

Auswirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf das Jungfischauftommen in der Donau

Vergleich von Jahren mit und ohne pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen



Auswirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf das Jungfischauftreten in der Donau

Vergleich von Jahren mit und ohne pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen

April 2023

Im Auftrag von:



Bearbeitung:

Mag. Michael Jung
Mag. Clemens Ratschan
DI Martin Mühlbauer

Projektleitung:

DI Dr. Gerald Zauner

Mitarbeiter im Freiland:

DI Severin Zauner, DI Maximilian Zauner, Michael Schöfbenker, MSc., Urban Hammerschmied, BSc., DI Wolfgang Lauber, DI Florian Derntl



ezb – TB Zauner GmbH

Technisches Büro für Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft

Marktstraße 35, A - 4090 Engelhartzell

www.ezb-fluss.at

Inhalt

1	Zusammenfassung.....	6
2	Einleitung	7
3	Allgemeines.....	9
3.1	Phänologie der Jungfischentwicklung	9
3.2	Schiffahrtsaufkommen in der österreichischen Donau	11
3.3	Wirkungen der Schiffahrt auf die Fischzönose	15
4	Methodik.....	20
4.1	Projektüberblick	20
4.2	Point Abundance-Befischung.....	22
4.3	Temperatur und Hydrologie	24
5	Ergebnisse	29
5.1	Engelhartzell (Stauwurzel Kraftwerk Aschach)	29
5.2	Wachau (Abschnitt Rührsdorf & Rossatz)	43
6	Diskussion.....	55
7	Conclusio und Ausblick	58
8	Literatur	62

Danksagung

Die Autoren möchten sich neben den Auftraggebern bei der Österreichischen Fischereigesellschaft gegr. 1880, namentlich Herrmann Miedler, für die Erteilung der Zustimmung sowie die Unterstützung vor Ort bedanken. Insbesondere sei auch der viadonau, namentlich Bernhard Karl und Jürgen Trögl, für das zur Verfügung stellen von Daten gedankt.

1 Zusammenfassung

Anhand bestehender Untersuchungen zur Jungfischfauna der Donau war – vorwiegend durch den Vergleich unterschiedlich exponierter Uferzonen – bereits bekannt, dass der schiffahrtsbedingte Wellenschlag einen sehr wesentlichen Faktor für die Besiedelung durch Fische darstellt. Die COVID-19-Pandemie bzw. die dadurch bedingten Verkehrsbeschränkungen führten zu einem starken Rückgang der Passagierschifffahrt auf 14 % (2020) bzw. 25 % (2021) des Vor-Corona-Niveaus. Dies bot die einmalige Möglichkeit, das Jungfischauftreten in der österreichischen Donau bei stark verringerter Wellenschlagbelastung in situ zu quantifizieren. Dazu wurden Erhebungen mittels Point Abundance-Elektrofischungen in der Stauwurzel des Kraftwerks Aschach (Engelhartszell) und in der Fließstrecke der Wachau (Rossatz) durchgeführt.

Insgesamt konnten in den Pandemie Jahren 2020 und 2021 zahlreiche Abweichungen bezüglich der Rekrutierung und Habitatwahl der Fischzönose zu „normalen“ Jahren beobachtet werden. In Engelhartszell konnte eine zum Teil um ein Vielfaches höhere Dichte von 0+ Cypriniden, eine ufernähere Habitatwahl von 1+ Cypriniden, eine verstärkte Besiedelung von Habitaten ohne Wellenschlagschutz, die erfolgreiche Reproduktion des Hechtes im Hauptstrom und das vermehrte Auftreten von Neunaugenquerdern auf ufernahen Feinsedimentbänken beobachtet werden.

In der Wachau war in allen Untersuchungsjahren mit „normalem“ Schifffahrtsaufkommen eine deutliche Bevorzugung von wellenschlaggeschützten Habitaten zu beobachten, und zwar insbesondere der inneren Bereiche der im Rahmen von LIFE-Projekten reaktivierten, durchströmten Nebenarme. Dieses Phänomen ist auch insofern bemerkenswert, als die im Hauptstrom gelegenen Schotterbänke bezüglich ihrer Morphologie für Jungfische eigentlich deutlich günstigere Habitat darstellen würden. Im Coronajahr 2020 kehrte sich dieser Trend hingegen vollständig um und die höchsten Jungfischdichten (0+ Cypriniden) konnten im Hauptstrom festgestellt werden. Die mittlere Dichte lag allerdings nur geringfügig über Jahren mit „normalem“ Schifffahrtsaufkommen, was möglicherweise darauf zurückzuführen ist, dass in der Wachau bereits Ende Mai 2020 die Ausflugschifffahrt startete.

Die Ergebnisse der aktuellen Studie zeigen – insbesondere auch bei gemeinsamer Betrachtung mit weiteren Jungfischerhebungen in der österreichischen Donau – einen sehr wesentlichen Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf die Rekrutierung der Donaufischarten, der natürliche Einflüsse wie die Hydrologie überlagert. Daraus ergeben sich Konsequenzen in Bezug auf die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie, Natura 2000-Richtlinie, aber auch in Hinblick auf den Tierschutz.

2 Einleitung

Im Rahmen zahlreicher Untersuchungen von Renaturierungsprojekten der österreichischen Donau konnte die Bedeutung kiesiger Flachufer auf die Rekrutierung flusstypischer Fischarten belegt werden (SCHIEMER ET AL., 1991; ZAUNER ET AL., 2001; ZAUNER ET AL., 2008; ZAUNER ET AL., 2014; JUNGWIRTH ET AL., 2014; ZAUNER ET AL., 2015; ZAUNER ET AL., 2016a; RAMLER & KECKEIS, 2019; ZAUNER ET AL., 2022). Weiters zeigte sich, dass der schiffahrtsbedingte Wellenschlag in der als Wasserstraße genutzten Donau einen wesentlichen Faktor mit teils gravierenden Auswirkungen auf Jungfische darstellt (ZAUNER & SCHIEMER, 1992; SCHIEMER ET AL., 2001; RATSCHAN ET AL., 2012; SCHLUDERMANN ET AL., 2014; ZAUNER ET AL., 2015). Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde in den letzten Jahren vermehrtes Augenmerk auf die Schaffung wellenschlaggeschützter Jungfischhabitate in Form von Nebenarmen und Kiesinseln gelegt, beispielsweise bei den Renaturierungsprojekten Kiesinseln Kramesau (Stauwurzel Kraftwerk (KW) Aschach), Nebenarm Marktau (Stauwurzel KW Abwinden-Asten), Wiederanbindung Johler Arm und Spittelauer Arm (Fließstrecke östlich von Wien) sowie mehreren LIFE-Projekten in der Fließstrecke Wachau. Allerdings können in Nebenarmen und Hinterrinnern nur eingeschränkt qualitativ hochwertige Jungfischhabitate geschaffen werden, da diese Strukturen in staubeeinflussten Bereichen von Verlandung/Versteilung der Uferbereiche bedroht sind und auch in den Fließstrecken in Nebenarmen aufgrund der geringeren Gerinnebreite flache Kiesufer nicht immer in der Qualität hergestellt werden können wie sie im Hauptstrom vorliegen. Nicht zuletzt machen solche Strukturen nur einen geringen Teil der Uferlänge der österreichischen Donau aus und sind auch nicht in beliebiger Flächigkeit wiederherstellbar. Künstliche Wellenschlagschutzelemente aus Wasserbausteinen, wie sie in den Niederlanden zum Einsatz kommen (COLLAS ET AL., 2018; siehe Abbildung 10), wurden in Österreich bisher nicht umgesetzt und sind aus Sicht des Landschaftsbildes, der Verlandungsproblematik und der Kosten-Nutzen-Relation – im Vergleich zu naturnäheren Strukturen wie Kiesinseln – eher fragwürdig.

Zwar liegen bereits zahlreiche allgemeine Untersuchungen zum Einfluss der Schifffahrt auf Jungfische auf dem Niveau von Mesohabitaten vor (siehe Kapitel 3.3), das tatsächliche Potential des Hauptstroms der österreichischen Donau als Aufwuchshabitat konnte hingegen bisher nicht experimentell bzw. auf dem Niveau ganzer Donauabschnitte untersucht werden. Die durch die COVID-19-Pandemie (nachfolgend kurz „Corona“) bedingten Lockdowns („Verkehrsbeschränkungen“) in den Jahren 2020 und 2021 führten allerdings dazu, dass sich das Aufkommen der Passagierschifffahrt insbesondere auch in der sensiblen Jahreszeit (Mai - Juli) stark verringerte. Es ist davon auszugehen, dass die Passagierschifffahrt größere Auswirkungen hat als die Frachtschifffahrt, da sie intensiveren Wellenschlag verursacht (SCHIEMER ET AL., 2001). Aufgrund der Pandemie bot sich nun die Gelegenheit, das

Jungfischauftreten in der Donau bei verringertem Wellenschlag zu untersuchen und Jahren mit „normalem“ Schifffahrtauftreten gegenüber zu stellen.

Die gegenständliche Studie hatte zum Ziel, das Jungfischauftreten in der Stauwurzel KW Aschach (Engelhartzell) sowie in der Wachau (Rossatz) in Jahren mit und ohne pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen zu quantifizieren und älteren Datensätzen aus den beiden Untersuchungsgebieten vergleichend gegenüberzustellen. Weiters wurden Daten zum Schifffahrtauftreten in der österreichischen Donau in den letzten eineinhalb Jahrzehnten eruiert sowie natürlicher Einflussfaktoren wie Temperatur und Hydrologie analysiert. Zusätzlich erfolgte eine Literaturrecherche zu direkten Wirkungen der Schifffahrt auf Fische.

3 Allgemeines

3.1 Phänologie der Jungfischentwicklung

Eine wesentliche Schwierigkeit bei der Interpretation von Jungfischerhebungen ergibt sich – neben den unterschiedlichen Jahrgangsstärken (siehe Kapitel 4.3) – durch saisonale Aspekte. Leider sind den Autoren keine publizierten phänologischen Erhebungen bekannt, die sich auf die im Jahresverlauf schwankenden Jungfischdichten in den Uferbereichen der österreichischen Donau beziehen. Vielmehr befassen sich diesbezügliche Untersuchungen mit der Jungfischdrift. Da gewisse Juvenilstadien aktiv in die Drift eintreten sowie bestimmte Stadien einem höheren Risiko ausgesetzt sind, verdriftet zu werden (z. B.: beim erstmaligen Füllen der Schwimmblase), spiegeln die Dichten von Jungfischen in der Drift nicht notwendigerweise die tatsächlichen Dichten im Gewässer wider. Nichtsdestotrotz sollen hier einige Erkenntnisse aus Driftstudien an der österreichischen Donau als Richtwerte wiedergegeben werden. LECHNER (2009) stellte in der Donau östlich von Wien die höchsten Driftdichten in den ersten beiden Juniwochen fest, wobei dies sowohl für Cypriniden als auch für alle taxonomischen Gruppen gesamt der Fall war. ZITEK ET AL. (2004) stellten die höchsten Driftdichten von Cypriniden aus dem Stauraum KW Freudenaus in den Marchfeldkanal Mitte Juni fest, mit einem zweiten, allerdings wesentlich niedrigerem Peak Ende Juli.

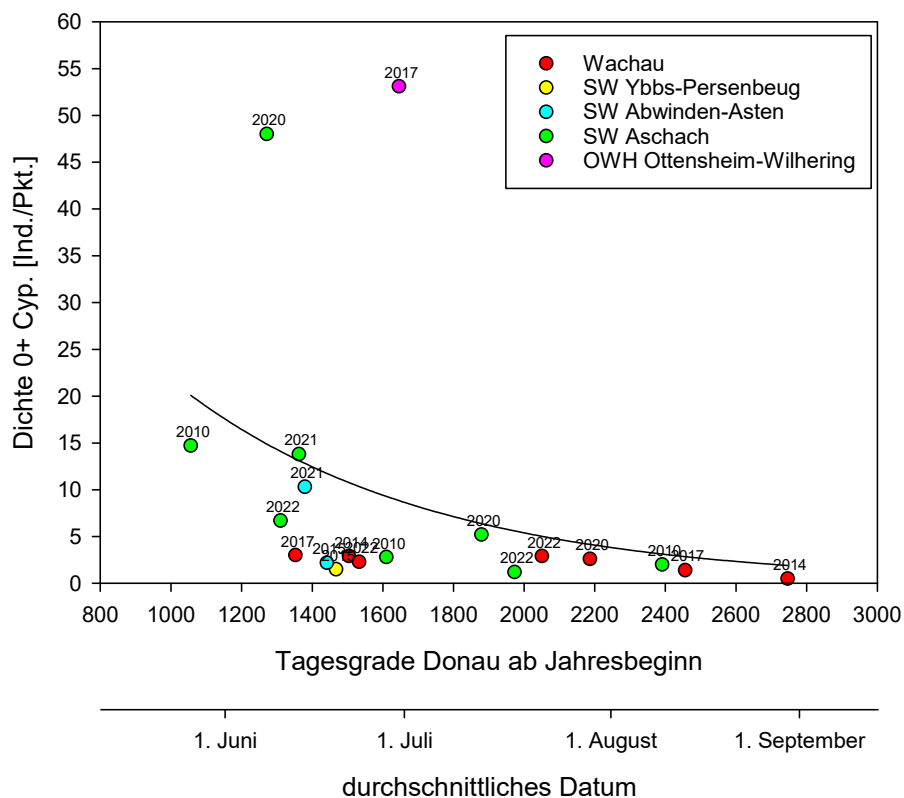


Abbildung 1: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**) bei verschiedenen Befischungsterminen in der Donau in Abhängigkeit von der Temperatursumme (Tagesgrade) seit Jahresbeginn. SW ... Stauwurzel.

Zur Beurteilung der faktischen Dichte von Jungfischen in Uferzonen der Donau im saisonalen Verlauf ist der Vergleich von elektrofischereilichen Erhebungen geeignet. In Abbildung 1 sind dazu Individuendichten von eigenen, in der Donau durchgeführten Point Abundance-Befischungen in Abhängigkeit von den Tagesgraden ab Jahresbeginn eingetragen. Zusätzlich ist auch das Datum, wann der jeweilige Temperatursummenwert im Mittel erreicht wird, auf der x-Achse aufgetragen. Es zeigt sich, dass - ähnlich wie bei den Driftdichten - auch bei den Jungfischdichten im Uferbereich die höchsten Werte in der ersten Junihälfte auftreten, mit einer asymptotischen Abnahme im weiteren Jahresverlauf. Tatsächlich dürfte es sich eher um ein- oder speziell bei Mehrartensystemen um mehrgipfelige Peakfunktionen handeln, wie in TURNER ET AL. (1994) für den Tallahatchie River (USA) beschrieben (Abbildung 2). Aus dem Zeitraum vor dem 1. Juni liegen aber aus der Donau derzeit praktisch keine Daten vor.

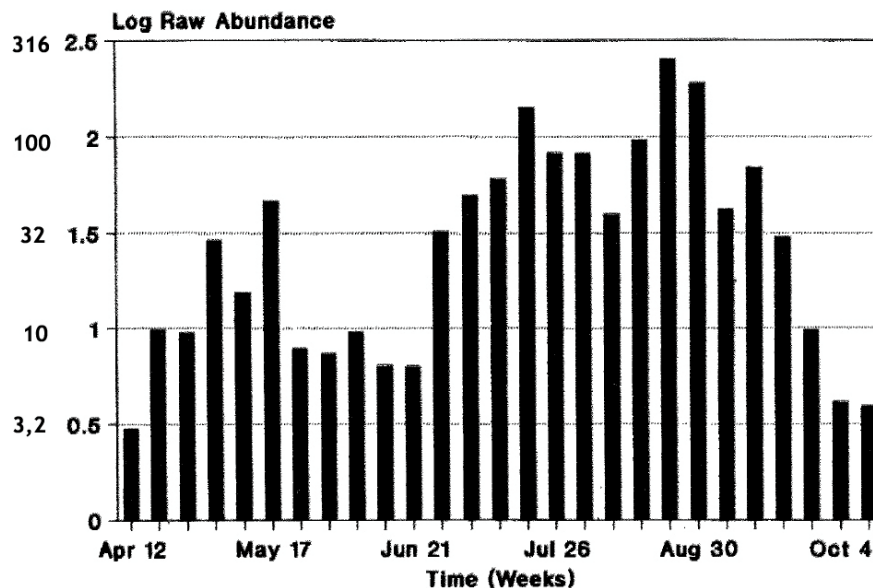


Abbildung 2: Saisonaler Verlauf der Jungfischdichte im Tallahatchie River (Fänge pro Woche). Logarithmische Skalierung der Y-Achse, absolute Zahlen links ergänzt. Aus: TURNER ET AL. (1994).

Es kann also basierend auf publizierten Erhebungen der Jungfischdrift und eigenen Untersuchungen mittels Point Abundance-Methode im Uferbereich davon ausgegangen werden, dass die Jungfischdichte in der österreichischen Donau in einem durchschnittlichen Jahr in der ersten Junihälfte ihr Maximum erreicht und anschließend bis in den Herbst kontinuierlich abnimmt. Früh laichende Arten wie Hasel, Nase, Nerfling und Frauenerfling haben im Juni zumeist schon eine Länge von 20-30 mm erreicht, während von den spät laichenden Arten wie Barbe, Aitel und Laube bereits frühe Larvenstadien nachweisbar sind.

Die saisonale Abnahme der Jungfischdichte im Uferbereich dürfte nicht nur aufgrund von Mortalität erfolgen, sondern es kommt auch zu einer Veränderung der Habitatwahl der Jungfische, die mit zunehmender Größe nicht mehr obligatorisch auf seichte, strömungsarme Habitate angewiesen sind (vgl. SCHIEMER & SPINDLER, 1989). Nach eigenen Erfahrungen

haben bei späteren Erhebungsterminen (August, September) Witterung und Abfluss am Befischungstag einen zunehmenden Einfluss auf die Jungfischdichten im Uferbereich der Donau.

Die zum Teil sehr starke Abnahme der Jungfischdichten im Jahresverlauf wird auch bei Betrachtung von Jungfischerhebungen in einem Donau-Zubringer (Rodl) deutlich (JUNG ET AL., 2023). Im Juni 2022 wurden dort hohe Dichten zwischen 15 Ind./Pkt. und 19 Ind./Pkt. festgestellt (Abbildung 3). Beim zweiten Termin im Juli waren die Dichten hingegen wesentlich geringer mit 0,8 Ind./Pkt. bis 3,4 Ind./Pkt.. Die starke Abnahme zwischen den beiden Terminen dürfte u. a. durch zwei zwischenzeitlich aufgetretene, kleinere Hochwässer bedingt gewesen sein, allerdings erreichten beide nicht einmal die HQ₁-Marke.

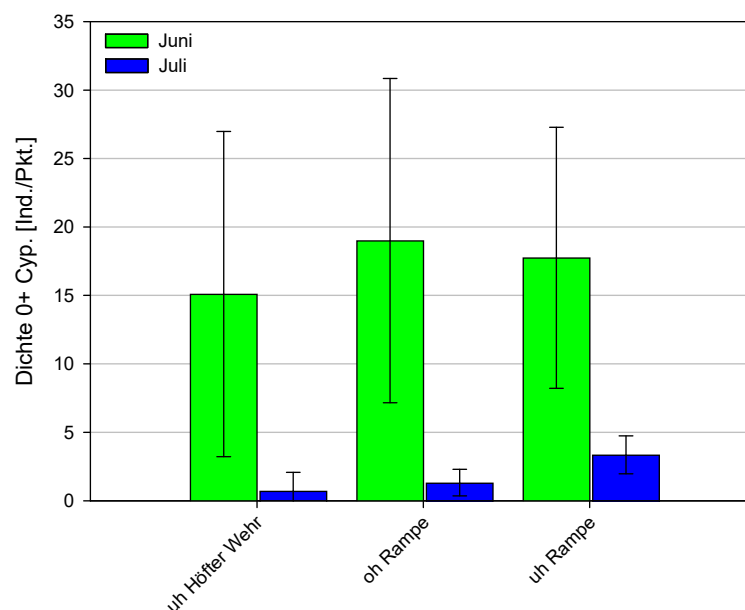


Abbildung 3: Jungfischdichten (0+ Cypriniden) in der Mündungsstrecke der Rodl im Juni und Juli 2022. JUNG ET AL. (2023).

Die in Hinblick auf die Jahrgangsstärke aussagekräftigsten Daten zum Jungfischauftreten erhält man aus diesen Gründen im Zuge von Erhebungen im Juni.

3.2 Schifffahrtsaufkommen in der österreichischen Donau

Während die Güterschifffahrt auf der österreichischen Donau im letzten Jahrzehnt kontinuierlich abnahm, war bezüglich der Personenschifffahrt zwischen 2007 und 2019 eine starke Zunahme von rund 30.000 Schleusungen im Jahr 2007 auf über 52.000 Schleusungen im Jahr 2019 zu verzeichnen (Abbildung 4). Letzteres spiegelt einen langfristigen Trend wider, mit einer kontinuierlichen Zunahme des Personenverkehrs im Zeitraum 1975 – 2000 auf mehr als das 2,5-fache (Statistik Austria, nur österreichische Schiffe). Coronabedingt ergab sich eine starke Zäsur in dieser Entwicklung. So ging durch die pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen (Lockdowns) die Personenschifffahrt im ersten Coronajahr 2020 auf nur noch rund 7.500 Schleusungen zurück, wohingegen im Fall der Güterschifffahrt nur eine

geringfügige Abnahme zu verzeichnen war. 7.500 Schleusungen entsprechen 20 % des Mittelwertes der Jahre 2007-2019. Im zweiten Coronajahr 2021 nahm die Personenschifffahrt zwar wieder zu, blieb aber mit rund 15.500 Schleusungen (41 %) noch deutlich unter dem Vor-Corona-Niveau. 2022 wurden wieder 40.756 Schleusungen verzeichnet, die Personenschifffahrt befand sich also wieder etwa auf dem Niveau von 2016.

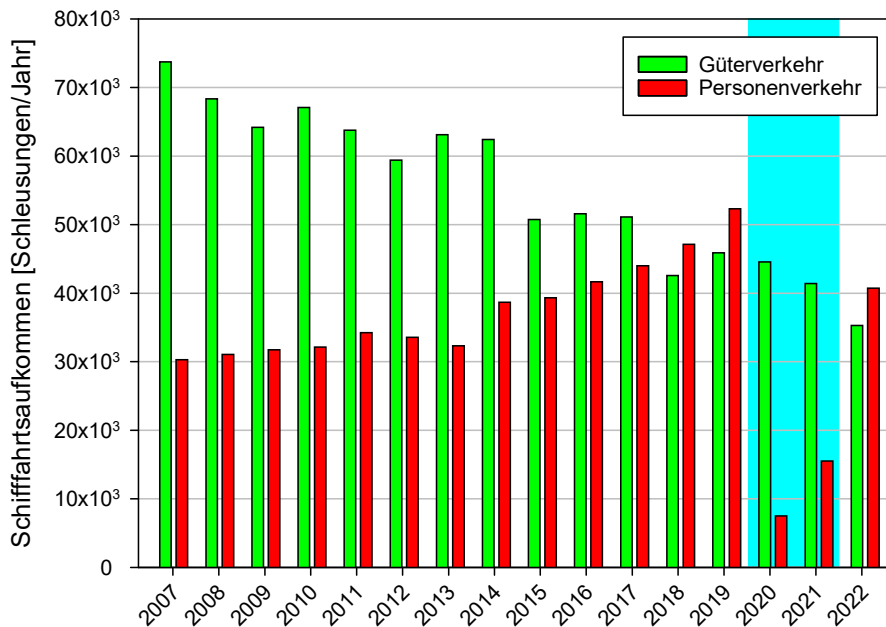


Abbildung 4: Schiffahrtsaufkommen in der österreichischen Donau unterteilt nach Güterverkehr und Personenverkehr zwischen 2007 und 2022. Türkis: Jahre mit pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen. Datenquelle: Jahresberichte viadonau, pers. Mitt. viadonau.

Wie in Abbildung 5 erkennbar ist, betraf die Zunahme des Personenverkehrs im Zeitraum 2008-2019 primär Kreuzfahrten, während der Linienverkehr durchwegs recht konstant blieb und der Gelegenheitsverkehr sogar leicht zurückging. Vergleicht man die Zahl der beförderten Personen im Coronajahr 2020 mit dem Mittelwert der vorangegangenen Jahre, so ergibt sich für den Linienverkehr ein Wert von 15 %, für Kreuzfahrten 14 % und für den Gelegenheitsverkehr 13 % des Vor-Corona-Niveaus. Bei Betrachtung des gesamten Personenverkehrs ergibt sich ein Wert von 14 % des Vor-Corona-Niveaus. Auch im zweiten Pandemiejahr betragen die Gesamtzahlen der beförderten Personen nur einen Bruchteil des Vor-Corona-Niveaus, mit 23 % beim Linienverkehr, 26 % bei Kreuzfahrten und 39 % beim Gelegenheitsverkehr bzw. 25 % bei Betrachtung des gesamten Personenverkehrs. Leider liegen aus dem Jahr 2022 noch keine Daten zu den transportierten Passagieren vor. Anhand der Anzahl der Schleusungen kann allerdings davon ausgegangen werden, dass bereits fast wieder das Vor-Corona-Niveau erreicht wurde.

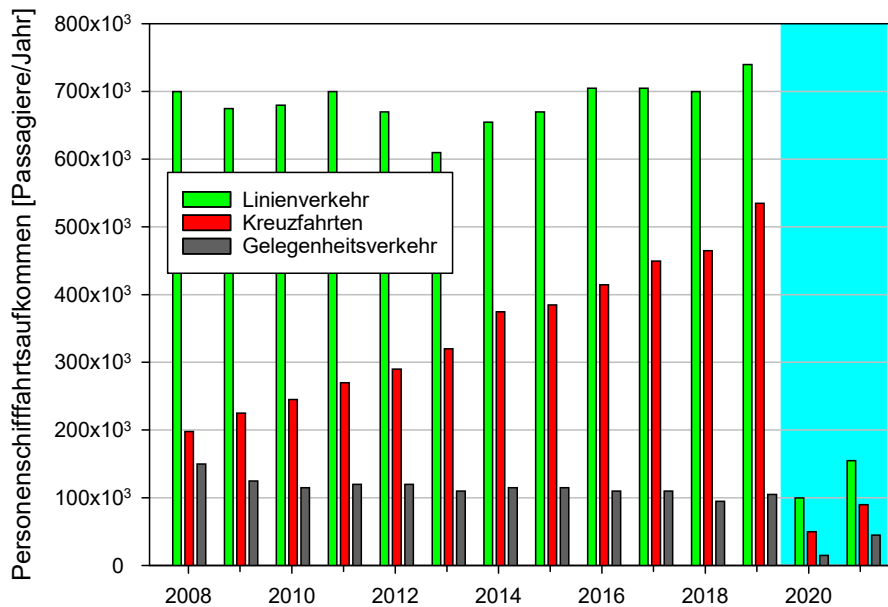


Abbildung 5: Personenschiffahrtserlöse in der österreichischen Donau zwischen 2008 und 2021. Türkis: Jahre mit pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen. Datenquelle: Jahresberichte viadonau.

In den Coronajahren war allerdings nicht nur ein deutlicher Rückgang des Personenverkehrs insgesamt feststellbar, sondern auch eine veränderte Nutzung im Jahresverlauf (Abbildung 6). Während 2019 ausgehend von einem niedrigen Niveau im Winter bereits im März und April ein deutlicher Anstieg der Fahrten zu verzeichnen war und im Mai ein Plateau erreicht wurde, stiegen die Zahlen in den beiden Pandemie Jahren erst Mitte Juni von nahezu null langsam an und erreichten erst im August bzw. September ihren Höhepunkt. Während der besonders sensiblen Juvenilphase der meisten Donaufischarten zwischen Mai und Juli war im Vor-Corona-Jahr 2019 (wie auch in den vorangegangenen Jahren) somit bereits fast der Höchststand der Personenfahrten im Jahresverlauf gegeben, wohingegen die Fahrtzahlen in den Coronajahren erst gegen Ende dieser sensiblen Periode stärker anstiegen. Allerdings beziehen sich diese Zahlen ausschließlich auf die Schleusungen. Kürzere Ausflugsfahrten ohne Passieren eines Kraftwerks, wie sie in der Wachau eine große Rolle spielen, sind bei diesen Datensätzen nicht berücksichtigt. Tatsächlich wurde in der Wachau im Jahr 2020 die Ausflugsschiffahrt bereits am 30. Mai wieder aufgenommen.

Insgesamt war in den Pandemie Jahren 2020 und 2021 in der österreichischen Donau jedenfalls eine deutlich geringere Wellenschlagbelastung durch die Personenschiffahrt gegeben. Dies trifft insbesondere auch in der für die Fortpflanzung der meisten Donaufischarten besonders sensiblen Zeit im Frühjahr und Frühsommer zu.

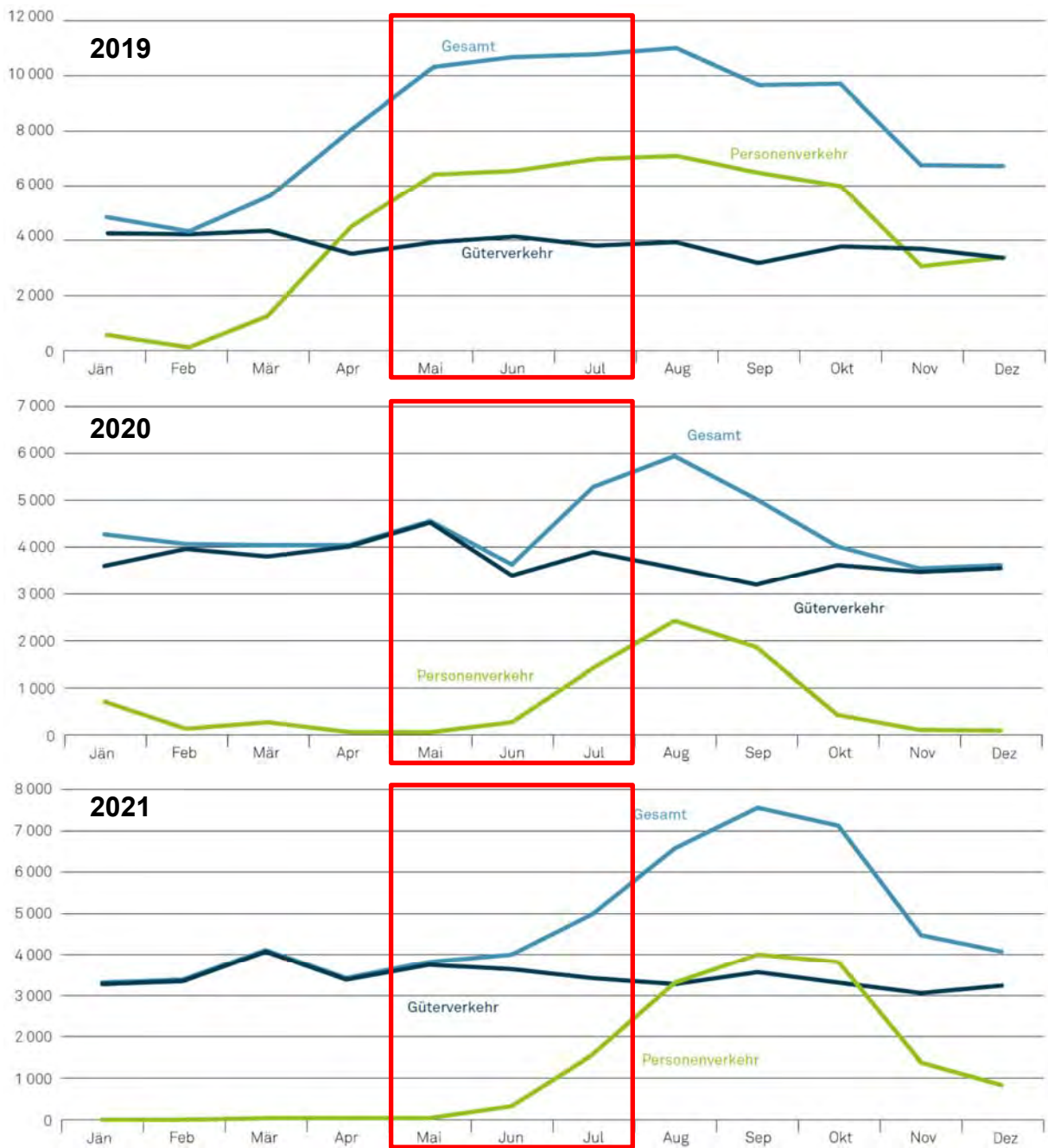


Abbildung 6: Geschleuste Schiffseinheiten im Jahresverlauf 2019 (oben), 2020 (Mitte) und 2021 (unten).
 Quelle: viadonau. Roter Rahmen ... besonders sensible Juvenilphase der meisten Donaufischarten.

3.3 Wirkungen der Schifffahrt auf die Fischzönose

Bereits die im 19. Jhd. durchgeführte, erste systematische Regulierung der Donau (Abbildung 7) hatte primär die Verbesserungen der Schifffahrtsbedingungen zum Ziel (JUNGWIRTH ET AL., 2014), mit weitreichenden Folgen für die ökologische Integrität des Flusses. Neben diesen drastischen hydromorphologischen Veränderungen werden bereits seit vielen Jahrzehnten auch direkte Wirkungen der Schifffahrt auf die Fischzönose der Donau diskutiert. So merkte LAßLEBEN (1970) an, dass neben der Gewässerverschmutzung auch die „*Schifffahrt mit neuen Frachtkähnen, mit ihrer erhöhten Wasserverdrängung und gesteigerten Geschwindigkeit, der Fischerei in der Donau zu schaffen machen*“. Bereits ZAUNER & SCHIEMER (1994) vermuteten einen wesentlichen Einfluss des Wellenschlags auf Juvenilstadien von Fischen, wiesen aber darauf hin, dass diesbezügliche Freilandstudien noch fehlen würden. Diese liegen inzwischen sowohl in Form internationaler Publikationen als auch in Form deutschsprachiger Ergebnisberichte speziell für die österreichische Donau vor. Nachfolgend soll der derzeitige Wissenstand über die Wirkmechanismen der Schifffahrt auf die Fischzönose kurz zusammengefasst werden.

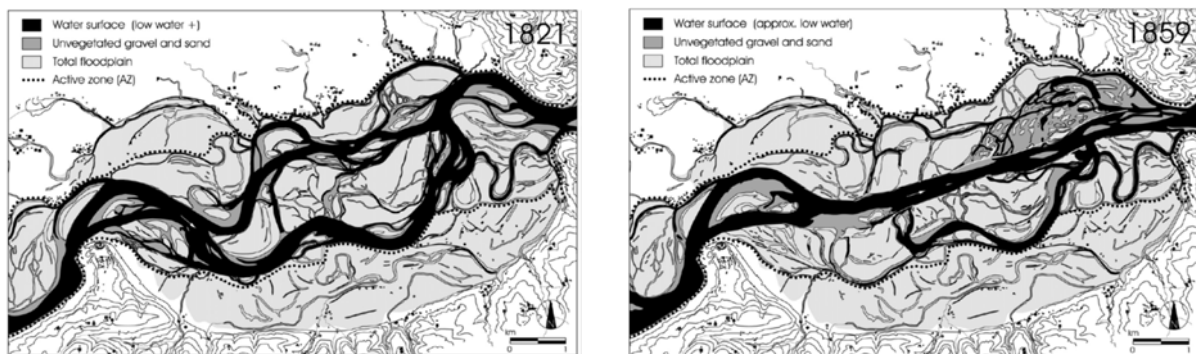


Abbildung 7: Verlauf der Donau im Machland vor (links) und nach der großen Donauregulierung (rechts), welche die Verbesserung der Verhältnisse für die Frachtschifffahrt zum Ziel hatte. Aus: HOHENSINNER ET AL. (2014).

Grundsätzlich sind Wirkungen der Schifffahrt auf das Habitat und direkt auf die Organismen zu unterscheiden. Bezüglich der Beeinträchtigung von Habitaten konnten HIRZINGER ET AL. (2002) durch Wellenschlag einen Anstieg der Trübe im Uferbereich um das 24-fache (Mittelwert) feststellen. Die Autoren weisen auf Untersuchungen hin, die verringerte reaktive Distanzen, ein verringertes Wachstum und vermehrte Abwanderungstendenzen von (Jung-)Fischen bei erhöhten Schwebstoffkonzentrationen belegen. Allerdings hat die ständige Mobilisierung von Schwebstoffen im Bereich der Wasseranschlagslinie auch positive Wirkungen, da dadurch die starke Verlandungstendenz von Kiesstrukturen in staubeeinflussten Flussabschnitten verringert wird (ZAUNER ET AL., 2001). An Tieflandflüssen mit natürlicherweise feinerem Sohls substrat wird der Effekt der wellenschlagbedingten Ufererosion allerdings als deutlich nachteilig für das Flussökosystem gesehen (ZAJICEK & WOLTER, 2019). BORCHARDT ET AL. (2010) weisen darauf hin, dass es durch den Schiffsverkehr

zu einem vermehrten Wasseraustausch zwischen Stillwasserbereichen, Buchtstrukturen bzw. Bühnenfeldern und der fließenden Welle kommt, wodurch u. a. Temperaturgradienten zerstört werden. Außerdem kommt es durch den Wellenschlag zur Schädigung von Wasserpflanzenbeständen (MURPHY ET AL., 1995) und Fischnährtieren (Makrozoobenthos) (TITTIZER & SCHEUTER, 1989). Darüber hinaus kommt es durch die Schifffahrt auch immer wieder zu Verschmutzungsereignissen, z. B. in Form der Einleitung von Abwässern, Waschwässern bis hin zur Entsorgung großer Mengen an Restmüll direkt in den Fluss (HEUTE vom 4.2.2019; eigene Beobachtungen).



Abbildung 8: Links: Durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag ans Ufer geworfener und verendeter Jungfisch. Rechts: Sunkeffekt durch ein stromauf fahrendes Ausflugsschiff auf einer Schotterbank in der Wachau.

Bezüglich direkter Effekte werden insbesondere Verdriften und Stranden von Juvenilstadien von Fischen als Hauptprobleme genannt. WOLTER & ARLINGHAUS (2004) halten fest, dass die kritischen Schwimmggeschwindigkeiten von Fischlarven in wellenschlagbeeinflussten Uferbereichen um ein Vielfaches überschritten werden und es dadurch zu einem Verdriften von Juvenilstadien aus ihren Aufwuchshabitaten kommt. Auch HIRZINGER ET AL. (2002) konnten östlich von Wien regelmäßig durch vorbeifahrende Schiffe ausgelöste Fließgeschwindigkeiten messen, die über den kritischen Schwimmggeschwindigkeiten von Jungfischen typischer Flussfischarten lagen. RATSCHAN ET AL. (2012) konnten in der Donau in Bayern experimentell belegen, dass die Wellenhöhe und die Beeinflussungsdauer mit zunehmender Motordrehzahl (höherer Fahrgeschwindigkeit) eines passierenden Ausflugsschiffs zunahm und gleichzeitig auch die Driftdichten von Jungfischen stark anstiegen. SCHLUDERMANN ET AL. (2014) zeigten darauf für die österreichische Donau ebenfalls, dass die Driftdichten von Jungfischen stark anstiegen, je intensiver die Wellenschlagbelastung war. Weiters fanden sich bei der erstgenannten Untersuchung in Bayern bei hohen Drehzahlen bzw. Fahrgeschwindigkeiten auch vermehrt größere Individuen in der Drift. Im Rahmen dieser Untersuchung konnte auch das Stranden von Fischlarven und Jungfischen bis 55 mm Totallänge beobachtet werden. Letzteres konnte auch in der Wachau dokumentiert werden (eigene Beobachtungen, siehe Abbildung 8).

ADAMS ET AL. (1999) untersuchten das Stranden von Jungfischen unterschiedlicher Arten des Mississippi, indem sie in Laborexperimenten Sunkeffekte simulierten, wie sie durch vorbeifahrende Schiffe ausgelöst werden. Je nach Fischart und Uferneigung stellten sie Strandungsraten zwischen 0 und 67 % fest, wobei überraschenderweise typische Flussfische wie Störe, Löffelstöre und Katzenwelse ein höheres Strandungsrisiko aufwiesen als Stillgewässerarten wie Sonnenbarsche, Forellenbarsche und Büffelfische. Erstere schwammen aktiv gegen die Strömung an und blieben daher in den trockenfallenden Uferbereichen, während sich letztere eher mit dem sinkenden Wasserstand aus den Flachuferbereichen ausspülen ließen.

Bezüglich der Schädigungsraten ist davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der Jungfische ein Stranden nicht überlebt und die Tiere nur in seltenen Fällen – etwa durch weitere Wellen – rechtzeitig wieder zurück ins Wasser gelangen. Im Fall des Verdriftens sind die Wirkungen zwar nicht unmittelbar letal, aus ihren Habitaten gespülte Jungfische sind aber in der Regel ebenfalls einer erhöhten Mortalitätsrate ausgesetzt, z. B. durch Prädation, geringere Nahrungsverfügbarkeit, Turbinenpassagen an Kraftwerken und generell durch die Abdrift in ungünstigere Habitate (zentraler Stau, Blockwurfufer mit hoher Grundeldichte, etc.). Diesbezüglich sind vor allem Kumulationseffekte durch häufig auftretende Störungen mit entsprechendem Energieverlust der Jungfische relevant.

Neben den Effekten der Schifffahrt auf Jungfische sind auch solche auf Adultfische gegeben. So verursacht der Schiffslärm messbare Stressreaktionen sowohl bei Arten mit gut (Cypriniden) als auch mit schlechter ausgebildetem Gehörsinn (Perciden) (WYSOCKI ET AL., 2006). Nicht zuletzt kommt es bei Fischen auch zu Kollisionen und Verletzungen durch Schiffsschrauben (GUTREUTER ET AL., 2003). In der Donau konnten die Autoren dies bei größeren Welsen beobachten (Abbildung 9).



Abbildung 9: Links: Wahrscheinlich von einem Sportboot stammende Verletzung am Schwanz eines Welses aus der Donau. Rechts: Von einer Schiffsschraube stammende, letale Kopfverletzung eines Welses.

Die Schifffahrt hat nachweisliche Auswirkungen auf die Dichte und Zusammensetzung von Fischartengemeinschaften. So beschreiben WOLTER & ARLINGHAUS (2003) eine Artenverschiebung von einem cyprinidendominierten Zustand hin zu einem vom Flussbarsch dominierten Zustand in besonders stark frequentierten deutschen Wasserstraßen, was die Autoren darauf zurückführen, dass beim Flussbarsch aufgrund der pelagischen Juvenilstadien geringere Mortalitätsraten auftreten als bei den stärker an die Uferzonen gebundenen Cypriniden (v.a. Rotaugen). Im Rahmen eigener Untersuchungen in der Wachau konnte gezeigt werden, dass im Juni entlang von Flachufern in wellenschlaggeschützten Nebenarmen im Mittel die Dichten an Cypriniden des 0+ Jahrganges um das 7,5-fache höher waren als an wellenschlagexponierten Habitaten im Hauptstrom (ZAUNER ET AL., 2014, Abbildung 11). In Summe machten zum Untersuchungszeitpunkt wellenschlaggeschützte Flachufer nur etwa 1 % der gesamten Uferlänge der Wachau aus, beherbergten aber über 14 % der Jungfische.

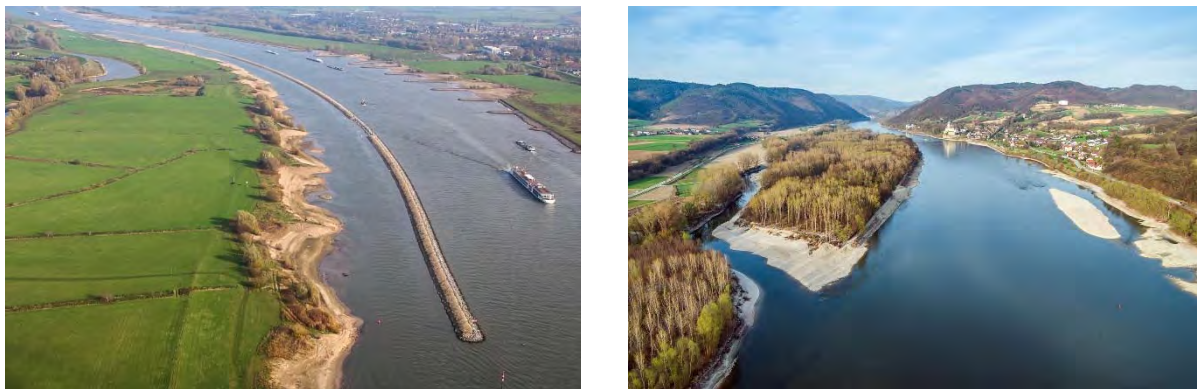


Abbildung 10: Links: Künstlicher Wellenschlagschutz aus Wasserbausteinen am niederländischen Rhein (Waal, größter Mündungsarm des Rheindeltas). Bildquelle: www.wur.nl. Rechts: Naturnaher Wellenschlagschutz in Form von Kiesinseln und Nebenarmen in der Wachau. Bildquelle: www.extremfotos.com.

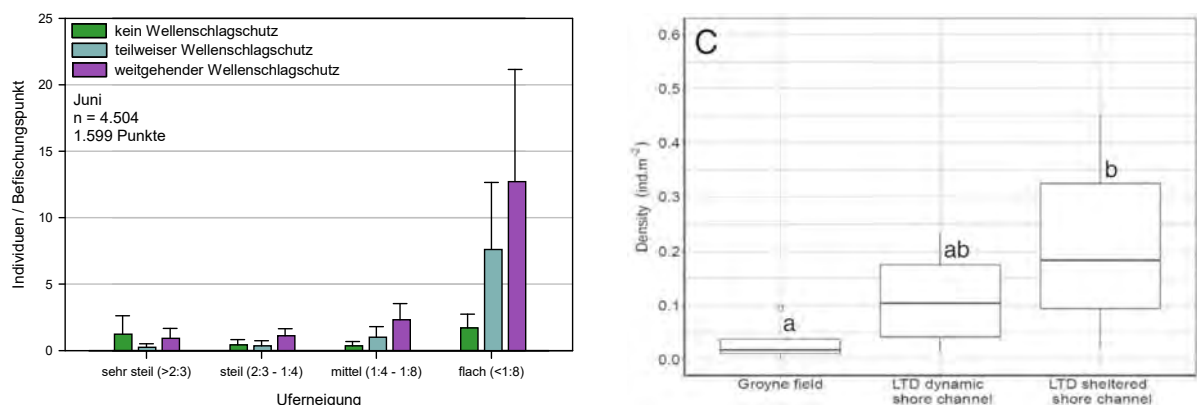


Abbildung 11: Links: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte & 95%-Konfidenzintervall) in Abhängigkeit von der Uferneigung und der Wellenschlagexposition in der Wachau (aus: ZAUNER ET AL., 2014). Rechts: Dichte rheophiler Fischarten in Abhängigkeit der Wellenschlagexposition im niederländischen Rhein (aus: COLLAS ET AL., 2018).

Ähnliche Ergebnisse erhielten COLLAS ET AL. (2018) bei Untersuchungen von wellenschlaggeschützten Bereichen hinter Längsdämmen am niederländischen Rhein (Abbildung 10). Die Fischdichten waren in den inneren Bereichen am höchsten, im Bereich der Ein- und Ausströmöffnungen niedriger und in Bühnenfeldern ohne Wellenschlagschutz am geringsten (Abbildung 11). ZAJICEK & WOLTER (2019) konnten zeigen, dass in Flüssen bzw. Flussabschnitten mit hohem Schifffahrtsaufkommen geringere Fischdichten und eine geringere Diversität feststellbar war als in Gewässerstrecken mit geringem oder fehlendem Schiffs- und Bootsverkehr. Solche Effekte ergaben sich bereits bei geringem Sportbootaufkommen, mit zunehmendem Verkehrsaufkommen war eine immer geringere Fischdichte und -diversität feststellbar.

Insgesamt ergeben sich also zahlreiche direkte Wirkungen der Schifffahrt sowohl auf die Habitate als auch die Fischzönosen selbst, welche zum Teil auch miteinander in Wechselwirkung stehen. Den größten Einfluss dürfte an der österreichischen Donau das Stranden und Verdriften von frühen Juvenilstadien durch den Wellenschlag haben. Diese Effekte konnten sowohl direkt (Auffinden gestrandeter Jungfische, Erhöhung der Driftdichten nach Schiffspassagen) als auch indirekt auf dem Niveau von Mesohabitaten (höhere Jungfischdichten in wellenschlaggeschützten Bereichen) nachgewiesen werden.

4 Methodik

4.1 Projektüberblick

Die gegenständliche Studie hatte die Untersuchung des Jungfischauftommens mittels Point Abundance-Elektrobefischungen in der oberösterreichischen Donau (Bereich Engelhartzell, Stauwurzel KW Aschach) und der niederösterreichischen Donau (Bereich Rossatz-Rührsdorf, untere Wachau) während pandemiebedingter Verkehrsbeschränkungen (Corona-Lockdowns) zum Ziel. Zusätzlich erfolgten Jungfischerhebungen auch in Jahren mit „normalem“ Schiffsverkehr zur Dokumentation der Referenzsituation.

Im Untersuchungsgebiet Engelhartzell (Abbildung 12, Abbildung 13) wurden Erhebungen im Juni und Juli 2020, im Juni 2021 (Lockdowns) sowie im Juni und Juli 2022 (weitgehend normalisierter Schifffahrtsbetrieb) durchgeführt. Einen Überblick über die Erhebungstermine mit abiotischen Kennwerten der Donau zum Befischungszeitpunkt bietet Tabelle 1.



Abbildung 12: Donau im Untersuchungsgebiet Engelhartzell am 13.6.2020. Links: Schotterbank Fallau; rechts: Inselkopf Schotterinsel Kramesau. Abfluss: 1.550 m³/s.



Abbildung 13: Donau im Untersuchungsgebiet Engelhartzell am 15.6.2021. Links: eingestaute Vegetation auf einer geschütteten Kiesbank; rechts: überströmte Berme an der Schifffahrtslande. Abfluss: 1.840 m³/s.

Im Untersuchungsgebiet Wachau (Abbildung 14, Abbildung 15) wurde die „Corona-Studie“ in das laufende Monitoring des Projekts LIFE+ Auenwildnis Wachau eingebettet, weshalb insgesamt Ergebnisse von Juni und August 2017 (vor Corona), Juli 2022 (Lockdowns) und

Juni und Juli 2022 (weitgehend normalisierter Schifffahrtsbetrieb) vorliegen. Zusätzlich existieren aus beiden Gebieten auch ältere Datensätze, die mit vergleichbarer Methodik erhoben wurden.



Abbildung 14: Links: Kiesbank im Donau-Hauptstrom in der Wachau am 15.6.2022. Rechts: Kiesbank im Nebenarm Pritzenau am 11.7.2022.



Abbildung 15: Pritzenauer Arm (links) und der im Winter 2020/21 neu geschaffene Schopperstattarm (rechts) in der unteren Wachau.

Tabelle 1: Übersicht über die Point Abundance-Befischungstermine mit abiotischen Kenngrößen zum Befischungszeitpunkt und Temperatursumme ab Jahresbeginn. Datenquelle: www.gkd.bayern.de, www.noel.gv.at. Abfluss und Temperatur von den Pegeln Ilzstadt, Dantlbach und Kienstock.

Gebiet	Termin	Datum	T [°C]	LF [μ S]	Abfluss [m^3/s]	Tagesgrade
E'zell	Juni 2020	12.6.2020	12,2		1.550	1.183
		25.6.2020	17,1	333	1.550	1.359
	Juli 2020	27.-28.7.2020	18,4	330	1.105	1.879
	Juni 2021	15.-16.6.2021	16,0	297	1.840	1.362
	Juni 2022	31.5.-1.6.2022	15,6	347	1.230	1.310
	Juli 2022	7.7.2022	20,3	362	1.130	1.973
Wachau	Juni 2017	29.-30.6.2017	21,2		1.480	1.673
	August 2017	8.8.2017	19,5		2.240	2.456
	Juli 2020	21.-22.7.2020	17,7	346	1.905	2.168
	Juni 2022	15.-17.6.2022	18,4	314	1.997	1.532
	Juli 2022	11.-15.7.2022	18,7	350	1.326	2.051

4.2 Point Abundance-Befischung

Point Abundance-Befischungen nach COPP & PENAZ (1988) sind geeignet, um die Besiedelung von Uferzonen mit Fischlarven und Jungfischen auf Mikrohabitatniveau zu erheben. Dabei wird die Polstange (Ringdurchmesser im ggst. Fall 20 cm, unbespannt) auf einen Befischungspunkt gesetzt oder geworfen, und alle Fische, die sich unmittelbar im elektrischen Feld befinden, werden gekeschert (Abbildung 16). Je nach Fischgröße und weiterer Rahmenbedingungen werden damit in der Regel Fischlarven bzw. Jungfische gefangen, welche sich in einem Umkreis von ca. 75 cm vom Befischungsmittelpunkt aufhalten. Die befischte Fläche pro Punkt beträgt somit ca. 1,8 m². Es kommt ein 8 kW Standaggregat mit einer Leerlaufspannung von 580 V (Stufe 2) zum Einsatz. Das Aggregat befindet sich auf einem mittelgroßen Aluboot, welches entlang von Flachufern gezogen wird, während entlang von Steilufern die Befischung vom fahrenden Boot aus erfolgt. Befischt wird der Bereich von der unmittelbaren Wasseranschlagslinie bis maximal 1 m vom Ufer entfernt, da dort in der Regel die höchsten Dichten an frühen Juvenilstadien zu finden sind.

Von jedem Befischungspunkt werden zahlreiche abiotische Parameter notiert, wobei im gegenständlichen Fall Uferneigung, Wellenschlagexposition und Sohlsubstrat für die weitere Auswertung herangezogen wurden.



Abbildung 16: Point Abundance-Befischung am 31.5.2022 im Untersuchungsgebiet Engelhartzell.

Bei den frühen Terminen (Juni) wurden die Fische des 0+ Jahrganges im Feld auf Familienniveau bestimmt, alle älteren Individuen wurden auf Artniveau bestimmt und die Totallänge von 5 mm genau gemessen. Von den 0+ Cypriniden wurde eine Stichprobe entnommen, mittels Nelkenöl getötet, tiefgefroren und anschließend im Labor die Totallänge auf 1 mm genau gemessen. Bei den späteren Terminen (Juli, August) konnten in der Regel alle gefangenen Individuen im Feld auf Artniveau bestimmt werden und alle Individuen wurden auf 5 mm genau gemessen.



Abbildung 17: Point Abundance-Befischung im Nebenarm Pritzenau in der Wachau im Juli 2022.

Im Rahmen der Befischung am 12.6.2020 wurden im Untersuchungsgebiet Engelhartzell 22 Individuen entnommen und im Aquarium aufgezogen, bis eine sichere Artbestimmung möglich war. Anschließend wurden die Fische in die Donau zurückgesetzt.

Die Fänge bei Point Abundance-Befischungen in der Donau setzen sich in der Regel aus Cypriniden (v. a. Nase, Hasel, Barbe, Aitel, Laube, Nerfling) und Gobiiden (v. a. Schwarzmaulgrundel) sowie in deutlich geringerem Umfang Perciden (v. a. Flussbarsch, Zander, Schrätzer) und Salmoniden (Bachforelle, Äsche) zusammen. In der Wachau ist meist zusätzlich die Koppe relevant in den Fängen vertreten. Die meisten der nachfolgenden Auswertungen beziehen sich ausschließlich auf Cypriniden des 0+ Jahrganges, da die allochthonen Gobiiden weder naturschutzfachlich noch fischereilich relevant sind und die übrigen Familien quantitativ keine Rolle spielen. Die Aussagen beziehen sich somit primär auf die oben genannten rheoparen Cyprinidenarten, die auch – neben Huchen, Hecht und Brachse – die Leitfischarten der Donau darstellen.

4.3 Temperatur und Hydrologie

Die größte Schwierigkeit bezüglich der Aussagekraft von Studien zu Jungfischen, die sich über mehrere Jahre erstrecken, ergibt sich durch teils deutlich unterschiedliche Jahrgangsstärken und den diesbezüglich prägenden Haupteinflussfaktoren Temperatur und Abflussgeschehen (Hydrologie). So stellt der Temperaturverlauf im Spätwinter/Frühjahr den bestimmenden Faktor für den Fortpflanzungszeitpunkt dar und beeinflusst weiters den Schlupfzeitpunkt und die weitere Larvalentwicklung maßgeblich (ELLIOTT, 1981; JUNGWIRTH & WINKLER, 1984; HUMPECH, 1985). Die Hydrologie wiederum stellt einen wesentlichen natürlichen Einfluss auf die Mortalität früherer Juvenilstadien dar und kann im ungünstigsten Fall den weitgehenden Ausfall eines ganzen Jahrganges einer Flussfischart bewirken (WARREN ET AL., 2009).

Um die Ergebnisse der gegenständlichen Studie interpretieren zu können, ist daher eine detaillierte Beschreibung und Analyse der Wassertemperatur und der Hydrologie der Untersuchungsjahre unumgänglich. Für das Untersuchungsgebiet Engelhartzell stehen hierfür Abflussdaten vom Pegel Ilzstadt im Bereich des Zusammenflusses von Inn und Donau ca. 25 km stromauf des Untersuchungsgebiets sowie Temperaturdaten direkt aus dem Gebiet (Pegel Dantlbach) zur Verfügung (www.gkd.bayern.de). Für die Wachau wurde auf Temperatur- und Abflussdaten des Pegels Kienstock zurückgegriffen, der sich unmittelbar stromauf des Untersuchungsgebietes befindet (www.noel.gv.at).

In Tabelle 2 sind einige fischbiologisch relevante abiotische Kennzahlen zusammengefasst, die dazu dienen sollen, die einzelnen Untersuchungsjahre zu charakterisieren. Diese sind auf den Bereich Engelhartzell bezogen, die daraus ableitbaren Schlüsse gelten aber analog auch für die Wachau. Angeführt ist u. a. der jeweilige Tag, an dem die Donau erstmals im Jahr einen

Tagesmittelwert der Temperatur von 9°C erreichte. In der Donau konnte nämlich die Laichzeit der Nase auf Anfang April bei 9°C Wassertemperatur eingegrenzt werden (ZAUNER ET AL., 2001). Weiters werden in der Tabelle Tagesgrade und Überschreitungstage spezifischer Abflüsse angegeben.

Tabelle 2: Fischbiologisch relevante Kennzahlen zu Temperatur und Abfluss in den einzelnen Jahren bezogen auf den Bereich Engelhartzell (Pegel Ilzstadt & Dantlbach). Tagesgrade = Temperatursumme des jeweiligen Zeitraums; Überschreitungstage = Anzahl der Tage an denen ein bestimmter Abflusswert im festgelegten Zeitraum überschritten wird. HSQ ... höchster schiffbarer Wasserstand.

Jahr	Tagesgrade			Erreichen 9°C Tagesmittel	Überschreitungstage 15.3.-31.7.			höchster Abfluss 15.3.-31.7.
	1.1.- 31.3.	1.4.- 15.6.	16.6.- 31.7.		MQ (1440 m ³ /s)	Q = 2500 m ³ /s	HSQ (3500 m ³ /s)	
2017	271	835	869	04. Apr.	46	2 (Ende Juli)	0	2750 m ³ /s
2020	396	826	705	12. Apr.	35	1 (Mitte Juni)	0	2800 m ³ /s
2021	408	938	816	30. Mrz.	74	4 (Mitte Juli)	2 (Mitte Juli)	4310 m ³ /s
2022	289	1040	905	26. Mrz.	15	0	0	2310 m ³ /s

Um Befischungstermine unterschiedlicher Jahre überhaupt vergleichen zu können, ist die Angabe des Befischungstermins als Datum nämlich nur bedingt geeignet, da aufgrund von Unterschieden der Temperaturentwicklung einzelner Jahre die Saisonalität sehr unterschiedlich sein kann. Stattdessen bietet sich die in der Fischzucht, aber auch der Landwirtschaft und Phänologie übliche Angabe von Tagesgraden (Temperatursummen, Wärmesummen) an. Diese errechnen sich durch die Summation der Tagesmittelwerte der Wassertemperatur eines gegebenen Zeitraums.

Die einzelnen Untersuchungsjahre lassen sich bezüglich Hydrologie und Temperaturverlauf wie folgt charakterisieren:

Im Untersuchungsjahr 2017 traten noch vor der Laichzeit einige kleinere Abflussspitzen bis knapp unter HQ₁ auf (Abbildung 18). Von Mitte April bis Anfang Juni betrug die Wasserführung zumeist über Mittelwasser, dann folgte eine Niedrigwasserphase bis Ende Juli. Insgesamt wurde zwischen Mitte März und Ende Juli an 46 Tagen Mittelwasser und an zwei Tagen ein Abfluss von 2.500 m³/s überschritten, wobei letzteres erst Ende Juli der Fall war. Das Frühjahr war im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren kühler, wobei die Donau am 4. April erstmals eine Temperatur von 9°C erreichte. Insgesamt ist **2017** als **eher ungünstiges** Jungfischjahr zu charakterisieren.

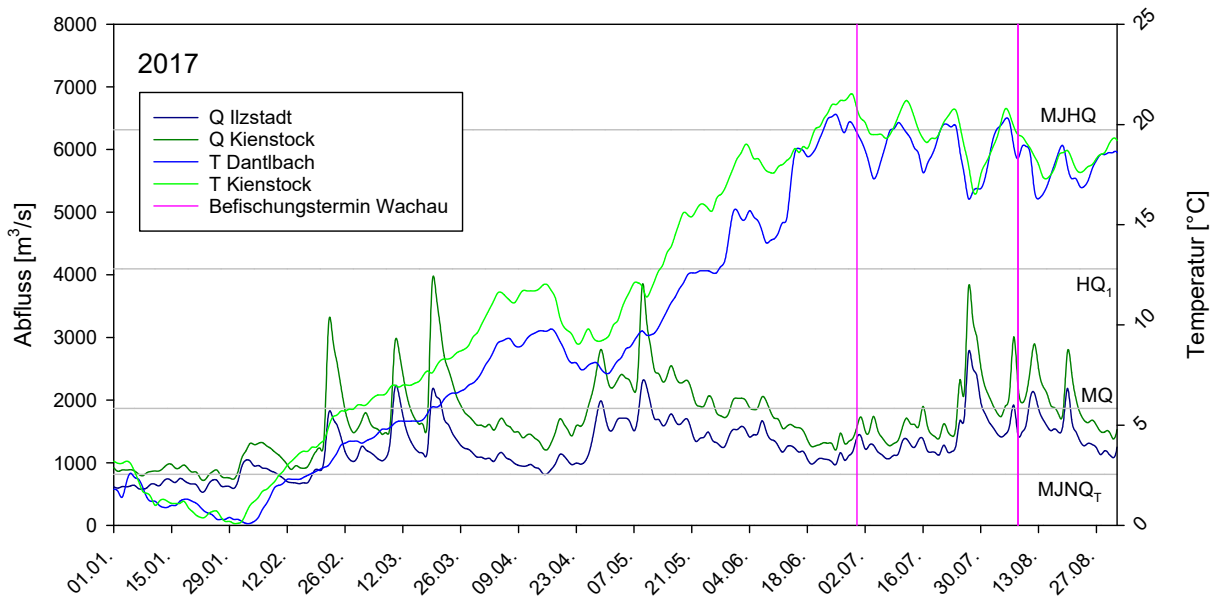


Abbildung 18: Hydrologie und Temperaturverlauf der Donau in den Abschnitten Engelhartszell (Pegel Ilzstadt & Dantlbach, Datenquelle: www.gkd.bayern.de) und Wachau (Pegel Kienstock, Datenquelle: www.noel.gv.at) in der ersten Jahreshälfte 2017 sowie Befischungstermine in der Wachau. Hydrologische Kennwerte beziehen sich auf den Pegel Kienstock.

Das Untersuchungsjahr **2020** war durch eine ausgeprägte und lang andauernde Niedrigwasserphase zwischen Ende März und Mitte Juni gekennzeichnet (Abbildung 19), was für das Aufkommen von Jungfischen als äußerst **günstig** einzuschätzen ist. Anschließend traten allerdings einige Abflussspitzen auf, wobei im Zeitraum von Mitte März bis Ende Juli an 35 Tagen das MQ und an einem Tag ein Abfluss von 2.500 m³/s überschritten wurde. Das Frühjahr war eher kühl und die 9°C-Temperaturmarke wurde erst am 12. April erreicht.

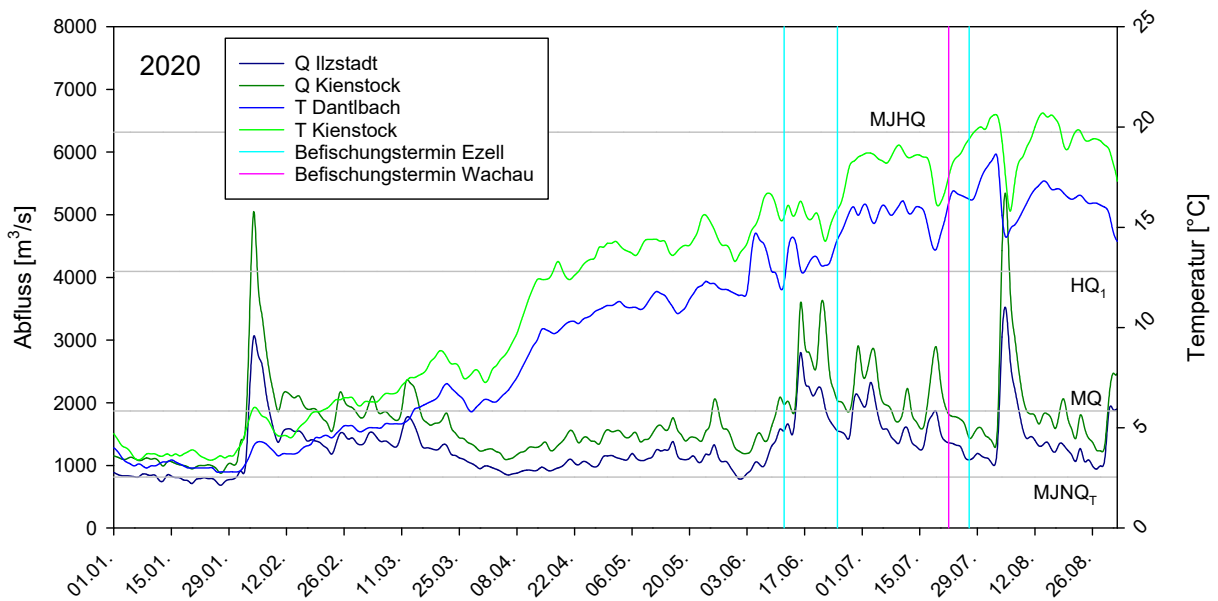


Abbildung 19: Hydrologie und Temperaturverlauf der Donau in den Abschnitten Engelhartszell (Pegel Ilzstadt & Dantlbach, Datenquelle: www.gkd.bayern.de) und Wachau (Pegel Kienstock, Datenquelle: www.noel.gv.at) in der ersten Jahreshälfte 2020 sowie Befischungstermine in Engelhartszell und der Wachau. Hydrologische Kennwerte beziehen sich auf den Pegel Kienstock.

Im Untersuchungsjahr **2021** lagen zwar zwischen Ende Februar und Anfang Mai recht niedrige Wasserstände vor, dann stieg der Abfluss aber deutlich über Mittelwasser und blieb durchwegs hoch, und zwar bis in den Spätsommer (Abbildung 20). Insgesamt wurde zwischen Mitte März und Ende Juli an 74 Tagen Mittelwasser, an vier Tagen ein Abfluss von 2.500 m³/s und an zwei Tagen das HSQ überschritten, wobei die höchsten Werte Mitte Juli auftraten. Von den vier hier betrachteten Jahren handelte es sich somit im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren der Studie um jenes mit den höchsten Abflüssen und damit den **ungünstigsten** Bedingungen für Jungfische, wenngleich die Abflüsse vor dem Befischungstermin deutlich unter dem HQ₁ lagen. Bezüglich der Temperaturentwicklung war das Frühjahr deutlich wärmer als 2017 und 2020 und die Donau erreichte bereits am 30. März eine Wassertemperatur von 9°C.

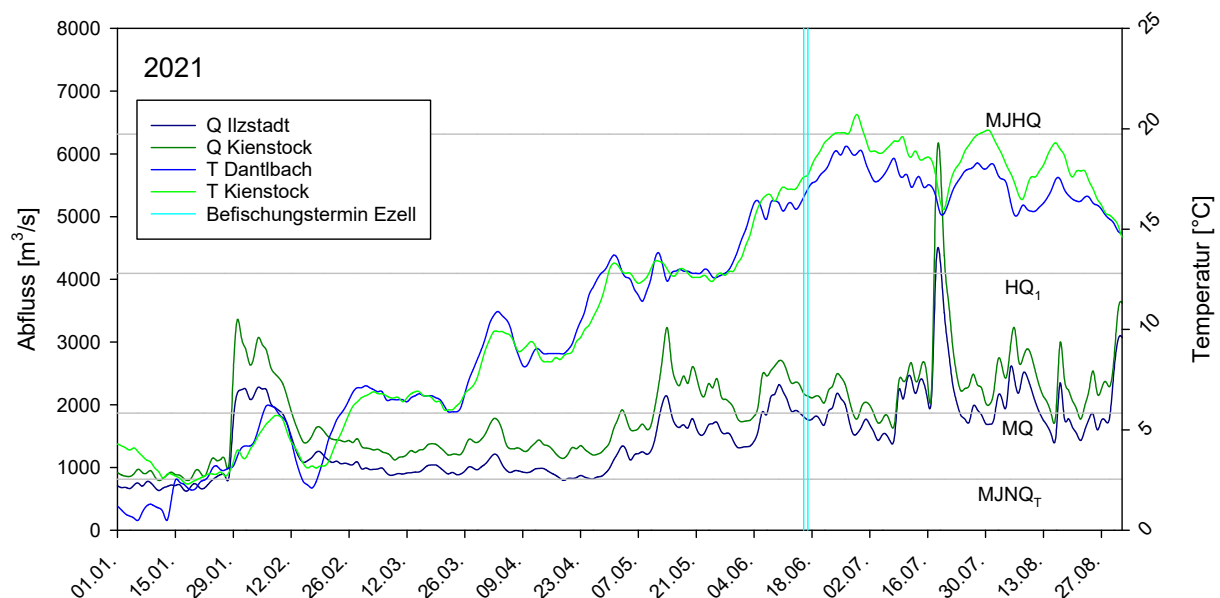


Abbildung 20: Hydrologie und Temperaturverlauf der Donau in den Abschnitten Engelhartszell (Pegel Ilzstadt & Dantlbach, Datenquelle: www.gkd.bayern.de) und Wachau (Pegel Kienstock, Datenquelle: www.noel.gv.at) in der ersten Jahreshälfte 2021 sowie Befischungstermine in Engelhartszell. Hydrologische Kennwerte beziehen sich auf den Pegel Kienstock.

Im Untersuchungsjahr 2022 waren die Abflüsse während der sensiblen Juvenilphase zwischen Ende März und Mitte Juni zwar nicht so niedrig wie 2020, aber doch niedriger als 2021 (Abbildung 21). Mittelwasser war im gesamten Zeitraum von 15. März bis 31. Juli nur an 15 Tagen (geringfügig) überschritten, 2.500 m³/s wurden überhaupt nicht erreicht. Bezüglich der Hydrologie ist **2022** daher als sehr **günstiges** Jungfischjahr zu bezeichnen. Außerdem handelte es sich um das Jahr mit den höchsten Frühjahrstemperaturen der hier betrachteten Jahre und die Donau erreichte bereits am 26. März eine Wassertemperatur von 9°C. Daher wurden die Befischungstermine früher angesetzt als in den vorangegangenen Jahren.

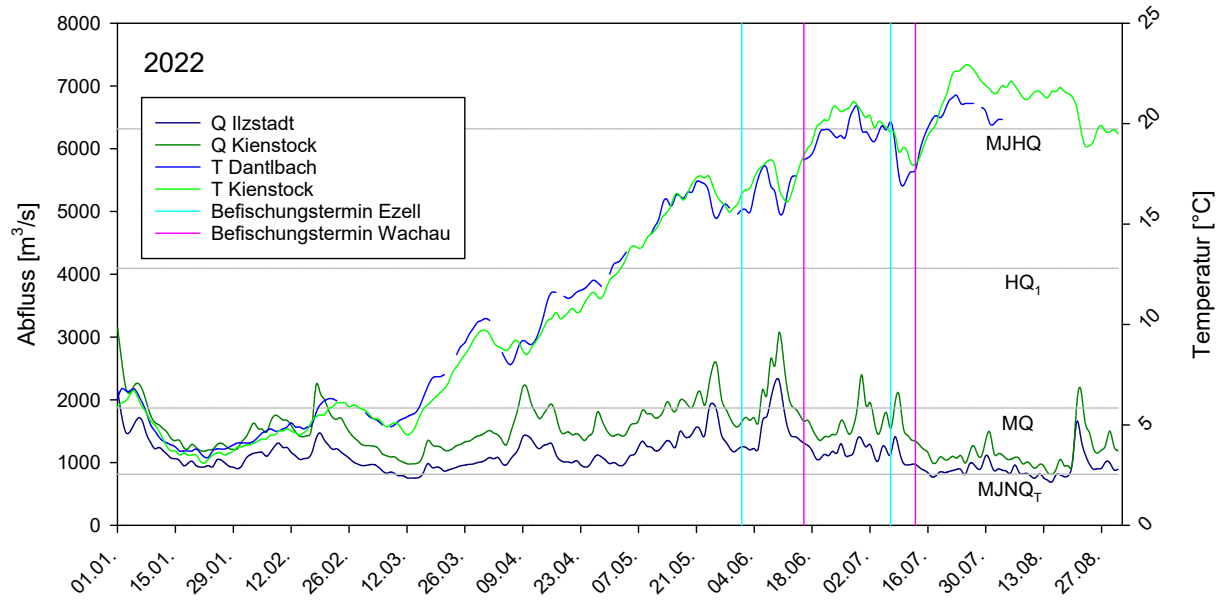


Abbildung 21: Hydrologie und Temperaturverlauf der Donau in den Abschnitten Engelhartzell (Pegel Ilzstadt & Dantlbach, Datenquelle: www.gkd.bayern.de) und Wachau (Pegel Kienstock, Datenquelle: www.noel.gv.at) in der ersten Jahreshälfte 2022 sowie Befischungstermine in Engelhartzell und der Wachau. Hydrologische Kennwerte beziehen sich auf den Pegel Kienstock.

5 Ergebnisse

5.1 Engelhartszell (Stauwurzel Kraftwerk Aschach)

Im Rahmen der fünf Befischungstermine konnten in Summe 24.192 Fische aus 28 verschiedenen Arten (25 heimische) nachgewiesen werden. Die mit Abstand höchste Individuenzahl konnte mit 13.727 Individuen im Juni 2020 festgestellt werden, die niedrigste mit 510 Individuen im Juli 2022 (trotz des höheren Befischungsaufwands).

Tabelle 3: Übersicht über die Point Abundance-Befischungstermine in Engelhartszell mit Fangaufwand sowie gefangene Individuen (0+ Cypriniden und gesamt).

Termin	n Pkt.	n 0+ Cyp.	n Fische	CPUE [0+ Cyp./Pkt.]
Juni 2020	271	13.000	13.727	48,0
Juli 2020	430	2.221	3.628	5,2
Juni 2021	282	3.878	4.146	13,8
Juni 2022	318	2.142	2.181	6,7
Juli 2022	325	401	510	1,2
gesamt	1.626	21.642	24.192	15,0

Wie auch in der Wachau stellte in allen drei Untersuchungsjahren die Nase die häufigste Art dar (Tabelle 3). Die nächsthäufigste Art war 2020 und 2022 die Laube, 2021 hingegen der Aitel. Die Barbe machte 2020 einen relevanten Anteil am Gesamtfang aus, war aber in den darauffolgenden beiden Jahren nur mit wenigen Individuen vertreten. Noch ausgeprägter war dieses Phänomen bei der Rußnase zu beobachten.



Abbildung 22: Am 1.6.2022 auf der Schotterbank Fallau gefangene Äsche.

Besonders hervorzuheben sind die Fänge von elf Neunaugen-Querdern mit Totallängen zwischen 50 und 130 mm im Juli 2020. Neunaugen wurden erstmals 2019 im Stauraum KW

Aschach nachgewiesen, obwohl seit den 1980er-Jahre regelmäßig Elektrofischungen durchgeführt wurden. Des Weiteren ist der Fang von drei 0+ Äschen mit 35 bis 45 mm Totallängen im Juni 2022 bemerkenswert, wobei es sich wahrscheinlich um abgedriftete Individuen (z. B. aus dem Inn, der Ilz oder dem Großen Kößlbach) handelte, wobei diese Zubringer weit stromauf liegen und die Tiere das Kraftwerk Jochenstein somit offenbar unbeschadet passiert hätten.

Am 25.6.2020 wurde ein Hecht mit 155 mm, am 28.7.2020 zwei Hechte mit 150 mm und am 16.6.2021 drei Hechte (65-70 mm Totallänge) gefangen, wobei es sich bei allen um 0+ Individuen gehandelt haben dürfte. Da die Herkunft aus Besatz mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann, zeigt dieses Ergebnis, dass der Hecht offenbar im Hauptstrom der Donau erfolgreich reproduziert. Weiters zeigt sich, dass das Wachstum in den einzelnen Jahren offenbar sehr unterschiedlich verlaufen kann, bzw. wahrscheinlich auch die Laichzeiten zwischen Jahren und/oder Individuen stark abweichen. Abgesehen von den aktuellen Funden sind Nachweise von 0+ Hechten im Hauptstrom bzw. in Fließstrecken und Stauwurzelbereichen der österreichischen Donau selten und beschränken sich hier eher auf Alt- und Nebenarme.

Bei den im Juni 2020 gefangenen und im Aquarium aufgezogenen 22 Jungfischen handelte es sich um 17 Nasen (77 %), drei Hasel (14 %) und zwei Nerflinge (3 %), also durchwegs um früh laichende, flusstypische Cyprinidenarten, welche sehr wahrscheinlich die geschütteten Kiesbänke in der Stauwurzel als Reproduktionshabitate nutzen.

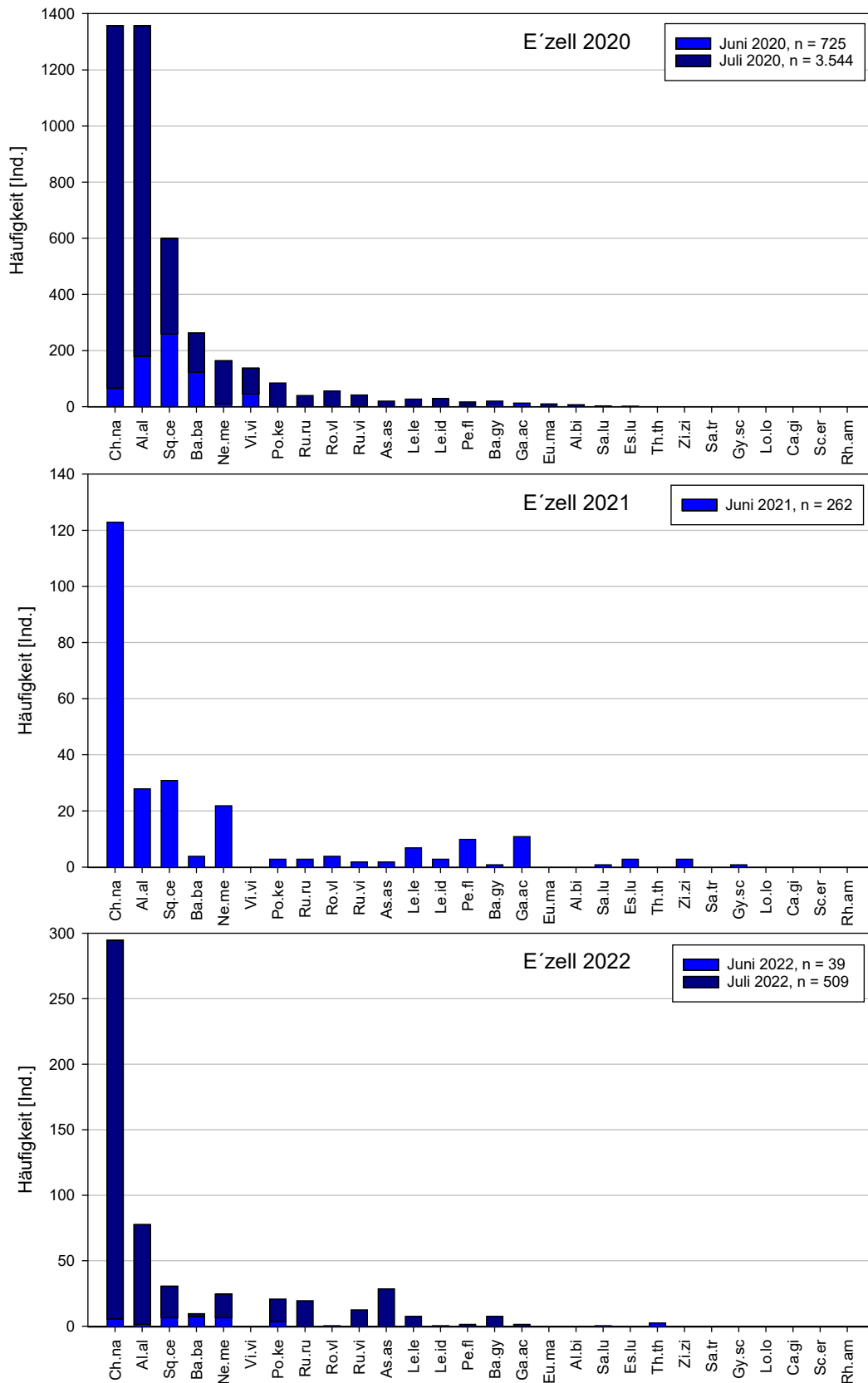


Abbildung 23: Artenzusammensetzung des Gesamtfanges in den drei Untersuchungsjahren. Nur auf Artniveau bestimmbare Individuen berücksichtigt. Reihung nach Gesamthäufigkeit.

Am 15.6.2021 wiesen die im Labor vermessenen 0+ Cypriniden Totallängen zwischen 11 und 30 mm auf, wobei der Mittelwert und der Median 21 mm betragen (Abbildung 24). Am 31.5.2022 wiesen die 0+ Cypriniden Längen zwischen 9 und 36 mm auf, der Mittelwert sowie der Median lagen bei 26 mm. Der Unterschied zwischen diesen beiden Terminen ist höchst signifikant (2-seitiger t-Test, $p < 0,001$). Obwohl der Befischungstermin 2022 um mehr als zwei Wochen früher stattfand als im Vorjahr und auch die Gesamttemperatursumme ab Jahresbeginn noch etwas geringer war, wiesen die 0+ Cypriniden bereits deutlich größere Längen auf, was die in Kapitel 4.3 getätigte Aussage, dass es sich um ein sehr „frühes Jahr“ handelte, bestätigt. In Abbildung 24 ist weiters erkennbar, dass die früh laichenden Arten (Nase, Hasel, Nerfling) in beiden Jahren deutlich dominierten, zusätzlich ist ein kleinerer Peak bei den kleineren Individuen erkennbar, wobei es sich sehr wahrscheinlich um spät laichende Arten wie Aitel, Laube und Barbe handelte.

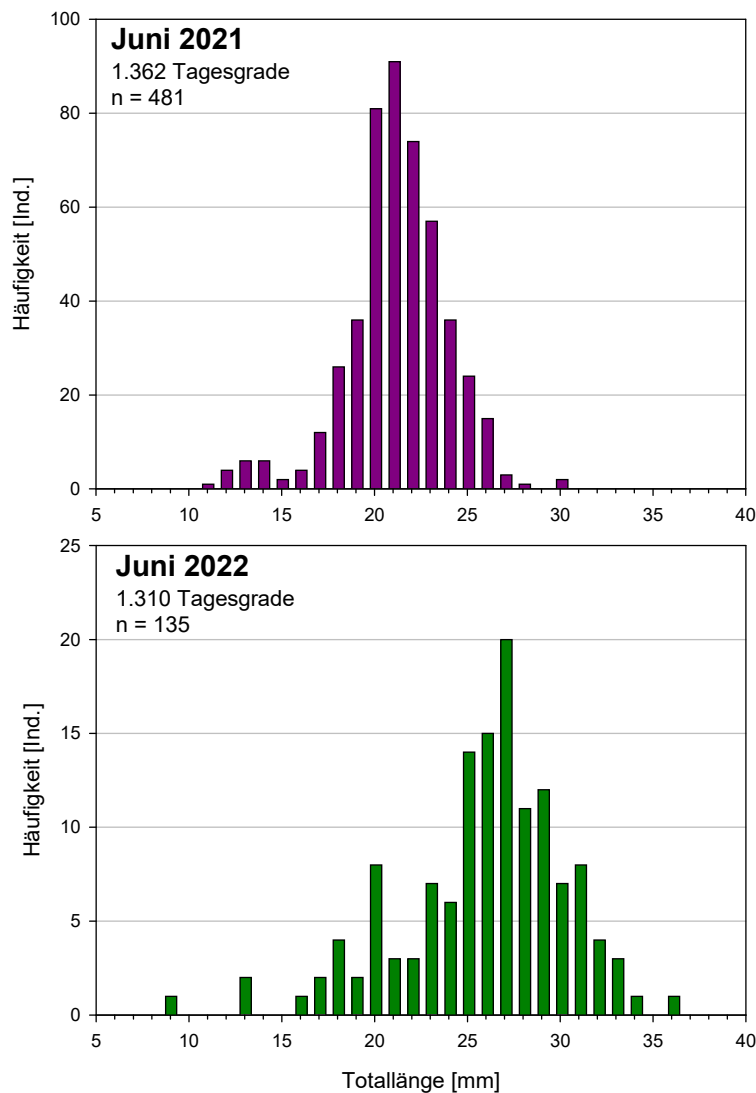


Abbildung 24: Längenfrequenzdiagramme von im Labor vermessenen 0+ Cypriniden im Juni 2021 und Juni 2022.

In Abbildung 26 sind die Längenfrequenzdiagramme der im Feld vermessenen Cypriniden dargestellt. Dabei handelte es sich bei den Juniterminen fast ausschließlich um 1+ Individuen,

bei den Juliterminen – neben einzelnen größeren Fischen – hingegen um 0+ und 1+ Individuen. Betrachtet man nur die Junitermine so zeigt sich, dass 2020 viele 1+ Cypriniden gefangen wurden. Im Juni 2021 betrug der Fang weniger als ein Drittel, war aber noch um ein Vielfaches höher als 2022, als fast keine 1+ Cypriniden nachgewiesen werden konnten. Aus Sicht der Autoren spiegeln diese Ergebnisse nur sehr eingeschränkt die unterschiedlichen Jahrgangsstärken wider. Wenn dem so wäre, hätten die höchsten Dichten an 1+ Individuen 2021 festgestellt werden müssen (sehr starker Jahrgang 2020). Tatsächlich sind 1+ Cypriniden – im Gegensatz zu frühen Juvenilstadien – nicht mehr obligatorisch an die Uferbereiche gebunden, sondern können auch tiefere Bereiche mit rascherer Strömung als Lebensraum nutzen. Die Fänge im Rahmen von Point Abundance-Befischungen spiegeln daher vielmehr die Habitatnutzung der 1+ Cypriniden zum Zeitpunkt der Erhebung wider. Offenbar nutzten die 1+ Cypriniden im Juni 2020 und in etwas geringerem Umfang auch im Juni 2021 vermehrt die unmittelbaren Uferbereiche, während im Juni 2022 kaum Individuen dieser Altersklasse in den unmittelbaren Uferzonen anzutreffen waren. Die unterschiedliche Größenstruktur ist dadurch bedingt, dass 2020 der Fang von den spät laichenden, und daher im zweiten Jahr noch kleineren Arten Aitel, Laube und Barbe dominiert wurde, während 2021 die früh laichende und schnellwüchsige Nase den Großteil der 1+ Cypriniden ausmachte.

Die Julitermine 2020 und 2022 bestätigen weitgehend die Ergebnisse der Junitermine, da hier allerdings 0+ und 1+ Individuen berücksichtigt sind, spielt die Jahrgangsstärke der 0+ Individuen ebenfalls eine wesentliche Rolle für den Populationsaufbau. Es zeigt sich, dass im Juli 2020 einerseits ein deutlich stärkerer 0+ Jahrgang feststellbar war und andererseits auch größere Individuen vermehrt in den ufernahen Habitaten zu finden waren als 2022.



Abbildung 25: Im Juni 2020 konnten zahlreiche Massenfänge von 0+ Cypriniden gemacht werden.

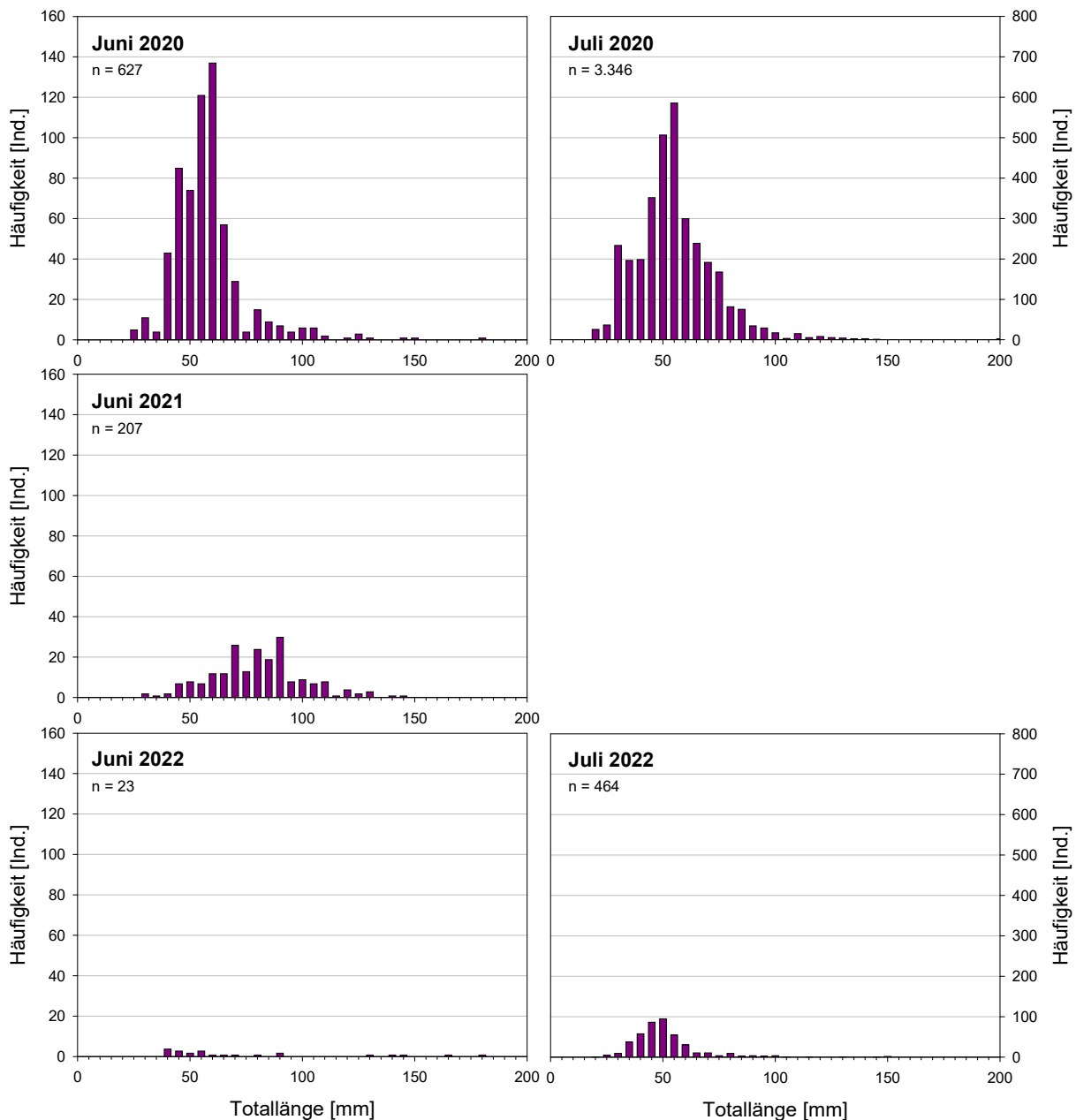


Abbildung 26: Längenfrequenzdiagramme der im Freiland vermessenen Cypriniden (Juni – alle auf Artniveau bestimmbaren Individuen, Juli – alle Individuen) an den einzelnen Terminen.

Vergleicht man die Dichten der 0+ Cypriniden in den einzelnen Jahren (Abbildung 27), so ist insbesondere die enorm hohe Dichte im Juni des Corona-Jahres 2020 mit 55,4 Ind./Pkt. entlang von Kiesufern und 6,5 Ind./Pkt. entlang von Blockwurfufern auffällig. Bei diesem Untersuchungstermin gelangen zahlreiche Massenfänge mit bis zu 1.282 Individuen pro Befischungspunkt (Abbildung 25). Bis Ende Juli hatte die Dichte auf 6,5 Ind./Pkt. (Kiesufer) bzw. 0,3 Ind./Pkt. (Blockwurf) abgenommen, was aber immer noch den höchsten der bisher im Juli in diesem Donauabschnitt festgestellten Wert darstellt. Die doch recht starke Abnahme könnte durch die zwischen Mitte Juni und Ende Juli durchwegs recht hohe Wasserführung der Donau bzw. die dadurch bedingte hohe Mortalität zurückzuführen sein (Abbildung 19). Im hydrologisch ungünstigen Jungfischjahr 2021 lag die Jungfischdichte Mitte Juni bei

16,0 Ind./Pkt. (Schotterbank) bzw. 5,4 Ind./Pkt. (Blockwurf). 2022, also im ersten Jahr nach der Pandemie mit weitgehend „normalem“ Schifffahrtsaufkommen, betrug die Jungfischdichte trotz der günstigen Hydrologie beim Junitermin nur 7,1 Ind./Pkt. (Schotterbank) bzw. 4,0 Ind./Pkt. (Blockwurf). Beim Julitermin konnten Dichten von 1,4 Ind./Pkt. (Schotterbank) bzw. 0,4 Ind./Pkt. (Blockwurf) festgestellt werden. Zusätzlich sind in Abbildung 27 noch Ergebnisse vom Juli 2010 angeführt, wo Dichten von 3,7 Ind./Pkt. (Schotterbank) bzw. 1,4 Ind./Pkt. (Blockwurf) festgestellt wurden.

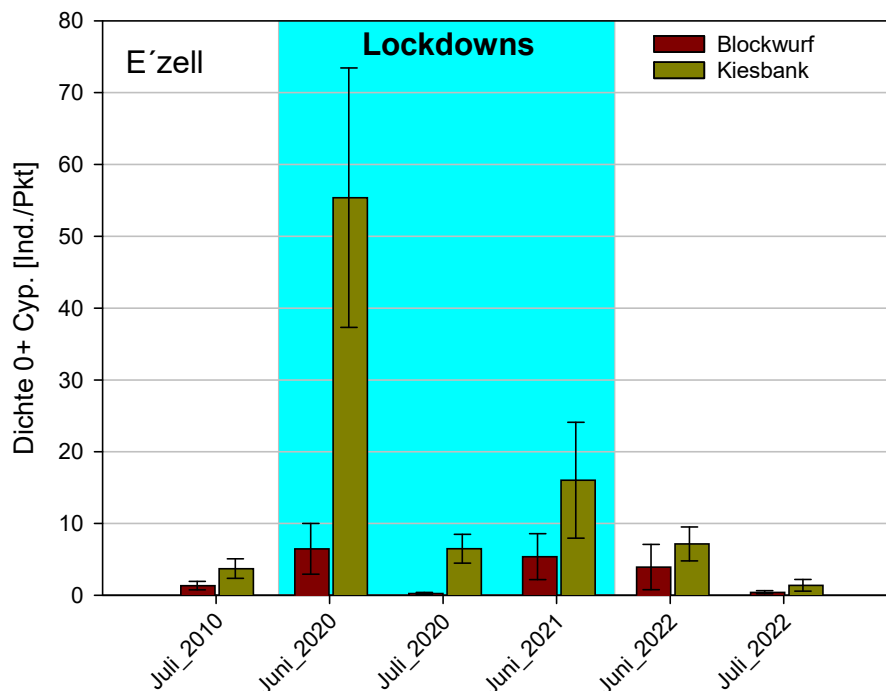


Abbildung 27: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwert & 95 %-Konfidenzintervall) in der Stauwurzel Aschach (bei Engelhartzell) entlang von Blockwurf- und Kiesufer.

Insgesamt zeigt sich also, dass in den beiden Corona-Jahren durchwegs höhere Dichten an 0+ Cypriniden festgestellt wurden als zu vergleichbaren Terminen in anderen Jahren. Im Juni 2020 betrug diese entlang von Kiesufer mehr als das 7-fache des Referenzjahres 2022, im hydrologisch ungünstigen Jahr 2021 immerhin noch mehr als das Doppelte.

In Abbildung 28 sind die Dichten von 0+ Cypriniden in den Optimalhabitaten (Kiesufer mit einer Neigung von max. 1:8) in Abhängigkeit der Tagesgrade dargestellt. Dies erlaubt einen besseren Vergleich der einzelnen Termine bezüglich der Saisonalität. Die Junitermine der drei Jahre 2020-2022 sind bezüglich der Temperatursummen zum jeweiligen Befischungszeitpunkt recht gut vergleichbar. Die beiden Julitermine liegen etwas weiter auseinander, wobei der Termin 2022 bezüglich der Tagesgrade weiter fortgeschritten war, was für die sehr niedrigen Dichten an diesem Termin mitverantwortlich sein könnte. Nichtsdestotrotz ist auch anhand dieser Darstellung ersichtlich, dass in den Jahren 2020 und 2021 mit eingeschränktem Schiffsverkehr deutlich höhere Jungfischdichten feststellbar waren als im Referenzjahr 2022.

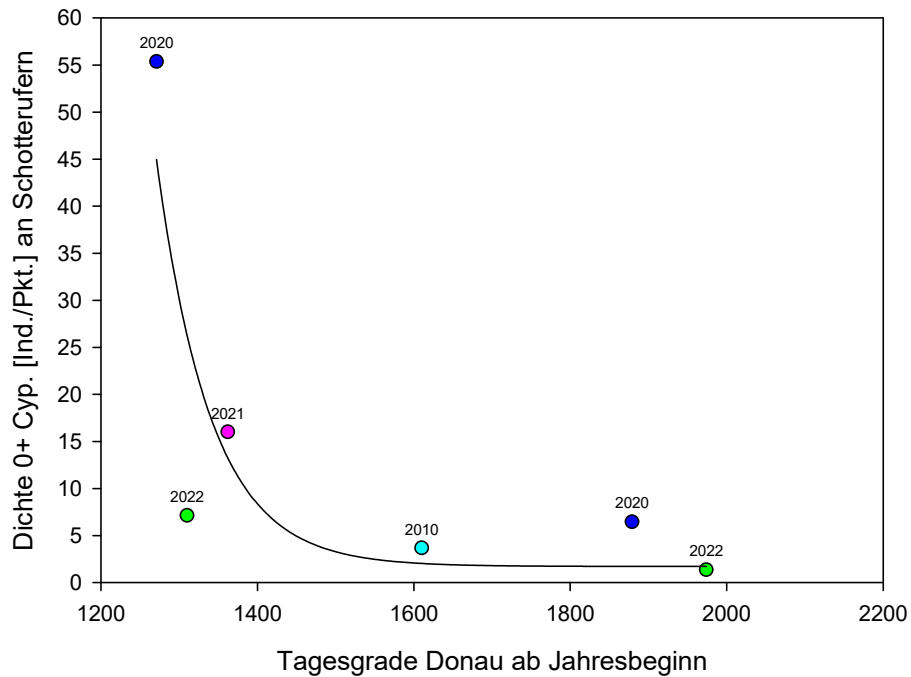


Abbildung 28: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden** an Schotterufern) in der Stauwurzel KW Aschach in Abhängigkeit von der Temperatursumme (Tagesgrade) seit Jahresbeginn.

Noch deutlich ausgeprägter stellen sich die Unterschiede zwischen den beiden Corona-Jahren und den übrigen Jahren dar, wenn man die Dichten der 1+ Cypriniden betrachtet (Abbildung 30). Wie bereits erwähnt ist dieses Altersstadium wesentlich mobiler und nicht mehr obligatorisch an strömungsberuhigte Flachwasserbereiche angewiesen. Es zeigt sich, dass Blockwurfufer im gegenständlichen Fall von 1+ Cypriniden kaum genutzt werden, weshalb sie hier auch nicht näher betrachtet werden. Entlang der Kiesufer fanden sich im Juli 2010 im Mittel 0,1 Ind./Pkt., im Juni 2022 ebenfalls 0,1 Ind./Pkt. und im Juli 2022 0,2 Ind./Pkt.. In den Corona-Jahren waren die Dichten hingegen um ein Vielfaches höher mit 2,9 Ind./Pkt. im Juni 2020, 3,1 Ind./Pkt. im Juli 2020 und 0,8 Ind./Pkt. im Juni 2021. Offenbar nutzen 1+ Cypriniden bei verringertem Wellenschlag vermehrt die ufernahen Habitate, während sie in Jahren mit „normalem“ Schifffahrtsaufkommen aus diesen natürlicherweise bevorzugten Bereichen fast vollständig abgedrängt werden.



Abbildung 29: Jungfischschwarm, bestehend primär aus 1+ Lauben und Barben, im Bereich der Kiesstruktur Fallau im Mai 2020.

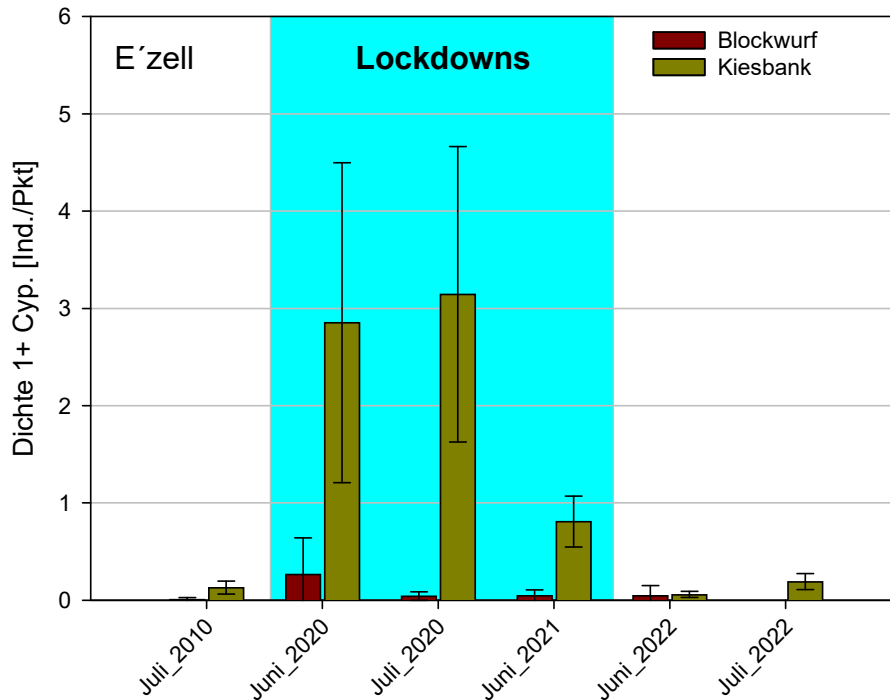


Abbildung 30: Jungfischdichten (nur **1+ Cypriniden**, Mittelwert & 95 %-Konfidenzintervall) in der Stauwurzel Aschach entlang von Blockwurf- und Kiesufern.

Das Phänomen der ausgesprochen ufernahen Habitatwahl von 1+ Cypriniden konnte unabhängig von den Befischungsterminen im Frühjahr 2020 auch mittels Sichtbeobachtungen dokumentiert werden (Abbildung 29). Auch von Anglern wurde mehrfach von ungewöhnlich hohen Jungfischdichten entlang der Donauufer berichtet.

Im Untersuchungsgebiet Wachau wurden sowohl aktuell als auch bei vorangegangenen Studien die Jungfischdichten in Abhängigkeit von Uferneigung und Wellenschlagexposition dargestellt, wobei in Jahren mit „normalem“ Schifffahrtsaufkommen in den wellenschlaggeschützten Bereichen deutlich höhere Dichten festgestellt werden konnten (siehe ZAUNER ET AL., 2015 und Kapitel 5.2). Im Untersuchungsgebiet Engelhartszell liegen im Vergleich zur Wachau wenige wellenschlaggeschützte Habitate vor. Als „teilweise wellenschlaggeschützt“ wurden größere Buchtstrukturen und die Ein- und Ausströmbereiche der Hinterrinner Fallau und Kramesau eingestuft. Als „weitgehend wellenschlaggeschützt“ sind nur die inneren Bereiche der beiden Hinterrinner Kramesau zu bezeichnen, wobei es sich dabei nur um sehr kleinräumige Bereiche handelt, welche aufgrund der steilen Ufer wenig attraktiv für Jungfische sind.

Wie in Abbildung 31 erkennbar ist, war in den Jahren 2021 und 2022 sowie im Juli 2020 eine gewisse Präferenz für teilweise wellenschlaggeschützte Schotterufer erkennbar. Dies war insbesondere an den beiden Juliterminen der Fall, möglicherweise weil ältere Jungfische diese Habitate verstärkt aktiv aufsuchen können. Die in der Wachau bevorzugten Bereiche mit weitgehendem Wellenschlagschutz sind, wie erwähnt, in der Stauwurzel KW Aschach

morphologisch weniger attraktiv, weshalb hier auch keine besonders hohen Dichten feststellbar waren. Im Gegensatz zu den anderen Terminen waren im Juni 2020 die höchsten Jungfischdichten in nicht wellenschlaggeschützten Habitaten feststellbar, wobei allerdings der Unterschied zu den teilweise wellenschlaggeschützten Habitaten nur sehr gering war. In Summe zeigt sich also auch im Untersuchungsgebiet Engelhartszell eine gewisse Präferenz für wellenschlaggeschützte Habitate, außer im Zeitraum mit sehr geringem Schiffsverkehr (Juni 2020). Die Unterschiede sind allerdings deutlich geringer als in der Wachau, was einerseits am generell geringeren Schifffahrtsaufkommen, vor allem aber an der Habitatverfügbarkeit liegen dürfte.

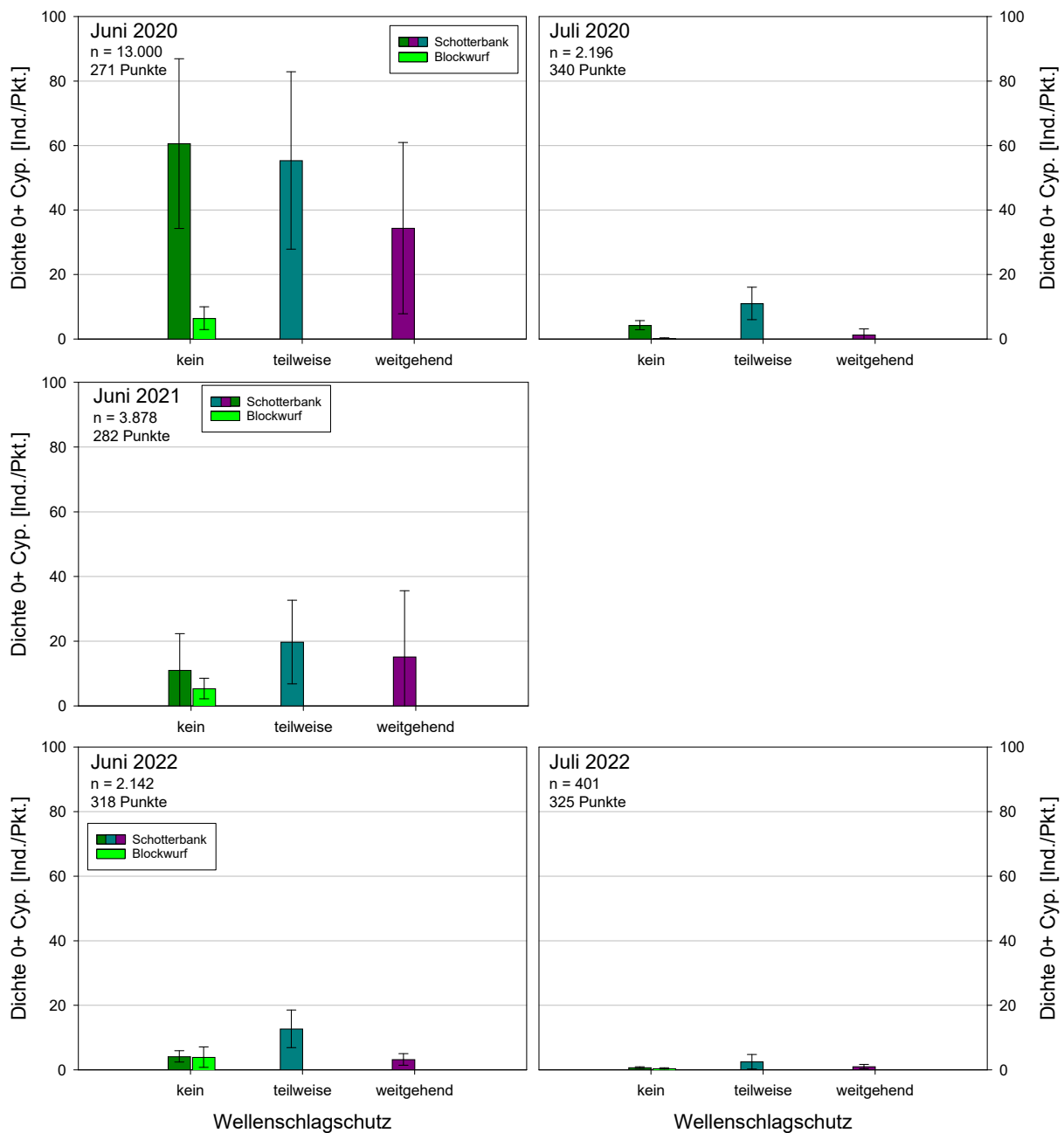


Abbildung 31: Jungfischdichten (nur 0+ Cypriniden, Mittelwerte & 95%-Konfidenzintervalle) in Habitaten mit unterschiedlicher Wellenschlagsexposition an den fünf Befischungsterminen.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Befischungsstellen in den drei Erhebungsjahren verortet, wobei die Farbe die mittlere Jungfischdichte an der Befischungsstelle (Mittelwert aus zehn Befischungspunkten) wiedergibt. In Abbildung 32 sind zusätzlich die Strukturierungsbereiche (geschüttete Kiesbänke) sowie die Referenzstrecke (Schiffahrtslände mit steilem Blockwurfufer) beschriftet. Wie in der Karte erkennbar ist, konnten 2020 besonders hohe Jungfischdichten entlang der Kiesbank Fallau und am überkiesten Bühnenfeld festgestellt werden. Auf der Kiesbank Schattenthal waren die Dichten hingegen deutlich geringer. Dies trifft erwartungsgemäß auch auf das Blockwurfufer entlang der Lände zu.

Wie oben beschrieben waren im Juni 2021 die Jungfischdichten geringer als im Vorjahr, so fehlten beispielsweise Strecken mit Mittelwerten von über 100 Ind./Pkt. vollständig. Auffällig ist, dass auch entlang der Lände vergleichsweise hohe Dichten feststellbar waren. Dies ist auf den höheren Wasserstand 2021 zurückzuführen, der bedingte, dass die dort vorhandene Berme zum Teil überflutet war. Die Wasseranschlagslinie verlief somit bei diesem Erhebungstermin nicht am steilen Blockwurfufer, sondern es handelte sich vielmehr um ein flaches Ufer mit eingestauter Vegetation, welches für Jungfische durchaus eine hohe Attraktivität aufwies.

Im Untersuchungsjahr 2022 waren die höchsten Jungfischdichten entlang der Strukturen Fallau und insbesondere Kramesau zu finden. Dies ist möglicherweise durch den Wellenschlagschutz, den die beiden Inseln in der Kramesau bieten, bedingt.

Nullfänge – d.h. zehn aufeinanderfolgende Punkte ohne Nachweis von 0+ Cypriniden – traten im Gegensatz zur Wachau in Engelhartzell in allen drei Jahren nur sehr vereinzelt auf.

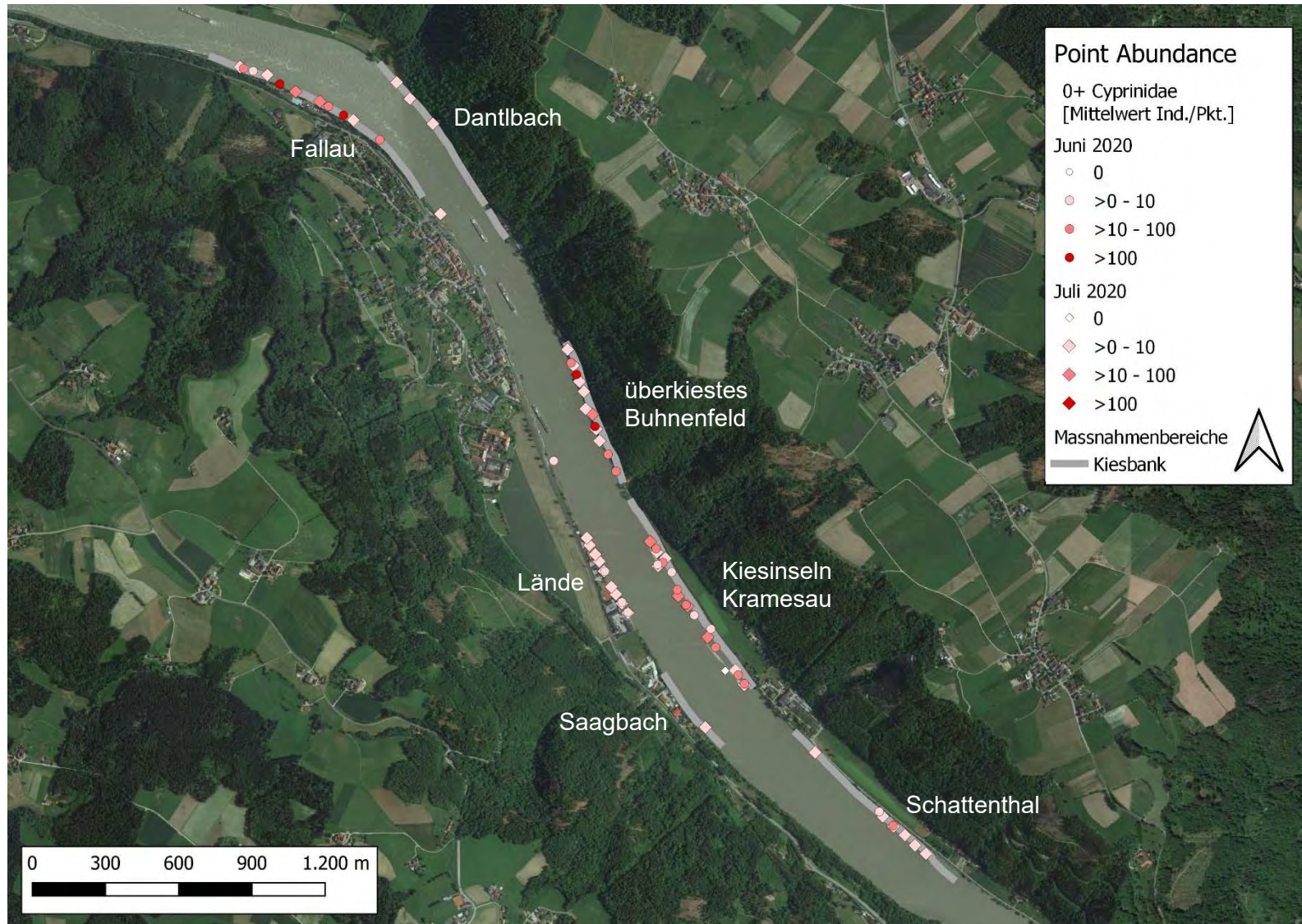


Abbildung 32: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils zehn Befischungspunkten) bei den beiden Erhebungsterminen 2020.

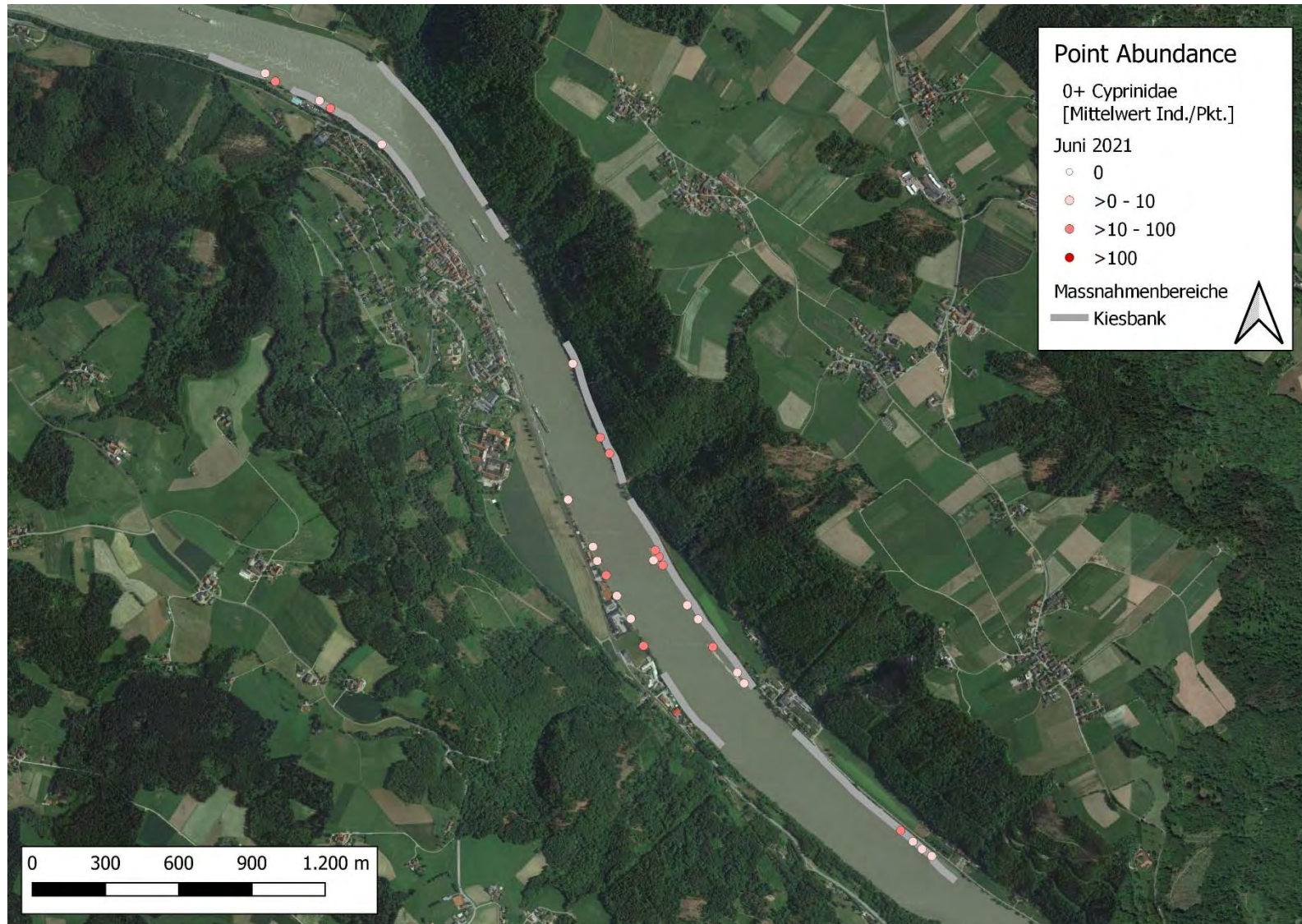


Abbildung 33: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils zehn Befischungspunkten) im Juni 2021.

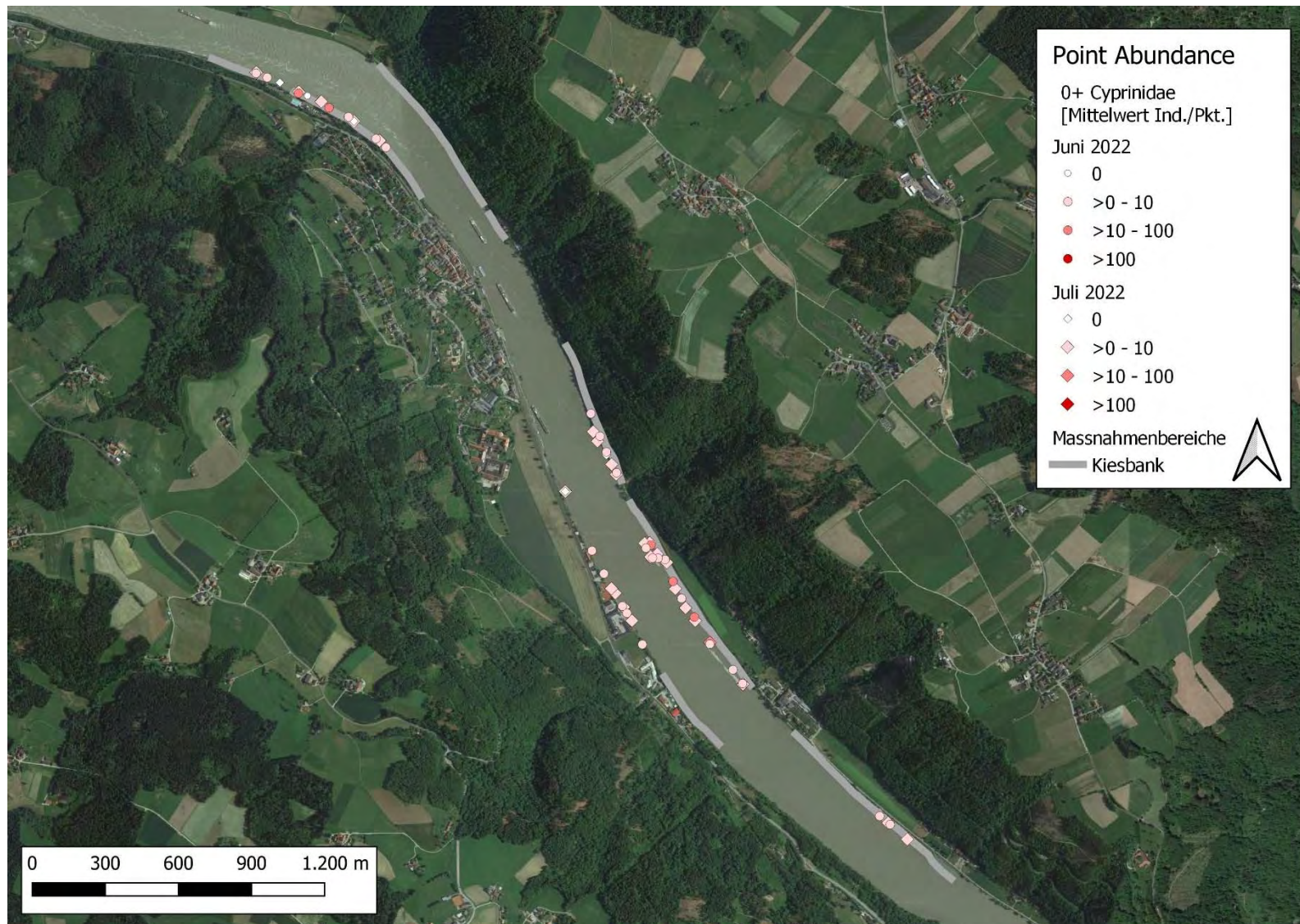


Abbildung 34: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils zehn Befischungspunkten) bei den beiden Erhebungsterminen 2022.

5.2 Wachau (Abschnitt Rührsdorf & Rossatz)

Im Rahmen der fünf Befischungstermine in der Wachau konnten in Summe 11.227 Fische aus 40 verschiedenen Arten (35 heimische) nachgewiesen werden. Die höchste Individuenzahl wurde mit 2.752 beim zweiten Postmonitoringtermin LIFE+ Auenwildnis Wachau (Juli 2022) festgestellt, die geringste Individuenzahl mit 1.389 beim zweiten Prämonitoringtermin des LIFE+ Projekts (August 2017, Tabelle 4). Dieses Ergebnis korreliert negativ mit dem Abfluss der Donau, der im August 2017 deutlich über Mittelwasser lag, wohingegen im Juli 2022 der niedrigste Abfluss der fünf Befischungstermine zu verzeichnen war. Auffällig ist, dass die mittleren Individuendichten mit 1,4 – 3,2 Ind./Pkt. durchwegs deutlich unter jenen von Engelhartzell lagen. Weiters konnten im Gegensatz zu Engelhartzell im Coronajahr 2020 im Mittel keine höheren Dichten festgestellt werden als im Referenzjahr 2022. Allerdings ist der in Tabelle 4 dargestellte Mittelwert über alle Habitats in einem sehr heterogen strukturierten Gebiet wie der Wachau bei Rossatz nur von sehr geringer Aussagekraft (siehe dazu weiter unten).

Tabelle 4: Übersicht über die Point Abundance-Befischungstermine mit Fangaufwand im Hauptstrom (HS) und in Nebenarmen (NA) sowie gefangene Individuen (0+ Cypriniden und gesamt).

Termin	n Pkt. HS	n Pkt. NA	n Pkt. gesamt	n 0+ Cyp.	n Fische	CPUE [0+ Cyp./Pkt.]
Juni 2017	347	359	706	2.149	2.438	3,0
August 2017	324	299	623	843	1.389	1,4
Juli 2020	210	330	540	1.426	2.670	2,6
Juni 2022	195	455	650	1.520	1.978	2,3
Juli 2022	220	520	750	2.422	2.752	3,2

In allen drei Untersuchungsjahren stellte die Nase die mit Abstand häufigste Art dar (Abbildung 35). Bei Betrachtung aller Untersuchungsjahre gepoolt stellte der Aitel die zweithäufigste Art dar, gefolgt von Laube, Schwarzmundgrundel, Schneider, Barbe, Flussbarsch, Kesslergrundel, Koppe, Hasel, Nerfling, Rotaugen und Schied.

Bei mehreren Arten sind drastische Unterschiede in den Fangzahlen zwischen den einzelnen Jahren feststellbar. Beispielsweise wurden von der Koppe 2017 zwei, 2020 26 und 2022 131 Individuen nachgewiesen. Auch der Schneider zeigte eine Zunahme von 22 Individuen 2017 auf 127 im Jahr 2020 und 131 bei den Erhebungen 2022. Während die Barbe 2017 mit 216 Individuen die zweithäufigste Art darstellte, konnten 2022 nur 26 Barben gefangen werden. Dies dürfte auf eine sehr geringe Jahrgangsstärke 2022 zurückzuführen gewesen sein, was auch in Engelhartzell beobachtet werden konnte.

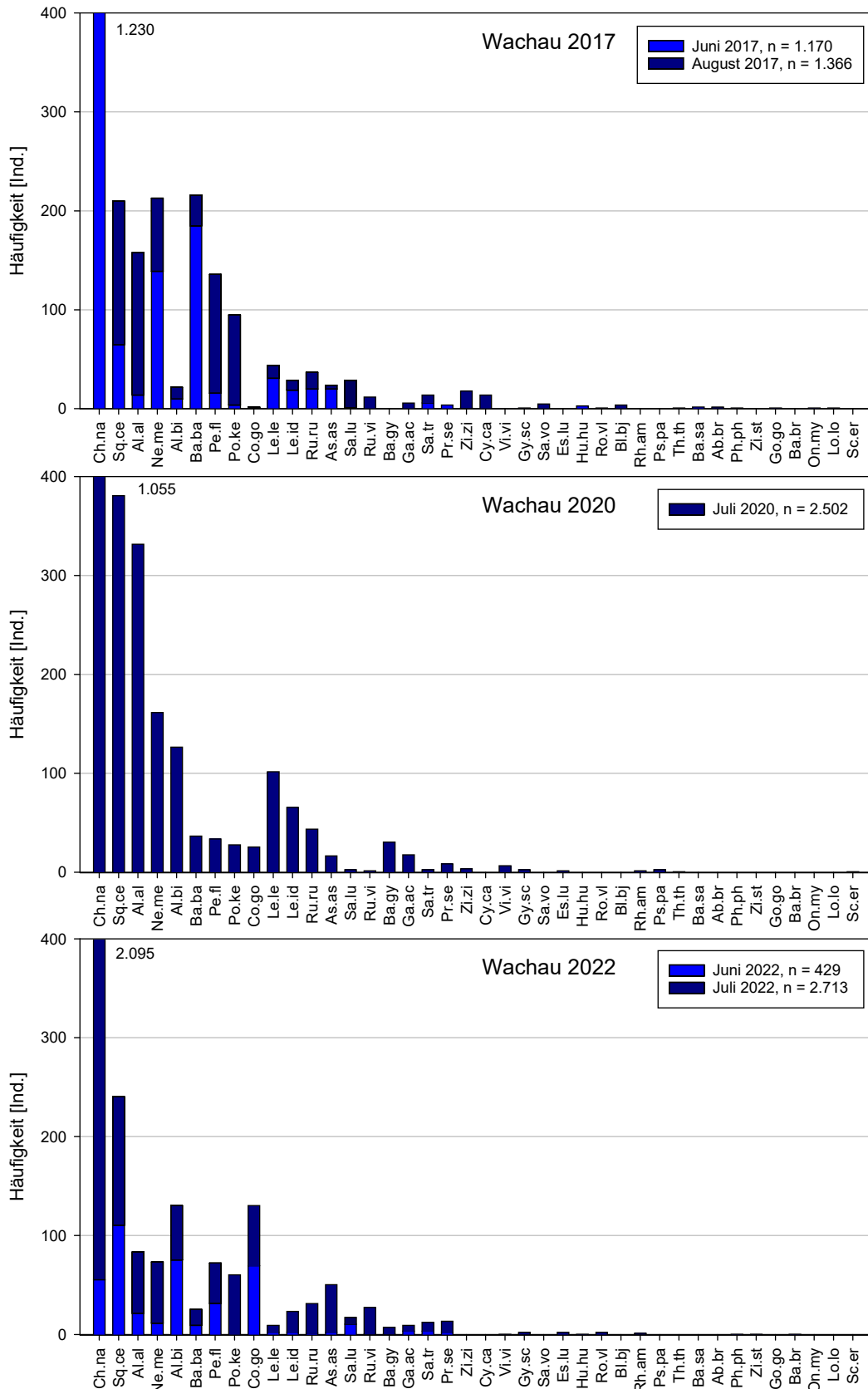


Abbildung 35: Artenzusammensetzung des Gesamtfanges in den drei Untersuchungsjahren. Nur auf Artniveau bestimmbare Individuen berücksichtigt. Fangzahl der häufigsten Art Nase jeweils als Zahl angegeben. Reihung nach Gesamthäufigkeit.

Von den selteneren Arten sei der Fang von insgesamt 42 Frauennerflingen sowie von vier Huchen hervorgehoben. Während 2017 zwei der drei juvenilen Huchen eindeutig als Besatzfische identifiziert werden konnten, wies das 2022 gefangene Individuum keine haltungsbedingten Degenerationserscheinungen auf (Abbildung 47). Da laut Auskunft der Fischereiberechtigten in den Jahren davor keine Huchen mehr besetzt wurden, könnte es sich um ein aus natürlicher Reproduktion stammendes Individuum gehandelt haben. Im Pritzenauer Arm gelang 2022 auch der Fang eines adulten Strebers, was mittels Point Abundance-Methode sehr ungewöhnlich ist.

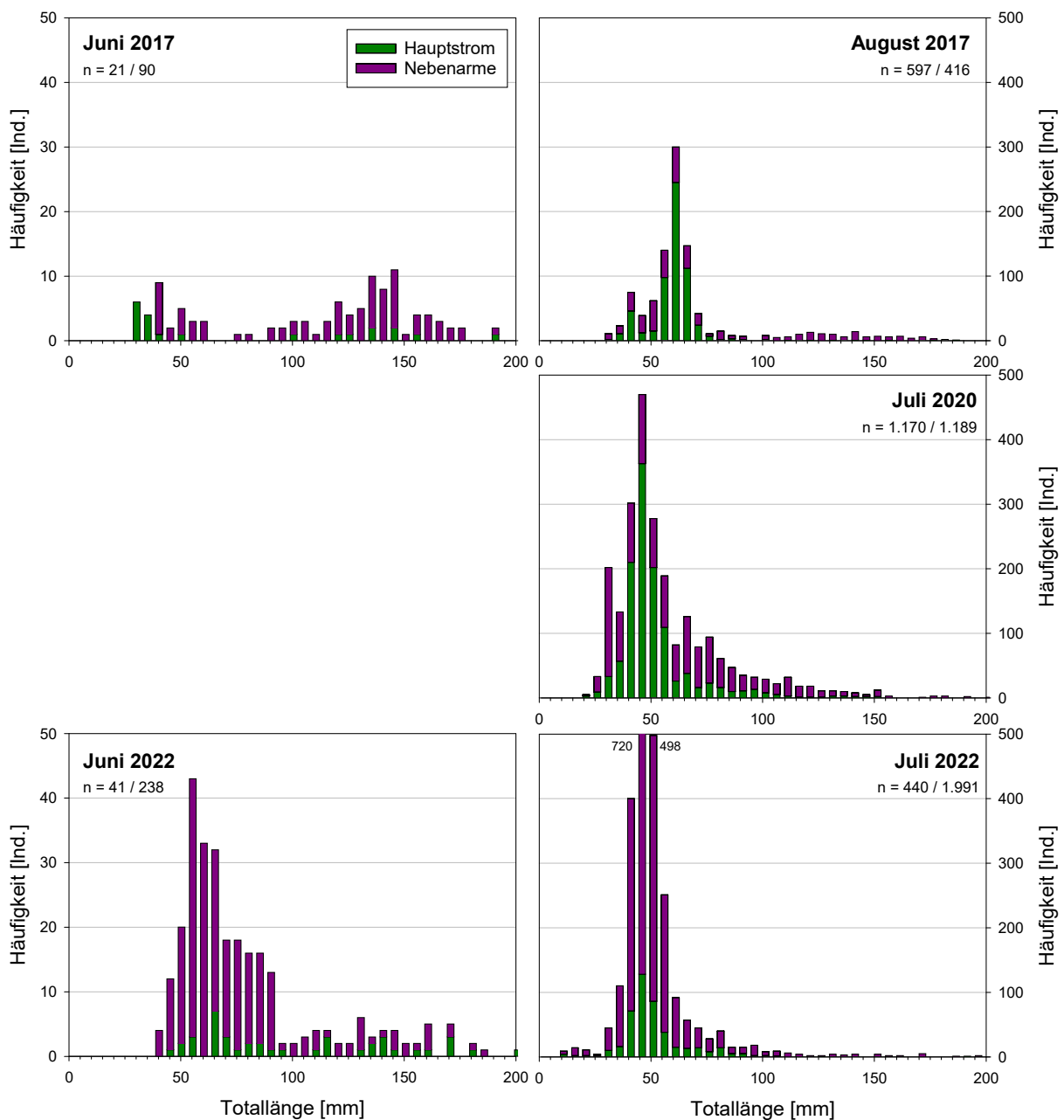


Abbildung 36: Längenfrequenzdiagramme der im Freiland vermessenen Cypriniden (Juni – alle auf Artniveau bestimmbaren Individuen, Juli/August – alle Individuen) an den einzelnen Terminen.

Die Größenklassenverteilung der gefangenen Cypriniden (Abbildung 36) weicht deutlich von jener in Engelhartzell ab, mit einem wesentlich höheren Anteil an größeren Individuen zwischen 100 und 200 mm Totallänge. Dies dürfte auf die höheren Strömungsgeschwindigkeiten in der Fließstrecke zurückzuführen sein, die bewirken, dass sich auch größere Individuen vermehrt im unmittelbaren Uferbereich aufhalten.

Bei vorangegangenen Untersuchungen kristallisierte sich der Parameter Uferneigung als ein maßgeblicher Faktor für die Besiedelung durch Jungfische heraus (ZAUNER ET AL. 2014). So waren die Jungfischdichten (0+ Cypriniden) entlang von Flachufern (Uferneigung < 1:8) deutlich höher als an Steilufern (Uferneigung > 1:8). Betrachtet man alle inzwischen vorliegenden Datensätze aus der Wachau, so zeigt sich, dass diese Präferenz auch bei der aktuellen Erhebungsserie klar bestätigt wird (Abbildung 37). Im Untersuchungsgebiet Engelhartzell wurde trotzdem eine andere Differenzierung gewählt (Kiesbank vs. Blockwurf, siehe oben), da dort im Gegensatz zur Wachau kaum flachere Kiesbänke als 1:8 vorliegen. Diese morphologischen Unterschiede sind primär darauf zurückzuführen, dass es sich bei der Wachau um eine dynamische Fließstrecke und beim Bereich Engelhartzell um eine gefällearme Stauwurzel handelt.

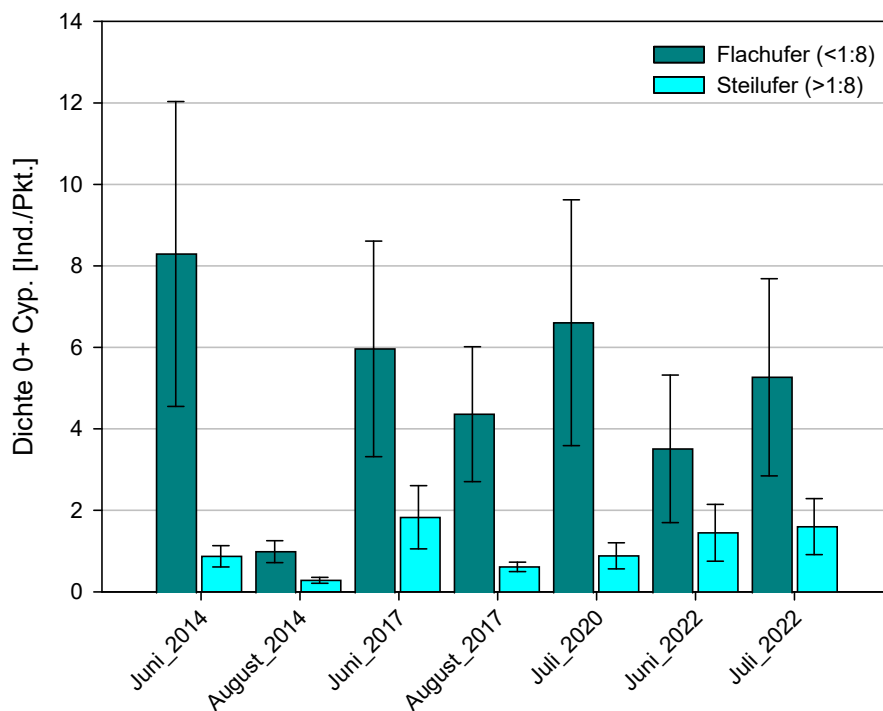


Abbildung 37: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**) bei verschiedenen Befischungsterminen in der Wachau an Flach- und Steilufern.

In Abbildung 38 sind die Jungfischdichten (0+ Cypriniden) bei den 2017 – 2022 durchgeführten Befischungsterminen im Bereich Rossatz in Abhängigkeit von Uferneigung und Wellenschlagschutz dargestellt. Dabei wird zwischen nicht wellenschlaggeschützten Habitaten im Hauptstrom, teilweise wellenschlaggeschützten Habitaten (vor Abdrift – größere

Buchtstrukturen im Hauptstrom, Hinterrinner, Mündungsbereiche der Nebenarme) und weitgehend wellenschlaggeschützten Habitaten (Nebenarme) unterschieden.

Außer im Coronajahr 2020 waren die höchsten Jungfischdichten mit 6,9 bis 17,7 Ind./Pkt. durchwegs in weitgehend wellenschlaggeschützten Flachuferbereichen feststellbar. Eine Ausnahme stellen weitgehend wellenschlaggeschützte Steilufer im Juli 2022 dar, wo mit 8,5 Ind./Pkt. ebenfalls sehr hohe Dichten zu finden waren. In diesem Habitattyp wurden an diesem Termin aber nur zehn Befischungspunkte erhoben (Tabelle 5), weshalb es sich vermutlich um einen zufallsbedingten Ausreißer handeln dürfte. Entlang von wellenschlagexponierten Flachufern waren 2017 bzw. 2022 hingegen Dichten zwischen 0,2 und 4,3 Ind./Pkt. vorhanden. Im Coronajahr 2020 kehrte sich der beschriebene Trend vollkommen um, mit den höchsten Dichten von 17,0 Ind./Pkt. im Hauptstrom, mittleren Dichten (3,3 Ind./Pkt.) in teilweise wellenschlaggeschützten Habitaten und den geringsten Dichten (1,7 Ind./Pkt.) im Inneren der Nebenarme. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass unter natürlichen Bedingungen – also ohne schiffahrtsbedingten Wellenschlag – die Kiesbänke im Hauptstrom deutlich dichter besiedelt werden können, während Nebenarme relativ gesehen geringere Jungfischdichten aufweisen. Dies ist insofern nachvollziehbar, als die Kiesbänke des Hauptstroms in der Regel im Hinblick auf die Nutzbarkeit als Larven- und Jungfischhabitat deutlich besser strukturiert sind. Sie weisen meist flachere Ufer auf, was zu besserem Schutz vor Fressfeinden aus dem Wasser, geringerer Strömung und stärkerer Erwärmung in der Uferlamelle führt, wesentlichen Faktoren für das Überleben der Jungfische im Sommer des ersten Lebensjahrs.

Tabelle 5: Übersicht über den Befischungsaufwand (Anzahl befischte Punkte) in den in Abbildung 38 dargestellten Habitattypen.

Termin	Uferneigung	kein WSS	teilweiser WSS	weitgehender WSS	gesamt
Prä 1	flach	102	49	55	206
	steil	222	33	245	500
Prä 2	flach	91	24	7	122
	steil	198	96	207	501
Corona	flach	50	30	85	165
	steil	140	-	235	375
Post 1	flach	125	35	117	277
	steil	50	20	303	373
Post 2	flach	50	90	126	266
	steil	130	10	344	484

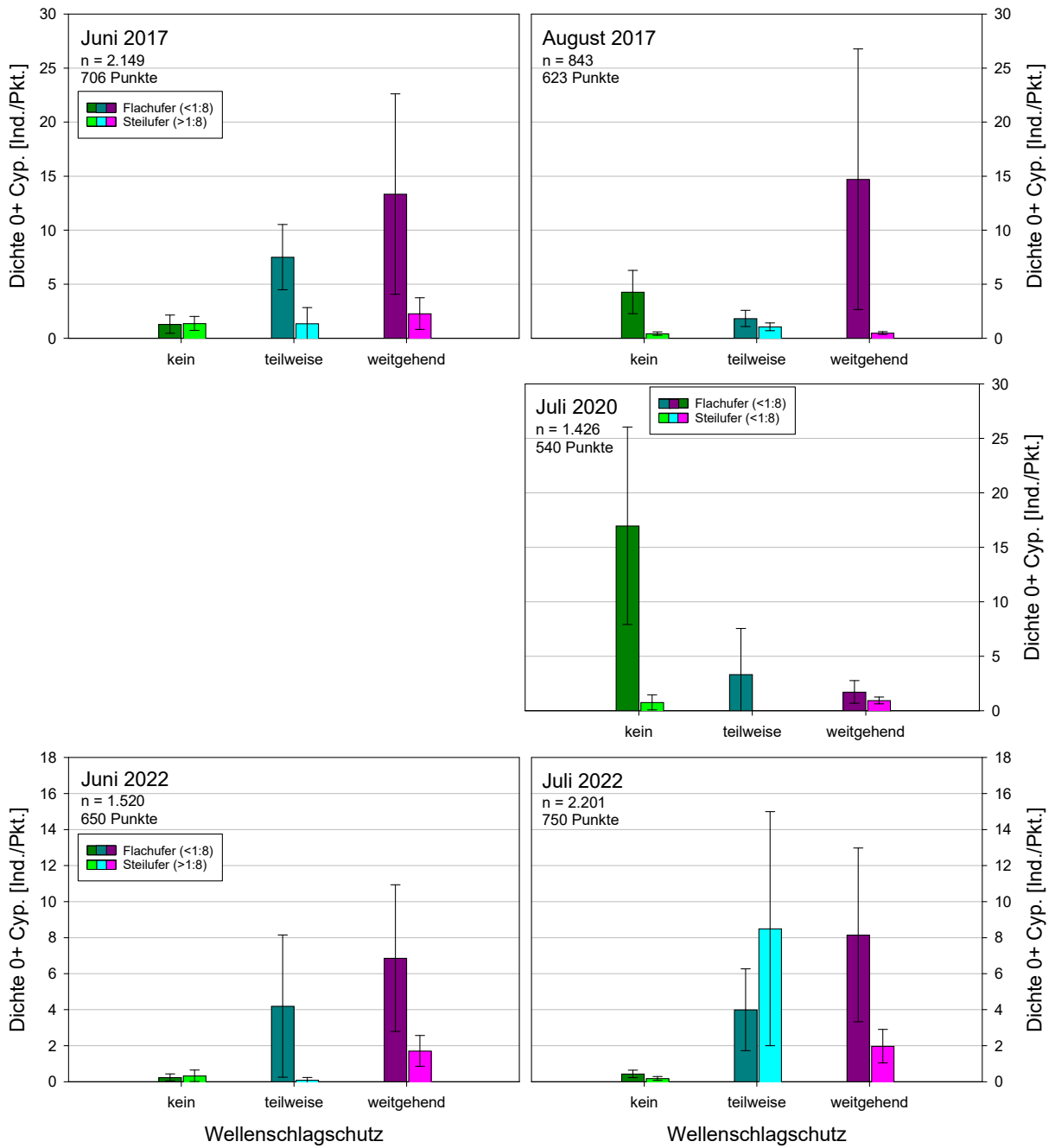


Abbildung 38: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte & 95%-Konfidenzintervalle) in Habitaten mit unterschiedlicher Uferneigung und Wellenschlagsexposition an den fünf Befischungsterminen.

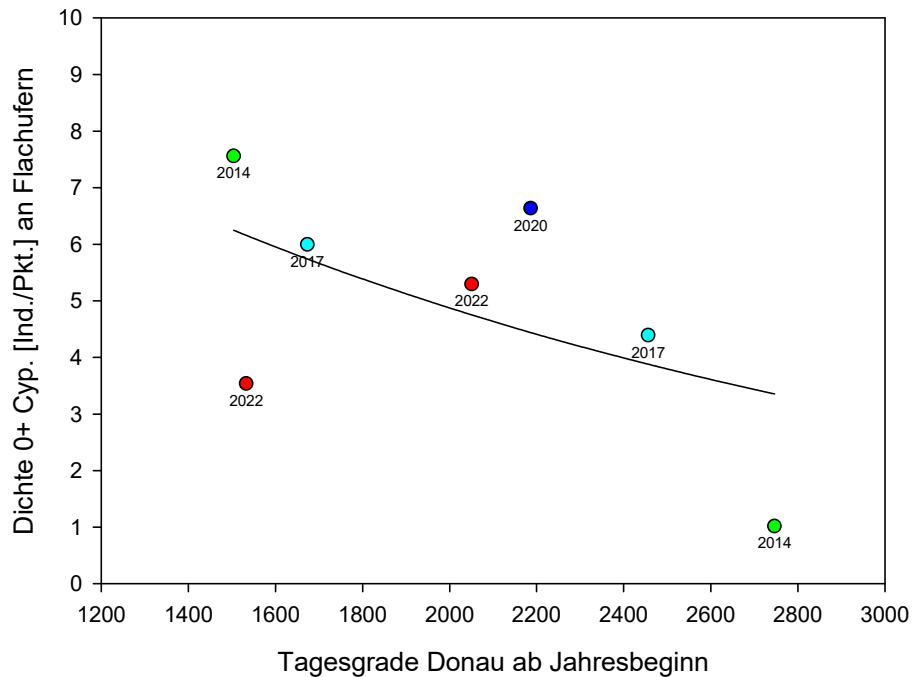


Abbildung 39: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden** an Flachufnern <1:8 (Optimalhabitate)) bei verschiedenen Befischungsterminen in der Wachau in Abhängigkeit von der Temperatursumme (Tagesgrade) seit Jahresbeginn.

In Abbildung 39 ist die Dichte von 0+ Individuen entlang von Flachufnern bei den verschiedenen Point Abundance-Erhebungen in der Wachau in Abhängigkeit der Temperatursumme ab Jahresbeginn dargestellt. In Summe zeigt sich die bereits mehrfach erwähnte Abnahme im Jahresverlauf. Überraschenderweise konnte allerdings 2022 ein gegenläufiger Trend beobachtet werden, was ausgesprochen ungewöhnlich ist und vermutlich auf besonders günstige Befischungsbedingungen in den Nebenarmen aufgrund des geringen Abflusses beim zweiten Termin im Juli 2022 zurückzuführen ist. Weiters ist in Abbildung 39 erkennbar, dass die Jungfischdichte im „Coronajahr“ 2020 tendenziell höher ist als in den anderen Untersuchungsjahren.

In Abbildung 40 ist eine im Vergleich zu Abbildung 38 vereinfachte Darstellung der Jungfischdichten in unterschiedlichen Habitattypen dargestellt, wobei nur zwischen Flach- und Steilufer in Nebenarmen und im Hauptstrom unterschieden wird. Die Auswertung zeigt die Bedeutung von Flachuferstrukturen in Nebenarmen insbesondere für frühe Juvenilstadien (Junitermine). Der Unterschied zwischen Nebenarmen und Hauptstrom nimmt im Jahresverlauf offenbar ab (Juli- und Augusttermine), was insofern plausibel ist, als ältere Jungfische weniger sensibel in Bezug auf Wellenschlag sind. Wie bereits oben erwähnt, stellt das „Coronajahr“ insofern eine Ausnahme dar, als die Dichten in diesem Jahr im Hauptstrom deutlich höher waren als in den Nebenarmen.

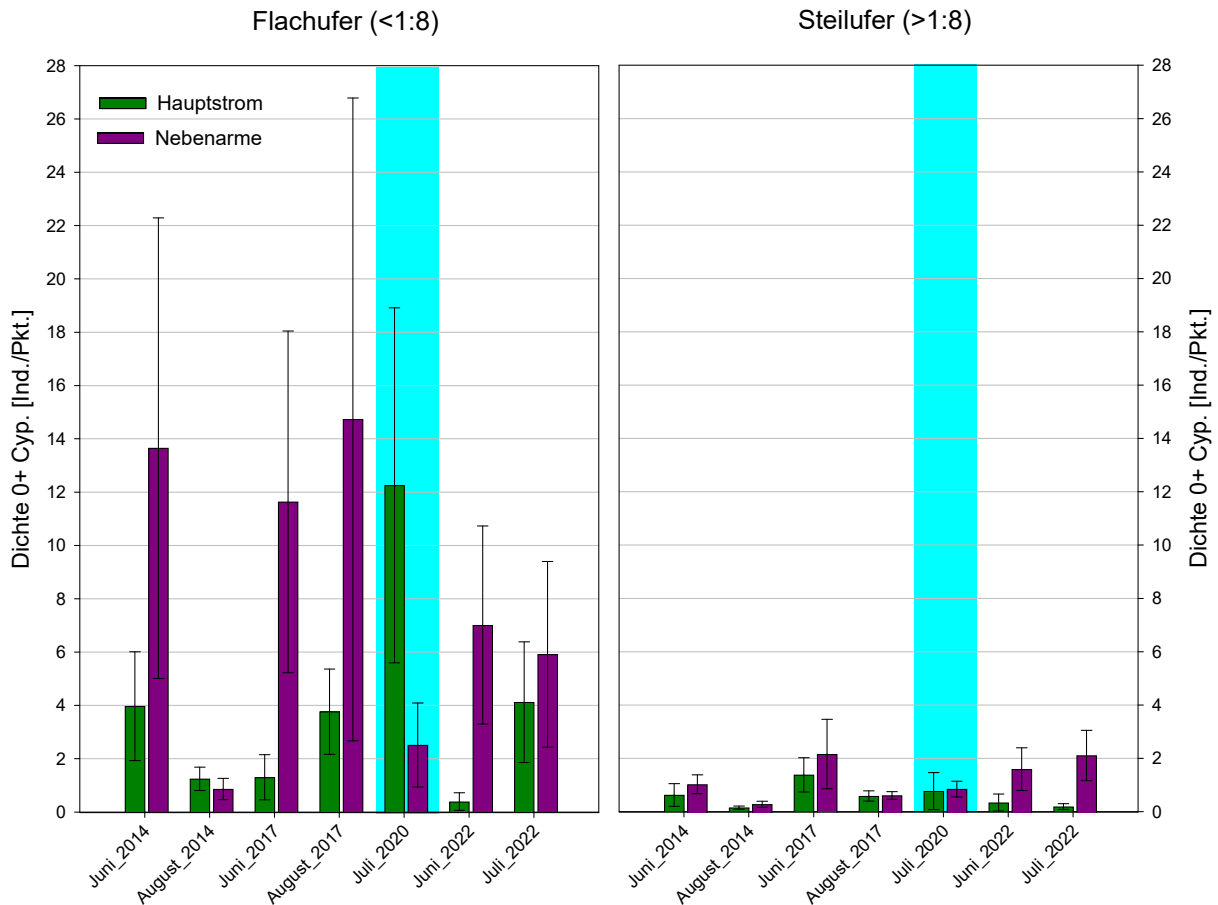


Abbildung 40: Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwert & 95%-Konfidenzintervall) bei verschiedenen Befischungsterminen in der Wachau an Flach- und Steilufern im Hauptstrom und in Nebenarmen. Türkis ... Jahr mit Corona-Lockdowns.

Betrachtet man die Dichten von 1+ Cypriniden (also im zweiten Lebensjahr), so ergibt sich grundsätzlich ein ähnliches Bild. Allerdings wurden auch im Coronajahr 2020 in den Nebenarmen höhere Dichten festgestellt. Eine Ausnahme stellt nur das Jahr 2014 dar, wo im Juni im Hauptstrom die Dichten höher waren als in Nebenarmen. Der besonders große Unterschied zwischen Nebenarmen und Hauptstrom im Jahr 2022 ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass im Zuge des im Winter 2020/2021 umgesetzten Projekts LIFE Auenwildnis Wachau das Nebenarmsystem Rossatz-Rührsdorf deutlich aufgewertet wurde. Dies betrifft insbesondere auch die Verfügbarkeit kiesiger Flachuferstrukturen. Betrachtet man die Dichten entlang von Flachufern im Hauptstrom im Zeitraum 2017-2022 (grüne Säulen in der linken Grafik), so ergibt sich ein sehr ähnliches Muster wie in Engelhartzell mit deutlich höheren Dichten im Coronajahr. Allerdings waren in der Wachau 2014 – also einem Jahr mit „normalem“ Schifffahrtsaufkommen – noch höhere Dichten von 1+ Cypriniden im Hauptstrom feststellbar. Allerdings ist dieser Datensatz nicht direkt mit den übrigen vergleichbar, da 2014 umfangreiche Erhebungen in der gesamten Wachau durchgeführt wurden, während in den übrigen Jahren die Befischungen nur im Bereich Rossatz erfolgten.

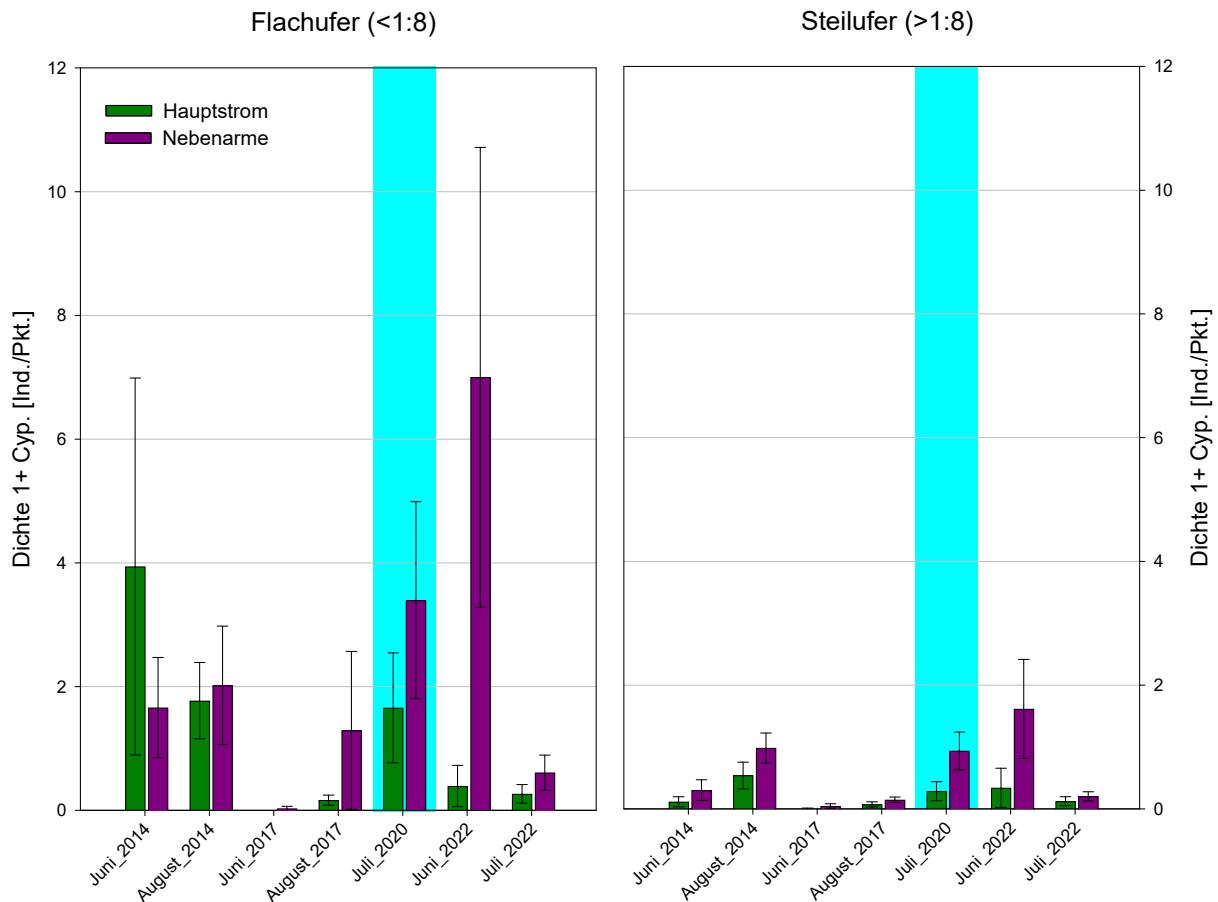


Abbildung 41: Jungfischdichten (nur **1+ Cypriniden**, Mittelwert & 95%-Konfidenzintervall) bei verschiedenen Befischungsterminen in der Wachau an Flach- und Steilufern im Hauptstrom und in Nebenarmen. Türkis ... Jahr mit Corona-Lockdowns.

In Abbildung 42, Abbildung 43 und Abbildung 44 sind die Befischungsstellen in den drei Erhebungsjahren 2017-2022 verortet, wobei die Farbe die mittlere Jungfischdichte an der Befischungsstelle (Mittelwert aus 10 – 30 einzelnen Befischungspunkten) wiedergibt. Beim Prämonitoring des LIFE+ Auenwildnis-Projekts 2017 konnten hohe Jungfischdichten im Nebenarm Pritzenau sowie im Hauptstrom stromab der Silberseebrücke festgestellt werden. Eher gering waren die Dichten in den übrigen Bereichen des Hauptstroms sowie im Rührsdorfer Arm. 2020 zeigte sich ein ähnliches Bild, wobei der Rührsdorfer Arm in diesem Jahr nicht befischt wurde. 2022 waren neben dem Pritzenauer Arm auch im Rührsdorfer Arm sowie im neu geschaffenen Schopperstattarm hohe Jungfischdichten feststellbar. Im Hauptstrom wurden nur in der großräumigen Buchtstruktur stromauf der Silberseebrücke höhere Dichten festgestellt, in den übrigen befischten Bereichen waren sie hingegen ausgesprochen gering, obwohl hier sehr attraktive Flachuferstrukturen vorliegen. Die etwas unterschiedliche Lage der Befischungspunkte im Hauptstrom 2017/2020 im Vergleich zu 2022 (Verlegung der Befischungspunkte stromab der Silberseebrücke in Richtung stromauf) ist auf morphologische Veränderungen der Donau durch das LIFE+ Auenwildnis-Projekt sowie die niedrigen Wasserstände 2022 zurückzuführen.

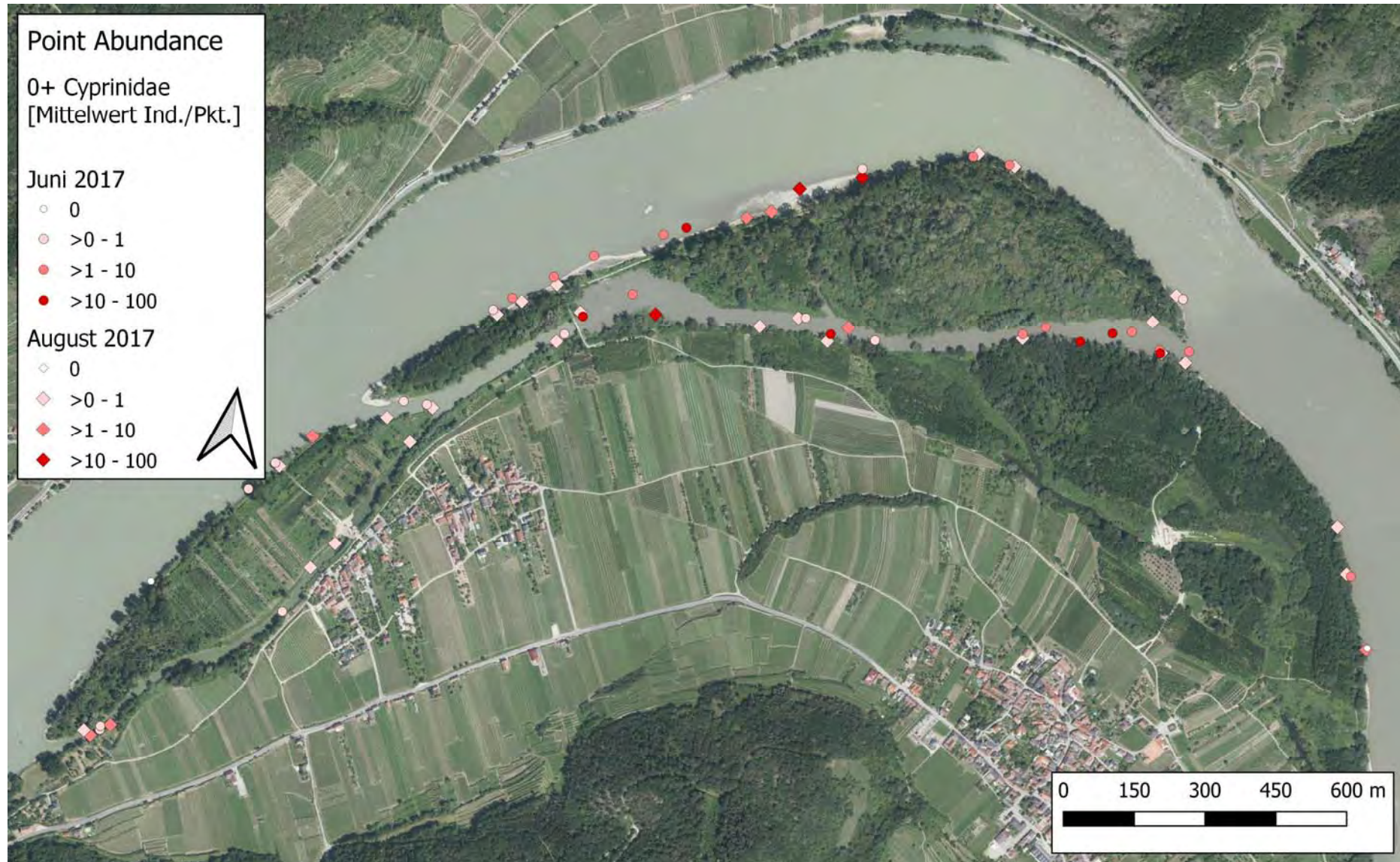


Abbildung 42: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils 10 - 30 Befischungspunkten) bei den beiden Erhebungsterminen 2017.

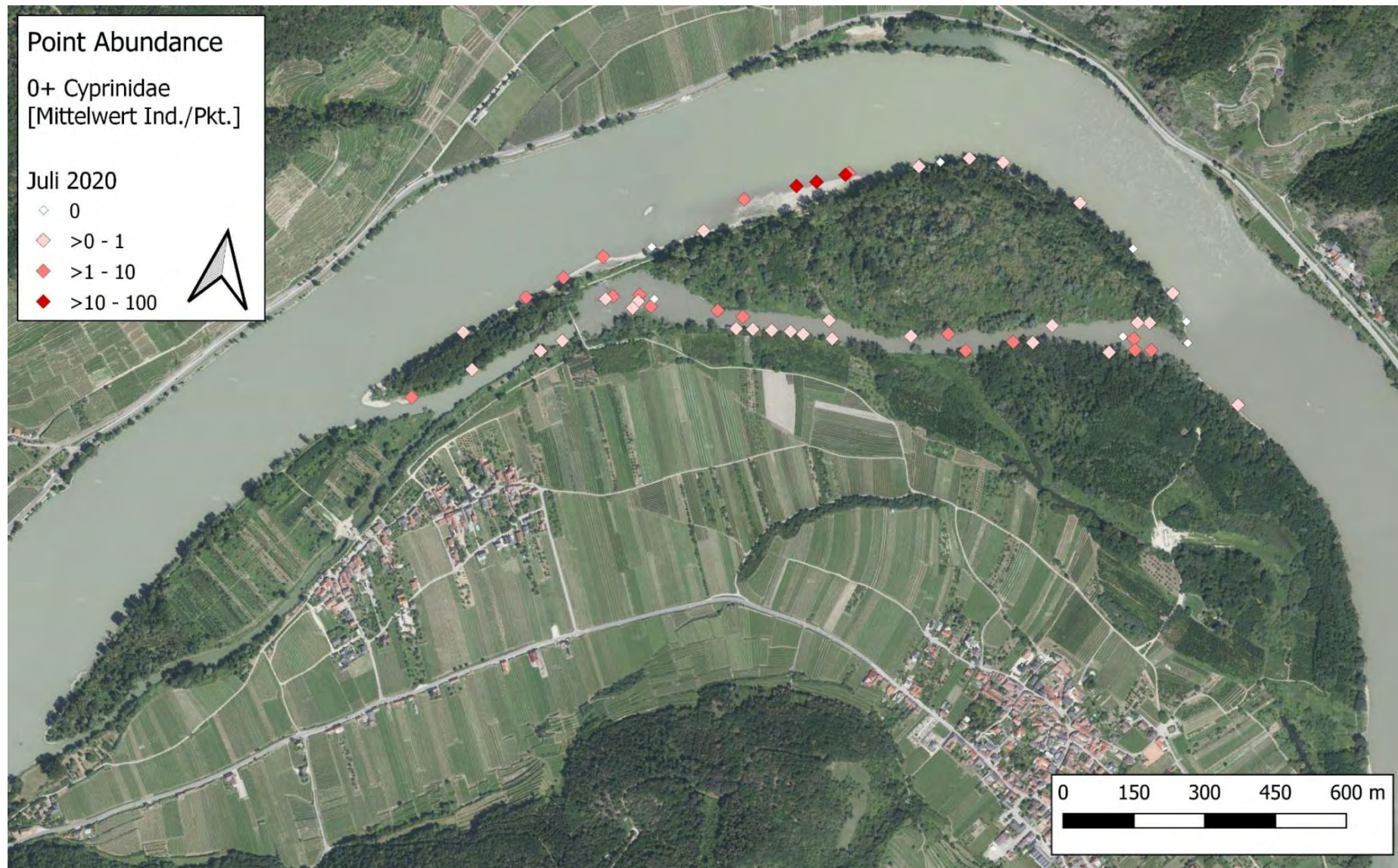


Abbildung 43: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils zehn Befischungspunkten) bei der Erhebung 2020.

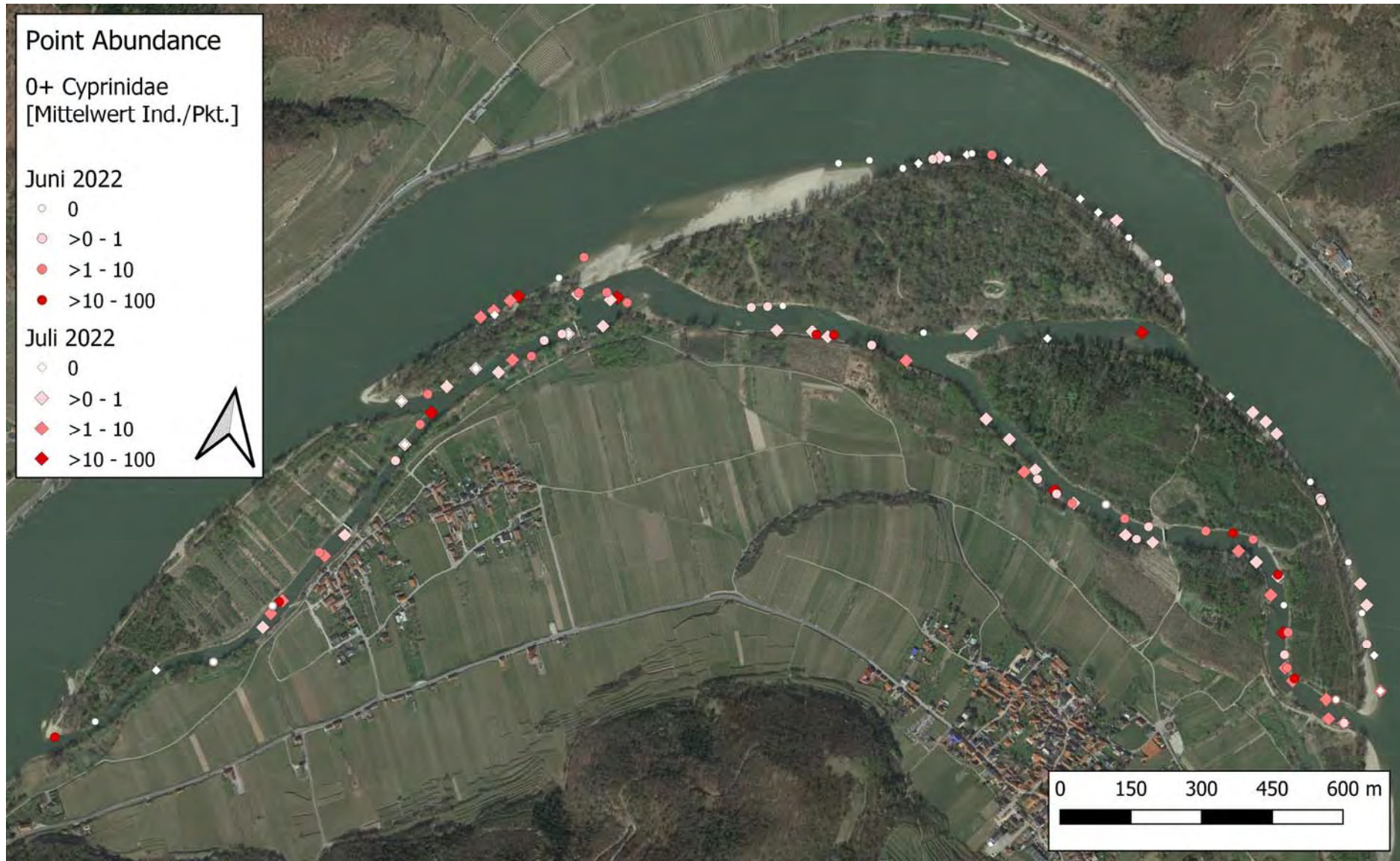


Abbildung 44: Mittlere Jungfischdichten (nur **0+ Cypriniden**, Mittelwerte aus jeweils zehn Befischungspunkten) bei den beiden Erhebungsterminen 2022.

6 Diskussion

Der bereits bei vorangegangenen Jungfischerhebungen in der Donau festgestellte Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf das Überleben und die Habitatwahl von Jungfischen wird durch die aktuellen Ergebnisse bestätigt. In Abbildung 45 wird die 0+ Jungfischdichte aller von den Autoren in der österreichischen Donau sowie der Organismenwanderhilfe (Umgehungsarm) KW Ottensheim-Wilhering durchgeführten Jungfischerhebungen dargestellt. Termine, an denen eine verringerte (Corona-Jahre) oder fehlende (Umgehungsarm) Wellenschlagbelastung vorlag, sind türkis hinterlegt.

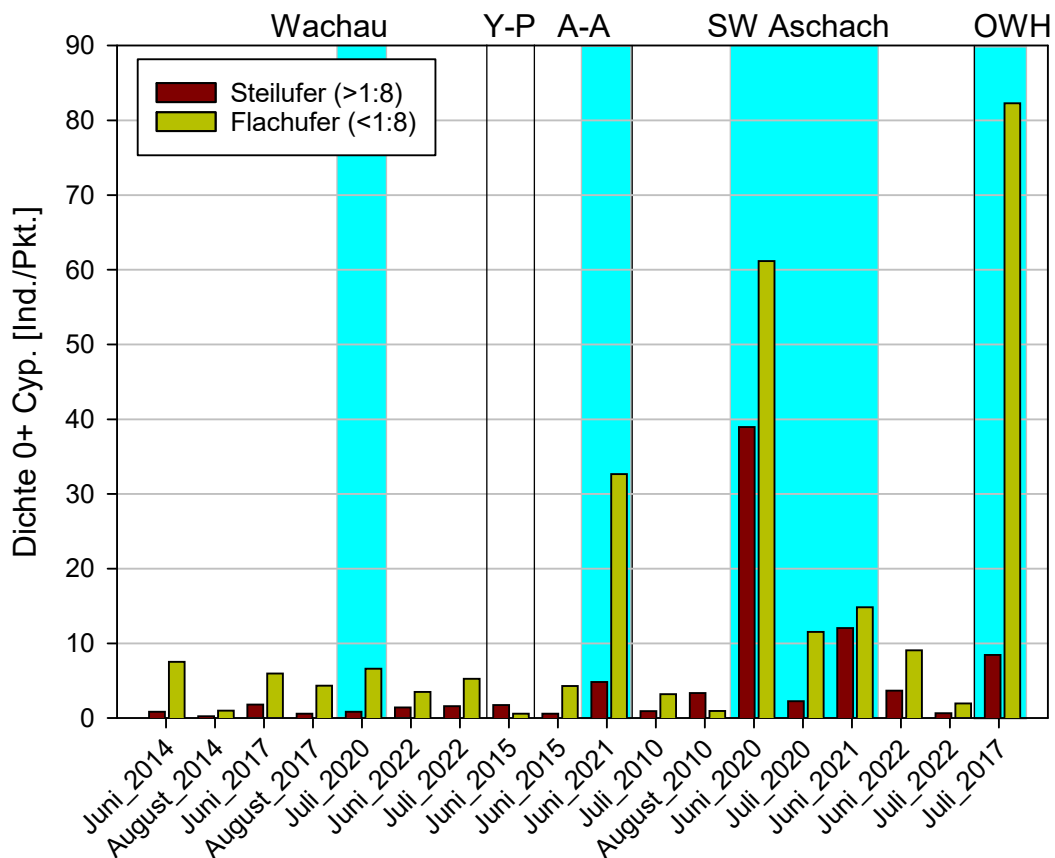


Abbildung 45: Übersicht über alle von den Autoren mit vergleichbarer Methodik in der Donau (einschl. Umgehungsarm) durchgeführte Point Abundance-Befischungsergebnisse. Türkis ... verringerter oder fehlender Wellenschlag. Y-P ... Stauwurzel Ybbs-Persenbeug, A-A ... Stauwurzel Abwinden-Asten, OWH ... Organismenwanderhilfe Ottensheim-Wilhering.

Es zeigt sich, dass bei diesen Erhebungen bei geringer Wellenschlagbelastung – mit Ausnahme des Wachautermins 2020 – durchwegs wesentlich höhere Jungfischdichten auftraten als bei vergleichbaren Erhebungen in anderen Untersuchungsjahren. Die mit Abstand höchsten Jungfischdichten wurden im Juli 2017 im Umgehungsarm Ottensheim-Wilhering festgestellt, wo überhaupt keine Wellenschlagbelastung vorliegt, gefolgt vom Junitermin 2020 (1. Coronajahr) in Engelhartzell. Die nächsthöheren Dichten wurden im Juni 2021 (2. Coronajahr) in der Stauwurzel Kraftwerk Abwinden-Asten (Markttau) sowie in

Engelhartszell beobachtet. Bei Betrachtung der Mittelwerte ohne Berücksichtigung der Lage der Probestellen (Hauptstrom, Nebenarm) ist in der Wachau im Coronajahr 2020 nur eine geringfügig höhere Jungfischdichte feststellbar als in anderen Jahren.

Allerdings war in der Wachau im Juli 2020 eine Verlagerung der höchsten Jungfischdichten aus den Nebenarmen in den Hauptstrom zu beobachten. Grundsätzlich zeigt sich hier, dass die weiträumigen und meist sehr flachen Kiesbänke des Hauptarms ohne bzw. mit geringerem Wellenschlag deutlich intensiver genutzt werden als die Flachufer der Nebenarme. Dies ist insofern nachvollziehbar, als die Kiesbänke des Hauptarms einen weitreichenden Ufergradienten aufweisen, der Jungfischen bei verschiedensten Wasserständen günstige Flachuferzonen bietet, während die deutlich schmälere Nebenarme meist nur in einem vergleichsweise engen Bereich der Wasserstandsschwankungen entsprechend flachgeneigte Seichtwasserbereiche zur Verfügung stellen. Ohne bzw. mit reduziertem Wellenschlag im Bereich hochwertiger Kiesbänke des Hauptarms könnte der gut nutzbare Lebensraum für Fischlarven und Jungfische in der Wachau verzehnfacht werden. Mit Wellenschlag stellen hingegen die Flachufer der Nebenarme die wenigen gut nutzbaren Habitate für diese sensiblen Stadien dar. Die Jungfischhabitate sind, wie auch bei den vorangegangenen fischökologischen Monitorings festgehalten, höchstwahrscheinlich als limitierender Flaschenhals für die Bestandsentwicklung eines wesentlichen Teils der Fischarten in der Wachau anzusprechen. Die dadurch limitierte Rekrutierung von Adultfischen führt für die Folgegenerationen zu einer geringeren Zahl von Eiern, Larven und Jungfischen. Eine gute Nutzbarkeit von Aufwuchshabitaten im Hauptfluss stellt daher aus Sicht der Autoren ein unumgängliches Erfordernis für die Wiederherstellung intakter, biomassereicher Flussfischpopulationen dar.

Tabelle 6: Kartierung der lotischen Habitate in der gesamten Wachau mit Stand 2014. Aus: ZAUNER ET AL., 2014.

Ufertyp	Länge [m]	%
Flachufer wellenschlaggeschützt	1004	1,2
Flachufer teilweise wellenschlaggeschützt	5285	6,1
Flachufer wellenschlagexponiert	10760	12,4
Steilufer wellenschlaggeschützt	12462	14,4
Steilufer teilweise wellenschlaggeschützt	5126	5,9
Steilufer wellenschlagexponiert	51930	60,0
gesamt	86567	100,0

Dies kann anhand folgender Überlegung verdeutlicht werden: Im Rahmen des Monitorings des LIFE-Projekts Mostviertel-Wachau wurde die gesamte Uferlinie der Donau in der Wachau in Hinblick auf die Qualität als Jungfischhabitate kartiert. Hierfür wurden die beiden maßgeblichen Parameter Uferneigung und Wellenschlagschutz berücksichtigt (Tabelle 6). Diese Kartierung entspricht nicht mehr exakt der derzeitigen Situation, da die im Rahmen von

LIFE Auenwildnis Wachau umgesetzten Maßnahmen noch nicht berücksichtigt wurden, sie reicht aber für eine grobe Abschätzung aus.

Setzt man nun die in Abbildung 38 dargestellten Mittelwerte für die Jungfischdichten in diese Habitatverteilung ein, wobei vereinfachend von einer besiedelbaren Breite des Uferstreifens von 1 m ausgegangen wird, so zeigt sich, dass der so abgeschätzte Gesamtbestand an 0+ Cypriniden im Juli 2020 auf die ganze Wachau hochgerechnet ca. das 1,5-fache jener im Juni 2017 und mehr als das 3,5-fache jener im Juni 2022 betrug. Bezogen auf das Optimalhabitat Flachufer beträgt der hochgerechnete Gesamtbestand für die Wachau 2020 sogar das 3-fache von 2017 und das mehr als 6-fache von 2022. Diese Faktoren für ein natürliches Jungfischauftreten in der Wachau ohne Schifffahrt wären dabei eher als konservativ zu betrachten, da einerseits 2020 der Termin im Juli im Vergleich zu 2017 und 2022 deutlich später war und die Jungfischdichten hier natürlicherweise schon deutlich niedriger anzunehmen sind als im Juni, und andererseits durch die Wiederaufnahme der Ausflugsschifffahrt in der Wachau Ende Mai 2020 das Jungfischauftreten, etwa im Vergleich mit der Entwicklung in Engelhartzell, mit hoher Wahrscheinlichkeit deutlich eingeschränkt war. Weiters ist zu betonen, dass die vereinfachte Hochrechnung der Punktdichten auf einen 1 m breiten Uferstreifen den Bestand für die sehr flachen Ufer des Hauptarms, welche in der Regel auf deutlich größerer Breite für Jungfische besiedelbar sind als die steileren Uferbereiche, deutlich unterschätzt.

Natürlich ist diese Abschätzung mit großen statistischen Unsicherheiten behaftet, zumal die im Bereich Rossatz festgestellten Dichten auf die ganze Wachau hochgerechnet werden. Allerdings soll mit dieser Überlegung das Potential des Hauptstroms als Jungfischhabitat verdeutlicht werden das durchaus ein Vielfaches des derzeitigen Zustands mit Wellenschlag bedeuten dürfte. Da das Jungfischauftreten als ein wesentlicher Flaschenhals für die Fischbestandsentwicklung anzunehmen ist, wäre davon auszugehen, dass ein theoretischer Wegfall des Wellenschlags nach mehreren Fischgenerationen, auch unterstützt durch einen zukünftig höheren Ausstoß an Geschlechtsprodukten, auch mit einer wesentlichen Erhöhung bzw. Vervielfachung des Gesamtfischbestands bzw. der Biomasse einhergehen würde, bis andere Faktoren wie Laichplätze, Nahrungshabitate, Reaktion von Prädatoren, Parasiten etc. den Fischbestand an eine neue, jedoch deutlich höhere Tragfähigkeitsgrenze (carrying capacity) bringen würden. Die Modellierung der Populationen heimischer Flussfischarten zeigt, dass Maßnahmen, die Überlebensraten früher Lebensstadien erhöhen, zu einer raschen bzw. stark positiven Reaktion führen (ZITEK & RATSCHAN, 2023). Die darüber hinaus gehende Berücksichtigung von positiv oder negativ dichteabhängigen Faktoren, die die erwähnten Tragfähigkeitsgrenzen prägen, ist hingegen schwierig und wird mit Ausnahme der theoretischen Ökologie auch bei aktuellen Ansätzen zur Modellierung von Fischpopulationen vermieden.

7 Conclusio und Ausblick

Die aktuellen Ergebnisse zeigen, dass es durch eine zeitweise Verringerung der Wellenschlagbelastung in der Donau sowohl in Fließstrecken als auch in Stauwurzeln zu einer verbesserten Rekrutierung donautypischer Fischarten kommt. Die Schaffung von wellenschlaggeschützten Bereichen in Nebengewässern führt zwar zu einer wesentlichen Verbesserung des lokalen Jungfischaufkommens, für eine umfassende Stabilisierung und Verbesserung der Fischbestände der Donau erscheint eine Eindämmung der Schadwirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags anhand von quantitativen Bilanzierungen der Habitate und deren Besiedelungsdichte jedoch unumgänglich.

Als geeignete und praktikable Maßnahmen ist dazu kurz- und mittelfristig einerseits eine räumliche Einschränkung der Wellenschlagbelastung denkbar, was sich ganz besonders in den Stauketten anbietet, wo die besonders hochwertigen Schlüsselhabitate früher Lebensstadien in den vergleichsweise kurzen Stauwurzelbereichen (und nicht in den weitläufigen zentralen Staubereichen) konzentriert liegen. Unter Umständen kann eine zeitliche Beschränkung – ähnlich dem häufig in Zusammenhang mit dem Schwellbetrieb von Kraftwerken vorgebrachten „Larvenfenster“ – von entsprechenden Bestimmungen (z.B. Geschwindigkeitsbeschränkungen) helfen, die Anforderungen von Ökologie, Schifffahrt, Tourismus etc. besser in Einklang zu bringen.

Bei mittel- und langfristiger Betrachtung ist zu hinterfragen, ob die Genehmigung besonders wellenschlagintensiver Schiffe und vor allem der in den letzten Jahrzehnten stattgefundenen Anstieg der Intensität speziell der Personenschifffahrt und hier besonders der Kreuzfahrten (siehe Kap. 3.2) mit dem Erhalt von Fischbeständen bzw. den geltenden Sanierungserfordernissen vereinbar ist.

Für die Umsetzung dieser Erkenntnisse in die Praxis sind aus Sicht der Autoren insbesondere folgende Rechtsmaterien relevant:

Schifffahrtsgesetz

Im Schifffahrtsgesetz ist verankert, dass in gewissen Zonen ein Verbot erlassen werden kann, *„Wellenschlag zu verursachen, der zu Schäden führen kann“*, und diese mit dem entsprechenden Schifffahrtszeichen zu kennzeichnen sind. Bisher existieren allerdings kaum solche Zonen, und dort wo sie existieren (z. B. Stauwurzel KW Aschach) werden Verstöße aktuell nicht exekutiert. Sinnvoll wäre die Einrichtung solcher Zonen im Bereich wertvoller Jungfischhabitate (insbesondere strukturell hochwertiger Stauwurzelbereiche und Fließstrecken) entlang der österreichischen Donau, welche auf sensible Zeiten befristet

werden können (April – August, bzw. zumindest Mai - Juli), bei gleichzeitiger Exekution von Verstößen. Auch allgemeine Geschwindigkeitsbeschränkungen in sensiblen Zeiten sind denkbar bzw. sinnvoll.



Abbildung 46: Wellenschlag im Bereich der Kiesstruktur Dantlbach vis a vis Engelhartzell (Natura 2000-Gebiet „Oberes Donau- und Aschachtal“). Trotz des Schifffahrtszeichens „Verbot, Wellenschlag zu verursachen, der zu Schäden führen kann“ und mehrerer Urgenzen trat hier bisher keine Verbesserung der Situation ein.

Naturschutzgesetz

Zahlreiche Abschnitte der österreichischen Donau befinden sich innerhalb von Natura 2000-Gebieten, wobei empfindlich auf Wellenschlag reagierende Flussfischarten wie z. B. Huchen, Frauenerfling, Schied oder Schräzler als Schutzgüter in den Standarddatenbögen gelistet sind. Nicht selten ist der schifffahrtsbedingte Wellenschlag als ein zentraler Einflussfaktor zu nennen, der mit dazu beiträgt, dass kein günstiger Erhaltungszustand bei diesen Arten gegeben ist bzw. erreicht wird. Wie in Kapitel 3.2 dargelegt, kam es seit Nominierung der Gebiete zu einem signifikanten Anstieg der Passagierschifffahrt und somit zu einer deutlichen Erhöhung der Beeinträchtigung. Dieser Aspekt sollte rechtlich geprüft werden. Konsequenzen ergeben sich auch in Bezug auf die Anhang IV-Art Donaukaulbarsch, für die gemäß FFH-Richtlinie ein Tötungsverbot vorliegt. Zwar laicht der Donaukaulbarsch in Altarmen, juvenile Donaukaulbarsche nutzen aber speziell in der Nacht durchaus auch Flachwasserbereiche im Hauptfluss (ZAUNER ET AL., 2016b).

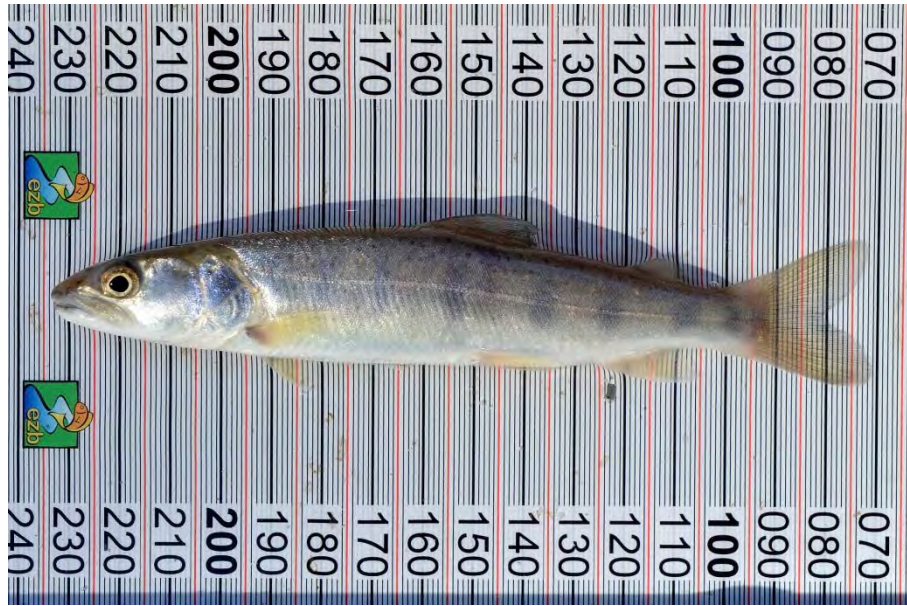


Abbildung 47: Im Juni 2022 in der Wachau gefangener 1+ Huchen. Aufgrund der sehr ufernahen Habitatwahl von Junghuchen dürfte diese Art besonders empfindlich auf Wellenschlag reagieren. In der Donau ist der Huchen heute kaum noch nachweisbar.

Wasserrechtsgesetz

Da der schiffahrtsbedingte Wellenschlag insbesondere auf die Dichte bzw. die Rekrutierung der Flussfischarten wirkt, stellt er einen zentralen Faktor in Hinblick auf die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie dar. Wie in ZAUNER ET AL. (2016b) dargelegt, stellt der geringe Fischbestand der Donau (v.a. Indikator Biomasse) das zentrale Defizit in Hinblick auf die Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. Potentials nach Wasserrahmenrichtlinie dar.



Abbildung 48: In Donauengtätern beschränkt sich die Möglichkeit für Renaturierungsmaßnahmen in der Regel auf die Schüttung von Schotterbänken. Diese bieten keinen Schutz vor schiffahrtsbedingtem Wellenschlag.

Die Wellenschlagbelastung reduziert auch die Wirksamkeit bereits umgesetzter und zukünftiger Renaturierungsmaßnahmen an der Donau. Nicht zuletzt ist die zunehmende Wellenschlagbelastung durch die Passagierschifffahrt in Hinblick auf das Verschlechterungsverbot von Relevanz. Gemäß Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP, 2021) stellt Wellenschlag einen "relevante Belastungstyp" in Fließgewässern dar. Es ist im NGP eine Prüfung von Maßnahmen vorgesehen, die neben der Schaffung von Strukturen "*in besonders sensiblen Gewässerabschnitten (z.B. Stauwurzelbereich in Staustrecken) bzw. zu sensiblen Zeiten*" auch Maßnahmen wie "*die Verlegung der Schifffahrtsrinne oder Geschwindigkeitsreduktionen*" umfassen.

Tierschutzgesetz

Gemäß § 6 TSchG: (1) „*ist es verboten, Tiere ohne vernünftigen Grund zu töten.*“ Nach der Rechtsmeinung von ZALNEVA (2021) stellt der Schwellbetrieb von Wasserkraftwerken aufgrund der dadurch bedingten Mortalität von Jungfischen einen Verstoß gegen das Tierschutzgesetz dar, obwohl dieser zur Netzstabilität und Energiesicherheit beiträgt, weil die Anforderungen für einen „*vernünftigen Grund*“ nicht vollständig erfüllt sind und zumutbare Maßnahmen nicht umgesetzt werden. Aufgrund ähnlicher Wirkungen und der geringeren gesellschaftlichen Bedeutung beispielsweise von durchwegs hohen Fahrtgeschwindigkeiten bei der Passagierschifffahrt könnte dieser Tatbestand bei der Tötung von Fischen durch schifffahrtsbedingten Wellenschlag ähnlich gesehen werden.



Abbildung 49: Durch ein passierendes Ausflugsschiff ans Ufer geworfener, adulter Bitterling.

8 Literatur

ADAMS, R., T. KEEVIN, J. KILLGORE, & J. HOOVER, (1999): Stranding Potential of Young Fishes Subjected to Simulated Vessel-Induced Drawdown. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 1230–1234.

BORCHARDT, D., D. KRÄTZ, & B. PETER, (2010): Auswirkungen der Schifffahrt auf die Gewässermorphologie und die Fischbestände in Bühnenfeldern und Stillgewässern des Mains. Studie i. A. des unterfränkischen Fischereiverbands, Würzburg und der Fischereifachberatung Unterfranken. Fischereiverband Unterfranken e.V. .

COLLAS, F. P. L., A. D. BUIJSE, L. VAN DEN HEUVEL, N. VAN KESSEL, M. M. SCHOOR, H. EERDEN, & R. S. E. W. LEUVEN, (2018): Longitudinal training dams mitigate effects of shipping on environmental conditions and fish density in the littoral zones of the river Rhine. *Science of the Total Environment* Elsevier B.V. 619–620: 1183–1193, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.299>.

COPP, G., & M. PENAZ, (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169: 209–224.

ELLIOTT, J. M., (1981): Some aspects of thermal stress on fresh-water teleosts. *Academic Press* 209–245.

GUTREUTER, S., J. DETTMERS, & D. WAHL, (2003): Estimating mortality rates of adult fish from entrainment through the propellers of river towboats. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey .

HIRZINGER, V., E. BARTL, A. WEISSENBACHER, H. ZORNIG, & F. SCHIEMER, (2002): Habitatveränderungen durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau. *Österreichs Fischerei* 55: 238–243.

HOHENSINNER, S., M. JUNGWIRTH, S. MUHAR, & S. SCHMUTZ, (2014): Importance of multi-dimensional morphodynamics for habitat evolution: Danube River 1715-2006. *Geomorphology* Elsevier B.V. 215: 3–19, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.001>.

HUMPESCH, U., (1985): Inter- and intra-specific variation in hatching success and embryonic development of five species of salmonids and *Thymallus thymallus*. *Archiv für Hydrobiologie* 104: 129–144.

JUNG, M., C. RATSCHAN, & G. ZAUNER, (2023): Fischökologisches Monitoring der Renaturierung an der Rodlmündung. Unter besonderer Berücksichtigung der Barbe. Bericht i. A. des Oberösterreichischen Landesfischereiverbands. Engelhartzell.

JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, S. HOHENSINNER, H. WAIDBACHER, & G. ZAUNER, (2014): Österreichs Donau. Landschaft - Fisch - Geschichte. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. BOKU Wien, Wien.

JUNGWIRTH, M., & H. WINKLER, (1984): The temperature dependence of Embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube Salmon (*Hucho hucho*), arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture* 38: 315–327.

LABLEBEN, (1970): Die Fischerei in der niederbayrischen Donau in der Gegenwart. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 95.

LECHNER, A., (2009): Auswirkungen hydraulischer Variablen und der Ontogenie auf die Dynamik der Jungfischdrift an einem Schotterufer der österreichischen Donau. Universität Wien.

MURPHY, K., N. J. WILLBY, & J. W. EATON, (1995): Ecological Impacts and Management of Boat Traffic on Navigable Inland Waterways In Harper, D. M., & A. J. D. Ferguson (eds), *The Ecological Basis for River Management*. John Wiley & Sons Ltd., Stirling, UK: 427–442.

NGP, (2021): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2021. Hrsg. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT). Wien.

RAMLER, D., & H. KECKEIS, (2019): Effects of large-river restoration measures on ecological fish guilds and focal species of conservation in a large European river (Danube, Austria). *Science of the Total Environment* 686: 1076–1089.

RATSCHAN, C., M. MÜHLBAUER, & G. ZAUNER, (2012): Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung; Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau. *Österreichs Fischerei* 65: 50–74.

SCHIEMER, F., E. BARTL, V. HIRZINGER, A. WEISSENBACHER, & H. ZORNIG, (2001): Der Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlages auf die Entwicklung der Fischfauna der Donau. Im Auftrag vom: Fischereirevierversband II - Korneuburg.

SCHIEMER, F., & T. SPINDLER, (1989): Endangered fish species of the Danube River in Austria. *Regul. Rivers Res. Mgmt.* 4: 397–407.

SCHIEMER, F., T. SPINDLER, H. WINTERSPERGER, & A. CHOVANEC, (1991): Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Verh. int. Verein theor. angew. Limnol.* 24: 2497–2500.

SCHLUDERMANN, E., M. LIEDERMANN, H. HOYER, M. TRITTHART, H. HABERSACK, & H. KECKEIS, (2014): Effects of vessel-induced waves on the YOY-fish assemblage at two different habitat

types in the main stem of a large river (Danube, Austria). *Hydrobiologia* 729: 3–15.

TITTIZER, T., & A. SCHEUTER, (1989): Über die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*. Sonderdruck 33, Heft 3: 91–97.

TURNER, T., J. TREXLER, G. MILLER, & K. TOYER, (1994): Temporal and Spatial Dynamics of Larval and Juvenile Fish Abundance in a Temperate Floodplain River. *Copeia* 1: 174–183.

WARREN, D. R., A. G. ERNST, & B. P. BALDIGO, (2009): Influence of Spring Floods on Year-Class Strength of Fall- and Spring-Spawning Salmonids in Catskill Mountain Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 200–210.

WOLTER, C., & R. ARLINGHAUS, (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63–89.

WOLTER, C., & R. ARLINGHAUS, (2004): Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. *Berichte des IGB Heft 20*: 77–93.

WYSOCKI, L. E., J. P. DITTAMI, & F. LADICH, (2006): Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation* 128: 501–508.

ZAJICEK, P., & C. WOLTER, (2019): The effects of recreational and commercial navigation on fish assemblages in large rivers. *Science of the Total Environment Elsevier B.V.* 646: 1304–1314, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.403>.

ZALNEVA, K., K. SCHARFETTER, & B. URBANEK, (2021): Schwall von Wasserkraftwerken - Ein Verstoß gegen das Tierschutzgesetz. *Ökobüro in Kooperation mit dem WWF Österreich*. .

ZAUNER, G., M. JUNG, M. MÜHLBAUER, & U. HAMMERSCHMIED, (2022): LIFE+ Auenwildnis Wachau - LIFE13 NAT/AT/000301. *Fischökologisches Prä- und Postmonitoring Phase 1. Bericht i. A. via donau – Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH*. .

ZAUNER, G., M. JUNG, M. MÜHLBAUER, & C. RATSCHAN, (2014): LIFE+ Natur Projekt Mostviertel-Wachau. *Endbericht Fischökologie Wachau*. .

ZAUNER, G., M. JUNG, M. MÜHLBAUER, & C. RATSCHAN, (2015): *Fischökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau gem. WRRL: Immer der Nase (Chondrostoma nasus) nach*. *Österreichs Fischerei* 68: 177–196.

ZAUNER, G., M. JUNG, & C. RATSCHAN, (2016a): *Fischökologisches Monitoring der Donau-Nebenarme Markttau (Wilhering) und Reischelau (Machland)*. *Bericht i. A. des Amtes der OÖ*

Landesregierung, Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft. Engelhartzell.

ZAUNER, G., M. JUNG, & C. RATSCHAN, (2016b): LIFE Natur Projekt “Flusserlebnis Isar” - Fischökologisches Prämonitoring. Bericht i. A. des Wasserwirtschaftsamt Landshut. .

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN, & M. MÜHLBAUER, (2016c): Ökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau - auf dem Weg zur Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinien. Österreichische Wasser - und Abfallwirtschaft 68: 503–518.

ZAUNER, G., P. PINKA, & O. MOOG, (2001): Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Wasserstraßendirektion, Wien.

ZAUNER, G., C. RATSCHAN, & M. MÜHLBAUER, (2008): Life Natur Projekt Wachau. Endbericht Fischökologie. Bericht i. A. Arbeitskreis Wachau & Via Donau. 209.

ZAUNER, G., & F. SCHIEMER, (1992): Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna - aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. Hrsg. Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau Abt. für Gewässerregulierung TU Wien 14: 133–154.

ZAUNER, G., & F. SCHIEMER, (1994): Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna großer Fließgewässer. Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 8: 271–285.

ZITEK, A., & C. RATSCHAN, (2023): Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich – Populationsbiologische Grundlagen und Implikationen für den Fischschutz und Fischabstieg: Arbeitspaket 7: Umlegung der Ergebnisse auf Populationsniveau. .

ZITEK, A., S. SCHMUTZ, & A. PLONER, (2004): Fish drift in a Danube sidearm-system: II. Seasonal and diurnal patterns. Journal of Fish Biology 65: 11357–13339.