand des Sediments war hinsichtlich der Eignung als Laichhabitat bis auf die oberen Abschnitte des Referenzgewässers Güßgraben und die beiden Abschnitte des Leinleiters in allen Gewässern durchgehend gering. Die Ursache ist der hohe Anteil an Feinsediment und das Fehlen von Bereichen aus grobem, unsortiertem und dynamischem Kies. Dieser dynamische Kies fehlte auch in der sonst strukturell herausragenden Strecke Leinleiter (Mündung), deren Sediment aber stark versintert war. Dadurch können die Eier der Bachforelle nicht mehr im Interstitial, also dem Sedimentlückenraum abgelegt werden bzw. der Reproduktionserfolg wird eingeschränkt.

9.3 Themenschwerpunkt 2 (Ökomorphologie)

9.3.1 Gewässerstrukturgüte

Anhand der Gewässerstrukturgüte können die hydromorphologischen Defizite eines Gewässers analysiert werden. Die grau markierten Werte der Linienführung, des Verlagerungs- sowie des Retentionsraumpotentials spielen für die Maßnahmenplanung keine Rolle.

Alle Werte zwischen 4 (deutlich verändert) und 7 (vollständig verändert) sind für eine Maßnahmenplanung geeignet und sind orange markiert. Es wird deutlich, dass alle Gewässer Defizite innerhalb der Gewässerstruktur aufweisen. Eine Ausnahme bildet der Leinleiter Mündung, der sich zumindest hinsichtlich der Strukturausstattung unverändert darstellt.

Tabelle 9-1: Defizitanalyse anhand der Gewässerstrukturgüte (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind)

Gewässername	Teilkomponente						
	Linienführung	Verlagerungspotential	Entwicklungsanzeichen	Strukturausstattung	Retentionspotential	Uferstreifenfunktion	Entwicklungspotential
Wassergraben West	1-3	3-7	5	4-7	1	3-6	3-4
Wassergraben Ost	3	1-7	4-7	1-7	1-3	3	3-5
Fischbach	1	3	4	1-4	1	3-7	5
Leinleiter Ort	3-5	5-7	5-7	4-7	3	6-7	5
Leinleiter Mündung	3-5	5-7	4-5	1	4	6-7	4-5
Trubach	3-5	5-7	3-7	4-7	3-7	7	1-7

Hinsichtlich der Gewässerstrukturgüte sind alle in der Tabelle 9-1 aufgeführten Gewässer für eine Maßnahmenplanung geeignet.

9.3.2 Mesohabitate

Bis auf den Leinleiter weisen alle untersuchten Gewässerabschnitte Defizite hinsichtlich der verschiedenen Mesohabitattypen auf.

Tabelle 9-2: Defizitanalyse anhand der Mesohabitate (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind)

Gewässername	Defizite
Wassergraben West	Kolke, Unterstände
Wassergraben Ost	Kolke, Unterstände, Schnellen, Rinnen
Fischbach	Kolke, Rinnen
Leinleiter Ort	Kolke, Unterstände, Rinnen
Leinleiter Mündung	-
Trubach	Kolke, Unterstände, Schnellen, Rinnen

Hinsichtlich des Vorkommens von Mesohabitaten sind bis auf den Leinleiter Mündung alle in der Tabelle 9-2 aufgeführten Gewässer für eine Maßnahmenplanung geeignet.

9.3.3 Eintragspfade/Quellen

Bis auf den Fischbach weisen alle Gewässer Uferabbrüche auf, sodass natürliche Einträge aus dem unmittelbar anstehenden Boden erfolgen. Bis auf den Wassergraben West sind in allen Gewässerabschnitten Direkteinleiter vorhanden. Diese sind jedoch nicht näher definiert.

Tabelle 9-3: Defizitanalyse anhand der Eintragspfade/Quellen (orange markiert sind die Werte die für eine Maßnahmenplanung geeignet sind)

Gewässername	Eintragspfade/Quellen	
	natürlich	Direkteinleiter
Wassergraben West	x	-
Wassergraben Ost	x	x
Fischbach	-	x
Leinleiter Ort	x	x
Leinleiter Mündung	x	x
Trubach	x	x

Hinsichtlich der Eintragspfade/Quellen sind alle in der Tabelle 9-3 aufgeführten Gewässer für eine Maßnahmenplanung geeignet.

9.4 Themenschwerpunkt 3 (Fische)

Der geringe Anteil an o+ Individuen der Bachforelle in allen Gewässern bis auf den Güßgraben lässt in Verbindung mit der ungünstigen Sedimentqualität auf deutliche Einschränkungen bei der Reproduktion in den entsprechenden Gewässern schließen. Der Bachforellenbestand ist insgesamt als gering einzustufen, was wiederum auch mit dem Fehlen von geeigneten Strukturen (Mikrohabitaten) in Zusammenhang gebracht werden kann.

Erstaunlich ist hingegen die vergleichsweise hohe Abundanz der Elritze, deren Larven nach dem Schlupf mehr als 30 cm tief in das Interstitial eindringen (BLESS 1992). Angaben zum Anteil der o+-Individuen bei der Elritze liegen nicht vor und können aus den verwendeten Längsklassen auch nicht abgeleitet werden. Eine mögliche Ursache für diese Diskrepanz kann in den unterschiedlichen Laichzeiten der beiden Arten begründet sein. Die Bachforelle ist die einzige lithophile Art deren Laichzeit im Herbst liegt. Gemäß KLUPP et al. (2009) laicht die Art

in Oberfranken in den Monaten von Oktober bis Dezember, während die Elritze in dem Zeitraum von Mai bis Juni laicht. Beide Arten können dabei entsprechende Laichwanderungen ausführen.

Der unerwartet hohe Anteil an Elritzen ist ein möglicher Indikator dafür, dass die Reproduktion in den Gewässerabschnitten für kieslaichende Arten grundsätzlich möglich sein kann, was somit jedoch im Widerspruch zu den Ergebnissen der Sedimentbeprobung steht, die überwiegend eine geringe Eignung des Sediments als Laichhabitat ergab. Eine Ursache dieser Diskrepanz könnte die Jahreszeit der Sedimentprobenahme in Verbindung mit der jahreszeitlich bedingten Abflussdynamik sein. So ist für die Gewässer einschließlich der Wiesent davon auszugehen, dass die höchsten Abflüsse im zeitigen Frühjahr vorhanden sind. Dabei kann es einerseits zu einer Dekolmation des Interstitials kommen, andererseits werden dabei vermutlich aber auch größere Sedimentfrachten mobilisiert und abgelagert.

Ein entsprechender Handlungsbedarf kann somit insbesondere hinsichtlich der Strukturausstattung und der Sedimentqualität abgeleitet werden.

9.5 Themenschwerpunkt 4 (Makrozoobenthos)

Der Zustand des Makrozoobenthos war überwiegend gut bis sehr gut. Defizite lagen vor allem in der Gewässerstruktur bzw. im Modul Allgemeine Degradation. Die Sedimentqualität, genauer ein hoher Anteil von Feinsediment, schien dabei einer der wesentlichen Belastungsfaktoren zu sein. Das zeigte vor allem die Bewertung über den Feinsedimentindex DFSI, der überwiegend einen unbefriedigenden und schlechten Zustand indizierte. Dabei geht Feinsedimentbelastung aber oft einher mit reduzierter Fließgeschwindigkeit und erhöhter Wassertemperatur, also insgesamt Belastungsfaktoren, die der Potamalisierung zugeordnet werden können. Eine Verbesserung der Gewässerstruktur, der Beschattung und vor allem die Verringerung des Feinsedimenteintrags sowie die Redynamisierung der Gewässersohle scheinen auf Grundlage der Ergebnisse geeignete Maßnahmen zur Zustandsverbesserung zu sein.

9.6 Zusammenfassung

Die nachfolgende Tabelle gibt einen zusammenfassenden Überblick über die vorhandenen Defizite in den zu beplanenden Gewässern.

Tabelle 9-4: Zusammenfassende Defizitanalyse (TS1=Themenschwerpunkt Sediment, TS2=Themenschwerpunkt Ökomorphologie, TS3= Themenschwerpunkt Fische, TS4=Themenschwerpunkt MZB)

Gewässername	TS 1	TS 2			T3	T4
	Sediment	GSGK	Mesohabitate	Eintragspfade/Quellen	Fische	MZB
Wässergraben West	x	x	x	x	x	(x)
Wässergraben Ost	x	x	x	x	x	x
Fischbach	x	x	x	x	x	x
Leinleiter Ort	(x)	x	x	x	x	-
Leinleiter Mündung	(x)	x	-	x	x	-
Trubach	-	x	x	x	x	-

10 MAßNAHMENVORSCHLÄGE

Die folgenden Maßnahmvorschläge wurden nach den Erhebungen 2019 abgeleitet und beziehen sich auf die Gewässer Leinleiter Ort/Mündung, Fischbach, die Wässergräben und den Trubach. Ausgenommen sind aufgrund von Defiziten in der Längsdurchgängigkeit der Thosbach und der Mühlkanal in der Leinleiter. Hier erscheinen diese Maßnahmen aufgrund fehlender Längsdurchgängigkeit nicht sinnvoll. Im Güßgraben sind keine Maßnahmen erforderlich, da das Gewässer die Referenz im Projekt darstellt und als einziges Gewässer auch über einen annähernd intakten Populationsaufbau hinsichtlich des Bachforellenbestandes verfügt.

Besonders geeignet erschienen die vorgeschlagenen Maßnahmen in den Wässergräben, da diese mit den vorhandenen Mitteln noch innerhalb der Projektlaufzeit im Rahmen der Gewässerunterhaltung umgesetzt werden könnten.

Grundsätzlich ist noch zu erwähnen, dass die folgenden Maßnahmvorschläge lediglich Maßnahmen auf Skalenebene des Gewässerabschnitts darstellen. Belastungen auf höherer Skalenebene, z.B. durch diffuse Einleitungen von Nährstoffen und vor allem auch Feinsediment, können die Wirkung dieser örtlich sehr eingeschränkten Maßnahmen überlagern.

Verstärkte Kolmation scheint in den Projektgewässern geogen bedingt zu sein. Dennoch sollte flankierend zu den nachfolgend vorgeschlagenen Maßnahmen vorrangig die anthropogen verstärkte Kolmation, verursacht durch z.B. Uferabbrüche infolge der Begradigung der Gewässer, Bodenerosion aus anliegender Landnutzung und erhöhte Nährstoffeinträge, reduziert werden. Ein reduzierter Feinsedimenteintrag würde auch die Funktionsfähigkeit von Maßnahmen verlängern. Zudem sollte die Sohldynamik wiederhergestellt werden.

Insbesondere bei Uferabbrüchen in den durch Begradigung eingetieften Gewässern kann durch die geogen bedingt sehr feinmaterialhaltigen Böden unnatürlich viel Feinsediment eingetragen werden. Hier besteht durchaus auch ein Konflikt mit dem Ziel der eigendynamischen Entwicklung. Daher sind bei den Maßnahmen stets auch Abwägungen erforderlich, z.B. die Eigendynamik in Bereichen mit hohen Böschungsoberkanten und daher potentiell sehr viel Feinmaterialeintrag nicht zu fördern.

10.1 Gewässersohle

Die Einlagerung von Feinsediment im Groblückensystem ist ein natürlicher Prozess (Kolmation). Dadurch wird die Durchströmung des Sohlsubstrates verringert, was auch eine verringerte Sauerstoffzufuhr oder letztlich sogar Sauerstoffzehrung bedeutet. Dies setzt die Eignung des Sedimentlückenraums als Lebensraum und Laichsubstrat deutlich herab. Durch Hochwasserereignisse oder biogene Vorgänge, beispielsweise das Schlagen von Laichgruben durch Salmoniden, wird das Feinsediment wieder aus dem Sediment gespült (Dekolmation). Dieser Wechsel zwischen Kolmation und Dekolmation kann sich innerhalb eines Jahres vollziehen und ist auch von der Abflussdynamik des Gewässers abhängig.

Durch erhöhten, anthropogen bedingten Feinsedimenteintrag überwiegt jedoch der Prozess der Kolmation, also der Einlagerung von Feinsediment, in extremen Fällen bis zur Verschlammlung. Dies führt zu Beeinträchtigungen wichtiger Prozesse im Fließgewässer und deren Lebensgemeinschaften, z.B. durch die Störung der Reproduktion der Bachforelle. Die Wiederherstellung der natürlichen Funktionsfähigkeit des Sedimentlückenraums ist daher von wesentlicher Bedeutung.

10.1.1 Restaurierung von Kieslaichplätzen

Die Einbringung von Kies ist eine der zentralen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässer-
sohle in natürlicherweise kiesreichen Gewässern. Eine sehr gute Übersicht über „Die Restau-
rierung von Kieslaichplätzen“ gibt der Landesfischereiverband Bayern (LFVB 2007). Darauf,
und auf eigenen Erfahrungen, werden im Wesentlichen die folgenden Vorschläge bezogen.
Abweichungen sind gekennzeichnet.

Während Substratlaicher, wie z.B. die Barbe, lediglich oberflächlich kiesiges und steiniges Ma-
terial für die Eiablage benötigen, brauchen Interstitiallaicher, wie z.B. die Bachforelle oder
die Elritze, ein bis zu 30 cm tief durchströmtes Kieslückensystem. Weitere Anforderungen an
die Sedimentqualität bzw. die Laichplätze sind eingangs im Kapitel 4 genannt. Diese geben
letztlich die Ausprägung der Maßnahmen vor und sind in Tabelle 10-1 gelistet.

Tabelle 10-1: Parameter zur Restaurierung von Kieslaichplätzen (nach LFVB 2007).

Parameter	Ausprägung
Fließgeschwindigkeit	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 0,3 bis 1 m/s zur Laichzeit ✓ ggf. herzustellen in Kombination mit strukturverbessernden Maßnah- men (Totholz, Lenkungssteine, siehe Abschnitt 10.1.3)
Sohlform und Struk- tur	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Errichtung als hochliegender Sohlbereich (Rausche) über das gesamte Querprofil oder auch nur teilweise ✓ Möglichst ungleichmäßig geformt ✓ Einstände in unmittelbarer Nähe (z.B. Kolk im Unterwasser, möglichst mit Totholz)
Wassertiefe	✓ 0,1 m in kleinen Gewässern bis 1,5 m in großen Gewässern
Korngröße Kies	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Korngröße 1 bis 100 mm, feinsedimentfrei ✓ Empfehlenswert sind 1:1 Mischungen „16/32 & 32/64“ oder „gemischter Grubenkies“
Kiesmenge	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Schichtstärke mindestens 0,3 m; steigend mit Gewässergröße ✓ Pro Laichplatz zwanzigfache Menge des Abflusses bei Mittelwasser (MQ) (Beispiel für MQ von 0,1 m³/s: 20 * 0,1 = 2 m³ Kies pro Laichplatz)
Verortung	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ehemalige Laichplätze ✓ Bereiche mit passenden hydraulischen Bedingungen (hohe Fließge- schwindigkeit) ✓ Plätze, an denen sich Laichfische sammeln ✓ Anfahrt möglich
Zeitraum	✓ Für Bachforelle vor Laichzeit im Juli/August, ggf. noch im September

Möglichkeiten zur Umsetzung sind im Folgenden erläutert. Alle Maßnahmen können einzeln
und in Kombination durchgeführt werden.

a) Hydraulische Anpassung durch Einengungen

Es werden geeignete Strömungsbedingungen hergestellt. Die Einengungen können
durch Einbringen von z.B. Totholz oder Lenkungssteinen (Abschnitt 10.2) geschaffen wer-
den.

b) Umlagerung und Lockerung von Kies

Dadurch wird der Austrag von Feinsediment aus kiesigen Substraten gefördert (Dekolma-
tion). Diese Maßnahme beeinträchtigt allerdings in starkem Maße unterliegende Gewäs-
serabschnitte, führt also zu einer Verlagerung des Problems. PANDER et al. (2015) fanden
z.B. einen mittleren Eintrag von 17 kg Feinsediment pro m² unterhalb von Maßnahmen
zur Substratlockerung. Diese Untersuchungen fanden auch im Einzugsgebiet der Wie-
sent statt.

c) Kieszugabe

Insbesondere zu empfehlen, wenn geeignetes Substrat fehlt. Bei einem Vergleich der drei genannten Maßnahmen zur Substratrestaurierung war die Kieszugabe die geeignetste (PANDER et al. 2015).

Bei Anlage als Rausche ist ein mittlerer Abstand der ca. 5 bis 7-fachen bordvollen Breite in Bezug zum mittleren Hochwasserereignis (MHQ) zu berücksichtigen. Andernfalls wird die natürliche Abfolge zwischen Rausche und Kolk gestört. Die Länge der Rausche sollten dann ca. dem 2,5-fachen der Breite entsprechen (SCHERLE 1999). Bei der Auswahl der Korngröße sollte eine gewisse Beweglichkeit ermöglicht werden, um den natürlichen Prozess der Umlagerung und Dekolmation zu fördern.

Der Kies kann daher auch als Geschiebedepot eingebracht werden. Dazu wird vor allem feinkörniger Kies, der bei MHQ noch verlagert wird, an Engstellen bis etwa in die Bachmitte geschüttet. Der Kies wird dann eigendynamisch verlagert und bildet bachab Kieslaichplätze aus. Dies entspricht auch am ehesten der Vorzugsvariante zur Wiederherstellung einer natürlichen Sohldynamik.

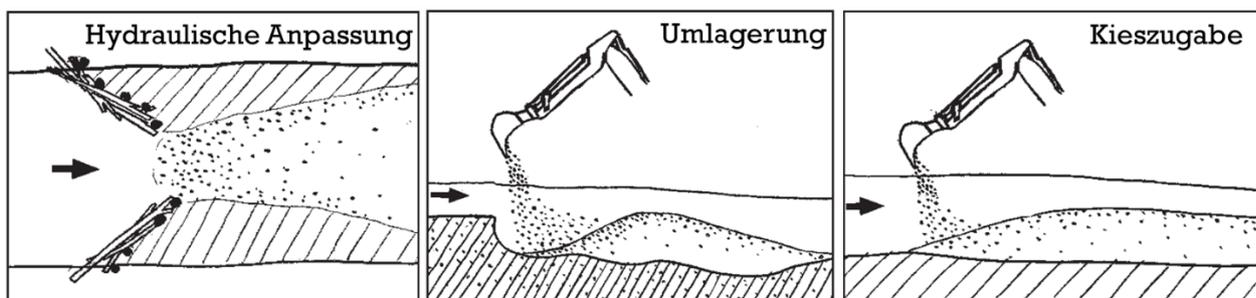


Abbildung 10-1: Drei Möglichkeiten der Laichplatzrestaurierung (verändert nach LFVB 2007).

Die genannten Maßnahmen können mit Zustimmung der Gewässerunterhaltungspflichtigen (Wasserwirtschaftsamt oder Kommune) überwiegend im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt werden, da Belange Dritter meist nicht berührt sind.

Die Funktionsfähigkeit der Kieslaichplätze beträgt ca. 1 bis 10 Jahre (siehe auch PANDER et al. 2015) und ist bei hoher Schwebstoffführung und geringer Umlagerung durch Hochwasser am geringsten. In den Maßnahmengewässern ist die Schwebstoffführung naturgemäß hoch und die Geschiebeführung gering (Kapitel 3), was also eine eher kurze Funktionsfähigkeit vermuten lässt. Daher sind neben Maßnahmen zur Restaurierung von Kieslaichplätzen auch weitere Maßnahmen erforderlich, z.B. zur Strukturanreicherung (vgl. Abschnitt 10.2) und der Reduzierung von Feinsedimenteintrag durch z.B. Sandfänge (vgl. Abschnitt 10.1.3) und Gewässerrandstreifen (vgl. Abschnitt 10.3).

vorbereitende Arbeiten

- hydraulische Aspekte prüfen (ausreichende Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung, adäquate Wassertiefe)
- Erfordernis ggf. notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen
- Erfordernis Umweltbaubegleitung prüfen
- Bestandsbergung (Muscheln und ggf. Fische und Neunaugen))

10.1.2 Entschlammung

Eine Entschlammung bzw. eine Reprofilierung stellt einen umfangreichen Eingriff in das Gewässer dar, der in der Regel einer gesonderten Planung und Genehmigung bedarf. Neben hydraulischen Aspekten sind insbesondere auch artenschutzrechtliche Belange zu berücksichtigen.

Bevor eine Entschlammung umgesetzt werden kann, müssen Absatzbecken (vgl. Abbildung 10-2) hergestellt werden in die der Schlamm vorüber gehend eingesetzt werden kann (vgl. Abbildung 10-3). Der Schlamm wird anschließend mit schwerer Technik (vgl. Abbildung 10-4) entnommen.



Abbildung 10-2: beispielhafter Absatzbecken (D. Schmidt)



Abbildung 10-3: beispielhafte Schlammentnahme (D. Schmidt)

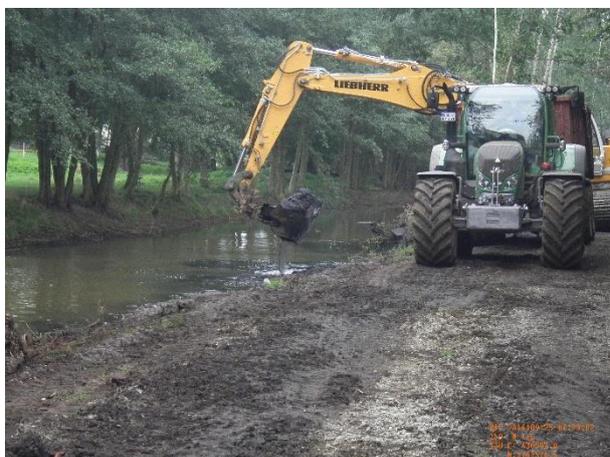


Abbildung 10-4: Großtechnik (D. Schmidt)



Abbildung 10-5: Gewässerprofil einengen (D. Schmidt)

Grundsätzlich beseitigt das Entfernen von Feinsedimenten nicht die Ursachen für die Kolmation und die Sedimentation. Vielmehr ist die Schaffung der erforderlichen hydraulischen Standortbedingungen (Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung, Abflussdynamik, Geschiebetrieb => bettbildende Prozesse = in der Regel bordvoller Abfluss/MHQ) entscheidend. Um lokal die Fließgeschwindigkeit zu erhöhen und eine schnelle Wiederverschlammung zu verhindern, kann die Einengung des Gewässerprofils (vgl. Abbildung 10-5) in Erwägung gezogen werden. Die Einengung des Gewässerprofils ist dabei grundsätzlich gut geeignet um den Anteil der gewässertypischen, strömungsliebenden Arten zu erhöhen (vgl. VONLANTHEN et al. 2015). Gewässerbetteinengungen fördern die gewässertypische Fischfauna in einem höheren

Maß als dies Gewässerbettaufweitungen zu tun vermögen. Befischungen konnten zeigen, dass die Biomasse der für die Allaine typischen Fischarten wie Bachforelle, Äsche, Strömer, Elritze, Groppe, Bachneunauge in der Verengung deutlich stärker zugenommen hat als in der Aufweitung (VONLANTHEN et al. 2015).

Dennoch kann eine Entschlammung in Kombination mit dem Einbau von Kies eine Initialmaßnahme darstellen.

vorbereitende Arbeiten

- hydraulische Aspekte und artenschutzrechtliche Sachverhalte prüfen
- Erfordernis notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen
- entnommenes Material inkl. mögliche Aufbringungsflächen müssen auf Schadstoffbelastung geprüft werden (frühzeitige Kontaktaufnahme mit Boden- und Abfallbehörde empfohlen)
- Sicherstellen von ausreichend großen Flächen für die Anlage von Absetzbecken oder für die Errichtung von geotextilen Schläuchen zur Entwässerung des Materials (Flächenverfügbarkeit)
- Sicherstellen der Erreichbarkeit der zu entschlammenden Gewässerabschnittes durch schwere Bautechnik (Flächenverfügbarkeit)
- Erfordernis Umweltbaubegleitung prüfen
- Bestandsbergung (aquatisch gebundene Arten)

10.1.3 Anlage von ökologisch durchgängigen Sandfängen im Nebenschluss

Grundsätzlich besteht für vereinzelte Gewässer im Untersuchungsraum wie z. B. den Düllbach auch die Möglichkeit die Feinsedimentfracht durch den Bau von Sandfängen zu reduzieren. Der Biologe Bent Nielsen hat vor diesem Hintergrund in Dänemark untersucht, ob Sandfänge die Sandverstopfung von Laichplätzen verhindern können. Dabei konnte festgestellt werden, dass der Sandeintrag um bis zu 75 % verringert wurde. Daraus resultierten viel höhere Überlebensraten der Eier von Kieslaichern und ein besserer Schlupferfolg der Fischlarven. Es zeigte sich, dass Sandfänge Sand so zurückhalten, dass das Überleben von Forelleneiern und -jungen in den Laichgruben erheblich verbessert ist. Bachaufwärts der Sandfänge starben alle Eier in den Netzbehältern aber bachabwärts lebten die Forellenlarven bis in eine Tiefe von 16 cm in der Laichbank. Es konnten gute Sauerstoffverhältnisse im Porenlückenraum gesichert werden. Eine Untersuchung an 36 Sedimentfallen, die über 2,2 km abwärts eines Sandfangs exponiert wurden, ergab, dass der Effekt hinsichtlich Sandrückhalt über 1,3 km wirkte (www.salmonidenfreund.de)

Sandfänge können gemäß DICKHAUT (2005) den unterwasserseitigen Sandtransport im Gewässer bei entsprechender Funktionalität und konsequenter Wartung weitgehend reduzieren, erfordern jedoch einen regelmäßigen Unterhaltungs- und Kostenaufwand. Sie stellen in den meisten Fällen Übergangslösungen dar.

Alle Arten von Sandfängen greifen auf das Prinzip der Querschnittsvergrößerung und einer damit verbundenen Absenkung der Fließgeschwindigkeit zurück. Dies führt zu einer Erhöhung der Sedimentationsrate. Problematisch werden kann bei Sandfängen die flussauf- und abwärts gerichtete Wanderung sowie die Drift von Gewässerorganismen durch diese Anlagen. Während im freien Wasserkörper keine Barrierewirkung auftritt, können Sandfänge, oder vielmehr die dort enthaltenen Sandablagerungen, ein erhebliches Wanderhindernis für eine Vielzahl benthischer Organismen darstellen (DICKHAUT 2005). Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, dass die Substrate innerhalb der Sandfänge von Neunaugenquerdern besiedelt werden, was bei der Räumung der Sandfänge berücksichtigt werden muss (vgl. PURPS & LEMCKE 2009)

Ein Lösungsansatz, der den naturschutzfachlichen Anforderungen entspricht, ist die Anlage eines Sandfanges im Nebenschluss. Bei dieser Konstruktion wird ein naturnah angelegtes Gerinne bei Niedrig- und Mittelwasser durchströmt, welches eine permanente Passage der Gewässerorganismen gewährleistet und in dem fließgewässertypische Temperaturverhältnisse herrschen. Parallel zu diesem Gerinne wird der eigentliche Sandfang angelegt, der über eine oberwasserseitige Überlaufschwelle mit dem Gewässer verbunden ist. Der Sandfang springt erst im Hochwasserfall an und nimmt einen wesentlichen Teil der Abflussmengen auf. Mobile Feinsande, die zum Großteil erst bei Hochwasser transportiert werden, können auf diese Weise im Sandfang sedimentieren und beeinträchtigen nicht das eigentliche Gerinne (DICKHAUT 2005, vgl. auch TENT 2002).

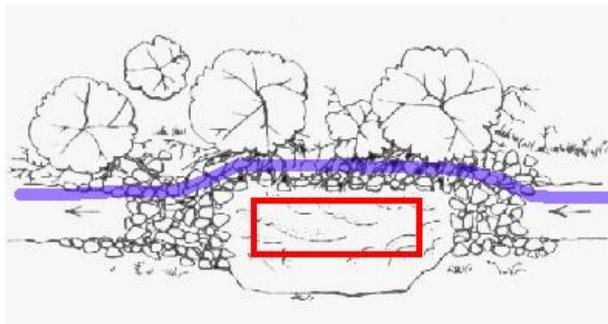


Abbildung 10-6: blau: Der Bach fließt bei Niedrig- und Mittelwasser in einem naturnahen Bett mit Gehölzsaum. rot: Der Sand-Entnahmebereich muss Rücksicht nehmen auf die Elemente Trenndamm zum eigentlichen Bachlauf, Ein- und Auslauf-Rauschen sowie die Böschungen (www.salmonidenfreund.de)



Abbildung 10-7: Der für wandernde Organismen passierbare Sandfang. Das Bachwasser soll über den Bach rechts fließen (TENT 2005)

Sandfänge sollen eine Länge der 20-25-fachen Gewässerbreite aufweisen. Die Breite soll der 3-4-fachen Gewässerbreite entsprechen, die Tiefe 1 m unter Grund betragen. Zu kleine Sandfänge haben keine Wirkung (www.salmonidenfreund.de, TENT 2002).

Soweit möglich wird der Sandfang an einer Stelle mit geringem Gefälle angelegt. Sie muss für die Maschinen gut erreichbar sein und eine Fläche für vorübergehende Sandlagerung erhalten (TENT 2002).

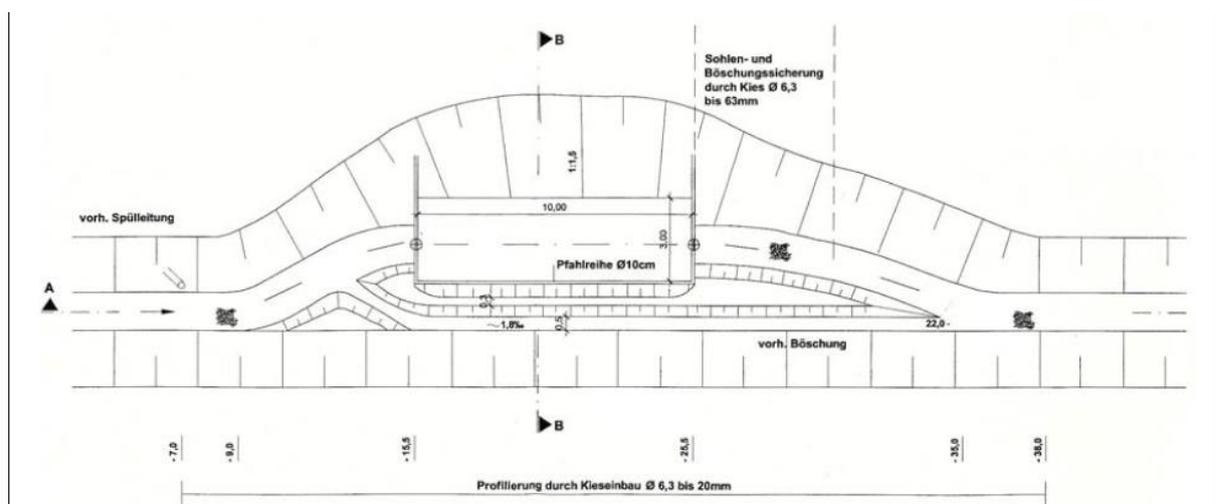


Abbildung 10-8: Grundriss Sandfang an der Fuhlau (Ing.-Büro Heuer-Jungemann). Entnommen aus DICKHAUT (2005)

Wichtig ist es gemäß Tent (2002), dass der Sandfang oft genug geleert wird und auch bei hoher Wasserführung funktioniert. So wird sichergestellt, dass kein Sand abwärts auf wichtige Strecken mit Laichbetten usw. gelangt. Ein falsch angelegter Sandfang ist ein ernstes Wanderhindernis für Gewässerorganismen. Zu- und Ablauf werden zweckmäßigerweise mit Einengung und Rausche ausgestattet. Diese lenkt Niedrig- und Mittelwasser an ein Ufer, das mit Bäumen und festem Gewässergrund ein dauerhaft durchwanderbares Element des Sandfangs bietet. Zum Schutz dieser wichtigen Bestandteile ist der Entnahmebereich für Sand deutlich erkennbar zu begrenzen (TENT 2002).

vorbereitende Arbeiten

- Flächenverfügbarkeit prüfen
- Erfordernis notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen
- Umweltbelange prüfen

10.2 Strukturverbessernde Maßnahmen

10.2.1 Totholz

Totholz ist ein wichtiger Bestandteil naturnaher Fließgewässer und beeinflusst die Morphologie, Hydraulik und die ökologischen Wechselbeziehungen. Im unmittelbaren Einflussbereich einer Totholzstruktur wird die Fließgeschwindigkeit örtlich beschleunigt, aber auch verringert, und damit stark diversifiziert. Dies erhöht die Substratvielfalt und Tiefenvarianz. Dadurch bilden sich z.B. verstärkt kiesige Bereiche und Kolke aus, die als Lebensraum für die Bachforelle bedeutend sind. Zudem wird durch die erhöhte Strukturvielfalt und Tiefenvarianz auch der Wasseraustausch im Sediment gesteigert.

Neben den strukturbildenden Funktionen trägt Totholz in Fließgewässern auch maßgeblich zur Retention von organischem Material wie driftenden Ästen, Zweigen und Laub bei. Insbesondere Laub ist eine wesentliche Nahrungsgrundlage für das Makrozoobenthos, das wiederum eine Nahrungsgrundlage der Bachforelle ist. Die höhere Häufigkeit von Organismen des Makrozoobenthos macht sich auch insgesamt in arten- und individuenreicheren Fischlebensgemeinschaften bemerkbar.

Totholz mindert zudem durch die Bildung von Sichtschutz die inter- und intraspezifische Konkurrenz zwischen revierbildenden Fischarten wie der Bachforelle und kann insgesamt zu einem höheren Bachforellenbestand führen, wie in verschiedenen Projekten mit Totholz bereits nachgewiesen wurde (LFVB 2009). Bei den vermehrt in den letzten Jahren aufgetretenen Niedrigwasserereignissen kann Totholz auch ein wichtiges Rückzugshabitat für Fische durch die Bildung von Kolken oder als Unterstand sein.

Aufgrund dieser vielfältigen Funktionen von Totholz in Fließgewässern wird empfohlen, Holzstrukturen in die Gewässer einzubringen. Die Möglichkeiten dazu sind sehr vielfältig und reichen von einfachen Dreiecksbuhnen aus Holz über Strömungslenker aus Raubäumen bis hin zu komplexen, naturnahen Holzstrukturen. Eine gute Übersicht über die Möglichkeiten des Holzeinbaus in Bayern gibt die Broschüre „Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche“ vom Landesfischereiverband (LFVB 2009). Darin werden auch die besonders empfehlenswerten, naturnahen, komplexen Totholzstrukturen aufgezeigt, die strukturbildend sind und gleichzeitig Unterstand bieten. Aufgrund der vielfältigen Möglichkeiten des Holzeinbaus und der Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten wird auf eine detailliertere Beschreibung des Einbaus von Totholz verzichtet und vielmehr auf die gut bebilderte Broschüre des LFVB verwiesen. Grundsätzlich sind alle Projektgewässer aufgrund ihrer geringen Breite für den Einbau von Totholz geeignet. Es ist geplant, separat über die Bachelorarbeit von Herrn Phillip

Singelmann an der Hochschule Magdeburg-Stendal zeitnah ein Konzept für den Einbau von Totholz in die Abschnitte der Wässergräben zu erstellen.

Der Einbau kann, wie die Einbringung von Kies, mit Zustimmung der Gewässerunterhaltungspflichtigen (Wasserwirtschaftsamt oder Kommune) überwiegend im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchgeführt werden, da Belange Dritter meist nicht berührt sind. Sobald öffentliche und private Belange betroffen sind ist allerdings eine Umsetzung als Ausbau mit Plangenehmigung oder Planfeststellung zu empfehlen. Dies ist insbesondere der Fall bei größeren Holzstrukturen, die zu einer deutlichen Veränderung der Hydraulik und möglicherweise Veränderungen am Ufer führen. Aber auch hier ist die Einbringung im Rahmen der Gewässerunterhaltung prinzipiell möglich, was stets als Einzelfall entschieden werden muss.

vorbereitende Arbeiten

- hydraulische Aspekte prüfen
- Erfordernis ggf. notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen
- Erfordernis Umweltbaubegleitung prüfen
- ggf. Bestandsbergung (aquatisch gebundene Arten)

10.2.2 Lenkungssteine

Lenkungssteine werden methodisch eingesetzt, um eine bestimmte hydraulische Wirkung zu erzielen. Dabei wird zwischen überströmten und nicht überströmten Strömungslenkern unterschieden.

Mit Überströmung

Im Gegensatz zu nicht überströmten Elementen treten bei überströmten Lenkungssteinen andere Strömungsverhältnisse ein. Abbildung 10-9 zeigt deutlich, dass der Strömungsschatten hinter dem Element zusätzlich hydraulisch belastet wird. Dementsprechend erfolgt, abhängig der Geschiebefracht, bei Niedrigwasser (NQ) eine Sedimentation und bei Hochwasser (HQ) eine Auskolkung. Anschließend können sich zwei Szenarien ergeben. Entweder verfüllt sich die Auskolkung bei Mittelwasser (MQ) wieder oder der Lenkungsstein kippt in den Kolk ab und verliert dadurch seine Funktion.

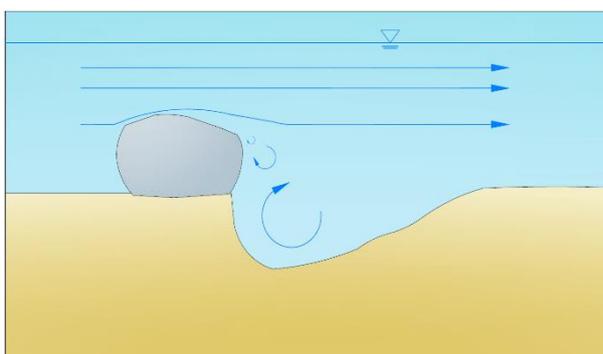


Abbildung 10-9: überströmter Lenkungsstein (GEBLER, 2005)

Ohne Überströmung

Es erfolgt eine Ablenkung der Strömung um den Lenkungsstein. Dabei entstehen durch die Strömungsablösung im Strömungsschatten rückdrehende Walzen, die sich nach der Ablösezone jedoch wieder angleichen. Es kommt durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit am Lenkungsstein zu einer Tiefenerosion sowie im Strömungsschatten zur Ablagerung von Feststoffen.

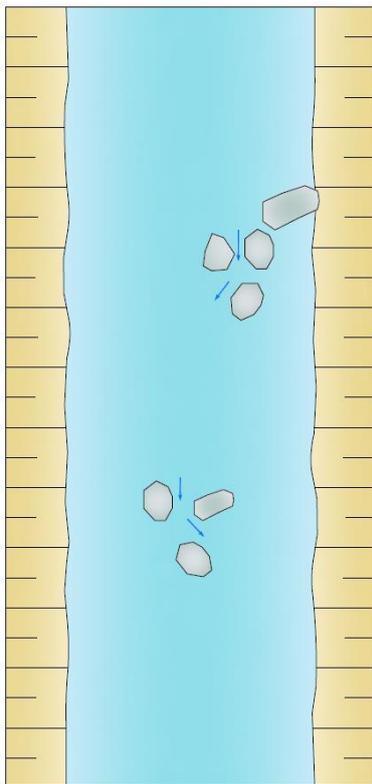


Abbildung 10-10: Störsteine als Steingruppe (GEBLER, 2005)

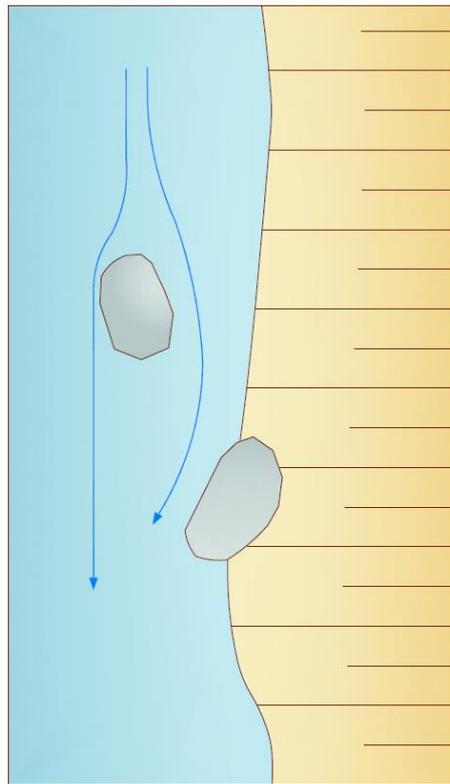


Abbildung 10-11: Störsteine in Ufernähe (GEBLER, 2005)

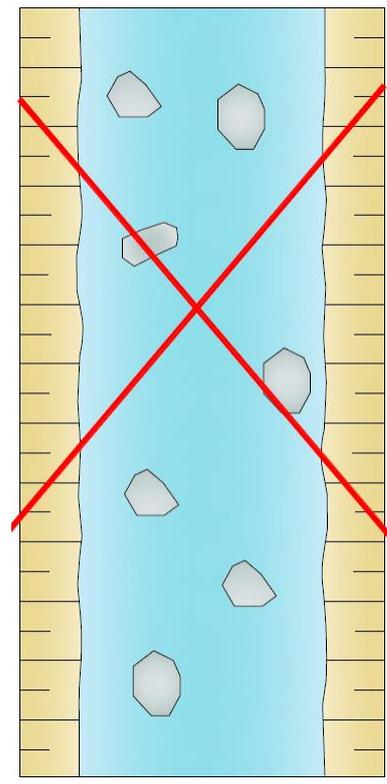


Abbildung 10-12: Störsteine, kleine flächenhafte Belegung (GEBLER, 2005)

vorbereitende Arbeiten

- hydraulische Aspekte prüfen
- Erfordernis notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen
- Erfordernis Umweltbaubegleitung prüfen
- Bestandsbergung (aquatisch gebundene Arten)

10.3 Gewässerrandstreifen

Zum Schutz der Gewässer vor Einflüssen aus dem Umland empfiehlt sich ein 5-10 m breiter Gewässerrandstreifen. Der Gewässerrandstreifen kann die Einträge und den Oberflächenabfluss aus den angrenzenden genutzten Flächen mindern. Des Weiteren reduziert er als Pufferzone Stoff- und Bodeneinträge in das Gewässer und kann das Gewässer durch die Beschattung vor einer zu großen Temperaturerhöhung schützen (vgl. DWA 2012, SCHÜLLER & KROP-BENESCH 2022). Grundsätzlich weist ein Gewässerrandstreifen folgende Funktionen auf:

- Distanzfunktion
- Retention von Nährstoffen mit dem Oberflächenabfluss
- Habitatfunktion
- Element der Biotopvernetzung
- Beschattung
- Uferschutz
- Windschutz
- Landschaftsästhetik/Landschaftsbild

Abbildung 10-13 stellt die ideale Gliederung bzw. Zonierung eines Gewässerrandstreifens dar, bei der die genannten Funktionen bestmöglich erreicht werden können.

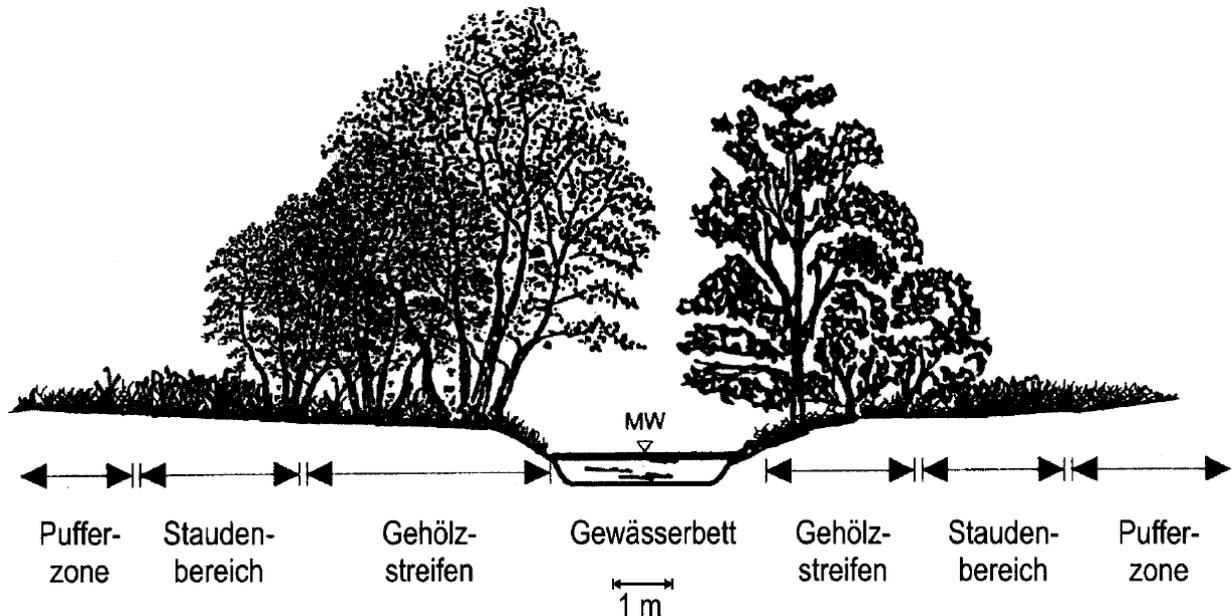


Abbildung 10-13: Idealtypische Zonierung eines Gewässerrandstreifens in einem Muldetal (KONOLD et al. 2000)

Ufergehölze haben vielfältige und oft beschriebene Funktionen (vgl. Abbildung 10-14). Insbesondere Ufergehölze mit weit in das Gewässer reichenden Wurzelbärten stellen ein bevorzugtes Habitat dar. Das Wurzelnetzwerk stabilisiert die Ufer effektiv und begrenzt die Erosion. Da das Wurzelvolumen etwa dem Kronenvolumen entspricht, kann bspw. eine einzige Erle über 50 t Boden festhalten. Wichtig ist natürlich für den Uferschutz, dass die Wurzeln der Einzelbäume miteinander verflochten sind, sonst bilden sich dazwischen besonders empfindliche Erosionsansätze (TENT 2001). Die Blätter beschatten das Gewässer und fördern so das Leben im sommerkühlen Bachoberlauf. Erlenblätter sind für Gewässerorganismen die wichtigste Nahrungsquelle. Ernährungsversuche mit verschiedenen Baumarten zeigten, dass Erlenblätter bevorzugt gefressen werden. Die Bachflohkrebse beginnen als sogenannte „Schredder“, die Blätter zu zerkleinern und so für nachfolgende Ernährungstypen zugänglich machen (TENT 2001). Die Ufergehölze stellen eine zusätzliche Nahrungsquelle für Fische durch herunterfallende Insekten dar und bieten gleichzeitig einen Sichtschutz.

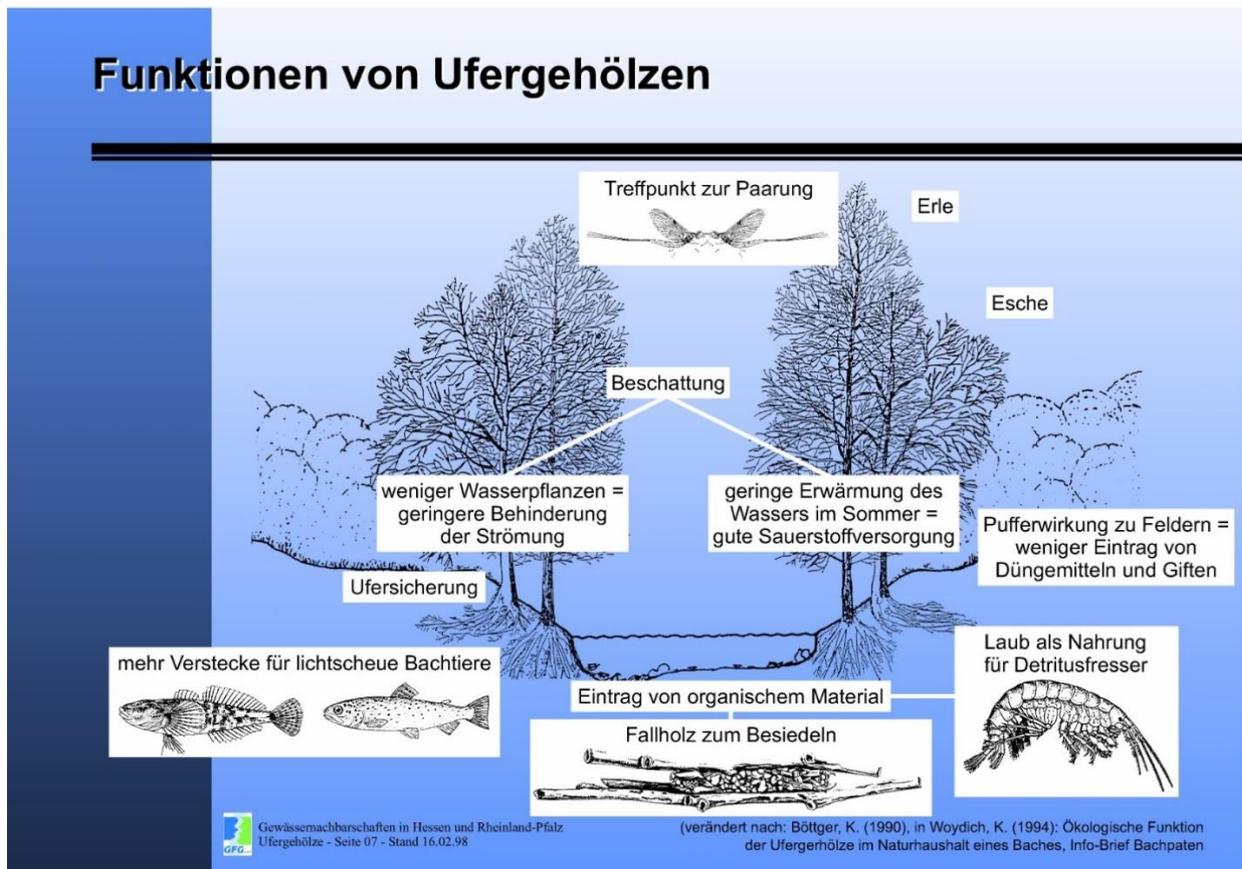


Abbildung 10-14: unterschiedliche Funktionen von Ufergehölzen

Der Gewässerrandstreifen sollte neben Bäumen auch aus einer Kräuter- und Hochstaudenflur bestehen (vgl. Abbildung 10-13) und ein- bzw. beidseitig des Gewässers angelegt werden. Die Anpflanzung der Gehölze sollte dabei gruppenweise erfolgen (vgl. GEBLER 2005), eine durchgehende linienhafte Bepflanzung ist zu vermeiden, damit sich abschnittsweise auch ausreichende Makrophytenpolster einstellen können.

vorbereitende Arbeiten

- Flächenverfügbarkeit prüfen
- Erfordernis notwendiger Planungsunterlagen und Genehmigungen prüfen

10.4 Beräumung Schwemmkegel

Die Mündung des Fischbaches weist aktuell einen großen Schwemmkegel auf, der dazu geeignet erscheint, das Einwandern zumindest von größeren Fischen in das Gewässer zu erschweren. Aus diesem Grund ist es zielführend die Mündung so umzugestalten, dass die Durchgängigkeit von der Wiesent in den Fischbach auch für adulte Bachforellen wiedergegeben ist. Dazu müsste der Schwemmkegel in die Wiesent verzogen oder entnommen werden wobei letzteres nur mit einem deutlich größeren Aufwand umsetzbar ist, woraus wiederum höhere Kosten resultieren.



Abbildung 10-15: Mündung des Fischbaches mit Schwemmsandkegel



Abbildung 10-16: Geringe Wassertiefen im Mündungsbe- reich

vorbereitende Arbeiten

- Erfordernis notwendiger Genehmigungen prüfen
- Zugänglichkeit/Erreichbarkeit (ggf. Einsatz eines Schreitbaggers) prüfen
- Umweltbelange prüfen
- Erforderliche Bestandsbergungen berücksichtigen

10.5 Zusammenfassender Überblick über die Maßnahmenvorschläge

Die nachfolgende Tabelle gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Maßnahmen- vorschläge (vgl. Abschnitte 10.1 bis 10.4) für alle beplanbaren Gewässer. Vor der Umsetzung der Maßnahmen sollten die in den jeweiligen Abschnitten beschriebenen Vorarbeiten geprüft und ggf. umgesetzt werden.

Tabelle 10-2: Zuordnung der Maßnahmenvorschläge zu den Gewässern

Gewässername	Maßnahmenvorschläge						
	10.1 Gewässersohle			10.2 Strukturverbesserung		10.3 Gewässerrandstreifen	10.4 Beräumung Schwemmkegel
	10.1.1 Kies	10.1.2 Entschlammung	10.1.3 Sandfänge	10.2.1 Totholz	10.2.2 Lenkungssteine		
Leinleiter Ort	x	-	-	x	x	x	-
Leinleiter Mündung	x	-	-	x	x	x	-
Mühlbach	x	-	-	x	x	x	-
Fischbach	x	-	x	x	x	x	x
Wässergraben West	x	x	-	x	x	x	-
Wässergraben Ost	x	x	-	x	x	-	-

11 UMGESetzte MAßNAHMEN

Von den vorgeschlagenen Maßnahmen (vgl. Tabelle 10-2) wurden 2022 folgende Maßnahmen im Fischbach und in den Wassergräben umgesetzt.

Tabelle 11-1: umgesetzte Maßnahmenvorschläge in den Gewässern

	Anzahl				
	Strukturelement	Initialelement	Initialelement mit Kiesdepot	Kiesdepot	Kiesdepot mit Gerinne
Fischbach	2	-	3	2	-
Wassergraben Ost	-	5	-	-	-
Wassergraben West	-	-	3	1	1

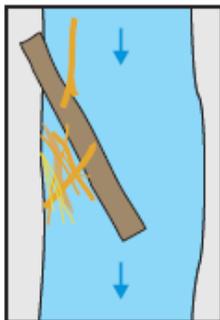


Abbildung 11-1: Strukturelement

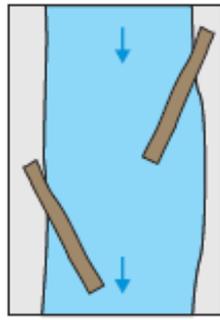


Abbildung 11-2: Initialelement

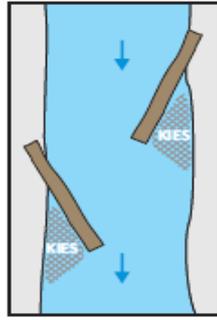


Abbildung 11-3: Initialelement mit Kiesdepot

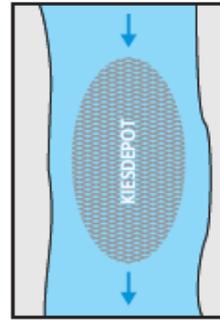


Abbildung 11-4: Kiesdepot

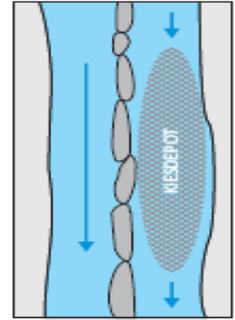


Abbildung 11-5: Kiesdepot mit Gerinne

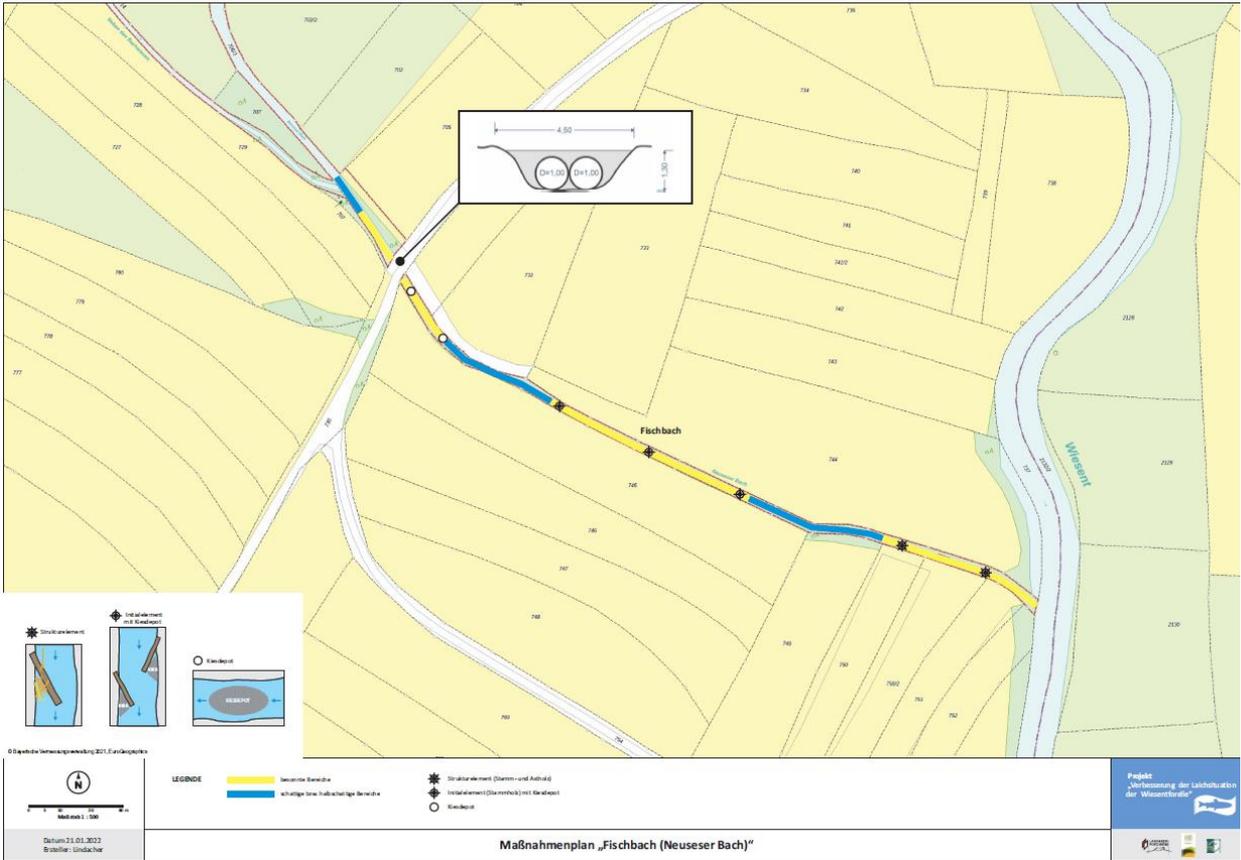


Abbildung 11-6: umgesetzte Maßnahmen im Fischbach (Quelle: Lindacher, 2022)

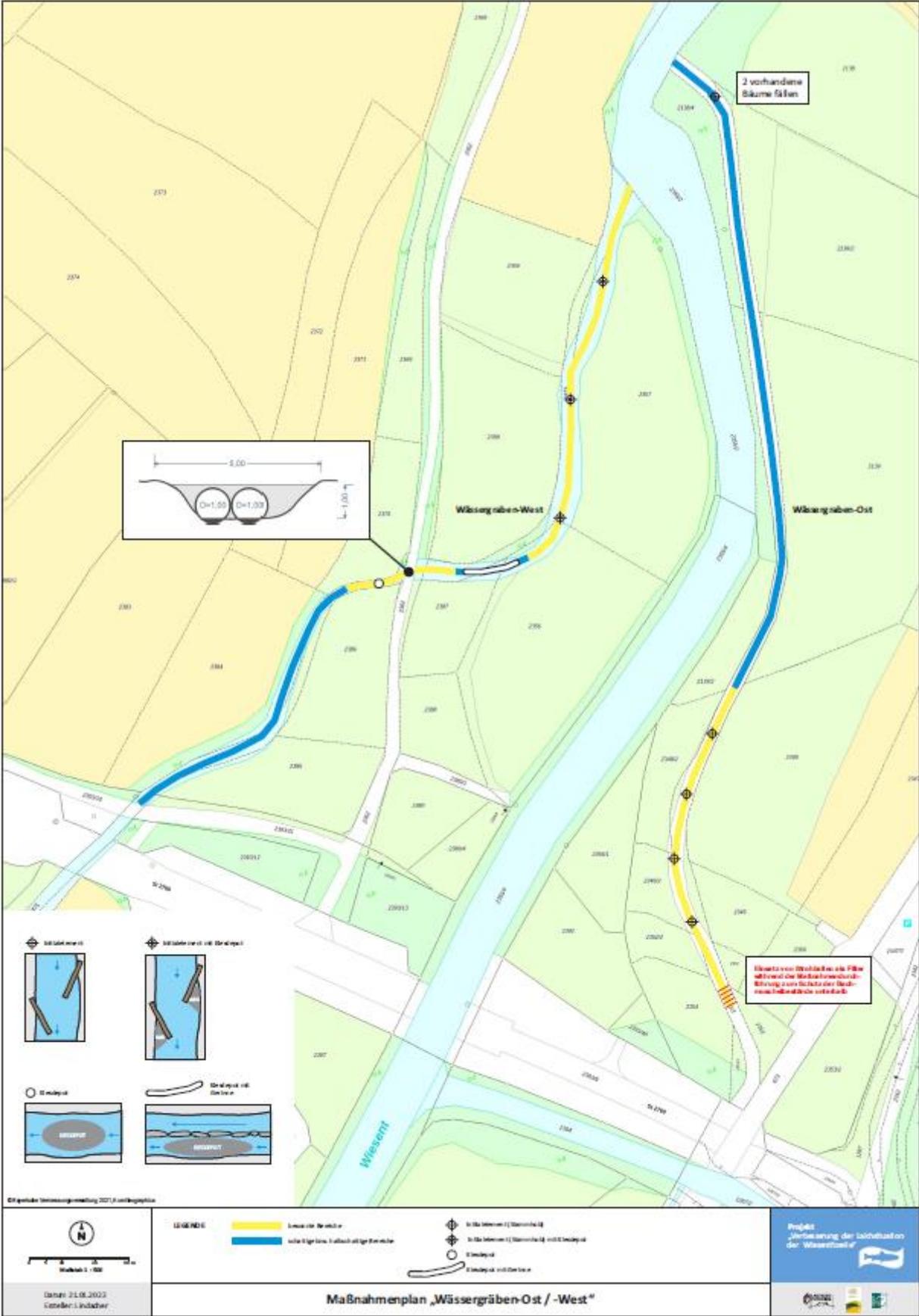


Abbildung 11-7: umgesetzte Maßnahmen in den Wassergräben (Quelle: Lindacher, 2022)

12 BEWERTUNG DER UMGESetzten MAßNAHMEN

12.1 Themenschwerpunkt 1 (Sediment)

Die Sedimentqualität war über die beiden Messungen im Ausgangszustand und nach Maßnahmenumsetzung unverändert. Ein Maßnahmeneffekt auf Abschnittsebene war nicht feststellbar.

12.2 Themenschwerpunkt 2 (Ökomorphologie)

12.2.1 Gewässerstrukturgüte

Die Einbauten innerhalb der Gewässer haben allenfalls lokale Verbesserungen bewirkt, die jedoch nicht durch die Gewässerstrukturgütekartierung erfasst werden können. Der Maßstab der Gewässerstrukturgütekartierung ist zu groß, um die Auswirkungen lokaler Strukturmaßnahmen abbilden zu können. Ein Maßnahmeneffekt auf Abschnittsebene war nicht feststellbar.

12.2.2 Mesohabitate

Die Einbauten innerhalb des Fischbachs sowie der beiden Wässergräben haben lokal und nur in geringem Umfang die Erhöhung der Vielfalt und Anzahl der Mesohabitate wie z.B. von Kolken bewirkt. Diese spiegelt sich jedoch (noch) nicht in den Fischbestandsdaten von 2023 wider. Ein Maßnahmeneffekt auf Abschnittsebene war nicht feststellbar.

12.2.3 Eintragspfade/Quellen

Die Eintragspfade/Quellen bestehen nach wie vor. Es haben sich dahingehend keine gravierenden Änderungen im Projektverlauf ergeben. Ein Maßnahmeneffekt auf Abschnittsebene war nicht feststellbar.

12.2.4 Vermessung Restkolktiefe

Die Änderungen der Sohlentiefe ist in den drei Maßnahmengewässern am deutlichsten zu sehen. Dabei sind Änderungen von -30 cm bis +20 cm vermessen worden. Die übrigen Gewässer weisen meist keine gravierenden Änderungen auf.

12.3 Themenschwerpunkt 3 (Fische, nachrichtliche Übernahme vgl. Horn, 2023)

Der **Güßgraben** als gewähltes Referenzgewässer für das Wiesentforellen-Projekt verfügt über eine reiche Struktur, sowohl in Bezug auf die Gewässersohle als auch im Hinblick auf die randliche Ufervegetation. Schlammauflagen konnten lediglich im unteren der beiden untersuchten Abschnitte punktuell beobachtet werden. Ansonsten überwiegen steinig-kiesige Strukturen, die für die Bachforelle geeignete Laichhabitate darstellen. Dies schlägt sich auch in den Ergebnissen der Befischung nieder: Es konnten zahlreiche Individuen (107 im Jahr 2019, 98 im Jahr 2023) in den Größenklassen ≤ 5 cm bis 25 cm festgestellt werden. Somit kommt dem Güßgraben ganz offensichtlich eine wichtige Bedeutung als Laichgewässer der Bachforelle zu. Weitere Arten wurden erstaunlicherweise nicht beobachtet. Speziell das offensichtliche Fehlen der Mühlkoppe verwundert. Möglicherweise konnte sich die Art unter den im Gewässer zahlreich vorhandenen größeren Steinen aber auch dem Nachweis durch Elektrobefischung entziehen.

Die **Leinleiter** weist mit Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Döbel, Dreistachligem Stichling, Elritze, Mühlkoppe, Nase, Regenbogenforelle und Schmerle eine recht artenreiche Fischfauna

auf. Insbesondere der Nachweis der im Regierungsbezirk Oberfranken als „vom Aussterben“ bedrohten Nase (SCHADT 2000) mit insgesamt sechs Exemplaren im Jahr 2019 ist bemerkenswert. Auch das Vorkommen von Äsche (21 Exemplare im Jahr 2019, 13 Exemplare im Jahr 2023) und Bachforelle (52 Exemplare im Jahr 2019, 40 Exemplare im Jahr 2023) ist sowohl hinsichtlich der Altersstruktur als auch der Individuenzahl bemerkenswert. Der Nachweis von Exemplaren in den Größenklassen zwischen 5 cm und 25 cm beider Arten deutet auf eine erfolgreiche Reproduktion in der Leinleiter hin.

Der **Fischbach** weist mit Bachforelle, Bachneunauge, Döbel, Elritze, Mühlkoppe und Schmerle für seine geringe Breite, Wassertiefe und Sohlenstruktur durchaus eine typische Fischfauna auf. Bemerkenswert ist das offensichtlich komplette Fehlen der Äsche. Während im Jahr 2019 keine Bachforellen nachgewiesen werden konnten, gelang im Jahr 2023 der Fang von zwei Exemplaren der Art in der Größenklasse 5–10 cm, der auf eine zumindest geringe Reproduktion im Gewässer hindeuten könnte. Teilbereiche des Untersuchungsabschnittes waren auf Grund dichter Gehölzbestände an beiden Ufern, die teilweise über den Bach ragen, nicht zu befischen.

Im **westlichen Wiesentwässergraben** bei Pretzfeld konnten mit Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachligem Stichling, Elritze, Mühlkoppe und Schmerle sieben Arten beobachtet werden. Als Laichgewässer für die Bachforelle erschien er im Jahr 2019 auf Grund massiver Schlammablagerungen in den meisten Abschnitten eher ungeeignet (nachgewiesen nur 2 Individuen in der Größenklasse 5–10 cm und 2 Individuen in der Größenklasse 20–25 cm). Nach Durchführung von Habitat-verbessernden Maßnahmen konnten dann im Jahr 2023 bereits 10 Exemplare der Bachforelle in den Größenklassen zwischen 5 und 20 cm nachgewiesen werden. Insbesondere die sechs Individuen in der Größenklasse 5–15 cm lassen eine Reproduktion im Gewässer vermuten. Einschränkend muss im Hinblick auf die Ergebnisse der Elektrobefischung betont werden, dass wegen der Verschlammung keine Wat-Fischerei möglich war und nur vom Ufer ausgearbeitet werden konnte. Somit war die gesamte Grabenbreite nicht effektiv zu befischen.

Im **östlichen Wiesentwässergraben** bei Pretzfeld konnten mit Äsche, Bachforelle, Döbel, Dreistachligem Stichling, Elritze und Schmerle sechs Arten nachgewiesen werden. Hervorzuheben ist das offensichtlich individuenreiche Vorkommen der Elritze (59 Exemplare im Jahr 2019, >125 Exemplare im Jahr 2023). Als Laichgewässer für die Bachforelle erscheint er auf Grund der massiven Schlammablagerungen eher ungeeignet zu sein.

Der untersuchte Abschnitt der **Trubach** weist mit dem Vorkommen von Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Bachsaibling, Elritze, Mühlkoppe, Regenbogenforelle und Schmerle acht Arten auf. Insbesondere das massive Auftreten der Elritze (im Jahr 2019 gezählt > 200 Tiere, gesichtet ca. 1.000 Tiere) ist bemerkenswert. Der Fang etlicher Tiere sowohl von Bachforelle als auch Äsche in den Längenklassen zwischen 5 cm und 20 cm deutet auf eine erfolgreiche Reproduktion beider Arten im Mündungsbereich der Trubach hin. Da sich von der Regenbogenforelle (insgesamt 21 Individuen im Jahr 2019, 7 Individuen im Jahr 2023) die allermeisten der gefangenen Exemplare in den Längenklassen ≤ 5 cm bis 20 cm befanden, erscheint auch bei dieser Art eine natürliche Reproduktion in der Trubach wahrscheinlich.

Im untersuchten Abschnitt des **Thosbaches** konnten neben der Bachforelle (insgesamt 21 gefangene Individuen im Jahr 2019, 10 Individuen im Jahr 2023) als weitere Fischarten Bachsaibling, Elritze, Mühlkoppe und Regenbogenforelle nachgewiesen werden. Bachforellen wurden in den Längenklassen von 5–10 cm bis 40–50 cm angetroffen. Dies lässt auf eine gesunde Altersstruktur sowie eine Reproduktion der Art im Thosbach schließen. Kürzere Teilbereiche

der Probestrecke von jeweils wenigen Metern Länge ließen auf Grund dichtes Gehölzbewuchses nicht befischen.

12.4 Themenschwerpunkt 4 (Makrozoobenthos)

Der ökologische Zustand, bewertet anhand der Organismengruppe Makrozoobenthos, war über die beiden Messungen im Ausgangszustand und nach Maßnahmenumsetzung weitgehend unverändert. Klassensprünge um eine Zustandsklasse traten sowohl in Richtung Verbesserung als auch Verschlechterung auf und sind weitgehend eher als natürliche Variabilität zu sehen. Auffällig war jedoch die Verbesserung im Maßnahmenabschnitt des Fischbachs im Bereich der Mündung von unbefriedigend auf mäßig. Hier änderten sich sowohl die Saprobie als auch Allgemeine Degradation. Der Besiedlung nach zu urteilen liegt dies an besseren Fließverhältnissen und einer naturnäheren Strukturausstattung bzw. mehr kiesigen Substraten.

13 LITERATUR

BAER, J., GEORGE, V., HANFLAND, S., LEMCKE, R., MEYER, L. UND ZAHN, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besitzmaßnahmen. - Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 14

BAUR, W. H.; BRÄUER, G.; RAPP, J. (2010): Nutzfische und Krebse – Lebensraum, Erkrankungen und Therapie. Enke Verlag. Stuttgart.

BAYERNATLAS (2020): www.geopoortal.bayern.de, abgerufen am 12.03.2020 mit historischer Karte um 1860 als Hintergrund.

BECKER, A., ORTLEPP, J. (2019): Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern - Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden- Württembergs. Handreichung im Auftrag der Geschäftsstelle Gewässerökologie des Regierungspräsidiums Tübingen im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie.

BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.) – praktische Grundlagen zum Schutz einer gefährdeten Fischart. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 35, Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn- Bad Godesberg, 1992.

BOHL, E., KLEISINGER, H. & LEUNER, E. (2003): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. – Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz 166: 52–55.

BLW – BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2003): Fließgewässerlandschaften in Bayern. Deggendorf. Bearbeitung: E. BRIEM & J. MANGELSDORF. – München: 96 S. + Anlage (Steckbriefe, 1 Karte, erweiterte Kartenlegende).

BRUNKE, M., PURPS, M. & WIRTZ, C. (2012): Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 56 (3), S. 100-110.

BUCHER, R. (2002): Feinsedimente in Schweizerischen Fließgewässern – Einfluss auf die Fischbestände. Fischnetzpublikation, Projekt „Netzwerk Rückgang Schweiz“ Teilprojekt Nr. 0107. EAWAG.

CHARLTON, R. (2007): Fundamentals of fluvial geomorphology. 234 pp., Oxon, UK (Routledge). In: DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2012a): Merkblatt DWA-M 525 Sedimentmanagement in Fließgewässern – Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele. Hennef 2012.

CRISP, D. T. (1989): Use of artificial eggs in studies of washout depth and drift distance for salmonid eggs. Hydrobiologia 178: 155–63. In: FISCHNETZ (2004).

DICKHAUT, W. (2005): Fließgewässerrenaturierung heute - Forschung zu Effizienz und Umsetzungspraxis. Abschlussbericht, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF).

DUSSLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. – Schriftenr. Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter Fischereiwissenschaftler 15: 59 S., 3 Tabellen im Anhang.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2016): Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen zur Einleitung von Regenwetterabflüssen in

Oberflächengewässer. Entwurf (Gelbdruck) zum DWA-Regelwerk - Arbeitsblatt DWA-A 102 Teil B. Hennef 2016.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2016a): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus Siedlungs- und Verkehrsflächen. DWA-Themen HT1, Hennef 2016.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2016b): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft. DWA-Themen HT2, Hennef 2016.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2012): Merkblatt DWA-M 910 Berücksichtigung der Bodenerosion durch Wasser bei der Maßnahmenplanung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Hennef 2012.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2012a): Merkblatt DWA-M 525 Sedimentmanagement in Fließgewässern – Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele. Hennef 2012.

DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2011): Merkblatt DWA 612-1, Gewässerrandstreifen und Entwicklungskorridore für Fließgewässer. Teil 1: Grundlagen und -funktionen, Entwicklungsziele, Planung und Realisierung. Hennef 2011.

EFFENBERGER, M., OEHM, J., MAYR, C., SCHUBERT, M. & SCHLIEWEN, U. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Fische und Rundmäuler, Stand 2021. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.

ELLIOTT, J. M. (1986): Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology* 55: 907-922.

FERGUSON, A., REED, T., CROSS, T., MCGINNITY, P., PRODÖHL, P. (2019): Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*, 2019;95:692-718.

FISCHNETZ (2004): Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projektes Netzwerk Fischrückgang Schweiz. Winterthur 2004.

FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). – *Naturschutz Biol. Vielfalt* 70(1): 291-316.

FREYHOF, J.; BOWLER, D.; BROGHAMMER, T.; FRIEDRICHS-MANTHEY, M.; HEINZE, S. WOLTER, C. (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 170 (6): 63 S.

GBLER, R. J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse – Maßnahmen zur Strukturverbesserung. Grundlagen und Beispiele aus der Praxis. Verlag Wasser und Umwelt, Walzbachtal 2005.

GIESWEIN, A., HERING, D., LORENZ, A. (2019): Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. *Science of the Total Environment* 652, 1290-1301. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.180

GIESWEIN, A. (2020): Schriftliche Mitteilung einer vorläufigen Klasseneinteilung auf Grundlage aktueller, noch nicht veröffentlichter Auswertungen (Mail vom 17.04.2020).

HOLZER, G., PETER, A., RENZ, H., STAUB, E. (2003): Fischereiliche Bewirtschaftung heute - vom klassischen Fischbesatz zum ökologischen Fischereimanagement. Fischnetzpublikation Teilprojekt-Nr. 00/15, EAWAG,

HORN, K. (2023): LEADER-Projekt „Verbesserung der Laichsituation der Wiesentforelle“, Modul Elektro-Befischung. Zwischenbericht. Büro für angewandte Geobotanik und Landschaftsökologie (BaGL).

HÜBNER, D. (2003): Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation Universität Marburg, 177 S.

INGENDAHL, D. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* 58, 325-341.

JUNGWIRTH, M. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB, Stuttgart. 1. Auflage. 547 Seiten.

KLUPP, R., HOPF, M., HUBER, J., SPEIERL, T., STRÄTZ, C. (2009): Fischartenatlas Oberfranken. Bezirk Oberfranken, Fachberatung für Fischerei, Bayreuth 2009.

KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. – Cornol (Publications Kottelat): 646 S.

KONOLD, W., BÖCKER, R., HAMPICKE, U. (200): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. eco-med Landsberg.

KOTTELAT, M., & FREYHOF, J. (2007). Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornal and Freyhof.

KÜTTEL, S. (2001): Bedeutung der Seitengewässer der Rhone für die natürliche Reproduktion der Bachforelle und Diversität der Fischfauna im Wallis. Diplomarbeit Abteilung für systematische und ökologische Biologie ETH Zürich.

LFVB – LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN (2009): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche (inhaltlich unveränderter Nachdruck der 1. Auflage aus dem Jahr 2005), 56 S. (Bezug: www.bestellen.bayern.de).

LFVB – LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN (2007): Die Restaurierung von Kieslaichplätzen, 26 S. (Bezug: <https://lfvbayern.de/download/die-restaurierung-von-kieslaichplaetzen>).

LOTSPEICH, F.B. & F.H. EVEREST (1981): A new Method for Reporting and Interpreting Textural Composition of Spawning Gravel. U.S. Forest Service Research Note PNW-369.

MASSA F (2000): Sédiments, physico-chimie du compartiment interstitiel et développement embryonnaire de la truite commune (*Salmo trutta*): Etude en milieu naturel anthropisé et en conditions contrôlées. Institut national agronomique, Université Paris Grignon, Paris. pp. 174. In: FISCHNETZ (2004).

MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., HERING, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand Mai 2006. Abschlussbericht, online verfügbar unter www.gewaesserbewertung.de.

MÜLLER, G. (1964): Methoden der Sedimentuntersuchung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 303 S.

MUNLV - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2008): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW.

PANDER, J., MÜLLER, M., GEIST, J. (2015): A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Research and Applications* 31, S. 239-255.

PETER, A. 1986. Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. Bundesamt für Umweltschutz, Bern.

POTTGIESSER & M. SOMMERHÄUSER (2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). Stand April 2008. Abschlussbericht, online verfügbar unter www.gewaesserbewertung.de.

PURPS, M., LEMCKE, R. (2009): Praktizierter Neunaugenschutz. Die Neunaugenbesiedlung des naturnahen Sandfangs Borstel-Hohenraden an der Pinnau und Empfehlungen zur Unterhaltung im Hinblick auf den Schutz von Neunaugen. – Beitrag für das Internetportal www.fischschutz.de, Landessportfischerverband Schleswig-Holstein, Kiel.

RIEDL, C. UND UNFER, G. (2010): Bewertung kleiner Bäche hinsichtlich ihrer Lebensraumeignung für juvenile Bachforellen. *Österreichs Fischerei* 63:214–226.

SCHADT, J. (2000): Gefährdete Fischarten in Oberfranken. – In: KLUPP, R. (Hrsg.): *Fische und ihre Welt in Oberfranken. Die oberfränkische Fischerei an der Schwelle zum 3. Jahrtausend: 211–228*. Bezirk Oberfranken – Fachberatung für Fischerei, Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V., Teichgenossenschaft Oberfranken, Bayreuth.

SCHERLE, J. (1999): Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen – Grundlagen, Leitbilder, Planung. *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe*, Heft 199.

SCHREIBER, A. & DIEFENBACH, G. (2004): Population genetics of the European trout (*Salmo trutta* L.) migration system in the River Rhine: recolonisation by sea trout. *Ecology of Freshwater Fish* 14, 1 – 13.

SCHÜLLER, R., KROP-BENESCH, A. (2022): Beschattung an Fließgewässern – Funktionen, Auswirkungen und Bedeutung von Ufergehölzen an naturnahen Bächen und Flüssen. *Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA)*, Mainz 2022.

SEIDEL, M., LÜDERITZ, V., LANGHEINRICH, U., SEITEL, C., VOIGT, M. (2015): Ökologische Gewässersituation kleinerer Fließgewässer in den verschiedenen Naturräumen Oberfrankens. Abschlussbericht 2015.

SOLOMON, D. J., TEMPLETON, R. G. (1976): Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in a chalk stream. *Journal of Fish Biology* 9: 411-423.

SOWDEN, T.K. & POWER, G. (1985): Prediction of rainbow trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle size of spawning substrates. Trans. Am. Fish Soc. 114, 804-812.

STMUV BAYER - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2015): Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Rhein Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021. Anhang 4.1

STROHMEIER, P., BRUCKNER, G., SCHLUMPRECHT, H., STRÄTZ, C. (2005): Verschlammung und Versandung oberfränkischer Fließgewässer - Untersuchung über das Ausmaß und die Herkunft der Verschlammung und Versandung des Gewässerbodens in ausgewählten Fließgewässern in den oberfränkischen Einzugsgebieten des Mains und der Elbe“. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bezirkes Oberfranken, des Bezirksfischereiverbandes Oberfranken und des Landesfischereiverbandes Bayern.

TENT, L. (2001): Pflanzen und ihre Bedeutung für Fließgewässer – Praxistipps. Hrsg.: Edmund Siemers-Stiftung, Hanseatische Natur- und Umweltinitiative e.V.. Ad Fontes Verlag, Hamburg 2001.

TENT, L. (2002): Bessere Bäche - Praxistipps - Bereits geringer Aufwand bringt große Erfolge für den Lebensraum. Aus dem Dänischen übersetzt und bearbeitet von Dr. Ludwig Tent, Edmund Siemers-Stiftung Hanseatische Natur- und Umweltinitiative e.V., Hamburg 2002.

TENT, L. (2005): Maßnahmen zur Verbesserung der Sohlstrukturen und zur Verringerung unnatürlicher Sandfrachten an der Este; erschienen in: NNA-Bericht, Heft 1, Band 18, 2005; Schneverdingen

UBA – UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“.

VONLANTHEN, P., PERIAT, G., SCHLUNKE, D. (2015): Flussrevitalisierungen in Städten – Eine Chance für Fische? Flussrevitalisierung 21 / 2015, Wildtier Schweiz (Hrsg.), Zürich 2015.

WWW.GEWAESSER-BEWERTUNG.DE (2020): Download der Software Asterics, Version 4.0.4. <http://gewaesser-bewertung.de/download/berechnung/>, zuletzt abgerufen am 13.01.2020.

14 ANHANG

Tabelle 14-1: Individuenzahlen des Makrozoobenthos in den Untersuchungsgewässern (geordnet nach Gruppen)

Taxonname	GG-Q_19	GG-Q_23	GG-MI_19	GG-MI_23	GG-Mü_19	GG-Mü_23	LI-O_19	LI-O_23	LI-Mü_19	LI-Mü_23	FI-MI_19	FI-MI_23	FI-Mü_19	FI-Mü_23	WG-W_19	WG-W_23	WG-O_19	WG-O_23	TRP-P_19	TRP-P_23	ThB-U_19	ThB-U_23
Bivalvia																						
<i>Pisidium c. casertanum</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium c. ponderosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium supinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera																						
<i>Agabus sturmi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius elevatus</i>	0	0	0	0	0	0	65	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmis aenea</i>	0	0	20	0	0	1	20	0	65	0	65	20	0	0	20	0	0	0	0	1	65	65
<i>Elmis maugetii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Esolus parallelepipedus</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrinus sp. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrinus substriatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haliphus lineatocollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0
<i>Haliphus sp. Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	0	65	0	0	0	0	0
<i>Hydraena gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ilybius fuliginosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laccophilus hyalinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
<i>Limnius sp. Lv.</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius volckmari</i>	0	0	0	0	0	0	20	20	65	20	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nebriporus depressus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	0	0	0	0	0	0	20	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platambus maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
Crustacea																						
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus fossarum</i>	65	65	200	200	650	650	65	0	650	0	650	0	20	0	200	0	0	0	65	0	0	650
<i>Gammarus pulex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	5	200	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	65	20	65	65	65	20	0	5	650	200	65	20	0	0
<i>Orconectes limosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera																						
<i>Antocha sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
<i>Atherix ibis</i>	0	0	0	0	20	0	0	20	20	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae Gen. Sp.</i>	0	0	0	5	20	0	65	20	200	200	200	65	20	65	200	65	200	200	65	20	0	5
<i>Dicranota sp.</i>	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Dixa sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eloeophila sp.</i>	0	1	0	0	20	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pedicia sp.</i>	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prosimulium hirtipes</i>	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychoptera sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium sp.</i>	0	20	20	20	65	20	65	65	200	200	65	65	0	20	65	0	0	0	65	0	20	0
<i>Tipula sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera																						
<i>Baetis alpinus</i>	65	0	20	5	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
<i>Baetis fuscatus</i>	20	5	20	0	200	65	65	0	200	20	65	20	0	5	200	1	200	0	200	0	20	65
<i>Baetis muticus</i>	0	0	20	0	20	20	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20
<i>Baetis niger</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Baetis rhodani</i>	0	5	0	20	0	20	0	20	0	20	0	20	65	20	65	1	65	0	0	5	0	20
<i>Baetis scambus</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis vernus</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5	0	5	65	20	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis luctuosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	0	20	0	65	0	0	0	0

Taxonname	GG-Q_19	GG-Q_23	GG-MI_19	GG-MI_23	GG-Mü_19	GG-Mü_23	LL-O_19	LL-O_23	LL-Mü_19	LL-Mü_23	FF-MI_19	FF-MI_23	FF-Mü_19	FF-Mü_23	WG-W_19	WG-W_23	WG-O_19	WG-O_23	TFB-P_19	TFB-P_23	TFB-U_19	TFB-U_23
<i>Caenis robusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus submontanus</i>	0	5	0	5	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus venosus</i>	65	65	65	65	65	20	0	1	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemera danica</i>	0	0	0	0	0	0	65	65	65	20	65	0	0	5	65	20	200	200	65	650	65	65
<i>Ephemerella mucronata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	5	0	0	0	1
<i>Habroleptoides confusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Paraleptophlebia subm.</i>	0	0	0	0	0	0	200	20	200	0	200	200	65	20	65	65	20	0	20	1	200	5
<i>Rithrogena picteti</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rithrogena semicolorata</i>	0	0	20	20	20	0	20	0	65	0	65	0	0	1	65	0	0	0	0	0	0	5
<i>Serratella ignita</i>	0	0	0	0	65	0	200	0	200	0	200	0	65	0	200	20	200	20	200	5	200	0
<i>Torleya major</i>	0	0	0	0	65	0	200	200	65	65	65	1	0	5	65	0	200	0	200	20	65	0
Gastropoda																						
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	0	65	0	65	5	65	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bathyomphalus contortus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galba truncatula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyraulus albus</i>	0	0	20	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	0
<i>Physa fontinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	65	0	65	0	65	0	20	0	0	0	0	0
<i>Planorbis planorbis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	65	0	200	200	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gerris lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Velia caprai caprai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea																						
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella testacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Megaloptera																						
<i>Sialis fuliginosa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
<i>Sialis lutaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	20	0	20	0	0	0	0	0
Odonata																						
<i>Calopteryx splendens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	65	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	0	0	0	0	20	5	0	0	65	0	65	0	0	65	0	20	0	0	0	0
<i>Cordulegaster boltonii</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta																						
<i>Eiseniella tetraedra</i>	0	1	0	0	20	0	20	20	0	1	65	20	0	5	0	0	0	0	0	1	65	0
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Plecoptera																						
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	0	20	5	65	65	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	200	20
<i>Brachyptera risi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chloroperla tripunctata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dinocras cephalotes</i>	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0
<i>Isoperla grammatica</i>	20	20	0	5	0	20	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Leuctridae Gen. sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leuctra nigra</i>	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nemoura cambrica</i>	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nemurella pictetii</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perla abdominalis</i>	20	0	65	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200	0

Taxonname	GG-Q_19	GG-Q_23	GG-MI_19	GG-MI_23	GG-Mü_19	GG-Mü_23	LL-O_19	LL-O_23	LL-Mü_19	LL-Mü_23	FF-MI_19	FF-MI_23	FF-Mü_19	FF-Mü_23	WG-W_19	WG-W_23	WG-O_19	WG-O_23	TfB-P_19	TfB-P_23	TfB-U_19	TfB-U_23
<i>Protonemura intr. intricata</i>	20	20	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protonemura meyeri</i>	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera																						
<i>Agapetus delicatulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Agapetus fuscipes</i>	650	65	65	65	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Allogamus auricollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	65	0	20	0	1	0	5	0	0	0	65	0	5	0	0
<i>Anabolia nervosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0
<i>Athripsodes bil. bilineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	0	0	65	5	65	20	200	65	200	65	65	0	65	65	65	65	200	200	65	20	200	65
<i>Crunoecia irrorata ssp.</i>	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drusus annulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drusus trifidus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Glossosoma conformis</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goera pilosa</i>	0	65	0	65	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5	20	20	0	0	0	0
<i>Halesus digitatus digitatus</i>	0	0	65	0	65	65	65	20	200	65	20	20	0	20	20	0	65	65	0	20	65	5
<i>Halesus radiatus</i>	0	1	20	0	65	65	65	20	65	65	0	1	20	5	0	1	65	20	20	20	200	200
<i>Halesus tessellatus</i>	0	0	0	0	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche exocellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche incognita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	200	0	0	0	0	5	0	0
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0	0	0	0	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	65	0
<i>Hydropsyche ornatula</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	5	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	65	65	65	0	65	65	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche sitalai</i>	0	0	0	0	0	0	65	65	200	200	0	0	0	0	65	20	0	0	65	65	0	1
<i>Hydropsyche tenuis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Hydroptila sp.</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	20	0	20	0	0	0	20	0	0	1	0	0
<i>Lepidostoma basale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	20	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidostoma hirtum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	5	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus decipiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	0	0	0	0	0	0	65	0	65	0	200	20	200	65	20	20	200	65	0	1	0	0
<i>Limnephilus rhombicus ssp.</i>	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	65	0	65	0	0	0	65	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus stigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasema setiferum ssp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Mystacides azurea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Notidobia ciliaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	20	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontocerum albicorne</i>	0	5	20	5	20	0	65	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	5
<i>Philopotamus v. variegatus</i>	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia c. conspersa</i>	0	5	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia g. geniculata</i>	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycent. f. flavomaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus irroratus</i>	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax c. cingulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	65	5
<i>Potamophylax l. luctuosus</i>	0	1	0	1	20	0	0	0	65	20	0	0	0	0	65	0	20	5	0	0	65	0
<i>Potamophylax nigricornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila nubila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila obliterated</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxonname	GG-Q_19	GG-Q_23	GG-MI_19	GG-MI_23	GG-MÜ_19	GG-MÜ_23	LI-O_19	LI-O_23	LI-MÜ_19	LI-MÜ_23	FF-MI_19	FF-MI_23	FF-MÜ_19	FF-MÜ_23	WG-W_19	WG-W_23	WG-O_19	WG-O_23	TfB-P_19	TfB-P_23	TfB-U_19	TfB-U_23
<i>Rhyacophila pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rhyacophila tristis</i>	0	0	20	0	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Rhyacophila vulgaris</i>	0	1	0	1	65	0	0	1	0	1	0	0	0	0	65	0	20	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma personatum</i>	0	5	65	0	65	0	200	65	200	65	65	0	0	0	65	0	0	0	65	0	65	0
<i>Silo pallipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silo piceus</i>	20	0	0	1	20	0	20	0	0	1	0	0	0	0	0	0	65	0	20	5	0	0
<i>Tinodes dives dives</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wormaldia o. occipitalis</i>	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria																						
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	20	0	20	0	65	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dugesia gonocephala</i>	0	5	0	5	0	1	65	0	0	0	65	0	0	0	65	0	0	0	0	0	65	20