



BIVALVIA s.r.o.
Ing. Ondřej Spisar

Wasserwirtschaftsamt
Hof

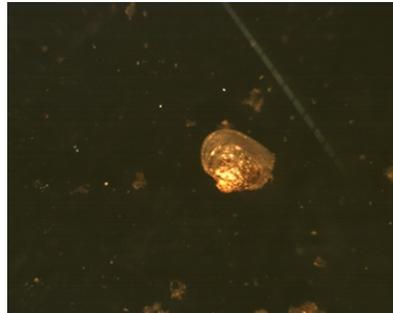


BEZIRK
OBERFRANKEN

Einfluss der Teichbewirtschaftung auf die Sedimentdynamik und die Wasserqualität von Flussperlmuschelgewässern im Raum Hof (Bezirk Oberfranken) – Untersuchungen zur Ableitung von Managementempfehlungen

Abschlussbericht – Kurzversion

Dezember 2022



Jürgen Geist, Rebecca Höß, Martin Mörtl,
Viktor Schwinger, Christian Seitel, Ondrej Spisar

Inhalt

1	Einleitung.....	6
1.1	Vorhabensträger und Projektpartner	6
1.2	Situation der Flussperlmuschel	6
1.3	Ziele des Projekts	8
2	Material und Methoden.....	8
2.1	Hydrologische Modellierung	8
2.2	Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung	8
2.3	Bioindikation mit juvenilen Flussperlmuscheln	11
2.4	Fischbestandsmonitoring	11
3	Ergebnisse	12
3.1	Hydrologische Modellierung	12
3.2	Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung	12
	Wasserqualität und Nährstoffkonzentrationen	12
	Temperatureffekte	13
	Substratqualität.....	15
	Sedimentdeposition	15
	Gewässerbewertung	17
3.3	Bioindikation	18
3.4	Effekte des Abfischens	19
3.5	Fischbestand.....	24
	Teichflüchtlinge	24
	Bachforelle	24
4	Diskussion.....	28
4.1	Hydrologische Modellierung	28
4.2	Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung	28
	Wasserqualität und Nährstoffkonzentrationen	28
	Temperatureffekte	29
	Substratqualität.....	29
	Sedimentdeposition	30
	Gewässerbewertung	31
4.3	Bioindikation	31
4.4	Effekte des Abfischens	32
4.5	Fischbestand.....	35
	Fischbestands – Monitoring	35
	Bachforellen	36

	Mögliche Beeinträchtigung durch Biber und Prädatoren	38
5	Bewirtschaftungsempfehlungen	39
6	Quellen	42

Abbildungsverzeichnis

<i>Abbildung 1: A) Probe- und Befischungsstellen an den Untersuchungsgewässern B) Probenahme-Design</i>	10
Abbildung 2: Ionenkonzentrationen der Nährstoffe Ammonium (als NH ₄ -N), Nitrat (als NO ₃ -N) und ortho-Phosphat (gemessen als PO ₄ -P) entlang der Verläufe des Mähringsbach/Höllbach-Systems (MB1 bis HB4), Bocksbachs (BB1 bis BB4) und Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems (ZB1 bis SR7); Punkte entsprechen den jeweiligen Einzelproben, Messungen vom Juli 2018 beispielhaft als Linie dargestellt; horizontale Linien repräsentieren jeweils den Zielwert für die maximale Nährstoffkonzentration laut Leitfaden Flussperlmuschelschutz (LfU 2003).	14
Abbildung 3: Feinsedimentdeposition entlang der Verläufe des Mähringsbach/Höllbach-Systems (MB1 bis HB4), Bocksbachs (BB1 bis BB4) und Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems (ZB1 bis SR7) über alle Probenahmeintervalle hinweg; Punkte entsprechen den jeweiligen Einzelproben, Mittelwert über alle Intervalle hinweg als Linie dargestellt, 95% Konfidenzintervall als transparentes Band ober- und unterhalb der Mittelwerte. Wert für SR1 im Feb 21 wurde entfernt, da es hier starke Einträge durch die Baumaßnahme am Huscherteich gab.....	17
Abbildung 4: Box-Whisker-Plot der Differenz der Feinsedimentdeposition unterhalb (ds) und oberhalb (us) der Einmündung des Ablaufs aus den Teichanlagen an 12 Probestellen, an denen Abfischungen beprobt werden konnten, farblich geteilt nach Abflussbedingung und Abfischen mit und ohne SSM; als SSM wurde Heuballen (MB2), physikalische Absetzstrukturen wie Absetzteiche (BBX, SR7, SR7out_b), Sedimentfänge (ZB5, SR7out_b) und ein überwachener, flacher Graben (HB3out) zur Filterung des Ablaufwassers genutzt, sowie eine reduzierte Einleitung des Ablaufwassers durch Abpumpen des Wassers ohne Einleitung (BBX) und eine Abfischung mit Zugnetz bei geschlossenem Ablauf (HB3); negative Werte repräsentieren eine Abnahme der Feinsedimentdeposition unterhalb der Mündung, positive Werte eine Zunahme der Feinsedimentdeposition unterhalb der Mündung; Punkte innerhalb der Box repräsentieren den Mittelwert.	22
Abbildung 5: Trübungswerte, gemessen während 12 Abfischungen verschiedener Teichanlagen, links ohne Anwendung einer SSM, rechts mit folgenden SSM Anwendungen: Nr. 9a und 9b: Heuballen (MB2), Nr. 14: Absetzteich (SR7), Nr. 18: bewachsener Ablaufgraben (HB3out), Nr. 17: Absetzteich und Sedimentfang (SR7out_b), Nr. 23: Abfischen mit Zugnetz bei geschlossenem Ablauf (HB3, 2019); Skala bis 400 NTU zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Teichanlagen.	23
Abbildung 6: Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Bachforellen von Frühjahr 2020 bis 2021 (Teilstrecken gepoolt).	25
Abbildung 7: Anzahl der gefangenen Bachforellen mit Glochidieninfektion an den Befischungsstrecken 2019 bis 2021.	27

Abkürzungsverzeichnis

BB	Bocksbach
CF	Konditionsfaktor
ds	downstream, Probestelle unterhalb des Zulaufs in das Hauptgewässer
EB	Erlenbächlein
Eh	Redox-Potential
EZG	Einzugsgebiet
FPM	Flussperlmuschel
GLMM	generalisiertes lineares gemischtes Modell
HB	Höllbach
Lf	Leitfähigkeit
Lkr.	Landkreis
MB	Mähringsbach
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
O ₂	Sauerstoff
PB	Perlenbach
PO ₄ -P	ortho-Phosphat
out	Probestelle im Zulauf in das Hauptgewässer
Pen	Penetrationswiderstand
SCHW	Schwesnitz
sd	Standardabweichung
SR	Südliche Regnitz
SSM	suspended soild mitigation measure; Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
T	Temperatur
TURB	Trübung
us	upstream, Probestelle oberhalb des Zulaufs in das Hauptgewässer
v	Fließgeschwindigkeit
ZB	Zinnbach

1 Einleitung

1.1 Vorhabensträger und Projektpartner

Das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) und das Bayerische Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (StMELF) finanzierten unter Federführung des Wasserwirtschaftsamtes Hof eine Untersuchung zu den Auswirkungen der Teichbewirtschaftung auf die Flussperlmuschelgewässer im Raum Hof. Beteiligt waren dabei die Technische Universität München mit den Lehrstühlen Aquatische Systembiologie (Prof. Dr. Geist) sowie Hydrologie und Flussgebietsmanagement (Prof. Dr. Disse), das Institut für Fischerei der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (IFI) und das Gutachterbüro BIVALVIA (Dr. Spisar). Zusätzliche Untersuchungen fanden durch das WWA Hof, die Fischereifachberatung Oberfranken (FFB) und die „Eberstaller Zauner Büros“ statt. Die im Projekt verwendeten Jungmuscheln wurden teilweise durch eine Kooperation zwischen dem WWA Hof, dem BUND Naturschutz in Bayern e.V., Kreisgruppe Hof und der Regierung von Oberfranken bereitgestellt.

1.2 Situation der Flussperlmuschel

Das Untersuchungsgebiet im Landkreis Hof liegt im Grenzgebiet zwischen Deutschland, mit den Bundesländern Bayern und Sachsen, und Tschechien. Es umfasst fünf Gewässer im Einzugsgebiet (EZG) der Sächsischen Saale. Die im Zinnbach (ZB), der Südlichen Regnitz (SR), dem Höllbach (HB), dem Mähringsbach (MB) und dem Bocksbach (BB) vorkommenden Populationen der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*, FPM) gehören zu den größten noch vorhandenen in Zentraleuropa (Denic und Geist, 2017). Die Populationen in den untersuchten Gewässerabschnitten gelten als nicht-funktional und damit als langfristig nicht überlebensfähig, da Jungmuscheln (bis 15 Jahre) aus natürlicher Reproduktion nur vereinzelt im Höllbach und Mähringsbach nachgewiesen werden können (Schmidt et al., 2017). In der Südlichen Regnitz und im Zinnbach finden sich dagegen nur Jungmuscheln aus populationsstützenden Maßnahmen (Spisar 2016). Der Hauptgrund für den Rückgang ist die mangelhafte Qualität des Jungmuschelhabitats im hyporheischen Interstitial. Durch erhöhte Feinsediment- und Nährstoffeinträge und die daraus resultierende Kolmation des Kieslückensystems, findet keine ausreichende Infiltration von sauerstoffreichem Oberflächenwasser statt, was zu einem Absterben der Jungmuscheln führt.

Bereits seit den 1980er Jahren wurde eine Vielzahl von zum Teil auch grenzübergreifenden Maßnahmen umgesetzt (Stöckl et al., 2020). Diese beinhalteten Renaturierungsmaßnahmen, die Verringerung von Feinsediment- und Nährstoffeinträgen, Umsiedelung von Muscheln in den Oberlauf der Südlichen Regnitz, sowie bestandsstützende Maßnahmen wie das Ausbringen infizierter Bachforellen und auch nachgezüchteter Jungmuscheln. Eine Zusammenstellung der Maßnahmen ist im aktuellen Managementplan für das FFH-Gebiet 5738-371 „Nordostbayerische Bachtäler um Rehau“ (Regierung Oberfranken, 2019) zu finden. Trotz dieser anhaltenden Anstrengungen sind die Populationen weiter vom Rückgang betroffen. In keiner der Population wird ein Anteil von Jungmuscheln unter 10 Jahren über 20% erreicht, der einen guten Populationsstatus anzeigen würde (Stöckl et al. 2020). Die wenigen aufkommenden Jungmuscheln können den Verlust der absterbenden Adulttiere nicht ausgleichen und in den überalterten Populationen ist die Mehrzahl der Tiere über 40 Jahre alt (Denic und Geist, 2017). In mehreren Kartierungen wurden Einträge aus den vielen Fischteichen im Untersuchungsgebiet als eine potentielle Quelle für Feinsedimenteinträge und Nährstoffe genannt (Regierung Oberfranken,

2019; Schmidt et al, 2014; Schmidt et al, 2017; Wesinger, 2015). Besonders am HB und MB korreliert die Altersverteilung und damit das Fehlen von Jungtieren gut mit einer Phase von Teichneubauten in den 1960er und 1970er Jahren (Mörrtl 2022, pers. Kommunikation).

Eine wichtige aktuelle Maßnahme zum Erhalt der Flussperlmuschel ist der Aufbau und Betrieb der Flussperlmuschelzuchtstation „Huschermühle“ durch ein EU-gefördertes Interreg-Projekt unter Leitung des BUND Naturschutz in Bayern e.V., Kreisgruppe Hof. Durch eine Aufzucht direkt im Gebiet konnten der Arbeitsaufwand, und die Verluste durch den Transport reduziert und die Kapazitäten zur Muschelaufzucht deutlich erhöht werden.

Durch die anhaltende Dürre im Sommer 2019 kam es trotz der Maßnahmen des WWA Hof zur temporären Austrocknung von Gewässerabschnitten in Zinnbach und Südlicher Regnitz, die eine vorübergehende Evakuierung von Muscheln notwendig machten. Die Muscheln wurden im Juli und August 2019 in Abschnitten unterhalb von Nentschau sowie im Zinnbach abgesammelt und entweder in besser geeigneten Strecken ausgesetzt oder in der Zuchtstation gehältert. Im Höllbach und Mähringsbach konnte die Wasserführung durch Ablassen nicht bewirtschafteter Teiche aufrechterhalten werden. Dennoch konnten hier erhöhte Mortalitäten beobachtet werden, vermutlich ausgelöst durch die erhöhten Temperaturen und niedrigen Wasserstände (Nowak, 2019, pers. Kommunikation).

Unter diesen Gesichtspunkten sehr erfreulich war im Jahr 2021 der Fund von Jungmuscheln im Zinnbach in einem Bereich, der im Sommer 2019 für mehrere Tage komplett trockengefallen war. Die Jungmuscheln stammen aus den Nachzuchtzyklen im Herbst 2012 und Frühjahr 2013 und wurden 2015 und 2016 ausgewildert (Spisar 2021, pers. Kommunikation).

Weiterhin wurden im Sommer 2019 im tschechischen Teil der Südlichen Regnitz etwa 200 bis 500 6-jährige Jungmuscheln im Mühlgraben zwischen zwei Teichen nachgewiesen (Spisar et al., 2019). Diese Teilstrecke wurde von 2012 bis 2015 zur Hälterung infizierter Bachforellen genutzt; die Jungmuscheln stammen vermutlich von nicht wiedergefangenen Fischen aus dieser Maßnahme. Es handelt sich bei dem entsprechenden Gewässerabschnitt aber um ein Sonderhabitat. Habitate mit ähnlichen Bedingungen, die eine erfolgreiche natürliche Rekrutierung erlauben würden, gibt es in den untersuchten Abschnitten der Perlmuschelgewässer nicht.

Im Bereich Mähringsbach wurden durch Wildkameras der Fischereifachberatung regelmäßig Waschbären nachgewiesen, die als mögliche Fressfeinde der Flussperlmuschel gelten. Weiterhin ist seit einigen Jahren der Fischotter im Gebiet heimisch und seit Kurzem auch der Biber.

Die Auswirkungen der Teichbewirtschaftung auf die Flussperlmuschelgewässer im Raum Hof waren seit Jahrzehnten Gegenstand kontrovers geführter Diskussionen. Aspekte wie etwa Sedimenteintrag aus den Teichanlagen beim Ablassen und Abfischen, Temperaturerhöhung in den Flussperlmuschelgewässern, Veränderung der Nährstoffbelastung einerseits oder etwa Verbesserung der Nahrungsversorgung der filtrierenden Flussperlmuscheln und Sedimentrückhalt bei langfristiger Betrachtung andererseits wurden benannt und diskutiert aber letztlich nicht wissenschaftlich bearbeitet (Besprechungstermin mit Prof. Schwoerbel und Prof. Bauer an der ehem. TA Voit am Zinnbach, 1994). Manche offensichtliche Konflikte zwischen der teichwirtschaftlichen Nutzung und dem Schutz der Flussperlmuschel wurden entweder bereits vor Jahrzehnten entschärft (Aufgabe kommerzieller Anlagen am Oberen Mähringsbach) oder konnten wie im Falle von Wasserentnahmen während der Trockenperioden 2019, anlassbezogen durch eine [Allgemeinverfügung zur Sicherung einer Mindestwasserführung](#) im Konsens umgesetzt werden.

1.3 Ziele des Projekts

Es wurden die Auswirkungen der Teichwirtschaft auf die Flussperlmuschelgewässer im Raum Hof, insbesondere im Hinblick auf das besonders kritische Juvenilstadium der Muscheln untersucht. Neben der Aufnahme der Habitatqualität, der Sedimentdeposition und biologischer Organismen (Diatomeen und Makrozoobenthos) fanden Versuche durch Exposition von Flussperlmuscheln statt. Hydrologische Effekte der Teiche wurden über eine Modellierung untersucht. Darüber hinaus wurde der Fischbestand erfasst und die Bachforellen als Träger der Flussperlmuschelglochidien auf mögliche Beeinträchtigungen untersucht.

Ziel war es zudem, Bewirtschaftungsempfehlungen für die Teichbewirtschafter und Randbedingungen für die wasserrechtliche Behandlung von Teichanlagen an den Flussperlmuschelgewässern im Landkreis Hof zu erarbeiten, die eine Gefährdung der Flussperlmuschel durch die Teichbewirtschaftung ausschließen.

Der vorliegende Kurzbericht fasst die wichtigsten Ergebnisse und daraus resultierenden Erkenntnisse zum Einfluss der Teichwirtschaft auf die Untersuchungsgewässer zusammen und enthält auch die daraus abgeleiteten Bewirtschaftungsempfehlungen.

2 Material und Methoden

2.1 Hydrologische Modellierung

Zur Modellierung des Einflusses der Teiche auf die **Hydrologie der Untersuchungsgewässer** wurde das „Soil and Water Assessment Tool“ (SWAT) gewählt. Es ermöglicht eine physikalisch-basierte hydrologische Modellierung des Wasserhaushalts auf Einzugsgebietsebene und eine Einbindung von Teichen auf der Ebene von Teil-Einzugsgebieten. Für das Einzugsgebiet der Schwesnitz (SCHW, umfasst die Untersuchungsgewässer Mähringsbach, Höllbach und Bocksbach, sowie den Perlenbach und seine Nebenflüsse) wurde ein detailliertes Modell auf Basis eines digitalen Geländemodells, Daten zur Landnutzung, Bodenbeschaffenheit und Hangneigung, Wetterdaten von vier Wetterstationen sowie der Lage der Teiche in den Teileinzugsgebieten erstellt. Ausgewählte Parameter wurden durch einen Vergleich mit Abflussmessungen am Pegel „Schwesnitz“ mit Hilfe des Programms SWAT CUP kalibriert, bis eine gute Darstellung durch das Modell erreicht war, die auch durch eine Validierung bestätigt werden konnte. Anschließend wurde das Modell mit den gleichen Parameterwerten genutzt, um das Abflussverhalten ohne die Teiche zu berechnen. Aus dem Vergleich der beiden Modelle mit und ohne Teiche konnte der Einfluss der Teiche auf das Abflussverhalten abgeleitet werden.

2.2 Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung

Die **Habitatqualität** wurde in den fünf Gewässern mit rezenten Flussperlmuschelpopulationen im Einzugsgebiet der Sächsischen Saale von 2018 bis 2021 mit unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen zu verschiedenen Zeitpunkten untersucht. Dabei lag der Fokus auf der Unterscheidung zwischen Stellen oberhalb und unterhalb des Ablaufs aus Teichanlagen in eines der fünf Hauptgewässer Bocksbach, Höllbach, Mähringsbach, Zinnbach und Südliche Regnitz. An jeder dieser Mündungen der Abläufe wurde eine Messung oberhalb der Mündung (us), eine unterhalb der Mündung (ds) und eine direkt im Ablauf (out) durchgeführt (Abbildung 1B). Insgesamt wurden

25 Hauptprobestellen an Zuläufen eingerichtet (Abbildung 1A). Im Laufe der Untersuchungen wurden bei gegebenem Anlass (z.B. während Abfischungen) weitere Stellen untersucht.

In jedem Untersuchungsintervall wurden an den Probestellen die Parameter Sauerstoffkonzentration (O_2 , in mg/l), pH, Leitfähigkeit (Lf, in $\mu\text{S}/\text{cm}$, bezogen auf $20\text{ }^\circ\text{C}$) und Redoxpotential (Eh, in mV) im Freiwasser, sowie im Interstitial in 5 cm Tiefe an drei über den Gewässerquerschnitt verteilten Stellen gemessen. Penetrationswiderstand (Pen, in kg/cm^2), Trübung (TURB, in NTU), Tiefe (in cm) und oberflächen- und grundnahe Strömungsgeschwindigkeit (v_o und v_u , in m/s) wurden ebenfalls aufgenommen. Über den gesamten Untersuchungszeitraum wurde an jeder Stelle die Wassertemperatur stündlich mithilfe eines automatischen Temperatur-Loggers aufgezeichnet. Darüber hinaus wurden zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahresverlauf Nitrat- (als $\text{NO}_3\text{-N}$), ortho-Phosphat- (als $\text{PO}_4\text{-P}$) und Ammonium- (als $\text{NH}_4\text{-N}$) Konzentrationen aus Wasserproben mittels Ionenchromatographie bestimmt.

Die **Sedimentdeposition** innerhalb einer Woche wurde mithilfe von Sedimentfallen aufgenommen (siehe Hoess und Geist, 2020), der Fokus lag auf der Fraktion $< 0,85\text{ mm}$, die als „Feinsediment“ definiert wurde. Die Untersuchungen wurden sowohl im Sommer und Herbst einmal im Monat bei Niedrigwasser, als auch bei (Stark-) Regenereignissen im Frühjahr und Sommer sowie während der Schneeschmelze durchgeführt. Im Herbst wurde außerdem die Freisetzung von Schwebstoffen (‘total suspended solids’, TSS, Trockenmasse) und gelösten Nährstoffen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und Gesamt-Phosphor, TP), sowie die Feinsedimentdeposition nach Abfischungen mit und ohne Maßnahmen zur Reduktion von Einträgen (=SSM) in die Perlmuschelgewässer untersucht. Durch einen Vergleich der Effekte unterhalb eines Teichs mit den Referenzbedingungen oberhalb, sowie mit den Hintergrund-Daten im Jahresverlauf, erfolgte eine stellen- und managementspezifische Bewertung. Folgende SSM konnte dabei untersucht werden: Nutzung von Strohballen als Filter (MB2), physikalische Absetzstrukturen wie Absetzteiche (BBX, SR7, SR7out_b, BB4), Sedimentfänge (ZB5, SR7out_b) und ein flaches, überwachsenes Ablaufgerinne (HB3out), eine reduzierte Einleitung des Ablaufwassers durch Abpumpen des Wassers ohne Einleitung (BBX, 2020) und eine Abfischung mit Zugnetz bei geschlossenem Ablauf (HB3, 2019).

Zur Bewertung der **Gewässerqualität** nach WRRL wurden Diatomeen und Makrozoobenthos beprobt. Die Erhebung der Diatomeen-Gemeinschaft sollte Rückschlüsse auf Eutrophierungseffekte zulassen. Diatomeenproben wurden im August 2018 und im August und November 2019 an ausgewählten Probestellen von Hartsubstraten gemäß WRRL genommen und jeweils auf Artniveau bestimmt. Das Makrozoobenthos wurde nach den Vorgaben zum Multi-Habitat-Sampling an drei Stellen im Längsverlauf des Mähringsbachs und Höllbachs beprobt: an der Europabrücke, oberhalb MB2us, an der Brücke der alten Faßmannsreuther Straße, oberhalb HB3out und unterhalb der Mündung in den Höllbach, unterhalb HB3ds. Alle Individuen wurden soweit möglich auf Artniveau bestimmt.

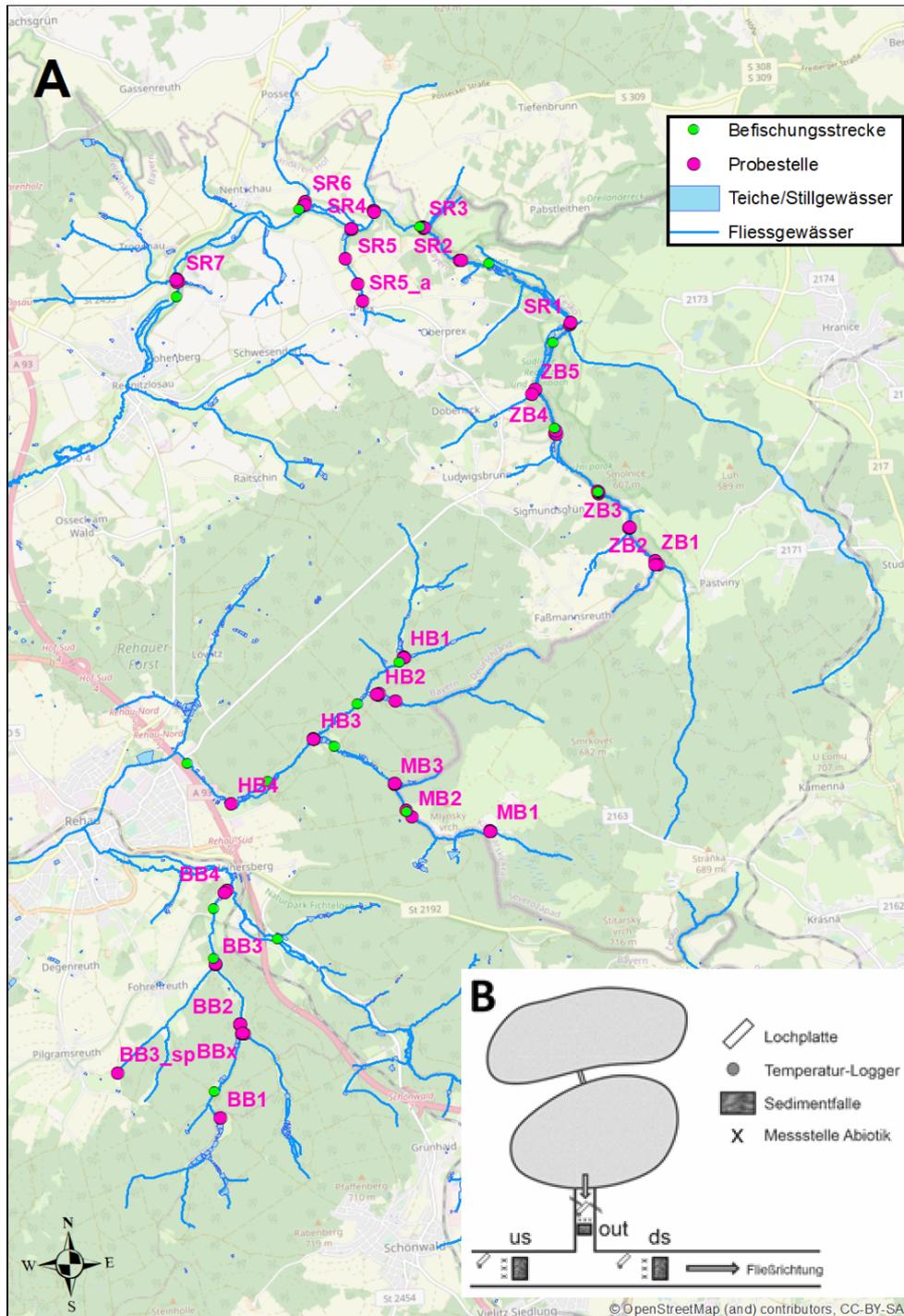


Abbildung 1: A) Probe- und Befischungsstellen an den Untersuchungsgewässern B) Probenahme-Design

Zur **statistischen Bewertung** der Effekte der Abläufe aus den Teichanlagen wurden Delta-Werte zwischen dem Wert oberhalb und unterhalb von Abläufen der Teichanlagen gebildet. Dazu wurde der entsprechende Wert der Messung an „us“ von den Messungen an „ds“ abgezogen. Negative Delta-Werte repräsentieren daher einen höheren Wert oberhalb, positive Delta-Werte einen höheren Wert unterhalb der Einmündung.

Univariate statistische Auswertungen erfolgten mit Hilfe des OpenSource Programms R (Version 4.1.0, R Core Team (2021), <https://www.R-project.org/>). Multivariate statistische Auswertungen erfolgten mit dem Programm PRIMER v7 auf Basis von Ähnlichkeitsmatrizen.

2.3 Bioindikation mit juvenilen Flussperlmuscheln

Die Effekte auf die Flussperlmuschel wurden mittels Bioindikation (im Freiwasser exponierte Lochplatten mit Jungmuscheln) an den gleichen Probestellen wie die abiotischen Parameter zur Ermittlung der Habitatqualität und die Sedimentdeposition untersucht. Mortalität und Wachstum von juvenilen Flussperlmuscheln wurden pro Jahr in zwei Zeiträumen aufgenommen: Über die Sommermonate erfolgte eine 3-monatige Exposition, im Herbst eine 3-wöchige Kurzzeitexposition zur Überprüfung der Effekte durch das Abfischen der Teiche. Dabei wurden aufgrund der Verfügbarkeit in den Jahren 2018 und 2019 einwintrige Tiere (1+) verwendet, 2020 musste auf die Altersklasse 0+ zurückgegriffen werden. Im Sommer 2019 wurden zudem nur 14 Stellen entlang der Gewässer mit Lochplatten ausgestattet. Zusätzlich dazu wurden im gleichen Zeitraum noch 3-wintrige Jungmuscheln in Drahtkäfigen im Interstitial exponiert.

Nach der Exposition wurden die Überlebensraten pro Lochplatte sowie der individuelle Zuwachs der überlebenden Muscheln im Vergleich zur Initial-Länge aufgenommen. Über generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMMs) wurden abiotische Parameter mit signifikantem Einfluss auf Mortalität und Wachstum untersucht.

2.4 Fischbestandsmonitoring

Die Elektrobefischung soll Aufschluss über den Wirtsfischbestand (Bachforelle) geben und gleichzeitig zeigen, ob sich Fische, die bei der Teichabfischung in das Gewässer gelangen können, dort etablieren. Mit den Projektpartnern wurden 19 Befischungsstrecken (Abbildung 1A) festgelegt. Diese Strecken liegen in einem räumlichen Bezug zu den Probestellen oder an Gewässerstrecken mit vorhandenen Daten zu früheren Befischungen.

Die Elektrobefischungen wurden von 2018 – 2021 jeweils im Herbst und im darauffolgenden Frühjahr durchgeführt. Das Monitoring erfolgte in enger Zusammenarbeit mit der Fischereifachberatung Oberfranken (FFB) und unter Beachtung des Methodenstandard für das Flussperlmuschelmonitoring: BSI Standards „BS EN 16859:2017“ (European committee for standardization, 2017, 168).

Seit 2018 wird an Zinnbach, Südlicher Regnitz und Bocksbach der Bachforellenbestand von der Fachberatung für Fischerei in Kooperation mit den Bayerischen Staatsforsten durch Brutboxen gestützt; seit 2020 auch am Höllbach, Erlenbächlein (EB) und Mähringsbach. Bereits seit 2015 erfolgt durch den tschechischen Fischereiverband eine Bestandsstützung im Oberlauf der Südlichen Regnitz und des Zinnbachs.

2019 bis 2020 wurde im Untersuchungsgebiet ein Projekt zur Erfassung der Kleinfischbestände und eines möglichen Fischottereinflusses vom Landesfischereiverband Bayern e.V. (LFV) durchgeführt. Vier der 19 Strecken wurden deshalb 2018 bis 2019 durch die Zauner GmbH nach den Projektstandards befischt. Ab dem Frühjahr 2020 wurden alle Strecken durch das IFI und die FFB befischt. Im Herbst 2020 wurde zusätzlich ein Biberstaubereich in der Südlichen Regnitz bei Kirchbrünnlein befischt, ebenso im Frühjahr 2021 nach dessen Beseitigung. Bei jeder

Einzelbefischung wurde eine jeweils identische Strecke von 100 m mit feinmaschigen Netzen (15 mm) abgesperrt und befischt.

Für die Auswertung erfolgte ein Vergleich des Gesamtfangs mit Altdaten, die nach einem vergleichbaren Methodenstandard erhoben wurden. Die Auswertung der Reproduktionsgilden fasst die Fischarten nach ihren bevorzugten Laichsubstraten zusammen und gibt dadurch Hinweise auf substratbedingte Defizite im Vermehrungserfolg.

Die Fische wurden nach Art bestimmt, auf 0,5 cm genau vermessen, auf 1 Gramm genau gewogen und zurückgesetzt. Für Bachforellen wurde durch beidseitige Prüfung des ersten Kiemenbogens eine mögliche Glochidieninfektion geprüft. Bei den Herbstbefischnngen wurde zusätzlich versucht, die Geschlechtsreife und das Geschlecht zu bestimmen. Vorhandene Verletzungen durch Fischotter (Biss), Graureiher (Stich) oder Kormoran (Riss) wurden dokumentiert.

Zur Bewertung des Ernährungszustands der Bachforellen wurde aus dem Körperlängen-Gewichtsverhältnis individuell der Fultonsche Korpulenzfaktor (*CF*) (Bagenal, 1978) errechnet.

Während der Befischnngen im Herbst 2019 und Frühjahr 2021 wurden an den 15 Befischnngsstrecken einzelne Bachforellen entnommen, um anhand von Schuppenproben eine Altersbestimmung (Barber und Walker, 1988) durchführen zu können.

13 Datensätze von Befischnngen aus dem Zeitraum 1988 bis 2003 wurden für den zeitlichen Vergleich des Bachforellenbestands herangezogen.

3 Ergebnisse

3.1 Hydrologische Modellierung

Die hydrologische Modellierung zeigte einen leichten, stabilisierenden Effekt der Teiche auf den Abfluss in der Schwesnitz. Dabei konnte sowohl eine leichte Abmilderung von Hochwasserspitzen (im Mittel um 5,4%), als auch eine geringe Niedrigwasseraufhöhung (im Mittel um 2,8%) im Vergleich mit einem Modell ohne Teiche beobachtet werden. Dies lässt eine generelle Erhöhung der Wasserretention in der Landschaft durch eine Speicherung in den Teichen sowie durch eine Aufhöhung des Grundwasserspiegels vermuten.

3.2 Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung

Wasserqualität und Nährstoffkonzentrationen

An beinahe allen Probestellen in den Hauptgewässern wurde, größtenteils unabhängig von den Einleitungen aus den Teichen, mindestens für einen der untersuchten Nährstoffe der im Leitfaden für Flussperlmuschelschutz des LfU (2003) angegebene Zielwert überschritten (Abbildung 2). Dabei wurden folgende Zielwerte der Nährstoffkonzentrationen zur Bewertung der Gewässerqualität herangezogen: $\text{NH}_4\text{-N} < 0,1 \text{ mg/l}$, $\text{NO}_3\text{-N} < 1,7 \text{ mg/l}$ und $\text{PO}_4\text{-P} < 0,06 \text{ mg/l}$. Je nach Nährstoff konnte eine hohe Stellenspezifität beobachtet werden – sowohl zwischen als auch innerhalb der Gewässer und teilweise auch zwischen den Stellen oberhalb und unterhalb der Mündung bzw. im Ablaufgraben selbst.

Im Verlauf des Bocksbachs zeigten sich kaum Effekte in der **NH₄-N Konzentration**, nur wenige Werte lagen oberhalb des Zielwerts für NH₄-N. Unterschiede ober- und unterhalb des Ablaufs

konnten kaum ausgemacht werden. Im Mähringsbach konnte dagegen im Mittellauf ein Anstieg der mittleren $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration beobachtet werden. Hier lagen die Werte in einigen Messungen im Herbst über dem Zielwert. Insbesondere unterhalb des Ablaufs aus der Teichanlage an MB2 konnten im Vergleich zu oberhalb erhöhte Konzentrationen gemessen werden, mit einem maximalen Deltawert von 0,3 mg/l. Unterhalb von MB3 nahm die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration wieder stark ab, nach der Mündung des Höllbachs konnte erneut ein leichter Anstieg beobachtet werden. Im Höllbach konnte an HB1 bis auf einen Ausreißer im Frühjahr eine Abnahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration unterhalb des Ablaufs aus der Teichanlage beobachtet werden, an HB2 kam es dagegen in der Mehrzahl der Messungen zu einer Zunahme unterhalb der Teichanlage. Entlang des Zinnbachs kam es vor allem durch den Ablauf des Grabens an ZB2 zu einem stark erhöhten Mittelwert, der im Verlauf bis zur Mündung der Südlichen Regnitz wieder abnahm. Verantwortlich für diesen hohen Wert war eine Messung im Sommer 2018, der Wert unterhalb des Grabens lag hier um 0,60 mg/l höher als oberhalb. Möglicherweise kam es hier in diesem Zeitraum zu Einträgen aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland des Grabens.

Die mittlere **$\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration** lag im Oberlauf des Bocksbachs im Mittel unterhalb des Zielwerts von 1,7 mg/l und bis auf eine kurzfristige Erhöhung nach der Mündung des Bocksbachs in den Tanningsbach relativ konstant. Unterhalb der Einmündung des Drainagegrabens an BB3 konnte, analog zur Feinsedimentdeposition, ein sehr starker Anstieg der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration auf Mittelwerte > 4,0 mg/l beobachtet werden, der sich entlang des Unterlaufs des Bocksbachs noch weiter verstärkte. Unterhalb der Teichanlage an BB4 lagen die $\text{NO}_3\text{-N}$ Werte dagegen bis zu 1,8 mg/l niedriger als oberhalb. Entlang des Mähringsbachs konnte dagegen eine Abnahme der relativ hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration von bis zu 12,75 mg/l an MB1us beobachtet werden – insbesondere nach Zuläufen aus den Teichanlagen an MB2 und MB3, sowie der Mündung des Höllbachs in den Mähringsbach. Entlang des Zinnbachs kam es zu leichten Schwankungen in der mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration, insbesondere nach dem Ablauf des Grabens an ZB2 und an ZB5. Nach der Mündung der Südlichen Regnitz konnte eine Abnahme beobachtet werden. Nach der Mündung des Wolfsbachs an SR2 und nach dem Dreiländereck (SR3) konnte jeweils wieder eine generelle Zunahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ Werte festgestellt werden, mit starken Effekten unterhalb des Ablaufs an SR6 und an SR7. An SR6 lag der $\text{NO}_3\text{-N}$ Wert unterhalb des Ablaufs bis zu 3,8 mg/l höher als oberhalb, an SR7 bis zu 8,5 mg/l. Hierbei handelte es sich um Einleitungen aus stark landwirtschaftlich genutztem Gebiet an SR6out und SR7out_b. Im Mittel lag die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration entlang des Verlaufs von Zinnbach und Südlicher Regnitz an allen Stellen über dem angestrebten Zielwert von 1,7 mg/l.

Die **$\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration** lag im Bocksbach relativ hoch, im Mittel lagen die Werte oberhalb des Zielwerts von 0,06 mg/l. Entlang von Mähringsbach und Höllbach konnten dagegen konstant sehr niedrige $\text{PO}_4\text{-P}$ Werte gemessen werden. Auch entlang des Zinnbachs und der Südlichen Regnitz konnten nur in wenigen Messungen überhaupt $\text{PO}_4\text{-P}$ nachgewiesen werden, Konzentrationen oberhalb des Zielwerts traten insbesondere an ZB2 und ZB5 auf.

Temperatureffekte

Die Effekte der Teiche auf die **Wassertemperatur** zeigten eine zu erwartende jahreszeitliche Variabilität, mit größeren Effekten im Sommer als im Winter. Durch die erhöhte Sonneneinstrahlung und geringere Durchmischung im Teich kam es zu einer Erwärmung in den Teichen. Im Sommer lag die Wassertemperatur in den Ablaufgräben von nahe am Hauptgewässer liegenden Teichen höher als im Vorfluter. Teilweise führte die Einleitung des erwärmten Wassers zu einer Erwärmung um mehrere Grad im Hauptgewässer direkt unterhalb. Im bewaldeten Einzugsgebiet von Höllbach, Mähringsbach und Oberlauf des Bocksbachs waren die Effekte

geringer und wurden in den meisten Fällen entlang des Gewässerverlaufs schnell ausgeglichen. So konnte entlang des Mähringsbachs und Höllbachs, trotz einer hohen Zahl an Einleitungen, keine signifikante Zunahme der Wassertemperatur von der obersten zur untersten Stelle beobachtet werden. Entlang des Zinnbachs und der Südlichen Regnitz waren die Schwankungen im Gewässerverlauf größer als in den anderen drei Gewässern. Auch unterschieden sich die beobachteten longitudinalen Muster zu verschiedenen Zeitpunkten, insbesondere während der Trockenjahre 2018 und 2019. Einleitungen von erwärmtem Wasser spielten im Zinnbach/Südliche Regnitz-System jedoch eine wesentlich kleinere Rolle als der Effekt der reduzierten uferbegleitenden Vegetation im Unterlauf der Südlichen Regnitz. Insgesamt schienen Landnutzungseffekte auch in Bezug auf das Temperatur-Regime entlang der Gewässer eine größere Rolle zu spielen, als einzelne Teiche oder auch der mit zunehmender Teichanzahl kumulative Effekt.

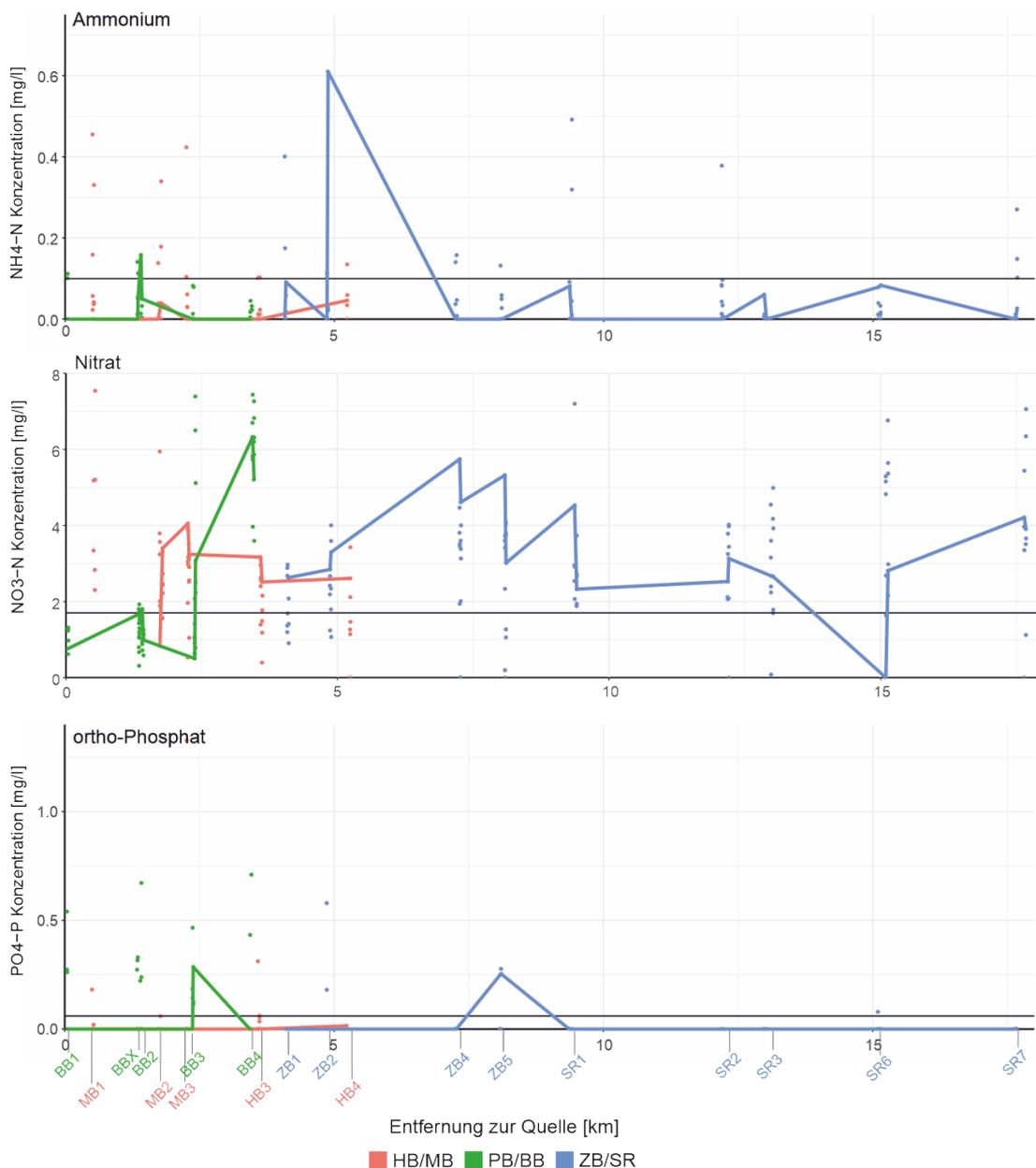


Abbildung 2: Ionenkonzentrationen der Nährstoffe Ammonium (als NH₄-N), Nitrat (als NO₃-N) und ortho-Phosphat (gemessen als PO₄-P) entlang der Verläufe des Mähringsbach/Höllbach-Systems (MB1 bis HB4), Bocksbachs (BB1 bis BB4) und Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems (ZB1 bis SR7); Punkte entsprechen den jeweiligen Einzelproben, Messungen vom Juli 2018 beispielhaft als Linie dargestellt; horizontale Linien repräsentieren jeweils den Zielwert für die maximale Nährstoffkonzentration laut Leitfaden Flussperlmuschelschutz (LfU 2003).

Substratqualität

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Sedimentdeposition, bei der sich klare Unterschiede zwischen Regenereignissen, Schneeschmelze und Niedrigwasser zeigten, konnten keine signifikanten Unterschiede in der Qualität des Interstitial-Habitats (ausgedrückt als der Unterschied zwischen den Werten aller abiotischer Parameter im Freiwasser und Interstitial) nach hohen und niedrigen Abflüssen beobachtet werden. Eine weitergehende Differenzierung lieferte folgende Ergebnisse:

Die **Sauerstoffkonzentration** im Interstitial lag über alle Probestellen oberhalb der Zuläufe (us) und alle Probenahmeintervalle hinweg bei durchschnittlich $6,5 \pm 2,7$ mg/l, im Gegensatz zu $9,6 \pm 1,6$ mg/l im Freiwasser. Diese Beobachtungen deuteten auf eine geringe Infiltration von sauerstoffreichem Oberflächenwasser hin. In 46% der Messungen lag die O₂-Konzentration im Interstitial um mehr als 30% niedriger als im Freiwasser. Das mittlere **Redoxpotential** im Interstitial lag bei $343,3 \pm 113,8$ mV. Im Vergleich zum Freiwasser konnte hier in 57% der Messungen eine Reduktion um mehr als 30% festgestellt werden. Solch große Unterschiede lassen auf eine generell unzureichende Habitatqualität schließen, allerdings gab es auch hier starke Unterschiede zwischen den Untersuchungsgewässern. Das Redoxpotential im Interstitial lag im Bocksbach mit $286,4 \pm 94,7$ mV signifikant niedriger als in den anderen vier Gewässern (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Werte < 0.05). Dabei konnten in über 58 % der Messungen Redox-Werte im Interstitial < 300 mV gemessen werden. Es folgten Höllbach und Zinnbach mit Mittelwerten von $327,2 \pm 103,3$ bzw. $330,4 \pm 111,7$ mV, mit jeweils 34 und 32% der Werte < 300 mV. In der Südlichen Regnitz lag das Redoxpotential im Interstitial mit $373,9 \pm 108,0$ mV signifikant höher als im Zinnbach (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Wert < 0.05), Werte < 300 mV lagen in 23% der Messungen vor. Im Mähringsbach konnte das höchste Redoxpotential in 5 cm Tiefe gemessen werden, der Mittelwert betrug hier $429,5 \pm 102,7$ mV, das Redoxpotential im Interstitial lag nur in 6% der Messungen unter 300 mV.

Der **Penetrationswiderstand** lag in allen fünf Untersuchungsgewässern auf einem ähnlich hohen Niveau, mit Mittelwerten zwischen $0,74$ kg/cm² und $1,01$ kg/cm². In der Südlichen Regnitz war er leicht erhöht (signifikant höher als im Bocksbach und im Zinnbach; paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Werte < 0,05), ebenso im Mähringsbach.

Der **Effekt auf das Hauptgewässer**, ausgedrückt durch den Unterschied zwischen den Werten unterhalb und oberhalb des Ablaufs aus der Teichanlage, zeigte auch für die Substratqualität eine hohe Variabilität und stellenspezifische Ausprägung. Beim Redoxpotential in 5 cm Tiefe konnte an der Mehrzahl der Stellen eine Abnahme direkt unterhalb der Mündung beobachtet werden. Ausnahmen bilden hier die Stelle HB1, HB4, SR5 und ZB3, an denen zu fast allen Zeitpunkten eine Zunahme beobachtet werden konnte.

Sedimentdeposition

Trotz der großen geografischen Nähe der fünf Untersuchungsgewässer zeigten sich zum Teil starke Unterschiede in der Feinsedimentdeposition innerhalb und zwischen den Gewässern. Diese waren größtenteils auf unterschiedliche Landnutzung im Einzugsgebiet zurückzuführen. Während im Bocksbach mit $1,7 \pm 1,5$ kg/Woche/m² im Mittel die höchste Feinsedimentdeposition beobachtet werden konnte, lag sie im Höllbach mit $0,8 \pm 1,1$ kg/Woche/m² am niedrigsten.

Im **longitudinalen Verlauf** zeigten sich unterschiedliche Feinsedimentdepositions-Muster in den Untersuchungsgewässern (Abbildung 3). Im Bocksbach konnte eine starke Zunahme der Feinsedimentdepositionsraten beobachtet werden: Während die Feinsedimentdeposition im

Oberlauf trotz des Eintrags aus der Kleppermühle gering war, kam es im weiteren Verlauf zu gesteigerten Depositionsraten direkt unterhalb von Zuläufen aus Teichanlagen. Im Anschluss nahm die Feinsedimentdeposition zwischen BB2ds und BB3us mit der Änderung der Landnutzung von forstlich zu landwirtschaftlich geprägten Gebieten weiter zu. Die Einleitung eines Drainagegrabens aus intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftetem Gebiet an BB3 konnte als starke Punktquelle ausgemacht werden. Im Unterlauf kam es entlang des eher als Grünland genutzten Abschnitts zu einer Verringerung der mittleren Feinsedimentdeposition, während an BB4, unterhalb des Ablaufs aus den Teichen, eine erneut starke Zunahme zu beobachten war.

Im Höllbach und Mähringsbach, die beide größtenteils in bewaldetem Gebiet liegen, konnte dagegen eine Verringerung der Feinsedimentdeposition und Nährstoffkonzentrationen entlang des Gewässerverlaufs beobachtet werden. Im Oberlauf des Höllbachs war die Teichanlage an HB2 in allen Probenahmeintervallen eine Quelle für Feinsediment. Direkt Unterhalb dieser Teichanlage konnte eine mittlere Feinsedimentdeposition von $1,3 \text{ kg/Woche/m}^2$ ($0,4$ bis $5,7 \text{ kg/Woche/m}^2$) beobachtet werden, was einer Zunahme um $0,2$ bis $4,0 \text{ kg/Woche/m}^2$ im Vergleich zur Stelle oberhalb entsprach. Im weiteren Verlauf des Höllbachs, $1,3 \text{ km}$ unterhalb, lag die mittlere Feinsedimentdeposition im Mittel noch bei $0,81 \pm 1,3 \text{ kg/Woche/m}^2$. Entlang des Mähringsbachs konnte ein gegenteiliges Muster zum Bocksbach beobachtet werden: Die sehr hohen Feinsedimentdepositionsraten an der obersten Stelle, MB1us, (im Maximum $> 5,4 \text{ kg/Woche/m}^2$) nahmen im Verlauf des Gewässers stark ab. Dieser Trend wurde durch den Ablauf der Teichanlage an MB2 unterbrochen, an der es kurzfristig zu einem erneuten Anstieg der Feinsedimentdeposition unterhalb kam (Abbildung 3). Nach der Mündung in den Höllbach konnten sehr geringe Depositionsraten festgestellt werden, im Unterlauf lagen sie noch bei maximal $2,7 \text{ kg/Woche/m}^2$.

Entlang des Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems zeigte sich ein recht gleichmäßiges Muster mit moderaten Feinsedimentdepositionsraten ohne große Effekte durch die Zuläufe mehrerer Zubringer und Teichanlagen (Abbildung 3). Im Zinnbach nahm die Feinsedimentdeposition nach recht hohen Einträgen aus einer anliegenden Wildschweinsuhle entlang des Gewässerverlaufs leicht ab, nach der Mündung in die Südliche Regnitz konnte ein leichter Anstieg beobachtet werden. In der Südlichen Regnitz konnte bis zur Stelle SR6, nach etwa 15 km , eine Abnahme der Feinsedimentdepositionsraten beobachtet werden. Danach folgte ein leichter Anstieg bis zur Stelle SR7, an der die Abläufe aus einer nahen Teichanlage von links und eines Drainagegrabens von rechts erneut zu einem Anstieg der Feinsedimentdeposition führten.

Eine signifikant erhöhte **Feinsedimentdeposition in den Ablaufgräben** (out) im Vergleich zum Hauptgewässer (us und ds) wies auf Einträge aus diesen Zuflüssen hin. Dies war jedoch stark von der einzelnen Probestelle und der jeweiligen Nutzung (Teichanlage oder höherer Anteil landwirtschaftlicher Nutzung) abhängig. Bezüglich der Effekte der untersuchten Zuläufe in die Hauptgewässer konnten vier unterschiedliche Muster differenziert werden: (i) Stellen, an denen zu beinahe jedem Zeitpunkt eine starke Abnahme unterhalb der Mündung zu beobachten war (z.B. MB1, MB3, HB1), (ii) Stellen an denen zu allen Zeitpunkten eine starke Zunahme zu beobachten war (z.B. BB1, BB3, BB4, HB2, HB4, MB2), (iii) Stellen, an denen zu verschiedenen Zeitpunkten sowohl eine Abnahme, als auch eine Zunahme zu beobachten war (z.B. BB2, ZB1, SR5, SR7) und (iv) Stellen an denen nur geringe Unterschiede in der Feinsedimentdeposition oberhalb und unterhalb der Mündung zu beobachten waren (z.B. SR3, ZB2, ZB3, ZB4, ZB5).

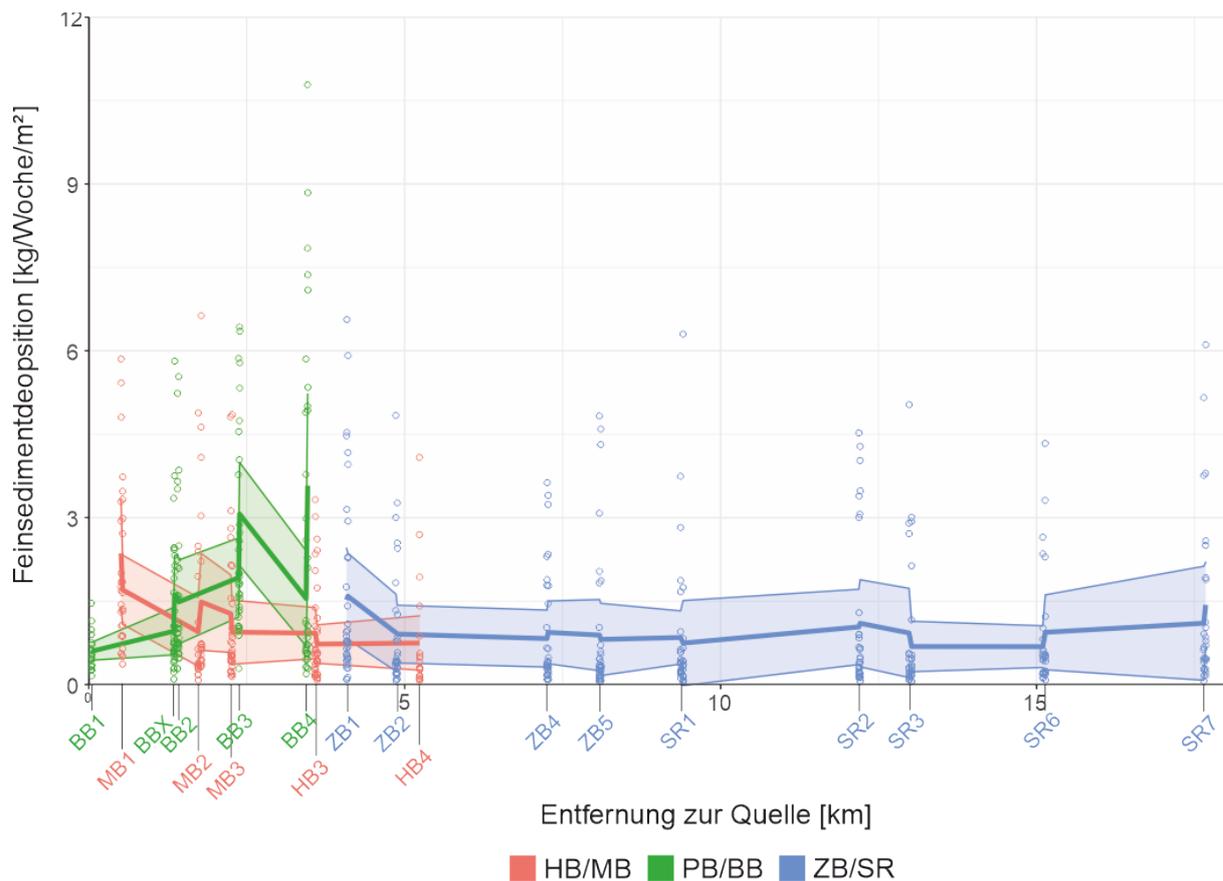


Abbildung 3: Feinsedimentdeposition entlang der Verläufe des Mähringsbach/Höllbach-Systems (MB1 bis HB4), Bocksbachs (BB1 bis BB4) und Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems (ZB1 bis SR7) über alle Probenahmeintervalle hinweg; Punkte entsprechen den jeweiligen Einzelproben, Mittelwert über alle Intervalle hinweg als Linie dargestellt, 95% Konfidenzintervall als transparentes Band ober- und unterhalb der Mittelwerte. Wert für SR1 im Feb 21 wurde entfernt, da es hier starke Einträge durch die Baumaßnahme am Huscherteich gab.

Die **Abflussbedingungen** hatten einen starken Effekt auf die Feinsedimentdeposition in den Untersuchungsgewässern. In den Jahren 2018 und 2019 herrschten den Sommer über extreme Niedrigwasserbedingungen, 2019 fielen mehrere Abschnitte im Zinnbach und der Südlichen Regnitz trocken. Im Sommer 2019 konnte in den verbleibenden Fließstrecken teilweise eine verringerte Wasserqualität mit erhöhter Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert beobachtet werden. Während der Niedrigwasserbedingungen konnte eine sehr geringe gesamte Sedimentdeposition, mit Feinsedimentdepositionsraten von durchschnittlich 0,6 kg/Woche/m² beobachtet werden. Der Anteil an Feinsediment in den Sedimentfallen lag bei fast 80%. Nach Regenereignissen wurde dagegen eine erhöhte Sedimentdeposition, mit Feinsedimentdepositionsraten um 2,4 kg/Woche/m² festgestellt. Zwar ging der Anteil an Feinsediment im Vergleich zu den Niedrigwasserbedingungen auf etwa 60% zurück, die absolute Menge an Partikel < 0,85 mm lag jedoch fast 4-mal so hoch. Nach der Schneeschmelze lag die mittlere Feinsedimentdeposition mit durchschnittlich 3,0 kg/Woche/m² sogar mehr als 5-mal so hoch, als während der Niedrigwasserbedingungen. Allerdings zeigte ein deutlich geringerer Anteil an Feinsediment von < 40% in den Depositionsproben, dass hier auch ein größerer Teil gröberer Partikel mobilisiert wurde.

Gewässerbewertung

Die Zusammensetzung der **Diatomeen-Gemeinschaft** an den einzelnen Probestellen wurde maßgeblich durch die Leitfähigkeit im Freiwasser, die NO₃-N und NH₄-N Konzentrationen sowie

die Trübung und die Strömungsgeschwindigkeit an der Oberfläche beeinflusst (BEST-Analyse). An keiner der Probestellen konnten signifikante Unterschiede zwischen den Stellen oberhalb und unterhalb der Teichanlage festgestellt werden. An Stellen, die 2019 von einer Abfischung betroffen gewesen waren, unterschied sich die Zusammensetzung der Diatomeen-Gemeinschaft vor Abfischung nicht signifikant von der Zusammensetzung nach der Abfischung (ANOSIM, p-Werte > 0,05). Auch an den entsprechenden Referenzstellen oberhalb konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen August und November 2019 festgestellt werden (ANOSIM, p-Werte > 0,05). Vielmehr konnten auch hier Gradienten entlang der Gewässer, insbesondere entlang des Bocksbachs und des Zinnbach/Südliche Regnitz-Systems beobachtet werden, analog zur Zunahme der NO₃-N Konzentration. Der ökologische Zustand der Gewässer bezüglich Diatomeen wurde anhand der ausgewerteten Proben als gut oder sehr gut bewertet, wobei die Südliche Regnitz etwas mehr beeinträchtigt erschien als die anderen Gewässer.

Die **Makroinvertebraten-Gemeinschaften** entlang des Mähringsbachs zeigten einen gewissen Effekt des Zulaufs des Höllbachs, da die Unterschiede zwischen den zwei Stellen im Mähringsbach geringer waren als die Unterschiede zwischen diesen beiden Proben und der Stelle unterhalb der Mündung des Höllbachs. Hier wurde mit 63 Taxa die größte Artenvielfalt beobachtet. Der Saprobien-Index lag an allen drei Stellen bei „gut“, die Degradationsindices außer für den Anteil an hyporhithralen Taxa zwischen „gut“ und „sehr gut“.

3.3 Bioindikation

Das Überleben und das Wachstum der Jungmuscheln während der dreimonatigen Bioindikation im Sommer wurde zu einem großen Teil durch die Standorte der Lochplatten in den Gewässern bestimmt. Darüber hinaus unterschieden sich die Ergebnisse der Bioindikation stark zwischen den drei Untersuchungsjahren. 2018 lag die Gesamt-**Mortalität** mit 31,8 % signifikant niedriger als 2019 und 2020 mit 78,9% bzw. 73,6%. In früheren Bioindikationsversuchen 2008, die an drei Stellen in der Südlichen Regnitz (SR1ds, SR2ds und SR3ds) und zwei Stellen im Zinnbach (ZB5ds, SR1out), ebenfalls über 90 Tage im Sommer durchgeführt wurden, lag die mittlere Mortalität von 1+ Muscheln bei 19,5%. In Bioindikationsversuchen über drei Monate im Sommer 2013 an 12 Stellen im Bocksbach (BB4ds), Höllbach (HB2 out_us, HB3us, HB4ds, HB_P), Mähringsbach (HB3out), in der Südlichen Regnitz (SR2ds, SR3ds) und Zinnbach (ZB1ds, ZB3ds, ZB5us, SR1out) bei durchschnittlich 26,1%. Der Unterschied zwischen 2018 und 2020 war zuallererst auf die Altersklasse der verwendeten Jungmuscheln zurückzuführen. Die hohe Mortalität 2019 wurde vermutlich durch die anhaltenden Niedrigwasserbedingungen und damit einhergehende Verschlechterung der Habitatqualität bestimmt. Generell konnte eine signifikant erhöhte Mortalität im Ablauf aus den Teichanlagen im Vergleich zu oberhalb der Mündung nur für den Sommer 2018 festgestellt werden. Eine verringerte minimale Sauerstoffkonzentration, sowie eine erhöhte Summe der mittleren Tagestemperatur während des Expositionszeitraums hatten negative Auswirkungen auf das Überleben der Jungmuscheln. Das Wachstum wurde durch die Initial-Länge, die Summe der mittleren Tagestemperatur während des Expositionszeitraums und die NO₃-N Konzentration bestimmt. Dabei konnte eine starke negative Korrelation zwischen Initial-Länge und Wachstum beobachtet werden, während sich für die Summe der Tagesgrade eine leichte, positive Korrelation mit dem Wachstum zeigten. Zwischen Wachstum und NO₃-N Konzentration konnte eine sehr schwache negative Korrelation beobachtet werden. Allerdings konnten auch hier starke Unterschiede zwischen den verwendeten Altersklassen beobachtet werden, sodass es hier vermutlich zu einer Überlagerung verschiedener Effekte kommt. Daher wird der Effekt der Teiche im Kurzbericht nur für das Jahr 2018 dargestellt.

2018 lag die Mortalität im Höllbach mit 57,0% signifikant höher als in den vier anderen Gewässern (paarweiser Proportion-Test, p-Werte < 0,05). Dies war vor allem auf eine hohe Mortalität im Oberlauf, bis zur Stelle HB3, zurückzuführen. Insbesondere die Teichanlage an HB2 hatte einen starken negativen Einfluss, da hier sowohl an der Stelle direkt im Ablauf (out) als auch unterhalb (ds) eine 100%ige Mortalität festgestellt wurden, wogegen an der Stelle oberhalb des Ablaufs (us) 40% der Muscheln überlebten. Eine etwas geringere mittlere Mortalität konnte in der Südlichen Regnitz mit 43,6% beobachtet werden, wobei die Mortalität im Oberlauf wesentlich geringer war. Ab der Stelle SR4 nahm sie zu und erreichte an SR7out und SR7ds, unterhalb der Teichanlage, 100%. Die Mortalität lag im Bocksbach bei 35,8% und im Mähringsbach bei 31,7%, sie unterschied sich nicht signifikant zwischen der Südlichen Regnitz, dem Bocksbach und dem Mähringsbach (paarweiser Proportion-Test, p-Werte > 0,05). Im Zinnbach lag die mittlere Mortalität bei nur 21,9% und damit signifikant niedriger als in allen Gewässern (paarweiser Proportion-Test, p-Werte < 0,05) außer dem Mähringsbach (paarweiser Proportion-Test, p-Werte > 0,05). In diesen beiden Gewässern konnte nie eine 100%ige Mortalität beobachtet werden.

In der Südlichen Regnitz lag die **Wachstumsrate** während der die 3-monatigen Exposition mit durchschnittlich 77,2% signifikant höher als in allen anderen Untersuchungsgewässern (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Werte < 0,05), außer dem Bocksbach (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Werte > 0,05). Eine maximale Wachstumsrate von 145,0% Zuwachs konnte an der Stelle SR6ds beobachtet werden, an der die Mortalität mit 25,0% überdurchschnittlich gering war. Auch im Bocksbach wurden hohe Wachstumsraten von durchschnittlich 57,5% beobachtet, mit einem Maximum von 109,0% an der Stelle BB4out. Hier lag die Mortalität jedoch bei 75%. Die mittlere Wachstumsrate im Mähringsbach lag im Mittel bei 34,2%, das Maximum von 61,0% wurde an der Stelle MB3us erreicht. Im Zinnbach und Höllbach waren die Wachstumsraten ähnlich (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Werte > 0,05), sie lagen im Vergleich zu den anderen Gewässern mit 20,8 und 18,5% am niedrigsten. In den beiden Gewässern konnte auch eine geringere Variabilität bezüglich des Wachstums beobachtet werden. Allerdings lag die Mortalität im Höllbach mehr als doppelt so hoch wie im Zinnbach, sodass vermutlich jeweils unterschiedliche Faktoren für das geringe Wachstum verantwortlich sind.

3.4 Effekte des Abfischens

Das Abfischen der Teiche erfolgte überwiegend Mitte Oktober. Dafür wurden die Teiche zumeist über Ablassrohre abgelassen und die Fische mit dem Netz oder Keschern aus dem Teich entnommen. Im Gegensatz zum zumeist als gering einzuschätzenden Einfluss der Teiche während der Hintergrundmessungen, konnten teilweise stark erhöhte Schwebstoffeinträge im **Verlauf des Abfischens** und daraus folgend erhöhte Feinsedimentdepositionsraten unterhalb der Teichanlagen beobachtet werden. Dies galt insbesondere für die letzte Phase des Abfischens und nicht unbedingt für den gesamten Absenkprozess. Die Freisetzung von Oberflächenwasser während des Absenkens eines nur gering besetzten Teichs verursachte keine signifikanten Belastungen im Bocksbach. Im Gegenteil konnten verglichen mit den Referenzwerten im Bocksbach während der Absenkphase sogar verringerte Trübungs- und Schwebstoffwerte gemessen werden, was für eine Funktion des Teichs als Feinsedimentsenke spricht. Während der Endphase des Abfischens wurde dieser Effekt jedoch umgekehrt; durch die erhöhte Aktivität der Fische und des Abfischpersonals wurden große Mengen an Feinsediment remobilisiert und in den Vorfluter freigesetzt. Die durchschnittliche **Feinsedimentdeposition** in den Sedimentfallen unterhalb der abgelassenen Teiche betrug 2,51 kg/Woche/m², mit einer hohen Variabilität (sd = 2,88) und Werten von 0,16 bis 19,08 kg/Woche/m², mit ausgeprägten Unterschieden zwischen den Teichen.

Die Höhe der durch die Abfischung verursachten Einträge hing maßgeblich von der Anwendung von Maßnahmen zur Reduzierung solcher Einträge (SSM) ab. Wurden keine entsprechenden Maßnahmen angewandt, lag die Feinsedimentdeposition unterhalb des Ablaufs im Mittel beinahe 6-mal, in Extremfällen bis zu 14-mal höher als oberhalb. Nach Abfischungen mit SSM war die Feinsedimentdeposition unterhalb der Teiche über alle Abfischungen hinweg im Mittel 1,7-mal höher als an der Referenzstelle oberhalb. In den Hintergrundbeprobungen lag die Feinsedimentdeposition unterhalb im Durchschnitt über alle Probestellen hinweg nur 0,8-mal höher als oberhalb.

Bei Abfischungen ohne SSM war die Feinsedimentdeposition unterhalb des Ablaufs sowohl im Vergleich zu den niedrigen als auch den hohen Hintergrundabflüssen signifikant erhöht (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Wert < 0,001, Abbildung 4). Im Gegensatz dazu konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen der Differenz der Feinsedimentdeposition ober- und unterhalb des Ablaufs nach einer Abfischung mit SSM und zu den Hintergrundbedingungen beobachtet werden (paarweiser Mann-Whitney U-Test, p-Wert > 0,05, Abbildung 4).

Das Absenken des verbliebenen Wassers am Abfischtag und die Abfischung führten in 11 der 13 untersuchten Abfischungen zu einer im Vergleich zur Referenzmessung erhöhten **Trübung**. Die maximalen Trübungen wurden während der letzten Ablass- und Abfischungsschritte erreicht (Abbildung 5). Ohne die Anwendung einer SSM lagen die höchsten Trübungswerte um $256,7 \pm 150,9$ NTU höher als in den Referenzmessungen. Eine Ausnahme bildete die Abfischung 5, bei dem die Trübung nur um 4,9 NTU anstieg. Der entsprechende Teich mündete jedoch bereits über 1,1 km von der Probenahmestelle entfernt in den Höllbach, sodass es hier zu einer Verdünnung im Gewässerverlauf bis zur Messtelle kam.

In einem Extremfall erreichte die Trübung während der Abfischung eines zwei Kilometer entfernten, kleinen Teichs im Bocksbach einen Wert von 464 NTU. Dies entsprach einer Zunahme um das mehr als 200-fache im Vergleich zur Trübung oberhalb des Ablaufs. Bei Anwendung von SSM betrug der maximale Anstieg im Durchschnitt $64,7 \pm 83,2$ NTU. Wie die hohe Standardabweichung zeigt, variierte die Effizienz der verschiedenen SSM hinsichtlich eines verringerten Schwebstoffeintrags deutlich. Die Ableitung des Teichabwassers über physikalische Absetzstrukturen verursachte einen moderaten durchschnittlichen Anstieg der Trübung von 14,8 NTU. Im Gegensatz dazu war die Verwendung von Strohballen weniger effektiv und verursachte einen mittleren Trübungsanstieg von $183,0 \pm 20,0$ NTU. (Abbildung 5).

In einem anderen Fall konnte sowohl 2018 als auch 2019 die Abfischung derselben Teichanlage (THB 7.1, Abbildung 5) mit unterschiedlichen Methoden untersucht werden. Während 2018 keine Maßnahmen zur Eintragsreduzierung unternommen wurden, was zu einem maximalen Trübungswert von 323 NTU führte, wurde der Teich 2019 bei geschlossenem Ablauf mit Zugnetz abgefischt. Dadurch wurde unterhalb nur noch eine im Vergleich zum Vorjahr 10-fach niedrigere Trübung von 32 NTU gemessen.

Grundsätzlich muss aber angemerkt werden, dass die Trübung in den Referenzmessungen vor dem Beginn der Abfischung bei 9 der 13 untersuchten Abfischungen bereits oberhalb des von Österling et al. (2010) angegebenen Werts von 2,0 NTU lag, die in funktionalen Flussperlmuschelgewässern nur bei Hochwasser-Ereignissen überschritten werden sollten.

Eine in hoher Auflösung beprobte Abfischung zweier Teiche am Unterlauf des Bocksbachs, an BB4, zeigte im Vergleich zu den Schwebstoffen abweichende Muster für die Nährstofffreisetzung beim Ablassen und Abfischen. Während die Schwebstoffbelastung während der Abfisch-Phase überproportional hoch war (30% der gesamten freigesetzten Schwebstoffmenge im letzten

Prozent der abgelassenen Wassermenge), wurden **lösliche Nährstoffe** kontinuierlich mit dem abgelassenen Wasser abgegeben. Der größte Teil des Eintrags (93 bis 98%) erfolgte hier also während der Absenkung. Während des Absenkens waren die Trübung und Schwebstoffkonzentration im Ablaufwasser signifikant niedriger als im Bocksbach, die NH₄-N, TP und PO₄-P Konzentrationen unterschieden sich nicht signifikant. Die NO₃-N Konzentration war während des Absenkens mit einem Mittelwert von 4,42 mg/l signifikant niedriger als im Bocksbach mit 7,92 mg/l; während des Abfischens lag sie im Ablaufwasser mit 2,45 mg/l noch geringer. Die NH₄-N und TP Konzentrationen waren dagegen im Ablaufwasser während des Abfischens signifikant erhöht und führten, mit 15 bis 25 min Verzögerung, zu erhöhten Konzentrationen im Bocksbach unterhalb des Ablaufs.

Von den ca. 31 kg an Schwebstoffen (Trockenmasse), die während der Abfischphase freigesetzt wurden, erreichten etwas weniger als 70 % die Messstelle unterhalb des Ablaufs aus der Teichanlage, der Rest wurde im Ablaufgerinne zurückgehalten. Bei den löslichen Nährstoffen war keine signifikante Reduktion der Zusatzbelastung durch einen Rückhalt im Ablaufgerinne zu erkennen. Insgesamt wurden durch das Ablassen und Abfischen der beiden Teiche 93,5 kg Schwebstoffe, knapp 4,32 kg NO₃-N, 0,12 kg NH₄-N, 0,09 kg TP (davon 0,01 kg PO₄-P) freigesetzt.

Die Ergebnisse **der Kurzzeit-Bioindikation** mit juvenilen Flussperlmuscheln während der Abfischungen zeigte für vier Abfischungen ohne Maßnahmen zur Reduzierung von Einträgen direkt unterhalb der Teichanlage eine im Vergleich zu oberhalb erhöhte Mortalität, die mit einer zunehmenden Entfernung von der Teichanlage wieder abnahm. So konnte beispielsweise für eine Abfischung an BB1 direkt unterhalb eine 100%ige Mortalität festgestellt werden, 1,3 km unterhalb lag die Mortalität innerhalb der dreiwöchigen Exposition nur noch bei 30%. Für drei Abfischungen, von denen bei zwei eine entsprechende Maßnahme angewandt wurde, konnte unterhalb keine erhöhte Mortalität beobachtet werden.

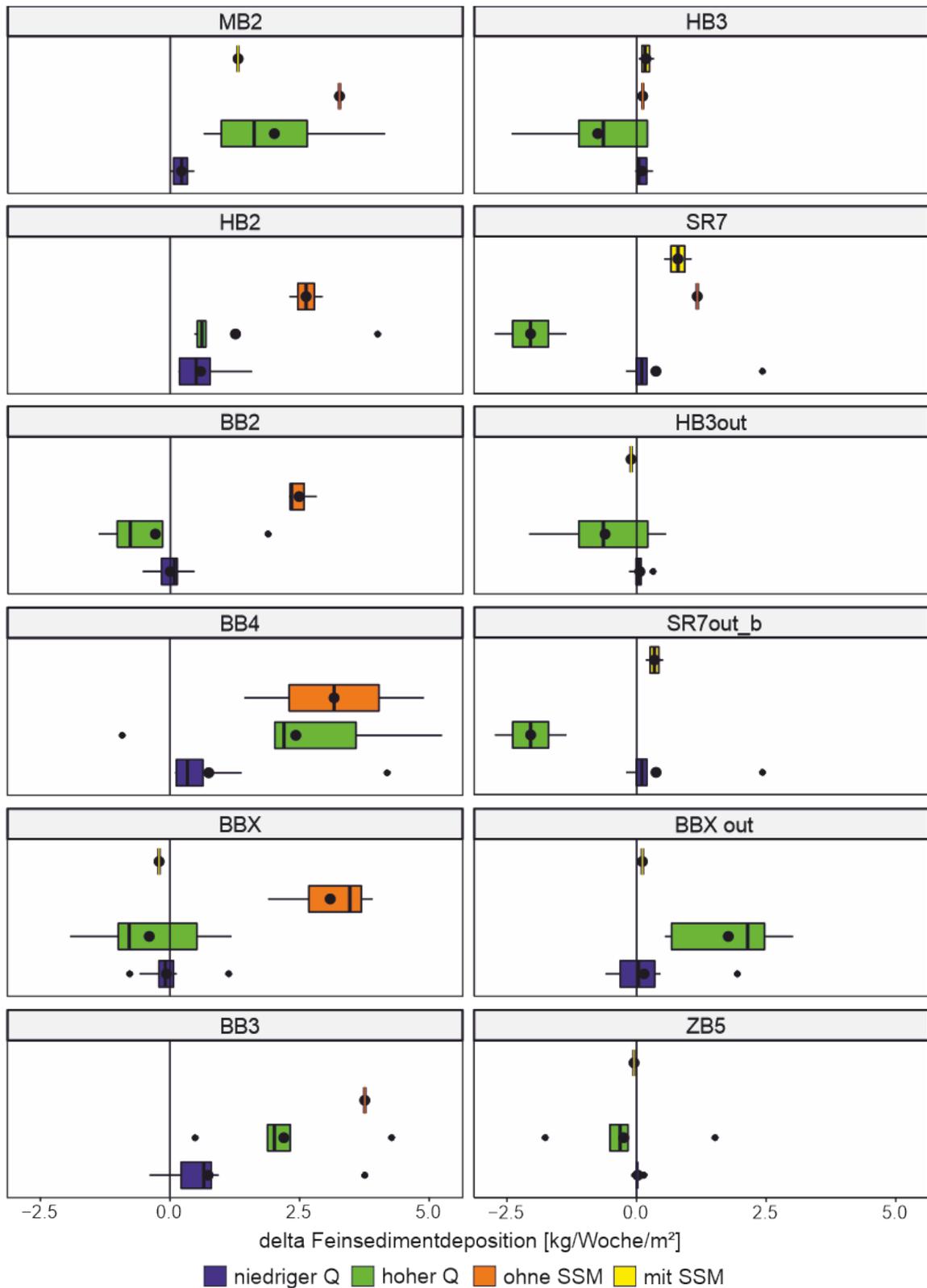


Abbildung 4: Box-Whisker-Plot der Differenz der Feinsedimentdeposition unterhalb (d_s) und oberhalb (d_u) der Einmündung des Ablaufs aus den Teichanlagen an 12 Probestellen, an denen Abfischungen beprobt werden konnten, farblich geteilt nach Abflussbedingung und Abfischen mit und ohne SSM; als SSM wurde Heuballen (MB2), physikalische Absetzstrukturen wie Absetzteiche (BBX, SR7, SR7out_b), Sedimentfänge (ZB5, SR7out_b) und ein überwachsender, flacher Graben (HB3out) zur Filterung des Ablaufwassers genutzt, sowie eine reduzierte Einleitung des Ablaufwassers durch Abpumpen des Wassers ohne Einleitung (BBX) und eine Abfischung mit Zugnetz bei geschlossenem Ablauf (HB3); negative Werte repräsentieren eine Abnahme der Feinsedimentdeposition unterhalb der Mündung, positive Werte eine Zunahme der Feinsedimentdeposition unterhalb der Mündung; Punkte innerhalb der Box repräsentieren den Mittelwert.

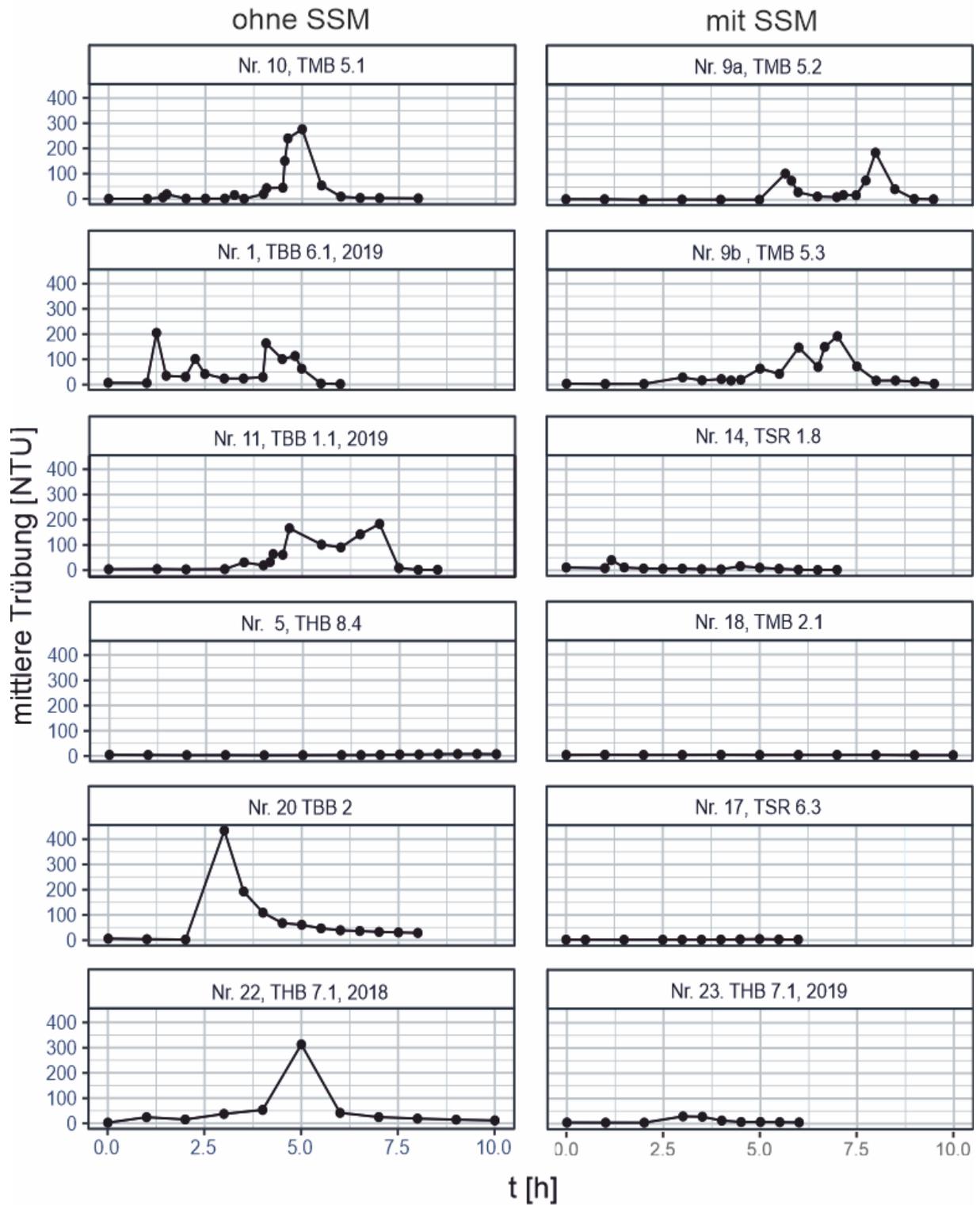


Abbildung 5: Trübungswerte, gemessen während 12 Abfischungen verschiedener Teichanlagen, links ohne Anwendung einer SSM, rechts mit folgenden SSM Anwendungen: Nr. 9a und 9b: Heuballen (MB2), Nr. 14: Absetzteich (SR7), Nr. 18: bewachsener Ablaufgraben (HB3out), Nr. 17: Absetzteich und Sedimentfang (SR7out_b), Nr. 23: Abfischen mit Zugnetz bei geschlossenem Ablauf (HB3, 2019); Skala bis 400 NTU zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Teichanlagen.

3.5 Fischbestand

Die Befischungsdaten im Herbst 2019 und 2020 wurden mit Befischungen aus 2002 und 2003 verglichen, die nach dem identischen Methodenstandard und im Herbst durchgeführt wurden. 2018 wurde wegen des niedrigen Wasserstands keine Befischung durchgeführt. Der gemittelte Gesamtfang lag am Bocksbach bei 31 kg/ha, am Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein bei 33 kg/ha und am Zinnbach bei 55 kg/ha. Am höchsten lag der mittlere Gesamtfang an der Südlichen Regnitz bei 174 kg/ha. 2020 gab es häufig einen moderaten Anstieg, der primär die sonstigen Arten und weniger die Bachforellenbestände betrifft.

Die Auswertung der Reproduktionsgilden der einzelnen Gewässer zeigt eine Dominanz der Fischarten, die für die Vermehrung auf grobe Substrate (lithophil, speleophil) angewiesen sind. Niedrige lithophile Anteile fallen im Höllbach (43,8%) und Mähringsbach (37,8%) auf. Gleichzeitig finden sich hier die höchsten Anteile speleophiler sowie phyto-lithophiler Fischarten.

Teichflüchtlinge

Bei zusammenfassender Betrachtung der Fischbestandserhebungen ist für alle Untersuchungsstrecken ein Aufkommen von Teichflüchtlingen meist nur in Einzelindividuen festzustellen gewesen. Wenige Blaubandbärblinge (*Pseudorasbora parva*) wurden in einer Strecke im Höllbach und im Mähringsbach nachgewiesen. In der unterhalb liegenden Strecke gab es noch einen Einzelnachweis. In einer Strecke am Mähringsbach wurde der Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) nachgewiesen. Häufungen von Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) gab es vorrangig an wenigen Strecken im Höllbach, Mähringsbach und Südlicher Regnitz. Rotaugen (*Rutilus rutilus*) in mehrstelliger Anzahl wurden am Höllbach und in der Südlichen Regnitz nachgewiesen. An einer Strecke der Südlichen Regnitz wurden neben den Flussbarschen auch Hechte (*Esox lucius*) in nennenswerter Zahl gefangen, die nach der WRRL-Referenzzönose aber zur natürlichen Begleitfischfauna der Südlichen Regnitz zählen. Weitere mögliche Teichflüchtlinge waren Giebel (*Carassius gibelio*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Schleie (*Tinca tinca*) zumeist mit Einzelnachweisen.

Wie der Vergleich der Herbst- und darauffolgenden Frühjahrsbefischung zeigt, verringerte sich die Individuenzahl der im Gewässer vorzufindende Teichflüchtlinge über den Winter drastisch um ca. 36 % auf 69 St. (2019/2020) bzw. um ca. 92 % auf 25 St. (2020/2021), wobei einige Arten ganz aus der Untersuchungsstrecke verschwanden (z. B. Blaubandbärbling, Brachse, Giebel 2020/2021).

Bachforelle

An der Südlichen Regnitz, dem Zinnbach und dem Mähringsbach ist im Rückblick auf Daten ab 1988 einen Rückgang der Bachforellenfänge bei der elektrischen Befischung zwischen 24% und 83% festzustellen. Im Höllbach (2000) und am Bocksbach (2005/06) hat es einzelne Peaks mit erhöhtem Fischauftreten gegeben, die ca. 60 % über den übrigen Befischungen lagen.

Wie die an insgesamt 114 im Herbst 2019 (48) und Frühjahr 2021 (66) gefangenen Bachforellen durchgeführte **Altersbestimmung** zeigt, wurden vorrangig die Altersklassen 1+ (100 mm bis 170 mm) und 2+ (140 mm bis 230 mm) gefangen. Vier Bachforellen wurden als 3+ (190 mm bis 230 mm) und eine als 4+ (300 mm) bestimmt.

Die **Längenfrequenz**diagramme der Bachforellen zeigen, dass sich die Bestände der einzelnen Gewässer zum Großteil aus Exemplaren zwischen 90 mm und 150 mm zusammensetzen (Abbildung 6). Im Bocksbach waren bereits Fische von 150 mm die Ausnahme.

Die Herbstfänge zeichneten sich gegenüber den Frühjahrsbefischungen durch einen höheren Anteil an Fischen der Größenklasse 70 mm bis 100 mm und verringerten Anteil der Größenklasse über 100 mm aus. Am deutlichsten war der Unterschied im Bocksbach und im Gewässersystem Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein. Deutlich zu sehen war das Wachstum der einzelnen Altersgruppen durch Peaks in den Längenfrequenzdiagrammen.

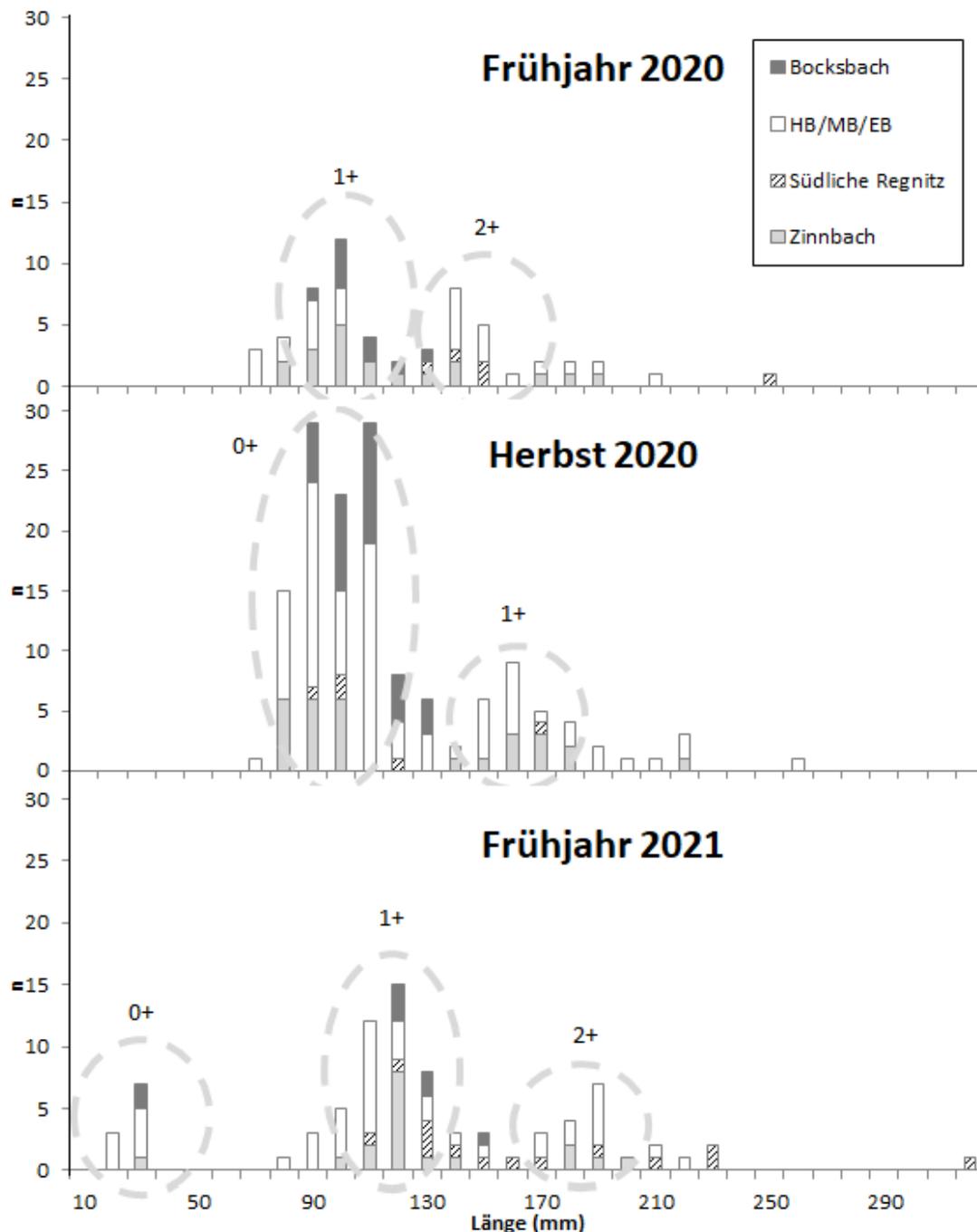


Abbildung 6: Längenfrequenzdiagramme der gefangenen Bachforellen von Frühjahr 2020 bis 2021 (Teilstrecken gepoolt).

Die **Häufigkeitsanteile** an der Gesamtpopulation zeigten für das Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein-System einen Bestand der sich zu 90 % aus Individuen zwischen 65 mm und 165 mm zusammensetzte, wobei 60 % kleiner als 100 mm waren. Bocksbach und Zinnbach zeichneten sich durch eine breitere Streuung der Längenhäufigkeitsverteilung zwischen 65 mm

und 215 mm aus, mit einem 60 % Anteil unter 125 mm. Dagegen lagen die Bachforellen in der Südlichen Regnitz zu 90 % zwischen 60 mm und 230 mm Länge und 60 % lagen unter 165 mm.

Über alle Herbstbefischungen hinweg konnten 17 Milchner (mittlere Länge 183 mm) und 8 Rogner (mittlere Länge 205 mm) als laichreif identifiziert werden. Eine erkennbare **Laichreife** setzte bei den Bachforellen bereits ab einer Länge von ca. 145 mm sowohl für Milchner wie auch für Rogner ein. 87 % der gefangenen laichreifen Bachforellen lagen über 160 mm.

Der **Korpulenzfaktor** (CF) der Bachforellen lag im Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein-System ($0,984 \pm 0,016$) im Frühjahr signifikant niedriger als im Bocksbach ($1,020 \pm 0,009$) und Zinnbach/Südliche Regnitz-System ($1,022 \pm 0,018$). Die Herbstwerte waren im Bocksbach und Zinnbach/Südliche Regnitz-System tendenziell höher als im Frühjahr, während für das Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein-System das Gegenteil zu beobachten ist.

Die Anzahl von Bachforellen mit **Glochidieninfektion** zeigte einen Rückgang während des Untersuchungszeitraums bei der Frühjahrsbefischung (Abbildung 7).

Im Frühjahr 2019 wurden an den Befischungstrecken 33 Glochidien infizierte Bachforellen gefangen, davon stammen 22 aus Höllbach-System. Im Frühjahr 2020 konnten 18 infizierte Bachforellen und im Frühjahr 2021 nur noch 12 nachgewiesen werden.

Gegenüber dem sehr niedrigen Wert von 10 infizierten Bachforellen im Herbst 2019 erreichte der Wert im Herbst 2020 mit 75 infizierte Fischen ein Maximum. Die Hotspots lagen dabei ebenfalls im Gewässersystem des Höllbachs.

Die einzelnen Bachforellen zeigten im Frühjahr (2019 bis 2021) häufig unter 10 Glochidien pro infiziertem Fisch. Nur am Mähringsbach konnten im Frühjahr 2021 stark infizierte Bachforellen unterhalb einer Muschelbank nachgewiesen werden. Dagegen sind im Herbst immer wieder auch bis zu 100 Glochidien an den infizierten Bachforellen festgestellt worden.

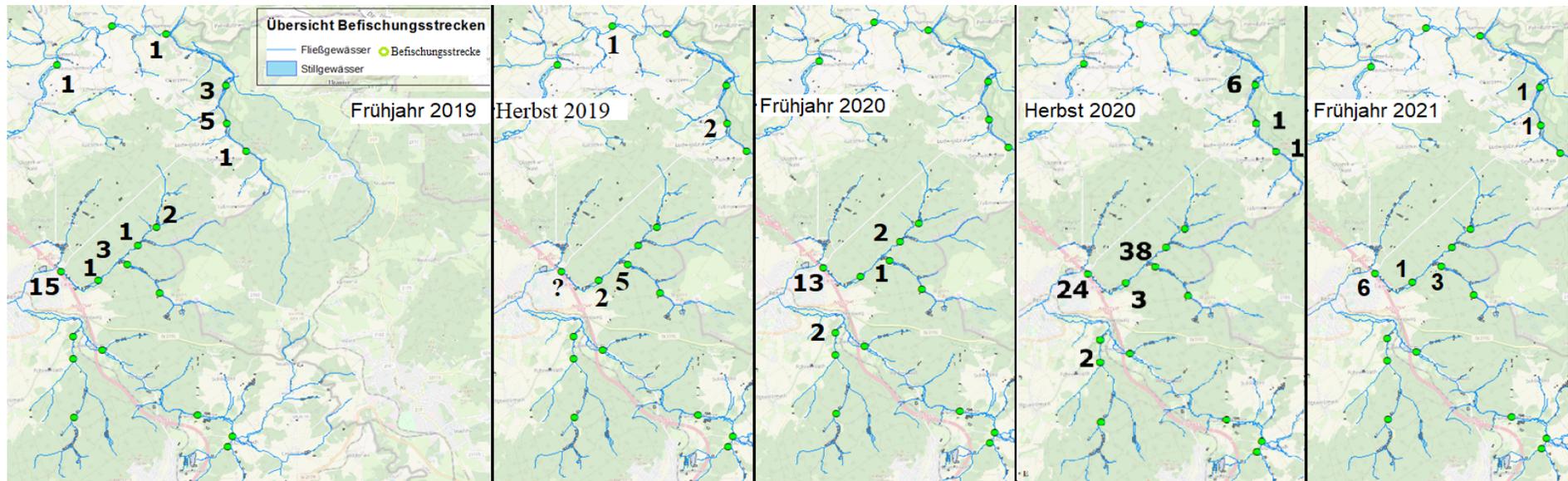


Abbildung 7: Anzahl der gefangenen Bachforellen mit Glochidieninfektion an den Befischungsstrecken 2019 bis 2021.

Von 1036 gefangenen Bachforellen waren insgesamt 126 (12,55 %) mit Flussperlmuschelglochidien infiziert. Die Auswertung der Längenklassen zeigt, dass mehr als 75 % der infizierten Bachforellen eine Körpergröße von <14 cm aufweisen. Die höchsten Infektionsraten wurden bei Bachforellen der Größenklasse 7,5 bis 12,5 cm beobachtet.

Der höchste Anteil an Infektionen ist auf die Gewässer Mähringsbach mit 44,9 % von 141 Bachforellen und Höllbach mit 19,4 % von 310 gefangenen Bachforellen entfallen. In allen anderen Gewässern lag der Anteil infizierter Fische im einstelligen Bereich. Der größte Teil der infizierten Bachforellen (70 St.) war gering infiziert (Klasse A bis 10 Glochidien), was 6,76 % aller gefangenen Bachforellen entspricht, gefolgt von der Infektionsklasse C (bis 100 Glochidien) mit 4,44 % (46 St.). Die Infektionsklasse D (bis 500 Glochidien) wurde nur einmal nachgewiesen. Infektionen mit mehr als 10 Glochidien (A) wurden nur in der Größenklasse 7,5 bis 12,5cm festgestellt.

Die Befischung des seit 2019 bestehenden **Biberstaubereichs** in der Südlichen Regnitz bei Kirchbrunnlein ergab im Herbst 2020 einen großen Anteil an Döbeln (*Squalius cephalus*) und Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) sowie störungsunempfindlicher (indifferenten) Fischarten wie Flussbarsche und Rotaugen, während die Bachforelle als bedeutendste rheophile Leitart nicht nachgewiesen werden konnte. Nach Beseitigung des Biberbaus zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit im März 2021 dominierte individuenbezogen bereits nach kurzer Zeit gemeinsam mit der Elritze wieder die Bachforelle. Die Fischbiomasse blieb annähernd identisch.

4 Diskussion

4.1 Hydrologische Modellierung

Die hydrologische Modellierung der Effekte der Teiche auf die Menge des Oberflächenabflusses zeigte nur einen geringen Einfluss. In Bezug auf den Flussperlmuschelschutz ist die stabilisierende Wirkung zwar positiv zu bewerten, jedoch in hydrologischen Normaljahren nicht relevant.

Der im Vergleich zur Fläche des Gesamteinzugsgebiets relativ hohe Flächenanteil, der in die Teiche entwässert, steht dabei im Gegensatz zum geringen Effekt der Teiche auf den Abfluss. Auch andere Landnutzungsformen haben einen starken Einfluss auf die Hydrologie und den Wasserrückhalt eines Einzugsgebiets, sodass die im Verhältnis doch recht kleinen Teiche eine untergeordnete Rolle für das Abflussgeschehen spielen.

4.2 Habitatqualität, Sedimentdeposition und Gewässerbewertung

Wasserqualität und Nährstoffkonzentrationen

Die **Nährstoffkonzentrationen** in den Untersuchungsgewässern zeigten an nahezu allen Probestellen mindestens eine Messung, in der mindestens einer der im Leitfaden für Flussperlmuschelschutz (LfU, 2003) ausgewiesenen Zielwert für NH₄-N, NO₃-N und PO₄-P überschritten wurde. Dieser Wert wurde aus Untersuchungen von Moorkens et al. (2000) abgeleitet und sollte zu keiner Zeit überschritten werden. Eine generelle Reduktion, insbesondere der NO₃-N Werte, ist in allen drei Gewässern notwendig, um die Habitatqualität nachhaltig zu verbessern. Dabei konnten in einigen Fällen punktuelle Eintragsquellen, sowohl aus einzelnen Teichanlagen als auch aus Drainagen aufgezeigt werden. Dabei waren die Einträge aus Drainage-Gräben deutlich höher als aus nahe gelegenen Teichanlagen. In der Mehrzahl der Fälle schienen jedoch diffuse Einträge, im Falle des Zinnbachs bereits auf tschechischer Seite, für die erhöhten Nährstoffkonzentrationen verantwortlich zu sein.

Im Bocksbach waren die NO₃-N Konzentrationen im Oberlauf sehr gering. Analog zur Feinsedimentdeposition stiegen sie zwischen der Stelle BB2 und BB3 und insbesondere unterhalb des Drainagegrabens an BB3 stark an. Dies war primär auf die geänderte Landnutzung hin zu intensiverer landwirtschaftlicher Nutzung zurückzuführen. Die geringen NO₃-N Werte im Oberlauf sind einerseits durch geringe Einträge aus dem forstlich genutzten Einzugsgebiet erklärbar, möglicherweise spielt hier jedoch auch eine NO₃-N Reduktion in den Teichen der Kleppermühle eine Rolle. Hierfür spricht der leichte Anstieg der NO₃-N Konzentration unterhalb der Mündung des Bocksbachs in den von der Kleppermühle kommenden Tanningsbach. Da die Teiche der Kleppermühle keinen oberirdischen Zulauf haben, kann diese Theorie allerdings nicht durch Messungen der Wasserqualität oberhalb bestätigt werden. Im Mähringsbach/Höllbach-System war ebenfalls eine Analogie zum longitudinalen Verlauf der NO₃-N Werte und der Feinsedimentdeposition zu beobachten. Im Oberlauf, an der Stelle MB1, waren sowohl hohe Feinsedimentdepositionsraten, als auch hohe NO₃-N Konzentration zu beobachten, die im Mittel > 4 mg/l lagen. Im weiteren Verlauf des Mähringsbachs nahm die NO₃-N

Konzentration wieder ab und sank nach der Mündung von Höllbach und Mähringsbach unter den Zielwert von 1,7 mg/l. Zuläufe aus den Teichanlagen spielten im Verlauf des Mähringsbachs keine entscheidende Rolle. Die Ursache der erhöhten Einträge in den Oberlauf ist bislang ungeklärt. Das Gebiet um die ehemalige Siedlung Mähring liegt in einem offenen Feuchtgebiet, das von Grünland umgeben ist. Die NO₃-N Konzentration lag jedoch an MB1 niedriger als im Unterlauf des Bocksbachs, wo vor allem intensive ackerbauliche Nutzung für die Einträge verantwortlich ist. Im Zinnbach konnte vor allem unterhalb des Furtbächleins an ZB5 eine starke Zunahme der NO₃-N und PO₄-P Konzentrationen, sowie der Leitfähigkeit beobachtet werden. Die Belastung durch diesen Zubringer ist schon länger bekannt, als Maßnahme zur Verringerung der Einträge wurde 2008 ein Sedimentfang vor der Mündung in den Zinnbach angelegt. Dennoch lagen auch im von Tschechien kommenden Zinnbach die NO₃-N Werte bereits an ZB1 um im Mittel über dem Zielwert. Die Abnahme der NO₃-N Konzentration durch die Mündung der Südlichen Regnitz in den Zinnbach wurde im weiteren Verlauf durch eine Änderung und Intensivierung der Landnutzung, sowie eine Zunahme der Siedlungsdichte rückgängig gemacht und führte zu erhöhten NO₃-N Werten.

Temperatureffekte

Die Änderung der **Temperatur** im Gewässerverlauf lässt auf einen starken Effekt der Landnutzung in unmittelbarer Nähe des Gewässers schließen. Einerseits kam es an Stellen mit einer geringen Entfernung des nächstgelegenen Teichs im Sommer zu einer starken Erhöhung der Wassertemperatur im Ablauf, die sich teilweise bis ins Hauptgewässer fortsetzte. Andererseits spielten Änderungen in der Landnutzung und damit einhergehende Änderungen in der Beschattung durch bachbegleitende Vegetation ebenfalls eine große Rolle. In bewaldeten Gebieten im Höllbach und Mähringsbach wurde die Erwärmung durch die Zuläufe aus Teichanlagen in den 0,5 bis 1,5 km bis zur nächsten Probestelle in der Regel wieder ausgeglichen, unterstützt durch zuströmendes, kühles Grundwasser. So kam es trotz Einleitungen einer relativ großen Anzahl von Teichen zu keiner Temperaturerhöhung im Gewässerverlauf. In der Südlichen Regnitz konnte dagegen unterhalb des Dreiländerecks eine stetige Zunahme entlang des jetzt offenliegenden Gewässerabschnitts ohne Einleitungen aus nahe liegenden Teichen beobachtet werden. Dies galt insbesondere hinsichtlich der Auswertung für den Tag mit dem niedrigsten Grundwasserspiegel. Der Zustrom von kühlem Grundwasser war hier eingeschränkt, was sich auch im fortschreitenden Verlauf der Trockenphasen im Sommer 2018 und 2019 zeigte, als Bachabschnitte aufgrund geringer Grundwasserzuflüsse trockenfielen.

Substratqualität

Der Unterschied zwischen den im Interstitial und im Freiwasser gemessenen physikochemischen Parametern zeigte einen unzureichenden **Austausch mit dem Interstitial** während des gesamten Probenahmezeitraums. Eine hohe Feinsedimentakkumulation im Verlauf einer Dürre behindert das Einströmen von sauerstoffgesättigtem Wasser in einer Zeit, in der die Sauerstofflöslichkeit aufgrund erhöhter Temperatur ohnehin abnimmt. Gleichzeitig führt der in dieser Zeit erhöhte Stoffwechsel im Gewässer zu einem höheren Sauerstoffverbrauch. Dass es auch nach Ereignissen mit höheren Abflüssen nicht zu einer verbesserten Infiltration und signifikant geringeren Delta-Werten zwischen Freiwasser und Interstitial kam, war unerwartet. Die während der Beprobungsintervalle herrschenden Fließgeschwindigkeiten reichten offenbar nicht aus, um das Bachbett ausreichend von Feinstoffen zu reinigen und dadurch geeigneten Lebensraum für juvenile Flussperlmuscheln wiederherzustellen.

Das Substrat in den fünf Bächen erfüllte aktuell an der Mehrzahl der Stellen nicht die Anforderungen für eine erfolgreiche Entwicklung von juvenilen Flussperlmuscheln, auch nicht unter den "optimalen" Bedingungen nach der Schneeschmelze, mit höherem Abfluss und höherer Sauerstoffverfügbarkeit.

Neben dem notwendigen Vermeiden weiterer Feinsedimenteinträge in die Gewässer könnten Pflegemaßnahmen an ausgewählten, günstigen Standorten (etwa einige Meter Fließstrecke) möglicherweise

dazu beitragen, eine für das Aufwachsen von Jungmuscheln geeignete Substratqualität herzustellen und zu erhalten. Wie Denic & Geist (2015) allerdings zeigten, erfolgt eine erneute Kolmation relativ schnell nach Sedimentreinigungsmaßnahmen. Es wären also zur Sicherung der Habitatqualität wiederholte Unterhaltungsmaßnahmen notwendig, die im kleinräumigen Maßstab auch gut händisch durchgeführt werden können. Erste Versuche fanden im Rahmen einer Bachelorarbeit 2017 durch das WWA Hof statt (Schaff, 2017). An solchen Stellen könnten etwaige überzählig produzierte Jungmuscheln aus der Zuchtstation in das Interstitial infiltriert werden.

Sedimentdeposition

Die unterschiedlichen **longitudinalen Muster** in der Sedimentdeposition, die in den drei Fließgewässersystemen beobachtet wurden, sind auf die unterschiedliche Landnutzung im Einzugsgebiet zurückzuführen. Der Abfluss und die Feinsedimentdeposition im Mähringsbach/Höllbach-System und im Bocksbach-System, die beide (zumindest teilweise) in bewaldeten Einzugsgebieten liegen, waren von den Regenereignissen und der Schneeschmelze weniger betroffen. Waldgebiete sind aufgrund einer Pufferwirkung der Baumkronen weniger anfällig für Erosion und produzieren geringere Schwebstoffeinträge (Boix-Fayos et al., 2008). Das Zinnbach/Südliche Regnitz-System, das in einem offeneren Einzugsgebiet mit hohem Anteil an Grünland und Ackerflächen liegt, reagierte dagegen schnell und stark und zeigte die höchste Variabilität in Abhängigkeit von Art und Zeitpunkt der Niederschlagsereignisse. Diese Beobachtungen stehen im Einklang mit der gängigen Annahme, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen generell anfälliger für Erosion sind (Pimentel & Kounang, 1998; Knott et al., 2019) und die geringere Infiltrationskapazität landwirtschaftlich genutzter Böden zu einer erhöhten Bildung von Oberflächenabfluss führt (Burt & Slattery, 2006).

Der Einfluss der untersuchten Einmündungen von Ablauf- bzw. Drainagegräben war stark stellspezifisch. Einerseits konnte eine signifikant erhöhte Feinsedimentdeposition in den Ablaufgräben im Vergleich zum Hauptgewässer nachgewiesen werden, die auf Einträge aus diesen Nebengewässern hinweist. Da an der Mehrzahl der Stellen jedoch keine signifikante Zunahme der Feinsedimentdeposition weniger als 30 m unterhalb der Mündung, an ds, beobachtet werden konnte, führte diese oft nicht zu einer nachhaltigen Verschlechterung unterhalb der Mündung. Andererseits konnten durchaus Probestellen ausgemacht werden, an denen es durch den Ablauf aus der Teichanlage über alle Probenahmen hinweg zu einer erhöhten Feinsedimentdeposition an ds im Vergleich zu us kam, z.B. an MB2 und HB2. Auch konnte für viele Stellen unterhalb des Ablaufs ein niedrigeres Redoxpotential im Interstitial festgestellt werden. Teilweise konnten auch abnehmende Feinsedimentdepositionsraten unterhalb des Zulaufs beobachtet werden, welche auf einen Spüleffekt durch einen erhöhten Abfluss aus dem Zulauf oder eine Verdünnung durch die Einleitung von weniger mit Partikeln belasteten Wassers hindeutet.

Die Abflussbedingungen hatten einen starken Effekt auf die Feinsedimentdeposition in den Untersuchungsgewässern. Hier zeigte sich der Einfluss individueller Ereignisse hinsichtlich der Erosionsraten (z. B. Wade & Kirkbride, 1998). Hohe Abflüsse, die durch Niederschläge verursacht wurden, führten im Vergleich zur Schneeschmelze zu einem höheren Anteil an Feinmaterial in den Depositionsproben. Dies ist auf erhöhte Erosionsraten im Einzugsgebiet und die anschließenden Einträge ins Gewässer zurückzuführen. Diese Einträge aus dem Einzugsgebiet verringerten einen „Spüleffekt“ durch die Mobilisierung des Sohlmaterials, die durchaus durch den höheren Anteil größerer Korngrößen in den Proben nach Regenereignissen angezeigt wurde. Während der Schneeschmelze führten höhere Mittel- und Spitzenabflüsse zu einer noch einmal verstärkten Mobilisierung des Gewässerbetts, während gleichzeitig geringere externe Einträge zu einem geringeren Anteil an Feinsediment geführt haben könnten. Angesichts des Klimawandels mit zukünftig steigenden Wintertemperaturen, könnte ein Rückgang der Schneeschmelzereignisse und eine Zunahme der Regenereignisse zu erhöhten

Feinmaterialeinträgen und verringerten Spüleffekten führen (Schneider et al., 2013; Yarnell et al., 2010).

Gewässerbewertung

Die Zusammensetzung der **Diatomeen-Gemeinschaften** im Bocksbach, Zinnbach und der Südlichen Regnitz wurde maßgeblich durch die longitudinalen Gradienten der Ionenkonzentrationen (zusammengefasst in der zunehmenden Leitfähigkeit im Gewässerverlauf), und insbesondere die zunehmende NO₃-N Konzentration beeinflusst. Diese folgten in allen drei Gewässern der zunehmenden Intensivierung der Landnutzung entlang der jeweiligen Gewässersysteme. Es zeigten sich keine Hinweise auf nachhaltige Eutrophierungseffekte durch die Teiche, weder während des Sommers noch nach dem Abfischen.

Die **Makroinvertebraten-Gemeinschaft** zeigte entlang des Mähringsbachs einerseits eine Verbesserung im deutschen Fauna Index Typ 5, was auf eine Verringerung allgemeiner und hydromorphologischer Degradationen hinweist. Der Abschnitt an HB3out kurz vor der Mündung in den Höllbach konnte insgesamt am besten bewertet werden, obwohl hier eine größere Anzahl an Teichen oberhalb liegt, als oberhalb von MB2us. Aufgrund der geringen Probenzahl ist keine Bewertung der teichspezifischen Effekte möglich.

4.3 Bioindikation

Das Überleben und das Wachstum der Jungmuscheln während der dreimonatigen Bioindikation im Sommer wurde zu einem großen Teil durch die Position der Lochplatten innerhalb der Einzugsgebiete erklärt. Teich-spezifische Effekte auf das **Überleben der Jungmuscheln** waren insbesondere im Bocksbach und Höllbach zu beobachten. Hier konnte an out-Positionen, die sehr nah unterhalb des Teichablaufs lagen, eine 100%ige Mortalität beobachtet werden. Im Mähringsbach dagegen gab es nur geringe Unterschiede zwischen den exponierten Lochplatten. Die Zunahme der Mortalität entlang des Unterlaufs der Südlichen Regnitz korrelierte mit der Zunahme der Intensität der Landnutzung und passt zu den beobachteten Veränderungen in den Ionenkonzentrationen und der Diatomeen-Gemeinschaft. Passend dazu ergab auch das GLMM einen signifikanten Einfluss der NO₃-N Konzentration.

Der größte Effekt der Teiche auf die Mortalität wurde durch die an einzelnen Stellen stark verringerte O₂-Konzentration bewirkt. Diese lag an out und ds unterhalb der Teichanlage an HB2 auch im Freiwasser < 6,0 mg/l, was auf hohe Sauerstoffzehrung infolge des hohen organischen Schlammanteils zurückzuführen war. Ähnliche Bedingungen konnten an keiner anderen Teichanlage beobachtet werden. Des Weiteren hatte die erhöhte Temperatur an den out-Stellen einen Effekt auf Mortalität und **Wachstum**. Eine höhere Summe an Tagesgraden über den Expositionszeitraum verursachte zwar eine erhöhte Mortalität, die überlebenden Individuen zeigten jedoch ein leicht erhöhtes Wachstum. Dies steht im Einklang mit den Beobachtungen von Denic et al. (2015) und Černá et al. (2018), in deren Studie ebenfalls eine positive Korrelation zwischen Wassertemperatur und Wachstum beobachtet werden konnte.

Neben den stellenspezifischen Effekten zeigten sich auch große **Unterschiede zwischen den drei Jahren** 2018, 2019 und 2020. 2020 trat trotz verhältnismäßig guter Wasserversorgung in allen Gewässern eine im Vergleich zu 2018 stark erhöhte Mortalität auf. Inwieweit diese Unterschiede auf den unterschiedlichen Bedingungen während der Exposition, die Altersklasse der verwendeten Muscheln oder eine Kombination aus beiden Faktoren zurückgehen, kann abschließend nicht eindeutig geklärt werden. Das stark erhöhte Wachstum 2020 ist in erster Linie auf die Verwendung jüngerer, kleinerer Muscheln zurückzuführen. Die Mortalität dieser Altersklasse liegt

natürlicherweise höher, als nach dem ersten Winter. 2020 lag die mittlere Mortalität der 0+ Muscheln mit 70% zwar deutlich höher als die in vorherigen Studien im Untersuchungsgebiet ermittelte Mortalität von 55% für diese Altersklasse (Spisar, 2016), was auf eine generelle Verschlechterung der Bedingungen hindeutet. Andererseits konnte auch in einem weiter entfernten Vergleichsgewässer eine erhöhte Mortalität festgestellt werden, was auch auf eine **geringere Fitness** der verwendeten Jungmuscheln hindeutet. Nichtsdestotrotz, lassen sich hieraus Hinweise auf einen nachwirkenden Effekt der Dürre ableiten, da die Unterschiede zwischen 2018 und 2020 in den von der Dürre am stärksten betroffenen Gewässern Zinnbach und Südliche Regnitz besonders ausgeprägt schienen.

Die Ergebnisse zwischen den Jahren unterschieden sich nicht nur in der Stärke der Effekte, sondern auch in der Ausprägung und Muster innerhalb und zwischen den Gewässern. So trat beispielsweise an keiner der Stellen in allen drei Jahren eine 100%ige Mortalität auf. Diese Ergebnisse zeigen die generell hohe Dynamik in den untersuchten Gewässersystemen. Ähnliches berichten auch Černá et al. (2018), die im Einzugsgebiet der Vltava (Moldau) in Tschechien in zwei aufeinanderfolgenden Sommern die Reaktion von freiwasserexponierten Jungmuscheln an mehreren Stellen innerhalb des Einzugsgebiets untersuchten. Auch hier zeigte sich eine große Variabilität zwischen den Jahren. Die Bedingungen zwischen den drei untersuchten Sommern waren stark unterschiedlich: 2018 herrschten zwar über einen langen Zeitraum hinweg Niedrigwasserbedingungen, diese waren jedoch im Juni bis Anfang September nicht so stark ausgeprägt, wie 2019. Die hohe Mortalität und das geringe Wachstum 2019 sind dagegen sehr wahrscheinlich auf die geringe Wasserführung während der extremen Dürre zurückzuführen. Dafür sprechen die höhere Sterblichkeit im Zinnbach und der Südlichen Regnitz, die am stärksten von der Dürre betroffen waren.

Im Vergleich mit den Ergebnissen der Studien von 2009 und 2013 lässt sich eine eindeutige Erhöhung der Mortalität beobachten, was auf eine zunehmende Degradierung der Wasserqualität in allen Untersuchungsgewässern, insbesondere in den flussabwärts gelegenen Abschnitten, hindeutet. Ob sich dieser Trend weiter fortsetzt wird oder sich in Zukunft, nach einer Erholung der Gewässer nach der Dürre 2018/19 auch die Unterläufe wieder bessere Resultate zeigen werden, kann nur durch fortgesetzte Bioindikation überprüft werden.

4.4 Effekte des Abfischens

Die Effekte während der Abfischung unterschieden sich stark zwischen den beobachteten Abfischungen. Während die Nutzung von SSM wie Absetzteiche, langen Ablaufgräben oder das Abfischen bei geschlossenem Ablauf kaum Einträge in die Perlmuschelgewässer verursachten, wurden bei Abfischungen ohne SSM zum Teil erhebliche Mengen an **Schwebstoffen** freigesetzt. Dies zeigte sich sowohl in den hohen Trübungs- und TSS Werten, also auch in der erhöhten Feinsedimentdeposition unterhalb. Dabei sind die unterschiedlichen Phasen des Absenk- und Abfischprozesses getrennt voneinander zu betrachten, da die höchste TSS-Konzentration beim Ablassen von Oberflächenwasser im letzten Schritt erreicht wird (z. B. Banas et al. 2002, Vallod & Sarrazin 2010).

Kurzzeitige Trübungsspitzen nach der Manipulation des Auslaufs wurden höchstwahrscheinlich durch Resuspension von Bodenpartikeln aufgrund der erhöhten Sogwirkung des Wassers verursacht, diese konnten jedoch im Vorfluter nicht mehr nachgewiesen werden. Die Freisetzung von Oberflächenwasser während des Absenkens der Teiche an BB4 verursachte keine signifikanten Belastungen in den Vorfluter, verglichen mit den Referenzwerten für Flussperlmuschelgewässer. Allerdings konnten bei anderen Abfischungen im Bocksbach auch beim Absenken zum Teil erhöhte Feinsedimentdepositionen und Trübungen im weiteren Gewässerverlauf bis zu drei km flussabwärts

beobachtet werden. Neben direkten Einträgen aus dem Teich spielten hierbei vermutlich auch eine Mobilisation des Gewässersediments durch den erhöhten Abfluss eine Rolle.

Im Gegensatz zu den geringen Einträgen beim Absenken konnte beim Abfischen von einem der Teiche an BB4, ohne SSM, ein überproportional hoher Eintrag von Partikeln während der letzten 50 min beobachtet werden, als das letzte Prozent des Wasservolumens abgelassen wurde. Innerhalb dieses einen Prozents des Gesamtvolumens wurde ein Drittel der gesamten Schwebstofffracht (31,4 kg) freigesetzt. Ohne die Abfischung wären im gleichen Zeitraum 3-mal weniger Schwebstoffe im Bocksbach transportiert worden. Solche Belastungen in kurzer Zeit können die Transportkapazität des Vorfluters übersteigen, was zu erhöhten **Depositionsraten** führt. TSS-Werte von mehr als 1000 mg/l wurden durch das Aufwirbeln von abgesetzten Partikeln durch die Fische und das Ziehen des Zugnetzes verursacht.

Die freigesetzten Schwebstoffe lagern sich entlang des Gewässerverlaufs ab und gefährden potentiell die Habitatqualität im Interstitial. Nach Teichabfischungen ohne SSM waren die Feinsedimentdepositionsraten in den Perlmuschelgewässern teilweise stark erhöht.

In diesen wertvollen Ökosystemen muss die Feinsedimentdeposition minimiert werden, da eine erfolgreiche Flussperlmuschel-Reproduktion intakte Verhältnisse im hyporheischen Interstitial über einen mehrjährigen Zeitraum erfordert. Geist & Auerswald (2007) konnten belegen, dass funktionale Flussperlmuschel-Populationen mit einem maximalen Anteil an Partikeln < 1 mm von 38 % verbunden sind. Ohne Anwendung von SSM waren die lokalen Auswirkungen des Abfischens vergleichbar mit denen von hohen Abflüssen durch Regenereignisse und Schneeschmelze, wobei Sedimenteinträge bei solchen Ereignissen aus einem wesentlich größeren Anteil des Einzugsgebietes stammen und sich über einen längeren Gewässerabschnitt verteilen.

Erhöhte **Trübungen** von im Mittel über 1,9 NTU wurden in 26 schwedischen Gewässern mit nicht-funktionalen Flussperlmuschel-Populationen ohne Rekrutierung in Verbindung gebracht (Österling et al. 2010) und zeigen die Bedeutung sehr geringer Schwebstoffkonzentrationen und Feinsedimentdepositionsraten für eine erfolgreiche Reproduktion. Abfischungen ohne SSM erreichten Trübungswerte bis über 460 NTU, während einige Absenkvorgänge mit SSM für nur sehr kurze Zeit eine maximale Trübung zwischen 2,4 und 11,0 NTU bewirkten. Eine Ausnahme bildete die Verwendung von Strohballen, da hier vergleichbare Trübungswerte zu Abfischungen ohne SSM erreicht wurden. Allerdings lagen nur 4 der 13 Referenzmessungen vor der Absenkung unter 2,0 NTU. Die Trübung lag hier auch ohne die Einträge während des Abfischens bereits über den von Flussperlmuscheln in Schweden tolerierten Werten, was bereits eine zu hohe Grundbelastung belegt und weshalb dementsprechend ein „Mehr“ unbedingt vermieden werden muss.

Bauliche Absetzstrukturen haben ein großes Potential zur Reduktion der Menge des durch Teichabfischungen eingetragenen Feinsediments. Abfischungen, bei denen das Ablaufwasser durch einen Absetzteich, einen Sedimentfang oder ein bewachsenes Gerinne geleitet wurde, führten weder zu einem starken Anstieg der Trübung oder der TSS im Vergleich zu den jeweiligen Referenzbedingungen, noch zu einer erhöhten Sedimentdeposition im Vergleich zu den Hintergrundbedingungen. Diese Strukturen müssen jedoch regelmäßig unterhalten und abgelagertes Material entfernt werden, um einen verzögerten Eintrag in die Flussperlmuschelgewässer zu verhindern. Das abgesetzte Material sollte in einem angemessenen Zeitintervall durch Maßnahmen entfernt werden, die keine Entwässerung erfordern, wie z. B. Schlammumpfen und Saugbaggern, wie sie bei der Sanierung eines Fischteichs in der Tschechischen Republik eingesetzt wurden (Pokorný & Hauser 2002).

Obwohl der Bau von Absetzteichen ausreichender Größe eine effektive SSM ist, ist dies bei bereits bestehenden Anlagen oft schwierig zu realisieren. Wenn eine Teichanlage aus mehreren Teichen besteht, könnte die Fischproduktion im letzten Teich stillgelegt werden, um einen Rückhaltebecken

anzulegen. Da der Hauptteil der Schwebstoff-Freisetzung erst in der Endphase der Abfischung erfolgt, kann eine effektive Reduzierung der Schwebstoffeinträge auch durch ein angepasstes Abfischen erzielt werden. Wo keine Absetzstrukturen zum Einsatz kommen können, sollten Teiche ohne vollständige Entleerung bei geschlossenem Ablauf mit Netz abgefischt werden, um negative Auswirkungen zu reduzieren. Die Umstellung auf diese Methode reduzierte die Trübung oberhalb HB3 (THB 7.1, Abbildung 5) um das 10-fache. Verschiedene Autoren schlagen die Netzabfischung ohne Teichentleerung als effizienteste Methode vor, um den Eintrag von Schwebstoffen zu minimieren (Lin et al. 2001, Tucker et al. 2008), ohne dass ein (Neu-) Bau erforderlich ist.

Eine möglichst große **Entfernung des Teichs zum Vorfluter** und ein entsprechend langes Ablaufgerinne stellte in vielen Fällen eine effektive Maßnahme zur Reduzierung des Eintrags von Schwebstoffen in die Flussperlmuschelgewässer dar. Das Abfischen an BB3sp zeigt jedoch, dass dies nicht unbedingt in allen Situationen zutrifft. Obwohl der relativ kleine Teich fast zwei Kilometer vom Vorfluter entfernt lag, wurden hier die höchsten Belastungen in allen Parametern gemessen. Dies kann auf die Besatzdichte und auf die Art der Abfischung zurückgeführt werden. Der Teich wurde am selben Tag in einem Arbeitsgang abgesenkt und abgefischt, ohne dass genügend Zeit für die Ablagerung des Schwebstoffs zur Verfügung stand. Direkt unterhalb des Teichs betrug die Feinsedimentdeposition nach der Abfischung mehr als 19 kg/Woche/m². Ein Teil des zwei Kilometer weiter unterhalb an BB3out abgelagerten Feinsediments entstammt jedoch vermutlich aus dem Graben selbst, der auch zu allen anderen Beprobungszeitpunkten eine starke Eintragsquelle aus der Landwirtschaft darstellte. Im Zuge der Abfischung wurde ein Teil des dort abgelagerten Materials durch den erhöhten Abfluss aus dem Teich remobilisiert und ebenfalls in den Bocksbach eingetragen. Ein angepasstes Management des Grabens, sowie Maßnahmen im Einzugsgebiet könnte die Effekte des Abfischens in Zukunft abmildern.

NH4-N und **PO4-P** Werte können im Teichwasser von intensiv bewirtschafteten Teichen erhöht sein, die Ausleitungen entsprechender Anlagen stellen daher eine potentielle Eutrophierungsgefahr für die Vorfluter dar (Hlaváč et al., 2014). Da dieses nährstoffreichere Wasser beim Absenken kontinuierlich abgelassen wird, ist eine Reduzierung der Einträge durch ein angepasstes Abfischen wie bei den Schwebstoffen weniger erfolgreich. Hier muss bereits im Teich eine möglichst starke Reduzierung vorgenommen werden. Die Stärke der Effekte ist dabei abhängig von den Verhältnissen der Konzentrationen und Abflüsse im Teichablauf und dem Vorflutgewässer. In der im Untersuchungsgebiet praktizierten extensiven Teichwirtschaft wird nur selten zugefüttert, meist in Form von Getreide oder Brot. An den meisten der untersuchten Teichanlagen ist die Belastung durch die Einleitung aus den Teichen im Vergleich zu den bereits erhöhten Werten im Vorfluter daher als gering einzuschätzen. Bei der Abfischung an BB4 waren die Nährstoffkonzentrationen im Teichwasser im Vergleich zum Bocksbach nicht signifikant erhöht. Auch konnten in Untersuchungen in nährstoffarmen Teichen im Aischgrund weder bei einer Düngung mit Pferde- noch mit Hühnermist zur Zeit des Abfischens im Vergleich zu einer fisch- oder düngfreien Kontrolle erhöhte Gesamtposphat-Gehalte gemessen werden. Im Gegensatz lagen die Werte Anfang Oktober in der fischfreien Kontrolle leicht erhöht (Másilko et al., 2020). Im Hinblick auf **NO3-N** fungieren die Teiche dagegen als Senke, da hier eine kontinuierliche Denitrifikation im anaeroben Milieu im Teichsubstrat stattfindet. Die NO3-N Konzentrationen im Teichwasser waren daher im Vergleich zu den oftmals erhöhten Werten im Hauptgewässer geringer. Da die meisten Teiche jedoch im Nebenschluss betrieben werden, konnte keine signifikante Reduzierung der NO3-N Konzentration im Hauptgewässer durch die Teiche beobachtet werden.

Durch die kontinuierliche Freisetzung von löslichen Nährstoffen beim Ablassen ist die darauf zurückzuführende Gesamtbelastung stärker von der Teichgröße und der abgelassenen Wassermenge abhängig als die Sedimentbelastung. Im Gegensatz zu partikulären Stoffen werden gelöste Nährstoffe nicht langfristig in einem Ablaufgerinne zurückgehalten, da die Verweilzeit zu gering ist. Stattdessen

müssen die Nährstoffkonzentrationen bereits im Teich selbst reduziert werden, um die Einträge in den Vorfluter zu verringern. Alternativ wären hier Retentionsstrukturen wie etwa Klärteiche erforderlich, um den notwendigen biologischen Umsatz der Nährstoffe zu ermöglichen. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen jedoch, dass entsprechende bauliche Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffen in den untersuchten Teichen nicht notwendig sind.

Innerhalb der 3-wöchigen **Kurzzeit-Bioindikation** von Flussperlmuscheln waren die Reaktionen auf verschiedenen Abfischungen sehr variabel. Nach einigen Abfischungen konnte eine erhöhte Mortalität unterhalb der abgefischten Teichanlage beobachtet werden, die mit zunehmender Entfernung wieder abnahm. Dies galt insbesondere für Abfischungen ohne SSM. Allerdings gab es auch Fälle, in denen oberhalb eine etwas höhere Mortalität beobachtet wurde als unterhalb. Die Effekte der Abfischungen auf die exponierten Jungmuscheln konnten daher nicht abschließend geklärt werden.

Die Wasserqualität von Teichen und damit ihr Gefährdungspotential durch die Einleitung in den Vorfluter hängt sowohl von den Einträgen in die Teiche, als auch von Bewirtschaftungsparametern ab. Teiche sind ihrer Umgebung ausgesetzt. Sie akkumulieren daher Einträge aus verschiedenen externen Quellen im umgebenden Einzugsgebiet, wie z. B. erodierte Bodenpartikel und Nährstoffe, die während Abflussereignissen zugeführt werden (Willis et al., 2010), sowie die durch den Teichwirt eingebrachten Einträge wie Futtermittel. Diese diffusen Einträge sind stark abhängig von der lokalen Landnutzung und der Hangneigung (Knott et al. 2019; Zhang et al. 2020) sowie von der Uferlänge und der Einzugsgebietsgröße des Teiches (Brainard & Fairchild 2012). Einträge aus dem Teich fanden in den Untersuchungen über das Jahr hinweg wenig statt, da vor allem im Sommer wenig Wasser abgeleitet wird. In diesem Zeitraum hatten die meisten der untersuchten Teiche keinen Einfluss auf die Sedimentdeposition im Vorfluter. Beim Ablassen und Abfischen der Teiche spielt die angewandte Abfischmethode eine entscheidende Rolle, um vor allem Schwebstoffeinträge und die Feinsedimentdeposition unterhalb zu minimieren. Im spezifischen Kontext des Untersuchungsgebiets muss hier im Zweifel zugunsten der bedrohten Flussperlmuschel entschieden werden. Daher werden nach Abstimmung mit allen Projektpartnern die im Folgenden aufgeführten Bewirtschaftungsempfehlungen abgeleitet.

4.5 Fischbestand

Fischbestands – Monitoring

Die elektrischen Befischungen zeigten in den Oberläufen zumeist typische Fischbestände für die Fischregion mit dominierenden Anteilen von Bachforellen, Mühlkoppen und Elritzen. In den stromabwärts gelegenen Strecken der Südlichen Regnitz konnte die Bachforelle nur noch in Einzel-exemplaren nachgewiesen werden und Fischarten wie die Elritze und Döbel dominierten den Fischbestand. Bachneunaugen wurden häufig nachgewiesen aber aufgrund der im Substrat verborgenen Lebensweise der Querder unterrepräsentiert erfasst, weshalb deren Nachweiszahl als Mindestbestand zu sehen ist. Im Sommer 2019 trockengefallene Abschnitte in der Südlichen Regnitz wurden schnell von Kleinfischarten wie der Elritze und der Mühlkoppe wiederbesiedelt. Bachforellen sind im Folgejahr wieder nachgewiesen worden. Die Auswertung der Reproduktionsgilden der einzelnen Gewässer zeigt eine Dominanz der Fischarten, die für die Vermehrung auf grobe Substrate (Lithophil, Speleophil) angewiesen sind. Verringerte Anteile der lithophilen hin zu den speleophilen Fischarten am Höllbach und Mähringsbach liegen in der geringen Abundanz der Bachforelle und den dadurch erhöhten Anteilen der Mühlkoppe am Gesamtfang begründet. Der Anteil phytophiler Arten, die den Teichflüchtlingen zuzuordnen sind, ist dadurch ebenfalls erhöht. Aus der vorgefundenen Verteilung der Reproduktionsgilden ist keine Degradation des Laichsubstrats abzuleiten.

Die im Frühjahr 2019/2020 nachgewiesenen Biomassen und Individuenzahlen fallen im Vergleich zu den Ergebnissen der Jahre 2002 oder 2003 deutlich geringer aus.

Größere Fische (z.B. Bachforelle und Döbel) weisen häufig Verletzungen auf, die auf Prädatoren wie Fischotter oder vereinzelt auf den Graureiher schließen lassen. Weiterhin erschweren Wanderhindernisse, Staubebereiche für die Teichwasserentnahme oder durch Biber sowie Nichteinhaltung von wasserrechtlichen Auflagen bestehender Fischaufstiegsanlagen die Zuwanderung größerer Laichforellen.

Erfreulich ist die rasche Wiederbesiedlung der 2019 trockengefallenen Gewässerabschnitte, an denen bereits im Herbst 2020 wieder ein Fischbestand wie in den umliegenden Gewässerabschnitten vorgefunden wurde. Ebenso schnell erfolgte die Wiederbesiedlung des degradierten Biberstaubereichs mit rheophilen Arten.

Die geringen Fangergebnisse der Befischung im Jahr 2019 sind vermutlich auf die vorherrschende Niedrigwassersituation im Jahr 2019 zurückzuführen, die auch den Einfluss von Prädatoren begünstigte. Die leichte Bestandserholung 2020 lässt sich auf normalisierte Pegelstände und die genannten Besatzmaßnahmen zurückführen.

Die in den Herbstbefischungen 2019 und 2020 nachgewiesenen „Teichflüchtlinge“ wie beispielsweise Blaubandbärblinge, Karpfen und Rotaugen sind nach dem Winter nur noch in Einzelexemplaren nachweisbar gewesen. Im Verlauf vom Zinnbach zur Südlichen Regnitz verändert sich die Fischregion vom Salmoniden-Epirithral zum Metarhithral. Deshalb gehören Hecht und Flussbarsch in der Südlichen Regnitz zur natürlichen Begleitfischfauna und können daher nicht zwangsläufig zu den Teichflüchtlingen gezählt werden. Blaubandbärbling, Brachse, Giebel, Karpfen, Rotauge, Rotfeder und Schleie finden in den Flussperlmuschelgewässern für sie ungenügende Habitatbedingungen vor. Eine Etablierung ist deshalb nicht zu erwarten, was durch die Befischungsergebnisse auch bestätigt wird.

Entkommene Bachsaiblinge können theoretisch langfristig in den Flussperlmuschelgewässern überleben und mit den Bachforellen um Lebensraum und Nahrung konkurrieren, wobei sie nicht als Wirtsfisch für die Flussperlmuschelglochidien fungieren (Kühn et al., 2007). Um die genetische Integrität des Bachforellenbestands zu erhalten, sollte deshalb ein notwendiger Besatz mit Salmoniden nur durch regionale Fische aus seuchenfreier Nachzucht erfolgen und das Einbringen von Bachsaiblingen im Einzugsgebiet der Flussperlmuschel vermieden werden.

Bachforellen

Die **Längenfrequenz** der Gesamtbachforellenpopulation zeigt an den Bächen, dass ein großer Teil des Bestands im Längenbereich zwischen 80 mm und 150 mm liegt, was auch für die kleinen Oberlaufregionen unter der erreichbaren Maximalgröße liegt. Bei Betrachtung der einzelnen Gewässer fallen unterschiedliche Längenverteilungen auf. Während am Höllbach/Mähringsbach/Erlenbächlein-System 80% der Fische nur eine Länge bis max. 125 mm erreichen, liegt die entsprechende Obergrenze am Bocksbach und Zinnbach bei ca. 150 mm und an der Südlichen Regnitz bei 200 mm. Dabei zeigen alle Gewässer eine vergleichbare Verteilung der Bachforellengrößen mit Ausnahme der Südlichen Regnitz, was in der geringen Anzahl der gefangenen Bachforellen (wenige Einzelindividuen) begründet liegt. In den differenzierten Längenfrequenzen der einzelnen Befischungen sind sehr gut die einzelnen Jahrgänge und deren Längenzuwachs zu erkennen. Die Stützung des Bachforellenbestands erklärt die höhere Jungfischabundanz an den Strecken in räumlicher Nähe zu den Brutboxen, wobei auch hier größere Bachforellen nahezu komplett gefehlt haben. 0+ Bachforellen wurden erst 2021 bei der später durchgeführten Frühjahrsbefischung nachgewiesen, da der Entwicklungsstand der Brutfische an den frühen Terminen 2019 und 2020 noch keine gezielte elektrische Befischung ermöglichte.

Man sieht zudem an fast allen Gewässern zum Herbst einen Anstieg des Bachforellenbestands, der auf das Heranwachsen von Jungfischen (0+) aus Besatzmaßnahmen und Naturvermehrung zurückzuführen ist. Nach dem Winter zeigte sich im Frühjahr jedoch ein deutlich dezimierter Bachforellenbestand der zum Teil nur noch aus einzelnen Individuen der Altersklasse 1+/2+ bestand.

Die Altersbestimmung der insgesamt 114 untersuchten Bachforellen zeigt, dass ein Großteil in die **Altersklassen** 1+ bis 2+ einzuordnen ist. Nur vier Bachforellen sind mit 3+ und eine mit 4+ bestimmt worden. Hier kann ein Einfluss der trockenen Jahre mit sehr niedrigen Wasserständen vermutet werden. Aber auch Beeinträchtigungen durch Prädatoren wie dem Fischotter können nicht ausgeschlossen werden, da der Rückgang auch an Gewässern mit stabilen Wasserständen zu verzeichnen ist (Bocksbach, Perlenbach).

Ein signifikanter saisonaler Einfluss auf den **Korpulenzfaktor (CF)** konnte nicht nachgewiesen werden. Ein stärkerer Einfluss wird im flächenmäßigen Verhältnis zwischen Wald und Grünland und der daraus folgenden unterschiedlichen Produktivität der Gewässersysteme vermutet. Eine etwas höhere Eutrophierung durch diverse anthropogene Einflüsse in den Gewässersystemen Südliche Regnitz und Bocksbach wird auch durch die Untersuchungen der Habitatqualität bestätigt. Allgemein betrachtet, kann bei den ermittelten CF-Werten um ca. 1,0 ein Nahrungsmangel oder saisonale Einflüsse ausgeschlossen werden.

Der **Vergleich mit Altdaten** vor 2002 ist nur bedingt möglich, da der Methodenstandard abweicht. Viele der älteren Befischungsergebnisse (ab 1988) wären durch Anwendung des Methodenstandards für das Flussperlmuschelmonitoring mit Netzabspernung des Befischungsabschnitts und zweimaligen Befischen höher ausgefallen. Dadurch würde sich insbesondere am Zinnbach und der Südlichen Regnitz der bereits vorhandene Abwärtstrend des Bachforellenbestands verstärken. Am Höllbach, Mähringsbach und dem Bocksbach ist aufgrund der wenigen Altdaten eine verlässliche Trendaussage schwierig, aber tendenziell ist auch hier ein rückläufiger Trend ersichtlich.

Die Anzahl der Bachforellen mit **Glochidieninfektion** hat sich von Frühjahr 2019 bis Frühjahr 2020 deutlich verringert, was vermutlich ebenfalls auf die trockenen Sommer zurückzuführen ist. Am Zinnbach und der Südlichen Regnitz konnten keine infizierten Bachforellen mehr gefangen werden. Dies kann auf den geringeren Bestand an Bachforellen, der zeitweisen Evakuierung der Altmuscheln aus dem Zinnbach unterhalb der Timpermühle im Sommer 2019 oder eine möglicherweise geringere Infektionsrate zurückzuführen sein. 2019 und 2020 wurden noch Bachforellen mit bis zu 10 Glochidien am Höllbach und am Bocksbach gefangen. Nach der Normalisierung der Wassersituation im Jahr 2020 zeigte sich vor allem im Höllbach und Mähringsbach ein deutlicher Anstieg der infizierten Bachforellen und auch im Zinnbach wurden wieder einzelne infizierte Bachforellen gefangen. Allerdings liegt der hohe Anteil infizierter Bachforellen im Mähringsbach und Höllbach im Anstieg der Bachforellenpopulation nach einem künstlichen Besatz mit Bachforellen-Dottersackbrut (Erbrütungsboxen) begründet. Die deutlich geringere Anzahl infizierter Fische im Frühjahr 2021 lässt sich durch den erneut starken Rückgang der Bachforellenbestände über den Winter erklären und zeigt Parallelen zu untersuchten Gewässern, die von Prädatoren beeinflusst werden (Pinter et al., 2016; Friedl, 2021).

Insgesamt verdeutlichen diese Ergebnisse die enorme Bedeutung eines ausgewogenen, intakten Bachforellenbestands mit hohem Infektionspotential für die Glochidien und damit einen ungestörten natürlichen Vermehrungserfolg der Flussperlmuschel. Das natürliche Aufkommen der gewässertypischen an Kies und Grobsubstrat gebundenen Mühlkoppen, Elritzen und Bachneunaugen lässt auf ausreichende Substratqualität für eine Naturvermehrung schließen. Auch die Bachforelle als Interstitiallaicher zeigte in den Strecken ohne Bestandsstützung zumindest eine geringe Naturvermehrung. Das verdeutlicht, dass die Bachforelle durch Anlage ihrer Laichgruben eine ausreichende Regeneration des hyporheischen Interstitials bewirkt und die Entwicklung der Brütlinge durch die

festgestellten Feinsedimeneinträge nicht verhindert werden. Hier gilt es aber zu berücksichtigen, dass die Entwicklung der Bachforellenbrütlinge im Winterhalbjahr erfolgt, wohingegen juvenile Flussperlmuscheln auf ein mehrjährig intaktes hyporheisches Interstitial angewiesen sind. Die geringe Naturvermehrung liegt vielmehr in einem ungenügenden Laichfischaufkommen begründet. Signifikante Beeinträchtigungen, wie etwa die teilweise eingeschränkte Durchgängigkeit, die eine Zuwanderung von Laichfischen verhindert, oder strukturelle Defizite, die den Lebensraum der Bachforelle beeinflussen (vgl. FFH-Managementplan), gilt es deshalb künftig konsequent zu beheben.

Die erfolgreiche Reproduktion der Flussperlmuschel ist an einen gesunden Bachforellenbestand gebunden. Defizitäre Bestände, sehr geringe Infektionsraten, sowie der hohe Schwund der wenigen infizierten Bachforellen über den Winter werden den Erfolg einer natürlichen Reproduktion der Flussperlmuschel stark beeinträchtigen.

Mögliche Beeinträchtigung durch Biber und Prädatoren

Die Befischung des **Biberstaubereichs** in der Südlichen Regnitz bei Kirchbrunnlein zeigt den mit dem Gewässeraufstau einhergehenden typischen Wandel der Fischartenzusammensetzung. Im Staubereich dominierten Döbel und Elritze den Fischbestand mit über 80 %, während die Bachforelle als Wirtsfisch der Flussperlmuschel nicht mehr nachgewiesen werden konnte.

Das Bodensubstrat zeigte im Staubereich durch die geringe Strömung eine sehr deutliche Verschlammung und bietet damit der Flussperlmuschel keinen geeigneten Lebensraum mehr. Bereits kurz nach der Entfernung des Biberdammes und Wiederherstellung der Durchströmung des Bereichs wurde überwiegend ein gewässertypisches Kiessubstrat mit deutlich rheophilerem Fischbestand vorgefunden, der wieder von der Bachforelle dominiert wurde.

Im Zuge der Fischbestandserhebungen wurden 74 Fische (10 Fischarten) gefangen, die eine eindeutige **Fischotterverletzung** aufwiesen. Der größte Anteil an Otterbissen wurde bei Döbeln (46 %) und Bachforellen (28,4 %) beobachtet. Im Gegensatz dazu machen Bachforellen und Döbel nur ca. 20 % bzw. ca. 10 % des Gesamtfangs aus.

Durch die Fischereifachberatung Oberfranken wurden im Winter 2020/21 mit dem zuständigen Fischotterberater ein Fischottermonitoring mittels Wildkameras an 13 der 19 Befischungsstrecken durchgeführt. Insgesamt wurden 242 Ottersichtungen, vor allem am Bocksbach, der Südlichen Regnitz, Zinnbach und Mähringsbach, mit den Wildkameras festgehalten.

5 Bewirtschaftungsempfehlungen

Die Untersuchungen haben im Jahresverlauf außer während der Abfischung an vielen Probestellen/Gewässerstrecken nur einen geringen oder lokal begrenzten Einfluss der Teiche auf die Hydrologie im Einzugsgebiet, die Flussperlmuschel-Habitate, den Fischbestand und die Flussperlmuscheln selbst ergeben (Ausnahmen sowie mögliche Maßnahmen dagegen sind in den Kapiteln 3 und 4 beschrieben). Beim Abfischen sind dagegen erhöhte und für Perlmuschelgewässer schädliche Schwebstoffausträge und Feinsedimentdepositionsraten unterhalb der abgefischten Teichanlagen beobachtet worden, die mit relativ einfachen Maßnahmen und geringem Aufwand vermeidbar wären.

Um die Teichwirtschaft im Einklang mit der Flussperlmuschel zu ermöglichen und mögliche Einflüsse zu minimieren, sollten die folgenden Empfehlungen zur Bewirtschaftung von Teichen im Einzugsgebiet der Flussperlmuschel beachtet werden. Diese Empfehlungen bilden zudem die Grundlage für die wasserrechtliche Behandlung dieser Teichanlagen.

Aufgrund der häufiger zu erwartenden Niedrigwasserlage sollten **Salmoniden** nur in Teichen gehalten werden, die über eine eigene, ausreichende Wasserversorgung (z.B. eigene Quelle) verfügen. Zum Schutz der Flussperlmuschelbestände ist eine Wasserversorgung der Teichanlage aus dem Hauptgewässer aufgrund der Allgemeinverfügung des Landratsamtes Hof bei Unterschreitung des MNQ untersagt und eine ausreichende Versorgung der Salmoniden mit Frischwasser damit nicht gegeben. In geeigneten Teichen sollte, um die freilebenden regionalen Salmonidenbestände nicht zu beeinträchtigen, ein Besatz aus seuchenfreier Nachzucht erfolgen. Salmoniden müssen daher aus regionaler Nachzucht stammen und möglichst ausbruchssicher gehalten werden. Deshalb ist der Besatz von Salmoniden im Einzugsgebiet der Flussperlmuschel mit der Fachberatung für Fischerei abzustimmen.

Karpfen und Nebenfische der Karpfenteichwirtschaft benötigen keine permanente Frischwasserzufuhr, können sich in den Flussperlmuschelgewässern nicht etablieren und sind deshalb zu bevorzugen.

Die **Edelkrebszucht** in den Teichen im Flussperlmuschel-Einzugsgebiet ist empfehlenswert und sollte ausgedehnt werden. Ein guter Edelkrebsbestand unterstützt den Stoffabbau auf dem Teichgrund und verringert so organische Ablagerungen. Dadurch, dass Edelkrebse mit einer Reuse leicht zu fangen sind, muss ein Edelkrebsteich nicht oft abgefischt werden, wodurch das Risiko eines unerwünschten Sedimentaustrags erheblich reduziert wird. Darüber hinaus trägt die Zucht der gefährdeten Edelkrebse in Teichen wesentlich zum Erhalt der heimischen Artenvielfalt bei. Um die Edelkrebsdichte zu erhöhen, sind lediglich mehr Versteckmöglichkeiten notwendig, die einen Schutz vor Prädatoren gewährleisten und in den Teichen mehr Lebensraum insbesondere für Jungkrebse bieten. Ein Besatz mit Edelkrebsen darf nur aus regionalen krebspestfreien Quellen erfolgen. Um einen Fehlbesatz mit gebietsfremden Zehnfußkrebse (z. B. Signalkrebs, Kammerkrebs) zu vermeiden und die Regionalität zu gewährleisten, ist eine Absprache mit der Fischereifachberatung zwingend notwendig.

Einheimische **Teichmuscheln** (*Anodonta*) filtern täglich große Wassermengen und tragen zur Reinigung des Teichwassers bei. Ihr Vorkommen in den Teichen ist empfehlenswert und sollte ausgedehnt werden.

Die Verbreitung von **Neozoen** (insb. gebietsfremde Krebse, Fische und Muscheln, die nicht im § 11 Abs. 3 Satz 1 AVBayFiG aufgelistet sind) ist zu verhindern. Diese könnten durch einen Fehlbesatz über die Teiche auch in die Flussperlmuschelbäche gelangen. Enthält ein Teich Neozoen, wird empfohlen,

diesen nach dem Abfischen trockenulegen und auszuwintern oder evtl. Maßnahmen mit der Fachberatung für Fischerei abzustimmen.

Die **Wasserentnahme** der Karpfenteiche soll lediglich dem Verdunstungsausgleich dienen und nicht im Durchfluss betrieben werden, um einen möglichen Temperatureinfluss auf die Flussperlmuschelgewässer gering zu halten. Die Wasserentnahme sollte prinzipiell den aktuellen Wasserständen angepasst werden und nicht erst bei Erreichen des MNQ (Allgemeinverfügung des Landratsamts) eingestellt werden. Zusätzliche Staueinrichtungen wie Steinwälle und Bretter, die eine Durchgängigkeit des Gewässers beeinträchtigen, dürfen nicht in das Gewässer eingebracht werden. Bestehende Einbauten, die die Durchgängigkeit behindern, sind durchgängig zu gestalten. Soweit nicht Gründe der Standsicherheit entgegenprechen, ist ein Höherstau der Karpfenteiche in wasserreichen Zeiten zu prüfen.

Wo möglich sollten Standrohre durch einen gut regelbaren Mönch ersetzt werden. Bei der Nutzung von Standrohren ist die abfließende Wassermenge beim **Ablassen der Teiche** über Reduzierstücke zu regeln und nicht ungeregt abzulassen. Eine Reduzierung der ausgetragenen Sedimente kann durch den Einbau von **Absatzbecken** oder Maßnahmen im Ablassgraben erfolgen. Es wird empfohlen, dass sich Teichwirte untereinander absprechen, um ablaufendes Teichwasser bei der Abfischung zur Befüllung unterhalb liegender Teiche zu nutzen. Aufgrund des Tierwohls hat die Abfischung nur bei niedrigen Wassertemperaturen stattzufinden.

Unter Beachtung der guten fachlichen Praxis (Empfehlungen für Bau und Betrieb von Fischteichen, StMELF, 2022) wird für das **Ablassen** der Teiche folgendes Vorgehen empfohlen:

- Das Absenken des Wasserspiegels auf einen Wasserspiegel, der ein Abfischen mit dem Zugnetz bzw. ein Abfischen hinter dem Mönch ermöglicht, ist entsprechend der Leistungsfähigkeit des Vorfluters und unter Beachtung des Tierwohls durchzuführen. Dabei ist der Austrag von Sedimenten durch entsprechende Maßnahmen bestmöglich zu reduzieren.
- Die Ausbildung eines größeren Schwalles soll zu Beginn des Ablassens vermieden werden.

Wenn keine Abfischeinrichtung vorhanden ist, wird entsprechend der guten fachlichen Praxis bei der **Abfischung** vor dem Mönch folgendes Vorgehen für die Abfischung empfohlen:

- Drosselung des Wasserabflusses, aber möglichst keine vollständige Unterbrechung des Zuflusses, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Fische zu gewährleisten.
- Möglichst Abfischen mit dem Zugnetz nach Absenkung des Wasserspiegels.
- Wenn eine Trockenlegung vorgesehen ist, kann das restliche Teichwasser nach dem Absetzen von Schwebstoffen langsam aus dem Teich geleitet werden. Hierbei ist auf eine bestmögliche Minimierung von Sedimentausträge unbedingt zu achten.

Um den unvermeidbaren Austrag von Sedimenten bei der Abfischung möglichst gering zu halten, sind folgende Punkte zu beachten:

- Wenn möglich ist das Wasser nicht direkt in den Vorfluter zu leiten, sondern durch andere Teiche, die als Absatzbecken dienen.
- Kein zusätzlicher Schlammaustrag durch z.B. vorsätzliches Spülen oder Auskehren nach dem Abfischen (Achtung Straftat!).
- Der vorsätzliche Austrag von Teichfischen in den Vorfluter ist nicht zulässig.

- Das regelmäßige Trockenlegen der Teiche sowie weitere Maßnahmen der Teichpflege (Ziehen von Gräben, Teichbodenbearbeitung) verringern die Bildung von Teichschlamm und vermindern so auch den Austrag beim Abfischen. Zusätzlich trägt das Trockenlegen vielfach dazu bei, die Artenvielfalt im Teich nachhaltig zu fördern. Belange des Tier- und Naturschutzes sind dabei soweit möglich zu berücksichtigen. Werden Teiche trockengelegt oder ausgewintert, muss der Zulauf von Wasser unterbrochen werden, um kontinuierliche Austräge aus dem Teich zu vermeiden.

Eine geplante Abfischung sollte mindestens drei Tage vorher telefonisch oder schriftlich beim zuständigen Wasserwirtschaftsamt bekannt gemacht werden, um mögliche Maßnahmen, aktuelle Besonderheiten oder Einschränkungen abzusprechen.

Für die Beratung entsprechender Abfischmaßnahmen und als Ansprechpartner für die Teichwirte wird neben der Fischereifachberatung ein regional anerkannter Ansprechpartner vor Ort empfohlen. Für die Flussperlmuschelgewässer in der Region Hof hat sich die Fischzucht Lochner am Bocksbach angeboten.

6 Quellen

Bagenal, T. (1978). Methods for assessment of fish production in fresh waters.

Banas, D., Masson, G., Leglize, L., & Pihan, J. C. (2002). Discharge of sediments, nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds: effect of rain-fall and management practices. *Hydrobiologia*, 472(1-3): 29-38. doi: 10.1023/A:1016360915185

Barber, WE, & RJ Walker. (1988). Circuli spacing and annulus formation: is there more than meets the eye? The case for sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. *Journal of Fish Biology* 32(2), 237–45.

Boix-Fayos, C., de Vente, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G. G., & Castillo, V. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. *Hydrological Processes*, 22(25), 4922-4935. doi: 10.1002/hyp.7115

Brainard, A. S., & Fairchild, G. W. (2012). Sediment characteristics and accumulation rates in constructed ponds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(5), 425-432.

Burt, T.P. & Slattery, M.C. (2006). Land use and land cover effects on runoff processes: Agricultural effects. In: Anderson M.G. and McDonnell J.J. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley and Sons Ltd, 10(118) doi: 10.1002/0470848944.hsa123

Černá, M., Simon, O. P., Bílý, M., Douda, K., Dort, B., Galová, M., & Volfová, M. (2018). Within-river variation in growth and survival of juvenile freshwater pearl mussels assessed by in situ exposure methods. *Hydrobiologia*, 810(1), 393-414.

Denic, M. & Geist, J. (2015). Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in pearl mussel streams: Implications for conservation. *River Research And Applications*, 31(8), 943-952. doi: 10.1002/rra.2794

Denic, M., & Geist, J. (2017). The freshwater pearl mussel *Margaritifera* in Bavaria, Germany—Population status, conservation efforts and challenges. *Biology Bulletin*, 44(1), 61-66.

Denic, M., Taeubert, J. E., Lange, M., Thielen, F., Scheder, C., Gumpinger, C., & Geist, J. (2015). Influence of stock origin and environmental conditions on the survival and growth of juvenile freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in a cross-exposure experiment. *Limnologica*, 50, 67-74.

European committee for standardization (2017). Water Quality. Guidance Standard on Monitoring Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) Populations and Their Environment (BS EN 16859:2017). BSI.

Friedl, T. (2021). Langzeitstudie zum Einfluss des Fischotters (*Lutra lutra*) auf den Fischbestand eines kleinen Forellenbaches im Klagenfurter Becken.

Geist, J. (2002). Vorläufige Auswertung der Elektrobefischungen ZB, MB, HB. Kurzbericht für die Fischereifachberatung Oberfranken und die AG2 Perlmuschelkommission.

Geist, J. (2003). Untersuchungen des Fischbestandes im ZB und der Südlichen Regnitz; unveröff. Bericht für die AG2 Perlmuschelkommission.

Geist, J. & Auerswald, K. (2007). Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology*, 52(12), 2299-2316. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01812.x

Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., & Másílko, J. (2014). Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review. *Aquaculture International* 22(1): 299-320. doi: 10.1007/s10499-013-9718-6

Hoess, R., & Geist, J. (2020). Spatiotemporal variation of streambed quality and fine sediment deposition in five freshwater pearl mussel streams, in relation to extreme drought, strong rain and snow melt. *Limnologica*, 85, 125833

Juszczak, R., Kędziora, A., & Olejnik, J. (2007). Assessment of Water Retention Capacity of Small Ponds in Wysock Agricultural-Forest Catchment in Western Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(5).

Knott, J., Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2019). Effectiveness of catchment erosion protection measures and scale-dependent response of stream biota. *Hydrobiologia*, 830(1), 77-92. doi: 10.1007/s10750-018-3856-9

Kühn, R., Gum, B., & Kolhasa, M. (2007). Erfassung möglicher Wirt-Parasit Koevolution zwischen Bachforelle und Perlmuschel unter Betrachtung funktionalgenetischer Aspekte.

Lin, C. K., Shrestha, M. K., Yi, Y., & Diana, J. S. (2001). Management to minimize the environmental impacts of pond effluent: harvest draining techniques and effluent quality. *Aquacultural Engineering* 25(2): 125-135. doi: 10.1016/S0144-8609(01)00076-0

LfU (2003) Leitfaden Flussperlmuschelschutz. – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Schriftenreihe Heft 172.

Másílko J., Oberle M., Kallert D., Loy C., Städtler W. & Wiesmeier M. (2020): Organische Düngung in der Karpfenteichwirtschaft: Fischertrag und Umweltaspekte. In: Wiesinger K., Reichert E., Saller J., Pflanz W. (Hrsg.): Angewandte Forschung und Entwicklung für den ökologischen Landbau in Bayern. Öko-Landbautag 2020, Tagungsband.–Schriftenreihe der LfL 4/2020, 95-98

Moorkens, E. A., & Killeen, I. J. (2014). Assessing near-bed velocity in a recruiting population of the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(6), 853-862.

Moorkens, E. A., Valovirta, I. & Speight, M.C.D. (2000): Towards a margaritifera water quality standard. – Council of Europe T-PVS/Invertebrates (2000) 2, 14

Pimentel, D., & Kounang, N. (1998). Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems*, 1(5), 416-426. doi: 10.1007/s100219900035

Pinter, K, E Stöger, & G Unfer. (2016). Fischbestandserhebung an fünf ausgewählten Niederösterreichischen Gewässern. Unveröffentl. Endbericht.

Pokorný, J. & V. Hauser (2002). The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological Engineering* 18(5): 555-574. doi: 10.1016/S0925-8574(02)00020-4

Österling, M. E., Arvidsson, B. L. & Greenberg, L. A. (2010). Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 759-768. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01827.x

Regierung Oberfranken (2019). Managementplan für das FFH-Gebiet 5738-371 "Nordostbayerische Bachtäler um Rehau" – Maßnahmen. FFH-Managementplan.

- Schaff, M. (2017). Freilandexperiment zur Verbesserung der Substratqualität von Flussperlmuschelgewässern. Bachelorarbeit Hochschule Hof, vorgelegt am 01.09.2017. Verfügbar als PDF am WWA Hof.
- Schneider, C., Laize, C. L. R., Acreman, M. C., & Florke, M. (2013). How will climate change modify river flow regimes in Europe? *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 325-339. doi: 10.5194/hess-17-325-2013
- Schmidt, C., Vandr , R. & Littschwager, J. (2014). Erhalt der Flussperlmuschel im Grünen Band Bayern-Tschechien-Erhebungen zum Sedimenteintrag in die Flussperlmuschelgewässer. Projekt-Bericht, Schmidt & Partner GbR, Goldkronach
- Schmidt, C., Vandr , R. & Littschwager, L. (2017). Kartierung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in Gewässern um Rehau (Lkr. Hof).
- StMELF (2022): Empfehlungen für den Bau und Betrieb von Fischteichen. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Stoeckl, K., Denic, M., & Geist, J. (2020). Conservation status of two endangered freshwater mussel species in Bavaria, Germany: Habitat quality, threats, and implications for conservation management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(4), 647-661.
- Spisar, O. (2016). Konzept zur Rettung der Flussperlmuschel in der Region Hof, Projektbericht
- Spisar, O., Bl ha, M., Hoellering, D. (2019) First information about successful restoration of Freshwater Pearl Mussels at Southern Regnitz, Beitrag zur internationalen Konferenz "Restoration in pearl mussel habitat, breeding and natural food sources" in Hof, November 2019
- Tucker, C. S., Hargreaves, J. A., & Boyd, C. E (2008). Better management practices for freshwater pond aquaculture. *Environmental Best Management Practices for Aquaculture* 6: 151-227
- Vallod, D. & B. Sarrazin (2010). Water quality characteristics for draining an extensive fish farming pond. *Hydrological Sciences Journal* 55(3): 394-402. doi: 10.1080/02626661003683272
- Wade, R. J., & Kirkbride, M. P. (1998). Snowmelt-generated runoff and soil erosion in Fife, Scotland. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Group*, 23(2), 123-132. doi: 10.1002/(SICI)1096-9837(199802)23:2<123::AID-ESP818>3.0.CO;2-D
- Wesinger, R. (2015). Abschlussbericht: Studie  ber die Reduzierung erosiver Sedimenteintr ge in die oberfr nkischen Perlmuschelgewässer. Projekt Bericht. Gesellschaft f r angewandte Geoökologie und Umweltschutz mbH, Bayreuth
- Willis, D.W., Lusk, R.D., & Slipke, J.W. (2010). Farm Ponds and Small Impoundments. In: Inland Fisheries Management in North America (Third Edition), W.A. Hubert and M.C. Quist (Eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 501–543.