



HESSEN



Hessisches Ministerium für Umwelt,
Klimaschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz

Bürogemeinschaft für fisch- und
gewässerökologische Studien
Marburg – Frankfurt, Büro Marburg



DR. DIRK HÜBNER, DIPL. BIOL. ROMAN FRICKE & DIPL. BIOL. THERESA GRAF

Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn LIFE14 IPE/DE/022_C7B/D4



- Abschlussbericht -

Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen,
Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz

Marburg, 2022

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Bestandsstützung der Äsche in der Oberen Lahn 2017 bis 2021	1
Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn	3
1 Anlass und Aufgabenstellung.....	4
1.1 LiLa – Living Lahn	4
1.2 Wiederansiedlung der Nase	5
1.3 Bestandsstützung der Äsche	6
1.4 Strukturverbessernde Maßnahmen	7
2 Einführung	8
2.1 Bestandsstützende Maßnahmen	8
2.2 Bedeutung des Kieslückensystems.....	8
2.3 Bedeutung des Habitatangebots.....	9
3 Untersuchungsgebiet.....	10
3.1 Die Obere Lahn	10
3.2 Probestrecken zur Bestandserfassung der Äschen	11
3.3 Probestrecken zur Kontrolle des Wiederansiedlungserfolgs der Nase.....	11
4 Meteorologische Rahmenbedingungen 2017 bis 2021.....	13
4.1 Lufttemperaturen, Niederschläge und Abflüsse in der Lahn	13
4.2 Wassertemperaturen in der Lahn	15
5 Physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers	16
5.1 Fischökologische Bedeutung der physikalisch-chemischen Wasserparameter.....	16
5.1.1 Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt	16
5.1.2 pH-Wert.....	17
5.1.3 Stickstoffparameter und ortho-Phosphat.....	17
5.2 Datenaufnahme.....	18
5.2.1 Beprobungsorte.....	18
5.2.2 Datenaufnahme im Freiland	18
5.2.3 Laboranalysen	18
5.2.4 Berechnung des Ammoniak-N-Gehalts.....	19
5.2.5 Wassertemperaturmessungen mit Temperaturlogger.....	19
5.3 Auswertung – Orientierungswerte und ihre Bedeutung als Bezugsgröße.....	19
5.4 Ergebnisse – physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers	21
5.4.1 Wassertemperaturen (Wasserproben).....	21

5.4.2	Wassertemperaturen (Temperaturlogger)	22
5.4.3	Sauerstoffgehalt	24
5.4.4	pH-Wert.....	25
5.4.5	ortho-Phosphat	26
5.4.6	Ammonium und Ammoniak	27
5.4.7	Nitrit und Nitrat.....	29
5.5	Hintergrund: Abwasser- und Mischwassereinleitungen im Untersuchungsgebiet	31
5.6	Diskussion – Einordnung der Befunde und Empfehlungen.....	36
5.6.1	Wassertemperatur	36
5.6.2	Sauerstoffgehalt	37
5.6.3	pH-Wert.....	38
5.6.4	ortho-Phosphat	38
5.6.5	Stickstoffparameter (Ammonium, Ammoniak, Nitrit, Nitrat).....	39
5.7	Fazit - physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers	39
6	Strukturverbessernde Maßnahmen im Gewässer.....	41
6.1	Hintergrund und Überblick.....	41
6.2	Planung und Durchführung	43
6.2.1	Amalienhütte (2020)	45
6.2.2	Wehr Bohne (2020).....	46
6.2.3	Wallau (2020)	46
6.2.4	Biedenkopf Sachsenhausen (2020)	47
6.2.5	Wilhelmshütte (2020)	48
6.2.6	Kernbach (2018)	48
6.2.7	Buchenau (2020)	48
6.2.8	Sterzhausen (2018, 2020).....	49
6.2.9	Cölber Furkation (2020)	50
6.2.10	Cölber Wehr (2018).....	51
6.2.11	Cölber Wald (2020)	51
6.3	Diskussion zur Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen	51
6.3.1	Auswahl der umgesetzten Maßnahmen	51
6.3.2	Sukzession von Kiesbänken	52
6.3.3	Begrenzte Lebensdauer eingebrachter Strukturen.....	54
6.3.4	Übergeordnete Limitationen	55
6.4	Fazit und Ausblick.....	56
6.4.1	Erforderlichkeit von Pflegemaßnahmen	56
6.4.2	Bedarf an strukturverbessernden Maßnahmen adulter Stadien der Zielarten	57
6.4.3	Notwendigkeit flankierender Maßnahmen	57

7	Ökologischer Zustand der Probestrecken nach fiBS	59
7.1	Hintergrund – Mitnahmeeffekte der strukturverbessernden Maßnahmen.....	59
7.2	Methoden: Bewertung des ökologischen Zustands der Probestrecken	61
7.3	Ergebnisse: Ökologischer Zustand der Probestrecken.....	62
7.3.1	Gesamtbewertung.....	62
7.3.2	Qualitätsmerkmale und Parameter	63
7.4	Diskussion: Mitnahmeeffekte durch Artenschutzmaßnahmen für Äsche und Nase...	70
8	Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn	73
8.1	Spenderpopulationen in der Mittleren Lahn	73
8.2	Material und Methoden Nasenbesatz	73
8.2.1	Abstreifen der Laichtiere.....	73
8.2.2	Aufzucht der Nasen in der Fischzucht.....	76
8.2.3	Besatz in die Obere Lahn.....	78
8.3	Erfolgskontrolle der Wiederansiedlung der Nase	81
8.3.1	Erfassung von Nasen in der Oberen und Teilen der Mittleren Lahn	82
8.3.2	Nasennachweise und Reproduktionsnachweise.....	84
8.4	Fazit und Ausblick zur Wiederansiedlung der Nase	91
8.4.1	Beurteilung des gegenwärtigen Wiederansiedlungserfolgs der Nase.....	91
8.4.2	Schwerpunktabschnitte als Managementeinheiten für die Nase	92
8.4.3	Schwerpunktabschnitt Cölbe	93
8.4.4	Schwerpunktabschnitt Lahntal.....	95
8.4.5	Schwerpunktabschnitt Biedenkopf	95
8.4.6	Fokuserweiterung auf Ganzjahreslebensräume	97
8.4.7	Notwendigkeit der Fortführung von Besatzmaßnahmen	97
9	Bestandsstützung der Äsche	99
9.1	Einleitung.....	99
9.2	Substrateigenschaften an den Laichplätzen 2017 bis 2021	101
9.2.1	Die Bedeutung der Substrateigenschaften der Äschenlaichplätze.....	102
9.2.2	Gewinnung und Analyse der Substratproben	102
9.2.3	Substratcharakterisierung der Laichplätze 2017 bis 2021	104
9.2.4	Feinsedimentanteile im ungestörten Kies	105
9.2.5	Feinsedimentanteile in Laichgruben der Äsche	107
9.2.6	Beurteilung der Substratbedingungen an den Laichplätzen.....	108
9.3	Physikalisch-chemische Eigenschaften der Laichplätze	109
9.3.1	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Nase und andere Kieslaicher	109
9.3.2	Wasserprobennahme aus dem gestörten Kiesbett	110
9.3.3	Wasserprobennahme aus dem ungestörten Kiesbett	111

9.3.4	Laboranalysen der Wasserproben und Berechnung des Ammoniakgehalts...	112
9.3.5	Leitfähigkeitsdifferenzen innerhalb des Kiesbettes.....	112
9.3.6	Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers.....	114
9.3.7	pH-Wert des Interstitialwassers.....	117
9.3.8	Ammonium und Ammoniak im Interstitialwasser	120
9.3.9	Nitrit, Nitrat und ortho-Phosphat im Interstitialwasser	125
9.3.10	Bewertung der physikalisch-chemischen Habitatqualität der Laichplätze.....	131
9.4	Äschenbesatz in der Oberen Lahn 2017 - 2021.....	132
9.4.1	Ausgangslage 2017	132
9.4.2	Besatzmaterial.....	133
9.4.3	Besatzdurchführung	136
9.5	Entwicklung des Laichfischbestands der Äsche 2017 bis 2021	138
9.5.1	Aufnahme des Laichfischbestandes von Äschen	139
9.5.2	Entwicklung des Laichfischbestands der Äsche 2017-2021	140
9.5.3	Fazit zur Laichfischbestandsentwicklung der Äsche	141
9.6	Äschenlarvenemergenz und -habitatangebot 2017 bis 2021	142
9.6.1	Erfassung der Äschenlarvenemergenz.....	142
9.6.2	Aufgeschwommene Äschenlarven 2017 bis 2021	143
9.6.3	Habitatpräferenzen der Äschenlarven in der Oberen Lahn.....	145
9.6.4	Habitatangebot für Äschenlarven in den Probestrecken (vor und nach Strukturierung).....	147
9.6.5	Diskussion zur Äschenlarvenemergenz.....	149
9.7	Entwicklung des Äschenbestands in der Oberen Lahn 2017 bis 2021.....	152
9.7.1	Datenaufnahmen	152
9.7.2	Zuordnung der Fänge zu Kohorten, Erkennung von Besetztieren.....	152
9.7.3	Äschennachweise in 14 Probestrecken 2017 bis 2021	153
9.8	Bestände juveniler Äschen und Angebot an Juvenilhabitaten in den Probestrecken 2017 bis 2021	156
9.8.1	Datenaufnahmen	157
9.8.2	Entwicklung der Bestände juveniler Äschen 2017 bis 2021	158
9.8.3	Habitatangebot für Jungäschen und adulte Äschen in den Probestrecken.....	161
9.9	Besatzerfolg mit Äschen in der Oberen Lahn.....	167
9.10	Fazit und Ausblick zur Bestandssituation und -stützung der Äsche.....	169
9.10.1	Lokales Aussterben und Verbleib in isolierte Teilpopulationen	169
9.10.2	Erfolg der bisher durchgeführten Maßnahmen.....	170
9.10.3	Schwerpunktabschnitte als Managementeinheiten für die Äsche.....	170
9.10.4	Erstellung von Managementkonzepten für die SPA	172
9.10.5	Notwendigkeit einer Optimierung der Äschenbesatzstrategie	173

10 Potentieller Einfluss des Kormorans auf die Fischfauna der Oberen Lahn	174
10.1 Fischprädation in der Oberen Lahn und die Rückkehr des Kormorans	174
10.2 Erfassung und Durchführung von Kormoransichtungen im Untersuchungsgebiet...	176
10.2.1 Hintergrund	176
10.2.2 Erfassungen im Rahmen des Projekts	177
10.3 Potentielle Auswirkung der Prädation auf den Fischbestand der Oberen Lahn.....	180
10.3.1 Entwicklung der Bestände potentieller Beutefische 2017 bis 2021	180
10.3.2 Einfluss der Kormorandichte auf die Bestandsveränderungen potentieller Beutefische.....	182
10.3.3 Berechnung der theoretischen Fischkonsumption durch den Kormoran	184
10.4 Kormoranzählungen der VSW / des VHF.....	186
10.5 Diskussion zur Kormoranprädation an der Oberen Lahn.....	190
10.6 Fazit zum Einfluss des Kormorans in der Oberen Lahn	192
11 Gesamtfazit und Ausblick	194
11.1 Belastungsfaktoren.....	194
11.2 Mittelfristiger Fokus auf Schwerpunktabchnitte.....	195
11.3 Besatzmaßnahmen	195
11.4 Strukturverbessernde Maßnahmen im Gewässer	196
11.5 Lineare Durchgängigkeit und Rückbau von Wanderhindernissen	197
11.6 Pflanzungen von Ufergehölzen an der Oberen Lahn und ihren Zuflüssen	198
11.7 Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen.....	199
11.8 Kormoranmanagement	199
11.9 Fazit	200
12 Danksagung.....	201
13 Literatur	202
14 Anhang	219

Zusammenfassung

Im Teilprojekt „Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn“ des LIFE-IP-Projekts „LiLa Living Lahn – ein Fluss, viele Interessen“ wurden umfangreiche Arbeiten zur Förderung der Europäischen Äsche (*Thymallus thymallus*) und der Nase (*Chondrostoma nasus*) durchgeführt. Diese beiden Fischarten wären natürlicherweise in der Obere Lahn typisch und häufig, ihre Bestände waren jedoch in den vergangenen Jahrzehnten stark eingebrochen.

Die im Rahmen des Projekts erarbeiteten Untersuchungen und umgesetzten Maßnahmen hatten zum Ziel, die Grundlage für einen langfristigen und nachhaltigen Bestandsaufbau der beiden Zielarten in der Oberen Lahn zu legen.

Bestandsstützung der Äsche in der Oberen Lahn 2017 bis 2021

Die Äschenbestände in der Oberen Lahn waren über einen Zeitraum von über 20 Jahren rückläufig. In dem fünfjährigen Projekt wurden verschiedene Maßnahmen und Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, die Äschenbestände in der Oberen Lahn zu stützen. Dabei stand neben Besatzmaßnahmen vor allem die Ursachenforschung für diesen Rückgang im Mittelpunkt.

Dazu wurden systematische Erfassungen der Laichtieren am Laichplatz, Messungen der Sedimenteigenschaften des Kieses und der physikalisch-chemischen Parameter des Wassers im Kieslückensystem zur Erfassung der Lebensbedingungen von Eiern und Larven im Kiesbett, die Kontrolle des Schlupferfolges von Larven unterhalb der Laichplätze, die Bestandsaufnahme von Äschen im Sommer und die Kontrolle des Reproduktionserfolges im Herbst mit der Aufnahme von Jungfischen vorgenommen. Zusätzlich wurden für dieses Projekt eigens erhobene Daten Dritter bezüglich Kormoraneinflügen in die Obere Lahn ausgewertet, um den Raubdruck dieser Vogelart auf die Fische in der Oberen Lahn zu erfassen.

Im Zuge von Gewässerunterhaltungsmaßnahmen wurde in den Jahren 2018 und 2020 an den meisten Monitoringstellen zum Äschenbestand das Gewässer durch Einbau von Totholz, Steinen und stellenweisen Rückbau der Ufersicherung strukturell deutlich aufgewertet. Im Ergebnis konnte die Äschenpopulation in der Oberen Lahn dadurch deutlich gestützt werden, obwohl sich während der Projektlaufzeit zwei extreme Hitzejahre (2018 und 2020) ereigneten und seit 2018 ausgeprägte Trockenheit herrscht.

Die Anzahl der aufgeschwommenen Äschenlarven stieg um knapp 30 % gegenüber dem Projektbeginn, der Reproduktionserfolg am Ende des Jahres um knapp 90 % (0+ Jahrgang), die Anzahl Äschen des zweiten Lebensjahres (1+ Jahrgang) um 80 %. Zudem konnten im letzten Projektjahr deutlich mehr Tiere des mindestens dritten Jahrgangs gefangen werden, so dass erstmals seit Projektbeginn eine Steigerung der Anzahl an Laichtieren in den nächsten Jahren erwartbar ist. Die Erholung des Bestandes kann vor allem auf die Strukturierungsmaßnahmen im Gewässer zurückgeführt werden, der Erfolg der durchgeführten Besatzmaßnahmen blieb hingegen bisher hinter den Erwartungen zurück. Für die Zukunft wurde deshalb eine optimierte Besatzstrategie erarbeitet.

Die Umsetzungen der strukturverbessernden Maßnahmen hatten nicht nur eine positive Wirkung auf die Äschenbestände, sondern durch Mitnahmeeffekte auch auf die gesamte Fischgemeinschaft. Nach dem Bewertungssystem der EU-Wasserrahmenrichtlinie für Fische (fiBS) hatte sich der ökologische Zustand am Projektende in acht von neun Monitoringstrecken gegenüber dem Projektbeginn verbessert. Zwei der Monitoringstrecken erreichten durch die Strukturierungsmaßnahmen sogar einen guten ökologischen Zustand.

Trotz der erreichten Erholung der Äschenbestände ist die Bestandssituation der Äsche in der Oberen Lahn weiterhin als kritisch zu beurteilen. Die ehemals verbundene Population ist in isolierte Teilpopulationen zerfallen, die besonders im oberen Teil des Untersuchungsgebiets sehr klein sind. Innerhalb des Projektes konnte lediglich einer der Belastungsfaktoren für die Äsche, der Habitatmangel für junge Lebensstadien, punktuell erfolgreich abgemildert werden. Im Rahmen des Projektes konnten jedoch mehrere weitere Faktoren herausgearbeitet werden, welche die verbliebenen Teilpopulationen in der Lahn weiterhin stark belasten und sich teilweise gegenseitig verstärken.

Als wichtigste Belastungsfaktoren konnten die Wassertemperaturen in der Oberen Lahn, welche für die kaltstenotherme Äsche viel zu hohe Werte erreichen, und die Folgen der Wasserkraftnutzung identifiziert werden. Die Wasserkraftnutzung schränkt die lineare Durchgängigkeit ein, und mit dem Einstau geht nicht nur ein Lebensraumverlust für die Äsche und andere rheophile Fischarten einher, sondern auch eine Verschärfung der die negativen Auswirkungen physikalisch-chemischer Belastungen (Eutrophierungsfolgen, zusätzliche Erwärmung). Dies gilt sowohl in den Stauhaltungen selbst, als auch in gering dotierten Ausleitungstrecken. Zudem führt ein zu geringer Fischschutz an vielen Wasserkraftanlagen zu unmittelbarer Fischmortalität.

Die Folgen hoher Stickstoff- und Phosphateinträge (zu hohe pH-Werte und zeitweise hohe Konzentrationen toxischer Stoffe), Habitatmangel für ältere Entwicklungsstadien der Äsche durch den Gewässerverbau und fehlende Dynamik, durch den Klimawandel verminderte Abflüsse und stellenweise Jagddruck durch den Kormoran stellen weitere starke Belastungsfaktoren für die Teilpopulationen der Äsche dar, die sich insbesondere in Verbindung mit einer eingeschränkten linearen Durchgängigkeit stark negativ auf die Bestände auswirken. Unter diesen Umständen können die Tiere schlechten Bedingungen nicht durch Abwanderung ausweichen, und eine Wiederbesiedlung einmal verlassener Abschnitte ist schwer möglich.

Um die Äschenpopulation in der Oberen Lahn dauerhaft zu erhalten und zu stützen, muss diesen weiteren Gefährdungsursachen ebenfalls unbedingt mit geeigneten Maßnahmen begegnet werden. Eine Erhöhung der Resilienz der Population ist vor allem auch vor dem Hintergrund essentiell, dass durch eine mittelfristig zu erwartende weitere Verschlechterung der meteorologischen Rahmenbedingungen aufgrund des Klimawandels für die gesamte Obere Lahn mit einer weiteren Erhöhung der thermischen Belastungen zu rechnen ist, wenn keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Konkrete Empfehlungen zu Maßnahmen gegen die jeweiligen Belastungsfaktoren werden in den einzelnen Kapiteln dieses Berichtes benannt.

Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn

Die Nase war ursprünglich in der Oberen Lahn heimisch, historisch ist sie bis mindestens Biedenkopf belegt. Bereits seit den 1960er Jahren war die Nase jedoch in der Oberen Lahn ausgestorben. Seitdem wurden mehrere Versuche zur Wiederansiedlung der Nase unternommen, diese blieben stets erfolglos. In der vorliegenden Studie wurden deshalb erstmals Maßnahmen zur Wiederansiedlung der Nase unter Verwendung von autochthonem Besatzmaterial aus der Mittleren Lahn durchgeführt.

Die in der Projektlaufzeit erzielten Ergebnisse bei der Wiederansiedlung der Nase deuten auf hohe Erfolgsaussichten bei der langfristigen Etablierung einer Nasenpopulation in der Oberen Lahn hin. Es konnte gezeigt werden, dass der Nasenbesatz mittels Besatz von erbrütem Besatzmaterial aus autochthoner Herkunft in der Mittleren Lahn grundsätzlich funktionierte. Im letzten Projektjahr 2021 konnte sogar erstmals eine Reproduktion der eingesetzten Besatztiere im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Die Grundvoraussetzungen für eine Wiederansiedlung der Lahnnase sind also mit den angewendeten Verfahren nachweisbar gegeben.

Allerdings ist der Prozess der Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn noch nicht erfolgreich abgeschlossen. In den durch mangelnde lineare Durchgängigkeit isolierten Lahnabschnitt oberhalb des unpassierbaren Wehrs bei Caldern konnte bislang erst eine Kohorte von Nasen (Jahrgang 2020) besetzt werden. Auch wenn sich im unteren Bereich des Untersuchungsgebiets eine regelmäßige Reproduktion der Nase einstellen sollte, können diese Tiere nicht aufwandern und dortige Bestände stützen. Der Besatz von Nasen sollte daher unbedingt nach dem inzwischen bewährten Verfahren weitergeführt werden, bis ein Bestand mit einem natürlichen Kohortenaufbau etabliert ist. Dabei sollte sich der Besatz ausschließlich auf drei Schwerpunktabschnitte fokussieren.

Die Belastungsfaktoren, welche für die Äsche herausgearbeitet wurden, betreffen weitgehend auch die Nase. Lediglich von hohen Wassertemperaturen ist die Nase nicht so stark betroffen wie die Äsche, und sie ist auch in der Lage, längere eingestaute Abschnitte zu überwinden. Dafür ist die Nase stärker als die Äsche auf lange, zusammenhängende Fließstrecken abgewiesen. Trotz dieser Unterschiede zwischen den beiden Zielarten des Projekts ergeben sich erhebliche Synergiepotentiale bei der Umsetzung von Maßnahmen, welche den Belastungsfaktoren für die Populationen der Zielarten in der Oberen Lahn entgegenwirken.

Dies gilt ebenso wie für die gesamte Fischgemeinschaft, für welche die Zielarten Äsche und Nase gut geeignete Schirmarten darstellen und so zum Erreichen der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie beitragen können.

1 Anlass und Aufgabenstellung

1.1 LiLa – Living Lahn

Die Europäische Union fördert im Rahmen des LIFE-IP-Programms die Planung und Entwicklung von Naturschutz, Tourismus, Wirtschaft und Regionalentwicklung der Lahn, damit diese gleichberechtigt, integriert und grenzüberschreitend zwischen den Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz erfolgen können¹. Ein wichtiges Ziel des über zehn Jahre andauernden LIFE-IP-Projekts „LiLa Living Lahn – ein Fluss, viele Interessen“ ist die Aufwertung des „ökologischen Zustandes“ der Lahn und ihrer Nebenflüsse. In diesem Zusammenhang wurde das in diesem Bericht dargestellte Projekt für Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche (*Thymallus thymallus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) in der Oberen Lahn über einen Zeitraum von fünf Jahren durchgeführt. Beide Arten haben ein großes Gewicht bei der Bewertung eines Wasserkörpers nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und sollen deshalb in der Oberen Lahn gestützt bzw. wiederangesiedelt werden.

Es wurde dabei davon ausgegangen, dass Maßnahmen, welche auf die Aufwertung der Lebensräume der Zielarten Äsche und Nase abzielten, sich auch positiv auf andere heimische Arten der natürlichen Fischgemeinschaft auswirken. Auch diese „Mitnahmeeffekte“ sollten dazu beitragen, den „ökologischen Zustand“ in der Oberen Lahn aufzuwerten. Neben den spezifischen Maßnahmen mit Fokus auf die Zielarten wurden daher auch jährlich Untersuchungen durchgeführt, welche im Kontext der WRRL die Entwicklung der gesamten Fischgemeinschaft dokumentierten und potentielle Belastungsfaktoren aufzeigten:

1. Die jährliche Erfassung der Fischgemeinschaft an neun Schwerpunktprobestrecken an jeweils drei Befischungsterminen (Frühjahr, Sommer, Herbst) sowie an fünf weiteren Probestrecken an jeweils einem Befischungstermin (Sommer).
2. Die Auswertung der Befischungsergebnisse der Schwerpunktprobestrecken nach dem für die WRRL entwickelten „fischökologischen Bewertungssystem“ (fiBS, DUBLING 2009, 2014). Damit konnte für jedes Untersuchungsjahr der „ökologische Zustand“ für die „Qualitätskomponente Fische“ der Schwerpunktprobestrecken quantifiziert werden.
3. Die Analyse der einzelnen Qualitätsmerkmale und Parameter, welche der Berechnung des ökologischen Zustands zugrunde liegen. Daraus konnten für die Obere Lahn Defizite herausgearbeitet werden, die zur Abwertung führten.
4. Erfassung der physikalisch-chemischen Parameter des Oberflächenwassers an vier Probestellen. Die Auswertung erfolgte in Anlehnung an Orientierungswerte (LAWA 2015), bei deren Einhaltung ein guter ökologischen Zustand erreichbar ist.

¹<https://www.hessen.de/presse/pressemitteilung/life-ip-projekt-lila-living-lahn-wird-der-oeffentlichkeit-vorgestellt-0>

1.2 Wiederansiedlung der Nase

Die Nase war „Fisch des Jahres 2020“ in Deutschland und wird vom Bundesamt für Naturschutz als „Art nationaler Verantwortung Deutschlands“ geführt (FREYHOF 2009). Dies bedeutet, dass die Bundesrepublik in hohem Maße für den Gesamtbestand dieser Art verantwortlich ist.

Die Nase war seit den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts in der Oberen Lahn ausgestorben, und dem Projekt vorangegangene Versuche zur Wiederansiedlung blieben erfolglos. In der vorliegenden Studie wurden deshalb erstmals Maßnahmen zur Wiederansiedlung der Nase unter Verwendung von autochthonem Besatzmaterial aus der Mittleren Lahn durchgeführt. Da genetische Analysen eine hohe genetische Differenzierung und Eigenständigkeit der Nasen aus der Lahn nachweisen konnten (HÜBNER et al. 2016a, WETJEN et al. 2017, WETJEN et al. 2020), wurde für die potentiell besser lokal angepasste genetische Linie eine erhöhte Erfolgswahrscheinlichkeit erwartet. Dieses autochthone Besatzmaterial musste im Rahmen des Projekts gewonnen werden, denn es waren durchgängig keine Besatztiere am Markt erhältlich, welche ihren Ursprung ausschließlich in der Lahn hatten.

Im Zusammenhang mit der Wiederansiedlung der Nase wurden folgende Tätigkeiten regelmäßig durchgeführt:

1. Gewinnung von autochthonem Nasenbesatzmaterial durch Streifen von Nasen an der Mittleren Lahn und Transport und Einsatz der befruchteten Eier zur Aufzucht in der Fischzucht Wetterfeld.
2. Transport und Besatz der in der Fischzucht aufgezogenen 0+ Nasen an die Obere Lahn und Besatz der Tiere im Herbst. Ab dem Jahr 2020 wurde die Besatzstrategie geändert und im Frühsommer 0+ Nasen besetzt.
3. Kontrolle des Besatzerfolgs im Rahmen der regelmäßigen Fischbestandserfassungen an 14 Probestrecken.

Im Rahmen der Erfolgskontrollen wurden im Jahr 2021 auch erstmals zusätzliche Streckenabschnitte in der Oberen Lahn sowie in den angrenzenden Bereichen der Mittleren Lahn (bis Marburg-Cappel), der unteren Wetschaft sowie der unteren Ohm befischt, um auch mögliche Nasenvorkommen außerhalb der Untersuchungsstrecken zu erfassen.

Über die Tätigkeiten zur Wiederansiedlung hinaus wurden im Projektverlauf an zwölf Probestellen strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt (s.u.), welche auf die Verbesserung der Habitatqualität auch für die Zielart Nase ausgerichtet waren und somit den Prozess der Wiederansiedlung unterstützen sollten. Darüber hinaus erlaubten Untersuchungen im Kiesbett, die an potentiellen Äschenlaichplätzen durchgeführt wurden (s.u.), auch Rückschlüsse bezüglich der Qualität des Laichhabitats für Nasen. Beide Zielarten ähneln sich in Bezug auf die bevorzugten Laichorte und die Laichzeit deutlich.

1.3 Bestandsstützung der Äsche

Der zweite Schwerpunkt der Studie lag darauf, die Ursachen für den Rückgang der Äsche zu ermitteln und geeignete Maßnahmen zur Stützung ihres Bestandes durchzuführen. Die Leitfischart Äsche ist seit einigen Jahren stark rückläufig. Es kann vermutet werden, dass die Ursachen für den Rückgang der Äsche potentiell ebenfalls relevant für die Nase sind, da beide Arten hinsichtlich ihrer Fortpflanzungsbiologie große Parallelen aufweisen. Ohne auf diesen Erkenntnissen aufbauende Maßnahmen wäre auch eine nachhaltig erfolgreiche Wiederansiedlung der Nase fraglich.

Zu Projektbeginn wurden als Ursachen für den Bestandsrückgang der Äsche eine mangelnde Qualität der Laichhabitats im Kieslückensystem, die eingeschränkte Verfügbarkeit von geeigneten Habitats für das Aufwachsen der Äschenlarven und Jungfische sowie die Reduktion der Individuenzahl der älteren Stadien wegen der Fraßtätigkeit des Kormorans vermutet. Dessen Bestände hatten in der jüngeren Vergangenheit stark zugenommen (JESPEN et al. 2018, OVEGARD et al. 2021). Im sehr trockenen Projektjahr 2018 rückten zunehmend auch die lineare Durchgängigkeit der Oberen Lahn (insbesondere in Verbindung mit Wasserkraftnutzung) und die Bedeutung der physikalisch-chemischen Wasserparameter (u.a. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert) in den Fokus. Diese über die Probestrecken hinaus reichende Perspektive, welche den Fluss ganzheitlich erfasst, erwies sich im Laufe des Projektes zunehmend als erfolgsentscheidend.

Neben der Suche nach den Ursachen für den Rückgang der Äsche wurden die Bestände der Äsche in verschiedenen Phasen ihres Lebenszyklus auch mit dem Ziel erfasst, eine Grundlage für die Beurteilung des Erfolgs von im Rahmen des EU-LIFE Projekts umgesetzten Maßnahmen zu erhalten. Entsprechend wurden zeitgleich zu den Beständen auch die jeweiligen, stadienspezifischen Habitatbedingungen untersucht. Der Fokus lag dabei auf den Juvenilstadien der Äsche, von der Habitatqualität innerhalb des Kieslückensystems am Laichplatz über die Habitatverfügbarkeit für aufgeschwommene Äschenlarven bis hin zum Angebot an Habitats für juvenile Äschen der Kohorte 0+ im Herbst. Seit 2017 wurden jährlich folgende Datenaufnahmen standardisiert durchgeführt, um eine zeitliche Entwicklung dokumentieren zu können und um den Erfolg der über den Zeitverlauf umgesetzten Maßnahmen zu prüfen:

1. Erfassung der Größe und räumlichen Verteilung der Äschenbestände in 14 Probestrecken in der Oberen Lahn außerhalb der Laichzeit zur Abschätzung der Bestandssituation und als Grundlage für die Einschätzung der Bestandsentwicklung.
2. Ermittlung von Anzahl und Körpergröße der Laichtiere an neun Schwerpunktprobestrecken mit potentiellen Laichplätzen zur Einschätzung des Reproduktionspotentials.
3. Messungen der physikalisch-chemischen Habitatbedingungen für die Eientwicklungsstadien- und die kiesgebundenen frühen Larvenstadien im Kiesbett in vier Probestrecken zur Einschätzung der Qualität der Laichplätze.

4. Untersuchungen der Substratzusammensetzung (Korngrößen, Feinsedimentanteil, organische Substanz) an neun Schwerpunktprobestrecken mit potentiellen Laichplätzen.
5. Quantifizierung der Anzahl aufschwimmender Larven unterhalb der potentiellen Laichplätze zum Reproduktionsnachweis und als Bewertungsgrundlage einer erfolgreichen Entwicklung der Äsche in der Interstitialphase.
6. Erfassung der räumlichen Ausdehnung der an den potentiellen Laichplätzen zur Verfügung stehenden Aufwuchshabitate für Jungfische und Erfassung ihrer Anzahl zur Bestimmung des Reproduktionserfolgs am Ende des ersten Lebensjahres.

Mit Untersuchungen des möglichen Einflusses von Kormoranfraß auf die älteren Altersstadien der Äsche wurde im Berichtsjahr 2019 begonnen, sie wurden bis 2021 fortgesetzt. Unter der Federführung des Regierungspräsidiums Gießen wurden dazu standardisierte Beobachtungen durchgeführt, bei denen Sichtungen von Kormoranen und deren Verhalten erfasst wurden. Bei der Auswahl der Beobachtungsstrecken, der Wahl und Standardisierung der Methoden und dem Entwurf eines entsprechenden Erfassungsbogens wurde das Regierungspräsidium unterstützt. Die Datenaufnahme erfolgte dabei durch eine freiwillige Beteiligung von Anrainern.

1.4 Strukturverbessernde Maßnahmen

Unterstützend zur Wiederansiedlung der Nase und zur Bestandstützung der Äsche wurden im Rahmen des EU-LIFE-Projekts spezielle strukturverbessernde Maßnahmen für beide Arten geplant und durchgeführt. Nach den ersten Auswertungen im Jahr 2017 wurden bereits grundsätzliche Defizite und strukturelle Entwicklungsmöglichkeiten für alle 14 Probestrecken herausgearbeitet. In Zusammenarbeit mit den Genehmigungsbehörden und in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Flächen bildeten diese Beurteilungen die Grundlagen für die konkrete Umsetzung dieser strukturverbessernden Maßnahmen.

Im Projektjahr 2018 wurden an drei Probestrecken bereits die Planungsgrundlagen für die Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen abgeschlossen und umgesetzt (HÜBNER 2018a, 2018b). Die Umsetzung der noch ausstehenden Maßnahmen an neun Probestrecken konnte im Berichtsjahr 2020 umgesetzt werden, zusätzlich wurde der Umfang der strukturverbessernden Maßnahmen an einer der 2018 strukturierten Stelle zudem erweitert (HÜBNER & GRAF 2020, HÜBNER & FRICKE 2020). Somit konnten in den meisten Probestrecken die Effekte der strukturverbessernden Maßnahmen auf die Fischgemeinschaften erstmals im Abschlussjahr 2021 dokumentiert und bewertet werden.

2 Einführung

2.1 Bestandsstützende Maßnahmen

Bestandsstützende Maßnahmen haben das Ziel, die Populationen von Zielarten aufzubauen oder zu vergrößern, wobei der erfolgreichen Reproduktion der Besatztiere eine entscheidende Bedeutung für die Nachhaltigkeit der Maßnahmen zukommt. Die Größe einer Population und die Höhe ihres Reproduktionserfolgs hängen vor allem von den Lebensbedingungen der Tiere im Fluss ab und werden von verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren bestimmt. So sind für Äsche und Nase neben einer ausreichend hohen Zahl an Laichtieren, der barrierefreien Erreichbarkeit der Laichplätze, der art- und stadienspezifischen Habitatverfügbarkeit und aller saisonalen Teillebensräume unter anderem die chemisch-physikalischen Parameter im Oberflächen- und Interstitialwasser des Kieslückensystems als abiotische Faktoren von entscheidender Bedeutung.

2.2 Bedeutung des Kieslückensystems

Das Kieslückensystem, das hyporheische Interstitial, spielt für die Äsche und die Nase (sowie für zahlreiche andere kieslaichende Fischarten) eine entscheidende Rolle. In diesem Inkubationsraum entwickeln sich sowohl die Eier als auch die ersten Larvalstadien beider Arten. Für die Äsche beträgt die Dauer der Inkubationsphase (Fertilisation bis zum Schlupf) in der Oberen Lahn durchschnittlich 16,6 Tage (10-23 Tage) und die Interstitialphase (Fertilisation bis zum Aufschwimmen) durchschnittlich 22,9 Tage (16-29 Tage) (HÜBNER 2003). Die Dauer der Interstitialphase der Nase ist etwas kürzer und beträgt 12-20 Tage.

In eutrophierten Fließgewässern treten häufig Massenentwicklungen von Algen („Algenteppiche“) auf, nach deren Absterben und Auflösung Algenreste in das Kieslückensystem eingetragen werden und dieses verstopfen (biogene Kolmation) (IBISCH et al. 2009, HÜBNER et al. 2016b, WINKELMANN et al. 2019). Dadurch wird der Austausch von Oberflächen- und Interstitialwasser behindert, was zu massiven Sauerstoffdefiziten im Interstitial führen kann. Diese Prozesse wirken sich in Fließgewässern mit durch Quer- und Längsverbau eingeschränkter Dynamik, wie in der Oberen Lahn, besonders stark aus, da nur noch in Ausnahmefällen eine Kiesumlagerung und ein Freispülen des Kieslückensystems durch Hochwässer stattfindet. Treten diese Umstände im Frühjahr auf, können sie sich entscheidend auf den Reproduktionserfolg der kieslaichenden Äschen und Nasen auswirken. Hohe Phosphatwerte, die zur vermehrten Algenproduktion führen und Tendenzen zur Kolmation konnten auch 2017 bis 2021 zur Laichzeit von Äsche und Nase in weiten Teilen der Oberen Lahn nachgewiesen werden (Kap. 6).

Biogene Kolmation kann darüber hinaus auch weitere Stoffkonzentrationen im Interstitial beeinflussen und dadurch zur Überschreitung von Grenzwerten führen, ab welchen Schädigungen (Entwicklungsverzögerungen, Absterben) von Eiern oder Fischlarven eintreten können, so dass der Schlupf dementsprechend verringert ist oder ganz ausbleibt (GUTHRUF 1996). Wie eigene Untersuchungen in der Lahn bei Lahntal-Göttingen zeigten, wird der Schlupferfolg von Äschenlarven maßgeblich durch die Konzentration des fischtoxischen

Ammoniaks bestimmt (HÜBNER et al. 2009). Die Konzentration dieses Stoffs steigt an, wenn das in das Gewässer eingeleitete Ammonium bei hohen pH-Werten in Ammoniak umgewandelt wird. Dies geschieht vor allem dann, wenn sich tagsüber durch die Photosynthese der Algen der pH-Wert des Wassers stark erhöht, also vor allem in stark eutrophierten Flussabschnitten mit ausgeprägtem Algenwachstum. Unter solchen Umständen können auch die hohen pH-Werte selbst und die Sauerstoffzehrung der Algen in der Nacht zu Grenzwertüber- bzw. -unterschreitungen für Eier oder Fischlarven führen (BIGGS & CLOSE 1989, PETERSON et al. 1994, HÜBNER 2003, HÜBNER et al. 2009).

Wie beschrieben sind die Verhältnisse im Kieslückensystem auch von den äußeren Bedingungen abhängig, deren Einflüsse jährlich variabel sein können (Umlagerung durch Hochwässer, Einleitungen, Niederschlagsverteilungen und Temperaturen im Jahresverlauf). Daher wurden von 2017 bis 2021 die physikalisch-chemischen Parameter im Kiesbett der Äschenlaichplätze erfasst. Weiterhin wurde die Funktionsfähigkeit des Interstitials durch die Aufnahme der Anzahl aufgeschwommener Larven unterhalb der Äschenlaichplätze geprüft.

Es muss betont werden, dass das Kieslückensystem nicht nur eine Habitatfunktion für kieslaichende Fische und andere Tiere erfüllt, sondern auch entscheidend am Stoffumbau und der Selbstreinigungskraft eines Gewässers beteiligt ist. Entsprechend weist es eine hohe übergeordnete Bedeutung für den ökologischen Zustand eines Gewässers auf (BOULTON et al. 2010).

2.3 Bedeutung des Habitatangebots

In der Juvenilphase nehmen vor allem biotische Interaktionen, wie Prädation, inter- und intraspezifische Konkurrenzbeziehungen sowie das Habitatangebot Einfluss auf die Mortalität der Larven und juvenilen Äschen (BLAXTER 1991, DEEGAN et al. 1999, GUTHRUF 1996, CLARAMUNT & WAHL 2000, LOBÓN-CERVIÁ 2013) und damit auf den lokalen Reproduktionserfolg. Habitatqualität (u.a. Strukturreichtum) und Habitatquantität (räumliche Ausdehnung von geeigneten Habitatflächen) beeinflussen diese Interaktionen stark. So herrscht etwa bei höherem Habitatangebot bei gleicher Individuenanzahl eine geringere Konkurrenz, und eine hohe Habitatqualität kann das Prädationsrisiko deutlich verringern.

Daher wurden weiterhin die Einflüsse von Strukturreichtum und Habitatangebot auf die Überlebensraten der Larven bzw. Jungfische bis zum Ende des ersten Lebensjahres geprüft. Definitionsgemäß ist dies der Zeitraum zur Beurteilung einer erfolgreichen Reproduktion. Äschen haben am Ende ihrer Wachstumsperiode im Spätsommer bereits eine Totallänge zwischen 11 und 16 cm und somit die Phase der größten Mortalität zwischen Larvenstadium und frühen Juvenilstadien erfolgreich überstanden (SIFA & MATHIAS 1987). Über die Untersuchung des Einflusses von biotischen Faktoren auf das Überleben der Larven konnten eventuelle strukturelle Defizite in der Oberen Lahn festgestellt und gezielte Maßnahmen zu deren Behebung vorgeschlagen und durchgeführt werden.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Die Obere Lahn

Die hessische Obere Lahn ist von der Landesgrenze bis zum Zufluss der Wetschaft (ca. 34 km) aufgrund ihres Gefälles der Äschenregion zuzuordnen. Die folgenden drei Flusskilometer bis zur Einmündung der Ohm, wo die Obere Lahn in die Mittlere Lahn übergeht, sind bereits der Barbenregion zuzuordnen (HUET 1949, HUET 1962). In der Äschenregion dominieren natürlicherweise strömungsliebende Fischarten. Nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Äschenregion der Oberen Lahn (Wasserkörpernummer DEHE_258.5) dem Fließgewässertyp 9A zuzuordnen. Demnach wäre die natürliche Fischartengemeinschaft (Ichthyozönose) geprägt von den Leitfischarten Äsche (*Thymallus thymallus*, namensgebend für die Fischregion), Nase (*Chondrostoma nasus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und Hasel (*Leuciscus leuciscus*).

Eine ähnliche Fischartengemeinschaft wäre auch in dem 3 km langen, unteren Teil des Untersuchungsgebietes zu erwarten. In diesem kurzen Abschnitt, der zur oberen Barbenregion gehört (Wasserkörpernummer DEHE_258.4), liegen die untersten drei Probestrecken. Nach WRRL soll die Fischartengemeinschaft natürlicherweise dem Fließgewässertyp 9B entsprechen. Zusätzlich zu den oben genannten Arten gehören Barbe (*Barbus barbus*, namensgebend für die Fischregion), Gründling (*Gobio gobio*) und Döbel (*Squalius cephalus*) zu den Leitfischarten der natürlichen Fischgemeinschaft dieses Abschnitts.

Das Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn steht mit weiteren Gewässerabschnitten der Äschen- und Barbenregion in Verbindung. Dies sind die Perf (Äschenregion), die Wetschaft (Äschenregion), die Ohm (Barbenregion) und die Mittlere Lahn ab Cölbe (Barbenregion). Abschnitte der Wetschaft und Ohm sowie der Mittleren Lahn (bis Marburg-Cappel) wurden 2021 im Zuge der Kontrolle des Ansiedlungserfolgs der Nase zusätzlich befischt.

Natürlicherweise wären die Äschen- und Barbenregion von hochdynamischen Abflüssen geprägt, welche häufige Strukturveränderungen der kiesigen Flächen im Uferbereich und in der Flussmitte zur Folge hätten. Mittlerweile sind beide Fischregionen der Lahn durch den Menschen jedoch stark verändert worden. Dies betrifft zwar in stärkerem Ausmaß die Barbenregion, dennoch wurde in beiden Regionen die natürliche Fließdynamik durch Uferverbau, Stauhaltungen, Ausleitungen und Eindeichung sehr stark eingeschränkt. Infolge dieser anthropogenen strukturellen Veränderungen sowie weiterer anthropogener Störungen (z.B. Eutrophierung durch Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und dem Siedlungsbereich) wurde für die Fischgemeinschaft in der Oberen Lahn nach dem fischbasierten Bewertungssystem der Wasserrahmenrichtlinie lediglich ein mäßiger bis unbefriedigender Zustand festgestellt².

² WRRL Bewirtschaftungsplan 2021 im WRRL Viewer des Landes Hessen. <https://wrrl.hessen.de/>

3.2 Probestrecken zur Bestandserfassung der Äschen

Alle 14 Untersuchungsabschnitte liegen in der Oberen Lahn zwischen Cölbe und der Landesgrenze zwischen Hessen und Nordrhein-Westfalen (Abb. 3.1, **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**3.1). Überwiegend wurden als Probestrecken Abschnitte der Lahn ausgewählt, in denen in der Vergangenheit Laichplätze der Äsche dokumentiert wurden. Dies galt auch für alle neun Schwerpunktprobestrecken, in denen ein intensiveres Messprogramm durchgeführt wurde. Es wurden von 2017 bis 2021 die gleichen Probestrecken untersucht und die gleichen Daten erhoben. Die oberen elf Probestrecken liegen in der Äschenregion, während die drei Probestrecken unterhalb des Zuflusses der Wetschaft der Barbenregion zuzurechnen sind.

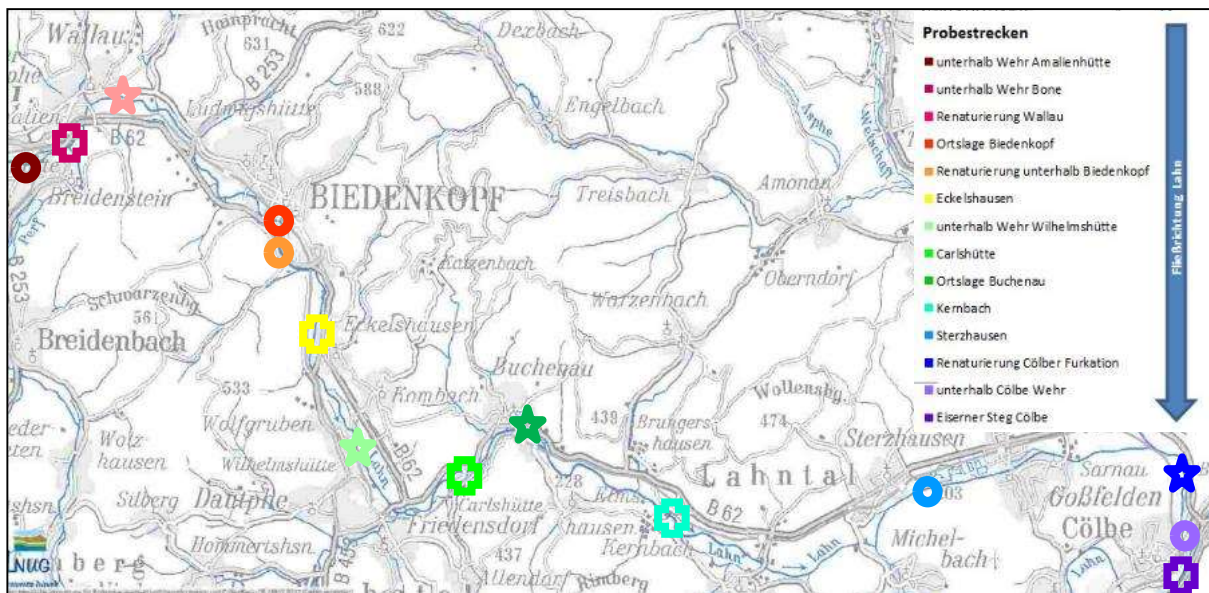


Abb. 3.1: Lage und Untersuchungsprogramm der 14 Untersuchungsabschnitte in der Oberen Lahn. Sterne: Erfassung des Äschenbestands, des Laichfischbestands der Äschen, der Äschenlarven, des Reproduktionserfolgs der Äsche, des Substrats und der Interstitialparameter. Kreise: Erfassung des Äschenbestands, des Laichfischbestands der Äschen, der Äschenlarven, des Reproduktionserfolgs der Äsche und des Substrats. Kreuze: Erfassung des Äschenbestands.

Die Aufnahme des Laichtierbestandes, die Untersuchungen zur Qualität der Laichplätze, die Erfassung aufschwimmender Larven unterhalb der Laichplätze sowie der Reproduktionserfolg der Äschen unterhalb der Laichplätze am Ende des Jahres fanden an neun Stellen statt. Für die Bestandserfassung der Äschen in der Oberen Lahn außerhalb der Laichzeit wurden zusätzlich weitere fünf Abschnitte untersucht. Auch diese Abschnitte umfassten vor allem Habitatstrukturen, die für larvale oder juvenile Äschen bedeutsam sind. Sie lagen zwischen den o.g. neun Hauptuntersuchungsabschnitten. Durch diese Lage der Probeabschnitte wurde das Untersuchungsgebiet räumlich gut abgedeckt.

3.3 Probestrecken zur Kontrolle des Wiederansiedlungserfolgs der Nase

Für die Erfolgskontrolle der Wiederansiedlung der Nase wurden synergistisch die Befischungen zur Erfassung der Äschen genutzt (s. Tab. 3.1). Im letzten Untersuchungsjahr 2021 wurden zusätzliche Probestellen innerhalb und unterhalb des Untersuchungsgebiets beprobt (s. Kap. 8).

Tab. 3.1: Lage, Länge und Charakterisierung der Probeabschnitte.

PS Nr.	Probeabschnitt	Standort	Länge Probe- strecke (m)	Rechts-/Hochwert
1	Unterhalb Wehr Amalienhütte	außerhalb Ortschaft	200	3462088/5642488
2	Wehr Bohne (oberhalb Perfmündung)	außerhalb Ortschaft (Ausleitungsstrecke)	250	3463048/5643123
3	Renaturierung Wallau (Hammergraben)	außerhalb Ortschaft Renaturierungs- abschnitt	320	3465715/5642305
4	Biedenkopf (Sachsenhausen)	innerhalb Ortschaft	400	3467165/5641440
5	Unterhalb Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen)	außerhalb Ortschaft Renaturierungs- abschnitt	400 mit Verzweigungen insgesamt ca. 620	3467125/5641055
6	Eckelshausen	außerhalb Ortschaft	175	3467745/5638623
7	Unterhalb Wehr Wilhelmshütte	außerhalb Ortschaft (Ausleitungsstrecke)	250	3468680/5637030
8	Carlshütte	außerhalb Ortschaft (Ausleitungsstrecke)	260	3470215/5636333
9	Buchenau	innerhalb Ortschaft (Ausleitungsstrecke)	160	3471905/5637480
10	Kernbach	außerhalb Ortschaft	200	3474928/5635965
11	Sterzhausen	außerhalb Ortschaft	400	3480120/5636325
12	Furkation Cölbe	außerhalb Ortschaft Renaturierungs- abschnitt	300	3485410/5636470
13	Unterhalb Cölber Wehr (Eibenhardtwehr)	außerhalb Ortschaft (Ausleitungsstrecke)	300	3485400/5635490
14	Cölber Wald (Eisensteg)	außerhalb Ortschaft	250	3585093/5634330

4 Meteorologische Rahmenbedingungen 2017 bis 2021

4.1 Lufttemperaturen, Niederschläge und Abflüsse in der Lahn

Die dargestellten Entwicklungen in der Oberen Lahn sowie die erzielten Ergebnisse während der Projektjahre müssen stets vor dem Hintergrund der extrem herausfordernden äußeren Einflüsse bezüglich der meteorologischen Verhältnisse verstanden und beurteilt werden. Dem Projektzeitraum ging bereits eine Periode von sechs Jahren mit unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen voraus (Vergleichszeitraum: 1971 bis 2000) (HLNUG 2017, Gewässerkundlicher Jahresbericht 2016). Dies galt auch für vier der fünf Projektjahre, in welchen zudem überdurchschnittlich hohe Temperaturen in Hessen auftraten. Mit 2018 und 2020 lagen zwei der drei wärmsten Jahre seit Beginn der Klimaaufzeichnungen im Projektzeitraum vor (4.1, links). Wie in Gesamthessen fiel auch in Mittelhessen (Messstation Marburg) 2018 bis 2021 durchgängig deutlich weniger Niederschlag als im langjährigen Mittel (Referenzzeitraum 1971-2000, 4.1, rechts).

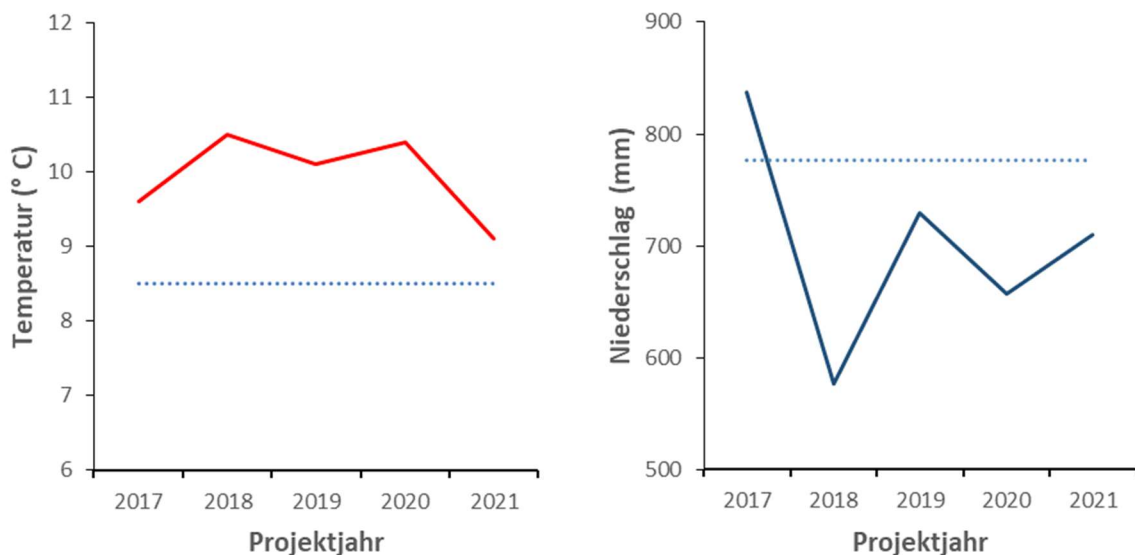


Abb. 4.1: Meteorologische Rahmenbedingungen im Projektzeitraum. Links: Jahresmitteltemperaturen in Hessen (rot) im Vergleich zum langjährigen Mittel (gepunktete Linie). Rechts Jahresniederschlag an der Messstation Marburg im Vergleich zum langjährigen Mittel (gepunktete Linie). Referenzzeitraum jeweils 1971-2000. Datengrundlage: Gewässerkundliche Jahresberichte 2017-2020, Klimastation Marburg 2021.

Im Jahr 2017 fielen leicht überdurchschnittliche Niederschläge, allerdings waren diese aufgrund der vorangegangenen langjährigen Trockenperiode (s.o.) dennoch von unterdurchschnittlicher Wirkung auf die Abflüsse der Lahn (4.2, links). Eher untypisch war ein durch starke Sommerregen ausgelöstes, kurzes Sommerhochwasser in der Oberen Lahn (max. Abfluss am Pegel Biedenkopf: 81,9 m³/s). Im Winter 2016/2017 waren aufgrund der zu geringen Niederschläge ausgeprägte Hochwässer ausgeblieben.

Besonders das Jahr 2018, das mit starken winterlichen Niederschlägen und Hochwässern (Dezember 2017 und Januar 2018) in der Oberen Lahn begann, stellte jedoch aufgrund der Kombination niedriger Niederschläge mit hohen Temperaturen ein ausgesprochenes

Extremwetterjahr dar, welches sich wegen der trockenen Vorjahre besonders stark auswirkte. Im Gewässerkundlichen Jahrbuch 2018 (HLNUG 2019) heißt es dazu: „Der vom Deutschen Wetterdienst ermittelte SPI (Standardized Precipitation Index) für die Zeiträume Februar 2018 bis Juli 2018 [...] weist für weite Teile Deutschlands ein erhebliches Niederschlagsdefizit aus. Hessen kann überwiegend der Kategorie „schwere Dürre“ (SPI zwischen -1.5 und -2.0), Teile Nordhessens sogar einer „extremen Dürre“ ($\text{SPI} \leq -2.0$) zugeordnet werden. Betrachtet man den Zeitraum Juni 2018 bis November 2018 kann für ganz Hessen von einer extremen Dürre gesprochen werden“.

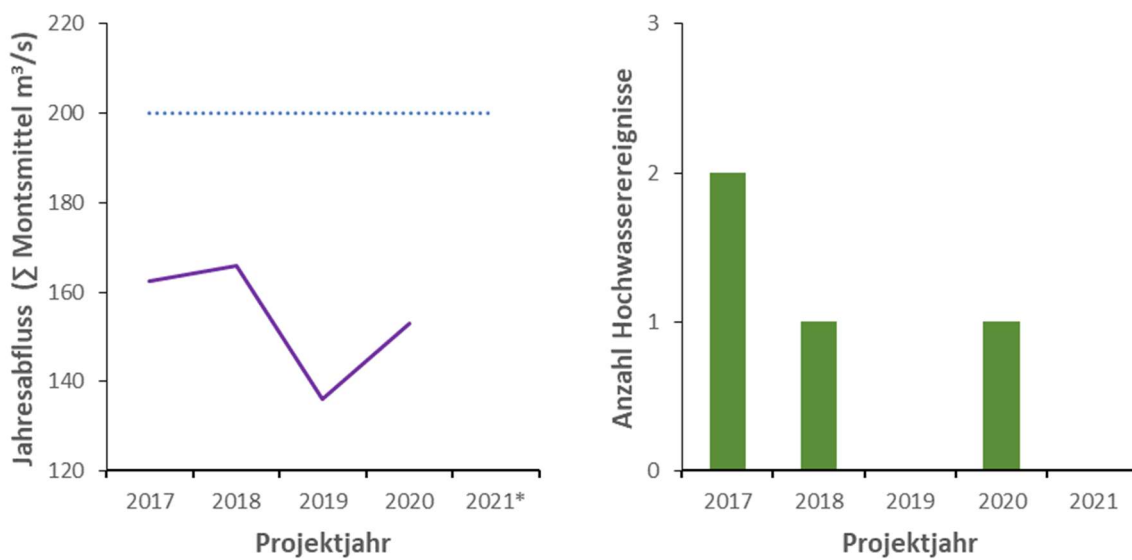


Abb. 4.2: Zusammenfassung der Abflusssituation im Projektzeitraum. Links: Jahresabflüsse Lahnpegel Marburg. Rechts: Anzahl Hochwässer mit Potential zur Kiesumlagerung in der Oberen Lahn. Datengrundlage: Gewässerkundliche Jahresberichte 2017-2020,* = Jahresbericht 2021 noch nicht verfügbar.

Für die Flüsse, darunter auch die Obere Lahn, führten diese extremen Bedingungen zu sehr niedrigen Abflüssen (4.2, links). Der Gewässerkundliche Jahrbuch 2018 (HLNUG 2019) fasst zusammen: „11 der 12 Monate des Jahres 2018 wiesen unterdurchschnittliche Abflüsse im Vergleich mit der langjährigen Reihe von 1981 bis 2010 aus. Bedenkt man, dass bereits von Juli 2016 bis Juni 2017 durchgehend die langjährigen mittleren Abflüsse unterschritten wurden, ahnt man das Ausmaß der Dürre, die im Jahr 2018 auftrat [...] In den beiden Jahren 2017, 2018 blieben insgesamt gerade einmal 7 Monate übrig (in den Jahren 2016–2018 sogar nur 10 von 36), in denen mehr Wasser in hessischen Gewässern abgeflossen ist als im langjährigen Mittel“.

Auch das anschließende Jahr 2019 stellte ein Extremwetterjahr dar und wirkte sich sehr stark auf die Wasserführung der Fließgewässer aus. Im Gewässerkundlichen Jahrbuch 2019 (HLNUG 2020) heißt es dazu: „Im extrem heißen Sommer mit neuen Hitzerekorden von über 40 °C im Juli trockneten Flüsse und Bäche zunehmend aus. Einzelne Regenfälle wirkten sich nicht nachhaltig aus. Sie führten nur kurzzeitig zum Anstieg der Wasserstände, flossen dann aber sehr schnell ab. Ab Oktober regnete es etwas mehr. Da die Gewässer und die Bodenwasserspeicher aufgrund der langen Dürrezeiten seit dem vorigen Jahr stark

ausgetrocknet waren, erholten sie sich bis zum Ende des Jahres eher langsam [...] Ausnahmslos alle 12 Monate des Jahres 2019 weisen unterdurchschnittliche Abflüsse im Vergleich mit der langjährigen Reihe von 1981–2010 auf“.

Das nächste Hochwasser trat erst wieder im Februar 2020 auf und blieb das letzte im Projektzeitraum. Auch 2020 und 2021 waren Jahre mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen und unterdurchschnittlichen Niederschlägen. Somit war keines der fünf Projektjahre hinsichtlich der Abflussbedingungen in der Obere Lahn als „normal“ zu beurteilen.

4.2 Wassertemperaturen in der Lahn

Die hohen Lufttemperaturen bewirkten auch ungewöhnlich starke Anstiege bei den Wassertemperaturen. In dieser Hinsicht wirkt sich der Verbau der Lahn, insbesondere die Wasserkraftnutzung, stark negativ aus. Das in den Stauhaltungen abgebremste, stagnierende Wasser erwärmt sich stärker, und bei den geringen in den Ausleitungsstrecken verbleibenden Restwassermengen erwärmen sich diese teils sehr flachen, oft strömungsarmen Abschnitte ebenfalls überdurchschnittlich.

Während im Jahr 2016 die maximalen Wassertemperaturen in der Lahn (Messstelle Oberbiel, für die Obere Lahn lagen uns keine öffentlich zugänglichen Messdaten vor) zwar im September phasenweise 20 °C überstiegen, aber niemals 25 °C erreichten, war dies in den Folgejahren stets der Fall (Gewässerkundliche Jahrbücher 2016-2020; HLNUG 2017, 2018, 2019, 2020, 2021), 2017 bis 2019 wurden im Maximum dort sogar jeweils 26,7 °C gemessen. Insbesondere für die kaltstenotherme Zielart Äsche (Kap. 9), aber auch für die gesamte natürliche Ichthyozönose (Kap. 6) sind solche Temperaturen extreme Stressfaktoren, zumal sie auch mit einer niedrigen Sauerstoffsättigung einhergehen. Der minimale Sauerstoffgehalt in der Lahn (Messstelle Oberbiel) lag im Jahr 2017 bei 4,1 mg O₂ / L, und auch 2018 (4,5 mg O₂ / L), 2019 (6,1 mg O₂ / L) und 2020 (5,0 mg O₂ / L).

Da die für die Lahn verfügbaren Messdaten die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn nicht befriedigend abbildeten (die Messstelle Oberbiel weist deutlich abweichende äußere Rahmenbedingungen auf), wurden zusätzlich zu den im Projekt vorgesehenen Tätigkeiten Temperaturlogger an drei Stellen in der Oberen Lahn installiert (Kap. 5).

5 Physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers

5.1 Fischökologische Bedeutung der physikalisch-chemischen Wasserparameter

Für eine erfolgreiche Bestandsentwicklung sowohl der Zielarten, als auch der gesamten Ichthyozönose, ist die Ausprägung ihrer physikalischen und chemischen Umgebung von großer Bedeutung. Verschiedene Fischarten haben innerhalb ihrer Entwicklung unterschiedliche Optimal- und Toleranzbereiche für diese Umweltfaktoren, und Ausprägungen auch nur eines Umweltfaktors jenseits des Toleranzbereichs in ihrer Umwelt können zu hoher Mortalität führen. Auch eine länger andauernde Ausprägung eines Umweltfaktors außerhalb des Optimalbereichs führt zu physiologischem Stress, welcher negative Auswirkungen auf das Überleben und die Reproduktionsleistung hat und damit auch auf die Bestandsentwicklung negativ beeinflusst.

Aufgrund der hohen Bedeutung der beschriebenen physikalisch-chemischen Wasserparameter wurden während der Reproduktionsperiode der Äsche und Nase Wasserproben aus dem Oberflächenwasser der Oberen Lahn entnommen und untersucht.

5.1.1 Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt

Neben den hydrologischen Aspekten (z.B. Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe) ist die Wassertemperatur der wichtigste physikalische Parameter für die Bestandsentwicklung von Ichthyozönosen. Dabei sind für heimische Arten innerhalb ihres Verbreitungsgebiets vor allem zu hohe Temperaturen von Bedeutung. Diese können zwar natürlicherweise auch durch extreme meteorologische Ausprägungen auftreten, aber auch eindeutig direkten anthropogenen Ursprungs sein (z.B. industrielle Einleitungen mit hohen Temperaturen). Von größerer Bedeutung sind allerdings indirekte Auswirkungen menschlicher Aktivitäten, wie ein anthropogen überprägtes Abflussverhalten des Fließgewässers durch Quer- und Längsverbau oder die Abwesenheit von Auwäldern, wodurch eine Erwärmung des Wassers gefördert wird. Durch die lokalen Wirkungen der globalen Erwärmung und damit einhergehende Häufungen überdurchschnittlich warmer und trockener Jahre (s. Kap. 4) werden diese Effekte verstärkt wirksam.

Die Wassertemperatur wirkt sich zwar direkt auf die Organismen aus, zusätzlich werden jedoch auch weitere wichtige physikalisch-chemische Parameter von der Temperatur beeinflusst, da sowohl physikalische Prozesse (z.B. Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser) als auch chemische Prozesse (z.B. sauerstoffzehrende Stoffwechselprozesse wie Zellatmung) temperaturabhängig sind. So wird insbesondere der Sauerstoffgehalt des Wassers, ein weiterer entscheidender Parameter für die Ichthyozönose, stark von der Wassertemperatur mitbeeinflusst. Eine Erhöhung der Wassertemperatur wirkt sich besonders deutlich negativ auf den Sauerstoffgehalt aus, wenn die Rate des Gasaustauschs des Wassers mit der Luft gering ist (wenig Wasserbewegung, geringe Wasseroberfläche im Verhältnis zum Wasservolumen), hohe Sauerstoffzehrung stattfindet (große Mengen organischer Substanz im Gewässer) und keine Sauerstoffanreicherung des Wassers durch Photosynthese stattfindet (während der Nacht).

5.1.2 pH-Wert

Ein weiterer wichtiger Wasserparameter für die aquatische Lebensgemeinschaft ist der pH-Wert. Neben der geologischen Ausgangssituation im Einzugsgebiet wird der pH-Wert vor allem von der Intensität der Photosynthese im Gewässer beeinflusst, da im Prozess der Photosynthese dem Wasser CO_2 bzw. Hydrogenkarbonat entzogen wird. Je höher die Photosyntheseintensität ausfällt, desto stärker steigt daher der pH-Wert im Gewässer. Die Photosynthese hängt ihrerseits vom Bestand der Wasserpflanzen (vor allem Algen) und der Lichtmenge im Gewässer ab, wobei das Wachstum der Wasserpflanzen durch hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser stark gefördert wird.

Für die Obere Lahn ist, infolge der Gewässereutrophierung, verstärktes Algenwachstum in zahlreichen Fließgewässerabschnitten festzustellen. Als Hauptquellen der Nährstoffeinträge werden die landwirtschaftlichen Nutzung direkt angrenzender Flächen (Uferrandstreifen sind oft nicht vorhanden oder nur sehr schmal), Einleitungen von mehreren Kläranlagen, Einleitungen des Oberflächenwassers von Verkehrs- und Siedlungsflächen (s.u.), sowie Überlauf- oder Ablasswasser von Fischteichen genannt (FÖRSTER et al. 2006). Verminderter Gasaustausch durch geringe Fließgeschwindigkeiten (Stauhaltungen, geringer Abfluss in Ausleitungstrecken, Niedrigwasserphasen) und ein ungünstiges Verhältnis von Wasseroberfläche zum Wasservolumen (Stauhaltungen) können die Diffusion von CO_2 aus der Umgebungsluft ins Wasser vermindern und so die pH-Werte stärker ansteigen lassen.

5.1.3 Stickstoffparameter und ortho-Phosphat

Die Wassertemperatur und vor allem der pH-Wert beeinflussen auch die Menge an fischtoxischem Ammoniak im Wasser. Der Ammoniakgehalt wird maßgeblich von der Gesamtmenge des Gleichgewichtspaares Ammonium/Ammoniak und dessen Dissoziierungsgrad geprägt. Hohe pH-Werte und hohe Temperaturen führen zu einer Verschiebung dieses Gleichgewichts zum Ammoniak hin. Bei oxidischen Bedingungen wird Ammonium bakteriell zu Nitrit umgesetzt. Dieses zeigt ab einer Konzentration von $0,1 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$ für Fische und andere Wassertiere toxische Wirkung. Es bindet an Eisenionen in wichtigen Stoffwechsellenzymen und beeinflusst dadurch den Energiestoffwechsel.

Das ungiftige Ammonium wird im Gewässer natürlicherweise bei der Umsetzung organischer Substanz freigesetzt, allerdings gelangt es auch durch punktuelle Einleitungen (u.a. industrielle Abwässer und Siedlungsabwässer) und diffuse Einträge (Dünger, Gülle) in das Gewässer. Dies gilt in unterschiedlicher Ausprägung auch für Nitrat und Phosphat. Ammonium, Nitrat und Phosphat können von Pflanzen und Algen aufgenommen und verstoffwechselt werden, sie haben daher eine düngende (eutrophierende) Wirkung im Gewässer. Der limitierende Faktor für das Algenwachstum ist dabei in der Regel die verfügbare Phosphormenge.

5.2 Datenaufnahme

5.2.1 Beprobungsorte

Zur Untersuchung der physikalisch-chemischen Wasserparameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, ortho-Phosphat-P und Stickstoffparameter (Ammonium-N, Ammoniak-N, Nitrit-N, Nitrat-N) wurden vier Probestrecken ausgewählt, die potentielle Laichplätze der Äsche beinhalteten. An diesen potentiellen Laichplätzen wurden auch die physikalisch-chemischen Parameter innerhalb des Interstitialwassers erfasst (s. Kap. 9.5). Diese Probestellen (rote Punkt in Abb. 5.1) lagen bei Wallau (Fließstrecke, also vom gesamten Lahnabfluss durchflossen), unterhalb des Wehrs der Wilhelmshütte, in der Ortslage Buchenau und in der Ausleitungsstrecke des Cölber Eibenhardtwehrs (alles Ausleitungsstrecken, also aufgrund einer Ausleitung, z.B. zur Wasserkraftnutzung, nur einen Teil des Lahnabflusses enthaltend).

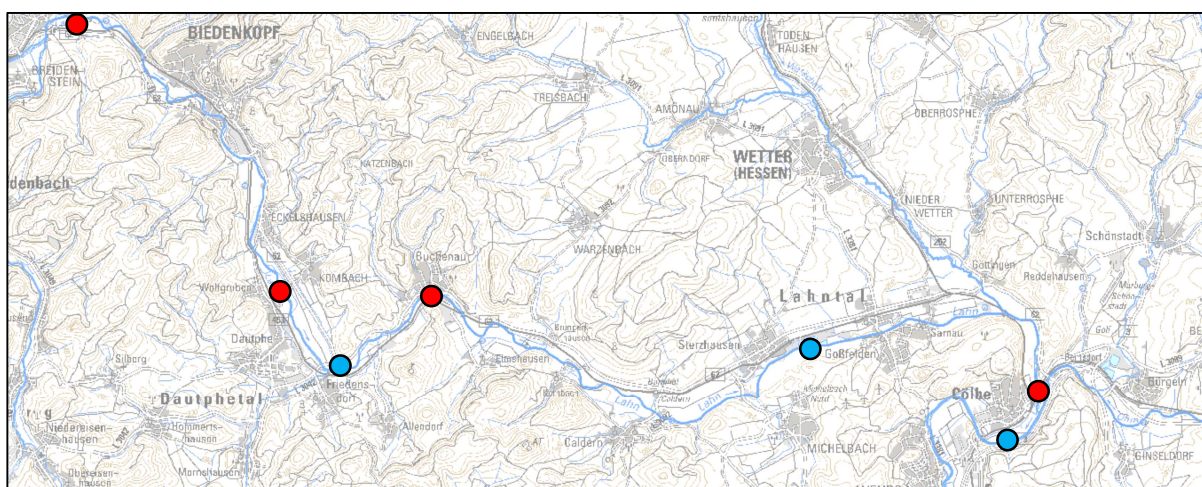


Abb. 5.1: Erfassungsorte der physikalisch-chemischen Parameter des Oberflächenwassers. Rot: Probestellen mit Wasserprobenentnahme. Blau: Temperaturlogger.

5.2.2 Datenaufnahme im Freiland

Die Beprobung erfolgte jährlich während der Interstitialphase der Äsche (April bis Mai) an jeweils vier Terminen, welche verschiedene Entwicklungsstadien in der Larvalentwicklung der Äsche repräsentierten: frühe Eiphasse, Augenpunktstadium, Dottersacklarve, Aufschwimmen der Larven. An diesen Zeitpunkten wurden je Probestelle eine Wasserprobe (Stichprobe) aus der fließenden Welle entnommen und gefiltert. Der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Temperatur der Wasserprobe wurden unmittelbar vor Ort mit einem Gerät der Firma WTW (Multi 3420) bestimmt. Die Wasserproben wurden anschließend gekühlt und zur Bestimmung der Stickstoffparameter und des Orthophosphats zum AnalySELabor der Firma Wartig Chemieberatung GmbH in Marburg gebracht.

5.2.3 Laboranalysen

Im AnalySELabor der Firma Wartig Chemieberatung GmbH in Marburg wurde der Ammonium-N entsprechend DIN 38406-E 5 bestimmt. Die Bestimmung des Nitrit-N erfolgte nach Angaben der Fa. Wartig nach der DIN 38405-D10, der Nitrat-N wurde nach DIN EN ISO 10304-1 durchgeführt, und der Gehalt von o-Phosphat-P nach DIN 38405-D11.

5.2.4 Berechnung des Ammoniak-N-Gehalts

Aus dem Wert für den Ammonium-N wurde der Ammoniak-N berechnet. Dazu wurde der Ammonium-N zunächst in den Ammoniumgehalt (in mg NH₄ / L) umgerechnet (in der folgenden Formel als NH₄ _{gesamt} bezeichnet). Unter Berücksichtigung der vor Ort gemessenen Wassertemperatur (in Formel 2 mit „t“ bezeichnet) und des vor Ort gemessenen pH-Werts (in Formel 1 mit „pH“ bezeichnet) wurde schließlich der Ammoniakgehalt unter Anwendung der Umrechnungsformeln nach HOBIGER (1996) errechnet:

$$(1) \quad \{NH_3\} = (0,94412 * \{NH_4_{gesamt}\}) / (1 + 10^{pK_A - pH})$$

Dabei geht die Temperaturabhängigkeit in die Berechnung des negativen dekadischen Logarithmus der Gleichgewichtskonstante pK_A ein:

$$(2) \quad pK_A = 0,0925 + 2728,795 / (t + 273,15)$$

Der so errechnete Ammoniakgehalt (in mg NH₃ / L) wurde wiederum in Ammoniak-N (in µg NH₃-N / L) umgerechnet.

5.2.5 Wassertemperaturmessungen mit Temperaturlogger

Damit die Wassertemperaturen für die kaltstenotherme Fischart Äsche in der Oberen Lahn ganzjährig und im Tagesverlauf erfasst werden konnten, wurden zusätzlich zu den beauftragten Untersuchungen im Rahmen dieser Studie drei Temperaturlogger in die Lahn eingebracht, die den Temperaturverlauf des Oberflächenwassers aufzeichneten (blaue Punkte in Abb. 5.1). Die Temperaturlogger der Firma Onset (Typ Tidbit v2) wurden am 22.07.2017 bei Friedensdorf unterhalb der Probestrecke Wilhelmshütte in die Ausleitungsstrecke, innerhalb der Probestrecke Sterzhausen und innerhalb der Probestrecke Cölber Wald installiert. Die Aufzeichnung der Wassertemperatur erfolgte stündlich.

5.3 Auswertung – Orientierungswerte und ihre Bedeutung als Bezugsgröße

Die Beurteilung der physikalisch-chemischen Parameter des Oberflächenwassers erfolgte in Anlehnung an die Orientierungswerte, die in der „Rahmenkonzeption Monitoring“ durch den LAWA-AO Expertenkreis erarbeitet wurde (LAWA 2015) und Eingang in die „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer“ fanden (Anhang 7 OGeWV, 2016).

Dabei ist zu beachten, dass Orientierungswerte keine Grenzwerte oder Sanierungsziele sind. Unter einem Orientierungswert wird der Wert für einen physikalisch-chemischen Parameter verstanden, bei dessen Verletzung dieser Parameter eine Größenordnung annimmt, die in aller Regel keinen guten ökologischen Zustand des Gewässers mehr erlaubt, ohne dass es dazu noch eines weiteren Parameters mit Orientierungswertverletzung brauchen würde. Jeder physikalisch-chemische Parameter kann somit bei einer Verletzung seines Orientierungswertes zum limitierenden Faktor für die Zielerreichung werden. Ist der Orientierungswert dagegen eingehalten, bedeutet dies, dass der gute ökologische Zustand sehr wahrscheinlich nicht durch diesen Parameter verhindert wird.

Der gute ökologische Zustand ist aber nur dann mit hinreichender Wahrscheinlichkeit gegeben, wenn

1. die Orientierungswerte aller allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter eingehalten sind und
2. alle anderen Belastungen jedweder Art (stofflich, physikalisch, hydrologisch-hydraulisch, strukturell sowie hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit und Vernetzung) mindestens gering sind und
3. ein hinreichendes typspezifisches Besiedlungspotenzial vorhanden ist.

Die Probestrecken innerhalb des Untersuchungsgebietes sind dabei oberhalb der Wetschaftmündung der LAWA-Fließgewässertypgruppe 9.1 (in der Ausprägung „salmonidengeprägte Gewässer des Metarhirtals“) und ab der Wetschaftmündung LAWA-Fließgewässertypgruppe 9.2 (in der Ausprägung „salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhirtals“) zuzuordnen. Während die Orientierungswerte für Stoffkonzentrationen von dieser Unterscheidung unbeeinflusst bleiben, wird ein unterschiedlicher Orientierungswert für die maximale Wassertemperatur während der Sommerperiode (April bis November) angelegt. In den Abschnitten oberhalb der Wetschaftmündung liegt dieser Orientierungswert bei T_{\max} Sommer = 20 °C, ab der Wetschaftmündung liegt der Orientierungswert bei 21,5 °C. T_{\max} Winter (Dezember – März) lag bei allen Stellen bei 10 °C.

Die dem Anhang 7 der OgewV (2015) entnommenen Orientierungswerte für ausgewählte chemische Parameter sind Tab. 5.1 zu entnehmen. Dort sind weitere Orientierungswerte für mehrere Parameter angegeben, welche im Zuge des Projektes nicht erhoben wurden.

Tab. 5.1: Orientierungswerte ausgewählter chemischer Parameter für Fließgewässertypgruppen 9.1 (Probestellen Wallau, Wilhelmshütte, Buchenau) und 9.2 (Cölber Wehr) (nach OgewV 2016). ¹ = Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren. ² = Maximalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren. ³ = Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren.

O ₂ (mg / L)	pH-Wert	o-PO ₄ -P (mg / L)	NH ₄ -N (mg / L)	NH ₃ -N (µg / L)	NO ₂ -N (µg / L)
Minimum ¹	Minimum ¹ – Maximum ²	Mittelwert ³	Mittelwert ³	Mittelwert ³	Mittelwert ³
> 7,0	7,0 – 8,5	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 2,0	≤ 50

Bei der Interpretation der in den Wasserproben gemessenen Werte sind jedoch gewisse Einschränkungen zu beachten, die einen vorsichtigen Umgang im Abgleich mit den Orientierungswerten erfordern. So sind alle Werte lediglich im Frühjahr, vornehmlich im Zeitfenster von Anfang April bis Ende Mai, gemessen worden. Dies ist nicht der Zeitraum, in dem im Allgemeinen die niedrigste Wasserführung in der Lahn zu erwarten ist und damit das ungünstigste Verhältnis zwischen Frischwasser und Einleitungen. Weiterhin ist davon auszugehen, dass in diesem Zeitraum nicht die höchsten Wassertemperaturen erreicht

werden, so dass sowohl die Wassertemperatur selbst als auch von der Wassertemperatur abhängige Messgrößen (z.B. Ammoniak-N, Sauerstoffgehalt) im Messzeitraum vermutlich nicht ihre Extrema erreichten. Auch über die T_{\max} Winter (Dezember bis März) kann keine Aussage getroffen werden. Mehrere der Orientierungswerte, die im Rahmen der Studie als Bezugsgrößen herangezogen wurden beziehen sich zudem auf Mittelwerte, welche nicht von vier Einzelmessterminen in einem relativ engen Zeitfenster abgebildet werden können.

5.4 Ergebnisse – physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers

5.4.1 Wassertemperaturen (Wasserproben)

Neben der Fließgeschwindigkeit ist die Wassertemperatur einer der wichtigsten physikalischen Parameter von Fließgewässern (s.o.). Die im Rahmen der Wasserprobennahmen gemessenen Wassertemperaturen sind in Abb. 5.2 dargestellt.

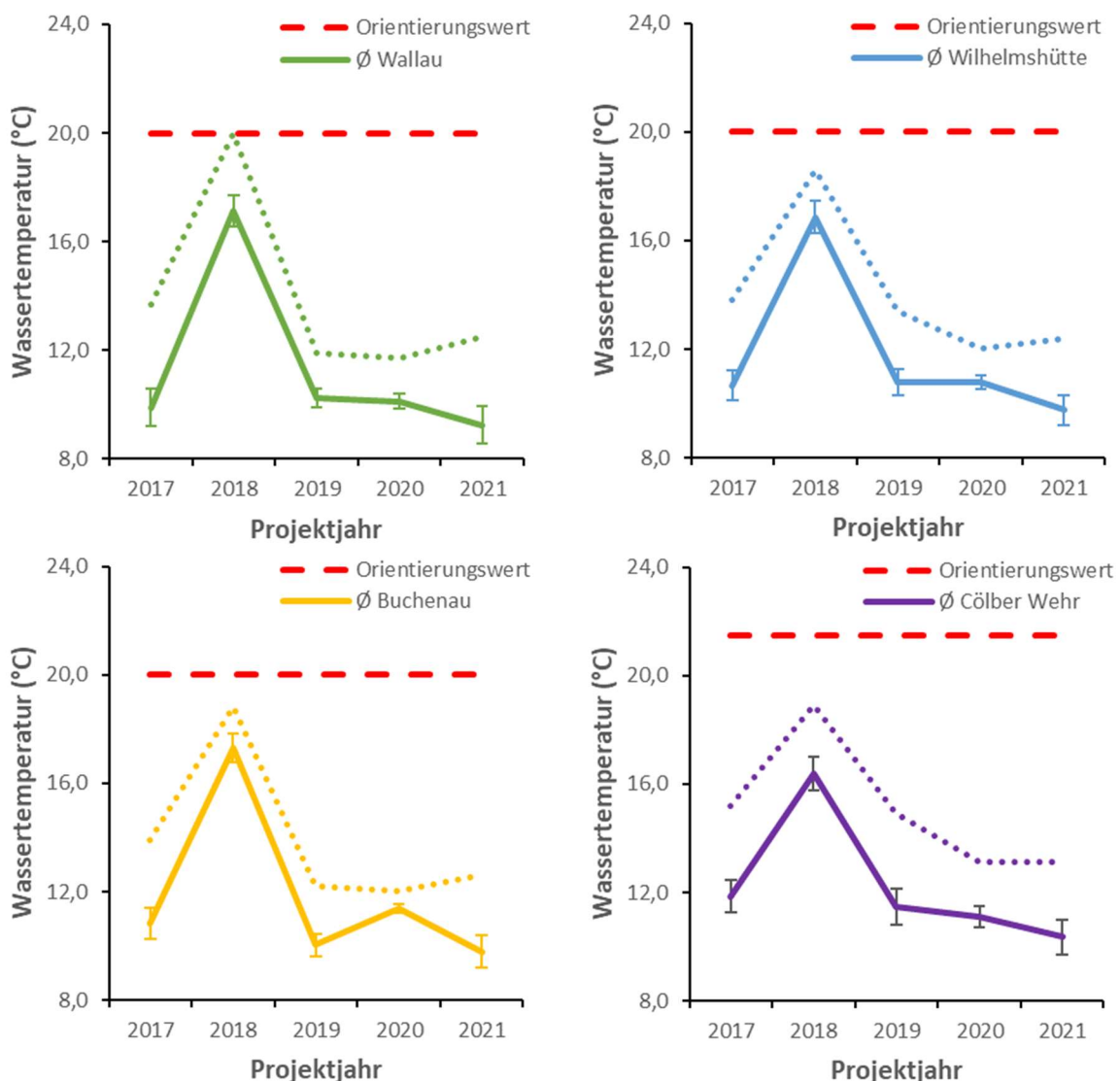


Abb. 5.2: Mittlere und maximale gemessene Wassertemperatur im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Die Messungen fanden tagsüber statt. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gepunktete Linie: maximaler gemessener Einzelwert. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für T_{\max} (Sommer).

5.4.2 Wassertemperaturen (Temperaturlogger)

Dies belegen für den Zeitraum 2017 bis 2019 die stündlichen Messungen der Wassertemperatur an drei anderen Messstellen in der Lahn bei Friedensdorf (Ausleitungsstrecke des Wehrs Wilhelmshütte), Sterzhausen und Cölbe (Abb. 5.3 – 5.5). In allen drei Kalenderjahren wurde der Orientierungswert für T_{\max} Sommer an allen Messstellen, für welche Daten vorlagen, mehrfach und teils über längere Zeiträume übertroffen.

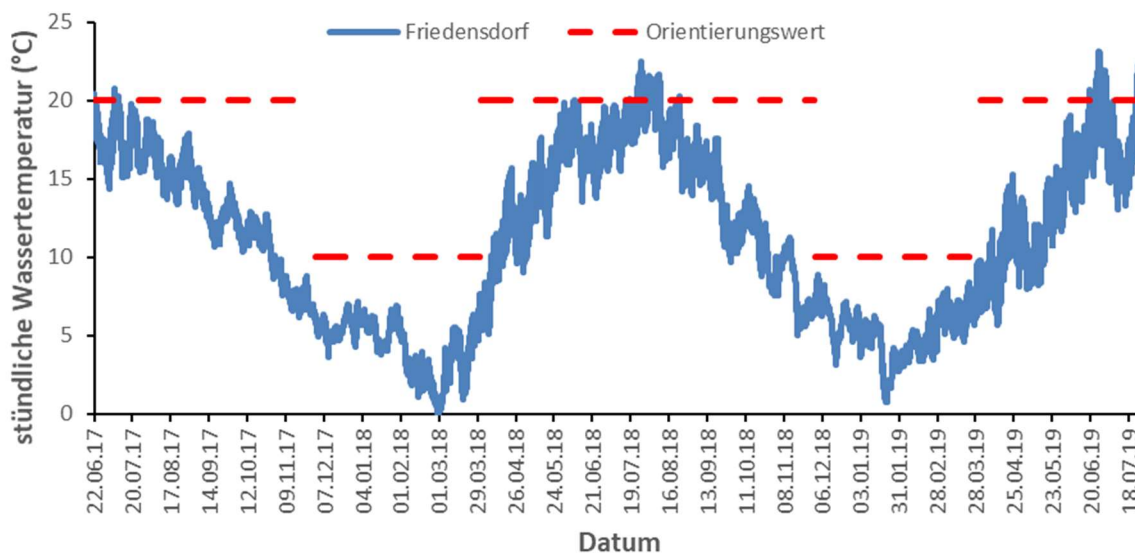


Abb. 5.3: Wassertemperatur des Oberflächenwassers der Ausleitungsstrecke der Lahn bei Friedensdorf (LAWA Fließgewässertyp 9.1). Stündliche Messungen mittels Temperaturlogger. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für T_{\max} (Sommer) und T_{\max} (Winter).

In Friedensdorf war dies im Jahr 2017 (Messungen begannen erst am 22.06.2017) bei 25 Einzelmessungen an drei Tagen der Fall (Maximum: 20,7 °C), im Jahr 2018 (vollständig erfasst) bei 255 Einzelmessungen an 23 Tagen (Maximum: 22,5 °C) und im Jahr 2019 (Messungen endeten am 29.07.2019) bei 171 Einzelmessungen an 13 Tagen (Maximum: 23,2 °C). Besonders gravierend war der Umstand, dass derart hohe Wassertemperaturen in den Jahren 2018 und 2019 für mehrere Tage auch über Nacht bis zum nächsten Morgen gemessen wurden (Abb. 5.3). So waren also auch in der Tagesperiode, in der keine Sauerstoffanreicherung des Wassers durch Photosynthese erfolgt, die Sauerstoff zehrenden Prozesse durch die sehr hohen Temperaturen stark verstärkt. Der Orientierungswert für T_{\max} Winter hingegen wurde an der Messstelle Friedensdorf durchgängig unterschritten (Maximalwert: 9,8 °C).

Die Sauerstoffmessungen in der Fließstrecke bei Sterzhausen waren vom 28.03.2018 bis 29.08.2018 unterbrochen (technische Störung), so dass die wärmsten Temperaturen 2018 (in Bezug auf die anderen beiden Messstellen) nicht erfasst wurden. In den Jahren 2017 und 2019 wurde T_{\max} Sommer deutlich überschritten (Abb. 5.4). Der Orientierungswert für T_{\max} Sommer wurde im Jahr 2017 (Messungen begannen ebenfalls am 22.06.2017) bei 183 Einzelmessungen an 18 Tagen überschritten (Maximum: 23,5 °C), im Jahr 2019 (Messungen endeten am 29.07.2019) bei 412 Einzelmessungen an 29 Tagen (Maximum: 25,4 °C). Auch hier wurde in den Jahren 2017 und 2019 dokumentiert, dass diese hohen Wassertemperaturen für

mehrere Tage auch über Nacht bis zum nächsten Morgen gemessen wurden. Der Orientierungswert für T_{\max} Winter wurde auch an der Messstelle Sterzhäusen durchgängig unterschritten (Maximalwert: 9,8 °C).

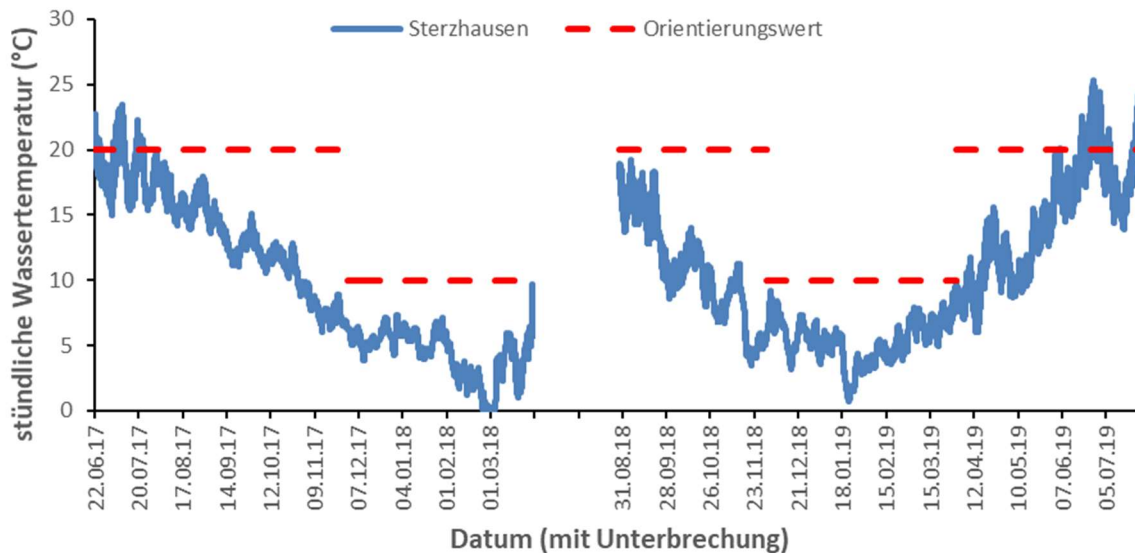


Abb. 5.4 Wassertemperatur des Oberflächenwassers der Lahn bei Sterzhäusen (LAWA Fließgewässertyp 9.1). Stündliche Messungen mittels Temperaturlogger. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für T_{\max} (Sommer) und T_{\max} (Winter).

Die Messstelle am Eisernen Steg bei Cölbe (Fließstrecke der Lahn), welche sich im Bereich der Probestrecke befand, wies noch höhere maximale Wassertemperaturen auf (Abb. 5.5). Da die Lahn in diesem Bereich bereits dem LAWA-Fließgewässertyp 9.2 zuzuordnen ist, liegt der Orientierungswert für T_{\max} Sommer für diese Strecke bei 21,5 °C. Dennoch wurde dieser höhere Orientierungswert in beiden Jahren, für die Messergebnisse vorlagen, häufig und langanhaltend überschritten.

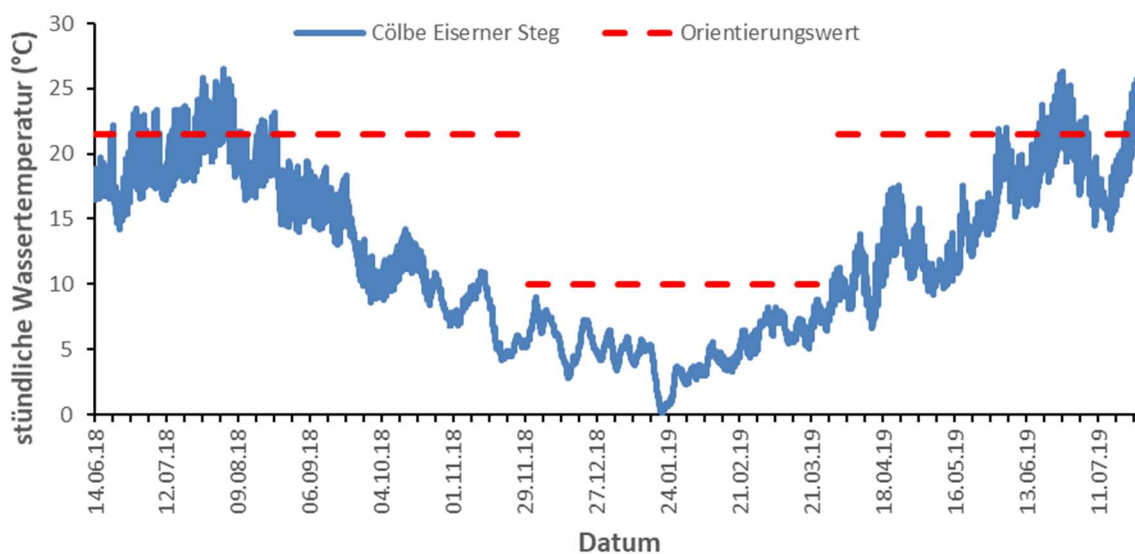


Abb. 5.5: Wassertemperatur des Oberflächenwassers der Lahn bei Cölbe (LAWA Fließgewässertyp 9.2). Stündliche Messungen mittels Temperaturlogger. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für T_{\max} (Sommer) und T_{\max} (Winter).

In Cölbe traten Überschreitungen des Orientierungswerts für T_{\max} Sommer im Jahr 2018 (Messungen begannen am 14.06.2018) bei 327 Einzelmessungen an 44 Tagen überschritten (Maximum: 26,5 °C), im Jahr 2019 (Messungen endeten am 29.07.2019) bei 312 Einzelmessungen an 32 Tagen (Maximum: 26,3 °C). Auch hier wurden in beiden Jahren hohe Wassertemperaturen für mehrere Tage auch über Nacht bis zum nächsten Morgen gemessen. Der Orientierungswert für T_{\max} Winter wurde an der Messstelle ebenfalls überschritten, im März 2019 in 18 Einzelmessungen an drei Tagen (Maximalwert: 11,1 °C).

5.4.3 Sauerstoffgehalt

Die Messwerte des Sauerstoffgehalts zeigen einen annähernd spiegelbildlichen Verlauf zur Wassertemperatur (Abb. 5.6).

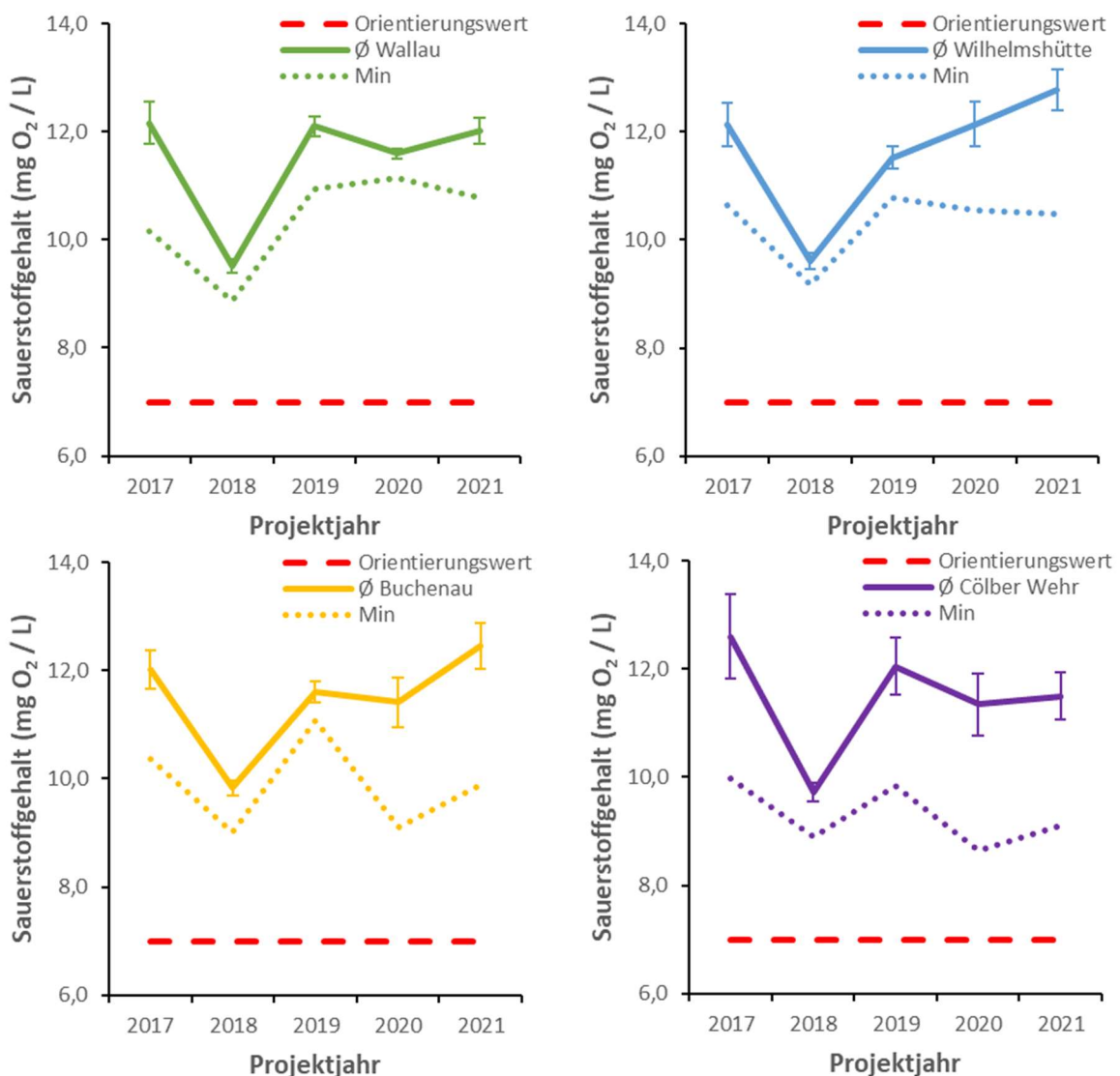


Abb. 5.6: Mittlerer und minimaler Sauerstoffgehalt im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Die Messungen fanden tagsüber (unter Einfluss von Photosynthese) statt. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gepunktete Linie: minimaler gemessener Einzelwert. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für O₂.

Dies liegt an der Temperaturabhängigkeit der Löslichkeit des Sauerstoffs von der Temperatur, die Sauerstoffsättigung lag bei 96,5 % der Messungen $\geq 90\%$ O_2/L . Teilweise wurden, vermutlich durch intensive Photosynthese, starke Übersättigungen des Wassers mit Sauerstoff festgestellt (maximal 151,1 % O_2/L , 10.04.2017 Probestelle Cölber Wehr, 16,2 mg O_2/L). Sauerstoffsättigungen $> 120\%$ O_2/L wurden, außer 2018, in jedem Jahr gemessen (insgesamt 16,7 % aller Messwerte). Diese Übersättigungen traten nahezu ausschließlich im April auf. Die Sauerstoffgehalte unterschritten in keinem Fall den Orientierungswert von 7,0 mg O_2/L . Dies war jedoch aufgrund der Messungen am Tage auch nicht zu erwarten.

5.4.4 pH-Wert

Die Messung der pH-Werte an den vier Messstellen ergab, dass an allen Messstellen der obere Orientierungswert für den maximalen pH-Wert in mehreren Untersuchungsjahren überschritten wurde (Abb. 5.7).

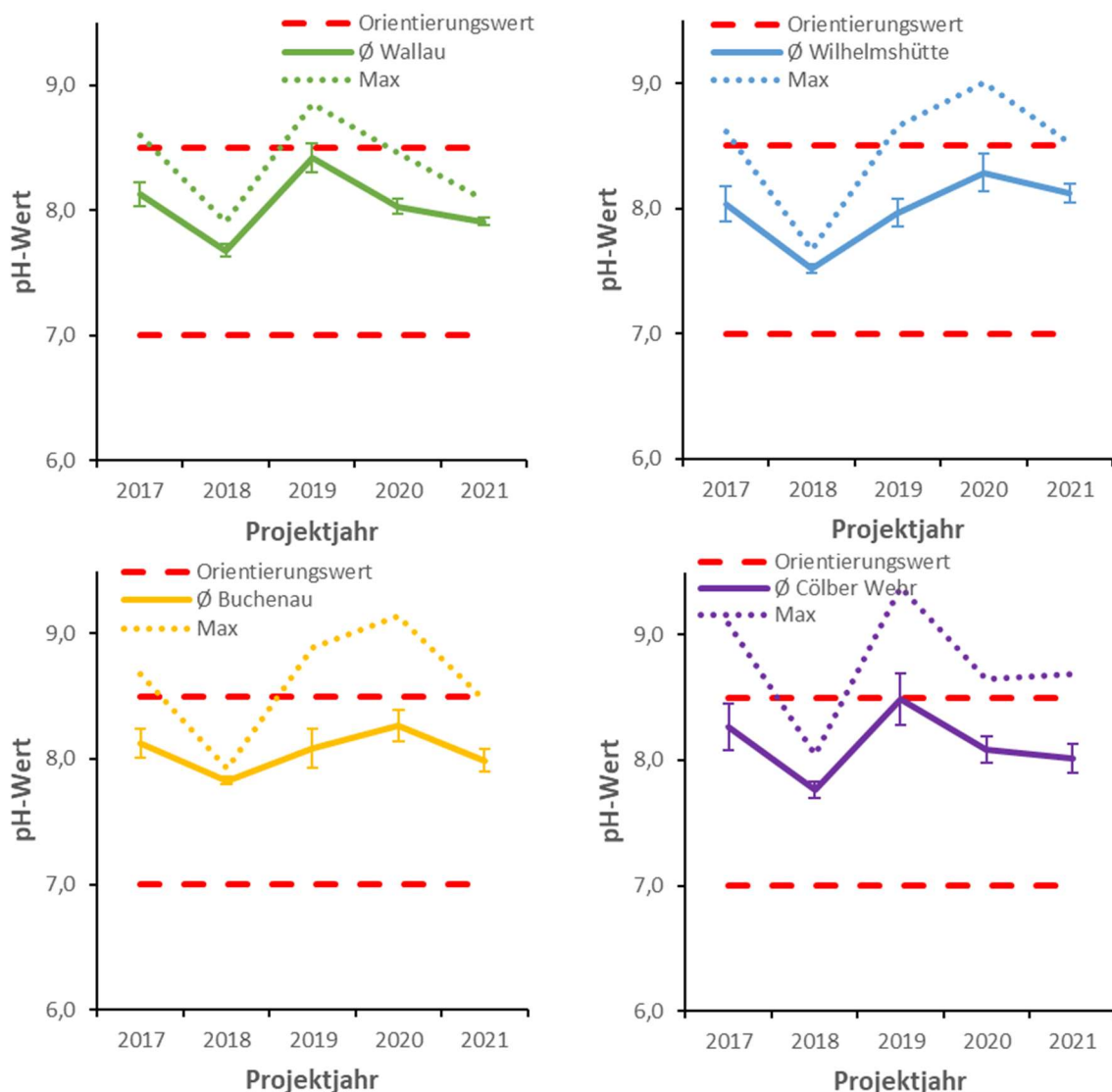


Abb. 5.7: Mittlerer und maximaler pH-Wert im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probenahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Die Messungen fanden tagsüber (unter Einfluss von Photosynthese) statt. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gepunktete Linie: maximaler gemessener Einzelwert. Gestrichelte Linien: Orientierungswerte nach OgewV (2016) für pH-Werte.

Lediglich im extrem warmen und trockenen Jahr 2018 war an allen Messstellen keine Überschreitung feststellbar. Sowohl die Maxima der gemessenen pH-Werte als auch deren Schwankungen nahmen durchgängig von flussaufwärts nach flussabwärts zu (Wallau: maximaler pH-Wert: 8,85, durchschnittlicher Standardfehler: 0,070; Wilhelmshütte: maximaler pH-Wert: 9,01; Standardfehler: 0,102; Buchenau: maximaler pH-Wert: 9,01; Standardfehler: 0,104; Cölber Wehr: maximaler pH-Wert: 9,38; Standardfehler: 0,115). Es ist also davon auszugehen, dass auch die mit erhöhten pH-Werten einhergehenden Belastungen für die Fischgemeinschaften im Lahnverlauf zunehmen.

5.4.5 ortho-Phosphat

Die gemessenen o-Phosphat-P-Gehalte an den vier Messstellen waren sehr unterschiedlich. Während in der Fließstrecke Wallau keine Verletzung des maximalen Orientierungswerts für den durchschnittlichen o-Phosphat-P-Gehalt festgestellt wurde, traf dies für die Ausleitungsstrecken in verschiedenem Ausmaß zu (Abb. 5.8).

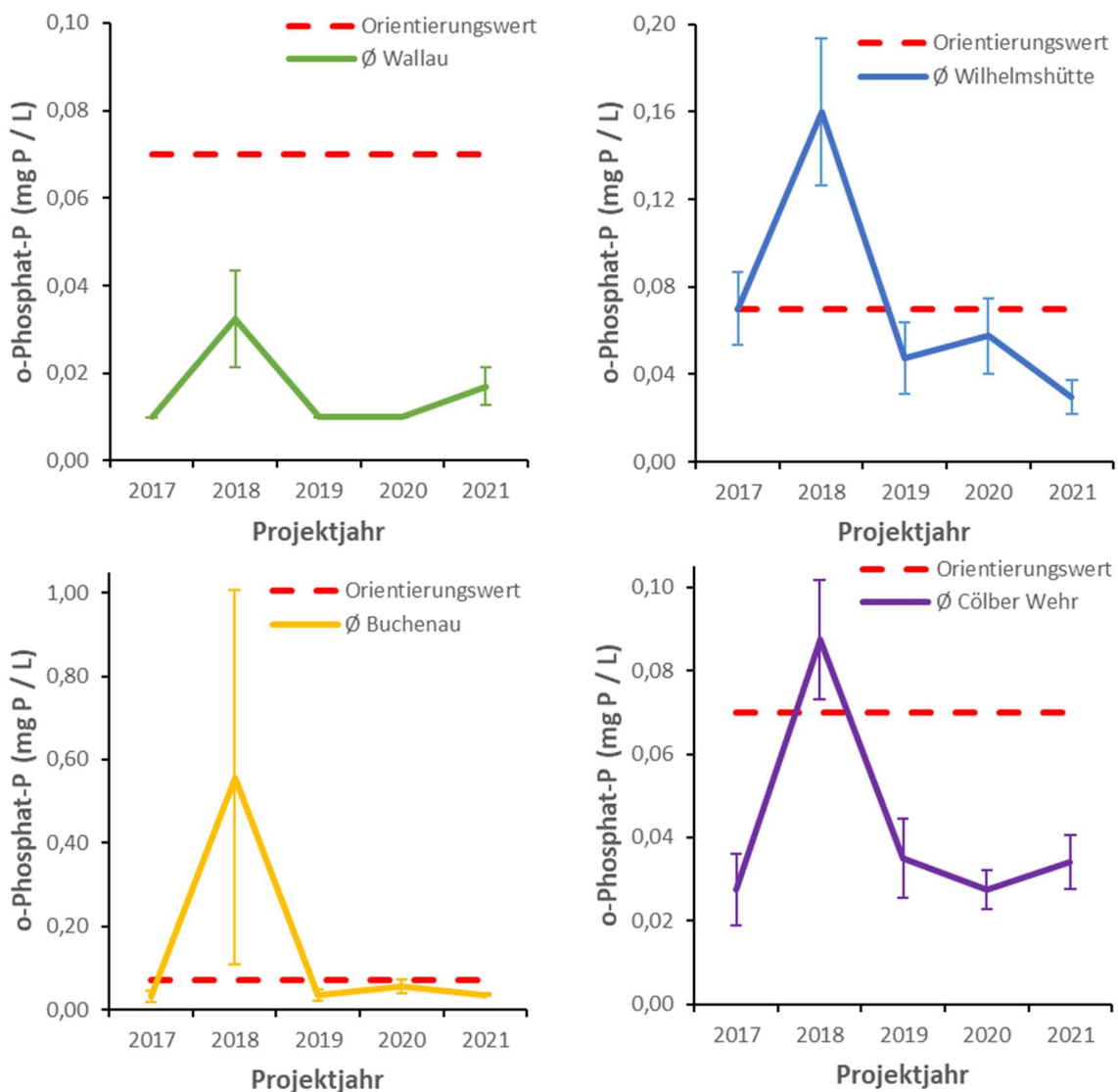


Abb. 5.8: Mittlerer ortho-Phosphat-Phosphorgehalt im Oberflächenwasser an den vier potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgeV (2016) für ortho-Phosphat-P. Man beachte die Skalierung der Abszisse.

An allen Messstellen wurden die höchsten Messwerte im Jahr 2018 gemessen, vermutlich u.a. aufgrund der sehr geringen Wasserführung in der Lahn und dem dadurch ungünstigeren Verhältnis von Abwasser zu Frischwasser.

An der Messstelle Wilhelmshütte wurde zudem eine illegale Einleitung aus einer Kläranlage wenige Tage vor Beginn der Messkampagne dokumentiert, welche eine zusätzliche Belastung verursacht haben sollte (s. Kap. 5.5). Dennoch war an dieser Messstelle der durchschnittliche o-Phosphor-P-Gehalt auch schon 2017 exakt auf dem Niveau des Orientierungswertes (0,07) und somit relativ hoch, Einzelmessungen übertrafen im Zeitraum 2017 bis 2020 in jedem Jahr den Orientierungswert.

Die höchsten Werte wurden mit Abstand 2018 in der Ausleitungsstrecke Buchenau erreicht, die maximale Einzelmessung lag am 22.05.2018 bei 1,9 mg o-Phosphat-P / L. Ein derart hoher Wert lässt vermuten, dass die Messung während eines andauernden Einleitungsereignisses stattgefunden haben muss. Zwar ist auch ein Messfehler oder Datenübertragungsfehler denkbar, aber zum einen wurde für die Laboranalysen ausreichende Probenmengen genommen, um un plausible Ergebnisse mit einer Zweitmessung zu prüfen, und zum anderen waren zum Messzeitpunkt auch die o-Phosphat-P-Gehalte im Interstitialwasser deutlich erhöht (durchschnittlich 0,23 mg o-Phosphat-P / L in 5 cm Tiefe, s. Kap. 9.3.9).

5.4.6 Ammonium und Ammoniak

In der Fließstrecke Wallau überstieg auch der Gehalt von Ammonium-N in der Projektlaufzeit nie den Orientierungswert für den durchschnittlichen Ammonium-N-Gehalt von 0,1 mg N / L, die maximale Einzelmessung lag dort bei 0,07 (Abb. 5.9). In allen Ausleitungsstrecken hingegen wurde der Orientierungswert im Jahr 2021 verletzt, an der Wilhelmshütte und in Buchenau auch im Jahr 2019. Vor allem die Messstelle Wilhelmshütte wies sehr stark erhöhte Werte auf.

Dies galt auch für den Gehalt an Ammoniak-N im Oberflächenwasser (Abb. 5.10). Auch die durchschnittlichen Gehalte an Ammoniak-N überstiegen in der Fließstrecke Wallau in keinem Untersuchungsjahr den Orientierungswert (Berechnungen aus Einzelmessungen erreichten Werte bis 3,8 µg Ammonium-N / L), während die Ausleitungsstrecken Buchenau und Cölbe in den Jahren 2019 und 2021, die Ausleitungsstrecke Wilhelmshütte 2019 bis 2021 durchschnittliche Ammoniak-N-Gehalte oberhalb des Orientierungswertes aufwiesen. Vor allem 2021 waren diese Gehalte sehr stark erhöht.

Da weder die Wassertemperaturen noch die pH-Werte im Jahr 2021 im Vergleich zu den anderen Untersuchungsjahren erhöht waren, ist der starke Anstieg in jenem Jahr einzig auf die Gesamtmenge des Gleichgewichtspaares Ammonium/Ammoniak (und damit auf die Eintragsmenge) zurückzuführen.

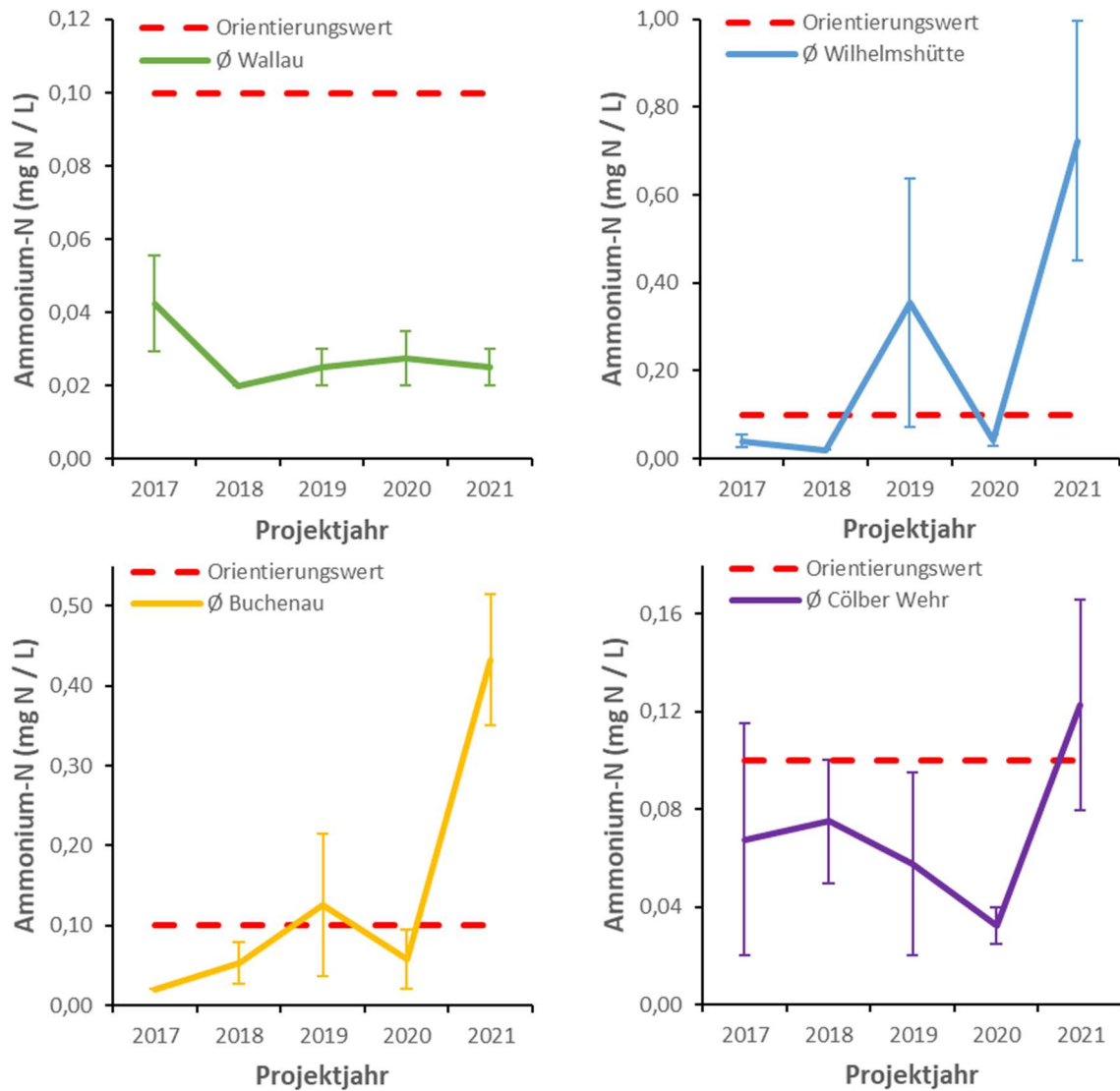


Abb. 5.9: Mittlerer Ammonium-N-Gehalt im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probenahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für Ammonium-N. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Abszisse.

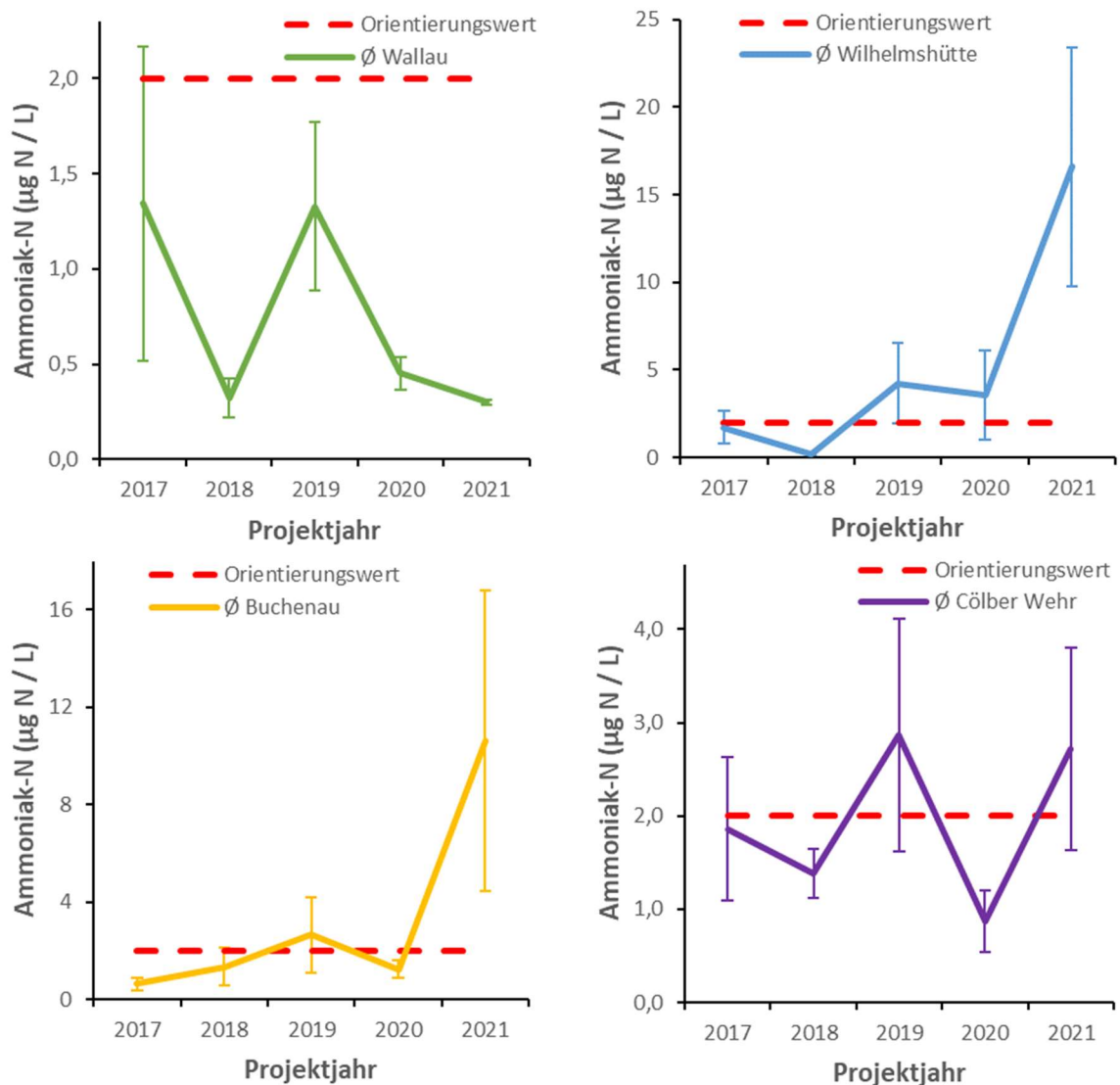


Abb. 5.10: Mittlerer Ammoniak-N-Gehalt im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Der Wert wurde aus dem gemessenen Ammonium-N unter Berücksichtigung des pH-Werts und der Temperatur während der Messung errechnet. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für Ammoniak-N. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Abszisse.

5.4.7 Nitrit und Nitrat

Die Gehalte an Nitrit-N und Nitrat-N zeigten insgesamt ähnliche zeitliche und lokale Verläufe wie die anderen Stickstoffparameter Ammonium-N und Ammoniak-N. Lediglich die extrem erhöhten Ammonium-N-Werte 2021 an der Wilhelmshütte waren nicht in gleicher Intensität ausgeprägt (Abb. 5.11 und 5.12). Es wird daher davon ausgegangen, dass in der Regel gemeinsame Eintragsquellen vorlagen, bzw. dass das nachgewiesene Nitrit teilweise aus der Oxidation von Ammonium stammt.

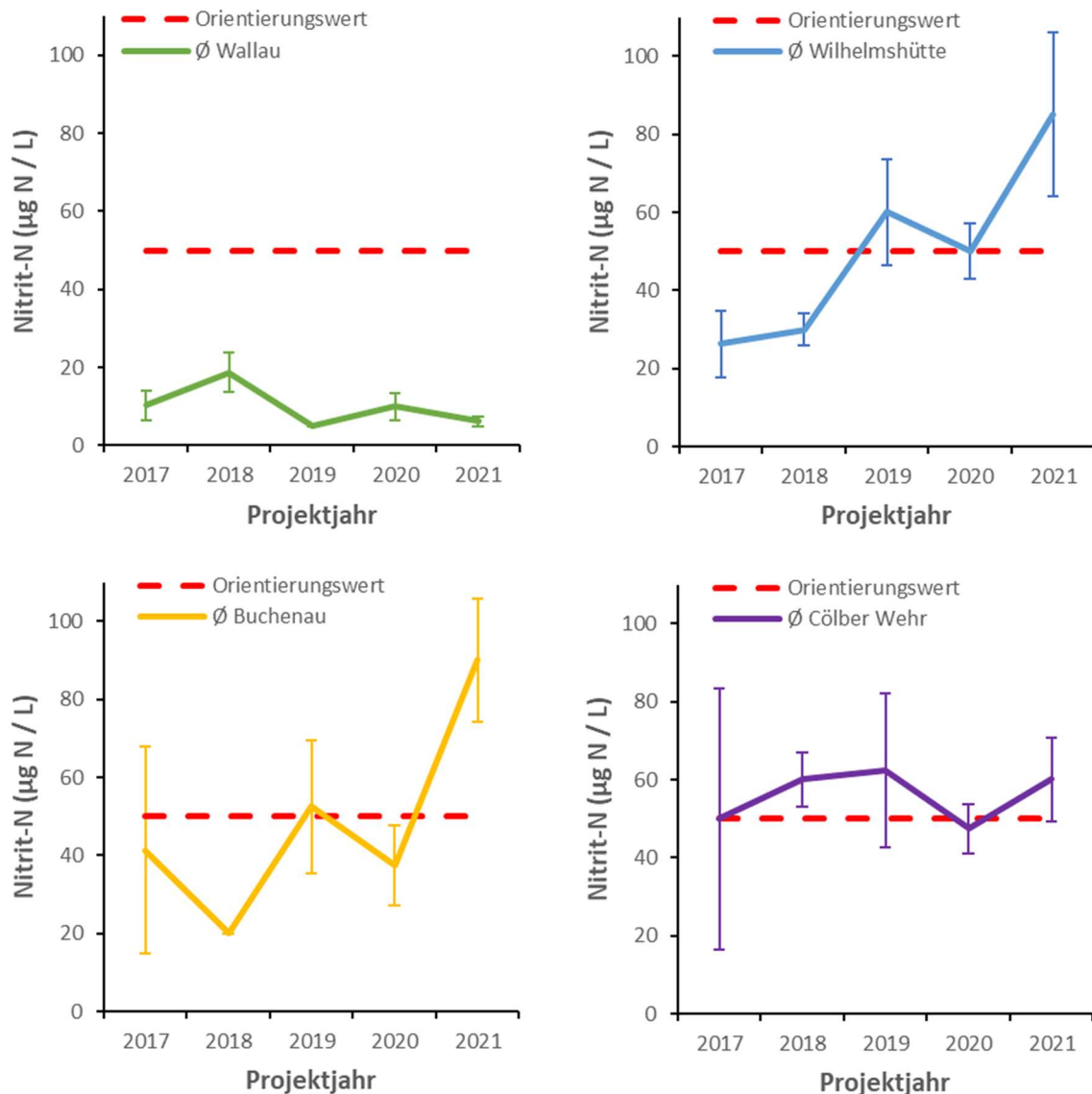


Abb. 5.11: Mittlerer Nitrit-N-Gehalt im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probenahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts. Gestrichelte Linie: Orientierungswert nach OgewV (2016) für Nitrit-N.

Wie bei Ammonium-N, Ammoniak-N und ortho-Phosphat-P wurden in der Fließstrecke bei Wallau keine Überschreitungen des Orientierungswertes für Nitrit-N festgestellt, während in den Ausleitungstrecken der Orientierungswert in den Jahren 2019 und 2021 in allen Ausleitungstrecken und zusätzlich 2018 am Cölber Wehr überschritten wurde. 2017 am Cölber Wehr und 2020 an der Wilhelmshütte wurde der Orientierungswert im Mittel zudem exakt erreicht, und in allen Ausleitungstrecken wurde der Orientierungswert in den Jahren 2019 bis 2021 jeweils in Einzelmessungen überschritten.

Nach Umrechnung der im Labor bestimmten Menge von Nitrit-N auf den Nitritgehalt ($\text{mg NO}_2^- / \text{L}$) ließ sich abgleichen, dass lediglich in der Probestrecke Wallau der Mittelwert aller Einzelmessungen $< 0,1 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$ lag ($0,033 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$), während die Ausleitungstrecken im Mittel deutlich darüber lagen (Wilhelmshütte: $0,177 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$; Buchenau: $0,164 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$; Cölber Wehr: $0,170 \text{ mg NO}_2^- / \text{L}$).

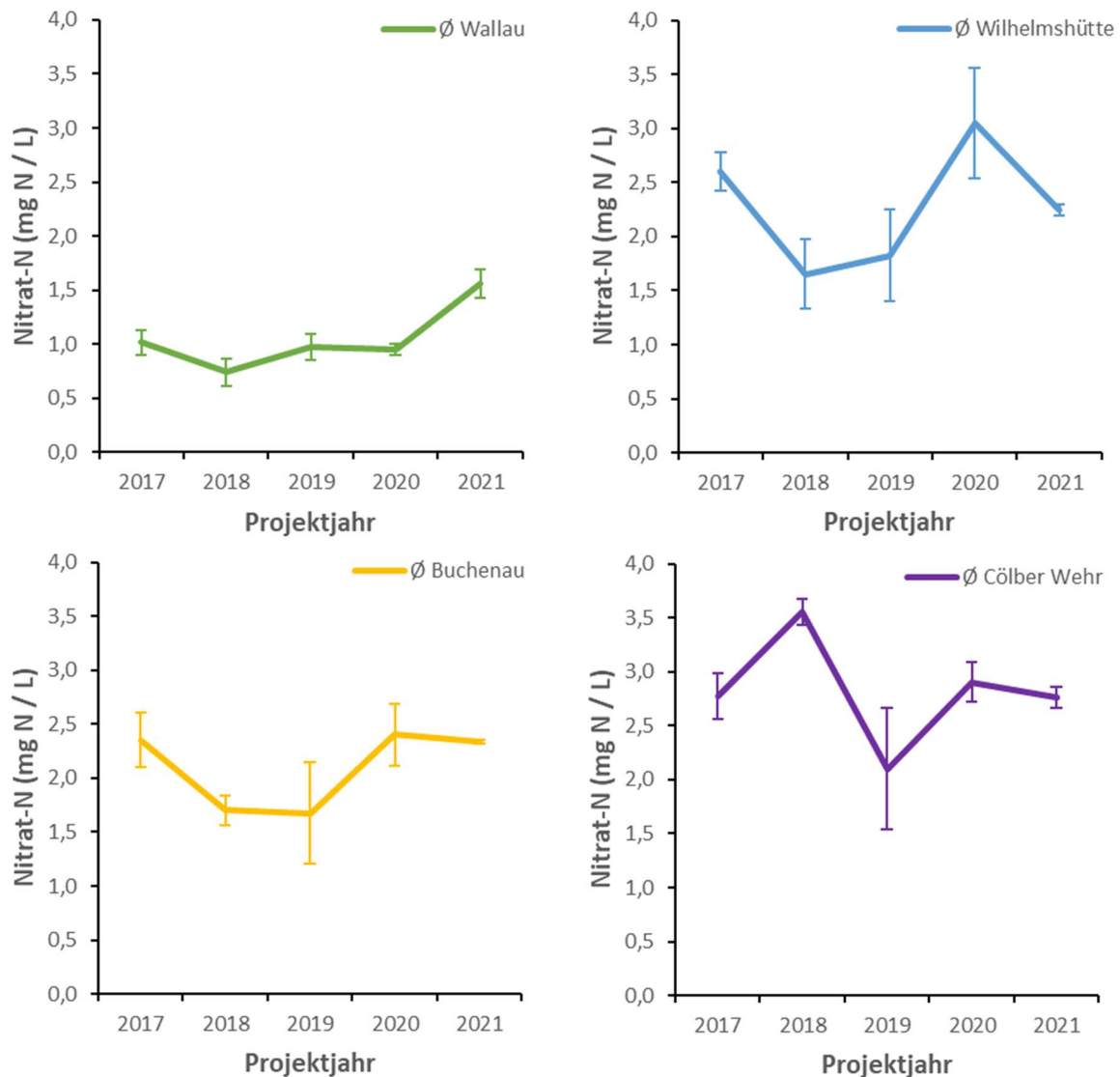


Abb. 5.12: Mittlerer Nitrit-N-Gehalt im Oberflächenwasser an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Fehlerbalken = Standardfehler des Mittelwerts.

Nitrat ist ein wichtiger Pflanzennährstoff und daher (wie auch Ammonium) in Gülle und vielen Düngern enthalten. Es wirkt wesentlich weniger toxisch als Ammoniak oder Nitrit, daher wird kein Orientierungswert für den Parameter Nitrat-N angegeben. Als Grenzwert für Trinkwasser gilt in Deutschland ein Nitratgehalt von $50 \text{ mg NO}_3^{2-} / \text{L}$, und dieser Grenzwert blieb in der Oberen Lahn bei allen Einzelmessungen deutlich unterschritten. Der maximale gemessene Nitratgehalt des Oberflächenwassers lag bei $19,03 \text{ mg NO}_3^{2-} / \text{L}$ im Jahr 2020 an der Probestrecke Wilhelmshütte (umgerechnet aus Nitrat-N).

5.5 Hintergrund: Abwasser- und Mischwassereinleitungen im Untersuchungsgebiet

Da alle Parameter zumindest anteilig in Beziehung zu anthropogenen Einleitungen stehen, wurde ein Überblick über die Einleitesituation an den untersuchten Stellen erarbeitet. So können die gemessenen Werte in einen übergeordneten Kontext eingeordnet werden.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes in der hessischen Oberen Lahn von der Landesgrenze bis zum Lahnbogen südlich von Cölbe befinden sich zahlreiche Einleitungsstellen für Abwässer.

Darunter sind fünf Kläranlagen, deren Einleitungen direkt in die Lahn erfolgen, und weitere 29 Mischwassereinleitungsstellen (darunter 16 Regenüberläufe), welche in die Lahn, ihre Mühlgräben und in die Unterläufe der Lahnzuflüsse (unterste 100 m) ableiten. Somit befindet sich in diesem Bereich durchschnittlich etwa alle 1.100 m Fließstrecke eine Einleitungsstelle.

Nach der aktuellen Gewässergütekarte (Biologische Gewässergütekarte – Stand 2021, HLNUG 2021) ist die Obere Lahn zwar durchgängig von „guter Gewässergüte“ (Kategorie 2 von 5 Kategorien). Allerdings sind die Messstellen zur Bestimmung der Gewässergüte meist nicht in kurzer Entfernung unterhalb einer Einleitestelle gelegen, und Ortslagen wurden im Messnetz weitgehend ausgespart. So liegt etwa in jenem 9,2 km langen Lahnabschnitt von Lahnkilometer 215,7 (Oberhalb Biedenkopf) bis Lahnkilometer 206,5 (unterhalb Dautphetal-Friedensdorf) lediglich eine Messstelle (ca. 70 m oberhalb der Einleitestelle R 02 Eckelshausen), obwohl in diesem Abschnitt mit Biedenkopf / Biedenkopf-Eckelshausen und Dautphetal-Dautphe / Dautphetal-Friedensdorf relativ große Siedlungsbereiche von der Oberen Lahn durchflossen werden. In dem etwa 5,7 km langen Abschnitt zwischen der Landesgrenze und Biedenkopf befinden sich hingegen fünf Messstellen (allerdings keine davon im Bereich der einzigen Siedlung Biedenkopf-Wallau).

Aufgrund der für die Beurteilung des Einflusses von Einleitestellen auf die Gewässergüte ungünstigen Lage der Messstellen wurden im Folgenden die Angaben aus dem Fachprogramm HAA „Hessische Abwasseranlagen“ (implementiert im WRRL-Viewer; letzte Datenaktualisierung: Februar 2022, Abruf: 30.03.2022) herangezogen. Diese Daten sind zwar offenbar teilweise älter als die Beprobungen zur Gewässergütekarte (mündl. Mitteilung Andrea Krapp, Regierungspräsidium Gießen, Abt. IV Umwelt), es wurden jedoch an vielen Einleitestellen Messungen direkt oberhalb und unterhalb der Einleitestellen durchgeführt, so dass ein potentieller Effekt der Einleitungen klarer abgebildet wird. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die angewandten Bewertungsstufen (insgesamt sieben) von jenen in der Gewässergütekarte abweichen.

Die Güteklasse der Lahn gilt jeweils oberhalb der obersten Einleitungsstellen bis einschließlich der Kläranlagen-Einleitestelle Biedenkopf-Wallau (mit 36.000 angeschlossenen Einwohnern die größte im Untersuchungsgebiet) nach HHA als „gering belastet“ (Güteklasse I-II), unterhalb der Einleitungsstellen jeweils als „mäßig belastet“ (Güteklasse II). Ab der Kläranlagen-Einleitestelle Biedenkopf-Wallau (diese Kläranlage verfügt neben mechanischen und biologischen Klärverfahren auch über Behandlungsstufen zur Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorfällung) bis zur unteren Grenze des Untersuchungsgebiets gilt der Hauptlauf der Lahn an allen Untersuchungsstellen, für welche Daten zur Verfügung stehen, oberhalb und unterhalb der Einleitungsstellen als „mäßig belastet“ (Güteklasse II). Im Hammergraben (Mühlgraben der Lahn im Bereich des Gewerbegebiets Dautphetal-Wilhelmshütte) wird jedoch sowohl oberhalb als auch unterhalb der dortigen Mischwassereinleitungsstelle (B 07 – Dautphe Nord, Entlastungskanal) eine „kritische“ Belastung (Güteklasse II-III) angegeben.

Auch die vier Probestrecken, an denen Untersuchungen von physikalisch-chemischen Parametern im Interstitial- und Oberflächenwasser durchgeführt wurden, liegen in unterschiedlichem Maße im Einflussbereich von Einleitestellen. Innerhalb der Probestrecke

bei Wallau, welche die einzige untersuchte freie Fließstrecke darstellte, mündet eine Mischwassereinleitestelle (R 31 Wallau) wenige Meter oberhalb der Probestellen (Abb. 5.13). Diese lagen jedoch oberhalb der Einleitestelle der Kläranlage, welche sich außerhalb der Probestrecke befindet (B 35). Oberhalb der Probestrecke, etwa 900 m oberhalb der Probestellen, stellt ein Regenüberlauf (R 29 Wallau) die nächstgelegene Einleitestelle stromaufwärts dar. Im Industriegebiet oberhalb der Ortslage ist zudem eine Einleitestelle der Firma für Werkzeugherstellung und Metallguss Krämer+Grebe (B 34) im WRRL-Viewer vermerkt, allerdings besteht für diese Einleitestelle derzeit offenbar keine aktuelle Erlaubnis.

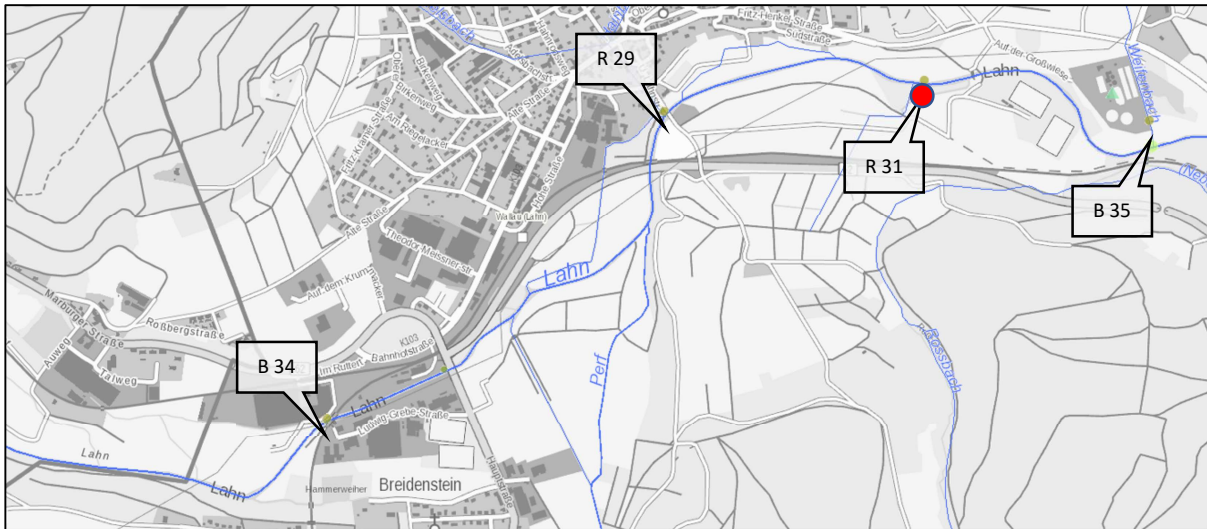


Abb. 5.13: Lage der Probestellen Wallau (roter Punkt) sowie der nahegelegenen Einleitestellen. Erläuterungen s. Fließtext.

Auch innerhalb der Probestrecke Wilhelmshütte, welche als Ausleitungsstrecke bei geringen Lahnabflüssen wenig Wasser führt, befindet sich eine Mischwassereinleitungsstelle (R 04 – Einleitestelle IV, Wolfgruben), welche ca. 30 m oberhalb der Probestellen mündet (Abb. 5.14).

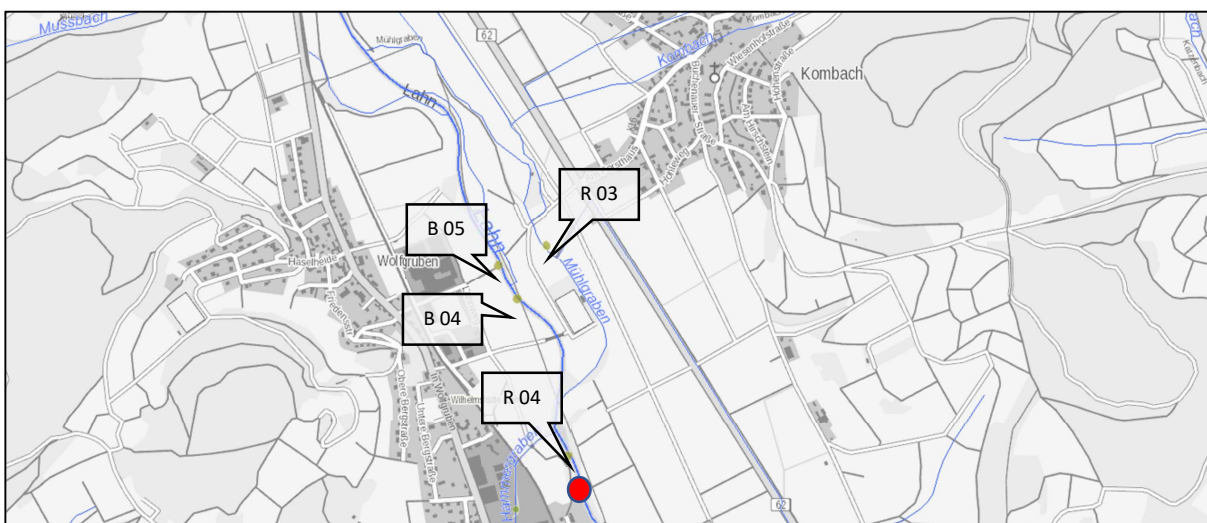


Abb. 5.14: Lage der Probestellen Wilhelmshütte (roter Punkt) sowie der nahegelegenen Einleitestellen. Erläuterungen s. Fließtext.

An dieser Einleitestelle wurde am 23.04.2018, bei ausgeprägtem Niedrigwasser, zufällig eine massive illegale Abwassereinleitung beobachtet und dokumentiert (Abb. 5.15). Dieser Vorfall wurde umgehend den Behörden gemeldet und zur Anzeige gebracht.



Abb. 5.15: Abwassereinleitung am 23.04.2018 innerhalb der Probestrecke Wilhelmshütte, ca. 30 m oberhalb der Probestellen. Links: deutlich sichtbare Trübungsfahne (erstreckte sich über > 100 m im Gewässer). Rechts: an der Höhe der ehemaligen Wasserkante im Rohr ist erkennbar, dass größere Flüssigkeitsmengen durchgeleitet wurden. Im Vordergrund aus dem Abwasser stammender Unrat (Toilettenpapier etc.).

Leider handelte es sich bei dem oben beschriebenen Vorfall um keinen Einzelfall, denn auch im Bereich der Probestrecke Biedenkopf-Sachsenhausen, ca. sieben Lahnkilometer oberhalb der Probestrecke Wilhelmshütte gelegen, wurde am 19.10.2021 zufällig eine ähnliche Situation vorgefunden (Abb. 5.16).



Abb. 5.16: Abwassereinleitung am 19.10.2021 oberhalb der Probestrecke Wilhelmshütte in der Ortslage Biedenkopf (Probestrecke Sachsenhausen). Links: deutlich sichtbare Trübungsfahne mit Schaumbildung. Rechts: aus der Einleitung stammende Ablagerungen.

Auch dieser Vorfall wurde umgehend den Behörden gemeldet und zur Anzeige gebracht. Da diese beiden Ereignisse schon aufgrund reiner Zufallsbeobachtungen bei einer sehr begrenzten Anzahl an Begehungen dokumentiert werden konnten, liegt die Vermutung nahe, dass unvorhergesehene punktuelle Einleitungsereignisse jenseits der vorgesehenen

Funktionserfüllung der Einleitestellen nicht selten auftreten und häufig auch unbemerkt bleiben.

Ca. 400 m und ca. 500 m oberhalb der Probestrecke Wilhelmshütte münden zwei weitere Einleitestellen in die Lahn (Einleitestelle V, Wolfgruben; B 04 – Einleitestelle 5 – E III), und auch in den ca. 100 m oberhalb der Probestrecke mündenden linksseitigen Mühlgraben mündet ein Regenüberlauf (R03 – RÜ II Kombach, Einleitestelle 3). Die nächste Einleitestelle einer Kläranlage oberhalb der Probestrecke (Kläranlage Biedenkopf, 6.800 angeschlossene Einwohner) befindet sich 3,1 km flussaufwärts der Probestrecke. Auch diese Kläranlage verfügt neben mechanischen und biologischen Klärverfahren über Behandlungsstufen zur Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorfällung.

Die Probestellen innerhalb der Probestrecke in der Ortslage Buchenau lagen über 3 km flussabwärts der nächsten angegebenen Einleitestelle (B 22 – Friedensdorf, Entlastungskanal), und die im untersten Bereich der Probestrecke mündende Einleitestelle (R 26 – Buchenau Ost, Entlastungskanal) lag unterhalb der Probestellen (Abb. 5.17). Die Probestrecke, welche ebenfalls eine Ausleitungsstrecke darstellt, liegt oberhalb der Kläranlage Dautphetal/Elmshausen (14.541 angeschlossene Einwohner).

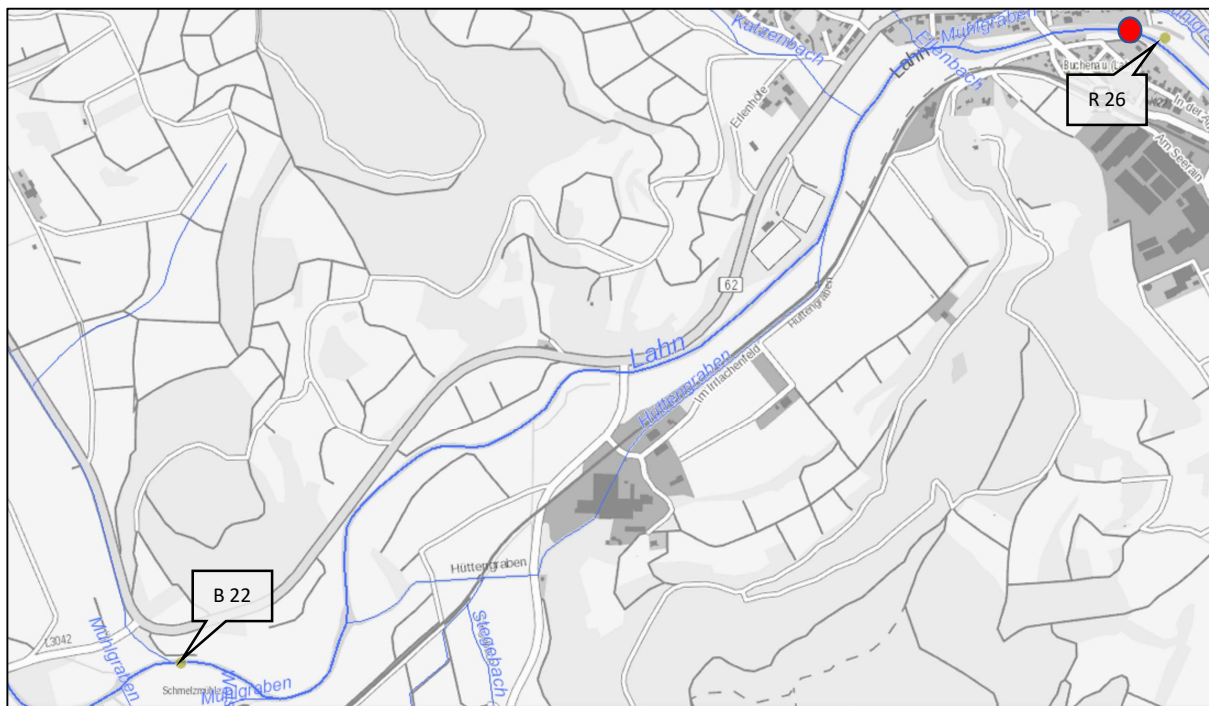


Abb. 5.17: Lage der Probestellen Buchenau (roter Punkt) sowie der nahegelegenen Einleitestellen. Erläuterungen s. Fließtext.

Ca. 260 m oberhalb der Probestrecke am Cölber Wehr (ca. 450 m oberhalb der Probestellen) mündet eine Mischwassereinleitestelle (B 10, Cölbe) in die Stauhaltung des Eibenhardtwehrs (Abb. 5.18). Etwa 2,5 km oberhalb der Probestrecke befindet sich zudem die Einleitestelle der Kläranlage Lahntal/Sarnau 15.500 angeschlossene Haushalte). Diese Kläranlage verfügt, neben mechanischen und biologischen Klärverfahren, über Behandlungsstufen zur Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorfällung. Die weiter ca. 10 km flussaufwärts der

Probestellen gelegene Kläranlage Lahntal/Caldern (2054 angeschlossene Haushalte) hingegen verfügt über keine Behandlungstufen zur Stickstoffumsetzung. Auch diese Probestrecke ist als Ausleitungsstrecke nicht vom vollständigen Lahnabfluss durchflossen.

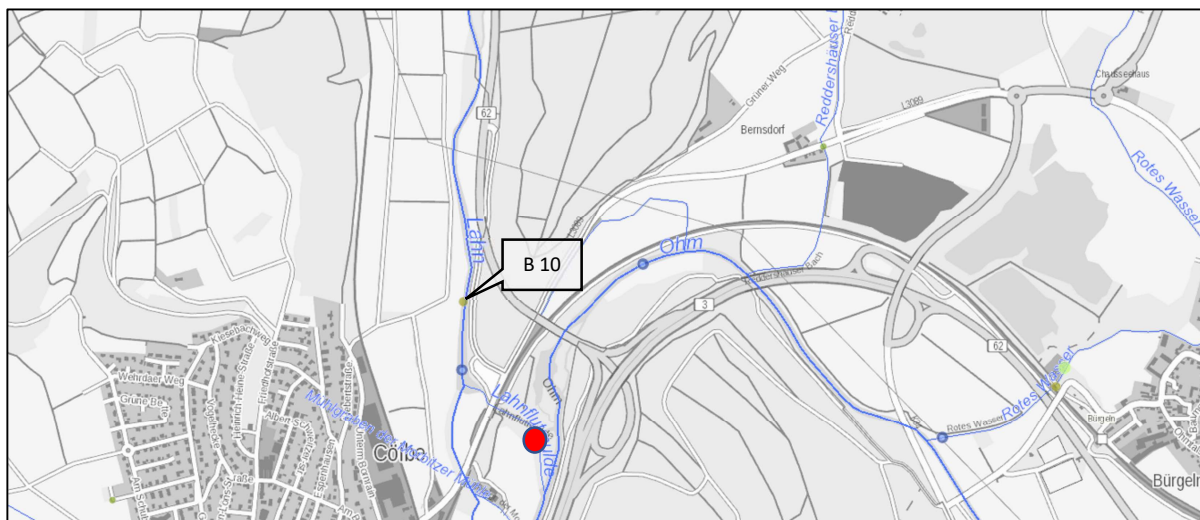


Abb. 5.18: Lage der Probestellen Cölber Wehr (roter Punkt) sowie der nahegelegenen Einleitestellen. Erläuterungen s. Fließtext.

5.6 Diskussion – Einordnung der Befunde und Empfehlungen

5.6.1 Wassertemperatur

Die gemessenen Wassertemperaturen in der Lahn waren im Sommer so hoch, dass in jedem Jahr die Orientierungswerte an drei Messstellen an mehreren Tagen überschritten wurden. Dieser Befund deckt sich nicht mit der Einstufung der Oberen Lahn im Rahmen des WRRL-Monitorings 2016-2018 (s. Bewirtschaftungsplan 2021), in dem für die Obere Lahn angegeben wird, der Orientierungswert für T_{\max} Sommer würde eingehalten. Diese Einschätzung basierte allerdings auf im Zeitraum von 2014 bis 2018 erfassten Daten (Mittelwert der Maximalwerte aus max. drei Jahren) und ist möglicherweise inzwischen – angesichts der zunehmenden Häufung überdurchschnittlich warmer Jahre – veraltet. Bezüglich des Orientierungswerts für T_{\max} Winter ist die Bewertung der Oberen Lahn schwieriger, der Orientierungswert wurde zumindest bei Cölbe überschritten und an den anderen beiden Messstellen fast erreicht.

In den Jahren der Projektlaufzeit trat für kaltstenotherme Fischarten, wie die Zielart Äsche, in der Oberen Lahn ein starker Temperaturstress im Sommer auf. Dabei ist zusätzlich zu beachten, dass sich die Tiere den für sie zu warmen Wassertemperaturen auch nicht durch Aufwandern in flussaufwärts gelegene, kühlere Bereiche des Gewässers entziehen können, da die lineare Durchgängigkeit der Lahn durch unpassierbare Wanderhindernisse an vielen Stellen stark eingeschränkt ist. Insbesondere die Wasserkraftnutzung hat zusätzliche negative Effekte auf die maximale Wassertemperatur, da sich die langsam fließenden bis stagnierenden Stauhaltungen stärker erwärmen als die fließende Welle. Das gleiche geschieht in Ausleitungsstrecken mit geringen Mindestabflüssen.

Zwar ist der stärkste Einflussfaktor für die maximale Wassertemperatur in den meteorologischen Rahmenbedingungen zu vermuten (s. Kap. 4), und bei der zu erwartenden

fortschreitenden Erwärmung ist mit einer Verschlechterung der Wassertemperaturverhältnisse in der Oberen Lahn zu rechnen. Es ist allerdings möglich, und unserer Überzeugung nach auch dringend erforderlich, zeitnah Maßnahmen umzusetzen, die der Erwärmung der Lahn entgegenwirken. Schnell wirksam wären Erhöhungen der Mindestabflussmengen in Ausleitungsstrecken sowie der Rückbau (nicht nur die Anrampung zur Erhöhung der linearen Durchgängigkeit) unnötiger Querbauwerke, welche einen Aufstau hervorrufen. Auch der Rückbau von Querbauwerken, die zur Wasserkraftnutzung genutzt werden, würde sich positiv auf die Wassertemperatur auswirken. Dies ist jedoch aufgrund der Laufzeit der entsprechenden Genehmigungen nicht zeitnah umsetzbar.

Die Anlage von schattenspendenden Gehölzen und Auwäldern an den Ufern sowohl der Lahn, als auch ihrer Zuflüsse, sollte stark vorangetrieben werden, zumal mehrere Jahre vergehen, bis eine solche Maßnahme wirksam ist. Erste Priorität sollten dabei Südufer sowie Ufer von Stauhaltungen und Ausleitungsstrecken erhalten. Mittel- bis langfristig wären beidseitige Gehölzsäume in einer Breite, welche die Entwicklung eines im Vergleich zur offenen Umgebung kühleren Wald-Mikroklimas ermöglichen, die wirksamste Maßnahme zur Absenkung der maximalen Wassertemperaturen. Für die Diete im Kreis Marburg-Biedenkopf konnte nachgewiesen werden, dass eine Beschattung von 400 m Fließstrecke im Sommer bereits zu einer Temperaturverringerung um bis zu 4 °C führen kann (FREIBERGER 2019).

5.6.2 Sauerstoffgehalt

Die gemessenen Sauerstoffgehalte unterschritten zwar den Orientierungswert nicht, was jedoch aufgrund der Messungen ausschließlich am Tage auch zu erwarten war. Es ist dennoch aufgrund der teils sehr hohen nächtlichen Wassertemperaturen davon auszugehen, dass der Orientierungswert in der Oberen Lahn in Sommernächten insbesondere bei Niedrigwasser phasenweise regelmäßig unterschritten wird. Dies ist besonders häufig in gering fließenden Abschnitten und Abschnitten mit hoher organischer Belastung zu erwarten, also vor allem in Stauhaltungen. Diese Einschätzung deckt sich mit den Angaben aus dem WRRL-Monitoring 2016-2018 (s. WRRL-Bewirtschaftungsplan 2021), nach dem der Orientierungswert für den minimalen Sauerstoffgehalt in der Oberen Lahn nicht eingehalten wird.

Es sind mehrere Ansätze zur Verringerung der Auftretenswahrscheinlichkeit von Sauerstoffdefiziten im Oberflächenwasser denkbar. Ein sehr wirksamer Ansatz ist die Durchführung von Maßnahmen zur Absenkung der Wassertemperatur (s.o.), wodurch die physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser verbessert wird und Sauerstoff zehrende Prozesse verlangsamt werden. Ein weiterer Ansatzpunkt ist die Verringerung der Sauerstoffzehrung durch eine Verringerung des Nährstoffgehalts im Wasser. Die beiden größten anthropogenen Nährstoffquellen in der Oberen Lahn sind punktuelle Einleitungen und diffuser Eintrag aus der Landwirtschaft (z.B. Dünger, Gülle). Durch eine verbesserte Abwasserbehandlung (darunter auch die strikte Trennung von Regen- und Abwasserableitung) kann der Nährstoffeintrag durch punktuelle Einleitungen effektiv vermindert werden. Diffuse Einträge aus der Landwirtschaft würden insbesondere bei einer Ausdehnung von gewässerbegleitenden Ufergehölzen und Auwäldern ebenfalls abgepuffert werden, aber auch eine Extensivierung der Flächennutzung in der Aue oder die Einrichtung

breiter Gewässerrandstreifen wären förderlich. Zusätzlich würde sich eine schärfere Kontrolle bzw. bessere Einhaltung der Guten Fachlichen Praxis in der Landwirtschaft positiv auswirken.

Ein dritter Ansatz zur Vermeidung von Sauerstoffdefiziten ist die Verbesserung des Gasaustauschs zwischen dem Oberflächenwasser und der Umgebungsluft. Dies kann zum einen erreicht werden durch ein besseres Verhältnis von Wasseroberfläche zu Wasservolumen, also ein breiteres, flacheres Gewässerbett. Zum anderen befördert Wasserbewegung den Gasaustausch, so dass der Rückbau von Querbauwerken, die dem Einstau dienen, auch die Gefahr des Auftretens von Sauerstoffdefiziten verringert. Strukturen im Gewässer, die Turbulenzen hervorrufen (z.B. Störsteine) können in fließendem Wasser zusätzlich den Gasaustausch fördern.

5.6.3 pH-Wert

Die im Rahmen des Projekts erfassten Daten weisen auf eine Belastung der Fischgemeinschaft durch zu hohe pH-Werte hin, während im WRRL-Monitoring 2016-2018 (s. WRRL-Bewirtschaftungsplan 2021) für die Obere Lahn angegeben wird, die Orientierungswerte bezüglich des pH-Wertes blieben eingehalten. Ob diese Abweichungen in der Beurteilung darauf zurückgehen, dass unterschiedliche Kalenderjahre (mit teils erheblich verschiedenen meteorologischen Ausprägungen) in die Bewertungen eingingen, oder ob Unterschiede dadurch bestanden, dass die Messorte auf Grundlage unterschiedlicher Kriterien ausgewählt wurden, bleibt unklar.

Als Gegenmaßnahme gegen zu hohe pH-Werte wäre vor allem die Verringerung des Eintrags von Phosphor in das Gewässer zu nennen. Dazu müsste zum einen die Abwasserbehandlung verbessert werden (wobei die fünf direkt in die Lahn einleitenden Kläranlagen im Untersuchungsgebiet alle bereits über eine Phosphorbehandlungsstufe verfügen), zum anderen der diffuse Eintrag aus der Landwirtschaft durch die Anlage von Gewässerrandstreifen, Ufergehölzen bzw. Nutzungsextensivierung verringert werden (s.o.). Bei der Anlage von Ufergehölzen würde synergistisch auch eine bessere Beschattung des Gewässers erreicht werden, und damit einhergehend zusätzlich eine geringere Photosyntheseleistung im Gewässer. Ebenso würden sich hydromorphologische Maßnahmen positiv auswirken, welche den Gasaustausch zwischen Wasser und Luft verbessern (s.o.).

5.6.4 ortho-Phosphat

Auch im WRRL-Monitoring 2016-2018 (s. WRRL-Bewirtschaftungsplan 2021) wurde für die Obere Lahn erfasst, dass der Orientierungswert für ortho-Phosphat-P nicht eingehalten wurde. Dies galt auch für die Gesamtphosphormenge im Wasserkörper, welche im Rahmen des Projekts nicht bestimmt wurde.

Generell ist davon auszugehen, dass der Gehalt an o-Phosphat-P in Ausleitungsstrecken sowohl nach Einleitungsereignissen als auch bei Niedrigwasserphasen überproportional stark ansteigt. Ein höherer Mindestabfluss in den Ausleitungsstrecken, insbesondere wenn in diese Einleitestellen münden, könnte diesen Zusammenhang abmildern.

5.6.5 Stickstoffparameter (Ammonium, Ammoniak, Nitrit, Nitrat)

Da sich das zeitliche Muster der erhöhten Ammonium-N-Werte deutlich von dem bei o-Phosphat-P beobachteten unterschied, muss eine andere Quelle für diese Belastung angenommen werden. 2021 war zudem nicht von ausgeprägtem Niedrigwasser geprägt, so dass die starke Erhöhung offenbar von einer vermehrten Immission hervorgerufen wurde. Eine Gemeinsamkeit mit der ortho-Phosphatbelastung bestand jedoch darin, dass die Ausleitungsstrecken Wilhelmshütte und Buchenau deutlich stärker belastet waren als die Ausleitungsstrecke Cölbe.

Auch im WRRL-Monitoring 2016-2018 (s. WRRL-Bewirtschaftungsplan 2021) wurde eine Überschreitung des Orientierungswerts für Ammonium-N in der Oberen Lahn festgestellt. Somit kann im Falle des Parameters Ammonium-N, wie auch schon beim ortho-Phosphat-P, davon ausgegangen werden, dass nicht lediglich lokale oder temporäre Effekte die Überschreitungen der Orientierungswerte hervorgerufen haben, sondern dass von einer allgemein erhöhten Belastung der Oberen Lahn ausgegangen werden muss.

Dennoch sind, neben der Verminderung des punktuellen und diffusen Eintrags (s.o.), auch Maßnahmen zur Abmilderung starker pH-Wert-Anstiege und Temperaturerhöhungen (Beschattung) potentiell zur Verringerung des Ammoniak-N-Gehalts im Oberflächenwasser geeignet.

Im Falle der stark erhöhten Ammonium-N und Ammoniak-N-Gehalte des Oberflächenwassers an der Probestrecke Wilhelmshütte ist denkbar, dass auch Einleitungen aus dem dortigen Industriegebiet mit Ammonium/Ammoniak belastet sein könnten. Als Hauptquelle für Stickstoffbelastungen gelten zwar in der Regel Einträge aus der Landwirtschaft, in der industriellen Kunststoffverarbeitung entstehen jedoch ebenfalls Rückstände mit hohem Ammoniakgehalt.

5.7 Fazit - physikalisch-chemische Parameter des Oberflächenwassers

Die Untersuchung ausgewählter physikalisch-chemischer Parameter des Oberflächenwassers an vier potentiellen Äschenlaichplätzen in der Oberen Lahn zeigten, dass sich bereits aufgrund der physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen (unabhängig von anderen Defiziten, wie z.B. Mangel an Habitatstrukturen und linearer Durchgängigkeit) nahezu ausschließen lässt, dass hinsichtlich der Qualitätskomponente „Fische“ ein nach WRRL gebotener „guter ökologischer Zustand“ in großen Teilen der Oberen Lahn erreicht wird. Bei allen sieben untersuchten Parametern, für welche Orientierungswerte verfügbar sind, wurden Verletzungen der Orientierungswerte festgestellt (bzw. sie müssen im Falle des Sauerstoffgehalts aufgrund sehr hoher nächtlicher Wassertemperaturen angenommen werden), für die drei Ausleitungsstrecken sogar bei allen dort gemessenen Parametern.

Aus fischökologischer Sicht besteht deswegen dringender und schneller Handlungsbedarf, um diese Defizite zumindest abzumildern. Eine zügige Umsetzung von Maßnahmen wäre insbesondere deswegen geboten, da manche der vorgeschlagenen Lösungsansätze (z.B. Anlage von Gehölzsäumen) eine lange Zeit benötigen, bis sie ihre volle Wirkung entfalten.

Die wichtigsten Maßnahmen (Details s.o.) wären,

1. die Einträge zu minimieren (Abwasseraufbereitung, Nutzungsextensivierung in der Aue, Uferrandstreifen und breite Gehölze zwischen Fließgewässer und landwirtschaftlichen Flächen als Puffer, verstärkte Kontrolle der Einhaltung der Guten Fachlichen Praxis in der Landwirtschaft),
2. den Gasaustausch des Wassers mit der Oberflächenluft zu fördern (Vermeidung von Einstau, Verbreiterung des Gewässerbetts, Erhöhung der Strukturdiversität zur Erhöhung der Hydrodynamik) und
3. für mehr Beschattung zu sorgen (insbesondere an Staubereichen, Ausleitungsstrecken, auch an Zuflüssen; prioritär Südufer).

Dabei ließen sich, insbesondere bei der Vermeidung (bzw. dem Rückbau) von Einstau, der Verbreiterung des Gewässerbettes, der Anlage von Gehölzen und der Erhöhung der Strukturdiversität hohe Synergien bezüglich der Beseitigung weiterer fisch- und gewässerökologischer Defizite (lineare Durchgängigkeit, Habitatvielfalt) erzielen. Darüber hinaus sollten entsprechende Maßnahmen wissenschaftlich begleitet werden, um die erwarteten positiven Effekte zu verifizieren.

Ein weiterer, im Rahmen der vorliegenden Studie nicht untersuchter, potentiell wichtiger chemischer Belastungsfaktor ist die Konzentration von Mikroschadstoffen im Oberflächenwasser. Medikamentenrückstände von z.B. Diclofenac sind schädlich für aquatische Lebensgemeinschaften. Dieser gegen Fieber und Kopfschmerzen eingesetzte Wirkstoff wird von Patienten über den Urin wieder ausgeschieden und in Kläranlagen nur teilweise aus dem Abwasser entfernt, so dass Siedlungsabwässer mit Diclofenac belastet sein können. Schon in geringen Konzentrationen ($0,5 \mu\text{g} / \text{L}$) kann Diclofenac Organschäden bei Fischen hervorrufen, die „Predicted No Effect Concentration“ liegt bei nur ($0,05 \mu\text{g} / \text{L}$).

6 Strukturverbessernde Maßnahmen im Gewässer

6.1 Hintergrund und Überblick

Die beiden kieslaichenden Zielarten Äsche und Nase haben innerhalb ihres Lebenszyklus enge Bindungen an verschiedene Gewässerstrukturen, in Abhängigkeit des jeweiligen Altersstadiums und der Jahreszeit. In einem durchgängigen Gewässerabschnitt müssen deshalb alle notwendigen Habitatausprägungen in ausreichender Menge und Qualität vorhanden und erreichbar sein, damit ein dauerhafter Lebensraum für diese Arten gegeben ist (s. Kap. 8 und Kap. 9). Fehlen bestimmte Habitatstrukturen oder sind diese in ungenügender Qualität oder räumlicher Ausdehnung in den jeweiligen Flussabschnitten vorhanden, so ist eine positive Bestandsentwicklung von Äschen und Nasen nicht zu erwarten. Dies gilt unabhängig von Besatzmaßnahmen, Vergrämung von Prädatoren, Entnahmeverboten oder einer Verbesserung der physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen.

Aus diesem Grund wurden bereits im ersten Zwischenbericht zu diesem Projekt für alle 14 Untersuchungsabschnitte im Untersuchungsgebiet konkrete strukturverbessernde Maßnahmen aufgeführt. Da die Untersuchungsabschnitte vor allem die bekannten Laichplätze und Aufwuchshabitate der Äschenpopulation der Oberen Lahn bzw. die potentielle Laich- und Aufwuchshabitate der wiederanzusiedelnden Nase repräsentierten, wurden vor allem diejenigen Habitatbedingungen für beide Fischarten aufgewertet, die am Beginn des Lebenszyklus wichtig sind.

Die im Rahmen des Projekts durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen zielten nach Möglichkeit primär auf die Schaffung zusätzlicher Habitatstrukturen durch die Erhöhung der Dynamik in der Lahn ab (HAUER et al. 2007, HAUER et al. 2008). Die durch die Maßnahmen erzeugte Eigendynamik der Lahn sollte spezifisch die Laichplätze und die Lebensräume für Fischlarven erweitern und aufwerten bzw. zu Flachwasserbereichen und neuen Buchten führen.

Dieser auf Dynamik zielende Ansatz hat die Nachteile, dass die erzielten Ergebnisse mittelfristig nicht genau planbar sind, und dass die geschaffenen Strukturen im Zuge der Dynamik auch immer wieder nur beschränkt vorhersehbaren Veränderungen unterliegen. Ein weiterer Nachteil liegt darin, dass an vielen Stellen Restriktionen durch benachbarte Flächennutzungen (insbesondere in Ortslagen) zu berücksichtigen sind. An solchen Abschnitten konnte der Ansatz nur bedingt verfolgt werden.

Ein großer Vorteil dieses Ansatzes liegt jedoch darin, dass im Vergleich zu statischen, fest vormodellierten Strukturen die Gewässerdynamik im Idealfall den fortschreitenden Sukzessionsprozess stellenweise immer wieder zurücksetzt. Somit kann z.B. verhindert werden, dass Kiesbänke durch aufwachsende Gehölze festgelegt werden, und es entsteht ein Mosaik von Lebensräumen verschiedener Sukzessionsstufen. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass der Fluss die Möglichkeit erhält, Geschiebe aus den erodierenden Ufern am Prallhang aufzunehmen. Dieses steht für dynamische Prozesse, wie der Anhebung der Sohle,

der Entstehung neuer und der Erweiterung bestehender Kiesbänke sowie der Ablagerung im Gleithang zur Verfügung. Weiterhin können in unbefestigten Prallhängen sukzessive zusätzliche Deckungs- und Habitatstrukturen durch mit der Zeit freigelegte Baumwurzeln und schließlich ins Gewässer kippende Bäume entstehen. Diese zusätzlichen Habitatstrukturen kompensieren im Idealfall den über die Zeit zu erwartenden Zerfall der bei der Durchführung der strukturverbessernden Maßnahmen eingebrachten Strukturen (wie z.B. Totholzstämme). Die entfaltete Dynamik erhält die Habitataufwertung somit potentiell eigenständig und langfristig, und minimiert dadurch den zukünftigen Pflegeaufwand der renaturierten Abschnitte.

Der Förderung von Dynamik in der Lahn diene vor allem der Rückbau der Uferbefestigung, meist in Kombination mit dem Einbau von strömungslenkenden Strukturen (Totholz, Steine, inselartig aufeinandergeschichtete Steine oder unregelmäßig aufeinandergeschichtete Steine mit Totholz als Bühne). Diese Maßnahmen sollten eine Seitenerosion der Lahn befördern und damit eine Verbreiterung des Flussbettes bewirken, die mit einer lokalen Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit des Flusses einhergeht. Dadurch können sich Sedimente dort ablagern und in vielen Fällen neue, durchströmte Kiesbänke entstehen. Zudem steht durch die Seitenerosion zusätzlicher Kies aus dem Uferbereich für eine Sedimentation im Fluss zur Verfügung. Die Sedimentation wurde in der Regel dadurch unterstützt, dass die Wasserbausteine aus der ehemaligen Uferbefestigung unregelmäßig flächig auf der Gewässersohle verteilt wurden. Zusätzlich wurden Kiesdepots angelegt, um den Geschiebetransport weiter zu erhöhen und neue Kiesbänke zu initiieren. Flach überströmte Kiesbereiche, wie an den Rändern der Kiesbänke und überströmte kiesige Rauschen, sind die bevorzugten Laichplätze von Äschen und Nasen.

Äsche und Nase nutzen dazu stark überströmte Kiesflächen mit Fließgeschwindigkeiten > 60 cm/s (SEMPESKI & GAUDIN 1995a, HÜBNER 2003, NAGEL et al., 2019). Die frisch geschlüpften Larven beider Arten benötigen ein offenes Lückensystem, in das sie einwandern und das ihnen einen Schutzraum bietet (BARDONNET & GAUDIN 1990, BARDONNET et al. 1991, DUERREGGER et al. 2018, NAGEL et al. 2019, NAGEL et al. 2020). Deshalb waren Maßnahmen zur Verminderung der Kolmation (Verstopfung des Kieslückensystems durch Feinsedimente) ebenso ausschlaggebend für die Verbesserung der Laichplatzsituation. Auf der Neuanlage von Laichplätzen und der Aufwertung der Habitatbedingungen an vorhandenen Laichplätzen lag ein Hauptfokus bei der Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen.

Weiterhin sollten unterhalb der Laichplätze strömungsberuhigte Buchten und Flachwasserbereiche geschaffen werden, um die Habitatsituation für die aus dem Kies aufschwimmenden und abdriftenden Larven zu schaffen (BARDONNET et al. 1991, SEMPEski & GAUDIN 1995b, SAGNES et al. 1997, KECKEIS et al. 1997, FLORE et al. 2001). Die darauffolgenden Habitate für die juvenilen Fische, die bei beiden Arten flach abfallende angeströmte Habitate umfassen (HIRZINGER et al. 2004), sollten ebenfalls innerhalb der Untersuchungsabschnitte angelegt oder vergrößert werden. Zusätzliche Aufwuchshabitate für Jungfische wurden durch den Anschluss von Rinnen und Nebengewässern gefördert.

Des Weiteren wurden Unterstände als Deckungsstrukturen für Fische geschaffen. Diese sind spezifische Juvenilhabitate von Nasen und können gleichzeitig Schutzräume für adulte Äschen und Nasen vor Prädatoren sein. Allerdings ist die Wirksamkeit dieser Deckungsstrukturen für Fische gegenüber dem Prädationsdruck des Kormorans umstritten (BAER & KONRAD 2010).

Durch eine Erhöhung der Sohlraugigkeit und die Anlage von Unterständen sollten alle Altersstadien von Äsche und Nase gefördert werden. Auch die Neuanlage oder Erweiterung von Winterquartieren sollte Tieren aller Altersstadien bei Hochwasserereignissen ganzjährig Schutz gegen Abdrift bieten.

Andere fischrelevante Habitate, wie die Anlage von tiefen Rinnen mit Deckungsstrukturen für semiadulte und adulte Fische, Gestaltung von Fraßplätzen in Form von durchströmten Rinnen für die Nase oder neu angelegte Nebenrinnen im Gewässer als Winterhabitate (FREYHOF 1997) konnten an vier der 14 Probestellen ansatzweise durchgeführt werden.

6.2 Planung und Durchführung

Als Complementary Action zu den Maßnahmen zur Stützung der Bestände von Äsche und Nase in der oberen Lahn wurde die Planung und Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen durchgeführt. Dazu fanden bereits kurz nach Abgabe des ersten Zwischenberichts im Frühjahr 2018 zwei Begehungen aller 14 Untersuchungsabschnitte gemeinsam mit dem Unterhaltungsverband Obere Lahn und dem Wasserverband Lahn Ohm statt. Zusätzlich nahmen alle zu beteiligenden Behördenvertreter der Fachgebiete Wasser und Naturschutz des Kreises Marburg Biedenkopf und des Regierungspräsidiums Gießen sowie die Interessensvertreter aus der Fischerei und die Eigentümer der von den Maßnahmen betroffenen Flächen (Kommunen, Hessen Mobil) an den Begehungen teil. Vor Ort wurden flächenscharf die einzelnen Maßnahmen abgestimmt.

Im Auftrag des Regierungspräsidiums und der Unterhaltungsverbände wurden durch die BfS im Jahr 2018 und 2020 mit den Behörden abgestimmte Maßnahmenpläne erstellt und die naturverträgliche Umsetzung der Strukturierungsmaßnahmen durch eine ökologische Baubegleitung sichergestellt (HÜBNER 2018a, HÜBNER & GRAF 2020, HÜBNER & FRICKE 2020). In ähnlicher Weise wurde auch die erneute Öffnung des Wehrdaer Altarms als ein wichtiges Winterquartier unmittelbar unterhalb des Untersuchungsgebietes im Jahr 2020 durchgeführt (HÜBNER 2020a). Ebenfalls unabhängig von dem hier beschriebenen Projekt wurden im Untersuchungsgebiet innerhalb des Projektzeitraumes strukturverbessernde Maßnahmen im Zuge des Baus zweier Fischaufstiegsanlagen im Jahr 2018 umgesetzt (HÜBNER 2018b).

Im Jahr 2018 wurden in den Untersuchungsabschnitten Kernbach, Sterzhausen und Cölber Wehr die ersten der im Jahr 2017 vorgeschlagenen Maßnahmen (Überblick s. Tab. 6.1) durchgeführt (HÜBNER 2018a, HÜBNER & FRICKE 2020).

Tab. 1.1: Im Jahr 2018 umgesetzte Maßnahmen zur Strukturverbesserung in drei Probestrecken.

Strukturverbessernde Maßnahme	Kernbach	Sterzhausen	Cölber Wehr
Anlage von Nebengewässern	X	X	X
Anlage von Buchten	X	X	X
Anschluss von Rinnen			X
Rückbau der Uferbefestigung		X	X
Uferabflachung	X	X	X
Anlage von Kiesdepots			X
Einbau von Strömunglenkern	X	X	X
Einbau von Unterständen		X	X
Anlage eines Winterquartiers		X	X
Initiierung von Kiesbänken		X	X
Schälung von Kiesbänken	X		X
Erhöhung der Sohlrauigkeit		X	

Erst im Jahr 2020 konnten weitere Maßnahmen in den Untersuchungsabschnitten umgesetzt werden. Gründe dafür waren formale Bedenken wegen der Auftragsvergabe an die ausführenden Baufirmen für die strukturverbessernden Maßnahmen im Gebiet des Unterhaltungsverbandes Obere Lahn. Nachdem im Jahr 2019 in Zusammenarbeit mit dem ehemaligen Leiter des Unterhaltungsverbandes Obere Lahn entsprechende Leistungsverzeichnisse erarbeitet wurden, konnten die Ausschreibungen für die Baufirmen schließlich im Jahr 2020 erfolgen. Insgesamt wurden im Jahr 2020 an neun Abschnitten strukturverbessernde Maßnahmen geplant und realisiert (Überblick s. Tab. 6.2).

Die Probestelle Eckelshausen wurde schon von Anfang an von den Maßnahmen ausgenommen, da dort bereits im Zuge einer Ausgleichmaßnahme eine Furkationsrinne und mehrere strukturverbessernde Maßnahmen vorgesehen waren. Die Planung und Umsetzung sollten zeitnah stattfinden, sie ist bislang jedoch noch nicht erfolgt.

In der Ausleitungsstrecke der Carlshütte konnten bei einer Begehung im Jahr 2020 viele neu in das Wasser gefallene Bäume festgestellt werden, so dass die Habitatausstattung hinsichtlich der Deckungsstrukturen und Fischunterstände als gut beurteilt wurde. Da eine Entfesselung und Abflachung der Ufer wegen der nahe gelegenen Bundesstraße in diesem Lahnabschnitt ohnehin nicht möglich war, und zudem die Zugänglichkeit für schweres Baugerät ohne größere Schäden an der terrestrischen Flora eine große Herausforderung gewesen wäre, wurde auf die im Jahr 2017 vorgeschlagenen Strukturierungsmaßnahmen in diesem Abschnitt verzichtet. Ebenso musste auf die Strukturierungsmaßnahmen im Probeabschnitt im Urbann bei Biedenkopf verzichtet werden. Dort waren die Zufahrten zum Fluss für Baufahrzeuge zu klein dimensioniert und zudem zu wenig belastbar.

Tab. 6.2: Im Herbst 2020 umgesetzte Maßnahmen zur Strukturverbesserung (neun Probestrecken).

Strukturverbessernde Maßnahme	Amalienhütte	Wehr Bohne	Wallau	BID-Sachsenhausen	Wilhelmshütte	Buchenau	Sterzhausen (2. Teil)	Cöber Furkation	Cöber Wald
Anlage von Nebengewässern			X						
Anlage von Buchten				X			X		
Anschluss von Rinnen			X			X	X		
Rückbau der Uferbefestigung	X	X	X		X				X
Uferabflachung	X			X	X		X		
Anlage von Kiesdepots		X	X						
Einbau von Strömungslenkern	X	X	X	X	X		X	X	X
Einbau von Unterständen	X	X	X	X	X		X	X	X
Anlage eines Winterquartiers		X	X				X		
Initiierung von Kiesbänken							X		
Schälung von Kiesbänken			X	X	X	X	X		
Erhöhung der Sohlrauigkeit	X	X	X		X		X	X	X

Die umgesetzten Maßnahmen werden im Folgenden entsprechend der Lage der Probestrecken (von flussaufwärts nach flussabwärts) kurz zusammengefasst. Die Details zu den Planungen, den einzelnen umgesetzten Maßnahmen sowie umfassende Fotodokumentationen sind den Einzelberichten zu entnehmen (HÜBNER 2018a, HÜBNER & GRAF 2020, HÜBNER & FRICKE 2020).

6.2.1 Amalienhütte (2020)

Ab ca. 50 m unterhalb des Wehres wurde die Uferbefestigung auf einer Länge von 150 m stellenweise entfernt, um die Breitenvarianz zu erhöhen (Abb. 6.1, rechts).



Abb. 1: Strukturverbessernde Maßnahmen - Amalienhütte. Links: Eingebauter Baum als Unterstand. Rechts: Rückgebaute Uferbefestigung.

Zusätzlich wurden vier Bäume als Strömungsenker am Ufer eingebaut, um die Seitenerosion zu fördern (Abb. 6.1, links). Da Wurzelteller vor Ort nicht zu gewinnen waren, wurden alternativ dazu größere Steine in Flussmitte und Ufernähe eingebaut, um eine Strömungsdiversität in dem sehr geradlinigen Verlauf des Flusses zu erzeugen. Insgesamt konnten so Deckungsstrukturen bis in die Flussmitte und eine teilweise Abflachung der rechten Uferseite erreicht werden. Damit wurde die potentielle Fläche an Aufwuchshabitaten für Äschen deutlich erhöht.

6.2.2 Wehr Bohne (2020)

In der geradlinigen und stark befestigten Ausleitungsstrecke des Wehres Bohne wurden ab ca. 50 m unterhalb des Wehres die Uferbefestigung auf einer Länge von 100 m stellenweise entfernt. Dabei wurde darauf geachtet, die Standfestigkeit der Bäume des sehr dichten Galeriewaldes nicht zu gefährden. Aus dem dichten Baumbestand wurden vier Bäume als Strömungsenker im Uferbereich eingebaut. Die der Ufersicherung entnommenen Wasserbausteine als Inselgruppen im Fluss aufgehäuft. Dadurch konnten Deckungsstrukturen im Gewässer geschaffen werden, und die Strömungsdiversität wurde deutlich erhöht. Ca. 350 m unterhalb des Wehres wurde auf der rechten Uferseite ein ca. 50 m langer Nebenarm angelegt. Dieser soll die Funktionen als Rückzugsmöglichkeit für Fische bei Hochwasser und als Winterquartier erfüllen (Abb. 6.2, links). Der kiesige Aushub wurde als Kiesdepot am Ufer der Lahn gelagert.



Abb. 6.2: Strukturverbessernde Maßnahmen – Wehr Bohne und Biedenkopf-Sachsenhausen. Links: Erweiterung Winterquartier (Wehr Bohne). Rechts: neu angelegte Buchten im abgeflachten Ufer (Biedenkopf-Sachsenhausen).

6.2.3 Wallau (2020)

Oberhalb des Wehres in Wallau wurde ein Strömungsenker mit Steinen für das Umgehungsgerinne des Wehres gebaut. Dadurch sollte ein Trockenfallen dieses Fischwanderweges verhindert werden und der Durchfluss durch dieses Gerinne (und damit die Auffindbarkeit des Weges für Fische) verbessert werden. Auf der Insel zwischen Umgehungsgerinne und Hauptverlauf der Lahn wurden zwei Winterquartiere als Rückzugsraum für Fische neu angelegt (Abb. 6.3, links). Diese Nebengewässer sollten zudem als Lebensraum und Aufwuchshabitat für eurytope Fischarten dienen.

Der untere Teil der Insel wurde von der Krautschicht und Weidenbewuchs befreit. Mit der offenen, kiesigen Fläche sollten der Geschiebetransport bei Hochwässern erhöht und damit neue, unterhalb gelegene Kiesbänke initiiert werden (Abb. 6.3, rechts). Dazu wurde in dem unterhalb liegenden Abschnitt auf einer Länge von ca. 100 m die Ufersicherung stellenweise entfernt und die Ufer abgeflacht, um die Breitenvarianz zu erhöhen. Zusätzlich wurden ein Baum und zwei Wurzelteller, die auf der geschälten Kiesinsel gewonnen wurden, als Strömungslenker und Strömungsbrecher in den Fluss eingebaut. Hinter diesen Strömungshindernissen sollten neue Kiesanlagerung möglich gemacht werden.

Zusätzlich wurde die in diesem Abschnitt ausgebaute Ufersicherung als Störsteine in den Fluss aufgehäuft oder flächig auf der Gewässersohle verteilt, um mittelfristig eine Sohlenerhebung zu bewirken. Ca. 360 m unterhalb des Wehrs wurde der zusedimentierte Einlaufbereich einer bestehenden Furkationsrinne wieder geöffnet. Dadurch sollten strömungsberuhigte Rückzugsräume für aquatische Lebewesen bei Hochwässern wiederhergestellt werden. Um eine erneute Sedimentation der Rinne im Zulaufbereich zu verhindern, wurde mit den ausgebauten Steinen der Ufersicherung auf der gegenüberliegenden Seite oberhalb der Rinne eine Buhne in naturnaher Bauweise angelegt.



Abb. 6.3: Strukturverbessernde Maßnahmen - Wallau. Links: neu angelegtes Nebengewässer auf Kiesbank (potentielles Winterquartier). Rechts: Kiesdepot.

6.2.4 Biedenkopf Sachsenhausen (2020)

Aufgrund der Ortslage waren die Möglichkeiten für strukturverbessernde Maßnahmen stark eingeschränkt. Deshalb wurde lediglich der Bereich um einen innerhalb der Probestrecke dokumentierten Äschenlaichplatz strukturell aufgewertet. Dazu wurde der krautige Aufwuchs (v.a. Springkraut) einer Kiesbank entfernt und das unterhalb der Bank gelegene Ufer abgeflacht und mit Buchten versehen (Abb. 6.2, rechts).

Damit diese Kiesbank leicht angeströmt wird und dadurch Habitats für rheophile Fische entstehen, wurde auf der der Kiesbank gegenüberliegenden Uferseite ein Baum als Strömungslenker eingebaut.

6.2.5 Wilhelmshütte (2020)

In der geradlinigen Ausleitungsstrecke wurde kurz unterhalb des Wehres der Aufwuchs der Kiesbank auf der rechten Uferseite entfernt, und die Ufer wurden abgeflacht (Abb. 6.4, links). Ab ca. 50 m unterhalb des Wehres wurde stellenweise die Uferbefestigung entfernt, und die entnommenen Wasserbausteine wurden entweder großflächig auf der Gewässersohle verteilt oder inselartig aufgebaut, um die Strömungsdiversität im Gewässer zu erhöhen. Zudem wurde ein Baum als Strömungsenker und Unterstand in das Gewässer eingebaut.



Abb. 6.4: Strukturverbessernde Maßnahmen - Wilhelmshütte. Links: Abgeflachtes Ufer. Rechts: Erhöhung der Sohlrauigkeit durch verteilte Schüttsteine.

6.2.6 Kernbach (2018)

Unterhalb des Kernbacher Wehres wurde eine große überwachsene Kiesbank vom Springkraut befreit, so dass wieder eine Umlagerung und eine Mobilisierung des kiesigen Geschiebes wieder erreicht werden konnte. Weiterhin erhöhte sich dadurch die Fläche an flach überströmten und kiesigen Bereichen, die somit potentiell als Laichplatz für die kieslaichenden Arten zur Verfügung stand.

Zudem wurden flache Rinnen durch die Kiesflächen gezogen und damit eine größere Fläche an Aufwuchshabitaten für strömungsliebende Jungfische geschaffen. Zusätzlich wurde eine breite Nebenrinne mit einem strömungsberuhigten Bereich angelegt, die Raum für Fischlarven bietet sollte. Mit dem Einbau von drei Bäumen in das Gewässer wurden zusätzliche Deckungsstrukturen für Fische neu geschaffen.

6.2.7 Buchenau (2020)

Innerhalb der Ortslage Buchenau konnten strukturverbessernde Maßnahmen nur eingeschränkt umgesetzt werden. Im Wesentlichen wurde der Aufwuchs der in der Flussmitte liegenden Kiesbank entfernt und deren Ufer stark abgeflacht (Abb. 6.5, links). Dabei wurde das Nebengerinne auf der rechten Uferseite in Höhe der Bank beibehalten (Abb. 6.5, rechts).

Unterhalb der Kiesbank wurde auf der rechten Uferseite der krautige Bewuchs ebenfalls entfernt, die zugewachsenen Nebenrinnen vertieft und wieder einseitig an das Hauptgewässer angeschlossen.



Abb. 6.5: Strukturverbessernde Maßnahmen - Buchenau. Links: Schälung der Kiesbank. Rechts: wiederhergestelltes Furkationsgerinne.

6.2.8 Sterzhausen (2018, 2020)

Innerhalb des Untersuchungsabschnittes Sterzhausen wurde 2018 beidseitig auf beinahe der gesamten Strecke die Ufersicherung entfernt und die ausgebauten Steine auf der Sohle verteilt. Damit sollte der Sohlerosion des stark begradigten Abschnittes entgegengewirkt werden. An einer Stelle oberhalb des Untersuchungsabschnittes wurde mit den Steinen aus der Befestigung eine Buhne in naturnaher Bauweise gebaut, um den geradlinigen Verlauf der Lahn durch Seitenerosion aufzuheben. Kurz oberhalb dieser Buhne wurde eine Nebenrinne von ca. 15 m Länge angelegt, die als Winterhabitat für Fische dienen sollte. Weiterhin wurden 2018 mehrere Bäume im Uferbereich gehickt und dadurch sowohl Unterstände für Fische als auch gleichzeitig zusätzliche Strömunglenker für eine Seitenerosion geschaffen.

An einer Stelle, an der in den Vorjahren ein Laichplatz der Äsche gewesen war, wurde die Kiesbank 2018 auf Mittelwasserniveau geschält und der Gewässerquerschnitt verbreitert, damit eine weitere Anlandung von kiesigem Material möglich wurde. Zusätzlich wurde 2018 in diesem Bereich eine Nebenrinne als Jungfischhabitat angelegt.

Um in dem insgesamt sehr geradlinigen Abschnitt mit steilen Ufern eine größere Fläche an strömungsberuhigten Jungfischhabitaten schaffen zu können, wurde 2018 an einer weiteren Stelle eine größere Bucht am Ufer angelegt.

Im Jahr 2020 wurden die im Jahr 2018 begonnenen Maßnahmen fortgesetzt. Im oberen Teil des Abschnittes wurde die Kiesbank geschält und der aufgelagerte Auelehm abtransportiert. Anschließend wurde der darunterliegende Kies großflächig verteilt, um als Geschiebedepot für den darunterliegenden, sehr geradlinig verlaufenden Abschnitt mit hoher Sohlerosion zu dienen. Die auf der Kiesbank entnommenen Weiden wurden in ingenieurbioologischer Bauweise als Ufersicherung am rechten Prallhang eingebaut.

Auf der gegenüberliegenden Seite wurden die im Wasser liegenden Wasserbausteine 2020 so verteilt, dass eine Sedimentanlagerung begünstigt und die Entstehung neuer Kiesbänke an dieser Stelle initiiert wurden (Abb. 6.6. links). Unterhalb dieser Fläche wurde 2020 in ingenieurbioologischer Bauweise eine Buhne eingebaut, die als Strömunglenker auf das

gegenüberliegende Ufer wirken sollte. Dort wurde eine bestehende, ehemalige Furkationsrinne wieder an das Hauptgewässer angeschlossen.

Im anschließenden Verlauf wurde die bereits im Jahr 2018 eingebaute Buhne durch zusätzlich eingebrachte Steine erhöht, da sie bei höheren Abflüssen sehr bald vollkommen überströmt wurde. Vor der Erhöhung 2020 war keine Seitenerosionswirkung in dem stark eingetieften Flussbett erkennbar. Die Hochwässer überströmten die eingebauten Steine derart, dass es zu keiner Laufveränderung kam bzw. die Steine geradlinig überströmt wurde.

Weiterhin wurde 2020 die bereits im Jahr 2018 angelegte Seitentasche, die als Rückzugsort und Winterquartier für Fische dienen sollte, verbreitert und ihre Länge von 10 m auf 20 m erweitert, da sie zwischenzeitlich durch Hangrutschungen fast verschwunden war. Im unteren Teil, und damit in der eigentlichen Monitoringstrecke zum Fischbestand in Sterzhausen, konnte an weiteren Stellen das Ufer abgeflacht werden.



Abb. 6.6: Strukturverbessernde Maßnahmen – Sterzhausen und Cölber Wald. Links: Flach überströmter Bereich mit Störsteinen zur Initiierung einer Kiesbank (Sterzhausen). Rechts: Einbau eines Baums als Strömunglenker (Cölber Wald).

6.2.9 Cölber Furkation (2020)

Der Abschnitt mit der sog. „Cölber Furkation“ geht strukturell auf eine Renaturierungsmaßnahme zurück, die vor über 17 Jahren durchgeführt wurde und im Rahmen derer bereits dynamische Prozesse angestoßen werden konnten. Infolgedessen hat die Lahn in diesem Abschnitt ihren Hauptverlauf mittlerweile verlagert. Aus diesem Grund war der Abschnitt mit vorhandenen Uferabbrüchen, Auwald, Totholz, tiefen Rinnen und einer Kiesbank schon vor Umsetzung von weiteren Maßnahmen sehr strukturreich.

Deshalb wurden lediglich am oberen Ende des Untersuchungsabschnittes Störsteine in die Flussmitte gelegt und drei weitere Bäume oberhalb des Abschnittes als Deckungsstrukturen am Ufer eingebaut. Damit wurde die in der Cölber Furkation bestehende Strukturvielfalt weiter in den oberhalb liegenden, und noch nicht renaturierten Bereich erweitert.

6.2.10 Cölber Wehr (2018)

Unterhalb des Cölber Eibenhardtwehres wurden die Kiesanlandungen großflächig von Aufwuchs befreit, der Aufwuchs (v.a. Springkraut) wurde abtransportiert. Die offengelegten Kiesflächen wurden auf Mittelwasserniveau geschält, Nebengerinne angelegt und Totholz als Strömunglenker eingebaut. Auf diese Weise wurden potentielle Laichplätze für kieslaichende Fische und gleichzeitig das Angebot an Jungfischhabitaten strömungsliebender Fischarten deutlich erhöht. Der abgeschobene Kies wurde unterhalb der Brücke auf beiden Uferseiten und in Flussmitte aufgehäuft, damit diese Kiesdepots bei Hochwässern selbstständig abtransportiert werden und mit dem Geschiebe an anderer Stelle neue Kiesbänke entstehen können.

Im weiteren Verlauf des Abschnittes wurde die Uferbefestigung ab ca. 50 m unterhalb der Brücke beidseitig bis zur Ohmeinmündung entfernt. Auf der rechten Uferseite wurden drei Buchten angelegt und auf der gegenüberliegenden Seite mehrere Bäume gehickt. Dadurch sollte der geradlinige Verlauf der Lahn unterhalb der Brücke aufgehoben und die Strömungs- und Wassertiefendiversität erhöht werden. Zudem wurde eine alte Nebenrinne kurz vor Ohmeinmündung, die durch Sedimentablagerungen von der Lahn abgetrennt war, wieder geöffnet. Damit sollte ein Rückzugsgebiet für Fische bei Hochwasser entstehen und die Abdrift von Fischen aus dem Gebiet verhindert werden.

6.2.11 Cölber Wald (2020)

Im Abschnitt Cölber Wald wurden auf einer Länge von ca. 500 m die Ufersicherungen auf der rechten Uferseite stellenweise entfernt, ohne die Standfestigkeit der Bäume zu beeinträchtigen. Die aus der Ufersicherung ausgebauten Steine wurden entweder flächig auf die Gewässersohle verteilt, um der starken Sohlerosion entgegenzuwirken, oder inselförmig aufgeschichtet. Letzteres sollte die Wassertiefen- und Strömungsdiversität in diesem Abschnitt erhöhen. Um die Seitenerosion zu fördern, wurden insgesamt neun Bäume aus dem Uferbereich als Strömunglenker am Ufer eingebaut (Abb. 6.6, rechts).

6.3 Diskussion zur Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen

Insgesamt konnten an elf von 14 untersuchten Abschnitten in der Lahn strukturverbessernde Maßnahmen innerhalb des Projektzeitraumes von fünf Jahren umgesetzt werden. Allerdings fand die Umsetzung bei neun Abschnitten erst im vorletzten Untersuchungsjahr statt. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Wirkung der meisten Strukturmaßnahmen sich noch nicht im vollen Umfang auf die Lebensbedingungen von Fischen ausgewirkt haben.

6.3.1 Auswahl der umgesetzten Maßnahmen

Maßnahmen zur Verbesserung der Laichplätze für kieslaichende Fischarten haben meist die Erhöhung der Porosität des Kiesbettes zum Ziel. Sowohl Äschen- als auch Naseneier und Larven benötigen im Kiesbett eine gute Durchströmung mit Wasser aus der fließenden Welle, damit die Sauerstoffkonzentrationen hoch genug für eine erfolgreiche Entwicklung sind (s. Kap. 9.3.6). Häufig ist das Sediment an den Laichplätzen durch in den Fluss eingetragene Feinsedimente aus dem Umland (z.B. intensiv genutzte Ackerfläche) verstopft. Der

Schlupferfolg der Eier und das spätere Aufschwimmen der Larven aus dem Kiesbett sind dadurch erheblich geringer (INGENDAHL 2001, NAGEL et al. 2019).

Die meisten Maßnahmen haben deshalb zum Ziel, diesen Feinsedimenteintrag zu entfernen (NAGEL et al. 2020). Dabei kann beispielsweise der Kies durch Baggerarbeiten künstlich im Fluss gewaschen werden. Diese Maßnahme erwies sich in einem Methodenvergleich zur Verbesserung von Laichplätzen von kieslaichenden Fischarten am wenigsten effektiv (PANDER et al. 2015). Zudem hatte sie eine deutlich erhöhte Feinsedimentbelastung der unterhalb der Maßnahme liegenden kiesigen Abschnitte zur Folge. Noch ein einem Abstand von 50 m unterhalb der Maßnahme wurden Feinsedimenteinträge gemessen, die zweifach bis zwölffach höher waren als der natürliche Eintrag in den Referenzabschnitten. Auf die Umsetzung dieser Maßnahme wurde daher im Rahmen des abgeschlossenen Projekts verzichtet.

Im Vergleich unterschiedlicher Maßnahmen (PANDER et al. 2015) war das Einbringen von möglichst grobem Kies kurz vor der Laichzeit der Kieslaicher hingegen die effektivste Maßnahme. Allerdings ist diese Substratzugabe von außerhalb nur sehr kurzfristig von positiver Wirkung. Bereits nach drei bis zwölf Monaten nach Zugabe des Kieses war das Kiesbett erheblich durch Feinsedimenteintrag verstopft und nicht mehr für die Entwicklung der frühen Stadien von Kieslaichern geeignet (PANDER et al. 2015). Diese Form der Kieszugabe müsste jährlich kurz vor Laichbeginn wiederholt werden und wurde deshalb ebenfalls als nicht nachhaltig eingeschätzt. Auch auf das Einbringen von Kies aus externen Quellen wurde daher verzichtet.

Aus diesen Gründen wurde bei den Maßnahmen vor allem auf den Einbau von Strömunglenkern und oberhalb der bestehenden Kiesbänke in der Oberen Lahn gesetzt. Die Einbauten sollten eine Anströmung der Kiesbänke gewährleisten und bereits bei mittleren Hochwässern dort einen Geschiebetransport bzw. eine Umlagerung des Kieses initiieren, so dass die abgelagerten Feinsedimente aus dem Kies ausgewaschen werden. Allerdings ist die Grundvoraussetzung dafür, dass die Kiesbänke weiterhin weitgehend offen bleiben und nicht bewachsen sind. Nur so kann der Kies bei hohen Abflüssen entsprechend stark mobilisiert werden.

6.3.2 Sukzession von Kiesbänken

Bei naturnahen Flüssen mit hohem Geschiebevorrat und hoher Fließdynamik (Wechsel von Prallhang, Gleithang) wird ein natürlicher Aufwuchs einer Krautschicht und Bäumen an vielen Stellen im Hauptverlauf unterbunden bzw. unterliegt einem natürlichen Wechsel von Auf- und Abbau dieses Sukzessionsprozesses. In der Lahn mit einem unnatürlichen Einbettgerinne und mangelndem Geschiebetransport aufgrund des starken Gewässerausbaues sind diese Prozesse gestört und finden kaum noch statt. Daran können auch kleinräumige Renaturierungs- und Strukturierungsmaßnahmen kaum etwas ändern. Selbst großräumigere Maßnahmen über wenige Kilometer Länge (z.B. Gisselberger Spange) haben wenig Einfluss auf das Gesamtregime des Flusses.

Deshalb musste als Maßnahme zur Restaurierung der Kieslaichplätze der Aufwuchs auf den Kiesflächen stellenweise aktiv entfernt werden, um kleinräumig in Laichplatznähe die Fließdynamik zu erhöhen und dadurch den Feinsedimentanteil im Kiesbett zu senken (Abb. 6.7). Allerdings konnte dieser positive Effekt auf den Feinsedimentanteil am Laichplatz selbst nicht gemessen werden, da übergeordnete Faktoren (wie wenig ausgeprägte Hochwässer im Winterhalbjahr und lang andauernde Trockenperioden mit entsprechender Sedimentation) bestimmend für den Untersuchungszeitraum zwischen 2017 und 2021 waren (s. Kap. 4).



Abb. 6.7: Kiesbank Buchenau mit beginnender Sukzession. Links: Zustand kurz nach Schälung (Oktober 2020). Rechts: Zustand nach ca. einem Jahr (November 2021).

Daher zeigte sich auch, dass schon nach einem Jahr an einigen Stellen der Aufwuchs auf den Kiesbänken durch Springkraut sehr dicht und weiträumig war. Dies betraf vor allem Kiesbänke und kiesige Abschnitte, die nur sehr kurzzeitig und nur bei höheren Wasserständen überspült wurden. Das war besonders in den Abschnitten Wallau (Abb. 6.8), Kernbach und Wilhelmshütte der Fall. Der Aufwuchs auf Flächen, bei denen der Kies nach Entfernung der Krautschicht stärker verteilt wurde (Buchenau, Cölber Wehr), war deutlich geringer (Abb. 6.9). In Sterzhausen, wo der Kies fast vollständig auf dem Gewässerboden verteilt wurde, fehlte der Aufwuchs auf den Bänken auch zwei Jahre nach Abschluss der Kiesbankschälung (Abb. 6.10).



Abb. 6.8: Schnelle Sukzession der Kiesbank Wallau. Links: Zustand kurz nach Schälung (Oktober 2020). Rechts: Zustand nach weniger als einem Jahr (August 2021).



Abb. 6.9: Langsame Sukzession der Kiesbank Cölber Wehr. Links: Zustand kurz nach Schälung (November 2018). Rechts: Zustand nach ca. 2,5 Jahren (März 2021).



Abb. 6.10: Kiesbank Sterzhausen. Links: September 2020. Rechts: September 2021.

6.3.3 Begrenzte Lebensdauer eingebrachter Strukturen

Auch bei dem Einbau von Unterständen steht der fortschreitenden positiven Entwicklung des Fischbestandes im Nachgang einer strukturverbessernden Maßnahme die Alterung oder Sukzession der neu geschaffenen Strukturen entgegen. Bei Totholzeinbauten gehen vor allem kleingliedrige Strukturen wie Geäst und Laub bereits nach dem ersten Hochwasser verloren. Diese feingliedrigen Strukturen begünstigen in der Regel vor allem Jungfische und Kleinfischarten und haben ihre größte Wirkung kurz nach dem Einbau im ersten Jahr. Dasselbe gilt auch für künstliche Strukturen aus Naturmaterial wie Reisig-Faschinen (HÜBNER & FRICKE 2014, PANDER & GEIST 2016). Auch in das Gewässer eingebaute Bäume verrotten im Laufe der Jahre, werden kleiner und lösen sich aus den Verankerungen und verschwinden schließlich. Aus diesem Grund wurden bei den Strukturierungsmaßnahmen in der Oberen Lahn die meisten Bäume an Ankersteinen mit Ösen befestigt. Damit kann ein alter Baum problemlos durch einen neuen Baum ersetzt werden. Zudem haben schon die Ankersteine selbst eine positive hydraulische Wirkung auf ihre nähere Umgebung und erhöhen fast immer die Wassertiefen-, Substrat- und Strömungsdiversität (HÜBNER & FRICKE 2014).

6.3.4 Übergeordnete Limitationen

Das volle Potential an positiver Wirkung strukturverbessernder Maßnahmen kann sich nur dann entfalten, wenn die Habitatverfügbarkeit der entscheidende Mangelfaktor für eine Tierart bzw. eine Lebensgemeinschaft darstellte. Sind andere Belastungsfaktoren, wie etwa Defizite im Bereich der chemisch-physikalischen Parameter (s. Kap. 5), stark ausgeprägt, wird nur der diesbezüglich weniger empfindliche Teil der Lebensgemeinschaft von strukturverbessernden Maßnahmen deutlich profitieren. Daher müssen strukturverbessernde Maßnahmen von Maßnahmen zur Behebung solcher Belastungen flankiert werden, wenn sie effektiv auf die Förderung der gesamten natürlichen Lebensgemeinschaft wirken sollen.

Weiterhin wird das Potential einzelner strukturverbessernder Maßnahmen durch die Größe des zusammenhängenden, linear durchgängigen Fließgewässerabschnitts begrenzt, in dem sie durchgeführt wurden. Zudem müssen alle Arten, deren Förderung angestrebt wird, auch in dem betreffenden Abschnitt vorkommen (oder besetzt werden), da eine natürliche Besiedelung bei fehlender linearer Durchgängigkeit nahezu ausgeschlossen ist. Unter diesen Umständen ist auch das Bestehen von selbsterhaltenden Populationen anadromer und katadromer Langdistanzwanderarten ausgeschlossen, unabhängig von der Habitatqualität. Auch Populationen von Arten, die als Mitteldistanzwanderarten kategorisiert sind (wie z.B. die Zielart Nase) oder die auf viele unterschiedliche Teillebensräume innerhalb ihres Lebenszyklus angewiesen sind (z.B. die Zielart Äsche, Barbe), sind auf durchgängige Fließgewässerabschnitte hoher Habitatqualität von mehreren Kilometern Länge angewiesen, um sich langfristig selbst zu erhalten (BECKER & ORTLEPP 2021).

An vier der elf neu strukturierten Abschnitte (Wallau, Sterzhausen, Cölber Wehr, Cölber Wald) konnten diese Teilhabitate im ersten Teil des Lebenszyklus von Äsche und Nase auf einer Abschnittslänge umgesetzt werden, die den Minimalanforderungen von Habitaten beider Arten entsprach (BECKER & ORTLEPP 2021). In einem weiteren Abschnitt konnten die schon vor den Strukturierungsmaßnahmen bestehenden Teilhabitate vergrößert werden (Cölber Furkation) und erreichten damit ebenfalls die minimalen Ausmaße der benötigten Habitatstrukturen.

An den anderen Probestellen waren diese Rahmenbedingungen nicht erfüllt. Meist waren die Abschnitte mit einer Länge von 250 bis 650 m zu kurz, um alle fischrelevanten Strukturen dort zu initiieren, die durchgängige Gesamtstrecke zu gering, oder die durch die Flächennutzung der angrenzenden Uferbereiche gegebenen Restriktionen schränkten die Möglichkeiten lokal zu stark ein. Um die Defizite am Laichplatz und in den Anschlusshabitaten eines 0+ Fisches zu beseitigen, müssten die strukturverbessernden Maßnahmen (in Abhängigkeit von Durchgängigkeit und Potential) auf die oberhalb und/oder unterhalb liegenden Abschnitte der untersuchten Gewässerstrecken ausgedehnt werden. Bei einem Mangel an geeigneten, benachbarten Streckenabschnitten sollte alternativ ein Verbundsystem aus „Trittsteinen“ entwickelt werden. In diesem Verbundsystem sollten die benötigten Habitatstrukturen für die unterschiedlichen Altersstadien und für die unterschiedlichen jahreszeitlichen Ansprüche der beiden Zielarten in verschiedenen, nicht direkt zusammenhängenden Abschnitten innerhalb eines linear durchgängigen Planungsbereichs geschaffen werden. Dabei sind allerdings die

Laich- und Aufwuchshabitate als Einheit zu betrachten, Aufwuchshabitate von Larven und Jungfischen (Kohorte 0+) sollten immer sehr nahe an den Laichplätzen und unterhalb dieser gelegen sein.

Da das abgeschlossene Projekt einen klaren Fokus auf die reproduktionsbezogenen Lebensräume legte, und auch die Abschnitte, in denen strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden, entsprechende Voraussetzungen boten und maßgeblich unter dieser Perspektive beplant wurden, standen strukturverbessernde Maßnahmen für die Adulttiere beider Zielarten in geringerem Maße im Fokus. Stark durchströmte tiefe Rinnen, strömungsberuhigte Kolke sowie altarmähnliche Strukturen als Winterquartiere stellen infolgedessen weiterhin ausgesprochene Mangelhabitate in der Oberen Lahn dar. Diese Defizite sollten durch die Umsetzung weiterer strukturverbessernder Maßnahmen gezielt behoben werden. Wir empfehlen dazu eine Defizitanalyse auf Grundlage von BECKER & ORTLEPP 2021, um eine Basis für die Planung ergänzender strukturverbessernder Maßnahmen zu erhalten und den jahreszeitlichen und stadienspezifischen Ansprüchen der ausgewählten Zielarten Rechnung zu tragen.

6.4 Fazit und Ausblick

6.4.1 Erforderlichkeit von Pflegemaßnahmen

Damit die in der Oberen Lahn selten vorkommenden, offenen Kiesbänke mit allen Vorteilen für die kieslaichenden Fischarten und den auf den darauf lebenden terrestrischen Pflanzen (Pestwurz, Beinwell, Blutweiderich etc.) und Tieren (Insekten, Reptilien, Vögel) erhalten bleiben, wird dringend empfohlen, jährliche Pflegemaßnahmen durchzuführen. Dabei sollte zumindest ein Teil des Aufwuchses (insbesondere Springkraut) mechanisch entfernt werden. Die Maßnahmen müssten im Herbst unter Berücksichtigung der jeweils geschützten Lebensraumtypen (biologische Maßnahmenbegleitung) durchgeführt werden. Ohne diese Pflegemaßnahmen verschwinden die positiven Effekte der Maßnahmen zur Verbesserung der Laichplatzstrukturen für die kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in zwei bis fünf Jahren fast vollständig.

Die eingebauten Strömunglenker allein können eine Sukzession der Kiesbänke nicht aufhalten. Zudem ist aus Erfahrung absehbar, dass sich die Kies- und Feinsedimentanlandungen im Laufe von zehn Jahren derart erhöhen, dass sie zumindest in den Ortslagen (Biedenkopf, Buchenau, Kernbach) im Zuge der Unterhaltungsmaßnahmen für den Hochwasserschutz mit hohen Kosten wieder entfernt werden müssen. Eine regelmäßige Schälung der Bänke würde den Weitertransport des Kieses bei Hochwässern begünstigen und hätte damit sowohl ökologische als auch ökonomische Vorteile.

Aus diesen Gründen wird empfohlen, Pflegepläne für die Abschnitte der umgesetzten Maßnahmen zu entwickeln, damit die erzielten Erfolge langfristig gesichert und ggf. ausgebaut werden können.

6.4.2 Bedarf an strukturverbessernden Maßnahmen adulter Stadien der Zielarten

Die Untersuchungsabschnitte umfassten hauptsächlich die Laichplätze und Aufwuchshabitate von Äschen und Nasen. Die Habitatstrukturen für adulte Tiere oder außerhalb der Reproduktions- und Aufwuchsphase des ersten Lebensjahres konnten deshalb nur unzureichend bei den Maßnahmen berücksichtigt werden (s.o.). Dazu zählen stark strömende Fließrinnen und ruhig durchflossene Fließrinnen, deren Einzelstruktur eine Mindestfläche von 30-50 m² haben sollte (BECKER & ORTLEPP 2021). Deshalb sind weitere strukturverbessernden Maßnahmen außerhalb der Untersuchungsabschnitte nötig. Die Mindestanforderungen für diese strukturverbessernden Maßnahmen sollten im Rahmen einer Defizitanalyse nach BECKER & ORTLEPP (2021) als Planungsgrundlage bestimmt werden, um die Effektivität der Maßnahmen sicher zu stellen.

Im Untersuchungsgebiet bestehen kurz- bis mittelfristig Möglichkeiten, dies zu realisieren. So finden bspw. ab dem nächsten Jahr Ausgleichsmaßnahmen für den Bau der Ortsumgebung zwischen Göttingen Lahntal und Münchhausen durch Hessen mobil statt. Das Maßnahmengbiet umfasst den Mündungsbereich der Wetschaft und liegt damit unweit des Untersuchungsabschnittes Cölber Furkation. Bei der Planung und Durchführung dieser Ausgleichsmaßnahmen sollten die Habitatansprüche von Fischen berücksichtigt werden und tiefe Rinnen als Sommerhabitate und Nebenrinnen und Altarme als Rückzugsräume bei Hochwässern oder Winterquartiere angelegt werden. Diese müssen zudem mit dauerhaften und temporären Deckungsstrukturen ausgestattet sein, damit die Fische den anwachsenden Prädationsdruck durch den Kormoran in ausreichendem Maße entgehen können.

In gleicher Weise sollten die Ausgleichsmaßnahmen für die Gemeinde Cölbe mit einem Nebengerinne und dem Anschluss des Altarmes in Wehrda durchgeführt werden. Diese sind innerhalb der nächsten Jahre geplant. Die entsprechenden Ideen für eine Ausgestaltung der Maßnahmen wurden bereits mit Vertretern der Kommune, des Wasserverbandes Lahn Ohm, des Fischereivereins und der Behördenvertreter diskutiert. Eine Studie mit mehreren Varianten und Planskizzen wurde im Zuge einer Masterarbeit realisiert (WAGNER 2020). Insgesamt erscheint es nach bisherigem Wissensstand möglich, im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen und mit finanzieller Unterstützung durch Behörden und Verbände die Strukturierungsmaßnahmen auf andere Abschnitte in der Oberen Lahn auszudehnen. Damit ist eine nachhaltige Sicherung der in diesem Projekt begonnen Stützungsmaßnahmen für die kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn erreichbar.

6.4.3 Notwendigkeit flankierender Maßnahmen

Um die Wirksamkeit der strukturverbessernden Maßnahmen insbesondere für die Zielarten Äsche und Nase, aber auch für die gesamte Fischgemeinschaft sicherzustellen, sind zwangsläufig auch Maßnahmen zur Behebung der anderen Belastungsfaktoren der Fischgemeinschaft erforderlich.

Dies sind Maßnahmen zur Verbesserung des physikalisch-chemischen Zustands der Oberen Lahn (s. Kap. 5.7), zur linearen Durchgängigkeit (s. Kap. 11), der wissenschaftlich begleitete Besatz lokal ausgestorbener Arten (s. Kap. 8) und ggf. die Vergrämung des Kormorans

(Kap. 10). Bis zur Umsetzung dieser flankierenden Maßnahmen kann darüber hinaus die Bestandsstützung der Zielarten durch wissenschaftlich begleitete Besatzmaßnahmen erforderlich sein (s. Kap. 8, Kap. 9).

Vor dem Hintergrund der Vielfältigkeit dieser Herausforderungen erscheint es zudem sinnvoll, den Fokus für zukünftige Maßnahmenplanungen zu erweitern und die Auswahl der Zielarten kurzfristig um die Barbe, den Schneider, die Quappe und die Bachforelle zu ergänzen. Mittelfristig müssen zur Erreichung der Ziele der WRRL auch Langdistanzwanderarten, wie z.B. der Atlantische Lachs, ebenfalls Berücksichtigung finden. Dazu müssten jedoch auch in der Mittleren und Unteren Lahn die entsprechenden Voraussetzungen geschaffen werden.

7 Ökologischer Zustand der Probestrecken nach fiBS

7.1 Hintergrund – Mitnahmeeffekte der strukturverbessernden Maßnahmen

Innerhalb des Projektzeitraums wurden regelmäßige Elektrobefischungen der Probestrecken durchgeführt, deren primäre Ziele die Erfassungen der verschiedenen Alterstadien der Äsche (s. Kap. 9) und die Erfolgskontrolle des Wiederansiedlungserfolgs der Nase (s. Kap. 8) waren. Im Rahmen dieser Elektrobefischungen wurden gleichzeitig aber auch die lokalen Fischartengemeinschaften erfasst, und diese Informationen konnten somit auch genutzt werden, um generelle Trends in der Entwicklung der Artengemeinschaften über fünf Jahre abzubilden und die erhofften „Mitnahmeeffekte“ der strukturbezogenen Maßnahmenumsetzungen zur Bestandsstützung der Äsche (strukturverbessernde Maßnahmen, s. Kap. 7) zu dokumentieren.

Der Hintergrund dieser erwarteten „Mitnahmeeffekte“ liegt darin begründet, dass bei der Verbesserung der Lebensbedingungen für hinsichtlich ihrer Habitate anspruchsvollere Arten, wie Äsche und Nase (Fokusarten für die Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen), auch weniger anspruchsvolle Arten gefördert werden. Dadurch kann die gesamte Artengemeinschaft einen besseren, natürlicheren Zustand erreichen. So wird z.B. die Schaffung von Kiesflächen als Laichhabitat von Äsche und Nase gleichzeitig als fördernd genannt für die in der Lahn (Rheineinzugsgebiet) nach WRRL relevanten Arten Hasel, Schneider, Elritze (Leitarten der Äschen- und Barbenregion), Barbe, Döbel (Leitarten der Barbenregion und typspezifische Art der Äschenregion), Bachforelle (typspezifische Art der Äschen- und Barbenregion), Lachs, Meerforelle, Bachneunauge und Flussneunauge (Begleitarten der Äschen- und Barbenregion) (BECKER & ORTLEPP 2021). Somit ist eine potentielle Wirkung der primär auf die Äsche und Nase ausgerichteten Maßnahmen auch über deren Artenschutz hinaus von hoher Bedeutung.

Im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000), nach welcher die Oberflächengewässer aller Mitgliedsstaaten bis spätestens 2027 mindestens den „guten ökologischen Zustand“ aufweisen müssen, spielt der Zustand der Fischartengemeinschaften (neben weiteren biologischen Qualitätskomponenten) in Fließgewässern eine entscheidende Rolle. Die Güte und Natürlichkeit einer lokalen Fischartengemeinschaft wird dabei durch den standardisierten Vergleich der vorhandenen Fischartengemeinschaft mit einer für den jeweiligen Gewässerabschnitt passenden, idealtypischen natürlichen Fischgemeinschaft (Referenzzönose) verglichen. Diese ökologische Zustandsbewertung von Fließgewässern nach der WRRL erfolgt mittels des fischbasierten Bewertungssystems fiBS (DUBLING 2009, 2014).

Diese auf der Bewertung der Fischgemeinschaft basierende, standardisierte Einschätzung des ökologischen Zustands kann, neben der Bewertung, auch Aufschluss über Belastungsfaktoren geben, welche sich auf die Fischgemeinschaft auswirken. Zudem kann die Entwicklung des ökologischen Zustands über mehrere Jahre Entwicklungstrends aufzeigen.

In diesem Zusammenhang ist allerdings hervorzuheben, dass die im Rahmen des Projekts ausgewählten Probestrecken nicht als repräsentativ für die Obere Lahn eingeordnet werden

können. Die Strecken wurden wegen ihrer Eigenschaft als bekannte (z.T. ehemalige) Äschenlaichplätze gewählt und weisen somit eine besondere Ausprägung und Qualität auf. Verbesserungen des Ökologischen Zustands dieser Strecken können zwar potentiell in andere Bereiche der Oberen Lahn (deren ökologischer Zustand bezüglich der Qualitätskomponente Fische nach dem aktuellen WRRL-Bewirtschaftungsplan 2021 z.T. „unbefriedigend“ ist, also zwei Stufen unter „gut“) ausstrahlen, sofern die eingeschränkte lineare Durchgängigkeit an vielen Stellen dies zulässt, sie zeigen jedoch keine Gesamtverbesserung für die Obere Lahn an.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass mit der Aufwertung von Habitatstrukturen Prozesse in Gang gesetzt werden, welche sich erst mit zeitlicher Verzögerung in einer verbesserten Bewertung niederschlagen können. Zwar kann sich das Spektrum nachgewiesener Arten unterschiedlicher Wertigkeit innerhalb kurzer Zeit steigern, wenn Individuen aus der unmittelbaren Umgebung einwandern können (Abhängigkeit vom lokalen Artenpool). Dies betrifft in der Regel vor allem häufige, weit verbreitete Arten mit geringeren Lebensraumsprüchen, wenn die benachbarten Streckenabschnitte keine hohe ökologische Wertigkeit aufweisen. Die Einwanderung anspruchsvollerer Arten (die in der Regel geringere Abundanzen aufweisen) setzt deren Vorkommen im Gesamtgebiet voraus (Abhängigkeit vom regionalen Artenpool) und benötigt aufgrund der in weiten Teilen der Oberen Lahn eingeschränkten Durchgängigkeit (Abhängigkeit von der linearen Durchgängigkeit) mehr Zeit. Bis eingewanderte Arten eine natürliche Kohortenstruktur aufbauen können (Reproduktion bzw. der Anteil an 0+-Individuen geht in die Bewertung nach fiBS mit ein), vergeht weitere Zeit. Bis der Bestand der Art das lokale Potential ausschöpft, ist mindestens ein weiterer Reproduktionszyklus erforderlich, so dass Arten mit längeren Generationszyklen eine verzögerte Reaktion der Bestände zeigen sollten.

Zudem ist der Erfolg der durchgeführten Maßnahmen für einen Teil des Artenspektrums von der Qualität der umgebenden Streckenabschnitte abhängig, da die restrukturierten Abschnitte aufgrund ihrer räumlichen Ausdehnung nur Teile der Ganzjahreslebensräume dieser Arten umfassen konnten (Abhängigkeit von der Habitatqualität der angrenzenden Flussabschnitte). So werden für die Herstellung eines Ökotops für Nasen und Barben im Rahmen von Renaturierungen jeweils ≥ 5 km Lauflänge als Richtwert angegeben, für Äschen ≥ 2 km Lauflänge (BECKER & ORTLEPP 2021).

Aufgrund der beschriebenen Abhängigkeiten kann der volle Umfang der Auswirkungen der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen auf den ökologischen Zustand der Probestrecken erst mit zeitlicher Verzögerung beurteilt werden. Ein Großteil der strukturverbessernden Maßnahmen konnte erst 2020 umgesetzt werden (s. Kap. 6), so dass die dargestellten Auswirkungen nur die Erstreaktion der Fischgemeinschaft beinhalten. Zudem war das Potential einer Zustandsverbesserung, insbesondere aufgrund der mangelnden linearen Durchgängigkeit des gesamten Lahnsystems, beschränkt, da über lange Distanzen wandernde Arten (z.B. Lachs, Flussneunauge, Meerforelle) in der Oberen Lahn vollständig fehlen und sich absehbar keine kurzfristige Verbesserung abzeichnet.

7.2 Methoden: Bewertung des ökologischen Zustands der Probestrecken

Für die Jahre 2017 bis 2021 wurde der ökologische Zustand der Probestrecken auf Grundlage des „fischbasierten Bewertungsverfahrens (fiBS)“ nach DUBLING (2009) vorgenommen. Die Befischungsdaten (Erläuterung der Erfassung der Fischartengemeinschaft mittels Elektrofischung s. Kap. 8) wurden dazu mit der Software „fiBS 8.1.1 – Das fischbasierte Bewertungssystem“ ausgewertet (DUBLING 2014). Als Referenzzönosen wurden die vom Regierungspräsidium Gießen bereitgestellten Referenzzönosen 9A (Probestrecken der Äschenregion) und 9B (Probestrecken der Barbenregion) genutzt (Tab. 7.1), welche auch den hohen Stellenwert der Äschen und Nasen als Leitarten der Oberen Lahn verdeutlichen.

Tab. 7.1: Referenzzönosen für die Probestrecken der Äschenregion (9A) und Barbenregion (9B).

Referenzzönose 9A		Referenzzönose 9B	
Art	Anteil an der Ichthyozönose [%]	Art	Anteil an der Ichthyozönose [%]
Leitarten		Leitarten	
Elritze	20,0	Schneider	17,0
Bachschmerle	18,0	Elritze	12,0
Schneider	18,0	Nase	12,0
Äsche	10,0	Bachschmerle	11,0
Hasel	10,0	Barbe	9,0
Nase	6,0	Hasel	9,0
Weitere typspezifische Arten		Döbel	8,0
Döbel	4,0	Äsche	7,0
Gründling	4,0	Gründling	6,0
Bachforelle	3,0	Weitere typspezifische Arten	
Groppe	3,0	Rotaugen	3,8
Barbe	2,7	Bachforelle	2,0
Begleitarten		Groppe	2,0
Aal	0,1	Begleitarten	
Bachneunauge	0,1	Aal	0,1
Brachse	0,1	Bachneunauge	0,1
Dreistachliger Stichling	0,1	Brachse	0,1
Flussbarsch	0,1	Dreistachliger Stichling	0,1
Flussneunauge	0,1	Flussbarsch	0,1
Hecht	0,1	Flussneunauge	0,1
Lachs	0,1	Hecht	0,1
Meerforelle	0,1	Lachs	0,1
Quappe	0,1	Meerforelle	0,1
Rotaugen	0,1	Quappe	0,1
Steinbeißer	0,1	Steinbeißer	0,1
Ukelei	0,1	Ukelei	0,1

Abweichungen von den Referenzzönosen führen, entsprechend fester Kriterien, zu Abwertungen, wobei verschiedene Aspekte der Fischgemeinschaften zunächst einzeln bewertet

werden und daraus schließlich eine Gesamtbewertung (Tab. 7.2) errechnet wird. Dazu wurde die Software „fiBS 8.1.1 – Das fischbasierte Bewertungssystem“ verwendet (DUßLING 2014). Die einzelnen Teilaspekte für die Berechnung sind dabei (1) das Arten- und Gildeninventar, (2) Artenabundanz und Gildenverteilung, (3) Altersstruktur (Reproduktion), (4) Migration, (5) Fischregion und (6) Dominante Arten (Details s. DUßLING 2009, 2014).

Tab. 7.2: Einteilung der Gesamtbewertung des ökologischen Gewässerzustands

Punkte	Bewertung
5,00 bis > 3,75	sehr gut
3,75 bis > 2,50	gut
2,50 bis > 2,00	mäßig
2,00 bis > 1,50	unbefriedigend
1,50 bis 1,00	schlecht

Um die Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, wäre also eine Bewertung > 2,50 zu erzielen. Für eine aussagekräftige Bewertung nach fiBS werden Mindestanforderungen an die Erfassung der Ichthyofauna empfohlen, u.a. eine Mindestanzahl gefangener Individuen (in Abhängigkeit der Artenzahl der Referenzzönose), eine Mindestbefischungsstrecke (in Abhängigkeit von der Gewässerbreite) und Befischungszeitpunkte zwischen Ende Juli und Anfang Oktober (wegen der Nachweisbarkeit von 0+ Individuen) (DUßLING 2009, DUßLING 2014). Daher wurden für die Berechnung des ökologischen Zustands lediglich diejenigen neun Probestrecken herangezogen, welche im Rahmen des Projekts jährlich mehrfach befischt wurden („Intensivstrecken“, s. u.). Die Ergebnisse der Sommerbefischungen und der Herbstbefischungen (s. Kap. 9) wurden zu diesem Zweck zusammengefasst. Entsprechend der Empfehlungen wurde der Anteil an 0+-Individuen von Kleinfischen (Elritze, Schmerle, Gründling) in jenen Fällen manuell auf 30 % festgesetzt, in denen die jeweilige Art eine Leitart für die Referenzzönose darstellte und außerdem einen im Vergleich zur Referenzzönose überhöhten Anteil an der Gesamtzönose einnahm (DUßLING 2009).

7.3 Ergebnisse: Ökologischer Zustand der Probestrecken

7.3.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung des ökologischen Zustands der neun Probestrecken zeigte im Projektzeitraum 2017 bis 2021 insgesamt eine deutlich positive Tendenz (Tab. 7.3). Im letzten Projektjahr wiesen zwei der neun Probestrecken einen „guten ökologischen Zustand“ auf, und bei sechs von acht Probestrecken, in denen strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden, wurde ihre höchste Bewertung nach Maßnahmendurchführung erreicht. Auch der Besatz der Zielarten, vor allem der Nasenbesatz, wirkte sich positiv auf die Bewertung des ökologischen Zustands aus.

Tab. 7.3: Ökologischer Zustand (Gesamtbewertung) der neun Probestrecken im Projektzeitraum 2017 bis 2021 nach fiBS und in den Strecken durchgeführte Maßnahmen. Ä = Äschenbesatz, N = Nasenbesatz, S = strukturell aufgewertet. * = bei Ausweitung der Probestrecke auf direkt benachbarten Renaturierungsabschnitt wird ein „guter ökologischer Zustand“ erreicht (Gesamtbewertung: 2,64).

Probestrecke	2017	2018	2019	2020	2021
Unterhalb Wehr Amalienhütte	1,71	2,24	2,13	2,06	2,00 S
Renaturierung Wallau (Hammergraben)	2,44	2,43	2,31	2,42 N	2,56 S
Biedenkopf (Sachsenhausen)	2,20	2,13	1,89 Ä	2,14 N	2,30 S
Unterhalb Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen)	2,20	2,21	2,17 Ä	2,55 Ä N	2,23 Ä N
Unterhalb Wehr Wilhelmshütte	1,88	1,95	1,73	1,81 N	2,06 S
Buchenau	2,00	2,00	1,73	1,86 Ä N	2,06 S
Sterzhausen	2,20 N	2,37 N S	2,40 Ä S	2,33 Ä N S	2,31 N S*
Furkation Cölbe	1,96	2,06	2,07	2,06 N	1,99 S
Unterhalb Cölber Wehr (Eibenhardtwehr)	2,48 Ä N	2,34 S	2,58 N S	2,59 Ä N S	2,79 S
∅	2,12	2,19	2,11	2,20	2,26

Allerdings ist davon auszugehen, dass innerhalb der kurzen Zeitperiode nach Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen (bei sechs von acht Probestrecken konnten diese erst 2020 nach den Befischungen durchgeführt werden) diese noch nicht ihre volle Wirkung entfalten konnten (s.o.), und bezüglich eines nachhaltigen Bestandsaufbaus der Nase bedarf es noch mehrerer Jahre mit Besatzmaßnahmen bis hin zu gesicherten Nachweisen einer nachhaltigen Reproduktion im Untersuchungsgebiet. Dennoch lag die durchschnittliche Gesamtbewertung der Probestrecken nach Durchführung von strukturverbessernden Maßnahmen um 0,26 Punkte höher als vorher. Im Bereich unterhalb eines „guten ökologischen Zustands“ entspricht das mehr als einer halben Bewertungsklasse.

7.3.2 Qualitätsmerkmale und Parameter

Die Verbesserungen in der Gesamtbewertung ließen sich nahezu ausschließlich auf Verbesserungen in den Qualitätsmerkmalen und Parametern „Arten- und Gildeninventar“ (QM 1) und „Alterstruktur (Reproduktion)“ (QM 3) zurückführen (Abb. 7.1). Dabei wirkte sich vor allem bei QM 1 das Vorkommen der Nase in vielen Strecken positiv auf die Bewertung aus, da durch die Nase die Nahrungsgilde der herbivoren Fische besetzt wurde und somit das gesamte Nahrungsgildenspektrum vertreten war.

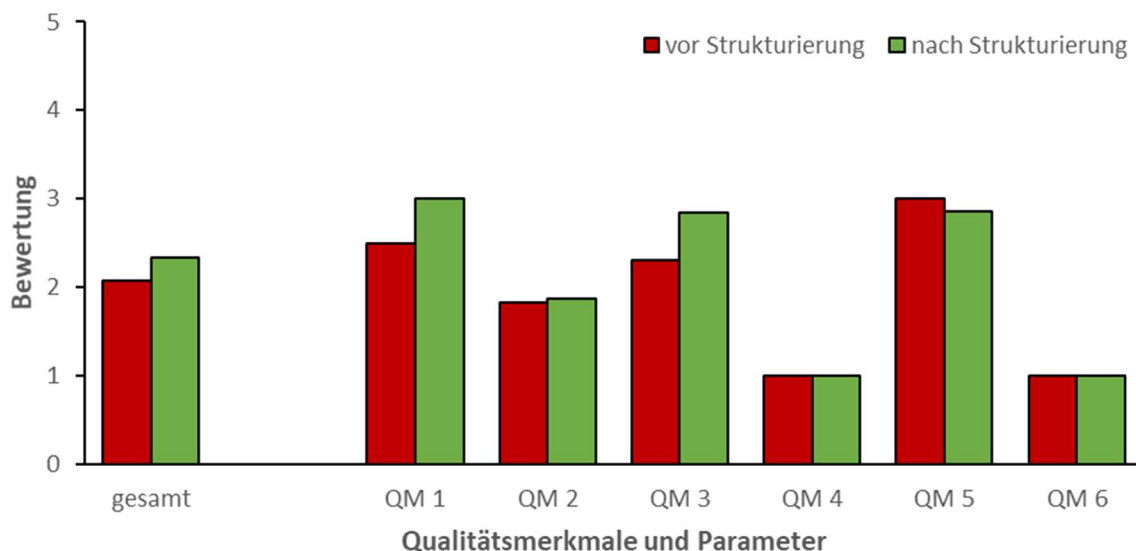


Abb. 7.1: Durchschnittliche Bewertungen nach fiBS für acht Untersuchungsstrecken vor und nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen – Gesamtbewertung und Einzelkomponenten. QM 1: Arten- und Gildeninventar, QM 2: Artenabundanz und Gildenverteilung, QM 3: Altersstruktur (Reproduktion), QM 4: Migration, QM 5: Fischregion, QM 6: Dominante Arten.

Einen direkten Effekt auf die Bewertung durch eine Steigerung der Anzahl an typspezifischen Arten (Abb. 7.2) übte der Nasenbesatz jedoch nicht aus, da das Fehlen auch nur einer typspezifischen Art bei den zugrundeliegenden Referenzzönosen immer zur maximalen Abwertung dieser Teilkomponente führt. Trotz der Wiederansiedlung der Nase wurde in keinem der insgesamt 45 ausgewerteten Datensätze das volle Artenspektrum nachgewiesen.

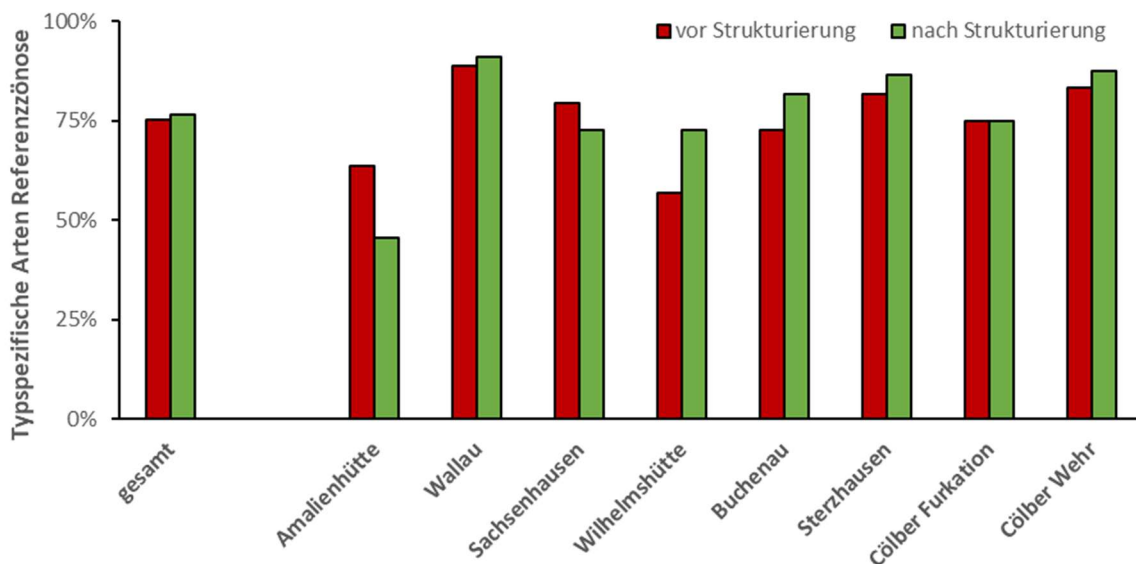


Abb. 7.2: Durchschnittlicher Anteil nachgewiesener typspezifischer Arten der Referenzzönose in acht Untersuchungsstrecken vor und nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen – Gesamtbewertung und Probestrecken. Werte < 100 % führen zu maximaler Abwertung.

Entscheidend negativ wirkte sich dabei die Seltenheit des Schneiders aus, der trotz seiner hohen Bedeutung für die Referenzzönosen nur in Wallau (ab 2018) nachgewiesen wurde (Tab. 7.4). Bei den anderen typspezifischen Arten zeigte sich, dass lediglich ein geringer Teil

dieser Arten – die Kleinfischarten Elritze, Bachschmerle und Gründling sowie die Bachforelle – in allen Strecken durchgängig vorkamen.

Tab. 7.4: Anzahl der Vorkommen und Stetigkeit der typspezifischen Arten in den Probestrecken über die Projektlaufzeit (2017 – 2021). * = Leitart. n = Anzahl Probestrecken.

Typspezifische Fischart	Anteil in Referenzzönose		Probestrecken (n = 9) mit Nachweis					Stetigkeit
	9A (n = 7)	9B (n = 2)	2017	2018	2019	2020	2021	
Elritze	20,0 %*	12,0 %*	9	9	9	9	9	100 %
Bachschmerle	18,0 %*	11,0 %*	9	9	9	9	9	100 %
Schneider	18,0 %*	17,0 %*	0	1	1	1	1	9 %
Äsche	10,0 %*	7,0 %*	7	5	7	7	6	71 %
Hasel	10,0 %*	9,0 %*	7	7	8	9	7	84 %
Nase	6,0 %*	12,0 %*	0	0	0	8	7	33 %
Döbel	4,0 %	8,0 %*	9	9	9	9	8	98 %
Gründling	4,0 %	6,0 %*	9	9	9	9	9	100 %
Bachforelle	3,0 %	3,0 %	9	9	9	9	9	100 %
Groppe	3,0 %	2,0 %	8	7	6	7	8	80 %
Barbe	2,7 %	9,0 %*	6	6	7	7	3	64 %
Rotauge	-	3,8 %	1	1	1	1	1	50 %

Die einzige uns bekannte, aber reproduktive Population des Schneiders in der Oberen Lahn ist die bei Wallau. Die Wiederansiedlung im renaturierten Abschnitt Caldern im Jahr 2011, bei der von 2013 bis 2016 einzelne Schneider und im Jahr 2016 Reproduktion nachgewiesen wurde (POLIVKA & DÜMPELMANN 2016), konnte bei eigenen Befischungen innerhalb des Projekts im Jahr 2021 nicht mehr nachgewiesen werden. Auch bei den hier dargestellten Befischungen im unterhalb liegenden Abschnitt Sterzhausen waren von 2017 -2021 keine Schneider zu finden. Demnach ist der aktuelle Status dieser Population unklar. Die von dieser Population durch zahlreiche Wanderhindernisse getrennte Population bei Wallau dagegen wies ab 2018 einen klaren Aufwärtstrend auf, der sich nach der Durchführung der strukturverbessernden Maßnahmen noch deutlich verstärkte (Abb. 7.3). Dabei war auffällig, dass der überwiegende Teil der 2021 gefangenen Schneider in der direkten Umgebung von Strukturen gefangen wurde, die bei der Maßnahmenumsetzung in das Gewässer eingebracht wurden.

Es ist zu hoffen, dass die Schneiderpopulation in Wallau ihren positiven Bestandstrend fortsetzt und dass diese Population zukünftig eine Funktion als Spenderpopulation für eine Wiederbesiedlung der restlichen Oberen Lahn erfüllen kann. Bei der derzeitigen linearen Durchgängigkeitssituation in der Oberen Lahn bestehen jedoch Zweifel, dass dies durch eine natürliche Ausbreitung erfolgen wird. Die Probestrecke bei Wallau befindet sich in einem Lahnabschnitt, der über lediglich ca. 2,7 km vollständig durchgängig ist. Allein zwischen dieser Fließstrecke und der nächsten oberhalb gelegenen Probestrecke Amalienhütte befinden sich auf 900 m Flusslauf acht Wanderhindernisse, von denen vier (nach WRRL-Viewer) als aufwärts unpassierbar verzeichnet sind. Zwischen der Fließstrecke bei Wallau und der nächsten darunterliegenden Probestrecke befinden sich auf 3,5 Laufkilometer sieben Wanderhindernisse (davon zwei aufwärts unpassierbar).

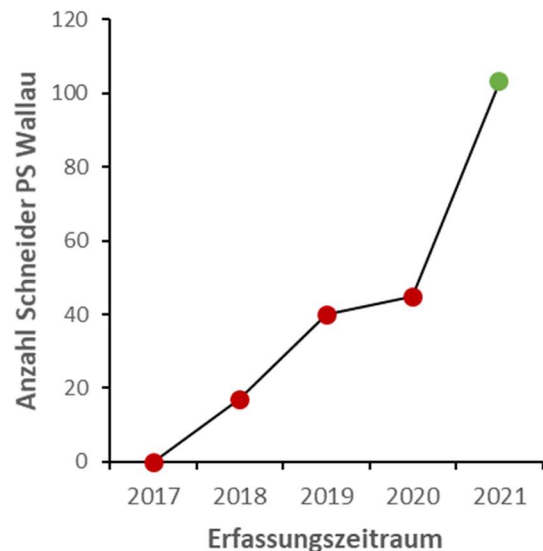


Abb. 7.3: Links: Schneider (Probestrecke Wallau). Rechts: Bestandsentwicklung des Schneiders in der Probestrecke Wallau während der Projektlaufzeit. Rot: vor der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen, grün: nach Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen.

Erstmals konnte 2020 auch ein einzelner Schneider im Rahmen der Sommerbefischungen in der Probestrecke Cölber Wald gefangen werden, bisher bleibt dies jedoch ein Einzelfund. Möglicherweise befindet sich der Schneider derzeit wieder in einer natürlichen Ausbreitung im Bereich der Ohm, welche nahe des Cölber Waldes mit der Lahn zusammenfließt. Im Rahmen einer Ökologischen Baubegleitung wurden bei einer Bauabfischung in der Ohm bei Kirchhain insgesamt 18 Schneider gefangen (HÜBNER 2020b). Sie wurden damit seit langer Zeit erstmals wieder in der Ohm nachgewiesen. Der Schneider besiedelte die Barbenregion ursprünglich massenhaft, ist aber in Hessen weitgehend verschwunden (HMUKLV & HESSEN FORST FENA, 2014). Die festgestellten Individuen stammen ursprünglich vermutlich aus einer kleinen Population in der Wohra in Kirchhain (SCHAUMBURG 1995). Die in den letzten Jahren durchgeführten Strukturierungs- und Renaturierungsmaßnahmen (HÜBNER & FRICKE 2014) sowie die durchgeführten Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit einiger Wanderhindernisse erlauben es dieser Kleinfischart wahrscheinlich besser, sich in Zukunft wieder im Ohmsystem und von da aus möglicherweise auch in die Obere Lahn auszubreiten.

Auch der Anteil der in den Probestrecken nachgewiesenen Begleitarten (Individuenanteil < 2 % der Referenzzönose) geht in die Bewertung des Qualitätsmerkmals 1 ein. Auch bei den Begleitarten konnte ein deutlicher positiver Effekt der strukturverbessernden Maßnahmen nachgewiesen werden (Abb. 2.4). In fünf der acht Strecken stieg deren Artenzahl teils deutlich, in zwei Probestrecken blieb er konstant. Diese Verbesserungen waren eindeutig nicht auf die im Projekt durchgeführten Besatzmaßnahmen zurückzuführen, da Äschen und Nasen nicht zu den Begleitarten zählen, und stellten somit einen direkten Effekt der Habitataufwertung dar.

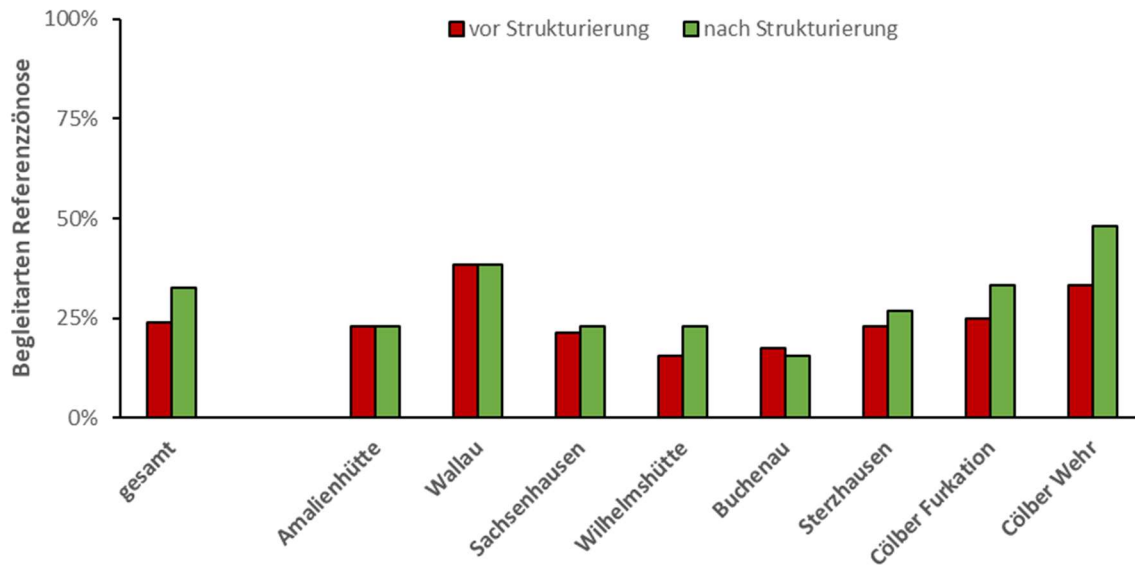


Abb. 2.4: Durchschnittlicher Anteil nachgewiesener Begleitarten der Referenzzönose in acht Untersuchungsstrecken vor und nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen – Gesamtbewertung und Probestrecken. Werte < 50 % führen zur Abwertung.

Allerdings schlug sich die nicht in der Bewertung nach fiBS nieder, da die Bewertungsschwelle von 50 % zwar mehrfach nach Maßnahmendurchführung erreicht, aber nie überschritten wurde. Die Habitataufwertungen trugen vermutlich auch zum Wiederansiedlungserfolg der Quappe in der Oberen Lahn bei (SCHNEIDER 2021, Abb. 7.5), wodurch die Begleitartenzahl stieg.



Abb. 7.5: Begleitfischarten Bachneunauge und Quappe in der Oberen Lahn in strukturierter Strecke Cölber Wehr 2020.

Eindeutig negativ auf den Anteil an Begleitarten wirkte sich die mangelnde lineare Durchgängigkeit der Lahn aus. Von den 13 (Referenzzönose 9A) bzw. zwölf (Referenzzönose 9B) Begleitarten fehlten in den Probestrecken in der Oberen Lahn fünf Arten vollständig, darunter (bis auf den besetzten Aal) alle Arten, die als Langdistanzwanderer auf eine hohe lineare Durchgängigkeit angewiesen sind: Lachs, Meerforelle und Flussneunauge. Durch das vollständige Fehlen dieser Arten ist auch eine maximale Abwertung im Bewertungsparameter „Anteil anadromer und potamodromer Arten“ (selbst bei Nachweisen der potamodromen Nase und Quappe), unabhängig von der Habitatqualität, unausweichlich. Das vollumfängliche

Fehlen der Langdistanzwanderarten schlug sich entsprechend auch in der durchgängigen Maximalabwertung im Qualitätsmerkmal 4 „Migration“ nieder.

In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass durch die Wanderhindernisse in der Oberen Lahn nicht nur die Konnektivität innerhalb des Fließgewässers gestört ist, sondern an den derzeit betriebenen Wasserkraftanlagen (WKA) auch von einer potentiell erheblichen Mortalität bei abwärts wandernden Fischen durch die Turbinen auszugehen ist. Wenige WKA in der Oberen Lahn verfügen über einen ausreichenden Fischschutz mit einem funktionierenden Fischabstieg und einem Schonrechen vor dem Turbineneinlauf, so dass auch größere flussabwärts wandernde Fische nicht am Turbineneintritt gehindert werden. Dies betrifft insbesondere ausgeprägte Wanderarten ebenso wie Arten, deren Laichtiere nach Aufwanderung zu flussaufwärts gelegenen Laichplätzen wieder in ihre Nahrungshabitate zurückkehren, sowie die in großer Zahl abdriftenden Jungfische.

Als weitere Begleitart fehlte der Steinbeißer in allen Probestrecken, allerdings ist dieser auch im regionalen Artenpool nicht vertreten und fehlt im gesamten Lahnsystem (HESSENFORST / FENA 2009). Das Fehlen der strömungsindifferenten Brachse in den Probestrecken ist hingegen vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Probestrecken (als aktuelle oder historische Äschenlaichplätze) besonders strömungsgeprägte Standorte repräsentierten, welche nicht zu den bevorzugten Lebensräumen der Brachse zählen.

Im Qualitätsmerkmal 2 „Artabundanz und Gildenverteilung“ wurde nur eine sehr geringe Verbesserung der Bewertung, auch nach der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen, erzielt (Abb. 7.6).

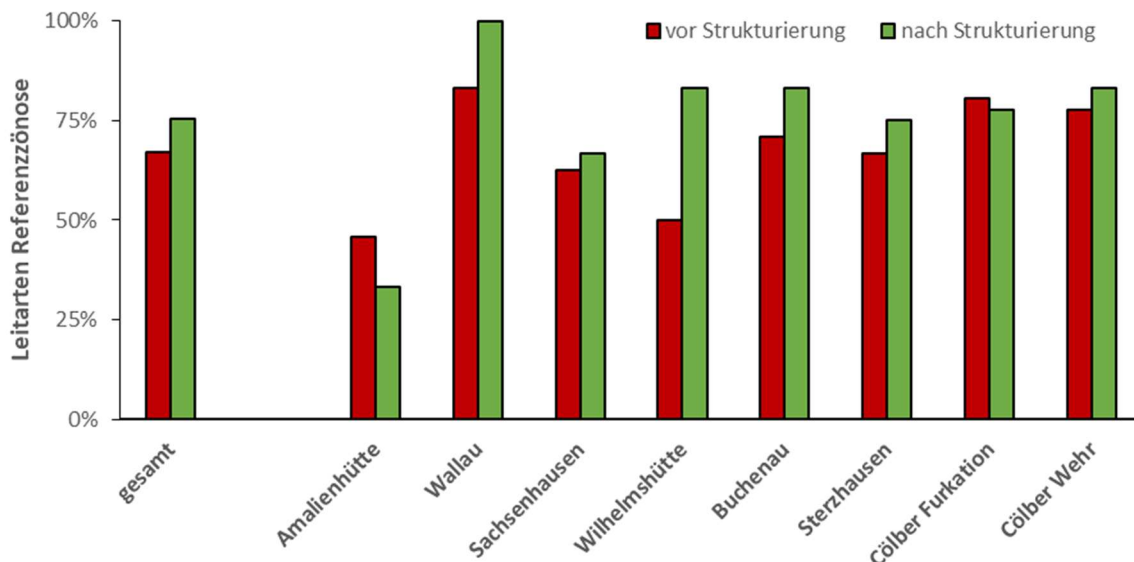


Abb. 7.6: Durchschnittlicher Anteil an Leitarten der Referenzzönose in acht Untersuchungsstrecken vor und nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen – Gesamtbewertung und Probestrecken. Werte < 50 % führen zur Abwertung.

Dieses Qualitätsmerkmal setzt die Abundanzanteile der Leitarten ins Verhältnis zu deren Anteilen in der Referenzzönose, wobei eine zu starke Abweichung zum gleichen maximalen Bewertungsabzug führt wie ein vollständiges Fehlen der Art. Die erfolgreichen Nachweise der

Leitarten konnten zwar durch die Besatzmaßnahmen und die Habitataufwertungen insgesamt und in den meisten Probestrecken positiv beeinflusst werden, die Dominanzverhältnisse wichen jedoch immer und für alle Arten stark bis sehr stark von der Referenzzönose ab. Dies spiegelt sich auch im Qualitätsmerkmal 6 „Dominante Arten“ in einer durchgängig maximalen Abwertung wider.

Maßgeblich für die hohen Abweichungen vom Referenzzustand waren zum einen die meist geringen Abundanzen aller Großfischarten, vor allem jedoch die extreme Dominanz der Kleinfischart Elritze, welche in den fünf Jahren der Projektlaufzeit weiter zunahm (Abb. 7.7). Die Elritze nimmt zwar hohe Individuenanteile in der Referenzzönose ein (20 % in Referenzzönose 9A, 12 % in Referenzzönose 9B), bei den Befischungen 2017 bis 2021 waren jedoch durchschnittlich 74,1 % aller gefangenen Individuen Elritzen (Minimum: 44,8 %, Maximum: 95,8 %). Diese hohen Dominanzen der Elritze spiegeln eine Entwicklung wider, welche in der gesamten Oberen Lahn zu beobachten ist. Noch vor 20 Jahren war die Elritze in der Oberen Lahn nur vereinzelt bis selten an wenigen Stellen nachzuweisen (HÜBNER 2003).

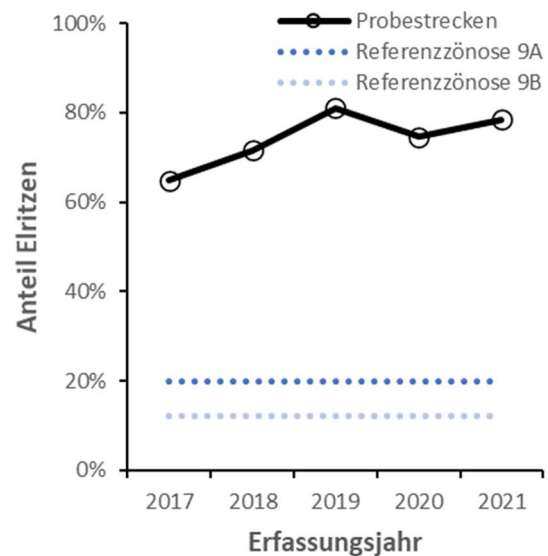


Abb. 7.7: links: Elritzen. Rechts: Entwicklung der Abundanzanteile der Elritze an der Fischartengemeinschaft in den neun Intensivstrecken während der Projektlaufzeit. Gepunktete Linien: Abundanzanteil der Elritze in den maßgeblichen Referenzzönosen.

Wodurch die starke Zunahme der Elritze hervorgerufen wird, ist derzeit noch nicht geklärt. Wichtige Faktoren können die Verbesserung der Wasserqualität in der Lahn, ein geringerer Fraßdruck (infolge des Rückgangs von Großfischarten) oder höhere Konkurrenzkraft bei steigenden Wassertemperaturen sein (im Gegensatz z.B. zu der kaltstenothermen Äsche ist die Elritze eurytherm, Wassertemperaturen bis 30 °C werden toleriert). Eine so hohe Elritzendichte wie in der Oberen Lahn könnte jedoch auch negative Effekte auf andere Fischarten haben, da Elritzen u.a. Fischlaich fressen. In diesem Fall hätte eine extrem hohe Elritzendichte nicht nur eine rechnerische Abwertung des ökologischen Zustands zur Folge, sondern auch eine tatsächliche Verschlechterung der Verhältnisse in der Fischgemeinschaft. Als kieslaichende Art profitiert die Elritze potentiell auch von den durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen, wengleich eine Förderung ihrer Räuber (Bachforelle, adulte Döbel) durch Habitataufwertung diesen Effekt auch überkompensieren könnte.

Auch Qualitätsmerkmal 3 „Reproduktion“ berücksichtigt lediglich die Leitarten. Dabei wird das Verhältnis von Jungfischen (Kohorte 0+) zu anderen Altersstadien in Beziehung gesetzt. Dieses Qualitätsmerkmal profitierte (zusammen mit QM 1) am deutlichsten von der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen, vermutlich da sowohl die Qualität der Laichplätze kieslaichender Arten (fünf von sechs Leitarten in Referenzzönose 9A bzw. sieben von neun Leitarten in Referenzzönose 9B sind lithophil) aufgewertet wurden, als auch zuvor weitgehend fehlende Habitate für Jungfische (Flachwasserbereiche) geschaffen wurden. Mit zeitlicher Verzögerung von mindestens einer Fischgeneration sollten sich verbesserte Reproduktionsbedingungen auch in deutlich höheren Individuenanteilen der so geförderten Leit-, Begleit- und typspezifischen Arten niederschlagen.

Das einzige Qualitätsmerkmal, dessen Bewertung sich nach Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen durchschnittlich verschlechterte, war QM 5 „Fischregion“. Dazu wird der Fischregions-Index (FRI) der nachgewiesenen Fischgemeinschaft errechnet und die Abweichung zum Referenzwert der Referenzzönose bewertet. In allen Probestrecken in allen Untersuchungsjahren war die Fischgemeinschaft stärker von rheophilen Arten geprägt, als die Referenzzönose, und diese Abweichung verstärkte sich durchschnittlich nach Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen. Es sind zwei Gründe für diesen Befund anzuführen: zum einen hat die sehr rheophile Elritze durch ihre Dominanz einen hohen Anteil an der Fischgemeinschaft und beeinflusst dadurch stark den FRI, zum anderen waren die Probestrecken ja aufgrund ihrer hohen Strömungsprägung ausgewählt worden und sollte auch bei der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen gefördert werden. Ein niedrigerer FRI (= stärker strömungsliebend) als in der Referenzzönose ist daher in diesem Fall nicht negativ zu bewerten, wengleich sich die rechnerische Bewertung nach fiBS verschlechtert.

7.4 Diskussion: Mitnahmeeffekte durch Artenschutzmaßnahmen für Äsche und Nase

Die im Rahmen des Projekts durchgeführten Artenschutzmaßnahmen mit den Zielarten Äsche und Nase haben messbare Besserungen im ökologischen Zustand der Probestrecken angestoßen, deren Umfang und Nachhaltigkeit innerhalb der Projektlaufzeit jedoch noch nicht abschließend bewertet werden können. Zwei der neun intensiv bearbeiteten Probestrecken erreichten bei Projektende 2021 einen „guten ökologischen Zustand“ bezüglich der Qualitätskomponente Fische, fünf weitere der Intensivstrecken wiesen mit einem „mäßigen ökologischen Zustand“ immer noch eine höhere Bewertung auf als die Obere Lahn in ihrer Gesamtheit nach WRRL.

Diese Verbesserungen waren, angesichts der erheblichen Belastungen der Oberen Lahn hinsichtlich der physikalisch-chemischen Parameter (Kap. 5), der weiterhin unbefriedigenden linearen Durchgängigkeit, des häufig fehlenden Fischschutzes an WKA, der Kormoranprädation (Kap. 10) sowie der extremen meteorologischen Rahmenbedingungen (Kap. 4), nicht zu erwarten gewesen. Sie zeigen jedoch auf, dass neben den anderen Belastungsfaktoren auch der Habitatmangel einen zusätzlichen Belastungsfaktor in der Oberen Lahn darstellt. Dennoch besteht aus fischereibiologischer Perspektive weiterhin ein

erheblicher Handlungsbedarf angesichts des ökologischen Zustands der untersuchten Abschnitte der Oberen Lahn.

Die Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen führte insgesamt zu einer höheren Artenvielfalt der typischen Arten der Oberen Lahn und zu einer Verbesserung der Reproduktionsbedingungen für die Leitarten. Neben den guten Erfolgen bei der Wiederansiedlung der Nase (s. Kap. 8) sind besonders die Bestandsverbesserung des Schneiders und die Erfolge bei der Wiederansiedlung der Quappe positiv hervorzuheben. Da jedoch an sechs der acht Probestrecken, in denen strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden, deren Umsetzung erst im Winter 2020/21 erfolgte, ist derzeit nicht abzuschätzen, ob sich die gemessenen Verbesserungen als nachhaltig erweisen bzw. ob die Habitataufwertungen über einen längeren Zeitraum nicht noch weitere und positivere Wirkungen entfalten können.

Bereits im ersten Jahr nach Umsetzung der Maßnahmen zeigte sich, dass sich vor allem das Qualitätsmerkmal „Reproduktion“ durch die Maßnahmen verbessert hatte. Dies war auch zu erwarten gewesen, da alle 14 Untersuchungsabschnitte vor allem die Laich- und Aufwuchshabitate von Äschen und Nasen umfassten und sich zudem die Maßnahmen besonders auf die Förderung der für diesen ersten Teil des Lebenszyklusses relevanten Strukturen fokussierten. Von der Förderung dieser Fischbruthabitate und der Aufwertung der Kiesflächen profitierten auch andere (v.a. kieslaichende) Arten.

Da jedoch auch Abschnitte mit strukturverbessernden Maßnahmen sich über die Zeit verändern (s. Kap. 6) – je nach Maßnahme z.B. durch hydrodynamische Prozesse, Sukzession, oder Verfall (z.B. von Totholz) – ist auch mit einer standortspezifischen Veränderung der Wirkung dieser Maßnahmen auf die Fischgemeinschaft über die Zeit zu rechnen. Daher wäre eine weitere, regelmäßige Erfassung der Fischartengemeinschaften in den Abschnitten mit strukturverbessernden Maßnahmen wünschenswert – zur Beurteilung von deren nachhaltiger Wirkung auf die Fischgemeinschaft, aber ggf. auch als Grundlage für Pflegepläne (s. Kap. 6.4.1).

Weiterhin zeigten die Untersuchungen zu Mitnahmeeffekten durch Artenschutzmaßnahmen für Äsche und Nase deutlich auf, dass die mangelnde lineare Durchgängigkeit der Lahn (verschärft durch zu erwartende Mortalität an WKA) einen Hauptbelastungsfaktor für den ökologischen Zustand der Lahn darstellt. Dies ist eindeutig bezüglich der fehlenden Langdistanzwanderer nachzuweisen und senkt den rechnerisch erreichbaren ökologischen Zustand deutlich. Insbesondere oberhalb des Wehres in Caldern ist in der Oberen Lahn auch von einem deutlich negativen Effekt der dort zahlreichen Wanderhindernisse (viele davon mit Wasserkraftnutzung) auf Mitteldistanzwanderer (z.B. Nase, Barbe, Quappe) auszugehen, aber auch die Ausbreitung und der Teilpopulationsaustausch bei Kurzstreckenwanderern (z.B. Äsche, Schneider) kann deutlich negativ betroffen sein, besonders bei kleinen Beständen. Dieser Befund steht in Übereinstimmung mit mehreren Nachuntersuchungen von Fischbeständen nach verschiedenen Strukturierungs- oder Renaturierungsmaßnahmen.

Besonders in stark ausgebauten und degradierten Gewässern (heavily modified water bodies HMWB) haben Strukturierungs- und Renaturierungsmaßnahmen keinen positiven Effekt auf die Fischfauna, selbst wenn diese bereits mehrere Jahre zurückliegen und der Fischbestand über mehrere Generationen Zeit hatte die neu geschaffenen Strukturen zu nutzen (PANDER & GEIST 2016), denn in HMWB fehlt die lineare Durchgängigkeit häufig. Zudem sind die Strukturmaßnahmen durch menschliche Restriktionen meist noch mehr räumlich beschränkt oder auf bestimmte Maßnahmen reduziert als in anderen Flüssen. Dadurch können die Maßnahmen in einem noch in viel geringerem Maße alle wichtigen Strukturen im Lebenszyklus eines Fisches umfassen (z.B. Laichhabitate, Jungfischhabitate oder Rückzugsräume für Fische bei Hochwässern) (PANDER & GEIST 2016). Am leichtesten lassen sich in HMWB Jungfischhabitate strukturieren, die an die flachen Habitatstrukturen naturnaher Flüsse angelehnt sind (PANDER et al. 2016). In einigen Fällen können die benötigten Habitatstrukturen für Fische in HMWB in ein Umgehungsgerinne für den Fischaufstieg eingebaut werden und so das defizitäre Strukturangebot im Fluss zumindest teilweise kompensieren (PANDER et al. 2021).

In sehr viel weniger stark überformten Gewässerabschnitten stellt sich der Erfolg erst nach vielen Jahren ein. So zeigte eine eigene Studie, dass eine Verschiebung der Arten innerhalb der Fischartengemeinschaft in einem mit Totholz strukturierter Flussabschnitt nur sehr langsam im Vergleich zum Referenzabschnitt voranschreitet, wohingegen die Abundanzen aller dort vorkommenden Arten sich an den eingebauten Strukturen sofort erhöhen (HÜBNER & FRICKE 2014). Innerhalb von drei Jahren nach dem Einbau des Totholzes konnten vor allem die vorher seltenen Arten wie Groppe in allen Altersstadien und Jungfische von Barben von den Maßnahmen profitieren (HÜBNER & FRICKE 2014). Die nachhaltigen positiven Effekte, vor allem bei langlebigen Fischarten wie Barbe, Nase und mit Einschränkungen auch die Äsche, können erst mit mehrjähriger zeitlicher Verzögerung erwartet werden. Selbst wenn bereits im Folgejahr der Strukturierungsmaßnahmen erhöhte Reproduktion stattfindet, werden diese Jungtiere erst nach mehreren Jahren ihr volles Reproduktionspotential ausschöpfen können.

Das Phänomen der Massenentwicklung der Elritze sollte eingehender untersucht werden, da sie als Laichprädator möglicherweise die Bestandsentwicklung anderer typspezifischer Fischarten hemmt. Die im Rahmen des Projekts erfassten Fischgemeinschaften (insgesamt 135 Elektrofischungen an neun Intensivstrecken und weitere 25 Elektrofischungen an fünf Probestrecken, jeweils Zeitreihen von fünf Jahren, mehrere 100.000 Einzelnachweise) können auch darüber hinaus noch wesentlich tiefgreifender und für weitere Fragestellungen ausgewertet werden (z.B. Bestandstrends oder Karten mit dem Vorkommen der typspezifischen Arten, Grundlage für Artenmonitoring etc.). Dies übersteigt jedoch den Rahmen dieses Projektberichts.

8 Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn

8.1 Spenderpopulationen in der Mittleren Lahn

Als Herkunft für den Besatz von Nasen in die Obere Lahn wurden aus genetischen Gründen Elterntiere aus der Mittleren Lahn verwendet. Die gemeinsamen Untersuchungen mit der Universität Landau zeigten, dass die Nasen in der Lahn im Vergleich zu anderen Populationen im Rheinsystem besonders viele private Allele (vier Stück) besitzen und demnach eine Wiederansiedlung mit Tieren aus der Lahn erfolgsversprechender als mit Nasen aus anderen Einzugsgebieten ist, da sie ggf. in besonderer Weise an die Abfluss- und Klimabedingungen der Lahn angepasst sind. Dies geschah vor allem vor dem Hintergrund, dass die derzeitige Nasenpopulation, die sich seit 2009 in der Mittleren Lahn aufgebaut hat, mit großer Wahrscheinlichkeit nicht auf die Wiederansiedlungsbemühungen in den 90er Jahren (SCHWEVERS & ADAM 1997) zurückzuführen ist. Die Genetik der damals verwendeten Besatztiere aus der Nister fand sich nur in geringem Maße in der Genetik der derzeitigen Nasenpopulation der Mittleren Lahn wieder. Das häufig vorkommende private Allel in dem Genom der Nasen aus der Nister war überhaupt nicht in der Lahnpopulation zu finden (HÜBNER et al. 2016a, WETJEN et al. 2017, WETJEN et al. 2020).

Aus diesen Gründen wurde als Hauptquelle für die Gewinnung des Besatzmaterials die Nasenpopulation in der Mittleren Lahn bei Runkel herangezogen. Dort wurden auch die im Jahr 2015 von der BfS die genetischen Proben zur Charakterisierung der Lahnpopulation genommen (HÜBNER et al. 2016a). Da die Laichplätze in Runkel nur mit dem Boot und sehr stark abhängig vom Wasserstand erreichbar waren, wurden auch andere bekannte Laichplätze in der Mittleren Lahn bei Roth und im Mündungsnähe der Dill in die Mittlere Lahn bei Wetzlar kontrolliert und das dort gewonnene Material ebenfalls als Besatzquelle verwendet.

Das Ablachen der Nasen findet nur in einem sehr kurzen Zeitfenster von 1-3 Tagen im Jahr statt und ist stark abhängig von der Wassertemperatur und dem Abfluss der Lahn. Zudem spielen die Lichtverhältnisse eine große Rolle, so dass sich das Laichgeschehen vor allem auf die frühen Mittagsstunden konzentriert. Aus diesen Gründen wurden die Laichplätze im fraglichen Zeitfenster mehrmals im Frühjahr kontrolliert, um die Laichreife der Laichtiere zu erfassen und den optimalen Zeitpunkt zum Abstreifen zu bestimmen. Dies betrifft vor allem die Weibchen (Rogner). Diese stehen bis zur Laichreife unterhalb der Laichplätze und schwimmen ausschließlich für den Paarungsakt eine kurze Zeit zum Laichplatz, der während der Paarungszeit permanent von vielen Männchen besetzt ist (PATZNER & WEIDINGER 2006). Daher mussten die Befischungen über mehrere Tage wiederholt werden.

8.2 Material und Methoden Nasenbesatz

8.2.1 Abstreifen der Laichtiere

Zum Fang der Tiere kamen mehrere tragbare Elektrofischfanggeräte (EFGI 650, Firma Bretschneider,) und ein stationäres Gerät (EFGI 4000, Firma Bretschneider) in einem Boot zum Einsatz. Die laichreifen Nasen wurden direkt am Laichplatz kurz vor dem Ablachen

abgefangen (Abb. 8.1) und deren Geschlechtsprodukte vor Ort abgestreift (Abb. 8.2). Sofort danach wurden die Tiere wieder in die Lahn zurückgesetzt. Die Eier wurden künstlich befruchtet, entklebt und anschließend zur Fischzucht Wetterfeld transportiert.



Abb. 8.1: Fang der laichreifen Nasen am Laichplatz. Links: Milchner am Laichplatz. Rechts: Milchner mit Laichausschlag.

In Abhängigkeit von Wassertemperatur, Abfluss und Lichtverhältnissen waren die Zeiträume, in denen Nasen an den Laichplätzen der Lahn gefangen werden konnten, in den Untersuchungsjahren unterschiedlich (Tab. 8.1).

Tab. 2.1: Zeiträume der Laichplatzkontrollen und des Abstreifens von Nasen am Laichplatz

Jahr	Zeitraum Kontrolle der Laichplätze	Zeitraum Abstreifen der Laichtiere
2017	25.03. – 08.04.2017	06.04. - 07.04.2017
2018	07.04. – 20.04.2018	19.04.2018
2019	21.03. - 03.04.2019	01.04. - 02.04.2019
2020	15.03. - 26.03.2020	21.03. - 22.03.2020

Am frühesten konnten die Tiere aufgrund von hohen Temperaturen in dem Jahr 2020 ab Mitte März am Laichplatz nachgewiesen werden. Am spätesten tauchten die ersten Milchner im Jahr 2018 erst ab Mitte April an den Laichplätzen auf. In den Jahren 2017 und 2019 waren Laichtiere von Ende März bis Anfang April am Laichplatz nachweisbar. In allen Jahren beschränkte sich das Ablaichen auf ein bis zwei Tage. Davor waren die Milchner zwar laichbereit aber die Eier der Rogner noch nicht ausgereift und konnten dementsprechend nicht abgestreift werden. Nach dem Laichgeschehen konnten zwar immer noch laichbereite Milcher am Laichplatz gefangen werden, aber die Rogner waren meist aus dem Gebiet verschwunden oder die wenig verbliebenen Exemplare vollständig ohne Eier in der Bauchhöhle.



Abb. 3: Gewinnung von befruchteten Naseneiern. Oben: Abstreifen eines Rogners. Unten rechts: abgestreifter Rogner und mit gewonnenen Eimaterial. Unten rechts: Abstreifen eines Milchners.

Der Fangenerfolg von Laichtieren am Laichplatz war in den Jahren 2017 bis 2020 sehr unterschiedlich. Bei allgemein hohen Abflüssen im Frühjahr konnten meist nur wenige Tiere gefangen werden, da der Wirkungsgrad des Stroms der Elektrofischfängergeräte meist nicht ausreichte, um die Tiere vom Bodengrund abzufangen. Zudem war die Beweglichkeit der Fänger und Helfer wegen der hohen Strömungsgeschwindigkeiten stark eingeschränkt und die Tiere konnten mühelos aus dem Stromfeld fliehen. Da sich natürlicherweise nur die Milchner dauerhaft während der Laichzeit am Laichplatz aufhalten und die Rogner nur kurzzeitig den Laichplatz aufsuchen, um dort abzulaichen, wurden vor allem Milchner gefangen und der Anteil der Rogner war in jedem Jahr immer deutlich niedriger.

In den Jahren 2018 und 2019 waren die Abflüsse im Frühjahr zur Laichzeit sehr hoch. Infolgedessen war der Fangenerfolg an den Laichplätzen sehr gering, und es fehlten vor allem die Rogner. Daher konnten in beiden Jahren kaum Eier gewonnen und entsprechend sehr wenige 0+ Nasen in die Obere Lahn besetzt werden. Dagegen waren die Wasserstände im Frühjahr 2020 äußerst günstig, und es konnten viele Nasen abgestreift und Jungfische besetzt werden. Im Jahr 2021 wurde nicht mehr abgestreift und stattdessen ein Teil der im Jahr 2020 aufgezogenen Nasen in der Fischzucht zur Überwinterung belassen und erst im Frühjahr als 1+ Tiere besetzt.

8.2.2 Aufzucht der Nasen in der Fischzucht

In der Fischzucht Wetterfeld bei Laubach wurden die befruchteten Eier in die dafür vorbereiteten Zugergläser eingefüllt (Abb. 8.3). Beim Einfüllen der Eier wurden jedes Ei nochmals entklebt und in kleinen Portionen in das Glas gegeben. Die Wasserzufuhr wurde so eingestellt, dass die Eier im Wasser schwebten und gleichmäßig mit sauerstoffreichem Wasser umspült wurden.



Abb. 8.3: Erbrütung von befruchteten Naseneiern. Oben links und rechts: Entkleben der Eier. Mitte links: Einfüllen der Eier. Mitte rechts: Befüllte Zugergläser. Unten links: geschlüpfte Larven. Unten rechts: Vorbereiteter Teich für die Larven.

Die entklebten Eier in den Zugergläsern entwickelten sich in jedem Jahr gleich, da die Temperaturverhältnisse in der Zugerglasanlage über einen Heizstab gesteuert wurden. Bereits

einen Tag nach Einfüllen in die Zugergläser kam es zu einer deutlichen Differenzierung der Eier mit Keimscheibe (Abb. 8.4).

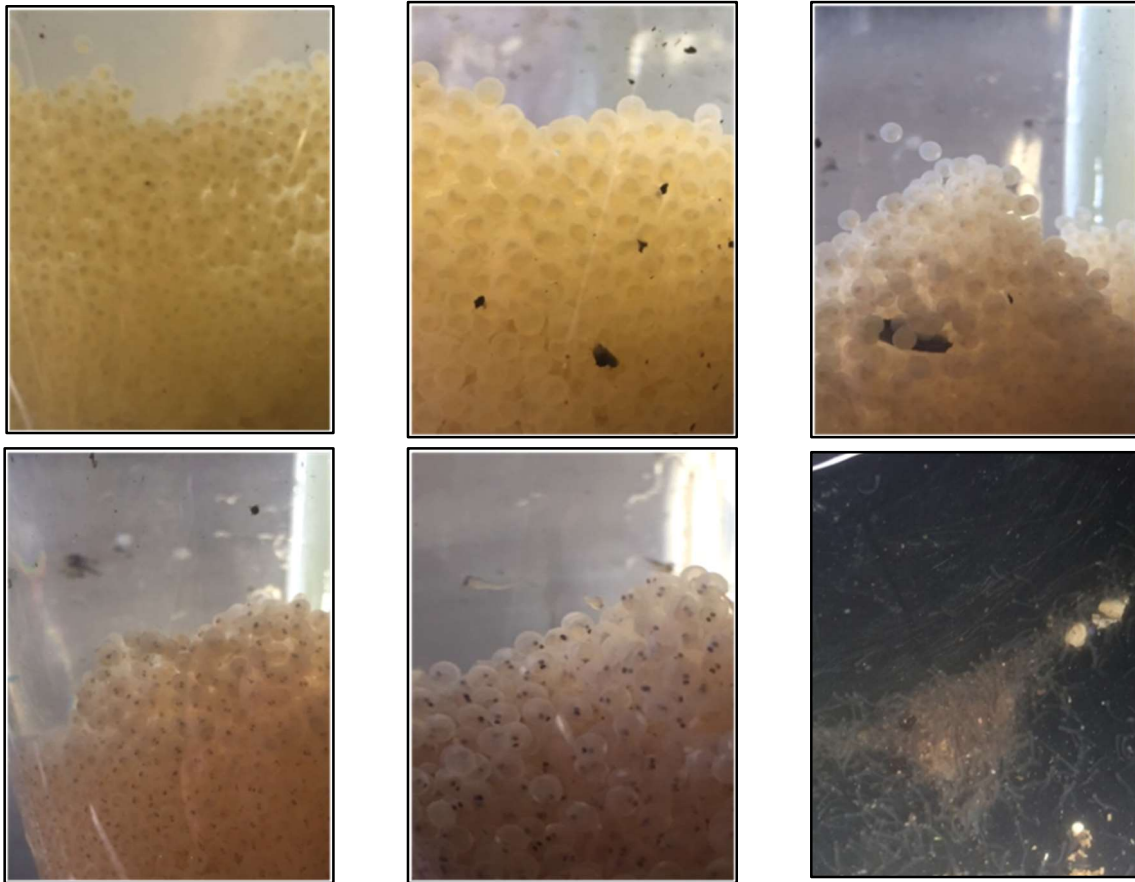


Abb. 8.4: Entwicklung der abgestreiften Naseneier zu Jungfischen. Oben links: Keimscheiben ab dem zweiten Tag nach Befruchtung. Oben Mitte: Differenzierung zum Embryo. Oben rechts: Embryo mit Augenanlagen. Unten links: Augenpunktstadium. Unten Mitte: Schlupf der Dottersacklarven. Unten rechts: Umsiedlung der Larven in die Teichanlage.

In keinem Jahr kam es dabei zu nennenswerten Ausfällen, so dass die Befruchtungsrate in jedem Jahr annähernd 100 % betrug. In dem Zeitraum zwischen zweitem und siebtem Tag nach Befruchtung wurde eine Differenzierung der Keimscheibe zum Embryo beobachtet. Ab dem achten Tag war die Anlage der Augen zu sehen und ab dem zehnten Tag nach der Befruchtung hatten die Eier das Augenpunktstadium erreicht. In den nachfolgenden zehn Tagen kam es zum Schlupf der Larven. Die aufschwimmenden Dottersacklarven wurden mithilfe von Rinnen von den Zugergläsern in eine Brutrinne geleitet und dort gesammelt.

Zwanzig Tage nach Befruchtung waren alle Larven aufgeschwommen und wurden zusammen in einen vortemperierten flachen Teich gesetzt. Vorab wurde Heu in dem Teich versenkt, damit sich Infusorien entwickelten, die als Erstfutter für die Nasenlarven nach Aufzehren des Dottersackes dienten. Um die Nasen schon von Beginn an ihrer Entwicklung an die Lebensbedingungen im Fluss zu gewöhnen, wurde der Teich mittels Durchfluss betrieben. Dadurch bildeten sich auch die charakteristischen Algenarten aus Fließgewässern im Teich, die von den heranwachsenden Nasen als Nahrung aufgenommen werden konnten.

Im Aufzuchtteich wuchsen die Nasen in den Jahren 2017 bis 2019 jeweils bis zum Herbst zu einer Totallänge von 8 bis 12 cm heran. Im Jahr 2020 wurden die Tiere bereits im Juli aus dem Teich gefischt und besetzt. Ihre Totallänge lag von 4 bis 6 cm. Ein Teil der im Jahr 2020 aufgezogenen Tiere blieb im Teich zur Überwinterung und wurde im Mai 2021 nach Ablauf der Frühjahrshochwässer abgefischt und in die Lahn gesetzt. Diese Tiere hatten eine Totallänge von 9 bis 13 cm. Sie waren demnach in den Frühjahrsmonaten März bis Mai 2021 in dem Teich kaum gewachsen. Zudem waren nur äußerst wenige Tiere im Teich. Erwartet wurden 20.000 Tiere. Abgefischt wurden ca. 1.000 Stück. Entweder wurde die Anzahl der Tiere im Jahr 2020 deutlich überschätzt oder es kam zu starken Verlusten im Winterhalbjahr. Ursache für letzteres konnten nicht gefunden werden, so dass von einer Fehleinschätzung der Zahlen seitens des Fischzuchtbetriebs auszugehen ist.

8.2.3 Besatz in die Obere Lahn

In den Jahren 2017 bis 2019 wurden die Nasen im Herbst aus dem Teich abgefischt, zur Oberen Lahn transportiert und dort eingesetzt (Abb. 8.5).

Im Jahr 2020 wurde die Besatzstrategie geändert. Hier fand der Besatz im Frühsommer statt (16.07.2020). Der Grund dafür war die Beobachtung, dass ein Teil der im Herbst eingesetzten Tiere mit den ersten Winterhochwässern aus dem Untersuchungsgebiet abgedriftet wurden, von wo aus sie wegen der Unpassierbarkeit der Wehre nicht mehr zurück in das Gebiet einwandern können (s.u.). Der frühere Besatztermin im Jahr 2020 sollte es den Tieren ermöglichen, sich länger an die Gegebenheiten im Fluss zu adaptieren und strömungsgeschützte Winterhabitate zu suchen. Dabei sollten die im selben Jahr umgesetzten Strukturierungsmaßnahmen der Besatzstrecken den Besatzerfolg unterstützen. Außerdem ermöglichte der frühe Besatz ein Monitoring der eingesetzten Nasen im Zuge der Bestandsbefischungen im Sommer und Herbst desselben Jahres. Damit konnte geprüft werden, ob die Habitatbedingungen in den Monitoringsstrecken grundsätzlich als ein Lebensraum für Nasen geeignet waren.

Zudem wurde ein Teil der im Jahr 2020 aufgezogenen Nasen über die Wintermonate 2020/2021 im Teich zurückbehalten und erst nach Ablauf der Frühjahrshochwässer am 07.05.2021 in die Obere Lahn gesetzt. Damit sollte ein erneuter Besatz von Nasen, diesmal mit größeren Tieren und einer längeren Adaptionzeit vor Einsetzen von Hochwässern gewährleistet werden. Um die Kosten für die Überwinterung der Nasen zu kompensieren wurde auf ein erneutes Abstreifen und Aufzucht von Besatzen im Jahr 2021 verzichtet.



Abb. 8.5: Nasenbesatz. Oben links: Transport der Nasen an die Lahn. Oben rechts: Adaption der Besatztiere an die Temperatur der Lahn. Mitte links: Adaption der Besatztiere an das Wasser der Lahn. Unten links: 0+ Nasen kurz nach Besatz. Unten rechts: 1+ Nasen kurz nach Besatz.

In den Jahren 2017 bis 2021 wurden insgesamt 44.800 Nasen produziert und in die Obere Lahn besetzt (Tab. 8.2). Allerdings war der Besatz pro Jahr aufgrund der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Besatztieren sehr verschieden. Zwischen 2017 bis 2019 konnte lediglich der untere Teil des Untersuchungsgebietes besetzt werden. Eine natürliche Ausbreitung der Nasen in den oberen Teil musste bis 2019 wegen des unpassierbaren Wanderhindernisses bei Caldern ausgeschlossen werden. Erst im Jahr 2020 konnte auch der obere Teil des Gebietes bis zur ursprünglichen Verbreitungsgrenze der Nase mit den aufgezogenen Tieren besetzt werden.

Tab. 8.2: Übersicht Besatz. Besatztermine und Verteilung der eingesetzten Nasen auf die verschiedenen Lahnabschnitte in der Oberen Lahn im ursprünglichen Verbreitungsgebiet.

Lahnabschnitt	Anzahl besetzter Nasen				
	16.09.2017	26.09.2018	01.10.2019	16.07.2020	07.05.2021
Wallau				2.500	200
Biedenkopf Sportplatz				2.000	200
Biedenkopf Sachsenhausen				2.500	
Biedenkopf Im Urbann				10.000	200
Wilhelmshütte				2.000	
Kernbach				2.000	200
Buchenau				2.000	
Sterzhausen	5000	600		1.500	200
Michelbach				1.000	
Cölber Furkation				2.500	
Cölber Wehr	5000		1700	3.500	
Summe	10.000	600	1.700	31.500	1.000

Laut BORNE (1881) erstreckte sich das Verbreitungsgebiet bis oberhalb der Stadt Biedenkopf. Deshalb wurden die Besatzmaßnahmen nur bis Wallau durchgeführt und die oberhalb liegenden Monitoringstellen davon ausgenommen. Wider Erwarten konnte im Folgejahr 2021 der Besatz im oberen Teil des Untersuchungsgebietes nicht im selben Maße an allen Stellen wiederholt werden, da die Anzahl der im Teich überwinterten Besatztiere deutlich geringer war.

Die Auswahl der Besatzstellen orientierte sich, wie in den Vorjahren, an den strukturellen Gegebenheiten. Voraussetzungen dafür waren das Vorhandensein der für die Besatzgröße notwendigen Ersthabitats in Form von strömungsberuhigten Buchten und flach überströmten, kiesigen Uferhabitats. Da die Tiere von 2017 bis 2019 im Herbst besetzt wurden, war zudem auch die unmittelbare Nähe von strömungsberuhigten Winterhabitats nahe der Besatzstelle notwendig. Dies konnte bis auf das Jahr 2017 in jeden Fall gewährleistet werden, da die ersten strukturverbessernden Maßnahmen im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen durch die BfS im Jahr 2018 geplant und in Kernbach, Sterzhausen und unterhalb des Cölber Wehr realisiert werden konnten (HÜBNER 2018a). Aus diesem Grund fand der Besatz im Jahr 2018 und 2019, an dem nur sehr wenige Tiere zur Verfügung standen, ausschließlich an einer dieser Stellen (Sterzhausen bzw. Cölber Wehr) statt. Zudem konnte so sichergestellt werden, dass die für Nasen notwendige Schwarmgröße an der jeweiligen Stelle erreicht werden konnte.

Im Jahr 2020 wurden die Nasen im Sommer hauptsächlich in Strecken besetzt, die wenige Monate später im Herbst z.T. massiv durch strukturverbessernde Maßnahmen aufgewertet wurden (HÜBNER & GRAF 2020, HÜBNER & FRICKE 2020). Im Jahr 2021 fand die Auswahl der Besatzstellen auf Grundlage der Wiederfänge aus dem Jahr 2020 statt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass dort, wo besonders viele Nasen wiedergefangen wurden, auch sehr gute Aufwuchsbedingungen für die eingesetzten Tiere vorhanden sind.

8.3 Erfolgskontrolle der Wiederansiedlung der Nase

Für eine nachhaltige, erfolgreiche Wiederansiedlung einer Art ist der Aufbau einer reproduzierenden, sich langfristig mindestens selbst erhaltenden Population erforderlich. Für einen abschließenden Erfolg bei der Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn müssten also die erfolgreiche Reproduktion nicht nur der besetzten Tiere, sondern auch von deren Nachkommen nachgewiesen werden. Weiterhin müsste mindestens eine ausreichend große Populationsgröße zur Pufferung stochastischer negativer Einflussfaktoren (z.B. Katastrophen, Klimaschwankungen, genetische Effekte) erreicht werden (Konzept der MVP = minimum viable population - kleinste überlebensfähige Population).

Für die Nase ist diese Kenngröße nicht bekannt, als „Daumenregel“ wird häufig die „50/500er Regel“ nach FRANKLIN (1980) angewendet. Diese besagt, dass eine effektive Populationsgröße (also Individuen, die an der Reproduktion teilnehmen) von mindestens 50 Individuen für ein wahrscheinliches kurzfristiges Überleben einer Population ohne negative genetische Effekte erforderlich ist, während eine effektive Populationsgröße von mindestens 500 Individuen mit hoher Wahrscheinlichkeit ein langfristiges Überleben einer Population ohne nennenswerte Inzucht sicherstellt. Nach FRANKHAM (1995) liegt das Verhältnis der effektiven Populationsgröße zur Gesamtpopulation in etwa bei 1 zu 10 (für 102 Arten wurde ein effektiv reproduzierender Anteil im Bereich von 0,1 bis 0,11 bestimmt), so dass die kleinste überlebensfähige Population rechnerisch bei 500 (kurzfristig) bis 5.000 (langfristig) adulten Individuen läge. Auch nach ROSENFELD (2014) sollte das Verhältnis zwischen 1 zu 5 bis 1 zu 10 liegen. Demgegenüber ermittelten WANG et al. (2019) für 36 Fischarten im Yangtse eine durchschnittliche kurzfristige MVP von nur 117 (von 42 bis 320).

Angesichts einerseits der Eigenschaft der Nase, in Schwärmen zu leben, und andererseits angesichts der Tatsache, dass aufgrund des Populationsursprungs durch Besatz ein genetischer Flaschenhals als sehr wahrscheinlich anzunehmen ist, wäre bei diesem Projekt unserer Auffassung nach (trotz der Ergebnisse von WANG et al. 2019) eher eine selbst reproduzierende MVP von ≥ 500 als Kriterium für eine nachhaltige, erfolgreiche Wiederansiedlung anzunehmen.

Dieses Kriterium war in einer nur fünfjährigen Projektlaufzeit nicht erreichbar. Weibliche Nasen reproduzieren frühestens in ihrem dritten Lebensjahr (Kohorte 2+), die erste natürliche Reproduktion nach dem ersten Besatz 2017 konnte theoretisch also erstmals 2019 auftreten. Diese erste in der Oberen Lahn geschlüpfte Generation konnte theoretisch erstmals 2021 selbst an der Reproduktion teilnehmen. Die Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn befindet sich also naturgemäß weiterhin in einem frühen Stadium, zur Beurteilung des Wiederansiedlungserfolgs mussten entsprechend kurzfristigere Kriterien herangezogen werden.

Eine notwendige Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung in der Oberen Lahn waren Nachweise der besetzten Tiere im Untersuchungsgebiet über einen längeren Zeitraum, um das grundsätzliche Überleben der Besatztiere und deren Verbleib im Untersuchungsgebiet zu belegen. Ein Auftreten in Schwärmen wäre, im Gegensatz zum Nachweis von Einzeltieren, ebenso ein Hinweis auf eine erfolgreiche Etablierung der Individuen im Lebensraum wie ein

gutes Abwachsen der Tiere. Weiterhin wäre ein notwendiges Kriterium für ein frühes Stadium einer erfolgreichen Wiederansiedlung der Nachweis der Reproduktion im Zielgebiet. Diesen Nachweis zu erbringen war erst im Jahr 2021 möglich, da nur im letzten Projektjahr ausschließlich mit Besatztieren der Kohorte 1+ besetzt wurde. Daher mussten alle Nachweise von Tieren der Kohorte 0+ auf natürliche Reproduktion von besetzten Elterntieren zurückgehen. Ferner konnte eine natürliche Reproduktion auch ausschließlich im unteren Teil des Untersuchungsgebiets (stromabwärts des unpassierbaren Wehrs Caldern) stattgefunden haben, da die Besatzmaßnahmen oberhalb dieses unüberwindbaren Wanderhindernisses erst ab 2020 (Kohorte 0+) erfolgten, so dass alle Nasen oberhalb von Caldern bei Projektende noch nicht geschlechtsreif waren.

8.3.1 Erfassung von Nasen in der Oberen und Teilen der Mittleren Lahn

Für die Erfolgskontrolle der Wiederansiedlungsmaßnahmen der Nase wurden von 2017 bis 2021 synergistisch die Befischungen zur Erfassung der Äschen (Elektrobefischungen an 14 Probestrecken bis zu dreimal jährlich, s. Kap. 9) genutzt. Weiterhin wurden Zufallsfunde aus weiteren Projekten und von Kollegen gemeldete Funde im Untersuchungsgebiet sowie in der Mittleren Lahn berücksichtigt, sofern sie oberhalb des flussaufwärts unpassierbaren Wehrs bei Roth (Weimar) verortet waren. Unterhalb dieses Wehres ist eine Nasenpopulation bekannt, das Rother Wehr verhindert jedoch eine weitere Ausbreitung der Nase flussaufwärts. Es musste daher (bei passender Kohortenzugehörigkeit) davon ausgegangen werden, dass sich Nasennachweise in der Mittleren Lahn oberhalb des Rother Wehres wahrscheinlich auf Besatztiere aus diesem Projekt zurückführen ließen.

Im Jahr 2021 wurden darüber hinaus zusätzliche Befischungen zur Nachsuche nach Nasen durchgeführt. Anlass dazu waren u.a. mehrere Nasenfunde 2017 und 2018 (Kohorte 0+) in der Mittleren Lahn, die ein Abdriften der Besatztiere nahelegten. Es wurden zusätzlich zu den regelmäßig beprobten Probestrecken zehn zusätzliche Bereiche innerhalb des Untersuchungsgebiets, fünf zusätzliche Bereiche in der Lahn unterhalb des Untersuchungsgebiets sowie die Untere Wetschaft und die Untere Ohm befischt (Tab. 8.3).

Anhand der Totallängen der gefangenen Tiere (unter Berücksichtigung der Jahreszeit) konnten die nachgewiesenen Nasen Kohorten zugeordnet werden. Daraus ergab sich die Information, in welchem Jahr sie besetzt wurden und ob es sich um natürliche Reproduktion handeln konnte.

Tab. 8.3: Zusatzstrecken zur Nachsuche nach Nasen 2021.

Zusätzlich befischte Bereiche innerhalb des Untersuchungsgebiets (Lahn)	
Biedenkopf-Wallau	Unterhalb Probestrecke
Biedenkopf-Eckelshausen	Oberhalb Probestrecke
Dautphetal-Friedensdorf	Unterhalb geschliffenem Wehr Mühlgraben Neumühle Unterhalb Einlauf Mühlgraben
Dautphetal-Buchenau	Unterhalb Probestrecke
Lahntal-Caldern	Renaturierung Calderner Wehr
Lahntal-Sterzhausen	Oberhalb Probestrecke
Lahntal-Goßfelden	Oberhalb Brücke Unterhalb Brücke
Lahntal-Sarnau	Oberhalb Brücke Unterhalb Brücke
Cölbe, Ohmdelta	Unterhalb Ohmmündung
Cölbe, Cölber Wald	Oberhalb Probestrecke Unterhalb Probestrecke
Zusätzlich befischte Bereiche unterhalb des Untersuchungsgebiets (Lahn)	
Marburg-Wehrda	Wehrdaer Schleife Wehrdaer Wehr
Marburg-Kernstadt	Unterhalb Afföllerwehr Elisabethmühle Kanustrecke Uferstraße Lahntreppen Weidenhäuser Brücke Unterhalb Grüner Wehr
Marburg-Süd	Oberhalb Schützenpfehlbrücke Unterhalb Schützenpfehlbrücke
Marburg-Cappel	Ausleitungsstrecke Steinmühle Turbinengraben Steinmühle
Marburg-Gisselberg	Gisselberger Spanne, unterhalb Kiesbank bis oberhalb Kläranlage
Zusätzlich befischte Bereiche in Zuflüssen der Oberen Lahn	
Wetschaft	Mündungsbereich in Lahn
Ohm	Mündungsbereich in Lahn (Ohmdelta) Delta bis oberhalb Brücke Unterhalb Hainmühle Mühlgraben Hainmühle

8.3.2 Nasennachweise und Reproduktionsnachweise

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn 1.587 Nasen gefangen, unterhalb des Untersuchungsgebiets konnten 90 Individuen nachgewiesen werden (Tab. 8.4).

Tab. 8.4: Übersicht der Nasennachweise 2017-2021 im Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn (UG) sowie unterhalb in der Mittleren Lahn bis Marburg-Gisselberg (↓UG, 2017-2020 nur Zufallsfunde). Funde innerhalb des Rahmens können auf Besatzmaßnahmen zurückgehen.

PS = Probestrecke, ZS = Zusatzstrecke, ZF = Zufallsfund, GW = Grüner Wehr, AMR = Aalfang Marburg, k. b. = keine bekannt.

Kohorte	Ort	2017	2018	2019	2020	2021
0+	UG	0	0	0	1.033 (9 PS)	12 (1 PS)
	↓UG	6 (ZF AMR)	2 (ZF GW) 4 (ZF AMR)	k. b.	k.b.	69 (4 ZS)
1+	UG	0	0	0	0	405 (7 PS) 132 (2 ZS)
	↓UG	k. b.	1 (ZF GW)	k. b.	k.b.	0
2+	UG	0	0	0	0	5 (1 PS)
	↓UG	k. b.	k. b.	1 (ZF GW)	k.b.	3 (1 ZS)
≥ 3+	UG	0	0	0	0	0
	↓UG	k. b.	k. b.	k. b.	k. b.	4 (1 ZS)

In den Jahren 2017 bis 2019 gelangen zunächst keinerlei Nasennachweise innerhalb des Untersuchungsgebietes, so dass zunächst Zweifel am Überleben oder Verbleib der Besatztiere im Untersuchungsgebiet aufkamen. Im November 2017 und Dezember 2018 konnten jedoch einige Zufallsfänge von besetzten 0+ Nasen an der Lahn dokumentiert werden, durch welche zumindest ein Überleben einiger Besatztiere bis in den Winter hinein belegt war.

Im Zusammenhang mit einem Projekt zur Rettung abwandernder Blankaale in der Lahn vor Schäden an Turbinen der Wasserkraftanlagen wurde der Aalfang in Marburg aktiviert. Dort wurden die flussabwärts wandernden Aale abgefangen, um sie an den Rhein zu transportieren, so dass diese unbeschadet die Nordsee erreichen können (HÜBNER 2021). Bei diesen nächtlichen Fängen wurden unter anderem sechs kleine Nasen im Jahr 2017 und vier kleine Nasen im Jahr 2018 gefangen (Abb.8.6), die eindeutig aus dem durchgeführten Besatz stammen mussten. Der Marburger Aalfang liegt ca. 8 km unterhalb des Untersuchungsgebietes, und die einzigen beiden in diesen Jahren besetzten Stellen liegen ca. 9 km (Cölber Wehr, besetzt 2017) bzw. ca. 16 km (Sterzhausen, besetzt 2017 und 2018) oberhalb des Aalfangs.



Abb. 8.6: Im November 2017 abgedriftete 0+ Nasen aus der Oberen Lahn im Aalfang bei Marburg.

Offensichtlich hatte in diesen beiden Jahren ein Teil der eingesetzten Nasen keine ausreichenden hydraulisch geschützten Unterstände zur Überwinterung in der Oberen Lahn gefunden und wurden deshalb bei Hochwasser großräumig aus dem Gebiet fortgespült. Alle abgedrifteten Tiere können derzeit nicht mehr in das Untersuchungsgebiet zurückwandern, da mehrere unpassierbare Wehre die Wanderung dorthin versperren (Wehr Steinmühle, Wehr am Grün, Wehr Wehrda).

Um die Lebensbedingungen im Untersuchungsgebiet für Nasen im Winter zu verbessern, und damit ein Abdriften der Tiere zu verhindern, wurden im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen von der BfS Nebengerinne der Lahn im Untersuchungsgebiet wieder geöffnet oder neu als Winterquartiere angelegt. Diese Maßnahmen wurden im Jahr 2018 und 2020 durchgeführt (HÜBNER 2018a, HÜBNER 2020a, HÜBNER & GRAF 2020, HÜBNER & FRICKE 2020). Auffallend war, dass nach Bau der Nebenrinnen bzw. seit dem Jahr 2019 bis zum Jahr 2021 keine Nasen mehr als Beifänge in dem Aalfang in Marburg gefangen wurden. Es ist deshalb denkbar, dass die neu geschaffenen Rückzugsräume bei Hochwasser eine Abdrift der Nasen aus dem Besatz erfolgreich verhindert hat.

Die abgedrifteten Besatztiere aus den Jahren 2017 und 2018 wurden als Zufallsfunde in den Folgejahren 2018 und 2019 erneut unterhalb des Untersuchungsgebiets im Stadtgebiet Marburgs nachgewiesen. 2018 wurden im Rahmen von Befischungen zum Wiederansiedlungsprojekt der Quappe (SCHNEIDER 2021) unterhalb des Grüner Wehrs in Marburg, einige Kilometer flussabwärts des Untersuchungsgebiets, sowohl eine Nase der Kohorte 1+ (Jahrgang 2017) als auch zwei Nasen der Kohorte 0+ nachgewiesen (SCHNEIDER, pers. Mitt.). Im Oktober 2019 wurde während einer Elektrobefischung im Rahmen eines anderen Projekts (FRICKE et al. 2019) flussabwärts des Untersuchungsgebietes, unterhalb des Grüner Wehres in Marburg, eine Nase der 2+ Kohorte (Jahrgang 2017) gefangen (Abb. 8.7).



Abb. 8.7: Nase der Kohorte 2+ (Jahrgang 2017), 2019 im Rahmen eines anderen Projektes unterhalb des Grüner Wehres in Marburg gefangen.

Die besetzten Nasen waren also langfristig in der Lahn überlebensfähig, und Tiere dieser Kohorte erreichen bereits die Geschlechtsreife. Sie können sich zwar schon reproduzieren, wenngleich der Einsatz noch relativ gering ist. Dennoch wurde damit gerechnet, dass sich innerhalb der Projektdauer von fünf Jahren durch den Besatz eine durch Wanderhindernisse separierte (Teil-)Population unterhalb des Untersuchungsgebietes aufgebaut haben könnte.

Nachweise innerhalb des Untersuchungsgebiets gelangen erstmals 2020, wobei alle Individuen der besetzten Kohorte 0+ angehörten. In jenem Jahr wurde erstmals die Besatzstrategie dahingehend verändert, dass 0+ Nasen bereits im Sommer besetzt wurden und damit im Zuge der turnusgemäßen Sommer- (14 Probestrecken) und Herbstbefischungen (9 Probestrecken) nachweisbar waren (Begründung zur Strategieanpassung s. Kap. 8.2.4).

Insgesamt wurden im Rahmen der Sommerbefischungen 748 Nasen gefangen, in den Herbstbefischungen wurden 285 Tiere nachgewiesen (Tab. 8.5). Dabei wurden die Sommerfunde an fast allen intensiv bearbeiteten Probestrecken (mit Ausnahme der Cölber Furkation) bestätigt, in Sterzhausen und Buchenau wurden Nasen erstmals im Herbst angetroffen. Die Nasen wurden dabei teilweise einzeln, in aller Regel jedoch ihrem natürlichen Verhalten entsprechend in Schwärmen angetroffen.

Tab. 8.5: Nasenfunde 2020 im Rahmen der Äschenbestandsbefischungen. Alle gefundenen Tiere gehörten zur 0+-Kohorte. In Buchenau lag die Besatzstelle oberhalb der Probestrecke. SVM = strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt.

Probeabschnitt	Kategorie	Frühjahr	Sommer	Herbst	Besatzstelle
Unterhalb Wehr Amalienhütte	Fließstrecke	0	0	0	nein
Wehr Bohne (oberhalb Perfmündung)	Ausleitung	-	0	-	nein
Renaturierung Wallau (Hammergraben)	Fließstrecke / Renaturierung	0	24	60	ja
Biedenkopf (Sachsenhausen)	Fließstrecke / Ortslage	0	85	32	ja
Unterhalb Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen)	Renaturierung	0	463	44	ja
Eckelshausen	Fließstrecke	-	0	-	nein
Unterhalb Wehr Wilhelmshütte	Ausleitung	0	50	16	ja
Carlshütte	Ausleitung	-	0	-	nein
Buchenau	Ausleitung / Ortslage	0	0	122	(ja)
Kernbach	Fließstrecke	-	30	-	ja
Sterzhausen	Fließstrecke, SVM 2018	0	0	1	ja
Furkation Cölbe	Renaturierung	0	21	0	ja
Unterhalb Cölber Wehr (Eibenhardtwehr)	Ausleitung, SVM 2018	0	75	10	ja
Cölber Wald (Eisensteg)	Fließstrecke	-	0	-	nein
Gesamt Σ		0	748	285	

Es wurden in allen Probestrecken, in denen ein Besatz durchgeführt wurde, Nasen nachgewiesen. In der Probestrecke Buchenau wurde der Besatz nicht innerhalb der Probestrecke, sondern ca. 100 m oberhalb durchgeführt, da dort die Bedingungen zum Einsetzen der Tiere als besser beurteilt wurden. Dadurch erklärt sich, warum zunächst im Sommer keine Nasen in der Probestrecke nachgewiesen wurden, bei den Herbstbefischungen hingegen viele Nasen in der Strecke vorhanden waren. Generell erlaubte die angepasste Besatzstrategie zu verifizieren, dass ein relevanter Anteil der Besatztiere die gesamte Besatzprozedur gut übersteht und mindestens monatelang überlebt. Weiterhin konnte die generelle Eignung der Besatzstellen als Sommerhabitats für 0+ Nasen belegt werden.

Im abschließenden Projektjahr 2021 konnten schließlich erstmals sowohl drei Kohorten der Nase im Untersuchungsgebiet und mindestens vier Kohorten unterhalb des Untersuchungsgebietes nachgewiesen werden, als auch eine zweifelsfreie Reproduktion der Nase in beiden Bereichen. Es wurden Nasen der Kohorte 0+ gefunden, welche 2021 aufgrund einer Anpassung der Besatzstrategie erstmals nicht besetzt wurde (Abb. 48.8).

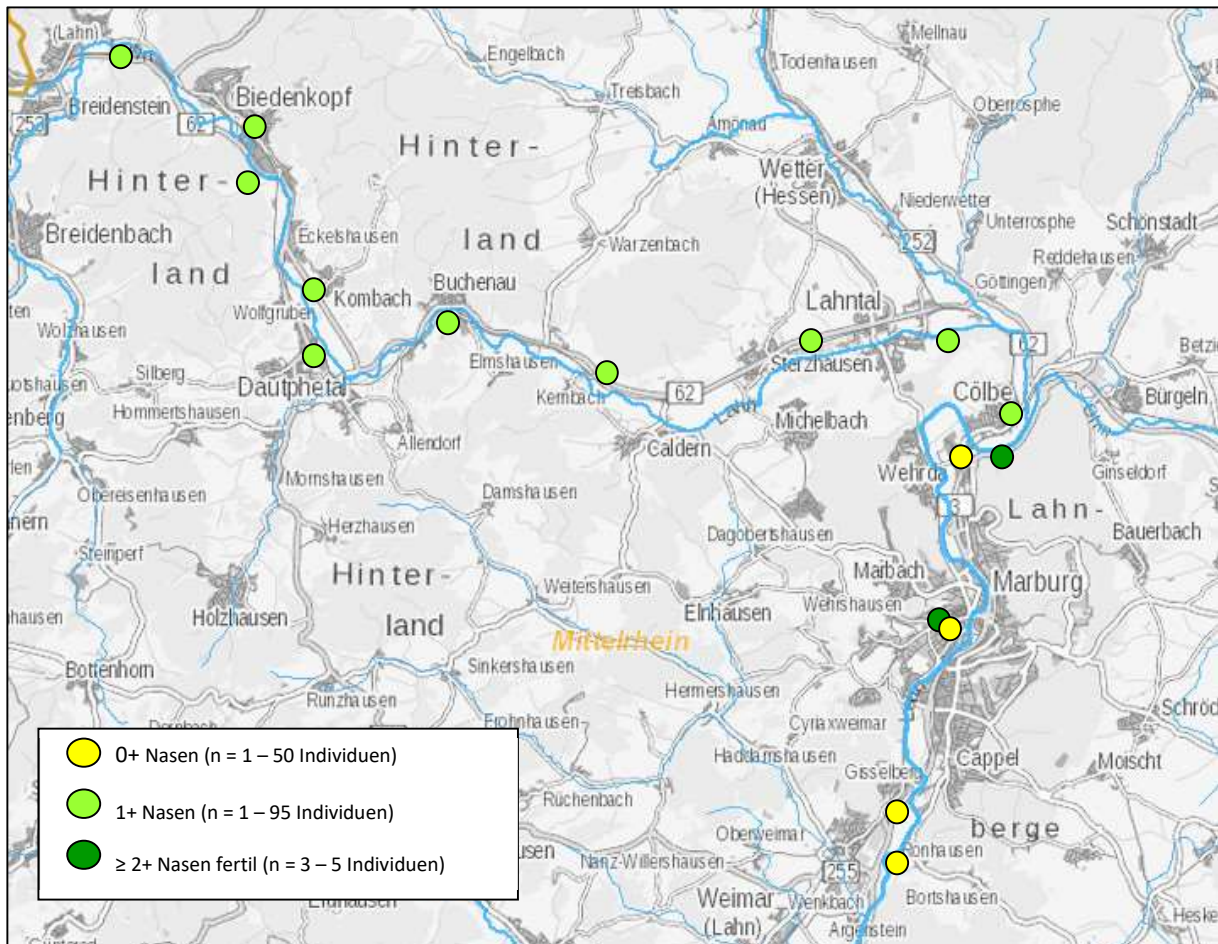


Abb. 4: Fundorte von Nasen unterschiedlicher Kohorten im Jahr 2021. Nasen der Kohorte 0+ belegen Reproduktion.

Die fünf Individuen der Kohorte 2+ (gefangen in der Probestrecke Cölber Wald), die in einem (möglicherweise noch größeren) Schwarm auftraten, gingen auf den Besatz 2019 (einzige Besatzstelle: Cölber Wehr) zurück. Damit wurde nicht nur ein Überleben von besetzten Tieren innerhalb des Untersuchungsgebiets vom Besatz als 0+-Nase bis zur Erreichung der Geschlechtsreife nachgewiesen, die (ebenfalls am Cölber Wald, außerhalb der Probestrecke) 12 nachgewiesenen Nasen der Kohorte 0+ stellen zudem einen eindeutigen Reproduktionsnachweis innerhalb des Untersuchungsgebiets dar.

Der überwiegende Teil der im Jahr 2021 nachgewiesenen Nasen waren Tiere der Kohorte 1+ (Tab. 8.6, Tab. 8.7). Diese gingen entweder auf den Vorjahresbesatz zurück oder auf den Besatz des Jahres 2021 (in jenem Jahr wurde der Besatz mit Nasen der Kohorte 1+ durchgeführt). Da 2021 Nasen der Kohorte 1+ lediglich an fünf Stellen besetzt, aber an wesentlich mehr Stellen nachgewiesen wurden, geht mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Teil der 2021 nachgewiesenen Tiere auf den Besatz 2020 zurück.

Tab. 8.6: Nasenfunde 2021 im Rahmen der Äschenbestandsbefischungen. Die Frühjahrsbefischungen fanden vor dem Besatz 2021 statt. In Buchenau lag die Besatzstelle oberhalb der Probestrecke. SVB = strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt.

Probeabschnitt	Kategorie	Frühjahr	Sommer	Herbst	Besatz (Jahre)
Unterhalb Wehr Amalienhütte	Ausleitung, SVB 2020	0	0	0	Kein
Wehr Bohne (oberhalb Perfmündung)	Ausleitung, SVB 2020	-	0	-	Kein
Renaturierung Wallau (Hammergraben)	Renaturierung, SVB 2020	0	88 (1+)	95 (1+)	2020, 2021
Biedenkopf (Sachsenhausen)	Fließstrecke / Ortslage, SVB 2020	0	2 (1+)	27 (1+)	2020
Unterhalb Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen)	Renaturierung	47 (1+)	5 (1+)	0	2020, 2021
Eckelshausen	Fließstrecke, SVB 2020	-	0	-	Kein
Unterhalb Wehr Wilhelmshütte	Ausleitung, SVB 2020	0	5 (1+)	24 (1+)	2020
Carlshütte	Ausleitung	-	0	-	Kein
Buchenau	Ausleitung / Ortslage, SVB 2020	0	1 (1+)	0	2020
Kernbach	Fließstrecke, SVB 2020	-	5 (1+)	-	2020, 2021
Sterzhausen	Fließstrecke, SVB 2018 & 2020	0	0	0	2017, 2018, 2020, 2021
Furkation Cölbe	Renaturierung, SBV 2020	0	0	0	2020
Unterhalb Cölber Wehr (Eibenhardtwehr)	Ausleitung, SVB 2018	25 (1+)	69 (1+)	12 (1+)	2017, 2019, 2020
Cölber Wald (Eisensteg)	Fließstrecke, SVB 2020	-	5 (2+)	-	Kein
Gesamt Σ		72	180	158	

Bei Nachweisen in Frühjahrsbefischungen der neun Probestrecken, welche vor dem Nasenbesatz 2021 durchgeführt wurden, waren es jedoch sicher 2020 als 0+-Nasen besetzte Tiere. Dies galt für 47 Nasen, die in der Probestrecke Biedenkopf-Im Urbann nachgewiesen wurden, und 25 Nasen in der Probestrecke Cölber Wehr. Diese eindeutig im Untersuchungsgebiet überwinterten Tiere wurden in Schwärmen angetroffen und erreichten Anfang Mai Totallängen von 6 bis 10 cm (Mittelwert: 7,6 cm). Im Herbst des Vorjahres hatte die durchschnittliche Totallänge der 0+-Nasen im Herbst 2020 noch 6,7 cm betragen, als Besatztiere Mitte Juli 2020 maßen sie noch durchschnittlich 4,95 cm. Für die im Juli 2020 besetzten Nasen der Kohorte 0+ kann also eindeutiges Abwachsen bis in den Mai des Folgejahres nachgewiesen werden. Auch innerhalb des Jahres 2021 wuchsen die Nasen der

Kohorte 1+ gut ab, und erreichten im Oktober Totallängen von 11 bis 18 cm (durchschnittlich 13,7 cm).

Die räumliche Verteilung der Nasennachweise innerhalb des Untersuchungsgebietes unterstrich, dass sich die Besatztiere weiträumig ausgebreitet hatten (Abb. 8.9, Tab. 8.7). Dabei kann vermutet werden, dass sie über kurze Distanzen flussaufwärts wanderten (zahlreiche 1+ Nasen im renaturierten Bereich oberhalb der Besatz- und Probestrecke Sterzhausen), die hauptsächliche Ausbreitungsrichtung kann jedoch flussabwärts angenommen werden (z.B. zahlreiche 1+ Nasen bei Sarnau unterhalb der Besatz- und Probestrecke Sterzhausen). Dies lässt sich jedoch nicht eindeutig belegen, da die exakte Herkunft der Tiere im Einzelfall nicht zuzuordnen ist. Dies gilt auch für die Nasen der Kohorte 0+, welche unterhalb des Untersuchungsgebiets nachgewiesen wurden. Sie könnten aus Reproduktion innerhalb des Untersuchungsgebiets stammen und abwärts verdriftet worden sein, wie dies 2017 und 2018 für die Besatztiere im Aalfang nachgewiesen wurde (s.o.).

Tab. 8.7: Nasenfunde 2021 im Rahmen der Zusatzbefischungen zur Nasennachsuche.

Bereich	Ort	Anzahl Nasen
Zusatzstellen innerhalb des Untersuchungsgebiets (Lahn)		$\Sigma = 144$
Friedensdorf	Unterhalb des geschliffenen Wehrs	3 (1+)
Sterzhausen	Renaturierung oberhalb Probestrecke	56 (1+)
Sarnau	Bereich der Lahnbrücke	73 (1+)
Cölber Wald	Unterhalb Probestrecke	12 (0+)
Zusatzstellen unterhalb des Untersuchungsgebiets (Lahn)		$\Sigma = 76$
Marburg-Kernstadt	Elisabethmühle	1 (0+)
Marburg-Kernstadt	Elisabethmühle	3 (2+)
Marburg-Kernstadt	Elisabethmühle	4 ($\geq 3+$)
Marburg-Cappel	Ausleitungsstrecke der Steinmühle	10 (0+)
Marburg-Cappel	Turbinengraben der Steinmühle	8 (0+)
Marburg-Gisselberg	Renaturierung Gisselberger Spanne	50 (0+)

Im Gegensatz zu den Anfangsjahren des Projekts konnten jedoch unterhalb des Untersuchungsgebietes Nasen aus Kohorten nachgewiesen werden, die bereits geschlechtsreif waren. Im Graben der Elisabethmühle wurden vier Nasen mit Totallängen von 36 bis 38 cm gefangen, sie gehörten somit mindestens der Kohorte 3+, wahrscheinlicher 4+ an.

Eine Reproduktion unterhalb des Untersuchungsgebiets war somit ebenfalls möglich, und wird aufgrund der hohen Individuenzahlen nachgewiesener 0+-Nasen (v.a. Renaturierung Gisselberger Spanne) auch als wahrscheinlich angenommen.



Abb. 8.9: Nachweise Nase Obere Lahn: oben links: 0+ Nase im Sommer. Oben rechts: 1+ Nase im Sommer. Unten links: 1+ Nase im Herbst. Unten rechts: $\geq 3+$ Nase im Herbst.

8.4 Fazit und Ausblick zur Wiederansiedlung der Nase

8.4.1 Beurteilung des gegenwärtigen Wiederansiedlungserfolgs der Nase

Die in der Projektlaufzeit erzielten Ergebnisse bei der Wiederansiedlung der Nase deuten auf hohe Erfolgsaussichten bei der langfristigen Etablierung einer Nasenpopulation in der Oberen Lahn hin. Es konnte gezeigt werden, dass der Nasenbesatz mittels Besatz von erbrütem Besatzmaterial aus autochthoner Herkunft in der Mittleren Lahn grundsätzlich funktionierte, denn die besetzten Tiere überlebten in relevanter Anzahl, fanden sich zu Schwärmen zusammen und wuchsen gut ab, erreichten innerhalb des Untersuchungsgebiets die Geschlechtsreife und reproduzierten sich nachweisbar. Die Grundvoraussetzungen für eine Wiederansiedlung der Lahnnase sind also nachweisbar gegeben.

Allerdings kann der Prozess der Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn aus fischereibiologischer Sicht keinesfalls als abgeschlossen beurteilt werden. Im Lahnabschnitt oberhalb des unpassierbaren Wehrs bei Caldern konnte bislang erst eine Kohorte von Nasen (Jahrgang 2020) besetzt werden, da die strukturverbessernden Maßnahmen vor allem in diesem Bereich (mit Ausnahme der Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs bei Cölbe und der Fließstrecke bei Sterzhausen gilt dies jedoch für das gesamte Projektgebiet) erst 2020 durchgeführt werden konnten. Erstmals 2021 konnten die Besatztiere also in aufgewertete Habitate in diesem Abschnitt gesetzt werden, in welchem die lineare Durchgängigkeit auch weiterhin stark eingeschränkt ist. Auch wenn sich im untersten Bereich des

Untersuchungsgebiets eine regelmäßige Reproduktion der Nase einstellen sollte, können diese Tiere nicht in den Lahnabschnitt oberhalb Caldern aufwandern und dortige Bestände stützen.

Für die Nase, ebenso wie für die gesamte Fischgemeinschaft (s. Kap. 7), stellt die mangelnde lineare Durchgängigkeit in der Lahn einen Hauptbelastungsfaktor dar. Die mangelnde Durchgängigkeit verhinderte bislang eine natürliche Ausbreitung aus der Mittleren Lahn in die Obere Lahn, und sie stellt auch die größte Herausforderung bei der Wiederansiedlung der Nase dar. Jede Verbesserung der linearen Durchgängigkeit steigert die Wahrscheinlichkeit einer nachhaltigen, erfolgreichen Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn.

8.4.2 Schwerpunktabschnitte als Managementeinheiten für die Nase

Für einen nachhaltigen Wiederansiedlungserfolg der Nase und damit verbundene Managementmaßnahmen ist es unserer Auffassung nach erforderlich, die Perspektive in der Oberen Lahn stärker auf große, zusammenhängende Einheiten zu legen und geringfügig über die Grenzen des im Projekt abgegrenzten Untersuchungsgebiets zu erweitern. Die Zuflüsse, die der Äschen- und Barbenregion zuzurechnen sind (untere Ohm, Rotes Wasser, untere Wetschaft, untere Perf) sowie die Mittlere Lahn bis zur Stauhaltung des Wehrdaer Wehrs sind funktionell mit den untersuchten Abschnitten verbunden und sollten daher in die Managementkonzepte einbezogen werden. Da für die Nase eine Mindestlänge von 5 km Flussabschnitt als Planungsgrundlage für artspezifische Renaturierungsprojekte angegeben wird (BECKER & ORTLEPP, 2021), wurden zunächst Abschnitte der Oberen Lahn abgegrenzt, in denen dieses Mindestkriterium hinsichtlich der linearen Durchgängigkeit bereits gegeben oder kurzfristig mit geringem Aufwand erreichbar wäre. Nach BECKER & ORTLEPP 2021 können solche Planungsbereiche auch gestaute Gewässerabschnitte enthalten, wenn sie eine gewisse Länge nicht überschreiten. Bei der Nase wird diese Maximallänge mit 1 km angegeben (im Falle der Äsche wären es lediglich 250 m).

Unserer Überzeugung nach lässt sich das Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn hinsichtlich der Wiederansiedlung der Nase funktionell in drei Schwerpunktabschnitte (SPA) einteilen (Abb. 8.10), in welchen für eine erfolgreiche Etablierung der Nase alle notwendigen Teillebensräume in ausreichender Qualität und Quantität vorhanden sein müssen (Fischökotope).

Für alle SPA gilt, dass Nasen, die den SPA einmal flussabwärts verlassen, nicht in ihn zurückkehren können (beim SPA Lahntal gilt dies nur eingeschränkt, s.u.). Sie sind dann also für die lokalen Teilpopulation verloren. Die Nasen werden jedoch nur dann innerhalb des SPAs verbleiben, wenn sie alle notwendigen Teillebensräume und Strukturen in ausreichender Menge und Qualität sowie in einem funktionalen Wirkungszusammenhang (z.B. Habitate von 0+ Nasen unterhalb von Laichplätzen, Habitate von 1+ Nasen nahe den Habitaten für 0+-Nasen) vorfinden. Dies muss auch bei extremen Wasserständen und Durchflüssen gewährleistet sein.

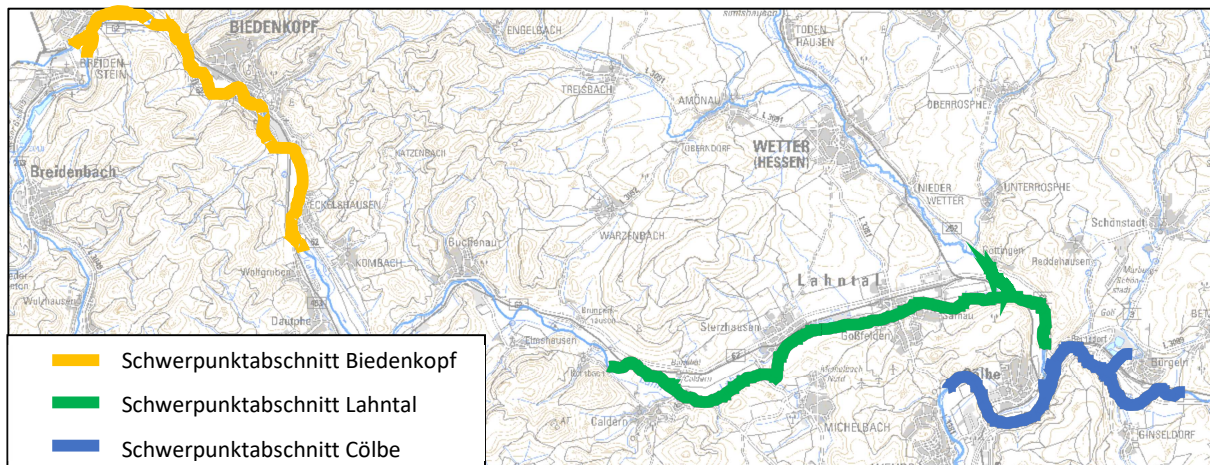


Abb. 8.10: Funktionelle Schwerpunktabschnitte bei der Wiederansiedelung der Nase in der Oberen Lahn. Erläuterungen s. Fließtext.

Um dies sicherzustellen, sollte für die drei SPA eine Defizitanalyse bezüglich der fischökologisch funktionsfähigen Strukturen für die Zielart Nase durchgeführt werden, angelehnt an BECKER & ORTLEPP, 2021. In dieser behördlichen Handreichung im Rahmen der Landesstudie Baden-Württemberg zu fischökologisch funktionsfähigen Strukturen werden für die Zielarten, darunter auch Äsche und Nase, konkret alle Teillebensräume hinsichtlich der entscheidenden Parameter (z.B. Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat) beschrieben und Mindestgrößen von Einzelhabitatflächen sowie Mindestanteile in einem konkreten Bezugsraum angegeben. Auf Grundlage der festgestellten Defizite könnten dann erforderliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur für die Nase geplant werden. Dies können häufig auch Maßnahmen innerhalb des Flussbettes sein, welche keine zusätzlichen Flächen verbrauchen und als Gewässerunterhaltungsmaßnahmen durchführbar sind. Darüber hinaus sollten die Ergebnisse der Defizitanalysen Eingang in weitere Planungen und Vorhaben finden; sie sollten etwa den Planverantwortlichen für die Umsetzung von Ausgleichsmaßnahmen für den Straßenbau (Hessen mobil) im Bereich des SPA Lahntal zur Verfügung gestellt werden, um Synergien zu erzeugen.

8.4.3 Schwerpunktabschnitt Cölbe

Im untersten Bereich („Schwerpunktabschnitt Cölbe“), der nur teilweise innerhalb des Untersuchungsgebiets liegt und sich von der Lahn in der Stauhaltung des Wehres Wehrda bis hoch in die Ohm bis zur für Fische unpassierbaren Hainmühle zieht (und die Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs sowie den unteren Mühlgraben der Moritzmühle und die Ausleitungsstrecke des Mühlenwehrs beinhaltet) sowie den unteren Teil des Roten Wassers (Äschenregion) einschließt, konnten bereits fertile Nasen und 0+-Nasen nachgewiesen werden. Ob diese auf Reproduktion innerhalb dieses Abschnittes zurückgingen, ist jedoch ungeklärt. In drei der fünf Projektjahre wurde die Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs besetzt.

Insgesamt umfasst dieser Schwerpunktabschnitt ca. 9,0 km Fließstrecke der für die Nase relevanten Fischregionen Äschen- und Barbenregion (2,5 km Lahn, 300 m renaturierte Ausleitungsstrecke Eibenhardtwehr, 200 m Ausleitungsstrecke Mühlenwehr, 200 m

Mühlgraben Moritzmühle, 4,8 km Ohm, 100 m Mühlgraben Hainmühle, 900 m Rotes Wasser). Dabei ist lediglich das Rote Wasser durch eine Sohlschwelle und zwei kleinere Abstürze aufwärts nur bedingt passierbar, ansonsten ist volle lineare Durchgängigkeit gegeben.

Der SPA Cölbe ist durch die drei beteiligten Gewässer aus unterschiedlichen geologischen Formationen hinsichtlich seiner Substrate und seiner Abflusscharakteristika divers. Besonders wertvolle Habitatbereiche sind das renaturierte Ohmdelta, die renaturierte Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs, sowie der Renaturierungsabschnitt am Cölber Wald. Für diesen SPA, der als einziger überwiegend der Barbenregion zuzuordnen ist, kann strukturell von besonders günstigen Voraussetzungen für eine langfristige Etablierung der Nase ausgegangen werden, da von einer Zuwanderung von Jungtieren der Nase aus oberhalb gelegenen Teilpopulationen (sofern sich diese etablieren) ausgegangen werden kann, und weil dieser SPA als einziger eine (unserer Einschätzung nach jedoch stark eingeschränkte, s.u.) lineare Durchgängigkeit in stromaufwärts gerichtete Richtung aufweist, die dort lebenden Nasen potentiell Zugang zu zusätzlichen Teillebensräumen böte.

Das Eibenhardtwehr verfügt über eine gut auffindbare Fischaufstiegsanlage und gilt daher behördlich als stromaufwärts voll passierbar (WRRL-Viewer). Allerdings ist die FAA (nach wiederholter persönlicher Beobachtung) in der Regel zumindest teilweise mit Treibgut verkleut, und die gute Auffindbarkeit kann auch nur für Tiere angenommen werden, welche sich bereits innerhalb der Ausleitungsstrecke befinden. Im Bereich des Zusammenflusses der Lahn mit der Ohm verfügen beide Flüsse durchschnittlich über vergleichbare Abflussmengen, und während das gesamte Wasser der Ohm über ein Gerinne abfließt, wird das Wasser der Lahn über drei Abflusswege verteilt, von denen zwei hinsichtlich der Aufwanderung Sackgassen darstellen: die unpassierbare Ausleitungsstrecke des Mühlenwehrs, der unpassierbare Mühlgraben, und die eingeschränkt passierbare Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs. Es erscheint also am wahrscheinlichsten, dass ein aufwanderungswilliger Fisch, der sich an der Hauptströmung orientiert, dem Hauptgerinne in Richtung Ohm (aufgrund der Unpassierbarkeit der Hainmühle ebenfalls eine Sackgasse) folgt und nicht den Weg über die FAA findet.

Dieser SPA wurde in der Projektlaufzeit nur von zwei Probestrecken repräsentiert (Cölber Wehr als Intensivstrecke, Eiserner Steg), da er in großen Teilen außerhalb des definierten Untersuchungsgebietes liegt. Die Intensivstrecke unterhalb des Cölber Wehrs wies als einzige Probestrecke (strukturverbessernde Maßnahmen wurden 2018 durchgeführt) von 2019 bis 2021 hinsichtlich der Fischgemeinschaft einen „guten ökologischen Zustand“ auf (Kap. 7), die Messungen der physikalisch-chemischen Parameter zeigten jedoch Verletzungen der Orientierungswerte in allen untersuchten Parametern auf (Kap. 5). Da diese Probestrecke jedoch eine Ausleitungsstrecke ist, bilden diese Ergebnisse eine Sondersituation ab, die nicht auf den gesamten SPA Cölbe übertragbar ist. Ein Großteil des SPA ist zudem entweder dem Ohmsystem oder der Mittleren Lahn unterhalb des Ohmzuflusses (die Ohm führt vergleichbar viel Wasser wie die Obere Lahn) zuzuordnen, was die Übertragbarkeit der Projekterkenntnisse zusätzlich einschränkt.

8.4.4 Schwerpunktabschnitt Lahntal

Oberhalb der Stauhaltung des Eibenhardtwehrs schließt sich der „Schwerpunktabschnitt Lahntal“ an, der sich bis unterhalb des unpassierbaren Caldernder Wehrs erstreckt und den unteren Abschnitt der Wetschaft (Äschenregion) bis zur unpassierbaren Göttinger Mühle beinhaltet. Er umfasst eine Fließstrecke von ca. 14 km (10,7 km Lahn der Äschenregion, 1,8 km Lahn der Barbenregion, 1,0 km Wetschaft sowie den Mühlgraben der Calderner Mühle) und ist damit der längste weitgehend durchgängige SPA (innerhalb des Abschnitts liegen drei Massivsohlbereiche, von denen einer flussaufwärts als nur bedingt passierbar gilt). Besonders wertvolle Lebensräume umfassen in diesem SPA die Renaturierung „Cölber Furkation“ (Barbenregion), die weitläufige Renaturierung im Bereich Sterzhausen und die Renaturierung unterhalb des Calderner Wehrs.

Insbesondere die renaturierten Bereiche bei Sterzhausen und in der Cölber Furkation sind insofern hervorzuheben, als dass diese Lahnabschnitte eine hohe Dynamik aufweisen. Darüber hinaus sind durch geplante weitere Renaturierungsmaßnahmen (u.a. im Zuge von Ausgleichsmaßnahmen durch Hessen mobil) weitere positive Entwicklungsmöglichkeiten in diesem SPA vorhersehbar. Unter diesen günstigen Voraussetzungen erscheint eine langfristige Etablierung der Nase in diesem SPA ebenfalls als sehr aussichtsreich, zumal eine lokale Teilpopulation sowohl durch Zuwanderung von flussaufwärts (bei Etablierung der Nase im oberen Bereich des Untersuchungsgebiets) als auch evtl. von Zuwanderung aus dem SPA Cölbe gestützt werden könnte. Zwar konnte in diesem Abschnitt weder eine Reproduktion der Nase noch geschlechtsreife Tiere nachgewiesen werden, 2021 konnten jedoch an mehreren Stellen zahlreiche Nasen der Kohorte 1+ gefangen werden. In vier von fünf Projektjahren wurde die Besatzstelle Sterzhausen besetzt (2020 auch die Cölber Furkation), somit war der SPA Lahntal der bislang am intensivsten besetzte Abschnitt.

Im Kontext des abgeschlossenen Projekts wurde der Schwerpunktabschnitt von zwei Intensivstrecken (Sterzhausen, Cölber Furkation) repräsentiert, bei denen es sich um Fließstrecken handelte. Diese waren in den Projektjahren 2017 bis 2021 hinsichtlich der Qualitätskomponente „Fisch“ weitgehend in einem „mäßigen ökologischen Zustand“, in zwei Jahren (Kap. 7). Messungen der physikalisch-chemischen Wasserparameter fanden in diesem Abschnitt nur in Form von Messungen der Wassertemperatur (Datenlogger in Sterzhausen) statt, bei denen eine Überschreitung der Orientierungswerte für die maximale Wassertemperatur festgestellt wurde (Kap. 5).

8.4.5 Schwerpunktabschnitt Biedenkopf

Der oberste „Schwerpunktabschnitt Biedenkopf“ ist von den anderen beiden Abschnitten durch zahlreiche unpassierbare Wanderhindernisse getrennt, an denen teilweise auch WKA liegen. Alle dazwischen liegenden Fließstrecken sind deutlich kürzer als 5 km. Diese Bereiche sind unter den aktuellen Voraussetzungen, trotz des abschnittswisen Angebots wertvoller Habitate (von denen drei Abschnitte auch besetzt wurden), zu kleinräumig, um die langfristige Etablierung sich selbsterhaltender Nasenpopulationen zu ermöglichen. Bei einer nachhaltigen Etablierung der Nase im SPA Biedenkopf und damit einhergehender stetiger Einwanderung von flussaufwärts sollten Teil- oder Satellitenpopulationen der Nase in diesen Abschnitten

jedoch ebenfalls bestehen können. Der langfristigen Etablierung der Nase im SPA Biedenkopf kommt daher eine besondere Bedeutung für diesen Bereich der Oberen Lahn zu.

In diesen SPA Biedenkopf wurden bisher nur Nasen des Jahrgangs 2020 besetzt. Innerhalb des Abschnitts befindet sich noch ein als aufwärts unpassierbar kategorisiertes Wanderhindernis (eine Stütz- oder Grundschwelle bei Lahnkilometer 217,7, die zu einer Wasserspiegeldifferenz von 40 cm führt), für welches nach dem aktuellen WRRL-Bewirtschaftungsplan ein Vorschlag zu Maßnahmen zur Erlangung der linearen Durchgängigkeit vorliegt. Dieses Wanderhindernis trennt derzeit eine insgesamt ca. 3,7 km lange Fließstrecke (2,6 km Lahn der Äschenregion bis zum Wehr Bohne, ca. 400 m Nebengerinne im Bereich der Renaturierung bei Wallau und 700 m der unteren Perf in der Äschenregion bis zu einem aufwärts unpassierbaren Wehr) mit überaus wertvollen Habitaten im Bereich der Renaturierung Wallau (hier befindet sich auch die einzige bekannte Schneiderpopulation in der oberen Lahn) funktionell von einer Fließstrecke ab, welche bis zur Staustufe des Wehres unterhalb Biedenkopf-Eckelshausen bedingt durchgängig ist und mehrere renaturierte Teilstrecken enthält. Darunter befindet sich auch die großräumige Renaturierung Im Urbann bei Biedenkopf.

Könnte dieses Wanderhindernis, mit welchem keinerlei Nutzungsinteressen (wie z.B. Wasserkraft) verbunden sind, z.B. durch Anrampung passierbar gemacht werden, entstünde eine zumindest für Nasen der Kohorten $\geq 1+$ weitgehend durchgängige Fließstrecke (s.u.) im SPA Biedenkopf von ca. 10 km Länge. Ein bis vor kurzer Zeit noch aufwärts unpassierbarer Absturz bei Lahnkilometer 216,4 wurde inzwischen offenbar passierbar gemacht (aktueller Bewirtschaftungsplan im WRRL-Viewer). Dies gilt zwar theoretisch auch für das Wehr Bohne, das über eine FAA verfügt, allerdings zeigten die eigenen Beobachtungen in der Vergangenheit, dass weder die Reinigung des Fischpasses noch die Bereitstellung einer ausreichenden Wassermenge in der Ausleitungsstrecke für das Auffinden dieses Fischpasses zuverlässig gegeben waren (vergl. u.a. Hübner et al. 2017, 2018, 2019). Das marode Wehr oberhalb der Renaturierungsstrecke bei Wallau ist nicht in den Daten des WRRL-Viewers enthalten, es ist jedoch durch ein Umgehungsgerinne flussaufwärts passierbar (die Staulänge ist nicht bekannt).

Innerhalb des SPAs befinden sich zahlreiche flussaufwärts als voll oder bedingt passierbar kategorisierte Wanderhindernisse, welche teilweise auch zu Rückstau führen: Sohlschwelle bei Lahnkilometer 216,8, voll passierbar; Sohlenrampe bei Lahnkilometer 215,7 voll passierbar, Rückstau 25 m; Festplatzwehr Biedenkopf, voll passierbar, 145 m Staulänge; Sohlenrampe bei Lahnkilometer 214,1, bedingt passierbar; Massivsohle im Bereich des Pegels Biedenkopf, voll passierbar; Stützwelle bei Lahnkilometer 213,8, voll passierbar; Sohlenrampe bei Lahnkilometer 212,8 (oberhalb der Renaturierung Im Urbann-Seewasen), bedingt passierbar, Rückstau 112 m; Sohlenrampe bei Lahnkilometer 211,0 (Biedenkopf-Eckelshausen), bedingt passierbar. Für aus dem Bereich Wallau abdriftende Nasen der Kohorte 0+, welche noch relativ schwimmschwach sind, ergeben sich also durchaus Probleme in der linearen Durchgängigkeit. Sie können vermutlich frühestens im Folgejahr wieder in obere Bereiche dieses SPAs aufsteigen. An keinem der Wanderhindernisse innerhalb des SPA Biedenkopf wird Wasserkraft genutzt.

Auch unabhängig von der linearen Durchgängigkeit stellt der SPA Biedenkopf eine größere Herausforderung für die Wiederansiedlung der Nase dar als die weiter flussabwärts liegenden Bereiche. Es ist der einzige SPA, der ausschließlich in der Äschenregion liegt, und der Längsverbau des Gewässers ist aufgrund des hohen Anteils von Ortslagen weit stärker ausgeprägt. Zudem kann eine Nasenpopulation in diesem Bereich nicht durch einwandernde oder verdriftete Individuen aus anderen Abschnitten gestützt werden. Allerdings liegen in diesem SPA zum einen mit den Renaturierungen bei Wallau und Biedenkopf-Im Urbann zwei Abschnitte, die in einzelnen Projektjahren einen „guten ökologischen Zustand“ hinsichtlich der Qualitätskomponente „Fisch“ erreichen konnten (Kap. 7), zum anderen zeigten die Messungen der physikalisch-chemischen Parameter bei Wallau die geringsten Belastungen im Vergleich zu den anderen Probestellen auf (Kap. 5). Gegenwärtig (ohne zusätzliche flankierende Maßnahmen) ist das Potential dieses SPA also erheblich, sofern innerhalb des SPA die lineare Durchgängigkeit hergestellt werden kann (s.o.).

8.4.6 Fokuserweiterung auf Ganzjahreslebensräume

Im Rahmen dieses Projekts wurden zwar an vielen Stellen in der Oberen Lahn bereits strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt, und diese Maßnahmen tragen bereits stark zu einer Verbesserung der Lebensraumsituation der Nase im Untersuchungsgebiet bei (es wurden z.B. nach Durchführung der strukturverbessernden Maßnahmen in der Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs keine abgedrifteten 0+ Nasen mehr im Aalfang Marburg nachgewiesen). Diese strukturverbessernden Maßnahmen wurden jedoch mit Hauptfokus auf Laichplätze der Äsche und anderer kieslaichender Fischarten (wie der Nase) ausgeführt (vergl. Kap. 6). Diese Laichplätze (im Idealfall mit darunter benachbarten Jungfischhabitaten) stellen jedoch selten auch Ganzjahreslebensräume der Nase dar: während Laichplätze der Äsche (und der Nase) vor allem von mitteltiefen, überströmten Fließstrecken mit kiesigem Grund geprägt sind, nutzen adulte Nasen vor allem stark durchströmte, tiefe Rinnen (> 1 m Wassertiefe) mit steinigem oder felsigem Substrat als bevorzugtes Nahrungshabitat (BECKER & ORTLEPP, 2021). Diese liegen nicht notwendigerweise in Abschnitten nahe den Laichplätzen, und Nasen legen weite Strecken zurück, um solche Stellen aufzusuchen. Bei einem Mangel an solchen Nahrungshabitaten steigt die Wahrscheinlichkeit, dass adulte Nasen aus dem SPA auswandern.

8.4.7 Notwendigkeit der Fortführung von Besatzmaßnahmen

Der Besatz von Nasen sollte, parallel zur oben beschriebenen Habitataufwertung, unbedingt nach dem inzwischen bewährten Verfahren weitergeführt werden, bis ein Bestand mit einem natürlichen Kohortenaufbau etabliert ist. Dabei sollte sich der Besatz ausschließlich auf die drei SPA fokussieren. Nach gegenwärtigem Stand der linearen Durchgängigkeit in der Oberen Lahn würden wir von weiterem Besatz zwischen Eckelshausen und Caldern und oberhalb des Wehrs Bohne vollständig absehen.

Die Nase als ausgesprochener Schwarmfisch ist darauf angewiesen genügend andere Individuen innerhalb ihres Lebensraumes zu finden, damit sie sich erfolgreich selbständig vermehren und der Bestand erhalten werden kann. Als Besatzquelle sollten weiterhin die bestehenden Populationen aus der Mittleren Lahn dienen. Um möglichst viele Besatztiere für

die Obere Lahn zur Verfügung zu haben, sollten Nasen weiterhin am Laichplatz abgestreift und aus den so gewonnenen befruchteten Eiern in einer Fischzucht möglichst viele 0+ Nasen produziert werden. Wie die Ergebnisse dieser Studie gezeigt haben, ist es vom Vorteil, wenn der Besatz der 0+ Nasen möglichst früh nach den Frühjahrshochwässern in die Lahn stattfindet, damit eine ausreichend lange Adaption der Tiere an die Lebensräume im Gewässer noch vor der Winterruhe stattfinden kann.

Neben dem offensichtlichen Grund, dass eine höhere Zahl an Besatztieren auch eine höhere Erfolgswahrscheinlichkeit in Aussicht stellt, hätte eine weitere Fortführung der Besatzmaßnahmen zusätzliche Vorteile. Zum einen kann innerhalb kürzerer Zeit ein natürlicher Kohortenaufbau erreicht werden (im SPA Biedenkopf gehören derzeit alle Nasen dem Jahrgang 2020 an). Zum anderen wird dadurch eine Steigerung bzw. die Bewahrung der genetischen Vielfalt der Population erreicht. Bei der Gewinnung von Besatzmaterial konnten in manchen Jahren nur sehr wenige Rogner gestreift werden (s.o.), so dass die besetzten Tiere aufgrund der geringen Anzahl an Elterntieren einen „genetischen Flaschenhals“ durchlaufen haben. Wenn diese Tiere ohne weiteren Genfluss von außen eine selbsttragende Population aufbauen würden, wäre diese genetisch zunächst wenig divers, und darüber hinaus auch noch (aufgrund der zunächst noch geringen Individuenzahl) stark anfällig für einen weiteren Verlust an genetischer Diversität durch genetische Drift. Genetische Verarmung kann in weiterer Folge zu verminderter Fitness der Population führen (Inzuchtdepression), was die Wahrscheinlichkeit einer langfristigen und nachhaltigen Wiederansiedelung der Nase verringern kann.

Um zusätzlichen Genfluss in die neuen Populationen in der Oberen Lahn zu bewirken, können auch adulte Nasen aus den Populationen der Mittleren Lahn zugesetzt werden. OVIDIO et al. (2016) konnten nachweisen, dass das Einsetzen von adulten Nasen, welche im Februar und März (vor der Eiablage) gefangen wurden, im selben Jahr noch zu einer erfolgreichen Reproduktion im Besatzgebiet führten. Bei den Elektrobefischungen zur Gewinnung von Besatzmaterial werden häufig auch adulte Nasen gefangen, die zwar bereits Geschlechtsprodukte angesetzt haben, aber noch nicht voll ausgereift sind. Solche Tiere könnten eingesetzt werden, um die genetische Vielfalt in den Schwerpunktschnitten zu steigern. Auch bei dieser Maßnahme läge die Priorität bei dem SPA Biedenkopf, denn die dortige Population wird als vulnerabelste eingeschätzt. Die anderen Teilpopulationen in den SPAs Lahntal und Cölbe werden mit hoher Wahrscheinlichkeit Genfluss aus dem SPA Biedenkopf erhalten.

Um festlegen zu können, wann ein Besatz nicht mehr notwendig (oder wegen eventuellen Misserfolgs nicht mehr sinnvoll) ist, sollte ein Monitoringkonzept entwickelt und in den drei SPA durchgeführt werden. Dabei sollten Monitoringstrecken in den (im Rahmen der Defizitanalyse kartierten) Teilhabitaten der unterschiedlichen Altersklassen der Nase eingerichtet werden, um alle Altersklassen gezielt nachweisen zu können.

9 Bestandsstützung der Äsche

9.1 Einleitung

Die Europäische Äsche *Thymallus thymallus* ist die Leitfischart der Fließgewässerregion, zu der die Obere Lahn oberhalb der Wetschaftsmündung gehört (Äschenregion). Sie steht stellvertretend für alle strömungsliebende Fischarten, die im Oberlauf der Flüsse unter naturnahen Bedingungen schnell fließende, sauerstoffreiche Flussabschnitte mit unterschiedlichen Wassertiefen besiedeln.

Die Europäische Äsche gehört zur mit den lachsartigen Fischen (Salmonidae) eng verwandten Familie der Äschen (Thymallidae) und ist, wie alle Vertreter dieser beiden Familien, eine kälteliebende (kaltstenotherme) Fischart. Sie toleriert in den Sommermonaten gerade noch mittlere Wassertemperaturen von 17°C (SCHMITZ & SCHUHMAN 1982). Diese Temperaturtoleranz wirkt sich limitierend für ihre Verbreitung im Fluss aus. Flussabwärts werden die Temperaturen in der Barbenregion zunehmend zu hoch. Flussaufwärts ist die Äsche weniger durch die niedrigeren Temperaturen, als durch ihren Bedarf an Aufenthalts- und Schwimmraum begrenzt (DUMJIC 1997).

Die Äsche gehört, wie viele andere Fischarten dieser Fließgewässerregion (Bachforelle, Lachs, Meereforelle, Barbe), zu den kieslaichenden Fischarten. Sie vergräbt aktiv ihre Eier in den Kiesgrund und nutzt somit das Kieslückensystem als Inkubationsraum für ihre Eier und frühen Larvalstadien. Dabei können die Larven nach dem Schlupf tief in das Kieslückensystem (hyporheisches Interstitial) eindringen und sind so vor Räubern (größeren Fischen, Insektenlarven etc.) im freifließenden Oberflächenwasser geschützt.

Nachdem der Dottersack der Larven aufgebraucht ist, verlassen sie das Kieslückensystem und schwimmen in das frei fließende Oberflächenwasser. Dabei werden sie von der fließenden Welle erfasst und flussabwärts verdriftet. Erst nachdem sie strömungsberuhigte Bereiche oder Buchten im unmittelbaren Uferbereich erreicht haben ist ihre Abdrift zu Ende (BARDONNET & GAUDIN 1990, BARDONNET et al. 1991; SEMPEKI & GAUDIN 1995). In den Buchten sind sie in der Lage, aktiv Futter aus der Drift aufzunehmen und heranzuwachsen (SCOTT 1985, SEMPEKI et al. 1995). Mit zunehmendem Alter spielen dabei die auf das Wasser gefallen Insekten, die sogenannte Anflugnahrung, eine wichtige Rolle in der Ernährung (HÜBNER 1997).

Die Ersthabitate unterhalb der Laichplätze für Äschenlarven sind meist leicht durchströmte Flachzonen und Buchten. Dort kann entsprechend Nahrung eindriften, und gleichzeitig sind die Buchten so flach, dass größere Fische die Larven und späteren Jungfische nicht erreichen und fressen können (BARDONNET et al. 1991, SEMPEKI & GAUDIN 1995b, SAGNES et al. 1997). Mit zunehmender Schwimmkapazität verlassen die Jungfische die strömungsgeschützten Flachwasserbereiche und wandern in die stärker angeströmten Uferbereiche mit flachem bis mittlerem Wasserstand oder stark durchströmte Flachwasserzonen (Rauschen) in Flussmitte ein (SEMPEKI et al. 1998). Natürlicherweise befinden sich diese Zonen in der Nähe von Kiesbänken, wo der Randbereich entsprechend flach ist.

In der Juvenilphase nehmen vor allem biotische Interaktionen, wie Prädation, inter- und intraspezifische Konkurrenzbeziehungen, und das Habitatangebot Einfluss auf die Mortalität der Larven und juvenilen Äschen (BLAXTER 1991, DEEGAN et al. 1999, GUTHRUF 1996, CLARAMUNT & WAHL 2000, LOBÓN-CERVIÁ 2013). Diese Faktoren bestimmen, zusammen mit den Habitatverhältnissen am Laichplatz, maßgeblich den lokalen Reproduktionserfolg von Äschen in den verschiedenen Flussabschnitten.

Im Spätherbst haben die schnellwachsenden Äschen bereits eine Totallänge von ca. 20 cm erreicht und suchen tiefe und strömungsberuhigte Flussabschnitte mit Deckungsstrukturen als Winterquartiere auf, die sie sich mit größeren Artgenossen teilen. Im nächsten Frühjahr wandern die Äschen in stärker durchströmte Rinnen ein. Tiere, die geschlechtsreif sind, wandern zu den Laichplätzen, die sich an kiesigen, stark strömenden Flussabschnitten befinden. Natürlicherweise befinden sich diese Zonen ebenfalls in der Nähe von Kiesbänken, wo der Randbereich entsprechend flach ist, oder in Rauschen mit geringer Wassertiefe.

In den Sommermonaten bevorzugen semiadulte (1+ Jahrgang) und adulte Äschen ($\geq 2+$ Jahrgang) stark durchströmte, tiefe Rinnen in denen Deckungsstrukturen (Totholz, Kolke) wichtige Teilhabitate bilden, ohne dass die Äschen besonders daran gebunden sind (z.B. kein Revierverhalten). Als minimaler Lebensraum für Äschen werden 2 km lange Flussabschnitte angegeben, die alle wichtigen Schlüsselhabitate (Laich-, Aufwuchs, Sommer- und Winterhabitate, Tab. 9.1) enthalten müssen, damit sich eine Population dauerhaft halten kann (BECKER & ORTLEPP 2021).

Tab. 9.1: Überblick Nutzung verschiedener Teilhabitate im Lebenszyklus der Äsche

Teilhabitat mit notwendigem Strukturinventar	Entwicklungsstadium	Nutzungsperiode
Laichhabitat: überströmte Kiesflächen mit Deckungsstrukturen als Ruhehabitate für Laichtiere.	Adulte	März bis April
Larvenaufwuchshabitat: Lückensystem im Kiesbett	Eier und Larven	März bis Mai
Brütlingaufwuchshabitat: strömungsarme flache Ufer und Buchten. Lage: nahe unterhalb des Laichplatzes.	Brütlinge	Mai
Erstaufwuchshabitat der juvenilen Äschen: flach abfallende angeströmte Uferbereiche.	Junge Juvenile	Juni
Folgeaufwuchshabitat der juvenilen Äschen: flache, strömende Bereiche am Ufer oder in Flussmitte (Rauschen).	Juvenile	Juli bis September
Sommerhabitat: tiefe Fließrinnen mit und ohne Deckungsstrukturen.	Semiadulte & Adulte	Mai bis Oktober
Winterhabitat: sehr tiefe, strömungsarme Rinnen und Nebenarme mit ggf. Deckungsstrukturen.	Semiadulte & Adulte	Oktober bis Februar

In der Oberen Lahn sind, laut Auskunft der Fischereiberechtigten, in den letzten zwei Jahrzehnten die Äschenbestände stark zurückgegangen. Eine Studie im Jahr 2015 (im Auftrag des Fischereivereins in Biedenkopf) zeigte, dass an lediglich an zwei Laichplätzen sehr wenige

Laichtiere (zwei bzw. acht Individuen) die Population in dem oberen Teilabschnitt des Untersuchungsgebiets aufrechterhielten (HÜBNER 2015). Als mögliche Ursachen für den geringen Äschenbestand in der Lahn bei Biedenkopf wurde ein Mangel an Aufwuchshabitaten (flache angeströmte Uferstrukturen, s.o.) und Deckungsstrukturen für große Fische festgestellt. Dabei könnte sich Letzteres besonders negativ auf den Äschenbestand ausgewirkt haben, denn aufgrund der Analyse der Zusammensetzung der übrigen Fischfauna wurde ein erhöhter Prädationsdruck durch den Kormoran im Gebiet bei Biedenkopf vermutet. Zudem wurde, wegen hoher Bachforellenbestände an einigen Stellen, eine interspezifische Konkurrenz zwischen Bachforelle und Äsche zu Lasten der Äsche festgestellt. Beide Arten haben ab einem bestimmten Entwicklungsstadium ähnliche Anforderungen an ihre Aufwuchshabitate (JUNGWIRTH et. al 2003, UNFER 2012).

Im Folgejahr wurden daraufhin die Untersuchungen in der Oberen Lahn ausgeweitet, und es wurden sowohl Abschnitte oberhalb von Biedenkopf als auch Abschnitte von Biedenkopf bis Marburg untersucht (Hübner et al. 2016c). Hierbei wurden, ähnlich wie im Vorjahr im Bereich Biedenkopf, nur wenige aufschwimmende Äschenlarven im Frühjahr gezählt. Da für den unteren Teil der Oberen Lahn bei Lahntal und Marburg Vergleichsdaten aus den Jahren 1995 bis 2000 bezüglich der Anzahl von Laichtieren und aufschwimmender Äschenlarven aus dem Kiesbett vorlagen (Hübner 2003), konnte der starke Rückgang der Äschen in der Oberen Lahn erstmals gesichert dokumentiert werden. Allerdings waren die Ursachen für diesen Rückgang komplex und keinesfalls monokausal erklärbar.

Deshalb standen in der hier vorliegenden Studie nicht nur Erfolge oder Misserfolge verschiedener Maßnahmen zur Stützung des Äschenbestandes in der Oberen Lahn im Fokus, sondern auch die Suche nach den möglichen Ursachen des Rückganges, damit die Maßnahmen entsprechend angepasst werden konnten. Aus diesem Grund wurden die in Kap. 2 beschriebenen, vielfältigen Messungen während der verschiedenen Entwicklungsabschnitte der Äsche durchgeführt. Dadurch sollten veritable Daten über mögliche Ursachen des Rückganges gewonnen und eine Gewichtung geeigneter Gegenmaßnahmen festgelegt werden.

9.2 Substrateigenschaften an den Laichplätzen 2017 bis 2021

Das Kiesbett (hyporheisches Interstitial) stellt als Inkubationsraum das erste Habitat im Lebenszyklus der Äsche dar. Von der Eiablage bis zum Aufschwimmen der Larven nach Aufzehren des Dottersacks verbleiben die Tiere im Lückensystem des Kiesbetts. Dabei sind sie für ein erfolgreiches Aufwachsen auf geeignete physikalisch-chemische Habitatbedingungen angewiesen. Im Kieslückensystem werden diese Bedingungen einerseits von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Oberflächenwassers geprägt (s. Kap. 5), andererseits beeinflusst das Ausmaß des Austauschs zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser die Ausprägung der physikalisch-chemischen Habitatbedingungen. Bei einer guten Durchströmung des Kiesbettes und einem ausgeprägten Austausch mit dem Oberflächenwasser gleichen sich die physikalisch-chemischen Verhältnisse im Interstitial jenen des Oberflächenwassers stark an. Bei einem eingeschränkten Austausch, z.B. durch geogene oder biogene Kolmation, überprägen lokale Prozesse (z.B. Sauerstoffzehrung beim Abbau organischer Substanz im

Kiesbett) die physikalisch-chemischen Habitatbedingungen im Kiesbett. Infolgedessen kann der Schlupferfolg der Äsche bis hin zum Totalverlust negativ beeinflusst werden.

Dieser Zusammenhang führte bei der Evolution der Äsche zu einem spezifischen Eiablageverhalten, bei dem die Rogner vor der Eiablage mit dem Schwanzstiel den Kies auflockern und eine Laichgrube anlegen. Bei diesem Vorgang werden Sedimente, die sich zwischen den Kieseln abgelagert hatten, mobilisiert, so dass der Kies im Bereich der Laichgrube besser durchströmt wird. Somit schafft die Äsche lokal verbesserte Ausgangsbedingungen im Kiesbett an jenen Orten, wo anschließend die Eiablage erfolgt. Die Bereiche dieser Laichgruben werden anschließend teilweise auch von anderen kieslaichenden Fischarten, die selbst keine Laichgruben anlegen (wie z.B. die Nase), zur Eiablage genutzt.

9.2.1 Die Bedeutung der Substrateigenschaften der Äschenlaichplätze

Die Anreicherung von feinpulverigem Material im Kiesbett kann dessen Durchlässigkeit und damit den Austausch des Interstitialwassers mit dem Oberflächenwasser behindern. Durch diese Entkoppelung können sich Stoffe im Interstitial anreichern oder Defizite in der Sauerstoffversorgung entstehen. Diese Kolmationsfolgen können am Laichplatz zur Verschlechterung der Habitatbedingungen der Äschenbrut im Laufe ihrer Entwicklung führen. Der Schlupferfolg von Äschenlarven ist daher unter anderem abhängig vom Feinsedimentgehalt des Laichplatzes (HÜBNER 2003). Dabei ist der Schlupferfolg negativ mit dem Anteil an Korngrößen < 2 mm (Sand- und Schlufffraktionen) korreliert.

Wie groß der Anteil an Feinsedimenten an einem potentiellen Laichplatz ist, verändert sich maßgeblich in Abhängigkeit von hydrologischen Prozessen: in Phasen geringer Abflüsse überwiegt der Prozess der Sedimentation, bei sehr hohen Abflüssen (Hochwässer) wird ab dem Überschreiten einer von der lokalen Korngrößenzusammensetzung abhängigen Schwelle das Substrat mobilisiert, und dabei Feinsedimente ausgewaschen. Daher war die Untersuchung der Substrateigenschaften der potentiellen Äschenlaichplätze von hoher Bedeutung.

9.2.2 Gewinnung und Analyse der Substratproben

Am Ende der Interstitialphase wurden dazu von allen neun Intensivprobestrecken jährlich Kiesproben direkt am potentiellen Laichplatz genommen. Dabei wurden, wenn erkennbar, drei Proben an einem tatsächlichen Laichplatz (sichtbar durch Fische gestörtes Kiesbett) und drei Proben in direkter Nähe außerhalb des von Fischen gestörten Kiesbettes (ungestörtes Kiesbett) genommen (Abb. 9.1). Dadurch sollte zum einen der Anteil von Feinsedimenten und organischem Material im Kiesbett erfasst werden, um geogene und biogene Kolmationsprozesse zu erfassen. Der Vergleich der Laichplätze mit ungestörtem Kiesbett erlaubte zudem eine Abschätzung, inwieweit das Schlagen von Laichgruben durch die Elterntiere der Kolmationswirkung entgegenwirken kann, um die Habitatqualität des Kieslückensystems für die Interstitialphase der Äsche zu verbessern.



Abb. 9.1: Entnahme von Kiesproben durch die Kühn Geoconsulting GmbH. Oben links: Markierungen von gestörtem (Laichplätze) und ungestörtem Kiesbett in Laichplatznähe der Äschen durch Dr. Dirk Hübner (BFS). Oben rechts: Ausmessen der beprobten Kiesflächen. Unten links: Aufstellen der Wanne zur Strömungsberuhigung. Unten rechts: Kiesprobenahme.

Die jeweiligen Probestellen wurden stets vom Projektleiter Dr. Dirk Hübner mithilfe von Eisenstäben markiert, da sich die konkreten Laichorte jährlich ändern, und somit auch die Verteilung der Areale mit gestörtem und ungestörtem Kiesbett. Unter Anleitung des Projektleiters wurden anschließend die Proben durch die Firma Kühn Geoconsulting GmbH aus Bonn genommen. Dabei wurde die Methode nach HÜBNER (2003) verwendet. Dazu musste die Strömungsgeschwindigkeit im Probeareal vorab minimiert werden, um den Verlust von Feinsedimenten bei der Probennahme zu vermeiden. Dies wurde in diesem Fall mit Hilfe einer großen Kunststoffwanne ohne Boden erreicht, deren Kontaktzonen zum Gewässerboden mit Plastikplanen abgedichtet wurden. Anschließend wurde eine Sedimentprobe mit einem Surber-Sampler (Grundfläche von 30 x 30 cm und Maschenweite 55 µm) bis zu einer Tiefe von 20 cm aus dem strömungsberuhigten Bereich entnommen.

Die Analyse der Substratzusammensetzung und des biogenen feinputikulären Materials wurde von der Firma Kühn Geoconsulting GmbH im Labor durchgeführt. Dabei erfolgte die Aussiebung des Größtkorns gemäß DIN 18123 über Quadratlochsiebe. Die Zuordnung zu Böden nach DIN 18196 erfolgte in Abhängigkeit der Ungleichförmigkeitszahl $U = d_{60}/d_{10}$. Die Bestimmung des Glühverlustes wurde nach DIN 18128-GL durchgeführt.

9.2.3 Substratcharakterisierung der Laichplätze 2017 bis 2021

Wie zu erwarten waren die Laichplätze und ihre direkte Umgebung von Kiesen geprägt (Tab. 9.2). Innerhalb dieser Kiesböden dominierte klar die Korngrößenfraktion des Grobkieses, in 92,1 % der Proben stellte dieser den Hauptgemengeteil (Steine: 4,4 %, Mittelkies: 3,1 %, Feinkies: 0,4 %).

Tab. 9.23: Übersicht über die Klassifikation der im Bereich der potentiellen Laichplätze genommenen Kiesproben. LP = Laichplätze, K = Kontrollen im ungestörten Kies, GW = weitgestufter Kies, GE = enggestufter Kies, GI = intermittierender Kies, GU = Kies-Schluff-Gemisch.

Probeabschnitt (Intensivstrecken)	Kategorie	Proben (n)		Boden (Anteil Proben, %)			
		LP	K	GW	GE	GI	GU
Unterhalb Wehr Amalienhütte	Ausleitung	0	21	61,9	38,1	0,0	0,0
Renaturierung Wallau (Hammergraben)	Renaturierung	12	18	80,0	13,3	6,7	0,0
Biedenkopf (Sachsenhausen)	Fließstrecke / Ortslage	0	21	57,1	14,3	28,6	0,0
Unterhalb Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen)	Renaturierung	3	18	50,0	41,7	8,3	0,0
Unterhalb Wehr Wilhelmshütte	Ausleitung	0	21	90,5	4,8	4,8	0,0
Buchenau	Ausleitung / Ortslage	9	18	70,4	11,1	14,8	3,7
Sterzhausen	Fließstrecke	12	18	76,7	6,7	16,7	0,0
Furkation Cölbe	Renaturierung	6	18	33,3	66,7	0,0	0,0
Unterhalb Cölber Wehr (Eibenhardtwehr)	Ausleitung	12	18	80,0	16,7	3,3	0,0
Gesamt		∑ 54	∑ 174	Ø 67,5	Ø 22,8	Ø 9,2	Ø 0,4

An acht von neun Stellen dominierten weitgestufte Kiese (GW, 67,5 % aller genommenen Proben), nur in der Probestrecke Furkation Cölbe dominierten enggestufte Kiese (GE), welche in allen anderen Probestrecken ebenfalls vorkamen (insgesamt 22,8 % aller Proben). Auch intermittierende Kiese traten an sieben von neun Stellen auf (9,2 % aller Proben). Einen Sonderfall stellte eine einzelne Probe in der Ortslage Buchenau von 2021 dar, die aufgrund ihres hohen Schluffanteils von > 7 % als Kies-Schluff-Gemisch (GU) klassifiziert wurde. Möglicherweise gab es an diesen konkreten Probenort einen lokal begrenzten Eintrag, ggf. bei der Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen im Winter 2020/21. Diese Einzelprobe wurde für die weitere Auswertung bezüglich des Feinsedimentanteils nicht mitberücksichtigt. Alle Einzelmessergebnisse sind den jährlichen Berichten der Firma Kühn Geoconsulting GmbH (DÖTLING 2017, 2019a, 2019b, 2020, 2021) zu entnehmen.

9.2.4 Feinsedimentanteile im ungestörten Kies

Der Anteil an Feinsedimenten (Sand- und Schlufffraktion) in den ungestörten Kontrollproben variierte stark zwischen den Einzelproben (Maximum: 29,5 %, Minimum: 0,0 %), im durchschnittlichen Verlauf über die Projektlaufzeit ließen sich der Prozess der Sedimentation und der Effekt von Hochwässern auf den Feinsedimentanteil im Kies im Mittel jedoch gut abbilden. Dabei zeigten sich zudem deutliche Unterschiede zwischen Ausleitungsstrecken und Fließstrecken (Abb. 9.2, links).

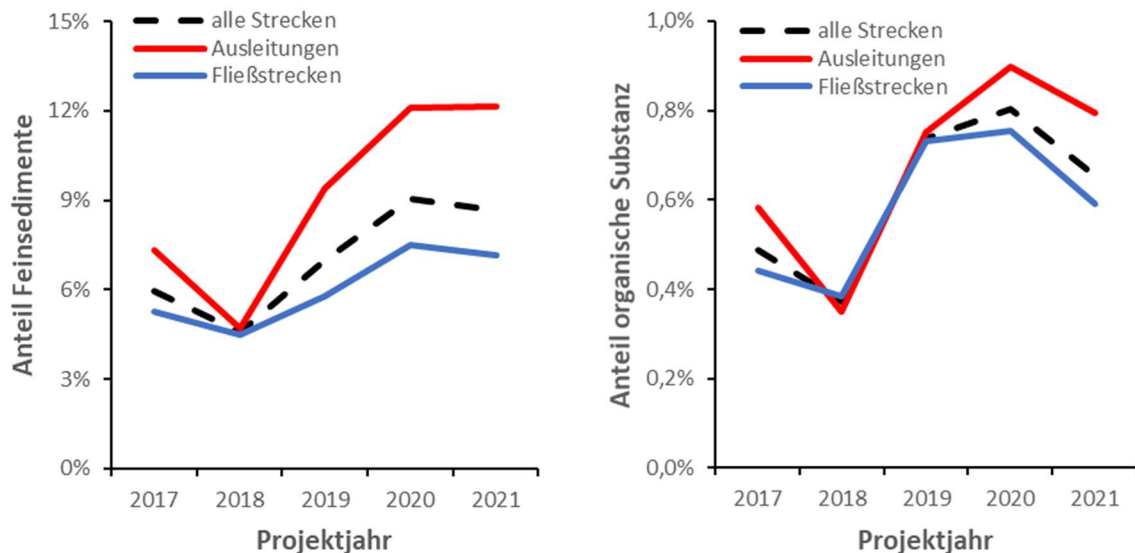


Abb. 9.2: Mittlerer Anteil an Feinsedimenten und organischer Substanz im ungestörten Kiesbett im Projektverlauf in Fließ- und Ausleitungsstrecken. Links: Anteil Feinsedimente. Rechts: Anteil organischer Substanz.

Bereits 2017 zeigte sich in den ersten Sedimentbeprobungen Unterschiede im Feinsedimentanteil zwischen Fließstrecken und Ausleitungsstrecken. Die Kiesproben der Fließstrecken enthielten durchschnittlich 5,2 % Sand und Schluff, die der Ausleitungsstrecken mit 7,3 % etwa 40 % mehr. Ähnlich waren die Verhältnisse bezüglich des Anteils organischer Substanz (Abb. 9.2, rechts). Im Kies der Ausleitungsstrecken war dieser Anteil mit durchschnittlich 0,58 % etwa 32 % höher als in den Fließstrecken mit durchschnittlich 0,44 %.

Vermutlich infolge der drei Hochwässer, die zwischen den Beprobungen 2017 und 2018 in der Oberen Lahn auftraten (Sommerhochwasser 2017, zwei Winterhochwässer 2017/18), lag der Feinsedimentanteil 2018 in allen Proben deutlich geringer (über alle Probestellen im Durchschnitt bei 4,6 %). Es bestand deshalb in den Proben des Jahres 2018 kein eindeutiger Unterschied zwischen den Proben der Ausleitungs- und Fließstrecken (im Mittel 0,2 Prozentpunkte), so dass davon ausgegangen werden kann, dass die genannten Hochwässer allerorten Kies durchspült und ggf. auch umgelagert hatten. Das gleiche Muster zeigte sich im Anteil organischer Substanz mit einem Rückgang auf durchschnittlich 0,37 % (nur 0,03 Prozentpunkte Durchschnittsdifferenz zwischen Ausleitungs- und Fließstrecken).

Im Februar 2018 begann eine lange Trockenheits- und Niedrigwasserperiode, die sich in allen Probestrecken in erhöhter Sedimentation niederschlug (vergl. Kap. 4). Dies wirkte sich jedoch

in den Beprobungen 2019 unterschiedlich bei Feinpartikeln geogenen und biogenen Ursprungs aus. Während der durchschnittliche Anteil an Feinsedimenten wesentlich deutlicher in den Ausleitungsstrecken stieg (auf 9,4 % in den Ausleitungsstrecken und damit 63 % bzw. 3,6 Prozentpunkte höher als in den Fließstrecken mit durchschnittlich 5,8 %), gab es keine ausgeprägten Unterschiede im deutlichen Anstieg des organischen Anteils (auf durchschnittlich 0,74 %) in den Kiesproben (Unterschied < 0,02 Prozentpunkte). Diese unterschiedliche Dynamik ist vermutlich auf einen überproportionalen Sedimentationseffekt des Niedrigwassers in Ausleitungsstrecken durch zu geringe Wasserführung zurückzuführen, während die Prozesse, die zu biogener Kolmation führen, offenbar weniger stark von den Abflussbedingungen betroffen waren.

Aufgrund der extrem niedrigen Abflüsse 2019 (s. Kap. 4) ist von einer ausgeprägten Fortsetzung der geogenen und biogenen Sedimentationsprozesse bis Februar 2020 auszugehen, als ein Hochwasser geringer Ausprägung die Obere Lahn betraf. Dessen Wirkung reichte offenbar nicht aus, um den Kies in weiten Strecken der Oberen Lahn umzulagern und vollständig durchzuspülen, denn die Feinsedimentanteile und Anteile organischer Substanz stiegen in den Kiesproben im Vergleich zu 2019 weiter an. Während sich im durchschnittlichen Feinsedimentanteil die betonten Unterschiede zwischen Ausleitungsstrecken (12,1 %) und Fließstrecken (7,5 %) weiter verstärkten (Differenz: 4,6 Prozentpunkte, 62 %), traten diese Unterschiede im Anteil organischer Substanz erstmals seit 2017 und in ähnlich starker Ausprägung (Differenz ca. 0,15 Prozentpunkte) wieder auf. Mit 0,75 % (Fließstrecken) bzw. 0,90 % (Ausleitungsstrecken) wurden 2020 die höchsten Anteile organischer Substanz in den Kiesproben gemessen (Durchschnitt über alle Strecken: 0,80 %).

Es ist zu vermuten, dass Hochwässer geringerer Ausprägung ausreichen, um eine gewisse oberflächliche Durchspülung des Kiesel zu erreichen, aber nicht zu einer vollständigen Umlagerung führen. Zudem sollten sich diese kleineren Hochwässer auch stärker in Fließstrecken auswirken, die den gesamten Abfluss aufnehmen, als in Ausleitungsstrecken, welche nur einen (in den meisten Abflusssituationen deutlich geringeren) Anteil des Lahnabflusses aufnehmen. Es liegt nahe, dass der Anteil organischer Substanz bei leichten Hochwässern stärker zurückgeht als der Feinsedimentanteil, da dessen Partikel zum einen eine höhere Dichte aufweisen (es sind Fraktionen bis hin zum Grobsand enthalten) und zum anderen eine teilweise Durchspülung des Kiesel auch den Abbau organischer Substanz günstig beeinflusst.

Diese Annahme würde auch die im Jahr 2021 ermittelten Anteile an Feinsediment bzw. organischer Substanz erklären. Ende Januar ereignete sich in der Oberen Lahn ein Hochwasser, dessen Abflüsse (am 31. Januar 2021 erreichte es in der Spitze am Pegel Sarnau knapp < 60 m³/s, HLNUG 2021) in einer Größenordnung lagen, bei der erste Kiesumlagerungen zu erwarten wären (vergl. HÜBNER 2003). Dadurch verringerte sich offenbar der Anteil organischer Substanz in allen Strecken, jedoch ausgeprägter in den Fließstrecken. Auf den Feinsedimentanteil war die Wirkung offensichtlich weniger stark, so dass bei den Ausleitungsstrecken die Sedimentationsprozesse die Durchspülungseffekte bis zum Zeitpunkt der Probennahme bereits leicht überkompensiert hatten, während der positive Effekt in den

Fließstrecken zu einer Abnahme des Feinsedimentanteils im Vergleich zu der Beprobung 2020 führte.

Bei der Beurteilung derjenigen Daten, die 2021 erhoben wurden, muss jedoch einschränkend erwähnt werden, dass die Kiesbereiche im Winter 2020/21 zumindest teilweise von der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen beeinflusst worden sein könnten. An acht der neun Probestrecken wurden in diesem Zeitraum Maßnahmen umgesetzt, die in aller Regel mit dem Befahren der Gewässersohle mit einem Bagger oder einer Raupe und weiteren Substrat mobilisierenden Tätigkeiten einhergingen. Je nach konkreter Lage der Eingriffsorte relativ zu den Beprobungsstellen könnten diese in unterschiedlichem Maße und in unterschiedlicher Weise (Verdichtung, Lockerung, Sedimenteintrag, Sedimentmobilisierung) beeinflusst worden sein.

9.2.5 Feinsedimentanteile in Laichgruben der Äsche

Die Auswirkungen der unterdurchschnittlichen Abflüsse und ausbleibenden starken Hochwässer auf die Substratzusammensetzung der potentiellen Äschenlaichplätze deuten auf sich tendenziell immer weiter verschlechternde Laichbedingungen für die Äsche hin, besonders in Ausleitungsstrecken. Allerdings gingen in diese Auswertung zunächst nur die ungestörten Kontrollproben ein, um die großräumige Dynamik zu analysieren. Da die Äsche für die Eiablage Laichgruben anlegt und dabei lokal Sedimente aufwirbelt (s.o.), stellte sich die Frage, inwieweit diese Anlage von Laichgruben zu einer messbaren Verringerung der eingesedimentierten Stoffe führt und die Äsche damit negative Effekte ausgleichen kann.

Dazu wurden die Proben aller Probestellen aus jenen Jahren herangezogen, in denen dort Äschenlaichplätze gefunden wurden. Das Jahr 2021 wurde dabei (wegen der möglichen Einflüsse durch Baufahrzeuge) ausgenommen, 2017 wurden keine Laichgruben gefunden. Insgesamt gingen somit 13 Beprobungen (je 39 Proben für Laichplätze und ungestörte Kontrollen in die Analysen ein). Unterschiede zwischen den Jahren oder zwischen Ausleitungs- und Fließstrecken bleiben dabei zunächst unberücksichtigt.

Es zeigte sich deutliche Unterschiede zwischen Laichplätzen und ungestörten Kontrollen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), sowohl die Anteile an Feinsediment als auch an organischem Material waren in den Proben aus den Laichplätzen signifikant geringer (jeweils $p < 0,05$).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Laichgrubenanlage zum Beprobungszeitpunkt (nach Abschluss der Interstitialphase der Äsche) schon lange zurück lag und in diesem Zeitraum der Prozess der Sedimentation auch die Laichgruben betroffen hatte. Zum Zeitpunkt der Eiablage kann also von einem noch deutlicheren Effekt ausgegangen werden. Dieser konnte in jedem der untersuchten Jahre auch einzeln betrachtet beobachtet werden, wenn auch (aufgrund der geringeren Stichprobenanzahl) nicht in jedem Jahr statistisch signifikant (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

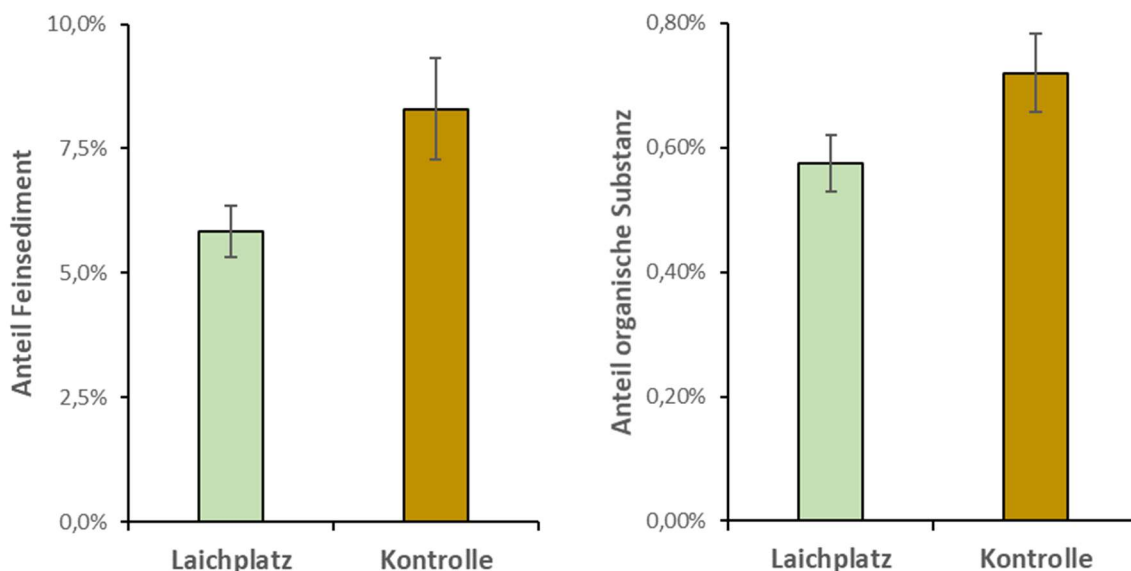


Abb. 9.3: Effekt der Laichgrubenanlage auf die Anteile feinpartikulärer Bestandteile im Kiesbett. Links: Anteil Feinsediment, rechts: Anteil organischer Substanz.

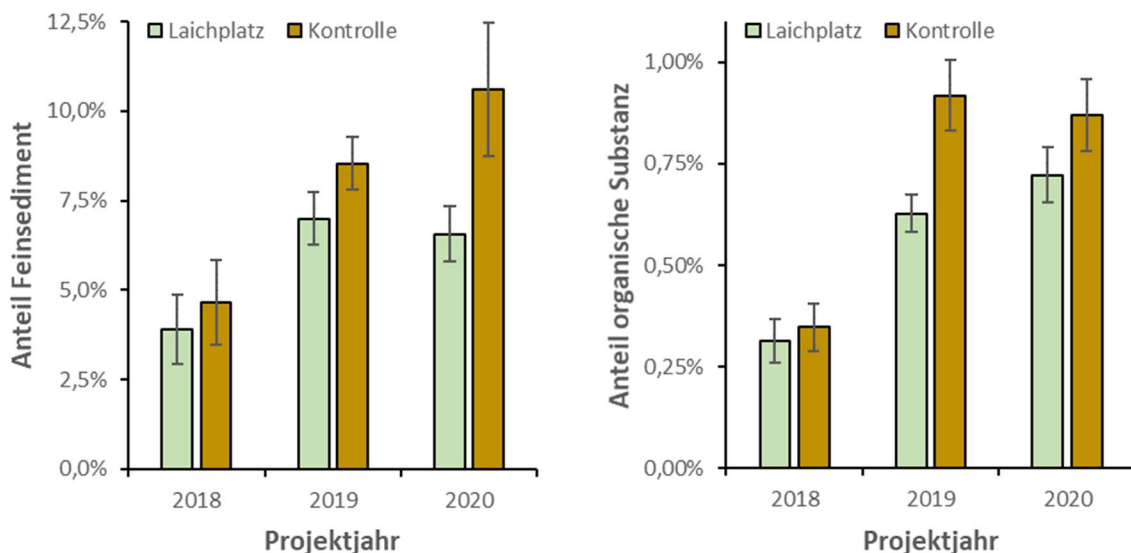


Abb. 9.4: Zeitlicher Verlauf der Effekte der Laichgrubenanlage auf die Anteile feinpartikulärer Bestandteile im Kiesbett. Links: Anteil Feinsediment, rechts: Anteil organischer Substanz.

Dabei war jedoch auffällig, dass sich die grundsätzlichen Muster in den Anteilen feinpartikulärer Bestandteile über den Verlauf der Probejahre auch in den Äschenlaichplätzen widerspiegelte, wenn auch in abgeschwächtem Ausmaß. Die Äsche konnte also den Effekt ausbleibender oder abgeschwächter Hochwässer bzw. durch Niedrigwassersituationen verstärkter Sedimentation nur teilweise durch mechanische Reinigung des Laichplatzes ausgleichen. Sie kann also trotz Laichgrubenanlage potentiell negativ durch Kolmation im Kiesbett betroffen werden, wenn die Abflussdynamik im Gewässer eingeschränkt ist.

9.2.6 Beurteilung der Substratbedingungen an den Laichplätzen

Insgesamt lagen die gemessenen Anteile an Feinsediment in den Laichgruben der Äschen deutlich unterhalb der Maximalschwelle, die bei ca. 24 % angenommen wird (HÜBNER 2003).

Auch die Größenordnung von 15 %, bei welcher mit einer deutlichen Reduzierung des Aufschwimmens von Äschenlarven gerechnet werden kann (HÜBNER 2003), wurde in den Laichgruben nicht und im ungestörten Kiesbett nur vereinzelt erreicht.

In einer ähnlichen Größenordnung liegt auch der Einfluss des Feinsedimentanteils auf die Entwicklung von Nasen im Interstitial. So konnten Nagel und Mitarbeiter einen um 55 % verringertes Aufschwimmen von Nasenlarven aus dem Kiesbett feststellen, wenn der Feinsedimentanteil 20 % betrug (NAGEL et al. 2019).

Es ist also anzunehmen, dass der erhöhte Feinsedimentanteil infolge der verringerten Abflussdynamik an vielen potentiellen Äschen- und Nasenlaichplätzen nicht den entscheidenden Faktor für den Reproduktionserfolg der Äsche bzw. auch der Nase in der Oberen Lahn darstellt. Diese Aussage betrifft jedoch nur die Laichplätze in den Fließstrecken. Für die Ausleitungsstrecken ist nicht auszuschließen, dass der Feinsedimentanteil einen zusätzlichen Belastungsfaktor darstellt und Verluste der frühen Ei- und Larvalstadien von Äsche und Nase zur Folge hat.

9.3 Physikalisch-chemische Eigenschaften der Laichplätze

Die beschriebene Anreicherung von feinpartikulärem Material im Kiesbett kann dessen Durchlässigkeit und damit den Austausch des Interstitialwassers mit dem Oberflächenwasser behindern. Durch diese Entkoppelung können sich Stoffe im Interstitial anreichern oder Defizite in der Sauerstoffversorgung entstehen. Daher wurden im Projektverlauf jährlich während der Interstitialphase der Äsche, zusammen mit Proben aus der fließenden Welle (Kap. 5), Wasserproben aus dem Kiesbett entnommen und untersucht.

9.3.1 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Nase und andere Kieslaicher

Da die Nase annähernd zeitgleich mit der Äsche ihre Eier im Kieslückensystem ablegt, sind die gemessenen Parameter mit Einschränkungen übertragbar. Die Länge der Interstitialphase ist bei beiden Arten unterschiedlich und stark abhängig von den jeweiligen Wassertemperaturen. Für die Äsche werden ca. 160-200 Tagesgrade und für die Nase ca. 140-250 Tagesgrade als Inkubationsphase angegeben (DUMJIC 1997, PATZNER & WEIDINGER 2006). Für die Äsche beträgt die Inkubationsphase (Fertilisation bis zum Schlupf) in der Oberen Lahn durchschnittlich 16,6 Tage (10-23 Tage) und die Interstitialphase (Fertilisation bis zum Aufschwimmen) durchschnittlich 22,9 Tage (16-29 Tage) (HÜBNER 2003). Bei der Nase ist von einer Länge der Interstitialphase von 12-20 Tage auszugehen. Die Laichzeit beider Arten erstreckt sich über wenige Tage, wobei die Äsche etwas früher und länger laicht. Deshalb findet die Interstitialphase beider Arten in der Lahn von Ende März/ Anfang April bis Ende Mai statt (wobei sie sich für die Äsche bis Mitte Mai erstrecken kann).

Im Unterschied zur Äsche vergräbt die Nase ihre Eier jedoch nicht aktiv in das Kiesbett, sie legt keine Laichgruben an. Beim Abläichen wird der Kies von den Elterntieren oberflächlich durchwühlt und die Eier auf die Oberfläche des von Feinsedimenten befreiten Kies abgegeben (Haftlaicher). Von dort aus werden die klebrigen Eier passiv in das Lückensystem gespült bzw. wandern die schlüpfenden Larven aktiv in das Lückensystem hinein (NAGEL et al. 2020). Aus

diesem Grund sind die Messwerte für die Nase aus der fließenden Welle und dem 5 cm Tiefenhorizont der Sonde maßgeblich, während für die Äsche die Werte aus dem 5 cm und 10 cm Horizont bedeutend sind. Daher wurde auf die Darstellung der Ergebnisse des 20 cm Horizonts weitgehend verzichtet.

9.3.2 Wasserprobennahme aus dem gestörten Kiesbett

Mit Beginn der Laichzeit der Äschen wurden in vier von neun Probestrecken (Fließstrecke Wallau, Ausleitungsstrecken Wilhelmshütte, Buchenau und Cölber Wehr) an potentiellen Laichplätzen jeweils drei Sonden in das Kiesbett vergraben, um die physikalisch-chemischen Parameter des Wassers im Kieslückensystem während der Interstitialphase der Äsche zu erfassen (Abb. 9.59.5). Durch das jährliche Eingraben der Sonden wurde dabei der Effekt des Grabens der Laichgrube nachempfunden.



Abb. 9.5: Messung der physikalisch-chemischen Parameter mittels Interstitialsonden. Oben links: Dauersonde für Messungen im ungestörten Kiesbett außerhalb der Laichplätze. Oben rechts: Eingraben der Kurzzeitsonden im Laichplatz. Unten links: Kurzzeitsonde im Laichplatz. Unten rechts: Entnahme und Messung von Interstitialwasser.

Die einzelnen Probenahmen erfolgten jeweils zum Beginn wichtiger Entwicklungsphasen der Äsche im Kieslückensystem. Die erste Probe fand zum Beginn der Interstitialphase nach dem Abblachen statt, die Zweite zum Augenpunktstadium, die Dritte zum Dottersackstadium und die Letzte zum Ende der Interstitialphase, wenn die Äschenlarven das Kieslückensystem verlassen und zur Oberfläche aufschwimmen. Die jeweiligen Zeitpunkte der Probenahme wurden über die Tagesgrade errechnet.

Jede Sonde bestand aus einem Vierkantstab, durch den jeweils ein 5 mm dicker PE-UhmW Kunststoffschlauch (3 mm Innendurchmesser) in jedem der drei Tiefenhorizonte (5, 10 und 20 cm) angebracht wurde. Jedes Schlauchende im Interstitial wurde mithilfe einer Gaze und eines Edelstahlmetallgitters (Lochdurchmesser ca. 1 mm x 1 mm) vor dem Eindringen von Fremdkörpern (Substrat, Makrozoobenthos) geschützt, da diese die Schläuche hätten verstopfen können. Die oberen Enden aller Schläuche wurden bis an die Substratoberfläche geführt und dort zur besseren Stabilisierung an einem Stück Gartenschlauch fixiert, der ebenfalls an dem Vierkantstab befestigt war. Das auf der Substratfläche liegende Schlauchende wurde mit einem Dübel verschlossen, damit keine Fremdkörper von oben in die Schläuche eindringen konnten.

Zur Probennahme wurde der Dübel am oberen Ende des Schlauches entfernt und mittels einer Schlauchkupplung mit Absperrhahn mit einem weiteren Schlauch luftdicht verbunden. An dessen oberem Ende wurde eine Spritze angesetzt. Durch vorsichtiges Ziehen an der Spritze wurde ein leichter Unterdruck erzeugt und das Interstitialwasser langsam in den Schlauch gesaugt. Dabei wurde darauf geachtet, dass der Unterdruck $< 0,2$ bar blieb, da bis zu diesem Grenzwert die Sauerstoffkonzentration vor dem Schlauchende nicht beeinflusst wird (SAENGER 2000). Das Interstitialwasser wurde auf diese Weise bis in die Spritze gesaugt und mithilfe des Absperrhahnes gesichert. Die ersten 50 ml wurden zunächst zur Eliminierung des Totvolumens des Schlauches und zur Entfernung von Verunreinigungen verworfen. Das nachfolgende Wasser stellte die eigentliche Probe dar und wurde in einer Kunststoffflasche aufgefangen. Der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Temperatur der Wasserprobe wurden unmittelbar vor Ort mit einem Gerät der Firma WTW (Multi 3420) bestimmt. Die Wasserproben wurden anschließend gekühlt und zur Bestimmung der Stickstoffparameter und des Orthophosphats zum AnalySELabor der Firma Wartig Chemieberatung GmbH in Marburg gebracht.

9.3.3 Wasserprobennahme aus dem ungestörten Kiesbett

Zeitgleich wurde an jeder der vier Probestrecken jeweils eine Multilevelsonde beprobt, die im Unterschied zu den o.g. Sonden an den Laichplätzen über die gesamte Untersuchungsdauer im Sediment verbleiben sollte und die Interstitialverhältnisse außerhalb der Laichplätze, im durch Fische ungestörtem Kiesbett, dokumentieren sollte. Die Bauweise der Multilevelsonde ist mittlerweile Standard für Interstitialsonden, die mehrere Jahre im Sediment verbleiben (LENK et al. 1999). Sie besteht aus einem Edelstahlrohr mit Spitze. Von der Öffnung des jeweiligen Tiefenhorizontes führen Edelstahlröhrchen im Inneren der Sonde bis zur Oberseite. Dort werden Schläuche mit einem Durchmesser von 4 mm für die Entnahme des Porenwassers angebracht. Die Öffnungen der Sonde in den jeweiligen Tiefenhorizonten wurden durch Filter mit einer Porengröße von 10 μm vor Eindringen von Schwebstoffen in die Sonde geschützt.

Diese Multilevelsonden wurden ab dem Jahr 2018 beprobt, nachdem sie ein Jahr im Gewässer vergraben waren und damit die Verhältnisse im ungestörten Kiesbett erfassen konnten. Leider fehlte bereits im Frühling 2018 die erste Sonde im Abschnitt Cölber Wehr. Sie wurde offensichtlich von Unbekannt herausgezogen und entweder mitgenommen bzw. war vor Ort nicht mehr auffindbar. Auch die Sonde im Abschnitt unterhalb der Wilhelmshütte war

beschädigt (die Schläuche wurden abgezogen), sie konnte jedoch im Sommer (nach der Meßkampagne) repariert werden. Im Folgejahr 2019 waren auch an den Abschnitten Buchenau und Wallau die Sonden entfernt worden, wobei die Sonde in Wallau im zerstörten Zustand wiedergefunden werden konnte. Im Jahr 2021 fehlte schließlich auch die Multilevelsonde in der Ausleitungsstrecke Wilhelmshütte. Aus diesem Grund konnte im nachfolgendem Ergebnissteil sinnvollerweise lediglich der Gegensatz zwischen der Ausleitungsstrecke Buchenau und der Fließstrecke in Wallau im Jahr 2018 ausgewertet werden. Die weiteren Messergebnisse zur Wilhelmshütte 2019-2020 erbrachten keine neuen Erkenntnisse. Alle Messwerte befinden sich im Anhang.

9.3.4 Laboranalysen der Wasserproben und Berechnung des Ammoniakgehalts

Im Analyselabor der Firma Wartig Chemieberatung GmbH in Marburg wurde der Ammonium-N entsprechend DIN 38406-E 5 bestimmt. Die Bestimmung des Nitrit-N erfolgte nach Angaben der Fa. Wartig nach der DIN 38405-D10, der Nitrat-N wurde nach DIN EN ISO 10304-1 durchgeführt, und der Gehalt von o-Phosphat-P nach DIN 38405-D11. Die angewendeten Verfahren entsprachen somit exakt jenen, die für die Analyse der Wasserproben aus dem Oberflächenwasser genutzt wurden (Kap. 5.2.3). Auch die Berechnung des Ammoniakgehalts wurde anlag durchgeführt (s. Kap. 5.2.4).

Da sich die Angaben von Stoffkonzentrationen in der ökologischen Fachliteratur in aller Regel auf die Konzentrationen der gesamten Moleküle beziehen und nicht nur auf die darin enthaltenen Anteile von Stickstoff und Phosphor, wie sie bei den Orientierungswerten im Rahmen der WRRL angegeben werden, wurden die von der Firma Wartig ermittelten Angaben auf Grundlage bekannter Umrechnungsfaktoren auf die Gesamtstoffmenge umgerechnet.

9.3.5 Leitfähigkeitsdifferenzen innerhalb des Kiesbettes

Eine Möglichkeit zum Nachweis eines gestörten Wasseraustauschs zwischen dem Oberflächenwasser und dem Interstitialwasser stellt die Bestimmung der Differenz in der Leitfähigkeit dar. Die Leitfähigkeit des Wassers wird durch die Konzentration geladener Teilchen (Ionen) bestimmt, z.B. durch gelöste Salze. In einem in Verbindung stehenden Wasserkörper gleichen sich Unterschiede in der Leitfähigkeit (aufgrund des Gefälles im elektrischen Potential) schneller aus als durch reine Diffusion. Daher sind hohe Differenzen in der Leitfähigkeit zwischen dem Oberflächenwasser und dem Interstitialwasser Nachweise für ein kolmatiertes Kiesbett, während jedoch der Umkehrschluss nicht gezogen werden kann (voneinander getrennte Wasserkörper können eine ähnliche oder gleiche Leitfähigkeit aufweisen, selbst wenn sie nicht miteinander in Verbindung stehen). Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass eine hohe Anzahl an Stichproben zu aussagekräftigen Ergebnissen führt. Nach GEIST & AUERSWALD (2007) liegt die Grenze, ab der eine Kolmatierung angenommen werden kann, bei einer Leitfähigkeitsdifferenz $> 10 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Bei der Analyse der Leitfähigkeitsdifferenzen im gestörten Kiesbett zeigte sich ein dynamisches Bild, mit Ausnahme des Jahres 2017 traten Kolmationen im Interstitial in jedem Projektjahr auf, allerdings mit Schwerpunkten zu unterschiedlichen Zeiten und in verschiedener Ausprägung. Zudem waren diese gemessenen Einschränkungen im

Wasseraustausch häufiger im 5 cm-Horizont nachzuweisen als im 10 cm-Horizont (Abb. 9.6), sie waren also möglicherweise häufiger mit oberflächennah wirksamen Prozessen verbunden, wie der Überwachung des Substrats mit einem Algenteppich oder dem oberflächlichen Eintrag von abgelösten Algenfragmenten.

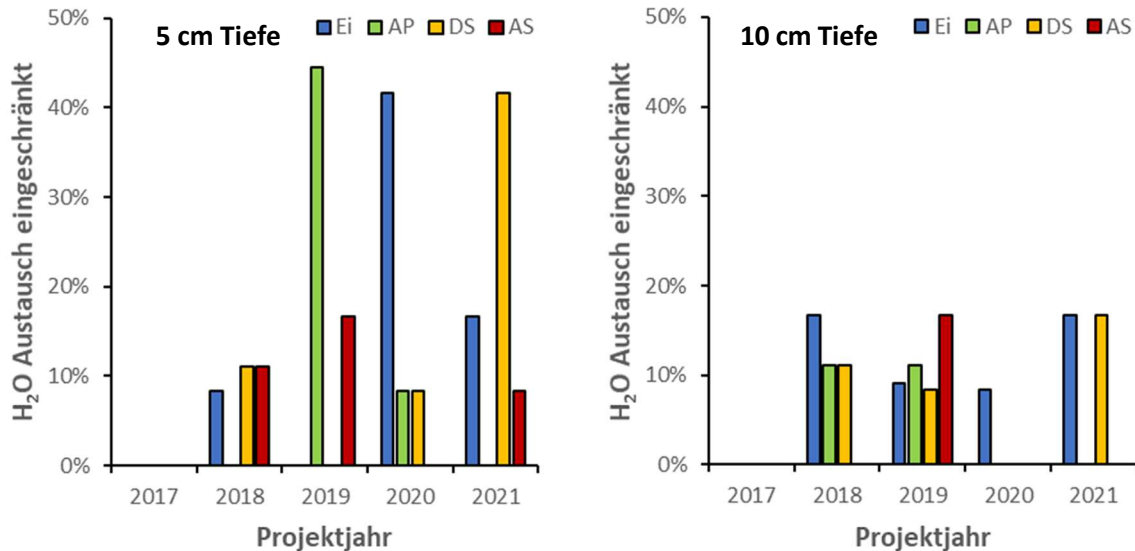


Abb. 9.6. Anteile der Einzelproben aus dem gestörten Kiesbett in den Projektjahren, bei denen aufgrund von Leitfähigkeitsdifferenzen $> 10 \mu\text{S}/\text{cm}$ zum Oberflächenwasser ein eingeschränkter Austausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser vermutet werden kann. Links: 5 cm-Horizont, rechts: 10 cm-Horizont. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Dieser Befund wirkt zunächst widersprüchlich, da das Kiesbett in 5 cm Tiefe zwischen dem Oberflächenwasser und den tieferliegenden Schichten verortet ist. Allerdings ist die Richtung des Wasseraustauschs nicht zwangsläufig vertikal, sondern an den Laichorten der Äsche (kiesige Infiltrationszonen von Rauschen) größtenteils horizontal: idealerweise dringt das Oberflächenwasser am Rauschenkopf in das Interstitial ein (Infiltration) und durchströmt den Kies parallel zum Oberflächenwasserabfluss. Somit kann eine oberflächliche Schicht durch Kolmation im Wasseraustausch eingeschränkt sein, während tieferliegende Kiesbereiche weiterhin durchflossen werden.

Weiterhin war auffällig, dass die über die Leitfähigkeitsdifferenzen erbrachten Nachweise eines eingeschränkten Wasseraustauschs zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser offenbar temporäre Phänomene waren, und keine Hinweise auf einen stetig fortschreitenden Kolmationsprozess darstellten. Sie traten nicht zum Ende der Interstitialphase hin mit zunehmender Häufigkeit auf, sondern es konnten in unterschiedlichen Projektjahren Maxima zu sehr unterschiedlichen Zeitpunkten beobachtet werden. Offensichtlich waren diese Zustände auch reversibel. So traten 2019 zum Zeitpunkt des Augenpunktstadiums in über 40 % der Einzelproben aus dem 5 cm-Horizont Leitfähigkeitsdifferenzen $> 10 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf, bei der Probennahme im Dottersackstadium (8 Tage später) bei keiner einzigen Einzelprobe. Es wäre denkbar, dass eventuelle Ansammlungen lebender oder toter organischer Substanz

durch Zersetzung und Ausspülung bzw. vom lokalen Makrozoobenthos und der lokalen Meiofauna durch Fraß und Bioturbation aufgelöst wurden.

Traten 2017 noch keinerlei Leitfähigkeitsdifferenzen $> 10 \mu\text{S}/\text{cm}$ im gestörten Kiesbett auf, geschah dies ab 2018 in der Fließstrecke Wallau (bei 16 Einzelmessungen) und der Ausleitungsstrecke Cölbe (15 Einzelmessungen) in jedem Jahr, in den Ausleitungsstrecken Buchenau (5 Einzelmessungen) und Wilhelmshütte (4 Einzelmessungen) in drei der vier Jahre. Bei keiner dieser Einzelmessungen trat gleichzeitig eine Unterschreitung des als Grenzwert angenommenen Sauerstoffgehalts von $6,0 \text{ mg O}_2 / \text{L}$ auf (s. Kap. 9.3.6), eine Einschränkung im Wasseraustausch führte also nicht gleichzeitig zu stark verringerten Sauerstoffmengen im Interstitialwasser.

Aufgrund der Probleme mit dem Verlust von Multilevelsonden (s. Kap. 9.3.3) lagen lediglich sporadische Daten zur Leitfähigkeitsdifferenz im ungestörten Kiesbett vor. Dabei wurde nur an einem Termin (Eiphasen 2018 an der Probestrecke Wilhelmshütte) ein eingeschränkter Wasseraustausch zwischen dem Oberflächenwasser und dem Kiesbett in 5 cm Tiefe festgestellt, wie auch am gleichen Termin und am gleichen Ort bei einer Sonde im gestörten Kies. Vergleichende Aussagen zwischen gestörtem und ungestörtem Kiesbett sind auf Grundlage dieser wenigen Messungen jedoch nicht sinnvoll möglich.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Analyse der Leitfähigkeit des Interstitialwassers keine Nachweise für eine über den Verlauf der Äschenentwicklung zunehmende Verringerung des Austauschs zwischen Oberflächenwasser und Interstitial erbrachte. Die Äsche scheint die Effekte der Kolmation zumindest teilweise durch die mechanische Reinigung der Laichorte bei der Anlage der Laichgruben kompensieren zu können.

Andere kieslaichende Arten, die keine Laichgruben anlegen (u.a. die Zielart Nase), könnten allerdings stärker negativ von der Kolmation des Kiesbetts betroffen sein. Es ist denkbar, dass die von der Äsche bei der Anlage von Laichgruben gereinigten Kiesbereiche unter Kolmationsbedingungen (besonders in Ausleitungsstrecken) auch für andere kieslaichende Arten eine wichtige Funktion als besonders gute Laichplätze erfüllen können. In diesem Fall könnten positive „Mitnahmeeffekte“ der Stützung der Äschenbestände in der Oberen Lahn für andere Arten auch über diesen bislang nicht vermuteten Weg erzielt werden.

9.3.6 Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers

Besonders wichtig für die Entwicklung der Eier und Äschenbrut ist die Sauerstoffversorgung im Kiesbett. Dabei ist analog zu anderen Salmoniden anzunehmen, dass der Sauerstoffbedarf im Laufe der Entwicklung ansteigt (ALDERDICE et al. 1958, DAVIS 1975, MASSA et al. 1999) und dass frisch befruchtete Eier den geringsten Sauerstoffbedarf haben (LINDROTH 1942). Insbesondere in der Phase ab dem Schlupf der Larven bis zur vollständigen Dottersackresorption sind die Larven besonders empfindlich gegen Sauerstoffdefizite, da eine erhöhte metabolische Aktivität bei gleichzeitig noch nicht voll leistungsfähigen Kiemen stattfindet (MASSA et al. 1999). Auch die Dauer der Unterschreitung kritischer Sauerstoffniveaus und die dabei herrschenden Wassertemperaturen beeinflussen die

Mortalitätsraten bei zu geringen Sauerstoffgehalten des Interstitialwassers erheblich, so dass die publizierten Angaben zu kritischen Sauerstoffwerten für die Larvalentwicklung variieren. Für die Entwicklung von Salmonideneiern werden dafür Sauerstoffgehalte zwischen 6,0 und 7,7 mg O₂ / L angegeben (PHILLIPS & CAMPBELL 1962, SOWDEN & POWER 1985, LACROIX 1985, HARTMANN 1988, INGENDAHL 2001).

Der Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers ist zum einen abhängig vom Sauerstoffgehalt des Oberflächenwassers (Kap. 5.4.3) als Sauerstoffquelle und dem Wasseraustausch mit diesem (9.3.5), zum anderen mit der temperatur- und nährstoffabhängigen Sauerstoffzehrung (Respirations- und Nitrifikationsprozesse der hyporheischen Lebensgemeinschaft) im Kieslückensystem (NAEGELI & UEHLINGER 1997, SCHMIDT 2002, INGENDAHL et al. 2002, INGENDAHL et al. 2009). Eine Eutrophierung des Gewässers wirkt sich also über zwei Wege negativ auf den Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers aus (biogene Kolmation und erhöhte Zehrung), und Eutrophierungsfolgen werden durch höhere Wassertemperaturen zusätzlich verstärkt.

Die Messungen im Rahmen des Projekts wurden tagsüber durchgeführt, also in einer Phase, in der das Oberflächenwasser durch Photosyntheseaktivität erhöhte Sauerstoffgehalte aufwies. Bei früheren Messungen in der Oberen Lahn während der Interstitialphase der Äsche wurden in der fließenden Welle maximale Tag-Nacht-Differenzen von 4,7 mg O₂ / L bis 9,1 mg O₂ / L gemessen (Hübner 2003), es ist also davon auszugehen, dass die dargestellten Messwerte keinesfalls die Tagesminima abbildeten, sondern tendenziell eher die Tagesmaxima.

Insgesamt wurden im Verlauf der Äschenentwicklung sukzessive abnehmende Sauerstoffgehalte im Interstitialwasser gemessen. In 5 cm Tiefe lag der durchschnittlich gemessene Sauerstoffgehalt während der Eiphase bei 11,92 mg O₂ / L, während des Augenpunktstadiums bei 11,40 mg O₂ / L, im Dottersacklarvenstadium bei 11,12 mg O₂ / L und zum Aufschwimmen der Larven bei 9,76 mg O₂ / L (Abb. 9.7, links).

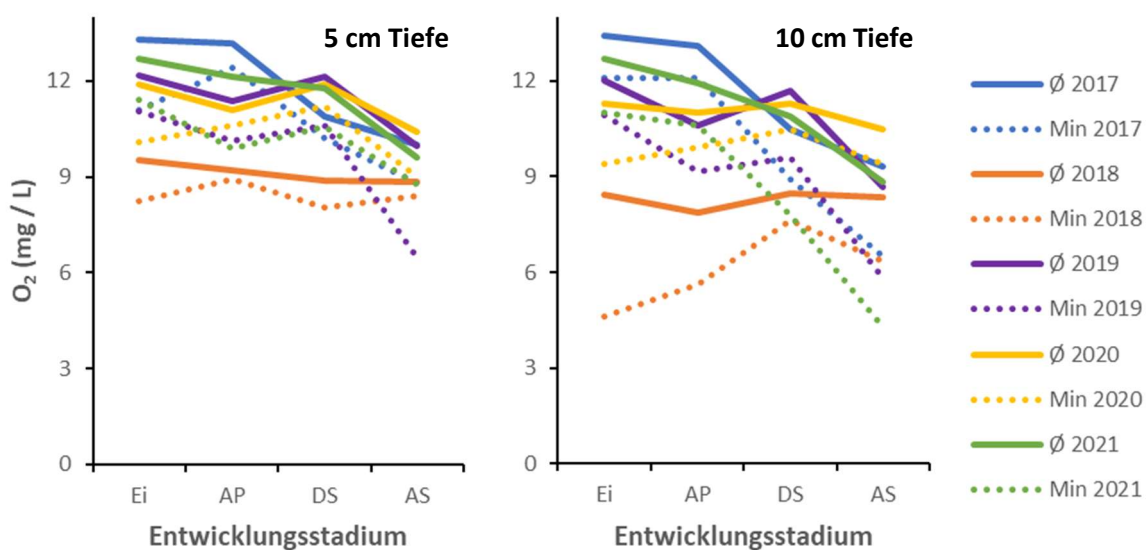


Abb. 9.7: Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers in 5 cm Tiefe (links) und in 10 cm Tiefe (rechts). Durchgezogene Linien: Durchschnittswerte der Tagesmessungen an vier Probestrecken (je 3 Sonden). Gepunktete Linien: Minimalwerte der Einzelmessungen. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Im Kiesbett in 10 cm Tiefe waren die durchschnittlich gemessenen Sauerstoffgehalte niedriger und erreichten während der Eiphasse 11,56 mg O₂ / L, während des Augenpunktstadiums 10,90 mg O₂ / L, im Dottersacklarvenstadium bei 10,57 mg O₂ / L und zum Aufschwimmen der Larven 9,13 mg O₂ / L (Abb. 9.7, rechts). Die niedrigsten Werte in den wurden also während jener Stadien gemessen, in denen die Äschen den höchsten Sauerstoffbedarf haben.

Einen deutlichen Effekt übte die besonders ausgeprägte meteorologische Situation im Jahr 2018 aus („extreme Dürre“, s. Kap. 4), in welchem durchgängig die niedrigsten mittleren Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial gemessen wurden. Dieser Befund deckt sich mit den Messergebnissen im Oberflächenwasser (Kap. 5.4.3). Insbesondere 2018, aber vereinzelt auch in den anderen Projektjahren (mit Ausnahme von 2020) wurden vor allem zum Zeitpunkt des Aufschwimmens der Äschenlarven in Einzelmessungen in 10 cm Sedimenttiefe Sauerstoffgehalte unter 7,7 mg O₂ / L festgestellt, die Sauerstoffversorgung im Interstitial erreichte also stellenweise den kritischen Bereich. Da die Messwerte als Tagesmessungen die Sauerstoffversorgung im Interstitial eher überschätzten, muss bezüglich des Sauerstoffs mindestens von suboptimalen Habitatverhältnissen für die Äschenentwicklung ausgegangen werden. Im Jahr 2018 herrschten möglicherweise sogar kritisch niedrige Sauerstoffkonzentrationen mit entsprechenden Auswirkungen auf den Schlupferfolg der Äschenlarven.

Im Projektjahr 2018 konnten an zwei Probestellen noch alle Tiefenhorizonte der Multilevelsonden beprobt werden, die über ein Jahr zuvor eingegraben worden waren und sich damit im ungestörten Kiesbett befanden. Diese Probestrecken waren die Fließstrecke in Wallau (Abb. 9.8, links) und die Ausleitungsstrecke in Buchenau (Abb. 9.8, rechts).

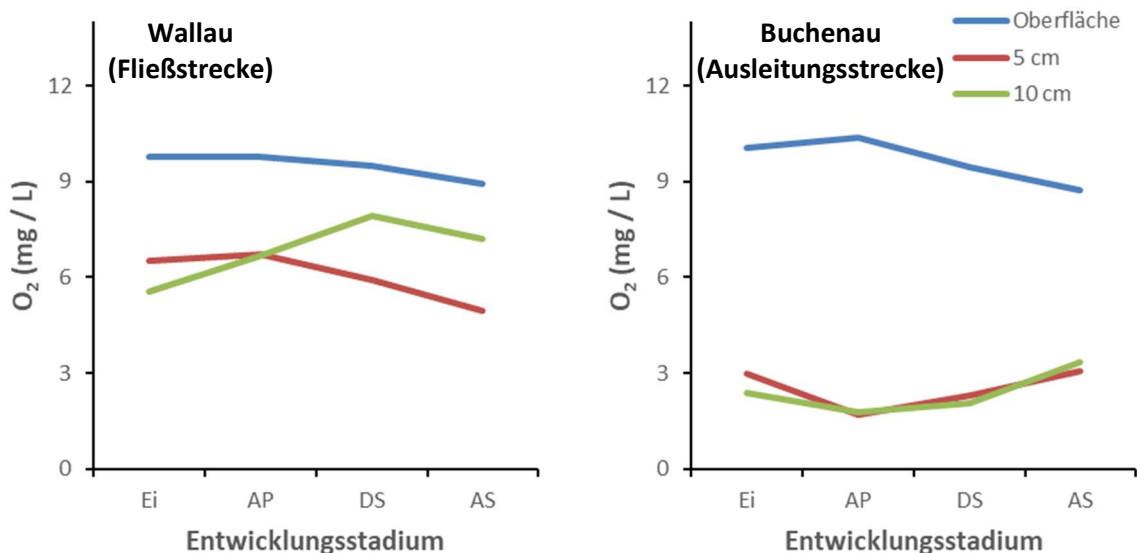


Abb. 9.8: Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers aus dem ungestörten Kiesbett 2018 (Multilevelsonde) über die Dauer der Interstitialphase der Äsche. Links: Fließstrecke Wallau, rechts: Ausleitungsstrecke Buchenau. Ei = frühe Eiphasse, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Es zeigte sich, dass sich die Sauerstoffgehalte des Interstitialwassers in beiden Strecken, in denen im gestörten Kiesbett vergleichbar hohe Werte gemessen wurden, im ungestörten Kiesbett erheblich unterschieden. In der Fließstrecke Wallau wurden zwar deutlich geringere Sauerstoffgehalte gemessen als im gestörten Kiesbett, für eine erfolgreiche Entwicklung der im Vergleich zur Äsche weniger sauerstoffbedürftigen Ei- und Larvalentwicklung von Cypriniden (z.B. Hasel, Nase) waren die Werte jedoch vermutlich noch ausreichend hoch. In der Ausleitungsstrecke in Buchenau hingegen konnten selbst im 5 cm-Horizont nur Werte gemessen werden, die keine erfolgreiche Entwicklung von Eiern und Larven der Cypriniden im Kiesbett erlaubten.

9.3.7 pH-Wert des Interstitialwassers

Der pH-Wert stellt für die Entwicklung der Eier und Larven der Äsche während der Interstitialphase in mehrfacher Hinsicht einen potentiellen Belastungsfaktor dar. Zum einen wirkt sich ein hoher, alkalischer pH-Wert hemmend auf die Exkretion von Abbauprodukten aus dem Stickstoffstoffwechsel aus, darunter auch des fischtoxischen Ammoniaks. Eine stark gestörte Exkretion von Ammoniak führt zu einer Autintoxikation, also einer „Selbstvergiftung“ aus dem eigenen Stoffwechsel, die zu Schädigungen bis zur Letalität führen können (u.a. RAHAMAN-NORNHA 1996). Dabei entsteht ein Großteil des Ammoniaks bei dem Abbau der Dottersackproteine (KAMLER 1992). Während der Entwicklung steigt bei Salmoniden die Syntheserate von Ammoniak stetig an (RICE & STOKES 1974, WRIGHT et al. 1995). Bis zu einem pH-Wert von ca. 9,5 (eine lange Adaptionszeit vorausgesetzt) können die negativen Effekte eines hohen pH-Werts von Salmoniden teilweise physiologisch ausgeglichen werden (WILKIE & WOOD 1991, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1999).

Weiterhin bewirkt ein hoher pH-Wert durch die vermehrte Umsetzung von ungiftigem Ammonium zu giftigem Ammoniak auch eine Erhöhung des Ammoniakgehalts des die Fische umgebenden Wassers. Daher ist ein hoher pH-Wert insbesondere bei durch Eutrophierung erhöhten Mengen des Dissoziationspaars Ammonium/Ammoniak besonders kritisch zu beurteilen (s. Kap. 9.3.8).

Beim Erreichen bzw. Überschreiten der Dissoziationskonstante des Ammoniaks (bei 15 °C bei pH 9,5, bei höheren Temperaturen niedriger) ist die Ausscheidung von Ammoniak über die Kiemen aufgrund des geringen Partialdruckgefälles erheblich eingeschränkt, so dass selbst für an alkalische Verhältnisse adaptierte (adulte) Regenbogenforellen ein Grenzwert von pH 9,5 angegeben wird (CAMERON & HEISLER 1983, für Äschen liegen entsprechende Studien nicht vor). Für Salmonideneier und -larven wird dieser mit pH 9,0 noch etwas niedriger angesetzt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die toxische Wirkung des pH-Werts mit der Expositionsdauer zunimmt (JORDAN & LLOYD 1964) und sich die Angaben auf längere Expositionsdauern beziehen.

Die Messergebnisse des pH-Werts im Interstitialwasser zeigten insgesamt eine abnehmende Tendenz im Verlauf der Äschenentwicklung (Abb. 9.9).

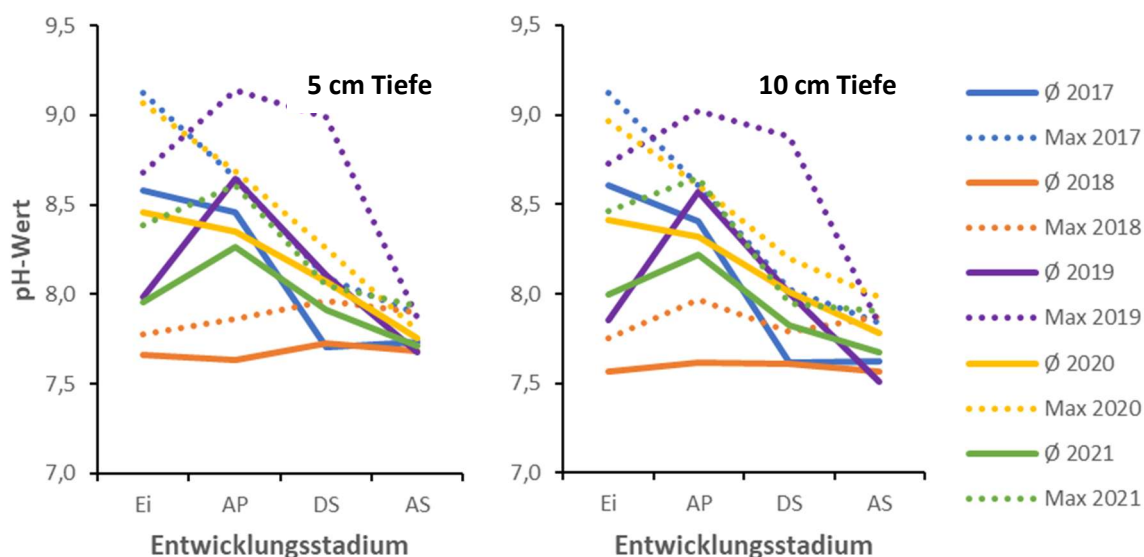


Abb. 9.9: pH-Werte des Interstitialwassers in 5 cm Tiefe (links) und in 10 cm Tiefe (rechts). Durchgezogene Linien: Durchschnittswerte der Tagesmessungen an vier Probestrecken (je 3 Sonden). Gepunktete Linien: Maximalwerte der Einzelmessungen. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Im Kiesbett in 5 cm Tiefe lag der durchschnittliche pH-Wert in der ersten Eiphase und im Augenpunktstadium über pH 8 (Eiphase: 8,13; Augenpunktstadium: 8,27) und nahm danach stetig ab (Dottersacklarve: 7,91; Aufschwimmen: 7,71). Durchschnittlich lagen die gemessenen pH-Werte durchgängig niedriger als im Oberflächenwasser (-0,4 pH-Einheiten). In drei der fünf untersuchten Jahre wurden dennoch in 5 cm Sedimenttiefe Einzelmessungen mit pH-Werten > pH 9,0 verzeichnet (2017 und 2019 in der Ausleitungsstrecke Cölbe; 2020 in der Ausleitungsstrecke Wilhelmshütte). Das Projektjahr 2018 wich erheblich von den Messungen der anderen Jahre ab und war durch wesentlich geringere pH-Werte gekennzeichnet. Dieses Muster war auch bei den Messungen im Oberflächenwasser festzustellen (Kap. 5.4.4), allerdings in geringerer Ausprägung. Ein sehr ähnliches Bild zeigten die Messungen in 10 cm Sedimenttiefe, wobei die gemessenen pH-Werte durchschnittlich um 0,06 niedriger lagen als in 5 cm Tiefe. Auch hier lag der durchschnittliche pH-Wert in der ersten Eiphase und im Augenpunktstadium über pH 8 (Eiphase: 8,03; Augenpunktstadium: 8,23) und nahm danach stetig ab (Dottersacklarve: 7,81; Aufschwimmen: 7,63). Die Einzelmessungen, die pH 9 überschritten, waren in den gleichen Jahren an den gleichen Probestellen verortet.

Die mit zunehmender Sedimenttiefe niedrigeren pH-Wert im Kieslückensystem im Vergleich zum Oberflächenwasser waren zu erwarten, da selbst bei Abwesenheit von Kolmation keine vollumfängliche Vermischung von Oberflächenwasser und Interstitialwasser anzunehmen ist. Für die Entwicklung der Äsche im Interstitial hat diese Differenz eine Pufferwirkung, die starken pH-Schwankungen des Oberflächenwassers mit kritisch hohen pH-Werten wirken sich im hyporheischen Interstitial deutlich abgemildert aus. Der Einfluss eines eingeschränkten Austauschs von Interstitial- und Oberflächenwasser auf den pH-Wert wird auch bei den Messungen im ungestörten Kiesbett 2018 deutlich (Abb. 9.10).

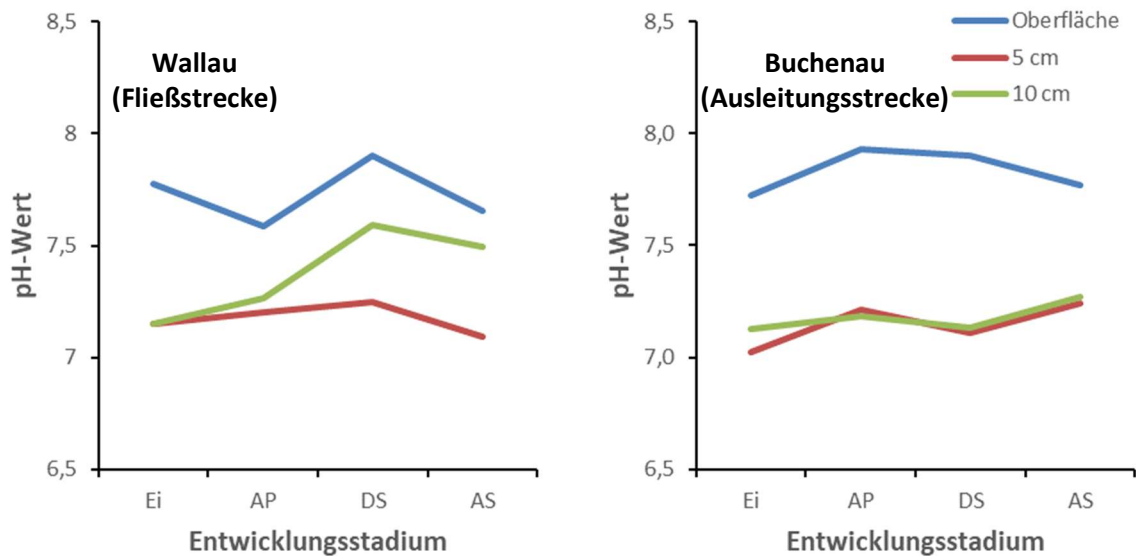


Abb. 9.10: pH-Wert des Interstitialwassers aus dem ungestörten Kiesbett 2018 (Multilevelsonde) über die Dauer der Interstitialphase der Äsche. Links: Fließstrecke Wallau, rechts: Ausleitungsstrecke Buchenau. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Im Kiesbett der Ausleitungsstrecke Buchenau (Abb. 9.10 rechts), in dem die niedrigen Sauerstoffwerte eine deutliche Kolmatierung nahelegten (Kap. 9.3.6), lagen die pH-Werte bei nahezu neutralen Verhältnissen und durchgängig > 1,0 pH-Einheiten unter dem Oberflächenwasser, während die Verhältnisse in der Fließstrecke Wallau (die bezüglich des Sauerstoffs keine deutliche Kolmatierung vermuten ließen) eher jenen im gestörten Kiesbett ähnelten.

Im Oberflächenwasser wurden während der Interstitialphase der Äsche bei Tagesmessungen im Rahmen dieses Projekts pH-Werte bis maximal 9,38 gemessen (Kap. 5.4.4), die Werte stiegen teilweise also deutlich über den Grenzwert für eine Salmonidenentwicklung von pH 9,0 (s.o.). Nachts geht der pH-Wert des Oberflächenwassers in der Oberen Lahn (in Abwesenheit von Photosynthese) in den neutralen bis leicht sauren Bereich (pH 6,6 nach Hübner 2003) zurück, so dass sich im Oberflächenwasser (und damit auch im Interstitialwasser) Phasen physiologischen Stresses mit Phasen physiologischer Entlastung abwechseln. Auch dass die höchsten pH-Werte in jenen Zeiträumen gemessen wurden, in denen die Äschen noch durch eine Eihülle geschützt sind (Eiphase und Augenpunktstadium), sollte den potentiellen direkten negativen Effekt der in der Lahn gemessenen pH-Werte abmildern. Daher ist es nicht widersprüchlich, dass in der Probestrecke am Cölber Wehr, in welcher die höchsten (und z.T. kritisch hohe) pH-Werte gemessen wurden, dennoch die meisten aufgeschwommenen Larven anzutreffen waren (s. Kap. 9.5).

Insgesamt lassen die Messwerte vermuten, dass die zeitweise hohen pH-Werte in der Lahn zwar phasenweise direkte Belastungsfaktoren für die Entwicklung der Äscheneier und -larven darstellen können, sich die noch höheren pH-Werte im Oberflächenwasser jedoch vermutlich schädlicher auf die späteren Stadien der Äsche auswirken sollten. Diese Aussage gilt jedoch

nur für den direkten Effekt des pH-Werts, eine größere Rolle könnten die durch höhere pH-Werte hervorgerufenen Ammoniakgehalte im Interstitialwasser spielen.

9.3.8 Ammonium und Ammoniak im Interstitialwasser

Das Dissoziationspaar Ammonium/Ammoniak wird bei der Verstoffwechslung von organischem Material freigesetzt (bzw. ist teilweise auch unmittelbar in Düngemitteln enthalten und gelangt über Einträge aus der Landwirtschaft in die Fließgewässer). Daher werden hohe Stoffmengen insbesondere bei ausgeprägtem allochthonen Biomasseinträgen und in der Nachbarschaft landwirtschaftlicher Nutzflächen gemessen.

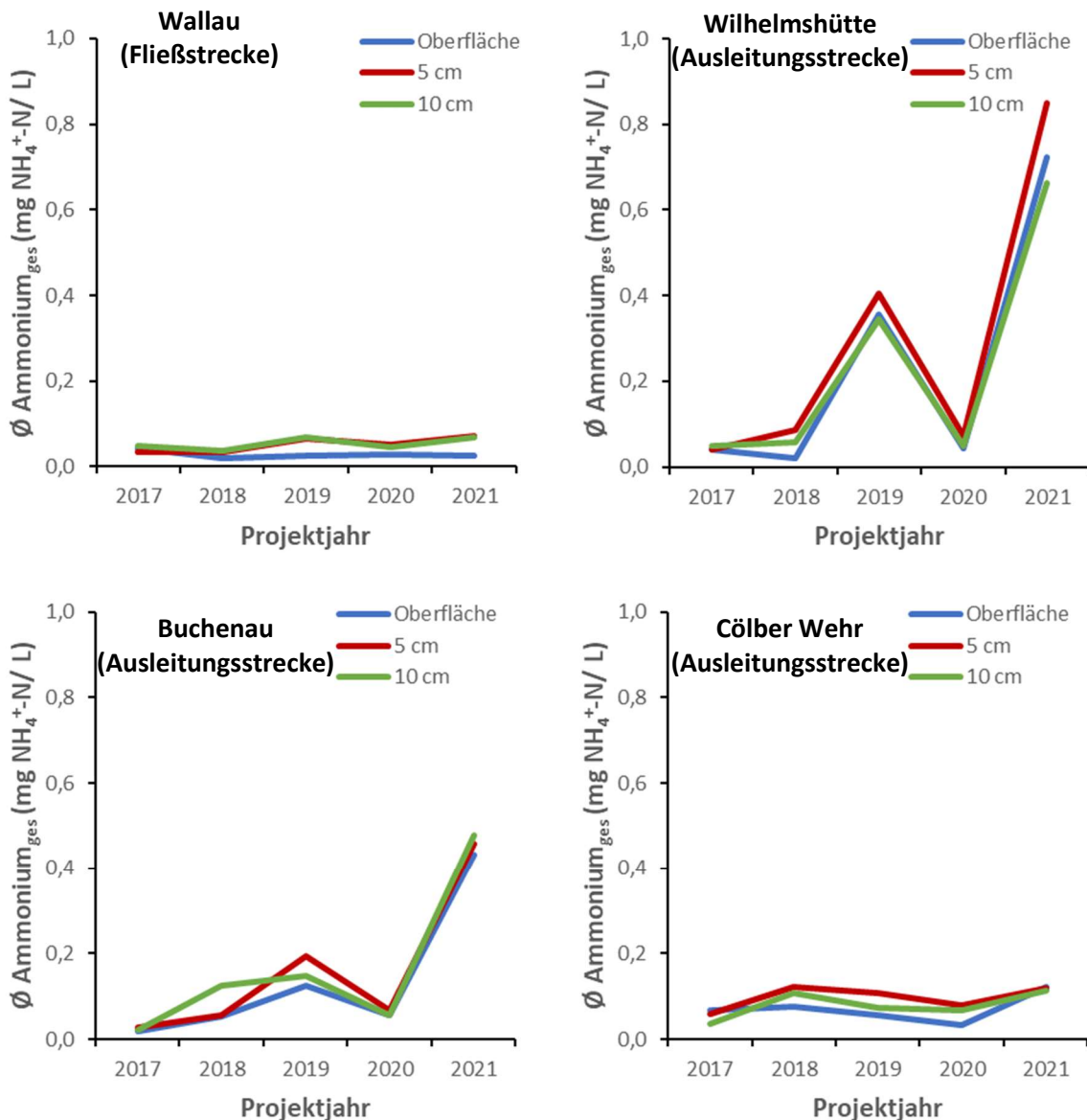


Abb. 9.11: Mittlerer Ammonium_{ges}-N-Gehalt im Oberflächenwasser und in zwei Sedimenttiefen an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probenahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Im Kiesbett finden umfassende chemische Umsetzungsprozesse statt, die insbesondere bei anoxischen Verhältnissen (durch ausbleibende Nitrifikation) zur Anreicherung von

Ammonium/Ammoniak führen. Im Interstitialwasser waren also im Vergleich zum Oberflächenwasser (Kap. 5.4.6) erhöhte Mengen des Dissoziationspaars Ammonium/Ammoniak zu erwarten (hier zusammengefasst als Ammonium_{ges}).

Diese Erwartung bestätigte sich in den Messungen des Interstitialwassers an den vier Probestellen nahezu durchgängig (Abb. 9.11), durchschnittlich über alle Messungen lag die Ammoniumkonzentration im Kiesbett um 21,1 % höher als im Oberflächenwasser.

Insgesamt zeigten die Schwankungen zwischen den Untersuchungsjahren und die diesbezüglichen Muster im Vergleich der Probestrecken sehr ähnliche Verläufe wie im Oberflächenwasser (vergl. Kap. 5.4.6). In der Fließstrecke Wallau war die Konzentration an Ammonium_{ges} auch im Interstitial vergleichsweise gering, und von den Ausleitungstrecken zeigte die Probestrecke unterhalb des Cölber Eibenhardtwehrs den stabilsten Verlauf.

Entscheidend für die Entwicklung von Fischlarven ist jedoch, wieviel von dem Ammonium_{ges} als fischtoxischer Ammoniak vorliegt. Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen dem ungiftigen Ammonium und dem fischgiftigen Ammoniak ist abhängig vom pH-Wert des Wassers. Von sauren pH-Werten bis zur pH-Neutralität ($\text{pH} \leq 7$) ist kaum Ammoniak nachweisbar, mit zunehmend alkalischen Verhältnissen steigt der Ammoniakgehalt im Wasser stark an.

Für Fische ist Ammoniak in mehrerlei Hinsicht schädlich, es ist ein Neurotoxin (COOPER & PLUM 1987) und beeinflusst Stoffkonzentrationen im Gehirn (LEVI et al. 1974, VEDEL et al. 1998). Ammoniak schädigt die Kiemen (PETERS et al. 1984, BUCHER & HOFER 1993, BURKHARD-HOLM et al. 1997), das Leber- und Nierengewebe (THURSTEN et al. 1984, BUCHER & HOFER 1993) und das Immunsystem der Fische (HURVITZ et al. 1997), hohe Konzentrationen bewirken hämolytische Anämie (PETERS et al. 1984, AMLACHER 1992).

Überträgt man die Erkenntnisse aus Studien zu anderen Fischarten aus den nahe verwandten Salmoniden, so ist anzunehmen, dass auch bei der Äsche die Empfindlichkeit der frühen Entwicklungsstadien gegen Ammoniak im Umgebungswasser geringer ausgeprägt ist als bei Juvenilen und Adulten, da die Eihülle sie zunächst schützt und die empfindlichen Gewebestrukturen noch nicht voll ausgebildet sind (z.B. Kiemen). Dennoch gelten Larven der Salmoniden als besonders empfindlich gegenüber Ammoniak (RICE & STOKES 1975, ALABASTER & LLOYD 1980), und es können auch bei subletalen Konzentrationen ausgeprägte Entwicklungsstörungen auftreten (BURKHALTER & KAYA 1977). Explizite Grenzwerte für die Äschenentwicklung sind nicht publiziert, für die Entwicklung gesunder Salmonidenpopulationen gelten jedoch $25 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$ als allgemeiner Grenzwert nach ALABASTER & LLOYD (1980). Schon bei $6,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$ wurde Hyperplasie an Fischkiemen festgestellt (BURROWS 1964, SMITH & PIPER 1975). Als maximaler „Sicherheitswert“ (unterhalb dessen die Ammoniakkonzentration als unbedenklich eingeschätzt werden kann) werden von zahlreichen Autoren $5,0 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$ angegeben (WEDEMEYER et al. 1976, COLT & ARMSTRONG 1979, PETERS et al. 1984).

In der Fließstrecke bei Wallau wurde dieser maximale Sicherheitswert während der gesamten Projektlaufzeit im Interstitialwasser nahezu durchgängig eingehalten (Abb. 9.12).

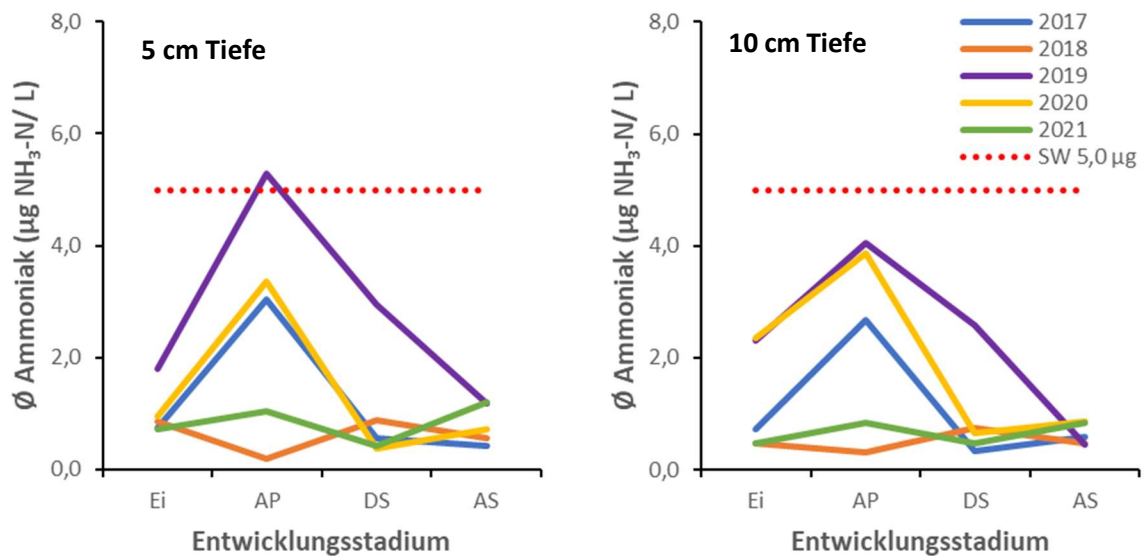


Abb. 9.12: Ammoniakkonzentrationen im hyporheischen Interstitial der Fließstrecke Wallau während der Interstitialphase der Äsche 2017-2021. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Lediglich Einzelmessungen überstiegen in Wallau den Jahren 2017 (nur 5 cm-Horizont bei einer Sonde), 2019 (jeweils eine Sonde, beide Tiefen) und 2020 die 5,0 µg Ammoniak-N / L (Maximum: 7,74). Da diese Verletzungen des Sicherheitswertes noch während des weniger empfindlichen Augenpunktstadiums erfolgten, kann insgesamt von einer untergeordneten Rolle der Ammoniakkonzentration für den potentiellen Schlupferfolg von Äschen in Wallau ausgegangen werden. Dabei wirkten sich besonders positiv aus, dass sowohl die Ammonium_{ges}werte als auch die pH-Werte in der Fließstrecke Wallau niedriger blieben als in den Ausleitungsstrecken.

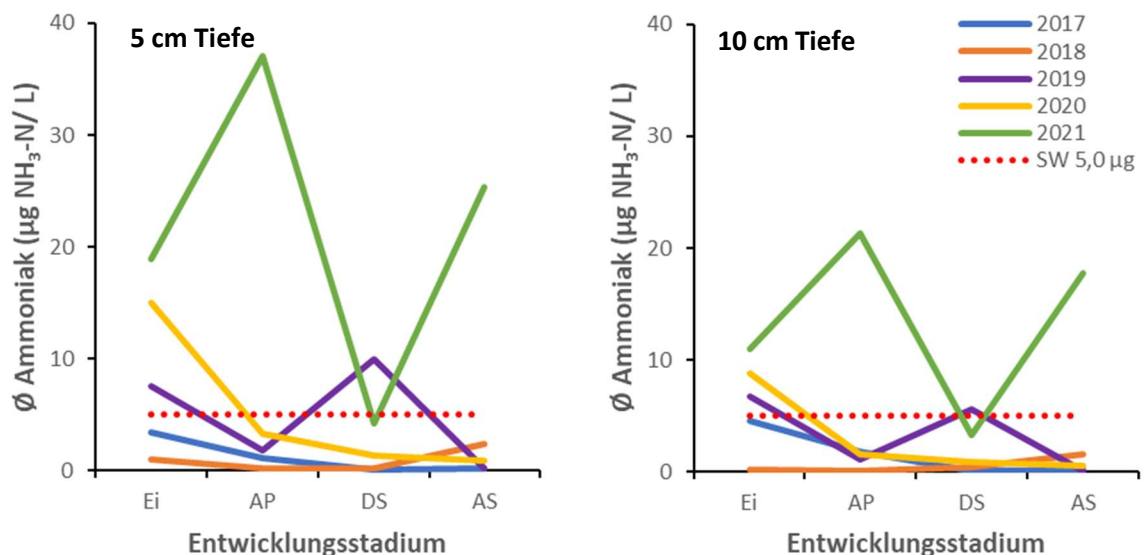


Abb. 9.13: Ammoniakkonzentrationen im hyporheischen Interstitial der Ausleitungsstrecke Wilhelmshütte während der Interstitialphase der Äsche 2017-2021. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Deutlich schlechter war die ermittelte Ammoniakkonzentration in der Ausleitungsstrecke Wilhelmshütte zu bewerten (Abb. 9.13). In drei der fünf Projektjahre wurde in beiden Sedimenttiefen der Sicherheitswert überschritten, davon 2019 und 2021 auch in den empfindlicheren Larvenstadien. 2021 wurde sowohl im Augenpunktstadium als auch zum Zeitpunkt des Aufschwimmens der Larven ein Durchschnittswert von $> 25 \mu\text{g Ammoniak-N} / \text{L}$ festgestellt (maximaler Einzelwert: $43,45 \mu\text{g Ammoniak-N} / \text{L}$), also oberhalb des Grenzwertes nach ALABASTER & LLOYD (1980) für die Entwicklung einer gesunden Salmonidenpopulation. Dabei wurden die im Vergleich zu den anderen Projektjahren sehr hohen Werte 2021 vor allem durch die massiv angestiegenen Ammonium_{ges}-Werte hervorgerufen, die pH-Werte waren 2021 im Vergleich zu den anderen Projektjahren nicht auffällig erhöht.

Für Äschenlaichplätze in der Oberen Lahn wurde bereits nachgewiesen, dass erhöhte Ammoniakkonzentrationen im Interstitial während der Interstitialphase der Äsche eine erhöhte Mortalität und damit ein vermindertes Aufschwimmen von Äschenlarven zur Folge hatten (HÜBNER 2003). Dabei wurde bei $30 \mu\text{g NH}_3\text{-N}$ schon eine Mortalität von 86 % während der Entwicklung von Äscheneiern bis zum Aufschwimmen festgestellt, so dass von ausgeprägten negativen Auswirkungen des Ammoniaks bereits deutlich unterhalb dieses Wertes ausgegangen werden muss (HÜBNER 2003). In der Probestrecke Wilhelmshütte kann entsprechend davon ausgegangen werden, dass der potentielle Schlupferfolg der Äsche zumindest in einzelnen Jahren negativ durch den fischtoxischen Ammoniak beeinflusst wird.

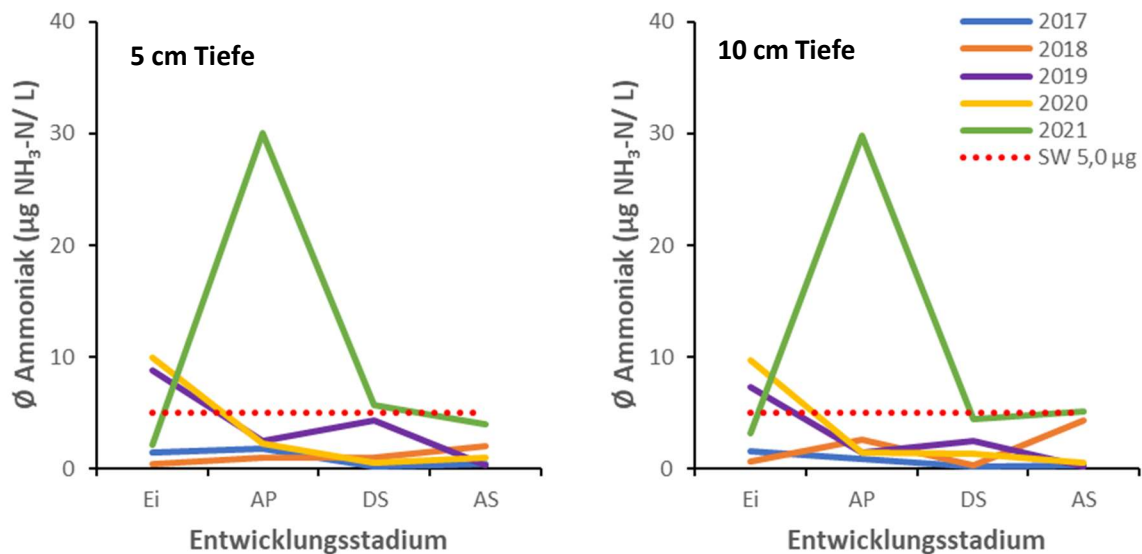


Abb. 9.14: Ammoniakkonzentrationen im hyporheischen Interstitial der Ausleitungsstrecke Buchenau während der Interstitialphase der Äsche 2017-2021. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Auch in Buchenau verletzte der durchschnittliche Ammoniakgehalt im Kiesbett sowohl in 5 cm Tiefe als auch in 10 cm Tiefe in drei der fünf Projektjahre den Sicherheitswert von $5,0 \mu\text{g Ammoniak-N} / \text{L}$ (Abb. 9.14). In den Projektjahren 2019 und 2020 geschah dies ausschließlich in der ersten Eiphase der Äschenentwicklung, während der die Ammoniakempfindlichkeit noch gering ausgeprägt ist (s.o.). Diese erhöhten Werte waren vor allem getrieben durch hohe pH-Werte und weniger durch erhöhte Ammonium_{ges}-Konzentrationen. Im Jahr 2021 hingegen

war der starke Anstieg während des Augenpunktstadiums vor allem durch die stark erhöhten Ammonium_{ges}-Konzentrationen getrieben und erreichte in der Spitze 34,70 µg Ammoniak-N / L in 5 cm Sedimenttiefe sowie 33,96 µg Ammoniak-N / L in 10 cm Sedimenttiefe. Auch im Dottersackstadium lagen die Ammoniakwerte in 5 cm Sedimenttiefe 2021 durchschnittlich noch über dem Sicherheitswert (maximale Einzelmessung: 6,29 µg Ammoniak-N / L), und während des Aufschwimmens der Larven galt dies für 10 cm Sedimenttiefe (maximale Einzelmessung: 6,12 µg Ammoniak-N / L). Der starke Anstieg während des Augenpunktstadiums 2021 entspricht möglicherweise jenem, der auch in der Probestrecke Wilhelmshütte gemessen wurde und lässt auf eine großräumige Belastung im mittleren Teil des Untersuchungsgebiets schließen. Der ausgeprägte Anstieg zum Aufschwimmen der Larven 2021, der an der Wilhelmshütte vorlag, trat in Buchenau nicht auf und lässt daher eine lokale Belastung im Bereich der Wilhelmshütte vermuten.

Für den potentiellen Äschenlaichplatz in der Ausleitungsstrecke Buchenau lässt sich annehmen, dass in den meisten der untersuchten Jahre keine ausgeprägte Beeinträchtigung der Äschenentwicklung im Interstitial durch Ammoniak vorgelegen hat. Gleichwohl zeigt die starke zwischenzeitliche Erhöhung 2021, dass bei ereignisbezogenen Belastungen kritische Werte durchaus vorkommen können. Fallen solche Belastungsspitzen mit Phasen stark erhöhter pH-Werte, wie sie vor allem während der frühen Eientwicklungsphasen gemessen wurden, zeitlich zusammen, ist mit erheblich höheren Ammoniakkonzentrationen zu rechnen, die potentiell einen Totalverlust der Äschenbrut eines Jahrgangs verursachen können. Dies gilt auch für die Ausleitungsstrecke unterhalb der Wilhelmshütte.

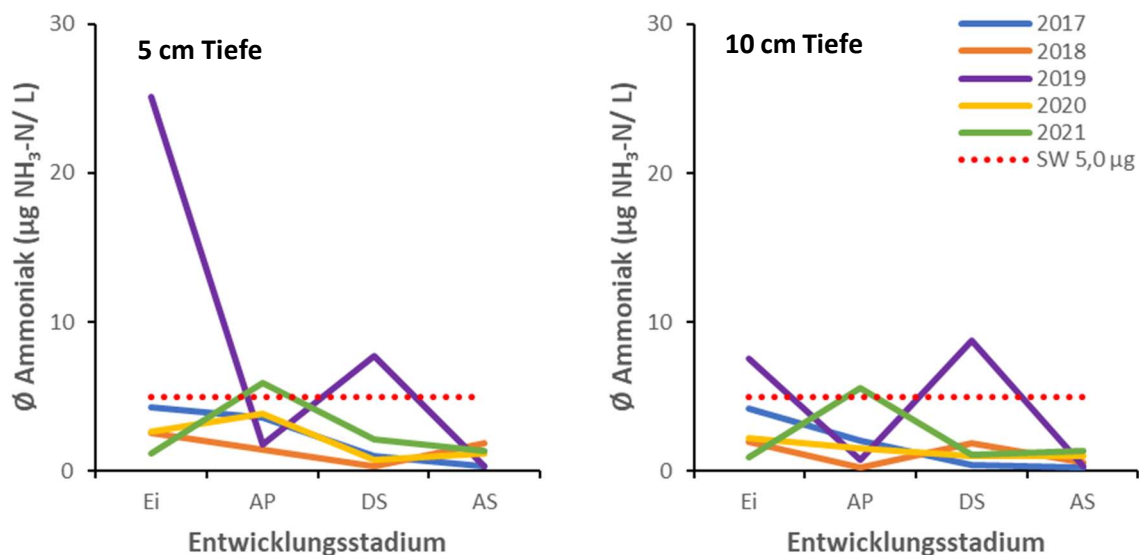


Abb. 9.15: Ammoniakkonzentrationen im hyporheischen Interstitial der Ausleitungsstrecke Cölber Wehr während der Interstitialphase der Äsche 2017-2021. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Auch in der Ausleitungsstrecke unterhalb des Cölber Wehrs traten in beiden Sedimenttiefen Überschreitungen des Sicherheitswerts von 5,0 µg Ammonium-N / L auf. Im Jahr 2021 waren diese geringer ausgeprägt (maximaler Einzelwerte: 6,47 µg Ammonium-N / L in 5 cm Tiefe und 6,19 µg Ammonium-N / L in 10 cm Tiefe) und betrafen nur die Phase des Augenpunktstadiums,

also den gleichen Zeitpunkt, an dem aus den Messungen in den Strecken Wilhelmshütte und Buchenau kritisch hohe Werte gemessen wurden. Die Belastungsspitze in jenem Zeitraum war also über einen Fließgewässerabschnitt von > 20 km noch nachweisbar (in der obersten Strecke bei Wallau traten keine markanten Werte auf).

Die z.T. stark erhöhten Ammoniakwerte 2019 (maximale Einzelmessung in der Eiphasse: 36,75 µg Ammonium-N / L in 5 cm Tiefe und 13,20 µg Ammonium-N / L in 10 cm Tiefe) in der Probestrecke Cölber Wehr wurden hingegen hauptsächlich durch die sehr hohen pH-Werte getrieben, da selbst im Kiesbett pH-Wert über (Eiphasse) oder nahe pH 9,0 (Dottersacklarve) auftraten. Die Werte von Ammonium_{ges} waren hingegen nicht markant erhöht (s.o.). Durch die mit der Sedimenttiefe abnehmenden pH-Werte (s.o.) erklärt sich auch der deutliche Unterschied in der Ammoniakkonzentration zwischen 5 cm und 10 cm Sedimenttiefe.

Die hohen ermittelten Ammoniakgehalte 2019 am Cölber Wehr unterstreichen, dass nicht nur der Gehalt an Ammonium_{ges} von Bedeutung für kritische Ammoniakkonzentrationen an den Äschenlaichplätzen ist, sondern auch die teils sehr hohen pH-Werte zur Überschreitung kritischer Schwellenwerte für die Äschenentwicklung in der Oberen Lahn führen können.

9.3.9 Nitrit, Nitrat und ortho-Phosphat im Interstitialwasser

Erhöhte Nitritwerte weisen auf eine starke Belastung des Wassers mit Stickstoffverbindungen hin und können zu erheblichen Schädigungen bei Fischen und anderen aquatischen Lebewesen führen; Konzentrationen ab 100 µg / L wirken toxisch. Nitrit wird von Fischen aktiv von den Chloridzellen der Kiemen aufgenommen (WILLIAMS & EDDY 1986). Dabei konkurriert es mit der Aufnahme von Chlorid, so dass hohe Chloridkonzentrationen wiederum die Toxizität von Nitrit reduzieren oder verzögern können (THURSTON et al. 1978, RUSSO et al. 1978, GAINO et al. 1984, BARTLETT & NEUMANN 1998). Nach Aufnahme über die Kiemen diffundiert es in die Erythrozyten (LEWIS & MORRIS 1986, JENSEN 1990) und oxidiert das Eisen des Hämoglobins (JENSEN et al. 1987, JENSEN 1990). Das veränderte Hämoglobin (=Methämoglobin) ist nicht mehr in der Lage, Sauerstoff zu binden (BODANSKY 1951, JENSEN 1990), so dass mit steigendem Methämoglobinanteil die Sauerstoffkapazität des Blutes sinkt (CAMERON 1971) und eine funktionelle Anämie hervorruft (VEDEL et al. 1998).

In unbelasteten Gewässern liegt die Nitritkonzentration weltweit in der Größenordnung von 1-3 µg/l (VAN BENNEKOM et al. 1978, MEYBECK 1982) und ist damit unbedenklich. Grenzwerte zu Äschen liegen derzeit nicht vor, Studien zu den nahe verwandten Salmoniden jedoch zeigten, dass eine Nitritkonzentration von 200 µg / L bei jungen Regenbogenforellen zu einem Methämoglobinanteil von 80 % im Blut führten (BROWN & MCLEAY 1975). Ab einem Methämoglobinanteil von 70 - 80 % werden Salmoniden bereits träge (WESTIN 1974) und damit zu einer leichteren Beute für Prädatoren. Beträgt der Anteil des Methämoglobins nahe 100 %, reagieren Fische nicht mehr und sind desorientiert (LEWIS & MORRIS 1986). Da inaktive Fische wenig Sauerstoff verbrauchen, sterben sie nicht unmittelbar an der Methämoglobinämie (CRAWFORD & ALLEN 1977). Wenn diese Fische jedoch erschreckt oder zur Aktivität gezwungen werden, wie etwa bei Nachstellung durch Prädatoren, sterben sie unmittelbar an einer Anoxie (HUEY et al. 1980). Bei einer Konzentration von 200 – 240 µg / L NO₂-N starben (bei niedrigen

Chloridkonzentrationen von 0,5 mg Cl⁻ / L) 50 % der untersuchten adulten Salmoniden innerhalb von 4 Tagen (Russo et al. 1978).

Im Gegensatz zu den adulten Individuen tolerieren Eier und Larven der Salmoniden relativ hohe Nitritwerte. Die Eihüllen der Salmoniden (und vermutlich auch der Äsche) scheinen für Nitrit undurchlässig zu sein und vertragen (im Fall der Regenbogenforelle) Nitritkonzentrationen bis 3.100 µg Nitrit-N / L (BARTLETT & NEUMANN 1998). Bei einer Nitritkonzentration von 540 µg Nitrit-N / L starben 50 % der Larven von *Salmo clarki* innerhalb von 11 Tagen (THURSTON et al. 1978), also lag der LC-50 Wert der Larven für 11 Tage doppelt so hoch wie der LC-50 Wert der Adulten für nur 4 Tage (s.o.).

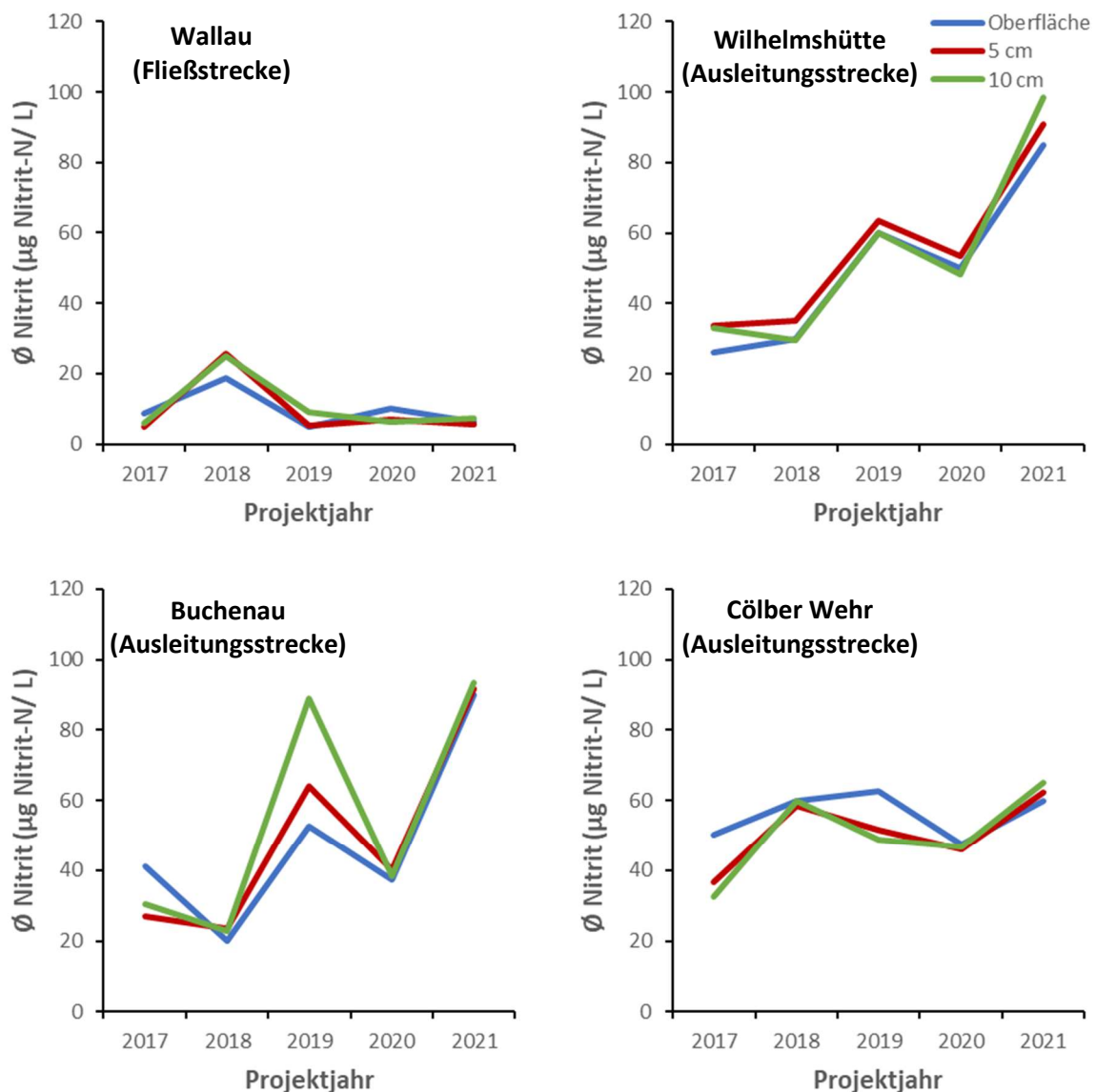


Abb. 9.16: Nitritkonzentrationen im hyporheischen Interstitial im Oberflächenwasser und in zwei Sedimenttiefen an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Bei den Messungen im hyporheischen Interstitial in der Oberen Lahn wurden Nitritwerte gemessen, die durchschnittlich stets $< 100 \mu\text{g Nitrit-N} / \text{L}$ lagen und somit vermutlich keine negativen Auswirkungen auf die Entwicklung der Äsche hatten (Abb. 9.16). In allen drei Ausleitungsstrecken wurden allerdings im Oberflächenwasser Einzelmessungen mit $> 100 \mu\text{g Nitrit-N} / \text{L}$ (maximal $150 \mu\text{g Nitrit-N} / \text{L}$ am Cölber Wehr zum Aufschwimmen der Larven 2017) erfasst, und die hohen Durchschnittswerte 2019 und 2021 lassen vermuten, dass bei Einleitungsereignissen kurzzeitig Konzentrationen erreicht werden, die bis in den kritischen Bereich für adulte Tiere ansteigen können.

Die kompetitive Hemmung der Nitritaufnahme durch Chloridionen führt jedoch wahrscheinlich dazu, dass die Fische zum Zeitpunkt der Stoßbelastung deutlich weniger Nitrit in der Lahn aufnehmen als im chloridarmen Wasser der o.g. Studien (durchschnittlich $0,5 \text{ mg/l Cl}^-$). Damit dürfte die Dauer der Belastung ausschlaggebend für die Salmoniden- bzw. Thymallidentoxizität des Nitrits sein.

Im Gegensatz zu HÜBNER 2003 und SCHMIDT 2002, die ebenfalls das Kiesbett in der Oberen Lahn untersucht hatten, wurde keine generelle Abnahme der Nitritwerte im Interstitial im Vergleich zum Oberflächenwasser festgestellt, dies war lediglich in der Probestrecke Cölber Wehr gegeben. Dies kann auf anoxische Verhältnisse hinweisen, da bei Sauerstoffmangel Nitrat zu Nitrit reduziert wird, oder als Störung im Nitrifikationsprozess des hyporheischen Interstitials gedeutet werden.

Dabei wird vorliegendes Ammonium in einem ersten Schritt von nitrifizierenden Bakterien (*Nitrosomonas* spp.) zu Nitrit oxidiert, anschließend wird dieses zusammen mit dem Nitrit der freien Welle von anderen Bakterien (*Nitrobacter* spp.) zu Nitrat oxidiert. Daher bestand auch eine positive Korrelation zwischen Ammonium-N-Gehalt und Nitrit-N-Gehalt des Oberflächenwassers ($r = 0,57$, $p < 0,05$). Bei in typischer Weise für die Äschen- und Barbenregion ausgeprägten physikalisch-chemischen Bedingungen ist die Oxidationsrate der *Nitrobacter* größer als die der *Nitrosomonas*, d.h. Nitrit wird schneller zu Nitrat oxidiert als Ammonium zu Nitrit (HEATHWAITE 1993). Zu einer Nitritakkumulation im Interstitial kann es jedoch kommen, wenn die Oxidation des Nitrits zu Nitrat durch *Nitrobacter* gehemmt oder verlangsamt wird, während Ammonium weiterhin zu Nitrit oxidiert wird. Hohe Ammoniak-Konzentrationen (ANTHONISEN et al. 1976, SUTHERSAN & GANCZARCZYK 1986, BALMELLE et al 1992, SMITH et al. 1997), erhöhte pH-Werte (ALLEMAN 1985), niedrige Sauerstoffkonzentrationen (RICHTER & KRÜNER 1994) und höhere Temperaturen $> 17 \text{ }^\circ\text{C}$ (RANDALL & BUTH 1984, VON DER WIESCHE & WETZEL 1998) hemmen die Aktivität von *Nitrobacter* stärker als die von *Nitrosomonas* und führen somit zu einer Nitritakkumulation im Interstitial. Alle der genannten physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen wurden in der Oberen Lahn zumindest zeitweise in kritischen Ausprägungen erfasst (s.o. bzw. Kap. 5).

Die physikalisch-chemischen Rahmenbedingungen, die HÜBNER 2003 und SCHMIDT 2002 aufgenommen hatten, waren jedoch bezüglich der pH-Werte, Ammoniakkonzentrationen und (tagsüber gemessenen) Sauerstoffverhältnisse vergleichbar oder ungünstiger (insbesondere die Stickstoffbelastung, da die Kläranlage Sarnau damals noch über keine Nitrifikationsstufe

verfügte) als die im Rahmen des dargestellten Projekts gemessenen Werte. Ein erheblicher Unterschied lag jedoch in den Wassertemperaturen im Interstitial, die während der Messungen Mitte der 1990er Jahre während der Äschenentwicklung bei durchschnittlich 9,25 °C (Inkubationszeit) bzw. 9,87 °C (Interstitialphase) lagen (Maximum: 13,3 °C, HÜBNER et al. 2003). Im Projektzeitraum lagen die gemessenen Wassertemperaturen im Interstitial durchschnittlich bei 11,98 °C, und bei 43 Einzelmessungen im Interstitial traten Wassertemperaturen > 17 °C auf (Maximum: 22,8 °C).

Insgesamt unterschieden sich die Nitrat-N-Gehalte des Oberflächenwassers und des Interstitialwassers an allen Probestrecken nur wenig, lediglich in der Ausleitungsstrecke am Cölber Wehr lagen die Nitratwerte im Interstitial etwas höher als in der fließenden Welle (Abb. 9.17). Die im Oberflächenwasser festgestellten Unterschiede im Nitratgehalt zwischen den Probestrecken (Kap. 5.4.7) spiegeln sich auch im Interstitialwasser wider.

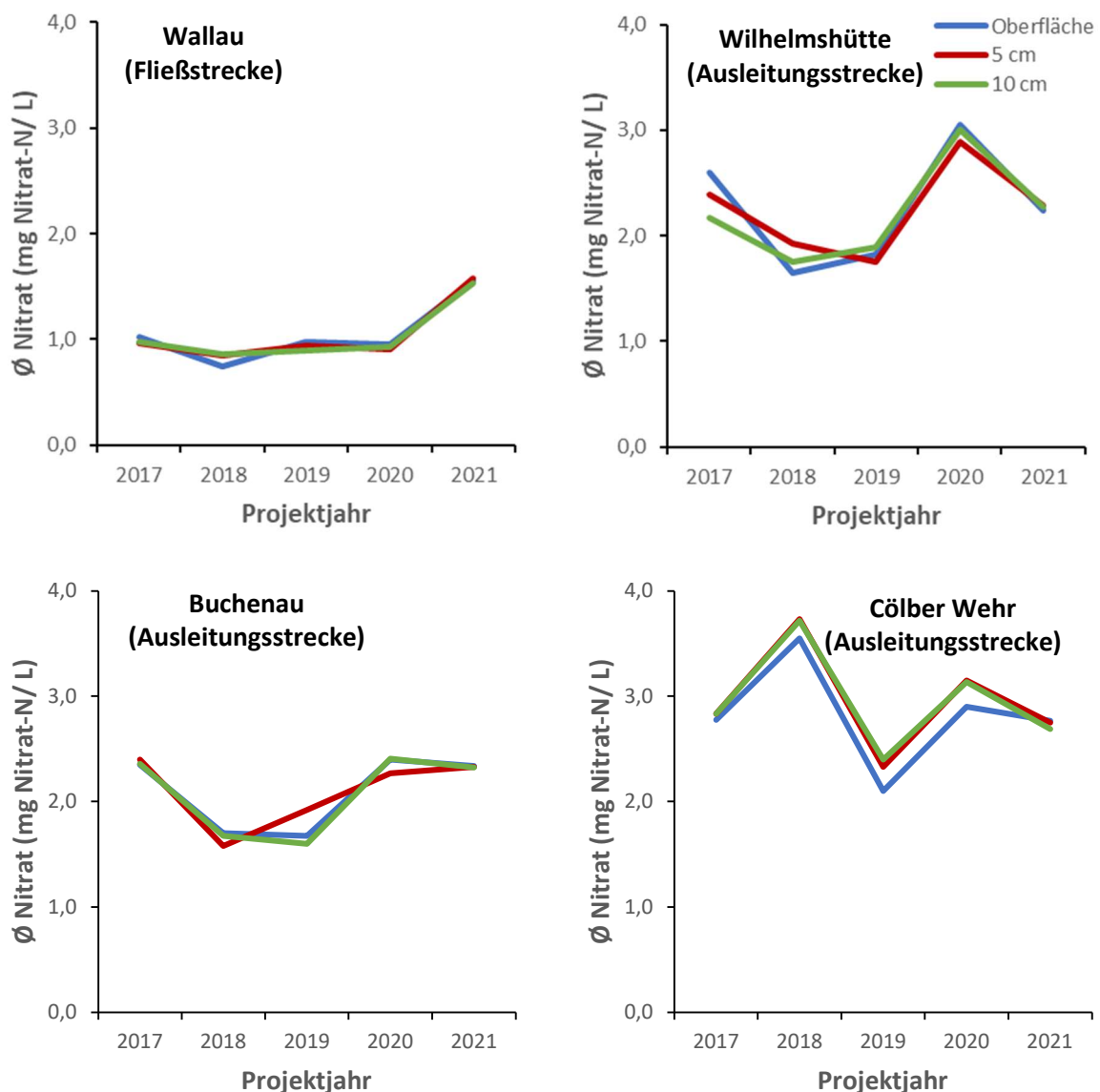


Abb. 9.17: Nitratkonzentrationen im hyporheischen Interstitial im Oberflächenwasser und in zwei Sedimenttiefen an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probenahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Im Gegensatz zum Nitrit wirkt Nitrat erst ab Konzentrationen toxisch, die außerhalb der in Gewässern anzutreffenden Spannen liegen. Nitrat spielt eine wichtige Rolle als Nährstoff für Pflanzen, und wird daher in großen Mengen als Dünger und Gülle in der Landwirtschaft eingesetzt. Infolgedessen werden in Deutschland nicht nur in Oberflächengewässern, sondern auch im Grundwasser hohe Nitratwerte gemessen (in Deutschland liegt der Grenzwert für Trinkwasser derzeit bei 50 mg Nitrat-N / L). Neben Phosphaten und Ammonium trägt Nitrat somit wesentlich zur Gewässereutrophierung bei.

In den Wasserproben, die im Rahmen des Projekts analysiert wurden, betrug der Anteil des Nitrats am Gesamtstickstoff (Summe von Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N) im Oberflächenwasser sowie in beiden Kieshorizonten durchschnittlich jeweils > 92 % und repräsentierte damit weitgehend die Gesamtbelastung des Gewässers mit Stickstoffverbindungen. Auffällige Abweichungen davon ergaben sich jedoch in den Jahren 2019 und 2021, in denen im Interstitial der Probestrecken Buchenau und Wilhelmshütte (an der Wilhelmshütte 2019 und in beiden Strecken 2021 auch im Oberflächenwasser) jeweils > 20 % Ammonium-N-Anteil am Gesamtstickstoff gemessen wurden.

Die Verläufe der durchschnittlichen Nitratgehalte über die Untersuchungsjahre zeigten unterschiedlich stark ausgeprägte Schwankungen, die in den verschiedenen Probestrecken abweichende zeitliche Verläufe aufwiesen und somit auf die Bedeutung lokaler Eintragsdynamik hindeuten. Insgesamt wiesen wie auch im Oberflächenwasser die durchschnittlich gemessenen Nitratwerte im hyporheischen Interstitial höhere Werte in den relativ regenreicheren Jahren 2017, 2020 und 2021 auf als in den extrem regenarmen Jahren 2018 und 2019 (Tab. 9.3). Dies spricht dafür, dass durch Regen ausgespülte Düngemittel als Einträge aus der Landwirtschaft zu den Schwankungen im Nitrat-N-Gehalt beitragen, denn Einträge aus Abwasser sollten über wenige Jahre tendenziell konstant bleiben und somit eher bei geringerer Wasserführung an relativer Bedeutung gewinnen.

Tab. 9.3: Durchschnittliche Nitrat-N-Gehalte im Interstitialwasser in den Untersuchungsjahren während der Interstitialphase der Äsche.

Sedimenttiefe	Ø Nitrat-N (mg / L)				
	2017	2018	2019	2020	2021
5 cm	2,15	1,76	1,73	2,30	2,24
10 cm	2,08	1,76	1,70	2,37	2,20

Auch Phosphate entstammen hauptsächlich anthropogenen Einträgen durch verstärkte Bodenerosion, Dünger und Siedlungsabwässer. Die eingetragenen Phosphatverbindungen sind toxikologisch unbedenklich und liegen mehrheitlich in bedingt wasserlöslicher Form vor. Im hyporheischen Interstitial können anoxische Verhältnisse jedoch zu einer zusätzlichen Mobilisierung von Phosphat führen.

Da Phosphat unter natürlichen Bedingungen den maßgeblichen Mangelfaktor für die Vermehrung von Algen darstellt, führen erhöhte Phosphatwerte zur Förderung von

Algenwachstum (s. Kap. 5.1.3) und stellen so einen entscheidenden Faktor für die negative Beeinflussung von Gewässern durch die Folgen der Eutrophierung dar.

Die Messergebnisse aus dem Interstitialwasser zeigten für vier der fünf Untersuchungsjahre (2017, 2019 bis 2021), dass die Phosphatkonzentrationen im Kiesbett insgesamt sehr ähnliche Größenordnungen und temporäre Verläufe aufwiesen wie im Oberflächenwasser (Abb. 9.18). Die Messungen dieser Jahre gaben auch keinen Anlass dazu, zusätzliche Phosphatmobilisierung durch geringe Sauerstoffversorgung im Kiesbett zu vermuten. Das Projektjahr 2018 hingegen wies, wie auch im Oberflächenwasser, ab der Probestecke Wilhelmshütte lahnabwärts deutlich erhöhte Phosphatwerte auch im Interstitialwasser auf. Diese erhöhten Werte gingen wahrscheinlich auf punktuelle Eintragsereignisse zurück (s. Kap. 5.4.5 und Kap. 5.5.).

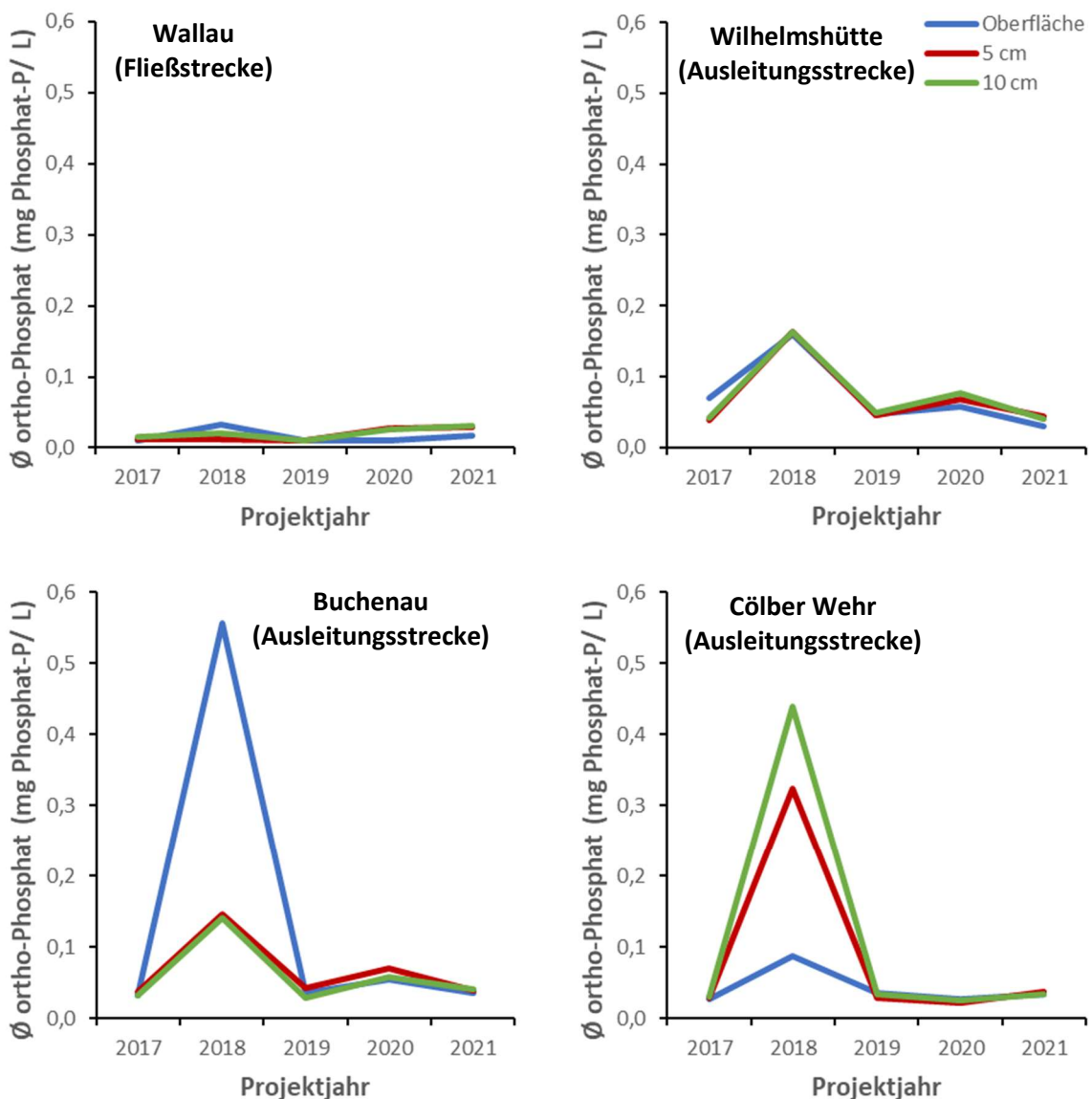


Abb. 9.18: ortho-Phosphatkonzentrationen im hyporheischen Interstitial im Oberflächenwasser und in zwei Sedimenttiefen an den vier untersuchten, potentiellen Laichplätzen während der vier Probennahmen innerhalb der Entwicklungszeit der Äsche. Ei = frühe Eiphase, AP = Augenpunktstadium, DS = Dottersackstadium, AS = Aufschwimmen der Larven.

Die starken Abweichungen zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser in Buchenau und am Cölber Wehr sind dabei vermutlich darauf zurückzuführen, dass offenbar mehrere, stoßweise erfolgte Einträge stattgefunden hatten. Während der Messungen in Buchenau war ein solches Eintragsereignis noch direkt im Oberflächenwasser messbar (während des Augenpunktstadiums; zu diesem Zeitpunkt lagen auch erhöhte Phosphatwerte im Oberflächenwasser an der Wilhelmshütte und am Cölber Wehr vor). Die extrem erhöhten Phosphatwerte im Interstitial am Cölber Wehr hingegen wurden schon während der frühen Eiphase gemessen (bei gleichzeitig niedrigen Werten im Oberflächenwasser) und gingen dementsprechend auf ein früheres Eintragsereignis zurück.

9.3.10 Bewertung der physikalisch-chemischen Habitatqualität der Laichplätze

Die Untersuchungen der Substrateigenschaften und der Sauerstoffgehalte in den Probestrecken legen den Schluss nahe, dass die Kolmation der Laichplätze vermutlich nicht die Hauptursache für den Bestandsrückgang der Äsche ist. Allerdings muss einschränkend gesagt werden, dass die Sauerstoffwerte tagsüber gemessen wurden. Die Leitwertmessungen legen nahe (s.u.), dass das Kiesbett stellenweise so kolmatiert ist, dass es kurzfristig zu ungünstigen Sauerstoffbedingungen im Interstitial während der Inkubationsphase der Eier von Äschen und Nasen im Kiesbett kommen kann. Allerdings scheint die Äsche die Effekte der Kolmation zumindest teilweise durch die mechanische Reinigung der Laichorte bei der Anlage der Laichgruben kompensieren zu können.

Im Unterschied dazu ist davon auszugehen, dass andere kieslaichende Arten, die keine Laichgruben anlegen (u.a. die Zielart Nase), stärker negativ von der Kolmation des Kiesbetts betroffen sein. Es ist denkbar, dass die von der Äsche bei der Anlage von Laichgruben gereinigten Kiesbereiche unter Kolmationsbedingungen (besonders in Ausleitungsstrecken) auch für andere kieslaichende Arten eine wichtige Funktion als besonders gute Laichplätze erfüllen können. In diesem Fall könnten positive „Mitnahmeeffekte“ der Stützung der Äschenbestände in der Oberen Lahn für andere Arten auch über einen bislang nicht vermuteten Weg erzielt werden. Derartige Beobachtungen wurden sowohl am Äschenlaichplatz am Cölber Wehr mit Bachneunaugen und an einem Nasenlaichplatz in der Nister mit Elritzen gemacht.

Bezüglich des pH-Werts (und des damit eng verbundenen Ammoniakgehalts) des Interstitialwassers konnte herausgearbeitet werden, dass die Verhältnisse im Kiesbett geringere Extremwerte ausbildeten als im Oberflächenwasser und somit eine gewisse Pufferwirkung vorlag. Es wurden zwar kritische Werte erreicht, diese traten aber verstärkt während der frühesten Entwicklungsstadien der Äsche auf. In diesen Stadien ist die Empfindlichkeit gegenüber hohen pH-Werten und auch gegenüber hohen Ammoniakkonzentrationen geringer ausgeprägt als bei Larvenstadien und bei den älteren Äschen. Bei stark erhöhten Ammoniumwerten traten hohe Ammoniakwerte jedoch auch in der Larvalphase auf. Auch die teilweise stark erhöhten Nitritwerte stellten eine stärkere Belastung für ältere Stadien der Äsche dar als für die Äscheneier und -brut.

Somit stellten Nährstoffeinträge in verschiedener Weise (durch direkte toxische Wirkung bei Ammoniak und Nitrit, durch Erhöhung des pH-Werts über Algenwachstum bei Phosphat) potentielle Risiken für eine erfolgreiche Äschenentwicklung im hyporheischen Interstitial dar, vor allem in den untersuchten Ausleitungsstrecken. Dies gilt auch für die Brut anderer kieslaichender Fischarten, wie der Zielart Nase, wengleich die Äsche wegen ihrer verwandtschaftlichen Nähe zu den Salmoniden als empfindlicher eingeschätzt wird. In den untersuchten fünf Projektjahren traten jedoch keine Ausprägungen der untersuchten Parameter auf, bei denen davon ausgegangen werden muss, dass eine erfolgreiche Äschenentwicklung stark beeinträchtigt wurde. Allerdings traten in den fünf Jahren auch keine ausgeprägt ungünstigen Kombinationen von Belastungsspitzen auf, wie etwa stoßweise hohe Ammoniumeinträge bei gleichzeitig stark erhöhten pH-Werten. In einem solchen Szenario wäre mit erheblichen negativen Auswirkungen auf die Äschenentwicklung zu rechnen.

Stärker als die frühen Entwicklungsstadien im Kiesbett sollten die späteren Entwicklungsstadien der Äsche von den physikalisch-chemischen Parametern des Freiwassers negativ beeinflusst werden (s. Kap. 5.6). Die schwerwiegendste Belastung für die kaltstenotherme Äsche geht dabei voraussichtlich allerdings von der zu hohen Wassertemperatur aus.

9.4 Äschenbesatz in der Oberen Lahn 2017 - 2021

Der Besatz von Äschen war bei Projektbeginn ursprünglich nicht als integraler Bestandteil des Projekts vorgesehen gewesen, allerdings zeigten die Untersuchungsergebnisse im ersten Projektjahr 2017, dass der Äschenbestand in der Oberen Lahn nur noch verschwindend gering war und daher dringender Handlungsbedarf bestand. Dementsprechend wurde eine dringende Empfehlung ausgesprochen, intensive Äschenbesatzmaßnahmen im gesamten Gebiet der Oberen Lahn durchzuführen. Da die daraufhin durchgeführten Besatzmaßnahmen die Ergebnisse der Untersuchungen zur Bestandsentwicklungen der Äsche im Projektverlauf naturgemäß beeinflussten, werden sie diesen Untersuchungsergebnissen vorangestellt und der Besatzerfolg im Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung diskutiert.

9.4.1 Ausgangslage 2017

Im ersten Projektjahr 2017 waren nur noch wenige Individuen der Äsche nachweisbar. An zwei der neun intensiv bearbeiteten Probestrecken, unterhalb von Biedenkopf (Im Urbann-Seewasen) und unterhalb des Wehrs der Wilhelmshütte, wurde keine einzige Äsche gefangen. Insgesamt wurden lediglich je eine Äsche der 3+ Kohorte und fünf der 2+ Kohorte nachgewiesen, alle anderen Individuen waren 1+ oder jünger. Dies zeigt einen akuten Mangel an Laichtieren an, weshalb nur noch an zwei von neun Laichplätzen des letzten Jahres (Sterzhausen, Cölber Wehr) jeweils ein potentielles Laichtier zur Laichzeit gefangen wurde. Beide Laichplätze liegen im unteren Teil des Untersuchungsgebietes. Nur unterhalb des Cölber Wehres gab es eine nennenswerte Reproduktion. Im mittleren und oberen Teil des Gebietes wurden keine großen Äschen mehr nachgewiesen.

Damit setzte sich der negative Trend der vorangegangenen Jahre weiter fort. Im Jahr 2015 wurden zwei der neun Probestellen im oberen Teil des Gebietes untersucht. Dort konnten noch wenigstens an einer Stelle Laichäschen mit anschließender Reproduktion festgestellt werden (HÜBNER 2015). Im Jahre 2016 wurden alle neun Laichplätze im gesamten Untersuchungsgebiet befischt, und es war noch an acht von neun untersuchten Laichplätzen eine Reproduktion nachweisbar. Dabei war der Ausfall der Reproduktion in der Ausleitungstrecke der Wilhelmshütte in erster Linie durch den mangelnden Mindestwasserabfluss bedingt und nicht durch das Fehlen von Laichtieren (HÜBNER et al. 2016c).

Die möglichen Ursachen für das Verschwinden der Laichtiere waren damals unklar. Ein akutes Fischsterben hatte es 2016 in der Oberen Lahn nicht gegeben, das Jahr war aber durch einen sehr trockenen Sommer und Herbst geprägt gewesen. Es wurde daher vermutet, dass die lange Periode niedriger Wasserstände mit geringer Strömungsgeschwindigkeit bei den kaltstenothermen Äschen, die laut SCHMITZ & SCHUMAN (1982) Temperaturen im Sommer von 17 °C gerade noch tolerieren, zu einer Abwanderung der Äschen aus den Strecken in der Oberen Lahn aufgrund der thermischen Belastungen geführt haben könnte. Da aufgrund der eingeschränkten linearen Durchgängigkeit der Oberen Lahn eine Rückwanderung der fehlenden Laichtiere an vielen Stellen unmöglich war, wurde ab 2017 der Ausgleich dieses Verlusts durch Besatz empfohlen.

9.4.2 Besatzmaterial

Um den Äschenbestand in der Oberen Lahn zu stützen wurden in den Jahren 2017 und 2019–2021 Besatzmaßnahmen durchgeführt (s.u.). Dabei war es besonders wichtig, dass das Besatzmaterial eine möglichst große genetische Ähnlichkeit zum Genom der Population der Oberen Lahn hatte. Andernfalls hätten unerwünschte Eigenschaften der eingesetzten Tiere (wie nicht passende Temperaturoptima für das Einsetzen der Laichreife, ein nicht an die jeweiligen Abflüsse angepasstes Abbläuen und eine suboptimale Länge der Interstitialphase bzw. ein nicht passender Zeitpunkt des Aufschwimmens der Larven aus dem Kiesbett) für negative Folgen der Lahnpopulation sorgen können, da diese Lokaladaptationen populationsspezifisch sind (HAUGEN & VOLLESTAD 2000, THOMASSEN et al., 2011).

Infolgedessen wären die Besatztiere nicht gut an die Umweltbedingungen der Lahn angepasst und würden verschwinden oder sich nicht vermehren, so dass ihre Gene in der Wildpopulation der Äschen nicht nachweisbar wären (PERSAT et al., 2016, MERANER et al., 2014) und sie nicht zur Stützung des Bestandes beitragen könnten. Alternativ dazu könnte es passieren, dass sich die schlechter angepassten Besatztiere mit der Wildpopulation vermischen. Damit könnte ihr Erbgut in die ursprüngliche Wildpopulation integriert werden, wie es auch bei anderen Äschenpopulationen beobachtet wurde (GUM et al., 2006, KÖBSCH et al., 2019 b, KÖBSCH et al., 2019c), oder das ursprüngliche Genom der Wildpopulation in der Lahn könnte im Extremfall völlig verschwinden (MERANER & GANDOLFI 2012), wofür insbesondere sehr kleine Restpopulationen empfindlich sind.

Die Auswirkungen dieser Umstände auf die Entwicklung des Äschenbestands im Gewässer sind nicht immer klar, da andere Faktoren wie Kormoranfraß, verminderter Abfluss und höhere Wassertemperaturen in Zuge des Klimawandels einen großen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Äschen haben können. Dennoch wurden, basierend auf Erkenntnissen zur Populationsgenetik und Phylogeographie der Äsche sowie aufgrund der bekannten potentiell negativen Folgen von allochthonem Besatzmaterial, Managementempfehlungen für den Äschenbesatz abgeleitet. Diese sehen eine flussspezifische Bewirtschaftung der Äsche vor, wobei jede Population eine Bewirtschaftungseinheit darstellt. Nach neuesten Erkenntnissen zur Genetik der Äschen ist die genetische Differenzierung der Äschen innerhalb eines Einzugsgebietes sogar so hoch, dass diese als evolutionäre Kleinraumgruppe zu bewirtschaften ist (KÖBSCH et al., 2019c). Insofern war die Frage äußerst wichtig, mit welchem Besatzmaterial die Wildpopulation in der Oberen Lahn gestützt werden sollte.

Um diesen Umstand abzuklären, wurde vom Regierungspräsidium eine genetische Untersuchung der Äschen in der Oberen Lahn beauftragt. Dazu wurden von der BfS Marburg im Jahr 2017 vor Ort genetische Proben genommen (Abb. 9.19) und diese an die Universität Dresden geschickt, wo sie analysiert wurden.



Abb. 9.19: Probenahme zur Genetik der Äschenpopulation der Oberen Lahn. Oben links und rechts: Abstrich der Schleimhäute mit Tupfer. Unten links: Vermessen der Tiere. Unten rechts: Tubes mit genetischen Proben.

Insgesamt wurden 36 Proben genommen, welche aus der Wildpopulation der Lahn zwischen Cölbe und Wallau bzw. von den Besetztieren der Fischzucht „Rhönforelle“ stammten. Die Äschen dieser Fischzucht, deren Tiere 2017 und auch in den Jahren vor Projektstart zum Besatz in der Oberen Lahn genutzt wurden, entstammen ursprünglich der Eder und damit dem Wesereinzugsgebiet. Die Tiere wurden schonend vermessen und gewogen. Dabei wurden mit einem Abstrichtupfer (forensic swap, Sarstedt AG) insgesamt zwei Abstriche im Kopfbereich und an den Körperflanken entnommen. Dazu wird der Tupfer mit sanftem Druck gerieben und dabei leicht gedreht, so dass der gesamte Wattekopf als Trägerfläche genutzt wird. Beim Abstrich werden so Epithelzellen zur Isolierung von DNA gewonnen.

Die Ergebnisse der genetischen Untersuchung lagen erst im Jahr 2019 vor, so dass der Besatz mit Äschen in die Obere Lahn im Jahr 2018 vorübergehend einmal ausgesetzt wurde. Die genetische Untersuchung ergab, dass die Äschenwildpopulation der Oberen Lahn eine Sonderstellung einnimmt. Im Gegensatz zu den bisher untersuchten Populationen in Europa, konnten in der Wildpopulation, trotz ihrer Zugehörigkeit zum Einzugsgebiet des Rheins, ausschließlich Haplotypen der Linie IIb (Elbe/Weser) und in wenigen Fällen der Linie III (Donau) nachgewiesen werden. Inwieweit dies durch historische postglaziale Sekundärkontakte (Lahnquelle und Eder, EZG Weser, liegen noch heute nicht weit voneinander entfernt im Rothaargebirge) oder durch Überprägung mit gebietsfremden Besatzmaterial verursacht wurde, konnten die Autoren nicht klären (KÖBSCH et al. 2019a).

Die bisher verwendete Besatzpopulation zeigte teilweise dieselben Haplotypen wie die Individuen der Wildpopulation, allerdings zeigte die Analyse der genetischen Distanzen in Bezug auf die mitochondriale Kontrollregion eine signifikante genetische Differenzierung zwischen beiden Populationen. Die Analyse der Mikrosatellitendaten ergab ein ähnliches Bild. Demnach ist die Wildpopulation der Lahn eher dem Einzugsgebiet der Weser zuzuordnen und die Population des Besatzes eher dem Elbeeinzugsgebiet. Dabei wies der F_{ST} -Wert der Besatzpopulation, ähnlich wie bei allen anderen untersuchten Zuchtstämmen in Deutschland, auf eine genetische Verarmung hin (KÖBSCH et al. 2019a).

Die Autoren der genetischen Studie empfahlen aus diesem Grund für die Besatzstrategie, nach Möglichkeit zuerst auf die vorhandene Wildpopulation der Lahn zurückzugreifen. In diesem Fall würden Äschen abgestreift und im Idealfall die Eier vor Ort nach der Cocooning - Methode im Kiesbett vergraben, damit sich die Nachkommen optimal an die Umweltbedingungen des Gewässers adaptieren können. Alternativ könnten, bei ausreichend großen Laichfischbestand, Laichtiere in Bypass - Gewässer (bspw. Mühlgräben) eingesetzt werden und dort ablaichen, damit eine möglichst große genetische Diversität erhalten bleibt. In diesem Bypass-Gewässern könnten die juvenilen Äschen effektiv gegen Prädation (v.a. Kormoran) geschützt werden und dann in das Zielgewässer gebracht werden.

Eine weitere Möglichkeit wäre, die Elterntiere der Wildpopulation abzustreifen und die Nachkommen in einer Fischzucht aufzuziehen, wobei bei dieser Methode schon in der ersten Generation bestimmte Gene bei dem Domestikationsprozess durch genetische Drift verschwinden. Um jedoch kurzfristig viele Nachkommen aufzuziehen, und damit einen

Fischbestand zu erhalten oder (wie bei der Nase) aufzubauen, ist diese Methode sehr effektiv und für daher vertretbar. Dagegen wird von einer permanenten Elterntierhaltung in Teichen einer Fischzucht abgeraten. Die genetische Verarmung solcher Teichpopulationen wurde in der jüngsten Studie belegt (KÖBSCH et al. 2019b, KÖBSCH et al. 2019c).

Alle o.g. Methoden setzen einen starken Bestand an Laichtieren im Gewässer voraus. Dies war jedoch nach den ersten Untersuchungsergebnissen im Jahr 2017 und 2018 in der Oberen Lahn nicht mehr gegeben. Die Autoren der genetischen Studie empfahlen deshalb, dass vorübergehend weiterhin auf das Besatzmaterial aus der Eder zurückgegriffen werden kann (KÖBSCH et al., 2019a). Sobald jedoch ausreichend viele laichreife Äschen in der Lahn vorkommen, sollte als Quelle für das Besatzmaterial auf die Wildpopulation zurückgegriffen werden.

9.4.3 Besatzdurchführung

Im Herbst 2017, vor Abschluss der genetischen Untersuchungen, hatte der Marburger Angelverein an drei Stellen im unteren Teil des Untersuchungsgebiets (unterhalb des Eibenhardtwehres, in Lahntal-Sarnau und bei Marburg-Michelbach) einen Äschenbesatz mit insgesamt 1.600 auf dem konventionellen Besatzmarkt (Fischzucht „Rhönforelle“) erworbenen 0+ Jungäschen durchgeführt. Zusätzlich wurden noch im Stadtgebiet Marburg 400 Äschen besetzt, diese waren jedoch durch unüberwindbare Wanderhindernisse vom Untersuchungsgebiet getrennt.

Tab. 9.4: Übersicht der Äschenbesatzmaßnahmen: Besatztermine und Verteilung der eingesetzten Äschen auf die verschiedenen Lahnabschnitte in der Oberen Lahn.

Lahnabschnitt	Anzahl besetzter 0+ Äschen					
	26.10.2017	2018	17.10.2019	22.04.2020	06.10.2021	
Ludwigshütte		kein Besatz	1.000		900	
Biedenkopf Auenschutzgebiet			200			
Biedenkopf Sportplatz			200	500	800	
Biedenkopf Eventhalle			200	500		
Biedenkopf Sachsenhausen			300			
Biedenkopf Im Urbann			600	1.000	800	
Buchenau				500		
unterh. Wehr Kernbach				500		1.000
unterh. Wehr Caldern						1.000
Michelbach	500			500	750	
Sterzhausen				500	750	
Sarnau	500			500		
unterh. Cölber Wehr	600				500	
Summe	1.600		0	4.500	4.500	4.500

Basierend auf den genetischen Untersuchungen zur Wildpopulation der Äschen in der Oberen Lahn (KÖBSCH et al., 2019a), wurden zur Stützung des Bestandes von 2019 bis 2021 jährlich 4.500 Äschen aus dem Einzugsgebiet der Eder in das Untersuchungsgebiet (gleiche Quelle wie

zuvor) besetzt (Tab. 9.4). Dabei waren es 2019 und 2021 (wie 2017) Äschen des 0+ Jahrganges, 2020 wurden Äschen der Kohorte 1+ besetzt. Somit war der Jahrgang 2019 doppelt vertreten, und der Jahrgang 2020 fehlte im Besatz. Die Besatztiere waren im Vergleich zu den Lahnäschen gleichen Alters auffällig klein (bei Kohorte 0+ ca. 8 cm vs. 12 bis 14 cm, bei Kohorte 1+ ca. 14 bis 15 cm vs. 18 bis 21 cm, pers. Beobachtung), so dass besetzte Tiere im Jahr nach dem Besatz auch noch anhand der Totallänge von den Wildfischen differenzierbar blieben.



Abb. 9.20: Besatz mit Äschen. Oben: Anlieferung Äschen von Fischzucht Rhönforelle. Mitte: Besatz der Äschen in Optimalhabitat. Unten: 0+ Äschen kurz nach Besatz.

Die Aufteilung zwischen dem unteren Teil und oberen Teil des Gebietes erfolgte dabei ab 2019 zugunsten des oberen Teils. Dort waren die Bestände und die natürliche Reproduktion nach Ergebnissen der Bestandserfassungen deutlich geringer. Dabei konzentrierte sich der Besatz

im oberen Teil vor allem auf die Teilstücke nahe der Stadt Biedenkopf, da unterhalb der Stadt ab Eckelshausen bis Buchenau die Lahn, bedingt durch die vielen Wasserkraftanlagen, größtenteils aus Ausleitungsstrecken mit zu geringer Wasserführung für rheophile Fische bestand. Oberhalb von Biedenkopf bei Wallau war eine natürliche Reproduktion von Äschen nachweisbar.

Im unteren Teil des Untersuchungsgebietes wurde vor allem das Teilstück zwischen Cölber Wehr und Michelbach bzw. bis unterhalb des Calderner Wehrs besetzt (unpassierbares Wanderhindernis). Als sich der Bestand an Äschen bei Cölbe deutlich erholte, wurde die Besatzstrecke weiter flussaufwärts verschoben und der Besatz fand zwischen Sterzhausen bis Kernbach (oberhalb und unterhalb des unpassierbaren Wanderhindernisses bei Caldern) statt.

Die Besatzorte wurden entsprechend den Habitatanforderungen von 0+ Äschen ausgewählt, wobei durch die durchgeführten Maßnahmen zur Aufwertung der Gewässerstruktur 2018 und 2020 erheblich mehr Jungfischhabitate zur Verfügung standen. Allerdings wurde in der Regel an den Stellen, wo eine natürliche Reproduktion der Äsche nachweisbar war, auf Besatz verzichtet.

Alle Besatzmaßnahmen der Äsche wurden zusammen mit den Fischerrechtsinhabern durchgeführt (Fischereiverein Marburg und Umgebung e.V. für den unteren Teil und Fischereiverein des Kreises Biedenkopf e.V. für den oberen Teil, Abb.9.20).

9.5 Entwicklung des Laichfischbestands der Äsche 2017 bis 2021

Während der Laichzeit der Äsche wurde an den neun Intensivstrecken der Bestand an Laichfischen erfasst, um eine Einschätzung des reproduktiven Potentials zu gewinnen. Während dieser Erfassungen wurden auch vorhandene Laichgruben vermerkt, allerdings konnte dies nur bei günstigen äußeren Bedingungen bezüglich des Wasserstands und der Wassertrübung erfolgen und stellt damit nur eine zusätzliche Information dar. Mit der Erfassung der Laichfische sollte eine Basis für die Beurteilung der später aufgeschwommenen Äschenlarven gelegt werden, denn bei einem nachweislich vorhandenen Laichfischbestand sollten auch Äschenlarven nachweisbar sein, wenn die Habitatbedingungen im Kiesbett eine Äschenentwicklung ermöglichen.

Weiterhin diene die Laichfischerfassung auch der Einschätzung des Besatzerfolgs, denn die Besatztiere sollten bei einer erfolgreichen Etablierung in der Oberen Lahn mit Erreichen der Geschlechtsreife auch am Laichgeschehen teilnehmen und somit bei gutem Besatzerfolg in den besetzten Abschnitten zu einem zeitversetzten Anstieg des Laichtierbestands führen. Da bei den gleichen Befischungen auch Äschen der Kohorte 1+ mitgefangen wurden, konnten diese Informationen auch für die Einschätzung des Reproduktionserfolgs der Äsche (Kap. 9.6) und (in den besetzten Abschnitten) des frühen Besatzerfolgs (Kap. 9.7) herangezogen werden.

Zur Überprüfung eines Erfolgs der durchgeführten Strukturierungsmaßnahmen waren die Laichfischbestände jedoch nur bedingt geeignet, da diese vornehmlich auf die Verbesserung des Reproduktionserfolgs der Äsche abzielten und sich somit (wie ein Besatz) erst mit

zeitlicher Verzögerung im Laichtierbestand widerspiegeln sollten. Da ein Großteil dieser Maßnahmen erst im Herbst 2020 umgesetzt werden konnte, war bis zum Projektende 2021 nicht mit einem Anstieg des Laichfischbestands aufgrund der strukturverbessernden Maßnahmen zu rechnen gewesen. Die Probestrecken Sterzhausen und Cölber Wehr wurden zwar bereits im Herbst 2018 strukturiert, und zwischen den Probestellen Sterzhausen und Cölber Furkation besteht kein Wanderhindernis, so dass in diesen Probestrecken ein positiver Effekt der Strukturierungsmaßnahmen noch während der Projektlaufzeit (im Jahr 2021) auf den Laichfischbestand aufgetreten sein könnte. Da aber 2017 am Cölber Wehr und in der gleichen Fließstrecke, in der die Probestrecken Sterzhausen und Cölber Furkation liegen, ein Besatz mit Äschen durchgeführt wurde (in Sarnau und Michelbach, s. Kap. 9.4.3), wäre bei einem Anstieg der Laichtierbestände nicht unterscheidbar, welche der beiden Maßnahmen erfolgreich war.

9.5.1 Aufnahme des Laichfischbestandes von Äschen

Die Aufnahme der Laichtiere der Äsche erfolgte im März/April zur Laichzeit an neun bekannten Laichplätzen in der Oberen Lahn (Abb. 9.21).



Abb. 9.21: Aufnahme des Laichfischbestandes von Äschen 2019. Oben: Absperren der Laichplätze. Unten links: Elektrofischung. Unten rechts: Milchner im Laichkleid (Bild von 2018).

Die Strecken wurden oberhalb und unterhalb der Laichplätze weiträumig mit Netzen abgesperrt, damit möglichst viele der adulten Äschen erfasst werden konnten. Wenn dies aufgrund des hohen Wasserstandes und der damit verbundenen hohen

Strömungsgeschwindigkeiten nicht möglich war, dann wurde die befischte Strecke bis zum nächstgelegenen Wanderungshindernis verlängert. Dort konnten die Tiere spätestens abgefangen werden. Mit Ausnahme von zwei Laichplätzen war dies an jeder Stelle problemlos möglich. Für den Fang der Laichfische kamen je nach Gewässerdimension zwei bis drei tragbare Elektrofischfängergeräte (Firma Bretschneider Typ EFGI 650) zum Einsatz.

Als Kriterium für die Einordnung einer gefangenen Äsche als potentielle am Laichäsche wurde die Totallänge herangezogen. Die kleinste gefangene Äsche, die im Frühjahr nachweisbar Geschlechtsprodukte enthielt, war ein Rogner mit einer Totallänge von 25 cm, so dass alle Individuen ≥ 25 cm Totallänge als potentielle Laichtiere eingestuft wurden. Damit würden Äschen potentiell erstmals in der Kohorte 2+ am Laichgeschehen teilnehmen, und der Besatz mit 0+-Äschen von 2017 sollte sich frühestens ab 2019 potentiell auf den Laichfischbestand auswirken, der Besatz mit 0+-Äschen von 2019 und mit 1+-Äschen von 2020 frühestens 2021 und die Strukturierungsmaßnahmen im Herbst 2018 ebenfalls frühestens im Jahr 2021.

9.5.2 Entwicklung des Laichfischbestands der Äsche 2017-2021

Es wurden während der gesamten Projektlaufzeit in jedem Jahr nur sehr wenige potentielle Laichfische der Äsche an den Laichplätzen gefangen (Tab. 9.5). Die Laichfischdichte war offenbar so gering, dass an vielen Stellen, an denen sich die Äsche im entsprechenden Jahr nachweisbar reproduziert hatte (Nachweis von Laichgruben, späteres Aufschwimmen von Larven), bei den Befischungen gar keine Laichfische gefangen wurden.

Tab. 9.5: Anzahl nachgewiesener potentieller Laichtiere der Äsche (Totallänge ≥ 25 cm) in den Intensivstrecken (potentielle Laichplätze). SvM = Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen umgesetzt. ¹ = Äschenlarve(n) nachgewiesen. ² = potentieller Effekt des Besatzes 2017. ³ = potentieller Effekt des Besatzes 2019/20. ⁴ = potentieller Effekt strukturverbessernder Maßnahmen. Angabe in Klammern: Anzahl der Probeanschnitte mit Äschenlarvennachweis.

Probeabschnitt	SvM (Herbst)	2017	2018	2019	2020	2021
Amalienhütte	2020	0	0	0	0	0
Wallau	2020	0 ¹	3 ¹	0	1 ¹	0 ^{1,3}
Biedenkopf-Sachsenhausen	2020	0	0	0	0	0 ³
Biedenkopf-Im Urbann	-	0	0	0	0 ¹	0 ³
Wilhelmshütte	2020	0	0	0	0	0 ³
Buchenau	2020	0	2 ¹	0 ¹	0 ¹	0 ^{1,3}
Sterzhausen	2018, 2020	1 ¹	1 ¹	0 ^{1,2}	0 ^{1,2,4}	0 ^{1,2,3,4}
Furkation Cölbe	2020	0	1 ¹	0 ²	0 ^{1,2,4}	0 ^{1,2,3,4}
Cölber Wehr	2018	1 ¹	3 ¹	0 ^{1,2}	0 ^{1,2,4}	2 ^{1,2,3,4}
Σ Individuen		2	10	0	1	1
Σ Probeabschnitte		2 (3)	5	0 (3)	1 (6)	1 (5)

Die Äsche laicht in einem weiteren Zeitfenster als z.B. die Nase, welche ihr Laichgeschäft stets innerhalb weniger Tage vollumfänglich abschließt. Somit verteilen sich die Laichereignisse auch über einen längeren Zeitraum, und nicht alle Laichäschen sind gleichzeitig am Laichplatz zu erwarten. Mit einer einzelnen Befischung kann somit auch niemals der komplette Bestand an Laichfischen erfasst werden, allerdings steigt die stochastische Wahrscheinlichkeit, Laichfische zu einem passenden Zeitpunkt während der Laichzeit am Laichplatz nachzuweisen, mit der Höhe des Äschenbestands. Insofern sind die Befischungsergebnisse, trotz der vielen Nichtnachweise von Laichäschen an Orten, an denen sie sich dennoch reproduziert hat, durchaus aussagekräftig und eine Folge der geringen Gesamtgröße der Bestände. Die Aussagekraft der Befischungsdaten zeigt sich auch darin, dass an allen Stellen, an denen Laichfische nachgewiesen wurden, später im Jahr auch tatsächlich Reproduktion in Form aufgeschwommener Äschenlarven nachweisbar war.

Die Fänge der Laichäschen lassen darüber hinaus auch den Schluss zu, dass sich der Besatz von 2017 nicht in erheblichem Maße in einer Bestandserholung der Äsche äußerte. In den Jahren 2019 bis 2021, in denen Besatzäschen aus dem Jahr 2017 potentiell an der Fortpflanzung hätten teilnehmen können, wurden im für diese Tiere erreichbaren Gebiet lediglich zwei Laichfische gefangen (im Jahr 2021). Diese hatten beide eine Totallänge von 30 cm und waren somit der Kohorte 2+ zuzuordnen, also konnten sie nicht aus dem Besatz von 2017 stammen. Es ist weiterhin unwahrscheinlich, dass sie aus dem Besatz von 2019/20 stammten, da die Besatztiere deutlich kleiner waren als die aus natürlicher Reproduktion stammenden Tiere und Besatztiere aus dem Jahrgang 2019 eine Totallänge von 30 cm bis zum Frühjahr 2021 vermutlich nicht erreicht haben.

9.5.3 Fazit zur Laichfischbestandsentwicklung der Äsche

Die Erfassungen der Laichfischbestände 2017 bis 2021 wiesen auf sehr niedrige Bestände adulter Äschen im gesamten Untersuchungsgebiet hin, und an mehreren der potentiellen bzw. ehemaligen Laichplätze (Amalienhütte, Biedenkopf-Sachsenhausen, Biedenkopf-Im Urbann, Wilhelmshütte) wurden weder potentielle Laichäschen noch Laichgruben oder Äschenlarven nachgewiesen. Da an jenen Stellen auch keine Reproduktion der Äsche nachweisbar war (in Biedenkopf-Im Urbann wurde 2020 eine einzelne Äschenlarve nachgewiesen, die vermutlich vom Laichplatz in Wallau verdriftet wurde, s. Kap. 9.6) und die betreffenden Abschnitte durch (zumindest flussaufwärts) unpassierbare Wanderhindernisse von Abschnitten mit reproduktiven Äschenbeständen abgeschnitten sind, kann man die Äsche in jenen Abschnitten als funktional ausgestorben betrachten. Gelegentliche Fänge von Äschen in diesen Abschnitten (s. Kap. 9.8) gehen vermutlich ausschließlich auf von flussaufwärts eingetragene Individuen zurück, eine selbstreproduzierende Teilpopulation in diesen Abschnitten liegt offenbar nicht mehr vor. Durch die flussaufwärts unpassierbaren Wanderhindernisse sind sie auch nicht in der Lage, in ihre Herkunftsabschnitte zurück zu wandern.

In Verbindung mit dem offenbar wenig erfolgreichen Besatz deuten die Ergebnisse darauf hin, dass entscheidende Belastungsfaktoren für die Äschenpopulation der Oberen Lahn nicht in der Interstitialphase der Äsche, sondern in späteren Entwicklungsstadien liegen (s. Kap. 9.9).

Wäre das Überleben der Eier und Larven (aufgrund schlechter Habitatbedingungen im Kiesbett) der wichtigste Belastungsfaktor für die Äschenpopulation, so hätte sich zum einen (wenn man eine Eignung der Besatzmethoden und des Besatzmaterials voraussetzt) ein messbarer Besatzerfolg einstellen müssen, zum anderen wäre eine deutlich größere Variabilität in den Ergebnissen an den reproduktiven Streckenabschnitten anzunehmen gewesen, da sich die einzelnen Laichplätze durchaus erheblich in ihrer Habitatqualität unterscheiden (s. Kap. 9.3). Auch die Aufwertung der Äschenlaichplätze, Larval- und Juvenilhabitate an den Probestrecken Cölber Wehr und Sterzhausen 2018 führte nicht zu einem erheblichen Anstieg der potentiellen Laichtiere 2021.

Dennoch kommt auch der Qualität der Laichplätze und der benachbarten Aufwuchshabitate der Äsche eine große Bedeutung zu, da selbst ein geringer Laichfischbestand von wenigen Tieren aufgrund der großen Eizahl der Äsche (die Eizahl ist abhängig vom Körpergewicht, je Rogner jedoch immer mehrere Tausend Eier) und der relativ kurzen Dauer bis zur Geschlechtsreife ein großes Potential zur schnellen Bestandserholung aufweist. Die Eizahl eines einzelnen mittelgroßen Rogners würde bei idealen Bedingungen im Interstitial ausreichen, um zum Aufschwimmen einer Anzahl an Äschenlarven zu führen, die den jährlichen Besatz 2019 bis 2021 im gesamten Untersuchungsgebiet von 4.500 Äschen übersteigen würde.

9.6 Äschenlarvenemergenz und -habitatangebot 2017 bis 2021

Um zu prüfen, inwiefern die Äsche sich an den potentiellen Laichplätzen erfolgreich reproduzierte, wurden zum einen die aufgeschwommenen Äschenlarven (Emergenz) gezählt, zum anderen der Bestand an 0+-Äschen in den Sommer- und Herbstbefischungen sowie der 1+-Äschen im Folgejahr aufgenommen. Zur Interpretation dieser Daten und zur Überprüfung, inwieweit sich die strukturverbessernden Maßnahmen positiv auf das Angebot an Reproduktions- und Aufwuchshabitaten der Äsche ausgewirkt haben, wurden entsprechende Habitatkartierungen durchgeführt.

9.6.1 Erfassung der Äschenlarvenemergenz

Im Anschluss an die Interstitialphase der Äsche schwimmen die Brütlinge aus dem Kiesbett auf und werden von der Strömung flussabwärts verdriftet. Dabei orientieren sich die noch relativ schwimmschwachen Brütlinge zum Randbereich des Gewässers hin, wo sie strömungsberuhigte Bereiche aufsuchen. In diesen strömungsgeschützten Ersthabitaten wurden die Larven im Rahmen einer beidseitigen Begehung des Ufers gezählt. Um den jeweils idealen Zeitpunkt zur Zählung (Zeitpunkt des maximalen Schlupfes) zu ermitteln, wurde jedes Jahr im möglichen Zeitfenster von Anfang Mai bis Anfang Juni ein Streckenabschnitt täglich kontrolliert. Die Länge des an jeder Probestrecke kontrollierten Uferbereichs unterhalb des Laichplatzes richtete sich nach dem Vorkommen von Äschenlarven, da diese je nach Abflussbedingungen bzw. Strömungsverhältnissen über eine mehr oder weniger lange Strecke verdriftet werden, bevor sie den Randbereich des Gewässers erreichen (BARDONNET et al. 1991). Mindestens wurde jedoch stets der gesamte Befischungsabschnitt kontrolliert.

Die Ufer wurden abschnittsweise (von einem Punkt aus einsehbare Uferlinie) kontrolliert und die Äschenlarven auch in dieser Auflösung aufgenommen. Dabei wurde in jedem Abschnitt, nach einer Vorlaufzeit von fünf Minuten (Beendigung der Fluchtreaktion), dreimal gezählt und der Mittelwert der Zählungen für den Abschnitt gebildet. Durch die abschnittsweise Kartierung konnten die aufgeschwommenen Äschenlarven für eine Analyse auch den Habitaten zugeordnet werden, in welchen sie angetroffen wurden.

Ursprünglich wurde diese Art der Kartierung entwickelt, um über die Äschenemergenz ein integrierendes Maß für die Habitatqualität des Kiesbettes zu erhalten, sie diene also als biologischer Indikator für die physikalisch-chemischen Bedingungen im Kieslückensystem (HÜBNER 2003). Durch die geringe Anzahl an Laichtieren und das lokale funktionelle Aussterben der Äsche (Kap. 9.5) im Projektzeitraum kann die Äschenemergenz jedoch lediglich als indirektes Maß für eine erfolgreiche Erreichung des Brütlingsstadiums dienen. Weiterhin ist zu beachten, dass die Anzahl gezählter Brütlinge nicht nur von der Anzahl aufgeschwommener Larven abhängig ist, sondern ebenfalls vom Angebot geeigneter und erreichbarer Ersthabitats. Selbst ohne größere Strukturveränderungen (Dynamik, Sukzession, strukturverbessernde Maßnahmen) unterscheidet sich das Angebot an Habitaten wasserstands- und abflussbedingt über die Zeit, und auch die Erreichbarkeit ist strömungsabhängig.

9.6.2 Aufgeschwommene Äschenlarven 2017 bis 2021

Trotz dieser hohen Variabilität ließen sich klare Tendenzen in der Menge aufgeschwommener Äschenlarven erkennen (Tab. 9.6).

Tab. 9.6: In den Intensivstrecken aufgeschwommene Äschenlarven 2017 bis 2021. * = vermutlich verdriftetes Einzeltier. SvM = Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen.

Probeabschnitt	SvM (Herbst)	2017	2018	2019	2020	2021
Amalienhütte	2020	0	0	0	0	0
Wallau	2020	12	8	0	3	37
Biedenkopf-Sachsenhausen	2020	0	0	0	0	0
Biedenkopf-Im Urbann	-	0	0	0	1*	0
Wilhelmshütte	2020	0	0	0	0	0
Buchenau	2020	0	7	2	1	164
Sterzhausen	2018, 2020	27	88	9	53	66
Furkation Cölbe	2020	0	8	0	31	109
Cölber Wehr	2018	387	371	53	162	223
Σ Individuen		426	482	64	251	599
Σ Probeabschnitte		3	5	3	6 (5)	5

Ein jährlicher Nachweis von Äschenlarven gelang nur in zwei der neun Intensivstrecken (Sterzhausen und Cölber Wehr). Am Cölber Wehr wurden in jedem der fünf Projektjahre die meisten Äschenlarven gezählt, in Sterzhausen in vier von fünf Jahren die zweitmeisten (Ausnahme: 2021). Dies waren auch die beiden Strecken, in denen bereits 2018 strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt wurden. In drei weiteren Probestrecken (Wallau, Buchenau, Cölber Furkation) wurden von 2017 bis 2020 unregelmäßig wenige bis gar keine Äschenlarven gezählt, in allen drei Strecken wurden jedoch 2021 die mit großem Abstand meisten Larven im Vergleich zu den Vorjahren gezählt. Diese Strecken wurden im Herbst 2020 durch strukturverbessernde Maßnahmen aufgewertet.

In vier der neun Probestrecken (Amalienhütte, Biedenkopf-Sachsenhausen, Biedenkopf-Im Urbann, Wilhelmshütte) muss davon ausgegangen werden, dass im Projektzeitraum keinerlei Äschenreproduktion stattgefunden hat (eine einzelne Äschenlarve in Biedenkopf-Im Urbann wurde vermutlich dorthin verdriftet). Dort waren auch keine Laichäschen nachgewiesen worden (Kap. 9.5), daher konnten auch die im Herbst 2020 durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen an drei der vier Stellen keine Verbesserung der Äschenreproduktion bewirken.

Die Gesamtzahl kartierter Äschenlarven war während der gesamten Projektlaufzeit sehr niedrig, wenn sie mit den Ergebnissen früherer Kartierungen verglichen wird. So wurden am Laichplatz in Sterzhausen in den Jahren 1995 bis 1999 jährlich durchschnittlich 648 Larven gezählt (Minimum: 144, Maximum: 1.088), also > 13mal so viele wie während der Projektlaufzeit (durchschnittlich 48,6, HÜBNER 2003). Bei einer Kartierung aufgeschwommener Äschenlarven an den identischen Probestrecken im Jahr 2016 wurden in Sterzhausen bereits nur noch 163 Larven gezählt (HÜBNER et al. 2016), und der Abwärtstrend setzte sich während der Projektlaufzeit bis zum Minimum von nur neun Larven im Jahr 2019 fort. Unterhalb des Cölber Wehrs wurden Mitte der 1990er Jahre jährlich noch durchschnittlich 493 Larven kartiert (Minimum: 124, Maximum: 794, HÜBNER 2003), während der Projektlaufzeit waren es durchschnittlich weniger als die Hälfte (durchschnittlich 238,8). Allerdings waren bereits im Jahr 2016 mit nur 91 Individuen recht geringe Larvenzahlen verzeichnet worden (HÜBNER et al. 2016). Im Jahr 2016 wurden noch an acht der neun Probestrecken Äschenlarven registriert, also auch in nahezu allen Abschnitten, in denen während der Projektlaufzeit keine Reproduktion stattfand (Amalienhütte: 81 Äschenlarven, Biedenkopf-Sachsenhausen: 47 Äschenlarven, Biedenkopf-Im Urbann: 22 Äschenlarven; lediglich die Probestrecke Wilhelmshütte wies keine Larven auf).

Die Gesamtzahl aufgeschwommener Äschenlarven brach im Jahr 2019 auf einen Bruchteil der ohnehin schon niedrigen Werte der Jahre 2017 und 2018 ein, wobei diese Gesamtzahl stark von den Schwankungen am Laichplatz Cölber Wehr geprägt wurde, da dieser in den Vorjahren 75 % bis > 90 % der kartierten Larven stellte. Im Jahr 2019 wurden nur noch an drei Laichplätzen Larven gefunden, der Einbruch der Äschenreproduktion in der Oberen Lahn ist also als hochgradig dramatisch zu bewerten.

Der Äschenjahrgang von 2019 sollte seit 2021 teilweise, seit dem laufenden Jahr 2022 vollständig an der Reproduktion beteiligt sein. Möglicherweise führen die (gemessen an der Larvenemergenz) vergleichsweise schwachen Jahrgänge 2019 und 2020 wieder zu Rückgängen im Reproduktionserfolg der Äsche, nachdem sich die Gesamtanzahl an Larven ab 2020 langsam auf sehr niedrigem Niveau erholt hatte. An drei der fünf Laichplätze (Wallau, Buchenau, Cölber Furkation) wurden 2021 sogar die meisten Äschenlarven während der gesamten Projektlaufzeit gezählt, in Buchenau auch mehr als 2016 (98 Äschenlarven). Diese drei Strecken wurden im Herbst 2020 durch strukturverbessernde Maßnahmen qualitativ aufgewertet.

9.6.3 Habitatpräferenzen der Äschenlarven in der Oberen Lahn

Um sowohl die Nutzung von Habitatstrukturen durch aufschwimmende Äschenlarven zu untersuchen als auch das Inventar geeigneter Strukturen in den Probestrecken zu erfassen, wurden die relevanten Parameter entlang deren Ufer aufgenommen. Dabei wurde auf die Methode von CATTANÉO et al. (2014) zurückgegriffen. Erfasst wurden dabei die Uferneigung, das vorherrschende Substrat, der Strömungscharakter, der Beschattungsgrad sowie die Ausprägung von Deckungsstrukturen in einem ein Meter breiten Streifen entlang der Ufer. Insgesamt wurden auf diese Weise in fünf Jahren 37.354,38 m Uferlinie in 7.437 Einzelabschnitten kartiert.

Für die Auswertung der Habitatpräferenzen (im Sinne einer erhöhten Äschenlarvendichte in Abhängigkeit von Habitatausprägungen) wurden zunächst nur die Äschenlarvenkartierungen der Probestrecken Sterzhausen und Cölber Wehr (jeweils 2017 bis 2021) genutzt, da dort regelmäßig Larven in vergleichsweise großer Zahl angetroffen wurden. Die Äschenlarven in diesen Probestrecken konnten zwar in Abschnitten mit vielfältigen Habitatausprägungen gefunden werden, allerdings wurden manche Ausprägungen eher gemieden und manche bevorzugt aufgesucht (Tabelle 9.7).

Als eine sehr eindeutige Habitatpräferenz ließ sich das Vorliegen einer Kehrströmung mit rückwärts gerichteter Strömungsrichtung herausarbeiten. Solche Bereiche wurden mit im Vergleich zu ihrer räumlichen Ausdehnung zu über einem Drittel häufiger besiedelt, und sie enthielten > 2,4-mal so viele Äschenlarven, wie bei einer flächenproportionalen Verteilung zu erwarten gewesen wäre. Die Präferenz für eine Kehrströmung lässt sich damit erklären, dass Äschenlarven in solchen Bereichen gegen weitere Abdrift geschützt sind. Mit dieser klaren Präferenz gingen bestimmte Ausprägungen der anderen Habitatparameter einher. Im Gewässer tritt eine Kehrströmung normalerweise hinter einer Struktur im Gewässer auf bzw. bei sehr grob strukturierten Ufern (Substrat Blöcke). Im Bereich einer Kehrströmung lagert sich bevorzugt feines Substrat ab, so dass beide Substratausprägungen, obwohl sie gegenteilige Eigenschaften haben, höhere Äschenlarvendichten aufwiesen als flächenproportional zu erwarten wäre. Weiterhin waren Bereiche mit Kehrströmung überproportional häufig in mittelsteilen Ufern vorhanden, was unter anderem mit der Seitenerosionswirkung bei Rückströmung oder der bevorzugten Lage im Prallhangbereich erklärbar ist. Diese gemeinsam auftretenden Habitatausprägungen lassen sich, zusammen mit der generellen Präferenz der Äschenlarven für unbeschattete Bereiche ohne feste Deckung

(sie jagen optisch, u.a. nach Drift), in einem idealisierten Habitatkomplex zusammenfassen, der sich als „Bucht im Prallhang mit Rückströmung“ umschreiben ließe.

Tab. 9.7: Habitatpräferenzen der Äschenlarven in den Probestrecken Sterzhausen und Cölber Wehr, einzeln für die fünf kartierten Parameter. Eigenschaften qualitativ höherwertiger Habitate sind fett gekennzeichnet. Hellgrün: Komponenten des Habitattyps „überströmte Kiesbank im Gleithang“. Hellorange: Komponenten des Habitattyps „Bucht im Prallhang mit Rückströmung“. Blau: Komponenten beider Habitattypen.

Habitat- ausprägung	Habitat- angebot (Fläche) [%]	Besetzte Larven- habitate [%]	Habitatnutzung vs. Habitat- angebot [%]	Verteilung der Individuen [%]	Individuen vs. Habitat- angebot [%]
Uferneigung					
Flach	51,6	57,3	+11,1	56,1	+8,8
Mittel	46,2	41,9	-9,3	42,9	-7,1
Steil	2,3	0,8	-64,5	1,0	-54,7
Substrat					
Fein	16,4	20,5	+24,6	17,1	+3,9
Kies	50,9	49,7	-2,4	52,4	+2,9
Steine	22,6	16,7	-26,3	16,7	-26,6
Blöcke	10,1	13,2	+30,8	14,0	+38,3
Strömung					
fließend	76,2	78,8	+3,4	64,0	-16,1
Stagnierend	9,9	2,5	-74,4	2,2	-77,4
rückwärts	13,9	18,7	+34,3	33,8	+142,7
Beschattung					
Wenig	54,4	63,7	+17,1	61,2	+13,7
Mittel	29,9	24,4	-18,3	22,3	-25,6
Stark	15,7	11,9	-24,6	15,9	+1,0
Deckungsstrukturen					
Keine	47,8	56,0	+17,0	52,9	+10,6
Holz	33,9	29,4	-13,3	26,9	-20,6
Pflanzen	18,3	14,7	-19,9	20,2	+10,3

Trotz der klaren statistischen Präferenz für Rückströmung wurde ein Großteil der Äschenlarven (64,0 %) in Abschnitten mit vorwärts fließendem Wasser kartiert (78,8 % der mit Äschen besiedelten Habitate). Die Abwesenheit einer klareren Präferenz ist sicherlich darin begründet, dass die angewendete Kartiermethode von CATTANÉO et al. (2014) nur die Fließrichtung berücksichtigt, nicht jedoch die Fließgeschwindigkeit. Nach Hertig (2006) benötigen Äschenlarven Fließgeschwindigkeiten $\leq 0,15$ m/s, um nicht abgedriftet zu werden. Somit entfielen bedeutende Anteile der vorwärts durchflossenen Uferbereiche als potentielle Äschenlarvenhabitate. Diejenigen Fließbereiche, die besiedelt waren, gingen bevorzugt mit flacher Uferneigung und feineren Sedimentklassen (> 50 % Kies, > 20 % Feinsediment) einher. Dabei spricht ein feinsedimentreicher Untergrund für langsame Fließgeschwindigkeiten. Im Gegensatz zu den rückströmigen Bereichen kommen Äschenlarven bei vorwärts fließendem

Wasser bevorzugt in Pflanzendeckung (oder ohne Deckung) vor. Dabei wirkt sich vermutlich der strömungsbremsende Effekt von z.B. überflossenen Grasufeln günstig aus. Auch diese gemeinsam auftretenden Habitatausprägungen lassen sich, zusammen mit der generellen Präferenz der Äschenlarven für unbeschattete Bereiche, in einem idealisierten Habitatkomplex zusammenfassen, der sich als „überströmte Kiesbank im Gleithang“ umschreiben ließe.

Sehr ausgeprägt gemieden wurden lediglich Bereiche mit stagnierendem Wasser und steile Uferneigungen. Die relative Meidung von „Holz“ (hier wurden Wurzeln, Totholz und ins Wasser hereinhängende Äste zusammengefasst) sollte nicht dahingehend fehlinterpretiert werden, dass solche Strukturen für Äschenlarven unbedeutend wären oder die Habitatqualität gar verkleinern würden. Vielmehr war festzustellen, dass ebensolche Uferabschnitte mit „Holz“ dazu führten, dass direkt benachbart flussabwärts Abschnitte des Typs „Bucht im Prallhang mit Rückströmung“ gelegen waren. Zwar nutzten die Äschenlarven diese Strukturen nicht unmittelbar (zumindest nicht tagsüber, nachts suchen sie durchaus Deckungsstrukturen auf), sie profitierten dennoch indirekt von einer solchen Habitatausprägung.

Diese beiden beschriebenen, bevorzugten Habitatkomplexe entsprechen Habitatausprägungen, die in der Oberen Lahn wenig verbreitet sind. Dabei ist zu betonen, dass diese Ersthabitate der Brütlinge unter natürlichen Bedingungen, also bei unreguliertem Gewässerverlauf und natürlicher Dynamik, keinerlei Sonderstandorte darstellen würden, sondern einen großen Teil der Uferlinie ausmachen würden. Im unregulierten Zustand würde die Obere Lahn nicht als Einbettgerinne fließen, sondern sich immer wieder in Furkationsrinnen aufteilen und wieder vereinen, so dass die Uferlinie alleine dadurch insgesamt um ein Mehrfaches länger wäre. Es gäbe unter natürlichen Verhältnissen auch kaum Abschnitte, in welchen die Lahn gerade flösse, sondern sie hätte innerhalb ihres Bettes einen mäandernden Verlauf, so dass sich die Uferlinie zusätzlich verlängern würde. Dabei würde die Strömung an den steileren Prallhängen Seitenerosion hervorrufen und im Zuge dessen immer wieder auf Hindernisse (Felsen, Bäume etc.) treffen, hinter denen eine „Bucht im Prallhang mit Rückströmung“ entstehen kann. Die Gleithänge wären nahezu durchgängig als „überströmte Kiesbank im Gleithang“ ausgeprägt.

9.6.4 Habitatangebot für Äschenlarven in den Probestrecken (vor und nach Strukturierung)

Um das Habitatangebot für Äschenlarven in den Probestrecken abzuschätzen, wurden die Ergebnisse der Äschenlarvenkartierungen aller neun Intensivstrecken herangezogen und der Anteil potentiell geeigneter Uferlinie (auf Grundlage der in Tab. 9.6 herausgestellten Präferenzen bzw. der beiden charakterisierten Habitatkomplexe) im Verhältnis zur gesamten kartierten Uferlinie eines Kartierungstermins errechnet. Abschnitte, die entweder die Habitatausprägungskombination „Rückströmung + flaches oder mittelsteiles Ufer“ (vereinfacht bezeichnet als „Bucht mit Rückströmung“) oder „Strömung + flaches Ufer + Feinsediment, Kies oder Steine“ (= „überströmte Kiesbank“) aufwiesen, wurden als potentiell geeignet klassifiziert. Die Beschattung und die Deckungsstrukturen bleiben unberücksichtigt,

da diese Aspekte ein zu geringes Differenzierungspotential aufwiesen. Da die Fließgeschwindigkeit nicht gemessen wurde, wird so der Anteil potentiell geeigneter Uferlinie mit Sicherheit systematisch etwas überschätzt. Trotz dieser methodisch bedingten Einschränkungen sollten stark ausgeprägte Unterschiede zwischen Probestrecken und deutliche Veränderungen innerhalb der Strecken, etwa infolge der Durchführung von strukturverbessernden Maßnahmen, erkennbar werden.

Bei Anwendung dieser einfachen Klassifikation erreichten im gesamten Datensatz rechnerisch 46,3 % der Flächen eine potentielle Eignung als Äschenlarvenhabitat, in denen 71,3 % aller kartieren Äschenlarven gefunden wurden. Dabei wurden in den Probestrecken Amalienhütte, Biedenkopf-Sachsenhausen und Biedenkopf-Im Urbann deutlich unterdurchschnittliche Flächenanteile als für Äschenlarven geeignet klassifiziert (Abb. 9.22). In diesen drei Probestrecken wurde auch während der gesamten Projektlaufzeit keine Reproduktion der Äsche nachgewiesen. Dies galt zwar auch für die Ausleitungsstrecke unterhalb der Wilhelmshütte, diese Probestrecke war jedoch hinsichtlich der potentiellen Äschenlarvenhabitate nicht unterdurchschnittlich ausgestattet.

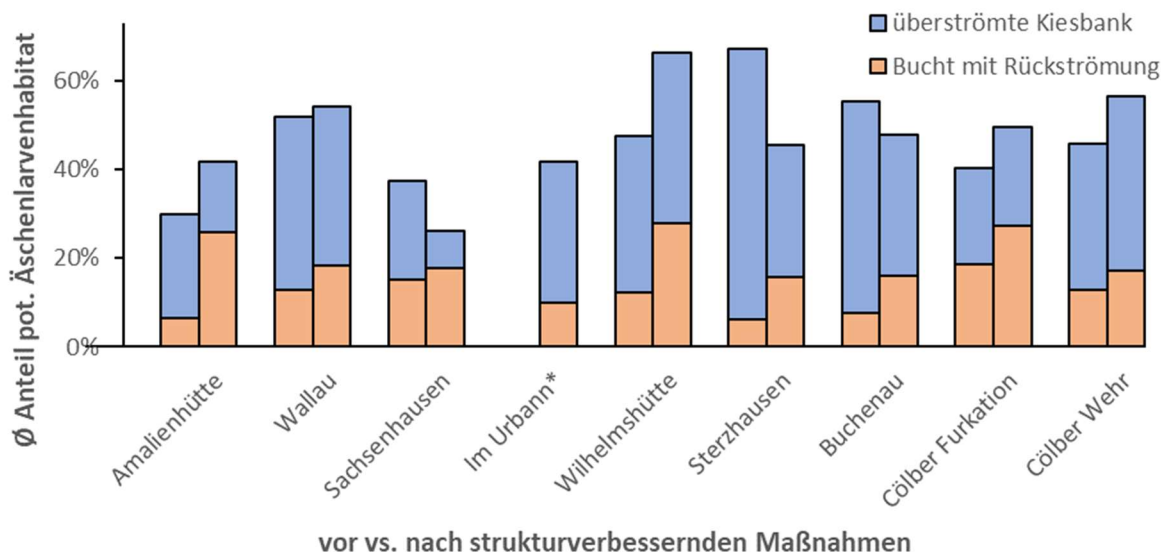


Abb. 9.22: Durchschnittliche Flächenanteile potentieller Äschenlarvenhabitate an den Uferlinien der Probestrecken 2017 bis 2021 vor (jeweils linke Balken) und nach (rechte Balken) der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen. * = Im Urbann wurden keine strukturverbessernden Maßnahmen durchgeführt.

Ein Effekt der strukturverbessernden Maßnahmen war eindeutig nachweisbar. In allen acht Probestrecken, in denen Maßnahmen durchgeführt wurden, stieg der Anteil von „Buchten mit Rückströmung“ um 2,8 bis 19,4 Prozentpunkte an. Vor der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen (inkl. Im Urbann) waren durchschnittlich 11,7 % aller Probestrecken „Buchten mit Rückströmung“, danach mit durchschnittlich 20,7 % fast der doppelte Flächenanteil. Dies ist als direkte Folge des Einbaus z.B. von Störsteinen, Buhnen und Bäumen ins Gewässerbett (s. Kap. 6) gut nachvollziehbar.

Beim Habitattyp „überströmte Kiesbank“ zeigte sich jedoch ein gemischteres Bild. In drei Probestrecken nahm der Flächenanteil zu, in fünf Probestrecken nahm er hingegen ab. Insgesamt reduzierte sich der Anteil als „überströmte Kiesbank“ klassifizierter Habitate von durchschnittlich 35,0 % der Probestrecken (inkl. Im Urbann) auf 27,8 %. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass in die Klassifikation dieses Habitattyps die Fließgeschwindigkeit nicht miteinbezogen werden konnte (s.o.). Bei der Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen wurde darauf geachtet, vorhandene, für Äschenlarven wertvolle Habitate nicht durch Einbauten etc. zu zerstören.

9.6.5 Diskussion zur Äschenlarvenemergenz

Der starke (zusätzliche) Einbruch der gezählten Äschenlarvenzahlen 2019 war vermutlich auf eine Kombination sehr ungünstiger äußerer Umstände zurückzuführen. Ab dem Frühjahr 2018, dass bis zur Laichzeit der Äsche noch keine besonderen meteorologischen Ausprägungen aufwies (im Winter 2017/18 gab es sogar ein Hochwasser) und daher 2018 noch eine hohe Äschenlarvenemergenz am Cölber Wehr ermöglichte, verschärfte sich eine mehrjährige „Dürrephase“ mit extrem hohen Temperaturen (s. Kap. 4). Diese setzten den Beständen der kaltstenothermen Äschen mit Sicherheit zu und verursachten Abwanderung (wo es lineare Durchgängigkeit erlaubte), verringerte Fitness und erhöhte Mortalität. Zusätzlich kam es am Laichplatz Cölber Wehr, an dem in den Vorjahren die meisten Äschenlarven gezählt wurden, nachweisbar zu stark erhöhten pH-Werten im Oberflächenwasser (s. Kap. 5.4.4) und infolgedessen auch im hyporheischen Interstitial (s. Kap. 9.3.7). Diese wiederum führten in Kombination mit hohen Ammoniumwerten zu einem deutlich erhöhten Gehalt von fischtoxischem Ammoniak in der frühen Eiphase und im sensibleren Stadium der Dottersacklarve (s. Kap. 9.3.8). Ähnliche Verhältnisse könnten auch an den nahegelegenen Probestrecken Sterzhausen und Cölber Furkation geherrscht haben, dort wurden jedoch keine Messungen durchgeführt. Die Entwicklung der Äschenbrut wird von hohen Ammoniakwerten stark negativ beeinflusst (HÜBNER 2003).

Dieser Einbruch aufgrund der meteorologischen Rahmenbedingungen (in Kombination mit der Stickstoffbelastung des Gewässers) zeigt die Vulnerabilität des Äschenbestands in der Oberen Lahn deutlich. Durch den geringen Gesamtbestand und die ab dem Calderner Wehr erheblich eingeschränkte lineare Durchgängigkeit, die einen Bestandstützung oder bei einem lokalen Aussterben eine Wiederbesiedlung durch aufwandernde Tiere verhindert, können derlei Einbrüche schwer oder gar nicht kompensiert werden. Da im Zuge der fortschreitenden Klimaveränderungen mit einer Zunahme von für die Äsche ungünstigen Rahmenbedingungen zu rechnen ist, und die meisten Maßnahmen gegen Auswirkungen auf das Gewässer erst langfristig Wirkung zeigen können, muss unserer Überzeugung nach kurzfristig vor allem die Resilienz der Äschenbestände gestärkt werden, also das Vermögen, Bestandseinbrüche durch hohe Reproduktion wieder auszugleichen. Die Äsche verfügt theoretisch über ein beachtliches reproduktives Potential, und aufgrund bei geringen Bestandsdichten kaum vorhandener intraspezifischer Konkurrenz sollte bei guten äußeren Bedingungen (zumindest in längeren zusammenhängenden Fließstecken) eine schnelle Bestandserholung zu erwarten sein.

Allerdings muss man unserer Auffassung nach die Ergebnisse der Äschenlarvenzählungen als Folgen eines stochastischen Prozesses mit vielen Variablen begreifen. Die Ausgangszahl an Äschenlarven, die aufschwimmen könnten, wird von der Anzahl am Laichplatz abgelegter Eier und damit vom Laichfischbestand vorgegeben. Es sind je Rogner mehrere tausend Eier (mindestens 3.000, in der Regel 5.000 bis 7.000, s.o.). In der Interstitialphase, von der Eiablage bis zum Aufschwimmen, stirbt ein Teil der Brut ab, und die Rate dieser Mortalität hängt vor allem von den physikalisch-chemischen Parametern im Interstitial ab (s.o., s. HÜBNER 2003). Für die Lahn bei Sterzhäusen wurde im Jahr 2000 im Rahmen eines Expositionsversuchs eine Gesamtmortalität in der Interstitialphase von 58 % oberhalb der Einleitung der Kläranlage (welche damals noch über keine Nitrifizierungsstufe verfügte, innerhalb der Einleitungsfahne starben alle Individuen ab) festgestellt. In Freilandrinnen unter optimalen Bedingungen wurden bei Äschen Mortalitäten von 31 bis 41 % bis zum Aufschwimmen festgestellt (BARDONNET & GAUDIN 1990). Unter günstigen oder normalen Bedingungen wären also nach der Interstitialphase je Rogner weiterhin mit deutlich > 1.000 aufgeschwommenen Larven zu rechnen. Da die Untersuchungen zu den Substrateigenschaften der Laichplätze (Kap. 9.2) und die Messungen der physikalisch-chemischen Parameter keine durchgehend katastrophale Verschlechterung der Habitatbedingungen im Kiesbett belegten (Kap. 9.3), kann also vermutet werden, dass an jedem Äschenlaichplatz mit erfolgter Eiablage mindestens > 1.000 Larven aufgeschwommen sein müssten.

Die nach dem Aufschwimmen verdriftenden, schwimmschwachen Larven müssen ein geeignetes Ersthabitat aufsuchen, um nicht weiter verdriftet zu werden. Diese Habitate bieten Strömungsschutz und die Larven, deren Dottersack zu diesem Zeitpunkt aufgezehrt ist, können dort trotz ihrer geringen Schwimmkapazität erfolgreich Nahrung suchen. Darüber hinaus sind sie einem geringeren Maße der Prädation ausgesetzt als in der freien Welle. Je flacher die Uferneigung in diesen Habitaten ist, desto größer ist auch der Prädationsschutz, da bei sehr flachen Ufern auch Kleinfische (wie die inzwischen massenhaft vorkommende Elritze und der Stichling) den Larven nicht mehr erfolgreich nachstellen können. Der Prädationsdruck auf die aufschwimmenden Äschenlarven durch die Elritze ist vermutlich in den letzten Jahrzehnten stark angestiegen. Die Elritze dominiert inzwischen die Fischgemeinschaft in der Oberen Lahn und war in allen Probestrecken die mit Abstand häufigste Fischart (Kap. 7.3). Bei den Befischungen 2017 bis 2021 waren durchschnittlich 74,1 % aller gefangenen Individuen Elritzen (Minimum: 44,8 %, Maximum: 95,8 %). Sie ernährt sich opportunistisch und nutzt phasenweise auch Fischeier und Fischbrut als hauptsächliche Nahrungsquelle. Noch vor 20 Jahren war die Elritze in der Oberen Lahn nur vereinzelt bis selten an wenigen Stellen nachzuweisen (HÜBNER 2003).

Ob und in welcher Anzahl diese Habitate erreicht werden, hängt von der Anzahl aufgeschwommener Larven ab (s.o.), von dem jeweiligen Abflussgeschehen zum Zeitpunkt des Aufschwimmens und vor allem vom Angebot an geeigneten Habitaten (s. Kap. 9.6.4). Auch wenn durch die Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen bereits eine messbare Verbesserung des Angebots an potentiell geeigneten Äschenlarvenhabitaten bewirkt werden konnte und somit die stochastische Wahrscheinlichkeit einer aufgeschwommenen Larve

steigt, einen geeigneten Uferabschnitt zu erreichen, ist dieses Habitatangebot im Vergleich zur potentiellen natürlichen Habitatausstattung weiterhin sehr gering. Im Zuge des Abwachsens der Äschenbrut werden die Tiere, die sich zunächst zu Schwärmen zusammenfinden, zunehmend territorialer und vereinzeln sich. Infolgedessen steigt auch der Bedarf an geeignetem Aufwuchshabitat weiter an.

Der Habitattyp „Bucht mit Rückströmung“ wies zwar in den Äschenlarvenkartierungen die höchste Präferenz auf, allerdings sind die Abschnitte dieses Habitattyps durchschnittlich eher klein (3,38 m im Vergleich zu einer durchschnittlichen Abschnittslänge von 5,02 m), während die „überströmte Kiesbank“ einen weitläufigeren Habitattyp (durchschnittlich 6,09 m) darstellt. Rückströmungssituationen sind zudem stark vom Abfluss abhängig und können sich bei steigenden oder fallenden Wasserständen schnell auflösen, aber auch neu entstehen. Dies kann mit der Notwendigkeit für Äschenlarven einhergehen, neue Uferflächen aufzusuchen. Dagegen sind flach überströmte Kiesufer wesentlich lagestabiler. In der Idealausprägung sind sie als ausgedehnter, flacher Gleithang ausgeprägt. Bei steigenden oder fallenden Wasserständen verschiebt sich lediglich die Uferlinie nach oben oder unten, während die Habitatbedingungen der Äschenlarven nahezu identisch bleiben, sofern sie der Wasserlinie wenige Zentimeter folgen.

Aufgrund dieser Stabilität sind „überströmte Kiesbänke“ die deutlich wertvolleren Habitate für Äschenlarven als „Buchten mit Rückströmung“. Während diese jedoch selbst bei reinen In-Stream-Strukturierungsmaßnahmen mit relativ geringem Aufwand geschaffen werden können, war eine kurzfristige Neuschaffung von Uferabschnitten des Habitattyps „überströmte Kiesbank“, die auch bei wechselnden Pegelständen nur langsam angeströmt werden, unter den gegebenen Rahmenbedingungen kaum durchführbar. Dazu hätte es einer ausgeprägten Laufaufweitung (und in den meisten Fällen einer langwierigen Sohlhebung) bedurft, für die zusätzliche Flächen zur Verfügung hätten stehen müssen.

Um die Resilienz der Äschenbestände in der Oberen Lahn zu steigern, wären daher großräumigere Renaturierungen von Abschnitten unterhalb von Laichplätzen notwendig, um die Voraussetzungen für die Entwicklung ausgedehnter überströmter Kiesufer mit flacher Neigung zu ermöglichen. Dazu müssten jedoch ausreichend große Flächen zur Verfügung gestellt werden. Kleinräumige In-Stream-Strukturierungen sind zwar sinnvoll, wo keine Flächen zur Verfügung stehen, haben unserer Überzeugungen nach kurzfristig nicht das Potential, die Resilienz der Äschenbestände deutlich zu steigern. Zudem ist fraglich, ob die rückströmigen Bereiche v.a. in mittelsteilen Ufern auch einen ausreichenden Prädationsschutz bieten. Zusätzlich wäre eine Regulierung des Elritzenbestands unterhalb der Laichplätze zu erwägen (z.B. durch Besatz mit Döbeln), um diesen Mortalitätsfaktor der Äschenbrut zu verringern.

Es gibt indes keinen Anlass anzunehmen, dass die Habitatverfügbarkeit für Äschenlarven in der Oberen Lahn seit Mitte der 1990er Jahre abgenommen hätte und somit der entscheidende Grund für den Rückgang der Äschenbestände war. In diesem Zeitraum wurden keine bedeutenden wasserbaulichen Eingriffe (Begradigungen, zusätzliche Stauhaltungen etc.)

vorgenommen, und durch stellenweise bereits vor dem hier dargestellten Projekt durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen hat sich das Habitatangebot vermutlich tatsächlich eher verbessert. Auch die Wasserqualität im Interstitial sollte sich, u.a. wegen der technischen Verbesserungen in der Abwasseraufbereitung, tendenziell eher verbessert haben und höhere Überlebensraten der Brut ermöglichen. Somit ist der Einbruch in der Anzahl kartierter Äschenlarven vermutlich zumindest teilweise auf eine erheblich geringere Anzahl abgelegter Eier aufgrund einer stark zurückgegangenen Bestandsdichte an Laichfischen zurückzuführen.

9.7 Entwicklung des Äschenbestands in der Oberen Lahn 2017 bis 2021

Um die Gesamtentwicklung des Äschenbestands in der Oberen Lahn abzubilden, wurde der Fokus von den neun Intensivstrecken durch Hinzunahme von fünf weiteren Strecken geweitet, von denen aus der Vergangenheit regelmäßige Äschenvorkommen bekannt waren. Diese wurden nicht unter dem Hauptkriterium ausgewählt, dass dort potentielle Laichplätze liegen sollten. Äschen nutzen im Verlauf ihres Heranwachsens vom Ei zum Adulttier sieben unterschiedliche Habitate (BECKER & ORTLEPP, 2021), so dass das maßgebliche Habitat der sehr mobilen adulten Tiere außerhalb der Laichzeit nicht in unmittelbarer Nähe des Laichplatzes liegen muss.

9.7.1 Datenaufnahmen

Jährlich im Zeitfenster Juni bis Anfang August wurde an insgesamt 14 Probestellen der Fischbestand in der Oberen Lahn aufgenommen. Diese Befischungen sollten einen Überblick über den Gesamtfischbestand und seine Entwicklung im Untersuchungsgebiet (s. Kap. 7) und einen Überblick über die Entwicklung der Bestandssituation und Verteilung der Äschen im Untersuchungsgebiet ermöglichen. Zudem dienen die gewonnenen Daten als Grundlage, um über diese jährlichen Sommerbefischungen in den Jahren 2018 bis 2021 den Erfolg Bestandsstützungs- und Wiederansiedlungsmaßnahmen für beide Zielarten zu prüfen. Ferner wurden die Ergebnisse der Sommerbefischungen für neun Probestrecken, zusammen mit den Befischungsergebnissen der Herbstbefischungen, genutzt, um den ökologischen Zustand der Probestrecken auf Grundlage der Fischgemeinschaften zu bewerten (s. Kap. 7).

Zum Einsatz kamen zwei bis vier tragbare Elektrofischfanggeräte der Firma Bretschneider (Typ EFGI 650). Die Tiere wurden wenige Sekunden lang betäubt, die Totallänge zentimetergenau aufgenommen und sie anschließend sofort zurück in ihre jeweilige Habitatstruktur entlassen. Dabei wurden die Strecken hinsichtlich ihrer Habitateigenschaften in Unterabschnitte unterteilt und die Fischgemeinschaften für diese Abschnitte getrennt aufgenommen.

9.7.2 Zuordnung der Fänge zu Kohorten, Erkennung von Besatztieren

Aus den aufgenommenen Totallängen aller in den Sommerbefischungen gefangenen Äschen wurden ein Längen-Frequenzdiagramme erstellt, welche die Häufigkeitsverteilung der Totallängen der gefangenen Individuen des jeweiligen Jahres abbildeten. Auf Grundlage dieser Häufigkeitsverteilung konnten die meisten Individuen unmittelbar und zweifelsfrei einer Kohorte zugeordnet werden. Bei einer nicht eindeutigen Zuordnung (Totallänge in einem

Bereich zwischen zwei eindeutig abgrenzbaren Kohorten) wurde auf Grundlage der lokal nachgewiesenen anderen Individuen und des Befischungsdatums (bei späteren Befischungen sind die Tiere größer) die plausibelste Kohorte zugeordnet. Mittels dieser Herangehensweise konnten alle von 2017 bis 2019 gefangenen Individuen mit hinreichender Sicherheit Kohorten zugeordnet werden.

Deutliche Abweichungen ergaben sich teilweise bei der Abgrenzung von Tieren der 0+-und der 1+-Kohorte, die 2020 gefangen wurden. Dies lag an im Oktober 2019 und April 2020 eingesetzten Besatzäschchen, die zwar der 1+-Kohorte angehörten, aber deutlich kleiner waren als die in der Lahn aufgewachsenen Äschen. Somit konnten auf Grundlage der Totallängen und einer Plausibilitätsprüfung (Abgleich der Fundorte mit den Besatzorten) diese Besatztiere identifiziert werden. Bei wenigen Einzeltieren, die 2021 gefangen wurden, konnten entsprechend Zuordnungen als Besatztiere der Kohorte 2+ vorgenommen werden.

9.7.3 Äschennachweise in 14 Probestrecken 2017 bis 2021

Die Tabelle 9.8 (Folgeside) fasst die Äschennachweise der Sommerbefischungen der Jahre 2017 bis 2021 zusammen. Während der Projektlaufzeit stieg die Anzahl der insgesamt nachgewiesenen Äschen (ohne Besatztiere) kontinuierlich von 33 auf 133 an, in jedem Projektjahr wurden mehr Äschen gefangen als im jeweiligen Vorjahr.

Auffällig war die extrem geringe Anzahl an 0+-Äschen, die 2017 gefangen wurden (Abb. 9.23, links). Die Gründe dafür sind unbekannt, werden jedoch im untersten Bereich des Untersuchungsgebietes vermutet. Das Sommerhochwasser 2017 scheidet als Erklärung aus, da es sich erst nach den Befischungsterminen ereignete, und auch andere Extremwetterereignisse (v.a. im Vergleich zu den Folgejahren) sind für 2017 nicht bekannt. Allerdings wies der Mai 2017 eine überdurchschnittliche Niederschlagsmenge auf und die Äschenlarven schwammen 2017 innerhalb des ersten Maidrittels auf.

Über 90 % der Äschenlarven des Projektjahrs 2017, in dem (wie 2019) nur an drei Laichplätzen Reproduktion nachgewiesen wurde, schwammen am Laichplatz Cölber Wehr auf, welches noch nicht durch strukturverbessernde Maßnahmen aufgewertet war. Möglicherweise wurden die gerade aufgeschwommenen, noch schwimmschwachen Larven durch steigende Abflüsse verdriftet, vielleicht teilweise sogar bis außerhalb des Untersuchungsgebietes. Die einzigen 0+-Äschen, die 2017 nachgewiesen wurden, konnten am Cölber Wald (Eiserner Steg) gefunden werden, unterhalb des Laichplatzes am Cölber Wehr. Dass sowohl im Folgejahr eine deutlich unterdurchschnittliche Anzahl an Äschen der Kohorte 1+ nachgewiesen wurde und 2019 ein Minimum an nachgewiesenen Äschen der Kohorte 2+ erreicht wurde (Abb. 9.22, rechts), könnte (neben den hohen Temperaturen, s. Kap. 4, und stofflichen Belastungsspitzen, s. Kap. 5) auch mit einem geringen Reproduktionserfolg 2017 im Untersuchungsgebiet zusammenhängen, obwohl die Anzahl aufgeschwommener Äschenlarven für den Untersuchungszeitraum überdurchschnittlich hoch gewesen war.

Tab. 9.8: Äschennachweise in den Sommern 2017 bis 2021 in 14 Probestrecken. SvM = Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen. * = als Besatztiere klassifiziert. Zahlen in Klammern = ohne Besatztiere.

Probeabschnitt	SvM (Herbst)	Ko-horte	2017	2018	2019	2020	2021
Amalienhütte	2020	1+	2	0	0	0	0
Wehr Bohne	2020	0+	0	0	0	7	0
Wallau	2020	0+	0	0	5	0	0
		1+	5	0	0	2	4
		2+	1	0	0	0	0
Biedenkopf-Sachsenhausen	2020	0+	0	0	0	0	0
		1+	1	0	0	3*	0
Biedenkopf-Im Urbann	-	1+	0	0	0	11*	0
Eckelshausen	2020	1+	0	0	0	1*	0
Wilhelmshütte	2020	2+	0	0	0	0	1*
Carlshütte	-	-	0	0	0	0	0
Buchenau	2020	0+	0	1	0	0	15
		1+	3	0	2	3* / 1	1
		2+	2	2	0	0	0
Kernbach	2018	1+	1	0	0	3*	0
Sterzhausen	2018, 2020	0+	0	6	9	10	7
		1+	0	1	1	66* / 1	0
		2+	0	3	0	0	0
Furkation Cölbe	2020	0+	0	5	3	3	33
		1+	0	2	5	1* / 1	2
		2+	0	1	0	0	3
		3+	0	0	0	0	1
Cölber Wehr	2018	0+	0	72	42	34	31
		1+	2	0	11	20* / 9	19
		2+	1	0	2	3	7* / 3
Cölbe Eiserner Steg	2020	0+	2	8	26	44	8
		1+	12	3	8	4	6
		2+	1	0	2	1	0
Σ Individuen			33	104	116	228 (120)	141 (133)
Σ Probeabschnitte			7	5	6	11 (8)	7 (6)

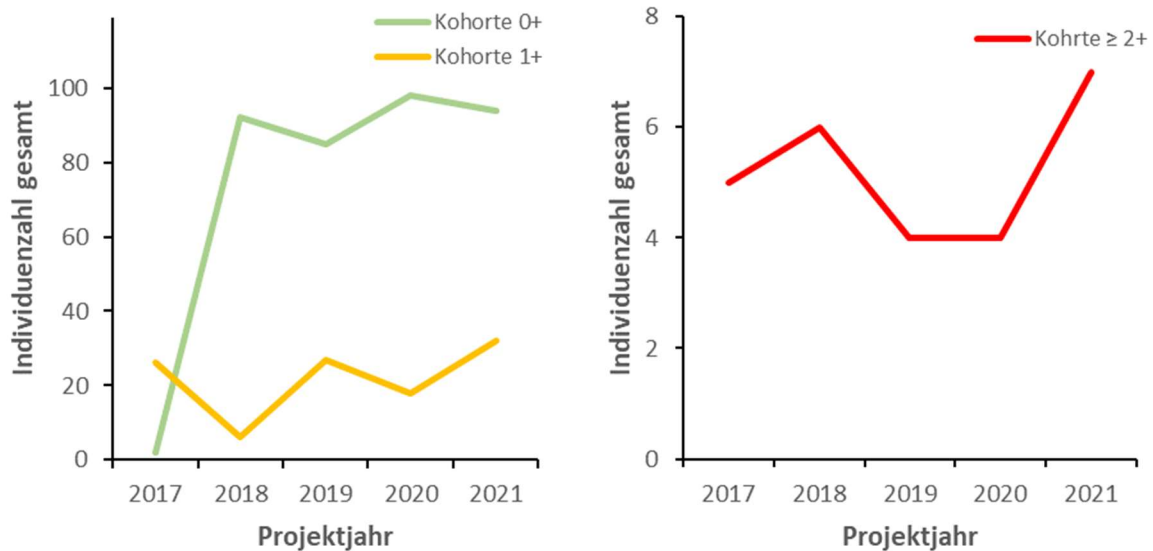


Abb. 9.23: Gesamtanzahl in den Sommerbefischungen nachgewiesener Äschen (ohne Besatztiere) im Projektverlauf nach Kohorten. Links: juvenile Äschen. Rechts: potentielle Laichtiere.

Insgesamt wies die Gesamtentwicklung bei den juvenilen Äschen ab 2017 bei den 0+-Äschen und ab 2018 bei den 1+-Äschen eine positive Grundtendenz mit geringen (jeweils phasenversetzten) Schwankungen auf. Dabei ist jedoch zu beachten, dass diese Gesamttendenzen (zumindest bis einschließlich 2020) nahezu ausschließlich den Äschenbestand in den langen, linear durchgängigen Abschnitten unterhalb des Calderner Wehrs abbilden, da dort die meisten Tiere gefangen wurden. Dies deckt sich für diesen Zeitraum auch mit der Verteilung aufgeschwommener Äschenlarven auf die Laichplätze.

Im oberen Teil des Untersuchungsgebietes, oberhalb des Calderner Wehrs, wurden in der Probestrecke Carlshütte gar keine Äschen gefangen, in den Probestrecken Eckelshausen, Biedenkopf-Im Urbann und Wilhelmshütte wurden nur Besatztiere gefangen. Letztmalig 2017 wurden an der Amalienhütte, in Biedenkopf-Sachsenhausen und Kernbach Äschen nachgewiesen (in Sachsenhausen und Kernbach 2020 noch einmal einzelne Besatztiere). Der einzige Nachweis an der Probestrecke Wehr Bohne lag 2020 vor, als sieben 0+-Äschen gefangen wurden, die vermutlich vom sehr nahegelegenen Laichplatz Wallau aufgewandert waren. Lediglich in den Abschnitten Wallau und Buchenau konnten im oberen Teil des Untersuchungsgebiets relativ regelmäßig Äschen nachgewiesen werden, die auch mehreren Kohorten zugeordnet werden konnten. Dies waren auch die einzigen Abschnitte, in denen während der Laichzeit Laichäschen nachgewiesen wurden (Kap. 5.2.3) und relativ regelmäßig (jeweils vier der fünf Untersuchungsjahre) Reproduktion erfasst wurde (Kap. 9.6.2). Da diese beiden Probestrecken durch zahlreiche unpassierbare Wanderhindernisse untereinander und vom unteren Teil des Untersuchungsgebiets getrennt sind, können sie als Schwerpunktorkommen (bzw. Reliktorkommen) innerhalb von vom Rest der Oberen Lahn isolierten Teilpopulationen der Äsche interpretiert werden. Dies bestätigten auch die zusätzlichen Befischungen, die zur Nasennachsuche 2021 vorgenommen wurden (s. Kap. 8.3.1) und bei denen in keiner der oberhalb des Calderner Wehr befischten Strecken zusätzliche Äschen nachgewiesen wurden.

Im unteren Teil des Untersuchungsgebiets sind die Probestrecke Sterzhausen und Cölber Furkation oberhalb der Stauhaltung des Eibenhardtwehrs bzw. Cölber Wehr und Cölber Wald (Eiserner Steg) unterhalb jeweils unmittelbar und ohne Wanderhindernisse verbunden und die Individuen können weitläufige weitere Fließstrecken in Lahn und Wetschaft bzw. Lahn, Ohm und Rotem Wasser erreichen. Die im Kapitel zur Nase formulierten Einschätzungen zur Durchgängigkeit der Lahn im Umfeld der Cölber Mühle (s. Kap. 8.4.3) treffen grundsätzlich auch auf die Äsche zu, allerdings meidet die Äsche noch ausgeprägter Staustufen als die Nase.

An allen Intensivstrecken wurden Laichfische, regelmäßige Reproduktion und mehrere Kohorten der Äsche festgestellt. Es ist daher anzunehmen, dass Äschen die gesamte Fließstrecke zwischen dem Calderner Wehr und der Stauhaltung des Eibenhardtwehrs und die Bereiche des Untersuchungsgebiets unterhalb des Wehres als Lebensraum nutzen. Diese Einschätzung wird auch durch die Ergebnisse der Zusatzbefischungen zur Nasennachsuche bestätigt, bei denen im Sommer 2021 zusätzliche 36 Individuen der Äsche weit verteilt im unteren Teil des Untersuchungsgebiets gefangen wurden. Zwischen dem Calderner Wehr und der Stauhaltung des Cölber Wehrs waren es 21 Tiere (zwei Tiere unterhalb des Wehres Caldern und in der dortigen Renaturierungsstrecke, eines im NSG Michelbacher Knie, neun Tiere bei Sterzhausen oberhalb der EU-LIFE-Probestrecke, neun Tiere bei Goßfelden), unterhalb des Cölber Wehrs 16 Tiere (ein Tier im Ohmdelta, 15 im Bereich des Cölber Waldes).

Durch das derzeit für eine Wasserkraftnutzung nicht betriebene, unpassierbare Wehrdaer Wehr und dessen > 2 km lange Staustufe sind die Äschen der Oberen Lahn völlig von Zuwanderung von Äschen aus der Mittleren Lahn abgeschnitten. Ab hier wurden 2021, vom Wehr Wehrda bis zur Gisselberger Spannweite, weitere 102 Äschen gefangen. In der Ortslage Marburg sind zwei Laichplätze der Äsche bekannt (unterhalb des Wehrdaer Wehrs und unterhalb des Wehrs am Grün).

9.8 Bestände juveniler Äschen und Angebot an Juvenilhabitaten in den Probestrecken 2017 bis 2021

Nach dem Aufschwimmen werden die noch schwimmschwachen Äschenlarven vom Laichplatz aus flussabwärts verdriftet und suchen spezifische Brütlingshabitate auf (Kap. 9.6). Die Entfernung, über welche die Larven verdriftet werden, unterliegt vielen verschiedenen Einflüssen (Habitatangebot, Abfluss während des Aufschwimmens etc.), und die heranwachsenden Jungäschen breiten sich im Frühsommer zunächst tendenziell weiter in flussabwärts gelegene Abschnitte aus. Im Laufe ihres Wachstums nimmt die Territorialität der juvenilen Äschen zu, so dass bei hohen Dichten subdominante Individuen aus Optimalhabitaten vertrieben werden können.

Die juvenilen Äschen nutzen teilweise auch nur temporär geeignete Habitate, die bei Änderungen der äußeren Bedingungen immer wieder verlassen werden müssen. Mit zunehmender Größe und der damit einhergehenden wachsenden Schwimmstärke liegen die bevorzugten Habitate der Äsche immer mehr in Richtung Flussmitte. Zudem kompensieren die heranwachsenden juvenilen Äschen die Abdrift mit einer Tendenz zur Wanderung flussaufwärts (abhängig von der Habitatverteilung im Gewässerabschnitt).

Diese Sequenz von Abdrift und Rückwanderung führt dazu, dass im Laufe des Sommers in Laichplatznähe bisweilen keine 0+-Äschen nachgewiesen werden können, diese jedoch im Herbst wieder in teils hoher Anzahl auftreten. Daher wurde für die Beurteilung des Reproduktionserfolgs der Äsche im Untersuchungsgebiet der Äschenbestand jährlich im Herbst erfasst. Da adulte Äschen bisweilen längere Strecken zu ihren Wintereinständen zurücklegen, welche sie gezielt aufsuchen (BECKER & ORTLEPP 2021), kann (je nach räumlicher Nähe der Wintereinstände) ein Teil der adulten Äschen zu den Herbstbefischungen bereits ihren Sommerlebensraum verlassen haben.

Um einzuschätzen, ob die im Herbst nachgewiesenen juvenilen Äschen auch im Bereich der Probestrecke Wintereinstände gefunden haben könnten, wurden die Nachweise von 1+-Äschen des Folgejahres, die im Rahmen der Erfassung der Laichfischbestände gelangen (s. Kap. 9.5), in die Betrachtung miteinbezogen.

Da, wie erläutert, bei den Wanderbewegungen auch der Habitatwechsel der Jungäschen von Bedeutung ist, wurde an den neun Intensivstrecken auch das Habitatangebot für juvenile Äschen erfasst und geprüft, ob die durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen zu einer Zunahme an Habitaten für juvenile Äsche führten.

9.8.1 Datenaufnahmen

Am Ende der Wachstumsperiode im Spätsommer und Herbst wurde jährlich die Anzahl der 0+-Äschen vom Frühjahr unterhalb der neun Laichplätze aufgenommen. Dabei erfolgte die Aufnahme des Bestandes im gesamten Untersuchungsabschnitt getrennt für jeden einzelnen Unterabschnitt (s. Kap. 9.7.4). Zum Fang der Tiere kamen, je nach Flussbreite, zwei bis vier tragbare Elektrofischfanggeräte der Marke Bretschneider zum Einsatz (Typ EFGI 650). Bei der Befischung wurden die Tiere nur wenige Sekunden lang betäubt und mit einem Netz abgefischt. Die Totallängen wurden zentimetergenau aufgenommen. Danach wurden alle Tiere sofort in den jeweiligen Abschnitt zurückgesetzt. Zeitgleich wurden ebenso alle anderen Fischarten synergistisch erfasst, um eine Grundlage für die ökologische Bewertung des Flussabschnitts zu gewinnen (s. Kap. 7). Die Äschen wurden Kohorten zugeordnet (Kap. 9.7.2).

Zur Erfassung des Habitatangebots für juvenile Äschen jährlich wurden alle befischten Unterabschnitte der neun befischten Probestrecken kategorisiert (Fließstrecke, Rausche, Kolk) und vermessen. Anschließend wurden die für eine Habitateignung relevanten Habitatparameter Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe gemessen, um die einzelnen Unterabschnitte nach einer potentiellen Eignung für juvenile Äschen zu klassifizieren. Beide Parameter wurden an mindestens fünf repräsentativen Punkten innerhalb des Unterabschnitts gemessen und gemittelt. Für die Strömungsmessungen wurde ein Messflügel der Firma Schiltknecht (Modell Mini Air 20) verwendet.

Da die so ermittelten Daten auch geeignet waren, um die Habitateignung für ältere Äschen (Kohorte $\geq 1+$) zu quantifizieren, wurden die Unterabschnitte auch auf ihre Eignung für diese Altersklasse hin geprüft. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass adulte und semiadulte Äschen ihre Sommerhabitate nicht notwendigerweise in direkter Nachbarschaft zu den Laichplätzen haben müssen, sofern eine lineare Durchgängigkeit zwischen diesen

Teilhabitaten gegeben ist. Geringe Anteile an Adulthabitaten in den Probestrecken stellen also nicht zwangsläufig eine Belastung für den lokalen Äschenbestand dar. Für eine repräsentative Erfassung der Adulthabitate in der Oberen Lahn waren die Probestrecken darüber hinaus nicht geeignet, da sie als potentielle Laichplätze besondere Habitatausprägungen aufwiesen und sich von den meisten Bereichen der Oberen Lahn dadurch deutlich unterschieden.

Durch die Datenaufnahme auf Basis der befischten Unterabschnitte wurde die Analyse auf Grundlage der großräumigeren Bereiche durchgeführt (Mesohabitate), kleinräumigere Daten zu Mikrohabitaten (z.B. hinsichtlich der Habitatpräferenzen geeignete Bereiche im Übergang von Strömungsschatten und freier Welle bei einzelnen Deckungsstrukturen) konnten mit vertretbarem Aufwand nicht erhoben werden.

9.8.2 Entwicklung der Bestände juveniler Äschen 2017 bis 2021

Die Nachweise von 0+-Äschen im Herbst spiegeln die Bestandssituation der Äsche im Untersuchungsgebiet deutlich wider und entsprach weitgehend den Befunden aus den anderen Erfassungszeiträumen (Tab. 9.9).

Tab. 9.9: Äschennachweise im Herbst 2017 bis 2021 in neun Intensivstrecken. SvM = Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen. Es wurden keine Tiere als Besatztiere klassifiziert. ¹ = Äschenlarvennachweis im gleichen Jahr. ² = Nachweis von 0+-Äschen im Sommer des gleichen Jahrs.

Probeabschnitt	SvM (Herbst)	Ko-horte	2017	2018	2019	2020	2021
Amalienhütte	2020	-	0	0	0	0	0
Wallau	2020	0+	2 ¹	2 ¹	5 ²	0 ¹	1 ¹
		1+	0	0	0	1	1
Biedenkopf-Sachsenhausen	2020	0+	0	0	0	4 ¹	0
		1+	0	0	1	0	0
Biedenkopf-Im Urbann	-	0+	0	0	3	0	0
Wilhelmshütte	2020	-	0	0	0	0	0
Buchenau	2020	0+	0	2 ^{1,2}	0 ¹	0 ¹	92 ^{1,2}
Sterzhausen	2018, 2020	0+	2 ¹	24 ^{1,2}	0 ^{1,2}	7 ^{1,2}	2 ^{1,2}
Furkation Cölbe	2020	0+	2	8 ^{1,2}	1 ²	6 ^{1,2}	0 ^{1,2}
		1+	1	0	0	0	1
Cölber Wehr	2018	0+	12 ¹	27 ^{1,2}	20 ^{1,2}	24 ^{1,2}	64 ^{1,2}
		1+	2	2	5	2	13
		2+	0	0	1	0	4
Σ Individuen			21	65	36	44	178
Σ Probeabschnitte			4	5	5	5	5

Ähnlich wie bei den Äschenlarven und den Nachweisen von 0+-Äschen im Sommer konnten im Herbst nur in allen Probestrecken unterhalb des Calderner Wehrs und in Wallau regelmäßig juvenile Äschen nachgewiesen werden. In Buchenau war dies nur im Jahr 2018 vereinzelt und im Jahr 2021 (nach Abschluss der strukturverbessernden Maßnahmen) in sehr großer Zahl der Fall. Eine deutliche Zunahme der im Herbst nachgewiesenen 0+-Äschen wurde auch am Cölber Wehr verzeichnet, so dass die Gesamtzahl im Herbst nachgewiesener 0+-Äschen im Jahr 2021 im Vergleich zu den Vorjahren steil anstieg (Abb. 9.24, links). Aber auch bei den anderen Kohorten war 2021 das Projektjahr mit den meisten Nachweisen (in allen Altersklassen mindestens 2,5-mal so viele Individuen wie im besten der Vorjahre).

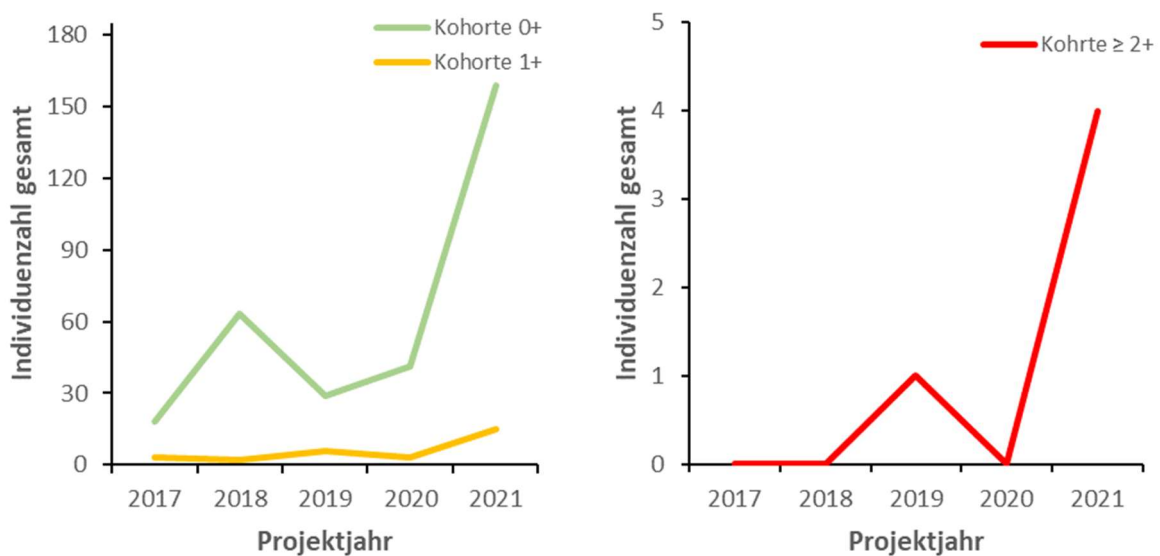


Abb. 9.24: Gesamtanzahl in den Herbstbefischungen nachgewiesener Äschen (ohne Besatztiere) im Projektverlauf nach Kohorten. Links: juvenile Äschen. Rechts: potentielle Laichtiere.

Bei der Datenanalyse fiel auf, dass die juvenilen Äschen im Dürrejahr 2018 im gesamten Untersuchungsgebiet sehr schlecht abgewachsen waren. Während 0+-Äschen bis zum Ende der Vegetationsperiode in der Oberen Lahn in den anderen Projektjahren größtenteils Totallängen von 15 bis 18 cm erreichten, waren es 2018 im Durchschnitt 11,8 cm, und die kleinste 0+-Äsche maß nur 7 cm. Auch die vier Äschen der Kohorte 0+, die im Jahr 2020 nachgewiesen wurden (der einzige Nachweis dieser Kohorte in der Probestrecke während der gesamten Projektlaufzeit), waren auffällig schlecht abgewachsen und maßen durchschnittlich nur 9,3 cm. Dies lässt auf schlechte Lebensbedingungen für juvenile Äschen im Bereich der Probestrecke vor der Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen im Herbst 2020 schließen.

Beim Vergleich der Nachweise von 0+-Äschen der Sommer- und Herbstbefischungen fiel auf, dass in den regelmäßig reproduktiven Intensivstrecken (Wallau, Buchenau, Sterzhausen, Cölber Furkation, Cölber Wehr) vor der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen in allen Fällen mehr 0+-Äschen in den Herbstbefischungen nachgewiesen wurden als in den Sommerbefischungen. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Äschenlarven weit aus den Probesabschnitten flussabwärts verdriftet wurden, bzw. dass sich die noch schwimmschwachen heranwachsenden juvenilen Äschen bei der Reviersuche weiter

flussabwärts haben verdriften lassen. Anschließend sind sie erst im Herbst mit zunehmender Schwimmstärke wieder in die Probestrecken aufgewandert. Offenbar lagen also vor Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen die Aufwuchshabitate der juvenilen Äschen während des Sommers eher unterhalb der Probestrecken.

Nach Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen war dieses Muster nicht mehr in allen Fällen zu beobachten, es blieb lediglich in den Probestrecken Buchenau und Wallau bestehen. Diese beiden Probestrecken sind stromaufwärts jeweils durch ein Wehr begrenzt, das eine weitere Aufwanderung der juvenilen Äschen aus dem Bereich der Probestrecke verhindert (in Wallau besteht zwar ein Umgehungsgerinne in der Probestrecke, inwiefern die juvenilen Äschen dies zum Aufstieg nutzen ist jedoch unklar). Diese Konstellation ist zwar auch bei der Probestrecke Cölber Wehr gegeben, allerdings wirkt sich bei dieser Probestrecke auch aus, dass aus der Strecke abgedriftete Jungtiere in einen Bereich der Lahn gelangen, in dem sich die Abflüsse aus Lahn und Ohm vereinigen. Bei ihrer Kompensationsaufwanderung suchen die Tiere also nicht zwangsläufig den Weg in die Ausleitungsstrecke des Eibenhardtwehrs, sondern vermutlich teilweise auch in die untere Ohm, welche in den meisten Fällen auch höhere Abflüsse aufweist als die Ausleitungsstrecke. Dort wurden im Jahr 2021 bei Zusatzbefischungen zur Nasennachsuche auch 0+-Äschen nachgewiesen. Zudem liegen im unterhalb der Mündung der Ausleitungsstrecke gelegenen Lahnabschnitt qualitativ hochwertige Habitate für juvenile Äschen vor (im Herbst 2020 wurde der Bereich des Eisernen Stegs strukturell aufgewertet), so dass bei den regulären Befischungen im Herbst und den Zusatzbefischungen zur Nasennachsuche 2021 dort 28 Äschen der 0+-Kohorte nachgewiesen werden konnten.

In den Fließstrecken Cölber Furkation und Sterzhausen hingegen waren jeweils nach der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen immer mehr 0+Äschen in den Sommerbefischungen als in den Herbstbefischungen nachzuweisen. Das deutet darauf hin, dass die Maßnahmen zu einer geringeren Abdrift der Brütlinge und frühen Juvenilen geführt haben, die dann im Jahresverlauf die Strecken vermehrt flussaufwärts verlassen konnten. Im Fall der Probestrecke Sterzhausen befinden sich oberhalb des Probeabschnitts weitere renaturierte Lahnbereiche mit hoher Habitatqualität, in denen bei Zusatzbefischungen zur Nasennachsuche im August 2021 auch mehrere 0+-Äschen gefangen wurden. Auch unterhalb des Abschnitts im Bereich der Kiesbänke um die Brücke in Goßfelden (neun Äschen der Kohorte 0+ bei den Zusatzbefischungen 2021) liegen geeignete Juvenilhabitate für Äschen. Oberhalb der Probestrecke Cölber Furkation sind ebenfalls geeignete Lebensräume für juvenile Äschen vorhanden, etwa im Bereich der Kiesbänke oberhalb der Wetschaftsmündung (2021 nicht befischt), während der Bereich unterhalb der Probestrecke durch die nahe Stauwurzel des Eibenhardtwehrs als Lebensraum für Äschen jeder Altersklasse keinerlei Habitateignung aufweist.

Diese Befunde belegen, dass sich die Aufwuchshabitate der juvenilen Äschen bis weit über die Abgrenzungen der Probestrecken erstreckten, und somit zukünftige auf die Juvenilhabitate der Äsche abzielende Maßnahmen zur Bestandsstützung auch einer erweiterten räumlichen Perspektive bedürfen.

9.8.3 Habitatangebot für Jungäschen und adulte Äschen in den Probestrecken

Nach BECKER & ORTLEPP (2021) Sind vor allem flach abfallende Kiesbänke für juvenile Äschen die wichtigste Gewässerstruktur. In solchen Habitaten besteht eine kontinuierliche Zunahme von Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe von der Wasserkante bis zum Tiefpunkt der Sohle, welche sich in idealtypischer Ausprägung im Gleithang mit schwankenden Wasserständen bei Abflussänderungen lediglich graduell verschiebt. In derart ausgeprägten Abschnitten können juvenile Äschen also stets hinsichtlich der Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit optimale Habitate wählen, und die obersten Bereiche entsprechen den ersten Larvalhabitaten (s.o.). Mit zunehmender Größe und Schwimmfähigkeit wechseln die juvenilen Äschen in tiefere und schneller durchströmte Bereiche, die im Optimalfall eine Fließgeschwindigkeit von 0,2 bis 0,6 m/s aufweisen und eine Wassertiefe 40 bis 60 cm, wobei auch flachere Bereiche (bis 10 cm Wassertiefe) genutzt werden. Die Substrate solcher Habitate ist typischerweise Kiese (von Feinkies bis Grobkies) (BECKER & ORTLEPP 2021). In einer solchen idealtypischen Ausprägung müssen juvenile Äschen vom Brütlingsstadium bis zum ersten Aufsuchen eines Winterquartiers keine ausgeprägten Ortswechsel durchführen, sie wandern im Jahresverlauf lediglich vom Gewässerrand weiter in die Flussmitte.

In der Oberen Lahn sind keine Abschnitte mehr vorhanden, die eine derart idealtypische Ausprägung aufweisen, da die Voraussetzungen hierfür (ein breites Bett, das nicht eingetieft ist) durch die anthropogenen Überprägungen des Flussverlaufs nicht mehr bestehen. Daher sind juvenile Äschen gezwungen, Ersatzhabitate aufzusuchen, die hinsichtlich Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit ähnliche Eigenschaften aufweisen wie oben beschrieben. Dies sind vor allem Rauschen, deren Habitateigenschaften in den die Obere Lahn dominierenden, ausgeräumten Trapezprofilen allerdings stark abflussabhängig sind. Es ist daher zu vermuten, dass die juvenilen Äschen bei Abflussschwankungen in der Oberen Lahn häufiger den Flussabschnitt wechseln und optimale Habitate aufsuchen müssen, als dies bei einem natürlichen Zustand des Flusslaufs der Fall wäre. Die Lage und räumliche Ausdehnung von Rauschebereichen ist teils reliefabhängig, sie kann sich jedoch vor allem nach Hochwasserereignissen und dem damit verbundenen Geschiebetransport, deutlich verändern.

Für die Abschätzung der räumlichen Ausdehnung geeigneter Mesohabitate für juvenile Äschen wurden die folgenden Kriterien verwendet:

1. Mittlere Fließgeschwindigkeit $\geq 0,2$ m/s und $\leq 0,6$ m/s.

Da sich die juvenilen Äschen bevorzugt bodennah aufhalten (BECKER & ORTLEPP 2021) wurde für jede Messstelle (fünf je Unterabschnitt) eine Fließgeschwindigkeit aus der mittleren oberflächennah gemessenen Fließgeschwindigkeit und der mittleren bodennah gemessenen Fließgeschwindigkeit berechnet, wobei die bodennahe Messung doppelt gewichtet wurde. Aus den fünf so berechneten Fließgeschwindigkeiten wurde der Mittelwert berechnet und geprüft, ob dieser innerhalb des angegebenen Wertebereichs lag.

2. Mittlere Wassertiefe ≥ 40 cm und ≤ 60 cm (= Optimalhabitat) bzw. ≥ 10 cm und < 40 cm (= suboptimales Habitat).

Dazu wurden die fünf gemessenen Wassertiefen eines Unterabschnitts gemittelt und der einfache Mittelwert als Kriterium herangezogen.

Adulte (und semiadulte) Äschen bevorzugen in den Sommermonaten deutlich tiefere und stärker durchströmte Abschnitte als die juvenilen Tiere. Den Angaben in BECKER & ORTLEPP (2021) folgend wurden folgende Kriterien für eine Habitategnung der Mesohabitate für ältere Äschen angewendet (Ermittlung der Werte s.o.):

1. Mittlere Wassertiefe ≥ 100 cm.
2. Mittlere Fließgeschwindigkeit $\geq 0,2$ m/s und $\leq 1,0$ m/s, bevorzugt $\geq 0,5$ m/s und $\leq 0,8$ m/s (= Optimalhabitat).

Die Fläche aller Unterabschnitte, die als geeignete Mesohabitatpatches klassifiziert wurden, konnten daraufhin der Gesamtfläche der Probestrecke gegenübergestellt werden, um ein vergleichbares Maß der Habitategnung zwischen den verschiedenen großen Probestrecken zu erhalten und um potentielle Veränderungen in der Habitategnung nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen zu erfassen.

Es zeigte sich allerdings, dass insbesondere die durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten, aber auch die durchschnittlichen Wassertiefen (jeweils nach Fläche der Unterabschnitte gewichtet), teilweise sehr stark zwischen den Untersuchungsjahren schwankten. Am stärksten waren die Unterschiede zwischen minimaler und maximaler durchschnittlicher Strömungsgeschwindigkeit an der Probestrecke Amalienhütte ausgeprägt (Abb. 9.25 links), die gleichzeitig die geringsten Unterschiede zwischen minimaler und maximaler durchschnittlicher Wassertiefe aufwies (Abb. 9.25 rechts). (Bei der Datenaufnahme an der Probestrecke Amalienhütte im Jahr 2017 erwies sich der Messflügel als defekt, so dass die fehlerhaften Daten der Messung verworfen wurden.)

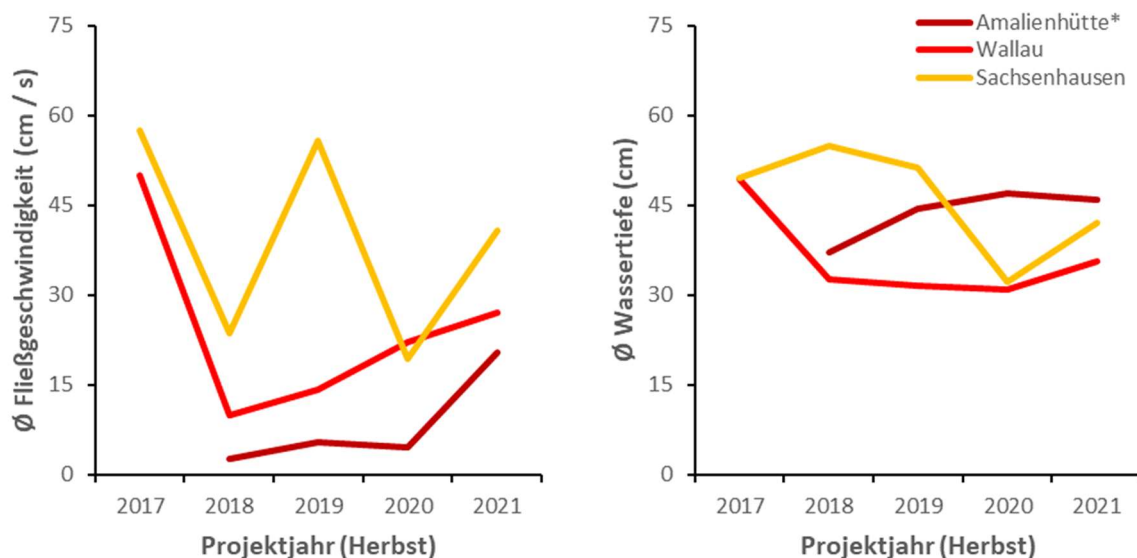


Abb. 9.25: Nach Flächengröße der Unterabschnitte gewichtete, durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten (links) und Wassertiefen (rechts) der oberen drei Intensivstrecken. * = für die Amalienhütte mussten die Messwerte 2017 unberücksichtigt bleiben, Begründung s. Fließtext.

Diese zunächst widersprüchlich erscheinende Diskrpanz stellt einen Sonderfall dar, der darin begründet ist, dass sich die Probestrecke Amalienhütte als einzige zwischen zwei Wanderhindernissen befindet. Die untere Begrenzung der Probestrecke stellt eine flussaufwärts unpassierbare Sohlschwelle dar (die Wasserspiegeldifferenz wird im WRRL-Viewer mit 70 cm angegeben), die einen Rückstau erzeugt (laut WRRL-Viewer 70 m). Bei geringen Abflüssen, wie sie in den sehr niederschlagsarmen Jahren 2018 bis 2020 häufig vorlagen, verlängert sich die Stauwurzel. Bei einer durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit von nur 2,55 cm/s, wie sie im Jahr 2018 gemessen wurde, kann man von einem nahezu vollständigen Einstau der gesamten Probestrecke sprechen, während die Höhe der Wehrkrone die Wassertiefe vorgibt. Da die Wanderhindernisse, welche die Probestrecke begrenzen, als unpassierbar oder weitgehend unpassierbar klassifiziert sind ist auf Grundlage dieser Messungen eindeutig erklärbar, warum nach 2017 kein einziger Äschennachweis mehr in dieser Probestrecke gelang.

Auffällig große Schwankungen sowohl in der Fließgeschwindigkeit als auch in der Wassertiefe traten vor allem in den beiden Intensivstrecken auf, die sich in den Ortslagen in Biedenkopf-Sachsenhausen und Buchenau (Abb. 9.26) befanden. Dies ist vermutlich auf wegen der räumlichen Restriktionen besonders enge und steile Ufer (zumindest vor der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen) zurückzuführen.

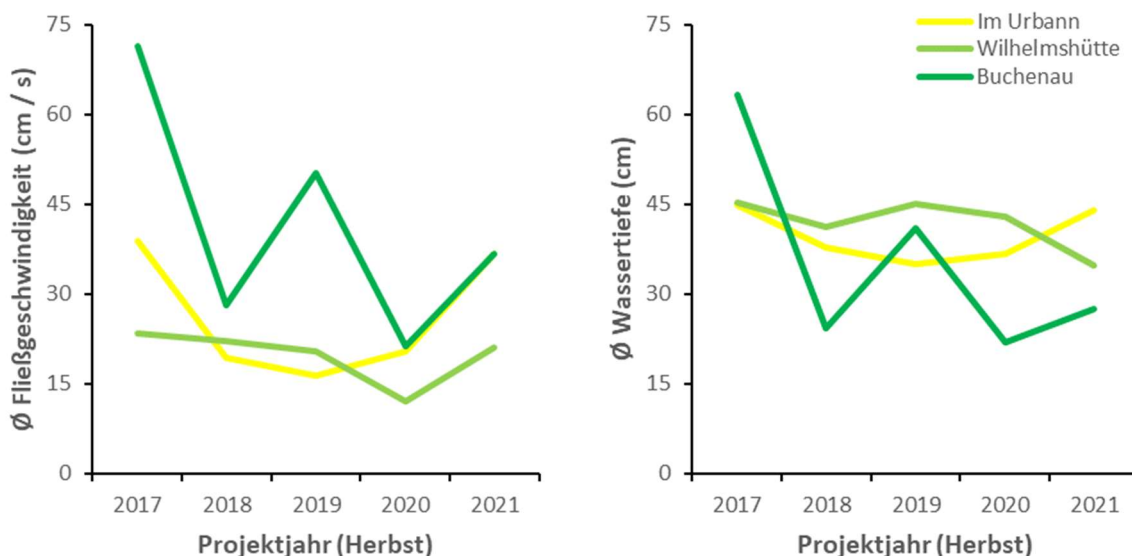


Abb. 9.26: Nach Flächengröße der Unterabschnitte gewichtete, durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten (links) und Wassertiefen (rechts) der mittleren drei Intensivstrecken.

Die stabilsten Bedingungen hinsichtlich Fließgeschwindigkeit und Abfluss wies die Intensivstrecke an der Cölber Furkation auf (Abb. 9.27).

Die Probestrecken waren hinsichtlich der durchschnittlichen Wassertiefe recht ähnlich, sie schwankten weitestgehend im Bereich zwischen 30 und 60 cm Wassertiefe. Dies sind Wassertiefen, die für juvenile Äschen im Bereich der optimalen Verhältnisse liegen. Bei den durchschnittlichen Fließgeschwindigkeiten hingegen wurden in mehreren Intensivstrecken für die Äsche zu niedrige Werte gemessen, besonders in den niederschlagsarmen Jahren 2018 bis 2020. Dies wirkte sich (neben der Amalienhütte, s.o.) besonders stark auf die

Ausleitungsstrecken Wilhelmshütte und Cölber Wehr aus, aber auch auf die Renaturierungen im Urbann und Wallau. In diesen Strecken waren in den Trockenjahren nur noch begrenzt Habitats für rheophile Fischarten ausgeprägt.

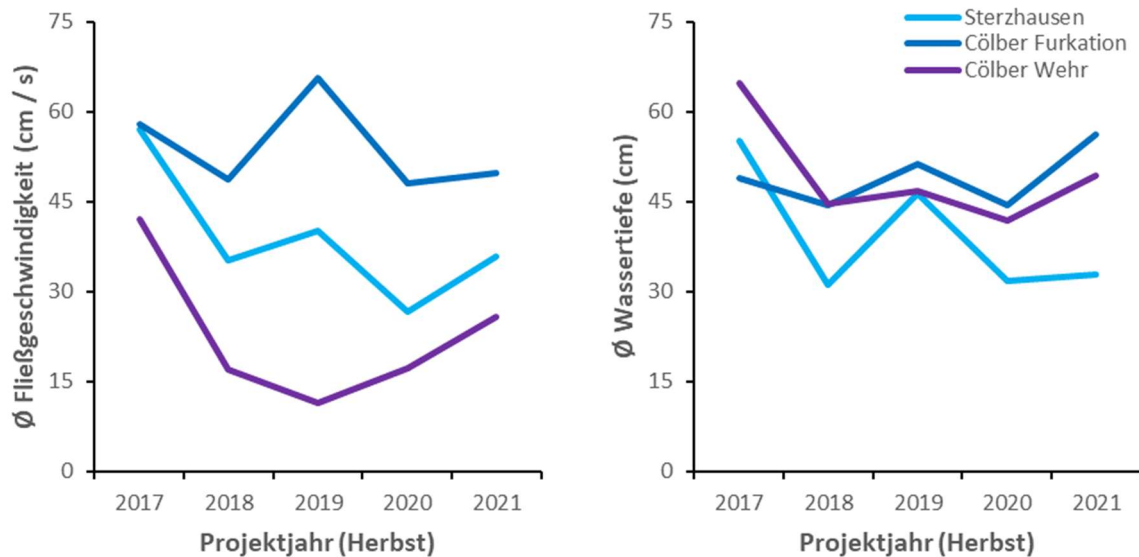


Abb. 9.27: Nach Flächengröße der Unterabschnitte gewichtete, durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten (links) und Wassertiefen (rechts) der unteren drei Intensivstrecken.

Die streckenspezifischen Charakteristika führten auch dazu, dass die Verfügbarkeit von für Äschen geeigneten Mesohabitats in den Probestrecken sehr verschieden war und auch unterschiedlich stark zwischen den Untersuchungsjahren schwankte. Optimale Mesohabitats für adulte Äschen gab es jedoch in keiner der Probestrecken.

Das geringste Habitatangebot für Äschen im Herbst wurde in der Probestrecke Amalienhütte festgestellt (Abb. 9.28 links), wo im Durchschnitt von vier Jahren lediglich 15,7 % der Mesohabitatsflächen als suboptimales Habitat für juvenile Äschen klassifiziert wurden. In den ausgeprägten Trockenjahren 2018 bis 2020 war das Habitatangebot dort extrem niedrig (zwischen 0 % und 9,6 %), was sich durch die Stauwirkung der Sohlschwelle am unteren Ende der Probestrecke erklären lässt (s.o.). Nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen stieg das Angebot suboptimaler Juveniläschenhabitats im Jahr 2021 auf 49,4 % Flächenanteil. Dies war jedoch durch die höheren Abflüsse in jenem Jahr begründet.

In Wallau (Abb. 9.28 Mitte) konnten in den ausgeprägten Trockenjahren 2018 bis 2020 ebenfalls nur suboptimale Juveniläschenmesohabitats mit geringen bis mittleren Flächenanteilen klassifiziert werden. In den relativ gesehen abflussstärkeren Jahren 2017 und 2021 wurden auch Bereiche mit Optimalhabitats für Jungäschen identifiziert. Im Jahr 2017 war auch ein kleiner Flächenanteil der Probestrecke suboptimal für adulte Äschen geeignet. Auch in Wallau erreichte der Anteil von Äschenhabitats aller Qualitäten an der Gesamtfläche den höchsten Wert im Jahr 2021, nach der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen. Allerdings kann auch in Wallau davon ausgegangen werden, dass höhere Abflüsse 2021 eine Rolle bei der Zunahme der Habitatverfügbarkeit gespielt haben.

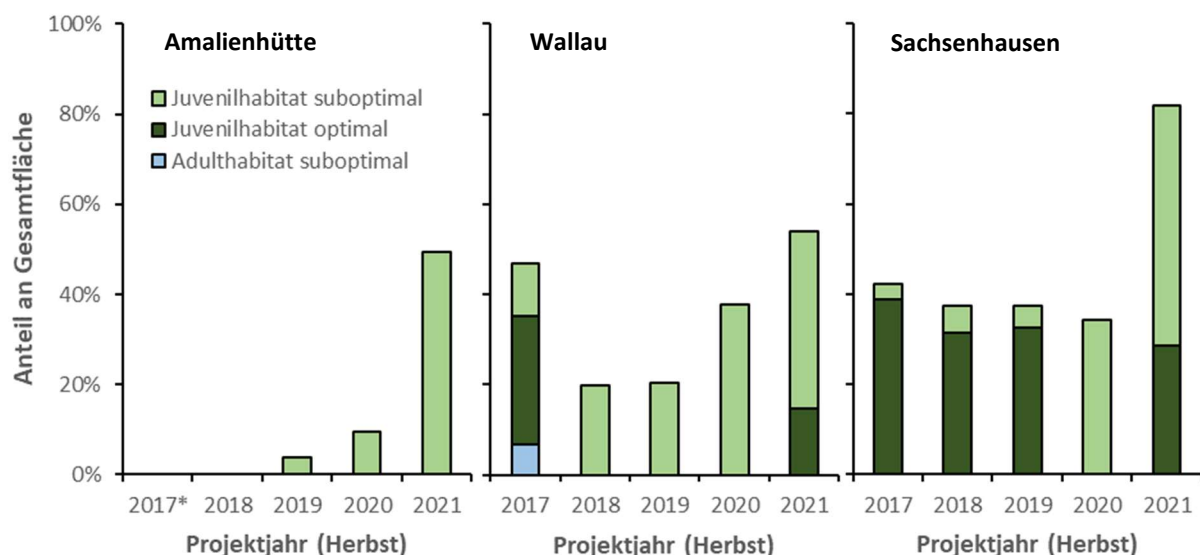


Abb. 9.28: Flächenanteile von als Äschenhabitate klassifizierten Mesohabitaten in den oberen drei Intensivstrecken im Herbst der fünf Untersuchungsjahre. * = für die Amalienhütte mussten die Messwerte 2017 unberücksichtigt bleiben, Begründung s. Fließtext.

Die Probestrecke Sachsenhausen (Abb. 9.28 rechts) wies von allen Intensivstrecken durchschnittlich die höchsten Anteile an Optimalhabitaten für juvenile Äschen auf (26,3 %) und zeigte diesbezüglich (mit Ausnahme des Jahres 2020) nur geringe Schwankungen. Die deutliche Zunahme der suboptimalen Juveniläschenhabitate im Jahr 2021 (nach der Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen) lässt sich im Falle Sachsenhausens nicht allein durch die Abflusssituation erklären und weist vermutlich auf einen positiven Effekt der strukturverbessernden Maßnahmen hin.

Ein deutlicher Anstieg der Anteile verfügbaren Habitats für Äschen im Jahr 2021 konnte hingegen in den Probestrecken Im Urbann (Abb. 9.29 links) und Wilhelmshütte (Abb. 9.29 Mitte) nicht beobachtet werden. Im Urbann wirkte sich der höhere Abfluss dahingehend positiv aus, dass sich die Qualität der Juveniläschenhabitate in den weniger trockenen Jahren verbesserte. Diese Intensivstrecke war die einzige, in der keine strukturverbessernden Maßnahmen umgesetzt wurden, so dass auch kein entsprechender Effekt erwartet werden konnte.

In der Probestrecke Wilhelmshütte hingegen konnten auch die strukturverbessernden Maßnahmen keinen positiven Effekt erzielen, da in der Ausleitungsstrecke vom Abfluss der Lahn unabhängig immer zu wenig Wasser floss, um rheophilen Arten gute Lebensbedingungen zu bieten. Zusammen mit der Amalienhütte (s.o.) und der Ausleitungsstrecke Cölber Wehr (Abb. 9.30 rechts) war der Anteil an Äschenhabitaten daher mit durchschnittlich 28,6 % unter den geringsten. Optimalhabitats für Juveniläschen spielten praktisch keine Rolle.

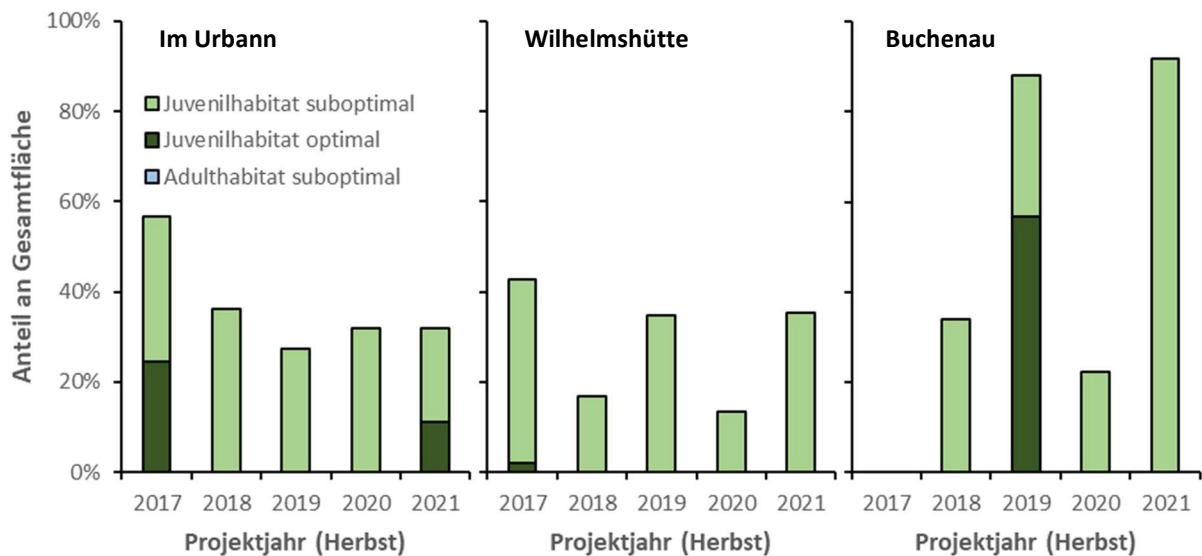


Abb. 9.29: Flächenanteile von als Äschenhabitats klassifizierten Mesohabitats in den mittleren drei Intensivstrecken im Herbst der fünf Untersuchungsjahre.

Die Probestrecke in der Ortslage Buchenau (Abb. 9.29 rechts) zeigt hinsichtlich des Angebots an Äschenhabitats die stärksten jährlichen Schwankungen aller Probestrecken (zwischen 0 % und 91,9 %). Diese Probestrecke war die einzige, bei der sich die höheren Abflüsse im Jahr 2017 negativ auf die Habitatverfügbarkeit für juvenile Äschen auswirkte, weil die Wassertiefe zu stark zunahm (allerdings nicht so stark, dass Habitats für adulte Äschen entstanden wären). Inwiefern sich die Ende 2020 durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen in Buchenau ausgewirkt haben, lässt sich angesichts der enormen Schwankungen der Habitatverfügbarkeit nicht abschätzen.

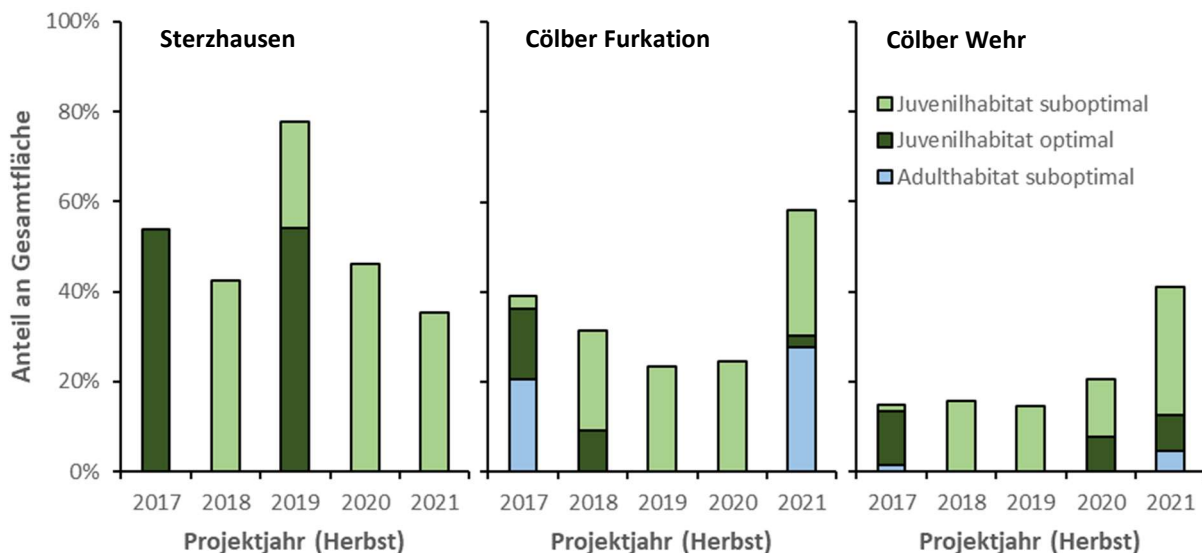


Abb. 9.30: Flächenanteile von als Äschenhabitats klassifizierten Mesohabitats in den unteren drei Intensivstrecken im Herbst der fünf Untersuchungsjahre.

Bei der Probestrecke Sterzhausen (Abb. 9.30 links) ließ sich ein Maximum in der Habitatverfügbarkeit für juvenile Äschen im Jahr 2019 feststellen. An dieser Probestrecke wurden erste strukturverbessernde Maßnahmen bereits Ende 2018 durchgeführt. In den

beiden Folgejahren nahm die Habitatverfügbarkeit für juvenile Äschen jedoch wieder ab und erreichte 2021 ein Minimum. Dies lag an im Vergleich zu 2019 abnehmenden Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen in diesem Abschnitt, was durchaus als eine Folge der strukturverbessernden Maßnahmen interpretiert werden kann. Die Lahn konnte an dieser Stelle besonders stark redynamisiert werden und hat ihr Bett verbreitert, zudem konnte die Sohle erfolgreich angehoben werden. Damit gehen geringere Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen einher. Es ist davon auszugehen, dass sich bei fortschreitender Dynamik im Bereich Sterzhausen auch wieder ausgeprägtere Rinnen und Kolke ausformen und die Habitatverfügbarkeit für juvenile Äschen auch auf der Mesohabitatebene wieder ansteigt.

Bei der Probestrecke in der alten Renaturierung der Cölber Furkation (Abb. 9.30 Mitte) wirkte sich die Dynamik der Lahn in eine andere Tendenz aus als in Sterzhausen. Hier hat sich über die Jahre die Verbreiterung und Furkation der Lahn bei niedrigen Abflüssen wieder zurückgebildet und die Lahn hat sich in einem Einbettgerinne tief eingegraben. Daher kommen an dieser Probestrecke, zumindest bei nicht zu geringen Abflüssen, auch Habitate für adulte Äschen vor.

Eine ähnliche Tendenz ist in der Probestrecke Cölber Wehr (Abb. 9.30 rechts) zu beobachten, in der im untersten Teil der Probestrecke ein stark durchflossener Kolk dort entstanden ist, wo sich eine zwischenzeitliche Furkation zurückgebildet hat. Bei allen drei Abschnitten im untersten Teil des Untersuchungsgebiets (insbesondere in Sterzhausen und in der Cölber Furkation) gilt, dass sich durch die Redynamisierung der Lahn innerhalb kurzer Zeit starke Veränderungen im Habitatangebot ergeben können, sobald ein größeres Hochwasser auftritt. Das kam im Laufe der fünf Projektjahre jedoch nicht vor.

Auf der Mikrohabitatebene, die bei dieser Form der Auswertung nicht abgebildet wird, sollte sich in den meisten renaturierten Strecken bereits zum jetzigen Zeitpunkt eine höhere Habitatverfügbarkeit für juvenile Äschen eingestellt haben. Durch in-stream Maßnahmen, wie den Einbau von Strömungslenkern, Störsteinen und Baumstämmen, wurde die Strömungs- und Tiefenvarianz innerhalb der Abschnitte erhöht, so dass ein Mosaik an Habitatverhältnissen auf relativ kleinem Raum entstand. Die Habitateigenschaften innerhalb dieses Habitatmosaiks verändern sich zwar abflussabhängig ebenfalls stark, die Wahrscheinlichkeit, bei verschiedenen Abflüssen kleinräumig dennoch geeignete Habitatverhältnisse vorzufinden, sollte für juvenile Äschen jedoch deutlich erhöht worden sein.

9.9 Besatzerfolg mit Äschen in der Oberen Lahn

Insgesamt erwiesen sich die Besatzmaßnahmen mit Äschen in der Oberen Lahn als sehr wenig erfolgreich (s. Kap. 9.7.3). Bis auf in den Sommerbefischungen 2020, als der Besatz kurz vor der Sommerbefischung durchgeführt worden war, konnten immer nur vereinzelt Tiere wiedergefangen werden, die auf Besatzmaßnahmen zurückgingen. Trotz eines sehr intensiven Besatzes im Bereich Biedenkopf über mehrere Jahre konnte sich dort kein Äschenbestand ausbilden. Dieser Befund stellt die Sinnhaftigkeit der bisherigen Besatzpraxis infrage. Geht man von den weiterhin sehr geringen Äschenbeständen aus, so erscheint ein Besatz der Oberen Lahn mit Äschen dennoch weiterhin mittelfristig sinnvoll und notwendig.

HANFLAND et al. (2003) beobachteten in einer bayernweiten Studie zum Äschenbesatz, dass sich der Besatzerfolg deutlich durch Renaturierungsmaßnahmen für Jungstadien der Äsche steigern ließ. Dies ist an den meisten Probestrecken bei der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen Ende 2020 erfolgreich geschehen (Kap. 9.6.4). Im Rahmen des Projekts konnten jedoch keine Daten zum Besatzerfolg mit Äschen nach Abschluss der strukturverbessernden Maßnahmen am Ende des Jahre 2020 gewonnen werden, da der Besatz im Jahr 2021 nach dem Abschluss der Befischungen stattfand und die Besatztiere des Jahres 2020 bereits als Individuen der 1+-Kohorte eingesetzt wurden. Diese Tiere bevorzugten andere Habitate als den Bereich der Laichplätze (s. Kap. 9.8), und wären bei den Befischungen der renaturierten Probestrecken im Jahr 2021 als Tiere der 2+-Kohorte auch nicht in großer Zahl zu erwarten gewesen.

Weiterhin wird von HANFLAND et al. (2003) betont, dass zum Besatz unbedingt strömungsadaptierte Äschen genutzt werden sollten und keine Tiere aus Teichhaltung, da nicht adaptierte Tiere desorientiert abgedriftet werden und nur zu geringen Besatzerfolgen führen. Die bisher verwendeten Besatztiere stammten aus Teichhaltung, und ihre geringe Totallänge (s. Kap. 9.7.2) deutete zudem auf eine stark verminderte Fitness hin. Die Besatzquelle wurde zwar auf Grundlage genetischer Untersuchungen bewusst ausgewählt (auch HANFLAND et al. 2003 unterstreichen, dass nach Möglichkeit Besatzmaterial aus den Ursprungsgewässern zu verwenden ist), es erscheint für eine erfolgreichere Besatzstrategie dennoch dringend notwendig, die Besatzquelle zu wechseln.

Die beste Lösung wäre unserer Überzeugung nach, den Empfehlungen von KÖBSCH et al. (2019a) zu folgen und die Cocooning-Methode anzuwenden (s. Kap. 9.4.2). Dazu sollten zunächst Äschen aus dem Lahnsystem außerhalb des Untersuchungsgebiets (in diesem sind die Bestände derzeit noch zu gering) abgestreift und künstlich befruchtet werden. Das Besatzmaterial wäre damit genetisch besser an die Obere Lahn angepasst, als die bisher besetzten Tiere aus dem Wesersystem. Diese Eier sollten an ausgewählten Besatzorten im Kiesbett vergraben werden. Dadurch könnten sich die Nachkommen optimal an die Umweltbedingungen des Gewässers, inkl. der Strömung, adaptieren.

Als Kriterien für die Auswahl der Besatzstellen sollten die Eignung des Kiesbetts am Ersatzlaichplatz, die Ausdehnung und Qualität unterhalb davon gelegener Brütlingshabitate und die Verortung innerhalb einer mindestens 2 km langen Fließstrecke mit allen notwendigen Teilhabitaten der Äsche (vergl. BECKER & ORTLEPP 2021) herangezogen werden. Die Besatzintensität sollte am Angebot an geeignetem Äschenlebensraum in der Fließstrecke und an der lokalen Bestandssituation der Äsche orientiert werden. Daher sollten regelmäßig Kontrollbefischungen durchgeführt werden, im Rahmen derer auch der Besatzerfolg kontrolliert werden könnte.

Im Falle dessen, dass sich allerdings nur eine geringe Anzahl an Eiern wie beschrieben gewinnen lässt, dann sollte dieses Material in einer Fischzucht herangezogen werden, um möglichst viele Tiere für den Besatz in die Obere Lahn zu gewinnen (s. Kap. 9.4.2). Der Besatz sollte dann im zeitigen Sommer (Juni) mit Jungfischen einer Totallänge ab 5 cm stattfinden.

Dies hätte den Vorteil, dass sich die eingesetzten Äschen deutlich länger als bisher und damit besser an die Verhältnisse in der Oberen Lahn adaptieren, bevor die winterlichen Hochwässer einsetzen.

Es davon auszugehen, dass mit einer Anpassung der Besatzstrategie ein wesentlich höherer Besatzerfolg erzielt werden kann, ähnlich wie es bei der Anpassung der Besatzstrategie mit der Nase gelang (s. Kap. 8.2.3).

9.10 Fazit und Ausblick zur Bestandssituation und -stützung der Äsche

Die Bestandssituation der Äsche in der Oberen Lahn ist auch nach Abschluss des hier dargestellten Projekts weiterhin als dramatisch und sehr vulnerabel einzuschätzen. Der Abwärtstrend der dem Projekt vorangegangenen Jahre setzte sich bis 2018/2019 fort, seitdem ist eine leichte Bestandserholung auf niedrigem Niveau festzustellen. Zahlreiche Belastungsfaktoren, darunter für die kaltstenotherme Äsche zu hohe Wassertemperaturen, Einschränkungen der linearen Durchgängigkeit und Lebensraumverlust durch Wasserkraftnutzung, Habitatmangel durch Gewässerverbau und fehlende Dynamik, Eutrophierungsfolgen, durch den Klimawandel verminderte Abflüsse und stellenweise Jagddruck durch den Kormoran (s. Kap. 10), wirken einzeln und besonders in Kombination stark negativ auf alle Entwicklungsstadien der Äsche. Durch eine mittelfristig zu erwartende weitere Verschlechterung der meteorologischen Rahmenbedingungen aufgrund des Klimawandels ist zudem für die gesamte Obere Lahn mit einer Erhöhung der thermischen Belastungen zu rechnen, wenn keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

9.10.1 Lokales Aussterben und Verbleib in isolierte Teilpopulationen

Es konnte herausgearbeitet werden, dass die ursprünglich verbundene Äschenpopulation im Untersuchungsgebiet inzwischen als vier weitgehend oder ganz voneinander getrennte Teilpopulationen aufzufassen ist. Zwei dieser Teilpopulationen, eine bei Wallau und eine bei Buchenau, sind vollständig von den anderen Teilpopulationen isoliert und weisen zudem eine geringe Bestandsgröße auf. Diese beiden Teilpopulationen müssen als hochgradig gefährdet betrachtet werden, insbesondere die räumlich stark beschränkte Population bei Buchenau. In beiden Teilpopulationen ist jeweils nur ein Laichplatz bekannt. Durch einzelne Einleiteereignisse (s. Kap. 5.5) oder kurzfristige Anstiege der Konzentrationen toxischer Stoffe (s. Kap. 9.3.8 und 9.6.2) können an einzelnen Laichplätzen ganze Jahrgänge ausfallen. Für die Teilpopulationen in Wallau und Buchenau ist zu befürchten, dass sie unter den bestehenden Umständen aufgrund der geringen Bestandsgröße keine ausreichende Resilienz aufweisen, um solche Einzelereignisse zu kompensieren.

Die zwei anderen Teilpopulationen (zwischen dem Calderner Wehr und der Stauhaltung des Cölber Eibenhardtwehrs und unterhalb des Eibenhardtwehrs) weisen zwar ebenfalls deutlich zu niedrige Bestände auf, sie sind aber wegen der Weitläufigkeit und der damit verbundenen Erreichbarkeit verschiedener Lebensräume nicht unmittelbar bedroht. Zudem sind jeweils mehrere Laichplätze innerhalb der zusammenhängenden Abschnitte bekannt, so dass eine Streuung der Risiken für die Teilpopulationen besteht.

In den Abschnitten oberhalb der Teilpopulation bei Wallau und zwischen den benannten Teilpopulationen ist die Äsche inzwischen bereits ganz oder funktionell ausgestorben (vereinzelt werden zwar Tiere eingedrftet, aber es besteht kein reproduzierender Bestand), obwohl sich die Äsche an nahezu allen untersuchten Stellen noch 2016 reproduziert hatte. Eine entscheidende Rolle beim Aussterben der Äsche in diesen Abschnitten spielte mit hoher Wahrscheinlichkeit die lange, extreme Hitze- und Trockenphase in den Jahren 2018 bis 2019. Allerdings waren die Äschen in diesen Abschnitten auch vor 2017 in stärkerem Maße Belastungen ausgesetzt als in jenen Abschnitten, in denen bisher Teilpopulationen überlebt haben.

9.10.2 Erfolg der bisher durchgeführten Maßnahmen

Durch die im Rahmen dieses Projekts durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen konnte nachweislich das Habitatangebot für Äschenbrut und juvenile Äschen ausgeweitet werden. Der Äschenbestand zeigte infolgedessen und in Kombination mit einem entspannteren meteorologischen Umfeld deutliche Erholungstendenzen. Auch die gesamte restliche Fischgemeinschaft konnte von den Renaturierungen profitieren (s. Kap. 7).

Allerdings konnte damit nur einer der zahlreichen Belastungsfaktoren für die Äsche in der Oberen Lahn durch Maßnahmen abgemildert werden. Andere Maßnahmen, wie die bisherige Äschenbesatzstrategie oder die Erhöhung der Vergrämungsempfehlung für Kormorane im Untersuchungsgebiet (s. Kap. 10), konnten sich bislang kaum bestandsstützend auswirken.

Wenn erreicht werden soll, dass die Äsche in der Oberen Lahn stabile und resiliente Bestände aufbaut, dann kann dieses Ziel nur durch gezielte weitere Maßnahmen erreicht werden, mit welchen die herausgearbeiteten Belastungen abgemildert werden können. Dazu sollten Managementkonzepte erarbeitet werden, welche für die einzelnen Teilpopulationen konkrete Maßnahmen vorgeben. Die beiden Teilpopulationen oberhalb des Calderner Wehrs sollten diesbezüglich unbedingt priorisiert werden, da sie als stark gefährdet betrachtet werden müssen.

9.10.3 Schwerpunktabchnitte als Managementeinheiten für die Äsche

Auch für einen nachhaltigen Bestandsaufbau der Äsche und damit verbundene Managementmaßnahmen ist es unserer Auffassung nach erforderlich, analog zum für die Nase beschriebenen Ansatz (Kap. 8.4.2) die Perspektive in der Obere Lahn stärker auf große, zusammenhängende Einheiten über die Grenzen des im Projekt abgegrenzten Untersuchungsgebiets zu legen. Die Zuflüsse, die der Äschen- und Barbenregion zuzurechnen sind (untere Ohm, Rotes Wasser, untere Wetschaft, untere Perf) sowie die Mittlere Lahn bis zur Stauhaltung des Wehrdaer Wehrs sind funktionell mit den untersuchten Abschnitten verbunden und sollten daher auch für die Äsche in die Managementkonzepte einbezogen werden. Zur Priorisierung sollten alle Maßnahmen, die auf die Bestandsstützung der Äsche in der Oberen Lahn abzielen, ausschließlich innerhalb dieser SPA stattfinden oder die Ausdehnung der SPA ermöglichen.

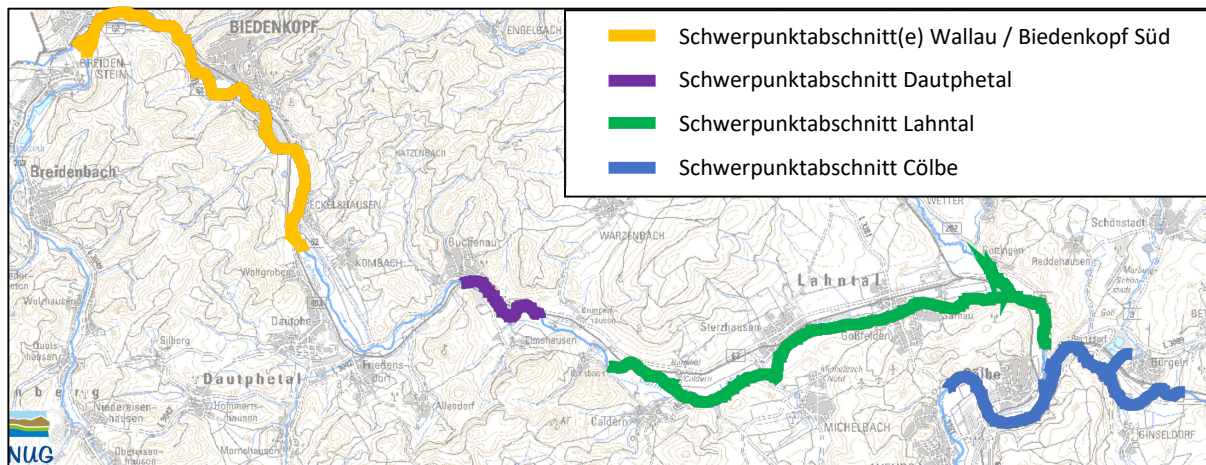


Abb. 9.31: Funktionelle Schwerpunktabschnitte beim Bestandsmanagement der Äsche in der Oberen Lahn. Erläuterungen s. Fließtext.

Da für die Äsche, eine Mindestlänge von 2 km Flussabschnitt als Planungsgrundlage für artspezifische Renaturierungsprojekte angegeben wird (BECKER & ORTLEPP, 2021), wurden Abschnitte der Oberen Lahn abgegrenzt, in denen dieses Mindestkriterium hinsichtlich der linearen Durchgängigkeit bereits gegeben oder kurzfristig mit geringem Aufwand erreichbar wäre (Abb. 9.31). Demnach lässt sich das Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn hinsichtlich der Bestandsstützung der Äsche funktionell in vier (oder fünf, s.u.) Schwerpunktabschnitte (SPA) einteilen, in welchen für die nachhaltige Entwicklung eines Äschenbestands alle notwendigen Teillebensräume in ausreichender Qualität und Quantität vorhanden sein müssen. Diese Abschnitte decken sich weitestgehend mit den Ausdehnungen der vier beschriebenen, noch im Untersuchungsgebiet verbliebenen Teilpopulationen der Äsche.

Dabei entsprechen SPA Lahntal und SPA Cölbe exakt den für die Nase benannten Managementabschnitten (s. Kap 8.4.3 und 8.4.4), die SPA Wallau und SPA Biedenkopf-Süd entsprechen zusammengenommen dem für die Nase vorgeschlagenen SPA Biedenkopf. Dieser ist derzeit noch durch ein flussaufwärts unpassierbares Wanderhindernis geteilt (s. Kap. 8.4.5), für die Äsche würde jedoch (im Gegensatz zur Nase) jeder der beiden Teile einzeln die Mindestanforderung bezüglich der Fließstreckenlänge (≥ 2 km) erfüllen. Daher können beide Abschnitte für das Management der Äsche auch einzeln betrachtet werden, wenngleich die (mit geringem Aufwand umzusetzende) Herstellung der Passierbarkeit an dieser Stelle ökologisch wesentlich sinnvoller wäre. In diesem Fall würde auch für die Äsche der mit dem für die Nase deckungsgleiche SPA Biedenkopf entstehen.

Der einzige SPA, der von der Abgrenzung abweicht, welche für die Nase vorgenommen wurde, ist der SPA Dautphetal. Er erstreckt sich vom Bereich direkt unterhalb des Buchenauer Wehres bei Lahnkilometer 203,95 bis zur Stauhaltung des Wehres Damhammer nahe Lahnkilometer 201,55. Als Fließstrecke hinzu kommen 300 m Mühlgraben in der Ortslage Buchenau, so dass sich die gesamte Fließstrecke über ca. 2,7 km erstreckt. Innerhalb dieses SPA befinden sich keine weiteren für die Äsche bedeutenden Wanderhindernisse oder Zuflüsse.

Für alle SPA gilt, dass Äschen, die den SPA einmal flussabwärts verlassen, nicht in ihn zurückkehren können. Sie sind dann also für die lokalen Teilpopulation verloren. Die Äschen

werden nur dann innerhalb des SPAs verbleiben, wenn sie alle notwendigen Teillebensräume und Strukturen in ausreichender Menge und Qualität sowie in einem funktionalen Wirkungszusammenhang (z.B. Habitate von 0+ Äschen unterhalb von Laichplätzen, Habitate von 1+ Äschen nahe den Habitaten für 0+-Nasen) vorfinden. Dies muss auch bei extremen Wasserständen und Durchflüssen gewährleistet sein.

Um dies sicherzustellen, sollte für jeden SPA eine Defizitanalyse bezüglich der fischökologisch funktionsfähigen Strukturen für die Zielart Äsche durchgeführt werden, angelehnt an BECKER & ORTLEPP, 2021 (s. Kap. 8.4.2). Aus Effizienzgründen sollten die Defizitanalysen für Äsche und Nase in allen SPA (mit Ausnahme des SPA Dautphetal) in einem Arbeitsschritt erfolgen. Es wäre zudem zweckmäßig, gleichzeitig auch die Barbe einzubeziehen, welche wie die Nase mindestens 5 km zusammenhängende Fließstrecken benötigt und in der Oberen Lahn unter einem massiven Bestandseinbruch leidet.

9.10.4 Erstellung von Managementkonzepten für die SPA

Auf der Grundlage der jeweiligen Defizitanalysen (s.o.) sollten konkrete Managementkonzepte für die einzelnen SPA erarbeitet werden. Denkbar und für das Management der Äschenbestände ausreichend wäre dabei eine reine Fokussierung auf die Habitatbedürfnisse und Belastungen der jeweiligen Äschenteilpopulation, aber selbstverständlich wäre es effizienter, andere potentielle Zielarten (v.a. Barbe und Nase) simultan zu berücksichtigen.

Die stärkste Gefährdung liegt derzeit für die Äschenteilpopulation im SPA Dautphetal und im SPA Wallau vor, daher sollte den Managementkonzepten für diese SPA (und SPA Biedenkopf Süd) zunächst höchste Priorität eingeräumt werden. Die Managementkonzepte sollten generell praktisch orientiert sein und die erforderlichen Maßnahmen klar priorisieren.

Dabei sollten auf Grundlage dieses Berichts und der Defizitanalysen die stärksten Belastungsfaktoren im jeweiligen SPA herausgearbeitet werden, um eine Grundlage zur Priorisierung zu schaffen. Hohe Priorisierung haben in jedem Fall Maßnahmen, welche die Ausdehnung der SPA oder Verbindung zweier SPA ermöglichen, wie das Wanderhindernis zwischen den SPA Dautphetal und dem SPA Biedenkopf-Süd (s. Kap. 8.4.5). Gegebenenfalls werden zusätzliche Datenaufnahmen erforderlich sein, z.B. zu Wassertemperaturen verschiedener Abschnitte und der Zuflüsse.

Auf Grundlage der Priorität der Belastungsfaktoren sollten dann konkrete Maßnahmenvorschläge für den SPA erarbeitet werden. Diese sollten hinsichtlich des Zeithorizonts ihrer Umsetzbarkeit und ihrer erwarteten Wirksamkeit kategorisiert werden. Kurzfristig umsetzbar wären z.B. strukturverbessernde Maßnahmen, die in-stream und ohne zusätzlichen Flächenbedarf im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchführbar wären. Aus den drei Kriterien Priorität, Umsetzbarkeit und Wirksamkeit sollte ein erster Entwurf mit einem „Fahrplan“ erstellt werden, der als Grundlage für Beratungen und Abstimmungen mit den Behörden dient. Neben Empfehlungen zu den erforderlichen Maßnahmen sollten im Managementkonzept zudem konkrete Vorgaben zum lokalen Besatzmanagement,

Pflegeplänen zu bereits umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen und ggf. Empfehlungen zum Monitoring der Äschenteilpopulation oder zum ökologischen Zustand der Qualitätskomponente „Fisch“ nach WRRL enthalten sein.

In einem zweiten Schritt sollte das mit den Behörden abgestimmte Managementkonzept für den SPA in eine Endfassung überführt werden und zeitnah mit der Umsetzung der Maßnahmen begonnen werden.

9.10.5 Notwendigkeit einer Optimierung der Äschenbesatzstrategie

Die verbliebenen Teilpopulationen der Äsche sollten kurzfristig weiterhin durch Besatz gestützt werden. Da die bisherige Besatzstrategie zu unbefriedigenden Ergebnissen geführt hat, sollte sie wie in Kap. 9.9. beschrieben angepasst werden.

10 Potentieller Einfluss des Kormorans auf die Fischfauna der Oberen Lahn

10.1 Fischprädation in der Oberen Lahn und die Rückkehr des Kormorans

Bei den Maßnahmen zur Bestandsstützung der Äsche und der Wiederansiedlung der Nase müssen auch direkte Entnahmen von Individuen der Zielarten berücksichtigt werden. Dazu gehören die Prädation durch Räuber innerhalb der Fischgemeinschaft, Räuber mit vorwiegend terrestrischer Lebensweise und der Mensch (durch Angelsport). Nasen werden jedoch in der Oberen Lahn nicht beangelt, und auch für Äschen galt während der Projektlaufzeit ein ganzjähriges Entnahmeverbot.

Während Jungstadien von Äsche und Nase zwar von zahlreichen Fischarten gefressen werden können (insbesondere bei geringer Qualität der Larvalhabitate) haben Tiere, die den ersten Winter überlebt haben, nahezu keine potentiellen Fressfeinde innerhalb der Fischgemeinschaft der Oberen Lahn. Bei den Befischungen wurden nur sehr vereinzelt (eine Probestrecke) Hechte gefangen, welche in aller Regel ruhigere Flussabschnitte nutzen als die ausgeprägt rheophilen Äschen und Nasen. Andere rein piscivore Fischarten (Wels, Huchen, Rapfen, Zander) sind in der Lahn nicht heimisch und wurden in der Oberen Lahn auch nicht nachgewiesen.

Auch der Prädationsdruck von Seiten der Säugetiere auf Individuen der Zielarten (Kohorten 1+ oder größer) ist gering bzw. fehlt vollständig, da alle Säugetiere aus der natürlichen Wildtiergemeinschaft, die häufig (Fischotter) bis gelegentlich (Nerz, Braunbär) größere Fische fressen würden, im Bereich der Oberen Lahn vom Menschen ausgerottet wurden. Fischfressende Reptilien (z.B. Sumpfschildkröte, Würfelnatter) kommen an der Oberen Lahn nicht (mehr) vor bzw. spielen als Prädatoren vermutlich keine Rolle (Ringelnatter). Auch die in Fließgewässern jagenden, fischfressenden Vögel der Oberen Lahn bevorzugen in der Mehrzahl kleinere Fische (Eisvogel, Gänsesäger, Graureiher), die meisten Jäger größerer Fische erreichen an der Oberen Lahn nur noch sehr geringe Bestandsdichten (Schwarzstorch, Fischadler) oder wurden zwischenzeitlich durch den Menschen ausgerottet. Bis in die 1980er Jahre unterlagen Fische mit TL > 15 cm in der Oberen Lahn also einem unnatürlich geringen Prädationsdruck, abgesehen vom Angelsport bestand nahezu keine Prädation durch natürliche Feinde. Es ist davon auszugehen, dass dies einen erheblichen stabilisierenden Einfluss auf die Fischpopulationen ausübte, da die größeren Tiere als Laichfische über mehrere Jahre zur Populationsstützung beitragen konnten und somit andere negative Einflüsse auf die Populationen kompensiert werden konnten.

In Hessen wurden ab 1986 schließlich erstmals wieder wenige Brutvögel des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) registriert. Bis Anfang der 2000er Jahre stieg die Anzahl der Brutvögel auf fast 600 Brutpaare an und sank danach ab. Seit dem Jahr 2010 pendeln die Kormoranbestände in Hessen um einen Wert bei ca. 350 Brutpaaren (HGON 2016, KREUZINGER 2016) und scheinen ein vorläufiges Plateau der Population erreicht zu haben.

Diese Vogelart gilt als ein Prädatör von vornehmlich mittelgroßen Fischen, der seine Beute tauchend über eine weite Strecke verfolgen kann, sie schließlich ergreift, danach an die

Wasseroberfläche zurückkehrt und sie dort frisst. Besonders das langanhaltende Tauchen und das koordinierte Jagen der Vögel in Gruppen, wobei eine Gruppe die Fischschwärme aufscheucht und der Anderen entgegentreibt, machen den Kormoran zu einem effektiven Fischjäger.

Als problematisch für die Fischpopulationen wurde der Kormoran erst wahrgenommen, als sich seine Bestände nach jahrzehnter langer Verfolgung durch Schutzmaßnahmen stark erholt hatten und sich die Art von den Küsten zunehmend in das Binnenland ausbreiteten. Davor waren die Populationen des Kormorans bis in die 50er Jahre des letzten Jahrhunderts vor allem auf die Küstenregion in Mitteleuropa beschränkt gewesen (GÖRNER 2019), obwohl archäologische Befunde zeigen, dass der Kormoran vor der massiven Verfolgung durch den Menschen in einigen Gebieten im Binnenland vorkam (KINZELBACH 2010) und auch zeitweise durch den Menschen als Mittel zum Fischfang eingesetzt wurde (BEIKE 2012). Mittlerweile hat sich der Kormoran über ganz in Deutschland und Mitteleuropa ausgebreitet. In Deutschland leben zurzeit ca. 26.000 Brutpaare (GERLACH et al. 2019), wobei der langfristige Trend ansteigend und der kurzfristige Trend (letzten 12 Jahre) gleichbleibend ist.

Mit dem Wiederanstieg der Populationsgrößen und der Ausbreitung des Kormorans bis zu den Flüssen und Seen im Binnenland ab Anfang der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts entstanden Konflikte zwischen dem Vogelschutz und dem Fischschutz. Im Zeitraum zwischen Ausrottung des Kormorans und Wiederbesiedlung des Binnenlands hatten die Fischpopulationen in Flüssen und Seen stark abgenommen und wiesen nur noch einen Bruchteil ihrer ursprünglichen Größe auf. Die Industrialisierung und der damit verbundene Gewässerausbau, Laufbegradigungen, die Errichtung von Stauwehren, Wasserkraftnutzung sowie die Gewässerverschmutzung und weitere anthropogene Schäden beeinflussten die Fischbestände ausgeprägt negativ.

Der jährliche winterliche Einflug von Kormoranen zwischen Oktober und April in die Flüsse und Seen trifft seitdem auf eine ohnehin schon verhältnismäßig und gemessen am ursprünglichen, natürlichen Potential, kleine Fischpopulation. Durch die Prädation in den Herbst- und Wintermonaten sind vor allem viele Laichfische von verschiedenen Fischarten wie bspw. Forelle, Äsche, Nase und Hasel potentiell stark betroffen. Diese Arten laichen in jenem Zeitraum völlig ungeschützt im Freiwasser und sind somit für den Kormoran eine verhältnismäßig leichte Beute.

Auch wenn ein Großteil der Kormorane nach März die Flüsse und Seen wieder verlässt und an die Küsten zieht, so bleibt mittlerweile ein Teil der Population ganzjährig an den Binnengewässern und brütet dort erfolgreich. Damit werden einige Fischpopulationen vermutlich dauerhaft sehr stark durch den Kormoran reduziert. In Kombination mit anderen belastenden Faktoren (s.o.) ist deshalb ein Ausserben von einzelnen, besonders großwüchsigen, Fischarten in einigen Flüssen oder Flussabschnitten möglich, insbesondere wenn die lineare Durchgängigkeit und damit das Wiederbesiedlungspotential eingeschränkt ist.

Eine aktuelle Meta-Analyse weist jedoch nach, dass die globale Höhe des negativen Effekts von Kormoranen auf die Fischpopulationen nicht genau abgeschätzt werden kann. Zudem besteht global kein negativer Einfluss verschiedener Kormoranarten auf die Bestände mariner und limnischer Fischarten (OVEGARD et al. 2021). Allerdings konnten besonders vulnerable Fischarten identifiziert werden, auf welche Kormorane in den meisten Fällen einen negativen Effekt haben. Zu diesen Taxa gehören Flussbarsch, Zander und Karpfenfische wie die Zielart Nase.

Die besondere Vulnerabilität der Karpfenfische (Cypriniden) zeigt sich in den eigenen Befischungsergebnissen im Westerwald an der Nister, wo insbesondere der Bestand der eigentlich bestandsbildenden Arten Nase, Döbel, Hasel und Barbe weitgehend fehlt (FRICKE et al. 2022). Auch in anderen der Oberen Lahn vergleichbaren Gewässern (Lenne, Diemel, Sülz, Ahr, Eder) in der Mittelgebirgsregion in Deutschland wurde ein deutlicher Rückgang der Äsche durch den Kormoran beobachtet (VÖLKER et al. 2010, LANUV 2017, SCHWEVERS & ADAM 1998, SCHWEVERS & ADAM 2003). Die negativen Wirkungen des Kormorans auf Fischpopulationen können damit auf lokaler Ebene erheblich sein und dabei besonders Äsche und Nase gefährden. Eine Ursache dafür ist, dass Äsche und Nase vergleichsweise früh im zeitigen Frühjahr die tieferen und möglicherweise geschützteren Winterquartiere verlassen, um flache deckungslose Kiesbänke und Rauschen zum Laichen aufzusuchen. Diese Laichschwärme können dort von den noch zahlreich im Binnenland überwinternden Kormoranen leicht entdeckt und durch Fraß stark dezimiert werden.

Vor diesem Hintergrund war es erforderlich herauszuarbeiten, inwieweit die Größe des Kormoranbestands an der Oberen Lahn die Maßnahmen für eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Nase und den Erhalt und Aufbau der Äschenbestände negativ beeinflussen könnte, und ob möglicherweise ein verstärktes Management des Kormoranbestands nötig ist.

Da kleinräumige Daten zum Kormoranbestand und Jagdrevier an der Oberen Lahn nicht vorlagen, wurden innerhalb dieses Projektes vom Regierungspräsidium Gießen Zählungen zum Jagdverhalten des Kormorans an der Oberen Lahn organisiert. Mithilfe dieser Daten und auf Grundlagen der eigenen Befischungsdaten sollte der Einfluss der Fraßaktivität durch den Kormoran auf die Fischartengemeinschaft der Oberen Lahn beurteilt und Maßnahmenempfehlungen bezüglich des Kormoranmanagements begründet werden.

10.2 Erfassung und Durchführung von Kormoransichtungen im Untersuchungsgebiet

10.2.1 Hintergrund

Um die Größenordnung des Prädationsdrucks durch den Kormoran auf den Fischbestand der Oberen Lahn einschätzen zu können, wurde vom Regierungspräsidium ein „Citizen Science Projekt“ initiiert, bei dem die Datenaufnahme durch interessierte Laien durchgeführt wurde. Dieses wurde im Zeitraum von 2019 bis 2021 durchgeführt.

Hierzu wurden, in Zusammenarbeit mit der BfS Marburg, standardisierte Erhebungsbögen entworfen und definierte Untersuchungstrecken ausgewählt. Auf diese Weise sollten die Qualität der Daten und die geeignete Datenstruktur für die spätere Auswertung sichergestellt werden. Die zur Begehung ausgewählten Strecken zur Kormoranbeobachtung sollten möglichst nahe an den Untersuchungstrecken liegen, für die im Rahmen des Projekts Informationen über den Fischbestand erhoben wurden (Details s. Anhang Kap. 14).

Die vom Regierungspräsidium ausgewählten freiwilligen Helferinnen und Helfer haben jährlich jeweils von Januar bis April zweimal wöchentlich die Beobachtungstrecken an der Lahn begangen und alle beobachteten Kormorane auf den Aufnahmebögen notiert. Damit es zu keinen Doppelzählungen kam, wurden die Beobachtungszeiten auf die Wochentage Dienstag und Freitag gelegt. Für die Möglichkeit einer differenzierteren Auswertung wurde auch das Verhalten der Kormorane in den Kategorien „ruhend“, „fliegend“ und „jagend“ erfasst.

Der Kormoraneinflug konnte innerhalb des Untersuchungsgebietes in sieben Teilabschnitten systematisch erfasst werden, die Längen von 1,8 bis 3,2 km umfassten. Dies allein war bereits ein weiterer Erfolg des Projektes, und zeigte das große Engagement und Interesse Einzelner an diesem Lila-Life Projekt in der lokalen Bevölkerung. Es stammten nicht alle Beobachterinnen und Beobachter aus dem Umfeld der Vogelfreunde oder Sportfischerei, sondern auch aus anderen Interessengruppen. Da die beteiligten Personen in den drei Jahren weitgehend konstant blieben, ist auch von einer gleichbleibenden Beurteilung der Beobachtungen in den jeweiligen Flussabschnitten auszugehen. Insgesamt konnten so ausreichend regelmäßige Datensätze erhoben werden, um die Wirkung des Kormorans auf den Fischbestand der Oberen Lahn auszuwerten.

10.2.2 Erfassungen im Rahmen des Projekts

Die Daten zu den Begehungen zur Kormoranerfassung zeigten zwischen 2019 und 2021 eine Gesamtzunahme der beobachteten Kormorane durchschnittlich über alle Abschnitte im Gebiet um 20 %. Dabei betrug der Anstieg von 2019 auf 2020 durchschnittlich 19 % und der Anstieg von 2020 auf 2021 durchschnittlich 8 % (Tab. 10.1).

In allen drei Untersuchungsjahren konnten im oberen Teil des Untersuchungsgebietes deutlich mehr Kormorane an der Lahn beobachtet werden als in dem unteren Teil. Besonders in den Strecken bei Wallau und Buchenau wurden von Anfang an viele Kormorane beobachtet (4,5 Individuen/ Beobachtungstag), während im unteren Teil, mit Ausnahme des Baggersees in Sterzhausen, an der Lahn im Jahr 2019 nur 0,4 – 2,3 Tiere je Beobachtungstag (BT) beobachtet wurden.

Im oberen Teil des Gebietes wurden in den beiden besonders vom Kormoran beeinflussten Abschnitten Wallau und Buchenau im letzten Untersuchungsjahr 2021 beinahe doppelt so viele Kormorane beobachtet wie im ersten Jahr (7,0 bzw. 7,7 Individuen/BT, ein Anstieg von +56 % bzw. +69 %). Dabei handelte es sich nicht nur um Tiere, die fliegend gesichtet wurden, sondern es wurde an beiden Abschnitten auch eine deutliche Zunahme von jagenden und vor

Ort ruhenden Kormoranen gezählt (s. Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.0.2).

Tab. 40.1: Gegenüberstellung der Kormoransichtungen 2019 bis 2021.

Kartier- abschnitt	Beobachtungstage (BT)			Kormorane / BT			Veränderung (%)					
	2019	2020	2021	2019	2020	2021	2019 → 2020		2020 → 2021		2019 → 2021	
Wallau	23	34	34	4,5	5,4	7,0	+21,5	↑	+28,1	↑	+55,7	↑
Biedenkopf	18	34	0	6,3	6,8	-	+7,7	↔	-	-	-	-
Eckelshausen	34	34	34	0,8	1,2	0,4	+48,1	↑	-67,5	↓	-51,9	↓
Buchenau	22	34	34	4,5	4,5	7,7	-1,6	↔	+71,7	↑	+68,9	↑
Sterzhausen	34	34	34	2,4	3,4	2,1	+46,3	↑	-38,5	↓	-10,0	↔
Sterzhausen (Baggersee)	27	34	34	13,4	14,3	12,9	+6,3	↔	-9,9	↔	-4,2	↔
Cölbe	34	34	34	0,4	0,6	0,8	+40,0	↑	+23,8	↑	+73,3	↑
Wehrda	34	34	34	2,3	0,8	1,9	-65,4	↓	+144,4	↑	-15,4	↓
Total	∑ 226	∑ 272	∑ 238	∅ 3,89	∅ 4,63	∅ 4,69	∅ +19,1	↑	∅ +8,3	↔	∅ +20,2	↑

Tab. 10.5: Kormoransichtungen 2019 bis 2021, aufgeschlüsselt nach Aktivität.

Kartier- abschnitt	∅ Kormorane / BT								
	2019			2020			2021		
	ruhend	fliegend	jagend	ruhend	fliegend	jagend	ruhend	fliegend	jagend
Wallau	0,00	4,39	0,09	1,91	1,97	1,56	2,18	2,85	1,94
Biedenkopf	1,39	1,67	3,28	1,29	2,76	2,76	-	-	-
Eckelshausen	0,38	0,35	0,06	0,47	0,53	0,18	0,03	0,32	0,03
Buchenau	0,00	3,23	1,32	0,32	3,35	0,79	2,41	3,68	1,59
Sterzhausen	0,03	1,82	0,50	0,50	2,41	0,53	0,18	1,50	0,44
Sterzhausen (Baggersee)	9,96	1,07	2,19	10,35	2,18	1,76	10,35	1,71	0,82
Cölbe	0,06	0,35	0,03	0,09	0,50	0,03	0,53	0,24	0,00
Wehrda	1,62	0,24	0,44	0,15	0,38	0,26	0,47	0,94	0,53

In Biedenkopf, ebenfalls im oberen Teil des Untersuchungsgebietes, war die beobachtete Anzahl an Kormoranen am höchsten. Sie lag dort bei 6,3 Individuen / BT im Jahr 2019 und blieb im Folgejahr mit 6,8 Individuen / BT in derselben Größenordnung. Leider wurden auf dieser Strecke im Jahr 2021 keine Daten erhoben, so dass kein direkter Vergleich zu allen anderen Untersuchungsabschnitten möglich ist. In beiden Jahren wurde allerdings ein hoher Anteil jagender Tiere verzeichnet. Deshalb kann in diesem Abschnitt auch von einem hohen Prädationsdruck auf die Fische ausgegangen werden.

Der einzige Rückgang im oberen Teil des Untersuchungsgebietes wurde in Eckelshausen festgestellt. Allerdings gab es dort insgesamt nur sehr wenige Kormoransichtungen. Von 0,8

Individuen / BT im ersten Jahr stieg die Anzahl der beobachteten Tiere im zweiten Jahr auf 1,2 Individuen / BT an (+48 %) und sank im letzten Jahr auf 0,4 Individuen / BT (-67,5 %). Auffällig war, dass die meisten Tiere fliegend beobachtet wurden. Sie waren vermutlich eher auf Durchflug ohne den Abschnitt Eckelshausen tatsächlich als Jagd- oder Ruhegebiet zu nutzen.

Im unteren Teil des Untersuchungsgebietes konnte eine Zunahme an Kormoransichtungen nur im Abschnitt Cölbe festgestellt werden. Allerdings war dort die Anzahl pro Beobachtungstag insgesamt mit 0,4 im Jahr 2019 sehr gering und stieg langsam bis 0,8 Individuen / BT im Jahr 2021 an (+ 73,3 %). Dabei wurden dort in den Jahren 2019 und 2020 die meisten Tiere fliegend beobachtet und im Jahr 2021 hauptsächlich ruhend. Es muss deshalb nicht unbedingt davon ausgegangen werden, dass sich der Prädationsdruck für Fische durch den Kormoran im gleichen Maße erhöht haben muss.

Dagegen sank die Dichte der beobachteten Tiere in dem unterhalb liegenden Abschnitt Wehrda von 2,3 Individuen / BT im Jahr 2019 auf 1,9 Individuen / BT im Jahr 2021 (-15,4 %). Die Dichte jagender Tieren in Abschnitt Wehrda war jedoch in jedem Jahr größer als im darüber liegenden Abschnitt Cölbe, so dass trotz sinkender Zahlen der Prädationsdruck auf die Fische im Abschnitt Wehrda höher sein dürfte als im Abschnitt Cölbe.

Im Abschnitt Sterzhausen blieben die Zahlen beobachteter Tiere in den Untersuchungsjahren in derselben Größenordnung. Sie lagen zwischen 2,4 und 3,4 Kormorane / BT. Nach einem Anstieg von 2,4 Individuen / BT auf 3,4 Tiere / BT im Jahr 2020 sank die Anzahl im Jahr 2021 auf 2,1 Individuen / BT. Die meisten Tiere wurden dort fliegend beobachtet (1,8 - 2,4 Individuen / BT), gefolgt vom Jagdverhalten (0,4 - 0,5 Individuen / BT), wohingegen ruhende Tiere nur selten registriert wurden (0,1 - 0,5 Individuen / BT).

Dies ist durch die unmittelbare Nachbarschaft der Baggerseen bei Sterzhausen zu erklären. Diese Seen beherbergen einen bekannten Schlafplatz und werden zusätzlich durch Kormoranzählungen der staatlichen Vogelschutzwarte in Hessen und des Verbands Hessischer Fischer e.V. erfasst (s.u.). Dort wurden vor allem ruhende und jagende Tiere beobachtet (10 Individuen / BT bzw. 0,8 - 2,1 Individuen / BT). Der Jagddruck der Kormorane auf die Fische in dem Lahnabschnitt Sterzhausen dürfte damit eng verbunden mit dem Verhalten der Kormorane in unmittelbarer Nähe an den Baggerseen sein. Denkbar ist, dass die Tiere, wie hier beobachtet, vor allem in den Seen jagen und weniger in dem Fluss. Es muss jedoch, wie an jedem anderen Kormoranschlafplatz an einem See, damit gerechnet werden, dass bei zugefrorenem See im Winter der Prädationsdruck der Kormorane auf die Fische in dem Flussabschnitt Sterzhausen sehr groß sein kann.

Standardisiert man die Kormoranbeobachtungen je Beobachtungstag entsprechend der Länge der Beobachtungstrecken (ohne den Baggersee Sterzhausen), so zeigt sich im Mittel ebenfalls ein Anstieg der Kormorandichte von 2019 bis 2021 (blaue Linie in Abb. 10.1, links). Allerdings war diese Dynamik durchschnittlich im oberen Teil des Untersuchungsgebiets (oberhalb Caldern, rote gestrichelte Linie) wesentlich deutlich anders ausgeprägt als im unteren Teil des Untersuchungsgebiets (Caldern bis Wehrda, grüne gestrichelte Linie).

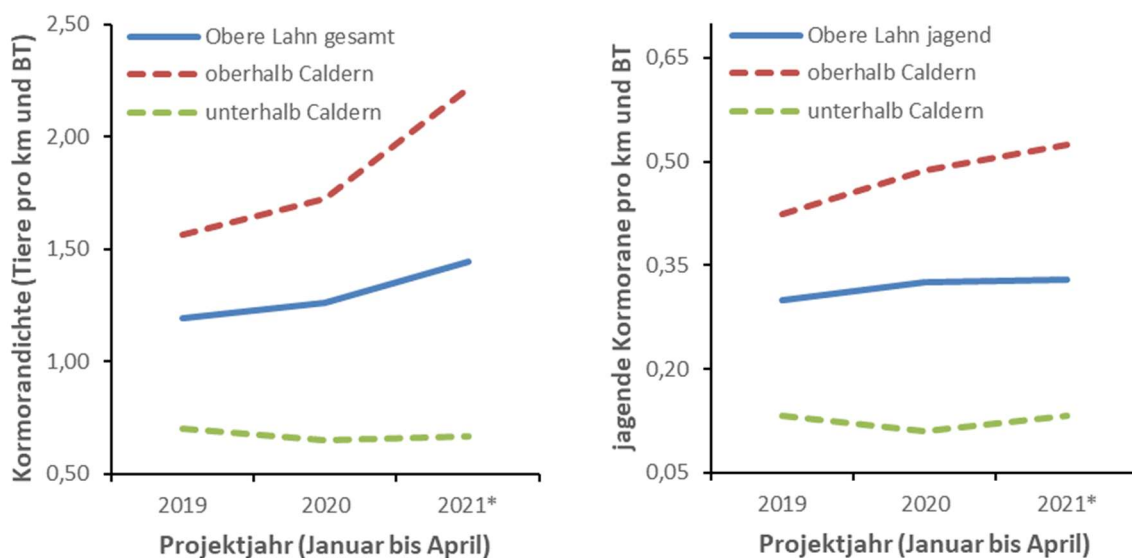


Abb. 10.1: Kormorane je Beobachtungstag pro Beobachtungskilometer, für das gesamte Untersuchungsgebiet bzw. für die Abschnitte oberhalb und unterhalb Caldern getrennt. Links: alle beobachteten Tiere. Rechts: nur jagende Kormorane.

Während die Kormorandichte oberhalb Caldern deutlich höher lag und stetig weiter zunahm, blieb sie unterhalb Caldern weitgehend konstant auf vergleichsweise niedrigem Niveau. Dabei ist zu beachten, dass für das Jahr 2021 keine Daten für den Abschnitt Biedenkopf, der in den Vorjahren überdurchschnittlich hohe Kormorandichten aufgewiesen hatte, eingingen.

Wie die Gesamtdichte der beobachteten Kormorane stieg auch Jagddruck, ausgedrückt durch die je Beobachtungstag und Beobachtungskilometer durchschnittlich registrierten jagenden Kormorane, im Verlauf des Beobachtungszeitraums (blaue Linie in Abb. 10.1, rechts). Auch der Jagddruck zeigte die gleichen, unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen im oberen und unteren Abschnitt des Untersuchungsgebiets wie die Gesamtdichte. Er war erwartungsgemäß im oberen Teil des Untersuchungsgebiets höher als im Abschnitt unterhalb von Caldern, und stieg von 2019 bis 2021 kontinuierlich an. Demgegenüber blieb der Jagddruck an den Beobachtungsstrecken unterhalb von Caldern von 2019 bis 2021 nahezu konstant.

10.3 Potentielle Auswirkung der Prädation auf den Fischbestand der Oberen Lahn

10.3.1 Entwicklung der Bestände potentieller Beutefische 2017 bis 2021

Um die Wirkungen eines Prädationsdrucks durch den Kormoran auf den Fischbestand in der Oberen Lahn zu untersuchen, wurden die eigenen Befischungsdaten aus den Sommerbefischungen 2019 bis 2021 herangezogen. Zu dieser Jahreszeit wurden alle 14 Untersuchungsabschnitte befischt. Im Mittelpunkt der Auswertungen standen dabei die „mittelgroßen“ Fische mit einer Totallänge von 15 bis 35 cm, da Fische innerhalb dieser Größenklassen als bevorzugte Beute des Kormorans gelten (REY 2019).

Demnach kam es im oberen Teil des Untersuchungsgebietes zwischen Caldern und der hessischen Landesgrenze oberhalb Wallau in den Jahren 2019 bis 2021 zu einem starken Rückgang von Fischen innerhalb des Beutespektrums des Kormorans (Abb. 10.2, links).

Zwischen dem Jahr 2018 und dem Jahr 2019 konnte sogar ein massiver Einbruch der Fangzahlen von Fischen mit Totallängen von 15 bis 35 cm festgestellt werden (von 694 Tiere auf 327 Tiere bzw. Rückgang um 53 %). Auf die befischte Fläche bezogen entsprach dies einem Rückgang der Dichte an „mittelgroßen“ Fischen von 244,4 Fischen pro Hektar auf 115,2 Fischen pro Hektar (Abb. 10.2, links). Ab dem Jahr 2019 bis zum Jahr 2021 erholte sich der Bestand langsam (von 327 Tiere auf 413 Tiere bzw. 145,5 Individuen/ha; Zunahme von 26 %). Der vorhergehende Einbruch wurde damit nicht kompensiert.

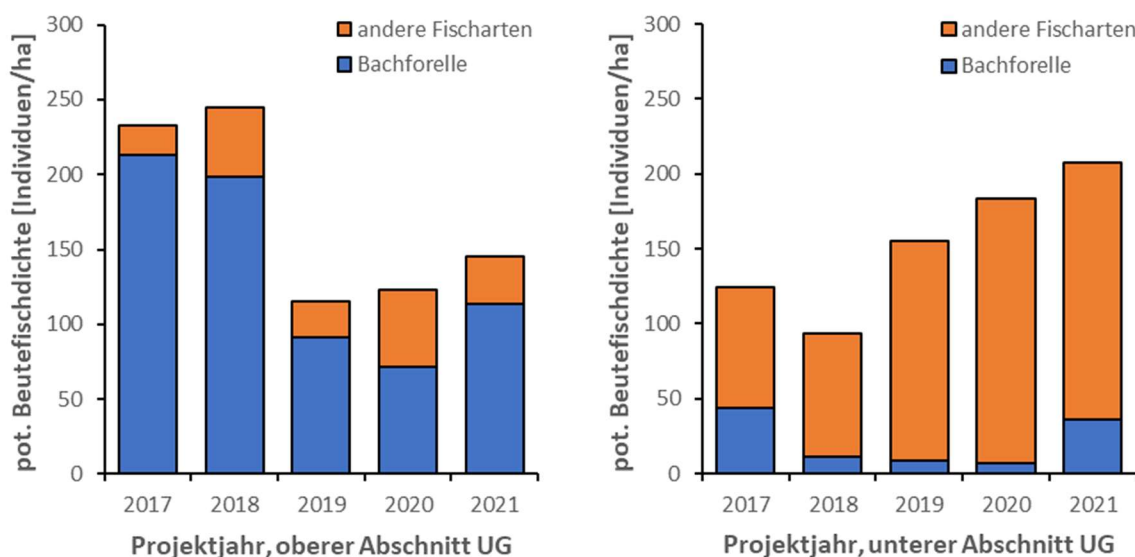


Abb. 10.2: Durchschnittliche Dichten von Fischen im bevorzugten Beutespektrum des Kormorans (Totallänge 15 bis 35 cm) im Untersuchungsgebiet im Projektverlauf, mit Hervorhebung der Bachforelle. Links: oberhalb Caldern. Rechts: unterhalb Caldern.

Insgesamt war auffällig, dass vor allem die Bachforelle den größten Anteil an Fischen mit Totallängen von 15 bis 35 cm stellte. Ihr Anteil an Fischen dieser Größenspanne lag in den Jahren von 2017 bis 2021 zwischen 58 bis 92 %. Da sich die Bachforelle im oberen Teilgebiet nur an wenigen Stellen vermehrt, bestand der Hauptteil an Bachforellen aus Besatztieren, die durch die jeweiligen Fischereivereine und Fischereirechtsinhaber eingesetzt wurden. Die Bestandsentwicklung von Fischen im Beuteschema des Kormorans war damit sehr stark vom Menschen beeinflusst.

Im Gegensatz zum oberen Teil des Untersuchungsgebiets spielten im unteren Abschnitt Bachforellen nur eine untergeordnete Rolle (Abb. 10.2, rechts), und die beobachteten Fischdichten waren nicht stark durch Bachforellenbesatz überprägt. Unterhalb von Caldern ereignete sich ebenfalls ein deutlicher Dichterückgang bei den „mittelgroßen“ Fischen, allerdings geschah dies bereits vom Jahr 2017 zum Jahr 2018 und war geringer ausgeprägt (-25%). Im Gegensatz zur Oberen Lahn oberhalb Caldern ist die Lahn in diesem Abschnitt weitgehend durchgängig, so dass ein Rückgang der Fischdichte auch auf eine Abwanderung von Fischen während der ausgeprägten Dürreperiode 2018 (s. Kap. 4) zurückgeführt werden könnte. Bereits im Jahr 2019 überstieg die Dichte potentieller Beutefische wieder die Dichte von 2017 und stieg in den Folgejahren weiter an.

Ab 2019 war die Dichte an potentiellen Beutefischen im unteren Teil des Untersuchungsgebiets höher als oberhalb Caldern, dennoch wurde der Abschnitt nicht vermehrt von Kormoranen aufgesucht. Dies könnte darauf hindeuten, dass die höhere Beutedichte nicht mit einem leichteren Zugang zu Beute für den Kormoran einherging. Von den vier Probestrecken, die unterhalb Caldern gelegen waren, wurden zwei (Cölber Wehr und Sterzhausen) bereits Ende 2018 im Rahmen strukturverbessernder Maßnahmen renaturiert. Eine weitere Probestrecke (Cölber Furkation) ist ebenfalls eine Renaturierungsstrecke und daher überdurchschnittlich strukturreich. Dieser Strukturreichtum könnte dem Kormoran einerseits die Jagd erschweren, andererseits könnten die mit Strukturen angereicherten Abschnitte auch eine besonderes hohe Attraktivität für die Fischfauna aufweisen und verstärkt besiedelt werden. Strukturärmere, durch Wanderhindernisse eingegrenzte Abschnitte, die zudem von nicht in natürlichen Gewässern aufgewachsenen Besatzfischen dominiert werden (im oberen Teil des Untersuchungsgebiets bis zur Durchführung strukturverbessernder Maßnahmen im Winter 2020/21 häufig), könnten trotz geringerer Beutedichte leichter durch den Kormoran auszubeuten sein.

Dennoch kann die Ursache für den Rückgang von „mittelgroßen“ Fischen im oberen Teil des Untersuchungsgebiets vom Jahr 2018 auf das Jahr 2019 nicht eindeutig geklärt werden. Eigene Daten zum Kormoran wurden erst ab dem Jahr 2019 erhoben, insofern bleibt unklar, ob bei diesem massiven Einbruch an größeren Fischen im Jahr 2019 überhaupt ein Zusammenhang mit dem Kormoran besteht. 2018 war ein meteorologisches Extremjahr mit sehr hohen Temperaturen und extrem geringen Niederschlägen (Kap. 4), was auch zu erheblichen stofflichen Belastungen in der Oberen Lahn führte (Kap. 5). Im oberen Teil des Untersuchungsgebietes ist die Lahn an vielen Stellen nicht linear durchgängig, so dass Fische ungünstigen Lebensumständen kaum durch Abwanderung ausweichen können. Dies gilt insbesondere bei geringen Abflüssen, bei denen auch eine stromabwärts gerichtete Abwanderung über die Wehrkronen unwahrscheinlich ist.

10.3.2 Einfluss der Kormorandichte auf die Bestandsveränderungen potentieller Beutefische

Um einen potentiellen direkten Einfluss der beobachteten Kormorandichten auf die lokalen Dichten der Beutefische zu prüfen, wurden die kürzeren Befischungsstrecken zunächst jenen Kormoranbeobachtungsstecken zugeordnet, die ihnen am nächsten lagen. Der Beobachtungsstrecke bei Wehrda konnte dabei keine Befischungsstrecke zugeordnet werden (Tab. 10.3). Dabei zeigte sich, dass die durchschnittlichen Kormorandichten nicht mit den durchschnittlichen Fischdichten korreliert waren ($r = -0,17$; $p = 0,34$; die Probestrecke Cölber Furkation blieb wegen der nicht unabhängigen Kormorandaten unberücksichtigt).

Um nun einen direkten Bezug zwischen der Entwicklung des Fischbestands und der Kormorandichte herzustellen, wurde die Differenz der Fischdichte zwischen zwei Sommern ins Verhältnis zu der Kormorandichte der dazwischenliegenden Beobachtungsphase von Januar bis April gesetzt. Diese Daten dienten als Berechnungsgrundlage von linearen Regressionen,

die für jedes Beobachtungsjahr sowohl für die Kormorangesamtdichte als auch für die beobachtete Prädationsdichte (jagende Kormorane pro BT und km) berechnet wurden.

Tab 10.3: Übersicht der Zuordnung der Befischungsprobestrecken zu Beobachtungsstrecken und Übersicht zu Kormoran- und Fischdichte. * für Biedenkopf wurden nur die Daten bis 2020 herangezogen. ** die Cölber Furkation liegt zwischen den Abschnitten Sterzhausen und Cölbe, die Kormorandichten wurden zwischen diesen Beobachtungsstrecken gemittelt.

Beobachtungsabschnitt Kormoran	Probestrecken Fische	Ø Kormorandichte 2019- 2021 (pro BT und km)	Ø Beutefischdichte 2018-2021 (pro ha)
Wallau	Amalienhütte Wehr Bohne Wallau	3,01	141,4
Biedenkopf*	BID-Sachsenhausen BID-Im Urbann	3,04	159,8
Eckelshausen	Eckelshausen Wilhelmshütte Carlshütte	0,35	125,8
Buchenau	Buchenau Kernbach	3,31	126,6
Sterzhausen	Sterzhausen	1,31	162,0
Sterzhausen / Cölbe**	Cölber Furkation	0,83	66,2
Cölbe	Cölber Wehr Cölbe Eiserner Steg	0,34	162,3
Wehrda	- keine -	0,73	-

Bei diesen Analysen konnte kein direkter Einfluss des Kormorans auf die Veränderung der Fischbestände nachgewiesen werden. Weder die Gesamtdichte an Kormoranen (Abb. 10.3, links) noch die Prädationsdichte (Abb. 10.3, rechts) zeigte über die drei Untersuchungsjahre konsistente negative Korrelationen mit der Fischdichte. Lediglich die Fischdichteveränderung von 2018 nach 2019 zeigte einen negativen Zusammenhang mit der Kormorandichte bzw. der Prädationsdichte im Zeitraum Januar bis April 2019 (blaue gestrichelte Linien in Abb. 10.3).

Es erscheint sehr unwahrscheinlich, dass dieses Muster auf den Kormoran zurückzuführen ist, da in anderen Jahren bei vergleichbar hohen Kormorandichten keine Zusammenhänge mit der Fischdichte gefunden wurden. Die gesamte negative Korrelation im Jahr 2019 lässt sich lediglich auf die zwei Beobachtungsstrecken in Buchenau und Biedenkopf zurückführen, in welchen deutliche Rückgänge der „mittelgroßen“ Fische von 2018 nach 2019 auftraten. Die Gründe für diese Rückgänge sind nicht eindeutig zu benennen, Effekte der meteorologischen Situation erscheinen jedoch wahrscheinlich (s.o.).

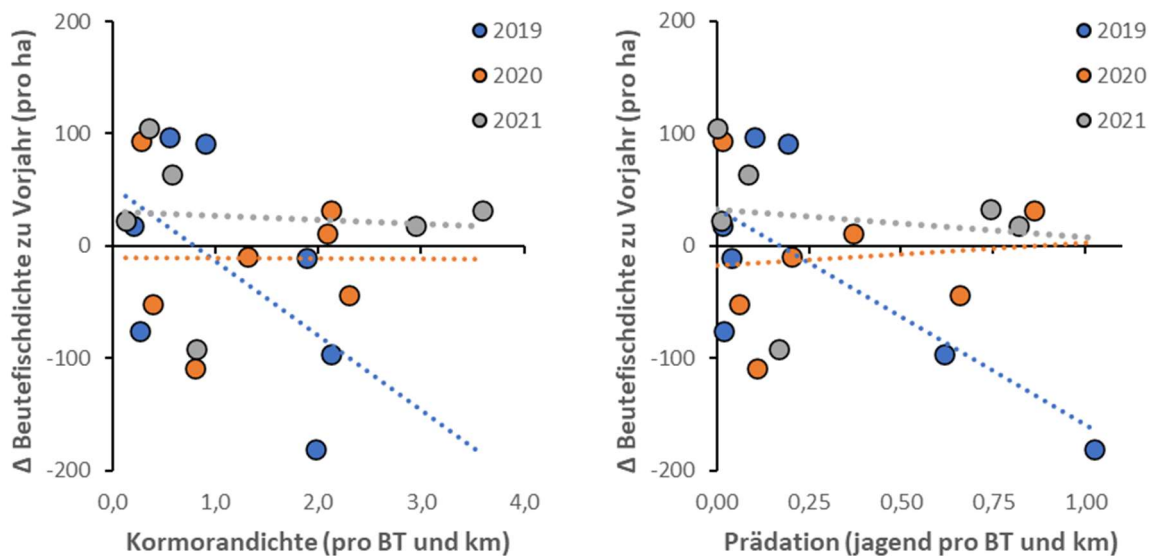


Abb. 10.3: Veränderung der potentiellen Beutefischdichte nahe den Beobachtungsstrecken vom Vorjahressommer zum Sommer des betrachteten Jahres (2019 bis 2021) in Abhängigkeit von der Kormorandichte im Betrachtungsjahr. Links: Kormorandichte gesamt. Rechts: nur jagend beobachtete Kormorane. Gepunktete Linien: linearer Trend des Jahres.

Insgesamt muss einschränkend erwähnt werden, dass die Zählungen zum Kormoran im Winterhalbjahr und die Bestandserfassungen zu den Fischen im Sommer stattfanden. Es ist bekannt, dass sich Fische zwischen Januar und April noch weitgehend in ihren Winterquartieren und nicht in ihren Sommerhabitaten befinden. Da aber Winter- und Sommerhabitats der Fische in der Oberen Lahn oft räumlich eng zusammenliegen (bzw. aufgrund fehlender Durchgängigkeit liegen müssen) und die Beobachtungsstrecken für den Kormoran mit Längen von 2,3 bis 3,2 km nicht nur Sommer-, sondern auch Winterquartiere einschlossen, werden die Daten jedoch dennoch als aussagekräftig betrachtet. Im oberen Teil des Untersuchungsgebiets überprägt die Dominanz der besetzten Bachforelle jedoch möglicherweise alle anderen Prozesse.

10.3.3 Berechnung der theoretischen Fischkonsumption durch den Kormoran

Obwohl die Entwicklungen im Fischbestand dies nicht nachzeichnen, ist im oberen Teilgebiet von einer starken Prädation des Kormorans auf den Fischbestand auszugehen. Dies zeigt eine vereinfachte Modellrechnung. Laut Literatur liegt der tägliche Bedarf eines Kormorans an frischem Fisch zwischen 350 g und 500 g pro Tag (VELDKAMP 1997 in BLASEL 2004, ČECH, M. & VEJŘÍK, L. 2011 in GAYE-SIESSEGGGER 2013). Für eine konservative Schätzung nehmen wir 350 g an und lassen alle Sichtungen von ruhenden oder fliegenden Kormoranen in der Rechnung unberücksichtigt. Allerdings nehmen wir in der Rechnung an, dass jagend gesichtete Tiere ihren gesamten Tagesbedarf am Sichtungsort deckten.

Bei den regelmäßigen Begehungen wurden von Januar bis April der Jahre 2019 bis 2021 durchschnittlich 0,478 Sichtungen von jagenden Kormoranen je Beobachtungstag und km im oberen Teilgebiet der Oberen Lahn verzeichnet. Dies ergäbe eine tägliche Fischkonsumption

von 167,3 g Fisch pro km bzw. jährlich (nur Januar bis April) 20,118 kg Fisch pro km. Bei einem, der Vereinfachung halber, angenommenen Durchschnittsgewicht von 210 g für einen Fisch mit 25 cm Totallänge (die Befischungen zeigten, dass es nur noch selten größere Tiere gab s.o.), ergäbe sich rechnerisch ein durchschnittlich anzunehmender jährlicher (Januar bis April) Verzehr von ca. 95,8 Fischen pro km mit einer Totallänge von 25 cm, nur auf Grundlage der durchschnittlich jagend beobachteten Tiere. Im oberen Teil des Untersuchungsgebietes war die Lahn an unseren Beprobungsstellen durchschnittlich 12,24 m breit, ein Flusskilometer entspricht daher rechnerisch ca. 1,224 ha. Da die Dichte der potentiellen Beutefische im oberen Teil des Untersuchungsgebietes auf Grundlage der Befischungsdaten (im Durchschnitt der Jahre 2017 bis 2021) bei 172,17 Fischen pro ha lag, gehen wir bei einem Lahnkilometer von ca. 210,7 Fischen / km aus. Die Prädation durch den Kormoran würde rechnerisch also einem bedeutenden Fischanzahl im Verhältnis zur Dichte an Fischen mit 15 bis 35 cm Totallänge entsprechen (Abb. 10.4, links).

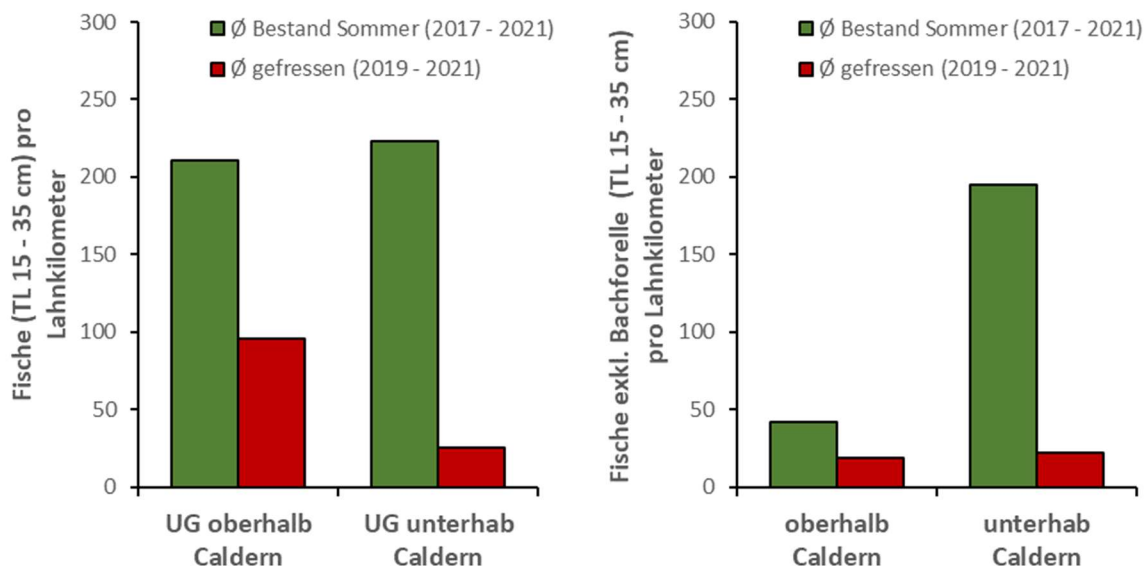


Abb. 10.4: Bestände potentieller Beutefische (TL 15 – 25 cm) im Verhältnis zur rechnerischen Prädation durch den Kormoran. Links: Alle Fischarten. Rechts: ohne Bachforellen.

Nimmt man nun der Vereinfachung halber an, dass sich der Prädationsdruck des Kormorans auf alle Beutefischarten proportional zu deren Dominanz in der Fischgemeinschaft (nur Tiere mit TL 15 bis 35 cm) verteilt, errechnet sich für die Lahn oberhalb von Caldern eine jährliche (Januar bis April) gefressene Anzahl von 76,6 Bachforellen je Flusskilometer, während von den anderen Fischarten rechnerisch lediglich 19,2 Individuen je Flusskilometer gefressen werden. Allerdings lag der Anteil von Bachforellen am Bestand der potentiellen Beutefische durchschnittlich auch bei 80,0 %, die anderen Fischarten erreichten nur eine Dichte von 42,2 Individuen je Flusskilometer (Abb. 10.4, rechts).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die zugrunde gelegten Daten zwangsläufig fehlerbehaftet sind und sein müssen. Die tatsächlichen Fischdichten sind höher als in der Rechnung angenommen, da bei Elektrobefischungen niemals alle Individuen registriert werden. Andererseits wird mit Sicherheit die Anzahl jagender Kormorane

unterschätzt, da auch dieses Verhalten nicht vollständig erfasst werden kann. Darüber hinaus enthält die Rechnung zahlreiche Vereinfachungen, welche die Realität nicht vollständig widerspiegeln. Dennoch kann auf Grundlage der Berechnung eine Einschätzung der Größenordnung der Fischentnahme durch den Kormoran im Verhältnis zum Fischbestand vorgenommen werden.

Im unteren Teil des Untersuchungsgebiets wurde mit 0,125 jagenden Kormoranen pro km pro Tag (Zeitraum Januar bis April) ein deutlich geringerer Prädationsdruck festgestellt. In einer analogen Rechnung ergäbe sich eine tägliche Fischkonsumption von 43,75 g Fisch pro km bzw. jährlich (Zeitraum Januar bis April) 5,261 kg „mittelgroßer“ Fisch pro km. Das entspräche 25,1 Fischen pro km jährlich (im Zeitraum Januar bis April). Zwar wurde im unteren Teil des Untersuchungsgebiets auch eine etwas geringere durchschnittliche Fischdichte von 152,69 Fischen / ha (Jahre 2017 bis 2021) vorgefunden, durch die größere Durchschnittsbreite des Flusses von 14,59 m im Bereich der Probestrecken lag die rechnerische Beutefischanzahl je Flusskilometer bei 222,8 Fischen und damit deutlich höher als im oberen Teil des Untersuchungsgebiets. Der Einfluss der Kormoranprädation auf die Fischdichte war im unteren Teil des Untersuchungsgebiets also um ein Mehrfaches geringer einzuschätzen (Abb. 10.4, links).

Werden bei der Berechnung analog zum oben dargestellten Ansatz lediglich diejenigen Fische berücksichtigt, die keine Bachforellen waren, dann lag die jährliche (Januar bis April) Anzahl gefressener „mittelgroßer“ Fische mit 22,0 Fischen pro Flusskilometer in der Lahn unterhalb Caldern sogar leicht höher als im oberen Teil des Untersuchungsgebiets. Dadurch, dass die Dichte dieser Fischarten mit 195,0 Tieren pro Flusskilometer jedoch um mehr als das 4,5 fache höher lag als im oberen Teil des Untersuchungsgebiets (Abb. 10.4, rechts), ist der Einfluss der Kormoranprädation auf die natürliche Fischgemeinschaft jedoch als wesentlich geringer einzuschätzen. Dies passt auch zu der zeitlichen Dynamik der Fischbestandsentwicklung bei den „mittelgroßen“ Fischen, die während der Projektlaufzeit im unteren Abschnitt stetig anstieg, während sie im oberen Abschnitt auf niedrigem Niveau ungerichtet schwankte.

10.4 Kormoranzählungen der VSW / des VHF

Die Anwesenheit der Kormorane im Untersuchungsgebiet hängt stark von den Schlafplätzen der Tiere im Umfeld ab (Abb. 10.1). Besonders relevant ist dabei der Schlafplatz am Perfstausee für den oberen Teil des Gebietes. Für den unteren Teil des Gebietes maßgeblich sind die Schlafplätze an den Baggerseen Sterzhäusen und am Erlensee in Kirchhain, der Schlafplatz bei der Kläranlage Kirchhain, an der Ohm bei Anzefahr, beim Vereinshaus Fischereiverein in Marburg und der Schlafplatz an der Lahn bei Argenstein. Diese Plätze befinden sich mehr oder minder in unmittelbarer Nähe des Untersuchungsgebietes und der Einflug der Tiere aus Richtung dieser Plätze in die Obere Lahn ist beobachtbar.

Durch die staatliche Vogelschutzbehörde für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (VSW) und dem Verband Hessischer Fischer e.V. (VHF Angler Science Projekt) finden im Winterhalbjahr Zählungen von Kormoranen an den Schlafplätzen statt. In den Jahren von 2012 bis 2017 führten VSW und VHF die Zählungen gemeinsam durch, danach wieder getrennt. Leider

fanden alle Zählungen jedes Jahr mit sehr unterschiedlicher Intensität statt, da diese mit ehrenamtlichen Helfern durchgeführt wurden. Infolgedessen wurden die Schlafplätze nicht jährlich beobachtet.

Die Vogelschutzwarte zählt monatlich zwischen September und April. Fehlende Werte bei den monatlichen Zählungen werden mit bereinigten Wintermittelsummen ausgeglichen. Die Auswertung der jährlichen Zählung benötigt jedoch mehrere Jahre, so dass die Daten *de facto* bei Veröffentlichung längst nicht mehr aktuell sind. Der letzte verfügbare Bericht der Vogelschutzwarte für Hessen liegt für den Winter 2014/2015 vor. Beim Verband Hessischen Fischer (VHF) wird zweimal im Winterhalbjahr gezählt, einmal kurz vor dem Jahreswechsel im November und ein weiteres Mal kurz danach im Januar/Februar. Dankenswerterweise wurden uns die Daten von den zuletzt im Jahr 2020 durchgeführten Zählungen des VHF für diese Auswertung zur Verfügung gestellt (HENNING 2021).

Der für den oberen Teil des Untersuchungsgebietes bedeutsame Schlafplatz am Perfstausee ist kontinuierlich mit Kormoranen besetzt. Zählungen des VHF im Jahr 2010 ergaben 29 Tiere, im Jahr 2011 41 Tiere und die Zählungen der VSW im Jahr 2013/2014 6 bis 35 Kormorane (Wintermittel 13 Tiere) (KREUZINGER 2016a) und im Jahr 2014/2015 9-14 Tiere (Wintermittel 12 Tiere) (KREUZINGER 2016b). Im Jahr 2019 wurden dort vom VHF 13 Tiere gezählt und Folgejahr 26 Tiere (HENNING 2021). Demnach scheinen ca. 30 Kormorane im Winter an diesem See zu sein, ohne dass eine klare Tendenz im Bestand erkennbar ist.

Zählungen der IG Perf aus dem Jahr 2020/2021 belegen ebenfalls bis zu 34 Exemplare am See im Winter und zwischen 9 und 11 Tiere im Zeitraum zwischen Mai und September 2021³. Es muss deshalb davon ausgegangen werden, dass vom Perfstausee ganzjährig Kormorane in die Obere Lahn einfliegen. Für den unteren Teil des Gebietes gibt es für den Baggersee in Sterzhausen nur Angaben des VHF. Dort wurden im November 2010 und Februar 2011 keine Kormorane gesichtet. Dagegen im November 33 Tiere und im Januar 2020 17 Tiere. Der Januar Wert vom Jahr 2020 des VHF lässt sich mit den Zählungen zu dieser Untersuchung vergleichen. Bei neun Terminen im Januar 2020 wurden 4 bis 36 Kormorane gezählt. Der Mittelwert lag bei 17 und damit zufällig genau deckungsgleich mit dem Wert des VHF. Die große Spanne der Werte an den einzelnen Terminen zeigt jedoch, wie variabel alle Angaben sein können. So wurden bspw. für den Januar 2019 am Baggersee Sterzhausen bei fünf Terminen 3 bis 19 Tiere (Mittelwert 12) gezählt und im Jahr 2021 im Januar bei acht Terminen 6 bis 38 Tiere (Mittelwert 19). In den anderen Monaten zwischen Februar und April waren die Zahlen meist etwas niedriger. Insofern ist diesbezüglich von einem gleichbleibenden Kormoranbestand auszugehen. Wie auch am Perfstausee sind die Kormorane ganzjährig am Baggersee Sterzhausen anzutreffen (7 bis 11 Tiere im August 2020 – eigene Beobachtung s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**0.4), so dass ein ständiger Prädationsdruck auf die Fische der Lahn von diesem Bereich ausgeht.

³ Protokoll der IG Perf zum Kormoranbestand am Perfstausee 2020/2021

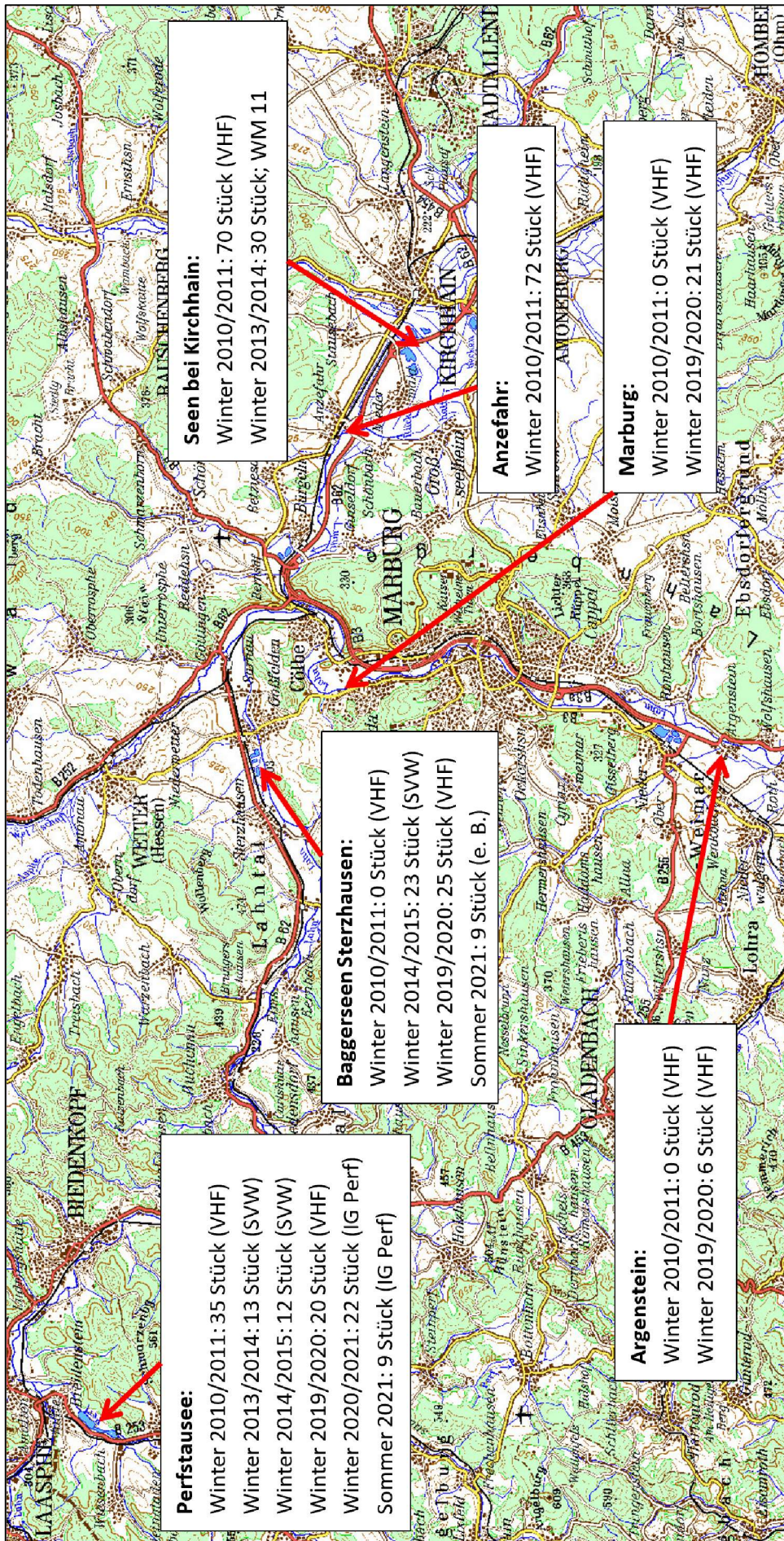


Abb. 10.1: Mittelwerte der Kormorananzahlungen an bekannten Schlafplätzen im Bereich der Oberen Lahn. WM = Angabe Wintermittel, wenn stark abweichend vom Mittelwert. e.B. = eigene Beobachtungen



Abb. 50.4: Kormorane nutzen den Baggersee Sterzhausen ganzjährig als Lebensraum (Aufnahme am 07.08.2020 mit sieben Kormoranen)

Weitere Schlafplätze im unteren Teil des Gebietes befinden sich im näheren Umkreis an der Ohm bei Kirchhain und bei den nahe gelegenen Seen. Dort wurden vom VHF im Winterhalbjahr 2010/2011 am Erlensee bei Kirchhain bis zu 91 Tiere, an der Ohm auf Höhe der Kläranlage 124 Tiere und an der Ohm bei Anzefahr 144 Tiere gezählt. Leider gab es nur noch eine Zählung im Jahre 2013/2014 durch den VSW im Ohmabschnitt bei Anzefahr. Hier wurden zwischen 16 und 55 Tiere erfasst (Wintermittel 11 bei nur drei Zählungen). Es kann deshalb nicht beurteilt werden, inwieweit der Kormoranbestand dort noch so hoch ist wie 2010/2011 und in welche Richtung er sich entwickelt hat. Die hier für diese Studie gemachten Beobachtungen zeigten jedoch keinen massiven Kormoraneinflug zwischen Wehrda und Sterzhausen (s.o.). Des Weiteren sind in direkter Nähe des Untersuchungsgebietes nur noch kleinere Schlafplätze (Vereinshaus Fischereiverein MR, Lahn NSG Unterm Wolfsberg bei Argenstein) bekannt, die unregelmäßig in den letzten Jahren durch den VHF erfasst wurden (von 12 bis 27 Kormoranen).

Da der Kormoran besonders in den Wintermonaten einen großen Aktionsradius zwischen 15 und 70 km hat (SUTER 1993, ZIMMERMANN 2002, PUCHTA 2003 in REY & BECKER 2005), ist es durchaus möglich, dass nicht nur Vögel von den Schlafplätzen der näheren Umgebung zum Untersuchungsgebiet in den Untersuchungsstrecken nach Fisch suchen. Geht man von einem Fouragier-Radius von 40 km aus, so liegen nach Angaben des VHF weitere Schlafplätze in der Umgebung, von denen aus Einflüge von Kormoranen in die Obere Lahn möglich sind. Bedeutsam ist dabei der Dudenhofner Baggersee im Lahn-Dill Kreis. Dort wurden vom VHF im Januar 2020 insgesamt 108 Kormorane gezählt. Andere Schlafplätze im Lahn-Dill Kreis liegen bei Wetzlar, Atzbach, Mengerskirchen und Steindorf. Im näher an der Oberen Lahn gelegenen Landkreis Gießen gibt es Schlafplätze bei Lich, Lollar, Pohlheim, Staufenberg, Wetttenberg, Steinheim, Dorf-Güll. Dort reichen die Beobachtungszahlen von 6 bis 36 Tieren. Im

Wesentlichen werden die Größenordnungen dieser Zahlen auch durch die Zählungen der VSW in den Jahren 2013/2014 und 2014/2015 bestätigt (KREUZINGER 2016a, KREUZINGER 2016b).

Für den oberen Teil des Untersuchungsgebietes sind die Schlafplätze an der Dill bei Niederscheld/Burg weitere potentielle Ausgangspunkte für Kormoraneinflüge. Dort registrierte die VSW im Jahr 2014/2015 im Mittel 14 Tiere. Für das Vorjahr liegen keine Daten vor und durch den VHF wurde dieser Platz in den nachfolgenden Jahren nicht erfasst. Im weiteren Umkreis sind vor allem die Schlafplätze im Landkreis Friedberg zu nennen. Dort gibt es nach Angaben des VHF und auch nach den vorliegenden Daten der VSW bei Butzbach, Münzenberg und Gambach jeweils mehrere Schlafplätze mit gezählten Kormoranbeständen zwischen 7 und 55 Tieren im Jahr 2020 (HENNING 2021). Damit ist für die Obere Lahn potentiell mit relativ vielen einfliegenden Tieren aus der Wetterau zu rechnen.

Insgesamt ist es leider nicht möglich aufgrund der lückenhaften Zählungen an vielen Schlafplätzen und den fehlenden Daten in den letzten Jahren abzuschätzen, ob der Kormoranbestand für die Obere Lahn im Untersuchungszeitraum zwischen 2019 und 2021 zu- oder abgenommen hat.

10.5 Diskussion zur Kormoranprädation an der Oberen Lahn

Insgesamt muss auch unter der Berücksichtigung, dass der dargestellte Prädationsdruck auf die Fische durch den Kormoran nach Abzug vieler Vögel aus dem Untersuchungsgebiet vom Frühling bis zum Sommer deutlich nachlässt, bei der gegenwärtigen Bestandssituation der Fischgemeinschaft von einem deutlich zu hohen Fraßdruck auf die (aus vielen Gründen zu kleinen) Fischpopulationen im oberen Teil des Untersuchungsgebiets ausgegangen werden. Dies zeigen die sehr kleinen Bestände von Barbe, Hasel und auch von den hier besonders im Fokus der Studie stehenden Äschen. Zudem ist der aktuelle Bestand der in den letzten zwei Jahren eingesetzten Nasen auch noch äußerst klein. Zusätzlich sind diese Fischpopulationen wegen der vielen Wanderhindernisse (s. Kap. 8) sehr vulnerabel. In den kleinen Teilstücken zwischen den Wanderhindernissen kann eine Abdrift oder aktive Abwanderung durch eine anschließende Aufwanderung zurück in die Abschnitte kaum kompensiert werden. Dies kann bei Fischpopulationen zu lokalen Aussterbeereignissen in den einzelnen, durch Wanderhindernisse getrennten Abschnitten führen („Ventileffekt“, s. KIRCHOFER 1995). Auch der Wegfall von „mittelgroßen“ Tieren durch Kormoranfraß kann i.d.R. nicht durch Zuwanderung aus unterhalb gelegenen Flussabschnitten ausgeglichen werden.

Das Beutespektrum des Kormorans im oberen Teil des Gebietes dürfte vor allem aus besetzten Bachforellen bestehen. Alle anderen Fischarten mit größeren Exemplaren von 15 bis 35 cm Totallänge sind im oberen Teil des Untersuchungsgebiets so selten vorhanden, dass sie für den Kormoran als Beute eine untergeordnete Rolle spielen dürften. Dennoch kann auch für diese Arten der Kormoran, selbst bei einem gleichbleibend hohen Bestand und damit gleichbleibendem Prädationsdruck, eine Gefährdung darstellen, da schon der Verlust weniger Tiere schwer wiegt. Bei Fischen mit einer Totallänge von 15 bis 35 cm handelt es sich bei den meisten Arten der Äschen- und Barbenregion bereits um Laichtiere. Deren Verlust ist bei dem hier nachgewiesenen, sehr geringen Bestand im oberen Teilstück der Oberen Lahn für den

Erhalt der Population äußerst nachteilig. Anders als bei der Fischart Bachforelle wird ihr Verlust im Gebiet nicht durch Besatz ausgeglichen.

Von der Kormoranprädation besonders betroffen sind Fischarten, die bevorzugt im Freiwasser leben, oder während der Laichzeit in größeren Schwärmen im zeitigen Frühjahr auftauchen, wenn die Vegetation noch nicht belaubt und damit weniger natürliche Deckungsstrukturen vorhanden sind. Dies trifft vor allem auf die beiden Zielarten Äsche und Nase (Laichzeiten Februar/März bis April) zu, wobei die Äsche vor allem in den frühen Altersstadien Habitats ohne Deckungsstrukturen bevorzugt. Es gibt deshalb zahlreiche Veröffentlichungen, die den negativen Einfluss auf beide Arten dokumentierten (z.B. SUTER 1993, SUTER 1995, GÖRLACH & WAGNER 2008, EBEL 2012, SCHNEIDER et al. 2015, JESPERSEN et al. 2018, REY 2019).

Die beschriebenen Berechnungen können aufgrund der zahlreichen expliziten und impliziten Annahmen lediglich als eine Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse betrachtet werden, die unserer Auffassung nach dennoch die Abschätzung von Größenordnungen des Prädationseffekts erlauben. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die dargestellten Werte sich auf Durchschnitte über die fünfjährige Projektlaufzeit beziehen. Bei unterdurchschnittlichen Fischbeständen nimmt der relative Effekt des Prädationsdrucks auf die Fischbestände überproportional zu, insbesondere wenn der Kormoranbestand seinen Aufwärtstrend fortsetzt. Die Erhöhung der Fischdichten durch den Fischbestand langfristig fördernde Maßnahmen (erhöhte Strukturvielfalt, verbesserte lineare Durchgängigkeit etc.) würde die Resilienz der Fischpopulationen gegen den Einfluss des Kormorans hingegen erhöhen.

Der direkte kausale Schluss, dass die Kormoranprädation unmittelbar zu einem Rückgang der Bestände von Fischen mit einer Totallänge von 15 bis 35 cm verursacht hätte, ist nicht belegbar und auch sehr unwahrscheinlich. Der ausgeprägteste Rückgang der Fischbestände erfolgte von 2018 auf 2019 (Abb. 10.2), also während der sehr heißen, trockenen Jahre (s. Kap. 5). Nimmt man an, dass der beobachtete Bestandstrend des Kormorans in gleicher Weise vor 2019 Bestand hatte, wären in diesen für die Fischfauna verheerenden Jahren weniger Kormorane (und damit ein geringerer Fraßdruck) zu erwarten gewesen als gegen Ende der Projektlaufzeit.

Dennoch sollte die Abwesenheit einer direkten Korrelation zwischen der Kormorandichte und der Bestandsveränderung potentieller Beutefische nicht als Abwesenheit eines Einflusses des Kormorans auf die Fischbestände interpretiert werden. Der Fischbestand ist lediglich nicht ausschließlich top-down durch den Kormoran gesteuert. Vielmehr scheinen mehrere weitere Faktoren, wie die fordernden meteorologischen Verhältnisse während der Projektlaufzeit in Interaktion mit Durchgängigkeitsmängeln, zu Bestandseinbrüchen in der Fischfauna geführt zu haben. Die Bestandserholung verläuft deutlich langsamer, als man es bei Fischen unter günstigen Bedingungen erwarten müsste, da sie über ein sehr hohes Fortpflanzungspotential verfügen. Der geringere Kormoranfraßdruck im unteren Teil des Untersuchungsgebietes könnte, neben der dort besseren Durchgängigkeit und der früheren Durchführung von Strukturierungsmaßnahmen, dazu geführt haben, dass die Bestandserholung in diesem

Teilbereich des Untersuchungsgebietes erfolgreich war. Im oberen Teil des Untersuchungsgebietes war hingegen kein Aufwärtstrend bei den „mittelgroßen“ Fischen auszumachen, wenn man die besetzten Bachforellen nicht berücksichtigt.

Um die kleinen Teilpopulationen der Fische so lange zu schützen, bis die Defizite behoben wurden, welche die Hauptursachen für die geringen Fischbestände darstellen, ist daher eine temporäre Verstärkung der Vergrämnungsmaßnahmen für den Kormoran im oberen Teilgebiet notwendig. Vor 2021 wurden Abschüsse von 20 Kormoranen im Bereich Dautphetal / Biedenkopf / Perfstausee behördlich genehmigt, seit Oktober 2020 wurde die Anzahl genehmigter Abschüsse bereits auf 30 erhöht (Fischereivereins des Kreises Biedenkopf e.V.). Dennoch stieg die Anzahl beobachteter Kormorane 2021 im Vergleich zu 2020 weiter an, da die Anzahl durchgeführter Abschüsse pandemiebedingt nicht erhöht werden konnte. Entsprechend konnte ein Effekt einer verstärkten Vergrämung in dieser Studie nicht gemessen und beurteilt werden.

Es wird empfohlen, innerhalb der aktuell genehmigten Grenzen den Kormoran weiterhin zu vergrämen und so den Prädationsdruck auf die Fischfauna im oberen Teilgebiet zu senken. Dadurch ist besonders ein Schutz der laichreifen Tiere möglich, die zur Erholung der Fischbestände unabdingbar sind. Zudem ermöglicht eine Verringerung des Prädationsdrucks auf Äsche und Nase, die im Projekt begonnen Maßnahmen zur Stützung der Äschenbestände und der Wiederansiedlung der Nase erfolgreich zu Ende zu führen. Es wird allerdings ausdrücklich betont, dass Vergrämnungsmaßnahmen für den Kormoran allein und ohne die Umsetzung der anderen in dieser Studie dargelegten Maßnahmen keinen nachhaltigen, positiven Effekt auf die Fischfauna bewirken werden.

Die bisherigen Ergebnisse legen nahe, dass die Kormorandichte im unteren Teilgebiet keine wesentlichen negativen Auswirkungen auf die Fischbestände ausüben. Trotz Prädation zeigen die „mittelgroßen“ Fische weiterhin einen ansteigenden Bestandstrend, welcher sicherlich zum Teil auf die erfolgreich umgesetzten strukturverbessernden Maßnahmen zurückzuführen war. Es ist jedoch anzunehmen, dass die inzwischen vollumfänglich renaturierten Streckenabschnitte nicht als repräsentativ für den gesamten unteren Teil des Untersuchungsgebiets betrachtet werden können. Dennoch kann auf Grundlage der vorhandenen Daten empfohlen werden, das bisherige Kormoranmanagement im unteren Teilgebiet des Untersuchungsgebietes beizubehalten. Es scheint geeignet zu sein, trotz ganzjähriger Präsenz des Kormorans, einen ausreichend hohen Fischbestand in einem von Menschen z.T. stark veränderten Flussabschnitt zu erhalten.

10.6 Fazit zum Einfluss des Kormorans in der Oberen Lahn

Insgesamt hat sich die Methode der Kormoranbeobachtungen durch engagierte Mitbürger vor Ort (Citizen Science), die größtenteils außerhalb der Fischerei- und Vogelschutzverbände gefunden wurden, als eine sehr wirksame Methode erwiesen, um die Entwicklung des Kormoranbestands an der Oberen Lahn zuverlässig, ausreichend regelmäßig und zeitnah zu erfassen. Zusammen mit den regelmäßigen Fischbestandserhebungen ergaben sich valide Daten, um die Wirkung eines bestehenden Kormoranmanagements auf die Fischfauna

beurteilen zu können. Es bleibt zu hoffen, dass bei positiver Entwicklung der Fischbestände ggf. vollständig auf das Management zum Kormoran verzichtet werden kann.

Dazu müssten sich die Lebensbedingungen für Fische weiter deutlich verbessern (lineare Durchgängigkeit, Habitatangebot, physikalisch-chemische Wasserparameter), damit die Populationen resilienter werden und sich ein natürliches Räuber-Beute Verhältnis einstellen kann. Bis dahin sollten die Kormoran- und Fischbestände in regelmäßigen Abständen einem weiteren Monitoring unterliegen, damit weder der Kormoran, noch die selten gewordenen Fischarten in der Oberen Lahn verschwinden. Aus diesem Grund wird empfohlen, alle drei Jahre die Kormoranzählungen zusammen mit Fischbestandserhebungen durchzuführen. Idealerweise würden die Zählungen und Fischbestandserhebungen drei Jahre dauern, um einen Trend von Kormoran- und Fischbestand zuverlässig zu erfassen und innerhalb dieses Zeitraumes ggf. steuernde Maßnahmen ergreifen und deren Wirkungen beurteilen zu können.

11 Gesamtfazit und Ausblick

Die Maßnahmen zur Stützung der kieslaichenden Arten Äsche und Nase in der Oberen Lahn konnten erfolgreich in dieser Studie ausgeführt werden und es konnten die positiven Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen auf die Bestände beider Fischarten dokumentiert werden. Im Folgenden werden Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu den durchgeführten Maßnahmen innerhalb dieser Studie gegeben:

11.1 Belastungsfaktoren

Als Gefährdungsursachen für den Äschenbestand und auch den gesamten ökologischen Zustand der Fischgemeinschaft konnten vor allem stoffliche Einleitungen aus Landwirtschaft und kommunalen Einleitern nachgewiesen werden, die alle Orientierungswerte nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für verschiedene Stickstoffwerte und für Phosphat überschritten. Diese anthropogen verursachten Einleitungen führten in der Lahn zu Eutrophierungserscheinungen mit negativen Folgen (Algen, hohe pH-Werte, hohe Ammoniakwerte). Stoßbelastungen von Einleitungen hatten in einigen Jahren an verschiedenen Stellen der Oberen Lahn einen ausbleibenden Reproduktionserfolg zu Folge, da die Grenzwerte für Fischlarven im Frühjahr für Ammoniak und pH-Wert deutlich überschritten wurden.

Unabhängig vom Projekt wurden eigene Temperaturlogger in der Lahn ausgebracht und die Daten für dieses Projekt ausgewertet. Sie zeigten, dass die Obere Lahn in den Sommermonaten der Untersuchungsjahre deutlich zu warm für Äschen und andere kaltstenotherme Fischarten ist. Da dieser Belastungsfaktor neben der weitgehenden Entwaldung des Lahntals auch auf den Klimawandel zurückzuführen ist und daher damit zu rechnen ist, dass sich die Wärmebelastung zukünftig tendenziell weiter verschärft, wird empfohlen, die Ufer weitgehend mit Gehölzen zu beschatten, um eine Abkühlung des Gewässers zu erreichen. Zudem kann durch einen breiten Gehölzsaum auch eine deutliche Reduzierung der stofflichen Einträge aus der Landwirtschaft erreicht werden. Die punktuellen stofflichen Einträge aus Regenüberläufen müssen besser kontrolliert und das Mischwasserkanalsystem auf Trennsystem umgestellt werden.

Als weitere entscheidende Gefährdungsursache für Äschen und andere Fische mit großen Aktionsräumen (wie Nase, Barbe und alle Wanderfischarten) in der Oberen Lahn konnte die mangelnde Passierbarkeit von Wehren, Abstürzen und unpassierbaren Wasserkraftanlagen festgestellt werden. Dies führte bei der Äsche zu sehr kleinen, isolierten Teilpopulationen bei Wallau und Buchenau und zwei größeren Teilpopulationen unterhalb des Caldener Wehres bis nach Marburg. In den anderen Abschnitten der hessischen Oberen Lahn ist die Äsche inzwischen funktionell ausgestorben.

Die Unpassierbarkeit dieser Wanderhindernisse verhinderte eine Wiederbesiedlung der Oberen Lahn durch abgewanderte Äschen in den Hitzesommern der Jahre 2018-2019 und führte in den Teilpopulationen bei Wallau und Buchenau zu einem deutlichen Einbruch, im Abschnitt Biedenkopf vermutlich zum Aussterben der Population. Aus diesem Grund muss der

Um- oder Rückbau von Wanderhindernissen an der Oberen Lahn ein übergeordnetes Ziel zum Schutz der Fischpopulationen sein, insbesondere wenn man die Mortalität von Fischen in die Betrachtung einbezieht, die durch teilweise fehlende Fischabstiegsanlagen an Wasserkraftanlagen hinzukommt.

Eine Gefährdung von Fischbeständen durch den Kormoran konnte für den oberen Teil des Untersuchungsgebietes oberhalb Buchenau festgestellt werden. Dort ist der Fraßdruck durch diesen Vogel auf die ohnehin kleinen Fischpopulationen deutlich höher als im unteren Teil des Gebietes. Eine Umstellung der Vergrämungsmaßnahmen für den oberen Teil ist innerhalb des Projektzeitraumes erfolgt, konnte jedoch aufgrund der Einschränkungen durch die Coronapandemie noch nicht umgesetzt und somit auch die Wirkung auf den Fischbestand noch nicht kontrolliert werden. Dies wird jedoch zukünftig empfohlen, um die geschützten Vogel- und Fischbestände nebeneinander zu erhalten.

11.2 Mittelfristiger Fokus auf Schwerpunktabchnitte

Aufgrund der eingeschränkten linearen Durchgängigkeit ist zu erwarten, dass sich die Bestände von Äsche und Nase mittelfristig auf voneinander isolierte Teilpopulationen beschränken werden. Für das Überleben jeder dieser Teilpopulationen müssen alle Habitatbedürfnisse unabhängig von den anderen Teilpopulationen vollumfänglich erfüllt sein, damit sie nicht ausstirbt. Gerade kleine Teilpopulationen weisen eine geringe Resilienz auf und unterliegen einem hohen Aussterberisiko. Maßnahmen zur Bestandsstützung müssen dementsprechend auch für jede der Teilpopulationen unabhängig geplant und durchgeführt werden.

Aus diesem Grund empfehlen wir, für ein zukünftiges Management der Populationen von Äsche und Nase den Fokus auf Schwerpunktabchnitte (SPA) als Managementeinheit zu legen. Für das Management der Nase wurden drei SPA abgegrenzt, für das Management der Äsche vier SPA (die sich weitgehend mit den SPA der Nase decken). Um die Teilpopulationen der Zielarten zu stützen wird weiterhin empfohlen, für jeden SPA ein Managementkonzept zu erstellen. In diesem Rahmen sollten auch die weiteren Besatzmaßnahmen erfolgen. So könnten die umfangreichen Erkenntnisse aus diesem Projekt unserer Überzeugung nach am effektivsten in zielführenden Maßnahmen für die Zielarten umgesetzt werden. Durch die Funktion der beiden Zielarten als Schirmarten können große, positive Mitnahmeeffekte auf die natürliche Fischfauna erwartet werden, die sich auch in einer Verbesserung der Bewertung des Ökologischen Zustands nach WRRL ausdrücken sollte.

11.3 Besatzmaßnahmen

Zur Bestandsstützung der Äsche und Wiederansiedlung der Nase in der Oberen Lahn wurden Besatzmaßnahmen für beide Arten durchgeführt. Dazu konnte vorab durch genetische Untersuchungen für beide Zielarten geklärt werden, welche Besatzquellen sich für den Besatz am besten eigneten.

Aufgrund der Ergebnisse zur Genetik wurde zur Stützung der Äschenbestände auf kommerzielle Besatzquellen aus dem Wesersystem (Eder) zurückgegriffen. Da die

Besatzerfolge jedoch die Erwartungen nicht erfüllten, wurde eine optimierte Besatzstrategie für den zukünftigen Äschenbesatz vorgeschlagen, bei der bevorzugt von Äschen aus dem Lahnsystem abgestreifte Eier mit der Co-cooning-Methode an geeigneten Stellen in den SPA vergraben werden. Sobald sich eine Teilpopulationen durch den Besatz und andere geeignete Maßnahmen ausreichend erholt hat, sollte in ihrem SPA der Äschenbesatz eingestellt werden.

Die genetischen Untersuchungen zur Nase ergaben, dass sich am besten die noch vorhandenen Populationen in der Mittleren Lahn zur Wiederansiedlung der Tiere in der Oberen Lahn eignen. Die Besatzstrategie konnte schon im Verlauf des Projekts optimiert werden. Es wird empfohlen, den Besatz mit dieser etablierten Methode die drei SPA jeweils so lange weiter zu besetzen, bis sich ein natürlicher Kohortenaufbau der Nase eingestellt hat und ausreichende natürliche Reproduktion nachgewiesen ist.

Um den Zeitpunkt zu bestimmen, wann die Besatzmaßnahmen für beide Zielarten in den jeweiligen SPA eingestellt werden können, sollten regelmäßig Kontrollbefischungen durchgeführt werden.

11.4 Strukturverbessernde Maßnahmen im Gewässer

Die Ergebnisse dieser Studie konnten zeigen, dass die Fischarten Äsche und Nase deutlich von den durchgeführten strukturverbessernden Maßnahmen im Gewässer profitiert haben. Für beide kieslaichenden Arten konnten sowohl die potentiellen Flächen zum Ablaiichen deutlich vergrößert werden, als auch die tatsächlich genutzten Habitatflächen für Larven und Jungfische. In den Aufwuchshabitaten kamen deutlich mehr 0+ Äschen als vor der Umsetzung der strukturverbessernden Maßnahmen vor. Die 0+ Nasen waren ausschließlich in den strukturell aufgewerteten Habitaten zu finden. Diese Maßnahmen sollten unbedingt an anderen Lahnabschnitten weiter fortgesetzt werden, um die noch kleinen Populationen dieser Fischarten in der Oberen Lahn zu stützen.

Damit der positive Effekt an den Orten der Laich- und Aufwuchshabitate weiter bestehen bleibt, ist als Pflegemaßnahme jährlich der Aufwuchs auf den Kiesbänken teilweise oder ganz zu entfernen. Zudem müssten die strukturverbessernden Maßnahmen in Zukunft sowohl die Anschlusshabitate für semiadulte und adulte Tiere als auch die Überwinterungshabitate stärker berücksichtigen. Innerhalb dieser Studie war dies in den relativ kurzen Untersuchungsabschnitten kaum möglich. Vor allem tiefe Rinnen mit Deckungsstrukturen sind als Sommerhabitate nötig. Diese sollten möglichst beschattet sein und so den thermischen Stress für die flusstypischen Fischarten deutlich reduzieren. Damit könnten nicht nur Äsche und Nase, sondern auch Barbe und Forelle während der Niedrigwasserperiode und bei großer Hitze den Sommer in der Oberen Lahn überdauern, ohne großräumig abwandern zu müssen.

Zudem sollten weitere Nebenrinnen und Altarmstrukturen in der Oberen Lahn angelegt werden, um Rückzugsräume bei Hochwässern zu vergrößern und eine Überwinterung für Fische in der Oberen besser möglich zu machen. Dazu könnten die kommunalen Flächen an der Lahn mit einbezogen oder im Zuge von Ausgleichmaßnahmen zusätzliche Flächen dafür vorgesehen werden. Als Basis für alle Planungen strukturverbessernder Maßnahmen sollte für

jeden SPA eine Defizitanalyse (BECKER & ORTLEPP 2021), orientiert an den Ansprüchen der Zielarten, durchgeführt werden.

11.5 Lineare Durchgängigkeit und Rückbau von Wanderhindernissen

Die mangelnde lineare Durchlässigkeit für Fische durch unpassierbare Wanderhindernisse hat schwerwiegendste Folgen für die Fischpopulationen in der gesamten Lahn. Grundsätzlich sollte der Mindestwasserabflusses in den ursprünglichen Hauptverlauf (Ausleitungsstrecke) erhöht werden, indem die geltende Regelung zur Ermittlung der Mindestwasserführung in Ausleitungsstrecken hessischer Fließgewässer⁴ konsequent angewandt und überprüft wird. Zusätzlich verhindert ein erhöhter Durchfluss in den Ausleitungsstrecken ein Versanden der Laichplätze von kieslaichenden Fischarten die Äsche und Nase in diesen Abschnitten, wenn Winterhochwässer mit kiesumlagernden Wirkungen ausbleiben.

Zudem besitzen lediglich zwei der vier Ausleitungswehre eine Fischaufstiegsanlage, wobei die Auffindbarkeit der Fischaufstiege am Ausleitungswehr durch die sehr geringen Wassermengen im Hauptverlauf teilweise deutlich eingeschränkt ist. Das meiste Wasser fließt außerhalb der Winterperiode mit hohen Abflüssen durch die Mühlgräben zu den Wasserkraftanlagen und danach wieder zurück in den Hauptverlauf der Lahn. Dort wird eine starke Leitströmung erzeugt, die aufwanderungswillige Fische in die Mühlgräben führt. Dementsprechend schwimmen viele Fische in die Mühlgräben unterhalb der Wasserkraftanlagen ein und landen in einer Sackgasse. Fische, die dennoch im Hauptverlauf der Lahn aufwärts schwimmen, haben wegen der geringen Wasserstände Schwierigkeiten (zu geringer Mindestwasserabfluss s.o.) bis zum Ausleitungswehr aufzuschwimmen und dort die Fischaufstiegsanlage zu finden.

Weiterhin wurde mehrmals innerhalb des fünfjährigen Untersuchungszeitraumes festgestellt, dass die vorhandenen Fischaufstiegsanlagen (FAA) durch Schwemmgut derart verstopft waren, dass weder eine ausreichende Leitströmung für Fische zum Einstieg der Anlagen noch eine Passage derselben für aufwandernde Fische möglich war. Nach Meldung des Zustandes an die entsprechenden Behörden wurden die Fischaufstiegsanlagen nach Aufforderungen an die Betreiber der Anlagen zwar von ihnen gesäubert, aber bereits im nächsten Jahr war der Zustand der FAA wieder derselbe. Deshalb sollten regelmäßige Wartungen und unabhängige Kontrollen der FAA im Gebiet stattfinden. Zudem sollte an Anlagen, die baulich bedingt sich sehr schnell mit Anlandungen zusetzen ein Umbau erfolgen.

Weiterhin ist der Fischabstieg für flussabwärts wandernde Fische nur bei drei Wasserkraftanlagen durch z.T. spezielle Abstiegsvorrichtungen gegeben. Somit besteht für abwandernde Fischarten im Untersuchungsgebiet die Gefahr, dass sie durch die Kraftwerksturbinen verletzt oder getötet werden. Grundsätzlich sollte daher dringend der Einbau von Fischauf- und Fischabstiegsanlagen an den Wasserkraftanlagenstandorten und weiterer Fischaufstiegshilfen auch an den anderen Abstürzen und Wehren ohne erkennbare Nutzung erfolgen. Bei Letzteren sollte dringend geprüft werden, inwieweit nicht ein Rückbau möglich ist.

⁴ Staatsanzeiger für das Land Hessen Nr. 6 Februar 2018: 252-256

Im oberen Teil des Untersuchungsgebiets gibt es im Raum Biedenkopf viele unpassierbare Wanderhindernisse, welche die Lahn in Teilabschnitte < 5 km gliedern. In diesen kleinräumigen Abschnitten sind die dort lebenden Fischpopulationen besonders empfindlich gegenüber Abdrift von Jungfischen, aktiver Abwanderung von Fischen, Kormoranfraß etc., da einmal aus den Abschnitten verschwundene Fische diese nicht mehr selbständig von flussabwärts kommend besiedelt werden können. Zudem verhinderte die mangelnde Durchgängigkeit in allen Untersuchungsabschnitten eine Besiedlung der neu strukturierten Gewässerabschnitte durch weitere Fischarten und vereitelte damit eine weitere Aufwertung der Qualitätskomponente Fisch nach Wasserrahmenrichtlinie. Würde man im Raum Biedenkopf zumindest eine Sohlschwelle ohne erkennbare Funktion bei Lahnkilometer 217,7 beseitigen, so könnte auch im oberen Teilgebiet ein Abschnitt von ca. 10 km ohne Wanderhindernisse entstehen.

11.6 Pflanzungen von Ufergehölzen an der Oberen Lahn und ihren Zuflüssen

Die Forderung nach Anlage eines Uferschutzstreifens mit Bäumen und Büschen entlang der Lahn ergibt sich aus mehreren Messergebnissen dieser Studie. Zum einen zeigten die Sedimentuntersuchungen an den Laichplätzen der kieslaichenden Fischarten, dass die bereits vorhandenen Mengen an Feinsedimenten in der Lahn das Kiesbett verstopfen könnten und so negative Auswirkungen für die frühen Entwicklungsstadien der Fische nicht ausgeschlossen werden können. Diese Gefahr ist derzeit besonders in den Ausleitungsstrecken der Wasserkraftanlagen gegeben, wenn die Winterabflüsse gering sind (s.o.). Die gemessenen Feinsedimente stammen vor allem aus dem Umland der Lahn und werden bei Erosion durch Wind oder Wasser in die Lahn eingetragen. Dabei findet der Eintrag von Feinsedimenten größtenteils dort statt, wo intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen an die Lahn angrenzen.

Ein möglichst breiter Ufersaum mit Bäumen und Büschen würde den Effekt eines Filters haben und so den Feinsedimenteintrag aus der Fläche in das Gewässer deutlich vermindern. Die geringere Feinsedimentbelastung in der Lahn würde dann dazu führen, dass die derzeit beschleunigte Auflandung von Feinmaterial auf den Kiesbänken verhindert wird und sich dementsprechend auch der Bewuchs auf den Kiesbänken langsamer entwickelt würde. Die aus unserer Sicht notwendige Pflege zum Erhalt des Schlüsselhabitats Kiesbank an der Oberen Lahn könnte damit im geringeren Abstand erfolgen.

Weiterhin würde ein durchgehenden Ufersaum mit Bäumen die Beschattung des Wasserkörpers deutlich vergrößern. Dies hätte positive Effekte auf die Wassertemperaturen der Lahn in den heißen und trockenen Sommermonaten, die im Zuge des Klimawandels in Zukunft öfter zu erwarten sind. Durch geringere Sonneneinstrahlung würde sich das Wasser weniger aufheizen und die flusstypischen Fischarten und auch anderen Lebewesen in der Oberen Lahn würden den thermischen Stress entgehen bzw. besser überleben können. Dies ist besonders dort wichtig, wo das Wasser weniger schnell fließt, wie in den Stauhaltungen und in vielen Ausleitungsstrecken, und wo daher eine Aufwärmung unnatürlich schnell stattfindet. Auch Bepflanzungen in den größeren Nebengewässern (Wetschaft, Dauphe, Perf etc.) und kleineren Zuflüssen der Lahn (Rodenbach, Michelbach, Katzenbach, etc.) wären besonders wichtig, da dort aufgrund der geringen Gewässerdimension der gesamte

Wasserkörper beschattet werden kann und die Wirkung auf die Wassertemperatur deshalb besonders effektiv ist.

Durch eine Bepflanzung der Ufer wird gleichzeitig der natürliche Eintrag von Totholz in die Gewässer erhöht und fördert damit die Struktur und Habitatvielfalt für Lebewesen innerhalb und außerhalb des Gewässers. Zudem stellt ein Galeriewald oder gar ein breiter angelegter Auwald entlang der Lahn einen wichtigen Beitrag zum Wasserrückhalt dar und verbessert das Mikroklima, wovon Menschen und Tiere im Lahntal im Zuge des Klimawandels besonders profitieren. Die Maßnahmen zur Bepflanzung der Ufer stehen zudem auch in Übereinstimmung mit den Erhaltungszielen des FFH-Schutzgebietes "Obere Lahn und Wetschaft mit Nebengewässern" (Förster et al. 2006), in denen der Erhalt und die Förderung des Lebensraumtypes der Auwaldstrukturen (LRT 91E0) gefordert ist. Insofern ist eine Wiederbepflanzung der Ufer für das gesamte Untersuchungsgebiet in der Oberen Lahn relevant, da es vollständig innerhalb dieses FFH-Gebietes liegt.

11.7 Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Belastungen

Die Messungen von physikalisch-chemischen Parametern im Oberflächenwasser der Lahn und im Wasser aus dem Kieslückensystem der Laichplätze von Äschen zu verschiedenen Zeiten der Ei- und Larvalentwicklung zeigten, dass vermutlich aus diffusen Einleiterquellen, Landwirtschaft und Regenüberläufen Stoffbelastungen in der Lahn auftreten. Diese können sehr hoch sein und sich negativ auf die frühen Entwicklungsstadien der Eier und Fischlarven im Kiesbett auswirken. So wurden die Grenzwerte für die empfindlichen Fischlarven für Nitrit und Ammoniak in den fünf Jahren mehrmals überschritten.

Zusätzlich zeigten Beobachtungen während der verschiedenen Untersuchungen im Laufe der Jahre, dass ungeklärtes Abwasser aus dem Kanalsystem entweder stoßweise durch Regenüberläufe, durch Unachtsamkeit bei Betrieb und Wartung des Kanalsystems, oder permanent und in kleineren Mengen durch unbemerkte Durchbrüche und Löcher des Systems in die Lahn gelangen. Insgesamt zeigten die Wasserprobenanalysen in den Monaten März bis Mai, dass die Orientierungswerte nach Wasserrahmenrichtlinie in der Oberen Lahn nicht eingehalten werden. Aus diesem Grund sollten unbedingt das Kanalsystem in der Oberen Lahn der Belastung durch Einwohneranzahl und Industrie entsprechend größer dimensioniert und erneuert werden. Primär sollte dabei das Mischwassersystem durch ein getrenntes System für Abwasser und Regenwasser ersetzt werden. Die Zielvorgaben zur Wasserqualität aus Kläranlagen reichen nicht aus, wenn das Wasser bereits vorher ungeklärt in die Lahn fließen kann.

11.8 Kormoranmanagement

Die Auswertungen der Schlafplatzzählungen von Kormoranen im Winterhalbjahr aus verschiedenen Quellen in der Nähe des Untersuchungsgebiets ergab eine gleichbleibend hohe Anzahl an Fraßfeinden der Fischfauna in der Oberen Lahn. Die Ergebnisse der eigens für diese Studie im Frühjahr durchgeführten Zählungen von Kormoranen an der Lahn (Citizen Science Projekt des Regierungspräsidiums Gießen) zeigten hingegen einen steigenden Fraßdruck auf die in der Lahn lebenden Fische. Dies galt besonders im oberen Teil des Gebietes im Raum Biedenkopf.

Aus diesem Grund wird empfohlen, im oberen Teil des Gebietes die neu angepassten Vergrämungsmaßnahmen anzuwenden und im unteren Teil des Untersuchungsgebietes die geltenden Vergrämungsmaßnahmen beizubehalten.

Die Wirkung dieser Maßnahmen auf den Kormoran- und Fischbestand sollte alle drei Jahre in Form von erneuten Zählungen des Kormorans an der Lahn und erneuten Fischbestandsaufnahmen kontrolliert werden. Die Vergrämungsmaßnahmen sollten dann den Ergebnissen der Zählungen entsprechend angepasst werden bzw. ggf. ganz aufgehoben werden.

11.9 Fazit

Im Rahmen dieses Projekts konnten große Erfolge erzielt werden. Erstmals seit den 1960er Jahren haben sich wieder Nasen in der Lahn reproduziert, und der Rückgang des Äschenbestands konnte abgebremsst und in eine Erholung überführt werden. Nicht zuletzt konnten umfangreiche Erkenntnisse zu den Belastungen für die Fischpopulationen in der Oberen Lahn gewonnen werden und Empfehlungen erarbeitet werden, wie die Auswirkungen dieser Belastungen reduziert werden können.

Diese Belastungen sind weiterhin erheblich, und die verbliebenen (Äsche) bzw. neuen (Nase) Teilpopulationen der Zielarten sind größtenteils klein und sehr vulnerabel. Trotz der erreichten Erfolge sind dringend weitere Maßnahmen für Äsche und Nase und damit für die gesamte natürliche Fischgemeinschaft notwendig. Auch die Erreichung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie muss in den kommenden Jahren gelingen.

Durch dieses Projekt konnte eine breite fachliche Basis gelegt werden, um zukünftig beherzt die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen.

12 Danksagung

Vielen Dank an die vielen Akteurinnen und Akteure, ohne die der Erfolg dieses Projektes nicht möglich gewesen wäre!

Dies betrifft zum einen die Unterstützung der Fischereipächter wie Herrn Benner, den Fischereiverein des Kreises Biedenkopf, namentlich dort vor allem die Herren Kreimeyer, Werner und Kolbe, sowie bei den Fischereiverein in Marburg und Umgebung die Herren Schwarz, Schrey und Arnheim. Sie haben im Projekt durch das Fangverbot für Äsche und Nase in ihren Pachtstrecken, durch Unterstützungen der Besatzmaßnahmen und ihre prinzipielle Zustimmung für die Strukturierungsmaßnahmen geholfen.

Zum anderen einen großen Dank an alle Genehmigungsbehörden im Regierungspräsidium Gießen, im Landkreis Marburg-Biedenkopf und an die beiden Unterhaltungsverbände Obere Lahn und den Wasserverband Lahn Ohm, welche die im ersten Zwischenbericht vorgeschlagenen Strukturierungsmaßnahmen im Gewässer zeitnah ermöglicht haben. Hier ist vor allem Herrn Diehl (Obere Wasserbehörde) und Frau Höfner (Management Lila-Life Lebendige Lahn) für die Koordination der Maßnahmen zu danken, weiterhin Frau May (Obere Wasserbehörde), Frau Wolf-Roth (Obere Naturschutzbehörde), Herrn Könnemann (Untere Naturschutzbehörde), Frau Hoffmann und Herrn Sczeponik (Untere Wasserbehörde) für die Genehmigungen, sowie Frau Erhardt (FFH-Gebietsbetreuerin, Obere Naturschutzbehörde) und Frau Dehringer (FFH-Gebietsbetreuerin, Landkreis Marburg Biedenkopf) für die finanziellen Unterstützungen dieser Maßnahmen.

Für die Ausschreibungen zur Umsetzung und die Unterstützung bei der Durchführung der Strukturierungsmaßnahmen danken wir Frau Riehl und Herrn Klingelhöfer vom Unterhaltungsverband Obere Lahn sowie Frau Scheerer und Herrn Müller vom Wasserverband Lahn Ohm. Frau Schuster und Frau Hübner (Obere Fischereibehörde) danken wir für die Förderungen zum Besatz.

Besonderer Dank gilt den Herren Klein (Fischerei Sportverein Oberlahn), Plettenberg (Angelsportverein Edingen) und Barthelmie (Verein Sportangler Gießen und Umgebung) für ihre aktive Mithilfe und Kontrollen für die Terminierung zum Abstreifen der Nasen.

Danke auch an die Anwohnerinnen und Anwohner an der Lahn, die bei Wind und Wetter zwischen Januar und April zweimal wöchentlich die Kormorane an der Lahn gezählt haben.

Ebenfalls danken möchten wir Herrn Hennings (Verband Hessischer Fischer), der uns die letzten Zählungen zum Kormoran des VHF übermittelt hat, damit eine aktuelle Bewertung der Kormoranbestände im Gebiet möglich war.

Danke auch an alle, die hier unerwähnt bleiben, mit denen wir uns fachlich ausgetauscht haben, und alle die uns vor Ort im Gelände oder in Veranstaltungen zum Projekt tatkräftig unterstützt haben. Das gemeinsame Miteinander hat es ermöglicht, die ersten Ziele für eine lebendige Lahn zu verwirklichen.

13 Literatur

- ALABASTER & LLOYD (1980): Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO, Butterworth, London, Boston, 297 S.
- ALDERDICE, D.F., WICKETT, W.P. & BRETT, J.R. (1958): Some Effects of Temporary Exposure to Low Dissolved Oxygen Levels on Pacific Salmon Eggs. J. Fish. Res. Bd. Canada, 15 (2): 229-249.
- ALLEMAN, J.E. (1985): Elevated nitrite occurrences in biological wastewater treatment systems. Water Sci. Technol. 17: 409-419.
- AMLACHER, E. (1992): Taschenbuch der Fischkrankheiten. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 500 S.
- ANTHONISEN, A.C., LOEHR, R.C., PRAKASAM, T.B.S. & SRINARH, E.G. (1976): Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J. Wat. Pollut. Control Fed. 48 (5): 835-852.
- BAER J. & KONRAD M. (2010). Eintrag von Totholz in Fließgewässern - eine Methode zum Schutz von Fischbeständen vor der Prädation durch Kormorane? Vogelwarte 48: 15-20.
- BALMELLE, B., NGUYEN, K.M., CAPDEVILLE, B., CORNIER, J.C. & DEGUIN, A. (1992): Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. Wat. Sci. Tech. 26 (5-6): 1017-1025.
- BARDONNET, A. & GAUDIN, P. (1990): Diel pattern of first downstream displacement at the time of emergence in grayling (*Thymallus thymallus* L. 1758). J. Fish Biology 37: 623-627.
- BARDONNET, A., GAUDIN, P. & PERSAT, H. (1991): Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). Freshwater Biology 26: 365–376.
- BARTLETT, F. & NEUMANN, D. (1998): Sensitivity of Brown Trout Alevins (*Salmo trutta* L.) to Nitrite at Different Chloride Concentrations. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60: 340-346.
- BECKER, A. & ORTLEPP, J. (2021): Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern. Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs. Hrsg. Regierungspräsidium Tübingen. 119 S.
- BEIKE, M. (2012): Die Geschichte der Kormoranfischerei in Europa. – Vogelwelt 133, 1-21.
- BIGGS, B.J.K. & CLOSE, M.E. (1989): Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. Freshwater Biol. 22: 209-231.
- BLASEL, K. (2004): Einfluss der Kormoran-Prädation auf den Fischbestand des Restrheins. Fischerreibehörde Freiburg. 56 S.

- BLAXTER, J.H.S. (1991): The Effect of Temperature On Larval Fishes. *Netherlands Journal of Zoology* 42: 336–357.
- BORNE, MAX von dem (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reichs, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. W. Moeser Hofbuchdruckerei Berlin. Digitalisiert von der Humboldt Universität zu Berlin. 307 S.
- BOULTON, A.J., DATRY, T., KASAHARA, T., MUTZ, M. & STANFORD, J.A. (2010): Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1):26-40.
- BROWN, D.A. & MCLEAY, D.J. (1975): Effect of nitrite on methemoglobin and total haemoglobin of juvenile rainbow trout. *Prog. Fish Cult.* 37 (1): 36-38.
- BUCHER, F. & HOFER, R. (1993): The effects of treated domestic sewage on three organs (gills, kidney, liver) of brown trout (*Salmo trutta*). *Water research* 27, 255-261.
- BURKHALTER, D.E. & KAYA, C.M. (1977): Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilised eggs and sac-fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 106 (5): 470-475.
- BURKHARDT-HOLM, P., ESCHER, M. & MEIER, W. (1997): Waste-water management plant effluents cause cellular alterations in the skin of brown trout. *Journal of Fish Biology* 49, 744-758.
- BURROWS, R.E. (1964): Effects of accumulated excretory products on hatchery-reared salmonids. U.S. Dep. Int. Fish Wildl. Serv., Washington, DC, Res. Rep. 66, S. 1-12.
- CAMERON, J.N. (1971): Methemoglobin in erythrocytes of rainbow trout. *Comp. Biochem. Physiol. A, Comparative Physiology* 40: 743-749.
- CAMERON, J.N. & HEISLER, N. (1983): Studies of ammonia in the rainbow trout: physico-chemical parameters, acid-base behaviour and respiratory clearance. *J. exp. Biol.* 105: 107-125.
- CATTANÉO, F., GRIMARDIAS, D., CARAYON, M., PERSAT, H. & BARDONNET, A. (2014): A multidimensional typology of riverbank habitats explains the distribution of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) fry in a temperate river. *Ecology of Freshwater Fish* 23(4):527–543.
- ČECH, M. & VEJŘÍK, L. (2011): Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the River Vltava: estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica* 60(2), 129-142.

- CLARAMUNT, R.M., WAHL, D.H. (2000): The effects of abiotic and biotic factors in determining larval fish growth rates: a comparison across species and reservoirs. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 835–851.
- COLT, J. & ARMSTRONG, D. (1979): Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and molluscs. Dep. Civil Engineering, Univ. California, Davis, CA. Präsentiert auf dem Bio-Engineering Symposium, Fish Culture Section of the Am. Fish. Soc., 1979, Traverse City, MI, S. 1-25.
- COOPER, A.I.L. & PLUM, F. (1987): Biochemistry and physiology of brain ammonia. *Physiol. Rev.* 67: 440-519.
- CRAWFORD, R.E. & ALLEN, G.H. (1977): Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 105-109.
- DAVIS, J.C. (1975): Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32: 2295-2332.
- DEEGAN, L.A., GOLDEN, H.E., HARVEY, C.J., PETERSON, B.J., 1999. Influence of Environmental Variability on the Growth of Age-0 and Adult Arctic Grayling. *Transactions of the American Fisheries Society* 128, 1163–1175.
- DÖTTLING, V. (2017): Sedimentuntersuchungen der Lahn (EU-LIFE-Projekt 14IPE/DE/022_Teilprojekte C7B/D4). Kühn Geoconsulting GmbH. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 24 S. + Anhang.
- DÖTTLING, V. (2019a): Sedimentuntersuchung Obere Lahn (EU-LIFE-Projekt 14IPE/DE/022_Teilprojekte C7B/D4). Projekt – Nr. 2170193BG_G02. Kühn Geoconsulting GmbH. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 25 S. + Anhang.
- DÖTTLING, V. (2019b): Sedimentuntersuchung Obere Lahn (EU-LIFE-Projekt 14IPE/DE/022_Teilprojekte C7B/D4). Projekt – Nr. 2170193BG_G03. Kühn Geoconsulting GmbH. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 25 S. + Anhang.
- DÖTTLING, V. (2020): Sedimentuntersuchung Obere Lahn (EU-LIFE-Projekt 14IPE/DE/022_Teilprojekte C7B/D4). Projekt – Nr. 2170193BG_G04. Kühn Geoconsulting GmbH. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 30 S. + Anhang.
- DÖTTLING, V. (2021): Sedimentuntersuchung Obere Lahn (EU-LIFE-Projekt 14IPE/DE/022_Teilprojekte C7B/D4). Projekt – Nr. 2170193BG_G04. Kühn Geoconsulting GmbH. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 28 S. + Anhang.
- DUERREGGER, A., PANDER, J., PALT, M., MUELLER, M., NAGEL, C., & GEIST, J. (2018): The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 27: 920–932. <https://doi.org/10.1111/eff.12403>.

- DUMJIC, A. (1997): Der vernachlässigte Edelfisch: Die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. Facultas Universitätsverlag, Wien. 111 S.
- DUßLING, U. (2009): Handbuch zu FiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- DUßLING, U. (2014) FiBS, Version 8.1.1 – Software zur fischbasierten ökologischen Bewertung von Fließgewässern gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
- EBEL, G. (2021): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf Fischbestände in Fließgewässern Sachsen-Anhalts. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt: 49. Jahrgang, 26–39.
- FLORE, L., KECKEIS, H., & SCHIEMER, F. (2001): Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0+ nase (*Chondrostoma nasus* L.) in flowing water: An integrative laboratory approach. *LargeRivers*, 12(2–4): 409–424. <https://doi.org/10.1127/lr/12/2001/409>.
- FÖRSTER, M, HEPTING, C., BLANCKENHAGEN B. V., HÜBNER, D., WIDDIG, T. & TEUBER, D. (2006): Grunddatenerfassung zum Monitoring und Management des FFH-Gebietes 5118-302 „Obere Lahn mit Wetschaft und Nebengewässern“. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 76 S.
- FRANKHAM, R. (1995): Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genet. Res.* 66(2), 95–107.
- FRANKLIN, I. R. (1980): Evolutionary change in small populations. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (eds Soulé, M. E. & Wilcox, B. A.) 135–149 (Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA, 1980).
- FREIBERGER, L. (2019): Beschattende Wirkung von Ufergehölzen auf das Temperaturregime in Fließgewässern am Beispiel der Diete in der Gemeinde Breidenbach, Kreis Marburg-Biedenkopf. BSc-Arbeit an der Technischen Hochschule Mittelhessen, Gießen.
- FREYHOF, J. (1997): Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Sieg, Germany. *Folia Zool.* 46 (Suppl. 1): 89–96.
- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). – In: Haupt, H.; Ludwig, G.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Otto, C. & Pauly, A. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 1: Wirbeltiere. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291–316.
- FRICKE, R., HÜBNER, D., HASSINGER, R. & HENKEL, H. (2019): Ethohydraulische Untersuchung zur Funktionalität und Fischfreundlichkeit einer neuentwickelten Fangkammer unterer besonderer Berücksichtigung von Bodenfischen. Abschlussbericht über ein

Entwicklungsprojekt gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Aktenzeichen 34316/01-32). 57 S.

- FRICKE, R., GRAF, T., HÜBNER, D., MEWES, D., WINKELMANN, C. & WORISCHKA, S. (2022): Zwischenbericht Forschungsprojekt - Vom Experiment zur Realität: Anwendbarkeit und Wirksamkeit der Biomanipulation in Mittelgebirgsflüssen. Gefördert vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. Förderkennzeichen 2818BM084, 40 S.
- GAINO, E., ARILLO, A. & MENSI, P. (1984): Involvement of the gill chloride cells of trout under acute nitrite intoxication. *Comp Biochem Physiol* 77A: 611-617.
- GAYE-SIESSEGGER, J. (2013): Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) in Baden-Württemberg - Bestand, Auswirkungen auf die Fischfauna sowie Entwicklungen im Zuge der Umsetzung der neuen Kormoranverordnung. Abschlussbericht Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. 36 S.
- GEIST, J. & AUERSWALD, K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299-2316.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. 63 S.
- GÖRLACH, J. & WAGNER, F. (2008): Überprüfung des winterlichen Kormoraneinflusses auf die Fischbestandssituation in der Ilm/Thüringen. Seiten 33-55 In Tagungsband Seminar „Kormoran und Fischartenschutz“. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Baden-Württemberg e.V., Heft 3.
- GÖRNER, M. (2019): Spannungsfeld zwischen Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) und Zielstellungen des Artenschutzes. *Acta ornithoecologica*, Jena 9. 1: 59 – 87.
- GUM B., GROSS R. & KUEHN R. (2006). Discriminating the impact of recent human mediated stock transfer from historical gene flow on genetic structure of European grayling *Thymallus thymallus* L. *Journal of Fish Biology* 69, 115–135. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01264.x>.
- GUTHRUF, J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes. Dissertation ETH Zürich, Kastanienbaum. 180 S.
- HANFLAND, S., BORN, O. & STEIN, H. (2003): Äschenbesatz in bayerischen Gewässern - Untersuchungen zum Erfolg von bestandsstützenden Besatzmaßnahmen. Studie im

Auftrag des LFV Bayern e.V. und des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten, 106 S.

HARTMANN, U. (1988): Probleme der Eientwicklung der Meerforelle in der Stör – Vorschläge zu einer Lösung. In: Arbeiten des Deutschen Fischerei Verbandes Heft 46: 72-94.

HAUER C., UNFER, G., SCHMUTZ, S., HABERSACK, H. (2007): The importance of morphodynamic processes used as spawning grounds during the incubation time of nase (*Chondrostoma nasus*). – *Hydrobiologia* 579: 15–27.

HAUER C., UNFER G., SCHMUTZ S. & HABERSACK, H. (2008): Morphodynamic effects on the habitat of juvenile cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a restored Austrian lowland river. – *Environmental Management* 42: 279–296.

HAUGEN T.O. & VOLLESTAD L.A. (2000). Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of Evolutionary Biology* 13, 897–905. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2000.00242.x>.

HEATHWAITE, A.L. (1993): Nitrogen cycling in surface waters and lakes. In: BURT et al. (Hrsg.): Nitrate: Processes, patterns and management. John Wiley and Sons, Chichester, England. S. 99-140.

HENNINGS, R. (2021): Kormoranzählung in Hessen Winter 2019/2020. Auswertung eines Angler-Science-Projekts des Verbandes Hessischer Fischer November 2019 und Januar 2020. Verband Hessischer Fischer, Wiesbaden.

HERTIG, A. (2006): Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven. Dissertation an der Universität Zürich, 173 S.

HGON Informationsblatt (2016): Kormorane in Hessen – Zu Unrecht verfolgt. Hrsg. Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V. 6 S.

HIRZINGER, V., KECKEIS, H., NEMESCHKAL, H.L. & SCHIEMER F. (2004): The importance of inshore areas for adult fish distribution along a free-flowing section of the Danube, Austria.- *River Research and Applications* 20 (2): 137-149.

HLNUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE) (2017): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2016. *Hydrologie in Hessen*, Heft 15.

HLNUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE) (2018): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2017. *Hydrologie in Hessen*, Heft 16.

HLNUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE) (2019): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2018. *Hydrologie in Hessen*, Heft 18.

- HLNUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE) (2020): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2019. Hydrologie in Hessen, Heft 19.
- HLNUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE) (2021): Gewässerkundlicher Jahresbericht 2020. Hydrologie in Hessen, Heft 23.
- HMUKLV & HESSEN FORST FORST FENA (2014): Atlas der Fische Hessens. Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. Hrsg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) und Hessen Forst. 496 S.
- HÜBNER, D. (1997): Nahrungsspektrum und Selektivität von 0+ Äschen (*Thymallus thymallus* L.). Tagungsbericht der DGL und SIL 1996, Schwedt/Oder, Band II: 447-451.
- HÜBNER, D. (2003): Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) – Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation Universität Marburg. 178 S.
- HÜBNER, D. (2015): Maßnahmen zur Stützung des Äschenbestandes in der oberen Lahn bei Biedenkopf Bestandsaufnahme und Identifizierung möglicher Ursachen für den Rückgang. Studie im Auftrag des Fischereivereins des Kreises Biedenkopf e.V. 29. S.
- HÜBNER D. (2018a): Planung und ökologische Begleitung der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen in der Lahn unterhalb des Wehres in Kernbach und der Fließstrecke bei Sterzhausen. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen - Dez. 53.3 Forsten und Naturschutz. 19 S.
- HÜBNER, D. (2018b): Ökologische Baubegleitung des Baus der Fischaufstiegsanlage am Sportplatzwehr in Dautphetal-Friedensdorf (Lahn) - aquatischer Teil. Im Auftrag des Unterhaltungsverbandes Obere Lahn, Lahntal. 17 S.
- HÜBNER, D. (2020a): Ökologische Baubegleitung für die Baggerarbeiten zur Anbindung des Altarms in Cölbe an die Lahn. Im Auftrag des Wasserverbandes Lahn-Ohm. 5 S.
- HÜBNER, D. (2020b): Ökologische Baubegleitung beim Bau einer Fischaufstiegsanlage zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit am Wanderhindernis der Ohm (Station 13 + 500). Im Auftrag des Wasserverbandes Lahn Ohm. 17.
- HÜBNER, D. (2021): Pilotprojekt Aalmonitoring Fang der Blankaale aus der Lahn zum Schutz vor Verletzungen an Wasserkraftanlagen und der Transport zum Rhein 2012-2021. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen – obere Fischereibehörde- 39 S.
- HÜBNER, D., BORCHARDT, D. & FISCHER, J. (2009): Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Advances in Limnology* 61: 205–224.

- HÜBNER, D. & FRICKE, R. (2014): Bewertung verschieden eingebauter Totholzvarianten für die Fischfauna. Erhöhung der Biodiversität im Fließgewässer. Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen. 69 S.
- HÜBNER, D., CRAMER, C & SCHMIDT, T. (2016a): Wiederansiedlung der Nase (*Chondrostoma nasus*) im Oberlauf der Lahn. 2. Zwischenbericht. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen – obere Fischereibehörde. 46 S.
- HÜBNER, D., FRICKE, R., GRAF, T. & HEMPEL, E. (2016b): Untersuchungen zu den Milieubedingungen für Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und Bachmuschel (*Unio crassus*) im Interstitial der Nister 2013 und 2015. Im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (Koblenz). 81 S.
- HÜBNER, D., FRICKE, R. & GRAF, T. (2016c): Kontrolle des Schlupfes von Äschenlarven und des Reproduktionserfolges der Äsche unterhalb von neun Laichplätzen in der oberen Lahn. Studie im Auftrag des Landes Hessen vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. 32 S.
- HÜBNER, D., FRICKE, R. & GRAF, T. (2017): Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn (LIFE14 IPE/DE/022_C7B/D4): 1. Zwischenbericht. Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen, Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. 66 S.
- HÜBNER, D., FRICKE, R. & GRAF, T. (2018): Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn (LIFE14 IPE/DE/022_C7B/D4): 2. Zwischenbericht. Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen, Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. 69 S.
- HÜBNER, D., FRICKE, R. & GRAF, T. (2019): Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn (LIFE14 IPE/DE/022_C7B/D4): 3. Zwischenbericht. Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen, Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. 73 S.
- HÜBNER, D. & FRICKE, R. (2020): Planung und ökologische Baubegleitung der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen in der Lahn bei Cölbe. Im Auftrag des Wasserverbands Lahn-Ohm. 15 S.
- HÜBNER, D. & GRAF, T. (2020): Planung und ökologische Baubegleitung der Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen in der Oberen Lahn. Im Auftrag des Unterhaltungsverbands Obere Lahn. 31 S.

- HÜBNER, D., FRICKE, R. & GRAF, T. (2020): Maßnahmen zur Stützung der Bestände der kieslaichenden Fischarten Äsche und Nase in der Oberen Lahn (LIFE14 IPE/DE/022_C7B/D4): 4. Zwischenbericht. Studie im Auftrag des Landes Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Gießen, Abteilung Ländlicher Raum, Forsten, Natur- und Verbraucherschutz. 68 S.
- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 11: 322–351.
- HUET, M. (1962): Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 24: 412–431.
- HUEY, D.W., SIMCO, B.A. & CRISWELL, D.W. (1980): Nitrite-induced methemoglobin formation in channel catfish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109: 558-562.
- HURVITZ, A., BERCOVIER, H. & VAN RIJN, J. (1997): Effect of ammonia on the survival and the immune response of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) vaccinated against *Streptococcus iniae*. *Fish & Shellfish Immunology* 7 (1): 45-53
- IBISCH, R. B., I. SEYDELL & D. BORCHARDT (2009): Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Advances in Limnology* 61: 87–104.
- INGENDAHL D. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *Journal of Fish Biology.* 58: 325–341.
- INGENDAHL, D., TER HASEBORG, E., MEIER, M., VAN DER MOST, O., STEELE, H. & WERNER, D. (2002): Linking hyporheic community respiration and inorganic nitrogen transformation in the River Lahn (Germany). *Arch. Hydrobiol.* 150: 99-120
- INGENDAHL, D., TER HASEBORG, E., VAN DER MOST, O. & WERNER, D. (2009): Influence of interstitial flow velocity on hyporheic consumption and nitrat Production. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 61: 119-137
- JENSEN, F.B. (1990): Nitrite and red cell function in carp: control factors for nitrite entry, membrane potassium ion permeation, oxygen affinity and methaemoglobin formation. *J. Exp. Biol.* 152: 149-166.
- JENSEN, F.B., ANDERSEN, N.A. & HEISLER, N. (1987): Effects of nitrite exposure on blood respiratory properties, acid-base and electrolyte regulation in the carp (*Cyprinus carpio*). *J. Comp. Physiol. B, Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 157: 533-541.
- JESPEN, N., RAVN; H.D. & PEDERSEN, S. (2018): Change of foraging behavior of cormorants and the effect of river fishes. *Hydrobiologia.* <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3656-2>.

- JORDAN, D.H.M. & LLOYD, R. (1964): The resistance of rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson) and roach (*Rutilus rutilus*, L.) to alkaline solutions. Int. J. Air Wat. Pollut. 8: 405-409.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G. MOOG, O., SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag Wien, 517 S.
- KAMLER, E. (1992): Early Life History of Fish: an Energetics Approach. Chapman & Hall, London.
- KECKEIS, H., WINKLER, G., FLORE, L., RECKENDORFER, W., & SCHIEMER, F. (1997): Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Danube, Austria. Folia Zoologica, 146: 143-150.
- KINZELBACH, R. (2010): Nomenklatur und Geschichte: Der Kormoran in Mitteleuropa. – Falke 57, 70-78.
- KIRCHHOFER, A. (1995): Schutzkonzept für Bachneunaugen in der Schweiz. – Fischökologie 8: 93-108.
- KÖBSCH, C., KRENEK, S. & BERENDONK, T.U. (2019a): Genetische Charakterisierung von Besatzäschchen als Grundlage für eine Bewertung ihrer Eignung zur Bestandsstützung der Wildpopulation der Äsche (*Thymallus thymallus*) in der oberen Lahn. Abschlussbericht erstellt im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen, Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Dresden, Deutschland, 35 S.
- 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.
- KREUZIGER, J. (2016a): Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) Schlafplatzzählung in Hessen 2013/2014. Im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 14 S.
- KREUZIGER, J. (2016b): Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) Schlafplatzzählung in Hessen 2014/2015. Im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 12 S.

- LANUV (2017): Das Äschenhilfsprogramm in Nordrhein-Westfalen Abschlussbericht Landesamt für Natur- Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht 48 S.
- LACROIX, G.L. (1985): Survival of eggs and alevins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to the chemistry of interstitial water in redds in some acidic streams of Atlantic Canada. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 42:292-299
- LENK, M., SAENGER, N., TRÄBING, K., KILICH, F., FISCHER, J. & BORTCHARD, D. (1999) : Multilevel-Interstitialsonde. Methode zur tiefenorientierten Untersuchungen im Gewässersedimenten. DVWK Schriften 128 : 150-157.
- LEVI, G., MORISI, G., COLETTI, A. & CATANZARO, R. (1974): Free amino acids in fish brain: normal levels and changes upon exposure to high ammonia concentrations in vivo and upon incubation of brain slices. *Comp. Biochem. Physiol.* 49 A: 623-636.
- LEWIS, W.M. & MORRIS, D.P. (1986): Toxicity of Nitrite to Fish: A Review. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 (2): 183-195.
- LINDROTH, A. (1942): Sauerstoffbedarf der Fische. II. Verschiedene Altersstadien vom Lachs und Hecht. *Zeitschrift für vergleichende Physiologie* (29): 583-594.
- LOBÓN-CERVIÁ, J., (2013): Recruitment and survival rate variability in fish populations: density-dependent regulation or further evidence of environmental determinants? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 290–300.
- MASSA, F., DELFORME, C., BAGLINIERE, J.L., PRUNET, P. & GRIMALDI, C. (1999): Expositions d'œufs de truite commune (*Salmo trutta*) à des hypoxies temporaires ou continue: effets sur la branchie, la résorption de la vésicule vitelline et les caractéristiques morphométriques des alevins. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 355: 421-440.
- MERANER A., CORNETTI L. & GANDOLFI A. (2014). Defining conservation units in a stocking-induced genetic melting pot: unraveling native and multiple exotic genetic imprints of recent and historical secondary contact in Adriatic grayling. *Ecology and Evolution* 4, 1313–1327. <https://doi.org/10.1002/ece3.931>.
- MERANER A. & GANDOLFI A. (2012). Phylogeography of European grayling, *Thymallus thymallus* (Actinopterygii, Salmonidae), within the Northern Adriatic basin: evidence for native and exotic mitochondrial DNA lineages. *Hydrobiologia* 693, 205–221. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1109-x>.
- MEYBECK, M. (1982): Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282: 401-450.
- NAEGLI, M.W. & UEHLINGER, U. (1997): Contribution of the hyporheic zone to ecosystem metabolism in a prealpine gravel-bed river. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 16 (4): 794-804.

- NAGEL, C., PANDER, J., MÜLLER, M., GEIST, J. (2019): Substrate composition determines emergence success and development of European nase larvae (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecol Freshw Fish*. 2020 (29):121–131.
- NAGEL, C., MÜLLER, M., PANDER, J. & GEIST, J. (2020): Making up the bed: Gravel cleaning as a contribution to nase (*Chondrostoma nasus* L.) spawning and recruitment success. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 2020 (30):2269–2283.
- OVEGARD, M.K., JESPEN, N, NORD, M.B. & PETERSSON, E. (2021): Cormorant predation effects on fish populations: A global meta- analysis. *Fish and Fisheries* 22:605–622.
- OVIDIO, M., HANZEN, C., GENNOTTE, V., MICHAUX, J., BENITEZ, J.-P. & DIRECKX, A. (2016): Is adult translocation a credible way to accelerate the recolonization process of *Chondrostoma nasus* in a rehabilitated river? *Cybum* 40 (1), 43-49.
- PANDER, J., MÜLLER, M., & GEIST, J. (2015): A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River Res. Applic.* 31: 239–255.
- PANDER, J., GEIST J. (2016) Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering* (88): 28-38.
- PANDER, J., MÜLLER, M., KNOTT, J., EGG, L. & GEIST, J. (2016): Is it worth the money? The functionality of engineered shallow stream banks as habitat for juvenile fishes in heavily modified water bodies. *River Res. Applic.* 2016.
- PANDER, J.; NAGEL, C. & GEIST, J. (2021): Integration of Constructed Floodplain Ponds into Nature-Like Fish Passes Supports Fish Diversity in a Heavily Modified Water Body. *Water* 2021, 13, 1018.
- PATZNER, R.A. & WEIDINGER, C. (2006): Die Eier heimischer Fische 18. Nase- *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) (Cyprinidae). *Österreichs Fischerei* (59): 163-168.
- PERSAT H., MATTERS DORFER K., CHARLAT S., SCHENEKAR T. & WEISS S. (2016). Genetic integrity of European grayling (*Thymallus thymallus* L. 1758) within the Vienne River drainage basin after five decades of stockings. *Cybum* 40, 7–20. <https://doi.org/10.3389/conf.FMARS.2015.03.00149>.
- PETERS, G., HOFFMANN, R. & KLINGER, H. (1984): (1984): Environment-induced gill disease of cultured rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture* 38: 105-126.
- PETERSON, C.G., WEIBEL, A.C., GRIMM, N.B. & FISHER, S. G. (1994): Mechanisms of benthic algal recovery following spates: comparison of simulated and natural events. *Oecologia* 98: 280–290.

- PHILLIPS, R.W. & CAMPBELL, H.J. (1962): The embryonic survival of coho salmon and steelhead trout as influenced by some environmental conditions in gravel beds. Marine Fisheries Commission Annual Report (14): 60-75.
- POLIVKA, R. & DÜMPELMANN, C. (2016): Wissenschaftliches Monitoring zur Renaturierung der Lahn zwischen Lahntal-Caldern und Lahntal-Kernbach. Ergänzung 2016 – Fische-. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 15 S.
- PUCHTA, A. (2003): Ornithologische Begleituntersuchung zur Kormoranvergrämung im Naturschutzgebiet „Rheindelta“ im Herbst 2002. Abschlussbericht zur Studie im Auftrag des Landesfischereizentrums Vorarlberg und der Vorarlberger Naturschau in Dornbirn. 92 S.
- RAHAMAN-NORONHA, E., O`DONNELL, M.J., PILLEY, C.M. & WRIGHT, P.A. (1996): Excretion and distribution of ammonia and the influence of boundary layer acidification in embryonic rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). J. Exp. Biol. 199: 2713-2723.
- RANDALL, C.W. & BUTH, D. (1984): Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects. J. Water Pollut. Control. Fed. 56 (9): 1039-1044.
- REY, P. & BECKER, A. (2005): Kormorane in der Fußacher Bucht. Expertise im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung. 64 S.
- REY, P. (2019): Die Nase (*Chondrostoma nasus*) im Einzugsgebiet des Bodensees. Grundlagenbericht für internationale Maßnahmenprogramme. Büro Hydra im Auftrag der internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF). 74 S.
- RICE, S.D. & STOKES, R.M. (1974): Metabolism of nitrogenous wastes in the eggs and alevins of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. In: The Early Life History of Fish (Hrsg. J.H.S. Blaxter), Springer Verlag, New York. S. 325-337.
- RICHTER, K.U. & KRÜNER, G. (1994): Elimination of nitrogen in two flooded and statically packed bed biofilters with aerobic and anaerobic microsites. Water Research 28 (3): 709-716.
- ROSENFELD, J. S. (2014): 50/500 OR 100/1000? Reconciling short-and long-term recovery targets and MVPs. Biol. Conserv. 176, 287–288.
- RUSSO, R.C., SMITH, C.E. & THURSTON, R.V. (1974): Acute Toxicity of Nitrite to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 31 (10):1653-1655.
- SAENGER, N. (2000): Identifikation von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. Dissertation Techn. Universität Darmstadt. 109 S.

- SAGNES, P., GAUDIN, P. & STATZNER, B. (1997): Shifts in morphometrics and their relation to hydrodynamic potential and habitat use during grayling ontogenesis. *J. Fish Biology* 50: 846-858.
- SCHAUMBURG J. (1995): Der Fischbestand im Gebiet der oberen Lahn (Hessen) und seine Bewirtschaftung als Indikator für den ökologischen Zustand eines Fließgewässers im Mittelgebirgsraum. *Lauterbornia* (20): 1-22.
- SCHMIDT, J. (2002): Methodische Konzeptionen zur Charakterisierung der funktionalen Rolle der interstitiellen Fauna im Hyporheal eines anthropogen belasteten Fließgewässers. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg.
- SCHMITZ, W. & SCHUHMAN G.O. (1982): Sommerliche Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. *Arch. Hydrobiol.* 95: 435-444
- SCHNEIDER, J., JÖRGENSEN, L., KRAU, F. & FETTHAUER, M. (2015): WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kormoranfraßdruck – wenn trophische Störung Strukturgüte schlägt. *Gewässer und Boden.* 755.
- SCHNEIDER, J. (2021): Wiederansiedlung der Quappe (*Lota lota*) an Aar und Lahn (hessisches Lahnsystem). Maßnahmen 2015 bis 2021. Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Gießen. 43 S.
- SCHWEVERS, U. & ADAM, B. (1997): Wiederansiedlung der Nase in der Lahn. Ein Artenschutzprojekt der IG Lahn. Im Auftrag der IG Lahn. 30 S.
- SCHWEVERS, U., ADAM, B. (1998): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die Fischbestände der Ahr (Rheinland-Pfalz). *Österreichs Fischerei* 51:198-201.
- SCHWEVERS, U., B. ADAM. 2003. Zum Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände der Unteren Eder (Hessen). *Fischer und Teichwirt* 54:171-173.
- SCOTT, A. (1985): Distribution, growth and feeding of postemergent grayling *Thymallus thymallus* in an English River. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 525-531.
- SEMPESKI, P. & GAUDIN, P. (1995a): Habitat selection by grayling – I. Spawning habitats. *J. Fish Biology* 47: 256-265.
- SEMPESKI, P. & GAUDIN, P. (1995b): Habitat selection by grayling – II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *J. Fish Biology* 47: 345–349.
- SEMPESKI, P., GAUDIN, P., PERSAT, H. & GROLET, O. (1995): Diet selection in early-life stages of grayling (*Thymallus thymallus*). *Arch. Hydrobiol.* 132: (4): 437-452.
- SEMPESKI, P. GAUDIN, P. & HEROQUIN, E. (1998): Experimental study of young grayling (*Thymallus thymallus*) physical habitat selection factors in an artificial stream. *Arch. Hydrobiol.* 141 (3): 321-332.

- SIFA, L., MATHIAS, J.A. (1987): The critical period of high mortality of larvae fish—a discussion based on current research. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 5, 80–96.
- SMITH, C.E. & PIPER, R.G. (1975): Lesions associated with chronic exposure to ammonia. In: W.E. Ribelin & G.Migaki (Hrsg.): *The Pathology of Fishes*. The University of Wisconsin Press, Madison, WI, S. 497-514.
- SMITH, R.V., BURNS, L.C., DOYLE, R.M., LENNOX, S.D., KELSO, B.H.L., FOY, R.H. & STEVENS, R.J. (1997): Free Ammonia Inhibition of Nitrification in River Sediments Leading to Nitrite Accumulation. *J. Environ. Qual.* 26: 1049-1055.
- SOWDEN, T.K. & POWER, G. (1985): Prediction of Rainbow Trout Embryo Survival in Relation to Groundwater Seepage and Particle Size of Spawning Substrates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 804-812.
- SUTER, W. (1993) Kormoran und Fische. Veröffentlichung des Naturhistorischen Museums Bern. 36 S.
- SUTER, W. (1995): The effect of predation by wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (Salmonidae) population: two case studies from Swiss rivers. *J. Appl. Ecol.* 32: 29–46.
- SUTHERSAN, S & GANCZARZYK, J.J. (1986): Inhibition of nitrite oxidation during nitrification – Some observations. *Water Pollut. Res. J. Canada* 21: 257-266
- THOMASSEN G., BARSON N.J., HAUGEN T.O. & VØLLESTAD L.A. (2011). Contemporary divergence in early life history in grayling (*Thymallus thymallus*). *BMC Evolutionary Biology* 11, 360. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-360>
- THURSTON, R.V., RUSSO, R.C. & SMITH, C.E. (1978): Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. *Transactions of the American Fisheries Society* 107 (2): 361-368.
- THURSTON, R.V., RUSSO, R.C., LUEDTKE, R.J., SMITH, C.E., MEYN, E.L., CHAKOUMAKOS, C., WANG, K.C. & BROWN, C.J.D. (1984): Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 56-73.
- UNFER, G. (2012): Zur Ökologie der Bachforelle unter besonderer Berücksichtigung des ersten Lebensjahres. Dissertation Universität Wien 94 S.
- VAN BENNEKOM, A.J., BERGER, G.W., HELDER, W. & DE VRIES, R.T.P. (1978): Nutrient distribution in the Zaire estuary and river plume. *Neth. J. Sea Res.* 12. 296-323.
- VEDEL, N.E., KORSGAARD, B. & JENSEN, F.B. (1998): Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on electrolyte status, blood respiratory properties and brain glutamine/glutamate concentrations. *Aquatic Toxicology* 41: 325-342.

- VELDKAMP, R. (1997): Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe – a first step towards a European management plan. Published by: The National Forest and Nature Agency, Denmark, and The National Reference Centre for Nature Management, The Netherlands. 99 S.
- VÖLKER, J., E. CORING, J. ELINGHAUSEN, D. BORCHARDT. 2010. Gewässerökologische Untersuchungen und Bewertung der pflanzlichen Komponenten (Diatomeen und Phytobenthos) in Bezug auf die defizitären Zustände der Fischfauna in der Lenne (NRW). Abschlussbericht im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg.
- VON DER WESCHE, M. & WETZEL, A. (1998): Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the river Lahn. *Wat. Res.* 32 (5): 1653-1661.
- WAGNER, L. (2020): Renaturierung der Lahn bei Cölbe. Master-Thesis an der Technischen Hochschule Mittelhessen Campus Gießen. 81 S.
- WANG, T., FUJIWARA, M., GAO, X. (2019): Minimum viable population size and population growth rate of freshwater fishes and their relationships with life history traits. *Sci Rep* 9, 3612. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40340-z>.
- WEDEMEYER, G.A., MEYER, F.P. & SMITH, L. (1976): Environmental stress and fish diseases. In: S.F. Snieszko und H.R. Axelrod (Hrsg.): *Diseases of Fishes*. Band 5, T.H.F. Publ. Inc., Jersey City, NJ, 192 S.
- WESTIN, D.T. (1974): Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. *Prog. Fish Cult.* 36: 86-89.
- WETJEN, M., SCHMIDT, T., HÜBNER, D. & SCHULZ, R. (2017): Genetische Diversität der Nase (*Chondrostoma nasus*) in den Zuflüssen des Mittelrheins und abgeleitete Managementempfehlungen. Tagungsband der DGL in Wien, Hardegsen 2017: 138-143.
- WETJEN, M., HÜBNER, D., SEEHAUSEN, O. & SCHULZ, R. (2020): Genetic diversity of endangered *Chondrostoma nasus* in the River Rhine system: Conservation genetics considerations on stocking and reintroduction. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 421,25 <https://doi.org/10.1051/kmae/2020016>.
- WILKIE, M.P. & WOOD, CH.M. (1991): Nitrogenous waste excretion, acid-base regulation, and ionoregulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to extremely alkaline water. *Physiol. Zool.* 64: 1069-1086.
- WILKIE, M.P., SIMMONS, H.E. & WOOD, CH.M. (1996): Physiological Adaptations of Rainbow Trout to Chronically Elevated Water pH (pH = 9.5). *J. Exp. Zool.* 274:1-14.
- WILKIE, M.P., LAURENT, P. & WOOD, CH.M. (1999): Differential regulation of Na⁺ and Cl⁻ movements across rainbow trout gills: the influence of highly alkaline (pH = 9.5) water. *Physiol. Biochem. Zool.* 72: 360-368.

- WILLIAMS, E.M. & EDDY, F.B. (1986): Chloride uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. *J. Comp. Physiol. B, Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 156: 867-872.
- WINKELMANN, C., GERKE, M., HÜBNER, D., FRICKE, R., GRAF, T., SCHNEIDER, J. & FETTHAUER, M. (2019): Abschlussbericht für das Forschungsprojekt „Biomaniipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials“. Gefördert vom Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung. Förderkennzeichen: 2813BM010, 51 S.
- WRIGHT, P.A., FELSKIE, A. & ANDERSON, P.M. (1995): Induction of ornithine-urea cycle enzymes and nitrogen metabolism and excretion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during early life stages. *J. Exp. Biol.* 198: 127-135.
- ZIMMERMANN, K. (2002) Untersuchung der Fischbestände in der Fußacher Bucht und in benachbarten Flachwasserzonen aus fischökologischer und fischereiökonomischer Sicht unter spezieller Berücksichtigung der Beeinflussung durch Kormorane und andere fischfressende Vögel. Abschlussbericht zur Studie im Auftrag des Landesfischereizentrums Vorarlberg und der Vorarlberger Naturschau in Dornbirn. 131 S.

14 Anhang

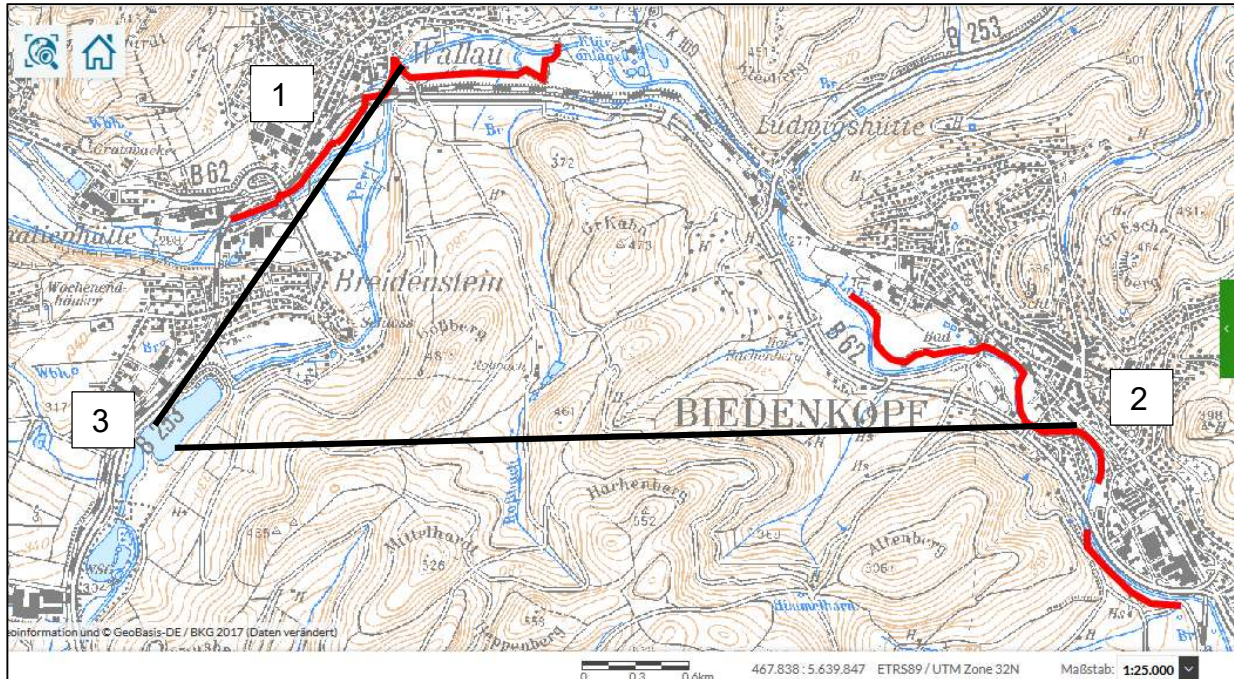


Abb. 1: Kormoranbeobachtungsstrecke Wallau (1): Eisenbahnbrücke bis Holzbrücke unterhalb Wallau, ca. 2,5 km und **Biedenkopf (2):** Holzbrücke oberhalb Schwimmbad bis Holzbrücke Sachsenhausen + Brücke Bundesstraße bis Ende Weg, ca. 2,6 km; **Perfstausee (3)** mit Kormoranschafplatz. Entfernung Luftlinie zur Strecke Wallau: ca. 2,5 km, zur Strecke Biedenkopf: ca. 5 km.

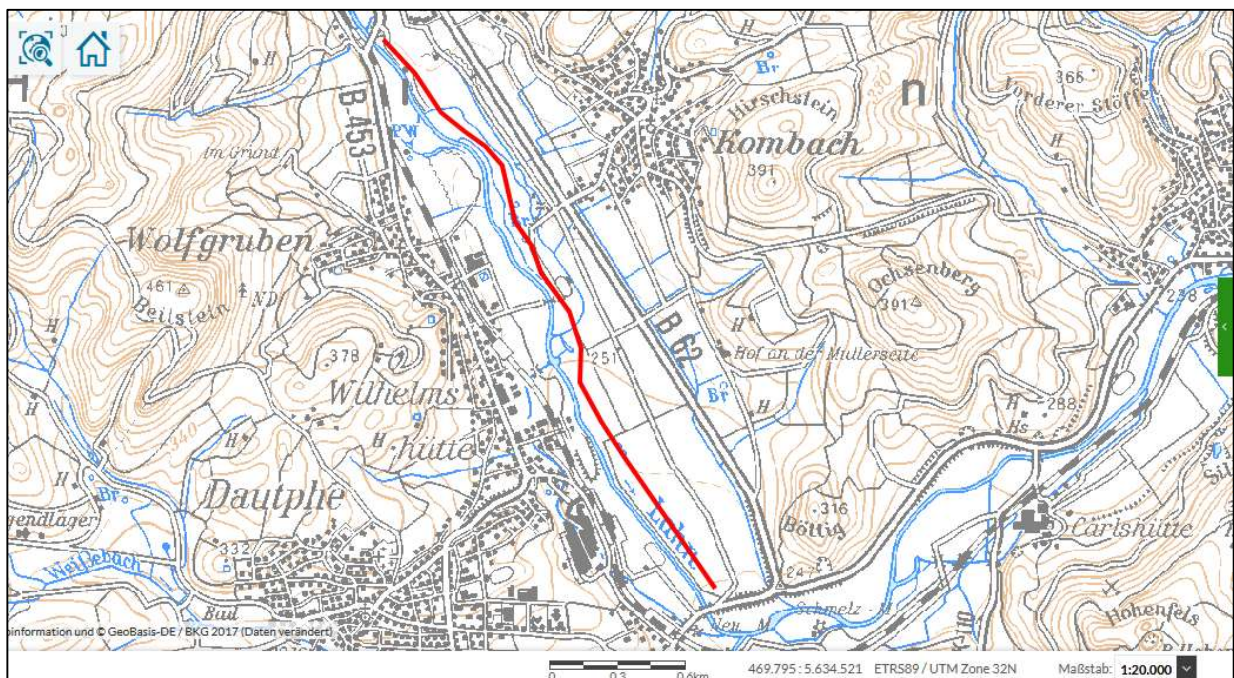


Abb. 2: Kormoranbeobachtungsstrecke Eckelshausen: Straßenbrücke zwischen Eckelshausen und Wolfgruben bis Höhe Sportplatz Friedensdorf ca. 2,6 km.

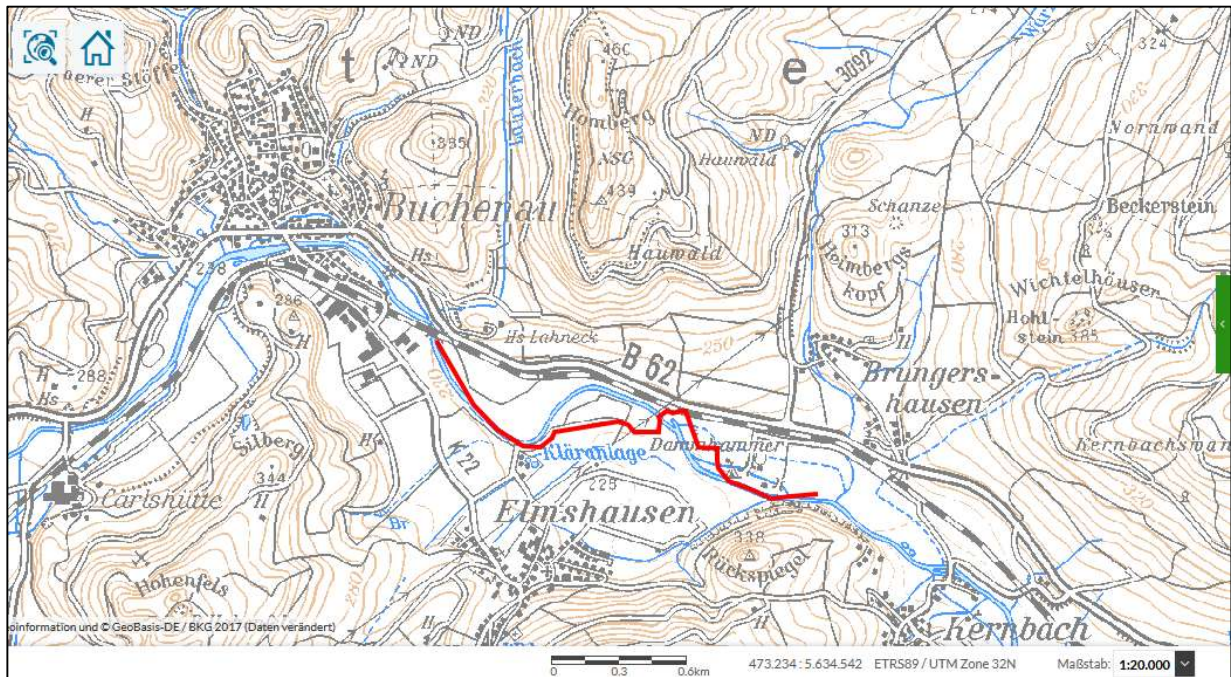


Abb. 3: Kormoranbeobachtungsstrecke Buchenau: Eisenbahnbrücke unterhalb Buchenau bis unterhalb 2. Brücke unterhalb Wehr Dammhammer ca. 2,5 km.

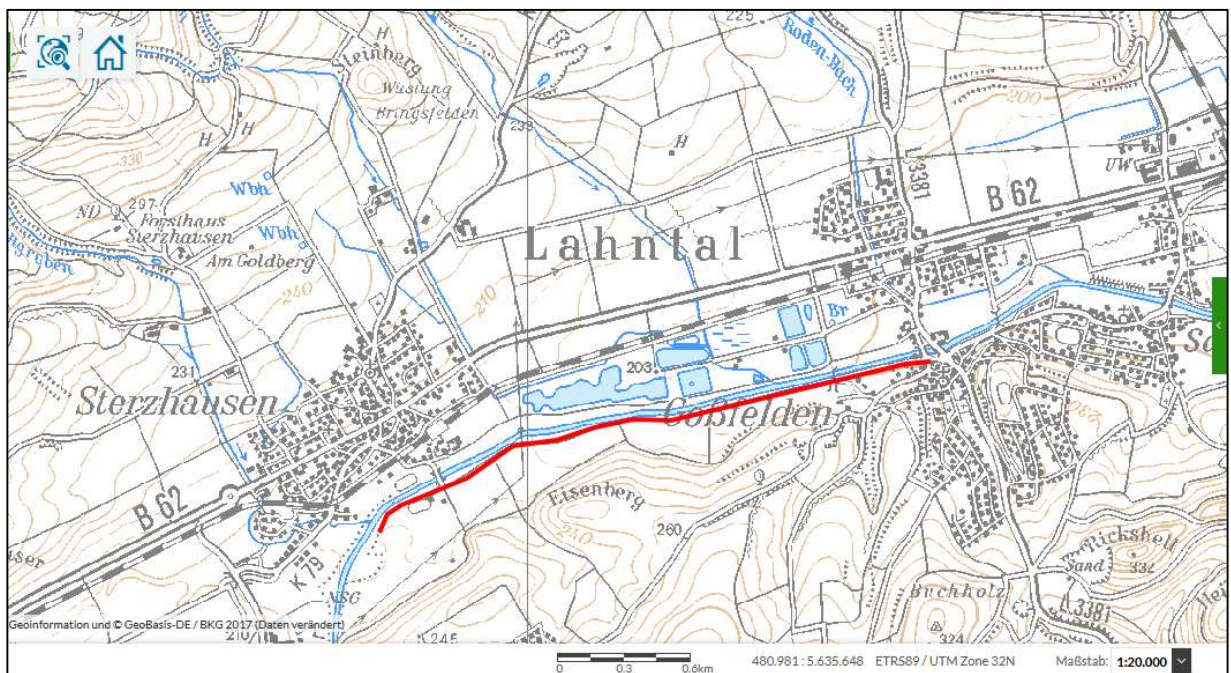


Abb. 4: Kormoranbeobachtungsstrecke Sterzhausen: Goßfelden bis Grenze NSG bei Sterzhausen ca. 2,7 km.

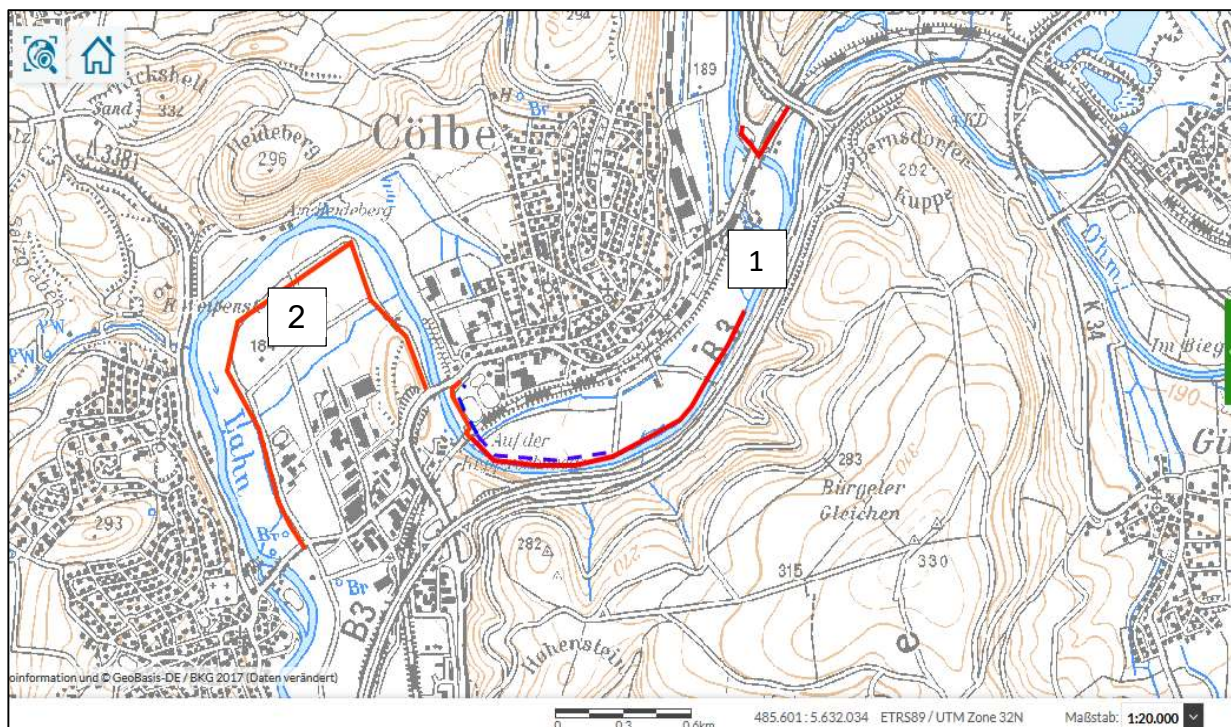


Abb. 5: Kormoranbeobachtungsstrecke Cölbe (1) Straßenbrücke bis Mühlgraben Cölber Mühle und Eibenhardwehr bis Ohmeinmündung ca. 2,4 km und **Staustufe Wehrda (2)** Wehrdaer Wehr bis Cölbe ca. 2,4 km. Rot: vorgeschlagene Strecke, blau gestrichelt bei Hochwasser begangene Strecke, der Rest überflutet.