

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

---

Ergebnisse 2016



## Impressum

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

März 2017

Autor: Dr. Julia von Dassel-Scharf

Mitarbeit: Hardi Gehlmann (Angelsportverein Bad Pyrmont e. V.)  
FischR Eva Christine Mosch (LAVES)  
Thilo Pagel (LAVES)  
Peter Rathcke (Fischereiwissenschaftlicher Untersuchungs-Dienst)  
FischWM Reinald Werner (LAVES)

Titelbilder: Äsche und Bachforelle (© LAVES)

# Inhalt

1	Einleitung .....	4
2	Untersuchungsgebiet .....	6
3	Methodik .....	8
3.1	Befischungen .....	8
3.2	Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter.....	8
3.3	Datenauswertung .....	9
4	Ergebnisdarstellung.....	9
4.1	Artenspektrum im Gesamtfang.....	9
4.2	Zusammensetzung des Gesamtfangs .....	10
4.3	Fangergebnisse der Befischungsstrecken.....	11
4.4	Ökologische Gilden .....	12
4.5	Langenhäufigkeitsverteilung ausgewählter Fischarten .....	14
5	Diskussion.....	17
5.1	Die Situation des Fischbestands in der Emmer .....	17
5.1.1	Artenspektrum und Abundanz - Vergleich mit der Referenzfischfauna .....	17
5.1.2	Biomassen fischereilich relevanter Arten - Vergleich zum Zielbestand .....	19
5.1.3	Abundanzunterschiede in den Befischungsstrecken .....	19
5.1.4	Ökologische Gilden .....	20
5.1.5	Populationsaufbau ausgewählter Arten .....	20
5.2	Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer .....	22
6	Zusammenfassung.....	26
7	Literatur.....	27
8	Anhang.....	29

# 1 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 km<sup>2</sup>, 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 2016, MKULNV 2007b).

Der niedersächsische Gewässerabschnitt ist nach einer aktuellen Detailstrukturkartierung überwiegend als stark bis sehr stark verändert eingestuft (NLWKN 2015). Neben einem Mangel an natürlicher Strukturvielfalt durch Begradigungen des Gewässerlaufs und Uferverbau sind die fehlende ökologische Durchgängigkeit sowie diffuse Nährstoff- und Feinsedimenteinträge als Hauptdefizite benannt (Sönnichsen & Schackers 2015). Aufgrund der starken strukturellen Abweichungen von den natürlichen Gegebenheiten ist der Wasserkörper als „erheblich verändert“ (HMWB – heavily modified waterbody) kategorisiert (NLWKN 2012) und die aktuelle Gesamtbewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie ergab ein „mäßiges ökologisches Potential“ (FGG Weser 2016). Auch die Bewertung des ökologischen Potentials anhand der Fischfauna führte zur Einstufung „mäßig“ (FGG Weser 2016). Der Flusslauf von der Landesgrenze abwärts bis zur Mündung in die Weser ist als FFH-Gebiet (Nr. 113 „Emmer“) und Naturschutzgebiet (NSG HA 171 „Emmerthal“) ausgewiesen, weitere Flächen der Aue sind Landschaftsschutzgebiet (LSG HM 021 „Emmerthal“).

Bei Schieder-Schwalenberg in Nordrhein-Westfalen wurde Ende der 1970er Jahre eine Talsperre angelegt, die seit 1983 in Betrieb ist und die Emmer zu einem See mit einer Wasserfläche von etwa 90 ha anstaut (Schiedersee). Neben dem Hochwasserschutz für die unterhalb gelegenen Ortschaften wurde mit der Talsperre auch das Ziel der Freizeitnutzung und Tourismusförderung verfolgt. Für das Fließgewässersystem hatte die Anlage dieses Stausees jedoch weitreichende negative Auswirkungen, wie die Unterbrechung der longitudinalen Durchgängigkeit, Veränderungen der Abfluss- und Strömungsverhältnisse sowie des Geschiebetransports, der physikalisch-chemischen Eigenschaften und der Biozöosen. Im See führen eine längere Verweildauer des Wassers (je nach Wasserführung zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen) und hohe Nährstoffgehalte insbesondere im Sommer zu einer massiven Phytoplanktonentwicklung und einer damit einhergehenden starken Wassertrübung sowie einer Erhöhung des pH-Werts (Landesumweltamt NRW 2000). Zusätzlich erwärmt sich das Wasser bei der Passage durch den See um bis zu 3°C (Landesumweltamt NRW 2000). Dementsprechend hat sich auch die ursprüngliche Fischartengemeinschaft verändert. Im Schiedersee und im oberhalb liegenden

Fließgewässerabschnitt haben sich hohe Cyprinidenbestände entwickelt, insbesondere Rotaugen, Brassen und Döbel, aber auch Hechte und Barsche erreichten zeitweise hohe Bestandsstärken (Späh 1998).

Unterhalb des Sees setzen sich die negativen Auswirkungen des Aufstaus fort. Das erwärmte, phytoplankton- und schwebstoffreiche Wasser gelangt über den Abfluss des Sees in die Emmer. Dort wird das mitgeführte Phytoplankton aufgrund der vorherrschenden Strömung mechanisch zerschlagen, wobei Eiweißstoffe freigesetzt werden, was sich oftmals durch Schaumbildung auf der Wasseroberfläche zeigt. Das abgestorbene Phytoplankton sinkt nach und nach ab, legt sich flächendeckend als dünne Schlammschicht auf das Substrat und setzt somit das Kieslückensystem der Emmer zu, wodurch dieses als Laichsubstrat für Salmoniden nicht mehr geeignet ist. Der Abbau organischer Substanzen kann zu Sauerstoffzehrung in den oberen Substratschichten führen, was sich insbesondere negativ auf die Entwicklung der Salmoniden auswirkt. Beim Absterben des Phytoplanktons im Spätsommer kann es bereits im Stausee infolge von Abbauprozessen zu einer starken Sauerstoffzehrung kommen. Gelangt dieses sauerstoffarme Wasser unterhalb des Stausees in die Emmer, verstärken sich dort die negativen Effekte auf den Sauerstoffhaushalt des Fließgewässers zusätzlich. Durch erhöhte Nährstoffgehalte und Wassertemperaturen unterhalb des Schiedersees kommt es außerdem zu einem starken Bewuchs mit fädigen Grünalgen, die das Substrat der Emmer über weite Bereiche nahezu vollständig bedecken (Späh 1998). Nach der Vegetationszeit setzen die abgestorbenen Grünalgenreste zusätzlich das Kieslückensystem zu. Diese für eine erfolgreiche Reproduktion der Salmoniden insgesamt ungünstigen Voraussetzungen resultierten in einem starken Bestandsrückgang bei der Äsche seit Ende der 1980er Jahre (Späh 1998). Durch Verdriftung gelangen auch die Cypriniden, Barsche und Hechte aus dem See in die Fließstrecke unterhalb der Talsperre. Dies verursachte erhebliche Veränderungen in der ursprünglichen Fischartengemeinschaft und durch die Prädation der Raubfische war von einer zusätzlichen Schädigung der Salmonidenbestände auszugehen (Späh 1998). Die negativen Auswirkungen der Talsperre auf die Fischfauna werden auch durch die Fangstatistiken der niedersächsischen Fischereivereine verdeutlicht. Hier zeigten sich seit Ende der 1980er Jahre bis 1996 starke Abnahmen der Fangträge bei der Äsche und zeitweise auch der Bachforelle sowie deutliche Zunahmen bei Hechten und Barschen (Späh 1998).

Um die negativen Effekte der Talsperre auf das Fließgewässersystem zu reduzieren und den Flusslauf vom See abzutrennen, wurde entlang des Schiedersees im Jahr 2012 mit dem Bau einer Umflut begonnen. Insbesondere werden die Ziele verfolgt, die ökologische Durchgängigkeit der Emmer wiederherzustellen, die Gewässergüte unterhalb des Sees zu verbessern und die weitere Verlandung des Sees durch den Sedimenteintrag aus dem Fließgewässer zu verhindern. Im Juni 2015 wurde diese Umleitung in Betrieb genommen, wodurch bis zu 50 m<sup>3</sup>/s Wasser am Stausee vorbei geführt werden, höhere Abflüsse schlagen in den See ab (Sönnichsen & Schackers 2015).

Zwecks Erfolgskontrolle der Schiedersee-Umflut und Dokumentation der erwarteten positiven Auswirkungen auf die unterhalb liegenden Flussabschnitte wurde in Niedersachsen ein mehrjähriges Untersuchungsprogramm biologischer und physikalisch-chemischer Parameter konzipiert. In diesem Zusammenhang begann das LAVES, Dezernat Binnenfischerei, im Jahr 2016 mit einem fischereilichen Monitoring im niedersächsischen Teil

der Emmer. Ziel der Untersuchungen ist es, mögliche Veränderungen der Fischfauna, insbesondere des Äschenbestands, in der Emmer zu erfassen. Da vor dem Hintergrund des starken Rückgangs der Äschenpopulation und einer damit verbundenen Genehmigung zum Abschuss von Kormoranen im Naturschutzgebiet „Emmerthal“ seit dem Jahr 2005 regelmäßige Kontrollen des Fischbestands in der niedersächsischen Emmer durchgeführt wurden, liegt bereits umfangreiches Datenmaterial vor, welches eine Dokumentation der Langzeitentwicklung der Fischfauna des Gewässers und einen Vergleich der Situation vor und nach der Inbetriebnahme der Schiedersee-Umflut ermöglicht.

Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings im niedersächsischen Teil der Emmer aus dem Jahr 2016 dar und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna des Gewässers mit besonderem Fokus auf die Äschenpopulation.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die Erfassung des Fischbestands im niedersächsischen Abschnitt der Emmer fand vom 26.-28.09.2016 in ausgewählten Strecken zwischen Emmerthal und Bad Pyrmont statt. Je nach eingesetzter Befischungsmethode variierten die einzelnen Streckenlängen zwischen 60 und 580 m. Entsprechende Angaben zu den Befischungsstrecken sowie die Lage der Startpunkte mit geographischen Koordinaten (German Grid, Potsdam Datum) sind Tab. 1 und Abb. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Befischungsstrecken in der Emmer zwischen Bad Pyrmont und Emmerthal im Jahr 2016.

Streckenbezeichnung	R-Wert Start	H-Wert Start	Länge [m]	Methodik
W2: Emmerthal II	3525391	5767362	60	watend, stromauf, gesamte Breite
W5: Hämelschenburg II	3524333	5766661	120	watend, stromauf, gesamte Breite
W7: Amelgatzen I	3523852	5764295	130	watend, stromauf, gesamte Breite
W9: Welsede I	3523301	5763457	80	watend, stromauf, gesamte Breite
W13: Thal I, Rausche unter Brücke	3521434	5761662	70	watend, stromauf, gesamte Breite
B2: Löwensen II, Steinbrücke bis Blaue Brücke	3519540	5761067	450	Boot, stromauf + -ab, Ufer links + rechts
B5: Thal I, Rausche unterhalb Brücke	3521403	5761649	100	Boot, stromauf + -ab, Ufer links
B6: Thal II, oh 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, Ufer rechts
B11: Thal VII, unterhalb Brücke bis Rausche Ortsende	3521564	5761758	500	Boot, selektiv, stromab, Mitte
B12: Löwensen V, Steinbrücke bis Wehr Thalmühle	3519540	5761067	540	Boot, selektiv, stromab, Mitte
Gesamtstrecke			3210	

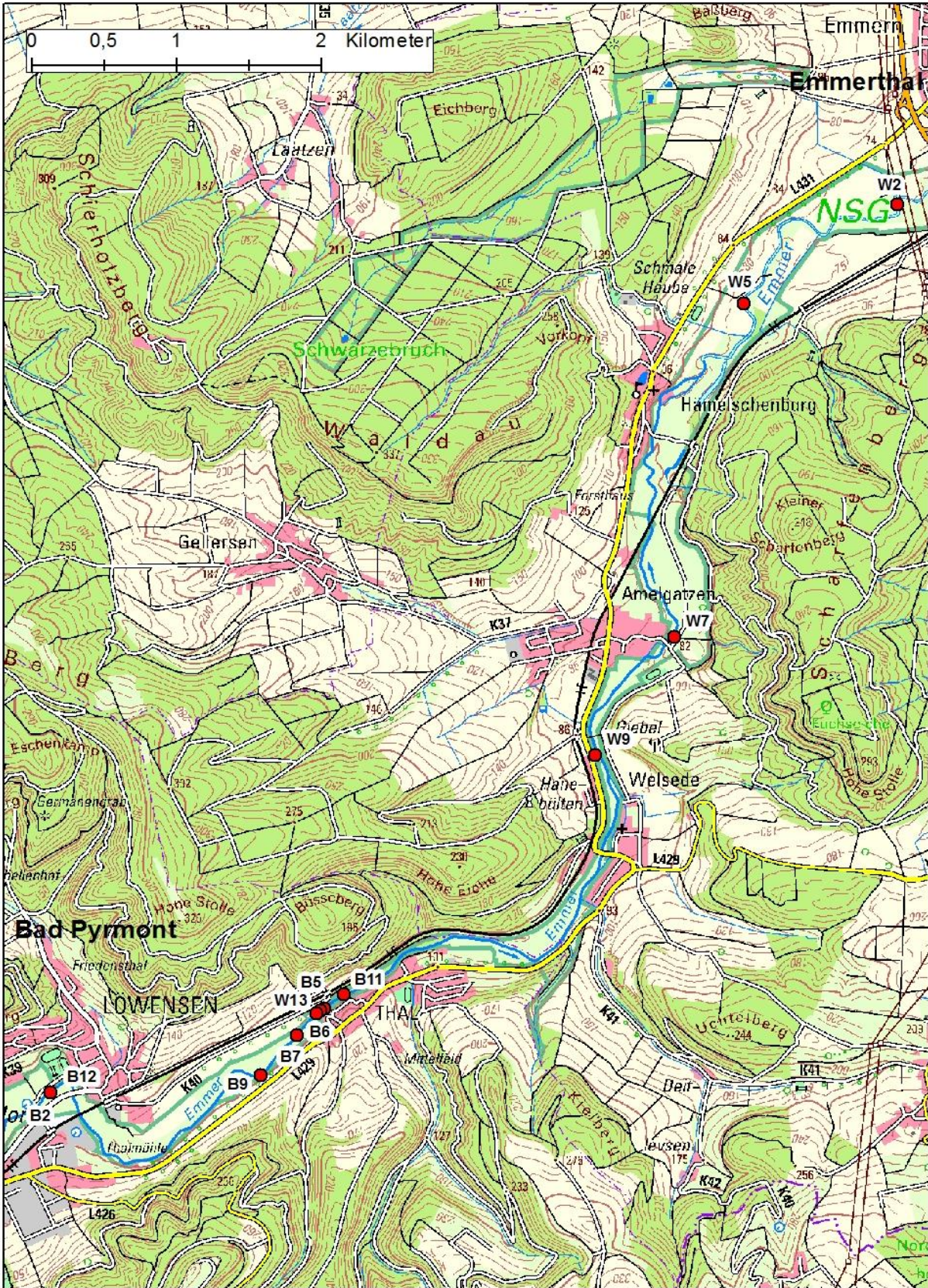



Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebiets mit Lage der Startpunkte (rot) und Bezeichnung der Befischungstrecken in der Emmer (Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2015  LGLN ).

## 3 Methodik

### 3.1 Befischungen

Die Erfassung des Fischbestands in den zu untersuchenden Gewässerabschnitten erfolgte mittels Elektrofischerei. In flachen Bereichen wurde stromauf wadend über die gesamte Gewässerbreite gefischt, wobei parallel zwei bis drei tragbare Elektrofischereigeräte (Impulsstromgerät Deka 3000, Firma Mühlenbein) zum Einsatz kamen. Die Spannung betrug 350 V, die Stromstärke lag bei 3 A. Die Anodenkescher waren mit Netzen der Maschenweite 8 mm versehen. In tieferen Gewässerstrecken wurden die Untersuchungen von einem Arbeitsboot aus durchgeführt, wobei ein motorbetriebenes Elektrofischereigerät DEKA 7000 (Firma Mühlenbein) mit zwei Fanganoden eingesetzt wurde. Es wurde Gleichstrom verwendet, wobei die Spannung 300 - 400 V betrug und die Stromstärke bei 8 - 10 A lag. Die Maschenweite der Anodenkescher betrug 8 mm. In der Regel wurden die unmittelbaren Uferbereiche stromauf befischt, wobei das Boot geschoben wurde. Auf zwei Strecken (B2, B5) wurde zusätzlich eine Uferseite bzw. ein Abschnitt mit größerer Wassertiefe stromab befischt. In drei Strecken (B9, B11 und B12) wurde ausschließlich die Stromrinne bzw. die Gewässermitteln stromabtreibend befischt, um selektiv größere Äschen oder Bachforellen zu fangen. Alle gefangenen Fische wurden bei den Watbefischungen direkt 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 in belüfteten Wannen zwischengehäkelt und unmittelbar nach Beendigung der Befischung bestimmt, vermessen und wieder ins Gewässer zurückgesetzt. Fische, 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.

### 3.2 Erfassung abiotischer und hydromorphologischer Parameter

An jeder Befischungsstrecke wurden hydromorphologische Parameter wie Breite und Tiefe des Gewässers, Strömungsverhältnisse, Sohlsubstrat, Uferstrukturen, Pflanzenbewuchs etc. standardisiert erfasst. Außerdem erfolgte die Messung der chemisch-physikalischen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit. Die entsprechenden Angaben und Messwerte sind in Tab. A 1 im Anhang aufgeführt.

Zusätzlich wurden die monatlichen Messwerte verschiedener chemisch-physikalischer Parameter der Gütemessstelle in Emmern des Zeitraums 2012 – 2015 aus der landesweiten Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a) bzw. für 2016 vom NLWKN direkt abgefragt (NLWKN 2016b). Die entsprechenden Daten sind in graphischer Darstellung im Anhang aufgeführt (Abb. A 1 bis Abb. A 6). Zusätzlich wurde der Ammoniakgehalt ( $\text{NH}_3$ ) aus den Messwerten für Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) berechnet. Dabei wurde zunächst die Ammoniumkonzentration ( $\text{NH}_4^+$ ) ermittelt ( $\text{NH}_4^+ = \text{NH}_4\text{-N} \times \text{Faktor } 1,288$ ) und daraus nach Hobiger (1996) die Ammoniakkonzentration ( $\text{NH}_3$ ) berechnet. Die entsprechenden Ergebnisse sind in Abb. A 6 graphisch dargestellt.



### 3.3 Datenauswertung

Zur Vergleichbarkeit der Daten der einzelnen Befischungsstrecken wurde die Bestandsdichte (Abundanz) jeweils auf 100 m<sup>2</sup> berechnet, wobei eine effektive Erfassungsbreite von 2 m bzw. 2 – 3 m auf den jeweiligen Strecken der Boot- bzw. Wadfischerei berücksichtigt wurde. Abweichend davon wurden bei den selektiven Befischungen (Strecken Nr. B9, B11 und B12) die Befischungsflächen mittels der Anzahl an Dips (Eintauchen der Anode) je Strecke berechnet, wobei hier je Dip eine Erfassung von 1 m<sup>2</sup> einkalkuliert wurde.

Fischarten mit ähnlichen Ansprüchen an ihr Habitat, vergleichbaren Reproduktionsstrategien oder gleichartigen Nahrungspräferenz wurden in sog. ökologische Gilden zusammengefasst. Durch das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Gilden können wichtige Rückschlüsse auf den Zustand der Fischbestände und des Gewässersystems gezogen werden.

## 4 Ergebnisdarstellung

### 4.1 Artenspektrum im Gesamtfang

In der Emmer wurden im Jahr 2016 insgesamt 16 Fischarten nachgewiesen (Tab. 2).

Tab. 2: Nachgewiesenes Fischartenspektrum in der Emmer im Jahr 2016.

Art	Wissenschaftlicher Name
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Koppe	<i>Cottus gobio</i>
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Zander	<i>Sander lucioperca</i>
<b>Gesamtartenzahl</b>	<b>16</b>

## 4.2 Zusammensetzung des Gesamtfangs

Im Jahr 2016 wurden in der Emmer insgesamt 3.724 Individuen auf einer Gesamtstrecke von 3.210 m bzw. einer Gesamtbefischungsfläche von 3.683 m<sup>2</sup> gefangen. Die dominierenden Fischarten mit Fanganteilen > 10 % waren Koppe (48,9 %) und Elritze (32,2 %) (Abb. 2). Deutlich geringere Anteile zeigten Bachforelle (5,0 %), Dreistachliger Stichling (4,2 %), Äsche (2,6 %) und Schmerle (2,1 %). Alle übrigen Arten waren mit ≤ 2 % im Fang vertreten. Eine Übersicht zum Gesamtfang der Emmer (Fanganzahl, Fanganteil und Abundanz) im Jahr 2016 gibt Tab. A 2 im Anhang.

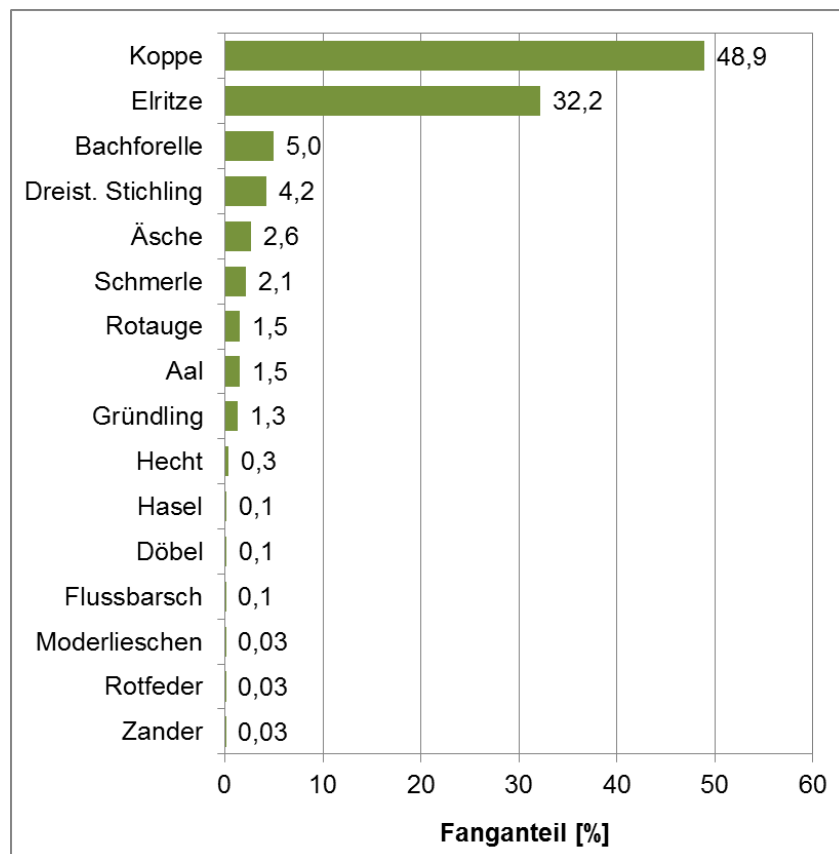


Abb. 2: Fanganteile der Fischarten der Emmer im Untersuchungsjahr 2016 (n = 3.724).

### 4.3 Fangergebnisse der Befischungstrecken

Ein Vergleich der Fischbestandsdichten der einzelnen Befischungstrecken zeigt insgesamt deutliche Unterschiede (Abb. 3). Die Watbefischungstrecken (W2 – W13) wiesen dabei mit 180 – 433 Individuen / 100 m<sup>2</sup> generell höhere Bestandsdichten auf als die Bootbefischungstrecken (B2 – B12) mit 9 – 138 Individuen / 100 m<sup>2</sup>. Dies stand in Zusammenhang mit einem hohen Anteil an Koppen und teilweise auch Elritzen in den Fängen der Watfischerei (Tab. A 3 und Tab. A 4 im Anhang). Auch innerhalb der Gruppierung der Wat- bzw. Bootbefischungstrecken gab es teilweise Unterschiede in den Bestandsdichten.

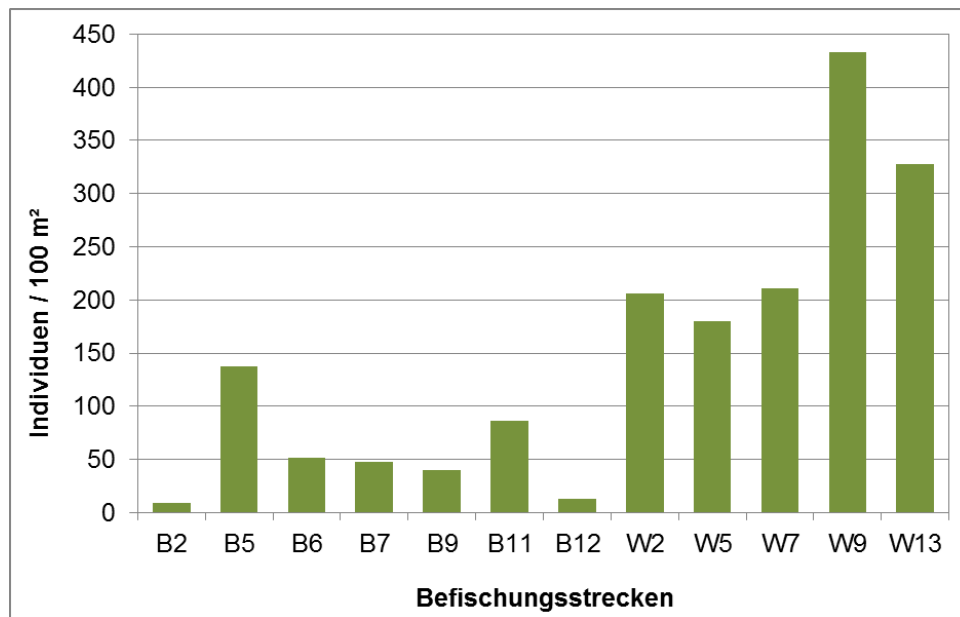


Abb. 3: Abundanz (Individuen / 100 m<sup>2</sup> Befischungfläche) der Fischartengemeinschaft in den Befischungstrecken der Emmer im Jahr 2016.

#### 4.4 Ökologische Gilden

Die Einteilung der im Jahr 2016 in der Emmer nachgewiesenen 16 Fischarten in ökologische Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise zeigt Tab. 3.

Bezüglich der Habitatsprüche dominierten acht Arten mit einer ausgeprägten Strömungspräferenz (rheophil A + B). Es folgten sechs indifferente Arten, die anpassungsfähig sind und keine spezifischen Anforderungen an ihren Lebensraum stellen. Nur zwei Arten bevorzugten stehende Gewässer (stagnophil).

Bei den Ernährungsgilden überwogen mit sechs Arten die Omnivoren, welche keine definierte Nahrungspräferenz aufweisen. Invertivore Fischarten, die sich von Wirbellosen ernähren, waren mit einer Anzahl von fünf vertreten. Drei weitere Arten werden als invertipiscivor (fakultative Fischfresser) bezeichnet, zwei Arten sind reine Fischfresser (piscivor).

Hinsichtlich des Reproduktionstyps sind fünf nachgewiesene Arten lithophil (Kieslaicher), drei gelten als phyto-lithophil (fakultative Pflanzenlaicher). Vier Arten sind reine Pflanzenlaicher und zwei Arten bevorzugen Sand als Laichsubstrat (psammophil). Weitere zwei Arten haben eine speziellere Fortpflanzungsweise (speleophil, marin).

Tab. 3: Einteilung der im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten 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
Döbel	rheophil B	lithophil	omnivor
Dreist. Stichling	indifferent	phytophil	omnivor
Elritze	rheophil A	lithophil	invertivor
Flussbarsch	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor
Gründling	rheophil B	psammophil	invertivor
Hasel	rheophil A	lithophil	omnivor
Hecht	indifferent	phytophil	piscivor
Koppe	rheophil A	speleophil	invertivor
Moderlieschen	stagnophil	phytophil	omnivor
Rotaugen	indifferent	phyto-lithophil	omnivor
Rotfeder	stagnophil	phytophil	omnivor
Schmerle	rheophil A	psammophil	invertivor
Zander	indifferent	phyto-lithophil	piscivor

Habitat - indifferent: keine spezifische Habitatpräferenz; stagnophil: Stillgewässer bevorzugend; rheophil A: ausgeprägte Strömungspräferenz aller Altersstadien; rheophil B: ausgeprägte Strömungspräferenz 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 – piscivor: Fischfresser; invertivor: Wirbellose fressend; inverti-piscivor: nicht obligat Fisch fressend, Ernährung auch von Wirbellosen; omnivor: Allesfresser, keine definierte Nahrungspräferenz.

Bei Einteilung des erzielten Gesamtfangs des Jahres 2016 ( $n = 3.724$  Individuen) in ökologische Gilden dominierten bezüglich der Habitatpräferenz ebenfalls die rheophilen Fischarten (rheophil A + B) mit insgesamt 92,4 % (Abb. 4). Die indifferenten Arten wiesen einen Fanganteil von 7,5 % auf während Stagnophile lediglich mit 0,1 % vorkamen.

Bei den Ernährungsgilden überwogen die invertivoren Arten mit 87,2 %. Inverti-piscivore Arten bildeten einen Fanganteil von 6,5 % und die Omnivoren kamen mit 6 % vor. Der Anteil piscivorer Arten betrug lediglich 0,3 %.

Bei den Reproduktionsgilden bildete die speleophile Koppe mit 48,9 % den größten Fanganteil, gefolgt von den lithophilen Fischarten 40,1 %. Wesentlich geringere Anteile am Gesamtfang wiesen phytophile (4,5 %), psammophile (3,4 %) und phyto-lithophile (1,6 %) Fischarten auf. Der Aal (marine Fortpflanzung) war mit 1,5 % vertreten.

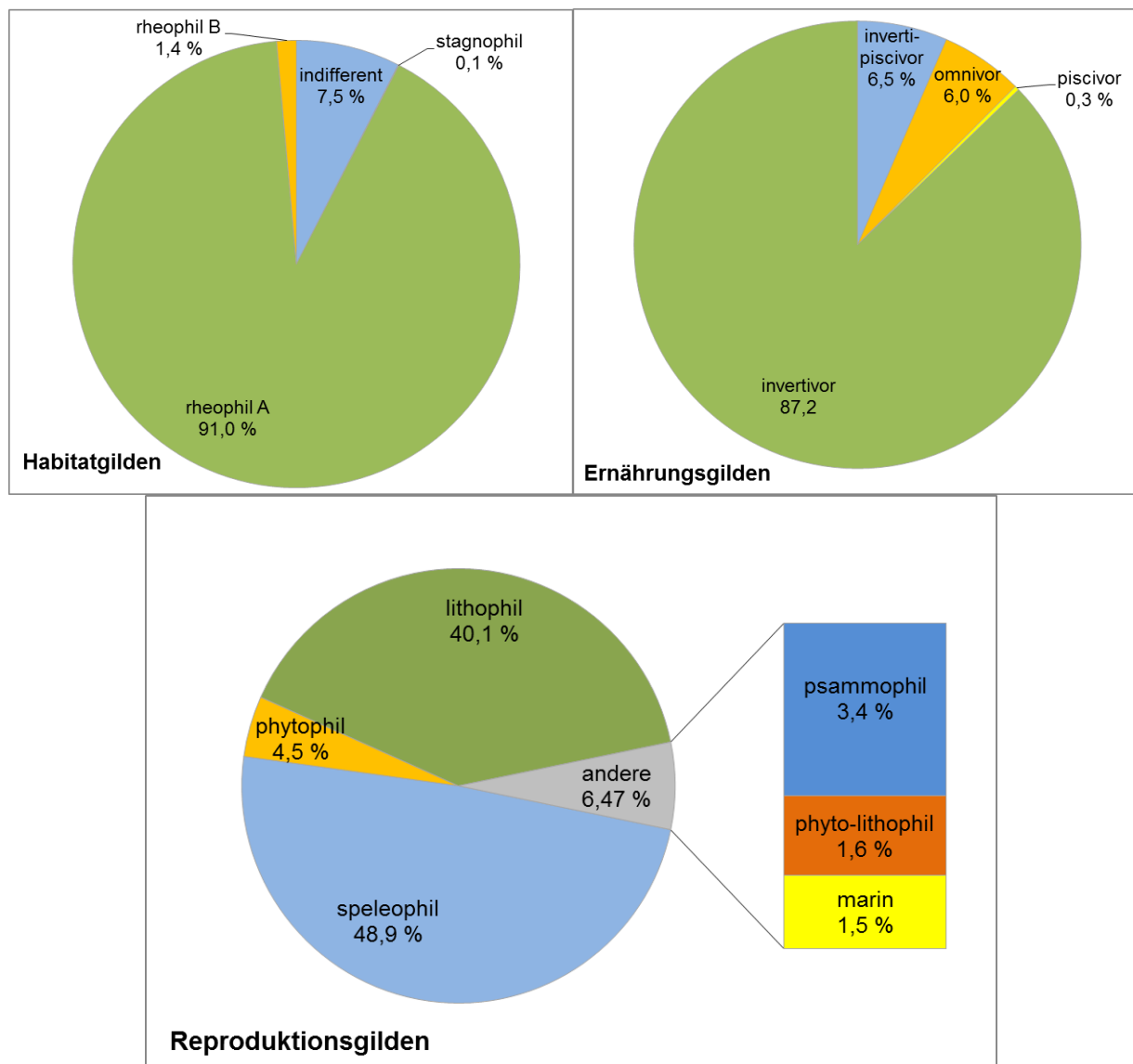


Abb. 4: Relative Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Ernährungsweise und Reproduktionstyp im Gesamtfang der Emmer im Jahr 2016 ( $n = 3.724$  Individuen).

#### 4.5 Längenhäufigkeitsverteilung ausgewählter Fischarten

Das nachgewiesene Längenspektrum bei der **Koppe** umfasst mehrere Jahrgänge und alle Altersstadien, wobei die einzelnen Kohorten der juvenilen, subadulten und adulten Individuen nicht eindeutig voneinander abgrenzbar sind (Abb. 5). Die Jungfische des Jahres sind der Länge von etwa 2 – 3 cm zuzuordnen, während die Subadulten den Längenbereich von ca. 4 - 5 cm bilden. Bei den Adulten existieren mindestens drei Jahrgänge in der Längenklasse von 6 - 12 cm.

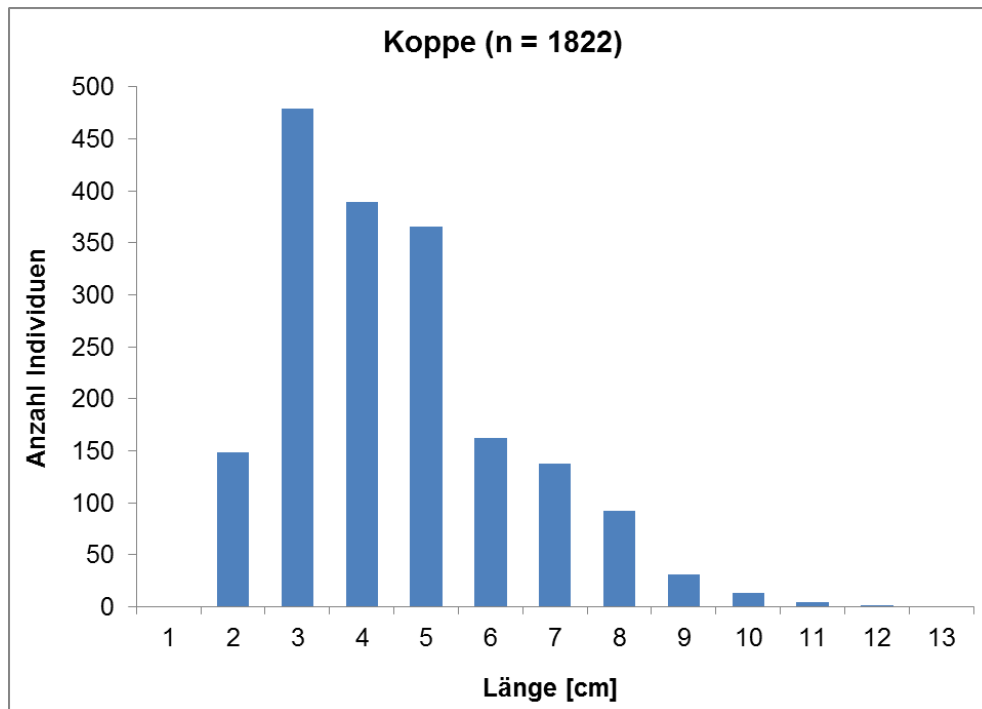


Abb. 5: Längenhäufigkeitsverteilung der Koppe im Fang der Emmer 2016.

Das Längenspektrum der **Elritze** umfasst ebenfalls alle Altersstadien, die aber auch hier nicht als eindeutige Kohorten erkennbar sind (Abb. 6). So weisen die Jungfische des Jahres eine Länge von etwa 1 - 2 cm auf, während Individuen mit ca. 3 - 4 cm den Subadulten (Altersgruppe 1+) zuzuordnen sind. Adulte Elritzen sind mit Totallängen von etwa 5 – 12 cm vertreten, wobei es sich bei diesem Längenspektrum um etwa drei bis vier Jahrgänge handelt.

Die **Bachforelle** zeigt einen mehrjährigen Populationsaufbau, bei dem juvenile, subadulte und adulte Altersstadien vorhanden sind. Die Jungfische des Jahres sind mit einer Länge von ca. 5 - 12 cm vertreten (Abb. 7). Es folgen Subadulte im Bereich von etwa 13 – 23 cm Länge, wobei es sich vermutlich um zwei Kohorten handelt, die jedoch aufgrund geringer Individuenzahlen nicht eindeutig voneinander abgrenzbar sind. Zwischen 24 - 45 cm sind mehrere Jahrgänge adulter Bachforellen zu differenzieren.

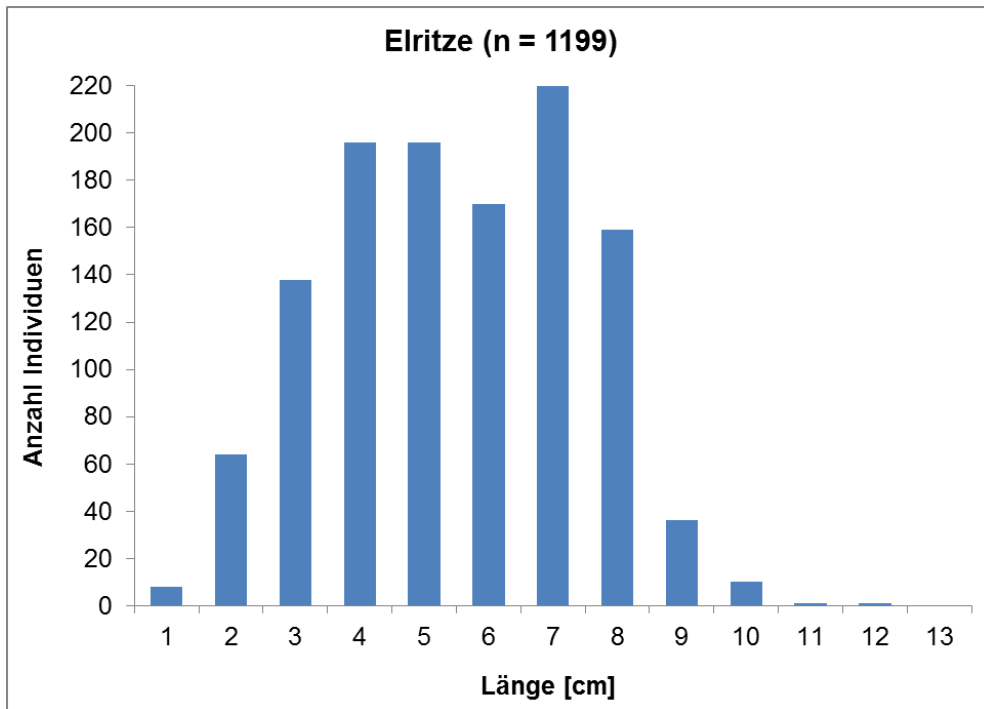


Abb. 6: Längenhäufigkeitsverteilung der Elritze im Fang der Emmer 2016.

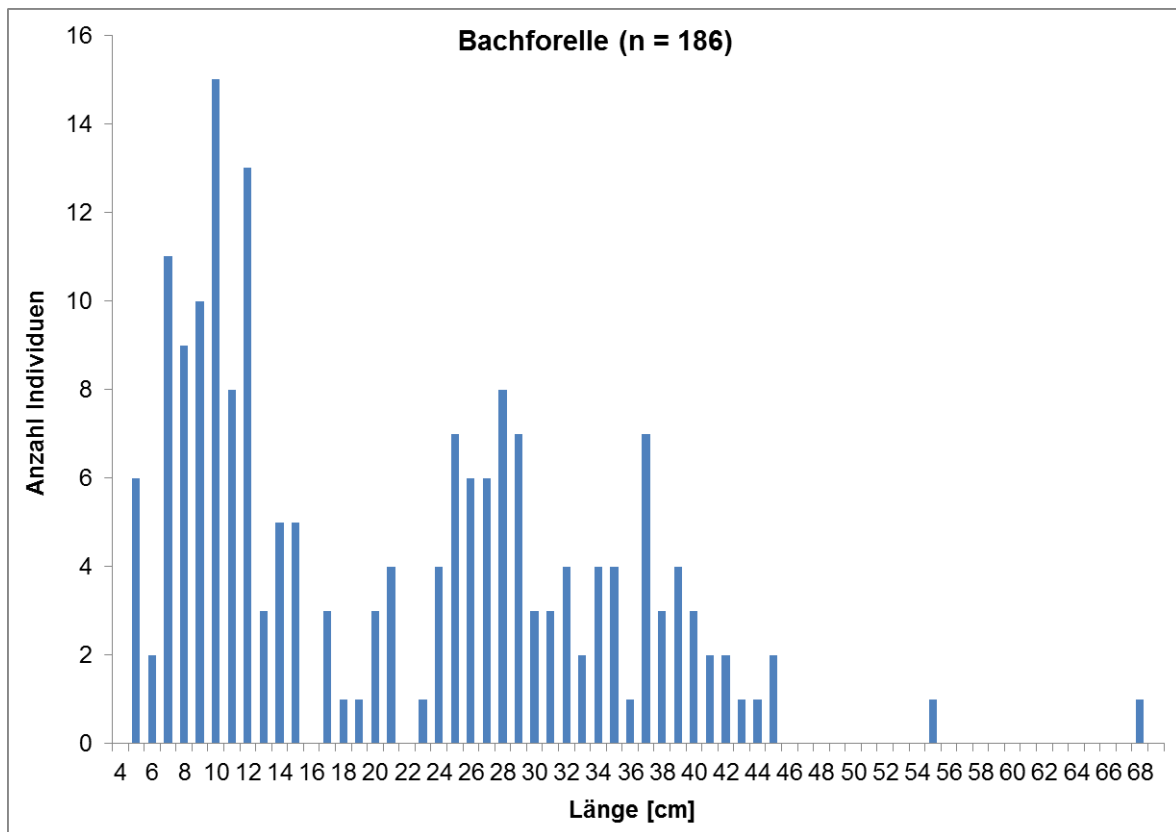


Abb. 7: Längenhäufigkeitsverteilung der Bachforelle im Fang der Emmer 2016.

Die Längenhäufigkeitsverteilung der **Äschen** zeigt, dass sich der derzeitige Bestand in der Emmer im Wesentlichen aus Individuen mit einer Totallänge von 13 – 19 cm sowie einzelnen größeren Exemplaren (30 – 46 cm) zusammensetzt (Abb. 8). Bei der Kohorte von 13 – 19 cm handelt es sich offensichtlich um einen Jahrgang, wobei von einsömmerigen (Altersgruppe 0+) Fischen auszugehen ist. Subadulte Jahrgänge fehlen gänzlich und die Adulten sind auf wenige Einzelexemplare reduziert.

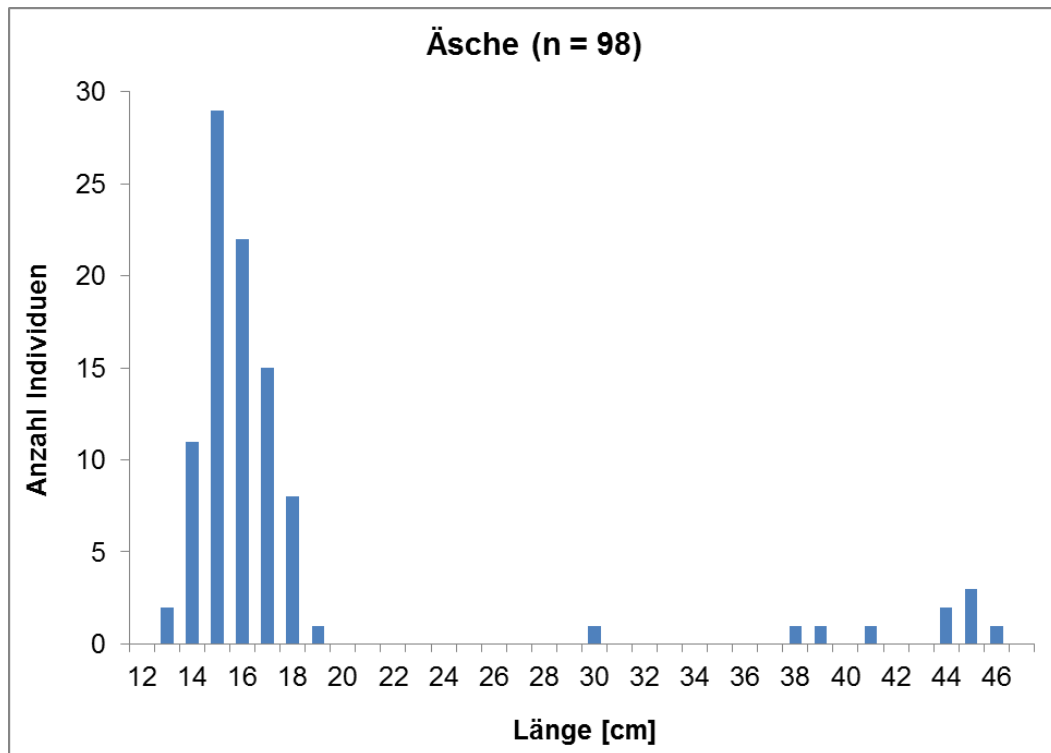


Abb. 8: Längenhäufigkeitsverteilung der Äsche im Fang der Emmer 2016.



## 5 Diskussion

### 5.1 Die Situation des Fischbestands in der Emmer

#### 5.1.1 Artenspektrum und Abundanz - Vergleich mit der Referenzfischfauna

Die Referenzfischfauna (potenziell natürliche Fischfauna) stellt die Artengemeinschaft, welche unter natürlichen Gegebenheiten bzw. bei gutem hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Zustand eines Gewässers zu erwarten wäre und entspricht somit dem fischökologischen Leitbild. Bestandteil der Referenzfischfauna sind u. a. die sog. „Leitarten“, die besonders charakteristisch für das Gewässer sind und die Artengemeinschaft hinsichtlich der Individuenanzahl dominieren. Ihr Vorkommen spiegelt intakte Verhältnisse des Lebensraums wider. Darüber hinaus sind sog. „störungsempfindliche Arten“ benannt, die spezielle Ansprüche an ihr Habitat haben und besonders empfindlich auf Veränderungen oder Störungen reagieren und somit einen hohen Indikatorwert für den ökologischen Zustand des Gewässers haben. Die Referenzfischfauna ermöglicht die Bewertung des Fischbestands und des ökologischen Zustands eines Gewässers, wobei die Abweichung der aktuellen Artenzusammensetzung von der entsprechenden Referenz ermittelt und beurteilt wird.

Die Referenzfischfauna der Emmer setzt sich aus insgesamt 20 Arten zusammen (LAVES 2016), wovon sechs als Leitarten (Anteil > 5 %) gelten (Tab. 4). Im Jahr 2016 konnten sieben Arten dieser Referenzfischfauna nicht nachgewiesen werden. Darunter sind vier anadrome Langdistanzwanderer (Flussneunauge, Lachs, Meerforelle und Meerneunauge), zwei potamodrome Fischarten (Barbe und Quappe) sowie das Bachneunauge. Das Fehlen der Wanderarten verdeutlicht Beeinträchtigungen in der ökologischen Durchgängigkeit des Gewässersystems, wobei diesbezüglich Defizite nicht nur in der Emmer selbst, sondern auch in der Weser relevant sind. Bereits im Verlauf der Weser befinden sich insgesamt acht Stauanlagen. Die Durchgängigkeit dieser Anlagen für Fische wurde nach FGG Weser (2009) als ungenügend oder gravierend eingeschränkt eingeschätzt (mit Ausnahme des Standorts Hemelingen, dessen Fischaufstiegsanlage noch nicht abschließend bewertet wurde). In der Emmer befinden sich weitere sechs Stauanlagen, welche die ökologische Durchgängigkeit des Gewässers aufgrund fehlender oder unzureichender Fischwechseleinrichtungen unterbinden. Lediglich eine Anlage gilt als eingeschränkt durchgängig (Sönnichsen & Schackers 2015). Aufgrund der mangelnden ökologischen Durchgängigkeit der Gewässer ist in erster Linie die Erreichbarkeit der Laichgebiete für die anadromen Arten nicht gegeben. Auch für die potamodromen Arten ist ein Wechsel zwischen Nahrungs- und Laichhabitaten nicht möglich. Für das Fehlen des Bachneunauges gibt es keine eindeutige Erklärung. Vermutlich spielt hier die Beeinträchtigung von Laich- oder Aufwuchshabitaten eine Rolle.

Das Vorkommen der sechs Leitarten der Referenzfischfauna konnte aktuell bestätigt werden. Allerdings waren dabei nur Elritze und Koppe auch mit entsprechend hohem Fanganteil vertreten. Die Bachforelle war zwar noch mit einem Anteil von 5 % im Fang vertreten, im Verhältnis zu den beiden vorher genannten Arten erscheint ihre Abundanz jedoch zu gering. Bei Aal, Äsche und Schmerle lag der Fanganteil jeweils deutlich unter 5 % und entsprach damit nicht der Häufigkeit einer Leitart. Der Aal ist in ganz Europa von einem starken Bestandsrückgang betroffen, wobei hier zahlreiche Faktoren nicht nur in Binnengewässern sondern auch in der marinen Lebensphase als Ursache in Betracht kommen. Der derzeitige Bestand in der Emmer ist maßgeblich auf Besatz zurückzuführen, da ein natürlicher Zuzug

aufgrund der unzureichenden ökologischen Durchgängigkeit des Gewässersystems nahezu ausgeschlossen ist. Bei der Äsche ist der insgesamt sehr kleine (Laich-) Fischbestand aufgrund der Biologie der Art (Frühjahrslaicher, geringer Strukturbezug) ganz besonders durch eine starke Prädation des Kormorans gefährdet. Darüber hinaus ist auch die Beeinträchtigung der Laichhabitats als ein Faktor für die verringerte Abundanz anzusehen. Für den geringen Schmerlenbestand gibt es keine eindeutigen Hinweise, eventuell spielt hier aber eine Konkurrenz zur individuenstarken Koppenpopulation eine Rolle.

Erhebliche Defizite zeigten sich auch in der Abundanz einiger typspezifischen Arten. So waren vor allem die rheophilen Cypriniden Döbel und Hasel aktuell nur in Einzelindividuen nachzuweisen, wobei vermutlich auch hier der Prädationsdruck durch Kormorane eine Ursache ist.

Tab. 4: Potenziell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) der niedersächsischen Emmer (LAVES 2016). LA: Leitart ( $\geq 5\%$ ); TA: typspezifische Art ( $\geq 1 - < 5\%$ ); BA: Begleitart ( $0,1 - < 1\%$ ).

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

Im aktuellen Fischartenspektrum waren aber auch Arten vorhanden, die nicht zur Referenzfischfauna gehören. Hierbei handelt es sich um Moderlieschen, Rotfeder und Zander. Vermutlich sind diese drei Arten aus dem Schiedersee in die unterhalb liegenden Flussabschnitte eingedröftet und finden in den Staubereichen geeignete Bedingungen vor.

### **5.1.2 Biomassen fischereilich relevanter Arten - Vergleich zum Zielbestand**

Auch aus fischereilicher Sicht bestehen bestimmte Zielvorstellungen hinsichtlich der Fischbestandsdichten unterschiedlicher Gewässertypen. Für den Fischbestand eines Äschengewässers wird ein Ertragspotential von durchschnittlich 100 kg / ha angegeben (von Siemens et al. 2008, Baer et al. 2007, von Dalwigk & Günter 1976). Daraus errechnet sich durch Multiplikation mit dem Faktor 3,5 für Fließgewässer der Äschenregion (von Siemens et al. 2008) eine Zielbestandsdichte von 350 kg / ha. Die relativen Anteile einzelner Arten an der Zielbestandsdichte leiten sich aus der Zusammensetzung der Referenzfischfauna des betreffenden Gewässers ab (siehe Kapitel 5.1.1).

Für die Emmer ergeben sich gemäß der Abundanzverhältnisse der Referenzfischfauna (LAVES 2016) etwa folgende Anteile für die fischereilich nutzbaren Fischarten an der Zielbestandsdichte von 350 kg / ha: Äsche 35 %, Bachforelle 35 %, andere (Aal, Barbe, Döbel, Hasel, Hecht, Quappe) 30 %. Die Zielbestandsdichte für Äsche und Bachforelle beträgt demnach jeweils 123 kg / ha, die der übrigen Arten insgesamt 104 kg / ha.

Die aktuelle Biomasse der Hauptnutzfischarten Äsche und Bachforelle in der Emmer kann aus der im Jahr 2016 ermittelten Individuendichte (siehe Tab. A 2 im Anhang) und dem mittleren Gewicht der jeweiligen Art bestimmt werden. Da bei den aktuellen Befischungen die Masse der gefangenen Fische nicht aufgenommen wurde, ist das mittlere Gewicht der Arten über die durchschnittliche Totallänge der gefangenen Individuen (Bachforelle: 21,2 cm, Äsche: 18,4 cm) und Längen-Gewichts-Regressionen früherer Untersuchungen des LAVES in der Emmer zu berechnen (Äsche  $y = 0,0065 x^{3,1191}$ , Bachforelle  $y = 0,0154 x^{2,9299}$ ).

Aus den Berechnungen ergeben sich aktuelle Bestandsdichten von 15,3 kg / ha für die Äsche sowie 59,7 kg / ha für die Bachforelle. Damit liegen die derzeitigen Biomassen beider Arten weit unterhalb der entsprechenden Zielbestandsdichten für die Emmer. Daraus ergeben sich nur sehr geringe Ertragsmöglichkeiten im Rahmen der angelfischereilichen Bewirtschaftung. Eine Überfischung der Bestände als Ursache für die geringen Biomassen kann ausgeschlossen werden. Vielmehr werden seitens der Fischereivereine Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Arten getroffen. So wurde z. B. für die Äsche vor einigen Jahren vereinsintern ein ganzjähriges Fang- und Entnahmeverbot festgelegt (ASV Bad Pyrmont, H. Gehlmann). Zusätzlich werden insbesondere die Bestände der Bachforelle und Äsche regelmäßig durch Besatzmaßnahmen unterstützt. Die geringen Bestandsdichten sind daher eher auf eine starke Prädation durch Kormorane sowie einen zu geringen natürlichen Reproduktionserfolg der Arten aufgrund beeinträchtigter Laichhabitate zurückzuführen.

### **5.1.3 Abundanzunterschiede in den Befischungstrecken**

Die insgesamt höhere Abundanz in den Watbefischungstrecken, die auf einen hohen Fanganteil an Koppen und teilweise auch Elritzen zurückzuführen war, hat überwiegend methodische Gründe. Insbesondere kleine, bodenorientiert lebende Fische wie die Koppe werden durch bessere Grundsicht bei der Wattfischerei leichter erfasst als bei der Befischung vom Boot aus. Andererseits befinden sich gerade in den Strecken der Wattfischerei oftmals auch die bevorzugten Habitate der Koppe, flache und hartsubstratreiche Rauschen, wodurch die Art hier in entsprechend höherer Individuenzahl vertreten war.

#### **5.1.4 Ökologische Gilden**

Die relativen Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise entsprechen weitestgehend dem Gewässertyp und der zugehörigen Referenzfischfauna. Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, dass sich die Anteile der dominierenden Gilden (Habitatgilden: rheophil A; Ernährungsgilden: invertivor; Reproduktionsgilden: lithophil bzw. speleophil) jeweils zu über 80 % aus den Arten Koppe und Elritze zusammensetzen. Die geringen Abundanzen von Äsche und Bachforelle sowie das Fehlen der Wanderarten, die alle rheophil, sowie überwiegend lithophil und invertivor sind, wird durch den hohen Anteil der beiden Kleinfischarten überdeckt. Daher spiegelt die Einteilung der relativen Anteile des Gesamtfangs in ökologische Gilden nicht die tatsächlichen Defizite im Fischbestand der Emmer wider und kann daher nur bedingt zur Beurteilung des Zustands der Fischfauna Verwendung finden.

#### **5.1.5 Populationsaufbau ausgewählter Arten**

Die beiden dominierenden Arten Koppe und Elritze zeigten jeweils einen lückenlosen, mehrjährigen Populationsaufbau mit dem Vorkommen von juvenilen, subadulten und adulten Altersstadien (vgl. Abb. 5 und Abb. 6). Dies lässt einen regelmäßigen Reproduktionserfolg der Arten erkennen und weist auf intakte Bestandssituationen hin.

Bei der Bachforelle kann aufgrund des mehrjährigen Populationsaufbaus und der Präsenz aller Altersstadien grundsätzlich auch von einer regelmäßigen Rekrutierung ausgegangen werden (vgl. Abb. 7). Da jedoch jährlich ein Besatz von Brütlingen erfolgt, lässt sich der Anteil des natürlichen Aufkommens nicht eindeutig bestimmen. Dies erschwert die Einschätzung des tatsächlichen Reproduktionserfolgs und damit auch die Beurteilung der Bestandssituation. Zusätzlich fällt auf, dass die Subadulten im Verhältnis zu den anderen Altersstadien nur sehr geringe Individuenzahlen aufwiesen und damit ein gestörter Altersaufbau in der Population besteht. Dies kann verschiedene Ursachen haben, die sich jedoch anhand der vorliegenden Daten nicht eindeutig belegen lassen. Möglicherweise ist die Reproduktion der Bachforellen in den betreffenden Jahren weniger erfolgreich gewesen oder die Juvenilen haben sich nicht hinreichend weiterentwickelt bzw. die besetzten Brütlinge hatten eine zu geringe Überlebensrate. Auch die Prädation durch Kormorane kann bezüglich des Defizits an Subadulten eine Rolle spielen, denn in vielen von Kormoranen beeinflussten Fischbeständen zeigen sich Reduktionen insbesondere bei mittleren Längenspektren (Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2000). Für den Einfluss der Kormoranprädation spricht auch das regelmäßige Fehlen mittlerer Längenspektren bei den Bachforellen in früheren Untersuchungen der Emmer (Matthes 2010, 2011).

Bei der Äsche wird durch das Vorkommen von nur wenigen adulten Einzelindividuen und das Fehlen ganzer Jahrgänge bei den Subadulten ein stark gestörter Populationsaufbau erkennbar, der insgesamt einen schlechten Zustand der Äschenpopulation in der Emmer verdeutlicht (vgl. Abb. 8). Im aktuellen Untersuchungszeitraum konnte nur eine ausgeprägte Kohorte im Bereich von 13 – 19 cm Totallänge nachgewiesen werden. Eine Zuordnung zu einer Altersklasse erscheint hier zunächst nur annäherungsweise möglich, da Äschenpopulationen generell ein sehr unterschiedliches Wachstum aufweisen können (Hanfland et al. 2011) und diesbezüglich aus der Emmer keine genauen Angaben vorliegen.

Allerdings zeigen Ergebnisse früherer Befischungen der Emmer in den Längenhäufigkeitsverteilungen der Äschen jeweils Kohorten im Bereich von etwa 7 – 12 cm Länge, die als 0+ Fische angesehen wurden (Matthes 2010, 2011) und sich weitestgehend aus in denselben Jahren besetzten Brütlingen zusammensetzten (Besatzzahlen für Äschenbrütlinge in 2010: 1.680 Stück, in 2011: 3.000 Stück; Angaben des ASV Bad Pyrmont, U. Rosenthal). Da die damaligen Befischungen jeweils im Juli durchgeführt wurden, ist von einem weiteren Längenzuwachs im Laufe des ersten Sommers auszugehen. Das Erreichen einer Totallänge von etwa 16 -17 cm bei den 0+ Äschen erscheint daher realistisch. Auch die Längenhäufigkeitsverteilungen aus anderen Gewässern des Weser-Leine-Berglands verdeutlichen, dass die Äschenbestände dort insgesamt schnellwüchsiger sind als in vergleichbaren Tieflandgewässern und 0+ Fische mitunter Maximallängen von etwa 18 cm erreichen können (Datenbasis: LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Fischartenkataster Niedersachsen). In der Lippe in Nordrhein-Westfalen erreichten Jungfische am Ende des ersten Sommers ebenfalls Maximallängen von ca. 17 - 19 cm, während die zweisömmerigen Fische eine Länge von bis zu 31 cm aufweisen konnten (J. Rose, mündl. Mitteilung). Vor diesem Hintergrund und unter der Annahme, dass die Äschen in der Emmer ähnlich hohe Wachstumsraten erzielen, kann die Kohorte der Fische mit 13 – 19 cm Länge aus dem Jahr 2016 den Jungfischen des Jahres zugeordnet werden. Dabei ist von einem natürlichen Aufkommen auszugehen, da unterhalb des Schiedersees zuletzt im Jahr 2014 Besatz mit Äschenbrütlingen durchgeführt wurde (ASV Bad Pyrmont, U. Rosenthal, mündl. Mitteilung). Ein Eindriften von potentiellen Besatzfischen aus dem Emmer-Oberlauf ist aufgrund der Schiedersee-Umflut nicht ausgeschlossen, erscheint aber aufgrund der Entfernung, der im Jahr 2016 vergleichsweise niedrigen Abflüsse sowie der Anzahl zu überwindender Querbauwerke eher von untergeordneter Bedeutung und würde vermutlich nur Einzeltiere betreffen. Lücken im Populationsaufbau bis hin zum vollständigen Fehlen subadulter und adulter Äschen wurden auch in vorhergehenden Untersuchungen festgestellt (Matthes 2010, 2011). Dies ließ sich auch nicht durch die regelmäßigen Bestandsunterstützungen mittels des Besatzes von Brütlingen kompensieren. Eine zu starke fischereiliche Nutzung als Ursache für die geringe Bestandsdichte und das Fehlen bestimmter Altersklassen kann ausgeschlossen werden, da bereits seit mehreren Jahren vereinsintern ein ganzjähriges Fang- und Entnahmeverbot für die Äsche gilt (ASV Bad Pyrmont, H. Gehlmann). Daher kann mit hoher Wahrscheinlichkeit die Prädation durch Kormorane als Hauptfaktor für den gestörten Altersaufbau der Äschenpopulation benannt werden. Eine selektive Elimination mittlerer Größenklassen in Äschenpopulationen ist auch aus anderen Gewässern bekannt, an denen ein starker Prädationsdruck durch Kormorane als Ursache identifiziert werden konnte (Baars et al. 2000, 2001). Weitere Gründe für die fehlenden Altersgruppen, wie z. B. ein geringer Reproduktionserfolg in den Vorjahren oder eine erhöhte Sterblichkeit bei den Jungfischen durch ungünstige wasserchemische Verhältnisse oder Nahrungslimitation können grundsätzlich aber auch nicht ausgeschlossen werden. Auch beeinträchtigte Laichhabitate und die fehlende ökologische Durchgängigkeit des Gewässers können Ursache für eine geringe oder unregelmäßige Rekrutierung sein.

## 5.2 Der Zustand der Äschenpopulation in der Emmer

Die Ergebnisse des fischereilichen Monitorings im Jahr 2016 haben gezeigt, dass die Äsche nur einen Anteil von 2,6 % des Gesamtfangs in der Emmer ausmacht. Da die Äsche eine Leitart der Referenzfischfauna der Emmer darstellt, wäre hinsichtlich der Individuenzahl ein Fanganteil von mindestens 5 % zu erwarten. Auch die ermittelte Biomasse von 15,3 kg / ha liegt deutlich unter dem Äschen-Zielbestand von 123 kg / ha für die Emmer (siehe Kapitel 5.1.2). Die derzeitige Bestandsdichte der Äsche mit 3,05 Individuen je 100 m Befischungstrecke bzw. 2,66 Individuen je 100 m<sup>2</sup> Befischungsfläche (siehe Tab. A 2) ist ebenfalls als sehr gering einzuschätzen. Vor dem massiven Anstieg der Kormoranbrutpaare in Deutschland seit etwa Mitte der 1990er Jahre (Kohl 2015) wurden für die Äsche in niedersächsischen Gewässern Besiedlungsdichten von 11,6 Individuen pro 100 m Strecke bzw. 200 Individuen pro ha Gewässerfläche angegeben (Blohm et al. 1994). Die früheren Angaben bezüglich der Gewässerstrecke entsprechen knapp dem Vierfachen des aktuell ermittelten Äschenbestands. Hinsichtlich der flächenbezogenen Bestandsgrößen 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 98 Äschen ebenfalls auf die gesamte Wasserfläche der Untersuchungsabschnitte der Emmer bezogen werden. Bei einer Gesamtbefischungstrecke von 3.210 m und unter Berücksichtigung einer mittleren Gewässerbreit von 15 m ergibt sich so für die Äsche eine aktuelle Bestandsdichte von 20,33 Individuen / ha. Damit ist die derzeitige Bestandsgröße bezüglich der Gewässerfläche um etwa das 10-fache geringer als in den 1990er Jahren (Blohm et al. 1994).

Trotz der geringen Individuenzahlen und des Fehlens einiger Jahrgänge ist das Untersuchungsergebnis des Jahres 2016 im Vergleich mit den Äschenfängen der Vorjahre als positiv anzusehen, da aktuell die höchste Abundanz seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen im Jahr 2005 nachgewiesen wurde. So konnte 2016 eine Äschendichte von insgesamt 3,05 Individuen je 100 m Befischungstrecke ermittelt werden, während die Bestandsdichte im Zeitraum 2005 bis 2014 nur zwischen 0,15 und 1,32 Individuen je 100 m (durchschnittlich 0,64 Individuen je 100 m) variierte (Abb. 9). Beim Vergleich der Daten muss jedoch beachtet werden, dass die Lage einzelner Boots-Untersuchungsstrecken gegenüber den Vorjahren aktuell leicht verändert wurde. Im Jahr 2016 wurde bei Thal ein Abschnitt der Emmer stromab befischt (B11), der zuvor nicht berücksichtigt wurde und an dem eine relativ hohe Anzahl an Äschen nachzuweisen war. Stattdessen entfiel 2016 eine Strecke oberhalb Löwensen (B3), in der zuvor generell nur einzelne Äschen gefangen wurden. Die Länge der Gesamtbefischungstrecke hat sich dadurch kaum verändert und liegt mit 3,2 km im Bereich der Vorjahre (3,1 - 4,4 km). Die aktuell hohe Anzahl an Äschen ist aber nicht nur auf eine veränderte Streckenauswahl zurückzuführen, denn auch in den unveränderten Befischungstrecken konnten im Jahr 2016 zum Teil höhere Äschenfänge erzielt werden als zuvor. Daher ist derzeit von einem höheren Bestand auszugehen als im Zeitraum 2005 - 2014.

Ein weiteres erfreuliches Resultat der diesjährigen Befischung ist der Nachweis der natürlichen Rekrutierung der Äsche durch den Fang von insgesamt 88 Jungfischen. Zwar wurden auch in den vorhergehenden Untersuchungen öfters geringe Jungfischanzahlen gefangen, da jedoch bis einschließlich 2014 regelmäßig Äschenbrütlinge besetzt wurden (Angabe des AV Bad Pyrmont, U. Rosenthal), war der Nachweis bzw. die Bestimmung des

Anteils des natürlichen Äschenaufkommens durch das fischereiliche Monitoring bisher nicht möglich.

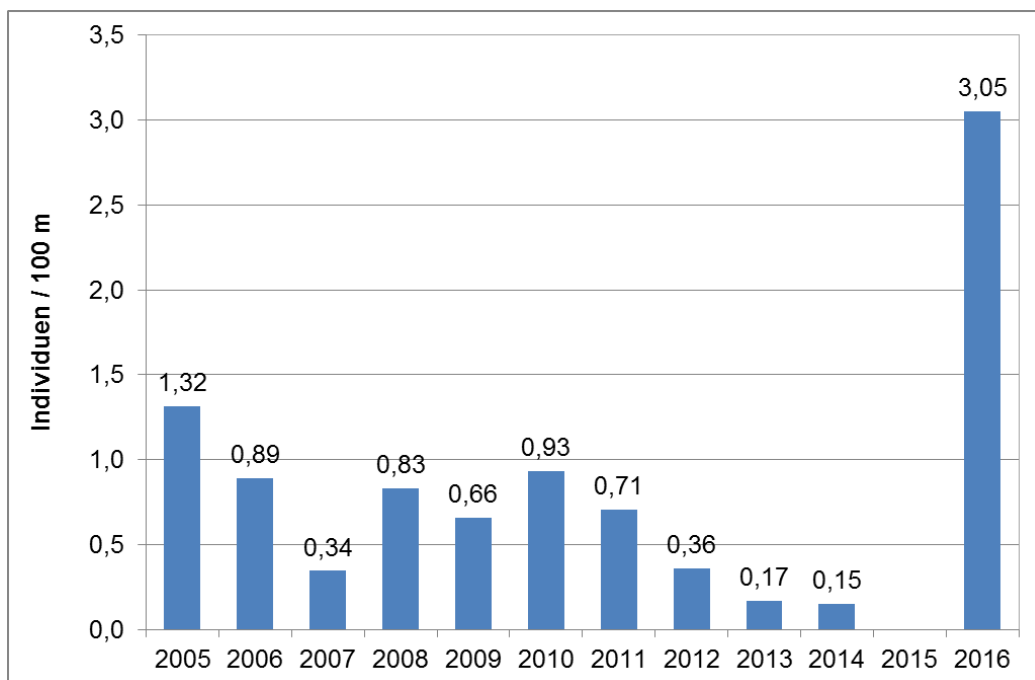


Abb. 9: Bestandsdichten der Äsche (Individuen / 100 m Befischungsstrecke) in der niedersächsischen Emmer im Zeitraum 2005 bis 2016 (Datenquelle: LAVES, Dezernat Binnenfischerei).

Die aktuell positive Tendenz hinsichtlich der Bestandszahlen und des Reproduktionserfolgs der Äsche sind vermutlich aber noch nicht den ersten Auswirkungen der prognostizierten Verbesserung der Gewässersituation aufgrund der Inbetriebnahme der Schiedersee-Umflut zuzuschreiben. Diesbezügliche Veränderungen sind erst langfristiger zu erwarten. Auch ausgewählte physikalisch-chemische Parameter an der Gütemessstelle in Emmern zeigen bisher keine Veränderungen, die auf die Anbindung der Schiedersee-Umflut zurückzuführen sind (siehe Abb. A 1 bis Abb. A 6 im Anhang). Vielmehr ist anzunehmen, dass es aufgrund der milden Winter der letzten zwei Jahre zu einer verminderten Kormoranprädatation in der Emmer kam, wodurch eine etwas größere Anzahl an Äschen das fortpflanzungsfähige Alter erreichen konnte und somit auch ein entsprechend höhere Reproduktion stattfand.

Auch der gestörte Populationsaufbau der Äsche mit dem vollständigen Fehlen subadulter Altersstufen lässt Rückschlüsse auf eine starke Kormoranprädatation zu. Aufgrund eines überwiegend selektiven Prädatationsdrucks der Vögel auf mittlere Größenklassen der Äsche (Schwevers & Adam 2003, Baars et al. 2000, 2001) können die zukünftigen Laichfische stark dezimiert werden. Dies hat zur Folge, dass auch die Reproduktionsleistung langfristig abnimmt und sich die gesamte Bestandsgröße verringert. In vielen Äschenpopulationen findet trotz abnehmender Laichtieranzahl noch eine gute Rekrutierung statt, wobei die Jungfische während des ersten Sommers gut wachsen, danach aber in der Anzahl stark abnehmen (Baars et al. 2001). Im Fall der Emmer ist allerdings denkbar, dass der Reproduktionserfolg der Äsche zusätzlich durch eine schlechte Qualität der Laichhabitate

und ungünstige physikalisch-chemische Verhältnisse im Gewässer verringert sein könnte. In einer Studie aus der hessischen Lahn wurde festgestellt, dass der Feinsedimentanteil und die Ammoniakkonzentration im Kieslückensystem die limitierenden Faktoren für die Ei- und Larvenentwicklung der Äsche sind (Hübner 2003). Eine durch Feinsedimente und organische Substanzen kolmatisierte Gewässersohle ist auch als strukturelles Hauptdefizit der Emmer benannt (Sönnichsen & Schackers 2015, Scheer & Panckow 2013, Landesumweltamt NRW 2000). Daher ist davon auszugehen, dass weite Teile der Substrate in der Emmer als Laichhabitate für Salmoniden ungeeignet sind, insbesondere in Jahren mit fehlenden Winterhochwässern, in denen die natürliche Umlagerung der Gewässersohle und damit das Freispülen des Kieslückensystems ausbleibt.

Bezüglich der Fischtoxizität von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) finden sich in der Fachliteratur unterschiedliche Werte, da die schädigende Wirkung auch durch andere Umweltfaktoren beeinflusst wird. Hofer & Lackner (1995) legen einen Wert  $< 20 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$  als generelles Qualitätsziel für Fische fest, da bei dieser Konzentration unter normalen Umweltbedingungen keine oder höchstens geringfügige Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Alabaster & Lloyd (1980) geben einen toxischen Grenzwert von  $25 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$  für Salmoniden an. Dieser Grenzwert wird auch hinsichtlich der Larvalentwicklung der Äsche diskutiert (Hübner 2003). Bei ungünstigen Lebensbedingungen und langfristiger Belastung können aber auch schon geringere Ammoniakkonzentrationen zu Beeinträchtigungen der Fischgesundheit führen (Baur et al. 2010, Wedemeyer 1996, Peters et al. 1984, Schäperclaus 1979). Daher sollte langfristig ein Sicherheitswert von  $5 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$  nicht überschritten werden, um chronische Schädigungen bei Salmoniden, insbesondere deren Brut, zu vermeiden (Wedemeyer 1996, Peters et al. 1984). Der aus den regelmäßigen Messwerten für Ammonium-Stickstoff des NLWKN berechnete Ammoniak-Gehalt in der Emmer zeigte in den letzten 5 Jahren weder eine Überschreitung des toxischen Grenzwertes ( $25 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$ ) noch des Qualitätsziels ( $< 20 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$ ) (Abb. A 6 im Anhang). Bezüglich des langfristigen Sicherheitswerts ( $5 \mu\text{g} / \text{l NH}_3$ ) trat eine Überschreitung im Juli 2014 auf. Es ist jedoch davon auszugehen, dass zu diesem Zeitpunkt die kritische Phase der Larvalentwicklung der Äsche bereits abgeschlossen war. Da allerdings die Ammoniakkonzentrationen insgesamt stark schwankten und die chemisch-physikalischen Messungen nur einmal pro Monat erfolgten, ist nicht ausgeschlossen, dass zwischenzeitlich auftretende Belastungsspitzen mit möglichen Grenzwertüberschreitungen hier nicht erfasst wurden. Stärkeren Schwankungen unterlagen auch die monatlichen Messwerte für Ammonium-Stickstoff im Jahr 2015 an einer temporären, unmittelbar an der Landesgrenze zu Nordrhein-Westfalen gelegenen Probestelle in der Emmer (NLWKN 2016b). Die aus diesen Messwerten berechnete Ammoniakkonzentration überstieg ebenfalls in einigen Monaten den langfristigen Sicherheitswert und verdeutlicht, dass eine Beeinträchtigung der Äschenpopulation nicht ausgeschlossen werden kann. Selbst kurzzeitige Überschreitungen des toxischen Grenzwerts könnten gerade in der Larvalphase zu schwerwiegenden Schädigungen bis hin zum Ausfall des betreffenden Jahrgangs führen.

Auch erhöhte Nitritwerte ( $\text{NO}_2^-$ ) können zu einer starken gesundheitlichen Schädigung bei Fischen führen, die toxische Wirkung variiert aber in Abhängigkeit anderer Umweltfaktoren, insbesondere dem Chloridgehalt des Wassers. Bei den Salmoniden sind die adulten Stadien besonders empfindlich, während die Eier und Larven relativ hohe Nitritwerte tolerieren (Hübner 2003, Eddy & Williams 1994). Als akute toxische Konzentration wurden bei Russo et



al. (1974) Werte von 190 - 390 µg / l NO<sub>2</sub>-N (Nitritstickstoff) angegeben. Bei länger andauernden Belastungen liegt der Grenzwert für Nitrittoxizität allerdings mit 60 µg / l NO<sub>2</sub>-N deutlich niedriger (Eddy & Williams 1994, Russo et al. 1974). Die regelmäßigen Messwerte des NLWKN für Nitritstickstoff der letzten 5 Jahre zeigten im Juni 2012 mit 80 µg / l NO<sub>2</sub>-N und Juli 2015 mit 120 µg / l NO<sub>2</sub>-N jeweils eine Überschreitung des langfristigen Grenzwerts (60 µg / l NO<sub>2</sub>-N) (Abb. A 5 im Anhang). Diese Überschreitungen liegen zwar noch nicht im akut toxischen Bereich, es ist aber nicht ausgeschlossen, dass weitere Belastungsspitzen mit langfristigeren oder höheren Grenzwertüberschreitungen auftraten, die aufgrund der nur monatsweise durchgeführten Messungen nicht erfasst wurden.

Wenngleich sich bei einzelnen chemisch-physikalischen Parametern nur temporäre Überschreitungen der für Äschen relevanten Grenzwerte belegen lassen, wird insgesamt eine relativ starke stoffliche Belastung der Emmer deutlich. Dies spiegelt sich auch in den relativ hohen und stark schwankenden Werten der Leitfähigkeit des Gewässers wieder (Abb. A 4 im Anhang). Ursache hierfür sind Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet, vor allem aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (FGG Weser 2016, Sönnichsen & Schackers 2015, NLWKN 2012).

Insgesamt verdeutlicht die aktuelle Untersuchung, dass sich die Äschenpopulation in der Emmer, trotz der leicht gestiegenen Individuenzahlen und dem Nachweis des natürlichen Reproduktionserfolgs, aufgrund einer insgesamt sehr geringen Bestandsgröße und einem gestörten Altersaufbau nach wie vor in einem schlechten Erhaltungszustand befindet. Um neben den hydromorphologischen Defiziten des Gewässers, den Feinsedimenteinträgen und der Kormoranprädation weitere negative Einflussfaktoren auf den Äschenbestand besser abschätzen zu können, wäre zukünftig insbesondere eine engmaschigere Überwachung der chemisch-physikalischen Parameter der Emmer erforderlich. Letztendlich können Maßnahmen zum Schutz und der Erhaltung der Äsche nur wirkungsvoll und nachhaltig sein, wenn alle Einflussfaktoren auf den Bestand bekannt sind und entsprechend berücksichtigt werden können.

## 6 Zusammenfassung

Um die negativen Auswirkungen der Emmer-Talsperre (Schiedersee) auf das Fließgewässer zu reduzieren, wurde eine Umflut errichtet, die seit Juni 2015 den Flusslauf vom See abtrennt. In diesem Zusammenhang begann das LAVES, Dezernat Binnenfischerei, im Jahr 2016 mit der Durchführung eines fischereilichen Monitorings im niedersächsischen Teil der Emmer. Ziel der Untersuchung ist es, mögliche positive Effekte der Schiedersee-Umflut auf die Fischfauna, insbesondere den Äschenbestand, zu dokumentieren. Der vorliegende Bericht stellt die Ergebnisse des Monitorings aus dem Jahr 2016 dar und beschreibt den aktuellen Zustand der Fischfauna des Gewässers.

Der Gesamtfang der Emmer setzte sich aus 16 Fischarten und 3.724 Individuen zusammen. Die dominierenden Arten waren Koppe und Elritze mit Fanganteilen von 49 bzw. 32 %. Die Äsche wies nur einen Fanganteil von 2,6 % auf, war aber mit einer deutlich höheren Abundanz vertreten als in früheren Untersuchungen. Im Vergleich zur Referenzfischfauna der Emmer fehlten im aktuellen Artenspektrum vornehmlich die Langdistanzwanderer, was die mangelnde ökologische Durchgängigkeit der Gewässersystems verdeutlicht. Alle Leitarten der Referenzfischfauna konnten aktuell nachgewiesen werden, hatten jedoch oftmals eine zu geringe Abundanz, was in den meisten Fällen als Hinweis auf eine schlechte Habitatqualität gewertet werden kann. Unterschiede in der Besiedlungsdichte der verschiedenen Befischungstrecken waren überwiegend methodisch oder durch einen hohen Fanganteil der Koppe in deren bevorzugten Habitaten zu begründen.

Die relativen Anteile der verschiedenen Gilden nach Habitatpräferenz, Reproduktionstyp und Ernährungsweise zeigen zunächst gewässertypische Verhältnisse. Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, dass die Anteile der dominierenden Gilden zu über 80 % aus den Arten Koppe und Elritze bestehen. Die geringe Abundanz von Äsche und Bachforelle sowie die fehlenden Wanderarten werden durch den hohen Anteil der beiden Kleinfischarten überdeckt. Die Einteilung des Gesamtfangs in ökologische Gilden spiegelt daher kaum die tatsächlichen Defizite im Fischbestand wider und eignet sich nur bedingt zur Bewertung der Situation der Fischfauna der Emmer.

Koppe und Elritze zeigen jeweils einen lückenlosen, mehrjährigen Populationsaufbau, der auf eine intakte Bestandssituation hinweist. Bei der Bachforelle kann aufgrund der Präsenz aller Altersstadien von einer regelmäßigen Rekrutierung ausgegangen werden. Da jedoch jährlicher Brüttingsbesatz stattfindet, lässt sich der relative Anteil des natürlichen Aufkommens kaum bestimmen. Zusätzlich verdeutlichen die geringen Anzahlen der Subadulten einen leicht gestörten Altersaufbau. In der Größenverteilung der Äsche ist nur eine deutliche Kohorte zu erkennen, die den 0+ Fischen aus natürlicher Reproduktion zuzuordnen ist. Durch das Fehlen der Subadulten und das geringe Vorkommen an Adulten wird ein stark gestörter Altersaufbau erkennbar. Sowohl bei der Äsche als auch der Bachforelle scheint die grössenselektive Kormoranprädation ein Hauptfaktor für die Abweichungen im Bestandsaufbau darzustellen.

Obwohl die gestiegene Abundanz und der Nachweis des natürlichen Reproduktionserfolgs insgesamt auf eine positive Entwicklung hindeuten können, befindet sich die Äschenpopulation in der Emmer aufgrund einer insgesamt sehr geringen Bestandsgröße sowie einem gestörten Altersaufbau aktuell in einem schlechten Erhaltungszustand.

## 7 Literatur

- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. (1980): Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO, Butterworth, London, Boston, 297 S.
- 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.
- Baer, J., George, V., Hanfland, S., Lemcke, R., Meyer, L. & Zahn, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler, Heft 14.
- Baur, H., Bräuer, G. & Rapp, J. (2010): Nutzfische und Krebse: Lebensraum, Erkrankungen, Therapie. Enke Verlag, Stuttgart.
- 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.
- Eddy, F. B. & Williams, E. M. (1994): Freshwater fish and nitrite. In: Howells, G. (ed.): Water Quality for Freshwater Fish. Environmental Topics, Vol. 6, Gordon and Breach Science publishers.
- FGG Weser (2016): Bewirtschaftungsplan 2015 bis 2021 für die Flussgebietseinheit Weser gemäß §83 WHG.
- FGG Weser (2009): Gesamtstrategie Wanderfische in der Flussgebietseinheit Weser. Potenzial, Handlungsempfehlungen und Maßnahmenvorschläge.
- Hanfland, S., Schubert, M., Belanyecz, H. & v. Lukowicz, M. (2011): Die Äsche - Fisch des Jahres 2011. Verband Deutscher Sportfische (Hrsg.).
- Hofer, R. & Lackner, R. (1995): Fischtoxikologie: Theorie und Praxis. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 164 S.
- Hobiger, G. (1996): Ammoniak in Wasser – Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wässrigen Lösungen. Umweltbundesamt Wien, UBA-BE-076.
- Hübner, D. (2003): Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation Philipps-Universität Marburg.
- 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](http://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 (2016): Potentiell natürliche Fischfauna (Referenzfischfauna) für die Emmer, Wasserkörper 10022. LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Stand 2016.
- LAWA (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Matthes, U. (2010): Vermerk zur Emmerelektrobefischung 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 (2016a): Landesweite Datenbank für Wasserwirtschaftliche Daten, Stand 2016; (URL: <http://www.wasserdaten.niedersachsen.de/cadenza/pages/home/welcome.xhtml>)
- NLWKN (2016b): Abfrage der physikalisch-chemischen Daten zur Emmer, Stand 12/2016.
- NLWKN (2015): Detailstrukturkartierung ausgewählter Fließgewässer in Niedersachsen und Bremen – Ergebnisse 2010 bis 2014. Oberirdische Gewässer, Band 38.
- NLWKN (2012): Wasserkörperdatenblatt 10022 Emmer, Stand September 2012. NLWKN Betriebsstelle Hannover-Hildesheim.
- Peters, G., Hoffmann, R. & Klinger, H. (1984): Environment-induced gill disease of cultured rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture* 38: 105-126
- 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.
- Schäperclaus, W. (1979): Fischkrankheiten, Teil 2. Akademie-Verlag, Berlin.
- 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).
- Von Dalwigk, H. B. & Günter, U. (1976): Die Hege von Fischbeständen - Leitfaden für die Fischereiausübung in der Binnenfischerei. Der Niedersächsische Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.).
- Von Siemens, M., Hanfland, S. & Brauns, M. (2008): Fischbesatz in angelfischereilich genutzten Gewässern. Landesfischereiverband Bayern (Hrsg.).
- Wedemeyer, G. (1996): *Physiology of fish in intensive culture systems*. Chapman & Hall, New York.

## 8 Anhang

Tab. A 1: Charakteristik und physikalisch-chemische Parameter der Befischungsstrecken in der Emmer 2016.

Befischungsstrecke	Charakteristik der Stecke	T [°C]	O <sub>2</sub> [mg/l]	pH	Leitfähigkeit [µS/cm]
W2: Emmerthal II	Rausche, 30 – 50 cm Tiefe	14,6	9,04	8,1	926
W5: Hämelschenburg II	Gestreckter Flusslauf, 30 – 50 cm Tiefe	14,6	9,04	8,1	926
W7: Amelgatzen I	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	14,3	10,46	8,2	903
W9: Welsede I	Gestreckter Flusslauf, 30 – 50 cm Tiefe	14,4	10,21	8,1	894
W13: Thal I	Rausche, 10 – 30 cm Tiefe	13,3	7,96	7,8	927
B2: Löwensen II	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	13,7	9,22	7,9	874
B5: Thal I	Rausche, 30 – 100 cm Tiefe	13,3	7,96	7,8	927
B6: Thal II	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	13,3	7,96	7,8	927
B7: Thal III	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	13,3	7,96	7,8	927
B9: Thal V	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	13,3	7,96	7,8	927
B11: Thal VII	Gestreckter Flusslauf, 50 – 100 cm Tiefe	15,4	11,36	8,2	895
B12: Löwensen V	Rückstaubereich, 100 – 200 cm Tiefe	13,7	9,22	7,9	874

Tab. A 2: Fanganzahl, Fanganteil und Abundanz der Fischarten der Emmer im Jahr 2016.

Art	Fanganzahl	Fanganteil [%]	Abundanz [Ind. / 100 m]	Abundanz [Ind. / 100 m <sup>2</sup> ]
Aal	54	1,45	1,68	1,47
Äsche	98	2,63	3,05	2,66
Bachforelle	186	4,99	5,79	5,05
Döbel	4	0,11	0,12	0,11
Dreist. Stichling	156	4,19	4,86	4,24
Elritze	1199	32,20	37,35	32,55
Flussbarsch	2	0,05	0,06	0,05
Gründling	49	1,32	1,53	1,33
Hasel	5	0,13	0,16	0,14
Hecht	11	0,30	0,34	0,30
Koppe	1822	48,93	56,76	49,47
Moderlieschen	1	0,03	0,03	0,03
Rotauge	56	1,50	1,74	1,52
Rotfeder	1	0,03	0,03	0,03
Schmerle	79	2,12	2,46	2,14
Zander	1	0,03	0,03	0,03
<b>Summe</b>	<b>3.724</b>	<b>100,00</b>	<b>116,0</b>	<b>101,1</b>

Tab. A 3: Fanganzahl der in den verschiedenen Befischungstrecken der Emmer im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten.

Strecken-Nr.	B2	B5	B6	B7	B9	B11	B12	W2	W5	W7	W9	W13	Gesamt
Strecke [m]	450	100	200	380	580	500	540	60	120	130	80	70	3210
Fläche [m²]	900	200	400	760	157	120	157	120	240	260	160	210	3683
Aal	8	3	2	7	1	4	2	1	11	9	5	1	54
Äsche		4		20	33	38	1			1		1	98
Bachforelle	3	40	4	6	23	34	1		15	26	14	20	186
Döbel	2						2						4
Dreist. Stichling	4	31	38	42		3				18	1	19	156
Elritze	21	150	94	106		14		99	135	95	325	160	1199
Flussbarsch	2												2
Gründling	14	8	9	3	2	7	1		1	1	1	2	49
Hasel	5												5
Hecht	7						4						11
Koppe	1	34	39	136	1	3		147	266	380	339	476	1822
Moderlieschen											1		1
Rotaugen	13	1	17	16			8					1	56
Rotfeder							1						1
Schmerle	1	5	3	30	1	1			5	18	7	8	79
Zander					1								1
<b>Summe</b>	81	276	206	366	62	104	20	247	433	548	693	688	3724
Artenzahl	12	9	8	9	7	8	8	3	6	8	8	9	16

Tab. A 4: Bestandsdichte (Individuen / 100 m<sup>2</sup>) der in den einzelnen Befischungsstrecken gefangenen Fischarten in der Emmer 2016.

Befischungs- strecke / Art	B2	B5	B6	B7	B9	B11	B12	W2	W5	W7	W9	W13
Aal	0,9	1,5	0,5	0,9	0,6	3,3	1,3	0,8	4,6	3,5	3,1	0,5
Äsche		2,0		2,6	21,1	31,7	0,6			0,4		0,5
Bachforelle	0,3	20,0	1,0	0,8	14,7	28,3	0,6		6,3	10,0	8,8	9,5
Döbel	0,2						1,3					
Dreist. Stichling	0,4	15,5	9,5	5,5		2,5				6,9	0,6	9,0
Elritze	2,3	75,0	23,5	13,9		11,7		82,5	56,3	36,5	203,1	76,2
Flussbarsch	0,2											
Gründling	1,6	4,0	2,3	0,4	1,3	5,8	0,6		0,4	0,4	0,6	1,0
Hasel	0,6											
Hecht	0,8						2,6					
Koppe	0,1	17,0	9,8	17,9	0,6	2,5		122,5	110,8	146,2	211,9	226,7
Moderlieschen											0,6	
Rotauge	1,4	0,5	4,3	2,1			5,1					0,5
Rotfeder							0,6					
Schmerle	0,1	2,5	0,8	3,9	0,6	0,8			2,1	6,9	4,4	3,8
Zander					0,6							
<b>Summe</b>	<b>9,0</b>	<b>138,0</b>	<b>51,5</b>	<b>48,2</b>	<b>39,6</b>	<b>86,7</b>	<b>12,8</b>	<b>205,8</b>	<b>180,4</b>	<b>210,8</b>	<b>433,1</b>	<b>327,6</b>
Artenzahl	12	9	8	9	7	8	8	3	6	8	8	9

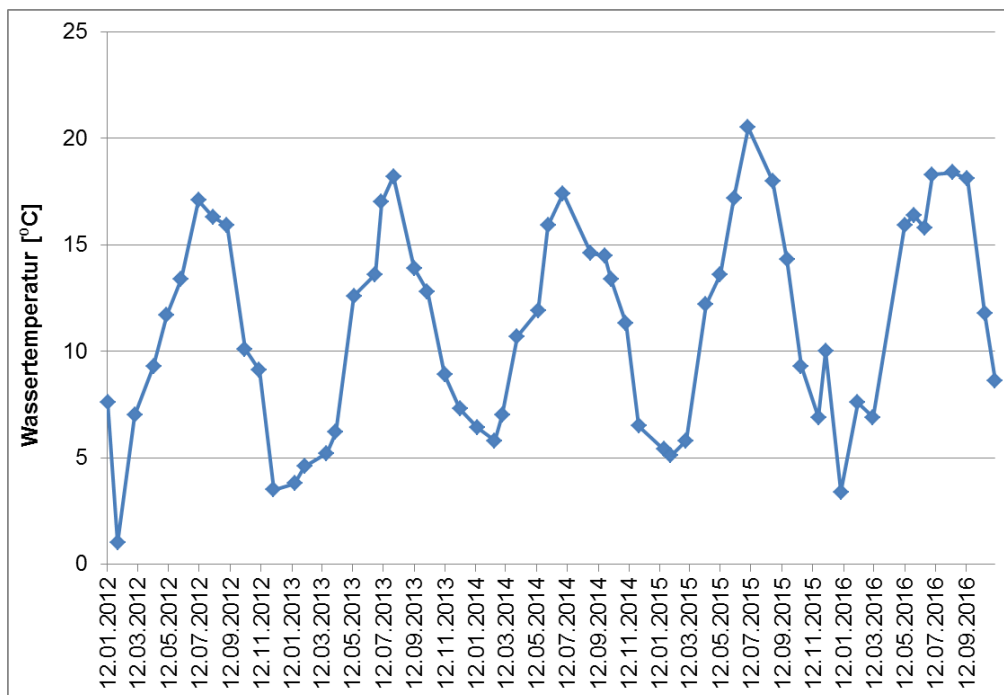


Abb. A 1: Monatliche Messwerte der Wassertemperatur [°C] der Emmer an der Gütemesstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b)).

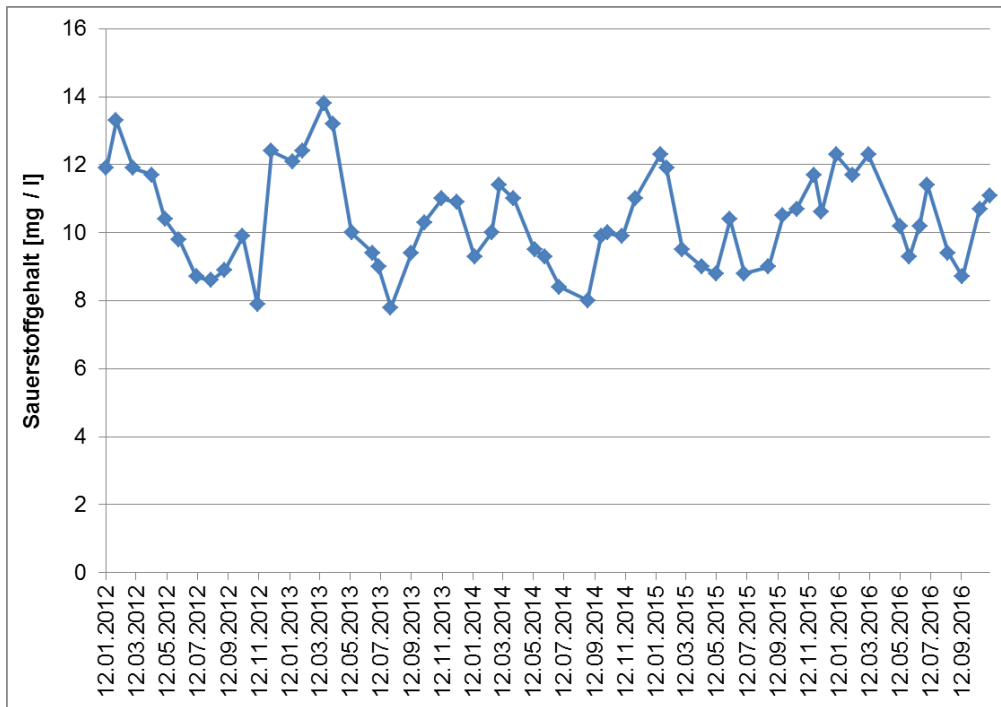


Abb. A 2: Monatliche Messwerte des Sauerstoffgehalts [mg/l] in der Emmer an der Gütemessstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b)).

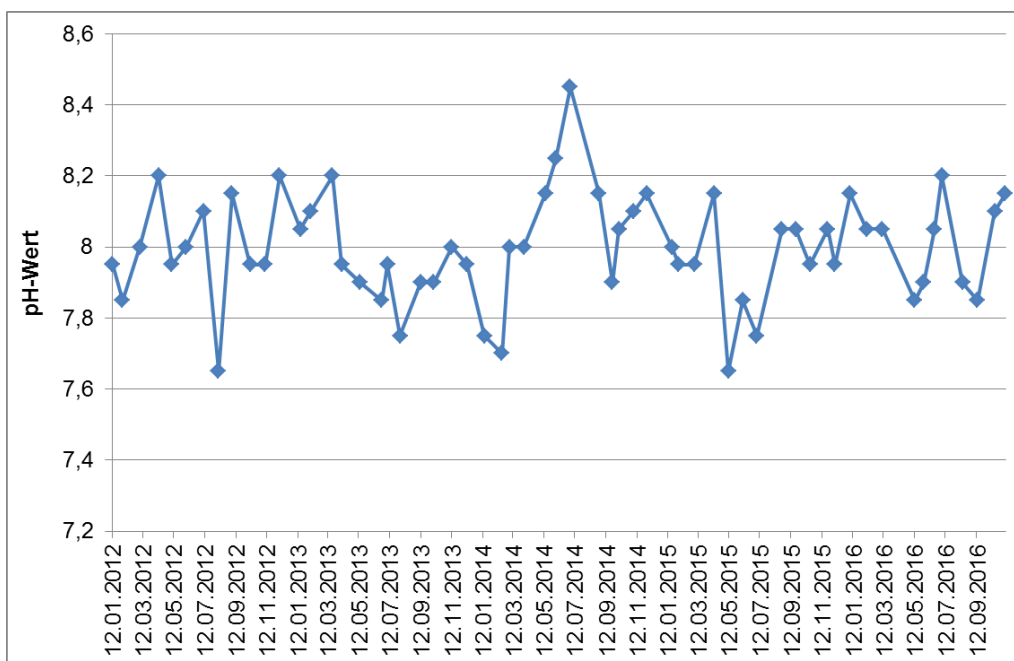


Abb. A 3: Monatliche Messwerte des pH-Werts in der Emmer an der Gütemessstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b)).



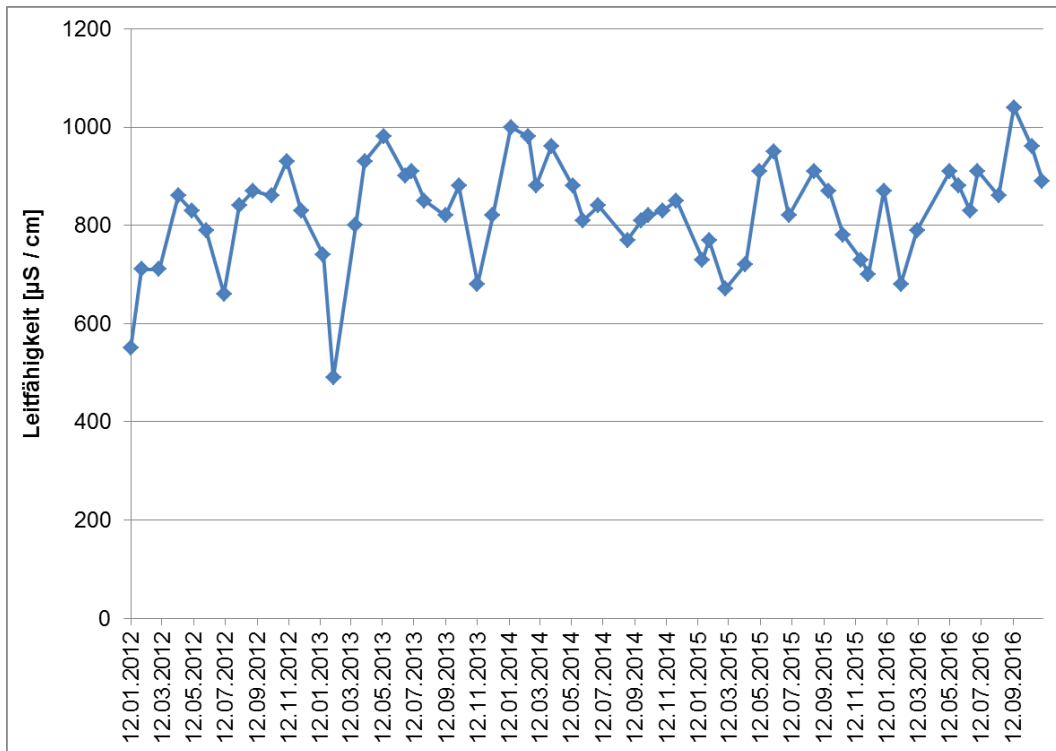


Abb. A 4: Monatliche Messwerte der Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] in der Emmer an der Gütemessstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b)).

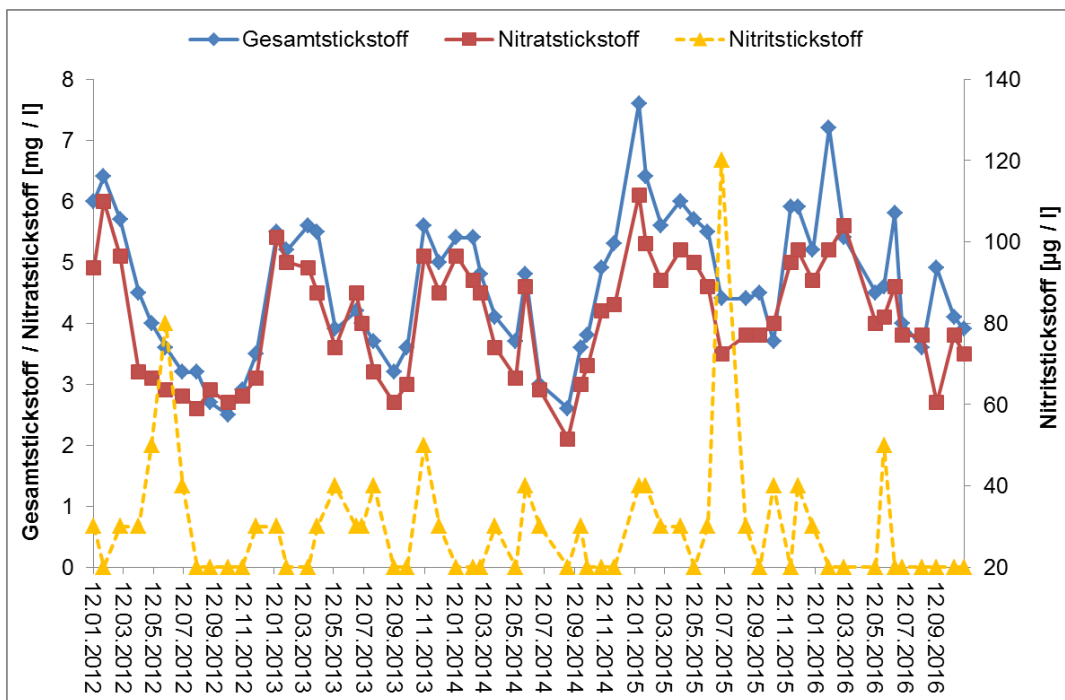


Abb. A 5: Monatliche Messwerte des Gesamt- und Nitratstickstoffs [ $\text{mg}/\text{l}$ ] sowie Nitritstickstoffs [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ] in der Emmer an der Gütemessstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b)).

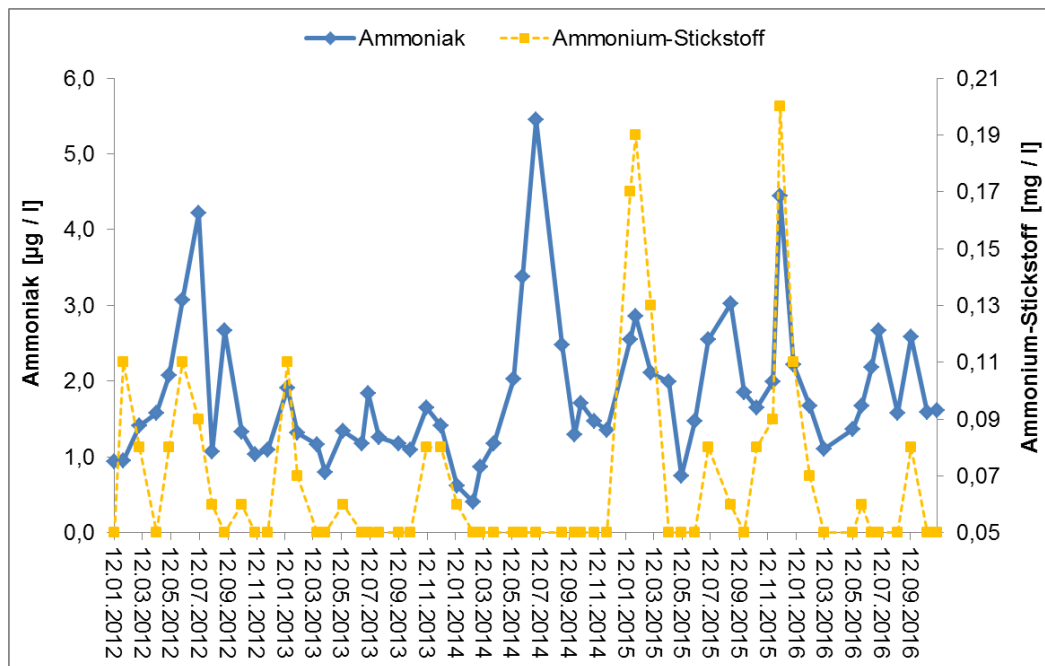


Abb. A 6: Monatliche Messwerte des Ammonium-Stickstoffs [mg/l] in der Emmer an der Gütemessstelle Emmern im Zeitraum 2012 bis 2016 (Datenquelle 2012 - 2015: Landesweite Datenbank für wasserwirtschaftliche Daten (NLWKN 2016a); Datenquelle 2016: NLWKN Betriebsstelle Hannover Hildesheim (NLWKN 2016b) sowie der nach Hobiger (1996) errechnete Ammoniak-Gehalt [ $\mu\text{g/l}$ ] der Emmer im Zeitraum 2012 – 2016.