



## **Wissenschaftliche Begleitung von Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche (*Thymallus thymallus*) in Südhessen im Jahr 2024**

### **Auftraggeber: Land Hessen**

Regierungspräsidium Darmstadt  
Obere Fischereibehörde  
Werkvertrag Nr. 2024/02 – FP04 - WV



### **Auftragnehmer:**

**INGA - Institut für Gewässer- und Auenökologie GbR**  
[www.gewaesseroekologie.de](http://www.gewaesseroekologie.de)  
Griesheim  
Dipl.-Biol. T. Bobbe & Dr. E. Korte

### **In Kooperation mit**

Verband Hessischer Fischer e. V, IG Mümlingfischer, SF-V „Petri Heil“  
von 1948 e. V. Mümlingtal, Interessengemeinschaft der Kinzigpächter e. V., ASV Eisvogel Birstein-  
Steinau e. V., Angler - Club Westend e. V., ASV Petri Heil Bad Orb e.V.,  
Angelverein 1970 e.V. Marjoß,

**Inhalt:**

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG UND ZIEL.....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>ARTENHILFSMAßNAHMEN FÜR DIE ÄSCHE IN SÜDHESSEN .....</b>	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>METHODIK.....</b>	<b>11</b>
3.1	MONITORING .....	11
3.2	ZEITPUNKT UND UNTERSUCHUNGSSTRECKEN DES ÄSCHENMONITORING 2024.....	11
3.3	LÄNGEN-ALTERSVERTEILUNG DER ÄSCHE.....	12
3.4	GENETIK.....	12
<b>4</b>	<b>BESATZMATERIAL UND BESATZ .....</b>	<b>13</b>
<b>5</b>	<b>GENETISCHE UNTERSUCHUNGEN.....</b>	<b>14</b>
5.1	ZIELE UND AUFGABENSTELLUNG.....	14
5.2	PROBENAHME IM FELD .....	15
5.3	GENETISCHE LABORUNTERSUCHUNGEN UND AUSWERTUNG .....	16
5.4	WISSENSCHAFTLICHE UND TECHNISCHER STAND .....	17
5.5	GENERELLE ERGEBNISSE .....	20
<b>6</b>	<b>SINN.....</b>	<b>27</b>
6.1	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND UNTERSUCHUNGSSTRECKEN .....	27
6.2	WASSERTEMPERATUREN UND ABFLÜSSE UND 2018-2024 .....	31
6.3	BESATZ .....	35
6.4	MONITORING DER ÄSCHENPOPULATION .....	35
6.4.1	Sinn.....	35
6.4.2	Jossa.....	45
6.5	ERGEBNISSE DER GENETISCHEN UNTERSUCHUNGEN .....	48
6.6	BESATZEMPFEHLUNG.....	49
6.7	DEFIZITE UND MAßNAHMENEMPFEHLUNGEN .....	51
6.8	ZUSAMMENFASSUNG SINN .....	53
<b>7</b>	<b>MÜMLING.....</b>	<b>55</b>
7.1	PROJEKTGEBIET, REFERENZSTRECKEN UND BEFISCHUNGSSTRECKEN.....	56
7.2	WASSERTEMPERATUREN UND ABFLÜSSE .....	58
7.3	BESATZ .....	62
7.4	MONITORING .....	62
7.4.1	Referenzstrecken M1, M2 und M4.....	62
7.5	ERGEBNISSE DER GENETISCHEN UNTERSUCHUNGEN .....	75
7.6	MEILENSTEINE DER WIEDERANSIEDLUNG ÄSCHE .....	77
7.7	DEFIZITE UND MAßNAHMENEMPFEHLUNGEN .....	78
7.7.1	Gewässerberatung Lebensraumeignung von Haupt- und Nebengerinne für die Äsche zwischen Mümling -Grumbach und Höchst im Odenwald .....	82
7.8	ZUSAMMENFASSUNG MÜMLING .....	89
<b>8</b>	<b>KINZIG.....</b>	<b>92</b>
8.1	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND UNTERSUCHUNGSSTRECKEN .....	93
8.2	ABFLÜSSE UND WASSERTEMPERATUREN .....	95
8.3	BESATZ .....	99
8.4	MONITORING DER ÄSCHE IN DER KINZIG .....	99
8.4.1	Monitoringstrecke Wächtersbach .....	99
8.4.2	Kinzig unterhalb der Ahler Talsperre .....	103

<b>8.5 GENETISCHE UNTERSUCHUNGEN.....</b>	<b>110</b>
<b>8.6 DEFIZITE UND MAßNAHMENEMPFEHLUNGEN.....</b>	<b>111</b>
8.6.1 Kinzig unterhalb Wächtersbach.....	111
8.6.2 Kinzig direkt unterhalb des Ahler Stausee .....	115
<b>8.7 ZUSAMMENFASSUNG KINZIG.....</b>	<b>117</b>
<b>9 KORMORAN.....</b>	<b>119</b>
9.1 AUTÖKOLOGIE UND ERFASSUNGSMETHODIK .....	119
9.2 DATENLAGE .....	120
9.3 SINK .....	120
9.4 JOSSA .....	123
9.5 KINZIG.....	126
9.6 MÜMLING .....	127
<b>10 EMPFEHLUNGEN ZUM WEITEREN VORGEHEN.....</b>	<b>129</b>
10.1 ALLGEMEIN FÜR ALLE UNTERSUCHTEN GEWÄSSER.....	129
10.2 EMPFEHLUNGEN FÜR DIE EINZELGEWÄSSER.....	130
10.2.1 Sinn und Jossa .....	130
10.2.2 Mümling.....	131
10.2.3 Kinzig .....	131
10.2.4 Schwarzbach.....	131
<b>11 VERWENDETE UND ZITIERTE LITERATUR .....</b>	<b>132</b>
<b>12 FOTODOKUMENTATION .....</b>	<b>136</b>

**Titelfoto:**

Äsche aus der Mümling vom 02.09.2024

Erstellt:

INGA GbR

Darmstadt, den 19.11.2025



Thomas Bobbe

**Tabellen:**

Tabelle 1:	Bezeichnung, Länge und Auswahl der 2024 elektrisch befischten Referenzstrecken .....	11
Tabelle 2:	Wachstum der europäischen Äsche in verschiedenen Gewässern Europas.....	12
Tabelle 5:	Untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung .....	27
Tabelle 7:	Mümling, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung .....	48
Tabelle 8:	Mümling, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung .....	55
Tabelle 9:	Max-Temperatur und Dauer der tropischen Temperaturphasen der Lufttemperatur an der Wetterstation in Michelstadt.....	59
Tabelle 10:	Mümling, Entwicklung der Jahrgänge von Äschen-Besatz und Äschenbestand in den Jahren 2014 bis 2024 in den Strecken M2 und M4 .....	72
Tabelle 11:	Ergebnisse der Wiederansiedlung der Äsche in der Mümling .....	77
Tabelle 12:	Kinzig, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung .....	92
Tabelle 13:	Probstellendesign an der Kinzig 2024 .....	93
Tabelle 14:	Bewertung der potenziellen Auswirkungen von Hochwassereignissen während der Laichzeit in der Interstitialphase und während der Schlupfphase in den Jahren 2020 bis 2024 in der Kinzig .....	97
Tabelle 15:	Vergleich der Fischarten und -anzahlen in 3 Gewässerstrecken unterhalb der Talsperre für das Jahr 2023 vor dem Wiederanstau und 2024 nach dem Wiederanstau. Die Nähe zur Talsperre nimmt von „S1 Ahl“ nach „S2 Ahl“ und schließlich „Woco“ ab. Blau eingefärbt sind die eher rheophilen, orange die eher stagnophilen Fischarten (Talsperrenflüchtlinge).....	104
Tabelle 16:	Sauerstoffgehalte in mg/l in der Kinzig unterhalb der Talsperre mit und ohne Tiefenablass .....	109
Tabelle 17:	Ergebnisse der bayrischen Kormoranschlafplatzzählung von Oktober bis März in einem Radius von 20 bzw. 35 km um die untersuchten Abschnitte an der Mümling bei Bad König mit dem aus 6 Zählterminen errechneten Wintermittel.....	128

**Abbildungen:**

Abbildung 1:	Median-Joining Haplotypen Netzwerk bestehend aus 6 Composite-Haplotypen der mitochondrialen ND1- & ND5/6-Region, welche in den untersuchten Wildpopulationen, drei weiteren benachbarten Wildpopulationen (Köbsch et al., 2019b) und einem Zuchtstamm der Äsche (Köbsch et al., 2019a) detektiert wurden. Diese gruppieren sich in vier genetische Hauptlinien aus Gum et al. (2005) ein. Jeder Kreis repräsentiert einen individuellen Composite-Haplotyp, wobei die Größe des Kreises proportional zur Haplotyp-Frequenz ist. Die Haplotypen sind entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu einer Population bzw. einem Zuchtstamm eingefärbt. Die Anzahl an Querlinien auf den Verbindungslien zeigt die schrittweisen Unterschiede im RFLP-Muster zwischen den einzelnen Composite-Haplotypen an. In der Legende sind neben den Populationen bzw. des Zuchtstamms die Anzahl der jeweils analysierten Individuen (N) und die jeweilige Haplotypendiversität ( $H_d$ ) angegeben. Der Composite-Haplotyp ‚Thy52‘ wurde neu beschrieben...21	
Abbildung 2:	Mitochondriale Hauptlinien auf Basis der RFLP-Analyse der ND1- & ND5/6-Region in den untersuchten sechs Wildpopulationen der Äsche sowie benachbarten Wildpopulationen und dem Zuchtstamm Keidel. Dargestellt sind die prozentualen Zugehörigkeiten der haplotypisierten Individuen zu den Hauptlinien nach Gum et al. (2005). (Karte verändert nach: //commons.wikimedia.org/wiki/File:Deutschland_Flussgebietseinheiten.png) .....	22
Abbildung 3:	Köbsch et al: 2024: Graphische Darstellung der STRUCTURE-Analyse unter Annahme eines Admixture Models und unabhängiger Allelfrequenzen (mit Daten aus (Köbsch et al., 2019b a). Die Zuordnung der insgesamt 1418 untersuchten Individuen der Äsche aus 50 Herkünften erfolgte zu vier hypothetischen Clustern (K) bzw. genetischen Linien (siehe Farbcodes). Jedes Individuum ist mit der entsprechenden Zuordnungswahrscheinlichkeit zu einer Gruppe als senkrechter Balken dargestellt. Die	

Individuen sind nach Herkunftspopulation (unterhalb der Abbildung) und Flussgebietseinheiten bzw. Zuchtstamm (oberhalb der Abbildung) geordnet. Die neun im Rahmen dieser Studie sowie in (Köbsch <i>et al.</i> , 2021) untersuchten Populationen finden sich ganz rechts als separate Gruppe „Südhessen“.....	23
Abbildung 4: Befischungsstrecken der Sinn: Monitoringbefischungsstrecke (400 m) 2012 - 2024 = rot gekennzeichnete Strecke (Eisenbahnbrücke links, S-Kurve rechts), WRRL-Befischungsstrecken (300 m) 2012 = grün 28	
Abbildung 5: Befischungsstrecken der Jossa: Lage der beiden bisherigen (P1 und P2) und der 2024 zusätzlich untersuchten (P3) Monitoringbefischungsstrecke (je 300 m) in der mittleren Jossa .....	29
Abbildung 6: Probestrecke „P1_ohne NSG“: naturnah, morphologisch ohne Beeinträchtigung, wenig Gehölze, viel Totholz, dichter Uferbewuchs.....	30
Abbildung 7: Probestrecke „P2_Jossa im NSG“, naturnah, morphologisch ohne Beeinträchtigung, wenig Gehölze 30	
Abbildung 8: Probestrecke P3 außerhalb des NSG oberhalb von P1 und P2, naturnah, wenig Gehölze.....	31
Abbildung 9: Wassertemperaturrentwicklung in der Äschenregion der Sinn am Pegel Bad Brückenau im Frühjahr 2023 (linke Abb.) und 2024 (rechte Abb). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, <a href="https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur/">https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur/...</a> .....	31
Abbildung 10: Jahreszeitliche Wassertemperaturrentwicklung in der Zeitspanne von 1982 bis 2024 der Sinn bei Bad Brückenau. Von 1982 bis 2000 sind die für die Äsche relevanten Mittelwerte, von 2003 bis 2024 sind darüber hinaus auch die Minima und Maxima dargestellt.....	33
Abbildung 11: Wasserstandsentwicklung am Pegel Sinn Bad Brückenau in den Jahren 2018, 2020 bis 2024 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> ) .....	34
Abbildung 12: Wasserstandsentwicklung am Pegel Jossa in Jossa in den Jahren 2023 und 2024 (Quelle: HLNUG).....	35
Abbildung 13: Entwicklung der Altersklassen der Äsche in der Referenzstrecke "S-Kurve" von 2012 und 2014 bis 2024 mit dem Wasserstand [cm] am Tag der Befischung am Pegel in Mittelsinn .....	36
Abbildung 14: Entwicklung der Altersklassen der Äsche in der Referenzstrecke "Eisenbahnbrücke" von 2014 bis 2024 mit dem Wasserstand [cm] am Tag der Befischung am Pegel in Mittelsinn .....	36
Abbildung 15: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in der Referenzstrecke „S-Kurve“ und „Eisenbahnbrücke“ im Jahr 2022, Befischungsstreckenlänge: je 400 m .....	40
Abbildung 17: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in der Referenzstrecke „S-Kurve“ und „Eisenbahnbrücke“ im Jahr 2024, Befischungsstreckenlänge: je 400 m .....	42
Abbildung 18: Entwicklung der 0+-Biomasse der gefangenen Äschen in den beiden Referenzstrecken der Sinn 2014 bis 2024 .....	43
Abbildung 19: Entwicklung der Biomasse der gefangenen Äschen ohne 0+ in den beiden Referenzstrecken der Sinn in den Jahren 2014 bis 2024 .....	43
Abbildung 20: Relative Fischartenzusammensetzung der Probestrecken P1, P2 und P3 in der Jossa in den Untersuchungsjahren 2023 und 2024 (Legende- und Balkenreihenfolge gleich) .....	46
Abbildung 21: Absolute Fischartenzusammensetzung der Probestrecken P1, P2 und P3 in der Jossa in den Untersuchungsjahren 2023 und 2024 .....	46
Abbildung 22: Längenhäufigkeitsdiagramm der in der Jossa nachgewiesenen Äschen von 2015 bis 2024, normiert auf 300 m Befischungsstrecke und geordnet nach Entfernung zur Mündung in die Sinn .....	48
Abbildung 23: Maßnahmenskizze zur Dynamisierung der Gewässerstrukturen der Referenzstrecke „Eisenbahnbrücke“ der Sinn .....	52
Abbildung 24: Übersicht: Strecke des Fischereischadens 2012 Abgrenzung der Projektstrecke, Befischungsstrecken 2024: Referenz- und weitere Untersuchungsstrecken .....	57

Abbildung 25: Wassertemperaturen in den Jahren 2023 und 2024 in der Mümling am Pegel Hainstadt mit kritischen Temperaturbereich im Sommer. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt ( <a href="https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur">https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur</a> ) .....	58
Abbildung 26: Maximal Lufttemperaturen in den Jahren 2018, 2021, 2022, 2023 und 2024 Quelle: wetteronline.de .....	59
Abbildung 27: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Jahr 2018 und 2020/2021 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> ). Initialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie gleichbleibend hoher Wasserstand im Jahr 2021 .....	60
Abbildung 28: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2022 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> ). Interstitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie Niedrigwasser von Juni bis Mitte September im Jahr 2022 .....	61
Abbildung 29: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2023 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> ). Intertitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie kurze 2-wöchige Niedrigwasserphase im Herbst 2023 .....	61
Abbildung 30: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2024 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> ). Interstitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai i (roter Kasten) .....	62
Abbildung 31: Mümling, Entwicklung der Fischfauna der Referenzstrecken M1, M2 und M4 zwischen 2014 und 2024 .....	63
Abbildung 32: Entwicklung der Dominanz der Äsche in den drei Referenzstrecken von 2014 bis 2024 .....	63
Abbildung 33: Mümling, Fischfauna M1, M2 und M4 von 2014 - 2024 ohne Forelle und Schmerle .....	64
Abbildung 34: Mümling, Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im guten Reproduktionsjahr 2017 im Vergleich zu den vier letzten Jahren 2021 (wasserreich, „Kühl“) und 2022 (wasserarm und hohe dauerhafte Sommertemperaturen) sowie 2023 und 2024 (starke Hochwässer im Frühjahr) .....	66
Abbildung 35: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken von 2014 bis 2016 .....	69
Abbildung 36: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 in den Jahren 2017, 2018 und 2020 .....	70
Abbildung 37: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 im Jahr 2021 und 2023 .....	71
Abbildung 38: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in der Referenzstrecke M2 und in einer Baustellenabfischungs-Strecke im Rahmen der Ökologischen Baubegleitung in Erbach im Jahr 2024 .....	72
Abbildung 39: Entwicklung der mittels E-Fischerei gefangenen Biomassen der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 von 2014 bis 2024 auf der Grundlage der Längen-Gewichtsbeziehung nach Hertig (2006) .....	74
Abbildung 40: Veränderung der Fischartenzusammensetzung in der Mümling von der oberen Äschenregion bis in die untere Forellenregion im Längsverlauf von Probestrecke „Michelstadt Contistraße“ bis „oh Lauerbach“ (gegen die Fließrichtung) .....	75
Abbildung 41: Wanderhindernisse in der Äschenregion mit aktuell flussaufwärts nicht passierbaren Querbauwerken. = aufwärts nicht passierbares Wanderhindernis .....	79
Abbildung 42: Übersicht und Verortung der Maßnahmenvorschläge zur Entwicklung einer morphologisch hinreichenden Ausstattung für die Äsche (Stand 2022) in der Projektstrecke (blau: generelle Empfehlungen, grün: Maßnahmen die durch die Gewässerberatung Mümling umgesetzt werden sollen) .....	80

Abbildung 43: Maßnahmenkonzept mit Übersicht und Verortung der Maßnahmenvorschläge zur Entwicklung einer morphologisch hinreichenden Ausstattung für die Äsche (Stand 2022) in der Projektstrecke (blau: Gelände Kauf und Renaturierung, gelb: punktuelle Uferrenaturierung, schwarz: Instream-Maßnahmen, orange: Anlage Ufergehölzstreifen, Wiederherstellung Durchgängigkeit: rotes Dreieck. Karten 1-5 (siehe Bobbe 2022) 81	
Abbildung 44: Uferbefestigung und Querbauwerke im Untersuchungsabschnitt der Abflussaufteilung .....	84
Abbildung 45: Relevante Fischstrukturen und Gewässerbett-Längsstrukturen im Untersuchungsabschnitt der Abflussaufteilung .....	85
Abbildung 46: Südlicher Teil des Untersuchungsgebietes mit Punkt- und Längsstrukturen .....	86
Abbildung 47: Bewertung der Sohlstrukturen hinsichtlich ihrer Eignung für die Äsche sowie ihres Renaturierungspotenzials .....	87
Abbildung 48: Bewertung der Habitateignung für die Äsche des Untersuchungsgebietes im Bereich der Abflussaufteilung .....	88
Abbildung 49: Befischungsstrecke „Kinzig Referenzstrecke Wächtersbach“ mit Fischregion (links) und Gesamtbewertung der Strukturgüte (rechts) .....	93
Abbildung 50: Befischungsstrecken „S1 Ahl“ (nur IG Kinzig), „Am Sportplatz Ahl“ (entspricht „S2 Ah“ der IG Kinzig) und "Woco" mit Darstellung der Fischregion (links) und der Gewässerstrukturgüte (rechts) (WRRL-Viewer, HLNUG) .....	94
Abbildung 51: Wasserstandsentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen von März bis Mai 2020/2021 sowie Abfluss im Jahresverlauf (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> , Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie) .....	95
Abbildung 52: Wasserstandsentwicklung der Kinzig am Pegel in Gelnhausen von März bis Mai 2022, 2023 und 2024 sowie Abfluss im Jahresverlauf (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <a href="https://www.hnd.bayern.de/pegel">https://www.hnd.bayern.de/pegel</a> , Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie) .....	96
Abbildung 53: Wassertemperaturrentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen in den Jahren 2018, 2020/2021/2022 mit kritischen Temperaturbereich für die Äsche von 17-23 °C (Quelle Wassertemperatur: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie) .....	98
Abbildung 54: Wassertemperaturrentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen in den Jahren 2023 und 2024 .....	98
Abbildung 55: Entwicklung der Dominanzen der Fischfauna der Referenzstrecke Wächtersbach der Kinzig von 2010 bis 2024 .....	101
Abbildung 56: Entwicklung der Individuenzahlen (y-Achse: Anzahl Individuen) der Fischfauna ohne Schmerle der Referenzstrecke Wächtersbach der Kinzig von 2010 bis 2024 (grüner Pfeil: Schneiderbesatz, blauer Pfeil: Rückbau Sohlschwellen, Renat. Orbmündung 2017-2020) .....	101
Abbildung 57: Reproduktionserfolg der Äsche und nachfolgender Altersaufbau der von 2010 bis 2024 gefangenen Äschen in der Referenzstrecke Wächtersbach .....	102
Abbildung 58: Biomasse der von 2010 bis 2024 gefangenen Äschen in der Referenzstrecke Wächtersbach sowie Abfluss am Pegel Gelnhausen während der Befischungstermine .....	102
Abbildung 59: relative Artenzusammensetzung der gesamten Fischfauna der 2023 und 2024 untersuchten Gewässerabschnitte unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau .....	106
Abbildung 60: relative Artenzusammensetzung der Fischfauna ohne den dominanten Arten Gründling, Döbel und Schmerle der 2023 und 2024 untersuchten Gewässerabschnitte unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau .....	106
Abbildung 61: relative Artenzusammensetzung der rheophilen Bachforelle, Bachneunauge, Elritze und Groppe sowie der strömungstoleranten Arten Sonnenbarsch, Blaubandbärbling, Barsch, Dreistachliger Stichling und	

Hecht in den Jahren 2023 und 2024 in Gewässerabschnitten unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau .....	107
Abbildung 62: Probestandorte der Sauerstoffmessungen der IG Kinzig unterhalb der Talsperre .....	109
Abbildung 63: Bei den Befischungen an Referenzstrecke 1 nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare in Hessen in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet .....	122
Abbildung 64: Bei den Befischungen an Referenzstrecke 2 nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare in Hessen in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet .....	123
Abbildung 66: Bei den Befischungen an Referenzstrecke Wächtersbach nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare (BP) in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet .....	127

## 1 Einleitung und Ziel

Die Äsche (*Thymallus thymallus*) galt früher in Hessen als eine weit verbreitete Fischart der Äschenregion. Bis 1996 waren die Bestände aufgrund Gewässerausbau und Gewässerverschmutzung stark zurückgegangen und wurden als „gefährdet“ eingestuft (Rote Liste, ADAM ET AL. 1996). Obwohl sich inzwischen die Gewässergüte und manchenorts die Morphologie erheblich verbessert haben, befinden sich die Äschenbestände vielerorts nach wie vor auf einem gleichbleibend niedrigen Populationsniveau. Ursachen hierfür sind vielfältig: nachteilige Bedingungen im Interstitial (Kieslückensystem), Gewässerausbau (unzureichende Habitat-eignung), mangelnde Durchgängigkeit, Kläranlagen- und Mischwassereinleitungen, Kormoran-einfluss, Fischerei und schließlich die Klimaveränderung mit ihren negativen Wirkungen. Vor diesem Hintergrund sind die Äschenbestände auch in Südhessen nach wie vor „gefährdet“ (Roten Liste, HMUKLV, 2014). In diesem komplexen Faktorengefüge stellt sich die Frage, ob die Äsche in den für sie typischen Fließgewässerstrecken mittelfristig in der Lage ist, sich zu behaupten und mit welchen Artenhilfsmaßnahmen ihre Bestände erhalten werden können.

Unter Leitung der Oberen Fischereibehörde des Regierungspräsidiums Darmstadt führt das Institut für Gewässer- und Auenökologie GbR daher seit 2014 in Kooperation mit den Fischereiberechtigten bzw. -ausübungsberechtigten eine wissenschaftliche Begleitung von Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche in den südhessischen Projektgewässern Kinzig, Sinn und Mümling durch. Dazu wurden auch 2024 Bestandskontrollen in den Äschenbeständen durchgeführt. Weiterhin wurde vor dem Hintergrund einer Neugestaltung der Abflussaufteilung an einem Wehr oberhalb der Ortschaft Höchst i. Odenwald eine Kartierung und Bewertung des Habitatpotenzials für die Äsche an beiden Gewässerarmen durchgeführt.

Ziel der wissenschaftlichen Begleitung ist es, die Populationsentwicklung der Äsche in den Untersuchungsgewässern zu dokumentieren und zu bewerten, sowie die Defizite, die einer natürlichen Populationsentwicklung entgegenstehen, aufzuzeigen und einen Planungs- und Umsetzungsprozess zur Förderung der Art auf den Weg zu bringen.

In Nidda, Kinzig, Sinn, Mümling, Aar und Gersprenz wird parallel ein Wiederansiedlungsprojekt mit der Fischart Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) durchgeführt. Hierdurch können die Feldarbeiten erheblich reduziert werden, so dass die Fischfauna nicht unnötig belastet wird und nicht zuletzt die finanziellen Ressourcen geschont werden.

Der vorliegende Bericht beschreibt die wissenschaftliche Begleitung der Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche in Südhessen für das Jahr 2024 und beschäftigt sich u.a. mit den Belastungen des Ahler Stausees. Schließlich werden die Ergebnisse der von der OFB Darmstadt in Auftrag gegebenen genetischen Untersuchung (Köbsch et al. 2024) vorgestellt.

## 2 Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche in Südhessen

In Hessen werden auch außerhalb von speziellen Schutzgebieten gefährdete Arten gezielt gestützt und gefördert. Ausführliche Angaben finden sich in HMUKLV & HESSEN-FORST FENA (2014) oder auf der Internetseite des RP-Darmstadt: [www.rp-darmstadt.hessen.de](http://www.rp-darmstadt.hessen.de) > Umwelt und Energie > Landwirtschaft, Fischerei und Weinbau > Fischerei > Fischartschutz

Der vorliegende Bericht zur wissenschaftlichen Begleitung von Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche (*Thymallus thymallus*) in Südhessen im Jahr 2024 wurde aus Mitteln des Naturschutzes finanziert. Einen erheblichen Beitrag zur Förderung der Äsche in den untersuchten Gewässern leisten die vor Ort ansässigen Fischereiausübungsberechtigten und Fischereirechtsinhaber. Zu nennen sind hier insbesondere folgende Vereine:

Hessische Sinn, Schmale Sinn: Verband Hessischer Fischer e. V.

Jossa: Angelverein 1970 e.V. Marjoß

Mümling: ARGE MÜMLING-ÄSCHE (Zusammenschluss von IG Mümlingfischer und SF-V „PETRI HEIL“ VON 1948 E.V. MÜMLINGTAL) und Inhaber selbstständiger Fischereirechte.

Kinzig (Mündung bis Stausee): IG KINZIG (Interessengemeinschaft der Kinzigpächter e. V.)

Obere Kinzig (Oberhalb Stausee): ASV Eisvogel Birstein-Steinau e. V.

Die Auswahl der Untersuchungsgewässer wurde durch das RP DARMSTADT, Obere Fischereibehörde vorgenommen. Sie richtete sich nach den in Südhessen vorhandenen und bekannten Äschenbeständen. Aufgrund von Kapazitätsgrenzen werden nicht alle Äschenbestände bzw. -Gewässer gleichzeitig, sondern in mehreren Jahren sukzessiv untersucht.

### 3 Methodik

#### 3.1 Monitoring

Im Jahr 2024 wurden die Gewässer Kinzig, Sinn, Jossa und Mümling untersucht. Ziel des Äschen-Monitorings ist die Erfassung von folgenden Populationsparametern bzw. Einflüssen:

- Status Quo, Reproduktion und Altersaufbau
- zeitliche Populationsentwicklung und Verteilung im Raum
- Vergleich der südhessischen Äschengewässer miteinander
- Defizite

Bei den Elektrobefischungen kamen in Mümling, Sinn und Kinzig ein EFGI 650 und ein stärkeres EFGI 1300- Elektrofischfanggerät der Firma Bretschneider zum Einsatz. Letzteres wird in einer Wanne treidelnd hinterhergezogen. In der Jossa wurde mit zwei EFGI 650-Geräten gefischt. Einen Überblick über die durchgeführten Untersuchungen und Befischungen gibt Tabelle 2 (Kapitel 3.2).

#### 3.2 Zeitpunkt und Untersuchungsstrecken des Äschenmonitoring 2024

Im Untersuchungsjahr 2024 wurden an verschiedenen Fließgewässern, die in nachfolgender Tabelle benannten Befischungsstrecken elektrisch befischt.

Tabelle 1: Bezeichnung, Länge und Auswahl der 2024 elektrisch befischten Referenzstrecken

Gewässer	Datum	Name	Länge [m]	Grund der Auswahl
Sinn	09.09.2024	1. Referenzstrecke S-Kurve	400	1. Schneiderbesatzstrecke, sehr naturnah, ohne Altengronau, Kormoraneinfluss
		2. Referenzstrecke Eisenbahnstrecke	400	2. Schneiderbesatzstrecke, bedingt naturnah, ohne Altengronau, geringer Kormoraneinfluss
Jossa	10.09.2024	P1, außerhalb NSG	300	Mit geplanter Kormoranvergrämung
		P2, innerhalb NSG	300	Ohne Kormoranvergrämung
	16.09.2024	P3, außerhalb NSG	300	Mit geplanter Kormoranvergrämung
Mümling	/	Referenzstrecke Asselbrunn, M1	500	Keine Befischung im Jahr 2024
		Referenzstrecke Brücknstrecke, M4	500	
	02.09.2024	M2	500	Schneiderbesatzstrecke, optimale Habitatstrukturen für Äsche und Schneider
Kinzig	21.09.2024	Wächtersbach	400	sehr naturnahe Riffle-Pool-Strecke
	05.09.2024	Ahl S2	300	Eingetieft, Grünverbau, Riffle-Pool-Strecke bis Wehr
		Woco	300	1/3 mit Wasserbausteinen ausgebaut, 2/3 Riffle-Pool-Strecke

### 3.3 Längen-Altersverteilung der Äsche

Zum Vergleich der Längen-Altersverteilung der Äsche wird in der folgenden Tabelle eine Zusammenstellung verschiedener Untersuchungen (GUTHRUF, 2007) wiedergegeben.

Tabelle 2: Wachstum der europäischen Äsche in verschiedenen Gewässern Europas

**fett:** Die für die Klassifizierung der untersuchten hessischen Äschenpopulationen verwendeten Größenangaben nach GUTHRUF (2007)

\* = Originaldaten als Gabellänge, Umrechnung nach GUTHRUF (1996).

\*\* = Originaldaten als Standardlänge, Umrechnung nach NAIKSATAM (1974).

(+) = Probenahmen im Juli.

Arbeit	Gewässer (Land)	Totallänge im Alter von n Jahren							Alter		% Erst- Laicher	Reife ab TL
		1	2	3	4	5	6	7	max.	1. Reife		
Guthruf 1996	Aare (CH)	202	347	393					4	2	10-60	270
Hertig 2006	Linthkanal (CH)	190	337	403	442	459			8*			
Rippmann 1987	Linthkanal (CH)	150	330	400	450				4			
Staub et al. 1992	Hochrhein (CH)	200	325	390	425	445	470		6	2	10-80	
Guthruf 2006	Aare Thun (CH)	163	320	398	434	454	457	466	7*			
Persat 1976	Ain (F)	150	290	355						2	60/25	
Jungwirth & Schmutz 1985	Traun (A)	160	290	380	410							
Guthruf 2001	Reuss Luzern (CH)	191	283	345					3*			
Guthruf 1996	Giesse Belp (CH)	150	280	330	375	395	420		7*	3		280
Ensmenger 1987	Reuss Luzern (CH)	170	275	340	390	425	425		7	3		
<b>vorliegende Arbeit</b>	<b>Sarner Aa</b>	<b>154</b>	<b>260</b>	<b>318</b>	<b>355</b>				<b>4*</b>			
Ernst & Nielsen 1983	Gudena (DK)	140	250	340	390	430	460		6	2-4		300
Woolland & Jones 1975	Llynn Tegid (GB)	131*	244	323	387	410	431		6	3		
Woolland & Jones 1975	Upper Dee (GB)	131*	231	292	342	361			8	3		
Kaufmann et al. 1991	Mur (A)	116	211	297						3		300
Wiesbauer et al. 1991	Salzach (A)	111	198	276	342	389			6	4-5		340
Holloway 1969	River Lugg (GB)	134**	198	238	302	358			4	2	8/9	
Jungwirth et al. 1983	Inn (A)	100	195	285	370	420	450		8	(3)-4		350
Nagy 1984	Bela (Slowakei)	131**	184	228	274	308			5*			
Peterson 1968	Indalsälven (S)	94	172	239	296	349	386		8	5		350
Sedlar 1970	Nitra (Slowakei)	102	166	227	276	324			6			
Müller 1961 (+)	Lilla Lule Älv (S)	30	154	204	253	298	332		10*			
Somme 1935	(Norw egen)	50	115	183	242	278	308		7	5-6		

### 3.4 Genetik

Die Probenahme im Feld sowie die Laboranalysen und Methoden werden in Kapitel 4 beschrieben.

## 4 Besatzmaterial und Besatz

Das Äschen-Besatzmaterial für die Mümling wurde in allen Besatzjahren von der Fischzucht Forellenhof Keidel bezogen. Die hier produzierten Äschen stammen aus einer Zuchtlinie der Sinn aus dem hessischen Spessart.

Von 2014 bis 2024 wurde in den Untersuchungsgewässern ausschließlich Besatz mit 0+ bzw. 1+ Äschen der Fischzucht Keidel getätig (Tabelle 3.).

Tabelle 3: Besatzstrecken, Datum, Besatzmengen und Hegeziele des Äschenbesatzes 2010/2011 und 2014-2024

Gewässer	Besatzort	Datum	Äschen-Besatzmenge,- Alter	Hegeziel
Schmale Sinn	NSG unterhalb Hainmühle	25.04.2014	2.000 Stk. 0+/1+-Äschen	Bestandsrestaurierung nach Kormoraneinfällen aus Fischzucht Keidel
	Schmale Sinn	2015-2024	kein Besatz	Beobachtung der autochthonen Entwicklung
Hessische Sinn	Mündung Schmale Sinn bis Altengronau	25.04.2014	2.500 Stk. 0+/1+-Äschen	Bestandsrestaurierung nach Kormoraneinfällen aus Fischzucht Keidel
	hessische Sinn	2015-2024	kein Besatz	Beobachtung der autochthonen Entwicklung
Jossa	zwischen Mernes und Jossa	2015-2024	kein Besatz	pers. Mitteilung A. Schmidt+: letzter Besatz im Jahr 2007
Mümling	Gesamte Projektstrecke von Asselbrunn/ Michelstadt bis Eichelhof/ Bad König	2014-2017	56.245 Stk 0+/1+-Äschen	Bestandsrestaurierung nach Fischsterben aus Fischzucht Keidel
		2018-2024	kein Besatz	
	Mümling/ Erbach	2015, 2018-2021	ca. 2.500 Stk., 1+	Stützbesatz aus Fischzucht Keidel
Kinzig	Unterhalb Stausee bis Mainmündung	2005 2013	4.000 Stk., 1+ 4.000 Stk., 1+	Stützbesatz aus Fischzucht Keidel
Obere Kinzig Kinzig, Bieber, Orb, Bracht, Salz	keine	2015-2024	kein Besatz	Beobachtung der autochthonen Entwicklung

## 5 Genetische Untersuchungen

Der nachfolgende Text gibt den Bericht “Genetischen Charakterisierung von Äschen-Wildpopulationen *Thymallus thymallus*) in Südhessen als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Managementstrategien zur nachhaltigen Bestandsentwicklung – Abschlußbericht (Köbsch, et al. 2024) in großen Teilen aber stellenweise gekürzt wieder. Zitierte Texte aus dem Gutachten sind im Folgenden *kursiv* markiert.

### 5.1 Ziele und Aufgabenstellung

*Die Äsche gilt daher in Deutschland als stark gefährdet (BfN, 2009). Auch in Hessen gingen die Äschenbestände seit den 1990er Jahren zurück, sodass die Art auch hier in den „Roten Listen der gefährdeten Arten“ als gefährdet eingestuft wird (Dümpelmann & Korte, 2014).*

*Die Bundesrepublik Deutschland hat im Jahr 2007 die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2007) beschlossen und bekennt sich damit zu ihrer Verantwortung zum Schutz und Erhalt der Biodiversität. Nach der 1993 in Kraft getretenen Internationalen Biodiversitäts-Konvention (Convention on Biological Diversity, CBD) umfasst der Begriff der Biodiversität die Vielfalt der Ökosysteme, die Vielfalt zwischen und innerhalb von Arten sowie deren genetische Vielfalt (UN 1992). Genetische Variationen sind die Grundlage bei der Entstehung und Weiterentwicklung von Arten im Verlauf der Evolution. Die genetische Diversität kann dabei über das Aussterben oder Überleben von Populationen oder Arten bei sich ändernden Umweltbedingungen entscheiden.*

Zum Erhalt der Biodiversität ist das Management von Fischbeständen ein wichtiges Instrument, da eine Fischart über den Besatz eine starke Beeinträchtigung von autochthonen Populationen erfahren kann. Um die Auswirkungen von Besatz auf die Biodiversität der Äsche einzuschätzen, sind Kenntnisse über die Genetik der in Südhessen vorhandenen Äschenbeständen notwendig.

*Die Äsche stellt in der Angelfischerei eine beliebte Fischart dar. Aus diesem Grund spielt auch der Besatz mit Äschen eine Rolle, besonders vor dem Hintergrund der stark zurückgegangenen Bestände. Der Besatz bzw. bestandsstützende Maßnahmen beinhalten jedoch auch die Gefahr der Beeinflussung bzw. Extinktion autochthoner, regional adaptierter Populationen, wenn auch der Erfolg von Fischbesatz für die Angelfischerei art-, großen- und gewässerspezifisch ist (Arlinghaus et al., 2015). Viele Populationen genutzter bzw. bewirtschafteter Fischarten sind in der Vergangenheit durch Besatzmaßnahmen genetisch überprägt und zum großen Teil durch drastische Umweltveränderungen wie Gewässerverschmutzung und Gewässerverbau in ihrer Zusammensetzung und Funktion verändert worden. Natürliche Fischpopulationen wurden dabei z.T. durch Besatz überformt, die genetische Integrität und Diversität entspricht potenziell nicht mehr ihrem ursprünglichen Zustand. Der genetische Ef-*

*fekt von Fischbesatz im Sinne einer mittel- bis langfristigen Etablierung von Besatz-Genmaterial in der betreffenden Population gilt bei der Äsche als schwer vorhersagbar. So konnten in Äschenpopulationen vom Ausbleiben eines Effekts bis hin zum vollständigen Verlust des ursprünglichen Genpools bereits alle denkbaren Szenarien nachgewiesen werden (Gum, Gross & Kuehn, 2006; Meraner, Cornetti & Gandolfi, 2014; Persat et al., 2016).*

Äschen sollten grundsätzlich nicht über einzelne Einzugsgebietsgrenzen unserer Flusssysteme (Rhein, Elbe, Weser, Donau) anthropogen verbreitet werden. Darüber hinaus bestehen selbst innerhalb eines Einzugsgebietes lokale Rassen (GUM ET AL. 2005), deren Vielfalt es zu schützen gilt. Da über die genetischen Verhältnisse in Südhessen nur sehr grob-skalige Kenntnisse vorlagen, wurde im Jahr 2019 - 2020 ein 1. Genetisches Projekt durch die UNI Dresden (Köbsch et al 2021) mit ca. 120 Äschen aus dem Einzugsgebiet von Kinzig, Sinn und Mümling durchgeführt. Bis 2023 wurden von 111 weiteren Äschen im Rahmen des Monitoring Schleimproben gewonnen und in einem 2. abschließenden Projekt untersucht (Köbsch et al. 2024).

Ziel der genetischen Untersuchungen war es, Äschenpopulationen im Regierungsbezirk Darmstadt genetisch zu untersuchen und zu beschreiben. *Auf der Basis dieser Ergebnisse und unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus (Köbsch et al., 2019b a) sollen geeignete Maßnahmen zur langfristigen Arterhaltung und nachhaltigen Bestandsentwicklung sowie für den Erhalt der genetischen Variabilität der Äschen-Wildpopulationen im Regierungsbezirk Darmstadt abgeleitet werden.*

Aus den genetischen Ergebnissen werden generelle und spezifisch auf die einzelnen Populationen bezogene Maßnahmen- und Managementempfehlungen abgeleitet. Während in diesem Kapitel die generellen Ergebnisse dargestellt werden, sind in den einzelnen flusspezifischen Kapitel die speziellen aus der Genetik abgeleiteten Ergebnisse wiedergegeben.

## 5.2 Probenahme im Feld

Im Rahmen des Monitorings wurden in den Jahren 2021 und 2022 von den gefangenen Äschen Proben der Schleimschicht entnommen, um diese im Labor mittels DNA-Untersuchung auf ihre genetische Charakteristik hin zu untersuchen. Es wurden pro Äschenvorkommen bis zu 35 Tiere beprobt. Für den Schwarzbach i. Ts. wurden 2023 im Rahmen eines anderen Projektes genetische Proben gewonnen. Die Probenahme erfolgte über Wattestäbchen, die entlang der seitlichen Körperoberfläche bzw. im Kopfbereich des Fisches gestrichen werden. Von jedem Fisch wurden zwei Proben entnommen. Die Methode gilt als "nicht destruktive" und "relativ nicht invasive" DNA-Probenahme (LE VIN ET AL., 2011) und ist, sofern sie im Rahmen der Monitoringbefischungen durchgeführt wird, kein Tierversuch, da es sich um eine „gering-belastende“ Methode handelt. Ein Tierversuchs-

Genehmigungsverfahren ist damit nicht erforderlich. Das Wattstäbchen mit Schleimabstrich wird in ein Proberöhrchen mit der Nummer zur Identifikation des Fisches versehen. Die Probe trocknet in dem Röhrchen, das mit einer Membran ausgestattet ist. Anschließend werden die Proben bis zur DNA-Untersuchung tiefgefroren.

In den Jahren 2019, 2020, 2021 und 2022 wurden im Rahmen der Monitoringbefischungen genetische Proben von 231 Äschen gewonnen. 2023 wurde Seiten der Oberen Fischereibehörde beim RP Darmstadt eine weitere Probenahme aus der Äschenpopulation des Schwarzbaches veranlasst. Die Genetik wurde bzw. wird im Labor der Uni Dresden untersucht. Dort liegen umfassende Daten zur Genetik der deutschen Äschenpopulationen vor, die im Auftrag des BMEL erhoben und ausgewertet wurden.

Tabelle 4: Probenahmesets der in Südhessen untersuchten Äschenvorkommen

Vorkommen	Jahr der Probenahme	Anzahl	Bemerkung
Vorliegender Bericht zur Genetik, siehe KÖBSCH ET. AL. 2024:			
Kinzig	18.05.2020 28.08.2020 18.05.2020	1 11 5	Referenzstrecke Wächtersbach und Rauschstrecke bei Wirtheim
Obere Kinzig oberhalb Talsperre	02.07.2020 18.08.2021 02.08.2022	6 6 14	Herolz Niederzell Schlüchtern
Bieber	17.10.2019	20	Gemeindezentrum Biebergemünd
Salz	13.10.2021	21	Strecken in Eckardroth und unterhalb Eckardroth
Bracht	13.10.2021	1	Bei Schlierbach
Sinn	24.08.2020	30	1. und 2. Referenzstrecke
Schmale Sinn	17.10.2019	20	Unterhalb Weichersbach
Mümling Projektstrecke	20.08.2020 20.08.2020 20.08.2020	11 10 16	Referenzstrecke M1, M2 und M4
Obere Mümling	10.08.2022	23	2 Strecken bei Michelstadt-Erbach
Untere Mümling	12.08.2022 02.09.2021 02.09.2021	5 2 2	Mümling-Crumbach Drusenbach Etzen-Gesäss
Schwarzbach	13.10.2023	26	Auf Veranlassung der OFB
Summe	2019-2023	231	

### 5.3 Genetische Laboruntersuchungen und Auswertung

Die genetischen Laboruntersuchungen wurden von der GWT-TUD GmbH an der Technischen Universität Dresden von Herrn PROF. DR. THOMAS BERENDONK, M.SC. CHRISTOPH KÖBSCH UND B.SC. ROBIN STARKE durchgeführt. Die Methodik und die Ergebnisse werden ausführlich in den Berichten von KÖBSCH ET. AL im Jahr 2021 und schließlich 2024 dargestellt und umfassen 2 Arbeitspakte:

APK1: die molekulargenetische Analyse der in den Proben enthaltenen, aufbereiteten und vervielfältigten DANN mit folgenden Verfahren:

- a. DNA-Fingerprints mittels etablierter Mikrosatellitensysteme zur genetischen Charakterisierung der Verwandtschaftsverhältnisse
- b. Sequenzierung der zwei Loci NADH Dehydrogenase Untereinheit 1 und Untereinheit 5/6 mittels Sanger-Sequenzierung zur Erfassung der mitochondrialen Variabilität

APK2: Datenauswertung und Berichtslegung

- a. Auswertung der molekulargenetischen Daten aus APK1 analog dem Vorgehen nach Köbsch et al. (2019 b)
- b. Berichtslegung zur genetischen Variabilität und zur Zugehörigkeit der Individuen und Populationen zu den bekannten genetischen Clustern. Ableitung von Empfehlungen für geeignete Maßnahmen zum Schutz und zur Aufrechterhaltung der genetischen Ressourcen in den untersuchten Wildpopulationen.

## 5.4 Wissenschaftliche und technischer Stand

### **Phylogeographie und Populationsgenetik der Äsche**

Die Äsche ist europaweit in stark strömenden, sommerkühlen Fließgewässern verbreitet. Ihre geographische Verbreitung reicht dabei von Nordwestrussland und der Ukraine im Osten bis nach Westfrankreich und England im Westen, sowie von Skandinavien im Norden bis zum Balkan im Süden (Kottelat & Freyhof, 2007). Im subkontinentalen Gebiet Deutschlands findet sich die Äsche vor allem in Flüssen der Mittelgebirgslagen und der Voralpenregion.

Wichtige Erkenntnisse zur populationsgenetischen Struktur und zur Phylogeographie der Äsche in Europa auf Basis mitochondrialer Marker finden sich in den Arbeiten von Koskinen et al. (2000), Gross et al. (2001), Weiss et al. (2002), Gum, Gross & Kuehn (2005), Gum et al. (2006), Marić et al. (2011, 2012, 2014) und Meraner & Gandolfi (2012). Eine Synthese wichtiger Studien findet sich im Review von Gum, Gross & Geist (2009). Eine deutschlandweite Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft umfasst 34 Wildpopulationen der Äsche (Köbsch et al., 2019b). In einer weiteren Studie im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf konnten auch fünf Zuchttämme der Äsche genetisch charakterisiert werden, die für Nordrhein-Westfalen und angrenzende Bundesländer von Bedeutung sind (Köbsch et al., 2019a).

Erste Informationen zur postglazialen Ausbreitung anhand mitochondrialer Markergene von *Thymallus thymallus* lieferte die Studie von Koskinen et al. (2000). Die Studie umfasste 561 Individuen aus 28 Populationen, wobei der größte Anteil aus Nordeuropa (v.a. Finnland und Schweden) stammte. Zwei der untersuchten Populationen stammten aus Flussgebietseinheiten (FGE) innerhalb Deutschlands (Elbe und Donau). Anhand von RFLP-Analysen und Se-

quenzvariationen von ND5/6 und Cytochrom b/D-loop Daten wurden 27 Composite-Haplotypen erkannt. Es konnten drei unterschiedliche mitochondriale Hauptlinien im europäischen Verbreitungsgebiet beschrieben werden. Diese erstrecken sich über Nordeuropa (Linie I), Mittel-/Osteuropa (Linie II) und südlichere Regionen, speziell das Donaueinzugsgebiet (Linie III) (Koskinen et al., 2000).

Eine weitere Untersuchung zur genetischen Differenzierung der Äsche innerhalb Deutschlands wurde von Gross et al. (2001) anhand von vier bayerischen Populationen durchgeführt. Durch RFLP-Analysen der mitochondrialen ND1- und ND3/4-Region sowie des nukleären GH-1 Gens, wurden sechs Composite-Haplotypen im bayrischen Gebiet erkannt, welche sich in drei Gruppen einteilen. Gruppe I umfasste Haplotypen, welche sich in allen bayrischen FGE wiederfinden. Gruppe II enthielt mit einer Ausnahme ausschließlich Individuen aus der FGE Donau und Gruppe III (Außengruppe) umfasste Individuen aus Estland. Diese Studie fand ebenfalls Hinweise auf einen Genfluss zwischen den Flussgebietseinheiten Rhein/Main, Elbe und Donau, der durch Sekundärkontakte nach der (post-)glazialen Differenzierung der genetischen Linien ermöglicht wurde (Gross et al., 2001).

Gum et al. (2005) legten den Fokus ihrer Untersuchungen auf Mittel- und Nordeuropa und die Kontaktzonen der bis dahin bekannten mitochondrialen Linien. Anhand von RFLP- und Mikrosatelliten-Analysen von 780 Individuen aus 29 Standorten konnten 30 Composite-Haplotypen erfasst werden. Dabei ergaben sich vier mitochondriale Hauptlinien, welche anhand der ND1- und ND5/6-Region erhoben wurden. Linie I und III waren identisch mit den von Koskinen et al. (2000) beschriebenen Regionen. Gum et al. (2005) konnten die von Koskinen et al. (2000) beschriebene Linie II (Mittel-/Osteuropa) in Südwest-/Westeuropa (IIa) und Zentral-/Osteuropa (IIb) unterteilen. Linie IIa enthält Populationen der FGE Rhein/Main und aus Gewässern Englands. Die Populationen von Linie IIb finden sich ausgehend von den FGE Elbe und Weser in östlicher Richtung bis in Gewässer Litauens und nördlicher Richtung bis in Gewässer Südskandinaviens wieder. Außerdem konnte nachgewiesen werden, dass es einen Sekundärkontakt zwischen den Linien sowohl in bestimmten Gebieten Deutschlands als auch in anderen europäischen Regionen gegeben hat (Gum et al., 2005). Diese Erkenntnisse konnten im Rahmen der bundesweiten Studie von Köbsch et al. (2019c) bestätigt werden. Unter Hinzunahme einer weiteren Studie (Sušnik, Snoj & Dovč, 2001), welche die phylogeographische Verbreitung der Äsche in nördlich gelegenen Flusssystemen der Adria untersucht, definieren Gum et al. (2009) insgesamt fünf genetische Hauptlinien der Äsche im europäischen Verbreitungsgebiet. Die komplexe genetische Struktur ist ein Hinweis auf das Vorhandensein mehrerer disjunkter Refugien im süd- und mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet (Weiss et al., 2002).

Mikrosatellitenbasierte Studien zur Populationsgenetik der Äsche zeigten eine im Vergleich zu anderen Fischarten geringe genetische Diversität innerhalb der Populationen. Gleichzeitig

wurde ein hohes Maß an genetischer Strukturierung zwischen Populationen gefunden (mittlerer  $F_{ST}$ -Wert für Äschenpopulationen in Deutschland = 0,326; (Köbsch et al., 2019b), wobei in den meisten Fällen selbst benachbarte Populationen innerhalb derselben Einzugsgebiete signifikant voneinander differenziert sind (Gum et al., 2003, 2005, 2009; Vonlanthen & Schlunke, 2015; Vonlanthen & Hefti, 2016; Köbsch et al., 2019b). Die auf Basis der mitochondrialen Marker definierten genetischen Linien konnten auch auf Basis von Mikrosatellitenanalysen klar voneinander abgegrenzt werden (Gum et al., 2009; Köbsch et al., 2019b). Aufgrund ihrer Beliebtheit in der Angelfischerei und vor dem Hintergrund zurückgehender Bestände wurden und werden Besatzmaßnahmen mit Äschen in vielen Gewässern vorgenommen (Kottelat & Freyhof, 2007). Die mittel- bis langfristigen Folgen dieser oft intensiven Besatzmaßnahmen sind aus genetischer Sicht allerdings höchst unterschiedlich. So konnten in Äschenpopulationen im Einzugsgebiet der Vienne (Loire) trotz Jahrzehntelanger Besatzmaßnahmen mit Äschen aus dem Rhein/Rhone-Einzugsgebiet und trotz fragmentierter Populationen in degradierten Gewässerabschnitten keine Einkreuzung gebietsfremder Haplo- oder Genotypen detektiert werden (Persat et al., 2016). Ähnliches wurde für die Äschenpopulation der Drau in Österreich und einige Populationen im adriatischen Raum festgestellt (Meraner, Unfer & Gandolfi, 2013; Meraner et al., 2014). Auf der anderen Seite konnte besonders im adriatischen Raum aber auch ein kompletter Verlust des ursprünglichen Genpools als Folge intensiver Besatzmaßnahmen mit allochthonem Besatzmaterial nachgewiesen werden (Meraner & Gandolfi, 2012; Meraner et al., 2014). In Deutschland wurden in einigen bayerischen Populationen der Äsche eine substantielle Einkreuzung gebietsfremder Genotypen detektiert (Gum et al., 2006). (Köbsch et al., 2019b) fanden Hinweise auf die Einkreuzung von gebietsfremden Genotypen in den Äschenpopulationen der Ilm, der Gera (beide FGE Weser) und der Isar (FGE Donau).

Im Rahmen der genetischen Charakterisierung von Zuchtstämmen der Äsche konnten (Köbsch et al., 2019a) nachweisen, dass einige Zuchtstämme zum Großteil aus Äschen mit gebietsfremden Haplotypen der Linie I bestanden und teils auch mutmaßlich besetzte Individuen mit Haplotypen der Linie I in Wildpopulationen gefunden werden konnten. Des Weiteren zeigten einige Zuchtstämme eine extrem niedrige genetische Diversität, vermutlich resultierend aus einer geringen Anzahl von Elterntieren und/oder ungünstigen züchterischen Methoden.

### **Methode zur molekulargenetischen Charakterisierung der Äsche**

Die Analyse der Genetik erfolgte aus forensischen Schleimhautabstrichen (Berendonk *et al.*, 2015; Köbsch *et al.*, 2019b, a c), aus denen die DNA extrahiert wurde.

Im Rahmen der genetischen Untersuchung wurde drei Aspekte untersucht:

- Die mitochondriale Variabilität durch Sequenzierung und bioinformatische Auswertung und Darstellung von Haplotypennetzwerke: Die Analyse mitochondrialer Marker eignet sich aufgrund geringerer Mutationsraten gegenüber Mikrosatelliten-Markern zur Erkennung großräumiger, phylogeographischer Muster und zur Beschreibung historischer Genflüsse. Um eine Einordnung der gewonnenen Erkenntnisse in den Kontext der Ergebnisse von (Köbsch *et al.*, 2019b a) zu ermöglichen, wurde eine RFLP-Analyse der mitochondrialen ND1 & ND5/6-Region durchgeführt.
- Die Verwandschaftsverhältnisse anhand von Mikrosatellitensystemen: Im Gegensatz zu den mitochondrialen Markern dienen nukleäre Mikrosatelliten-Marker zur Analyse der genetischen Diversität auf Populationsebene bzw. zwischen Populationen auf kleinerer geografischer Skala und zur Beurteilung rezenten Genflusses.
- Schließlich wurden die Ergebnisse in einen bundesweiten Datenkontext eingebettet und analysiert. Bei der Einordnung der Ergebnisse gegenüber (Köbsch *et al.*, 2019b a) wurden insgesamt zwölf Mikrosatelliten-Marker in der vorliegenden Studie verwendet.

## **5.5 Generelle Ergebnisse**

### **Forensische Abstriche zur DNA-Gewinnung**

Die aus den Abstrichen gewonnene DNA wies eine vergleichbare gute Qualität und Menge auf, was für die folgenden Analysen innerhalb der Studie ausreichend war.

### **Mitochondriale RFLP-Analyse**

*Insgesamt konnten in den zehn untersuchten Populationen vier Composite-Haplotypen gefunden werden. Dabei konnte der Composite-Haplotyp ‚Thy52‘ gegenüber vorhergehenden Studien (Gum *et al.*, 2005; Köbsch *et al.*, 2019b a) als neu beschrieben werden. Die gefundenen Composite-Haplotypen können der mitochondrialen Hauptlinie Ila (Rhein/Maas → ‚Thy37‘ & ‚Thy38‘), Hauptlinie IIb (Elbe/Weser → ‚Thy45‘) und Hauptlinie III (Donau → ‚Thy52‘) zugeordnet werden (s. Abb. 1)... Zusätzlich zu den zehn untersuchten Wildpopulationen wurden drei weitere Populationen aus dem Maingebiet (Sinn\_Bayern, Fränkische Saale, Erf) sowie der für Besatzmaßnahmen in der Region oft verwendete Zuchtstamm Keidel mit in die Analyse einbezogen. Sowohl das Haplotypennetzwerk als auch die Darstellung der anteiligen Zugehörigkeit zu den mitochondrialen Hauptlinien (s. Abb. 2) zeigen, dass es ent-*

lang der Wasserscheide Weser und Rhein/Main zur Vermischung der beiden Hauptlinien Ia und IIb kommt.

Die Haplotypendiversität der Wildpopulationen ‚Kinzig\_ohTS‘, ‚Schwarzbach‘, ‚Salz‘, ‚Mümling\_2020‘, ‚Mümling\_2022‘ und ‚Schmale Sinn‘ liegt im Vergleich zu den in Köbsch et al. (2019b) untersuchten Wildpopulationen in Deutschland unter dem Mittelwert aller Populationen ( $\bar{H}_d = 0,25$ ), während die Haplotypendiversität der Populationen ‚Kinzig‘, ‚Bieber‘ und ‚Sinn\_Hessen‘ darüber liegt.

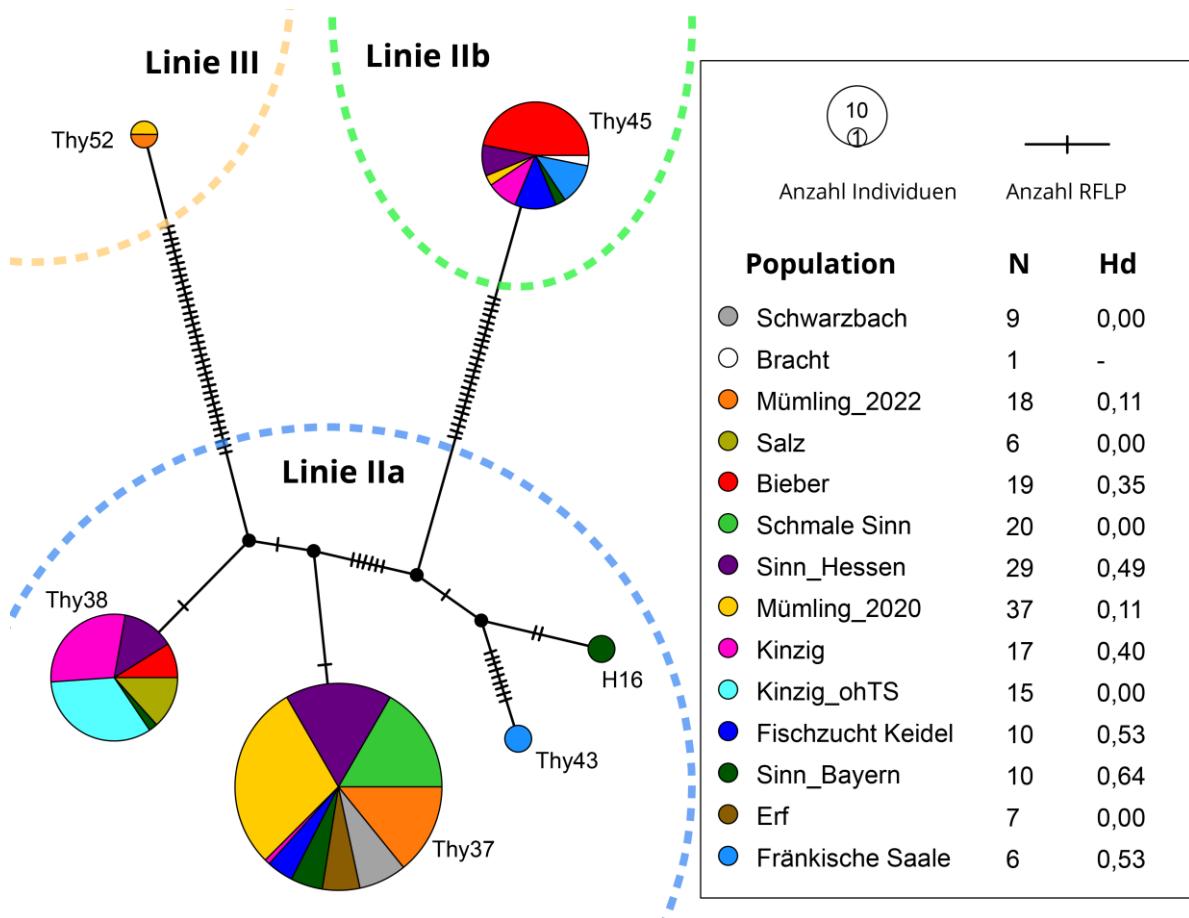


Abbildung 1: Median-Joining Haplotypen Netzwerk bestehend aus 6 Composite-Haplotypen der mitochondrialen ND1- & ND5/6-Region, welche in den untersuchten Wildpopulationen, drei weiteren benachbarten Wildpopulationen (Köbsch et al., 2019b) und einem Zuchtstamm der Äsche (Köbsch et al., 2019a) detektiert wurden. Diese gruppieren sich in vier genetische Hauptlinien aus Gum et al. (2005) ein. Jeder Kreis repräsentiert einen individuellen Composite-Haplotyp, wobei die Größe des Kreises proportional zur Haplotyp-Frequenz ist. Die Haplotypen sind entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu einer Population bzw. einem Zuchtstamm eingefärbt. Die Anzahl an Querlinien auf den Verbindungslien zeigt die schrittweisen Unterschiede im RFLP-Muster zwischen den einzelnen Composite-Haplotypen an. In der Legende sind neben den Populationen bzw. des Zuchtstamms die Anzahl der jeweils analysierten Individuen (N) und die jeweilige Haplotypendiversität ( $H_d$ ) angegeben. Der Composite-Haplotyp ‚Thy52‘ wurde neu beschrieben.

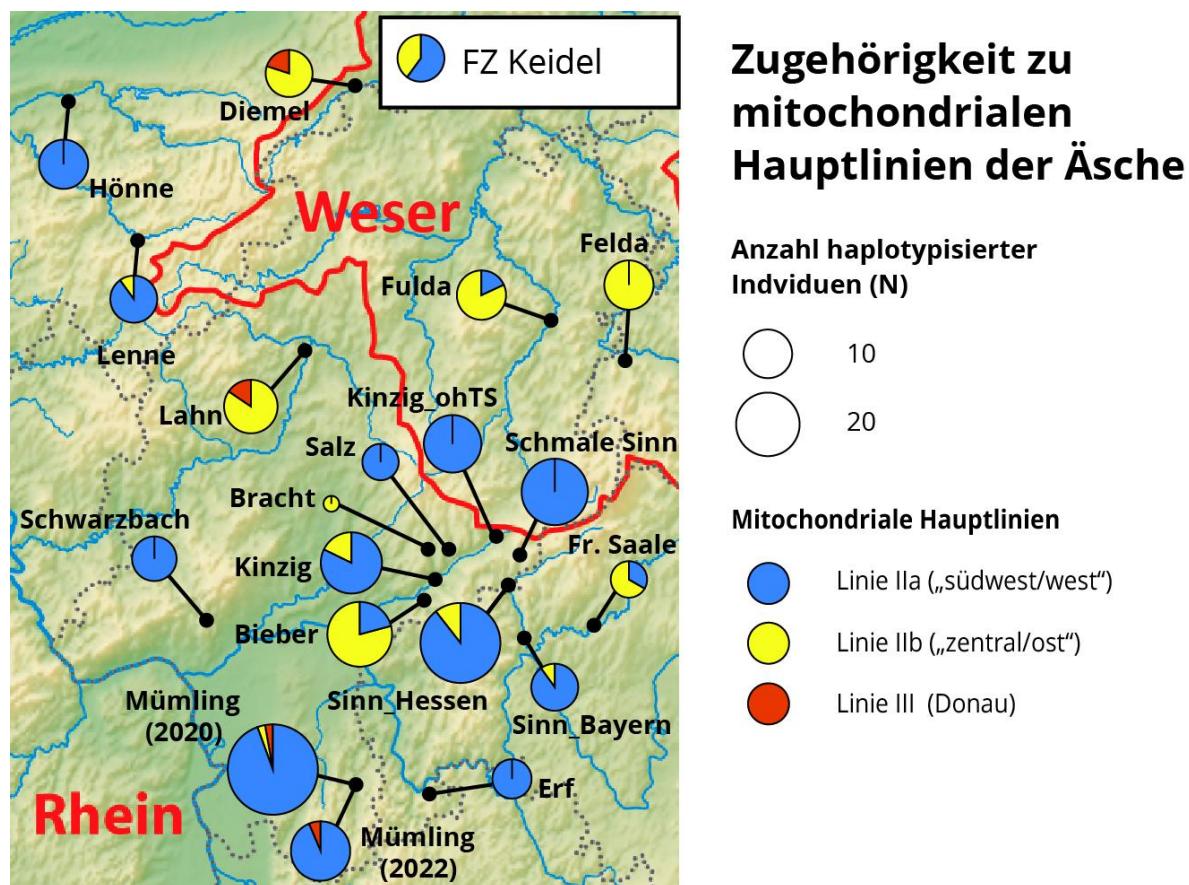


Abbildung 2: Mitochondriale Hauptlinien auf Basis der RFLP-Analyse der ND1- & ND5/6-Region in den untersuchten sechs Wildpopulationen der Äsche sowie benachbarten Wildpopulationen und dem Zuchstamm Keidel. Dargestellt sind die prozentualen Zugehörigkeiten der haplotypisierten Individuen zu den Hauptlinien nach Gum et al. (2005). (Karte verändert nach: [//commons.wikimedia.org/wiki/File:Deutschland\\_Flussgebietseinheiten.png](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Deutschland_Flussgebietseinheiten.png))

### Mikrosatellitenanalyse

Die ermittelte genetische Diversität der Populationen „Bieber“, „Mümling\_2020“, „Mümling\_2022“, „Sinn\_Hessen“, „Kinzig“ ist im Vergleich zu anderen Wildpopulationen der Äsche in Deutschland als leicht bis deutlich überdurchschnittlich zu bewerten. Die Populationen „Schmale Sinn“ und „Kinzig\_ohTS“ weisen eine geringe genetische Diversität auf. Aufgrund der Probenanzahl von  $N=1$  in der Population „Bracht“ konnten keine Diversitätsindices berechnet werden und diese Population wurde nicht in die weiteren Analysen einbezogen werden.

Die „Structure“-Analyse zur Abschätzung der Populationsstruktur und Ermittlung der Anzahl der sich genetisch unterscheidenden Gruppen (K) ergab,..., eine Anzahl von vier Clustern, welche die genetischen Muster ...im untersuchten Gesamtdatensatz ... am besten erklären. Wie in Abb. 3 ersichtlich, existiert ...keine Herkunft, die nur einer einzelnen Gruppe zugeordnet werden kann. Insgesamt lassen sich jedoch relativ klare Muster im Sinne einer Abgren-

zung der Flussgebietseinheiten (FGE) voneinander erkennen. Abweichend davon zeigen v.a. Populationen im Grenzbereich der FGEs Rhein/Main und Weser und damit auch alle in dieser Studie untersuchten Populationen sowie der Zuchtstamm Keidel eine unterschiedlich starke Durchmischung der Genotypcluster 3 (blau) und 4 (grün). Das gilt ebenso für die weiteren im Datensatz enthaltenen Populationen des Main-EZGs (‘Sinn\_Bayern’, ‘Erf’, ‘Fränkische Saale’). Einzig die Population ‘Schmale Sinn’ zeigt im Gegensatz zu den anderen Populationen des Main-EZGs eine höhere Dominanz des Genotypclusters 3 (blau), ähnlich der meisten Populationen der FGEs Rhein und Maas.

Die meisten der untersuchten neun Wildpopulation aus dem Regierungsbezirk Darmstadt weisen jeweils eine signifikante Differenzierung untereinander als auch gegenüber den anderen deutschen Wild- und Zuchtpopulationen .... Diese wurde auch für die Äsche in den meisten Populationen Deutschlands und in Großbritannien gefunden (Dawnay et al., 2011; Köbsch et al., 2019b a). ...Eine nicht-signifikante Differenzierung konnte zwischen den beiden Abschnitten der Sinn (‘Sinn\_Bayern’ und ‘Sinn\_Hessen’,  $F_{ST} = 0,0032$ ) sowie den Populationen ‘Kinzig’ und ‘Bieber’ ( $F_{ST} = 0,027$ ) nachgewiesen werden. Dies deutet jeweils auf einen Genfluss zwischen den Populationen hin.

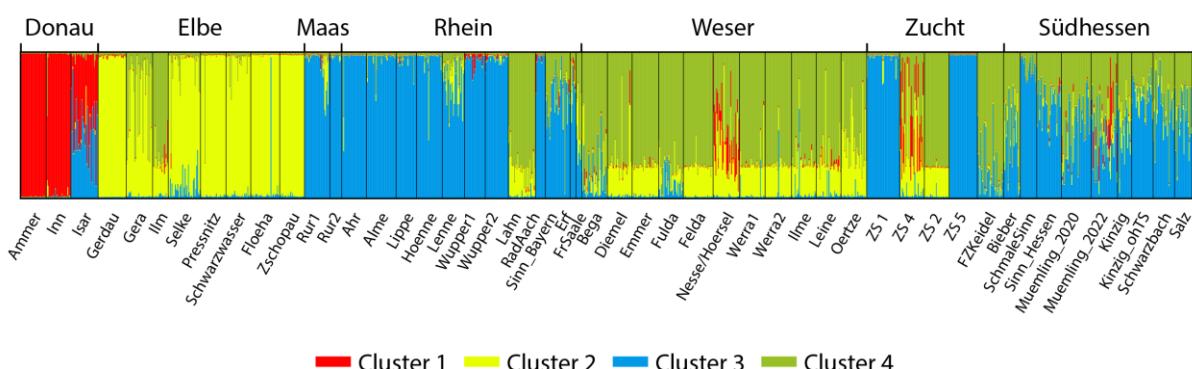


Abbildung 3: Köbsch et al. 2024: Graphische Darstellung der STRUCTURE-Analyse unter Annahme eines Admixture Models und unabhängiger Allelfrequenzen (mit Daten aus Köbsch et al., 2019b a). Die Zuordnung der insgesamt 1418 untersuchten Individuen der Äsche aus 50 Herkünften erfolgte zu vier hypothetischen Clustern (K) bzw. genetischen Linien (siehe Farbcodes). Jedes Individuum ist mit der entsprechenden Zuordnungswahrscheinlichkeit zu einer Gruppe als senkrechter Balken dargestellt. Die Individuen sind nach Herkunftspopulation (unterhalb der Abbildung) und Flussgebietseinheiten bzw. Zuchtstamm (oberhalb der Abbildung) geordnet. Die neun im Rahmen dieser Studie sowie in (Köbsch et al., 2021) untersuchten Populationen finden sich ganz rechts als separate Gruppe „Südhessen“.

### Bewertung der untersuchten Wildpopulationen

Die geringe mitochondriale Diversität in den Populationen ‘Schmale Sinn’, ‘Kinzig\_ohTS’, ‘Salz’ und ‘Schwarzbach’ weisen auf Flaschenhals- oder Gründereffekte (Besiedlung/Initialbesatz durch/mit wenigen weiblichen Individuen) hin. Im Fall der Populationen ‘Schmale Sinn’ und ‘Kinzig\_ohTS’ konnte auch auf Basis der nukleären Marker geringe Wer-

te für mittlere Allelzahl, mittleren Allelreichtum und erwarteter Heterozygotie gefunden werden. Beide Populationen sind daher als moderat genetisch verarmt anzusehen. Grundsätzlich besteht in genetisch verarmten Populationen ein erhöhtes Aussterbepotential durch stochastische demographische, ökologische und genetische Ereignisse.

Im Gegensatz dazu weisen die Populationen ‚Bieber‘, ‚Kinzig‘, ‚Sinn\_Hessen‘, ‚Mümling\_2020‘ und ‚Mümling\_2022‘ größtenteils überdurchschnittliche Werte für die Diversitätsindices beider Markersysteme auf (Vergleich zu Köbsch et al., 2019c).

Bezüglich des untersuchten mitochondrialen Markersystems (ND1 & ND5/6) existiert eine deutliche genetische Differenzierung der Äschenpopulationen zwischen den untersuchten Flussgebietseinheiten (FGE) in Deutschland. In den hier untersuchten Wildpopulationen sowie bei anderen Populationen aus dem Grenzbereich zwischen den FGEs Rhein und Weser finden sich jedoch häufig sowohl Composite-Haplotypen der Hauptlinie Ia (Rhein) und Ib (Weser). Inwieweit dies die Folge von Besatzmaßnahmen ist oder einen natürlichen, sekundären Kontakt nach Auftrennung der genetischen Linien darstellt, kann auf der Basis der vorliegenden Informationen nicht unterschieden werden. Es ist aber davon auszugehen, dass besonders in solchen Grenzbereichen das natürliche Auftreten von klar getrennten genetischen Linien zwischen Populationen und Einzugsgebieten „eher die Ausnahme als die Regel“ ist (Gum et al., 2009).

Die signifikante genetische Differenzierung aller Populationen untereinander verdeutlicht die für die Äsche typische genetische Eigenständigkeit einzelner Populationen zwischen und auch innerhalb derselben Abflusssysteme (Dawnay et al., 2011; Köbsch et al., 2019b). Trotzdem ist ersichtlich, dass die untersuchten Populationen im Kontext des gesamten Datensatz aus (Köbsch et al., 2019b) gemeinsam mit der Population ‚Sinn\_Bayern‘ und weiteren Main-Zuflüssen eine eigene Gruppe bilden, welche sich genetisch zwischen den Populationen aus den FGEs Rhein und Elbe/Weser einordnet. Dabei sind sich Populationen im selben Abflusssystem tendenziell genetisch ähnlich bzw. existieren Hinweise auf Genfluss zwischen Populationen (u.a. ‚Bieber‘ und ‚Kinzig‘).

Auffällig ist die genetische Ähnlichkeit eines Teils der untersuchten Populationen zu dem von (Köbsch et al., 2019a) genetisch charakterisierten Zuchtstamm Keidel (s. Abb. 3). Passend dazu ist der Zuchtstamm Keidel zumindest gegenüber den Populationen ‚Mümling\_2020‘ und ‚Mümling\_2022‘ auch nur relativ gering genetisch differenziert. Demgegenüber weisen die Populationen ‚Sinn\_Hessen‘, ‚Kinzig‘, ‚Schwarzbach‘ und ‚Bieber‘ eine moderate Differenzierung und die Populationen ‚Schmale Sinn‘, ‚Kinzig\_ohTS‘ und ‚Salz‘ eine im Vergleich etwas höhere Differenzierung auf....

Dies deckt sich teilweise mit den bekannten Informationen zur Besatzintensität in den untersuchten Populationen (Mümling: intensiver Äschenbesatz 2014 -2017, Sinn\_Hessen: 2002 bis 2014, Kinzig: bis 2013 und Schwarzbach jeweils mit Äschen der Fischzucht Keidel. Be-

*sonders im Fall der Mümling liegt es daher nahe, dass die dortige Population nach dem Fischsterben 2012 wesentlich vom Besatzmaterial der Fischzucht Keidel geprägt wurde, auch wenn vereinzelt die Einwanderung adulter Äschen aus nicht betroffenen Gewässerabschnitten beobachtet wurde (Bobbe & Korte, 2018). Mit Blick auf die Populationen ‚Sinn\_Hessen‘ und ‚Kinzig‘ ist eine genetische Prägung der Populationen durch die Besatzmaßnahmen auf Basis der hier erhobenen Daten nicht eindeutig zu belegen. So könnte die genetische Ähnlichkeit umgekehrt auch durch den regionalen Ursprung des Zuchstamms im Spessart zu Stande kommen.*

*Demgegenüber sind in den isolierten Populationen ‚Schmale Sinn‘ und ‚Kinzig\_ohTS‘ sowie in ‚Salz‘ und ‚Bracht‘ keine offiziellen Besatzmaßnahmen mit Äschen in der jüngeren Vergangenheit bekannt (T. Bobbe, pers. Mitteilung). Inwieweit allerdings z.B. die Population ‚Schmale Sinn‘ eine autochthone, nicht überprägte Populationen für das Einzugsgebiet der Sinn darstellt, bleibt unsicher. Die Ähnlichkeit zu anderen Rheinpopulationen in den Hauptkoordinatenanalysen und die Dominanz des in der FGE Rhein dominanten Custers 3 (blau) im Rahmen der Structure-Analyse könnten ein Indiz dafür sein, könnte aber auch auf länger zurückliegenden Besatz aus anderen Einzugsgebieten der FGE Rhein zurückzuführen sein oder eine Folge von Flaschenhalseffekten und genetischer Drift sein. Aufgrund der unsicheren Besatzhistorie in der Population ‚Schmale Sinn‘ und fehlender autochthoner Referenzpopulationen aus der Region ist dazu keine abschließende Aussage möglich.*

### **Ableitung von Managementmaßnahmen**

*Basierend auf Erkenntnissen zur Populationsgenetik und Phylogeographie der Äsche, sowie zu den potentiell negativen Folgen von allochthonem Besatzmaterial, wurden von verschiedenen Autoren Managementempfehlungen abgeleitet. So empfehlen Weiss, Kopun & Sušnik Bajec (2013) für Äschenpopulationen in Österreich und Dawnay et al. (2011) für Äschenpopulationen im Vereinigten Königreich eine Fluss-spezifische Bewirtschaftung (jede Population als eigene Bewirtschaftungseinheit).*

*Gemäß der „Guten fachlichen Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen“ (Baer et al., 2007) und des dort angewandten Konzepts der ‚Genetischen Managementeinheiten‘ (GME), wurde die Äsche von den Autoren als „Evolutionäre Großraumgruppe“ eingestuft. (Köbsch et al., 2019b) kommen aufgrund der hohen Differenzierung zwischen Populationen auch innerhalb der Einzugsgebiete zu dem Schluss, dass die Äsche im Gegensatz zur Einstufung von Baer et al. (2007) als „Evolutionäre Kleinraumgruppe“ zu bewirtschaften ist.*

*Auf der Basis dieser Einstufung und der hier vorgestellten Ergebnisse können folgende Managementempfehlungen für die untersuchten Äschenbestände im Regierungsbezirk Darmstadt abgeleitet werden (absteigende Priorisierung):*

- 1) **Habitat verbessernde Maßnahmen und die Wiederherstellung der Durchgängigkeit** in Kombination mit **intensiven Vergrämungsmaßnahmen gegen den Kormoran** (oder andere Prädatoren) sind prinzipiell gegenüber Besatzmaßnahmen vorzuziehen (Köbsch et al., 2019b a). Das fischereiologische Monitoring der Populationen sollte weitergeführt werden, um auf kritische Entwicklungen der Bestandsgrößen reagieren zu können.
- 2) Sollte ein **Besatzprogramm** nötig sein, dann sollte dieses mit **Nachkommen möglichst vieler Elternindividuen aus dem jeweiligen Gewässer selbst** durchgeführt werden. Prinzipiell ist davon auszugehen, dass die Individuen einer Wildpopulation sich an die spezifischen Bedingungen ihres Gewässers auf verschiedenste Weise angepasst haben (sog. ‚Lokaladaptation‘ u.a. in Bezug auf chemisch-physikalische Bedingungen, Hydrologie, Prädatoren, klimatische Bedingungen). Auch für die Äsche wurden solche Lokaladaptationen bereits nachgewiesen (Heinrich, 2000 [zitiert in Kühn & Gum, 2007]; Haugen & Vollestad, 2000; Thomassen et al., 2011).
- 3) Sollte die Größe der Wildpopulation für eine erfolgreiche Umsetzung nach 1) und 2) nicht mehr ausreichen, **kann für Besatzmaßnahmen auf genetisch ähnliche Wildpopulationen aus dem Untersuchungsgebiet oder auf den Zuchstamm der Fischzucht Keidel zurückgegriffen werden.**

## 6 Sinn

Das wissenschaftliche Monitoring der Äschenbestände an der Sinn erfolgt seit 2014. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse werden in diesem Bericht, sofern keine neuen Erkenntnisse hinzugewonnen wurden, nicht wiederholt. Die einzelnen untersuchten Sachverhalte sind in der folgenden Tabelle mit der Angabe des jeweiligen Berichtes aufgelistet.

Tabelle 5: Untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung

Thema	Gutachten	Bemerkung, Inhalte
Habitate	Äschen 2014	Sinn
Ertragsfähigkeitsbestimmung	Äsche 2015	Sinn
Status Quo der Äsche	Äsche 2016	Sinn
pH-Stabilität der Nebenbäche	Äsche 2017	Schmale Sinn und Jossa
Gewässerbeeinträchtigungen	Äsche 2018	WRRL-Hilfsparameter, WRRL biologische Qualitätskomponenten
Nährstoffe	Äsche 2018	In Kapitel 6.3.2; P-Gesamt, NO2, NH4
Kormoran	Äsche 2018	
Besatz	Äsche 2018	Besatz Forelle und Äschen von 2002 bis 2018
Defizite und Maßnahmenempfehlungen	Äsche 2018	Gewässermorphologie, Durchgängigkeit, Gewässergefährdungen, Kormoran, Forellenbesatz
Klimaanpassungsstrategie	Äsche 2021	Jossa, Sinn
Kläranlage Mottgers	Äsche 2023	Schmale Sinn, Auswirkungen der Verbesserung der Wasserqualität
Kormoranvergrämung	Äsche 2023, 2024	Jossa, Datenerfassung Einfluss Kormoran an zwei Referenzstrecken mit geplanter und ohne Kormoranvergrämung
Kläranlage Majoß	Äsche 2024	Potentielle Gewässergefährdung KA
Genetik	Äsche 2021, 2024	Sinn, Schmale Sinn,
Status Quo der Äsche	Äsche 2012-2018, Äsche 2020-2024	Sinn, Schmale Sinn, Jossa

### 6.1 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsstrecken

#### Sinn

In den Jahren **2014 bis 2024** mit Ausnahme des Jahres 2019 erfolgte jedes Jahr die Befischung der beiden Referenzstrecken sowie sukzessiv die Untersuchung der Äschenbestände in verschiedenen Untersuchungsstrecken in der Jossa. Die Schmale Sinn wurde 2024 nicht befischt.

Die Habitattypen und Gewässerbettstrukturen wie z. B. Laich- und Jungfischhabitate der Referenzstrecken im Gewässersystem der Sinn wurden in BOBBE (2014) beschrieben und dargestellt.

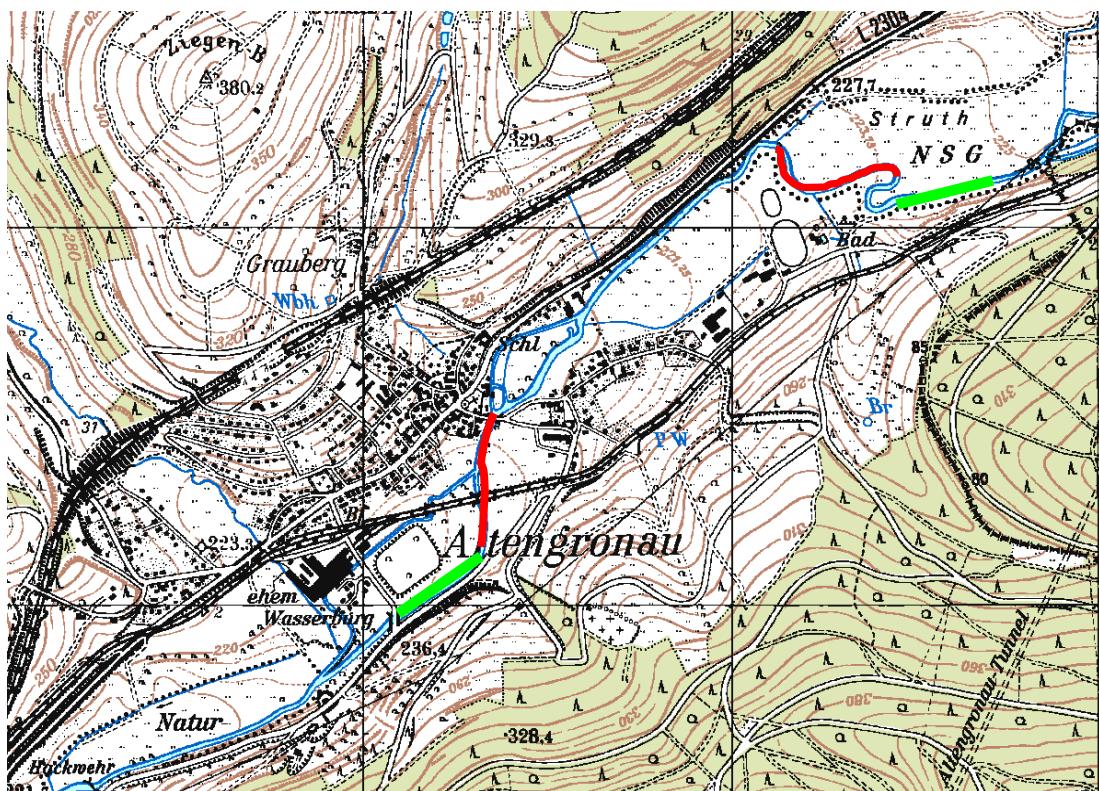


Abbildung 4: Befischungsstrecken der Sinn: Monitoringbefischungsstrecke (400 m) 2012 - 2024 = rot gekennzeichnete Strecke (Eisenbahnbrücke links, S-Kurve rechts), WRRL-Befischungsstrecken (300 m) 2012 = grün

### Untersuchungsstrecken Jossa

Im Rahmen des Gebietsmanagement Sinn wurde am 23.01.2023 ein Gesprächstermin „Runder Tisch Kormoran“ mit dem RP, Forstamt, Vogelschutzwart und Fischexperten durchgeführt. Dabei wurde neben dem Austausch von Kormorandaten die Einrichtung von zwei Referenzstrecken zur Feststellung von Auswirkungen einer Kormoranvergrämung an der Jossa angeregt, die im Herbst 2023 erstmals eingerichtet und befischt wurden. 2024 wurde realisiert, dass die Strecke P1 morphologisch und auch hinsichtlich der Fischbesiedlung nicht hinreichend mit der Strecke P2 vergleichbar ist. Daher wurde eine 3. Strecke oberhalb des NSG und oberhalb der Strecke P1 im Jahr 2024 untersucht, von der sich eine bessere Vergleichbarkeit gegenüber P2 erhofft wurde.

- P1 oberhalb NSG, oberhalb, 300 m mit geplanter Kormoranvergrämung; 6,7-6,9
- P2, in NSG, unterhalb, 300 m, ohne geplante Kormoranvergrämung; km 3,5-3,7
- P3 oberhalb NSG, oberhalb P1, 300 m mit geplanter Kormoranvergrämung; km 7,4-7,6

Im Nachhinein und während der Befischung wurde jedoch festgestellt, dass auch die P3-Strecke aufgrund der Nähe zur Kläranlagen- und Mischwasserausleitung schwierig zu vergleichen war. Insgesamt erfordert daher die Streckenauswahl im Jahr 2025 erneut eine An-

passung für eine Referenzstrecke mit Kormoranvergrämung, aber ohne erkennbaren KA-Einfluss.

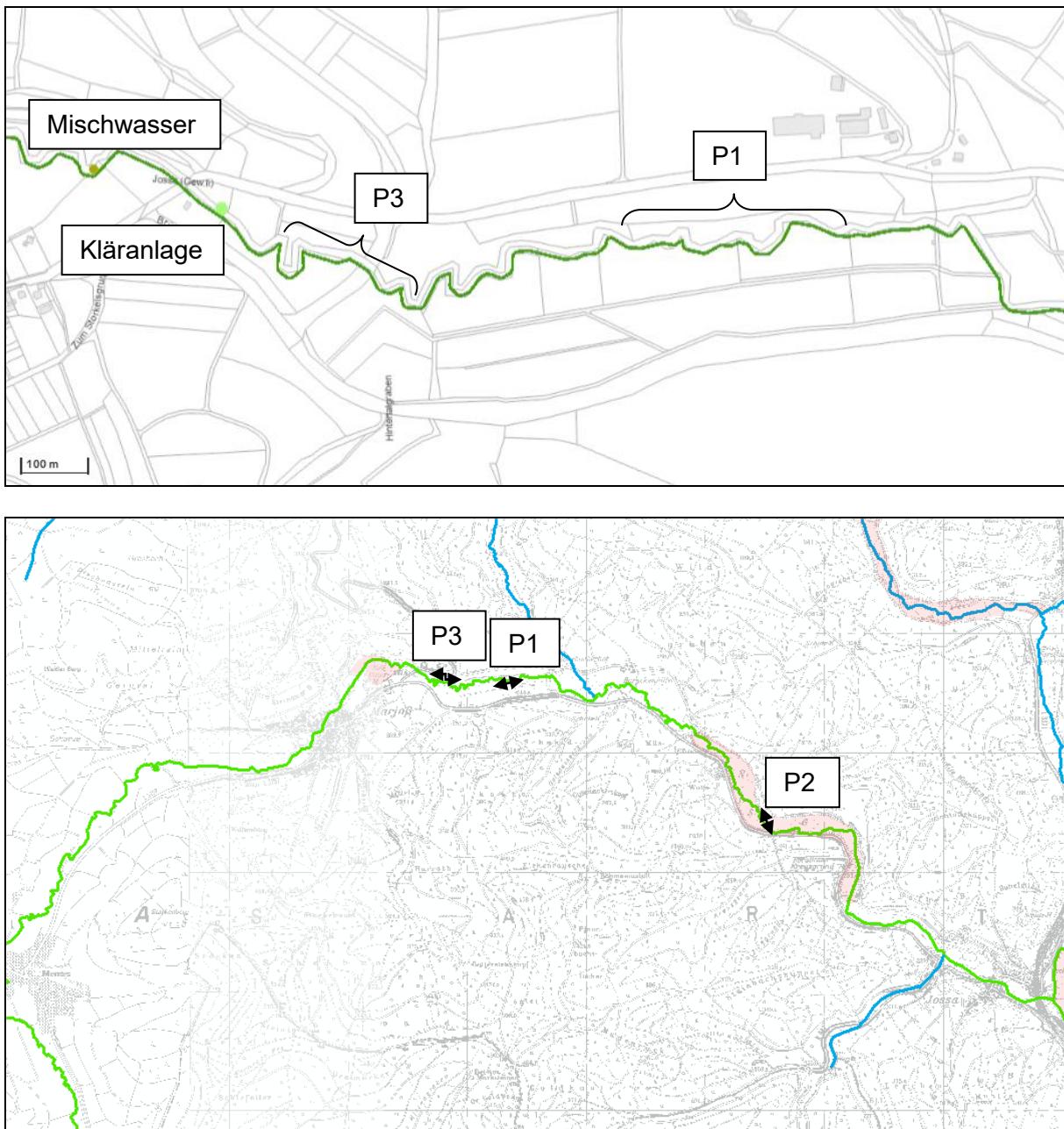


Abbildung 5: Befischungsstrecken der Jossa: Lage der beiden bisherigen (P1 und P2) und der 2024 zusätzlich untersuchten (P3) Monitoringbefischungsstrecke (je 300 m) in der mittleren Jossa

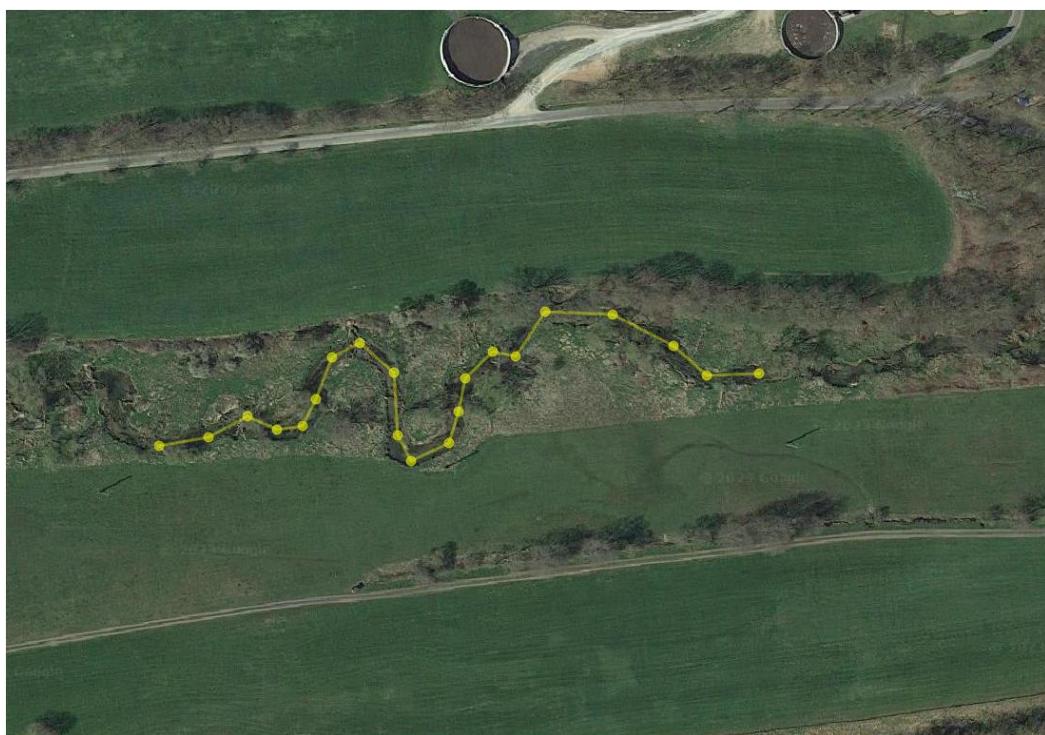


Abbildung 6: Probestrecke „P1\_ohne NSG“: naturnah, morphologisch ohne Beeinträchtigung, wenig Gehölze, viel Totholz, dichter Uferbewuchs



Abbildung 7: Probestrecke „P2\_Jossa im NSG“, naturnah, morphologisch ohne Beeinträchtigung, wenig Gehölze



Abbildung 8: Probestrecke P3 außerhalb des NSG oberhalb von P1 und P2, naturnah, wenig Gehölze

## 6.2 Wassertemperaturen und Abflüsse und 2018-2024

Nach Dumjic (1997) beginnt die Laichwanderung der Äsche mit einer Wassertemperatur von 4-6°C besonders in Vollmondphasen und dauert ca. 1 Woche, das Ablaichen erfolgt dann bei 5-7°C (s. Dumjic, 97). In Südhessen dürften sich die Äschen an die höheren Flußtemperaturen angepasst haben. Das Ablaichen findet i.d.R. Mitte-Ende März statt, so dass Anfang Mai die Äschenlarven nachweisbar sind.

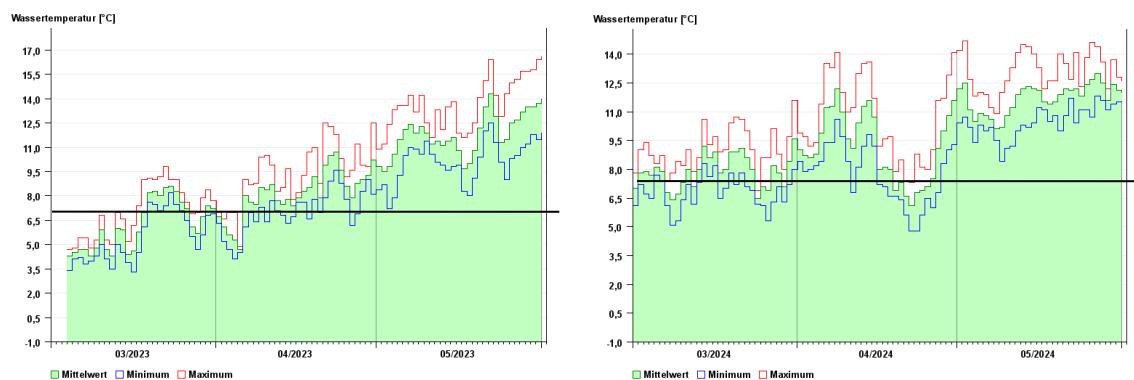


Abbildung 9: Wassertemperaturentwicklung in der Äschenregion der Sinn am Pegel Bad Brückenau im Frühjahr 2023 (linke Abb.) und 2024 (rechte Abb.). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, <https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur/...>)

Im Jahr 2024 zeigen die Temperaturen während Initialphase d.h. der Entwicklung vom Ei zur Schlüpfung und der Zeitphase des Schlüpfens im Frühjahr einen deutlichen Temperaturanstieg im Vergleich zum Vorjahr. Damit geht eine deutlich schnellere

Entwicklung im Interstitial um ca. 4 Tage, entsprechend ein früherer Schlüpfzeitpunkt sowie eine kürzere Schlüpfphase um ca. 1 Tag einher.

In der folgenden Tabelle werden die Larvalentwicklungen entsprechend den Tagesgraden von 2023 und 2024 gegenübergestellt. Die Verhältnisse in der hessischen Sinn dürften sich zwischen den beiden Meßstellen Bad Brückenau und Mittelsinn bewegen.

Tabelle 6: Monatsdurchschnittstemperaturen im März und April in den Jahren 2023 und 2024 an den Meßstationen Bad Brückenau und Mittelsinn (Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern) sowie daraus errechnete Entwicklungszeiten der Äschenbrut gemäß Angaben nach VDSF(2021)

<b>Jahr</b>	<b>2023</b>	<b>2024</b>
Durchschnitts-Temp. im März Bad Brückenau / Mittelsinn	6,20 / 7,01	7,88 / 8,32
Durchschnitts-Temp. im April Bad Brückenau / Mittelsinn	8,12 / 9,20	9,14 / 10,03
Erreichen des Augenpunktstadiums Ende März nach 110 Tagesgraden	17 Tage	14 Tage
Erreichen des Schlupfbeginns nach 180 Tagesgraden Mitte April	25	21
Dauer der Schlupfphase ca. 40 Tagesgraden Ende April	4,6 Tage	4,1 Tage

Die Entwicklung der sommerlichen Maximalwassertemperaturen in der Äschenregion wurde für das Jahr 2022 als äußerst kritisch bewertet, da die Temperaturen fast 10 Wochen ohne Abkühlung vom 15. Juni bis 1. September über 17°C lagen. Nach BAER ET AL. (2001) ist für die kaltstenotherme Äsche eine mittlere Sommertemperatur von 17 - 18°C limitierend, maximal verträgliche Temperaturen liegen bei etwa 23°C (DYK, 1956). Der sommerliche Temperaturverlauf in den Jahren 2015, 2018, 2019 und 2024 überschritten die für die Äsche untere kritische Grenze von 17°C. Damit zeigt die Entwicklung der sommerlichen Temperaturen eine ansteigende Tendenz im kritischen Bereich seit dem Jahr 2003. Bei weiterem Temperaturanstieg dürfte die thermische Grenze für die Äsche in der Sinn erreicht werden, so dass es klimabedingt zu Ausfällen kommen kann.

## Gesamtzeitraum Bad Brückenau / Sinn

Wassertemperatur vom 01.11.1982 bis zum 25.10.2024

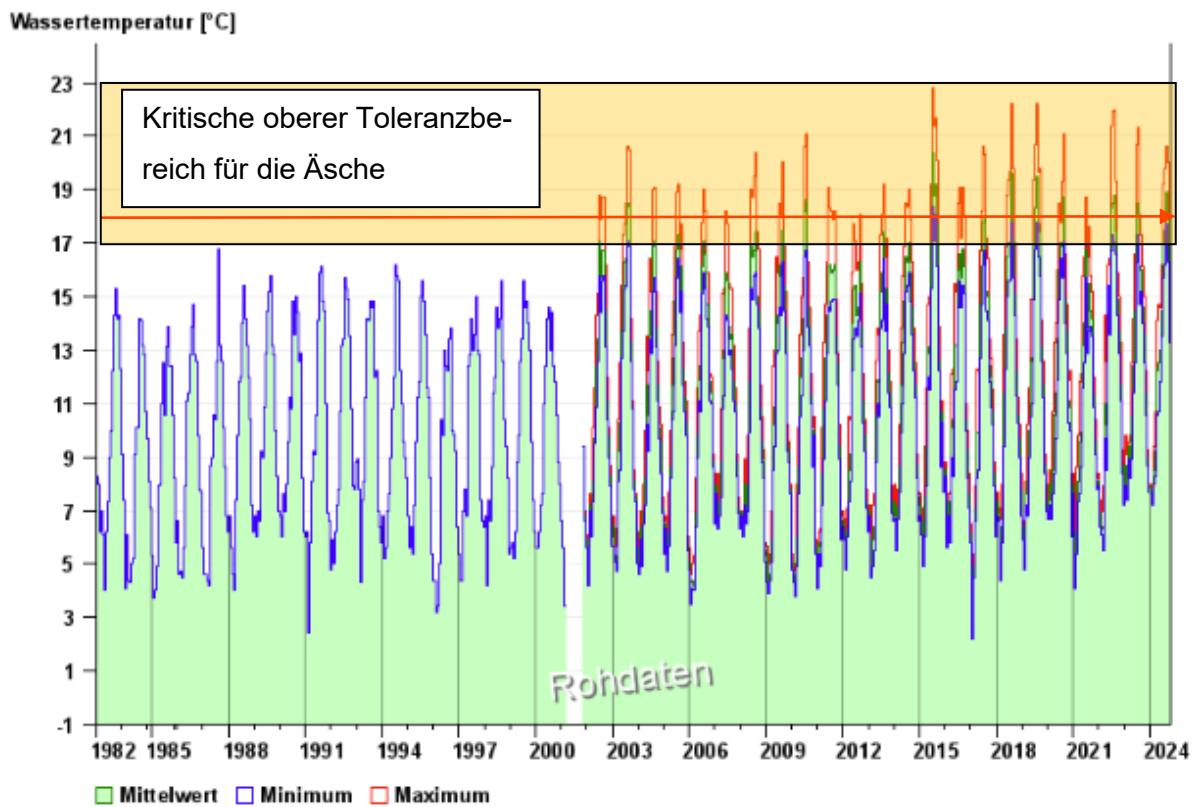
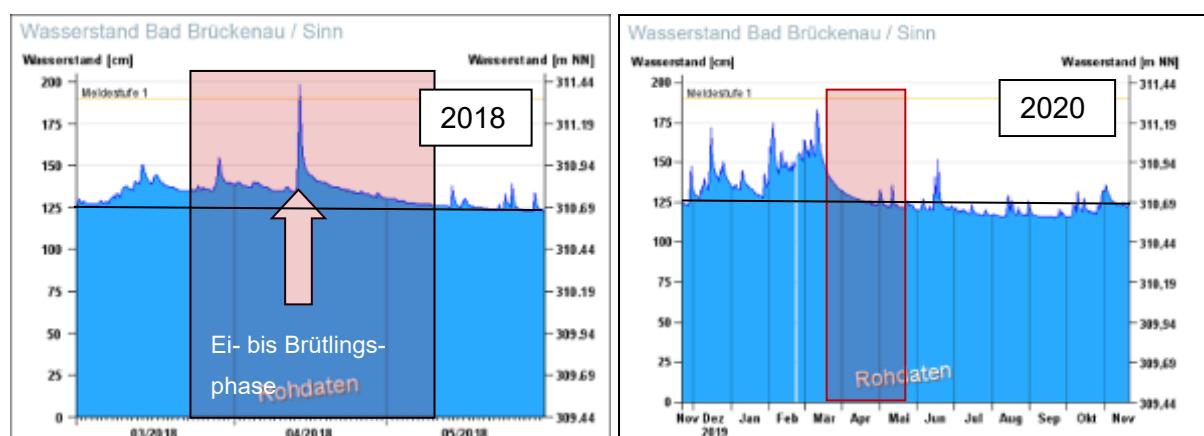


Abbildung 10: Jahreszeitliche Wassertemperaturentwicklung in der Zeitspanne von 1982 bis 2024 der Sinn bei Bad Brückenau. Von 1982 bis 2000 sind die für die Äsche relevanten Mittelwerte, von 2003 bis 2024 sind darüber hinaus auch die Minima und Maxima dargestellt.

Im April 2018 wurde die Sinn von einem Hochwasserereignis während der Eientwicklungsphase der Äsche getroffen mit vermutlich hohen negativen Einfluss auf die Reproduktion.



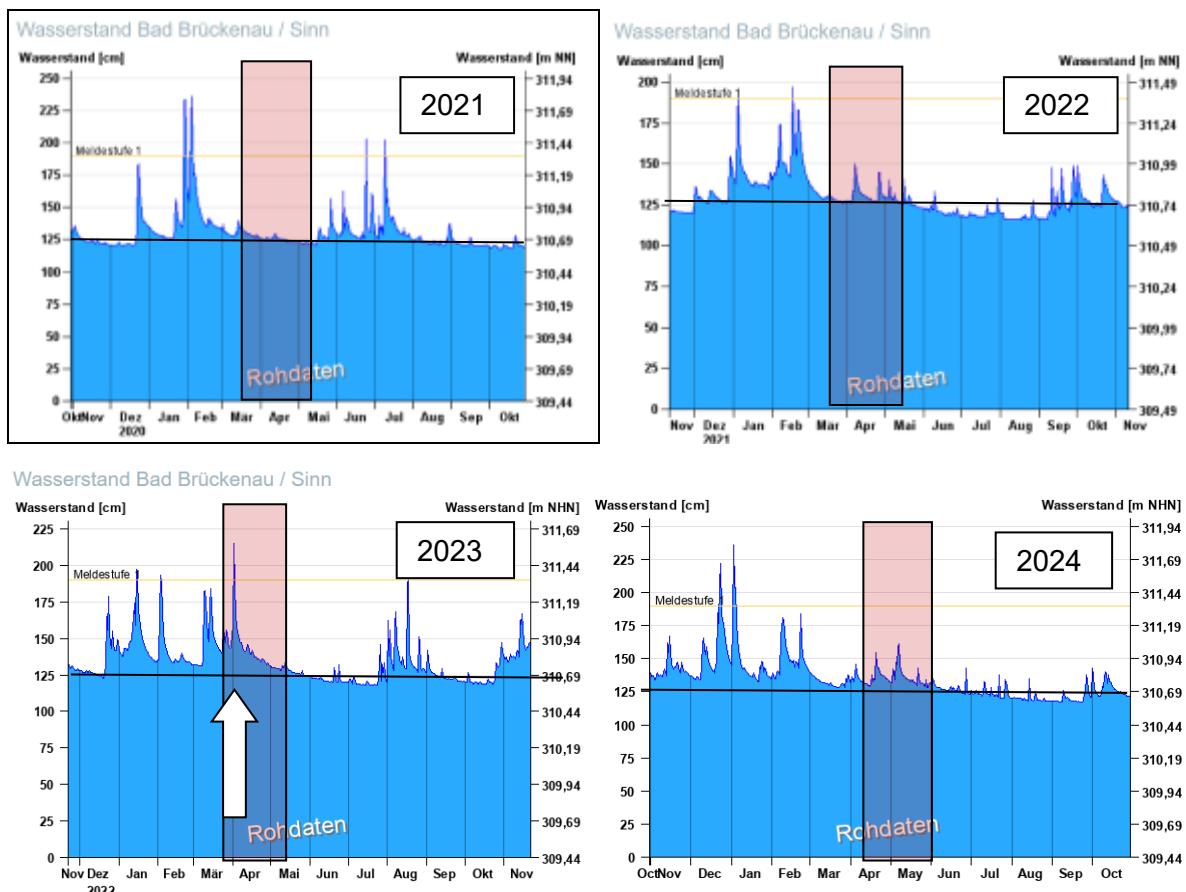


Abbildung 11: Wasserstandsentwicklung am Pegel Sinn Bad Brückenau in den Jahren 2018, 2020 bis 2024 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>)

2020 und 2021 liefen Hochwasserwellen vor der Laichphase auf und hatten daher für die Laichbetten - durch das Freispülen der Kiesbänke - sicherlich positive Effekte (s. Abb. 11). Die Wasserstandsentwicklung im Frühjahr der Jahre 2020 und 2021 war für die Äsche sehr günstig. Im Jahr 2022 waren kleinere Hochwässer zu verzeichnen, die wahrscheinlich nur einen mäßigen negativen Einfluss hinsichtlich der Verdriftung von Brütlingen hatten. Die sommerliche Abflussphase des Jahres 2022 waren gegenüber dem feuchten Vorjahr 2021 und selbst dem Jahrhunderthochsommer 2018 deutlich ungünstiger. Im Jahr 2023 ereignete sich Anfang April ein starkes Hochwasser (> Meldestufe 1) das sicherlich einen starken negativen Einfluss auf die Laichprodukte der Äsche gehabt haben dürfte.

Im Jahr 2024 lagen die (für die Laichbetten) positiv wirkenden Winterhochwässern vor der Laichzeit. Jedoch ereigneten sich 2 kleinere Hochwässer mit Wasserstandspitzen über 150 cm Mitte April und Anfang Mai wahrscheinlich genau während der Schlupfphase und hatten damit einen doch deutlichen negativen Einfluss auf die Verdriftung von Brütlingen.

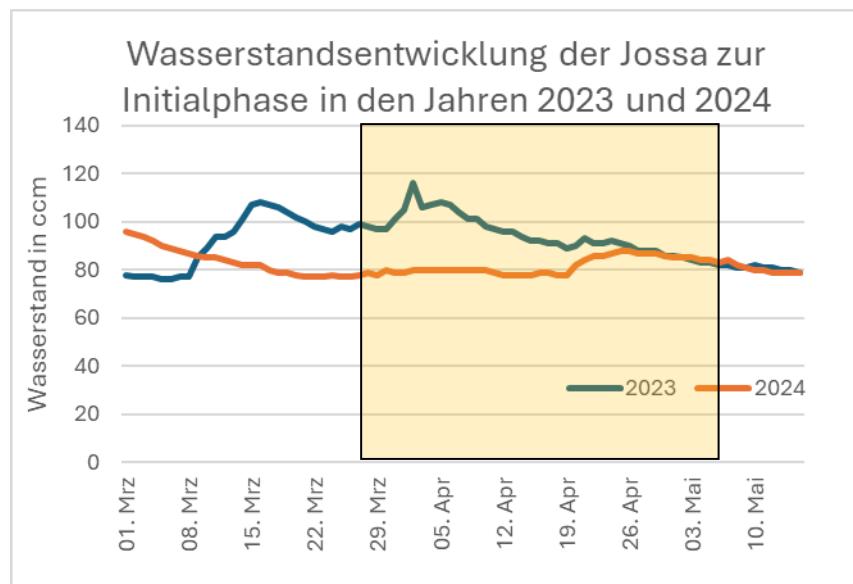


Abbildung 12: Wasserstandsentwicklung am Pegel Jossa in Jossa in den Jahren 2023 und 2024  
(Quelle: HLNUG)

In der Jossa ereigneten sich dagegen zur Initialphase der Äsche zwischen 25. März und 5. Mai 2024 keine Hochwasserereignisse, sodass sich die Abflüsse in diesem Jahr sehr günstig für die Äsche darstellen. Im Gegensatz dazu waren im Jahr 2023 gerade in der Phase des Ablaichens relativ hohe Abflüsse vorhanden, was wahrscheinlich einen negativen Effekt auf die Reproduktion gehabt haben dürfte, wie auch die Monitoringergebnisse gezeigt haben (s. u.).

### 6.3 Besatz

Der letzte Stützbesatz mit Äschen aus der Fischzucht Keidel fand im Jahr 2014 mit 1+-Äschen statt. I.d.R. wird jeweils im Frühjahr ein moderater Besatz von 50 kg Bachforellen durch den Verband Hessischer Fischer e.V. besetzt. Weiter wurde mit Whitlock-Vibert-Boxen im Februar 2023 5000 Forelleneier in der Schmalen Sinn eingebracht (Angaben G. Schramm, 2024), um damit den Forellenbestand zu stützen.

### 6.4 Monitoring der Äschenpopulation

#### 6.4.1 Sinn

Das Monitoring in der hessischen Sinn erfolgt in zwei Referenzstrecken "S-Kurve" und "Eisenbahnbrücke". Beide Strecken sind morphologisch verschieden und können nur vor diesem Hintergrund interpretiert werden. Die Entwicklung der Artenzusammensetzung wird im Schneiderbericht untersucht.

## Äschenbestand

In der Referenzstrecke „S-Kurve“ wurden in den Jahren 2012 bis 2014 Äschen besetzt. Diese wurden zuerst vereinzelt dann häufig nachgewiesen und waren im Herbst 2014 als 1+ und im Herbst 2015 als 2+ als gut vertretene Kohorte nachzuweisen. 2015 traten nicht besetzte ältere Äschen wieder häufiger in der Untersuchungsstrecke auf.

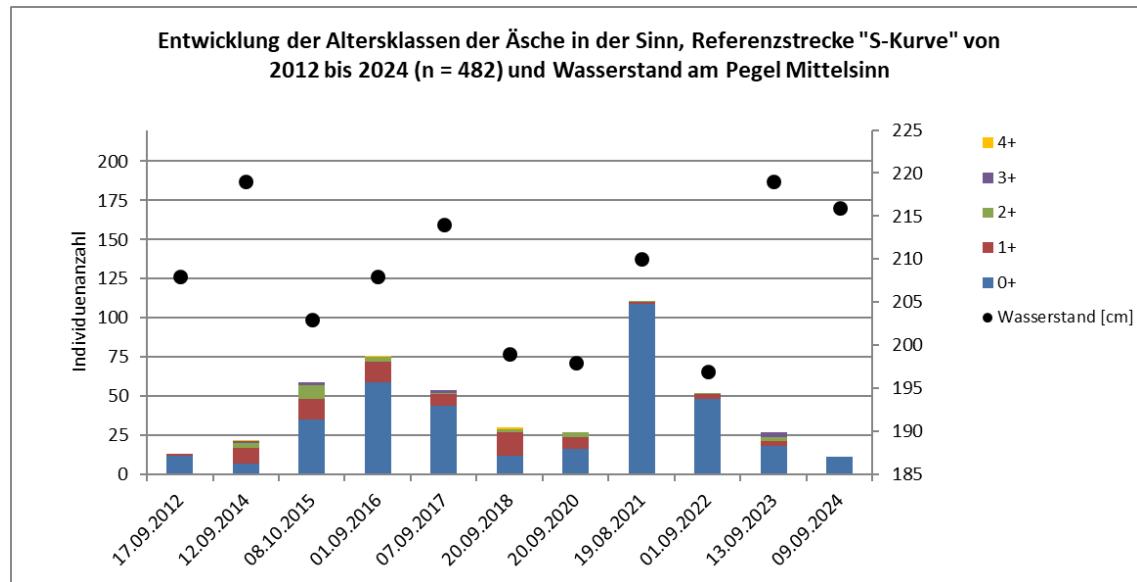


Abbildung 13: Entwicklung der Altersklassen der Äsche in der Referenzstrecke "S-Kurve" von 2012 und 2014 bis 2024 mit dem Wasserstand [cm] am Tag der Befischung am Pegel in Mittelsinn

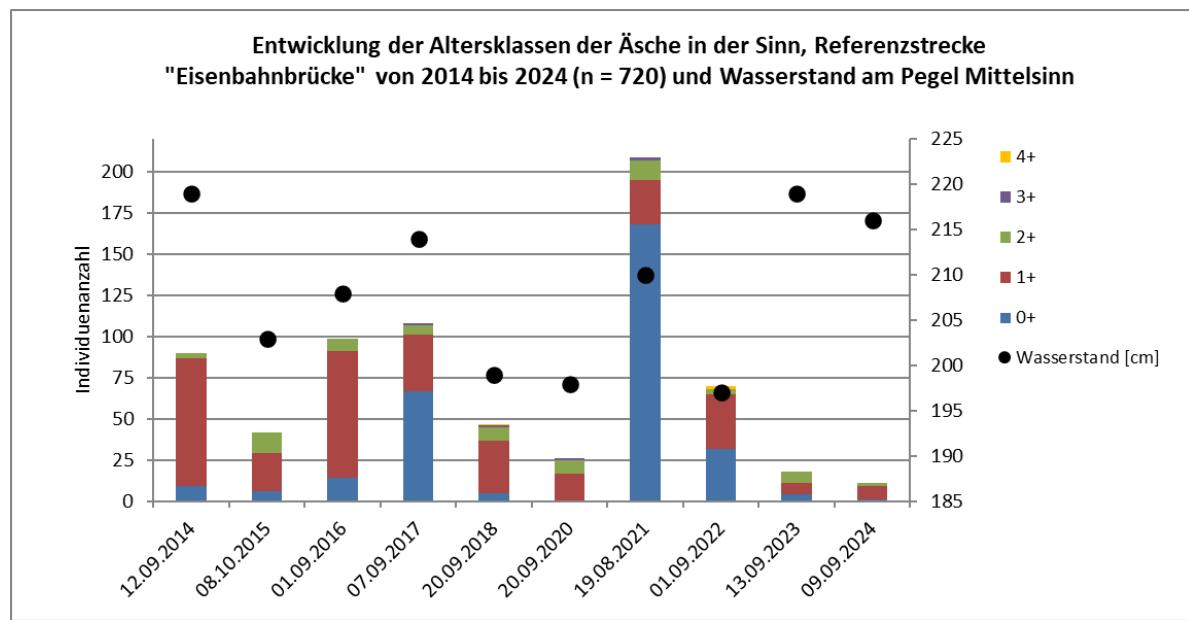


Abbildung 14: Entwicklung der Altersklassen der Äsche in der Referenzstrecke "Eisenbahnbrücke" von 2014 bis 2024 mit dem Wasserstand [cm] am Tag der Befischung am Pegel in Mittelsinn

Nach der Besatzphase erwiesen sich die Jahre 2015 bis 2017 als gute Reproduktionsjahre, wobei anfangs die älteren Tiere noch aus Besatz, der Nachwuchs aber aus autochthoner

Reproduktion stammte. Die positive Bestandsentwicklung setzt sich ab 2015 bis 2017 mit Ansteigen der Reproduktion bzw. mit hoher Reproduktion fort.

Die folgenden beiden untersuchten Jahre 2018 und 2020 waren dagegen relativ schlechte Produktionsjahre, vergleichbar mit 2012 zur Zeit des Besatzes, diesmal jedoch ohne nennenswerten Einfluss von Äschenbesatz. Insbesondere 2018 aber auch 2020 waren sehr trockene Jahre mit geringen Abflüssen, 2018 war ein Jahrhunderthochsommer. Trotz geringer Reproduktion waren jedoch die älteren Jahrgänge insbesondere 1+ und 2+ gut nachweisbar.

In dem wieder abflussreichen Jahr 2021 ohne nennenswerte Hochwasserereignisse im Zeitraum der Reproduktion und des Äschenschlupfes konnte eine sehr hohe bislang maximale Reproduktion nachgewiesen werden. Das Jahr 2022 dagegen war wieder ein normales Abflussjahr mit geringeren sommerlichen Abflüssen. Augenscheinlich war das Aufkommen der 0+-Generation demensprechend geringer.

Das Jahr 2023 zeigte sich aufgrund des zeitlich ungünstigen Hochwassers kurz nach der Laichzeit wieder als schlechtes Reproduktionsjahr. 2024 waren die Abflussverhältnisse während der Interstitialphase ähnlich denen im Jahr 2022. Jedoch waren die kleineren Hochwasser deutlich größer als 2022 und lagen Anfang Mai und nicht Anfang April, d.h. wahrscheinlich genau in der empfindlichen Schlupfphase. Auch die Wassertemperaturen über den Sommer lagen im Jahr 2024 wieder über eine längere Phase von über 2,5 Monaten über 17°C. Alle 3 Einflussgrößen

- höhere Wassertemperaturen während der Initialphase,
- Hochwasser während Schlupfphase
- und 2,5 Sommermonate mit Wassertemperaturen > 17 Grad

sind mögliche Gründe für die nachgewiesene geringe Reproduktion im Jahr 2024. Dazu hat wahrscheinlich die unterschiedliche Morphologie weitere Auswirkungen, da in der guten S-Strecke aufgrund der hohen Breiten- und Tiefenvarianz der hydraulische Stress der Hochwasser besser vom Äschenschlupf vertragen wird als in der Eisenbahnstrecke mit deutlich geringerer Breiten- und Tiefenvarianz. (Die Jungfische können in der naturnäheren Strecke in strömungsberuhigte Gewässerareale ausweichen und werden nicht verdriftet.)

In der Referenzstrecke „Eisenbahnbrücke“ folgt die Reproduktion der gleichen Schwankungslinie. Im Jahr 2018 ist die Reproduktion in der Eisenbahnstrecke sehr gering, dagegen in der Strecke „S-Kurve“ deutlich höher. Hier spielt die unterschiedliche Morphologie eine wichtige Rolle: Während die schädlichen Hochwasserspitzen zur Initialphase in der Eisenbahnstrecke durch die Begradigung zu höher Sohlschubspannungen bzw. zu erosiven Wirkungen auf das Gewässerbett führen, sind diese Effekte in der breiteren und naturnahen S-Kurve geringer und führen damit zu geringeren Verlusten bei den 0+-Äschen. Dieses Phäno-

men dürfte auch 2023 und 2024 eine entscheidende Rolle in beiden Untersuchungsstrecken gespielt haben. Im Jahr 2020 ist die Reproduktion in der S-Kurve ebenfalls gering, wohingegen sie in der Eisenbahnstrecke deutlich ansteigt. In der S-Kurve fehlen dagegen im Jahr 2020 in der 0+ Kohorte die Längen von 10, 11 und 12 cm, die normalerweise die Masse der Kohorte bilden (s. 2. Referenzstrecke zum Vergleich sowie andere Jahre mit normaler 0+-Kohorte). Dieser Befund ist schwer zu interpretieren. Auf den ersten Blick könnte man den Kormoran oder Fischotter mit seinem Fraßdruck als Ursache vermuten. Sehr wahrscheinlich spielt aber auch die fehlende Beschattung der Sinn in der Referenzstrecke „S-Kurve“ in den sehr warmen Sommermonaten der sehr heißen Jahre 2018, 2020 und schließlich 2022 eine nicht zu unterschätzende Rolle. Die erhöhten Temperaturen könnten dazu geführt haben, dass die im Freiwasser der Riffel stehenden Jungäschchen temperaturbedingt, nicht überlebten oder ggfs. in andere Bereiche oder tiefe Habitate abgewandert sind: Dies waren unter Umständen Bereiche, die nicht befischt wurden oder mit der Methode der Elektrofischerei nicht erreicht werden konnten.

Ein weiterer Unterschied der beiden Strecken (auch 2024) besteht beim Nachweis der 1+-Generation bzw. der größeren Äschen, die in der Eisenbahnstrecke deutlich stärker vertreten ist bzw. durch die flachere mit geringerer Tiefenvarianz ausgestattete Eisenbahnstrecke viel besser elektrisch gefangen werden kann, da die 1+-Generation, aber auch die älteren Tiere nicht in die tiefen Gumpen, wie sie in der S-Kurven-Strecke vorhanden sind, aus dem elektrischen Feld bei der E-Befischung fliehen können.

Populationsökologisch ist festzuhalten, dass die nachgewiesenen Äschen ausschließlich aus eigener Reproduktion stammen. Der Bestand rekrutiert sich aus der eigenen Reproduktion und ist im Gewässer etabliert. Der Bestand hat 7 Jahren ohne Besatz erlebt und 2021 konnte eine bislang noch nicht beobachtetes hohes Reproduktionsniveau nachgewiesen werden. Aufgrund der langen und hohen Sommertemperaturen des Jahres 2022, des starken zur Initialphase stattfindenden Frühjahrshochwässer im Jahr 2023 und 2024 und des warmen Frühjahrs und Sommers ist die Reproduktion der drei letzten Jahre rückläufig, der Bestand an älteren Jahrgängen ist jedoch nach wie vor vorhanden und reichte für eine - wenn auch geringe - autochthone Reproduktionsrate.

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass das Aufkommen der 0+- Kohorte, die im Herbst festgestellt wird, mit den Abflüssen während der Laich- und Brütlingszeit, der Höhe der sommerlichen Abflüsse sowie den sommerlichen Wassertemperaturen zusammenhängt. Dabei spielt die vorhandene Morphologie augenscheinlich eine wichtige Rolle: Bei Strecken mit hoher Breiten- und Tiefenvarianz (entspricht großer Naturnähe) werden negative Einflüsse von Hochwasserwellen während der Interstitialphase abgepuffert, in begradigten Ab-

schnitten mit eingeschränkter Breiten- und Tiefenvarianz dagegen weniger. Der Einfluss des Kormorans ist dabei unberücksichtigt. Ausbleibende Hochwasserabflüsse während der Laich- und Brütlingszeit aber auch hohe sommerliche Abflüsse mit geringen Wassertemperaturen bedeuten günstige Bedingungen für die Äschenreproduktion bzw. die 0+-Kohorte. Dieser Sachverhalt wird auch teilweise durch das Untersuchungsjahr 2024 bestätigt. Bemerkenswert ist, dass die relativ hohen Wassertemperaturen im Jahr 2024 zu wenigen, aber sehr groß abgewachsenen 0+-Äschen mit bis zu 16 cm Totallänge geführt haben.

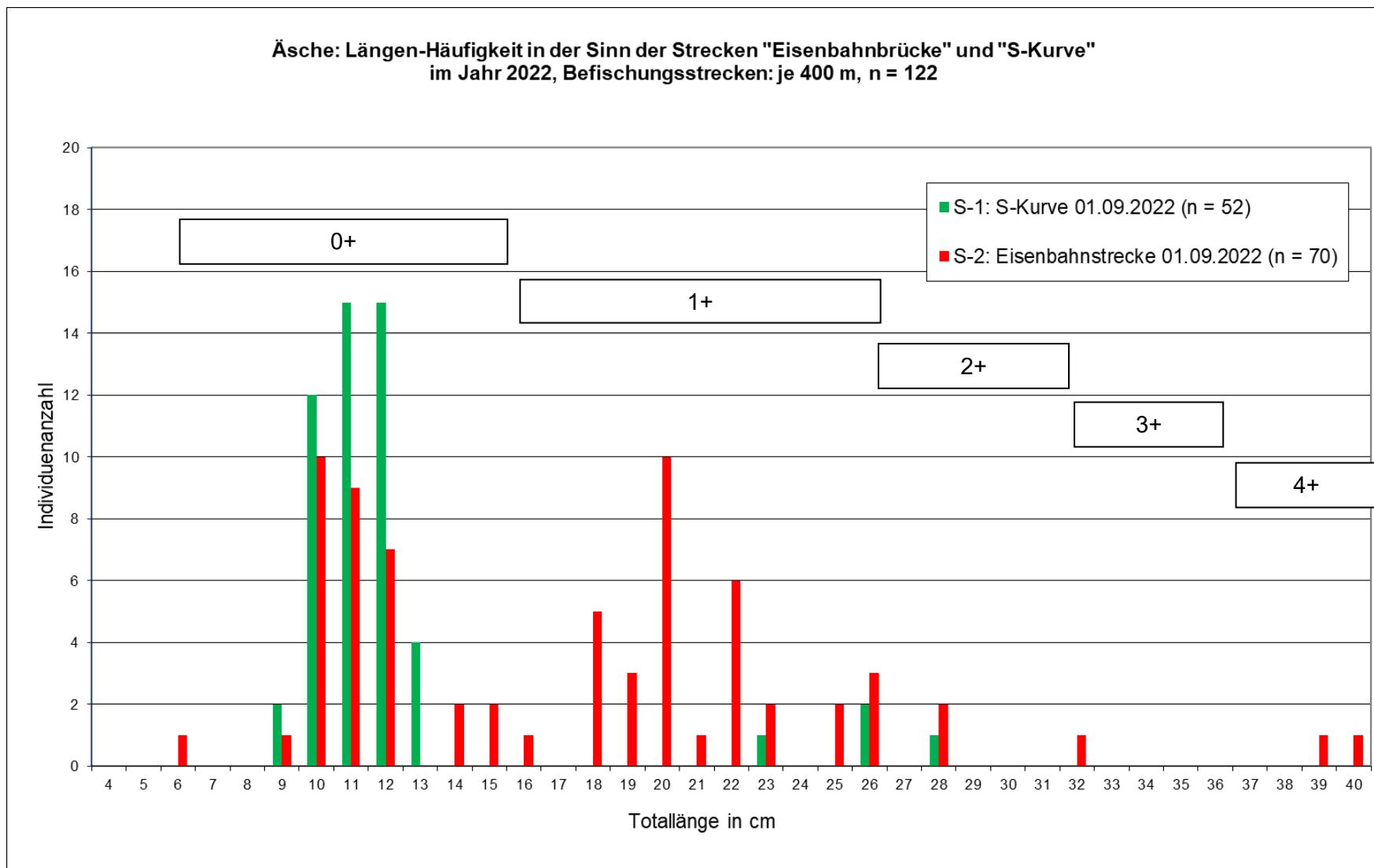


Abbildung 15: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in der Referenzstrecke „S-Kurve“ und „Eisenbahnbrücke“ im Jahr 2022, Befischungsstreckenlänge: je 400 m

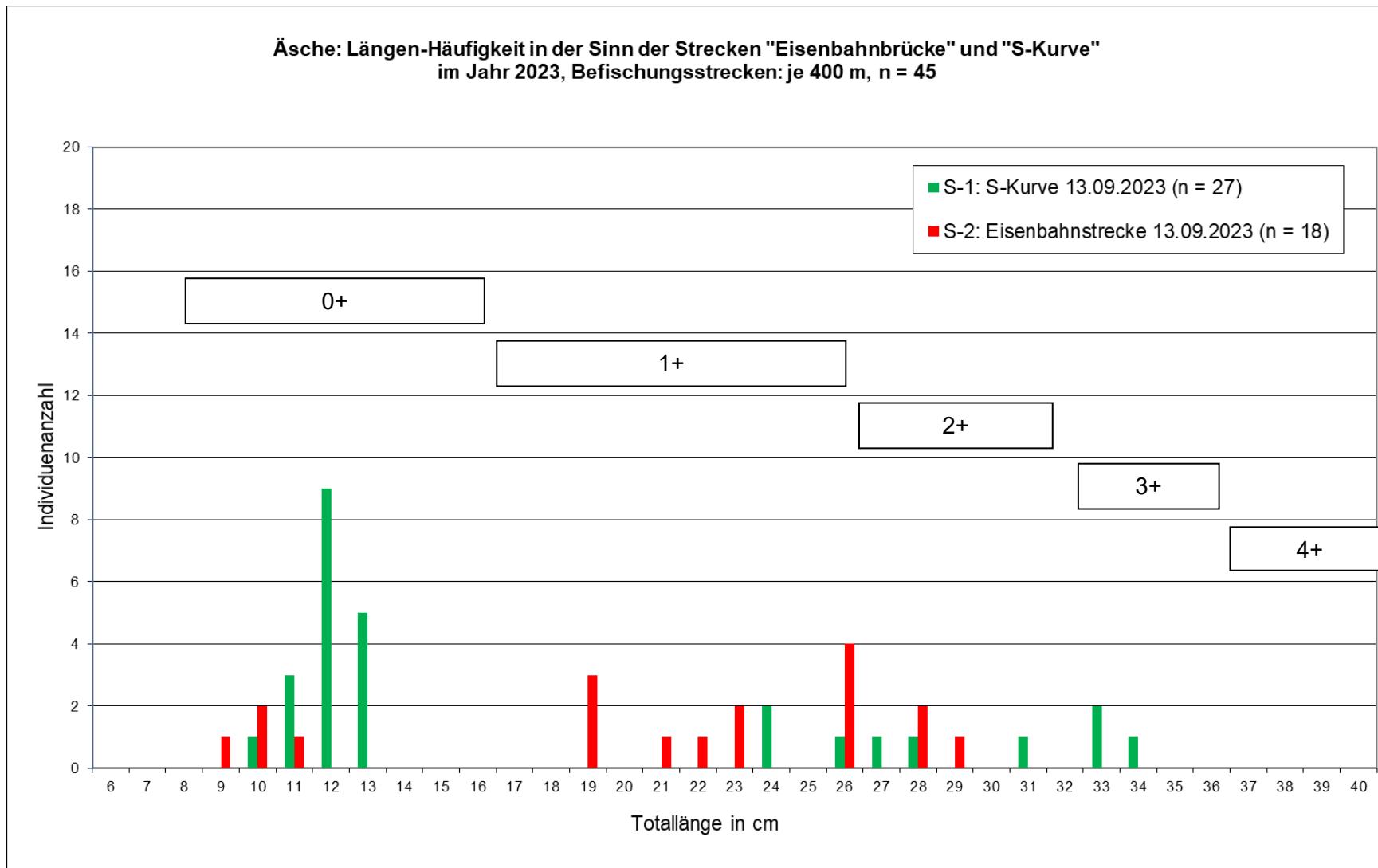


Abbildung 16: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in der Referenzstrecke „S-Kurve“ und „Eisenbahnbrücke“ im Jahr 2024, Befischungsstreckenlänge: je 400 m

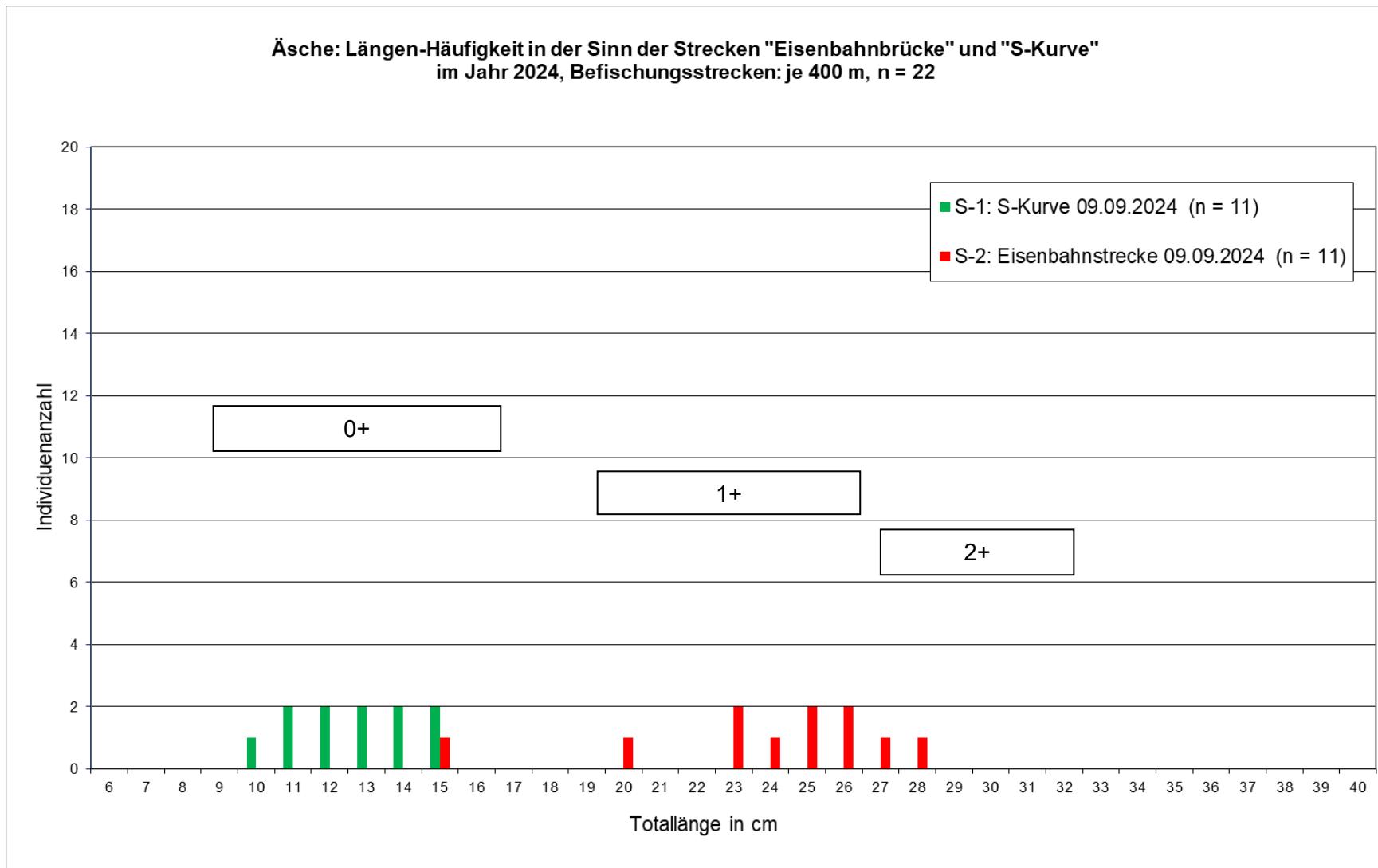


Abbildung 17: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche in der Referenzstrecke „S-Kurve“ und „Eisenbahnbrücke“ im Jahr 2024, Befischungsstreckenlänge: je 400 m

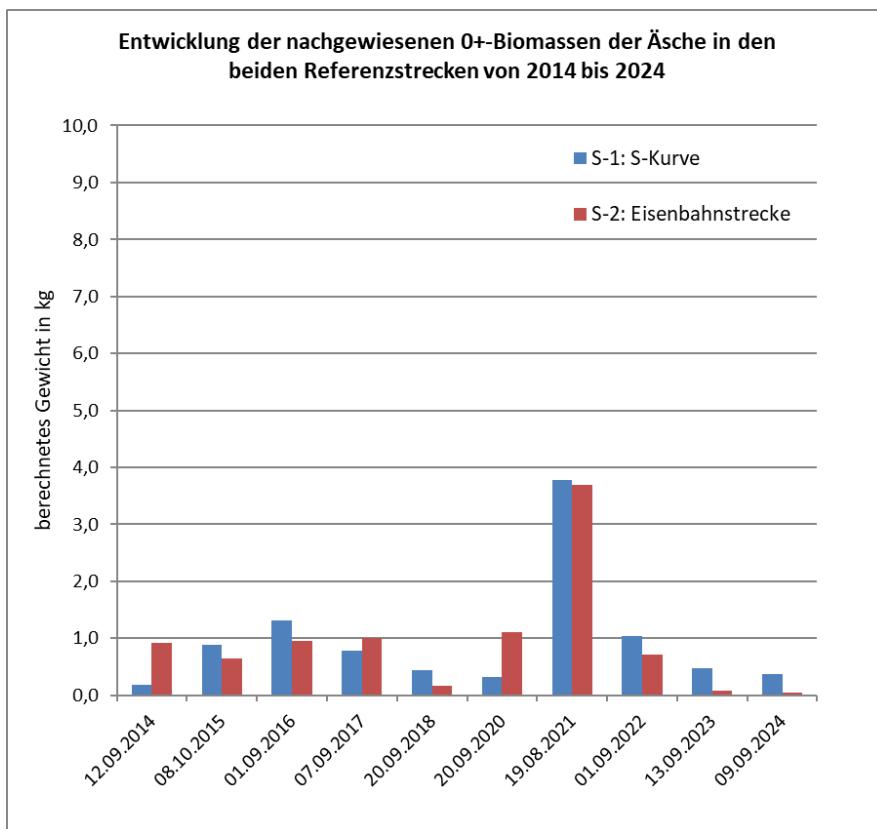


Abbildung 18: Entwicklung der 0+-Biomasse der gefangenen Äschen in den beiden Referenzstrecken der Sinn 2014 bis 2024

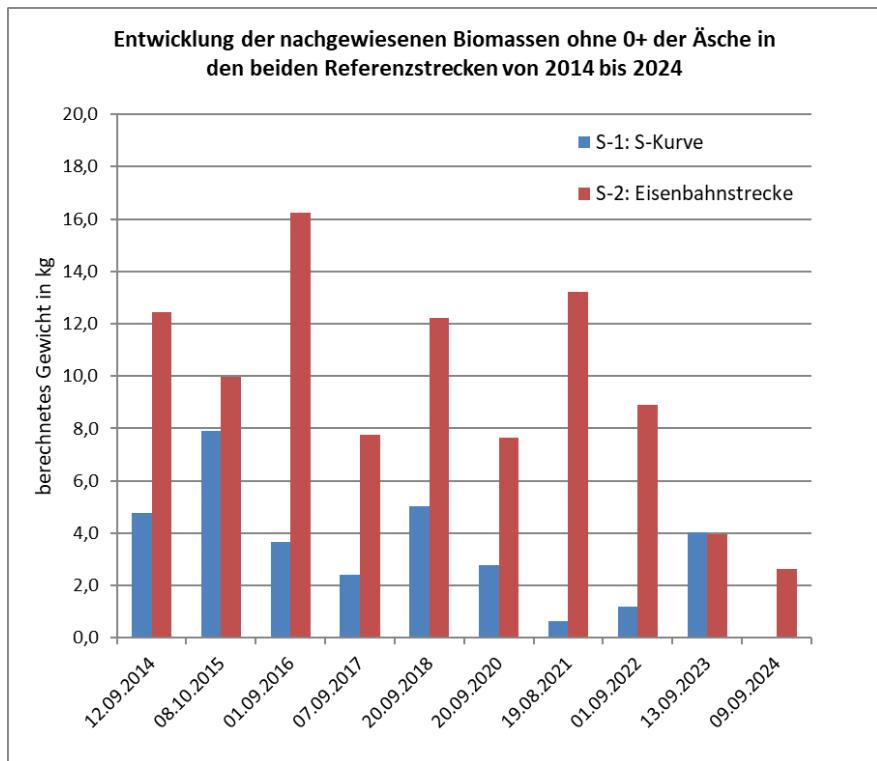


Abbildung 19: Entwicklung der Biomasse der gefangenen Äschen ohne 0+ in den beiden Referenzstrecken der Sinn in den Jahren 2014 bis 2024

Entwicklung der Biomassen:

Die Biomassen der Äsche wurden auf der Grundlage der Längen-Gewichtsbeziehung nach HERTIG (2006) berechnet. Damit ist ein Vergleich der Untersuchungsstrecken und der Untersuchungsjahre einfach möglich (Abbildung 18). Es zeigt sich, dass die Effekte des Besatzes bis 2016 zumindest in der „Eisenbahnstrecke“ anhalten und sich anschließend ein besatzunabhängiger Äschenbestand aufbaut. In beiden Strecken schwanken die Biomassen stark. Beide Strecken zeigen ab 2016 gleichförmige Schwankungen. In der Strecke „S-Kurve“ schwankt die Biomasse ohne 0+ und folgt der Reproduktion (siehe nur 0+) zeitversetzt um 2 Jahre. Dies ist insbesondere von 2021 mit hoher Reproduktion und Aufbau der Biomasse ohne 0+ bis ins Jahr 2023 zu erkennen. Insgesamt sind die Anzahlen der jährlich gefangen Äschen in der Eisenbahnstrecke ca. doppelt so hoch wie in der S-Kurven-Strecke und die daraus berechneten Biomassen in der Eisenbahnstrecke ca. 4–5-mal so hoch wie in der S-Kurven-Strecke mit Ausnahme der Jahre 2023 und 2024. Das Biomasseniveau der autochthonen Äschenpopulation liegt in der S-Kurve aktuell deutlich unter dem Biomasseniveau während der Besatzzeit (2014-2015) und erreicht 2024 ihr bisheriges Minimum. Die Unterschiede im Biomasseniveau zwischen der Referenzstrecke und der Untersuchungsstrecke „S-Kurve“ sind, wie schon im Abschnitt über den Nachweis der 1+-Generation erwähnt, auf die bessere Fängigkeit in der Eisenbahnstrecke zurückzuführen. Ob hier die Migration aus der flachen Strecke, Gewässereinleitungen aus der OT Altengronau oder möglicherweise ein Kormoraneinfluss wirksam sind, kann nicht abgegrenzt werden. Zumindest sollten die Befischungsergebnisse mit Daten zum Kormoraneinflug abgeglichen werden.

Das bisherige Monitoring zeigt, dass die Äschenpopulation ein bislang noch nicht gemessenes Minimumniveau erreicht hat. Die Ursachen hierin liegen verstärkt in den jährlichen suboptimalen bis schwierigen Umweltbedingungen, die zu geringen Reproduktionsraten in den letzten 3 Jahren geführt haben. Wir gehen davon aus, dass ein kritisches Niveau noch nicht erreicht ist, da wir bis 2023 noch eine positive Biomasseentwicklung in der S-Kurven-Strecke registrieren konnten. Das Jahr 2024 zeigte tendenziell, dass die jahreszeitliche Entwicklung der Fauna ca. 2 Wochen früher vollzog. Sofern dieser Ansatz stimmt, waren die Äschen zum Zeitpunkt der Befischung bereits auf dem Rückzug zu den Winterlagern, was z.B. das Fehlen der Äschen in der S-Strecke erklären würde. Dieser Sachverhalt könnte aber auch durch einen stärkeren Kormoraneinfluss erklärt werden. Die vorliegenden Kormorandaten sind jedoch zu inhomogen, als das diesbezügliche Aussagen für die Sinn aufgestellt werden können. Daher werden möglicherweise erst die zukünftigen Ergebnisse zeigen, welcher Sachverhalt 2024 vorlag. Für die Empfehlung zum Stützbesatz ist es vor diesem Hintergrund zu früh. Zudem ergibt sich aus den derzeitigen geringen Populationsniveau die Möglichkeit, zu

erfahren, wie weit die Äschenpopulation Minima auffangen kann. Mit einem Stützbesatz kann immer ein höheres Populationsniveau erreicht werden. Jedoch sollte diese Möglichkeit erst genutzt werden, wenn sich der Äschenbestand über mehrere Jahre nicht wieder erholt. Von einem Stützbesatz wird daher an dieser Stelle und insbesondere aufgrund der o. g. Unwägbarkeiten abgeraten. Durch Migration im Gewässersystem und dem nachweislich vorhandenen Altersaufbau in der „S-Kurve“ besteht noch hinreichend Potential für den Erhalt der autochthonen Population. Die weitere Entwicklung bleibt aber abzuwarten und es sollte ein weiteres Monitoring erfolgen.

#### 6.4.2 Jossa

Im Rahmen der Diskussion um den Schutz von Äschenpopulationen der Jossa vor dem Kormoran und zur Erhebung einer validen Datenbasis für die Erteilung von Abschussgenehmigungen wurden in der mittleren Jossa 2023 zwei Referenzstrecken eingerichtet. Aufgrund der Inkonsistenz der Probestellen wurde 2024 eine weitere Strecke P3 befischt:

- P1: außerhalb eines NSG mit geplanter Kormoranvergrämung: oberhalb NSG, 300 m
- P2: im NSG ohne geplante Kormoranvergrämung, in NSG, unterhalb, 300 m
- P3: oberhalb von P1, mit geplanter Vergrämung, 300 m, zusätzlich 2024

Die drei Untersuchungsstrecken wiesen folgende morphologische Eigenheiten auf.

- P1 oberhalb NSG, 300 m: sehr naturnah, überwiegend sandige Sohle mit Teilen von Mittelkies, nur wenig Sohlab schnitte aus Grobkies oder Steinen, viel strukturbildendes Totholz, Deckung der Gewässersohle mit *Callitricha* und *Elodea nutallii* zu <50%, hohe Tiefen- und Breitendiversität, Gehölzsaum lückig mit einzelnen Weiden mit mäßiger Beschattung, kein Uferverbau, freie Dynamik.
- P2, in NSG, unterhalb, 300 m: ebenfalls naturnah, aber mit kiesiger bis steiniger Sohle, Kiese/Steine bilden im unteren Abschnitt die Sohle, im oberen Abschnitt mehr sandig/kiesige Sohle wie P1. Weniger Totholzstrukturiert, keine bis wenige Gehölze, Deckungsstrukturen zu 30-40% aus *Callitricha* und *Elodea*, keine Beschattung, kein Uferverbau, freie Dynamik.
- P3, oberhalb P1, 300m, naturnah, kiesig-steinige Sohle in den Rauschen, sandig in den Pools mit Totholz und Ufergehölzen ähnlich wie P2, geringe Beschattung, wenig Uferverbau, freie Dynamik.

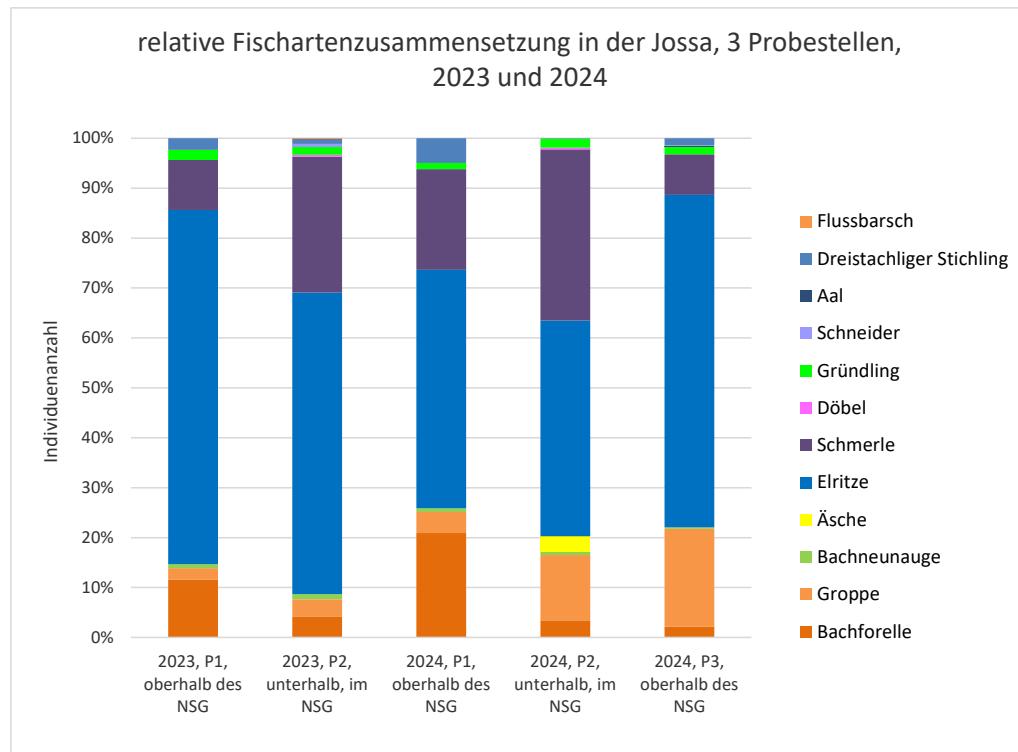


Abbildung 20: Relative Fischartenzusammensetzung der Probestrecken P1, P2 und P3 in der Jossa in den Untersuchungsjahren 2023 und 2024 (Legende- und Balkenreihenfolge gleich)

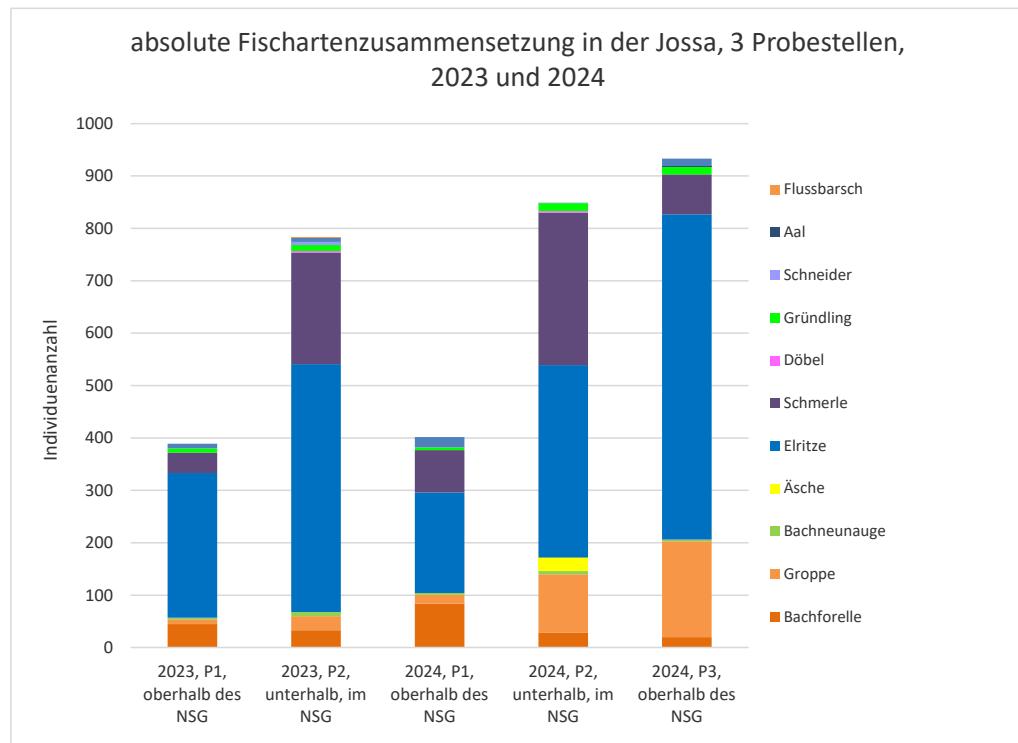


Abbildung 21: Absolute Fischartenzusammensetzung der Probestrecken P1, P2 und P3 in der Jossa in den Untersuchungsjahren 2023 und 2024

Bei den 2023 durchgeführten Befischungen konnten keine Äschen in den damals zwei Untersuchungsstrecken P1 und P2 nachgewiesen werden. Diese wurden am 10.09.2024 wiederholt befischt. Zusätzlich wurde am 16.09.2024 die Probestelle P3 befischt. Lediglich an der Probestelle P2 im Naturschutzgebiet konnten 25 0+-Äschen sowie eine 1+-Äsche nachgewiesen werden. In den anderen beiden Strecken dagegen wurden keine Äschen gefangen. Die Fischartenzusammensetzung sowie die Anzahlen der nachgewiesenen Individuen werden in den folgenden Abbildungen vergleichend zusammengestellt.

Die Fischfauna wird von den 4 Arten Elritze, Schmerle, Groppe und Bachneunauge dominiert, die in allen drei Untersuchungsstrecken und in beiden Jahren über 90 % der Individuen darstellen. Die Probestelle P2 im NSG (Referenzstrecke ohne Kormoranvergrämung) und die neue oberste P3 weisen aufgrund des höheren Steinanteils der Sohle ein stärkeres Auftreten der Groppe auf. Die unterste Probestelle ist mit 10 Arten am artenreichsten bauaufwärts wird der Bach artenärmer.

Die Vergleichbarkeit der Probestrecken der Probestrecke 2 und 3 ist höher aufgrund der in beiden Strecken vorhandenen steinigen Sohle, wie das Auftreten der Groppe zeigt. Jedoch wurde nur in der P2 Strecke die Äsche im Jahr 2024 nachgewiesen. Die hohe Anzahl an gefangenen Äschen in der Probestrecke P2 dürfte auch an der Befischungsmethodik liegen: 2023 wurde nur mit einer Elektrode, 2024 mit 2 Elektroden befischt, was offensichtlich zu einer besseren Fähigkeit der Äsche führt. Das Fehlen der Äsche in der neuen morphologisch besser vergleichbaren Probestrecke P3 im Jahr 2024 ist möglicherweise auf die Kläranlagen- und Mischwassereinleitung, die sich direkt oberhalb der Probestelle P3 befinden zurückzuführen (Kläranlage Majoß, KA-Nr. 06435028040-1 bzw. MWE B24, Kläranlage ID Einleitstelle: 800031040). Eine Erläuterung hierzu wird auf der Seite 51 im Absatz Gewässerbelastung beschrieben. Deren Einfluss scheint in P2 nicht mehr wirksam zu sein.

In der Konsequenz sollte im Jahr 2025 statt den Probestellen P1 und P3 eine neue Referenzstrecke oberhalb der Kläranlageneinleitung untersucht werden, die morphologisch mit der Probestrecke P2 vergleichbar ist.

In der Referenzstrecke P2 wurden insgesamt 26 Äschen im Jahr 2024 nachgewiesen. Die Abflüsse in der Jossa zum Zeitpunkt der Initialphase bzw. des Schlupfes waren ohne Hochwasserereignisse (s. folgende Abbildung). Damit hatten die Abflussereignisse in der Jossa im Gegensatz zur Sinn im Jahr 2024 (und für die Jossa im Jahr 2023) keinen negativen Einfluss auf die Äschenreproduktion.

Der Vergleich der bislang in der Jossa untersuchten Gewässerstrecken mit Äschennachweis zeigt für das Jahr 2024 in der untersuchten Strecke im NSG die beste seit 2015 nachgewiesene Äschenreproduktion (s. Abb. 22). Im Vergleich zur Sinn erreicht die Jossa damit nur die Hälfte der bislang gemessenen maximalen Reproduktionskapazität der Sinn (s. Tab. 7).

Tabelle 7: Mümling, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung

Gewässer	Probestrecke	Datum	Maximale Anzahl gefangener 0+Äschen	Länge x Breite = Fläche	0+Äsche /100 qm
Sinn	Eisenbahnstrecke	19.08.2021	168	500 x 12 = 6000	2,8
Jossa	P2 im NSG	10.09.2024	25	300 x 7 = 1800	1,38

Im NSG (P2 2024 und „untere P-Stelle 2015) wurden bei den Befischungen seit 2015 die besten Äschenbestände angetroffen (s. folgende Abbildung). Ein deutlicher Hinweis auf die Abhängigkeit der Äschen von einer sehr guten Morphologie.

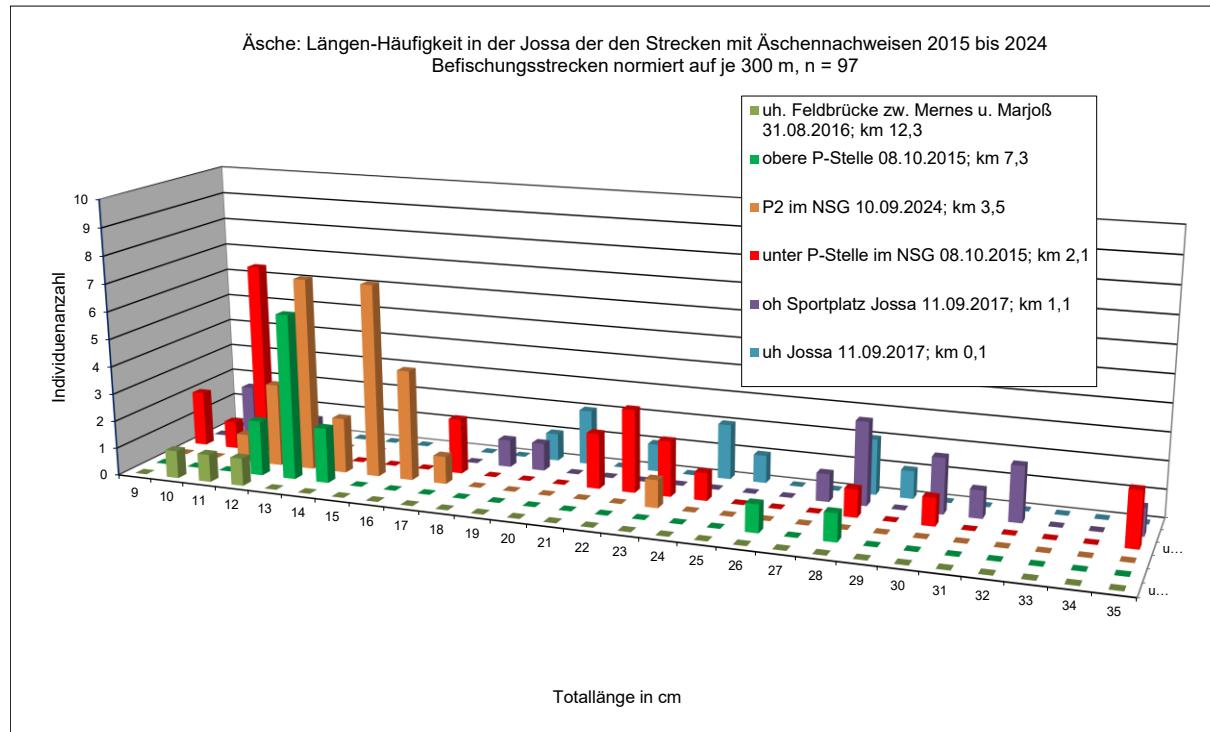


Abbildung 22: Längenhäufigkeitsdiagramm der in der Jossa nachgewiesenen Äschen von 2015 bis 2024, normiert auf 300 m Befischungsstrecke und geordnet nach Entfernung zur Mündung in die Sinn

## 6.5 Ergebnisse der genetischen Untersuchungen

Die genetischen Untersuchungen an der Sinn sind abgeschlossen (s. Köbsch et al. 2024). KÖBSCH (2024) gibt aufgrund der genetischen Analyse der Äschenpopulation folgende Empfehlungen zu den einzelnen Flusspopulationen:

**Schmale Sinn oberhalb von Mottgers:** *Die geringe genetische Diversität in dieser Population* deutet hier auf einen zurückliegenden Flaschenhals- oder Gründereffekt hin, der durch die Isolation (fehlende Durchgängigkeit und Vernetzung mit anderen Populationen) verstärkt wird. In Kombination des dadurch erhöhten Aussterberisikos und der potenziellen Autochthonie ergibt sich eine hohe Schutzwürdigkeit dieser Population.

Inwieweit allerdings die Population ‚Schmale Sinn‘ eine autochthone, nicht überprägte Populationen für das Einzugsgebiet der Sinn darstellt, bleibt unsicher. Die Ähnlichkeit zu anderen Rheinpopulationen in den Hauptkoordinatenanalysen und die Dominanz des in der Flußgebietseinheit Rhein dominanten Custers 3 (blau) im Rahmen der Structure-Analyse könnten ein Indiz dafür sein, könnte aber auch auf länger zurückliegenden Besatz aus anderen Einzugsgebieten der FGE Rhein zurückzuführen sein oder eine Folge von Flaschenhalseffekten und genetischer Drift sein. Aufgrund der unsicheren Besatzhistorie in der Population ‚Schmale Sinn‘ und fehlender autochthoner Referenzpopulationen aus der Region ist dazu keine abschließende Aussage möglich.

**Hessische Sinn:** In der Population ‚Sinn\_Hessen‘ konnte eine hohe genetische Diversität sowohl in Hinblick auf mitochondriale als auch auf Mikrosatelliten-Marker festgestellt werden. Inwieweit der 2020 für die genetischen Untersuchungen beprobte Bestand wesentlich von den Nachkommen der Besatztiere (Besatz bis 2014) geprägt ist, kann auf Basis der hier vorgestellten Daten nicht abschließend geklärt werden. Im Rahmen des Monitorings konnte dort auch eigene Reproduktion von nicht besetzten adulten Tieren festgestellt werden (BOBBE & KORTE, 2018). Die hohe genetische Ähnlichkeit und die nicht-signifikante Differenzierung gegenüber der Sinn-Population auf bayerischem Gebiet (Schaippach) deutet auf einen Genfluss zwischen diesen Populationen trotz der vorhandenen Querbauwerke hin. Die Population der ‚Sinn\_Hessen‘ könnte nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine zentrale Rolle bei der Vernetzung der Äschenpopulationen in den Zuflüssen Schmale Sinn und Jossa bilden!

## 6.6 Besatzempfehlung

Die signifikante genetische Differenzierung zwischen den Äschen-Populationen „Sinn“ und „Schmale Sinn“ verdeutlicht die für die Äsche typische genetische Eigenständigkeit einzelner Populationen zwischen Abflusssystemen und auch innerhalb derselben (DAWNAY ET AL., 2011; KÖBSCH ET AL., 2019c).

Für die Sinn ergibt sich hieraus, dass die Äsche im Gegensatz zur Einstufung von BAER ET AL. (2007) als ‚Evolutionäre Kleinraumgruppe‘ zu bewirtschaften ist. Dieses bedeutet, dass die Genetik der Äsche in der Sinn und auch Schmalen Sinn, wahrscheinlich aber auch der

Jossa als eigenständige Biodiversitätstypen erhalten werden sollten und nicht weiter durch Besatz verfälscht werden sollten.

Für den Notfall, dass die Äsche in ihrem Bestand in Sinn oder Schmalen Sinn gefährdet wäre, könnte auf Äschen aus dem „Keidel-Stamm“ zurückgegriffen werden. Besatz-Äschen mit anderer Genetik sind dagegen vollständig abzulehnen. Dies zeigt insbesondere die Klassifizierung des Clusters 4 nach der STURTURE-Analyse, das einen eigenständigen Cluster der südhessischen Äsche zeigt (s. Abb. 21).

Die Entwicklung der Äschenpopulation in der Sinn zeigt ein schwankendes Reproduktionspotential ohne Besatzeinfluss, das maßgeblich vom Abflussgeschehen, der Temperaturentwicklung sowie den morphologischen Verhältnissen abhängig ist, wobei der Kormoraneinfluss hier nicht quantifiziert ist. Der bestehende Bestand ist aber aktuell in der Lage ohne Äschenbesatz eine Biomasse aufzubauen, die mindestens der mit Besatz entspricht. Er kann sich ohne den Störimpuls „Besatz“ möglichweise weiter darüber hinaus entwickeln.

Aufgrund der Biomasseentwicklung der letzten Jahre, der sehr gut funktionierenden Reproduktion und der genetischen Eigenständigkeit der Äsche in der hessischen Sinn, Jossa und Schmalen Sinn sowie der Wanderdynamik im Gewässersystem wird aktuell dringend von einem Äschenbesatz abgeraten. Besatz sollte nur getätigt werden, wenn der Bestand unter eine kritische Populationsgröße sinkt und die Wiederbesiedlung aus benachbarten Beständen nicht funktioniert. Im Jahr 2024 kann zwar für beide Referenzstrecken ein weiterer Bestandsrückgang festgestellt werden, jedoch steht zumindest ein geringer Reproduktionserfolg in der „S-Kurve“ dem entgegen. Trotz des augenscheinlich aktuell abgesenkten Populationsniveau in der Sinn ist die Art augenscheinlich in der Lage lokal hohe Reproduktionsquoten zu erzeugen, wie die Untersuchung an der Jossa 2024 zeigen. Aufgrund der bereits mehrfach indizierten Migration der Äsche im Gewässersystem der Sinn hat die Optimierung der Durchgängigkeit, die weitere Verbesserung der morphologischen Bedingungen und z.B. die Überprüfung der KA in der Jossa mit Sicherheit einen größeren Einfluss auf die Stabilität und Populationsgröße der Äschen als Besatzmaßnahmen. Nach wie vor würde aktuell ein Äschenbesatz der gesetzlichen Hegeplicht gemäß §3 Abs. 2 des Hessischen Fischereigesetzes widersprechen.

## 6.7 Defizite und Maßnahmenempfehlungen

### Monitoring

Das fischereibiologische Monitoring der Populationen sollte weitergeführt werden, um auf kritische Entwicklungen der Bestandsgrößen reagieren zu können und die Reaktion der Äsche auf die Klimaveränderung zu untersuchen. In der Jossa hat sich die Referenzstrecke 2 als „gut gewählt“ für eine Strecke ohne Kormoranvergrämung erwiesen. Die beiden oberhalb befindlichen untersuchten Referenzstrecken sind jedoch ungeeignet, so dass 2025 eine neue Referenzstrecke gefunden werden sollte.

### Gewässermorphologie

Mit der Untersuchung 2015 wurden Empfehlungen zur Verbesserung der Gewässerstruktur formuliert. Diese gelten nach wie vor auch für das Jahr 2024. An Hessischer Sinn, Jossa und Schmaler Sinn wurden an vielen Strecken morphologische Defizite festgestellt. Hier wäre ein Gewässerrandstreifen von mind. 15 m erforderlich sowie die Entnahme des Uferverbaus, insbesondere in den Prallhängen. An der Jossa ist dringend die Etablierung einer Ufergehölzgalerie erforderlich. Ebenso bestehen Defizite bei der Längsdurchgängigkeit. (s. BOBBE, 2018). Die Untersuchungen der Jahre 2018, 2023 sowie 2024 zeigen, dass hohe Abflüsse zur Brut- und Entwicklungsphase der Äsche im Zusammenspiel mit den deutlichen morphologischen Defiziten der Eisenbahnstrecke (Uferverbau rechtes Ufer oberhalb, und Uferverbau linkes Ufer unterhalb der Eisenbahnbrücke) zu geringeren Reproduktionserfolgen führen können.

Maßnahmen für die morphologische Dynamisierung in der Eisenbahnstrecke wären:

- Oberhalb der Eisenbahnbrücke: Anlage von Buhnen/Strömungslenkern/Totholz, um das linke Ufer zu dynamisieren und zur langfristigen Entwicklung einer Gewässerschleife. Erwerb eines Randstreifens in diesem Bereich von bis zu 40 m.
- Unterhalb der Eisenbahnbrücke: Entnahme der Uferbefestigung des linken Ufers, Anlage von Buhnen zur Dynamisierung des rechten Ufers.

Für die Abschnitte außerhalb der Referenzstrecken:

- Die Untersuchungen der letzten beiden Jahre zeigen die hohe Bedeutung der Breiten- und Tiefenvarianz. Daher sollte die Gewässerstrecke der Sinn unterhalb der Eisenbahnstrecke hinsichtlich ihrer Morphologie untersucht und optimiert werden.



Abbildung 23: Maßnahmenskizze zur Dynamisierung der Gewässerstrukturen der Referenzstrecke „Eisenbahnbrücke“ der Sinn.

### Gewässerbelastung

Die Gewässerstrecke „P3“ im Jahr 2024 ist fast deckungsgleich mit der Probestrecke „obere P-Strecke“ im Jahr 2015. Beide unterliegen demselben Einfluss der Kläranlage. Da im Jahr 2015 eine gute Äschenreproduktion nachgewiesen werden konnte, auf der gleichen Strecke im Jahr 2024 dagegen nicht, obwohl die Reproduktionsverhältnisse im Jahr 2024 günstig waren, kann auf einen möglichen negativen Einfluß der Kläranlage bzw. der Mischwasserentlastung (oberhalb der Probestellen befindlich) geschlossen werden. Die Funktion der Kläranlage sollte daher ggfs. optimiert werden, da sie augenscheinlich von Jahr zu Jahr unterschiedlich funktionieren kann.

### Kormoran

Ein Monitoring der Äsche ist ohne Berücksichtigung des Prädators Kormoran nicht zielführend. Daher sollte in den folgenden Jahren des Monitorings der Äsche die Bestandsentwicklung und das Verhalten des Kormorans weiter berücksichtigt werden. Von 2014 bis 2021

hatten sich die Äschenbestände in der Sinn erholt, nehmen seit den letzten Jahren aber wieder ab. Der Äschenbesatz wurde seit 2015 eingestellt und die Kormoranvergrämung im Bereich der Sinn erfolgte bis zum Jahr 2023 kontinuierlich. Auch in den folgenden Jahren sollten daher die Bemühungen zur Kormoranvergrämung im Bereich der Sinn, Jossa und Schmalen Sinn weiterbetrieben werden.

In der Jossa wurden 2023 und 2024 zwei Strecken zur Beobachtung der Wirkung von Vergrämungsmaßnahmen des Kormorans auf den Fisch- bzw. Äschenbestand eingerichtet. In der Strecke ohne geplanter Kormoranvergrämung wurden im Jahr 2024 26 Äschen nachgewiesen. Die Gewässerstrecke mit geplanter Kormoranvergrämung muss im Jahr 2025 dagegen neu gefunden werden, da die bisherigen Strecken entweder morphologisch oder hinsichtlich der Belastung nicht geeignet erscheinen.

Daten zum Kormoran lagen bis dato nur teilweise vor. Bisherige Daten (schrifl. Mittl. 11/2023, RP Darmstadt, Dezernat V 53.2) belaufen sich auf folgende im Projektgebiet Sinn „entnommene“ Kormorane:

- 2016/2017: 10 Kormorane entnommen, davon 6 mit der Waffe und 4 durch den Greifvogel
- 2017/2018: 14 Kormorane entnommen, davon 5 mit der Waffe und 9 durch den Greifvogel
- 2018/2019: 12 Kormorane entnommen, davon 7 mit der Waffe und 5 durch den Greifvogel
- 2019/2020: 12 Kormorane entnommen; Keine Angabe zu Art und Weise
- 2020/2021: 15 Kormorane entnommen, davon 9 mit der Waffe und 6 durch den Greifvogel
- 2021/2022: 25 Kormorane entnommen, davon 11 mit der Waffe und 4 durch den Greifvogel
- 2022/2023: 16 Kormorane entnommen, davon 7 mit der Waffe und 9 durch den Greifvogel

Zum Bestand im Jahresverlauf und über die Bestandsentwicklung der Jahre liegen dem Autor bislang jedoch keine Daten vor.

## 6.8 Zusammenfassung Sinn

Im Jahr 2024 wurden in der Sinn in der Referenzstrecke „S-Kurve“ sehr wenig 0+ Äschen und in der Referenzstrecke „Eisenbahnbrücke“ keine 0+- und sehr wenige ältere Äschen gefangen. Im Gegensatz dazu wurde in der Jossa in einer Strecke 26 0+-Äschen in den anderen beiden Strecken keine Äschen nachgewiesen

Die Äsche erreicht in der Sinn ihr bisheriges niedrigstes Populationsniveau. Reproduktion war nur in der S-Strecke nachweisbar. Als Ursache können möglicherweise Hochwässer während der Schlupfphase ggf. der Kormoran (Daten hierzu sind zu inkonsistent), oder hohe sommerliche Wassertemperaturen benannt werden. Möglicherweise waren die Äschen aber bereits in Richtung Winterlager abgewandert. Der negative Einfluss der Hochwasserwelle zur Initialphase wird in der S-Strecke durch die hervorragende Morphologie abgepuffert. Dagegen waren in der Jossa keinen negativen Einflüssen von Hochwassereignissen in der Initialphase der Äsche festzustellen. Vielmehr herrschten hier gute Produktionsbedin-

gungen vor. So konnte die höchste Reproduktion für die Jossa nachgewiesen werden. In den anderen beiden untersuchten Strecke in der Jossa dagegen waren keine Äschen nachweisbar. Ein Grund ist möglicherweise die direkt oberhalb befindliche und unregelmäßig funktionierende Kläranlage. So konnte im Jahr 2015 direkt unterhalb der Kläranlage eine mäßige Äschenreproduktion nachgewiesen werden, im Jahr 2024 trotz guter Bedingungen dagegen nicht.

Die Äsche hat seit dem letzten Besatz einen autochthonen Äschenbestand aufgebaut und rekrutiert sich in den Laichgebieten in manchen Jahren auf gutem Niveau mit deutlichen Schwankungen je nach den Verhältnissen des jeweiligen Jahres. Derzeit existiert damit ein sich selbst erhaltender Äschenbestand in der Sinn, der sich ohne Besatz erfolgreich im Gewässer selbst erhält. Eine kritische Bestandgröße wurde noch nicht erreicht, da zumindest in Teilbereichen des Gewässersystem immer noch eine hohe Reproduktion stattgefunden hat und noch hinreichend Altäschen im Gewässersystem vorhanden sein dürften.

Die Äschen aus der Schmalen Sinn haben möglicherweise die geringste Überprägung durch Besatz und den höchsten Autochthoniegrad der bislang untersuchten südhessischen Äschenpopulationen. In den einzelnen Gewässern zeigen die Äschenpopulationen jeweils eine eigenständige genetische Differenzierung innerhalb des südhessischen Clusters. Diese Differenzierung muss durch Optimierung der morphologischen Bedingungen sowie der Minimierung von Belastungen gefördert werden und sollte nicht durch Besatz überprägt werden, damit im Zuge der natürlichen Selektion die Resilienz der Population anwächst. Von einem Äschenbesatz ist aus fischökologischer und genetischer Sicht daher abzuraten. Ein Besatz widerspräche damit derzeit den Hegezielen des § 3 Abs 2 Hessisches Fischereigesetz.

Maßnahmen: Um den Äschen bei sommerlichen Hitzeperioden wie im Jahr 2018 das Ausweichen bachaufwärts in kühlere Bachabschnitte zu ermöglichen, ist die Durchgängigkeit in der Äschenregion von Sinn, Jossa und Schmalen Sinn von hoher Relevanz. Ebenso hat der Austausch von Teilpopulationen mit unterschiedlichen Reproduktionserfolgen durch Migration im Gewässersystem für die Äsche eine immense Bedeutung. Somit bekommt die Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine populationserhaltende Funktion. Für die Sinn, Jossa und Schmale Sinn sollten zudem in den morphologisch beeinträchtigten Strecken der Uferverbau entfernt werden, soweit dies möglich ist. Für die Untersuchungsstrecke Eisenbahnstrecke an der Sinn wurden 2023 Maßnahmenkizzen erstellt. Für die Sinn unterhalb der Eisenbahnstrecke und oberhalb der S-Strecke bis zur Landesgrenze wird für 2025 eine entsprechende morphologische Erfassung empfohlen.

## 7 Mümling

Das wissenschaftliche Monitoring der Äschenbestände an der Mümling erfolgt seit 2014. Die einzelnen untersuchten Sachverhalte sind in der folgenden Tabelle mit der Angabe des jeweiligen Berichtes aufgelistet und werden im vorliegenden Bericht nicht wiedergegeben.

Tabelle 8: Mümling, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung

Thema Mümling	Gutachten	Bemerkung, Inhalte
Ertragsfähigkeitsbestimmung	Äsche 2015	
Allgemeine Gewässerbeeinträchtigungen	Äsche 2018	WRRL-Hilfsparameter, WRRL biologische Qualitätskomponenten
Stickstoff- und Nährstoffbelastung	Äsche 2018	Ammonium-Ammoniak, Verhältnisse in der Mümling: P-Gesamt, NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub>
Grobe Analyse möglicher NH <sub>4</sub> relevanter Einleiter	Äsche 2018	Kläranlagen, Entlastungsbauwerke, Mischwasserentlastung
Kormoran	Äsche 2018	
Besatz	Äsche 2018	Besatzplan, Äscheneinheiten
Äschenreproduktion	Äsche 2018	Ergebnisse der Äschenschlupfkontrolle
Wiederbesiedlung der Bachforelle	Äsche 2018	Kap. 6.10: von 2014 bis 2018
Gewässerberatung	Äsche 2018	Ergebnisse von 2013 bis 2018
Defizite und Maßnahmenempfehlungen	Äsche 2018	Morphologie und stoffliche Belastung
Morphologie	Äsche 2022	Maßnahmenkonzept für die Äschenregion in Michelstadt und Erbach
chemisch-physikalische Parameter im Frühsommer	Äsche 2023	Untersuchung von Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff und Leitfähigkeit im Frühsommer 2023
Genetik	Äsche 2020 Äsche 2021, Äsche 2022 Äsche 2024	Probenahme Projekstrekce 1. Bericht Genetik der Äsche Probenahme Michelstadt Abschlußbericht Genetik
Monitoring	Äsche 2014-2018, 2020-2024	Status Quo, Bestandsentwicklung der Äsche

## 7.1 Projektgebiet, Referenzstrecken und Befischungsstrecken

Das Projektgebiet der Mümling umfasst die Gewässerstrecke zwischen Asselbrunn und Bad König mit insgesamt 9 km Fließstrecke (s. Abb. 24). Die Mümling beherbergt derzeit den einzigen hessischen Äschenbestand südlich des Mains. Auf einer Teilstrecke der Mümling wurde dieser Bestand unterhalb von Asselbrunn durch ein Fischsterben vollständig vernichtet und anschließend 2014 bis 2017 u. a. mit Mitteln der Fischereiabgabe wieder aufgebaut. Die fischereiliche Betreuung und Hege erfolgt durch die ARGE MÜMLING-ÄSCHE.

Es wurden insgesamt drei Referenzstrecken eingerichtet. 2024 erfolgte die Untersuchung lediglich der Referenzstrecke M2 (Abgrenzung siehe BOBBE, 2021)

- Referenzstrecke M-1 Asselbrunn, 500 m
- Referenzstrecke M-2 Schneiderbesatzstrecke, 500 m
- Referenzstrecke M-4 Brückenstrecke, 500 m

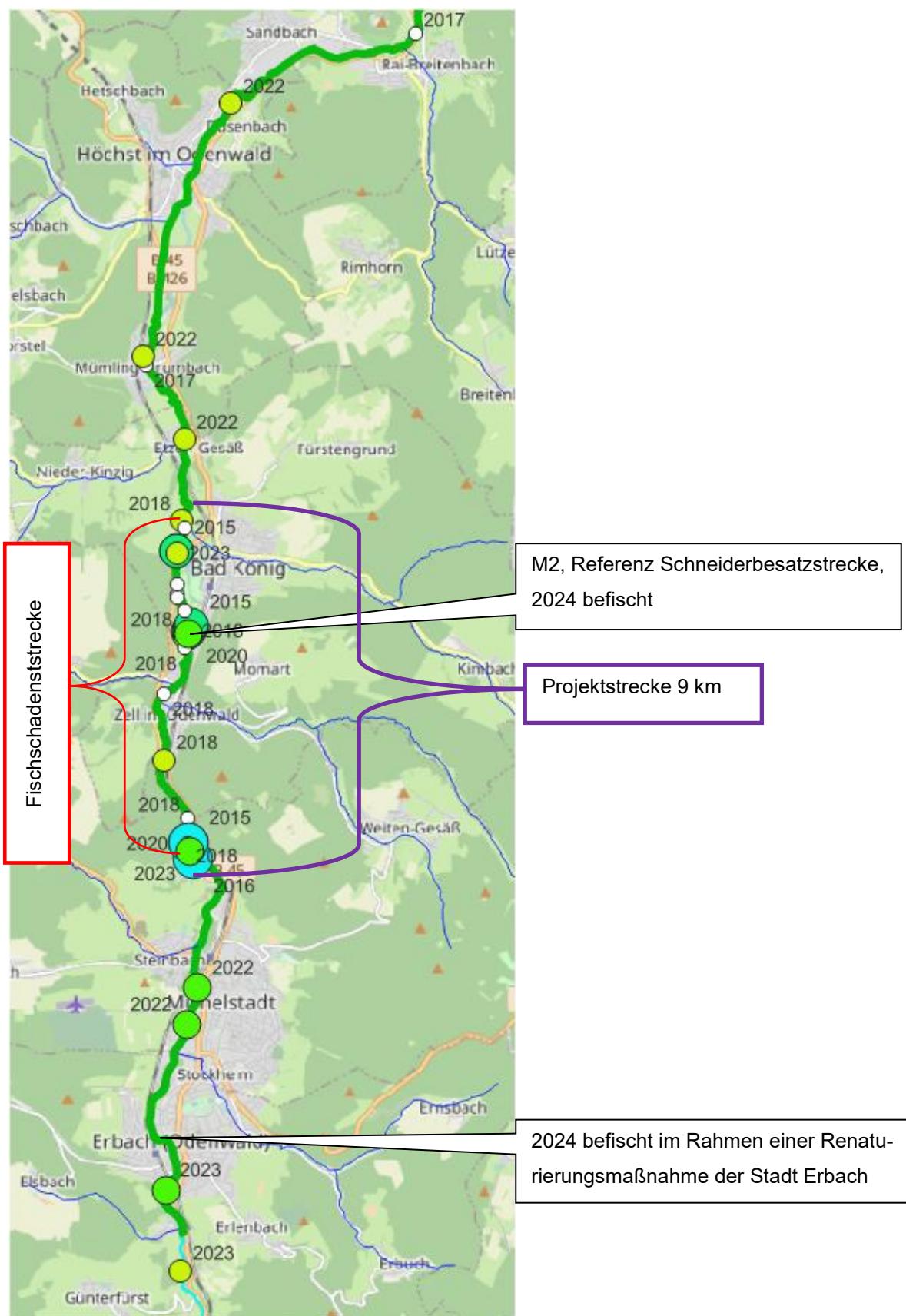


Abbildung 24: Übersicht: Strecke des Fischereischadens 2012 Abgrenzung der Projektstrecke, Befischungsstrecken 2024: Referenz- und weitere Untersuchungsstrecken

## 7.2 Wassertemperaturen und Abflüsse

### Wassertemperaturen

Für die Mümling liegen verwertbare Wassertemperaturdaten lediglich für den Pegel Hainstadt vor, der flussabwärts von der Projektstrecke, aber noch in der Äschenregion liegt. Die Wassertemperaturen über 17°C dauern im Jahr 2023 und 2024 von Mitte Juni bis Ende August, d.h. über eine andauernde Zeitspanne von ca. 11 bzw. 10 Wochen.

Die sommerliche Temperaturhochphase erstreckte sich im Sommer 2024 von Anfang Juli bis Anfang September über 10 Wochen mit maximalen Wassertemperaturen von knapp 20°C, allerdings mit Phasen mit Temperaturen < 17°C. Im Vergleich zu dem Jahr 2023 waren die Bedingungen im Sommer 2024 ähnlich, mit etwas höheren Temperaturen im Mittel aber weniger Ausreißern nach oben.

#### Jahresgrafik Hainstadt / Mümling

Wassertemperatur vom 01.01.2023 bis zum 24.11.2023

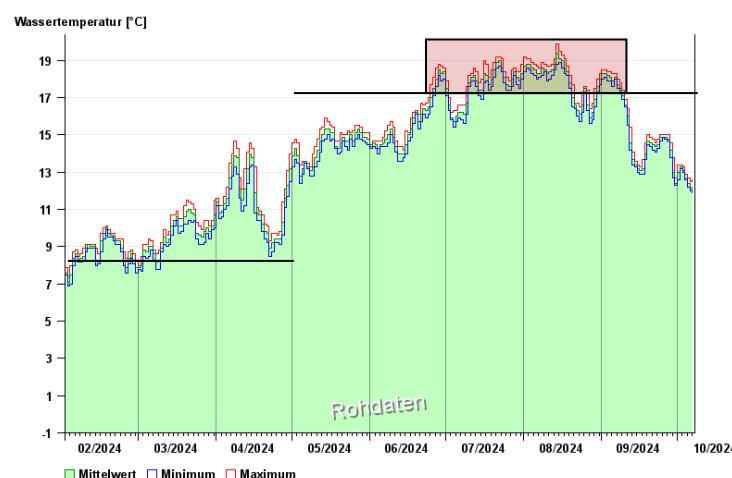
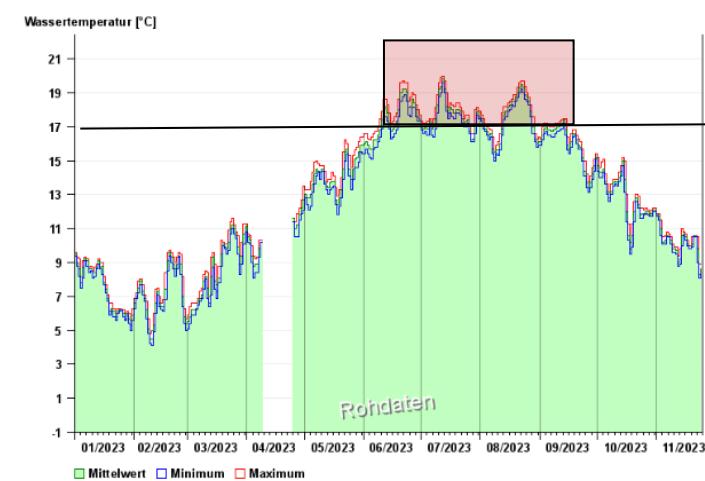


Abbildung 25: Wassertemperaturen in den Jahren 2023 und 2024 in der Mümling am Pegel Hainstadt mit kritischen Temperaturbereich im Sommer. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt (<https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wassertemperatur>)

Um eine Einschätzung der Temperaturbelastung der Projektstrecke zu bekommen wurden auf Lufttemperaturdaten der Wetterstation Michelstadt (Quelle: Wetteronline.de) im jeweiligen Sommer zurückgegriffen.

Tabelle 9: Max-Temperatur und Dauer der tropischen Temperaturphasen der Lufttemperatur an der Wetterstation in Michelstadt

Parameter/Jahr	Dauer Temperaturphase über 30°C Lufttemperatur	Zeitspanne	Max. Temperatur
2018	6 Wochen	Juli bis August	36°C
2021	1 Woche	Juni	35°C
2022	10 Wochen	Juni-August	37°C
2023	12 Wochen	Juni - September	37°C
2024	9 Wochen	Juli - September	35°C

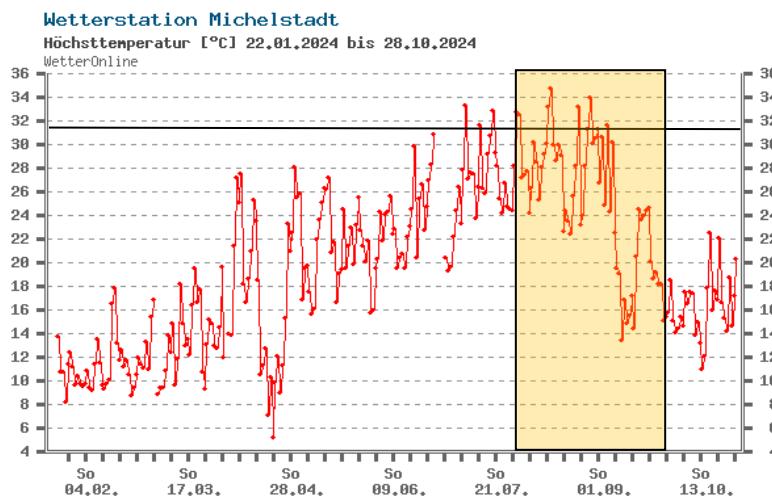
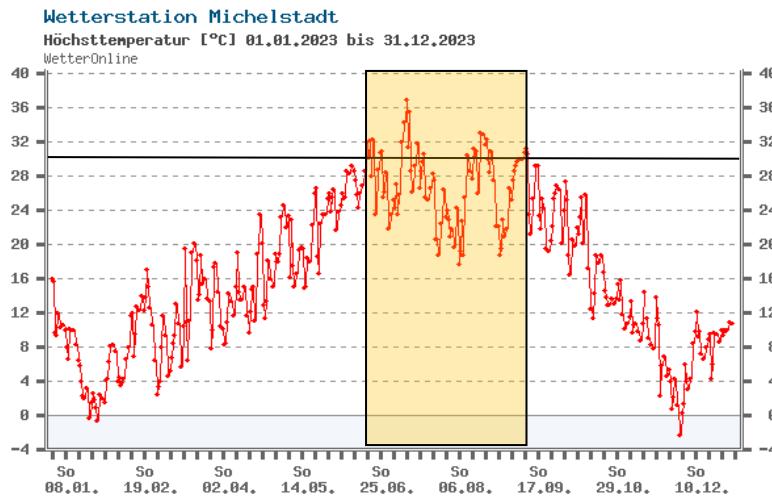


Abbildung 26: Maximal Lufttemperaturen in den Jahren 2018, 2021, 2022, 2023 und 2024 Quelle: [wetteronline.de](http://wetteronline.de)

## Abfluss

Hochwässer in der Interstitialphase können auf den Erfolg der Reproduktion erhebliche Auswirkungen haben. Es sind drei Szenarien denkbar:

- Hohe Abflüsse während der Ablachphase könnten zu einer Verdriftung von Eiern führen,
- sehr hohe Abflüsse während der Interstitialphase könnten zu Geschiebetrieb und zur mechanischen Schädigung der Eier bzw. Brütinge führen,
- hohe Abflüsse während der Schlupfphase könnten zum Verdriften der aufschwimmenden Fischlarven aus ihren bevorzugten Habitaten führen oder sie am Erreichen der Jungfischhabitate hindern.

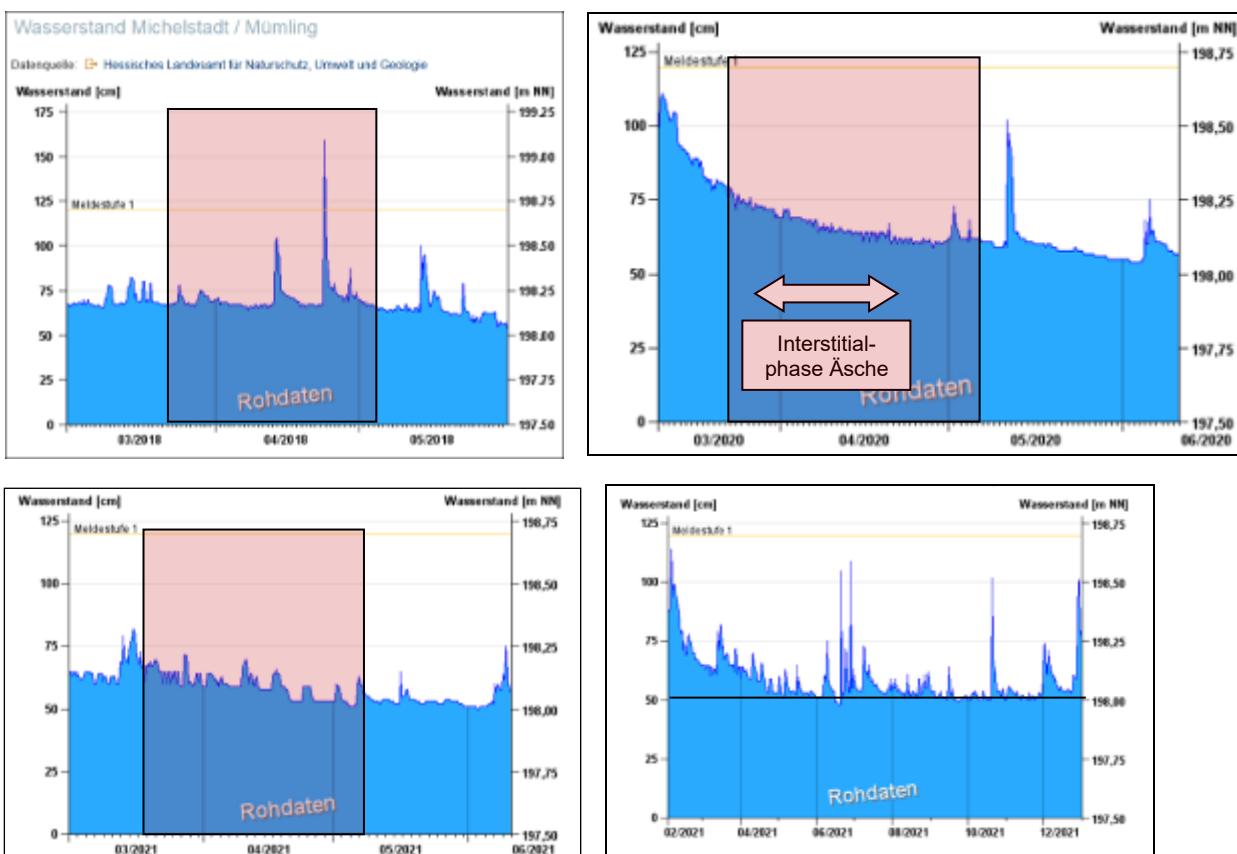


Abbildung 27: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Jahr 2018 und 2020/2021 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>). Initialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie gleichbleibend hoher Wasserstand im Jahr 2021.

Im Frühjahr 2018 kam es zwischen Mitte April und Anfang Mai während der empfindlichen Interstitialphase der Äsche zu zwei wirksamen Hochwasserabflüssen (s. Abb. 12), die wahrscheinlich eine stark negative Auswirkung auf die Äschenreproduktion in der Mümling hatten.

ling gehabt haben dürften. Im Jahr 2020 und 2021 wurden keine negativ wirkenden Abflüsse im Frühjahr registriert.

Im Jahr 2022 kam es in der Interstitialphase zu einem Hochwasserereignis, das eine Wirkung auf die Entwicklung der Reproduktion gehabt haben dürfte. Im weiteren Verlauf des Sommers kam es zu einer ausgeprägten Niedrigwasserphase von Anfang Juli bis Mitte September, allerdings mit 3 kleineren Hochwasserereignissen.

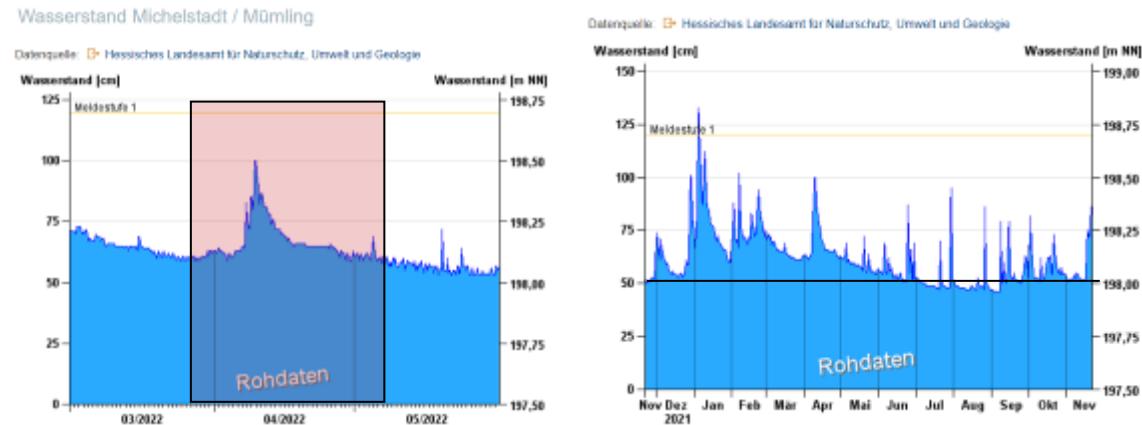


Abbildung 28: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2022 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>). Interstitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie Niedrigwasser von Juni bis Mitte September im Jahr 2022.

In Jahr 2023 ereignete sich Anfang April ein Hochwasser der Meldestufe 1, das noch höher ausfiel wie im Jahr 2018 mit entsprechend starker Wirkung auf die Initialphase der Äsche. Der Abfluss über die Sommermonate verlief dagegen günstig ohne ausgeprägte Niedrigwasserphasen.

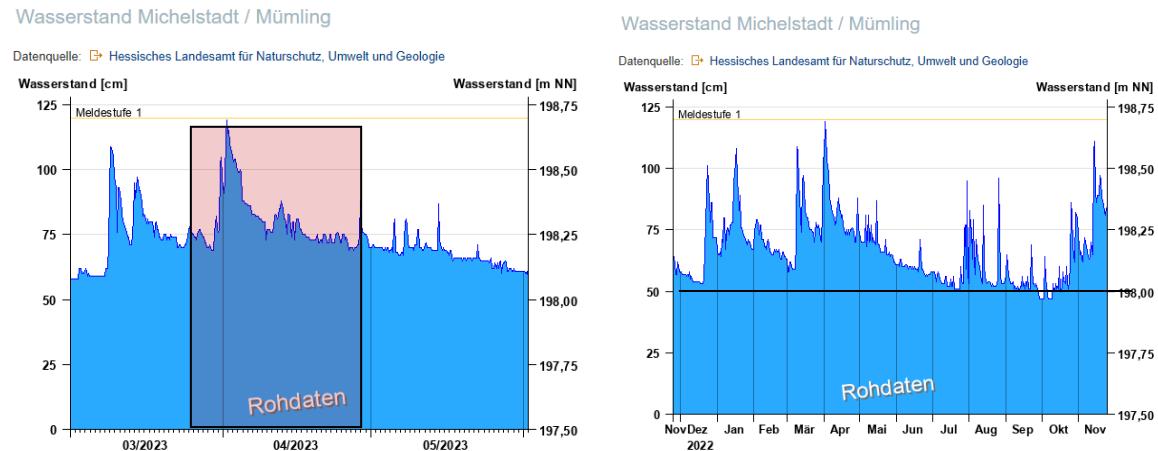


Abbildung 29: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2023 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>). Interstitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai. Sowie kurze 2-wöchige Niedrigwasserphase im Herbst 2023.

Im Frühjahr 2024 lag eine niedrige Hochwasserwelle (unter Meldestufe 1) mitten in der Interstitialphase der Äsche (Abbildung 30). Es folgten mehrere Hochwasserwellen im Verlauf des Sommers wovon eine die Meldestufe 1 überschritt.

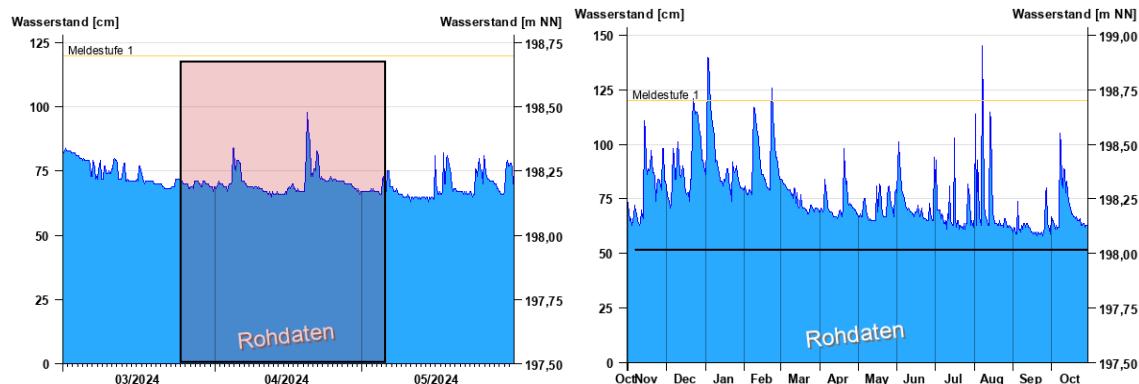


Abbildung 30: Wasserstandsentwicklung am Pegel Michelstadt / Mümling im Frühjahr und Jahr 2024 (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>). Interstitialphase der Äsche (Eibefruchtung bis zum Aufschwimmen der Larven) von Ende März bis Anfang Mai (roter Kasten).

### 7.3 Besatz

Nach Angaben von T. ULM (schriftl. Mittl. 2020) existierte ab den 50er-Jahren kein Äschenbestand mehr in der Mümling aufgrund der Einleitungen der Woll-, Tuch- und anderer Fabriken. Ungefähr ab 1980 wurden in 2-3 Jahren jeweils 600 1+-Äschen von einem Züchter in Franken in den Erdbach (rechter Seitenbach der Mümling in Michelbach) ausgesetzt. Nach Angaben von THEOPHEL (mündl. Mittl. 2022) wurden weitere Äschen bei Erbach - jedoch immer aus der Fischzucht Keidel - besetzt: Am 24.07.2010 und 09.07.2011 jeweils 200 Äschen 8 - 12 cm und 1500 Äschen 10 - 12 cm sowie in den Jahren 2015, 2019 am oberen Stadtrand von Erbach (ab Höhe Schwimmbad) jeweils 100 - (200) Stück 1+-Äschen an drei Lokalitäten im Innenstadtbereich.

Der Äschenbesatz der Projektstrecke und in Michelbach/Erbach ab 2014 bis 2022 ist in Tabelle 3 wiedergegeben.

Weiterhin werden Forellen in Michelbach/Erbach und wahrscheinlich auch in der Projektstrecke besetzt. In der Strecke Michelbach/Erbach waren dies 2024 300 St. B2 (schriftl. Mittl. Gewässerwart, 2024).

### 7.4 Monitoring

#### 7.4.1 Referenzstrecken M1, M2 und M4

Die Lokalisierung der Referenzstrecken ist dem Äschenbericht 2020 zu entnehmen.

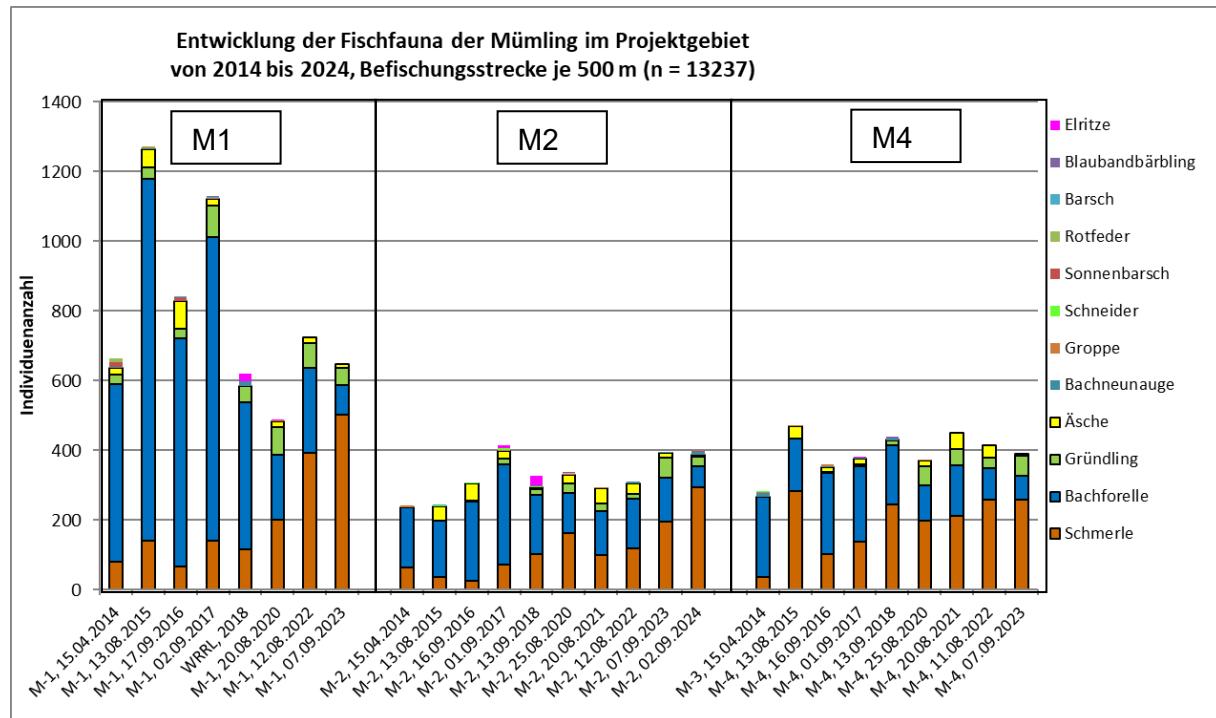


Abbildung 31: Mümling, Entwicklung der Fischfauna der Referenzstrecken M1, M2 und M4 zwischen 2014 und 2024

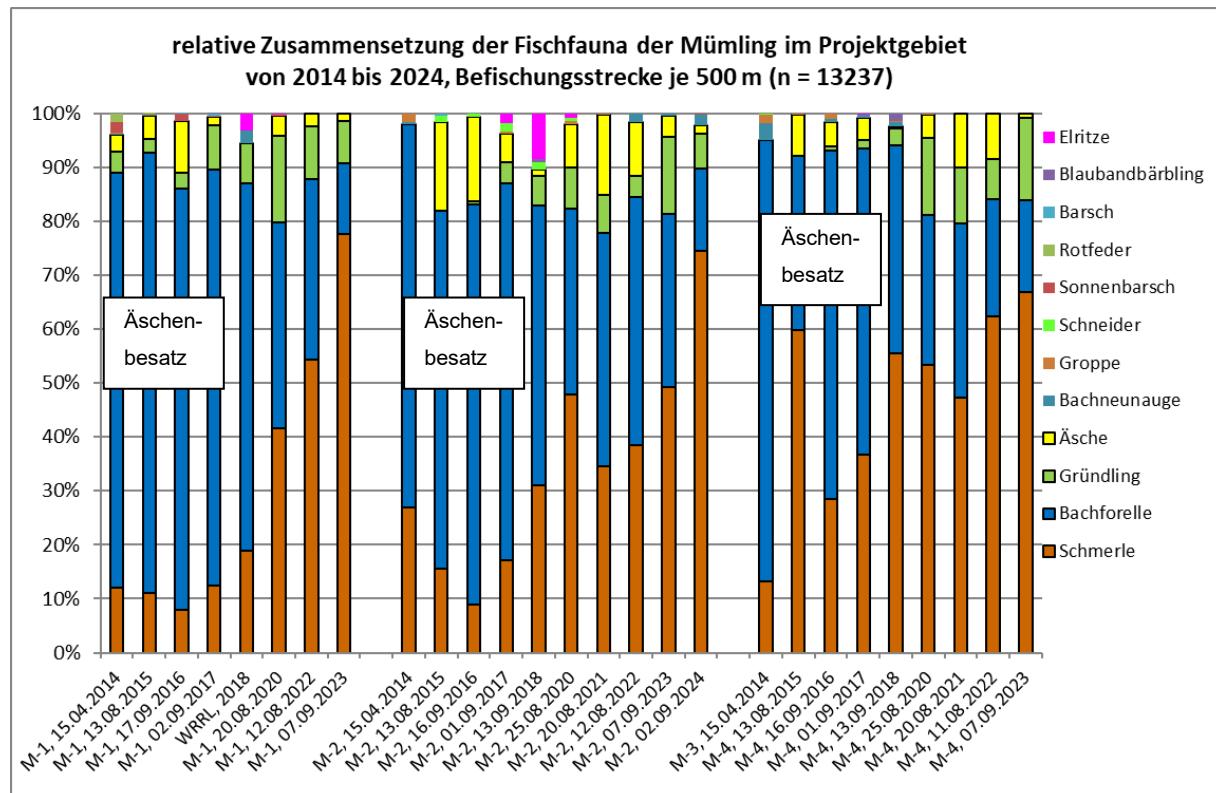


Abbildung 32: Entwicklung der Dominanz der Äsche in den drei Referenzstrecken von 2014 bis 2024

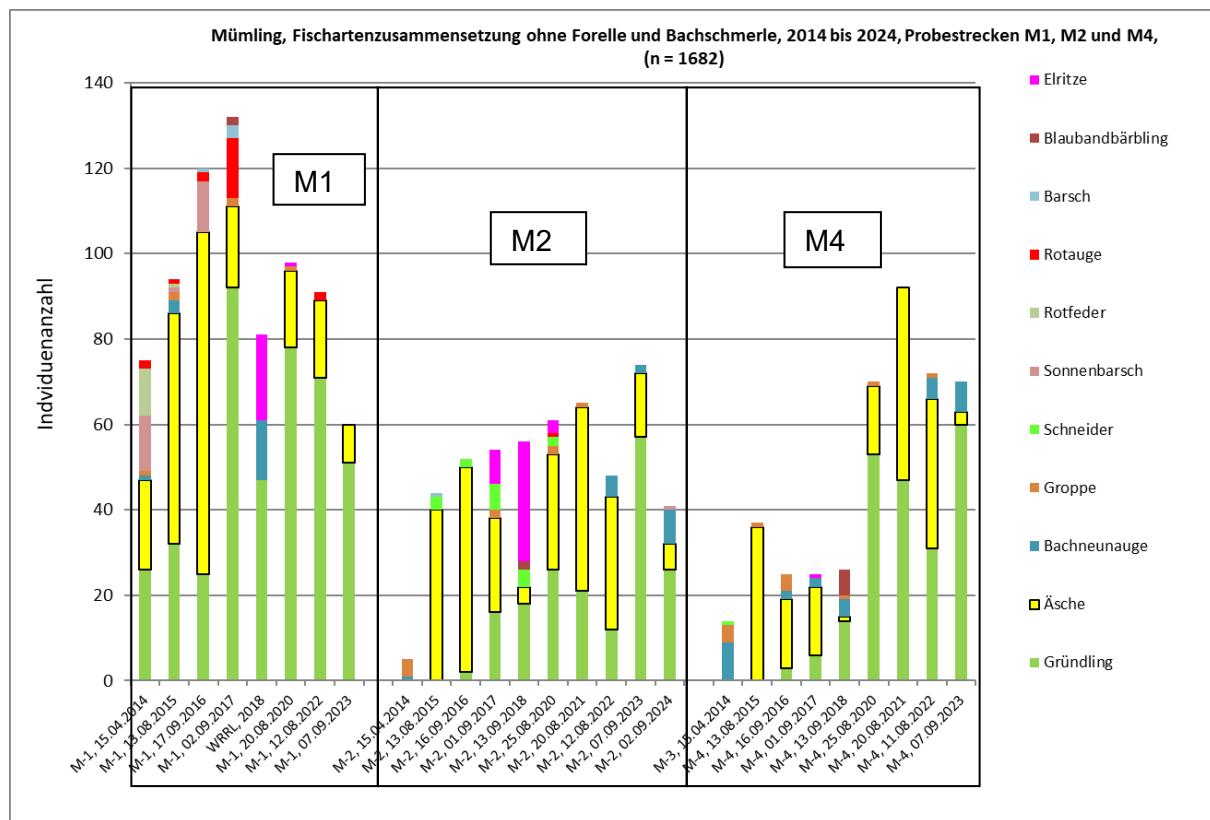
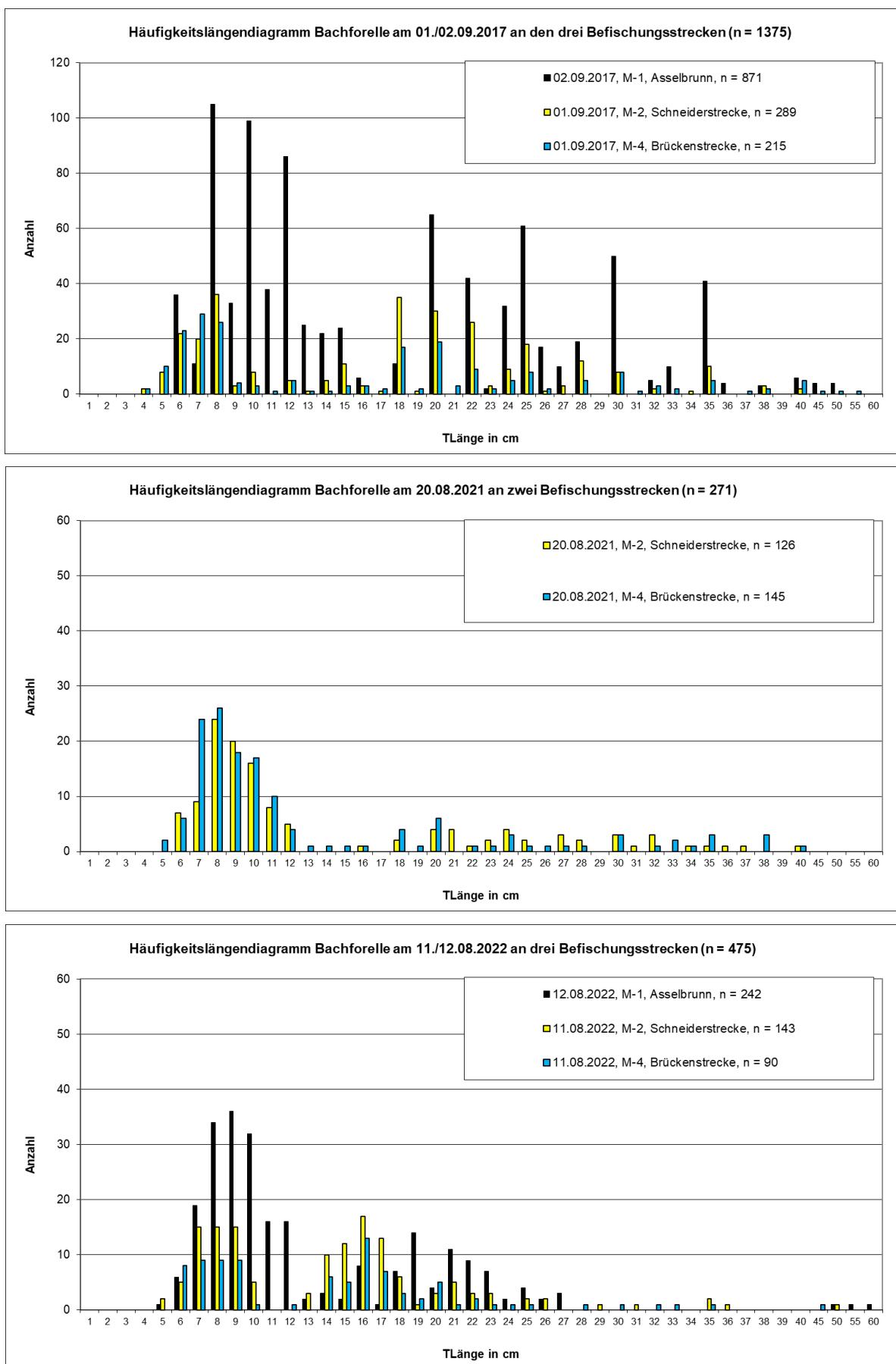


Abbildung 33: Mümling, Fischfauna M1, M2 und M4 von 2014 - 2024 ohne Forelle und Schmerle

Die Fischfauna wurde in den Jahren 2014 bis 2024 durch das Monitoring im Rahmen des Schneider-Äschenprojektes untersucht. Sie besteht in beiden Referenzstrecken (M-2, Schneiderbesatzstrecke und M-4, Brückenstrecke) überwiegend aus Bachforellen, die die beiden Strecken selbstständig neu besiedelt haben. 2016, 2021 und 2022 wurde ein Stützbesatz im Bereich der Referenzstrecken (M-2 bis M-4) mit einsömmerigen Bachforellen durchgeführt.

Der Reproduktionserfolg der **Bachforelle** schwankt von Jahr zu Jahr deutlich. Gute Bachforellenreproduktionsjahre in den beiden Strecken M2 und M4 waren 2014, 2016, 2017 und 2021, wohingegen die Jahre 2015, 2018, 2020 und auch 2022 relativ schlechte Reproduktionszahlen aufweisen. 2024 wurde lediglich M2 untersucht, wobei noch weniger Forellennachwuchs nachgewiesen wurde als im Vorjahr. 2019 wurde nicht untersucht. Die weiter flussaufwärts liegende Strecke M1 hatte dagegen in allen Jahren von 2014 bis 2017 gute Reproduktionsjahre. Aber auch hier haben die Untersuchungsjahre 2018, 2020 und 2022 deutlich schlechter abgeschnitten (2021 und 2024 wurde M1 nicht untersucht). Mögliche Ursachen sind die hohen sommerlichen Wassertemperaturen und die geringen Abflüsse der Mümling von Juli bis Mitte September mit entsprechend schlechteren Aufwuchsbedingungen für die im Flachwasser stehenden 0+-Bachforellen.



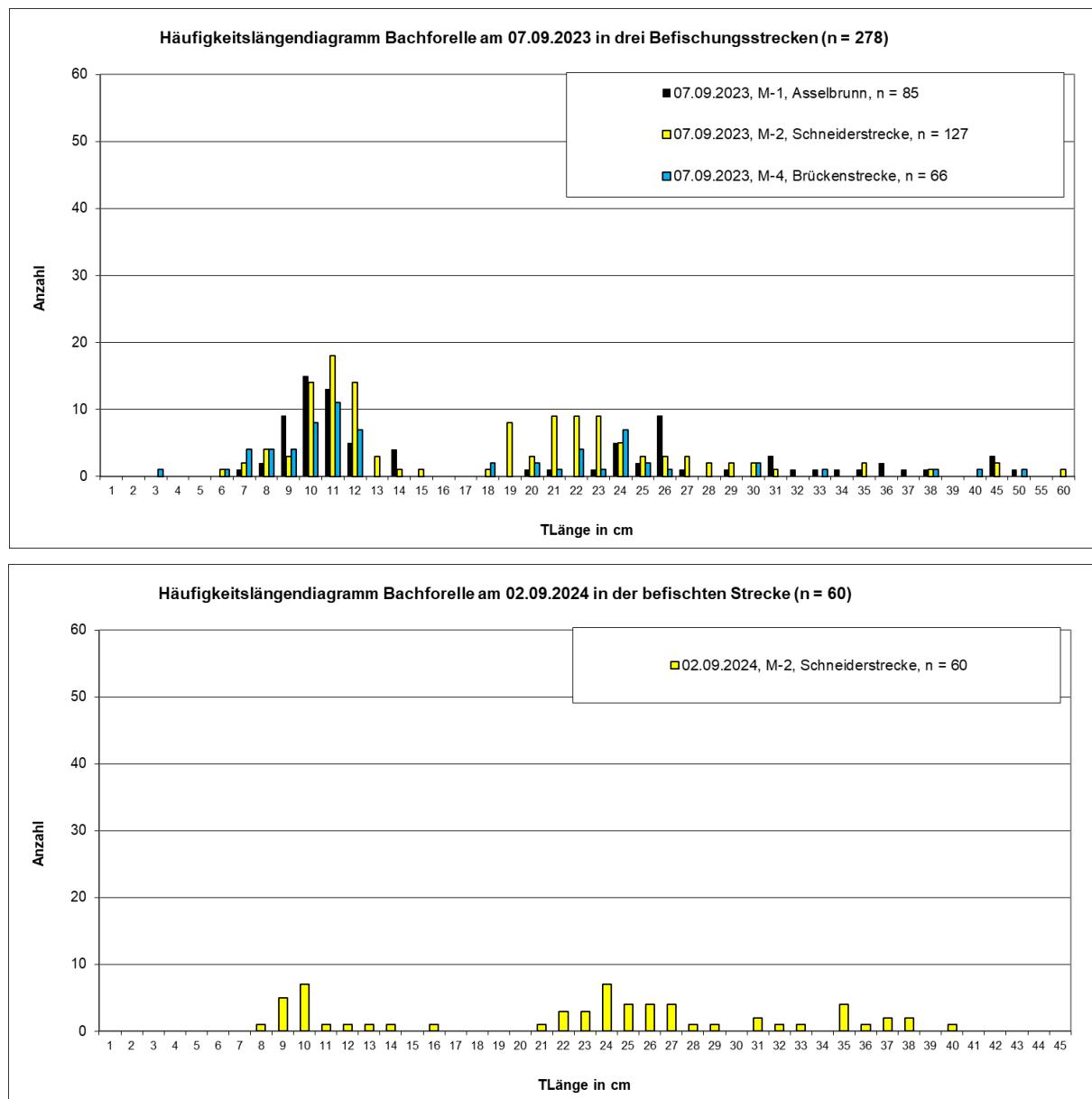


Abbildung 34: Mümling, Längenfrequenzdiagramm der Bachforelle im guten Reproduktionsjahr 2017 im Vergleich zu den vier letzten Jahren 2021 (wasserreich, „kühl“) und 2022 (wasserarm und hohe dauerhafte Sommertemperaturen) sowie 2023 und 2024 (starke Hochwässer im Frühjahr)

Das Jahr 2024 ist das bislang schlechteste Reproduktionsjahr für die Bachforelle. Die hohen Bestände der Bachforelle in der Probestrecke Asselbrunn (M1) haben sich seit 2018 den deutlich geringeren Beständen der anderen beiden Untersuchungsstrecken angepasst. Dieser Befund deutet auf eine Verringerung des Stütz- bzw. Massebesatzes in der Strecke Asselbrunn durch den ansässigen Sportfischerverein.

Die **Kleinfischarten** traten durch das Schadensereignis von 2012 (Totalverlust der Fischfauna in den Referenzstrecken) deutlich reduziert auf. Der **Gründling** fehlte bis 2015. Seit dem Jahr 2016 nimmt er in den Strecken M2 und M4 bis 2023 zu. 2024 wurden an Strecke M2 deutlich weniger nachgewiesen als 2023, aber mehr als in den Vorjahren. In der Strecke M1 erfolgte nach einer positiven Entwicklung bis ins Jahr 2017 eine Abnahme. Beim letzten Vergleich der drei Strecken (2023) hatte der Gründling überall ein vergleichbares Dichteniveau erreicht. **Elritzen** waren auch vor dem Fischsterben in der Mümling nicht vorhanden. Sie wurden erstmals im Frühjahr 2017 in M2 und M4 und im Jahr 2018 in M1 und M2 eingesetzt und konnten dann im Herbst 2018 und 2020 auf sehr geringem Niveau ohne Reproduktion in M1 und M2 nachgewiesen werden. In den letzten 4 Jahren wurde dagegen keine einzige Elritze mehr nachgewiesen. Der **Schneider** wurde in M2 im Jahre 2013 erstbesetzt. Bislang konnte er nur in M2 auf geringem Niveau nachgewiesen werden. Auch diese Art wurde in den letzten 4 Jahren nicht mehr nachgewiesen. In den letzten drei Untersuchungsjahren 2022 bis 2024 tritt das **Bachneunauge** in der Untersuchungsstrecke M2 in geringen Dichten wieder auf ebenso wie in M4 in den Jahren 2022 und 2023.

## Äsche

In den Abb. 34-37 sind die an den Probestellen M1, M2 und M3 je Längenklasse gefangenen Äschen und deren Entwicklung von 2014 bis 2024 dargestellt.

Im Ausgangsjahr 2014 wurde in der Mümling in M1, M2 und M4 neben den erstmaligen Besatztieren nur 1 größere Äsche nachgewiesen.

In den beiden folgenden Besatzjahren baute sich der Bestand nachweislich auf.

2017 wurden vorwiegend 1+ Tiere aus dem Besatz und der autochthonen Reproduktion der Vorjahres nachgewiesen.

Im Jahr 2018, dem 1. Jahr ohne Besatz, waren die Befischungsergebnisse ernüchternd. Erwartet wurde ein hoher Bestand aus Besatz und authochthoner Reproduktion der Vorjahre. Dagegen konnte nur eine sehr geringe Reproduktion und keinerlei ältere Tiere nachgewiesen werden. Als Gründe wurde die Hochwasserereignisse im Frühjahr sowie die hohen Wassertemperaturen im Jahresverlauf durch den Jahrhunderthochsommer benannt.

Überraschenderweise war 2020 dann ein gutes Reproduktionsjahr und es waren in allen drei Referenzstrecken 0+, 1+ und 2+-Tiere nachweisbar.

Das Jahr 2021 und 2022 waren anschließend die bislang besten Reproduktionsjahre. Danach sackte 2023 die Reproduktion und das Populationsniveau ab und erreichte in diesem Jahr sein bisheriges Minimum.

Das Jahr **2023** war aufgrund der starken Hochwässer während der Initialphase der Äsche ein schlechtes Reproduktionsjahr. Nur in den morphologische besseren Strecken M1 und M2 konnten 0+-Äschen nachgewiesen werden. Ältere Äschen konnten nur wenige nachgewiesen werden.

Im Jahr **2024** nimmt die Äschenreproduktion weiter ab, das Hochwasser während der Initialphase war hinsichtlich der Höhe vergleichbar mit dem Jahr 2022, jedoch lag es dieses Jahr eher Ende April und fiel möglicherweise aufgrund der doch höheren Frühjahrstemperaturen und der entsprechend kürzeren Entwicklungsduer mit der Schlupfphase zusammen mit entsprechend negativen Effekt auf den Reproduktionserfolg. Untersuchungen im Rahmen einer baubegleitenden Befischung in Michelstadt zeigen jedoch, dass es zumindest in Michelstadt zu einer nennenswerten Reproduktion auf guten Äschenlaichplätzen gekommen ist. Möglichweise waren hier, der obigen These folgend, die Temperaturen kühler, die Entwicklungsduer länger, sodass dasselbe Hochwasser vor der Schlupfphase der Äschen stattfand.

Die Untersuchung 2024 zeigte damit wie unterschiedlich der Reproduktionserfolg der Äsche im Längsverlauf in Anpassung an eine Hochwasserwelle sein kann und dass die Durchgängigkeit und damit der Ausgleich und Austausch der Population im Längsverlauf umso mehr von entscheidender Bedeutung ist je ungünstiger die Umweltbedingungen z. B. durch die Klimaerwärmung werden.

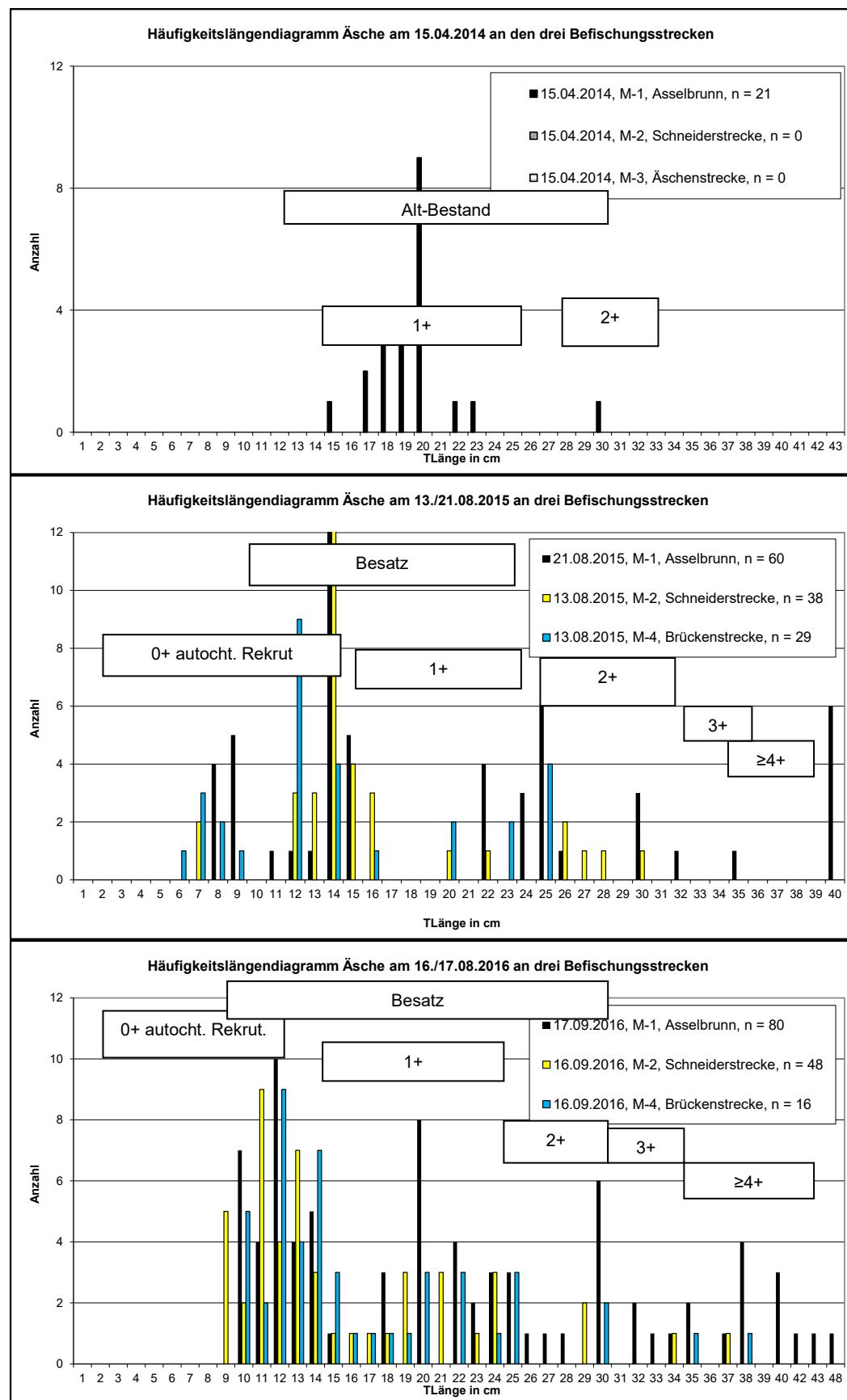


Abbildung 35: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken von 2014 bis 2016

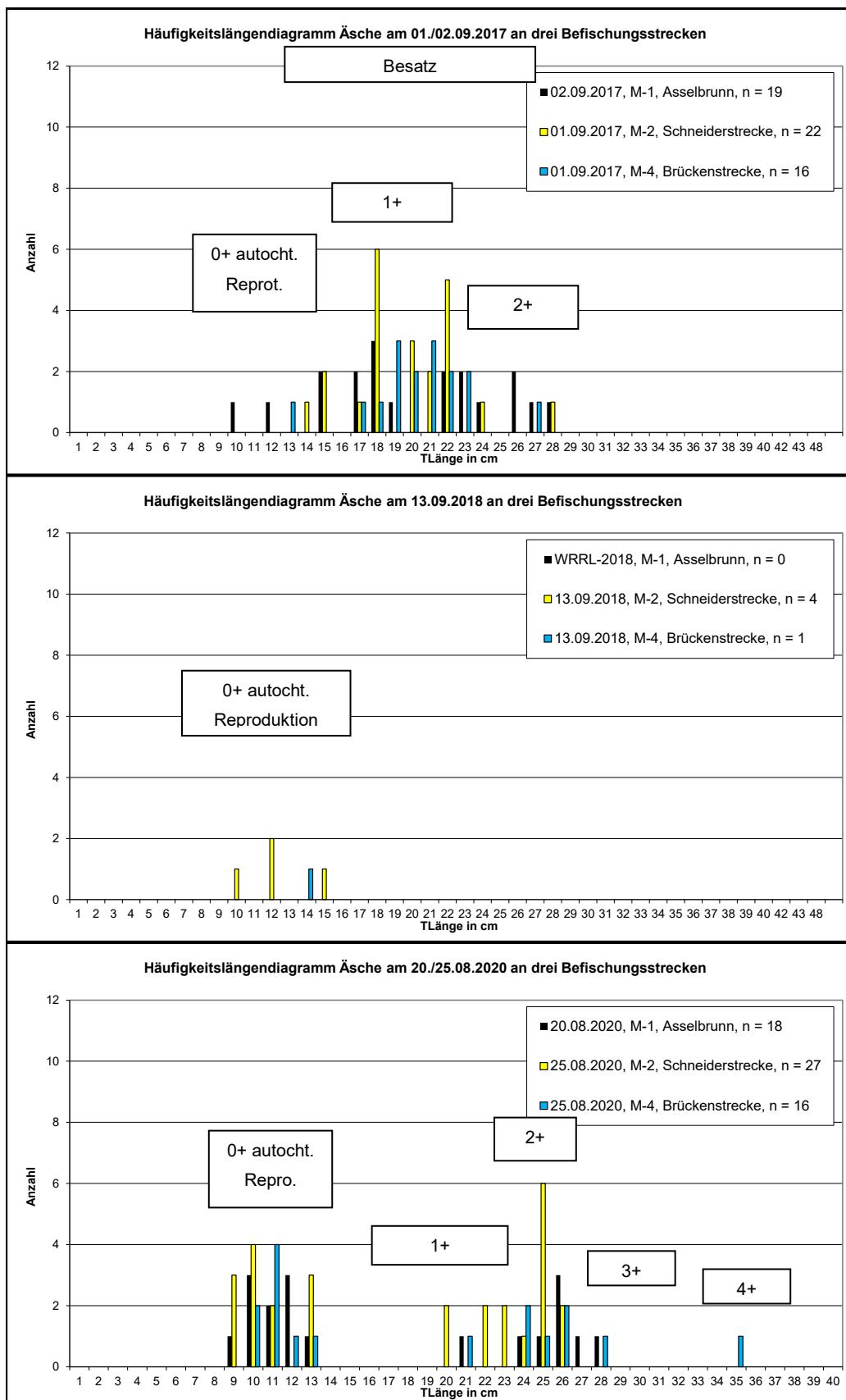


Abbildung 36: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 in den Jahren 2017, 2018 und 2020

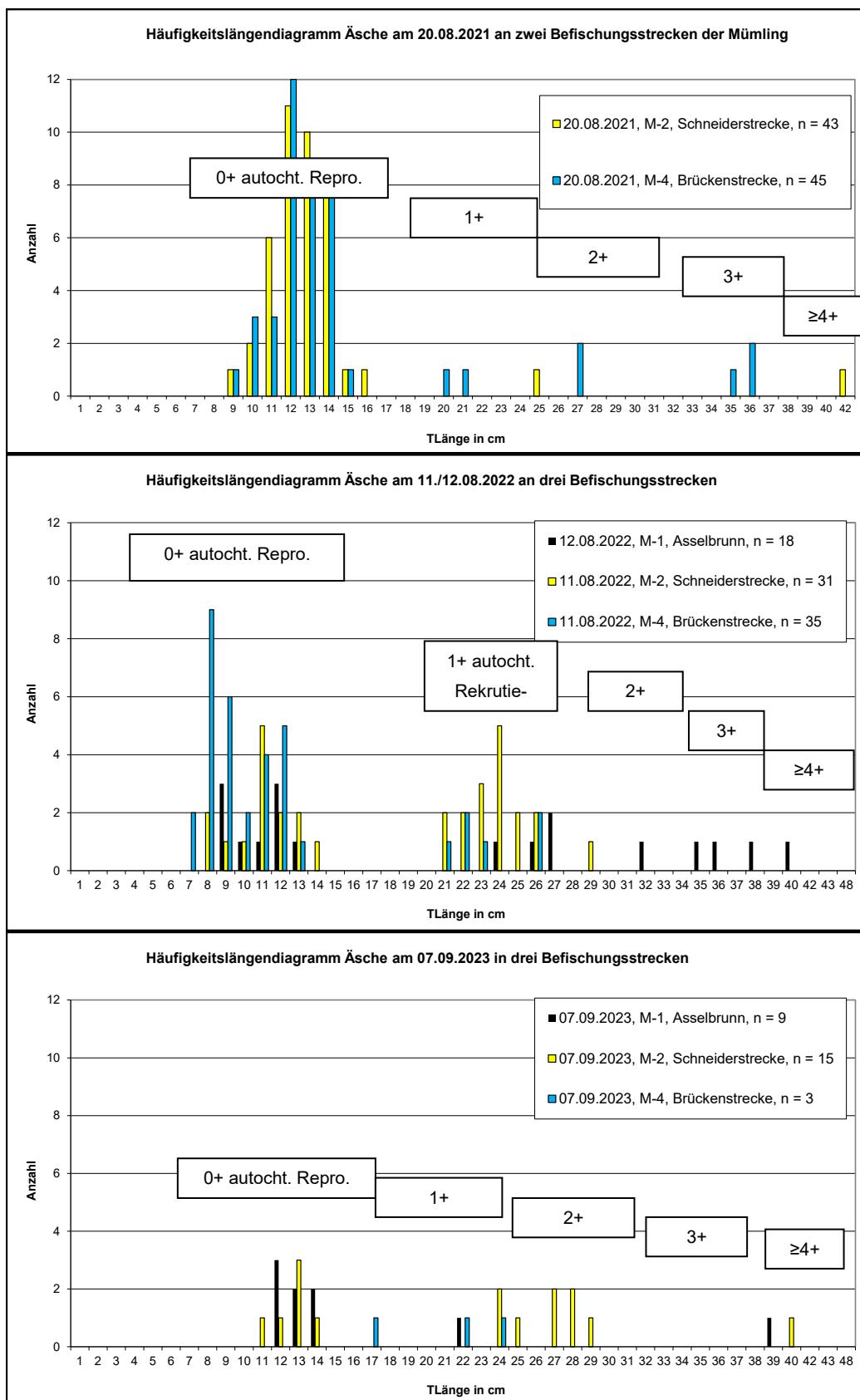


Abbildung 37: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 im Jahr 2021 und 2023

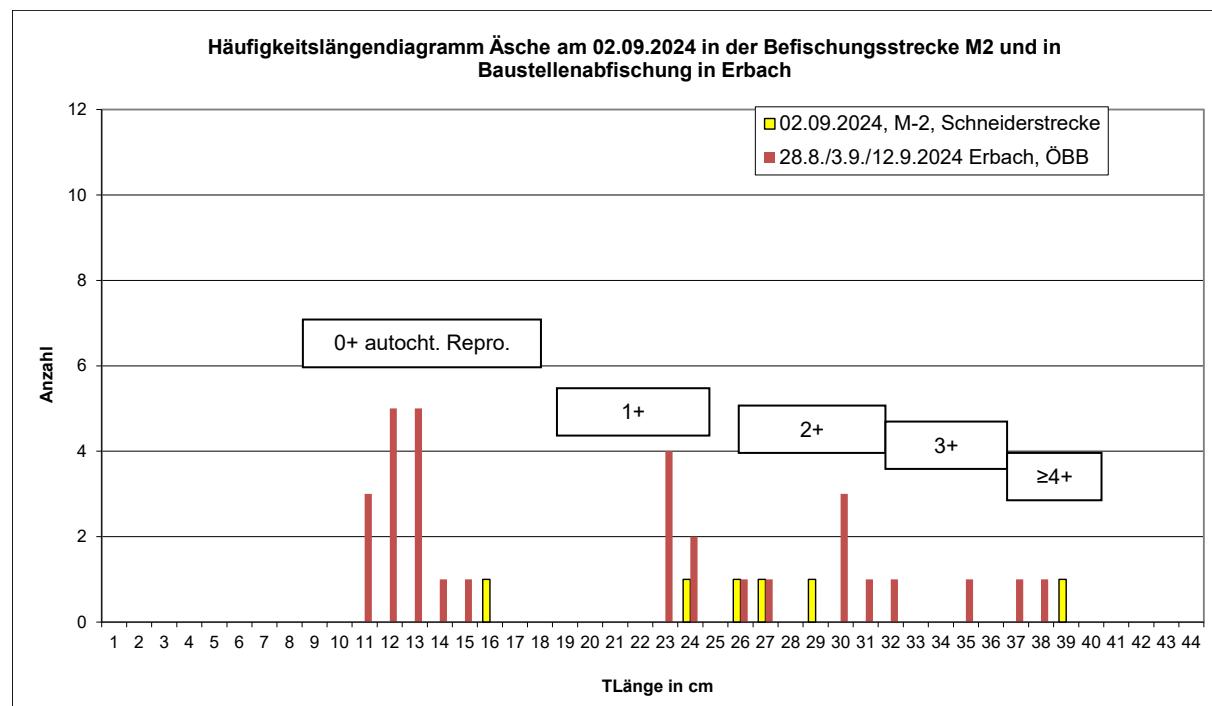


Abbildung 38: Häufigkeits-Längenverteilung der Äsche in der Referenzstrecke M2 und in einer Baustellenabfischungs-Strecke im Rahmen der Ökologischen Baubegleitung in Erbach im Jahr 2024

Tabelle 10: Mümling, Entwicklung der Jahrgänge von Äschen-Besatz und Äschenbestand in den Jahren 2014 bis 2024 in den Strecken M2 und M4

Besatz	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	<b>2024</b>
	1+	2+	3+	?	kein						
		1+	2+	?	?	kein					
			1+	2+	?	?	kein				
				1+	2+	3+	4+	5+?			
					kein	kein	kein	kein	kein	kein	
Bestand	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	<b>2024</b>
	kein	3+	4+	3+							
		0+	1+	2+	3+	?	kein				
		0+	1+	2+	3+	4+	4+	5+			
			0+	1+	2+	3+	4+				
			0+	1+	2+	3+	4+				
				0+	1+	2+	3+	4+			
					0+	1+	2+	?	4+		
						0+	1+	2+	?	?	
							0+	1+	2+	?	
								0+	1+	2+	
									0+	?	
										0+	

Legende:

mittelgrün. 3+ und dunkelgrünes Feld 4+, Geschlechtsreife der Äschen-Männchen ab 3+, der Weibchen ab 2+

**Fett:** Nachweis durch E-Befischung im jeweiligen Jahr; nicht fett: Logischer Nachweis, ? = kein Nachweis

In der Tabelle 10 wird die Entwicklung des Aufbaus der Äschenpopulationen in den Untersuchungsstrecke M2 dargestellt. Die Tabelle zeigt, dass der Bestand vollständig aus der in der Mümling entstandenen Reproduktion stammt und keine Besatzäischen mehr vorhanden sind. Auch wenn bei den Befischungen die älteren Jahrgänge nicht konsistent gefangen werden können, so wurde in allen Untersuchungsjahren seit 2014 eine autochthone Reproduktion festgestellt. Aussagen zu den gewässerökologischen Zusammenhängen sind daher vornehmlich für die 0+-Generation möglich. Während für das Jahr 2018 vermutlich der Jahrhunderthochsommer in Zusammenhang mit der etwas höheren organischen Belastung ausschlaggebend war, spielte in der Strecke M4 im Jahr 2023 wahrscheinlich die im Vergleich zu den Untersuchungsstrecken schlechtere Morphologie eine Rolle, durch die es im Zuge des Frühjahrshochwassers zu größeren Verlusten von Eiern und Jungfischen gekommen zu sein scheint. 2024 wurde nur M2 untersucht und nur eine 0+ nachgewiesen, die aufgrund der günstigen Aufwuchsbedingungen im Jahr 2024 auf eine Größe von 16 cm abwuchs.

Das Jahr 2024 war ein sehr feuchtes Jahr mit vielen sommerlichen Regenereignissen, die z.T. auch als Starkregen stattfanden. Möglicherweise hat es dadurch Belastungsschübe aus diffusen Quellen gegeben, die sich negativ auf die Äschenbestände auswirkten. Gestützt wird diese mögliche These dadurch, dass die belastungstolerante Schmerle im Jahr 2024 eine starke und zunehmende Dominanz zeigt.

### **Biomassen**

Der Vergleich der Biomassen der Äschen in den 3 Untersuchungsstrecken über den Untersuchungszeitraum von 2014 zeigt die Zunahme der Biomasse in den 3 Besatzjahren 2014 bis 2016, anschließend ein Rückgang der Biomassen, insbesondere auch durch den Jahrhundertsommer mit starkem Frühjahrshochwasser. Danach baut sich ein Äschenbestand von selbst auf, der ab 2022 über keine Besatzäischen mehr verfügt. Es zeigt sich, dass die morphologisch beste Strecke über eine relativ konstante Biomasse verfügt, wohingegen die morphologisch deutlich schlechtere Strecke M4 und die von der Kläranlage beeinträchtigte und ebenfalls morphologisch schlechtere Strecke M1 starken Schwankungen ausgesetzt sind. Da bei der Biomasse die 0+-Kohorte keine Rolle spielt, lässt dieses Phänomen auf starke Migrationsbewegungen der Äschen in den „ungünstigeren“ Strecken schließen.

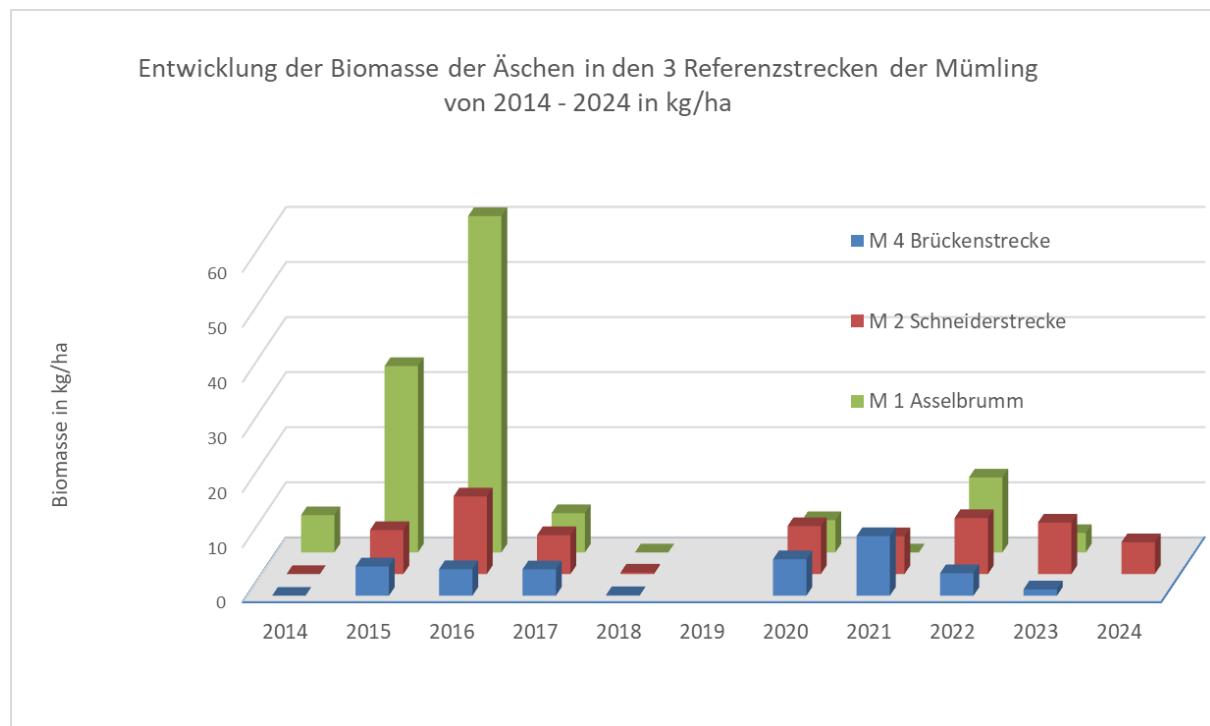


Abbildung 39: Entwicklung der mittels E-Fischerei gefangenem Biomassen der Äsche in den Referenzstrecken M1, M2 und M4 von 2014 bis 2024 auf der Grundlage der Längen-Gewichtsbeziehung nach Hertig (2006).

### Verbreitung der Äsche bis in die Forellenregion

Mit den beiden Untersuchungsstrecken oberhalb von Erbach wurde der Status Quo der Äsche im Übergang von Äschen- zur Forellenregion untersucht. Dieser Befund spielt insofern eine wichtige Rolle, als dass bei einer weiteren Klimaerwärmung mit einem Ausweichverhalten der Äsche flussaufwärts in die Untere Forellenregion zu rechnen ist. 2024 wurde gezeigt, dass es zu deutlich unterschiedlichen Reproduktionsraten im Längsverlauf der Äschenregion infolge eines negativen Hochwasserereignis kommen kann. Insofern spielt die Durchgängigkeit, der aktuelle Besiedlungszustand sowie die morphologischen Bedingungen der unteren Forellenregion eine wichtige Rolle.

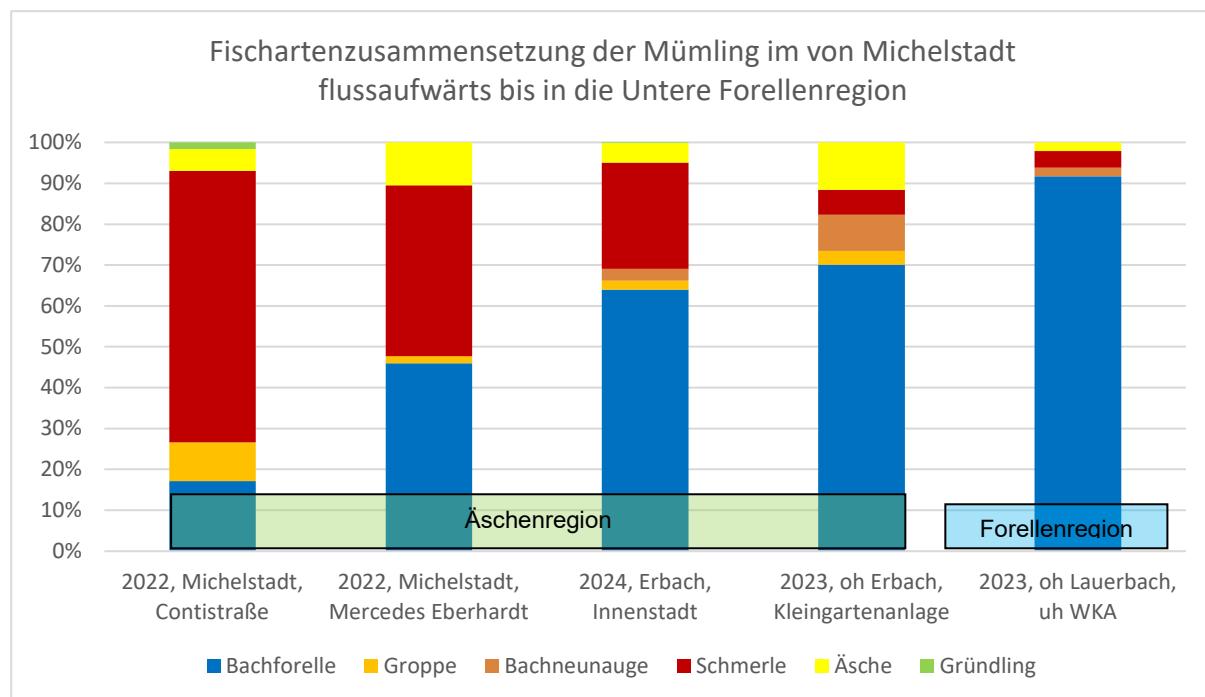


Abbildung 40: Veränderung der Fischartenzusammensetzung in der Mümling von der oberen Äschenregion bis in die untere Forellenregion im Längsverlauf von Probestrecke „Michelstadt Contistraße“ bis „oh Lauerbach“ (gegen die Fließrichtung)

Im Jahr 2024 wurde eine baubegleitende Befischung in Erbach mit den Befischungen aus 2023 verglichen (Abb. 40). Dabei wird die Veränderung der Fischfauna der Äschenregion im Übergang zur Forellenregion deutlich. Die Äsche ist in der gesamten Äschenregion gut vertreten, dünnt aber in der Forellenregion stark aus. Die Forelle zeigt den gegenteiligen Aspekt. Auffällig ist das geringe Auftreten der Groppe in allen Strecken, das zumindest für die Untere Forellenregion gewässeruntypisch ist und auf eine Gewässerbelastung deutet.

In der Forellenregion ist für die Äsche eine erhöhte Dynamik erforderlich, um andere gewässertypische Faktoren zu kompensieren. Hier besteht in der Untersuchungsstrecke noch deutliches Renaturierungspotential, da z.B. die Prallhänge sowie der Längsverlauf meist festgelegt sind. Es sollte in den kommenden Untersuchungen dokumentiert, visualisiert und schließlich umgesetzt werden.

## 7.5 Ergebnisse der genetischen Untersuchungen

Die genetischen Untersuchungen der Mümling untersucht eine Teilpopulation in der Projektstrecke mit dem Besatz aus der Fischzucht Keidel zur Wiedereinbürgerung nach dem Fischsterben (Datensatz 2020) sowie die Teilpopulation in Michelstadt/Erbach, die zuletzt bis 2022 mit Äschen aus der Fischzucht Keidel besetzt wurde (Datensatz 2022). Passend dazu ist der

Zuchtstamm der Fischzucht Keidel zumindest gegenüber den Populationen ‚Mümling\_2020‘ und ‚Mümling\_2022‘ auch nur relativ gering genetisch differenziert (Köbsch et al. 2024). Besonders im Fall der Mümling liegt es nahe, dass die dortige Population nach dem Fischsterben 2012 wesentlich vom Besatzmaterial der Fischzucht Keidel geprägt wurde, auch wenn vereinzelt die Einwanderung adulter Äschen aus nicht betroffenen Gewässerabschnitten beobachtet wurde (Bobbe & Korte, 2018). Mit Blick auf die Populationen ‚Sinn\_Hessen‘ und ‚Kinzig‘ ist eine genetische Prägung der Populationen durch die Besatzmaßnahmen auf Basis der hier erhobenen Daten nicht eindeutig zu belegen. So könnte die genetische Ähnlichkeit umgekehrt auch durch den regionalen Ursprung des Zuchtstamms im Spessart zu Stande kommen.

Die genetischen Untersuchungen zeigen jeweils eine niedrige Diversität auf mitochondrialer Ebene und eine hohe Diversität auf Basis der Mikrosatelliten. Dies könnte ein Effekt der intensiven Besatzmaßnahmen nach dem Fischsterben 2012 sein, indem das verwendete Besatzmaterial möglicherweise mit einer geringen Anzahl weiblicher Tiere erzeugt wurde.

Jeweils ein Individuum lässt sich genetisch den Donau-Linien zuordnen und könnte daher auf gebietsfremden Besatz hindeuten. Allerdings zeigen die Studien von Gum et al. (2005) und (Köbsch et al., 2019b) eine weiterräumliche Verteilung von Composite-Haplotypen der Linie III (Donau) in geringen Prozentzahlen über das Donausystem hinaus. Möglicherweise ist der hier neu beschriebene Haplotyp ‚Thy52‘ also auch in anderen FGEs außer der Donau autochthon. Der Befund könnte damit auch darauf hindeuten, dass ein Restbestand der ursprünglichen Mümlingäsen überlebt hat. Insgesamt muss aufgrund der Besatzhistorie und der geringen Differenzierung gegenüber dem Zuchtstamm ‚Fischzucht Keidel‘ von einem erheblichen Einfluss der Besatzmaßnahmen auf die genetische Zusammensetzung der Population in den untersuchten Strecken ausgegangen werden.

Aufgrund der im Jahr 2024 nachgewiesenen guten Reproduktion in Erbach, aber schlechter Reproduktion in der Projektstrecke kann folgende Managementempfehlung gegeben werden, wie auch die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen:

- die **Wiederherstellung der Durchgängigkeit** sowie **Habitat verbessernde Maßnahmen** in Kombination mit **intensiven Vergrämungsmaßnahmen gegen den Kormoran** (oder andere Prädatoren) sind prinzipiell gegenüber Besatzmaßnahmen vorzuziehen (Köbsch et al., 2019b a).
- Das fischereiologische Monitoring der Populationen sollte weitergeführt werden, um auf kritische Entwicklungen der Bestandsgrößen reagieren zu können.

## 7.6 Meilensteine der Wiederansiedlung Äsche

Nach dem Schadensereignis 2012 war die Äsche in der Projektstrecke vollständig verschwunden. Die Wiederbesiedlung erfolgte durch Besatz in den Jahren 2014-2017 und durch das Einwandern von Äschen in Asselbrunn aus der oberen Mümling. Die besetzten Äschen sowie ihr Abwachsen wurden im Rahmen des Monitorings dokumentiert. Eine natürliche Reproduktion wurde seit 2015 nachgewiesen. Seit 2021 erfolgt die autochthone Reproduktion ohne Besatzeinfluss (siehe Tab. 10).

Tabelle 11: Ergebnisse der Wiederansiedlung der Äsche in der Mümling

Meilensteine Besatz: 2018, 2019	Mümling	Bemerkung
Erhalt des Besatzes im Gewässer	😊	2014
Reproduktion	😊	alljährlich, 2015 - 2024
Bestandaufbau aus Reproduktion ohne Besatztiere	😊	seit 2021
Ausbreitung	😊	Verteilung des Bestandes in der Mümling über die Projektstrecke bis nach Drusenbach 2022
Populationszuwachs		Biomasse bleiben bislang auf < 5 kg/400 m (ca.18 kg/ha)
Vorkommen als Leitart mit >5 % in Äschenregion des Besatzgewässers,	😊	Dominanz in M2: 2020: 8 % 2021: 15 % 2022: 10 % 2023: 4 % 2024: 1,5 % ab 2022 ohne Besatzeinfluss
Langfristige Etablierung im Gewässer über 10 Jahre als Leitart		

Die Äsche kommt in der Äschenregion von der unteren Forellenregion bis nach Drusenbach in der Mümling vor. Ein Populationszuwachs (Biomasse) konnte trotz hoher Reproduktion im Jahr 2021 nicht nachgewiesen werden. Die morphologisch beste Untersuchungsstrecke M2 beherbergt einen relativ stabilen Bestand, während in den anderen Referenzstrecken Migrationsbewegungen je nach jährlicher Situation stattfinden. Die Dominanz als Leitart über 5% erreicht die Äsche in M2 2020 bis 2022. 2023 nimmt sie jedoch mit 4 % wieder ab und sinkt 2024 auf nur 1,5% ab. Der Status als Leitart ist demnach noch nicht gesichert. Die Meilensteine "Populationszuwachs", und "langfristige Etablierung als Leitart" konnten noch nicht erreicht werden. Für einen mittel- und langfristigen Erfolg der Wiederbesiedlung wird es noch einige Jahre dauern. Voraussetzung für eine Stabilisierung der Äschenpopulation sind neben morphologischen Maßnahmen insbesondere die Wiederherstellung der Durchgängigkeit in der gesamten Äschenregion. Damit wurden bislang fünf von sieben Meilensteinen erreicht.

## 7.7 Defizite und Maßnahmenempfehlungen

Allgemeine Maßnahmen für die Äsche als „Klimaverlierer“ werden vom BfN formuliert (s.a. BfN, 2016). Maßnahmenempfehlungen für die Mümling lassen sich entsprechend der Gewässerabschnitte „Landesgrenze bis Mümling-Crumbach“ sowie Projektstrecke bis Einmündung Marbach“ formulieren

In der Projektstrecke bis zur Einmündung des Marbach befindet sich der Verbreitungsschwerpunkt der Äsche. Maßnahmen in diesem Abschnitt sind entsprechend prioritär. Hier hat die Wiederherstellung der Durchgängigkeit eine prioritäre Bedeutung, zudem sind aber auch morphologische und Belastungsdefizite relevant. Maßnahmen sind:

- Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit zwischen der Äschenpopulation der Projektstrecke und den Äschenpopulationen bei Michelbach/Erbach (Wehranlage Schloß 8092; Wehr und Wehrserie Schloss Fürstenau ID 8074 und ID 8075; TOOM-Mark ID 8072; sowie Bruchmühle ID 8069).
- Entwicklung von Uferrandstreifen mit mindestens 10 m Breite entlang beider Ufer und initiale Entfernung von Uferverbau: Ziel: Reduktion der Nährstoff-, Schadstoff- und Feinsedimenteinträge, naturnahe morphologische Entwicklung.
- Reduzierung der Nähr- und Schadstofffracht aus diffusen und Punktquellen. Hier sollten mögliche Schadstoffquellen oberhalb der Referenzstrecke M2 dringend untersucht werden.

Für die Strecke zwischen Landesgrenze und Mümling-Crumbach spielt vorwiegend die Gewässerbelastung sowie morphologische Defizite eine prioritäre Rolle, während die Durchgängigkeit hier demgegenüber nachsteht. Erst nach Verbesserung der Belastungssituation wird auch die Durchgängigkeit zum wichtigen Faktor. Maßnahmen sind:

- Reduzierung der Nähr- und Schadstofffracht aus diffusen und Punktquellen
- Uferrandstreifen von mind. 10 m entlang beider Ufer und initiale Entfernung von Uferverbau: Ziel: Reduktion der Nährstoff-, Schadstoff- und Feinsedimenteinträge, naturnahe morphologische Entwicklung
- Wiederherstellung der Durchgängigkeit, zumal diese sehr stark defizitär ist.

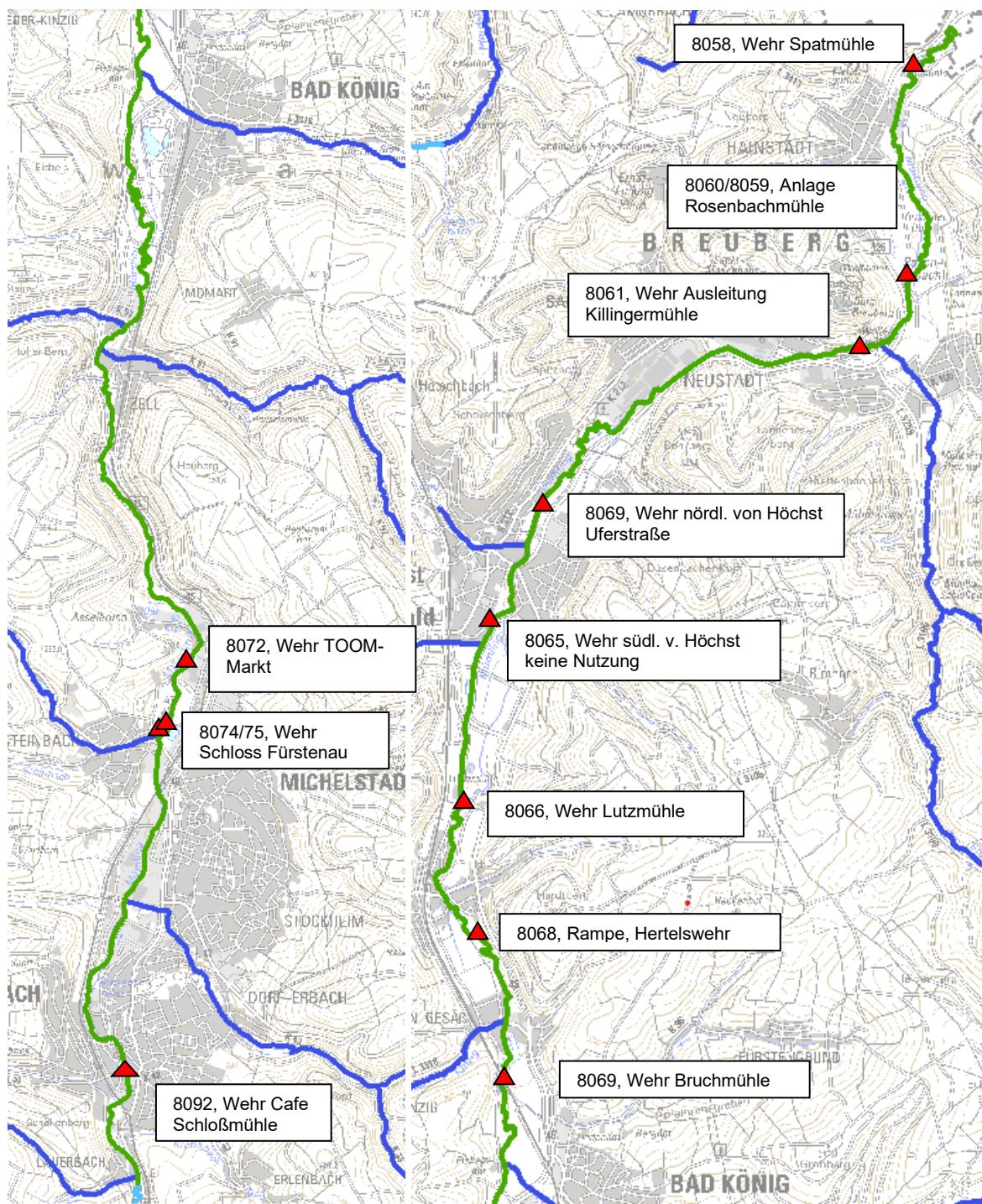


Abbildung 41: Wanderhindernisse in der Äschenregion mit aktuell flussaufwärts nicht passierbaren Querbauwerken.  $\blacktriangle$  = aufwärts nicht passierbares Wanderhindernis

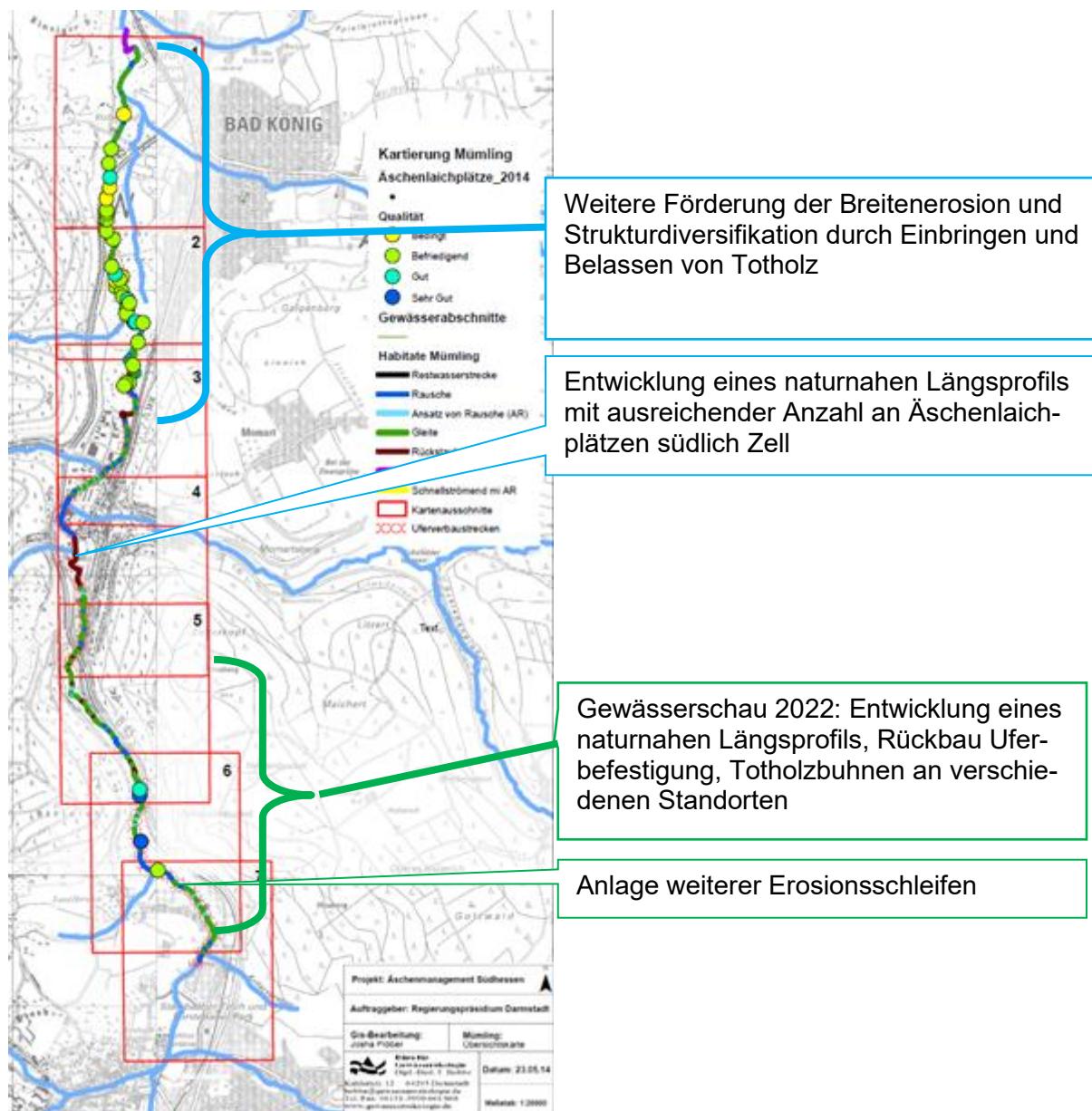


Abbildung 42: Übersicht und Verortung der Maßnahmenvorschläge zur Entwicklung einer morphologisch hinreichenden Ausstattung für die Äsche (Stand 2022) in der Projektstrecke (blau: generelle Empfehlungen, grün: Maßnahmen die durch die Gewässerberatung Mümling umgesetzt werden sollen)

Im Rahmen von Habitatkartierungen wurden im Jahr 2022 Maßnahmen erarbeitet (Bobbe, 2022). Maßnahmenempfehlungen wurden bei Gewässerschauen im Bereich der Karten 5 und 6 z.T. vom Gewässerberater übernommen.

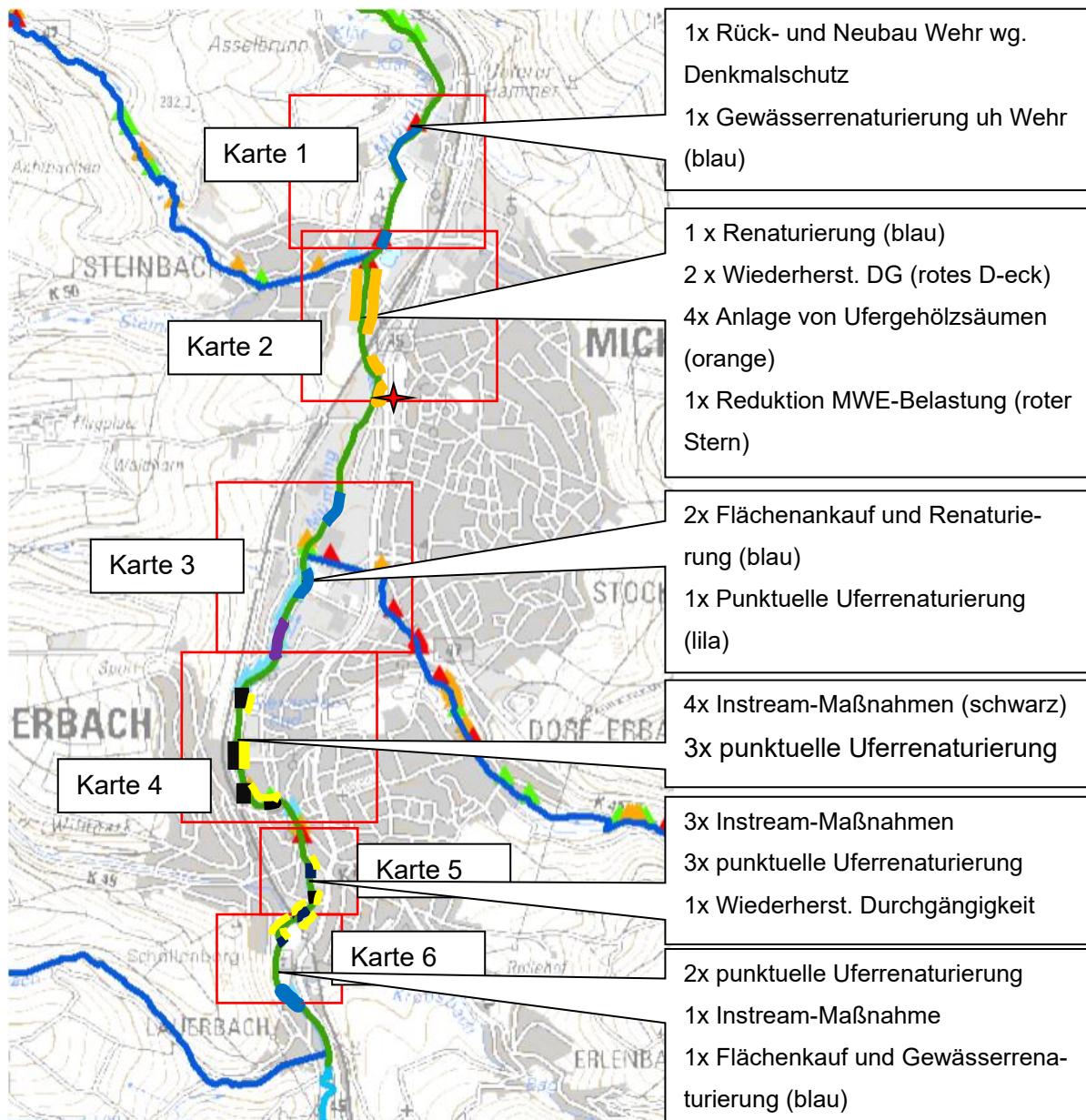


Abbildung 43: Maßnahmenkonzept mit Übersicht und Verortung der Maßnahmenvorschläge zur Entwicklung einer morphologisch hinreichenden Ausstattung für die Äsche (Stand 2022) in der Projektstrecke (blau: Geländekauf und Renaturierung, gelb: punktuelle Uferrenaturierung, schwarz: Instream-Maßnahmen, orange: Anlage Ufergehölzstreifen, Wiederherstellung Durchgängigkeit: rotes Dreieck. Karten 1-5 (siehe Bobbe 2022)

### **7.7.1 Gewässerberatung Lebensraumeignung von Haupt- und Nebengerinne für die Äsche zwischen Mümling -Grumbach und Höchst im Odenwald**

Die Mümling wird infolge der früheren Wassernutzung der Lutzmühle in einen Hauptarm und einen nach Osten abzweigenden Nebenarm aufgeteilt. Das Aufteilungsbauwerk befindet sich südlich der Lutzmühle. Die Aufzweigung erfolgt derzeit im Verhältnis geschätzt von 1:3, wobei der kleinere Abfluß in das östliche Nebengerinne geleitet wird.

Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen ergibt sich die Möglichkeit, die Abflußaufteilung zu verändern und damit die bestehenden bzw. zukünftigen Habitatstrukturen für die Äsche als Leitart zu optimieren.

Vor diesem Hintergrund wurden beide Gewässer-Arme begangen und das Habitatpotential für die Äsche erfasst und bewertet.

Uferverbau: Die Erfassung des Uferverbaus zeigt die im Gewässer vorhandene Dynamik außerhalb des aufgestauten Abschnittes. Dabei zeigt sich, dass beide Gewässerstrecken südlich der B45 wenig Ufer – bzw. sohlverbaut sind, dagegen insbesondere der Nebenarm nördlich der B45 fast vollständig sohl- und uferverbaut ist. Der Hauptarm nördlich der B45 ist weniger stark uferverbaut und nicht sohlverbaut. Allerdings ist der Hauptarm nördlich der B45 wesentlich durch eine Stauhaltung des Wehres in Höchst im Odenwald geprägt.

Gewässerstrukturen: Entsprechend geteilt sind auch die Habitatstrukturen in Längsrichtung sowie vorhandene Einzelstrukturen. Südlich der B45 ist sowohl der Hauptarm hinsichtlich seine Sohlstrukturen als auch der Nebenarm relativ gut strukturiert, wohingegen der Nordteil beider Gewässerarme einerseits durch den Aufstau andererseits durch den Sohl- und Uferverbau gering strukturiert sind. Dies wird anhand der Detailkarte Süd visualisiert. Dabei wird deutlich, dass gute Sohlstrukturen mit Kiesen und gewässertypischen Kiesrauschen nur im Hauptarm vorkommen. Bei Berücksichtigung der unterschiedlichen Gewässerbreite zeigt sich, dass im Hauptarm große Flächen mit Kiessubstraten und -Rauschen vorhanden sind, dagegen im Nebenarm diese gewässertypischen Strukturen vollständig fehlen. Dagegen sind im Nebenarm viele Totholz- und Buhnenstrukturen mit einer reichhaltigen Strömungsvielfalt, jedoch aufgrund des fehlenden Kieses nur mit einer eingeschränkten Habitatvielfalt vorhanden.

Sohlstrukturen und Entwicklungspotential: Für die zukünftige Gewässerentwicklung sind neben den vorhandenen Sohlstrukturen auch das Entwicklungs- oder Renaturierungspotential beider Nebenarme für die Äsche von maßgeblicher Bedeutung, da die Art als Klimaverlierer auf das Maximum Naturnähe angewiesen sein wird. Damit ist für die Äsche das Entwicklungspotential von entscheidender Bedeutung. Derzeit stellt der Hauptarm das längste und flächigste Habitatangebot als Laich-, Aufenthalt und Winterhabitat

für die Äsche mit guten bis mäßigen Sohlstrukturen und dem Hauptabfluss bereit. Dagegen ist der Nebenarm für die Äsche von geringer Bedeutung.

Auch bei Betrachtung des Renaturierungspotenzials hat der Hauptarm deutlich höhere Potentiale, sofern das Wehr in Höchst abgesenkt werden kann und ein linker Gewässerrandstreifen erworben werden kann. Beide Maßnahmen beanspruchen eher eine mittel- bis langfristige Zeitspanne. Dagegen besteht die Möglichkeit den Nebenarm eher kurzfristig zu renaturieren, einerseits durch vorhandene Uferrandstreifen nördlich der B45, andererseits durch Geschiebezugaben. Ohne Geschiebezugaben bleibt der Nebenarm jedoch für die Äsche uninteressant.

Habitateignung Äsche: für die Habitateignung der Äsche wurden die vorhandenen Gewässerstrukturen und -potentiale bewertet. Dabei zeigt sich, dass der Hauptarm südlich der B45 mit seiner derzeitigen Wasserführung der einzige Äschenlebensraum im Untersuchungsabschnitt ist.

### **Empfehlung für die Wasseraufteilung**

Die derzeitige Wasseraufteilung sollte beibehalten werden, um den Äschenlebensraum im Hauptarm mit seinen wertvollen Kiesstrukturen vollumfänglich zu erhalten. Der Nebenarm mit seinen Sand-geprägten Lebensräumen hat dagegen eine deutlich geringere Wertigkeit. Zur weiteren Entwicklung des Äschenlebensraum sollte die Abflussaufteilung nicht zugunsten des Nebenarmes verändert werden. Die vorhandenen Renaturierungspotenziale sollten für beide Gewässerarme weiterverfolgt werden - insbesondere eine Geschiebebewirtschaftung für den Nebenarm und die Renaturierung des linken Ufers des Hauptarms südlich der B45 sowie eine Stauzielabsenkung der Wehres in Höchst im Odenwald.

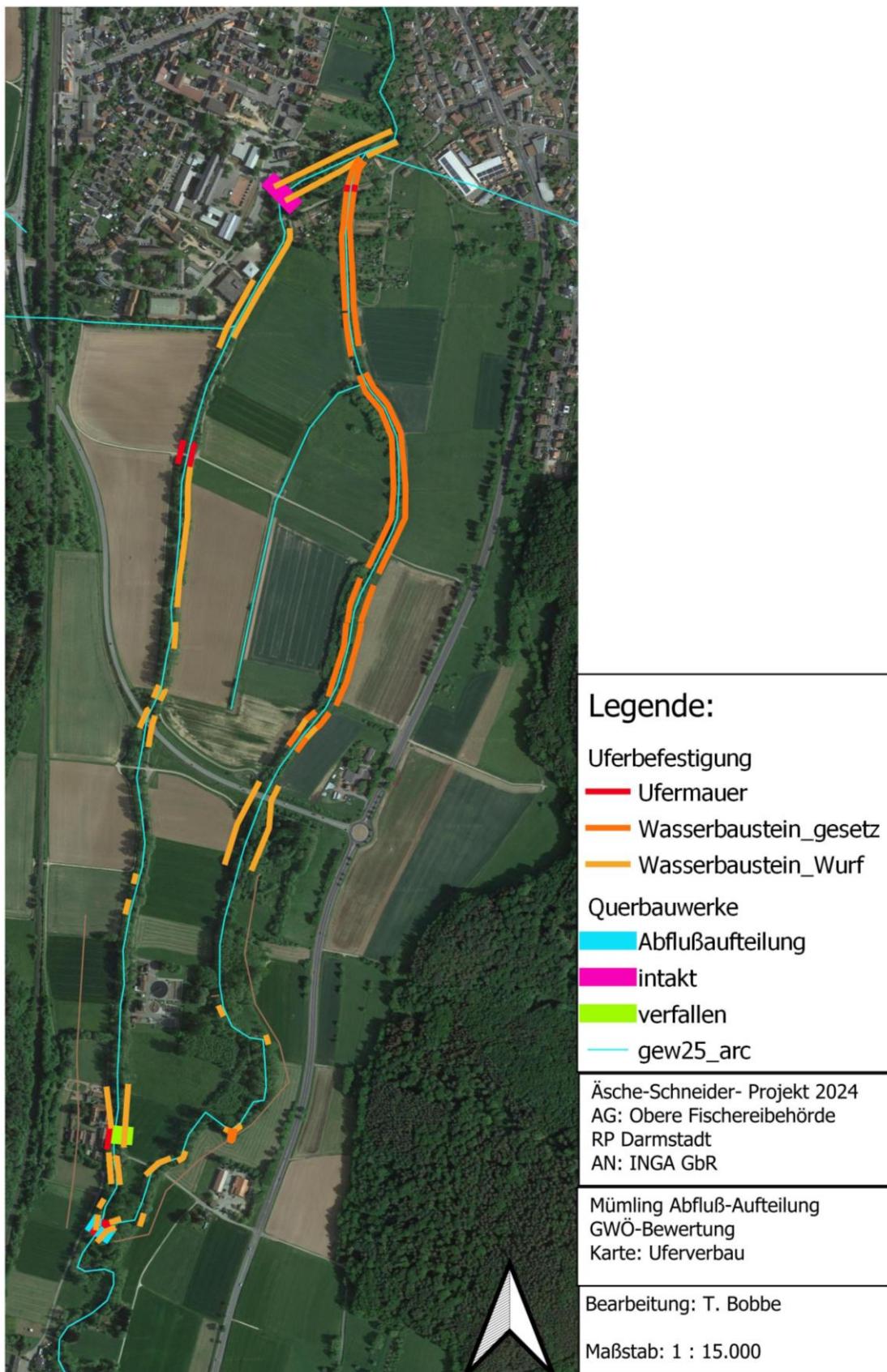


Abbildung 44: Uferbefestigung und Querbauwerke im Untersuchungsabschnitt der Abflussaufteilung

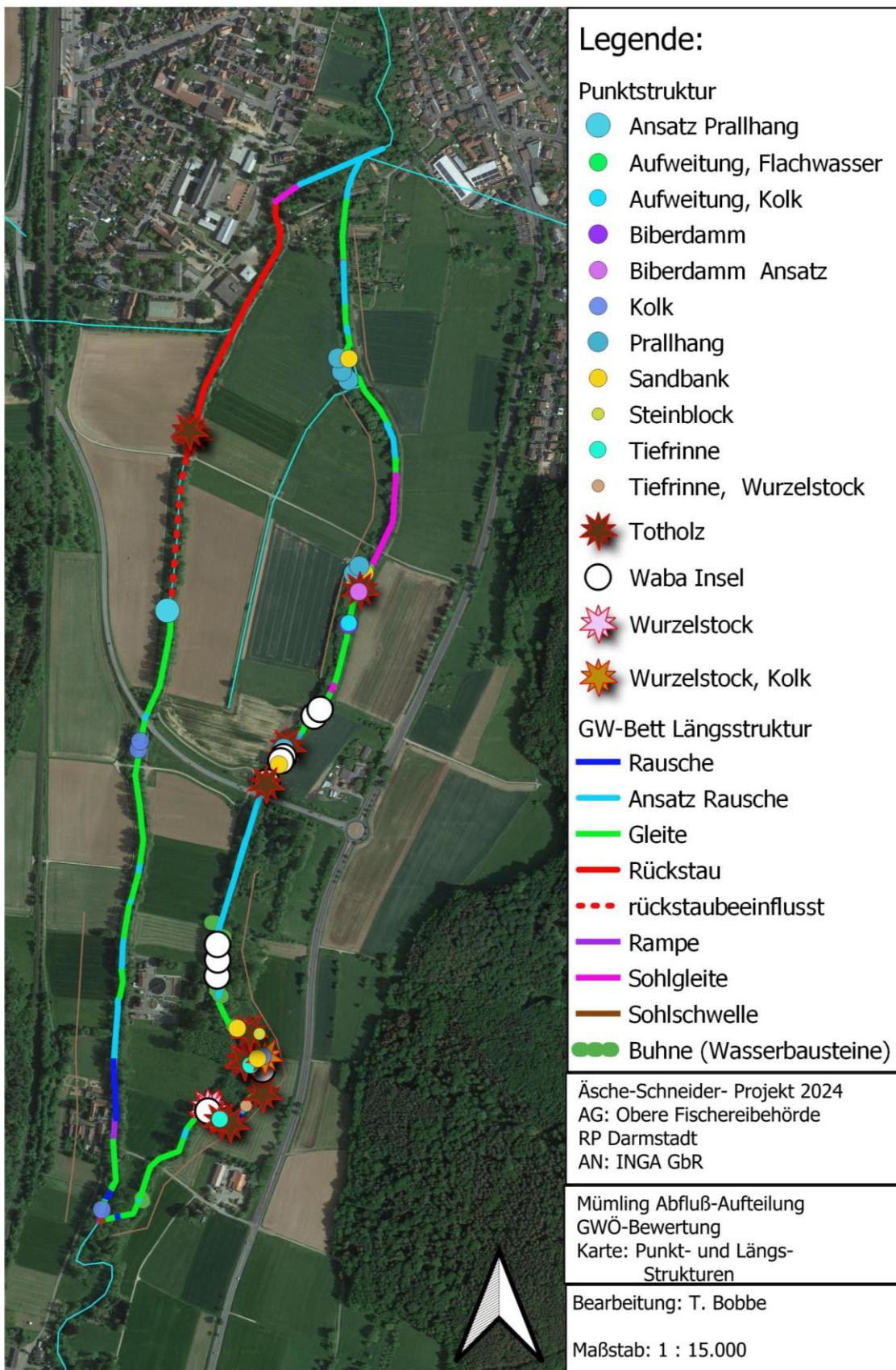


Abbildung 45: Relevante Fischstrukturen und Gewässerbett-Längsstrukturen im Untersuchungsabschnitt der Abflussaufteilung

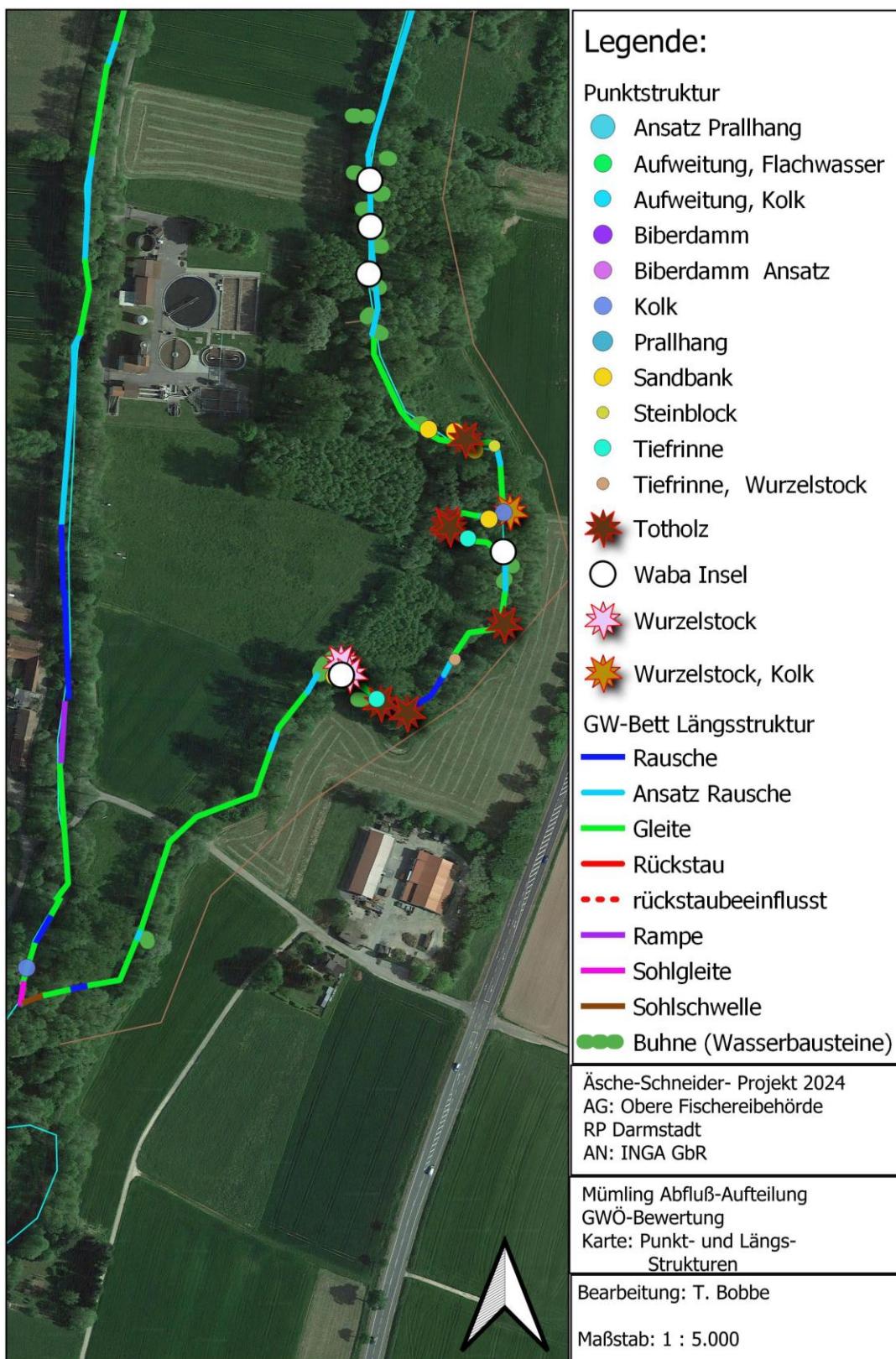


Abbildung 46. Südlicher Teil des Untersuchungsgebietes mit Punkt- und Längsstrukturen

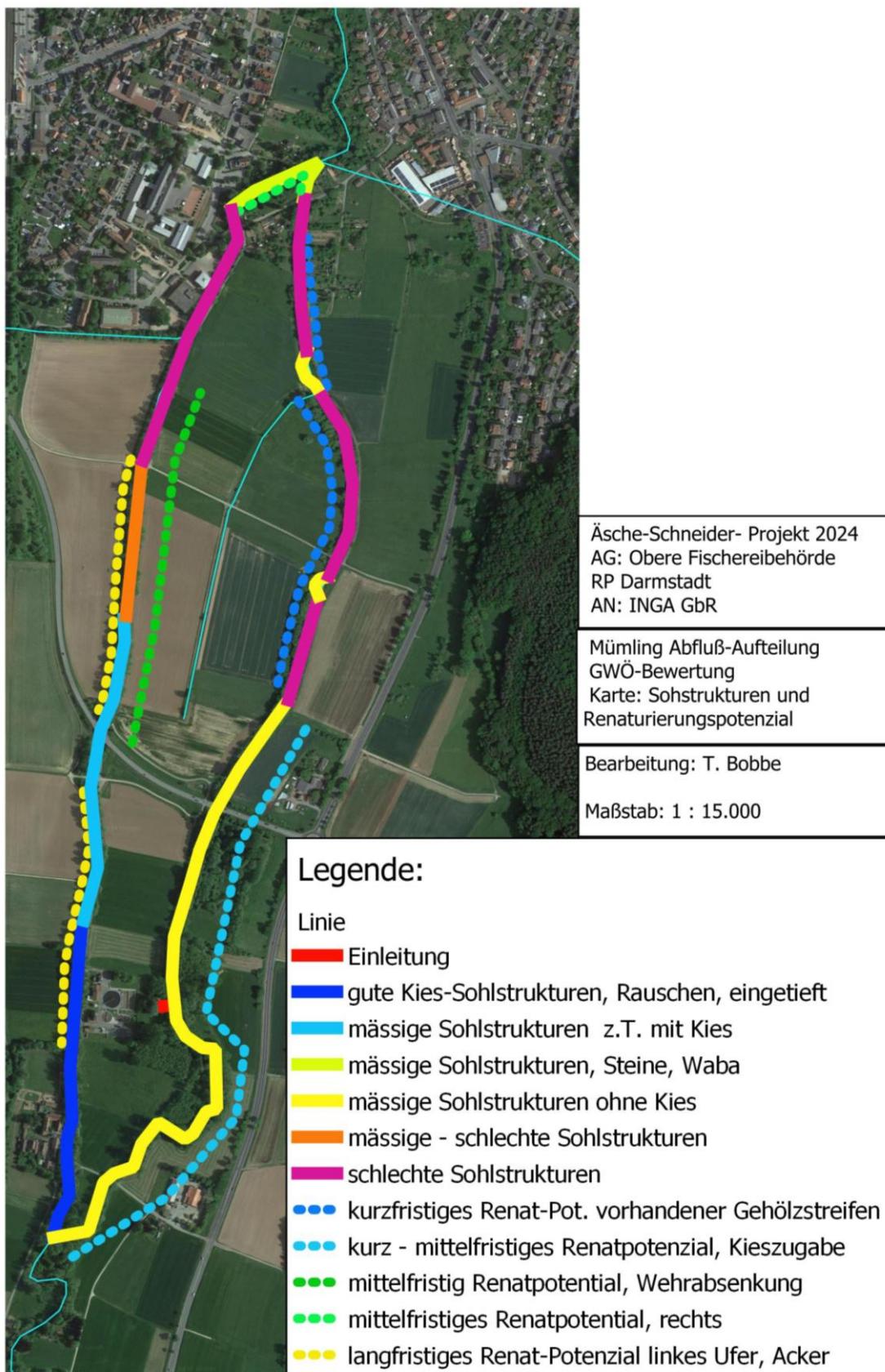


Abbildung 47: Bewertung der Sohlstrukturen hinsichtlich ihrer Eignung für die Äsche sowie ihres Renaturierungspotenzials

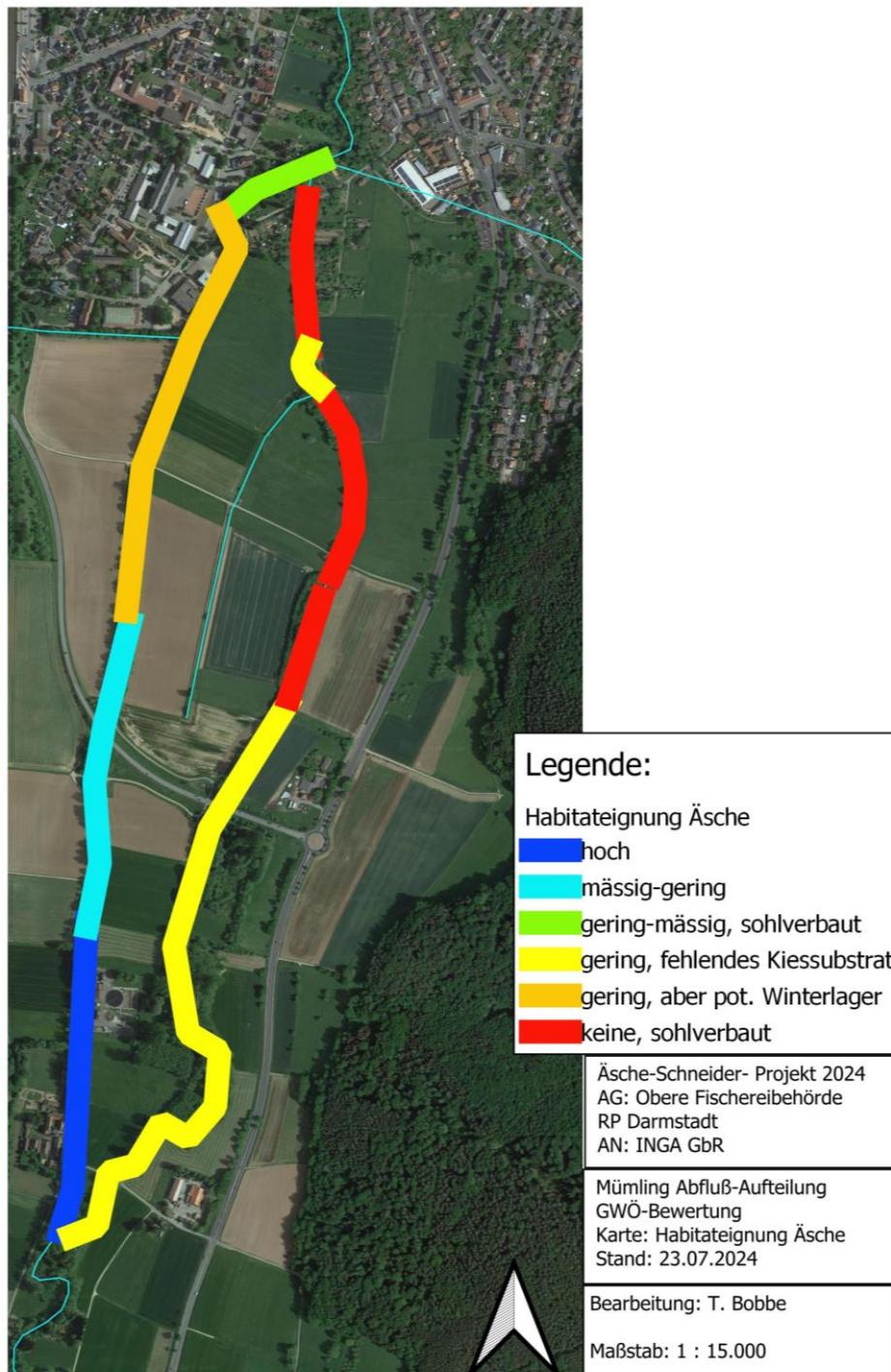


Abbildung 48: Bewertung der Habitateignung für die Äsche des Untersuchungsgebietes im Bereich der Abflussaufteilung

## 7.8 Zusammenfassung Mümling

Besatz: In der Mümling wurden noch in den 90iger Jahren Äschen gefangen (ULM 1993, HENNINGS, 2004). Laut Angaben des Fischereiberechtigten verschwanden die Äschen Anfang 2000 aus vielen Gewässerstrecken, zeitgleich trat der Kormoran erstmalig an der Mümling auf. Mit dem Fischsterben im Jahr 2012 wurde der Fischbestand unterhalb der Kläranlage Asselbrunn vernichtet. Im Rahmen der Wiederansiedlung der Äsche wurde 2014-2017 ein durch die Fischereiabgabe, verschiedenen Sponsoren sowie Entschädigungszahlungen im Rahmen des Störfalls in der Kläranlage Asselbrunn geförderter Äschenbesatz von ca. 52.000 1+-Äschen aus der Fischzucht Keidel“ durchgeführt. Im Bereich Michelstadt/Erbach wurde der letzte „Keidel“-Äschenbesatz im Jahr 2022 durchgeführt.

Genetik: Nach den genetischen Untersuchungen der Äschenteilpopulationen aus der Projektstrecke (2020) und aus Michelstadt/Erbach (2022) hat der Keidel-Besatz einen starken genetischen Einfluss auf die Population der Mümling-Äsche. Der Besatz war damit von Erfolg. Die Mümling-Äsche gehört hauptsächlich zur mitochondrialen Hauptlinie Ila (südwest/west), sie besitzt jedoch einen neu charakterisierten Haplotyp Thy52, der der Donau-Hauptlinie zugeordnet werden kann. Inwiefern der Einfluss eines Fremdbesatz aus der Donau vorliegt oder Donauhaplotypen natürlicherweise im Grenzgebiet des Einzugsgebietes Donau/Rhein vorkommen, kann nicht abschließend geklärt werden: - Beides wäre möglich -.

Habitatkartierung: Die Projektstrecke wurde am Anfang des Projektes auf 9 km in Bezug auf Laichplätze, Grobhabitatstrukturen und Defizite kartiert und es wurden verschiedene Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur im Bereich der Projektstrecke sowie im Bereich von Michelbach/Erbach vorgeschlagen. Im Bereich der Projektstrecke wurden und werden Maßnahmen sukzessiv umgesetzt, so dass bis heute eine positive Entwicklung der Gewässerstrukturen eingesetzt hat.

Monitoring: Ein Bestandsmonitoring wurde von 2014 bis 2024 durchgeführt. Es zeigt, dass die Äsche in der Projektstrecke nach der Wiederansiedlungsphase eigenständig reproduziert. Im Jahr 2021 wurde die bislang beste Reproduktion in der Mümling festgestellt. Das sehr abflussreiche Jahr 2021 erwies sich auch in den anderen Untersuchungsgewässern als das bislang beste dokumentierte Äschenreproduktionsjahr. Die Jahre 2022 bis 2024 zeigen dagegen schlechtere Abflussbedingungen während der Initialphase der Äsche und höhere zunehmende Wasser-Temperaturbedingungen im Frühjahr und Sommer. Trotz der ungünstigen Umweltbedingungen konnten in den Jahren 2022 bis 2024 eine eigenständige Reproduktion nachgewiesen werden. Im Jahr 2024 war diese jedoch in der Projektstrecke sehr gering, dagegen in Erbach durchaus günstig. Ein wesentlicher Grund hierfür war wahrscheinlich die temperaturbedingte unterschiedliche Entwicklungszeit der Larven im Längsverlauf

und damit das unterschiedliche Zusammenfallen der Schlupfphase mit einer Hochwasserwelle.

Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit ist damit eine Grundvoraussetzung für den Erhalt der Äschenpopulation. Denn nur durch Migration kann die Äsche die unterschiedlichen Reproduktionserfolge im Längsverlauf wieder ausgleichen.

Die Kleinfische kommen augenscheinlich nur mäßig mit den bestehenden (stofflichen) Beeinträchtigungen zurecht. So ist die Groppe im oberen Abschnitt der Äschenregion gewässeruntypisch schwach vertreten.

Beeinträchtigungen: Als maßgebliche Beeinträchtigungen der Äschenregion der Projektstrecke sind fehlende Dynamik durch Uferverbau und früheren Ausbau, die stoffliche Gewässerbelastung sowie ein eingeschränktes Fischartenspektrum zu nennen. Zum Einfluss des Kormorans liegen bislang keine Daten vor. Der gescheiterte Wiederansiedlungsversuch mit Schneider und Elritze lassen darüber hinaus auch fischereiliche Einflüsse (Forellenbesatz) möglich erscheinen. Das geringe Vorkommen der Groppe bis in die Gewässerstrecken von Michelstadt/Erbach deuten auf organische oder sonstige Belastungen. Für die Äschenstrecke im Oberstrom der Projektstrecke sind die maßgeblichen Beeinträchtigungen die durchgehende Begradiung und Festlegung der Mümling, welche mit einer Rhithralisierung einhergeht, insbesondere aber die fehlende Durchgängigkeit. Punktuell sind aber auch Mischwasserentlastungen bedeutsam. Für die Mümling unterhalb der Projektstrecke kann angenommen werden, dass vordergründig Gewässerbelastungen und eine defizitäre Morphologie die Hauptdefizite darstellen. Wenngleich hier auf Teilstrecken mehr naturnähere Bedingungen vorhanden sind, spielen sehr wahrscheinlich die stofflichen Einflüsse des Umlandes eine zunehmende negative Rolle.

Maßnahmenempfehlungen: Auf Grundlage der Habitatkartierungen im Bereich Michelstadt/Erbach wurde 2022 ein Maßnahmenkonzept entwickelt, das Empfehlungen für die Entwicklung von 3,2 km Gewässerstrecke enthält. Für die Äsche wurde aus fischökologischer Sicht das mittel- bis langfristiges Ziel formuliert, geeignete Habitatstrukturen auf ca. 50% der Gewässerstrecke zu entwickeln.

#### Gewässerberatung:

2023 wurde eine Planung zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit in Michelstadt auf Höhe der Turbine „Brücke Walther-Rahenau-Allee“ begutachtet und Empfehlungen zur Optimierung der Planung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit aus fischökologischer und Äschen Sicht formuliert.

2024 wurde im Rahmen einer Baustellenabfischung in Erbach eine Gewässerberatung durchgeführt, die zum Erhalt eines wichtigen Laichplatzes der Äsche sowie der Neuanlage eines weiteren Kieslaichplatzes in Erbach im Rahmen einer Gewässerrenaturierung führte. Weiterhin wurde die OWB hinsichtlich der Veränderung einer Abflußaufteilung oberhalb von Höchst hinsichtlich der Wirkung auf Äschenhabitare beraten.

Weiterhin wurde im Jahr 2024 eine Aufzweigungsstrecke im Bereich der Lutzmühle hinsichtlich der Eignung und des Entwicklungspotentials für die Äsche untersucht. Das Ergebnis zeigt das höhere Habitatpotential für den alten linken Flusslauf, sowie das Fehlen von kiesigen Sohlsubstraten in der rechten Abzweigungstrecke.

Meilensteine: Bislang wurden vier von sieben Meilensteine der Wiederansiedlung erreicht. Jedoch fiel die Dominanz im Jahr 2024 auf nur 1,5 %. Ob der Meilenstein Dominanz in der Zukunft besteht bleibt daher abzuwarten. Für die weitere Entwicklung wird ein Biomassezuwachs auf > 50 kg /ha Äsche sowie die langfristige Etablierung über 10 Jahre erwartet.

Ausblick: Das Monitoring der Mümlingäische zeigt, dass sich der aufbauende Bestand inzwischen ohne Besatz rekrutiert. Der hohen Reproduktion 2021 folgte 2022 ein immerhin mäßiger Rekrutierungserfolg. 2023 und 2024 nimmt die Dominanz bedingt durch die widrigen Umweltbedingungen zur Initialphase weiter auf einen Dominanzwert unter 1,5 % ab. Befischungsergebnisse in Erbach 2024 zeigen, wie unterschiedlich die Äsche im Längsverlauf der Äschenregion auf Umweltbedingungen reagieren kann und zeigt hiermit die hohe Bedeutung der Durchgängigkeit, die Austauschvorgänge in der Äschenregion ermöglicht. Die Daten zeigen, dass sich die Äsche in der Projektstrecke mit Zuwanderung von oberhalb etablieren wird, wie dies bereits am Beginn der Wiederansiedlungsphase zu beobachten war. Während in der Projektstrecke allmählich die initialisierte Gewässerdynamik zu wirken beginnt, sind für die Gewässerstrecken oberhalb und unterhalb der Projektstrecke jedoch noch deutliche Defizite festzustellen. Insbesondere die Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit wird vor dem Hintergrund der Klimaerwärmung für die Äsche ein überlebenswichtiger Faktor. Weiterhin sollte der untere Abschnitt der Forellenregion und der Abschnitt unterhalb der Projektstrecke hinsichtlich der Morphologie untersucht und Maßnahmenvorschläge erarbeitet werden, um die Klimaresilienz der Äsche im Gewässer zu erhöhen.

## 8 Kinzig

Das wissenschaftliche Monitoring der Äschenbestände an der Kinzig erfolgt seit 2014. Die einzelnen untersuchten Sachverhalte sind in der folgenden Tabelle mit der Angabe des jeweiligen Berichtes aufgelistet.

Tabelle 12: Kinzig, untersuchtes Thema und Bericht mit deren ausführlicher Darstellung

Thema Mümling	Gutachten	Bemerkung, Inhalte
Gewässergefährdung durch den Ahler Staausee	Äsche 2016	Vorerhebung 2015 Chemisch-physikalische Parameter im Längsverlauf unterhalb der Kinzigtalsperre
Befischungsstrecken 2017	Äsche 2017	10 Befischungsstrecken mit Darstellung der Ergebnisse
Habitatkartierung	Äsche 2017	Ergebnisse von Haitz bis Salzmündung
Ergebnisse WRRL-Monitoring	Äsche 2018	WRRL-Hilfsparameter, WRRL biologische Qualitätskomponenten
Nährstoffe	Äsche 2018	P-Gesamt, NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub>
Verbreitung der Äschen in der Kinzig	Äsche 2018	Abb. 51: Übersichtskarte
Kormoran	Äsche 2018	
Äschenreproduktion	Äsche 2017 Äsche 2018	Ergebnisse der Äschenschlupfkontrolle
Status Quo der Äschenpopulation	Äsche 2018	in Kinzig, Bracht, Salz
Defizite und Maßnahmenempfehlungen	Äsche 2018	Nährstoffe, Gewässerstruktur, Sauerstoff- und Temperaturregime, Geschiebe, Kormoran und Äschenbesatz
Zusammenfassung Kinzig	Äsche 2018	Bewertung von Reproduktion und Status Quo in Kinzig und Nebenbächen Salz, Bracht, Bieber, Orb
Erfolgskontrolle Renaturierungsmaßnahme Sohlschwellen, Feststellung Uferverbau	Äsche 2020	Renaturierungsmaßnahmen: Absenkung 3 Sohlschwellen: Orbmündung, ob Bibermündung, uh. KA Wirtheim Uferverbau zwischen Biber- und Orbmündung
Genetik	2021 2024	Erstes Teilprojekt (Koebsch et. al) Abschlußprojekt (Koebsch et. al)
Status Quo der Äschenpopulation	Äsche 2022	Bracht, obere Kinzig
Status Quo der Äschenpopulation	Äsche 2023	Kinzig Eisenbahnbrücke
Status Quo Fischfauna unterhalb Talsperre	Äsche 2024	Erhebliche Beeinträchtigung Gewässerstrecke unterhalb Talsperre
Status Quo Äsche in Referenzstrecke	2016-2024	Entwicklung Äsche, Fischfauna

## 8.1 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsstrecken

2024 wurde im Kinzig-Gewässersystem in der Referenzstrecke Wächtersbach E-Befischungen zum Monitoring der Äschenbestände durchgeführt. Ein besonderes Augenmerk lag neben der Untersuchung der Referenzstrecke auf den Verhältnissen der Gewässerstrecke unterhalb des Stausees Ahl.

Tabelle 13: Probstellendesign an der Kinzig 2024

Datum	Gewässer	Probestelle	Strecke [m]
04.09.2024	Kinzig	Referenzstrecke Wächtersbach	400
05.09.2024	Kinzig	„Ahl Höhe Sportplatz“ bis 25m vor Abzweig Mühlgraben	300
05.09.2024	Kinzig	„Woco“ in Bad Soden-Salmünster, ab ca 50m unterhalb Eisenbahnbrücke	300

### Befischungsstrecken 2024:

Referenzstrecke Wächtersbach: 400 m Kinzig von 100-m-Abschnitt 443 bis 447 mit deutlich bis stark veränderter Gewässerstruktur (Gesamtbewertung), aber naturnahes, gering verändertes Gewässerbett mit Pool-Riffle-Strukturen.



Legende:

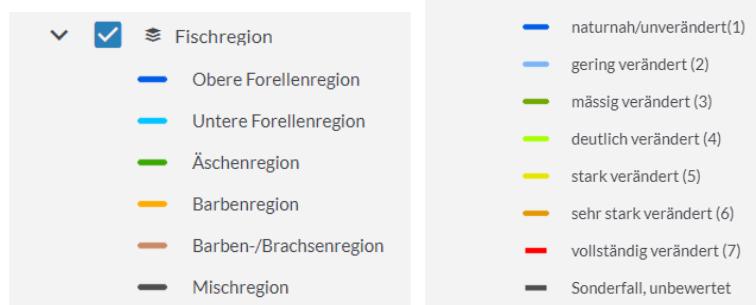


Abbildung 49: Befischungsstrecke „Kinzig Referenzstrecke Wächtersbach“ mit Fischregion (links) und Gesamtbewertung der Strukturgüte (rechts)

### Befischungsstrecke „Ahl Höhe Sportplatz“

Die Ufer sind mit Grünverbau fast durchgehend festgelegt, eine Prallhang- oder Seitenerosion findet nicht statt. Die Strecke weist im stark eingetieften Längsverlauf eine typische Riffle-pool-Sequenzierung auf. Befischt wurde bis auf das Wehr.

### Befischungsstrecke „Woco“:

Nördlich des gleichnamigen Industriebetriebes am Nordrand von Salmünster wurde 2024 300 m einer morphologisch heterogenen Gewässerstrecke befischt. Diese umfasste eine anfänglich stark begradigte und mit Wasserbausteinen ausgebaut 100-m lange Strecke, der Rest der Strecke wird bachaufwärts zunehmend naturnäher.

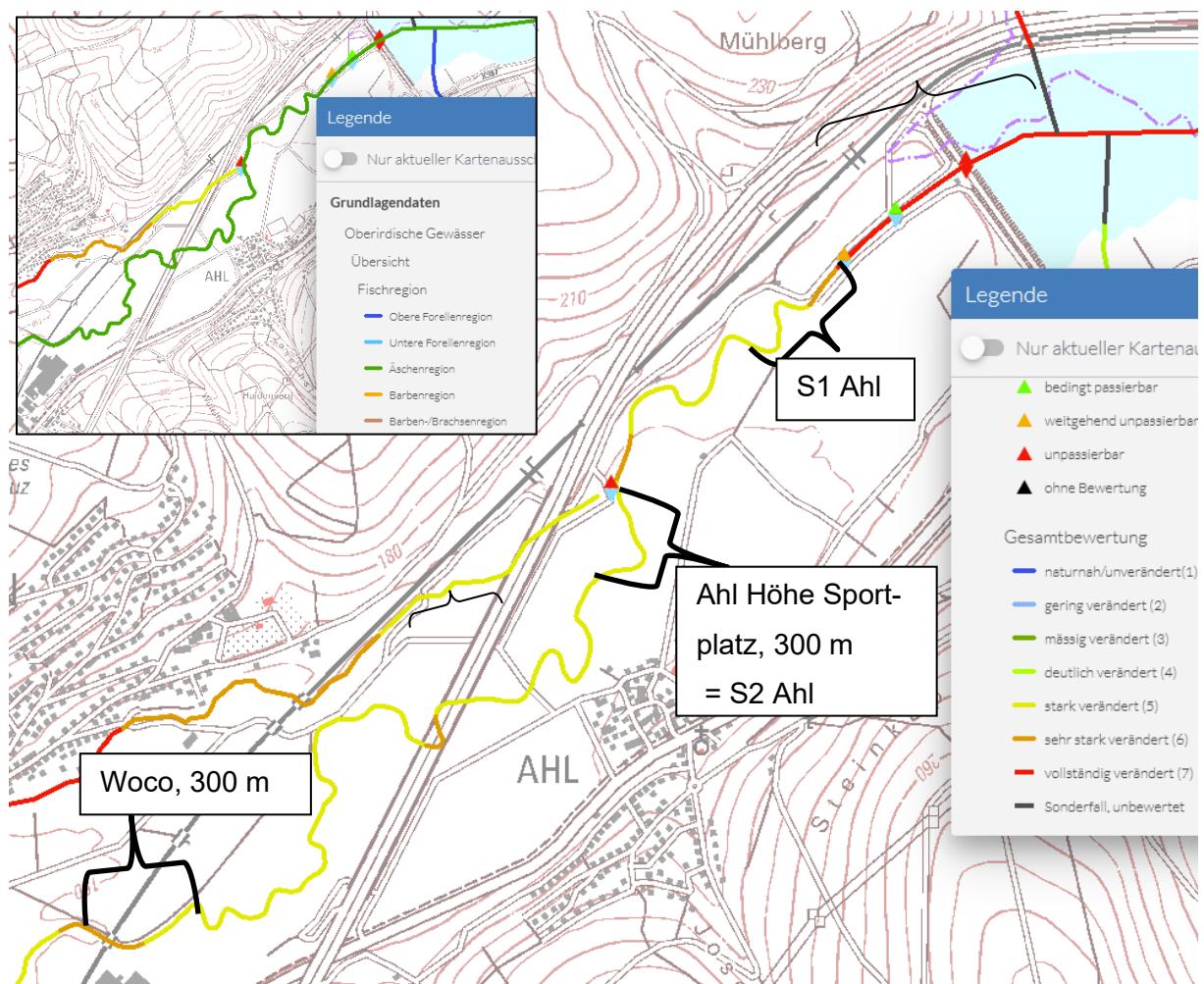
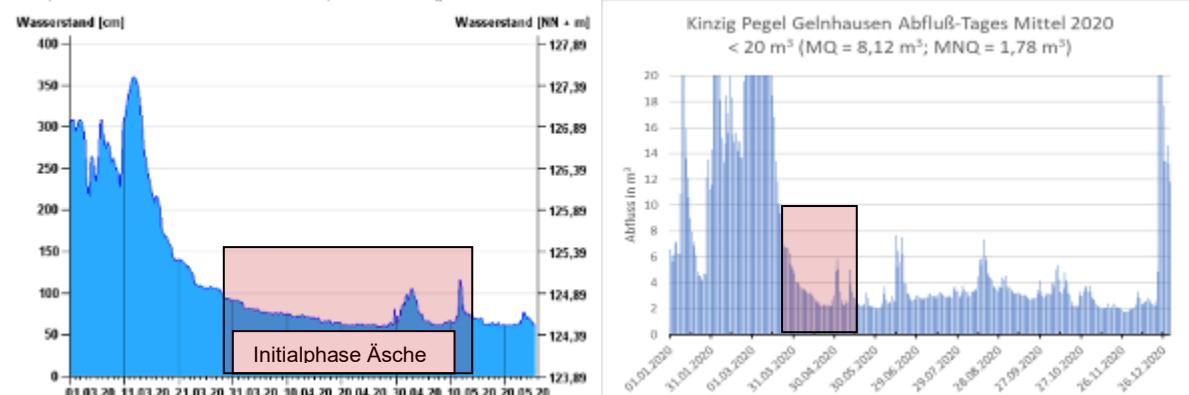


Abbildung 50: Befischungsstrecken „S1 Ahl“ (nur IG Kinzig), „Am Sportplatz Ahl“ (entspricht „S2 Ahl“ der IG Kinzig) und „Woco“ mit Darstellung der Fischregion (links) und der Gewässerstrukturgüte (rechts) (WRRL-Viewer, HLNUG)

## 8.2 Abflüsse und Wassertemperaturen

In der Kinzig kam es in den Jahren 2020 und 2021 während der Interstitialphase und dem Äschenschlupf zu keinem maßgeblichen Hochwasser, so dass die Reproduktion der Äsche in der Kinzig nicht negativ betroffen war (s. folgende Abb.). Die Jahre 2020 und 2021 waren im Sommer immer mal wieder von höheren Wasserständen durchflossen. Dagegen stand im Jahr 2022 die Laich- und Interstitialphase im Zusammenhang mit einem Hochwasser zu Beginn der Laichphase. Dem Autor ist nicht bekannt, ob die Äschen die Laichphase vor oder nach dem Hochwasser vollzogen, oder die Laichphase vom Hochwasser unterbrochen wurde. Jedenfalls kam es auch während der Laichphase zu einem kleineren Hochwasser. Im Verlauf des nachfolgenden Sommers vollzog sich eine ausgesprochene Niedrigwasserphase, die nicht von höheren Abflüssen unterbrochen wurde und die von Ende Mai bis Ende August mit Abflüssen von ca.  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  andauerte.

Wasserstand Gelnhausen / Kinzig

Datenquelle:  Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Wasserstand Gelnhausen / Kinzig

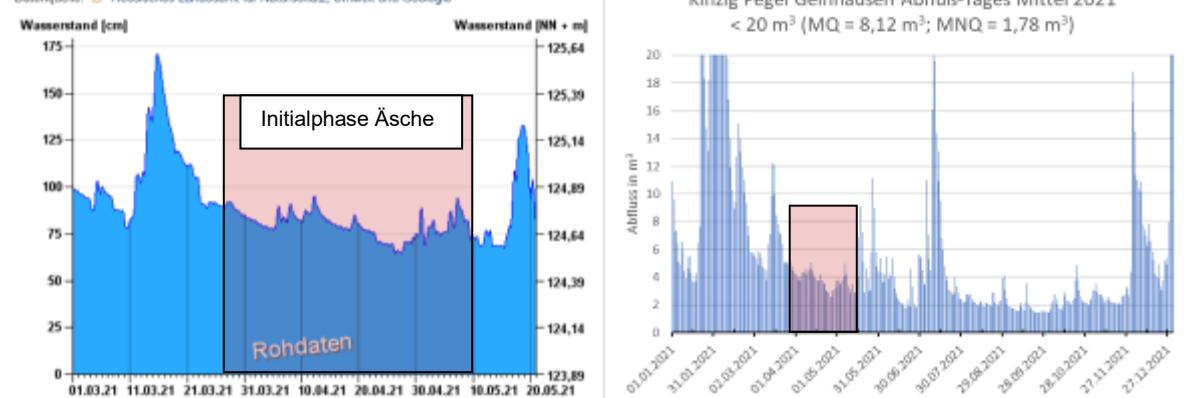
Datenquelle:  Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Abbildung 51: Wasserstandsentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen von März bis Mai 2020/2021 sowie Abfluss im Jahresverlauf (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie)

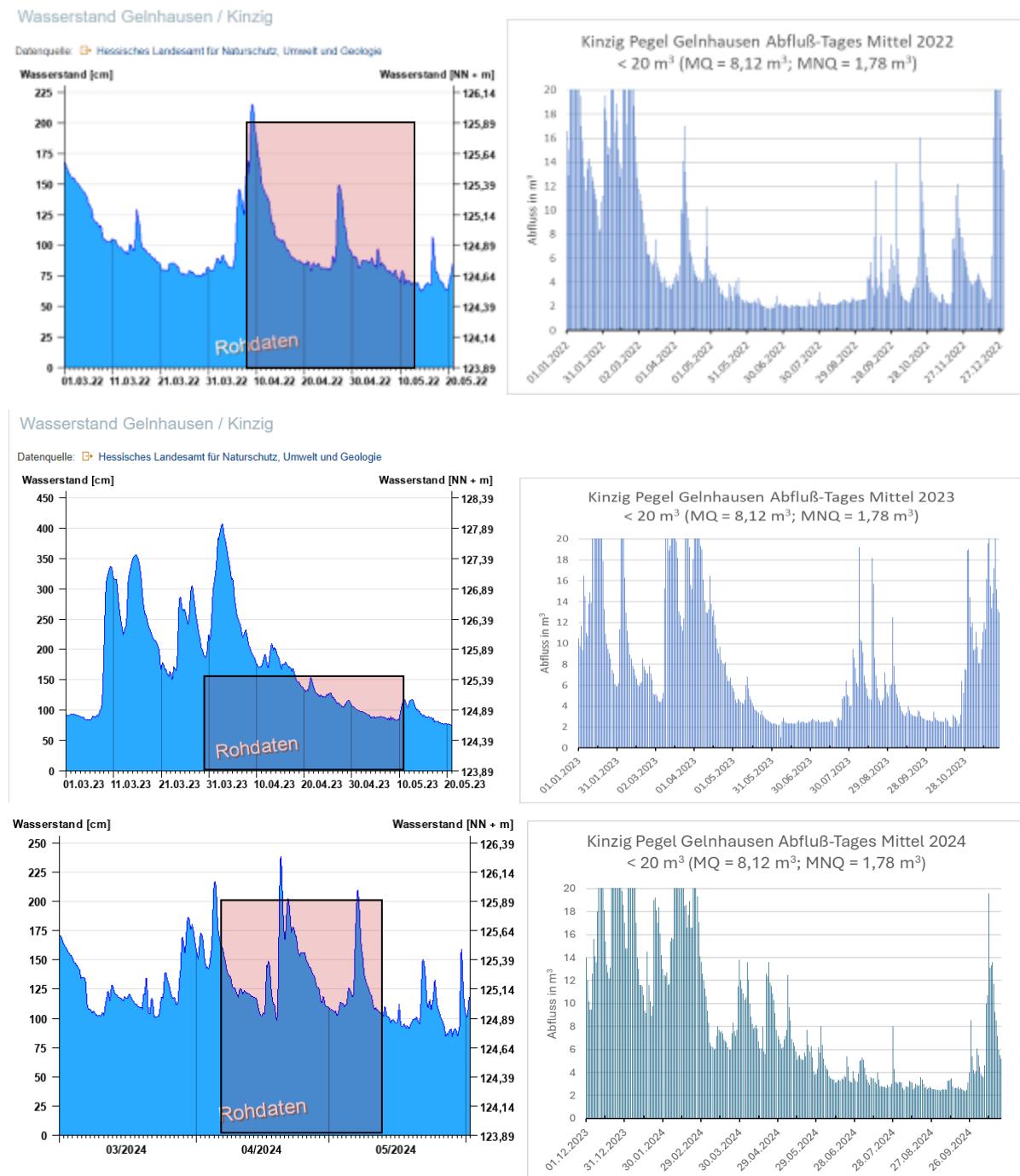


Abbildung 52: Wasserstandsentwicklung der Kinzig am Pegel in Gelnhausen von März bis Mai 2022, 2023 und 2024 sowie Abfluss im Jahresverlauf (Quelle: Hochwassernachrichtendienst Bayern, <https://www.hnd.bayern.de/pegel>, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie)

Im Jahr 2023 kam es auch an der Kinzig zu Beginn der Initialphase der Äsche zu einem starken Hochwasserereignis, das deutlich höher ausfiel als im Vorjahr und das wie in Sinn und Mümling starke Auswirkungen auf die Äschenreproduktion hatte. Die Abflussentwicklung im Sommer dagegen war durch zwei Trockenphasen geprägt, die im August von einer Hochwasserphase unterbrochen wurde.

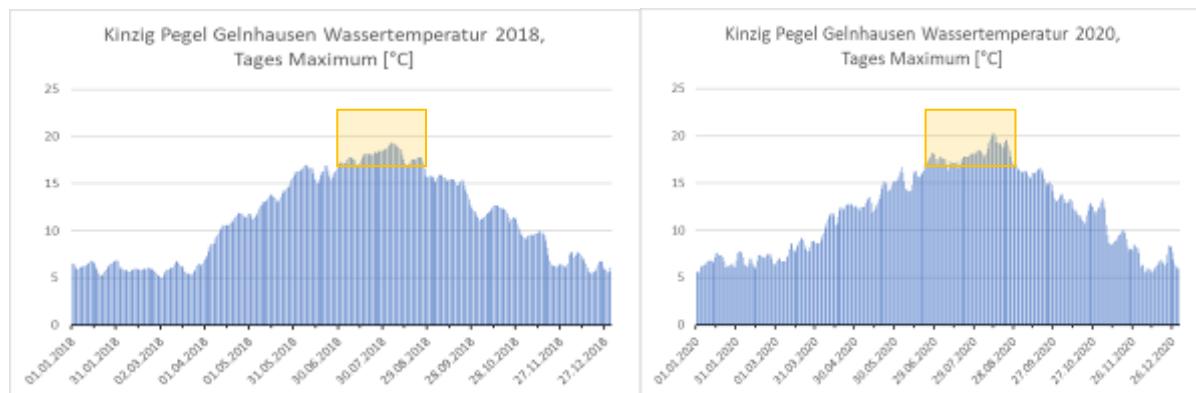
Auch im Jahr 2024 waren während der Initialphase der Äsche zwei kleinere Hochwasserphasen zu verzeichnen, die jedoch nur einen mäßig negativen Einfluss auf die Äschenproduktion gehabt haben dürften.

In der folgenden Tabelle werden die Abflüsse der untersuchten Jahre 2020 bis 2024 hinsichtlich ihrer Wirksamkeit für Äschenreproduktion bewertet

Tabelle 14: Bewertung der potenziellen Auswirkungen von Hochwasserereignissen während der Laichzeit in der Interstitialphase und während der Schlupfphase in den Jahren 2020 bis 2024 in der Kinzig

Jahr/ Wirkung	HW vor Laichzeit	HW Laichzeit	HW Interstitial- phase	HW phase	Schlupf-
2020 ++	12.03.: 44 m3 +	kein ++	kein ++	kein ++	
2021 ++	05.02.: 51 m3 +	kein ++	kein ++	kein ++	
2022 -	22.02.: 36 m3	19.04.: 15 m3 -	kein	kein	
2023 --	15.03.: 45 m3 +	01.-4.4.:56 m3 --	5.-13.04.:16 m3	kein	
2024 -	23.02.: 41 m3 +	29.3.-6.4.: 14 m3 -	5.4.:14 m3	22.04.:14 m3 -	

Die Entwicklung der Wassertemperaturen im Jahresverlauf zeigt, dass selbst im Jahrhunderthochsommer 2018 die maximalen Wassertemperaturen im Sommer nicht über 20 °C reichen, auch in den Jahren 2020 und 2021 erreichen sie nur eine jeweils kurze Zeit über 20°C, wohingegen im Jahr 2022 die maximalen Werte über 17°C vom 21.06. – 27.08.2022 über eine Zeitspanne 10 Wochen andauerten und in dieser Spanne auch Temperaturen über 20°C vielfach erreicht werden.



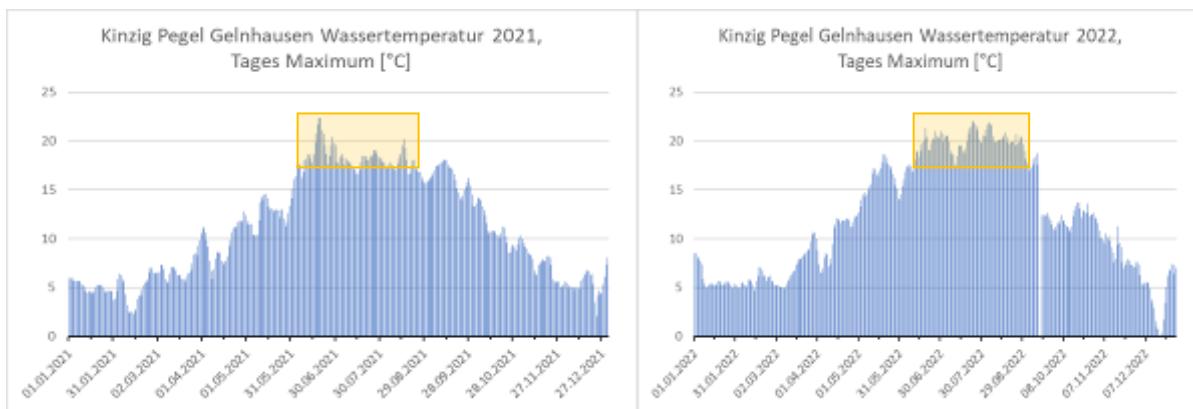


Abbildung 53: Wassertemperaturrentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen in den Jahren 2018, 2020/2021/2022 mit kritischen Temperaturbereich für die Äsche von 17-23 °C (Quelle Wassertemperatur: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie)

Das Jahr 2023 hatte im Hochsommer eine 7 Wochen dauernde Hochtemperaturphase: vom 07.06.–25.07.23 mit Wassertemperaturen zwischen 17,0-20,4 °C. Nachfolgend gab es im August nochmal ein unrelevantes 14-tägiges Zwischenhoch, hier erreichten die Wassertemperaturen im Maximum aber nur 17,8 °C. Für die Äsche war damit der Temperaturverlauf im Sommer durchaus kritisch. Das Jahr 2024 zeigte für die Äsche dagegen unkritische Wassertemperaturen.

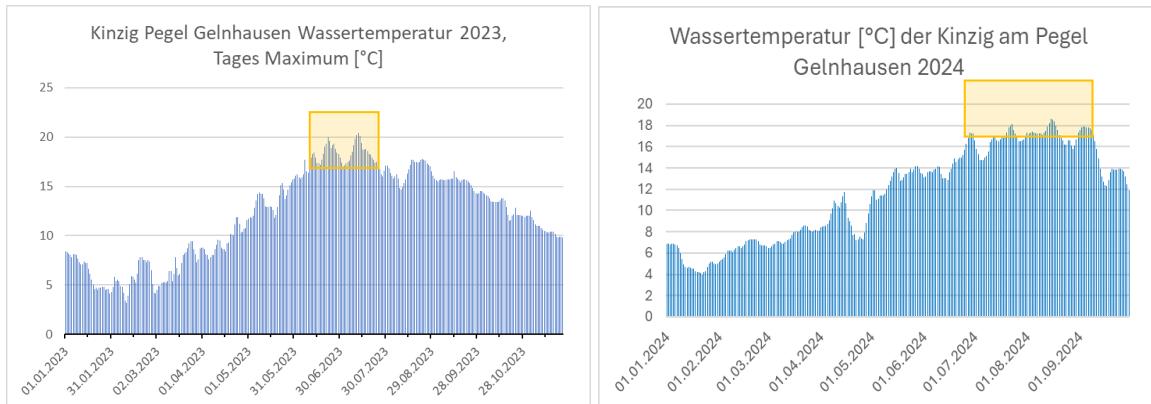


Abbildung 54: Wassertemperaturrentwicklung am Pegel Kinzig, Gelnhausen in den Jahren 2023 und 2024

Bei der Bewertung der Wassertemperaturen ist zu berücksichtigen, dass der Pegel Gelnhausen unterhalb der untersuchten Äschenstrecke zwischen Haitz und Wächtersbach liegt. Zudem befindet sich oberhalb des Pegel Gelnhausen eine sehr lange Aufstauanstrecke, die sehr wahrscheinlich im Hochsommer durch Aufheizung des Wasserkörpers aufgrund einer verlangsamten Fließgeschwindigkeit die Temperaturen weiter erhöht. Es zeigt sich, dass vermutlich durch die Stauhaltungen der kritische Temperaturbereich zumindest ab Gelnhausen erreicht wurde und sich zukünftig für das Äschenvorkommen unterhalb von Gelnhausen existenzbedrohend entwickeln dürfte (bei weiter steigenden Temperaturen).

### **8.3 Besatz**

Nach Angaben der OBEREN FISCHEREIBEHÖRDE DARMSTADT (schriftl. Mittl. RP DARMSTADT, 2015) wurden von der Interessengemeinschaft der Kinzigpächter e. V. in der Vergangenheit bereits Anstrengungen unternommen, den Äschenbestand in der Kinzig zu stützen. Die Besatzmaßnahmen wurden aus Mitteln der Fischereiabgabe finanziell gefördert und erfolgten in den Jahren 2005 und 2013 mit jeweils 4.000 1+-Äschen, die zwischen Ahler Stausee und Main-Mündung besetzt wurden. Seit 2014 erfolgte kein Besatz mehr.

In den Jahren 2010 und 2011 wurde der Schneider mit 617 Individuen wiederangesiedelt.

### **8.4 Monitoring der Äsche in der Kinzig**

#### **8.4.1 Monitoringstrecke Wächtersbach**

An der **Kinzig** wurde 2015 mit einem Monitoring der Äsche begonnen, um den im Rahmen des Schneidermonitorings (BOBBE, 2014) festgestellten nennenswerten Äschenbestand zu untersuchen. Für das Monitoring wurde die Referenzstrecke "Wächtersbach" von 400 m Länge eingerichtet.

Am 04.09.2024 erfolgte die diesjährige Befischung der Monitoringstrecke. Die Entwicklung der Fischartengemeinschaft in der Referenzstrecke 2010 bis 2024 wird in den Abbildung 55 dargestellt. Die Fischartengemeinschaft ist über die gesamte Untersuchungszeit meist mit ~50% von der Schmerle dominiert. Diese unausgewogene Dominanzverteilung lässt auf permanente Belastungen schließen, die das verstärkte Aufkommen anderer Leitarten blockiert. Mit dem Aufkommen des Schneiders in der Kinzig als Leitfischart nimmt die Individuenzahl von 2014 bis 2024 allmählich zu. Die Fischartengemeinschaft wird damit stabiler. Das Plus an Individuenzahl wird hauptsächlich durch den Schneider generiert, in den letzten Jahr aber auch durch Elritze und Barbe. Diese positive Entwicklung lässt auf eine Verbesserung der ökologischen Bedingungen schließen. Eine Verbesserung der Morphologie und Durchgängigkeit wurde in den Jahren 2017 bis 2020 durch den Rückbau der Sohlschwellen bzw. Rampen zwischen Orbmündung und Haitz in der Kinzig erreicht, welche zu einer Vergrößerung der Strömungshabitate (Riffle) im Verhältnis zu den strömungsärmeren Abschnitten (Pool-Strecken, Aufstaustrecken) s. BOBBE (2020) führte. Insbesondere mögen auch qualitative Veränderungen ursächlich sein (Verbesserung der Wasserqualität potenziell durch Minimierung diffuser Einträge, KA-Ausbau, Minimierung Talsperreneinfluss).

Die Äsche schwankt von Jahr zu Jahr stark. Der Vergleich der Dominanz über den Betrachtungszeitraum ist aber nicht unbedingt aussagekräftig, da die Gesamtindividuenzahl über den Zeitraum stetig zunimmt. Daher sind die absoluten Zahlen aussagekräftiger (s. Abb. 57).

Der Besatz von 2005 schleicht sich nach 4 Jahren aus, wie an dem Besatzeinfluß aus dem Jahr 2013 ersichtlich ist. Der Äschenbestand im Jahr 2010 war daher bereits ohne Besatzeinfluss. Er baut sich ohne Besatzeinfluss bis 2012 allmählich auf und geht im Jahr 2013 im Jahr mit Besatz deutlich zurück.

Der Besatz von 2013 hat Auswirkungen auf den Äschenbestand bis 2016 als Stützbesatz, der wahrscheinlich auch an der Reproduktion, insbesondere im Jahr 2015 teilnimmt. Im Jahr 2017 konnten dann keine Äschen nachgewiesen werden. Der Bestand baut sich anschließend, und zwar ohne Besatzeinfluss bis 2022 wieder auf. Er hat 2023 einen Bestandseinbruch, insbesondere bei der Reproduktion und erreicht 2024 wieder eine normal hohe Reproduktion, die mit vielen Vorjahren vergleichbar ist.

Die langjährigen Zahlen zeigen, dass der Besatz keine nachhaltige Wirkung auf das Populationsniveau hat, sondern lediglich 3 Jahre lang den Bestand erhöht. Auf die Populationschwankungen kann ein punktueller Besatz aber keinen Einfluss nehmen. Die Äsche erreicht in der Kinzig auch ohne Besatz in manchen Jahren hohe Reproduktionszahlen und Biomassen wie dies im Jahr 2022 deutlich wird (vgl. 2015 mit 2022 in Abb. 53).

Die Fangzahlen der Äsche sind, ebenso wie die relativ starken Schwankungen der Äschenpopulation in der Referenzstrecke, von vielen verschiedenen Faktoren abhängig. Die bedeutendsten sind Hochwasserereignisse während der Initialphase der Äsche, sommerliche Temperaturspekte, Abfluss während der Befischung, Nährstoff- und stoffliche Einträge, Talsperren-Einfluss und schließlich mögliche Beeinträchtigungen durch den Fraßdruck des Kormorans. Die beiden erstgenannten Faktoren spielen jedoch für die Äschenreproduktion der im Herbst nachgewiesenen 0+-Individuen die augenscheinlich wichtigste Rolle.

Wie bereits für den „Bestandseinbruch“ 2023 festgestellt, ist bei einem einmaligen Bestandsrückgang nicht gleich von einem Einbruch der Äschenpopulation auszugehen. So konnten für 2023 ungünstigen Abflussverhältnisse zur Initialphase der Äsche aufgezeigt werden.

Zur Bewertung einer kritischen Bestandsgröße müssen daher immer mehrere Jahre betrachtet werden. Erst wenn die Äschenpopulation sich nicht wieder erholen kann, ist ggfs. eine kritische Bestandsgröße erreicht.

Die starken Populationsschwankungen der Äsche in der Kinzig sind insbesondere von unterschiedlich guten Reproduktionsjahren abhängig.

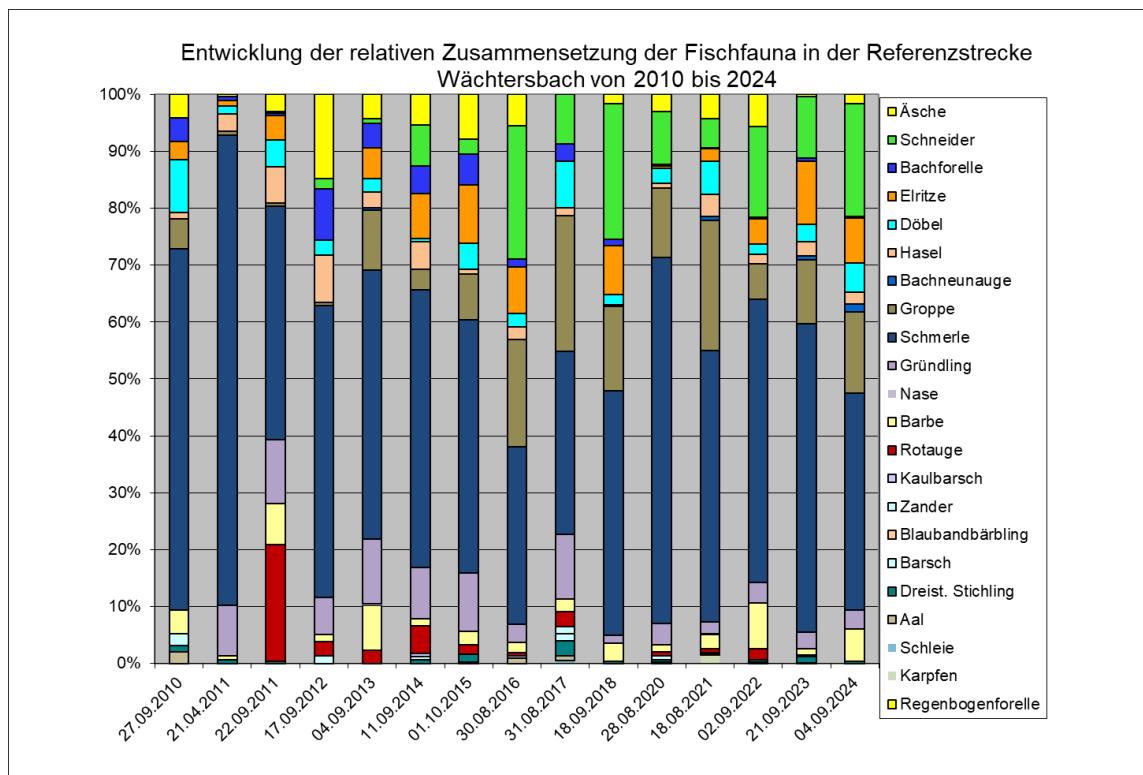


Abbildung 55: Entwicklung der Dominanzen der Fischfauna der Referenzstrecke Wächtersbach der Kinzig von 2010 bis 2024

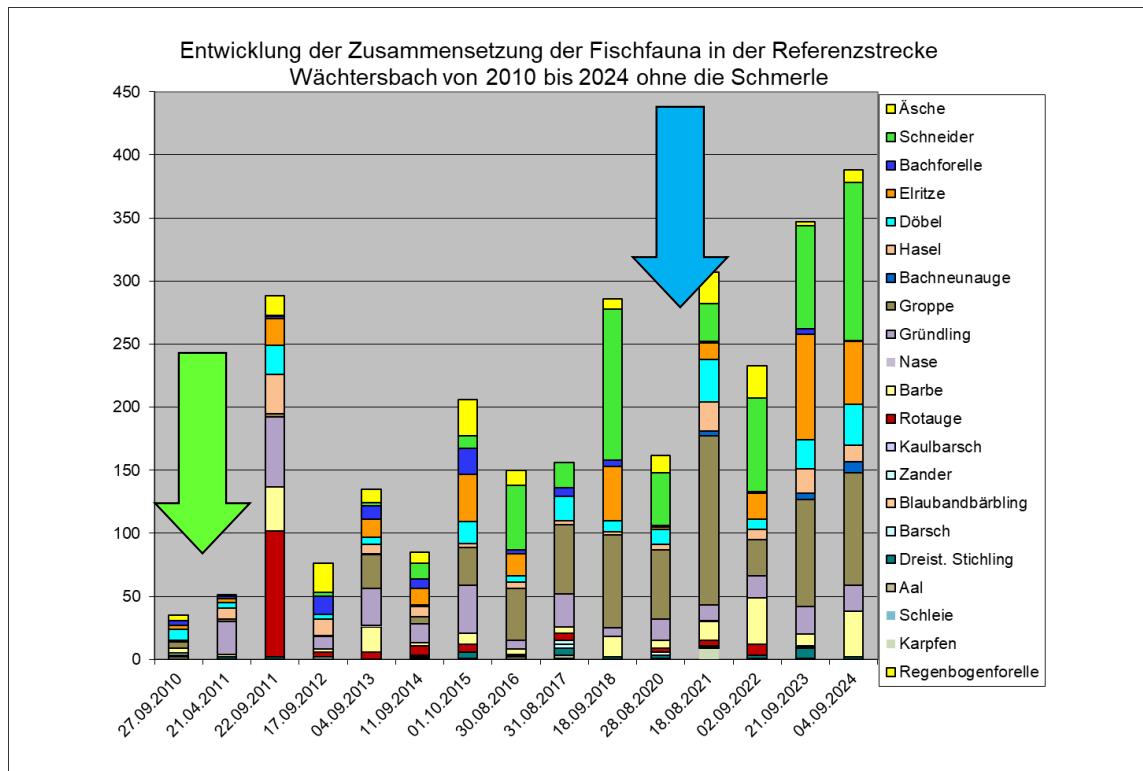


Abbildung 56: Entwicklung der Individuenzahlen (y-Achse: Anzahl Individuen) der Fischfauna ohne Schmerle der Referenzstrecke Wächtersbach der Kinzig von 2010 bis 2024 (grüner Pfeil: Schneiderbesatz, blauer Pfeil: Rückbau Sohlschwellen, Renat. Orbmündung 2017-2020)

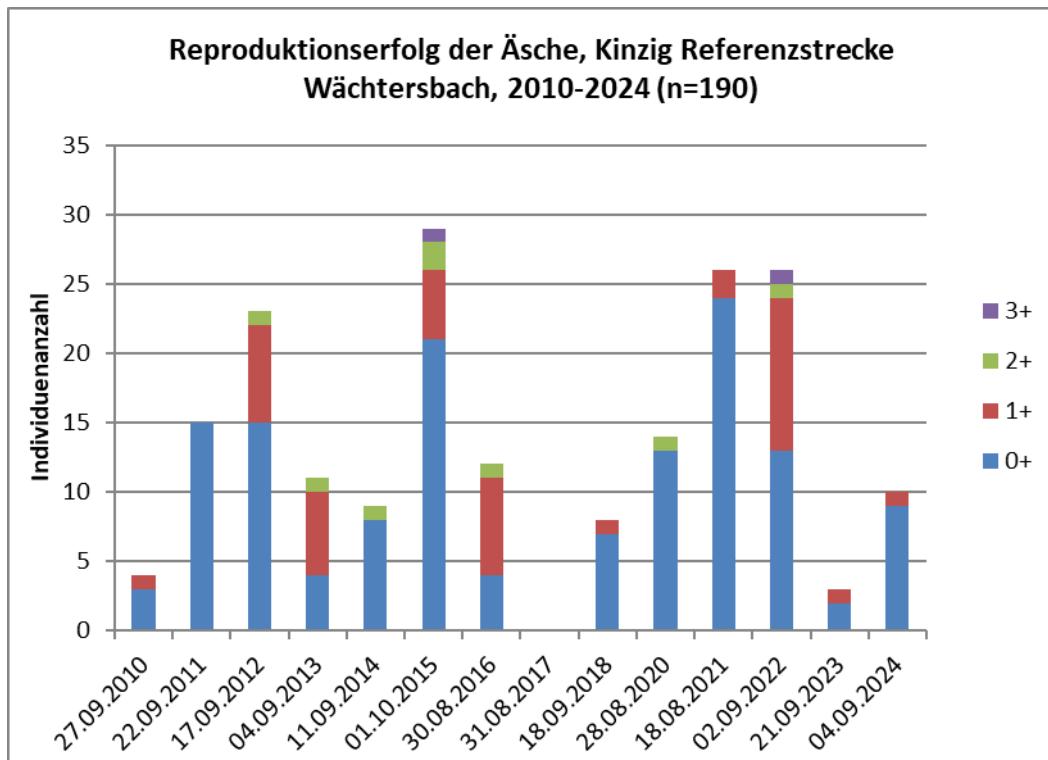


Abbildung 57: Reproduktionserfolg der Äsche und nachfolgender Altersaufbau der von 2010 bis 2024 gefangenen Äschen in der Referenzstrecke Wächtersbach

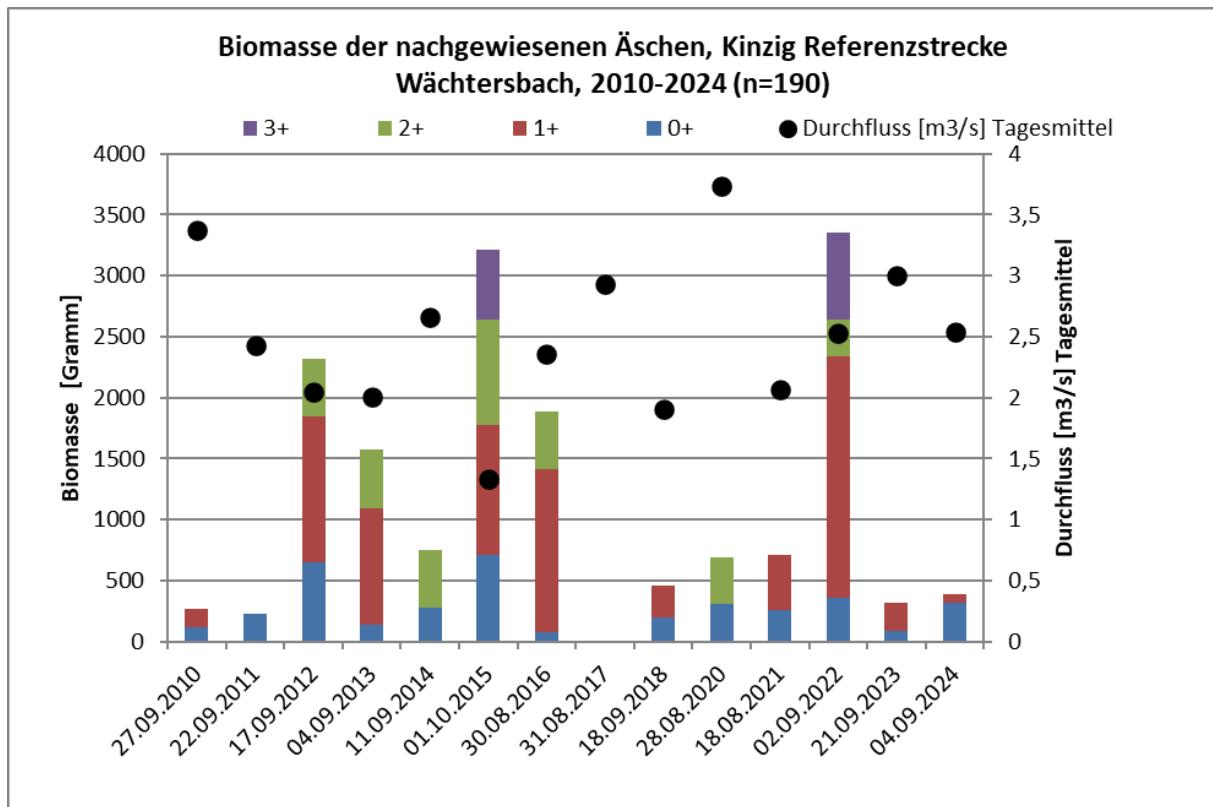


Abbildung 58: Biomasse der von 2010 bis 2024 gefangenen Äschen in der Referenzstrecke Wächtersbach sowie Abfluss am Pegel Gelnhausen während der Befischungstermine

## **8.4.2 Kinzig unterhalb der Ahler Talsperre**

### **Status Quo Äsche**

Im Jahr 2024 wurde zur Ermittlung Status Quo der Äsche und der Fischfauna unterhalb der Talsperre die Strecken „S2 Ahl Höhe Sportplatz“ sowie „Woco“, ein Kinzigabschnitt nördlich des Industrieunternehmens Woco auf 300 m Länge befischt. In beiden Strecken wurden 2024 keine Äsche nachgewiesen. Auch in den Befischungsdaten der IG Kinzig aus 2023 und 2024 im Bereich unterhalb der Talsperren konnten keine Äschen nachgewiesen werden. Bereits 2001 waren in einer Untersuchung zum Abstau der Kinzigtalsperre (Bobbe, 2003) in der Strecke unterhalb der Talsperre keine Äschen nachweisbar.

### **Sonstige Fischfauna, FFH-Zielart Groppe**

Diese Untersuchungsstrecke ist im besonderen Maße von der Bewirtschaftung der Talsperre beeinträchtigt, wie bereits Bobbe, 2003 zum damaligen Abstau der Talsperre nachweisen konnte. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung der Äsche in Südhessen wurden die Auswirkungen der Talsperre auf die Kinzig im Jahr 2018 näher untersucht (s. Bobbe, 2018). Es wurde folgende Defizite beschrieben:

- Für die Jahre 2009 bis 2015 wurden erhebliche Sauerstoffdefizite mit Minimalwerten von bis zu 1,04 mg/l für die Sommermonate festgestellt.
- Ebenso wurde durch die Aufheizung des Wasserkörpers der Talsperre eine Erhöhung der Temperaturen im Sommer um 3-5 °C sowie eine Erniedrigung der Temperaturen um 1-2 °C in den Wintermonaten beschrieben.
- Zudem wurde auf das Geschiebedefizit zwischen Talsperrenmauer und Salzeinemündung hingewiesen.

Die Fischfauna dieser vormals von Salmoniden dominierten Strecke wurde parallel zum abgestauten Zustand im Frühjahr 2023 und nach dem Wiederanstau im Verlauf des Jahres 2024 im Herbst 2024 untersucht. Somit liegen Befischungsdaten aus den Jahren 2023 und 2024 von der IG Kinzig zum Zeitpunkt vor und nach dem Wiederanstau vor.

Tabelle 15: Vergleich der Fischarten und -anzahlen in 3 Gewässerstrecken unterhalb der Talsperre für das Jahr 2023 vor dem Wiederanstau und 2024 nach dem Wiederanstau. Die Nähe zur Talsperre nimmt von „S1 Ahl“ nach „S2 Ahl“ und schließlich „Woco“ ab. Blau eingefärbt sind die eher rheophilen, orange die eher stagnophilen Fischarten (Talsperrenflüchtlinge)

Quelle	Fluß/Projekt	Datum	befischte Strecke [m]	Äsche	Schmerle	Döbel	Gründling	Schneider	Bachforelle	Bachneunauge	Barbe	Hassel	Elritze	Groppe	Nase	Hecht	Dreist. Stichling	Barsch	Ahl	Rotauge	BfB	Sonnenbarsch	Basse
IG Kinzig	S2 Ahl	19.05.2023	530	7	27	156		12		3	3			6						8			7
IG Kinzig	S1 Ahl	04.10.2024	360	11	9	22				1	6					1			3	2	10	1	7
INGA	S2 Ahl = Ahl Höhe Sportplatz	05.09.2024	300	46	26	37		1		1						2	14	2	2				3
INGA	Woco (300 m)	05.09.2024	300	33	35	54	10	1	1	11	5	6	217	3	6	2	1	11	2				

Bei dem Vergleich der Daten zwischen 2023 und 2024 der Strecke S2 Ahl wurden die Daten einer Frühjahrsbefischung (IG Kinzig, 2023) mit einer Herbstbefischung (INGA, 2024) miteinander verglichen. Aufgrund der unterschiedlichen Fischaktivitäten und unterschiedlichen Längen der Befischungsstrecken sind die Daten nicht direkt 1:1 vergleichbar. In allen Untersuchungsstrecken und Zeitpunkten zeigt sich eine Dominanz der drei Arten Schmerle, Döbel Gründling. Lediglich in der untersten Gewässerstrecke „Woco“ ist zusätzlich die Groppe dominant. Ein Vergleich der einzelnen Arten vor und nach dem Wiederanstau 2023 und 2024 ist vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Befischungsjahreszeiten dennoch mit Sicherheit qualitativ für die stationären Bodenfischarten zulässig. Dies sind die eher stationär lebenden Bodenfischarten Groppe und Bachneunauge. Weiterhin können kleine Stillwasserarten (Talsperrenflüchtlinge) in den Befischungsergebnissen miteinander verglichen werden.

Insgesamt zeigt sich eine starke Veränderung der Fischfauna sowohl vor als auch nach dem Wiederanstau („S2 Ahl“ 2023 und „S2 Ahl“ 2024), sowie eine starke Veränderung der Fischfauna im Längsverlauf unterhalb der Talsperre. Durch das unterhalb der Talsperre befindliche Wehr werden die Verhältnisse in dessen Stauraum (S1 Ahl) bei defizitären Sauerstoffbedingungen noch verstärkt. Erst 3,5 km unterhalb der Talsperre (Woco) konnten die gewässertypspezifischen rheophilen Arten wie Groppe, Bachneunauge, Schneider und Elritze wieder nachgewiesen werden, wohingegen sie oberhalb in den Untersuchungsstrecke S1 Ahl und S2 Ahl nicht vorhanden sind oder aufgrund des Talsperrenmanagements im Zuge des Wiederanstaus ausgestorben sind (Lokalisation der Probestellen: s. Abbildung 50).

**Groppe:** Die größte Veränderung zwischen „vor dem Wiederanstau 2023“ und „nach dem Wiederanstau 2024“ zeigt sich in den Strecken „S1 Ahl“ und „S2 Ahl“ mit dem völligen Verschwinden der Groppe. Erst in der Strecke „Woco“ tritt die Groppe mit hoher Dominanz wieder auf. Hier dürfte der einseitige Sohl- und Uferausbau der befischten Teilstrecke für die sehr hohe Dominanz der Groppe verantwortlich sein, da der blockige Verbau als Sekun-

därhabitat von der Art genutzt wird und sie sich dort in hoher Dichte einstellen kann. In der Strecke „S2 Ahl“ bestehen durch die dortige Pool-Riffle-Sequenzen im Niedrigwasserbett hinreichend Lebensraumstrukturen für die Groppe, die durch E-Befischungen in diesen Habitaten egal zu welcher Jahreszeit gut nachweisbar ist. Das Auftreten der Groppe im Jahr 2023 bestätigt diesen Befund. Das Fehlen der Groppe im Folgejahr in der gleichen Strecke zeigt den negativen Einfluss der Talsperrenbewirtschaftung in dieser Zwischenzeit auf, die maßgeblich vom Wiederanstau mit den dargestellten Effekten (Sauerstoffdefizit und Export von organischem Material) auf die Strecke geprägt war.

**Stillwasserarten der Talsperre:** Der negative Einfluss der Talsperre hinsichtlich des Verschiebung des Artenspektrums wird durch das verstärkte Auftreten von Arten wie Hecht, Blaubandbärbling, Dreistachliger Stichling, Sonnenbarsch, Brasse und Barsch in Gewässerstrecken der Kinzig unterhalb der Talsperre im Jahr deutlich, die augenscheinlich vermehrt aus der Talsperre eingespült wurden. Die Unterschiede zwischen den Jahren 2023 und 2024 deuten auf negative Effekte der Ereignisse nach dem Wiederanstau der Talsperre hin, der zu starken Verschiebungen der Artengemeinschaften innerhalb der beiden unterschiedlichen untersuchten Gewässerstrecken direkt unterhalb der Talsperre führt. So verlassen augenscheinlich die Arten mit höheren Sauerstoffansprüchen (Groppe, Bachforelle) die beiden Strecken, wodurch Arten mit geringeren Sauerstoffansprüchen (z.B. Schmerle, Rotauge) dominanter werden

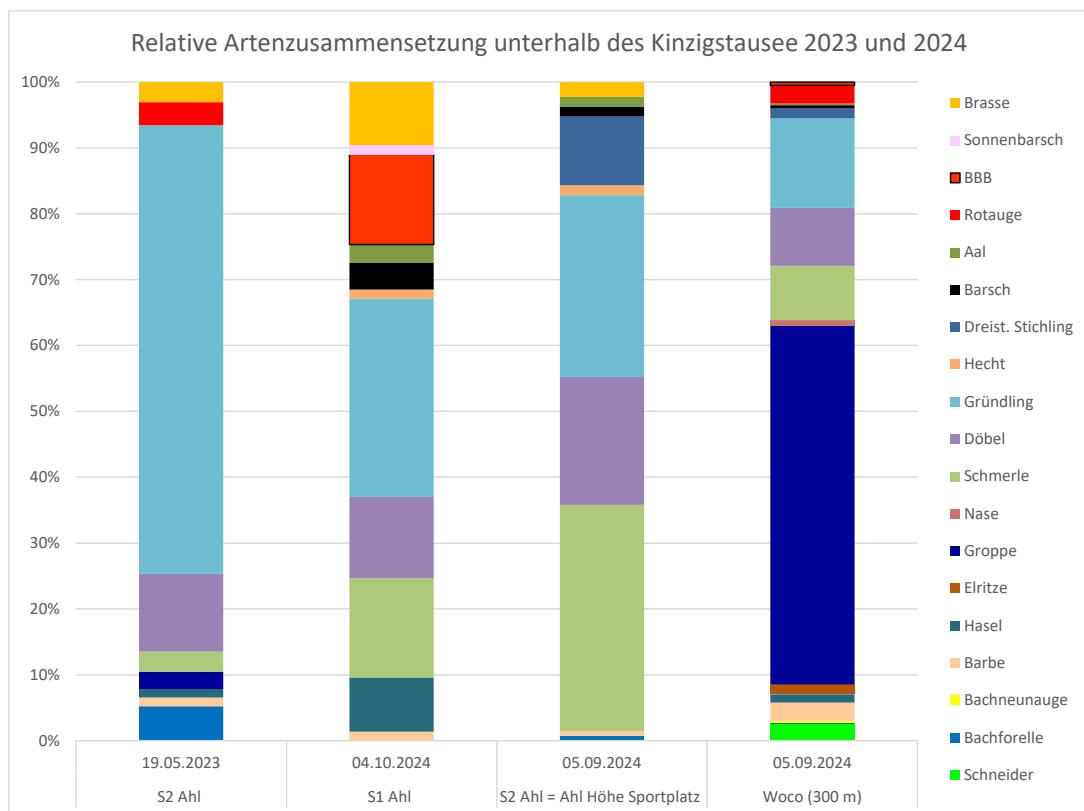


Abbildung 59: relative Artenzusammensetzung der gesamten Fischfauna der 2023 und 2024 untersuchten Gewässerabschnitte unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau

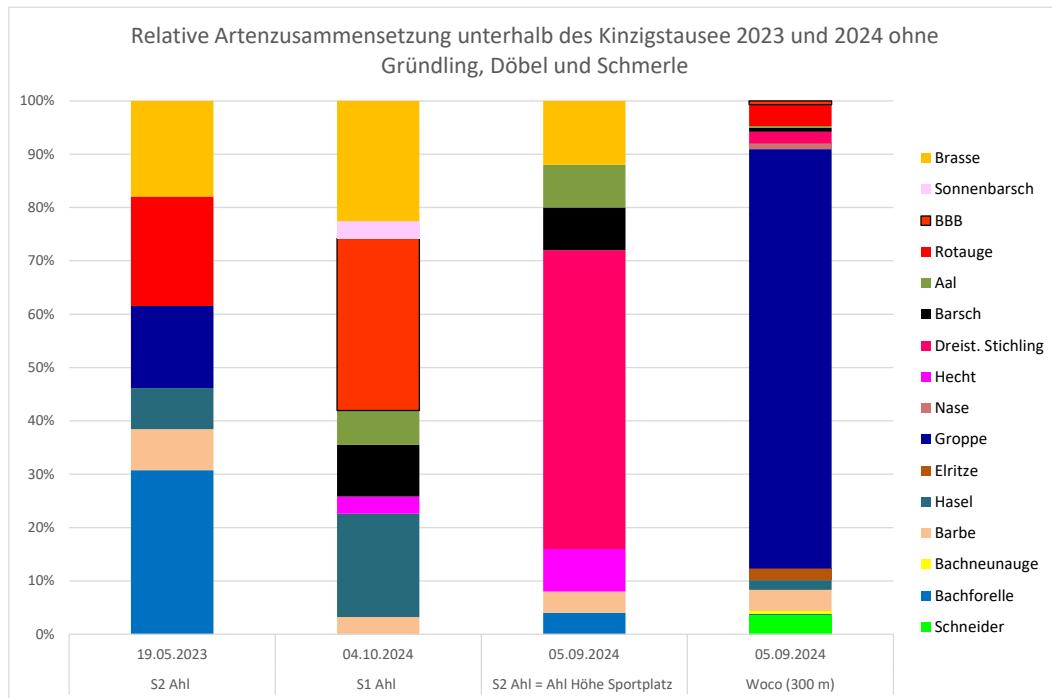


Abbildung 60: relative Artenzusammensetzung der Fischfauna ohne den dominanten Arten Gründling, Döbel und Schmerle der 2023 und 2024 untersuchten Gewässerabschnitte unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau

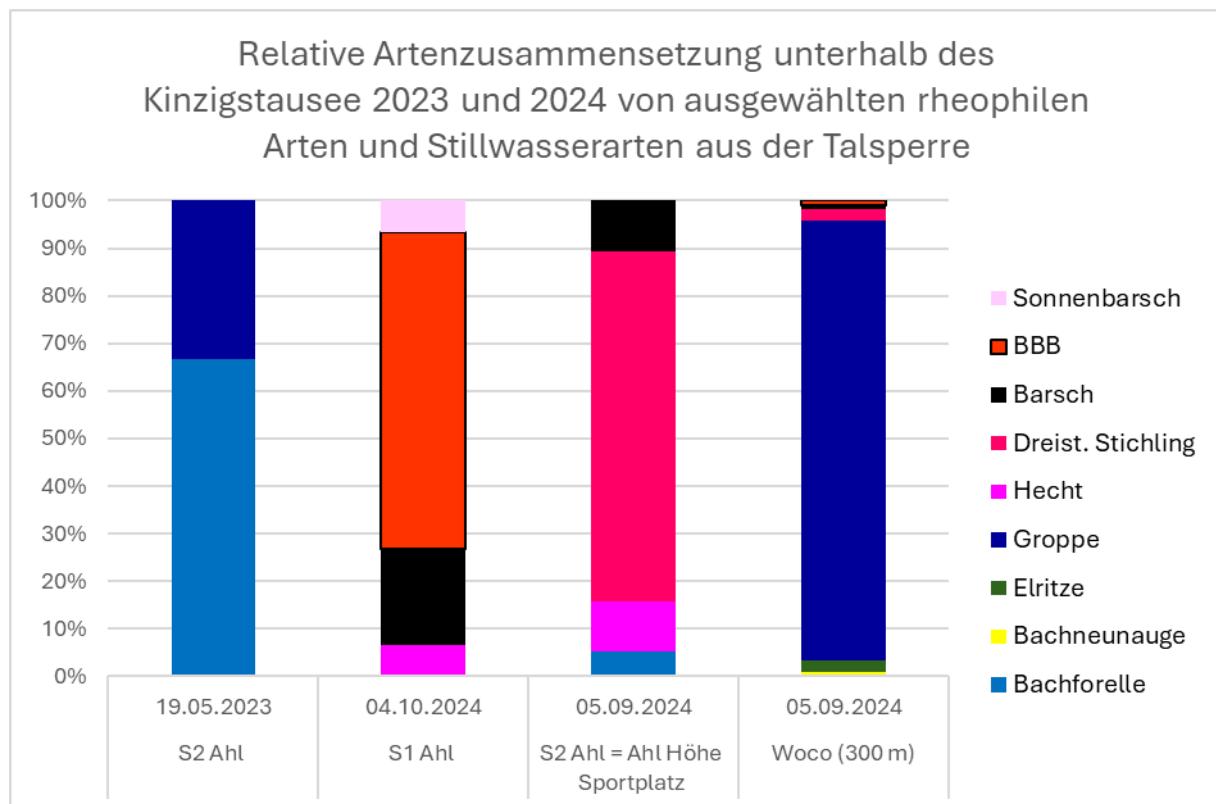


Abbildung 61: relative Artenzusammensetzung der rheophilen Bachforelle, Bachneunauge, Elritze und Groppe sowie der strömungstoleranten Arten Sonnenbarsch, Blaubandbärbling, Barsch, Dreistachliger Stichling und Hecht in den Jahren 2023 und 2024 in Gewässerabschnitten unterhalb der Talsperre, d.h. vor und nach dem Wiederanstau

**Andere Rheophile Arten:** Der obere Abschnitt (S1 und S2 Ahl) unterhalb der Talsperre wird sowohl im Jahr 2023 als auch 2024 nicht von Bachneunauge, Elritze und Schneider besiedelt. Dieser Befund indiziert deutliche Defizite hinsichtlich der durch die Talsperre verursachten Lebensbedingungen.

#### Ursachen der erheblichen Veränderung der Fischfauna unterhalb der Talsperre

Das Verschwinden der Groppe dürfte auf Defizite bei der Bewirtschaftung während der vertieften Sicherheitsprüfung zurückzuführen sein und erfordert gezielte Maßnahmen zum Ausgleich der erfolgten Schädigung der Fischfauna: Die vertiefte Sicherheitsprüfung erfolgte vom Frühjahr 2022 bis 2024. In dieser Trockenlegungsphase kam es durch das Trockenfallen der Talsperrenböden und dem vorhandenen hohen Nährstoffangebot zu einem massiven Aufwuchs von Vegetationsmasse. Diese wurde trotz mehrmaliger Hinweise nicht abgeräumt, sondern beim Wiederanstau überstaut. Infolgedessen kam es im Sommer 2024 zu massiven Zehrungsprozessen und Sauerstoffdefiziten, die zeitweise mit dem Tiefenwasser in die untere Kinzig abgegeben wurden. Diese Vorgänge sind wahrscheinlich maßgeblich für das Ver-

schwinden der Gruppe verantwortlich und zeigen u.a. einen defizitären Umgang mit den Schutzz Zielen des FFH-Gebietes.

Das Fehlen der Äsche ist vorwiegend auf morphologische Defizite wie auf die fehlende Sohlendynamik und die fehlenden Geschiebedynamik bzw. auf das Geschiebedefizit unterhalb der Talsperre zurückzuführen. Daneben spielen aber sicherlich auch das Talsperrenmanagement hinsichtlich der Art und Weise der Abgabe des Talsperrenwasser in die Kinzig eine maßgebliche Rolle. So wurden bereits vor 20 Jahren erhebliche Sauerstoffdefizite, die an die untere Kinzig weitergereicht wurden, nachgewiesen (s. Bobbe, 2003). Dieses für die Kinzig negative Management wurde im Rahmen der 2. Sicherheitsprüfung augenscheinlich nicht abgestellt, trotz der bestehenden umweltgesetzlichen Verpflichtungen hinsichtlich des Arten- Und Biotopschutzes (FFH-RL) und des Gewässerschutzes (WRRL-RL und OFGG). Lediglich das Wasserspiegelmanagement scheint an den Fluss Kinzig angepasst, da die Wasserspiegelschwankungen, d.h. zumindest die Hochwässer an die Kinzig weitergereicht werden. Jedoch erfolgt sicherlich zur Hochwassersicherheit der Unterlieger eine Kappung von sehr hohen Abflüssen.

Die von der IG Kinzig dokumentierten Sauerstoffmessungen im Längsverlauf der Kinzig unterhalb der Talsperre zeigen ein deutliches Sauerstoffdefizit am 25.07.2024 mit defizitären Werten von bis zu 2,78 mg/l. Zu diesem Zeitpunkt wurde **nachweislich Tiefenwasser** aus der Talsperre in die untere Kinzig abgegeben.

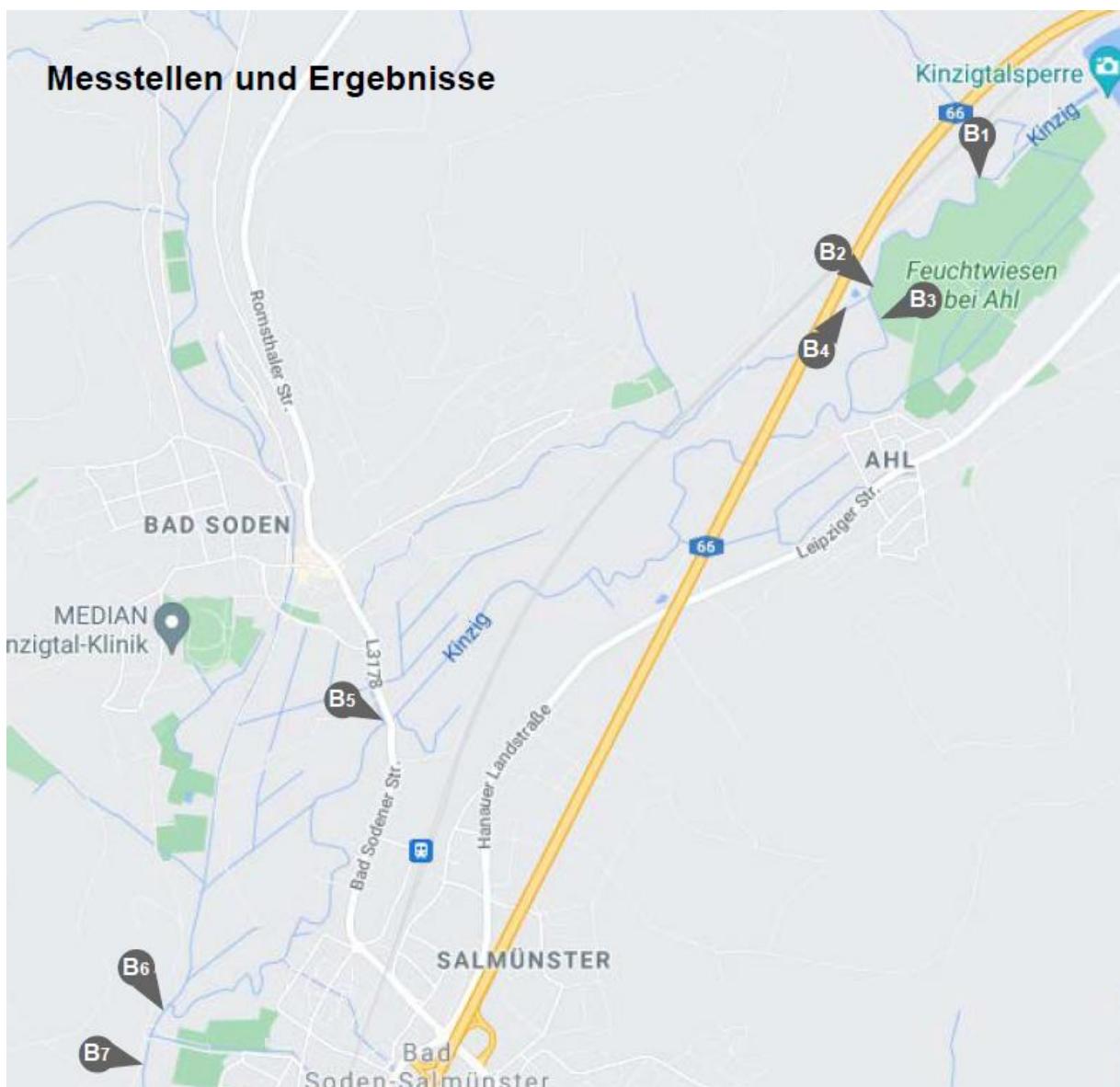


Abbildung 62: Probestandorte der Sauerstoffmessungen der IG Kinzig unterhalb der Talsperre

Tabelle 16: Sauerstoffgehalte in mg/l in der Kinzig unterhalb der Talsperre mit und ohne Tiefenablass

Standorte/ Datum	25.07.2024, mit Tiefenablasses aus der Talsperre	27.7.2024
B1	5,2	7,76
B2	3,2	6,75
B3	4,14	6,17
B4	2,78	6,23
B5	3,8	6,47
B6	5,93	6,12

Die amtlichen Meßdaten der HLNUG unterhalb der Talsperren bestehen nur aus Stichproben/Monat und lassen keine Aussagen zu. Ggf. vorhandene Eigenüberwachungsdaten des Betreibers der Talsperre liegen dem Verfasser nicht vor.

## 8.5 Genetische Untersuchungen

Die Bewertung der Genetik der untersuchten Wildpopulationen in der Kinzig wurde durch die Uni Dresden durchgeführt (Köbsch et al., 2024). Für die Kinzig wurden Teilpopulationen der Äsche in Kinzig, Kinzig oberhalb des Stausees, Bieber, Salz und Bracht untersucht. In der Bracht konnte nur eine Äsche beprobt werden. Eine Bewertung der Bracht-population wurde daher nicht weiterverfolgt. Auszug aus Köbsch (2024):

*„Die niedrige bzw. teils nicht-signifikante genetische Differenzierung zwischen den Populationen ‚Kinzig‘, ‚Salz‘ und ‚Bieber‘ sowie Bracht weist auf einen Genfluss zwischen den Populationen dieser Gewässer hin. Die Dominanzverhältnisse der vorkommenden mitochondrialen Composite-Haplotypen zeigen jedoch zwischen den Populationen auch Unterschiede, was für eine gewisse Eigenständigkeit der Populationen spricht. Der Einfluss der Besatzmaßnahmen in der Kinzig auf die genetische Zusammensetzung der heutigen Populationen kann auf Basis der vorliegenden Daten nicht abschließend beurteilt werden. In Hinblick auf das vorhandene Reproduktionspotential in der Kinzig und ihren Nebengewässern sollte statt Besatz eher die Aufwertung der Habitate und die Vernetzung der Teilpopulationen (Durchgängigkeit) unbedingt vorangetrieben werden.“*

*„Die Habitatqualität im untersuchten Abschnitt der Population ‚Kinzig\_ohTS‘ ist als eher schlecht einzuschätzen und die Populationengröße in der Folge klein (pers. Mitteilung T. Bobbe). In der Kombination mit der lang bestehenden Isolation durch den Bau der Kinzig-Talsperre in den 1960er Jahren liegt hier vermutlich die Ursache für die in dieser Population beobachtete geringe genetische Diversität in Bezug auf beide verwendeten Markersysteme. Der genetischen Flaschenhalseffekt durch einen starken Rückgang der Populationengröße im isolierten Abschnitt oder eine schon zum Zeitpunkt des Talsperrenbaus sehr kleine Population (Gründereffekt) führt zu der heute geringen genetischen Diversität. Durch die Isolation können auch keine neuen Haplo- oder Genotypen aus unterhalb liegenden Gewässerabschnitten einwandern, sodass mit einem weiteren Rückgang der genetischen Diversität zu rechnen ist.“*

Auch für diese Population werden folgende Maßnahmen- und Monitoringvorschläge in priori-tärer Reihenfolge abgeleitet:

1. Habitatverbesserung (Morphologie, Durchgängigkeit, Minimierung Belastungen) in Kombination mit Kormoranvergrämung. Weiterführung Monitoring zur Erkennung kritischer Entwicklungen.
2. Unterhalb einer kritischen Besatzgröße sollte ein Besatzprogramm möglichst auf der Grundlage vieler Elterntiere aus dem jeweiligen Gewässer (Lokalpopulation) selbst durchgeführt werden.
3. Nur bei zu geringer Größe der Wildpopulation kann auf Besatzmaßnahmen auf genetisch ähnliche Wildpopulationen oder auf den Zuchtstamm der Fischzucht Keidel zurückgegriffen werden.

## 8.6 Defizite und Maßnahmenempfehlungen

### 8.6.1 Kinzig unterhalb Wächtersbach

#### Nährstoffe, Sauerstoff

Die Ursachen der hohen Frachten oder Belastungsergebnisse liegen im Einzugsgebiet der Äschenvorkommen oberhalb von Gelnhausen wie z.B. jährlich schwankende Ammonium- und Nitrit-Belastungen im Frühjahr:

- Kläranlagen (möglicherweise: KA Niederzell, potenziell: KA Wächtersbach sollte erüchtigt werden, da bereits 20 Jahre alt) und Mischwasserentlastungen
- Diffuse Einträge aus der Landwirtschaft gefördert durch z.T. fehlende Uferrandstreifen
- illegale Einleitungen und Störfälle

#### Gewässerstruktur

Kleine Sohlschwellen und ein verkürzter sowie begradigter Kinziglauf befinden sich unterhalb der Straßenbrücke bei Aufenau. Aus Sicht der Äsche sollten die Sohlschwellen vollständig entfernt werden und die Kinzig in diesem Bereich renaturiert werden, so dass sich die gewässertypischen Gefälleverhältnisse wieder einstellen können und neue Laichhabitatem (vergl. Verdopplung geeigneter Schnellen-Habitate in der Strecke Haitz-Wirtheim im Zuge der Be- seitigung von Sohlschwellen) für die Äsche entstehen.

Weiterhin sollte die abschnittsweise fehlende Beschattung durch fehlendes Ufergehölz durch Ersatzpflanzungen mit Biberschutz verringert werden.

### Uferverbau

Der Uferverbau sollte auf längeren Strecken entfernt werden, so dass der Prozess der Seiten- und Längsentwicklung initiiert wird. Damit kann eine möglicherweise mittel- bis langfristig auftretende Tiefenerosion verhindert werden. Weiterhin ist es sinnvoll, die morphologischen Strukturen der Unterläufe von Bieber, Salz und Bracht zu verbessern, da diese Gewässer einen wesentlichen Input von Äschen für die Kinzig liefern und die Unterläufe der genannten Nebenbäche wertvolle Lebensräume für die Äsche darstellen könnten.

### Stauhaltungen

Der Aufstau der **Stauhaltung der ehemaligen Mühle Kinzighausen** und die **Stauhaltung des Veritas-Wehres bei Gelnhausen** vernichtet fließgewässertypische Habitate bzw. die Lebensräume der rheophilen Arten auf einer Strecke von 1,4 km bei der Stauhaltung Aufenau (siehe Habitatkartierung) und ca. 2,3 km bei der Stauhaltung des Veritas-Wehres. Die Stauhaltungen auf einer Strecke von insgesamt 3,7 km wirken als Wanderbarriere nicht nur für Fische (BOBBE, 2016) sondern auch für das Benthos (s. BOBBE, 1993).

Da an der Wehranlage Mühle Kinzighausen keine Wasserrechte mehr bestehen, sollte vor dem dargestellten Hintergrund ein Verfahren zum Rückbau der Stauhaltungen von Seiten der Wasserbehörden eröffnet werden, um den Forderungen der WRRL nach einem guten ökologischen Zustand nachzukommen.

Der Rückbau der Stauhaltung des Veritas-Wehres befindet sich derzeit in Abstimmung und Planung. Dabei sollte der Graben der Himmelauer Mühle näher untersucht werden, um zu entscheiden, wie mit dem Mühlgraben aus fischereifachlicher Sicht umgegangen werden sollte. Die Zusammenschau und Abwägung der gewässerökologischen Potenziale derjenigen Gewässerstrecken, die von der Absenkung des Stauziels betroffenen sind, sollte durchgeführt werden. So bestehen auch im oberwertigen Abschnitt von der IGK angeführte morphologische Defizite, die es zu korrigieren gilt.

### Kormoran

In harten Wintern, wenn die großen Stillgewässer zufrieren, ist von einem starken Einfluss des Kormorans auf die Fischartengemeinschaften der Äschenregion auszugehen. Der Kormoran sucht dann vom Main kommend die nicht zugefrorenen Mittelgebirgsbäche als Nahrungsquelle auf. Für diese Zeiten sollte eine Kormoranvergrämung in den Zentren der Äschenverbreitung zwischen Gelnhausen und Bad Soden und in den Nebenbächen Salz und Biber aktiv betrieben werden. Zu den Kormoranzahlen der einzelnen Einzugsgebiete und deren Einfluss auf die Äsche liegen bislang keine Daten vor und können daher auch nicht berücksichtigt werden. Generell ist jedoch der Kormoran ein negativer Faktor der im gege-

benen Fall - vor dem Hintergrund der vielfach vorhandenen anderen Defizite - auch bestandsbedrohend wirken kann. Eine Vergrämung ist daher auch in den Verbreitungszentren der Äsche zu empfehlen, jedoch kann die Vergrämung die erforderliche Behebung der anderen vorhandenen Defizite nicht ersetzen.

#### Besatzempfehlung für die Äsche

Die Ergebnisse im Jahr 2024 zeigen eine gegenüber dem Vorjahr wieder erhöhten Reproduktionserfolg, vermutlich bedingt durch die günstigeren Abflußbedingungen während der Interstitialphase der Äsche im Vergleich zum Vorjahr. Die Befischungsergebnisse insgesamt zeigen, dass sich die hohe Reproduktion aus dem Jahr 2021 in eine hohe Rekrutierung 2022 niedergeschlagen hat und damit einen höheren Biomasseaufbau generiert. Die Äschenpopulationsschwankungen sind damit maßgeblich von den Jahren mit gutem Reproduktionserfolg abhängig. Der 2005 und 2013 getätigte Stützbesatz hat dagegen nur einen kurzfristigen Effekt von 3 Jahren, in denen die Population „künstlich“ angehoben wird. Die Jahre 2010 bis 2012 und 2018 bis 2024 zeigen, dass die Äsche ohne Stützbesatz eigenständig in der Lage ist, sich in der Kinzig durch autochthone Naturvermehrung zu erhalten. Auch in den Seitenbächen Salz und Bieber existieren selbst reproduzierende Äschenvorkommen. Die genetischen Analysen zeigen einen Genfluss zwischen der Bieber- und Kinzigpopulation weniger als zwischen Salz und Kinzig. Die Äsche der Kinzig oberhalb des Ahler Stausees ist dagegen isoliert und zeigt einen dadurch bedingten möglichen genetische Flaschenhals.

Neben den funktionierenden Reproduktionszentren der Äsche in Salz und Bieber, zeigen die Ergebnisse in der Kinzig, dass die Äschenpopulation stark von den positiven Reproduktionsjahren abhängt. Schlechte Reproduktionsjahre können aber immer wieder durch zuwandern-  
de Äschen aus den Nebengewässern bzw. umgekehrt kompensiert werden, wie dies durch die genetischen Untersuchungen zwischen Bieber und Kinzig nachgewiesen wurde (s. KÖBSCH ET. AL. 2021). Das Vermögen der vorhandenen Population, aus eigener Reproduktion ein ausreichendes Biomasseniveau zu rekrutieren, zeigt, dass ein Besatz aktuell überflüssig ist und somit eine kontraproduktive Gefährdung des Äschenbestands darstellt.

**Ein Äschenbesatz sollte vor dem Hintergrund der vorliegenden Daten nicht durchgeführt werden, da er den Hegezielen sowie den Anforderungen des Biodiversitätsschutz widersprechen würde und die weitere Entwicklung der Äschenpopulationen in den Hauptverbreitungszentren Kinzig, Salz und Bieber gefährden könnte.**

Aus folgenden Gründen ist aktuell ein Äschenbesatz abzulehnen:

- Aktuell existieren reproduktive genetische unterscheidbare Äschenbestände in der Kinzig unterhalb und oberhalb des Ahler Stausees sowie in den Nebenbächen Bieber und Salz, die sich selbst erhalten können und die genetisch dem Besatzstamm Keidel ähnlich sind, sich aber auch moderat von diesem unterscheiden. Daraus ist eine eigenständige genetische Differenzierung bzw. Entwicklung einer stärkeren Differenzierung durch spezifische Anpassungen der Teilpopulationen an ihren Lebensraum ablesbar.
- Die Ergebnisse 2021 und 2022 zeigen, dass der Äschenbestand eine hohe Reproduktion (2021) und folgend hohe Rekrutierung (2022) autochthon zu erzeugen vermag, so dass ein Biomasseniveau erreicht werden kann, das dem mit Stützbesatz entspricht. Jahre mit geringem Reproduktionserfolg können durch Migrationen aus den Nebenbächen ausgeglichen werden.
- In der Bracht existiert derzeit kein nachweisbarer autochthoner Äschenbestand. Das sporadische bzw. geringe Auftreten der Äsche resultiert vermutlich über Einwanderung aus der Kinzig. Die Ursachen für das geringe Äschenaufkommen sind noch nicht geklärt. Sie sollten erst abgestellt werden. Ein Äschenbesatz würde daher ins Leere laufen.
- Ein Fremdbesatz kann die genetische Integrität der Äschenpopulationen des Gewässersystems der Kinzig schwächen (s. GUM, 2007). Es besteht kein Äschenzuchtprogramm mit Äschen aus dem Kinzigeinzugsgebiet. Ein Besatz mit Äschen aus einem anderen Einzugsgebiet kann zu einer Hybridisierung und zum Verlust der Fitness von Wildpopulation führen.
- Die Genetik der Äschenpopulationen des Kinzigsystems ist eigenständig und steht zwischen der Genetik der Rhein- und Weserpopulationen. Darüber hinaus haben sich eigene genetische Rassen gebildet oder bilden sich aktuell. Daraus folgt, dass die Äschenpopulationen als eigenständige genetische Typen zu managen sind. Dies bedeutet, dass die Äschenbestände der Kinzig und der Nebenbäche aktuell ohne Besatz bewirtschaftet werden sollten, um den genetischen Bestand oder Prozess der Biodiversität nicht durch Besatztiere mit anderer Genetik negativ zu beeinträchtigen oder zu schwächen. Nur im Ausnahmefall, falls eine Äschenpopulation unter eine kritische Bestandsgröße zurückfällt, ist eine Stützbesatz aus dem „Keidelstamm“ zulässig bzw. aus einem Besatzprogramm aus Nachkommen möglichst vieler Elterntiere aus dem jeweiligen Gewässer selbst (s. KÖBSCH, 2021, KÖBSCH ET. AL 2024).

- Aus Sicht der Oberen Fischereibehörde RP Darmstadt stellt sich die Frage: „*ob es Sinn macht, bereits jetzt über den Aufbau von Zuchtlinien nachzudenken. Wenn der Bestand erst einmal eingebrochen ist, könnte dies schwierig werden. Umgekehrt macht der Aufbau eines entsprechenden Bestandes nur Sinn, wenn die Tiere dann auch abgesetzt/verkauft werden, da ein etwaiger Züchter (z. B. Fischzucht Keidel) dies nicht aus Selbstzweck machen würde. Das Knowhow der Fischzucht Keidel droht auch verloren zu gehen, sollte gar kein Absatz mehr erfolgen. Es müsste zeitnah diskutiert und festlegt werden, was sinnvoll und machbar ist.*“ Damit verbunden wäre die Frage, inwieweit die Weiterführung der Zuchtlinie aus staatlichen Mittel finanziert werden könnte.
- Insbesondere für die Äschenpopulation der oberen Kinzig muss der vorläufig festgestellte höhere Autochthoniegrad naturschutzfachlich und aus Sicht der Biodiversität besonders berücksichtigt werden. Die genetischen Daten deuten darauf hin, dass es sich z.T. noch um einen ursprünglichen genetischen Typus der Äsche handelt. Ein Äschenbesatz könnte diesen besonders wertvollen Äschenstamm ggfs. negativ beeinträchtigen.
- Die Beseitigung von Beeinträchtigungen, insbesondere der bestehenden Wanderhindernissen zwischen Kinzig und Salz sowie Bracht wird mehr zu stabileren Äschenpopulationen und höheren Abundanzen führen, als dies durch Besatz erreichbar ist (s. a. ARLINGHAUS ET AL., 2014).

Aufgrund der vorliegenden Daten sollte ein ganzjähriges Besatz- und Entnahmeverbot für die Äsche in der Kinzig und den Nebenbächen ausgesprochen werden.

Feststellung RP Darmstadt vom 26.11.2024: „*Zwar ist eine Verlängerung der Schonzeit durch den Bewirtschafter in begründeten Fällen ohne Genehmigung möglich, jedoch darf hieraus kein Catch & Release resultieren (vergl. § 2 Abs. 4 Satz 2 der Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei, die Fischerprüfung, die Fischereiabgabe und die Hegegemeinschaften - HFischV). In Anbetracht der hier vorliegenden gutachterlichen Empfehlung wird im Einvernehmen mit dem Auftraggeber des hier vorliegenden Gutachtens die Zustimmung für eine ganzjährige Schonung der Äsche im Projektgebiet im Vorgriff auf den fischereilichen Hegeplan grundsätzlich erteilt.*“

### **8.6.2 Kinzig direkt unterhalb des Ahler Stausee**

Während des Aufstaubetriebes des Ahler Stausees kann es im Sommer nach dem Sterben von Planktonblüten in der unterstrom liegenden Kinzig zu starken Sauerstoffzehrungen (< 4 mg/l O<sub>2</sub>), wenn sich das absterbende/abgestorbene organische Material in die Kinzig gelangt

(s. BOBBE, 2017). Im Rahmen der 2. Sicherheitsprüfung des Ahler Stausees wurden Sauerstoffdefizite nach dem Wiederanstau in der Kinzig unterhalb festgestellt. Der Wiederanstau der Talsperre erfolgt bei Vorhandensein eines durch die Trockenlegung gewachsenen starken organischen Pflanzenaufwuchses am Talsperrenboden und des anschließenden organischen oxidativen Abbaus nach dem Wiederanstau mit gemessenen Sauerstoffdefiziten im Ablauf der Talsperre. Der Wiederanstau 2024 hat infolge zum Ausfall der Groppe in der Kinzig unterhalb der Talsperre geführt. Aus Sicht der Fischökologie sollten kurzfristig eine Optimierung der Abflusssteuerung des Ahler Stausees hinsichtlich des Sauerstoff- und Temperaturregimes sowie des Phytoplanktonexports während der Sommermonate geprüft und zu gunsten des Fließgewässers optimiert werden.

Nach Angaben der Oberen Fischereibehörde RP Darmstadt (schriftl. Mitteil.) wurden „*entsprechende Vorgaben für den Talsperrenbetrieb nebst fortlaufender Überwachung der Wasserqualität innerhalb sowie im Abstrom der Talsperre und Notfallmaßnahmen 2024 durch das Regierungspräsidium Darmstadt in Abstimmung mit dem HLNUG angeordnet und befinden sich derzeit in der Evaluation*“.

Nur so können die erheblich negativen Auswirkungen auf die gewässertypische Fisch- und Makrozoobenthosfauna minimiert werden. Weitere negative Wirkungen des Stausees auf das Fließgewässer Kinzig sind Störung des Geschiebehaushaltes, Temperaturstörung in der Äschenregion sowie fortlaufender Eintrag von Stilwasserarten (z. B. Zander, Rotauge).

Aufgrund der erheblichen Beeinträchtigung des Erhaltungszustandes der Groppe unterhalb der Talsperre im Jahr 2024 sind Ausgleichsmaßnahmen zur Wiederherstellung der Morphologie sowie zur künftigen Vermeidung von schädlichen Sauerstoffdefiziten und trophischen Einflüssen auf die untere Kinzig zu fordern.

Unterhalb der Ahler Talsperre sollten Maßnahmen zur Reduzierung der Defizite des Geschiebehaushaltes, zur Redynamisierung der Gewässermorphologie, die durch Grünverbau der Ufer festgelegt ist, sowie zur Dynamisierung der Sohlsubstrate bzw. Vermeidung einer weiteren Tiefenerosion erfolgen. Dazu gehören

- dauerhafte und wiederholende Anlage von Geschiebedepots
- Anlage von Gewässerrandstreifen
- punktuellen Entfernung des Grünverbaus und Einbringung von Totholz zur Redynamisierung des Gewässers durch Förderung der Seiten- bzw. Prallhangerosion
- Abbau bzw. Absenkung der unpassierbaren Sohlrampe mit Wanderhindernis-ID 37316 und Wiederherstellung von flusstypischen Strukturverhältnissen

## 8.7 Zusammenfassung Kinzig

Monitoring: Das Monitoring der Äschenpopulation der Kinzig zeigte eine positive Bestandsentwicklung der Fischfauna seit 2014 und Zeitphasen ohne Besatz, in denen die Äsche autochthone Bestände bildet. Im Jahr 2022 konnte die höchste Biomasse (ohne Besatzeinfluß) in der Kinzig nachgewiesen werden. Nach dem durch Hochwasserereignisse zur Initialphase bedingtes schlechtes Reproduktionsjahr 2023 konnte im Jahr 2024 wieder eine erfolgreiche Reproduktion in der Kinzig nachgewiesen werden. Eine kritische Bestands situation ist somit vorerst nicht gegeben.

Ahler Stausee: Unterhalb des Ahler Stausee wurde durch den Wiederaufstau der Talsperre nach Beendigung der 2. Sicherheitsüberprüfung durch ein defizitäres Management sauerstoffarmes Tiefenwasser abgegeben, welches augenscheinlich zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Groppe im Unterwasser der Talsperre geführt hat. Auch die übrige Fischzönose ist in diesem Abschnitt stark defizitär. Die Fischfauna und speziell die Population der Groppe wurde /wird in dem unterstromigen Abschnitt geschädigt, was einen negativen Einfluß auf die WRRL-Qualitätskomponente „Fische“ hat. Als Ausgleichsmaßnahmen sind die wiederkehrende Anlage von Geschiebedepots und die Redynamisierung des durch Grünverbau festgelegten Abschnittes zur Minimierung der negativen Einflüsse der Talsperre zu fordern. Daneben ist ein nachhaltiges Management der Talsperre zur Minimierung dessen Einflüsse auf die Untere Kinzig gemäß den Zielen der WRRL und der Oberflächengewässerverordnung zu regeln.

Genetische Untersuchungen: Die Äschenpopulationen der **Kinzig** unterhalb und oberhalb des Stausees, der **Bieber** und **Salz** wurden abschließend genetisch untersucht.

Dabei zeigt sich eine eigenständige Differenzierung der jeweiligen Populationen zugleich aber auch deren hoher Verwandtschaftsgrad. Damit sind die einzelnen Populationen genetisch eigenständig und sollten ohne Besatz gemanagt werden. Insgesamt zeigt sich im Bundesweiten Vergleich ein eigenständiges südhessisches Cluster, das sich zwischen dem Rhein – und Wesercluster bewegt. Inwiefern dies phylogenetisch auf natürliche Weise oder durch Besatz entwickelt hat, lässt sich abschließend nicht eindeutig klären. Für die Besatzstrategie und das Management der Kinzig incl. Nebenbäche bleibt folgende Feststellung:

Besatz: *In Hinblick auf das vorhandene Reproduktionspotential in der Kinzig und ihren Nebengewässern sollte statt Besatz eher die Aufwertung der Habitate und die Vernetzung der Teilpopulationen (Durchgängigkeit) vorangetrieben werden.*

Defizite und Maßnahmenempfehlungen: Die morphologischen Defizite insbesondere der Uferverbau der Kinzig sowie die Stauhaltungen Aufenau und Gelnhausen sollten soweit möglich beseitigt werden. Der begradigte Abschnitt der Kinzig unterhalb der Stauhaltung Aufenau sollte entfesselt werden. Die Talsperre Ahler See sollte als Hochwassertrockenbecken umgebaut werden. Weiterhin sollten die Unterläufe von Bracht, Salz und Orb renaturiert werden. Weiterhin sollte eine mögliche Beeinträchtigung der Wasserqualität durch die KA Niederzell /Schlüchtern überprüft werden. Zudem müssen die noch vorhandenen Wanderhindernisse in den Äschenregionen und unteren Forellenregionen der Nebenbäche Orb, Bracht und insbesondere der Salz beseitigt werden.

## 9 Kormoran

### 9.1 Autökologie und Erfassungsmethodik

Der Kormoran ist mit 1700-3000 g Körpergewicht, 130-160 cm Flügelspannweite und als Zugvogel bzw. Teilzieher ein großer hochmobiler Vogel (BAUER et al. 2005). Er brütet in großen Kolonien, lebt während der Brutsaison gesellig und jagt oft in Trupps. Außerhalb der Brutsaison dagegen lebt er in lockeren oft nur temporären Trupps, was die Einschätzung erschwert ob es sich bei einer Sichtung an verschiedenen Gewässern oder Gewässerabschnitten um dieselben Tiere handelt. Kormorane sind tagaktiv und finden sich abends an gemeinschaftlichen Schlafplätzen ein, an denen eine Zählung möglich ist. Da die Zahlen wegen der fehlenden sozialen und örtlichen Bindung im Winter stark schwanken können, ist ein winterlicher Mittelwert basierend auf einer z.B. monatlichen Zählung von Oktober bis März sinnvoll. Der Aktionsradius um den Schlafplatz wird mit bis zu 60 km (UIBLEIN et al. 2000) und teils wesentlich mehr (MAUMARY et al. 2007) angegeben. Aus verschiedenen Gründen wird oft von geringeren Radien, wie z.B. 20 km, ausgegangen, die regelmäßig genutzt werden, um den potentiellen Fraßdruck einzuschätzen (LANUV NRW 2013 und Quellen darin). Dies ist auch insofern plausibel, da mit zunehmender Flugzeit Aufwand und Energieverbrauch steigen, was nahelegt, dass näher gelegene Nahrungsplätze regelmäßiger bzw. wahrscheinlicher frequentiert werden. Zudem besteht im Winter kaum eine Ortsbindung, im Gegensatz zu einer Brutkolonie, sodass ein Weiterzug wahrscheinlicher wird, wenn im näheren Umkreis eines Winter-Schlafplatzes keine zu der Zeit geeigneten Nahrungshabitate zur Verfügung stehen. Im Falle von großen Schlafplätzen bzw. Brutkolonien dürfte die hohe Individuenzahl dazu führen, dass weiter entfernte Nahrungshabitate eher frequentiert werden. Wegen der hohen Mobilität und großen potenziellen Aktionsradien erscheint es schwierig direkte Zusammenhänge zwischen z.B. Winterzählungen an bekannten Schlafplätzen sowie Brutpaaren an bekannten Koloniestandorten und einzelnen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten im größeren Umfeld herzustellen. Einzelsichtungen an sensiblen Nahrungshabiten, wie beispielsweise in der Äschenregion oder an Wanderhindernissen, Fischtreppen und Umgehungsgerinnen sind wichtig, um abzuschätzen, ob bestimmte Gewässer bzw. Gewässerabschnitte frequentiert werden und in welchem Maße. Sie erlauben aber kaum eine wissenschaftliche Auswertung, wenn sie nicht systematisch erhoben werden. Wegen der hohen Mobilität, der geringen Ortstreue und der großen möglichen Aktionsradien des Kormoran ist eine systematische Erfassung aufwendig. Für die abendliche Zählung an winterlichen Schlafplätzen an taggenauen Terminen ist ein entsprechender Personalaufwand nötig, da ohne besondere technische Hilfsmittel nur ein oder wenige Schlafplätze pro Termin von einem Bearbeiter gezählt werden können.

## 9.2 Datenlage

Für die Jahre 2011 bis 2019 liegen nur bedingt und/oder ungenau lokalisierte Daten vom HLNUG vor; z.B. zusammengefasst für den Main in Hessen zwischen der Mündung der Gersprenz bis zur Mündung in den Rhein. Während die Zahl der Brutpaare in diesen Daten genau angegeben ist, handelt es sich bei den (winterlichen) Durchzüglern größtenteils nur um teils große Wertebereiche; bspw. "10-50" oder "200-600".

Für die Jahre 2020 bis 2022 liegen vom HLNUG dagegen genau lokalisierte Daten zu Brutpaaren und Winterzählungen für bekannte Schlafplätze vor.

Darüber hinaus liegen einzelne und unsystematische Beobachtungen aus den Untersuchungsgebieten oder dem Umfeld vor, die keine tiefergehende Auswertung ermöglichen. Eine Verschneidung dieser unterschiedlicher Daten ist nicht oder nur mit großen Unsicherheiten gegeben.

In einem Radius von 25 km um die Untersuchungsgebiete an der Sinn, der Jossa und der Mümling liegen Daten zu bekannte Kormoranschlafplätze vor die beim bayerischen LfU bzw. LBV angefragt und deren Veröffentlichungen eingesehen wurden. In einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet an der Mümling liegt ein bekannter Schlafplatz am Neckar in Hessen.

In Baden-Württemberg befinden sich in noch etwas größerer Entfernung im Neckartal Brutnachweise in geringer Zahl (LUBW 2023) und in allen grenznahen Landkreisen sind aus der Vergangenheit winterliche Schlafplätze bekannt (BAUER 2013). Im Rahmen der ehrenamtlichen Erfassung rastender Wasservögel werden auch Kormorane miterfasst. Eine Winterbestandserfassung des Kormoran ist zuletzt aus dem Jahr 2013 bekannt (BAUER 2013).

## 9.3 Sinn

In den Daten des HLNUG von 2020 bis 2022 (Schlafplätze und Brutpaare) wird keine Brutkolonie in einem Radius von 35 km um die Probestellen an Sinn und Jossa angegeben. In den lokalisierten Daten liegen für den Winter 2021/2022 für den nahegelegenen Kinzigstausee für die winterliche Schlafplatzzählung ein Wintermittelwert von 36 Kormoranen vor. Für die Zähsaison 2013/2014 wird ein Maximum von 78 Vögeln für den Kinzigstausee genannt. In den Daten von 2011 bis 2019 liegen Daten zur Schlafplatzzählung für die Kinzig zwischen der Gründau-Mündung und der Mündung in den Main vor, wobei es sich um Wertebereiche, Schätzungen und/oder Mittelwerte handelt.

In rund 30 km Entfernung liegt der bekannte über mehrere Jahre regelmäßig genutzte Winterschlafplatz am Aueweiher bei Fulda mit im Wintermittel 19 bis 25 Tieren (2019-2022). In einer Entfernung von ca. 50-55 km liegen große Schlafplätze am Main und in der Wetterau. An den Seen der Wetterau sind zudem auch einzelne Brutnachweise mit 1-8 Brutpaaren bekannt (2019-2022).

In einem Radius von 35 km liegen auf bayrischer Seite mehrere bekannte kleinere Winterschlafplätze und im Radius von 60 km Entfernung ein Winterschlafplatz mit über 200 Tieren und drei Winterschlafplätze mit 50-200 Tieren (Wintermittelwert 2022/2023, LfU 2024). Insgesamt wurde für Unterfranken ein regionales Mittel von 909 Kormoranen für das Winterhalbjahr (Oktober bis März) 2022/2023 ermittelt. Für das Winterhalbjahr 2020/2021 gibt das LfU für Unterfranken ein regionales Mittel von 1486 an, dass rund 50% über dem 10-Jahres-Durchschnitt liegt. Brutnachweise liegen u.a. von zwei Seen im bayrischen Maintal vor. Am Hörsteiner See nördlich von Aschaffenburg in weniger als 50 km Entfernung zu den Untersuchungsgebieten an Sinn und Jossa wuchs die Koloniegröße von 2005 bis 2022 auf 148 Tiere an, wobei das bisherige Maximum der Daten 2021 mit 174 Tieren erreicht wurde (LfU 2022). Die Garstadter Seen südlich von Schweinfurt sind weniger als 60 km von den Untersuchungsgebieten entfernt. Der Erstnachweis ist hier auf 1997 datiert, mit einem Maximum von 102 Brutpaaren 2008 und stetig unter 50 Tieren ab 2013 mit fallender Tendenz. Im Radius von 60 km befinden sich aus der Vergangenheit bekannte Schlafplätze in Hessen, Bayern und Baden-Württemberg, v.a. im Maintal.

Für u.a. das 1. Quartal 2023 und den Winter 2023/2024 liegen Kormoransichtungen von dem hessischen Teil der Sinn im Bereich Jossa, Altengronau und Zeitlofs vor. An der Sinn wurden an insgesamt 27 Terminen von Januar 2023 bis November 2024 je 3 - 12 Kormorane gesehen. Bildet man daraus Mittelwerte für das 1. Quartal 2023 bzw. den Winter 2023/2024 so ergibt sich eine ähnliche Größenordnung.

Im Winter 2023/2024 wurden vom Forstamt Schlüchtern an 16 Terminen zwischen Oktober und Anfang März systematisch drei Stellen an der Sinn zwischen Dittenbrunn an der bayrischen Grenze bis zur ICE-Brücke bei Zeitlofs auf Kormoranpräsenz geprüft. Die mittlere Probestelle liegt im Bereich unserer Referenzstrecke S-Kurve. Es wurden 0 - 8 Tiere mit einem Durchschnitt von ca. 3,3 beobachtet.

Da die Daten vorliegenden Daten schwer vergleichbar sind, wurden lediglich die Daten der HLNUG zu winterlichen Schlafplätzen und Brutpaaren im Umkreis von ca. 35 km den absoluten Fangzahlen der Äsche gegenübergestellt. Die Daten der winterlichen

Schlafplatzzählung beziehen sich auf den jeweils vorherigen Winter und die Brutpaarzahlen auf das jeweilige Jahr. Die Zahl der Kormoran Brutpaare im besagten Radius liegt in der Datenreihe bei 0, während die Schlafplatzzählung über viele Jahre bei einem Mittelwert von rund 20 lag und dann im Winter 2021/2022 auf 61 Tiere anstieg.

Die Anzahl der gefangenen Äschen schwankte an **Referenzstrecke 1** (Sinn, S-Kurve) an 8 Terminen zwischen 2012 und 2021 von 13 bis 111 Tieren mit einem Mittelwert von 50 (Abbildung 63). Nach dem Winter 2021/2022 mit den deutlich höheren Kormoranzahlen lagen die Fangzahlen zwischen 27 und 52 mit einem Mittelwert von 37. Dies entspricht zwar einem Rückgang des Mittelwertes von 26%, allerdings liegen die Fangergebnisse 2023 und 2024 ungefähr im Bereich derer von 2018 und 2020.

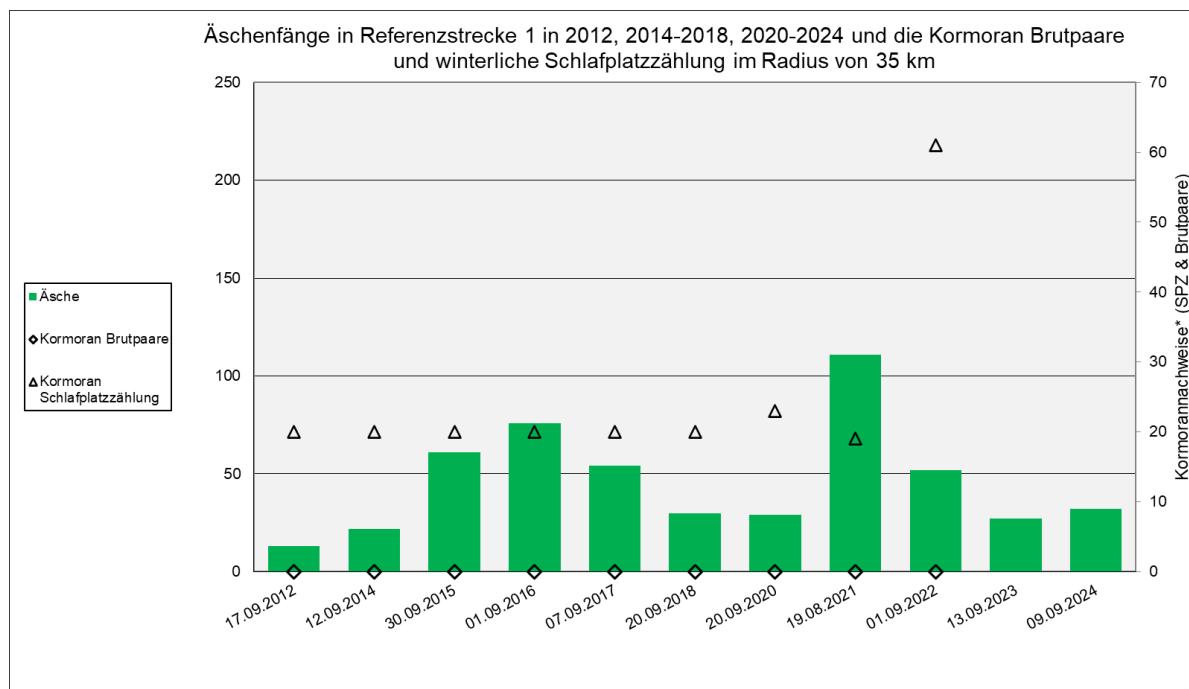


Abbildung 63: Bei den Befischungen an Referenzstrecke 1 nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare in Hessen in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet

Die Anzahl der gefangenen Äschen schwankte auch an der **Referenzstrecke 2** (Sinn, Eisenbahnbrücke) an 8 Terminen zwischen 2012 und 2021 von 47 bis 209 Tieren mit einem Mittelwert von 103 (Abbildung 64). Nach dem Winter 2021/2022 mit den deutlich höheren Kormoranzahlen lagen die Fangzahlen zwischen 14 und 70 mit einem Mittelwert von 34. Dies entspricht einem Rückgang des Mittelwertes von 67%. Die Fangergebnisse 2023 und 2024 waren die bisher schlechtesten.

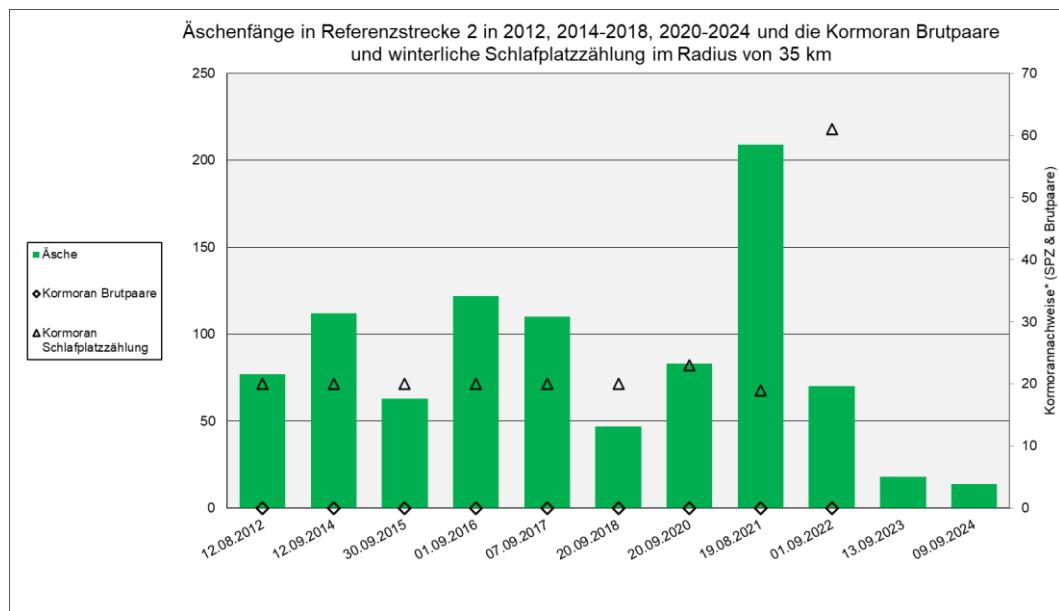


Abbildung 64: Bei den Befischungen an Referenzstrecke 2 nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare in Hessen in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet

Der genaue Grund für die Rückgänge in beiden Referenzstrecken kann mit den vorliegenden Daten nicht abschließend geklärt werden. Da die Referenzstrecke 2 jedoch deutlich besser und zugänglicher für den Kormoran ist, könnte ein möglicher Zusammenhang zwischen hoher Schlafplatzzählung im Jahr 2022 und geringen Äschenfangzahlen der beiden folgenden Jahre bestehen. Folgt man diesem möglichen Zusammenhang, so müsste man gleichzeitig konstatieren, dass der Kormoran in sehr guten morphologisch ausgestatteten Strecken (Referenzstrecke 1) einen geringeren Einfluss ausüben kann als in morphologisch ungünstigeren Strecken (Referenzstrecke 2).

#### 9.4 Jossa

Großräumlich gilt dasselbe wie für die Sinn im vorherigen Unterkapitel, da die Gebiete nur rund 5 km auseinander liegen.

Für die von uns untersuchten Bereiche an der Jossa liegen Kormorandaten aus dem Jossgrund zwischen Jossa und Mernes für den Winter 2023/2024 vor, für die es teilweise eindeutige Verortungen gab. Diese sind die in der folgenden Abbildung mit den Fangergebnisse und Wanderhindernissen gemäß WRRL-Viewer dargestellt. Für die nahegelegene Sinn liegen auch Sichtbeobachtungen vor, die hier aber nicht herangezogen werden sollen. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung der passierbaren und bedingt passierbaren Wanderhindernisse, z.B. im Bereich der unteren Jossa, verzichtet. Es fällt auf, dass die unteren ca. 4,5 km Fließstrecke der Jossa passierbar

sind und oberhalb einige weitgehend unpassierbare bzw. unpassierbare Wanderhindernisse gemäß WRRL-Viewer liegen. Die Probestrecke P2 mit einem Positivnachweis für die Äsche im Jahr 2024 liegt im Bereich des durchgängigen Unterlaufs, während die anderen beiden Probestellen aus dem Jahr 2024 P1 und P3 im nicht durchgängigen Teil liegen. Bei früheren Befischungen konnten auch im nicht-durchgängigen Bereich der Jossa Äschen nachgewiesen werden. Warum in diesem Bereich in den Untersuchungsjahren 2023 und 2024 keine Äschen nachgewiesen werden konnten, kann durchaus auch an der verstärkten Präsens des Kormorans im Mittellauf der Jossa liegen. Ein wesentlicher Faktor ist jedoch auch die mangelnde Durchgängigkeit im Mittellauf und zwischen Unter- und Mittellauf. So ist davon auszugehen, dass Ausfälle (z.B. durch den Kormoran) nur schwer kompensiert werden können, da die betroffenen Gewässerabschnitte nicht oder nur schwer aus dem Unterlauf der Jossa wiederbesiedelt werden können.

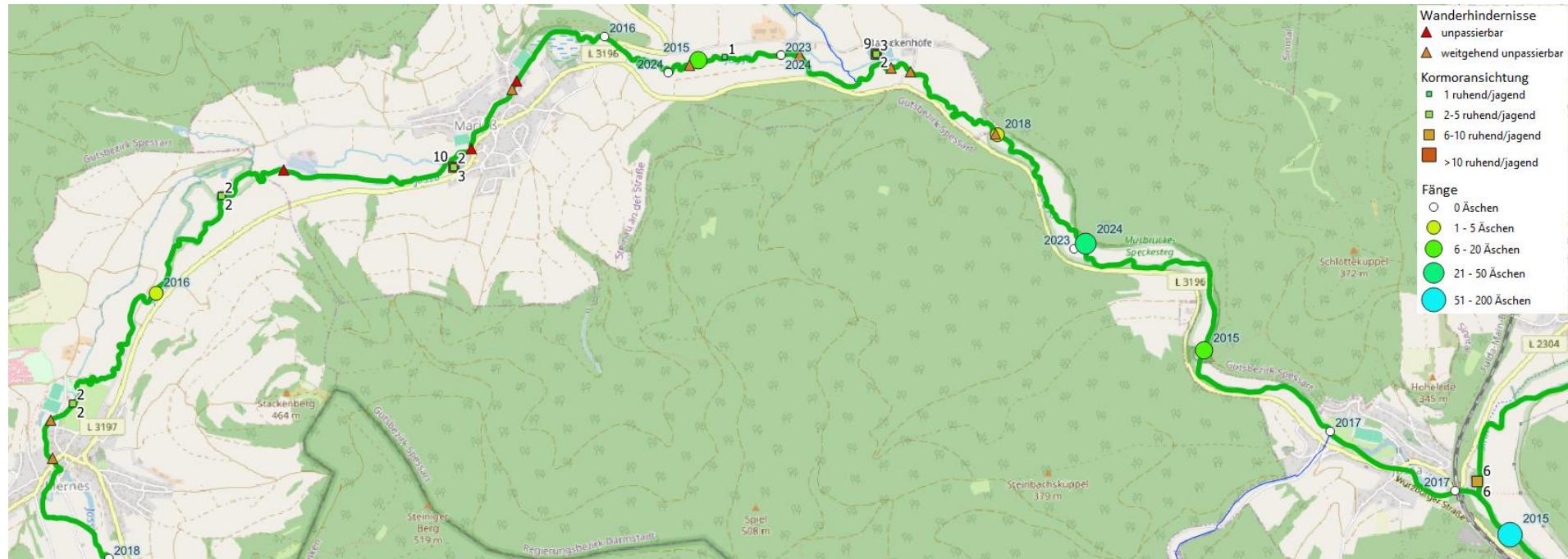


Abbildung 65: Kormoransichtungen im untersuchten Abschnitt der Jossa im Winter 2023/2024 (Rechtecke, teilweise überlagert) mit den weitgehend unpassierbaren und unpassierbaren Wanderhindernissen (Dreiecke) und die Äschenfänge im Rahmen der Elektrobefischungen (Kreis, teilweise überlagert)

## 9.5 Kinzig

Großräumlich gilt ähnliches wie für die Sinn, da die Kinzig nur ca. 25 km weiter östlich liegt.

Den Daten des HLNUG von 2020 bis 2022 (Schlafplätze und Brutpaare) sind einzelne Brutnachweise von 1 - 8 Brutpaaren von den Seen der Wetterau in ca. 35 km Entfernung zu entnehmen. Das bayrische Landesamt für Umwelt gibt für den weniger als 30 km entfernten Hörsteiner See im Zeitraum von 2011 - 2022 zwischen 56 bis 174 Brutpaare an (LfU 2022).

In den lokalisierten Daten 2019-2022 liegen für den Winter 2021/2022 für den im 20 km Radius gelegenen Kinzigstausee eine winterliche Schlafplatzzählung mit einem Wintermittelwert von 36 vor.

In den Daten von 2011 bis 2019 liegen Daten zur Schlafplatzzählung für die Kinzig zwischen der Gründau-Mündung und der Mündung in den Main vor, wobei es sich um Wertebereiche, Schätzungen und/oder Mittelwerte handelt. Für die Zähsaison 2013/2014 wird ein Maximum von 78 Vögeln für den Kinzigstausee genannt.

In einer Entfernung von 30-35 km liegen große Schlafplätze am Main und in der Wetterau.

Die folgende Grafik zeigt die Fänge der Referenzstrecke Wächtersbach von 2011 bis 2024 und die vorliegenden Kormorandaten von winterlichen Schlafplatzzählungen und Brutpaaren im Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet. Da für die winterlichen Schlafplätze im Maintal bei Großkrotzenburg und an der Bongschen Kiesgrube teilweise keine Daten vorliegen, wurden diese anhand der Gesamtdaten für den Main geschätzt. Zur Abschätzung wurden die Schlafplatzgrößen von Großkrotzenburg und Bongsche Kiesgrube ins Verhältnis zu den anderen Schlafplätzen entlang des hessischen Mains gesetzt. Für die Jahre 2019-2022 hatten diese einen Anteil von 14-19%, sodass angenommen wurde, dass diese im Mittel etwa 17% der Schlafplätze im Maintal ausmachen. Für die Jahre 2011 bis 2019 liegen für den Main bzw. das Maintal Schätzungen vor, sodass mittels einem Faktor von 0,17 die ungefähre Größenordnung der Schlafplätze im Fouragierradius von 35 km geschätzt werden konnte. In Bayern befinden sich entlang des Mains zumindest kleinere Winterschlafplätze im Radius von 35 km, die mangels vorliegender genau lokalisierter Daten in der folgenden Grafik nicht berücksichtigt wurden.

Die Zusammenstellung der Kormorandaten und der Äschenfangergebnisse der Kinzig zeigt, dass die Äschenpopulation großen Schwankungen unterworfen ist, die nicht mit den Kormoransichtungen im 35 km Radius korreliert. Dennoch haben die großen Winterschlafplätze im Maintal ein erhebliches Gefährdungspotential für die Äsche der Kinzig bei sehr kalten Winterperioden, wenn es zum Zufrieren der großen Seen kommt und die Kormorane

dann in Fließgewässerhabitare zur Nahrungssuche ausweichen. Kalte Winterperioden im Maintal traten aber in den letzten 12 Jahren nicht mehr auf.

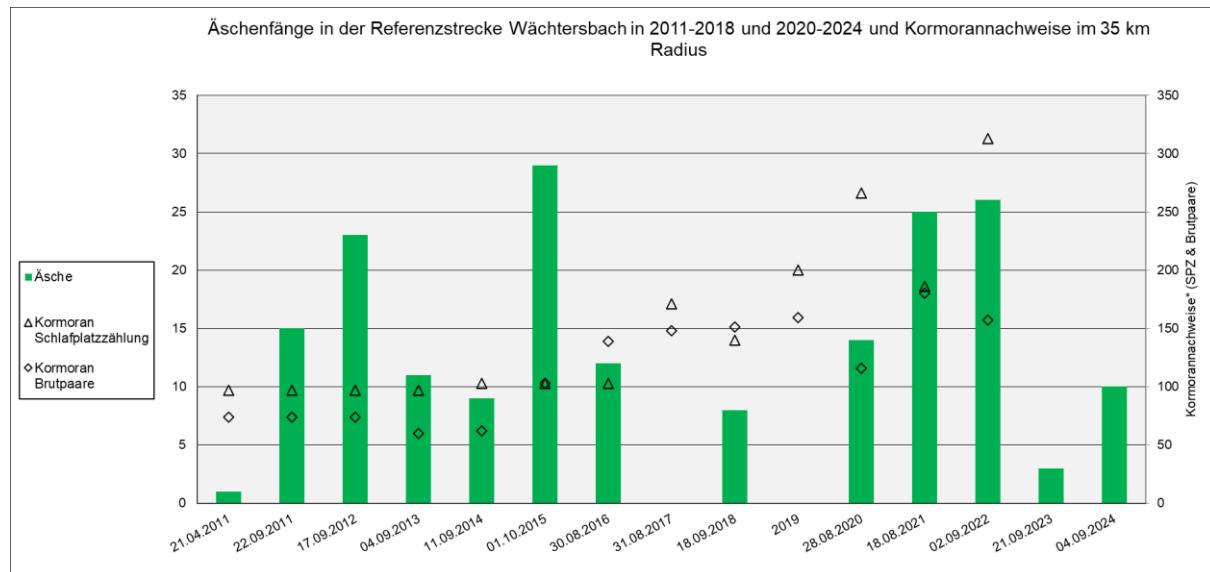


Abbildung 66: Bei den Befischungen an Referenzstrecke Wächtersbach nachgewiesene Äschen und die Kormorannachweise im Rahmen der winterlichen Schlafplatzzählung (SPZ) und der Brutpaare (BP) in einem Radius von 35 km um das Untersuchungsgebiet

In rund 45 km Entfernung liegt der bekannte über mehrere Jahre regelmäßig genutzte Winterschlafplatz am Aueweiher bei Fulda mit im Wintermittel 19 bis 25 Tieren (2019-2022). Im Radius von 60 km Entfernung liegen in Bayern größere Winterschlafplätze wofür Größen von über 200 Tieren und bei zwei Schlafplätzen 50-200 Tiere angegeben werden (Wintermittelwert 2022/2023, LfU 2024). Insgesamt wurde für Unterfranken ein regionales Mittel von 909 Kormoranen für das Winterhalbjahr (Oktober bis März) 2022/2023 ermittelt. Für das Winterhalbjahr 2020/2021 gibt das LfU für Unterfranken ein regionales Mittel von 1486 an, dass rund 50% über dem 10-Jahres-Durchschnitt liegt. Die Garstadter Seen südlich von Schweinfurt sind rund 70 km von den Untersuchungsgebieten entfernt. Den Daten zufolge lag Maximum der dortigen Brutkolonie bei 102 Brutpaaren in 2008 und stetig unter 50 Tieren ab 2013 mit fallender Tendenz. Im Radius von 60 km befinden sich aus der Vergangenheit bekannte Schlafplätze in Hessen, Bayern und Baden-Württemberg, v.a. im Maintal.

## 9.6 Mümling

Im 20 km Radius um das Untersuchungsgebiet bei Bad König liegt das NSG Reinheimer Teich in dem der Kormoran mit 2 - 15 Brutpaaren in den Jahren 2017 - 2022 vertreten war. Das NSG wird auch als Winterschlafplatz genutzt.

Der Brutplatz in Zwingenberg am Neckar in Baden-Württemberg wuchs von 0 (2020) über 15 (2022) auf 23 (2024) Brutpaare an (LUBW, schriftl.).

Für die Jahre 2020 – 2022 werden für den Reinheimer Teich 22 - 34 Kormorane und für den Marbach-Stausee 7 – 18 Tiere als Wintermittel angegeben sowie für die Gersprenz/Reinheimer Teich in den Vorjahren Zahlen von 10 - 50.

Für das Jahr 2020 wurden für Breuberg 3 Kormorane an einem winterlichen Schlafplatz gemeldet.

in den Jahren 2020-2022 gibt es zwei bekannte Winterschlafplätze am Neckar in Hessen mit 15 - 48 und 12-18 Tieren im Wintermittel in weniger als 35 km Entfernung.

Aus Baden-Württemberg liegen nur beschränkt Daten vor, im 35 km Radius sind aus der Vergangenheit Schlafplätze für das Maintal und in etwas größerer Entfernung auch für das Neckar- und Rheintal bekannt (BAUER 2013).

Auf bayrischer Seite gibt es im Maintal zahlreiche bekannte Schlafplätze, allerdings liegen hier teilweise keine Daten vor. Die Daten und genauen Koordinaten wurden bisher nicht zur Verfügung gestellt. Für winterliche Schlafplatzzählung für die Jahre 2022/2023 und 2020/2021 sind die Daten (LfU) in der folgenden Tabelle wiedergegeben. Wegen der inkonsistenten Datenlage wurde keine vertiefende Untersuchung durchgeführt.

Tabelle 17: Ergebnisse der bayrischen Kormoranschlafplatzzählung von Oktober bis März in einem Radius von 20 bzw. 35 km um die untersuchten Abschnitte an der Mümling bei Bad König mit dem aus 6 Zählterminen errechneten Wintermittel

	2020/2021 (Okt.-März)			2022/2023 (Okt.-März)		
	Wintermittel	Min.	Max.	Wintermittel	Min.	Max.
<b>20 km um Bad König</b>						
Obernburg	1 (5 Zählungen)	0	3	?	?	?
Großheubach	16,67	12	23	0 (4 Zählungen)	0	0
Kleinheubach	?	?	?	34,2 (5 Zählungen)	0	166
<b>35 km um Bad König</b>						
Niedernberg	?	?	?	?	?	?
Nördl. Bürgstadt	11,17	10	15	?	?	?
Collenberg	109,5	16	162	112 (4 Zählungen)	5	201
Freudenberg/Tremhof	?	?	?	?	?	?
Sulzbach	69,67	0	120	?	?	?
Obernau	0	0	0	?	?	?
Aschaffenburg (Hafen Leider)	4,6 (5 Zählungen)	3	8	?	?	?
Aschaffenburg (Floßhafen)	4,33 (3 Zählungen)	1	8	0 (5 Zählungen)	0	0
Faulbach	24,33	14	30	?	?	?

## 10 Empfehlungen zum weiteren Vorgehen

### 10.1 Allgemein für alle untersuchten Gewässer

#### Genetik:

Genetische Untersuchungen sind soweit abgeschlossen. Es wird vorgeschlagen sie nach ca. 10 Jahren zu wiederholen, um negative Entwicklung wie z.B. Verstärkung von Flaschenhals-effekte erkennen und managen zu können.

#### Monitoring:

Vor dem Hintergrund des Klimawandels sowie der durchgeführten und andauenden Dynamisierung und Verbesserung der Gewässerstrukturen sollte die Entwicklung der Äschenvorkommen in den einzelnen Einzugsgebieten weiter wissenschaftlich begleitet werden.

#### Kormoran:

Es sollte auf eine Verbesserung der Datenlage, zumindest im Umfeld sensibler Gewässerabschnitte, erarbeitet werden. Am badischen Teil des Neckars werden z. B. in Zusammenarbeit mit der Jägerschaft standardisierte Schlafplatzzählungen mit Wärmebildkameras durchgeführt. Entsprechende georeferenzierte Bilder mit Zeitstempel in den Metadaten können hierbei künftig ggf. als gewisser "Objektiv-Nachweis" von Ergebnissen Anerkennung finden (Mitteilung OFB, P. HEINZ). Wegen der großen Mobilität und des Zugverhaltens des Kormorans müsste das Abwägen über eventuelle Maßnahmen auf Populationsebene auf der Bundes- oder Unionsebene erfolgen. Zum Schutz der wegen ihrer Biologie besonders gefährdeten und bereits unter Druck stehenden Äsche erscheint eine Vergrämung des Kormorans aus den Siedlungsgebieten der Äsche, insbesondere solchen mit sowieso schon kritischen Bestandsdichten und schlechter Konnektivität durch Wanderhindernisse, solange angemessen, bis sich dort selbsterhaltende, genetisch nicht verarmte Populationen etabliert haben. Inwiefern das bisherige Referenz-Dominanzniveau erreicht werden kann, ist vor dem Hintergrund der laufenden Klimaerwärmung zu prüfen. Parallel dazu dürften die zahlreichen anderen Maßnahmen und Anstrengungen (Wiederherstellung Durchgängigkeit, Beschattung, Ufergehölze Gewässerstruktur ggf. Wasserqualität) nicht vernachlässigt werden. Davon könnten ggf. auch die unter Druck stehenden Mitteldistanzfische Barbe und Nase profitieren, deren Siedlungsschwerpunkt in der unterhalb angrenzenden Fischregion liegt. Mit der Entfernung jedes Wanderhindernisses in und um die Äschenregionen erhöht sich der Lebensraum der Gesamtpopulation (u.a.) der Äsche und damit ihre Resilienz gegenüber den multiplen Stressoren.

**Besatzempfehlung:**

In allen untersuchten Populationen in Südhessen sollte aktuell kein Besatz getätigt werden, da bislang keine kritischen Zustände in den Populationen herrschen. Ein Äschenbesatz könnte den fortlaufenden Aufbau der Äschenpopulation und deren in jeder Population nachgewiesene eigenständige Genetik beeinträchtigen.

**Defizite:**

Die aufgezeigten Defizite und Maßnahmenempfehlungen hinsichtlich

- Durchgängigkeit
- morphologische Defizite wie Gewässerverbau und fehlende Beschattung
- das Management der Ahler Talsperre
- sowie einzelne Stoffliche Belastungen

sollten abgestellt werden. Sie sind gegenüber Besatzmaßnahmen mit Sicherheit förderlicher für die Äsche.

## **10.2 Empfehlungen für die Einzelgewässer**

### **10.2.1 Sinn und Jossa**

Eine dokumentierte Kormoranvergrämung mit begleitendem Monitoring der Äschenpopulation in der Jossa sollte etabliert werden. Dazu sollte in der Jossa eine neue Referenzstrecke "mit Kormoranvergrämung" gesucht und eingerichtet werden. Von der Mündung in die Sinn bis ca. 4,5 km oberhalb ist die Jossa zumindest bedingt durchgängig, dann aber nichtmehr, was die Vulnerabilität der Äschenpopulation erhöht. Vorallem für den Bereich mit stark eingeschränkter bzw. ohne Durchgängigkeit scheint eine Vergrämung unerlässlich und für den Bereich darunter zumindest empfohlen um den noch schwachen Bestand zu stärken.

Weiterhin sollte eine Habitatuntersuchung der hessischen Sinn unter- und oberhalb der Referenzstrecken mit daraus abgeleiteten Maßnahmenempfehlungen im Jahr 2025 durchgeführt werden. Die Funktion der Kläranlage Majoß sollte hinsichtlich Auswirkungen auf die Jossa überprüft werden und der Betrieb sollte ggfs. optimiert werden.

Für das Monitoring sollten die beiden Referenzstrecken sowie zwei weitere in der Jossa befischt werden um zu beobachten wie sich der Äschenbestand weiterentwickelt und im oberen Bereich zu prüfen ob noch eine Restpopulation vorhanden ist.

### **10.2.2 Mümling**

Im Jahr 2025 sollte auch die Untere Forellenregion der Mümling bis zur Einmündung des Marbachs (Gewässerabschnitte 300 - 355 = 5,5 km) grob hinsichtlich der Äschenhabitatem sowie der Schadstrukturen kartiert und ein entsprechendes Maßnahmenkonzept zur Optimierung der Unteren Forellenregion für die Äsche erstellt werden.

Als Monitoringstrecke sollte mindestens eine Referenzstrecke vorgesehen werden.

### **10.2.3 Kinzig**

Als Monitoringstrecke sollte die vorhandene Referenzstrecke weiter untersucht werden.

Die Grobhabitat- und Schadstrukturen der Unterläufe von Bracht (Gewässerabschnitte 1 - 23) und Salz (Gewässerabschnitte 1 - 14) sollten erfasst und Renaturierungsempfehlungen formuliert werden.

### **10.2.4 Schwarzbach**

Der Schwarzbach sollte zumindest zeitweise mit in das Äschenmonitoring aufgenommen werden. Insbesondere die dort vorhandenen Defizite sollten erfasst und gemanagt werden.

## 11 Verwendete und zitierte Literatur

**ADAM, B.; KÖHLER, C.; LELEK, A. & SCHWEVERS, U. (1996):** Rote Liste der Fische und Rundmäuler Hessens.- Natur in Hessen. Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden (Hrsg.)

**AIRLINGHAUS, R., E-M. CYRNUS, E. ESCHBACH, M. FUJITANI, D. HPHN, F. JOHNSTON, T. PAEL, C. RIEPE, (2014):** Hand in Hand für nachhaltigen Fischbesatz - Zehn Kernbotschaften aus fünf Jahren angelfischereilicher Forschung. Besatzfisch (Hrsg.) IGB Berlin

**BAARS M., E. MATHES, H. STEIN, U. STEINHÖRSTER (2001):** Die Äsche. Die Neue Brehm Bücherei.

**BADEN-WÜRTTEMBERGER MINISTERIUMS FÜR LÄNDLICHEN RAUMS UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Abfrage. 16.01.2018):** [https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/Lde\\_DE/3650826\\_3651464\\_2315361\\_2316235\\_2316241](https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/Lde_DE/3650826_3651464_2315361_2316235_2316241)

**BAER, J. GEORGE, V., HANFLAND, S., LEMCKE, R., MEYER, L., ZAHN, S. (2007):** Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe der Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Fischerei-verwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler Heft Nr. 14

**BAER, M., E. MATHES, H. STEIN, U. STEINHÖRSTER (2001):** Die Äsche, Neue Brehm-Bücherei Bd. 640.

**BAUER H.-G., BEZZEL E., FIEDLER W. (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. 2. Auflage. AULA-Verlag Wiebelsheim, 808 S.

**BAUER, H.-G. (2013):** Der Winterbestand des Kormorans *Phalacrocorax carbo* in Baden-Württemberg: Landesweite Schlafplatzzählungen im Januar 2013. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 29

**BfN (2016):** Maßnahmenkonzepte für ausgewählte Arten und Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie zur Verbesserung des Erhaltungszustands von Natura 2000-Schutzgütern in der atlantischen biogeografischen Region, BfN-Skripten 449

**BLASEL, K. (2004):** Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand im Restrhein. [http://www.marcosander.de/pdf/rpf\\_ref55\\_kormoran\\_bericht.pdf](http://www.marcosander.de/pdf/rpf_ref55_kormoran_bericht.pdf). Gutachten i.A. RP Freiburg.

**BLESS, R. (1990):** Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Gruppen (*Cottus gobio* L.). Natur und Landschaft 65: S. 581-586.

**BREUCHKMANN, H. (2008):** Pachtverträge, Fischereierlaubnisverträge, Hegepflicht, Ertragsfähigkeit, Fischbesatz, Gewässerbeeinträchtigung und Gewässerbewertung im Spannungsfeld von Fischereirecht, Landesfischereigesetz, Fischereigenossenschaften, Fischereiberater, Verwaltungsdurchführungsverordnung, Fischereiverbänden und Angelvereinen. [http://www.maipiere.de/mp\\_pdf/Besatz\\_zur\\_Fischbestandsstuetzung.pdf](http://www.maipiere.de/mp_pdf/Besatz_zur_Fischbestandsstuetzung.pdf)

**BOBBE, T., BUTTLER, J., SCHNEIDER J., STELZER, M., WICHOWSKI, F.-J. (2000):** Überprüfung der Kinzig (Hessen) und ausgewählter Nebenflüsse auf ihre Eignung für den Besatz mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.). Unveröffentlichtes Gutachten i.A. des RP Darmstadt, obere Fischereibehörde.

**BOBBE, T., HEDTKE, H., KÜHN, K., STELZER, M., WICHOWSKI, F.-J. (1999):** Abschlussbericht für die wissenschaftliche Ergebniskontrolle (WB 1998-1999), - E+E-Projekt Bieber/Kinzig - "Revitalisierung von Fließgewässern - ein Arten- und Biotopschutzkonzept für kleine und mittlere Gewässersysteme. Forschungsinstitut Senckenberg Frankfurt am Main. Berichtnr. 6, Abschlussdatum 31.08.1999

**BOBBE, T. (2003):** Auswirkungen des Abstaus der Kinzigtalsperre/Hessen auf Gewässerbett und Fischfauna der Unteren Kinzig im Jahr 2002. Unveröffentlichtes Gutachten i.A. der Fischereiwirtschaftsgenossenschaft "Untere Kinzig" und der IG Kinzig. 86 S.

**BOBBE, T. (2014):** Wissenschaftliche Begleitung von Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche (*Thymallus thymallus*) in Südhessen im Jahr 2014. Unveröffentl. Gutachten i.A. des RP Darmstadt.

**BOBBE, T. (2015, 2016, 2017):** Wissenschaftliche Begleitung von Artenhilfsmaßnahmen für die Äsche (*Thymallus thymallus*) in Südhessen im Jahr 2015/2016/2017. Unveröffentl. Gutachten i.A. des RP Darmstadt.

**BOBBE, T. (2017):** Wiederansiedlung des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus* (BLOCH 1782) in Südhessen 2009 - 2017. Unveröffentl. Gutachten i.A. des RP Darmstadt.

**BOBBE, T. O. GÜNTHER (2007):** Pilotprojekt Modau - Handlungsempfehlungen für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen nach EU-WRRL für kleine Einzugsgebiete

**BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BERN (1985):** Berechnung der Schäden bei Fischsterben in Fließgewässern. - Schriftenreihe Fischerei Nr. 44: 3-40.

**CONRAD, B., H. KLINGER, M. SCHULZE-WIEHENBRAUCK UND C. STANG (2002):** Kormoran und Äsche – ein Artenschutzproblem LÖBF-Mitteilungen 27 (1): 46-54.

**DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2009):** Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Verbesserungsmöglichkeiten für die biologische Vielfalt in ausgebauten Gewässerabschnitten" (FKZ 3507 85 050-K 1) vom 19. November 2007 bis 31. März 2009. Download unter <http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/350785050bf.pdf>

**DUJMIC, A. (1997):** Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Verlag, Wien. 111 S

**DYK, V. (1956):** Die Sommertemperaturen der Äschenregion. – Arch. Hydrobiol., 52/3:388-397.

**FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993):** Fließgewässertypologie. Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. Ecomed-Verlag, 225 S.

**GRANT, W. S. (2007):** Status and trends in genetic resources of capture fisheries. In: Workshop on Status and Trends in Aquatic Genetic Resources - a basis for international policy. **HRSG: BARTLEY, D. M. & B. J. HARVEY**, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2007.

**GUM, B. (2007):** Entwicklung von Erhaltungsstrategien für die Äsche. Abschlussbericht, Projekt 105, Artenhilfsprogramm-Äsche, i.A. des Landesfischereiverband Bayern e.V. 41 S.

**GUTHRUF, J. (2007):** Fischbestandserhebung an der Sarner Aa. Gutachten i.A. Amt für Landwirtschaft und Umwelt, Dienststelle Gewässer und Fischerei. 40 S.

**GUTHRUF, J. (2011):** Methode zur Quantifizierung von Ersatzmassnahmen bei der Projektierung von Wasserkraftanlagen: - Bericht

**HANFLAND, S., O. BORN, H. STEIN (2003):** Äschenbesatz in bayerischen Gewässern. Untersuchungen zum Erfolg von bestandsstützenden Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 10.

**HERTIG, A. (2006):** Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven. Dissertation UNI Zürich, 161 S.

**HERZIG, F. & A. BÖHNKE (Bearb.) (2007):** Fachtagung Kormoran 2006. BfN-Skripten 204. Tagungsband mit den Beiträgen der Fachtagung vom 26.-27. September 2006 in Stralsund, 240 Seiten + Anhang.

**HESSEN-FORST-FENA (2004):** Bericht über die fischökologische Untersuchung Hinterer Odenwald, Herbst 2014. 105 S.

**HESSEN-FORST-FENA (2012):** Fischdaten bis 20.07.2012

**HEYDEMANN (1981):** Zur Frage der Flaechengroesse von Biotopbestaenden fuer den Arten- und Oekosystemschatz. Jahrbuch fuer Naturschutz und Landschaftspflege. Bonn-Bad Godesberg, 31: 21-51.

**HMUKLV (2014):** Rote Liste der Fische und Rundmäuler Hessens. 4. Auflage

**HMUKLV & HESSEN-FORST FENA (2014):** Atlas der Fische Hessens - Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln -In: FENA-Wissen Band 2, Gießen, Wiesbaden.

**Hübner, Dirk (2003):** Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Diss. Philipps-Uni Marburg

**HUET, M. (1964):** The evaluation of the fish productivity in fresh waters (The coefficient of productivity k). - Verh. Internat. Verein. Limnol. 15: 524-528

**HUET, M. (1959):** Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweiz. Z. Hydr. XI (3/4): 332-351.

**INGA (2021):** Untersuchung Fischartenspektrum in der Nidder bei Ortenberg. i.A. Gerty-Strohm-Stiftung, 10 S.

**JENS, G. (1969):** Die Bewertung der Fischgewässer. 2. Auflage, 160 S.

**KÖBSCH, C., STARKE, R. & BERENDONK, T.U. (2021):** Genetische Charakterisierung von Äschen-Wildpopulationen (*Thymallus thymallus*) in Südhessen als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Managementstrategien zur nachhaltigen Bestandsentwicklung. Abschlussbericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Dresden, Deutschland, 34 S.

**KÖBSCH C., KRENEK S. & BERENDONK T.U. (2019a):** Genetische Charakterisierung von Besatzäschern als Grundlage für eine Bewertung ihrer Eignung zur Bestandsstützung der Wildpopulation der Äsche (*Thymallus thymallus*) in der oberen Lahn. Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden.

**KÖBSCH C., KRENEK S., SCHILLER T. & BERENDONK T.U. (2019b):** Erfassung der genetischen Variabilität von Äschen-Wildpopulationen (*Thymallus thymallus*) in Nordrhein-Westfalen (NRW) als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Managementstrategien zur nachhaltigen Bestandsentwicklung in NRW. Abschlussbericht erstellt im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf. Institut für Hydrobiologie: TU Dresden.

**KÖBSCH C., KRENEK S., SCHILLER T. & BERENDONK T.U. (2019c):** Erfassung und Dokumentation der genetischen Vielfalt der Äsche (*Thymallus thymallus*) in Deutschland. Abschlussbericht erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Institut für Hydrobiologie: TU Dresden.

**KÖBSCH C., KRENEK S., SCHILLER T. & BERENDONK T.U. (2019d):** Erfassung und Dokumentation der genetischen Vielfalt der Schleie (*Tinca tinca*) in Deutschland. Abschlussbericht erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Institut für Hydrobiologie: TU Dresden.

**KÖBSCH, C., STARKE, R. & BERENDONK, T.U. (2024):** Genetische Charakterisierung von Äschen-Wildpopulationen (*Thymallus thymallus*) in Südhessen als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Managementstrategien zur nachhaltigen Bestandsentwicklung (Folgeauftrag). Abschlussbericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Dresden, Deutschland, 34 S.

**LAWA (2014):** Entwurf: Empfehlungen zur Bewertung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern.

**LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN E.V. (2003):** Äschenbesatz in bayerischen Gewässern - Untersuchungen zum Erfolg von bestandsstützenden Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 10, 106 S.

**LANDESFISCHEREIVERBAND BAYERN E.V. (2008):** Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. 97 S.

**LANUV NRW (2013):** Bericht für AK Kormoran. Endfassung Oktober 2013. LANUV FB 26, Federführung: Dr. H. Klinger in Kooperation mit FB 24, 54.

**LAWA (1999):** Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland –Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer

**LEHR, G. (2013):** Erstellung eines Fachbeitrags für den Bewirtschaftungsplan „Kinzig zwischen Langenselbold und Wächtersbach“. Gutachten i.A. des RP DARMSTADT s, 42 S.

**Lemcke, T. (2006):** Habitatnutzung und Raumbedarf des Bachneunauges (*Lampetra planeri* Bloch 1784) in Fließgewässern des nordostdeutschen Tieflandes. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Beiträge zur Fischerei Jahrgang 2004/2005

**LfU (2022):** Entwicklung der Kormoran-Brutkolonien seit 1977 mit Brutpaarzahlen, Stand: Dezember/2022, PDF, 3 S.

[https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelschutzwarte/kormoranmanagement/doc/anzahl\\_brutpaare\\_brutkolonien.pdf](https://www.lfu.bayern.de/natur/vogelschutzwarte/kormoranmanagement/doc/anzahl_brutpaare_brutkolonien.pdf)

**LfU (2024):** Der Winterbestand des Kormorans in Bayern: Ergebnisse der Schlafplatzzählungen 2022/2023. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), 18 S.

**LfU (2021):** Der Winterbestand des Kormorans in Bayern: Ergebnisse der Schlafplatzzählungen 2009/2010. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), 27 S.

**LUBW (2023):** Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg. Landesweite Brutbestandserfassung 2022 im Auftrag der LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. Ornithologische Gesellschaft Baden-Württemberg (OGBW). 31 S.

**Maumary, L., L. Vallotton & P. Knaus (2007):** Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 848 S.

**REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT (2015):** Artenbericht für Südhessen 2012 – 2014. Maßnahmen zur Förderung gefährdeter Tier- und Pflanzenarten im Regierungsbezirk Darmstadt

**ROTH, H. (1985):** Schadenberechnung bei Fischsterben in Fließgewässer. Bundesamt für Umweltschutz, Bern - Schriftenreihe Fischerei Nr. 44: 3-40.

**SCHNEIDER, J. (1998):** Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. Dissertation. Solingen: Verlag Natur und Wissenschaft

**SCHRÖDER, W. (2005):** Methoden des Fischereisachverständigen: Vereinfachtes Verfahren zur Schätzung der natürlichen Ertragsfähigkeit von Fließgewässern. Vortrag 17. SVL-Fischereitagung, Künzell/Fluda.

**SCHWEIZER FISCHEREIVERBAND (2003):** Merkblatt - Ermittlung des Ertragsvermögens/Besatzplanung

**STAAS, S., DR. L. HEERMANN, A. ZOSCHKE (2003):** Literaturstudie - Anforderungen der Leitfischarten hessischen Fließgewässer an Laichhabitaten. Erläuternder Bericht zur Literaturstudie. i.A. HLNUG, unveröffentlicht, 18 S.

**STAUB, E. (1985):** Populationsaufbau in Forellenbächen. Schriftenreihe Fischerei Nr. 44, Bundesamt für Umweltschutz. Bern.

**STEMMER, B. (2012):** Flexibilität des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) beim Nahrungserwerb kann regulierende Maßnahmen zur Erhaltung von Fischbeständen notwendig machen. Acta ornithoecologica Band 7, Heft 3: 107-115.

**STROHMEIER, P. (2002):** Analyse der biologischen Durchgängigkeit im oberfränkischen Regnitz einzugsgebiet. Gutachten im Auftrag Bezirksfischereiverband Oberfranken e.V.

**SUTER, W. (1995):** The effect of predation by wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo* on Grayling *Thymallus thymallus* and Trout (*Salmonidae*) populations: two cases studies from swiss rivers. Journal of Applied Ecology 32:29-46.

**VUILLE, T. (1997):** Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern. - Bericht Fischereiinspektorat des Kantons Bern: 50 S.

**Uiblein, F., Jagsch, A., Kossner, G., Weiss, S., Gollmann, P. & Kainz, E. (2000):** Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. Österreichische Fischerei. 53. 89-165.

**UMWELTBUNDESAMT (2015):** <https://www.umweltbundesamt.de/daten/bodenbelastung-landoekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer>

**VDFF (2007):** Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe der Arbeitsgemeinschaft der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler Heft Nr. 14

**VDSF (2011):** Die Äsche, Fisch des Jahres 2011

**WERTH, W. (1987):** Ökomorphologische Gewässerbeurteilungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). - Österreichische Wasserwirtschaft 39(5/6): 122-128.

## 12 Fotodokumentation

### Mümling



M2, 02.09.2024



M2, 02.09.2024



M2, 02.09.2024

### Sinn



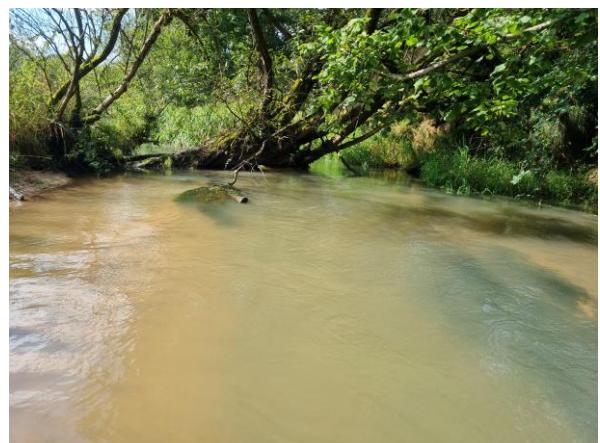
Ref.-strecke Eisenbahnbrücke (09.09.2024)





Referenzstrecke S-Kurve (09.09.2024)

**Jossa**



P1, oberhalb des NSG (10.09.2024)



P2, im NSG (10.09.2024)



P3, oberhalb des NSG (16.09.2024)

**Kinzig**



uh Wächtersbach (04.09.2024)



uh Wächtersbach (04.09.2024)



Ahl S2, uh Kinzigstausee (05.09.2024)



Ahl S2, uh Kinzigstausee (05.09.2024)