

Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut

Ergebnisbericht 2024



Niedersachsen

Impressum

Herausgeber: Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und
Lebensmittelsicherheit (LAVES)
Dezernat Binnenfischerei – Fischereikundlicher Dienst
Eintrachtweg 19
30173 Hannover

November 2024

Autorin: Dr. Julia von Dassel-Scharf

Mitarbeit: Dr. Markus Diekmann
Eva Christine Mosch
Lasse Rennebeck
Philipp Tölle

Titelbild: Emmer bei Amelgatzen 2024 (© LAVES)

Inhalt

1	Zusammenfassung	4
2	Einleitung	5
3	Untersuchungsgebiet	7
4	Methodik	9
4.1	Befischungen	9
4.2	Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter.....	9
4.3	Datenauswertung	10
5	Ergebnisdarstellung.....	10
5.1	Artenspektrum im Gesamtfang	10
5.2	Zusammensetzung des Gesamtfangs	11
5.3	Fangergebnisse der Befischungsstrecken.....	12
5.4	Biomassen der Fischarten Äsche und Bachforelle	12
5.5	Ökologische Gilden	13
5.6	Größenverteilung ausgewählter Fischarten	15
6	Diskussion.....	19
6.1	Die Situation des Fischbestands der Emmer.....	19
6.1.1	Artenspektrum und Abundanz - Vergleich zum Zeitraum 2016–2023.....	19
6.1.2	Biomassen von Äsche und Bachforelle - Vergleich zum Zielbestand.....	21
6.1.3	Ökologische Gilden	22
6.1.4	Populationsaufbau ausgewählter Arten	22
6.2	Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer	24
7	Literatur.....	27
8	Anhang.....	29

1 Zusammenfassung

Um negative Auswirkungen der Emmer-Talsperre (Schiedersee) auf das Fließgewässer zu verringern, wurde eine Umflut errichtet, die seit Juni 2015 den Hauptabfluss der Emmer am See vorbeiführt. Damit verbunden erfolgt durch das LAVES - Dezernat Binnenfischerei seit 2016 ein fischereiliches Monitoring in der niedersächsischen Emmer. Ziel der Untersuchung ist die Dokumentation möglicher Auswirkungen der Schiedersee-Umflut auf die Fischzönose, insbesondere den Äschenbestand. Der vorliegende Bericht umfasst die Ergebnisse des Monitorings im Jahr 2024 und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna der Emmer.

Der Gesamtfang im Jahr 2024 setzte sich aus 10 Arten sowie 1.349 Individuen zusammen. Die dominierende Art war die Elritze mit einem Fanganteil von 57,5 %, gefolgt von der Koppe mit 16,7 %. Aal und Bachforelle waren mit Anteilen von 9,6 % bzw. 6,5 % vertreten. Die Äsche wies nur einen Fanganteil von 1,7 % auf.

Für Äsche und Bachforelle wurden Biomassen von 7,5 kg / ha bzw. 74,3 kg / ha ermittelt. Die durchschnittliche Biomasse im Zeitraum 2016–2024 betrug 10,1 kg / ha für die Äsche und 65,6 kg / ha für die Bachforelle. Diese Werte liegen weit unterhalb des für die Emmer anzunehmenden Zielbestands dieser Arten von jeweils etwa 123 kg / ha.

Die relativen Anteile verschiedener Gilden nach Habitatpräferenz, Ernährungsweise und Reproduktionstyp entsprachen zunächst den gewässertypischen Verhältnissen. Die jeweils dominierende Gilde bestand jedoch größtenteils aus der Elritze, deren hoher Anteil die geringe Abundanz der Salmoniden und das Fehlen der Wanderarten überdeckte. Die Anteile der ökologischen Gilden spiegelten daher hier nicht die Defizite im Fischbestand wider.

Elritze und Koppe zeigten jeweils einen mehrjährigen Populationsaufbau und eine intakte Bestandssituation. Bei der Koppe zeichnete sich jedoch in letzter Zeit ein Bestandsrückgang ab, der vermutlich auf eine verringerte Reproduktion hinweist. Die Bachforelle war mit allen Altersstadien vertreten, so dass von einer regelmäßigen Rekrutierung auszugehen ist. Da aber regelmäßig ein Besatz der Art erfolgt, lässt sich der Anteil des natürlichen Aufkommens kaum bestimmen. Zudem fielen geringe Individuenzahlen bei den Subadulten auf. Insgesamt ist daher eine eher geringe natürliche Reproduktion anzunehmen. Beim Gründling wurden mit Ausnahme eines juvenilen Individuums nur Subadulte und Adulte nachgewiesen, was auf einen verminderten Reproduktionserfolg der Art hindeuten könnte. Die Schmerle wies trotz geringer Individuendichte alle Altersstadien auf, so dass von regelmäßiger Reproduktion auf geringem Niveau auszugehen ist. Im Äschenbestand zeigten sich vornehmlich einsömmerige Jungfische. Subadulte waren nur mit Einzelexemplaren vertreten und Adulte fehlten gänzlich, so dass ein deutlich gestörter Populationsaufbau erkennbar wird.

Die aktuelle Untersuchung verdeutlicht, dass sich die Äschenpopulation der Emmer aufgrund äußerst geringer Individuendichten und eines gestörten Altersaufbaus hinsichtlich einer langfristigen Erhaltung in einem sehr kritischen Zustand befindet. Daher ist von einer erheblichen Gefährdung des Bestands auszugehen. Ursachen hierfür liegen vor allem in der Beeinträchtigung der Laichhabitats sowie einer anhaltenden Kormoranprädatoren. Infolge des Klimawandels beeinträchtigen zunehmend auch ungünstige hydrologische Bedingungen während der sensiblen Entwicklungsphasen der Eier, Larven und Jungfische die Entwicklung der Äschenpopulation.

2 Einleitung

Die Emmer ist ein linksseitiger Nebenfluss der Weser. Sie entspringt im südwestlichen Weserbergland (Eggegebirge) nördlich von Bad Driburg in Nordrhein-Westfalen, quert bei Bad Pyrmont die Landesgrenze nach Niedersachsen und mündet bei Emmerthal in die Weser. Die Gesamtlauflänge misst 62 km, das Gefälle beträgt 2,2 ‰. Das Einzugsgebiet umfasst 534 km², wobei der größte Flächenanteil (82 %) zu Nordrhein-Westfalen gehört. Das Umland besteht aus Ackerflächen (57 %), Wald (26 %) und Grünland (8 %) sowie zu 9 % aus anderen Nutzflächen (Sönnichsen & Schackers 2015). Die Emmer ist im Wesentlichen dem Fließgewässertyp 9.1 „Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ zugeordnet, lediglich der Oberlauf gehört zum Typ 7 „Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche“ (LAWA 2003). Nach fischereibiologischer Zonierung entspricht die Emmer überwiegend der Äschenregion (Hyporhithral), der Oberlauf wird als Forellenregion (Epi- und Metarhithral) benannt (MKULNV 2007a). Die potentiell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) wird durch die Leitarten Äsche, Bachforelle, Koppe, Elritze und Bachschmerle sowie teilweise auch Aal und Döbel geprägt (LAVES 2017, MKULNV 2007b). Die Emmer ist als überregionale Wanderroute sowie als Laich- und Aufwuchsgewässer ausgewiesen (NLWKN 2016).

Der niedersächsische Gewässerabschnitt ist gemäß einer Detailstrukturkartierung zu 83 % als stark bis sehr stark verändert eingestuft (NLWKN 2015). Neben einem Mangel an natürlicher Strukturvielfalt durch die Begradigung des Gewässerlaufs und den Uferverbau sind die fehlende ökologische Durchgängigkeit sowie diffuse Nährstoff- und Feinsediment-einträge als Hauptdefizite benannt (Sönnichsen & Schackers 2015). Die Gesamtbewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie zeigt für den Bewirtschaftungszeitraum 2021–2027 einen „mäßigen ökologischen Zustand“ (FGG Weser 2021). Auch die Qualitätskomponente „Fischfauna“ wird mit „mäßig“ eingestuft (FGG Weser 2021). Der niedersächsische Flusslauf ist als FFH-Gebiet (Nr. 113 „Emmer“) und Naturschutzgebiet (NSG HA 171 „Emmerthal“) ausgewiesen, weite Flächen der Aue sind Landschaftsschutzgebiet (LSG HM 021 „Emmerthal“).

Bei Schieder-Schwalenberg in Nordrhein-Westfalen wurde Ende der 1970er Jahre eine Talsperre angelegt, die mit Inbetriebnahme im Jahr 1983 die Emmer zu einem See mit einer Fläche von etwa 90 ha anstaute (Schiedersee). Neben dem Hochwasserschutz für die unterhalb gelegenen Gemeinden sollte der Stausee auch der Freizeitnutzung und Tourismusförderung in der Region dienen. Für das Fließgewässer hatte die Anlage der Talsperre jedoch weitreichende negative Auswirkungen, wie die Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit, Veränderungen der Abfluss- und Strömungsverhältnisse sowie des Geschiebetransports, der physikalisch-chemischen Eigenschaften und der Biozönose. Im Schiedersee selber führten eine lange Verweildauer des Wassers und hohe Nährstoffgehalte vor allem im Sommer regelmäßig zur massiven Phytoplanktonentwicklung und einer damit einhergehenden starken Wassertrübung sowie zur Erhöhung des pH-Werts (Landesumweltamt NRW 2000). Zudem erwärmte sich das Wasser im See gegenüber dem Fließgewässer um bis zu 3°C (Landesumweltamt NRW 2000). Unter diesen Bedingungen veränderte sich auch die ursprüngliche Fischartengemeinschaft des Gewässers. Im See sowie im oberhalb angrenzenden Fließgewässerabschnitt dominierten vor allem Cypriniden

(wie Rotaug, Brasseln und Döbel), aber auch Hecht und Flussbarsch erreichten zeitweise hohe Bestandsdichten (Späh 1998).

Unterhalb des Sees setzten sich die negativen Auswirkungen des Aufstaus fort. Das erwärmte, phytoplankton- und schwebstoffreiche Wasser gelangte über den Abfluss des Sees in die Emmer. Dort wurde das mitgeführte Phytoplankton durch die Strömung mechanisch zerschlagen, wobei Eiweißstoffe freigesetzt wurden, was sich oft durch starke Schaumbildung auf der Wasseroberfläche zeigte (Landesumweltamt NRW 2000). Schwebstoffe und abgestorbenes Phytoplankton sanken nach und nach ab, legten sich flächendeckend als dünne Schlammschicht auf das Substrat und setzten somit das Kieslückensystem der Emmer zu (Landesumweltamt NRW 2000), wodurch dieses als Laichsubstrat für Salmoniden kaum mehr geeignet war. Der Abbau organischer Substanzen konnte zu einer Sauerstoffzehrung in den oberen Substratschichten führen, was sich insbesondere negativ auf die Entwicklung der Salmoniden auswirkte. Die hohen Nährstoffgehalte und Wassertemperaturen unterhalb des Sees führten außerdem zu einem starken Bewuchs mit fädigen Grünalgen, die das Substrat der Emmer über weite Bereiche nahezu vollständig bedeckten (Späh 1998). Nach der Vegetationszeit setzten die abgestorbenen Algenreste zusätzlich das Kieslückensystem zu. Diese hinsichtlich einer erfolgreichen Reproduktion der Salmoniden insgesamt ungünstigen Voraussetzungen resultierten in einem starken Bestandsrückgang bei der Äsche seit Ende der 1980er Jahre (Späh 1998). Insbesondere bei Hochwasser gelangten durch Verdriftung auch Cypriniden, Barsche und Hechte in die Fließstrecke unterhalb der Talsperre. Dies führte zeitweise zu erheblichen Veränderungen der gewässertypischen Fischfauna (Späh 1998). Zudem wurde von einer zusätzlichen Schädigung der Salmoniden durch den Prädationsdruck der Raubfische ausgegangen (Späh 1998). Die negativen Auswirkungen der Talsperre auf die Fischfauna der Emmer spiegelten sich auch in den Fangstatistiken der niedersächsischen Fischereivereine wider. Hier zeigten sich insbesondere seit Ende der 1980er Jahre bis 1996 starke Abnahmen der Fangträge bei der Äsche und teilweise auch der Bachforelle sowie temporär deutliche Zunahmen bei Hecht und Barsch (Späh 1998).

Um die negativen Effekte der Talsperre auf das Fließgewässersystem zu verringern wurde im Jahr 2012 mit dem Bau einer Umflut entlang des Schiedersees begonnen. Damit wurden vor allem die Ziele verfolgt, die ökologische Durchgängigkeit der Emmer weitestgehend wiederherzustellen, die Gewässergüte unterhalb des Sees zu verbessern und die weitere Verlandung des Sees durch den Sedimenteintrag aus dem Fließgewässer zu verringern. Im Juni 2015 wurde diese Umleitung in Betrieb genommen, wodurch nun bis zu 50 m³/s Wasser am Stausee vorbeigeführt werden. Höhere Abflüsse schlagen jedoch weiterhin in den See ab (Sönnichsen & Schackers 2015). Unter bestimmten hydrologischen Bedingungen, wie Hochwasserereignisse, hat der Schiedersee somit weiterhin einen Einfluss auf das Fließgewässersystem (Sporn & Köster 2018).

Zur Dokumentation potenzieller Auswirkungen der Schiedersee-Umflut auf den unterhalb liegenden Flussabschnitt erfolgte in Niedersachsen ein maßnahmenbegleitendes Monitoring biologischer und physikalisch-chemischer Parameter (Sporn & Köster 2018). In diesem Zusammenhang begann das Dezernat Binnenfischerei des LAVES im Jahr 2016 mit einem fischereilichen Monitoring. Ziel dieses Monitorings ist die Dokumentation der Entwicklung der Fischfauna, insbesondere des Äschenbestands, im niedersächsischen Abschnitt der Emmer.

Vor dem Hintergrund eines weiteren starken Bestandsrückgangs der Äsche seit etwa Ende der 1990er Jahre und einer damit verbundenen Ausnahmegenehmigung zum Abschuss von Kormoranen im Naturschutzgebiet „Emmerthal“ in Niedersachsen wurden bereits im Zeitraum 2005–2014 regelmäßige fischereiliche Untersuchungen in der Emmer durchgeführt. Die erhobenen Daten ermöglichen eine Darstellung der Langzeitentwicklung der Fischfauna und einen Vergleich der Situation vor und nach der Inbetriebnahme der Schiedersee-Umflut.

Der vorliegende Bericht umfasst die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings in der niedersächsischen Emmer aus dem Jahr 2024 und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna des Gewässers unter besonderer Berücksichtigung der Situation der Äsche.

3 Untersuchungsgebiet

Das fischereiliche Monitoring fand in ausgewählten Strecken der niedersächsischen Emmer zwischen Emmerthal und Bad Pyrmont statt. In Abhängigkeit von der Befischungsmethodik variierten die Streckenlängen zwischen 30 m und 600 m. Detaillierte Angaben zu den Befischungsstrecken sind Tab. 1 und Abb. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Befischungsstrecken in der niedersächsischen Emmer zwischen Bad Pyrmont und Emmerthal im Jahr 2024 (geographische Koordinaten in: DHDN_3_Degree_Gauss_Zone_3).

Streckenbezeichnung	R-Wert Start	H-Wert Start	Länge [m]	Methodik
W2: Emmerthal II	3525384	5767357	65	watend, stromauf, gesamte Breite
W5: Hämelschenburg II	3524339	5766616	70	watend, stromauf, gesamte Breite
W7: Amelgatzen I	3523852	5764295	100	watend, stromauf, gesamte Breite
W9: Welsede I	3523301	5763457	80	watend, stromauf, gesamte Breite
B5: Thal I, Rausche unter Brücke	3521397	5761643	30	Boot, Kolk unter Brücke, Ufer links
B6: Thal II, Brücke bis Solitärweide	3521380	5761626	200	Boot, stromauf, Ufer links
B7: Thal III, Solitärweide bis Steinbruch	3521245	5761472	380	Boot, stromauf, Ufer links
B9: Thal V, Steinbruch bis Brücke Thal	3520992	5761189	580	Boot, selektiv, stromab, Mitte + Ufer rechts
B11: Thal VII, unterhalb Brücke bis Rausche Ortsende	3521457	5761698	600	Boot, selektiv, stromab, Mitte
Gesamtstrecke			2.105	

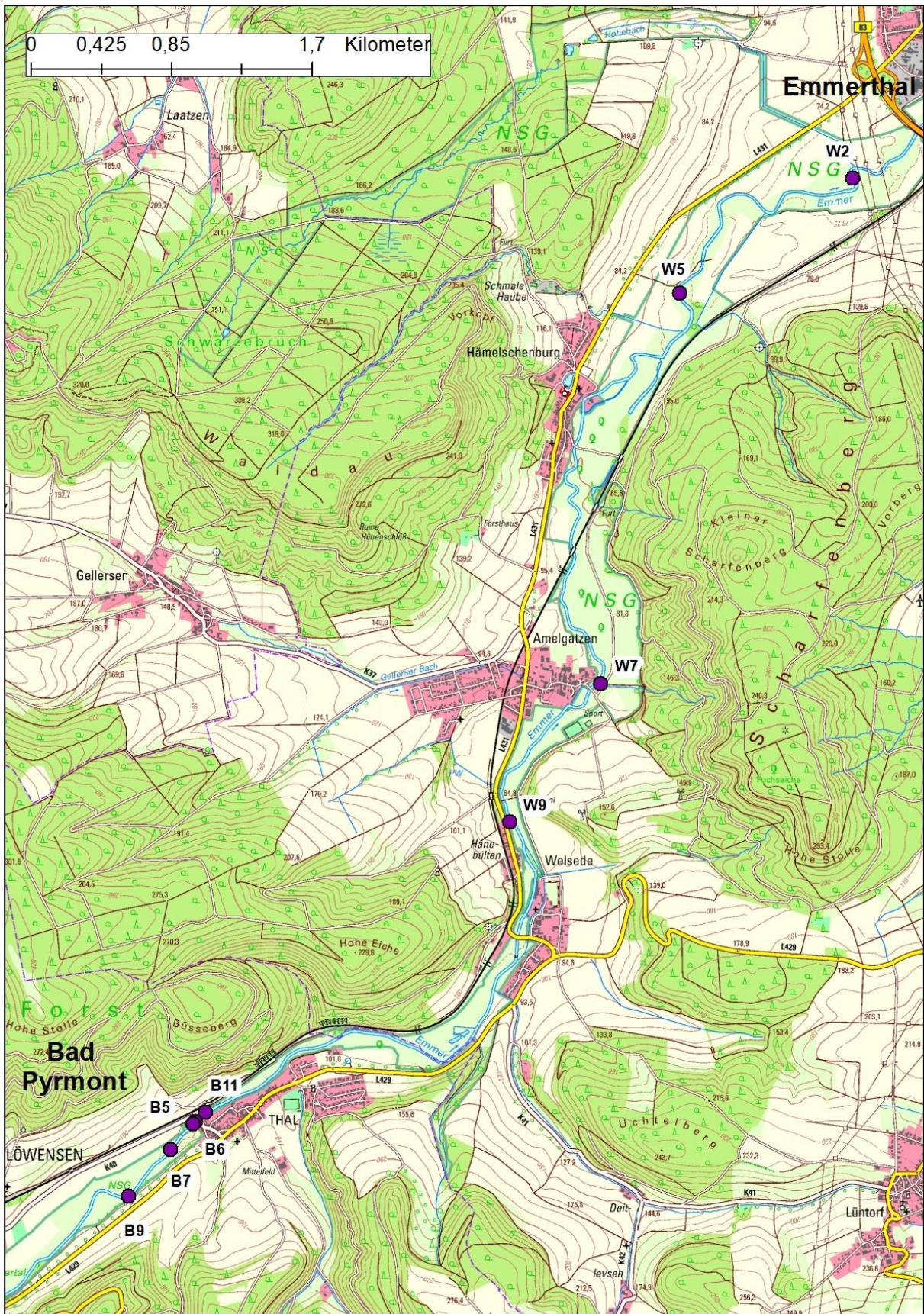



Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebiets mit Lage der Startpunkte 2024 (violett) und Bezeichnung der Befischungstrecken in der Emmer (Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2024 ).

4 Methodik

4.1 Befischungen

Die Erfassung des Fischbestands in den zu untersuchenden Gewässerabschnitten erfolgte im Zeitraum 03.–05.09.2024 mittels Elektrofischerei. In flachen Bereichen wurde stromauf wattend über die gesamte Gewässerbreite gefischt (Befischungstrecken W2, W5, W7, W9), wobei parallel zwei tragbare, batteriebetriebene Elektrofischereigeräte (EFGI 650, Bretschneider Spezialelektronik) zum Einsatz kamen. In tieferen Gewässerstrecken (B6, B7) wurden die Befischungen stromauf von einem Arbeitsboot aus durchgeführt, hier wurde ein batteriebetriebenes Elektrofischereigerät (EFGI 4000, Bretschneider Spezialelektronik) mit zwei Fanganoden eingesetzt. Zur selektiven Erfassung größerer Salmoniden wurde auf zwei längeren Strecken (B9 und B11) die Gewässermitte bzw. Stromrinne mit dem Boot stromab treibend befischt. Zusätzlich wurde ein ausgeprägter Kolk unter der Brücke Thal (Strecke B5) separat vom Boot aus befischt, wobei das Boot vom Ufer aus mit Seilen in der Strömung gehalten wurde. Alle Befischungen wurden mit Gleichstrom durchgeführt, die Anodenkescher waren jeweils mit Netzen der Maschenweite 6 mm ausgestattet.

Die jeweils bei den Watbefischungen erfassten Fische wurden unmittelbar im Kescher auf Artniveau bestimmt und mit Hilfe einer am Kescherbügel angebrachten Skala vermessen (Totallänge auf 0,5 cm „below“, Aale in 5 cm Klassen). Bei den Bootsbefischungen wurden die gefangenen Fische zunächst in wassergefüllten, ggf. belüfteten Wannen zwischengehäлтert und unmittelbar nach Beendigung der Befischung bestimmt und vermessen. Die Äschen und Bachforellen wurden zudem mit einer digitalen Küchenwaage auf 1 g genau gewogen. Anschließend wurden alle Fische lebend in das Gewässer zurückgesetzt.

Einzelne Individuen, die während der Befischung gesichtet, jedoch nicht mit den Keschern aufgenommen werden konnten, wurden mit geschätzter Länge berücksichtigt, sofern sich die Art eindeutig identifizieren ließ.

4.2 Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter

An den Befischungstrecken wurden hydromorphologische Parameter wie Gewässerbreite, Wassertiefe, Strömungsverhältnisse, Sohlsubstrat, Uferstrukturen und Pflanzenbewuchs standardisiert erfasst. Zudem erfolgte die Messung chemisch-physikalischer Parameter wie Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit. Ausgewählte Parameter und Messwerte sind in Tab. A 1 im Anhang aufgeführt.

Darüber hinaus wurden Messwerte verschiedener chemisch-physikalischer Parameter an der Gütemessstelle in Emmern (Nr. 4569206) für den Zeitraum Oktober 2023 bis September 2024 beim Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Hannover-Hildesheim abgefragt. Ausgewählte Daten sind im Anhang in Tab. A 2 dargestellt.

4.3 Datenauswertung

Zur Vergleichbarkeit der Fänge der verschiedenen Befischungstrecken wurde die Bestandsdichte (Abundanz) jeweils auf 100 m² Fläche bezogen, unter Berücksichtigung einer effektiven Erfassungsbreite von 2 m (\cong 1 m je Anode). Abweichend davon erfolgte die Berechnung der Befischungsflächen bei den stromab-treibenden, selektiven Befischungen (Strecken Nr. B9 und B11) über die Anzahl durchgeführter Dips (Eintauchen der Anode), wobei je Dip eine standardisierte Fläche von 1 m² berücksichtigt wurde.

Zur Angabe der Biomasse des Äschen- und Bachforellenbestands wurden die Einzelmassen der jeweiligen Individuen summiert und auf kg / ha Befischungsfläche bezogen. Bezüglich der Äsche und Bachforelle wurde der Fang der Bootsbefischungen jeweils individuell gewogen. Für Individuen beider Arten, die bei den Watbefischungen erfasst und somit im Feld nicht gewogen wurden, erfolgte die Ermittlung der Masse anhand von Längen-Massen-Regressionen der gewogenen Individuen aus den Bootsbefischungen (Äsche: $y = 0,0114 x^{2,9255}$; Bachforelle: $y = 0,0103 x^{3,0286}$).

Fischarten mit ähnlichen Habitatansprüchen, Reproduktionsstrategien oder Ernährungsweisen wurden in sogenannte ökologische Gilden (nach Dußling 2009 und Schiemer & Waidbacher 1992) zusammengefasst. Aus dem Vorkommen oder Fehlen sowie aus den Anteilen bestimmter Gilden im Fang können Rückschlüsse auf die Situation der Fischbestände und den Zustand des Gewässers gezogen werden.

5 Ergebnisdarstellung

5.1 Artenspektrum im Gesamtfang

Im Jahr 2024 wurden in der Emmer insgesamt 10 Fisch- bzw. Rundmaularten nachgewiesen (Tab. 2).

Tab. 2: Nachgewiesenes Artenspektrum in der Emmer im Jahr 2024.

Art	Wissenschaftlicher Name
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Elritze	<i>Phoxinus morella</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Koppe	<i>Cottus gobio</i>
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Gesamtartenzahl	10

5.2 Zusammensetzung des Gesamtfangs

In der Emmer wurden im Jahr 2024 insgesamt 1.349 Individuen auf einer Gesamtstrecke von 2.105 m bzw. einer Gesamtbefischungsfläche von 2.393 m² gefangen. Dies entspricht einer Dichte von rund 64 Individuen / 100 m bzw. 56 Individuen / 100 m². Die dominierende Fischart mit einem Fanganteil von 57,5 % war die Elritze, gefolgt von der Koppe mit 16,7 % (Abb. 2). Deutlich geringere Anteile wiesen Aal (9,6 %) und Bachforelle (6,5 %) auf. Alle übrigen Arten waren nur mit ≤ 3 % im Fang vertreten. Eine Übersicht zum Gesamtfang der Emmer (Fanganzahlen, Fanganteile und Abundanzen) im Jahr 2024 gibt Tab. A 3 im Anhang.

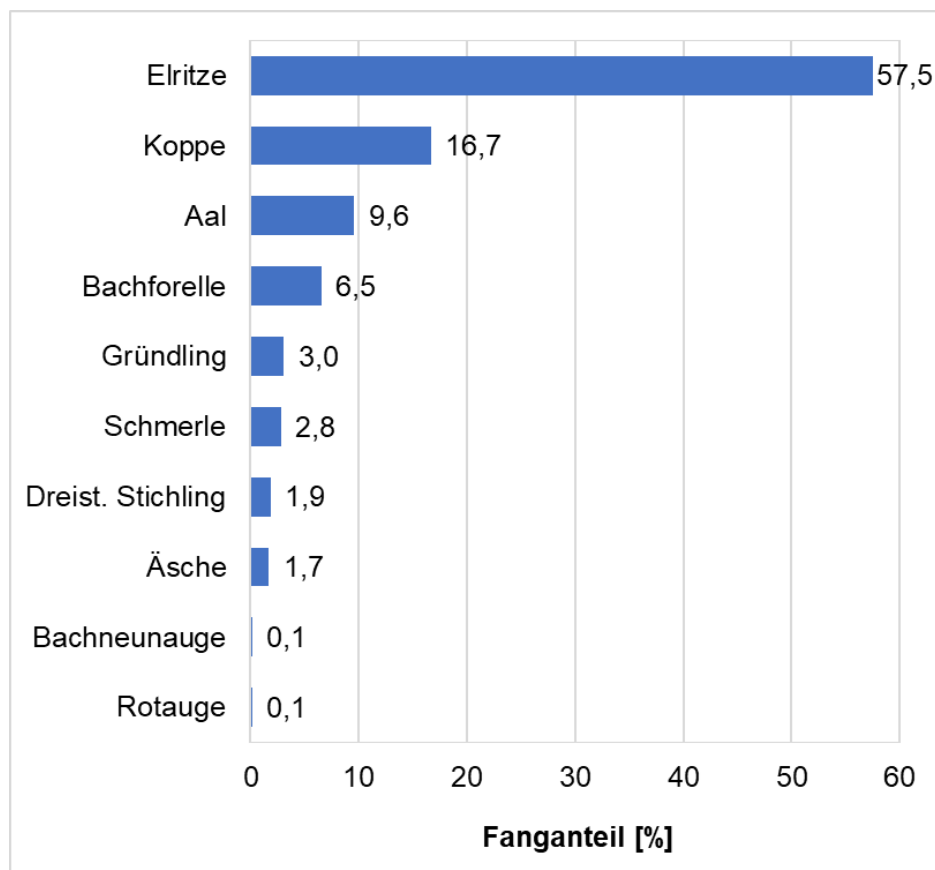


Abb. 2: Fanganteile der Fischarten der Emmer im Untersuchungsjahr 2024 (n = 1.349).

5.3 Fangergebnisse der Befischungstrecken

In den verschiedenen Befischungstrecken wurden teilweise sehr unterschiedliche Bestandsdichten ermittelt (Abb. 3). In den Watbefischungstrecken traten dabei insgesamt höhere Bestandsdichten auf als in den Bootsbefischungstrecken. Dies war überwiegend auf eine hohe Abundanz der Kleinfischarten Elritze und Koppe in den Watbefischungstrecken zurückzuführen.

Details zu den Fangzahlen und Bestandsdichten der einzelnen Untersuchungstrecken sind Tab. A 4 und Tab. A 5 im Anhang zu entnehmen.

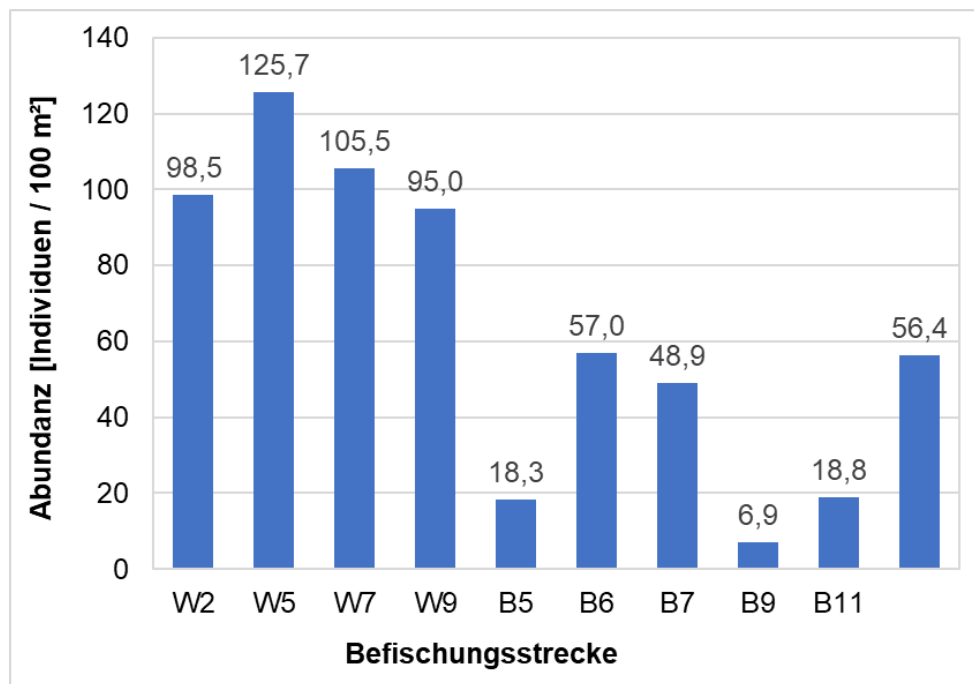


Abb. 3: Abundanz (Individuen / 100 m²) in den Befischungstrecken der Emmer im Jahr 2024.

5.4 Biomassen der Fischarten Äsche und Bachforelle

Unter Berücksichtigung aller Befischungstrecken wurden in der aktuellen Untersuchung auf einer Fläche von 2.393 m² bzw. 0,24 ha insgesamt 23 Äschen und 88 Bachforellen gefangen (siehe Tab. A 4 im Anhang). Bezogen auf die Masse wurde auf der Fläche von 0,24 ha ein Gesamtfang in Höhe von rund 1,8 kg für die Äsche und 17,8 kg für die Bachforelle erzielt. Daraus ergaben sich für die Äsche ein Bestand von 7,5 kg / ha und für die Bachforelle ein Bestand von 74,3 kg / ha.

5.5 Ökologische Gilden

Die Einteilung der im Jahr 2024 in der Emmer nachgewiesenen 10 Arten in ökologische Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise zeigt Tab. 3.

Tab. 3: Einteilung der im Jahr 2024 nachgewiesenen Fisch- und Rundmaularten der Emmer in ökologische Gilden (nach Dußling 2009 und Schiemer & Waidbacher 1992).

Art	Ökologische Gilden		
	Habitatpräferenz	Reproduktionstyp	Ernährungsweise
Aal	indifferent	marin	inverti-piscivor
Äsche	rheophil A	lithophil	invertivor
Bachforelle	rheophil A	lithophil	inverti-piscivor
Bachneunauge	rheophil A	lithophil	Filterierer
Dreist. Stichling	indifferent	phytophil	omnivor
Elritze	rheophil A	lithophil	invertivor
Gründling	rheophil B	psammophil	invertivor
Koppe	rheophil A	speleophil	invertivor
Rotaugen	indifferent	phyto-lithophil	omnivor
Schmerle	rheophil A	psammophil	invertivor

Habitat - indifferent: keine spezifische Habitatpräferenz; rheophil A: ausgeprägte Strömungspräferenz aller Altersstadien; rheophil B: ausgeprägte Strömungspräferenz, aber nicht in allen Altersstadien.

Reproduktion – marin: im Meer laichend; lithophil: Kieslaicher; phytophil: Pflanzenlaicher; phyto-lithophil: fakultative Pflanzenlaicher, können auf Hartsubstrate ausweichen; psammophil: Sandlaicher; speleophil: in Höhlen laichend.

Ernährung – invertivor: Wirbellose fressend; inverti-piscivor: nicht obligat Fisch fressend, Ernährung auch von Wirbellosen; omnivor: Allesfresser, keine definierte Nahrungspräferenz; Filterierer: filtern Nahrungspartikel aus dem Wasser.

Bezüglich der Habitatansprüche dominierten sieben strömungsliebende **Arten** (rheophil A + B). Weitere drei Arten wurden als indifferent eingestuft, da sie relativ anpassungsfähig sind und keine spezifischen Anforderungen an ihren Lebensraum stellen.

Hinsichtlich des Reproduktionstyps galten vier der nachgewiesenen Arten als lithophil (Kieslaicher), eine weitere als phyto-lithophil (fakultative Pflanzenlaicher). Zwei Arten bevorzugten Sand als Laichsubstrat (psammophil) und eine Art wurde als reiner Pflanzenlaicher (phytophil) eingestuft. Weitere zwei Arten wiesen eine speziellere Fortpflanzungsweise auf (speleophil, marin).

Bei den Ernährungsgilden kamen fünf Arten vor, die sich von Wirbellosen ernähren (invertivor). Weitere zwei Arten wurden als inverti-piscivor (fakultative Fischfresser) bezeichnet, zwei Arten wiesen keine definierte Nahrungspräferenz auf (omnivor). Als Filterierer gelten hier die Bachneunaugen, da nur deren Larven (Querder) Nahrung aufnehmen, indem sie feine Nahrungspartikel aus dem Wasser herausfiltrieren.

Bei Einteilung der gefangenen **Individuen** (n = 1.349) in ökologische Gilden dominierten bezüglich der Habitatpräferenz die rheophilen Fischarten (rheophil A + B) mit insgesamt 88,4 % (rheophil A: 85,4 %, rheophil B: 3,0 %), während indifferente Arten einen Fanganteil von 11,6 % aufwiesen (Abb. 4).

Bei den Ernährungsgilden überwogen invertivore Arten mit 81,8 %. Inverti-piscivore und Omnivore kamen mit 16,1 % bzw. 2,0 % im Fang vor, Filtrierer traten mit 0,1 % auf (Abb. 4).

Bei den Reproduktionsgilden bildeten lithophile Arten mit 65,9 % den größten Fanganteil. Es folgten die speleophile Koppe mit 16,7 %, der marine Aal mit 9,6 % und die psammophilen Arten mit 5,8 %. Der phytophile Dreistachlige Stichling und das phyto-lithophile Rotauge wiesen jeweils einen Anteil von 1,9 % bzw. 0,1 % im Gesamtfang auf (Abb. 4).

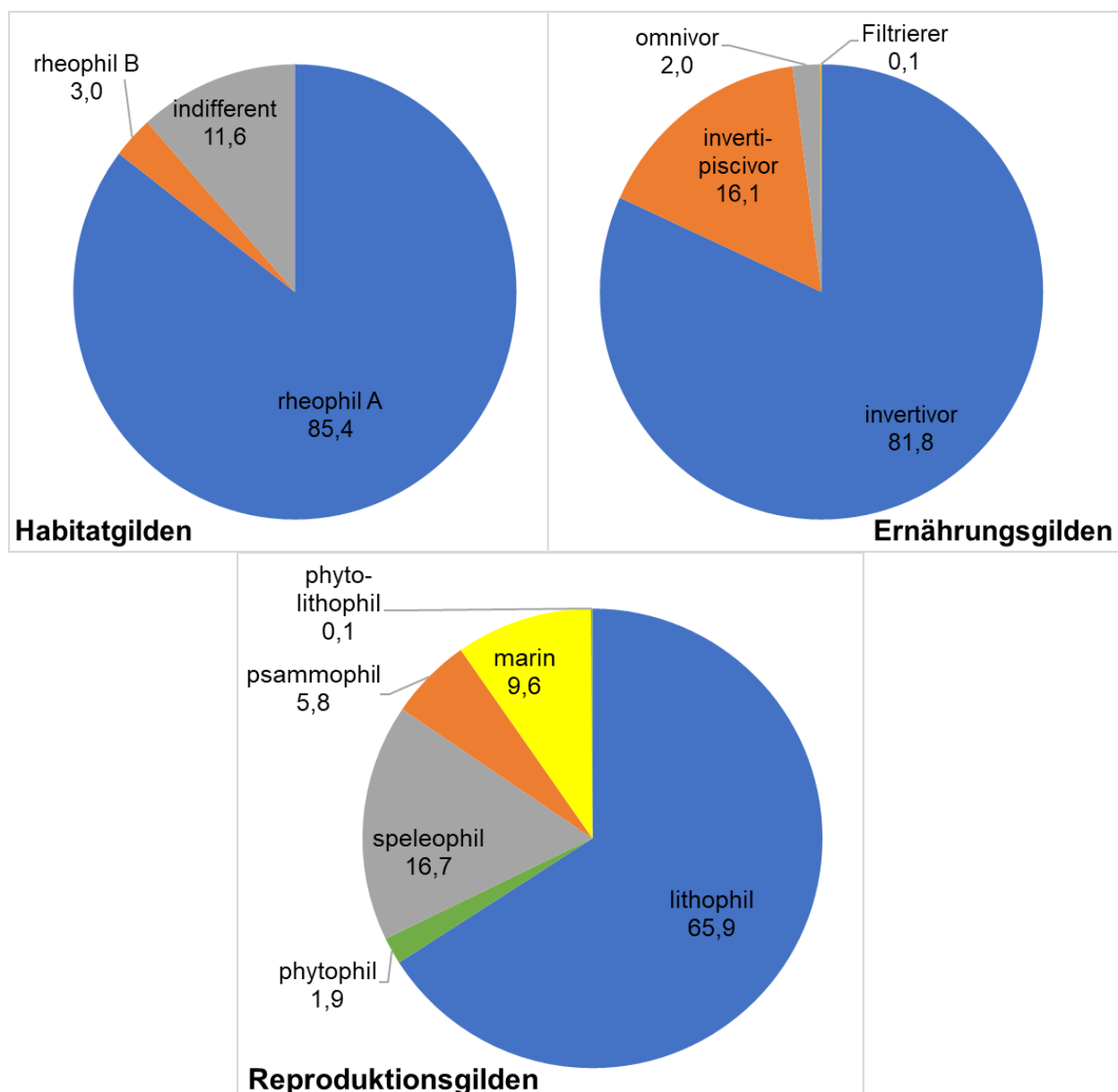


Abb. 4: Relative Anteile [%] der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Ernährungsweise und Reproduktionstyp im Gesamtfang der Emmer im Jahr 2024 (n = 1.349 Individuen).

5.6 Größenverteilung ausgewählter Fischarten

Die Größenverteilung der **Elritze** zeigte einen mehrjährigen Populationsaufbau mit allen Altersstadien, die einzelnen Kohorten waren jedoch nicht eindeutig voneinander abzugrenzen (Abb. 5). Die Jungfische des Jahres wiesen eine Länge von etwa 2–3 cm auf, während Individuen mit ca. 4–5 cm den Subadulten (Altersgruppe 1+) zugeordnet wurden. Adulte waren mit Totallängen von ca. 6–9 cm vertreten, wobei es sich hier um mehrere Jahrgänge handelte.

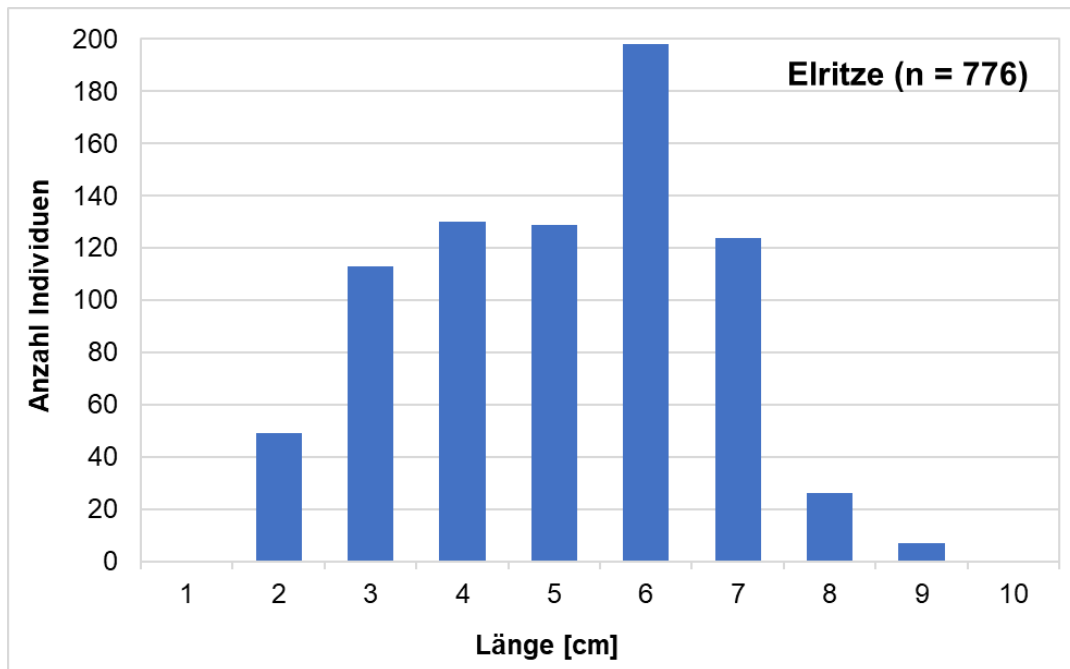


Abb. 5: Größenverteilung der Elritze im Fang der Emmer 2024.

Das Längenspektrum der **Bachforelle** beinhaltete juvenile, subadulte und adulte Altersstadien (Abb. 6). Die erste Kohorte mit Totallängen von 6–17 cm war den Jungfischen des Jahres zuzuordnen. Der Längenbereich von 20–31 cm beinhaltete subadulte Individuen. Adulte waren mit einer Kohorte von etwa 33–40 cm vertreten, sowie mit weiteren größeren Einzelexemplaren.

Der Bestand der **Koppe** umfasste mehrere Jahrgänge und alle Altersstadien. Die einzelnen Kohorten waren aber nicht eindeutig voneinander abzugrenzen (Abb. 7). Die Jungfische des Jahres (Altersklasse 0+) waren in etwa der Länge von 2–3 cm zuzuordnen, während die Subadulten (Altersklasse 1+) einen Längenbereich von ca. 4–5 cm umfassten. Die adulten Jahrgänge verteilten sich über einen Längenbereich von 6–11 cm.

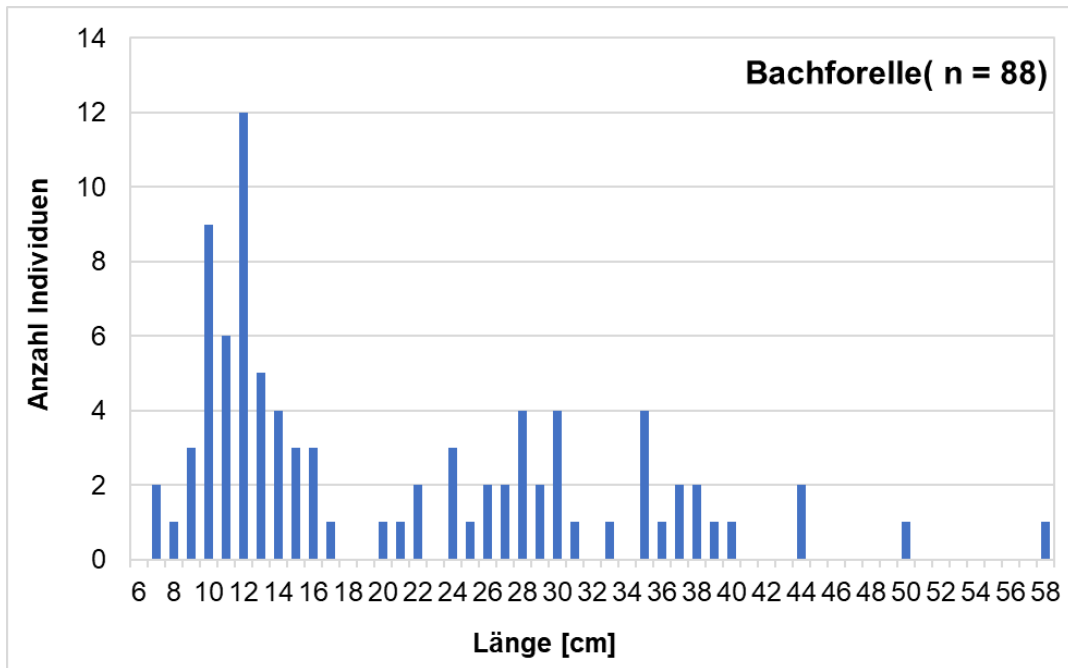


Abb. 6: Größenverteilung der Bachforelle im Fang der Emmer 2024.

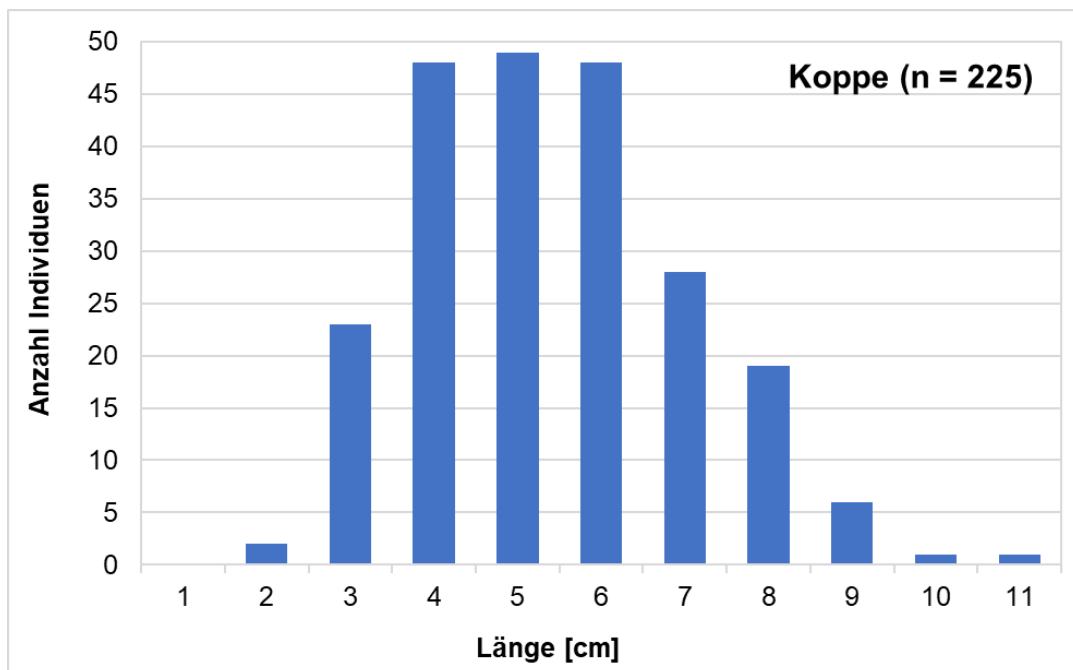


Abb. 7: Größenverteilung der Koppe im Fang der Emmer 2024.

Die nachgewiesenen **Gründlinge** setzten sich überwiegend aus subadulten und adulten Altersstadien zusammen. Juvenile kamen lediglich mit einem Einzelexemplar (4 cm) im Fang vor. Subadulte waren mit Totallängen von ca. 10–11 cm vertreten, die Adulten wiesen mehrere, jedoch nicht eindeutig differenzierbare Jahrgänge im Bereich von etwa 12–17 cm auf (Abb. 8).

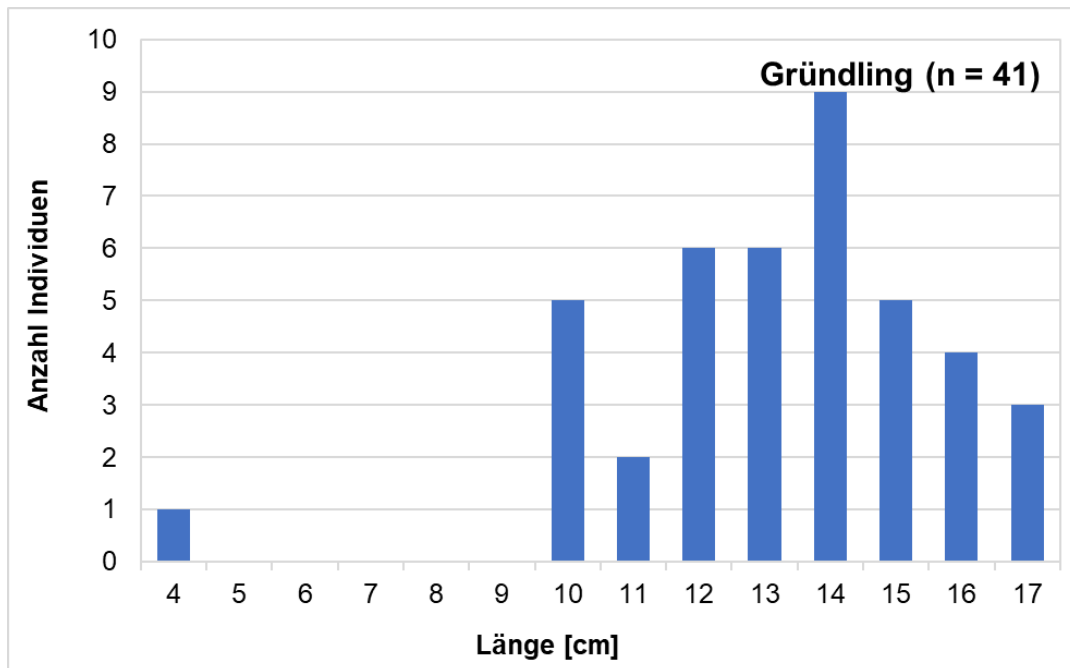


Abb. 8: Größenverteilung des Gründlings im Fang der Emmer 2024.

Der Bestand der **Schmerle** umfasste mehrere Jahrgänge und alle Altersstadien, die einzelnen Kohorten ließen sich jedoch nicht eindeutig differenzieren (Abb. 9). Die Jungfische des Jahres (Altersklasse 0+) waren in etwa der Länge von 4–5 cm zuzuordnen, während die Subadulten (Altersklasse 1+) einen Längenbereich von ca. 6–7 cm umfassten. Die adulten Individuen verteilten sich über einen Längenbereich von 8–12 cm und wiesen mehrere Jahrgänge auf.

Die Größenverteilung der **Äsche** verdeutlichte, dass sich der Bestand im Wesentlichen aus einsömmerigen Jungfischen (Altersklasse 0+) mit Totallängen von 13–17 cm sowie wenigen subadulten Einzelindividuen (30–32 cm) zusammensetzte (Abb. 10). Adulte Altersstadien konnten in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen werden.

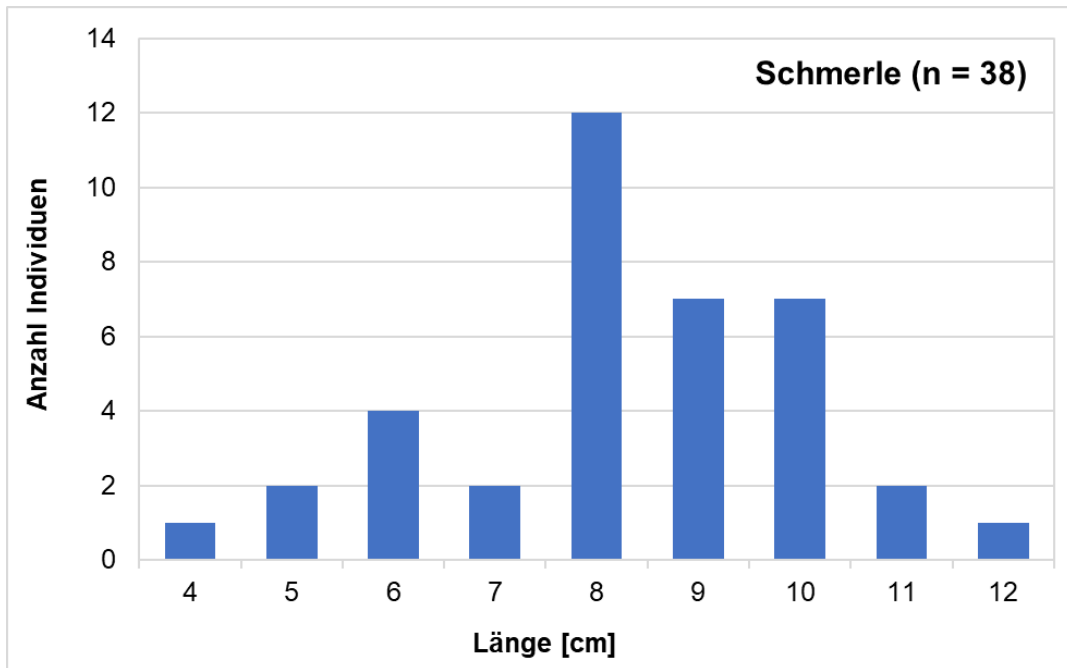


Abb. 9: Größenverteilung der Schmerle im Fang der Emmer 2024.

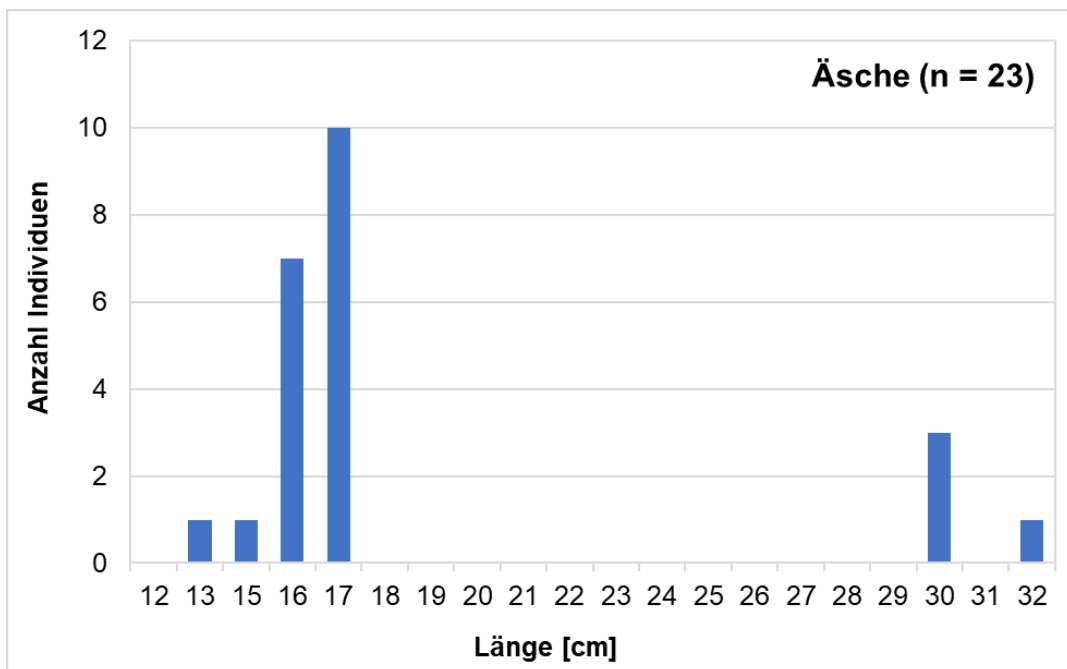


Abb. 10: Größenverteilung der Äsche im Fang der Emmer 2024.

6 Diskussion

6.1 Die Situation des Fischbestands der Emmer

6.1.1 Artenspektrum und Abundanz - Vergleich zum Zeitraum 2016–2023

Zur Einschätzung der Situation und Entwicklung des Fischbestands werden die vorliegenden Ergebnisse im Folgenden zum einen mit früheren Untersuchungen des Zeitraums 2016–2023 (von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017) verglichen, zum anderen erfolgt eine Abgleich mit der Referenzfischfauna (potenziell natürlichen Fischfauna) der Emmer (Anhang Tab. A 6, LAVES 2017).

Insgesamt zeigten sich in den letzten Jahren zurückgehende Artenzahlen, von durchschnittlich 15 Arten im Zeitraum 2016–2020 (von Dassel-Scharf 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017) auf durchschnittlich 10 Arten im Zeitraum 2021–2024 (von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021). Gegenüber dem Gesamtartenspektrum des Zeitraums 2016–2023 fehlten im Fang 2024 insgesamt 10 Arten, die nachfolgend näher betrachtet werden:

Zu den aktuell nicht nachgewiesenen Arten zählten Brasseln, Giebel, Moderlieschen, Rotfeder, Schleie und Zander. Diese sechs Arten waren zwar in den Vorjahren ab und an vereinzelt im Fang vertreten, sie gehören jedoch nicht zur Referenzfischfauna der Emmer und wären somit unter natürlichen Gegebenheiten bzw. bei unbeeinträchtigtem Gewässer kaum zu erwarten. Vermutlich driften die Arten gelegentlich aus dem Schiedersee in den unterhalb liegenden Flussabschnitt ein.

Im Vergleich zu den Ergebnissen des Zeitraums 2016–2023 fehlten aktuell aber auch weitere vier Arten, die Bestandteil der Referenzfischfauna der Emmer sind und hier somit eigentlich zu erwarten wären: Döbel, Flussbarsch, Hasel und Hecht.

Döbel und Hasel gelten gemäß Referenzfischfauna als typspezifische Arten der Emmer (LAVES 2017, Anhang Tab. A 6), so dass hier regelmäßige Nachweise und Anteile von etwa $\geq 1\%$ – $< 5\%$ im Fischbestand zu erwarten wären. Die beiden Arten waren jedoch bereits in den letzten Untersuchungen nur mit wenigen Exemplaren im Fang vertreten oder fehlten gänzlich. Letzteres trifft insbesondere auf den Hasel zu, der bereits seit 2021 nicht mehr nachgewiesen wurde. Das aktuelle Fehlen von Döbel und Hasel deutet daher darauf hin, dass wahrscheinlich nur noch äußerst kleine Restbestände beider Arten in der Emmer existieren. Dies steht möglicherweise mit einer unzureichenden Qualität der Laichhabitats und zunehmend ungünstigen hydrologischen und thermischen Bedingungen zur Laich- bzw. Aufwuchszeit der Jungfische in Verbindung. Da Hasel und insbesondere Döbel jedoch hinsichtlich der Qualität ihrer Laichhabitats geringere Ansprüche haben als Salmoniden, ist als weitere Ursache für die schlechte Bestandssituation zudem ein anhaltender Prädationsdruck durch Kormorane anzunehmen.

Flussbarsch und Hecht gelten als Begleitarten der Referenzfischfauna der Emmer (LAVES 2017, Anhang Tab. A 6), so dass Anteile $< 1,0\%$ im Fischbestand zu erwarten wären. Bereits in den vorhergehenden Untersuchungen des Zeitraums 2016–2023 traten beide Arten oftmals nur in Einzelexemplaren auf. Daher ist aufgrund des aktuellen Fehlens nicht unbedingt von tatsächlichen Bestandsrückgängen auszugehen. Vermutlich halten sich die

Raubfischarten vermehrt in den tieferen, strömungsberuhigten Rückstaubereichen der Wehre auf, welche sich außerhalb der befischten Strecken befinden.

Weitere Arten der Referenzfischfauna der Emmer (LAVES 2017, Anhang Tab. A 6) fehlten bislang gänzlich bzw. wurden seit Beginn des Monitorings im Jahr 2016 nicht nachgewiesen. Dabei handelt es sich um vier anadrome Langdistanzwanderer (Flussneunauge, Lachs, Meerforelle, Meerneunauge) und zwei potamodrome Flussfischarten (Barbe, Quappe). Die fehlenden Wanderarten weisen auf eine deutliche Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit des Gewässersystems hin. Dabei bestehen für die anadromen Arten wesentliche Wanderhindernisse bereits in der Weser. Die Erreichbarkeit der Laichhabitats im Gewässersystem ist für die Langdistanzwanderer damit nicht gegeben. Auch die potamodromen Flussfischarten können bei beeinträchtigter ökologischer Durchgängigkeit die notwendigen Wechsel zwischen ihren Laich- und Nahrungshabitats nicht vollziehen.

Die prozentualen Fanganteile der verschiedenen Arten waren in den Untersuchungsjahren 2016–2024 meist relativ ähnlich. Auffällig war insbesondere die deutliche Dominanz der Elritze und zum Teil auch der Koppe, während andere Arten meist nur sehr geringe Anteile im Gesamtfang aufwiesen. In der aktuellen Untersuchung dominierte die Elritze mit rund 58 % den Fang. Da die Art als eine Leitart der Referenzfischfauna gilt (Referenzanteil > 5,0 %), sind hier zwar entsprechend hohe Fanganteile zu erwarten, die anderen Leitarten der Emmer (Aal, Äsche, Bachforelle, Koppe und Schmerle) waren im Verhältnis zur Elritze jedoch im Fang deutlich unterrepräsentiert.

Der Aal ist in ganz Europa von einem drastischen Rückgang betroffen, wobei zahlreiche Faktoren sowohl in Binnengewässern als auch in der marinen Lebensphase als Ursache in Betracht kommen. Das derzeitige Vorkommen in der Emmer ist vermutlich ausschließlich auf Besatz zurückzuführen, da aufgrund zahlreicher Stauanlagen bereits in der Weser eine natürliche Zuwanderung kaum möglich erscheint.

Bezüglich der Äsche ist neben der Beeinträchtigung der Laichhabitats durch Feinsediment- und Nährstoffeinträge die Prädation durch Kormorane eine maßgebliche Ursache für die geringe Bestandsgröße (LAVES 2019). Bedingt durch den Klimawandel beeinträchtigen zunehmend auch ungünstige hydrologische Bedingungen (wie andauernde Niedrigwasserperioden mit erhöhter Wassertemperatur oder stärkere Hochwasserereignisse) während der sensiblen Entwicklungsphasen der Eier, Larven und Jungfische die Populationsentwicklung.

Die Bachforelle erreichte mit einem Fanganteil von 6,5 % aktuell den für eine Leitart charakteristischen Anteil von $\geq 5\%$ am Gesamtbestand (LAVES 2017, Anhang Tab. A 6). Im Vergleich zur Elritze ist die Abundanz der Bachforelle dennoch als sehr gering einzuschätzen. Zudem ist der Bachforellenbestand der Emmer stark durch Besatz geprägt, so dass hinsichtlich des natürlichen Aufkommens von einem wesentlich geringeren Anteil auszugehen ist. Als Ursache für die geringen Bestandszahlen sind hier vornehmlich die Prädation durch Kormorane zu nennen (LAVES 2019) sowie die Beeinträchtigung der Laichhabitats durch Kolmation infolge hoher Feinsediment- und Nährstoffeinträge in das Gewässer.

Bei der Koppe wurde trotz oft dominierender Anteile im Fang bereits seit 2021 ein Rückgang der Bestandsdichte in der Emmer festgestellt (vgl. von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017). In der vorliegenden Untersuchung konnten wieder etwas höhere Dichten ermittelt werden, so dass derzeit zumindest keine weitere Verschlechterung zu verzeichnen ist. Ob sich der Koppenbestand zukünftig auf einem geringen Niveau einpendelt oder weitere Veränderungen auftreten, bleibt abzuwarten. Allerdings ist anzunehmen, dass die durch den Klimawandel zunehmend ungünstigen Bedingungen (anhaltende Niedrigwasserperioden mit erhöhter Wassertemperatur) insbesondere während der Laich- und Aufwuchsperioden langfristig zu einem verringerten Fortpflanzungserfolg der Art führen werden.

Bei der Schmerle lässt sich derzeit keine eindeutige Erklärung für die anhaltend geringe Bestandsdichte in der Emmer finden.

Die relativ hohe Abundanz der Elritze in den Watbefischungsstrecken kann zum einen methodisch begründet werden, da die Kleinfischart in flachen Habitaten mittels Watfischerei generell leichter zu erfassen ist als in tieferen Gewässerbereichen vom Boot aus. Zum anderen befanden sich in den Watbefischungsstrecken oftmals auch die bevorzugten Habitate der Art (flachere Rauschen mit dichtem Bewuchs an Makrophyten), so dass hier entsprechend hohe Bestandsdichten nachzuweisen waren.

6.1.2 Biomassen von Äsche und Bachforelle - Vergleich zum Zielbestand

Für den Äschen- und Bachforellenbestand der Emmer kann generell eine Zielbestandsgröße von jeweils 123 kg / ha angenommen werden (von Dassel-Scharf 2017). Die aktuell ermittelte Biomasse des Äschen- und Bachforellenbestands lag mit 7,5 kg / ha bzw. 74,3 kg / ha deutlich unterhalb dieses Zielwertes. Auch die durchschnittliche Biomasse im gesamten Zeitraum 2016–2024 war für die Äsche mit 10,1 kg / ha weit von der Zielbestandsgröße entfernt (Abb. 11). Bezüglich der Bachforelle konnte zwar in zwei Jahren (2016 und 2022) eine höhere Biomasse ermittelt werden (Abb. 11), in den übrigen Untersuchungsjahren waren die Werte aber deutlich geringer, so dass die durchschnittliche Biomasse im gesamten Zeitraum 2016–2024 mit 65,6 kg / ha ebenfalls weit unterhalb der Zielbestandsgröße lag.

Aufgrund der langfristig vorherrschenden geringen Biomassen ergeben sich für beide Arten auch nur geringe Ertragsmöglichkeiten im Rahmen der angelfischereilichen Bewirtschaftung. Eine Überfischung als Ursache für die geringen Bestandsgrößen kann ausgeschlossen werden. Vielmehr werden seitens der Fischereivereine Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung dieser Arten getroffen. So wurde z. B. für die Äsche vereinsintern ein ganzjähriges Fang- und Entnahmeverbot festgelegt (H. Gehlmann, ASV Bad Pyrmont, pers. Mitteilung). Außerdem wird vor allem der Bachforellenbestand sowie in der oberen Emmer (NRW) zum Teil auch der Äschenbestand durch Besatzmaßnahmen unterstützt. Die geringen Bestandsdichten der beiden Arten sind daher auf andere Faktoren zurückzuführen. Insbesondere kommt hier ein anhaltender Prädationsdruck durch Kormorane in Betracht (LAVES 2019) sowie ein zu geringer natürlicher Reproduktionserfolg infolge beeinträchtigter Laich- und Aufwuchshabitate.

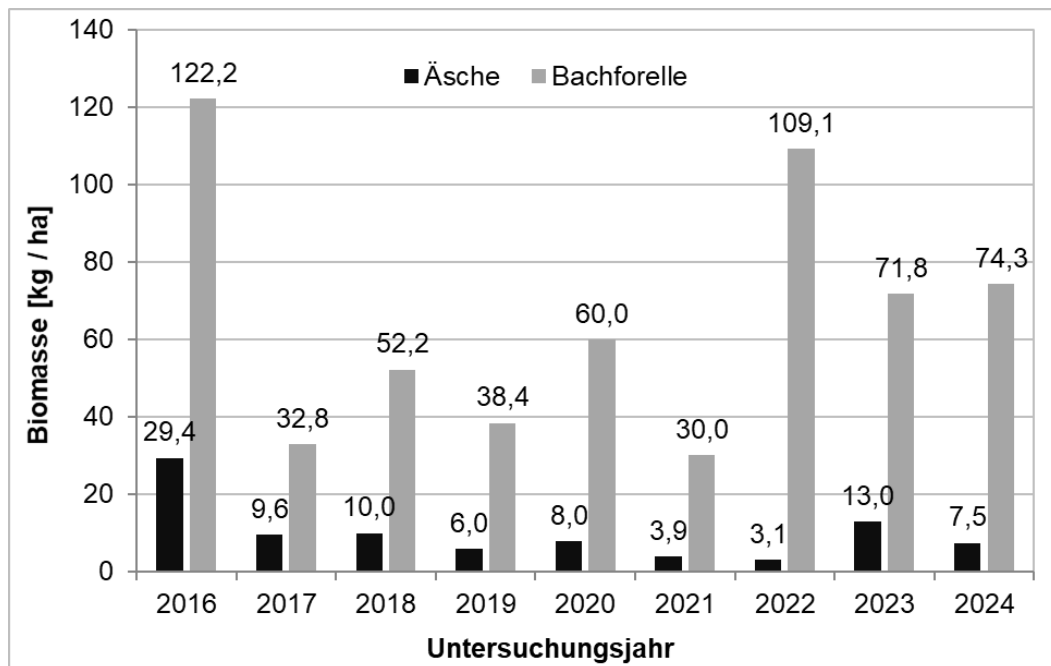


Abb. 11: Biomassen (kg / ha) des Äschen- und Bachforellenbestands in der niedersächsischen Emmer im Zeitraum 2016–2024 (Datenquelle: LAVES, Dezernat Binnenfischerei).

6.1.3 Ökologische Gilden

Die relativen Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Ernährungsweise und Reproduktionstyp entsprechen zunächst weitestgehend dem Gewässertyp und der zugehörigen Referenzfischfauna. Bei näherer Betrachtung wird jedoch deutlich, dass die hohen Anteile der dominierenden Gilden (Habitatgilde: rheophil A; Ernährungsgilde: invertivor; Reproduktionsgilde: lithophil) insbesondere durch die Elritze und zum Teil auch die Koppe zustande kamen. Die geringe Abundanz von Aal, Äsche, Bachforelle und Schmerle sowie das Fehlen der Wanderarten, die ebenfalls als rheophil, sowie überwiegend lithophil und invertivor gelten, wurde somit insbesondere durch den hohen Anteil der Elritze überdeckt. Daher spiegelt die Einteilung der relativen Anteile des Gesamtfangs in ökologische Gilden hier nicht die tatsächlichen Defizite im Fischbestand wider.

6.1.4 Populationsaufbau ausgewählter Arten

Die **Elritze** zeigte einen lückenlosen, mehrjährigen Populationsaufbau mit dem Vorkommen juveniler, subadulter und adulter Altersstadien (vgl. Abb. 5). Dies lässt einen regelmäßigen Reproduktionserfolg der Art erkennen und weist auf eine intakte Bestandssituation hin.

Bei der **Bachforelle** kann aufgrund der Präsenz aller Altersstadien grundsätzlich von einer regelmäßigen Rekrutierung ausgegangen werden (vgl. Abb. 6). Da jedoch ein regelmäßiger Besatz in der Emmer erfolgt, lässt sich der Anteil des natürlichen Aufkommens kaum

bestimmen, was die Beurteilung der Bestandssituation erschwert. Insgesamt ist aber von einer eher geringen natürlichen Reproduktion auszugehen. Bei den subadulten Stadien waren zudem verhältnismäßig geringe Individuenzahlen auffällig. Ursachen hierfür lassen sich anhand der vorliegenden Daten jedoch nicht identifizieren. Möglicherweise haben besetzte Jungfische eine zu geringe Überlebensrate im ersten Winter, so dass im nachfolgenden Sommer die Subadulten entsprechend unterrepräsentiert sind. Vermutlich ist auch der Prädationsdruck durch Kormorane in den Wintermonaten ein maßgeblicher Faktor hinsichtlich des Defizits an Subadulten. Denn Reduktionen insbesondere der mittleren Längensklassen zeigen sich auch in vielen anderen durch Kormoranprädation beeinflussten Fischbeständen (z. B. Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2000). Auch bei früheren Untersuchungen in der Emmer zeigten sich regelmäßig Lücken oder deutlich verringerte Individuenzahlen im mittleren Längenspektrum des Bachforellenbestands (Matthes 2010, 2011, von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017), was auf den Einfluss des Kormorans hinweist.

Der mehrjährige Populationsaufbau der **Koppe** mit dem Vorkommen juveniler, subadulter und adulter Altersstadien (vgl. Abb. 7) weist auf eine regelmäßige Reproduktion der Art hin und verdeutlicht grundsätzlich eine intakte Bestandssituation. Auffällig war jedoch eine Verringerung der Gesamtbestandsgröße in den letzten Untersuchungsjahren (vgl. von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017). Dies könnte auf einen verminderten Fortpflanzungserfolg der Art in der Emmer hindeuten. In Kapitel 6.1.1 wurden in diesem Zusammenhang bereits auf mögliche ungünstige Umweltbedingungen zur Laich- und Aufwuchszeit hingewiesen.

Beim **Gründling** konnten mit Ausnahme eines juvenilen Individuums nur subadulte und adulte Altersstadien nachgewiesen werden (vgl. Abb. 8). Das Fehlen weiterer Juveniler lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht eindeutig klären, kann aber eventuell ein Hinweis auf eine verminderte Reproduktion der Art sein. Da zudem in den vorhergehenden Jahren oftmals stark schwankende und teilweise auch nur sehr geringe Individuenzahlen nachgewiesen wurden (von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017), ist insgesamt von einem relativ kleinen Bestand an Gründlingen mit wechselndem Fortpflanzungserfolg in der Emmer auszugehen.

Der Bestand der **Schmerle** zeigte trotz geringer Individuenzahlen einen mehrjährigen Aufbau mit dem Vorkommen aller Altersstadien (vgl. Abb. 9). Daher ist grundsätzlich von einem regelmäßigen Reproduktionserfolg der Art in der Emmer auszugehen. Erklärungen für die geringe Bestandsgröße lassen sich anhand der vorliegenden Daten jedoch nicht finden.

Die Größenverteilung der **Äsche** zeigte, dass sich der kleine Bestand in der Emmer überwiegend aus einsömmerigen Jungfischen (Altersklasse 0+) zusammensetzte (vgl. Abb. 10). Durch die geringe Anzahl Subadulter und das Fehlen adulter Individuen wird ein gestörter Populationsaufbau deutlich. Defizite im Altersaufbau der Äschenpopulation bis hin zum vollständigen Fehlen subadulter und adulter Individuen traten sowohl in den vorhergehenden Jahren (von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017) als auch bereits in früheren Untersuchungen auf (Matthes 2011, 2010). Dies ließ sich auch nicht durch einen bis 2014 regelmäßig durchgeführten Besatz mit Äschen-Brütlingen kompensieren. Da sich die Jungfische in der Regel im ersten Sommerhalbjahr zunächst gut entwickelten, im darauffolgenden Winter jedoch weitestgehend verschwanden, ist als

wesentlicher Faktor für die Defizite die Prädation durch Kormorane anzunehmen. Auch aus anderen Gewässern sind selektive Eliminationen der mittleren Größenklassen in Äschenbeständen aufgrund eines starken Prädationsdrucks durch Kormorane bekannt (Baars et al. 2001, 2000). Zusätzlich können die beeinträchtigten Laichhabitate in der Emmer sowie zunehmend ungünstige hydrologische und chemisch-physikalische Verhältnisse in der sensiblen Phasen der Ei- und Larvenentwicklung insgesamt eine zu geringe Rekrutierung zur Folge haben. Der aktuelle Nachweis von Jungfischen weist jedoch darauf hin, dass sich zumindest noch ein kleiner Bestand an Laichfischen im Gewässer befindet. Von einem natürlichen Aufkommen an Jungfischen wird ausgegangen, da unterhalb des Schiedersees zuletzt im Jahr 2014 ein Besatz mit Äschenbrütlings durchgeführt wurde (U. Rosenthal, ASV Bad Pyrmont, pers. Mitteilung). Ein gelegentliches Eindriften oder Einschwimmen besetzter Jungfische aus dem Emmer-Oberlauf durch die Schiedersee-Umflut ist zwar nicht ausgeschlossen, erscheint aber aufgrund der Entfernung und der Anzahl zu überwindender Querbauwerke und Rückstaubereiche eher von untergeordneter Bedeutung.

6.2 Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer

Die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings im Jahr 2024 zeigten, dass die Äsche nur einen Anteil von 1,7 % des Gesamtfangs in der Emmer ausmachte. Da die Äsche eine Leitart (besonders charakteristische Art) der Referenzfischfauna der Emmer darstellt (LAVES 2017, Anhang Tab. A 6), wäre hier ein Fanganteil von mindestens 5 % zu erwarten. Auch die ermittelte Biomasse von 7,5 kg / ha lag weit unter dem Äschen-Zielbestand von 123 kg / ha für die Emmer (von Dassel-Scharf 2017). Die derzeitige Dichte des Äschenbestands mit 1,1 Individuen / 100 m bzw. 1,0 Individuen / 100 m² (vgl. Tab. A 3 im Anhang) ist ebenfalls als sehr gering einzuschätzen. Bevor es etwa Mitte der 1990er Jahre zu einem starken Anstieg der Kormoranbrutpaare in Deutschland kam (Kohl 2015) wurden für die Äsche in niedersächsischen Gewässern Besiedlungsdichten von etwa 11,6 Individuen / 100 m bzw. 200 Individuen / ha angegeben (Blohm et al. 1994). Bezogen auf die Gewässerstrecke entsprechen die früheren Angaben etwa dem 10-fachen der aktuell ermittelten Bestandsdichte. Hinsichtlich der Flächenangaben muss beachtet werden, dass sich die von Blohm et al. (1994) angegebene Dichte von 200 Individuen / ha auf die Gesamtwasserfläche bezieht, nicht auf die tatsächlich befischte Fläche. Um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, muss daher der aktuelle Fang von 23 Äschen auf die gesamte Wasserfläche der Untersuchungsabschnitte umgerechnet werden. Unter Berücksichtigung einer mittleren Gewässerbreite von 15 m für die Emmer ergibt sich aus der Gesamtbefischungsstrecke von 2.105 m eine Fläche von 31.575 m² bzw. 3,2 ha. Daraus errechnet sich eine aktuelle Äschendichte von rund 7,2 Individuen / ha. Damit ist die flächenbezogene Bestandsdichte derzeit um etwa das 28-fache geringer als in den 1990er Jahren.

Die vorliegenden Datenreihen verdeutlichen, dass sich der Äschenbestand seit vielen Jahren auf einem sehr geringen Niveau befindet (Abb. 12). Die durchschnittliche Bestandsdichte im Zeitraum 2005–2024 betrug lediglich rund 1,1 Individuen / 100 m. Wenngleich auch in den Jahren 2016–2018 zunächst vergleichsweise höhere Äschendichten ermittelt wurden als im Zeitraum 2005–2014 (unter Berücksichtigung einer veränderten Methodik ab 2016), setzte sich dieser positive Trend nicht andauernd fort (Abb. 12). Es ist anzunehmen, dass die ungünstigen hydrologischen Bedingungen der niederschlagsarmen Jahre 2018–2020 und

2022 zusätzliche negative Auswirkungen auf die Entwicklung der Population der Äsche in der Emmer hatten.

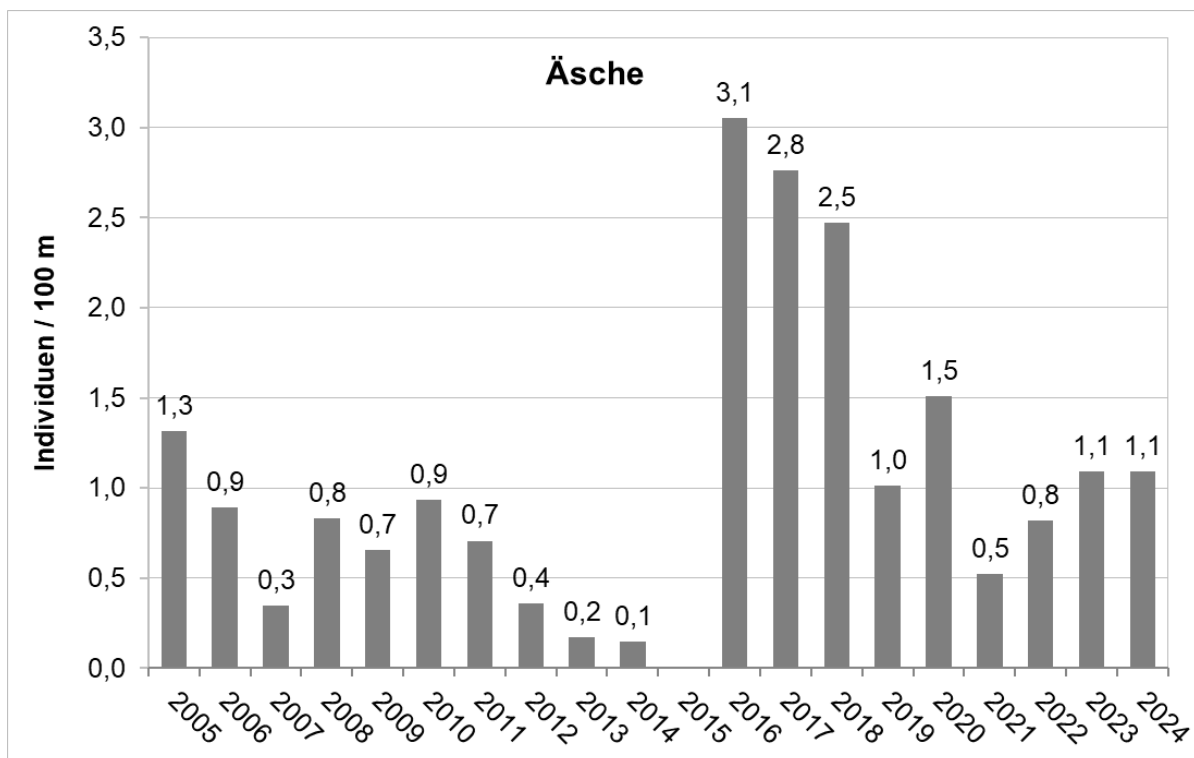


Abb. 12: Bestandsdichten (Individuen / 100 m) der Äsche in der niedersächsischen Emmer im Zeitraum 2005–2024 (Datenquelle: LAVES, Dezernat Binnenfischerei).

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass bisher keine positiven Veränderungen hinsichtlich der Bestandsentwicklung und des Reproduktionserfolgs der Äsche eingetreten sind, die auf den Einfluss der Schiedersee-Umflut zurückzuführen wären.

Die aktuellen chemisch-physikalischen Parameter der Befischungstrecken (Tab. A 1 im Anhang) sowie die Messwerte ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter der Gütemessstelle in Emmern aus dem Zeitraum Oktober 2023 bis September 2024 (Tab. A 2 im Anhang) zeigen im Vergleich zu den vorhergehenden Jahren (vgl. von Dassel-Scharf 2024, 2023, 2021, 2020, 2019a, 2019b, 2018, 2017) keine wesentlichen Änderungen der Gewässergüte. Insgesamt spiegeln die relativ hohen elektrischen Leitfähigkeiten und pH-Werte des Wassers sowie die teilweise deutlich schwankenden Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff nach wie vor eine starke stoffliche Belastung der Emmer wider. Die Ursache hierfür sind in erster Linie Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen im gesamten Einzugsgebiet, insbesondere aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (FGG Weser 2021, Sönnichsen & Schackers 2015, NLWKN 2016).

Auch in einem maßnahmenbegleitenden Monitoring des NLWKN in der niedersächsischen Emmer im Zeitraum 2014–2016 ließen sich keine Veränderungen chemisch-physikalischer

Parameter oder biologischer Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos und Gewässerflora) erkennen, die auf die Anbindung der Schiedersee-Umflut zurückzuführen wären (Sporn & Köster 2018). Vielmehr wurden durch das Monitoring multiple Belastungen der Biozöosen insbesondere durch hohe Nährstoffkonzentrationen, vielfache Stauregulierungen und erhebliche Defizite der Gewässerstrukturen verdeutlicht. Die Orientierungswerte für einen guten ökologischen Zustand gemäß Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) wurden bei den meisten allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern im Zeitraum 2014–2016 zwar eingehalten (maßgeblich sind hier die Mittelwerte von maximal drei aufeinanderfolgenden Jahren), in einzelnen Monaten wurden die Orientierungswerte für Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff und Gesamt-Phosphor aber deutlich überschritten. Bezüglich der Konzentration von Orthophosphat-Phosphor lag auch das Jahresmittel 2016 oberhalb des Orientierungswerts. Zudem war im Verlauf der Emmer eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit bei zugleich hohen pH-Werten (7,7–8,5) nachweisbar. Insgesamt weisen die temporär hohen Messwerte der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter im Zeitraum des Monitorings auf eine deutliche Nährstoffanreicherung im Gewässer hin, so dass auch langfristige Überschreitungen der Orientierungswerte nicht ausgeschlossen werden können.

Es ist davon auszugehen, dass der Reproduktionserfolg der Äsche in der Emmer nach wie vor durch ungünstige chemisch-physikalische Verhältnisse sowie aufgrund einer mit Feinsedimenten und organischen Materialien kolmatierten Gewässersohle (Sönnichsen & Schackers 2015, Scheer & Panckow 2013, Landesumweltamt NRW 2000) beeinträchtigt ist. Besonders in Jahren mit fehlenden Winterhochwässern, in denen die natürliche Umlagerung der Gewässersohle und somit auch das Freispülen des Kieslückensystems ausbleiben, ist vermutlich ein Großteil der Substrate als Laich- und Aufwuchshabitat für die Äsche ungeeignet.

Neben der geringen Bestandsdichte ist vor allem ein deutlich gestörter Altersaufbau der Äschenpopulation in der Emmer auffallend (siehe Kapitel 6.1.4). Insbesondere letzteres ist ein deutlicher Hinweis auf einen Einfluss von Kormoranen auf den Fischbestand. Der überwiegend selektive Fraßdruck der Vögel auf die mittleren Größenklassen von Äschenpopulationen (Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2001, 2000, LAVES 2019) kann zu einer starken Dezimierung heranwachsender Fische führen. Infolge dessen fehlen geschlechtsreife Laichfische und die Reproduktionsleistung der Population nimmt stark ab, so dass sich langfristig die gesamte Bestandsgröße verringert. In vielen durch Kormorane beeinflussten Äschenbeständen findet trotz abnehmender Laichfischdichte zunächst noch eine für die Erhaltung des Bestands ausreichende Rekrutierung statt, wobei sich die Jungfische auch während des ersten Sommers gut entwickeln, danach aber in ihrer Anzahl drastisch zurückgehen (Baars et al. 2001).

Insgesamt verdeutlicht die vorliegende Untersuchung, dass sich die Äschenpopulation der Emmer aufgrund äußerst geringer Individuendichten, eines gestörten Altersaufbaus und einer geringen Rekrutierung hinsichtlich einer langfristigen Erhaltung in einem sehr kritischen Zustand befindet. Daher ist gegenwärtig von einer erheblichen Gefährdung des Bestands auszugehen.

7 Literatur

- Baars, M., Mathes, E., Stein, H. & Steinhörster, U. (2001): Die Äsche. Neue Brehm Bücherei Bd. 640. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Baars, M., Born, O. & Stein, H. (2000): Charakterisierung der Äschenbestände in Bayern. Bayerns Fischerei + Gewässer, Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern, Heft 5.
- Blohm, H.-P., Gaumert, D. & Kämmereit, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen, Heft 3, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg).
- Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- FGG Weser (2021): Bewirtschaftungsplan 2021 bis 2027 für die Flussgebietseinheit Weser gemäß §83 WHG.
- Kohl, F. (2015): Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe. Population Development 1970 - 2014. How many Cormorants in Europa? A Documentation of EAA - Europaen Anlgers Alliance. Issue 02.1 EN (www.eaa-europe.org/positions/cormorant.html).
- Landesumweltamt NRW (2000): Gewässergütebericht 2000 – Sonderbericht - „30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen“. – Hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 346 S., Essen.
- LAVES (2019): Evaluierung der Niedersächsischen Kormoranverordnung (NKormoranVO) vom 9. Juni 2010 – Teilbericht „Fischerei und Fischartenschutz“. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei.
- LAVES (2017): Potentiell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) für die Emmer, Wasserkörper 10022. LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Stand 13.01.2017.
- LAWA (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Matthes, U. (2010): Vermerk zur Emmerelektrofischung vom 13 bis 14. Juli 2010.
- Matthes, U. (2011): Vermerk zur Emmerelektrofischung vom 12 bis 13. Juli 2011.
- MKULNV (2007a): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna: Karte der Fischgewässertypen. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MKULNV (2007b): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna: Steckbriefe Referenzen, Kapitel 9.6. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW, Mai 2007.
- NLWKN (2015): Detailstrukturkartierung ausgewählter Fließgewässer in Niedersachsen und Bremen – Ergebnisse 2010 bis 2014. Oberirdische Gewässer, Band 38.
- NLWKN (2016): Wasserkörperdatenblatt 10022 Emmer, Stand Dezember 2016. NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl Teil I Nr. 28, vom 23.06.2016), S. 1373–1443.
- Scheer, C. & Panckow, N. (2013): Feinsedimenteintragsgefährdung in Südostniedersachsen – Untersuchung im Auftrag des NLWKN, 15 S. + Anhang.

- Schiemer, F. & Waidbacher, H (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. - In: Boon, P. J., Calow, P. & Petts, G. J. (eds.): River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd.: 363-382.
- Schwevers, U. & Adam, B. (2003): Zum Einfluss des Kormorans auf Fischbestände der Unteren Eder (Hessen). Fischer & Teichwirt 5: 171–173.
- Sönnichsen, D. & Schackers, B. (2015): Gewässerentwicklungsplan Emmer in Niedersachsen - Erläuterungsbericht. Auftraggeber: Gemeinde Emmerthal und Stadt Bad Pyrmont.
- Späh, H. (1998): Hydrobiologisches Gutachten zur Auswirkung der Emmertalsperre auf die Emmer. Bezirksregierung Detmold (Auftraggeber).
- Sporn, S. & Köster, K. (2018): Auswirkungen der Umflut am Schiedersee in der niedersächsischen Emmer (WK 10022), LK Hameln-Pyrmont. Umfassendes maßnahmenbegleitendes Monitoring 2014 bis 2016 (Biologie und Chemie). Hrsg: NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, 22 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2024): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2023. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 31 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2023): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2022. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 31 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2021): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2021. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 30 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2020): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2020. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 28 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2019b): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2019. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 28 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2019a): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisbericht 2018. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 28 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2018): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisse 2017. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 28 S.
- Von Dassel-Scharf, J. (2017): Fischereiliches Monitoring in der Emmer vor dem Hintergrund der Anbindung der Schiedersee-Umflut – Ergebnisse 2016. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei, 34 S.

8 Anhang

Tab. A 1: Hydromorphologische Kurzcharakteristik und chemisch-physikalische Parameter der Befischungsstrecken in der Emmer 2024.

Befischungsstrecke	Hydromorphologische Charakteristik	T [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]
W2: Emmerthal II	Rausche, geschwungener Flusslauf, 30–100 cm Wassertiefe, 5 % Makrophyten, 15 % Moos, 5 % Fadenalgen	17,8	9,03	8,1	831
W5: Hämelschenburg II	Geschwungener Flusslauf, 30–50 cm Wassertiefe, 5 % Makrophyten, 50 % Moos, 5 % Fadenalgen	17,8	9,03	8,1	831
W7: Amelgatzen I	Gestreckter Flusslauf, Kiesbank, Insel, 30–50 cm Wassertiefe, 5 % Makrophyten, 5 % Fadenalgen	18,4	10,8	8,2	820
W9: Welsede I	Gestreckter Flusslauf, 30–50 cm Wassertiefe, 15 % Makrophyten, 5 % Moos, 35 % Fadenalgen	19,4	10,7	8,3	818
B5: Thal I	Kolk unter Brücke, 50–100 cm Wassertiefe, 5 % Makrophyten, 10 % Moos, 10 % Fadenalgen	18,1	8,8	8,0	863
B6: Thal II	Gestreckter Flusslauf, 50–100 cm Wassertiefe, 10 % Makrophyten, 5 % Moos, 5 % Fadenalgen	18,1	8,8	8,0	863
B7: Thal III	Gestreckter bis geschwungener Flusslauf, 30–50 cm Wassertiefe, 20 % Makrophyten, 5 % Moos, 5 % Fadenalgen	18,1	8,8	8,0	843
B9: Thal V	Gestreckter bis geschwungener Flusslauf, 30–100 cm Wassertiefe, 10 % Makrophyten, 5 % Moos, 10 % Fadenalgen	18,1	8,8	8,0	843
B11: Thal VII	Gestreckter bis geschwungener Flusslauf, 50–100 cm Wassertiefe, 10 % Makrophyten, 10 % Moos, 5 % Fadenalgen	18,6	9,7	8,1	808

Tab. A 2: Messwerte ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter an der Gütemessstelle Emmern (Nr. 4569206) im Zeitraum Oktober 2023 bis September 2024 (Datenquelle: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Hannover Hildesheim, Stand 28.10.2024).

Datum	16.10. 2023	14.11. 2023	14.12. 2023	17.01. 2024	05.02. 2024	11.03. 2024	29.04. 2024	21.05. 2024	27.06. 2024	22.07. 2024	26.08. 2024	16.09. 2024
Wasser-temperatur [°C]	11,8	9,8	8,0	4,6	9,2	8,8	12,5	16,4	19,4	19,0	16,8	13,0
pH-Wert	8,74	8,18	8,18	8,19	8,14	8,13	8,19	8,16	8,20	8,15	8,12	8,26
Leitfähigkeit [µS/cm]	880	580	540	730	550	820	770	840	870	750	900	880
Sauerstoff [mg/l]	8,33	11,0	11,4	12,8	11,9	12,4	10,9	10,1	9,05	9,05	9,92	10,7
Stickstoff [mg/l]	3,32	4,83	4,60	5,38	4,81	5,38	4,90	5,40	4,90	4,40	4,60	5,80
Ammonium-Stickstoff [mg/l]	<0,05	0,124	0,106	0,080	0,074	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nitrat-Stickstoff [mg/l]	3,09	3,82	3,96	4,89	3,48	4,95	4,30	4,50	4,30	3,60	3,60	4,20
Nitrit-Stickstoff [mg/l]	<0,02	0,035	0,02	0,022	0,024	<0,02	0,036	<0,02	0,024	0,020	<0,02	<0,02

Tab. A 3: Fanganzahlen, Fanganteile und Abundanzen der Fisch- und Rundmaularten der Emmer im Jahr 2024.

Art	Fanganzahl	Fanganteil [%]	Abundanz [Ind. / 100 m]	Abundanz [Ind. / 100 m ²]
Aal	129	9,6	6,1	5,4
Äsche	23	1,7	1,1	1,0
Bachforelle	88	6,5	4,2	3,7
Bachneunauge	2	0,1	0,1	0,1
Dreist. Stichling	25	1,9	1,2	1,0
Elritze	776	57,5	36,9	32,4
Gründling	41	3,0	1,9	1,7
Koppe	225	16,7	10,7	9,4
Rotauge	2	0,1	0,1	0,1
Schmerle	38	2,8	1,8	1,6
Summe	1.349	100,0	64,1	56,4

Tab. A 4: Fanganzahlen der in den verschiedenen Befischungstrecken der Emmer im Jahr 2024 nachgewiesenen Fisch- und Rundmaularten.

Fanganzahlen	W2	W5	W7	W9	B5	B6	B7	B9	B11	Summe
Strecke [m]	65	70	100	80	30	200	380	580	600	2.105
Fläche [m²]	130	140	200	160	60	400	760	261	282	2.393
Aal	11	21	16	15		40	26			129
Äsche		1			1		5	1	15	23
Bachforelle	2	9	1	5	8	1	24	16	22	88
Bachneunauge							2			2
Dreist. Stichling			3			18	4			25
Elritze	46	98	154	88		158	232			776
Gründling		2	14	3	2	2	1	1	16	41
Koppe	59	33	20	37		8	68			225
Rotaug						1	1			2
Schmerle	10	12	3	4			9			38
Summe	128	176	211	152	11	228	372	18	53	1.349
Artenzahl	5	7	7	6	3	7	10	3	3	10

Tab. A 5: Bestandsdichten (Individuen / 100 m²) der in den verschiedenen Befischungstrecken gefangenen Fisch- und Rundmaularten in der Emmer 2024.

Ind. / 100 m²	W2	W5	W7	W9	B5	B6	B7	B9	B11	Summe
Aal	8,5	15,0	8,0	9,4		10,0	3,4			5,4
Äsche		0,7			1,7		0,7	0,4	5,3	1,0
Bachforelle	1,5	6,4	0,5	3,1	13,3	0,3	3,2	6,1	7,8	3,7
Bachneunauge							0,3			0,1
Dreist. Stichling			1,5			4,5	0,5			1,0
Elritze	35,4	70,0	77,0	55,0		39,5	30,5			32,4
Gründling		1,4	7,0	1,9	3,3	0,5	0,1	0,4	5,7	1,7
Koppe	45,4	23,6	10,0	23,1		2,0	8,9			9,4
Rotaug						0,3	0,1			0,1
Schmerle	7,7	8,6	1,5	2,5			1,2			1,6
Summe	98,5	125,7	105,5	95,0	18,3	57,0	48,9	6,9	18,8	56,4

Tab. A 6: Potenziell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) der niedersächsischen Emmer (LAVES 2017). LA: Leitart (Abundanzanteil $\geq 5\%$); TA: typspezifische Art ($\geq 1 - < 5\%$); BA: Begleitart ($0,1 - < 1\%$).

Art	Abundanz-Klasse
Aal	LA
Äsche	LA
Bachforelle	LA
Bachneunauge	TA
Barbe	BA
Döbel	TA
Dreist. Stichling	TA
Elritze	LA
Flussbarsch	BA
Flussneunauge	BA
Gründling	TA
Hasel	TA
Hecht	BA
Koppe	LA
Lachs	BA
Meerforelle	BA
Meerneunauge	BA
Quappe	BA
Rotauge	BA
Schmerle	LA