Landes
Fischereiverband
Westfalen und Lippe e.V.

Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen





DIESES PROJEKT WIRD VOM
EUROPÄISCHEN MEERES- UND FISCHEREIFONDS
DER EUROPÄISCHEN UNION KOFINANZIERT

EMFF-Projekt NW-718

Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen

EMFF-Projekt NW-718

Dr. Svenja Storm[1] & Dr. Margret Bunzel-Drüke[2]

[1] Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., storm@lfv-westfalen.de

[2] ABU im Kreis Soest e.V. / Biologische Station Soest, Teichstraße 19, 59505 Bad-Sassendorf Lohne, m.bunzel-drueke@abu-naturschutz.de

Titelbilder: Lippe – Haus Vogelsang (LFV) & Nase (M. Bunzel-Drüke)

Herausgeber:

Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.

Sprakeler Straße 409

48159 Münster

Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen

I **Autorenschaften, Fotoquellen und Bildrechte** **1**

II **Danksagungen** **2**

III **Abkürzungsverzeichnis** **4**

1 **Zusammenfassung** (S. Storm & M. Bunzel-Drüke) **5**

2 **Einführung** (S. Storm & M. Bunzel-Drüke) **11**

2.1 **Projektziele** **14**

2.2 **Übersicht Methoden** **14**

3 **Die Lippe** (M. Bunzel-Drüke) **18**

3.1 **Grundlagendaten** **18**

3.2 **Die Lippe als Karstgewässer** **19**

3.3 **Die natürlichen Sohlsubstrate der Lippe** **19**

3.4 **Wasserqualität** **28**

3.5 **Der Ausbauzustand der Lippe heute** **29**

3.6 **Bergsenkungen** **36**

3.7 **Querbauwerke und Stauabschnitte** **38**

3.8 **Auengewässer** **39**

4 **Material und Methode** **40**

4.1 **Verbreitung & Abundanz: Heutige & historische Situation** (M. Bunzel-Drüke) **40**

4.1.1 Standardisierte Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässern 2017 und 2018 40

4.1.2 Auswertung von Daten aus dem FischInfo NRW 49

4.1.3 Erfolgskontrollen von Fischwegen an Querbauwerken in der Lippe 1998 bis 2014 49

4.1.4 Beschreibung der historischen Verbreitung 50

4.1.5 Analyse von Eisvogelgewölle 2017 bis 2019 51

4.2 Longitudinale Ortsbewegungen (S. Storm) ... **57**

4.2.1 Reusenbefischung am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019 ... 57

4.2.1.1 Zielsetzung ... 57
4.2.1.2 Standort ... 57
4.2.1.3 Reuse ... 58
4.2.1.4 Methodik Reusenfang ... 59

4.2.2 Besenderung von Wanderfischen 2018 bis 2019 ... 61

4.2.2.1 Zielsetzung ... 61
4.2.2.2 VEMCO-Sender ... 61
4.2.2.3 Receiver-Standorte ... 62
4.2.2.4 Versuchstierbeschaffung ... 64
4.2.2.5 Besenderung ... 66
4.2.2.6 Auswertung der Daten ... 69

4.2.3 Untersuchung von Ortsbewegungen mit dem DIDSON-Sonar 2017 bis 2019 ... 70

4.2.3.1 Zielsetzung ... 70
4.2.3.2 Methodik DIDSON-Sonar ... 70

5 Ergebnisse ... **75**

5.1 Artenliste und Fangzahlen (M. Bunzel-Drüke) ... **75**

5.2 Verbreitung & Abundanz 2017 & 2018 (M. Bunzel-Drüke, S. Storm & O. Zimball) ... **78**

5.2.1 Überblick über die Ergebnisse der Elektrobefischungen 2017 und 2018 tagsüber ... 78

5.2.1.1 Lippe: Abundanz, Frequenz & Artenzusammensetzung ... 78
5.2.1.2 Stillgewässer: Abundanz, Frequenz & Artenzusammensetzung ... 85

5.2.2 Analyse der Elektrobefischungen in der Lippe anhand ökologischer Gilden ... 87

5.2.2.1 Lithophile Arten ... 87
5.2.2.2 Rheophile, aber nicht lithophile Arten ... 94
5.2.2.3 Limnophile / stagnophile Arten ... 95
5.2.2.4 Eurytope Arten mit und ohne Brutpflege ... 96

5.2.3 Beziehung zwischen der Abundanz von Arten und der Naturnähe der Lippestrecken ... 98

5.2.4 Vergleich der Elektrobefischungen in der Lippe tagsüber und nachts ... 105

5.2.5 Konnektivität der Auengewässer und Besiedlung durch Fische ... 109

5.2.6 Überblick über die Ergebnisse der Analyse von Eisvogelgewölle ... 113

5.3 Longitudinale Ortsbewegungen (S. Storm) ... **120**

5.3.1 Reusenfang am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019 ... 120

5.3.1.1 Artenzusammensetzung ... 120
5.3.1.2 Saisonalität ... 121
5.3.1.3 Längenverteilung ... 124
5.3.1.4 Mortalität ... 127
5.3.1.5 Vergleich mit früheren Reusenkontrollen ... 129
5.3.1.6 Betrachtung der einzelnen Arten ... 130
5.3.1.7 Zusammenfassung und Fazit Reusenfang ... 138

5.3.2 Besenderung von Wanderfischen ... 142

5.3.2.1 Allgemeine Ergebnisse ... 142
5.3.2.2 Einleitung Artkapitel ... 145
5.3.2.3 Aland ... 146
5.3.2.4 Barbe ... 151
5.3.2.5 Brassen ... 157
5.3.2.6 Döbel ... 163
5.3.2.7 Nase ... 167
5.3.2.8 Passieren der Rauschen in Wesel ... 173
5.3.2.9 Fazit Markierung von Wanderfischen ... 177

5.3.3 Untersuchung von Ortsbewegungen mit dem DIDSON-Sonar ... 184

5.3.3.1 Aale ... 184
5.3.3.2 Flussneunaugen ... 187
5.3.3.3 Schwärme ... 191
5.3.3.4 Zusätzliche Beobachtungen ... 193
5.3.3.5 Fazit ... 193

5.4 Artkapitel Rundmäuler, Fische & Zehnfußkrebse (M. Bunzel-Drüke & S. Storm) ... **196**

5.4.1 Einführung Artkapitel ... 196
5.4.2 Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) ... 197
5.4.3 Bachneunauge (*Lampetra planeri*) ... 204
5.4.4 Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) ... 205
5.4.5 Atlantischer Stör (*Acipenser sturio*) ... 207
5.4.6 Nicht einheimische Störarten ... 209
5.4.7 Aal (*Anguilla anguilla*) ... 210
5.4.8 Maifisch (*Alosa alosa*) ... 212
5.4.9 Finte (*Alosa fallax*) ... 212
5.4.10 Bitterling (*Rhodeus amarus*) ... 213
5.4.11 Gründling (*Gobio gobio*) ... 216
5.4.12 Blauband“bärbling“ (*Pseudorasbora parva*) ... 218
5.4.13 Stromgründling (*Romanogobio belingi*) ... 222
5.4.14 Barbe (*Barbus barbus*) ... 224
5.4.15 Goldfisch (*Carassius auratus*) ... 228
5.4.16 Karausche (*Carassius carassius*) ... 229
5.4.17 Giebel (*Carassius gibelio*) ... 234

5.4.18 Karpfen (*Cyprinus carpio*) 237
5.4.19 Brassen oder Brachsen (*Abramis brama*) 240
5.4.20 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) 244
5.4.21 Ukelei (*Alburnus alburnus*) 246
5.4.22 Rapfen (*Aspius aspius*) 250
5.4.23 Zope (*Ballerus ballerus*) 253
5.4.24 Güster (*Blicca bjoerkna*) 254
5.4.25 Nase (*Chondrostoma nasus*) 256
5.4.26 Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) 261
5.4.27 Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys nobilis*) 261
5.4.28 Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) 262
5.4.29 Aland oder Orfe (*Leuciscus idus*) 265
5.4.30 Hasel (*Leuciscus leuciscus*) 268
5.4.31 Elritze (*Phoxinus phoxinus*) 271
5.4.32 Rotauge oder Plötze (*Rutilus rutilus*) 274
5.4.33 Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) 280
5.4.34 Döbel (*Squalius cephalus*) 282
5.4.35 Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) 285
5.4.36 Schleie (*Tinca tinca*) 286
5.4.37 Steinbeißer (*Cobitis taenia*) 289
5.4.38 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) 293
5.4.39 Schmerle (*Barbatula barbatula*) 295
5.4.40 Zwergwels (*Ameiurus* spec.) 298
5.4.41 Wels (*Silurus glanis*) 298
5.4.42 Hecht (*Esox lucius*) 303
5.4.43 Schnäpel *(Coregonus* spec.) 306
5.4.44 Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) 307
5.4.45 Forelle (*Salmo trutta*) 308
5.4.46 Atlantischer Lachs (*Salmo salar*) 312
5.4.47 Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) 315
5.4.48 Äsche (*Thymallus thymallus*) 316
5.4.49 Quappe (*Lota lota*) 318
5.4.50 Guppy (*Poecilia reticulata*) 322
5.4.51 Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) 322
5.4.52 Zwergstichling der Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*) 325
5.4.53 Groppe (*Cottus* spec.) 327
5.4.53.1 Stachelgroppe (*Cottus* cf. *perifretum* bzw. *Cottus* cf. *perifretum* x *rhenanus*) 328
5.4.53.2 Groppe oder Rheingroppe (*Cottus* cf. *rhenanus*) 331
5.4.54 Gemeiner Sonenbarsch (*Lepomis gibbosus*) 333
5.4.55 Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) 336
5.4.56 Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) 341
5.4.57 Zander (*Sander lucioperca*) 344
5.4.58 Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*) 346
5.4.59 Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) 347
5.4.60 Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) 351
5.4.61 Marmorgrundel oder Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*) 354
5.4.62 Flunder (*Platichthys flesus*) 357
5.4.63 Edelkrebs (*Astacus astacus*) 359

5.4.64 Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) 360
5.4.65 Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) 363
5.4.66 FFH-Arten der Fische und Rundmäuler in den FFH-Gebieten der Lippeaue 365

5.5 Lippe: Bewertung der Fangergebnisse mit „fiBS“ (M. Bunzel-Drüke) **374**

6 Defizitanalyse und Verbesserungsvorschläge **385**

6.1 Wasserqualität (M. Bunzel-Drüke) **385**

6.1.1 Belastung durch diffuse Quellen 385
6.1.2 Kläranlagen 385
6.1.3 Grubenwasser 388
6.1.4 Sole 394
6.1.5 Abwärme 395

6.2 Habitatstruktur (J. Drüke & M. Bunzel-Drüke) **396**

6.2.1 Habitatstruktur Lippe 396

6.2.1.1 Schutz bestehender Habitate mit großer Bedeutung für Fische und Rundmäuler 397

6.2.1.2 In-Stream-Maßnahmen 397

6.2.1.2.1 Uferentfesselung 397
6.2.1.2.2 Aufweitung der Sohle 398
6.2.1.2.3 Einbringen von Totholz 400
6.2.1.2.4 Einbringen von Kies als Laichhabitat für lithophile Arten 400

6.2.1.3 Laufverlängerungen 400

6.2.1.4 Sohlanhebung 401

6.2.1.5 Ersatzauen 402

6.2.2 Habitatstruktur Auengewässer 404

6.2.2.1 Schutz bestehender Auengewässer 404
6.2.2.2 Wiederherstellung ständig angebundener Auengewässer 405
6.2.2.3 Wiederherstellung nicht angebundener Auengewässer 406
6.2.2.4 Anbinden kleiner seitlicher Einzugsgebiete an die Aue 406
6.2.2.5 Öffnen von Verwallungen 407
6.2.2.6 Rückbau von Entwässerungseinrichtungen 407

6.3 Querbauwerke (M. Bunzel-Drüke) **408**

6.4 Abfluss (M. Bunzel-Drüke) **441**

6.4.1 Abflussregime 441
6.4.2 Verbindung der Lippe mit dem Westdeutschen Kanalnetz 441

6.5 Prädation und invasive Konkurrenz (S. Storm & M. Bunzel-Drüke) **443**

6.5.1 Einheimische Prädatoren 443
6.5.2 Invasive Arten 447

6.6 Störungen durch Erholungssuchende (M. Bunzel-Drüke) **458**

6.7 Besatz / Wiederansiedlungen (S. Storm & M. Bunzel-Drüke) **459**

6.7.1 Besatzmaßnahmen 459
6.7.2 Wiederansiedlungen 465

7 Öffentlichkeitsarbeit (S. Storm) **466**

7.1 Flusslandschaft des Jahres 2018/2019 ..... **466**

7.2 Öffentlichkeitsarbeit während der Projektlaufzeit **469**

8 Perspektiven des Projektes (S. Storm & M. Bunzel-Drüke) **473**

9 Literatur **476**

Fische der Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung: Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe

Verbreitung, Abundanz, longitudinale Ortsbewegungen, Defizitanalyse und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen

Die Projektförderung erfolgte durch den Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF), zusätzliche finanzielle Mittel wurden durch die Fischereiabgabe NRW geleistet.

I Autorenschaften, Fotoquellen und Bildrechte

Der Bericht wurde von der Projektleitung Dr. Svenja Storm in Zusammenarbeit mit Dr. Margret Bunzel-Drüke verfasst. An der Zusammenstellung einzelner Kapitel wirkten zudem **Dr. Marc Schmidt** und **Dr. Manuel Langkau** (LFV Hydroakustik GmbH, Kapitel 5.3.3) mit. **Olaf Zimball** und **Joachim Drüke** (ABU) verfassten eigene Abschnitte.

Viele der hier abgebildeten Fotos entstammen der Datenbank des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V. oder wurden von den Auftragnehmern (ABU, NZO GmbH, LimnoPlan und LFV Hydroakustik GmbH) im Rahmen ihrer projektbezogenen Ausführungen angefertigt. Es wurden aber auch Bilder und Grafiken aus weiteren Quellen genutzt. Alle sind durch eine entsprechende Autorenangabe gekennzeichnet. Die Vervielfältigung oder Nutzung einzelner Bilder ist im Vorfeld mit dem Landesfischereiverband bzw. mit den Autoren abzustimmen.

II Danksagungen

Ohne die Beteiligung zahlreicher Akteure angefangen bei den Anglern der Lippe bis hin zu den einzelnen Behörden wäre dieses Projekt nicht umsetzbar gewesen. Daher gilt unser größter Dank den folgenden Personen und Institutionen:

- dem Europäischen Meeres- und Fischereifonds sowie dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, insbesondere dem Referat III-6: Jagd, Fischerei und Aquakultur sowie dem Fischereibeirat für die finanzielle Realisierung des Projektes;
- dem Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. für die Stellung eines Arbeitsplatzes, Equipment und den Einsatz bei Befischungen und Reusenkontrollen;
- der Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) für ihren Einsatz weit über das übliche Befischungs- und Auswertungspensum hinausgehend;
- Joachim Drüke und Olaf Zimball (ABU) sowie Manuel Langkau und Marc Schmidt (LFV Hydroakustik GmbH) für die Mitarbeit an diesem Bericht;
- Andrea Sago (LFV) für die Projektabwicklung und Korrekturlesungen;
- Carsten Nolting (LFV) für die Begleitung zu Reusenkontrollen und Anmerkungen zu dem Bericht;
- den drei Befischungsteams ABU Soest, NZO GmbH und LimnoPlan für die gewissenhafte Arbeit und die sehr gute Kooperation;
- den zusätzlichen Befischungsteams um Siegfried Kuss und Michael Prill, die ehrenamtlich weitere Strecken befischt und zusätzliche Daten zur Lippe geliefert haben;
- der LFV Hydroakustik GmbH für die gute Zusammenarbeit bei der VEMCO- und DIDSON-Studie;
- dem LANUV NRW Fachbereich 26, insbesondere Philippa Breyer und Nicola Theißen für die gute Kooperation und die Lieferung sämtlicher relevanter Daten aus dem FischInfo NRW und aktueller Ergebnisse zur Lippe;
- dem LANUV NRW Fachbereich 54, insbesondere Sibylle Jacob für die Bereitstellung von Daten zur Wassertemperatur der Lippe;
- dem Wasserverband Obere Lippe, insbesondere Volker Karthaus und Elmar Schniedermeier für die Bereitstellung von Informationen und Fotos und die Führung an der oberen Lippe;
- dem Lippeverband, allen voran Gunnar Jacobs, Ulrich Stöffler und Sylvia Junghardt für die Unterstützung bei den Reusenkontrollen, Gewässerbegehungen und der stets schnellen Lieferung von Daten zu den verschiedensten Themen;
- den Fischereiberatern und Unteren Fischereibehörden der Kreise Wesel, Recklinghausen, Unna, Soest und Paderborn sowie der Stadt Hamm;
- Siegfried Kuss (IG Hammer Angler) für eine Vielzahl von Informationen über die Lippe und ihre Fischfauna und sein stets offenes Ohr auch für ausgefallene Fragen;
- der Bezirksregierung Arnsberg, insbesondere Frank Tripmaker für die Bereitstellung von Daten u.a. zu Mikroschadstoffen, Dr. Michael Leismann für umfangreiche Daten zur Morphologie der Lippe, Jürgen Kugel für Daten über die Grubenwassereinleitung, Ulrich Detering für die Bereitstellung verschiedener Gutachten über die Lippe sowie Informationen über Querbauwerke und Dr. Bernd Stemmer für Fotos;
- der Bezirksregierung Detmold, insbesondere Gertrud Betge, Anna Morsbach und Claudia Tennie für Informationen zu Querbauwerken und Renaturierungsmaßnahmen;
- Nicole Scheifhacken (BR Düsseldorf) für Material über die Wirkung von Chlorid-Salzen auf Fische;

- Meike Cropp (Fernsteuerzentrale Wasserversorgung Datteln des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Duisburg-Meiderich) für Daten über Wasserabgaben aus den Kanälen in die Lippe;
- den Biologischen Stationen Paderborn, Unna, Recklinghausen und Wesel für verschiedene Informationen über die Lippe und ihre Aue, u.a. zur Lage von Eisvogelbrutplätzen;
- dem LWL-Museum für Naturkunde Münster und dem Stadtarchiv Lünen für die Erlaubnis der Verwendung historischer Stör-Abbildungen;
- den ehrenamtlich agierenden Anglern der Reusenkontrollen (Abb. 1) aus den Vereinen FV Datteln, ASV Rünthe und Umgebung, ASV Waltrop, FV Lünen und ASV Werne-Lippetal für ihre Ausdauer und den täglichen Einsatz bei über 18 Monaten Reusenkontrolle;
- Wolfgang Pilarski und Fritz Becker für die Informationen und Textbausteine zur „Lippebachforelle“ und „Hegegemeinschaft Almeäsche“;
- allen weiteren Anglern umliegender Lippevereine, die das Projekt mit Informationen zu den Fischbeständen sowie die Befischungen unterstützt haben, insbesondere den bereits genannten Reusenkontrolleuren, dem SFV Lippestrand, SFV Hamm, SFV Lippborg, ASV Benninghausen, AGM Lipperode, ASV Lippstadt, Soester SAV, ASG Oberwerries;
- den Fischereigenossenschaften der Lippe, die mit Besatzdaten und weiteren Informationen das Projekt unterstützt haben;
- verschiedenen Grundstücksbesitzern entlang der Lippe für die Gestattung des Zugangs zur Lippe oder Auengewässern für die Befischungsteams;
- allen Teilnehmern des projektbegleitenden Arbeitskreises für ihre guten Vorschläge und Diskussionsbeiträge.



LFV

Abb. 1: *Ein Teil des Teams der ehrenamtlichen Reusenkontrolleure am Wehr Buddenburg aus den umliegenden Angelvereinen.*

III Abkürzungsverzeichnis

Im Folgenden sind die in diesem Bericht verwendeten Abkürzungen dargestellt. Auf die Listung gängiger Abkürzungen wie etwa „z.B.“, „ggf.“ oder „d.h.“ wurde verzichtet.

ABU	Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V.
AK	Arbeitskreis
Blauband	Blaubandbärbling; da es sich bei dieser Art nicht um einen Bärbling handelt, ist es sinnvoll, diesen Zusatz wegzulassen
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.
BR	Bezirksregierung
DAFV	Deutscher Angelfischerverband e.V.
DGL	Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.
EMFF	Europäischer Meeres- und Fischereifonds
FldJ	Flusslandschaft des Jahres
FV	Fischereiverband NRW
JHV	Jahreshauptversammlung
(K)FB	(Kreis-) Fischereiberater
LANUV	Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW
LFV/LFV WuL	Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
MGV	Mitgliederversammlung
MULNV	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NUA	Natur- und Umweltschutzakademie NRW
RhFV	Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V.
TL	Totallänge
UFB	Untere Fischereibehörde
UNB	Untere Naturschutzbehörde
WOL	Wasserverband Obere Lippe
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Zusammenfassung

Das Projekt „Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe“ konnte viele wertvolle Ergebnisse zur Fischfauna der Lippe generieren. Die bedeutendsten Ergebnisse und daraus resultierende Maßnahmenvorschläge sind im Folgenden stichpunktartig zusammengefasst:

Die Lippe

- Die 220 km lange Lippe hat ein Einzugsgebiet von 4.880 km² und an der Mündung einen Mittelwasserabfluss von 45 m³/s.
- Im Ober- und Unterlauf ist Kies das prägende Sohlsubstrat, im Mittellauf sind es Sand und Mergel.
- Rund 66 % der Lippe sind ausgebaut, der Rest renaturiert (naturnah) oder „entfesselt“.
- Einige Strecken werden durch Bergsenkungen stark beeinflusst.
- Die Zahl der Querbauwerke ist für einen Fluss dieser Größe recht gering.
- Nur im Mittellauf existieren noch (bzw. wieder) nennenswerte Zahlen von Auengewässern.

Allgemein

- Insgesamt konnten 48 Fisch- und Rundmaularten gefangen werden, davon waren 15 nicht einheimisch.
- Von der Referenzfauna der Lippe konnten lediglich sechs Arten nicht nachgewiesen werden, diese sind Stör, Schneider, Schlammpeitzger, Schnäpel, Maifisch und Finte.

Elektrobefischungen - Lippe

- Die zahlenmäßig häufigsten Arten in der Lippe waren 2017 in der Reihenfolge ihrer Abundanz bzw. ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Schwarzmaulgrundel, Marmorgrundel und Döbel; im Jahr 2018 Schwarzmaulgrundel, Döbel und Marmorgrundel.
- In beiden Jahren am weitesten verbreitet (Frequenzen > 70 %) waren die Arten Flussbarsch, Aal, Dreistachliger Stichling, Döbel, Schmerle und Gründling.
- Die durchschnittliche Fischdichte betrug in den Lippestrecken 305 (2017) bzw. 338 (2018) Fische pro 100 m.
- Die mittlere Artenzahl lag im Jahr 2017 bei etwa 15, im Jahr 2018 bei etwa 14 Arten pro befischter Lippestrecke.
- 44,2 % aller in der Lippe gefangenen Individuen waren im Jahr 2017 allochthon (2018: 32,2%), maßgeblich auf den hohen Abundanzen von Schwarzmaul- und Marmorgrundeln beruhend.
- Die Fischfauna der Lippe zeigt ab dem Wehr Uentrop zunehmend größere Abweichungen von den Referenzfaunen. Besonders einschneidend sind das Auftreten von Marmor- und Schwarzmaulgrundel, aber auch die sehr geringen Rotaugenanteile ab der Grubenwassereinleitung und die ebenfalls ab dieser Stelle sehr hohen Anteile des Döbels.
- Das Vorkommen der anspruchsvollen „Brutverstecker“, die gut durchspülte Kiesbänke einer gewissen Mächtigkeit benötigen, beschränkt sich derzeit weitgehend auf die obere Lippe mit ihren Plänerkies-Vorkommen.
- Auffällige Verbreitungslücken von Hasel, Barbe und Nase treten zwischen Hamm und Lünen auf, wo sieben Wehre die Lippe zerstückeln, die sie bis auf kurze Strecken jeweils direkt unterhalb der Wehre einstauen. Da alle lithophilen Arten auch rheophil sind, fehlen ihnen hier nicht nur Laichplätze, sondern allgemein Lebensräume.

- Im kiesigen Unterlauf der Lippe erreichen viele der Oberflächen-Deponierer und der fakultativen Kieslaicher ihre höchsten Dichten, was die Bevorzugung dieser Arten von Kies gegenüber Sand dokumentiert.
- Die Populationen von Aland und Rapfen enden flussaufwärts abrupt am Wehr Dahl. Dieses bildet eine klare Barriere für die Ausbreitung der beiden Arten.
- Naturnahe Strecken weisen im Mittel höhere Fischdichten und Artenzahlen auf als ausgebaute und entfesselte Strecken.
- 17 Arten und damit der größte Anteil weisen ihre höchsten CPUE-Werte in naturnahen Strecken auf, neun Arten bevorzugen ausgebaute Strecken (darunter vier allochthone Arten), drei Arten erreichen die höchsten Dichten in Entfesselungsstrecken und weitere neun Arten ließen sich nicht eindeutig zuordnen. Renaturierungen können den Zustand der Fischfauna demnach deutlich verbessern, indem heimische Arten gefördert und invasive Arten zurückgedrängt werden.

Elektrobefischungen - Stillgewässer

- Die zahlenmäßig häufigsten Arten in den Stillgewässern waren 2017 in der Reihenfolge ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Moderlieschen, Rotauge, Blauband und Bitterling, alle mit einem Anteil über 10 %; 2018 waren die entsprechenden Arten Moderlieschen, Blauband und Bitterling.
- Die höchsten Frequenzen in den Stillgewässern mit Werten von über 50 % erreichten 2017 Blauband, Schleie, Hecht und Flussbarsch. 2018 wiesen Schleie, Flussbarsch, Blauband, Hecht und Rotauge die weiteste Verbreitung auf.
- Der durchschnittliche CPUE-Wert für ein Auengewässer betrug 2017 141,5 gefangene Individuen / 10 min und 2018 287,8 gefangene Individuen / 10 min.
- Eine Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren prozentualen Anteilen am Gesamtfang in Gewässern unterschiedlicher Konnektivität konnte klare Präferenzen der einzelnen Arten für die Lippe bis hin zu isolierten Gewässern offenbaren. Demnach müssen zur Förderung der verschiedenen Arten Gewässer verschiedener Konnektivitätstypen erhalten und geschaffen werden.

Nachtbefischungen

- Bei den Nachtbefischungen wurden im Schnitt doppelt so viele Fische wie am Tag gefangen. Dazu waren die Fische nachts größer und wiesen eine abweichende Artenzusammensetzung als am Tag auf. Insbesondere Hasel, Nase und Rotaugen wurden in deutlich höheren Dichten in der Nacht gefangen.

Eisvogelgewöllanalyse

- Die Analyse von Eisvogelspeiballen aus Bruthöhlen bildet einen etwas anderen Ausschnitt der Fischfauna ab als die Elektrofischerei, die Zahl der nachgewiesenen Arten ist jedoch bei beiden Methoden sehr ähnlich.
- Bodenorientierte Fischarten tauchen im Gewölle etwas seltener auf als bei Elektrobefischungen in der Lippe, Auenarten etwas häufiger.
- Der Eisvogel hat eine starke Präferenz für Schwarzmaulgrundeln.
- Durch die Gewöllanalyse erhöht sich die Chance, Vorkommen bzw. Reproduktion auch seltener (und kleiner) Arten u.a. in Auengewässern nachzuweisen.

Reusenkontrolle

- Der Döbel war mit 30 % des Gesamtfanges die häufigste Art bei der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg.
- Die einzelnen Arten zeigten unterschiedliche Wandermuster in Bezug auf die Saisonalität und Längenklassen bzw. Altersstadien.
- Temperaturanstiege und erhöhte Abflüsse ließen die Fischzahlen in der Reuse ansteigen.
- Der naturnahe Fischaufstieg am Wehr Buddenburg weist eine eingeschränkte Passierbarkeit oder Auffindbarkeit für Jung- und Kleinfische sowie für adulte, rheophile Fische auf.
- Im Vergleich zu früheren Reusenkontrollen hat vor allem der Brassen die größten Abundanzeinbußen zu verzeichnen, der Hasel dagegen kam in früheren Reusenkontrollen nicht vor und machte nun 11 % des Gesamtfanges aus.
- Ein potenzieller 0+ Lachs konnte bei den Reusenfängen im Jahr 2019 nachgewiesen werden.

Markierung von Wanderfischen

- Sieben von 32 markierten Alanden sind weiter als Wesel, dem Besatzort, in die Lippe aufgestiegen. Der höchste erreichte Punkt lag bei Haltern, 55 km von der Mündung entfernt. Die Alande zeigten ein enges Aufstiegsfenster in der Lippe und überwanden bis auf die unteren beiden Rauschen in Wesel keinerlei Querbauwerke.
- Von 27 markierten Barben befand sich der höchste erreichte Punkt bei Gahlen (km 24) und wurde nur von einem Tier angeschwommen, vier weitere Individuen konnten in Krudenburg (14 km) verzeichnet werden. Der kiesige Unterlauf der Lippe dient als Laichhabitat für Barben, auch aus dem Rhein, mit guten Reproduktionserfolgen. Es gab mehrere Barben, die im folgenden Jahr aus dem Rhein erneut an ihre Laichplätze in der Lippe zurückgekehrt sind.
- Drei von 18 markierten Brassen sind weiter als Wesel in die Lippe eingeschwommen, ein Tier sogar bis zum Wehr Dahl (km 83), welches aber nicht überwunden werden konnte. Brassen zeigten Schwierigkeiten, die unteren beiden Rauschen in Wesel zu überwinden. Die gelungenen Aufstiege korrelierten meist mit deutlichen Pegelanstiegen.
- Die 39 markierten Döbel zeigten die geringsten Wanderaktivitäten, ein Großteil verblieb über den gesamten Zeitraum von 18 Monaten am Besatzort in Wesel, nur zwei Tiere stiegen zur Laichzeit bis Krudenburg auf (km 14). Wie bei den anderen markierten Fischarten ist davon auszugehen, dass Döbel aus dem Rhein die Lippe als Laichhabitat aufsuchen.
- Die einzige im Frühjahr markierte Nase schwamm mit einer Geschwindigkeit von 6,8 km pro Tag bis zum Wehr Dahl (km 83), was sich als eindeutig nicht überwindbares Hindernis herausstellte. Eine weitere Markierung von Nasen am Wehr Dahl im Herbst mit Besatz sowohl unter- als auch oberhalb bestätigte dieses Ergebnis. Zudem konnte eine weitere Verzögerung der Wanderung am oberhalb gelegenen Wehr Buddenburg festgestellt werden, welches erst bei Hochwasser überwunden werden konnte. Der naturnahe Fischaufstieg wird von den Nasen offenbar nicht genutzt, bzw. nicht gefunden. Endstation des Aufstieges war das Wehr Stockum, das kein Fisch in der Studie überwinden konnte.
- Für Nasen ist die Durchgängigkeit der Lippe von besonderer Bedeutung. Im Gegensatz zur Barbe, die ähnliche Habitatansprüche an Laichplätze stellt, kommt es bei der Nase zu keiner (erfolgreichen) Reproduktion im Unterlauf der Lippe. Ein Zugang zu oberhalb gelegenen Laichhabitaten muss daher für den Fortbestand der Art gewährleistet werden.
- Alande, Döbel, Brassen und Barben zeigten eine zeitliche Verzögerung des Aufstieges in die Lippe, welcher sich auf die unteren beiden Rauschen zurückführen lässt. Diese sind nur bei guten Pegelbedingungen passierbar; insbesondere Brassen waren davon beeinflusst.

Sonaruntersuchung DIDSON

- Von Mitte November bis Mitte Dezember 2018 konnten 372 absteigende Aale mittels Sonaruntersuchungen erfasst werden. Die Aale wanderten überwiegend in der Nacht und bei gestiegenen Pegelständen.
- Im gleichen Zeitraum ließen sich 183 aufsteigende Flussneunaugen detektieren. Diese wanderten ebenfalls vornehmlich in der Nacht und bei gestiegenen Pegelständen. Unklar ist, bis wohin die Flussneunaugen aufsteigen. Am Wehr Buddenburg, etwa 90 km von der Mündung entfernt, konnte lediglich ein Flussneunauge im Frühjahr 2019 mit der Reusenkontrolle erfasst werden.
- 1.914 Fischschwärme wurden in dem Untersuchungsmonat erfasst, wovon 77 % die Lippe in Richtung Rhein verließen. Unklar ist, ob diese Fische den Rhein lediglich als Winterquartier nutzten oder im Frühjahr zurückkommen. Die Wanderungsaktivität der Fische beschränkte sich vornehmlich auf die Dämmerungsphasen.

Einzelarten

- Die FFH-Arten Fluss- und Bachneunaugen sind in der gesamten Lippe, jedoch mit geringen Abundanzen, verbreitet. Erstmals wurde mit den Sonaruntersuchungen ein Flussneunaugenaufstieg in der Lippe mündungsnah quantifiziert.
- Im renaturierten Auenbereich der Lippemündung konnte ein Meerneunaugenquerder nachgewiesen werden.
- Der Blauband erreicht in Stillgewässern teils extrem hohe Abundanzen, negative Folgen für heimische Arten sind hier zu erwarten. In der Lippe selbst kommt er dagegen selten vor.
- Barben konzentrieren sich auf den kiesigen Unterlauf der Lippe, hier gibt es gute Laichareale. Die Stauhaltungen im Mittellauf, bedingt durch die Vielzahl der Wehre lassen klare Abundanzlücken für diese Art erkennen.
- Nur in zwei Stillgewässern der Lippeaue konnten Karauschen nachgewiesen werden. Diese Art ist in ihrem Bestand stark bedroht und sollte in geeigneten Gewässern gefördert werden.
- Die Dichte der Brassen in der Lippe ist verschwindend gering, auch in den Nebengewässern wurden selten höhere Abundanzen verzeichnet. Die Art leidet unter der fehlenden Anbindung von Nebengewässern, diese fehlen insbesondere im Unterlauf der Lippe.
- Das Hauptverbreitungsgebiet der Nasen in der Lippe befindet sich zwischen Lippstadt und Hamm, hier findet eine erfolgreiche Reproduktion statt. Im Unterlauf sind junge Nasen dagegen Einzelfunde, was an einer unzureichenden Wasserqualität liegen könnte. Die Durchgängigkeit der Lippe ist somit für die Nasen von höchster Bedeutung für die Sicherung der Bestände.
- Die Verbreitung der Elritzen beschränkt sich auf den Oberlauf der Lippe mit Plänerkiesvorkommen. Als besonders produktives Laichgebiet hat sich die renaturierte Umgehung des Lippesees erwiesen.
- Die Verbreitung des Rotauges in der Lippe bricht mit der Einleitung des Grubenwassers am Haus Aden abrupt ab. Es wird ein Absterben der Embryonen aufgrund der hohen Salzbelastung des Grubenwassers vermutet.
- Der Döbel war die häufigste heimische Art und ist in der Lippe weit verbreitet. Er kommt selbst mit den Stauhaltungen zwischen Hamm und Unna zurecht und reproduziert sich auch dort.
- Die FFH-Art Steinbeißer konzentriert sich auf die renaturierten Bereiche im Kreis Soest. Diese Art hat durch die Renaturierungen deutlich profitiert und breitet sich von hier aus weiter in der Lippe aus.

- Für den Schlammpeitzger sind nur historische Funde für das Lippesystem belegt. Die Lippeaue bietet durch ihre vielen Renaturierungen mittlerweile jedoch geeignete Lebensräume für diese Auenart, so dass eine Wiederansiedlung vorangetrieben werden sollte.
- Der Wels breitet sich in der Lippe weiter aus und wurde womöglich, wie auch die Grundeln, durch die Wasserverteilungsanlage in Hamm aus dem Westdeutschen Kanalnetz eingebracht.
- Zusätzlich zu dem potenziellen Junglachs aus den Reusenkontrollen wurde im Oktober 2017 ein adulter Lachs bei den Elektrobefischungen in Wesel gefangen, das Tier war bereits knapp 10 km in die Lippe eingezogen. Die Lippe bietet ein großes Wiederansiedlungspotenzial für diese Art.
- Angler setzen sich intensiv für die Bestandsstützung der Arten Bachforelle, Äsche und Quappe mit autochthonem Besatzmaterial ein.
- Die Quappe ist mittlerweile bis hinunter in den Kreis Wesel in der Lippe verbreitet. Da die Bestandszahlen im Unterlauf noch recht gering sind, ist hier weiterer Besatz empfehlenswert.
- Es wurden einzelne Individuen von Stachelgroppen in der Lippe nachgewiesen, die bisher aber keine stabile Population aufbauen konnten.
- Der nicht heimische Sonnenbarsch sank in seinen Bestandsdichten, nachdem die Lippe immer weiter von ihrer Wärmebelastung befreit wurde. Durch den Klimawandel sind erneute Bestandsanstiege zu erwarten.
- Noch bis zum Jahr 2014 war der Kaulbarsch in der Lippe recht häufig, danach brachen die Bestände zusammen. Heute kommt er nur noch in äußerst geringen Dichten in der Lippe vor.
- Die Verbreitung der Flussgrundel beschränkt sich im Gegensatz zu den anderen invasiven Grundelarten auf den Lippemündungsraum.
- Die Schwarzmaulgrundel ist die häufigste Art der Lippe und kommt mittlerweile flussaufwärts bis zum Wehr Uentrop vor. Die Ausbreitung erfolgte sowohl vom Rhein aus, als auch von der Wasserverteilungsanlage in Hamm, von der aus die Lippe bei Niedrigwasser aus dem Kanalsystem gespeist wird. Renaturierte Abschnitte und Stillgewässer werden von dieser Art gemieden, dagegen scheint sie die Bereiche mit einer hohen Leitfähigkeit, wie etwa unterhalb der Grubenwassereinleitung, zu präferieren.
- Die Kesslergrundel breitet sich in der Lippe weiter aus, sowohl von der Wasserverteilungsanlage in Hamm nach unterhalb, wie auch vom Rhein aus aufwärts. Hohe Bestandszahlen erreicht sie allerdings bisher nicht in der Lippe.
- Die Marmorgrundel ist in der Lippe weit verbreitet und erreicht teilweise sehr hohe Dichten. Von 2017 auf 2018 ist es ihr gelungen, die bisherige Barriere in Form des Wehrs Uentrop zu überwinden, so dass eine weitere Ausbreitung flussaufwärts nun zu erwarten ist.
- Flundern wurden lediglich im Lippemündungsraum gefangen. Die unteren beiden Rauschen in Wesel könnten für diese Art potenzielle Wanderbarrieren darstellen.
- 11 FFH-Gebiete mit 21 Teilflächen umfassen 66 % der Lippe. Flussneunauge, Bachneunauge, Steinbeißer und Groppe sind als „Erhaltungsziele“ für einige dieser Gebiete benannt, der weit verbreitete Bitterling dagegen nicht. Nur der Steinbeißer im Kreis Soest und der Bitterling in einem Altwasser bei Wesel sind wahrscheinlich in einem „guten Erhaltungszustand“.

Bewertung der Fangergebnisse in der Lippe mit „fiBS“

- Bei der individuellen Betrachtung der 78 Probestrecken erreichen nur 9 % den guten Zustand; in den meisten stuft fiBS die Fischfauna als „unzureichend“ oder „schlecht“ ein.
- Ursachen dafür sind nicht nur der tatsächlich schlechte Zustand einiger Flussabschnitte, sondern auch Mängel im fiBS-Verfahren und in den Referenzen. Für eine mögliche Überarbeitung der Referenzfischfaunen der FiGt Forellentyp und Barbentyp erfolgen Anregungen.

- Das „Poolen“ – die gemeinsame Betrachtung mehrerer Probestrecken – verbessert die Einstufungen.
- Poolt man jeweils die Daten der einzelnen Wasserkörper der Lippe, so ergibt sich grob folgendes Bild: Bis zum Raum Lippetal-Lippborg herrscht der gute Zustand vor, von Hamm-Uentrop bis zur Mündung ist der Zustand mäßig - bis auf den durch die Wehre in Hamm und im Kreis Unna eingestauten Abschnitt, der nur „unbefriedigend“ erreicht.

Defizitanalyse & Verbesserungsvorschläge

- Die wenigsten Kläranlagen an der Lippe sind mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet, daher ist die Belastung mit Mikroschadstoffen wie etwa Diclofenac sehr hoch.
- Die letzte Grubenwassereinleitungsstelle am Haus Aden sollte nicht wieder in Betrieb genommen werden. Die Einleitung wirkt sich auf Rotaugen und womöglich auch andere Arten negativ aus.
- Ein Schutz der bestehenden sowie zusätzliche Renaturierungen würde den Bestand der heimischen Arten stärken und zugleich die Bestände von invasiven Grundeln und Kamberkrebs reduzieren.
- Totholzeintrag kann zu weiteren Strukturverbesserungen der Lippe beitragen.
- Insbesondere im Unterlauf der Lippe fehlen angebundene Stillgewässer, von denen viele Arten, wie der Brassen, profitieren würden.
- Verschiedene weitere Optimierungsmaßnahmen wie Uferentfesselungen, Sohlaufweitungen, Laufverlängerungen, Anlage von Ersatzauen und Verbesserung der Wasserhaltung in der Aue werden vorgestellt und ihre Wirkungen auf Fischarten diskutiert.
- Die Ergebnisse aus den verschiedenen Methoden weisen darauf hin, dass die Lippe nicht durchgängig ist. Teilweise stellen Wehre regelrechte Verbreitungsgrenzen für einige Arten dar. Besonders hoher Maßnahmenbedarf besteht an den Wehren Dahl und Stockum sowie an der Sohlrampe am Lippeschlösschen in Wesel.
- Weiterer Handlungsbedarf besteht an der untersten Sohlrampe im unmittelbaren Mündungsbereich, an den Wehren Buddenburg, Beckinghausen, Hamm, Uentrop sowie dem Ableitungswehr am Boker Kanal, die alle einen mangelhaften Fischaufstieg aufweisen.
- Die Verbindung der Lippe mit dem Westdeutschen Kanalnetz wirkt sich negativ auf den Fischbestand der Lippe aus, da dadurch allochthone Arten in die Lippe gelangen und sich die Temperatur und Eintrübung der Lippe erhöht.

Öffentlichkeitsarbeit

- Das Projekt wurde durch den Titel „Flusslandschaft des Jahres 2018/2019“ sowie umfangreiche Präsentationen, Infomaterialien und Veranstaltungen der breiten Öffentlichkeit und Entscheidungsträgern nahegebracht.

Perspektiven

- Einige Ergebnisse dieses Projektes bedürfen einer weiteren Untersuchung; teilweise liegt auch noch umfangreiches Datenmaterial vor, welches zusätzlich ausgewertet werden sollte. Weiter werden die Wiederansiedlung bzw. Bestandsstützung einiger Arten empfohlen. Die umfangreichen Zusammenstellungen in diesem Bericht und noch weiteres unveröffentlichtes Material bieten sich für eine Buchpublikation an.

2 Einführung

Die generellen Veränderungen von Vorkommen und Abundanz von Fisch- und Rundmaularten im Flussverlauf von der Quelle bis zur Mündung sind Lehrbuchwissen, aber selten konsequent untersucht. Tatsächlich konnten wir kein Beispiel finden, in dem die Fischfauna eines Flusstales von der Quelle bis zur Mündung mit standardisierten Methoden innerhalb eines kurzen Zeitraums und mit Probestrecken in kurzen Abständen voneinander untersucht wurde.

Dies trifft auch auf die Lippe zu. Die Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe und ihrer Aue wurde in verschiedenen Flussabschnitten relativ gut untersucht, aber die bisherige Bearbeitung wies sowohl räumliche als auch gravierende thematische Lücken auf. Bisher fehlte eine umfassende Datengrundlage, um zielgerichtete Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung der aquatischen Fauna und Flora mit weiträumigen Effekten zu entwickeln. Das vorliegende Projekt mit seinen umfangreichen Untersuchungen und innovativen Methoden erhob die erforderlichen Daten. Sie bilden die Grundlage für zukünftige, spezifische Entwicklungsmaßnahmen der Lippe.

Das Projekt an der Lippe gilt aber nicht in erster Linie der Grundlagenforschung, sondern legt einen größeren Schwerpunkt auf praktische, anwendungsorientierte Ziele, nämlich Verbreitung, Abundanz und Reproduktion der Arten mit Parametern der verschiedenen Flussabschnitte wie Ausbauzustand und Wasserqualität zu korrelieren und daraus Maßnahmenvorschläge für Optimierungen abzuleiten.

Große Teile der Lippe und ihrer Aue sind Natura-2000-Gebiete. Insgesamt knapp 6.000 ha der Lippe und ihres Umlandes sind als FFH-Gebiete ausgewiesen, u.a. mit Vorkommen von Bach- und Flussneunaugen, Groppen und Steinbeißer. Das Projekt liefert durch ein engmaschiges Probestellennetz ein umfassendes Bild des Fischbestandes der Lippe sowohl innerhalb, als auch außerhalb der FFH-Gebiete. Hierdurch wird nicht nur ein Vergleich der FFH-Gebiete mit außerhalb liegenden Abschnitten der Lippe ermöglicht, sondern auch der derzeitige Erhaltungszustand der Arten offenbar. Als zentraler Punkt in diesem Projekt sollten zudem die Wanderrouten von Wanderfischen analysiert werden. Insbesondere den FFH-Gebieten im Unter- und Mittellauf der Lippe könnte eine hohe Bedeutung als Wanderkorridor und Laichgrund zukommen. Kleinfischarten der FFH-Anhänge wurden nicht nur über die umfangreichen Befischungen erfasst, sondern ergänzend durch die Analyse von Eisvogelgewöllen. Dies schafft einen Zugang zu fischfaunistischen Daten der Kleinstgewässer in den Auen, die durch fischereiliche Standardmethoden schwierig vollständig zu erfassen sind. Die Ergebnisse liefern daher genaue Einblicke in den Zustand von FFH-Gebieten und die Verteilung der FFH-Arten im Gesamtfluss. Dies bildet eine wesentliche Grundlage für die Entwicklung von Maßnahmenkonzepten zur Verbesserung des Erhaltungszustandes der FFH-Gebiete.

Die in dieser Maßnahme genau geplante wissenschaftliche Herangehensweise mit geeichten Teams, welche statistisch randomisiert und zeitgleich über den gesamten Verlauf der Lippe eingesetzt wurden, lieferte verlässliche Ergebnisse für verschiedene Interessengruppen. Angefangen bei den Fischereirechtsinhabern der Lippe, denen konkrete Maßnahmenvorschläge zur Umsetzung ihrer Hegepflicht an die Hand gegeben werden können, bilden die Ergebnisse die Grundlage für lokale und überregionale Entscheidungsträger im Bereich Gewässerökologie (z. B. im Hinblick auf die Optimierung der Durchgängigkeit für Wanderfischarten), z.B. Kommunen, Kreise, Bezirksregierungen, Wasser- und Bodenverbände bis hin zu Naturschutzverbänden sowie den zahlreichen weiteren an diesem Projekt beteiligten Akteuren. Optimierungsmaßnahmen können hierbei nicht nur für die gesamte Lippe abgeleitet werden, sondern sind auch auf andere Gewässer in Nordrhein-Westfalen übertragbar. Für Europäische Planwerke - wie die Wasserrahmenrichtlinie - sind die Ergebnisse deshalb von außerordentlicher Bedeutung.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie umfasst u.a. eine Zustandsbewertung der Fischfauna für die einzelnen Wasserkörper sowie Programmmaßnahmen für das Erreichen des geforderten guten ökologischen Zustands, die in Umsetzungsfahrplänen räumlich verortet und konkretisiert wurden. Grundlage sind die Befischungen des Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings, die typischerweise in mehrjährigem Abstand an einer Messstelle je Wasserkörper durchgeführt werden. Das hier dargestellte Projekt liefert allein schon durch das engmaschige Befischungsschema in zwei aufeinander folgenden Jahren hoch qualitative, neuwertige Ergebnisse, die durch das reguläre Befischungsprogramm der WRRL nicht realisiert werden können. Zudem werden neue Einblicke in die Fischfauna der Lippe durch innovative Methoden erarbeitet. Das Einbeziehen von Auengewässern, Nachtbefischungen und Markierungsstudien an Wanderfischen zur Verfolgung der Wanderrouten sind, ergänzend zu den bereits genannten Eisvogelgewöllanalysen, innovative Bestandteile des Projektes. Insbesondere die gewonnenen Daten zu den Wanderrouten von potamodromen Fischarten geben Einblicke in die Durchgängigkeit der Lippe und können daher helfen, die Umsetzungsfahrpläne zu optimieren und somit die Forderungen der WRRL effektiver umzusetzen.

Schließlich seien noch die positiven Auswirkungen auf wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Ebene genannt, die durch eine Erhöhung der Attraktivität dieses Gewässers durch eine Verbesserung der ökologischen Wertigkeit in Erscheinung tritt. Das Projekt hat maßgeblich dazu beigetragen, die Lippe als „Flusslandschaft des Jahres 2018/2019“ zu bewerben. Durch die Auszeichnung mit diesem Titel konnten die Lippe in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt und die Projektergebnisse auf zahlreichen Veranstaltungen und durch vielfältige Aktionen, wie etwa den „Lippebekenntnissen“, (https://www.lfv-westfalen.de/flusslandschaft/index.php) präsentiert werden.

Die hier dargestellten Maßnahmen wurden vom Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. in Münster koordiniert und geleitet. Maßgeblich an der Planung, Umsetzung und Evaluierung der Daten war die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) beteiligt. Das Projekt wurde durch eine Arbeitsgruppe unter Beteiligung der Bezirksregierungen Münster, Detmold, Arnsberg und Düsseldorf, des MKULNV, des LANUV FB 26 (Fachbereich Fischereiökologie) sowie des Lippeverbandes und des Wasserverbandes Obere Lippe begleitet. Dadurch waren relevante Stakeholder, die nach Fertigstellung des Projektes auch für die Umsetzung der Maßnahmenvorschläge verantwortlich sind, bereits von Anfang an eingebunden. Ergänzt wurde der Arbeitskreis durch den fachkundigen Rat seitens der Anglerschaft und Kreisfischereiberater. Die gewählten Methoden wurden zusammen in diesem Expertenkreis umfangreich diskutiert und entschieden. Zudem wurden zahlreiche Angelvereine, die zum Teil Gewässerstrecken an der Lippe gepachtet haben, aktiv in das Projekt eingebunden, wie etwa zur Kontrolle der Reuse am Wehr Buddenburg. Die Lippe ist ein zentrales Gewässer Nordrhein-Westfalens für Wassertourismus, Freizeitsport und Erholung und interessiert daher einen großen Kreis weiterer Personengruppen.

Die Ergebnisse des Projektes beschreiben die Fischfauna des Flusses umfassend und analysieren die Einflüsse verschiedener natürlicher und anthropogener Faktoren auf Artenzusammensetzung, Abundanz und Altersaufbau. Es ist notwendig, nicht nur die Fischfauna als Ganzes und für die jeweiligen, teils sehr langen Wasserkörper, zu betrachten, sondern Art für Art und oft auch kleinräumig den Zustand der Populationen und die Defizitursachen zu analysieren. Darauf aufbauend können Defizite klar beschrieben und Empfehlungen für Maßnahmen formuliert werden, die für die Optimierung der Natura-2000-Gebiete, der Laichgebiete und Wanderrouten der wandernden Fischarten und der Verbesserung der Durchgängigkeit notwendig sind. Dafür wurden alle erreichbaren Kenntnisse und Erfahrungen über die Fischfauna einbezogen und neue Daten gesammelt.

Der größte Fluss, der in Nordrhein-Westfalen entspringt und mündet, war und ist vielen anthropogenen Einflüssen ausgesetzt, die auch starke Auswirkungen auf die aquatische Fauna haben. Wie an anderen vergleichbar großen Flüssen gibt es Querbauwerke, Stauhaltungen, naturfernen Uferausbau, Trennung von Fluss und Aue, Einleitungen verschiedenster Art (inklusive Grubenwasser und Abwärme), Regulierung der Hochwasserdynamik, Wasserentnahme und -zugabe. Die Lippe weist aber einige Besonderheiten auf:

- Die obere Lippe war nie stark verschmutzt, da die Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet nicht so hoch ist und nur wenige Industriebetriebe vorhanden sind. Dazu kommt, dass die Lippe selbst und die meisten linken Zuflüsse ihres Oberlaufes aus stark schüttenden Karstquellen entspringen, deren starke Wasserführung Einleitungen verdünnen.
- Von der Mündung aus gesehen liegt das erste Querbauwerk erst bei 83,5 Fluss-Kilometern, so dass Fische aus dem Rhein bis hierher ungehindert aufsteigen können.
- Drei Abschnitte des Flusses sind Bergsenkungen unterworfen, was die Morphologie teilweise negativ, teilweise aber auch positiv beeinflusst.
- Der Umfang von Optimierungsmaßnahmen an der Lippe ist außergewöhnlich groß. Es fanden mehrere umfassende Renaturierungen statt, bei denen nicht nur der Fluss selbst mit Verbreiterung, Sohlanhebung und Laufverlängerungen umgestaltet, sondern auch die Verbindung von Fluss und Aue wiederhergestellt wurde, mit neuen Stillgewässern und Flutrinnensystemen im wieder aktivierten Überschwemmungsgebiet.

Auf vielen anderen Lippeabschnitten sorgten „Entfesselungen“ dafür, dass Uferbefestigungen entnommen und die Ufer naturnah gestaltet wurden, ohne allerdings die Flusssohle oder die Aue zu verändern. Eine Vielzahl an Renaturierungsarbeiten steht der Lippe jedoch noch bevor - Maßnahmen, die hoffentlich von den Ergebnissen dieses Projektes profitieren werden.

2.1 Projektziele

Die Ziele des Projekts wurden wie folgt formuliert:

- Beschreibung von Verbreitung, Abundanz (CPUE) und Fortpflanzungserfolg der Fisch- und Rundmaularten der Lippe,
- Suche nach Ursachen für Verbreitungs- oder Abundanzlücken (z.B. Querbauwerke, Einleitungen, Stauhaltungen, Beutegreiferkonzentrationen),
- Suche nach Ursachen für Verbreitungsschwerpunkte (z.B. Laichhabitate oder Winterlager), Identifikation von Abschnitten und Lebensräumen mit besonderer Bedeutung für bedrohte Arten,
- Beurteilung des Ist-Zustandes von FFH-Arten innerhalb und außerhalb der ausgewiesenen FFH-Gebiete,
- Analyse der Bedeutung der Lippe für Wanderfische, Verfolgung der Wanderrouten und Evaluierung der Durchgängigkeit zum Erreichen der Laichhabitate,
- Vergleich der Fischfauna von verschieden alten, strukturell optimierten Lippe-Abschnitten mit jeweils nahe gelegenen ausgebauten Abschnitten, um die Bedeutung von Uferentfesselungen und umfassenden Renaturierungen von Fluss und Aue für Fischarten zu beschreiben,
- Darstellung der Bestandsentwicklung von Fischarten nach Möglichkeit ab den 1970er Jahren (oder früher) und Diskussion von möglichen Ursachen für Veränderungen (z.B. Rückgang des Aals, Ausbreitung der FFH-Art Steinbeißer, Einwanderung von Grundelarten),
- Untersuchung der Frage, ob die Biomasse und/oder die Zahl großer Individuen in den vergangenen Jahrzehnten rückläufig sind (z.B. infolge nachlassender Eutrophierung oder zunehmendem Beutegreiferdrucks),
- Bewertung der Befischungsergebnisse mittels des fischbasiertem Bewertungssystem (fiBS) und ggf. Darstellung der fiBS-Parameter mit Defiziten, die zu schlechten Einstufungen führen,
- ggf. Erarbeitung von Vorschlägen zur Optimierung der Referenzfischfaunen der vier Fischgewässertypen der Lippe unterhalb der Padermündung (FiGt 06 unterer Forellentyp Tiefland, FiGt 22 Äschentyp Lippe, FiGt 23 Barbentyp Lippe, FiGt 24 Brassentyp Lippe) zur Bewertung von Befischungsergebnissen für die WRRL,
- Erarbeitung von genauen Maßnahmenvorschlägen für die Optimierung der Natura-2000-Gebiete, der Laichgebiete und Wanderrouten der wandernden Fischarten und der Verbesserung der Durchgängigkeit zum Schutz und Aufbau der aquatischen Fauna, mit Angabe von Prioritäten,
- Zusammenstellung von Empfehlungen, die auf andere Gewässer übertragbar sind.

2.2 Übersicht Methoden

Folgende Methoden wurden zur Zielerreichung angewandt:

1. Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässern,
2. Nachtbefischungen,
3. Auswertung von vorhandenen Daten zur Lippe und ihrer Fischfauna,
4. Analyse von Eisvogelgewölle,
5. Reusenbefischung am Wehr Buddenburg,
6. VEMCO-Markierung von Wanderfischen,
7. Sonaruntersuchungen.

Auf die einzelnen Methoden wird im Kapitel 4 ausführlich eingegangen. Für eine bessere Übersicht sind die einzelnen Positionen hier kurz mit ihrer Zielsetzung dargestellt. Die Methoden wurden so gewählt, dass von der Kleinfischfauna bis hin zu Wanderfischen alle Fisch- und Rundmaularten hinreichend erfasst werden können. Der zeitliche Ablauf der einzelnen Positionen findet sich in Tabelle 1.

1. Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässern

Im Spätsommer/Herbst der Jahre 2017 und 2018 wurden standardisierte Strecken-Elektrobefischungen in regelmäßigen Abständen in der gesamten Lippe an 81 Messstellen durchgeführt. Bei den Befischungen wurden auch permanent oder temporär angebundene Auegewässern eingebunden, diese lieferten weitere 102 Probestellen. Ziel war es, Daten zu generieren, die unbeeinflusst von unterschiedlichen Fangmethoden oder jährlich schwankenden Abundanzen von Arten sind. Eine Bearbeitung der festgelegten Probestrecken in einem zweiten Jahr sollte die Datengrundlage verbessern. Das erste Befischungsjahr diente auch dazu, bestehende Defizite zu verorten, um im zweiten Befischungsjahr intensiv nach den Ursachen zu suchen. Für die Auswahl der Befischungsstrecken legte die ABU Soest Entwürfe vor, die mit den anliegenden Angelvereinen abgestimmt wurden. Die Probestrecken berücksichtigen wichtige Renaturierungsstrecken sowie die im Längsverlauf vorhandenen Querbauwerke als Wanderhindernisse, repräsentieren aber gleichermaßen den großen Anteil an Ausbaustrecken, die noch in der Lippe vorhanden sind. Das LANUV NRW (FB 26) war ebenfalls in die Planungen des Messstellennetzes einbezogen, damit doppelte Untersuchungen vermieden und Synergie-Effekte aus den WRRL-Beprobungen genutzt werden konnten. Die regelmäßigen Monitoringbefischungen wurden in Bezug auf Datenaufnahme, Dokumentation und Probenstreckenlängen so durchgeführt, dass sie den Anforderungen für die Bewertung in der WRRL mindestens genügen. Die Untersuchung der Auegewässer lieferte Informationen über Rückzugs- und Laichquartiere vieler Arten, auch von FFH-Arten.

2. Nachtbefischungen

An einigen ausgewählten Strecken der Befischungspunkte in der Lippe wurden Elektrobefischungen während der Dunkelheit durchgeführt. Diese zehn Strecken pro Befischungsjahr wurden erst nach Durchführung der Tagbefischungen verortet, um ein gefahrloses Arbeiten zu garantieren. Die Strecken wurden von denselben Teams zeitnah zur Tagbeprobung befischt. Zahlreiche Studien belegen, dass sich die Arten- und Größenzusammensetzung von Fischen grundlegend zwischen Tag und Nacht unterscheiden. Um diesen Faktor für die Auswertungen abschätzen zu können, waren diese Befischungen unerlässlich.

3. Auswertung von vorhandenen Daten zur Lippe und ihrer Fischfauna

Für eine Analyse der Fischdaten ist eine genaue Beschreibung der Lippe erforderlich. Neben typischen wasserwirtschaftlichen Daten wie Abfluss, Gefälle, Querbauwerke und wichtige Einleitungen sind weitere Parameter darzustellen, z.B. Wassertiefe, Sohlsubstrat, angeschlossene Stillgewässer, Auenanbindung sowie Lage, Art und Alter von Optimierungsmaßnahmen und weiteren naturnahen Strecken. Als wesentliche Grundlage sollten auch bereits vorliegende Ergebnisse von Elektrobefischungen (Datensatz des Fischinformationssystems für Nordrhein-Westfalen; FischInfo NRW), Gutachten sowie Besatz- und Fangdaten der Fischereigenossenschaften und Angelfischer für eine Auswertung zusammengetragen werden. Abgerundet wird das Bild durch die umfassenden neuen Daten, die erhoben werden, so dass Trends im Laufe der Jahre abgebildet und mögliche Ursachen für Bestandsveränderungen ausgemacht werden können.

4. Analyse von Eisvogelgewölle

Der Eisvogel ernährt sich primär von Kleinfischen. Daher gewähren die Analysen der Gewölle einen zusätzlichen Einblick in die Fischfauna der Lippe, insbesondere in den Bestand kleinerer Gewässer der Aue, welche aus rein technischen Gründen nicht alle mittels Elektrobefischungen erfasst werden, jedoch wichtige Habitate für die FFH-Arten Bitterling oder Steinbeißer bilden können. Zusätzlich werden wichtige Daten über Laichplätze von seltenen Arten generiert, die über die Elektrobefischungen im Herbst u.U. nicht mehr nachzuweisen sind. Da der Zugang zu Bruthöhlen des Eisvogels am leichtesten über ein Boot zu realisieren ist, wurden die Gewölle an ausgewählten Standorten entlang der gesamten Lippe im Rahmen der Elektrobefischungen gesammelt und später auf ihre Fischartenzusammensetzung hin analysiert.

5. Reusenbefischung am Wehr Buddenburg

Am Wehrstandort Buddenburg unterhalb von Lünen wurde eine Monitoringstation in Form einer Fangreuse in dem Fischaufstieg betrieben, um Erkenntnisse zu Langdistanzwanderfischen und Neunaugen zu gewinnen sowie das Aufstiegspotenzial an diesem Wehrstandort einschätzen zu können. Das Wehr in Lünen-Buddenburg ist nach dem Wehr in Haus Dahl der zweite Wehrstandort ausgehend von der Lippemündung und daher besonders für ein Aufstiegsmonitoring geeignet. Er bietet hinsichtlich der Zugänglichkeit und der Infrastrukturen geeignete Voraussetzungen für den Einsatz einer Reuse. Das Monitoring wurde über einen kontinuierlichen Zeitraum von 18 Monaten durchgeführt, die regelmäßigen Kontrollen führte eine Gruppe engagierter Angler aus den umliegenden Vereinen durch.

6. VEMCO-Markierung von Wanderfischen

Die Routenverfolgung von Wanderfischen liefert Ergebnisse zum Aufstiegspotenzial der Lippe und zeigt potenzielle Defizite in der Durchgängigkeit des Flusses auf. Hierfür wurden Individualmarkierungen mit Ultraschallsendern (VEMCO) an potamodromen Wanderfischen durchgeführt, deren Aufstiegsverhalten über einen Zeitraum von 18 Monaten verfolgt werden konnte. Zweimalig wurden jeweils 75 Tiere, die in der Lippemündung gefangen wurden, mit einem Sender ausgestattet und über die Wanderzeit verfolgt. Die individuelle Detektion der Tiere erfolgte über 14 Empfängerstationen, die sich über die ersten 117 km ausgehend von der Mündung verteilten. Hierbei wurden insbesondere Flaschenhälse in Form von Querbauwerken mit Stationen versehen, um Aussagen über die Durchgängigkeit treffen zu können. Die letzte Station befand sich am Wehr Stockum, das allgemein als fischundurchgängig gilt. Ein Receiver unmittelbar oberhalb des Wehres wurde zur Absicherung dieser Aussage dennoch positioniert.

7. Sonaruntersuchungen

Zusätzlich zu den Reusenuntersuchungen am Standort Buddenburg und der Verfolgung der Wanderfische mittels Ultraschallsendern sollten hydroakustische Methoden die Detektion von Wanderfischen unterstützen. Bei geeigneten Bedingungen lassen sich über den Einsatz der Sonartechnik (DIDSON: Dual-Frequency Identification Sonar) zumindest einige Arten wie Aal und Wels gut ansprechen. Auch die zu den FFH-Arten zählenden Neunaugen sind mit dieser Methodik zu erkennen. Dadurch können zusätzliche Informationen, insbesondere zum genauen Aufstiegszeitpunkt und Peaks im Aufstiegsverhalten, gewonnen werden. Dies ermöglicht weiter die Beurteilung potenzieller Trigger (z.B. Pegelstand) der Wanderung in die Lippe. Auch eine Quantifizierung der Fischmengen ist sowohl in der Zahl, als auch in Bezug zu Fischlängen grundsätzlich mit der Methode durchführbar.

Als Einsatzort wurde die Lippemündung bei Wesel gewählt, oberhalb der ersten Rauschenstrecke (Bundesstraße B 8). Hier wurde die Hydroakustik für einen begrenzten Zeitraum zur Aufstiegszeit der

Wanderfische eingesetzt. Der Fokus dieser Analyse wurde auf den Aalabstieg, den Neunaugenaufstieg sowie auf das Wanderverhalten von Schwärmen gerichtet.

Zusammen liefern die Ergebnisse erstmalig ein umfassendes Bild der Fischfauna der Lippe, bei dem Missstände klar formuliert und konkrete Maßnahmenvorschläge gestellt werden können. Der fischereiökologische Zustand der Lippe von der Quelle bis zur Mündung wurde erfasst und die notwendigen Maßnahmen zur Optimierung der Natura-2000-Gebiete, der Laichgebiete und Wanderrouten der wandernden Fischarten und der Verbesserung der Durchgängigkeit zum Schutz und Aufbau der aquatischen Fauna formuliert.

Tab. 1: *Zeitskala der Projektpositionen*

	2016		2017												2018												2019												2020					
Position	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J
Vorbereitungen (Anträge, Vergaben)																																												
Elektrobefischungen																																												
Reusenkontrolle																																												
Markierung mit Ultraschallsendern																																												
DIDSON Untersuchung																																												
Eisvogelgewölle Bearbeitung																																												
Auswertungen & Berichterstellung																																												

3 Die Lippe

3.1 Grundlagendaten

Die Lippe entspringt bei Bad Lippspringe am Fuß des Teutoburger Waldes und fließt über 220 Kilometer Richtung Westen, wo sie schließlich bei Wesel in den Rhein mündet (Abb. 2). Sie überwindet 70 Höhenmeter mit einem durchschnittlichen Gefälle von 0,57 ‰. Mit einem Mittelwasserabfluss von 45 Kubikmeter pro Sekunde an der Mündung ist sie ein mittelgroßer Fluss, aber der größte, der in Nordrhein-Westfalen entspringt und mündet. Ihr Einzugsgebiet umfasst 4.880 km². Die längsten Zuflüsse sind Alme und Stever.

Wesentliche Abschnitte der Lippe sind Teil des Schutzgebietssystems „Natura 2000“ (Abb. 3). Zielarten des FFH-Schutzes sind u.a. Fische und Rundmäuler wie Groppe, Steinbeißer, Bach- und Flussneunauge.

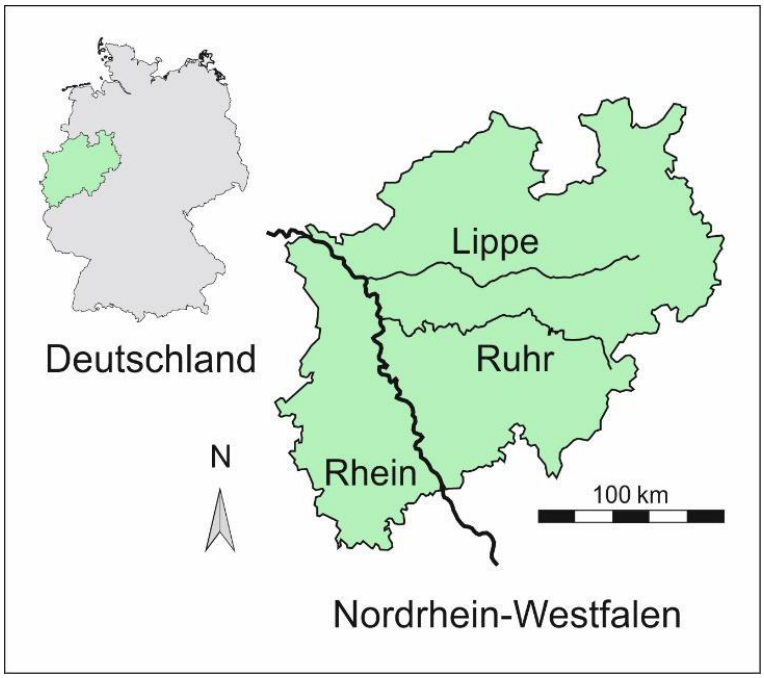


Abb. 2: *Die räumliche Lage der Lippe*

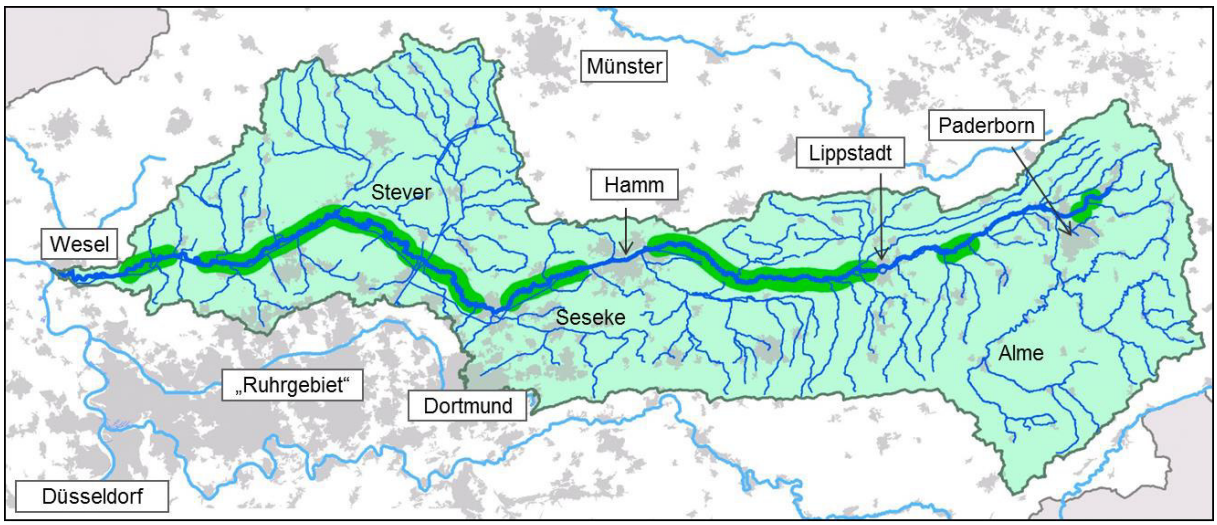


Abb. 3: *Das Einzugsgebiet der Lippe (grün: Natura-2000-Schutzgebiete)*

3.2 Die Lippe als Karstgewässer

Die Lippe selbst und alle am Fuß des Haarstrangs bzw. der Paderborner Hochfläche entspringenden Zuflüsse von der Beke in Bad Lippspringe bis zum Salzbach in Welver (und mit Einschränkungen auch die Gewässer des Seseke-Systems) sind Karstquellbäche, ebenso wie die am Fuß des Teutoburger Waldes entspringenden Zuflüsse des Lippe-Einzugsgebietes (Krollbach bis Strothe).

Niederschläge, die auf dem Kalkplateau der Paderborner Hochfläche und auf dem Haarstrang fallen, versickern in Spalten im Karst und fließen unterirdisch zum Inneren der Westfälischen Bucht, wo der Kalk allerdings schon wassergefüllt ist. An der Grenze des wasserundurchlässigen Emschermergels, der wie ein Deckel auf dem Kalk liegt, „läuft der Wasserspeicher über“ und das Wasser tritt an der Oberfläche aus. Die charakteristischen Quellgruppen entlang der (ehemaligen) Bundesstraße 1 entstehen jeweils dort, wo eine wasserführende Spalte im Kalk den Rand des Mergels erreicht (BODE 1954, KLEINN 1961, SAUERLAND 1969, FISCHBACH 1983).

Eine typische Eigenschaft von Karstquellen sind geringe Temperaturschwankungen im Jahreslauf. Das Wasser tritt mit etwa 8 - 10 °C aus dem Boden (SAUERLAND 1969); abhängig von der Quellschüttung dauert es wenige bis mehrere Kilometer, bis sich das Wasser im Sommer erwärmt oder bei Frost abkühlt. Die Oberläufe stark schüttender Gewässer wie Lippe, Pader und Heder bleiben auch im Hochsommer kühl und frieren selbst in strengen Wintern nicht zu.

Zu den weiteren Charakteristika von Karstgewässern gehört die – verglichen mit anderen Bächen und Flüssen – relativ gleichmäßige Wasserführung im Jahreslauf.

3.3 Die natürlichen Sohlsubstrate der Lippe

Kies

Quellgebiet und Oberlauf der Lippe liegen im Plänerkies (Abb. 4 & 5). Er besteht aus relativ hartem Kalkgestein der Oberkreide, das auf dem Haarstrang, der Paderborner Hochfläche und an den anderen Rändern des Kreidebeckens von Münster zu Tage tritt und auch in Steinbrüchen abgebaut wird. Der Kies ist nicht rezent, sondern fossil. Er sammelte sich größtenteils während der letzten Kaltzeit am Fuß des östlichen Teils des Haarstrangs als Schwemmfächer von Flüssen wie der Ur-Alme an und erreicht hier Mächtigkeiten von wenigen Dezimetern bis fast 20 m (SKUPIN et al. 1995, 2002, 2004).

Flussabwärts von Lippstadt befindet sich der Plänerkies in größeren Tiefen unter Flur und endet im Westen kurz vor der Mündung der Glenne schließlich ganz.

In der Lippestrecke zwischen Lippstadt und Dorsten verzeichnen die Karten des Geologischen Dienstes NRW keine Kiesvorkommen, sondern nur Sand-Lagerstätten. Der Sand enthält jedoch v.a. in seinen untersten Schichten über dem Emschermergel außer Grobsand auch kleine Mengen nordischer Gerölle, darunter Porphyre und Silexstücke („Feuerstein“). Diese von den Gletschern der Saale-Kaltzeit eingetragenen Substrate können sich unter natürlichen Bedingungen in schnell fließenden Flussstrecken ansammeln und kleine Bänke geringer Mächtigkeit ausbilden, die u.U. als Laichplätze für weniger anspruchsvolle lithophile Arten in Frage kommen, z.B. Neunaugen, Barbe und Nase, wahrscheinlich aber nicht für anspruchsvolle „Brutverstecker“ wie Salmoniden, Äsche und Elritze.

Heute treten Reste solcher Substratbänke an wenigen Stellen oberflächennah und damit für Kieslaicher nutzbar auf. SPÄH (2000b) stellte auf der Sohle der Lippe zwischen dem Wehr Werne-Rünthe und dem Wehr Beckinghausen in Wassertiefen zwischen 0,70 und 5,30 m neben Sand und Mergel

auch Kiese fest, die als Substrate der geschilderten Art angesprochen werden können, vermischt mit anthropogen eingebrachten Steinen z.B. aus Waschbergematerial.

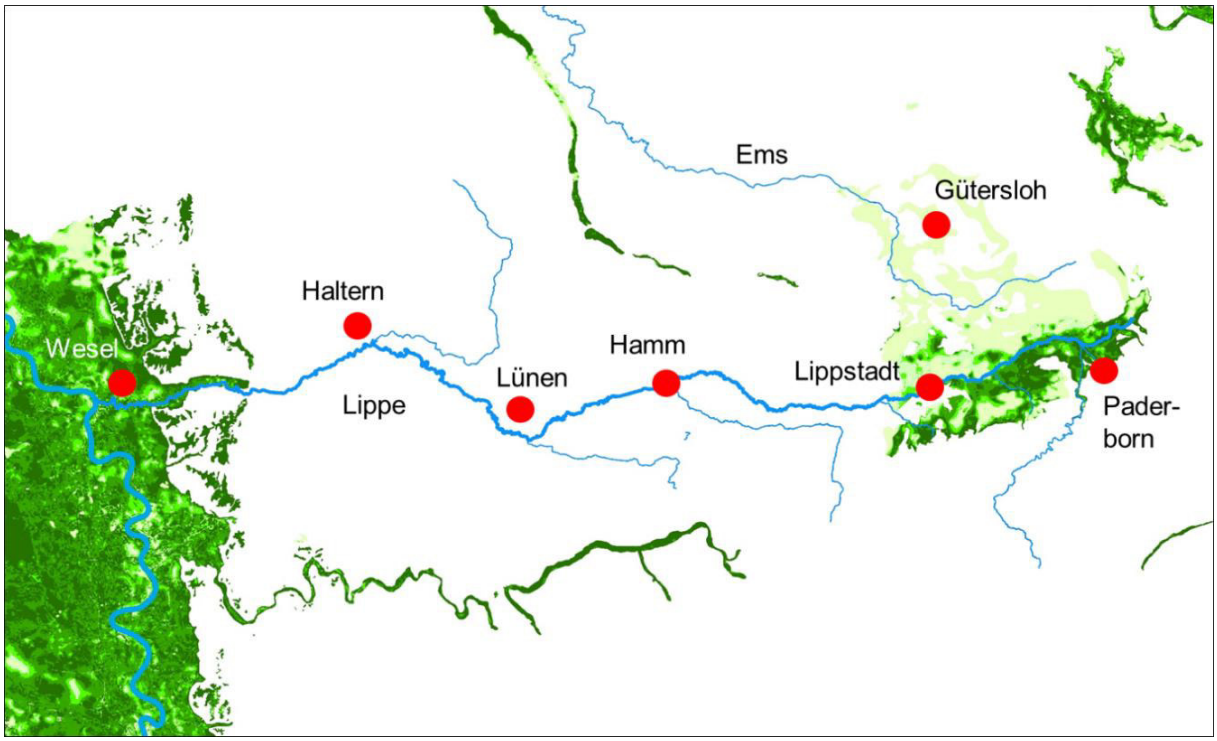


Abb. 4: *Kieslagerstätten in der Umgebung der Lippe (Daten aus der Karte „Lockergesteine“ des Geologischen Dienstes NRW): Je dunkler grün, desto dichter befindet sich der Kies unter der Oberfläche.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 5: *Lippesohle aus Plänerkies bei Paderborn-Marienloh*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 6: *In der Umgebung von Haus Vogelsang sind Bänder aus saalezeitlichem feinen Kies in die Sandschichten des Ufers eingelagert.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 7: *Bank aus saalezeitlichem Kies flussabwärts der Klippen bei Haus Vogelsang (am Ufer ein von Kindern gebauter „Hafen“ und der neu entstandene „Hundestrand“)*

In der Umgebung von Haus Vogelsang südwestlich von Olfen wiesen Uferanschnitte der Renaturierungs-Baustellen in den Jahren 2017/18 bis zu 15 cm dicke Schichten aus Kies (Abb. 6) mit Schalen der heute hier nicht mehr vorkommenden Flussmuschel (*Unio crassus*) auf. Eine ausgedehnte und mindestens 10 cm mächtige Bank aus diesem Material mit zusätzlich einigen Schalen der erst im 20. Jahrhundert eingeschleppten Körbchenmuschel (*Corbicula* spec.) befindet sich in einer Aufweitung der Lippe unterhalb der Klippen von Haus Vogelsang (s.u., Abb. 7). Diese Sedimentbank existiert mindestens seit 1996 (BREMER 2001).

Lippeabwärts finden sich bedeutende Kiesvorkommen dann erst wieder am Unterlauf westlich von Dorsten-Holsterhausen. Die Sohle auf den letzten 25 km des Flusses besteht heute weitgehend aus Kies gemischter geologischer Herkunft. Nach HERGET (1997) handelt es sich um Sedimente des Rheins. An vielen Stellen ist das Wasser so flach, dass im Spätsommer z.T. große Kiesbänke trockenfallen (Abb. 8). Einige Inseln – z.B. bei Stegerfeld-Gartrop – reichen dauerhaft über die Wasseroberfläche.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 8: *Kiesbank in der Lippe flussaufwärts Krudenburg*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 9: *Rheinkies aus dem Unterlauf der Lippe*

Sand und Mergel

Von Paderborn-Marienloh bis Dorsten-Holsterhausen durchfließt die Lippe Sandschichten, die direkt unter der Oberfläche bis maximal 4 m darunter beginnen, aber sehr unterschiedliche Mächtigkeiten aufweisen (Abb. 10). Wo Sand und Kies gemeinsam vorkommen, überlagert der Sand die Kiesschichten.

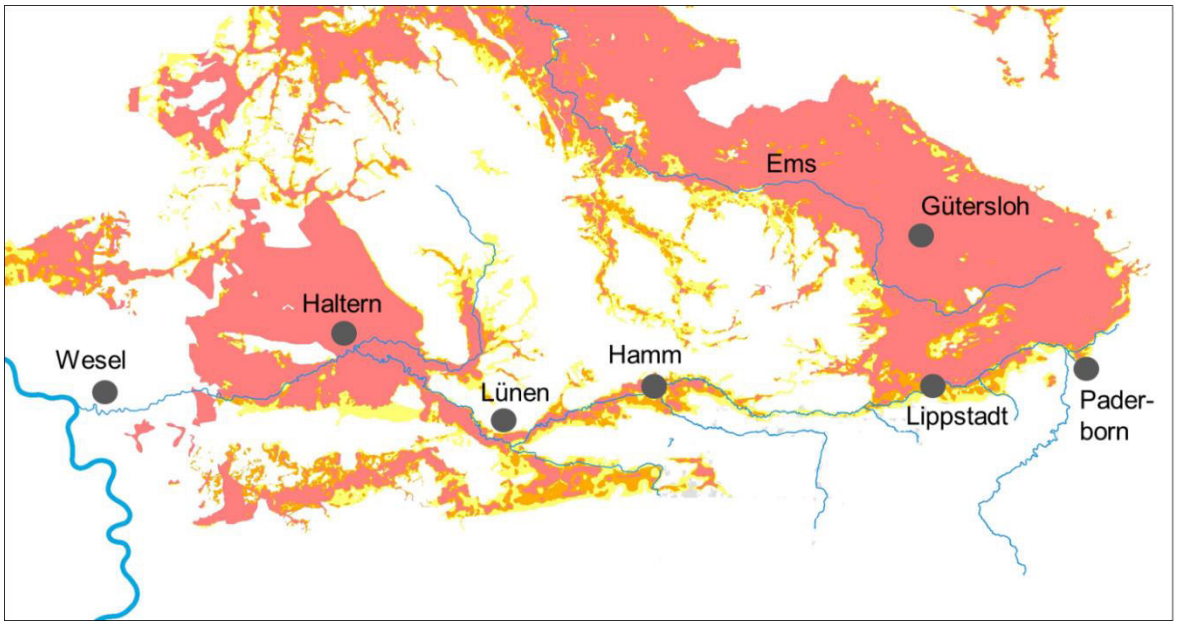


Abb. 10: *Sandlagerstätten in der Umgebung der Lippe mit einem Beginn der Sandschichten unter Flur (= Mächtigkeit des Abraums) von maximal 4 m (Daten aus der Karte „Lockergesteine" des Geologischen Dienstes NRW): Je heller gelb, desto geringer mächtig ist die Sandschicht.*



M. Scharf

Abb. 11: *Sandsohle der renaturierten Lippe flussabwärts Haus Vogelsang 2017*

In ihrem Oberlauf fließt die Lippe am Südrand der großen Sandvorkommen im Osten der Westfälischen Bucht (Senne) entlang. Hier am Rand weisen die Sandschichten nur eine geringe Mächtigkeit auf.

Zwischen der Mündung der Glenne bei Lippstadt und flussabwärts von Lippetal-Kesseler ist das Sandvorkommen ausgesprochen schmal und von geringer Mächtigkeit. Der Grund dafür ist, dass dieser Lippeabschnitt in erdgeschichtlichen betrachteten Zeiträumen „jung“ ist, weil die Lippe zuvor zur Ems entwässerte und erst am Ende der letzten Eiszeit nach Westen durchbrach (SKUPIN 2002; Abb. 12), so dass hier sowohl der Abtrag des Emschermergels als auch die Ansammlungen kaltzeitlicher Kiese und Sande fehlen.

Ursprünglich war der Mergel auf dem Flussgrund - auch in den Talabschnitten mit Sandablagerungen geringer Mächtigkeit - wahrscheinlich überwiegend von Sand bedeckt. Da die Oberfläche des Mergels jedoch nicht eben ist, dürften auch im Naturzustand mit einer nur gering eingetieften Lippe an verschiedenen Stellen flach überströmte „Mergelschwellen“ vorhanden gewesen sein.

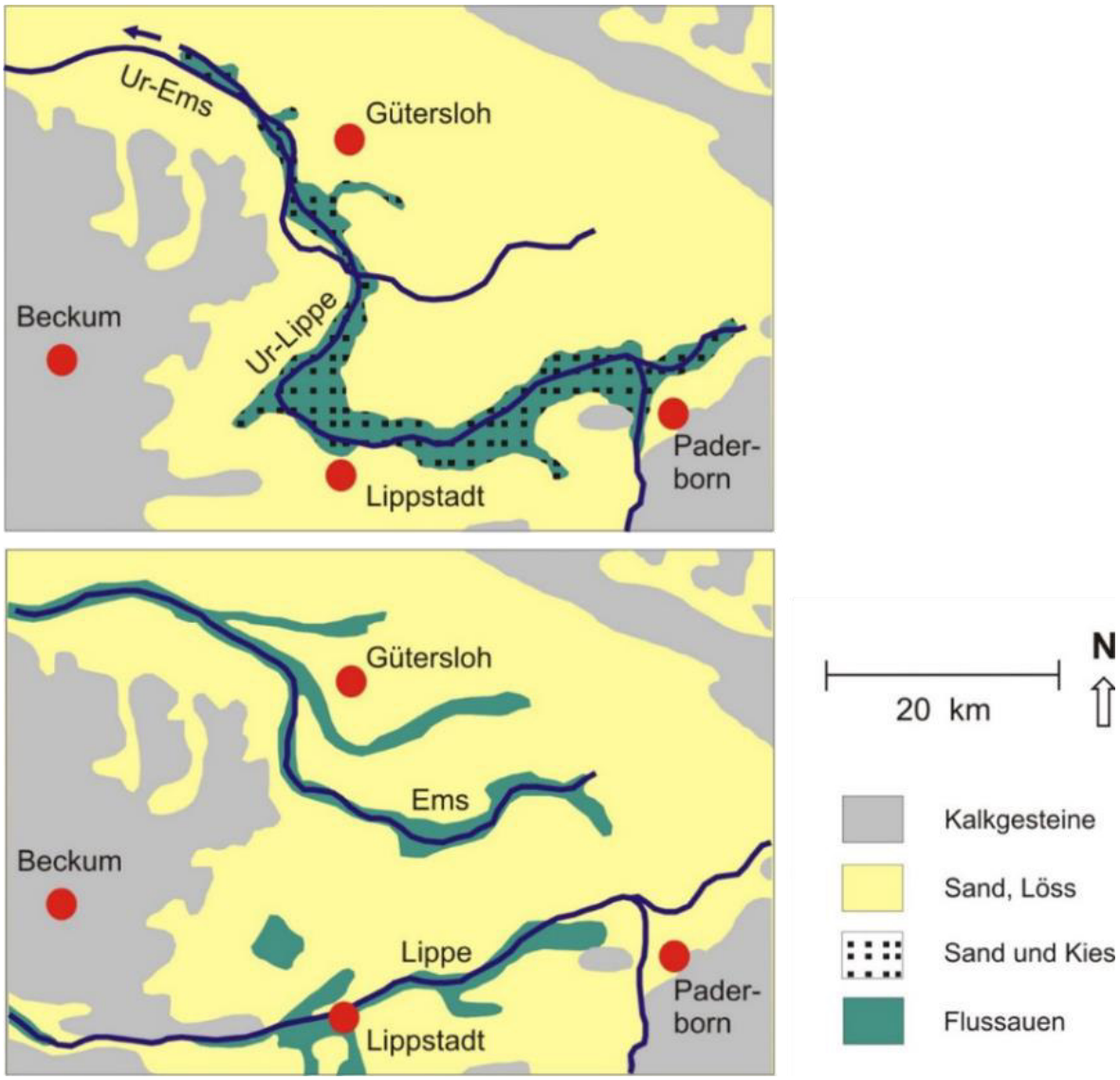


Abb. 12: *Am Ende der letzten Eiszeit (ca. 11.500 bis 11.000 Jahre vor heute) brach die Lippe bei Benninghausen nach Westen durch und trennte sich von der Ems (verändert nach SKUPIN 2002).*

Die frei liegenden oberen Schichten des Emschermergels „schilfern ab“, zerfallen in plattige Stücke, die sich zu Bänken aus „Mergelkies“ ansammeln können (Abb. 13 & 14). Dieses Substrat ist sehr viel weicher als Plänerkies; es kann mit der Hand zerbrochen oder zerdrückt werden und die bisher beobachteten Mergelkiesbänke haben nur Mächtigkeiten von ca. 50 cm. Dennoch kommen sie als Laichsubstrat zumindest für „Oberflächendeponierer“ unter den lithophilen Fischarten in Frage, wie der neu entstandene Laichplatz von Barben und Nasen in der Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn belegt (vgl. ABU 1994-2020).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 13: *Sohle aus Emschermergel in einer neu angelegten Lippeschlinge in der Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 14: *Kies aus Emschermergel in einer neu angelegten Lippeschlinge in der Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn.*

Für die Schiffbarmachung der Lippe wurden Mergelbänke ab dem Beginn des 19. Jahrhunderts gezielt „ausgebrochen“. Später vertieften Ausbaumaßnahmen die Flusssohle bis in den Mergel hinein.

Die Mächtigkeit der Sandschichten nimmt von Hamm bis Lünen-Alstedde allmählich zu, bis auf über 10 m im Raum Werne/Bergkamen. Es gibt jedoch eine Ausnahme: der Abschnitt bei Lünen-Beckinghausen. Hier ist die Sandschicht sehr dünn, der Mergel lag einst wohl auch natürlicherweise frei und bildete „Klippen“.

Etwa ab Selm-Bork verläuft die Lippe dann in Sandschichten sehr geringer Mächtigkeit; an mehreren Stellen liegen heute Mergelschichten des Recklinghäuser Sandmergel frei, der im Gegensatz zum weichen Emschermergel standfester ist und eingelagerte harte Kalksandsteinbänke aufweist (KUKUK 1938, BREMER 2001).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 15: *Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang*

Zwischen Haus Dahl und Haus Vogelsang werden bereits seit 1707 in historischen Berichten und Karten mehrere Stromschnellen bzw. „Klippen“ erwähnt (Abb. 15), die die Schifffahrt behinderten. Da die Sohleintiefung der Lippe auf diesem Abschnitt moderat war, existierten hier nach BREMER (2001) Stromschnellen wahrscheinlich bereits zur Römerzeit.

Auf den rund 20 Kilometern Lauflänge in den Halterner Sanden (ab Ahsen) befinden sich in der Lippe keine Kalkfelsen. Bei Bergbossendorf liegt der westliche Rand der Halterner Sande, aber bis Dorsten-Holsterhausen ist das Lippetal mit quartären Sanden überwiegend mit einer Mächtigkeit von mehr als 7 m gefüllt. Auf kurzen Strecken beträgt die Mächtigkeit allerdings nur maximal 2,5 m, u.a. bei Dorsten-Hervest. Die hier an mehreren Stellen vorhandenen Stromschnellen bestehen aus Kalksandsteinbänken. Der ursprüngliche Name der Bänke war „die Papensteine“; sie sind heute nicht mehr sichtbar, weil die Lippe verlegt wurde. Mittlerweile sind jedoch in der Nähe des alten Standorts die von uns so genannten „Neuen Papensteine“ durch weitere Eintiefung der Lippe zum Vorschein gekommen.

Fazit zu den natürlichen Sohlsubstraten der Lippe

Die dominierenden mineralischen Sohlsubstrate der Lippe im „Naturzustand“ - hier definiert als der Zeitraum vor 2.000 bis 1.000 Jahren vor Beginn stärkerer menschlicher Eingriffe - waren

- Quelle bis Glennemündung: Plänerkies, nach flussabwärts zunehmend lehmiger Sand,
- Glennemündung bis Mündung der Ahse in Hamm: lehmiger Sand, mit Mergelschwellen v.a. im oberen Abschnitt, wahrscheinlich hier auch letzte Plänerkiesbänke,
- Hamm bis Beckinghausen: lehmiger Sand,
- Raum Beckinghausen: lehmiger Sand mit Mergelklippen,
- Beckinghausen bis Haus Dahl: Sand mit abnehmendem Lehmanteil,
- Haus Dahl bis Ahsen: Sand, allenfalls schwach lehmig, mit mehreren ausgeprägten Sandmergelklippen und Kalksteinfelsen auf der Sohle,
- Ahsen bis Holsterhausen: Sand,
- Holsterhausen bis Mündung: Kies und Sand.

Die Karte im Anhang (Abb. A1) gibt einen Überblick über die Verbreitung der wichtigsten Sohlsubstrate und des Untergrundes der Lippe sowie die Lage der Wehre und der frei fließenden und eingestauten Abschnitte.

3.4 Wasserqualität

Auf ihrem Weg durchquert die Lippe neben naturnahen Landschaften auch stark industriell geprägte Bereiche mit einer hohen Bevölkerungsdichte. Noch in den 1980er Jahren wies die Lippe gravierende Missstände auf. Begradigt, befestigt und eingetieft, verschmutzt und belastet durch Industrie- und Haushaltsabwässer sowie durch Kühl- und Grubenwasser litten Struktur und Wasserqualität und damit auch die Biodiversität enorm (Lippeverband Dortmund 2001).

Heute ist die Lippe laut Komponentenbewertung Biologie mit dem PERLODES-Verfahren von der Quelle bis zur Stauwurzel des Wehrs Uentrop in gutem oder sogar sehr gutem Zustand, vom Stau Uentrop bis zur Mündung wird der Zustand dann aber als schlecht oder unbefriedigend eingeschätzt. Die Bewertung der Chemie (ohne ubiquitäre Stoffe) ist von der Quelle bis Dorsten „gut“, von dort bis zur Mündung „nicht gut“; der Abwasseranteil am Lippewasser liegt bis zur Mündung des Schwarzbaches östlich von Datteln bei unter einem Drittel, von dort bis zur Mündung bei mehr als einem Drittel (alle Daten aus www.elwasweb.nrw.de).

Trotz großer Anstrengungen zur Verbesserung der Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten ist also v.a. der Unterlauf der Lippe noch nicht im guten Zustand, wenn auch bei weitem nicht mehr so desolat wie in den 1970er Jahren.

3.5 Der Ausbauzustand der Lippe heute

In der vorliegenden Untersuchung wurden drei Zustände des Ausbaus bzw. der Naturnähe der Lippe unterschieden: ausgebaut, „entfesselt“ und renaturiert oder naturnah (Abb. 16).

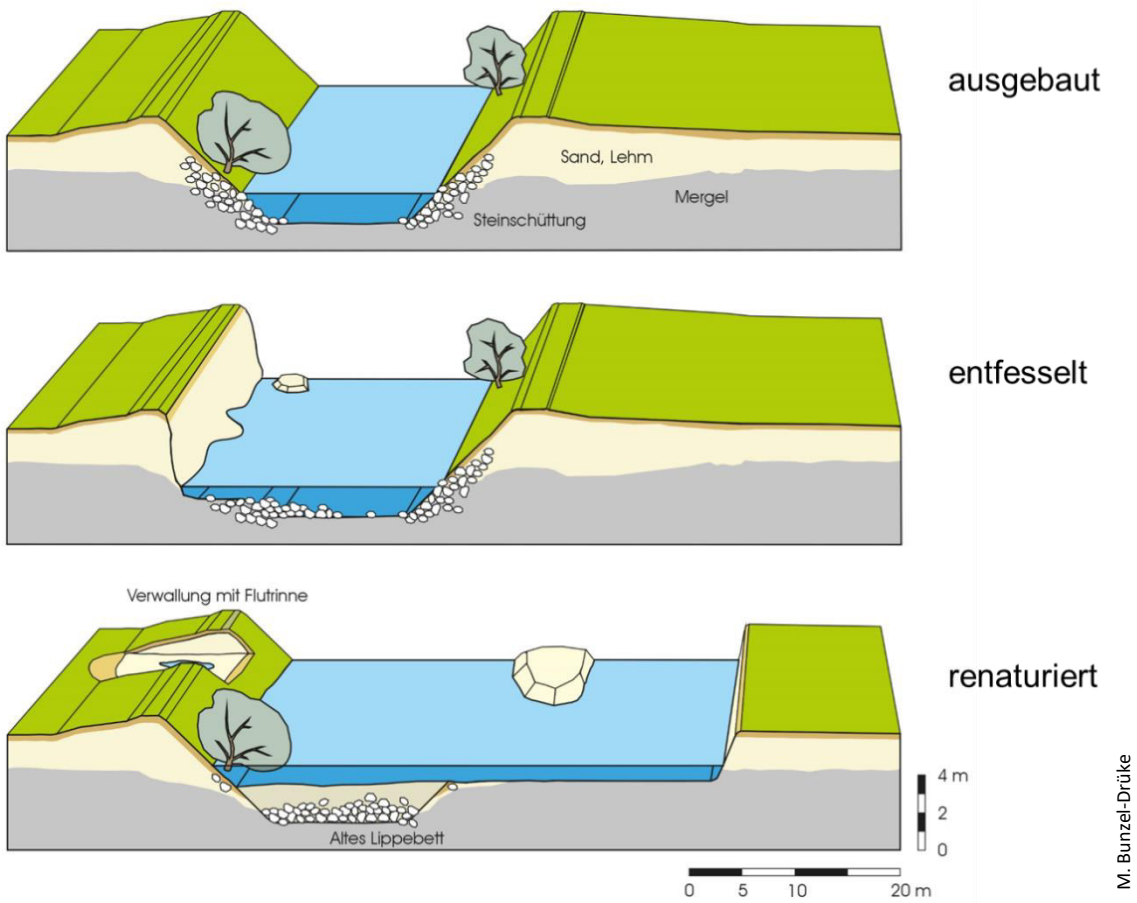


Abb. 16: *Verschiedene Zustände der Naturnähe der Lippe*

Ausbau

Rund 66 % der Lippe befinden sich heute im Ausbauzustand. Typisch ist dabei ein Trapezprofil mit einer Befestigung aus Schüttsteinen von der Sohle bis etwa zur Mittelwasserlinie. Die Steine liegen entweder direkt auf dem Boden, auf einer Gitterplane oder Filtervliesmatte. Streckenweise wurden an der mittleren und unteren Lippe statt gebrochener Kalksteine auch Waschbergematerial (Abraum aus dem Bergbau) oder Hochofenschlacke zur Uferbefestigung verwendet.

Zwischen Lippstadt und Hamm befinden sich an den Ufern der noch nicht renaturierten Strecken niedrige „Verwallungen“ oder „Sommerdeiche“, die verhindern, dass kleine Hochwasser die Aue erreichen. Zuflüsse aus der Aue sind teilweise mit Rückstauklappen versehen, damit Hochwasser im Profil der Lippe bleiben und nicht in die Aue eindringen.

In den Bergbaugebieten westlich von Hamm und bei Dorsten ist die Lippe von hohen Deichen – mit bis zu 17 m den höchsten Flussdeichen Deutschlands - begleitet, da der Fluss hier über dem Niveau des durch Bergsenkungen abgesackten Umlandes liegt. Die teilweise noch vorhandenen ehemaligen Auen befinden sich jenseits der Deiche und haben keinen Kontakt mehr zum Fluss. Einmündende Zuflüsse aus den Bergsenkungsgebieten müssen in die Lippe gepumpt werden und sind dadurch für Fi-

sche aus dem Fluss nicht mehr erreichbar. Die Vorländer zwischen Deichfuß und Lippe sind überwiegend sehr schmal. Diese eingedeichten Lippeabschnitte gehören zu den strukturärmsten und naturfernsten des gesamten Flusses (Abb. 17).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 17: *Ausgebaute, eingedeichte Lippe ohne Aue bei Dorsten*

Durch Begradigungen im 19. und 20. Jahrhundert und durch das schmale Ausbauprofil hat sich die Lippe auf langen Strecken erheblich in den Untergrund eingeschnitten. Zwischen Lippstadt und Haus Vogelsang reicht die Eintiefung überwiegend bis zum Mergel hinunter. Einige höher liegende Mergelschwellen wurden in der Vergangenheit abgetragen, um den Wasserspiegel weiter zu senken, aber der relativ hoch anstehende Emschermergel zwischen Lippstadt und dem Wehr Uentrop und einige Sandmergelschwellen unterhalb (Haus Vogelsang, „neue Papensteine“ und Hervester Schwall) haben die Sohle lokal gestützt und oberhalb eine starke Eintiefung der Lippesohle verhindert.

Im Raum der Stadt Hamm und im Kreis Unna stauen mehrere Wehre die Lippe auf (s. Kapitel 6.3), so dass der Wasserspiegel relativ hoch und auennah ist; aber die starke Strömung in der künstlich eingeengten Lippe bei Hochwasser, die mangelnde Nachlieferung von Geschiebe von flussaufwärts und z.T. auch das Öffnen der meisten Wehre bei Hochwasser haben dazu geführt, dass auch hier Sand und Feinkies ausgespült wurden und mittlerweile die Mergelsohle auf langen Strecken frei liegt – allerdings geologisch bedingt in größerer Tiefe als flussaufwärts. Diese Abschnitte haben also einerseits durch den Anstau eine relativ naturnahe Lage des Wasserspiegels, andererseits aber eine unnatürlich große Wassertiefe. Flachwasserzonen sind sehr selten.

Bei der Durchquerung der Halterner Sande wurde die Eintiefung der Lippe nicht durch Mergel im Untergrund aufgehalten, so dass der Fluss hier besonders große Einschnittstiefen und keine Verbindung zur Aue mehr hat.

Der Unterlauf der Lippe westlich von Dorsten mit seiner Kiessohle hat sich tief in das Umland eingeschnitten, wenn auch auf den Strecken, wo die Lippe breit genug ist, die Wassertiefe und der Strukturreichtum auf dem neuen Niveau naturnah erscheinen. Verbindungen der Lippe zu den wenigen noch wasserführenden Auengewässern gibt es nicht mehr. Kleinere Zuflüsse stürzen teilweise wasserfallartig zum Fluss hinunter.

Uferentfesselungen

Seit dem Beginn der 1990er Jahre führen die Bezirksregierung Arnsberg und der Lippeverband „Entfesselungen“ von Abschnitten der Lippeufer durch. Bei den Maßnahmen werden die Schüttsteine mindestens bis unterhalb der Linie des mittleren jährlichen Niedrigwassers (MNQ) entnommen und in den Fluss gegeben, teilweise auf die Sohle in Flussmitte, teilweise in Haufen („Steininseln“) vor dem Ufer. Nur selten werden die umgelagerten Steine dauerhaft von Sand bedeckt, sondern liegen meist frei, ebenso wie die Reste der tiefer unter der Wasseroberfläche befindlichen Teile der ehemaligen Ufersicherungen. Das Aussehen der entfesselten Ufer ist sehr unterschiedlich. Im einfachsten Fall entstanden durch die Entnahme der Schüttsteine am Ufer flache Bermen – durchströmt oder buchtartig ruhig. Im Laufe der Zeit wurden die Entfesselungsmaßnahmen strukturreicher geplant: So blieben Teile der alten Uferlinie mit ihrem Gehölzbestand als Inseln erhalten, hinter denen durchflossene „Inselkanäle“ angelegt wurden (Abb. 18), außerdem gab es mitunter erhebliche Aufweitungen der gesamten Wasserfläche oder die Anlage von Mündungstrichtern bei zufließenden Gräben oder Bächen. Die tiefen Bereiche des Flussprofils bleiben jedoch durch die Entfesselungen weitgehend unverändert und behalten ihren wannenartigen Querschnitt.

Auf manchen Strecken füllt die Lippe durch mitgeführten Sand die Bermen oder Inselkanäle nach einigen Jahren wieder auf, in anderen Abschnitten bleiben die neuen Strukturen länger erhalten. Heute weisen etwa 21 % der gesamten Lippe auf mindestens einem Ufer Entfesselungen auf.



Abb. 18: *Frische Uferentfesselung bei Hamm-Schmehausen: Gehölze an der ehemaligen Uferlinie blieben auf einer neuen Insel erhalten.*



J. Drüke

Abb. 19: *Frische Uferentfesselung mit Sandbank bei Hamm-Schmehausen*

Naturnahe Abschnitte und Renaturierungen

Wenige kurze Lippeabschnitte sind einem Ausbau entgangen. Sie liegen verstreut z.B. am Oberlauf bei Marienloh am Rand der Senne oder an den Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang.

Die meisten heute vorhandenen naturnahen Abschnitte entstanden durch Renaturierungen. „Renaturierung“ ist ein schillernder Begriff, für den es auch im Hinblick auf Fließgewässer verschiedene Definitionen gibt. Im vorliegenden Bericht bezeichnen wir als „Renaturierungen“ im Unterschied zu Uferentfesselungen solche Maßnahmen, die

- Ufer und Sohle des Flusses naturnah gestalten,
- die Schüttsteine beseitigen oder mit Sand überdecken,
- das Breiten-Tiefen-Verhältnis in einen naturnahen Zustand bringen,
- ggf. naturnahes Sohlgefälle wiederherstellen,
- ggf. Stauhaltungen beseitigen.

Im Idealfall werden auch die Verbindung zwischen Fluss und Aue wiederhergestellt, ein naturnahes Hochwasserregime zugelassen und typische Auengewässer entwickelt. Dabei ist klar, dass wesentliche Randbedingungen wie ein naturnaher Geschiebetransport kaum zurückzugewinnen sind.

1997 stellte die Bezirksregierung Arnsberg die erste umfassende Renaturierung der Lippe und ihrer Aue in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen fertig (Abb. 20). In der Klostermersch wurden die um etwa 2 m eingetiefte Sohle der Lippe angehoben, das Flussbett auf mehr als das Doppelte verbreitert, die Uferverwallungen durchbrochen oder komplett abgetragen, Flutrinnen angelegt, die bei höheren Wasserständen Wasser in die Aue führen sowie zahlreiche verschiedene Gewässer in der Aue wiederhergestellt bzw. neu angelegt. Die Schüttsteine wurden in der Mitte der alten Lippesohle eingebracht und durch die folgende Anhebung der Sohle mit Sand überdeckt. Am Ende der etwas

über 2 km langen Renaturierungsstrecke stützte eine Sohlrampe aus Steinblöcken die neue Sohle, bis mittlerweile eine Fortführung der Maßnahmen flussabwärts die Rampe unnötig machte.



J. Drüke

Abb. 20: *Lippe in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen ca. 15 Jahre nach der Renaturierung*

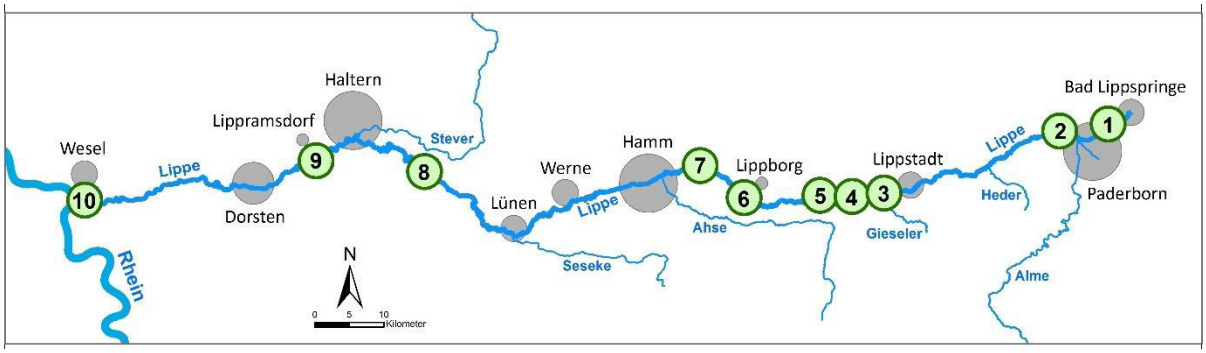


Abb. 21: *Renaturierungsmaßnahmen an der Lippe (Karte: O. Zimball): 1 Tallehof, 2 Lippeseeumflut, 3 Lusebredde-Hellinghauser Mersch, 4 Klostermersch, 5 Westernmersch, 6 Goldsteins Mersch-Disselmersch, 7 LIFE-Projektgebiet Hamm, 8 Haus Vogelsang, 9 HaLiMa-Deichrückverlegung, 10 Mündung*

Im Jahr 2019 waren rund 29 Kilometer der Lippe renaturiert (Abb. 21) oder aus anderen Gründen naturnah, wobei die durchgeführten Maßnahmen sich in Abhängigkeit von den Randbedingungen voneinander unterscheiden (BUNZEL-DRÜKE & STORM 2019):

- Der Wasserverband Obere Lippe renaturierte Fluss und Aue am Tallehof im Kreis Paderborn (Abb. 22). Hier fließt die noch junge Lippe seit 2012 wieder oberflächennah – und nicht mehr tief in die Umgebung eingeschnitten – in großen Windungen durch ihr Tal; vorher war ihr Verlauf schnurgerade und mit Sohlabstürzen wenig naturnah.
- Bei Paderborn-Sande war die Lippe in einen Baggersee eingeleitet worden, was sich als äußerst negativ für den Fluss herausstellte: Er verlor seine Kiesfracht, die ihm dann flussabwärts

fehlte. Außerdem verschlechterte sich die Wasserqualität durch Algenaufkommen und Erwärmung in dem See. Von 2000 bis 2005 baute die Bezirksregierung Arnsberg die fast drei Kilometer lange „Lippeseeumflut". Weil Straßen und Bebauung keinen Raum mehr ließen, musste die Trasse für die Umflut in dem Baggersee aufgeschüttet werden. Trotz dieses scheinbar künstlichen Umbaus gehört die Umflut mittlerweile zu den sehr naturnahen Lippeabschnitten und leistet einen wichtigen Beitrag für die naturnahe Entwicklung der Lippe flussabwärts.

- Im Kreis Soest gelang es, zwischen Lippstadt und Lippborg große Teile der Aue mit Geldern des Landes und der Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege und im Rahmen von Bodenordnungsverfahren des Amtes für Agrarordnung Soest (heute Bezirksregierung Arnsberg) anzukaufen. 1996 begann in der Klostermersch bei Lippstadt die erste umfassende Renaturierung von Fluss und Aue, bei der die Lippe nicht nur entfesselt und verbreitert, sondern auch die Flusssohle wieder angehoben wurde. So wurde der Verbund von Fluss und Aue wiederhergestellt. In den Folgejahren gelang der Bezirksregierung Arnsberg der Umbau weiterer Abschnitte (Goldsteins Mersch, Hellinghauser Mersch, Lusebredde und Westernmersch), ebenfalls mit Einbindung der Aue. Der längste durchgehend renaturierte Abschnitt ist neun Kilometer lang (Bezirksregierung Arnsberg 2010). In der Disselmersch bei Lippborg stellte die ABU auf Flächen der NRW-Stiftung einen naturnahen Wasserhaushalt in der Aue wieder her, mit zahlreichen Gewässern und einem Flutrinnensystem, das bei steigenden Wasserständen Wasser von der Lippe in die Aue führt – eine laterale Vernetzung für aquatische Organismen. Die Auen werden extensiv landwirtschaftlich genutzt oder sind Naturentwicklungsgebiete, in denen Vegetation, Wasser und ganzjährig weidende Taurusrinder und halbwilde Pferde der ABU die Landschaft gestalten.
- Die Stadt Hamm setzte 2005 bis 2015 zwei LIFE-Projekte auf einem 17 Kilometer langen Abschnitt der Lippeaue um. Gemeinsam mit ihren Projektpartnern befreite die Stadt den Fluss von Uferbefestigungen und gestaltete Bereiche der Aue naturnah um, mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung, neuen Gewässern und Auwäldern.
- 2016 bis 2018 führte der Lippeverband auf einem fünf Kilometer langen Flussabschnitt bei Haus Vogelsang im Kreis Recklinghausen Optimierungsmaßnahmen inklusive einer Laufverlängerung der hier ehemals begradigten Lippe und der Anlage einer Ersatzaue durch.
- Die derzeit laufenden Deichrückverlegungen im Bergsenkungsgebiet Haltern-Marl-Lippramsdorf („HaLiMa") auf 4,5 Kilometer dienen vor allem dem Hochwasserschutz; der Lippeverband gestaltet aber auch die heute ausgebaute Lippe und ihre zurückgewonnene Aue naturnah.
- Mit der Umgestaltung der Lippemündung in Wesel auf einer Strecke von 2,5 Kilometern in den Jahren 2009 bis 2014 schuf der Lippeverband eine abwechslungsreiche Auenlandschaft, die wieder häufig überschwemmt wird. Inseln, trockene und flach überströmte Kiesbänke sowie angeschlossene Stillgewässer prägen die neue Aue.

Weitere Renaturierungen sind geplant, zum Beispiel im Kreis Paderborn von der Bezirksregierung Detmold, im Kreis Soest von der Bezirksregierung Arnsberg und im Kreis Unna vom Lippeverband.

Das Bergsenkungsgebiet bei Haltern, Marl und Lippramsdorf („HaLiMa") weist nahe der Lippe nicht so starke Absenkungen auf wie z.B. der Bereich westlich von Hamm. V.a. im oberen Abschnitt der Senkung westlich von Haltern hat das Absacken des Gebietes dazu geführt, dass die Verbindung zwischen Fluss und Aue wiederhergestellt wurde. Zuvor meist trocken liegende Altarme führen wieder dauerhaft Wasser, einige Auenflächen sind ständig flach überstaut, so dass die ehemaligen Verwallungen nun die trockensten Bereiche in der Aue sind. Das Bett der Lippe hat sich oberhalb der Lipp-

ramsdorfer Straße mit Sand aufgefüllt und die Wassertiefe ist großflächig gering, aber abwechslungsreich. Die Lippe und ihre Aue in dem Naturschutzgebiet befinden sich in Folge der moderaten Bergsenkung mittlerweile in einem naturnahen Zustand, der einer Renaturierung ähnlich ist.

Flussabwärts der Lippramsdorfer Straße wächst allmählich eine „Sandfahne“ nach Westen und füllt die hier durch die Bergsenkung noch extrem tiefe Lippe sehr langsam auf (Abb. 23 & 25). In diesem Abschnitt verlegt der Lippeverband derzeit die hohen Deiche nach außen.

Rund 13 % der Lippe werden in der vorliegenden Untersuchung als renaturiert bzw. naturnah eingestuft.



O. Zimball

Abb. 22: *Renaturierte Lippe am Tallehof bei Paderborn fünf Jahre nach Durchführung der Maßnahmen*

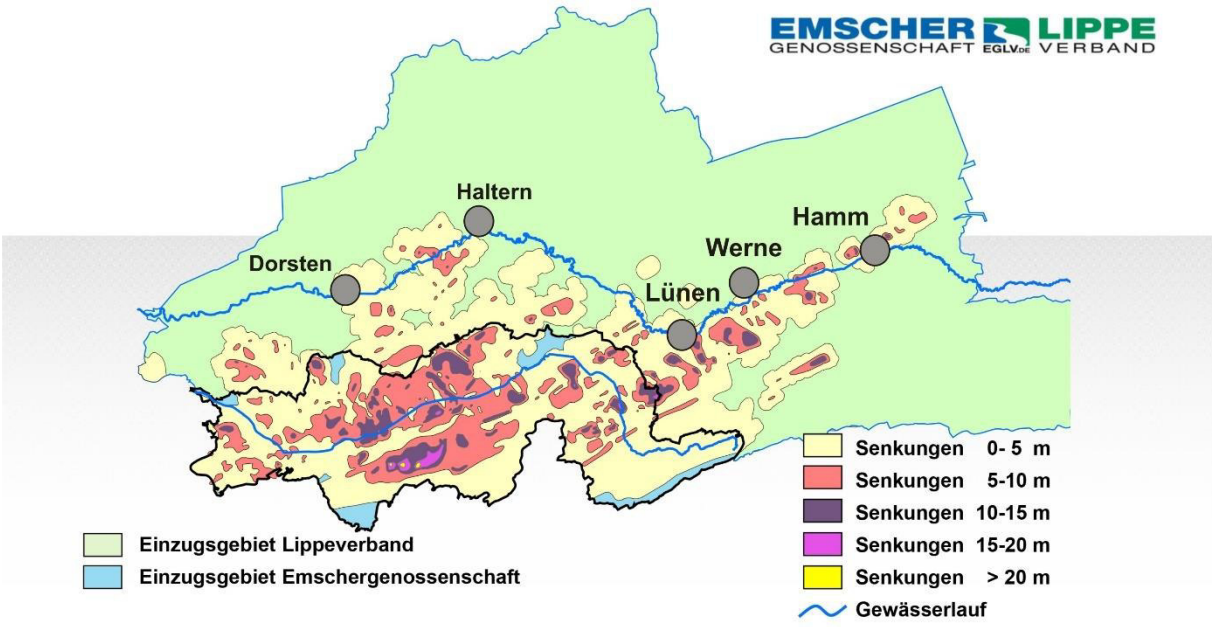


M. Bunzel-Drüke

Abb. 23: *Neu entstandene Sandbank in der frischen Renaturierung bei Haus Vogelsang 2018*

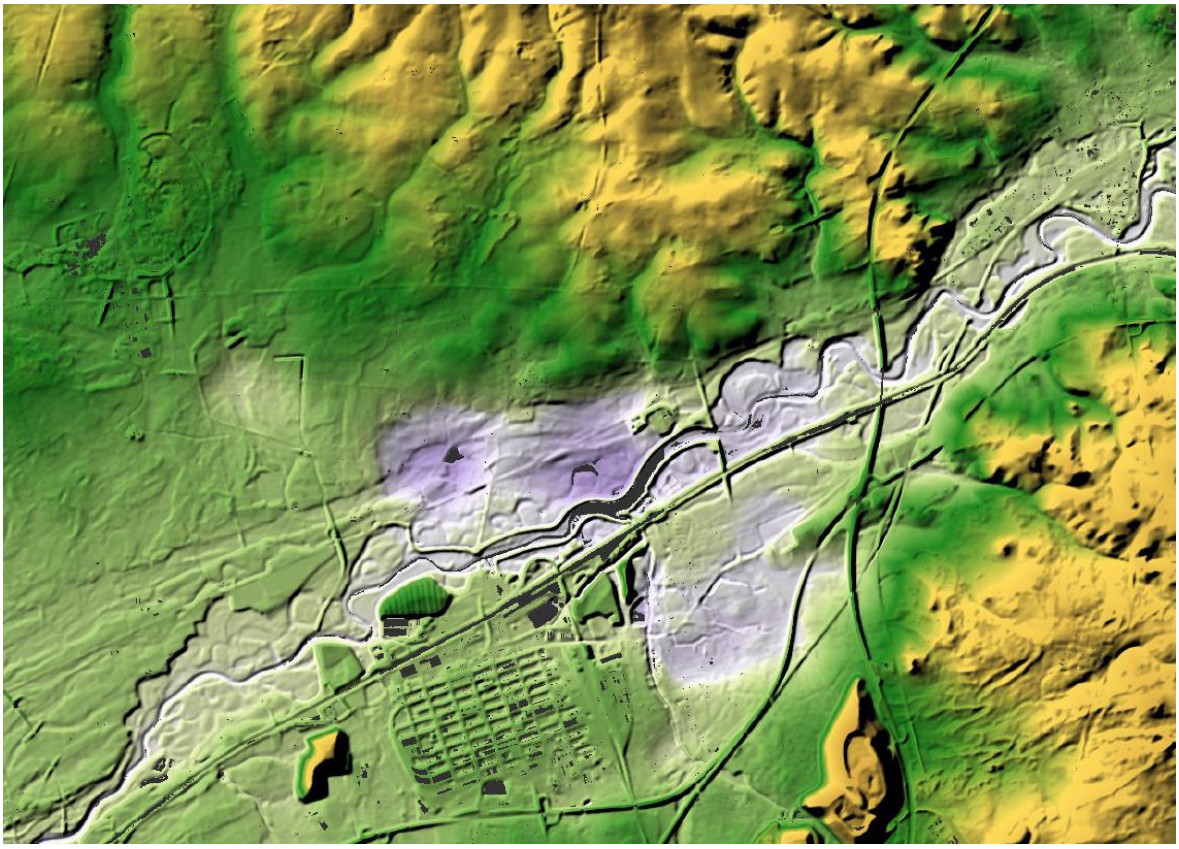
3.6 Bergsenkungen

In drei Abschnitten haben Bergsenkungen des Steinkohleabbaus die Lippeaue abgesenkt (Abb. 24); an einigen Stellen ist der Fluss nun mehrere Meter tief. Westlich von Hamm wurde die Lippe eingedeicht, nachdem sich die Aue in einen See zu verwandeln begann; mit 17 Metern Höhe befinden sich hier die höchsten Flussdeiche Deutschlands. Zwei Bereiche mit moderaten Senkungen (bei Werne im Kreis Unna und bei Lippramsdorf im Kreis Recklinghausen, Abb. 25) können bewirken, dass der eingetiefte Fluss und seine Aue wieder „zusammenfinden“ und naturnahe Landschaften entstehen.



Emschergenossenschaft / Lippeverband

Abb. 24: *Von Bergsenkungen beeinflusste Gebiete an Emscher und Lippe*



M. Leismann

Abb. 25: *Bergsenkungsgebiet „HaLiMa“ südwestlich von Haltern, Höhenstufenmodell aus Laserbefliegungen DGM 1: Die violetten Bereiche liegen besonders tief. In der Mitte des Bildes ist der eingedeichte, tiefe und breite Abschnitt der Lippe bei Marl-Sickingmühle zu sehen, in den sich von Osten die Sandfahne schiebt, die ganz allmählich die unnatürlich tiefe Sohle auffüllt.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 26: *Unnatürlich breite Lippe im Bergsenkungsgebiet bei Marl-Sickingmühle, im Hintergrund links Förderturm*

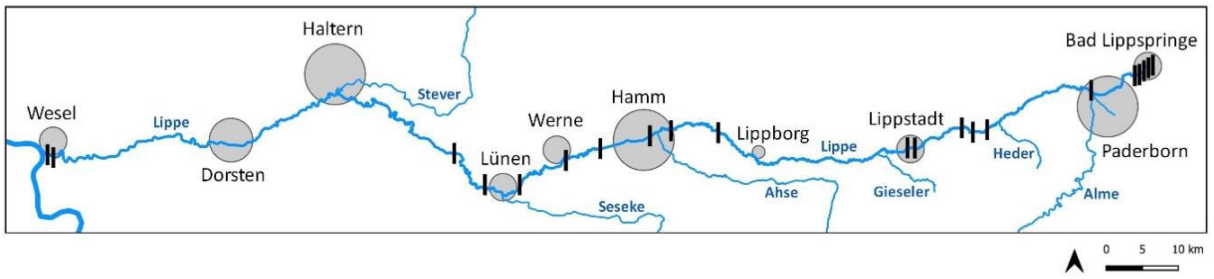
3.7 Querbauwerke und Stauabschnitte

Für einen Fluss ihrer Größe weist die Lippe erstaunlich wenige Querbauwerke auf, die die longitudinalen Wanderungen von Fischen und Rundmäulern behindern. Es handelt sich zwischen der Mündung der Alme in Paderborn-Schloss Neuhaus und der Mündung in den Rhein bei Wesel um 14 Wehre und – nahe der Mündung – zwei Sohlrampen (Abb. 27). Bis auf zwei Wehre, darunter leider das am weitesten flussabwärts liegende, besitzen alle Wehre mehr oder weniger gut funktionierende Aufstiege, aber nur in Lippstadt auch einen Abstieg.

In Bad Lippspringe und Paderborn-Marienloh an der dort noch jungen Lippe befinden sich fünf weitere Hindernisse in Form von kleinen Wehren, Abstürzen und einer Sohlrampe.

Die Querbauwerke stauen insgesamt 59,9 km (27,2 %) der Lippe auf.

Kapitel 6.3 analysiert die Querbauwerke genauer.



O. Zimball

Abb. 27: *Querbauwerke an der Lippe*

3.8 Auengewässer

Von Natur aus lägen in der Lippeaue zahlreiche ständig und zeitweise wasserführenden Gewässer mit und ohne Anbindung an die Lippe, z.B. Altarme, Altwasser, Randsümpfe, Flutrinnensysteme, Blänken, Tümpel oder Biberstaue an kleinen Zuflüssen. Heute sind die meisten dieser Gewässer zugeschüttet oder trockengelegt. Auch von den durch menschliche Eingriffe neu entstandenen Gewässern – etwa durch das Abschneiden von Flussschlingen oder Bergsenkungen – existiert nur noch ein Teil. In einigen Bergsenkungsgebieten blieben zwar Auengewässer erhalten, sind aber durch Deiche von der Lippe getrennt.

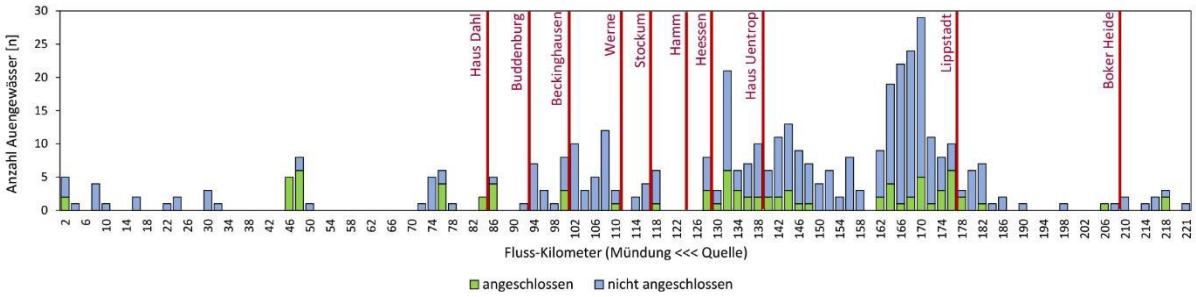


Abb. 28: *Angeschlossene und nicht angeschlossene Stillgewässer im rezenten Überschwemmungsgebiet der Lippe*

Abbildung 28 zeigt die räumliche Verteilung der heute existierenden an die Lippe angeschlossenen und nicht angeschlossenen Stillgewässer im Überschwemmungsgebiet der Lippe. Insgesamt wurden 407 Gewässer registriert. Das Diagramm enthält auch die Position der acht „großen“ Wehre im Mittellauf (s. Kapitel 6.3) sowie die Wehre Burgmühle Lippstadt und Boker Heide als ebenfalls erhebliche Wanderhindernisse.

Am Oberlauf gibt es wenige Stillgewässer, was teilweise natürlich bedingt ist. Die meisten Auengewässer liegen in den renaturierten bzw. im Rahmen der LIFE-Projekte optimierten Auenabschnitten zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen. Im ausgebauten und eingedeichten Abschnitt um Hamm fehlen auf einer Länge von 8 km jegliche Stillgewässer. Zwischen Stockum und Buddenburg im Kreis Unna gibt es wieder einige Auengewässer, die aber überwiegend keine Verbindung zur Lippe aufweisen. Von Buddenburg bis zur Mündung, wo von Natur aus die meisten Auengewässer zu erwarten wären, stellten wir nur 30 Gewässer fest – das sind 7 % der Gesamtzahl der Stillgewässer auf einer Flussstrecke, die 42 % der Gesamtlänge der Lippe ausmacht! Strecken ohne Auengewässer sind hier maximal 12 bzw. sogar 20 km lang (die überwiegend eingedeichte Strecke von Marl bis Dorsten, Fluss-km 34 – 44, bzw. die Halterner Sande von Ahsen bis Haltern, Fluss-km 52 - 70). Strecken mit wenigen zusammen liegenden Auengewässern sind der Abschnitt flussaufwärts der Klippen bei Haus Vogelsang (Fluss-km 72 – 78), dessen Renaturierung 2019 fertiggestellt wurde und das Bergsenkungsgebiet HaLiMa (Fluss-km 46 – 50).

4 Material und Methode

4.1 Verbreitung und Abundanz: Heutige und historische Situation

4.1.1 Standardisierte Elektrobefischungen in Lippe und Auengewässern 2017 & 2018

Auftreten und Abundanz der Fisch- und Rundmaularten werden meist mit Hilfe der Elektrofischerei ermittelt. Da die tatsächliche Abundanz nur mit sehr großem Aufwand festzustellen ist, wird statt ihrer üblicherweise ein CPUE-Wert verwendet. CPUE bedeutet „Catch per unit (of) effort“, das ist die Fischmenge (in Anzahl oder Gewicht), die mit einer Standardeinheit (oder mit einer definierten Einheit) von Befischungsaufwand gefangen wird (z.B. Anzahl Fische pro 100 m Flusslauf nach einer festgelegten Anzahl von Elektrofischerei-Durchgängen an den Ufern und in der Mitte; nach RICKER 1975, FAO 1998).

Als Befischungsart wurde der Streckenbefischung gegenüber der Point-Abundance-Befischung der Vorzug gegeben, weil damit eine direkte Vergleichbarkeit mit anderen Daten gegeben ist – in Nordrhein-Westfalen wird bei Bestandsaufnahmen meist die Streckenbefischung eingesetzt. Beide Methoden liefern ähnliche Ergebnisse zu Artenvorkommen, relativer Artenzusammensetzung und Altersstruktur (z.B. JANÁČ & JURAJDA 2007).

Eine große Bedeutung kommt der Auswahl der Probestrecken zu. Je größer und vielfältiger strukturiert ein Gewässer ist, desto stärker treten Effekte wie Konzentrationen von Arten an bestimmten Stellen und Fehlen an anderen in Erscheinung. Die insgesamt befischte Strecke sollte daher im Verhältnis zur Länge des Flusses möglichst groß sein. Eine gleiche Verteilung ist dabei entweder durch viele kürzere oder weniger längere Probestrecken zu erreichen.

Das Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW) verwendet bei Fischbestandsaufnahmen in der Lippe für die Wasserrahmenrichtlinie überwiegend 400 m lange Probestrecken; dies ergibt pro Strecke meist eine Gesamtzahl gefangener Individuen, die oft (aber nicht immer) über dem liegt, was das fischbasierte Bewertungssystem (fiBS, DUßLING 2009) als Minimum vorgibt, nämlich das Dreißigfache der Artenzahl der Referenz-Fischzönose. In der mittleren und unteren Lippe mit drei verschiedenen Referenz-Zönosen (NZO & IfÖ 2007) entspricht dies 900 bis 1.020 Individuen.

In der vorliegenden Untersuchung entschieden wir uns für eine Probestreckenlänge von 200 m, um mehr unterschiedliche Strecken befischen zu können. Wenn die Individuenzahl für die Berechnung der fiBS-Bewertung nicht ausreicht, können benachbarte Probestrecken gepoolt werden, was fiBS ausdrücklich erlaubt. Durch Synergien mit dem LANUV, das im gleichen Zeitraum die Befischungen für die WRRL durchzuführen hatte, ergab sich, dass eine der Probestrecken 400 m lang war.

Eine weitere Vorgabe der Mindestlänge einer Bootsbefischung beider Ufer für fiBS gibt DUßLING (2009) als das Fünfzigfache der durchschnittlichen Gewässerbreite an; im Falle einer Wasserspiegelbreite von 30 m wären das also 1.500 m. Diese Vorgabe erfüllen weder die vom LANUV noch von der vorliegenden Untersuchung verwendeten Streckenlängen, aber nach DUßLING (2007) hat der Nachweis der Mindestindividuenzahl Vorrang vor der zu befischenden Mindeststrecke.

Die Auswahl der Probestrecken (Tab. 2) erfolgte entsprechend der nachstehend aufgeführten Kriterien:

- durchschnittlicher Abstand zwischen zwei Probestrecken ca. 3 km (tatsächlicher Mittelwert 2,7 km),
- Anzahl frei fließender und eingestauter Strecken etwa entsprechend ihrer Häufigkeit in den verschiedenen Flussabschnitten,

- Anzahl ausgebauter, entfesselter und naturnaher Probestrecken in ähnlicher Größenordnung wie ihre Häufigkeit in den verschiedenen Flussabschnitten bei leichter Bevorzugung naturnaher Strecken,
- Berücksichtigung „besonderer" Strukturen wie Mergelbänke oder Strecken in der Innenstadt.

Tab. 2: *Längen und Anteile ausgebauter, entfesselter und naturnaher (renaturierter) Abschnitte der Lippe und Aufteilung dieser Habitateigenschaften in den Probestrecken. Als entfesselt gilt eine Lippestrecke, wenn die Befestigungen an mindestens einem Ufer entnommen wurden, während eine entfesselte Probestrecke an mindestens einem Ufer einen entfesselten Abschnitt aufweist, der u.U. auch kürzer als die Gesamtlänge der Probestrecke sein kann.*

Habitat-eigenschaft	Lippe		Probestrecken	
	Länge [km]	Anteil [%]	Länge [km]	Anteil [%]
ausgebaut	145,68	66,1	8,53	48,9
entfesselt	45,40	20,6	4,32	24,8
naturnah	29,32	13,3	4,58	26,3
	220,40	100,0	17,43	100,0

20 zusätzliche Probestrecken zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg mit Längen zwischen 130 und 200 m, von denen einige jährlich seit 1993 befischt werden, konnten in die vorliegende Untersuchung integriert werden. Es handelt sich um eine Langzeitstudie im Rahmen eines von der Bezirksregierung Arnsberg und dem Kreis Soest finanzierten Monitorings der Lippe-Renaturierungsmaßnahmen im Kreis Soest (ABU 1994-2020). Da die Monitoringstrecken überwiegend 150 m lang sind und einige wesentlich näher zusammenliegen als 3 km, wurden diese Strecken für die Auswertung teilweise zusammengefasst, so dass die 20 Monitoring-Probestrecken wie acht Strecken der vorliegenden Untersuchung behandelt werden.

Karten oder GPS-Geräte kamen zum Einsatz, um die ausgewählten Probestrecken im Feld zu finden. Ihre Länge (in Flussmitte) wurde mit GPS oder Bandmaß bestimmt; geringfügige Abweichungen der Länge (z.B. durch das Ausmessen einer Strecke am Ufer statt in der Mitte) wurden bei der Bestimmung der CPUE-Werte (Individuen pro 100 m Fluss) berücksichtigt.

Damit alle Befischungen in einem kurzen Zeitraum durchführbar waren, arbeiteten drei Hauptteams gleichzeitig; zusätzlich befischten drei weitere Teams jeweils ein bis zwei Probestrecken.

Die Verteilung der Probestrecken auf die Teams erfolgte aus methodischen Gründen randomisiert, so dass jedes Team meist zwei aufeinander folgende Strecken bearbeitete und die flussaufwärts und flussabwärts folgenden zwei Strecken jeweils an eins der anderen Teams vergeben waren.

Verschiebungen in der Zahl und Lage der Probestrecken von 2017 zu 2018 kamen durch folgende Besonderheiten zustande:

- Probestrecke Nr. 24 unterhalb des Wehrs Hamm konnte 2018 nicht bearbeitet werden, weil in die Lippe übergeleitetes Wasser aus dem Westdeutschen Kanalnetz die Lippe an dieser Stelle im September und Oktober durchgehend milchweiß färbte, so dass von einer Befischung abgesehen wurde. An der flussabwärts folgenden, ca. 3 km entfernt liegenden Probestrecke war eine Befischung im dort noch leicht getrübten Wasser möglich.
- Statt Probestrecke Nr. 24 (s.o.) wurde 2018 eine neue Strecke (Nr. 30a) direkt flussabwärts der Grubenwassereinleitung von Haus Aden bei Lünen befischt.

- Als Ersatz für die geplante Befischung eines Stillgewässers, die wegen des extrem niedrigen Wasserstands 2018 nicht stattfinden konnte, wurde eine weitere Lippestrecke bei Flaesheim (Nr. 43a) untersucht.
- 2018 konnten zwei zusätzliche Probestrecken in das Projekt integriert werden (Nr. 38a und Nr. 49a), die eines der Befischungsteams im Auftrag des Lippeverbands für eine andere Untersuchung (BUNZEL-DRÜKE 2019) mit derselben Methode befischte; der Lippeverband gestattete freundlicherweise die Verwendung der Daten.
- Die Probestrecke Nr. 39 lag 2017 komplett auf den „Mergelklippen“ bei Haus Vogelsang. U.a. wegen des niedrigen Wasserstands 2018 wurde die Strecke soweit flussabwärts verschoben, dass nur noch 50 m auf den Felsen und 150 m in der unterhalb anschließenden Strecke auf Sand- und Feinkiessohle lagen.
- Das LANUV NRW führte 2017 drei und 2018 weitere drei Befischungen von 400 m langen Lippestrecken durch und stellte die Ergebnisse für die Auswertung zur Verfügung.

Die Länge der insgesamt befischten Strecken betrug 2017 17,04 km und 2018 17,82 km, das sind 7,7 bzw. 8,1 % der 220,4 km langen Lippe (www.elwasweb.nrw.de).

Tabelle 3 enthält die Daten der insgesamt 81 Probestrecken, von denen im Jahr 2017 75 und im Jahr 2018 78 befischt wurden.

Die Nummerierung der Probestrecken ist nur bedingt fortlaufend, weil die zuerst festgelegten Nummern nicht durch die Aufnahme neuer Probestrecken verändert werden und die Nummern der LANUV-Probestrecken beibehalten werden sollten.

Weil die obersten drei Probestrecken (Nr. 0, 1, 2) zu flach waren, um eine Bootsbefischung zu erlauben, wateten hier jeweils zwei Elektrofischer mit tragbaren Impulsstromgeräten des Typs „DEKA 3000“ gegen die Strömung. Eine dritte Person zog ein kleines Boot mit einer Wanne für die kurzzeitige Hälterung der gefangenen Fische.

Alle anderen Probestrecken wurden mit Gleichstromgeräten der Typen „EFKO FEG 8.000“, „Grassl EL-65II“, „EFGI-4.000“ und „DEKA 8.000“ vom Boot aus befischt, und zwar getrennt jedes Ufer flussaufwärts und eine pro Probestrecke festgelegte Anzahl von Bahnen in der Flussmitte abwärts. Bis 25 m Wasserspiegelbreite wurde eine Mittenbahn befischt, bei 26 - 45 m waren es zwei Mittenbahnen, bei 46 - 65 m drei Mittenbahnen und über 65 m vier Mittenbahnen (nur eine Probestrecke).

Bei der Untersuchung der 20 Probestrecken im Rahmen des Lippeauen-Monitorings (s.o.) wird seit 1993 eine so genannte „Doppelbefischung“ eingesetzt, d.h. Ufer und Flussmitte dieser Probestrecken werden so befischt wie in der vorliegenden Untersuchung, aber mit jeweils zwei Durchgängen pro Ufer und jeder Mittenbahn, also jeweils abwärts und aufwärts. Damit die Ergebnisse vergleichbar sind, wurden von den Monitoringbefischungen nur die Durchgänge gewertet, die der Methode des hier dargestellten Projektes entsprechen.

Tab. 3: *Daten der insgesamt 81 Probestrecken der Elektrobefischungen in der Lippe 2017 & 2018; hellblaue Füllung markiert die Nachtbefischungen; *Probestrecke aus 2 – 3 kürzeren Strecken des Lippeauen-Monitorings (ABU 1994-2020) zusammengefasst (14a enthält die Strecken L 9, L 14a, L 10; 14b: L 15, L 16a, L 11a; 14c: L 17, L 1, L 2; 14d: L 3, L 4; 14e: L 5a, L 19a; 14f: L 6, L 18; 14g: L 20, L 12, L 13; 15a: L 7, L 8*

Fischgew.-typ	Nr.	Abkürzung	Ausbau-zustand	Koordinaten		Fluss-km	Länge [m]		Datum Tag-Befischung		Befischungs-team
				ETRS 89-e	ETRS 89-e		2017	2018	2017	2018	
Forellentyp	0	0 Lippspringe	ausgebaut	487330	5736532	220,05	200	200	12.09.	20.08.	ABU
	1	1 Marienloh	naturnah	485173	5735606	216,70	200	200	12.09.	20.08.	ABU
	2	2 Tallehof	naturnah	484087	5734361	214,60	195	200	12.09.	20.08.	ABU
Äschentyp (Kies)	3	3 Neuhaus	ausgebaut	480097	5733019	209,35	200	200	12.10.	13.09.	Limnoplan
	4	4 Lippesee	naturnah	477842	5733580	206,30	200	200	12.10.	13.09.	Limnoplan
	5	5 Sande	ausgebaut	475703	5733810	203,65	200	200	13.09.	06.09.	NZO
	6	6 Anreppen	ausgebaut	472827	5732555	199,95	200	200	13.09.	06.09.	NZO
	7	7 Boke	ausgebaut	468420	5730025	193,90	200	200	12.10.	01.10.	Limnoplan
	8	8 Hedermdg	entfesselt	467554	5729437	192,80	200	200	13.10.	01.10.	Limnoplan
	9	9 o Wehr V	entfesselt	465489	5728103	189,70	200	200	13.10.	14.09.	Limnoplan
	10	10 u Wehr IV	ausgebaut	463242	5727558	186,70	195	205	16.09.	22.08.	ABU
	11	11 Hörste	ausgebaut	460324	5727966	182,70	200	200	13.10.	11.09.	Limnoplan
	12	12 Esbeck	ausgebaut	459066	5726819	180,55	200	200	13.10.	11.09.	Limnoplan
	13	13 Lipperode	ausgebaut	456860	5726300	178,00	200	200	14.09.	11.09.	NZO
Barbentyp (Sand) oben	14	14 Lippstadt	ausgebaut	454603	5725333	175,00	195	200	16.09.	22.08.	ABU
	14a *	14a Lusebredde	naturnah	453213+452712+452048	5724783+5724718+5724776	172,60	170+140+150	170+140+150	02./06.09.	27./29.08.	ABU
	14b *	14b Hell. Mersch	naturnah	4506482+450147+449747	5725007+5724510+5724136	169,00	155+165+150	155+165+150	06.-08.09.	30.08.-25.09.	ABU
	14c *	14c Klostermersch	naturnah	448275+446983+446720	5723558+5723705+5723597	165,00	150+130+150	150+130+150	03.-14.09.	23.08.-04.09.	ABU
	14d *	14d Klostermersch	naturnah	446301+446097	5723678+5723376	163,95	180+175	180+175	05./28.09.	04.09./12.10.	ABU
	14e *	14e Eickelborn	naturnah	445479+444510	5723534+5723756	162,40	195+150	195+150	24./27.09.	06.09.	ABU
	14f *	14f Uelentrup	ausgebaut	442953+442637	5723801+5723803	160,00	155+170	155+170	22.09.	31.08.	ABU
	14g *	14g Herzfeld	ausgebaut	441168+439963+438901	5723506+5723898+5723622	156,20	130+155+150	130+155+150	13.09.	24.08./05.09.	ABU
	15	15 Kesseler	ausgebaut	436338	5723323	151,80	200	200	25.10.	02.10.	Limnoplan
	15a *	15a Gold. Mersch	naturnah	433617+433334	5723535+5723789	148,00	150+145	150+145	19.09.	05.10.	ABU
	lip-08-63	08-63 Lippborg	ausgebaut	433536	5723814	147,60	300	-	07.10.	-	LANUV
	16	16 Disselmersch	entfesselt	432424	5724465	145,65	200	200	25.10.	02.10.	Limnoplan
	17	17 Hangfort	entfesselt	431520	5724756	144,20	200	200	19.09.	27.09.	NZO
	18	18 Schmehausen	entfesselt	428562	5727260	139,20	200	200	20.09.	26.09.	NZO
Barbentyp (Sand) Mitte	19	19 Uentrop	entfesselt	427154	5728206	137,10	200	200	03.10.	14.09.	Kuss
	lip-03-15	03-15 Dolberg	entfesselt	426068	5728579	135,17	400	400	07.10.	02.10.	LANUV
	20	20 Dolberg	naturnah	425847	5728513	135,15	215	215	18.10.	10.09.	ABU
	21	21 Oberwerries	entfesselt	423712	5728845	131,75	200	200	18.10.	10.09.	Limnoplan
	22	22 Heessen o	entfesselt	421021	5728000	128,25	200	200	24.09.	17.09.	Kuss
	23	23 Heessen u	ausgebaut	420156	5727956	127,20	200	200	25.09.	27.09.	NZO
	24	24 Hamm	ausgebaut	418283	5726785	124,90	200	-	25.09.	-	NZO
	25	25 Radbod	ausgebaut	413941	5725843	120,30	200	200	25.09.	28.09.	NZO
	26	26 Gerstein	ausgebaut	411663	5725224	117,90	205	205	02.10.	11.09.	ABU
	27	27 Stockum	ausgebaut	410327	5725029	116,30	215	215	15.10.	11.09.	ABU
	lip-03-55	03-55 Sandboch	ausgebaut	407437	5724008	111,70	-	400	-	15.10.	LANUV
	28	28 Rünthe	ausgebaut	406456	5723431	110,15	200	200	02.10.	15.10.	Limnoplan
	29	29 Werne	ausgebaut	404794	5722575	107,70	200	200	02.10.	15.10.	Limnoplan
	30	30 Heil	entfesselt	402948	5721807	104,70	200	200	27.10.	16.10.	NZO
	30a	30a Hs Aden	ausgebaut	400443	5719933	99,80	-	200	-	12.10.	NZO
Barbentyp (Sand) unten	31	31 Beckinghausen	ausgebaut	400209	5719439	99,05	200	200	26.08.	08.09.	Prill
	lip-03-57	03-57 Lünen	ausgebaut	397564	5719333	95,95	400	-	07.10.	-	LANUV
	32	32 Lünen	ausgebaut	397564	5719333	95,95	400	400	27.09.	01.10.	NZO
	33	33 Flugplatz	naturnah	396265	5719626	94,15	200	200	27.09.	01.10.	NZO
	34	34 Alstedde	entfesselt	394087	5720273	90,60	200	200	27.10.	23.10.	Limnoplan
	35	35 Horst	naturnah	393129	5722143	87,40	200	200	27.10.	23.10.	Limnoplan
	36	36 Hs Dahl	ausgebaut	391950	5724542	83,50	200	200	28.09.	02.10.	NZO
	lip-02-51	02-51 Dahler Hlz	entfesselt	389814	5725046	81,10	-	400	-	23.10.	LANUV
	37	37 Vinnum	ausgebaut	388771	5725500	80,00	200	200	28.09.	02.10.	NZO
	38	38 Rauschenburg	ausgebaut	386639	5726701	77,20	195	200	21.09.	17.09.	ABU
	38a	38a Klip Rausch	ausgebaut	386345	5727011	76,85	-	200	-	17.09.	ABU
	39	39 Klippen Vogel	naturnah	384848 / 384663	5728600 / 5728646	72,05	195	210	25.09.	18.09.	ABU
	39a	39a Hs Vogelsang	naturnah	384236	5729177	71,20	200	200	25.09.	18.09.	ABU
	40	40 Ahsen	ausgebaut	383085	5729466	69,80	200	200	26.10.	17.10.	Limnoplan
	41	41 Leven	entfesselt	382571	5730163	67,10	200	200	26.10.	17.10.	Limnoplan
	42	42 Hullern	ausgebaut	380318	5732075	63,70	200	200	26.09.	08.10.	ABU
	43	43 Flaesheim	entfesselt	379557	5731204	61,70	205	205	26.09.	08.10.	ABU
	43a	43a Flaesheim	ausgebaut	379500	5731160	61,45	-	200	-	02.11.	Limnoplan
"Brassentyp" Sand	44	44 Bossendorf	entfesselt	375095	5732797	54,50	200	200	26.09.	10.10.	NZO
	45a	45a Haltern	ausgebaut	372557	5731438	50,45	100	100	26.09.	10.10.	NZO
	45b	45b Haltern	entfesselt	372539	5731335	50,35	100	100	26.09.	10.10.	NZO
	46	46 HaLiMa	naturnah	370888	5730672	47,80	195	200	03.10.	20.09.	ABU
	47	47 Sickingmühle	ausgebaut	369495	5729773	46,00	175	200	03.10.	20.09.	ABU
	48	48 Industriepark	ausgebaut	366825	5728422	42,20	200	200	26.10.	06.09.	Limnoplan
	49	49 Marl	ausgebaut	363987	5726637	38,40	200	200	26.10.	06.09.	Limnoplan
	49a	49a Papensteine	ausgebaut	363744	5726384	38,05	-	200	-	09.10.	ABU
	50	50 Dorsten	ausgebaut	358381	5725937	32,30	200	200	29.09.	11.10.	NZO
	51	51 Holsterhausen	entfesselt	357488	5726221	31,35	200	200	29.09.	11.10.	NZO
"Brassentyp" Kies	52	52 Östrich	ausgebaut	352125	5726946	27,90	200	200	20.10.	05.09.	Limnoplan
	53	53 Gahlen	ausgebaut	352222	5726951	23,40	200	200	20.10.	05.09.	Limnoplan
	54	54 Stegerfeld	naturnah	349234	5726413	20,15	210	210	20.09.	13.09.	ABU
	55	55 Lipperhof	entfesselt	346347	5725512	16,80	220	220	21.09.	13.09.	ABU
	56	56 Krudenburg	ausgebaut	344604	5724268	14,35	215	215	21.09.	14.09.	ABU
	57	57 Schwarzenstein	entfesselt	341197	5724033	10,50	200	200	19.10.	15.10.	NZO
	58	58 Welmen	ausgebaut	339400	5724027	8,15	200	200	19.10.	15.10.	NZO
	59	59 Friedrichsfeld	entfesselt	337198	5723819	4,90	200	200	30.10.	10.09.	Limnoplan
	60	60 Wesel	entfesselt	336701	5724552	3,10	200	200	27.10.	29.08.	LFV
	61	61 Mündung	naturnah	335088	5724130	1,15	200	200	11.10.	03.09.	LFV

An wenigen Probestrecken waren Teile der Wasserfläche nicht vom Boot aus zu erreichen. Diese Flächen wurden watend entweder mit dem Anodenkescher des stationären Gleichstromgerätes oder mit einem tragbaren Impulsstromgerät befischt, z.B. Teile der Mergelklippen bei Haus Vogelsang (Nr. 39) oder bei niedrigem Wasserstand im Jahr 2018 der flache „Kanal“ zwischen einer Kiesinsel in der Lippe und dem Ufer bei Hünxe-Stegerfeld (Nr. 54).

Eine Standardisierung der Teams hinsichtlich des Ablaufs der Befischungen erfolgte zum einen in Vorbereitungsbesprechungen und zum anderen durch mehrfache Teilnahme der Projektleitung an Befischungen der verschiedenen Teams.

2017 war der Abfluss der Lippe in der Befischungssaison deutlich höher als 2018; Regenfälle Anfang Oktober 2017 erforderten in einigen Lippeabschnitten eine Unterbrechung der Untersuchungen. Ausgeprägte Trockenheit sorgte 2018 dagegen für sehr niedrige Wasserstände; einige für eine Untersuchung vorgesehene Stilgewässer fielen trocken.

Bei den meisten Befischungen wurde die Leitfähigkeit der Lippe gemessen. Abbildung 29 zeigt die Ergebnisse.

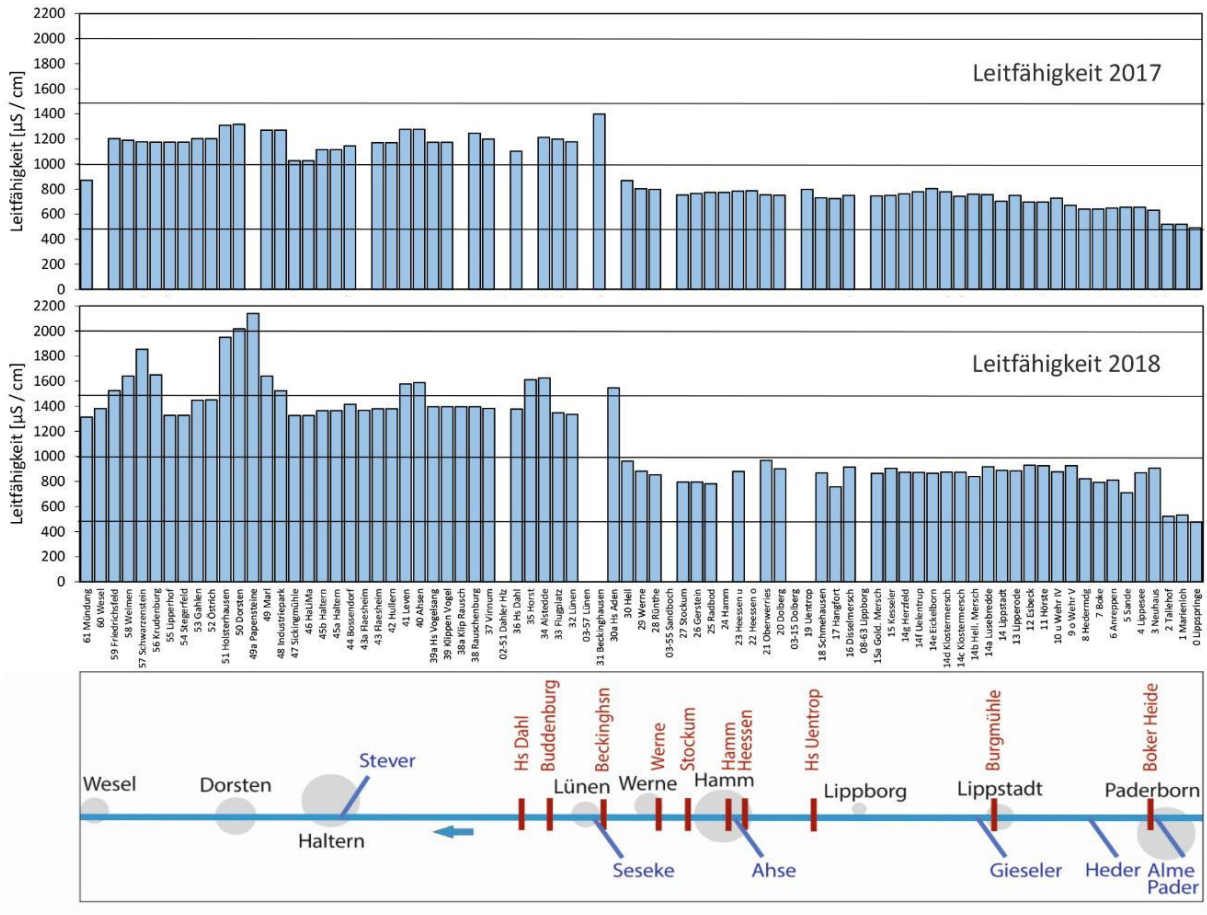


Abb. 29: *Leitfähigkeit der Lippe während der Befischungen 2017 und 2018*

Nachtbefischungen

Elektrobefischungen werden gewöhnlich am Tage durchgeführt, wobei standardisierte Methoden ermöglichen, die Ergebnisse verschiedener Probestellen oder gar Gewässer miteinander vergleichen zu können. Zusätzliche Befischungen nach Einbruch der Dunkelheit können einen Einblick in die Fehlerbehaftung dieser Elektrobefischungen geben, da sich in der Nacht oft ein variierendes Arten- und auch Größenspektrum zeigt. Dies hängt mit den unterschiedlichen Aktivitätsmustern verschiedener Arten und der damit einhergehenden Fängigkeit zusammen. Nachtaktive Arten, die sich tagsüber in tiefere Gewässerbereiche zurückziehen, können so in den Standardbefischungen unterrepräsentiert sein. Daher wurden an einigen ausgewählten Strecken der Befischungspunkte in der Lippe Elektrobefischungen während der Dunkelheit durchgeführt, um die Abundanzen nachtaktiver Arten besser faktorisieren zu können.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 30: *Nachtbefischung in der Lippe bei Ahlen-Dolberg*

Jeweils zehn Strecken pro Befischungsjahr wurden nach Einbruch der Dunkelheit elektrisch befischt. Die Strecken umfassten sowohl ausgebaute als auch naturnahe Abschnitte. Dabei wurden die Strecken erst nach der Durchführung der Tagbefischungen ausgewählt, um ein gefahrloses Arbeiten zu garantieren. Die Nachtstrecken waren mit Strecken der Tagbefischungen identisch und wurden jeweils von demselben Team wie am Tage erfasst und zeitnah zu den Tagbeprobungen befischt, mit maximal fünf Tagen Differenz. Methodisch wurden die Befischungen genauso wie auch bei Helligkeit durchgeführt, mit der einzigen Ausnahme, dass in der Nacht zusätzlich Beleuchtungsmittel am Boot angebracht waren, um die betäubten Fische im Wasser erkennen zu können (Abb. 30). Start der Befischungen war gegen Ende der zivilen Dämmerung, wenn kein Lesen im Freien ohne Beleuchtung mehr möglich war.

Folgende Probestrecken wurden im Jahr 2017 zusätzlich nachts befischt: Probestrecke 5, 20, 24, 34, 39a, 46, 52, 53, 56 und 58 (vgl. Tab. 3). Im darauffolgenden Jahr wurden bewusst andere Probestrecken gewählt, deren Verteilung sich aber wie auch im Vorjahr über den gesamten Verlauf der Lippe

erstreckte. 2018 wurden die Strecken 6, 14b, 14h, 21, 25, 26, 28, 40, 47 und 51 während der Dunkelheit befischt.

Befischung Stillgewässer

Als zu befischende Stillgewässer wurden nur solche ausgewählt, die zumindest bei Hochwasser die Chance haben, mit der Lippe in Verbindung zu treten, also keine Gewässer z.B. jenseits der Deiche in Bergsenkungsgebieten. Wenn es Alternativen gab, wurden größere Gewässer gegenüber kleinen und solche mit Anschluss an die Lippe wie Altarme oder Flutrinnensysteme gegenüber isolierten Gewässern bevorzugt. Lange Lippeabschnitte weisen allerdings keine oder nur extrem wenige Auengewässer auf, z.B. der begradigte und eingedeichte Abschnitt im Westen von Hamm oder der Unterlauf der Lippe ab Dorsten.

Zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg konnten Ergebnisse zusätzlicher Befischungen von Auengewässern aus dem Monitoringprojekt der Bezirksregierung Arnsberg verwendet werden.

Die Stillgewässer wurden entsprechend der örtlichen Gegebenheiten vom Boot aus oder watend mit den oben genannten Gleichstrom- oder Impulsstromgeräten befischt; die Untersuchungszeit wurde jeweils notiert. Als CPUE-Wert dient die Zahl der pro 10 Minuten gefangenen Fische. Eine Relation zur befischten Fläche war bei vielen Stillgewässern nicht sinnvoll, da Sonderstrukturen (z.B. Totholz bis hin zu ganzen Bäumen) und die variierenden Tiefen einen eindeutigen Flächenbezug erschweren.

In beiden Jahren zusammen wurden insgesamt 102 Stillgewässer untersucht. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Daten der Gewässer. Die Anbindung an die Lippe wurde wie folgt festgelegt:

- Ständige Verbindung: Fische können auch bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ) zwischen der Lippe und dem Stillgewässer hin und her wechseln; das Gewässer ist also eine Bucht oder ein angeschlossener Altarm o.ä.
- Häufige Verbindung: Zur Zeit der Befischung ist das Gewässer nicht mit der Lippe verbunden, aber bei höheren Wasserständen kommt eine Anbindung an die Lippe häufig vor, z.B. weil das Gewässer in einer Flutrinne liegt.
- Seltene Verbindung: Gewässer liegt in einem Auenabschnitt, der nicht durch eine Verwallung von der Lippe getrennt ist. Eine Verbindung zwischen Fluss und Stillgewässer kann bei Hochwasser entstehen.
- Sehr seltene Verbindung: Nur große Hochwasser können eine Verbindung zwischen dem Gewässer und der Lippe herstellen, entweder weil Fluss und Aue durch Verwallungen getrennt sind oder weil die ursprüngliche Hochwasserdynamik durch Sohleintiefung der Lippe nicht mehr besteht oder das Gewässer sehr hoch am Terrassenrand liegt.

Für jedes Gewässer ist seine Lage außer durch Koordinaten auch als Lippe-Fluss-Kilometer angegeben. Da die Lippe noch heute ausgeprägte Schlingen hat, ist die Zuordnung v.a. der weiter vom Fluss entfernt gelegenen Stillgewässer manchmal etwas willkürlich. Die Alternative, statt Fluss-Kilometer Tal-Kilometer zu verwenden, wurde wegen des erheblichen Aufwands und der geringen Anschaulichkeit verworfen.

2018 wurden überwiegend dieselben Auengewässer befischt wie 2017, nur einige z.B. wegen geringer Fischbestände oder Austrocknung ausgewechselt.



LFV

Abb. 31: *Ein Stillgewässer des Komplexes S17a im Sommer 2018: verblieben sind kleine Tümpel.*



LFV

Abb 32: *Luftaufnahme der renaturieten Lippemündung (rechts oben) und der renaturierten Auenbereiche (links), Stillgewässer S32*

Tab. 4: *Daten der insgesamt 102 befischten Stillgewässer in der Lippeaue 2017 & 2018*

Fischgew. typ	Nr.	Name bzw. Ortsbezeichnung	Verbindung zur Lippe	Koordinaten		Fluss-km	Datum Befischung		Befischungs-team
				ETRS 89-e	ETRS 89-n		2017	2018	
Forelle	S 1 a	Teich Tallehof	häufig	484056	5734161	214,4	12.09.	20.08.	ABU
	S 1 b	Blänke Tallehof	häufig	484076	5734221	214,3	12.09.	-	ABU
Äsche	S 2	Ablauf des Lippesees	ständig	476537	5733884	204,7	18.09.	07.09.	NZO
	S 3 a	Altarm Esbeck oberhalb ehem. Wehr	sehr selten	459009	5726710	180,4	-	13.09.	Limnoplan
	S 3 b	Altarm Esbeck unterhalb ehem. Wehr	ständig	459009	5726710	180,4	25.10.	13.09.	Limnoplan
	S 4	Burgruine Lipperode	häufig	456884	5726409	178,2	14.09.	11.09.	NZO
Barbentyp (Sand) oben	S 4a	Teich am Hülshoff Lippstadt	sehr selten	455416	5725719	175,8	-	29.08.	ABU
	S 5	Grüner Winkel Lippstadt	ständig	455092	5725365	175,2	15.09.	01.09.	NZO
	L 14b	neuer Arm am Toten Arm	ständig	452643	5734161	172,6	02.09.	27.08.	ABU
	HM 6	"Ententeich" Krumme Wende	selten	451114	5724902	170,1	13.07.	24.07.	ABU
	HM 42	Aussichtshügel Pastorat	selten	451116	5724488	169,9	13.07.	19.07.	ABU
	HM 1	Pastors Kuhle Hellinghauser Mersch	selten	450825	5724687	169,8	13.07.	-	ABU
	HM Mergel	"Mergelaltarm" Hellinghausen	ständig	448600	5723462	169,6	06.09.	30.08.	ABU
	HM 2	Jägerteich Hellinghauser Mersch	sehr selten	450555	5724630	169,4	-	24.07.	ABU
	L 16b	neuer Arm Gieselermündung	ständig	450159	5724608	168,9	07.09.	03.09.	ABU
	HM A 6	Pumpteich Nordseite Hell. Mersch	häufig	449835	5724486	168,7	-	19.07.	ABU
	L 11b1	neuer Arm Sötling	ständig	449748	5724313	168,6	08.09.	25.09.	ABU
	L 11b2	neues Altwasser Sötling	häufig	449668	5724237	168,4	08.09.	25.09.	ABU
	HM 22	Aussichtshügel Anglerweg	selten	449423	5723638	167,9	01.08.	25.07.	ABU
	HM 29 Ost	Dünenteich Nordost Ostteil	selten	449526	5723907	168,1	-	19.07.	ABU
	HM 29 West	Dünenteich Nordost Westteil	selten	449436	5723883	168,0	-	19.07.	ABU
	HM 29	Dünenteich Nordost Gesamt	selten	449498	5723891	168,0	01.08.	-	ABU
	HM 35	Dünenteich Nordwest	selten	449018	5723814	167,4	02.08.	-	ABU
	HM 43	Teich östlich Storchenteich	selten	449023	5723613	167,4	02.08.	-	ABU
	HM 41	"Storchenteich"	selten	448982	5723625	167,3	02.08.	-	ABU
	HM Fr R 1	Flutrinne R 1 Hellinghausen	häufig	448383	5723470	167,1	01.08.	02.08.	ABU
	HM Fr unten	Unterlauf Flutrinne Hellinghausen	häufig	449652	5723886	166,4	01.08.	02.08.	ABU
	KM T 38	Beginn 1. Flutrinne Süd	ständig	447333	5723671	165,4	04.08.	13.07.	ABU
	KM T 21	"Auerochsenteich"	häufig	447227	5723620	165,3	04.07.	13.07.	ABU
	KM T 47	Teich Flutrinne/Talgraben Süd	häufig	447233	5723575	165,3	04.08.	13.07.	ABU
	KM T 48	1. Flutrinne Süd	häufig	447260	5723627	165,3	-	13.07.	ABU
	KM T 40	Storchenmast-Flutrinne	häufig	447051	5723641	165,1	-	13.07.	ABU
	KM T 06	östlicher "StUA-Teich"	selten	446721	5723803	164,8	-	27.07.	ABU
	KM T 50	Auenland-Teich	selten	446706	5723398	164,6	15.07.	25.07.	ABU
	KM T 07	westlicher "StUA-Teich"	selten	446629	5723723	164,3	21.08.	03.08.	ABU
	KM T 52	Beobachtungshügel Nord	ständig	446028	5723378	163,8	09.08.	02.08.	ABU
	L 4b Altarm	neuer "Alt"arm an der Sohlrampe	ständig	446144	5723382	163,7	04.09.	11.10.	ABU
	KM T 51	Viereck-Teich	sehr selten	446235	5723194	163,5	04.07.	-	ABU
	KM T 15	Altarm Eickelborn	häufig	445745	5723629	163,2	09.08.	07.09.	ABU
	L 5b	neuer Arm Westernmersch oben	ständig	445501	5723382	163,1	24.09.	06.09.	ABU
	WM Fr	Flutrinne Westernmersch	häufig	444717	5723389	162,5	20.08.	-	ABU
	WM T NO	Teich Westernmersch Nordost	selten	445318	5723617	162,3	04.07.	-	ABU
	WM T NW	Teich Westernmersch Nordwest	selten	444633	5723733	162,0	04.07.	-	ABU
	L 19b	neuer Arm Westernmersch unten	ständig	444397	5723610	161,7	27.09.	06.09.	ABU
	Wk AuT Ost	Wulfesknapp Auenland Ost	selten	443652	5723759	160,7	-	19.07.	ABU
	Wk AuT SW	Wulfesknapp Auenland Südwest	selten	443236	5723790	160,5	-	19.07.	ABU
	Boven	Gewäser in der Bovenmersch	selten	436026	5723087	151,3	-	17.07.	ABU
	S 10b	Wortmann-Altarm	sehr selten	434999	5723157	150,0	24.10.	08.10.	Limnoplan
	S 10a	Hultroper Altarm	selten	434022	5723077	148,9	24.10.	08.10.	Limnoplan
	DM Fr A 2	2. Kolk Flutrinne Disselmersch	häufig	432955	5723927	146,7	17.08.	-	ABU
	DM Fr A 3	3. Kolk Flutrinne Disselmersch	häufig	433064	5723959	146,7	17.08.	-	ABU
	DM Fr A 4	Blänke an der B 475	häufig	433086	5724037	146,7	17.08.	17.07.	ABU
	DM Fr C1-C2	Flutrinne Disselmersch Ostteil	häufig	432836	5724077	146,6	-	27.09.	ABU
	DM Fr C1-C2	Flutrinne Disselmersch Gesamt	häufig	432777	5724083	146,5	21.07.	-	ABU
	DM Fr C2	Flutrinne Disselmersch Westteil	häufig	432689	5724110	146,5	-	27.09.	ABU
	DM Fr C 3	Flutrinne Disselmersch	häufig	432643	5724140	146,5	21.07.	-	ABU
	DM Fr D 0	Flutrinne Disselmersch	häufig	432661	5724363	145,8	21.07.	-	ABU
	DM Terrasse	"Terrassenteich" Disselmersch Süd	selten	432386	5723961	145,8	-	17.07.	ABU
	DM Fr F	Beobachtungshügel Disselmersch	häufig	432318	5724263	145,6	11.07.	17.07.	ABU
	DM G 09	Blänke Rakenmersch	sehr selten	431826	5724336	145,3	17.08.	-	ABU
	DM Fr F 1	oberes Becken Mündungstrichter	häufig	432088	5724179	145,1	11.07.	09.08.	ABU
	DM Fr F 2	unteres Becken Mündungstrichter	ständig	432052	5724186	145,1	11.07.	09.08.	ABU
	DM G 06	Teich im Winkel	sehr selten	431242	5724696	144,0	14.07.	09.08.	ABU
	S 12 a2	Kleiner Haak-Arm	selten	431011	5724786	143,7	19.10.	-	Limnoplan
	S 12 b2	Großer Haak-Arm	selten	430826	5724788	143,7	19.10.	-	Limnoplan
	S 12 a1	Feuerborn-Altarm	häufig	430896	5725296	143,1	19.09.	25.09.	NZO
	S 12 b1	Heimann-Altarm	ständig	430652	5725286	143,1	19.09.	25.09.	NZO
	Heide Nord	neues Gewässer Heidemühle Nord	häufig	430708	5725905	142,7	-	17.10.	ABU
	TM Fr	Flutrinne in der Totenmersch	ständig	430084	5725888	142,0	-	24.10.	ABU
	S 12 d	Altarm Ramesol	sehr selten	429752	5726170	141,5	-	30.08.	LFV
	Möllenhof	Möllenhof-Teich	sehr selten	429456	5726846	140,5	-	17.07.	ABU
Barbentyp (Sand) Mitte	S 13	Flutrinne Schmehausen	ständig	429162	5726905	140,3	20.09.	26.09.	NZO
	S 14	Munnebach-Durchbruch	häufig	427701	5727688	137,8	15.09.	15.10.	ABU
	S 15	Schleusenarm Haus Uentrop	ständig	427338	5727976	137,3	03.10.	14.09.	Kuss
	S 16 a	Tümpel in Flutrinne u Zechenbahn	häufig	425815	5728623	135,0	-	10.09.	ABU
	S 16 b	Mündung Flutrinne u Zechenbahn	ständig	425762	5728684	134,6	-	10.09.	ABU
	S 17-neu	neuer Tiefenbach-Altarm	ständig	424048	5728866	132,2	-	11.10.	Limnoplan
	S 17-alt	alter Tiefenbach-Altarm	ständig	423930	5728859	132,0	18.10.	11.10.	Limnoplan
	S 17 a	Teich Aussichtshügel Block c	häufig	424143	5728597	132,5	-	11.10.	Limnoplan
	S 19 b	Altarm Dannenlaar (West)	ständig	422839	5728193	130,8	01./18.10.	21.09.	Kuss/Limnoplan
	S 19 a	Altarm Dannenlaar (Ost)	häufig	423179	5728189	130,0	-	20.09.	Kuss
	S 21 b	Mühlengraben Heessen unten	ständig	420200	5728110	127,4	21.09.	26.09.	NZO/Kuss
	S 21 a	Mühlenteich Heessen	ständig	419827	5728114	127,0	21.09.	-	NZO
	S 22	Altarm am Gersteinwerk	ständig	411194	5724937	117,1	02.10.	11.09.	ABU
	S 23 b	nicht angeschl. Altarm Bergkamen	sehr selten	408153	5724036	112,6	12.10.	02.10.	ABU
	S 23 a	angeschlossener Altarm Bergkamen	ständig	407848	5723974	112,1	12.10.	-	ABU
	S 24 a	Gewässer am Beverbach West	selten	404606	5722419	107,4	30.10.	-	Limnoplan
	S 24 b	Gewässer am Beverbach Ost	selten	404416	5722544	107,4	30.10.	-	Limnoplan
	S 24 c	Lenklarer Hufeisen	sehr selten	403115	5722024	104,8?	-	16.10.	Limnoplan
Barbe (Sand) unten	Alt Roth	Altwasser westlich Rotherbach	sehr selten	400846	5720423	100,7	-	02.10.	ABU
	S 25	Altarm unterh. Wehr Beckinghausen	ständig	399615	5719341	98,5	26.08.	08.09.	Prill
	S 25 b	Mühlengraben Horst	ständig	392996	5722279	86,8	-	18.10.	Limnoplan
	S 26	Turbinenarm Haus Dahl	ständig	392021	5724586	83,4	-	31.10.	ABU
"Brassentyp" Sand	S 28 a	Altarm HaLiMa	ständig	370794	5730804	47,9	04.10.	21.09.	ABU
	S 28 b	Bergsenkungsgewässer HaLiMa	selten/ständig	370978	5730726	47,9	04.10.	21.09.	ABU
	S 29 d	Bucht Sickingmühle links (oben)	ständig	370141	5730462	47,0	-	20.09.	ABU
	S 29 c	Bucht Sickingmühle rechts (oben)	ständig	370009	5730479	46,9	03.10.	-	ABU
	S 29 b	Bucht Sickingmühle links (Mitte)	ständig	369104	5729734	45,6	04.10.	20.09.	ABU
	S 29 a	große Bucht mit Insel Sickingmühle	ständig	369079	5729696	45,5	04.10.	20.09.	ABU
Brasse Kies	S 30 a	Altarm Obrighoven	sehr selten	338951	5724548	7,7	20.10.	16.10.	NZO
	S 31	Lippehafen Fusternberg	selten	337260	5724720	4,0	22.09.	10.09.	Limnoplan
	S 32	Renaturierung Lippemündung	ständig	335867	5723691	1,2	11.10.	03.09.	LFV

Bei allen Befischungen hatten die Anodenkescher eine Maschenweite von ca. 4 mm, was ab dem Spätsommer den Fang aller diesjährigen Individuen der vorkommenden Arten erlaubte. Gefangene Fische wurden bis zum Ende einer Befischungsstrecke in belüfteten Kübeln gehältert, dann bestimmt, gemessen und wieder freigelassen. Die Dokumentation erfolgte bei den meisten Arten in 1-cm-Längenklassen und nur bei Kleinfischarten auf den Millimeter genau. Aale wurden mit dem „Aalometer" (Aalrohr) gemessen, einem durchsichtigen Plastikrohr mit Maßeinheit. Seltene Arten, von denen ein Nachweis erbracht werden sollte oder nicht leicht bestimmbare Arten wurden fotografiert oder gesammelt (z.B. Karausche, Cyprinidenbastarde, Lachs, Meerforelle, Stachelgroppe). Traten Güster und/oder Brachsen mit Totallängen unter ca. 8 cm auf, wurde ein Teil dieser Fische zur Nachbestimmung im Labor mitgenommen, da die beiden Arten in dieser Größe im Feld nicht sicher zu trennen sind. Die Nachbestimmung erfolgte anhand der Schlundknochen.

4.1.2 Auswertung von Daten aus dem FischInfo NRW

FischInfo NRW ist eine Datenbank des Landes Nordrhein-Westfalen zur Erfassung, Auswertung und Verwaltung von Fischdaten (https://fischinfo.naturschutzinformationen.nrw.de/fischinfo/de/start), herausgegeben vom LANUV NRW. Die Datenbank enthält Daten ab 1972, es sind mehr als 17.000 Datensätze an über 9.000 Probestellen vorhanden. Im öffentlichen Auskunftssystem können Befischungsergebnisse abfragt, angeschaut und in Excel-Tabellen heruntergeladen werden. Für das hier vorgestellte Projekt erhielt der LFV vom LANUV NRW, Fachbereich 26 (Fischereiökologie) eine komplette Zusammenstellung der Daten von der Lippe bis 2018 einschließlich.

Die FischInfo-Daten wurden teilweise ergänzt um Befischungsergebnisse, die der ABU aus verschiedenen Projekten vorlagen, die aber noch nicht in die landesweite Datenbank eingepflegt waren. Es wurden für verschiedene Auswertungen auch Veränderungen der FischInfo-Daten vorgenommen. So war meist nicht vermerkt, ob Befischungen nur ein oder beide Lippeufer bearbeiteten oder ob eine einfache oder eine „Doppelbefischung" (s. Kap. 4.1.1) vorlag. In Fällen, bei denen die Originaldaten zur Verfügung standen, wurde die Angabe der Streckenlängen vereinheitlicht, indem z.B. die Strecke bei Doppelbefischungen verdoppelt und bei der Bearbeitung von nur einem Ufer halbiert wurde. Offenkundig falsche Daten (z.B. mehrere Kilometer lange Probestrecken mit einem Fang weniger Fische) blieben unberücksichtigt. Verwertet wurden zur Vergleichbarkeit mit den neu erhobenen Daten nur Befischungen zwischen Ende Juli und Anfang November.

Für die Auswertungen zur Verbreitungsgeschichte einzelner Arten mussten lange Flussabschnitte und Untersuchungsjahre zusammengefasst werden, da teilweise nur sehr wenige Daten vorhanden waren. Während die Lippe z.B. von den Kreisen Soest bis Unna durch verschiedene Projekte eine Reihe von Elektrobefischungen vorweist, ist die Datendichte am Unterlauf sehr viel geringer.

4.1.3 Erfolgskontrollen von Fischwegen an Querbauwerken in der Lippe 1998 bis 2014

Für die Kapitel der anadromen Wanderfische und einiger seltener Arten wurde auch auf Erfolgskontrollen von neu errichteten Fischwegen an verschiedenen Querbauwerken in der Lippe aus den Jahren 1989 bis 2014 zurückgegriffen. Die Daten stellten der Lippeverband und die Stadt Hamm freundlicherweise zur Verfügung.

Im genannten Zeitraum liefen an den Querbauwerken zwischen der Mündung und Hamm-Uentrop folgende Untersuchungen (Auflistung entgegen der Fließrichtung):

- Wehr Haus Dahl (83,5 km oberhalb der Mündung, kaum funktionsfähiger Fischaufstieg vorhanden): Elektrobefischungen des Fischaufstieges von Mai bis Oktober 1989 und Reusenuntersuchung des Fischaufstieges vom 26.04. bis 31.05.1990 (SPÄH 1991),
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg (92 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 2002/3): Reusenfang auf- und absteigender Tiere vom 07.05.2003 bis 17.12.2004 (SPÄH 2005, 2006b),
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg: Reusenfang aufsteigender Tiere vom 13.04.2018 bis 04.11.2019 (vorliegende Untersuchung),
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Beckinghausen (99 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 1998): Reusenfang auf- und absteigender Tiere vom 25.11.1998 bis 31.03.2000 (SPÄH 2000a, 2006b),
- Umgehungsgerinne am Wehr Werne-Rünthe (110,5 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 2011): keine Untersuchung,
- Wehr Stockum (116,5 km oberhalb der Mündung, nicht funktionsfähiger Fischaufstieg vorhanden): keine Untersuchung,
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm (125 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 2013): Reusenfang aufsteigender Tiere vom 15.03.2013 bis 30.06.2014 (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014),
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Heessen (127,5 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 2008/09): Reusenfang aufsteigender Tiere vom 01.04.2009 bis 31.12.2010 (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011),
- Schlitzpass am Wehr Hamm-Heessen (127,5 km oberhalb der Mündung, Pass gebaut 2009): Reusenfang aufsteigender Tiere vom 01.12.2009 bis 31.12.2010 (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011),
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Uentrop (138 km oberhalb der Mündung, Umgehung gebaut 1999): Reusenfang auf- und absteigender Tiere vom 29.09.1999 bis 12.11.1999 und vom 03.03.2000 bis 27.06.2000 (SPÄH 2001a).

4.1.4 Beschreibung der historischen Verbreitung

Für die Lippe bzw. das Lippe-Einzugsgebiet erfolgten zum Ende des 19. Jahrhunderts Zusammenstellungen der Fisch- und Rundmaularten – Arbeiten, die uns heute einen wertvollen Einblick in die Fischfauna vor mehr als 100 Jahren geben.

Die wichtigsten Autoren sind:

- Landrat HERWIG (1878) war von der Preußischen Regierung in Münster mit einem Gutachten zur Ausweisung von Fisch-Schonrevieren in der Lippe beauftragt worden. Dazu bereiste er die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlener Fähre bei Dorsten und die Stever von der Mündung aufwärts bis Haus Füchteln bei Olfen. Er befragte Personen „*an Ort und Stelle*“ zu Fischvorkommen und erhielt auch „*im brieflichen Verkehre mit Behörden und Privaten werthvolle Nachrichten*“. Den Oberlauf der Lippe und den Abschnitt zwischen Gahlen und der Mündung, der schon damals zum Rheinland gehörte und dadurch nicht in die Verwaltung der „Königlichen Regierung zu Münster“ fiel, konnte er zu seinem eigenen Bedauern nicht mitbearbeiten.
- Max VON DEM BORNE (1881) beschrieb die Fischereiverhältnisse des gesamten Deutschen Reiches und angrenzender Gebiete Fluss für Fluss. Besonderes Augenmerk galt dem Wert der Gewässer für die Fischerei und den Schäden durch menschliche Eingriffe. Für die Lippe griff VON DEM BORNE auf die Veröffentlichung von HERWIG (1878) zurück, ergänzte die Angaben

aber um Daten vom Oberlauf flussaufwärts von Lippstadt und vom Unterlauf im Rheinland (ehemaliger Kreis Rees). In VON DEM BORNEs Werk sind fischereilich uninteressante Arten nur sporadisch erwähnt.

- Hermann LANDOIS, Friedrich RADE und Friedrich WESTHOFF (1892) sind die Autoren des Reptilien-, Amphibien- und Fischbandes von „Westfalens Tierleben"; ihr Ziel war, Biologie und Verbreitung aller vorkommenden Arten zu beschreiben. Sie arbeiteten von Münster aus, so dass im Münsterland, z.B. im Einzugsgebiet der Ems, die Informationsdichte über Fische viel größer ist als anderswo. In anderen Landesteilen schickten ihnen Gewährsmänner Informa-tionen und manchmal Belegexemplare zu; an der Lippe sind namentlich genannt Amtmann LAMBATEUR in Werne und Amtmann SCHRAKAMP zu Datteln, außerdem kamen Hinweise von Personen aus Heessen, Lünen und Dorsten.
- Rudolf GIERS SR beschrieb Fischfauna und Fischerei in der Umgebung von Hamm in den Jahren 1887 bis ca. 1910 (GIERS SR 1932a) bzw. zwischen 1920 und 1932 GIERS SR (1932c). Die 1932 in einer Festschrift der Hammer Sportfischer veröffentlichten Zusammenstellungen betreffen nicht nur die Lippe, sondern auch verschiedene Auengewässer und den Datteln-Hamm-Kanal. Aus späteren Jahren liegt ein Manuskript von Rudolf GIERS JR vor (GIERS JR ca. 1962), das als Biographie seines Vaters u.a. die oben vorgestellten Veröffentlichungen (GIERS SR 1932a, b) enthält und außerdem teilweise eigene Beschreibungen der Lippe aus den Jahren 1918 bis in die 1930er Jahre. 1967 erschien eine weitere Arbeit von GIERS JR über die mittlere Lippe als Fischwasser; hier werden vorrangig die Zustände im Jahr 1966 geschildert, wobei Rückblicke in frühere Jahre nicht immer als solche erkennbar sind.

Die Fischdaten der oben genannten Autoren stellen jedoch nicht genaue Auflistungen der „ursprünglichen" oder „natürlichen" Fischfauna der Lippe und ihrer Aue dar, sondern bedürfen in einigen Fällen der Berücksichtigung zusätzlicher Informationen. Es ist möglich, dass aus verschiedenen Gründen Arten nicht genannt wurden, obwohl sie zur Zeit der Bestandsaufnahmen oder in früheren Jahren im Untersuchungsgebiet vorkamen.

Neben der unterschiedlichen Motivation für die Datensammlungen (z.B. fischereiliche Bewertung oder naturkundliche Bestandsaufnahme) spielt v.a. die Artenkenntnis der lokalen Gewährsleute eine große Rolle. So hatten LANDOIS et al. (1892) die Amtmänner, also Verwaltungsbeamte, angeschrieben, die ihre Informationen wiederum wohl von Fischern und weiteren Personen aus ihren Amtsbezirken bezogen. Am Ende des 19. Jahrhunderts wurden einige ähnliche oder wirtschaftlich uninteressante Arten nicht immer unterschieden, nämlich Flussneunauge – Bachneunauge, Karausche – Giebel – Goldfisch (selbst heute noch ein Problem), Rotauge – Rotfeder, Brachsen – Güster, Döbel – Hasel – Aland, Steinbeißer – Schlammpeitzger – Schmerle oder die beiden Stichlingsarten. Auch Fehlbestimmungen sind nicht auszuschließen oder Verwechslungen aufgrund der Benutzung desselben Namens für verschiedene Arten. So wurde mit „Gründling" in Westfalen überwiegend *Gobio gobio* bezeichnet, z.B. in Menden aber auch die Schmerle (LANDOIS et al. 1892).

Viele Ortsangaben sind sehr pauschal, bei häufigen Arten fehlen sie manchmal (*„überall gemein"*). Dazu kommt, dass die Lippe und ihre Auen sich zu der Zeit, in der die oben genannten Verbreitungsangaben zusammengestellt wurden, bereits nicht mehr im natürlichen Zustand befanden, so dass einige Arten wahrscheinlich schon Bestandsveränderungen erfahren hatten, bereits verschwunden oder auch neu erschienen waren:

- Der im Mittelalter durch Fischteichwirtschaft verbreitete Karpfen gehört nicht zur ursprünglichen Fischfauna des Lippe-Einzugsgebietes. Gemeinsam mit ihm wurden möglicherweise weitere Arten unabsichtlich angesiedelt, z.B. der Bitterling (VAN DAMME et al. 2007).

- 1877, als Landrat Herwig seine Bereisung unternahm, gab es zwischen Lippstadt und Dorsten 13 Wehre, die den Weg zum Oberlauf der Lippe bzw. zu kiesigen Zuflüssen wie Heder und Alme versperrten: zwei Wehre in Lippstadt und je eins in Benninghausen, Kessler, Uentrop, Heessen, Hamm, Stockum, Werne, Beckinghausen, Horst, Dahl und Vogelsang (HERWIG 1878). Mindestens sechs dieser Wehre bestanden schon im 16. Jahrhundert, einige schon im 14. Jahrhundert, so dass Laichwanderungen z.B. des Lachses schon lange vor dem 19. Jahrhundert zum Erliegen gekommen sein dürften. So schreibt VON DEM BORNE (1881): „*Von Wanderfischen wird die Lippe nicht regelmässig besucht, die vorhandenen Wehre sind zu schwierig zu überwinden*".
- Die Mühlenwehre stauten die Lippe nicht nur an, sondern sorgten auch für einen hohen Wasserstand in den Auen, was zu „*natürlichen Versumpfungserscheinungen*" führte (KRAKHECKEN 1939). Die Vernetzung zwischen Fluss und Aue war dadurch in dem durch Mühlen geprägten Flussabschnitt der mittleren Lippe sehr gut, was Arten wie Hecht, Brassen, Schlammpeitzger und Quappe gefördert haben dürfte.
- 1877, als HERWIG (1878) die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen befuhr, war die erste Bauphase zur Schiffbarmachung des Flusses fast beendet. Herwig sah Durchstiche von Flusskrümmungen „*ganz vereinzelt seit 1833*" und gab an, alte Flussbettstrecken seien verkauft, und noch nicht alle völlig zugeschwemmt oder verfüllt. Uferbefestigungen registrierte er auf 1/4 bis 1/3 der Gesamtstrecke. Er beschrieb: Die „*noch im Gang befindlichen Uferkorrektionen bestehen aus Parallelwerken und Buhnen. Erstere werden in bekannter Art längst der zu befestigenden Uferlinie aus umgelagertem Buschwerk mit aufgefahrenem Sand hergestellt. Gewöhnlich sind sie mit Weiden bepflanzt.*"
- HERWIG (1878) nannte als anthropogen verursachte negative Faktoren für die Fische v.a. die Fischwilderei, u.a. mit Dynamit, in geringerem Umfang die Uferkorrektionen, Stauhaltungen und Querbauwerke sowie die Turbinen von Dahl und Vogelsang. Schmutzwassereinleitungen waren offenbar noch selten, nur auf einer kurzen Strecke unterhalb von Hamm seiner Einschätzung nach eventuell problematisch.
- Wenig später nahm die Verschmutzung der Lippe rasant zu. So war der Fluss 1921 ab dem Gersteinwerk bei Hamm-Stockum durch Abwässer der Stadt Hamm und der Zeche Radbod auf 3 km „*trostlos verschmutzt*" (GIERS SR 1932c).

4.1.5 Analyse von Eisvogelgewölle 2017 bis 2019

Eine neue Methode zur Erfassung der Fischvorkommen einer Region ist die Analyse von Eisvogelgewölle.

Der Eisvogel ernährt sich überwiegend von Fischen und zu einem geringeren Teil von großen Wasserinsekten wie Larven von Schwimmkäfern (Dytiscidae), Larven von Großlibellen (Anisoptera), Larven von Steinfliegen (Plecoptera) und Wasserwanzen (Nepomorpha) sowie kleinen Frosch- und Schwanzlurchen. Beutetiere werden nach dem Totschlagen auf einer harten Unterlage oder zumindest einem „Durchkneten“ im Schnabel ganz heruntergeschluckt und die unverdaulichen Knochen und Chitinteile als Gewölle ausgewürgt (Abb. 33). Fischknochen in den Speiballen sind meist völlig sauber und nicht anverdaut, so dass auch feine Strukturen erhalten bleiben. Anhand charakteristischer Merkmale lassen sich typische Knochen vielfach bis zur Art bestimmen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 33: *Rechts: Eisvogel würgt Speiballen aus: links oben: Die Speiballen bestehen nur aus Fischknochen und Chitinteilen; links unten: diagnostische Fischteile (von oben nach unten: Gründling, Rotfeder, Rotauge, Schmerle – Dreistachliger Stichling, Zwergstichling – Äsche, Forelle, Groppe, Flussbarsch)*

Die bisher veröffentlichten Analysen von Eisvogelgewölle stellen den Vogel in den Mittelpunkt: Es geht um den Nahrungsbedarf von Bruten, die Kriterien für die Beutewahl oder die Nahrungszusammensetzung in unterschiedlichen Habitaten bzw. Gewässertypen (z.B. HALLET 1977, HALLET-LIBOIS 1985, RAVEN 1986, BUNZEL 1987, REYNOLDS & HINGE 1996, CAMPOS et al. 2000, ČECH & ČECH 2006, 2011, VILCHES et al. 2012, ČECH & ČECH 2013, KOTYUKOV 2016). Nur eine Arbeit beschäftigt sich mit dem Einfluss des Eisvogels auf die Population einer Fischart (VILCHES et al. 2013).

Studien über die Nutzung von Eisvogelgewölle als nicht invasive Methode zur Erfassung von Verbreitung und Reproduktion von Fischarten fehlen bisher, obwohl vergleichbare Analysen von Eulengewölle zum Nachweis von Kleinsäugervorkommen seit Jahrzehnten mit großem Erfolg angewendet werden (z.B. UTTENDÖRFER 1952, BÜLOW & VIERHAUS 1984).

Die Beutezusammensetzung des Eisvogels scheint im Wesentlichen von der Zusammensetzung der Fischfauna in den Gewässern der Umgebung des Brutplatzes bestimmt zu werden (HALLET-LIBOIS 1985, BUNZEL 1987), allerdings nur, soweit Fische mit Totallängen zwischen ca. 2 und 11 cm und mit Rückenhöhen bis ca. 2,5 cm betroffen sind (BUNZEL 1987).

RAVEN (1986) stellte fest, dass die Schmerle seltener im Eisvogelgewölle auftauchte, als Elektrobefischungen erwarten ließen und die Daten von KOTYUKOV (2016) legen eine leichte Bevorzugung des Rotauges nahe, außerdem fand sich der Wels nicht im Gewölle, obwohl er im Untersuchungsgebiet vorkommt. Sowohl Fische nahe der Wasseroberfläche als auch Arten mittlerer Wassertiefen und Bodenfische werden erbeutet (ČECH & ČECH 2006).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 34: *Kessel einer Eisvogelhöhle an der Lippe bei Salzkotten-Mantinghausen, der nach dem Abbrechen der Steilwand frei liegt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Höhle in mindestens zwei Jahren genutzt wurde: Unten im Kessel liegt eine Schicht aus älterem, gelblichem Gewölle, während die obere hellgraue Schicht frischer ist.*

Gewölle bilden die Unterlage für das Gelege im Brutkessel (Abb. 34); Proben können nach dem Ausfliegen der Jungvögel mit einem an einem Stab befestigten Löffel aus der Bruthöhle gekratzt werden. Bei der Entnahme der Proben wurde darauf geachtet, stets eine ausreichend große Menge auch aus den unteren Schichten zu erhalten, da kleine Knochen nach unten fallen, während größere oben im „Gewöllkuchen“ liegen bleiben.

Nach einer Aufschwemmung in Wasser wurden die Proben gesiebt. Die verwendete Maschenweite von 0,4 mm gewährleistet, dass nur Schluff, Sandkörner und kleinste für die Bestimmung der Fischarten ungeeignete Knochen wie Rippen und Flossenstrahlen ausgespült werden. Die im Trockenschrank bei 60 °C getrockneten Proben wurden unter einer Stereolupe bei zehnfacher Vergrößerung sortiert.

Die Bestimmung der Fische basiert auf den von DOUCET (1969) und HALLET (1978) sowie später von ČECH (2017) für einen Teil der mitteleuropäischen Arten angegebenen Merkmalen; bei der Artbestimmung der Cypriniden half auch die Arbeit von RUTTE (1962). Dennoch war die Verwendung einer Vergleichssammlung erforderlich, u.a. da die genannten Autoren nicht alle im Lippe-Einzugsgebiet vorkommenden Arten berücksichtigen.

Für jede Fischart wurde nur ein paariger, möglichst großer und charakteristischer Knochen gezählt, auch wenn bei einigen Arten mehrere anatomische Teile in Frage kamen.

Folgende Knochen wurden für die Bestimmung der Arten herangezogen:

- Unterkiefer (Dentale): Hecht (Esocidae), Barsche (Percidae), Sonnenbarsche (Centrarchidae), Schläfergrundeln (Odontobutidae), Grundeln (Gobiidae), Welse (Siluridae, Ictaluridae), Groppen (Cottidae), Quappe (Lotidae), Maränen (Coregonidae), Lachsartige (Salmonidae), Äsche (Thymallidae), Aal (Anguillidae),
- Vorderkiemendeckel (Präopercular): Barsche, Groppen,
- Wangenstachel: Steinbeißer (*Cobitis taenia*),
- Schlundknochen (Os pharyngeum): Karpfenartige (Cyprinidae), Steinbeißer und Schlammpeitzger (Cobitidae), Schmerle (Nemacheilidae),
- Beckengürtel: Stichlinge (Gasterosteidae).

Neunaugen, die der Eisvogel auch erbeutet (z.B. BUNZEL 1987, ČECH 2017) sind im Gewölle nicht nachweisbar, weil ihr Knorpelskelett vollkommen verdaut wird.

Eine Unterscheidung der folgenden Arten erscheint nach derzeitigem Wissensstand kaum möglich:

- Karausche (*Carassius carassius*) – Giebel (*Carassius gibelio*) – Goldfisch (*Carassius auratus*),
- Gründling (*Gobio gobio*) – Stromgründling (*Romanogobio belingi*),
- Maränenarten (Coregonidae),
- Bach-/Meerforelle (*Salmo trutta*) – Lachs (*Salmo salar*) anhand des Unterkiefers (eine Unterscheidung anhand des Atlaswirbels (s. VILCHES et al. 2013) wurde nicht versucht),
- Groppe (*Cottus gobio*) – Rheingroppe (*Cottus* cf. *rhenanus*) – Stachelgroppe (*Cottus* cf. *perifretum*).

Schlundknochen möglicher Bastarde von Cyprinidenarten traten hin und wieder auf; sie wurden der jeweils ähnlichsten Art zugeordnet.

Einzelne beschädigte Knochen, die nicht bis zur Art bestimmbar waren, wurden anteilmäßig auf die in Frage kommenden und in der Probe bereits nachgewiesenen Arten verteilt.

Auf eine getrennte Zählung der rechten und linken Knochen einer Fischart und eine genaue Ermittlung der Zahl der zugrunde liegenden Individuen wurde verzichtet, weil dies auf das gewünschte Ergebnis, nämlich die prozentualen Anteile der Arten, so gut wie keinen Einfluss hat.

An 17 Eisvogelbrutplätzen an der Lippe (Abb. 35) wurden 2017 bis 2019 Gewöllproben aus 27 verschiedenen Bruthöhlen genommen. In den meisten Fällen ließ sich nur feststellen, dass die Höhlen im betreffenden Jahr genutzt worden waren, aber nicht, ob eine frühe oder spätere Brut oder sogar mehrere Bruten darin stattgefunden hatten. Fünf Höhlen waren von Beutegreifern von vorn oder von oben aufgegraben worden. Obwohl diese Bruten erfolglos waren, lieferten sie dennoch genug Fischknochen für eine Analyse.

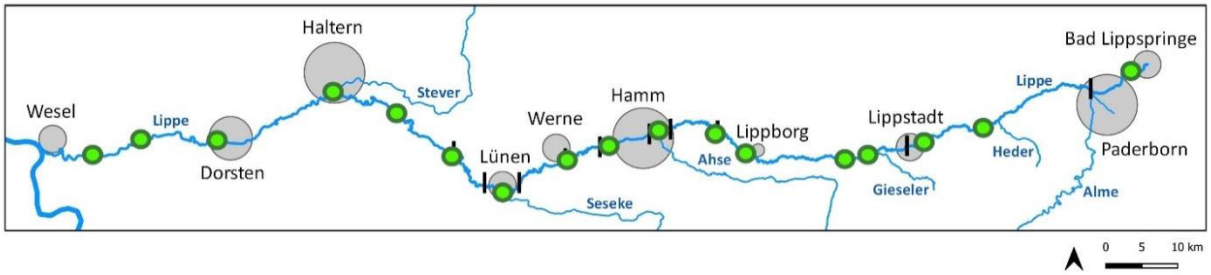


Abb. 35: *Lage der Eisvogelbrutplätze, von denen Gewöllproben analysiert wurden*

Insgesamt wurden in den Proben von 2017 bis 2019 12.855 diagnostische Fischknochen von 33 Arten bzw. Artengruppen festgestellt.

Für einen Vergleich der Eisvogelnahrung vor und nach der Einwanderung der Grundeln wurden die Ergebnisse des Zeitraums 2017 bis 2018 mit Daten aus dem Zeitraum 2011 bis 2013 verglichen. Aus letzterem Zeitraum lagen Gewöllproben aus vier Bruthöhlen an zwei Brutplätzen vor; einer davon befand sich in dem 2017 noch immer „grundelfreien“ Lippeabschnitt bei Lippstadt, der andere im Kreis Unna bei Selm-Dahl, wo die Grundeln nach 2011 auftauchten. In diese zusätzliche Bearbeitung gingen 1.095 Knochen von 26 Arten ein. Eine dieser Arten – der Sonnenbarsch – war nicht in den Proben aus den Jahren 2017 bis 2019 enthalten.

4.2 Longitudinale Ortsbewegungen

4.2.1 Reusenfang am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019

4.2.1.1 Zielsetzung

Das tägliche Reusenmonitoring hatte zum Ziel, sowohl klein- als auch großräumige Fischwanderungen zu detektieren. Langdistanzwanderer wie Lachs oder Meerforelle, aber auch die Saisonalität einzelner Fischarten konnten mit dieser Methodik erfasst werden. Daten zur Fischbestandszusammensetzung und der Nachweis seltener Arten, die durch die Elektrobefischungen eventuell nicht erfasst wurden, konnten zusätzlich generiert werden. Die biologische Funktionskontrolle des Fischaufstieges Buddenburg stand ursprünglich nicht im Fokus dieser Untersuchung, die Ergebnisse zeigen aber eindrucksvoll Defizite im Aufstiegspotenzial an diesem Wehrstandort auf.

4.2.1.2 Standort

Das Wehr Buddenburg bei Lünen (km 92) ist nach dem Wehr Dahl das zweite Wehr, das aufwandernde Fische von der Lippemündung ausgehend überwinden müssen. Hier errichtete der Lippeverband im Jahre 2003 am rechten Lippeufer einen naturnahen Fischaufstieg mit einer Länge von etwa 180 m, nachdem der zuvor dort befindliche Beckenpass nach einer Funktionskontrolle im Jahr 1999 als defizitär eingestuft worden war (SPÄH 2006b). Der neue Umgehungsbach mündet im Oberwasser in den Staubereich der Lippe, die Anbindung an das Unterwasser verläuft in direkter Nähe des Wehrkörpers. Im oberen Bereich gestaltet sich der Fischaufstieg durch die Einbringung von unregelmäßig verteilten Störsteinen in strömungsberuhigtere Bereiche, tiefere Kolke und schnell durchströmte flachere Abschnitte. Das Sohlsubstrat wird vornehmlich durch Wasserbausteine gebildet. Weiter abwärts schließt sich ein Raugerinnebeckenpass mit einzelnen Stufen aus großen Blocksteinen an (Abb. 36).

Tab. 5: *Technische Daten des Fischaufstieges Lünen-Buddenburg (entnommen aus SPÄH 2006b)*

Baujahr	2002/2003
Länge	180 m
Abfluss im Fischweg	min 1,00 m³/sek., max 4,00 m³/sek.
Annahme Stauziel	45,50 müNN MNQ
Sohle Gerinne (Einlaufbauwerk)	44,90 müNN im höchsten Schnitt
Oberwasserspiegel bei Q_{max}	46,24 müNN (Q_{330})
Wasserspiegel Unterwasser	43,60 müNN bei Q_{min}
Höhenunterschied Δh_{ges}	1,90 m bei Q_{min}

	Raugerinnebeckenpass im unteren Teil (Länge: 42 m)	Umgehungsgerinne als raue Rampe im oberen Teil (Länge: 128 m)
Mittlere Wassertiefe	52 cm	45 cm
Gefälle	1:40	1:95
Maximale Wasserspiegeldifferenzen	Δh = 15 cm	

4.2.1.3 Reuse

Zum Monitoring des Fischaufstieges wurde am oberen Ende des Fischpasses eine Fangeinrichtung in Form einer Fangreuse (Abb. 36 & 37) installiert. Das Einlaufbauwerk des Aufstieges mit einer Breite von drei Metern ist so konstruiert, dass eine Reuse problemlos eingesetzt und befestigt werden kann. Ein Stahlrahmen mit einem Gitterabstand von 10 mm dichtete den seitlichen Abstand zur Reuse ab, so dass ein Weiterkommen für die Fische nur durch ein Einschwimmen in die Kehle möglich war.



Abb. 36: *Das Wehr Buddenburg bei Lünen (oben links) ist von der Mündung aus das zweite Wehr, das es zu überwinden gilt. Es verfügt über einen naturnahen Fischaufstieg (oben rechts), in welchen eine stationäre Fangreuse für 18 Monate eingebaut wurde (roter Kreis oben rechts und Foto unten links). Das Bild unten rechts zeigt die geöffnete Reuse bei der Kontrolle.*



LFV

Abb. 37: *Abmessungen der Reuse: Länge 2,75 m, Breite Fangtrichter: 1,9 m, Rahmenhalterung der Reuse: 3 m Breite, Stababstand der eingesetzten Seitengitter: 10 mm, Lochabmessungen des Reusenkörpers: 5 mm x 20 mm, Kehle: 24 cm Breite*

4.2.1.4 Methodik

Der Einsatz der Reuse erfolgte durchgängig vom 12. April 2018 bis zum 05. November 2019, also über einen Zeitraum von 1,5 Jahren. Die Kontrolle der Reuse fand einmal täglich ehrenamtlich durch eine Gruppe Angler statt, die zuvor in den Kontrollprozess und die Bestimmung möglicherweise zu verwechselnder Arten (insbesondere Klein- und Jungfische) eingewiesen wurden. Mehrmals im Monat führte die Projektleitung die Kontrolle durch, um kleine Reparaturarbeiten vorzunehmen und die Fischdaten validieren zu können. Im Zuge der Kontrolle wurden gefangene Fische gekeschert, auf Artniveau bestimmt und deren Totallänge [mm] notiert. Bei unsicheren Bestimmungen wurden von den Kontrolleuren Fotos der fraglichen Tiere an die Projektleitung übermittelt. Verletzungen der Tiere wurden an zufällig ausgesuchten Tagen umfangreich protokolliert, Todesfälle an jedem Tag art- und längenspezifisch aufgezeichnet. Zusätzlich wurde die Reuse täglich von Geschwemmsel gereinigt, um einen permanenten Wasserdurchfluss zu gewährleisten, der der natürlichen Dotation der Aufstiegsanlage entspricht. Alle gemessenen Fische wurden im Anschluss an die Kontrolle im Oberwasser des Fischaufstieges entlassen. Ziel der Zählung war ein möglichst schonendes Handling der Fische bei einer hohen Qualität der Zählresultate.

Am 28. Mai 2019 wurde bei Mittelwasser stichprobenartig die Strömungsgeschwindigkeit in verschiedenen Bereichen des Gerinnes und unmittelbar vor der Reuse erfasst. Die gewonnenen Daten zeigen ein stark variierendes Strömungsmuster auf mit einer Bandbreite von 0,35 bis 1,84 m/s. Diese Werte entsprechen den Ergebnissen, die bereits im Jahr 2006 von Späh erfasst wurden (Tab. 6), so dass von

keiner deutlichen Beeinträchtigung der Strömungsverhältnisse durch die Reuse auszugehen ist. Im Untersuchungszeitraum wurden zudem in unregelmäßigen Abständen, angefangen am Starttag der Reusenkontrollen, Watelektrobefischungen im Aufstiegsgerinne durchgeführt, um die stationäre Fischfauna in diesem Bereich zu erfassen. Da diese an allen Terminen neben Einzelfängen von Aal, Döbel und Marmorgrundel lediglich aus Schwarzmaulgrundeln (99 % des Fanges) bestand, wird auf eine gesonderte Darstellung dieser Ergebnisse verzichtet.

Von den insgesamt 571 Kontrolltagen konnte an 11 Tagen nicht, bzw. nicht protokollgemäß kontrolliert werden. Dies lag an einer Häufung von Vandalismusfällen, bei denen das Schloss aufgebrochen und möglicherweise Fische entfernt wurden, an einem Hochwasserereignis, bei dem die Reuse komplett überspült war oder kleineren Modifikationen an der Reuse (vgl. Tab. 7). Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremereignis, bei dem über 6.000 Fische in der Reuse waren. An diesem Tag wurden zum ersten Mal nicht alle in der Reuse befindlichen Fische gezählt und protokolliert, sondern lediglich eine Schätzung auf Artniveau und eine Suche nach besonderen Arten durchgeführt.

Tab. 6: *Strömungsgeschwindigkeiten aus den Jahren 2006 und 2019 zwischen den Riegelsteinen im Unterlauf, im Oberlaufgerinne sowie unmittelbar vor der Reuse*

Datum der Messung	Standort	Strömungsgeschwindigkeit	Erhoben durch
28.05.2019	Sohlnah am Reusenrahmen	0,35 – 0,75m/s	LFV
28.05.2019	Mitte Reusenkehle	0,84 – 1,84m/s	LFV
28.05.2019	Oberlauf Gerinne sohlnah	0,73 – 0,89m/s	LFV
28.05.2019	Oberlauf Gerinne, Mitte Wassersäule	1,13 – 1,64m/s	LFV
03.05.2006	Zwischen den Riegelsteinen	0,38 – 2,33m/s	Späh (2006)
03.05.2006	Oberlauf Gerinne	0,13 – 1,29m/s	Späh (2006)

Tab. 7: *Ausfallereignisse der Reusenkontrolle mit Datum, Art der Störung, Anzahl der Ausfalltage und Möglichkeit einer eingeschränkten Kontrolle trotz Störfaktor*

Datum	Störungsgrund	Anzahl der Ausfalltage	Kontrolle eingeschränkt möglich
17.04.2018	Modifizierung der Seitenteile notwendig	1	Ja
30.08.2018	Vandalismus	1	Ja
03.09.2018	Vandalismus	1	Ja
05.09.2018	Vandalismus	1	Ja
15.-19.03.2019	Hochwasser, Seitenteile gezogen	5	Nein
24.07.2019	Schloss der Reuse defekt	1	Nein
02.10.2019	Stark erhöhtes Fischaufkommen	1	Ja

4.2.2 Besenderung von Wanderfischen 2018 bis 2019

4.2.2.1 Zielsetzung

Hintergrund dieses Projektteils war die Erfassung des Wanderverhaltens diverser Fischarten in der Lippe im Hinblick auf die Passierbarkeit von Engstellen (Querbauwerken) sowie die Detektion potenzieller Laichareale. Die zurückgelegte Wanderdistanz und -geschwindigkeit sowie Effizienz beim Queren der Wehre sollten artspezifisch zur Beurteilung der Durchgängigkeit der Lippe herangezogen werden. Hierfür wurde die Methodik der Individualmarkierung mit Ultraschallsendern der Marke VEMCO verwendet, da diese das Wanderverhalten über eine große Distanz wie auch einen langen Zeitraum darstellen lassen können.

Im Fokus der Untersuchung sollten nach Möglichkeit diadrome Wanderfische stehen, deren Rückgang auf die Verbauung der Gewässer zurückzuführen ist (JUNGWIRTH et al. 1998). Da jedoch davon auszugehen war, dass die Fangzahlen geringer als der gewünschte Probenumfang ausfallen, sollten ebenfalls große Individuen potamodromer Arten wie Nase oder Barbe in das Untersuchungsspektrum aufgenommen werden. Die Anzahl und Artenverteilung der zu markierenden Fische sollte sich an den Fangergebnisse der Elektrobefischungen zur Versuchtierbeschaffung orientieren.

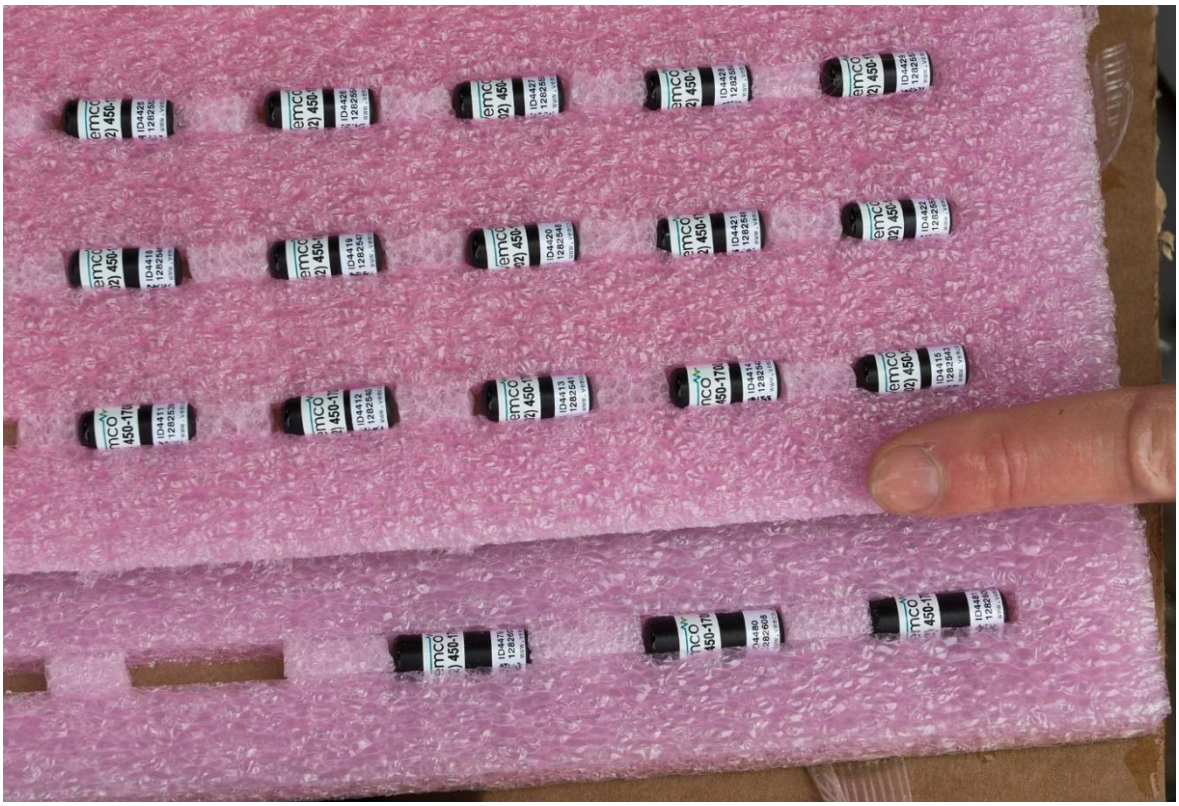
Beeinträchtigungen der Fischdurchgängigkeit beeinflussen selbst stationäre Arten, da sich durch die räumliche Trennung Subpopulationen ausbilden können, was zur genetischen Differenzierung innerhalb dieser Art führen kann (GOUSKOV 2016). Auch wenn Langdistanzwanderer allein durch die Vielzahl zu passierender Querbauwerke stärker betroffen sind als andere Arten, ist die Durchgängigkeit für alle Arten entscheidend, nicht zuletzt für die Forderungen der EG-WRRL. Daher war die zunächst ungenaue Prognose der verwendeten Arten nicht maßgebend für die wissenschaftliche Bedeutung der Ergebnisse.

4.2.2.2 VEMCO-Sender

Ende März 2018 und Ende Oktober 2018 wurden jeweils 75 Fische mit Ultraschallsendern der Marke VEMCO markiert. Bei beiden Markierungskampagnen lagen Sender in zwei unterschiedlichen Größen vor (s. Tab. 8 & Abb. 38), jeweils 25 V8 und 50 V9 Sender. Größere Sender gehen mit einer potenziellen stärkeren Beeinflussung des zu markierenden Tieres einher, weisen aber eine längere Laufzeit auf. In dieser Studie wurden nur Fische über 40 cm Totallänge markiert (mit Ausnahme des Flussneunauges), für welche beide Sendergrößen als unbedenklich einzustufen sind.

Tab. 8: *VEMCO Sendermodelle und deren Verteilung auf die beiden Markierungskampagnen mit Laufzeitlänge in Tagen, Länge [mm] und Durchmesser [mm] des Senders sowie das Gewicht [g] an der Luft und im Wasser [g].*

Modell	Frühjahr [N]	Herbst [N]	Laufzeit [d]	Länge [mm]	Durchmesser [mm]	Gewicht [g]	Gewicht im Wasser [g]
V8	25	25	150	20,5	8	2	0,9
V9	50	50	481	21	9	2,9	1,6



M. Bunzel-Drüke

Abb. 38: *VEMCO-Sender der Modelle V8 (oben) und V9 (unten)*

4.2.2.3 Receiver-Standorte

Zur Detektion waren die batteriebetriebenen Empfängereinheiten (Receiver, Abb. 40) unter Wasser ausgebracht und mit Stahlketten am Ufer verankert. Dies ist nicht nur erforderlich für den Empfang der Signale, es verhinderte auch weitestgehend Vandalismus an den Stationen, da bis auf die Ketten keine Bestandteile oberhalb der Wasseroberfläche sichtbar waren. Zur Auslesung der Daten war eine Bergung der Receiver erforderlich, die in regelmäßigen Abständen innerhalb der Versuchsdauer durchgeführt wurde.

Die Untersuchungen zum Wanderverhalten beziehen sich auf die ersten 120 km der Lippe von der Mündung ausgehend und enden am Wehr Stockum, das allgemein als fischundurchgängig bekannt ist. Bis hierhin wurden an 14 Stationen Empfängereinheiten installiert (Tab. 9 & Abb. 39), die das Passieren individualmarkierter Fische registrierten. Dabei wurden vor allem Engstellen in Form von Querbauwerken genauer betrachtet. Zudem wurde ein Receiver in den Unterlauf der Stever eingebracht und ein Receiver im unmittelbaren Mündungsbereich der Lippe, der ein Rückwanderverhalten in den Rhein aufzeigen sollte. In Wesel wurden aufgrund der Breite der Lippe und der Funktion als Besatzort zwei Receiver nah beieinander positioniert.

Um das Migrationsverhalten der Wanderfische auf einer derart langen Strecke zu untersuchen ist eine Individualmarkierung unerlässlich. Jegliche Art von Individualmarkierung bei Fischen fällt in den Rahmen eines Tierversuches. Die Markierung mittels VEMCO-Sendern ist minimal invasiv für die Versuchstiere, ist in einem großen Areal anwendbar und benötigt keinen mehrfachen Wiederfang, der mit Stress einhergehen würde. Dies ist ebenfalls wichtig für die Versuchsabsichten, da Wanderbewegungen je nach Motivation und Art in saisonalen, monatlichen und täglichen Rhythmen stattfinden (LUCAS & BARAS 2002).

Tab. 9: *Receiverstationen mit Fluss-Kilometrierung und Anzahl der Receiver pro Station*

Name Station	Fluss-km	Anzahl Receiver
1 Rhein	0	1
2 Wesel	2	2
3 Krudenburg	14	1
4 Gahlen	24	1
5 Stever	54	1
6 Haltern	55	1
7 Dahl (unterhalb)	84	1
8 Dahl (oberhalb)	85	1
9 Buddenburg (unterhalb)	92	1
10 Buddenburg (oberhalb)	93	1
11 Beckinghausen (oberhalb)	100	1
12 Rampe Rünthe (oberhalb)	110	1
13 Stockum (unterhalb)	117	1
14 Stockum (oberhalb)	118	1

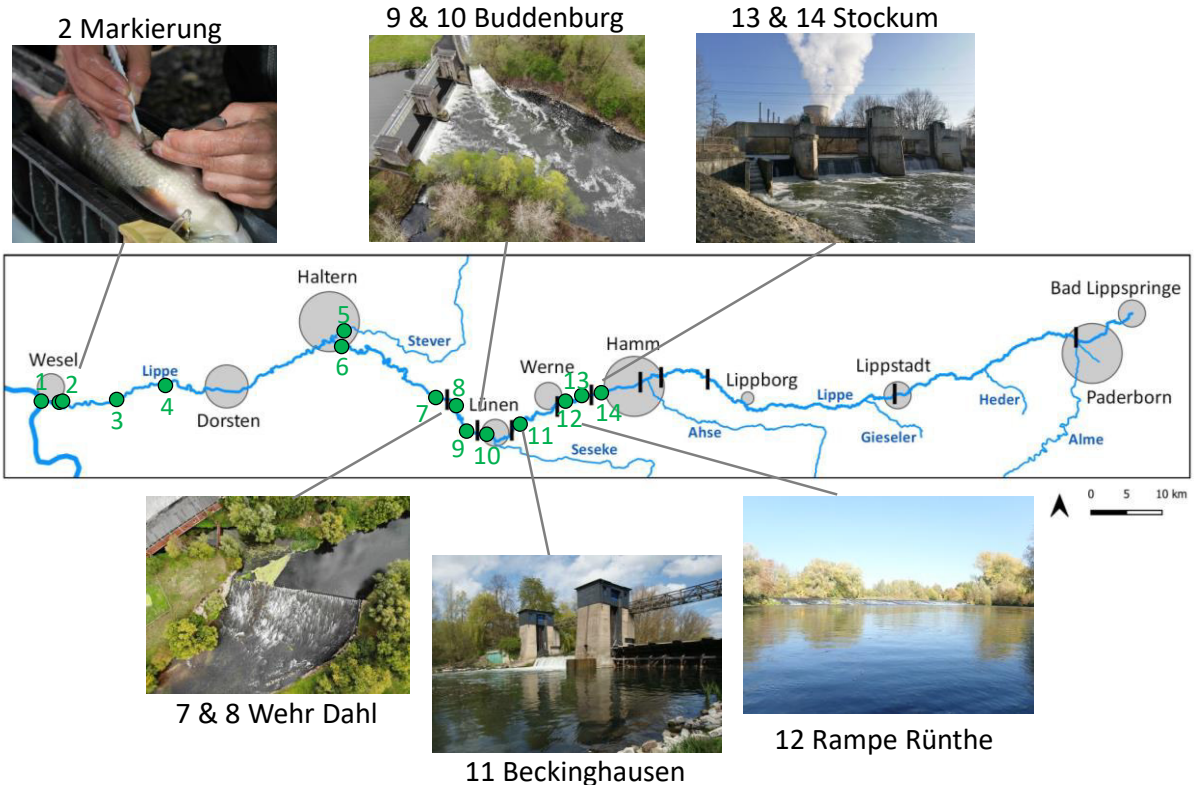


Abb. 39: *Receiverstandorte (grüne Punkte) in Lippe und Stever sowie Abbbildungen der zu überwindenden Querbauwerke. Jede Nummer repräsentiert eine Station, an der ein Receiver installiert war. Eine Ausnahme bildet Station 2 in Wesel, hier wurden zwei Receiver platziert.*



LFV Hydroakustik GmbH

Abb. 40: *VEMCO-Receivereinheit samt Ständer zur Verankerung auf der Lippesohle*

4.2.2.4 Versuchtierbeschaffung

Um die angesetzte Stichprobe von 150 Wildtieren zu erlangen, wurden im Frühjahr und Herbst 2018 Elektrobefischungen mit mehreren Teams gleichzeitig durchgeführt (Abb. 41). Der Fang der Fische fand an der Lippemündung bei Wesel statt, um möglichst Tiere zu fangen, die aus dem Rhein stammen und mit einer klaren Wandermotivation in die Lippe einschwimmen. Begünstigt wurde der Standort durch das Vorhandensein einer Rausche, die im Rahmen der Umgestaltung des Lippemündungsraumes im Jahr 2014 angelegt wurde. Insbesondere die Frühjahrsmarkierung bei niedrigen Wasserständen verdeutlichte, dass auch diese Rausche bereits ein erstes Wanderhindernis für die Fische darstellt, da sich unterhalb zahlreiche laichbereite Wanderfische sammelten. Für unseren Versuch bildete dies einen glücklichen Umstand, da so die augenscheinlich fittesten Individuen aus einer Vielzahl von Tieren für die Markierung ausgesucht werden konnten. Im Herbst 2018 fand zusätzlich zu der Befischung und Markierung an der Lippemündung ein gezielter Fang von Nasen unterhalb des Wehres Dahl statt. Auch diese Versuchstiere wurden mittels Elektrobefischung mit mehreren Teams gefangen. Diese Abweichung vom ursprünglichen Plan resultierte aus den bisher erzielten Ergebnissen dieser Studie, die bis zum Herbst 2018 vorlagen.



LFV

Abb. 41: *Befischung an der Lippemündung bei Wesel mit mehreren Teams zur Beschaffung der Versuchstiere.*



LFV

Abb. 42: *Mobile OP-Station an der Lippemündung bei Wesel zur Besenderung der Fische.*

4.2.2.5 Besenderung

Die Besenderung der Fische umfasst laut Tierschutzgesetz genehmigungsrelevante Handlungen an den Versuchsfischen, so dass im Vorfeld ein umfangreicher Tierversuchsantrag gestellt und genehmigt wurde. Unmittelbar nach dem Fang der Tiere wurden diese in belüftete Hälterungsbecken überführt und zuvor protokolliert. Zur Markierung wurden die Fische vor Ort aus den Hälterungsbecken entnommen und in ein Narkotisierungsbad überführt. Die Betäubung erfolgte mittels des gängigen fischspezifischen Narkosemittels Eugenol in variierenden, art- und größenspezifischen Konzentrationen. Das Wasser des Narkosebads wurde regelmäßig, spätestens nach fünf Fischen gewechselt und die Betäubung neu dosiert. Der Narkosevorgang wurde individuenspezifisch überwacht und in diesem Zuge das Schwimmverhalten und die Atembewegungen kontrolliert. Sobald die Narkose wirkte (keine Reaktion auf Berührung, niedrige Operculafrequenz), wurde der Fisch in eine Operationsrinne mit Frischwasserzufuhr zu den Kiemen überführt (Abb. 43). Eine kleine Inzision (etwa 10 bis 15 mm) im Bauchbereich des Fisches wurde angesetzt, um die Bauchhöhle zu eröffnen. Der Sender (VEMCO Modell V8 oder V9) wurde über diese Öffnung in die Bauchhöhle eingeführt und diese anschließend mit ein bis zwei Nähten wieder verschlossen (Abb. 44 - 46). Als Naht wurde nicht abbaubares Operationsgarn in blau gewählt, um Anglern die Erkennung markierter Fische anhand der Naht zu ermöglichen. Anschließend wurde das Versuchstier in ein ebenfalls belüftetes Aufwachbecken überführt, das nach Eintreten der ersten Schwimmbewegungen zusätzlich abgedeckt wurde, um den Stress zu mindern. Nach wenigen Minuten waren die Fische wieder in der Lage, ihre Schwimmbewegungen vollständig zu kontrollieren. Die Tiere wurden mindestens weitere 15 Minuten beobachtet und erst bei völliger Revitalisierung wieder in ihre Umwelt entlassen. Als Besatzort wurde ein strömungsberuhigter Bereich oberhalb der Rausche gewählt. Das Prozedere der Betäubung und Markierung wurde während des Versuches genauestens protokolliert:

- Art, Totallänge [cm] und Gewicht [g] des Fisches sowie die Sender-ID,
- Gesamtzeit Eingabe in das Narkosebecken bis vollständiges Erwachen (Schwimmen ohne sichtbare Beeinträchtigungen wie Taumeln etc.),
- Zeit bis Eintritt der Narkose,
- Markierungszeit,
- Aufwachzeit.

Benötigte ein Fisch länger als üblich zum Erwachen oder waren Regungen noch nach der Entnahme aus dem Betäubungsbecken erkenntlich, wurden die Eugenolkonzentrationen entsprechend angepasst.

Diese Art der Markierung ist eine weit verbreitete Methode in der Fischereiforschung (CURREY et al. 2015; FETTERPLACE et al. 2016) und wird für die Analyse von Fischmigrationen und Ausbreitungsmustern eingesetzt (ROY et al. 2014). Der Eingriff ist minimal invasiv mit geringen Mortalitätsraten und führt weder zu kurzfristigen Beeinträchtigungen noch zu langfristigen Schäden bei Fischen in der gewählten Untersuchungsgröße (z.B. CHITTENDEN et al. 2009). In unserem Versuch setzten wir die Limitierung der Totallänge auf Individuen ≥ 40 cm. In Experimenten mit anderen Fischarten konnte bereits ab wesentlich geringeren Größen (12,5 cm) keine signifikante Beeinflussung des Verhaltens oder des Wachstums beobachtet werden (CHITTENDEN et al. 2009).

Tabelle 10 zeigt die Verteilung der beiden Sendergrößen (V8 und V9) auf die einzelnen Arten und die beiden Markierungskampagnen. Alle besenderten Fische sind erfolgreich aus der Narkose wieder erwacht und konnten besetzt werden.

Tab. 10: *Übersicht der markierten Fische mit den beiden Sendergrößen V8 und V9 pro Art (Ab = Brasse, Bb = Barbe, Cn = Nase, Lf = Flussneunauge, Li = Aland, Sc = Döbel, St = Salmo trutta) und Verteilung auf die Frühjahrsmarkierung (Lippemündung 27.03. & 28.03.2018) und Herbstmarkierung (Lippemündung 29.10. & 30.10.2018, Wehr Dahl 31.10.2018).*

Art	**Ab**		**Bb**		**Cn**		**Lf**	**Li**		**Sc**		**St**	**Gesamt**
Markierung	**V8**	**V9**	**V8**	**V9**	**V8**	**V9**	**V8**	**V8**	**V9**	**V8**	**V9**	**V8**	
27.03.2018		8		3		1	1		10		18		41
28.03.2018	4	1	12	6				7	1	1	2		34
29.10.2018		5		5					9		19		38
30.10.2018			1					5					6
31.10.2018			2		16	12						1	31
Gesamt	4	14	15	14	16	13	1	12	20	1	39	1	150

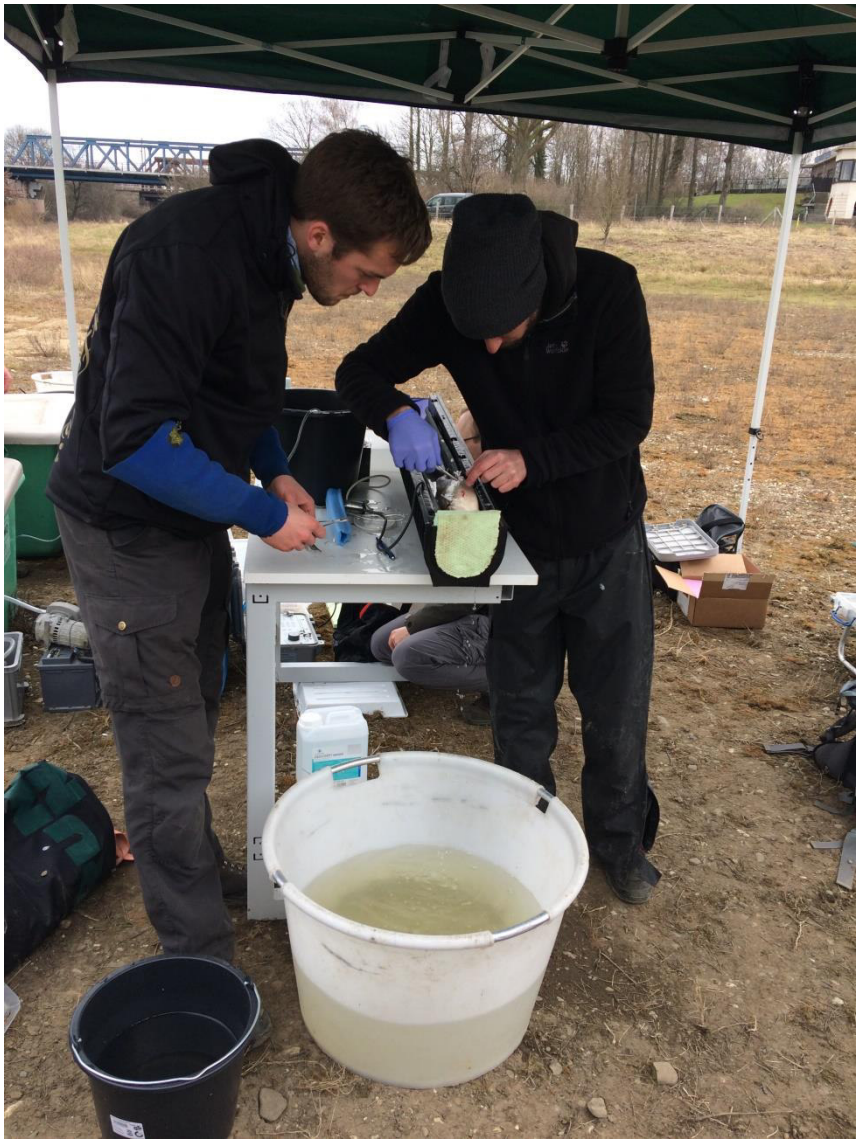


Abb. 43: *Besenderung eines Versuchfisches in der mobilen OP-Station an der Lippemündung.*



Abb. 44: *Eingabe eines VEMCO-Senders in die Bauchhöhle eines Versuchstieres.*



Abb. 45: *Verschließen der entstandenen Wunde mittels OP-Garn.*



LFV

Abb. 46: *Mit zwei Stichen verschlossene Inzision*

4.2.2.6 Auswertung der Daten

Das autonome System erlaubt eine Rund-um-die-Uhr-Überwachung auf Individuenbasis, ohne die Tiere dem Stress eines Wiederfanges auszusetzen. Eine fortlaufende Überwachung von 150 Fischen über einen Zeitraum von insgesamt 18 Monaten generiert jedoch auch eine Menge Daten. So wurden in dieser Studie über 2 Millionen Signale der markierten Fische detektiert. Für die Auswertung stellt der Hersteller VEMCO eine eigene Software (VUE Software: https://www.vemco.com/products/vue-software/) bereit, die zum Auslesen der Daten genutzt werden kann. Über diese Software ist es möglich, Signale an einzelnen Receivern (Stationen) zu sichten, oder aber den Weg einzelner Sender, demnach Fische, nachzuverfolgen. Eine derartige Auswertung fand für alle 150 Fische statt, übersichtshalber sind im Ergebnisteil jedoch nicht alle Individuen einzeln dargestellt.

4.2.3 Untersuchung von Ortsbewegungen mit dem DIDSON-Sonar 2018 bis 2019

4.2.3.1 Zielsetzung

Die ursprüngliche Zielsetzung des Einsatzes eines DIDSON-Sonares war es, Salmoniden an der Lippemündung zur Aufstiegszeit zu detektieren. Im Laufe des Projektes verschob sich der Fokus jedoch in die Richtung anderer diadromer Wanderfische, nachdem erste Aalabwanderungen und Neunaugenaufstiege aufgezeichnet werden konnten. Als zusätzlicher Aspekt wurde das Wanderverhalten von Fischschwärmen in der Winterzeit erfasst. Da zu dieser Jahreszeit keine regulären Elektrobefischungen mehr stattfinden, bietet das DIDSON-Monitoring wertvolle Informationen über das oft unterschätzte Wanderverhalten im Winter.

4.2.3.2 Methodik

Standort und Technik

Das DIDSON (Dual-Frequency Identification Sonar) wurde möglichst nah zur Lippemündung installiert, um auf- und absteigende Fische in das, bzw. aus dem System zu orten. Als Installationsort wurde hierzu ein früherer Pegelstandort bei Wesel am Alten Lippehafen gewählt (km 3, Abb. 47). Dieser Standort liegt oberhalb der beiden untersten Rauschen. Ein Einsatz weiter unterhalb im unmittelbaren Lippemündungsraum wäre aufgrund der örtlichen Gegebenheiten und trotz Einsatz des Lippeverbandes nicht möglich gewesen. Der gewählte Standort brachte zudem wesentliche Vorteile, wie eine gute Infrastruktur inklusive Zugang zu Strom und eine gute Bildqualität, da es hier wenig Turbulenzen und somit kaum bildstörende Bläschen im Wasser gab. Die Qualität und Aussagekraft der Daten war gleichbleibend hoch, so blieben lediglich Fische potenziell unerfasst, für die bereits die untersten beiden Rauschen ein nicht passierbares Wanderhindernis darstellten. Montiert wurde das Gerät über einen Träger (Abb. 47) mit einer Ausrichtung des Schallkegels vom Uferbereich des Prallhanges in Richtung Flussmitte (Abb. 48).



LFV Hydroakustik GmbH

Abb. 47: *Standort des Sonars in der Lippe bei Wesel (km 3) (links, Blickrichtung flussabwärts), das DIDSON wurde mit einer speziell dafür angefertigten Halterung an einem alten Pegel befestigt (rechts).*

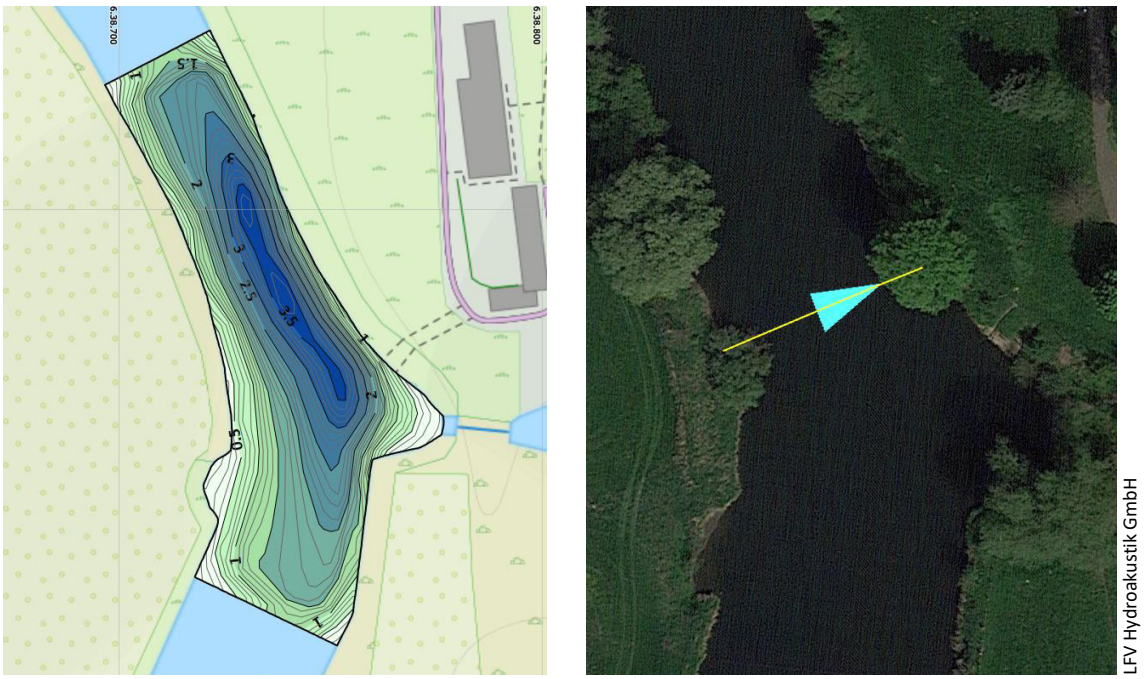
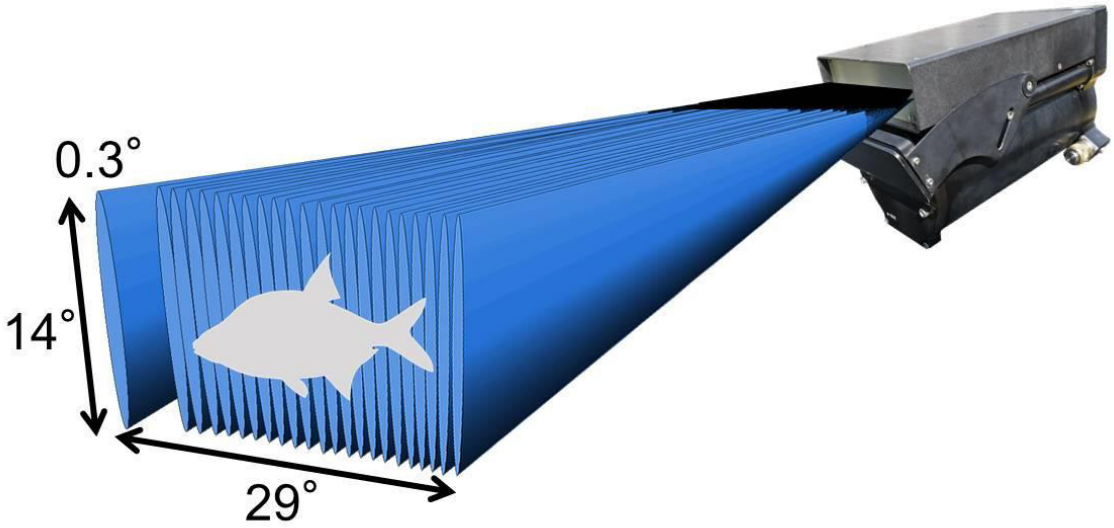


Abb. 48: *Standort des DIDSON in der Lippe bei Wesel, Tiefenprofil der Untersuchungsstelle (links) und Ausrichtung des Schallkegels (blaues Dreieck, rechts). Die gelbe Linie stellt die Breite der Lippe an dieser Stelle dar (33 m zum Zeitpunkt der Messung).*

Die Lippe wies hier eine maximale Tiefe von 3,5 m und eine Gesamtbreite von etwa 33 m auf, wovon ca. ein Drittel durch den Schallkegel abgedeckt wurde. Der Pegel befand sich 6,5 m vom rechten Ufer entfernt, so dass die Gewässermitte als Hauptwanderkorridor absteigender Fische in der Hauptfließrinne umfangreich erfasst wurde.

Beim DIDSON handelt es sich um ein Multibeam Imaging Sonar. Es ist ein bildgebendes System, das in der Lage ist Geschehnisse Unterwasser (im Gegensatz zu Unterwasserkameras) weitgehend unabhängig der Wassertrübung und von Dunkelheit, hochauflösend zu erfassen. Ein Vorteil des Sonars gegenüber Standardbefischungsmethoden ist die Möglichkeit von Langzeituntersuchungen zur Analyse von Fischabundanzen, Fischlängenhäufigkeiten und diurnalen Aktivitätsrhythmen und Wanderbewegungen mit hoher zeitlicher Auflösung. Der Gesamtschallkegel setzt sich aus einem Fächer von schmalen Einzelschallkegeln zusammen. Es bildet dadurch ein hochaufgelöstes Sichtfeld ab, das sich mit einem Öffnungswinkel von 29° horizontal und 14° vertikal öffnet (Abb. 49). Der Schall wird dabei durch ein System aus akustischen Linsen fokussiert. Das Sonar verfügt über zwei Frequenzen (Detektionsmodus bei 1,1 MHz und Identifikationsmodus bei 1,8 MHz). In den letzten Jahren sind viele wissenschaftliche Arbeiten zum Einsatz von Imaging Sonaren in aquatischen Lebensräumen veröffentlicht worden, die sich u. a. mit der Beobachtung von Fischen in reich strukturierten Habitaten (FRIAS-TORRES & LUO 2008), auf Laichgründen (LANGKAU et al. 2016) und der computergesteuerten Identifikation von Aalen (MUELLER et al. 2008) beschäftigt haben.

Für die vorliegende Untersuchung wurde der hochauflösende Identifikationsmodus (1,8 MHz) mit 96 „beams“ (Einzelschallkegeln) bei einer eingestellten Reichweite von 11 m verwendet. Das Bild setzt sich aus 96 x 512 „akustischen“ Pixeln zusammen. Aufgenommen wurde mit einer Geschwindigkeit von acht Bildern pro Sekunde, so dass die Ergebnisse, neben der Darstellung als Echogramm, in Videosequenzen ausgegeben werden können.



LFV Hydroakustik GmbH

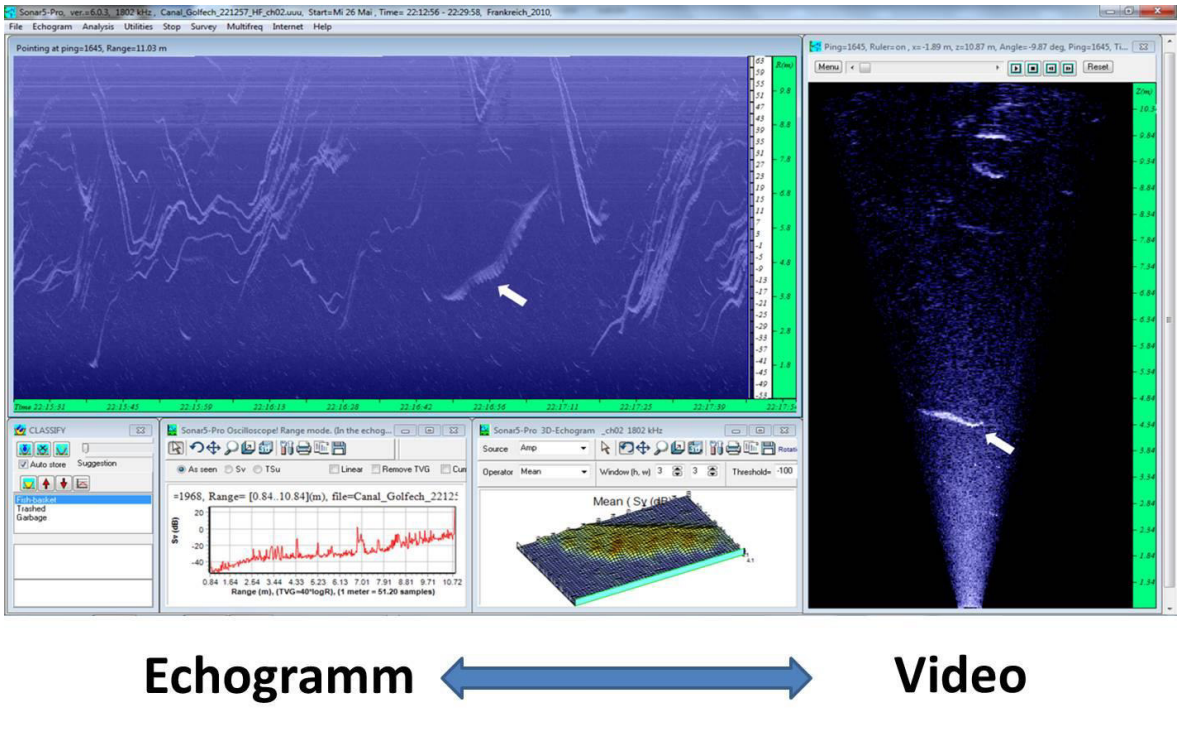
Abb. 49: *Schematische Darstellung des DIDSON Schallkegels*

Diese nicht-invasive Methodik erlaubt eine Rund-um-die-Uhr-Überwachung ohne jegliche Störungen des Fischverhaltens und ermöglicht Längenmessungen ohne den Fang der Individuen. Teilweise lassen sich Individuen artspezifisch ansprechen, so etwa Aal, Wels oder Neunaugen.

Installiert wurde das Sonar am 07.11.2018 und verblieb bis zum 19.04.2019 in der Lippe. Laut ursprünglicher Planung sollte das DIDSON nur 45 Tage eingesetzt werden, aufgrund der ersten analysierten Ergebnisse, die anzeigten, dass ein Großteil der Fische die Lippe verließ, wurde jedoch eine Verlängerung bis ins Frühjahr beantragt, um mutmaßlich wiederkehrende Tiere zu erfassen.

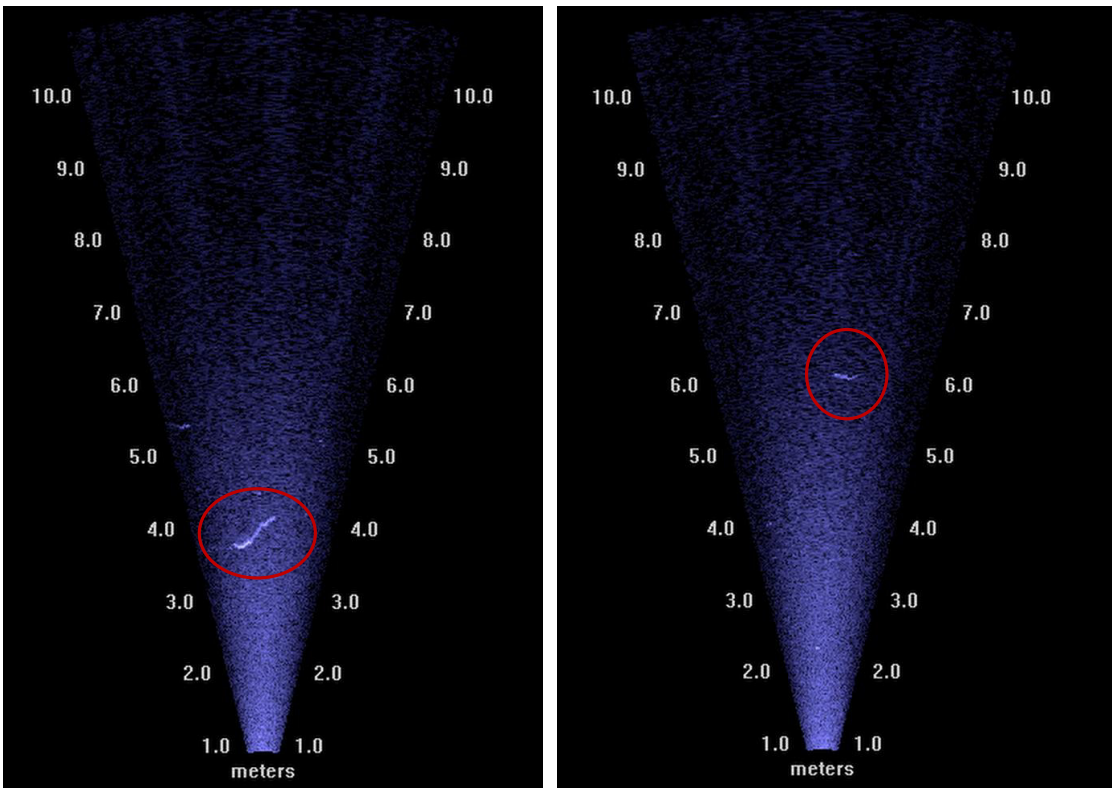
Datenauswertung

Die Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe der Post-Processing-Software Sonar 5 Professional (http://folk.uio.no/hbalk/sonar4_5/). Die Rohdaten des Sonars wurden in das Bearbeitungsformat der Software konvertiert. Dies ermöglicht, neben der Ausgabe als Video, die Darstellung der Daten in Echogrammen (Abb. 50). In einem Echogramm werden die empfangenen Echointensitäten über die Erfassungsreichweite (Y-Achse) gegen die Zeit (X-Achse) dargestellt. Jeder Fisch erzeugt im Echogramm eine charakteristische Spur („trace“). Echogramme bilden so eine größere Zeitspanne von Daten im Überblick ab und erleichtern das Auffinden von Fischen in den Daten. Die gefundenen „traces“ können dann im Detail als Videosequenz angeschaut, klassifiziert (Einzelfisch, Aal, Neunauge, Schwarm) und die Individuen mittels einer Software-Funktion in der Länge vermessen und mit einem Zeitstempel gespeichert werden.



LFV Hydroakustik GmbH

Abb. 50: *Beispielhafter Screenshot aus Sonar 5 Pro. Darstellung als Echogramm (links) mit korrespondierendem Video (rechts). Weißer Pfeil markiert links eine Fisch-Spur „trace“ und rechts das zugehörige Fischecho im Video.*



LFV Hydroakustik GmbH

Abb. 51: *Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen: links ein absteigender Aal, rechts ein aufsteigendes Neunauge. Der Schallkegel richtet sich vom rechten Ufer in Richtung Gewässermitte, so dass die Fließrichtung in den Ausschnitten von links nach rechts ist. Die Zahlen geben den Abstand [m] zum Sonarkopf an.*

Der Fokus in dieser Untersuchung wurde auf absteigende Aale und aufsteigende Flussneunaugen hinsichtlich ihrer Abundanzen, Wanderzeiten und Längen sowie auf das Verhalten von Schwärmen (Wanderrichtung, Aktivitätszeiten) gesetzt. Aale und Neunaugen ließen sich hierbei anhand ihres Schwimmverhaltens, welches bei Neunaugen und ihrer wellenförmigen Schwimmweise wesentlich „hektischer" ausfällt, leicht auseinanderhalten (Abb. 51). Von den registrierten Individuen wurde jeweils die Wanderrichtung (ab- oder aufsteigend), das Datum, die Uhrzeit und die Totallänge [cm] sowie der Abstand zum Sonar vermerkt. Als Schwarm wurden Fischanhäufungen definiert, die sich gemeinsam gerichtet im Verbund bewegten. Als Schwellenwert wurde hier eine Anzahl von acht Individuen gewählt. Alle drei Themenkomplexe wurden für den Zeitraum vom 15. November 2018 bis 15. Dezember 2018 umfangreich durch eine manuelle Sichtung aller Sequenzen ausgewertet (Tab. 11). Eine Bachelorarbeit der Universität zu Köln (REISNER 2019) beschäftigte sich zudem mit dem Abstiegsverhalten der Aale für einen erweiterten Zeitraum bis Ende Januar 2019. Weitere DIDSON-Daten bis zum 19.04.2019 liegen vor, konnten bisher aber nicht durch weitere studentische Arbeiten ausgewertet werden.

Tab. 11: *Übersicht über die Einsatzzeiten des DIDSON im Lippemündungsbereich inkl. der Ausfallereignisse.*

Zeitraum von	bis	Anzahl Tage	Auswertung
07.11.2018	14.11.2018	8	Daten vorhanden, nicht ausgewertet
15.11.2018	15.12.2018	31	Aale, Neunaugen & Schwärme
28.12.2018	07.01.2019	11	Ausfall des Gerätes
15.12.2018	31.01.2019		Aale (Bachelorarbeit REISNER 2019)
01.02.2019	25.03.2019	53	Daten vorhanden, bisher nicht ausgewertet
25.03.2019	27.03.2019	2	Ausfall des Gerätes
27.03.2019	19.04.2019	23	Daten vorhanden, bisher nicht ausgewertet

5 Ergebnisse

5.1 Artenliste und Fangzahlen

Aus den in den Artkapiteln (s. Kap. 5.4) erläuterten historischen Angaben lässt sich die Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe und ihrer Aue zum Ende des 19. Jahrhunderts rekonstruieren: 36 Arten sind sicher natürlich vorgekommen, vier weitere möglicherweise (Bitterling, Schneider, Giebel und Finte). Eine biogeographisch nicht einheimische Art war schon damals weit verbreitet, nämlich der Karpfen. Die einzige Art Zehnfußkrebs, die im Einzugsgebiet der Lippe natürlich vorkam, ist der mittlerweile verschwundene Edelkrebs.

Insgesamt wurden 2017 und 2018 bei den Elektrobefischungen tagsüber und in der Nacht sowie den Reusenfängen am Wehr Buddenburg 48 Fisch- und Rundmaularten in der Lippe und ihrer Aue nachgewiesen, außerdem zwei Arten Zehnfußkrebse (Tab. 12.1 & 12.2).

Insgesamt wurden mit den verschiedenen Methoden (s. Kap. 4) mehr als 307.000 Individuen gefangen.

34 der insgesamt 40 sicher, bzw. möglicherweise am Ende des 19. Jahrhunderts natürlich vorgekommenen Fisch- und Rundmaularten wurden gefangen. Es fehlten Stör, Maifisch, Finte, Schneider, Schlammpeitzger und Schnäpel.

Zusätzlich zum Karpfen traten bei den Untersuchungen weitere 14 nicht einheimische Arten auf, außerdem liegen Nachweise von zusätzlichen acht allochthonen Arten durch Angelfischer und ältere Elektrobefischungen vor.

Im Folgenden werden die vier Fischarten mit unklarem biogeographischem Status als autochthone Arten behandelt, da sie ihr Verbreitungsgebiet in der Lippe und ihrer Aue aus eigener Kraft erreicht haben können, jedenfalls nicht absichtlich vom Menschen angesiedelt wurden.

Der ursprünglich vorkommende Edelkrebs fehlt, dafür kommen die beiden allochthonen Arten Kamberkrebs und Wollhandkrabbe vor.

Tab. 12.1: *Liste der sicher bzw. möglicherweise in der Lippeaue autochthonen Fisch-, Rundmaul- und Zehnfußkrebsarten und der bisher belegten allochthonen Arten sowie Fangzahlen 2017 - 2019 (Teil 1/2)*

RL TL: Rote Liste NRW Tiefland (Klinger et al. 2011, Groß et al. 2011); 0: verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; G: Gefährdung unbekannten Ausmaßes; V: Vorwarnliste; D: Daten unzureichend; ug: ungefährdet; -: nicht bewertet (Neozoon)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Status	Nachweis 2017-2019	letzter Nachweis	RL TL	Lippe 2017 Tag	Lippe 2017 Nacht	Lippe 2018 Tag	Lippe 2018 Nacht	Auen 2017	Auen 2018	Reusenfang 2018-2019	Fang Sender-fische 2018	Summe
Neunaugen	**Petromyzontidae**													
Flussneunauge	Lampetra fluviatilis	autochthon	X		3	198	21	99	15	20	23	1	2	379
Bachneunauge	Lampetra planeri	autochthon	X		G							0	0	
Meerneunauge	Petromyzon marinus	autochthon	X		1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Störe	**Acipenseridae**													
Europäischer Stör	Acipenser sturio	autochthon	-	1863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sibirischer Stör	Acipenser baerii	allochthon	durch Angler	2017	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Waxdick, Russischer Stör	Acipenser gueldenstaedtii	allochthon	durch Angler	2016, 2019	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aale	**Anguillidae**													
Europäischer Aal	Anguilla anguilla	autochthon	X		2	659	138	673	34	246	164	116	3	2033
Heringe	**Clupeidae**													
Maifisch	Alosa alosa	autochthon	-		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Finte	Alosa fallax	autochthon	-		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karpfenfische	**Cyprinidae**													
Bitterling	Rhodeus amarus	unklar	X		V	36	21	63	45	4258	9918	8	1	14350
Gründling	Gobio gobio	autochthon	X		ug	4195	664	5332	665	1797	1168	957	3	14781
Blauband"bärbling"	Pseudorasbora parva	allochthon	X		-	365	32	201	33	5528	11763	61	0	17983
Stromgründling	Romanogobio belingi	allochthon	-	1999, 2008/09	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barbe	Barbus barbus	autochthon	X		G	824	164	2139	90	0	4	1984	32	5237
Goldfisch	Carassius auratus	allochthon	X			0	0	1	0	0	0	1	0	2
Karausche	Carassius carassius	autochthon	X		ug	0	0	0	0	3	11	0	0	14
Giebel	Carassius gibelio	unklar	X		ug	44	0	8	6	32	112	0	0	202
Karpfen	Cyprinus carpio	allochthon	X		D	104	5	118	24	330	229	11	0	821
Brassen, Brachsen	Abramis brama	autochthon	X		V	74	113	91	25	2327	689	50	30	3399
Schneider	Alburnoides bipunctatus	unklar	-	1991-1999	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ukelei	Alburnus alburnus	autochthon	X		V	889	299	1656	212	872	474	10715	0	15117
Rapfen	Aspius aspius	allochthon	X		-	234	103	108	38	16	67	2595	1	3162
Zope	Ballerus ballerus	allochthon	-	2011	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Güster	Blicca bjoerkna	autochthon	X		ug	37	66	23	145	483	213	151	0	1118
Nase	Chondrostoma nasus	autochthon	X		V	479	243	584	154	1	36	105	30	1632
Silberkarpfen	Hypophthalmichthy molitrix	allochthon	-	1991	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marmorkarpfen	Hypophthalmichthy nobilis	allochthon	-	2006	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moderlieschen	Leucaspius delineatus	unklar	X		G	66	63	71	6	8806	39470	1	0	48483
Aland	Leuciscus idus	autochthon	X		ug	295	119	368	62	5	74	1	32	956
Hasel	Leuciscus leuciscus	autochthon	X		ug	590	156	1718	503	56	257	5061	0	8341
Elritze	Phoxinus phoxinus	autochthon	X		V	568	128	4587	120	22	1886	1	0	7312
Rotauge	Rutilus rutilus	autochthon	X		ug	3375	532	1586	1635	7598	8236	7381	10	30353
Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus	autochthon	X		V	49	62	35	6	193	711	134	0	1190
Döbel	Squalius cephalus	autochthon	X		ug	7170	997	9520	929	2060	2169	13869	75	36789
Graskarpfen	Ctenopharyngodon idella	allochthon	X		-	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Schleie	Tinca tinca	autochthon	X		ug	66	3	339	50	935	1272	9	3	2677
Steinbeißer	**Cobitidae**													
Steinbeißer	Cobitis taenia	autochthon	X		3	439	7	1021	11	430	2395	0	0	4303
Schlammpeitzger	Misgurnus fossilis	autochthon	-	vor 1932	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schmerlen	**Nemacheilidae**													
Schmerle, Bachschmerle	Barbatula barbatula	autochthon	X		ug	1799	81	1511	60	100	50	11	1	3613

Tab. 12.2: *Liste der sicher bzw. möglicherweise in der Lippeaue autochthonen Fisch-, Rundmaul- und Zehnfußkrebsarten und der bisher belegten allochthonen Arten sowie Fangzahlen 2017 - 2019 (Teil 2/2)*

RL TL: Rote Liste NRW Tiefland (Klinger et al. 2011, Groß et al. 2011); 0: verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; G: Gefährdung unbekannten Ausmaßes; V: Vorwarnliste; D: Daten unzureichend; ug: ungefährdet; -: nicht bewertet (Neozoon)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Status	Nachweis 2017-2019	letzter Nachweis	RL TL	Lippe 2017 Tag	Lippe 2017 Nacht	Lippe 2018 Tag	Lippe 2018 Nacht	Auen 2017	Auen 2018	Reusenfang 2018-2019	Fang Sender-fische 2018	Summe
Nordamerikanische Welse	**Ictaluridae**													
Schwarzer Zwergwels	Ameiurus melas	allochthon	-		-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Welse	**Siluridae**													
Europäischer Wels	Silurus glanis	allochthon	X		ug	90	12	129	8	1	3	23	1	267
Hechte	**Esocidae**													
Hecht	Esox lucius	autochthon	X		V	251	22	179	38	632	714	40	0	1876
Schnäpel, Maränen	**Coregonidae**													
Schnäpel	Coregonus spec.	autochthon	-		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lachse, Forellen	**Salmonidae**													
Regenbogenforelle	Oncorhynchus mykiss	allochthon	X		-	0	0	4	0	0	0	1	0	5
Atlantischer Lachs	Salmo salar	autochthon	X		1	0	1	0	0	0	0	1	0	2
Forelle (Bach- und Meerforelle)	Salmo trutta	autochthon	X		*/D	530	25	699	19	0	0	29	1	1303
Bachsaibling	Salvelinus fontinalis	allochthon	-		-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Äschen	**Thymallidae**													
Äsche	Thymallus thymallus	autochthon	X		2	100	13	314	13	0	0	0	0	440
Dorsche	**Lotidae**													
Quappe	Lota lota	autochthon	X		2	143	28	131	2	22	14	3	0	343
Lebendgebärende Zahnkarpfen	**Poeciliidae**													
Guppy	Poecilia reticulata	allochthon	-	1997	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stichlinge	**Gasterosteidae**													
Dreistachliger Stichling	Gasterosteus aculeatus	autochthon	X		ug	1307	135	1717	10	206	1005	2	8	4390
Zwergstichling, Neunstachl. Stichling	Pungitius pungitius	autochthon	X		ug	88	0	92	3	121	474	0	0	778
Groppen	**Cottidae**													
Stachelgroppe	Cottus cf. perifretum	allochthon	X		D	15	9	0	0	0	0	0	0	24
Groppe, Rheingroppe	Cottus rhenanus	autochthon	X		D	1822	109	2679	298	76	68	1	0	5053
Sonnenbarsche	**Centrarchidae**													
Gemeiner Sonnenbarsch	Lepomis gibbosus	allochthon	X		-	4	0	16	0	1	6	0	0	27
Barsche	**Percidae**													
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua	autochthon	X		ug	33	7	12	3	135	101	3	1	295
Flussbarsch	Perca fluviatilis	autochthon	X		ug	2457	1081	2436	1010	2270	6597	2201	80	18132
Zander	Sander lucioperca	allochthon	X		ug	27	3	5	3	5	10	4	0	57
Grundeln	**Gobiidae**													
Flussgrundel	Neogobius fluviatilis	allochthon	X		-	1	0	0	0	14	10	0	0	25
Schwarzmaulgrundel	Neogobius melanostomus	allochthon	X		-	13235	2893	11906	935	182	839	86	19	30095
Kesslergrundel	Ponticola kessleri	allochthon	X		-	28	6	18	9	2	3	2	3	71
Marmorgrundel	Proterorhinus semilunaris	allochthon	X		-	8519	964	6378	853	1184	1730	1	13	19642
Plattfische	**Pleuronectidae**													
Flunder	Platichthys flesus	autochthon	X		G	0	0	0	0	0	0	0	5	5
Zehnfußkrebse	**Decapoda**													
Edelkrebs	Astacus astacus	autochthon	-		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kamberkrebs	Orconectes limosus	allochthon	X		-	159	32	178	19	78	33	0	0	499
Wollhandkrabbe	Eriocheir sinensis	allochthon	X		-	4	0	10	2	0	0	64	0	80
						51368	9357	58755	8093	41048	92999	45684	354	307658

5.2 Verbreitung und Abundanz 2017 und 2018

5.2.1 Überblick über die Ergebnisse der Elektrobefischungen 2017 und 2018 tagsüber

5.2.1.1 Lippe: Abundanz, Frequenz und Artenzusammensetzung

Die zahlenmäßig häufigsten Arten in der Lippe waren 2017 in der Reihenfolge ihrer Abundanz bzw. ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Schwarzmaulgrundel, Marmorgrundel und Döbel; 2018 Schwarzmaulgrundel, Döbel und Marmorgrundel (Abb. 52) – und das, obwohl die beiden allochthonen Grundelarten bislang nicht die ganze Lippe besiedelt haben.

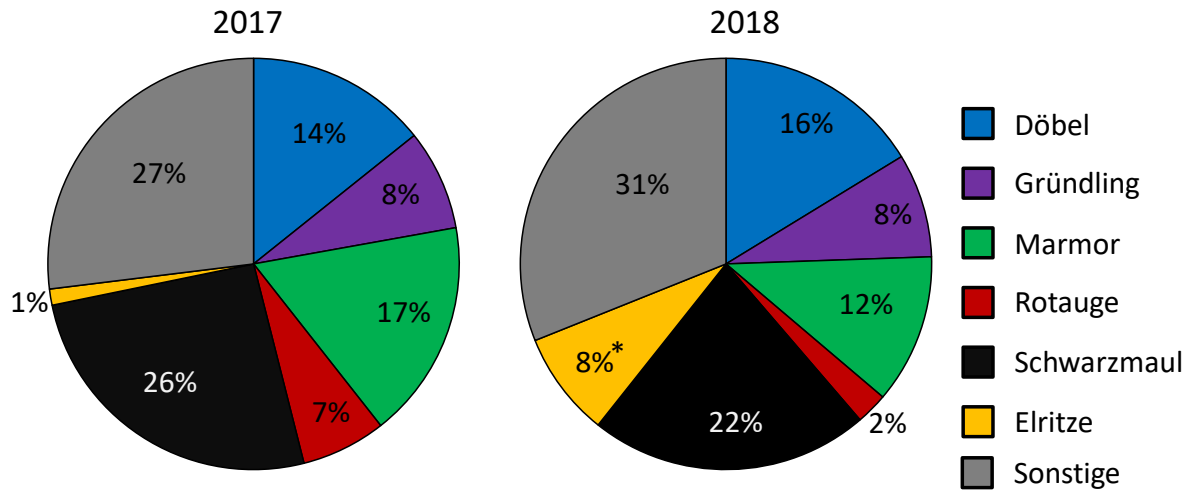


Abb. 52: *Prozentuale Zusammensetzung der häufigsten Arten in den Lippestrecken 2017 (links) und 2018 (rechts); * Der prozentuale Zuwachs von 2017 auf 2018 beruht auf einer einzigen Probestelle (Nr. 4), in der 2018 massenhaft Elritzen gefangen wurden.*

Die höchste Frequenz – also den größten Anteil von Probestellen mit Nachweis an der Gesamtzahl der Probestellen – hatten in abnehmender Reihenfolge im Jahr 2017 Flussbarsch, Aal, Dreistachliger Stichling, Döbel, Schmerle und Gründling; 2018 waren es Flussbarsch, Aal, Döbel, Gründling und Dreistachliger Stichling (Abb. 53). Alle genannten Arten erreichten Nachweisfrequenzen über 70 %. Von diesen Arten mit der weitesten Verbreitung gehört nur der Döbel zu den drei Arten mit der größten Individuenzahl (s. Abb. 52).

Pro 100 m Fluss wurden 2017 durchschnittlich 305 Fisch- und Rundmaulindividuen gefangen, 2018 waren es 338. Die höchste Individuendichte (Abb. 54) wurde im Jahr 2017 im Abschnitt zwischen Lünen und Rauschenburg erreicht, wobei die Probestrecke 33 (Flugplatz Lünen Lippeweiden) mit 1.311 Fischen pro 100 m Lippe das Maximum darstellte (allerdings hauptsächlich Marmor- und Schwarzmaulgrundeln). 2018 wurden maximal 2.160 Individuen pro 100 m Fluss gefangen und zwar an der Probestrecke 4 (Umgehung des Lippesees bei Paderborn-Sande, hauptsächlich Elritzen).

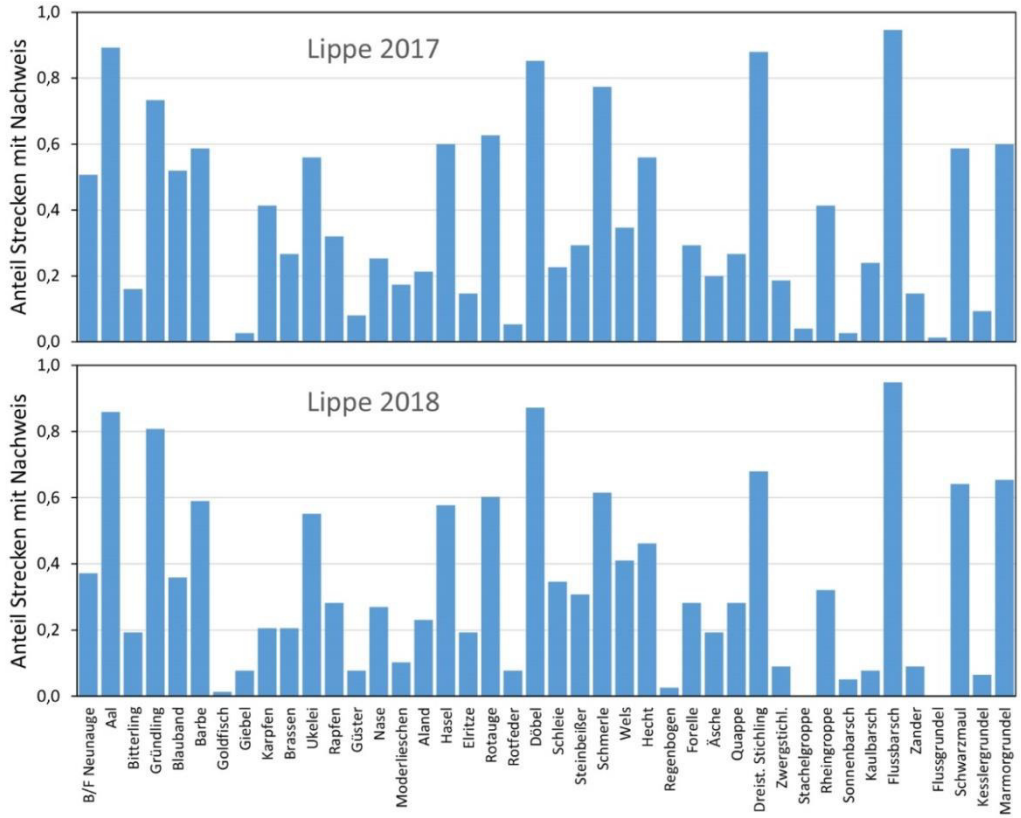


Abb. 53: *Frequenz der einzelnen Arten in den Lippestrecken in den Jahre 2017 und 2018*

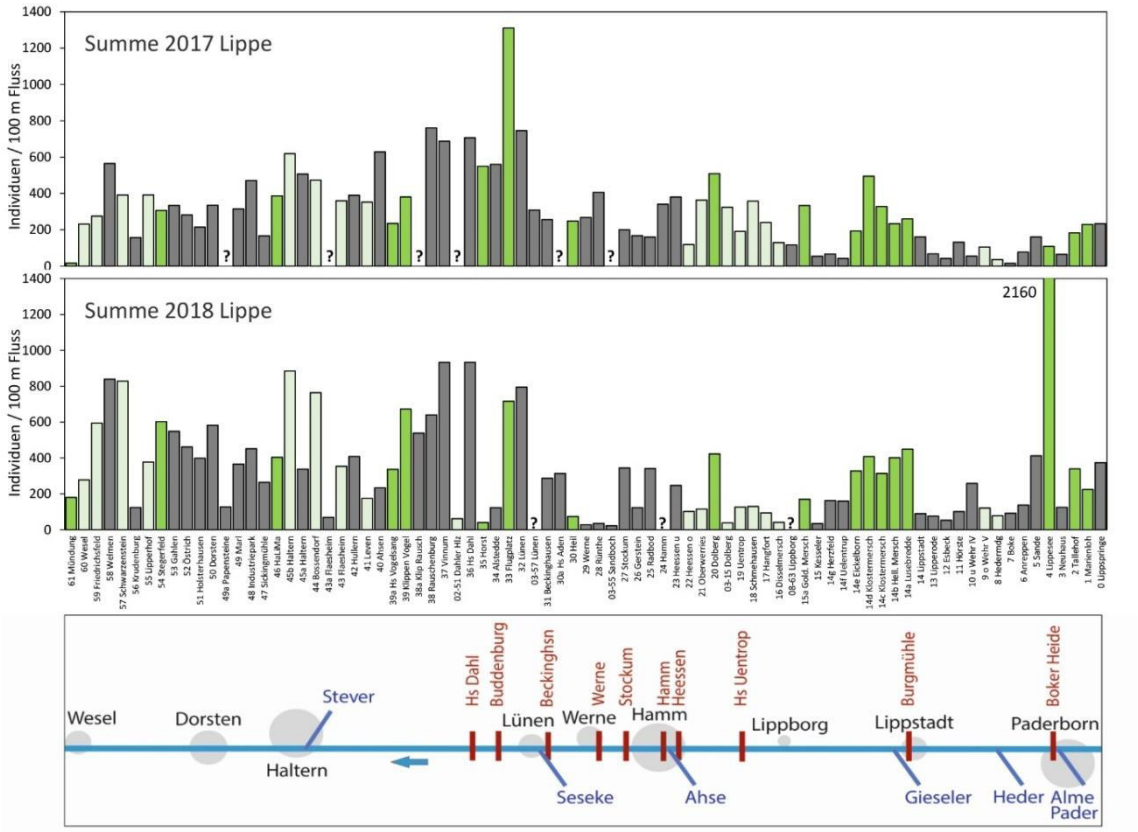


Abb. 54: *Abundanz (CPUE) aller Arten in den tagsüber mit standardisierter Methode befischten Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe:* ▮ *ausgebaut,* ▯ *entfesselt,* ▮ *naturnah;* **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht*

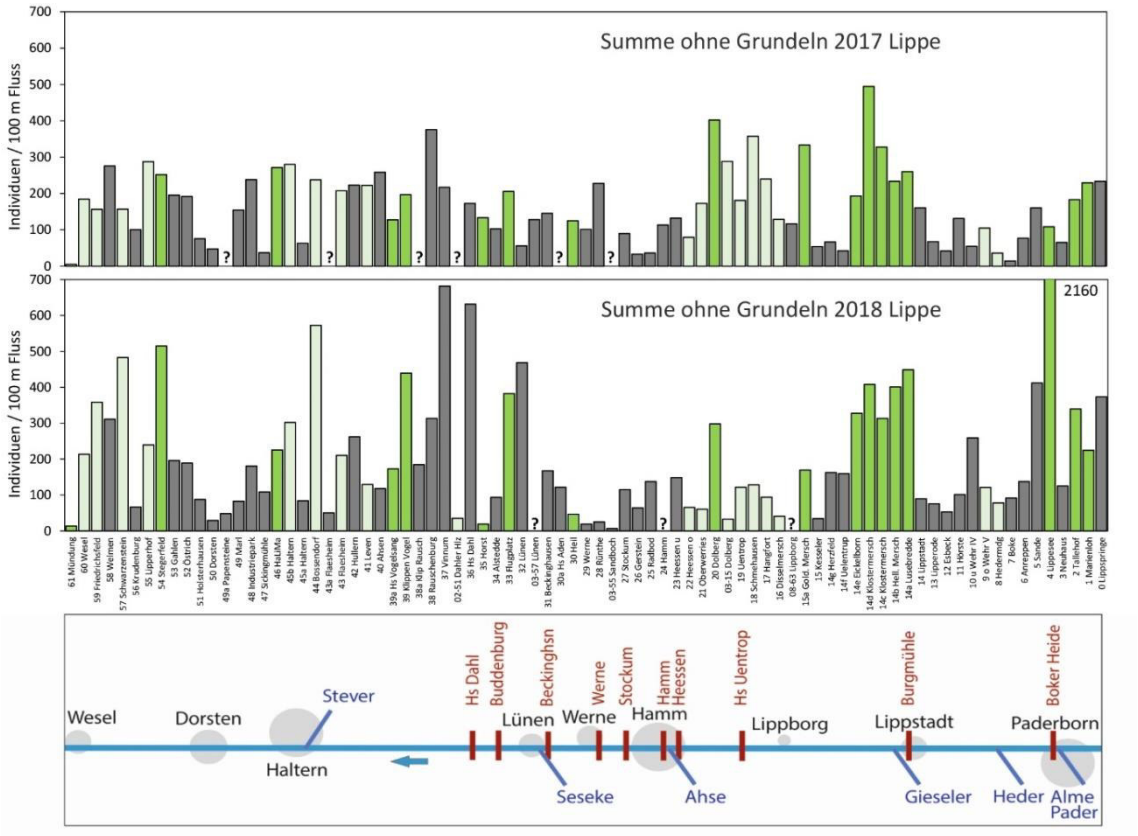


Abb. 55: *Abundanz (CPUE) aller Arten ohne Grundeln in den tagsüber mit standardisierter Methode befischten Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah;* ***?*** *im betreffenden Jahr nicht untersucht*

Lässt man die Grundeln unberücksichtigt (Abb. 55), so erlangt 2017 Probestrecke 14d (unterer Abschnitt der renaturierten Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen) die höchste Dichte mit 495 Individuen pro 100 m, während sich die Rangfolge für 2018 nicht ändert.

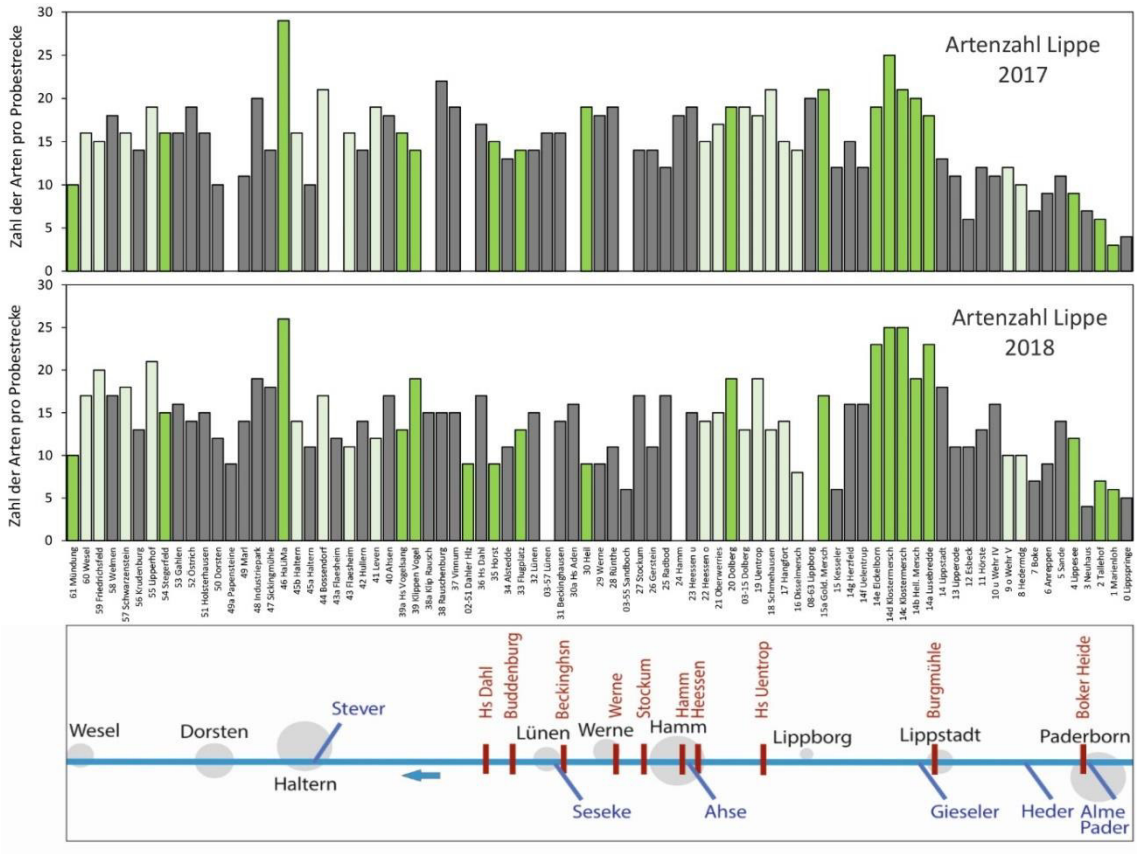


Abb. 56: *Anzahl der Arten (n) pro 100 m in den Probestrecken in der Lippe 2017 und 2018, Probestrecke in der Lippe:* ausgebaut, entfesselt, naturnah

Die Zahl der pro Probestrecke durchschnittlich gefangenen Fisch- und Rundmaularten betrug 2017 etwa 15 und 2018 etwa 14 Arten. Abbildung 56 gibt Auskunft, welche Probestrecken besonders artenreich waren, wobei in diesen Diagrammen allerdings nicht berücksichtigt ist, dass die Probestrecken unterschiedlich lang sind und die Artenzahl mit der Länge der befischten Strecke (allmählich) zunimmt.

Vom Oberlauf aus (rechts in den Diagrammen) steigt die Artenzahl natürlicherweise an und erreicht etwa ab Lippstadt ein Plateau, um das die Werte entsprechend dem Ausbauzustand der Probestrecken schwanken. Besonders artenreich waren in beiden Jahren die naturnahe Bergsenkungsstrecke HaLiMa (Nr. 46) und die renaturierten Strecken flussabwärts von Lippstadt (Nr. 14a – 14e).

Zählt man alle Individuen zusammen, so waren 2017 von 51.205 tagsüber in der Lippe gefangen Fischen und Rundmäulern 22.622 Tiere allochthon (44,2 %). 2018 waren es von 58.567 Individuen 18.884 (32,2 %) – ein bedenkliches Ergebnis. Abbildung 57 zeigt die Anteile autochthoner und allochthoner Fisch- und Rundmaulindividuen in den Probestrecken der Lippe.

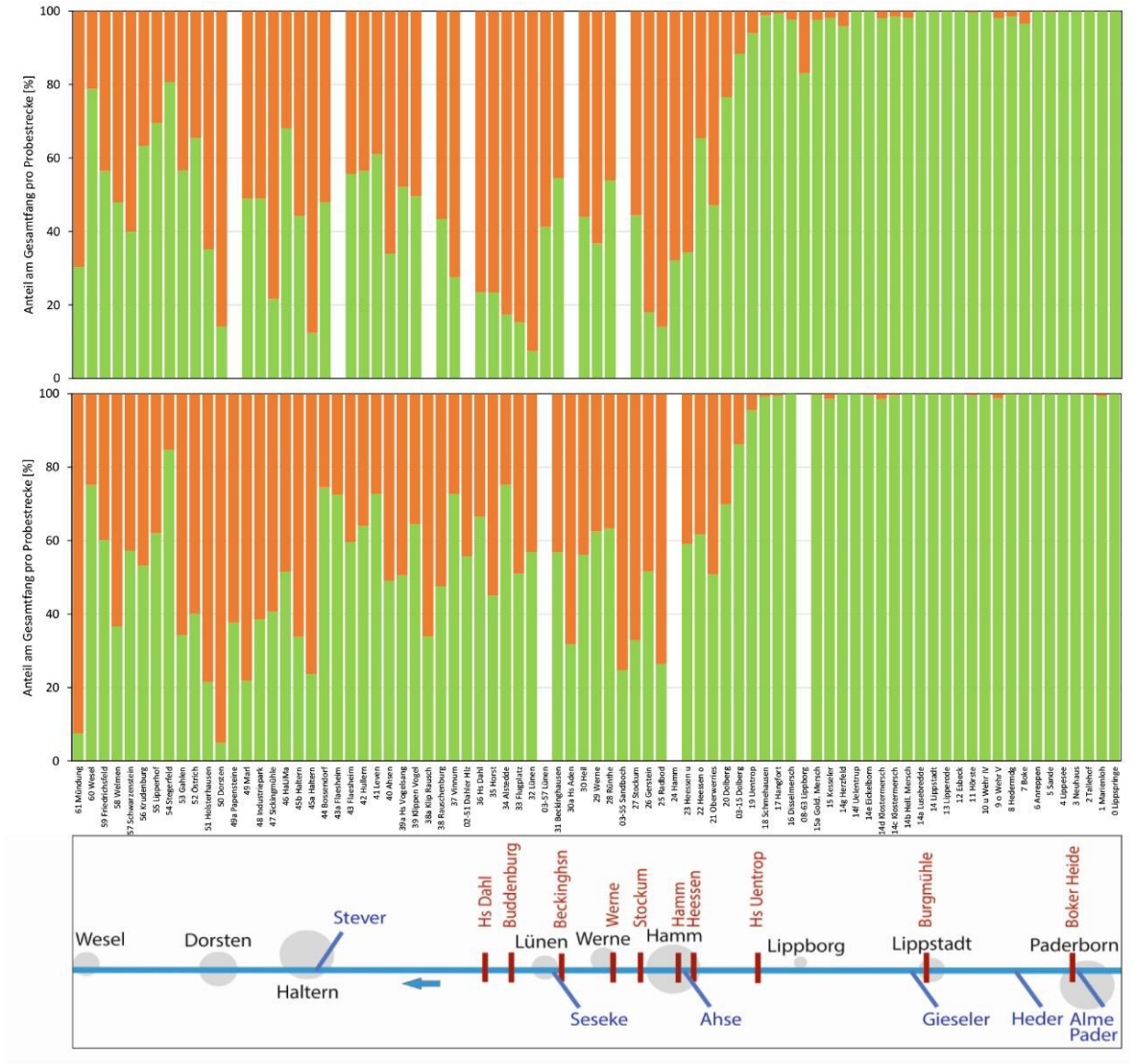


Abb. 57: *Anteil Individuen autochthoner (grün) und allochthoner (rot) Arten am Gesamtfang jeder Lippestrecke 2017 (oben) und 2018 (unten), Bitterling, Giebel und Moderlieschen wurden zu den autochthonen Arten gezählt.*

Es wird deutlich, dass die nicht einheimischen Arten erst ab dem Wehr Uentrop die Fischfauna dominieren. Betrachtet man nur die Probstrecken von Uentrop bis zur Mündung, so waren 2017 58,3 % aller gefangenen Individuen nicht einheimisch und 2018 48,2 %. In einzelnen Strecken waren über 90 % aller Individuen allochthon (Nr. 32 Lünen 2017, Nr. 50 Dorsten 2018 und Nr. 61 Mündung 2018). Die meisten Individuen nicht einheimischer Arten stellten Schwarzmaul- und Marmorgrundel.

Im Folgenden sollen Veränderungen der Artenzusammensetzung entlang der Lippe näher betrachtet werden. Die prozentuale Zusammensetzung der Fisch- und Rundmaulfauna eines Flusses verändert sich von der Quelle zur Mündung in typischer Weise in der klassischen Abfolge der „Fischregionen“: Forelle – Äsche – Barbe – Brassen – Kaulbarsch/Flunder. Für die Wasserrahmenrichtlinie wurden in NRW Referenzfaunen für verschiedene „Fischgewässertypen“ erarbeitet, also für Gewässerabschnitte mit ähnlichen Eigenschaften (NZO & IfÖ 2007). Die Lippe wurde dabei in vier Typen differenziert:

- „Oberer Forellentyp Tiefland“ (FiGt 05): von der Quelle bis unterhalb der Mündung der Beke bei Paderborn,

- „Äschentyp Lippe“ (FiGt 22): von unterhalb der Mündung der Beke bei Paderborn bis zum Ostrand von Lippstadt,
- „Barbentyp Lippe“ (FiGt 23): vom Ostrand von Lippstadt bis zur Mündung der Stever bei Haltern,
- „Brassentyp Lippe“ (FiGt 24): von der Mündung der Stever bei Haltern bis zur Mündung in den Rhein.

Für die nachfolgende Analyse nahmen wir eine weitere Unterteilung des „Barbentyp Lippe“ in drei Abschnitte basierend auf unterschiedlichen Eigenschaften vor:

- vom Ostrand von Lippstadt bis zum Wehr Uentrop: kaum Staueinfluss, relativ geringe Wasserbelastung, keine Populationen invasiver Grundeln,
- vom Wehr Uentrop bis zur Einleitung des Grubenwassers bei Haus Aden (Lünen): lange Staustrecken, höhere Wasserbelastung, jedoch relativ niedrige Chlorid-Konzentration, Vorkommen von Grundeln,
- von Haus Aden bis zur Mündung der Stever: lange Staustrecken, hohe Chlorid-Konzentration, Vorkommen von Grundeln.

Der „Brassentyp Lippe“ wurde entsprechend in zwei Teile geteilt:

- von der Mündung der Stever bei Haltern bis Dorsten-Holsterhausen: frei fließend, Grundelvorkommen, überwiegend Sandsohle,
- von Dorsten-Holsterhausen bis zur Mündung in den Rhein: frei fließend, Grundelvorkommen, überwiegend Kiessohle.

Abbildung 58 stellt die Zusammensetzung der Fisch- und Rundmaularten der vier Referenzfischfaunen der Lippe dar sowie die Artenzusammensetzung in den hier unterschiedenen sieben Lippe-Abschnitten in den Jahren 2017 und 2018.

Nur diejenigen Arten sind als individuelle Kreissektoren dargestellt, die in einer der Referenzfaunen oder in einem Befischungsabschnitt mindestens 10 % der betreffenden Gesamtindividuenzahl stellten; alle anderen Arten sind als „sonstige Arten“ zusammengefasst.

Die Artenzusammensetzungen der Jahre 2017 und 2018 in den sieben Flussabschnitten sind sich jeweils sehr ähnlich. Nur an wenigen Stellen verschieben „gute Jahre“ bzw. Massenvermehrungen einzelner Arten das Bild: Elritzen im „Äschentyp“ 2018, Rotaugen im „Barbentyp oben“ 2017 und Schwarzmaulgrundeln im „Barbentyp unten“ 2017.

Im **Forellentyp** ist der größte Unterschied der Befischungsergebnisse 2017 und 2018 zur Referenz das komplette Fehlen der Schmerle, die laut Referenz die häufigste Art sein und 28 % aller Individuen stellen soll. Hier dürfte es sinnvoll sein, die Referenz zu verändern, denn in stark schüttenden Karstquellen wie der Lippe ist das Wasser für eine dauerhafte Besiedlung der Schmerle offensichtlich zu kühl.

Im **Äschentyp** fallen 2017 und 2018 die großen Elritzenanteile bei den gefangenen Fischen auf; es ist unklar, ob die Elritzenzahlen langfristig so hoch bleiben.

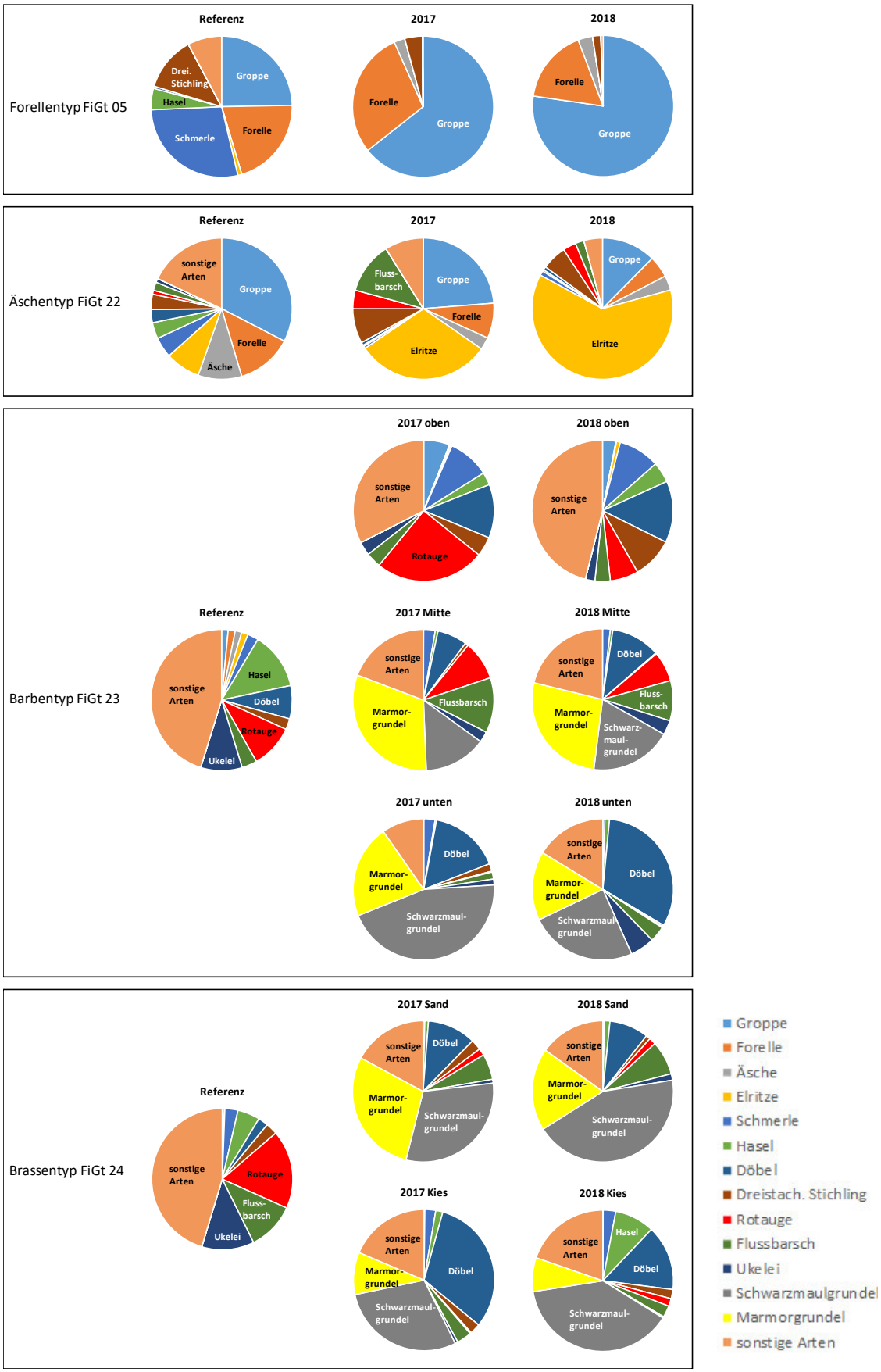


Abb. 58: *Artenzusammensetzung der Fische und Rundmäuler in verschiedenen Lippe-Abschnitten: links die Referenzfaunen (NZO & IfÖ 2007) und in der Mitte und rechts die Befischungsergebnisse 2017 und 2018*

Die Artenzusammensetzung im „**Barbentyp oben**“ hat recht große Ähnlichkeit mit der Referenz, insbesondere im Jahr 2018, während 2017 „zu viele“ Rotaugen gefangen wurden. Im „**Barbentyp Mitte**“ stellen zwei allochthone Grundelarten rund die Hälfte aller gefangenen Fische, so dass große Abweichungen von der Referenz entstehen. Im „**Barbentyp unten**“ ist zusätzlich der Döbel zu häufig und der Anteil des Rotauges viel zu klein.

Der deutlichste Unterschied zwischen dem „**Brassentyp Sand**“ und dem „**Brassentyp Kies**“ ist die Verkleinerung des Anteils der Marmorgrundel. Gegenüber der Referenz des „Brassentyps“ unterscheiden sich die Zusammensetzungen der Fangzahlen beider Brassentypen 2017 und 2018 v.a. durch die hohen Grundelanteile und das fast völlige Fehlen des Rotauges, von dem die Referenz einen Anteil von 18 % erwartet; es sollte die häufigste Art in der unteren Lippe sein. Außerdem weist der Döbel zu hohe Anteile und der Ukelei zu geringe Anteile auf.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Fischfauna der Lippe ab dem Wehr Uentrop zunehmend größere Abweichungen von den Referenzfaunen zeigt. Besonders einschneidend sind das Auftreten von Marmor- und Schwarzmaulgrundel, aber auch die sehr geringen Rotaugenanteile ab der Grubenwassereinleitung und die ebenfalls ab dieser Stelle sehr hohen Anteile des Döbels.

5.2.1.2 Stillgewässer: Abundanz, Frequenz & Artenzusammensetzung

Insgesamt wurden in den untersuchten Auengewässern 2017 40.977 Fisch- und Rundmaulindividuen gefangen und 2018 92.966.

Die zahlenmäßig häufigsten Arten in den Stillgewässern waren 2017 in der Reihenfolge ihres prozentualen Anteils am Gesamtfang Moderlieschen, Rotauge, Blauband und Bitterling, alle mit einem Anteil über 10 % (Abb. 59). 2018 waren die entsprechenden Arten Moderlieschen, Blauband und Bitterling.

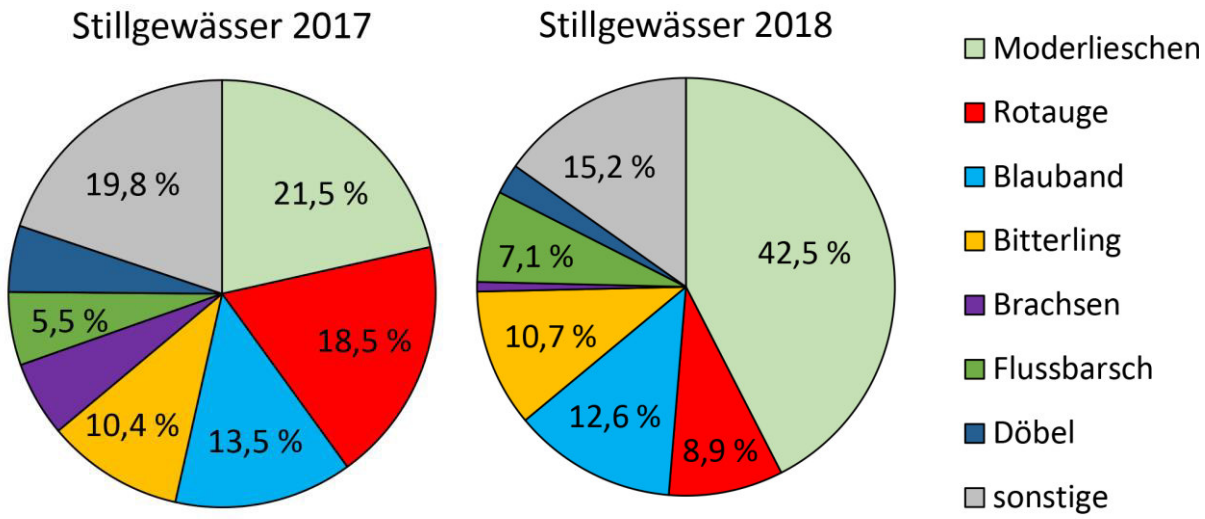


Abb. 59: *Prozentuale Zusammensetzung der häufigsten Arten in den Stillgewässern in der Lippeaue 2017 (links) und 2018 (rechts)*

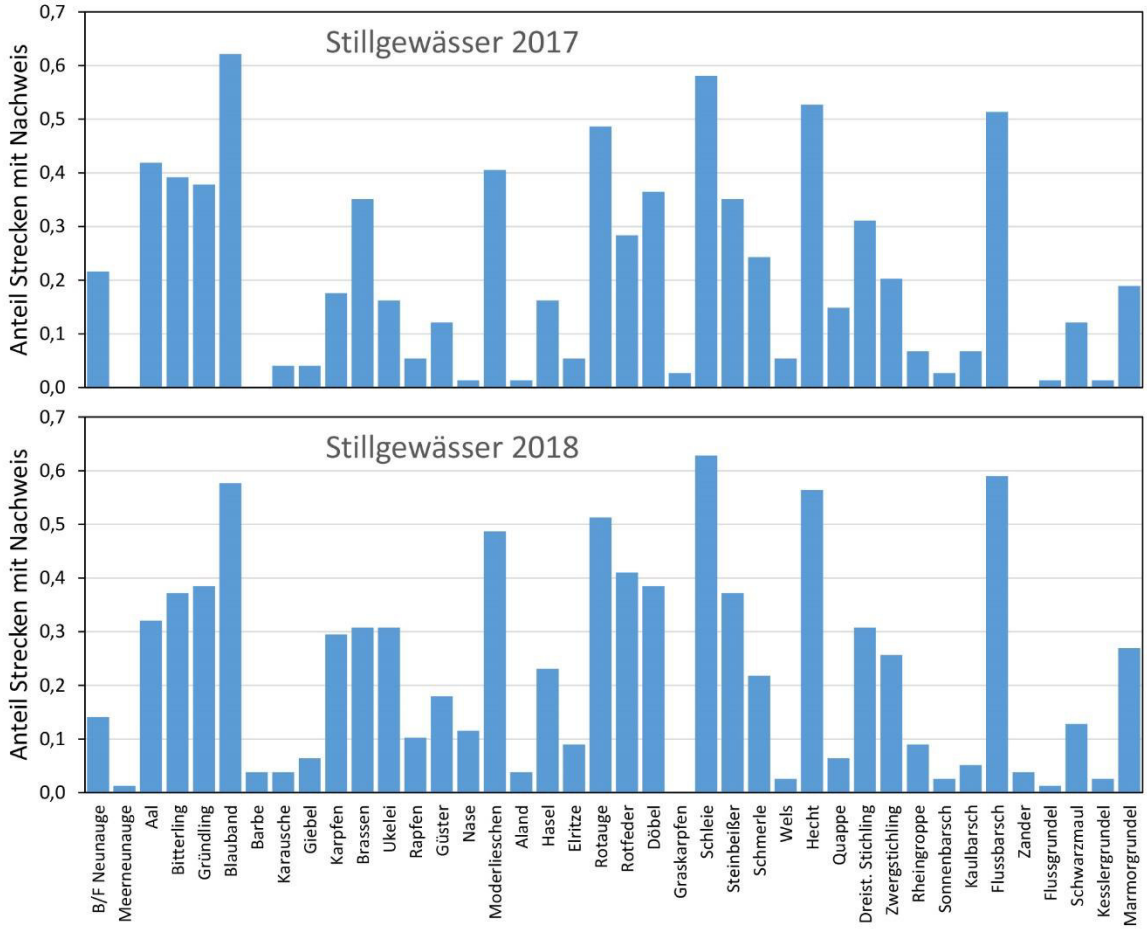


Abb. 60: *Frequenz der einzelnen Arten in den Stillgewässern der Lippeaue in den Jahre 2017 und 2018*

Die höchste Frequenz– also den größten Anteil von Probestellen mit Nachweis an der Gesamtzahl der Probestellen – hatten 2017 Blauband, Schleie, Hecht und Flussbarsch, die alle Frequenzen von mehr als 50 % zeigten (Abb. 60). 2018 wiesen Schleie, Flussbarsch, Blauband, Hecht und Rotauge die weiteste Verbreitung auf.

Obwohl Moderlieschen und Bitterling hohe Anteile am Gesamtfang stellten, gehören sie nicht zu den am weitesten verbreiteten Stillgewässerarten. Umgekehrt hat die Schleie eine weite Verbreitung, aber keinen hohen prozentualen Anteil aller Individuen (vgl. Abb. 59).

Der durchschnittliche CPUE-Wert für ein Auengewässer betrug 2017 141,5 gefangene Individuen / 10 min und 2018 287,8 gefangene Individuen / 10 min. Stillgewässern mit hohen Fischdichten kamen in allen Teilen des Untersuchungsgebietes vor (Abb. 61).

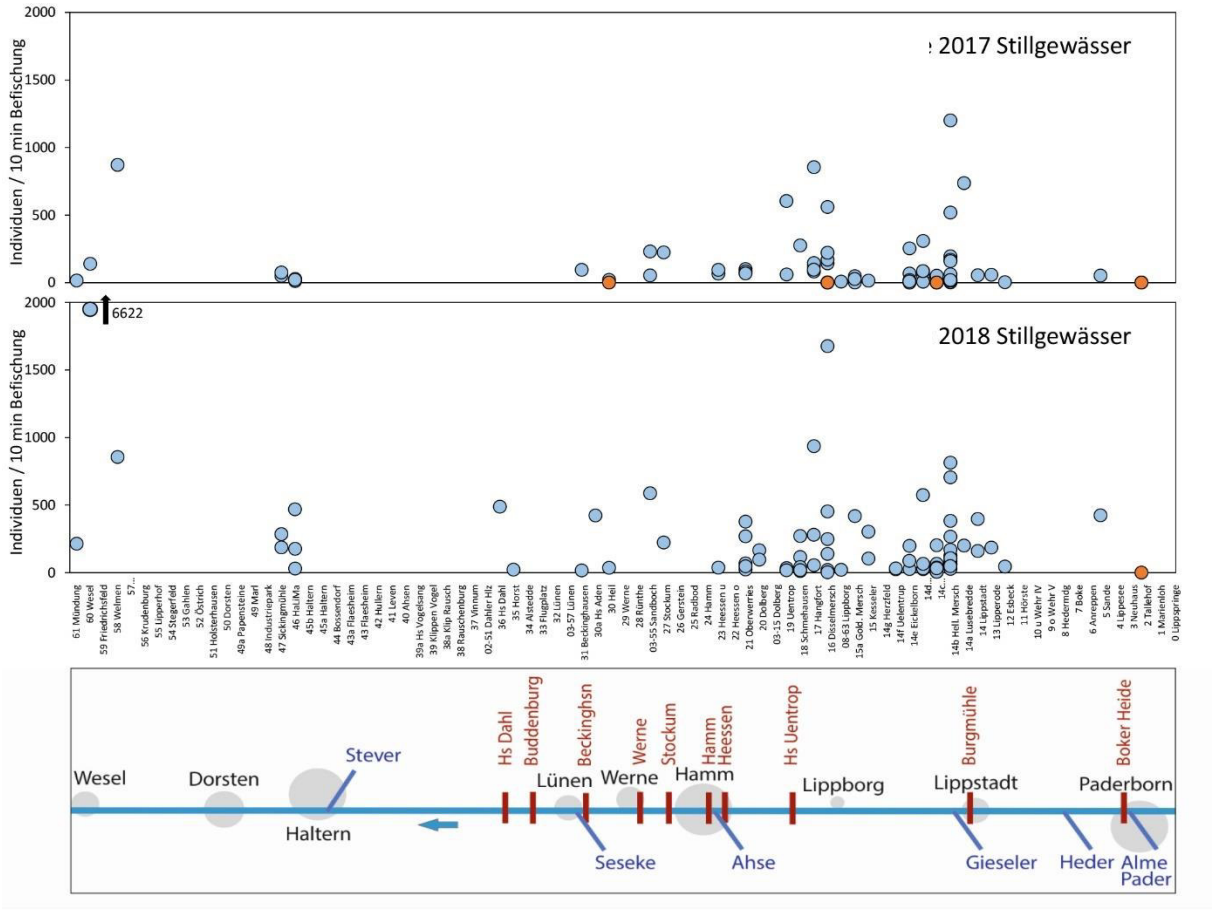


Abb. 61: *Abundanz (CPUE) aller Arten in den befischten Stillgewässern 2017 und 2018*

5.2.2 Analyse der Elektrobefischungen in der Lippe tagsüber anhand ökologischer Gilden

Die Einteilung von Lebewesen in ökologische Gilden entsprechend ihrer Nutzung von Lebensräumen kann bei der Auswertung von Bestandsaufnahmen manchmal hilfreich sein, andererseits aber auch Zusammenhänge verschleiern. Problematisch ist auch die nicht eindeutige Zuordnung von Arten zu den Gilden, die bei verschiedenen Autoren unterschiedlich ausfallen kann. Dennoch wird im Folgenden versucht, die Ergebnisse der standardisierten Elektrobefischungen in der Lippe (nur tagsüber) in wenigen Gildenbeispielen darzustellen.

5.2.2.1 Lithophile Arten

Lithophil, also „steinliebend“, bezeichnet eine Reproduktionsgilde, deren Mitglieder auf Kies oder anderen Steinen im strömenden Wasser ablaichen. Die lithophilen Arten sind auch außerhalb der Laichzeit im Süßwasser entweder komplett oder in den meisten ihrer Altersstadien rheophil, also strömungsliebend.

Tabelle 13 gibt einen Überblick über die lithophilen Arten der Lippe. Alle aufgelisteten Arten nutzen Laichplätze in schnell fließendem, relativ flachem Wasser. Mit Ausnahme von Stör, Fluss- und Meerneunauge, deren Laichplätze v.a. eine starke Strömung aufweisen müssen, benötigen die Arten explizit Flachwasser, z.B. die Barbe sehr flaches, schnell fließendes Wasser in Schnellen („*very shallow,*

fast flowing waters, in riffles“) oder Hasel und Nase flach überströmte Kiesbänke („*shallow gravel beds*“, KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Kieslaicher lassen sich nach BALON (1975, s. auch PULG 2009) in zwei Gruppen einteilen, die unterschiedliche Ansprüche an das Substrat stellen:

- Arten, die ihre Eier an der Oberfläche des Kieses absetzen („open substratum spawners“ oder Oberflächen-Deponierer) sind obligatorische und fakultative Kieslaicher;
- Arten, die ihre Eier im Interstitial „verstecken“ („brood hiders“ oder Brutverstecker) sind alle obligatorische Kieslaicher.

Tab. 13: *Lithophile Fisch- und Rundmaularten der Referenzfischfaunen der Lippe, geordnet nach dem Beginn ihrer Laichzeit (nach Angaben aus KOTTELAT & FREYHOF 2007, JUNGWIRTH et al. 2003, KRAPPE et al. 2012, BLESS 1992, KEELEY & SLANEY 1996, WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995 sowie aus der Zusammenstellung der Habitatansprüche der Fischarten NRWs (www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/anhang_iv.3_habitatansprueche_fische_teil1.pd)*

Art	Jahreszeit und Temperatur													Laichhabitat			
	Laichzeit (Monate)												Wasser-	Wassertiefe	Fließgeschw.	Korngöße	Ort der Ei-Entwicklung
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	temperatur	[cm]	[cm/s]	Kies [mm]	
Schnäpel													< 6 °C			-	festes Substrat
Lachs													< 11 °C	(15) 30 - 60	30 - 100	15 - 30	Kies (Eier vergraben)
Bachforelle													< 8 °C		> 40	(10) - 50 - (70)	Kies (Eier vergraben)
Meerforelle													< 8 °C		> 40	10 - 70	Kies (Eier vergraben)
Äsche													> 4 - 8 °C	20 - 50	33 - 80	20 - 70	Kies (flache Laichgrube, Eier etwas vergraben)
Aland													> 10 °C		30 - 40 (100)		Kies oder Wasserpflanzen
Hasel													> 8 - 10 °C	15 - 40	20 - 50	30 - 250	Kies, Steine (Oberfläche oder flache Laichgrube)
Rapfen *													> 8 °C				Kies oder Wasserpflanzen in starker Strömung
Nase													> 12 °C	(15) 20 - 30	40 - 60 (120)	(15) 20 - 70 (100)	Kies (flache offene Laichgrube)
Stör													> 20 °C	300 - 800	(10) 60 - 220	(> 30) 100 - 300	Stein bis Kies in starker Strömung
Bachneunauge													> 9 °C	20 - 30	(5) 10 - 40	3 - 20 (30)	Mittelsand / Feinkies (flache offene Laichgrube)
Flussneunauge													> 9 °C		20 - 80 (95)		Kies (flache offene Laichgrube)
Elritze													> 10 °C		20 - 30	20 - 30	Kies (Eier tief im Lückensystem)
Maifisch													> 15 °C	50 - 300	50 - 200	2 - 200	Kies, Oberfläche
Finte													> 15 °C	15 - 950			Sand, Kies, Schlamm
Meerneunauge													> 15 °C	40 - 60	100 - 200	10 - 50	Kies (flache offene Laichgrube)
Barbe													> 14 - 16 °C	20 - 30 (75)	(25) 30 - 50	20 - 50 (250)	Kies (flache offene Laichgrube)
Schneider													> 12 °C		10 - 50	30 - 250	Kies (Eier tief im Substrat)
Döbel													> 14 °C		(5) 20 - 50	(2) > 5 - 80	Kies, Oberfläche; selten Pflanzen

obligate Kieslaicher: "Brutverstecker"

obligate Kieslaicher: "Oberflächen-Deponierer"

fakultative Kieslaicher

* in der Lippe nicht autochthon

Die erste Artengruppe („**Oberflächen-Deponierer**“) stellt keine besonders hohen Ansprüche an Korngröße, Mächtigkeit und Durchströmung der Kiesbänke, da die Eier auf den frei liegenden Steinen anhaften oder oberflächlich zwischen den Steinen zum Liegen kommen. Die Neunaugen, Nase und Barbe legen flache Laichgruben an, jedoch ohne die Eier mit Kies zu bedecken. Döbel, Hasel sowie Schnäpel, Aland, Stör und Maifisch verändern die Oberflächen der Kiesbänke meist nicht (KOTTELAT & FREYHOF 2007, JUNGWIRTH et al. 2003, WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995). Der in der Lippe nicht einheimische Rapfen gehört auch in diese Gruppe. Er ist ein fakultativer Kieslaicher wie der Döbel.

Die Fische der zweiten Artengruppe („**Brutverstecker**“) benötigen – bis auf die Äsche - Kiesbänke mit Mächtigkeiten von etwa 30 cm oder mehr. Die tief im Sediment liegenden Eier sind darauf angewiesen, dass die Lücken im Interstitial groß genug und nicht von Feinsedimenten verstopft sind sowie von der Strömung mit Sauerstoff versorgt werden. Von den Arten der Lippe gehören nach JUNGWIRTH et al. (2003) die Salmoniden, Äsche und Elritze in diese ökologische Gruppe.

Bachforellen präferieren zum Ablaichen Kiesbänke mit Korngrößen von ca. 50 mm in einer Wassertiefe von ca. 30 cm mit einer Strömung von ca. 40 cm/s (Jungwirth et al. 2003); typischerweise führt am Laichplatz die Strömung in die Kiesbank hinein (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die weiblichen Forellen vergraben ihre Eier abhängig von der Größe der Fische 4 – 18 cm tief im Kies. Durch die Laichtätigkeit werden Feinsedimente ausgewaschen (JUNGWIRTH et al. 2003). Das tiefe Vergraben schützt die Eier vor Umlagerungen der Kiesbänke durch Hochwasser, macht sie aber anfällig für Sauerstoffmangel und Verschmutzung (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Von der Laichzeit im November/Dezember bis zum Erscheinen der Jungfische im Frühjahr (April/Mai) verbleiben Eier und Brut während ihrer Entwicklung mehrere Monate im Inneren der Kiesbank. Während dieser langen Zeit im Sediment müssen die Bedingungen im Interstitial durchgehend günstig sein. Dieselben Ansprüche an ihre Laichplätze wie die Bachforelle stellen Lachs und Meerforelle.

Die Äsche legt ihre flachen Laichgruben im März/April dort an, wo die Mächtigkeit einer Kiesbank mit Korngrößen von 20 – 70 mm mindestens 5 - 10 cm beträgt, die Wassertiefe um 35 cm und die Fließgeschwindigkeit etwa 40 cm/s. Teilweise werden alte Bachforellenlaichplätze genutzt (JUNGWIRTH et al. 2003). Die Eier schlüpfen schon nach 10 bis 40 Tagen; danach bleiben die Larven noch vier bis 10 Tage im Interstitial, bis der Dottersack aufgezehrt ist (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Entwicklungszeit der Äsche im Interstitial ist damit wesentlich kürzer als die der Bachforelle. Dies und die Tatsache, dass die Eier weniger tief eingegraben werden, verringert die Gefahr des Sauerstoffmangels. Wegen der Laich- und Entwicklungszeit im Frühjahr besteht jedoch eine größere Gefahr durch eine Veralgung von Kiesbänken.

Elritzen heben keine Laichgruben aus, geben ihre Eier aber tief in das schützende Kieslückensystem ab. Bevorzugt wird Kies mit einem Durchmesser von 2 - 3 cm. Embryonal- und Larvalentwicklung finden im durchströmten Interstitial statt, wobei die Larven nach dem Schlüpfen bis 30 cm tief in das Lückensystem eindringen. Vom Ablaichen, das zwischen April und Juli mehrfach erfolgen kann, dauert die Entwicklungszeit im Kies je nach Wassertemperatur 13 – 24 Tage (alle Angaben aus BLESS 1992).

Laichende Schneider pressen ihre Eier tief in Substratlücken des Kieses. Für die Fische dann noch erreichbare Eier werden entweder gefressen oder tiefer in den Kies geschoben. Bei 18 – 19 °C Wassertemperatur schlüpfen die Eier des Schneiders nach sechs bis sieben Tagen. Die Larven verbleiben einige Tage im Interstitial (BLESS 1996, BREITENSTEIN & KIRCHHOFER 1999).

Verbreitung der lithophilen Arten in der Lippe 2017/2018

Abbildungen 62a bis d zeigen die Verbreitung der Kieslaicher von der Quelle bis zur Mündung in jeweils zwei Diagrammen für die beiden Untersuchungsjahre. Dabei wurden die CPUE-Werte für jede Probestrecke zugrunde gelegt. Damit aber bei einer gemeinsamen Betrachtung nicht häufige Arten wie der Döbel das Bild dominieren, wurde für jede Art an jeder Probestrecke der prozentuale Anteil bestimmt, welchen der betreffende CPUE-Wert an der Summe der CPUE-Werte der Art im betrachteten Jahr ausmachte.

a „Brutverstecker“

Die in der Lippe vorkommenden anspruchsvollen „Brutverstecker“ Forelle, Äsche und Elritze konzentrieren sich im obersten Flussabschnitt mit seinen Plänerkiesbänken. Die begradigten, strukturarmen Probestrecken 6 und 7 fallen durch niedrige Abundanzen auf.

Im langen sandgeprägten Mittelabschnitt der Lippe treten „Brutverstecker“ 2017 nur auf Strecken mit Mergelkiesvorkommen auf und dort nur in geringen Dichten. Im Jahr 2018 fehlen diese Arten im Mittelteil der Lippe fast komplett; eventuell waren die Äschen wegen der hohen Wassertemperaturen lippeaufwärts ausgewichen.

Interessant ist das Auftreten von Forellen im kiesigen Unterlauf der Lippe. Zwar sind die Fangzahlen gering, aber in beiden Untersuchungsjahren vorhanden, was einen Zufall wenig wahrscheinlich macht.

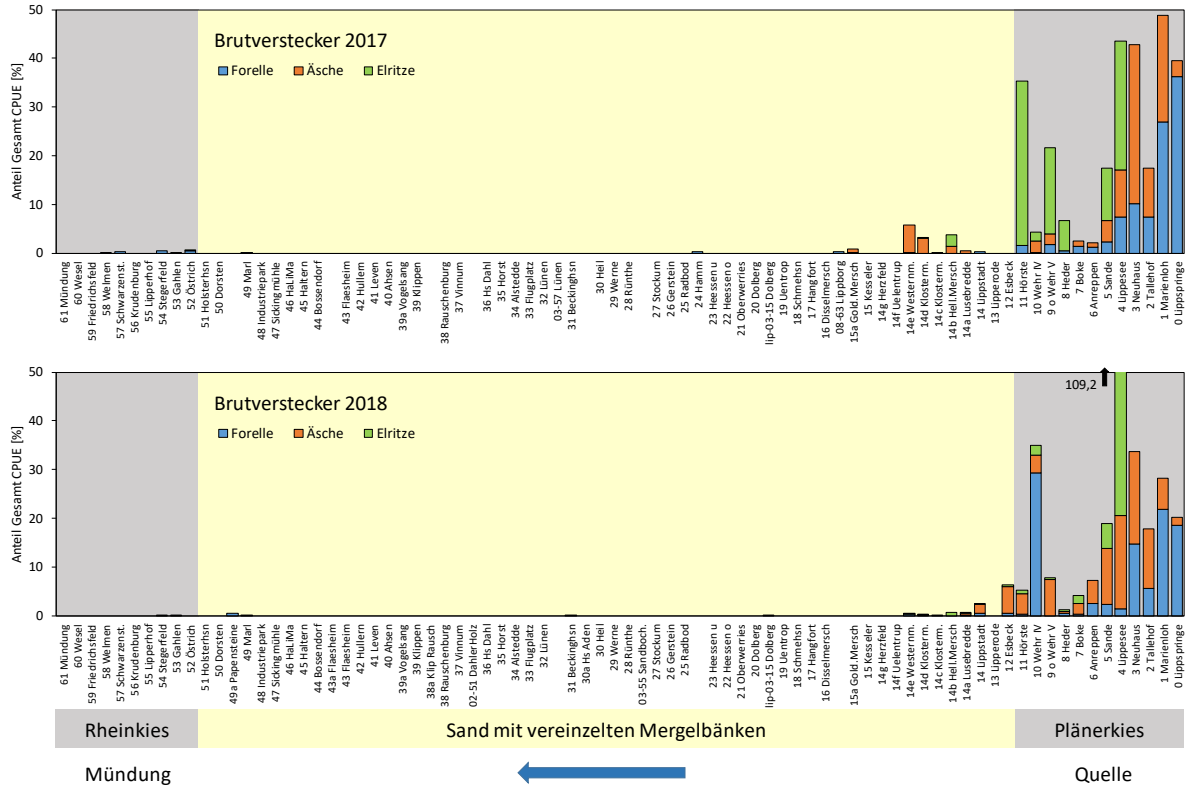


Abb. 62a: *Verbreitung und Häufigkeit anspruchsvoller lithophiler Arten, der „Brutverstecker“ in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

b Oberflächen-Deponierer: Cypriniden

Barbe, Hasel und Nase scheinen den kiesigen Oberlauf der Lippe zu meiden, obwohl potenziell geeignete Laichplätze vorhanden sind. Der Grund dafür dürfte nicht das Sohlsubstrat sein, sondern das auch im Sommer kühle Wasser, das der Forellen- und Äschenregion entspricht, während die drei betrachteten Arten eher in die wärmere Barbenregion eingeordnet werden.

Es schließt sich ein Abschnitt der „sandigen“ Lippe an mit hohen Abundanzen der drei Arten in naturnahen Probestrecken. Zwischen den Probestrecken 22 und 35 dagegen wurden kaum noch Barben, Hasel und Nasen gefangen. Erst flussabwärts steigen die Fangzahlen wieder an und erreichen sowohl im sandigen als auch im kiesigen Flussabschnitt teilweise hohe Zahlen.

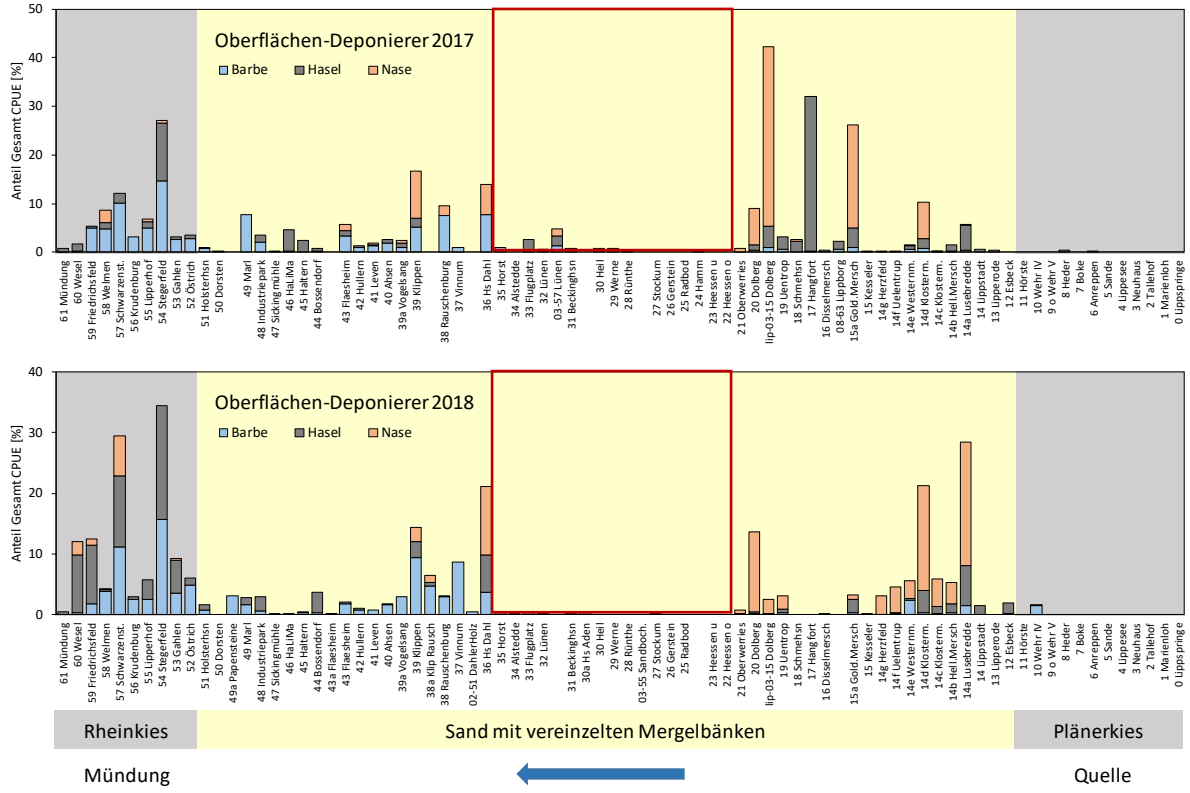


Abb. 62b: *Verbreitung und Häufigkeit weniger anspruchsvoller lithophiler Arten, der „Oberflächendeponierer“ (Cypriniden) in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art. Roter Rahmen: Lippeabschnitt mit überdurchschnittlich niedrigen Zahlen einiger lithophiler Arten*

c Oberflächen-Deponierer: Neunaugen

Ganz anders als die bisherigen Arten zeigen sich die Neunaugen. Ihre recht gleichmäßige Verbreitung von der Quelle bis zur Mündung weist nur eine mögliche „Fehlstelle“ zwischen den Probestrecken 22 und 27 auf. Eventuell befindet sich hier bedingt durch die Querbauwerke weder ein funktionsfähiger Bestand an Bach- noch an Flussneunaugen.

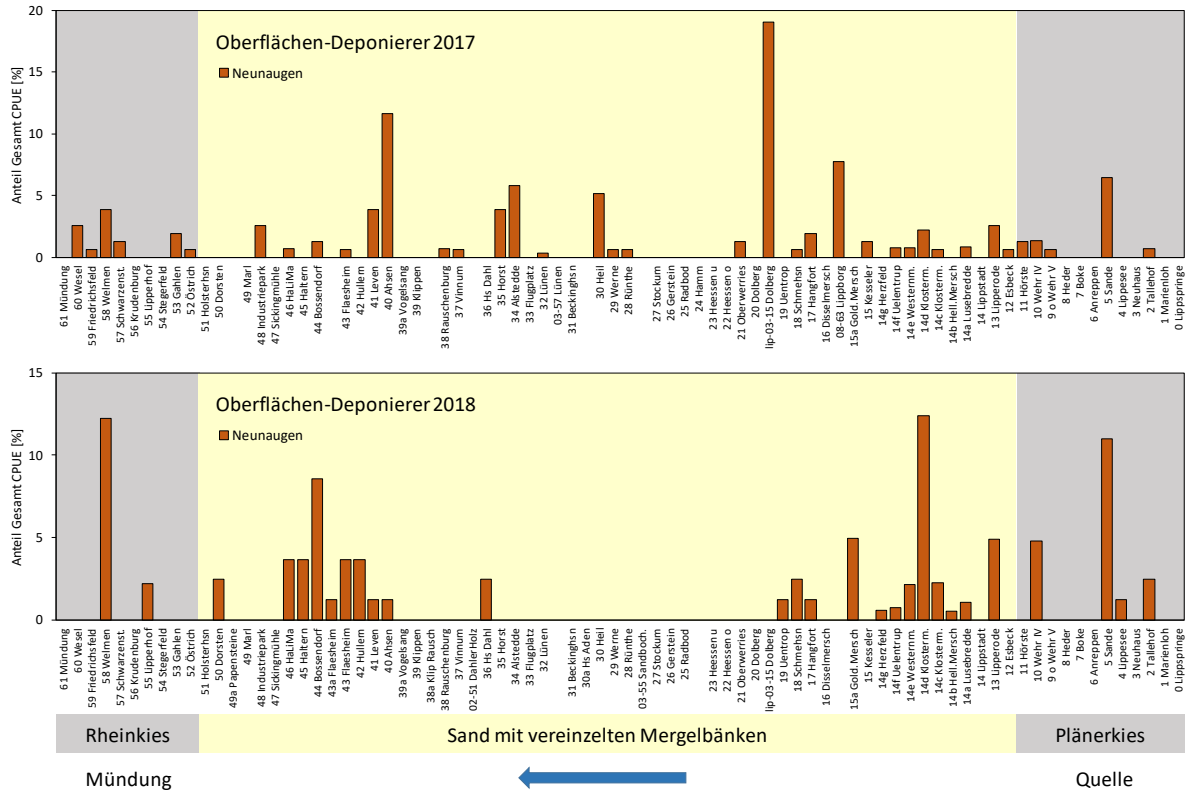


Abb. 62c: *Verbreitung und Häufigkeit weniger anspruchsvoller lithophiler Arten, der „Oberflächendeponierer“ (Neunaugen) in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

d Fakultative Kieslaicher

Die Fänge des Döbels verteilen sich recht gleichmäßig über die ganze Lippe von Lippstadt bis zur Mündung. Aland und Rapfen dagegen treten erst ab Haus Dahl sowohl auf sandigem als auch auf kiesigem Sohlsubstrat in Erscheinung, wobei der Rapfen flussaufwärts des Wehrs Dahl in sehr geringer Zahl vorkommt, der Aland aber offenbar überhaupt nicht.

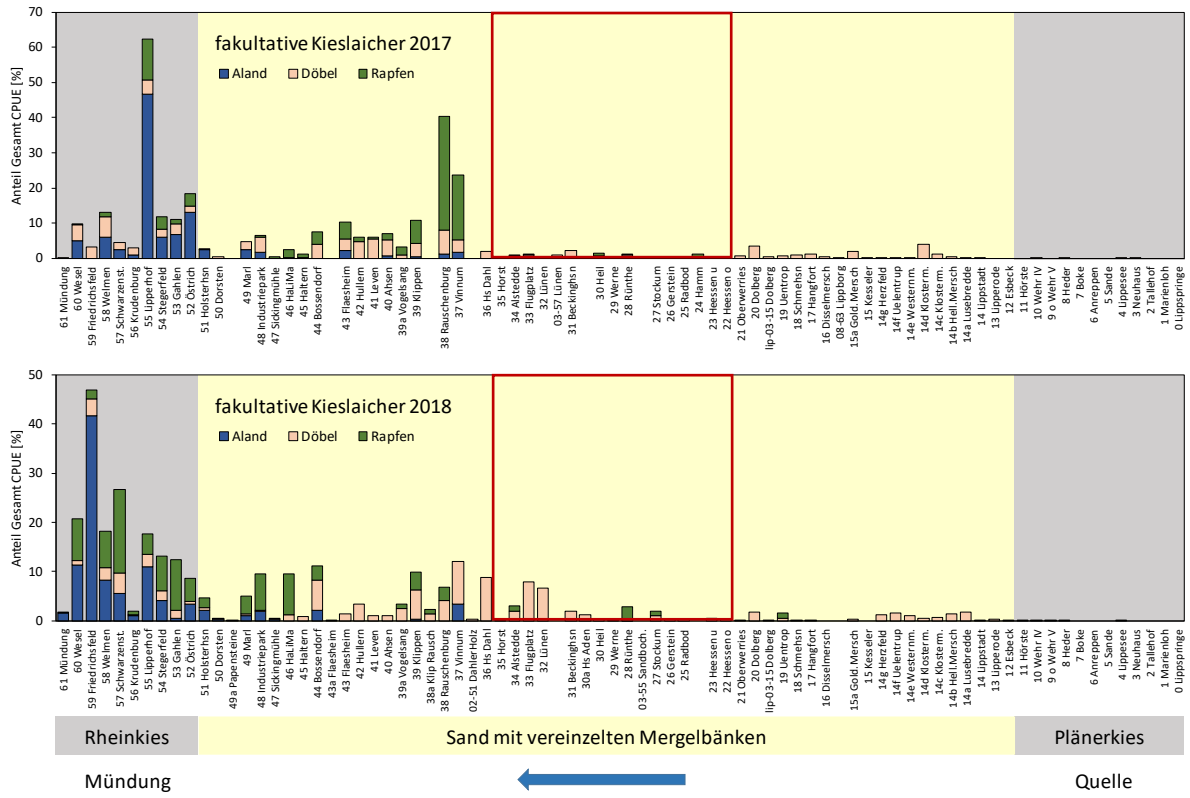


Abb. 62d: *Verbreitung und Häufigkeit fakultativer lithophiler Arten in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

Fazit Kieslaicher

Das Vorkommen der anspruchsvollen „Brutverstecker“, die gut durchspülte Bänke einer gewissen Mächtigkeit benötigen, beschränkt sich derzeit weitgehend auf die obere Lippe mit ihren Plänerkies-Vorkommen; in geringem Umfang werden auch Mergelkiesbänke genutzt. Alle anderen lithophilen Arten mit Ausnahme der Neunaugen und des Döbels zeigen auffällige Verbreitungs- bzw. Abundanzlücken zwischen den Probestrecken 22 und 35. Auf diesem Abschnitt zerstückeln sieben Wehre die Lippe und stauen sie bis auf kurze Strecken jeweils direkt unterhalb der Wehre ein. Da alle lithophilen Arten auch rheophil sind, fehlen ihnen hier nicht nur Laichplätze, sondern allgemein Lebensräume. Im kiesigen Unterlauf der Lippe erreichen viele der Oberflächen-Deponierer und der fakultativen Kieslaicher ihre höchsten Dichten, was die Bevorzugung dieser Arten von Kies gegenüber Sand dokumentiert.

5.2.2.2 Rheophile, aber nicht lithophile Arten

Gründling, Schmerle und Groppe sind strömungsliebend wie die lithophilen Arten, laichen aber nicht auf Kies oder Steinen ab, sondern auf Sand (Gründling und Schmerle) und in Höhlen, z.B. unter hohl aufliegenden Steinen, Totholz o.ä. (Groppe).

In den Diagrammen in Abbildung 63 konzentriert sich die gegen Wasserverschmutzung empfindliche Groppe im Oberlauf, während das Verbreitungsmuster von Gründling und Schmerle v.a. das Vorhandensein von Flachwasserzonen anzuzeigen scheint. Die beiden Arten fehlen nur im naturfern ausgebauten Lippeabschnitt unterhalb von Hamm.

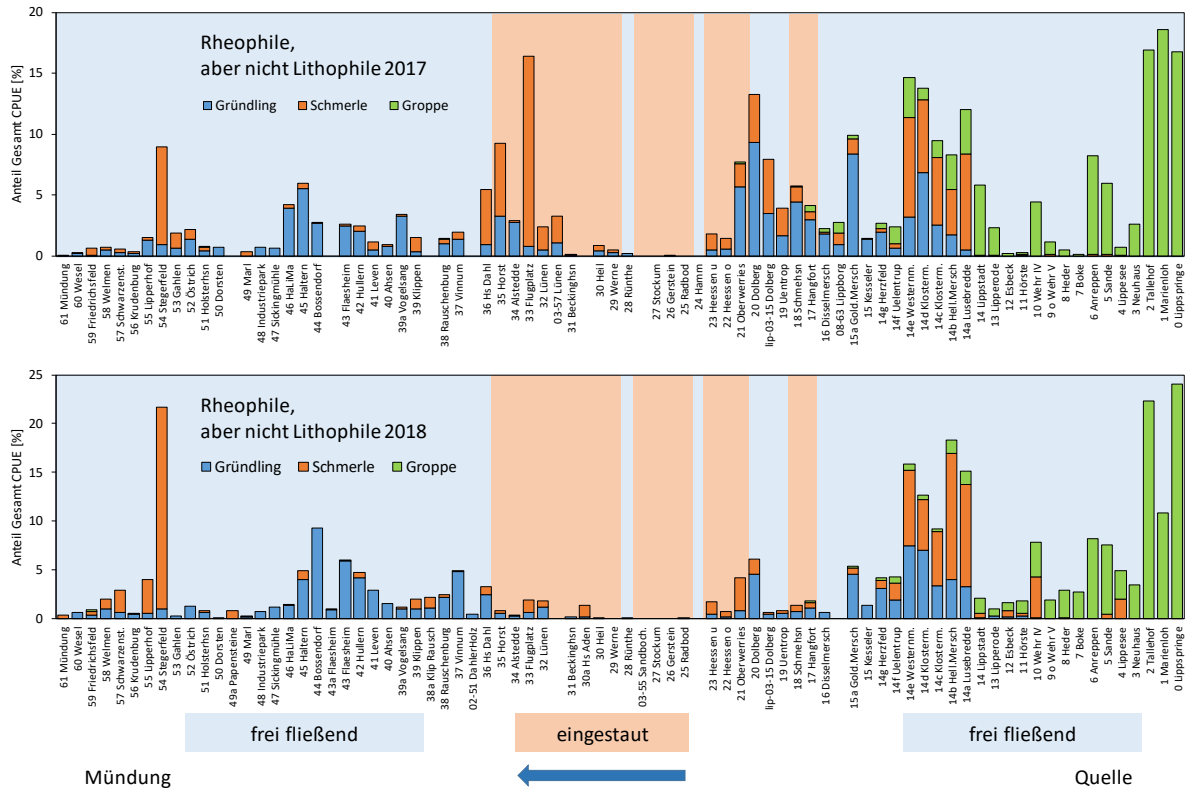


Abb. 63: *Verbreitung und Häufigkeit rheophiler, aber nicht lithophiler Arten in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

5.2.2.3 Limnophile /stagnophile Arten

Limnophil oder stagnophil ist die Strömungsgilde der Arten, die stehende Gewässer bevorzugen. Im Untersuchungsgebiet sind dies Bitterling, Moderlieschen, Rotfeder und Schleie. Karausche und Giebel gehören zwar auch in diese Gruppe, bleiben aber in den Diagrammen in Abbildung 64 unberücksichtigt, weil die beiden Arten gar nicht bzw. nur in Einzelexemplaren in der Lippe gefangen wurden.

Die typischen Stillgewässerarten konzentrieren sich nicht – wie man vielleicht hätte erwarten können – in den eingestauten Flussabschnitten in Hamm und Unna, sondern im Bereich der sich naturnah entwickelnden Bergsenkungen in HaLiMa, außerdem (nur 2018) in der renaturierten Klostermersch westlich von Lippstadt. Lediglich die Schleie ist in den Staustrecken verbreitet. Ein Grund dafür dürfte verstärkter Besatz der Art in diesen Abschnitten sein.

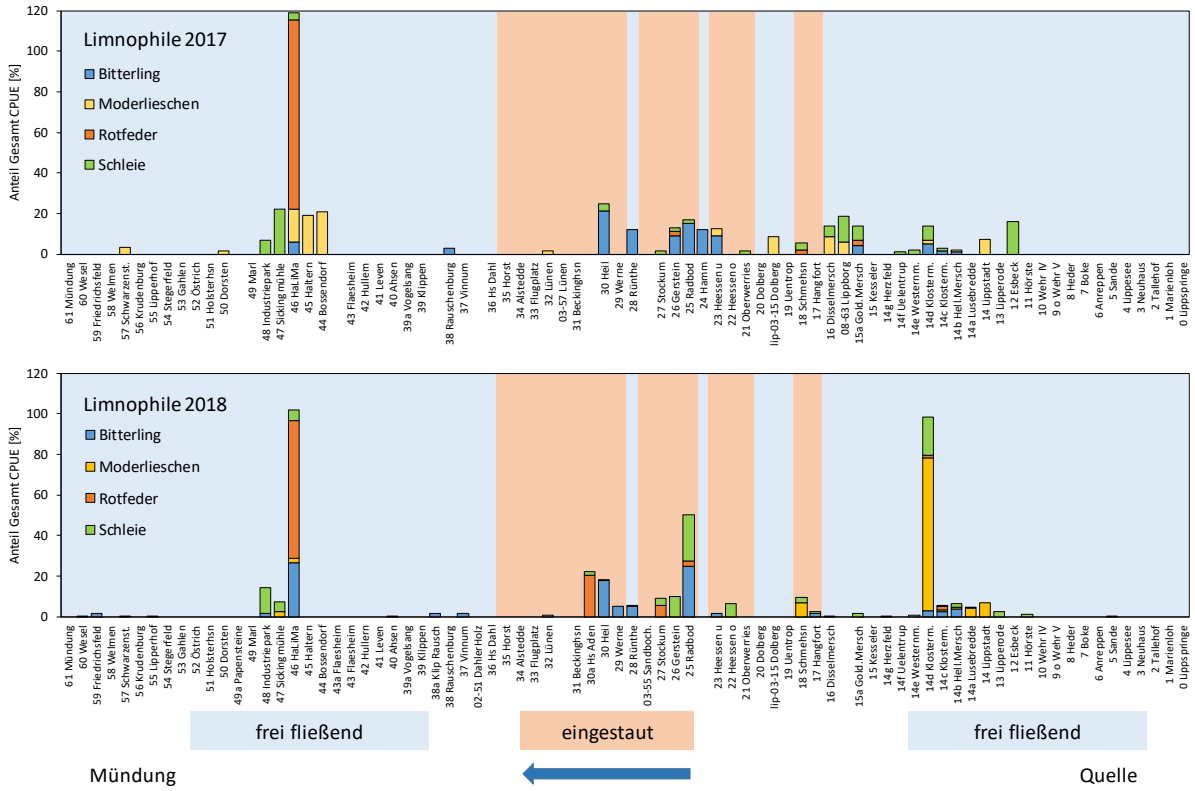


Abb. 64: *Verbreitung und Häufigkeit limnophiler Arten in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

5.2.2.4 Eurytope Arten mit und ohne Brutpflege

Eurytope Arten besiedeln verschiedene Lebensräume, also z.B. Fließ- und Stillgewässer.

Arten mit punktueller Verbreitung aus Gründen, die nicht in erster Linie auf Habitate zurückzuführen sind, bleiben unberücksichtigt. Beispiele dafür sind Arten, deren Ausbreitung gerade erst begonnen hat (Flussgrundel, Kesslergrundel) oder die fast wieder verschwunden sind (Stachelgroppe, Sonnenbarsch). Auch weit über längere Strecken verbreitete, aber extrem seltene Arten sind nicht in den Diagrammen vertreten (z.B. Giebel, Kaulbarsch).

In den Diagrammen in Abbildung 65 werden Arten mit und ohne Brutpflege getrennt analysiert. Brutpflege weisen die Arten Blauband, Wels, Dreistachliger Stichling, Zwergstichling, Zander, Schwarzmaulgrundel und Marmorgrundel auf. Diese Gilde ist im gesamten Untersuchungsgebiet verbreitet und zeigt, wenn 2017 und 2018 zusammen betrachtet werden, keine auffälligen Verbreitungslücken und nur ein Maximum, das in beiden Jahren auftritt, nämlich in den Probestrecken 14a bis 14d. Es wird von den beiden Stichlingsarten verursacht, die in den renaturierten Lippeabschnitten unterhalb Lippstadts häufig sind. Die gestauten Lippestrecken im Kreis Unna, die bei vielen anderen Gilden Defizite aufweisen, werden nicht besonders gemieden.

Eurytope Arten ohne Brutpflege sind Brassen, Güster, Rotauge, Ukelei, Steinbeißer, Hecht und Flussbarsch. Diese Arten sind besonders häufig in den naturnahen Flussabschnitten zwischen Lippstadt und Hamm sowie im Bergsenkungsgebiet HaLiMa.

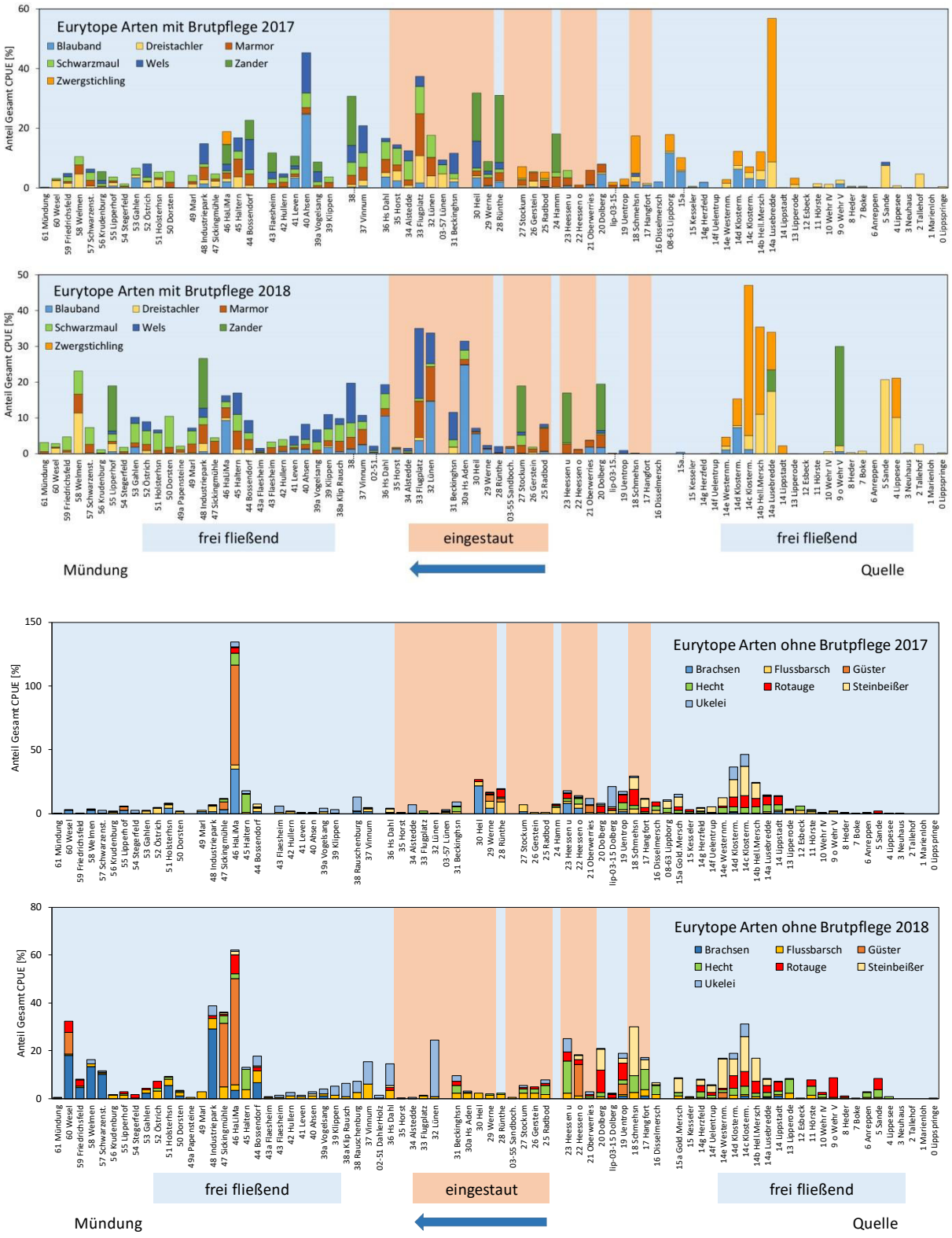


Abb. 65: *Verbreitung und Häufigkeit eurytoper Arten mit und ohne Brutpflege in der Lippe 2017 und 2018; dargestellt ist der artspezifische CPUE-Wert pro Probestrecke als prozentualer Anteil des Gesamt-CPUE der Art.*

5.2.3 Beziehungen zwischen der Abundanz von Arten & der Naturnähe der Lippestrecken

Die Unterscheidung der Probestrecke in der Lippe in drei Klassen der Naturnähe (ausgebaut, entfesselt, naturnah, s. Kapitel 3.5) ist nur eine grobe Klassifizierung, aber diese Einteilung macht dennoch Unterschiede in der Abundanz von Fischarten offensichtlich.

Naturnahe Strecken weisen im Mittel höhere Fischdichten auf als ausgebaute und entfesselte Strecken. So sind in naturnahen Strecken im Schnitt 412 ± 63 Fische pro 100 m Fluss zu finden, in ausgebauten und entfesselten Strecken nur 321 (± 32) bzw. 290 (± 35) Individuen (Abb. 66). Der Unterschied wird noch gravierender, wenn man die invasiven Schwarzmaulgrundeln aus den Dichten herausrechnet, die eine klare Präferenz für die Steinschüttungen in ausgebauten und entfesselten Strecken haben. Hiernach finden sich in naturnahen Strecken 1,5-mal so viele Fische wie in den anderen Ausbauzuständen. Auch bei der Artenzahl ist ein leichter Anstieg von ausgebauten Strecken mit 14,3 (± 0,5), über entfesselte Bereiche mit 15,7 (± 0,7) bis hin zu den naturnahen Abschnitten mit 16,6 ± (1,1) Arten zu erkennen.

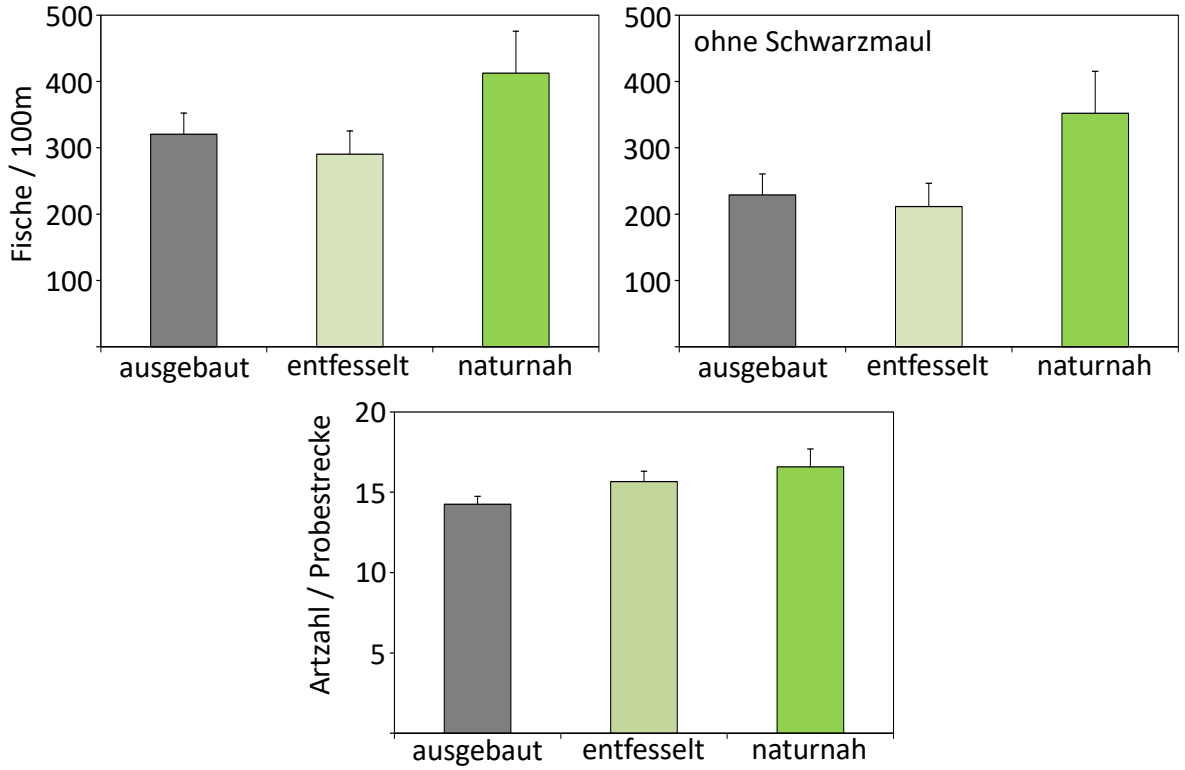


Abb. 66: *Vergleich der Fischdichten (Individuen pro 100 m, MW ± SF) zwischen den drei Habitatszuständen (ausgebaut, entfesselt und naturnah), Schwarzmaulgrundeln inbegriffen (oben links) und exklusive Schwarzmaulgrundeln (oben rechts) sowie die mittlere Artenzahl pro Probestrecke in den drei Ausbauzuständen (unten, MW ± SF)*

Auch die Renaturierungen und damit einhergehende Anbindung von Stillgewässern sind für die Fischfauna wichtige Maßnahmen. Im Herbst, wenn normalerweise die Elektrobefischungen stattfinden, ist oftmals nicht mehr ersichtlich, wievielen Fischen diese Bereiche als „Kinderstuben“ gedient haben, da die meisten Jungfische zu diesem Zeitpunkt die Stillgewässer bereits verlassen haben. Abbildung 67 zeigt den Inhalt eines handelsüblichen Aquarienkeschers, der im Frühjahr durch die Ufervegetation der renaturierten Lippemündung (Auenbereich) gezogen wurde. Das Ergebnis waren vorwiegend

Haseln, also eine typische Flussfischart, die hier Dichten von mehr als 5.000 Indidividuen pro m³ erreichte (GERTZEN 2016b).



LFV

Abb. 67: *Jungfische (vorwiegend Hasel) aus dem renaturierten Lippemündungsbereich im Frühjahr*

Da es sowohl Arten gibt, die von naturnahen Strukturen profitieren als auch solche, die ausgebaute Flussabschnitte bevorzugen, lohnt es sich, die Dichten jeder Art in den drei Habitatzuständen „ausgebaut“, „entfesselt“ und „naturnah“ getrennt zu betrachten.

In den folgenden Diagrammen werden die mittleren CPUE-Werte der einzelnen Arten in ausgebauten, entfesselten und naturnahen Probestrecken dargestellt. Nur Arten mit Individuenzahlen > 30 in einem Jahr sind berücksichtigt; bei einigen Arten mit geringen Fangzahlen wurden die beiden Untersuchungsjahre zusammengefasst.

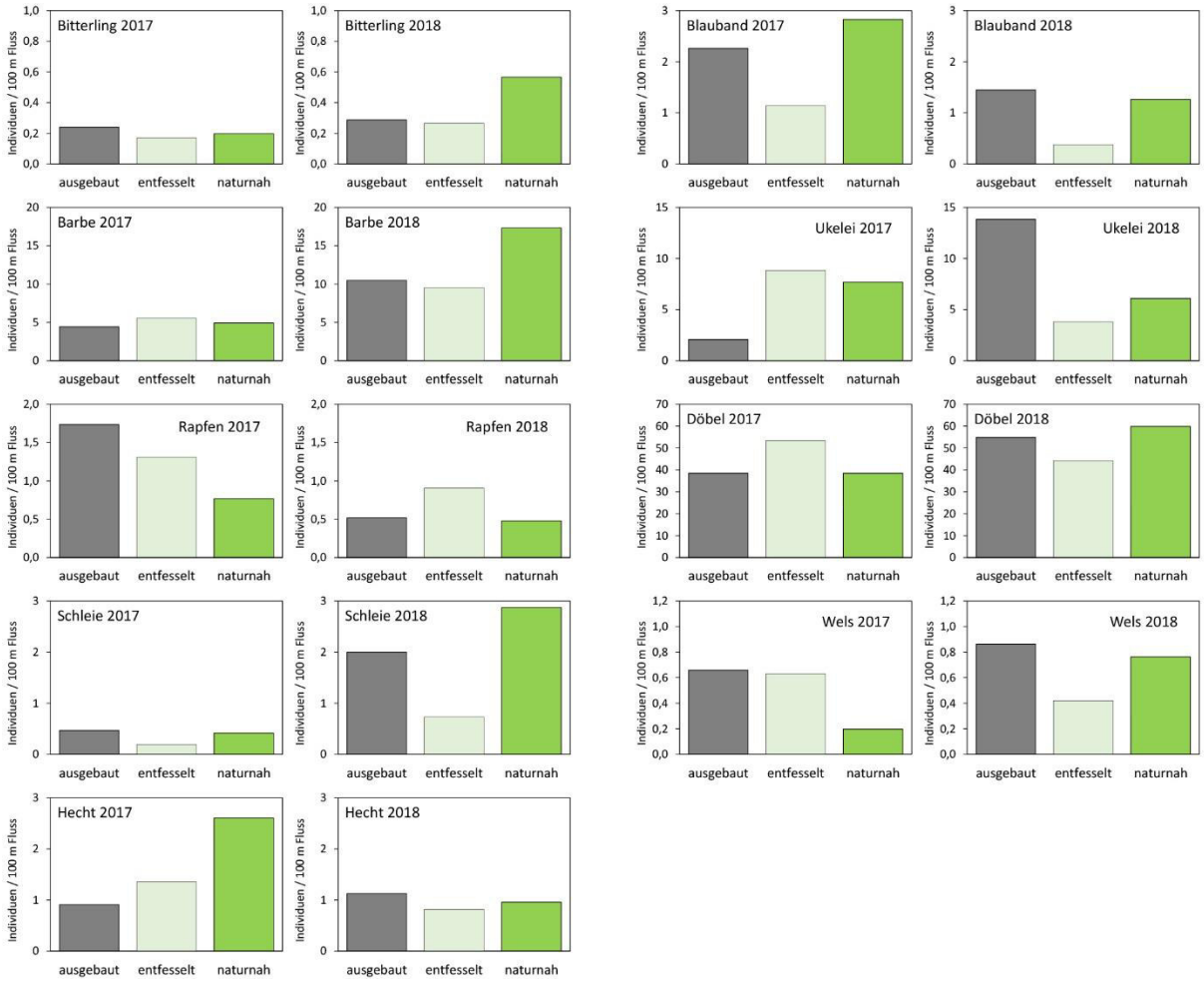


Abb. 68: *Mittlere CPUE-Werte von Arten, die keine eindeutige Bevorzugung ausgebauter, entfesselter und naturnaher Lippestrecken zeigen*

Neun Arten in der Lippe scheinen weder Ausbau- noch Entfesselungs- noch naturnahe Strecken zu bevorzugen (Abb. 68). Ihre Abundanzen sind entweder bei den drei Streckentypen nahezu gleich (z.B. Döbel) oder wechseln von einem Jahr zum anderen (z.B. Ukelei).

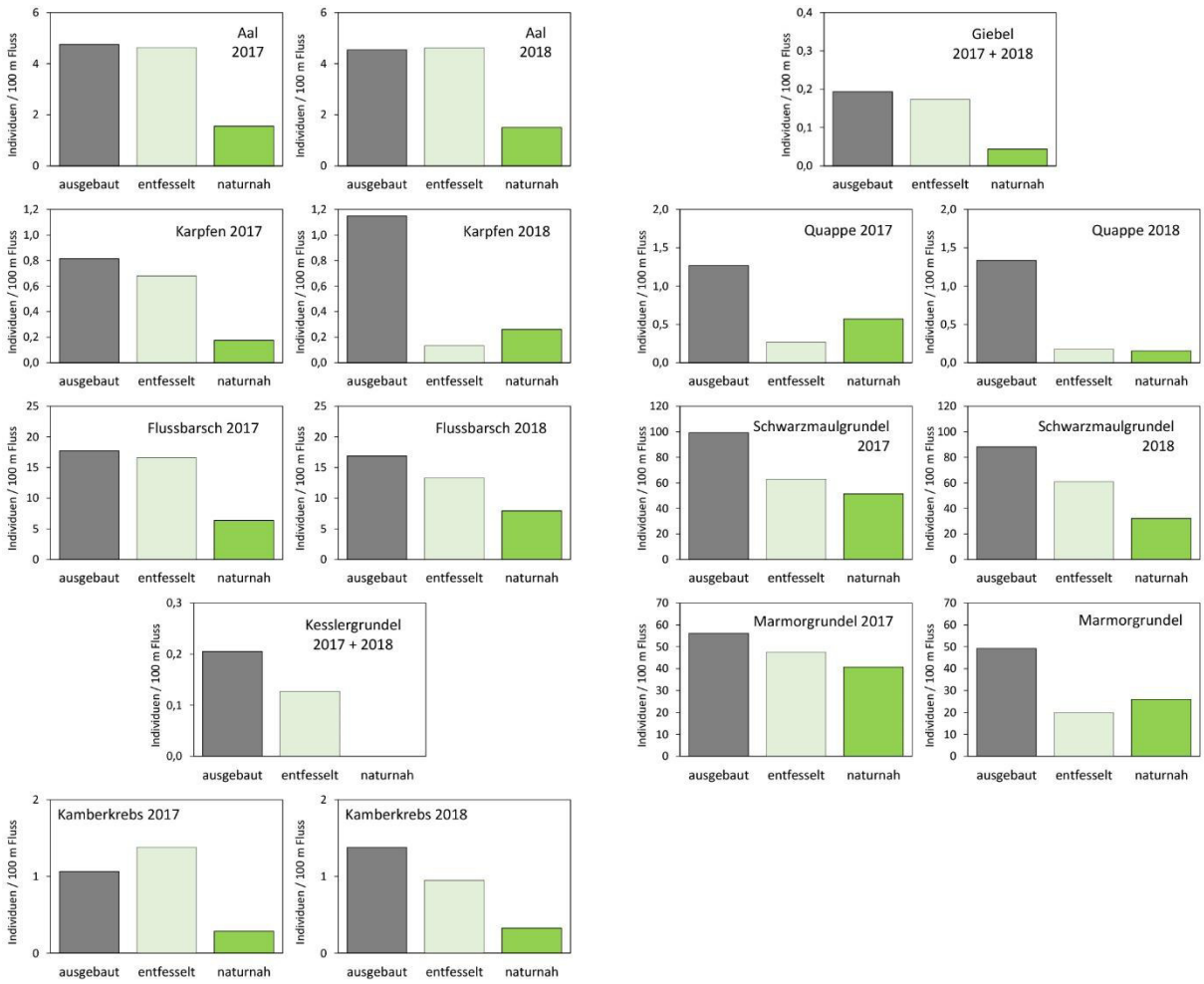


Abb. 69: *Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanzen in ausgebauten (und z.T. auch entfesselten) Lippestrecken*

Neun Arten erreichen ihre höchsten Dichten in Ausbaustrecken oder in Ausbau- und Entfesselungsstrecken (Abb. 69). Für die meisten von ihnen dürfte die Steinschüttung, die sie als Unterstände sehr gern nutzen, der Auslöser für diese Bevorzugung sein. Entfesselte Strecken weisen zwar eine größere Naturnähe auf als Ausbaustrecken, aber in den meisten Fällen ist die Steinschüttung noch vorhanden; zwar nicht entlang der Wasserlinie, aber z.B. als uferparallele Berme oder als Unterwassersteinhaufen.

Auch die Quappe findet sich in dieser Gruppe. Sie kann sich zwar nur dort erfolgreich forpflanzen, wo in z.B. renaturierten Flussabschnitten eine Verbindung zwischen Fluss und Aue mit naturnaher Hochwasserdynamik besteht, aber als adulter Fisch versteckt sie sich sehr gern in angeströmten Steinschüttungen.

Giebel, Karpfen und Flussbarsch zeigen dagegen wohl keine Affinität zu Steinschüttungen. Der Grund für ihre höheren Dichten in weniger naturnahen Lippestrecken ist unklar.

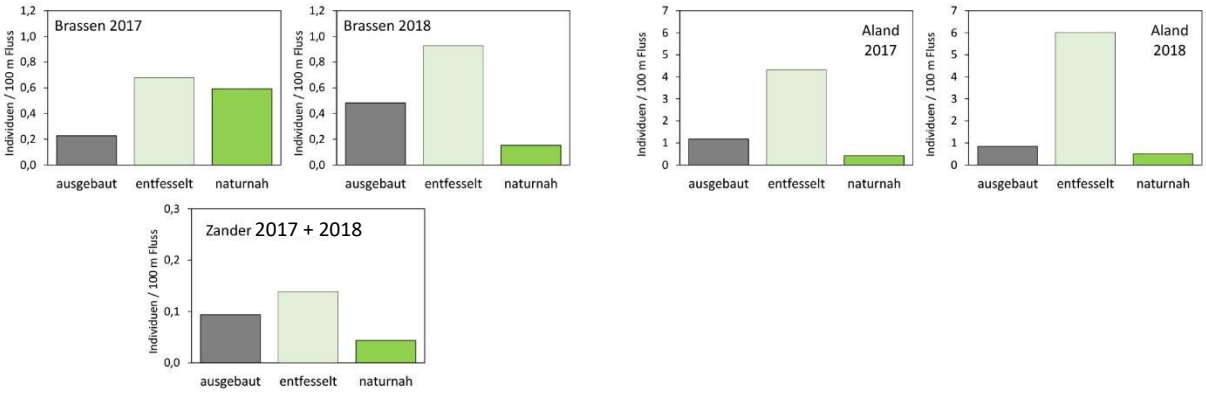


Abb. 70: *Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanzen in entfesselten Lippestrecken*

Die offensichtliche Bevorzugung entfesselter Strecken gegenüber ausgebauten und naturnahen Zuständen durch die drei Arten in Abbildung 70 ist ad hoc nicht zu erklären.

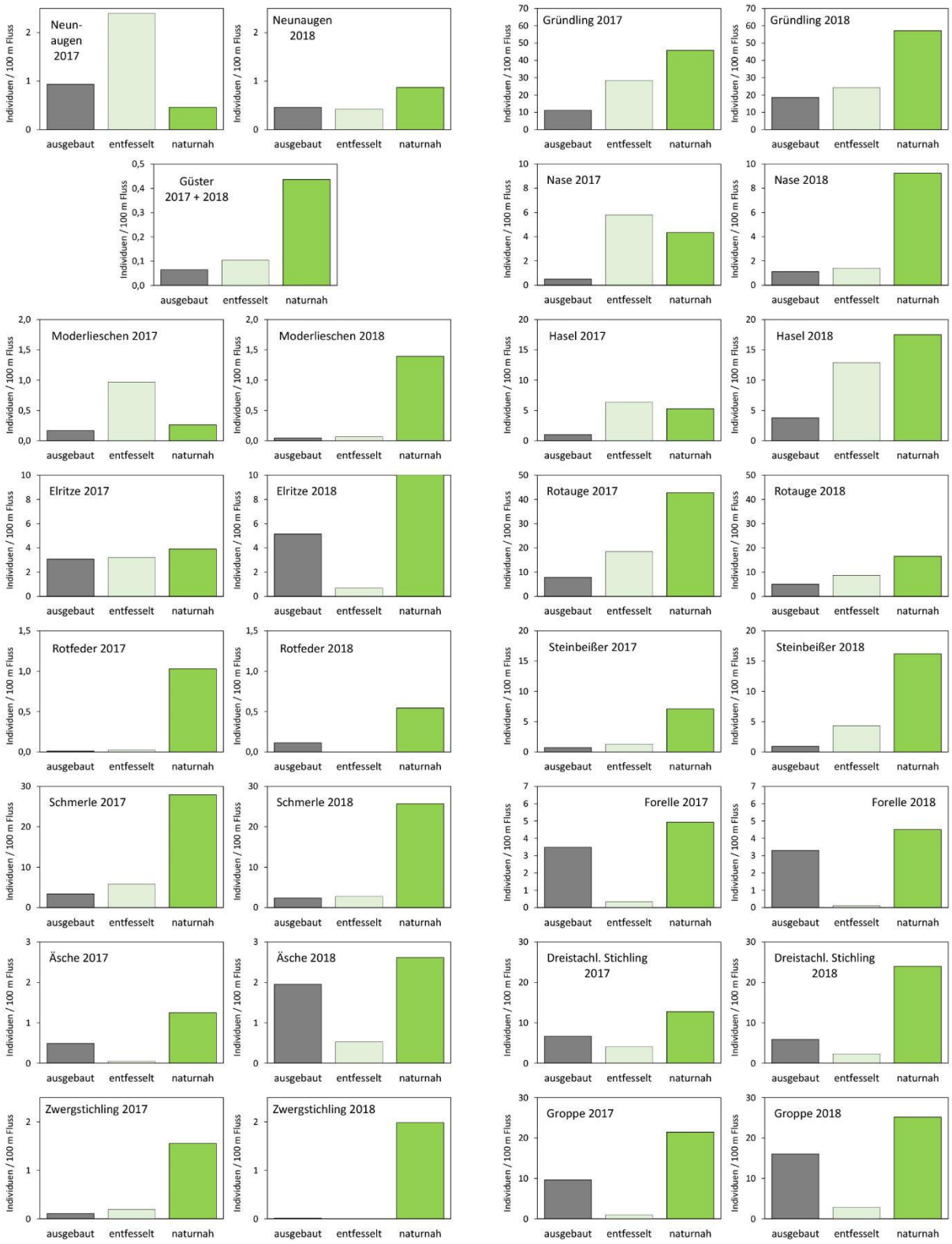


Abb. 71: *Mittlere CPUE-Werte von Arten mit hohen Abundanzen in naturnahen Lippestrecken, Bach- und Flussneunauge sind als „Neunaugen" zusammengefasst, da die Fänge viele nicht bestimmbare Querder enthielten. Bei der Forelle blieben 200 gerade besetzte Jungfische in Probestrecke 7 bei Lippstadt-Garfeln unberücksichtigt.*

17 Arten weisen ihre höchsten CPUE-Werte in naturnahen Strecken auf (Abb. 71); meist in beiden Untersuchungsjahren. Wenn die höchste Abundanz einer Art nur in einem Jahr in naturnahen Abschnitten liegt, dann befindet sich das Maximum im anderen Jahr in entfesselten Strecken.

Die Einteilung von Forelle, Äsche und Groppe in diese Artengruppe bedarf einer Ergänzung. Alle drei Arten haben ein relativ begrenztes Verbreitungsgebiet im Oberlauf der Lippe (s. Kapitel 5.4.45, 5.4.48 und 5.4.53), in dem nur zwei teilweise entfesselte Strecken befischt wurden, die in ihrer Struktur eher Ausbaustrecken gleichen. Lässt man diese entfesselten Strecken unberücksichtigt, bleibt nur der deutliche Unterschied zwischen den Abundanzen in naturnahen und ausgebauten Probestrecken.

Fazit

Tabelle 14 fasst die Einordnung der Arten in den Abbildungen 68 bis 71 noch einmal zusammen.

Tab. 14: *Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren Dichten in Lippestrecken unterschiedlicher Naturnähe*

keine eindeutige Bevorzugung	Ausbaustrecken	Entfesselte Strecken	Naturnahe Strecken
Bitterling	Aal	Brassen	Bach-/Flussneunauge
Blauband	Giebel	Aland	Gründling
Barbe	Karpfen	Zander	Güster
Ukelei	Quappe		Nase
Rapfen	Flussbarsch		Moderlieschen
Döbel	Schwarzmaulgrundel		Hasel
Schleie	Kesslergrundel		Elritze
Wels	Marmorgrundel		Rotauge
Hecht	Kamberkrebs		Rotfeder
			Steinbeißer
			Schmerle
			Forelle
			Äsche
			Dreistachl. Stichling
			Zwergstichling
			Rheingroppe

- Bei neun Arten ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Abundanz und Ausbauzustand ersichtlich; zu dieser Gruppe gehört sowohl die FFH-Art Bitterling wie auch die allochthonen Arten Blauband, Rapfen und Wels.

- Von den einheimischen Arten mit hohen Dichten in Ausbaustrecken ist nur die Quappe auf der Roten Liste verzeichnet. Ihre Abhängigkeit von naturnahen Auen für die Fortpflanzung wird in dieser Auswertung nicht deutlich, weil adulte Tiere Steinschüttungen sehr gern als Unterstände nutzen.
- Die invasiven Grundeln und der Kamberkrebs profitieren von der Steinschüttung in Ausbaustrecken und können somit durch Renaturierungen mit Entnahme oder Überdeckung der Schüttsteine in ihrer Dichte reduziert werden.
- Die offenbare Bevorzugung entfesselter Strecken auch gegenüber naturnaher Abschnitte durch drei Arten lässt sich derzeit nicht erklären.
- Die meisten Arten (17) erreichen in naturnahen Strecken ihre höchsten Dichten; alle sind einheimisch. Die FFH-Arten Bach- und Flussneunauge, Steinbeißer und Groppe gehören dazu, ebenso wie in der Lippe bedrohte bzw. seltene Arten wie Güster, Nase, Elritze und Äsche. Sie können durch Renaturierungen gefördert werden.

Die Auswertung zeigt, dass Renaturierungen den Zustand der Fischfauna deutlich verbessern können, indem heimische Arten gefördert und invasive Arten zurückgedrängt werden.

Eine genauere Analyse hinsichtlich der Beziehungen der CPUE-Werte der Arten zu Parametern der Probestrecken wie Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Wassertemperatur, Wasserbelastung, Sohlsubstrat, aquatische Vegetation, Beschattung oder Entfernung zu zugänglichen Auengewässern kann hoffentlich noch bessere Erklärungen dazu liefern, welche Umweltbedingungen die einzelnen Arten benötigen. Eine solche Bearbeitung ist in Vorbereitung.

5.2.4 Vergleich der Elektrobefischungen tagsüber und nachts

Die Nachtbefischungen erzielten beinahe ausnahmslos höhere Individuendichten in der Nacht als am Tag (Abb. 72). Lediglich für die Probestrecke 25 (Radbodsee) ergaben sich tagsüber höhere Fischdichten mit 343 Fischen pro 100 m im Vergleich zum Nachtwert von 240 Fischen pro 100 m. Im Mittel wurden über beide Jahre gesehen in der Nacht etwa doppelt so viele Tiere gefangen. Im Jahr 2017 war der Unterschied an Probestelle 24 (unterhalb des Wehrs Hamm) am deutlichsten, bei der nachts 1,7-mal so viele Individuen gefangen wurden wie bei Helligkeit. Im Jahr 2018 waren die Unterschiede wesentlich deutlicher ausgeprägt. An der Probestelle 28 (unterhalb Rampe Werne-Rünthe) konnten in der Nacht 7,7-mal so viele Fische gefangen werden, an der Probestelle 21 5,2-mal und an Probestelle 26 immerhin noch 4,2-mal höhere Dichten. Dass der Unterschied im Jahr 2018 deutlicher hervortrat, könnte an den niedrigeren Pegelständen und/oder der höheren Wassertemperatur gelegen haben.

Auch das gefangene Längenspektrum unterschied sich deutlich zwischen Tag und Nacht (Abb. 73). Bei den Tagbefischungen machten die kleinsten Fische (bis 5 cm Totallänge) die (zweit-)häufigste Größenklasse aus (2017: 45 %, 2018: 50,2 %). In der Nacht verschob sich die Verteilung hin zu größeren Tieren. Insbesondere die beiden Größenklassen 5 bis 10 cm und 10 bis 15 cm nahmen deutlich zu. Machten diese beiden Größenklassen am Tag zusammengefasst 52 % (2017) bzw. 46 % (2018) aus, so stieg der Anteil in der Nacht auf 62 %, bzw. 77 % (2018) an, während sich der Anteil der Fische bis 5 cm deutlich verringerte. Absolut betrachtet, war die Dichte der kleinsten Fische am Tag und in der Nacht recht ähnlich mit geringen Abnahmen in der Nacht, die größeren Fische sind in der Nacht demnach als zusätzliche Tiere hinzugekommen. Fische bis 10 cm wurden in beiden Jahren zusammen insgesamt 5.085 Individuen am Tag gefangen, in der Nacht waren es dagegen doppelt so viele (10.246 Tiere).

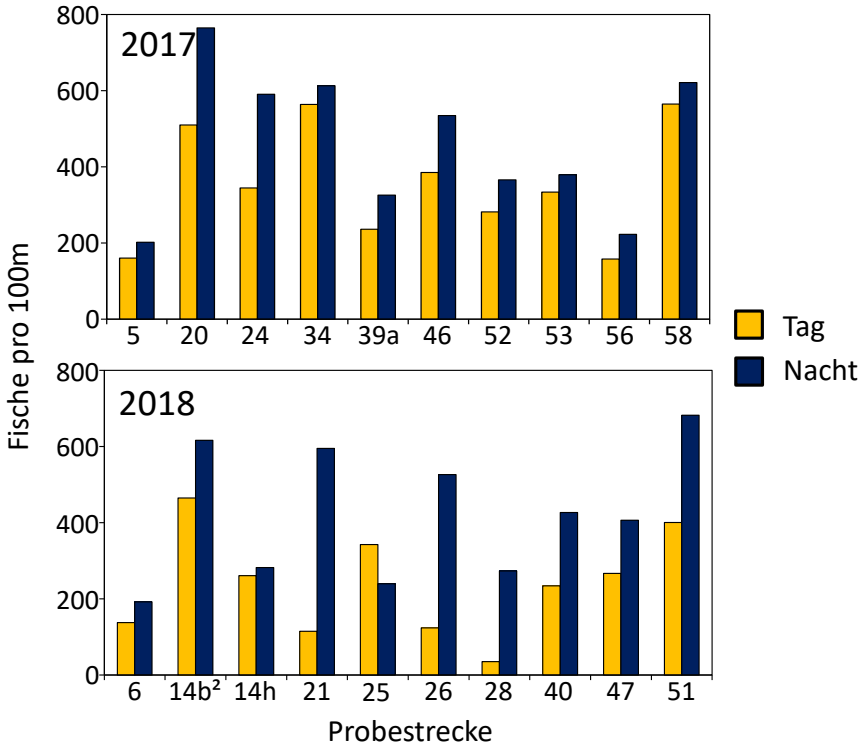


Abb. 72: *Gesamtfischdichten (Fische pro 100 m) während der Nachtbefischungen (blau) im Vergleich mit den zuvor stattgefundenen Tagbefischungen (gelb) für die Jahre 2017 (oben) & 2018 (unten)*

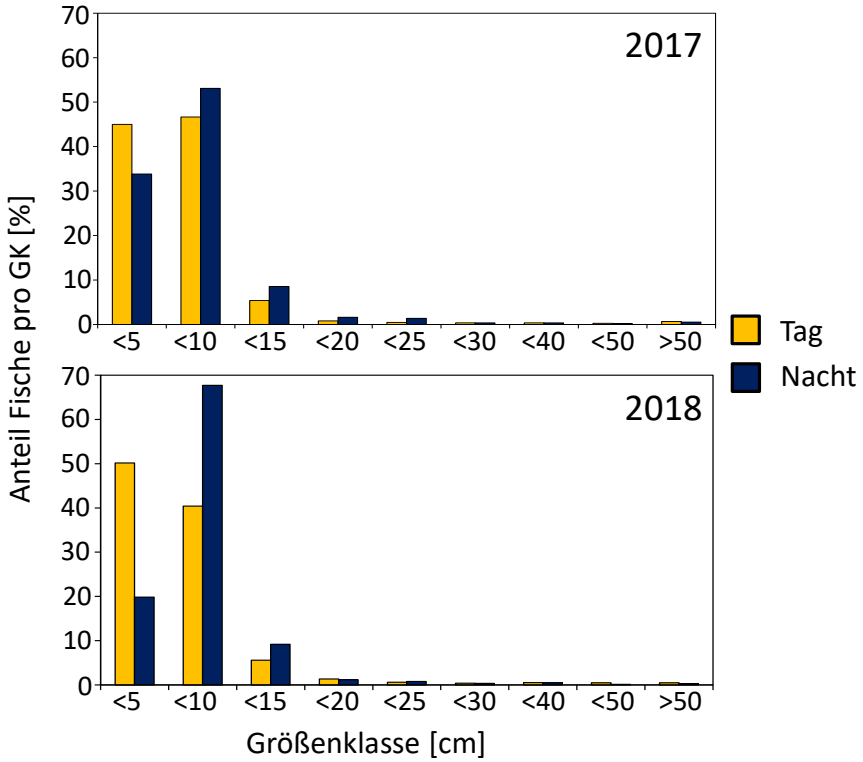


Abb. 73: *Prozentualer Anteil der gefangenen Fische pro Längenklasse [cm] im Vergleich zwischen der Tag- (gelb) und Nachtbefischung (blau) unterschieden nach den beiden Untersuchungsjahren (2017 oben & 2018 unten). In den Vergleich wurden nur die Probestrecken der Tagbefischungen einbezogen, die zusätzlich in der Nacht befischt wurden.*

Vergleicht man die Anzahl der gefangenen Arten von Tag und Nacht (Abb. 74), so gibt es 2018 den Trend, dass nachts mehr oder zumindest gleich viele Arten wie am Tag gefangen werden, wohingegen im Jahr 2017 kein eindeutiges Muster zu erkennen ist. Größte Unterschiede traten 2017 an der Probestrecke 34 auf, mit einem Unterschied von neun Arten mehr in der Nacht. Im Mittel unterschieden sich die Anzahlen zwischen Tag und Nacht um drei Arten. Gravierendere Unterschiede ergaben sich bei der Betrachtung der einzelnen Arten (Abb. 75). So wurden bei den Vergleichsstrecken 75 % aller Nasen in der Nacht gefangen. Ähnlich sieht das Bild für den Hasel aus, dieser wurde zu 76 % in der Nacht gefangen, das Rotauge zu 68 % nachts. Dagegen gab es auch Arten, die vornehmlich am Tag gefangen wurden, wie zum Beispiel Marmorgrundel (zu 70 % am Tag) oder auch Schleie (72 % am Tag). Gerade die Nachtaktivität von jungen Nasen, Haseln und Rotaugen erscheint ungewöhnlich und könnte eine Anpassung an den steigenden Prädationsdruck durch Kormorane sein. Besonders der Anteil „schlundgängiger“ Fische dieser Arten von 10 bis 25 cm nahm in der Nacht deutlich zu.

Bei vielen Arten wurde in der Nacht eine deutlich geringere Fluchtreaktion beobachtet. Dies traf insbesondere auf große adulte Tiere zu, die sich nachts nicht einmal durch das Bescheinen mit der zusätzlichen Beleuchtung verjagen ließen. So konnten in der Nacht vermehrt große Welse, Barben, Nasen und auch ein Hybrid (vermutlich Rapfen x Aland) von 66 cm Totallänge sowie der Lachs von 58 cm bei Wesel gefangen werden (Abb. 76).

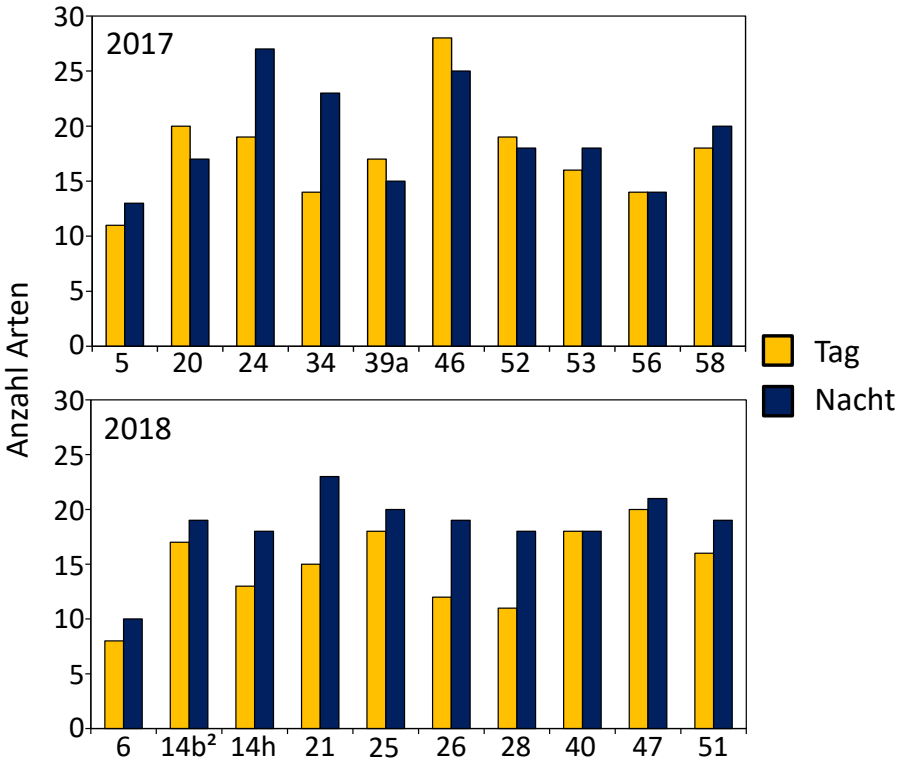


Abb. 74: *Vergleich der Anzahl der gefangenen Arten pro Probestelle zwischen Tag (gelb) und Nachtbefischung (blau) für das Jahr 2017 (oben) und 2018 (unten)*

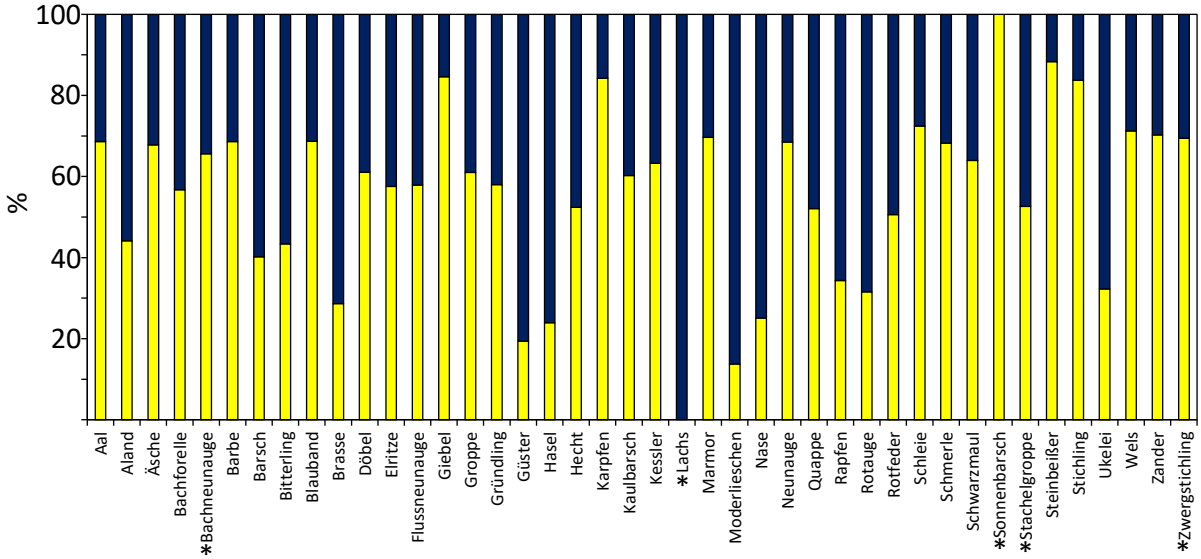


Abb. 75: *Prozentualer Anteil der gefangenen Fische pro Art verteilt auf die Nacht (blau) und den Tag (gelb). Einbezogen wurden für die Tagdaten nur die Strecken, die auch in der Nacht befischt wurden. * = unter 10 Individuen.*



Abb. 76: *Nachts lassen sich zusätzliche Einzelfänge besonders großer Individuen durch eine verminderte Fluchtreaktion erzielen, hier einige Beispiele: Hybrid (Aland x Rapfen, oben links), Wels (oben rechts), Lachs (unten links) und Barbe (unten rechts).*

Fazit Nachtbefischungen

Die Nachtbefischungen demonstrieren, wie variabel Fischsysteme sind und die damit einhergehende Fehlerbehaftung von einzelnen Probenahmen/Befischungen. Nachts wurden nicht nur wesentlich mehr Fische als am Tag gefangen, auch die Artzusammensetzung unterschied sich deutlich. Fänge von Hasel, Nase und Rotauge könnten am Tag unterrepräsentiert sein. Zudem sind Einzelfänge großer adulter Tiere, die in der Nacht eine geringere Fluchtreaktion zeigen, wahrscheinlicher. So ist auch der Fang des Lachses bei Wesel in der Nacht gelungen. Nachtbefischungen sollten daher Tagbefischungen nicht ersetzen, aber in großen Projekten bilden sie eine sinnvolle Ergänzung.

5.2.5 Konnektivität der Auengewässer und Besiedlung durch Fische

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes befischten Auengewässer unterscheiden sich hinsichtlich zahlreicher Eigenschaften voneinander, die Einflüsse auf die vorkommenden Fisch-, Rundmaul- und Krebsarten erwarten lassen, zwie etwa Größe, Tiefe, Alter, Vegetation oder Verbindung mit dem Fluss. Der letztgenannte Parameter soll nachfolgend näher untersucht werden.

Die Konnektivität der untersuchten Auengewässer mit der Lippe reicht von ständig angebunden bis sehr selten in Kontakt mit dem Fluss oder anderen Stillgewässern. Wir unterschieden fünf Stufen der Konnektivität (vgl. BUNZEL-DRÜKE et al. 2017 sowie MANFRIN et al. 2020):

- Die Lippe selbst,
- Gewässer wie Buchten oder angeschlossene Altarme, die einen ständigen Wechsel von Fischen aus dem Fluss in das Auengewässer erlauben („ständig“),
- Gewässer in Flutrinnen o.ä., die schon bei leicht steigenden Wasserständen der Lippe mit dem Fluss in Verbindung stehen, bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ) aber nicht („häufig“)
- Auengewässer außerhalb von Flutrinnen, die nur bei hohen Wasserständen angebunden sind („selten“),
- „isolierte“ Gewässer, die durch ihre Lage (z.B. am Terrassenrand) oder durch die Steuerung von Wehren nur sehr selten Verbindung zur Lippe oder zu anderen Auengewässern haben („sehr selten“).

Wie bei den verschiedenen Stadien der Naturnähe der Probestrecken in der Lippe (Kap. 5.2.3) wäre eine Gegenüberstellung der mittleren CPUE-Werte der einzelnen Arten in den verschiedenen Konnektivitätstypen der Auengewässer möglich. Soll aber die Lippe in die Betrachtung einbezogen werden, verhindern die unterschiedlichen CPUEs in Lippe (Individuen pro 100 m Fluss) und Stillgewässern (Individuen pro 10 min Befischung) einen direkten Vergleich. Daher wurden für die Lippe und für jeden Konnektivitätstyp der Auengewässer jeweils die prozentualen Anteile am Gesamtfang des betreffenden Gewässertyps miteinander verglichen. Beispiel: Die Summe der 2017 und 2018 tagsüber in der Lippe gefangenen Fisch- und Rundmaulindividuen betrug 109.772. Davon waren 165 Brassen (= 0,15 %). In ständig angebundenen Auengewässern wurden 2017 und 2018 insgesamt 36.277 Individuen gefangen, davon waren 2.138 Brassen (= 5,89 %) usw.

Das Ergebnis sind die Diagramme in den Abbildungen 77 und 78, die für jede Art ein „ökologisches Profil“ in Bezug auf die laterale Konnektivität ihrer Habitate ergeben. Eine Art weist einen Vorkommensschwerpunkt in der Lippe bzw. in dem Konnektivitätstyp der Auengewässer auf, wo ihr Anteil am Gesamtfang des betreffenden Typs am höchsten ist.

Für die Abbildungen 77 und 78 wurden die beiden Untersuchungsjahre zusammengefasst. Die Diagramme sind jeweils von oben nach unten und von links nach rechts so angeordnet, dass zuerst die Arten mit ausschließlichem Vorkommen im Fluss aufgeführt sind, dann die Arten mit Hauptvorkommen im Fluss und gleichzeitig geringeren Anteilen in gut angebundenen Stillgewässern bis hin zu den Arten, deren Hauptvorkommen sich in Gewässern mit sehr geringer Konnektivität befinden.

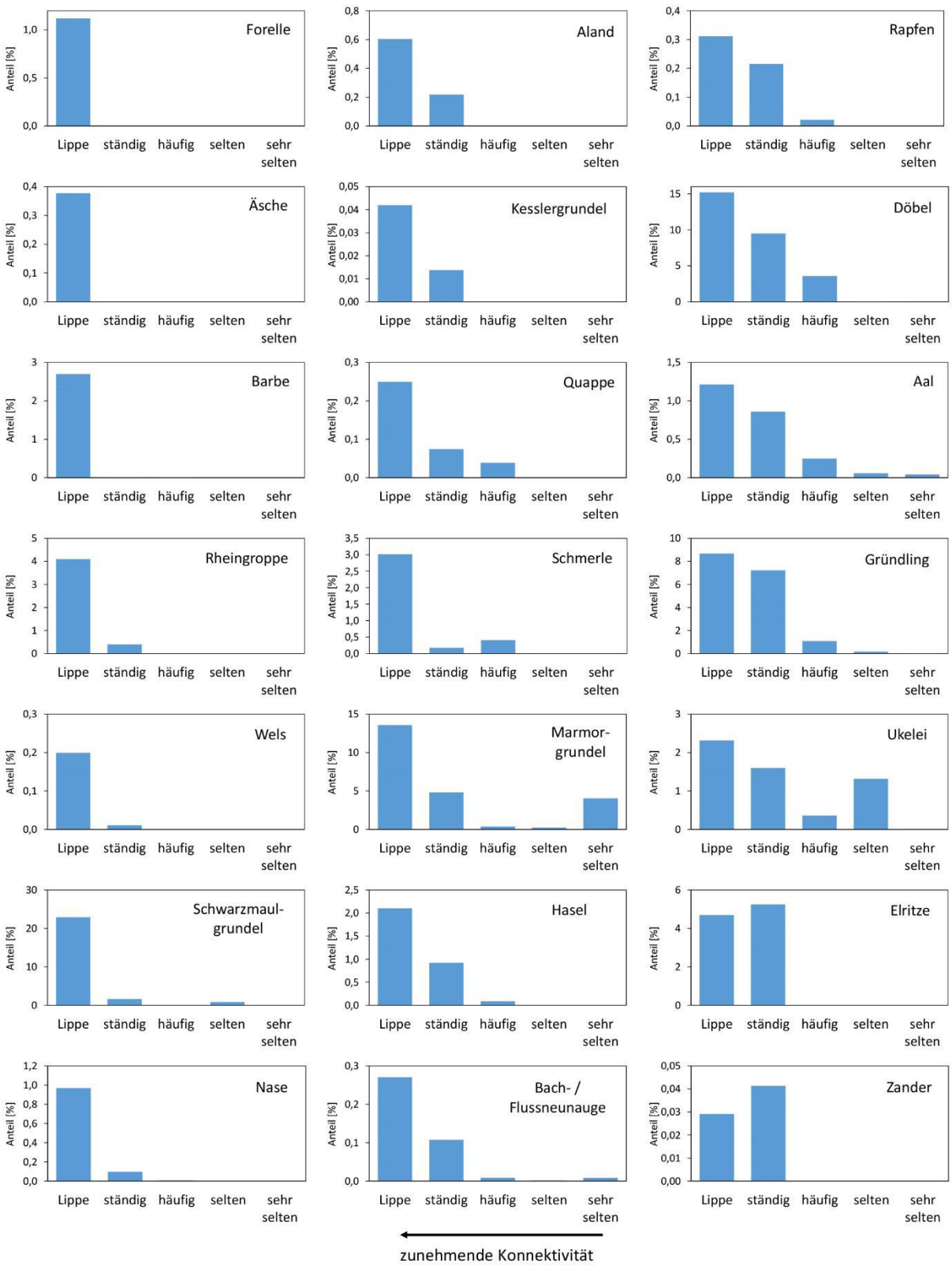


Abb. 77: *„Ökologische Profile" von Arten in Bezug auf die laterale Konnektivität von Gewässern (Teil 1), die Konnektivität nimmt in jedem Diagramm von rechts nach links zu.*

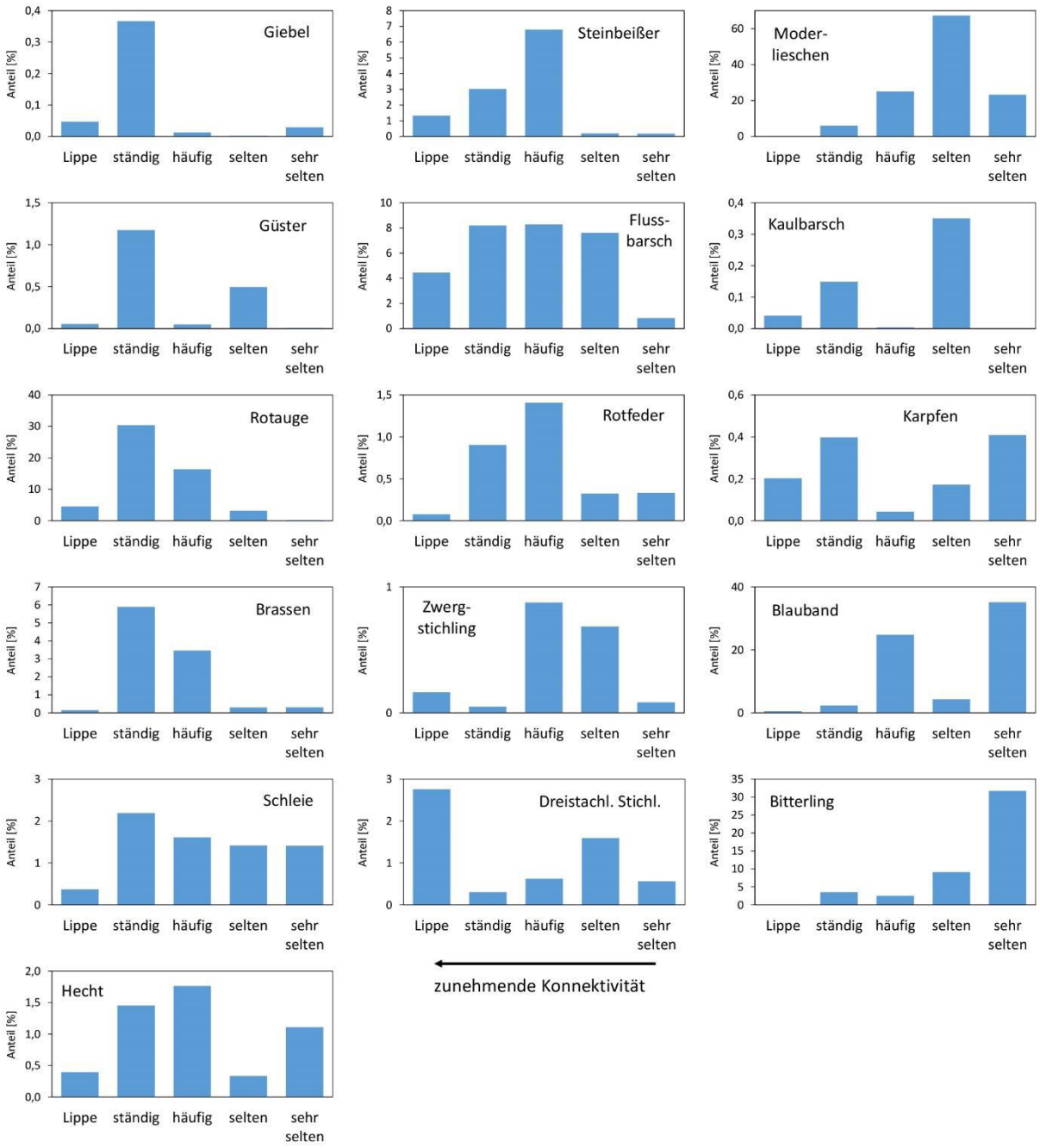


Abb. 78: *„Ökologische Profile" von Arten in Bezug auf die laterale Konnektivität von Gewässern (Teil 2), die Konnektivität nimmt in jedem Diagramm von rechts nach links zu.*

Die Anteile der verschiedenen Arten an den Gesamtfängen der Gewässertypen unterscheiden sich teilweise deutlich voneinander und sind nicht zufällig verteilt, sondern folgen überwiegend gut erkennbar den ökologischen Bedürfnissen der Arten. So zeigen z.B. Güster, Rotauge und Brassen ihren Schwerpunkt in ständig mit dem Fluss verbundenen Gewässern, während der Flussbarsch ständig, häufig und selten angebundene Auengewässer etwa in gleichem Umfang nutzt. Das Moderlieschen erreicht seinen höchsten Anteil dagegen in selten angebundenen und der Bitterling sogar in isolierten Gewässern.

Rheophile Arten wie Forelle, Äsche und Groppe sind erwartungsgemäß fast nur im Fluss anzutreffen. Ein ähnliches Muster zeigt jedoch auch die Schwarzmaulgrundel. Sie ist bei der Meidung selbst der gut erreichbaren Auengewässer deutlich extremer als Kessler- und Marmorgrundel.

Tabelle 15 ordnet als Fazit die Arten nach ihren Profilschwerpunkten, wobei die Abgrenzungen zwischen den Typen willkürlich sind.

Tab. 15: *Einordnung der untersuchten Fisch- und Rundmaularten nach ihren prozentualen Anteilen am Gesamtfang in Gewässern unterschiedlicher Konnektivität*

(fast) ausschließlich Lippe	Lippe und ständig angebundene Auengewässer	ständig angebundene Auengewässer	ständig bis selten angebundene Auengewässer	selten / sehr selten angebundene Auengewässer
Forelle	Aland	Zander	Schleie	Dreistachl. Stichl.
Äsche	Kesslergrundel	Giebel	Hecht	Moderlieschen
Barbe	Quappe	Güster	Steinbeißer	Kaulbarsch
Rheingroppe	Schmerle	Rotauge	Flussbarsch	Karpfen
Wels	Marmorgrundel	Brassen	Rotfeder	Blauband
Schwarzmaulgrundel	Hasel		Zwergstichling	Bitterling
Nase	Neunaugen			
	Rapfen			
	Döbel			
	Aal			
	Gründling			
	Ukelei			
	Elritze			

Die Ergebnisse der Konnektivitätsuntersuchung zeigen, dass nicht **ein** Gewässertyp ein geeignetes Habitat für alle betrachteten Arten sein kann, sondern dass zur Förderung der verschiedenen Arten Gewässer verschiedener Konnektivitätstypen geschaffen werden müssen.

5.2.6 Überblick über die Ergebnisse der Analyse von Eisvogelgewölle

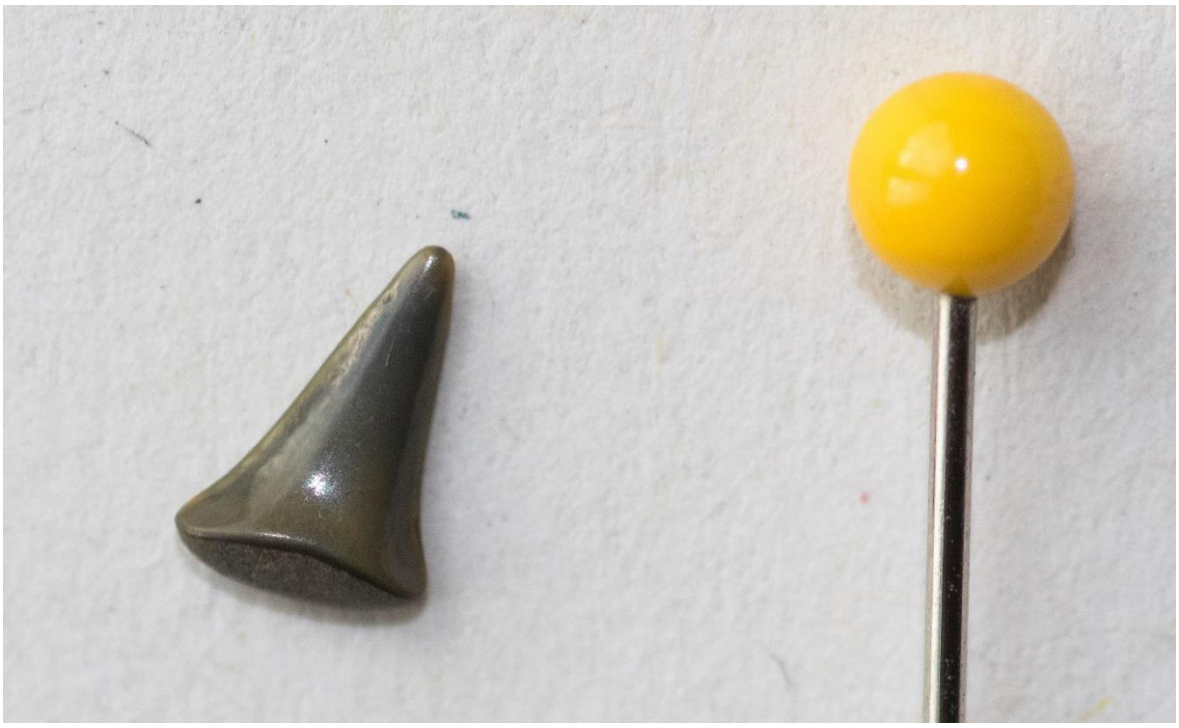
2017 und 2018 war der Eisvogelbestand relativ hoch, daher konnten entlang der gesamten Lippe einige Brutplätze untersucht werden. Die Orte wurden entweder bei den Befischungen entdeckt oder durch Hinweise der Biologischen Stationen Paderborn, Soest, Unna und Recklinghausen gefunden. In zwei „Verbreitungslücken“ wurden außerdem Gewöllproben von 2019 entdeckten Bruten genommen.

Tabelle 16 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Gewöllanalysen.

Tab. 16: *Prozentuale Anteile der Fischarten an der Summe der Knochenteile in Gewöllproben von 27 Bruten an 17 Brutplätzen an der Lippe 2017 bis 2019*

Fischart [%]	Vinkel I	Vinkel II	Vinkel III	Stegerfeld I	Stegerfeld II	Stegerfeld III	Hammbachmündung I	Hammbachmündung II	Hammbachmündung III	Haltern (Fläche Pasing)	Haus Vogelsang I	Haus Vogelsang II	Haus Dahl	Lünen Lippeweiden I	Lünen Lippeweiden II	Werne-Rünthe	Stockum	Hamm	Munnebach	Disselmersch 3. Brut	Disselmersch 2. Brut	Klostermersch Mitte	Hellinghauser Mersch	Burgruine Lipperode	Wehr V	Marienloh I	Marienloh II	Mittelwert
	2019	2019	2019	2017	2017	2017	2017	2017	2019	2017	2017	2017	2018	2017	2017	2019	2017	2018	2017	2018	2018	2018	2017	2017	2017	2017	2017	17-19
Bitterling	0,7														0,2		2,1	0,7				0,2							0,1
Gründling	2,2			3,1	0,3	0,0				0,1		0,4	1,9	0,6		0,1		0,4	1,3	17,5	19,2	7,5	1,6	0,3				2,1
Blauband		2,2		0,1	0,3		5,5	9,9	8,7	0,4			1,2	1,4	0,3	0,1	8,6	0,8	2,4		1,0	0,7	8,6					1,9
Barbe	5,2	13,1		1,3	0,8							0,2	0,2						0,1	2,5	0,7	1,4						0,9
Giebel / Gold / Karausche														1,1										2,9				0,1
Karpfen					0,8					0,8				1,9		0,3	0,1		1,6	0,5				0,4				0,2
Brachsen								1,8									0,1	0,1	0,6			0,1	1,5	1,0	0,3			0,2
Ukelei	5,2	3,6		0,5		1,2			1,4	0,1	4,8	0,6	0,2				1,9	4,3	3,3	3,5	5,9	2,6	0,4	2,4		0,2		1,6
Rapfen		5,8		9,9	2,4	3,5					3,0		4,6		0,2	0,6		1,2	1,6	0,5		0,1						1,2
Güster										0,1							0,1							0,1				0,0
Nase											0,4	1,6	1,0			0,1			0,3	1,0	1,2	0,7	0,1	0,3				0,2
Moderlieschen								3,6	2,8					0,6		0,3	3,9	0,7		2,0		0,4	9,2	2,4				1,0
Aland		7,3	1,0	2,1	0,8																							0,4
Hasel	3,0	0,7		5,6	0,3						1,3		0,2						0,9	5,5	1,2	2,7		3,1				0,9
Rotauge			4,9	1,0		3,5			1,4		1,7	4,7	0,5	3,6	0,2	4,0	4,3	8,8	13,6	12,0	22,4	18,8	15,7	11,8	5,1	0,8	0,9	5,2
Rotfeder									1,0	0,3		3,9	0,2	1,4			2,1	1,2	0,4	0,5	0,7	0,1	6,6	5,4				0,9
Döbel	8,2	10,2	1,0	2,1	1,6			1,8	0,4	0,4	1,7	0,6	1,7	1,9	1,2	0,6	2,1	1,8	3,6	35,0	45,2	19,5	2,8	2,5				5,4
Schleie			0,5														0,1	2,2				13,8	0,1	15,7				1,2
Steinbeißer																						0,1						0,0
Schmerle			0,5		0,3	1,2								0,6	1,0				0,1			0,1						0,1
Hecht										0,3			0,2	1,4	0,3		1,6	4,9	3,1			0,4	2,2	10,4	5,4		0,6	1,1
Regenbogenforelle																										1,8		0,1
Forelle				1,2	0,3	1,2								0,3	0,2		0,1	0,9	0,7	0,5		0,1	0,1			23,1	14,7	1,6
Äsche																						0,1				1,4		0,1
Dreistachliger Stichling	2,2	2,2	5,4	0,8	0,3		8,2	2,7	7,3	5,3		2,0	8,7	28,1	8,0	0,3	3,3	0,1	9,4	1,5		4,2	21,7	7,3	7,6	23,3	27,2	6,9
Zwergstichling				0,4	1,5		5,5	2,7	1,6		0,4	0,8	0,5	2,2	0,5	0,3	0,8	0,4	5,7	2,5	0,5	21,6	28,7	22,9	1,4	0,6	2,4	3,9
Groppe / Stachelgroppe								0,9				0,2							2,8	1,0		0,5	0,5	0,3	0,8	48,1	52,9	4,0
Kaulbarsch																			0,3									0,0
Flussbarsch	0,7	5,8	2,0	11,1	10,1	15,3	1,4	9,9		0,5	9,5	0,6	6,5		0,2	1,2	1,6	17,4	33,2	14,0	2,0	4,4	0,1	11,0	79,3	0,8	1,2	8,9
Zander											1,3			0,8	2,6				0,3					0,1				0,2
Schwarzmaulgrundel	57,5	48,9	76,5	56,2	76,8	68,2	79,4	66,7	68,6	82,0	74,0	70,8	67,7	43,3	73,3	81,4	40,1	27,9										42,9
Kesslergrundel																0,1												0,1
Marmorgrundel	14,9		8,3	4,6	3,8	5,9			6,7	9,7	1,7	13,7	4,6	10,8	11,7	10,4	26,9	26,2	14,5									6,5
Anzahl Knochenteile	134	137	204	764	397	85	73	111	493	791	231	511	415	360	572	671	798	741	671	200	407	1013	812	798	628	511	327	12855
Artenzahl	10	10	9	15	15	8	5	9	10	12	11	13	16	16	14	14	18	18	22	16	11	23	16	19	7	9	7	33

Insgesamt konnten 2017 bis 2019 33 Fischarten oder -artengruppen mit 12.855 diagnostischen Knochenteilen im Eisvogelgewölle nachgewiesen werden. Dazu kommt eine weitere Art, der Sonnenbarsch, der in einer Gewöllprobe aus dem Jahr 2011 bei Selm-Dahl auftauchte. Außerdem wurde in einer Probe bei Wesel (Vinkel) ein wenige Millimeter langer Zahn eines kleinen Hais gefunden (Abb. 79). Dieser stammt nicht aus der Eisvogelnahrung, sondern ist Teil einer kreidezeitlichen „Geisterfauna“, also ein umgelagertes Fossil aus den Sand- und Feinkiesschichten, in denen die Eisvogelröhre angelegt worden war.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 79: *Dieser Haizahn aus dem Eisvogelgewölle einer Bruthöhle bei Wesel (mit Stecknadelkopf als Größenvergleich) stammt aus einer kreidezeitlichen „Geisterfauna".*

In der Eisvogelnahrung waren also fast alle Arten vertreten, die bei den Elektrobefischungen nachgewiesen wurden. Es fehlten – abgesehen von den Neunaugen, die im Gewölle nicht zu finden sind, weil sie komplett verdaut werden – die folgenden Arten: Aal, Elritze, Graskarpfen, Wels, Lachs, Quappe, Flussgrundel und Flunder. Aal, Graskarpfen und Flunder kommen im Untersuchungsgebiet nicht in Körperlängen vor, die für den Eisvogel zu bewältigen sind. Lachs und Flussgrundel sind sehr selten bzw. punktuell verbreitet, so dass ein Erbeuten durch den Eisvogel sehr unwahrscheinlich ist. Damit bleiben Elritze, Wels und Quappe als potenzielle, aber nicht nachgewiesene Beute. Junge Welse und Quappen sind in der Lippe relativ selten und wachsen sehr schnell, daher stehen sie nur kurze Zeit als Eisvogelnahrung zur Verfügung. Während die Quappe in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen schon einmal im Eisvogelgewölle gefunden wurde, scheint der Wels nicht genutzt zu werden (vgl. KOTYUKOV 2016).

Das Fehlen der Elritze dagegen ist erstaunlich. Der Eisvogel verzehrt sie durchaus, u.a. im System der Gieseler, einem Lippezufluss bei Lippstadt. In der Lippe selbst ist die Elritze aber nicht verbreitet. An den Lippeabschnitten mit hoher Elritzendichte fanden wir keinen Eisvogelbrutplatz.

Betrachtet man die prozentualen Anteile der verschiedenen Arten an der Eisvogelbeute in Tabelle 16 so wird deutlich, dass der Eisvogel die Fischbestände opportunistisch nutzt. Häufige und gut erreichbare Beutetiere weisen besonders hohe Anteile auf. In den Ergebnissen in Tabelle 16 dominieren sehr unterschiedliche Arten bei den einzelnen Bruten, nämlich Groppe, Flussbarsch, Zwergstichling, Döbel und Schwarzmaulgrundel.

In der Gesamtheit aller Brutplätze hat der Flussbarsch die höchste Frequenz, gefolgt von Dreistachligem Stichling, Zwergstichling, Döbel und Rotauge.

Ab dem Beginn der Verbreitung der Schwarzmaulgrundel bei Hamm wandelt sich die Nahrungszusammensetzung des Eisvogels grundlegend. Die Grundel kommt nicht nur in jeder Gewöllprobe vor,

sondern weist auch stets den höchsten Anteil an der Eisvogelnahrung auf – maximal 82 %. Die Mamorgundel dagegen erreicht nicht so hohe Werte und fehlt sogar in manchen Proben.

Abbildung 80 untersucht die Frage, wie sich die Nahrungszusammensetzung des Eisvogels mit der Ausbreitung der Grundeln verändert hat.

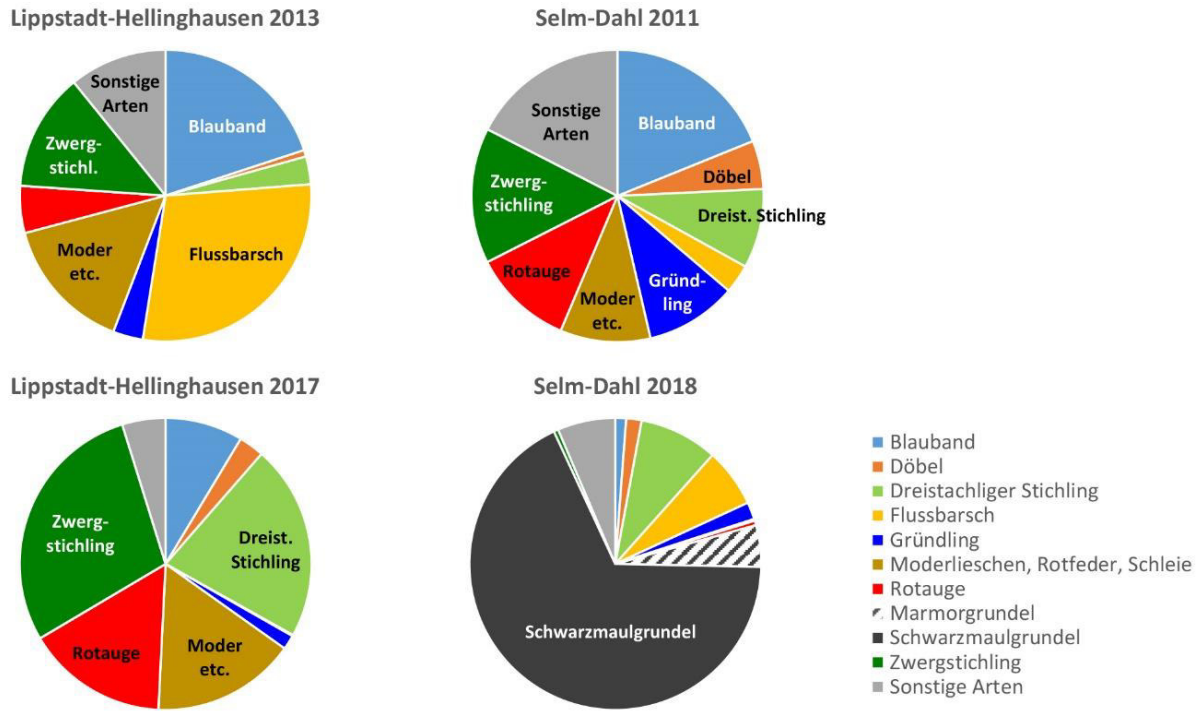


Abb. 80: *Vergleich der Zusammensetzung der Fischnahrung des Eisvogels an zwei Brutplätzen aus dem Zeitraum vor und nach 2014: Lippstadt-Hellinghausen (auch 2017 noch kein Grundelvorkommen in der Lippe) und Selm-Dahl (2011 bei Hamm Beginn der Einwanderung von Marmor- und Schwarzmaulgrundel)*

Aus Abbildung 80 ist ersichtlich, dass die Zusammensetzung der Eisvogelnahrung auch an demselben Brutplatz in verschiedenen Jahren Unterschiede aufweisen kann (Hellinghausen 2013 und 2017), dass aber in dem gezeigten Beispiel die wichtigsten Beutefische zwar ihre Anteile verändern, aber dennoch weiter in nennenswerten Zahlen auftreten. Ein ganz anderes Bild ergibt der Vergleich der Eisvogelnahrung bei Selm-Dahl vor und nach der Ausbreitung von Schwarzmaul- und Marmorgrundel. Während 2011 sieben einheimische Arten und der Blauband die wichtigsten Beutefische waren, haben die Grundeln 2018 alle anderen Arten bis auf den Dreistachligen Stichling und den Flussbarsch weitgehend verdrängt.

Offensichtlich ist v.a. die Schwarzmaulgrundel derart häufig und leicht zu fangen, dass sie in ihrem Verbreitungsgebiet sofort zur Hauptbeute des Eisvogels wird – was allerdings auf die Abundanz der Grundel keine Auswirkungen haben dürfte.

Eine zentrale Frage bei der Untersuchung der Eisvogelnahrung in der vorliegenden Studie ist, wie ähnlich die Nahrungszusammensetzung im Gewölle und die Zusammensetzung der Fischfauna bei Elektrobefischungen ist bzw. für welche Arten der Eisvogel zusätzliche Informationen liefern kann.

Es ist zu bedenken, dass der Eisvogel nur Fische bis zu einer bestimmten Maximalgröße erbeuten kann. Daher zählten wir für jeden Eisvogelbrutplatz aus den Ergebnissen der nächstgelegenen Elektrofischerei-Probestrecken in der Lippe nur diejenigen Fische, die während der Brutzeit des Eisvogels

wahrscheinlich passende Totallängen hatten. Das sind bei vielen Arten die diesjährigen (0+) Individuen, bei einigen Arten wie Hasel und Nase zumindest am Anfang der Saison auch vorjährige (1+) Tiere. Die entsprechenden Totallängen wurden aus eigenen Daten und aus der Literatur entnommen. Es wurden Fische gewertet, die bei den Elektrobefischungen zwischen August und Oktober die folgenden Totallängen aufwiesen:

- alle Individuen: Blauband, Moderlieschen, Steinbeißer, Elritze, Dreistachliger Stichling, Zwergstichling, Marmorgrundel;
- ≤ 8 cm: Bitterling, Sonnenbarsch;
- ≤ 9 cm: Gründling
- ≤ 10 cm: Rotfeder, Schleie, Schmerle, Regenbogenforelle, Groppe, Schwarzmaulgrundel, Kesslergrundel;
- ≤ 11 cm: Brassen, Güster, Karpfen;
- ≤ 12 cm: Giebel, Karausche, Goldfisch, Rapfen, Rotauge, Kaulbarsch;
- ≤ 13 cm: Forelle;
- ≤ 14 cm: Barbe, Ukelei, Döbel, Flussbarsch;
- ≤ 15 cm: Nase, Hasel;
- ≤ 16 cm: Aland, Äsche;
- ≤ 18 cm: Quappe;
- ≤ 21 cm: Zander;
- ≤ 23 cm: Wels;
- ≤ 30 cm: Hecht;
- keine Berücksichtigung: Aal, Graskarpfen und Flunder.

Den gewählten Totallängen liegen Angaben zu den Maximallängen diesjähriger (0+) bzw. vorjähriger (1+) Individuen aus der Publikation von PESCHEL et al. (2013) sowie eigene Daten zugrunde.

Nur die Zusammensetzung dieser „potenziell fangbaren“ Fische wurde in Abbildung 81 mit der Zusammensetzung der Eisvogelnahrung verglichen, und zwar jeweils aus dem Befischungsjahr, in dem die Eisvogelbrut stattfand. Für Bruten aus dem Jahr 2019 wurden die Befischungsergebnisse aus 2018 verwendet. Wurden an einem Brutplatz mehrere Bruten untersucht, wurden die Anteile der Fischarten gemittelt.

Elektrofischereidaten wurden nur von denjenigen Lippe-Probestrecken verwendet, die in einem Radius von 2 km um den betreffenden Eisvogelbrutplatz lagen und tagsüber befischt wurden. Waren dies mehrere Probestrecken, so wurden die Fangzahlen zusammengefasst. Befischte Stillgewässer in den 2-km-Radien blieben unberücksichtigt. Abbildung 81 zeigt den Vergleich zwischen der Zusammensetzung der Eisvogelnahrung und den Befischungsergebnissen.

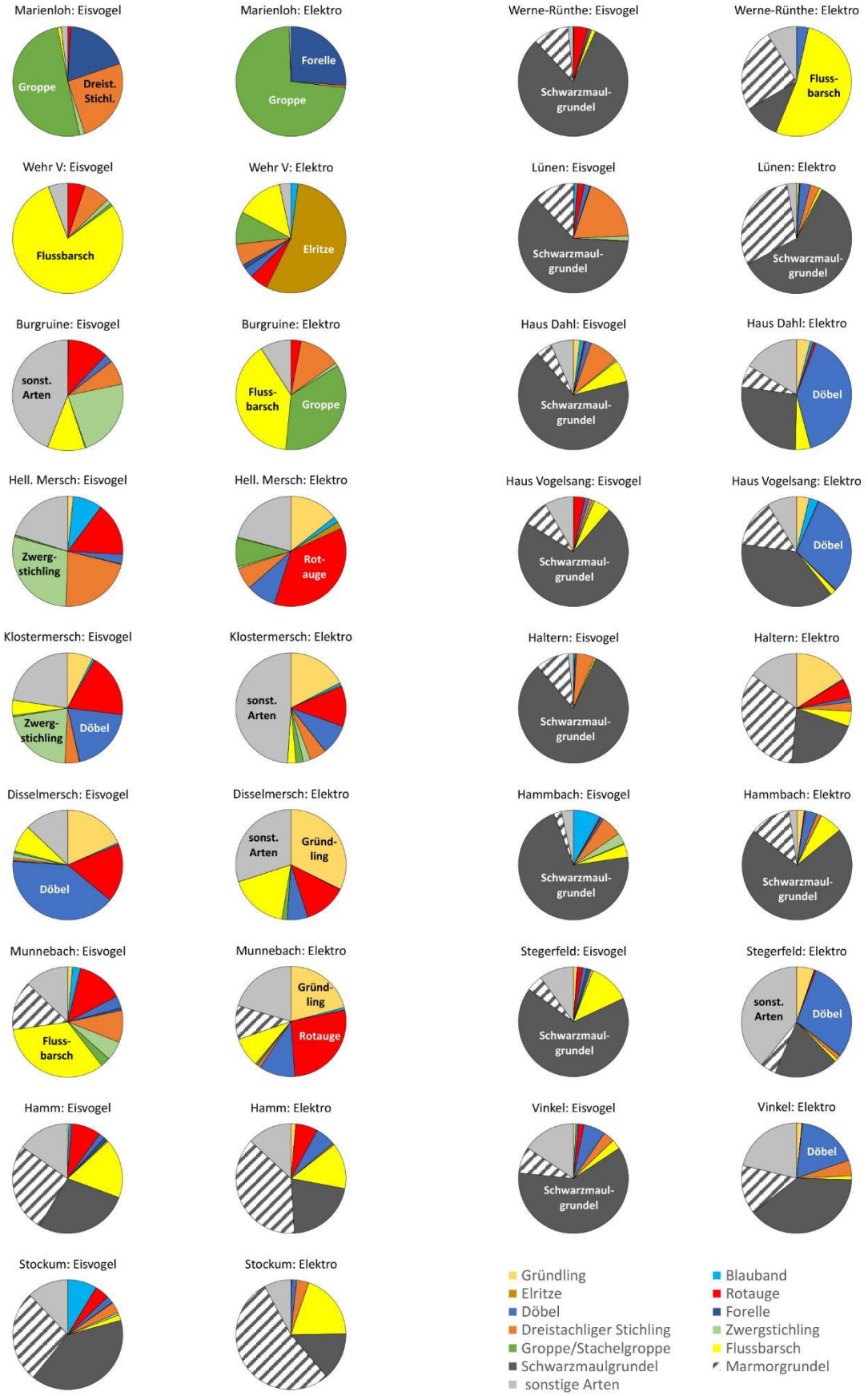


Abb. 81: *Vergleich der Zusammensetzung der Eisvogelnahrung und der potenziell für den Eisvogel zu erbeutenden Fische an den Elektrofischerei-Probestrecken in der Lippe nahe der untersuchten Eisvogelbrutplätze*

Abbildung 81 zeigt die Ergebnisse vom Oberlauf der Lippe (oben links) bis zum Unterlauf (unten rechts). In den meisten Fällen ist eine grundsätzliche Ähnlichkeit der Diagrammpaare zu sehen; es gibt aber auch Abweichungen.

So fällt der zweite Brutplatz (Wehr V bei Salzkotten-Mantinghausen) auf, an dem die Zusammensetzung der Fischnahrung sich deutlich von den Ergebnissen der Elektrofischerei unterscheidet. Hier bestanden 79,3 % der Eisvogelnahrung aus Flussbarschen; bei den Befischungen lag der Anteil des Barsches dagegen nur bei 13,8 %. Der Eisvogel fing die gern verzehrten Barsche wahrscheinlich nicht in der Lippe, sondern in einem wenige 100 m vom Brutplatz an der Lippe entfernt liegenden Baggersee. Dieser befindet sich außerhalb des Überschwemmungsgebietes und wurde daher in der vorliegenden Studie nicht befischt. Da der Eisvogel an dieser Stelle die ausgebaute Lippe offenbar kaum nutzte, sind auch Beutefische wie Groppe, Forelle und Elritze im Gewölle selten bzw. fehlen.

Auch am nächsten Brutplatz „Burgruine“ bei Lippstadt-Lipperode fischten die Eisvögel wohl weniger in der Lippe als in dem Gewässerkomplex der Burgruine, wo die Vögel statt Groppen verschiedene Stillgewässerarten wie Zwergstichling, Schleie und Hecht in größeren Anteilen erbeuteten.

An den anderen Stellen sind die Ähnlichkeiten größer, wenn auch einige Arten in der Eisvogelnahrung meist niedrigere Anteile aufweisen als bei den Elektrobefischungen (Gründling, Döbel) und andere höhere (Zwergstichling, Schwarzmaulgrundel).

Eine Übersicht über die Nutzung aller Fischarten, die an mehr als einer der 17 untersuchten Stellen auftauchten, gibt Abbildung 82. Für diese Abbildung wurde die Differenz zwischen den gemittelten Anteilen der Arten im Eisvogelgewölle und in den Elektrofischereiergebnissen gebildet. Ein positiver Wert bedeutet, dass die Eisvögel mehr Fische der betreffenden Art verzehrten, als die Befischungen erwarten ließen, ein negativer Wert, dass die Fischart im Eisvogelgewölle einen geringeren Anteil aufwies als bei den Elektrobefischungen.

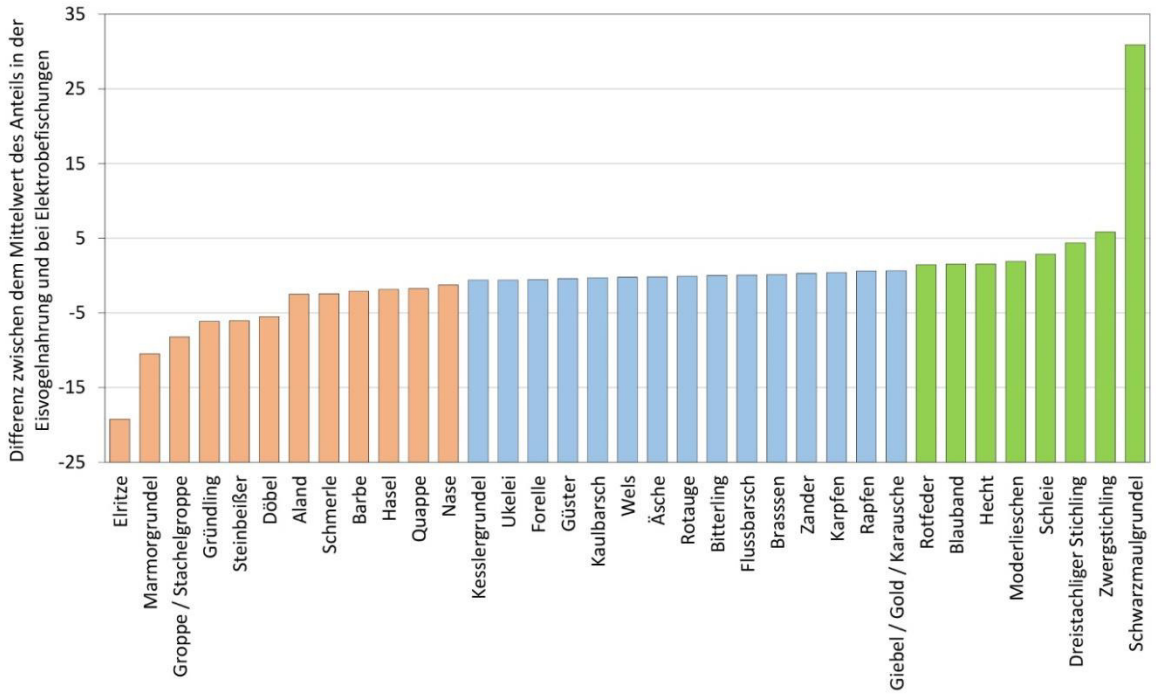


Abb. 82: *Differenz zwischen dem Mittelwert des Anteils einer Fischart in der Eisvogelnahrung und bei Elektrobefischungen in der Lippe. Rote Säulen: Art im Gewölle seltener als bei den Elektrobefischungen, Differenz > 1 %; blau: Art im Gewölle ähnlich häufig wie bei den Elektrobefischungen, Differenz < 1 %; grün: Art im Gewölle häufiger als bei den Elektrobefischungen, Differenz > 1 %*

Die Ergebnisse in Abbildung 82 können sowohl durch die Bevorzugung bestimmter Fischarten durch den Eisvogel zustande kommen, als auch durch seine unterschiedliche Nutzung verschiedener Jagdgebiete an der Lippe und in Auengewässern.

Zu den seltener verzehrten Fischen gehören v.a. bodenorientierte bzw. versteckt lebende Arten: Marmorgrundel, Groppe, Gründling, Steinbeißer, Schmerle, Barbe und Quappe. Alle häufiger als zu erwarten verzehrten Fische außer der Schwarzmaulgrundel sind in Auengewässern häufiger als in der Lippe, was die Nutzung dieser Gewässer durch den Eisvogel anzeigt. Die bodenorientierte Schwarzmaulgrundel wurde an allen Brutplätzen, wo die Art vorkommt, wesentlich häufiger gefressen als nach den Elektrobefischungen zu erwarten war. Ein Grund dafür kann sein, dass sich diese sehr häufige Art tagsüber ohne Scheu auch im flachen Wasser aufhält und sich häufig bewegt, was auch für den menschlichen Beobachter auffällig ist.

Fazit Gewöllanalyse

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen der Gewöllanalyse und der Elektrobefischungen in der Lippe zeigt, dass die beiden Methoden etwas unterschiedliche Ausschnitte aus der Fischfauna abbilden. Keine der beiden Methoden kann die tatsächliche Zusammensetzung des Fischbestands 1:1 abbilden.

In der Anzahl der nachgewiesenen Arten waren die Methoden einander ebenbürtig: Durchschnittlich wurden mit der Elektrofischerei an den 17 untersuchten Stellen 15 Fischarten mit für den Eisvogel passenden Totallängen nachgewiesen; im Gewölle waren es 16.

Die Analyse von Eisvogelgewölle erhöht die Chancen, das Vorkommen bzw. die Reproduktion auch seltener Arten (und kleiner) Arten u.a. in den Auengewässern nachzuweisen. Über das Vorkommen der Schwarzmaulgrundel in einem Gebiet gibt der Eisvogel eventuell sogar sicherer Auskunft als eine Befischung.

In den Artkapiteln (5.4) werden die Ergebnisse aus den Gewöllanalysen in einem zusätzlichen „Verbreitungsdiagramm“ für jede Art dargestellt.

5.3 Longitudinale Ortsbewegungen

5.3.1 Reusenfang am Wehr Buddenburg 2018 bis 2019

5.3.1.1 Artenzusammensetzung

Insgesamt konnten 46.334 Fische und Krebse an 571 Kontrolltagen in der Reuse dokumentiert werden. Repräsentiert waren 37 Fisch- und eine Krebsart (Tab. 17). Häufigste Art war mit 30 % der Döbel, gefolgt von Ukelei (23 %), Rotauge (16 %), Hasel (11 %), Rapfen (6 %), Barsch (5 %), Barbe (4 %) und dem Gründling mit 2 % (Abb. 83). Die anderen 29 Arten machten lediglich 3 % des Gesamtfanges aus. Interessanterweise war die invasive Schwarzmaulgrundel nur mit 0,3 % am Gesamtfang vertreten, obwohl sie in diesem Lippeabschnitt die häufigste Art war (vgl. Kap. 5.2.1.1) und auch in dem Fischaufstieg selbst die häufigste Spezies bildete. Ob die Reuse auf diese Art eine zu große Scheuchwirkung hatte oder der Einstieg in die Reuse strömungsbedingt ungünstig für die Grundeln gelegen war, konnte nicht abschließend geklärt werden. Auch bei der Betrachtung der Frequenz der einzelnen Arten, also der Betrachtung, an wie vielen Terminen von den insgesamt 571 Tagen die entsprechende Art in der Reuse vertreten war, dominierte der Döbel, gefolgt von Ukelei, Rotauge und Flussbarsch (Abb. 84).

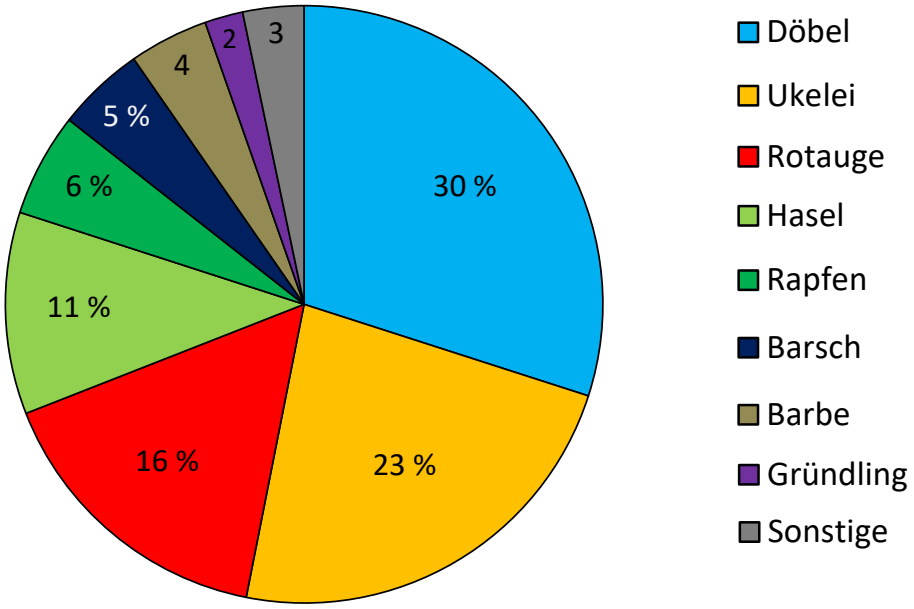


Abb. 83: *Prozentuale Zusammensetzung des Gesamtreusenfanges (13. April 2018 bis 04. November 2019; n = 46.334 Fische und Krebse).*

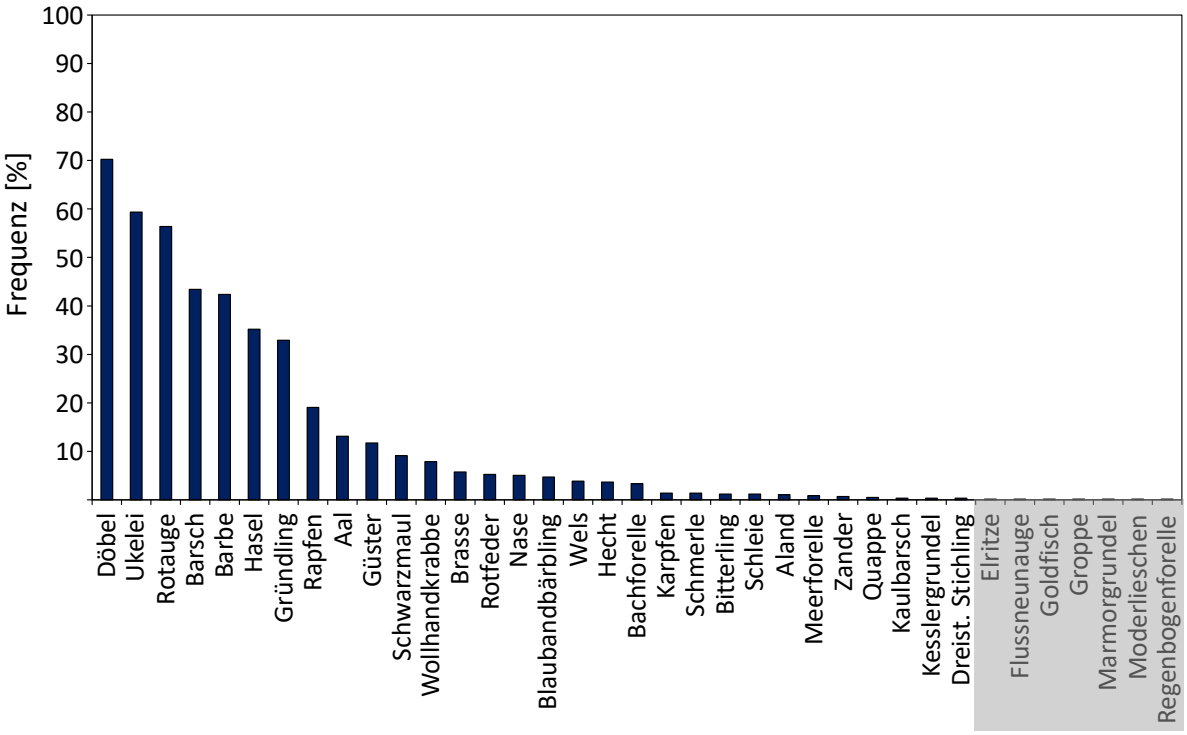


Abb. 84: *Frequenz [%] der einzelnen Arten in den Reusenkontrollen (n = 571 Kontrolltage). Grau hinterlegte Arten sind Einzelfänge.*

5.3.1.2 Saisonalität

Saisonale Unterschiede ließen sich sowohl in der Abundanz als auch in der Artzusammensetzung ausmachen. Die meisten Fische passierten die Reuse in den Monaten September und Oktober, mit den höchsten Werten im Oktober 2019. Hier wanderten im Mittel 321 Fische pro Tag ein, wohingegen im Januar 2019, dem schwächsten Untersuchungsmonat, nur 0,4 Fische pro Tag den Weg in die Reuse fanden (Abb. 85). Tageshöchstwerte, wie etwa am 28. Juli 2018 mit 1.227 Fischen, korrelierten zum Großteil mit vorangegangenen Niederschlagereignissen und demnach mit Pegelanstiegen und/oder einem vorangegangenen Temperaturanstieg (Abb. 86 & 87). Ein Extremereignis wurde am 02. Oktober 2019 protokolliert. Hier wurden über 6.000 Fische, mit Abstand der höchste Tageswert, in der Reuse gezählt. Auch hier ging ein Pegelanstieg unmittelbar voraus, bei dem der Pegel zum ersten Mal seit Ende Mai 2019 über Mittelwasser anstieg. Der erste Peak im Jahr 2019 Ende April ging dagegen einher mit einem zeitgleichen Anstieg der Wassertemperatur. Es lassen sich jedoch auch extreme Anstiege der Fischzahlen beobachten, bei denen weder ein Temperatur- noch ein Pegelanstieg zuvor zu verzeichnen war, wie etwa am 18. September 2018 (1.282 Fische), ein Hinweis darauf, dass noch weitere abiotische oder biotische Faktoren als Stimuli für Fischwanderungen agieren. Die Photoperiode, Nahrungsverfügbarkeit oder der Hormonstatus werden hierfür beispielsweise in Diskussion gebracht (BEATTY et al. 2014, JONSSON 1991, WHALEN et al. 1999).

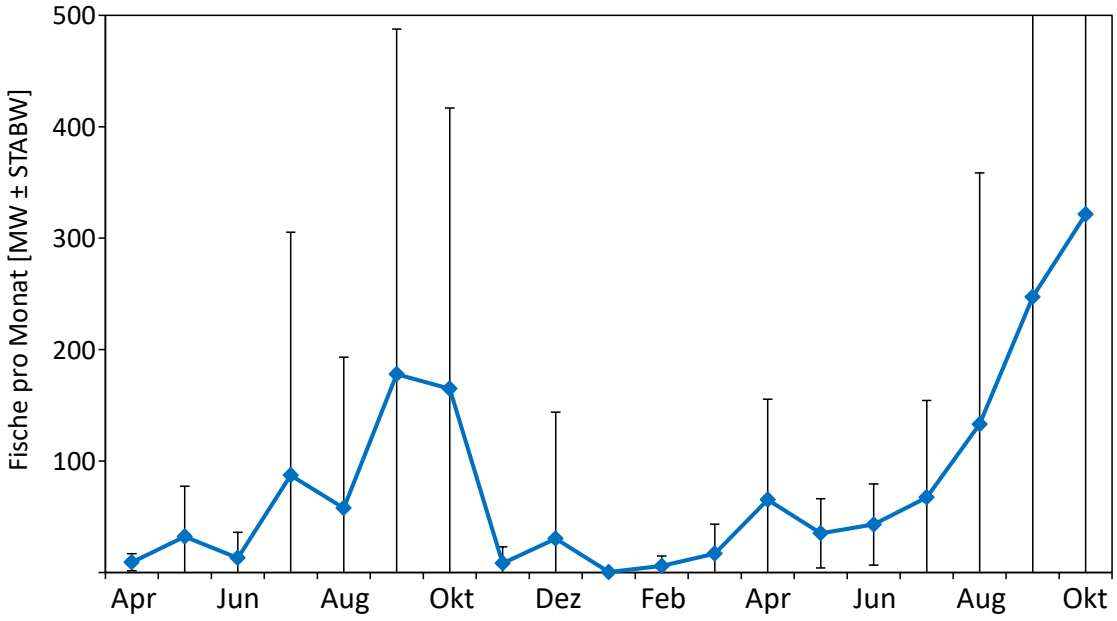


Abb. 85: *Mittlere Anzahl der Fische pro Monat (MW ± STABW) für den Zeitraum April 2018 bis Oktober 2019*

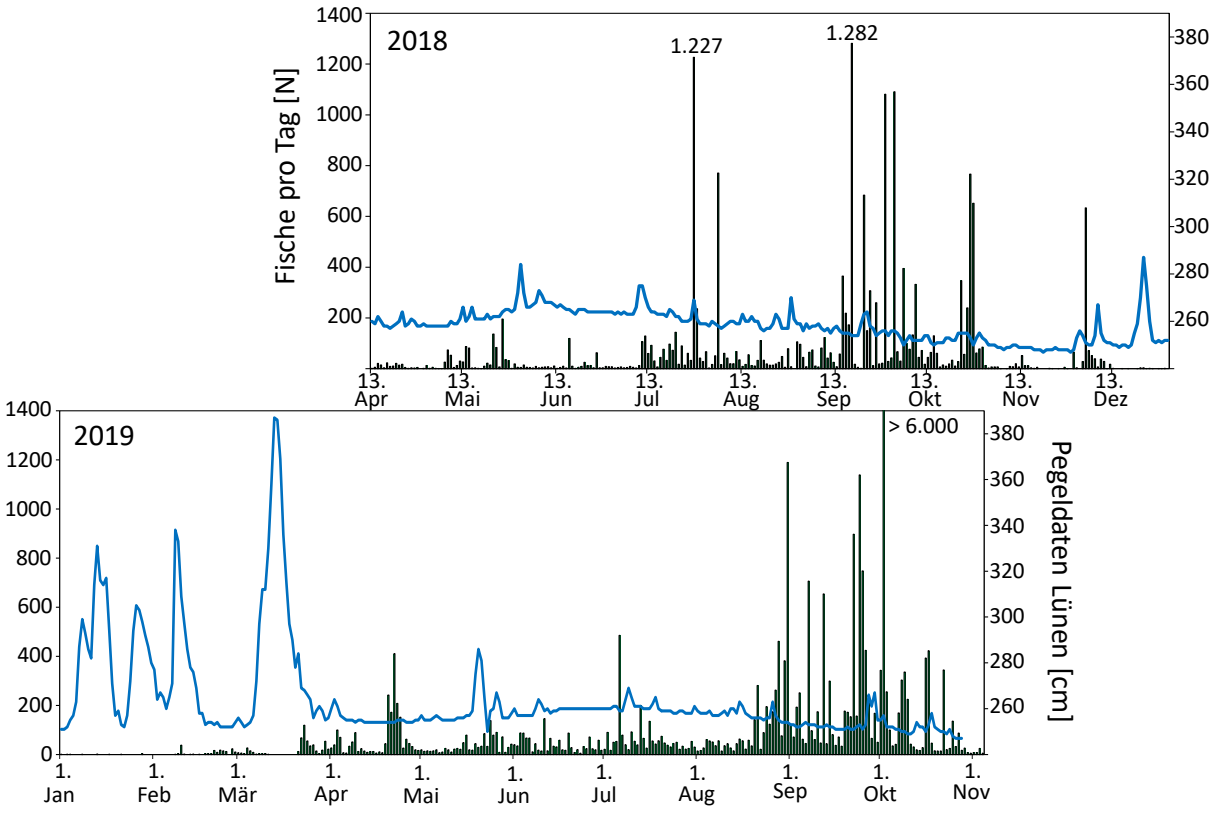


Abb. 86: *Tägliche Fischzahlen der Reusenkontrollen (Balken) vom Tag der Erstkontrolle am 13. April 2018 bis zum 04. November 2019 und Wasserstandsdaten (blaue Linie [cm]) des Pegels in Lünen (Lippeverband). Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremwert von über 6.000 Fischen in der Reuse, der Balken wurde der übersichthalber beschnitten.*

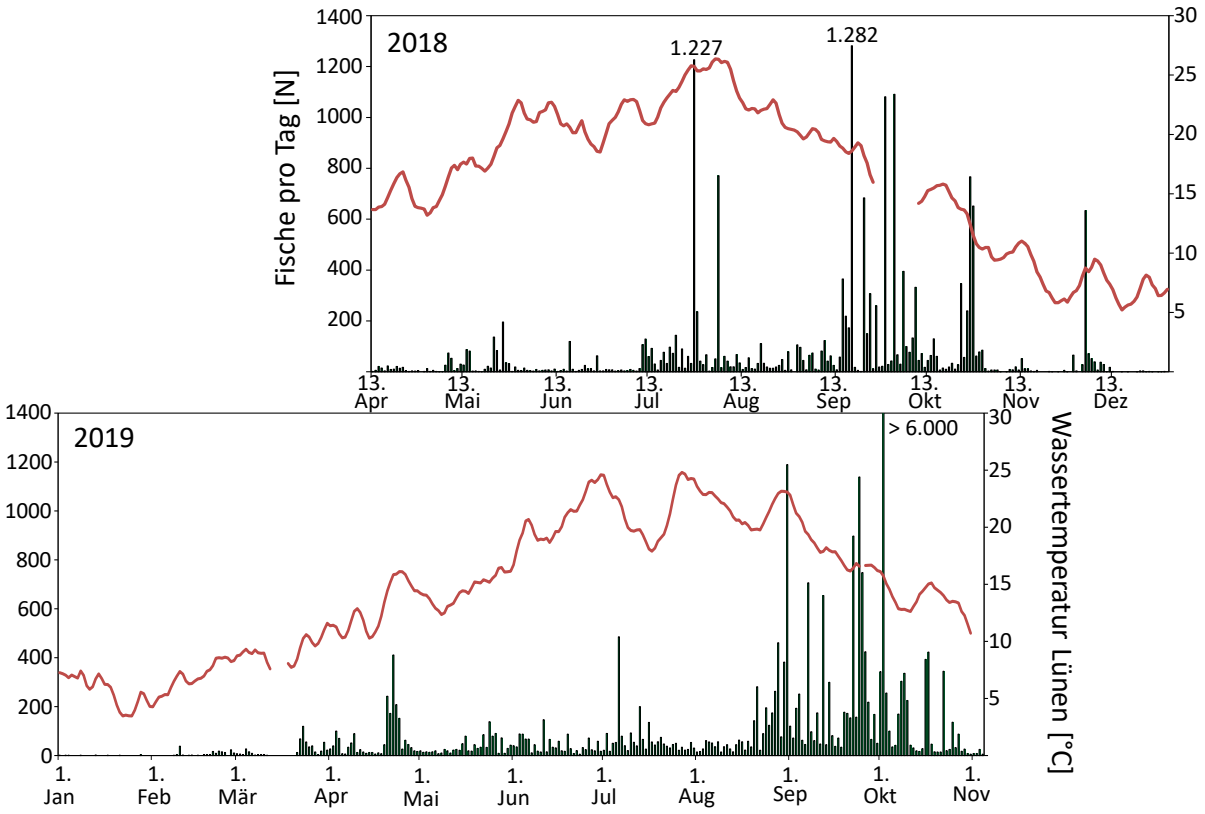


Abb. 87: *Tägliche Fischzahlen der Reusenkontrollen (Balken) vom Tag der Erstkontrolle am 13. April 2018 bis zum 04. November 2019 und Wassertemperaturdaten (rote Linie [°C]) des Pegels in Lünen (Lippeverband). Am 02. Oktober 2019 kam es zu einem Extremwert von über 6.000 Fischen in der Reuse, der Balken wurde der übersichthalber beschnitten.*

Betrachtet man die Artenzusammensetzung für die einzelnen Untersuchungsmonate, so sieht man eine klare Dominanzverschiebung der einzelnen Arten (Abb. 88). Der Ukelei macht den Hauptanteil in den Monaten April bis August aus, wohingegen der Döbel in den kälteren Monaten den größten Anteil an der Artenzusammensetzung bestimmt. Der Gründling erreicht nennenswerte Dominanzanteile in den Monaten Januar bis April, von April bis August sind junge Barben vermehrt in den Reusenfängen vertreten. Der Barsch erreicht die höchsten Anteile von Oktober bis März, Rotaugen dagegen sind das gesamte Jahr in den Reusenfängen mit variierenden Anteilen vertreten. Auch Unterschiede zwischen den Jahren lassen sich erkennen. Der Rapfen war im Jahr 2018 in den Monaten von Juli bis Oktober teilweise dominante Art in den Fängen. Dies waren fast ausschließlich 0+ Individuen, so dass von einer Reproduktion des Rapfens flussabwärts des Wehres auszugehen ist. Im Jahr 2019 fehlte diese Art bis auf wenige Einzeltiere jedoch vollkommen. Das unterhalb gelegene Wehr Dahl fungiert als Wanderbarriere für diese aus dem Rhein aufziehende Art (vgl. Kap. 5.3.2), so dass für die wenigen oberhalb vorkommenden Rapfen ungünstige Bedingungen in diesem Bereich zu einem totalen Ausfall der Reproduktion führen können, was im Jahr 2019 offenbar der Fall war.

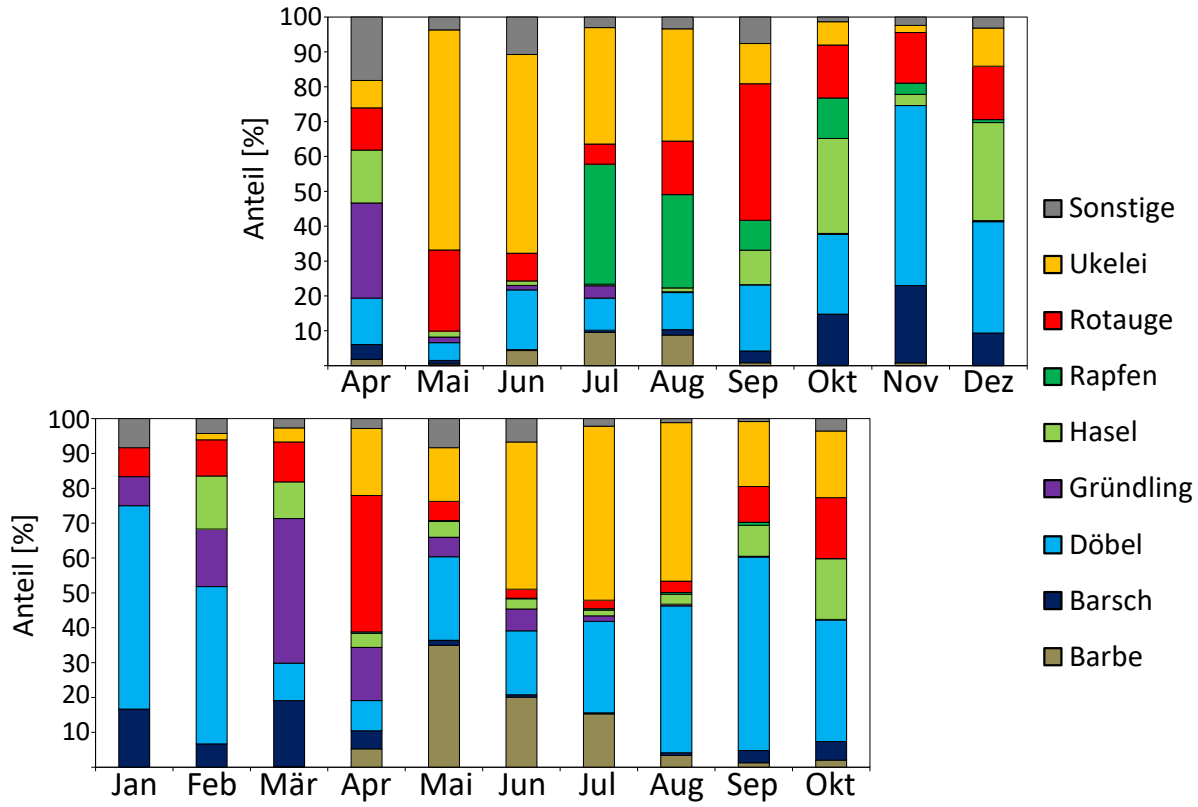


Abb. 88: *Prozentuale Anteile der einzelnen Arten an der monatlichen Zusammensetzung des Reusenfanges. Dargestellt ist der Zeitraum April 2018 bis Oktober 2019 (n = 46.292 Fische).*

5.3.1.3 Längenverteilung

Das Längenspektrum aller gefangenen Fische in der Reuse reichte von einem jungen Döbel mit gerade einmal 26 mm bis hin zu einem Wels von 1,4 m, so dass die Reuse grundsätzlich für das in der Lippe vorkommende Größenrepertoire als fängig anzusehen ist. Die Längenklasse von 10 bis 15 cm war über den gesamten Zeitraum mit großem Abstand am stärksten vertreten (43 %, Abb. 89), gefolgt von den Fischen der Länge 15 bis 20 cm (29 %) und 5 bis 10 cm (22 %). Die kleinste Längenklasse bis 5 cm Totallänge wurde nur von 0,8 % aller Individuen ausgemacht. Fische über 30 cm Totallänge kamen in ihrer Summe auf magere 0,6 %. Bei der Betrachtung der gefangenen Größenklassen nur für die Monate September und Oktober 2018 fällt auf, dass auch hier der größte Anteil der Fische sich auf die Längenklassen 10 bis 15 cm (42 %) und 15 bis 20 cm (50 %) verteilt (Abb. 90). Vergleicht man dagegen die Längenzusammensetzung der zeitgleich stattgefundenen Elektrobefischungen, erkennt man, dass hier die häufigste Größenklasse von den Jungfischen bis 5 cm (48 % in 2017; 35 % in 2018) und 5 bis 10 cm (43 % in 2017; 52 % in 2018) repräsentiert wird. Eine Dominanz der Jungfische im Herbst ist durch vorausgegangene Reproduktionserfolge im Frühjahr und vor der einsetzenden Wintermortalität durchaus zu erwarten. Setzt man bei diesen Größenklassen eine ähnliche Wandermotivation wie bei den nächstgrößeren Längenklassen voraus (z.B. HEERMANN & BORCHERDING 2006), so sind die Fische bis 10 cm in den Reusenfängen deutlich unterrepräsentiert. Dies verwundert nicht, betrachtet man die Fallhöhen zwischen den einzelnen Riegeln im unteren Verlauf des Aufstieggerinnes (Abb. 91).

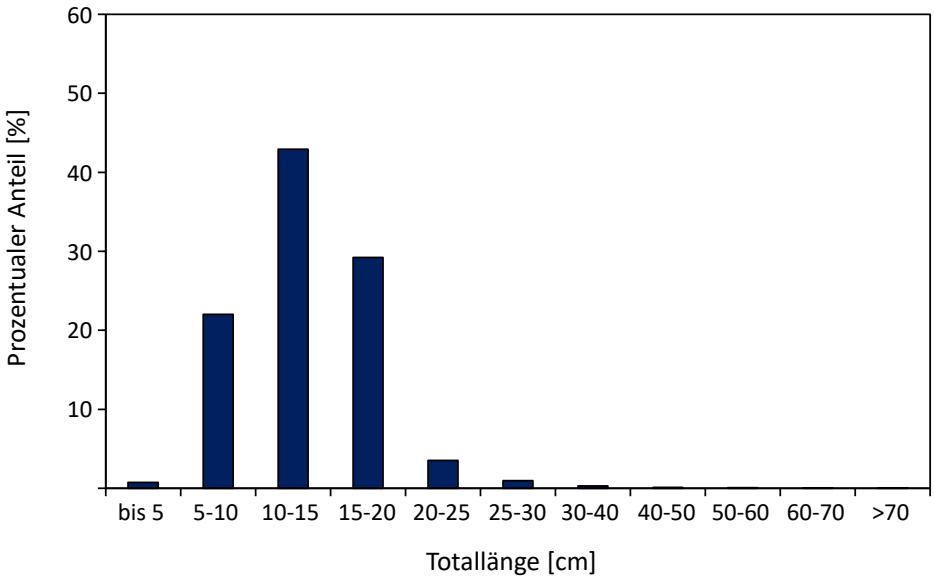


Abb. 89: *Prozentuale Anteile der einzelnen Längenklassen am Reusenfang für den Gesamtzeitraum von April 2018 bis November 2019 (n = 39.031)*

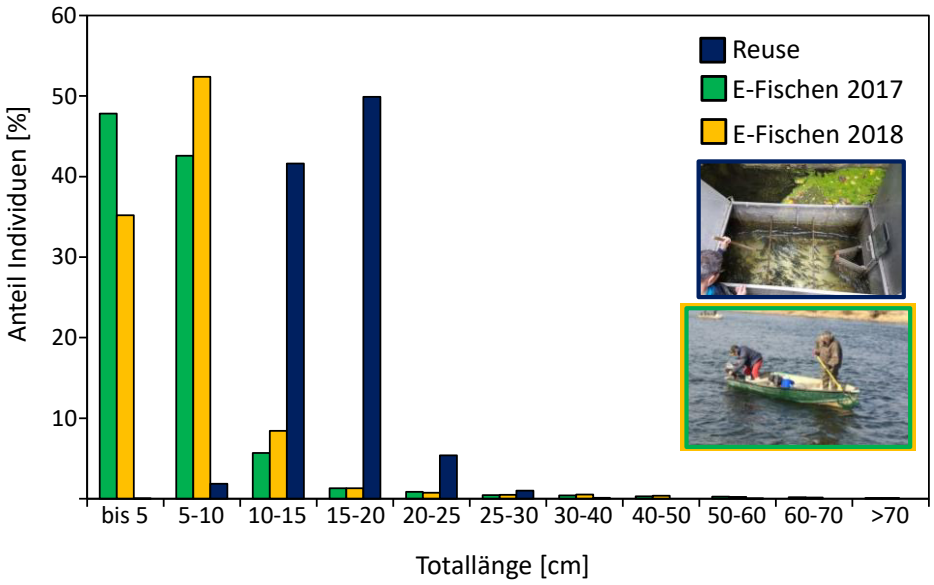


Abb. 90: *Prozentualer Anteil der einzelnen Längenklassen am Reusenfang (blaue Balken, n =9.992) im Vergleich zu den Elektrobefischungen (grüne Balken = 2017, n = 57.983; gelbe Balken = 2018, n = 64.895). Dargestellt sind für beide Methoden zur besseren Vergleichbarkeit nur die Monate September und Oktober.*



Abb. 91: *Naturnaher Fischaufstieg am Wehr Buddenburg, Darstellung einzelner Steinriegel*

Auch bei der Längenhäufigkeitsverteilung der Barben lassen sich Lücken im Populationsaufbau der Reusenfänge erkennen (Abb. 92). So wies die größte Barbe, die in den 18 Monaten gefangen wurde, gerade einmal eine Totallänge von 32 cm auf. Vor allem die adulten, laichbereiten Barben sind jedoch für ihre Laichwanderungen mit zum Teil großen Distanzen bekannt (z. B. LUCAS & BATLEY 1996). Aufgrund der fehlenden großen Barben wurde eine ergänzende Elektrobefischung im August 2019 unmittelbar unterhalb des Wehres durchgeführt. Das Ergebnis waren zahlreiche Barben mit Größen von 40 bis über 70 cm, die in diesem Bereich standen. Diese Ergebnisse legen nahe, dass der naturnahe Aufstieg am Wehr Buddenburg eine eingeschränkte Passierbarkeit für kleine Fische bis 10 cm, wie auch für strömungsliebende adulte Fische aufweist. Gestützt werden diese Ergebnisse durch die Erkenntnisse der Markierungsversuche mit potamodromen Wanderfischen (vgl. Kap. 5.3.2).

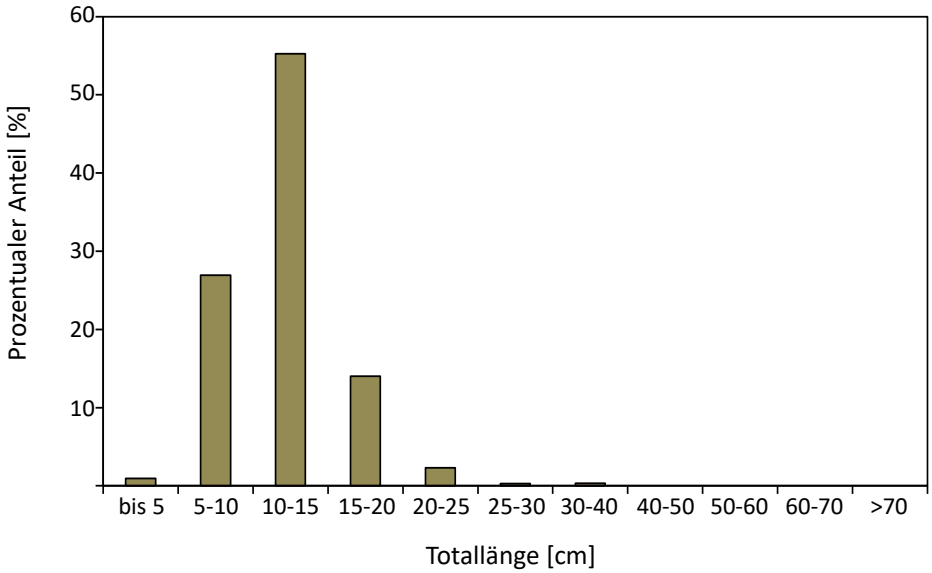


Abb. 92: *Prozentualer Anteil der Barben der Reusenfänge in den einzelnen Längenklassen für den Gesamtzeitraum April 2018 bis November 2019*

5.3.1.4 Mortalität

Insgesamt 2.623 Fische wurden tot in der Reuse aufgefunden, dies entspricht 5,67 % des Gesamtfanges. Die höchste Anzahl wurde bei den Fischen zwischen 10 und 15 cm Totallänge mit 1.164 Individuen erreicht (Abb. 93). Diese Größenklasse war jedoch auch am stärksten in den Reusenfängen vertreten (s.o.). Betrachtet man den Anteil toter Fische bezogen auf den Gesamtfang für die einzelnen Größenklassen, so zeigt sich, dass die kleinsten Fische (bis 5 cm) mit knapp 27 % Totfunden aller Fische bis 5 cm überproportional häufiger gestorben sind, als größere Klassen (Abb. 93). Von den Fischen zwischen 5 und 10 cm wurden knapp 10 % als Totfunde vermerkt, bei den Tieren zwischen 10 und 15 cm sinkt der Wert weiter auf 7 % und bei den Fischen von 15 bis 20 % lag der Wert nur noch bei 1,3 %.

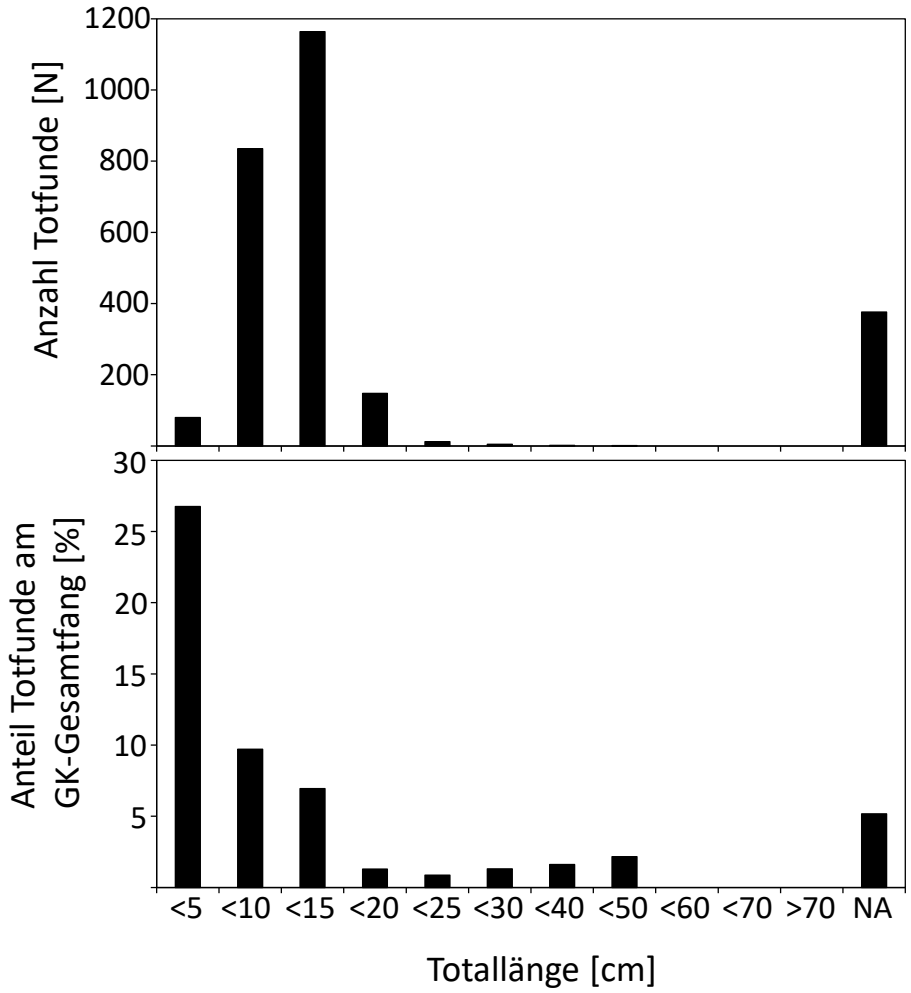


Abb. 93: *Anzahl der Totfunde (n) in der Reuse für die einzelnen Größenklassen (oben) und prozentualer Anteil der Totfunde am Gesamtfang der jeweiligen Größenklasse (unten, %). NA = Fische, deren Größenklasse nicht bestimmt werden konnte.*

Ein Anstieg an Totfunden wenn größere Räuber mit in der Reuse waren (was in einer erhöhten stressbedingten Mortalität resultieren könnte) wurde in dieser Studie nicht beobachtet. Eine Abhängigkeit der Mortalitätsraten von der Temperatur war ebenfalls nicht nachweisbar. Zu Totfunden kam es jedoch vermehrt, wenn besonders viele Fische gleichzeitig in der Reuse waren, was auch bei anderen Reusenkontrollen beobachtet werden konnte (WILMSMEIER et al. 2018). Die Reuse verfügte über großflächige strömungsberuhigte Bereiche, in denen sich die Fische ausruhen konnten. Bei einem massenhaften Aufkommen von Fischen könnten diese Bereiche ausgeschöpft gewesen sein und die

Konkurrenz um diese Areale könnte den Stressfaktor bei den Tieren erhöht haben. Sicher stellt auch eine insgesamt hohe Fischdichte in der Reuse selbst einen Stressfaktor dar.

Etwa 43 % aller toten Fische waren Ukelei, was auf den hohen Gesamtfang dieser Art zurückzuführen ist: Die artspezifische Sterberate (Anteil toter Ukelei am Gesamtfang aller Ukelei) lag bei 9 % (Abb. 94). Die Art, die am zweithäufigsten tot geborgen wurde, war der Döbel mit 22 %, auch hier liegt die artspezifische Sterberate jedoch recht gering bei 4 %. Andere Arten scheinen anfälliger für die Reusenmortalität zu sein. Zwar wurden nur 0,3 % aller toten Fische als Schmerlen identifiziert, dies macht jedoch 55 % aller gefangenen Schmerlen aus. Hierbei gilt jedoch zu beachten, dass insgesamt nur 11 Schmerlen in dem Untersuchungszeitraum in der Reuse detektiert werden konnten. Auch die Schwarzmaulgrundel zeigt eine erhöhte Mortalitätsrate. 0,7 % aller toten Fische waren Schwarzmaulgrundeln, die artspezifische Mortalität liegt jedoch bei 19 %. Die artspezifische Sterberate des Gründlings liegt ebenfalls recht hoch bei 18 %. Es scheint demnach, dass benthisch orientierte Kleinfische mit den Bedingungen in der Reuse schlechter zurechtkommen als andere Arten. Es gilt jedoch zu bedenken, dass auch der vorangegangene Aufstieg in dem Umgehungsgerinne zu einer Schwächung besonders bei dieser Gilde geführt haben kann. Dafür spricht, dass der Anteil kleiner Fische in der Reuse generell deutlich unterrepräsentiert war und demnach eine eingeschränkte Passierbarkeit für diese Größenklasse anzunehmen ist.

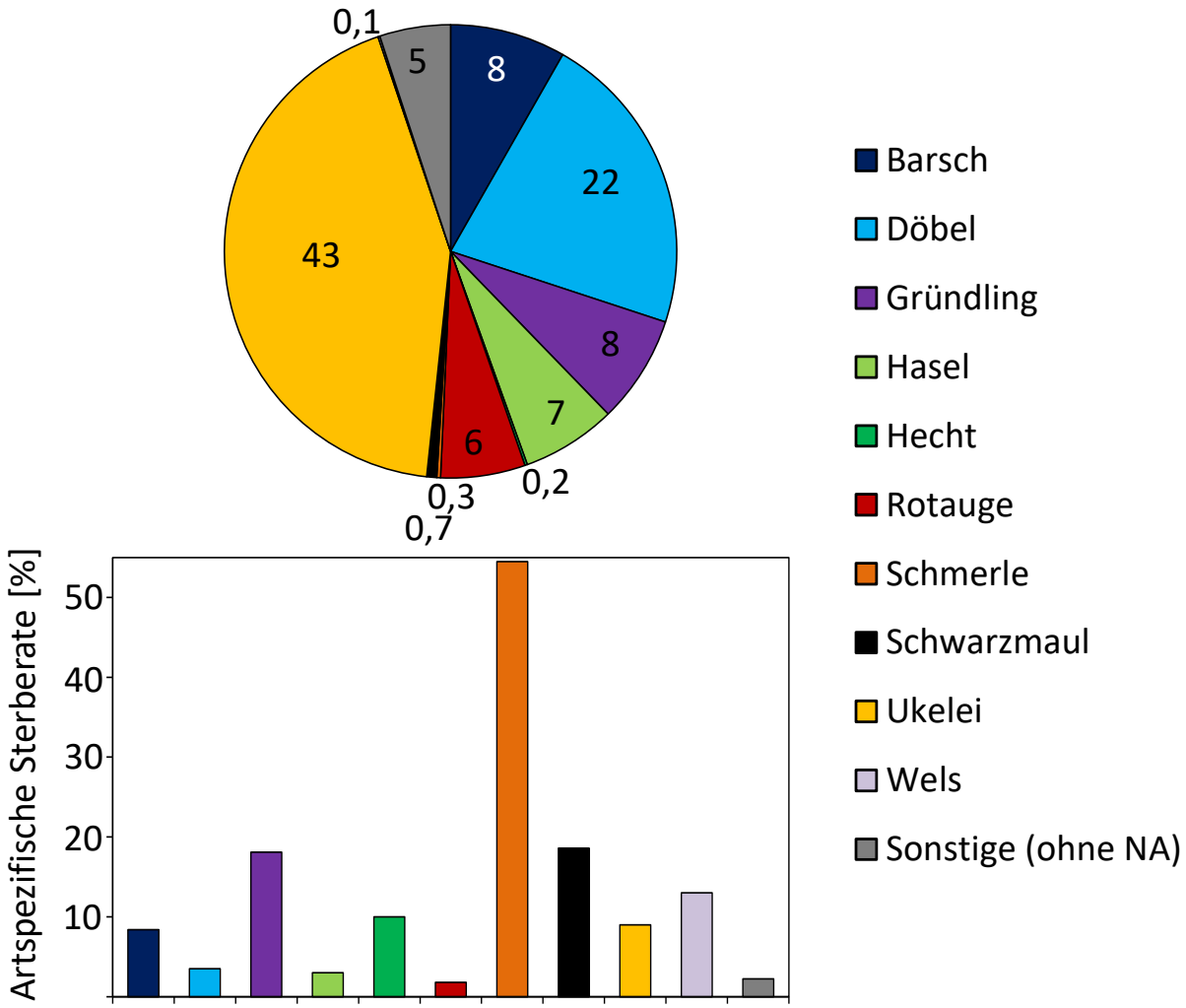


Abb. 94: *Prozentuale Zusammensetzung aller Totfunde (oben, %) und artspezifische Mortalität (unten, %, Anteil toter Fische am Gesamtfang der betreffenden Art). Die Farblegende (rechts) gilt für beide Diagramme.*

5.3.1.5 Vergleich mit früheren Reusenkontrollen

Bereits in den Jahren 2003/2004 unmittelbar nach der Fertigstellung des Umgehungsgerinnes am Wehr Buddenburg führte SPÄH (2006) an diesem Standort eine Reusenkontrolle mit vergleichbaren Zeiträumen durch. Die Kontrollen fanden damals von Mai 2003 bis Dezember 2004 ebenfalls täglich statt (Zeitraum der vorliegenden Studie April 2018 bis November 2019). Damals wurden insgesamt 8.403 Fische und Krebse an den 591 Kontrolltagen gefangen, eine äußerst geringe Zahl im Vergleich zu 46.292 Fischen und Krebsen an 571 Kontrolltagen dieser Studie. Die Saisonalität der Gesamtaufstiege ist jedoch weitestgehend übereinstimmend. Auch damals wurden die meisten Fische in den Herbstmonaten September und Oktober detektiert, ebenfalls einhergehend mit ansteigenden Wasserständen und dem geringsten Fischaufkommen im Januar, wie auch in der vorliegenden Studie.

In der Artenzusammensetzung unterscheiden sich die Aufstiegsdaten von damals maßgeblich von den nun erhobenen Daten. 2003/2004 war die häufigste aufsteigende Art der Brassen mit 36 % des Gesamtfanges (Abb. 95). In der vorliegenden Studie machten Brassen gerade einmal 0,11 % aller gefangenen Fische aus. Anders sieht es beim Ukelei aus, der 2003/2004 lediglich mit 118 Individuen (1 %) nachgewiesen wurde und nun mit 23 % die zweithäufigste Art bildet. Ähnliche Werte ergeben sich nur für das Rotauge (2003/2004: 21 %; 2018/2019: 16 %). Für den Döbel ist eine deutliche Zunahme zu verzeichnen, er bildet nun die häufigste Art in den Reusenfängen (2003/2004: 18 %; 2018/2019: 30 %). Dramatisch sind die Abnahmen beim Kaulbarsch, der in den Jahren 2003/2004 noch mit 6 % am Gesamtfang vertreten war und nun nur noch mit drei Individuen über den gesamten Zeitraum in der Reuse auftauchte. Bei den Wollhandkrabben lässt sich erfreulicherweise ein Rückgang über die 15 Jahre dokumentieren. Machten sie damals noch die sechsthäufigste Art mit 238 Individuen aus, konnten im aktuellen Untersuchungszeitraum lediglich 64 Tiere (0,14 %) nachgewiesen werden. Erstaunlicherweise konnte damals kein einziger Hasel in der Reuse nachgewiesen werden, wohingegen nun 11 % vom Hasel ausgemacht werden, was ihn zur vierthäufigsten Art macht.

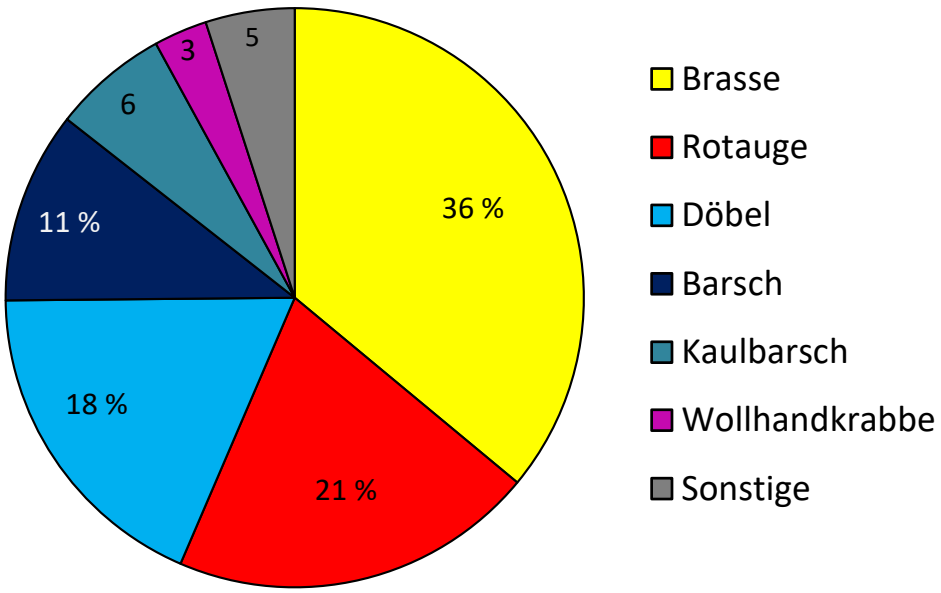


Abb. 95: *Prozentuale Zusammensetzung des Gesamtreusenfanges aus früheren Kontrollen am gleichen Standort (aus SPÄH 2006: 07. Mai 2003 bis 17. Dezember 2004; 591 Kontrolltage n = 8.403 Fische und Krebse)*

5.3.1.6 Betrachtung der einzelnen Arten

Im Folgenden wird auf die Arten einzeln in der Reihenfolge ihres zahlenmäßigen Vorkommens in den Reusenfängen bezüglich ihrer Fangzahlen, Saisonalität und Populationsstruktur eingegangen. Der Bezug zu den Reusenkontrollen in den Jahren 2003 und 2004 entstammt aus dem damaligen Gutachten von SPÄH (2006), das im vorherigen Absatz bereits behandelt wurde. Übersichtshalber wurde diese Quelle nicht bei jeder Erwähnung erneut genannt.

Döbel

Insgesamt wurden 13.869 Döbel in den 18 Monaten nachgewiesen, was 30 % des Gesamtfanges entspricht. Hauptwanderzeiten des Döbels waren von September bis Oktober (2018), bzw. August bis Oktober (2019). Im September 2019 wurden Höchstwerte von im Mittel 137 Döbel pro Tag erreicht (Abb. 96). Niedrigste Werte gab es im Januar 2019 mit durchschnittlich 0,23 Döbeln pro Tag. Vornehmlich wanderten Tiere der Größenklassen 10 bis 15 und 15 bis 20 cm, zusammengenommen machten diese beiden Gruppe 88 % aller erfassten Döbel aus. Döbel über 25 cm wurden sehr selten in der Reuse dokumentiert (1 % aller Döbelfänge), obwohl sie in diesem Abschnitt der Lippe recht häufig vorkommen. Ob die größeren Individuen den Einstieg in das Umgehungsgerinne, ähnlich den adulten Barben und Nasen, nicht finden, oder eine geringere Wandermotivation für diese Tiere angenommen werden muss, kann nicht abschließend geklärt werden.

Ukelei

Der Ukelei war mit 10.715 Individuen die zweithäufigste Art (23 %). Die meisten Tiere wanderten zwischen Juli und Oktober (Abb. 96). Von November bis März sanken die Zahlen wandernder Ukeleie maßgeblich auf unter ein Ukelei pro Tag, im Januar 2019 wurde gar kein Individuum in der Reuse gefangen. In den Reusenkontrollen 2003/2004 über einen vergleichbaren Zeitraum wurden gerade einmal 118 Ukeleie gefangen. Für junge Ukeleie bis 5 cm scheint der Fischaufstieg nicht geeignet zu sein, lediglich 0,6 % aller gefangenen Tiere wurden durch diese Größenklasse dargestellt und das obwohl zu den Hauptwanderzeiten des Ukelei im Sommer und Herbst zahlreiche Fische dieser Größenklasse durch die 0+ Individuen in der Lippe vorkommen. 57 % und damit die meisten Ukeleie waren adulte Tiere zwischen 10 und 15 cm Totallänge.

Rotauge

Insgesamt 7.381 Rotaugen (16 %) wurden mit den Reusenfängen ermittelt. Die Hauptwanderzeit der Rotaugen lag im September und Oktober, wobei im Gegensatz zu den beiden vorgenannten Arten, der Höchstwert der Rotaugen bereits im Jahr 2018 auftrat. Im September 2018 stiegen im Mittel 70 Rotaugen pro Tag in dem Gerinne auf (Abb. 97). Zusätzlich zu den Wanderungen im Herbst kam es auch zu einem erhöhten Rotaugenaufstieg im April 2019, welcher sich auf wenige Tage beschränkte und mit einem Temperaturanstieg einherging. Die mit Abstand häufigste Größenklasse wurde von den Tieren zwischen 15 und 20 cm gebildet (71 %). Dagegen waren nur 0,1 % aller erfassten Rotaugen kleiner als 5 cm. Auch 15 Jahre zuvor war das Rotauge eine häufige Art bei den Reusenkontrollen, mit dem Unterschied, dass damals auch Tiere bis 10 cm einen deutlichen Anteil am Gesamtrotaugenfang einnahmen.

Hasel

Von den 5.061 gefangenen Haseln wanderten die meisten Tiere im Monat Oktober beider Untersuchungsjahre (Oktober 2018: 45 Tiere pro Tag, Oktober 2019: 56 Tiere pro Tag), mit jeweils einem vorangegangenen Anstieg im September (Abb. 97). Den Rest des Jahres blieb die Wanderaktivität dieser Art sehr gering, so dass wir hier eine zeitlich äußerst begrenzte Wanderzeit haben. Die

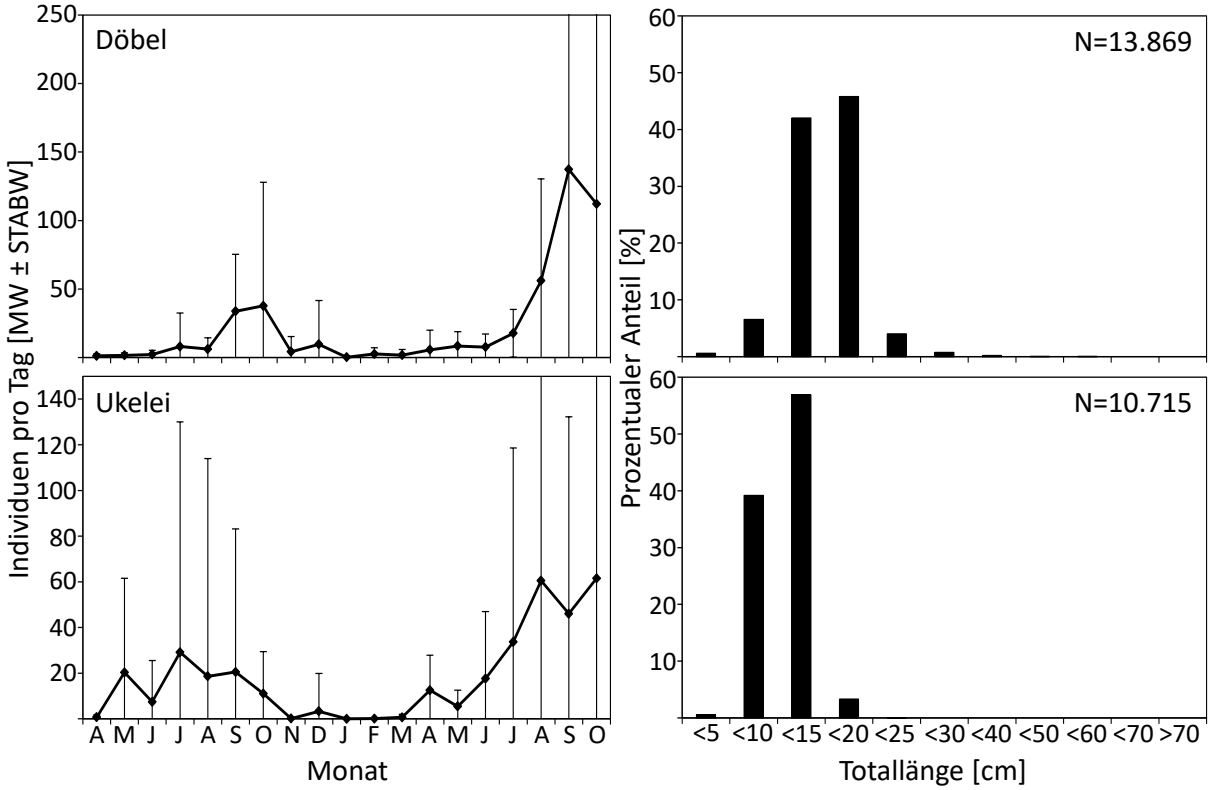


Abb. 96: *Mittlere Individuenzahl pro Monat (links, MW ± STABW, von April 2018 bis Oktober 2019) für Döbel (oben, n=13.869) und Ukelei (unten, n=10.715) sowie die Längenhäufigkeitsverteilungen (rechts) der beiden Arten aus den Reusenfängen unterteilt in Größenklassen (cm).*

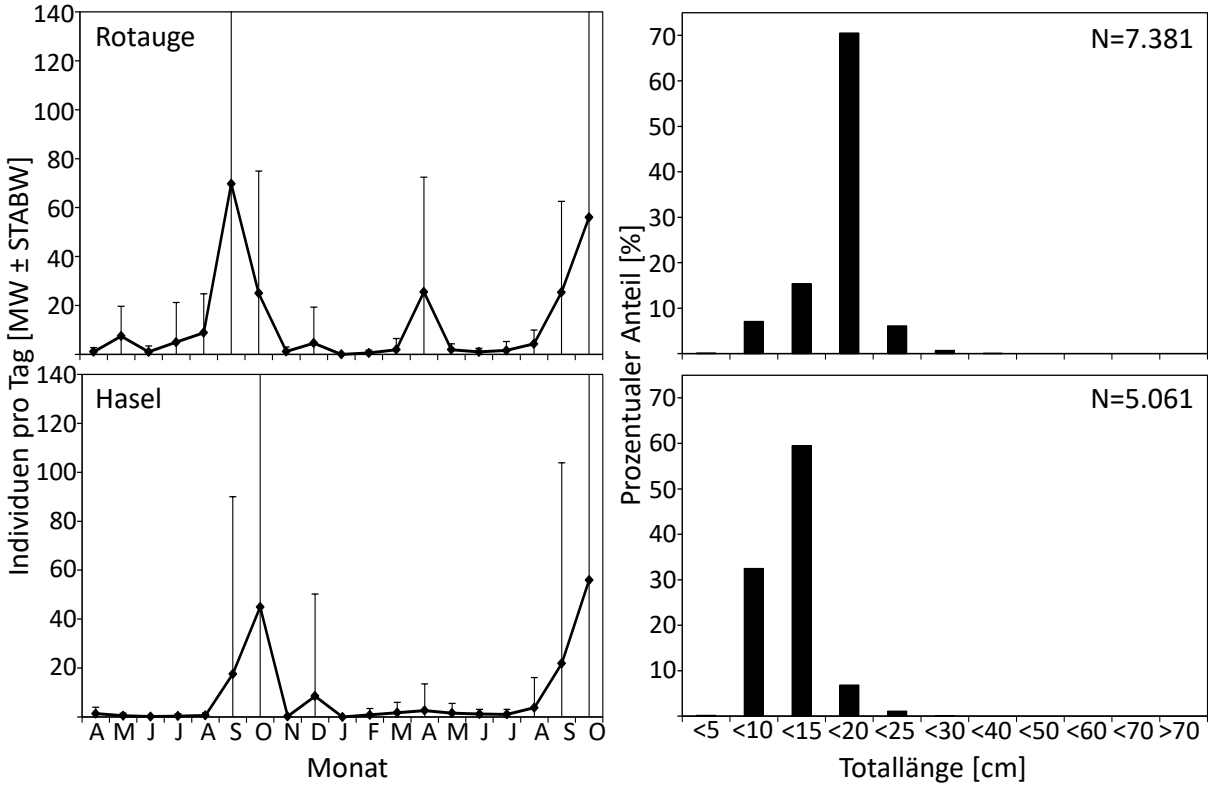


Abb. 97: *Mittlere Individuenzahl pro Monat (links, MW ± STABW, von April 2018 bis Oktober 2019) für Rotauge (oben, n=7.381) und Hasel (unten, n=5.061) sowie die Längenhäufigkeitsverteilungen (rechts) der beiden Arten aus den Reusenfängen unterteilt in Größenklassen (cm).*

meisten Hasel entsprachen der Größenklasse 10 bis 15 cm (60 %), auch hier wurde ein verschwindend geringer Anteil von Tieren unter 5 cm ausgemacht (0,2 %).

Rapfen

Insgesamt wurden 2.295 Rapfen in der Reuse gefangen. Die Hauptwanderzeit beschränkte sich auf die Monate Juli bis Oktober, mit deutlich den meisten wandernden Tieren bereits im Juli (30 Rapfen pro Tag, Abb. 98). Dabei handelte es sich beinahe ausschließlich um 0+ Individuen, die kleinste Längenklasse bis 5 cm war jedoch auch bei dieser Art nur zu einem geringen Anteil vertreten (3 %). Die Größenklasse von 5 bis 10 cm machte mit 51 % deutlich den größten Anteil aus. Interessanterweise wurde diese 0+ Wanderung nur im Jahr 2018 nachgewiesen. Wie bei der Verbreitung der einzelnen Arten beschrieben (vgl. Kapitel 5.4.22), gibt es keine Rapfenpopulationen oberhalb des Wehrs Dahl und somit im Einzugskreis des Reusenstandortes. Hier tauchen lediglich vereinzelte Individuen auf, so dass ein Reproduktionserfolg in diesem Lippeabschnitt durchaus in einem Jahr vollständig wegfallen kann.

Flussbarsch

Von den 2.201 Barschen wanderten die meisten in den Herbstmonaten September und Oktober. Der Höchstwert mit durchschnittlich 24 Barschen pro Tag trat im Oktober 2018 auf. Auch im März und April 2019 kam es zu einem leichten Anstieg der Barschwanderungen (im Schnitt 3 Barsche pro Tag), wohingegen den Rest des Jahres kaum Tiere gewandert sind (Abb. 98). Wie bei vielen anderen Arten stiegen auch beim Barsch hauptsächlich Tiere der Größe 10 bis 15 cm (40 %) auf. Kein einziger Barsch unter 5 cm wurde in den Reusenfängen detektiert. Dafür traten auch größere Individuen von 15 bis 30 cm in größeren Anzahlen (zusammen 56 %) auf, Längenklassen, die von vielen anderen Arten nicht belegt wurden. Die Ergebnisse lassen mutmaßen, dass große Barsche den Einstieg in den Fischaufstieg zwar finden, dieser aber unpassierbar für kleine Barsche ist. Dafür sprechen nicht nur die gänzlich fehlenden Barsche bis 5 cm, sondern auch proportional häufige Totfunde bei der nächstgrößeren Größenklasse des Barsches (s.o.).

Barbe

Barben konnten mit 1.984 Individuen erfasst werden, was immerhin noch 4 % aller Reusenfänge entspricht. Hauptaufstiegszeit der Barben war im Juli 2018 und im Jahr 2019 von Mai bis Juli mit durchschnittlich 12 Barben pro Tag im Mai 2019 als Maximum (Abb. 99). Häufigste Größenklasse waren Barben von 10 bis 15 cm, wobei sich die beiden Untersuchungsjahre deutlich unterschieden. Im Jahr 2018 scheint es eine sehr gute Reproduktion von Barben im Einzugsgebiet des Wehrs Buddenburg gegeben zu haben, da die Barbenfänge im Juli 2018 beinahe ausschließlich aus 0+ Individuen bestanden. Erfolgreiche Reproduktion konnte durch die Reusenfänge zwar auch im Jahr 2019 nachgewiesen werden, jedoch traten die 0+ Barben in wesentlich geringerer Zahl im Vergleich zum Vorjahr auf. Zudem wurden die Fänge im Jahr 2019 vornehmlich von 1+ Individuen gebildet, diese traten wiederum im Jahr 2018 nur in geringer Anzahl auf. Barben sind dafür bekannt, stark schwankende Jahrgangsstärken zu haben. Mit den Reusenfängen ließ sich 2018 als stark reproduktives Jahr nachweisen, was sich sogar noch in den 1+ Fängen im Folgejahr zeigte, wogegen 2019 eher ein schwächeres Jahr zumindest in diesem Abschnitt der Lippe darstellte. In der Untersuchung 2003 bis 2004 fing Späh nur 22 Barben im Aufstieg, auch hier war die größte Barbe nur 30 cm lang.

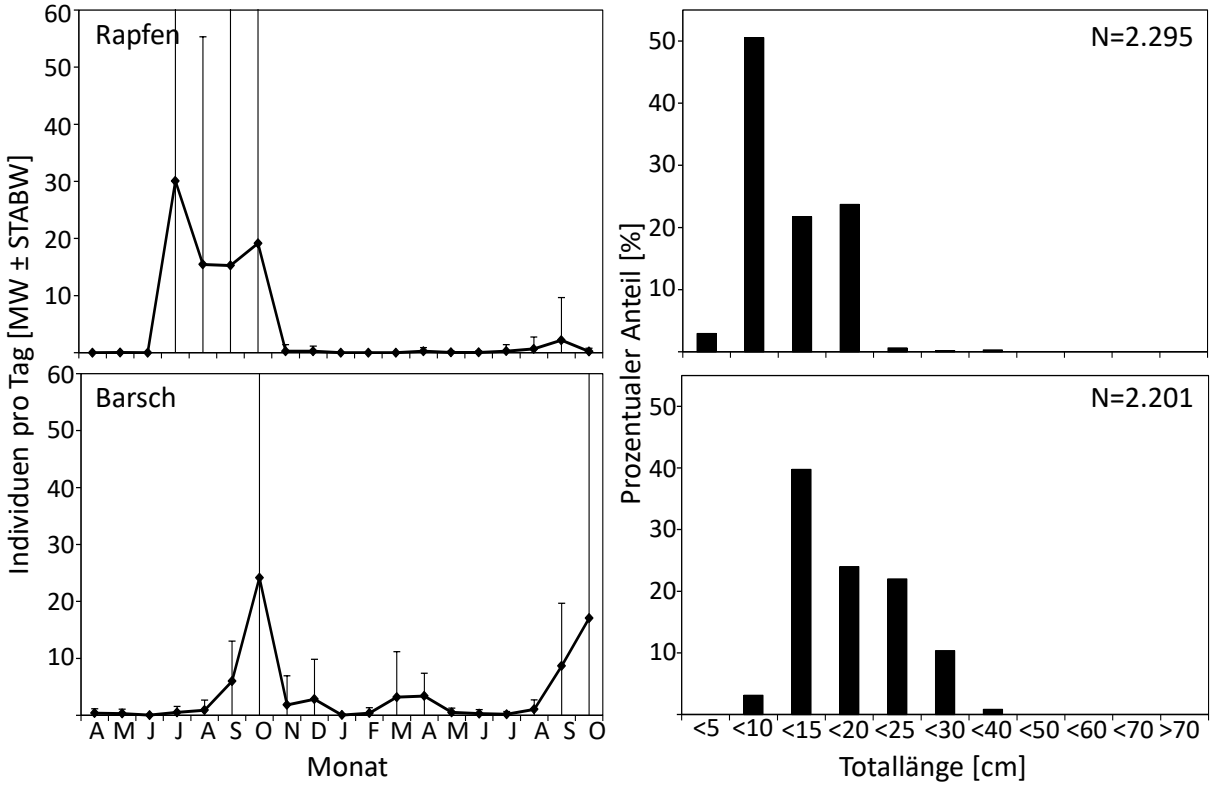


Abb. 98: *Mittlere Individuenzahl pro Monat (links, MW ± STABW, von April 2018 bis Oktober 2019) für Rapfen (oben, n=2.295) und Barsch (unten, n = 2.201) sowie die Längenhäufigkeitsverteilungen (rechts) der beiden Arten aus den Reusenfängen unterteilt in Größenklassen (cm).*

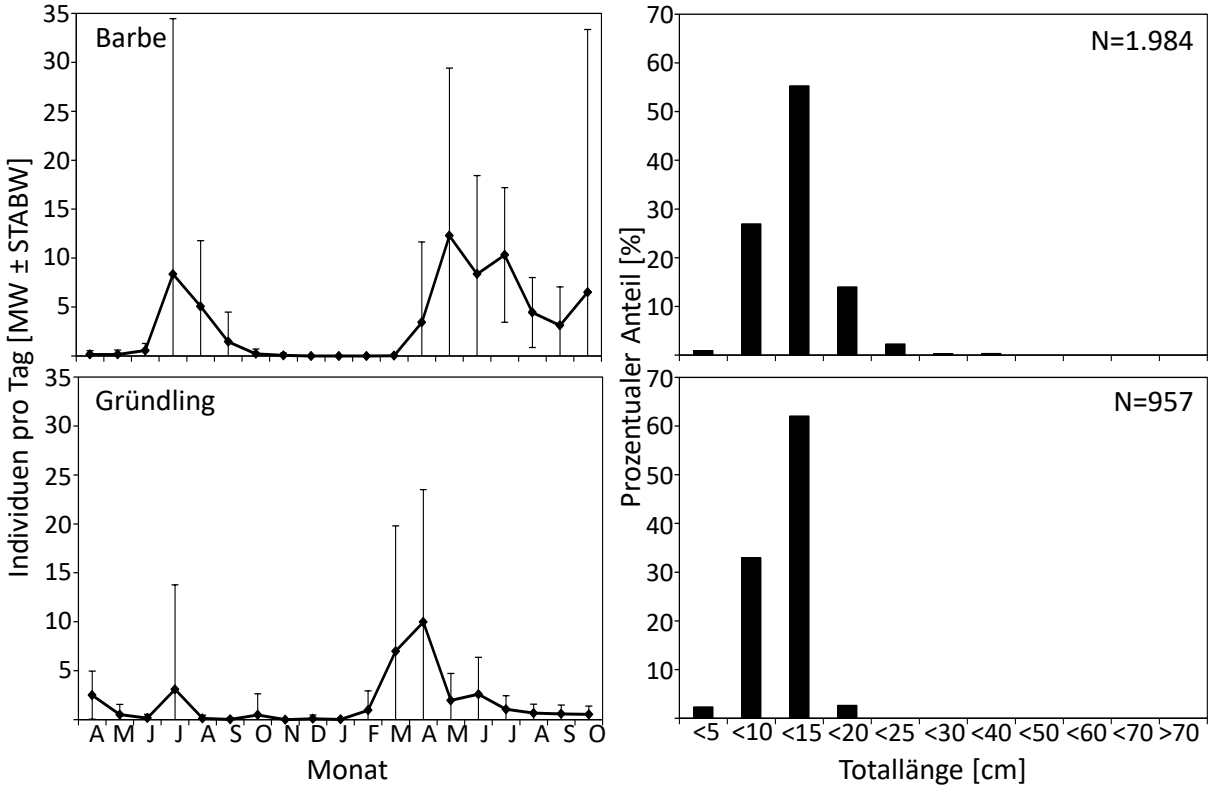


Abb. 99: *Mittlere Individuenzahl pro Monat (links, MW ± STABW, von April 2018 bis Oktober 2019) für Barbe (oben, n = 1.984) und Gründling (unten, n = 957) sowie die Längenhäufigkeitsverteilungen (rechts) der beiden Arten aus den Reusenfängen unterteilt in Größenklassen (cm).*

Gründling

Der Gründling machte mit 957 Individuen 2 % aller Reusenfänge aus. Die Hauptwanderzeit lag im März (7 Gründlinge pro Tag) und April (10 Gründlinge pro Tag), einen zusätzlichen Peak gab es im Juli 2018 (Abb. 99). Aufgestiegen sind vornehmlich adulte Gründlinge der Größenklasse 10 bis 15 cm (62 %). Junge Gründlinge bis 5 cm fanden sich nur sehr selten in der Reuse (2 %). Da es zudem bei dem Gründling zu einer erhöhten Mortalitätsrate kam, ist anzunehmen, dass der Fischaufstieg für diese Art nur im adulten Stadium und unter großer Kraftanstrengung zu passieren ist. Im Untersuchungsjahr 2003/2004 bildete der Gründling mit 32 Fängen noch eine sehr untergeordnete Art.

Für die restlichen Arten, die in ihrer Summe 3 % des Gesamtfanges ausmachten, wurde auf Graphiken für jede Art übersichtshalber verzichtet.

Güster

In den 18 Monaten konnten 151 Güster gefangen werden. Da diese Art in der Lippe eher selten ist (vgl. Kap. 5.4.24), ist es erstaunlich, dass diese Art an Stelle 9 im Ranking der Häufigkeit steht. Vermehrt wanderten die Güster im April bis Juni des zweiten Kontrolljahres (insgesamt 75 Tiere). Meist wurden zwei bis drei Tiere zusammen in der Reuse festgestellt, was vermuten lässt, dass Güster in kleinen Gruppen wandern. Dies entspricht einer deutlichen Zunahme gegenüber zwei Nachweisen in dem Untersuchungsjahr 2003/2004. Bei einer Reusenkontrolle am 10 km flussabwärts gelegenen Fischaufstieg des Wehrs Dahl in dem Jahr 1990 waren Güster mit knapp 4.000 Individuen in nur dreieinhalb Monaten jedoch die häufigste Art (SPÄH 1991), was für eine große Variabilität der Bestandsgröße dieser Art spricht.

Rotfeder

Insgesamt 134 Rotfedern wurden innerhalb des Untersuchungszeitraumes gefangen. Allein 96 Individuen wurden davon im September 2018 erfasst, die restlichen Fänge verteilten sich über die einzelnen Monate, wobei Rotfedern meist als Einzelindividuen in der Reuse festgestellt wurden.

Aal

116 Aale wanderten in dem Fischaufstieg am Wehr Buddenburg aufwärts. Das Größenspektrum reichte von 20 cm bis hin zu 96 cm. Die meisten Aale wanderten von Mai bis Juli mit dem Höchstwert im Juni 2019 (35 Tiere).

Nase

Insgesamt 105 Nasen wurden während der Reusenkontrollen detektiert. Die kleinste Nase wies eine Totallänge von 10 cm auf, die größte gefangene Nase eine Länge von 26 cm. Damit ist das abgebildete Längenspektrum sehr schmal, da in der Lippe durchaus auch Nasennachweise von über 50 cm erbracht wurden (vgl. Elektrobefischungen, Markierungsstudie) und Nasen sehr wanderwillige Fische sind (OVIDIO UND PHILIPPART 2008 und diese Studie). Hauptwanderzeit war von September bis in den Dezember hinein, den Rest des Jahres fingen sich nur vereinzelt Nasen. Ebenso wie bei den Barben fehlten adulte Nasen in den Reusenfängen gänzlich. Die Markierungsversuche dieser Studie (vgl. Kap. XX) zeigen, dass sowohl das unterste Wehr in der Lippe bereits eine Barriere für diese Arten darstellt, aber auch das Wehr Buddenburg mit seinem naturnahen Aufstieg keine optimalen Aufstiegsbedingungen für Nasen bietet. Ein Aufstieg war für adulte Nasen lediglich bei Einsetzen des Hochwassers und dann vermutlich direkt über das Wehr möglich (vgl. Kap. 5.3.2).

Schwarzmaulgrundel

Obwohl sie die häufigste Art in der Lippe ab Hamm und auch insbesondere in der Umgebung des Wehrs Buddenburg ist, konnten lediglich 86 Schwarzmaulgrundeln im gesamten Untersuchungszeitraum gefangen werden. Selbst unmittelbar an der Reuse sah man die Schwarzmaulgrundeln in großen Dichten zwischen den Steinen sitzen und auch der Fischaufstieg selbst war dicht von dieser Art besiedelt. Entweder übte die Reuse eine zu große Scheuchwirkung aus oder das Einschwimmen in die Reuse war aufgrund der Strömungsverhältnisse nicht möglich. Dafür spricht, dass bei den Reusenfängen der Schwarzmaulgrundeln eine erhöhte Mortalität nachgewiesen werden konnte und vornehmlich größere Grundeln (über 80 mm) gefangen wurden.

Wollhandkrabbe

64 Wollhandkrabben wurden aus der Reuse geholt. Im Jahr 2018 waren es im Juli 25 Tiere, im Jahr 2019 konzentrierten sich die Fänge auf den Mai, ebenfalls mit 25 Tieren. Von November bis Februar wurden keine Wollhandkrabben gefangen. Damit ist der Bestand der Wollhandkrabben in der Lippe deutlich gesunken, betrachtet man Reusenfänge aus den Jahren 2003/2004. Auch die Elektrobefischungen zeigten nur sehr geringe Bestände der Wollhandkrabbe, die sich vornehmlich auf den Unterlauf beschränken.

Blaubandbärbling

Insgesamt 61 Blaubandbärblinge wurden gefangen. Auch wenn die Art in Stillgewässern der Lippe recht hohe Dominanzen und Abundanzen entwickelt, ist sie im Hauptstrom eher selten vertreten. Es ist erstaunlich, dass diese eher schwimmschwache Art es überhaupt durch den Fischaufstieg geschafft hat. Es wurden jedoch vornehmlich große Individuen mit einem Mittelwert von 93 mm erfasst, der kleinste Blaubandbärbling maß 64 mm. Die Hälfte aller Individuen wanderte im August und September 2018, während sich der Rest der Tiere über die Monate verteilt.

Brassen

50 Brassen wurden in den 18 Kontrollmonaten gefangen mit einer Größenspanne von 95 mm bis 34,5 cm. Somit fehlen auch hier adulte, laichbereite Tiere. Brassen sind in Gewässern zur Reproduktion auf die laterale Konnektivität angewiesen, wodurch ein geringeres longitudinales Wanderverhalten erklärt werden könnte. In damaligen Reusenkontrollen (2003/2004) am gleichen Standort war der Brassen jedoch die häufigste Art und machte 36 % des Gesamtfanges aus. An einem einzigen Tag im Oktober wurden alleine 350 Brassen in der Reuse festgestellt, wenn auch bereits damals adulte, laichbereite Tiere eher die Ausnahme bildeten. Auch die Elektrobefischungen zeigen dramatische Rückgänge bei den Brassenbeständen der Lippe. Die Befischungen der Auengewässer belegen die große Bedeutung von an die Lippe angebundenen Stillwasserbereichen insbesondere für diese Art.

Hecht

Lediglich 40 Hechte konnten im Untersuchungszeitraum gefangen werden. Das Größenspektrum reichte von 15 cm bis hin zu 105 cm, im Mittel waren die Hechte 45 cm groß. Im Jahr 2018 wurden nur drei der vierzig Hechte ermittelt. Dies könnte mit der anhaltenden Niedrigwasserlage im Jahr 2018 zusammenhängen, die ein Auswandern der Hechte aus den Stillwasserbereichen verhindert hat. 28 Hechte wurden im September und Oktober 2019 gefangen. Im Februar und März 2019 stiegen nur die großen Individuen von über 70 cm auf, was auf eine Laichwanderung schließen lässt. Im Gegensatz zu den rheophilen Arten scheint der Einstieg für die Fischaufstiegsanlage für adulte Hechte auffindbar zu sein.

Bach-/Meerforelle

Da allein die phänotypische Unterscheidung von Meerforellen zu Bachforellen nicht möglich ist, werden beide Formen hier zusammengefasst. Insgesamt wurden 30 Individuen mit der Reuse gefangen, wovon acht Forellen aufgrund ihrer silbrigen Färbung als eventuelle Meerforellen notiert wurden. Eine Hauptwanderzeit ließ sich bei dieser Art nicht feststellen. Das größte Individuum maß 58 cm. In den Untersuchungen von SPÄH wurden Meerforellen gesondert aufgeführt, damals gab es 28 Nachweise mit Tieren aller Längenklassen von 15 cm bis hin zu über 70 cm Totallänge. Auf welcher Basis diese Unterscheidung beruhte, ist nicht klar.

Wels

Die 23 gefangenen Welse wiesen ein Längenspektrum von 10 cm bis 1,4 m auf. Gewandert sind die Welse vornehmlich in den Sommermonaten Juni bis August. Im Jahr 2019 waren die Welse deutlich häufiger vertreten als im Vorjahr (2018: 4 Individuen, 2019: 19).

Karpfen

Über die 18 Monate wurden 11 Karpfen nachgewiesen. Zehn der elf Karpfen waren zwischen 10 und 20 cm groß, ein Karpfen aus dem Juni 2018 wies eine Totallänge von 72 cm auf. Die kleineren Karpfen wanderten alle im August 2018 (9 Tiere) und August 2019 (1 Karpfen). Dies entspricht den Daten aus dem Jahr 2003/2004, bei denen 28 Karpfen nachgewiesen wurden, die ebenfalls alle im Zeitraum von Juli bis September aufstiegen.

Schmerle

11 Schmerlen konnten mittels der Reuse gefangen werden, alle Fänge traten in der Zeit von April bis Juni auf. Bei den Schmerlen wurde eine erhöhte artspezifische Mortalität in der Reuse festgestellt. Sechs der 11 Individuen wurden tot geborgen. Da es sich bei diesen sechs Individuen um die kleinsten Schmerlen handelte (66 bis 85 mm Totallänge), ist davon auszugehen, dass die Strömungsverhältnisse für diese Art zu stark waren, was auch die generell sehr niedrigen Fangzahlen von Schmerlen erklärt.

Schleie

Insgesamt neun Schleien mit Längen von 10 bis 20 cm wurden gefangen, die meisten Tiere im August 2019 (5 Schleien).

Bitterling

Acht Bitterlinge haben es im Untersuchungszeitraum geschafft, den Fischaufstieg aufzuwandern. Der Bitterling ist im Lippegebiet vermehrt in den Stillgewässern anzutreffen. Da er zudem eher schwimmwach ist und der Fischaufstieg generell nicht gut passierbar für Kleinfische erscheint, verwundert es nicht, dass nur acht Individuen gefangen werden konnten.

Zander

Nur vier Zander wurden durch diese Methodik erfasst, der größte wies eine Totallänge von 22 cm auf. Generell ist die Lippe kein Zandergewässer, wie auch die geringen Dichten in den Elektrobefischungen zeigen. Auch in der damaligen Reusenbefischung konnten nur zwei einzelne Zander nachgewiesen werden.

Kaulbarsch

Erschreckend ist die Zahl gefangener Kaulbarsche, die über den gesamten Zeitraum bei gerade einmal drei Tieren liegt. Im Jahr 2003/2004 zählte der Kaulbarsch bei Reusenuntersuchungen an gleicher Stelle noch zu den häufigsten Arten. Generell scheinen sich die Kaulbarschbestände nicht nur in der Lippe zu verringern, sondern auch in anderen Gewässern wie dem Rhein (STAAS et al. 2019).

Quappe

Erfreulicherweise konnten auch drei aufsteigende Quappen in der Reuse gefangen werden. Die Tiere waren 28,5, 31 und 33 cm lang und wurden im Dezember 2018 sowie im August und Oktober 2019 erfasst.

Kesslergrundel

Von der Kesslergrundel wurden lediglich zwei Individuen nachgewiesen. Auch über Elektrobefischungen konnte diese Art in der unteren Lippe nur in Einzelfängen belegt werden konnte.

Dreistachliger Stichling

Zwei Dreistachlige Stichlinge wurden mit der Reuse gefangen. Bei dieser Art ist davon auszugehen, dass der Fischaufstieg vom Stichling aufgrund der Strömungsverhältnisse nicht passierbar ist.

Einzelfänge

Acht Arten wurden jeweils mit nur einem einzigen Individuum in den Kontrollen nachgewiesen. Dazu zählen der Aland, der in diesem Bereich eigentlich nicht vorkommt, da das Wehr Dahl eine Wanderbarriere vom Rhein aus darstellt, die Elritze, ein Flussneunaugen, ein Goldfisch, eine Groppe, eine Marmorgrundel, ein Moderlieschen und eine Regenbogenforelle. Während die anderen Arten in diesem Abschnitt der Lippe nur äußerst selten auftreten, hat die Marmorgrundel in der Lippe sehr hohe Dichten. Bei Befischungen des Fischaufstieges war sie jedoch auch nur in sehr geringen Zahlen anzutreffen, was vermuten lässt, dass der Aufstieg für diese Art, die Stillgewässer mit starkem Makrophytenbewuchs bevorzugt (JANÁC et al. 2012), nicht passierbar ist. Am 30. März 2019 konnte ein Flussneunauge von 33 cm Totallänge gefangen werden. Diese FFH-Art wurde bei Reusenkontrollen am naturnahen Fischaufstieg des oberhalb gelegenen Wehres Beckinghausen in den Jahren 1998 bis 2000 noch zahlreich nachgewiesen (vierthäufigste Art mit 382 Individuen, SPÄH 2000), nun ist sie ein Einzelfund. Doch bereits im Jahr 2003/2004 wurde im Fischaufstieg Buddenburg kein Flussneunauge gefangen, jedoch mehrere im Abstieg. Da die Flussneunaugen ins Oberwasser gelangt sein mussten, mutmaßte Späh damals, dass die Neunaugen bei Hochwasser direkt über das Wehr gestiegen sind und nicht den naturnahen Aufstieg genutzt haben. Diese Studie konnte zwar den Aufstieg von Flussneunaugen in die Lippe nachweisen (vgl. Kap. 5.3.3), es ist jedoch nicht bekannt, bis wohin die Flussneunaugen heutzutage in die Lippe wandern und inwieweit das Wehr Dahl, das für viele Wanderfische problematisch ist, ein Wanderhindernis darstellt.

Lachs

Einen weiteren potenziellen Einzelfund stellt ein junger Salmonide vom 03. Mai 2019 dar (Abb. 100). Das Tier wurde von einem Anglerteam aus der Reuse gekeschert und fotografiert, bevor es wieder freigelassen wurde. Bei diesem Individuum konnte nur anhand der Fotos leider nicht geklärt werden, ob es sich wie vermutet um einen jungen Lachs handelt. Ein derartiger Nachweis würde die eigenständige Reproduktion von Lachsen in der Lippe belegen und hätte somit weitreichende Bedeutung für die Lippe, z.B. als Ausweisung zum Zielartengewässer für den Lachs. Innerhalb der vorliegenden

Studie wurde während der Elektrobefischungen ein adulter Lachs in der Lippe bei Wesel nachgewiesen und auch bei den Reusenuntersuchungen 2003/2004 wurde ein adulter Lachs von 80 cm Totallänge gefangen.



D. Borzug & M. Prill

Abb. 100: *Potenzieller Junglachs, Salmonide vom 03. Mai 2019*

5.3.1.7 Zusammenfassung und Fazit

Bei den gefangenen Fischen kann man davon ausgehen, dass alle eine Aufstiegsmotivation hatten, da in der vorangegangenen und zwischendurch durchgeführten Elektrobefischung des Fischaufstieges neben Schwarzmaulgrundeln (99 %) nur einzelne Döbel, Marmorgrundeln und Aale gefangen wurden (zusammen 1 % des Gesamtfanges) und die Reusenfänge daher aus dem Unterwasser resultieren müssen. Bei über 46.000 gefangenen Fischen und Krebsen und 37 verschiedenen detektierten Arten, scheint es zunächst so, dass alle in dem Bereich der Lippe vorkommenden Fischarten den naturnahen Fischaufstieg nutzen können. Auch das gefangene Längenspektrum von 26 mm bis 1,4 m deckt das in der Lippe vorkommende Längenspektrum weitestgehend ab. Bei genauerer Betrachtung fallen jedoch klare Defizite in Abundanzen und Größenverteilungen auf.

Sowohl die höchsten Dominanzanteile als auch die höchste Frequenz hatte der Döbel. Die meisten Fische wurden in den Herbstmonaten gefangen, im Januar dagegen wanderten beinahe gar keine Fische. Maximalwerte, wie das Auftauchen von über 6.000 Fischen an einem Tag im Oktober 2019, korrelierten mit vorangegangenen Pegelanstiegen oder Temperaturerhöhungen.

Die Schwarzmaulgrundel, häufigste Art der unteren Lippe, war in den Reusenfängen stark unterrepräsentiert. Hier ist von möglichen Scheuchwirkungen der Reuse oder zu starken/ungünstigen Strömungsverhältnissen auszugehen.

Bedeutend ist der Fang eines potenziellen Junglachses, der am 03. Mai 2019 in der Reuse detektiert wurde. Auch wenn keine offizielle Verifizierung dieses Fundes stattgefunden hat, lässt dieses Ergebnis hoffen, dass in Zukunft natürliche Lachsreproduktion in der Lippe nachgewiesen werden kann und es treibt hoffentlich die Ausweisung der Lippe als Zielartengewässer für den Lachs voran.

Individuen bis 5 cm machten lediglich 0,8 % aller gefangenen Fische aus und waren damit vor allem im Vergleich mit den Ergebnissen der Elektrobefischungen der Lippe massiv unterrepräsentiert. Die Höhendistanzen zwischen den einzelnen Riegeln im Unterlauf des Gerinnes scheinen für diese Größenklasse nicht passierbar zu sein.

Generell waren schwimmschwache Arten meist in sehr niedrigen Abundanzen vertreten, die kleinsten Größenstadien fehlten hierbei meist völlig. Zudem kann der Aufstieg unter Bedingungen erfolgt sein, die gerade günstig waren (z. B. erhöhter Pegelstand und damit bessere Überwindbarkeit der einzelnen Riegel), jedoch nur in Ausnahmefällen in der Lippe auftreten und nicht zwangsläufig mit den Aufstiegszeiten der Arten korrelieren. Daher belegt das Auftauchen von schwimmschwachen Arten in der Reusenkontrolle keinesfalls die generelle Passierbarkeit des Aufstieges. Fischarten mit relativ geringer maximaler Schwimmleistung wie Rotauge und Flussbarsch durchschwimmen den Fischaufstieg in großen Zahlen, jedoch fehlt auch hier die kleinste Längenklasse. Kein einziger Barsch unter 5 cm hat den Fischaufstieg innerhalb der 18 Monate passiert.

Zudem ist keine ausreichende Leitströmung durch den Einstieg gegeben, was das Fehlen adulter rheophiler Arten eindeutig belegt. Fänge von adulten Fischen anderer Arten bis hin zum Wels von 1,4 m beweisen die Fängigkeit der Reuse für diese Fischgrößen. Rapfen, Nasen und Barben wurden dagegen maximal bis 32 cm Totallänge nachgewiesen. Die zusätzliche Elektrobefischung unmittelbar unterhalb des Wehres brachte dagegen zahlreiche Nachweise großer Barben.

Die Markierungsversuche der vorliegenden Studie (Kap. 5.3.2) legen nahe, dass adulte, potamodrome Fische das Wehr bei Hochwasser direkt passieren und somit den naturnahen Aufstieg umgehen. Auch SPÄH (2006) mutmaßte diesen Wanderweg für aufsteigende Flussneunaugen. Da Hochwasserereignisse jedoch nicht immer mit den Laichwanderungen der einzelnen Arten korrelieren, entstehen hierdurch deutliche populationsbiologische Verluste.

Die Vernetzung einzelner Gewässerabschnitte ist von hoher Bedeutung für den Fortbestand einzelner Populationen, für die Wiederbesiedlung und den genetischen Austausch und das gilt nicht nur für die potamodromen Fischarten, sondern für alle aquatischen Organismen.

Mit den Reusenuntersuchungen ließen sich klare Defizite in der Passierbarkeit des naturnahen Aufstieges aufzeigen. Das eigentliche Wanderpotenzial an diesem Standort und der Grad der Ausnutzung dieses Potenzials durch die einzelnen Arten bleiben jedoch weiterhin schwierig abzuschätzen. Das einmalige Ereignis von 6.000 Fischen an einem Tag nach einer Pegelerhöhung mag einen kleinen Eindruck geben, welche Ausmaße Fischwanderungen in der Lippe annehmen könnten, bestünde eine angemessene Durchgängigkeit.

Auch in dem Gutachten von SPÄH (2006) zum Fischaufstieg Buddenburg fehlten große Individuen potamodromer Arten. Insgesamt wurden in einem vergleichbaren Untersuchungszeitraum nur ein Sechstel der heute festgestellten Fischzahlen erreicht. Bedeutendster Unterschied zu der 15 Jahre vorausgegangenen Untersuchung waren die damals zahlreich vorkommenden Brassen, die 2003/2004 die häufigste Art stellten und nun nur noch mit 55 Tieren nachgewiesen werden konnten. Der Rückgang der Brassen ist vor allem auf die mangelnde laterale Konnektivität der Lippe zurückzuführen. Angebundene Stillgewässer dienen als wichtige Laichhabitate für Brassen. Beunruhigend sind ebenfalls die dramatischen Rückgänge beim Kaulbarsch, die sich nicht nur auf die Lippe zu beschränken scheinen (STAAS et al. 2019). Erstaunlicherweise wurde vor 15 Jahren kein einziger Hasel in der Reuse detektiert, der nun mit 11 % des Gesamtfanges einen deutlichen Anteil der aufsteigenden Fische ausmacht.

Tab. 17: *Nachweis aller Fisch-, Rundmaul & Zehnfußkrebsarten in den Reusenkontrollen von April 2018 bis Oktober 2019. Dargestellt sind die Fangzahlen der einzelnen Arten für die Monate. *Start der Reusenkontrollen war am 13. April, so dass hier nur Daten für einen halben Monat dargestellt sind **NA: Nicht sicher identifizierte Fische, die entweder zu klein für eine Bestimmung waren oder Totfunde, die aufgrund ihrer Verwesung nicht mehr erkennbar waren.*

n	Apr*	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Gesamt
Aal	3	11	8	21	4	1	1	0	0	0	0	0	6	10	35	10	4	2	0	**116**
Aland	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Bachforelle	3	6	3	2	1	0	2	2	3	1	0	0	0	1	5	1	0	0	0	**30**
Barbe	3	5	17	259	157	44	7	2	0	0	0	1	103	381	251	320	138	94	202	**1984**
Barsch	7	10	1	16	28	180	749	55	88	2	11	99	102	16	9	6	33	260	529	**2201**
Bitterling	0	0	2	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	**8**
Blaubandbärbling	0	1	1	1	18	14	6	0	2	0	0	1	2	1	0	4	1	3	6	**61**
Brasse	1	4	4	0	5	7	2	0	0	0	0	1	0	4	3	2	8	5	4	**50**
Döbel	22	51	67	250	191	1015	1169	128	301	7	74	56	169	261	229	549	1737	4117	3476	**13869**
Elritze	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Flussneunauge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Goldfisch	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Groppe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	**1**
Gründling	45	16	5	96	4	1	15	0	3	1	27	217	299	61	78	33	21	18	17	**957**
Güster	0	2	0	0	10	3	0	0	3	0	0	0	21	28	26	7	8	26	17	**151**
Hasel	25	16	5	12	20	528	1393	8	265	0	25	55	79	50	37	34	118	656	1735	**5061**
Hecht	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	2	1	0	0	2	3	6	22	**40**
Karpfen	0	0	1	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	**11**
Kaulbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	**3**
Kesslergrundel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	**2**
Marmorgrundel	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Moderlieschen	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
NA**	0	0	0	9	0	254	34	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	285	**608**
Nase	1	0	0	1	2	24	17	0	20	0	0	2	5	3	1	0	1	11	17	**105**
Quappe	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	**3**

n	Apr*	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Gesamt
Rapfen	0	1	0	932	479	458	594	8	8	0	0	0	8	2	2	9	21	66	7	**2595**
Regenbogenforelle	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1**
Rotauge	20	232	31	156	275	2092	775	36	144	1	17	60	767	60	32	51	134	762	1736	**7381**
Rotfeder	1	0	3	0	6	96	4	4	0	0	6	1	2	0	1	0	2	8	0	**134**
Schleie	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	**9**
Schmerle	4	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	**11**
Schwarzmaul	12	7	7	29	1	1	1	0	0	0	0	0	8	3	4	5	8	0	0	**86**
Stichling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	**2**
Ukelei	13	630	223	904	577	615	343	5	103	0	3	21	376	168	528	1043	1875	1381	1907	**10715**
Wels	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	2	1	2	**23**
Wollhandkrabbe	4	4	6	15	1	0	1	0	0	0	0	1	7	15	2	5	2	0	1	**64**
Zander	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	**4**
Gesamt	**165**	**998**	**391**	**2707**	**1792**	**5339**	**5114**	**248**	**942**	**12**	**164**	**523**	**1959**	**1090**	**1250**	**2091**	**4126**	**7417**	**9964**	**46292**

5.3.2 Besenderung von Wanderfischen

5.3.2.1 Allgemeine Ergebnisse

32 Alande, 1 Bachforelle, 1 Flussneunauge, 29 Barben, 18 Brassen, 40 Döbel und 29 Nasen wurden markiert (vgl. Tab. 18). Von den 150 markierten und besetzten Fischen konnten bis auf zwei Individuen alle Tiere mittels der Receiverstationen detektiert werden. Bei den beiden Fischen, die nicht registriert werden konnten, handelt es sich um zwei Barben (67 cm und 58 cm) aus der Frühjahrsmarkierung, bei deren Markierung und Besatz jedoch keine Auffälligkeiten registriert wurden. Ob sich diese Tiere über den Versuchszeitraum im Rauschenbereich der Lippemündung aufgehalten haben, verendet sind oder einer natürlichen Mortalität (Prädation) unterlagen, lässt sich nicht klären.

Die Detektionszeiträume (Zeitspanne zwischen dem ersten und letzten Signal) variieren zwischen den einzelnen Individuen sehr stark (Tab. 18). Dennoch lassen sich artspezifische Tendenzen ausmachen (Abb. 101), wobei die Alande die geringste Detektionsspanne mit im Mittel 42 % des möglichen Zeitraumes aufwiesen. Die Nasen ließen sich am besten über den Versuchszeitraum verfolgen, 83 % der Senderlaufzeit wurden durch Detektionen abgedeckt. Auch bei der mittleren Schwimmdistanz pro Art (Abb. 102) erreichen die Nasen mit 8,5 km (± 16,5 km) den höchsten Wert, gefolgt von Brassen (8 km ± 19,9 km), Aland (7 km ± 13,4 km), Barbe (3,6 km ± 5,8 km) und Döbel (1,3 km ± 3,1 km). Wie die teilweise recht hohen Standardabweichungen bereits andeuten, liegt dieses Ergebnis zumeist an einer erhöhten Wanderleistung von Einzeltieren. So wanderte von 18 markierten Brassen ein Individuum 84 km von der Lippemündung bis zum Wehr Dahl, ein weiterer Brassen schwamm bis nach Gahlen (24 km) und einer bis Krudenburg (14 km), wohingegen die restlichen 15 Brassen in Wesel verblieben oder in den Rhein zurückkehrten (0 – 2 km). Die maximale Schwimmdistanz von 84 km wurde zudem auch von einer Nase erreicht (Abb. 102), Alande zogen maximal 55 km in die Lippe ein, Barben 24 km und Döbel zeigten eine maximale Schwimmdistanz von 14 km. Der höchste Punkt, der innerhalb des Versuches erreicht wurde, war bis unterhalb des Wehres Stockum (km 117) von einer Nase, die oberhalb des Wehres Dahl eingesetzt wurde (Abb. 104). Kein einziger Fisch kam über das Wehr Dahl hinweg, kein einziger Fisch konnte in den 18 Monaten Versuchslaufzeit das Wehr Stockum passieren.

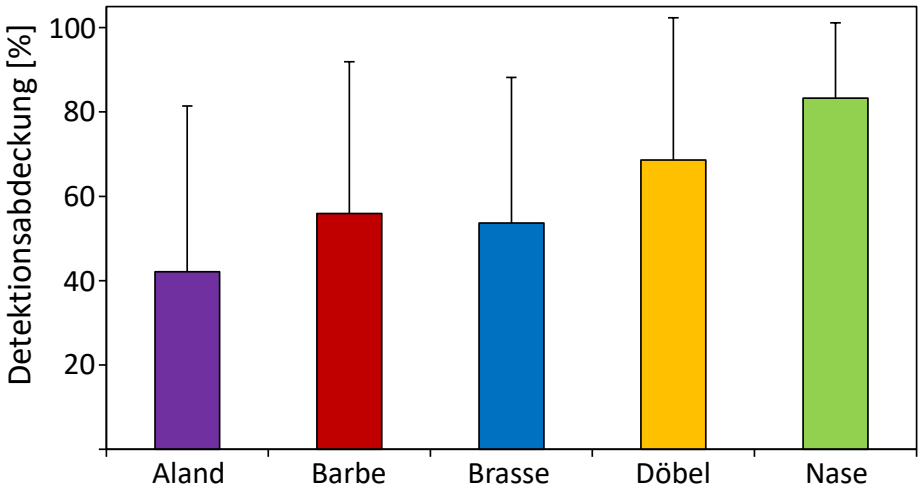


Abb. 101: *Mittlere prozentuale Abdeckung (%, MW ± STABW) des möglichen Detektionszeitraumes für die einzelnen Arten, entspricht dem Zeitraum zwischen dem ersten und letzten Detektionssignal in Relation zum gesamtmöglichen Detektierungszeitraum (V8 = 150 Tage, V9 = 480 Tage)*

Am Ende des Versuchzeitraumes (Juli 2019), bzw. am Ende der Senderlaufzeit, hatten 56 Fische die Lippe wieder verlassen (letzte Meldung am Rheinreceiver, Abb. 103). Darunter fielen 24 Alande, 13 Barben, 11 Brassen und 8 Döbel. Keine der 29 markierten Nasen, wovon allerdings nur eine im Mündungsbereich besetzt wurde, ist in den Rhein zurückgekehrt. 54 Fische hatten ihre letzte Meldung in Wesel (31 Döbel, 12 Barben, 7 Alande und 5 Brassen) und 35 Fische weiter oberhalb, wovon allein 26 Individuen am Versuchsende unterhalb des Wehres Dahl verweilten. Abbildung 104 zeigt zudem die Gesamtzahl der Fische unterschieden nach den einzelnen Arten, die innerhalb des Versuchszeitraums die einzelnen Stationen erreicht haben.

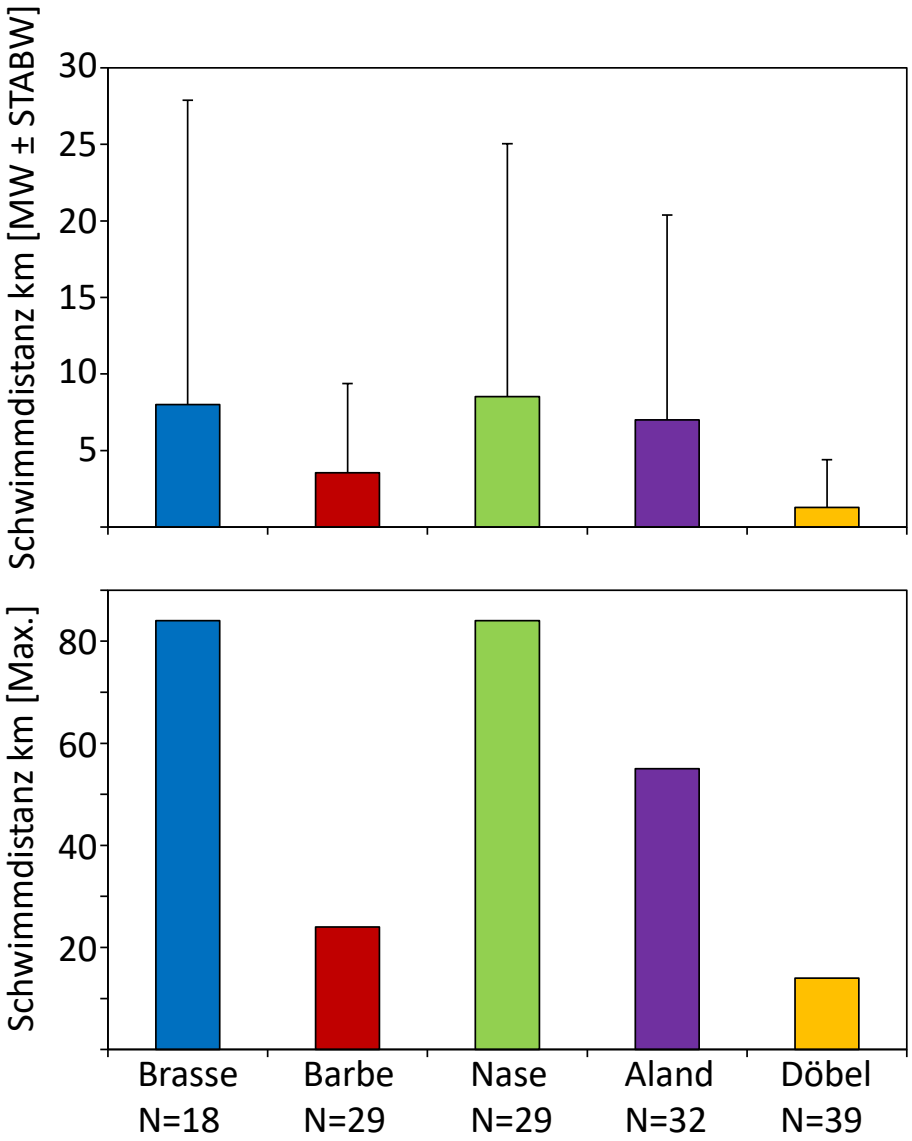


Abb. 102: *Mittlere Schwimmdistanz (km, MW ± STABW) pro Art (oben) und maximale Schwimmdistanz, die pro Art erzielt wurde (km, Maximum, unten).*

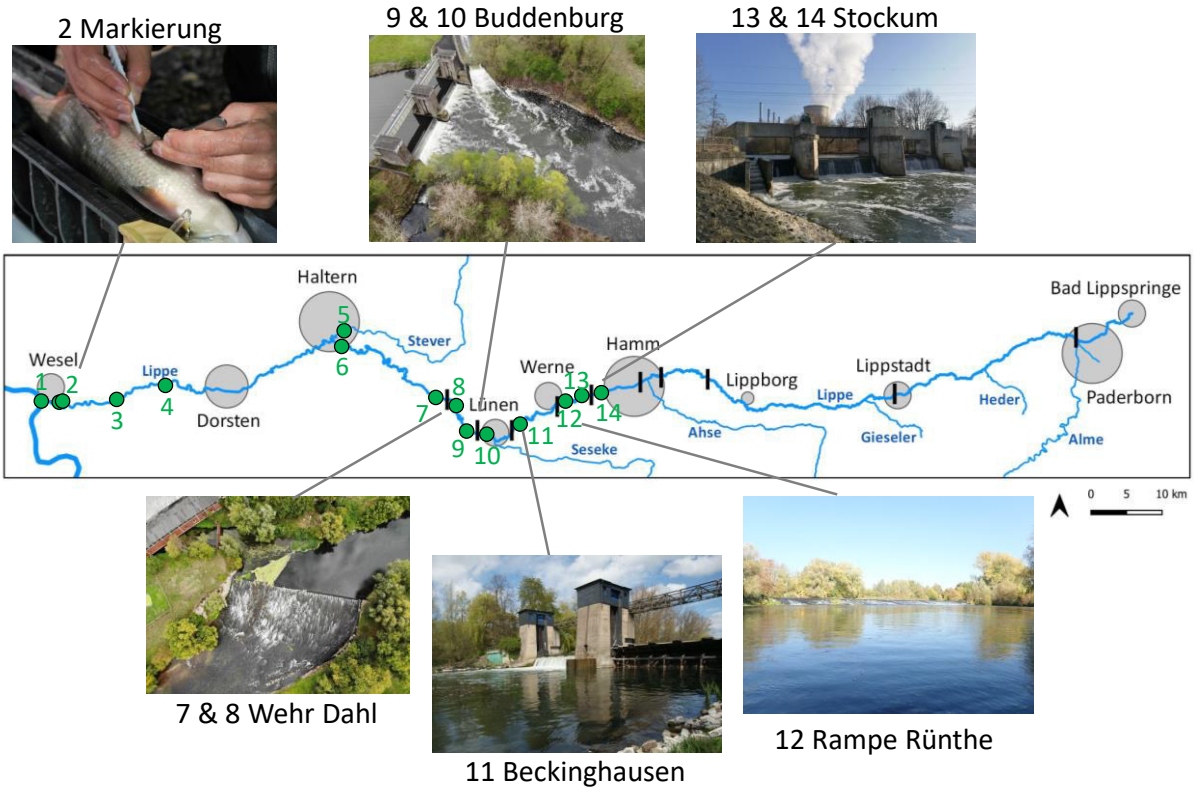


Abb. 103: *Receiverstandorte (grüne Punkte) in Lippe und Stever sowie Abbbildungen der zu überwindenden Querbauwerke. Jede Nummer repräsentiert eine Station, an der ein Receiver installiert war. Ausnahme bildet Station 2 in Wesel, hier wurden zwei Receiver platziert.*

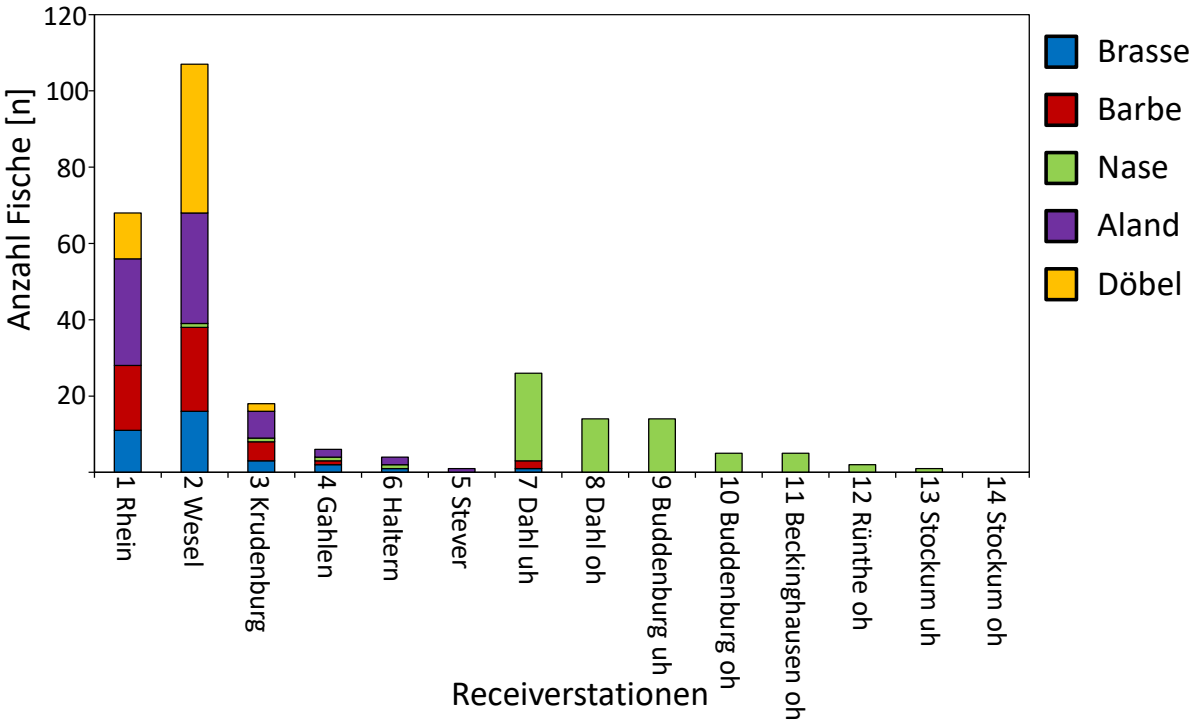


Abb. 104: *Anzahl der Fische pro Art, die im gesamten Zeitraum an den einzelnen Stationen detektiert wurden. Die Daten der beiden Receiver in Wesel wurden gepoolt.*

5.3.2.1 Darstellung einzelner Individuen für die markierten Arten

Bei den folgenden Graphiken handelt es sich um die Outputs der vemcoeigenen VUE-Software, bei denen die Wanderung der einzelnen Sender, sprich Fische, nachverfolgt werden kann. Auf der X-Achse stellt sich jeweils der betrachtete Zeitraum dar (Abb. 105). Meist ist dies vom Zeitpunkt der Markierung bis zum letzten Signal. Bei einigen Individuen ist aufgrund der Vielzahl der Signale, oder spezifischer Wandermuster ein kleinerer Ausschnitt zur besseren Übersicht gewählt. Auf der Y-Achse befinden sich die einzelnen Receiverstandorte, die von oben nach unten entgegen der Fließrichtung aufgetragen sind. Besatzort war für die meisten Tiere die Station Wesel (km 2), an der zwei Receiver positioniert sind. Hier starten die Kästchen, die einzelnen Meldungen am Receiver entsprechen. Folgt man dem Verlauf der „Meldungskästchen" über die zeitliche Achse, erhält man das Aufstiegs-, bzw. Abstiegsmuster.

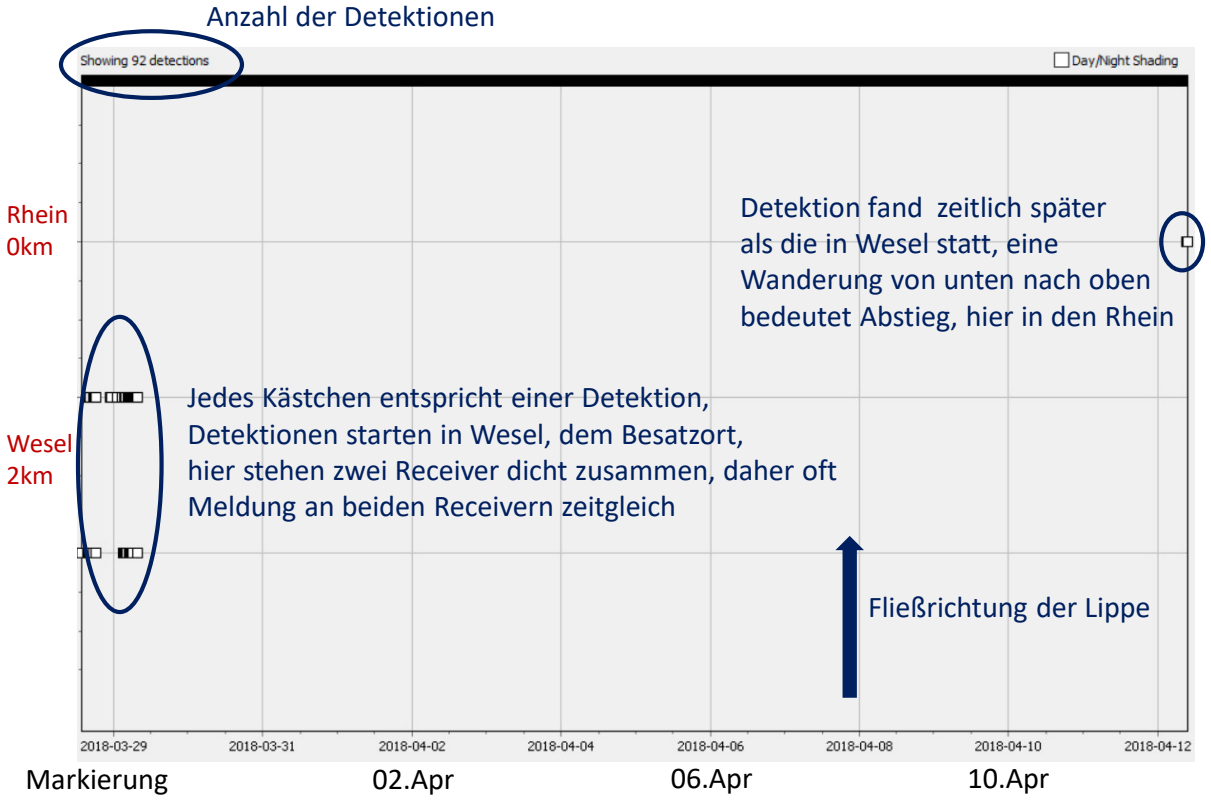


Abb. 105: *Beispielgraphik zur Erklärung der folgenden Graphiken. Hier die Wanderungsverfolgung einer Barbe (Barbe 4479, 68 cm), die am 27.03.2018 in Wesel markiert und besetzt wurde (Y-Achse). Hier starten die Signale, die sich über die Zeitleiste (X-Achse) verfolgen lassen. Eine darauffolgende Meldung an einem Receiverstandort, der in der Graphik oberhalb steht, bedeutet einen Abstieg, Meldung an einem Receiverstandort nach unten bedeutet einen Aufstieg in der Lippe. Der oberhalb der Graphik durchgehende schwarze Balken zeigt an, dass alle Detektionen dieses Tieres dargestellt sind. Ein unterbrochener oder halber Balken zeigt die Größe des Ausschnittes in Relation zum Gesamtzeitraum der Meldungen an.*

Bachforelle & Flussneunauge

Die markierte Bachforelle, die am 31.10.2018 unterhalb des Wehrs Dahl besetzt wurde, hat sich nicht weiter flussauf- oder abwärts bewegt. Es erfolgten regelmäßige Detektionen am Receiver unterhalb vom Wehr Dahl bis Mitte März 2019.

Das Flussneunauge, das am 27.03.2018 in Wesel gefangen und markiert wurde zeigte bis Ende April Detektionen in Wesel, anschließend erfolgten keine weiteren Meldungen.

5.3.2.3 Aland

Von den insgesamt 32 markierten Alanden sind sieben Tiere weiter als Wesel aufgestiegen, fünf von ihnen sind bis Krudenburg (km 14) gewandert, ein Tier bis Haltern (km 55) und ein weiteres ebenfalls bis Haltern und zusätzlich in die Stever.

Abbildung 106 zeigt das Wanderverhalten des Alands 4351 (46 cm, Markierung am 30.10.2018). Der Aland wurde am Tag der Markierung in Wesel detektiert, muss sich dann unterhalb von Wesel im Mündungsbereich aufgehalten haben und hat sich schließlich am 20. Februar 2019 am Rheinreceiver gemeldet. Hier erfolgten einige Meldungen, bis der Aufstieg nach Krudenburg am 14. März 2019 begann. Die Ankunft in Krudenburg (km 14) fand am 18. März statt, bereits am 23. März kam es zu einer Rückwanderung in den Rhein (24. März, km 0). Somit hat sich der Aland nur zehn Tage auf Wanderschaft begeben, wovon er zwei Tage an seinem höchsten Ziel verbrachte. Für diese Wanderung war eine Überwindung der beiden untersten Rauschen in Wesel notwendig. Dies geschah zwischen dem 14. und 17. März, bei deutlich erhöhten Pegelständen. Ein sehr ähnliches Wandermuster zeigt der Aland mit der ID 4532 (53 cm, Markierung am 30.10.2018, Abb. 107). Er wurde zwar länger am Receiver in Wesel geortet (bis zum 16. Januar 2019), meldete sich aber ebenfalls vom 17. bis 19. Februar am Rheinreceiver und zeigte anschließend einen kurzen Aufstieg bis Krudenburg im gleichen Zeitfenster (Mitte März) wie der Aland 4351. Auch Aland 4352 erreichte bereits am 24. März wieder den Rhein.

Nicht in den Rhein zurückgekehrt ist der Aland 4421 (47 cm, Abb. 108) der bis Haltern (km 55) aufgestiegen ist. Die Wanderung setzte unmittelbar nach der Markierung am 28.03.2018 ein, bereits am 03. April war das Tier in Haltern und legte somit 53 km in nur 6 Tagen zurück (Wandergeschwindigkeit 8,8 km/d). Leider gab es bereits am 04. April die letzte Meldung von diesem Aland.

Vom Zeitpunkt der Markierung am 28.10.2018 bis zum 11.11.2018 verbrachte der Aland 4508 (52,5 cm) mit durchgehender Detektion in Wesel (Abb. 109). Am 13.12.2018 erfolgte die erste Meldung am Rheinreceiver, am 16.03.2019 die letzte Meldung, bevor der Aufstieg begann. Auch hier erfolgte der Aufstieg in einem sehr knappen Zeitfenster von insgesamt zehn Tagen und verlief über Krudenburg und Gahlen (17.03.) bis in die Stever (19.03.), zurück in die Lippe weiter aufwärts nach Haltern (19.03. & 20.03.) und dann doch wieder zurück in die Stever (20.-22.03.). Die Rückwanderung begann am 23.03., am 26.03. war der Aland zurück in Wesel, am 10. Mai gab es dann die erste Meldung am Rheinreceiver. Jedoch verließ der Aland das Lippesystem noch nicht, sondern meldete sich noch bis zum 28. Mai auch regelmäßig am Weselreceiver. Somit ist dieses Tier mehrmals über die beiden untersten Rauschen hinweg geschwommen.

Der Aland mit der ID 4513 (52 cm, Abb. 110) hat sich nach der Markierung vom 29.10.2018 zunächst am Rheinreceveiver gemeldet (14.12.2018). Im Mündungsbereich der Lippe verblieb er auch bis zum Juni nächsten Jahres, also acht Monate, mit zwei kurzen Ausflügen nach Wesel vom 27.12.-28.12.2018 und vom 24.05.-28.05.2019. Diesem Aland war es demnach möglich über die beiden untersten Rauschen hinwegzukommen. Welchen Sinn diese beiden kurzen Ausflüge nach Wesel und vor allem der lange Aufenthalt am Rheinreceiver im Lippemündungsbereich hatten, bleibt fraglich.

Auch wenn es immer wieder Alanden gelang die untersten beiden Rauschen zu passieren, so gab es wie bei den anderen Arten auch auch Individuen, die die beiden Rauschen in Wesel nicht, bzw. nur bei stark erhöhten Pegelständen, überwinden konnten.

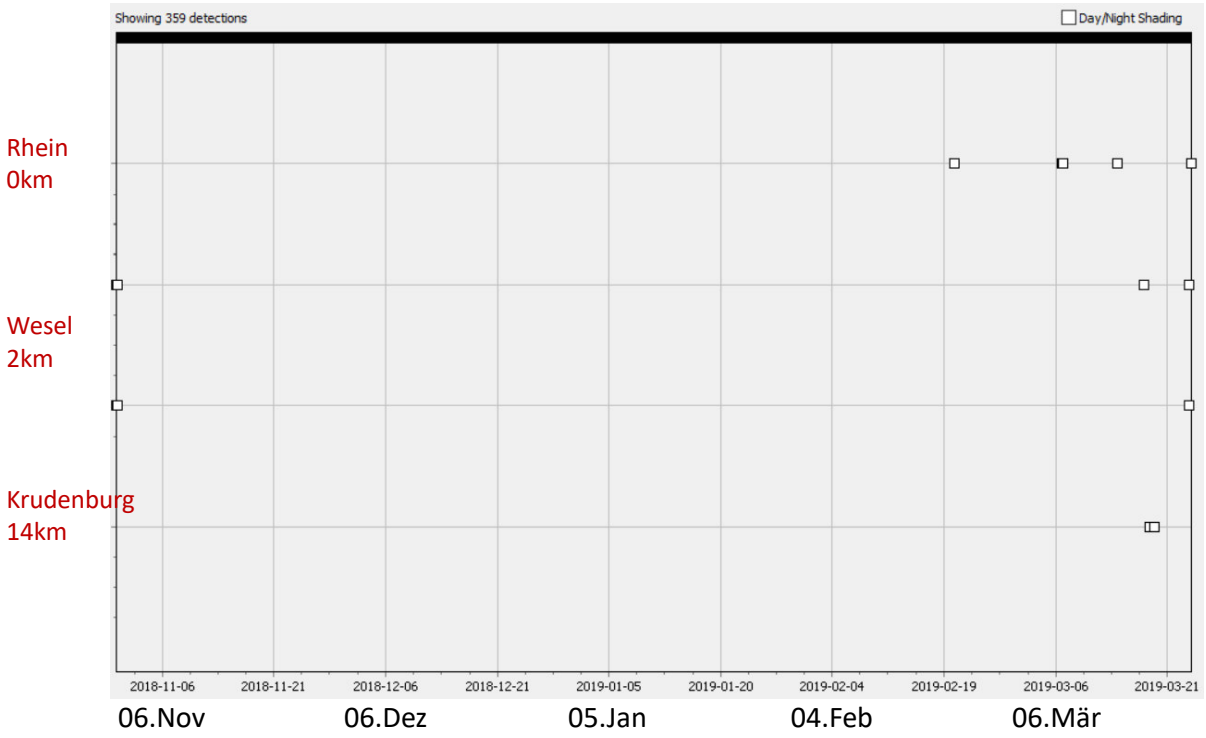


Abb. 106: *Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4351, 46 cm), dargestellt ist der Zeitraum von der Markierung am 30.10.2018 bis zum letzten Signal am 24.03.2019.*

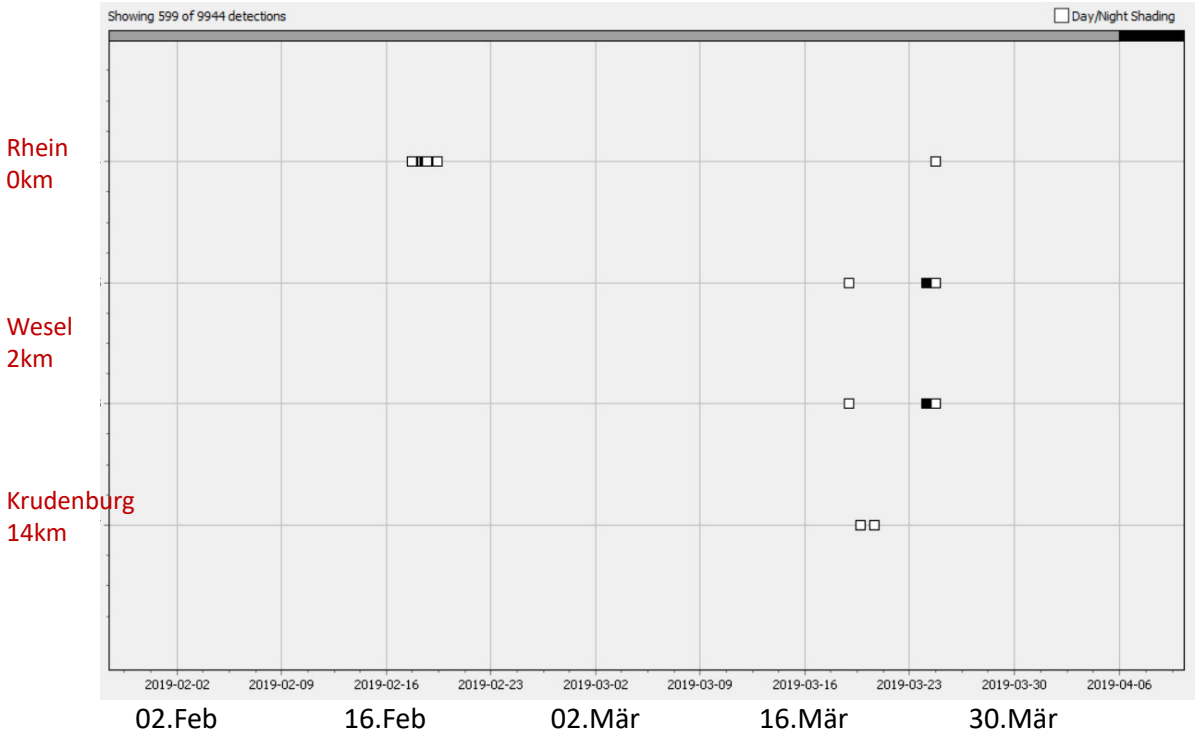


Abb. 107: *Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4352, 53 cm, Markierung am 30.10.2018), dargestellt ist der Zeitraum von Anfang Februar bis zum letzten Signal am 24.03.2019. Nach der Markierung fanden regelmäßig Detektionen bis zum 16.01.2019 in Wesel statt, danach Detektionen am Rheinreceiver.*

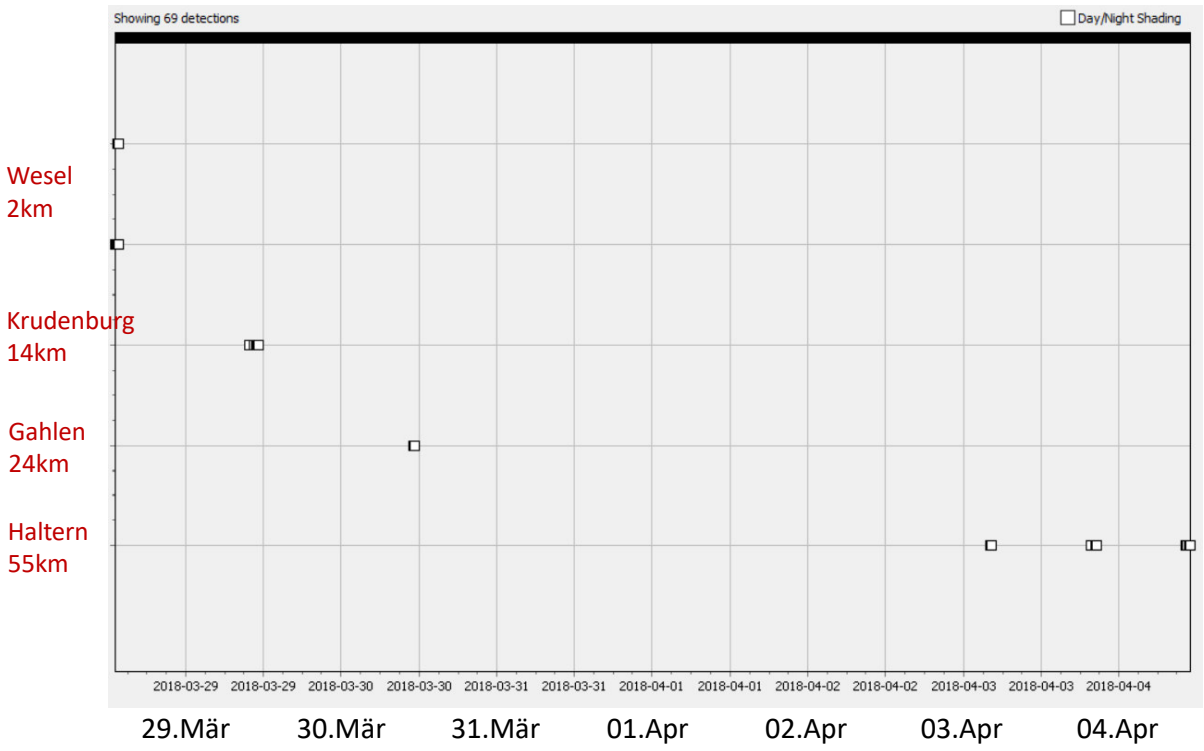


Abb. 108: *Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4421, 47 cm), dargestellt ist der Zeitraum von der Markierung am 28.03.2018 bis zum letzten Signal am 04.04.2018.*

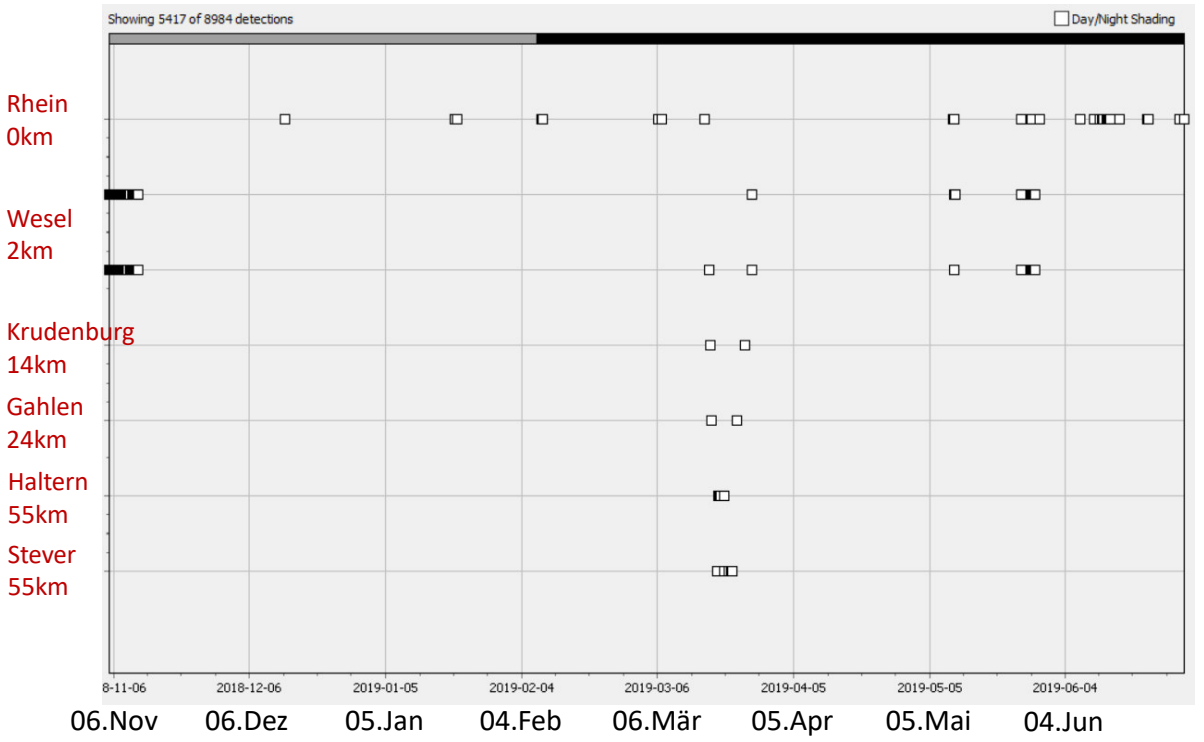


Abb. 109: *Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4508, 52,5 cm, Markierung am 29.10.2018), dargestellt ist der Zeitraum vom 05. November 2018 bis zum letzten Signal am 30.06.2019.*

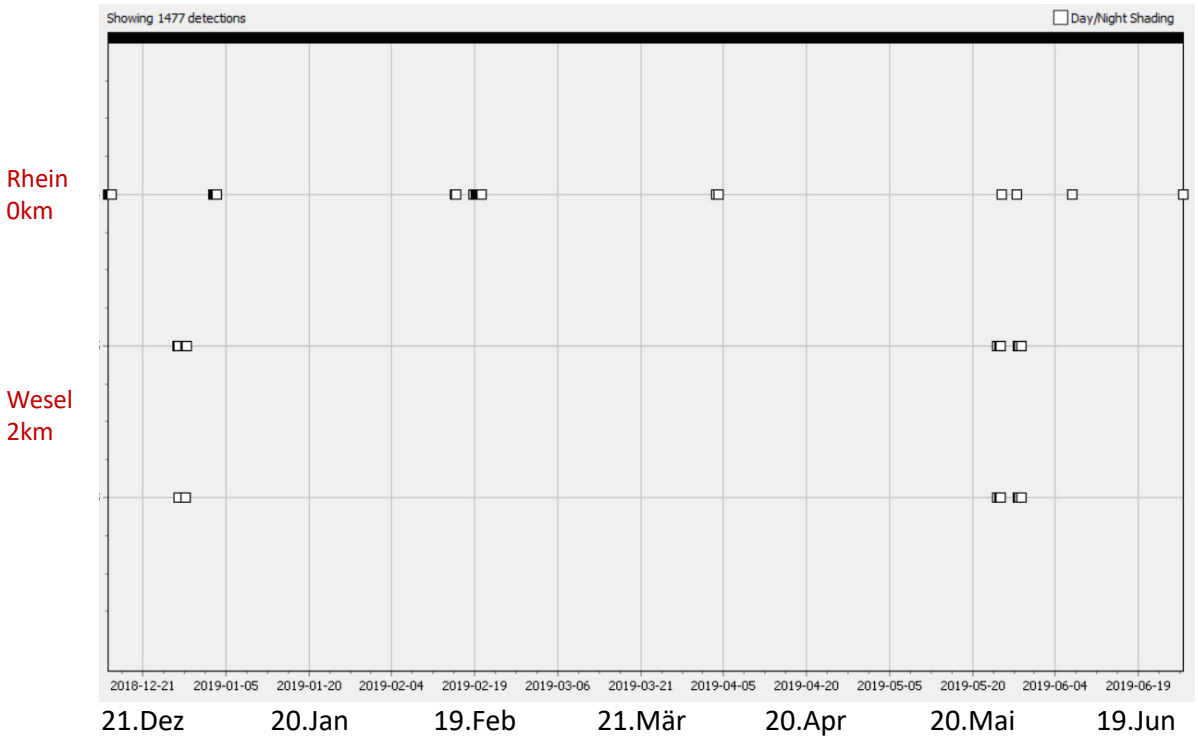


Abb. 110: *Nachverfolgung der Wanderung eines Alands (Aland 4513, 52 cm, Markierung am 29.10.2018), dargestellt ist der Zeitraum vom 14. Dezember 2018 bis zum letzten Signal am 27.06.2019.*

Fazit Aland

Nur sieben der 32 markierten Alande hat es weiter als Wesel in die Lippe gezogen, der höchste erreichte Punkt lag bei Haltern, 55 km von der Mündung entfernt. Interessanterweise war der Aland die einzige Art, die auch in der Stever detektiert wurde. Es handelte sich zwar nur um ein Tier, dies schwamm jedoch gleich mehrfach hinein. Alande zeigen je nach Gewässerbeschaffenheit individuenspezifisch unterschiedliche Wandermuster mit einer großen Verhaltensplastizität und zurückgelegten Distanzen von bis zu 200 km (DE LEEUW et al. 2008, KULISKOVA et al. 2009). Im Gegensatz zu anderen Arten resultieren Querbauwerke eher in der Anpassung an suboptimale Laich- oder Winterhabitate als in dem Versuch der Überwindung dieser (WINTER et al. 2003).

Charakteristisch für die Alande in dieser Studie war ein jeweils sehr enger Wanderzeitraum von nur wenigen Tagen, der bei den einzelnen Tieren jedoch oft übereinstimmte. Betrachtet man die Verbreitung von jungen Alanden bis 15 cm, also dies- oder vorjährige Individuen, so konzentrieren sich diese auf den Unterlauf der Lippe (Abb. 111). Hier scheint es geeignete Laichhabitate für den Aland zu geben mit guten Reproduktionserfolgen. Die Verbreitung der Alande in der Lippe weist jedoch auch nach, dass das Wehr Dahl ein offensichtliches Wanderhindernis darstellt, da es oberhalb keine Alandpopulationen mehr gibt. In dieser Markierungsstudie wurde kein einziges Querbauwerk von den Alanden überwunden und es gibt den Anschein, dass einige Tiere bereits deutliche Probleme bei der Überwindung der untersten beiden Rauschen in Wesel hatten (vgl. Kap. 5.3.2.8). Niederländische Studien am Rhein und Nebenflüssen konnten zeigen, dass Alande in freifließenden Gewässern Strecken von über 45 km zurücklegen (40 % der markierten Tiere), zwei Individuen schafften sogar über 200 km (DE LEEUW et al. 2008), wogegen sie in wehrregulierten Flüssen stationär oder nur mit geringen Wanderdistanzen beobachtet wurden. Der Aland ist weniger anspruchsvoll an seine Laichhabitate verglichen mit Barbe oder Nase, so dass eine weniger optimale Habitatverfügbarkeit den Kosten einer anstrengenden Wanderung über Hindernisse vorgezogen werden könnte. Suboptimale Laichhabitate könnten jedoch mit Einbußen der Jahrgangsstärken einhergehen, zusammengenommen mit

dem eigentlich hohen Wanderpotenzial dieser Art in freifließenden Flüssen, ist für den Aland die Durchgängigkeit der Lippe von hoher Priorität.

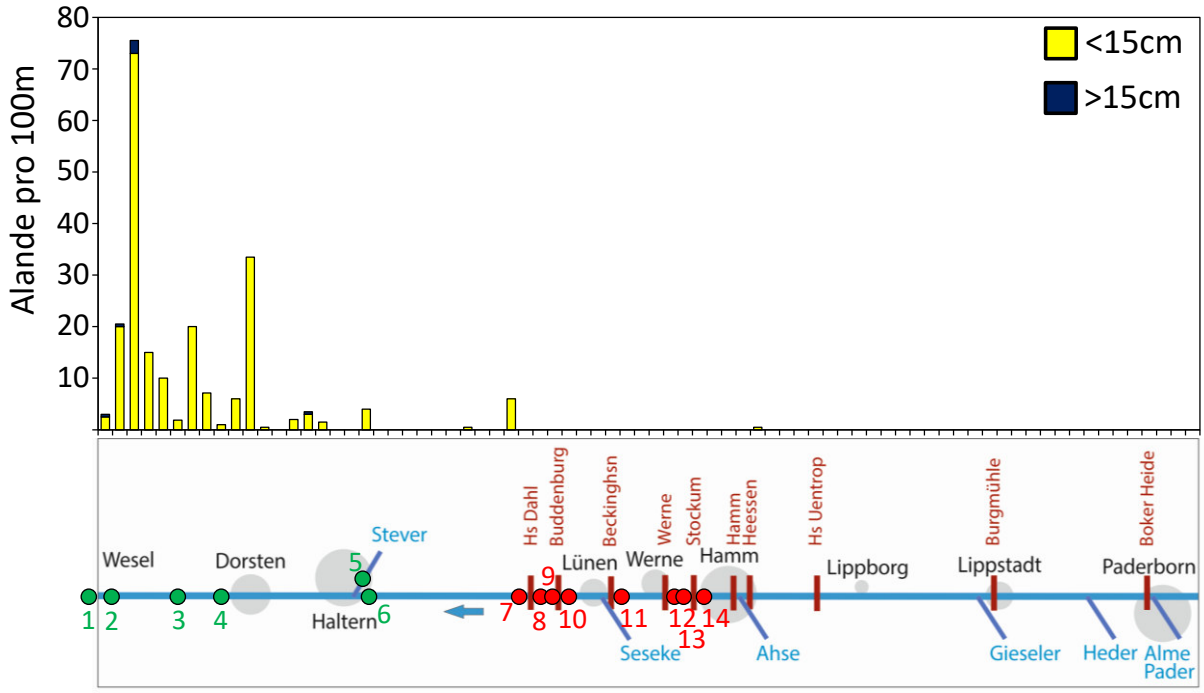


Abb. 111: *Dichte und Verbreitung der jungen Alande unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Alanden erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht*

5.3.2.4 Barbe

Von 29 markierten Barben haben sich leider zwei Tiere der Frühjahrsmarkierung kein einziges Mal an den Receivern gemeldet. Beide Barben hatten die Operation gut überstanden und wirkten beim Besatz in Wesel aktiv. Von den verbliebenen 27 Barben befanden sich 13 Tiere am Ende der Untersuchung (Juli 2019) wieder im Rhein, 12 Barben in Wesel und zwei Tiere unterhalb des Wehrs Dahl, was auch der Besatzort für diese beiden Individuen war. Eine Barbe wanderte bis Gahlen (km 24), vier weitere Tiere bis Krudenburg (km 14). Der Großteil der besenderten Barben verblieb somit im Bereich zwischen Wesel und Krudenburg.

Barbe 4457 (64 cm, Abb. 112) wanderte wenige Tage nach der Markierung vom 27.03.2018 12 km aufwärts bis Krudenburg. Hier gab es Meldungen vom 06. bis 08. Mai 2018, am 13. Juni wurde das Tier wieder in Wesel geortet und verließ am gleichen Tag die Lippe. Vom 09. April bis zum 13. Juni hat sich diese Barbe somit zwischen Wesel und Krudenburg aufgehalten. Neun Monate, bis zum 06. März 2019 befand sich Barbe 4457 ausschließlich im Rhein. Am 23. März 2019 erfolgte dann ein erneuter Aufstieg, diesmal sogar bis Gahlen (km 24, 27. – 29. Mai). Auch in dem Jahr verbrachte die Barbe von Ende März bis Anfang Juli in der Lippe im Raum von Wesel bis Gahlen.

Barbe 4423 (70 cm, Markierung am 28.03.2018, Abb. 113) weist ein sehr ähnliches Wanderverhalten wie Barbe 4457 auf, auch wenn keine Rückkehr in die Lippe im darauffolgenden Jahr verzeichnet werden konnte, was aufgrund der Senderlaufzeit dieses Tieres auch nicht möglich gewesen wäre (V8: 150 Tage). Aber auch diese Barbe stieg Mitte April in der Lippe auf und verblieb bis Mitte Juli (10.07.2018) im Raum oberhalb von Wesel. So verhielt sich der Großteil der Barben, bei einigen Ausnahmen waren die Wanderungen zwischen Rhein und Lippe jedoch nicht so klar zeitlich abgegrenzt. Ein Beispiel bildet hier Barbe 4482 (65 cm, Abb. 114), die sich nach der Markierung am 28.03.18 nach einer kurzen Meldung in Wesel zunächst am Rheinreceiver meldete und erst wieder am 03. Juni 2018 erneut in Wesel ankam. Hier blieb sie bis zum 23. Juli, stand dann drei Monate lang bis zum 28. Oktober unterhalb der oberen Rausche am Lippeschlösschen und verschwand anschließend in den Rhein. Am 03. März 2019 erfolgte eine erneute Meldung am Rheinreceiver, verbunden mit einem Aufstieg bis Wesel (21. März), wo sie bis zum Ende der Untersuchung verblieb.

Auch bei Individuen, die nicht in den Rhein zurückgekehrt sind, waren klare Wandermuster zu sehen. So stieg Barbe 4428 (65 cm, Markierung am 28.03.2018, Abb. 115) am 12. April bis Krudenburg auf, wo sie am 14. April ankam und bis zum 18. Juni blieb, einen Tag später war sie zurück in Wesel. Einige Tiere verbrachten jedoch auch den gesamten Untersuchungszeitraum in räumlicher Nähe zu den Receivern in Wesel. So zum Beispiel Barbe 4460 (69 cm, Markierung am 27.03.2018, Abb. 116), deren Aufenthalt in Wesel über 15 Monate nachverfolgt werden konnte.

Barben aus der Herbstmarkierung stiegen unmittelbar nach der Markierung in der Lippe auf und verbrachten somit deutlich längere Zeiträume im Lippesystem, als die Tiere, die im Frühjahr nur für die Laichsaison eingezogen sind. Beispiele zeigen hier die Abbildungen der Barben 4525 und 4530 (Abb. 117 & 118). Beide Barben stiegen bis Krudenburg auf und verblieben hier bis Ende Juni, bzw. Anfang Juli. Barbe 4425 kehrte bis Wesel zurück, Barbe 4530 verließ die Lippe in den Rhein.

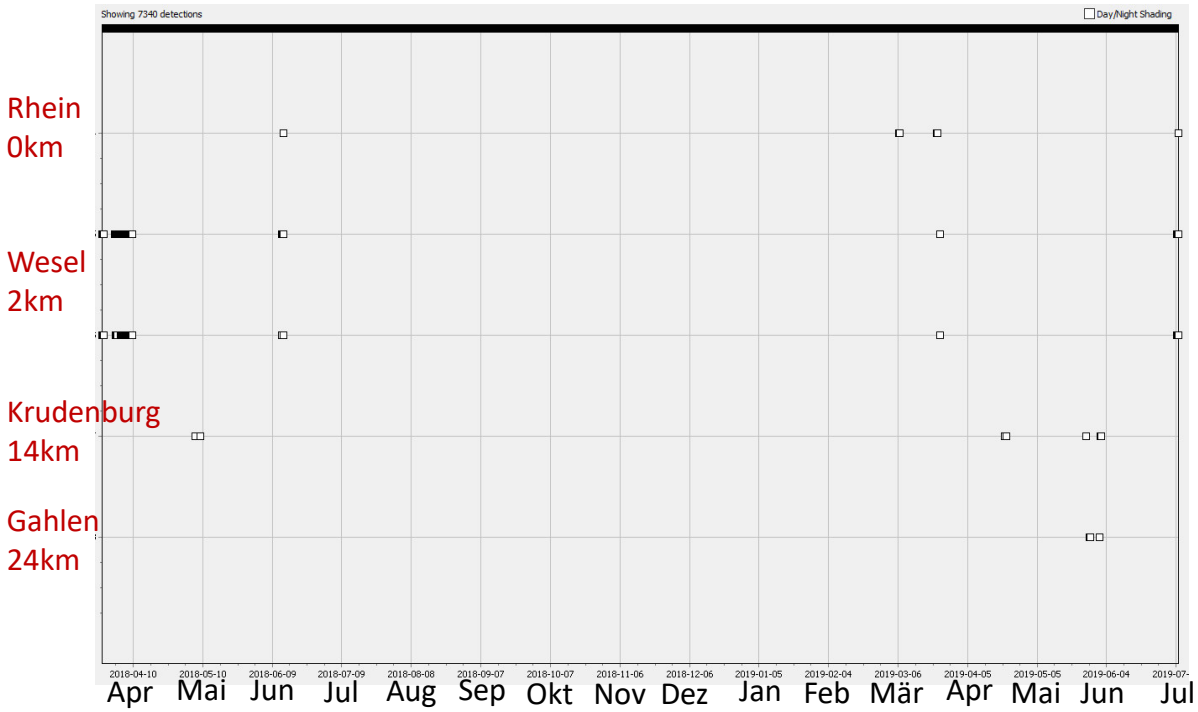


Abb. 112: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4457, 64 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

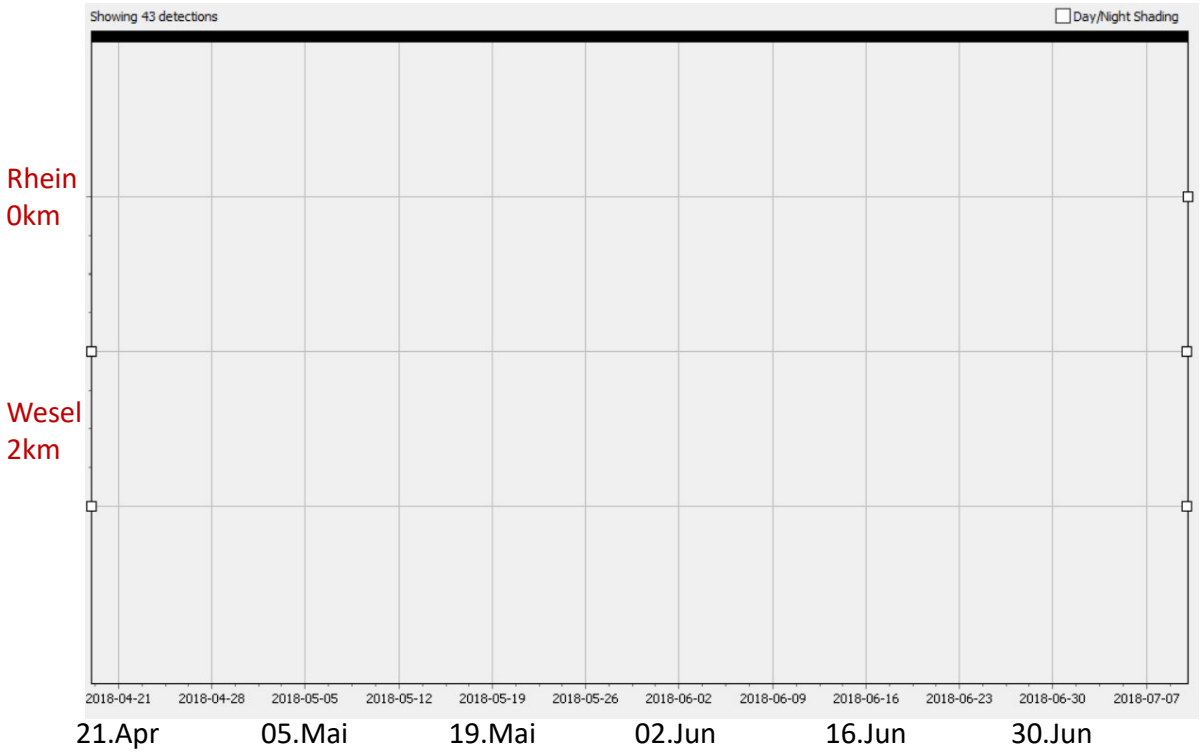


Abb 113: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4423, 70 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (28.03.2018) bis zum letzten Signal am 10. Juli 2018. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

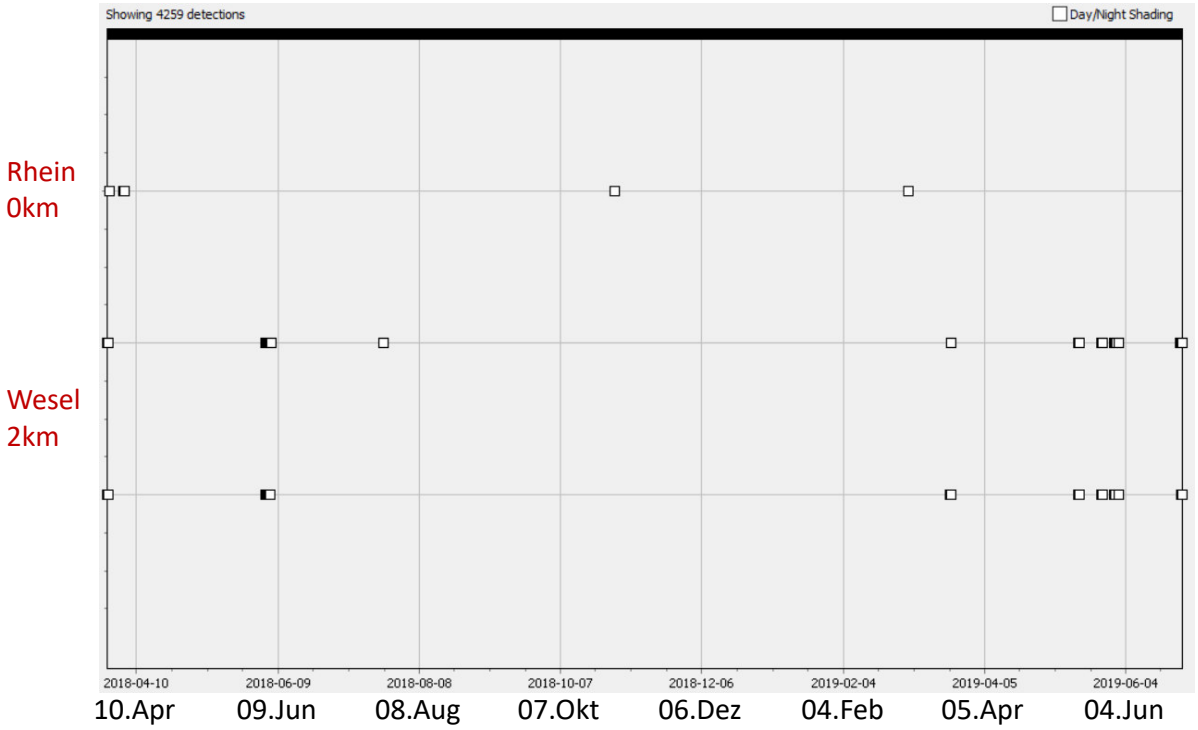


Abb. 114: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4482, 65 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (28.03.2018) bis zum letzten Signal am 27. Juni 2019. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

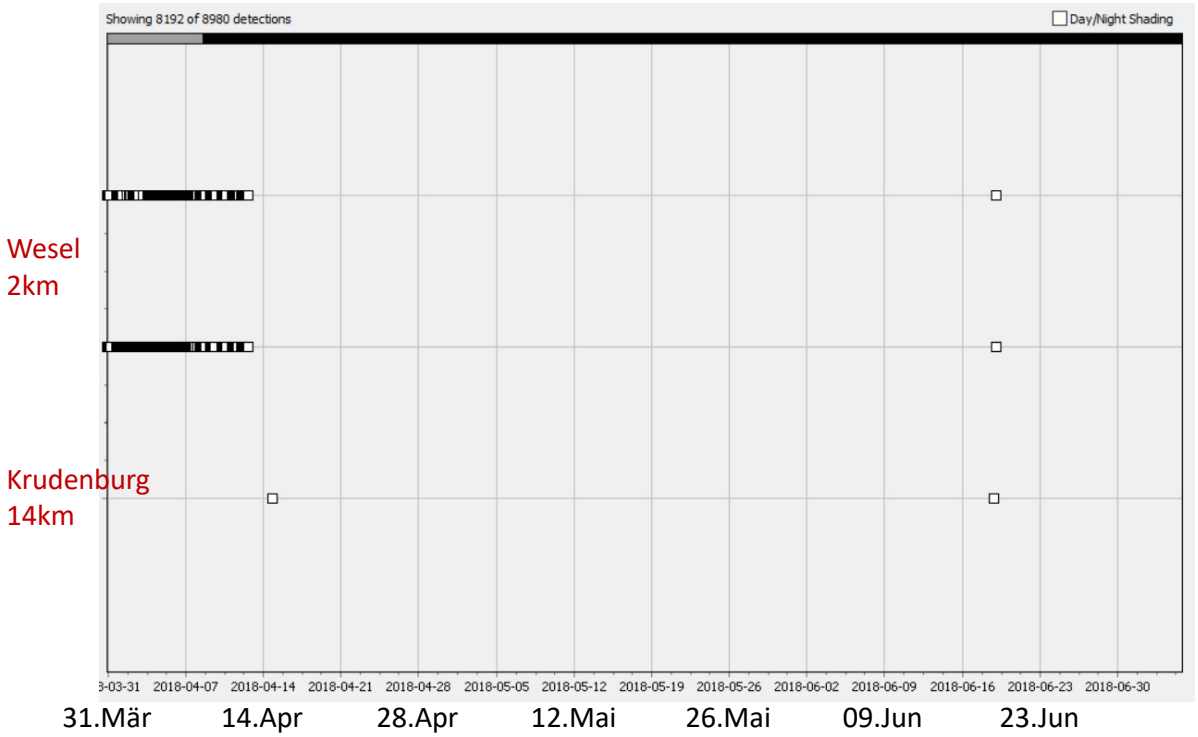


Abb. 115: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4428, 65 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (28.03.2018) bis zum letzten Signal am 19. Juni 2018. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

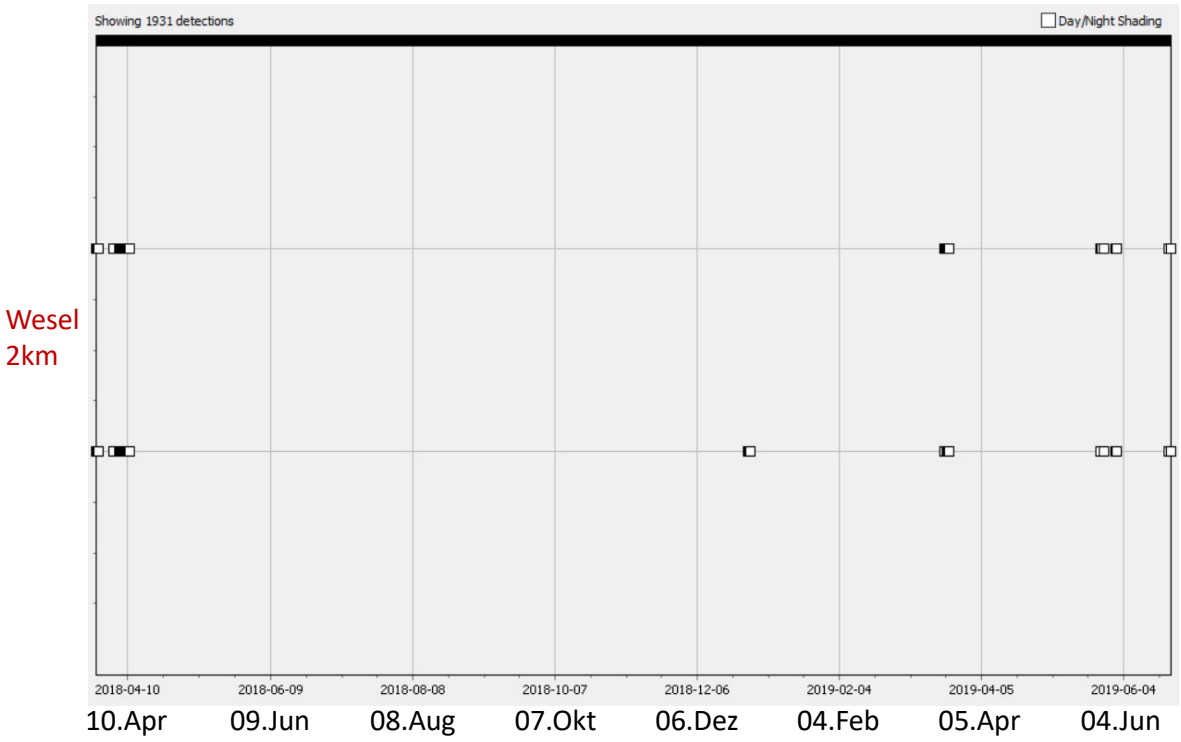


Abb. 116: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4460, 69 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis zum letzten Signal am 23. Juni 2019. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

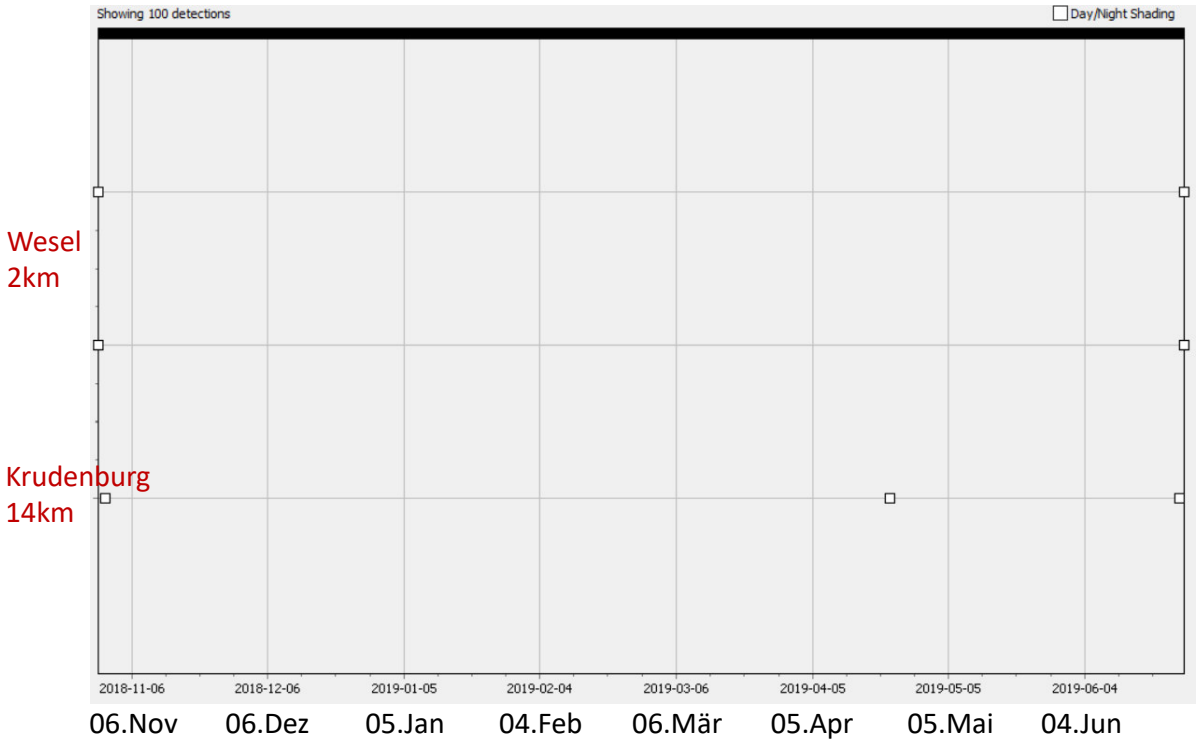


Abb. 117: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4525, 65 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (29.10.2018) bis zum letzten Signal am 25. Juni 2019. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

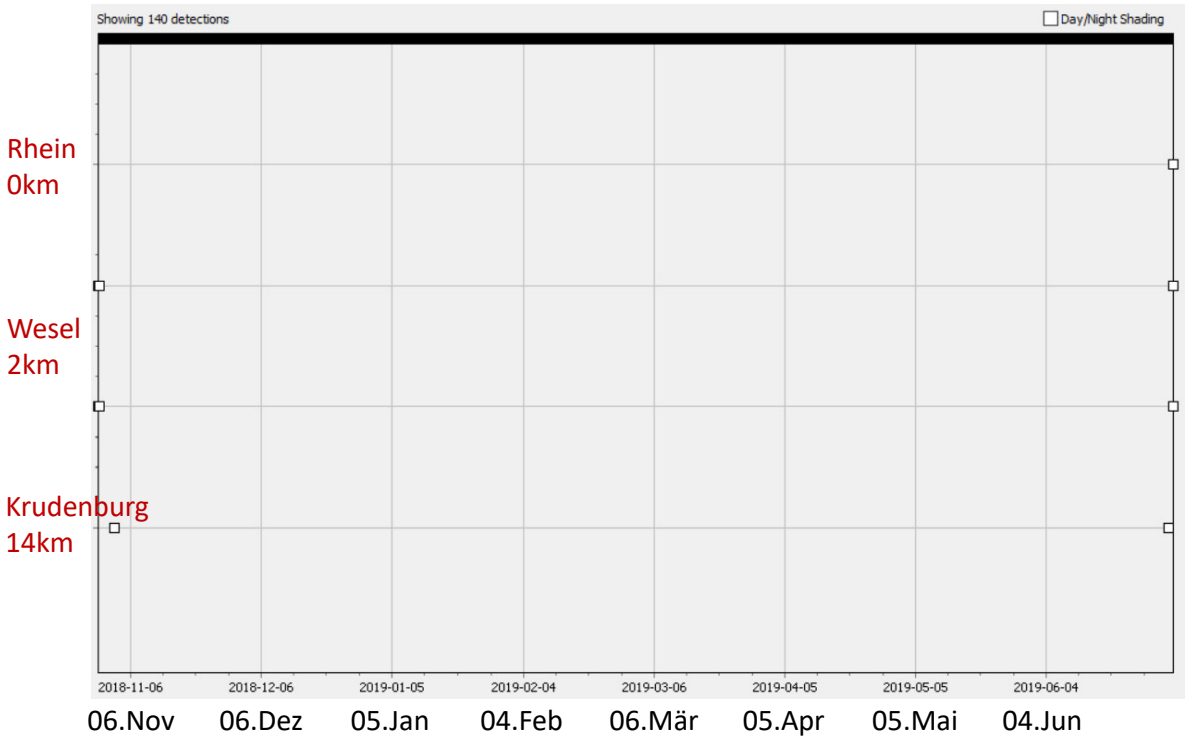


Abb. 118: *Nachverfolgung der Wanderung einer Barbe (Barbe 4530, 68 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (29.10.2018) bis zum letzten Signal am 03. Juli 2019. Besatz der Barbe fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

Die beiden im Herbst unterhalb vom Wehr Dahl besetzen Barben haben sich nicht weit von diesem Receiverstandort entfernt und an keiner anderen Station eine Detektion ausgelöst. Während die Barbe 4336 (71 cm) sich von Oktober 2018 bis April 2019 ständig am Receiver gemeldet hat, gab es bei Barbe 4334 weitaus weniger Detektionen mit einer Meldung am Tag nach der Markierung und der nächsten und letzten Meldung erst am 23. März 2019. Dass das Tier erst an diesem Datum wieder unmittelbar unterhalb des Wehrs aufgetaucht ist, könnte einen Versuch der Überwindung dieses Querbauwerkes anzeigen, da zu diesem Zeitpunkt deutlich erhöhte Pegelstände in der Lippe auftraten. Ein Passieren des Wehrs Dahl hat jedoch kein einziger Fisch dieser Studie geschafft.

Fazit Barben

Von 27 Barben mit Detektionen stiegen nur 5 Tiere weiter als Wesel in der Lippe auf. Der höchste erreichte Punkt befand sich bei Gahlen (Station 4, km 24) und wurde nur von einem Tier angeschwommen, vier weitere Individuen konnten in Krudenburg (Station 3, km 14) verzeichnet werden. Vergleicht man die Verbreitung von jungen Barben in der gesamten Lippe (Abb. 119) mit diesen Ergebnissen, so zeigt sich, dass junge Barben unter 15 cm Totallänge vornehmlich im Unterlauf der Lippe auftreten und zwar genau in den Bereichen in den höchsten Dichten, die von den Barben aus der Markierungsstudie angeschwommen wurden. Auch in der Strecke zwischen Station 2 (Wesel, Besatzort) und Station 3 (Krudenburg), wo sich die meisten Barben aufgehalten haben, sieht man deutliche Reroduktionserfolge. Da die Lippe hier kiesgeprägt ist, finden die Barben geeignete Laichplätze. Abbildung 119 zeigt, dass sich weiter oberhalb zwischen Haltern und dem Wehr Dahl durchaus auch geeignete Laichareale mit guten Reproduktionserfolgen befinden. Obwohl Barben als Mitteldistanzwanderer eingeteilt sind, die durchaus 100 km zurücklegen können, stimmen die hier festgestellte maximale Distanz einer Barbe von 24 km und die Wanderungen der anderen Individuen (0 – 14 km) mit den Distanzen anderer Markierungsstudien überein (LUCAS & BATLEY 1996, LUCAS 2000, DE LEEUW et al. 2008).

Durch diese Studie konnte gezeigt werden, dass Barben aus dem Rhein zur Laichzeit in die Lippe einziehen, meist von Mitte März bis Mitte Juli, was mit Wanderungszeiten anderer Untersuchungen übereinstimmt (DE LEEUW et al. 2008). Danach kehren sie in den Rhein zurück. Barben zeigen ein deutliches „Homingverhalten“ zur Laichzeit, besuchen also die gleichen Reproduktionsgebiete in aufeinanderfolgenden Jahren (OVIDIO et al. 2007). Dies konnte bei den Sendern mit längerer Laufzeit für mindestens neun Individuen nachgewiesen werden. Von diesem klassischen Wandermuster gab es auch Abweichungen, die jedoch nicht dem Homingverhalten widersprechen müssen, mit Individuen, die entweder den gesamten Untersuchungszeitraum in Wesel verbrachten und bei denen unklar ist, ob diese Tiere tatsächlich aus dem Rhein stammen oder stationäre Lippebarben sind und andere Individuen, die zwar aus dem Rhein kamen, aber bereits im vorangegangenem Herbst in die Lippe eingezogen und bis zu den Reproduktionsstätten gewandert sind.

Bei den beiden Barben, die unterhalb des Wehrs Dahl besetzt wurden, konnte nicht geklärt werden, ob eine Motivation zum weiteren Aufstieg vorlag, oder sich die Tiere mit den dort vorherrschenden Bedingungen arrangiert haben. Die häufigeren Meldungen unmittelbar unterhalb des Wehrs zu Hochwasserzeiten könnten eine Aufstiegsmotivation anzeigen, dies bleibt jedoch spekulativ.

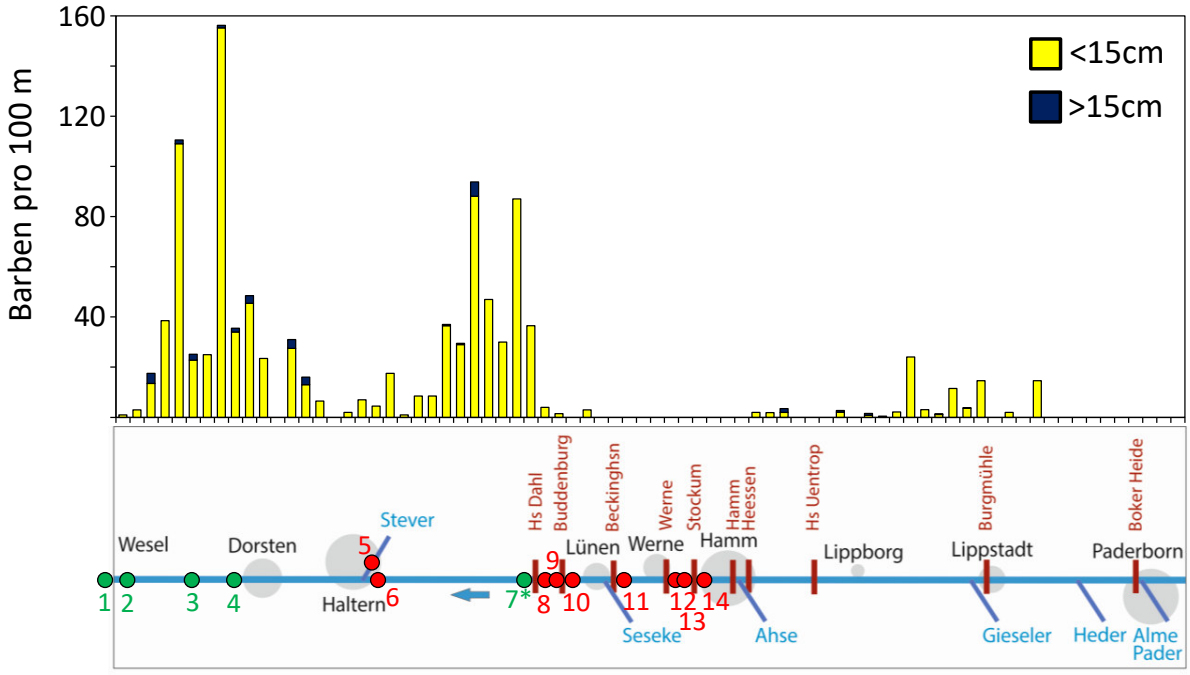


Abb. 119: *Dichte und Verbreitung der jungen Barben unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Barben erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht. *Detektionen an Station 7 beruhen auf zwei Barben, die hier besetzt wurden*

5.3.2.5 Brassen

Die meisten Brassen haben sich im Untersuchungszeitraum nicht weit von Wesel entfernt, lediglich drei der insgesamt 18 Tiere sind weiter aufgestiegen, 11 Brassen sind im Untersuchungszeitraum in den Rhein zurückgewandert. Im Folgenden sind die Verhaltensmuster einiger Einzelindividuen dargestellt.

Der Brassen mit der ID 4467 (Abb. 120) hat sich nach der Markierung am 27.03.2018 regelmäßig an der Receiverstation Wesel (Station 2, km 2) gemeldet. Am 20.05.2018 erfolgte eine Rückwanderung in den Rhein mit kontinuierlicher Meldung am Rheinreceiver bis zum 02. Juni 2018. Zehn Monate verbrachte dieses Tier im Rhein und meldete sich schließlich, ein Jahr nachdem das Tier in die Lippe eingeschwommen war, vom 20.03.2019 bis zum 31.03.2019 erneut am Rheinreceiver, ohne weiter in die Lippe aufzusteigen, bzw. aufsteigen zu können.

Der Brassen mit der ID 4466 (Abb. 121) zeigte regelmäßige Meldungen am Besatzort Wesel für den Zeitraum von der Markierung (27.03.2018) bis zum 10. Mai 2018. Gut sieben Monate hat sich das Tier im Raum Wesel aufgehalten, bevor es zu einer erneuten Meldung am 28.12.2018 kam. Am 24. Mai 2019 erfolgte ein Abstieg dieses Brassen in den Rhein, was das letzte Signal des Tieres war. Damit hat sich der Brassen 14 Monate lang im Unterlauf der Lippe aufgehalten.

Stellvertretend für insgesamt neun Brassen steht das Wandermuster des Brassen mit der ID 4469 (Abb. 122). Vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis zum 04. April befand sich das Tier in Wesel, dann gibt es am 09. April 2018 eine Meldung am Rheinreceiver mit kontinuierlichen Meldungen an diesem Receiver über die gesamte Versuchslaufzeit bis Juli 2019 (15 Monate) und damit auch über die Laichzeit der Brassen hinweg. Im Mündungsbereich der Lippe, wo der Rheinreceiver stationiert war, befinden sich keine geeigneten Laichhabitate. Oberhalb der untersten Rausche im renaturierten Auenbereich der Lippemündung jedoch schon. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass dieser Brassen für wenige Tage, in denen keine Meldung am Rheinreceiver stattfand, in den Auenbereich zum Laichen geschwommen ist und danach wieder an diesem Receiver verharrt hat und das insgesamt über einen Zeitraum von 15 Monaten. Wahrscheinlicher ist, dass ein weiterer Aufstieg der Brassen pegelbedingt durch die untersten beiden Rauschen verhindert wurde.

Bei den drei Tieren, die in der Lippe weiter als Wesel aufgestiegen sind, handelt es sich zum einen um den Brassen mit der ID 4491 (56 cm, Markierung am 29.10.2018, Abb. 123). Vom Tag der Markierung an wurde dieses Individuum regelmäßig bis zum 14. März 2019 am Receiver in Wesel detektiert, dann begann der Aufstieg über Krudenburg (km 14, 20. März 2019) bis Gahlen (km 24, 21. März 2019). Nach der Detektion in Gahlen ergaben sich keine weiteren Meldungen dieses Brassen. Im gleichen Zeitraum stieg der Brassen mit der ID 4492 (55 cm, Markierung am 29.10.2018, Abb. 124) ebenfalls in der Lippe auf, gelangte aber nur bis Krudenburg (km 14). Eine Rückwanderung nach Wesel erfolgte am 22. April 2019, wo der Brassen den Rest des Untersuchungszeitraumes verbrachte. Die größte Distanz legte Brassen 4503 (54 cm, Markierung am 29.10.2018, Abb. 125) zurück, der von Wesel aus bis unterhalb des Wehrs Dahl aufstieg und somit 84 km in die Lippe eingeschwommen ist. Der Aufstieg von Wesel aus erfolgte vom 13. März 2019 (Krudenburg) bis zum 01. Mai 2019 (Ankunft unterhalb des Wehrs). Wie bei den vorausgenannten Tieren startete der Aufstieg somit Mitte März nach einem Pegelanstieg.

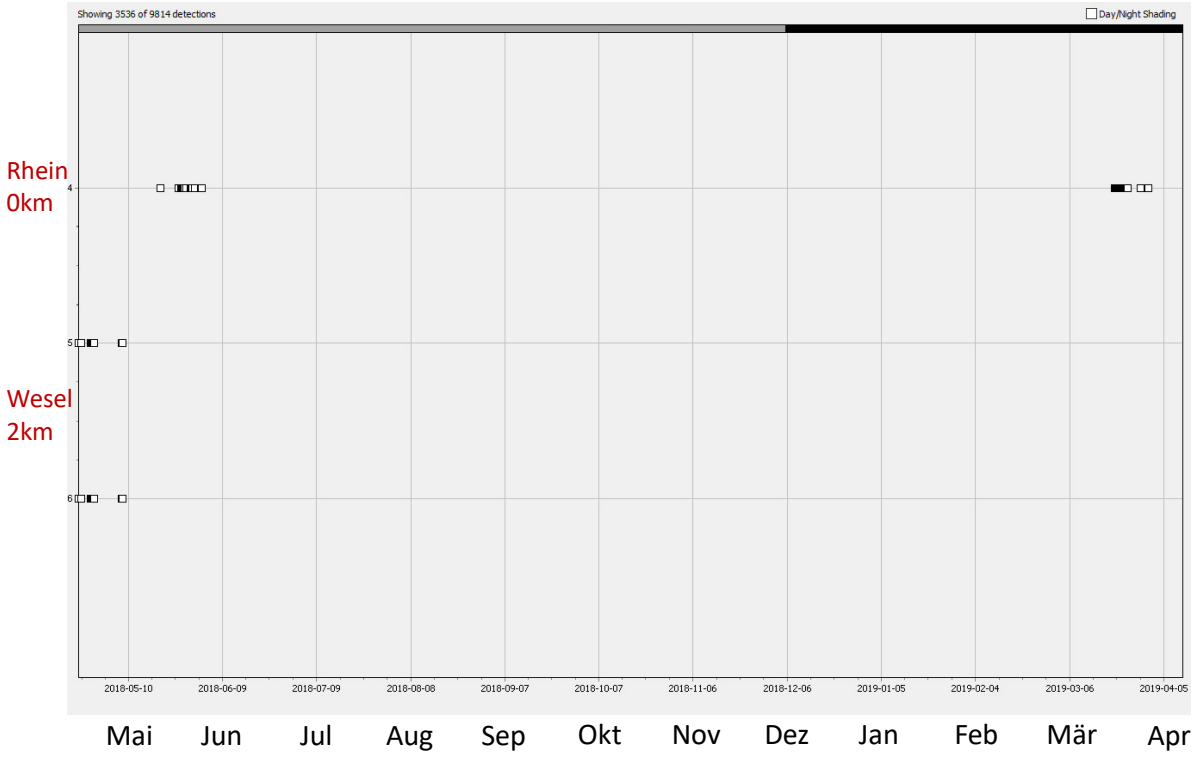


Abb. 120: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4467, 59 cm, Markierung 27.03.2018), dargestellt ist der Zeitraum vom 24.04.2018 bis zum letzten Signal am 31.03.2019.*

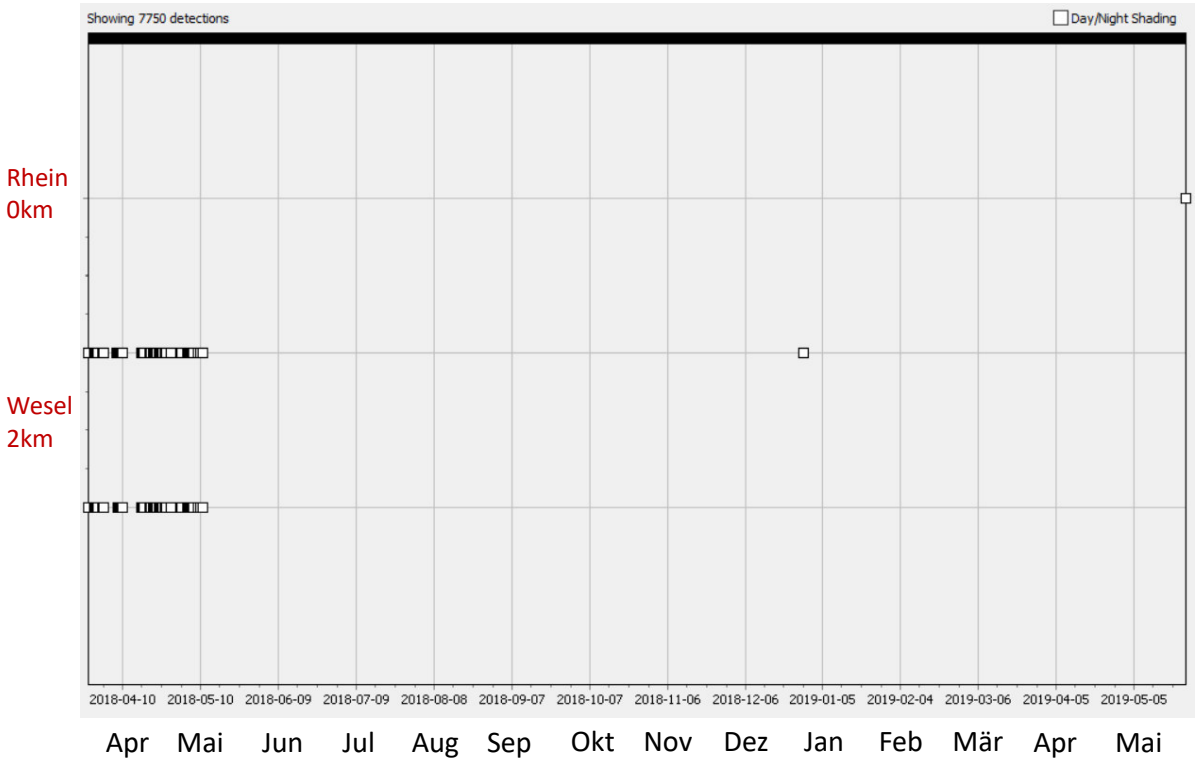


Abb. 121: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4466, 57 cm) vom Tag der Markierung (27.03.2018) bis zum letzten Signal am 24.05.2019.*

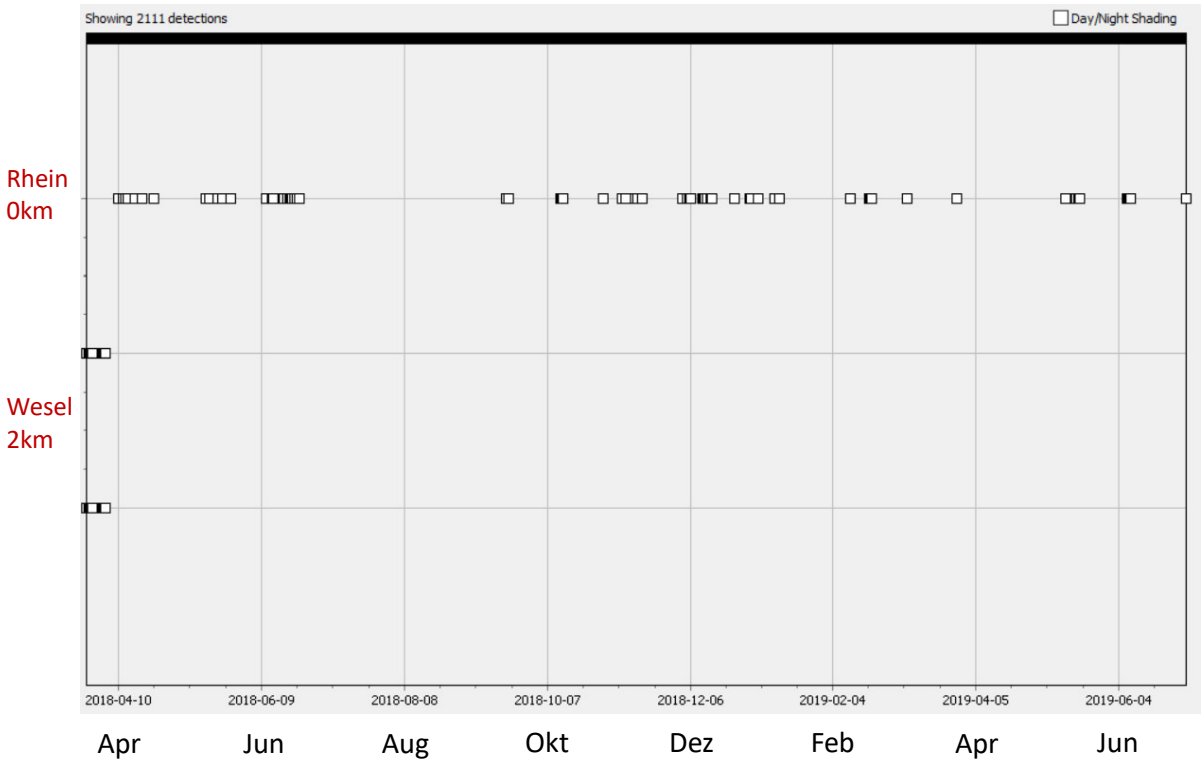


Abb. 122: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4469, 57 cm) vom Tag der Markierung (27.03.2018) bis zum letzten Signal am 02.07.2019.*

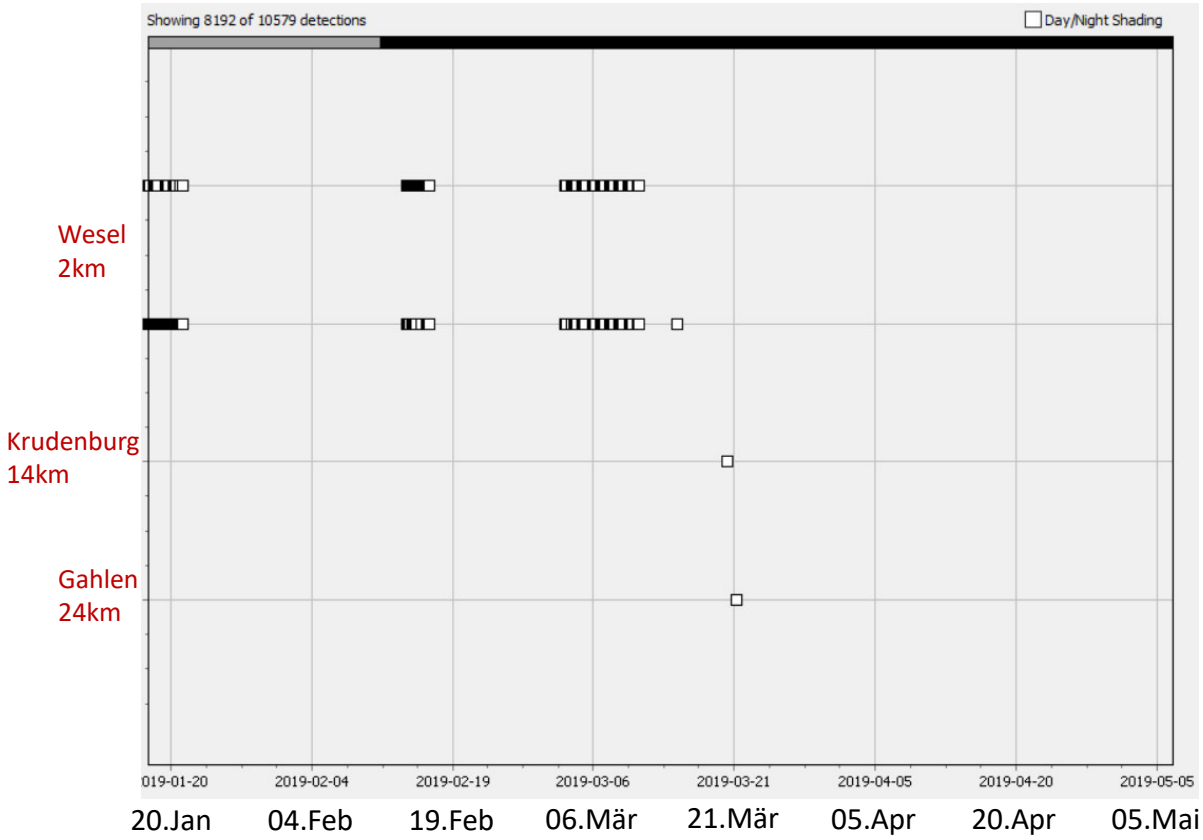


Abb. 123: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4491, 56 cm, Markierung 29.10.2018) vom 18. Januar 2018 bis zum letzten Signal am 21.03.2019 in Gahlen (km 24).*

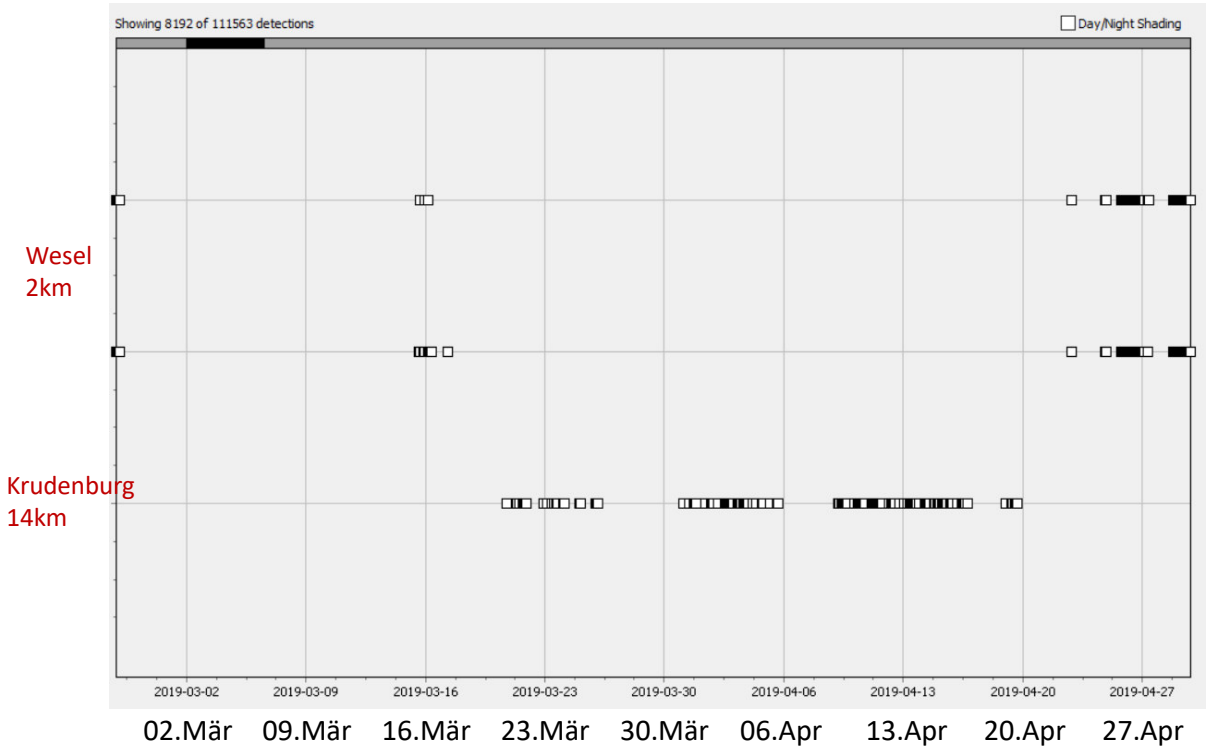


Abb. 124: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4492, 55 cm, Markierung 29.10.2018) vom 25. Februar 2019 bis zum 30.04.2019. Die restliche, nicht abgebildete Zeit verbrachte das Tier in Wesel.*

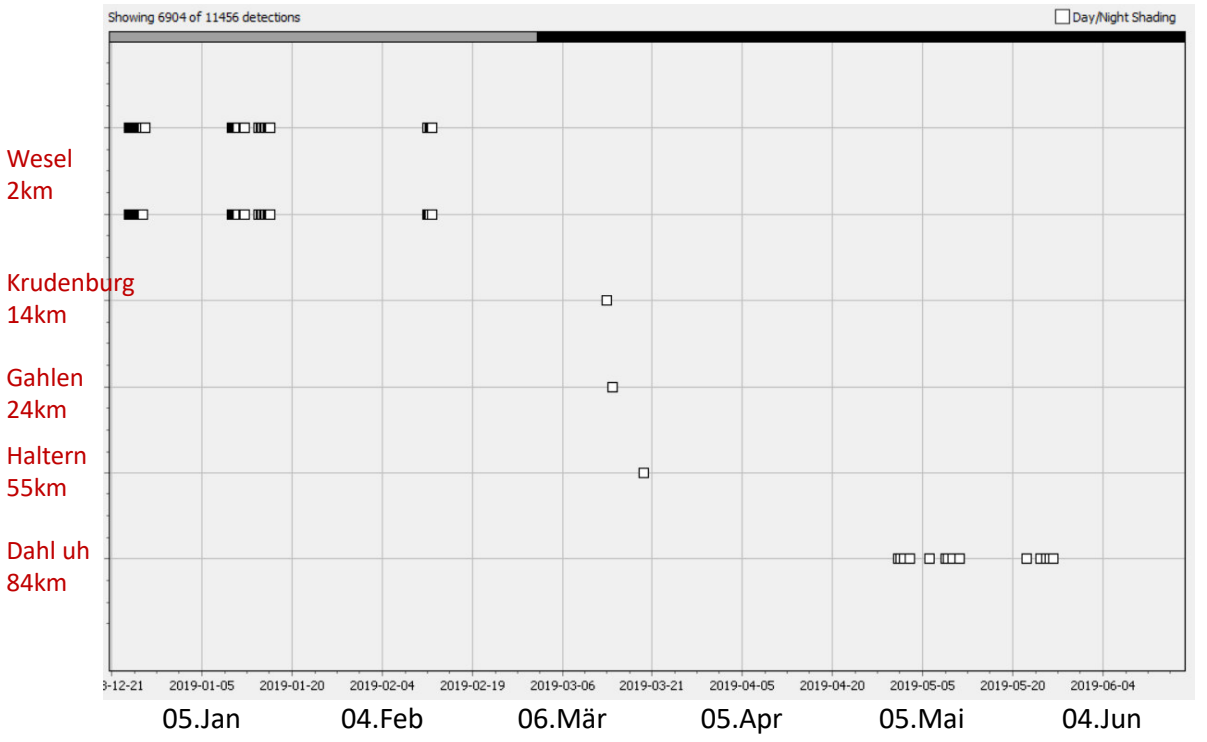


Abb. 125: *Nachverfolgung der Wanderung eines Brassen (Brassen 4503, 54 cm, Markierung 29.10.2018), Ausschnitt vom 23. Dezember 2018 bis zum letzten Signal am 26.05.2019 unterhalb des Wehrs Dahl. Die nicht dargestellte Zeit von der Markierung bis Dezember wurde der Brassen regelmäßig in Wesel detektiert.*

Fazit Brassen

Lediglich drei der 18 markierten Tiere sind weiter als Wesel aufgestiegen, ein Tier legte dabei jedoch 24 km zurück, ein weiterer Brassen zeigte eine erstaunliche Wanderung von über 80 km, was deutlich über dokumentierten Wanderdistanzen von 5 – 10 km liegt (LANGFORD et al. 1979, LANGFORD 1981, LYONS & LUCAS 2002). Betrachtet man die Verteilung von jungen Brassen in der Lippe (Abb. 126), so gibt es zwar im Unterlauf der Lippe die höchsten Dichten, diese sind mit maximal 14 Brassen pro 100 m jedoch mehr als gering. Der Brassen benötigt zur Reproduktion angebundene Stillgewässer (MOLLS 1999), in denen die Jungtiere ihre ersten ein bis zwei Lebensjahre verbringen. Stillgewässer mit hohen Dichten junger Brassen finden sich entlang der Lippe jedoch erst oberhalb von Lünen (Abb. 126), welche von stationären Lippebrassen gebildet werden. Diese unübliche Verteilung von Brassen im Flussverlauf liegt schlichtweg an der Ermangelung angebundener Stillgewässer im Unterlauf der Lippe. Dies könnte erklären, warum es einen Brassen über 80 km in die Lippe zieht. Durch die Wehre wird er die Stillgewässer mit erfolgreicher Brassenreproduktion jedoch niemals erreichen. Im renaturierten Lippemündungsbereich, der über angebundene Auenbereiche verfügt, findet eine Reproduktion von Brassen statt, wenn auch in sehr geringem Ausmaß. Ob die geringe Nutzung auf die noch recht junge Renaturierung (Fertigstellung in 2014) zurückzuführen ist und Brassen in Zukunft vermehrt diesen Abschnitt wählen werden, bleibt abzuwarten. Auch oberhalb der Station 2 (Wesel) erfolgt offenbar Brassenreproduktion direkt in der Lippe, jedoch auch hier nur in niedrigen Jungfischdichten resultierend. Durch die Besenderung konnte gezeigt werden, dass Brassen aus dem Rhein in die Lippe einziehen, diese jedoch bereits von den beiden untersten Rauschen in Wesel aufgehalten werden und nur bei erhöhten Pegelständen weiterkommen (vgl. Kap. 5.3.2.8), was deutliche zeitliche Verzögerungen im Laichgeschehen mit sich bringen kann.

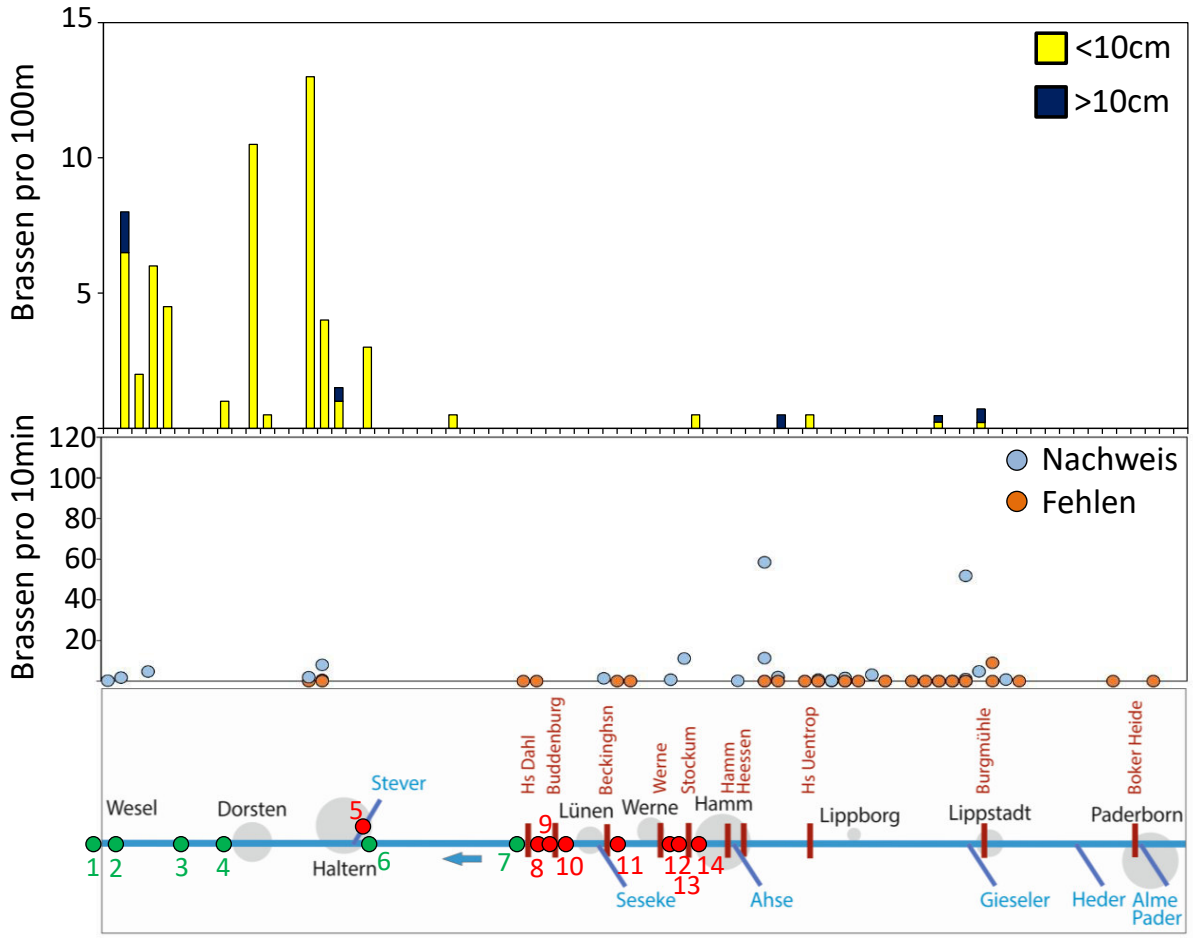


Abb. 126: *Oben: Dichte und Verbreitung der jungen Brassen unter 10 cm (gelbe Balkenanteile) und über 10 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Mitte: Dichte (Brassen pro 10 min) und Verbreitung von Brassen in den befischten Stillgewässern (graue Punkte: Nachweis, orange Punkte: Stillgewässer ohne Nachweis). Unten: Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Brassen erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht*

5.3.2.6 Döbel

Die Döbel sind generell am wenigsten von allen Arten in diesem Versuch gewandert. Von den 39 markierten Tieren, stiegen lediglich zwei Individuen bis Krudenburg auf. 12 Individuen hatten Meldungen am Rheinreceiver, für 8 dieser Tiere war dies die letzte Station im Untersuchungszeitraum. Die anderen 29 Döbel verbrachten große Zeitspannen in Wesel, viele davon in direkter Receivernähe. Einen Rekord bildet hier der Döbel 4444 (57 cm, Markierung am 27.03.2018), der vom 27.03.2018 bis zum Versuchsende (21.07.2019) 437.505 Detektionen an den beiden Receivern in Wesel ausgelöst hat. Bis auf wenige Tage hat dieses Tier somit in unmittelbarer Umgebung dieser beiden Receiver für 16 Monate verweilt. Döbel 4443 (60 cm, Abb. 127) steht beispielhaft für die acht Individuen, die irgendwann die Lippe in den Rhein verlassen haben, nachdem vorher regelmäßig Signale in Wesel detektiert wurden. Dieser Döbel verließ am 12. März 2019 die Lippe, zusammen mit einem anderen Döbel. Die anderen Individuen verließen die Lippe zu variierenden Zeiten von März bis Dezember. Bei einigen Tieren entsteht durch lange Detektionszeiten am Rheinreceiver die Vermutung, dass sie es nicht mehr zurück in die Lippe über die beiden untersten Rauschen geschafft haben, wie etwa bei Döbel 4506 (53 cm, Abb. 128).

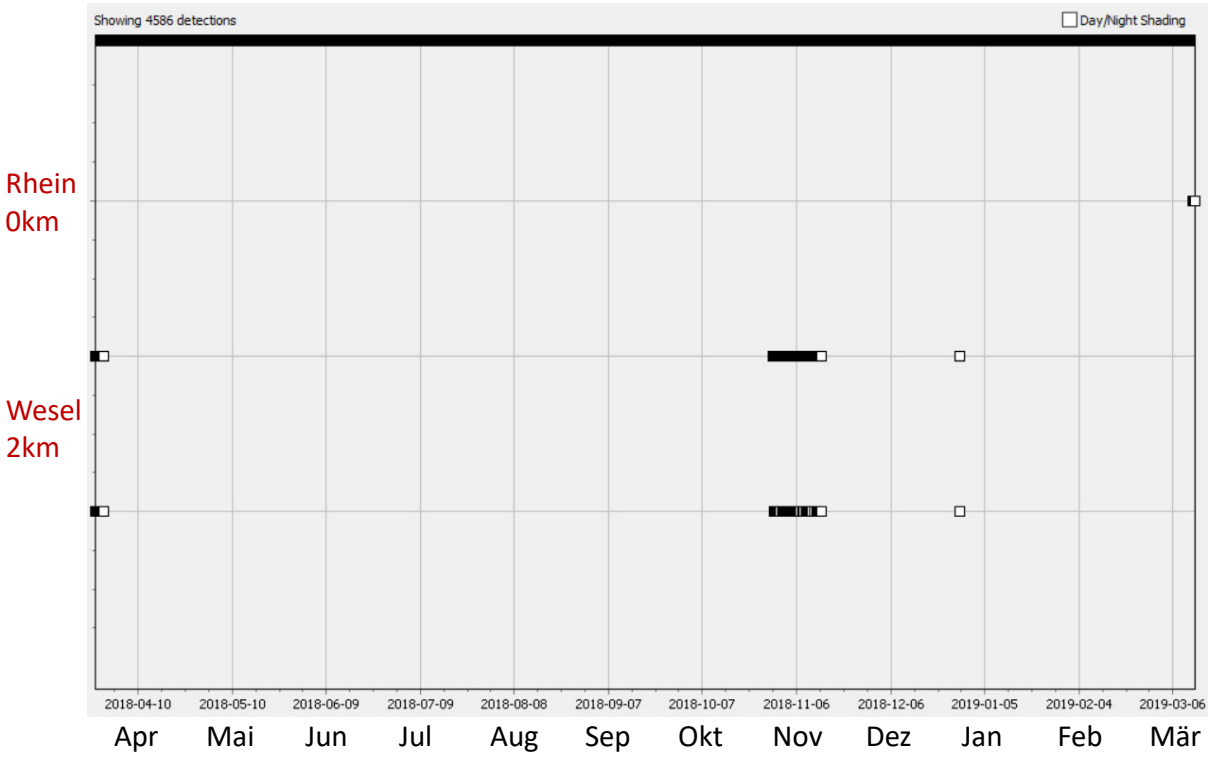


Abb. 127: *Nachverfolgung der Wanderung eines Döbels (Döbel 4443, 60 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis zum letzten Signal am 12.03.2019. Besatz des Döbels fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

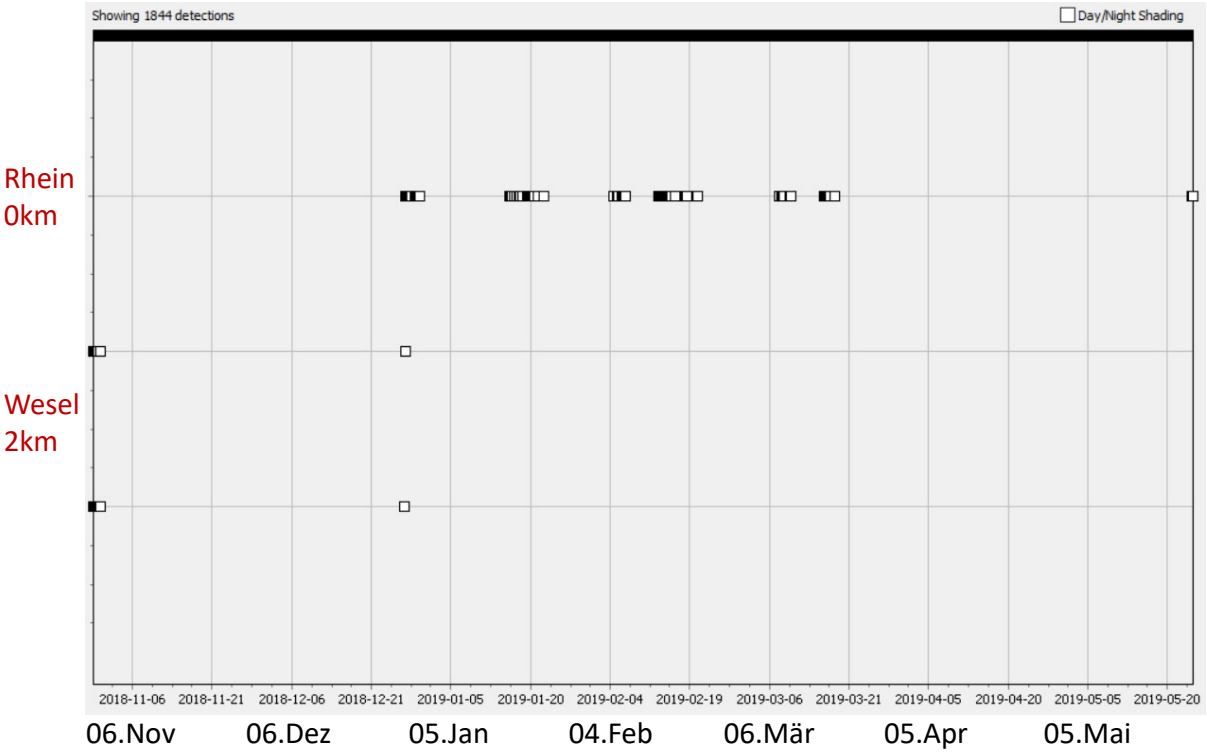


Abb. 128: *Nachverfolgung der Wanderung eines Döbels (Döbel 4506, 53 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (29.10.2018) bis zum letzten Signal am 12. März 2019. Besatz des Döbels fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

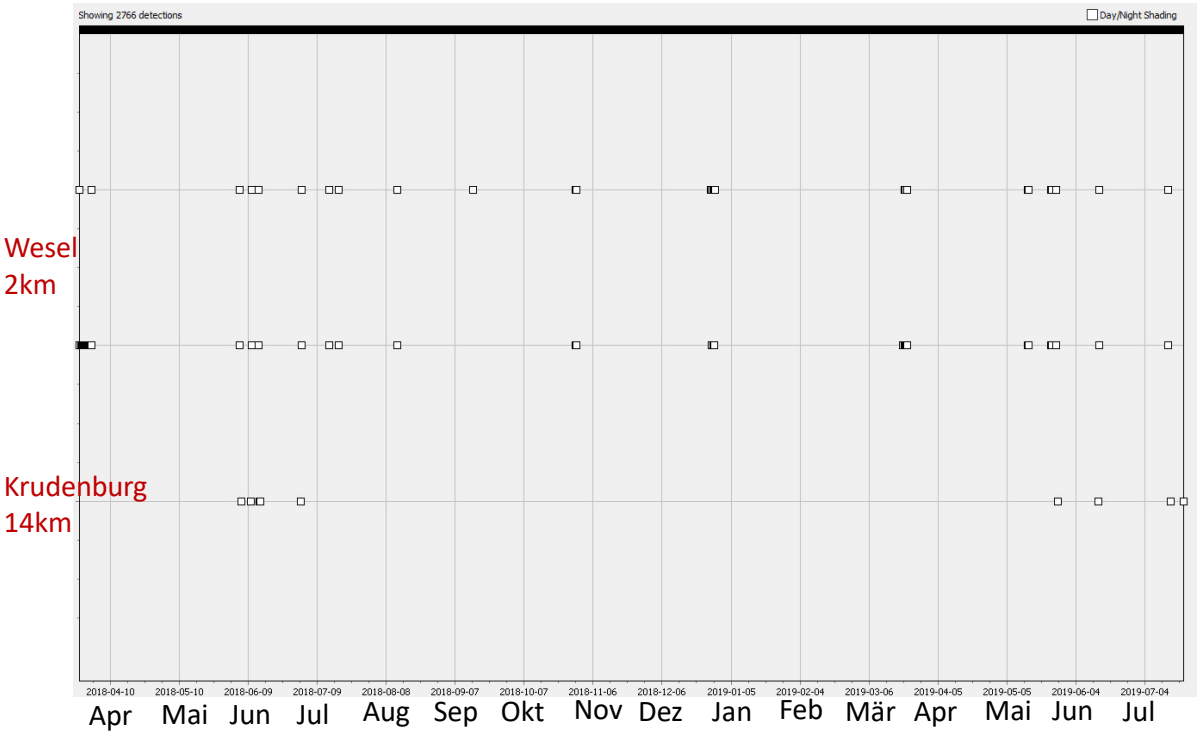


Abb. 129: *Nachverfolgung der Wanderung eines Döbels (Döbel 4447, 51 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz des Döbels fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

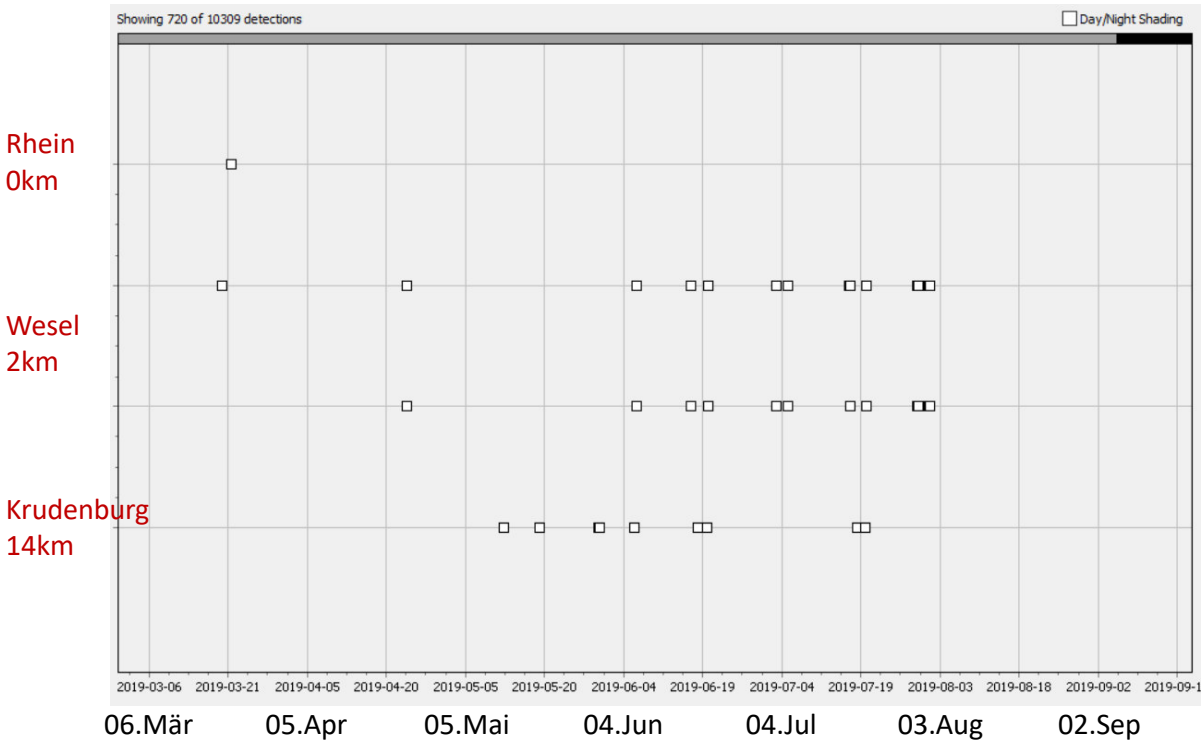


Abb. 130: *Nachverfolgung der Wanderung eines Döbels (Döbel 4515, 52 cm, Markierung am 29.10.2018), dargestellt ist der Ausschnitt vom Start der Wanderung am 21. März 2019 bis Ende Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz des Döbels fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

Döbel 4447 und 4515 waren die beiden Individuen, die bis Krudenburg aufgestiegen sind (Abb. 129 & 130). Der Döbel 4447 (51 cm) entstammt aus der Frühjahrsmarkierung und meldete sich bis Versuchsende regelmäßig an beiden Weselreceivern. In beiden untersuchten Jahren zog es dieses Tier zur Laichzeit weitere 12 km aufwärts bis Krudenburg (2018: 06.06.-01.07.; 2019: 27.05.-20.07.). Im Jahr 2019 schwamm dieser Döbel sogar mehrfach hin und her zwischen den Stationen Wesel und Krudenburg. Dieses Muster sieht man im Jahr 2019 auch bei dem aus der Herbstmarkierung stammenden Döbel 4515 (Abb. 130). Auch er pendelte in der Zeit zwischen Anfang Juni und Ende Juli vermehrt zwischen den beiden Orten. Dieser Döbel verblieb nach der Markierung im Herbst 2018 zunächst in Wesel, meldete sich dann am 19. März 2019 am Rheinreceiver und kehrte am 23. April in die Lippe zurück, bevor er am 12. Mai das erste Mal Krudenburg erreichte.

Fazit Döbel

Die Döbel zeigten das geringste Wanderpotenzial in dieser Studie mit nur zwei Tieren, die sich oberhalb von Wesel bewegten und auch nur an der nächsten Station (3 Krudenburg, km 14) detektiert wurden. Diese Distanzen stimmen mit denen anderer Studien markierter Döbel überein (FREDRICH et al. 2003). DE LEEUW ET AL. (2008) konnten für Döbel auch Strecken über 25 km nachweisen, dokumentierten aber auch, dass Döbel bei einer Besenderung in reich strukturierten Abschnitten kaum Wanderbewegungen zeigten. Da ein Fünftel der Döbel am Versuchsende im Rhein detektiert wurde, kann man davon ausgehen, dass die besenderten Döbel zumindest zum Teil auch hierher stammten, womit eine Laichwanderung von Döbeln aus dem Rhein in die Lippe belegt wäre. Es ist aber auch wahrscheinlich, dass einige der markierten Tiere stationäre Döbel aus dem Lippegebiet bei Wesel stammen. Bei den beiden Döbeln, bei denen Laichwanderungen durch das Erreichen einer weiteren Station klar erkennbar waren, fanden diese von Juni bis August statt. Ein Zeitraum in denen durchaus mehrere Laichvorgänge bei Döbeln auftreten können (FREDRICH et al. 2003). Diese Vermutung des

mehrmaligen Ablaichens könnte durch das Hin- und Herschwimmen zwischen den beiden Stationen gestärkt werden. Der Döbel ist die häufigste heimische Art in der Lippe und scheint nicht besonders anspruchsvoll bezüglich seiner Laichhabitate zu sein, lediglich die stark ausgebauten Bereiche oberhalb von Dorsten weisen sehr niedrige Dichten auf. Im Rest der Lippe konnten beinahe flächendeckend junge Döbel nachgewiesen werden, mit der höchsten Abundanz oberhalb des Wehrs Buddenburg (Abb. 131). Diese Reproduktion ist auf Lippedöbel zurückzuführen, wohingegen der Peak zwischen Station 2 und 3 durchaus von Rheindöbeln stammen könnte, da diese Bereiche auch von den Tieren dieser Studie angeschwommen wurden.

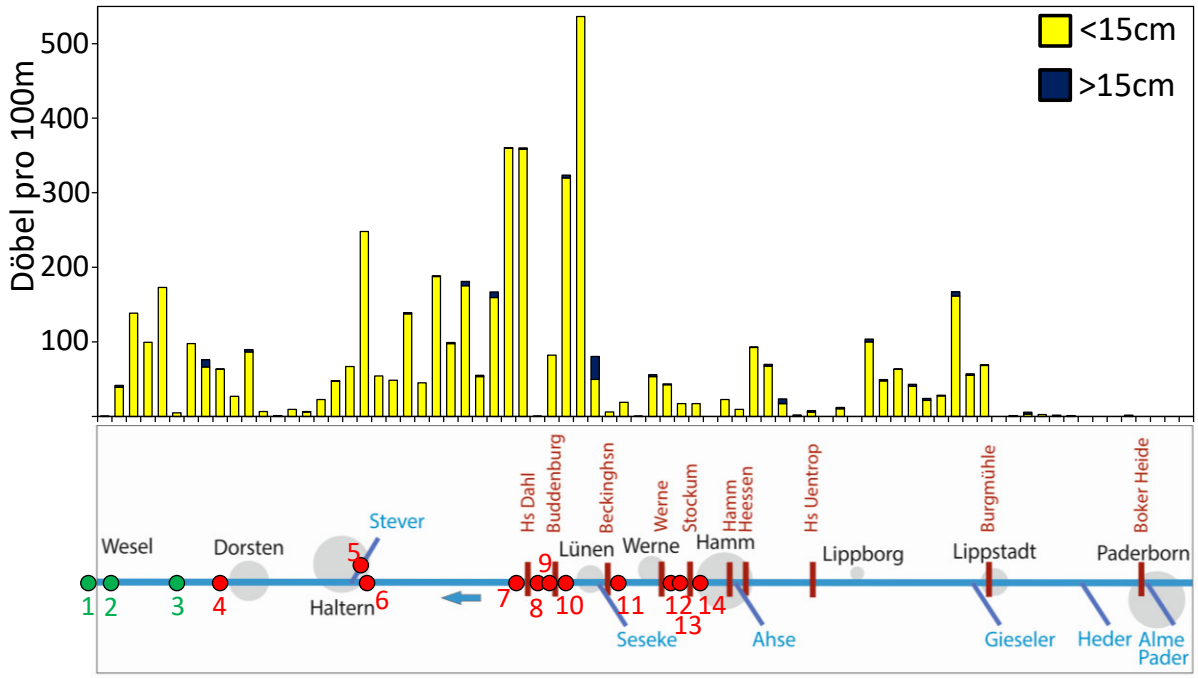


Abb. 131: *Dichte und Verbreitung der jungen Döbel unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Döbeln erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht*

5.3.2.7 Nase

Während der Frühjahrsmarkierung 2018 wurde leider nur eine Nase gefangen, dieses Tier wurde mit einem Sender ausgestattet und ist innerhalb von nur 12 Tagen 81 km in der Lippe aufgestiegen (Abb. 132), dies entspricht einer Wandergeschwindigkeit von 6,8 km/d. Die gesamte restliche Untersuchungszeit (460 Tage) verbrachte diese Nase unterhalb vom Wehr Dahl. Sie stieg nicht weiter auf, sie verließ die Lippe aber auch nicht wieder in den Rhein. Dieses Ergebnis veranlasste eine gezielte Befischung von Nasen unterhalb vom Wehr Dahl und deren Markierung, zur Überprüfung, ob die Nasen diesen Standort präferieren oder ob sie eigentlich weiter aufsteigen möchten. Dazu wurden im Herbst 2018 am Wehr Dahl 28 weitere Nasen markiert und 14 von ihnen unterhalb des Wehres besetzt, um zu sehen, ob die Tiere irgendwann das Wehr überschwimmen oder Richtung Rhein umkehren. Die anderen 14 Tiere wurden oberhalb besetzt, um zu sehen, ob diese Nasen weiterschwimmen oder sich doch wieder unterhalb des Wehres ansiedeln.

Nase 4335 (Abb. 133) steht stellvertretend für alle Nasen, die unterhalb des Wehrs Dahl besetzt wurden. Keins der unterhalb besetzten Tiere wurde an einer anderen Station detektiert, alle Nasen verblieben den gesamten Untersuchungszeitraum unterhalb des Wehrs. Nase 4335 hatte hier 4.018 Detektionen, einige der 14 unterhalb besetzten Nasen zeigten eine enge räumliche Nähe zum Receiver und wurden bis zu 60.787 mal detektiert.

Abbildung 134 zeigt das Wanderverhalten einer Nase (4354), die oberhalb vom Wehr Dahl besetzt wurde. Vier Tage, also zeitnah nach der Markierung und dem Besatz wurde dieses Tier, wie auch alle 13 anderen oberhalb besetzten Nasen unterhalb des nächsten Wehrs (Buddenburg) registriert. Hier kam es zu einer deutlichen Verzögerung der Wanderung, erst am 19. März 2019, also 136 Tage nach der Ankunft unterhalb von Buddenburg, schwamm die Nase weiter und wurde am 25. März oberhalb von Beckinghausen detektiert. Zwischen den Stationen Buddenburg unterhalb und oberhalb war die Reuse in dem naturnahen Aufstieg eingesetzt (Kap. 5.3.1). Leider war genau in dem Zeitraum der Wanderung der Nase ein Hochwasser, so dass die Reuse nicht fängig geschaltet war. Theoretisch hätte die Nase somit den naturnahen Aufstieg nutzen und an der Reuse vorbeischwimmen können. Da sie vorher jedoch bereits 136 Tage unterhalb des Wehrs gesessen hat und den naturnahen Aufstieg nicht gefunden hat, wird dieser Wanderweg stark bezweifelt. Wahrscheinlicher ist, dass diese Nase direkt über das Wehr weitergezogen ist, das bei dem Hochwasser abgesenkte Wehrklappen aufwies und somit passierbar wurde (Abb. 140). Die Nase 4354 steht stellvertretend für vier weitere Nasen, die alle den Zeitpunkt des Hochwassers genutzt haben, um das Wehr Buddenburg zu überwinden.

Von den fünf Nasen, die bei Hochwasser das Wehr Buddenburg überwunden haben, wurden auch alle Individuen kurze Zeit später oberhalb des Wehrs Beckinghausen registriert. Zwei Nasen zog es noch weiter die Lippe hoch, ein Tier gelangte bis oberhalb der Rampe Rünthe, ein weiteres wurde unterhalb des Wehrs Stockum (km 117) registriert (Abb. 135). Hier gab es jedoch kein Weiterkommen für diese Nase, so dass sie nach einem kurzen Aufenthalt wieder umkehrte und bis zum Versuchsende oberhalb des Wehrs Beckinghausen verblieb.

Von den restlichen 8 Nasen, die mutmaßlich bereits durch das Wehr Buddenburg aufgehalten wurden, kehrten alle Individuen nach einer gewissen Orientierungsphase früher oder später unterhalb des Wehrs Dahl zurück (Abb. 136). Vor dem Abstieg erfolgte stets über mehrere Wochen bis Monate ein Umherschwimmen zwischen den Stationen oberhalb Dahl und unterhalb Buddenburg, mehrere Tiere stiegen zum Zeitpunkt des Hochwassers Mitte März ab, so auch die hier exemplarisch dargestellte Nase (Abb. 136). Von den fünf weitergekommenen Nasen kehrte kein einziges Tier hierhin zurück.

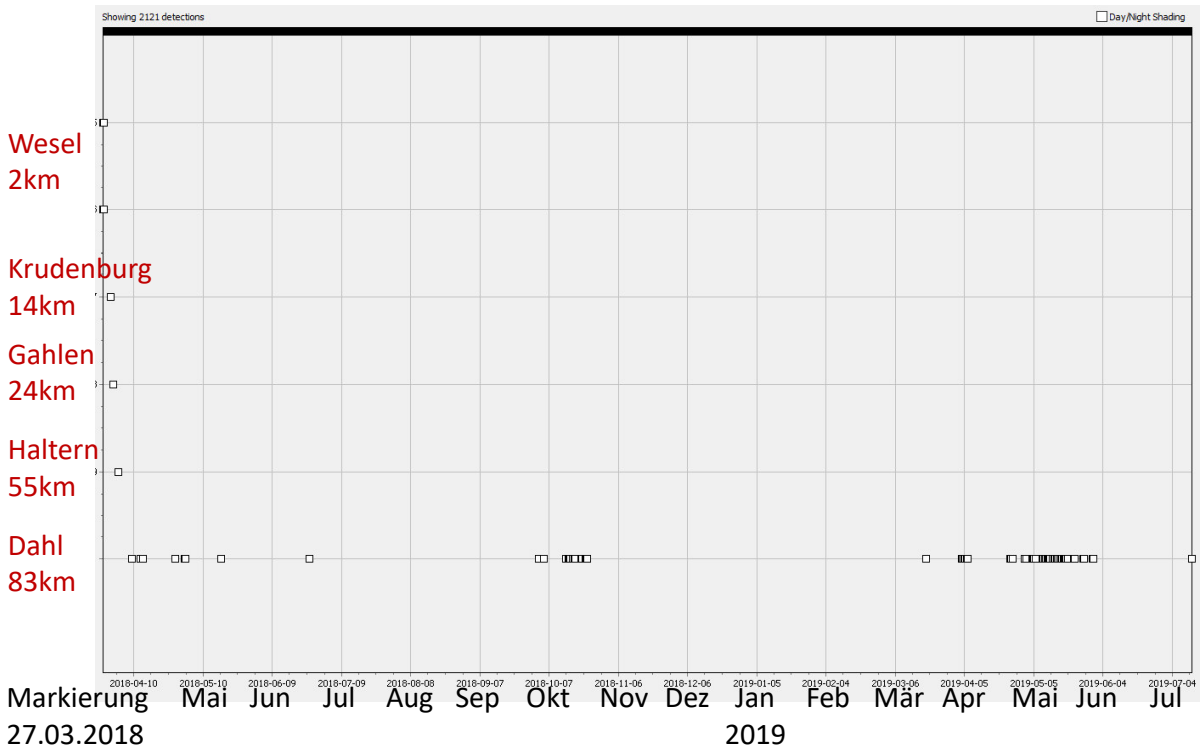


Abb. 132: *Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4459, 46 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (27.03.2018) bis Juli 2019 (Studienendpunkt). Besatz der Nase fand bei Wesel (km 2, 2 Receiver) statt.*

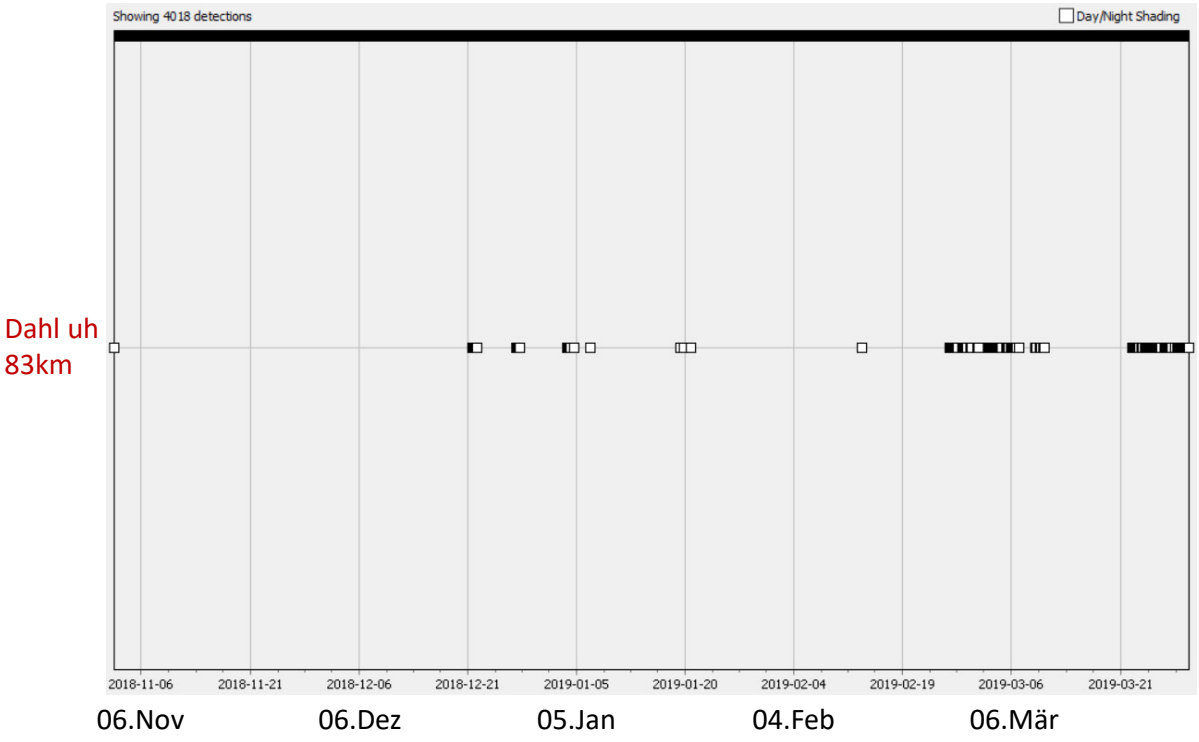


Abb. 133: *Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4335, 48 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (30.10.2018) bis zum letzten Signal im April 2019. Besatz der Nase fand unterhalb des Wehrs Dahl (km 83) statt.*

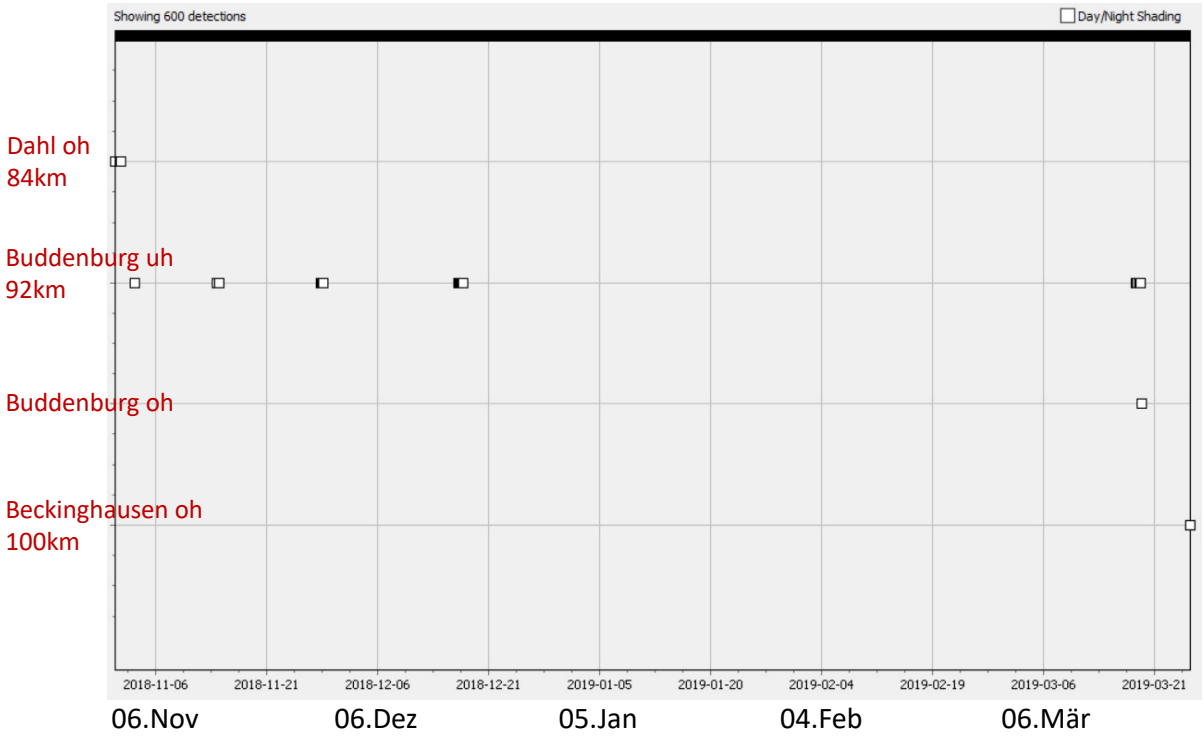


Abb. 134: *Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4354, 51,5 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (31.10.2018) bis Ende März 2019. Besatz der Nase fand oberhalb des Wehres Dahls (km 84) statt.*

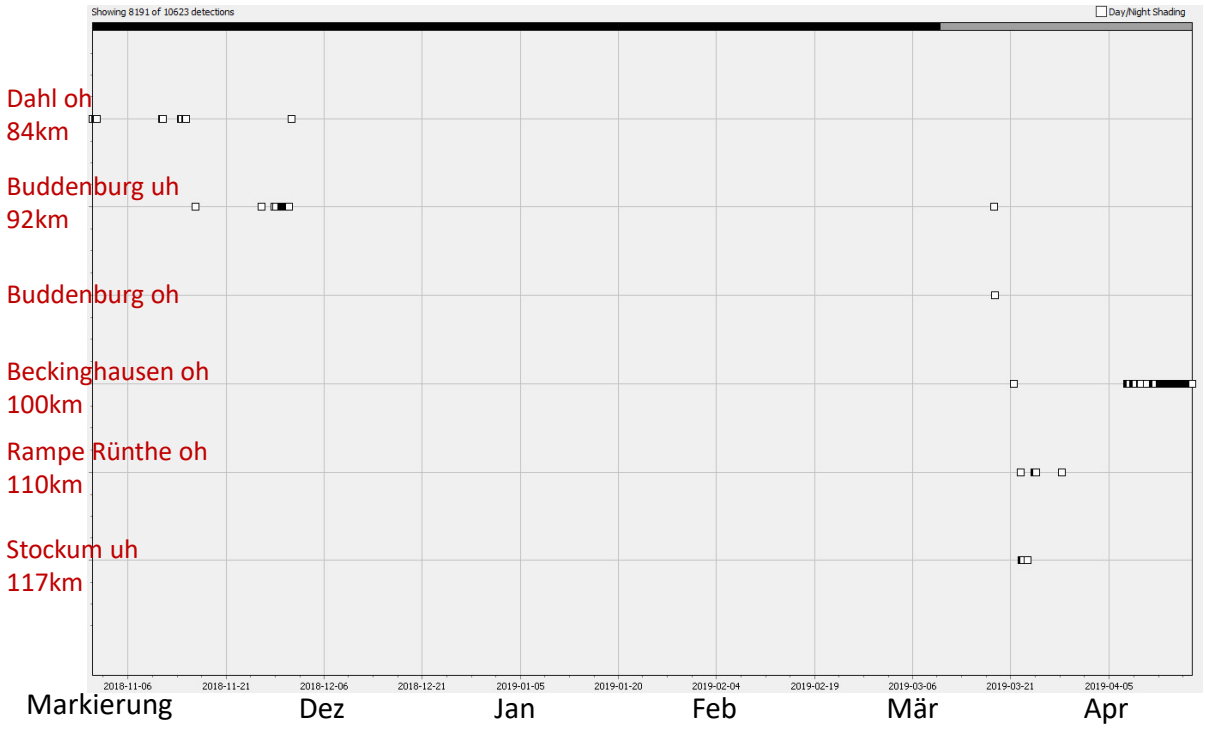


Abb. 135: *Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4497, 52 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (31.10.2018) bis April 2019. Besatz der Nase fand oberhalb des Wehres Dahls (km 84) statt.*

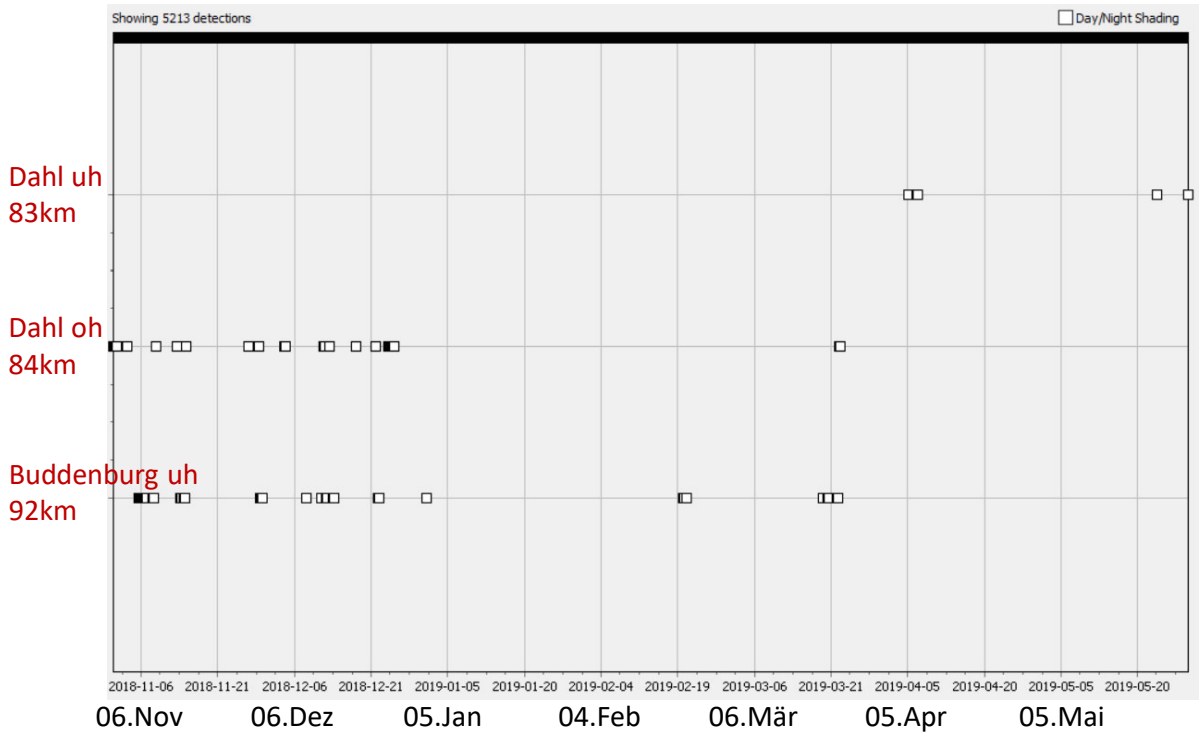


Abb. 136: *Nachverfolgung der Wanderung einer Nase (Nase 4487, 50,7 cm) vom Zeitpunkt der Markierung (31.10.2018) bis Juni 2019. Besatz der Nase fand oberhalb des Wehres Dahls (km 84) statt.*

Fazit Nasen

Keine andere besenderte Art zeigte eindrucksvoller die Engstellen der Durchgängigkeit der Lippe auf als die markierten Nasen. Auch wenn im Frühjahr nur eine Nase markiert wurde, so schwamm sie mit einer Geschiwndigkeit von 6,8 km/d bis zum Wehr Dahl. Die gewanderten Distanzen, insbesondere dieser Nase, die über 80 km geschwommen ist und die dabei erbrachten Geschwindigkeiten liegen deutlich über dem, was in anderen Studien für Nasen in wehrregulierten Flüssen beobachtet werden konnte (OVIDIO et al. 2002, DE LEEUW et al. 2008). Jedoch wurden auch Strecken von knapp 200 km bei Nasen beobachtet, die jedoch nach einer Markierung in andere Habitate versetzt wurden (OVIDIO et al. 2015).

Der lange Aufenthalt unterhalb des Wehrs Dahl von über 460 Tagen und die nicht erfolgte Rückkehr in den Rhein lassen auf eine Undurchgängigkeit dieses Wehrs schließen. Das Wehr Dahl bildet nicht nur für Nasen ein Hindernis, so konnten durch die Elektrobefischungen auch klare Ausbreitungsgrenzen für Rapfen und Aland an diesem Wehr aufgezeigt werden (Abb. 138).

Doch nicht nur das Wehr Dahl mit seinem nicht mehr standardgemäßen Fischaufstieg (Abb. 139), sondern auch das Wehr Buddenburg, das über einen 180 m langen naturnahen Aufstieg verfügt, stellte sich als Wanderhindernis heraus. Fünf von 14 Nasen gelang es, dieses Wehr zu überwinden, dazu musste es aber erst zu einem Hochwasser kommen, welches mit einer zeitlichen Verzögerung der Wanderung von 180 Tagen einherging. Dass Nasen bei Hochwasser wandern ist eher ungewöhnlich und zeigt den großen Drang dieser Tiere weiterzukommen, üblich ist eine Wanderung bei sinkenden Abflüssen und zeitgleichem Anstieg der Temperatur (RACKOWITZ et al. 2008). Nasen, die bei dem Hochwasser das Wehr nicht überquert haben (bzw. konnten), kehrten nach mehrwöchigen Orientierungsphasen wieder unter das Wehr Dahl zurück. Das Wehr Stockum konnte wie erwartet von keiner Nase überwunden werden.

Für die Nasen ist die nicht vorhandene Durchgängigkeit deshalb besonders problematisch, da im Unterlauf der Lippe keine, bzw. kaum erfolgreiche Reproduktion stattfindet (Abb. 137). Unterhalb des Wehrs Dahl, wo sich die adulten Nasen sammeln, wie auch die Elektrobefischungen zeigten (Abb. 137), konnten gar keine jungen Nasen nachgewiesen werden. Auch wenn Standorte rheophiler Arten unterhalb von Hindernissen z.B. durch ihren Sauerstoffreichtum präferiert werden (OVIDIO et al. 1997), ist es äußerst unwahrscheinlich, dass die Nasen den Standort unterhalb des Wehrs zur Laichzeit frei gewählt haben, sie sitzen hier fest. Aus anderen Flusssystemen, wie etwa der Agger ist bekannt, dass Nasen unterhalb von Wehren, ob nun notgedrungen oder bewusst, in großen Gruppen laichen (Videoaufnahmen Lindner 2020). Hier waren die Bereiche jedoch auch mit reichlich flach überströmten Kiesbetten ausgestattet, dem präferierten Laichhabitat von Nasen (MELCHER & SCHMUTZ 2010). Dies scheint in der Lippe nicht zu funktionieren, was eventuell zusätzlich auf die mangelnde Wasserqualität im Unterlauf zurückgeführt werden kann. Barben dagegen reproduzieren sich im Unterlauf der Lippe. Sie haben ähnliche Ansprüche an Laichhabitate wie die Nasen, Nasen bevorzugen jedoch eine leicht höhere Strömungsgeschwindigkeit (MELCHER & SCHMUTZ 2010). Umso wichtiger ist es, dass die Nasen oberhalb gelegene Abschnitte der Lippe erreichen. Die bedeutendste Nasenreproduktion in der Lippe findet zwischen Hamm und Lippstadt statt. Damit die Nasen aus dem Rhein diese Gebiete erreichen können, müssen zumindest die Wehre Dahl und Stockum durchgängig gestaltet werden.

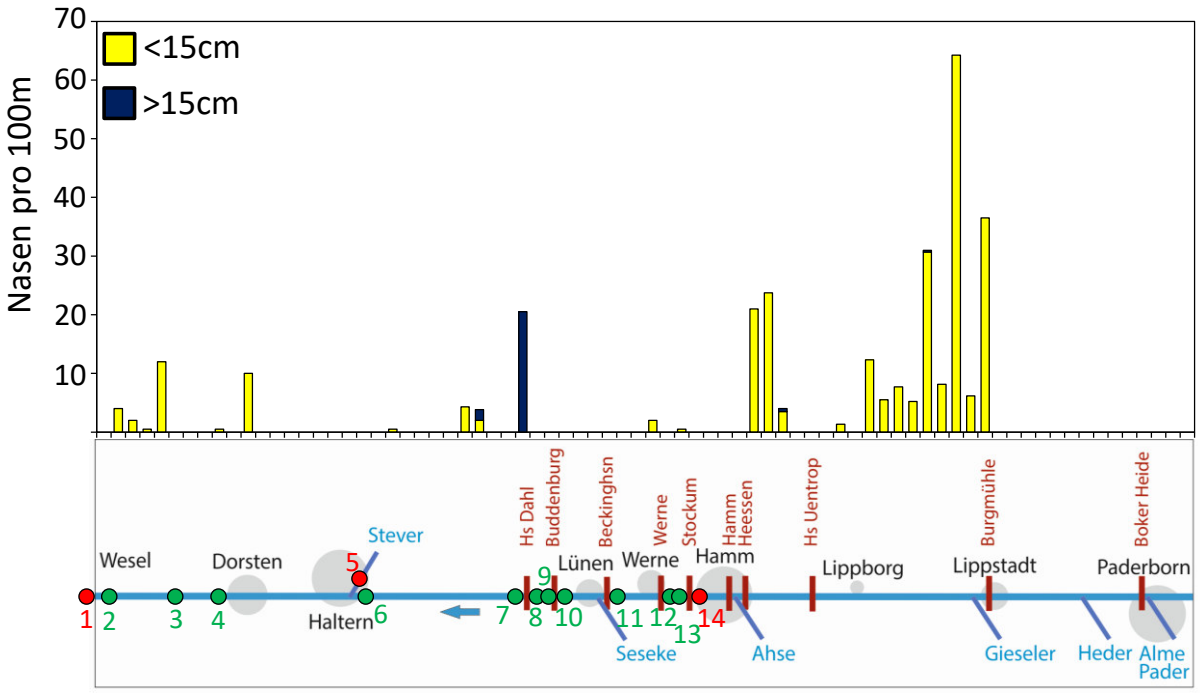


Abb. 137: *Dichte und Verbreitung der jungen Nasen unter 15 cm (gelbe Balkenanteile) und über 15 cm (blaue Balkenanteile) in der Lippe pro 100 m. Jeder Balken repräsentiert eine Probestelle der Elektrobefischungen aus dem Jahr 2018. Die stilisierte Karte der Lippe gibt eine Orientierung zur Lage der Probestellen sowie der 14 Receiverpositionen (grüne und rote nummerierte Punkte). Grüne Punkte: Station wurde von den markierten Nasen erreicht, rote Punkte: Station wurde nicht erreicht Besatzstellen der Nasen fanden sich in Wesel (Station 2) sowie unterhalb (Station 7) und oberhalb (Station 8) des Wehrs Dahl*

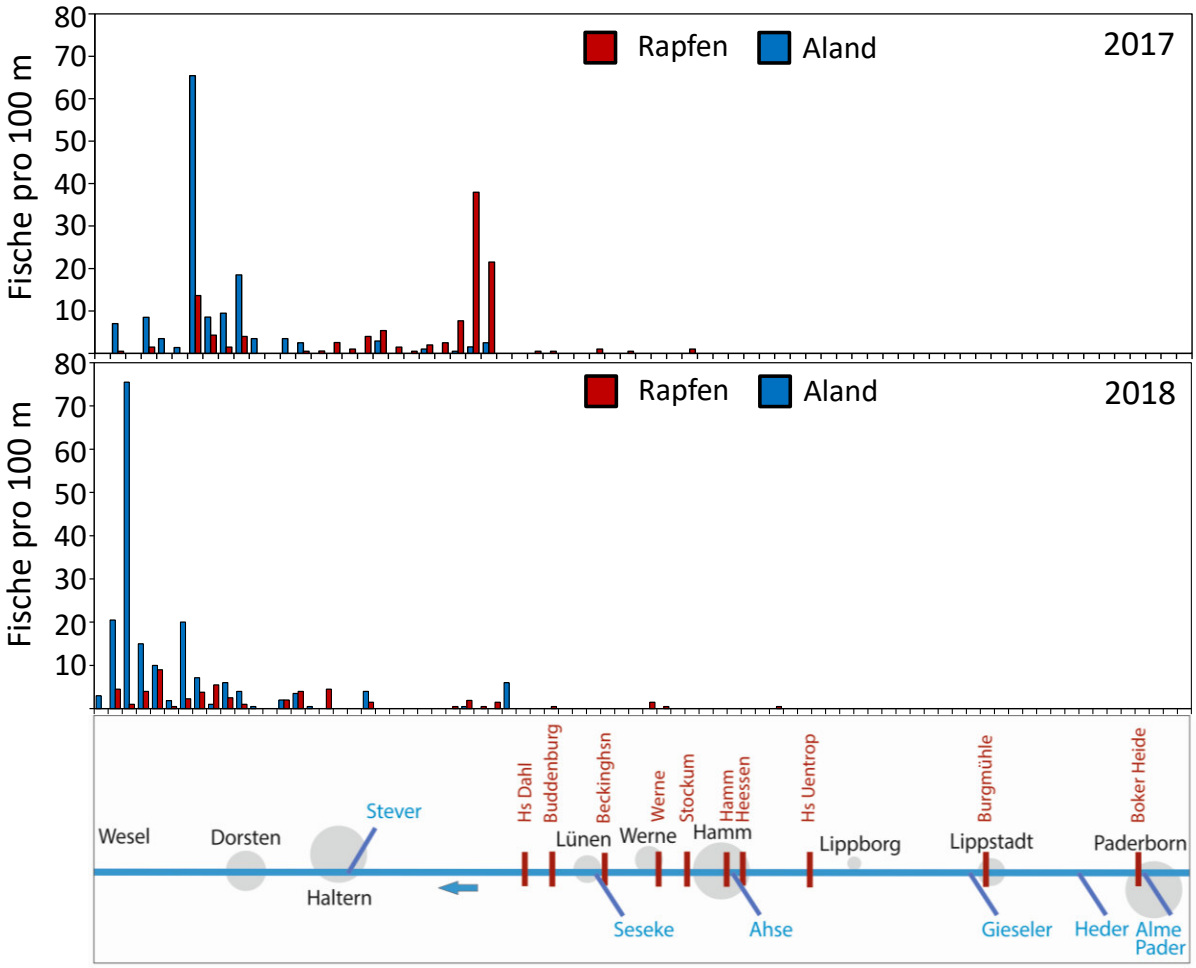


Abb. 138: *Dichten und Verbreitung von Rapfen (rote Balken) und Aland (blaue Balken) pro 100 m im Lippeverlauf für das Jahr 2017 (oben) und 2018 (unten), Ergebnisse aus den Elektrobefischungen. Die stilisierte Lippekarte gibt eine Orientierung für die Lage der einzelnen Probestrecken.*



Abb. 139: *Luftaufnahme vom Wehr Dahl (links) und Detailaufnahme des dazugehörigen Fischaufstieges*



LFV

Abb. 140: *Das Wehr Buddenburg bei Hochwasser im März 2019, der eigentliche Peak ist bereits vorüber, unten links im Bild sieht man den eingestauten Bereich des Eingangs des Fischaufstieges.*

5.3.2.8 Passieren der Rauschen in Wesel

Wie die Frühjahrsbefischungen zur Beschaffung von Versuchstieren zeigten, bildet die neu angelegte Rausche bei Wesel am Lippeschlösschen unterhalb der Brücke der B 8 bereits ein Wanderhindernis für Fische (Abb. 143). Gleiches ist für die unmittelbar unterhalb der Renaturierung gelegene Sohlrampe anzunehmen (Abb. 142), wenn sie nicht durch den Rhein eingestaut ist (s. Kap. 6.3). In dieser Studie konnte nachverfolgt werden, ob und zu welchen Zeiträumen bzw. Bedingungen Fische diese beiden Rauschen passieren konnten (Registrierung an Station 1: Rhein und darauffolgende Detektion an Station 2: Wesel, Abb. 141). Folgende Fische haben beide Rauschen nachweislich passiert: 6 von 13 möglichen Barben (eine Barbe zweimal), 10 von 24 Alanden (davon drei Tiere zweimal) und 4 von 8 Döbeln. Keine der 11 Brassen ist aus dem Rhein zurückgekehrt, wobei einige rege Meldungen an diesem Receiver vorlagen.

Abbildung 144 stellt dar nach welcher „Wartezeit“, also mit welcher zeitlichen Verzögerung die untersten beiden Rauschen passiert wurden und gibt zudem den vorherrschenden Pegelstand zum Zeitpunkt des Überquerens an. Wie bereits erwähnt, schaffte es kein einziger Brassen zurück in die Lippemündung, daher sind hier nur die Arten Barbe, Aland und Döbel dargestellt. Bei den Alanden kam es zu einer zeitlichen Verzögerung von 0 bis 98 Tagen (Mittelwert: 35,1 ± 38 Tage), bei den Barben lag die Zeitspanne zwischen 13 und 84 Tagen (Mittelwert: 37,7 ± 29 Tage) und die Döbel zeigten die längste Wartezeit mit 18 bis 166 Tagen (Mittelwert: 58,8 ± 71,8 Tage). Während die Barben auch bei geringen Pegelanstiegen aufsteigen konnten, warteten die Alande auf einen größeren Pegelanstieg, um die Rauschen zu passieren. Mit Abstand die meisten Tiere, nämlich 11 von 24 Fischen, die insgesamt die Rauschen überquert haben, sind im Zeitraum des höchsten Pegelstandes Mitte März (18.-24.03.2019) über die Rauschen geschwommen.

Ob die Tiere die Rauschen überwinden konnten und wie lange sie ggf. unterhalb ausgeharrt haben, war bei keiner Art von der Totallänge abhängig (Abb. 145). Dies könnte daran liegen, dass die betrachteten Individuen alle größer 40 cm Totallänge waren und zudem alle in einem engen Größenfester lagen. Generell ist davon auszugehen, dass kleinere Individuen mit einer geringeren Schwimmleistung deutlicher beeinträchtigt sind als größere Fische. Bei den Arten Aland, Döbel und Brasse kam es bei Individuen, die die Rauschen nicht überquert haben, aber regelmäßige Meldungen am Rheinreceiver auslösten zu weitaus höheren Wartezeiten, als bei den Tieren, die die Überquerung schafften. Teilweise kam es zu ständigen Meldungen am Rheinreceiver für einen Zeitraum von über einem Jahr bis hin zu 450 Tagen (Brassen).



Abb. 141: *Aufnahme des Lippemündungbereiches bei Wesel mit Position der untersten Receiver (lila Blitze): dem Rheinreceiver unmittelbar in der Mündung und dem Receiver in Wesel. Zwischen den beiden Stationen (Distanz 2 km) liegen zwei Rauschen (rote Kästchen), eine flussabwärts der Renaturierung, eine flussaufwärts.*



LFV

Abb. 142: *Sohlrampe flussabwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (Oktober 2018)*



LFV

Abb. 143: *Sohlrampe flussaufwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (04. Juni 2018)*

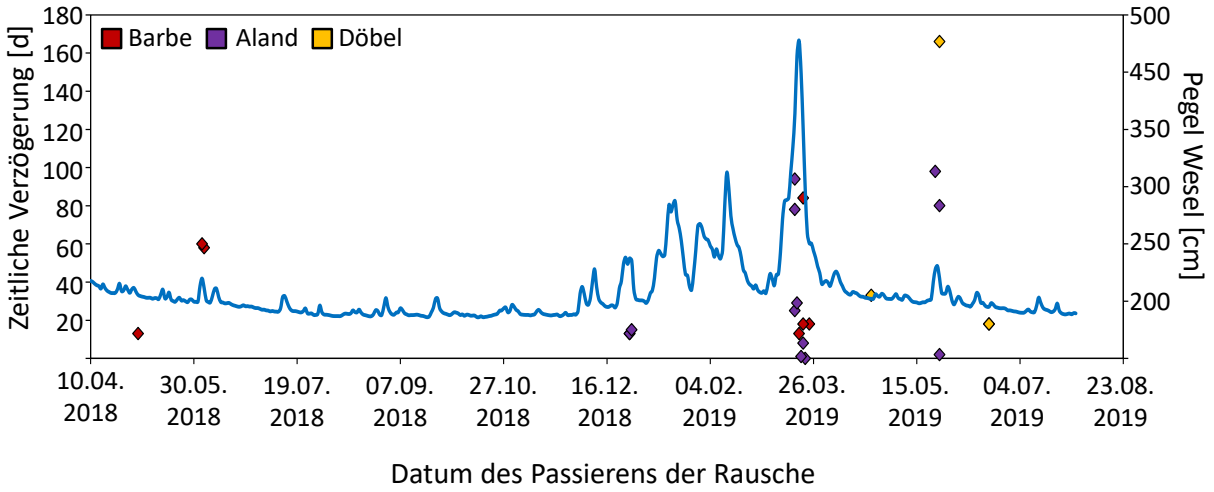


Abb. 144: *Datum des Passierens der Rausche am Lippeschlösschen (an der B 8) für alle Individuen, die die Rausche im Untersuchungszeitraum überquert haben in Abhängigkeit vom Pegelstand der Station Wesel-Fusternberg [cm]. Angegeben ist zusätzliche die „Wartezeit" als zeitliche Verzögerung des Aufstieges in Tagen (Differenz zwischen erster Detektion am Rheinreceiver und Weselreceiver). Rot = Barben, lila = Aland und gelb = Döbel.*

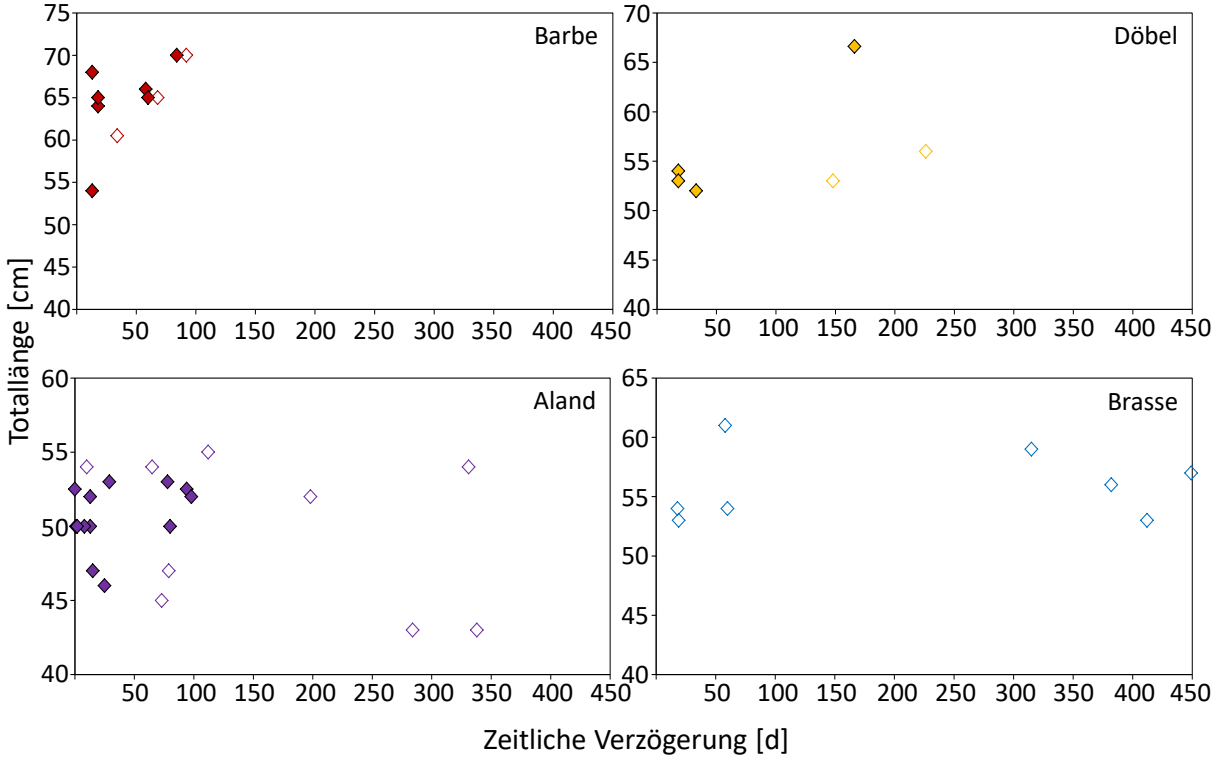


Abb. 145: *Zeitliche Verzögerung beim Einschwimmen in die Lippe für Barbe (oben links), Döbel (oben rechts), Aland (unten links) und Brassen (unten rechts) in Abhängigkeit von der Totallänge [cm] der einzelnen Tiere. Gefüllte Kästchen zeigen Individuen, die die Rausche passiert haben (Differenz erste Meldung Rheinreceiver – erste Meldung Weselreceiver), nicht gefüllte Kästchen zeigen Tiere, die die Rausche nicht passiert haben (erste Meldung Rheinreceiver – letzte Meldung Rheinreceiver).*

5.3.2.9 Fazit Markierungen von Wanderfischen

Die verwendete Methodik hat sich als äußerst geeignet erwiesen, um langfristige Wanderungsverfolgungen bei potamodromen Fischen über lange Distanzen zu untersuchen. Die erlangten Ergebnisse tragen maßgeblich zu dem formulierten Maßnahmenbedarf an der Lippe bei und konnten vor allem Engstellen bei der Durchgängigkeit im Vergleich zu anderen Methoden sauber aufzeigen. Kein einziger Fisch ist im Rahmen dieser Studie über das Wehr Dahl hinweggekommen, kein einziger Fisch konnte das Wehr Stockum passieren. Das Wehr Buddenburg ist zudem nur bei Hochwasser passierbar und bietet rheophilen Arten Schwierigkeiten beim Auffinden des naturnahen Umgehungsgerinnes. Auch die unteren beiden Rauschen in Wesel stellen Hürden für die Fische dar. Zwar sind sie unter bestimmten Pegelbedingungen passierbar, insbesondere Brassen sind hierdurch jedoch deutlich negativ beeinflusst. Diese Studie wurde nur mit adulten Tieren durchgeführt, eine Behinderung jüngerer oder schwimschwacher Fische beim Einzug in die Lippe ist wahrscheinlich.

Weiter konnte diese Methodik erstmals nachweisen, dass Alande, Barben, Brassen, Döbel und Nasen aus dem Rhein in die Lippe zum Laichen einziehen und dabei auch erstaunliche Distanzen zurücklegen können. Teilweise korrelieren die Aufstiegsdistanzen sehr schön mit den dort beobachteten Reproduktionserfolgen der entsprechenden Art. Für einige Tiere mit einem implantierten V9 Sender konnten sogar Wiederkehrereignissen zu den Laichgründen im Folgejahr bestätigt werden.

Tab. 18: *Übersichtstabelle der Markierungen im Frühjahr und Herbst mit Fangort (Lippemündung oder unterhalb des Wehres Dahl), der besenderten Art, Totallänge [mm] und Gewicht [g] des Fisches (x = Limitierung der Waage bis 2,5 kg während der Frühjahrsmarkierung), der Sender-ID, des Sendertyps (V8 oder V9), Besatzort (Lippemündung, Wehr Dahl unterhalb (uh) oder Wehr Dahl oberhalb (oh)), dem ersten registrierten Signal, dem letzten registriertem Signal und der Anzahl der Tage des Detektionszeitraumes (bei V8 Sendern maximal 150 Tage, bei V9 Sendern maximal 480 Tage), der Anzahl der Detektionen pro Fisch, der letzten Station an der sich der Fisch gemeldet hat (1 = Rhein, 2 = Wesel, 3 = Krudenburg, 4 = Gahlen, 5 = Haltern, 6 = Stever, 7 = Dahl uh, 8 = Dahl oh, 9 = Buddenburg uh, 10 = Buddenburg oh, 11 = Beckinghausen oh, 12 = Rampe Rünthe oh, 13 = Stockum uh, 14 = Stockum oh), Gesamtzahl der Stationen an denen sich der Fisch gemeldet hat (die beiden Receiver in Wesel sind hier als eine Station gepooled) und der zurückgelegten Distanz [km].*

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Herbst	Mündung	Aland	550	2575	4350	V8	Mündung	30.10.18	29.03.19	150	1.809	1	2	2
Herbst	Mündung	Aland	460	1540	4351	V8	Mündung	30.10.18	24.03.19	145	359	1	3	14
Herbst	Mündung	Aland	530	1200	4352	V8	Mündung	30.10.18	24.03.19	145	9.944	1	3	14
Herbst	Mündung	Aland	510	1783	4353	V8	Mündung	30.10.18	30.10.18	0	8	3	1	0
Herbst	Mündung	Aland	525	2055	4358	V8	Mündung	30.10.18	26.03.19	147	110	3	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	460	1820	4410	V8	Mündung	28.03.18	30.03.18	2	61	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	470	1800	4412	V8	Mündung	28.03.18	29.03.18	1	107	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	470	1605	4414	V8	Mündung	28.03.18	11.04.18	14	154	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	430	1115	4420	V8	Mündung	28.03.18	28.03.18	0	10	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	470	1946	4421	V8	Mündung	28.03.18	04.04.18	7	69	6	4	55
Frühjahr	Mündung	Aland	500	x	4425	V8	Mündung	29.03.18	29.03.18	0	7	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Aland	540	x	4426	V8	Mündung	01.04.18	11.04.18	10	168	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Aland	520	1940	4446	V9	Mündung	27.03.18	02.04.18	6	144	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	500	1740	4449	V9	Mündung	28.03.18	12.04.19	380	54.975	3	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	430	1300	4450	V9	Mündung	27.03.18	01.03.19	339	123	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	430	1350	4451	V9	Mündung	27.03.18	06.01.19	285	578	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	460	1680	4452	V9	Mündung	27.03.18	30.03.18	3	314	1	4	14
Frühjahr	Mündung	Aland	440	1570	4454	V9	Mündung	27.03.18	27.03.18	0	23	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	560	x	4455	V9	Mündung	27.03.18	02.04.18	6	279	1	4	14
Frühjahr	Mündung	Aland	510	2090	4456	V9	Mündung	27.03.18	27.03.18	0	31	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Aland	450	1450	4458	V9	Mündung	27.03.18	11.06.18	76	62	1	2	2

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Frühjahr	Mündung	Aland	440	1550	4464	V9	Mündung	27.03.18	29.03.18	2	56	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Aland	540	2180	4476	V9	Mündung	28.03.18	01.03.19	338	1.665	1	2	2
Herbst	Mündung	Aland	500	2440	4498	V9	Mündung	29.10.18	28.05.19	211	4.574	3	1	0
Herbst	Mündung	Aland	540	2360	4499	V9	Mündung	29.10.18	24.06.19	238	10.331	1	2	2
Herbst	Mündung	Aland	530	2480	4505	V9	Mündung	29.10.18	27.03.19	149	589	1	3	14
Herbst	Mündung	Aland	525	2311	4508	V9	Mündung	29.10.18	30.06.19	244	8.984	1	6	55
Herbst	Mündung	Aland	520	2045	4512	V9	Mündung	29.10.18	29.06.19	243	1.001	1	2	2
Herbst	Mündung	Aland	520	2290	4513	V9	Mündung	14.12.18	27.06.19	195	1.477	1	2	2
Herbst	Mündung	Aland	500	2025	4514	V9	Mündung	29.10.18	27.05.19	210	1.733	3	2	2
Herbst	Mündung	Aland	500	1866	4521	V9	Mündung	29.10.18	26.05.19	209	12.674	2	2	2
Herbst	Mündung	Aland	470	1820	4527	V9	Mündung	29.10.18	21.03.19	143	592	1	2	2
Herbst	Wehr Dahl	Bachforelle	396	758	4340	V8	Dahl, uh	31.10.18	16.03.19	136	21.438	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Barbe	720	3670	4334	V8	Dahl, uh	01.11.18	23.03.19	142	51	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Barbe	710	3160	4336	V8	Dahl, uh	31.10.18	30.03.19	150	22.987	8	1	0
Herbst	Mündung	Barbe	715	4058	4341	V8	Mündung	30.10.18	09.12.18	40	8	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	560	1820	4413	V8	Mündung	28.03.18	05.06.18	69	8.885	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	670	x	4415	V8	Mündung	28.03.18	17.04.18	20	786	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Barbe	640	1875	4419	V8	Mündung	16.04.18	16.04.18	0	34	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	590	1800	4422	V8	Mündung	28.03.18	02.06.18	66	711	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Barbe	700	x	4423	V8	Mündung	18.04.18	10.07.18	83	43	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	670	x	4424	V8	Mündung							
Frühjahr	Mündung	Barbe	580	1894	4427	V8	Mündung	05.06.18	05.06.18	0	13	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	650	x	4428	V8	Mündung	28.03.18	19.06.18	83	8.980	3	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	580	1770	4429	V8	Mündung							
Frühjahr	Mündung	Barbe	660	x	4430	V8	Mündung	28.03.18	18.06.18	82	277	2	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	680	x	4431	V8	Mündung	28.03.18	06.06.18	70	9.124	2	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	690	x	4433	V8	Mündung	28.03.18	28.03.18	0	30	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Barbe	660	x	4448	V9	Mündung	27.03.18	12.07.18	107	6.178	1	3	14

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Frühjahr	Mündung	Barbe	640	x	4457	V9	Mündung	27.03.18	05.07.19	465	7.340	1	4	24
Frühjahr	Mündung	Barbe	690	x	4460	V9	Mündung	27.03.18	23.06.19	453	1.931	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Barbe	540	x	4475	V9	Mündung	28.03.18	19.03.19	356	375	3	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	730	x	4478	V9	Mündung	28.03.18	08.04.19	376	775	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Barbe	680	x	4479	V9	Mündung	28.03.18	12.04.18	15	92	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	610	1808	4480	V9	Mündung	29.03.18	29.03.18	0	13	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	650	x	4482	V9	Mündung	28.03.18	27.06.19	456	4.259	3	2	2
Frühjahr	Mündung	Barbe	700	x	4483	V9	Mündung	28.03.18	21.06.19	450	599	1	2	2
Herbst	Mündung	Barbe	650	2540	4518	V9	Mündung	29.10.18	31.05.19	214	13.659	1	2	2
Herbst	Mündung	Barbe	605	1930	4522	V9	Mündung	29.10.18	28.06.19	242	21.271	1	2	2
Herbst	Mündung	Barbe	650	2825	4525	V9	Mündung	29.10.18	25.06.19	239	100	3	2	14
Herbst	Mündung	Barbe	680	2943	4530	V9	Mündung	29.10.18	03.07.19	247	140	1	3	14
Herbst	Mündung	Barbe	654	2933	4532	V9	Mündung	29.10.18	19.07.19	263	316	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Brasse	610	x	4411	V8	Mündung	21.04.18	18.06.18	58	327	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	540	x	4416	V8	Mündung	09.04.18	09.04.18	0	18	1	1	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	530	2086	4417	V8	Mündung	28.03.18	04.06.18	68	12.155	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	580	x	4418	V8	Mündung	28.03.18	07.05.18	40	27.303	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Brasse	580	x	4465	V9	Mündung	27.03.18	17.04.18	21	12.815	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Brasse	570	x	4466	V9	Mündung	27.03.18	24.05.19	423	7.750	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	590	x	4467	V9	Mündung	27.03.18	31.03.19	369	9.814	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	540	2182	4468	V9	Mündung	27.03.18	21.06.18	86	829	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	570	x	4469	V9	Mündung	27.03.18	02.07.19	462	2.111	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	570	x	4470	V9	Mündung	27.03.18	22.04.18	26	4.448	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Brasse	560	x	4472	V9	Mündung	27.03.18	01.06.19	431	3.802	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	530	x	4473	V9	Mündung	27.03.18	01.07.19	461	26.478	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Brasse	600	x	4474	V9	Mündung	28.03.18	22.07.18	116	45.799	3	1	0
Herbst	Mündung	Brasse	560	2667	4491	V9	Mündung	29.10.18	21.03.19	143	10.579	5	3	24
Herbst	Mündung	Brasse	550	2750	4492	V9	Mündung	29.10.18	12.08.19	287	111.563	2	2	14

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Herbst	Mündung	Brasse	610	3492	4502	V9	Mündung	29.10.18	12.05.19	195	37.681	1	2	2
Herbst	Mündung	Brasse	540	2202	4503	V9	Mündung	29.10.18	26.05.19	209	11.456	8	5	84
Herbst	Mündung	Brasse	540	2495	4504	V9	Mündung	29.10.18	17.05.19	200	24.454	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	550	2057	4432	V8	Mündung	28.03.18	02.04.18	5	494	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	530	2200	4434	V9	Mündung	27.03.18	29.06.19	459	1.638	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	490	1700	4435	V9	Mündung	27.03.18	25.05.19	424	1.923	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	560	x	4436	V9	Mündung	27.03.18	04.01.19	283	17.721	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	500	1860	4437	V9	Mündung	27.03.18	26.05.19	425	1.108	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	2090	4438	V9	Mündung	27.03.18	19.06.19	449	8.857	2	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	500	1500	4439	V9	Mündung	27.03.18	25.06.19	455	11.858	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	2056	4440	V9	Mündung	27.03.18	09.07.18	104	29	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	x	4441	V9	Mündung	27.03.18	27.03.19	365	1.408	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	2270	4442	V9	Mündung	27.03.18	12.04.19	381	1.633	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	600	x	4443	V9	Mündung	27.03.18	12.03.19	350	4.586	1	2	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	570	x	4444	V9	Mündung	27.03.18	21.07.19	481	437.505	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	x	4445	V9	Mündung	27.03.18	21.07.19	481	7.298	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	510	1640	4447	V9	Mündung	27.03.18	20.07.19	480	2.766	4	2	14
Frühjahr	Mündung	Döbel	590	x	4453	V9	Mündung	27.03.18	13.08.18	139	1.413	1	3	2
Frühjahr	Mündung	Döbel	520	1829	4461	V9	Mündung	27.03.18	21.06.19	451	1.835	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	540	2180	4462	V9	Mündung	27.03.18	31.03.18	4	912	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	500	1840	4463	V9	Mündung	27.03.18	19.06.19	449	3.543	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	500	1610	4471	V9	Mündung	27.03.18	26.05.19	425	1.546	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	480	1505	4477	V9	Mündung	28.03.18	18.07.19	477	41.711	3	1	0
Frühjahr	Mündung	Döbel	580	2025	4481	V9	Mündung	28.03.18	28.03.18	0	12	1	1	2
Herbst	Mündung	Döbel	522	1966	4500	V9	Mündung	29.10.18	22.07.19	266	7.936	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	494	1545	4501	V9	Mündung	29.10.18	15.07.19	259	45.688	2	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	530	2239	4506	V9	Mündung	29.10.18	24.05.19	207	1.844	1	2	2
Herbst	Mündung	Döbel	540	2215	4507	V9	Mündung	29.10.18	25.05.19	208	35.932	2	1	0

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Herbst	Mündung	Döbel	503	1805	4509	V9	Mündung	29.10.18	05.08.19	280	2.355	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	500	1570	4510	V9	Mündung	29.10.18	19.06.19	233	3.499	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	540	2189	4511	V9	Mündung	29.10.18	19.06.19	233	298.880	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	520	2090	4515	V9	Mündung	29.10.18	01.08.19	276	10.309	3	3	14
Herbst	Mündung	Döbel	666	2450	4516	V9	Mündung	29.10.18	26.05.19	209	8.229	2	2	2
Herbst	Mündung	Döbel	518	1855	4517	V9	Mündung	29.10.18	25.07.19	269	1.106	2	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	530	2437	4519	V9	Mündung	29.10.18	31.10.18	2	447	2	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	525	1814	4520	V9	Mündung	29.10.18	23.07.19	267	1.811	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	546	2236	4523	V9	Mündung	29.10.18	03.12.18	35	9.260	2	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	550	2083	4524	V9	Mündung	29.10.18	25.05.19	208	11.094	3	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	551	1925	4526	V9	Mündung	29.10.18	01.11.18	3	189	1	2	2
Herbst	Mündung	Döbel	550	2660	4528	V9	Mündung	29.10.18	31.10.18	2	287	2	1	0
Herbst	Mündung	Döbel	590	2285	4529	V9	Mündung	29.10.18	12.03.19	134	5.228	1	2	2
Herbst	Mündung	Döbel	530	2210	4531	V9	Mündung	29.10.18	19.06.19	233	783	3	2	2
Herbst	Mündung	Döbel	560	2372	4533	V9	Mündung	29.10.18	22.03.19	144	6.641	2	1	0
Frühjahr	Mündung	Neunauge*	360	92	4409	V8	Mündung	27.03.18	16.04.18	20	6.807	2	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	480	1500	4335	V8	Dahl, uh	02.11.18	30.03.19	148	4.081	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	510	1765	4337	V8	Dahl, uh	01.11.18	19.03.19	138	40.157	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	493	1529	4338	V8	Dahl, uh	03.11.18	25.03.19	142	27.300	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	497	1775	4339	V8	Dahl, uh	01.11.18	23.03.19	142	7.022	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	527	2018	4342	V8	Dahl, uh	02.11.18	17.03.19	135	51.549	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	528	1955	4343	V8	Dahl, uh	06.11.18	24.03.19	138	60.787	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	496	1817	4344	V8	Dahl, uh	01.11.18	21.03.19	140	1.282	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	520	1945	4345	V8	Dahl, uh	04.11.18	21.03.19	137	6.399	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	585	1726	4346	V8	Dahl, uh	31.10.18	01.04.19	152	1.206	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	484	1410	4347	V8	Dahl, uh	01.11.18	26.03.19	145	28.431	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	490	1819	4348	V8	Dahl, uh	01.11.18	18.03.19	137	2.720	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	496	1865	4349	V8	Dahl, uh	01.11.18	21.03.19	140	12.835	8	1	0

Markierung	Fangort	Art	TL [mm]	Gewicht [g]	ID	Sender	Besatzort	erstes Signal	letztes Signal	Tage (N)	Detektionen (N)	letzte Station	Stationen (N)	Distanz (km)
Herbst	Wehr Dahl	Nase	515	1731	4354	V8	Dahl, oh	31.10.18	25.03.19	145	600	12	4	15
Herbst	Wehr Dahl	Nase	530	2025	4355	V8	Dahl, oh	08.11.18	30.03.19	142	14.969	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	521	1733	4356	V8	Dahl, uh	02.11.18	29.03.19	147	31.585	8	1	0
Herbst	Wehr Dahl	Nase	498	1771	4357	V8	Dahl, uh	01.11.18	21.03.19	140	31.056	8	1	0
Frühjahr	Mündung	Nase	460	1362	4459	V9	Mündung	27.03.18	12.07.19	472	2.121	8	5	84
Herbst	Wehr Dahl	Nase	530	1795	4484	V9	Dahl, oh	31.10.18	19.08.19	292	19.856	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	493	1470	4485	V9	Dahl, oh	01.11.18	25.03.19	144	8.720	12	4	15
Herbst	Wehr Dahl	Nase	482	1745	4486	V9	Dahl, oh	01.11.18	24.05.19	204	10.008	13	5	25
Herbst	Wehr Dahl	Nase	507	1600	4487	V9	Dahl, oh	31.10.18	29.05.19	210	5.213	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	520	1861	4488	V9	Dahl, oh	31.10.18	29.05.19	210	5.411	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	500	1758	4489	V9	Dahl, oh	01.11.18	14.08.19	286	9.348	10	2	6
Herbst	Wehr Dahl	Nase	535	1942	4490	V9	Dahl, oh	31.10.18	19.05.19	200	9.416	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	490	x	4493	V9	Dahl, oh	31.10.18	16.04.19	167	3.496	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	510	1820	4494	V9	Dahl, oh	01.11.18	27.03.19	146	5.389	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	520	1439	4495	V9	Dahl, oh	31.10.18	25.03.19	145	880	12	4	15
Herbst	Wehr Dahl	Nase	529	1595	4496	V9	Dahl, oh	31.10.18	09.04.19	160	1.044	8	3	7
Herbst	Wehr Dahl	Nase	515	1730	4497	V9	Dahl, oh	31.10.18	19.04.19	170	10.623	12	6	31

* Flussneunauge

5.3.3 Untersuchung von Ortsbewegungen mit dem DIDSON-Sonar

Aufgrund der Ausfallereignisse des DIDSON Ende Dezember 2018, beschränken sich die im Folgenden dargestellten Ergebnisse auf den umfangreich von der LFV Hydroakustik GmbH ausgewerteten Zeitraum vom 15. November bis 15. Dezember 2018 und lassen die Ergebnisse der Bachelorarbeit von Reisner (2019), die sich mit dem Aalabstieg bis Ende Januar befassen, außen vor.

5.3.3.1 Aale

Die Abwanderung von Blankaalen findet gewöhnlich im Zeitraum von Oktober bis Dezember, mit einem Höhepunkt im Dezember statt, einige wenige Aale beginnen bereits ab August zu Wandern oder steigen erst mit kommendem Frühling ab (VØLLESTAD et al. 1986, ACOU et al. 2008). Wanderraten sind abhängig von der Temperatur und dem Abfluss (VØLLESTAD et al. 1986, ACOU et al. 2008), wobei hohe Wassertemperaturen und niedrige Abflussraten den Start der Wanderung nach hinten verschieben. Höchste Abwanderraten treten bei Wassertemperaturen von 9°C auf, wohingegen kaum Wanderbewegungen bei unter 4 °C oder über 18 °C dokumentiert sind (VØLLESTAD et al. 1986).

Insgesamt konnten in dem untersuchten Monat von Mitte November bis Mitte Dezember 372 absteigende Aale erfasst werden. Bei der Anzahl der abwandernden Aale pro Tag kam es zu zwei deutlichen Abwanderungspeaks um den 4. Dezember mit einem Höchstwert von 93 Aalen sowie um den 9. Dezember (67 Aale, Abb. 146 & Abb. 149). An diesen Tagen kam es zu erhöhten Abflussmengen, was als Trigger für die Aalabwanderung bekannt ist (VØLLESTAD et al. 1986) und somit auch für die Lippe belegt werden konnte. Es könnten bereits im Vorfeld der Untersuchung im Monat Oktober Individuen abgewandert sein. Die äußerst niedrigen Abwanderungszahlen in der zweiten Novemberhälfte lassen jedoch vermuten, dass die im Untersuchungszeitraum detektierten Aale einen Großteil der abwanderungswilligen Aale der Saison abbilden. Auch die vorherrschenden Temperatur- und Abflussbedingungen in der Lippe im trockenen Jahr 2018 stärken diese Annahme.

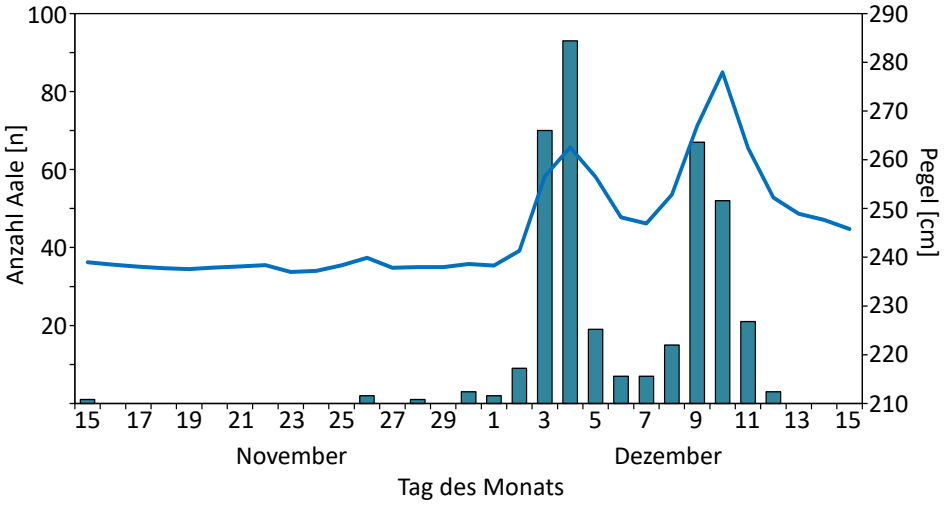


Abb. 146: *Anzahl aller detektieren Aalabwanderungen in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 372) in Relation zu den vorherrschenden Pegelständen an der Station Wesel-Fusternberg (blaue Linie, Daten bereitgestellt vom Lippeverband).*

Das Spektrum der gemessenen Totallängen der absteigenden Aale reichte von 36 cm bis 98 cm. Bei den abwandernden Tieren überwiegen die Längenklassen von 70 bis 90 cm (Abb. 147). Im Mittel waren die absteigenden Aale 74 ± 10 cm lang, was dokumentierten Längenklassen von Blankaalen entspricht (DOENNI et al. 2001). Gewandert sind die Aale fast ausnahmslos in den Dunkelphasen. Höchste Wanderaktivitäten wurden in der Zeit zwischen 17 und 22 Uhr detektiert (Abb. 148 & Abb. 149).

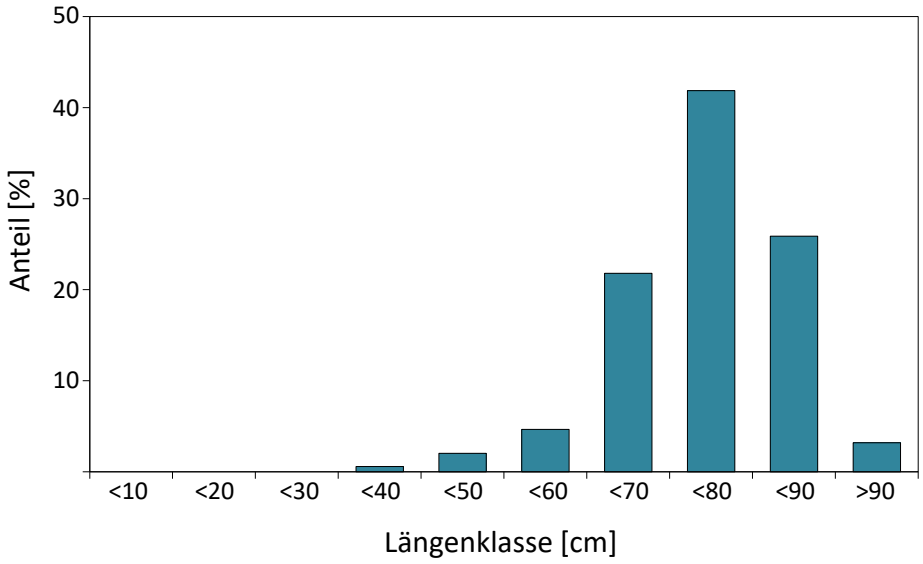


Abb. 147: *Längenhäufigkeitsverteilung der absteigenden Aale vom 15.11.-15.12.2018, n = 344*

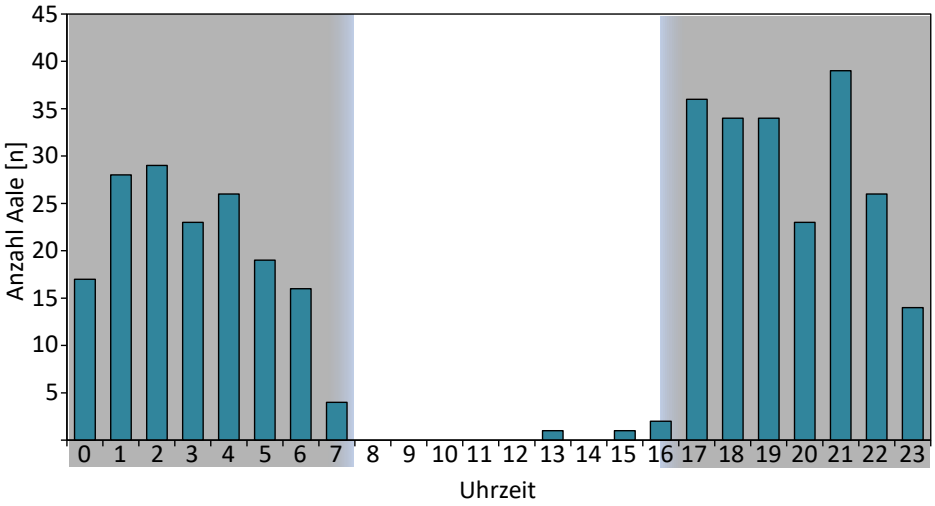


Abb. 148: *Diurnalität der abwandernden Aale (n = 372) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis 23:59 Uhr. Dunkel- und Dämmerungsphasen sind farbig hinterlegt.*

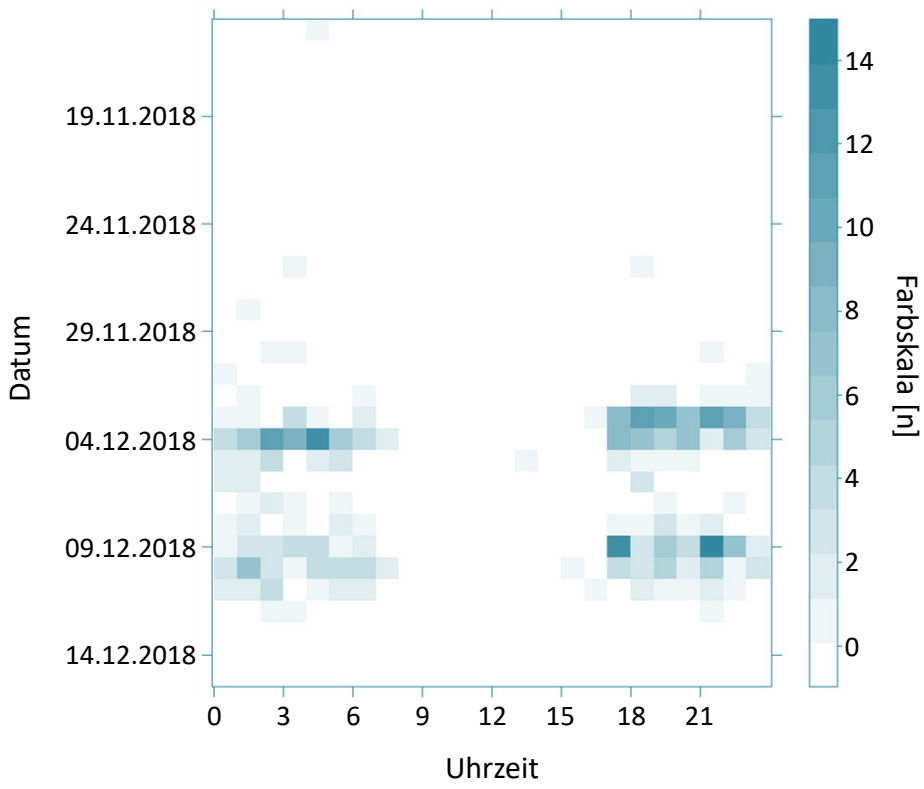


Abb. 149: *Aktivitätsplot der abwandernden Aale für den Zeitraum vom 15. November bis 15. Dezember 2018.*

Um das Abwanderpotenzial von Aalen der Lippe einordnen zu können, erfolgte eine grobe Hochrechnung: Die mittlere Dichte von Aalen in der Lippe betrug im Untersuchungsjahr 2018 5,3 ± 7 Aale pro 100 m Uferlinie. Da der Aal in der gesamten Lippe vertreten ist, entspricht dies hochgerechnet auf die Lauflänge der Lippe (220 km) knapp 12.000 Aalen. Geht man davon aus, dass es sich bei 2 – 3 % aller Aale um Blankaale gehandelt hat (DOENNI et al. 2001), entspräche dies 240 bis 360 abwanderungsbereiten Blankaalen im Jahr 2018. 372 abwandernde Aale, wovon jedoch nicht bekannt ist, ob diese tatsächlich Blankaale waren, konnten in dem Untersuchungszeitraum detektiert werden, was mit der berechneten Quote ziemlich gut übereinstimmen würde. Hierbei handelt es sich um eine auf dieser Basis rein theoretischen Kalkulation, da keine Daten bezüglich der physiologischen Zustände der Aale (Gelbaal oder Blankaal) in den Untersuchungen erhoben wurden und die Dichten aus den Elektrobefischungen unterrepräsentiert sein könnten (POLAČIK et al. 2007) sowie möglicherweise nicht der gesamte Wanderzeitraum und -korridor durch die Sonaruntersuchungen erfasst wurde. Es gibt jedoch einen Einblick in das Aalabstiegspotenzial der Lippe, zu dem bisher keinerlei Daten existierten.

Fazit Aale

Die Abwanderung von Aalen ist auch in der Lippe von abiotischen Faktoren wie Temperatur und Abfluss bestimmt worden und konzentrierte sich in der ersten Dezemberhälfte. Aalbestandsschätzungen für gesamte Flüsse oder deren Abschnitte sind äußerst schwierig und daher kaum zu finden. Studien aus dem Hochrhein (DOENNI et al. 2001) belegen nach Fang-Wiederfangbefischungen im Jahr 2000 einen sehr hohen Aalbestand von 350 Aalen pro 100 m Uferlinie, was einer Gesamtsumme von etwa 1 Million Aalen für den Hochrhein gleichkäme, wovon etwa 2 – 3 % als Blankaale eingestuft werden konnten. 28.000 Aale wurden in der Saison als Absteiger dokumentiert, was der Quote von 2 - 3 % des Bestandes entsprechen würde. In der Lippe sind die Bestandsdichten des Aals wesentlich geringer, die erhobenen Abwanderzahlen stimmen jedoch mit dem errechneten Potenzial der Lippe überein. Verglichen mit dem Nordrhein-Westfälischen Teil des Rheins mit Aaldichten von etwa 1,3

Aalen pro 100 m im Jahr 2017 (STAAS et al. 2019), liegt die Lippe mit einer Aaldichte von 5,3 Aalen pro 100 m deutlich höher. Der Aalbestand sowohl vom Rhein als auch von der Lippe liegt jedoch noch deutlich unter den Beständen, die einst hier vorkamen und fußen maßgeblich auf den umfangreichen Besatzmaßnahmen von Angelvereinen und des Landes.

Die Lippe ist im Gegensatz zu anderen Fliessgewässern heute nur noch mit einer geringen Anzahl von Wasserkraftanlagen belastet, Wehre finden sich jedoch insbesondere im Mittellauf der Lippe zahlreich. Querbauwerke im Allgemeinen können die Abwanderung von Blankaalen behindern und zeitlich verzögern, was mit einer Konditionsschwächung der Aale einhergeht (BEHRMANN-GODEL et al. 2003, ACOU et al. 2008, OKLAND et al. 2017). Daher ist für den Aalabstieg die Durchgängigkeit der Lippe von großer Bedeutung.

5.3.3.2 Flussneunaugen

Insgesamt konnten in dem Untersuchungszeitraum vom 15.11. bis 15.12.2018 183 aufsteigende Flussneunaugen detektiert werden. Jeweils ein Tier konnte bereits am 17. November und am 30. November registriert werden, der eigentliche Aufstieg begann ab dem 03. Dezember mit einem Höchstwert von 38 Flussneunaugen am 11. Dezember 2018 (Abb. 150 & 153). Die Längenhäufigkeitsverteilung zeigt ein enges Größenfenster von 26 cm bis 44 cm Totallänge (Abb. 151), mit einem Mittelwert von 36 ± 3 cm, was diese Individuen klar als Flussneunaugen und nicht etwa als Meerneunaugen identifiziert, die deutlich größer wären (> 60 cm) und auch erst später in der Saison wandern (KELLY et al. 2001). Wie auch die Aale wandern diese lediglich in den Dunkelphasen (Abb. 152 & 153). Während die Aale jedoch vermehrt zu Beginn der Nacht abwandern, steigen die Flussneunaugen Mitten in der Nacht zwischen 23 Uhr und 2 Uhr morgens konzentriert auf. Auch andere Studien konnten bei Flussneunaugen reine Nachtwanderungen beobachten, mit verstärkten Aufstiegen bei angestiegenem, trübem Wasser (KELLY et al. 2001), wie es auch hier der Fall war.

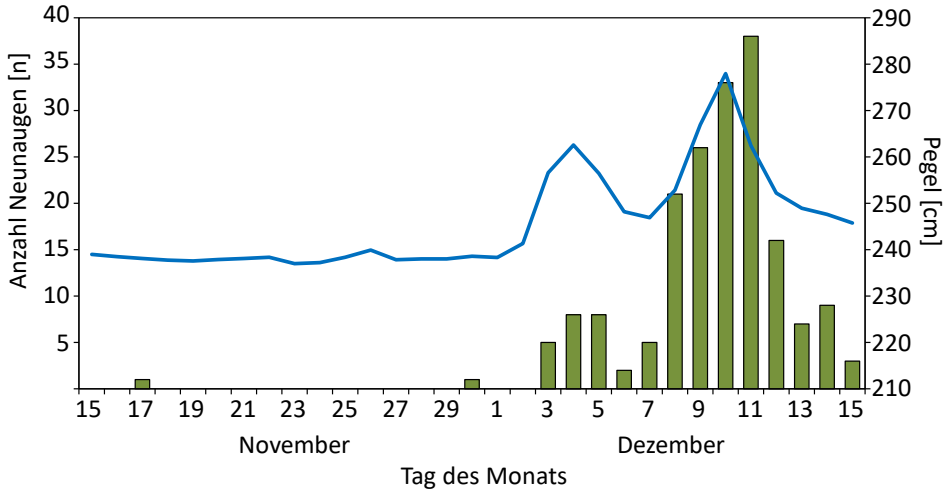


Abb. 150: *Anzahl aller detektieren Flussneunaugenaufstiege in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 183) in Relation zu den vorherrschenden Pegelverhältnissen an der Station Wesel-Fusternberg (blaue Linie, Daten bereitgestellt vom Lippeverband).*

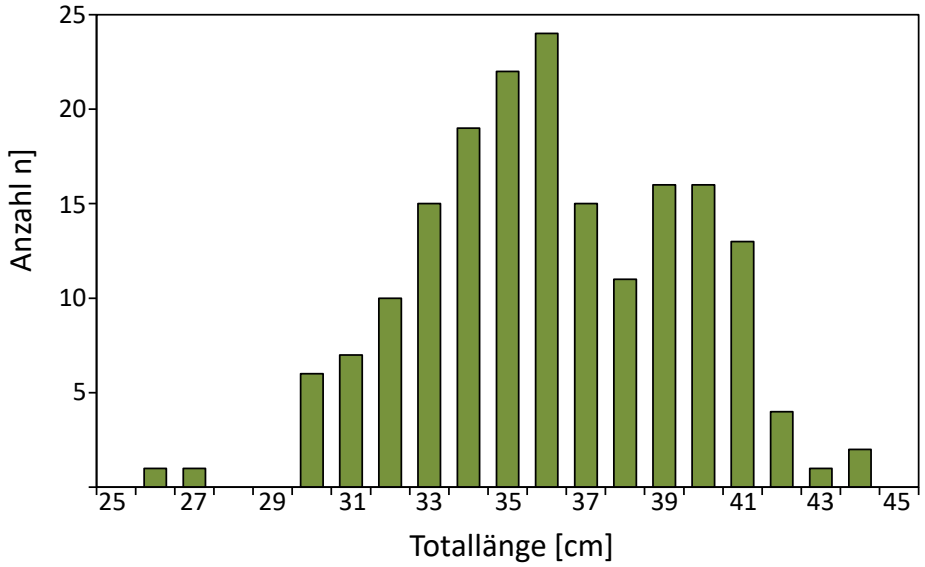


Abb. 151: *Längenhäufigkeitsverteilung der aufsteigenden Flussneunaugen vom 15.11.-15.12.2018, n = 183*

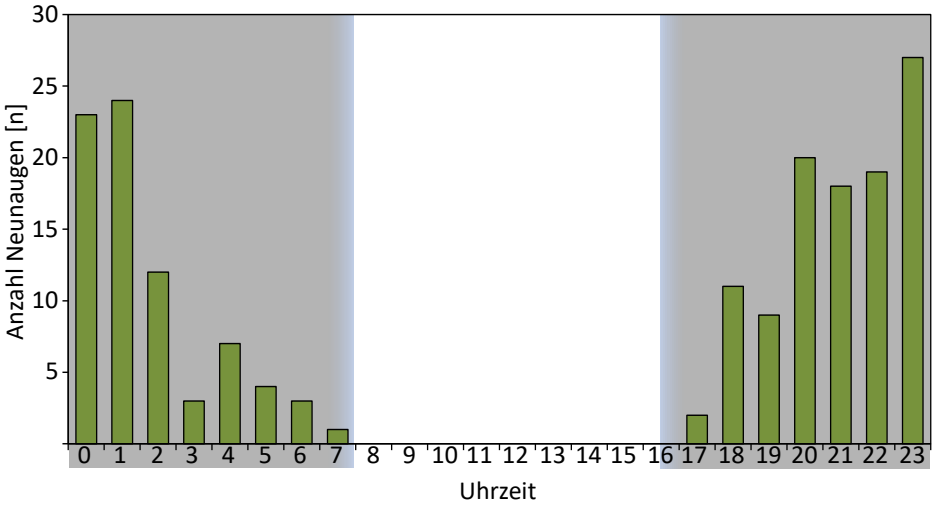


Abb. 152: *Diurnalität der aufsteigenden Flussneunaugen (n = 183) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis 23:59 Uhr. Dunkel- und Dämmerungsphasen sind farbig hinterlegt.*

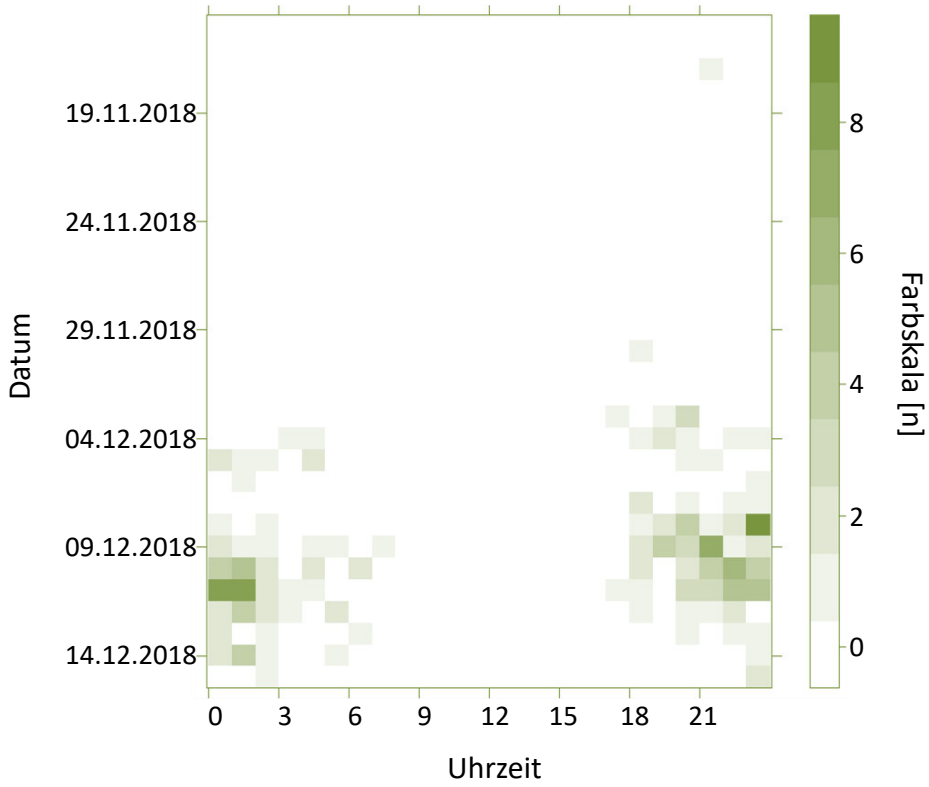


Abb. 153: *Aktivitätsplot der aufsteigenden Neunaugen für den Zeitraum vom 15. November bis 15. Dezember 2018.*

Fazit Neunaugen

Flussneunaugen zeigen eine große Plastizität bei ihrer Aufstiegszeit, die von September bis zum Juni nächsten Jahres reichen kann (KEMP et al. 2011). Studien in Deutschland belegen jedoch den Zeitraum von Mitte November bis Mitte Dezember als Hauptwanderkorridor mit einer weiteren Wanderung im folgenden Frühjahr für die Flüsse Ems, Weser und Elbe (EDLER 2012). Die dort mittels Reusen gefangenen Individuenzahlen übersteigen jedoch bei Weitem die hier detektierten Abundanzen von 183 Aufsteigern. So wurden in der Ems über 22.000, in der Weser über 65.000 und in der Elbe über 20.000 Flussneunaugen von Ende 2009 bis Frühjahr 2010 nachgewiesen. Auch für die Lippe bzw. den Unterlauf der Stever gibt es Berichte, dass hier früher massenhafte Aufstiege stattgefunden haben (Stiller mdl.). Bei Reusenkontrollen am Wehr Beckinghausen wurden in den Jahren 1998 bis 2000 noch 382 Flussneunaugen gefangen (SPÄH 2000), die in dieser Studie durchgeführten Reusenkontrollen konnte dagegen lediglich ein Flussneunauge im März 2019 detektieren. Es ist nicht bekannt, wie weit die durch die Sonaruntersuchung festgestellten Flussneunaugen in die Lippe einziehen. Abbildung 154 zeigt die Verbreitung von Bach- und Flussneunaugen Querdern und Transformern, die mögliche Hinweise auf Reproduktionsareale geben kann. Demnach gibt es in der Lippe offenbar Laichareale im Unterlauf der Lippe, für die kein Wehr überwunden werden muss, im Jahr 2018 konzentrierte sich dieses Gebiet im Raum Haltern. Auch der renaturierte Auenbereich des Lippemündungsraums stellte sich in den vergangenen Jahren als Laichhabitat dar, in dem sogar ein Meerneunaugentransformer gefangen werden konnte (GERTZEN 2016b, diese Studie). Adulte Flussneunaugen wurden seit 1998 zwischen der Mündung und Hamm-Stockum in jährlich und örtlich sehr unterschiedlicher Zahl nachgewiesen; dabei überwanden die Tiere offenbar auch mehrere Fischaufstiege, aber das Wehr Stockum stellt selbst unter günstigen Bedingungen das Ende der Wanderstrecke dar. Es ist davon auszugehen, dass potenzielle Laichhabitate die oberhalb der vielen Wehre liegen, für einen Großteil der Flussneunaugen nicht zu erreichen sind. Markierungsstudien konnten belegen, dass die meisten

Fischaufstiege für Neunaugen nicht geeignet sind und von nur 0-5 % aller Neunaugen erfolgreich passiert werden können (FOULDS et al. 2013).

Auch wenn die hier festgestellten Aufstiegszahlen mit 183 Individuen nicht vergleichbar mit früheren Zahlen sind, lässt das darauf hoffen, dass sich die Bestände dieser FFH-Art in Zukunft stabilisieren. Flussneunaugen, die nicht so hohe Ansprüche an ihre Laichhabitate stellen wie andere lithophile Arten, haben sich in den letzten Jahren offenbar an verschiedenen Stellen des Unterlaufes der Lippe erfolgreich reproduziert. Für den Weg flussaufwärts nutzen sie auch einige der vorhandenen, nicht optimalen Aufstiege an den Wehren. Damit die Tiere auch den Oberlauf der Lippe erreichen und somit höhere Bestandszahlen erzielen können, ist es vordringlich, dass auch für Neunaugen nicht überwindbare Wehr Stockum rückzubauen.

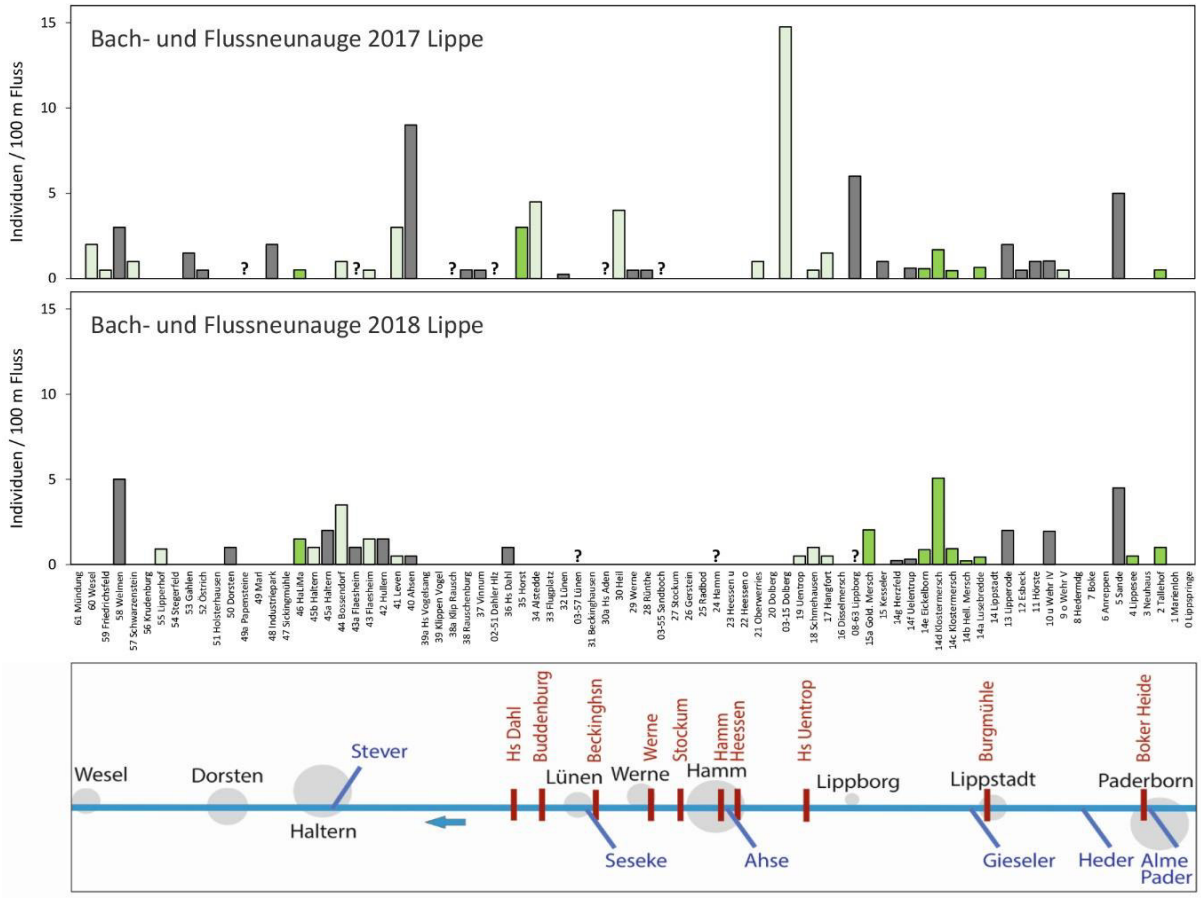


Abb. 154: *Verbreitung und Häufigkeit von Bach- und Flussneunauge (Lampetra planeri und Lampetra fluviatilis) 2017 und 2018 in der Lippe. Grau = ausgebaute Strecke, Hellgrün = Entfesselung, Grün = naturnahe Strecke, ? = Strecke wurde in dem Jahr nicht befischt*

5.3.3.3 Schwärme

Schwärme wurden registriert als Anhäufung von mindestens acht Fischen mit räumlicher Nähe und ähnlichem Schwimmmuster. Die Anzahl der Fische eines Schwarms konnte hierbei nicht manuell erfasst werden und variierte stark (Abb. 155). Die im Folgenden gezeigten Ergebnisse spiegeln demnach keine Biomassen oder Abundanzen wider, sondern das Verhalten und die Häufigkeit von Schwärmen jeglicher Größe.

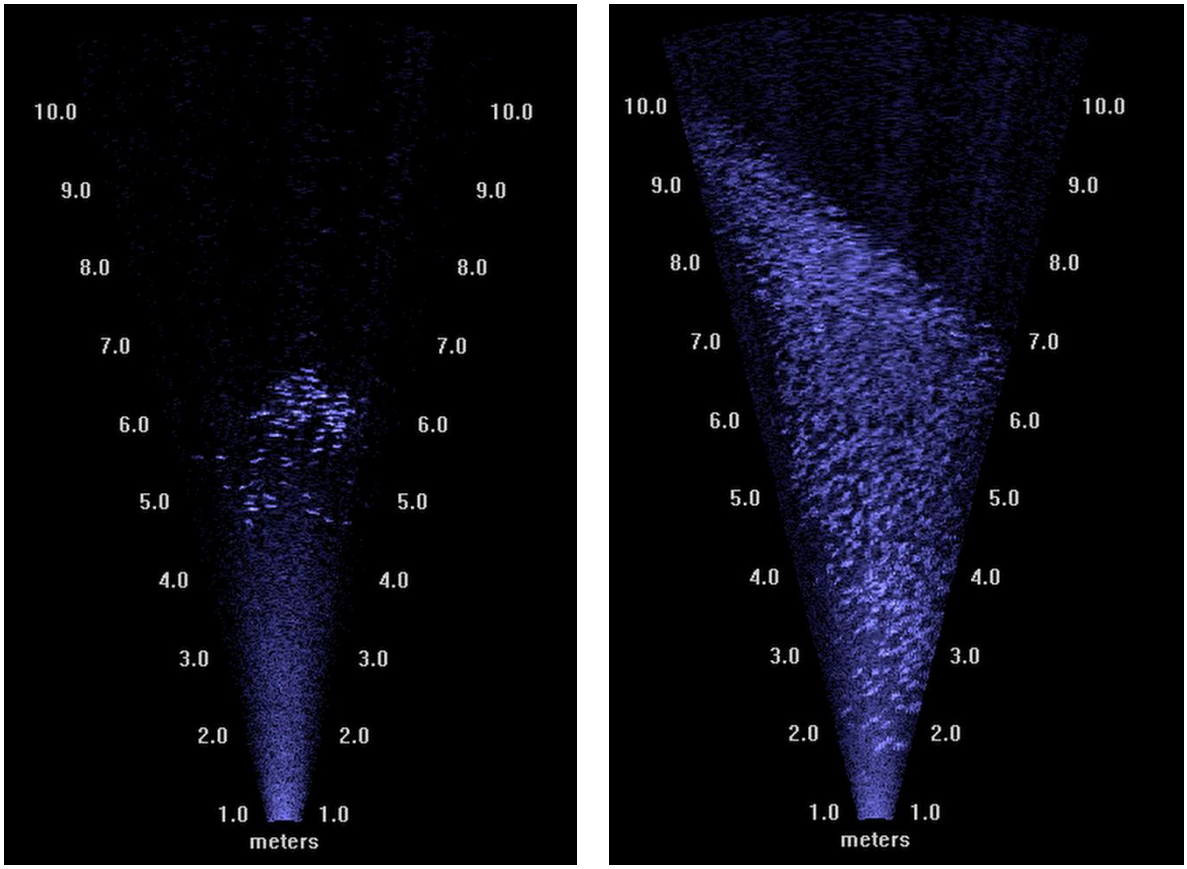


Abb. 155: *Beispiele von abwandernden Schwärmen aus DIDSON-Sequenzen: links ein eher kleiner Schwarm, rechts ein riesiger Schwarm, jeder einzelne helle Punkt stellt einen Fisch dar. Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].*

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 1.914 Schwärme erfasst. Zu Schwarmwanderungen kam es vermehrt in der ersten Hälfte des untersuchten Zeitraumes mit einem Peak von über 300 detektierten Schwärmen am 20. November 2018 (Abb. 156). Im Dezember 2018 kam es zu weiteren Peaks einhergehend mit den Pegelanstiegen am 5. und 11. Dezember. Der Großteil der dokumentierten Schwärme (77 %) bewegte sich flussabwärts, nur 8 % der Schwärme stiegen in der Lippe auf. 15 % der Schwärme hielten sich für längere Zeit im Schallkegel auf, ohne ein differenziertes Auf- oder Absteigeverhalten zu zeigen.

Die Diurnalität der Schwarmbewegungen zeigt eine deutliche Wanderpräferenz für die Dämmerungsphasen (Abb. 157), unabhängig davon in welche Richtung die Fische zogen. Lässt man die präferierten Dämmerungszeiten unbeachtet, gab es generell häufiger Schwarmbewegung am Tag als in der Nacht. Die großen Schwärme wie in Abbildung 155 (rechts) dargestellt traten beinahe ausschließlich in den Dämmerungsphasen auf.

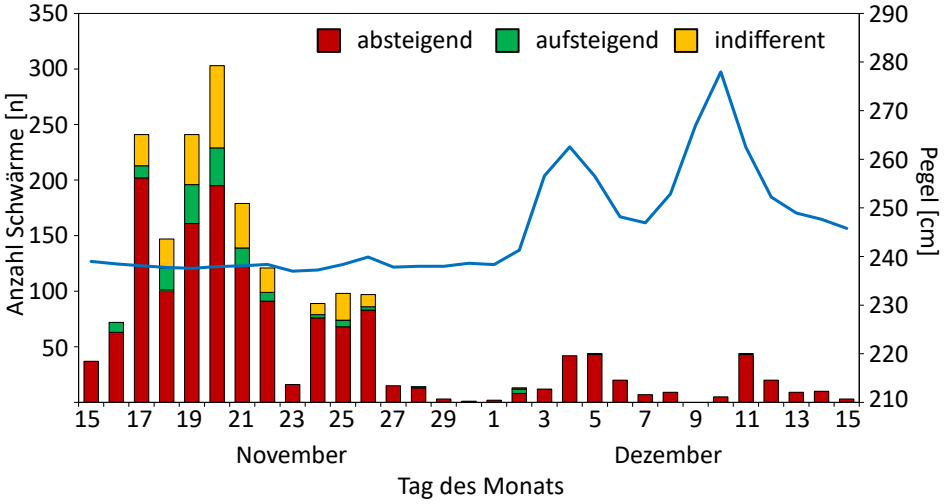


Abb. 156: *Anzahl aller detektieren Schwärme in der Zeit vom 15. November bis 15. Dezember 2018 (n = 1.914) in Relation zu dem vorherrschenden Pegelstand (blaue Linie) an der Station Wesel-Fusternberg (Daten bereitgestellt vom Lippeverband). Gelbe Balkenanteile entsprechen indifferenten Schwärmen, grüne Anteile aufsteigenden Schwärmen und rote Anteile absteigenden Schwärmen.*

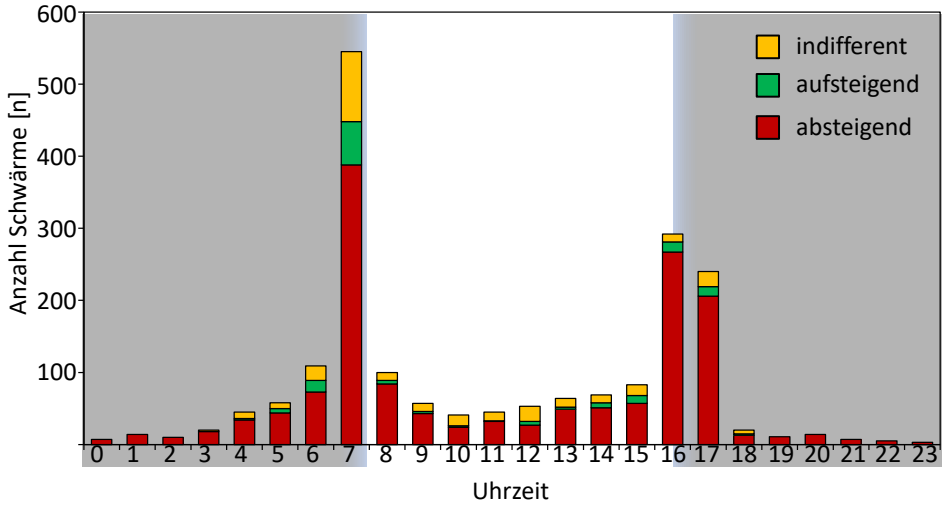


Abb. 157: *Diurnalität aller detektierten Schwärme (n = 1.914) aus dem Zeitraum 15.11.-15.12.2018, von 0 Uhr bis 23:59 Uhr. Dunkel- und Dämmerungsphasen sind farbig hinterlegt. Graue Balkenanteile entsprechen indifferenten Schwärmen, blaue Anteile aufsteigenden Schwärmen und rote Anteile absteigende Schwärmen.*

Fazit Schwärme

Fischwanderungen werden dadurch initiiert, dass räumliche und/oder zeitliche Unterschiede in der Habitatqualität auftreten, bedingt durch eine Änderung der Habitate selbst oder auch der Anforderungen der Fische an das Habitat, z.B. durch Wachstum. Wie auch in vielen anderen Studien war das Wanderverhalten der Schwärme sowohl abhängig von den Lichtbedingungen wie auch von den Abflüssen, wobei höhere Abflüsse die Migrationszahlen ansteigen ließen (Review von JONSSON 1991).

Generell ist über die Wanderung ganzer Fischschwärme bisher sehr wenig bekannt, da diese sich nur über wenige, meist sehr zeitaufwändige Methoden tatsächlich erfassen lassen (z. B. HEERMANN & BORCHERDING 2006). Fischbewegungen in großen Schwärmen zwischen Oktober und Dezember deuten darauf hin, dass die Tiere auf der Suche nach einem geeigneten Winterlager sind (BRODERSEN et al. 2011), wobei der Zeitpunkt der Wanderung ausschlaggebend für den Überwinterungserfolg ist. Es ist bekannt, dass Fische im Winter zu großen Schwärmen aggregieren und laterale Wanderungen von

Stillgewässern in die angebundenen Flüsse durchführen, wo sie profitablere Bedingungen vorfinden (BORCHERDING et al. 2002, BRODERSEN et al. 2011). 77 % der 1.914 detektierten Schwärme mit teilweise mehreren Tausend Individuen sind flussabwärts gewandert, nur 8 % stiegen in der Lippe auf. Es ist daher davon auszugehen, dass ein Großteil der hier erfassten Schwärme mutmaßlich für eine Überwinterung in den Rhein gezogen ist. Eine derart dokumentierte longitudinale Abwanderung großer Fischschwärme von einem Fließgewässer in das nächstgrößere ist unserem Wissen nach bisher nicht bekannt. Es konnte bisher auch nicht geklärt werden, ob diese Tiere später wieder in die Lippe zurückziehen oder final in den Rhein abgewandert sind. Eine grobe Durchsicht des Materials aus dem verlängerten Einsatz des DIDSON bis ins Frühjahr 2019 offenbarte keine massenhaften Aufstiege zurück in die Lippe. Der Zeitraum endete jedoch im April, so dass eine Rückwanderung später im Jahr nicht ausgeschlossen werden kann. Die DIDSON Untersuchungen lieferten somit einen spannenden Hinweis auf das Abwanderpotenzial großer Fischschwärme, von denen der Rhein profitiert. Weitere Untersuchungen zu dem Ausmaß dieser Wanderungen und Artzusammensetzung der Schwärme wären wünschenswert.

5.3.3.4 Zusätzliche Beobachtungen

Aufgrund des durchgehenden Einsatzes des DIDSON sind Aufnahmen entstanden, die mit den anderen Methoden nicht hätten erfasst werden können. So konnte zum Beispiel das Schwarmverhalten von Fischen dokumentiert werden, die durch einen Kormoran angegriffen werden (Abb. 158 a & b) oder mehrere Welse erfasst werden, die über 2 m Totallänge aufwiesen (Abb. 159), eine Längenklasse, die durch die Elektrobefischungen oder Reusenkontrollen bisher nicht nachgewiesen werden konnte.

Die Schwärme setzten sich in einem Großteil der Fälle aus eher kleinen Fischen (< 20 cm) zusammen, Ansammlungen größerer Fische waren selten. Abbildung 159 (rechts) zeigt eine Ausnahme von insgesamt sieben größeren Individuen zusammen im Blickfeld des Sonars, die in der Lippe aufgestiegen sind.

5.3.3.5 Fazit

Obwohl die manuellen Auswertungen der DIDSON-Daten zeitaufwändig und Erfahrungen im Umgang mit Hard- und Software unerlässlich sind, lieferte der Einsatz dieser innovativen Technologie interessante Ergebnisse u.a. zum Potenzial der Aalabwanderung in der Lippe, Eindrücke in den Neunaugenaufstieg und lieferte Hinweise darauf, dass der Rhein als Überwinterungslager für Tausende von Lippefischen dient, eventuell sogar als endgültiger Lebensraum. Zu allen drei Themenkomplexen existierte bisher keinerlei Datengrundlage. Weitere Untersuchungen dieser Art wären zukünftig wünschenswert, damit diese Technologie, die nicht-invasiv ist und in anderen Ländern mittlerweile einen Methodenstandard darstellt (HATELEY & GREGORY 2008), auch hierzulande immer häufiger Berücksichtigung findet.

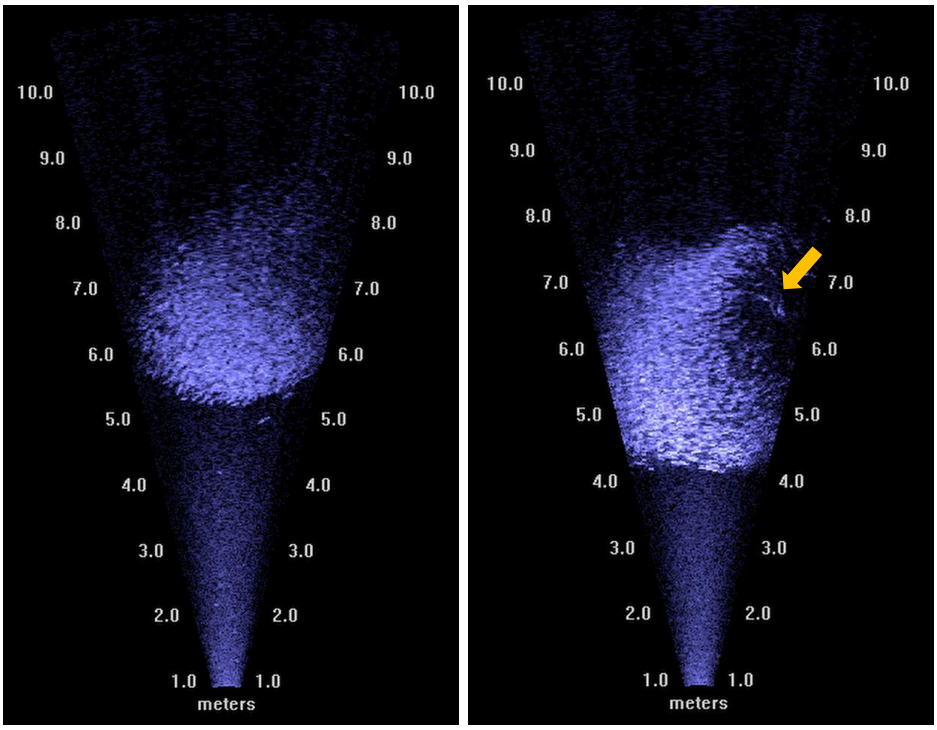


Abb. 158a: *Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen in zeitlich geordneter Abfolge: links typische Schwarmverdichtung, rechts erscheint ein Kormoran (gelber Pfeil), der den Schwarm zum Ausweichen bewegt. Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].*

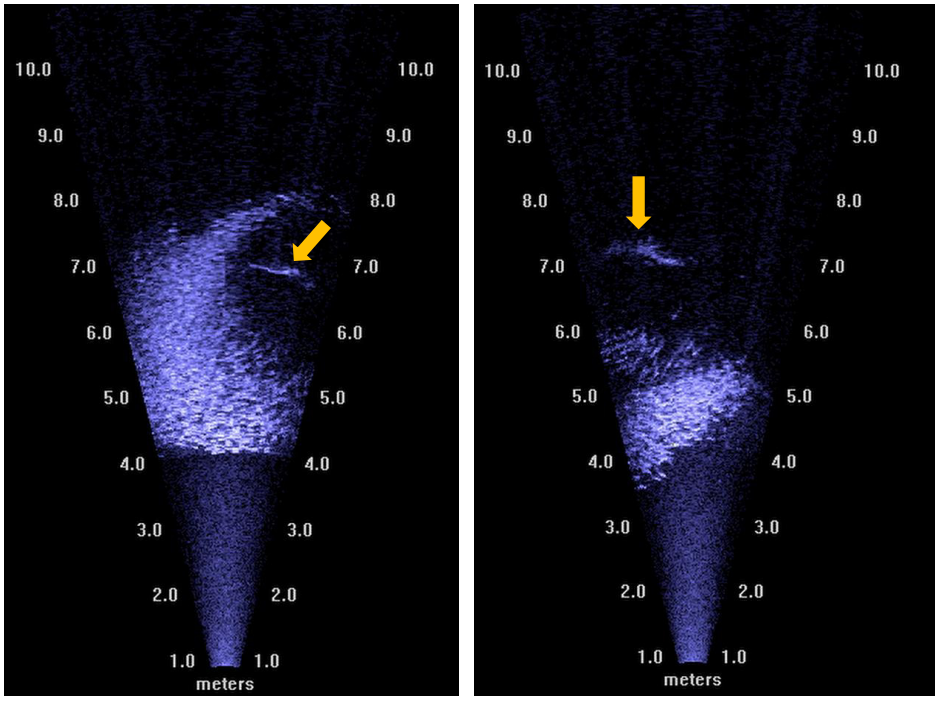


Abb. 158b: *Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen in zeitlich geordneter Abfolge: links Eintauchen des Kormorans (gelber Pfeil) in den Schwarm, rechts Rückkehr des Kormorans, Schwimmrichtung nun von links nach rechts (gelber Pfeil). Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].*

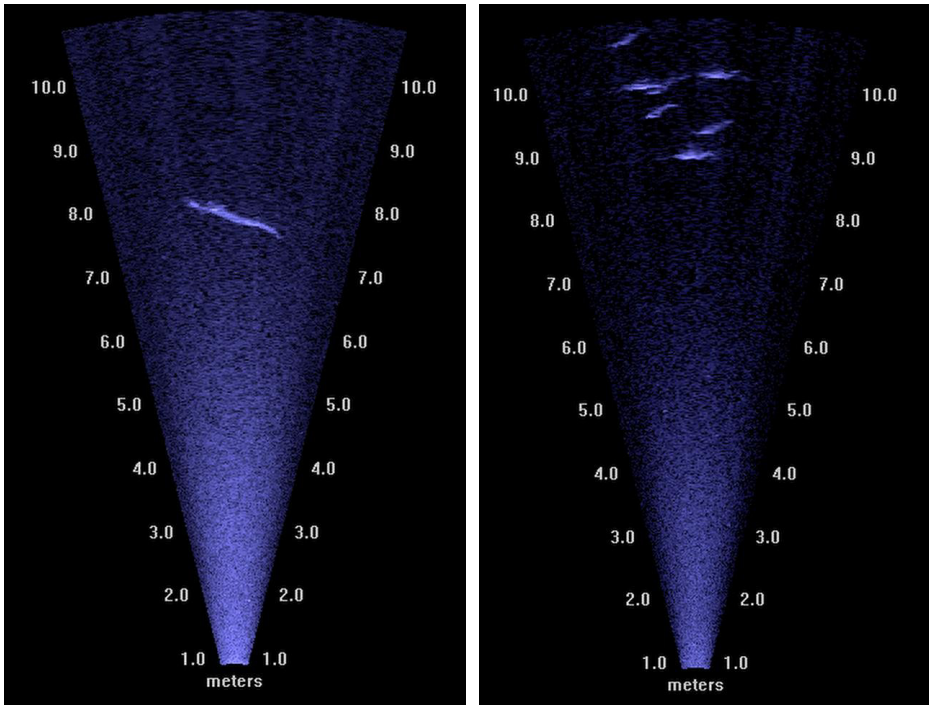


Abb. 159: *Ausschnitte aus DIDSON-Sequenzen: links ein Wels von etwa 1,8 m, rechts Ansammlung von sieben größeren Fischen um die 50 cm. Fließrichtung ist von links nach rechts in beiden Ausschnitten. Die Zahlen am Rand des Kegels geben den Abstand zum Sonar an [m].*

5.4 Artkapitel

5.4.1 Einführung Artkapitel

Nach der Überblicksdarstellung der Verbreitung von Gilden (Kap. 5.2.2) legt dieses Kapitel den Fokus auf die einzelnen Arten. Nachfolgend wird für jede Art zunächst ihr Status (einheimisch oder nicht einheimisch) genannt, danach die historische Verbreitung und ggf. die Verbreitungsgeschichte vorgestellt. Für einige Arten folgen Daten zur Bestandsentwicklung in den vergangenen ca. 30 Jahren, die überwiegend aus dem FischInfo NRW gewonnen wurden.

Nur ausnahmsweise – wenn es für die Interpretation der Ergebnisse wesentlich ist – sind Angaben zu Artbestimmungsmerkmalen oder zur Biologie hinzugefügt.

Die Ergebnisse der tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen aus den Jahren 2017 und 2018 aus Lippe und Auengewässern bilden nicht nur die Verbreitung der Arten entlang der Lippe ab, sondern auch ihre Häufigkeiten oder Abundanzen als CPUE-Werte (catch per unit (of) effort). In der Lippe entspricht der CPUE-Wert der Anzahl von Individuen pro 100 m Fluss bei der in Kapitel 4.1 geschilderten Befischungsmethode, in den Stillgewässern ist es die Zahl von Individuen pro 10 min Befischungszeit.

Für die meisten Arten sind die Befischungsergebnisse in der Lippe in jeweils zwei Diagrammen für die beiden Untersuchungsjahre dargestellt und in ähnlicher Weise die Ergebnisse aus den Auengewässern. In den Diagrammen befinden sich die Quelle der Lippe rechts und die Mündung links. Diese Orientierung wurde gewählt, weil der Fluss ziemlich genau von Ost nach West verläuft und sich gezeigt hatte, dass Ortskundige mit der umgekehrten Darstellung (Quelle links, Mündung rechts) weniger gut zurechtkamen. Eine stilisierte Lippekarte mit den wichtigsten Orten und Querbauwerken soll die Orientierung erleichtern. Diese Karte entspricht nicht ganz genau der Kilometrierung der Lippe, sondern ist an die Anzahl der Probestrecken der Elektrobefischungen angepasst. Da diese Probestrecken nicht in immer gleichen Abständen zueinander liegen, sind einige Flussabschnitte auf der stilisierten Karte im Vergleich zu Kilometrierung etwas „zu lang“ bzw. „zu kurz“.

Sehr seltene Arten erhielten keine Diagramme. Ihre Nachweise, z.T. auch historische Funde, sind nur auf einer Karte markiert, die u.a. alle Querbauwerke unterhalb der Mündung der Alme enthält, welche Auf- und Abstieg von Fischen und Rundmäulern stark behindern (vgl. Kap. 6.3).

Die relativen Häufigkeiten der Arten im Eisvogelgewölle sind jeweils in einem getrennten Diagramm verzeichnet.

Jedes der in den beiden Jahren 2017 und 2018 befischten Stillgewässer wurde unter Vereinfachung der tatsächlichen räumlichen Lage der nächstgelegenen Elektrofischerei-Probestrecke in der Lippe zugeordnet, so dass die Diagramme für die Stillgewässer dieselben Ortsbezeichnungen wie die Diagramme für die Lippe aufweisen. Dies verursacht zwar kleine Lageungenauigkeiten, erlaubt aber eine bessere Orientierung, da alle Diagramme dieselben Ortsbezeichnungen tragen.

Die Ergebnisse der beiden Befischungsjahre, der Reusenkontrollen, der Sonaruntersuchungen, der Besenderung von Wanderfischen und der Eisvogelgewölle werden miteinander und mit den älteren Daten verglichen. Ziel ist es, Verbreitungsschwerpunkte und -lücken wie auch Veränderungen in den Zeitreihen zu entdecken und Ursachen dafür zu diskutieren sowie möglichst konkrete Verbesserungsvorschläge zu benennen.

5.4.2 **Flussneunauge** (*Lampetra fluviatilis*)

autochthon

Bach- und Flussneunauge werden meist als zwei Arten betrachtet, könnten aber auch eine nicht-prädatorische stationäre Form und eine prädatorische Wanderform derselben Art sein, ähnlich wie Bach- und Meerforelle (z.B. ESPANHOL et al. 2007), was aber bisher noch nie nachgewiesen wurde. Die beiden Neunaugen unterscheiden sich v.a. in der Größe: adulte Flussneunaugen sind meist 300 – 450 mm lang, adulte Bachneunaugen nur 80 – 160 mm (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Querder von Fluss- und Bachneunauge sind nicht voneinander zu unterscheiden (HARDISTY 2006), während sich die meisten Transformer der beiden Arten, also frisch metamorphosierte Tiere im Herbst, durch ihre unterschiedlichen Körperlängen mit einiger Sicherheit zuordnen lassen: Flussneunaugen weisen Totallängen von 80 – 130 mm auf, Bachneunaugen dagegen 120 – 175 mm (KOTTELAT & FREYHOF 2007, s. Abb. 160). Vielen Elektrofischern ist allerdings nicht bewusst, dass Bachneunaugen-Transformer größer sind als Flussneunaugen-Transformer.

Abgesehen von den unterschiedlichen Körperlängen fällt im Vergleich der beiden Neunaugen auf, dass Flussneunaugen-Transformer relativ größere Augen haben (Abb. 161 & 162).

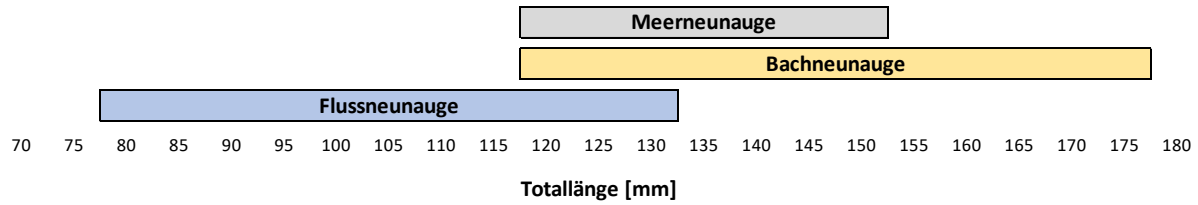


Abb. 160: *Schematische Darstellung der Bestimmung von Transformern des Fluss-, Bach- und Meerneunauges im Feld anhand ihrer Totallänge (nach Daten in KOTTELAT & FREYHOF 2007)*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 161: *Bachneunaugen-Transformer aus der Lippe bei Lippstadt-Eickelborn am 27.09.2017*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 162: *Flussneunaugen-Transformer aus der Lippe bei Sickingmühle am 03.10.2017*



NZO GmbH

Abb. 163: *Unbestimmbarer Querder (oben) und Flussneunaugen-Transformer aus der Lippe bei Wesel-Schwarzenstein am 19.10.2017*

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen war das Flussneunauge 1877 „*in nicht erheblicher Anzahl*“ zu finden (HERWIG 1878). Bei Werne in der Lippe kam es nur selten vor (LANDOIS et al. 1892). GIERS JR (ca. 1962) beobachtete zwischen 1918 und den 1930er Jahren an der Mühle Heessen Flussneunaugen, die sich an bemoosten Steinen angesaugt hatten; „*etwas, woran man heute* [ca. 1962] *gar nicht mehr zu denken wagt*“.

In der Datei des FischInfo NRW sind vier adulte Flussneunaugen mit Körperlängen von 20 - 30 cm bzw. 30 - 40 cm verzeichnet: zwei Individuen am 05.03.2002 und zwei weitere am 27.10.2005, alle im Unterlauf der Lippe im Raum Hünxe. Von 82 weiteren gemeldeten Flussneunaugen (unter der nicht sicheren Annahme, dass diese Meldungen nicht auch Querder umfassten) waren 50 kleiner als 10 cm, also sichere Flussneunaugen, während die Größenangaben der anderen (10 – 15 cm oder 10 – 20 cm) keine nachträgliche Bestimmung erlauben.

Von den 50 „kleinen" Transformern im FischInfo NRW wurden 38 von Herbst 1999 bis April 2000 am Unterlauf der Lippe (Kreis Wesel) gefangen, 11 weitere am 09.07.2008 bei Sickingmühle im Kreis Recklinghausen und einer am 13.06.2008 bei Auferkamp im Kreis Unna.

Außerdem fing LimnoPlan (2016) bei Monitoring-Untersuchungen in der renaturierten Lippemündung 2016 einen Transformer.

Eine Überraschung war der Fang zahlreicher adulter Flussneunaugen mit Totallängen von 25 bis 45 cm bei einer Funktionskontrolle des damals neuen Umgehungsgerinnes am Wehr Beckinghausen (99 km oberhalb der Mündung) vom 25.11.1998 bis zum 31.03.2000. Nach aufwärts und abwärts gerichtete Reusen in der Umgehung erlaubten eine Registrierung der Ortsbewegungen von Fischen und Rundmäulern. Bei der erstmaligen Elektrobefischung des frisch angelegten Umgehungsgewässers wurden am 25.11.1998 12 adulte Flussneunaugen gefangen. In der Saison 1998/99 stiegen dann 382 Individuen auf mit einem zeitlichen Schwerpunkt von Mitte Februar bis Anfang April (Maximum am 05.03.). In der nicht komplett untersuchten Saison 1999/00 begann der Aufstieg erst im März und bis zum Ende des Monats wurden 59 Individuen registriert. Sehr unerwartet waren die hohen Zahlen absteigender Flussneunaugen: Zwischen Ende Januar und Mitte März 1999 waren es 114 Tiere (Maximum Anfang März) und im März 2000 sogar 187 Tiere (SPÄH 2000a). Da Aufstieg und Abstieg nahezu gleichzeitig stattfanden, ist es sehr unwahrscheinlich, dass die aufsteigenden Neunaugen einen Laichplatz flussaufwärts des Wehrs Beckinghausen erreichten, ablaichten und wieder zurückkehrten, zumal in erreichbarer Nähe keine überströmten Flachwasserzonen vorhanden sind. Denkbar ist dagegen, dass das neu angelegte, 200 m lange Umgehungsgerinne, in dem das Wasser relativ flach über eine Sohle aus Schüttsteinen unterschiedlichen Durchmessers strömte, für die Neunaugen als Laichhabitat ausreichte; die Tiere wären damit bei ihren Ortsbewegungen am Laichplatz sowohl in der nach oben als auch in der nach unten gerichteten Reuse wiederholt gefangen worden. Die Gesamtzahl der Flussneunaugen pro Saison am Wehr Beckinghausen könnte damit niedriger sein als die Summe der Fangzahlen; sie dürfte aber 1998/99 mindestens 70 Individuen betragen haben, da diese Zahl am 05.03.1999 gleichzeitig in der Reuse festgestellt wurde.

Um nach Beckinghausen zu gelangen, müssen die Tiere die Wehre Dahl und Buddenburg (beide mit unzureichenden Fischaufstiegen) überwunden haben.

Die Funktionskontrolle des 2003 nach gleichem Muster wie in Beckinghausen gebauten 180 m langen Umgehungsgerinnes um das Wehr Buddenburg (92 km oberhalb der Mündung) – also flussabwärts von Beckinghausen - erbrachte keine aufsteigenden und nur vier absteigende Flussneunaugen in dem Untersuchungszeitraum zwischen dem 07.05.2003 und dem 17.12.2004; die Tiere wurden zwischen dem 17.03. und dem 17.04.2004 registriert (SPÄH 2005).

Warum wurden 1998/99 und 1999/00 so viele Flussneunaugen am Wehr Beckinghausen gefangen, in der Saison vier Jahre später aber nur Einzelindividuen an dem 7 km flussabwärts gelegenen Wehr? Falls die Hypothese stimmt, dass die Neunaugen im Umgehungsgerinne am Wehr Beckinghausen ablaichen wollten, könnte die Ansammlung von Tieren durch Pheromone zustande gekommen sein. Die zuerst aufwärts wandernden Männchen, die ein geeignetes Laichhabitat erreichen, geben eine Gallensäure ins Wasser ab, die Weibchen anlockt (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Es wäre demnach möglich, dass einzelne männliche Flussneunaugen bei günstigen Wasserständen weit flussauf schwimmen, auch Wehre überwinden und dann weitere Tiere anlocken, sobald sie einen geeigneten Laichplatz finden. Die frisch angelegte Umgehung am Wehr Beckinghausen erfüllte offenbar die Bedingungen, die um mehrere Jahre „gealterte“ und mit Wasserpflanzen bewachsene Umgehung dann vielleicht nicht mehr, denn sonst hätten die Neunaugen in der Saison 2003/04 auf ihrem Weg nach Beckinghausen die Umgehung Buddenburg passieren müssen – sofern die Tiere nicht das Wehr direkt überwunden haben.

In einem weiteren Fall wurden sicher bestimmte Flussneunaugen sogar noch weiter lippeaufwärts beobachtet: Am 07.02.2008 sah S. Kuss (2008) etwa 40 Individuen, die bei Hochwasser erfolglos den nicht überwindbaren Fischaufstieg am Wehr Stockum (116,5 km oberhalb der Mündung) zu bewältigen versuchten. Am 09.02.2008 fing S. Kuss bei einer Elektrobefischung am Einstieg des Fischaufstieges noch ein Exemplar.

In der Kühlwasserentnahme des Kraftwerks Westfalen in Hamm-Uentrop (141 km oberhalb der Mündung) wurden im Januar 2009 zahlreiche offenbar flussabwärts wandernde kleine Neunaugen festgestellt, allein am 28.01.2009 mehr als 50 Individuen (S. Kuss mdl.). Dem Habitus nach waren es Flussneunaugen-Transformer; leider wurden die Tiere nicht genauer untersucht.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 164: *Abwandernde Transformer aus der Kühlwasserentnahme des Kraftwerks Westfalen bei Hamm-Uentrop 2009: Silbrige Färbung und große Augen legen nahe, dass es sich um Flussneunaugen handelt.*

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden in der Lippe und in Auengewässern tagsüber und bei Nachtbefischungen zwischen Ende August und Ende Oktober in beiden Jahren insgesamt 138 Querder, 76 Transformer und 183 Bach- und Flussneunaugen ohne Registrierung des Entwicklungsstadiums gefangen. Die Verbreitung und Abundanz der Neunaugen zeigt Abbildung 165a. Ein Diagramm für Neunaugenanteile im der Eisvogelnahrung fehlt, weil die Knorpel der Rundmäuler keine Reste im Gewölle hinterlassen. Abbildung 165b zeigt die Fundorte von Flussneunaugen vor 2017 sowie die Ergebnisse der Neunaugenlaichgrubenkartierung des LANUV (Fachbereich 26).

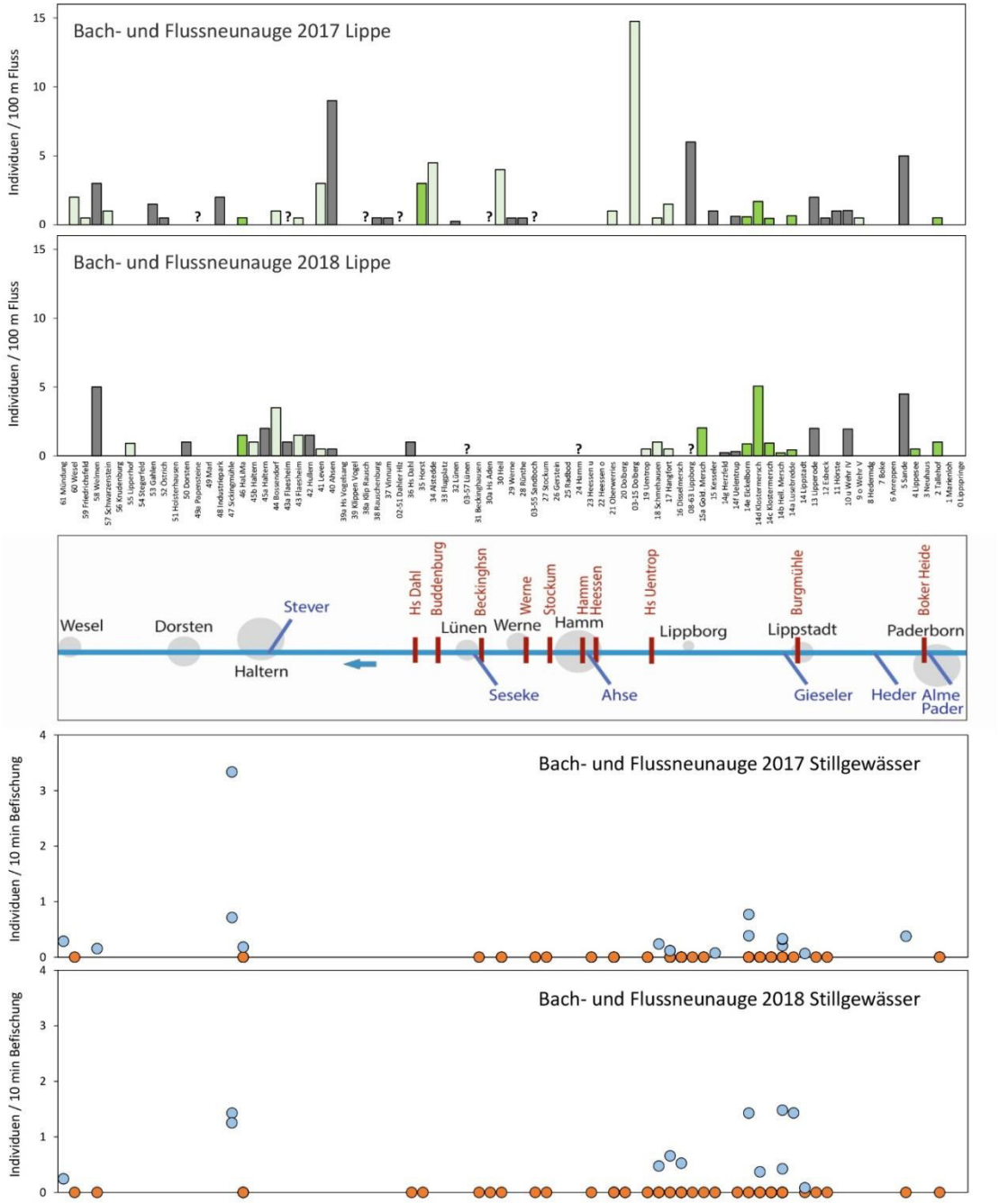


Abb. 165a: *Verbreitung und Häufigkeit von Bach- und Flussneunauge (L. planeri & L. fluviatilis) 2017 & 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber), Probestrecke in der Lippe:* ▮ *ausgebaut,* ▯ *entfesselt,* ▮ *naturnah;* ***?*** *im betreffenden Jahr nicht untersucht;* ● / ● *Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

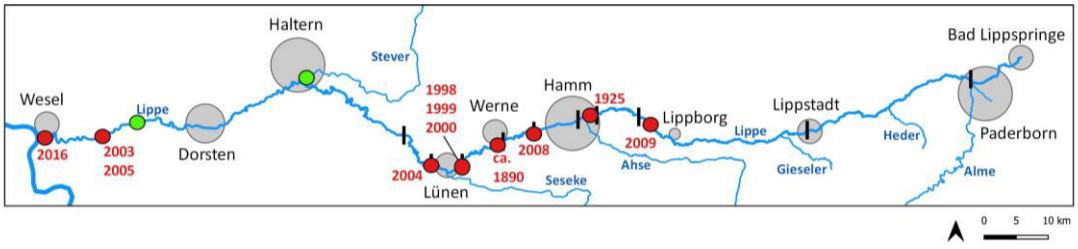


Abb. 165b: *Fundpunkte des Flussneunauges (L. fluviatilis) in der Lippe vor 2017 (rot: Nachweise adulter Individuen oder Transformer, grün: Flussneunaugen mit Laichgrube)*

Die Neunaugen sind über die ganze Lippe verbreitet, ohne dass besondere Schwerpunkte auftreten. Auch in Auengewässern sind Neunaugen – oft Querder – anzutreffen, und zwar sowohl in Gewässern mit ständiger Verbindung zur Lippe wie im Bergsenkungsgebiet HaLiMa (Fluss-km 45 – 50), als auch in Gewässern der renaturierten Auenabschnitte (Fluss-km 140 – 180), wo Neunaugen auch in Stillgewässern auftauchen, die nur bei Hochwasser mit dem Fluss in Verbindung stehen.

Zwischen den Probestrecken 22 (oberhalb des Wehrs Heessen) und 33 (oberhalb des Wehrs Buddenburg) traten 2017 und 2018 keine Transformer auf, zwischen den Probestrecken 22 und 27 (Wehr Stockum) überhaupt keine Neunaugen. Die Längen-Häufigkeitsverteilung der Transformer wurde daher in Abbildung 166 für die beiden Abschnitte oberhalb des Wehrs Heessen und unterhalb des Wehrs Buddenburg getrennt dargestellt.

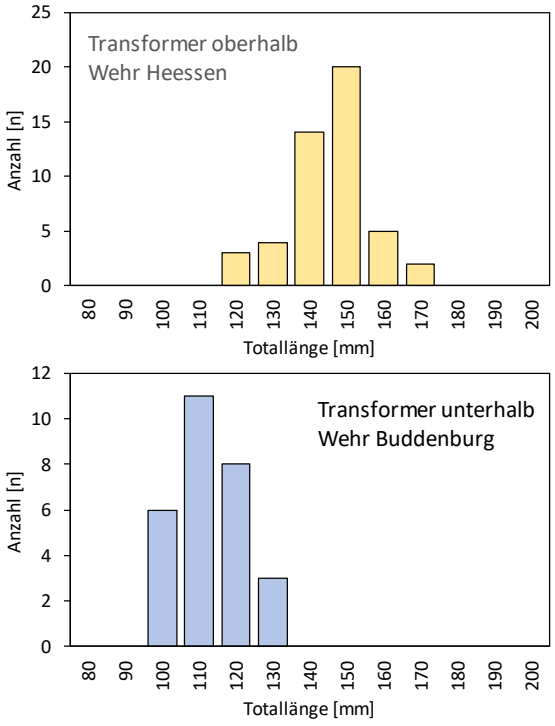


Abb. 166: *Längenhäufigkeitsverteilung der 2017 und 2018 gefangenen Transformer*

Die beiden deutlich verschiedenen Maxima der Transformer im oberen und unteren Abschnitt des Untersuchungsgebietes und der geringe Überschneidungsbereich der Maße zeigen, dass beide Neunaugenarten bzw. -formen in der Lippe vorkommen und sich die Verbreitungsgebiete im Moment anscheinend nicht oder nur sehr gering überschneiden. Möglicherweise stellt das nicht passierbare Wehr Stockum die Trennlinie zwischen Bach- und Flussneunauge dar.

Am 27.03.2018 gelang ca. 500 m aufwärts der Lippemündung der Fang zweier adulter Flussneunaugen (Abb. 167). Bei den Reusenfängen im Fischaufstieg des Wehrs Buddenburg vom 13.04.2018 bis zum 04.11.2019 im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde am 30.03.2019 ein adultes Flussneunaugen gefangen (Abb. 168).

Die Auswertung der DIDSON-Untersuchung beschränkte sich auf den Zeitraum vom 15. November bis 15. Dezember 2018 und fand somit vor dem eigentlichen Maximum der Laichwanderung der Flussneunaugen statt. Dennoch konnten in diesem Zeitraum 183 Flussneunaugen detektiert werden, die

in der Lippe bei Wesel (2 km oberhalb der Mündung) aufgestiegen sind. Die mittlere Größe der wandernden Tiere betrug 36,2 ± 3,4 cm. Unklar ist jedoch, wie weit die Tiere tatsächlich aufgestiegen sind.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 167: *Adultes Flussneunauge an der Lippemündung am 27.03.2018*



ASV Waltrop e.V.

Abb. 168: *Adultes Flussneunauge am Wehr Buddenburg am 30.03.2019*

Insgesamt ist das Bild von Phänologie, Verbreitung und Häufigkeit des Flussneunauges in der Lippe noch recht unklar. Adulte Individuen wurden seit 1998 zwischen der Mündung und Hamm-Stockum in jährlich und örtlich sehr unterschiedlicher Zahl nachgewiesen; dabei überwanden die Tiere offenbar auch solche Fischaufstiege, die andere Arten wie die Nase nicht oder kaum nutzen, aber das

Wehr Stockum stellt selbst unter günstigen Bedingungen das Ende der Wanderstrecke dar. Transformer des Flussneunauges traten 2017 und 2018 zwischen Alstedde (unterhalb Wehr Buddenburg) und der Mündung auf, die Transformer oberhalb waren der Körperlänge nach Bachneunaugen.

Rätselhaft sind die nur im Jahr 2009 beobachteten flussabwärts ziehenden kleinen Transformer bei Hamm-Uentrop. Wenn es sich tatsächlich um Flussneunaugen gehandelt hat, müssen entweder in seltenen Fällen, z.B. bei sehr hohen Wasserständen, doch adulte Tiere weit lippeaufwärts gelangen oder ein Teil der Bachneunaugen des Oberlaufes wandert als Flussneunaugen ab.

Flussneunaugen, die nicht so hohe Ansprüche an ihre Laichhabitate stellen wie andere lithophile Arten, haben sich in den letzten Jahren offenbar an verschiedenen Stellen des Unterlaufes der Lippe erfolgreich reproduziert. Für den Weg flussaufwärts nutzen sie auch einige der vorhandenen, nicht optimalen Aufstiege an den Wehren. Damit die Tiere auch den Oberlauf der Lippe erreichen ist es vordringlich, das unüberwindliche Wehr Stockum niederzulegen.

5.4.3 **Bachneunauge** (*Lampetra planeri*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt das Bachneunauge für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht, wahrscheinlich, weil es nicht vom Flussneunauge unterschieden wurde. Bei Werne in der Lippe und im Hornebach bei Lünen komme das kleine Neunauge „*nur in wenigen Exemplaren*“ vor (LANDOIS et al. 1892).

Wegen der Unsicherheiten der Artbestimmung von Bach- und Flussneunauge sind die Daten des FischInfo NRW nur mit Einschränkungen zu verwenden (s. Flussneunauge). An ihrer Totallänge bestimmbar sind die meisten Transformer von September bis November (Bachneunaugen 120 – 175 mm, Flussneunaugen 80 – 130 mm) und adulte Tiere in der Reproduktionszeit (Bachneunaugen 80 – 160 mm, maximal 180 mm, Flussneunaugen immer größer als 180 mm, meist 300 – 450 mm) (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Unterscheidung junger, noch nicht abgewanderter Flussneunaugen von adulten Bachneunaugen im Spätwinter oder Frühjahr geht nicht mehr anhand der Körperlänge (da Bachneunaugen nach der Metamorphose keine Nahrung mehr aufnehmen und bis zur Reproduktionszeit „schrumpfen“), sondern anhand der Färbung: Bachneunaugen sind braun mit weißlichem oder gelblichem Bauch, Flussneunaugen einheitlich silbergrau (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Gefangene Neunaugen sollten künftig nicht mehr nur in Größenklassen notiert, sondern auf 0,5 cm genau vermessen und zumindest von Dezember bis Juni möglichst auch fotografiert werden.

Bei den Bachneunaugen im FischInfo NRW wurde nicht zwischen Querdern und Transformern bzw. adulten Tieren unterschieden, wie die Auflistung von zahlreichen Individuen zwischen 0 und 5 cm Totallänge belegt; auch bei den Neunaugenfänge im Rahmen des Lippeauenmonitorings (ABU 1994-2020) wurden die Entwicklungsstadien der Neunaugen in den Meldungen für das LANUV nicht differenziert, weil die vorgegebenen Tabellen dies nicht vorsahen.

Die Verbreitung von Bach- und Flussneunauge ist im Flussneunaugen-Kapitel (5.4.2) dargestellt.

5.4.4 **Meerneunauge** (*Petromyzon marinus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt das Meerneunauge nicht; LANDOIS et al. (1892) beschreiben die Art zwar, geben aber keine Angaben zu ihrem Vorkommen in Westfalen.

Zur Bestimmung von Querdern und Transformern des Meerneunauges ist die Färbung der Schwanzflosse wesentlich (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Im Gegensatz zu Bach- und Flussneunauge haben Meerneunaugen schwarze Pigmentzellen nicht nur auf dem Schwanzstiel, sondern auch vom Schwanzstiel ausgehend im Flossensaum; bei den anderen beiden Arten ist der Flossensaum komplett hell-durchscheinend (Abb. 171). Außerdem ist die Schwanzflosse des Meerneunauges in diesem Altersstadium „schwertförmig“, während sie bei Bach- und Flussneunauge eine Verbreiterung in der Mitte und dadurch eine Rautenform besitzt (GARDINER 2003). Die Totallängen der Transformer der drei Arten überschneiden sich nur teilweise (s. Flussneunauge). Sicher können fast alle Individuen an der Anzahl der Körpermyomeren (Segmente zwischen der letzten Kiemenspalte und dem Anus) bestimmt werden. Sie beträgt bei Meerneunaugen 66 – 75 und bei Bach- und Flussneunaugen 57 – 67 (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Im FischInfo NRW sind zwei Meerneunaugenfänge in der Lippe verzeichnet: am 17.05.2005 ein über 70 cm langes Exemplar flussabwärts von Krudenburg (14 km oberhalb der Mündung) und am 01.10.2009 ein 10 – 20 cm langes Exemplar (offenbar Querder oder Transformer) bei Sickingmühle (46 km oberhalb der Mündung, Abb. 172). Außerdem stellte LimnoPlan (2015, 2016) 2014 in der Lippe 1 km und 3,5 km oberhalb der Mündung jeweils ein junges Meerneunauge fest und 2016 einen Transformer in der Aue der renaturierten Lippemündung.

Im Rahmen der Befischungen 2017 und 2018 gelang der Fang eines 13,5 cm langen Transformers am 03.09.2018 in einem mit dem Fluss verbundenen Stillgewässer der renaturierten Lippemündung (Abb. 169). Die Körperlänge des Tieres schließt einen Flussneunaugen-Transformer aus, und die teilweise dunkle Pigmentierung der Schwanzflosse führt zur Artdiagnose „Meerneunauge“ (Abb. 170). Die Myomeren wurden nicht gezählt, da dazu eine Betäubung des Tieres erforderlich gewesen wäre.



Abb. 169: *Dieser Transformer aus der Lippemündung am 03.09.2018 ist mit deutlich über 13 cm zu lang für ein Flussneunauge.*



Abb. 170: *Noch einmal das Tier aus Abb. 169: Der Flossensaum des Schwanzes ist „schwertförmig“ und ausgehend vom Schwanzstiel teilweise dunkel pigmentiert: ein Meerneunauge.*

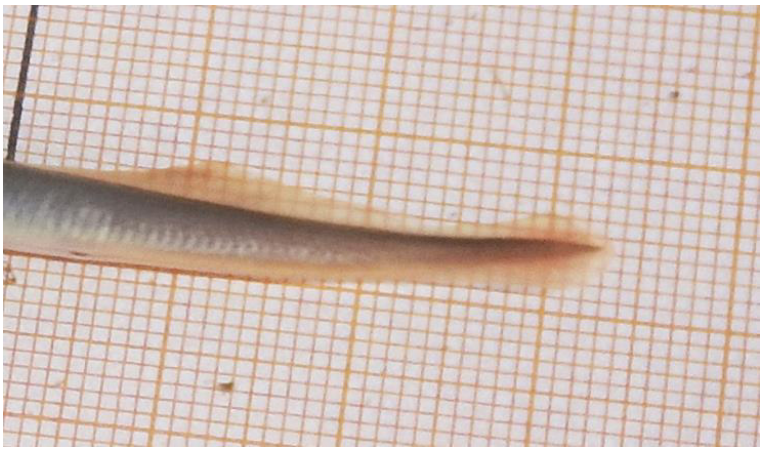


Abb. 171: *Dieser Flussneunaugen-Transformer aus der Lippe bei Wesel-Schwarzenstein am 19.10.2017 zeigt den leicht rautenförmigen, klar durchscheinenden Flossensaum, der ihn vom Meerneunauge unterscheidet.*

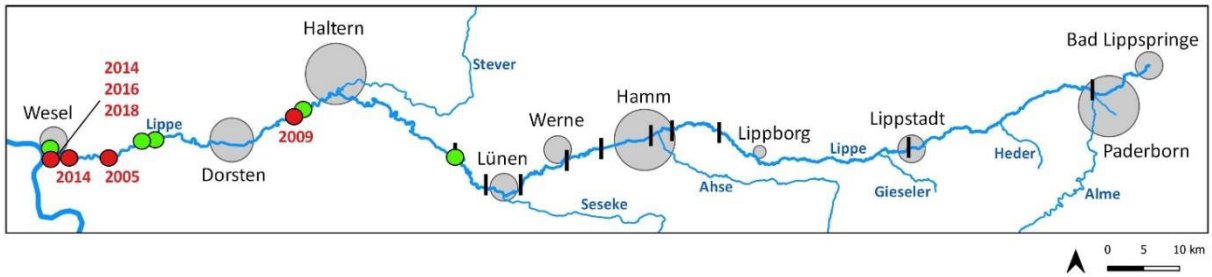


Abb. 172: *Fundpunkte des Meerneunauges (Petromyzon marinus) in der Lippe (rot: Nachweise adulter Individuen oder Transformer, grün: Meerneunaugen mit Laichgrube)*

Die Verbreitung des Meerneunauges reicht von der Lippemündung bis zum Wehr Dahl. Damit sich die Art weitere Lebensräume erschließen kann, ist eine Beseitigung des unüberwindlichen Wehrs vordringlich. Erst dann kann sich zeigen, ob adulte Meerneunaugen in der Lage sind, die Fischaufstiege der oberhalb liegenden Wehre zu durchschwimmen.

5.4.5 **Europäischer Stör** (*Acipenser sturio*)

autochthon, in der Lippe verschollen

Der Fang eines „stattlichen Störs“ am Wehr Lünen am 07.05.1549, verewigt durch einen Eintrag inklusive Zeichnung des Stadtsekretärs Jürgen SCHOTTE in das Roten Buch der Stadt Lünen (Abb. 173), ist der erste belegte Nachweis dieser Art in der Lippe, rund 100 km oberhalb der Mündung. 1549 war das Wehr bei Lünen (heute Beckinghausen) das unterste Wehr in der Lippe. Für den Eintrag in das Rote Buch scheint nicht der einfache Fang eines Störs, sondern der Fang eines stattlichen Störs ausschlaggebend gewesen zu sein; wahrscheinlich war der Stör in der Lippe keine Seltenheit.



Abb. 173: *Zeichnung und Bericht über den Fang eines Störs im Jahr 1549 im Roten Buch der Stadt Lünen*

Vier weitere publizierte Fänge datieren aus dem 19. Jahrhundert: „*so wurde 1859 zu Horst bei Lünen aus der Lippe ein Stör gezogen, und noch in früheren Jahren fand sich ein solcher Fisch - wie Professor Landois sich erinnert - eines guten Tages, zum Erstaunen der Bewohner, in einem Mühlenkolke der Stever bei dem Dörfchen Senden*“ (LANDOIS et al. 1892). Der letztgenannte Fisch ist wahrscheinlich der 2,20 m lange Stör, den das Naturkundemuseum Münster 1840 aus der Stever „*bei Olfen*“ erhielt. Der Fang dieses Fisches im Mühlenkolk der Füchtelner Mühle bei Olfen ist auch in der Chronik der Familie Tenkhoff verzeichnet (EGGENSTEIN 2010, Abb. 174). HERWIG (1878) gibt an, „*sicher ist im vorigen Jahre* [= 1876, vgl. von dem Borne 1881] *in der Stever bei Olfen ein 70 Kilogramm, und vor circa 15 Jahren ein 85 Kilogramm schweres Exemplar gefangen. Beide Fische waren bei Hochwasser in eine Anfluth gegangen, aus der sie beim Rücktritt des Wassers nicht zurückwechseln konnten.*“



Abb. 174: *Stör aus der Stever bei Olfen 1840 (aus EGGENSTEIN 2010)*

Die in Senden bzw. Olfen gefangenen Störe mussten in der Lippe kein Querbauwerk überwinden, um die Stever zu erreichen; der Stör aus der Lippe bei Horst dagegen muss zwei Hindernisse passiert haben: das Wehr bei Haus Vogelsang (Schleuse Datteln, heute nicht mehr existent) und das Wehr bei Haus Dahl. Es ist unbekannt, wie diese Querbauwerke 1859 genau aussahen und gesteuert wurden. Da die Störe offenbar bevorzugt bei Hochwasser flussauf zogen, ist es möglich, dass der später bei Horst gefangene Fisch geöffnete Wehre bzw. Schleusen vorfand.

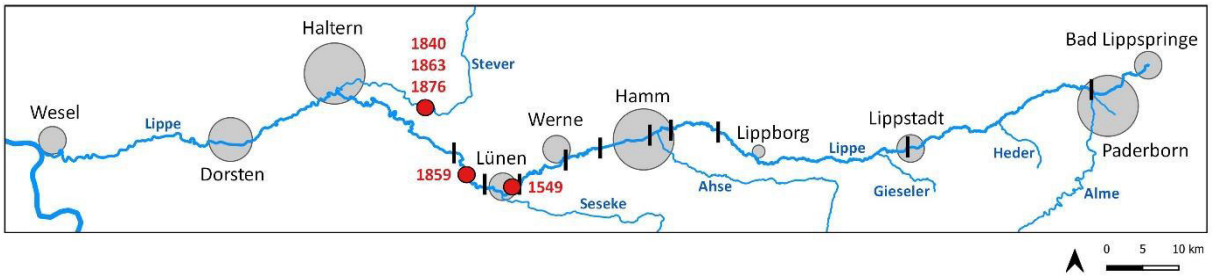


Abb. 175: *Gesicherte Fundpunkte des Europäischen Störs (Acipenser sturio) im Lippesystem*

5.4.6 Nicht einheimische Störarten

Sibirischer Stör (*Acipenser baerii*), **Waxdick, Russischer Stör** (*Acipenser gueldenstaedtii*), **Sterlet** (*Acipenser ruthenus*) und **Stör-Hybriden**

allochthon

Sibirischer Stör und Waxdick werden in vielen europäischen Ländern in Fischteichen gehalten und oft unabsichtlich freigesetzt; reproduzierende Populationen des Sibirischen Störs sind außerhalb des Ursprungsgebietes nicht bekannt (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Der Status der Art in Deutschland ist „unbeständig“, sie gilt als invasiv (NEHRING et al. 2015). Auch Sterlets (*Acipenser ruthenus*) und Stör-Hybriden wie der Bester (*Acipenser ruthenus* x *Huso huso*) werden als Gartenteichfische angeboten und manchmal ausgesetzt, wenn sie zu groß werden.

Bei den Befischungen 2017 bis 2018 traten keine Störe auf, aber aus den letzten Jahren wurden im Lippe-Einzugsgebiet folgende Nachweise bekannt:

- ein 50 – 70 cm langes Exemplar Ende April 2016 mehrfach in einem zeitweise mit der Lippe verbundenen Bergsenkungsgewässer am Tibaum in Hamm beobachtet (R. Bergau schriftl., G. Spilok schriftl.), möglicherweise Waxdick (Russischer Stör, Abb. 176),
- ein Sibirischer Stör in der Lippe am Wehr Hamm-Heessen im Herbst 2017 (Anglermeldung an den LFV),
- ein Exemplar im Juli 2018 im Margaretensee bei Lippstadt (über das Boker-Kanal-System mit der Lippe verbunden) mehrmals beobachtet (M. Scharf schriftl.),
- ein Russischer Stör in der Lippe im Raum Marl am 05.01.2019 (Stiller schriftl.),
- drei nicht bestimmte Störe Ende April 2019 in der Lippe im Raum Hamm (Anglermeldung an den LFV).

Die allochthonen Störarten stellen wegen der möglichen Übertragung von Krankheiten und einer möglichen Bastardierung eine Gefahr für den einheimischen Europäischen Stör dar, für den auch in Deutschland aufwändige Schutzmaßnahmen gestartet wurden (GEßNER et al. 2010). Der Verkauf von Stören sollte daher in Nordrhein-Westfalen verboten werden.

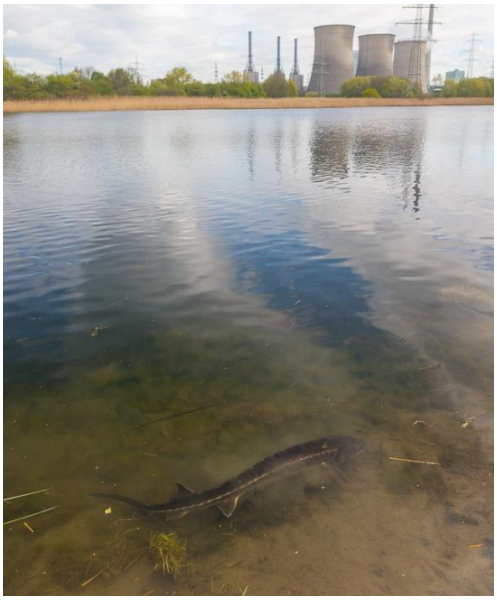


Abb. 176: *Wahrscheinlich Waxdick (Russischer Stör) im Tibaum in Hamm 2016*

5.4.7 **Aal** (*Anguilla anguilla*)

autochthon

Er sei durch die ganze Lippe verbreitet, aber zwischen Beckinghausen und Gahlen wird über seine Abnahme geklagt. „*Die in den Holzschleifereien zu Haus Dahl und Haus Vogelsang enthaltenen Turbinen richten erwiesenermassen grosse Mengen zu Grunde, indem die in dieselben gelangenden Thiere gequetscht zu werden scheinen. Je nachdem sterben sie hierbei sofort oder später ab, oder werden in Folge ihrer Hülflosigkeit die Beute von Raubzeug*“ (HERWIG 1878). „*Im Kreise Rees bis Wesel* [der von Herwig (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an … Aalen, …*“ (VON DEM BORNE 1881). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten.

Regelmäßiger Besatz findet mindestens seit 1926 statt (GIERS SR 1932c). Auch in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 besetzte der LFV und das LANUV NRW an mehreren Stellen in der Lippe Aale, da der natürliche Aufstieg der Jungfische vielfach behindert wird.

In den 1990er Jahren war allerdings die Aaldichte in der Lippe z.B. zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg durch Besatz so hoch, dass der Aal mit teilweise mehr als 100 Exemplaren pro 100 m Fluss über einige Jahre die individuenreichste Art war (ABU 1994-2020). Abfischaktionen der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg und Verminderung der Besatzmengen reduzierten den Bestand allmählich auf eine verträglichere Dichte, die aber dann bis Mitte der 2000er Jahre plötzlich weiter abfiel und seitdem ein Niveau von um fünf Individuen pro 100 m gehalten hat.

Zum Rückgang des Aals, der nicht nur in der Lippe beobachtet wurde, gibt es verschiedene Hypothesen; eine ist besonders überzeugend: Mit einer Lieferung Japanischer Aale aus Taiwan Anfang der 1980er Jahre an europäische Aquakulturen gelangte der Schwimmblasenwurm (*Anguillicoloides crassus*) nach Deutschland und befiel Europäische Aale. Dieser Parasit schädigt seinen asiatischen Wirt kaum, den nicht vorbereiteten Europäischen Aal jedoch stark. 1982 wurde der Fadenwurm erstmals in europäischen Flüssen im Weser- und Emseinzugsgebiet festgestellt und breitete sich danach rapide aus (z.B. WIELGOSS et al. 2008). Der europaweit beobachtete, sehr plötzlich einsetzende Zusammenbruch der Aalbestände (z.B. INGENDAHL 2011) verlief zeitgleich mit der Ausbreitung des Schwimmblasenwurms. Zwar gibt es auch andere Faktoren, die nachteilig auf Aale wirken, wie Wanderungshindernisse, Wasserkraftturbinen und Überfischung. Diese Beeinträchtigungen nahmen jedoch über Jahrzehnte allmählich zu und ließen einen langsamen Bestandsrückgang des Aals erwarten, nicht einen plötzlichen Zusammenbruch.

Von der Forellenregion bis zur Mündung war der Aal in der vorliegenden Untersuchung in der Lippe fast überall anzutreffen. Seine Frequenz betrug 89 % (2017) bzw. 88 % (2018), damit steht seine Verbreitung in beiden Jahren nach dem Flussbarsch an der zweiten Stelle aller Arten. Der durchschnittliche CPUE-Wert lag in der Lippe bei etwas mehr als vier Individuen pro 100 m. Die höchsten Dichten erreichte der Aal im kiesigen Unterlauf, aber auch zwischen Paderborn-Sande und Lippstadt waren die Abundanzen v.a. im Jahr 2018 verhältnismäßig hoch. In renaturierten Flussabschnitten lagen die Dichten überwiegend niedriger als in ausgebauten Abschnitten (Kapitel 5.2.5), in denen die Steinschüttung für den Aal eine Vielzahl von Unterständen bietet.

In Stillgewässern war die Art weitaus seltener anzutreffen als im Fluss und bevorzugte hier ständig angeschlossene Auengewässer (Kap. 5.2.5).

Im Eisvogelgewölle kam der Aal nicht vor – zum einen, weil der Eisvogel junge Aale nur schlecht „verarbeiten“ kann (z.B. EASTMAN 1969), zum anderen, weil Besatzaale überwiegend schon zu groß für Eisvögel sind.

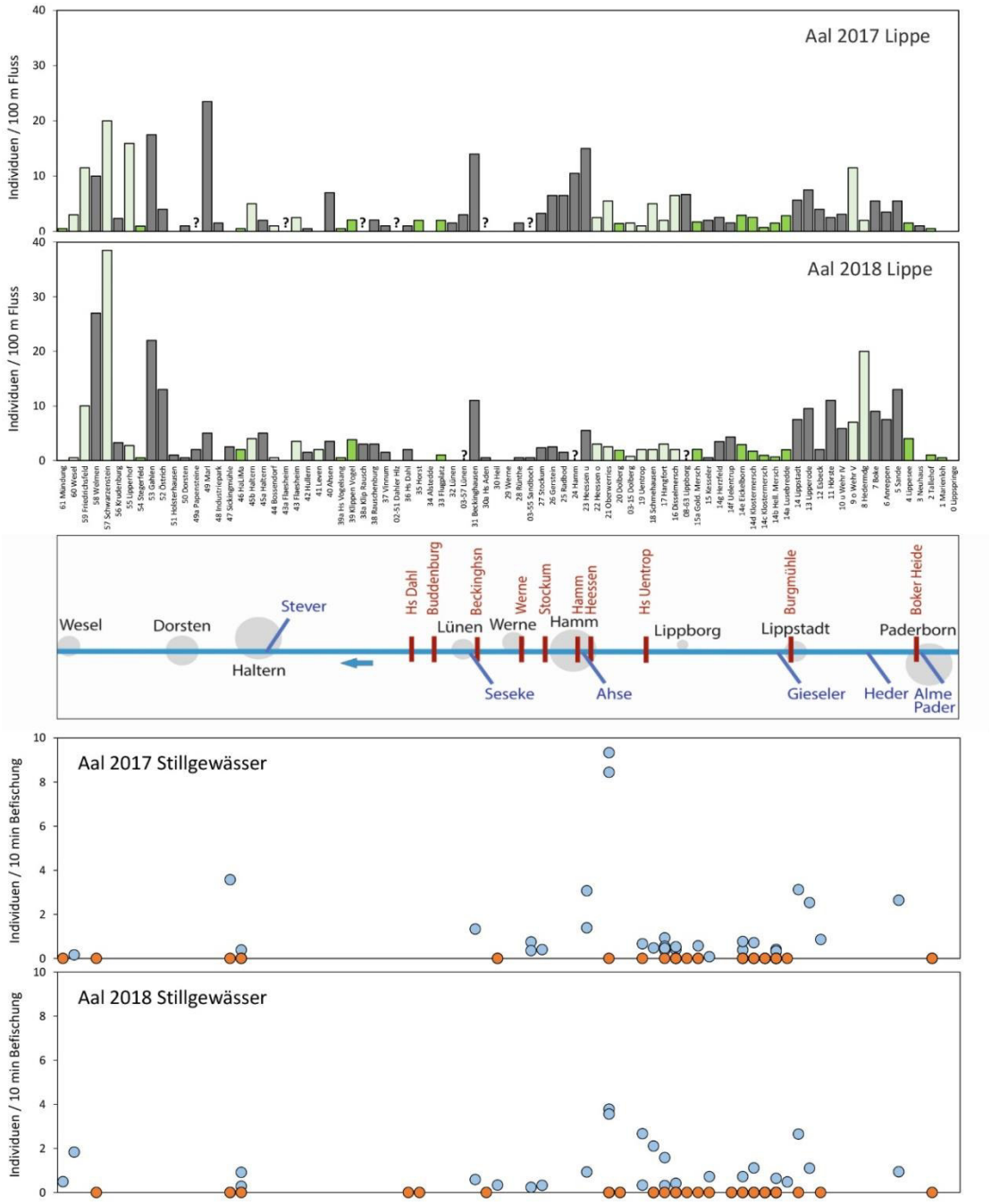


Abb. 177: *Verbreitung und Häufigkeit des Aals (Anguilla anguilla) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber), Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Über die DIDSON-Untersuchung ließen sich von Mitte November bis Mitte Dezember 2018 372 abwandernde Aale aus der Lippe erfassen. Die Aale waren im Mittel 73,3 ± 10,2 cm groß und wanderten vornehmlich nach vorangegangen Niederschlägen, die mit einer Pegelerhöhung einhergingen.



Abb. 178: *Aalportrait*

5.4.8 **Maifisch** (*Alosa alosa*)

autochthon

Nach den Erkundigungen von HERWIG (1878) soll er in der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht vorkommen; auch LANDOIS et al. konnten keinen Nachweis aus der Lippe erbringen. STILLER (2015) schreibt jedoch: *„Sogar der heute verschollene Maifisch gelangte über Rhein und Lippe in die Stever*". Ein einstiger Laichplatz im kiesigen Unterlauf der Lippe ist nicht unwahrscheinlich; im Rhein stieg die Art einst rund 850 km bis Basel auf (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

2007 begann ein LIFE-Projekt zur Wiederansiedlung des Maifisches im Rhein nach den Richtlinien der International Union for Conservation of Nature (IUCN). Die ersten Maifischlarven aus einer Zwischenvermehrung der letzten Maifischbestände Frankreichs aus Garonne und Dordogne wurden 2008 im hessischen und nordrhein-westfälischen Rhein-Einzugsgebiet ausgesetzt (LANUV 2013b); die Besatzmaßnahmen laufen derzeit noch weiter (STAAS et al. 2019).

2014 gelang bei Monitoring-Untersuchungen der Fang von drei geschlechtsreifen Maifisch-Weibchen im Rhein bei Rees und Wesel, außerdem der Fang mindestens eines Tieres in der Lippe durch Angler (SCHARBERT 2015). Weder bei den Elektrobefischungen 2017 und 2018 noch bei den anderen aktuellen Untersuchungsmethoden wurden Maifische gefangen.

Maifische laichen in mäßiger Strömung auf Kiesbänken (STAAS et al. 2019), wie sie an einigen Stellen in der unteren Lippe zwischen Dorsten-Holsterhausen und der Mündung vorkommen. Solche Habitate sollten geschützt bzw. durch Entfesselungen und Aufweitungen des Flussbetts neu angelegt werden.

5.4.9 **Finte** (*Alosa fallax*)

Status in der Lippe unklar, in NRW verschollen

Es liegt kein historischer Nachweis aus der Lippe vor (LANDOIS et al. 1892). Die Art besiedelte einst den Niederrhein, aber die Bestände sind seit den 1950er Jahren erloschen (NZO 2001).

5.4.10 **Bitterling** (*Rhodeus amarus*)

Status unklar

HERWIG (1878) erwähnt die Art für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht. Neue Untersuchungen legen nahe, dass der bisher für einheimisch gehaltene Bitterling ursprünglich nur in den Unter- und Mittelläufen der nördlichen Schwarzmeerzuflüsse vorkam (KOTTELAT & FREYHOF 2007) und im Spätmittelalter mit dem Karpfen unabsichtlich nach Mittel- und Westeuropa verbreitet wurde. Die wärmeliebende Art erlitt hier in klimatisch ungünstigen Perioden wahrscheinlich starke Bestandseinbußen. Ein Beispiel dafür ist die „Kleine Eiszeit", die zwischen 1570 und 1715 besonders kalt war. Offenbar breitete sich der Bitterling erst am Ende des 18. Jahrhunderts wieder aus. Er erreichte erst 1850 den Niederrhein (VAN DAMME et al. 2007). LANDOIS et al. (1892) kommentieren den Fang von Bitterlingen bei Münster 1885: „*keiner der Anwesenden erinnerte sich, sie jemals hier zu Gesicht bekommen zu haben*" und „*bei uns in Westfalen ist er noch nicht vielerorts beobachtet*"; möglicherweise trat die Art hier erstmals in Erscheinung. GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) erwähnen den Bitterling nicht. Mittlerweile ist die Art in Deutschland weit verbreitet.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 179: *Bitterling*

Im FischInfo NRW ist bis zum Jahr 2000 nur ein einziger Bitterling für die Lippe im Kreis Soest verzeichnet; 2001 bis 2010 sind es Fänge an sechs Probestellen mit insgesamt 18 Individuen in den Kreisen Soest bis Recklinghausen und 2011 bis 2015 wieder sechs Probestellen mit 63 Individuen in den Kreisen Soest bis Wesel.

Die Geschichte des Bitterlings im Gebiet der Stadt Hamm schilderte S. Kuss (mdl.) im Jahr 2020: Ende der 1970er Jahre wurden im Kurpark der Stadt Hamm die miteinander verbundenen, verlandenden „Nordring-Teiche", wohl Reste des ehemaligen städtischen Wall- und Wassergrabensystems, für eine Entschlammung tocken gelegt. Dabei wurden zahlreiche Bitterlinge gefunden und in verschiedene andere Gewässer umgesetzt, u.a. die Gräfte von Schloss Oberwerries und mehrere Gartenteiche. Zu

dieser Zeit war der Bitterling noch kein „Modefisch“ für Zierteiche; der Bestand in den Nordring-Teichen geht also wahrscheinlich nicht auf (absichtlichen) Besatz zurück. Allerdings gab es im Herbst 1925 einen Besatz der damals „durch reines Lippewasser gespeisten“ Teiche mit Karpfen und Schleien (GIERS SR 1932b).

Während die Bitterlinge in der Schlossgräfte Oberwerries schon im zweiten Jahr nach dem Einbringen nicht mehr nachzuweisen waren, entwickelten sich in einigen der kleinen Teiche individuenreiche Bestände. Um 1983/84 erhielt eine Fischzucht an der Ahse in Welver-Dinker Bitterlinge dieses Ursprungs. Von hier breitete sich die Art allmählich in der gesamten unteren Ahse aus und gelangte von der Ahsemündung aus auch in die Lippe. Nicht alle in den Folgejahren im Fluss und in der Aue gefangenen Bitterlinge stammen jedoch aus dieser Quelle, denn spätestens ab den 1980er Jahren setzte ein Handel mit Bitterlingen ein – Fische unbekannter Herkunft wurden für Aquarien und Gartenteiche angeboten und zum „Artenschutz“ in vielen Gewässern freigesetzt. So dürften z.B. die Bitterlinge, die derzeit im Bergsenkungsgebiet „Radbodsee“ häufig sind, nicht aus dem Hammer „Urbestand“ der Nordring-Teiche stammen (alle Angaben von S. Kuss mdl.).

Im Lippe-Einzugsgebiet zeigte der Bitterling in den letzten Jahren vielerorts deutliche Bestandszunahmen (BUNZEL-DRÜKE 2017).

Bei den Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 treten drei Schwerpunkte der Verbreitung des Bitterlings in Erscheinung: die renaturierten Strecken im Kreis Soest, der Abschnitt Hamm-Heessen bis Bergkamen-Heil und die Bergsenkung HaLiMa; die Abundanzen sind allerdings gering. Die Untersuchung der Stillgewässer zeigt eine weite Verbreitung der Art in der Lippeaue mit den höchsten Abundanzen am Unterlauf des Flusses im Altarm Obrighoven und im ehemaligen Lippehafen Fusternberg. Im Eisvogelgewölle verschiedener Brutplätze lassen sich Bitterlinge in relativ geringer Zahl nachweisen.

Obwohl nicht völlig sicher ist, dass der Bitterling biogeographisch einheimisch ist bzw. dass er ohne menschliche Hilfe sein heutiges Verbreitungsgebiet besiedelte, befürworten wir eine Förderung der FFH-Art. Hilfsmaßnahmen sollten sich aber nicht auf Besatz konzentrieren, da die Art im Einzugsgebiet der Lippe derzeit eine deutliche Ausbreitung zeigt. Vielmehr ist es wichtig, Auengewässer wiederherzustellen bzw. neu anzulegen. Dabei ist eine ständige Verbindung mit der Lippe nicht erforderlich, der Bitterling scheint sogar stärker isolierte Gewässer zu bevorzugen (s. Kap. 5.2.5). Eine – wenn auch seltene - Verbindung zu anderen Gewässern bei Hochwasser ist jedoch erforderlich, damit eine Besiedlung erfolgen kann.

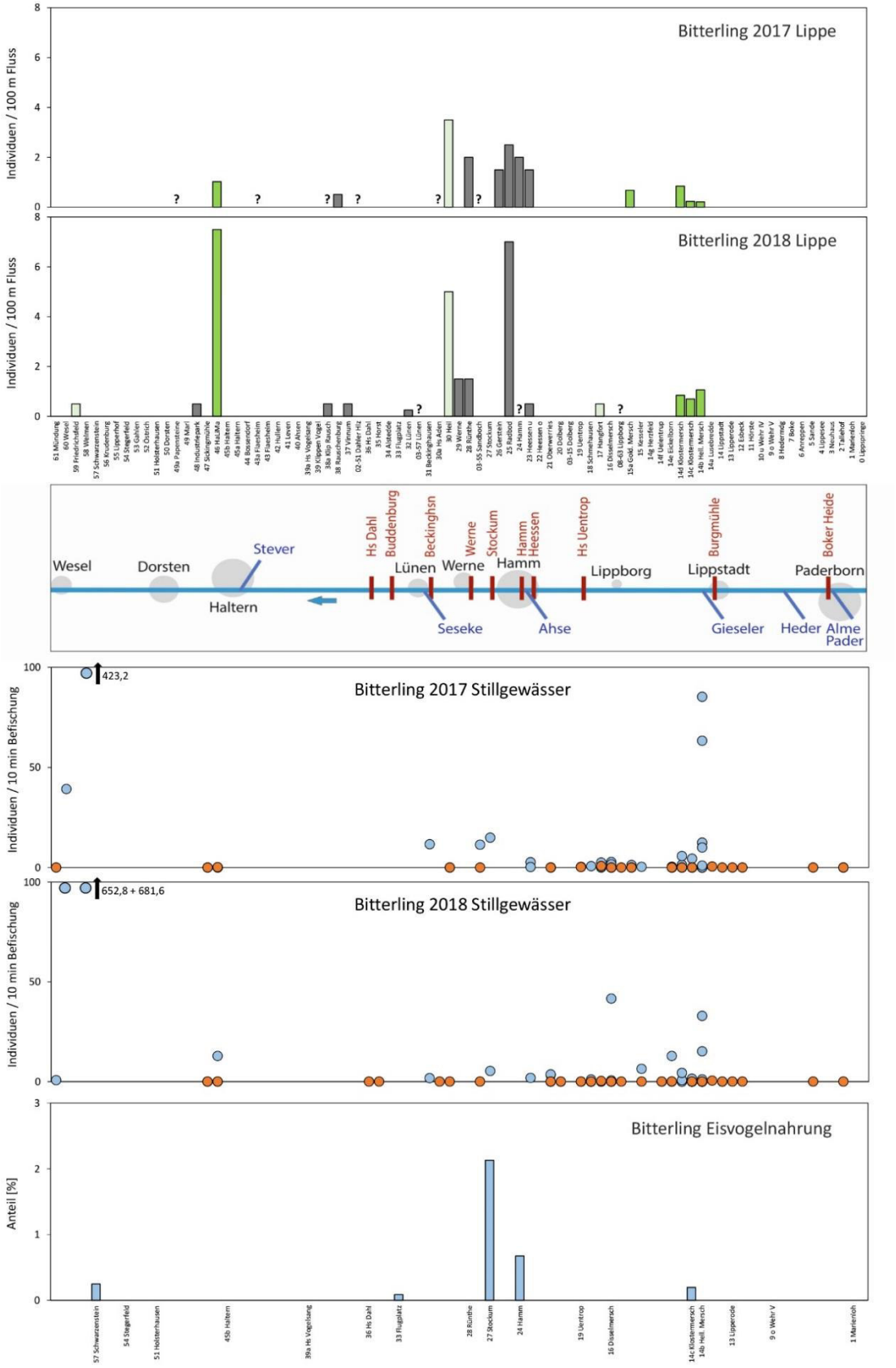


Abb. 180: *Verbreitung und Häufigkeit des Bitterlings (Rhodeus amarus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah;* ***?*** *im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.11 **Gründling** (*Gobio gobio*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen lebe er „*in nicht erheblicher Anzahl, als Köder benutzt*“ (HERWIG 1878). LANDOIS et al. (1892) charakterisierten ihn so: „*ein weit verbreiteter Fisch und gehört auch fast allen Gewässern unseres Gebietes an*“, ohne jedoch die Lippe zu nennen. GIERS SR (1932c) erwähnt den Gründling im Raum Hamm nicht; in der Artenliste von GIERS JR (1967) ist er jedoch enthalten.



M. Bunzel-Drüke & O. Zimball

Abb. 181: *Gründling*

Obwohl der Gründling in der oberen Lippe nie selten war, fand um 1990 Besatz in der Lippe statt (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992), offenbar in dem gut gemeinten Bemühen, auch anglerisch nicht nutzbare Kleinfische zu fördern.

Der Gründling ist nach den Daten im FischInfo NRW in der Lippe von der Lippeseeumflut im Kreis Paderborn bis zur Mündung bei Wesel verbreitet. Die Daten der Befischungen 2017 und 2018 ergeben ein detailliertes Bild (Abb. 182). Flussaufwärts von Lippstadt wurden nur Einzelindividuen gefangen; hier ist die Lippe offenbar noch zu kühl, außerdem sind zwischen Sande und Lippstadt Flachwasserzonen und Sandflächen selten. Hohe Abundanzen erreicht die Art dagegen zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen. In naturnahen oder zumindest entfesselten Strecken sind die Dichten am höchsten. Zwischen dem Wehr Hamm und dem Wehr Beckinghausen ist die Lippe begradigt, nahezu komplett eingestaut und ausgebaut, Flachwasserzonen sind selten. In diesem Abschnitt ist der Gründling sehr selten. Erst ab Lünen nimmt die Dichte wieder zu; in beiden Untersuchungsjahren liegt ein Maximum in dem sandigen Abschnitt zwischen Leven und dem Bergsenkungsgebiet HaLiMa. Im untersten Abschnitt der Lippe mit der Kiessohle sind die Dichten wieder niedrig. Das Ergebnis zeigt, dass der Gründling im Fluss sandige, flache, durchströmte Abschnitte des Mittel- und Unterlaufes bevorzugt. Auf entsprechenden Strecken erreicht der Gründling auch im Eisvogelgewölle seine höchsten Anteile.

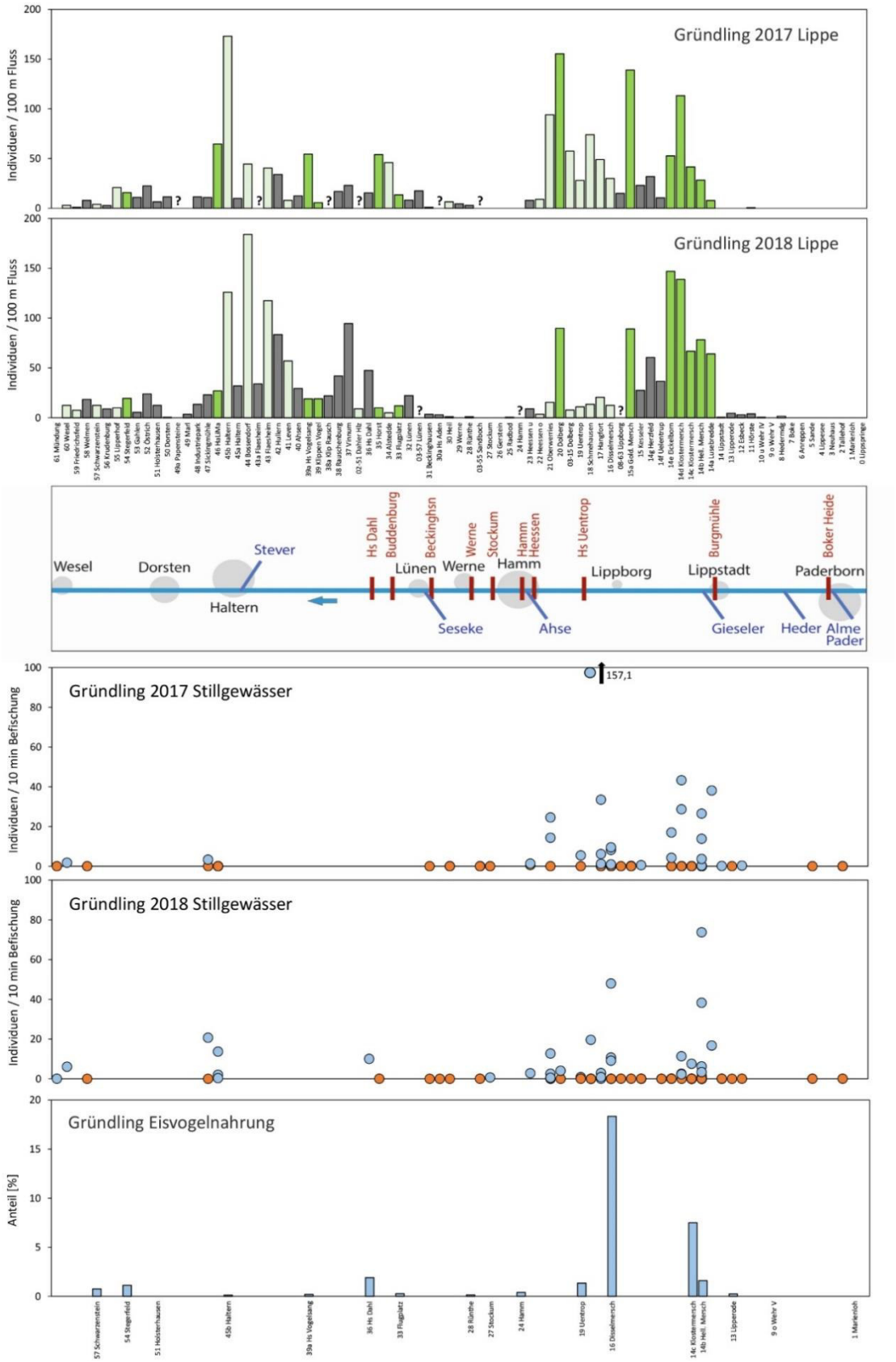


Abb. 182: *Verbreitung und Häufigkeit des Gründlings (Gobio gobio) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Eine Konkurrenz mit den invasiven Grundeln, insbesondere der Schwarzmaulgrundel, ist aufgrund der hohen Übereinstimmung des Nahrungsspektrums sehr wahrscheinlich (GERTZEN 2016a). Im Rhein sind die Dichten des Gründlings seit der Grundelinvasion stark rückläufig (STAAS et al. 2019). Auch in der Lippe sind die Gründlingsdichten in den Bereichen am niedrigsten, die am längsten von den Schwarzmaulgrundeln besetzt sind. Die höchsten Dichten erreicht er dagegen in den noch grundelfreien Bereichen. Ob dies tatsächlich auf Schwarzmaulgrundeln zurückzuführen ist, wird die Zukunft in der Lippe zeigen, wenn die Grundeln die Bereiche bis Lippstadt erobern, die derzeit noch hohe Gründlingbestände aufweisen.

Die Befischungen 2017 und 2018 zeigten, dass die Art auch Stillgewässer besiedelt und sich hier u.U. auch fortpflanzt. Typischerweise sind dies ständig oder häufig an die Lippe angebundene Auengewässer wie Buchten, Altarme und Flutrinnen.

Die besten Hilfsmaßnahmen für den Gründling sind Renaturierungen.

5.4.12 Blauband“bärbling“ (*Pseudorasbora parva*)

allochthon

Die Namensgebung des Blauband“bärblings“ ist irreführend, da er kein Bärbling, sondern ein Verwandter des Gründlings ist. Aus seinem natürlichen Verbreitungsgebiet, das vom Amur in Sibirien bis zum Perlfluss in Korea reicht, wurde er unabsichtlich mit Graskarpfenbrut in Europa eingeschleppt (KOTTELAT & FREYHOF 2007). 1984 wurde er erstmals in Deutschland im Einzugsgebiet der Elbe nachgewiesen (ARNOLD 1990), 1988 im Einzugsgebiet des Rheins (WIESNER et al. 2010), 1992 in den Niederlanden (SPIKMANS et al. 2013). Er ist mittlerweile in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015). Als einzige in NRW vorkommende Fischart wird er auf der Unionsliste der invasiven gebietsfremden Arten geführt (NEHRING & SKOWRONEK 2017).

In der Lippeaue zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen, wo die ABU seit 1991 standardisierte Fischbestandsaufnahmen in Fließ- und Stillgewässern durchführt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2012), erfolgte der erste Fang eines Exemplars 1997 in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen. In den folgenden neun Jahren trat die Art in verschiedenen Auengewässern der Umgebung unstet und in geringer Zahl auf. 2007 begann dann eine kontinuierliche Ausbreitung und Bestandszunahme in der Aue (BUNZEL-DRÜKE 2017).

Der wohl erste Nachweis aus der Lippe selbst ist der Fang von zwei Exemplaren bei Marl-Sickingmühle 2003. Im Raum Lippstadt fanden sich die ersten Blaubänder in der Lippe 2006, als bereits mehrere Auengewässer besiedelt waren. Von den beiden Flussabschnitten unterhalb von Lipp-stadt und in den Kreisen Unna und Recklinghausen breitete sich die Art in der Lippe und ihren Auen aus (Abb. 183). Der genaue Ausbreitungsweg lässt sich nicht rekonstruieren.

In der Lippeaue im Kreis Soest tritt der Blauband oft zusammen mit den Pionierarten Moderlieschen, Dreistachliger Stichling und Zwergstichling auf (BUNZEL-DRÜKE 2017).

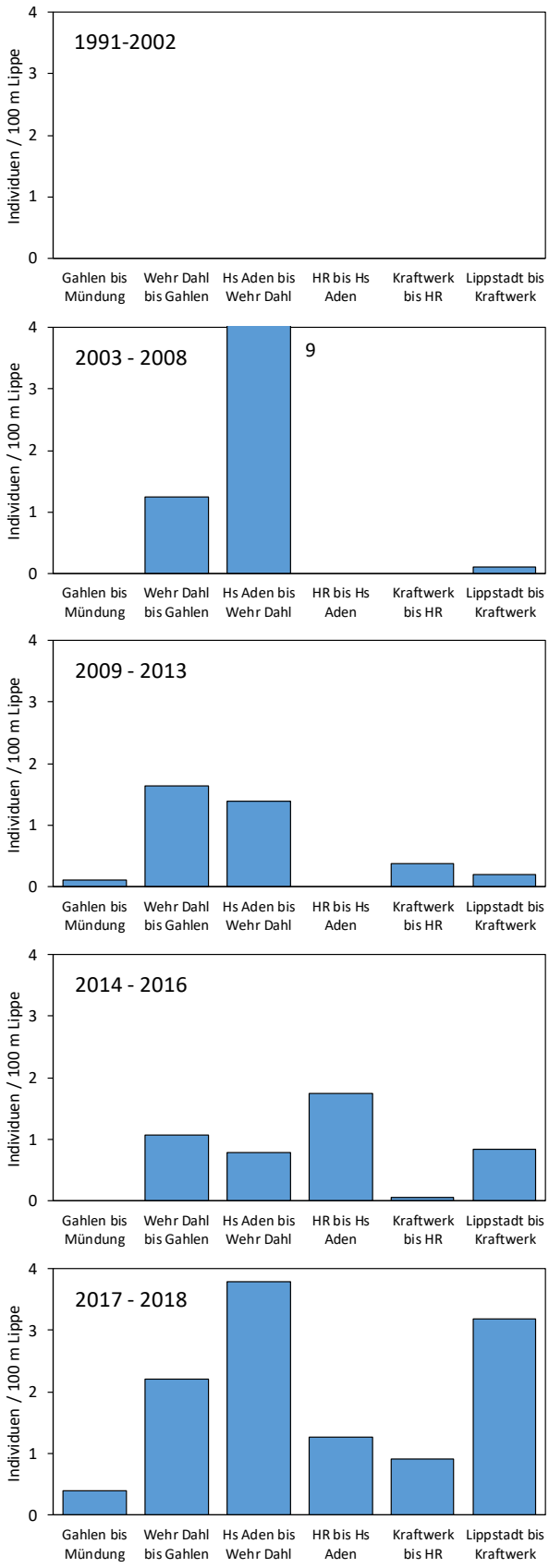


Abb. 183: *Verbreitungsgeschichte des Blaubands (Pseudorasbora parva) in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

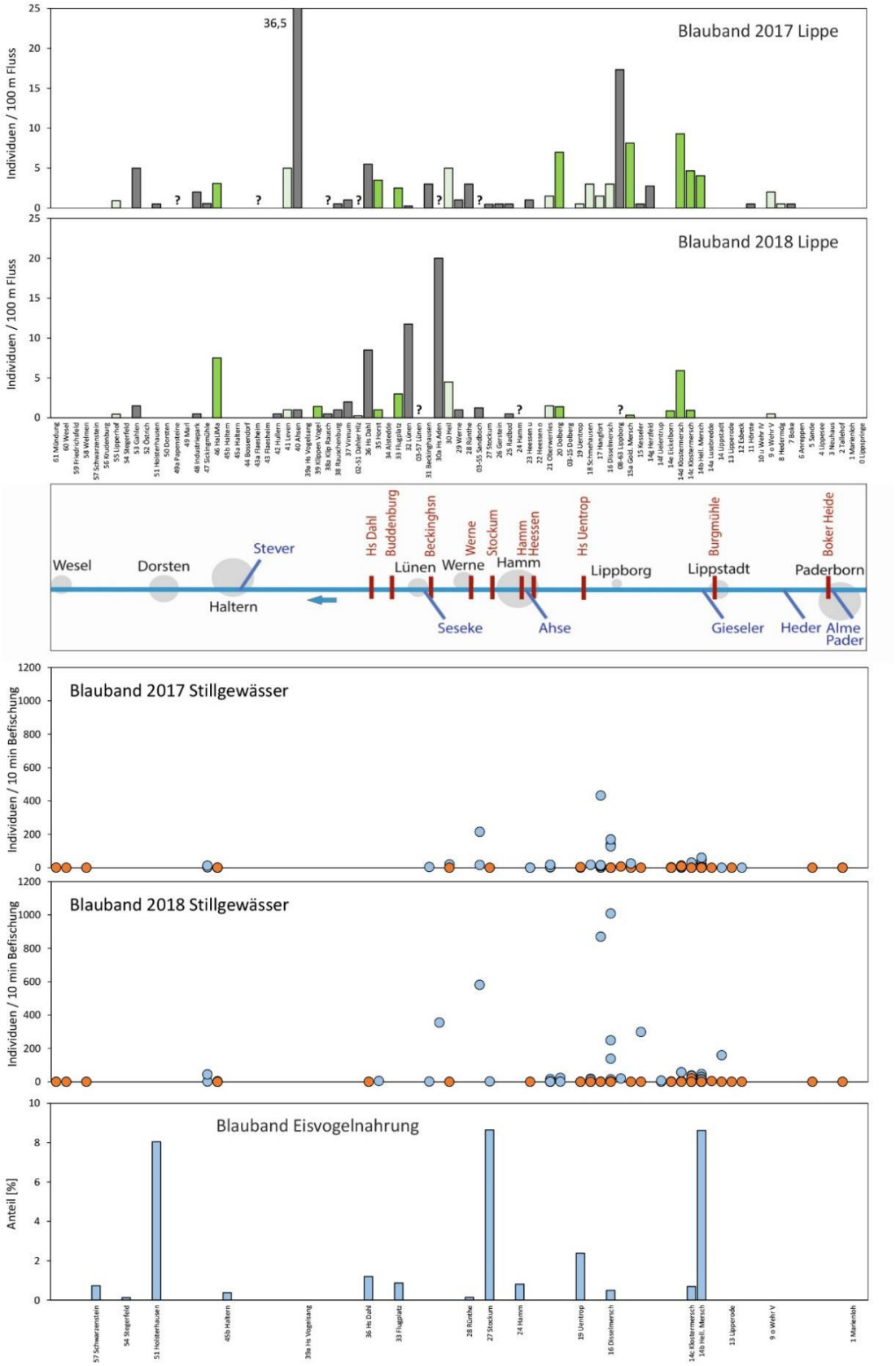


Abb. 184: *Verbreitung und Häufigkeit des Blaubands (Pseudorasbora parva) 2017 und 2018 in Lippe und Augewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe:* ■ *ausgebaut,* □ *entfesselt,* ■ *naturnah;* **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht;* ● / ● *Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Bei den Lippe-Befischungen 2017 und 2018 wurde der Blauband zwischen Boke und Hünxe sowohl in ausgebauten als auch in entfesselten und renaturierten Abschnitten gefangen, erreichte aber meist keine hohen Dichten, so dass auch keine Bevorzugung ausgebauter oder naturnaher Strecken deutlich wird (Abb. 184). Auch in der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg zählte er mit 61 Individuen zu den seltenen Arten.

In den Stillgewässern gehörte der Blauband in beiden Untersuchungsjahren zu den fünf Arten mit einer Frequenz von über 50 % der befischten Gewässer und stellte 2018 zudem die inviduenreichste Art. Seine Verbreitung in der Aue reichte von Lippstadt-Niederdedinghausen bis Wesel. Er scheint die ständig mit der Lippe verbundenen Gewässer zu meiden (Kap. 5.2.5), möglicherweise wegen zu großer Konkurrenz durch andere Arten.

In der Eisvogelnahrung ist der Blauband in vielen Gewöllproben entlang der Lippe vertreten.

Ob die rasante Bestandszunahme des Blaubands in der Lippeaue auf Kosten anderer Arten erfolgte (z.B. Moderlieschen, s. z.B. SPIKMANS et al. 2013) ist noch nicht untersucht, könnte aber mit den Daten der Monitoringbefischungen aus dem Kreis Soest (ABU 1994 – 2020) analysiert werden. Ein Zurückdrängen oder gar Ausrotten des Blaubands im Lippe-Einzugsgebiet ist nicht mehr möglich.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 185: *Wahrscheinlich der erste Nachweis des Blaubands in der Lippeaue: ein Exemplar aus der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1997*



LFV

Abb. 186: *Blauband aus der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg*

5.4.13 **Stromgründling** (*Romanogobio belingi*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet reicht vom Ural bis zur Elbe, im Rhein-Einzugsgebiet ist die Art allochthon (BfN 2019). Der Stromgründling wurde erst ab 1996 zunächst in der Oder, wenig später auch in Elbe und Rhein festgestellt (Zusammenfassung WOLTER 2006).

Im Mai 1999 wurde in der Lippe etwa vier Kilometer flussaufwärts der Mündung bei Wesel-Friedrichsfeld ein Stromgründling gefangen und gesammelt. Das Zoologische Forschungsmuseum Alexander Koenig in Bonn bestätigte die Bestimmung.

Aus dem FischInfo liegen folgende (unbestätigte) Meldungen des Stromgründlings (als „Weißflossengründling“) vor: fünf Exemplare 2008 bei Hamm-Herringen sowie insgesamt mehr als 600 Exemplare 2009 aus sieben Probestrecken in der Lippe zwischen dem Wehr Dahl und der Mündung. In der vorliegenden Untersuchung traten keine Stromgründlinge in Erscheinung; offensichtlich ist die Art nach einem kurzen „Aufflammen“ wieder komplett verschwunden.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 187: *Gründling (Gobio gobio) hinten und Stromgründling (Romanogobio belingi) vorne, aus der Elbe: Der Stromgründling hat längere Bartfäden und kaum gemusterte Flossen; in der Schwanzflosse bilden die dunklen Punkte meist nur ein liegendes „V".*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 188: *Gründling (oben) und Stromgründling (unten) aus der Lippe bei Wesel-Friedrichsfeld 1999*

5.4.14 **Barbe** (*Barbus barbus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und dem Wehr Beckinghausen sei die Barbe „*nichts weniger als selten*“, zwischen Beckinghausen und Gahlen dagegen „*ganz besonders häufig*“ (HERWIG 1878). „*Die Barbe findet sich von Neuhaus bis zur Mündung der Lippe… Im Kreise Rees bis Wesel* [der von HERWIG (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an schönen … Barben, …*“ (VON DEM BORNE 1881); der Autor zählt auch die Alme aufwärts bis „*unterhalb Büren*“, die untere Afte und den Unterlauf der Heder zum Lebensraum der Barbe. „*In der Lippe findet sie sich zahlreich*“ schreiben LANDOIS et al. (1892). GIERS SR (1932a) zählt sie im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten. „*Namentlich im Gebiet östlich Hamm war die Barbe im Jahr 1966 die häufigste Fischart*“ (GIERS JR 1967).

Besatz in der Lippe im Raum Soest fand v.a. in den 1980er Jahren mit Jungfischen < 20 cm Totallänge (H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.) statt, was den hier bis heute geringen Bestand aber offenbar nicht vergrößerte.



M. Bunzel-Drüke & O. Zimball

Abb. 189: *Junge Barbe aus der Lippe bei Lippstadt-Eickelborn*



Abb. 190: *Adulte Barbe aus der Markierungsstudie von der Lippemündung*

Die Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 zeigen drei Verbreitungsschwerpunkte der Barbe: den Raum Lippstadt bis Dolberg, den Raum Haus Dahl bis Hullern und den überwiegend kiesigen Unterlauf von Marl bis zur Mündung (Abb. 191). Im Abschnitt Lippstadt bis Dolberg pflanzt sich die Barbe zwar erfolgreich fort, aber ihre Dichte ist gering. Dieser Bestand ist durch die Wehre des Mittellaufes von aus dem Rhein aufsteigenden Fischen isoliert.

Keine Nachweise wurden im kühlen Oberlauf der Lippe erbracht, obwohl die Barbe hier einst mindestens bis zur Mündung der Alme verbreitet war (s.o.), ebenso fehlte die Art in dem naturfern ausgebauten und eingestauten Abschnitt zwischen Hamm und Lünen. Die Reusenkontrollen weisen jedoch auf eine erfolgreiche Reproduktion der Barbe im Jahr 2018 unterhalb des Wehres Buddenburg hin mit zahlreichen 0+ Barben, die im Sommer 2018 und auch 2019 als 1+ Individuen über den naturnahen Fischaufstieg aufgestiegen sind. Wie weit die jungen Barben von hier aus aufwärts ziehen können oder wollen ist unklar.

Die Besenderung von adulten Barben (Abb. 190) belegte, dass Barben aus dem Rhein den Unterlauf der Lippe bis Krudenburg (km 24) in der Laichzeit aufsuchen und z.T. im folgenden Jahr zurückkehren. Die Dichte der jungen Barben in diesen Bereichen zeigt den Erfolg dieser Laichwanderungen an.

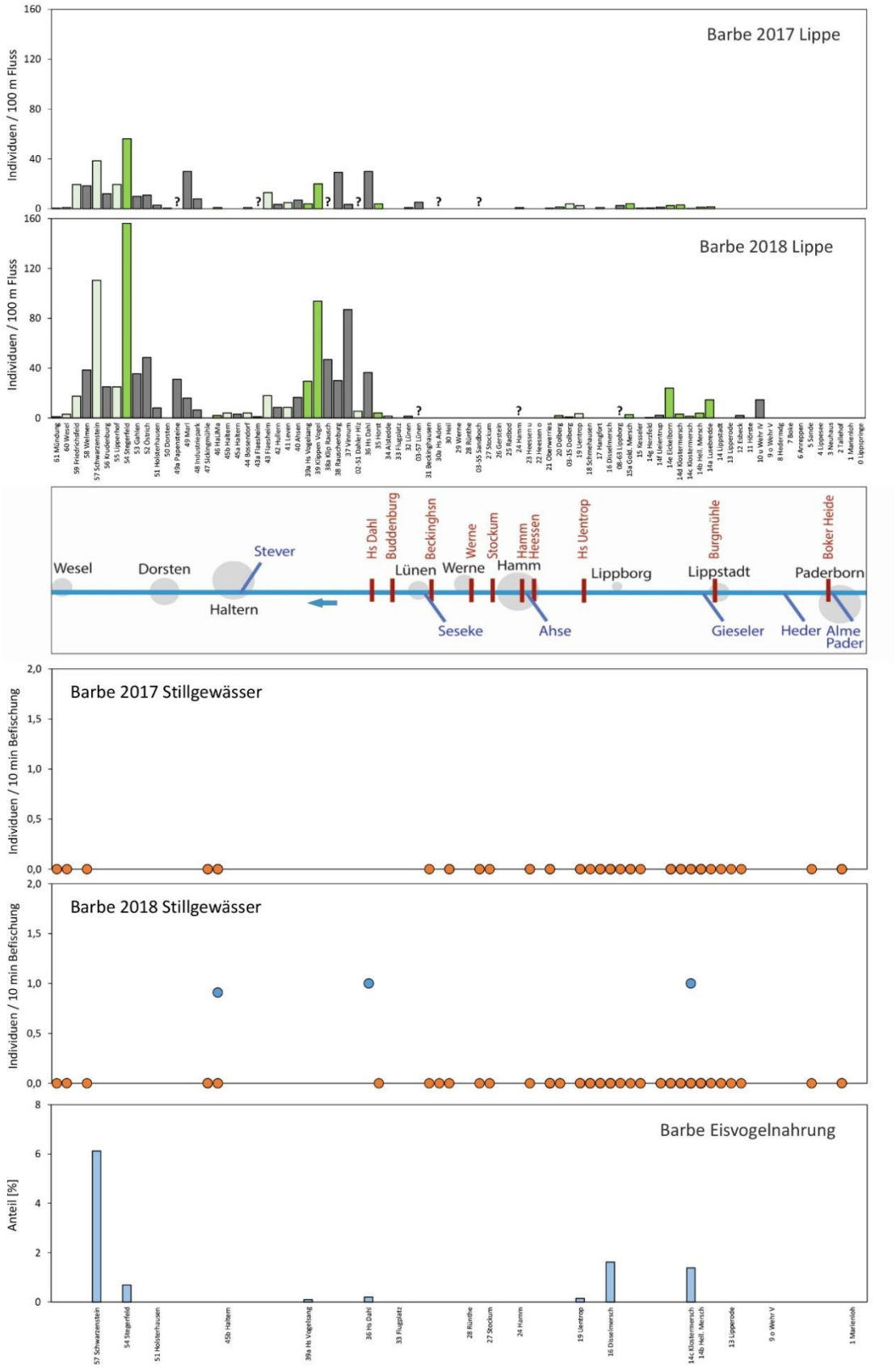


Abb. 191: *Verbreitung und Häufigkeit der Barbe (Barbus barbus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Nur 2018 wurden junge Barben in drei der untersuchten Auengewässer gefangen. Alle drei Gewässer standen mit der Lippe in Verbindung. In der Eisvogelbeute tauchte die Barbe dort auf, wo die Verbreitungsschwerpunkte der Art in der Lippe liegen (Abb. 191).

Die wichtigste Hilfsmaßnahme für die über lange Strecken wandernde Barbe ist wahrscheinlich die Beseitigung der Querbauwerke, außerdem die Aufgabe der Stauhaltungen.

Bekannte und potenzielle Laichplätze müssen geschützt werden. Besonders wichtig auch für Barben aus dem Rhein ist der kiesige Unterlauf der Lippe im Kreis Wesel. Die Habitate in diesem Abschnitt können durch Uferentfesselungen und Sohlaufweitungen optimiert werden (Kap. 6.2.1). Die Schaffung neuer potenzieller Laichgründe zwischen Lippstadt und Dorsten macht nur an bestimmten Stellen Sinn. So könnten zwischen Lippstadt und Hamm neue Schlingen in hoch anstehendem Emschermergel angelegt werden, wie bei Lippstadt-Eickelborn erfolgreich durchgeführt. Flussabwärts von natürlichen Mergelklippen wie den „Neuen Papensteinen“ oder dem „Hervester Schwall“ bei Dorsten-Hervest könnten Aufweitungen der Lippe zu einer Konzentration von Feinkies führen, wie es unterhalb der Klippen von Haus Vogelsang zu sehen ist. Nicht zu empfehlen ist dagegen das Einbringen von Kies, wie Versuche des Lippeverbands im Kreis Unna und verschiedene andere Veröffentlichungen gezeigt haben.

5.4.15 **Goldfisch** (*Carassius auratus*)

allochthon

Die nicht einheimische Art wird in ihrer braunen Wildform oft nicht vom Giebel (*Carassius gibelio*) unterschieden. Das Ursprungsgebiet des Goldfisches liegt in Ostasien (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Art gilt in Deutschland als etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Goldfisch und Giebel galten lange als dieselbe Art, so dass wildfarbene Goldfische als Giebel bezeichnet und so auch in Befischungslisten registriert wurden. Die Unterscheidung der beiden Arten ist schwierig. KOTTELAT & FREYHOF (2007) nennen die Farbe als ein Kriterium: Goldfische sind goldbraun oder bronzefarben, Giebel silberbraun. Nach eigenen Beobachtungen können aber junge Giebel mit Totallängen um 5 cm auch goldbraun gefärbt sein. Sicher im Feld als Goldfisch bestimmen lassen sich damit große wildfarbene Goldfische (über ca. 10 cm sind Giebel meist silbern), Goldfischindividuen mit weniger als 29 Schuppen entlang der Seitenlinie und natürlich die Zuchtformen.

In Lippe und Lippeaue werden immer wieder einzelne meist rote Individuen nachgewiesen, die wahrscheinlich absichtlich freigesetzt werden oder bei Hochwasser aus Zierteichen entkommen; im FischInfo NRW ist allerdings nur ein Exemplar bei Lippstadt aufgelistet. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung waren es je ein rotes Exemplar bei einer Elektrobefischung im September 2018 in der Lippe bei Hünxe-Stegerfeld und im August 2018 in der Reuse am Wehr Buddenburg.

Fortpflanzung von Goldfischen tritt in Freiheit offenbar selten auf; ein Fall in einem siedlungsnahen Teich in der Lippeaue bei Lippstadt-Hellinghausen um 2015 ist allerdings belegt (M. Scharf, ABU mdl.).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 192: *Goldfisch aus der Lippe bei Hünxe-Stegerfeld 2018*

5.4.16 **Karausche** (*Carassius carassius*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen schätzt HERWIG (1878) die Abundanz der Karausche als „*in nicht erheblicher Anzahl, wahrscheinlich aus benachbarten Teichen*“. „*Im Kreise Rees bis Wesel* [der von HERWIG (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an … Karauschen…*“ (VON DEM BORNE 1881). Sie „*bevölkert die Auslachen und Altwässer der Flüsse, … so z.B. die Lippegräben bei Werne*“ (LANDOIS et al. 1892). „*Die Karausche findet sich ebenfalls, allerdings selten, in den Altwassern, während sie in kleinen teichähnlichen Tümpeln der Umgebung von Hamm in Kümmerformen sehr häufig ist*“ (GIERS SR 1932c).

Zur Absicherung der Bestimmung von Karauschen wurden in der vorliegenden Untersuchung die meisten Carassius-Individuen fotografiert. Während die nach außen gewölbte (konvexe) Rückenflosse einen ersten Hinweis auf Karausche ergibt, erwies sich die Zahl der verzweigten Flossenstrahlen der Afterflosse als besseres, auch im Feld und auf Fotos zu ermittelndes Kennzeichen (Abb. 193): Karauschen besitzen typischerweise 6 ½ verzweigte Strahlen, Goldfisch und Giebel aber nur 5 ½ (vgl. KOTTELAT & FREYHOF 2007). Der Verzweigung des letzten Flossenstrahls reicht bis zur Basis und wird per Konvent-ion als 1 ½ gezählt.



Abb. 193: *Afterflosse von Karausche (links, aus Abb. 195) und Giebel (rechts, aus Abb. 200)*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 194: *Karausche (Mitte) und zwei Giebel aus einem Seitenarm der Lippe am Behördenhaus Lippstadt am 19.09.1991*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 195: *Adulte Karausche aus einem Bergsenkungsgewässer bei Hamm-Sandbochum*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 196: *Junge Karausche aus der Flutrinne in der Hellinghauser Mersch bei Lippstadt 2018*

Wegen der häufigen Verwechslungen von Karausche, Giebel und Goldfisch sind die Karauschen-Meldungen im FischInfo NRW nicht als sicher zu betrachten. In der Datenbank sind insgesamt 10 Individuen bei sechs Befischungen verteilt auf die gesamte Lippe zwischen den Kreisen Paderborn und We-

sel verzeichnet. Auch wenn man berücksichtigt, dass Karauschen typischerweise in Stillgewässern leben, zeigt die sehr geringe Zahl an (möglichen) Nachweisen in der Lippe, dass die Art im Untersuchungsgebiet kurz vor dem Verschwinden stehen dürfte.

Sichere Karauschen-Vorkommen in der Lippeaue sind bisher nur aus der Stadt Hamm und dem Kreis Soest bekannt (Abb. 197).

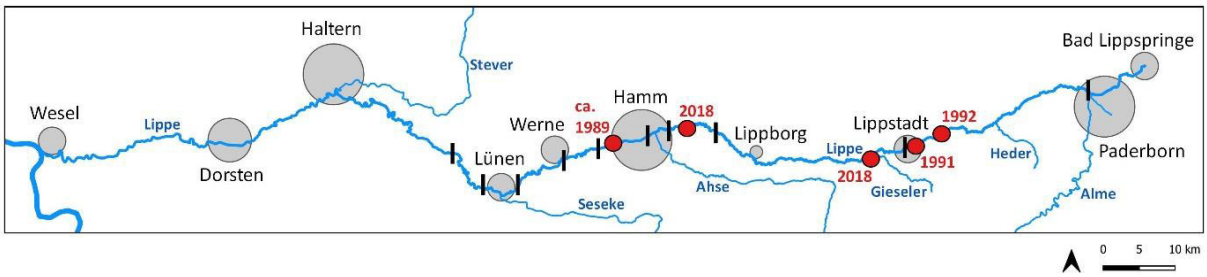


Abb. 197: *Gesicherte Fundpunkte der Karausche (Carassius carassius) in der Lippeaue*

Ende der 1980er Jahre stellte S. Kuss (mdl.) in der stark verkrauteten „Alten Lippe“ Bockum-Hövel neben Karpfen, die aus einer Besatzmaßnahme stammten, auch Schleien und Karauschen fest. Die „Alte Lippe“ ist ein rund 3 km langer Abschnitt der einst mäandrienden Lippe im Bereich der ehemaligen Zeche Radbod, der bei der Begradigung des Flusses zu Beginn des 20. Jahrhunderts abgeschnitten wurde und nun außerhalb der Flussdeiche der ausgebauten Lippe in einem Bergsenkungsgebiet liegt. S. Kuss gründete in verschiedenen Stillgewässern der Stadt Hamm neue Karauschenpopulationen aus dem Bestand in der Alten Lippe, aber nur wenige Populationen der konkurrenzschwachen Art konnten sich bis heute halten. Der Bestand in der Alten Lippe ist mittlerweile erloschen.

1991 wurde in einem mit der Lippe verbundenen Parkgewässer im „Grünen Winkel“ am Ostrand von Lippstadt neben zwei Giebeln auch eine Karausche gefangen (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). 1992 fanden sich 119 Tiere in einem frisch ausgebaggerten und vom Besitzer mit 20 Karpfen besetzten Lippealtwasser bei Lippstadt-Niederdedinghausen (flussaufwärts von Lippstadt). Wahrscheinlich gelangten die Karauschen nicht mit den Karpfen in das Gewässer (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 1995).

Bei den standardisierten Befischungen 2017 und 2018 wurden nur an zwei Stellen Karauschen festgestellt:

- ein 13,5 cm langes Exemplar am 02.08.2018 in einem kleinen Teich in einer Flutrinne in der Hellinghauser Mersch westlich Lippstadt; dieser Teich wurde in den vergangenen Jahren oft befischt, hier traten aber nie Karauschen auf; die Herkunft des Fisches ist ungeklärt;
- am 20.09.2018 acht Fische im Ostteil und am 21.09.2018 zwei im Westteil des Altarms „Dannenlaar“ bei Hamm-Werries (Abb. 198); hier wurden um 2016 Individuen eingesetzt, die aus einer Zwischenvermehrung von Tieren aus der Alten Lippe stammen (S. Kuss mdl.).

Die anderen Untersuchungen der vorliegenden Studie lieferten keine Hinweise auf Karauschen.



Abb. 198: *Karauschen aus der Befischung des Altarmes Dannenlaar am 20.09.2018*

2019 begann ein Wiederansiedlungsversuch in der Lippeaue zwischen Lippstadt und Eickelborn mit Tieren aus der Hammer Population; eine Erfolgskontrolle ist vorgesehen. Wenn sich die Maßnahmen bewähren, können auch an anderen Stellen Wiederansiedlungen versucht werden.

5.4.17 **Giebel** (*Carassius gibelio*)

Status unklar

Der Status des Giebels in Mitteleuropa ist ungeklärt (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Bis heute ist selbst die Bestimmung von Giebel, Karausche und Goldfisch oft unsicher, so dass insbesondere ältere Literaturangaben kaum verwendbar sind.

HERWIG (1878) nennt für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen den Giebel nicht, wahrscheinlich weil er nicht von der Karausche unterschieden wurde. Nach LANDOIS et al. (1892) hatte ein genaueres Studium ergeben, „*daß die hochrückige Stammform der eigentliche Carassius vulgaris L., hier zu Lande recht selten vorkommt. … dagegen gehört die große Masse unserer hiesigen Karauschen der Teichform an, welche den Namen C. Gibelio Nils. führt*“.

Im FischInfo NRW sind 73 Giebel in der Lippe verzeichnet. Sie verteilen sich auf die Kreise Soest, Hamm, Unna, Recklinghausen und Coesfeld.

2017 und 2018 waren Nachweise des Giebels in der Lippe selten (Abb. 201) und 2018 über den gesamten Flusslauf verteilt, während die Art 2017 nur in den Probestrecken 40 und 41 (Ahsen und Leven am Beginn der Halterner Sande) in Erscheinung trat. In der Reuse am Wehr Buddenburg wurden keine Giebel nachgewiesen. Insgesamt in fünf Stillgewässern wurden Giebel gefangen, die meisten 2018 in einem Gewässer der renaturierten Lippemündung.

Im Eisvogelgewölle lassen sich die Schlundknochen von Giebel, Goldfisch und Karausche nicht unterscheiden. Die Arten tauchten nur an zwei Stellen auf: bei Lipperode und am Flugplatz Lünen-Lippeweiden. Von der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens dürfte es sich um Giebel gehandelt haben.

Der Giebel ist in Lippe und Lippeaue selten. Da jedoch unklar ist, ob er zu den einheimischen Arten gehört und zudem konkrete Hilfsmaßnahmen nicht bekannt sind, erscheinen keine Aktionen sinnvoll.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 199: *Giebel aus der Lippeaue bei Lippstadt 2018*



NZO GmbH

Abb. 200: *Trotz leicht konvexer (nach außen gewölbter) Rückenflosse ist dies ein Giebel, denn die Afterflosse hat 5 ½ verzweigte Flossenstrahlen (s. Karausche).*

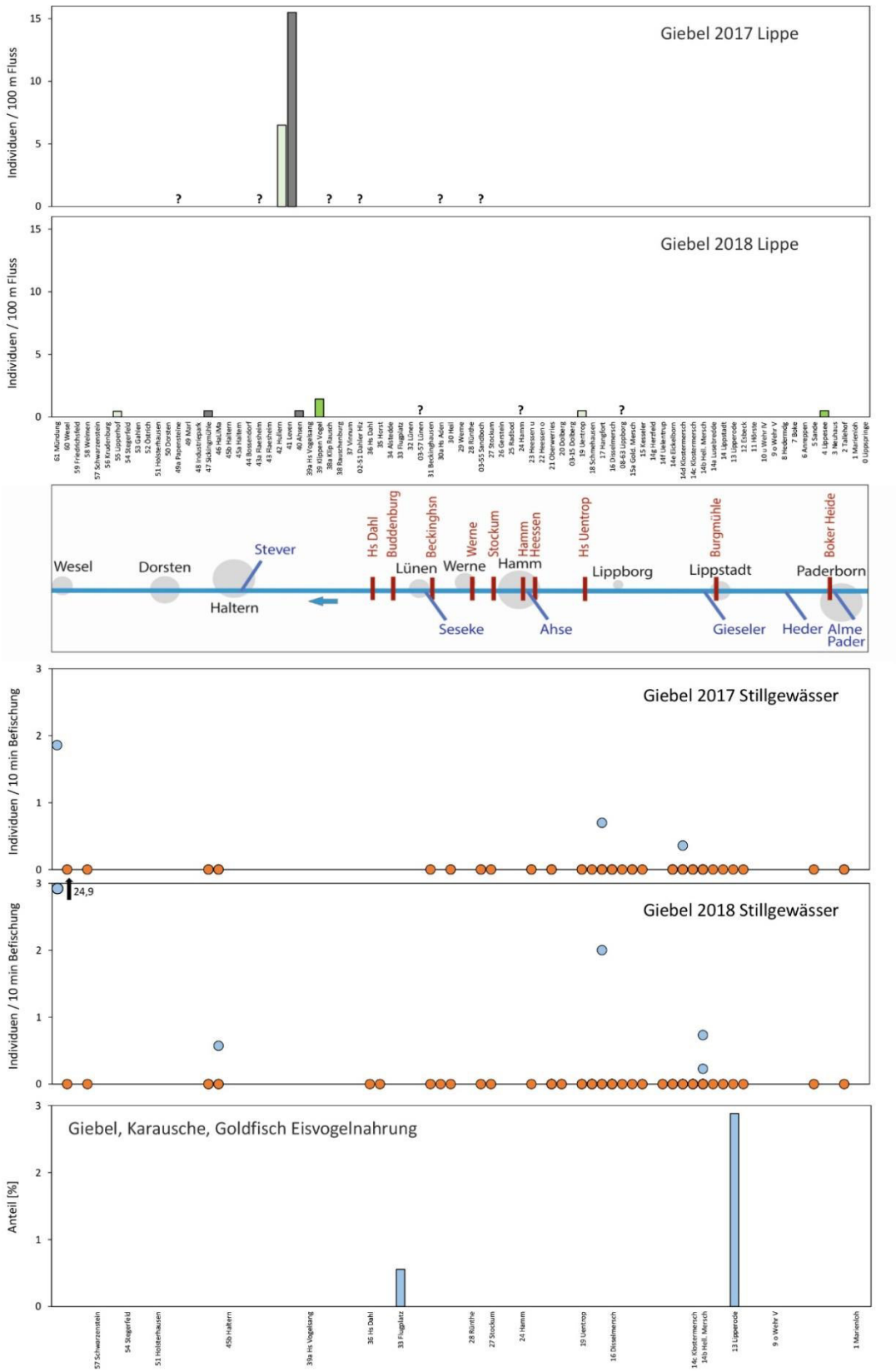


Abb. 201: *Verbreitung und Häufigkeit des Giebels (Carassius gibelio) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie Verbreitung und Häufigkeit von Giebel, Karausche (Carassius carassius) und Goldfisch (Carassius auratus) in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: sgebaut, tfesselt, turnah;* ***?*** *im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.18 **Karpfen** (*Cyprinus carpio*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Karpfens erreichte im Westen nur das Einzugsgebiet der Donau und anderer Zuflüsse zum Schwarzen Meer. Ab dem Mittelalter wurden v.a. domestizierte, hochrückige Formen in ganz Mitteleuropa verbreitet (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen findet man ihn *„in nicht erheblicher Anzahl, wahrscheinlich aus benachbarten Teichen“* (HERWIG 1878). *„Im Kreise Rees bis Wesel* [der von Herwig (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an schönen … Karpfen, …“* (VON DEM BORNE 1881). *„Wenn auch innerhalb unserer Provinz, welche Karpfenteiche gleich denen früherer Jahrhunderte nicht mehr kennt, und wo die in Weser, Lippe … nur selten vorkommenden Exemplare noch aus solchen Teichen herstammen …“* (LANDOIS et al. 1892).

Karpfen sind beliebte Angelfische und werden in Lippe und größeren Stillgewässern regelmäßig besetzt.



LFV

Abb. 202: *Schuppenkarpfen*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 203: *Junger Schuppenkarpfen*



LFV

Abb. 204: *Junger Schuppenkarpfen (oben) und kaum beschuppte Zierform (unten)*

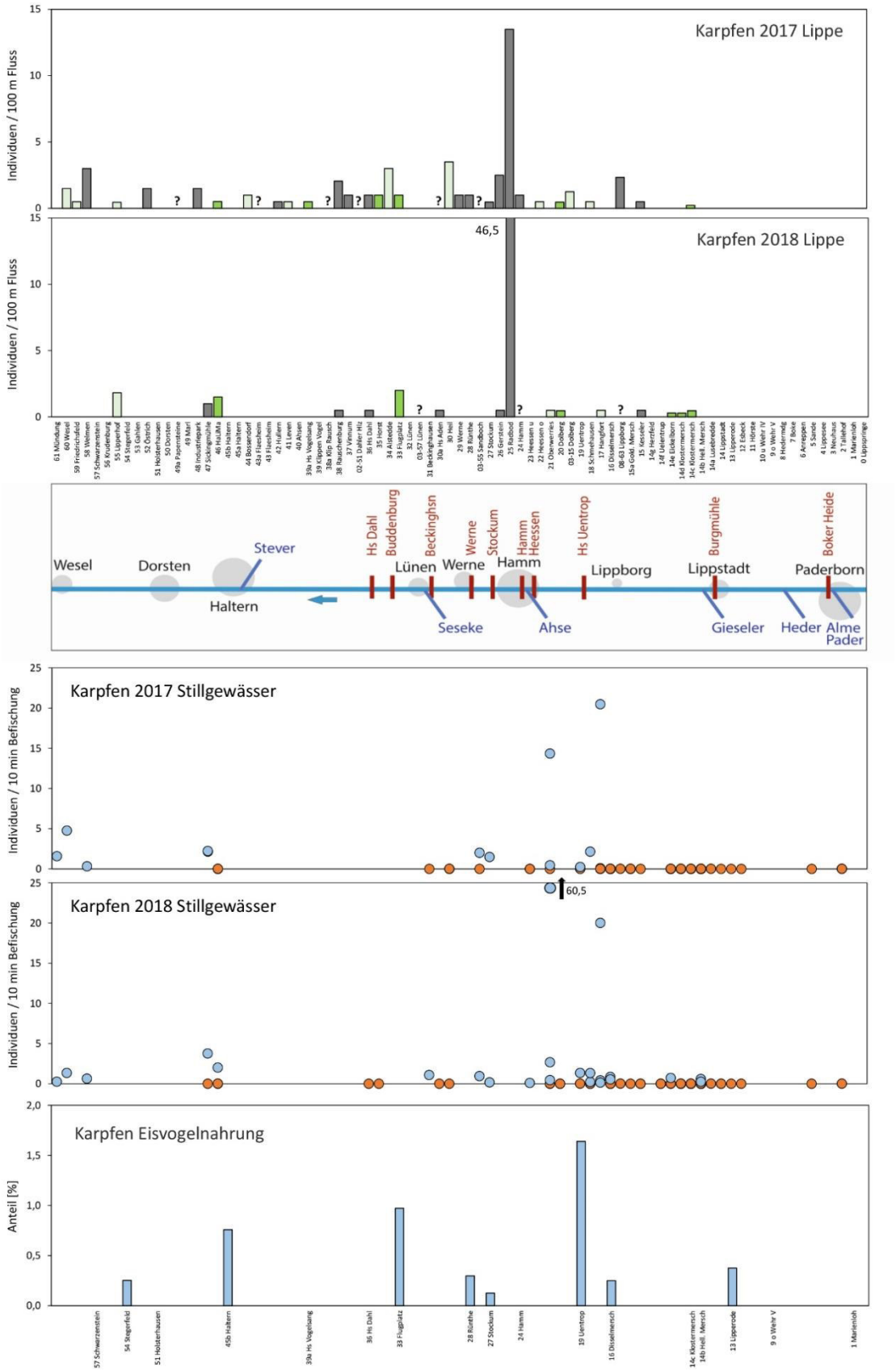


Abb. 205: *Verbreitung und Häufigkeit des Karpfens (Cyprinus carpio) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Der Karpfen – überwiegend in der komplett beschuppten Form - konnte 2017 und 2018 in Lippe und verschiedenen Auengewässern zwischen Lippstadt und der Mündung nachgewiesen werden (Abb. 205). Seine Abundanz war in den meisten Probestrecken niedrig. Eine Ausnahme stellte in beiden Untersuchungsjahren die naturfern ausgebaute, gestaute Lippe auf Höhe der ehemaligen Zeche Radbod dar. 2017 und 2018 wurden hier relativ viele diesjährige (0+) Karpfen mit Körperlängen zwischen 4 und 13 cm gefangen. In diesem Lippeabschnitt vermehren sich Karpfen in warmen Jahren erfolgreich. Sie laichen auf den pflanzenreichen, flachen Bermen entlang der Ufer (S. Kuss mdl.).

Auengewässer mit hoher Karpfenabundanz waren 2017 und 2018 ein Naturschutzgewässer westlich Lippetal-Lippborg und mit der Lippe verbundene Auengewässer im Raum Hamm-Oberwerries. Auch hier fand natürliche Reproduktion statt, z.B. in einem der angebundenen Tiefenbachaltarme. Er ist mit Teichrosen (*Nuphar lutea*) bedeckt, weist nur eine sehr geringe Tiefe mit schlammigem Grund auf und heizt sich im Sommer stark auf. Auch in dem renaturierten Lippemündungsbereich konnte eine natürliche Reproduktion beobachtet werden (GERTZEN 2016b).

Auch der Eisvogel fing regelmäßig junge Karpfen.

5.4.19 **Brassen, Brachsen** (*Abramis brama*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nennt HERWIG (1878) den Brassen „*überall gemein*“, LANDOIS et al. (1892) bezeichnen ihn als „*in den Gewässern der Ebene, wie Lippe … besonders häufig*“. GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und schreibt über die Zeit davor (1932c): „*Die Hauptnutzung hat früher wohl der Brassen gewährt*“. 1966 war der Brassen im Raum Hamm „*immer noch reichlich vorhanden*“ und stand im Ertrag des Sportanglervereins Hamm-Heessen an dritter Stelle (GIERS JR 1967).

Obwohl sich adulte Brassen und Güster leicht unterscheiden lassen (s. unter Güster), sind Jungfische, die auch in gemischten Schwärmen auftreten können, selbst für erfahrene Fischkundler nicht unproblematisch. Dazu schreiben LANDOIS et al. (1892): „*Hervorgehoben muß aber auch werden, daß der Brachsen in seiner Jugend eine andere Form und Farbe besitzt, als in den älteren Lebensstadien. Kleine bis zu 8 cm lange Brachsen, …, sind gestreckter und flacher als die älteren“.* Die Autoren nennen ein heute weitgehend unbekanntes Merkmal des Güsters: „*… nimmt man an der Afterflosse* [der Blicke] *noch eine besonders schwarze Färbung wahr, welche teils an der vorderen Spitze auftritt, teils aber auch noch längs des Unterrandes bis zur Mitte verläuft*.“

Bei den Befischungen 2017 und 2018 wurden von *Abramis*/*Blicca*-Jungfischen unter ca. 8 cm Totallänge meist einige Individuen entnommen, um sie im Labor anhand der Schlundknochen nachzubestimmen. Die Fische wurden vor der Sektion fotografiert; Abbildung 206 zeigt ein Beispiel.

In Abbildung 206 ist die Unterscheidung junger Brassen und Güster anhand der Färbung der Spitze der Afterflosse recht eindeutig – leider geht es nicht immer so gut!



M. Bunzel-Drüke

Abb. 206: *13 diesjährige (0+) Cypriniden aus dem Lippealtarm am Gersteinwerk in Hamm-Stockum am 11.09.2018. Auflösung: 1 Güster, 2 Brassen, 3 Güster, 4 Güster, 5 Brassen, 6 Güster, 7 Brassen, 8 Güster, 9 Brassen, 10 Hybrid, wahrscheinlich Rotauge x Brassen („Leiter"), 11 Güster (eventuell Hybrid), 12 Brassen, 13 Brassen*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 207: *Adulte laichbereite Brassen aus der renaturierten Lippemündung am 27.03.2018*

Gegenüber den Angaben vom Ende des 19. Jahrhunderts bis zu den 1960er Jahren hat der Brassen in der Lippe dramatische Bestandseinbrüche erlitten: Von einer „gemeinen" Art ist er zu einer seltenen Art geworden (Abb. 208).

Hauptgrund dafür ist der Gewässerausbau, insbesondere die Trennung von Fluss und Aue. Für ihre Jugendentwicklung benötigen Brassen erreichbare Stillgewässer, weil ihre Überlebensrate nur dort hoch ist (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Befischungsergebnisse von 2017 und 2018 spiegeln diesen Sachverhalt wider: Brassen wurden nur an wenigen Stellen in der Lippe gefangen: dort, wo angeschlossene Auengewässer vorhanden sind (Kreis Soest und Stadt Hamm sowie Bergsenkung HaLiMa und Umgebung), 2017 auch in Stauabschnitten im Kreis Unna sowie in beiden Jahren im Unterlauf, wo offenbar Fische aus dem Rhein aufsteigen. Hier taucht aber auch schon das erste Problem auf, denn die untersten beiden Rauschen im Lippemündungsraum bei Wesel sind nur bedingt für Brassen passierbar. Keiner der besenderten Brassen, die im Untersuchungszeitraum flussab bis zum Receiver am Rhein schwammen, kam wieder hoch und dass, obwohl sich einige Individuen über einen langen Zeitraum immer wieder an diesem Receiver meldeten, was den Versuch eines Einschwimmens belegt.

In den untersuchten Stillgewässern waren Brassen zwischen Lippstadt und Wesel zwar weit verbreitet, erreichten aber nur an wenigen Stellen höhere Abundanzen. Rund 80 % der Auengewässer mit Brassennachweisen waren ständig oder sehr häufig mit der Lippe verbunden und außerdem relativ groß (Kap. 5.2.5).

In der Eisvogelnahrung war der Brassen selten. Die Häufigkeitsverteilung im Diagramm zeichnet weitgehend die Ergebnisse der Elektrobefischungen nach. Nur an der Mündung des Hammbaches bei Dorsten-Holsterhausen nutzte der Eisvogel offenbar ein uns unbekanntes Gewässer, in dem sich Brassen fortpflanzten.

Einst war wahrscheinlich der Unterlauf der Lippe der Verbreitungsschwerpunkt des Brassen und nach flussauf wurde er natürlicherweise seltener, bis die regelmäßigen Vorkommen wohl oberhalb Lippstadts endeten. Heute findet eine erfolgreiche Reproduktion der Art in Stillgewässern überwiegend zwischen Lippstadt und Hamm statt, wo einige angeschlossene Altarme verblieben waren und Renaturierungen seit Ende der 1990er Jahre neue Habitate schufen. Damit ist die ursprüngliche Häufigkeitsverteilung der Reproduktion umgekehrt worden.

Zur Förderung des Brassen ist es unerlässlich, den Mangel an erreichbaren Auengewässern auf langen Strecken der mittleren und unteren Lippe zu beheben und Wanderungshindernisse zu beseitigen. Brassen aus dem Rhein steigen zwar in die Lippe auf, finden aber kaum geeignete Laichplätze. Auf der 117 km langen Lippestrecke von der Mündung bis zur Kreisgrenze Unna/Hamm gibt es nur 27 mehr oder weniger gut angeschlossene Auengewässer (Kap. 3.8).

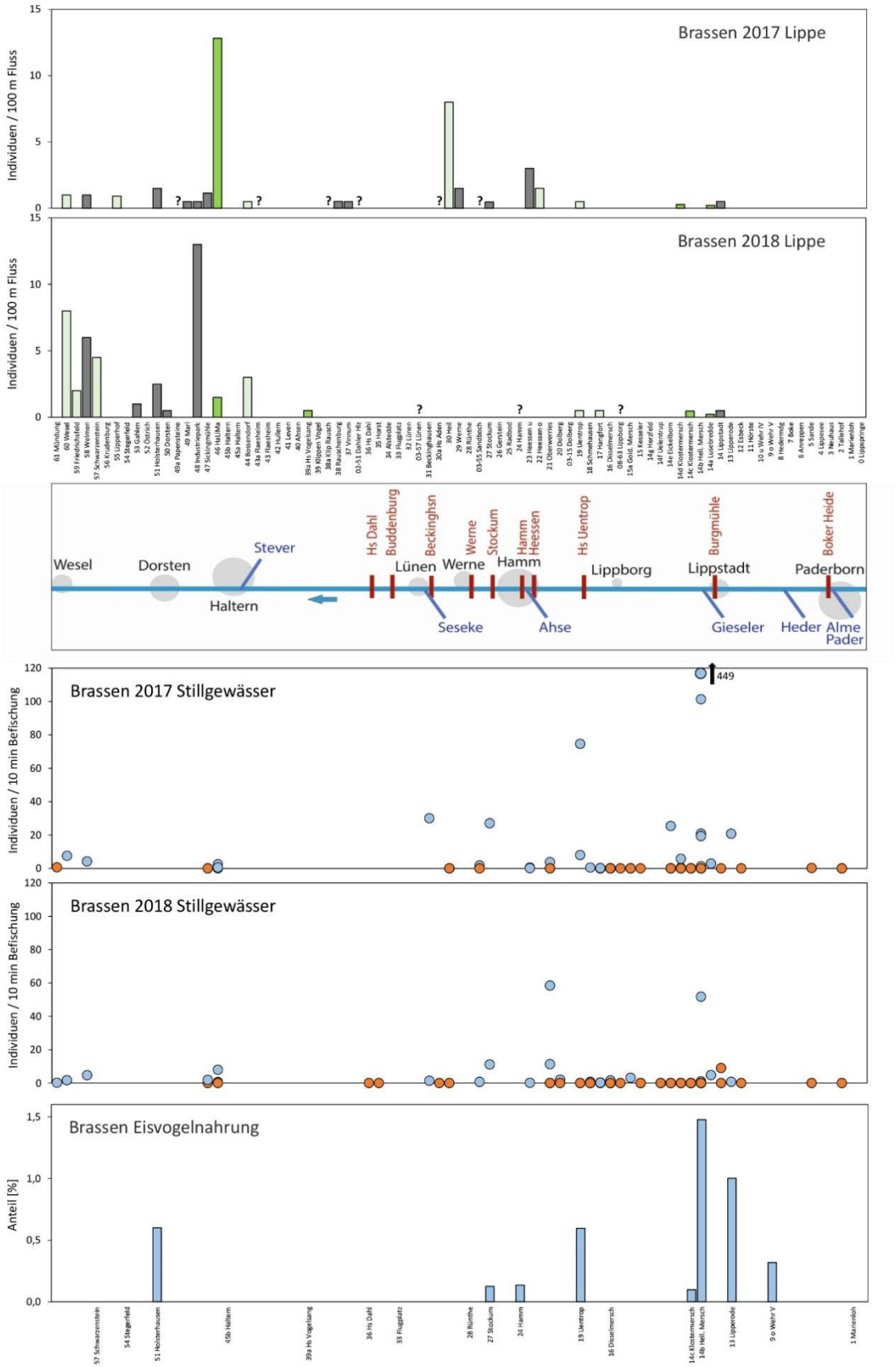


Abb. 208: *Verbreitung und Häufigkeit des Brassen (Abramis brama) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe:* ausgebaut, *entfesselt,* naturnah; **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht;* / *Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Die Wiederherstellung größerer angeschlossener Stillgewässer ist allerdings nicht mehr überall an der Lippe möglich. Eingedeichte Abschnitte wie westlich von Hamm oder bei Dorsten scheiden aus. Am Unterlauf des Flusses ab Dorsten-Holsterhausen liegt die Sohle der Lippe durch das unnatürliche Einschneiden des Flusses in den Untergrund mittlerweile so tief, dass neue Stillgewässer „Canyon-artig" in die heute trocken liegende Aue einschneiden würden. Großflächiger Bodenabtrag zur Schaffung von Ersatzauen – wie an der Lippemündung durchgeführt – würde zwar die Möglichkeiten der Anlage von Auengewässern in der neuen, „tiefer gelegten" Aue verbessern, aber einen erheblichen Eingriff in die Schutzgebiete des Lippeunterlaufes darstellen.

Weniger problematisch und leichter umzusetzen wäre die Anlage von Stillgewässern dort, wo die Flusssohle heute nicht so tief liegt. Hier kommen Abschnitte oberhalb der Stellen in Frage, wo Sandmergelbänke die Sohleintiefung aufgehalten haben, also flussaufwärts der „Papensteine" und der Mergelklippen bei Haus Vogelsang und Rauschenburg.

Ein weiterer wahrscheinlich gut geeigneter Abschnitt liegt flussaufwärts des Wehrs Werne-Rünthe, wo derzeit der Lippeverband eine Renaturierung von Fluss und Aue plant. Wenn das Wehr als sohlstützendes Bauwerk langfristig erhalten bliebe (zu den Auswirkungen dieses Querbauwerkes s. Kap. 6.3), wäre oberhalb die Anlage von angeschlossenen Auengewässern sinnvoll.

Selbstverständlich sollten auch zwischen Lippstadt und Hamm Möglichkeiten zum Bau weiterer Auengewässer genutzt werden!

5.4.20 **Schneider** (*Alburnoides bipunctatus*)

Status in der Lippe unklar

Der Schneider ist in Westfalen einheimisch, aber aus dem Lippe-Einzugsgebiet gibt es keine sicheren Nachweise in der Literatur. Die Angabe von LANDOIS et al. (1892), wonach die Art in Westfalen weit verbreitet und auch in der Lippe von Gewährsleuten als „*nicht selten*" gemeldet sei, ist nicht sicher; LANDOIS et al. schreiben selbst, dass Schneider und Ukelei sehr viel verwechselt würden.

Im Oktober 1991 wurde im unteren Eingang des nicht funktionsfähigen Fischpasses im Mittelpfeiler des Wehrs Lippstadt-Benninghausen ein Schneider gefangen, der mit großer Wahrscheinlichkeit auf eine Besatzaktion mit 1.600 Schneidern zurückgeht, die im August/September desselben Jahres vom Angelsportverein Lippstadt unterhalb des Wehrs III bei Lippstadt-Rebbecke ausgesetzt wurden. Die Besatzfische stammten von Wildfängen aus der Wied, einem Nebenfluss des Rheins in Rheinland-Pfalz ab und wurden in der Landesanstalt für Fischerei in Albaum zwischenvermehrt (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 209: *Schneider*

Bei späteren Befischungen tauchten noch dreimal Schneider in der oberen Lippe auf (Abb. 210):

- Anfang September 1992 am Besatzort unterhalb des Wehrs III bei Rebbecke vier 5 – 6 cm lange Schneider sowie ein weiterer Fisch gleicher Länge am Wehr II (ca. 1,5 km flussabwärts) (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 1995),
- am 05.09.1996 ein 4,7 cm langes Exemplar flussabwärts der Fußgängerbrücke Eickelborn (ABU 1997),
- Mitte Juni 1999 ein Individuum in der Innenstadt von Lippstadt am Tivoli (Bunzel-Drüke, Scharf & Zimball, ABU mdl.).

Seitdem wurde die Art nicht mehr nachgewiesen. Der Schneider hat sich also mindestens neun Jahre in der Lippe gehalten, allerdings lokal und wohl nur in geringer Dichte. Die Ursache für das Scheitern der (Wieder-)Ansiedlung ist unklar, zumal Begleituntersuchungen fehlten.

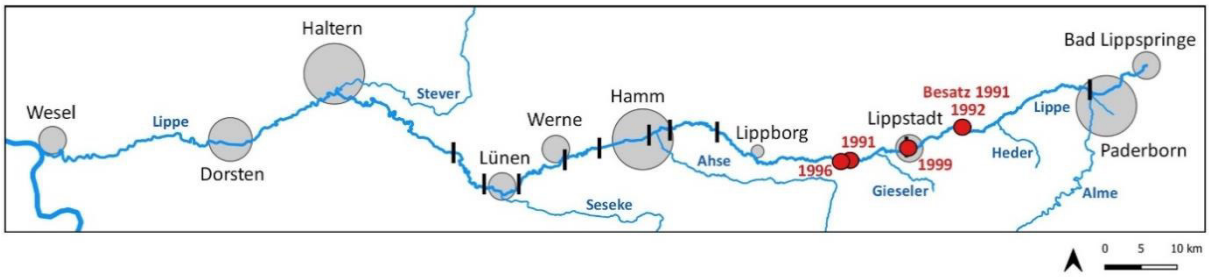


Abb. 210: *Besatz- und Fundpunkte des Schneiders (Alburnoides bipunctatus) in der Lippe*

Da die Lippe mitten im europäischen Verbreitungsgebiet des Schneiders liegt, ist ihre einstige Besiedlung durch die Art wahrscheinlich; es spricht also nichts gegen einen nochmaligen Versuch der Ansiedlung. Mittlerweile haben sich die Habitatbedingungen wesentlich verbessert, so sind längere Flussabschnitte renaturiert oder zumindest entfesselt und die Wasserqualität des Mittel- und Unterlaufes ist gestiegen. Da Schneider zum Ablaichen Wassertemperaturen über 12 °C benötigen (KOTTELAT & FREYHOF 2007), könnte der Oberlauf der Lippe durch den Einfluss der Karstquellen zu kühl sein. Überströmte Kiesbänke als Laichhabitat finden sich aber auch weiter flussabwärts. Als Besatzorte kommen z.B. folgende Flussabschnitte in Frage:

- renaturierte Strecke zwischen Lippstadt und Eickelborn (hier stehen auch verschiedene Zuflüsse und angeschlossene Stillgewässer als mögliche Winterlager zur Verfügung; vgl. BOHL et al. 2004),
- Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang (Kreis Recklinghausen) mit der flussabwärts gelegenen Kiesbank,
- Strecken mit naturnaher Kiessohle im Raum Hünxe (hier münden mehrere Bäche in die Lippe).

5.4.21 **Ukelei** (*Alburnus alburnus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei die Art überall gemein (HERWIG 1878); LANDOIS et al. (1892) vermerken, der Ukelei sei an der Lippe bei Werne „*sehr häufig*“. GIERS SR (1932c) erwähnt die Art im Raum Hamm nicht, in der Artenliste von GIERS JR (1967) ist die Art als Laube jedoch enthalten.

Zu Verbreitung und Bestand des Ukelei 1972 bis 1999 vermerkt NZO (2001): „*Die Lippe ist nur lückenhaft besiedelt. Während die Art bei Hamm mit hohen Bestandsdichten vorkommt, sind Ukeleie im Unterlauf bei Wesel eher selten anzutreffen.*“

Bei einer Untersuchung der Lippefische zwischen Lippstadt und Hamm im Jahr 2000 gehörte der Ukelei zu den Arten, die in dem Flussabschnitt bei Hamm, der damals durch Abwärme des Kraftwerks Westfalen belastet war, signifikant höhere Dichten aufwiesen als in der „kühlen“ Lippe flussaufwärts (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Seitdem ist die Aufwärmspanne des Kraftwerks wesentlich geringer, und die Abundanz des Ukelei im genannten Lippeabschnitt ist niedriger.

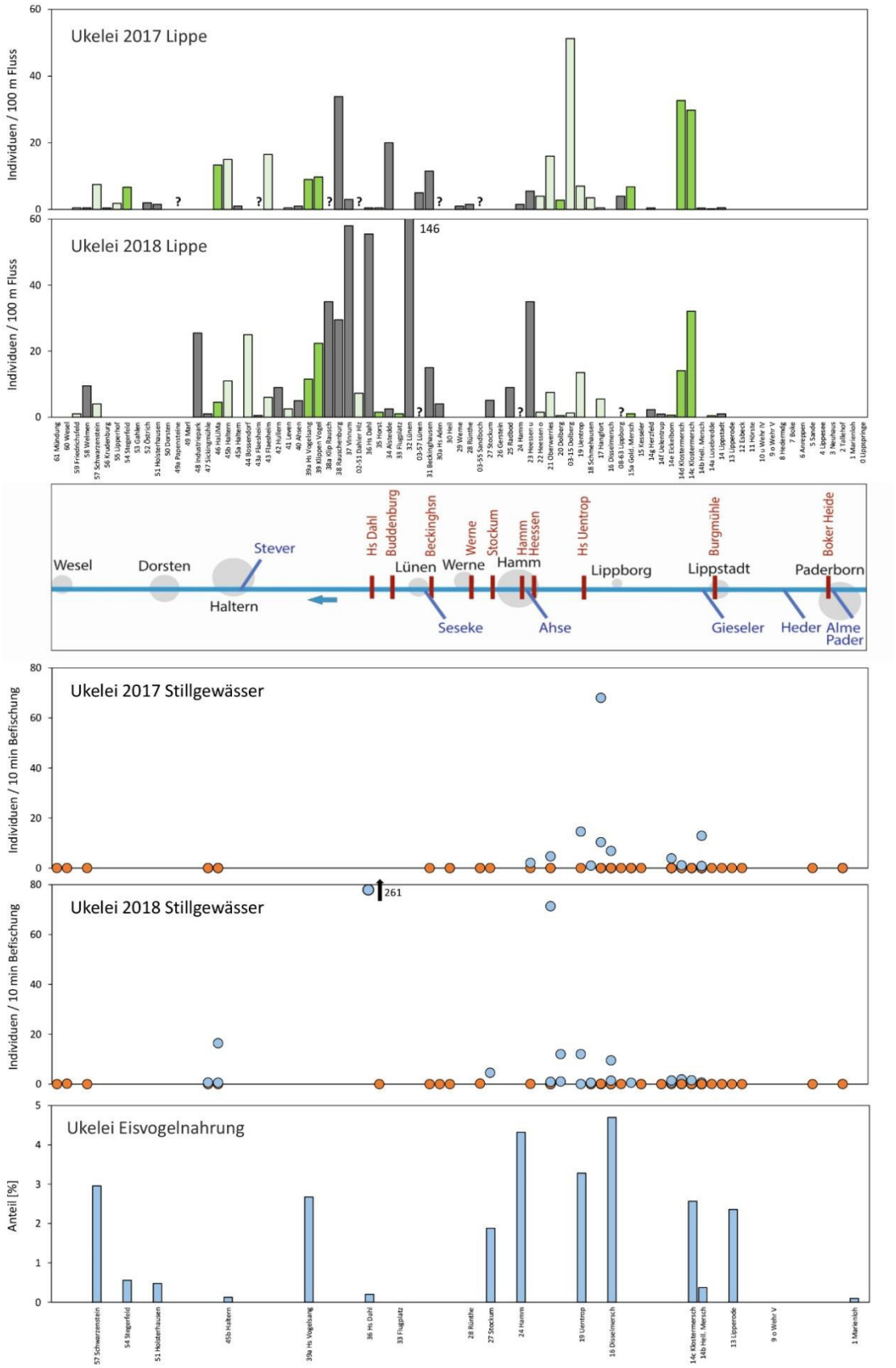


Abb. 211: *Verbreitung und Häufigkeit des Ukelei (Alburnus alburnus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Die Betrachtung der Diagramme in Abbildung 211 über die Ergebnisse der Untersuchungen in der gesamten Lippe 2017 und 2018 sind nicht leicht zu interpretieren. Es zeigen sich in beiden Jahren drei relativ undeutliche Verbreitungsschwerpunkte: die renaturierte Lippe unterhalb von Lippstadt, der ehemals durch Abwärme besonders belastete Bereich um Hamm und ein Abschnitt zwischen Haus Aden (Lünen) und Marl. Innerhalb dieser drei Abschnitte gibt es jedoch große Schwankungen der Dichte, außerdem scheint die Abundanz des Ukelei nicht mit dem Ausbauzustand der Strecken korreliert zu sein. Deutlich ist nur, dass der Ukelei oberhalb Lippstadts fehlt; wahrscheinlich ist der Fluss hier für die wärmeliebende Art dauerhaft zu kühl.

Der Ukelei war die zweithäufigste Art in den Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg. Dabei nutzten vor allem adulte Individuen den naturnahen Fischaufstieg, für jüngere Fische scheint er nur bedingt passierbar zu sein. Vermutlich ist die Art in den Elektrobefischungen unterrepräsentiert, da sie sich auch gerne in Schwärmen im Freiwasser aufhält und nicht an den leichter zu befischenden Ufern. Der Ukelei war häufig die einzige Art, die bei den Mittenbahnenbefischungen auftrat.

In der Eisvogelnahrung taucht der Ukelei mit geringen Anteilen in den meisten Gewöllproben auf, sogar am Oberlauf in Marienloh. Dieser Nachweis eines Einzelindividuums kann aus einem der dort zahlreichen Baggerseen stammen.

Die höchsten Dichten in Stillgewässern erreichte der Ukelei 2017 und 2018 in einigen größeren, direkt an die Lippe angeschlossenen Altarmen und – den Maximalwert – im Mühlenarm von Haus Dahl, der am 31.10.2018 befischt wurde und offenbar ein Winterlager für verschiedene Cyprinidenarten darstellt.

Ukeleie versammeln sich im Winter in großen Gruppen in erreichbaren Auengewässern (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Der Mangel an solchen Winterlagern auf langen Lippestrecken kann eine wichtige Ursache für die heute - verglichen mit dem 19. Jahrhundert - niedrigen Ukeleibestände sein. Hilfsmaßnahmen für die Art wären die gleichen wie für den Brassen (Kap. 5.4.19): die Wiederherstellung größerer, mit der Lippe verbundener Auengewässer.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 212: *Ukelei*



LFV

Abb. 213: *Ukeleie halten sich häufig im Freiwasser auf.*

5.4.22 **Rapfen** (*Aspius aspius*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Rapfens reichte von Zentralasien nach Westen bis zur Elbe und Weser, im Rhein kam er nicht vor (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Weder HERWIG (1878), noch LANDOIS et al. (1892) oder GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) nannten die Art für die Lippe.

Ab 1984 taucht der Rapfen in der Fangstatistik der Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg auf, die die Lippe zwischen Lippstadt-Benninghausen und Hamm-Heessen bewirtschaftet (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Der früheste Nachweis im FischInfo NRW ist ein Exemplar, das am 12.09.1991 am Wehr Lippstadt-Benninghausen gefangen wurde (s. auch BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Bis 2003 einschließlich stammen alle vorliegenden Nachweise (FischInfo NRW, SPÄH 2000a, b) aus dem Raum Lippstadt bis Lünen sowie aus dem Unterlauf der Lippe im Kreis Wesel. Erst ab dem Jahr 2004 wurden Rapfen auch an Probestrecken zwischen Lünen und Dorsten registriert. Dies deutet auf zwei Ausgangspunkte für die Besiedlung der Lippe hin: zum einen den Bereich im Raum Soest / Hamm, entweder durch Besatz oder durch Einwanderung über die Wasserverteilungsanlage des Westdeutschen Kanalnetzes in Hamm (s. Grundeln), zum anderen eine Einwanderung der Art aus dem Rhein.



Abb. 214: *Junger Rapfen*

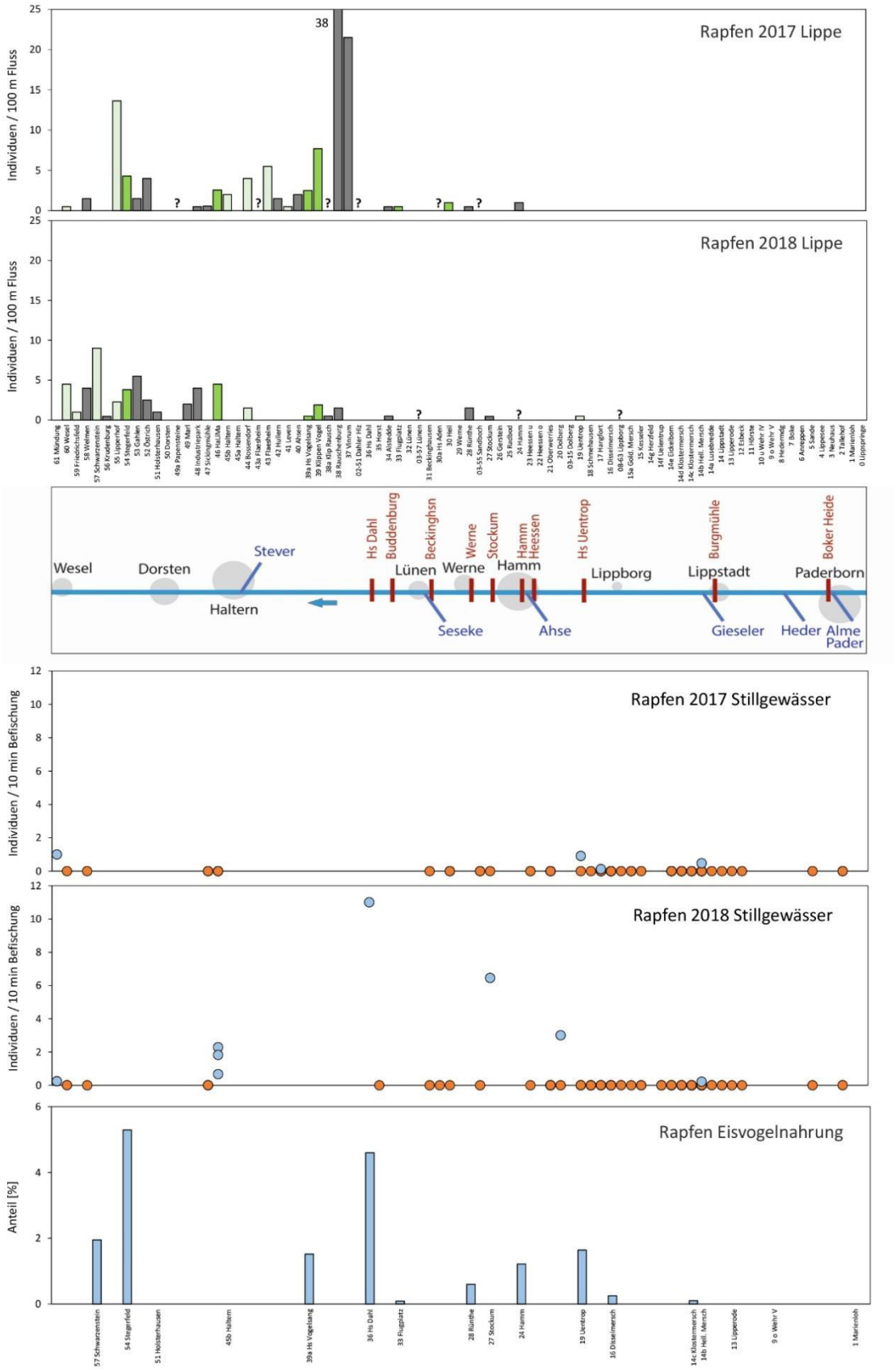


Abb. 215: *Verbreitung und Häufigkeit des Rapfen (Aspius aspius) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Die Ergebnisse der Lippe-Befischungen der Jahre 2017 und 2018 (Abb. 215) zeigen deutlich, dass der Rapfen erst unterhalb des Wehrs Dahl höhere Dichten erreicht; oberhalb wurden nur wenige Einzeltiere gefangen, darunter aber auch diesjährige (0+) Individuen. Die Ergebnisse der Reusenkontrolle bei Buddenburg belegen eine Reproduktion unterhalb des Wehrs, da im Jahr 2018 zahlreiche 0+ Rapfen über den naturnahen Aufstieg hochgewandert sind. Im Jahr 2019 scheint es dagegen keine erfolgreiche Reproduktion gegeben zu haben, was ebenfalls auf die geringe Bestandsdichte des Rapfens oberhalb des Wehrs Dahl zurückzuführen ist. Wahrscheinlich zerteilt das Wehr bei Haus Dahl die Lippe: Der Rapfenbestand unterhalb dürfte eine Einheit mit den Fischen im Rhein bilden, während der kleine Bestand oberhalb weitgehend isoliert ist.

Auch in Stillgewässern konnten Rapfen nachgewiesen werden, u.a. Jungfische in der renaturierten Lippeaue westlich von Lippstadt. Die höchste Dichte wies der nicht mehr in Nutzung befindliche Mühlengraben von Haus Dahl auf, wo 2018 große Mengen junger Cypriniden offenbar ein Winterlager hatten.

Die meisten jungen Rapfen im Eisvogelgewölle wurden bei Haus Dahl und am kiesigen Unterlauf der Lippe festgestellt. In der Umgebung befinden sich wahrscheinlich Rapfenlaichplätze.

Obwohl der Rapfen nicht einheimisch ist, scheint er keinen negativen Einfluss auf andere Arten auszuüben. Maßnahmen sind nicht erforderlich.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 216: *Rapfen aus der Wanderfischbefischung an der Lippemündung*

5.4.23 **Zope** (*Ballerus ballerus*)

allochthon

Am 05.09.2011 wurde ein unter 5 cm langer Jungfisch in der Lippe in Lünen gefangen (N. Theißen, LANUV schriftl., Abb. 217). Die Herkunft des Tieres ist unbekannt.

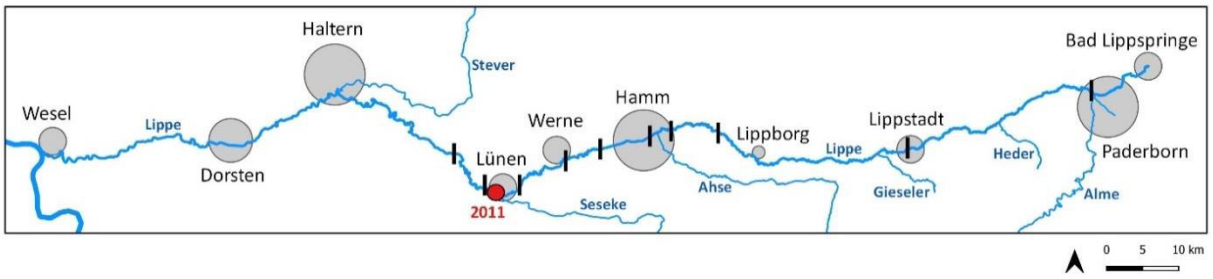


Abb. 217: *Bisher einziger Nachweis der Zope (Ballerus ballerus) in der Lippe*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 218: *Zope*

5.4.24 **Güster** (*Blicca bjoerkna*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Güster für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht; wahrscheinlich wurde die Art nicht vom Brassen unterschieden. LANDOIS et al. (1892) schreiben, „*daß sie* [die Blikke] *von dem Brachsen hier zu Lande vielfach nicht unterschieden wird*“; sie komme in der Lippe vor. GIERS SR (1932c) schreibt über den Raum Hamm: „*Mit dem Brassen zusammen kommt häufig die Güster vor. Sie wird gewöhnlich für den Brassen gehalten, erreicht aber nie sein Gewicht*.“

Die Probleme bei der Bestimmung von Güster und Brassen bestehen noch heute, obwohl sich adulte Fische über 8 – 10 cm Totallänge leicht voneinander unterscheiden lassen. Bestes Merkmal sind die rötlichen Basen der paarigen Flossen des Güsters und sein größerer Augendurchmesser (Abb. 219). Nicht im Feld bestimmbar sind jedoch Jungfische der beiden Arten (s. unter Brassen).

Der Güster ist eine wärmeliebende Art, was auch durch seine positive Reaktion auf die ehemalige Abwärmeeinleitung des Kraftwerks Westfalen bei Hamm-Schmehausen bestätigt wurde (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Seit der Verringerung der Temperatur des eingeleiteten Kühlwassers ist die Art im Raum Hamm seltener geworden, allerdings im gleichen Zeitraum offenbar auch in anderen Abschnitten der Lippe. Bei einer Reusenuntersuchung des Fischaufstieges des Wehrs Dahl im Jahr 1990 war der Güster mit 47 % aller registrierten Fische die häufigste Art, Brassen machten damals nur einen Gesamtanteil von 2,8 % aus (SPÄH 1991).

In den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 war der Güster in der Lippe fast verschwunden (Abb. 220). Die meisten Exemplare wurden in beiden Jahren in den Flussabschnitten des Bergsenkungsgebietes HaLiMa / Sickingmühle gefangen, auch hier war die Abundanz jedoch sehr niedrig. In Auengewässern kam die Art geringfügig häufiger vor als in der Lippe. Schwerpunkte lagen zwischen Lippetal und Stockum / Bergkamen sowie in den Bergsenkungsgebieten bei Marl.



Abb. 219: *Güster*

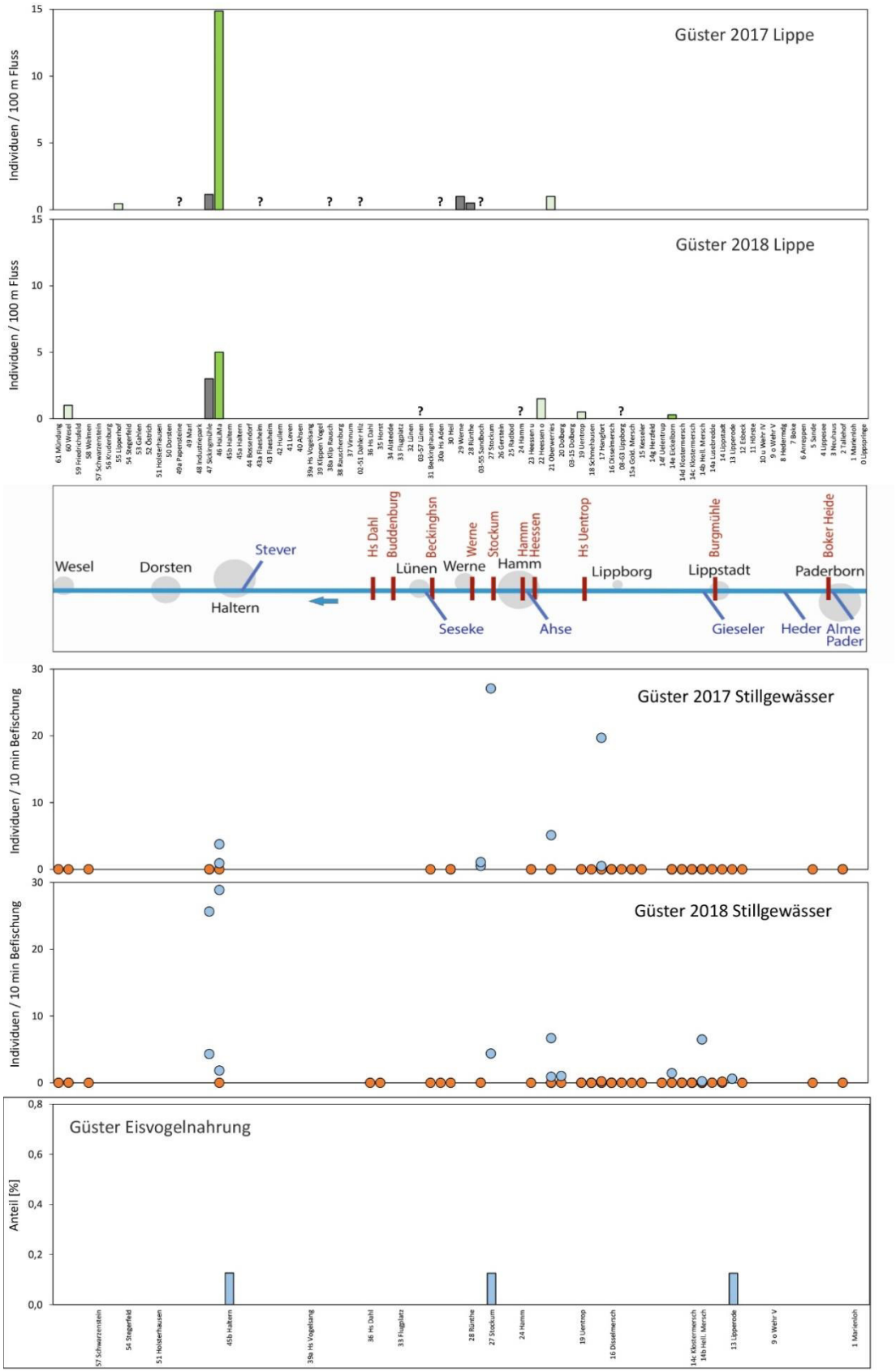


Abb. 220: *Verbreitung und Häufigkeit des Güsters (Blicca bjoerkna) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Bei den Reusenkontrollen 2018 und 2019 am Wehr Buddenburg konnten in den 18 Monaten insgesamt 151 Güster festgestellt werden, was ihn auf Platz 9 der Häufigkeit rückt. Der Großteil der Tiere (133 Güster) wurde erst im zweiten Untersuchungsjahr (2019) gefangen. Da alle Tiere über 8 cm Totallänge lagen (Mittelwert: 15 cm), ist eine Verwechslung mit Brassen eher unwahrscheinlich.

Im Eisvogelgewölle trat die Art nur an drei Stellen auf, die mit den Ergebnissen der Elektrofischerei übereinstimmen.

Die derzeit extreme Seltenheit des Güsters in Lippe und Lippeaue lassen Hilfsmaßnahmen für die auf der Roten Liste als ungefährdet geführte Art sinnvoll erscheinen: es wären die gleichen wie für den Brassen (Kapitel 5.4.19): die Wiederherstellung größerer, mit der Lippe verbundener Auengewässer und die Beseitigung von Wanderungshindernissen.

5.4.25 **Nase** (*Chondrostoma nasus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen sei die Nase „*überall gemein*“ (HERWIG 1878); zu ihrem Vorkommen in Westfalen schreiben LANDOIS et al. (1892) „*am häufigsten trifft man sie wohl in der Lippe an*“. GIERS SR (1932c) schreibt: „*Die Nase hatte sich in dem Kanalstück* [des Datteln-Hamm-Kanals] *unterhalb des Kraftwerks* [Gersteinwerk bei Hamm-Stockum] *stark vermehrt und zog zur Laichzeit bis vor den Auslauf der Kanalturbine* [am Wehr Hamm]*. Dort wurde sie in großen Mengen mit der Angel gefangen, obgleich die Angler ihren Genuß nicht schätzten. Erst mit dem Netz gelang es uns, ihre Zahl zurückzudrängen* …“

Wann der Rückgang der Nase in der Lippe einsetzte, ist unbekannt. Die einst „überall gemeine“ Art wurde selten; in einer 1991 veröffentlichten Verbreitungskarte für NRW waren in der gesamten Lippe nur noch fünf Fundpunkte im Raum Hamm und Paderborn verzeichnet (STEINBERG & NZO 1991). Flussaufwärts des Wehrs Hamm-Uentrop war die Nase um 1990 fast verschwunden. So konnten bei gründlichen Bestandsaufnahmen im Rahmen des Lippeauenprogramms 1991 bis 1993 (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, Büro Loske 1993, BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 1995) zwischen Paderborn-Sande und Lippetal-Lippborg keine Nasen gefangen werden; es lag nur ein durch Fotos belegter Nachweis von zwei Exemplaren vor, die ein Angler in der Innenstadt von Lippstadt im Sommer 1990 gefangen hatte (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992) .

Die Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg besetzte 1986 50 kg junger Nasen in die Lippe, außerdem 1988 zwischen Lippetal-Kesseler und Hamm-Heessen weitere 50 kg junger Nasen < 20 cm Totallänge und 1992 zwischen Lippetal-Lippborg und dem Wehr Hamm-Uentrop 100 kg junger Nasen wiederum < 20 cm (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.).

In Hamm flussabwärts des Wehrs Uentrop pflanzte sich die Art zu dieser Zeit noch in geringem Umfang fort (S. Kuss mdl.).

Nach den ersten Uferentfesselungen an der Lippe im Kreis Soest in den 1990er Jahren und der ersten umfassenden Renaturierung in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1997 begann eine langsame Bestandserholung der Nase in der Lippe im Kreis Soest (ABU 1994 – 2020).

Das FischInfo NRW enthält aus den Jahren nach 1995 relativ viele Nasenfänge in der Lippe aus dem Kreis Soest und der Stadt Hamm, aber nur zwei Befischungen mit Nasen aus dem Kreis Paderborn, sieben aus dem Lippeabschnitt der Kreise Unna bis Recklinghausen und fünf aus Wesel.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 221: *Auf diesem Portrait einer Nase ist die scharfkantige Unterlippe zu sehen, mit der die Nase Algenbewuchs und darin enthaltene Invertebraten von festen Unterlagen abschabt.*



LFV

Abb. 222: *Nase mit Laichausschlag aus der Markierungsstudie, gefangen in der Lippemündung.*

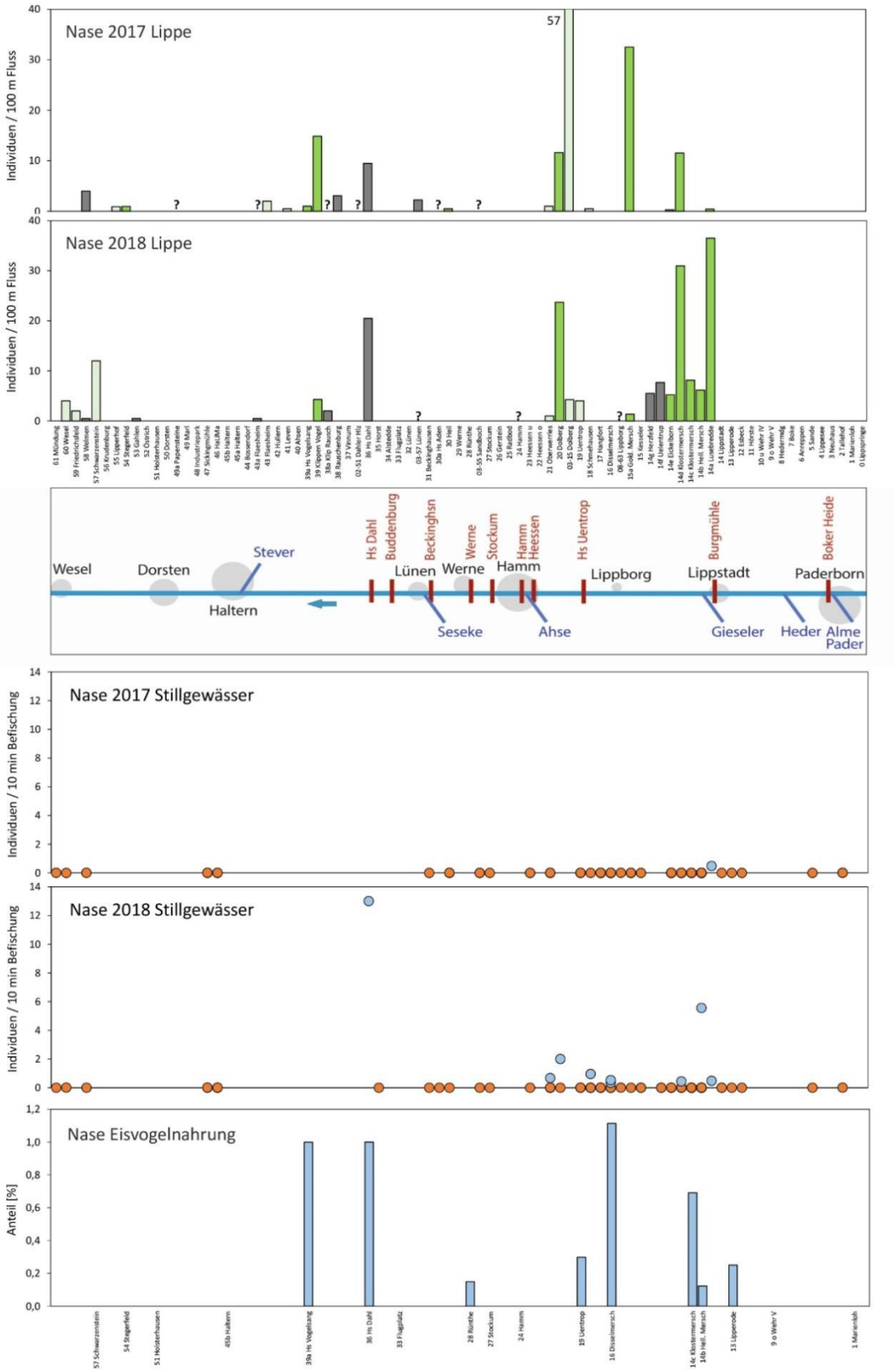


Abb. 223: *Verbreitung und Häufigkeit der Nase (Chondrostoma nasus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

2017 und 2018 war die Nase bei den Befischungen in der Lippe nicht häufig (Abb. 223). Sie trat in drei Schwerpunktgebieten v.a. in naturnahen Abschnitten auf:

- Vom Westrand von Lippstadt bis Hamm-Oberwerries war die Dichte am höchsten; hier fand in beiden Jahren erfolgreiche Reproduktion statt (mehr als 150 bzw. mehr als 550 nachgewiesene Jungfische).
- Wehr Haus Dahl bis Haus Vogelsang: Am Wehr Dahl handelte es sich sowohl 2017 als auch 2018 ausschließlich um adulte, offenbar aufstiegswillige Fische, die das Wehr nicht überwinden konnten (s. Kap. 5.3.2), während an den Sandmergelklippen bei Rauschenburg und bei Haus Vogelsang einzelne Jungfische nachgewiesen wurden.
- Im kiesigen Unterlauf zwischen Schermbeck-Gahlen und Wesel wurden 2017 zehn Nasen (davon fünf diesjährige) und 2018 eine adulte und 37 diesjährige (0+) Nasen gefangen.

Die Nachtbefischungen lieferten in beiden Jahren noch einige wenige zusätzliche Nasen; 2018 auch an zwei Stellen, die tagsüber ohne Nachweis geblieben waren, nämlich bei Werne-Rünthe und Dorsten-Holsterhausen. Auch wenn man davon ausgeht, dass die Nasen am Tag unterrepräsentiert gefangen werden im Vergleich zur Nacht, ist der Bestand in der Lippe äußerst gering.

Sehr wenige junge Nasen hielten sich in ständig mit der Lippe verbundenen Stillgewässern auf; die meisten (13 Individuen) im Mühlenarm von Haus Dahl, wo die Befischung am 31.10.2018 offenbar ein Cypriniden-Winterlager ausmachte.

Im Eisvogelgewölle aus den Jahren 2017 bis 2019 fanden sich junge Nasen an Brutplätzen zwischen Lippstadt und dem Wehr Uentrop, bei Werne-Rünthe sowie am Wehr Dahl und bei Haus Vogelsang, nicht aber am Unterlauf der Lippe.

Insgesamt gesehen kann also die Nase abseits von den drei oben genannten Schwerpunktgebieten fast in der ganzen Lippe in Einzelexemplaren angetroffen werden, aber ihre Abundanz ist er-schreckend niedrig und Fortpflanzung findet nur in geringem Umfang statt.

Die Probleme der Nase sind vielfältig:

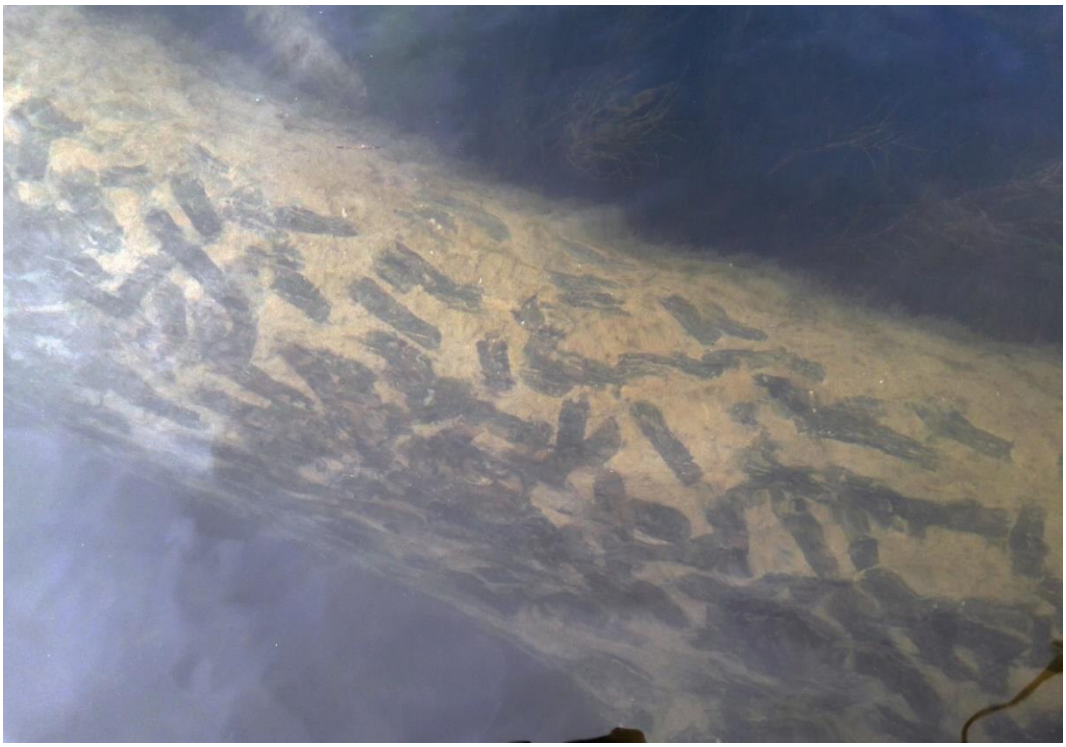
- Wehre zerstückeln den Lebensraum; selbst naturnah konzipierte Umgehungsgerinne werden nicht angenommen (s. Kap. 5.3.2). Daher ist der halbwegs stabile Bestand im Kreis Soest isoliert und für die aus dem Rhein aufsteigenden Fische nicht erreichbar; deren Aufstieg endet am Wehr Dahl, selbst bei Hochwasser wurde dieses Wehr nicht überwunden (s. Kap. 5.3.2).
- Die mittlere Lippe ist fast komplett eingestaut, und die kurzen frei fließenden Strecken unterhalb der Wehre bieten keine geeigneten Laichhabitate. Hin und wieder nachgewiesene Jungfische stammen entweder aus den Beständen flussaufwärts oder von ausnahmsweise doch erfolgreicher Reproduktion in der mittleren Lippe.
- Ihre Nahrung, die aus Algen und darin lebenden Invertebraten besteht, schaben Nasen mit der hornigen Unterlippe von harten Unterlagen (Abb. 224). So erklärt sich, dass sich die Fische gern an Mergelbänken aufhalten, z.B. an den Sandmergelklippen. In den rein sandigen Abschnitten der Lippe fehlt heute Hartsubstrat in Form von Totholz, das einst wahrscheinlich kein Mangelfaktor war.
- Diesjährige (0+) Nasen benötigen angeschlossene Altarme als Winterlager (FREYHOF 1997). Auf langen Strecken der Lippe fehlen solche Habitate; besonders eklatant ist der Mangel zwischen dem Wehr Haus Dahl und der renaturierten Mündung.
- Im untersten Lippeabschnitt wird deutlich, dass die Nase hier nicht ein Strukturproblem hat, sondern offenbar eines mit der Wasserqualität. An optisch als Laichhabitat geeignet erschei-

nenden Substratbänken wurden teilweise keine oder nur sehr wenige diesjährige (0+) Individuen festgestellt, wie es bei erfolgreicher Reproduktion zu erwarten wäre. Selbst im sehr naturnahen Abschnitt bei Hünxe-Stegerfeld mit seiner Sohle aus Rheinkies, wo relativ viele junge Barben und Hasel gefangen wurden, waren keine jungen Nasen anzutreffen. Die Ursachen für ihr Fehlen kann nicht in der Beschaffenheit des Kieses liegen, denn das gleiche Substrat dient im Niederrhein als Laichhabitat, wo eine erfolgreiche Fortpflanzung der Art nachgewiesen ist (z.B. STAAS 1999). Das Problem der Nasen könnte eine stoffliche Belastung der Lippe sein. Ob eine solche Belastung eventuell schon flussaufwärts wirkt (s. Grubenwasser, Kap. 6.1.3), lässt sich nicht beantworten, weil hier die Gewässerstruktur so ungünstig ist, dass ein größerer Nasenbestand sowieso nicht zu erwarten wäre. Es ist jedenfalls denkbar, dass im Lippeunterlauf ab Dorsten eine Verbesserung der Wasserqualität ohne Veränderungen der Sohlstruktur an einigen Stellen das erfolgreiche Ablaichen der Nase erlauben würde.

Hilfsmaßnahmen für die Nase sind so vielfältig wie die geschilderten Probleme der Art. Besonders wichtig ist die Beseitigung der Wehre. Wo dies nicht möglich ist, sollte zumindest ein für diese Art funktionierender Aufstieg angelegt werden. Es hat sich gezeigt, dass adulte Nasen einen Schlitzpass besser annehmen als ein naturnahes Gerinne in der an der Lippe bisher verwendeten Form (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011).

Der Schutz nachgewiesener und potenzieller Laichplätze (z.B. bei Lippstadt-Eickelborn, unterhalb der Klippen bei Haus Vogelsang und zwischen Hünxe und der Mündung) ist ebenfalls vordringlich, ebenso die Verbesserung der Wasserqualität des Mittel- und Unterlaufes und die Anlage angeschlossener Altarme als Winterlager. Die Neuanlage potenzieller Laichhabitate ist in den Kapiteln 5.4.14 (Barbe) und 6.2.1 (Habitatstruktur Lippe) behandelt.

Vor allem in den sandigen Flussabschnitten sollte großes Totholz als Nahrungsgrund für Nasen belassen bzw. aktiv eingebracht werden. Eine eventuelle Sicherung der Stämme durch Stahlseile ist nicht nachteilig.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 224: *Schabespuren von Nasen an einem Pappelstamm mit einem Durchmesser von ca. 70 cm in der Lippe bei Lippetal-Lippborg*

5.4.26 **Silberkarpfen** (*Hypophthalmichthys molitrix*)

allochthon

Die natürliche Verbreitung der nicht heimischen Art befindet sich in den Pazifikzuflüssen Ostasiens (KOTTELAT & FREYHOF 2007); sie ist in Deutschland als „unbeständig“ und als potenziell invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015).

Ab den 1970er Jahren gab es Besatzversuche zur Algenbekämpfung auch in NRW (BORCHARD et al. 1986). Seit 1993 ist der Besatz durch die Landesfischereiordnung verboten.

Im November 1991 wurde ein 84 cm langer Silberkarpfen in dem nicht an den Fluss angeschlossenen Lippealtarm „Toter Arm“ westlich Lippstadt gefangen (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, Abb. 225).

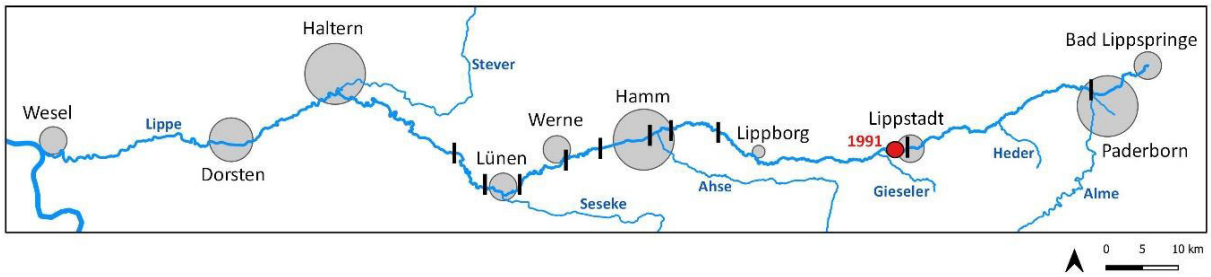


Abb. 225: *Nachweis des Silberkarpfens (Hypophthalmichthys molitrix) in der Lippeaue*

5.4.27 **Marmorkarpfen** (*Hypophthalmichthys nobilis*)

allochthon

Nicht einheimisch; natürliche Verbreitung in Mittel- und Süd-China; unbeständig, aber potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015)

Es gab zeitweise Besatzversuche in NRW; seit 1993 ist der Besatz jedoch durch die Landesfischereiordnung verboten.

Im Sommer 2006 wurde ein 95 cm langer frischtoter Marmorkarpfen in dem an die Lippe angeschlossenen Altarm „Südwest“ zwischen Hamm-Sandbochum und Werne gefunden (ILLNER 2007, Abb. 226).

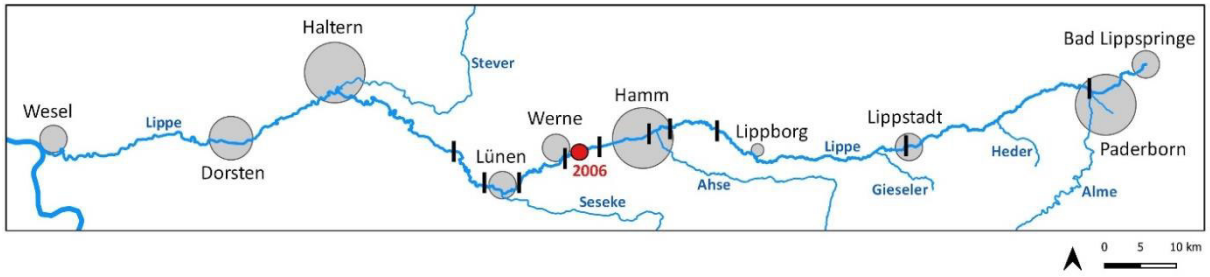


Abb. 226: *Nachweis des Marmorkarpfens (Hypophthalmichthys nobilis) in der Lippeaue*

5.4.28 **Moderlieschen** (*Leucaspius delineatus*)

Status unklar

Im 20. Jahrhundert wurde eine Ausbreitung des Moderlieschens nach Westen festgestellt; eventuell erweiterte die Kleinfischart bereits im 19. Jahrhundert ihr Areal und war in NRW ursprünglich nicht einheimisch. So schreiben LANDOIS et al. (1892), das Moderlieschen sei „*bisher vornehmlich aus dem Südosten Europas bekannt*“ und „*bisher bei uns noch nicht vorgekommen*“ und erwähnen einen möglichen Erstnachweis 1888 im Mittelrhein an der Ahrmündung. In der Liste der Fische der Lippe von HERWIG (1878) ist das Moderlieschen nicht enthalten. Auch GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) erwähnen das Moderlieschen nicht.

Da die mögliche Arealausweitung des Moderlieschens nach Westen jedoch nicht unbedingt anthropogen verursacht sein muss, sondern auch auf natürlichem Weg erfolgt sein kann, wird die Art in dem vorliegenden Bericht wie eine autochthone Art behandelt.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 227: *Moderlieschen*

Im FischInfo NRW gibt es nicht viele Informationen über das Moderlieschen, weil die Art ein typischer Bewohner von Stillgewässern ist, die FischInfo-Datenbank aber fast ausschließlich Befischungen aus Fließgewässern enthält.

Im Raum Lippstadt war das Moderlieschen um 1991 selten, weil – wie in vielen Auen des Landes – ein eklatanter Mangel an Stillgewässern herrschte. Besatz im Raum Lippstadt im Jahr 1991 (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992) verbesserte die Situation der Art nicht. Erst die Wiederherstellung und Neuanlage zahlreicher Gewässer führte zu einer Ausbreitung und wesentlichen Bestandsvergrößerung. Moderlieschen erreichen neue Habitate während Überflutungen der Auen (Bunzel-Drüke et al. 2017).

Die Elektrobefischungen 2017 und 2018 in der Lippe ergaben zwei Verbreitungsschwerpunkte in der Lippe (Abb. 229): 2017 der Raum Haltern inklusive dem Bergsenkungsgebiet HaLiMa und 2018 der

renaturierte Abschnitt westlich Lippstadt; die Abundanzen waren allerdings niedrig. Hohe Dichten erreichte das Moderlieschen in einigen Auengewässern im Raum Soest / Hamm. Das Maximum betrug 5.492 Individuen pro 10 Minauten Befischungszeit im alten Lippehafen Wesel-Fusternberg (Probestelle Nr. 31, Abb. 228). Derart hohe Dichten kommen v.a. in konkurrenzarmen Habitaten vor. Die höchsten Anteile am Gesamtfang lagen in selten angebundenen Auengewässern (Kap. 5.2.5).

Den höchsten Anteil in der Eisvogelnahrung wies das Moderlieschen in der renaturierten Hellinghauser Mersch westlich Lippstadts auf. Der Eisvogel konnte Moderlieschen-Nachweise auch an einigen Stellen erbringen, an denen die Befischungen keine Fänge verzeichneten. Die Art ist also offenbar in der Lippeaue weiter verbreitet, als die Befischungsergebnisse anzeigen.



LFV

Abb. 228: *Ergebnisse der Elektrobefischung des Stillgewässers Nr. 31 „Alter Lippehafen“ bei Wesel: Moderlieschen und Bitterlinge erreichten extrem hohe Dichten. Auf dem rechten Foto sind auch zwei junge Karpfen zu sehen.*

Hilfsmaßnahmen für das Moderlieschen sollten sich auf die Anlage neuer – auch kleiner – Auengewässer konzentrieren. Da die Art in der vorliegenden Untersuchung in selten angebundenen Gewässern ihren höchsten Anteil am Gesamtfang erreichte (Kap. 5.2.5), sind auch Maßnahmen in Auenabschnitten zu empfehlen, die wegen zu starker Eintiefung der Lippe eine Anbindung der Aue an den Fluss erschweren, aber eine Bewässerung von Auengewässern z.B. durch die Nutzung von Gräben und Bächen erlauben (s. Kap. 6.2.2).

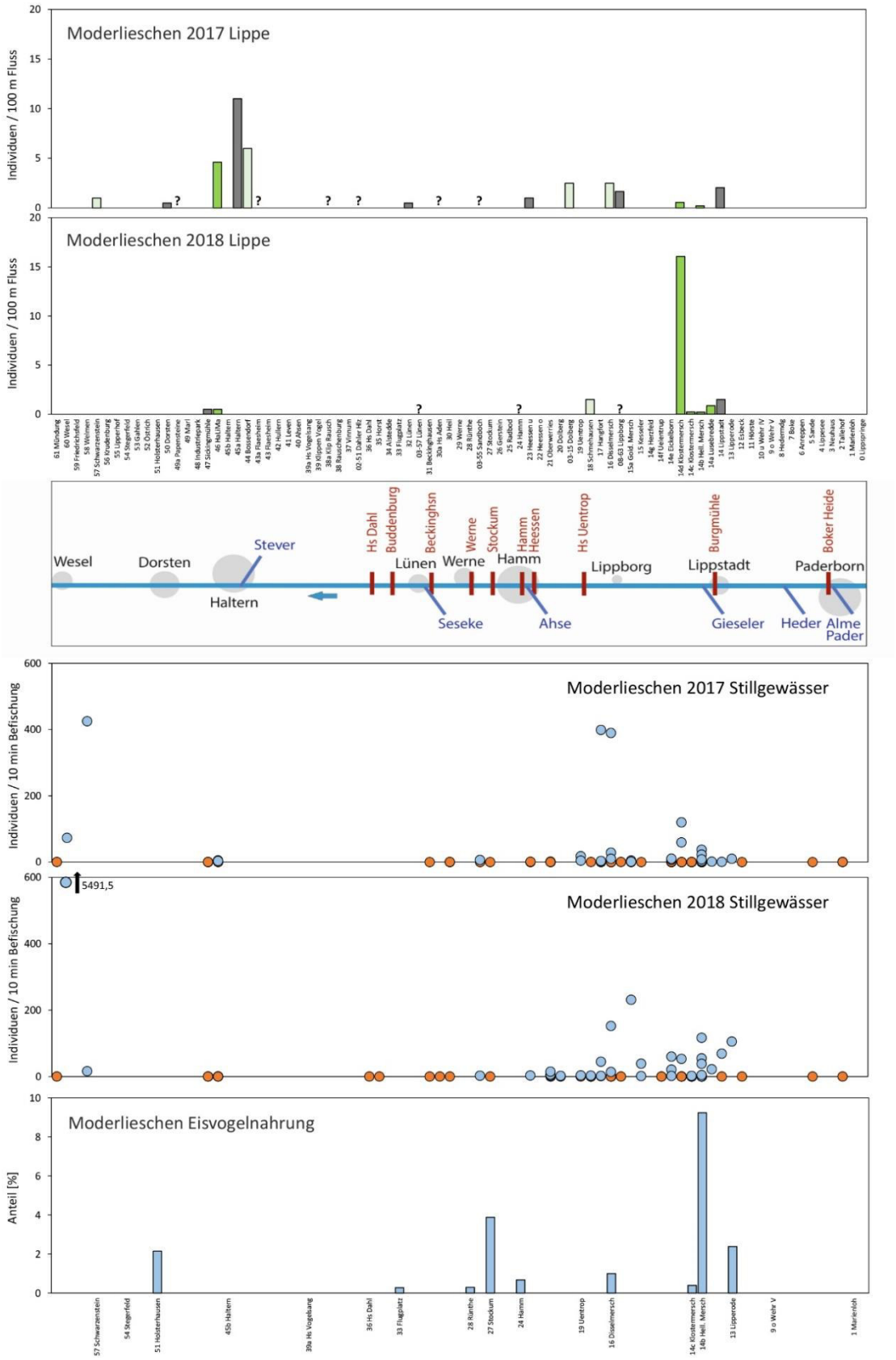


Abb. 229: *Verbreitung und Häufigkeit des Moderlieschens (Leucaspius delineatus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.29 **Aland, Orfe** (*Leuciscus idus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Aland für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht. Der Grund dafür dürfte sein, dass die Art nicht von ähnlichen Cypriniden getrennt wurde. So schreiben LANDOIS et al. (1892) über den Aland in Westfalen: „*Verhältnismäßig am häufigsten scheint er in der Lippe aufzutreten, wo er … von den Fischern … nicht besonders unterschieden wird; denn er führt hier mit dem Döbel und dem Häsling dieselben Namen „Mönne“ oder „Münne*“.

Unklar ist, wie weit sich das Verbreitungsgebiet des Alands ursprünglich flussauf erstreckte. GIERS SR (1932c) gibt einen Überblick über die Fischarten im Raum Hamm, und zwar Datteln-Hamm-Kanal, Lippe bei Haaren und Hamm, Unterlauf der Ahse und Mühlengraben Heessen: „*Der Aland ist nicht häufig. Er wird gelegentlich an der Flugangel gefangen. Die größten beobachteten Stücke wogen etwa 1 Pfd.*“ Es bleibt allerdings offen, ob die Alande damals in der Lippe und ihren Zuflüssen oder im Kanal lebten. Allerdings zählt GIERS JR noch 1967 den Aland zum Fischbestand der natürlichen, „ungeschädigten“ Lippe flussaufwärts von Hamm.

Im FischInfo sind oberhalb des Wehrs Dahl nur sieben Befischungen mit Fängen von Alanden vermerkt. Bei einer Gelegenheit (07.09.1997 in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen) handelte es sich um eine Goldorfe (ABU 1998). Die anderen sechs Fälle zwischen Lippetal und Lünen betrafen insgesamt 32 Individuen in den Jahren 2003 bis 2014. Ein weiteres Exemplar wurde am 21.08.1998 im Unterlauf des Trotzbaches in der Klostermersch gefangen (ABU 1999). Flussabwärts des Wehrs Dahl sind im FischInfo 34 Befischungen mit insgesamt 269 Alanden aufgelistet.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 230: *Junger Aland*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 231: *Adulter Aland aus der Wanderfischmarkierung*

Bei den Elektrobefischungen in der Lippe 2017 und 2018 tagsüber wurden Alande ausschließlich unterhalb des Wehrs Dahl gefangen (Abb. 232). Der Verbreitungsschwerpunkt lag in beiden Untersuchungsjahren in dem Flussabschnitt mit Kiessohle zwischen Dorsten und der Mündung. Offenbar verhindert das Wehr Dahl den Aufstieg von Alanden so gründlich, dass im Mittel- und Oberlauf der Lippe nur hin und wieder Einzelfische auftauchen, die eventuell sogar aus dem Datteln-Hamm-Kanal und nicht aus dem Unterlauf der Lippe stammen. In den 2017 und 2018 befischten Stillgewässern wurden nur vereinzelt Alande in Gewässern mit ungehindertem Anschluss an die Lippe nachgewiesen.

Die Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg erbrachten nur ein einzelnes Tier von knapp 22 cm Länge. Die Besenderungen der Alande belegt, dass die laichfähigen Tiere aus dem Rhein maximal 55 km bis nach Haltern in die Lippe einschwimmen, ein Großteil verbleibt jedoch weiter unterhalb. Die beiden untersten Rauschen der Lippe verzögerten dabei die Einwanderung der Alande aus dem Rhein oder verhinderten sie gänzlich. Eine Optimierung würde den Alandbestand der Lippe fördern, da Reproduktionshabitate im Unterlauf durchaus vorhanden sind.

Eine weitere vordringliche Hilfsmaßnahme für den Aland ist die Beseitigung oder die Herstellung der Durchgängigkeit der weiter oben gelegenen Querbauwerke, vor allem des Wehrs Dahl, um eine Ausbreitung flussaufwärts zu erlauben.

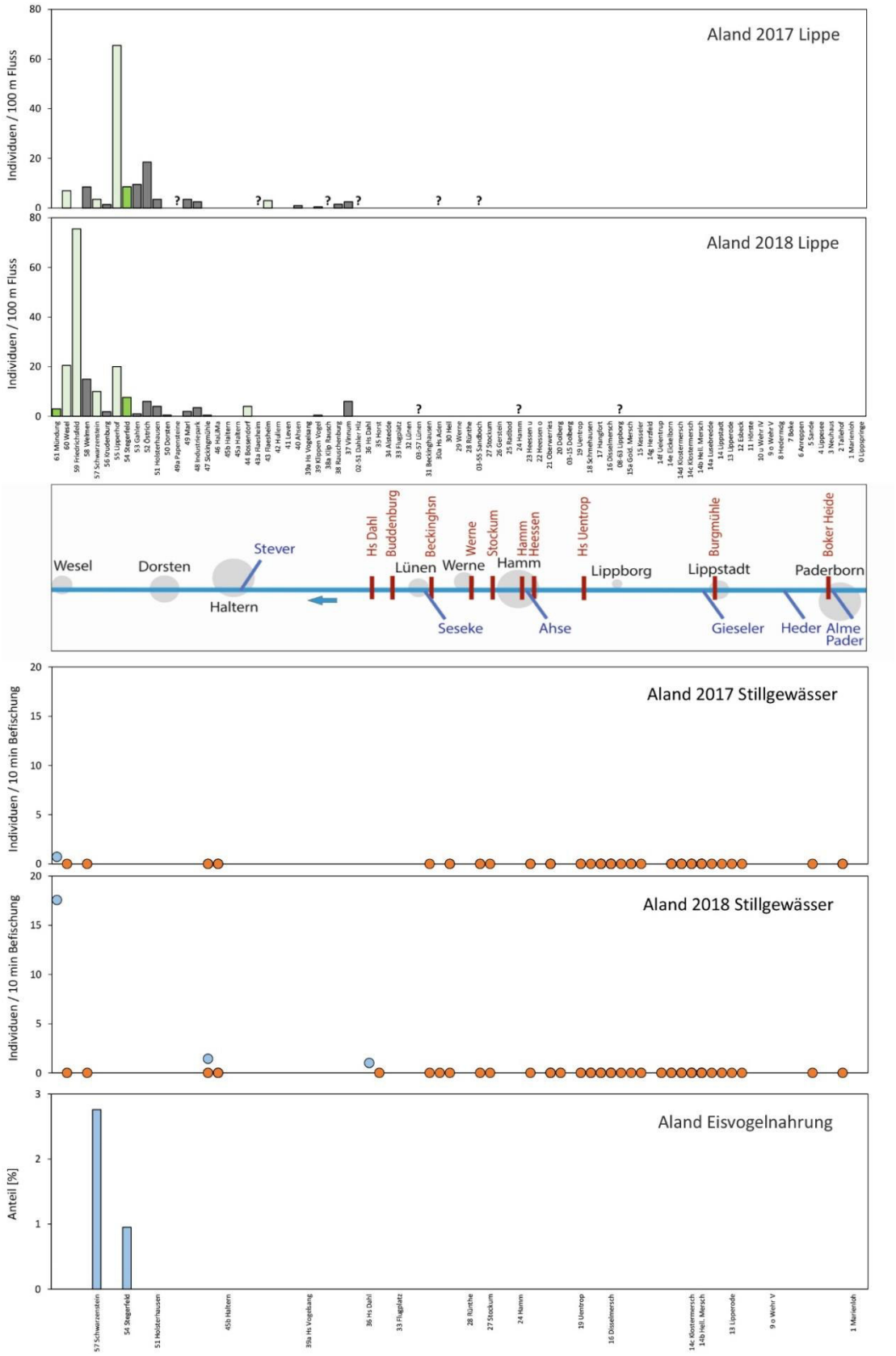


Abb. 232: *Verbreitung und Häufigkeit des Alands (Leuciscus idus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.30 **Hasel** (*Leuciscus leuciscus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Hasel für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht, denn die Art wurde offenbar nicht vom Döbel unterschieden, wie LANDOIS et al. (1892) 14 Jahre später schreiben: *„er* [der Aland] *führt hier* [in der Lippe] *mit dem Döbel und dem Häsling dieselben Namen „Mönne" oder „Münne*". LANDOIS et al. nennen konkrete Nachweise des Hasels aus Heessen und Werne. In der Arbeit von GIERS SR (1932c) kommt der Hasel nicht vor; GIERS JR (1967) listet die Art für den natürlichen, „ungeschädigten" Teil der Lippe auf.

Die Bestimmung des Hasels führt auch heute manchmal zu Schwierigkeiten, weil sich sein Aussehen in verschiedenen Einzugsgebieten unterscheidet. Bereits LANDOIS et al. (1892) schreiben dazu: „*Im übrigen ist der Häsling … bald mehr spitz-, bald mehr stumpfnasig, je nachdem die Schnauze hervorragt … Überhaupt unterliegt auch der Häsling vielfachen Abänderungen, welche in den wechselnden Körperprofilen ihren entsprechenden Ausdruck finden und zu der Aufstellung einer ganzen Reihe von verschiedenen Arten Veranlassung gegeben haben. Diese Formen sind teils auf bestimmte Flußgebiete beschränkt …*" V.a. diesjährige (0+) Hasel in der Lippe haben – verglichen mit den Fischen etwa aus der Sieg – ein relativ deutlich unterständiges Maul, was im Profil jungen Nasen ähnelt (Abb. 233).



M. Bunzel-Drüke & O. Zimball

Abb. 233: *Hasel aus der Lippe*

Der Hasel ist eine typische Art der fließenden Lippe; in geringerem Umfang trifft man ihn in ständig an den Fluss angeschlossenen Auengewässern an (Kap. 5.2.5). Die Art ist abgesehen vom kühlen Oberlauf in der gesamten Lippe verbreitet mit Schwerpunkten zwischen Lippstadt und Hamm-Uentrop sowie im frei fließenden Unterlauf, wo die höchsten Abundanzen auf dem Abschnitt mit Kiessohle (unterhalb Dorsten) erreicht werden (Abb. 235). Die Ergebnisse der Analyse von Eisvogelgewölle zeichnen dieses Verbreitungsmuster gut nach. Hasel gehören zu den Arten, die von naturnahen und entfesselten Lippestrecken deutlich profitieren (Kap. 5.2.3); in der Lippe ist der Hasel quasi eine „Zeigerart" für naturnahe Strecken.

Der renaturierte Lippemündungsbereich bei Wesel bietet mit seinen flach überströmten Kiesbänken und verschiedenartigen Auengewässern offenbar ein wichtiges Reproduktions- bzw. Aufwuchshabitat für den Hasel. Im Frühjahr 2016 konnten hier Larvendichten von über 5.000 Individuen pro m³ in den bewachsenen Flachbereichen nachgewiesen werden. Vermutlich handelt es sich bei den Laichtieren um Fische aus dem Rhein. Spätestens im Juli/August verlassen die jungen Hasel den Auenbereich und ziehen in die Lippe (GERTZEN 2016b).

Bei der Befischung zur Besenderung der Wanderfische, bei denen Hasel eigentlich ins Unter-suchungsspektrum aufgenommen werden sollten, sind keine (adulten) Individuen im Lippemündungsbereich gefangen worden. Ob die Hasel aus dem Rhein die Rausche an der B8 bereits vorher passiert hatten oder ob sie sich zum Zeitpunkt der Befischung zum Laichen im Auenbereich der Lippemündung aufhielten, bleibt ungeklärt.

Bei den Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg gehörte der Hasel zu den häufigen Arten. Auch kleine Individuen (0+ Stadien) schafften den Aufstieg durch das naturnahe Gerinne, auch wenn diese Größenklasse, wie bei vielen anderen Arten, deutlich unterrepräsentiert war.

Für den Hasel würden sich neben dem Schutz von potenziellen Laichplätzen (s. Nase, Kap. 5.4.25) die Aufgabe von Stauhaltungen und die Renaturierung weiterer Strecken positiv auswirken. Angaben zur Anlage potenzieller Laichhabitate enthalten die Kapitel 5.4.14 (Barbe) und 6.2.1 (Habitatstruktur Lippe).



LFV

Abb. 234: *Hasel aus der Lippebefischung*

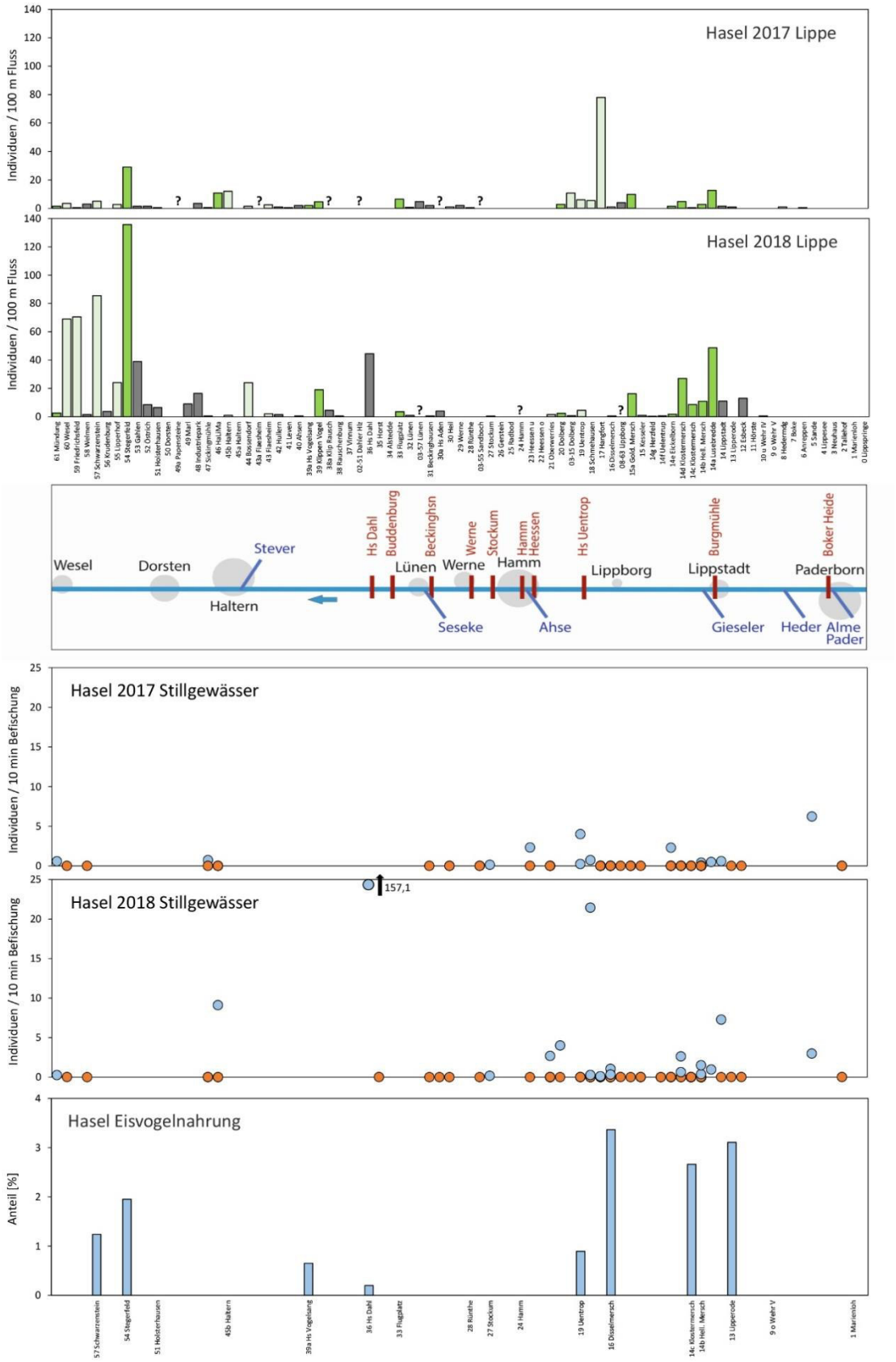


Abb. 235: *Verbreitung und Häufigkeit des Hasels (Leuciscus leuciscus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.31 **Elritze** (*Phoxinus phoxinus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt die Elritze für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht, und LANDOIS et al. (1892) meinen „*Früher muss das Tierchen in allen unseren fließenden Gewässern recht häufig gewesen sein, denn im Volke haben sich viele eigenartige Bezeichnungen erhalten. Heutzutage hat ihre Zahl aber vielerorts stark abgenommen und an manchen Stellen ist sie sogar ganz ausgestorben. So scheint sie in der Lippe vollkommen zu fehlen, wenigstens erwähnen unserer Gewährsmänner von Lünen, Werne und Heessen das Fischlein nicht.*“ Auch GIERS SR (1932c) erwähnt die Elritze nicht, GIERS JR dagegen zählt sie 1967 zum Fischbestand der natürlichen, „ungeschädigten“ Lippe flussaufwärts Hamm.

Als bedrohte Kleinfischart wurde die Elritze zeitweise in der Lippe besetzt, z.B. 1984 und 1991 im Kreis Soest mit 5.000 bzw. 8.500 Exemplaren unbekannter Herkunft (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1991, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.). Außerdem wurden 2004 bis 2014 insgesamt mehr als 7.000 Elritzen aus dem Siegsystem in die Lippe eingebracht, die mit Glochidien der Bachmuschel (*Unio crassus*) infiziert worden waren (FELDHAUS et al. 2015), was die genetische Identität der Elritzen des Lippesystems beeinträchtigen könnte. Elritzen weisen in vielen Lippezuflüssen des Oberlaufs noch kopfstarke Bestände auf, z.B. im Alme- und Gieselersystem.

Bei den Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 beschränkte sich die Verbreitung der Elritze auf den Abschnitt zwischen der Lippeseeumflut und den renaturierten Strecken westlich von Lippstadt (Abb. 236). Nur dort traten Elritzen auch in wenigen ständig mit der Lippe verbundenen Auengewässern auf. Im Eisvogelgewölle fehlte die Elritze. Zwar wird sie durchaus verzehrt, aber an den Lippeabschnitten mit hoher Elritzendichte fanden wir keinen Eisvogelbrutplatz.

Jeweils eine Elritze tauchte 2017 am Unterlauf der Lippe an den Probestrecken 52 (Östrich) und 53 (Gahlen) auf. Ihre Herkunft ist unklar; allerdings wurden laut FischInfo NRW 1999 Elritzen im Rehrbach bei Gahlen nachgewiesen, seitdem aber offenbar nicht mehr.

Wie lässt sich das begrenzte Verbreitungsgebiet der Elritze in der oberen Lippe erklären? Die Elritze gehört zu den anspruchsvollen Kieslaichern, den „Brutversteckern“ (Kap. 5.2.2.1) und benötigt gut durchströmten Kies einer nicht zu geringen Mächtigkeit, in dem Eier und Larven heranwachsen (z.B. BLESS 1992). Das Verbreitungsgebiet der Art im Oberlauf der Lippe deckt sich mit dem Vorkommen von Plänerkies, wobei die kühle Forellenregion ganz oben offenbar nicht geeignet ist.

Besonders hohe Elritzendichten in der Lippeseeumflut bei Paderborn-Sande könnten dadurch zustandekommen, dass diese Strecke in den Jahren 2000 bis 2005 neu angelegt wurde (Bezirksregierung Arnsberg 2009) und der Kies hier noch „frisch“ und nicht durch Kolmation verstopft ist und sich außerdem noch umlagert. Seitdem die Lippe nicht mehr durch den Baggersee fließt, wird auch wieder Plänerkies flussabwärts transportiert und bildet nun zwischen Sande und Lippstadt lokale neue Bänke. Davon profitiert offenbar die anspruchsvolle Elritze.

Hilfsmaßnahmen für die Art sollten sich auf die Wiederherstellung eines naturnahen Geschiebehaushalts der oberen Lippe konzentrieren. Dazu gehört auch die Beseitigung der Querbauwerke (s. Kap. 6.3).

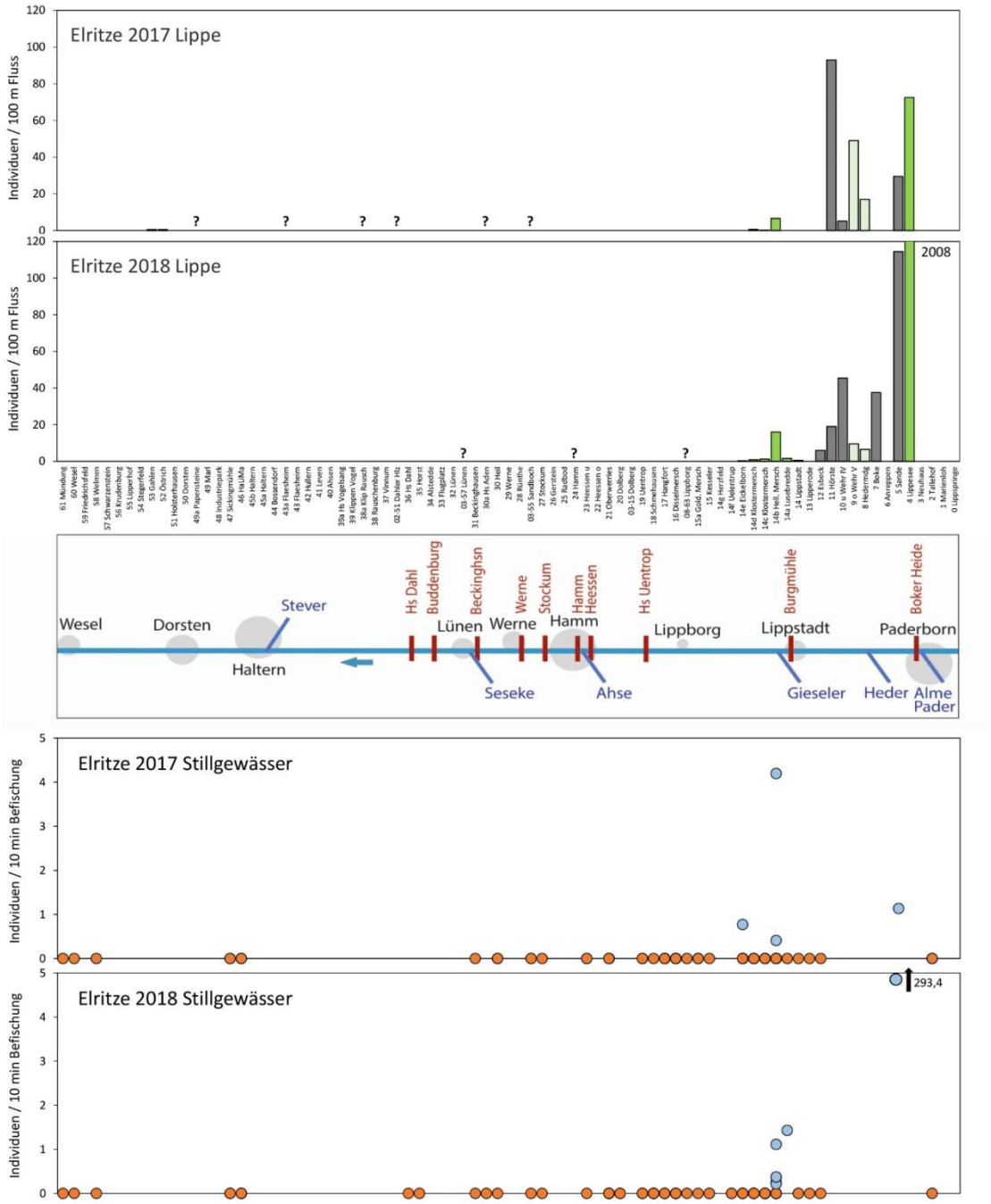


Abb. 236: *Verbreitung und Häufigkeit der Elritze (Phoxinus phoxinus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 237: *Elritze*



LFV

Abb. 238: *Elritze aus der Projektprobestrecke in der Alme*

5.4.32 **Rotauge** (*Rutilus rutilus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen galt das Rotauge einst als *„überall gemein“* (HERWIG 1878), LANDOIS et al. (1892) bezeichnen die Art als *„in unserer Provinz überall zuhause“* und betonen ihre große Häufigkeit. GIERS SR (1932a) zählt die Art im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Fischen; 1966 stand das Rotauge mit 203 kg an zweiter Stelle der Fangstatistik des Anglervereins Hamm-Heessen (GIERS JR 1967).

Trotz seiner Häufigkeit wurde auch das Rotauge zeitweise besetzt, z.B. in den 1960er Jahren im Raum Hamm *„Plötze aus Holland“* (GIERS JR 1967) oder 1984 und 1991 im Bereich des Kreises Soest (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 schriftl.).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 239: *Rotauge aus der Lippe westlich Lippstadts*



LFV

Abb. 240: *Rotaugen*

Verbreitung und Abundanz des Rotauges bei den 2017 und 2018 tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen in der Lippe zeigen ein eigentümliches Muster (Abb. 242). Im kühlen Oberlauf der Lippe ist die Art wie zu erwarten selten; darauf folgt ein langer Flussabschnitt, in dem renaturierte und entfesselte Probestrecken relativ hohe Rotaugendichten aufweisen und Probestrecken im Ausbauzustand meist deutlich niedrigere. Diese Verteilung bricht 2017 jedoch nach Probestrecke 30 (Bergkamen-Heil) unvermittelt ab. Mit Ausnahme der Probestrecke im Bergsenkungsgebiet HaLiMa (46) werden von Heil bis zur Mündung unabhängig vom Ausbauzustand der Lippe nur noch sehr wenige Rotaugen gefangen. 2018 ist der Rotaugenbestand dann insgesamt wesentlich niedriger als im Vorjahr, und der genaue Ort des Bestandsrückgangs flussabwärts Hamm ist nicht zu lokalisieren. Wieder zeigt aber HaLiMa höhere CPUE-Werte, die diesmal flussabwärts der Bergsenkung bis zur Mündung nicht so stark zurückgehen wie 2017.

In beiden Untersuchungsjahren 2017 und 2018 konnte das Rotauge in Stillgewässern entlang der gesamten Lippe nachgewiesen werden. Es gehörte in den Auengewässern zu den fünf Arten mit einer Frequenz von über 50 % in den untersuchten Probestellen; 2017 war es außerdem die individuenreichste Art. Den höchsten Anteil am Gesamtfang stellte es in ständig angeschlossenen Auengewässern (Kap. 5.2.5).

Auch bei den Reusenkontrollen 2018 und 2019 war das Rotauge stark vertreten mit 16 % des Gesamtfanges. Dabei wurden vornehmlich Individuen der mittleren Größenklassen von 15 bis 20 cm detektiert, die überwiegend im September und Oktober wanderten. 0+ Stadien bis 5 cm traten dagegen kaum auf (0,1 % aller Rotaugenfänge).

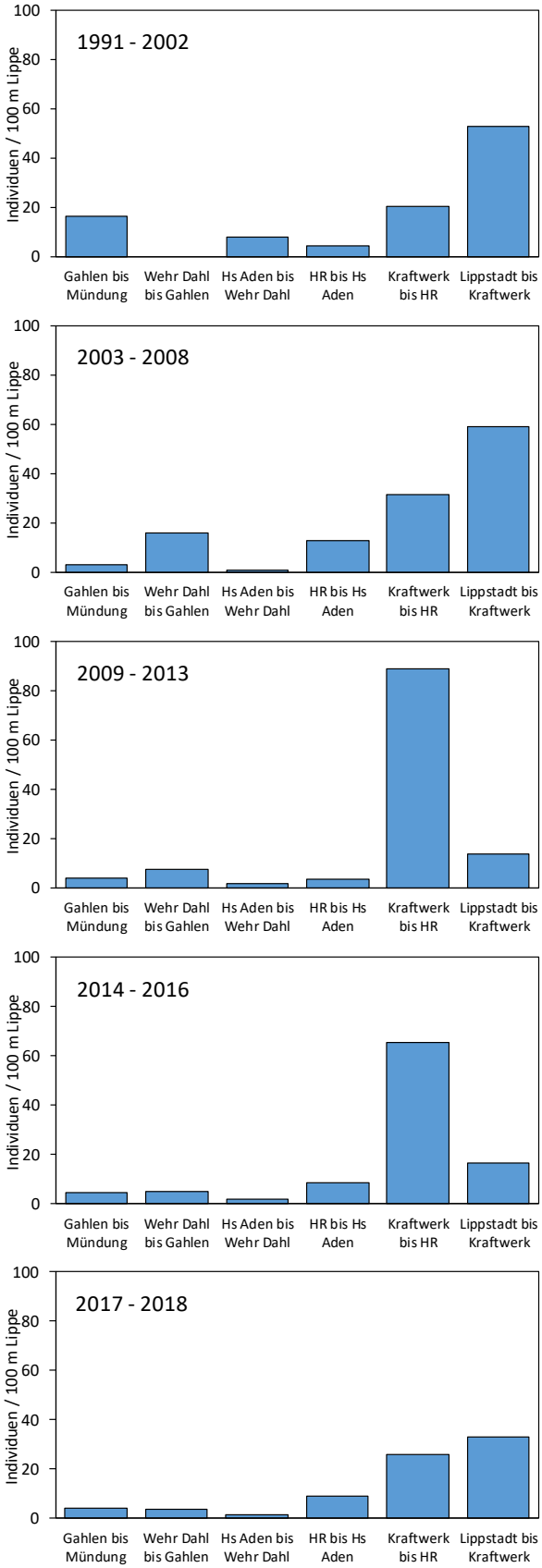


Abb. 241: *Verbreitungsgeschichte des Rotauges in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

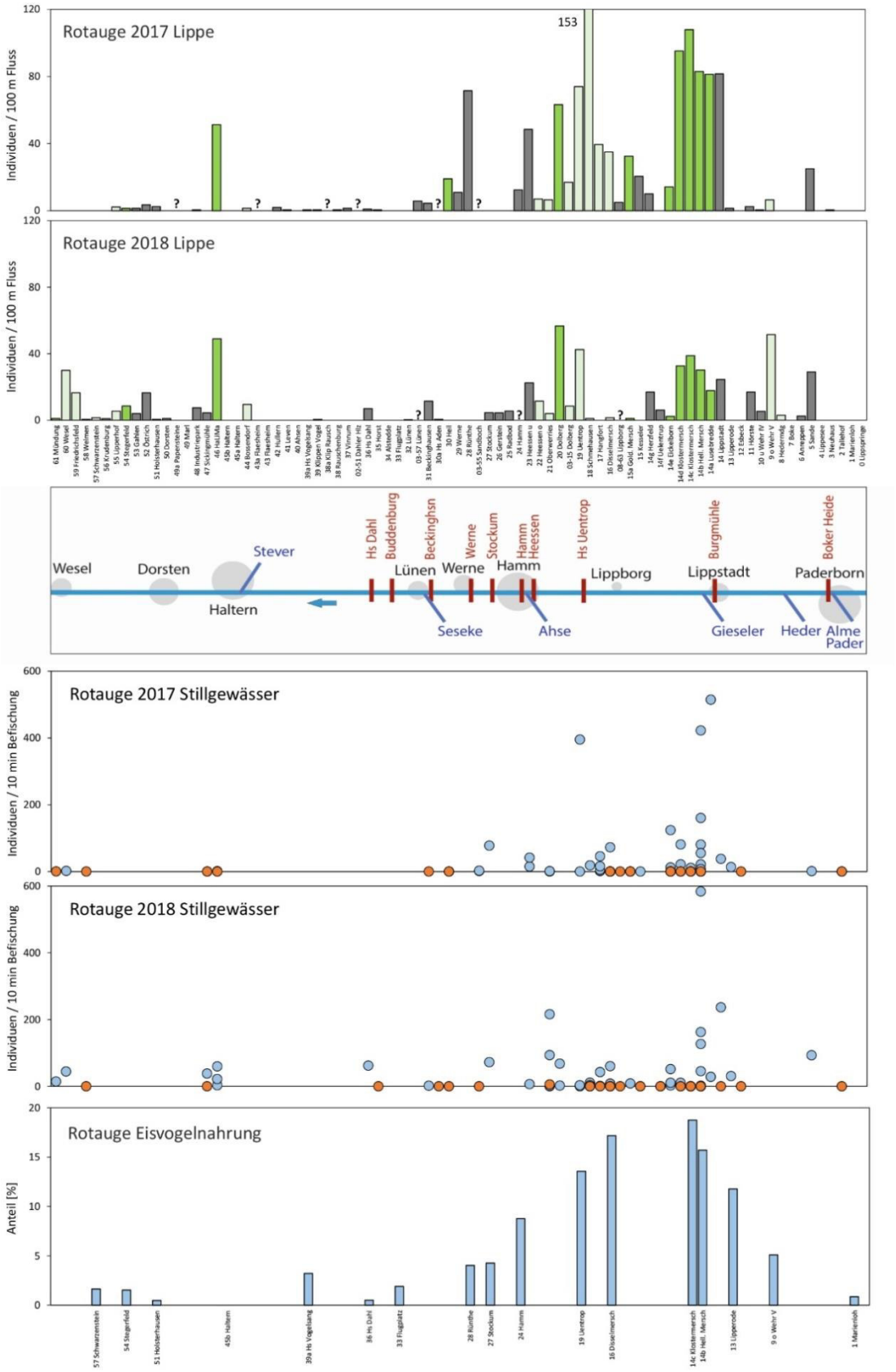
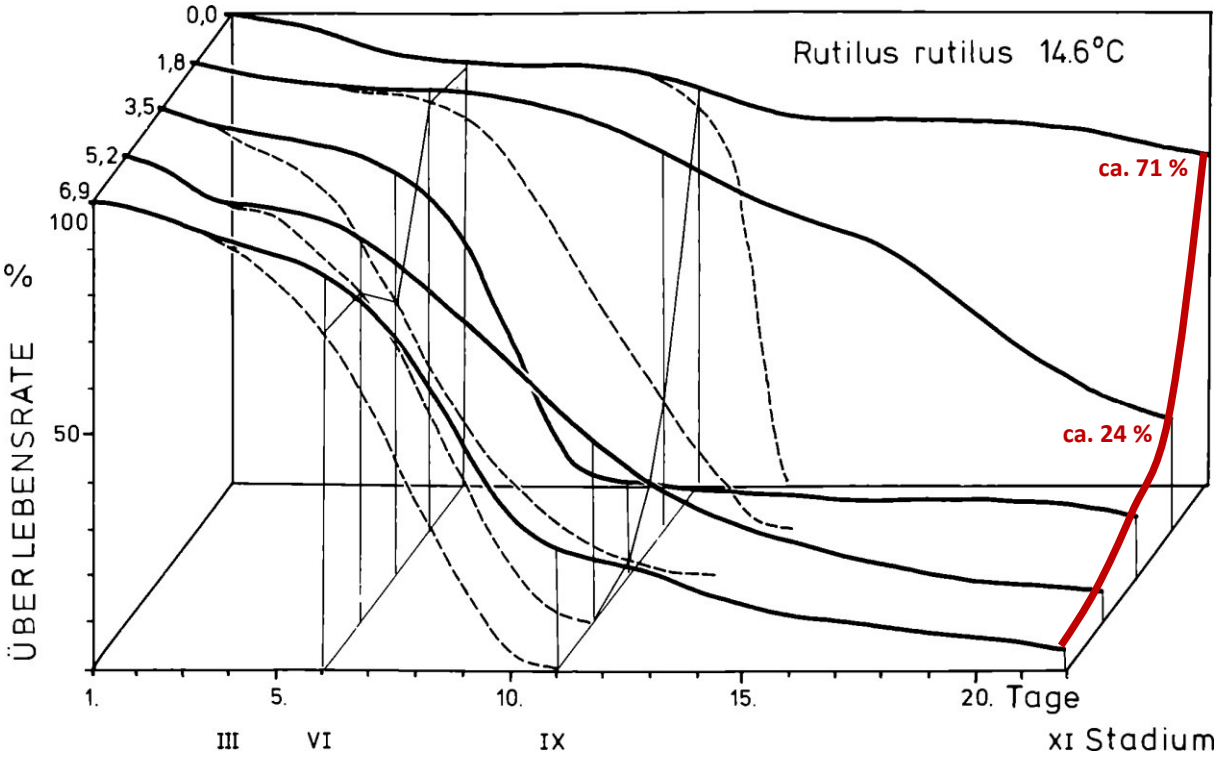


Abb. 242: *Verbreitung und Häufigkeit des Rotauges (Rutilus rutilus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Der Anteil des Rotauges an der Eisvogelnahrung steigt von östlich Lippstadt bis zu einem Maximum in den renaturierten Lippeabschnitten zwischen Lippstadt und Lippborg und fällt dann deutlich, bis die Anteile etwa ab Lünen nur noch sehr niedrig sind oder die gern verzehrte Art sogar fehlt.

Wie kommt das merkwürdige Verbreitungsbild des Rotauges in der Lippe zustande? Die anpassungsfähige, gegen viele Beeinträchtigungen kaum empfindliche Art sollte eigentlich vom Beginn der Barbenregion an – also ab dem Raum Lippstadt – flussabwärts immer häufiger werden, wobei ein Unterschied zwischen ausgebauten und naturnahen Flussabschnitten kein Widerspruch ist. Das Rotauge sollte auch die durch Wehre eingestauten Strecken in Hamm und Unna in einiger Dichte besiedeln.

Rotaugen laichen im April/Mai bei Wassertemperaturen über 12 °C (KOTTELAT & FREYHOF 2007), die Larven schlüpfen nach etwa 12 Tagen bei ca. 15 °C. Kühlere Temperaturen verlängern die Ei-Entwicklungszeit und führen außerdem zu einer erhöhten Sterblichkeit der Embryonen (SCHÖFER 1979). Rotaugen haben während der Ei-Entwicklung die niedrigste Salztoleranz von acht untersuchten einheimischen Süßwasserfischarten (s. Zusammenstellung in THIEL 2006). Nach SCHÖFER (1979) und JÄGER et al. (1980) löst sich die Eihülle bei erhöhten Salzkonzentrationen zu früh auf und die Embryonen fallen heraus. Bei 14,6 °C im Süßwasser überlebten in einem Laborversuch ca. 71 % der Eier bzw. der geschlüpften Larven bis zum 22. Tag; bei einem Salzgehalt von 1,8 ‰ waren es nur ca. 24 %, also etwa 1/3 der Überlebensrate im Süßwasser. Höhere Salzkonzentrationen brachten fast alle Eier zum Absterben (Abb. 243). Eine größere Brackwasserresistenz entwickelte sich erst mit zunehmendem Alter der Tiere (JÄGER et al. 1980). Es ist unbekannt, bei welcher Salinität die Überlebensrate der empfindlichen Eiphase des Rotauges groß genug ist, um eine Population zu erhalten.



_____ Prozentsatz lebender Individuen (Eier + Embryonen bzw. Larven)

- - - - - - - - - Prozentsatz Eier mit intakten Schalen

Abb. 243: *Überlebensraten von Eiern, Embryonen und Larven des Rotauges sowie Abnahme der Eier mit intaktem Chorion bei verschiedenen Salzgehalten. Die Kurven wurden graphisch an übergreifende 3-Tagesmittel angepasst; ergänzt aus JÄGER et al. (1980).*

Die Lippe hat ein Salzproblem. Zwar ist die Salinität durch natürliche Solequellen und Solebohrungen relativ gering, aber die Einleitung von Grubenwasser in den Fluss führt zu einer unnatürlich hohen Salzkonzentration. 2017 und 2018 war der am weitesten flussaufwärts gelegene Einleitungspunkt „Haus Aden“ bei Lünen-Beckinghausen, zwischen den Probestrecken 30 und 30a. Die Leitfähigkeit der Lippe stieg durch diese Einleitung in der Befischungssaison 2017 von ca. 870 auf 1400 µS/cm, im trockenen Jahr 2018 sogar von 960 auf 1550 µS/cm.

Eine zweite in den beiden Untersuchungsjahren noch aktive Einleitung war „Auguste Victoria“ bei Marl zwischen den Probestrecken 47 und 48.

Das Abreißen der nahezu geschlossenen Rotaugen-Verbreitung fällt mit der Einleitung Haus Aden zusammen. Die in beiden Untersuchungsjahren hohen Abundanzen des Rotauges in der Bergsenkung HaLiMa lassen sich durch die Verdünnung durch die einmündende Stever erklären. Ab der Einleitung Auguste Victoria steigt die Leitfähigkeit wieder an und die Abundanz des Rotauges geht zurück.

Die Salinität der Lippe flussabwärts der Einleitungen in den beiden Untersuchungsjahren ist uns nicht bekannt. Veröffentlichte Werte zur Jahresdurchschnittskonzentration von Chlorid nennen Zahlen von 200 – 300 mg/l oberhalb und 450 mg/l unterhalb Auguste Victoria (MKULNV 2015). Diese Werte entsprechen einer Salinität von 0,36 – 0,54 ‰ bzw. 0,82 ‰. Die Überlebensrate von Rotaugeneiern würde damit irgendwo zwischen 71 % und 24 % liegen. Da die Grubenwassereinleitungen in Menge und Konzentration jedoch stark schwanken und zudem Abfluss und Wassertemperatur der Lippe wechseln, ist die tatsächliche Chlorid-Belastung zur Laichzeit der Rotaugen nicht zu beziffern.

Das Rotauge ist eine der Leitarten in der Referenz sowohl des Barbentyps als auch des Brassentyps Lippe (NZO & IfÖ 2007). Wenn es nicht gelingt, die Bestandsdichte der Art flussabwärts Lünen zu erhöhen und ihre Fortpflanzungsrate zu verbessern, ist der gute Zustand der Fischfauna für die Wasserrahmenrichtlinie kaum zu erreichen. Die wichtigste Maßnahme ist wahrscheinlich das Einstellen der Grubenwassereinleitung in die Lippe. Außerdem könnte das Rotauge durch die Anlage angeschlossener Auengewässer gefördert werden.

In den Jahren 2020 bis 2022 bietet sich die Chance, den Einfluss des Grubenwassers auf das Rotauge und andere Arten genauer zu erfassen. Die Einleitung von Haus Aden wurde im September 2019 temporär eingestellt. Der Wasserstand unter Tage soll in den nächsten Jahren bis zu einem Level von –600 m NHN ansteigen, dann soll das Abpumpen wieder einsetzen, wahrscheinlich im Jahr 2023.

5.4.33 **Rotfeder** (*Scardinius erythrophthalmus*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt die Rotfeder für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht, wahrscheinlich weil die Art nicht vom Rotauge unterschieden wurde, wie LANDOIS et al. (1892) bestätigen: „*Die Plötze wird von unseren Fischern … von der Rotfeder … oftmals überhaupt nicht unterschieden*“. GIERS SR (1932a) zählt die Rotfeder im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten, schreibt aber in einer anderen Veröffentlichung: „*Die Rotfeder ist nur an sehr ruhigen Stellen, gewöhnlich in den Lücken der Krautbetten, anzutreffen. Ihr Nutzen ist bedeutungslos.*“

Obwohl die Art fischereilich wenig interessant ist, wurde auch die Rotfeder zeitweise besetzt, z.B. 1984 gemischt mit Rotauge im Abschnitt Benninghausen – Heessen (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992).

In der Lippe war die Rotfeder 2017 und 2018 als konkurrenzschwache Stillwasserart nur ausnahmsweise anzutreffen, am häufigsten im naturnahen Teil des Bergsenkungsgebietes „HaLiMa“ (Abb. 245).

Die Rotfeder bewohnte rund 30 – 40 % der untersuchten Auengewässer und erreichte den höchsten Anteil am Gesamtfang in häufig, aber nicht ständig mit der Lippe verbundenen Gewässern (Kap. 5.2.5).

Die höchsten Anteile an der Eisvogelnahrung traten am Gewässersystem „Burgruine Lipperode“ und in der renaturierten Hellinghauser Mersch westlich von Lippstadt auf.

Zusammenfassend betrachtet dürfte die Rotfeder dort, wo passende Stillgewässer vorhanden sind, ähnlich häufig sein wie um 1900; der Mangel an Auengewässern an der unteren Lippe verhindert dort jedoch ein Vorkommen der Art. Die Anlage verschieden großer Gewässer unterschiedlicher Konnektivität ist zur Förderung der Rotfeder zu empfehlen.



LFV

Abb. 244: *Rotfeder*

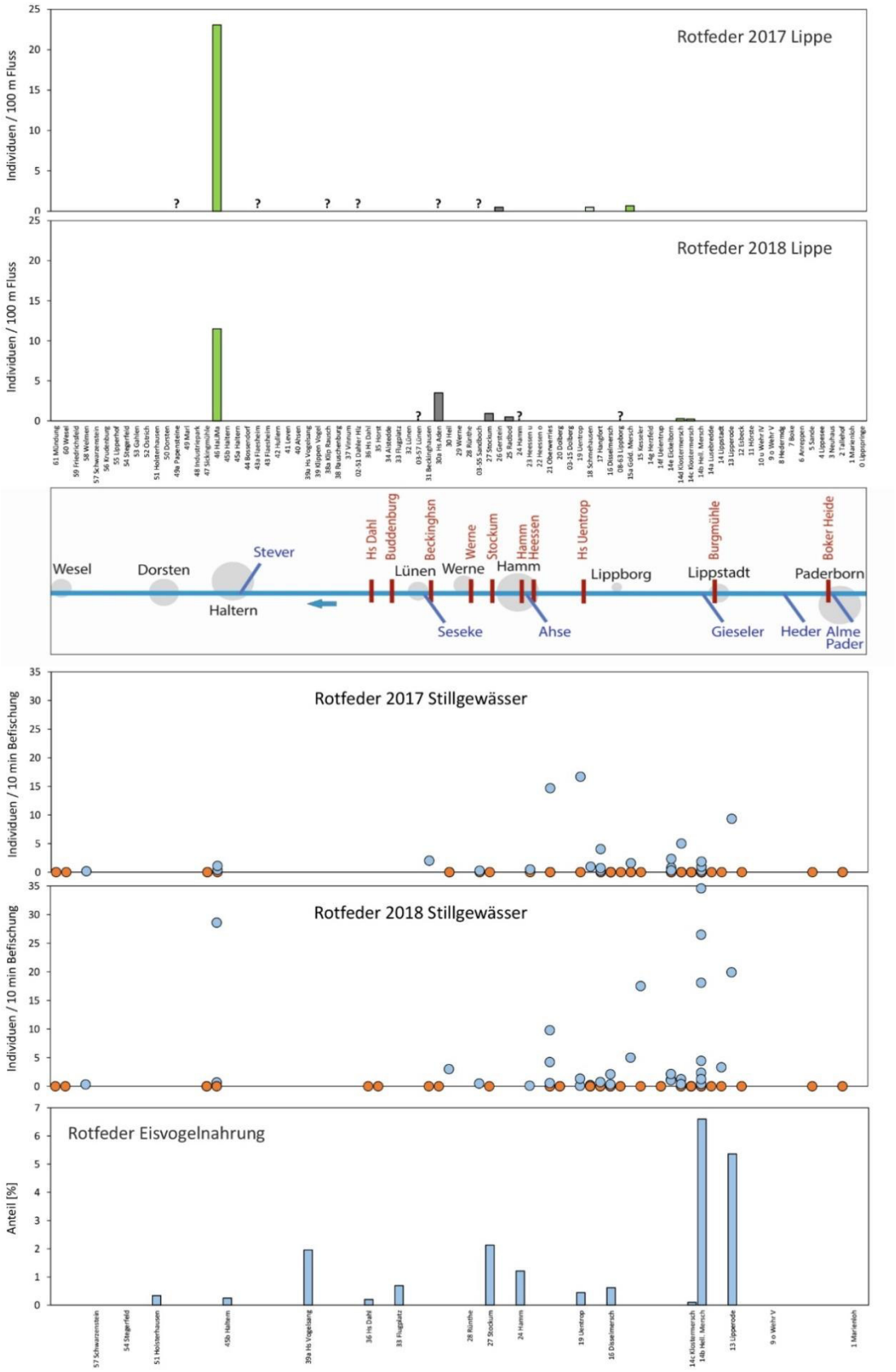


Abb. 245: *Verbreitung und Häufigkeit der Rotfeder (Scardinius erythrophthalmus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.34 **Döbel** (*Squalius cephalus*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei der Döbel „*überall gemein*“ (HERWIG 1878); in der Lippe würden Exemplare von 50 bis 60 cm Länge gefangen (LANDOIS et al. 1892). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm nicht zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten, sondern schreibt: „*Häufiger* [als der „nicht häufige“ Aland] *ist der Döbel. Er erreicht ein Gewicht von mehr als 4 Pfd., wird vom Flugangler zuweilen gefangen. Bedeutung hat er in unseren Gewässern nicht*“ (GIERS SR 1932c); 1967 vermerkt GIERS JR, der Döbel sei in der Lippe bei Hamm häufiger als die Rotfeder, hätte aber keine große Bedeutung für die Angelfischerei.

Bei den Befischungen 2017 und 2018 war der Döbel in der Lippe von Lippstadt-Lipperode bis zur Mündung durchgehend verbreitet (Abb. 248). Flussabwärts von Lünen erreichte er höhere Dichten als oberhalb. Im kühlen Oberlauf der Lippe flussaufwärts Lipperode wurden nur Einzelindividuen gefangen. In an die Lippe angebundenen Auengewässern hielten sich oft diesjährige (0+) Döbel auf, nur selten ältere Exemplare.

Die heutige Häufigkeit des Döbels in der Lippe unterscheidet sich von den historischen Einschätzungen: Er ist immer noch weit verbreitet – er wurde an 85 % bzw. 88 % aller Probestrecken gefangen -, aber mittlerweile ist er die autochthone Art mit der höchsten Abundanz in der Lippe. So lag der Döbel 2017 zahlenmäßig an dritter Stelle aller gefangenen Individuen nach Schwarzmaul- und Marmorgrundel, 2018 war er sogar an die zweite Stelle gerückt, übertroffen nur von der Schwarzmaulgrundel. Bei den Reusenuntersuchungen 2018/2019 stellte er mit 30 % aller gefangenen Tiere die häufigste Art. Obwohl der Döbel rheo- und lithophil ist, kommt er mit Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie und der Wasserqualität besser zurecht als viele andere Arten, auch solche, die ehemals häufiger waren als er. So pflanzt er sich selbst in den gestauten Lippeabschnitten in Hamm und Unna erfolgreich fort.

Bei den Besenderungen wurden auch zahlreiche Döbel bis zu 67 cm Totallänge markiert. Die Döbel zeigten sich jedoch recht „faul“ bei ihren Wanderungen und verblieben meist nahe des Besatzortes. Lediglich bei zwei Döbeln konnte eine klare Laichwanderung in beiden Untersuchungsjahren beobachtet werden, bei denen die Tiere bis Krudenburg (km 14) in die Lippe einzogen. Durch die weite Verbreitung des Döbels und seine guten Reproduktionserfolge verwundert es nicht, dass die Tiere aus dem Rhein nicht weit in die Lippe einziehen.

Hilfsmaßnahmen sind nicht erforderlich.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 246: *Junger Döbel*



LFV

Abb. 247: *Narkotisierter Döbel aus der Markierungsstudie*

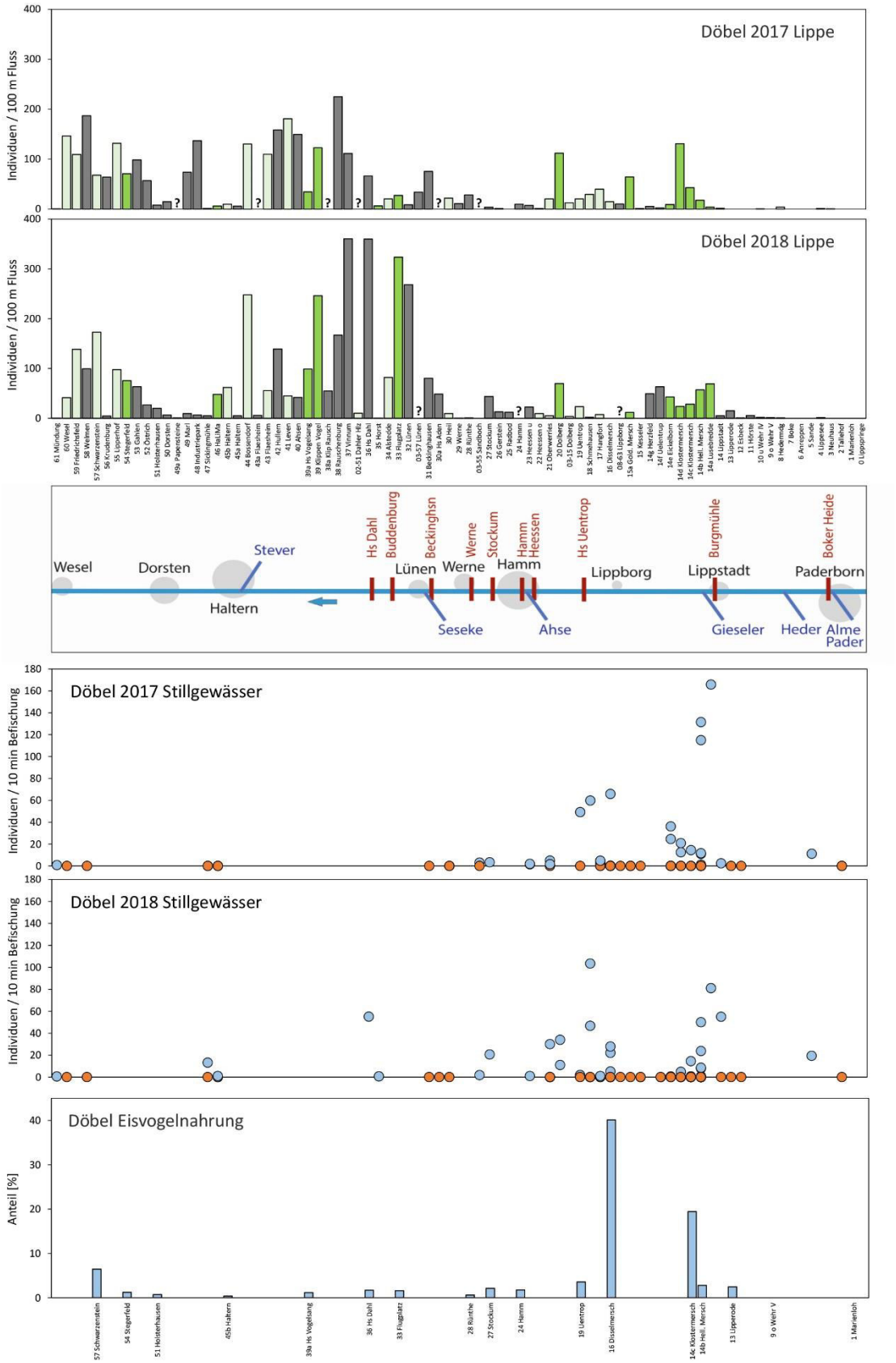


Abb. 248: *Verbreitung und Häufigkeit des Döbels (Squalius cephalus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.35 **Graskarpfen** (*Ctenopharyngodon idella*)

allochthon

Die natürliche Verbreitung des Graskarpfens umfasst die Pazifikzuflüsse Ostasiens (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Ab 1964 wurde die Art auch in Deutschland zur Bekämpfung von Wasserpflanzen eingesetzt. Sie gilt als invasiv, aber unbeständig, also nicht etabliert (NEHRING et al. 2015).

Auch in NRW wurden Graskarpfen zeitweise zur Reduzierung von Wasserpflanzen besetzt, so 1979 in der Lippe zwischen Lippstadt und Hamm, außerdem in verschiedenen Stillgewässern der Lippeaue (BORCHARD & BUNZE-DRÜKE 1992). Der Besatz ist seit 1993 durch die Landesfischereiordnung verboten.

Im „südlichen Teich“ im Naturschutzgebiet „In den Kämpen“ im Kreis Unna wurden 1998 drei Graskarpfen festgestellt (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 1999); am 18.06.2017 beobachtete O. Zimball (ABU) ein Exemplar in der Lippe an der Mündung der Ahse in Hamm.

Im Rahmen der vorliegenden Lippe-Untersuchung 2017 bis 2019 wurde nur ein 1,20 m langes Exemplar am 24.10.2017 im Wortmann-Altarm in Lippetal (Kreis Soest) gefangen (Abb. 249). Nach Angaben des zuständigen Angelvereines befinden sich mehrere Individuen dieser Größenordnung in dem Gewässer.



LFV

Abb. 249: *Graskarpfen aus dem Wortmann-Altarm in Lippetal am 24.10.2017*

5.3.36 **Schleie** (*Tinca tinca*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen lebe die Schleie „*in nicht erheblicher Anzahl, wahrscheinlich aus benachbarten Teichen*“ (HERWIG 1878). „*In der Lippe findet man sie nur in den alten Betten*“ (LANDOIS et al. 1892). Auch GIERS SR (1932c) betont die Vorliebe der Schleie im Raum Hamm für Stillgewässer: „*Die Schleie ist in den Altwassern der Lippe immer beheimatet gewesen und dort in Exemplaren bis zu 4 Pfd. gefangen worden*“. GIERS JR (1967) schreibt: „*Auch heute gelingen noch gute Fänge in Altwässern, in der Lippe und im Kanal*.“



M. Bunzel-Drüke

Abb. 250: *Schleie*

Trotz der Einschätzung als nicht seltene Art wurde die Schleie beginnend 1925 regelmäßig besetzt (GIERS SR 1932c, GIERS JR 1967).

In der Lippe zeigte die Schleie 2017 und 2018 drei Schwerpunktvorkommen mit allerdings geringer Dichte (Abb. 252): die Renaturierungen westlich von Lippstadt, die eingedeichten, naturfern ausgebaute und eingestaute Strecke westlich von Hamm und das Bersenkungsgebiet HaLiMa mit Umgebung. An allen drei Stellen pflanzt sich die Art erfolgreich fort. Es ist keine Bevorzugung eines Ausbau- bzw. Naturnähezustands zu erkennen (Kap. 5.2.3).



LFV

Abb. 251: *Schleie*

In beiden Untersuchungsjahren war die Schleie die Art mit der höchsten Probestellenfrequenz in Stillgewässern (rund 60 %), aber ihre Abundanz war verglichen mit anderen Arten ähnlicher Frequenz niedrig. Ihren höchsten Anteil am Gesamtfang wies sie in ständig angeschlossenen Auengewässern auf, aber die Anteile in häufig, selten und sehr selten mit der Lippe verbundenen Stillgewässern waren nicht viel niedriger (Kap. 5.2.5).

In der Eisvogelnahrung war die Schleie im Gewässerkomplex „Burgruine Lipperode“ und in der renaturierten Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen besonders häufig.

Insgesamt gesehen ist die Schleie in an der Lippe noch weit verbreitet und besiedelt verschiedenartige Stillgewässer und Lippestrecken, die (auch) pflanzenreiche Strecken mit geringer Strömung aufweisen. Zur Förderung der Art ist die Anlage von Auengewässern v.a. am Unterlauf der Lippe zu empfehlen.

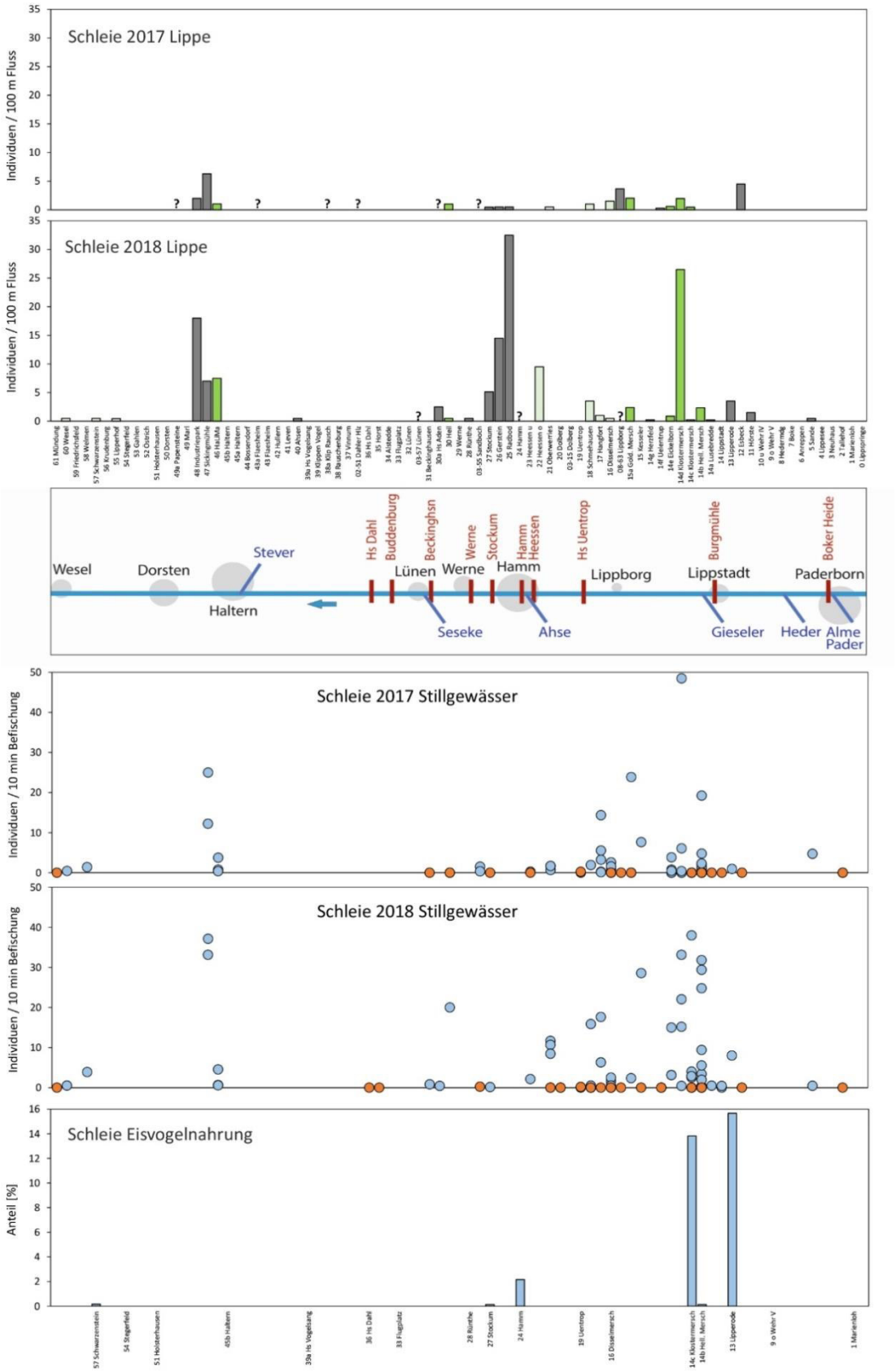


Abb. 252: *Verbreitung und Häufigkeit der Schleie (Tinca tinca) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.37 **Steinbeißer** (*Cobitis taenia*)

autochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Steinbeißer für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht; möglicherweise wurde die Art nicht vom Schlammpeitzger unterschieden. LANDOIS et al. (1892) schreiben dagegen: *„… Amtmann Lambateur beobachtete den Fisch neben der Bartgrundel in den alten Lippebetten …“*. GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) erwähnen den Steinbeißer nicht.

Die ursprüngliche Verbreitung des Steinbeißers im Lippe-Einzugsgebiet lässt sich nicht rekonstruieren; die Art war jedenfalls um 1990 fast verschwunden (Abb. 255) und hat wahrscheinlich nur in zwei Gebieten überlebt:

- In der Lippe und ihrer Aue zwischen Lippstadt und Lippborg: Westlich von Lippstadt wurden 1991 an zwei Stellen insgesamt sechs Individuen gefangen (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992). Am 19.07.1996 wurden bei Benthos-Untersuchungen der Universität Münster an der Lippebrücke in Lippetal-Lippborg Steinbeißer registriert (Krismann 1999 mdl.). Bei einer Befischung des Hultroper Altarms am 22.07.1999 stellte die ABU einen sich reproduzierenden Bestand des Steinbeißers in diesem Stillgewässer fest, das bei Hochwasser mit der Lippe in Verbindung steht. Es ist von der Brücke in Lippborg nur 2 km entfernt.
- Im Steversystem, wo 1993 im Kleuterbach nördlich Lüdinghausen 27 Individuen im FischInfo NRW verzeichnet sind und 1995 mehr als 600 Tiere in der Stever bei Olfen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 253: *Wahrscheinlich der erste Nachweis des Steinbeißers in der Lippe im 20. Jahrhundert: ein Exemplar nahe der Mündung der nördlichen Umflut am Westrand von Lippstadt am 10.09.1991*



LFV

Abb. 254: *Kescher mit jungen Steinbeißern*

Nach der Renaturierung der Lippe und ihrer Aue in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen 1997 nahm hier die Abundanz der Art in der Lippe und in verschiedenen Auengewässern allmählich zu und eine Ausbreitung lippeab- und -aufwärts begann (SCHÜTZ et al. 2008, Abb. 255).

Die Population im Steversystem hatte 1995 den Hullerner und den Halterner Stausee besiedelt, breitete sich aber nicht in die Lippe hinein aus. Nur 2007 wurden bei Haltern-Berghaltern flussabwärts der Mündung der Stever drei Individuen gefangen.

Die einzigen Steinbeißer in der Lippe, die keine Verbindung zu den Beständen im Kreis Soest oder zu denen des Stever-Einzugsgebietes zu haben scheinen, sind zwei Tiere, die am 13.06.2008 bei Olfen-Vinnum und bei Olfen-Rauschenburg auftauchten.

Die Befischungsergebnisse 2017 und 2018 zeigten (Abb. 256), dass die Steinbeißer des Kreises Soest mittlerweile die Lippe und verschiedene Auengewässer zwischen Lipperode und Hamm-Heessen besiedeln, wo die Art in renaturierten und entfesselten Flussabschnitten hohe Dichten erreicht. Dieses Vorkommen, das sich langsam weiter nach flussabwärts ausdehnt, ist mit Abstand das bedeutendste in der gesamten Lippe, so dass hier die größte Verantwortung für den Schutz dieser FFH-Art besteht.

Flussabwärts der Mündung der Stever konnten an mehreren Probestrecken einzelne Steinbeißernachweise erbracht werden; im Bergsenkungsgebiet „HaLiMa“ könnte mittelfristig ein sich selbst erhaltender Bestand entstehen.

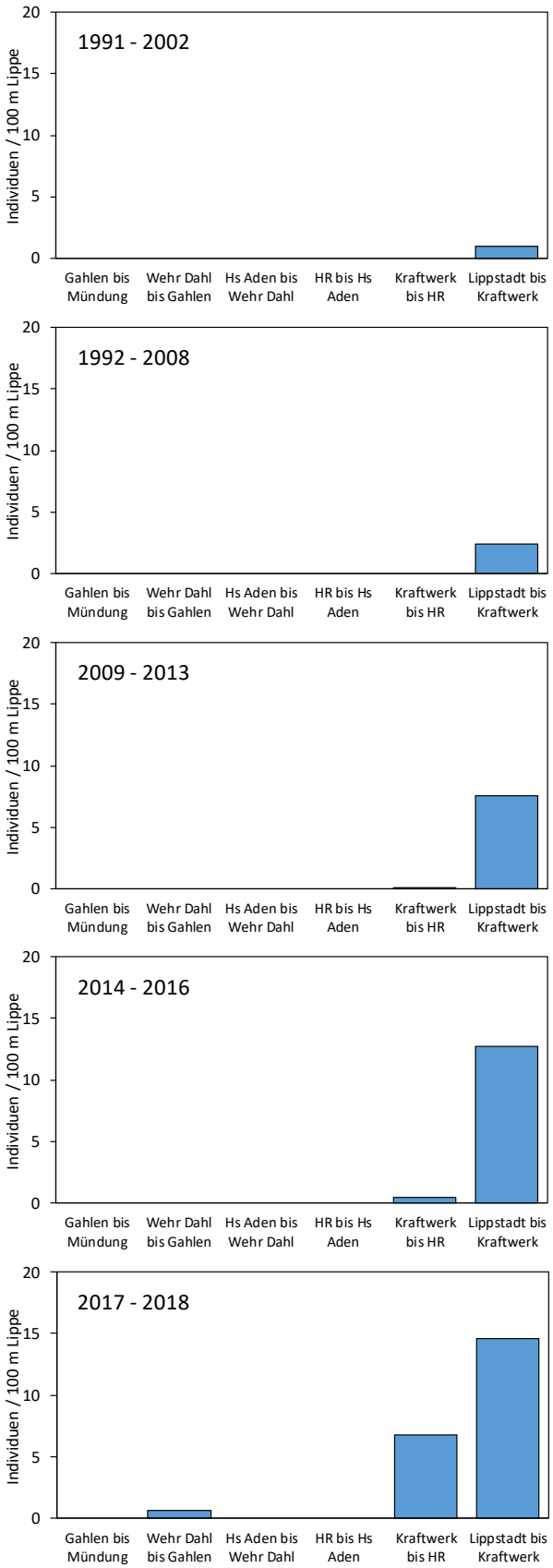


Abb. 255: *Verbreitungsgeschichte des Steinbeißers in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

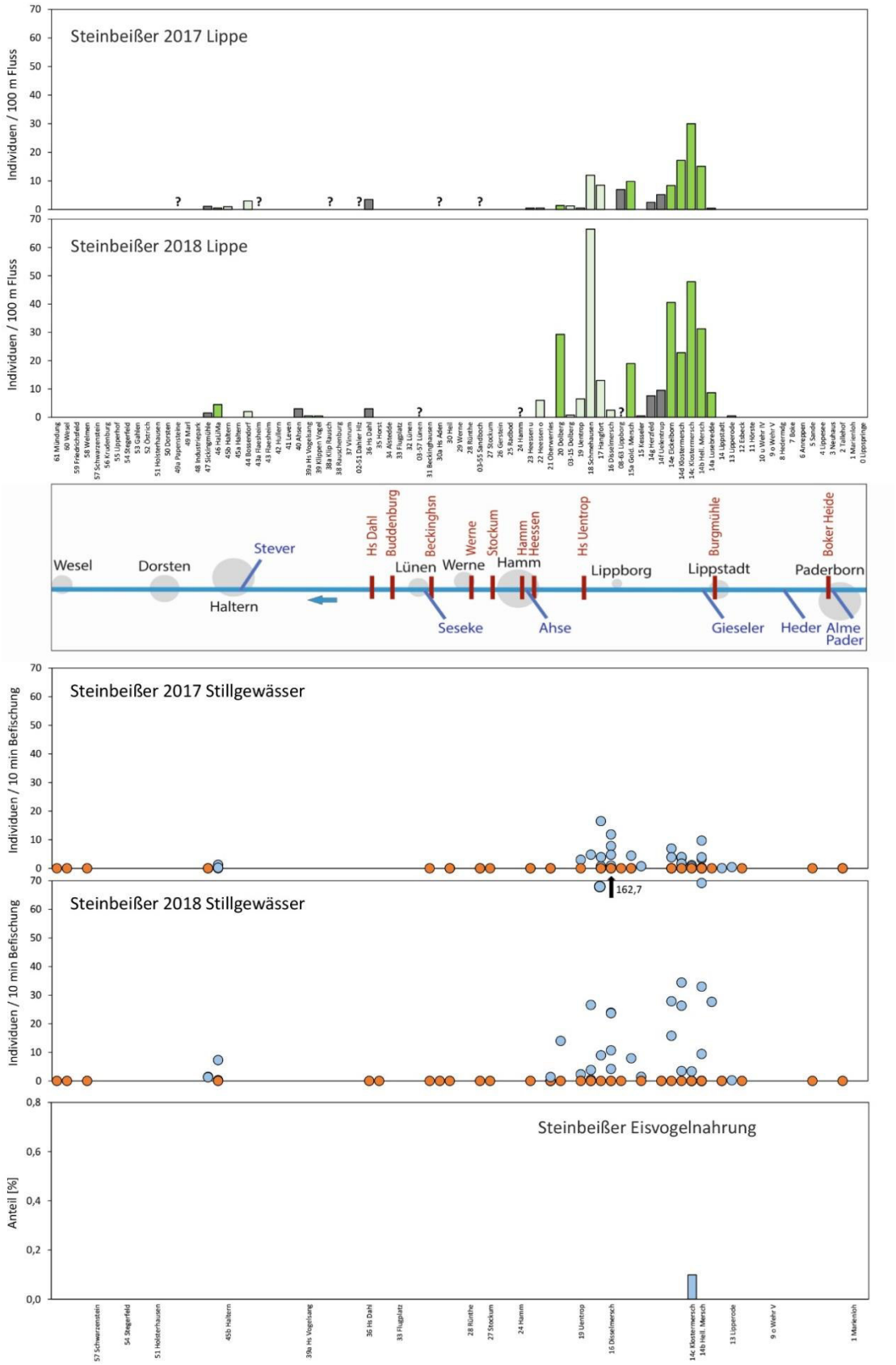


Abb. 256: *Verbreitung und Häufigkeit des Steinbeißers (Cobitis taenia) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

In beiden Untersuchungsjahren wurden wenige Steinbeißer außerdem zwischen dem Wehr bei Haus Dahl und Datteln-Ahsen gefangen; in diesem Abschnitt liegen auch die beiden Nachweise aus dem FischInfo von 2008 (s.o.). Möglicherweise gibt es hier ein nicht bekanntes altes Steinbeißervorkommen in einem Zufluss zur Lippe oder in einem Auengewässer.

Die Vorkommen des Steinbeißers in Stillgewässer 2017 und 2018 zeichnen die Verbreitung der Art in der Lippe nach. Die höchsten Anteile am Gesamtfang erreichte die Art in häufig, aber nicht ständig an den Fluss angeschlossenen Auengewässern (Kap. 5.2.5).

Im Eisvogelgewölle konnte nur in der Klostermersch bei Lippstadt ein Steinbeißer nachgewiesen werden.

Die beste Schutzmaßnahme für den Steinbeißer ist die Durchführung weiterer Renaturierungen. Die Art benötigt ein kleinräumiges Mosaik aus offenem Sand und Wasserpflanzen in langsam fließenden oder stehenden Gewässern. Die beschriebenen Habitatstrukturen können durch Gewässerdynamik zustande kommen, aber auch z.B. durch die Auflockerung von dichter aquatischer Vegetation durch Höckerschwäne oder Weidevieh.

5.4.38 **Schlammpeitzger** (*Misgurnus fossilis*)

autochthon, im Lippe-Einzugsgebiet verschollen

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen komme der Schlammpeitzger „*in nicht erheblicher Anzahl*“ vor (HERWIG 1878). „*… häufig ist er in der Gegend von Werne, wo er hauptsächlich in den alten schlammigen Betten der Lippe hauset*“ (LANDOIS et al. 1892). „*Den Schlammpeitzger habe ich nur ein einziges Mal in dem Mühlengraben* [bei Hamm] *angetroffen. Ähnlich selten sind Koppe und Bartgrundel*“ (GIERS SR 1932c).

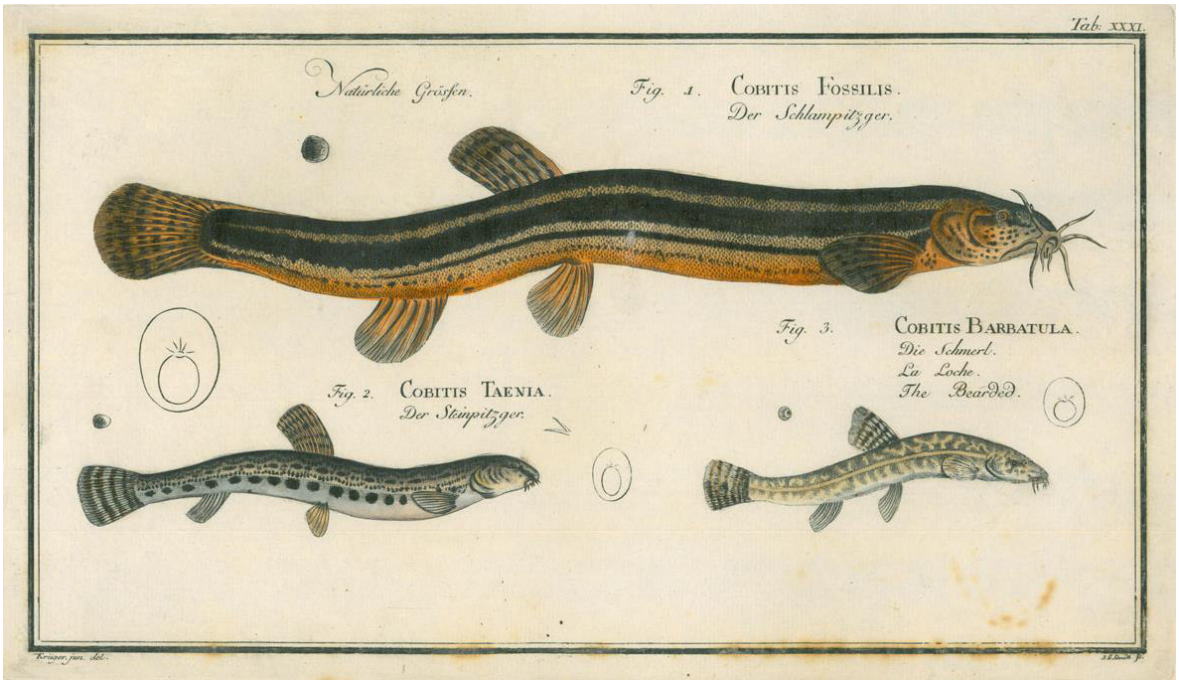


Abb. 257: *Schlammpeitzger (Misgurnus fossilis, oben) mit Schmerle und Steinbeißer, aus BLOCH (1782)*



LFV

Abb. 258: *Schlammpeitzger aus der Großen Aue (linker Nebenfluss der Weser)*

Abgesehen von den historischen Angaben gibt es keine Nachweise des Schlammpeitzgers aus der Lippe oder dem Lippe-Einzugsgebiet, auch die Befischungen 2017 und 2018 blieben ohne Fang. Gerüchte über ein mögliches Vorkommen im Heubachsystem (Einzugsgebiet der Stever, Kreis Coesfeld) ließen sich bisher nicht bestätigen, obwohl das FFH-Gebiet „Teiche in der Heubachniederung" (DE-4109-301) u.a. für den Schlammpeitzger ausgewiesen wurde.

In NRW stammen die meisten neueren Nachweise aus grabenartig ausgebauten Bächen, die regelmäßig unterhalten werden, was den Schlammpeitzger gefährdet (EDLER 2001, NZO 2001, PARDEY et al. 2004). Die geringen Kopfstärken der bekannten Populationen dürften u.a. eine Folge dieser Eingriffe sein. Andererseits ist denkbar, dass Entkrautung und Sohlräumung für andere Fischarten noch größere Probleme verursachen als für den tagsüber oft im Sediment eingegrabenen Schlammpeitzger. Unterhaltungsmaßnahmen würden somit zwar den Schlammpeitzgerbestand schädigen, gleichzeitig aber Konkurrenz und Beutegreifer beseitigen. Nach dieser Interpretation stellen die Gräben einen aufgrund der wasserbaulichen Maßnahmen unabsichtlich entstandenen, aber wichtigen Lebensraum für die bedrohte Art dar (s. BUNZEL-DRÜKE 2011). Der Schlammpeitzger profitiert von Überflutungsflächen und Auengewässern (BOHL 1993), da er unter naturnahen Bedingungen oft auf überschwemmten Wiesen ablaicht (KOTTELAT & FREYHOF 2007), was z.B. in der Narew-Aue in Polen (S. Bogaerts schriftl.) und an der Vechte-/IJssel-Mündung bei Zwolle in den Niederlanden (F. Spikmans mdl.) zu beobachten ist.

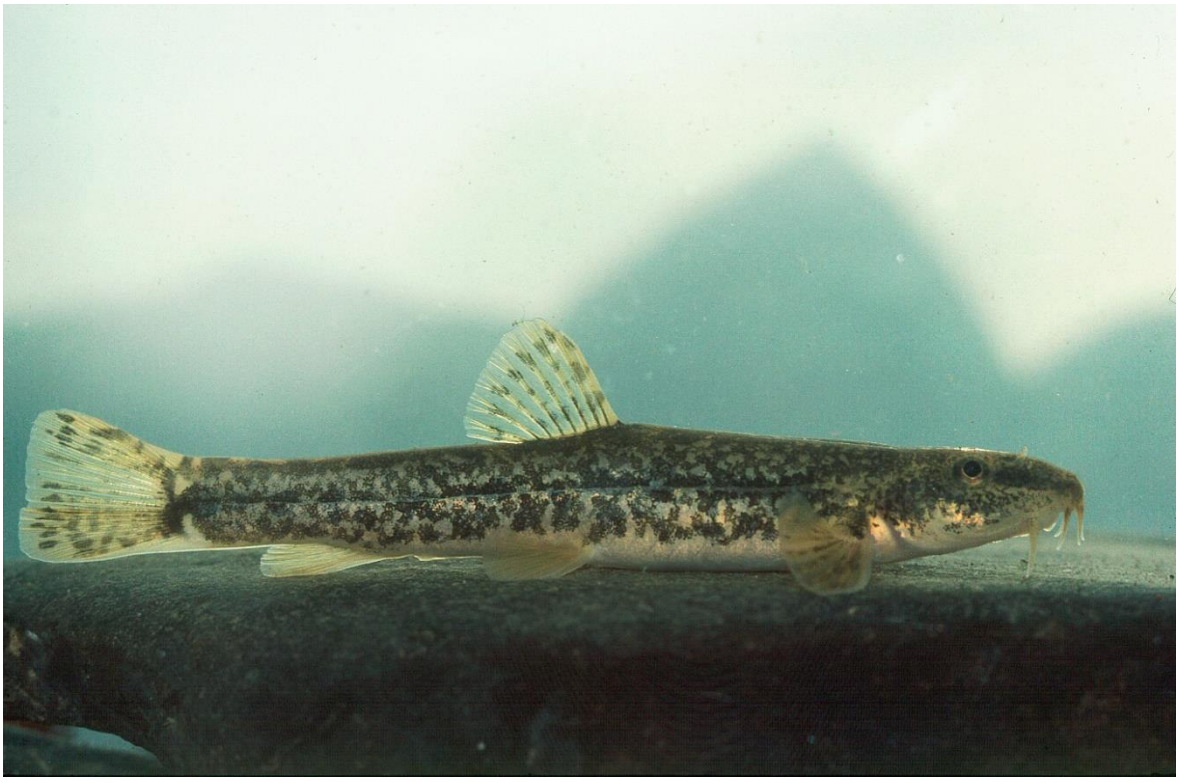
In der Lippeaue haben wahrscheinlich die Beseitigung vieler Auengewässer, die Trennung von Fluss und Aue und die Verminderung von Überschwemmungszeiten durch Wehrsteuerung und Auenentwässerung zum Verschwinden der Art geführt. Mittlerweile sind jedoch durch umfangreiche Renaturierungen und durch Bergsenkungen (!) wieder potenziell geeignete Habitate entstanden. Sie befinden sich im Abschnitt Lippstadt bis Hamm-Ost mit seinen umfangreichen Renaturierungen und in der

Bergsenkung HaLiMa bei Marl. Es empfiehlt sich, an diesen beiden Stellen – nach einer genaueren Prüfung der Situation – ein Wiederansiedlungsprojekt mit zwischenvermehrten Tieren der räumlich nächsten Population zu starten. Besonders günstig wären Elternfische vom Heubach (falls dort noch ein Bestand auffindbar ist), aber auch Tiere vom Niederrhein oder aus dem IJsselsystem sind geeignet.

5.4.39 **Schmerle** (*Barbatula barbatula*)

autochthon

In HERWIGS Fischliste (1878) für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen ist die Schmerle nicht enthalten; wurde sie nicht vom Schlammpeitzger unterschieden? LANDOIS et al. (1892) schreiben über die Bartgrundel: „*In der Alme weilt sie bei Paderborn; bei Werne ist sie nach Lambateur nur in den alten Lippebetten heimisch, in der fließenden Lippe hingegen noch nicht gefunden, vielleicht daselbst aber nur übersehen*“. Die „Bartgrundel“ bezeichnete GIERS SR (1932c) im Raum Hamm als ähnlich selten wie Groppe und Schlammpeitzger.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 259: *Schmerle*

Auch dieser fischereilich nicht interessante Kleinfisch wurde zeitweise in der Lippe besetzt, z.B. 1985 und 1991 im Kreis Soest (BORCHARD & BUNZEL-DRÜKE 1992).

Die Bestandsentwicklung der Schmerle in der Lippe in den letzten Jahrzehnten ist nicht gut dokumentiert. Die Monitoring-Untersuchungen im Kreis Soest 1993 bis 2019 (ABU 1984-2020) zeigten jedoch, dass der Bestand der Art zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg am Anfang des Untersuchungszeitraums recht niedrig war, nach den ersten Renaturierungen ab 1997 wuchs, ein Maximum um das Jahr 2000 erreichte und sich dann auf einem etwas niedrigeren Niveau stabilisierte. Wahrscheinlich fehlten in der komplett ausgebauten Lippe Mitte der 1990er Jahre die Flachwasserzonen.

Die Befischungen 2017 und 2018 belegen die heute weite Verbreitung der Schmerle in der Lippe (Abb. 260). Mit Ausnahme der wahrscheinlich zu kühlen Forellenregion war sie fast überall anzutreffen, zeigte aber einen sehr starken Bezug zu naturnahen Strecken. Sie kann als Indikator für nicht zu stark durchströmte Flachwasserzonen sowohl auf Kies- als auch auf Sandgrund gelten. Besonders hohe Abundanzen erreichte sie in der renaturierten Lippe westlich von Lippstadt und in der naturnahen Probestrecke 54 (Stegerfeld) im kiesigen Unterlauf der Lippe. In der gestauten, begradigten Bergsenkungsstrecke westlich von Hamm fehlte die Schmerle.

In Stillgewässern wurde die Schmerle relativ selten angetroffen – wenn, dann in häufig oder ständig angeschlossenen Auengewässern, wie z.B. Flutrinnen.

Der Eisvogel fing weniger Schmerlen als zu erwarten war. Der höchste Anteil an der Nahrung wurde 2017 am Flugplatz Lünen Lippeweiden erreicht, wo in diesem Jahr auch bei den Elektrobefischungen ein Maximum lag.

Die Schmerle war bei den Reusenfängen am Wehr Buddenburg mit 11 Individuen nur äußerst selten vertreten, wovon zudem sechs Tiere tot aufgefunden wurden. Bei den Elektrotestbefischungen in dem naturnahen Umgehungsgerinne am Wehr Buddenburg wurden keine Schmerlen gefangen.

Die beste Förderung des Schmerlenbestandes in der Lippe ist durch weitere Renaturierungen zu erreichen.

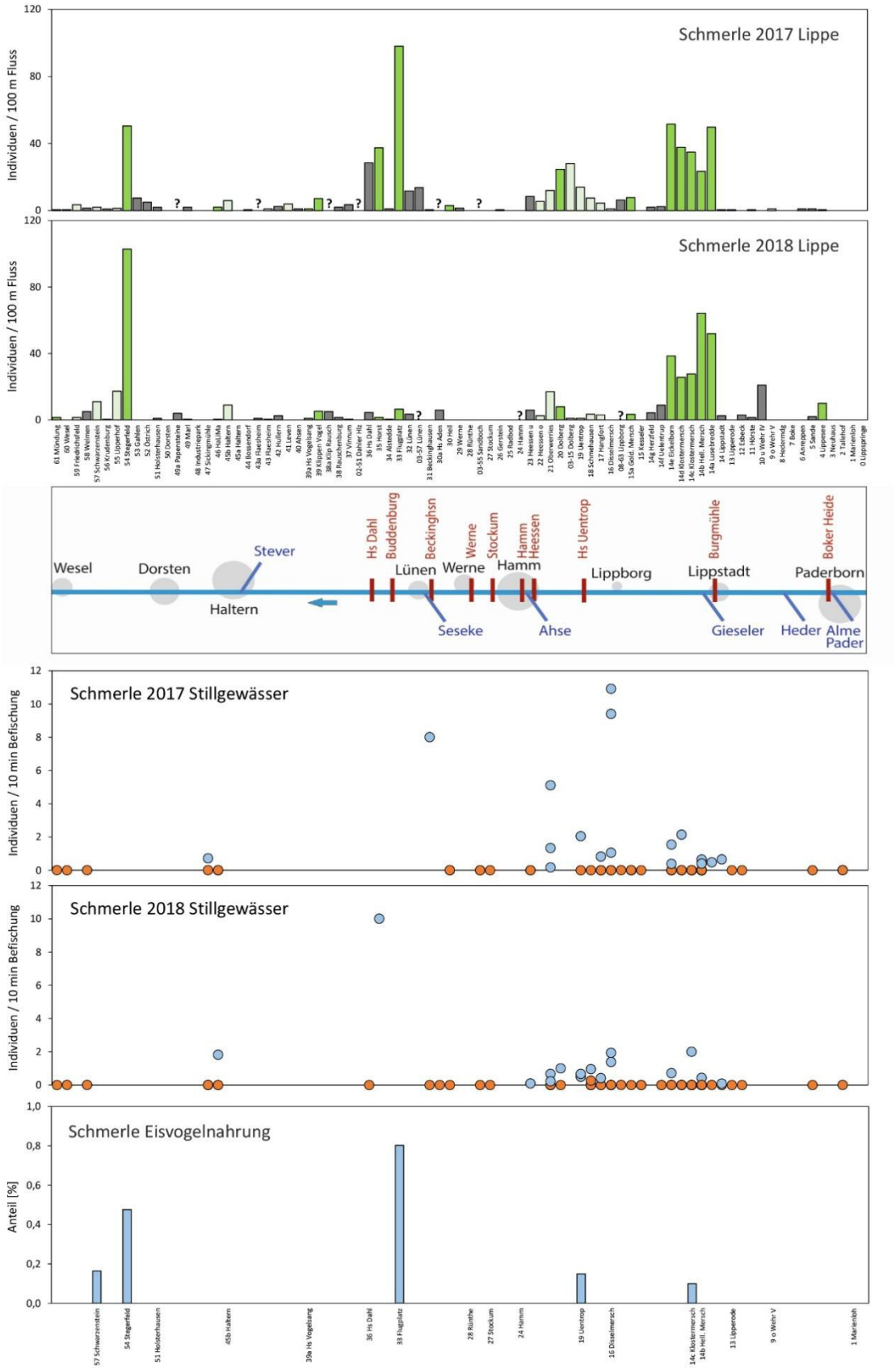


Abb. 260: *Verbreitung und Häufigkeit der Schmerle (Barbatula barbatula) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe:* ■ *ausgebaut,* ■ *entfesselt,* ■ *naturnah;* **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht;* ● / ● *Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.40 **Zwergwels** (*Ameiurus* spec.)

allochthon

Der Schwarze und der Braune Zwergwels (*Ameiurus melas* und *A. nebulosus*) stammen beide aus Nordamerika und werden oft miteinander verwechselt. In vielen Ländern Europas leben heute reproduzierende Populationen beider Arten, auch in Deutschland (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Beide Arten werden als etabliert und invasiv geführt (NEHRING et al. 2015).

In der Lippe ist bisher noch kein Fang eines Zwergwelses bekannt geworden, aber im Einzugsgebiet gibt es sich fortpflanzende Bestände, z.B. in einem Teich im Selbachpark in Hamm, wahrscheinlich handelt es sich hier um den Schwarzen Zwergwels (*Ameiurus melas*) (S. Kuss mdl.).

5.4.41 **Wels** (*Silurus glanis*)

In der Lippe wahrscheinlich allochthon

Der Wels gilt im Oberrhein und im Rheindelta als einheimisch (z.B. LELEK & BUHSE 1992, DE NIE 1996), aber in der Lippe scheint er einst nicht vorgekommen zu sein (HERWIG 1878, LANDOIS et al. 1892, GIERS SR 1932c, GIERS JR 1967). Besatzmaßnahmen in der Lippe u.a. im Kreis Soest in den 1970er Jahren führten nicht zur Etablierung der Art. Als interessante Angelfische wurden Welse immer wieder auch in Fischteichen und Abgrabungsgewässern ausgesetzt.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 261: *Junger Wels aus der Lippe bei Lünen-Alstedde 2016*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 262: *Adulter Wels aus der Lippe bei Beckum-Dolberg 2018*



LFV

Abb. 263: *Wels als Jungfisch, gefangen in der Lippe bei Schmehausen 2017*

Einer der ersten Nachweise in der Lippe ist der Fang eines ca. 8 cm langen Jungfisches im Umgehungsgerinne am Wehr Buddenburg am 30.04.2004 (SPÄH 2005). Für 2006 verzeichnet das FischInfo NRW wiederum Jungfische in der Lippe, und zwar flussabwärts des Radbodsees bei Hamm und flussaufwärts des Wehrs Werne-Rünthe. 2007 wurden wieder Fänge in Rünthe gemeldet, außerdem am Wehr Hamm-Heessen und in der Schlagmersch flussaufwärts dieses Wehrs, 2008 dann bei Lünen und 2009 bei Datteln-Ahsen.

Die erfolgreiche Besiedlung der Lippe begann also offenbar nach dem Jahr 2000 im Raum Hamm / Unna (Abb. 265). Eventuell gelangten die Tiere wie die Grundeln über die Wasserverteilungsanlage des Westdeutschen Kanalnetzes am Wehr Hamm in die Lippe; im Kanalnetz kommen Welse jedenfalls mindestens seit Mitte der 2000er Jahre vor.

2017 und 2018 erstreckte sich die durchgehende Verbreitung des Welses von Hamm-Schmehausen bis zur Mündung der Lippe mit einem Schwerpunkt im Jahr 2018 zwischen dem Wehr Beckinghausen und dem Wehr Buddenburg im Kreis Unna (Abb. 266). Bei den Reusenkontrollen wurden sowohl junge Welse als auch Individuen bis zu 1,4 m Länge gefangen, die den Aufstieg dieser Art von unterhalb belegen. Während der DIDSON-Untersuchung konnte mehrfach ein Exemplar von etwa 1,8 m Länge nahe der Lippemündung ausgemacht werden (Abb. 264). Der Fang eines Einzeltieres im Oberlauf der Lippe bei Sande 2017 dürfte auf Bestände in den nahegelegenen Baggerseen zurückgehen.

Nur in zwei Stillgewässern konnten Welse nachgewiesen werden: 2017 und 2018 je ein Jungfisch in dem an die Lippe angeschlossenen Altarm am Gersteinwerk bei Hamm-Stockum und 2018 zwei junge Exemplare im altarmartigen Ablauf des Lippesee bei Paderborn-Sande.

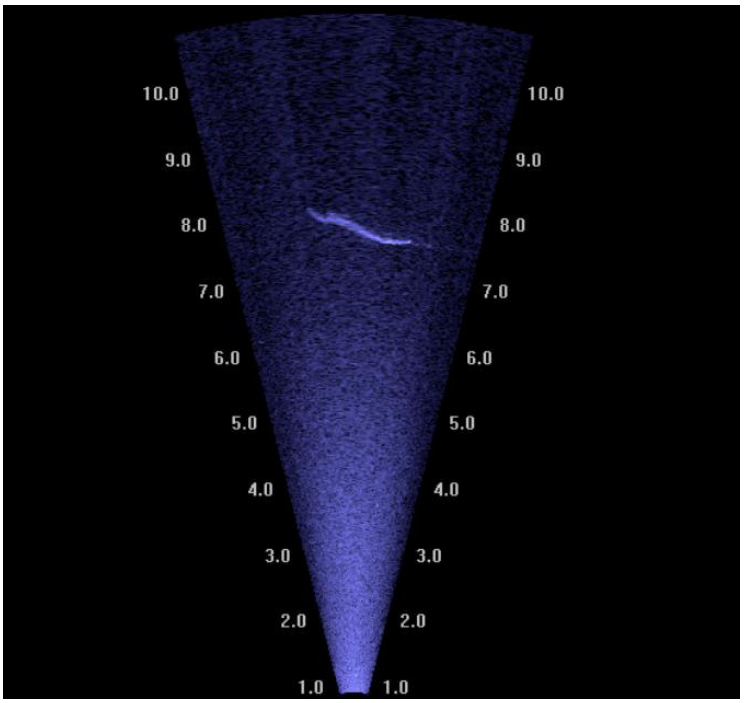


Abb. 264: *DIDSON-Aufnahme aus dem Dezember 2018 an der Lippemündung oberhalb der Rausche an der B8: Ein etwa 1,8 m langer Wels hielt sich vermehrt im Schallkegel des Sonars auf.*

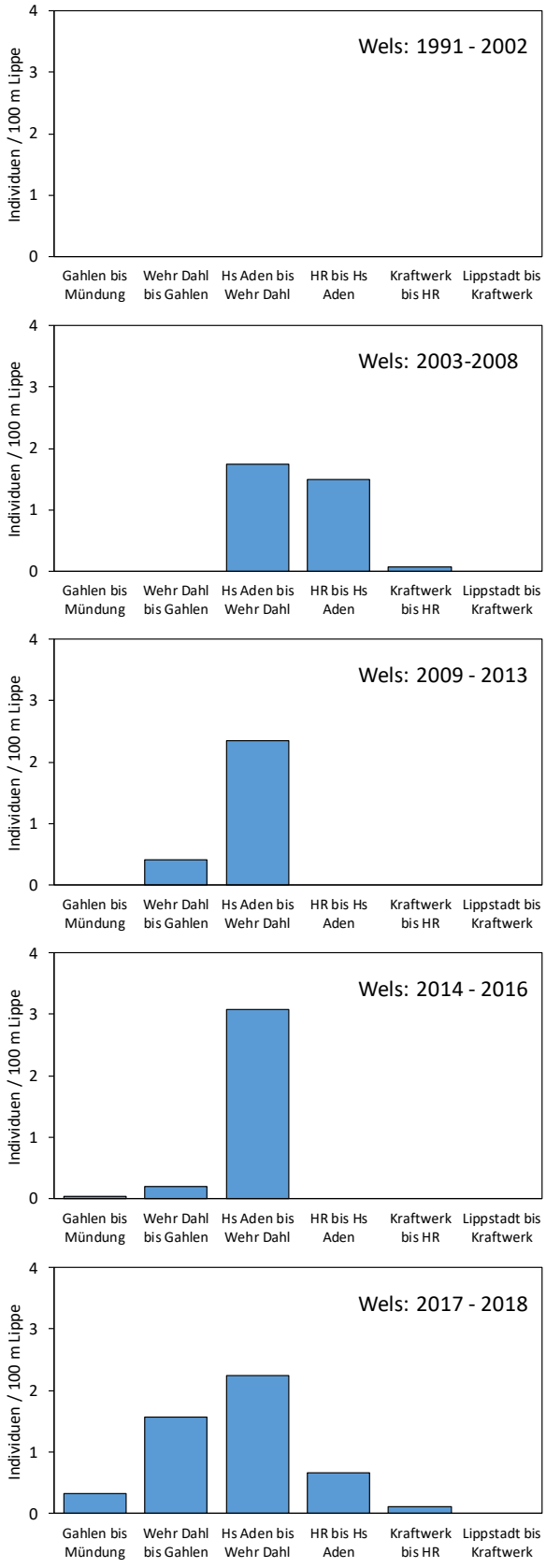


Abb. 265: *Verbreitungsgeschichte des Welses in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

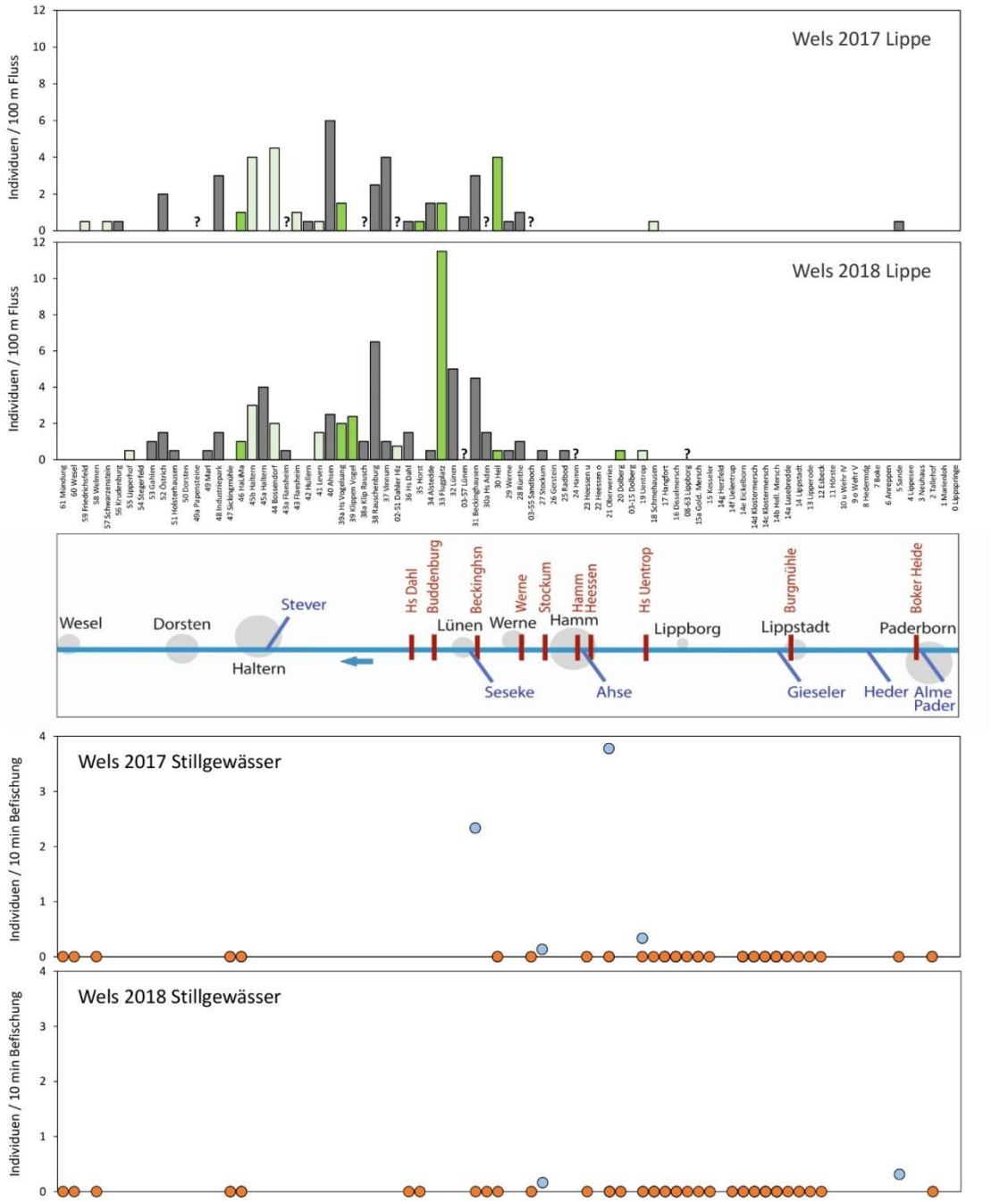


Abb. 266: *Verbreitung und Häufigkeit des Welses (Silurus glanis) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; ? im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.42 **Hecht** (*Esox lucius*)

autochthon

Zwischen Lippstadt und Gahlen sei der Hecht „*durchgehends häufig*“ (HERWIG 1878); auch LANDOIS et al. (1892) bezeichnen ihn als in Westfalen häufig, u.a. in der Lippe. „*Im Kreise Rees bis Wesel* [der von HERWIG (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an schönen Hechten, …*“ (VON DEM BORNE 1881). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und Giers JR bezeichnet ihn 1967 im selben Gebiet als sehr wichtigen Nutzfisch der Lippe.

Besatz mit Hechten findet regelmäßig statt.

Im Rahmen der Maßnahmenanalyse zum Fischbestand der Lippe wurden Hechte – v.a. diesjährige (0+) Jungfische - 2017 und 2018 an der gesamten Lippe nachgewiesen (Abb. 269), allerdings gibt es nicht nur in der Forellenregion „Fehlstellen“ in der Verbreitung. Zwei Abschnitte wiesen eine erhöhte Abundanz von Hechten auf: die recht lange Strecke zwischen Lippstadt und Hamm und die Bergsenkung HaLiMa mit Umgebung. Beiden Abschnitten ist gemeinsam, dass Verbindungen zwischen der Lippe und Auengewässern bestehen; eine eindeutige Bevorzugung von naturnahen, entfesselten oder ausgebauten Lippestrecken ließ sich dagegen nicht erkennen (Kap. 5.2.3).

In den Halterner Sanden und im kiesigen Unterlauf der Lippe waren Hechte sehr selten oder fehlten sogar. Hier fehlten auch Auengewässer (weitgehend). Die Abundanz des Hechtes in der Lippe zeichnet damit recht deutlich die Verbreitung bzw. Häufigkeit der Auengewässer nach und belegt damit deren Bedeutung für die Reproduktion der Art.

Die höchsten Anteile am Gesamtfang erreichte der Hecht nicht in der Lippe, sondern in häufig bzw. ständig angeschlossenen Auengewässern (Kap. 5.2.5).

Zur Förderung der natürlichen Reproduktion des Hechtes dürfte die Anlage zugänglicher Auengewässer die wichtigste Maßnahme sein.

Der Hecht gehörte in den Stillgewässern 2017 und 2018 zu den Arten mit der höchsten Probestellenfrequenz, nämlich mehr als 50 %. Trotz seiner weiten Verbreitung war seine Dichte niedrig, wie es bei einem Prädator zu erwarten ist. Seine höchsten Anteile am Gesamtfang in Stillgewässern lagen in häufig und ständig mit der Lippe verbundenen Gewässern.

Obwohl junge Hechte sehr schnell wachsen, war die Art regelmäßig im Eisvogelgewölle vertreten.



Abb. 267: *Junger Hecht*



Abb. 268: *Adulter Hecht aus dem Altarm Ramesol des SFV Lippborg aus dem Jahr 2018.*

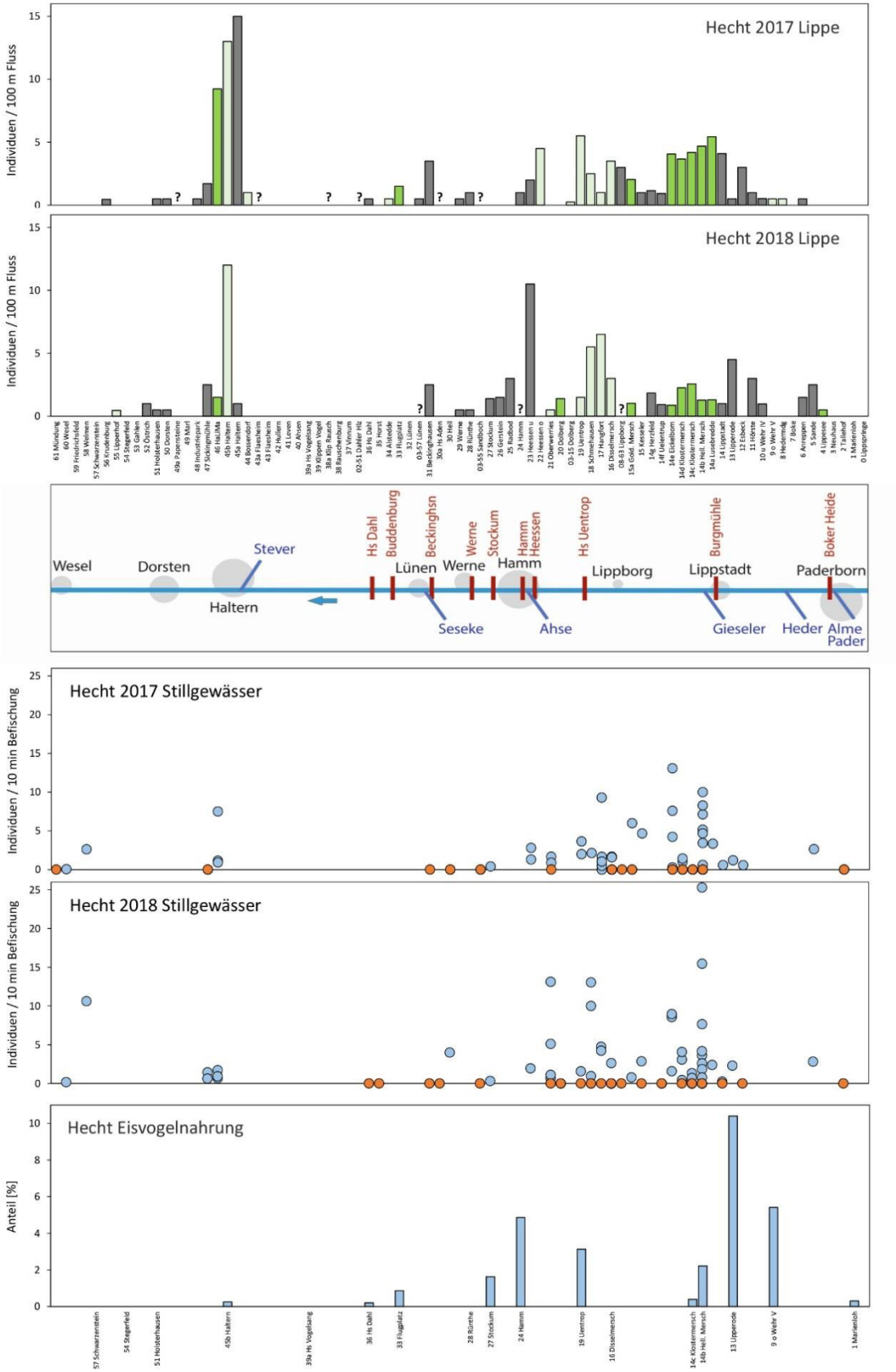


Abb. 269: *Verbreitung und Häufigkeit des Hechtes (Esox lucius) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.43 **Schnäpel** (*Coregonus* spec.)

autochthon

Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) ist der ursprünglich im Rhein lebende Schnäpel *Coregonus oxyrhynchus* etwa 1940 weltweit ausgestorben. Schnäpel, die heute die deutschen Nordseezuflüsse von Eider, Elbe bis Ems besiedelten, gehören nach diesen Autoren zur Art *Coregonus maraena*, die auch in den zur Ostsee entwässernden Flüssen vorkommt. Neue genetische Analysen zeigen jedoch einen deutlichen Unterschied zwischen den Schnäpeln der Nord- und der Ostsee und ordnen den ehemals im Rhein vorkommenden Schnäpel den rezenten Nordseeschnäpeln *Coregonus oxyrinchus* zu (BORCHERDING 2014).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 270: *Schnäpel*

Für die Lippe liegt kein historischer Beleg des Schnäpels vor (LANDOIS et al. 1892), obwohl er einst bis Köln im Rhein aufstieg (KOTTELAT & FREYHOF).

Von 1992 bis 2007 wurden am unteren Niederrhein in einem mit dem Fluss verbundenen Baggersee und von 2002 bis 2007 auch in der unteren Lippe bei Hünxe-Krudenburg junge Schnäpel der Population aus der dänischen Vidå (Vidau) ausgesetzt (MUNLV 2001, BORCHERDING et al. 2006, BORCHERDING 2014, STAAS et al. 2019). Der erste gesicherte Nachweis eines rückkehrenden adulten Schnäpels im Niederrhein gelang 2005. Außerdem wurden adulte Individuen, die im niederländischen Rheindelta mit Transpondern versehen worden waren, an Antennenstationen im Rhein bei Xanten und in der unteren Lippe registriert. Der Fang von Schnäpellarven im Niederrhein auch nach Einstellung der Besatzmaßnahmen beweist die erfolgreiche Reproduktion der Art (BORCHERDING 2014, STAAS et al. 2019).

Die strukturreichen Abschnitte der unteren Lippe mit ihrer z.T. flach überströmten Kies- und Sandsohle sollten als potenzieller Laichplatz dieser noch immer sehr seltenen Art geschützt und durch weitere Entfesselungen und Aufweitungen vermehrt werden. Ein Einstau solcher Habitate durch Sohlrampen o.ä. oder eine Überschüttung der Sohle mit anderen Substraten auch im Rahmen von Renaturierungen ist unbedingt zu vermeiden.

5.4.44 **Regenbogenforelle** (*Oncorhynchus mykiss*)

allochthon

Die domestizierte Regenbogenforelle ist eine Kreuzung aus anadromen und residenten Forellenarten bzw. -formen Nordamerikas (KOTTELAT & FREYHOF 2007). In Deutschland ist sie etabliert und gilt als invasiv (NEHRING et al. 2015), obwohl sie sich nur selten in Freiheit fortpflanzt. Dies konnte allerdings auch in Nordrhein-Westfalen nachgewiesen werden (NZO 2001).

Während die Regenbogenforelle bis mindestens 1988 in der Lippe z.B. im Kreis Soest eingesetzt wurde (H. KRISCH 2001 in litt.), finden sich heute nur noch vereinzelt Tiere, die wahrscheinlich aus Fischteichanlagen entkommen sind. Bei den Elektrobefischungen 2018 wurden vier adulte Exemplare bei Paderborn-Marienloh (Abb. 271) und am Tallehof (Probestrecken 1 und 2) festgestellt. Eine weitere Regenbogenforelle von 37 cm Totallänge fing sich im April 2018 in der Reuse des Fischaufstiegs am Wehr Buddenburg.

Im Eisvogelgewölle trat die Art nur bei einer Brut bei Paderborn-Marienloh in Erscheinung.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 271: *Regenbogenforelle aus der Lippe bei Marienloh 2018*

5.4.45 **Forelle** (*Salmo trutta*)

autochthon

Die beiden in der Lippe vorkommenden Formen „der Forelle“, nämlich Bach- und Meerforelle, sind reproduktiv nicht voneinander isoliert. Aus vielen stationären Bachforellenpopulationen wandeln sich immer wieder Tiere in silbrige Meerforellen um und wandern flussabwärts, um im Meer heranzuwachsen. Bei ihrer Geschlechtsreife steigen sie wieder in die Flüsse auf und pflanzen sich in den Oberläufen fort. Eigentlich anadrome Meerforellen, die nicht abwandern können, werden wieder stationär (KOTTELAT & FREYHOF 2007); sie behalten dann möglicherweise ihr „Meerforellenkleid“ und leben als „Flussforellen“.

Bach- und Meerforelle werden meist nach ihrer Färbung sortiert: Die Fettflossen adulter Bachforellen zeigen einen roten oder orangen Rand, die der adulten anadromen Tiere nicht (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Meerforellen – vor allem die häufigeren weiblichen Tiere – sind silbriger, im Mittel größer und tragen keine oder nur wenige orange Punkte auf den Flanken. Eindeutig ist die Zuordnung von Individuen jedoch oft nicht.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 272: *Diese Forelle aus der Lippe bei Stegerfeld-Hünxe könnte ein männliche Meerforelle sein, die bunter gefärbt sind als die silbernen Weibchen.*

Adulte Meerforellen steigen zwischen Mai und Oktober in Flüssen auf. Die Laichzeit sowohl von Bach- als auch von Meerforellen liegt typischerweise im November / Dezember. Die meisten adulten Tiere überleben. Die Rückwanderung der Meerforellen erfolgt nach dem Ablaichen oder im folgenden Frühjahr nach einer Überwinterung im Fluss (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Somit wären aufsteigende Meerforellen in der Lippe von Mai bis Dezember (Schwerpunkt Herbst bis Dezember) und absteigende von Dezember bis etwa April zu erwarten.

HERWIG (1878) schreibt: “*Für den Abschnitt B.* [Lippstadt bis Beckinghausen], *sowie die Stever liess sich das sporadische Vorkommen „der Forelle“ in früheren Jahren bestimmt konstatiren. So sind bei*

Rauscheburg und bei Werne, desgleichen bei Olfen in der Stever einzelne Forellen im Gewichte von 3 – 4 Kilogramm gefangen. Fast möchte ich dieselben nicht für die Bachforelle (Trutta fario L.), sondern für die Meerforelle (Trutta Trutta L.) halten. Im Abschnitt A. [Lippstadt bis Beckinghausen] *scheint die Forelle zuweilen aus der Ahse in die Lippe überzutreten.*" Dies muss aber nicht stimmen, denn VON DEM BORNE notiert 1881 über die Ahse: „*Dieser Bach unterscheidet sich sehr unvortheilhaft von den vorher genannten* [Pader, Heder, Gieseler] *dadurch, dass er fischarm ist, und namentlich keine Forellen enthält*". Über den Oberlauf der Lippe schreibt VON DEM BORNE (1881) dagegen: „*Von der Quelle bis Neuhaus hat sie [die Lippe] nur einzelne Forellen. Bei Neuhaus, wo die Alme und Pader einmünden, haben alle drei Flüsse sehr starke, bis 9 Pfd. schwere Forellen ... Von Neuhaus bis 7 km unterhalb Lippstadt finden sich an verschiedenen Orten sehr grosse Forellen*". LANDOIS et al. (1892) listen Bachforellen in Alme, Pader und Beke auf, außerdem eine kleine Meerforelle „*vor vielen Jahren*" bei Werne.

Das FischInfo NRW verzeichnet nur eine 30 – 40 cm lange Meerforelle am 27.10.2005 im Unterlauf der Lippe bei Hünxe, dagegen mehr als 6.000 Bachforellen in der gesamten Lippe mit Schwerpunkt im Oberlauf. Bachforellen werden an vielen Stellen besetzt.

So geht auch der Fang von 205 diesjährigen (0+) Bachforellen am Wehr IV bei Lippstadt-Garfeln (Probestrecke 10) am 22.08.2018 auf eine kurz zuvor erfolgte Besatzmaßnahme aus dem Lippebachforellenprojekt zurück (vgl. Besatz Kap. 6.7.1). Aufschlüsse über die Biologie der Forellen in der Lippe können Reusenfänge in Fischwegen an Querbauwerken geben. Seit 1998 liefen folgende Untersuchungen:

- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg vom 07.05.2003 bis 17.12.2004, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2005): im Aufstieg wurden 28 Meerforellen und zwei Bachforellen registriert mit einem Schwerpunkt von Mai bis Ende Juni; im Abstieg wurde nur eine Meerforelle im April gefangen.
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Buddenburg vom 13.04.2018 bis 04.11.2019, Reusenfang aufsteigender Tiere (vorliegende Untersuchung): insgesamt 29 aufsteigende Tiere, wovon acht Individuen aufgrund ihrer silbrigen Färbung als Meerforelle deklariert wurden, wiesen 2017 ein Maximum im Mai und 2018 im Juni auf.
- Umgehungsgerinne am Wehr Lünen-Beckinghausen vom 25.11.1998 bis 31.03.2000, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2000a): im Aufstieg wurden 43 Meerforellen und 30 Bachforellen festgestellt mit einem Schwerpunkt Ende November bis Anfang Januar sowie im November/Dezember; im Abstieg befanden sich 4 Meerforellen und 33 Bachforellen v.a. im Juli und Oktober,
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm vom 15.03.2013 bis 30.06.2014, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014): Die insgesamt 44 in der Reuse des Aufstiegs gefangenen Forellen zeigten einen Schwerpunkt von Juni bis August. Befischungen in der Umgehung: 207 Forellen
- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Heessen vom 01.04.2009 bis 31.12.2010, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011): 19 Forellen wurden mit einem Schwerpunkt im April/Mai gefangen.
- Schlitzpass am Wehr Hamm-Heessen vom 01.12.2009 bis 31.12.2010, Reusenfang aufsteigender Tiere (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011): Der Schwerpunkt des Aufstiegs von insgesamt 70 Forellen lag von April bis Juni. Die gefangenen Tiere sahen z.T. aus wie Bachforellen, also mit den typischen hell umrandeten roten Flecken; die meisten Fische trugen jedoch ein silbriges Kleid ohne rote Flecken und sahen damit aus wie Meerforellen. Entsprechend gefärbte Fische maßen zwischen 20 bis 60 cm.

- Umgehungsgerinne am Wehr Hamm-Uentrop vom 29.09.1999 bis 12.11.1999 und vom 03.03.2000 bis 27.06.2000, Reusenfang auf- und absteigender Tiere (SPÄH 2001a): eine Meerforelle stieg im Herbst/Frühwinter auf; der an einer Kiemenverletzung individuell erkennbare, 58 cm lange Fisch schwamm einige Tage später im Aalbypass an demselben Wehr flussabwärts (SPÄH 2001b).

Gemeldete Fänge von Anglern ergänzen das Bild, so wurden z.B. Mitte April 2020 mehrere phänotypische Meerforellen unterhalb des Wehrs Heessen gefangen (Abb. 273). Unklar ist, ob und wenn ja wie die am Wehr Heessen aufgetauchten Meerforellen das flussabwärts liegende Wehr Hamm überwinden konnten oder ob sie als „Flussforellen“ in der durch Wehre zerteilten Lippe vorkommen.



FV Hessen & SFV Hamm

Abb. 273: *Zwei phänotypische Meerforellen, die im April 2020 unterhalb des Wehrs Hamm-Heessen geangelt wurden.*

Bei den Befischungen 2017 und 2018 wurde die höchste Forellendichte in der Lippe erwartungsgemäß im Oberlauf – in der Forellen- und Äschenregion – festgestellt (Abb. 274). Einzelne Fänge gelangen aber auch an verschiedenen Stellen des kiesigen Unterlaufes, an schnellfließenden Abschnitten wie den „Neuen Papensteinen“ oder unterhalb von Wehren. Auch in der Eisvogelbeute tauchten einzelne kleine Forellen auf der gesamten Lippestrecke auf, wobei nicht zu entscheiden ist, ob es sich um Besatz, Einwanderung aus Seitengewässern oder Reproduktion in der Lippe gehandelt hat. Aus den befischten Stillgewässern lagen dagegen keine Nachweise vor.

Das Potenzial der Lippe für Forellen ist offenbar größer, als es zunächst den Anschein hat. Zur Förderung der Art sollte die weitere Verbesserung der Wasserqualität an erster Stelle stehen. Selbst am vergleichweise geringer belasteten Oberlauf könnte eine Ausstattung der Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe den Reproduktionserfolg der Forelle steigern. Am kiesigen Unterlauf der Lippe sind mehr Anstrengungen für die Verbesserung der Wasserqualität erforderlich. Erst wenn dies gelungen ist, zeigt sich, ob aus dem Rhein aufsteigende Meerforellen die vorhandenen potenziellen Laichhabitate erfolgreich nutzen können.

Die Beseitigung von Querbauwerken und die Aufgabe der Stauhaltungen ist ein weiterer wichtiger Punkt.

Eine naturnahe Entwicklung der Kiesstrukturen zwischen der Quelle und Lippstadt sowie zwischen Dorsten und der Mündung kann durch Sohlaufweitungen kombiniert mit Uferentfesselungen gefördert werden. Rückumwandlung von Äckern in Grünland zumindest im Überschwemmungsgebiet würde den Eintrag von Feinsedimenten und damit die Verstopfung des Interstitials der Kiesbänke reduzieren.

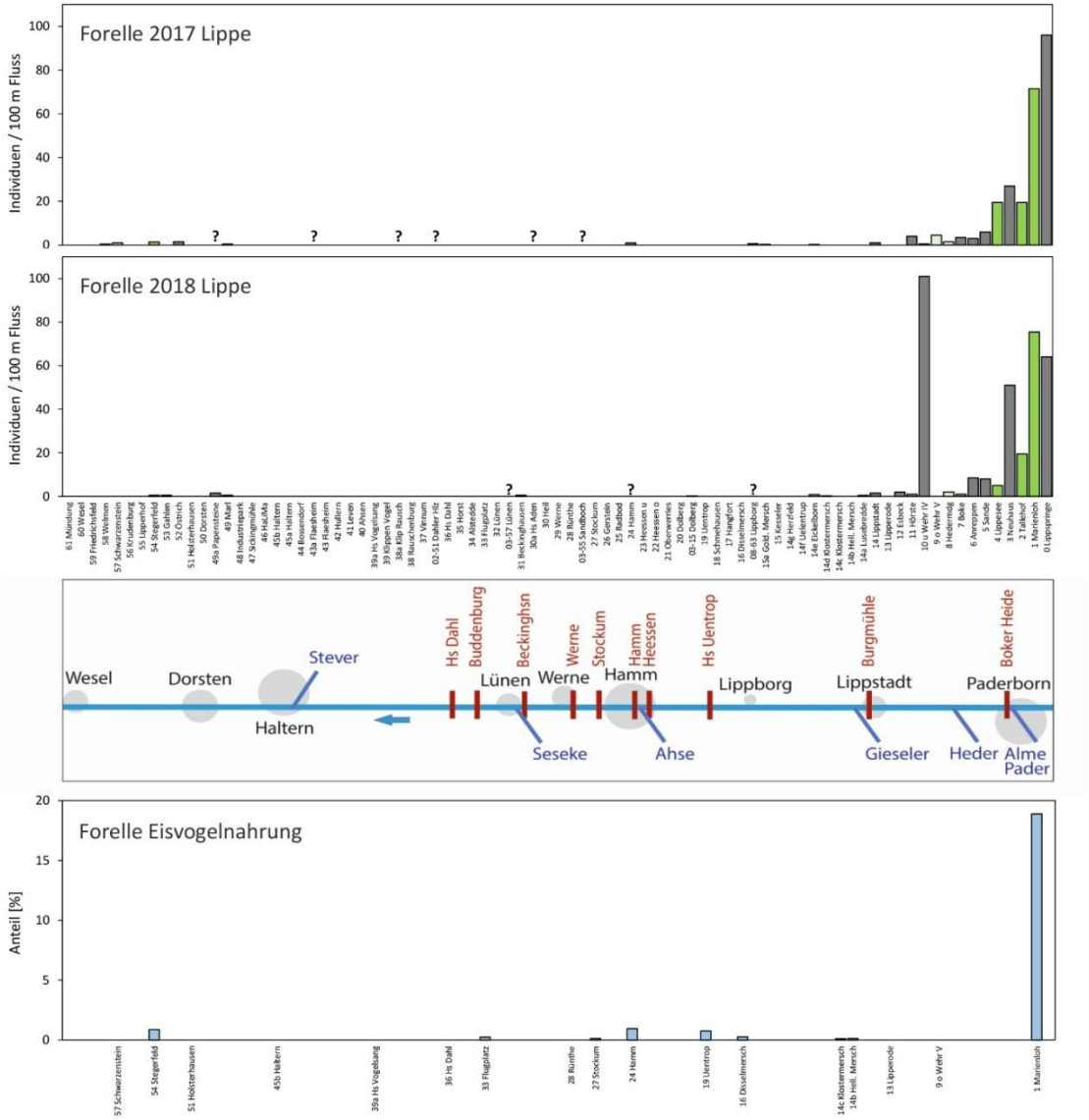


Abb. 274: *Verbreitung und Häufigkeit der Forelle (Salmo trutta) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.46 **Atlantischer Lachs** (*Salmo salar*)

autochthon

HERWIG (1878) sagt für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen: "*Was den Lachs betrifft, so wird sein Vorkommen fast durchgehends bestritten. Nur bei Dorsten und in der Stever bei Haltern sollen vor Jahren ganz vereinzelt Lachse gefangen sein. Die betreffende, an sich bei der Nähe des Rheins nicht unwahrscheinliche Mittheilung ist aber nicht genügend verbürgt. … eine regelmäßige Wanderung findet aber wohl keinenfalls statt.*" Auch LANDOIS et al. (1892) sind derselben Meinung: „*In der Lippe hingegen steigt der Lachs nicht auf*".

Dabei ist zu bedenken, dass 1878 mehr als 13 Wehre den Weg zum Oberlauf der Lippe bzw. zu kiesigen Zuflüssen wie Heder und Alme versperrten. Mindestens sechs dieser Wehre bestanden schon im 16. Jahrhundert, einige schon im 14. Jahrhundert, so dass Laichwanderungen von Lachsen in der Lippe schon lange vor dem 19. Jahrhundert zum Erliegen gekommen sein dürften. Es gibt jedoch keinen Grund dafür anzunehmen, dass der Lachs ursprünglich die Kiesbänke der oberen Lippe (ab Lippstadt), der Gieseler, Heder, Pader, des Almesystems und weiterer Zuflüsse mit Kiessohle zur Reproduktion nicht nutzte. Auch heute erscheinen einige der genannten, insgesamt rund 28 ha umfassenden Abschnitte als potenziell geeignete Laichplätze (NEMITZ 2019).

Von 1998 bis 2016 wurden drei Lachse in der Lippe registriert (Abb. 277):

- am 29.11.1998 ein 84 cm langer und etwa 6.060 g schwerer weiblicher Lachs in der Reuse für aufsteigende Fische im Umgehungsgerinne am Wehr Beckinghausen (99 km oberhalb der Mündung) (SPÄH 1999, 2000a, Abb. 275),
- am 01.07.1999 bei einer Elektrobefischung des Umgehungsgerinnes am Wehr Beckinghausen ein weiterer, 50 – 60 cm langer Lachs (SPÄH 2000a),
- am 21.05.2003 in der Reuse für aufsteigende Fische im Umgehungsgerinne am Wehr Buddenburg (92 km oberhalb der Mündung) ein ca. 80 cm langer Lachs (SPÄH 2005).

1998/99 haben Angler unterhalb des Wehrs Beckinghausen wahrscheinlich weitere Lachse gefangen (B. Stemmer, Bezirksregierung Arnsberg mdl.).

In der vorliegenden Untersuchung gelang der Fang eines 58 cm langen Lachses (Abb. 276) bei einer Nachtbefischung am 25.10.2017 bei Wesel-Bucholtwelmen, ca. 9 km oberhalb der Mündung (Probestrecke 58). Außerdem war unter den Reusenfängen im Fischaufstieg am Wehr Buddenburg am 03.05.2019 ein 41 mm langer diesjähriger (0+) Salmonide, der phänotypisch ein Lachs war (Abb. 279, Vergleich mit Abb. 278), dessen Bestimmung aber genetisch nicht geprüft werden konnte. Wenn die Bestimmung richtig ist, würde dies auf eine natürliche Reproduktion im Lippesystem schließen lassen!

Hilfsmaßnahmen für den Lachs sind dieselben, die im vorigen Kapitel (5.4.45) für die Forelle genannt wurden. Außerdem sollten die wichtigsten Zuflüsse mit Kiessohle (Gieseler, Heder, Almesystem) von Querbauwerken befreit werden, damit die heute schon geeigneten Laichhabitate erreichbar sind.

Die Lippe sollte möglichst bald als Zielartengewässer für den Lachs benannt werden.



B. Stemmer

Abb. 275: *Weiblicher Lachs aus dem Fischaufstieg am Wehr Beckinghausen am 29.11.1998: der erste Nachweis für die Lippe im 20. Jahrhundert.*



LFV

Abb. 276: *Lachs aus der Lippe bei Wesel-Bucholtwelmen am 25.10.2017*

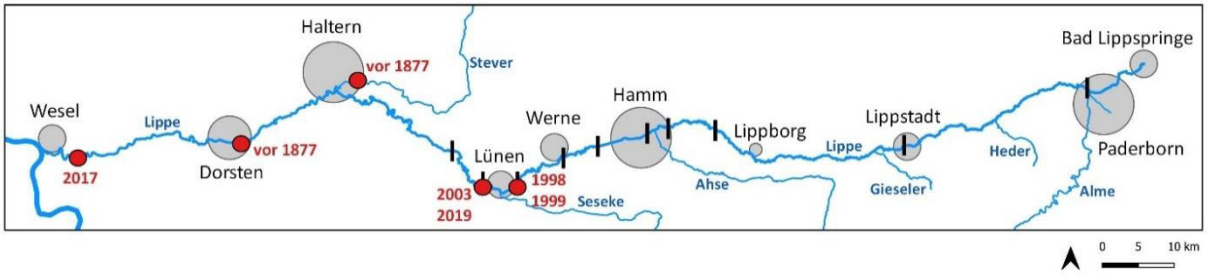


Abb. 277: *Gesicherte Fundpunkte des Atlantischen Lachses (Salmo salar) in der Lippe*



B. Stemmer

Abb. 278: *Vergleichsfoto: diesjährige (0+) Salmoniden im „Parr"-Stadium: oben Forelle, unten Lachs*



M. Prill & D. Borzug

Abb. 279: *Junger Salmonide aus der Reuse am Wehr Buddenburg am 03.05.2019: Schlanke Gestalt, deutlich eingekerbte Schwanzflosse, lange Brustflosse und fehlende Rotfärbung der Fettflosse lassen im Vergleich mit Abb. 278 nur die Bestimmung als Lachs zu.*

5.4.47 **Bachsaibling** (*Salvelinus fontinalis*)

allochthon

Der aus Nordamerika stammende Bachsaibling wurde 1884 in Europa eingeführt; Besatzmaßnahmen fanden in Nordrhein-Westfalen v.a. im Mittelgebirge statt (STEINBERG & NZO 1991). Die Art gilt als etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Im Rahmen der Untersuchungen dieser Studie wurde die allochthone Art nicht registriert. Aus Vorjahren gibt es jedoch Einzelnachweise, z.B. drei Exemplare in dem Fischaufstieg am Wehr Hamm-Heessen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011) oder verschiedene Fänge von Anglern (z.B. Röggener schriftl.).



M. Zerle

Abb. 280: *Bachsaibling aus dem Fischaufstieg der Lippe am Wehr Hamm-Heessen*

5.4.48 **Äsche** (*Thymallus thymallus*)

autochthon

HERWIG (1878) schrieb über die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen: „*Das Vorkommen der Äsche wurde mir … bestritten*“, was der Autor allerdings anzweifelte. VON DEM BORNE (1881) gab für den Oberlauf der Lippe an: „*Auf derselben Strecke* [von Neuhaus bis 7 km unterhalb Lippstadts] *enthält die Lippe sehr schöne Aeschen, namentlich bei Neuhaus, Mantinghausen, Rebbecke, Hörste.*“ Auch Pader, Alme ab Ringelstein und Heder werden als Äschengewässer aufgeführt. Laut LANDOIS et al. (1892) traf man die Äsche „*im Oberlaufe der Lippe nebst deren Nebenflüssen Pader und Alme. Im Mittellaufe der Lippe findet sie sich hingegen nur zufällig: bei Werne … wurde vor mehreren Jahren einmal ein Exemplar von ungefähr 25 cm Länge gefangen, das Tier war dort niemandem bekannt*“. GIERS SR (1932c) erwähnt die Äsche für den Raum Hamm im Text seiner Arbeit nicht, listet aber in einer Tabelle der Fangergebnisse 1925 bis 1931 für das Jahr 1931 2 Pfund Äschen auf; bei den Lippefischen im Raum Hamm von GIERS JR (1967) kommt die Äsche nicht vor.



M. Bunzel-Drüke & O. Zimball

Abb. 281: *Äsche aus der Lippe bei Eickelborn*

Alle Nachweise der Äsche in der Lippe im FischInfo NRW betreffen die Kreise Paderborn und Soest/Warendorf, was mit der historischen Verbreitung gut übereinstimmt. Einzeltiere tauchen auch heute noch weiter flussabwärts dieses Bereichs auf, z.B. an den Wehren Hamm-Heessen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011) und Hamm (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014).

Zeitweise fand z.B. im Kreis Soest Besatz mit jungen Äschen statt, v.a. 1988 bis 2000 (BUNZEL-DRÜKE & BORCHARD 1992, H. Krisch, Lippe-Fischereigenossenschaft Lippborg 2001 in schriftl.). Heute unterstützt die Hegegemeinschaft Almeäsche die Bestände im Oberlauf und der Nebenflüsse (vgl. Kap. 6.7.1).

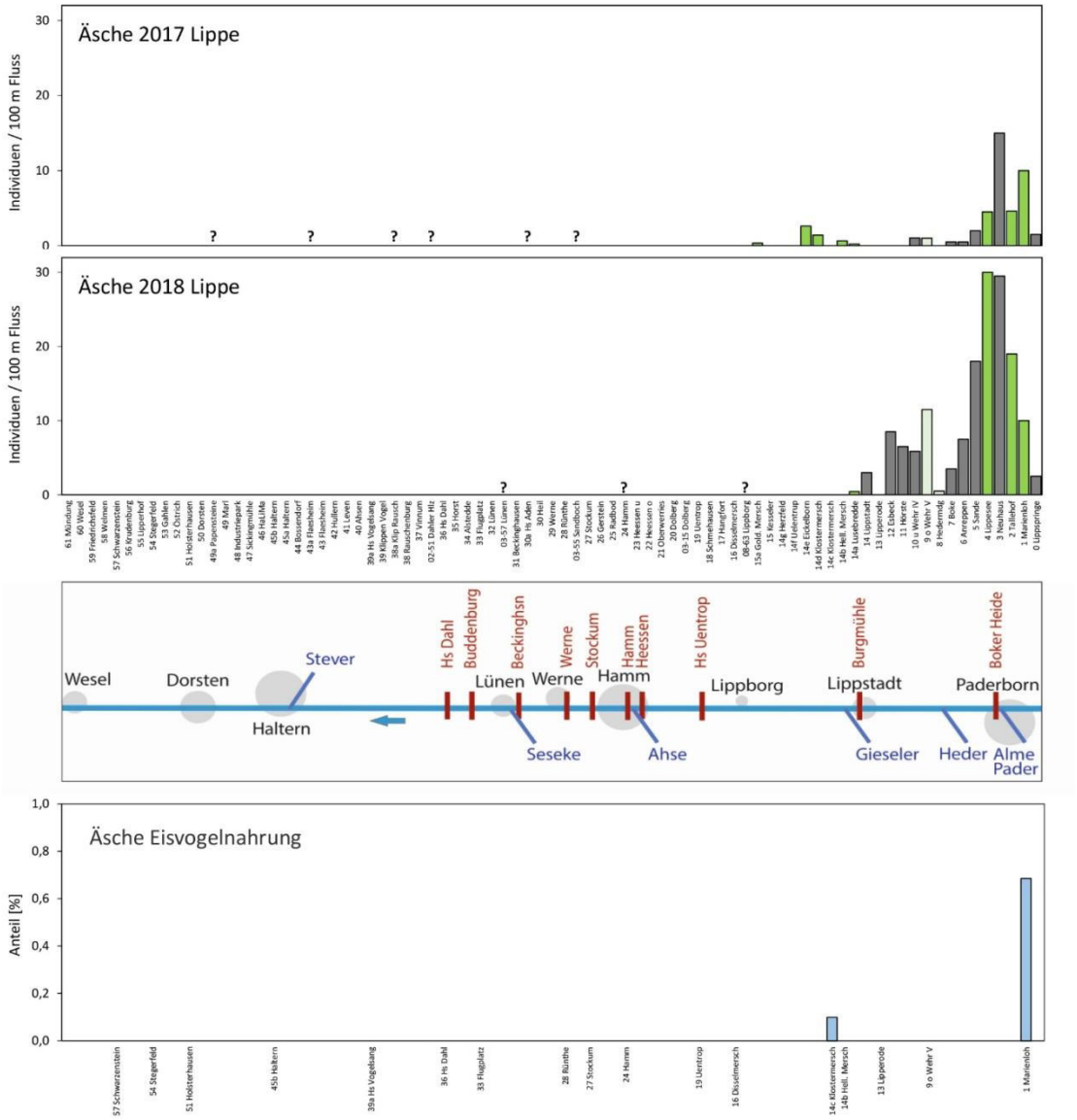


Abb. 282: *Verbreitung und Häufigkeit der Äsche (Thymallus thymallus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Bei den Befischungen in der Lippe 2017 und 2018 wies die Äsche in beiden Jahren ein Maximum zwischen Paderborn-Marienloh und Paderborn-Sande auf; 2018 lag ein weiterer kleiner Schwerpunkt östlich von Lippstadt. Nur 2017 wurden junge Äschen auch in renaturierten Strecken westlich Lippstadts gefangen; in dem heißen, trockenen Sommer 2018 waren auf den dort gelegenen Mergelbänken keine Äschen anzutreffen. Insgesamt sind die Dichten der Äschen gering in der Lippe. Nachweise in Stillgewässern gab es nicht. In der Eisvogelnahrung waren Äschen selten; die meisten wurden in Marienloh gefunden.

Als Kieslaicher findet die Äsche nur im Oberlauf der Lippe mit seiner Sohle aus Plänerkies gute Laichplätze; auch in Zuflüssen wie Alme, Heder und Gieseler findet eine erfolgreiche Fortpflanzung statt. Der wiederholte Fang junger Äschen an Mergelbänken westlich Lippstadts (2017 in der vorliegenden Untersuchung und vorher in ABU 1994 – 2020) sowie der Nachweis sehr kleiner Jungtiere in Eisvogelgewölle in der Umgebung (Abb. 282 und M. Bunzel-Drüke mdl.) legen nahe, dass auch Mergelkies als Laichsubstrat in Frage kommt.

Neben der Vergrämung von Kormoranen, sollten sich Hilfsmaßnahmen für die Äsche auf den Schutz und die Optimierung der Kies- und Mergelkiesabschnitte zwischen der Lippequelle und Lippborg sowie auf die weitere Verbesserung der Wasserqualität konzentrieren:

- Entfesselung der Ufer und Verbreiterung der Sohle, auf begradigten Abschnitten Laufverlängerungen,
- Sohlanhebung oberhalb von Lippstadt nur mit Plänerkies,
- Einbringen von Totholz zur Umlagerung („Spülung“) des Kieses (s. Kap. 6.2.1) und als Prädatorenschutz (s. Kap. 6.5.1),
- Erweiterung der Kläranlagen Bad Lippspringe, Paderborn-Sande und Lippstadt um eine vierte Reinigungsstufe, um Mikroschadstoffe und Medikamentenrückstände wie Diclofenac zu beseitigen (s. Kap. 6.1.2),
- Rückumwandlung von Äckern in Grünland zumindest im gesetzlichen Überschwemmungsgebiet, um den Eintrag von Feinsedimenten zu reduzieren.

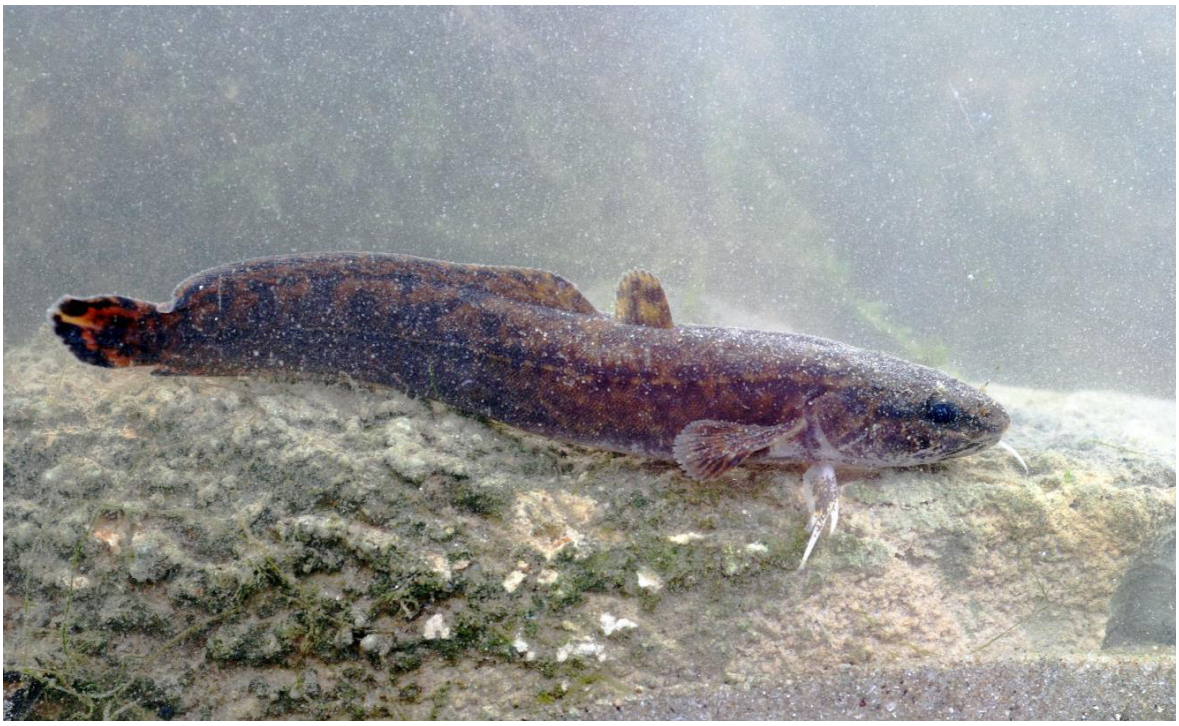
5.4.49 **Quappe** (*Lota lota*)

autochthon

HERWIG (1878) beurteilte das Vorkommen der Quappe zwischen Lippstadt und Gahlen „*in nicht erheblicher Anzahl*“, während LANDOIS et al. (1882) angeben: „*Bei Beckinghausen werden z. B. um diese Zeit* [Dezember und Januar], *wie uns mitgeteilt wird, ihrer viele bei Hochwasser in Fuken* [Reusen] *gefangen*“ und GIERS SR (1932a) zählt sie im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „*besonders genutzten*“ Arten und schreibt: „*Die Quappe ist in der Lippe sehr häufig. In früheren Jahren wurde sie zuweilen in größeren Mengen auf den hiesigen Markt gebracht*“ (GIERS SR 1932c). Noch 1967 nennt GIERS JR die Quappe in der Lippe „*sehr häufig*“.

Mit dem Ausbau der Lippe und v.a. der Trennung zwischen Fluss und Aue durch Verwallungen und Rückstauklappen an vielen kleinen Zuflüssen ging der Quappenbestand in den 1960er Jahren dramatisch zurück. Auch in anderen Gewässern NRWs verlief die Entwicklung ähnlich, bis um das Jahr 2000 landesweit nur noch in der Lippe zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg ein sich selbst reproduzierender Bestand übrig war (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, BUNZEL-DRÜKE et al. 2016a, MÖHLENKAMP 2016), der wahrscheinlich nur 200 bis 2.000 Individuen umfasste (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004b).

Die Lippe-Quappen ziehen um den Jahreswechsel in kleine und kleinste Zuflüsse mit geringem Fischbestand und laichen hier ab. Die Larven schlüpfen zur Zeit des Frühjahrshochwassers und haben besonders gute Entwicklungschancen, wenn sie im März in Flachwasserzonen lange überstauter Auen heranwachsen können (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, b). In der Lippe östlich von Lippstadt waren Reste derartiger Lebensräume erhalten geblieben. Flussabwärts wurde das Vorkommen von der Kühlwassereinleitung des Kraftwerks Westfalen bei Hamm-Uentrop beschränkt, die damals die Lippe stark erwärmte (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 283: *Junge Quappe*



B. Fickert & T. Stein

Abb. 284: *Quappe aus der Reusenbefischung am Wehr Buddenburg.*

Mit der Renaturierung der Lippe und der Wiederherstellung der Verbindung zwischen Fluss und Aue westlich von Lippstadt in den 1990er Jahren begann allmählich eine Erholung des Restbestandes. Insbesondere in Jahren mit langen Frühjahrshochwassern war der Reproduktionserfolg hoch (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004a, b, 2016b).

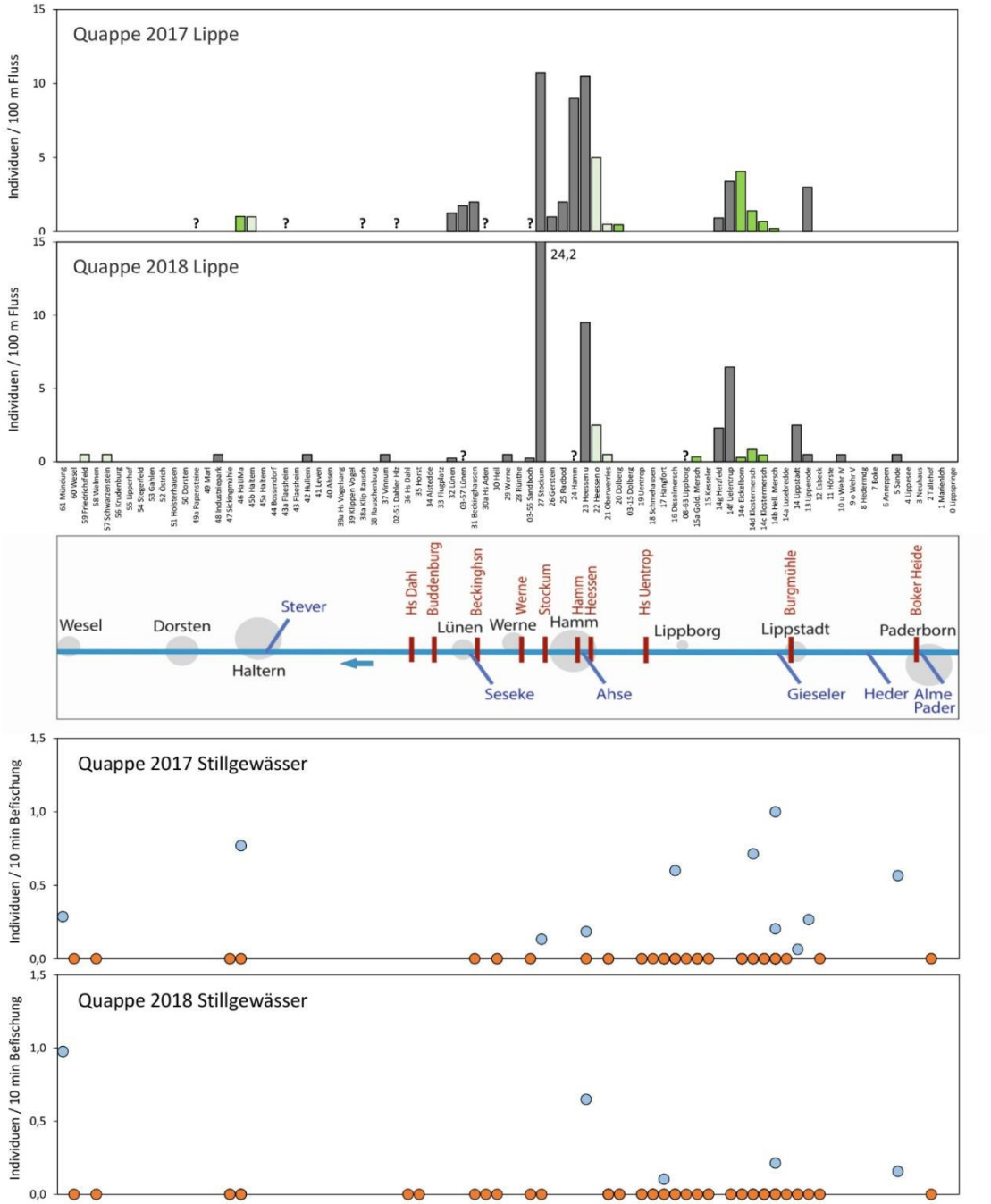


Abb. 285: *Verbreitung und Häufigkeit der Quappe (Lota lota) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Die Verbreitungsdiagramme in Abbildung 285 zeigen, dass das mehr oder weniger geschlossene Verbreitungsgebiet der Quappe 2017 und 2018 abgesehen von Einzelnachweisen von Lippstadt-Lipperode bis Lünen reichte. Ausgebaute Abschnitte hatten deutlich höhere Quappenabundanzen als

entfesselte oder naturnahe (Kap. 5.2.3); der Grunde dafür ist, dass Quappen zwar für eine erfolgreiche Reproduktion die Verbindung zwischen Fluss und Aue benötigen, erwachsene Tiere aber angeströmte Steinschüttungen als Unterstände lieben.

Der Anteil der Quappe am Gesamtfang war in der Lippe am höchsten, es folgten ständig und häufig angeschlossene Auengewässer (Kap. 5.2.5). Im Eisvogelgewölle tauchte die Quappe nicht auf. Die Art wird zwar erbeutet, wie ein früherer Nachweis aus der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen belegt, aber selten. Schnelles Wachstum und Dämmerungsaktivität sind die Ursache dafür, zudem war der Reproduktionserfolg 2017 und 2018 relativ gering.

Die beiden Untersuchungsjahre waren „schlechte Jahre“ für die Fortpflanzung der Quappe, so dass die im Kerngebiet zwischen Lipperode und Lippborg gefangen Tiere überwiegend vorjährig (1+) und älter waren - entsprechend niedrig lag die Abundanz der Art, da normalerweise der größte Teil der Fänge diesjährige (0+) Individuen sind. Durch die Befischungen wurde jedoch ein zuvor nicht bekanntes Laich- und Jungfischhabitat entdeckt, und zwar im Gewässersystem der Burgruine Lipperode, wo der Bach „Merschgraben“ Verbindung zu mehreren Auengewässern und der Lippe hat. 2017 wurden hier diesjährige (0+) Quappen nachgewiesen. Da flussaufwärts des Wehrs Uentrop keine Quappen ausgesetzt werden, um die natürliche Entwicklung der Ursprungspopulation verfolgen zu können (s. BRACKWEHR et al. 2016), darf die natürliche Fortpflanzung an der Burgruine als sicher gelten.

Bei den Quappen flussabwärts des Wehrs Uentrop handelt es sich dagegen um Besatzfische aus dem Projekt des LFV (vgl. Kap. 6.7.1). So wurden 2017 und 2018 Larven und/oder vorgestreckte Jungfische (Abb. 286) u.a. in Lippe und Nebengewässern in Hamm sowie in die Lippe unterhalb Stockum, in Lünen-Beckinghausen und bei Haltern ausgesetzt (S. Kuss schriftl.). Zudem durch den Lippeverband in die renaturierte Lippemündung (LFV mdl.). Der Fang von einzelnen Quappen z.B. bei Vinnum, Hullern und im Bergsenkungsgebiet HaLiMa zeigt, dass sich die Besatzfische auch in der unteren Lippe verbreiten.

Der Schwerpunkt des Vorkommens der aus Besatz stammenden Quappen lag bei den Befischungen 2017 und 2018 zwischen Hamm-Heessen und Hamm-Stockum. Die höchsten Abundanzen wurden jeweils direkt flussabwärts der Wehre Heessen, Hamm und Stockum erreicht. Da hier nicht die Besatzorte lagen, ist der Grund für die Ansammlung der Quappen an anderer Stelle zu suchen. Entweder sammelten sich die Tiere hier, weil unterhalb der Wehre die am stärksten durchströmten Bereiche lagen oder die Tiere versuchten aufzusteigen, um bessere Bedingungen zu finden. Beide Hypothesen legen nahe, dass die gestauten Flussabschnitte keine optimalen Quappenlebensräume sind.

Aufgrund der Erfolge des Quappenprojektes (vgl. Kap. 6.7.1) wurde 2020 die bis dahin ganzjährig geschonte Quappe versuchsweise zur Beangelung freigegeben – mit langer Schonzeit und einem hohen Mindestmaß.

Im Jahr 2019 war war der Reproduktionserfolg im Ursprungsgebiet der Population zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg im übrigen herausragend (ABU 2020).

Landesweit liegt die größte Verantwortung für den Schutz der Quappe noch immer an der Lippe zwischen Lippstadt und Uentrop.



LFV

Abb. 286: *Vorgestreckte junge Quappen, die zur Bestandserhaltung besetzt werden*

5.4.50 **Guppy** (*Poecilia reticulata*)

allochthon

Die Art ist nicht einheimisch; ihr natürliches Verbreitungsgebiet ist das nördliche Südamerika (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Der beliebte Aquarienfisch wird hin und wieder freigesetzt. Mitte September 1997 wurde ein Exemplar in der renaturierten Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen gefangen (ABU 1998).

5.4.51 **Dreistachliger Stichling** (*Gasterosteus aculeatus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen lebe er „*in nicht erheblicher Anzahl*“ (HERWIG 1878). LANDOIS et al. (1882) nennen ihn im Hornebach, einem Lippezufluss bei Lünen, sehr häufig, erwähnen Vorkommen in der Pader bei Paderborn und sein Fehlen in der Lippe bei Heessen und bei Lünen. GIERS SR (1932c) und GIERS JR (1967) nennen den „Großen Stichling“ als im Raum Hamm vertretene Art; GIERS SR (1932c) beobachtete Stichlingsschwärme, allerdings im neu angelegten Datteln-Hamm-Kanal. FELDMANN (1980) stellt auf einer Rasterkarte für Westfalen entlang der Lippe von der Quelle bis Dorsten zahlreiche Nachweise der Art dar.

Der Dreistachlige Stichling gilt als anspruchslos und wenig empfindlich gegenüber Wasserbelastung oder Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie, aber er scheint hohe Wassertemperaturen zu

meiden. RØED (2011) stellt fest, dass norwegische Stichlinge im Labor Temperaturen unter 11 °C wählten, während PILAKOUTA et al. (2019) in Island 13 °C als Vorzugstemperatur ermittelten und SMIRNOV & SMIRNOVA (2019) bei diesjährigen Stichlingen in Kamtschatka 15 °C. In dem Zeitraum um das Jahr 2000, als die Lippe durch die Kühlwassereinleitung des Kraftwerks Westfalen in Hamm-Schmehausen stark belastet und im Sommer bis zu 28 °C warm war, scheint der Stichling ab der Einleitungsstelle im ganzen Gebiet der Stadt Hamm in der Lippe komplett gefehlt zu haben (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004, SPÄH 2002, 2003). Die ersten Fänge von Dreistachligen Stichlingen in Hamm, die im FischInfo aufgeführt sind, datieren von 2007.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 287: *Dreistachliger Stichling aus dem Einzugsgebiet der Lippe*

Bei den Befischungen 2017 und 2018 war der Dreistachlige Stichling in der Lippe im Wortsinne von der Quelle bis zur Mündung anzutreffen (Abb. 288). Er gehört zu den Arten mit der höchsten Frequenz; 2017 lag er mit 89 % der Probestrecken mit Nachweis an der dritten Stelle aller Arten, 2018 mit 70 % an fünfter Stelle. Abundanzschwerpunkte befanden sich in beiden Jahren bei Paderborn-Sande unterhalb des Lippesees und in den renaturierten Strecken unterhalb von Lippstadt sowie - nur 2017 - im Raum Lünen.

In den 2017 und 2018 untersuchten Stillgewässern lag der Anteil von Gewässern mit Stichlingsnachweisen „im Mittelfeld“. Vorkommen traten entlang der gesamten Lippe auf, mit einem Schwerpunkt in renaturierten Auenabschnitten flussabwärts Lippstadt. Die höchsten Abundanzen zeigte er in selten an die Lippe angebundenen Auengewässern (Kap. 5.2.5). Der Dreistachlige Stichling gehört wie der Zwergstichling zu den Pionierarten, die neu enstandene oder trocken gefallene Gewässer bei Hochwasser besiedeln und bei Fehlen von Konkurrenz und Räuberdruck kurzzeitig große Bestände aufbauen können.

Besondere Hilfsmaßnahmen für die Art scheinen nicht erforderlich.

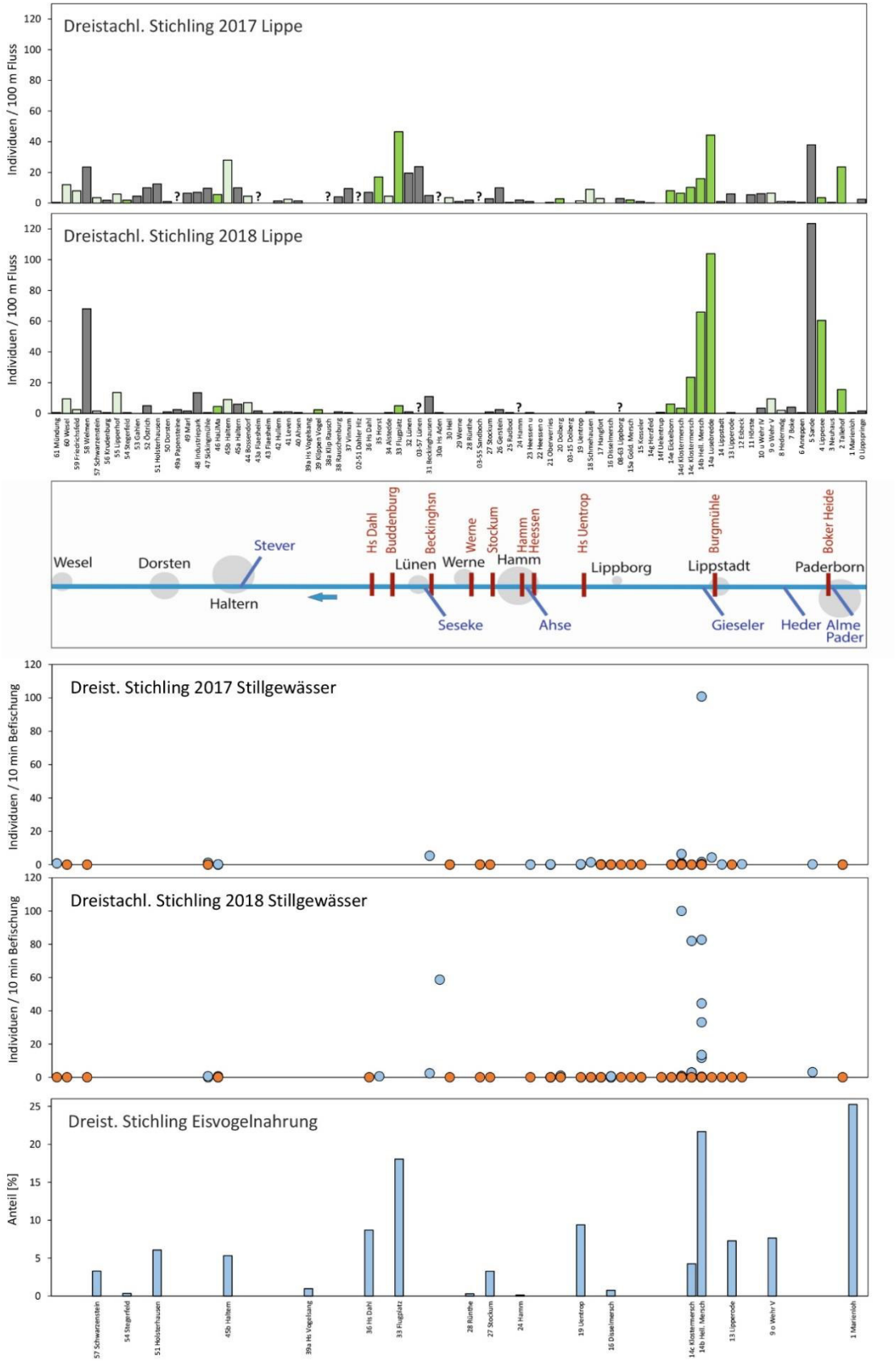


Abb. 288: *Verbreitung und Häufigkeit des Dreistachligen Stichlings (Gasterosteus aculeatus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.52 **Zwergstichling**, **Neunstachliger Stichlin**g (*Pungitius pungitius*)

autochthon

HERWIG (1878) nennt den Zwergstichling für die Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen nicht; wahrscheinlich wurde die Art nicht vom Dreistachligen Stichling unterschieden. LANDOIS et al. (1892) schreiben: „*Bei Münster und im weiteren Umkreise bevölkern sie sozusagen jedes Gewässer … Sonst ist über die Verbreitung dieses Stichlings außer unseren eigenen Beobachtungen wenig bekannt, doch scheint er vorzugsweise nur in der Ebene und den weiten Flußthälern vorzukommen …*“. GIERS JR (1967) erwähnt den „Kleinen Stichling“ als Fisch der Lippe im Raum Hamm. FELDMANN (1980) wies den Zwergstichling entlang der gesamten westfälischen Lippe von Bad Lippspringe bis Dorsten nach.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 289: *Zwergstichling aus dem Einzugsgebiet der Lippe*

Im FischInfo stammen die meisten Fänge der Art aus den langjährigen Monitoringuntersuchungen des Flussabschnitts zwischen Lippstadt und Lippborg (ABU 1994 – 2020). Nur zwei Nachweispunkte liegen flussaufwärts und 14 flussabwärts, fast alle davon betreffen die letzten 15 Jahre, so dass Veränderungen von Verbreitung oder Abundanz nicht zu beurteilen sind.

2017 und 2018 war der Zwergstichling in der Lippe selten (Abb. 290). Verbreitungsschwerpunkt war der renaturierte Abschnitt westlich von Lippstadt. Hier war der Zwergstichling v.a. an flachen, pflanzenreichen Ufern anzutreffen.

In den befischten Auengewässern wurden die meisten Zwergstichlinge in den renaturierten Auen zwischen Lippstadt und Lippborg gefangen.

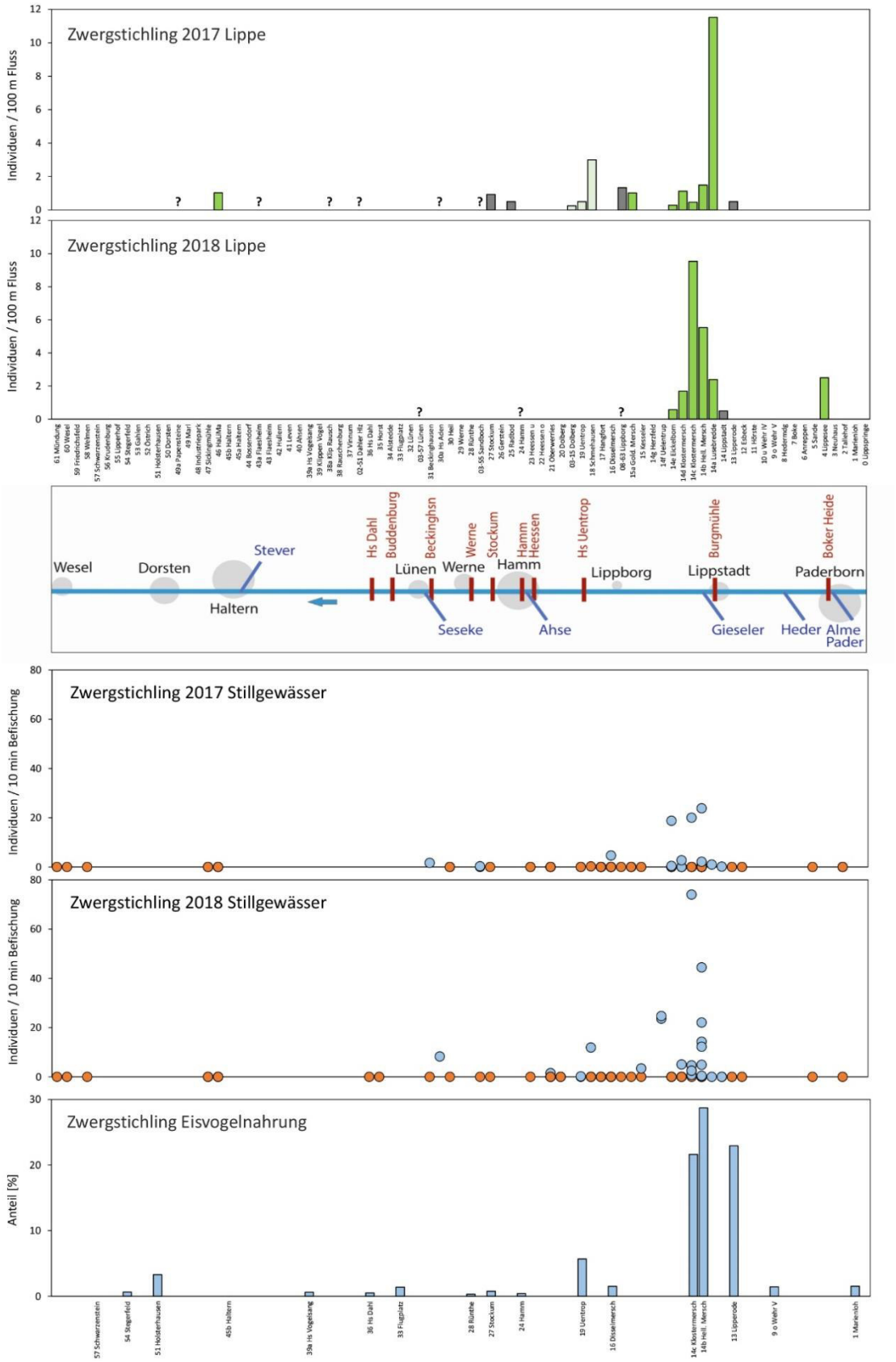


Abb. 290: *Verbreitung und Häufigkeit des Zwergstichlings (Pungitius pungitius) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Der Zwergstichling ist konkurrenzschwach und besiedelt daher bevorzugt sehr kleine, fischartenarme Gewässer ohne ständige Anbindung an den Fluss (BUNZEL-DRÜKE et al. 2017, Kap. 5.2.5) oder als Pionier neu entstandene Gewässer oder solche, die nach einem Trockenfallen erneut Wasser führen (BUNZEL-DRÜKE 2013).

Flussabwärts von Lünen-Beckinghausen konnten bei Elektrobefischungen in beiden Untersuchungsjahren sowohl in der Lippe als auch in Auengewässern - mit Ausnahme im Bergsenkungsgebiet HaLiMa - keine Nachweise des Zwergstichlings erbracht werden. Die Analyse der Eisvogel-Gewöllproben zeigt jedoch, dass Verbreitung und Abundanz des Zwergstichlings mit der Elektrofischerei unterschätzt werden: Fast jede Gewöllprobe enthielt Zwergstichlinge, z.T. sogar in hohen Anteilen. Dennoch bestätigt sich auch in der Eisvogelnahrung der Vorkommensschwerpunkt in dem renaturierten Auenabschnitten um Lippstadt mit ihrer großen Zahl von Stillgewässern. Betrachtet man dies als naturnahen Zustand, so wird der Mangel an Auengewässern auf weiten Strecken entlang der Lippe deutlich.

Für den Zwergstichling und andere konkurrenzschwache Arten ist die Anlage kleiner, nur bei Hochwasser mit dem Fluss in Verbindung stehenden Auengewässer die wichtigste Hilfsmaßnahme.

5.4.53 **Groppe** (*Cottus* spec.)

Ursprünglich wurden in Europa nur zwei Groppenarten unterschieden: die Westgroppe (*Cottus gobio*) und die Ost- oder Buntflossengroppe (*Cottus poecilopus*). FREYHOF et al. (2005) stellten dann fest, dass sich die Westgroppe aus mehreren Arten zusammensetzt, die verschiedene Einzugsgebiete besiedeln. Demnach kommen in Nordrhein-Westfalen drei Arten vor (s. KOTTELAT & FREYHOF 2007): *Cottus gobio* in den Flussgebieten von Elbe, Ems und Weser, *Cottus rhenanus* im Einzugsgebiet des Rheins und die nicht autochthone Art *Cottus perifretum* bzw. eine Hybridform aus *C. perifretum* und *C. rhenanus* im Niederrhein und einigen seiner Zuflüsse.

Die Unterscheidung der drei Arten bzw. Formen im Feld ist derzeit nicht sicher möglich, sondern nur genetisch eindeutig durchzuführen. In der Roten Liste Nordrhein-Westfalens (KLINGER et al. 2011) sind zwar alle drei Groppen aufgeführt, allerdings mit dem Hinweis, dass sie in der Vergangenheit nicht getrennt erfasst wurden. Ihre Verbreitungsgrenzen sind nicht geklärt.

Im geschlossenen Verbreitungsgebiet der Groppe in der Lippe von der Quelle bis westlich von Lippetal-Lippborg (s. Kap. 5.4.53.2) sollte es sich laut KOTTELAT & FREYHOF (2007) um *Cottus rhenanus* handeln, wobei die Abgrenzung zu *Cottus gobio* eventuell schwierig ist, weil die Einzugsgebiete von Lippe und Ems in ihren Oberläufen noch am Ende der letzten Kaltzeit anders lagen als heute (s. Kap. 3.3) und bis ins 20. Jahrhundert bei Hochwasser hin und wieder Verbindungen zwischen den Flusssystemen bestanden.

In der vorliegenden Studie fanden keine genetischen Untersuchungen der Groppen statt. Wir konnten jedoch zwei verschiedene Formen feststellen: eine mit und eine ohne Stachelschuppen (s. Kap. 5.4.53.1). Nachfolgend ordnen wir die „glatten“ Groppen (wobei nicht alle Exemplare „gegen den Strich“ gestreichelt wurden, s. Kap. 5.4.53.1) als *Cottus* cf. *rhenanus* ein und die rauen Tiere, die nur 2017 im Raum Hamm in wenigen Exemplaren auftraten, als *Cottus* cf. *perifretum* bzw. *Cottus* cf. *perifretum* x *rhenanus*.

Es ist wünschenswert, die Identität und Verbreitung der Groppen in Nordrhein-Westfalen genauer zu untersuchen.

5.4.53.1 **Stachelgroppe** (*Cottus* cf. *perifretum* bzw. *Cottus* cf. *perifretum* x *rhenanus*)

allochthon; jedoch fallen nach dem Bundesamt für Naturschutz alle Groppen in Nordrhein-Westfalen vorerst unter die Bestimmungen der FFH-Richtlinie, da die Artaufspaltung von *Cottus gobio* erst nach der letzten Novellierung der Anhänge der FFH-Richtlinie vorgenommen wurde.

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Britannischen oder Schelde-Groppe (*Cottus perifretum*) umfasst außerhalb von Großbritannien die Einzugsgebiete zwischen Garonne und Schelde. Durch Kanäle, mit denen 1807 Schelde und Rhein verbunden wurden, wanderte die Art in das Rhein-Einzugsgebiet ein und bastardierte mit der Rheingroppe (*Cottus rhenanus*). Die neue Groppenform (*Cottus* cf. *perifretum* x *rhenanus*) besiedelt auch die Unterläufe von Flüssen und sogar Stillgewässer wie den IJssel-See. Der Fisch gleicht phänotypisch der Elternart *C. perifretum* und ist am besten an den Stachelschuppen zu erkennen, die die Körperflanken bis zum Schwanz bedecken und fühlbar sind, wenn man den Fisch „gegen den Strich" streichelt (Abb. 293). Nur wenigen adulten Männchen der Mischform fehlen die Stacheln, während Rheingroppen allenfalls unter den Brustflossen „stachelig" sind (NOLTE et al. 2005, KOTTELAT & FREYHOF 2007, RÖSCH 2013).

Ende der 1980er Jahre wurden Stachelgroppen im Niederrhein entdeckt; sie breiteten sich flussaufwärts und in einige Zuflüsse hinein aus und wurden Mitte der 2000er Jahre als invasiv eingeschätzt (s. z.B. SCHLEUTER 1991, NOLTE et al. 2005, STEMSHORN 2007). Mittlerweile gibt es im Niederrhein jedoch nur noch selten Nachweise (P. Beeck, MULNV schriftl.); so war unter mehr als 30.000 Fisch- und Rundmaulindividuen, die 2016 bis 2018 bei umfangreichen Bestandsaufnahmen im Rheinstrom gefangen wurden, nur eine einzige Groppe (SCHARBERT et al. 2019).

Bei Fängen in der Lippe vor 2017 wurden die Groppen überwiegend nicht unterschieden, so dass die Daten im FischInfo NRW nicht auszuwerten sind.

2011 fand sich bei einer Befischung des Datteln-Hamm-Kanals bei Hamm eine Stachelgroppe (S. Kuss mdl.), das Belegexemplar ging zum Naturkundemuseum Münster. Während Untersuchungen zur Funktionskontrolle des Fischaufstiegs am Wehr Hamm wurden im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen November 2012 und Juni 2014 insgesamt mehr als 100 Stachelgroppen im Fischaufstieg, in der Lippe unterhalb des Wehrs und im Ablauf der Kläranlage Mattenbecke gefangen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014). Eine Nachkontrolle des Kläranlagenablaufs 2016 erbrachte allerdings keine Nachweise mehr (M. Bunzel-Drüke & O. Zimball, ABU mdl.).

In der vorliegenden Untersuchung wurden nur 2017 19 phänotypisch eindeutige Stachelgroppen in der Lippe bei Dolberg (Abb. 291 & 293) und ein weiteres mögliches Exemplar unterhalb des Wehrs Uentrop festgestellt. In der Eisvogel-Gewöllprobe von einer Brut direkt flussabwärts des Wehrs Uentrop befanden sich Reste von Groppen; leider sind Rheingroppe und Stachelgroppe in Gewöllproben aber nicht unterscheidbar (s. Kap. 4.1.4). In der Umgebung des Wehrs Hamm gab es 2017 keine Nachweise von Stachelgroppen (oder anderen Groppen) mehr. Obwohl beide Strecken, an denen 2017 sichere bzw. wahrscheinliche Stachelgroppen gefangen wurden, auch 2018 befischt wurden, traten dort keine Groppen mehr auf.

Offenbar konnte sich bisher keine dauerhafte Population dieser Form etablieren, die wahrscheinlich aus dem Datteln-Hamm-Kanal in die Lippe gelangte (s. BUNZEL-DRÜKE 2017).



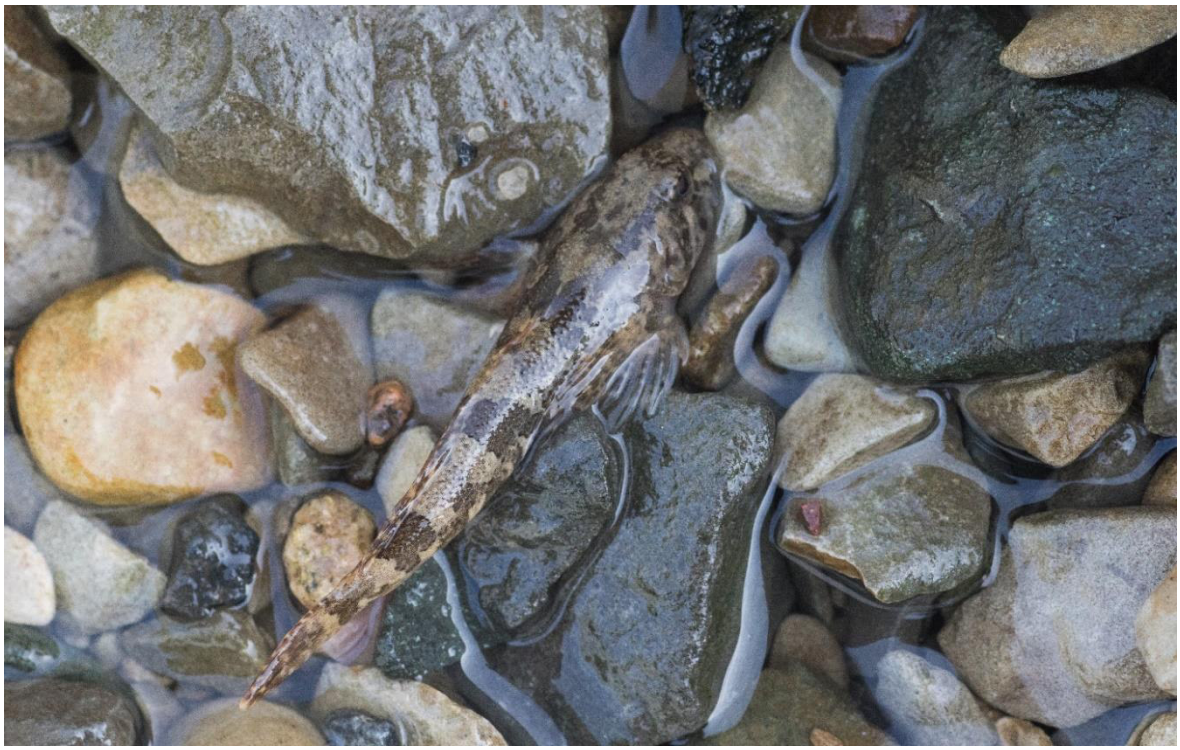
M. Bunzel-Drüke

Abb. 291: *Die Stachelgroppe (Cottus cf. perifretum bzw. Cottus cf. perifretum x rhenanus, hier ein Exemplar aus der Lippe bei Dolberg 2017) lässt sich in der Gesamtansicht nicht von der Reingroppe (Abb. 292) unterscheiden.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 292: *Zum Vergleich: Rheingroppe (Cottus cf. rhenanus); bei beiden Arten sind in Färbung und Zeichnung variabel.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 293: *Auf diesem Foto erkennt man die feinen Stachelschuppen auf dem Körper der Stachelgroppe, die sich rau anfühlen, wenn man den Fisch „gegen den Strich" streichelt.*

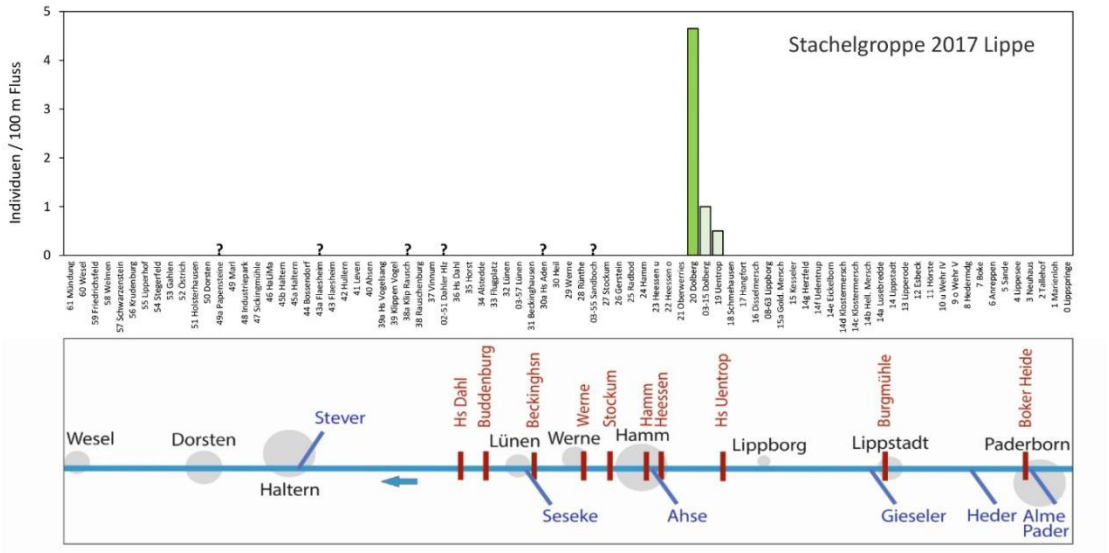


Abb. 294: *Verbreitung und Häufigkeit der Stachelgroppe (Cottus cf. perifretum bzw. Cottus cf. perifretum x rhenanus) 2017 und 2018 in der Lippe (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.53.2 **Groppe, Rheingroppe** (*Cottus* cf. *rhenanus*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen komme die Groppe „*in nicht erheblicher Anzahl*“ vor (HERWIG 1878). „*In der Ebene fehlt er* [der Kaulkopf] *durchweg, nur in den im Hügellande gelegenen oberen Läufen trifft man ihn ab und zu, so … in der Lippe. … Im Unterlaufe der Lippe, bei Werne, Lünen und Dorsten kommt die Groppe nicht mehr vor …*“ (LANDOIS et al. 1892). Im Raum Hamm bezeichnete GIERS SR (1932) die Groppe als ähnlich selten wie Schmerle und Schlammpeitzger.

Die Groppenfänge im FischInfo NRW reichen von der Quelle flussabwärts bis in die Gemeinden Lippetal bzw. Wadersloh. Bei den Monitoring-Befischungen in der Lippe zwischen Lippstadt und Lippetal-Lippborg 1993 bis 2019 (ABU 1994 – 2020) war die Groppe bis um das Jahr 2000 sowohl in ausgebauten, als auch in naturnahen Flussabschnitten sehr selten. Anfang der 2000er Jahre setzte eine Abundanzzunahme ein, die in Ausbaustrecken sogar stärker ausfiel als in renaturierten Strecken. Mittlerweile ist der Bestand in den Ausbaustrecken wieder etwas niedriger als zur Zeit des Maximums 2003 bis 2005, während er in renaturierten Strecken ab etwa 2003 auf einem ähnlichen Niveau verblieb, das teilweise etwas höher liegt als das der Ausbauabschnitte heute.

Die Befischungen 2017 und 2018 erbrachten für die gesamte Lippe folgendes Bild (Abb. 295): Die mit Abstand höchsten Abundanzen wurden in beiden Untersuchungsjahren in den obersten drei Probestrecken erreicht. Unterhalb dünnt der Bestand allmählich immer weiter aus und die Verbreitung reisst im Staubereich des Wehrs Uentrop schließlich ab. Im Mittel- und Unterlauf der Lippe traten nur noch wenige Einzelindividuen auf, z.B. unterhalb der Mündung des Hammbachs, der eine Groppenpopulation beherbergt. Insgesamt gesehen war die Groppe in naturnahen Abschnitten etwas häufiger als in ausgebauten (Kap. 5.2.3). Nur ständig angebundene Auengewässer wurden in geringem Umfang von Groppen genutzt.

In der Eisvogelnahrung waren in Paderborn-Marienloh rund die Hälfte der verzehrten Fische Groppen; an anderen Brutplätzen tauchten sie selten auf, interessanterweise aber auch an der Mündung des Hammbaches.

Die Groppe kommt in zahlreichen Zuflüssen im Oberlauf der Lippe z.T. in hohen Dichten vor, so in den Systemen von Pader, Alme, Heder, Brandenbaumer Bach, Gieseler, Haustenbach und Ahse. Deutlich weniger Zuflüsse am Unterlauf der Lippe weisen Groppenbestände auf; es sind z.B. die Systeme von Heubach (Stever) und Hammbach.

Die Groppe, für die als FFH-Art eine besondere Verantwortung besteht, könnte eventuell noch weitere Strecken der Lippe besiedeln als heute, wenn die Wasserqualität besser wäre. Selbst am Oberlauf liegen die Werte verschiedener problematischer Stoffe wie Arzneimittelrückstände (z.B. Diclofenac, Kap. 6.1.2) so hoch, dass ein Einfluss auf die empfindliche Art nicht auszuschließen ist. Daher macht es Sinn, die Kläranlagen (auch Bad Lippspringe, Paderborn-Sande und Lippstadt) mit einer vierten Reinigungsstufe zu versehen. Außerdem sollten Stauhaltungen aufgegeben werden. Managementmaßnahmen, die den Grundeln entgegenwirken kommen den Groppen zu Gute, aufgrund der hohen Konkurrenz zwischen diesen Arten.

Die Uferentfesselung ist für die Groppe nicht so wichtig wie für die meisten anderen Arten, weil Groppen die Steinschüttungen als Unterstand nutzen können.

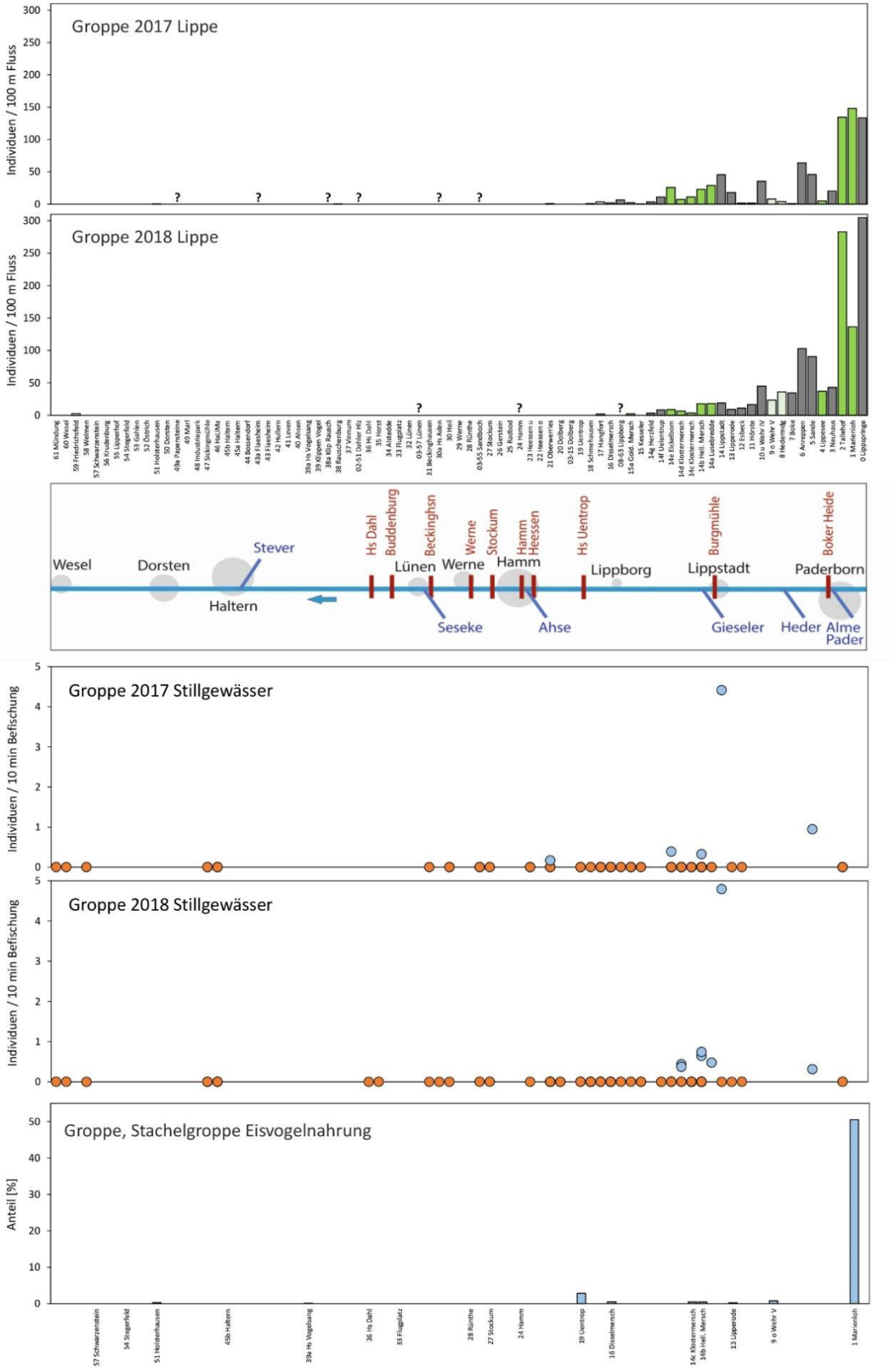


Abb. 295: *Verbreitung und Häufigkeit der Groppe oder Rheingroppe (Cottus* cf. *rhenanus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.54 Gemeiner Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*)

allochthon

Die nordamerikanische Art wurde in den 1880er Jahren in Europa als Aquarien- und Teichfisch weit verbreitet (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Sie gilt in Deutschland als unbeständig und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 296: *Gemeiner Sonnenbarsch*

Der Sonnenbarsch hatte in dem Zeitraum 1991 bis 2002 im Lippeabschnitt unterhalb des Kraftwerks Westfalen bei Hamm-Schmehausen einen Verbreitungsschwerpunkt, von dem die Art auch nach flussauf und flussab „ausstrahlte“ (Abb. 297). Ursache dafür war die Kühlwassereinleitung, die das Lippewasser um bis zu 7 °C auf maximal 28 °C erwärmte (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004). Auch in Auengewässern im Kreis Soest und der Stadt Hamm tauchten in dieser Zeit immer wieder kleine Bestände der Art auf, verschwanden aber meist nach kurzer Zeit wieder.

Nachdem die Aufwärmspanne ab etwa dem Jahr 2000 sukzessive sank, reagierte die wärmeliebende Art mit einem Bestandsrückgang, bis in den Jahren 2014 bis 2016 keine Individuen mehr in der Lippe nachgewiesen wurden. 2017 und 2018 tauchten jedoch einzelne Sonnenbarsch im Raum Hamm und Marl wieder auf (Abb. 298) – entweder waren doch noch kleine Restbestände vorhanden gewesen, die durch die warmen Sommer gefördert wurden, oder es waren wieder Tiere aus Teichen in die Lippe gelangt oder hier „freigelassen“ worden. In den Reusenuntersuchungen fanden sich über die 18 Kontrollmonate keine Sonnenbarsche.

Im Eisvogelgewölle konnte der Sonnenbarsch nur im Jahr 2011 in wenigen Einzelexemplaren flussabwärts des Wehrs Dahl nachgewiesen werden.

Eine Bekämpfung der Art mit dem Ziel der kompletten Beseitigung ist weder möglich noch notwendig.

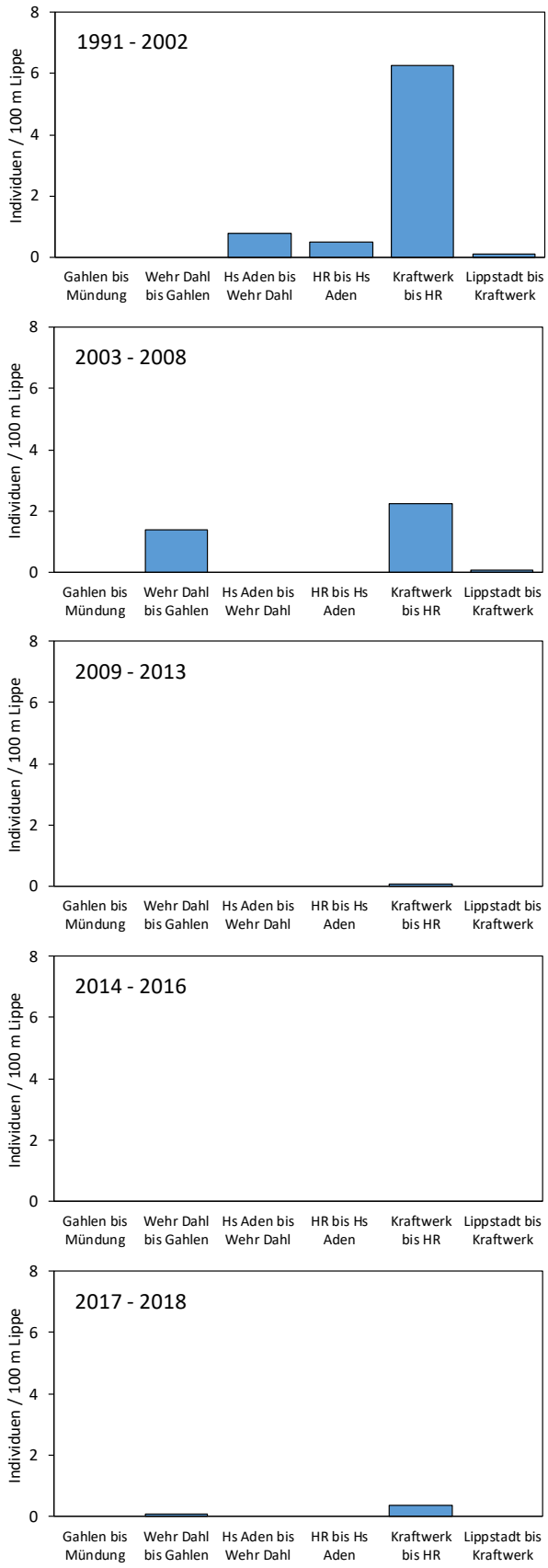


Abb. 297: *Verbreitungsgeschichte des Sonnenbarsches in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

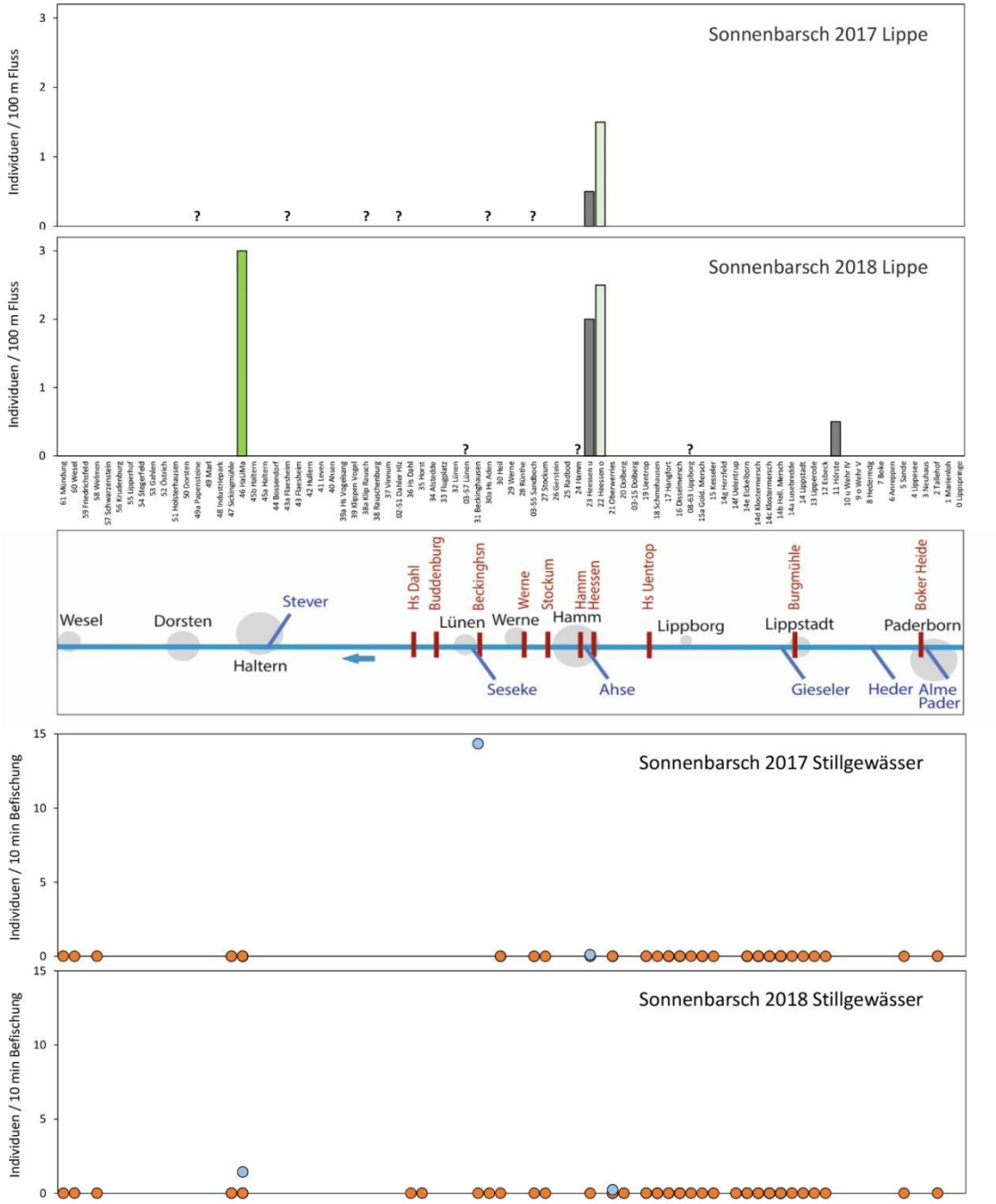


Abb. 298: *Verbreitung und Häufigkeit des Sonnenbarsches (Lepomis gibbosus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.55 **Kaulbarsch** (*Gymnocephalus cernua*)

autochthon

In der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen kam der Kaulbarsch gegen Ende des 19. Jahrhunderts „in nicht erheblicher Anzahl“ vor (HERWIG 1878); in Westfalen sei er fast überall, wenn auch meist nur selten, zu finden, schrieben LANDOIS et al. (1892). GIERS JR (1967) zählt den Kaulbarsch zum Fischbestand im natürlichen, ungeschädigten Teil der Lippe.

In den Jahren 1991 bis 2002 schienen Verbreitung und Häufigkeit des Kaulbarsches in der Lippe noch den historischen Angaben zu entsprechen (Abb. 301). Dann setzte in dem Flussabschnitt zwischen Lippstadt und dem Kraftwerk Westfalen bei Hamm-Schmehausen ein kontinuierlicher Rückgang ein. Mittlerweile ist die Art hier sehr selten.

Lippeabwärts lagen in dem Zeitraum 2009 bis 2016 Verbreitungsschwerpunkte im Raum Hamm und zwischen Haus Aden und dem Wehr Dahl im Kreis Unna. Bei Reusenfängen im naturnahen Aufstieg am Wehr Buddenburg 2003/2004 betrug der Anteil des Kaulbarsches 6 %, womit er die fünfthäufigste Art bildete (SPÄH 2005). Auch bei Reusenfängen im Umgehungsgerinne um das Wehr Hamm-Heessen herum war der Kaulbarsch im Jahr 2009 zahlreich und nach dem Rotauge die häufigste Art (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011). In einer ähnlichen Reusenuntersuchung des Umgehungsgerinnes am Wehr Hamm von Ende 2012 bis Mitte 2014 belegte der Kaulbarsch bei der Zahl aller aufgestiegenen Fische den dritten Platz (BUNZEL-DRÜKE et al. 2014). In der aktuellen Reusenuntersuchung am Wehr Buddenburg wurden über 18 Monate lediglich drei Individuen gefangen, ein dramatischer Rückgang.



M. Bunzel-Drüke & O. Zimball

Abb. 299: *Kaulbarsch aus der Lippe*



Abb. 300: *Kaulbarsch*

Bei den Elektrobefischungen 2017 und 2018 war der Kaulbarsch denn in der gesamten Lippe sehr selten (Abb. 302). Der Rückgang der Art flussabwärts des Kraftwerks Westfalen fällt zeitlich etwa mit der Ausbreitung von Marmor- und Schwarzmaulgrundel zusammen. In den Biesbosch-Seen der Niederlande brach der Kaulbarschbestand innerhalb von zwei Jahren nach der Invasion der Schwarzmaulgrundel zusammen, wahrscheinlich aufgrund der größeren Konkurrenzstärke der Grundel, deren ökologische Nische derjenigen des Kaulbarsches sehr ähnlich ist (JŮZA et al. 2017).

Die Einwanderung der Neozoen kann aber nicht das fast völlige Verschwinden des Kaulbarsches in der Lippe flussaufwärts des Kraftwerkes Westfalen erklären, da dort die Grundeln bis heute nicht angekommen sind und außerdem der Bestandrückgang des Barsches früher einsetzte. Es gibt eine andere mögliche Ursache für den Rückgang des Kaulbarsches: die abnehmende Eutrophierung der Lippe. Zwar ist dies eine positive Entwicklung für die meisten Arten, aber vom Kaulbarsch ist bekannt, dass er auf eine Zunahme der Eutrophierung meist mit einer Abundanzsteigerung reagiert (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Die Wasserqualität der Lippe ist oberhalb von Hamm höher als unterhalb, außerdem hat – u.a. durch die Umgehung des Lippesees - die Trübung abgenommen, was wiederum die aquatische Vegetation förderte. Beides (klares Wasser und Zunahme der Pflanzendeckung) ist für den Kaulbarsch eher ungünstig, da er in trübem Wasser einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten hat und vegetationslose Sohlen bevorzugt (HÖLKER & THIEL 1998).

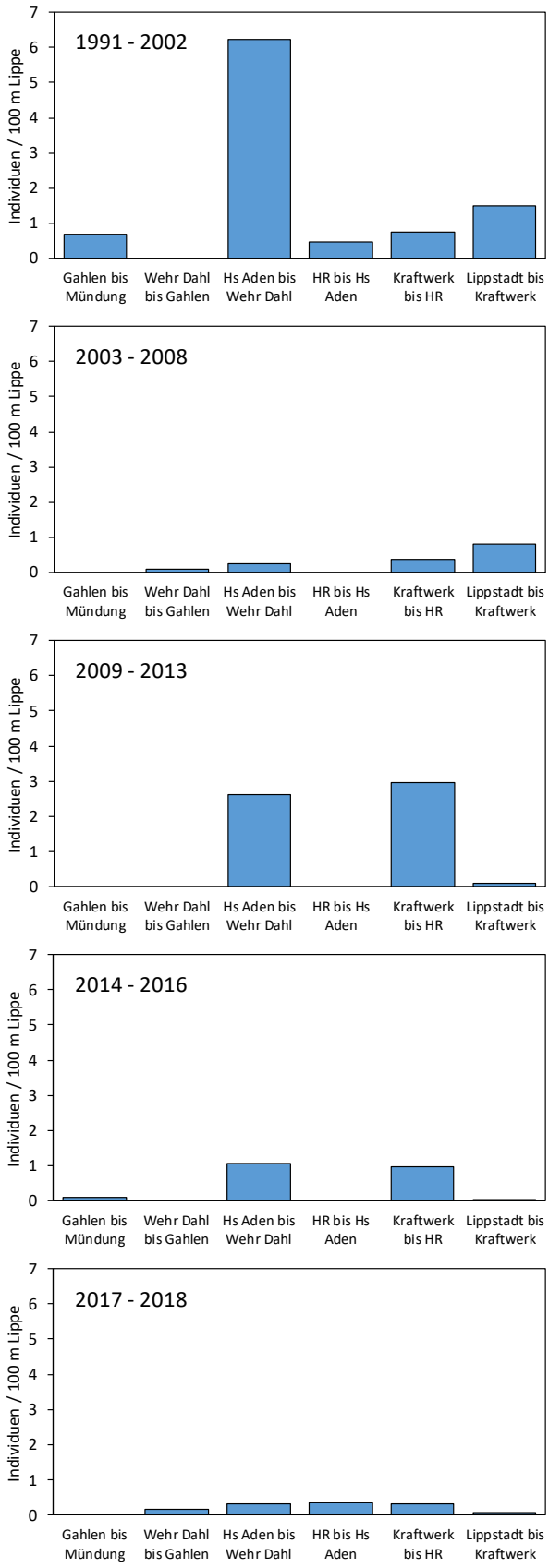


Abb. 301: *Verbreitungsgeschichte des Kaulbarsches in der Lippe zwischen Lippstadt und der Mündung 1991 bis 2018 (Daten aus FischInfo NRW u.a. Quellen)*

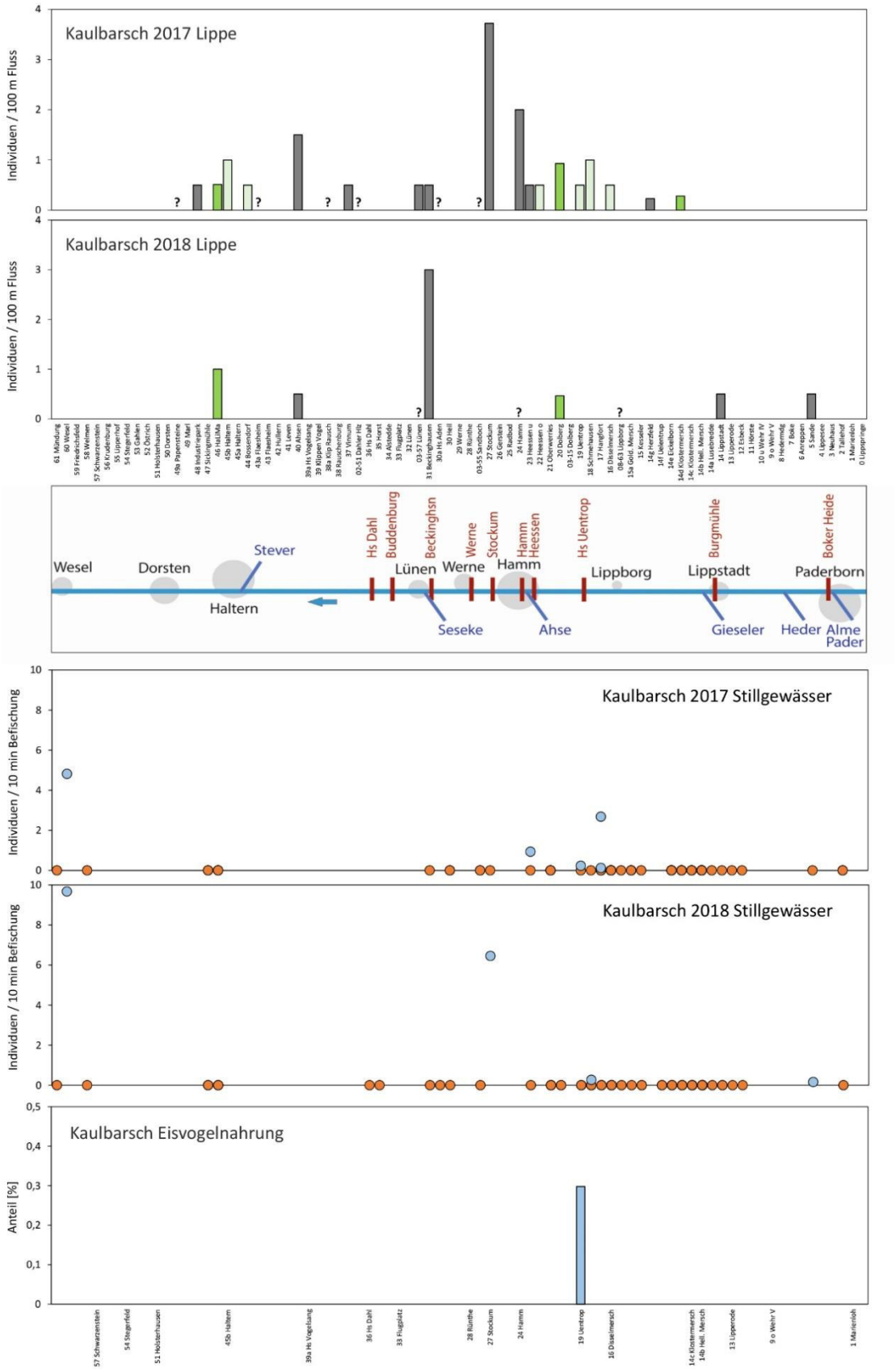


Abb. 302: *Verbreitung und Häufigkeit des Kaulbarsches (Gymnocephalus cernua) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Die Befischungen 2017 und 2018 zeigten, dass der Kaulbarsch in der Lippe noch mindestens von Sande bis Marl in geringer Dichte vorkommt (Abb. 302). Auffällig ist, dass sich die höchsten CPUE-Werte in Ausbaustrecken direkt unterhalb von Wehren finden, nämlich Hamm, Stockum und Beckinghausen.

In Auengewässern war der Kaulbarsch 2017 und 2018 selten. Sechs der insgesamt neun Nachweise erfolgten in Gewässern, die mit der Lippe ständig in Verbindung stehen.

Nur an einem Eisvogelbrutplatz – flussabwärts des Wehrs Uentrop – konnte der Kaulbarsch in einer Gewöllprobe nachgewiesen werden.

Hilfsmaßnahmen für den Kaulbarsch sind wünschenswert – aber die oben diskutierten Ansprüche des Fisches wie eine mittlere Eutrophierung, trübes Wasser und wenig aquatische Vegetation - würden sich nur auf Kosten anderer Arten erfüllen lassen. Eine weitere Verringerung der Eutrophierung oder auch die Aufgabe von Stauwehren, die mit ihren tiefen Kolken im Unterwasser offenbar gute Habitate für den Kaulbarsch darstellen, würden sich wahrscheinlich negativ auf die Bestandsgröße auswirken. Eventuell könnte jedoch eine Verringerung der Abundanz der Schwarzmaulgrundel durch Entnahme der Steinschüttungen den Kaulbarsch fördern.

5.4.56 **Flussbarsch** (*Perca fluviatilis*)

autochthon

HERWIG (1878) schätzt den Flussbarsch in der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen als *„durchgehends häufig*“ ein. *„Im Kreise Rees bis Wesel* [der von HERWIG (1878) nicht bearbeitete Unterlauf] *ist die Lippe besonders reich an … Barschen, …*“ (VON DEM BORNE 1881). *„In der Lippe sollen sie* [die Flussbarsche] *sich ziemlich stark vermehren und zahlreich vorhanden sein*“ (LANDOIS et al. 1892). GIERS SR (1932a) zählt ihn im Raum Hamm zu den in den Jahren 1887 bis ca. 1910 „besonders genutzten“ Arten und schreibt *„Der Barsch wächst bei uns in der Lippe wie im Kanal zu stattlicher Größe heran. Mehrpfündige Fische sind häufig bei uns*.“ (GIERS SR 1932c).



LFV

Abb. 303: *Flussbarsch*

Gegenüber den Berichten vom Ende des 19. Und Beginn des 20. Jahrhunderts scheint sich der Bestand des Flussbarsches nicht verändert zu haben. 2017 und 2018 war er in der Lippe die am weitesten verbreitete Art. Er wurde in jedem der beiden Jahre an 94 % aller Probestrecken gefangen. Die CPUE-Werte lagen mit durchschnittlich 15 Individuen pro 100 m Fluss im Mittelfeld der Abundanzen aller Arten (Abb. 305).

In ausgebauten Flussabschnitten waren die Abundanzen des Barsches etwas höher als in entfesselten und deutlich höher als in naturnahen Strecken (Kap. 5.2.3); diese offenbar geringe Spezialisierung auf bestimmte Habitatstrukturen erklärt die weite Verbreitung und Häufigkeit der Art.



LFV

Abb. 304: *Kapitaler Flussbarsch aus der Lippemündung bei Wesel*

Auch in den Stillgewässern war der Flussbarsch 2017 und 2018 weit verbreitet (Frequenz > 50 %), aber seine mittlere Dichte lag nicht so hoch wie die anderer Arten. Er scheint hinsichtlich der Konnektivität der Auengewässer flexibel zu sein, denn sein Anteil am Gesamtfang lag in ständig, häufig und selten angeschlossenen Auengewässern nahezu gleich (Kap. 5.2.5).

Der Anteil des Flussbarsches an der Eisvogelbeute lag – verglichen mit anderen Arten – recht hoch; Barsche werden gern verzehrt. In einer Gewöllprobe östlich von Lippstadt waren rund 80 % aller erbeuteten Fische Flussbarsche. Der Eisvogel fing diese aber wahrscheinlich nicht in der Lippe, sondern in einem wenige 100 m vom Brutplatz an der Lippe entfernt liegenden Baggersee.

In den Reusenfängen am Wehr Buddenburg zählte der Flussbarsch mit 5 % (Rang 6) zu den nicht allzu häufigen Arten. Hauptwanderzeiten beschränkten sich auf die kalten Monate. Als eine der sehr wenigen Arten stieg der Flussbarsch auch noch im Dezember in nennenswerten Zahlen auf. Nur 3 % der aufsteigenden Barsche war kleiner als 10 cm, kein einziger unter 5 cm. Der naturnahe Aufstieg am Wehr Buddenburg scheint für diese beiden Größenklassen nicht bzw. nur sehr bedingt passierbar zu sein.

Hilfsmaßnahmen für den Flussbarsch sind nicht erforderlich.

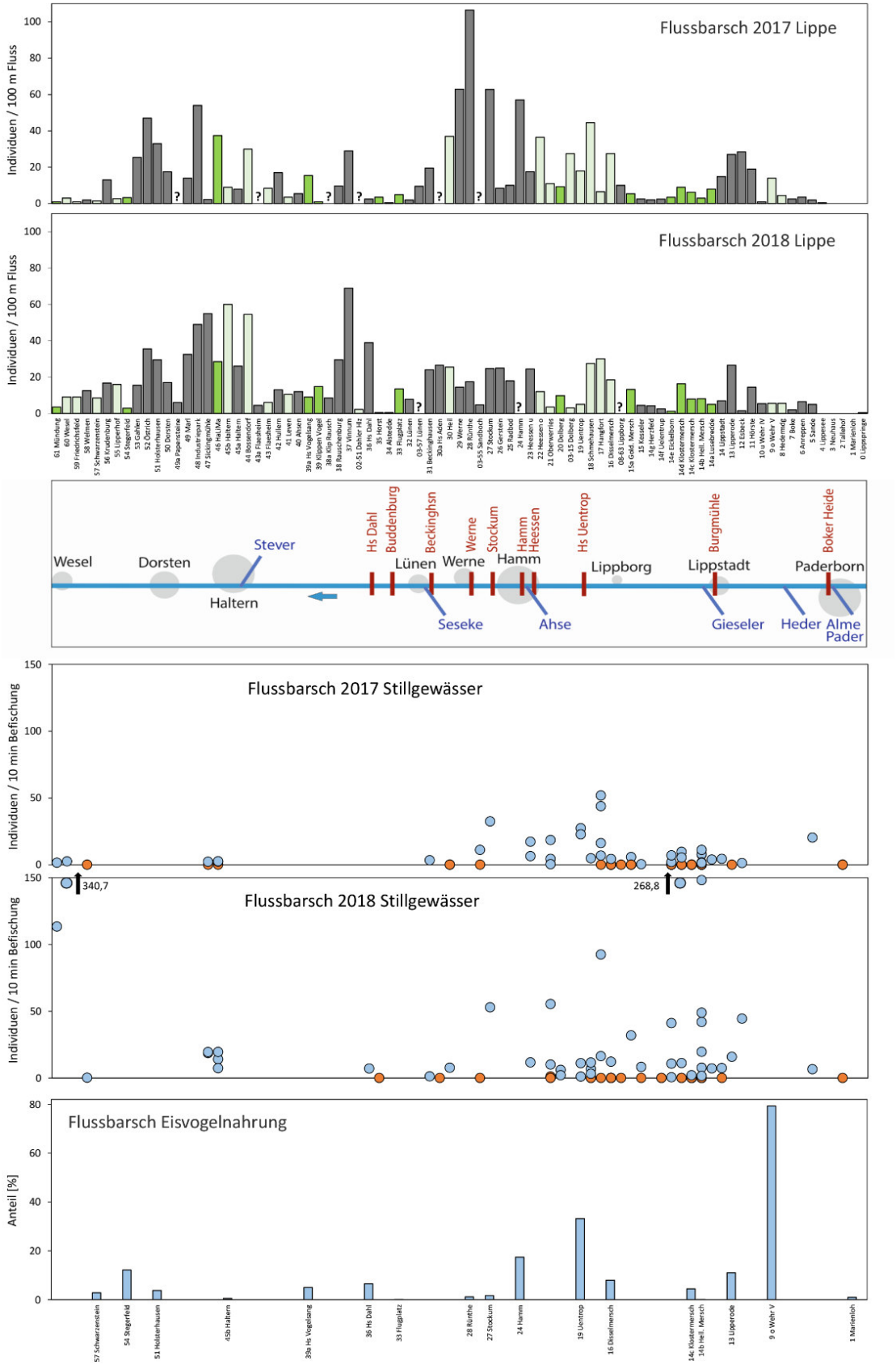


Abb. 305: *Verbreitung und Häufigkeit des Flussbarsches (Perca fluviatilis) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.57 **Zander** (*Sander lucioperca*)

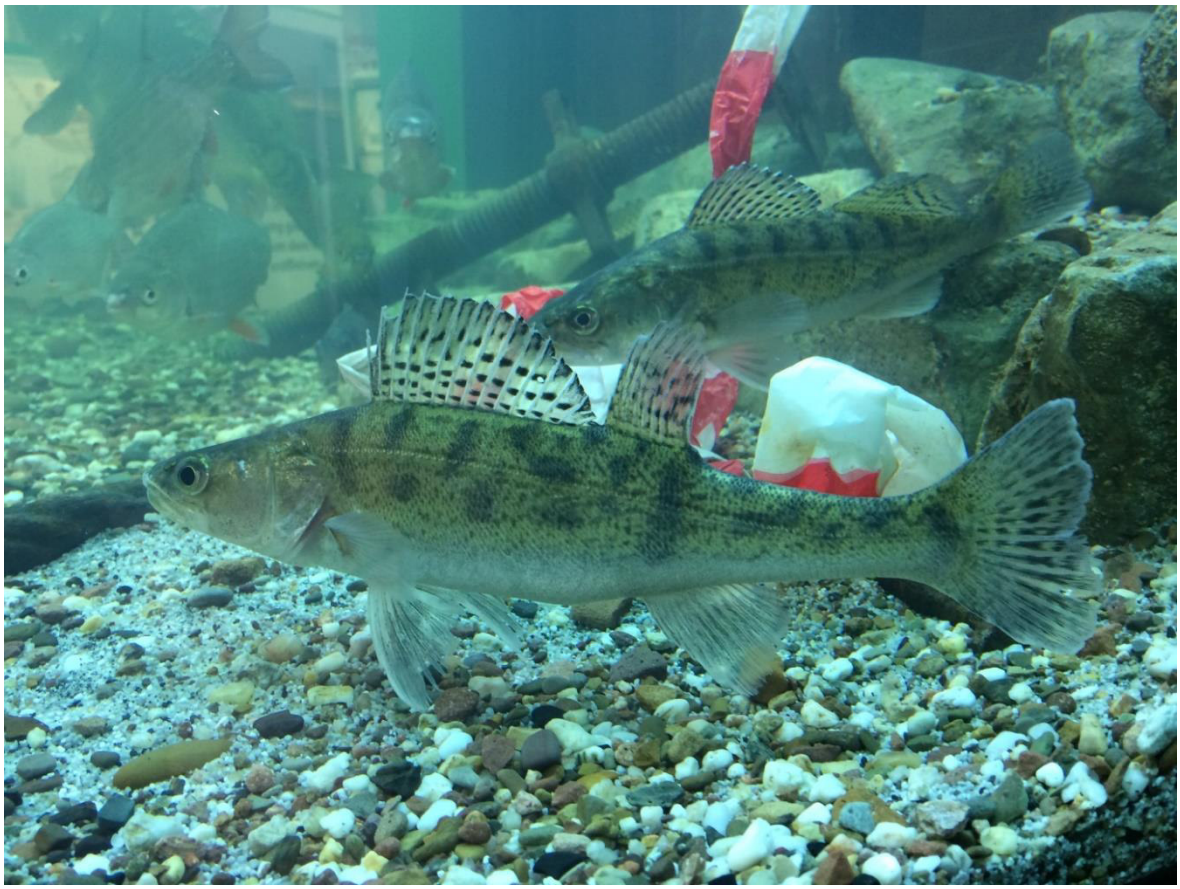
in der Lippe allochthon

HERWIG (1878) erwähnt den Zander nicht; nach LANDOIS et al. (1892) *„fehlt* [er] *im Gebiet des Rheins ganz und gar*“. Der wahrscheinlich erste Besatz mit Zandern in der Lippe fand am 04.12.1926 bei Hamm statt (GIERS SR 1932c). Danach wurden Zander immer wieder besetzt, vermehren sich aber heute in geringem Umfang auch natürlich.

Obwohl der Zander auch in den letzten Jahren noch von Angelvereinen besetzt wurde, setzte sich diese Art nie durch. Im Gegensatz zum Hecht bevorzugt der Zander trübe Gewässer.

Einzelne Zander gelangen mutmaßlich über die Wasserverteilungsanlage bei Hamm in die Lippe. Ein Aufstieg aus dem Rhein über den vom Rheinpegel beeinflussten Lippemündungsbereich hinaus erfolgt offenbar nicht bzw. nur in Einzelfällen. Der renaturierte Auenbereich der Lippemündung fungiert jedoch als Kinderstube für den Zander (GERTZEN 2016b), wobei davon auszugehen ist, dass abwachsende Zander anschließend in den Rhein zurückkehren und nicht weiter in der Lippe aufwandern.

Die Elektrobefischungen 2017 und 2018 in der Lippe erbrachten vom Oberlauf bis fast zur Mündung einzelne Nachweise des Zanders, die durch Funde im Eisvogelgewölle ergänzt wurden (Abb. 307). 2017 tauchten keine Zander in Auengewässern auf, 2018 einzelne Tiere in drei mit der Lippe verbundenen Altarmen.



LFV

Abb. 306: *Zwei junge Zander*

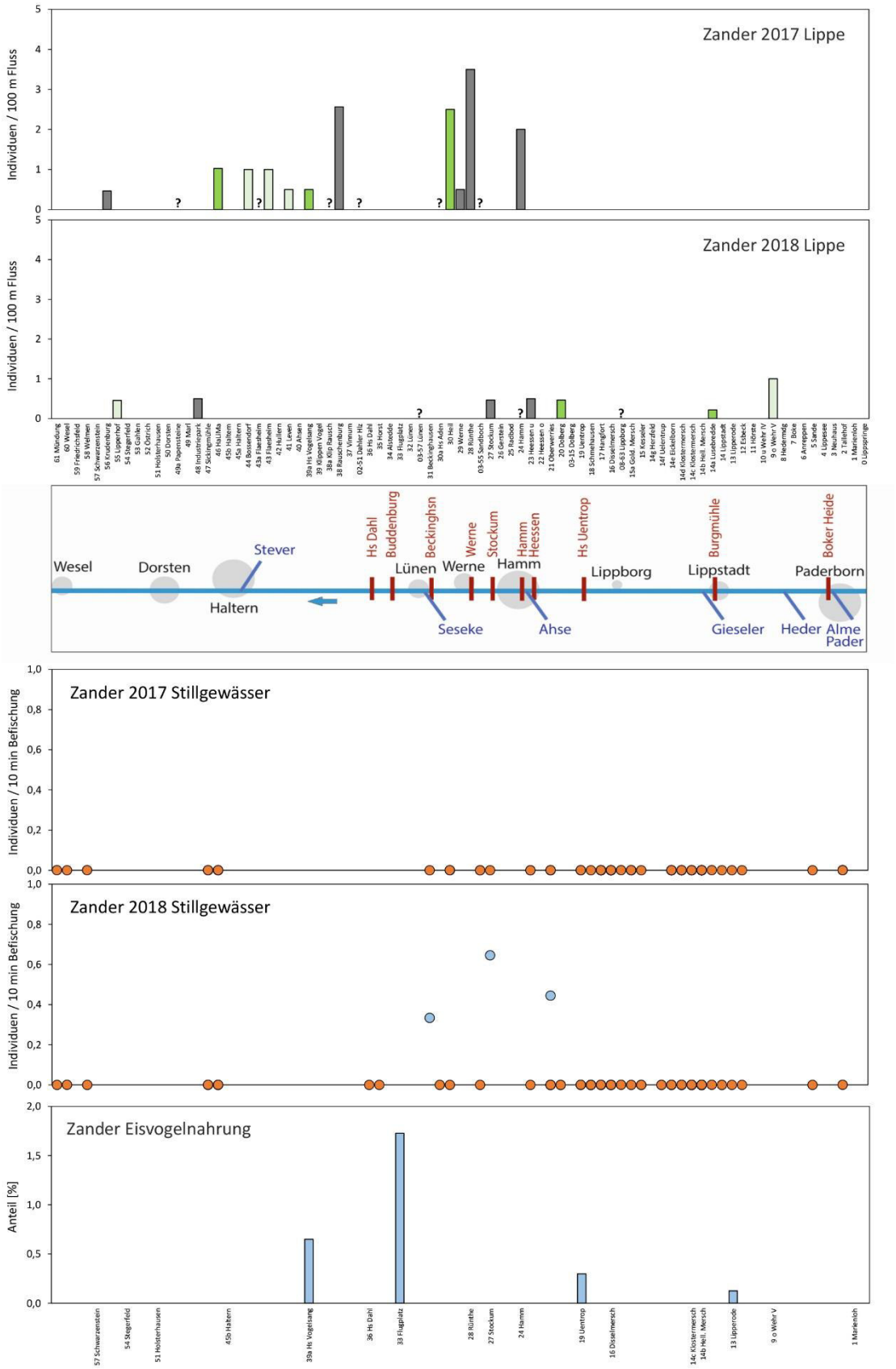


Abb. 307: *Verbreitung und Häufigkeit des Zanders (Sander lucioperca) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe:* ■ *ausgebaut,* ■ *entfesselt,* ■ *naturnah;* **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht;* ● / ● *Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.58 **Flussgrundel** (*Neogobius fluviatilis*)

allochthon

Die Flussgrundel ist in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Ursprünglich lebte die Art in den Unterläufen von Flüssen im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres, breitete sich dann in der Donau aufwärts aus und gelangte über Kanäle u.a. in das Rheinsystem (KOTTELAT & FREYHOF 2007, STEMMER 2008).



Abb. 308: *Flussgrundel aus der Lippemündung*

Der Erstnachweis der Flussgrundel im Niederrhein wurde 2008 unterhalb der Ruhrmündung erbracht (STEMMER 2008). Im Rahmen des standardisierten Monitorings trat die Art im Rhein bis 2017 jedoch nur mit wenigen Einzelindividuen auf (BREYER & STAAS 2019). LimnoPlan (2015) stellten 2014 13 Flussgrundeln bei Monitoring-Untersuchungen in der renaturierten Lippemündung fest, 2015 wurden 74 Flussgrundeln bei drei Befischungen von Mai bis Juli gefangen (BORCHERDING & GERTZEN 2015), im darauf folgenden Jahr waren es 51 Exemplare (LimnoPlan 2016), bzw. 88 Individuen von April bis Oktober 2016 (GERTZEN 2016b).

In der vorliegenden Untersuchung trat die Art in der Lippe nur 2017 mit einem Individuum in der renaturierten Mündung auf (Abb. 309); in den neuen Auengewässern an der Mündung wurden 2017 14 Exemplare und 2018 10 Exemplare gefangen.

Es ist unklar, warum die Flussgrundel sich bisher nicht wie Marmor- und Schwarzmaulgrundeln lippeaufwärts ausbreitete.

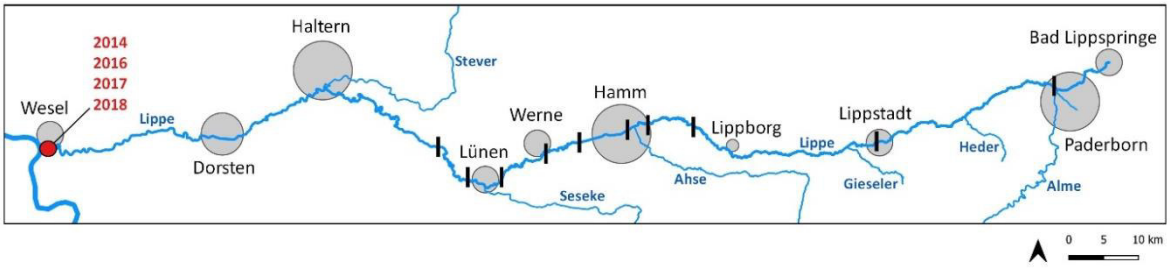


Abb. 309: *Fundpunkte der Flussgrundel (Neogobius fluviatilis) in der Lippe*

5.4.59 **Schwarzmaulgrundel** (*Neogobius melanostomus*)

allochthon

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet dieser Art umfasst die Einzugsgebiete des Schwarzen und des Kaspischen Meeres (KOTTELAT & FREYHOF 2007). Sie breitete sich u.a. die Donau aufwärts aus (Erstnachweis in Deutschland 2004) und erreichte über den Main-Donau-Kanal das Einzugsgebiet des Rheins. In Deutschland ist sie als etabliert und invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 310: *Die Schwarzmaulgrundel (hier ein Exemplar aus der Lippe in Hamm 2014) hat kein schwarzes Maul, sondern einen diagnostischen schwarzen Fleck am Ende der ersten Rückenflosse. Muster und Färbung sind variabel, aber Brust-, After- und Schwanzflosse sind – im Gegensatz zu Marmor- und Kesslergrundel - typischerweise allenfalls leicht gestreift.*

2008 wurde die Schwarzmaulgrundel erstmals im Rhein in Nordrhein-Westfalen nachgewiesen (STEMMER 2008), im Dezember 2012 dann in der Lippe unterhalb des Wehrs Hamm, wohin sie durch die Wasserverteilanlage des Westdeutschen Kanalnetzes gelangte (BUNZEL-DRÜKE 2017, s. Mamorgrundel). Daten aus dem FischInfo NRW belegen, dass sich Schwarzmaulgrundeln 2012 außerdem vom Rhein bis etwa 20 km die Lippe aufwärts gearbeitet hatten. 2015 kam die Art dann in der Lippe offenbar von Hamm bis zur Mündung durchgehend vor (BUNZEL-DRÜKE 2017).

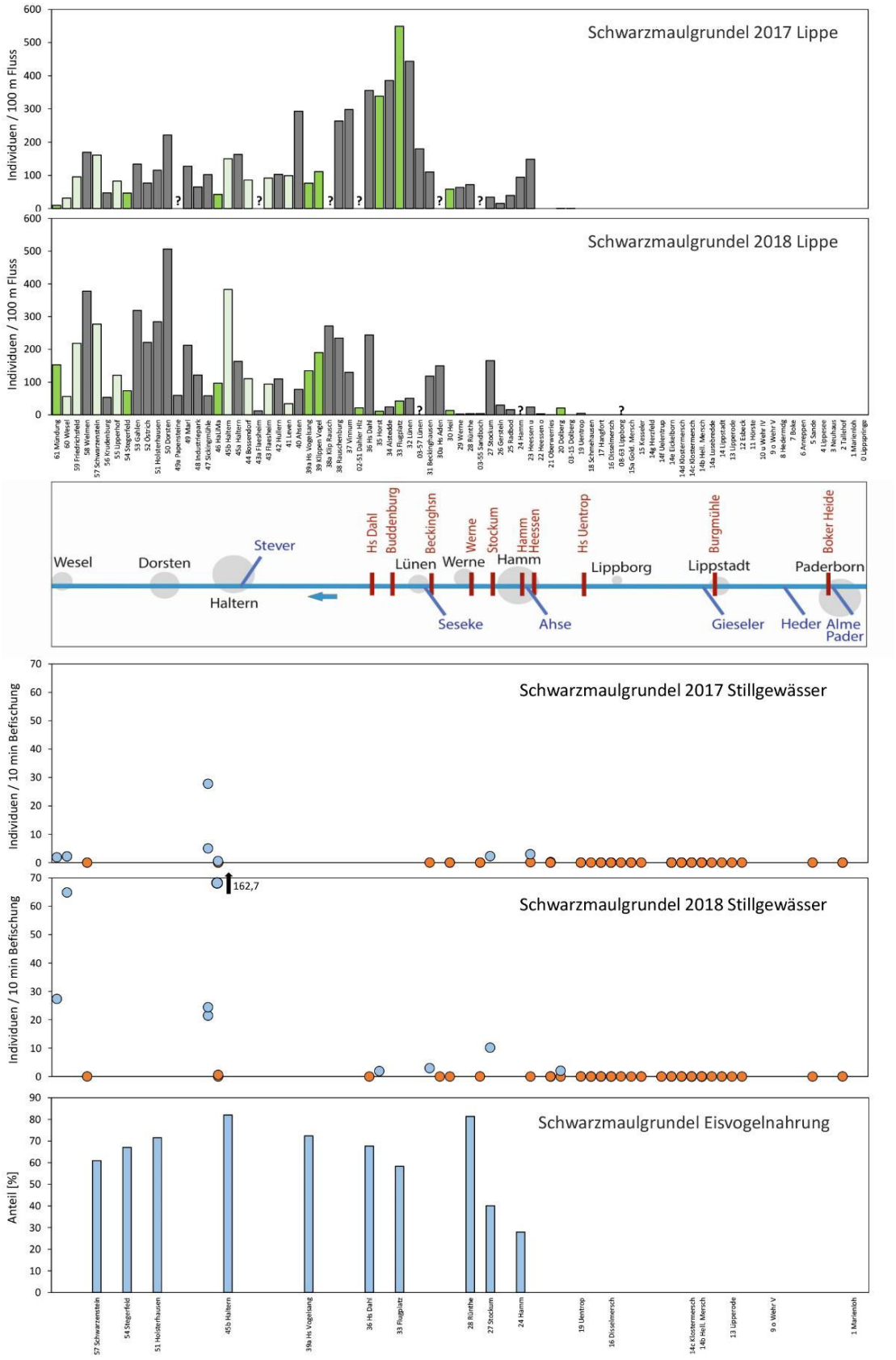


Abb. 311: *Verbreitung und Häufigkeit der Schwarzmaulgrundel (Neogobius melanostomus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

2017 war die Schwarzmaulgrundel vom Wehr Heessen flussabwärts bis zur Mündung an jeder Probestrecke anzutreffen (Abb. 311). Zwischen Lünen (Probestrecke 32) und Rauschenburg (38) erreichte sie durchgehend hohe Abundanzen. 2018 war sie jedoch im genannten Abschnitt viel seltener und hohe Dichten traten weiter flussabwärts auf, z.B. zwischen Dorsten (50) und Gahlen (53) sowie oberhalb von Wesel. Flussaufwärts hatte sich die Art 2018 bis zum Wehr Uentrop ausgebreitet, allerdings noch in geringer Abundanz.

In beiden Jahren lagen die höchsten Dichten überwiegend in ausgebauten Flussabschnitten (Kap. 5.2.3), wo die Schwarzmaulgrundel in den Steinschüttungen gute Unterstände und Laichplätze findet. Zudem sammelten sich die Tiere dort, wo besonders hohe Leitfähigkeiten herrschten. Da die Fische ursprünglich aus dem Schwarzen Meer (Salinität von 17 bis 38,5 Promille je nach Tiefe, TSIMPLIS & BAKER 2000, MERTENS et. al 2012) und Kaspischen Meer (Salinität von 12 Promille, Kara et al. 2010) stammen, erscheint dieses Verteilungsmuster logisch. Laut einer Studie von KARSIOTIS et. al (2012) überleben Schwarzmaulgrundeln Salinitäten von 0 bis 25 Promille, erreichen allerdings ihr größtes Wachstum bei einer Salinität von 5 bis 10 Promille und erfahren den geringsten energetischen Stress bei 10 bis 15 Promille.

In Auengewässern erreichte die Art in beiden Jahren keine hohen Abundanzen. Ausnahmen waren die buchtartigen Bergsenkungsgewässer bei Sickingmühle und die Gewässer der renaturierten Lippemündung sowie 2018 der alte Lippehafen bei Wesel-Fusternberg. An allen genannten Stellen ist die Entfernung der Stillgewässer zum Fluss gering; bis auf den alten Lippehafen stehen die besiedelten Stillgewässer ständig mit der Lippe in Verbindung.

Die Ergebnisse der Gewölluntersuchungen zeigen, dass der Eisvogel die neu erschienene Art mit großem Erfolg fängt. An den meisten untersuchten Brutplätzen im Verbreitungsgebiet der Schwarzmaulgrundel lag ihr Anteil bei über 50 % aller verzehrten Fische. Wahrscheinlich kann eine Untersuchung der Eisvogelnahrung recht zuverlässig Auskunft darüber geben, ob die Grundel in der Umgebung des Brutplatzes vorkommt. Ein Einfluss des Eisvogels auf die Bestandsdichte der Grundel dürfte jedoch ausgeschlossen sein.

Während in der Lippe ein Abundanzmaximum eventuell noch nicht erreicht ist, ging im Niederrhein die Bestandsdichte der Schwarzmaulgrundel 2017 gegenüber den Vorjahren deutlich zurück (STAAS et al. 2019). Wenn dieser Trend anhält, hätte das Maximum in den Jahren 2014 und 2015 gelegen, demnach sechs bis sieben Jahre nach dem Erstnachweis. Als potenzielle Ursache für den Rückgang wird ein Krankheitsbild beschrieben, das auch in der Lippe an einigen Schwarzmaulgrundeln beobachtet werden konnte. An der Haut, vor allem im Flankenbereich der Tiere, bilden sich zunächst weißliche Läsionen, die sich bis tief in das darunterliegende Gewebe ziehen können (Abb. 312). Eine Analyse von Schwarzmaulgrundeln aus dem Rhein und der Lippe, durchgeführt von der Tierärztlichen Hochschule Hannover, ergab eine bakterielle Infektion der betroffenen Stellen mit ubiquitären Bakterien wie Pseudomonas sp.. Bei den Grundeln muss eine vorherige Schwächung oder Verletzung der Haut aufgetreten sein, damit die Bakterien derartige Wunden hervorrufen können. Möglicherweise sind die Grundeln durch die Anpassungen des Ökosystems (z.B. stark gestiegener Beutegreiferdruck) und die intraspezifische Konkurrenz derart geschwächt, dass sie anfälliger für die Bakterien sind. Eine Ansteckung von heimischen Arten ist durch die generelle Anwesenheit dieser Bakterien im Wasser nicht anzunehmen und konnte bisher auch nicht dokumentiert werden. Die Läsionen traten bisher nur bei Schwarzmaulgrundeln und einem einzigen Individuum einer Marmorgrundel auf.



Abb. 312: *Schwarzmaulgrundel aus der Lippe mit leichtem (links) und schwerem (rechts) bakteriellen Befall*

Eine gezielte Bekämpfung der Schwarzmaulgrundel ist wegen ihrer weiten Verbreitung und großen Häufigkeit nicht zielführend. Durch Entnahme der Steinschüttungen befestigter Ufer und die Senkung der Salzbelastung der Lippe kann die Dichte der Art gesenkt werden. Die Anbindung von Stillgewässern an die Lippe, die nicht intensiv von Schwarzmaulgrundeln genutzt werden, stärkt zudem die einheimischen Fischarten und bietet einen Ausweg aus dem konkurrenzbedingten Flaschenhals, den die Grundeln für einige Arten bilden.

Es wurden bereits Hybride zwischen der Flussgrundel und der Schwarzmaulgrundel im Niederrhein nachgewiesen (LINDNER et al. 2013), deren ökologische Auswirkungen noch nicht abgeschätzt werden können. Für die Lippe sind jedoch bisher keine solcher Funde belegt.

5.4.60 **Kesslergrundel** (*Ponticola kessleri*)

allochthon

Ursprünglich kam die Art in Dnjpr, Bug, Dniestr und der unteren Donau vor, verbreitete sich dann donauaufwärts (1999 erstmals in Deutschland) und 2005 über den Main-Donau-Kanal in das Rhein-Einzugsgebiet (KOTTELAT & FREYHOF 2007). 2006 erreichte die Kesslergrundel den Rhein in Nordrhein-Westfalen (STEMMER 2008). Sie gilt in Deutschland als etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 313: *Die Kesslergrundel (hier ein Tier aus der Lippe bei Hamm-Stockum 2017) sieht einer Groppe überraschend ähnlich; auf dem Foto fällt aber die stärker gerundete Schwanzflosse auf. Zudem besitzt sie wie alle Grundeln und im Gegensatz zur Groppe zusammengewachsene Bauchflossen*.

Die erste Meldung der Kesslergrundel aus der Lippe datiert aus dem September 2014, als LimnoPlan (2015) vier Kesslergrundeln in der renaturierten Lippemündung fingen. Am 20.10.2015 wurden eine zwischen 10 und 15 cm lange Kesslergrundel etwa auf Höhe der ehemaligen Zeche Radbod bei Hamm gefangen und weitere drei Individuen bei Wesel-Fusternberg weniger als 4 km oberhalb der Mündung. Im selben Jahr wurden im Mündungsbereich 41 Individuen und 4 weitere Tiere in den Auenflächen der renaturierten Lippemündung gefangen (BORCHERDING & GERTZEN 2015). Im Rahmen der Monitoringuntersuchungen in der Lippemündung registrierten LimnoPlan (2016) im Jahr 2016 acht Exemplare, weitere 23 Kesslergrundeln wurden im selben Jahr im Lippemündungsbereich und der Aue durch ein weiteres Monitoring erfasst (GERTZEN 2016b).

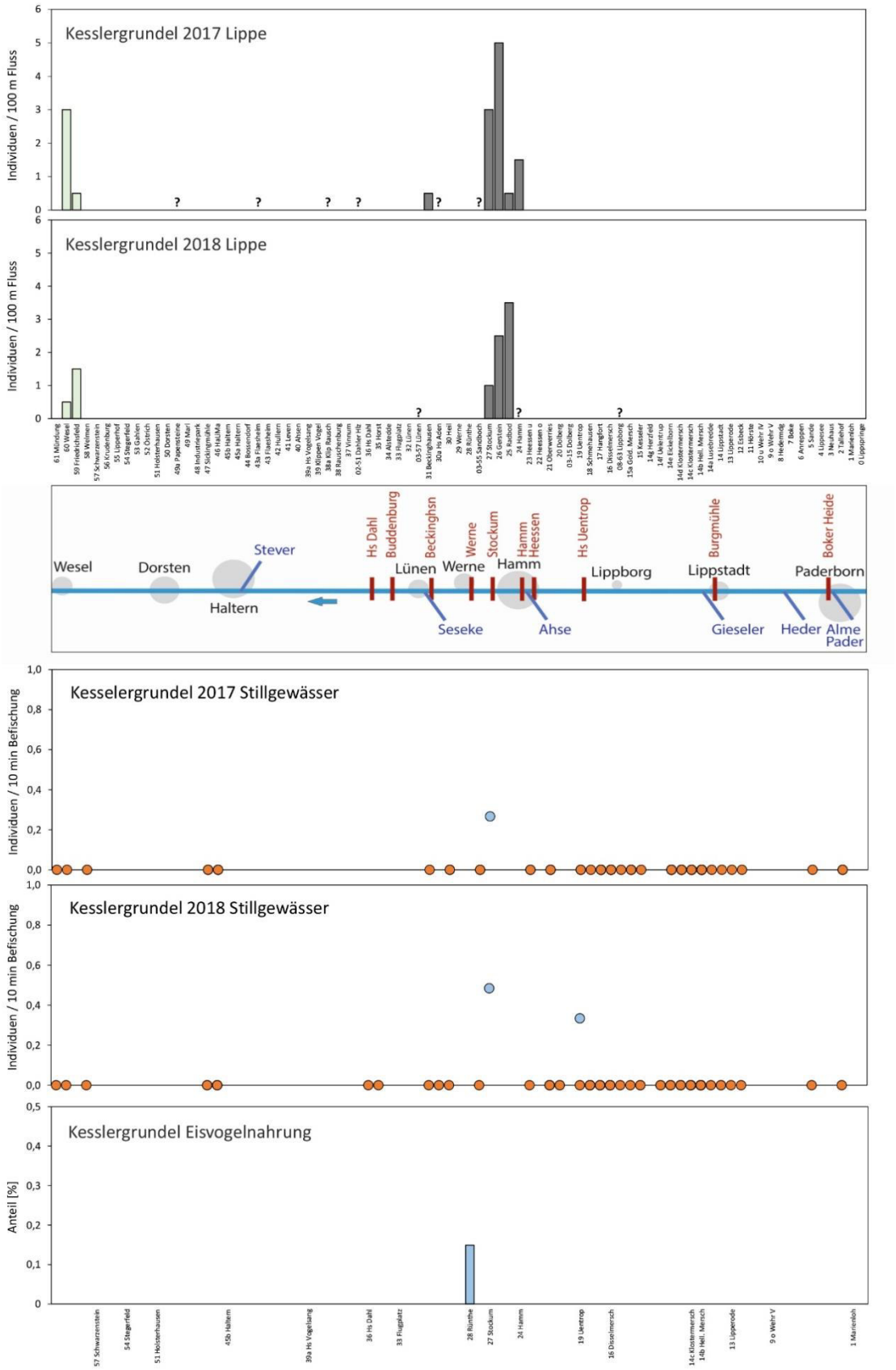


Abb. 314: *Verbreitung und Häufigkeit der Kesslergrundel (Ponticola kessleri) 2017 und 2018 in Lippe und Augewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah;* ***?*** *im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Bei den Elektrobefischungen 2017 und 2018 wurden die meisten Kesslergrundeln vom Wehr Hamm bis flussabwärts des Wehrs Stockum gefangen (Abb. 314), außerdem in beiden Jahren an zwei Probestrecken bei Wesel und nur 2017 ein Exemplar unterhalb des Wehrs Beckinghausen. Die Dichte in Ausbaustrecken war höher als in naturnahen Strecken (Kap. 5.2.3). In einer Eisvogelgewöllprobe vom Wehr Werne aus dem Jahr 2019 wurde der Unterkiefer einer Kesslergrundel nachgewiesen.

Vorkommen in Auengewässern sind selten: Einige Tiere konnten in den mit der Lippe verbundenen Auengewässern der renaturierten Lippemündung festgestellt werden (BORCHERDING & GERTZEN 2015, GERTZEN 2016b, LimnoPlan 2015, 2016). 2017 erfolgte in der vorliegenden Studie der Fang von drei Exemplaren in dem an den Fluss angeschlossenen Altarm am Gersteinwerk bei Hamm-Stockum, 2018 waren es am selben Ort zwei Exemplare. Kesslergrundeln weisen eine noch größere Verbindung zur Steinschüttung als Schwarzmaulgrundeln auf; ist keine Steinschüttung vorhanden, konzentrieren sie sich auf sonstigem gröberem Sohlsubstrat, sandige und schlammige Bereiche werden gemieden (GERTZEN 2016).



NZO GmbH

Abb. 315: *Zwei Kesslergrundeln aus den Elektrobefischungen (PS 25, 2018) mit eröffnetem Verdauungstrakt: Beide haben Fisch gefressen, wobei auch große Beutefische mit annähernd der gleichen Größe erbeutet werden, wie der einzelne Kopf aus dem Verdauungstrakt der unteren Grundel zeigt.*

Die Kesslergrundel befindet sich in einer frühen Phase der Besiedlung der Lippe. Wie die Schwarzmaulgrundel 2012 dringt diese Art sowohl aus der Verbindung der Lippe mit dem Westdeutschen Kanalnetz in Hamm vor, als auch aus dem Rhein von der Lippemündung aus aufwärts. Ob die Art in der Lippe Fuß fassen wird, ist derzeit noch nicht abzusehen. Im Niederrhein war die Kesslergrundel zunächst die dominierende Grundel, blieb dann aber hinter der Schwarzmaulgrundel zurück (BREYER & STAAS 2019). Möglicherweise ist die Kesslergrundel durch ihre kurze Laichzeit gegenüber der Schwarzmaulgrundel mit ihrer sehr langen Laichperiode im Nachteil. Beide Arten nutzen zur Eiablage Höhlen in der Steinschüttung, wo das Männchen dann die Eier bewacht (GERTZEN 2013, BORCHERDING & GERTZEN 2016).

Es besteht Nahrungs- und Habitatkonkurrenz zu anderen Höhlenbrütern, die sich in der Lippe aufgrund der geringen Dichte der Kesslergrundel jedoch bisher nicht negativ auswirkt. Im Gegensatz zur Schwarzmaulgrundel, die nur äußerst selten Fisch frisst, vertilgt die Kesslergrundel bedingt durch ihren hohen Energiebedarf häufig Fisch und diese oftmals in Größen, die weit über typische Prädator-Beute-Relationen hinausgehen (GERTZEN 2016, Abb. 315).

Eine mögliche Methode zur Reduzierung der Kesslergrundel ist die Entnahme der Steinschüttungen, außerdem die Aufgabe von Stauhaltungen, die die Art nach TÜRK & SCHNELL (2015) fördern.

5.4.61 **Marmorgrundel** oder **Marmorierte Grundel** (*Protherorhinus semilunaris*)

allochthon

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Art umfasst das Schwarzmeerbecken und das östliche ägäische Becken. In der Donau kam sie bis Wien vor. In den 1970er Jahren breitete sie sich stromaufwärts aus und erreichte 1999 den Rhein durch den Main-Donau-Kanal (KOTTELAT & FREYHOF 2007), im selben Jahr sogar schon den Niederrhein (GERTZEN 2013). Sie ist in Deutschland mittlerweile etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 316: *Wichtigstes Kennzeichen der Marmorgrundel sind ihre röhrenartig verlängerten Nasenöffnungen.*

Der erste Nachweis der Marmorgrundel in der Lippe stammt aus dem Sommer 2011 in Hamm. Bei regelmäßigen Monitoring-Elektrobefischungen in den Vorjahren (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011 und S. KUSS mdl.) wurden hier keine Grundeln gefangen. Auch nach Daten im FischInfo war die gesamte Lippe 2009 bis 2011 bis auf die Stelle in Hamm noch frei von Grundeln.

In Hamm besteht eine Verbindung zwischen dem Datteln-Hamm-Kanal und der Lippe. Über ein Einspeisungsbauwerk oberhalb des Wehrs Hamm wird der Lippe bei normalem Wasserstand Wasser für das Westdeutsche Kanalsystem entnommen, während in Trockenzeiten Kanalwasser unterhalb des

Wehrs in die Lippe abgegeben wird. Im parallel zur Lippe verlaufenden Kanal wurden 2012 bei Elektrobefischungen hohe Dichten von Marmor- und Schwarzmaulgrundel nachgewiesen und außerdem die Kesslergrundel (S. Kuss mdl.). Eine Anreicherung der Lippe mit Wasser aus dem Kanal fand in den meisten Jahren statt und wurde 2006 bis 2019 jährlich durchgeführt (Lippeverband schriftl.).

Marmorgrundeln fanden sich in der Lippe 2011 sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts des Wehrs Hamm. Zu dieser Zeit gab es noch nicht das 2012 erbaute Umgehungsgerinne um das Wehr herum, das Fischen heute eine Passage erlaubt. Da die Grundeln 2011 jedoch das etwa 4 m hohe Wehr von unten nicht überwinden konnten, ist es wahrscheinlich, dass die Tiere aus dem Kanal sowohl über die niveaugleiche Wassereinspeisung oberhalb des Wehrs als auch durch die Überleitung von Kanalwasser unterhalb des Wehrs in die Lippe gelangten.

Marmorgrundeln fehlten 2012 im Unterlauf der Lippe noch, hatten sich in diesem Jahr aber von der Kanalüberleitung in Hamm flussauf bis zum Wehr Uentrop und flussab etwa bis Werne-Bergkamen im Kreis Unna ausgebreitet. 2014 erfolgte der Erstnachweis in der Lippe nahe der Mündung (LimnoPlan 2016). Bis 2015 besiedelten Marmorgrundeln fast die gesamte mittlere und untere Lippe - mit einer in diesem Jahr möglicherweise noch bestehenden Verbreitungslücke im Raum Haltern.

Die Besiedlungsgeschichte der Marmorgrundel in der Lippe unterscheidet sich von derjenigen der Schwarzmaulgrundel: Im Raum Hamm kam die Marmorgrundel rund 1,5 Jahre früher an als die zweite Art, während an der Mündung der Lippe 2012 zuerst die Schwarzmaulgrundel nachgewiesen wurde und die Marmorgrundel erst 2014. Die Ausbreitung der beiden Arten von der Mündung nach oben scheint parallel zueinander gelaufen zu sein.

Die Marmorgrundel war 2017 und 2018 von Hamm bis Wesel durchgehend und in sehr hohen Dichten verbreitet (Abb. 317). Sie erreichte in Ausbaustrecken höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten (Kap. 5.2.3), wahrscheinlich, weil sie die Steinschüttungen als Unterstände nutzen kann.

Die Muster von Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel in der Lippe in den Jahren 2017 und 2018 sind sehr ähnlich, mit Schwerpunkten im Raum Lünen und im Bereich Haltern bis Marl. Es gelang der Art allerdings von 2017 auf 2018, das Wehr Uentrop nach flussauf zu überwinden.

Die Marmorgrundel besiedelte auch mit dem Fluss verbundene Auengewässer (Kap. 5.2.5), und zwar in größerer Häufigkeit als die Schwarzmaulgrundel.

Im Eisvogelgewölle war die Marmorgrundel überall in ihrem Verbreitungsgebiet vertreten; ein Maximum mit Anteilen über 20 % lag im Westen von Hamm.

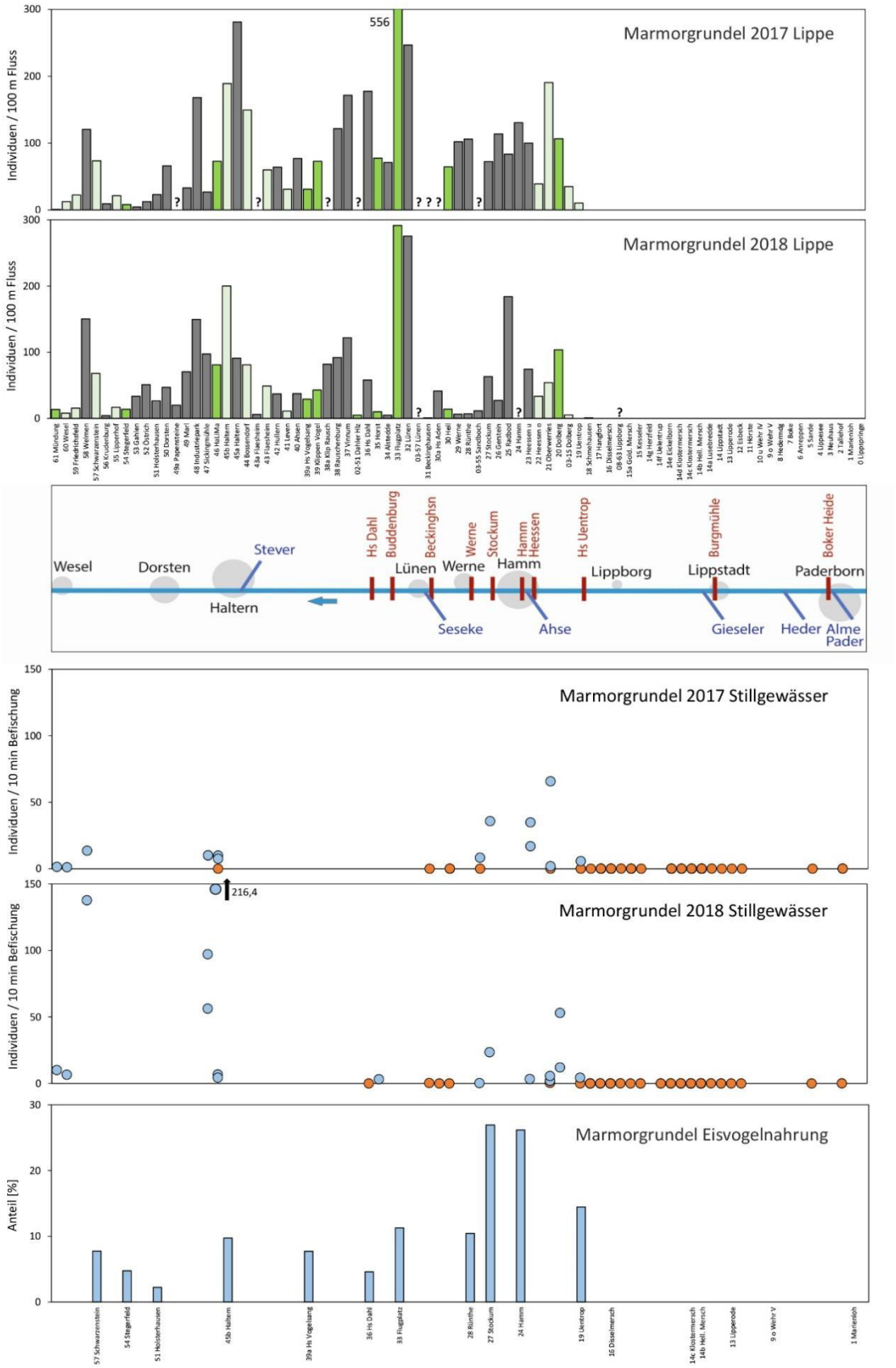


Abb. 317: *Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel (Protherorhinus semilunaris) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber) sowie in Eisvogelnahrung; Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; ● / ● Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

Im Niederrhein konnte die Marmorgrundel im Rahmen des Rheinmonitorings 1984 bis 2017 lediglich mit einem Exemplar im Jahr 2006 festgestellt werden (BREYER & STAAS 2019, STAAS et al. 2019). Warum die Art in der Lippe im Gegensatz zum Rhein große Bestände aufweist, ist nicht sicher zu beantworten. Der starke Bezug der Marmorgrundel zu Makrophyten und Totholz könnte eine Rolle spielen, die im Rhein selten und in der Lippe häufiger sind, eventuell auch der Wellenschlag der Schifffahrt im Rhein.

Möglicherweise ist die derzeitige Situation der Grundeln in der Lippe nur eine Momentaufnahme in der noch nicht abgeschlossenen Verbreitungsgeschichte der Arten.

Eine Bekämpfung der Marmorgrundel ist nicht möglich. Die Entnahme von Steinschüttungen wirkt weniger gut als bei Schwarzmaul- und Kesslergrundel, da die Marmorgrundel in Bezug auf das Sohlsubstrat sehr anpassungsfähig ist (TÜRK & SCHNELL 2015).

5.4.62 **Flunder** (*Platichthys flesus*)

autochthon

Diesjährige Flundern steigen ab April in Flüsse auf und leben dort zwei bis vier Jahre, bevor sie zwischen Oktober und Dezember zum Meer zurückwandern, wo sie nach dem Ablaichen bleiben. Im Rhein steigen sie ausnahmsweise bis zu 650 km auf (KOTTELAT & FREYHOF 2007).

In seiner Untersuchung der Lippe zwischen Lippstadt und Gahlen erwähnt HERWIG (1878) die Flunder nicht, aber LANDOIS et al. (1892) erhielten ein Belegexemplar, das am 4. April 1888 bei Datteln in der Lippe (rund 75 km oberhalb der Mündung) gefangen wurde. Im Raum Hamm scheint sie nicht vorgekommen zu sein (GIERS SR 1932c, GIERS JR 1967).

Im FischInfo NRW befinden sich zwei Nachweise von jeweils einem 20 – 30 cm langen Exemplar (Abb. 318): am 27.10.2005 flussabwärts von Hünxe-Krudenburg (14 km oberhalb der Mündung) und am 9.10.2009 bei Wesel-Fusternberg (3,5 km oberhalb).

Die standardisierten Streckenbefischungen und Reusenkontrollen 2017 bis 2019 erbrachten keine Fänge von Flundern, aber beim Fang von Fischen nahe der Lippemündung für die Besenderung (Kap. 4.2.2) wurden am 29.10.2018 zwei Exemplare im renaturierten Abschnitt und am 30.10.2018 drei Exemplare flussabwärts der Rampe unterhalb der Renaturierung gefangen. Wahrscheinlich können Flundern bei Niedrigwasser die beiden Rampen im Unterlauf der Lippe – flussab- und flussaufwärts der Renaturierungsstrecke – nicht überwinden, was fehlende Nachweise weiter flussauf erklären würde. Die wichtigste Hilfsmaßnahme für die Flunder dürfte daher der Umbau der beiden genannten Querbauwerke sein.

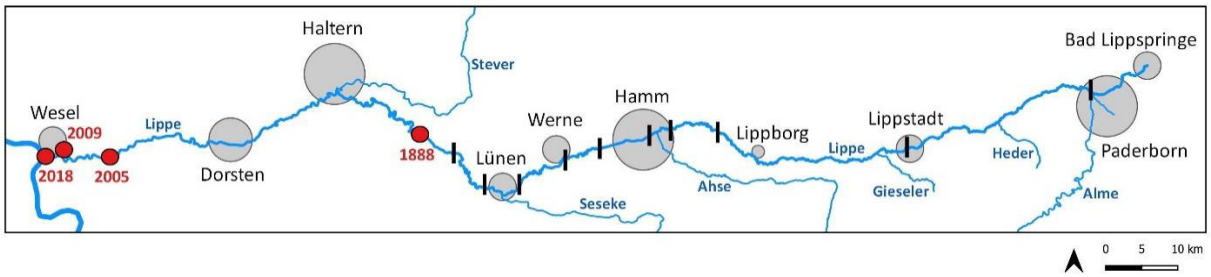


Abb. 318: *Fundpunkte der Flunder (Platichthys flesus) in der Lippe*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 319: *Flunder in der Lippe direkt oberhalb der Mündung am 30.10.2018*



LFV

Abb. 320: *Flunder aus der Lippemündung vom 30.10.2018*

5.4.63 **Edelkrebs** (*Astacus astacus*)

autochthon

1878 SCHREIBT HERWIG: „*Der Krebs ist sicherlich ungleich häufiger als die Fischer annehmen. An den vielen Stellen, wo der Fluss über zerklüfteten Mergel geht, werden die Bedingungen seines Fortkommens ausgezeichnete sein*.“ GIERS SR (1932c) schreibt über den Raum Hamm in den Jahren zwischen 1920 und 1932: „*Der Edelkrebs ist in unseren sämtlichen Gewässern mit Ausnahme der Ahse häufig und wächst zu recht stattlichen Stücken heran.*“

Die Ansiedlung des Kamberkrebses und weiterer amerikanischer Flusskrebsarten hat mittlerweile fast überall zum Verschwinden des Edelkrebses geführt, weil er von der eingeschleppten Krebspest (*Aphanomyces astaci*), einem Wasserpilz, getötet wird, gegen die die amerikanischen Arten immun sind (z.B. OIDTMANN & HOFFMANN 1998). Langfristig ist ein komplettes Aussterben des Edelkrebses in Freiheit zu befürchten.

Aus der Lippe gibt es keine Nachweise des Edelkrebses mehr; der Zeitpunkt seines Verschwindens ist nicht dokumentiert. Im Einzugsgebiet der Lippe existiert ein Bestand in der Aabachtalsperre im Almesystem; der Staudamm verhindert die Einwanderung amerikanischer Krebse, aber die Einschleppung der Krebspest durch menschliche Eingriffe ist auch hier nicht auszuschließen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 321: *Edelkrebs*



Abb. 322: *Edelkrebsweibchen mit Eiern*

5.4.64 **Kamberkrebs** (*Orconectes limosus*)

allochthon

Im Jahr 1880 setzte der Fischzüchter Max von dem Borne versuchsweise 100 Kamberkrebse in seine Fischteiche im Odergebiet aus. Über die angrenzenden Flüsse und insbesondere über das Kanalnetz sowie durch aktiven Besatz hat sich die Art inzwischen über ganz Europa verbreitet (LANUV 2010).

Der Kamberkrebs konnte 2017 und 2018 fast entlang der gesamten Lippe bzw. ihrer Aue nachgewiesen werden, aber erst ab Hamm-Schmehausen war er regelmäßig im Fluss anzutreffen (Abb. 323). Wahrscheinlich ist die obere Lippe zu kühl für ihn. In Ausbaustrecken erreichte er höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten (Kap. 5.2.3).

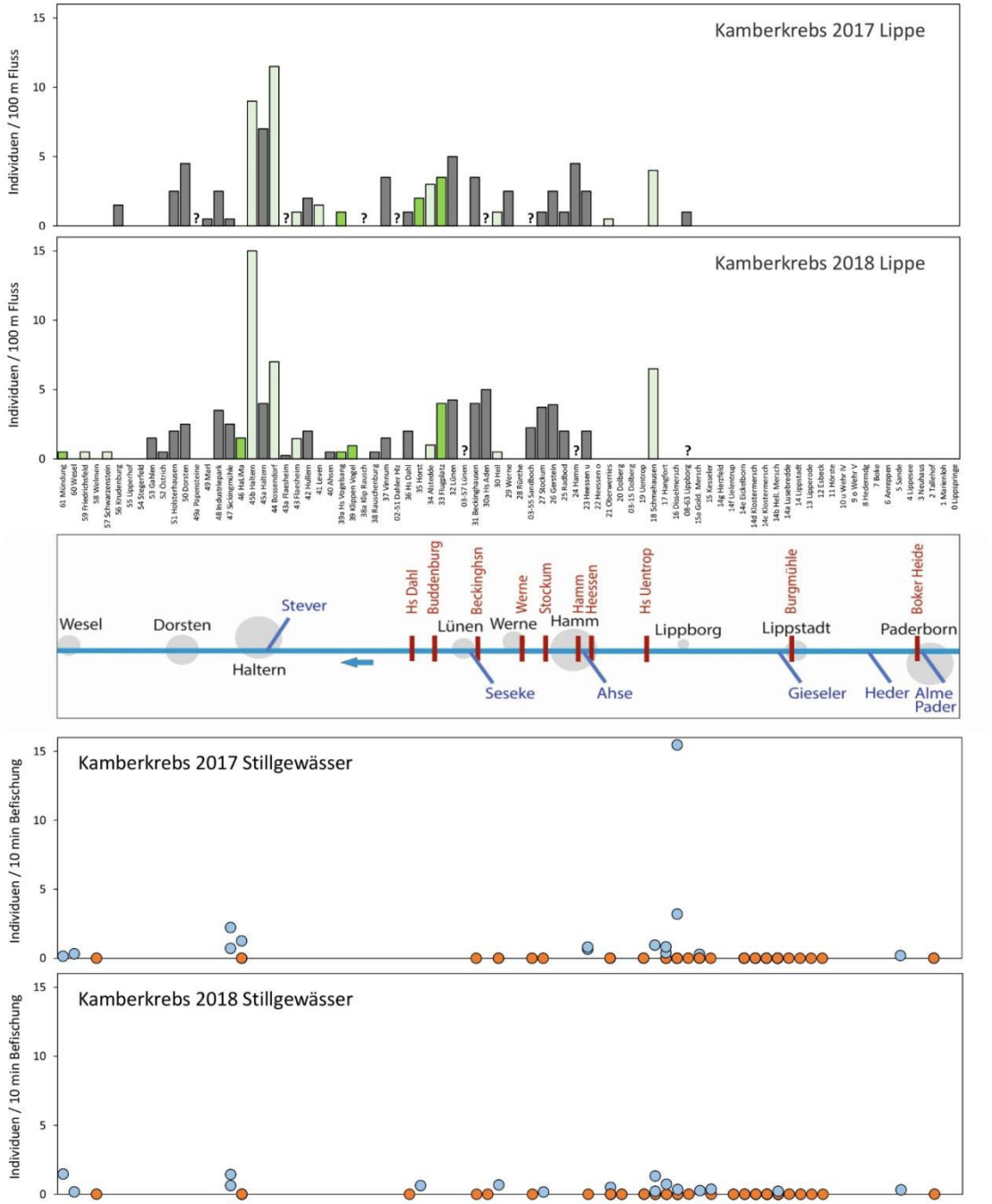


Abb. 323: *Verbreitung und Häufigkeit des Kamberkrebses (Orconectes limosus) 2017 und 2018 in Lippe und Auengewässern (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah;* **?** *im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 324: *Kamberkrebs*



LFV

Abb. 325: *Kamberkrebs aus der Lippemündung bei Wesel*

5.4.65 **Wollhandkrabbe** (*Eriocheir sinensis*)

allochthon

Die ostasiatische Wollhandkrabbe wurde 1912 erstmals in Europa nachgewiesen und erreichte 1930 den Unterlauf des Rheins in den Niederlanden und breitete sich dann flussaufwärts aus (STÄRK 1956). Der Ablauf der Besiedlung der Lippe scheint unbekannt. Das FischInfo NRW enthält Nachweise aus den Jahren 1999 – 2009 flussaufwärts bis Lünen. 2017 und 2018 konnten nur zwischen Dorsten und der Mündung an wenigen Stellen Wollhandkrabben nachgewiesen werden (Abb. 328). Bei den Reusenkontrollen waren sie selten, in Auengewässern wurden sie gar nicht angetroffen.

Nach Auskunft von Anglern ist die Abundanz der Art in den letzten Jahren rückläufig.



LFV

Abb. 326: *Zwei kleine Wollhandkrabben aus den Reusenkontrollen am Wehr Buddenburg*



LFV

Abb. 327: *Wollhandkrabbe aus der Lippemündung bei Wesel*

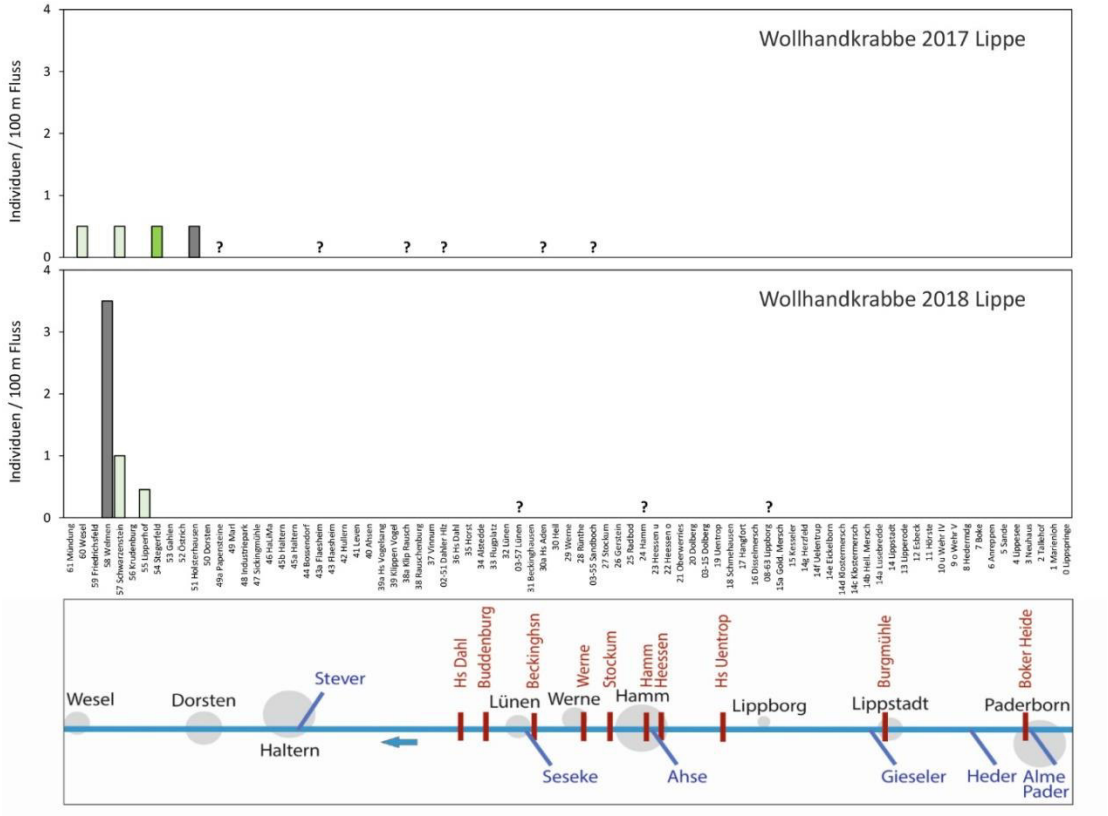


Abb. 328: *Verbreitung und Häufigkeit der Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis) 2017 und 2018 in der Lippe (tagsüber); Probestrecke in der Lippe: ausgebaut, entfesselt, naturnah; **?** im betreffenden Jahr nicht untersucht; / Nachweis / kein Nachweis im betreffenden Stillgewässer*

5.4.66 FFH-Arten der Fische und Rundmäuler in den FFH-Gebieten der Lippeaue

Von der Quelle bis zur Mündung sind an der Lippe 11 FFH-Gebiete mit insgesamt 21 Teilflächen ausgewiesen - mit einer Gesamtlänge von 145,8 km der Lippe (Tab. 19), das sind rund 66 % des Flusses. Nicht überall umfassen die Schutzgebiete jedoch die komplette rezente Aue. Außerdem sind die Gebiete vielfach mosaikartig entlang des Flusses verteilt. So besteht das mit etwa 37 km Lippe zweitgrößte FFH-Gebiet DE-4314-302 "Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf" aus sieben Teilflächen, die durch andere FFH-Gebiete oder nicht ausgewiesene Fluss- und Auenabschnitte voneinander getrennt sind. Die sieben Teilflächen liegen zwischen Lippstadt-Eickelborn und Lünen-Alstedde auf einer Gesamtstrecke von 71 Fluss-Kilometern. Auf dieser Strecke befinden sich sieben z.T. unüberwindbare Wehre, die den Lebensraum zerteilen, außerdem Einleitungen verschiedener großer Kläranlagen, von Kanal- und Grubenwasser. Als Folge davon bilden die FFH-Arten nicht in jeder Teilfläche des FFH-Gebietes sich selbst reproduzierende Populationen aus bzw. die Arten fehlen in einigen Teilabschnitten ganz.

Die aus Sicht des Schutzes von Fisch- und Rundmaularten unpraktische Abgrenzung der FFH-Gebiete kommt dadurch zustande, dass zunächst einige aus anderen Schutzgründen besonders wertvolle Abschnitte der Lippeaue als Naturschutzgebiete bzw. FFH-Gebiete ausgewiesen und in einem zweiten Schritt einige der Lücken zwischen diesen Gebieten geschlossen wurden. Für einige FFH-Gebiete wurden schließlich (teilweise) auch Fische und Rundmäuler als „Erhaltungsziele“ aufgenommen, wo Vorkommen der FFH-Arten bekannt waren. Diese Auflistungen beziehen sich offenbar jeweils auf ein komplettes Gebiet, was aber nicht bedeutet, dass eine Art auf jeder Teilfläche vorkommt.

Aufgrund dieser Gegebenheiten macht es keinen Sinn, die Bestände der FFH-Arten für jede Teilfläche eines FFH-Gebietes getrennt zu diskutieren.

Tab. 19: *FFH-Gebiete entlang der Lippe mit Vorkommen von Fisch- und Rundmaularten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (***x** *Art als „Erhaltungsziel“ aufgeführt; leuchtend grün: Art kommt zumindest in einem Teilbereich des Gebietes in einem sich selbst erhaltendem Bestand vor; hellgrün: Art kommt vor, Bestand scheint aber nicht gesichert; gelb: kein Vorkommen, allenfalls (verdriftete) Einzelexemplare)*

FFH-Gebiet	Länge [km]	Anzahl Teil-flächen	Kreis	Flussneunauge	Bachneunauge	Bitterling	Steinbeißer	Groppe
DE-4306-302 "NSG-Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung"	0,0	1	WES	-	-	-	-	-
DE-4306-301 "NSG Lippeaue bei Damm u. Bricht und NSG Loosenberge, nur Teilflächen"	6,6	1	WES	x	-	-	-	-
DE-4209-302 "Lippeaue"	63,0	1	RE, UN	x	-	-	-	-
DE-4314-302 "Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf"	36,8	7	UN, HAM, SO, WAF	x	x	-	x	x
DE-4311-301 "In den Kämpen, Im Mersche und Langerner Hufeisen"	4,5	3	UN	x	x	-	-	-
DE-4311-302 "Disselkamp, Lippeaue südlich Waterhues und Unterlauf Beverbach"	2,9	2	UN	x	-	-	-	-
DE-4312-301 "Lippe zwischen Hamm und Werne"	2,1	2	UN, HAM	-	-	-	-	-
DE-4213-301 "Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm"	16,3	1	HAM, SO, WAF	-	-	-	-	x
DE-4315-301 "Lusebredde, Hellinghäuser Wiesen und Klostermersch"	10,2	1	SO, WAF	-	x	-	x	x
DE-4317-303 "Heder mit Thüler Moorkomplex"	1,0	1	PB	-	-	-	-	-
DE-4218-301 "Tallewiesen"	2,4	1	PB	-	-	-	-	-
	145,8	21						

In sieben der 11 FFH-Gebiete entlang der Lippe sind Fisch- oder Rundmaularten als „Erhaltungsziele“ aufgeführt. Es sind die folgenden vier Arten: Flussneunauge, Bachneunauge, Steinbeißer und Groppe. Nur das Gebiet DE-4314-302 "Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf" nennt alle vier Arten.

Insgesamt konnten 2017 und 2018 von der Quelle bis zur Mündung der Lippe die folgenden Fisch- und Rundmaularten des Anhangs II der FFH-Richtlinie nachgewiesen werden:

- Rapfen (*Aspius aspius*),
- Rheingroppe (*Cottus* cf. *rhenanus*),
- „Stachelgroppe“ (*Cottus* cf. *rhenanus* x *perifretum*),
- Steinbeißer (*Cobitis taenia*),
- Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*),
- Bachneunauge (*Lampetra planeri*),
- Meerneunauge (*Petromyzon marinus*),
- Bitterling (*Rhodeus amarus*),
- Atlantischer Lachs (*Salmo salar*).

Rapfen und Stachelgroppe sind nicht autochthon und werden daher nicht weiter behandelt. Das Meerneunauge kommt im Unterlauf der Lippe vor, ist aber so selten, dass die Art nicht als „Erhaltungsziel“ genannt wurde, zumal der mündungsnahe Teil des kiesigen Unterlaufes der Lippe nicht als FFH-Gebiet ausgewiesen ist. Deshalb fehlen auch die nach Wiedereinbürgerungsmaßnahmen noch nicht wieder in der Lippe etablierten Arten Maifisch und Schnäpel als Erhaltungsziele, die ebenfalls in diesem Abschnitt geeignete Habitate finden würden. Der Lachs kommt bisher (wahrscheinlich) nur als „Streuner“ in der Lippe vor, allerdings wurde 2018 ein möglicher Junglachs am Wehr Buddenburg gefangen (s. Kap. 5.4.46).

Der Bitterling dagegen ist einheimisch und in der Lippeaue recht weit verbreitet und wird daher bei der nachfolgenden Betrachtung der einzelnen FFH-Arten berücksichtigt, obwohl er bisher nicht als „Erhaltungsziel“ auftaucht.

Der Schlammpeitzger kam einst in der Lippe bzw. der Lippeaue vor, fehlt aber heute. Kapitel 5.4.38 enthält Vorschläge zur Wiederansiedlung der FFH-Art in zwei Abschnitten der Lippeaue: Abschnitt Lippstadt bis Hamm-Ost mit seinen umfangreichen Renaturierungen und das Bergsenkungsgebiet HaLiMa bei Marl.

Groppe (*Cottus* spec.), bzw. Rheingroppe (*Cottus* cf. *rhenanus*) und Stachelgroppe (*Cottus* cf. *perifretum* x *rhenanus*)

Die Groppe (in den Standarddatenbögen noch als „*Cottus gobio*“ nicht weiter differenziert) ist für drei FFH-Gebiete der Lippeaue benannt: DE-4315-301 „Lusebredde, Hellinghäuser Wiesen und Klostermersch“, DE-4314-302 „Teilabschnitte Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf“ und DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“.

Bei der vorliegenden Untersuchung der gesamten Lippe von der Quelle bis zur Mündung 2017 und 2018 zeigte sich, dass eine zusammenhängende Population der Rheingroppe (*Cottus* cf. *rhenanus*) zwischen Bad Lippspringe und etwa Welver-Hangfort existiert. Die Groppe weist ihre höchsten Abundanzen in der „Forellenregion“ des Oberlaufes (Kreis Paderborn) auf, sie sinken in der „Äschenregion“ bis Lippstadt allmählich ab und sind in der „Barbenregion“ unterhalb von Lippstadt recht niedrig (s. Kap. 5.4.54.2), was auch dem natürlichen Zustand entsprechen dürfte.

Der „hervorragende Zustand“ einer Groppenpopulation (Erhaltungszustand A) ist nach BfN & BLAK (2017) als eine Dichte von mindestens 0,3 vorjährigen (1+) und älteren Individuen pro m² definiert, der „gute Zustand“ (B) als eine Dichte von ≥ 0,1 bis < 0,3 mindestens vorjährigen lndividuen pro m². In der Lippe sind jedoch diesjährige (0+) Groppen anhand einer Längen-Häufigkeitsverteilung nicht

immer von älteren Tieren zu trennen; die Längen-Häufigkeiten aller Altersklassen zusammen können zwei markante Gipfel aufweisen, die 0+ und ältere Fische trennen (Abb. 329 oben) oder eine durchgehende Kurve bilden (Abb. 329 unten). Die Ursachen für diese Unterschiede wurden nicht untersucht.

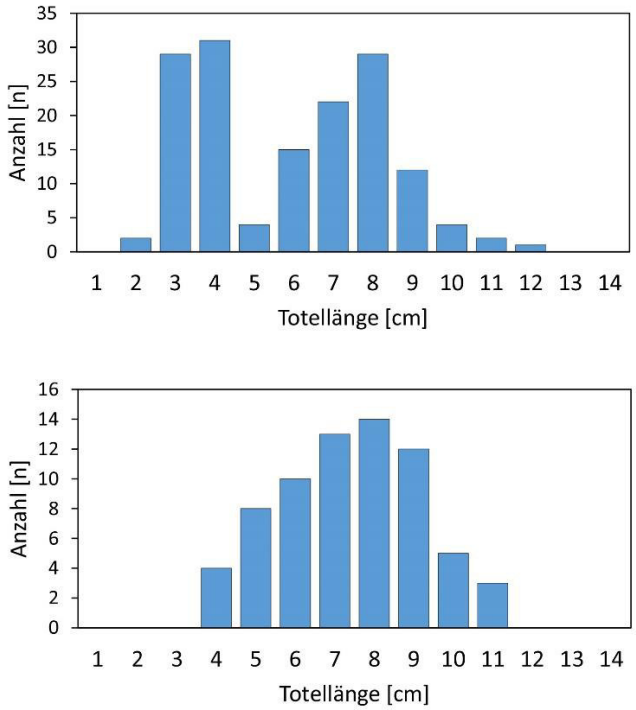


Abb. 329: *Längen-Häufigkeitsverteilungen der Groppe an zwei Probestrecken in der Lippe 2018: oben: Probestrecke 0 in Paderborn-Bad Lippspringe am 20.08.2018; unten: Probestrecke 7 bei Delbrück-Boke am 01.10.2018*

Im „Forellentyp“ der Lippe ist die Groppendichte hoch. An Probestrecke 0 wurden 200 m des etwa 5 m breiten Gewässers befischt, also insgesamt 1.000 m², auf denen im Jahr 2018 401 Groppen im Alter von 1+ und älter gefangen wurden, was eine Dichte von 0,4 adulten Individuen pro m² und damit einen „hervorragenden Zustand“ (A) ergibt; allerdings ist der Forellentyp der Lippe nicht als FFH-Gebiet ausgewiesen.

Die größere Breite der Lippe an den flussabwärts folgenden Probestrecken und geringere Fangzahlen von Groppen lassen die Dichte adulter Fische auf etwa 0,1 Tiere pro m² sinken, was allenfalls dem „guten Erhaltungszustand“ (B) entspricht.

Im „Äschentyp Lippe“ und „Barbentyp Lippe“ liegt die Dichte adulter Groppen auch in naturnahen Abschnitten fast immer deutlich unter 0,1 adulten Tiere pro m². Auch unter natürlichen Bedingungen wären die Abundanzen hier wahrscheinlich nicht viel höher, da die Groppe ihren Schwerpunkt in der „Forellenregion“ hat und bachabwärts durch die Konkurrenz anderer Arten seltener ist. In den FFH-Gebieten DE-4315-301 und DE-4314-302 im „Barbentyp Lippe“ dürfte damit die Abundanzstufe „C“ (oder eventuell „B“?) für die Groppe typisch sein, während „A“ nicht erreichbar scheint. Hier ist es sinnvoll, die Bewertung für Groppen-Abundanzen für Gewässerabschnitte außerhalb der „Forellenregion“ zu modifizieren, so dass auch z.B. für Groppen in der „Barbenregion“ der gute Zustand erreichbar wird.

Die Rheingroppe fehlt bis auf hin und wieder auftauchende Einzelexemplare derzeit im Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“, obwohl sie natürlicherweise auch hier in wahrscheinlich ähnlichen Dichten wie direkt flussaufwärts leben würde. In diesem FFH-Gebiet ist die Groppe damit tatsächlich in die Bewertungsstufe „C“ einzuordnen, wofür v.a. die Stauhaltungen verantwortlich sein dürften.

Für eine gute Habitatqualität für die Groppe fordern BfN & BLAK (2017) einen mindestens zu 90 % mit Grobsubstrat bedeckten Gewässergrund. Die Lippesohle in den drei oben genannten FFH-Gebieten besteht überwiegend aus Sand und Mergel und würde auch im Naturzustand relativ wenig Grobsubstrat in Form von Kies oder Steinen aufweisen, was nur eine Einstufung in Habitatqualität „C“ zulässt. Hier wäre eine Änderung der Definition der Habitatqualität zu erwägen, denn Groppen kommen natürlicherweise auch in Sandbächen z.B. der Senne vor. Selbst bei hohen Abundanzen wäre hier aber nach den geltenden Vorgaben stets nur der Erhaltungszustand „C“ zu erreichen. Das macht biologisch keinen Sinn, denn die Groppe ist keine lithophile Art, die Kies zum Ablaichen benötigt.

Beeinträchtigungen der Groppe in der Lippe zwischen Lippstadt und Hangfort sind wahrscheinlich als „B“ einzustufen, zwischen Hangfort und Hamm-Heessen durch die Stauhaltungen als „C“.

Insgesamt lassen also die Vorgaben von BfN & BLAK (2017) selbst für die natürliche (oder die renaturierte) Lippe in der „Barbenregion“ bzw. dem „Barbentyp Lippe“ keine Ausprägung des guten Zustands für die Groppe zu. Ohne eine Änderung der Vorgaben können weitere Optimierungsmaßnahmen zwar eventuell die Groppenpopulation fördern, aber die Einstufung des Erhaltungszustands über die Kategorie „C“ hinaus nicht verbessern.

Die Scheldegroppe (*Cottus perifretum*) oder ein Bastard dieser Art mit der Rheingroppe (*Cottus perifretum* x *Cottus rhenanus*) gelangte offenbar aus dem Datteln-Hamm-Kanal in die Lippe bei Hamm, ist hier aber nicht autochthon und konnte sich bisher auch nicht etablieren (s. Kap. 5.4.53.1).

Die wichtigsten Hilfsmaßnahmen für die Rheingroppe in den FFH-Gebieten in der Lippe, in denen die Art ein „Erhaltungsziel“ ist, sind:

- Aufgabe der Stauhaltungen der Wehre Uentrop und Heessen, so dass die derzeit gestaute Lippe wieder frei fließt und dadurch Habitate für die rheophile Art im FFH-Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“ bietet, wo sich derzeit kein reproduzierender Groppenbestand befindet;
- Erweiterung der Kläranlagen im Einzugsgebiet (v.a. Bad Lippspringe, Paderborn-Sande und Lippstadt) um eine vierte Reinigungsstufe, die Mikroschadstoffe wie Medikamentenrückstände entfernt, da die Groppe zu den Arten gehört, die als besonders empfindlich gegen Wasserverschmutzungen gelten (z.B. LELEK 1987).

Steinbeißer (*Cobitis taenia*)

Der Steinbeißer ist für die FFH-Gebiete DE-4315-301 „Lusebredde, Hellinghäuser Wiesen und Klostermersch“ und DE-4314-302 „Teilabschnitte Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf“ benannt, nicht aber für das FFH-Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“, obwohl er (mittlerweile) auch dort vorkommt.

Der Verbreitungsschwerpunkt des Steinbeißers in der gesamten Lippe und ihrer Aue von der Quelle bis zur Mündung liegt im Abschnitt zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen (Kap. 5.4.37), also in den drei oben genannten FFH-Gebieten.

Bei den Elektrobefischungen 2017 und 2018 wurden in einigen naturnah umgestalteten Probestrecken der Lippe in den FFH-Gebieten DE-4315-301 und DE-4213-301 hohe Abundanzen des Steinbeißers ermittelt, die dem guten Zustand (Erhaltungszustand „B“) nach BfN & BLAK (2017) entsprechen dürften. Eine Umrechnung der Fänge in Individuen pro m², wie von BfN & BLAK (2017) vorgesehen, ist allerdings bei den vorliegenden Daten nicht eindeutig, da sie aus Streckenbefischungen stammen – zudem ist nicht klar, ob jeweils die gesamte befischte Strecke bewertet wird oder nur „geeignete Habitate“ (und wie diese ggf. abzugrenzen sind). Das zweite Kriterium für einen guten oder sehr guten Zustand der Population ist jedenfalls fast immer erfüllt, nämlich der Nachweis von zwei oder mehr Altersgruppen.

In beiden genannten FFH-Gebieten DE-4315-301 und DE-4213-301 leben außerdem z.T. kopfstarke Steinbeißerbestände in Auengewässern, und zwar sowohl in ständig als auch in nur zeitweise mit der Lippe verbundenen Gewässern, z.B. in Altarmen, Altwassern und neu angelegten Flutrinnensystemen. BfN & BLAK (2017) nennen jedoch eine Erfassungsmethodik für den Steinbeißer nur für Fließgewässer.

Habitatqualität und Beeinträchtigungen erreichen in beiden Gebieten die mittlere Stufe „B“.

Im Gebiet DE-4314-302 ist die Situation in der Lippe bedingt durch den größeren Anteil von Ausbaustrecken insgesamt ungünstiger und entspricht wohl dem Erhaltungszustand „C“, allerdings existieren auch hier einige vom Steinbeißer besiedelte Auengewässer mit Populationen, die wahrscheinlich als Erhaltungszustand „B“ einzustufen wären.

Die wichtigsten Hilfsmaßnahmen für den Steinbeißer in der Lippe und ihrer Aue sind:

- Weiterführung der Renaturierungs- und Entfesselungsmaßnahmen;
- Wiederherstellung der Vernetzung von Fluss und Aue;
- Wiederherstellung von Flutrinnensystemen und anderen Auengewässern,
- Zulassen der Auflockerung von Wasserpflanzenbeständen z.B. durch Gewässerdynamik, Weidetiere oder Wasservögel.

Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)

Das Flussneunauge ist für fünf FFH-Gebiete benannt (s. Tab. 19), wobei das Gebiet DE-4314-302 „Teilabschnitte Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf“ am weitesten flussaufwärts liegt. Es enthält einzelne Teilabschnitte der Lippe zwischen Lippstadt-Eickelborn und Lünen-Alstedde. Im FFH-Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“ fehlt dagegen eine Nennung des Flussneunauges, obwohl dieser Auenabschnitt zwischen Teilflächen des vorgenannten FFH-Gebietes liegt. Es bleibt also unklar, wie weit flussaufwärts das Vorkommen der Art für die Nennung im NATURA-2000-System angenommen wurde.

Folgende Flussneunaugennachweise von der Lippestrecke zwischen Hamm-Schmehausen und Lünen-Alstedde liegen vor (s. Kap. 5.4.2):

- Wehr Buddenburg 2004: Fang von vier adulten Flussneunaugen bei einer Funktionskontrolle des Fischaufstiegs am Wehr;
- Wehr Beckinghausen 1998-2000: Fang von bis zu 700 adulten Individuen bei Funktionskontrollen des Fischaufstiegs am Wehr;
- Werne ca. 1890: historisch belegtes Vorkommen;
- Wehr Stockum 2008: Beobachtung von ca. 40 adulten Individuen, die sich vergeblich bemühten, den ungeeigneten Fischaufstieg des Wehrs zu überwinden;

- Hamm-Heessen ca. 1925: Beobachtung mehrerer adulter Individuen;
- Hamm-Schmehausen 2009: mehr als 50 abwandernde Transformer (sehr wahrscheinlich Flussneunaugen) in der Kühlwasserentnahme des Kraftwerks Westfalen.

Bei den Befischungen 2017 und 2018 wurden keine Transformer oder adulten Flussneunaugen zwischen den Wehren Heessen und Buddenburg gefangen. Die wenigen 2017 auf diesem Abschnitt nachgewiesenen Querder können sowohl Bach- als auch Flussneunaugen gewesen sein.

Sichere Flussneunaugen konnten 2017 und 2018 in der Lippe zwischen dem Wehr Buddenburg und der Mündung an mehreren Probestrecken gefangen werden (s. Kap. 5.4.2), während die Nachweise flussaufwärts alle älter sind und die Existenz eines sich selbst erhaltenden Bestands hier unwahrscheinlich ist. Damit ist der Erhaltungszustand der Art in den FFH-Gebieten DE-4311-302 „Disselkamp, Lippeaue südlich Waterhues und Unterlauf Beverbach“, DE-4311-301 „In den Kämpen, im Mersche und Langerner Hufeisen“ sowie DE-4314-302 „Teilabschnitte Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf“ „C“ (mittel bis schlecht).

Für die FFH-Gebiete DE-4209-302 „Lippeaue“ und DE-4306-301 „NSG Lippeaue bei Damm und Bricht und NSG Loosenberge“, in denen relativ viele aktuelle Nachweise des Flussneunauges erbracht werden konnten, muss der Erhaltungszustand der Art anhand ihrer Abundanz bestimmt werden. Die Unterscheidung von Bach- und Flussneunaugen ist nur bei Transformern (gerade aus der Larvenform umgewandelten Individuen im Spätsommer und Herbst) bzw. bei adulten Tieren am Laichplatz möglich, nicht aber bei Larven, den Querdern. Da in der Lippe beide Arten nebeneinander vorkommen (können), ist die vom BfN & BLAK (2017) empfohlene Bestandserfassung von Flussneunaugen-Querdern zur Ermittlung des Erhaltungszustands der Art nicht möglich. Laichgrubenzählungen als alternative Erfassungsmethode sind in der Lippe schwierig und fanden im Auftrag des LANUV nur ausnahmsweise statt.

Wertet man alle zwischen Wehr Buddenburg und der Mündung 2017 und 2018 gefangenen Querder und Transformer als Flussneunaugen, so übersteigt nur die Fangzahl an einer Probestrecke im Jahr 2017 die von BfN & BLAK (2017) gesetzte Schwelle vom mittleren bis schlechten Erhaltungszustand der Art („C“) zum guten Zustand („B“): die Probestrecke 40 bei Ahsen. Alle anderen Probestrecken überschreiten den für Streckenbefischungen vorgegebenen Wert von mehr als 5 Individuen / 100 m Befischungsstrecke nicht. Damit dürfte der Erhaltungszustand des Flussneunauges für beide FFH-Gebiete nur „C“ sein.

Während die Beeinträchtigungen der Wandergewässer in den beiden FFH-Gebieten DE-4209-302 „Lippeaue“ und DE-4306-301 „NSG Lippeaue bei Damm und Bricht und NSG Loosenberge“ gering in damit Erhaltungszustand „A“ sind, lässt sich die Habitatqualität des Lippeabschnitts als gut bis mittel („B“ bis „C“) einordnen: „Strukturreiche kiesige Abschnitte mit mittelstarker Strömung (Laichhabitate) und flache Abschnitte mit sandigem Substrat und mäßigem Detritusanteil (Aufwuchshabitate)“ sind hier „regelmäßig vorhanden, in Teilabschnitten fehlend, die Vernetzung der Habitate ist nur teilweise unterbrochen“.

Die wichtigsten Hilfsmaßnahmen für das Flussneunauge in der Lippe sind:

- die Beseitigung der Wanderhindernisse – dabei ist das Wehr Stockum (Fluss-Kilometer 116,6), das keine Funktion mehr hat, besonders störend, denn bis zu dieser Stelle konnten adulte Flussneunaugen in der Vergangenheit vordringen. Ein funktionsfähiger Fischaufstieg existiert an diesem Wehr nicht, auch kein Abstieg. Spätestens hier enden außer bei extremem Hochwasser derzeit alle Versuche von aufstiegswilligen Fischen und Rundmäulern in der Lippe;

- Aufgabe der Stauhaltungen der Wehre Uentrop, Heessen, Hamm, Stockum, Werne-Rünthe, Beckinghausen, Buddenburg und Dahl, so dass wieder Fließstrecken und eventuell Kiesbänke als Laichhabitate entstehen;
- Weiterführung der Renaturierungs- und Entfesselungsmaßnahmen.

Bachneunauge (*Lampetra planeri*)

Das Bachneunauge ist für die FFH-Gebiete DE-4315-301 „Lusebredde, Hellinghäuser Wiesen und Klostermersch“ und DE-4314-302 „Teilabschnitte Lippe – Unna, Hamm, Soest, Warendorf“ benannt, nicht aber für das FFH-Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“, obwohl es auch dort vorkommt (s. Kap. 5.4.3). Die FFH-Gebiete DE-4317-303 „Heder mit Thüler Moor Komplex“ und DE-4218-301 „Tallewiesen“ liegen im Verbreitungsgebiet der Art; hier fanden allerdings 2017 und 2018 keine Befischungen statt.

Die Unterscheidung von Bach- und Flussneunaugen ist nur bei Transformern (gerade aus der Larvenform umgewandelten Individuen im Spätsommer und Herbst) bzw. bei adulten Tieren am Laichplatz möglich, nicht aber bei Larven, den Querdern. Da in der Lippe beide Arten nebeneinander vorkommen (können), ist die vom BfN & BLAK (2017) empfohlene Bestandserfassung von Bachneunaugen-Querdern zur Ermittlung des Erhaltungszustands der Art nur flussaufwärts von Lippetal-Lippborg möglich, wo das Flussneunauge (wahrscheinlich) derzeit nicht vorkommt. Laichgrubenzählungen als alternative Erfassungsmethode fanden nicht statt und sind zudem in der Lippe schwierig.

An den meisten 2017 und 2018 untersuchten Probestrecken in der Lippe in den FFH-Gebieten DE-4315-301 und DE-4314-302 wurden bei Streckenbefischungen weniger als fünf Querder pro 100 m festgestellt (s. Kap. 5.4.2 und 5.4.3), was nach BfN & BLAK (2017) dem Erhaltungszustand „C“ (mittel bis schlecht) entspricht; in der renaturierten Klostermersch und in Goldsteins Mersch wurde dieser Wert jedoch überschritten, so dass hier der Erhaltungszustand „B“ (gut) erreicht wird. Habitatqualität und Beeinträchtigungen liegen in der mittleren Stufe, also ebenfalls „B“. Welche Einstufung für das Bachneunauge insgesamt in den beiden FFH-Gebieten einzusetzen ist, lässt sich nicht sicher entscheiden.

Im FFH-Gebiet DE-4213-301 „Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm“ ist das Bachneunauge nicht als „Erhaltungsziel“ benannt; es kommt aber vor und erreichte bei Dolberg 2018 eine Abundanz, die mit mehr als 5 Individuen / 100 m Streckenbefischung dem „guten Zustand“ (Erhaltungszustand B) entspricht; die anderen untersuchten Probestrecken sind nur als „C“ einzuordnen. Habitatqualität und Beeinträchtigungen liegen in der mittleren Stufe, also „B“.

Für das FFH-Gebiet DE-4311-301 „In den Kämpen Im Mersche und Langerner Hufeisen“ ist das Bachneunauge als Erhaltungsziel benannt, aber ein Vorkommen der Art ist fraglich; eventuell handelte es sich bei den gemeldeten Rundmäulern um Flussneunaugen, die in dem Gebiet ebenfalls als Erhaltungsziel aufgeführt sind.

Die wichtigste Hilfsmaßnahme für die Art in der Lippe ist:

- Weiterführung der Renaturierungs- und Entfesselungsmaßnahmen.

Bitterling (*Rhodeus amarus*)

Der Bitterling ist für keines der 11 FFH-Gebiete in der Lippeaue als Erhaltungsziel benannt, obwohl er (mittlerweile) zwischen Lippstadt und der Mündung vorkommt (s. Kap. 5.4.10).

In der Lippe selbst ist der Bitterling nur in Einzelexemplaren anzutreffen, aber in einigen Auengewässern wies er 2017 und 2018 kopfstarke Bestände auf, z.B. in der Hellinghauser Mersch bei Lippstadt, im Wortmann-Arm in Lippetal oder im Altarm Obrighoven und dem alten Lippehafen bei Wesel. Die Umrechnung in Individuen pro m² wie von BfN & BLAK (2017) gewünscht, ist allerdings mit den erzielten Ergebnissen nicht verlässlich möglich, da als CPUE-Einheit für die Befischungen der Stillgewässer Individuen pro 10 Minuten Befischungszeit gewählt wurde (s. Kap. 4.1.1).

Zumindest im Altarm Obrighoven (FFH-Gebiet DE-1306-302) dürfte jedoch die Grenze zum guten Erhaltungszustand (B) überschritten sein.

Habitatqualität und Beeinträchtigungen gehören in den FFH-Gebieten DE-4315-301, DE-4213-301 und DE-4314-302 in die Wertstufen „B“ oder sogar „A“, während sie in den restlichen vier Gebieten wohl eher als „C“ einzustufen sind.

Die wichtigsten Hilfsmaßnahmen für den Bitterling in der Lippeaue sind:

- Wiederherstellung der Vernetzung von Fluss und Aue;
- Wiederherstellung von Flutrinnensystemen und anderen – auch kleinen und nicht ständig mit dem Fluss verbundenen – Auengewässern;
- Wiederherstellung eines naturnahen Hochwasserregimes mit regelmäßigen Verbindungen zwischen Fluss und Auengewässern;
- Wiedervernässung der Auen und Wasserrückhaltung durch die Renaturierung kleiner Zuflüsse.

Fazit

Von den vier als Erhaltungsziele der FFH-Gebiete entlang der Lippe aufgeführten Fisch- und Rundmaularten befindet sich nur der Steinbeißer in einigen Gewässern der Gebiete DE-4314-302 und DE-4315-301 mit großer Wahrscheinlichkeit in einem guten Erhaltungszustand („B“) (Tab. 20), außerdem der Bitterling zumindest im Altarm Obrighoven im Gebiet DE-4306-302, für das er allerdings nicht gemeldet ist. Bei einigen anderen Arten und Gebieten lässt sich nicht sicher entscheiden, ob der Erhaltungszustand eher „B“ (gut) oder „C“ (mittel bis schlecht) ist (Tab. 20).

Tab. 20: *FFH-Gebiete entlang der Lippe mit einer groben Einschätzung des Erhaltungszustands der einheimischen Fisch- und Rundmaularten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (ohne sehr seltene Arten) gemäß BfN & BLAK (2017) (leuchtend grün: Art kommt zumindest in einem Teilbereich des Gebietes in einem sich selbst erhaltendem Bestand vor; hellgrün: Art kommt vor, Bestand scheint aber nicht gesichert; gelb: kein Vorkommen, allenfalls (verdriftete) Einzelexemplare)*

FFH-Gebiet	Länge [km]	Anzahl Teil-flächen	Kreis	Flussneunauge	Bachneunauge	Bitterling	Steinbeißer	Groppe
DE-4306-302 "NSG-Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung"	0,0	1	WES	-	-	B	-	-
DE-4306-301 "NSG Lippeaue bei Damm u. Bricht und NSG Loosenberge, nur Teilflächen"	6,6	1	WES	C-B	-	-	-	-
DE-4209-302 "Lippeaue"	63,0	1	RE, UN	C-B	-	C	C	-
DE-4314-302 "Teilabschnitte Lippe - Unna, Hamm, Soest, Warendorf"	36,8	7	UN, HAM, SO, WAF	C	C-B	B-C	B	C
DE-4311-301 "In den Kämpen, Im Mersche und Langerner Hufeisen"	4,5	3	UN	C	??	C	-	-
DE-4311-302 "Disselkamp, Lippeaue südlich Waterhues und Unterlauf Beverbach"	2,9	2	UN	C	-	?	-	-
DE-4312-301 "Lippe zwischen Hamm und Werne"	2,1	2	UN, HAM	-	-	C	-	-
DE-4213-301 "Lippeaue zwischen Hangfort und Hamm"	16,3	1	HAM, SO, WAF	-	C-B	C	C-B	C
DE-4315-301 "Lusebredde, Hellinghäuser Wiesen und Klostermersch"	10,2	1	SO, WAF	-	C-B	B-C	B	C
DE-4317-303 "Heder mit Thüler Moorkomplex"	1,0	1	PB	-	?	-	-	C
DE-4218-301 "Tallewiesen"	2,4	1	PB	-	?	-	-	C-B?
	145,8	21						

Folgende Handlungsempfehlungen lassen sich aus diesem Kapitel ableiten:

- Der Bitterling könnte als Zielart zumindest für die FFH-Gebiete DE-4306-302, 4314-302 und 4315-301 aufgenommen werden.
- Es ist sinnvoll, den kiesgeprägten Unterlauf der Lippe flussabwärts des FFH-Gebietes DE-4306-301 ebenfalls als NATURA-2000-Gebiet auszuweisen, u.a. wegen seiner Bedeutung für Fluss- und Meerneunauge sowie die (hoffentlich erfolgreiche) Etablierung von Maifisch und Schnäpel.
- Zumindest die naturnahen Abschnitte des Oberlaufes z.B. bei Marienloh, Tallehof und der Lippesee-Umgehung sollten ebenfalls FFH-Gebiete werden.
- Zumindest bei Befischungen in FFH-Gebieten sollten künftig alle gefangenen Neunaugen nach ihrem Entwicklungsstand (Querder, Transformer, Adultus) getrennt notiert und auf 5 mm genau vermessen werden, damit nachvollziehbare Daten generiert werden. Nicht alle Elektrofischer scheinen in der Neunaugenbestimmung firm zu sein.
- Zumindest in FFH-Gebieten sollten Groppen künftig auf 5 mm genau vermessen werden, damit 0+ und ältere Individuen sicher zu trennen sind - wenn eine zweigipflige Längen-Häufigkeitsverteilung vorliegt. Die Schätzung der Anteile durch die Elektrofischer erscheint nicht zuverlässig genug und ist außerdem später nicht nachvollziehbar.
- Bei der Groppe sollten die Beurteilungskriterien für den Erhaltungszustand in Gewässern abwärts der Forellenregion und ohne Kiesgrund erweitert werden.

5.5 Lippe: Bewertung der Fangergebnisse mit „fiBS“

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beurteilt den ökologischen Zustand von Fließgewässern anhand von Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos sowie Fischfauna. In diesem Kapitel sollen die Ergebnisse der Lippe-Befischungen Auskunft über den Zustand der Lippe im Hinblick auf Fische und Rundmäuler geben.

In Deutschland wird zur Bewertung des Zustands der Fisch- und Rundmaulfauna bei Untersuchungen für die WRRL das „fischbasierte Bewertungssystem“ (fiBS; DIEKMANN et al. 2005, DUßLING 2009) angewendet. Dieses Bewertungssystem setzt voraus, dass die Summe der an einer Probestrecke gefangenen Individuen minimal das 30-fache der Artenzahl der Referenzzönose beträgt. Die Referenzen der Fischgewässertypen in Nordrhein-Westfalen erarbeiteten NZO & IfÖ (2007). Auch bei sehr kleinen Fangzahlen, die unter dem von fiBS geforderten Wert liegen, rechnet das System eine Bewertung aus, die aber etwas niedriger ausfallen kann als bei hohen Fangzahlen.

Das fiBS-System erfüllt allerdings nicht alle Anforderungen, die die WRRL stellt (vgl. SCHÜTZ et al. 2005), nämlich die Fischfauna nach den folgenden Kriterien zu beurteilen:

- Artenzusammensetzung,
- Abundanz,
- Vorkommen typspezifischer störungsempfindlicher Arten,
- Altersstruktur.

fiBS wird wesentlich von den prozentualen Anteilen der „Leitfischarten“ bestimmt, das sind die Arten, die in der Referenzfischfauna einen prozentualen Anteil von mehr als 5 % aufweisen, also die häufigsten und oft auch euryöken Arten. Die Abundanz von Arten (also die Fangzahl im Bezug zur befischten Fläche oder Gewässerstrecke) wird nicht berücksichtigt, die typspezifischen störungsempfindlichen (meist seltenen) Arten spielen bei der Bewertung fast keine Rolle und die Altersstruktur ist nur bei den Leitarten wichtig. Eine gute Bewertung der Fischfauna einer Probestrecke ist nur erreichbar, wenn die durch Befischungen ermittelten Anteile der Leitarten den Anteilen in der Referenz sehr ähnlich sind.

Während das fiBS-Bewertungssystem im Mittelgebirge nachvollziehbare Ergebnisse liefert, ist es für die Beurteilung großer, v.a. artenreicher Fließgewässer im Flach- bzw. Tiefland oft weniger gut geeignet (s. SCHÜTZ et al. 2005). Der Grund dafür ist, dass der Anteil jeder Art die Anteile aller anderen Arten beeinflusst. Da die Fangzahlen fast aller Arten von der Menge der diesjährigen (0+) Fische abhängen, können zufällig gute oder schlechte Fortpflanzungsbedingungen einzelner Leitarten im Befischungsjahr erhebliche Auswirkungen auf die prozentuale Zusammensetzung der Gesamtfischfauna haben. Die Massenvermehrung einer Art verändert die Anteile auch aller anderen Arten, selbst wenn deren Abundanzen gleichbleiben. So erklärt sich, dass selbst beim Vorkommen aller Leitarten eine Übereinstimmung mit den Anteilen in der Referenzfauna selten vorkommt bzw. sich nur durch das „Poolen“ der Ergebnisse mehrerer Jahre erreichen lässt. Durch diese methodischen Schwierigkeiten ist der gute Zustand eines Flusses mit fiBS weniger leicht zu dokumentieren als der eines Baches.

Ein weiteres Problem stellen die vier in die Lippe eingewanderten Grundelarten dar. Sie sind im fiBS-System nicht vorgesehen und können nicht in die Fanglisten eingegeben werden. In Nordrhein-Westfalen beruht die amtliche Bewertung von Befischungsergebnissen auf einer fiBS-Berechnung ohne Grundeln. Für die Lippe bedeutet dies, dass an einigen Probestrecken mehr als 70 % aller gefangenen Individuen unberücksichtigt bleiben. Eine andere Methode, die u.a. am Rhein manchmal angewendet wird, ist es, die Grundeln hilfsweise als „Sonnenbarsche“ in die fiBS-Formulare einzutippen. Nachfolgend werden mit den Lippedaten beide Ansätze durchgerechnet.

Wie eine Berücksichtigung der Grundeln bei der Errechnung der fiBS-Bewertung aussehen könnte, erprobt derzeit die AG Fische der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Bisher ist nicht bekannt, ob die Grundeln zahlenmäßig einen Teil der zuvor vorhandenen Fische ersetzen und wenn ja, welche Arten in welchem Umfang betroffen sind – oder ob die Grundelzahlen mehr oder weniger zu der „ursprünglichen" Fischfauna addiert wurden, die Abundanzen der Arten also kaum verändern. Zumindest die in der Lippe häufigste Grundelart, die Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*), besetzt als Molluskenspezialist möglicherweise eine zuvor freie Nische.

Trotz der geschilderten Unzulänglichkeiten des fiBS-Systems und der offenen Fragen zur Behandlung der Grundeln wurden für das Befischungsjahr 2018 die fiBS-Werte (Version 8.1.1) für die Fangergebnisse aller Probestrecken in der Lippe berechnet – einmal ohne Grundeln und einmal mit Berücksichtigung der Grundeln als „Sonnenbarsche". Bei der zweiten Methode wurden die von fiBS geforderten Minimal-Fangzahlen meist erreicht, beim Weglassen der Grundeln jedoch oft nicht.

In den fiBS-Tabellen ist für jede Art nicht nur die Fangzahl, sondern auch die Zahl der davon diesjährigen (0+) Individuen anzugeben. Bei den Arten, bei denen die 0+ Tiere nicht aus den Längen-Häufigkeitsverteilungen abgelesen werden können wie Schmerle, Dreistachliger Stichling, Zwergstichling und in der Lippe meist auch Groppe (s. Kap. 5.4.66) wurden jeweils die Hälfte der Fänge als 0+ eingetragen.

Die Lippe ist von der Quelle bis zur Mündung in vier Fischgewässertypen eingeteilt, die zwischen vier und acht Leitarten (in der Reihenfolge der Höhe ihrer Anteile) aufweisen sollen:

- FiGt 05 oberer Forellentyp Tiefland: Schmerle, Groppe, Bachforelle, Dreistachliger Stichling;
- FiGt 22 Äschentyp Lippe: Groppe, Bachforelle, Äsche, Elritze;
- FiGt 23 Barbentyp Lippe: Hasel, Gründling, Rotauge, Ukelei, Nase, Döbel, Barbe;
- FiGt 24 Brassentyp Lippe: Rotauge, Ukelei, Flussbarsch, Gründling, Brassen, Kaulbarsch, Hasel, Steinbeißer.

In Abbildung 330 sind die Ergebnisse der Berechnungen nach fiBS **ohne Grundeln** dargestellt.

Nur sieben (9 %) der 78 Probestrecken erreichen den guten Zustand und 28 (36 %) den mäßigen Zustand, alle anderen (55 %) sind als „unzureichend" oder „schlecht" bewertet. Das ist recht enttäuschend für einen Fluss, in dem fast alle ursprünglich nachgewiesenen Arten (wieder) vorkommen und an dem so umfangreiche Optimierungsmaßnahmen gelaufen sind. Für die schlechten Ergebnisse der Bewertung gibt es mehrere Gründe:

- An vielen Abschnitten der Lippe sind Lebensräume und Habitatstrukturen tatsächlich in einem so schlechten Zustand, dass ursprünglich häufige oder charakteristische Arten nicht überleben können oder extrem selten sind bzw. sich nicht in ausreichendem Maß fortpflanzen.
- Die Referenzfischfaunen wurden 2007 nach dem Stand der Wissenschaft erstellt, aber neue Erkenntnisse zeigen, dass sie überarbeitsbedürftig sind (s.u.).
- Ein Fluss wie die Lippe mit einer großen Zahl von Leitarten kann im fiBS-System nur im Durchschnitt mehrerer Jahre sicher eine gute Bewertung erhalten, weil nur dann Zufallswerte von Einzeljahren im Mittelwert keine Rolle spielen.
- Probestrecken v.a. in mittelgroßen und großen Flüssen unterscheiden sich z.T. stark voneinander – aus natürlichen Ursachen und durch menschliche Eingriffe. So kann eine Kiesbank in einem sandgeprägten Fluss zu einer Konzentration lithophiler Arten führen, die nicht der „typischen" oder mittleren Referenzfischfauna des Gesamtabschnitts entspricht, aber dennoch für das Vorkommen bestimmter Arten im gesamten Flussabschnitt essenziell ist.

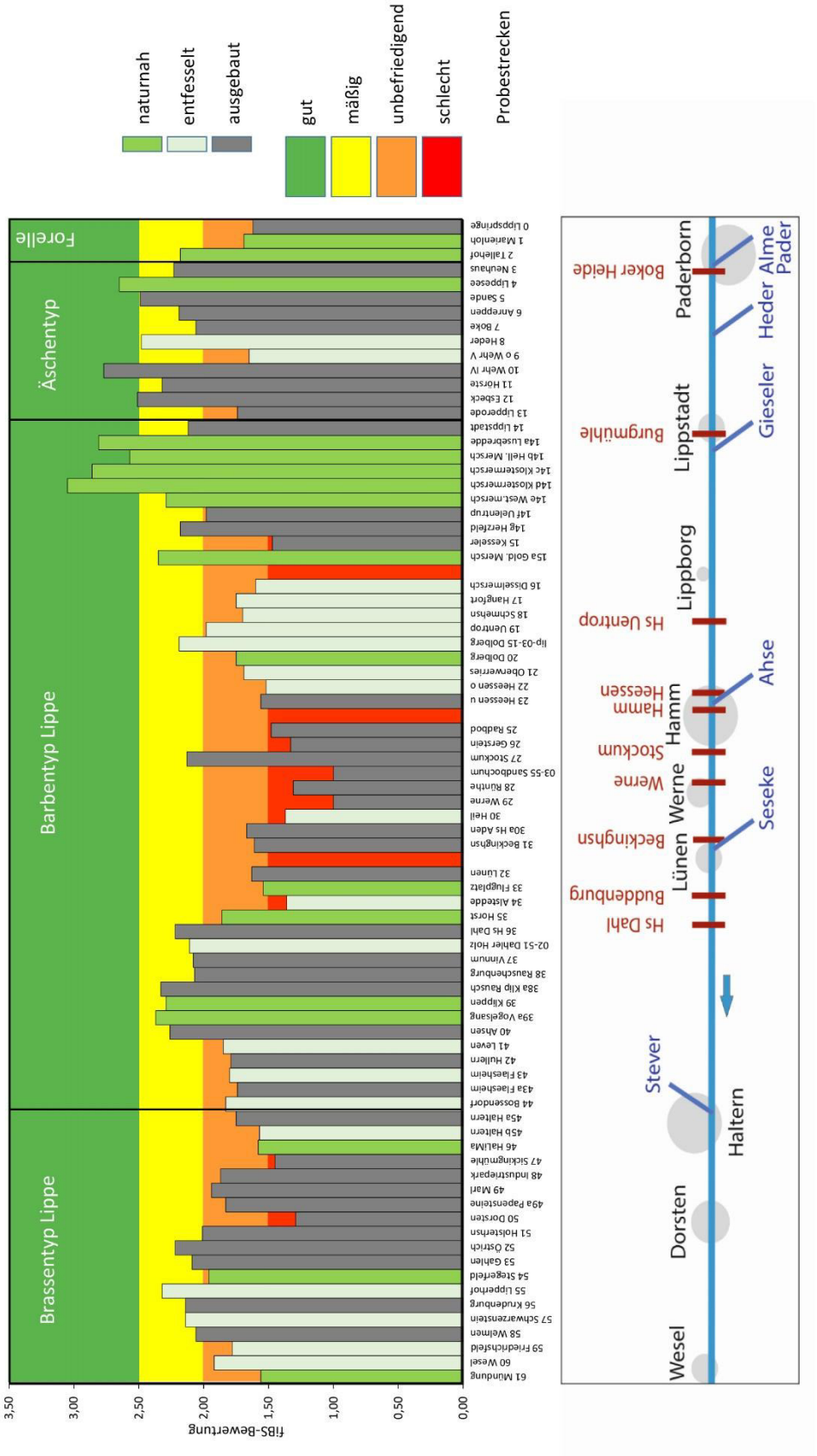


Abb. 330: *Bewertung der Befischungsergebnisse der einzelnen Probestrecken in der Lippe 2018 (nur tagsüber) mit dem „fischbasierten Bewertungssystem" fiBS* ***ohne Berücksichtigung der gefangenen Grundeln***

Nachfolgend werden die fiBS-Ergebnisse (**ohne Grundeln**) einiger ausgewählter Probestrecken näher analysiert:

Probestrecken 0 bis 1 (Oberlauf)

Der Oberlauf der Lippe ist dem Fischgewässertyp FiGt 05 oberer Forellentyp Tiefland zugeordnet. In dessen Referenzfischfauna wird die Schmerle als Art mit dem höchsten prozentualen Anteil angenommen. Während dies für Forellenbäche des Münsterlands passend sein kann, ist es das für die kühlen Karstquellbäche am Fuß von Haarstrang, Paderborner Hochfläche und Teutoburger Wald nicht, da sie im Sommer zu kalt für Schmerlen sind.

Wenn der fiBS-Wert der Probestrecken 0 bis 1 nach dem besser passenden (aber auch nicht „richtigen“) Fischgewässertyp FiGt 02 „unterer Forellentyp Mittelgebirge“ ausgerechnet wird, erhält man folgende Ergebnisse:

- Probestrecke 0: 2,64 „gut“ (berechnet nach FiGt 05: 1,62 „unbefriedigend“),
- Probestrecke 1: 2,96 „gut“ (berechnet nach FiGt 05: 1,69 „unbefriedigend“),
- Probestrecke 2: 2,88 „gut“ (berechnet nach FiGt 05: 2,18 „mäßig“).

Die Fischgewässertypen im Flach- und Tiefland und insbesondere die für die Karstquellbäche sollten überprüft und ggf. optimiert werden.

Probestrecke 10 (Wehr IV bei Lippstadt-Garfeln)

Der gute Zustand der Fischfauna dieser ausgebauten Strecke kommt durch die Ausbildung einer flach überströmten Kiesbank unterhalb des alten Kulturwehrs IV zustande, auf der die Referenzarten in „passenden“ Anteilen vorkamen.

Probestrecken 14a bis 14d (renaturierte Lippe zwischen Lippstadt und Eickelborn)

Die vier Probestrecken befinden sich in den Renaturierungsstrecken zwischen Lippstadt und Eickelborn. Hier ist die Zusammensetzung der festgestellten Fischfauna der Referenz sehr ähnlich (vgl. Abb. 58 in Kap. 5.2.2.1), die gute Bewertung ist berechtigt.

Probestrecke 14e (Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn)

Diese Probestrecke liegt komplett an Mergelschwellen, die bei der Renaturierung des betreffenden Lippeabschnitts freigelegt wurden. Hier sind die Anteile rheophiler Arten höher als an anderen Probestrecken, die Anteile der anderen Arten dafür niedriger. Mergelschwellen gehören zu den natürlichen Habitatstrukturen der Lippe, aber im fiBS-System ergeben solche natürlichen Sonderstandorte überwiegend schlechte Bewertungen, weil die prozentualen Anteile der Arten hier nicht den erwarteten Durchschnittswerten entsprechen.

Mit zunehmender Größe von Fließgewässern steigt offenbar die Tendenz der Probestrecken, durch natürliche individuelle Eigenschaften vom Mittelwert abzuweichen. Die Auswahl von Probestrecken z.B. für das Monitoring der Wasserrahmenrichtlinie erfordert daher eine sehr genaue Kenntnis des zu beurteilenden Wasserkörpers. Empfehlenswert ist es, für jeden Wasserkörper mehrere Probestrecken zu untersuchen und die Ergebnisse zu poolen, was fiBS ausdrücklich erlaubt.

Probestrecken 21 bis 35 (Stadt Hamm und Kreis Unna)

Dieser Lippeabschnitt ist nahezu komplett durch Wehre eingestaut. Die Probestrecken erreichen mit einer Ausnahme nur schlechte und unbefriedigende Bewertungen. Die wesentlich schlechtere Beurteilung der Staustrecken im Vergleich zu den frei fließenden Strecken flussauf- und flussabwärts im Barbentyp Lippe sind ein sehr deutliches Signal für den sehr negativen Einfluss der Stauhaltungen.

Dieses Bild ist in der fiBS-Berechnung mit Grundeln als „Sonnenbarsche“ sogar noch deutlicher (s. Abb. 331).

Probestrecken 52 bis 61 (Unterlauf)

Ab Probestrecke 52 (Östrich) nach flussabwärts besteht die Sohle der Lippe zu wesentlichen Teilen aus Kies (s. Kap. 3.3). Innerhalb des Brassentyps Lippe (FiGt 24) weisen diese Probestrecken überwiegend bessere Bewertungen auf als diejenigen flussaufwärts. Der fiBS-Mittelwert der „Sandstrecken“ des Brassentyps (Probestrecken 45 bis 51) beträgt 1,70 („unbefriedigend“), der der „Kiesstrecken“ dagegen 2,02 („mäßig“). Der Unterschied kommt nicht durch eine größere Zahl naturnaher oder entfesselter Probestrecken auf dem Abschnitt mit Kiessohle zustande.

Es wäre zu diskutieren, ob der Brassentyp Lippe (FiGt 24) überhaupt eine Berechtigung hat oder ob von Lippstadt bis zur Mündung der Barbentyp Lippe (FiGt 23) gelten sollte, ggf. mit einer Unterteilung in überwiegend geprägt von Sand und Mergel (Lippstadt bis Östrich) bzw. von Kies (Östrich bis Mündung).

Probestrecke 54 (Stegerfeld bei Wesel-Hünxe)

Die naturnahe Probestrecke 54 wird schlechter beurteilt als die ausgebauten oder nur entfesselten Probestrecken in der Nachbarschaft. An der Kiesinsel bei Stegerfeld befindet sich ein Barbenlaichplatz. Die Elektrobefischungen 2018 ergaben den Fang von 328 Barben, außerdem hohe Anteile von Hasel und Schmerlen, während die nicht rheophilen Arten der Referenz geringe Fangzahlen lieferten.

Wie bei Probestrecke 14e ausgeführt, können Flussabschnitte mit Sonderstrukturen, deren Fischfauna in den prozentualen Anteilen vom erwarteten Mittelwert abweicht, eine schlechte fiBS-Bewertung erhalten, auch wenn sie für die Fischfauna des gesamten Wasserkörpers eine wichtige Funktion erfüllen.

Abbildung 331 auf der nächsten Seite zeigt die Ergebnisse der Berechnungen nach fiBS **mit der Berücksichtigung der Grundeln als „Sonnenbarsche“**.

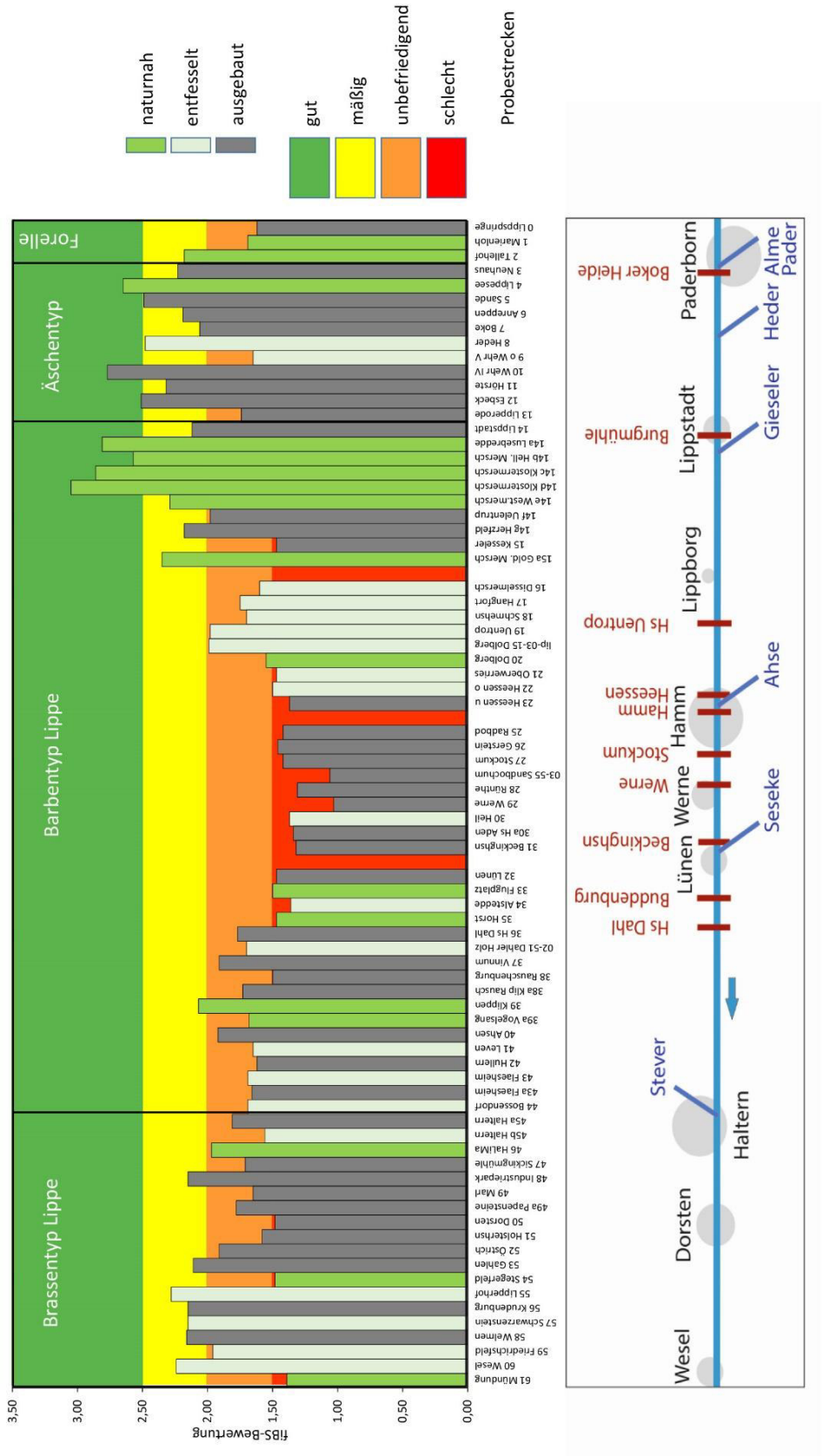


Abb. 331: *Bewertung der Befischungsergebnisse der einzelnen Probestrecken in der Lippe 2018 (nur tagsüber) mit dem „fischbasierten Bewertungssystem" fiBS;* ***die gefangenen Grundeln wurden in den Rechenblättern als „Sonnenbarsche" eingesetzt****.*

Die Bewertungen des oberen Drittels der Probestrecken (Nr. 0 bis 19) unterscheiden sich ohne und mit Grundeln nicht voneinander (vgl. Abb. 330 und 331), weil in diesen Strecken die Grundeln noch nicht Fuß gefasst haben.

Unterschiede treten aber in den von Grundeln besiedelten Probestrecken lip-03-15 bis zur Mündung (Nr. 61) auf. Die fiBS-Bewertungen sind bei der Eintragung der Grundeln als „Sonnenbarsche“ oft schlechter als die Berechnungen der fiBS-Werte ohne Berücksichtigung der Grundeln:

- Von den insgeamt 50 Probestrecken des Mittel- und Unterlaufes der Lippe erhalten **ohne Grundeln** 9 Strecken die Bewertung „schlecht“, 24 „unbefriedigend“ und 17 „mäßig“.
- Mit **Grundeln als „Sonnenbarsche“** werden dagegen 20 Probestrecken als „schlecht“, 22 als „unbefriedigend“ und 8 als „mäßig“ bewertet.

Das Weglassen der Grundeln bei der Berechnung der fiBS-Werte verbessert also meist die Einstufung einer Probestrecke. Verschlechterungen kommen allerdings auch vor, sind aber viel seltener.

Beide Verfahren – Weglassen der Grundeln und ihr Eintrag als „Sonnenbarsche“ - sind unbefriedigend und sollten durch eine besser nachvollziehbare Methode ersetzt werden, an der die LAWA momentan arbeitet.

Die in den Abbildungen 330 und 331 dargestellten Ergebnisse lassen sich noch weiter analysieren. Dazu werden im Folgenden die Bewertungen verwendet, in denen die Grundeln als „Sonnenbarsche“ firmieren (Abb. 331).

Als ein Beispiel werden nachfolgend die einzelnen Wasserkörper der Lippe getrennt ausgewertet. Ein Oberflächenwasserkörper im Sinne der WRRL ist ein „einheitlicher und bedeutender Abschnitt“ eines Gewässers. Von der Quelle bis zur Mündung sind in der Lippe 13 Wasserkörper sehr unterschiedlicher Länge definiert. Sie umfassen zwischen 3,5 und 44,4 km Flusslauf. Drei Wasserkörper erstrecken sich über jeweils zwei verschiedene Fischgewässertypen.

In jedem Wasserkörper der Lippe wurden die Fangzahlen aller dort im Jahr 2018 befischten Probestrecken „gepoolt“, also mit dem fiBS-System gemeinsam bewertet. Pro Wasserkörper waren das zwischen einer und 17 Probestrecken. Da fiBS nur bis zu sechs Probestrecken poolt, wurden die Probestrecken langer Wasserkörper in Blöcken von – je nach Länge der Wasserkörper - sechs, fünf oder vier Strecken zusammen betrachtet. Bei den drei Wasserkörpern, die verschiedene Fischgewässertypen umfassen, wurden die Fischgewässertypen jeweils getrennt behandelt. Durch die Anwendung der geschilderten Vorgehensweise kann derselbe Wasserkörper bis zu drei verschiedene fiBS-Werte haben.

In einem weiteren Schritt wurden in denjenigen Wasserkörpern mit mehreren fiBS-Werten diese Bewertungen gemittelt (gewichtet nach der Zahl der Probestrecken), so dass jeder Wasserkörper nur durch einen fiBS-Wert repräsentiert ist. Auf diese Weise lässt sich der Zustand der „Qualitätskomponente Fische“ der WRRL durch ein farbiges Band entlang des Flusses darstellen.

Abbildung 332 zeigt das Ergebnis der Auswertung.

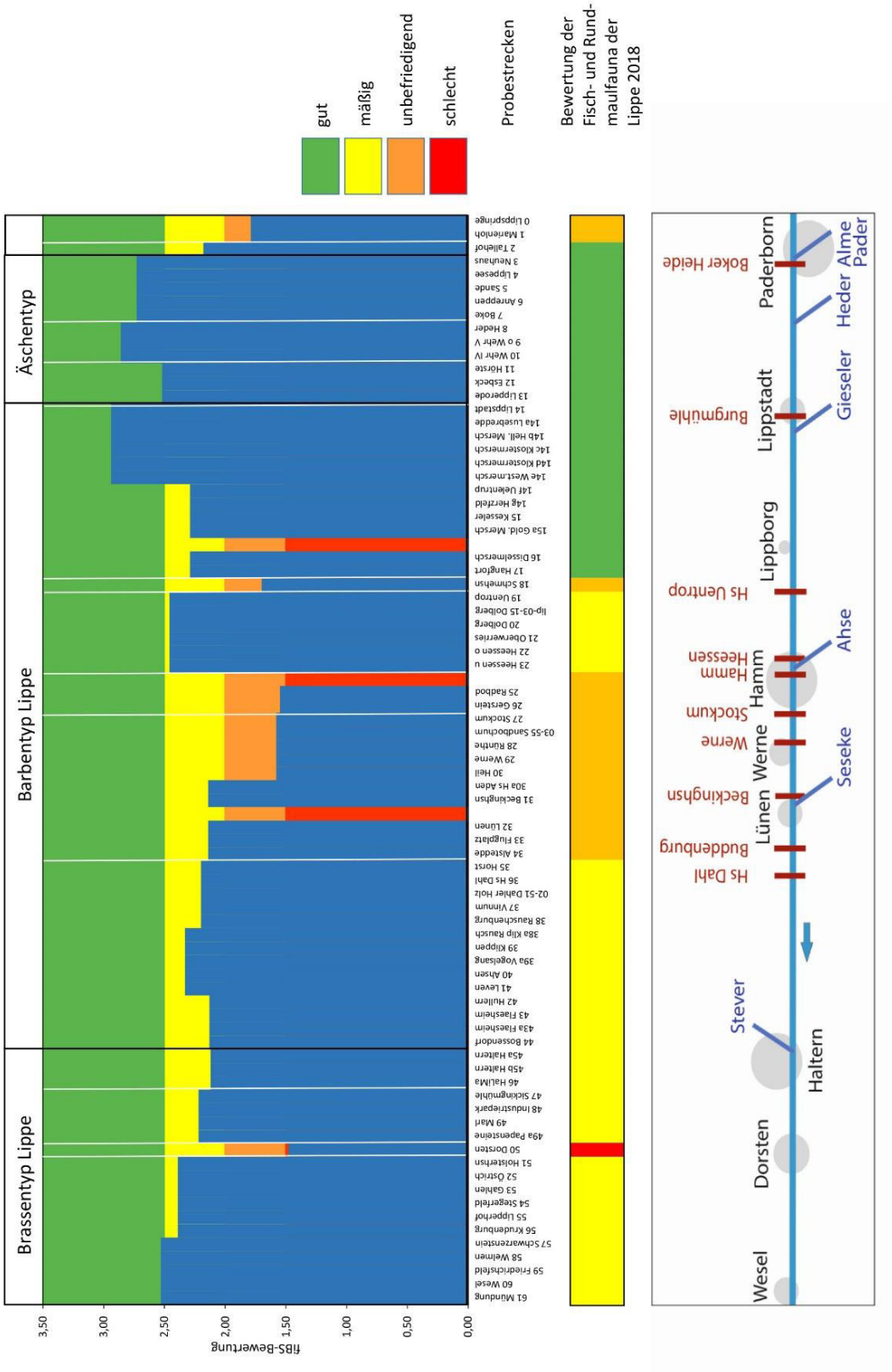


Abb. 332: *Berechnung der fiBS-Bewertungen für die 13 Wasserkörper der Lippe durch Poolen der Befischungsergebnisse der Tagbefischungen 2018 (mit Grundeln als „Sonnenbarsche“) (Diagramm) sowie Überblicksdarstellung des Zustands der Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe von der Quelle bis zur Mündung im Jahr 2018 (farbiges Band; genaues Vorgehen s. Text; die senkrechten weißen Linien trennen die verschiedenen Wasserkörper)*

In dem Diagramm in Abbildung 332 behalten die sehr kurzen Wasserkörper mit nur ein bis zwei Probestrecken ihre fiBS-Einstufung aus Abbildung 331 und sind dadurch merklich schlechter als die benachbarten „gepoolten“ Strecken. Das „Poolen“ (gemeinsames Auswerten) von Probestrecken verbessert die fiBS-Bewertungen im Mittel (vgl. SCHÜTZ et al. 2005), im Fall der Lippe sogar um bis zu 1,0 Punkte, was mehrfach ein „Aufrücken“ in die nächsthöhere Gütestufe verursacht. Diese Verbesserungen kommen dadurch zustande, dass in einer gemeinsamen Betrachtung mehrerer Probestrecken natürliche „Sonderstandorte“ nicht mehr negativ wirken, weil sie vom erwarteten Mittelwert abweichen, sondern im Gegenteil vorteilhaft sind, weil sie z.B. notwendige Ergänzungen stenöker Arten zur Gesamtliste der Arten im Wasserkörper liefern können. Das Poolen mit dem fiBS-Rechenverfahren selbst hat keinen Einfluss auf die Bewertungen gepoolter Daten, sondern fiBS summiert beim Poolen nur die Fangzahlen der Probestrecken auf und bewertet sie dann mit demselben Verfahren wie eine einzelne Probestrecke.

Insgesamt bleiben durch das Poolen die grundsätzlichen Bewertungsmuster aus Abbildung 331 erhalten, nur die Bewertung fällt im Ganzen besser aus. Daraus könnte man folgern, dass eine Maßnahme zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Fisch- und Rundmaulfauna die Untersuchung möglichst vieler Probestrecken ist. In gewisser Weise stimmt das; es zeigt aber eher, dass bei der Ermittlung des ökologischen Zustands der Lippe (und anderer größerer Fließgewässer mit vielen Leitarten) regelmäßig zu wenige Probestrecken befischt werden. Es ist eben nicht wahrscheinlich, dass wenige, selbst sorgfältig ausgewählte Probestrecken den tatsächlichen Zustand eines vielgestaltigen Flusses repräsentativ abbilden können.

Das farbige Band im Mittelteil von Abbildung 332 gibt den Zustand der Fisch- und Rundmaulfauna in der Lippe überraschend gut wider, wenn man sich die drei sehr kurzen Wasserkörper wegdenkt: Bis zum Raum Lippetal-Lippborg herrscht der gute Zustand vor, von Hamm-Uentrop bis zur Mündung ist der Zustand mäßig - bis auf den durch die Wehre in Hamm und im Kreis Unna eingestauten Abschnitt, der nur „unbefriedigend“ erreicht. Eine Bearbeitung von noch mehr Probestrecken würde dieses Bild wohl kaum wesentlich ändern.

Dennoch sollte geprüft werden, wie sich das Poolen von immer mehr Probestrecken (oder Untersuchungsjahren) auf die fiBS-Bewertung auswirkt. Abbildung 333 stellt das sukzessive Poolen der Befischungsergebnisse aus dem untersten Wasserkörper (DE_NRW_278_47310) im Barbentyp Lippe dar (Probestrecken 35 bis 44). Beginnend mit Probestrecke 35 werden jeweils die Ergebnisse einer weiteren Strecke addiert und dann für die Summe die fiBS-Bewertung errechnet. Die insgesamt 14 Probestrecken erreichten einzeln fiBS-Werte zwischen 1,47 („schlecht“) und 2,07 („mäßig“) (s. Abb. 329) mit einem Mittelwert von 1,72 („unbefriedigend“); gepoolt steigt die Bewertung um 0,76 Punkte auf 2,48 („mäßig“, an der Schwelle zu „gut“).

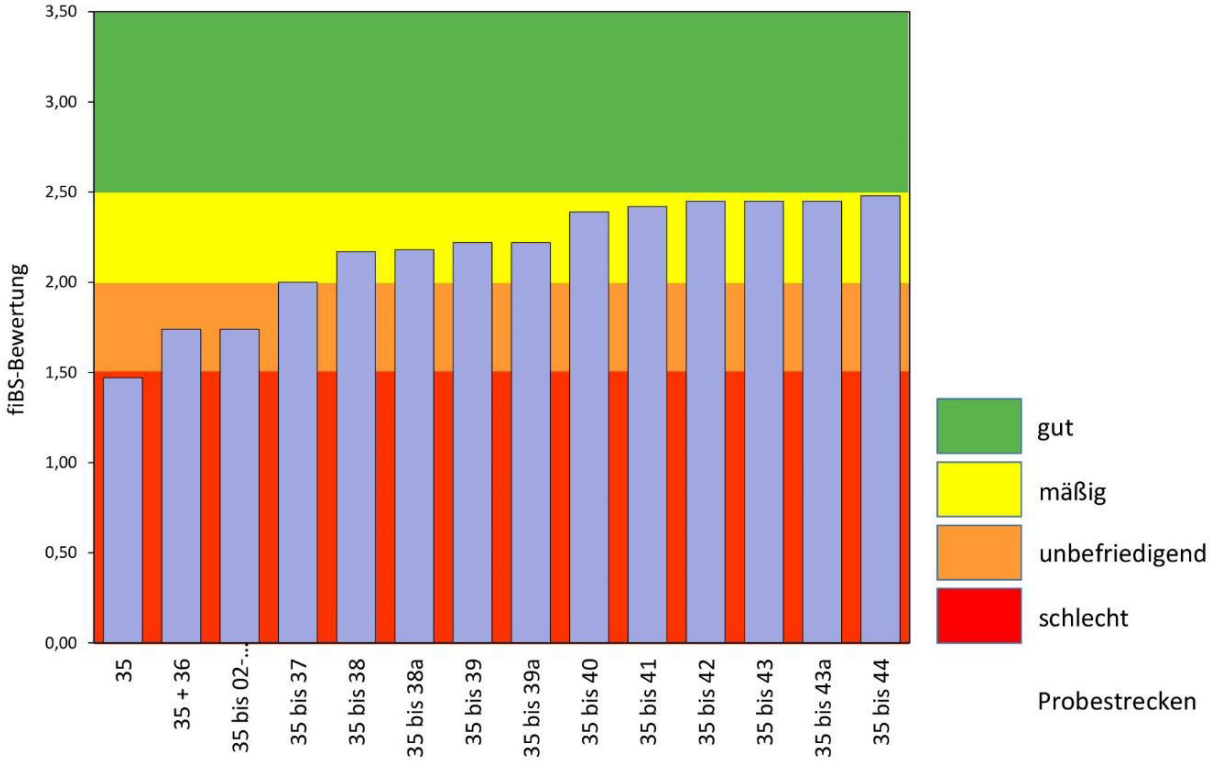


Abb. 333: *fiBS-Werte von 14 kumulativ gepoolten Probestrecken des Wasserkörpers DE_NRW_278_47310 im Barbentyp Lippe im Jahr 2018 (fiBS-Berechnung mit Grundeln als „Sonnenbarsche“)*

Probestrecke 35 weist in der Einzelbetrachtung die schlechteste Bewertung in diesem Wasserkörper auf, so dass bereits ein Poolen mit der flussabwärts folgenden Strecke eine deutlich bessere Bewertung bringt. Bis zum Ende der Reihe steigt jedoch die Bewertungszahl immer noch langsam an. Vermutlich würde bei noch mehr Probestrecken irgendwann ein Plateau erreicht.

Es wird deutlich, dass sich die Bewertung durch das Poolen wesentlich verbessert, was Sinn macht, aber dennoch verschiedene Fragen bei der Verwendung des fiBS-Verfahrens aufwirft.

Fazit

Folgende Erkenntnisse und Empfehlungen lassen sich aus den Ergebnissen dieses Kapitels ableiten:

- Eine Beseitigung der Wehre zwischen Haus Uentrop und Haus Dahl könnte den Zustand der Fisch- und Rundmaulfauna der Lippe wahrscheinlich um eine Bewertungsstufe verbessern.
- Das „fischbasierte Bewertungssystem“ fiBS ist trotz verschiedener Verbesserungen noch immer kein ideales Instrument, um die Fisch- und Rundmaulfauna zu bewerten. Insbesondere Gewässer mit vielen Leitarten werden nicht zuverlässig beurteilt, u.a. weil immer noch die prozentualen Anteile der häufigsten Arten einen wesentlichen Einfluss auf die Bewertung haben.
- Es sollte gepüft werden, die beiden sehr kurzen Wasserkörper in der Lippe mit Längen von 5,0 und 3,5 km in die benachbarten Wasserkörper zu integrieren.

- Die Referenzfischfaunen der Lippe sollten überprüft werden. So braucht der Forellentyp eine ganz neue Referenz (ohne die Schmerle als Leitart), außerdem ist zu diskutieren, den „Brassentyp Lippe“ aufzugeben bzw. den „Barbentyp Lippe“ in „Sand“ und „Kies“ zu unterteilen. Dazu sind jedoch genauere Rekonstruktionen des ursprünglichen Aussehens dieser Abschnitte erforderlich.
- Die Zahl der für die WRRL befischten Probestrecken sollte wenn möglich erhöht werden, wobei es wünschenswert ist, bisher über mehrere Jahre befischte Strecken beizubehalten und durch neue Strecken zu ergänzen. Bei der Auswahl repräsentativer Strecken könnte ggf. die vorliegende Studie hilfreich sein.
- Die Folgen des Poolens von Probestrecken mit fiBS sollten näher untersucht werden. Fragestellungen wären u.a.: Wann wird bei einer immer weiter erhöhten Zahl von gepoolten Probestrecken ein Plateau der fiBS-Bewertung erreicht? Dürfen Einzelergebnisse und Bewertungen gepoolter Strecken unmittelbar miteinander verglichen werden? Wie viele Probestrecken sollten maximal gepoolt werden (6 wie bei fiBS vorgesehen – mit welcher Begründung)? Wie einheitlich müssen zu poolende Probestrecken sein (z.B. hinsichtlich Abschnitten zwischen Querbauwerken, Wasserkörpern, Ausbauzustand, Bewertung der Einzelstrecken etc.)?
- Die Grundelarten sollten in das fiBS-Bewertungsverfahren integriert werden, sobald die LAWA-Arbeitsgruppe eine Möglichkeit dazu gefunden hat.

6 Defizitanalyse und Verbesserungsvorschläge

6.1 Wasserqualität

6.1.1 Belastung durch diffuse Quellen

Viele Schadstoffe gelangen über diffuse Quellen aus der Luft oder eingeschwemmt durch Wasser in die Lippe, z.B. Stickstoffverbindungen, Agrochemikalien, Reifenabrieb oder Feinsedimente von landwirtschaftlichen oder versiegelten Flächen. Ein Beispiel für einen Schadstoff, der v.a. aus diffusen Quellen in den Fluss gelangt, ist das Totalherbizid Glyphosat, das v.a. in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Für Fische ist der Stoff selbst weniger giftig als die verwendeten Netzmittel (z.B. in „Roundup“).

Das Einzugsgebiet der Lippe wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, umfasst aber v.a. am Unterlauf große Siedlungsflächen. Der Waldanteil ist insgesamt gering.

Es lassen sich aus den vom Land NRW erhobenen Daten (www.elwasweb.nrw.de) keine besonderen Schwerpunkte der Belastung der Lippe aus diffusen Quellen ermitteln, was nicht heisst, dass die vorhandenen Schadstoffe keinen Einfluss auf die Fischfauna haben. Es bedeutet vielmehr, dass sich mögliche Einflüsse mit der hier vorliegenden Bestandsaufnahme nicht ermitteln lassen.

6.1.2 Kläranlagen

Zu den wichtigsten Punktquellen an der Lippe gehören die Kläranlagen, die in die Lippe selbst oder in ihre Zuflüsse einleiten (Abb. 334). Das gereinigte Abwasser hat zwar eine verglichen mit den 1970er Jahren hohe Qualität, enthält aber immer noch verschiedene Stoffe in Konzentrationen, die Wasserorganismen schädigen können. Bis auf die Kläranlage Dülmen und einem derzeit laufenden Versuchsbetrieb in der Kläranlage Paderborn-Sande fehlt allen Anlagen im Einzugsgebiet der Lippe noch die vierte Reinigungsstufe, die u.a. einen wesentlichen Teil der Medikamentenreste entfernen kann.

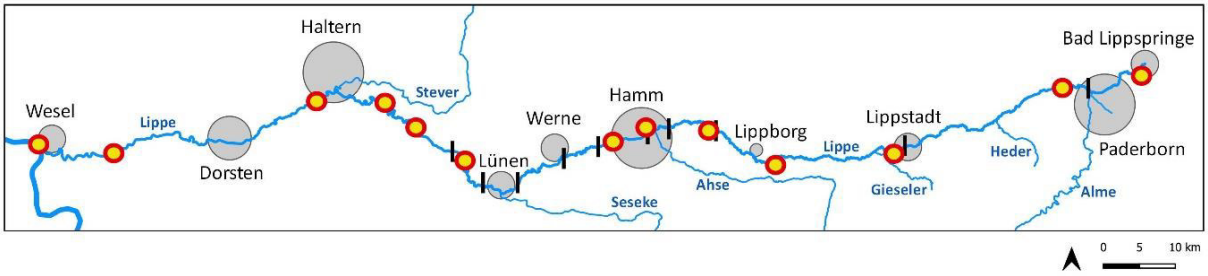


Abb. 334: *Lage der Kläranlagen an der Lippe*

Als Beispiel für die Belastung der Lippe durch Kläranlagen wird nachfolgend der relativ gut untersuchte Mikroschadstoff Diclofenac näher betrachtet; seine Konzentration kann auch als Maß für den Abwasseranteil in der Lippe betrachtet werden. Diclofenac ist ein Schmerzmittel in der Humanmedizin. Es wird im menschlichen Körper nur teilweise zersetzt, der Rest über den Urin ausgeschieden. Bei äußerlicher Anwendung gelangt ein wesentlicher Teil der Salbe beim Waschen ins Abwasser. Kläranlagen ohne vierte Reinigungsstufe können nur einen kleinen Teil des Medikaments aus dem Abwasser entfernen.

Der ökotoxikologisch abgeleitete Orientierungswert für Diclofenac im Wasser beträgt 50 ng/l (bzw. 0,05 µg/l, UBA 2017). Diclofenac kann bei Fischen (wie auch bei Greifvögeln) Nierenschäden verursachen, wobei die für die verschiedenen Arten problematischen Mengen nicht bekannt sind.

Abbildung 335 zeigt die Veränderung der Diclofenac-Konzentration in der Lippe vom Oberlauf bis zum Rhein in einer Modellierung der Bezirksregierung Arnsberg. Der Verlauf der bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ) zu erwartenden Kurve wurde aus gemessenen Diclofenac-Konzentrationen an verschiedenen Messpunkten und aus der Größe der Kläranlagen (in Einwohnerwerten) im Einzugsgebiet der Lippe erstellt.

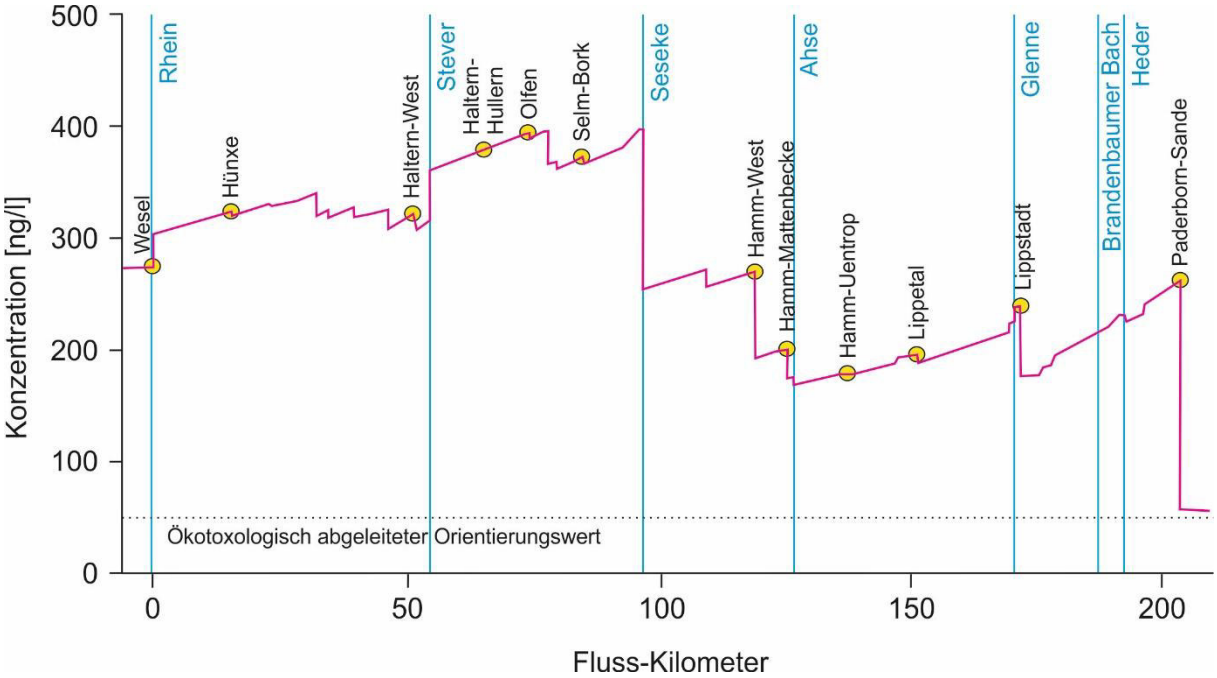


Abb. 335: *Diclofenac-Konzentrationsprofil der Lippe bei mittlerem Sommerniedrigwasser (MNQ): Modellierung anhand von Messwerten sowie Einwohnerwerten der Kläranlagen an der Lippe (gelbe Kreisflächen) und an Zuflüssen der Lippe. Gestrichelte Linie: Ökotoxokologischer Orientierungswert, Diagramm verändert nach einer Vorlage der Bezirksregierung Arnsberg*

Der Orientierungswert für Diclofenac wird in dem Modell bereits mit der Einleitung der Kläranlage Paderborn-Sande deutlich überschritten. Besonders großen Einfluss auf die Lippe – wie im Anstieg der Diclofenac-Konzentration abzulesen - haben auch die Kläranlagen Lippstadt und Hamm-West sowie die Seseke, in deren Einzugsgebiet sechs Kläranlagen mit insgesamt rund einer Viertelmillionen Einwohnerwerten liegen. Zwischen der Seseke und der Stever erreicht das Medikament mit um 350 ng/l die höchsten Werte. Sie sinken erst durch den Zufluss der Stever, die durch ihren Status als Trinkwassergewinnungsgebiet mit Halterner und Hullerner Stausee besonders gut geschützt ist und das stärker belastete Wasser der Lippe verdünnt. Die größte Kläranlage in diesem Einzugsgebiet liegt in Dülmen und besitzt die vierte Reinigungsstufe. Von Haltern bis zur Mündung sind bei mittlerem Sommerniedrigwasser noch Diclofenac-Konzentrationen von etwa 300 ng/l zu erwarten – sechsmal höher als der Orientierungswert und sogar höher als der Wert im Rhein.

Diclofenac ist nur **ein** Beispiel für die zahlreichen Schadstoffe, die trotz moderner Technik aus Kläranlagen in unsere Gewässer gelangen können. Die Liste ist lang und umfasst neben Rückständen weiterer Medikamente auch Mikroplastik, Hormone und hormonähnliche Stoffe.

Die Befischungsergebnisse aus der Lippe ergeben keine zweifelsfreien Zusammenhänge zwischen dem Fehlen von Fischarten bzw. unzureichender Reproduktion von Arten und den Einleitungsstellen gereinigten Abwassers, obwohl ein Einfluss sehr wahrscheinlich ist. Die Gründe für die Schwierigkeiten bei der Beweisführung sind:

- Eine deutliche Erhöhung des Abwasseranteils geht an der Lippe teilweise mit einer Verschlechterung der Gewässermorphologie einher; Beeinträchtigungen von Fischbeständen lassen sich daher nicht so leicht einem Faktor zuordnen. So ist die Lippe ab der Einleitung der Kläranlage Hamm-Mattenbecke bis zum Wehr Beckinghausen komplett gestaut und streckenweise zusätzlich naturfern ausgebaut. Kurz oberhalb des Wehrs Beckinghausen wird Grubenwasser eingeleitet (Kap. 6.1.3), kurz unterhalb des Wehrs fließt die Seseke mit ihrem hohen Abwasseranteil zu. Eine Trennung der Einflüsse der verschiedenen Belastungsquellen ist nicht immer möglich.
- Eine Zunahme der Gewässerbelastung entlang des Verlaufs der Lippe kann „schleichend" zu Bestandsreduktionen oder zu verminderter Reproduktion von Fischarten führen. Hinweise auf solche Abläufe geben Bestandsrückgänge einiger Fischarten der Barbenregion von Lippstadt abwärts, von denen man eigentlich eine allmähliche Zunahme in Längsrichtung erwarten sollte, z.B. die Nase.

Klar ist jedenfalls, dass die Ausstattung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Lippe mit einer vierten Reinigungsstufe zur Verbesserung der Situation wesentlich beitragen würde. Vordringlich wären

- Lippstadt: Hier würde bis Hamm eine mehr als 45 km lange Strecke entlastet, die durch viele Renaturierungen schon heute Vorkommensschwerpunkte in der Lippe seltener Arten wie Quappe, Nase und Steinbeißer enthält. Mögliche Bestandszunahmen dieser Arten durch eine Verbesserung der Wasserqualität wären für die Wiederbesiedlung der mittleren und unteren Lippe wichtig.
- Hamm-West: Diese Kläranlage belastet die Lippe noch stärker als die Anlage Lippstadt. Die Einleitung in den gestauten Flussabschnitt verschärft die Situation zusätzlich.
- Die Anlagen an der Seseke: Die Abwassermenge, die aus der Seseke in die Lippe gelangt, ist etwa so hoch wie die Menge aus den Kläranlagen Lippstadt und Hamm-West zusammen, so dass eine verbesserte Klärung hier einen erheblichen positiven Einfluss auf die gesamte untere Lippe hätte und auch die Situation der Kieslaicher zwischen Dorsten-Holsterhausen und der Mündung verbessern würde.

6.1.3 Grubenwasser

Der Steinkohlebergbau im „Ruhrgebiet“ fand auch unter dem Einzugsgebiet der Lippe statt. Tiefbauzechen waren von etwa 1840 bis 2019 in Betrieb. Die Schächte, die zu den kohleführenden Schichten des Karbons führten, durchschnitten das wasserhaltige Deckgebirge aus Kalkgestein darüber. Solehaltiges Wasser lief in die Schächte und musste abgepumpt - „gehoben“ - werden. Um 1920 betrug der Salzgehalt der Lippe v.a. durch die Einleitung von Grubenwasser *„das Acht- bis Vierzigfache desjenigen der Ruhr bzw. des Rheins“* (HEINRICHSBAUER 1936).

Die Belastung der Lippe durch Grubenwasser setzte sich in den folgenden Jahrzehnten fort. Im Jahr 2012 existierten noch folgende Wasserhaltungen bzw. Einleitungsstellen (Abb. 336):

- Heinrich Robert bei Hamm-Herringen: im Juni 2013 eingestellt (MKULNV 2015),
- Haus Aden bei Lünen-Bergkamen: im September 2019 temporär eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl.),
- Auguste Victoria bei Marl: im Mai 2019 dauerhaft eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl.),
- Fürst Leopold bei Dorsten: im Dezember 2008 dauerhaft eingestellt (J. Kugel, Bezirksregierung Arnsberg schriftl.)

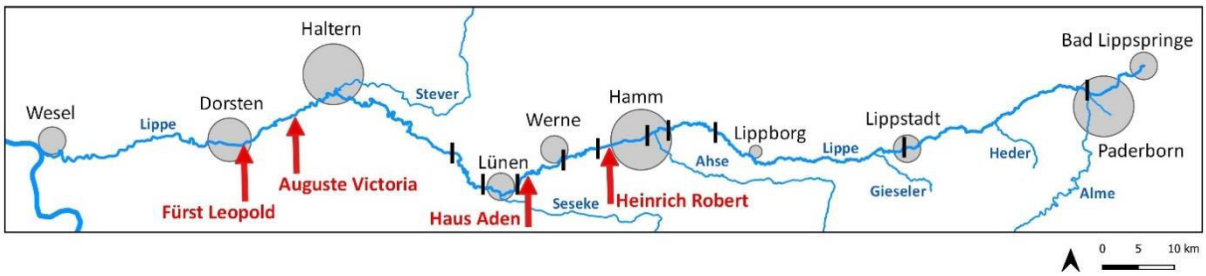


Abb. 336: *Lage der Einleitungsstellen von Grubenwasser in die Lippe im Jahr 2012*

Während der Befischungen 2017 und 2018 waren also Haus Aden und Auguste Victoria noch aktiv. Dies ist auch aus den Leitfähigkeitsmessungen während der Befischungen abzulesen (Abb. 337). Mit der Einleitung des Grubenwassers bei Haus Aden (zwischen den Probestrecken 30 und 30a) stieg die Leitfähigkeit der Lippe im „nassen“ Jahr 2017 von 868 µS/cm auf 1.399 µS/cm, im trockenen Jahr 2018 sogar von 963 µS/cm auf 1.546 µS/cm. Der Leitfähigkeitsanstieg durch Auguste Victoria fiel 2017 gering aus, während 2018 flussabwärts von Probestrecke 47 (oberhalb der Einleitungstelle) die Leitfähigkeit allmählich bis auf einen Maximalwert von 2.140 µS/cm an Probestrecke 49a stieg. Erklärungen für die scheinbar verzögerte Reaktion könnte ein bei Niedrigwasser längerer Weg bis zur Durchmischung sein oder wechselnde Mengen eingeleiteter Salze (die Leitfähigkeitsmessungen fanden an verschiedenen Tagen statt) oder eine weitere, unbekannte Einleitungsstelle von Abwässern mit hoher Leitfähigkeit.

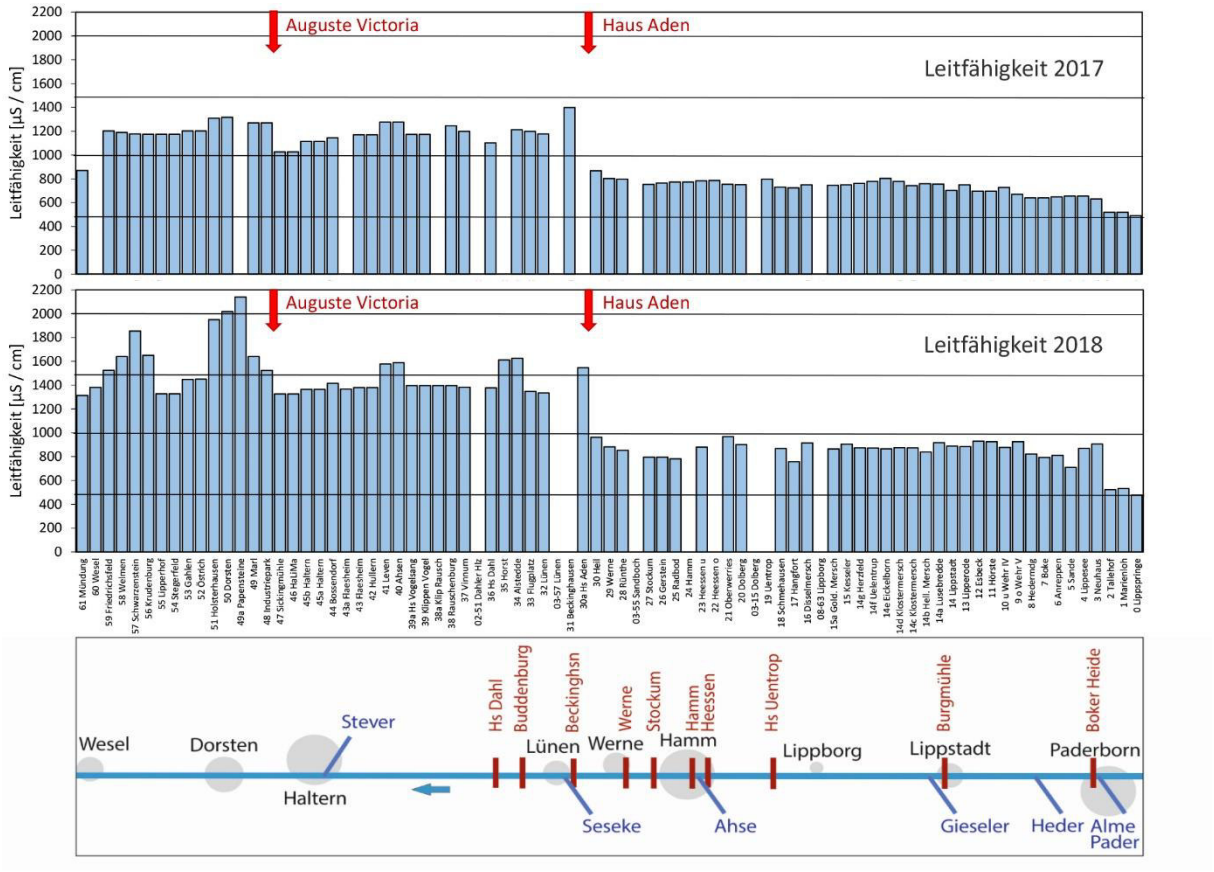


Abb. 337: *Leitfähigkeit der Lippe während der Befischungen 2017 und 2018 und Einleitungsstellen von Grubenwasser*

Die Einleitung von Auguste Victoria wurde 2019 endgültig eingestellt, die von Haus Aden temporär. Der Wasserstand in dem System aus Schächten und Stollen unter Tage soll nach dem 2017 genehmigten Abschlussbetriebsplan in den nächsten Jahren bis zu einem Level von –600 m NHN ansteigen, dann soll das Abpumpen wiedereinsetzen, wahrscheinlich im Jahr 2023. Es ist eine „Ewigkeitsaufgabe“, die u.a. das salzfreie Grundwasser in den Schichten oberhalb des Emschermergels schützen soll, z.B. die Trinkwassergewinnungsgebiete der Halterner Sande.

Die Inhaltsstoffe des Grubenwassers setzen sich aus geogenen und vom Menschen eingebrachten Bestandteilen zusammen. Das warme, salzige Wasser aus dem durchlässigen Kalkstein über dem Karbon entspricht dem Wasser der natürlichen Soleaustritte am Fuß von Haarstrang und Paderborner Hochfläche; die gehobene Menge ist allerdings um ein Vielfaches größer als alle natürlichen Solequellen und gelangt im Gegensatz zu diesen ganzjährig und nicht nur in Zeiten mit hohen Abflüssen in die Lippe. Zusätzlich ist das Grubenwasser mit Stoffen belastet, die als Betriebsstoffe im Bergbau verwendet oder als Abfälle oder Reststoffe in abgeteuften Schächten eingelagert wurden, u.a. PCB und verschiedene Metallverbindungen (MKULNV 2015).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 338: *Erklärungen der RAG an der Grubenwassereinleitstelle „Haus Aden“*


M. Bunzel-Drüke

Abb. 339: *Grubenwasser-Einleitungsstelle „Haus Aden“ bei Lünen-Bergkamen 2018*

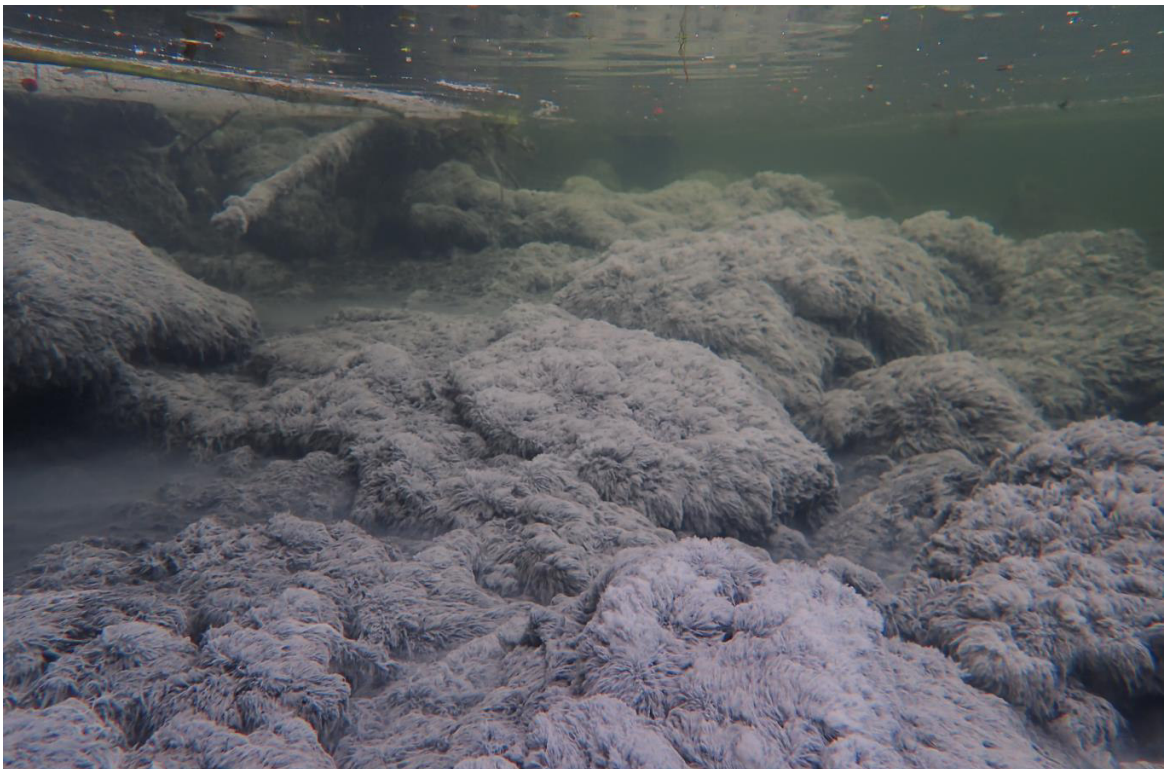


Abb. 340: *Unterwasseraufnahme kurz unterhalb der Einleitung im September 2019*



Abb. 341: *Luftbild der Grubenwasser-Einleitungsstelle „Haus Aden“ im September 2019*



Abb. 342: *Luftbild der Grubenwasser-Einleitungsstelle „Haus Aden“ 2016: Die Lippe fließt von oben dunkelblau ins Bild und färbt sich nach der Durchmischung mit dem Grubenwasser (Einleitungsstelle am in Fließrichtig linken Ufer, s. Pfeil) milchig-hellblau.*

Die Reaktionen der verschiedenen Fischarten auf die verschiedenen Inhaltsstoffe im Grubenwasser sind nicht untersucht. Allein die Chloridkonzentration könnte jedoch v.a. jüngere Entwicklungsstadien von Cypriniden beeinträchtigen, wie es in Kapitel 5.4.32 am Beispiel des Rotauges aufgezeigt ist. Problematisch sind für Fische nicht nur die absoluten Chloridmengen, sondern auch die erheblichen Schwankungen der Konzentration, was auf häufig wechselnde Einleitungsmengen, aber auch auf Abflussschwankungen der Lippe zurückzuführen ist. So sind für die Lippe in Wesel zwischen 2006 und 2014 Chloridkonzentrationen zwischen ca. 60 und 620 mg/l veröffentlicht (MKULNV 2015). Insbesondere bei Niedrigwasser kann der Anteil des Grubenwassers und damit die Chloridkonzentration in der Lippe noch deutlich höher sein.

Für weitere Arten als das Rotauge lassen sich keine Indizienketten möglicher negativer Folgen der Einleitung von Grubenwasser zusammenstellen: Viele empfindliche Arten sind schon oberhalb von Haus Aden aus anderen Gründen wie Stauhaltung oder naturferner Ausbau zu selten, als das eventuell vorhandene Effekte des Grubenwassers deutlich werden könnten. Bei der Nase (Kap. 5.4.25) ist allerdings auffällig, dass ihre Reproduktion auch in strukturell gut geeigneten Flussabschnitten des

Unterlaufes stark gestört erscheint. Hier ist eine Schädigung von Eiern oder Jungfischen durch Wasserverschmutzung zu vermuten, ausgelöst entweder durch Grubenwasser, den hohen Abwasseranteil aus Kläranlagen (Kap. 6.1.2) oder eine Kombination aus beidem.

Der höhere Salzgehalt der Lippe flussabwärts von Haus Aden scheint dagegen die invasive Schwarzmaulgrundel zu begünstigen (Kap. 5.4.59), die ursprünglich aus Brackwassergebieten des Schwarzen und Kaspischen Meeres stammt (KOTTELAT & FREYHOF 2007) und mit erhöhter Salinität besser zurechtkommt als viele andere Arten.

In den Jahren 2020 bis 2022 bietet sich die einmalige Chance, den Einfluss des Grubenwassers auf die Fischfauna genauer zu erfassen. Es ist dazu dringend erforderlich, in dieser Phase ohne Einleitungen (s.o.) eine Reihe von Probestrecken flussauf- und flussabwärts von Haus Aden mit der hier verwendeten Methode zu befischen – nicht nur Strecken im eingestauten Bereich, sondern auch Strecken im freifließenden Unterlauf mit seiner Kiessohle. Sollten sich die Bestände von Arten wie Rotauge und Nase gegenüber dem Zeitraum vor 2020 erholen, wäre der Beweis für die schädigende Wirkung des Grubenwassers erbracht.

Auch ohne eine solche Untersuchung bleibt jedoch festzuhalten, dass die Einleitung großer Mengen belasteten Solewassers in die relativ kleine Lippe nicht mehr zeitgemäß, sondern ein Umweltskandal ist, der das Erreichen des guten Zustands der mittleren und unteren Lippe im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie konterkariert. Es gilt auch zu bedenken, dass die aus anderen Gründen problematische Niedrigwasseraufhöhung der Lippe in Hamm (Kap. 6.4.2) vielleicht irgendwann eingestellt wird. Dann würde das Grubenwasser in Trockenzeiten noch weniger verdünnt als bisher und damit noch stärkere negative Wirkungen entfalten.

Aus Sicht der Natur darf die Einleitung bei Haus Aden nicht wiederaufgenommen werden, zumal die Notwendigkeit dieser Einleitung in die Lippe nicht nachvollziehbar begründet ist. Aus den Unterlagen zur Vorbereitung des Scoping-Termins Ende April 2020 (RAG 2020) stammt folgendes Zitat: „*Nach eingehender Prüfung der Rahmenbedingungen geht RAG davon aus, dass ein maximales Pumpniveau bei ca. -380 m NHN, d.h. unterhalb der Übertrittsstelle in die benachbarte Wasserprovinz Carolinenglück (-369 m NHN), möglich ist*.“. Die Provinz Carolinenglück entwässert jedoch zum Rhein. Es wird nicht erklärt, warum ein Ansteigen des Pumpniveaus um 11 m nicht möglich sein soll; dann wäre eine Einleitung in die Lippe unnötig. Zwar würde durch eine solche Verlegung der Einleitungsstelle von der Lippe nach Walsum der Rhein belastet, aber das Grubenwasser erreicht ihn sowieso, ob direkt oder über die Lippe.

6.1.4 Sole

Wahrscheinlich schon sehr lange, aber mindestens seit dem Ende der Weichsel-Kaltzeit, also seit 8.000 bis 10.000 Jahren, floss am Süd- und Nordrand des Münsterländer Beckens salzhaltiges Wasser aus. Die Sole stammt aus den wasserführenden Kalksteinschichten im Inneren des Beckens tief unter dem Mergel und existiert wahrscheinlich schon seit 60 Millionen Jahren (GLA 1995). Die Solequellen am Fuß der Haar befinden sich meist nahe von Gruppen von Süßwasserquellen.

Wenn bei starken Niederschlägen viel Wasser auf Haarstrang und Paderborner Hochfläche versickert und in den Spalten und Klüften zum Inneren des Beckens fließt, entsteht ein hydrostatischer Druck auf die bereits wassergefüllten Hohlräume unter dem Mergel. Dadurch wird salziges Tiefenwasser nach oben gedrückt. Es kann sowohl in eigenen Quellen austreten, als auch die Salzkonzentration von Süßwasserquellen erhöhen (z.B. FISCHBACH 1983). Im regenreichen Winter schütten die Solequellen stärker als im Sommer.

Die Heilbäder Bad Lippspringe, Bad Westernkotten und Bad Sassendorf liegen am Rand des Emschermergels und damit am Dauerquellhorizont. Sie gewinnen Sole z.T. noch aus natürlichen Quellen, überwiegend aber aus Bohrungen, die in den Kalk unter dem Emschermergel niedergebracht wurden. Das Salzwasser tritt dann artesisch aus. Bad Waldliesborn, weit nördlich des Dauerquellhorizonts, erhält Sole aus einer Tiefenbohrung. Alle Heilbäder leiten die Sole nach der medizinischen Nutzung unbehandelt in Fließgewässer ein, so dass das Salz schließlich die Lippe erreicht.

In Paderborn existierten einst die soleführenden Marien- und die Ottilienquelle; erstere wurde später verschüttet, letztere versiegte (MÜLLER 2007). 2013 erschloss eine Bohrung bis in 39 m Tiefe am Standort der Ottilienquelle mineralisiertes, 14 °C warmes Wasser, das in einer Fontäne artesisch bis 5 m hoch aufstieg (BÄTZ 2013). Bis zur endgültigen Reaktivierung der Quelle, die im Frühjahr 2017 begonnen wurde, stiegen „*Unmengen von Wasser an die Oberfläche*“ und wurden in den Rothebach eingeleitet (KOSBAB 2017). Dies erklärt wahrscheinlich die hohe Leitfähigkeit der Pader im Untersuchungszeitraum. Im „nassen“ Jahr 2017 stieg die Leitfähigkeit der Lippe durch die Einmündung der Pader (zwischen den Probestrecken 2 und 3) von 520 auf 631 µS/cm, im trockenen Jahr 2018 sogar von 523 auf 906 µS/cm (Abb. 337).

Auch die Heder in Salzkotten hat durch erbohrte Solevorkommen wie den „Neuen Sprudel“ eine relativ hohe Leitfähigkeit.

Wie stark die natürlichen Solequellen einst die Salzfracht der Lippe prägten, muss offenbleiben und auch, ob die anthropogenen Soleeinleitungen im Rahmen des einst natürlichen Umfangs liegen. Ein Unterschied ist jedenfalls, dass natürliche Solequellen in niederschlagsarmen Zeiten weniger aktiv sind als in niederschlagsreichen Zeiten, in denen das salzhaltige Wasser stärker verdünnt wird. Die unter der Mergeldecke erbohrten artesischen Soleaustritte schütten stärker und wesentlich gleichmäßiger, also auch in Trockenzeiten, in denen die Chloridkonzentration in den Gewässern dann höher ist, als sie unter natürlichen Bedingungen wäre.

Die Soleeinleitungen und ihre Auswirkungen auf Fische sollten überprüft werden.

6.1.5 Abwärme

Noch im Jahr 2000 stellte die Abwärmeeinleitung des Kraftwerks Westfalen in Hamm-Schmehausen eine Verbreitungsgrenze für mehrere Fischarten dar (BUNZEL-DRÜKE & SCHARF 2004); seitdem wurde jedoch die Aufwärmspanne dieses und der weiteren Kraftwerke reduziert. Die Wärmelast der Lippe ist dadurch wesentlich geringer geworden, aber immer noch nicht unproblematisch. Die Stauhaltungen im Mittellauf der Lippe sowie die Einleitung von Kanalwasser zur Niedrigwasseraufhöhung tragen zur Erhöhung der Wassertemperaturen bei.

Eine genauere Analyse mit den Daten aus dem Temperatur-Sondermessprogramm des LANUV und die Untersuchung möglicher Einflüsse der Wassertemperatur auf die Fischfauna stehen aber noch aus.

6.2 Habitatstruktur

Dieses Kapitel enthält eine Defizitanalyse der Habitatstruktur von Lippe und Auengewässern und nennt Verbesserungsvorschläge aus Sicht der Fische und Rundmäuler. Querbauwerke werden in einem eigenen Kapitel (6.3) behandelt.

6.2.1 Habitatstruktur Lippe

Im Jahr 2017 waren von den 220 km Lippe etwa 146 km ausgebaut, etwa 45 km zumindest einseitig entfesselt und 29 km renaturiert oder in naturnahem (unbefestigten) Zustand verblieben (Definitionen Kap. 3.5).

In den Ergebnissen von Kapitel 5.2.3 wird deutlich, dass die meisten autochthonen Fische und Rundmäuler der Lippe – darunter die FFH-Arten Bach- und Flussneunauge, Steinbeißer und Rheingroppe – in naturnahen Lippestrecken höhere Abundanzen aufweisen als in ausgebauten Strecken, während drei invasive Grundelarten und der ebenfalls allochthone Kamberkrebs offenbar von Ausbaustrecken profitieren.

Weitere Renaturierungen von Abschnitten der Lippe würden also erheblich zur Förderung der einheimischen Fischfauna beitragen und gleichzeitig nicht einheimische Arten zurückdrängen und damit auch einen wesentlichen Beitrag zum Erreichen des guten Zustands der Fischfauna gemäß WRRL leisten.

Umfassende Renaturierungen wie in der Klostermersch (DETERING 2000, StUA Lippstadt 2002, Bezirksregierung Arnsberg 2010) sind jedoch nur unter optimalen Randbedingungen möglich, die an der Lippe selten vorkommen. Die auf langen Strecken erhebliche Sohleintiefung durch Laufverkürzungen, seitliche Einengung und eine zu geringe Nachlieferung von Sand in den Geschiebehaushalt ist nur ausnahmsweise rückgängig zu machen. Sie beträgt am Oberlauf im besten Fall 1,5 – 3 m (Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig 1995), erreicht im Unterlauf dagegen durchschnittlich 6,5 m (LAMPEN 1996). Da Infrastrukturanlagen wie Einleitungsbauwerke regelmäßig auf die heutigen Wasserspiegellagen ausgelegt sind, existieren auf weiten Flussabschnitten harte Restriktionen gegen Sohlanhebungen. Zudem ist es wahrscheinlich, dass zur Sohlaufhöhung eingebrachte sandige Sohlsubstrate rasch wieder ausgetragen werden und sich auf Abschnitten mit nur geringem oder gar fehlendem Eintrag entsprechender Substrate von oberstrom rasch wieder Sohlerosionen einstellen. Eine dauerhafte Wiederanbindung der rezenten Aue an den Fluss wird daher meistens kaum möglich sein, es sei denn durch die Schaffung von Ersatzauen wie an der Lippemündung verwirklicht.

Aber nicht nur umfassende Renaturierungen, sondern auch kleinere Optimierungsmaßnahmen können die Situation der Fischfauna deutlich verbessern. Nachfolgend werden verschiedene Maßnahmen vorgestellt und bewertet.

6.2.1.1 Schutz bestehender Habitate mit großer Bedeutung für Fische und Rundmäuler

Bei den Untersuchungen zu dem vorliegenden Bericht konnten mehrere Flussabschnitte identifiziert werden, deren große Bedeutung für Fische und Rundmäuler einen strengen Schutz dieser Lebensräume erfordert:

- naturnaher Abschnitt bei Paderborn-Marienloh: reproduzierende Bestände der typischen Arten der Forellenregion sowie Äsche;
- renaturierter Abschnitt Tallehof: u.a. Reproduktion der Äsche;
- Lippeseeumflut: Reproduktion der Äsche, größter Bestand der Elritze in der Lippe;
- Lippstadt bis Lippborg: letzter sich natürlich reproduzierender Bestand der Quappe in der Lippe;
- renaturierte und entfesselte Abschnitte zwischen Lippstadt und Hamm: einziges sich selbst erhaltendes Vorkommen des Steinbeißers in der Lippe, Verbreitungsschwerpunkt für viele weitere Arten wie Nase und Brassen;
- Klippen Rauschenburg und Haus Vogelsang: Nahrungsraum für Nasen;
- Kiesbank unterhalb der Klippen Haus Vogelsang: potenzieller Laichplatz für Nasen;
- oberer Abschnitt des Bergsenkungsgebietes HaLiMa: Verbreitungsschwerpunkt u.a. für Güster; sehr artenreiche Fischfauna, durch Bergsenkung wieder Verbindung zwischen Fluss und Aue;
- naturnahe Abschnitte mit Kiessohle im Unterlauf, z.B. Insel bei Stegerfeld als Laichplatz für Barben; mit nur 25 km Länge ist der kiesige Unterlauf der Lippe recht kurz, aber für die Fischfauna so wertvoll, dass die Gesamtstrecke erhalten und naturnah entwickelt werden sollte;
- renaturierte Lippemündung: wertvolle Jungfischhabitate für verschiedene Arten.

6.2.1.2 „In-stream-Maßnahmen“

Diese Art der Maßnahmen, für die es offenbar keinen gängigen deutschen Ausdruck gibt, verbessert die Habitatstruktur im Flussschlauch, ohne Sohlhöhe, Lauflänge oder Auenanbindung zu verändern.

6.2.1.2.1 Uferentfesselung

Die meisten Uferentfesselungen haben zu einer Verbreiterung des Wasserspiegels geführt, indem seitliche Bermen entstehen, während tiefer liegende Uferbefestigungen und die Sohle allerdings meist unverändert blieben. Obwohl v.a. frische Uferentfesselungen dieser Art viele Fisch- und Rundmaularten fördern (z.B. ABU 2005, JUNGHARDT et al. 2009), ist ihr Potenzial deutlich geringer als Verbreiterungen der kompletten Sohle, außerdem besteht die Gefahr, dass die Bermen allmählich mit Sand aufgefüllt werden und so wieder verschwinden.

Künftig sollte darauf geachtet werden, dass die Befestigungen bis zur Sohle entnommen werden. Nur so wird das Ufer vollständig einer eigendynamischen Entwicklung zugänglich gemacht.

6.2.1.2.2 Aufweitung der Sohle

Auf vielen Abschnitten ist die Sohle der Lippe durch die künstliche Einengung wesentlich schmaler, als es einem naturnahen Zustand entspricht. Das fördert die weitere Eintiefung und verhindert weitgehend das Entstehen von Strukturen wie Sedimentbänken, Buchten und durchströmten Flachwasserzonen.

Beispiele an der Lippe deuten darauf hin, dass bereits eine Verdoppelung der Sohlbreite sichtbare Einflüsse auf Struktur und Besiedlung hat. Besonders im kiesgeprägten Unterlauf der Lippe führen Sohlaufweitungen ohne weitere Modellierungen des Flussbetts schnell zur Ausbildung naturnaher Strukturen wie Kiesbänke, Inseln und Buchten.

Flussaufweitungen sollten auf den gestreckten Abschnitten zwischen zwei Bögen angelegt werden (Abb. 343). Das bei der Verbreiterung anfallende sandige oder kiesige Material sollte im Fluss belassen, die vormals der Uferbefestigung dienenden Schüttsteine sollten jedoch nach Möglichkeit entnommen werden.

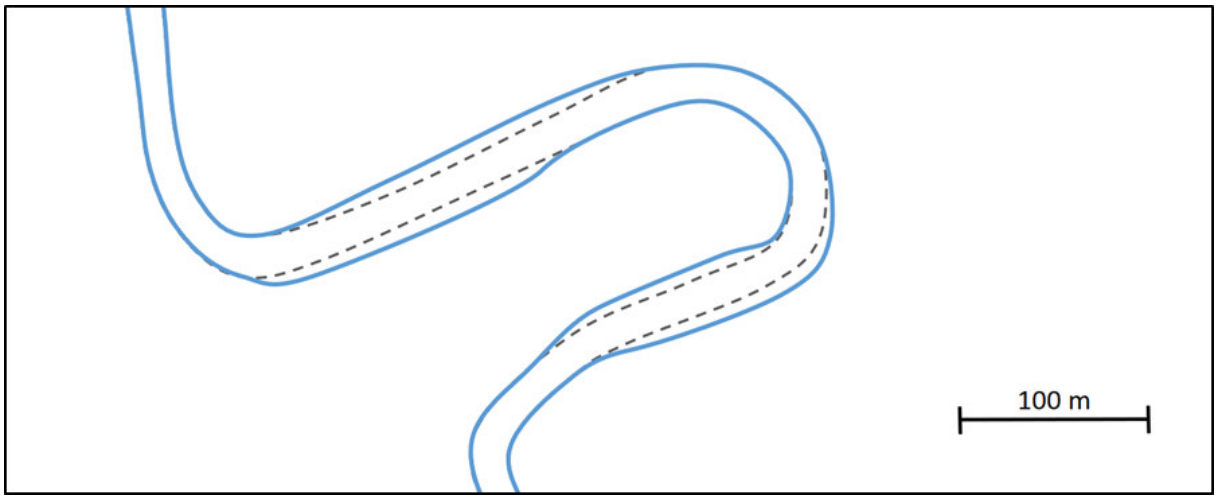


Abb. 343: *Prinzip der Sohlaufweitungen*

Weniger empfehlenswert sind Aufweitungen unmittelbar abstrom der Innenbögen: Hier akkumulieren Sande und Aufweitungen werden rasch wieder aufgefüllt; außerdem werden damit dem Fluss bettbildende Sande oder Kiese entzogen. Auch in den Außenbögen machen sie keinen Sinn, weil hier natürlicherweise Kolke ausgeprägt sind und keine flach überströmten Strukturen.

Die im Bereich einer Aufweitung bezweckte Aufhöhung der Sohle (bzw. Verringerung der Wassertiefe) erfordert einen entsprechenden Sand- oder Kieseintrag, dessen Umfang in der Planung abgeschätzt werden sollte. Fallen beim Aufweiten deutlich geringere Sedimentmassen an, so sollten Aufweitungen mit Maßnahmen oberstrom kombiniert werden, bei denen Sand oder Kies anfällt und in den Fluss eingebracht werden kann (z.B. Ersatzauen, s.u.).

Für die langfristige Entwicklung von Flussaufweitungen ist von Bedeutung, ob von oberstrom Sand oder Kies eingetragen wird oder ob Materialeintrag fehlt. Allerdings ist der tatsächliche Sedimenttransport regelmäßig unbekannt. Ebenso liegen keine systematischen Erfahrungen über die Entwicklung der Sohlgestalt in Aufweitungen der Lippe vor. Dennoch empfehlen wir Flussaufweitungen, weil sie einerseits die Chance bieten, mit verhältnismäßig überschaubarem Aufwand zusätzliche naturnahe Strukturen entstehen zu lassen, die sich als förderlich insbesondere für Fische erwiesen haben und andererseits Erfahrungen dringend erwünscht sind. Ein begleitendes Monitoring ist zu empfehlen.

Ein Beispiel für eine vom Lippeverband durchgeführte lokale Sohlaufweitung ist der ehemalige Standort der Schleuse Horst bei Selm-Bork.

Sonderfall: Entfesselung und Aufweitung der Sohle im kiesgeprägten Unterlauf

Im untersten Lippeabschnitt zwischen Östrich (Gemeinde Schermbeck) und der Mündung dominiert Rheinkies als Sohlsubstrat. Diese Strecke ist für lithophile Fisch- und Rundmaularten von großer Bedeutung. Auch wenn das Potenzial wegen nicht ausreichender Wasserqualität derzeit noch nicht ausgeschöpft ist (Kap. 6.1.2), könnten langfristig auch viele lithophile Fische des Rheins den Unterlauf der Lippe für eine erfolgreiche Reproduktion nutzen, zumal hier Eier, Larven und Jungfische nicht vom Wellenschlag, Hub und Sunk der Schifffahrt beeinträchtigt werden. So konnte bereits ein adulter mit einem Transponder markierter Schnäpel aus dem nordrhein-westfälischen Wiederansiedlungsprojekt in der unteren Lippe nachgewiesen werden (BORCHERDING 2014, STAAS et al. 2019).

Dort, wo am Unterlauf der Lippe die Uferbefestigung entnommen und der Fluss verbreitert wurde, bildet der Kies z.T. abwechslungsreiche Sohlstrukturen mit Inseln, Buchten, flach überströmten Bänken und Kolken. Strukturvielfalt und Kiesmächtigkeit lassen schnell potenziell geeignete Laichplätze entstehen, auch für die anspruchsvollen Brutverstecker unter den lithophilen Arten.

Weitere Entfesselungen und Sohlverbreiterungen, am besten in Kombination mit Totholz, können auf diesem Abschnitt die für lithophile Arten erforderlichen Habitate vervielfachen. Die entstehenden Strukturen würden sich durch die Kraft des Wassers immer wieder verändern und brauchten nicht gepflegt zu werden.

Sonderfall: Aufweitung der Sohle flussabwärts von natürlichen Sandmergel-Schwellen als Hilfsmaßnahme für lithophile Arten

Der Lippeabschnitt zwischen dem Wehr Haus Dahl und Östrich ist natürlicherweise überwiegend sandgeprägt. Der in Ufern und Sohle anstehende Sand enthält nur lokal schmale Bänder von feinem Kies, der aus der Saale-Kaltzeit stammt. Unter natürlichen Bedingungen würden lithophile Arten auf diesen Flussabschnitten nur wenige Laichplätze finden.

Abschnittsweise ist die Sandschicht jedoch dünn. Darunter befindet sich nicht Emschermergel, sondern der härtere Recklinghauser Sandmergel. Auf kurzen Abschnitten ist er komplett freigelegt und bildet die Sohle. Dieses Substrat schilfert jedoch nicht ab wie Emschermergel und bildet keine „Mergelkiesbänke“. Dennoch können diese Schwellen oder „Klippen“ aus Sandmergel und Kalk zur Entstehung von Kiesbänken beitragen. So befindet sich flussabwärts der Klippen bei Haus Vogelsang seit mindestens 1996 in der dort besonders breiten Lippe offenbar lagestabil eine ausgedehnte Bank aus feinem Kies (BREMER 2001), die als Laichplatz für Oberflächendeponierer geeignet erscheint. Die Kombination aus einer Schnelle oder Furt mit einer flussabwärts gelegenen Verbreiterung des Bettes führt zur Ansammlung des in der mittleren Lippe seltenen Kieses. Vielleicht spielt dabei eine Rolle, dass der Kies auf dem Sandmergel liegt und somit nicht im tiefen Sand versinken kann; die Mächtigkeit der Kiesbank und das darunter liegende Substrat wurden allerdings nicht geprüft.

Eventuell würde eine ähnliche Aufweitung der Lippe flussabwärts der „Neuen Papensteine“ oder des „Hervester Schwalls“ ebenfalls zur Anreicherung des von der Lippe mitgeführten Feinkieses führen. Auch wäre zu prüfen, ob die ursprünglichen Papensteine, von denen die Lippe weg verlegt wurde, noch vorhanden sind und wieder in den Flusslauf integriert werden können. Zur Vorbereitung der genannten Maßnahmen wäre eine Sondierung des Untergrundes erforderlich.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen wären naturnah, weil sie ehemals vorhandene Strukturen wiederherstellen würden und dürften lange funktionsfähig bleiben.

6.2.1.2.3 Einbringen von Totholz

Wie die meisten Flüsse Nordrhein-Westfalens würde auch die Lippe von Natur aus erhebliche Mengen Totholz in ihrem Bett aufweisen.

Totholz erhöht nicht nur allgemein den Strukturreichtum im Fluss, sondern bietet außerdem Fischen Schutz vor Prädatoren und Unterstände auch für große Individuen. Nasen benötigen Totholz als „Weidegrund“ v.a. in den sandgeprägten Abschnitten der Lippe (Kap. 5.4.25).

In Strecken, wo eine Kiessohle vorhanden ist, kann großes Totholz bei der lokalen Umlagerung von Kies eine wichtige Rolle spielen. Wo die Strömung z.B. unter einem Baumstamm her fließt, kann ein Kolk ausgespült werden; das dort ausgetragene Substrat wird dann direkt hinter dem Hindernis als Bank oder Schwelle abgelagert. Es ist durch die Umlagerung „gereinigt“. Hier würden auch die anspruchsvollen „Brutverstecker“ unter den lithophilen Arten (Kap. 5.2.2.1) geeignete Laichhabitate finden, weil das Interstitial hier arm ein Feinsedimenten ist.

Das Einbringen von Totholz in die Lippe ist nicht sehr aufwändig und sollte an möglichst vielen Stellen umgesetzt werden. Stämme oder ganze Bäume können zur Sicherheit z.B. mit Stahlseilen fixiert werden. Es ist zu empfehlen, ein Management für das regelmäßige Einbringen von Totholz zu initiieren und auch den natürlichen Holzeintrag zu fördern, indem große Uferbäume nicht vorsorglich entnommen bzw. „auf den Stock gesetzt“ werden und in der Lippe befindliche Stämme nicht entfernt, sondern allenfalls gesichert werden.

6.2.1.2.4 Einbringen von Kies als Laichhabitat für lithophile Arten

Zur Schaffung von Laichplätzen für Lachse und andere Salmoniden ist das Einbringen von Kies eine relativ verbreitete Methode v.a. in Skandinavien und Nordamerika (z.B. MERZ & SETKA 2004, PULG 2007, BARLAUP et al. 2008, PULG & SCHNELL 2011, MITCHELL 2015). Untersuchungen zeigten jedoch, dass solche Kiesbänke selbst im Rhithral meist nicht einmal ein Jahr funktionsfähig bleiben (PULG 2007, PANDER et al. 2015). Versuche an der Lippe bestätigten dies (SPÄH 2016). Dazu kommt, dass an der Lippe (flussabwärts von Lippborg) nur wenige Strecken überhaupt für eine derartige Maßnahme in Frage kommen (BUNZEL-DRÜKE 2019).

Als Fazit ist von einer Kieszugabe in den meisten Fällen abzuraten. Ausnahmen könnten Renaturierungsmaßnahmen in dem ursprünglich von Plänerkies geprägten Oberlauf bis Lippstadt sein sowie naturnahe Fischaufstiege.

6.2.1.3 Laufverlängerungen

Laufverlängerungen sind überall dort wünschenswert, wo die Lippe durch Begradigungen zu schnell fließt. Die Wiederherstellung einer naturnahen Lauflänge kann die Eintiefung der Lippe und das Ausspülen von Sand und Feinkies reduzieren, allerdings nicht rückgängig machen.

Bei der Renaturierung der Lippe in der Westernmersch bei Lippstadt-Eickelborn wurden 2012/13 zur Laufverlängerung zwei neue Schlingen angelegt, die etwas in den hier hoch anstehenden Emschermergel einschneiden. In einer dieser Schlingen entwickelte die neue Flusssohle ein abwechslungsreiches Relief mit tiefen und flachen Partien. Der abschilfernde, relativ weiche Mergel bildete an mehreren Stellen Bänke geringer Mächtigkeit, die v.a. im Jahr 2016 von Haseln, Barben und Nasen als Laichplätze genutzt wurden (ABU 2018). Die zweite neugeschaffene Schlinge weist dagegen eine fast ebene Sohle ohne größere Bänke aus „Mergelkies“ auf, wobei die Gründe für die unterschiedliche Entwicklung nicht ersichtlich sind.

Etwa zwischen Lippstadt und Hamm besteht das Festgestein unter der Lippesohle aus teilweise hoch anstehendem Emschermergel. Im Rahmen von Renaturierungen könnten neue Schlingen gezielt an solchen Stellen geplant werden, so dass die Chance auf die Entstehung von Mergelkiesbänken als Laichhabitat für lithophile Arten besteht.

Auch Laufverlängerungen am kiesigen Unterlauf der Lippe können neue Habitate für lithophile Arten erschließen. Dabei ist zu beachten, dass sowohl die neuen Strecken als auch die flussaufwärts liegenden Abschnitte durchströmt, also nicht eingestaut werden.

Laufverlängerungen in sandgeprägten Abschnitten können möglicherweise das ständige Sandtreiben reduzieren, das besiedlungsfeindlich für aquatische Organismen ist.

6.2.1.4 Sohlanhebung

Mit der Ausnahme von Bergsenkungsgebieten ist für die Wiederherstellung der lateralen Konnektivität, also der Verbindung von Fluss und Aue, eine Anhebung der Lippesohle erforderlich, die durch menschliche Eingriffe heute überall auf einem viel tieferen Niveau liegt als vor der Begradigung und seitlichen Einengung des Flusses.

Eine Anhebung der Flusssohle lässt sich durch das Einbringen von autochthonem Material auf die heutige, unnatürlich tief eingeschnittene Sohle erreichen, ggf. kombiniert mit Laufverlängerungen. Voraussetzungen für eine Dauerhaftigkeit solcher Maßnahmen sind eine Sohlbreite und Lauflänge, die auch bei höheren Abflüssen gewährleisten, dass die eingebrachten Sedimente nicht über das Maß hinaus wieder ausgetragen werden sowie eine Zulieferung von oberhalb. Außerdem ist ein sohlstützendes Bauwerk wie eine Sohlrampe am Ende der Renaturierungsstrecke erforderlich, das den Übergang von der neuen, höher liegenden Sohle auf die unterhalb noch tiefe Sohle fixiert sowie ein annähernd ausgeglichener Geschiebehaushalt.

Aus Sicht der Fische (und der meisten anderen aquatischen Arten) macht eine solche Maßnahme nur dann Sinn, wenn damit die Verbindung zwischen dem Fluss und der morphologischen (historischen) Aue wiederhergestellt werden kann. Von einer Sohlanhebung z.B. um einen Meter bei einer anthropogen verursachten Sohleintiefung von sieben Metern ist also abzuraten, weil der Eingriff keine entscheidenden Vorteile für die Lebensgemeinschaft in Fluss und Aue bringt.

Sohlanhebungen an der Lippe erscheinen besonders dort sinnvoll, wo die Eintiefung des Flusses moderat ist, also z.B. zwischen Lippstadt und Hamm, flussaufwärts der Mergelklippen Rauschenburg und

Haus Vogelsang (dort vom Lippeverband schon teilweise umgesetzt) sowie in den Bergsenkungsgebieten um das Wehr Werne-Rünthe und HaLiMa (dort von der Lippe schon teilweise ausgeführt).

Wichtig ist,

- zumindest als oberste Schicht nur solches Material zur Sohlanhebung zu verwenden, das dem an dieser Stelle natürlich vorhandenen Substrat entspricht,
- möglichst keine wertvollen Habitate wie flach überströmte Kiesbänke zu verfüllen und
- durch die Sohlanhebung keinen Aufstau nach flussaufwärts zu verursachen.

6.2.1.5 Ersatzauen

Wo es nicht möglich ist, die Sohle der Lippe soweit anzuheben, dass der Kontakt zwischen Fluss und Aue wiederhergestellt wird, kann die „Tieferlegung“ von Teilen der Aue eine Alternative sein. Solche Ersatzauen können je nach Größe und Gestalt bestimmte Lebensraumfunktionen natürlicher Auen erfüllen. Die Überflutungshäufigkeit sollte nicht unter hundert Tagen im langjährigen Mittel liegen.

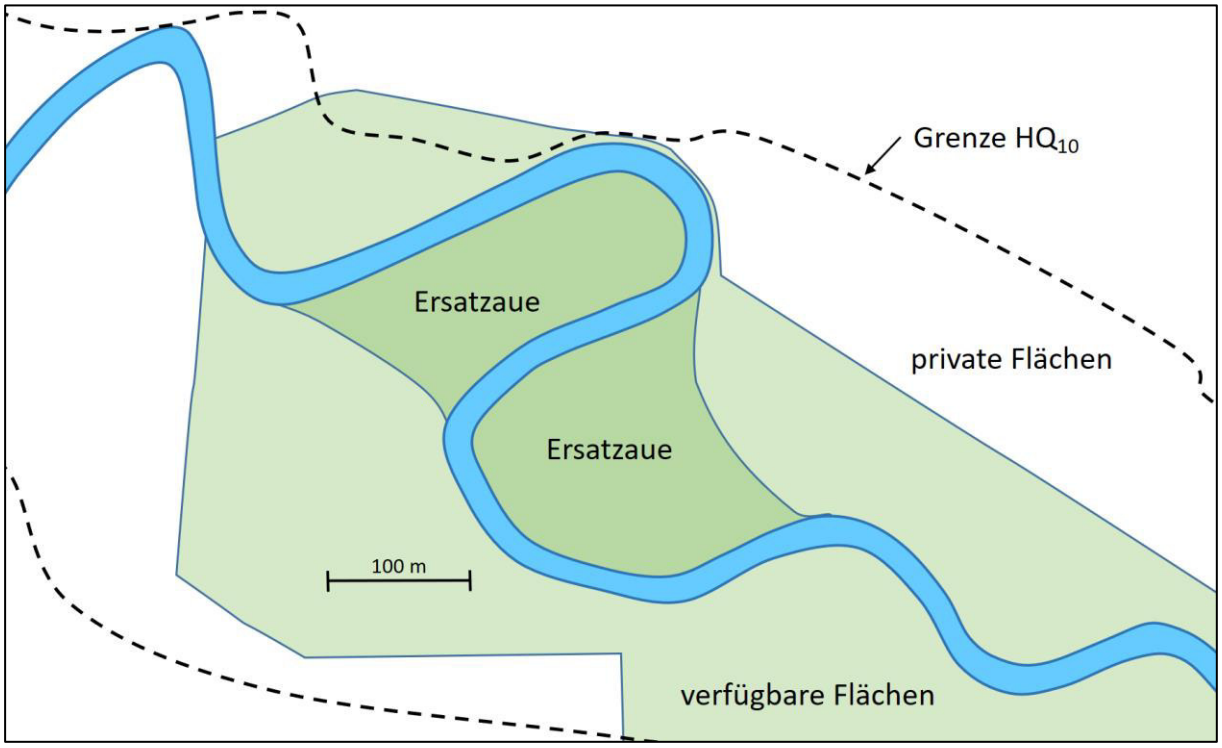


Abb. 344: *Prinzip kleinräumiger Ersatzauen (HQ_{10}: Hochwasser mit einem 10 jährlichen Wiederkehrintervall)*

Ersatzauen sollten nur dort in Erwägung gezogen werden, wo die morphologische (historische) Aue nicht wieder angebunden werden kann. Ausgangspunkt einer Planung muss ausreichende Kenntnis über folgende Sachverhalte und Bedingungen sein:

- auentypische Lebensräume der Lippe und die sie schaffenden und erhaltenden Prozesse:

  Naturnahe Auen weisen typischerweise eine große Vielfalt an Lebensräumen auf. Sie unterscheiden sich im Hinblick auf Überflutungshäufigkeiten, Grundwasserabständen und Amplituden der Grundwasserschwankungen. Die Wasserversorgung von Gewässern und Mulden kann aus kleinen seitlichen Einzugsgebieten resultieren, durch Grundwasser oder auch ausschließlich durch Hochwasser. Manche Stillgewässer existieren nur kurz, andere sind dauerhaft. Liegt das Gewässer nahe zum Fluss, so schwankt sein Wasserstand stark, liegt es am

Rand der Aue, so ist er nahezu konstant, weil beständig Grundwasser zudrängt. Stillgewässer sind kalt, wenn sie vom Grundwasser gespeist sind, besonnte Blänken existieren nur zeitweise, sind flach und erwärmen sich schnell. In tiefliegenden Bereichen der Aue, in denen bei Überschwemmung das Wasser nahezu steht, akkumulieren Feinsedimente und werden zu Auelehmen. Wo die Transportkapazität rasch abfällt, akkumulieren Sande: entlang der Flussufer und Flutrinnen bilden sie Rehnen. Wo Flutrinnen in tiefliegenden, häufig überschwemmten Auenbereichen enden, entstehen kleinflächige Sandaufspülungen

- örtliche Ziele:

  Insbesondere aus den naturschutzrechtlichen Zielvorgaben, aus dem Entwicklungszustand des Schutzgebietes und aus Erfahrungen der Schutzgebietsbetreuung ergeben sich regel-mäßig lokal konkretisierte Entwicklungsziele, z.B. Erhalt einer bestimmten Pflanzengesellschaft oder Vergrößerung einer Fischpopulation.

- Restriktionen, Boden und Geologie, ggf. Verknüpfbarkeit mit weiteren Maßnahmen in der Nähe am Fluss und in der Aue:

  Für das Ob und das Wie sind die vorgefundenen Boden- und Untergrundverhältnisse (Auelehmmächtigkeiten, Sand- oder Kiesmächtigkeiten, Höhenlage des Mergels), die Möglichkeiten und die Kosten der Verwendung oder Entsorgung des Auelehms sowie Zustand und Naturschutzwert der in den Blick genommen Fläche regelmäßig entscheidend.

- die sich auf der Fläche der Ersatzaue einstellenden Überflutungshäufigkeiten und Strömungsbedingungen:

  Für den Zustand nach Herstellung einer Ersatzaue sollte ein zweidimensionales Strömungsmodell erstellt werden. Ziel ist es, Überflutungshäufigkeiten und Strömungsgeschwindigkeiten abzubilden.

Bei Hochwasser reduzieren durchflossene Auen die hydraulische Belastung des Gewässerbettes und fördern damit die Ausbildung einer vielgestaltigen Flusssohle. Außerdem können sie Hochwasserfluchträume für die Fischfauna bieten, die unnatürliche Drift und damit einhergehende Bestandsverluste verhindern.

An der Lippe wurden bisher auf zwei Strecken Ersatzauen fertiggestellt:

In den Jahren 2009 bis 2014 hat der Lippeverband direkt oberhalb der Mündung ausgedehnte Ersatzauen mit strukturreichen, naturnahen Stillgewässern geschaffen; die neue Lippe weist hier ein breites Bett mit flach überströmten Sand- und Kiesbänken auf. Die Entwicklung der Fischfauna blieb jedoch bisher aus unbekannten Gründen hinter den Erwartungen zurück (LimnoPlan 2015, 2016).

Flussaufwärts der Mergelklippen von Haus Vogelsang entstanden 2018 bis 2019 ebenfalls Ersatzauen, eine Erfolgkontrolle der Fischfauna ist im Jahr 2020 vorgesehen.

6.2.2 Habitatstruktur Auengewässer

Ein großer Teil der von Natur aus typischen Auengewässer existiert in der Lippeaue infolge menschlicher Eingriffe nicht mehr; streckenweise fehlen Stillgewässer sogar nahezu vollständig, z.B. am Unterlauf der Lippe. Die schlechte Situation spiegelt sich in der Verbreitung und Abundanz derjenigen Fischarten wider, die völlig oder für bestimmte Entwicklungsstadien auf Auengewässer angewiesen sind, z.B. Brassen und Güster.

In Kapitel 5.2.5 wird deutlich, dass verschiedene Fischarten verschiedene Typen von Auengewässern benötigen. Die nachfolgend aufgeführten Maßnahmen fördern jeweils unterschiedliche Artengemeinschaften.

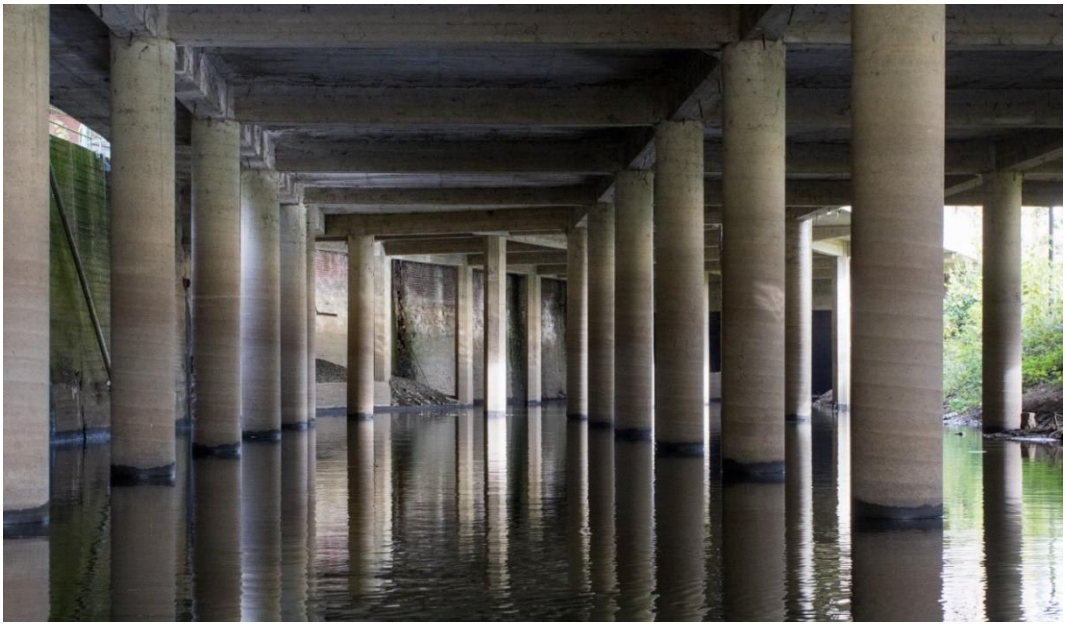
6.2.2.1 Schutz bestehender Auengewässer

Die wenigen noch oder wieder vorhandenen Auengewässer sollten alle geschützt und erhalten werden. Dabei haben die wenigen ständig mit der Lippe verbundenen Stillgewässer für viele Arten eine große Bedeutung als Jahreslebensraum, Laichplatz, Jungfischhabitat, Winterlager oder Hochwasserrefugium.

An der mittleren und unteren Lippe flussabwärts Wehr Dahl existieren nur in vier Abschnitten angeschlossene Auengewässer, die daher unbedingt zu erhalten und ggf. zu optimieren sind:

- Mühlenarm Haus Dahl (Abb. 345): wahrscheinlich einziges Winterlager für Cypriniden in weiter Umgebung;
- Renaturierungsstrecke oberhalb der Klippen von Haus Vogelsang: neu angelegte Auengewässer jedoch sehr flach, Wasserführung im Sommer ungewiss;
- Buchten und Bergsenkungsgewässer in HaLiMa;
- neue Auengewässer an der renaturierten Lippemündung.

An der oberen Lippe zwischen Lippstadt und Hamm-Heessen dagegen befindet sich die größte Konzentration verschiedenartiger Stillgewässer an der ganzen Lippe (Kap. 3.8).



M. Bunzel-Drüke

Abb. 345: *Teil des Mühlenarms Haus Dahl: Obwohl die Betonpfähle und das Gebäude über dem Gewässer skurril und wenig naturnah wirken, scheint der künstliche Mühlenarm das wichtigste Winterlager für Cypriniden in weiter Umgebung zu sein und sollte unbedingt geschützt werden.*

6.2.2.2 Wiederherstellung ständig angebundener Auengewässer

Frühe Karten der Lippe (Abb. 346) enthalten Darstellungen von Stillgewässern, die anscheinend dauerhaft an den Fluss angeschlossen waren. In historischen Berichten werden diese Strukturen erwähnt, ihr Fischreichtum wird hervorgehoben (z.B. KAISER 1993 für die Ems). An der Lippe werden sie „Tüche“, an der Ems „Auslachen“ genannt.

Manche der Kartendarstellungen zeigen offenbar anthropogen geschaffene (oder veränderte) Strukturen, andere scheinen natürlichen Ursprungs zu sein. Die oft sehr schmal dargestellten Verbindungen zum Fluss können dauerhaft nur existiert haben, wenn sie entweder künstlich aufrechterhalten wurden, oder wenn sie von kleinen Nebengewässern ständig oder bei steigendem oder fallendem Hochwasser zeitweise durchflossen wurden. Andernfalls würden sie durch die Rehnenbildung verschüttet.

Zudem dokumentieren diese Darstellungen, dass der Wasserspiegel der Lippe und das Geländeniveau tiefliegender Auenbereiche auf einem ähnlichen Höhenniveau lagen. Bei flussmorphologischen Interpretationen ist jedoch Vorsicht geboten: Die Lippe war damals auf einigen Abschnitten durch Wehre angestaut.

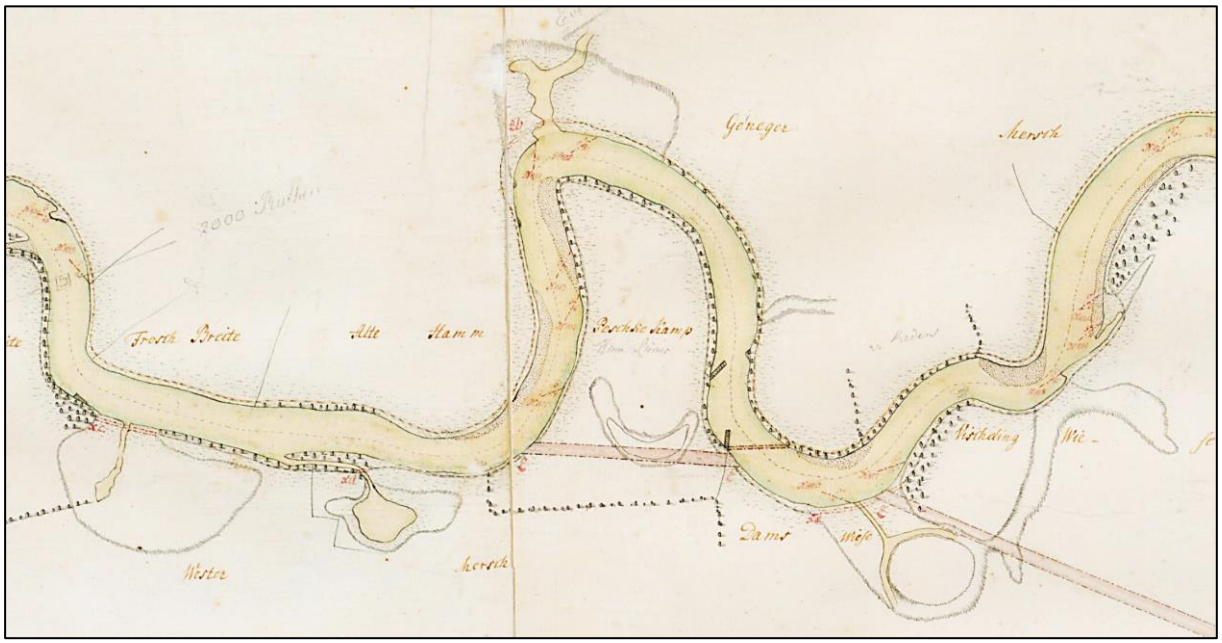


Abb. 346: *Ausschnitt aus dem achten Teil der Lippekarte aus dem Jahr 1766 (VON SCHÖLER et al 1766). Dargestellt ist die Lippe zwischen der heutigen Deponie der Stadt Hamm und dem heutigen Radbodsee (km 120,0 bis 121,5 GSK3C).*

Heute sind ständig angebundene Stillgewässer und Flussarme immer anthropogenen Ursprungs. Sie sind Resultat flussbaulicher Maßnahmen, Folge von Renaturierungen oder stehen im Zusammenhang mit Schleusen oder Wasserkraftanlagen.

Die Wiederherstellung oder Neuanlage mit dem Fluss verbundener Auengewässer ist v.a. dort empfehlenswert, wo die Lippesohle nicht zu stark eingeschnitten ist, also z.B. zwischen Lippstadt und Hamm, flussaufwärts der Mergelklippen Rauschenburg und Haus Vogelsang (dort könnte in der neuen Ersatzaue ein für Fische geeignetes, ganzjährig Wasser führendes Gewässer angelegt werden) sowie in den Bergsenkungsgebieten um das Wehr Werne-Rünthe und HaLiMa (wo der Lippeverband 2017/18 ein Senkungsgewässer mit der Lippe verbunden hat).

Die Verbindung zwischen der Lippe und den meisten Auengewässer verlandet durch Rehnenbildung mit der Zeit (s.o.) und sollte dann wiederhergestellt werden, da heute natürlicherweise keine neuen Auengewässer mehr entstehen. Ein künstlicher Altarm in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen verlor 12 Jahre nach seiner Anlage die Verbindung zur Lippe (BUNZEL-DRÜKE et al. 2017).

6.2.2.3 Wiederherstellung nicht angebundener Auengewässer

Wo immer möglich sollten in der Aue Stillgewässer als Ersatz für die ehemals vorhandenen angelegt werden. Gewässer ohne Anbindung an die Lippe sind überall dort möglich, wo das Grundwasser hoch genug ansteht oder Hangdruckwasser oder kleine seitliche Einzugsgebiete genutzt werden können (s.u.).

6.2.2.4 Anbinden kleiner seitlicher Einzugsgebiete an die Aue

Die Bedeutung kleiner seitlicher Einzugsgebiete für den Wasserhaushalt von Auen, insbesondere für die Existenz typischer Auengewässer, Sümpfe, Seggenrieder und Röhrichte wird oft unterschätzt. Dies liegt zum einen daran, dass natürliche Auen mit einem entsprechenden Wasserhaushalt und Habitatinventar weitgehend verschwunden sind. Es fehlen somit die Vorbilder. Zum anderen erschließen sich die Ursachen für wasserhaushaltsbedingte Defizite in Auen oft erst nach eingehender Analyse der lokalen Bedingungen. Außerhalb der Hochwasserzeiten ist der Wasserhaushalt natürlicher Auen maßgeblich durch diese seitlichen Zuflüsse geprägt. Selbst zeitweise trockenfallende Gräben können einen erheblichen Einfluss besitzen.

Eine Studie der ABU (DRÜKE et al. 2017) im Rahmen der Schutzgebietsbetreuung für die Lippeaue im Kreis Soest hat sich mit dem Thema befasst. Untersucht wurde eine Kulisse von 793 Hektar öffentlicher Flächen innerhalb der Grenzen des 50-jährlichen Lippehochwassers. Für das 30 km lange Projektgebiet wurden durch GIS-Analyse, kombiniert mit Ortskenntnissen, die 83 kleinen seitlichen Einzugsgebiete ermittelt, die natürlicherweise in diese Auenflächen entwässern und ihren Wasserhaushalt außerhalb der Lippehochwasser prägen würden. Die seitlichen Einzugsgebiete wurden nach folgenden zwei Merkmalen bewertet:

- angebunden an die Aue, d.h. wirksam für den Auenwasserhaushalt und
- unnatürlich entkoppelt, d.h. weitgehend unwirksam für den Auenwasserhaushalt.

Ergebnis ist, dass von den seitlichen Einzugsgebieten, die natürlicherweise die in öffentlichem Eigentum stehenden Auenflächen bewässern würden, derzeit nur 5 % auch tatsächlich an diese Auenflächen angebunden sind. 95 % der seitlichen Einzugsgebiete dieser Auenflächen werden am Auenrand künstlich abgeleitet und tragen damit nicht positiv zum Wasserhaushalt der Auenflächen bei.

Die Studie benennt annähernd 50 Maßnahmen für die Anbindung kleiner seitlicher Einzugsgebiete. Erste Maßnahmen wurden umgesetzt, weitere sind in Planung.

Wir empfehlen, eine entsprechende Studie für alle in öffentlicher Hand befindlichen und für eine naturnahe Auenentwicklung verfügbaren Flächen entlang der Lippe zu erstellen.

Wasser aus den kleinen Zuflüssen kann auch dort dauerhafte Auengewässer schaffen, wo eine direkte Anbindung an die Lippe nicht möglich ist, weil sich die Flussohle zu stark in den Untergrund eingeschnitten hat. Solche nicht angebundenen Stillgewässer wie Randsümpfe, Tümpel oder isolierte Altwasser bieten Lebensräume für Arten wie Schleie, Moderlieschen oder Bitterling (Kap. 5.2.5).

6.2.2.5 Öffnung von Verwallungen

Auf manchen Abschnitten ist die Lippe durch Verwallungen unterschiedlicher Mächtigkeit von der Aue getrennt. Diese Verwallungen wurden geschaffen, um landwirtschaftliche Flächen vor häufigeren, kleineren Hochwassern zu schützen.

Die Öffnung solcher Verwallungen ist dort möglich, wo die betroffenen Flächen verfügbar sind. In anderen Fällen können Geländeaufhöhungen die Auswirkungen erhöhter Überflutungshäufigkeit auf verfügbare Flächen begrenzen.

Von einer erhöhten Überflutungshäufigkeit profitieren Fische, indem sie z.B. die Auen als Hochwasserfluchtraum nutzen können oder bei Hochwasser neue Habitate erreichen.

6.2.2.6 Rückbau von Entwässerungseinrichtungen

Wie nahezu alle Auen in Deutschland wurde auch die Lippeaue zur Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit entwässert. Dränagen, Entwässerungsgräben und Ableitung von Grund- und Oberflächenwasser aus kleinen seitlichen Einzugsgebieten sind die typischen, weit verbreiteten Maßnahmen.

Für Flächen, die bis auf weiteres in privatem Eigentum sind und für eine Renaturierung der Aue nicht zur Verfügung stehen, muss auch künftig die Entwässerung in der bisherigen Form gesichert sein. Dies engt die Möglichkeiten für eine Renaturierung des Auenwasserhaushalts regelmäßig ein oder macht sie auch unmöglich.

Erfahrungen aus der Entwicklung des FFH- und Vogelschutzgebietes „Lippeaue mit Ahsewiesen“ zwischen Lippstadt und Hamm (2.301 ha groß, davon ca. 1.500 ha in öffentlichem Eigentum) zeigen jedoch, dass in einigen Fällen nach eingehender Überprüfung umsetzbare Maßnahmen zur wesentlichen Verbesserung des Auenwasserhaushaltes identifiziert werden konnten.

Die Biologischen Stationen entlang der Lippe verfügen über Ortskenntnisse und Erfahrungen in der Schutzgebietsentwicklung. Wir empfehlen, gemeinsamen mit den Biologischen Stationen zu überprüfen, wo zusätzliche Maßnahmen zur Verbesserung des Auenwasserhaushaltes möglich sind.

6.3 Querbauwerke

Querbauwerke unterbrechen das natürliche Längskontinuum von Flüssen. In der Natur kommen sie nur selten als Wasserfälle oder unterirdisch fließende Teilstrecken vor; in der Lippe würden sie gar nicht auftreten, abgesehen eventuell von quellnahen Biberdämmen.

Die Auswirkungen von anthropogenen Querbauwerken auf Gewässer sind vielfältig:

- Aufwärts gerichtete Ortsbewegungen von Wassertieren werden verhindert; das betrifft nicht nur Langdistanzwanderer wie Lachs und Flussneunauge, sondern auch Arten, die kürzere Strecken zurücklegen, um z.B. bestimmte Laich- oder Überwinterungshabitate zu erreichen.
- Der „Abstieg" von Organismen wird wesentlich erschwert. Junglachse müssen vom Geburtsort zum Meer zurückwandern können, ebenso wie Meerforellen, Fluss- und Meerneunaugen oder Aale, die ihre Laichplätze im Meer erreichen müssen. Die Vorstellung, Fische und andere Tiere würden sich von einem Hindernis herunterspülen lassen, hat sich als falsch erwiesen.
- Selbst für Arten mit einem ortsfest scheinenden Lebensstil ist z.B. der ungehinderte genetische Austausch erforderlich (z.B. JUNKER et al. 2012).
- Viele Bauwerke enthalten nicht nur Sohlabstürze, sondern stauen Gewässer auf. Wegen der fehlenden Strömung gehen Habitate rheophiler Arten verloren; Wassererwärmung, Algenwachstum und Ablagerung von Feinsedimenten sind zusätzliche Beeinträchtigungen.
- Stauabschnitte unterbrechen den Geschiebetransport, indem sie als „Sedimentfallen" wirken können. Das dann flussabwärts fehlende Sohlsubstrat kann zu einer weiteren Eintiefung des Flusses führen. Im Falle der Lippe wird Sand oder anderes feines Sediment jedoch in schmalen Ausbaustrecken schon bei leicht erhöhten Fließgeschwindigkeiten abtransportiert.
- Die Sedimentationsakkumulation korreliert mit der Produktion von Methan. Die globale Methanemission aus Süßwassersystemen könnte nach Schätzungen durch gestaute Bereiche um bis zu 7 % ansteigen (MAECK et. al 2013).
- Bewegliche Stauanlagen werden oft bei Hochwasser geöffnet, was die Überflutung von Auen und damit die Vernetzung mit dem Fluss unterbindet.
- Ggf. vorhandene Wasserkraftanlagen stellen eine große Gefahr für Fische und andere Wassertiere dar, weil Feinrechen mit der geforderten Stabweite von 15 mm – die oft noch nicht vorhanden sind – kleine Individuen nicht von den Turbinen fernhalten.
- Totholz wird oft nicht im Fluss geduldet, weil Verklausungen an Wehren befürchtet werden.

Die Lippe ist der längste Fluss, der in NRW entspringt und mündet. Erstaunlicherweise kann es gelingen, ihn komplett für Wassertiere durchgängig zu machen! Es gibt in der ganzen Lippe nur noch 21 Querbauwerke, die die longitudinale Durchgängigkeit wesentlich behindern: 18 Wehre und drei steile Sohlrampen oder -gleiten. Sieben dieser Wehre haben keine Funktion mehr.

Zunächst scheint die Zahl der umzubauenden Querbauwerke hoffnungslos hoch, aber verglichen etwa mit der Ruhr sind es tatsächlich nur wenige. Und in der Vergangenheit ist es an der Lippe bereits gelungen, viele Wanderungshindernisse zu beseitigen, darunter auch „große" Wehre wie Vogelsang, Horst, Kesseler und Benninghausen, außerdem flussaufwärts von Lippstadt zwei mittelgroße Wehre, die Stauanlage des Lippesees (Bau einer neuen Lippetrasse um den See herum, NZO 2005, Bezirksregierung Arnsberg 2010) und zahlreiche kleine Wehre und Sohlabstürze im Oberlauf.

Von den 18 bestehenden Wehren erlauben sechs zumindest zeitweise eine (fast) ungehinderte Passage von Fischen in beide Richtungen; andere haben mehr oder weniger gut funktionierende Auf-

stiege, aber bis auf zwei Bypässe für Aale fehlen Einrichtungen, die einen Abstieg ständig ermöglichen. Vier Wehre – drei davon auf den obersten zwei Flusskilometern – weisen gar keine Fischwege auf.

Warum reicht der Bau von Fischaufstiegsanlagen zur Optimierung der Situation an der Lippe nicht aus? Seit 1998 wurden an der Lippe elf Aufstiegsanlagen gebaut, überwiegend als naturnahe Umgehungsgerinne. Mehrere Erfolgskontrollen zeigten, dass die Aufstiege von vielen Tausend Fischen und anderen Wasserorganismen genutzt wurden (SPÄH 1999, 2000a, 2001a, 2004, 2005, 2006a, BUNZEL-DRÜKE et al. 2011, 2014).

Eine parallele Untersuchung an zwei verschiedenen Aufstiegsanlagen an demselben Wehr (Wehr Hamm-Heessen) ließ jedoch erste Zweifel an der Funktionsfähigkeit mancher Aufstiege aufkommen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011). In dem naturnahen Umgehungsgerinne am Wehr Heessen wurden trotz seines vom Wehr weit entfernten unteren Einstiegs sehr viele Fische gefangen, allerdings wie in den anderen untersuchten naturnahen Aufstiegen an der Lippe weit überwiegend kleine Individuen. Den technischen Schlitzpass direkt am Wehr nutzten dagegen zahlreiche große Fische, wie sie in dieser Menge in keinem der naturnahen Aufstiege festgestellt wurden. Als eine mögliche Erklärung für die geringe Zahl großer Individuen wurde zunächst eine verminderte Durchströmung der Umgehungen infolge eines Aufstaus durch die bei jeder Erfolgskontrolle genutzten Reuse angenommen. Der Schlitzpass am Wehr Heessen wurde für die Untersuchung zwar auch durch eine Reuse abgesperrt, die jedoch wegen des größeren Durchflusses gröbere Maschen hatte. Die Hoffnung war, dass mehr große Individuen die naturnahen Aufstiege nutzen würden, wenn ohne Reuse mehr Wasser durch die Umgehungen fließt. Kontrollen dazu - z.B. mit einem DIDSON-Sonar - wurden allerdings nicht durchgeführt.

Die im vorliegenden Bericht geschilderte Verhaltensanalyse besenderter Fische (Kap. 5.3.2) erbrachte dann ein unerwartetes und ernüchterndes Ergebnis: Keine der aufstiegswilligen 29 adulten Nasen nutze eine der naturnahen Umgehungen. Ob das Problem dabei Auffindbarkeit oder Passierbarkeit war, lässt sich nicht beantworten. Das Beispiel zeigt jedoch, dass selbst vermeintlich „entschärfte“ Querbauwerke eine erhebliche Einschränkung der Ortsbewegungen der Fische zur Folge haben können. Die Ergebnisse der aktuellen Reusenuntersuchung im Aufstieg am Wehr Buddenburg unterstützen dies: Wirklich große Individuen (mit Ausnahme des Aals) wurden nur von Karpfen, Hecht und Wels gefangen, insbesondere rheophile Arten wiesen dagegen maximale Längen von etwa 30 cm in den Reusenfängen auf. Eine zusätzliche Elektrobefischung unmittelbar unterhalb des Wehres brachte jedoch zahlreiche adulte Barben ab 40 cm Totallänge zum Vorschein.

Querbauwerke können nicht nur die Durchgängigkeit eines Flusses unterbrechen, sondern außerdem durch Aufstau oberhalb liegende Gewässerstrecken entwerten (s.o.). Andererseits kann eine Stauhaltung den Grundwasserstand in der Aue hochhalten, der an vielen anderen Stellen durch die fast überall erfolgte unnatürliche Eintiefung des Flusses abgesunken ist. Nur die acht untersten, die „großen“ Wehre (in den Kreisen Unna und Hamm) stauen die Lippe jeweils mehr als einen Kilometer auf, nämlich zwischen drei und elf Kilometern. Alle 21 Querbauwerke zusammen stauen 59,9 km Flusslauf; damit sind inklusive der Bergsenkungsstrecke in HaLiMa (Haltern-Marl-Lippramsdorf) rund 28 % der Lippe gestaut, 72 % freifließend. Der mittlere Abschnitt zwischen Haus Dahl und Uentrop wird durch die acht „großen“ Wehre (Dahl, Buddenburg, Beckinghausen, Werne-Rünthe, Stockum, Hamm, Heessen, Uentrop) nahezu komplett eingestaut; von den 28 % Stauhaltung der gesamten Lippe stellt diese Strecke 24 %. Hier fehlen die meisten obligaten Kieslaicher, selbst die weniger anspruchsvollen „Oberflächendeponierer“ wie Hasel, Barbe und Nase sind sehr selten (Kap. 5.2.2.1).

Wenn man sich entschließt, Wehre zu öffnen, den Wasserspiegel abzusenken und die natürliche Flussdynamik wiederherzustellen, sollten zuvor die möglichen Folgen einer Grundwasserabsenkung

in den oberhalb der Wehre liegenden Auenabschnitten abgeschätzt werden. Bewegliche Wehre könnten versuchsweise geöffnet werden; so lassen sich die Auswirkungen der Maßnahmen überprüfen.

In vielen Fällen gibt es Alternativen für die Bewässerung von wasserabhängigen Auenhabitaten, die heute im Rückstau von Wehren liegen. Oft können selbst kleinste Gräben, die derzeit auf geradem Weg in die Lippe abgeleitet werden, zur Wiedervernässung der Auen dienen (Kap. 6.2.2.4). Auch ist es möglich, Stillgewässer zu entschlammen oder moderat zu vertiefen, so dass sie länger Wasser führen. Der (reversible) Verschluss von Drainagen trägt ebenfalls zur besseren Wasserrückhaltung bei. Es kann allerdings auch Fälle geben, in denen eine Entscheidung entweder für die Flussdynamik oder für bestimmte Auenhabitate zu treffen ist.

Nachfolgend werden die wesentlichen Querbauwerke in der Lippe beginnend von der Mündung nach flussaufwärts vorgestellt, ihre Wirkung auf verschiedene Fischarten diskutiert und Vorschläge zu ihrem Umbau geschildert. Bis maximal 25 cm hohe Querbauwerke des Oberlaufes oberhalb von Paderborn-Marienloh, die außer bei Niedrigwasser für die meisten dort vorkommenden Arten passierbar sind, bleiben unberücksichtigt.

Insgesamt fünf Wasserkraftanlagen an der Lippe produzieren zusammen weniger als 1.500 kW Strom. Zum Vergleich: eine durchschnittliche moderne Windkraftanlage produziert 3.000 – 50.000 kW.

Die verwendeten Daten über die Querbauwerke stammen aus www.elwasweb.nrw.de, aus dem Flussgebietsplan Lippe (Lippeverband 2008), von den Bezirksregierungen Arnsberg (U. Detering, M. Leismann mdl.) und Detmold (A. Morsbach mdl., C. Tennie schriftl.) sowie vom Wasserverband Obere Lippe (E. Schniedermeier mdl.).

Sohlgleite/Sohlrampe flussabwärts der Renaturierungsstrecke an der Mündung (Fluss-Kilometer 0,4)

Diese im Rahmen der Renaturierungsmaßnahmen an der Lippemündung 2009 bis 2014 gebaute Sohlgleite oder -rampe (Abb. 347 – 349) schützt die neue, hochgelegene Sohle der oberhalb renaturierten Lippe vor rückschreitender Erosion, da der Rhein bei Niedrigwasser mehrere Meter tiefer liegt. Die Schwelle ist so geplant, dass ihre Krone im langjährigen Durchschnitt von 1990 bis 2016 an 319 Tagen im Jahr durch den hohen Wasserstand des Rheins mindestens 30 cm überstaut und dadurch für alle Arten und Altersstadien bedingt bis gut zu überwinden ist. Bei Niedrigwasser allerdings stellt sie ein erhebliches Hindernis für Fische dar. In der kurzen Zeitreihe seit Bauende von 2014 bis 2019 war die Schwelle durchschnittlich nur an 291 Tagen pro Jahr mindestens 30 cm überstaut und nur an 266 Tagen mindestens 50 cm überstaut. Zu diesen schlechten Werten haben wesentlich der trockene Sommer und Herbst 2018 beigetragen (alle Angaben S. Junghardt, Lippeverband schriftl.). In diesem Jahr verhinderte die Schwelle über lange Zeiträume den Aufstieg der meisten Arten (Kap. 5.3.2).

In Anbetracht der Zunahme von Trockenphasen durch den Klimawandel und der zu erwartenden weiteren Eintiefung des Rheins sollte erwogen werden, die Schwelle mittelfristig zu einer langgezogenen, flachen, ganzjährig auch für „schwimmschwache“ Arten und Altersstadien passierbaren Gleite umzubauen.



© Lippeverband 2017 - Luftbild Blossey

Abb. 347: *Sohlgleite am 31.3.2017 (Pegel Rhein bei 14,40 mNN): Das Querbauwerk ist von unten eingestaut und für alle Fische zu überwinden.*



© Lippeverband 2016 - Luftbild Blossey

Abb. 348: *Sohlgleite am 22.09.2016 (Pegel Rhein bei 13,30 mNN): Das Querbauwerk ist bei niedrigem Wasserstand des Rheins flach überströmt.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 349: *Sohlgleite flussabwärts des renaturierten Lippeabschnitts an der Mündung bei Niedrigwasser (Oktober 2018)*

Sohlrampe flussaufwärts der renaturierten Mündung am Lippeschlösschen (Fluss-Kilometer 2,3)

Wie die zuvor behandelte Schwelle wurde auch diese Rampe im Rahmen der Renaturierung der Lippemündung gebaut (Abb. 350). Sie ist nicht so steil wie die untere Schwelle, staut aber die Lippe mindestens einen Kilometer nach oben ein, da die Sohlhöhe oberhalb nicht verändert wurde. Die Rampe soll bei einer Fortführung der Renaturierung nach flussaufwärts die dann angehobene Flusssohle festhalten, damit rückschreitende Erosion die geplante neue Sohle nicht wieder bis auf das derzeitige Niveau abträgt. Für die Fortführung der Renaturierungsmaßnahmen gibt es noch keinen Zeitplan.

Wie Befischungen zum Fang von zu besendernden potamodromen Fischen 2018 (Kap. 4.2.2.4) zeigten, befanden sich im unteren Teil der Rampe – meist in etwas tieferen Kolken – zahlreiche große Fische. Brassen, Döbel und Alande waren besonders zahlreich, Barben seltener, nur eine Nase wurde gefangen und keine Forelle. Es entstand der Eindruck, dass v.a. hochrückige und weniger sprungkräftige Fische sich am Fuß der Rampe gesammelt hatten, nicht weil sie die starke Strömung schätzten, sondern weil sie auf der flach überströmten Rampe keinen Weg flussaufwärts fanden. Die Ergebnisse der Besenderung belegen mehrfach eine deutliche Wanderungsverzögerung oder gar Unpassierbarkeit dieser Rampe bzw. der unterhalb gelegenen Sohlgleite (Kap. 5.3.2). So überwand zum Beispiel keine einzige der markierten Brassen die beiden Rauschen. Andere Arten warteten bis zu einem Hochwasserereignis, bevor die Wanderung fortgesetzt wurde.

Auch das Fehlen der „schwimmschwachen“ Flunder oberhalb der Rampe und der Bericht von Anglern, dass im Raum Hünxe seit dem Bestehen der Rampe der Aland seltener geworden sei (van de Sand mdl.) sind Hinweise auf die Störwirkung des Bauwerks.

Die baldige Entschärfung der Rampe wird empfohlen. Diese Optimierung sollte nicht erst mit dem Beginn der Renaturierungsmaßnahmen erfolgen, damit alle wanderwilligen Fische sofort nach oben gelangen können und die derzeitige Entwertung des eingestauten Abschnitts aufgehoben wird. Es

wäre am besten, die Rampe auf größerer Breite zu öffnen. Eine dauerhafte Rampe oder Gleite zur Sicherung der später flussaufwärts angehobenen Sohle muss für alle Arten überwindbar und damit weniger steil sein.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 350: *Befischung am Fuß der Sohlrampe am Lippeschlösschen (März 2018)*

Wehr Dahl (Fluss-Kilometer 83,7)

Das nicht regulierbare Streichwehr bei Haus Dahl mit einer Absturzhöhe von 2,2 m hat keine Funktion mehr und ist baulich in schlechtem Zustand (Abb. 351 & 352). Außer bei Hochwasser ist es für die meisten aufsteigenden Arten – vielleicht mit Ausnahme des Flussneunauges – kaum zu überwinden, schneidet also Mittel- und Oberlauf der Lippe vom Unterlauf und damit auch vom Rhein fast vollständig ab. Ein 1985 erbauter Fischaufstieg auf dem linken Ufer (Lippeverband 2008) ist aufgrund der ungünstigen Lage kaum auffindbar, führt zu wenig Wasser und ist zudem häufig mit Treibgut verstopft.

Die Verbreitung des Alands endet nach flussaufwärts am Wehr Dahl; unterhalb des Wehrs halten sich oft zahlreiche adulte Nasen auf, deren weiteren Aufstieg das Querbauwerk verhindert. In der Besenderungsstudie mit 150 Fischen gelangte kein einziger Fisch, auch nicht bei Hochwasser, über dieses Wehr (Kap. 5.3.2).

Es wird empfohlen, dieses Wehr möglichst bald komplett zu beseitigen oder durch eine neue Lippeschlinge zu umgehen. Sie könnte südlich des Wehrs auf Landesflächen angelegt werden. Dabei ist wichtig, den Mühlenarm Dahl zu erhalten, da er auf vielen Kilometern das einzige permanent angeschlossene Stillgewässer ist und für viele Fischarten wahrscheinlich ein wichtiges Winterlager darstellt.

Lippeaufwärts reicht der derzeit durch das Wehr eingestaute Abschnitt fast bis zum oberhalb liegenden Wehr Buddenburg. Eine Absenkung des Wasserspiegels würde die Lippe auf ca. 8 km wieder frei fließen lassen. Nur bei drei zumindest zeitweise wasserführenden Auengewässern wäre denkbar,

dass durch den dann niedrigeren Grundwasserstand Beeinträchtigungen auftreten: im „NSG Lippeaue“ (RE-029) das Altwasser bei Neuhaus und der ehemalige Schleusenarm der Schleuse Horst bei Haus Horst sowie im NSG „Lippeaue von Lünen bis Schleuse Horst“ (UN-053) das Altwasser „Zwiebelfeld“ auf Höhe von Alstedde. Das Altwasser bei Neuhaus fällt schon heute im Sommer oft trocken, so auch 2018. Das Altwasser „Zwiebelfeld“ liegt im Bereich der heutigen Stauwurzel des Wehrs Dahl und würde darum durch die Absenkung des Wehrs Dahl wohl kaum verändert.



M. Scharf

Abb. 351: *Wehr Dahl: Die sehr flach überströmte Rampe unterhalb des niedrigen Überfalls ist für die meisten Arten nicht zu überwinden.*



M. Scharf

Abb. 352: *Ungeeigneter Fischaufstieg am Wehr Dahl*

Wehr Buddenburg (Fluss-Kilometer 91,8)

Dieses Wehr mit einer Absturzhöhe von 1,6 m wurde erst 1939/42 zur Sicherung der Kühlwasserentnahme des Kraftwerkes Lünen erbaut (Lippeverband 2008) und hat heute keine Funktion mehr (Abb. 353). Es besitzt auf dem rechten Ufer einen 2003 erstellten, 180 m langen naturnahen Fischaufstieg (Lippeverband 2008), der zwar nach Position und Durchfluss auffindbar und passierbar erscheint, aber z.B. von aufstiegswilligen adulten Nasen oder Barben nicht genutzt wurde. Wie bei mehreren derartigen Aufstiegen an der Lippe wiesen Funktionskontrollen zwar z.T. große Mengen – überwiegend kleiner – aufsteigender Fische nach (SPÄH 2005), aber erst ein Vergleich mit einem anders konstruierten Aufstieg (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011) bzw. die Analyse des Verhaltens besenderter Fische zeigten, dass naturnahe Gerinne in der hier verwendeten Bauweise nicht für alle Arten und Altersstadien geeignet sind. So waren auch die Jungfische bis 5 cm Totallänge in den Reusenuntersuchungen maßgeblich unterrepräsentiert. Mangelt es bei den adulten Fischen eher an der Auffindbarkeit durch eine zu geringe Leitströmung, schaffen es die kleinsten Fische nicht über die einzelnen Riegel. Ein Fischabstieg fehlt an dem Wehr.

Das Wehr Buddenburg könnte einfach geöffnet werden, um einen etwa 7 km langen Rückstauabschnitt in eine frei fließende Strecke zu verwandeln. Im NSG „Lippeaue von Lünen bis Schleuse Horst“ (UN-053) und auf dem südlich angrenzenden Flugplatz „Lünen Lippeweiden“ wären von einer Grundwasserabsenkung wahrscheinlich eine Reihe kleiner Auengewässer betroffen. Eine Bewässerung von Teilen der Aue durch einmündende kleine Fließgewässer erscheint möglich.

Etwa 4 km flussaufwärts des Wehrs Buddenburg befindet sich in Lünen auf dem rechten Flussufer eine Lippetreppe, ein beliebter Ort der Bevölkerung. Eine Absenkung des Wasserspiegels würde eventuell den Bau weiterer Stufen erfordern, damit die Treppe nicht „in der Luft hängt“.



LFV

Abb. 353: *Wehr Buddenburg*

Wehr Beckinghausen (Fluss-Kilometer 99,3)

Ehemals diente dieses Wehr der Wasserversorgung der Eisenhütte Westfalia; heute ist es ein „Kulturstau“ ohne Funktion (Abb. 354). Die Absturzhöhe von 2,7 m zählt zu den höchsten an der Lippe. 1998 baute der Lippeverband einen 220 m langen naturnahen Fischaufstieg mit einem Durchfluss von ca. 1 m³/s auf dem rechten Ufer (Lippeverband 2008, Abb. 355), der v.a. von kleinen Fischen genutzt wird (Späh 1999, 2000a). Durch Wasserpflanzenbesiedlung war der Durchfluss im August 2006 deutlich geringer als 1 m³/s (SPÄH 2006a).

Auch das Wehr Beckinghausen kann ohne Umbau einfach gezogen werden, was oberhalb eine freie Fließstrecke von ca. 11 km ergeben würde. Hier ist eine Abschätzung der Auswirkungen auf flussaufwärts liegende Auenhabitate erforderlich. In den NSG „Lippeaue von Wethmar bis Lünen“ (UN-054) und „Lippeaue von Werne bis Heil“ (UN-055) liegen zahlreiche unterschiedliche große Auengewässer, die heute zwar nur in Ausnahmefällen bei Hochwasser mit der Lippe Kontakt haben, aber dennoch wichtige Lebensräume für Fische, Amphibien und andere Arten sind. Außerdem befindet sich hier das Naturfreibad Heil in einer alten Lippeschlinge.

Im oberen Abschnitt der genannten Strecke (NSG UN-055) würde jedoch keine Wasserstandsabsenkung auftreten, sobald die aktuell bevorstehende Renaturierung der Lippeaue vom Wehr Werne-Rünthe nach flussabwärts umgesetzt ist, da hier die Flusssohle angehoben wird. Am Ende der Renaturierungsstrecke soll eine Gleite die neue Sohle stabilisieren. Auswirkungen einer Niederlegung des Wehrs Beckinghausen müssten daher nur für den unteren Abschnitt (NSG UN-054) bedacht werden.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 354: *Wehr Beckinghausen; links im Bild der Einstieg zum Umgehungsgerinne*

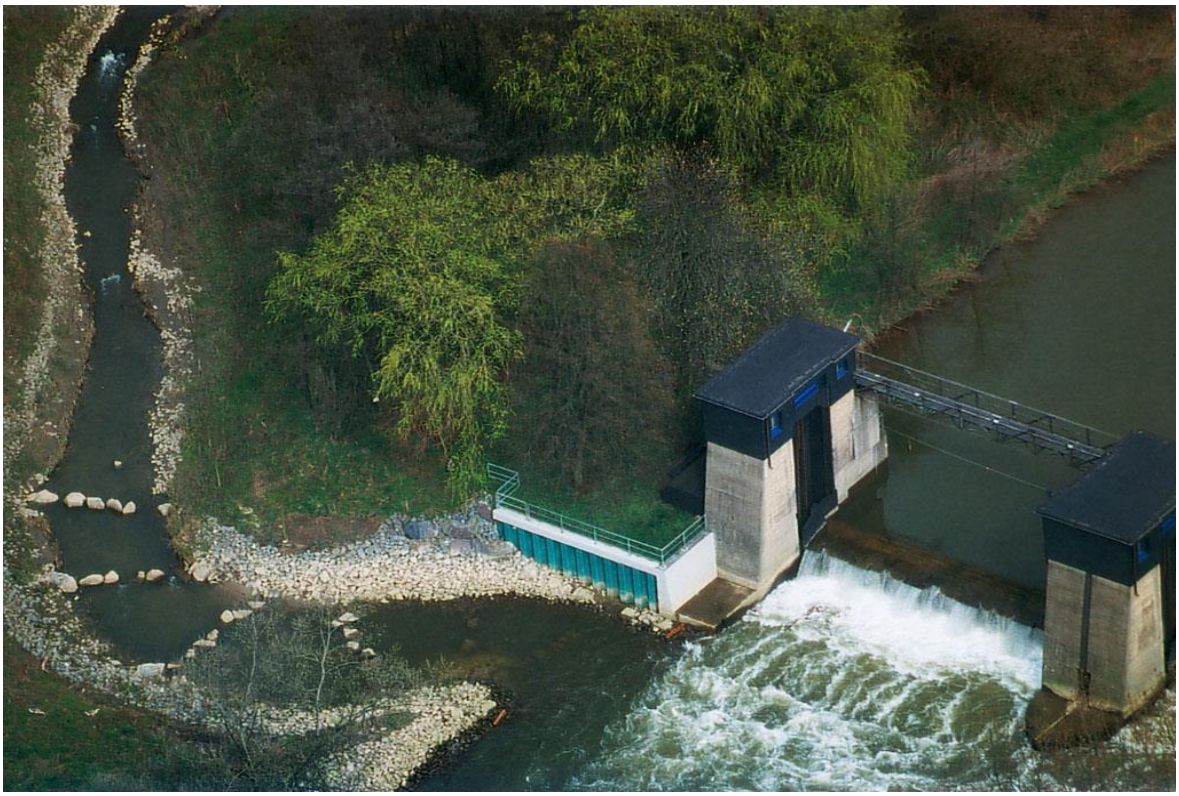


Abb. 355: *Umgehungsgerinne am Wehr Beckinghausen kurz nach der Fertigstellung (Foto aus Lippeverband 2008)*

Wehr Werne-Rünthe (Fluss-Kilometer 110,5)

Das nicht regulierbare Streichwehr bei Werne-Rünthe hat keine Funktion mehr (Abb. 356). Die Absturzhöhe des 110 m breiten Bauwerks beträgt 1,9 m.

2011 stellte der Lippeverband einen 290 m langen naturnahen Fischaufstieg auf dem linken Ufer fertig; der Einstieg liegt an günstiger Stelle nah am Wehr (Abb. 357). Einen Abstieg gibt es nicht.

Die vom Lippeverband geplante Renaturierung der Lippeaue unterhalb des Wehrs sieht eine Anhebung der Flusssohle vor, so dass der Höhenunterschied zwischen Ober- und Unterwasser deutlich verringert würde. Wenn auch noch eine geringfügige Absenkung der Wehrkrone erfolgen würde, wäre das Querbauwerk wahrscheinlich für aquatische Organismen in beide Richtungen passierbar. Bei diesem Vorgehen würde der ca. 6 km lange Stau oberhalb des Wehrs beibehalten. Dadurch blieben die Auengewässer in den NSG „Lippeaue von Stockum bis Werne“ (UN-56) und „Tibaum“ (HAM-006) nahezu unverändert. Sie besitzen große Bedeutung v.a. für Brutvögel und Durchzügler (z.B. die „Schering-Teiche“), aber auch für Fische.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 356: *Streichwehr Werne-Rünthe*



© Google Earth

Abb. 357: *Fischaufstieg am Wehr Werne-Rünthe, Luftbild aus dem Jahr 2015*

Wehr Stockum (Fluss-Kilometer 116,6)

Das Wehr Stockum diente bis vor kurzem der Sicherung der Reserve-Kühlwasserentnahme des Kraftwerkes Gersteinwerk, was heute jedoch nicht mehr erforderlich ist. Eine private Kleinwasserkraftanlage (70 kW) am Mühlengraben verfügt bereits seit einigen Jahren über keine Genehmigung mehr. Ein Fischaufstieg existiert nicht, auch kein Abstieg. Der unter www.elwasweb.nrw.de erwähnte Beckenpass ist eine uralte „Fischtreppe“ im schlechtesten Sinne, die keine Art überwinden kann (Abb. 358). Spätestens an dieser Stelle enden derzeit alle Versuche von aufstiegswilligen Fischen und Rundmäulern, wie auch die Besenderung der Wanderfische gezeigt hat.

Die Niederlegung des Wehrs würde eine frei fließende Lippestrecke von mehr als 8 km Länge ergeben. Der dadurch zu optimierende Abschnitt ist schmal, begradigt und eingedeicht und derzeit hinsichtlich seiner Fischfauna einer der schlechtesten der gesamten Lippe. Die Aufhebung des Staueinflusses würde eine der Beeinträchtigungen des Abschnittes beseitigen.

Vor der Öffnung des Wehrs müsste der oberhalb der Bahnbrücke die Lippe querende Abwasserdüker umgebaut werden, da er auf und nicht unter der Sohle liegt und bei einem abgesenkten Wasserstand einen neuen Sohlabsturz darstellen würde. Der Umbau des Dükers ist für 2021 geplant.

Von einer Absenkung des Wasserstands durch die Aufhebung des Staus wären zwei Auengewässer betroffen: das als Kompensation für einen Eingriff links der Lippe direkt flussaufwärts des Wehrs im NSG „Tibaum“ (HAM-006) angelegte Gewässer und der mehr als 700 m lange Lippealtarm gegenüber des Gersteinwerks in den NSG „Tibaum“ (HAM-006) bzw. „Lippeaue von Stockum bis Werne“ (UN-056).

Der Altarm ist für viele Fischarten, u.a. Brassen und Güster, ein herausragendes Laich- und Jungfischhabitat. Das Gewässer ist derzeit in Folge der Bergsenkungen sehr hoch gefüllt und überwiegend 3,90 – 5,20 m tief, so dass eine Wasserstandsabsenkung um 2 m keine große Rolle spielen dürfte. Lediglich im Bereich der Verbindung mit der Lippe haben Sandablagerungen die derzeitige Wassertiefe auf 1,20 m verringert, so dass hier ein moderates Ausbaggern erforderlich wäre, um die wichtige Verbindung zwischen Lippe und Altarm zu erhalten.



LFV

Abb. 358: *Wehr Stockum, im Hintergrund das Gersteinwerk, links im Bild der nicht funktionsfähige Fischaufstieg*

Wehr Hamm (Fluss-Kilometer 125,1)

Die Funktion des mit 4,1 m Absturzhöhe höchsten Lippewehrs Hamm ist die Wasserverteilung des Westdeutschen Kanalnetzes auf Lippe und Datteln-Hamm-Kanal (Abb. 359).

Der durch das Wehr eingestaute Flussabschnitt ist mit etwas mehr als 2 km recht kurz; das größte Problem für aquatische Organismen stellt jedoch nicht der Stau, sondern die Behinderung longitudinaler Wanderungen durch das Wehr dar. 2013 wurde auf dem rechten Ufer ein naturnaher Fischaufstieg angelegt, dessen Mündung mehr als 30 m vom Wehr entfernt liegt. Dazu kommt, dass außerhalb von Hochwassern das Wasser durch eine erst 2006 errichtete private Kleinwasserkraftanlage (475 kW) im linken Fach des Wehres geleitet wird. Fische, die der Hauptströmung folgen, gelangen zur Ableitung der Turbinen; das Auffinden des Einstiegs des Umgehungsgerinnes auf dem gegenüberliegenden Ufer ist schwierig. Der Bau eines Fischaufstiegs auf dem linken Ufer neben der Wasserkraftanlage würde die Auffindbarkeit erheblich steigern, ist aber nicht möglich, weil die Lippe an dieser Stelle nur durch einen schmalen Damm vom Datteln-Hamm-Kanal getrennt ist. Das Wehr verfügt über keinen oberflächennahen Fischabstieg, aber einen Bypass für Aale.

Die Wasserzufuhr für den Datteln-Hamm-Kanal aus der Lippe verläuft derzeit kostengünstig im Freigefälle, indem oberhalb des Wehrs Wasser aus der angestauten Lippe in den Kanal geleitet werden kann. Wenn die Zufuhr von Lippewasser in den Kanal über Pumpen laufen würde, wäre das Wehr Hamm verzichtbar.

Die Öffnung des Wehrs Hamm würde nur ein flussaufwärts liegendes Auengewässer links der Lippe eventuell beeinträchtigen: das „Biotop am Schirrhof“, das aber nahe der derzeitigen Stauwurzel liegt.

Die Gewässer rechts der Lippe erhalten ihr Wasser aus dem Mühlengraben, der oberhalb des Wehrs Heessen aus der Lippe geleitet wird. Diese Gewässer wären von einer Öffnung des Wehrs Hamm nicht betroffen, sofern die Stauhöhe des Wehrs Heessen beibehalten wird.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 359: *Wehr Hamm: Im Vordergrund links der Einstieg des Umgehungsgerinnes, dahinter das geschlossene Walzenwehr; im von hier aus gesehen rechten Fach unter dem Gebäude befindet sich die Kleinwasserkraftanlage.*

Wehr Heessen (Fluss-Kilometer 127,4)

Die wichtigste Funktion des nur 0,8 m hohen Wehrs Heessen ist (Abb. 360), den Wasserstand nördlich der Lippe so hochzuhalten, dass die Eichenpfähle nicht trockenfallen, auf denen Schloss Heessen gegründet ist. Das Wehr erhielt 2008/09 im Rahmen des LIFE-Projektes Lippeaue auf dem linken Ufer ein naturnahes Umgehungsgerinne (Stadt Hamm 2005, 2009, SCHMIDT-FORMANN 2007), dessen unterer Einstieg allerdings aus Gründen der damaligen Grundstücksverfügbarkeit mit 340 m sehr weit vom Wehr entfernt liegt. 2009 konnte dann ebenfalls auf dem linken Ufer ein Schlitzpass mit einem Einstieg direkt am Wehr gebaut werden (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011, Abb. 361 & 362).

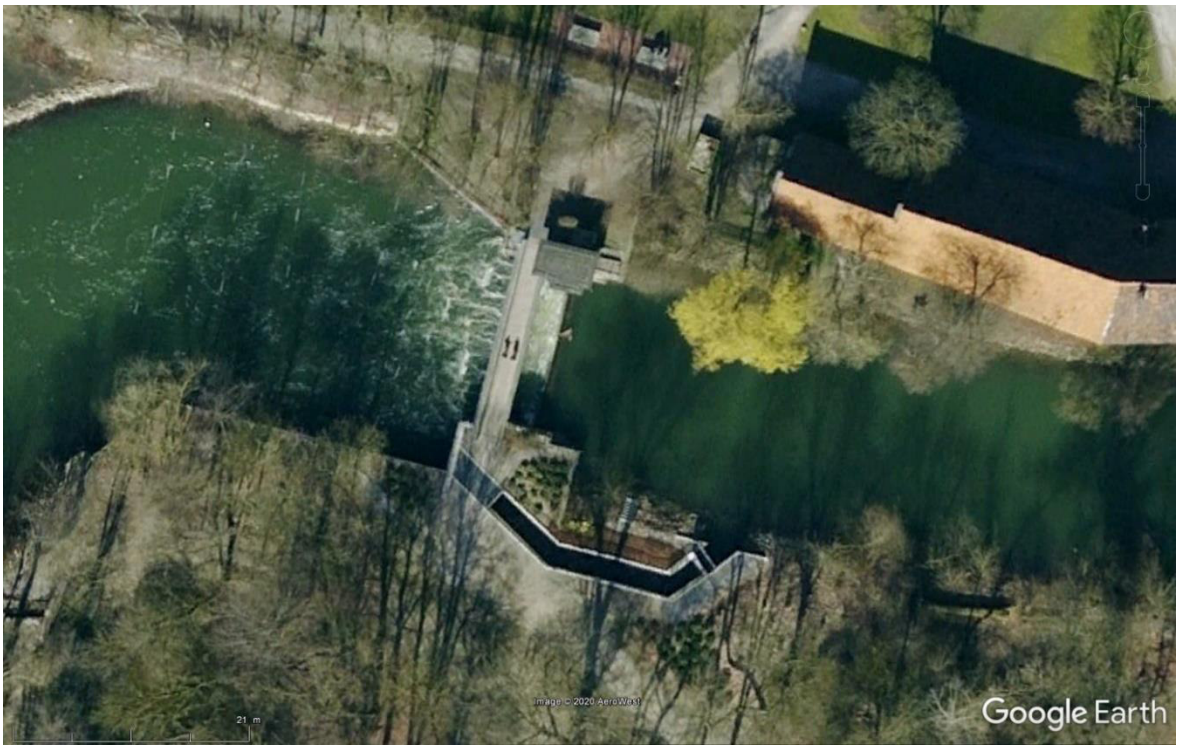
Von allen Lippewehren des Mittellaufes weist dieses durch die beiden unterschiedlichen Aufstiege die beste Durchgängigkeit für aufwärts schwimmende Fische und Rundmäuler auf, und zwar sowohl für kleine als auch für große Individuen (Bunzel-Drüke et al. 2011). Problematischer ist hier die maximal 9 km lange Staustrecke, die rheophilen Arten keinen Lebensraum bietet. Andererseits befinden sich in der Aue dieses Lippeabschnitts in den NSG „Schlagmersch“ (HAM-012), „Mühlenlaar“ (HAM-011), „Niederwerrieser Mersch“ (HAM-010), „Lippeaue zwischen Schloss Oberwerries und Dolberg" (WAF-034) und „Haarener Lippeaue“ (HAM-009) zahlreiche Stillgewässer, die teilweise sogar mit der Lippe verbunden und u.a. für Fische wichtig sind.

In Anbetracht aller geschilderten Aspekte sollte die Öffnung des Wehrs Heessen auf der Prioritätenliste für die Veränderung der Lippewehre ganz unten stehen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 360: *Wehr Heessen bei erhöhtem Abfluss von oben gesehen*



© Google Earth

Abb. 361: *Schlitz-Fischpass am Wehr Heessen (Luftbild 2011)*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 362: *Der technische Schlitzpass am Wehr Heessen sieht nicht schön aus, hat sich jedoch hinsichtlich Auffindbarkeit und Passierbarkeit als sehr gut erwiesen (im Hintergrund die Reuse, die zur Funktionskontrolle eingesetzt wurde).*

Wehr Uentrop (Fluss-Kilometer 138,0)

In den letzten Jahrzehnten diente das Wehr dem Anstau der Lippe für die Kühlwasserentnahme des Kraftwerks Westfalen. Es weist eine Fallhöhe von 1,8 m auf (Abb. 363). Das Steinkohlekraftwerk wird in absehbarer Zeit wahrscheinlich stillgelegt. So lange es noch in Betrieb ist, könnte ein kleiner Umbau der Wasserentnahmestelle die Kühlwasserzufuhr auch ohne Stau sicherstellen. 2025 läuft die Erlaubnis für die Nutzung der 1999 in Betrieb genommenen Kleinwasserkraftanlage (450 kW) der RWE aus; dann könnte das Wehr geöffnet bzw. umgebaut werden. Die Wasserkraftanlage weist einen Stababstand des Rechens von „5 – 20 mm“ auf.

Im Jahr 1999 wurde ein naturnaher Fischaufstieg am Wehr gebaut, der jedoch nach heutigem Wissensstand zu klein ist, einen zu geringen Durchfluss aufweist und mit mehr als 60 m viel zu weit vom Wehr entfernt mündet. Eine Funktionskontrolle erbrachte das „übliche“ Ergebnis für kleine naturnahe Aufstiege, nämlich dass sie v.a. von kleinen Fischen genutzt werden (SPÄH 2001a). Das Wehr Uentrop hat einen Aal-Bypass, dessen Funktionskontrolle v.a. abwandernde Aale und nur wenige Individuen anderer Arten nachwies (SPÄH 2001b). Der Bypass wird leicht von Treibgut verstopft (Kuss mdl.).

Die Niederlegung der Wehrklappen würde nicht nur das Wanderhindernis beseitigen, sondern auch zu einem Zugewinn von mindestens 5 km freifließender Lippe führen. In der Aue entlang des Stauabschnittes befinden sich allerdings zahlreiche wertvolle Stillgewässer. Es handelt sich sowohl um Altarme und Altwasser der Lippe als auch um neue Auengewässer, die im Rahmen des LIFE Projektes Lippeaue der Stadt Hamm angelegt wurden. Eine Absenkung des Wasserspiegels könnte v.a. Gewässer nahe des Wehrs oder die Feuchtwiesen der NSG „Schmehauser Mersch“ (HAM-007) und „Lippeaue“ (SO-007) beeinträchtigen. Das ehemalige u.a. für Brut- und Rastvögel sehr wichtige Flachwassergebiet links der Lippe direkt oberhalb des Wehrs wurde im Winter 2015/2016 beim „Durchbruch“

des Munnebachs völlig verändert. Als die Lippe für wenige Wochen das Wehr Uentrop umfloss, wurden große Bodenmengen ausgetragen. Nach dem Verschluss der Durchbruchstelle mit Spundwänden ist das neu entstandene Lippebett heute nicht mehr durchflossen; seine Sohle liegt etwa auf Höhe der Lippesohle unterhalb des Wehrs, so dass die ehemals vorhandenen Flachwasserzonen heute trockenliegen und sich in eine Hochstaudenflur verwandelt haben.

Bei einer Öffnung des Wehrs Uentrop müsste die Bewässerung der Gräfte von Schloss Uentrop berücksichtigt werden. Wie die anderen Wasserschlösser an der Lippe ruht das Fundament des Gebäudes auf Eichenpfählen, die als Schutz vor der Verwitterung stets wassergetränkt bleiben müssen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 363: *Wehr Haus Uentrop*

Wehrkomplex Stiftsmühle/Burgmühle Lippstadt (Fluss-Kilometer 174,6)

Der Wehrkomplex Stiftsmühle/Burgmühle in der Innenstadt von Lippstadt weist eine Absturzhöhe von 2 m auf (Abb. 364). Die Wehre in der dort auf zwei Arme aufgeteilten Lippe dienen dazu, auf ca. 500 m Länge den Wasserstand auf einem Niveau zu halten, das für die Gründung der direkt am Ufer befindlichen Gebäude erforderlich ist. Ein Umbau der Wehre ist wegen ihres unbefriedigenden baulichen Zustands erforderlich. Er soll 2023 abgeschlossen sein; die Pläne sind erstellt. Sie sehen den Bau eines modernen Fischpasses vor.

Die unter www.elwasweb.nrw.de verzeichnete Wasserkraftanlage Stiftsmühle existiert nicht mehr.

Obwohl der Wehrkomplex Stiftsmühle allenfalls bei höheren Abflüssen passierbar ist, haben aufsteigende Fische dennoch eine Chance, die Innenstadt von Lippstadt zu überwinden. Es gibt nämlich – zusätzlich zu dem gestauten und nicht durchgängigen „Schifffahrtskanal“ – noch einen weiteren fließenden Arm der Lippe in der Stadt: die so genannte Nördliche Umflut. Das Wehr am oberen Beginn dieses Flussarms ist mit einem Fischaufstieg versehen; weitere Querbauwerke fehlen. Zwar ist der untere Einstieg in die Nördliche Umflut ungünstig gelegen, aber selbst Arten wie Forellen und Äschen nutzen den Lippearm als Lebensraum oder Aufstiegsweg.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 364: *Geöffnetes Wehr im linken Lippearm des Wehrkomplexes Stiftsmühle/Burgmühle in Lippstadt bei erhöhtem Wasserstand*

Wehr Tivoli Lippstadt (Fluss-Kilometer 175,2)

Mit einer Absturzhöhe von 1,2 m sind die ebenfalls in der Innenstadt liegenden Wehre am Tivoli nicht besonders hoch (Abb. 365 & 366). Der Rückstau reicht nur etwa 120 m weit nach oben. Auch hier fließt die Lippe in zwei Armen. An jedem davon befindet sich ein Fischweg, der jeweils günstig am Ufer gelegen ist. Beide Gerinne können als Auf- und Abstieg dienen, obwohl sie dem Handbuch Querbauwerke (MUNLV 2005) nicht entsprechen. Sie sollen in absehbarer Zeit optimiert werden, um alle heute geltenden Vorgaben zu erfüllen.

Im nördlichen Lippearm am Tivoli ist in www.elwasweb.nrw.de eine Wasserkraftanlage eingezeichnet; es handelt sich jedoch wie in Abbildung 367 zu sehen nicht um eine Energie produzierende Anlage, sondern um ein historisches unterschlächtiges Wasserrad.



M. Scharf

Abb. 365: *Wehr im südlichen Lippearm des Tivoli in Lippstadt mit Raugerinne-Beckenpass bei Niedrigwasser*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 366: *Wehr im südlichen Lippearm des Tivoli in Lippstadt mit Raugerinne-Beckenpass nach einer teilweisen Öffnung der Steinriegel bei erhöhtem Abfluss*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 367: *Wasserrad mit daneben liegendem Fischpass im nördlichen Lippearm des Tivoli in Lippstadt, Blickrichtung flussabwärts*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 368: *Fischpass im nördlichen Lippearm des Tivoli in Lippstadt, Blickrichtung flussaufwärts*

Wehre III, IV und V östlich Lippstadts (Fluss-Kilometer 184,3; 186,9; 189,7)

Fünf sogenannte Kulturwehre wurden am Ende des 19. Jahrhunderts zwischen Lippstadt-Esbeck und der Mündung der Heder gebaut, um den abgesenkten Wasserspiegel der begradigten Lippe im Sommer so weit einstauen zu können, dass die Auenwiesen nicht zu stark austrockneten (KRAKHECKEN 1939).

Von den ehemals fünf Kulturwehren stehen heute noch drei (Abb. 369 – 371). Sie haben Absturzhöhen von 0,8 – 1,0 m und stauen die Lippe jeweils etwa einen Kilometer lang ein. Seit mehreren Jahren werden die Schütze nicht mehr geschlossen, so dass die meisten Fische die Querbauwerke außer bei Niedrigwasser überwinden können. Die Bezirksregierung Arnsberg plant den Umbau der Wehre nach dem Muster des 2012 aufgegebenen Wehrs I bei Esbeck (Abb. 372). Die Umgestaltung des Wehrs IV bei Lippstadt-Garfeln (Abb. 370) soll als nächstes erfolgen. Hier muss wegen eines Bestands der Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Lippe und der einmündenden Holser Flüthe besonders sorgfältig vorgegangen werden.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 369: *Wehr III südwestlich Lippstadt-Rebbecke ist bei Frühjahrswasserständen kein Hindernis für Fische.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 370: *Befischung am Wehr IV bei Lippstadt-Garfeln (September 2017): die Wehrtafeln werden nicht mehr geschlossen. Außer bei Niedrigwasser können viele Fische das Querbauwerk überwinden; dennoch ist ein Umbau vorgesehen.*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 371: *Das vollständig geöffnete Wehr V bei Salzkotten-Mantinghausen im Winter*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 372: *Zu einer Sohlgleite umgebauter Standort des ehemaligen Wehrs I bei Lippstadt-Esbeck*

Ableitungswehr Boker Heide (Fluss-Kilometer 208,6)

Der Boker Kanal ist ein 32 km langer Seitenarm der Lippe, der 1849 bis 1853 zur Bewässerung und Düngung der ursprünglich nährstoffarmen Boker Heide gebaut wurde (WURFFBAIN 1856). Das System aus parallel verlaufenden Kanälen und Gräben zur Be- und Entwässerung hat sich mittlerweile bis auf die immer noch gerade Linienführung naturnah entwickelt und beherbergt den wahrscheinlich größten Bestand der Bachmuschel (*Unio crassus*) in NRW (FELDHAUS et al. 2015), außerdem einen arten- und individuenreichen Fischbestand. Das Trockenfallen einer langen Gewässerstrecke bei Bauarbeiten im Jahr 2018 führte allerdings zu erheblichen Schäden.

Das Wehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m, an dem der Boker Kanal aus der Lippe geleitet wird (Abb. 373), ist für den Erhalt des Kanalsystems erforderlich. Die geringe Staulänge von nur etwa 200 m stellt kein Problem für die Lippe dar; das Wehr ist allerdings für aquatische Organismen schlecht passierbar. Eine Staudruck-Wasserkraftanlage wurde ab 2008 erbaut und wird nach mehreren Bauänderungen seit ca. 2011 betrieben. Der zusammen mit der Kleinwasserkraftanlage am linken Ufer errichtete Denil-Fischaufstieg mit 15 Becken liegt zwar an günstiger Stelle (Abb. 374), hat aber einen viel zu geringen Durchfluss und einen für große Fische wahrscheinlich zu engen Einstieg; Auffindbarkeit und Passierbarkeit scheinen ungünstig, außerdem fehlt ein Abstieg. Nach den Angaben der Wasserkraftbetreiber soll der Abstieg „fischschonend“ durch die Anlage erfolgen, aber der Nachweis steht aus, ob Fische überhaupt in die Anlage einschwimmen und – falls ja – die Passage unbeschadet überstehen. Die Anlage besitzt also keinen Rechen.

Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit auch für große Fische wie Lachse ist die Aufgabe der Wasserkraftnutzung zu empfehlen, deren Genehmigung 2022 endet. Die Führung des gesamten nicht für den Boker Kanal benötigten Lippewassers sollte dann in einem Gerinne geführt werden, das sowohl Aufstieg als auch Abstieg großer und kleiner Wasserorganismen ermöglicht. Dies wäre eine Voraussetzung zur Erschließung des Almesystems für Lachse und Meerforellen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 373: *Ableitungswehr Boker Heide mit Kleinwasserkraftanlage rechts*



M. Bunzel-Drüke

Abb. 374: *Rechts neben der Wasserkraftanlage befindet sich der Einstieg des Fischweges, der nur von einer geringen Wassermenge durchflossen wird. Die Wange am Auslauf der Wasserkraftanlage lenkt Strömung und Fische vom Ufer und damit vom Aufstieg weg.*



E. Schniedermeier

Abb. 375: *Wehr Niedermühle*

Wehr Niedermühle (Fluss-Kilometer 218,0)

Das bewegliche Wehr (Abb. 375) am Beginn des Mühlenarms mit einer Absturzhöhe von 1,5 m sperrt die Lippe ab und lenkt das Wasser zur Kleinwasserkraftanlage Niedermühle. Diese hat einen Stababstand des Rechens von > 20 mm, entspricht also nicht den heutigen Anforderungen.

Fische können im Optimalfall das Wehr passieren, weil eine – allerdings auch nicht den heutigen Anforderungen entsprechende – Verbindung von der Ausleitungsstrecke zur oberhalb des Wehrs gelegenen Lippe geschaffen wurde. Dieses Umgehungsgerinne verstopft jedoch immer wieder und wird offenbar nicht regelmäßig kontrolliert und frei geräumt (E. Schniedermeier, Wasserverband Obere Lippe mdl., Abb. 376). Hier ist Abhilfe erforderlich!

Das Querbauwerk Niedermühle und die vier flussaufwärts folgenden Hindernisse befinden sich alle in der Ortslage von Bad Lippspringe auf den obersten 2,5 km der Lippe. Die Arten, die von der Beseitigung oder dem Umbau der Bauwerke profitieren würden, sind die „ortsansässigen“ Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling und Groppe. Langdistanzwanderer wie Lachs und Meerforelle sind in diesem obersten Teilstück der Lippe nicht zu erwarten.



E. Schniedermeier

Abb. 376: *Umgehungsgerinne Niedermühle*

Stauwehr Nolte (Fisch Müller) (Fluss-Kilometer 219,2)

Das bewegliche Wehr mit einer Absturzhöhe von nur 30 cm (Abb. 377) dient zur Ableitung von Wasser zu einer Fischteichanlage. Die Stauwirkung nach oberhalb ist mit einer Länge von 300 m nur gering. Es ist nicht bekannt, ob sich ein kürzlich erfolgter Besitzerwechsel der Fischteiche auf die Genehmigung der Wasserentnahme auswirkt.

Das Wehr mit aufgesetzten Schützen ist wahrscheinlich nicht durchgängig für Fische. Eine Sohlgleite könnte die Situation entschärfen.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 377: *Stauwehr Nolte in Bad Lippspringe*

Wehr Krewet (Fluss-Kilometer 219,8)

Der teilweise durchgängige Absturz liegt etwa bei Lippe-Kilometer 219,79 und ist nicht in www.elwasweb.nrw.de verzeichnet (Schniedermeier mdl., Abb. 378). Mit einer kleinen Umgestaltung ist hier eine komplette Passierbarkeit zu erreichen. Die Bezirksregierung Detmold hat eine Aufforderung zur Beseitigung des Hindernisses erteilt.



E. Schniedermeier

Abb. 378: *Wehr Krewet mit altem Mühlrad in Bad Lippspringe: Der Wasserspiegelunterschied zwischen Ober- und Unterwasser ist so gering, dass er für viele Fische der Forellenregion überwindbar sein dürfte; ein Ersatz des Absturzes durch eine Gleite ist dennoch zu empfehlen.*

Wehr Wischer (Fluss-Kilometer 220,2)

Dieses in der Karte von www.elwasweb.nrw.de fälschlich als „Altes Mühlrad Krewet“ bezeichnete Wehr in der Ortslage von Bad Lippspringe hat eine Absturzhöhe von 1,5 m und ist damit nicht durchgängig (Abb. 379). Der Absturz sollte möglichst bald durch eine Sohlgleite ersetzt werden.



E. Schniedermeier

Abb. 379: *Die Eigenschaften des unpassierbaren Wehrs Wischer in Bad Lippspringe an Fluss-Kilometer 220,2 sind in www.elwasweb.nrw.de richtig angegeben, aber es wird der falsche Name verwendet, nämlich der des unterhalb gelegenen, im ELWAS nicht verzeichneten Wehrs Krewet (s.o.), an dem sich im Gegensatz zum Wehr Wischer tatsächlich ein altes Mühlrad befindet.*

Sohlrampe Quellauslauf (Fluss-Kilometer 220,4)

Die Rampe am Standort der ehemaligen Burgmühle in Bad Lippspringe ist viel zu steil (Abb. 380), außerdem stellt an ihrem Beginn eine Stauanlage mit Absturz ein unpassierbares Hindernis dar. Das Bauwerk sorgt für den Aufstau des Quellteiches der Lippe.

Wahrscheinlich leben in dem ganzjährig kühlen Teich wie in den anderen Karstquellen des Hellwegs nur Dreistachlige Stichlinge, die als einzige Fische dauerhaft Wassertemperaturen von 8 – 10 °C ertragen können. Die Stauanlage schneidet den Bestand im Teich jedoch von den Tieren unterhalb ab. Die Anlage eines Fischweges wird empfohlen – selbst, wenn nur Stichlinge davon profitieren.



M. Bunzel-Drüke

Abb. 380: *Die Sohlrampe unterhalb des Quellteiches in Bad Lippspringe ist für Dreistachlige Stichlinge nicht passierbar.*

Überblick über die 21 für Fische relevanten Querbauwerke in der Lippe

In Tabelle 21 sind die Querbauwerke noch einmal in einer Übersicht dargestellt, Abbildung 381 zeigt Lage und Absturzhöhe in einem Diagramm. Der rot gekennzeichnete Flussabschnitt ist die fast komplett eingestaute Strecke der mittleren Lippe.

Tab. 21: *Querbauwerke in der Lippe, die Ortsbewegungen von aquatischen Organismen wesentlich behindern, Δh: Wasserspiegeldifferenz von Ober- und Unterwasser, hellrot: überwiegend gestauter Mittellauf mit den acht „großen" Wehren*

Name	Fluss-km	Eigentümer	Funktion	Δ h	Stau-länge	Wasserkraft-nutzung	Aufstieg	Abstieg
Sohlrampe Mündung	0,4	Land NRW	Sicherung der angehobenen Sohle der Renaturierung vor rückschreitender Erosion	0,00	0	-	steile Rampe meistens unter Wasser und damit durchgängig; bei Niedrigwasser jedoch erhebliches Wanderungshindernis	
Sohlrampe Lippeschlösschen	2,3	Land NRW	Sicherung der anzuhebenden Sohle einer zukünftigen Renaturierung	1,50	1000	-	Rampe bei MNQ nicht für alle Arten und Altersstadien durchgängig	
Wehr Dahl	83,7	Land NRW	keiner	2,20	8000	-	1985 technischer Beckenpass "für schwimmstarke Fische"	fehlt
Wehr Buddenburg	91,8	Evonik Steag	keine (ehemals Kühlwasser-versorgung Kraftwerk Lünen)	2,20	7725	-	2003 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Beckinghausen	99,3	Land NRW	keine (ehemals Wasserver-sorgung Eisenhütte Westfalia)	2,70	11000	-	1998 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Werne-Rünthe	110,5	Land NRW	keiner	2,50	5980	-	2011 naturnahe Umgehung	fehlt
Wehr Stockum	116,6	RWE	keine (ehemals Kühlwasser-versorgung Kraftwerk Gersteinwerk)	2,40	7438	privat, am Mühlengraben (70 kW)	fehlt (alte "Fischtreppe" nicht passierbar)	fehlt
Wehr Hamm	125,1	Wasser- und Schiffahrtsverwaltung	Wasserverteilung auf Lippe und Datteln-Hamm-Kanal	4,60	2650	privat (475 kW)	2013 Umgehungsgerinne	Aal-Bypass
Wehr Heessen	127,4	Land NRW	Speisung der Gräfte Schloss Heessen	0,70	5850	-	2009 naturnahe Umgehung, 2009 guter technischer Aufstieg (Schlitzpass)	fehlt
Wehr Uentrop	138	RWE	Kühlwasserversorgung Kraftwerk Westfalen, Speisung der Gräfte Haus Uentrop	3,00	5635	RWE (450 kW)	1999 naturnahe, aber suboptimale Umgehung	Aal-Bypass
Wehrkomplex Stiftsmühle Lippstadt	174,6	Stadt Lippstadt?	Kulturstau	2,00	500	-	fehlt	fehlt
Wehr Tivoli Lippstadt	175,2	Stadt Lippstadt?	Kulturstau	1,20	120	-	2 verbesserungsfähige Fischpässe	
Wehr III	184,5	Land NRW	Kulturstau	0,80	1000	-	überwiegend durchgängig	
Wehr IV	186,9	Land NRW	Kulturstau	1,00	1000	-	überwiegend durchgängig	
Wehr V	189,7	Land NRW	Kulturstau	0,80	1160	-	überwiegend durchgängig	
Wehr Boker Heide	208,6	Boker-Heide-Verband	Ableitung Boker Kanal	1,20	200	privat	2011 Fischaufstieg	fehlt
Wehr Niedermühle	218,1	privat	Ableitung für Wasserkraftanlage	1,50	300	privat, am Mühlengraben	verbesserungsbedürftige Umgehung	
Stauwehr Nolte (Fisch Müller)	219,2	privat	Ableitung für Fischteichanlage	0,30	300	-	fehlt	fehlt
Wehr Krewet (mit altem Mühlrad)	219,8	privat	keine	0,30	0	-	fehlt	fehlt
Wehr Wischer (= "Altes Mühlrad Krewet")	220,2	privat	keine	1,50	0	-	fehlt	fehlt
Sohlrampe Quellteich-Auslauf	220,4	Stadt Paderborn?	Erhalt Quellteich	1,50	50	-	steile Rampe nicht durchgängig	

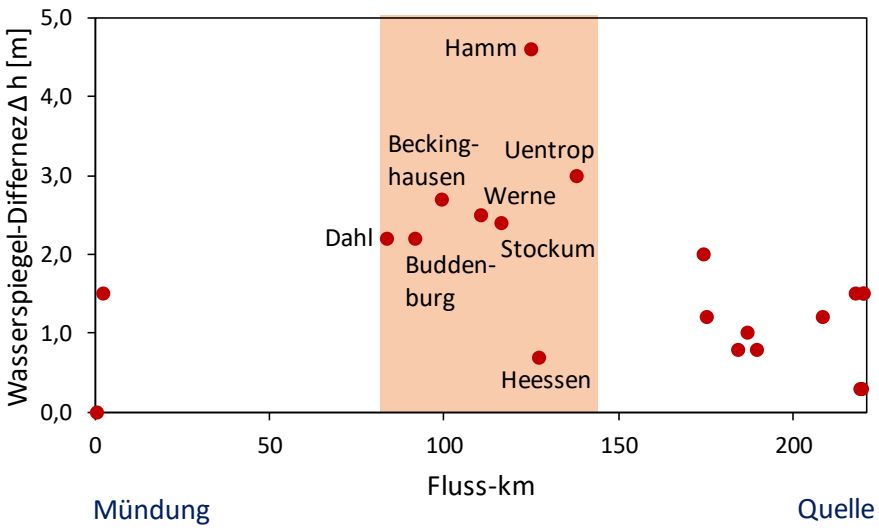


Abb. 381: *Lage und Absturzhöhen von Querbauwerke > 25 cm Wasserspiegeldifferenz in der Lippe, hellrot: überwiegend gestauter Mittellauf mit den acht „großen" Wehren*

Prioritätenliste für den Umbau der Querbauwerke in der Lippe

Nachfolgend wurden die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Veränderung der Querbauwerke in einer vierstufigen Prioritätenliste angeordnet. Je größer der positive Effekt eines Umbaus auf die Fischfauna der Lippe ist, desto höher seine Priorität. Innerhalb einer Prioritätsstufe sind die Querbauwerke nach ihrer räumlichen Lage (von der Mündung zur Quelle) geordnet. Bereits in Planung befindliche Maßnahmen sind ganz unten aufgeführt.

1. **Sohlrampe Lippeschlösschen**: bei Niedrigwasser erhebliches Hindernis für alle aus dem Rhein aufsteigenden Arten;

   Wehr Dahl: unterstes Wehr in der Lippe ohne funktionalen Fischauf- oder –abstieg, stoppt Aufwärtsbewegungen auch der Arten, die die oberhalb liegenden Querbauwerke überwinden könnten; begrenzt die Verbreitung des Alands; Zugewinn von 8 km freifließender Strecke;

   Wehr Stockum: einziges Wehr in der Lippe ganz ohne Fischweg, stoppt die Wanderungen aller Arten, die es bis hierher geschafft haben, Zugewinn von 8 km freifließender Strecke mit der Chance auf Verbesserung des sehr schlechten Zustands der heutigen Staustrecke oberhalb;

2. **Sohlgleite/Sohlrampe an der Mündung**: bei MNQ offenbar Hindernis für „schwimmschwache“ aufstiegswillige Arten (Brassen, Aland, Flunder u.a.), die ansonsten die Lippe im heutigen Zustand zumindest bis Haus Dahl nutzen könnten; Zugewinn von ca. 1 km freifließender Strecke mit dem für lithophile Arten (u.a. Schnäpel) sehr wichtigen Lippeabschnitt mit Kiessohle;

   Wehr Buddenburg: ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg; Zugewinn von 7 km freifließender Strecke;

   Wehr Beckinghausen: ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg; Zugewinn von bis zu 11 km freifließender Strecke;

   Wehr Hamm: ungünstiger Fischaufstieg, fehlender Abstieg; Zugewinn von 2,5 km freifließender Strecke;

   Wehr Uentrop: nach heutigen Erkenntnissen mangelhafter Aufstieg, kein Abstieg außer einem Aal-Bypass; Zugewinn von 5 km freifließender Strecke mit Anschluss an den langen Fließabschnitt bis Lippstadt mit seinen vielen Renaturierungen;

   Ableitungswehr Boker Heide: Aufstieg mit offensichtlichen Mängeln hinsichtlich Auffindbarkeit und Passierbarkeit, kein Abstieg; letztes Wehr, das Langdistanzwanderern unter den Kieslaichern wie Lachs und Meerforelle den Weg zum Almesystem versperrt;

3. **Wehr Werne-Rünthe**: Fischaufstieg scheint recht gut, außerdem dürfte das Wehr nach Umsetzung der geplanten Renaturierung unterhalb kein Wanderungshindernis mehr sein; Stauabschnitt oberhalb bliebe bei leichter Absenkung der Krone weitgehend erhalten;

   Wehr Niedermühle: im Prinzip durchgängig; eine Optimierung sowie regelmäßige Kontrolle und Säuberung der vorhandenen Umgehung muss sichergestellt werden (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

   Stauwehr Nolte: als Wanderungshindernis nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

Wehr Krewet: teilweise passierbar; nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Groppe);

Wehr Wischer: als Wanderungshindernis nur für den innerörtlichen Bereich von Bad Lippspringe bedeutsam (profitierende Arten Bachforelle, Dreistachliger Stichling, Groppe, eventuell Bachneunauge).

4. **Wehr Heessen**: zwei verschiedene, sich gut ergänzende Fischaufstiege vorhanden, viele Auengewässer im Rückstauabschnitt oberhalb des Wehrs, Wasserversorgung für Schloss Heessen: Stau vorerst belassen;

   Sohlrampe Quellauslauf: nur für Dreistachlige Stichlinge bedeutsam.

Planung läuft:

Wehrkomplex Stiftsmühle Lippstadt: Planung für die Anlage eines Fischpasses läuft;

Wehr Tivoli Lippstadt: Planung zur Verbesserung der der beiden vorhandenen Fischpässe läuft;

Wehre III – V: überwiegend bereits heute passierbar, Umbau geplant, beginnend mit Wehr IV.

6.4 Abfluss

6.4.1 Abflussregime

Das natürliche Abflussregime der Lippe wird durch die beweglichen Wehre im Gebiet der Stadt Hamm und des Kreises Unna verändert. Besonders gravierend ist, dass die Wehre bei Hochwasser niedergelegt werden, um Überschwemmungen der Aue zu verhindern. Dadurch fließen kleine und mittlere Hochwasser im Profil ab; Fische können somit fast nie aus der Lippe in die Aue gelangen oder zwischen verschiedenen Auengewässern hin und her wechseln.

Eine natürlichere Wehrsteuerung oder – noch besser – die Beseitigung der Wehre würde Abhilfe schaffen.

Die Folgen der Wasserentnahme und Niedrigwasseranreicherung durch das Westdeutsche Kanalnetz werden im nächsten Kapitel behandelt.

6.4.2 Verbindung der Lippe mit dem Westdeutschen Kanalnetz

Es gibt an vier Stellen Verbindungen zwischen dem Westdeutschen Kanalnetz und den Gewässern des Lippeeinzugsgebietes (Abb. 382):

- 1906 bis 1914 entstand der Datteln-Hamm-Kanal, 1915 bis 1930 der Wesel-Datteln-Kanal. Seit 1914 werden die westdeutschen Kanäle aus der Lippe gespeist (Lippeverband 2008); dazu dient das Wehr Hamm. Aus der aufgestauten Lippe oberhalb des Wehrs, deren Wasserspiegel sich hier über dem des Datteln-Hamm-Kanals befindet, fließt bei Bedarf Wasser im Freigefälle in den Kanal. Unterhalb des Wehrs liegt der Kanal höher als die Lippe, so dass Wasser im Freigefälle aus dem Kanal in den Fluss geleitet werden kann. Dies geschieht, wenn der Abfluss der Lippe unter 10 m³/s fällt; Grund für diese „Lippeanreicherung“ ist eine Niedrigwasseraufhöhung des Flusses, deren Hauptzweck ehemals die Bereitstellung von genügend Brauchwasser für Kraftwerke, Industrie und Gewerbe war. Heute sind diese Gründe nicht mehr so wichtig, aber die Verdünnung des eingeleiteten Grubenwassers (Kap. 6.1.3) spielt noch immer eine wesentliche Rolle. Wenn Kanalwasser in die Lippe abgegeben wird, müssen Pumpen aus dem Rhein Wasser in das Kanalnetz befördern. Maximal erhält die Lippe 4,5 m³/s aus dem Datteln-Hamm-Kanal. Diese Anreicherung fand von 2000 bis 2019 fast jährlich statt (nicht 2002, 2004, 2005) und erreichte maximal 43,4 Mio m³ im Jahr 2018 (G. Jacobs, Lippeverband schriftl.).
- Der Datteln-Hamm-Kanal hat einen weiteren Auslass in die Seseke, der zuletzt 2006 in Betrieb war (M. Cropp, Fernsteuerzentrale Wasserversorgung Datteln schriftl.).
- Bei Olfen wird der Dortmund-Ems-Kanal über die Lippe geführt. Er hat einen Auslass in den Fluss, um bei Kontroll- und Wartungsarbeiten das Wasser aus den Trögen der Überführung ablassen zu können; dies war zuletzt 2013 erforderlich (M. Cropp, Fernsteuerzentrale Wasserversorgung Datteln schriftl.).
- Schließlich wird regelmäßig Wasser aus dem Dortmund-Ems-Kanal in die Stever geleitet, um die Trinkwassertalsperren Halterner und Hullerner Stausee zu versorgen. Einleitungen erfolgten in den Jahren 2000, 2004, 2006, 2009, 2012, 2013 und 2016 bis 2019 (M. Cropp, Fernsteuerzentrale Wasserversorgung Datteln schriftl.).

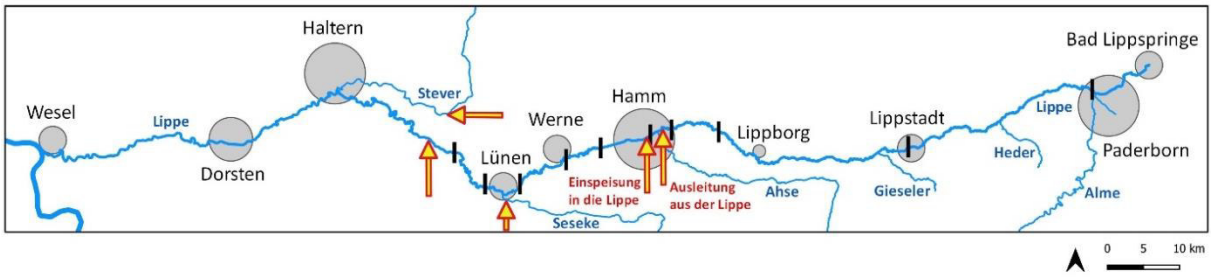


Abb. 382: *Verbindungsstellen zwischen der Lippe und dem Westdeutschen Kanalnetz*

Obwohl die Wasserqualität der Kanäle nicht schlecht ist, verursacht die Abgabe von Wasser in die Lippe Probleme. Zum einen erhöht v.a. die in großem Umfang genutzte Einleitung in Hamm die Wassertemperatur des Flusses und trübt ihn durch Feinsedimente stark ein. Zum anderen gelangen durch die Verbindung zwischen Fluss- und Kanalsystem immer wieder allochthone Arten in die Lippe.

Kanäle, die Verbindungen zwischen zuvor getrennten Einzugsgebieten schaffen, erlauben die Einwanderung nicht einheimischer Arten, was oft durch Verschleppung mit dem Schiffsverkehr gefördert wird.

Im Fall der Lippe sind Stachelgroppe (Kap. 5.4.53.1), Marmorgrundel (5.4.61), Schwarzmaulgrundel (5.4.59) und Kesslergrundel (5.4.60) nachweislich aus der Wasserverteilanlage in Hamm in die mittlere Lippe gelangt; möglicherweise hat auch der Wels seine Einwanderung auf diesem Weg vollzogen. Weitere Arten aus dem Schwarzmeereinzugsgebiet verbreiten sich in Deutschland derzeit über das Kanalnetz, z.B. Wolgazander (*Sander volgensis*), Nackthalsgrundel (*Babka gymnotrachelus*) und Zwerggrundel (*Knipowitschia caucasica*), so dass weitere Invasionen in der Lippe zu befürchten sind.

Die Besiedlung der mittleren Stever durch die Marmorgrundel erfolgte sehr wahrscheinlich durch die Wassereinleitung aus dem Dortmund-Ems-Kanal, denn eine Einwanderung von der Mündung der Stever aus war wegen der beiden Talsperren nicht möglich.

Angesichts der geschilderten Nachteile sollte diskutiert werden, ob eine Einleitung von Kanalwasser in das Lippesystem heute nicht verzichtbar ist – zumal, wenn es gelingt, das Grubenwasser aus der Lippe zu entfernen (Kap. 6.1.3). Zur Kappung der Verbindung zwischen Kanal und Fluss müsste dann noch eine Möglichkeit gefunden werden, Lippewasser in das Kanalnetz zu leiten, ohne dass Wasserorganismen gegen die Strömung aus dem Kanal in die Lippe einwandern können. Die beste Lösung wäre allerdings, auf die Wasserzugabe aus der Lippe zu verzichten, was auch das Wehr Hamm überflüssig machen würde.

6.5 Prädation und invasive Konkurrenz

6.5.1 Einheimische Prädatoren

Sehr große Individuen verschiedener langlebiger Fischarten wie Karpfen, Aland, Rapfen, Wels und Hecht sind typischerweise vor Prädation sicher.

Als Prädatoren, die an der Lippe regelmäßig mittelgroße Fische erbeuten, dürften v.a. Rapfen, Döbel, Wels, Hecht und Zander eine Rolle spielen (wobei Rapfen, Wels und Zander biogeographisch nicht einheimisch sind), unter den Vögeln Grau- und Silberreiher sowie natürlich der Kormoran (Abb. 383).

Fischfresser, die dagegen nur selten an der Lippe auftauchen, sind z.B. Gänsesäger und Fischadler, außerdem liegen erste vereinzelte Nachweise des Fischotters von der mittleren Lippe vor.

Jung- und Kleinfische stellen dagegen Nahrung für eine Vielzahl von Arten, insbesondere andere Fische, aber auch für den Eisvogel und selbst für Wirbellose wie Krebse, Libellen- und Schwimmkäferlarven.

Der Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände der Lippe stand nicht im Fokus dieser Untersuchung. Dennoch sei im Folgenden etwas genauer auf die Auswirkungen dieses Prädators eingegangen. Im Gegensatz zu anderen fischfressenden Vögeln wie Säger oder Eisvogel, konzentriert der Kormoran sich nicht auf die mengenmäßig am häufigsten auftretenden Jungfische, sondern nutzt bei größeren Arten Individuen des Laicherbestandes bis 40 cm Totallänge und kann somit insbesondere auf bestandsgeschwächte Populationen einen deutlichen Einfluss ausüben (LANUV 2013a).

Seit den 1990er Jahren stiegen die Brutbestände des Kormorans in NRW an, einhergehend mit einem Rückgang von Fischarten wie Hasel und Döbel oder generell Fischen über 30 cm Totallänge (LANUV 2017). Während nachtaktive, benthische Fischarten weniger stark von der Prädation betroffen sind, können tagaktive Fischarten, die zusätzlich den freien Wasserkörper besiedeln, starke Einbußen erfahren (EBEL 2012 und enthaltene Zitate, LANUV 2013a, 2017). Hierunter fällt neben Hasel und Nase auch die Äsche (Kap. 5.4.48).



LFV

Abb. 383: *Kormoran*

Im Jahr 2010 richtete das MKULNV einen Arbeitskreis Kormoran ein, bestehend aus Vertretern der Fischerei und des Naturschutzes, um Maßnahmen zum Schutz der Äsche einzuleiten. Der Arbeitskreis stellte Beeinträchtigungen der Äsche durch den Kormoran insbesondere in der erstellten „Äschenschutzkulisse“ fest (LANUV 2013a). In dieser Kulisse wurden Abschnitte der Lippe und ihrer Zuflüsse Alme und Pader als Abschnitte mit guten Äschenbeständen trotz Kormoraneinfluss eingestuft (LANUV 2017).

Die Lage und Größe von Brutkolonien und Schlafplätzen von Kormoranen in NRW sind bekannt (JÖBGES & HERKENRATH 2017), deren Einfluss ist jedoch schwer zu beziffern, da keine Daten über die aufgesuchten Gewässerstrecken und die Jagdintensität auf einzelne Bereiche vorliegen. Geht man von einem Flugradius von 30 km ausgehend von den Brutkolonien und Schlafplätzen aus, so unterläge die gesamte Lippe einem Kormoraneinfluss. Eine Unterscheidung zwischen verschieden intensiv von Kormoranen besuchten Flussabschnitten kann daher nicht durchgeführt werden.

Es bietet sich jedoch ein Vergleich der damals zugrunde liegenden Daten für die Einordnung in „gute Äschenbestände“ mit den in der vorliegenden Studie erhobenen Daten an: Befischungen in den Fischgewässertypen mit Äschenanteilen der Lippe erbrachten im Jahr 2015 Äschendichten von 8 bis 10 Äschen pro 100 m mit prozentualen Anteilen über denen von der Referenzfauna erwarteten Werten (LANUV 2017). In der vorliegenden Studie variierten die Äschendichten in der Forellen- und Äschenregion der Lippe in den beiden Befischungsjahren. Das Jahr 2017 erreichte weitaus geringere Fangzahlen als das Jahr 2018 (Abb. 384) mit Dichten von 7,8 (± 6) Äschen pro 100 m in der Forellenregion und 1 (± 1,3) Äschen pro 100 m in der Äschenregion. Dies liegt deutlich unter den Einschätzungen des guten Äschenbestandes aus den Vorjahren. Im Jahr 2018 waren die Dichten dagegen höher mit 15,3 (± 11,7) Äschen in der Forellenregion sowie 8 (± 9,4) Äschen pro 100 m in der Äschenregion. Hier ließ sich der angenommene gute Bestand anhand der Dichten abbilden. Maßgeblich war dieser Wert jedoch auf die neugestaltete Lippeseeumflut und die beiden benachbarten Probestrecken zurückzuführen. Hier wurde ein Maximalwert von 30 Äschen pro 100 m erreicht. Dies ist für die Lippeseeumflut ein eher durchschnittlicher Wert. Befischungen der NZO GmbH aus den Jahren 2005 bis 2012 erreichten an gleicher Stelle in einigen Jahren Dichten von beinahe 50 Äschen pro 100 m (LANUV 2013a).

Betrachtet man die Längenhäufigkeitsverteilungen der Äschen beider Jahre (Abb. 384), so wurden 62 % der gefangenen Tiere durch 0+ Individuen gebildet. Die bevorzugte Größenklasse des Kormorans, die 1+ Stadien, machten dagegen nur knapp 8 % aller gefangenen Äschen aus und lassen Defizite im Populationsaufbau erkennen.

Die durchgeführten Nachtbefischungen dieser Studie konnten deutlich zunehmende Dichten von Hasel und Nase in der Nacht anzeigen (Kap. 5.2.4), insbesondere von Individuen zwischen 10 und 20 cm. Dies könnte eine mögliche Anpassung an den Beutegreiferdruck des tagaktiven Kormorans darstellen. Bei den Äschen ist jedoch keine derartige Zunahme dieser Längenklasse in der Nacht und somit kein potenzieller Schutz vor Kormoranprädation gegeben (Abb. 384). Hier gibt es offenbar einen realen Flaschenhals für heranwachsende Äschen.

Das Äschenhilfsprogramm schlägt eine genaue Beobachtung der Altersstrukturen in den Gewässern mit guten Äschenbeständen vor, worunter auch die Lippe fällt und ggf. eine Abstufung bei einbrechenden 1+ Stadien. Trotz Hilfsmaßnahmen durch die Hegegemeinschaft Almeäsche e.V scheint es in der Lippe zu keiner deutlichen Stabilisierung der Bestände zu kommen. Daher sollten die Äschenbestände der Lippe auch in Zukunft engmaschig überwacht, die Bemühungen der Hegemeinschaft Almeäsche e.V. unterstützt (Kap. 6.7.1) und ggf. durch eine Vergrämung des Kormorans begleitet werden.

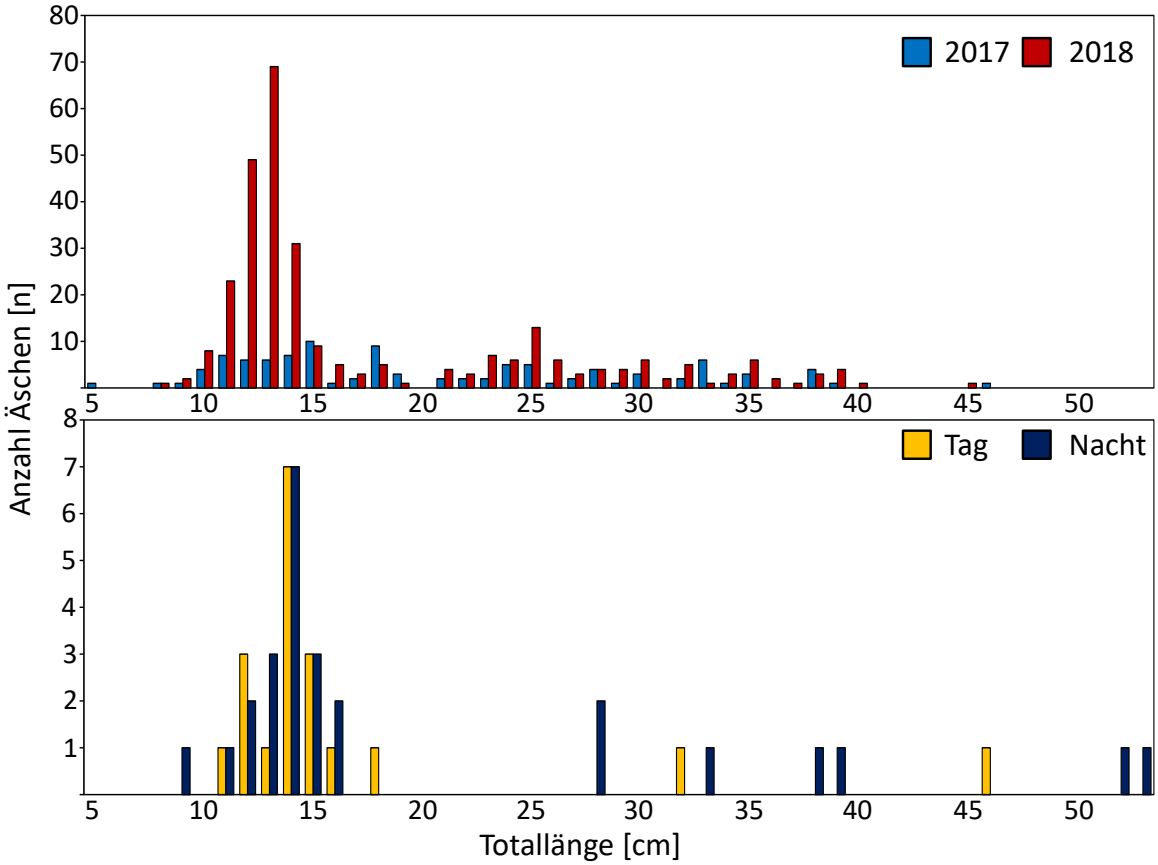


Abb. 384: *Längenhäufigkeitsverteilungen aller tagsüber gefangenen Äschen bei den Elektrobefischungen 2017 (n = 97) und 2018 (n = 293; oben) sowie ein Vergleich zwischen den Längenhäufigkeitsverteilungen der Probestrecken, die sowohl tagsüber als auch nachts befischt wurden (unten).*

Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass ohne das Vorhandensein von konkreten Fraßdaten auch hier keine eindeutige Zuordnung der Defizite im Populationsaufbau oder in den Abundanzen möglich ist, da eine Vielzahl anderer Faktoren (anthropogene Einflüsse wie Wehre, Ausbauzustand oder auch der Einfluss anderer Prädatoren) wirken können.

Ein Kormoraneinfluss auf andere, bestandsstarke Arten wie etwa den Döbel lassen sich durch unsere Daten nicht abbilden. Die häufig aufgeführte Bestandslücke der Fische zwischen 20 und 40 cm Totallänge als Hinweis auf Kormoranprädation (LANUV 2013a) ist zwar bei vielen Arten zu beobachten, könnte jedoch auch methodisch bedingt sein.

Insbesondere in den gestauten Abschnitten im Mittellauf der Lippe sind negative Effekte des Kormorans auf Arten wie Döbel, Hasel, Barbe und Nase zu erwarten, da diese Fische sich bei Wanderungen unterhalb der Wehre aggregieren und somit eine leichte Beute darstellen. Kormorane bevorzugen zudem Stillgewässer als Jagdreviere und weichen bei Zufrieren dieser auf Fließgewässer aus. Aufgestaute Flussstrecken dienen hierbei als bekannte Trittsteine für den Kormoran und sind demnach besonders betroffen (LANUV 2013a). Da diese Strecken jedoch generell anthropogen bedingte Habitat-Defizite für die genannten Arten aufweisen, ist die Beurteilung schwierig.



LFV

Abb. 385: *Mittelgroßer Döbel aus der Lippe mit Verletzungen, die vermutlich durch einen Kormoran verursacht wurden*

6.5.2 Invasive Arten

Als invasiv werden Arten bezeichnet, die in dieser Region nicht heimisch sind und zusätzlich negative Auswirkungen auf die heimische Flora und Fauna haben, die bis hin zur Verdrängung oder gar zum Aussterben von nativen Arten führen können. Durch das Fehlen von koevolvierten Prädatoren, Parasiten oder Krankheiten erlangen invasive Arten oftmals in kurzer Zeit enorm hohe Dichten (COLAUTTI et al. 2004). Vielfach kann jedoch beobachtet werden, dass sich nach einer gewissen Zeitspanne die Abundanzen auf einen weitaus niedrigeren Wert einpendeln. Dieses „boom and bust" Phänomen (WILLIAMSON & FITTER 1996) entsteht durch aufgebrauchte (Nahrungs-) Ressourcen, einer Anpassung von Beuteorganismen und/oder der Adaptation von Prädatoren und Pathogenen an die neuen Bewohner. Da dies ein höchst dynamischer Prozess ist, kann die Dauer, bis der „bust"-Zustand erreicht ist sehr unterschiedliche Zeitspannen in Anspruch nehmen und mehrere Zyklen durchlaufen.

Die Einstufung, ob eine Art invasiv oder lediglich nicht heimisch ist, fällt nicht immer leicht, da Auswirkungen einer einzelnen Art auf ein ganzes System nachgewiesen oder widerlegt werden müssen. Neben vielen nicht heimischen Arten beherbergt die Lippe eine Reihe (potenziell) invasiver Arten, deren negative Auswirkungen auf andere Arten bereits bekannt oder zu erwarten sind. Darunter fallen der Blauband, der Sonnenbarsch, der Kamberkrebs und die Wollhandkrabbe sowie die Ponto-Kaspischen Grundeln, die oftmals unter dem Begriff Schwarzmeergrundeln zusammengefasst sind: Flussgrundel, Kesslergrundel, Schwarzmaulgrundel und Marmorgrundel. Im Folgenden wird auf die einzelnen Arten im Hinblick auf ihre potenziellen Auswirkungen innerhalb eines Ökosystems und einer Einschätzung der Situation für die Lippe eingegangen. Nicht behandelt werden Arten, die als Einzelfänge (unter fünf Individuen) in dieser Studie auftauchten, wie etwa die Regenbogenforelle. Allgemeine Informationen zu den einzelnen Arten finden sich in den entsprechenden Artkapiteln (Kap. 5.4).

Blauband

Der Blauband ist mittlerweile in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Als einzige in NRW vorkommende Fischart wird er auf der Unionsliste der invasiven gebietsfremden Arten geführt (NEHRING & SKOWRONEK 2017). Dabei scheint sein Invasionspotenzial oft überschätzt zu werden. Denn obwohl er in einigen Gewässern durchaus hohe Dichten erreichen kann, schlägt die Etablierung in neuen Habitaten oftmals fehl (COPP et al. 2007). In Stillgewässern sind gute Hechtbestände in der Lage die Abundanzen von Blaubändern zu regulieren, ohne negative Auswirkungen auf andere Fischarten auszuüben (LEMMENS et al. 2015).

Negative Auswirkungen auf heimische Arten wurden für Rotaugen und Gründlinge beobachtet, die mit niedrigeren Reproduktionsraten auf hohe Blaubandabundanzen reagierten (BRITTON et al. 2007). Auch wenn für den Blauband wenige konkurrenzbedingte Auswirkungen aufgezeigt werden können, so besteht seine große Gefahr in der Übertragung eines eukaryotischen Parasiten, der für Moderlieschen (GOZLAN et al. 2005) sowie für Brassen, Rotaugen, Karpfen und Salmoniden (cf. SPIKMANS et al. 2013) mit einer erhöhten Mortalität und Reproduktionsausfällen einhergeht.

In der Lippeaue zwischen Lippstadt und Hamm-Schmehausen, wo die ABU seit 1991 standardisierte Fischbestandsaufnahmen in Fließ- und Stillgewässern durchführt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2012), erfolgte der erste Fang eines Exemplars 1997 in der Klostermersch bei Lippstadt-Benninghausen. In den folgenden neun Jahren trat die Art in verschiedenen Auengewässern der Umgebung unstet und in geringer Zahl auf. 2007 begann dann eine kontinuierliche Ausbreitung und Bestandszunahme in der Aue (BUNZEL-DRÜKE 2017). Der wohl erste Nachweis aus der Lippe selbst ist der Fang von zwei Exemplaren bei Marl-Sickingmühle 2003.

Bei den Lippe-Befischungen 2017 und 2018 wurde der Blauband zwischen Boke und Hünxe nachgewiesen, erreichte aber meist keine hohen Dichten. Mit wenigen Ausnahmestrecken lag die Dichte unter 10 Individuen pro 100 m. Auch in der Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg zählte er mit 61 Individuen zu den eher seltenen Arten.

Anders sieht die Lage in den Stillgewässern aus, hier gehörte der Blauband in beiden Untersuchungsjahren zu den fünf Arten mit einer Frequenz von über 50 % der befischten Gewässer und stellte 2018 zudem die inviduenreichste Art dar. In dem Jahr erreichte er in zwei Gewässern bei Lippborg Dichten von über 800 Individuen pro 10 min. Seine Verbreitung in der Aue reichte von Lippstadt-Niederdedinghausen bis Wesel. Er scheint die ständig mit der Lippe verbundenen Gewässer zu meiden (Kap. 5.2.5), möglicherweise wegen zu großer Konkurrenz durch andere Arten.

Ob die rasante Bestandszunahme des Blaubands in der Lippeaue auf Kosten anderer Arten erfolgte ist noch nicht untersucht, könnte aber mit den Daten der Monitoringbefischungen aus dem Kreis Soest (ABU 1994 – 2020) analysiert werden. Eine durch ihn resultierende Reduktion der Moderlieschenbestände ist durchaus denkbar. Ein Zurückdrängen oder gar Ausrotten des Blaubands im Lippe-Einzugsgebiet ist nicht mehr möglich.

Sonnenbarsch

Der Sonnenbarsch gilt in Deutschland als unbeständige Art und wird als potenziell invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015). In anderen Systemen konnten negative Auswirkungen auf heimische Fisch- und Froscharten durch aggressives Verhalten seitens der Sonnenbarsche und damit einhergehende Nahrungskonkurrenz und Territorialität belegt werden (ALMEIDA et al. 2014). Von der Nahrungskonkurrenz betroffen sind unter anderem Rotaugen und Gründlinge, welche mit einer geringeren Kondition und eingeschränktem Wachstum auf die Anwesenheit von Sonnenbarschen reagieren können (COPP et al. 2017). Zudem können Sonnenbarsche einen erheblichen Einfluss auf die Makroinvertebraten von isolierten Gewässern haben und deren Bestände deutlich dezimieren (VAN KLEEF et al. 2008).

In der Lippe sind die Bestände bis zum Jahr 2014 immer weiter zurückgegangen, bedingt durch die Verminderung von wärmebelasteten Kühlwassereinleitungen. In den Jahre 2014 bis 2016 konnten schließlich keine Individuen mehr festgestellt werden. In dieser Studie tauchten einzelne Sonnenbarsche 2017 und 2018 im Raum Hamm und Marl wieder auf, eventuell begünstigt durch die warmen Sommer in diesen Jahren. Da die Bestände selbst in den von dieser Art bevorzugten Stillgewässern sehr gering sind, ist eine Bekämpfung der Art mit dem Ziel der kompletten Beseitigung weder möglich noch notwendig. Der Bestand sollte jedoch weiter beobachtet werden, da der Sonnenbarsch womöglich vom Klimawandel profitieren wird und somit mit Bestandssteigerungen zu rechnen ist (KLAAR et al. 2004).

Flussgrundel

Die Flussgrundel ist in Deutschland etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Wie auch die Schwarzmaulgrundel ist die Flussgrundel ein starker Nahrungskonkurrent, der insbesondere junge Zander und Barsche durch eine Futterknappheit in ihrer Entwicklung hemmen kann (GERTZEN 2016). Ebenso konkurrieren die Grundelarten untereinander um Nahrung (BORCHERDING et al. 2013), was bedingt durch ihre hohen Dichten weitere negative Auswirkungen auf die heimischen Konkurrenten mit sich bringt. Nahrungsüberlappungen und somit Konkurrenz wurden für die Flussgrundel auch mit dem Gründling (JAKOVLIĆ et al. 2015), Güster und mit Perciden nachgewiesen (SINDILARIU & FREYHOF 2003). Zudem frisst die Flussgrundel neben Makrozoobenthosorganismen auch kleine Fische, wodurch ein negativer Einfluss auf Jungfische verschiedenster Arten resultieren kann (GERTZEN 2016).

In der vorliegenden Untersuchung trat die Art in der Lippe 2017 mit einem Individuum in der renaturierten Mündung auf; in den neuen Auengewässern an der Mündung wurden 2017 14 Exemplare und 2018 10 Exemplare gefangen. Es ist unklar, warum die Flussgrundel sich bisher nicht wie Marmor- und Schwarzmaulgrundeln lippeaufwärts ausbreitete. Ein Aufstieg ist jedoch auch für diese Art zukünftig zu erwarten. Der bisherige Populationszustand der Flussgrundeln kann in der Lippe daher noch nicht als invasiv eingestuft werden, sollte aber weiter beobachtet werden. Bestände der Flussgrundel können unterschätzt werden, da die Art mittels Elektrobefischungen oder auch mit der Angel eher selten gefangen wird, in Uferzugnetzbefischungen an gleicher Stelle jedoch hohe Dichten aufweisen kann (GERTZEN 2016). In Kroatien erreichte die Flussgrundel im Vergleich zu Schwarzmaul- und Kesslergrundel die höchsten Dichten, im Rhein hat sie sich ebenfalls stark vermehrt (GERTZEN 2016). Da die Flussgrundel im Gegensatz zur Schwarzmaul- und Kesslergrundel auch durchaus häufig in naturnahen Stillgewässerbereichen vorkommen kann, kann man ihr nicht mit Renaturierungen entgegenwirken. Eine Verschleppung dieser Art in weitere Teile der Lippe oder ihrer Stillgewässer ist zu vermeiden.

Schwarzmaulgrundel

In Deutschland ist sie als etabliert und als invasiv eingestuft (NEHRING et al. 2015).

Die Schwarzmaulgrundel ist die konkurrenzstärkste Grundelart bezüglich der Nahrungsaufnahme und drängt damit vor allem die Jungfische heimischer Arten in einen sogenannten juvenilen Flaschenhals (GERTZEN 2016), indem sie ihnen die Nahrung wegfrisst. Jedoch können heimische Räuber die Grundeln nach einer gewissen Lernphase als omnipräsente Beute akzeptieren und so von ihnen profitieren (HEMPEL et al. 2016). So konnten für den Flussbarsch gestiegene Konditionswerte im Rhein beobachtet werden, nachdem sie sich zunehmend auf die invasiven Grundeln als Beutequelle spezialisiert hatten (GERTZEN 2016). Doch nicht nur Raubfische sind in ihren Jugendstadien negativ von den invasiven Schwarzmaulgrundeln beeinflusst. Mögliche negative Auswirkungen konnten auch auf den Döbel in der Kroatischen Donau nachgewiesen werden (PIRIA et al. 2016). Kaulbarschbestände in den Niederlanden sind nach dem Auftauchen der Schwarzmaulgrundeln innerhalb von nur zwei Jahren eingebrochen (JŮZA et al. 2017). Weitere negative Einflüsse konnten auf Flundern (KARLSON et al. 2007) sowie Barben und den Donau-Weißflossengründling (*Romanogobio vladykovi)* festgestellt werden (RAMLER & KECKEIS 2019), wobei in gleicher Studie auch mögliche positive Einflüsse auf Grundelprädatoren wie Rapfen, Quappe und Flussbarsch genannt werden. Schwarzmaulgrundeln werden oft als Laichräuber oder Jungfischfresser beschrieben. Tausende Magenanalysen an Schwarzmaulgrundeln aller Altersstufen konnten lediglich bei wenigen reproduktiven Männchen Laich im Verdauungstrakt ausmachen und dieser war Grundellaich. Die Männchen fressen diesen vorsorglich während der Brutpflege, wenn die Eier nicht befruchtet wurden oder Verpilzen (GERTZEN 2016). Fisch wurde als Beutequelle ebenfalls kaum angerührt. Durch ihr aggressives Verhalten kann sie andere Arten jedoch vom Laichgeschäft abhalten oder diese aus geeigneten Habitaten verdrängen (DUBS & CORKUM 1996, JANSEN & JUDE 2001).

Das erste Mal in der Lippe trat sie im Jahr 2012 unterhalb der Wasserverteilungsanlage am Wehr Hamm sowie im Mündungsbereich bis etwa 20 km aufwärts auf. Seit dem Jahr 2015 kommt die Art in der Lippe von Hamm bis zur Mündung durchgehend vor (BUNZEL-DRÜKE 2017) und bildet nun die individuenstärkste Art in der Lippe. Verbreitungsendpunkt ist derzeit des Wehr Uentrop, eine Ausbreitung flussaufwärts ist jedoch in den nächsten Jahren zu erwarten. Damit ist die Schwarzmaulgrundel in der Lippe in verschiedenen Invasionsstadien anzutreffen: Bereiche, in denen sie bereits seit mehreren Jahren etabliert ist und sich bereits erste Bestandsrückgänge zeigen sowie Abschnitte, die sie noch gar nicht erobert hat oder in denen die Dichten derzeit noch rasant ansteigen.

In beiden Untersuchungsjahren an der Lippe lagen die höchsten Dichten überwiegend in den von ihr bevorzugten ausgebauten Flussabschnitten (Kap. 5.2.3), wo die Schwarzmaulgrundel in den Steinschüttungen gute Unterstände und Laichplätze findet. Zudem sammelten sich die Tiere dort, wo besonders hohe Leitfähigkeiten herrschten. Hierbei wurden in einigen Strecken Dichten von über 500 Schwarzmaulgrundeln auf 100 m erreicht. In der Lippe fällt auf, dass der Gründling genau in den Bereichen die niedrigsten Dichten aufweist, in denen die Grundelinvasion begonnen hat und die Schwarzmaulgrundeln demnach bereits am längsten etabliert sind, nämlich unterhalb von Hamm und im Mündungsbereich, was auf eine Verdrängung dieser Art schließen lässt. Höchste Gründlingsdichten sind dagegen in den Bereichen zu sehen, in denen die Schwarzmaulgrundeln noch gar nicht vorkommen. Sinkende Gründlingsbestände sind in den nächsten Jahren daher auch in anderen Bereichen der Lippe zu erwarten und sollten beobachtet werden. Negative Auswirkungen auf den Kaulbarsch lassen sich anhand der neuen Daten nicht ablesen, da der Kaulbarschbestand bereits vorher deutlich eingebrochen ist, sind aber wahrscheinlich (JŮZA et al. 2017).

In Auengewässern erreichte die Art in beiden Jahren keine hohen Abundanzen.

Die Dichten, die teilweise von den Schwarzmaulgrundeln erreicht werden sind alarmierend. Insbesondere benthische Arten wie der Gründling oder auch die Groppe können massiv unter den Grundeln leiden und müssen geschützt werden. Eine gezielte Bekämpfung der Schwarzmaulgrundel ist wegen ihrer weiten Verbreitung und großen Häufigkeit jedoch nicht zielführend. Durch Entnahme der Steinschüttungen befestigter Ufer und die Senkung der Salzbelastung der Lippe kann die Dichte der Art reguliert werden. Die Anbindung von Stillgewässern an die Lippe, die nicht intensiv von Schwarzmaulgrundeln genutzt werden, stärkt zudem die einheimischen Fischarten und bietet einen Ausweg aus dem konkurrenzbedingten Flaschenhals, den die Grundeln für einige Arten bilden.



LFV

Abb. 386: *Schwarzmaulgrundeln dominieren die Fischfauna der Lippe.*



LFV

Abb. 387: *Männliche Schwarzmaulgrundel während der Laichzeit. Die Männchen nehmen während der Reproduktionszeit und Brutpflege eine tiefschwarze Färbung ein.*

Kesslergrundel

Die Kesslergrundel gilt in Deutschland als etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Mögliche negative Auswirkungen wurden auf den Döbel in der Kroatischen Donau festgestellt (PIRIA et al. 2016). Zudem herrscht Habitatskonkurrenz um Schutzräume bzw. Laichhöhlen mit Stachelgroppen (*Cottus perifretum*), die von den Kesslergrundeln verjagt werden (VAN KESSEL et al. 2011). Dies führte in den Niederlanden in nur wenigen Jahren zu dramatischen Bestandseinbußen der Stachelgroppe (VAN KESSEL et al. 2016). Auch andere Groppen (*Cottus gobio*) zeigten abnehmende Dichten in der Anwesenheit von Kesslergrundeln ebenso wie Schmerlen und Weißflossengründlinge (JURAJDA et al. 2005). Auch die Dichten von Zandern (ADÁMEK et al. 2007) und Gründlingen (JAKOVLIC et al. 2015) können negativ durch Kesslergrundeln beeinflusst werden.

Im Gegensatz zur Schwarzmaulgrundel, die nur äußerst selten Fisch frisst, vertilgt die Kesslergrundel bedingt durch ihren hohen Energiebedarf häufig Fisch und diese oftmals in Größen, die weit über typische Räuber-Beute-Relationen hinausgehen (GERTZEN 2016).

Die erste Meldung der Kesslergrundel aus der Lippe datiert aus dem September 2014, als LimnoPlan (2015) vier Kesslergrundeln in der renaturierten Lippemündung fingen. Bei den Elektrobefischungen 2017 und 2018 wurden die meisten Kesslergrundeln vom Wehr Hamm bis flussabwärts des Wehrs Stockum gefangen, außerdem in beiden Jahren an zwei Probestrecken bei Wesel und nur 2017 ein Exemplar unterhalb des Wehrs Beckinghausen. Die Dichte in Ausbaustrecken war höher als in den naturnahen Strecken (Kap. 5.2.3), generell befindet sich die Kesslergrundel jedoch in einer frühen Phase der Besiedlung mit äußerst geringen Dichten. Während Schwarzmaul- und Flussgrundeln mehrere Laichereignisse über die gesamte Saison zeigen, übt die Kesslergrundel am Niederrhein und somit vermutlich auch in der Lippe nur einmalige Laichakte aus, was sie den anderen Arten gegenüber benachteiligt (GERTZEN 2016). Solange die konkurrenzstärkere Schwarzmaulgrundel in derart hohen

Abundanzen die Lippe prägt, werden sich keine individuenstarken Populationen der Kesslergrundel in der Lippe etablieren.

Vorkommen in Auengewässern sind selten, Kesslergrundeln konzentrieren sie sich auf gröberem Sohlsubstrat, sandige und schlammige Bereiche werden gemieden (GERTZEN 2016).

Eine mögliche Methode zur Reduzierung der Kesslergrundel ist die Entnahme der Steinschüttungen, außerdem die Aufgabe von Stauhaltungen, die die Art nach TÜRK & SCHNELL (2015) fördern.



LFV

Abb. 388: *Die Kesslergrundel ist an ihrem breiten Kopf und den stark orange pigmentierten Flossen zu erkennen. Im Gegensatz zur ähnlichen Groppe hat sie wie alle Grundeln zusammengewachsene Bauchflossen.*

Marmorgrundel

Die Marmorgrundel ist in Deutschland mittlerweile etabliert und potenziell invasiv (NEHRING et al. 2015).

Studien zum Einfluss der Marmorgrundel auf heimische Arten oder das Ökosystem sind bisher nur in sehr geringem Umfang durchgeführt worden. Es wird eine Nahrungskonkurrenz mit anderen benthischen Kleinfischarten angenommen (KOCOVSKY et al. 2011). Habitatskonkurrenz um Schutz- oder Laichhöhlen mit Stachelgroppen (*Cottus perifretum*), die von den Marmorgrundeln verjagt wurden, konnte ebenso nachgewiesen werden (VAN KESSEL et al. 2011).

Der erste Nachweis der Marmorgrundel in der Lippe stammt aus dem Sommer 2011 in Hamm. Bei regelmäßigen Monitoring-Elektrobefischungen in den Vorjahren (BUNZEL-DRÜKE et al. 2011 und S. KUSS mdl.) wurden hier keine Grundeln gefangen. Auch nach Daten im FischInfo war die gesamte

Lippe 2009 bis 2011 bis auf die Stelle in Hamm noch frei von Grundeln. 2014 erfolgte der Erstnachweis in der Lippe nahe der Mündung (LimnoPlan 2016). Bis 2015 besiedelten Marmorgrundeln schließlich fast die gesamte mittlere und untere Lippe.

Die Besiedlungsgeschichte der Marmorgrundel in der Lippe unterscheidet sich von derjenigen der Schwarzmaulgrundel: Im Raum Hamm kam die Marmorgrundel rund 1,5 Jahre früher an, während an der Mündung der Lippe 2012 zuerst die Schwarzmaulgrundel nachgewiesen wurde und die Marmorgrundel erst 2014. Die Ausbreitung der beiden Arten von der Mündung nach oben scheint parallel zueinander gelaufen zu sein. Dies zeigt, dass die Marmorgrundel im Gegensatz zur Kesslergrundel mit der Schwarzmaulgrundel in hohen Dichten koexistieren kann.

Die Marmorgrundel war 2017 und 2018 von Hamm bis Wesel durchgehend verbreitet. Sie erreichte in Ausbaustrecken höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten (Kap. 5.2.3), wahrscheinlich, weil sie die Steinschüttungen als Unterstände nutzen kann. Höchstwerte wurden mit über 500 Individuen pro 100 m Fluss nachgewiesen, im Schnitt kamen in dem Abschnitt, in dem die Marmorgrundel etabliert ist etwa 90 (2017), bzw. 70 Marmorgrundeln auf 100 m Lippe. Die Muster von Verbreitung und Häufigkeit der Marmorgrundel in der Lippe in den Jahren 2017 und 2018 sind sehr ähnlich, mit Schwerpunkten im Raum Lünen und im Bereich Haltern bis Marl. Es gelang der Art allerdings von 2017 auf 2018, das Wehr Uentrop nach flussauf zu überwinden.

Die Marmorgrundel besiedelte auch mit dem Fluss verbundene Auengewässer (Kap. 5.2.5), und zwar in größerer Häufigkeit als die Schwarzmaulgrundel. Sie bevorzugt makrophytenreiche Gewässer und hölzerne Strukturen sowie flache Bereiche mit geringer Strömung (JANÁČ et al. 2012). Dies könnte erklären, warum diese Art in der Lippe hohe Dichten erreicht, im Rhein, der durch die Schifffahrt auch in beruhigten Buhnenbereichen einen hohen Wellenschlag aufweist, dagegen nur in Einzelindividuen vertreten ist.

Aufgrund der bislang geringen Informationen zu Verdrängungsprozessen von heimischen Arten durch die Marmorgrundel, lässt sich ihr Invasionspotenzial für die Lippe schwer determinieren. Negative Auswirkungen sind für benthische Kleinfischarten in der Lippe zu erwarten und beim Gründling potenziell bereits ersichtlich (vgl. Schwarzmaulgrundel). Eine weitere Ausbreitung in den Oberlauf der Lippe könnte mit Bestandsrückgängen der Groppen einhergehen.

Eine Bekämpfung der Marmorgrundel ist nicht möglich. Die Entnahme von Steinschüttungen wirkt weniger gut als bei Schwarzmaul- und Kesslergrundel, da die Marmorgrundel in Bezug auf das Sohlsubstrat sehr anpassungsfähig ist (TÜRK & SCHNELL 2015).



LFV

Abb. 389: *Die Marmorgrundel bleibt im Vergleich zu den anderen Grundelarten eher klein. Ihr Erkennungsmerkmal sind die abstehenden Nasenröhren.*

Kamberkrebs

Der Kamberkrebs gilt bundesweit als etabliert und invasiv (NEHRING & SKOWRONEK 2017).

Er gilt als Überträger der Krebspest und stellt somit eine Bedrohung für die heimischen Krebse dar (z.B. PETRUSEK et al. 2006). Zudem ist er in der Lage, diesjährige Quappen aus ihren Verstecken zu Verdrängen und damit einhergehend ihren Stresslevel zu erhöhen (HIRSCH & FISCHER 2008). Interaktionen mit anderen Fisch- und Krebsarten, die Höhlenstrukturen präferieren sind daher nicht ausgeschlossen und konnten mit der invasiven Schwarzmaulgrundel ebenfalls belegt werden (CHURCH et al. 2017).

Der Kamberkrebs konnte 2017 und 2018 fast entlang der gesamten Lippe bzw. ihrer Aue nachgewiesen werden, aber erst ab Hamm-Schmehausen war er regelmäßig im Fluss anzutreffen. Die Maximaldichten lagen jedoch unter 15 Individuen pro 100 m, in den meisten Strecken deutlich unter fünf Tieren pro 100 m Lippe. In Ausbaustrecken erreichte er höhere Dichten als in naturnahen Abschnitten (Kap. 5.2.3), so dass sich auch hier weitere Renaturierungen als Managementansatz anbieten würden.

Aufgrund der geringen Dichten sind negative Auswirkungen auf die Fischbestände der Lippe eher nicht zu erwarten. Da der Kamberkrebs aber als Vektor für die Krebspest dient, sollten gefangene Tiere unbedingt entnommen werden.

Wollhandkrabbe

Die Wollhandkrabbe gilt in weiten Teilen Deutschlands als etabliert und invasiv (NEHRING & SKOWRONEK 2017).

Sie lebt als adultes Tier im Süßwasser, benötigt zur Entwicklung jedoch Salzwasser, so dass es zu flussabwärts gerichteten Reproduktionswanderungen und einem Aufstieg von jungen Krabben kommt.

Wie auch der Kamberkrebs gilt sie als Überträger der Krebspest (SCHRIMPF et al. 2014). Zudem kann sie heimische Krebse und demnach womöglich auch Fische aus ihren Verstecken verdrängen (GILBEY et al. 2007).

2017 und 2018 konnten nur zwischen Dorsten und der Mündung an wenigen Stellen Wollhandkrabben nachgewiesen werden, einige Individuen fanden sich in den Reusenfängen bei Lünen. In Auengewässern wurde sie nicht angetroffen. Auch nach Auskunft von Anglern ist die Abundanz der Art in den letzten Jahren rückläufig. Die wenigen Funde von Wollhandkrabben in der Lippe lassen keinerlei Beeinflussung der Fischbestände vermuten. Ein besonderes Management ist daher nicht erforderlich, gefangene Tiere sollten jedoch entnommen werden.



LFV

Abb. 390: *Wollhandkrabbe*

Fazit invasive Arten

Während Kamberkrebs und Wollhandkrabbe derzeit keine Bedrohung in der Lippe darstellen, ist die Bestandsentwicklung der anderen Arten zu beobachten.

Im Niederrhein gingen die Bestandsdichten der Schwarzmaulgrundel 2017 gegenüber den Vorjahren deutlich zurück (STAAS et al. 2019). Wenn dieser Trend anhält, hätte das Maximum in den Jahren 2014 und 2015 gelegen, demnach sechs bis sieben Jahre nach dem Erstnachweis. Übertragen auf die Lippe würde dies bedeuten, dass in einigen Bereichen bereits das Maximum erreicht wäre, wohingegen in anderen Bereichen die Invasion gerade erst startet.

Abbildung 391 verdeutlicht diese verschiedenen Phasen der Entwicklung von Grundeldichten (Marmor- und Schwarzmaulgrundel zusammengefasst) an zwei Probestellen, die innerhalb des Lippeprojektes befischt wurden sowie von der Projektleitung in Zusammenarbeit mit der Universität Köln auch im Jahr 2012 und 2013 untersucht wurden. Im Jahr 2012 wurde die erste Schwarzmaulgrundel im Unterlauf nahe Wesel festgestellt, bis Dorsten waren die Grundeln jedoch noch nicht vorgedrungen. Nur ein Jahr später dominierten die invasiven Grundeln die Fischfauna in Wesel maßgeblich und wiesen bereits ordentliche Dichten in Dorsten auf. In Wesel sieht man für die Jahre 2017 und 2018 bereits einen Bestandsrückgang der Grundeln und 2018 sogar einen leichten Anstieg der heimischen Fischdichte. In Dorsten nimmt die Grundeldichte dagegen noch weiter zu. Das Gravierende an der Situation ist, dass die heimische Fischdichte zeitgleich abnimmt. Die Grundeln kommen demnach nicht einfach zur bestehenden Fischfauna hinzu, es ist eine klare Verdrängung heimischer Arten zu sehen. Für die beiden gezeigten Probestellen waren es maßgeblich Gründlinge, die nach dem Auftauchen der Grundeln in deutlich niedrigeren Dichten vorkamen. Jedoch konnten auch einige Groppen im grundelfreien Jahr 2012 in Dorsten gefangen werden, bereits im folgenden Jahr waren diese nicht mehr nachzuweisen.

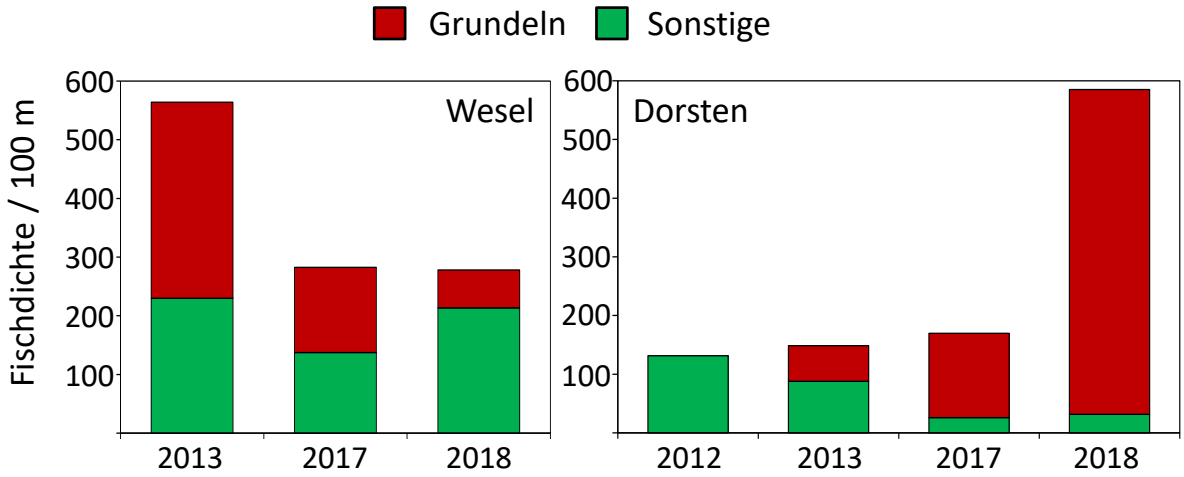


Abb. 391: *Entwicklung der Fischdichten pro 100 m an zwei Probestellen (Wesel: links und Dorsten: rechts) von 2012, bzw. 2013 bis 2018. Dargestellt ist der Anteil der Grundeln an der Dichte (rote Balken) und die Summe aller anderen Arten (grüne Balken).*

Ein Großteil der hier betrachteten Arten hat negative Auswirkungen auf den Gründling oder andere benthische Kleinfischarten. Diese Arten sollten besonders im Fokus zukünftiger Untersuchungen stehen und müssen etwa durch Habitatmaßnahmen geschützt werden. Im Rhein ist die Gründlingsdichte bereits drastisch gesunken (STAAS et al. 2019), in der Lippe findet dies in Bereichen, in denen die Grundeln schon einige Jahre etabliert sind ebenfalls bereits statt.

Anthropogen veränderte und stark degradierte Habitate sind besonders anfällig für die Etablierung von invasiven Arten (BYERS 2002, DIDHAM et al. 2007). Durch ihre oftmals geringe Biodiversität haben es hier nicht heimische Arten leichter Populationen aufzubauen, indem freie Nischen besetzt werden (BAUER 2012). Daher verwundert es nicht, dass sich die ausgebauten Strecken als bevorzugte Lebensräume vieler der oben genannten Arten herausgestellt haben. Umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen, insbesondere eine Entnahme der Steinschüttung sind somit der erfolgversprechendste Ansatz im Management der invasiven Arten.

Für einige der invasiven Arten konnte nachgewiesen werden, dass sie sich nicht nur von der Mündung her aufwärts in der Lippe ausgebreitet haben, sondern über die Wasserverteilungsanlage in Hamm zusätzlich in die Lippe eingeschleust wurden. Diese Art der Einleitung bei Niedrigwasser der Lippe sollte demnach möglichst unterbunden werden, um es zukünftig zu erwartenden invasiven Arten zu erschweren. Da sich die Schwarzmaulgrundeln in Bereichen mit hoher Leitfähigkeit zu akkumulieren scheinen, ist dringend angeraten, die Grubenwassereinleitung am Haus Aden nicht wieder in Betrieb zu nehmen.



LFV

Abb. 392: *Auch eine Art des Managements: Frittierte Grundeln schmecken hervorragend.*

6.6 Störungen durch Erholungssuchende

Besonders die naturnahen, die „schönen“ Lippestrecken bilden zu Recht einen Anziehungspunkt für Besucher, die sich leider nicht immer rücksichtsvoll verhalten.

Im Kreis Soest ist der Bootsverkehr auf der Lippe in den Verordnungen der Naturschutzgebiete geregelt. So darf abgesehen von bestimmten Ein- und Ausstiegsstellen nicht angelandet werden. Diese Verbote werden jedoch regelmäßig missachtet. Insbesondere Inseln und Sedimentbänke sind beliebte Lagerplätze.

Auch die Kiesbank flussabwärts der Klippen von Haus Vogelsang – die einzige in weiter Umgebung - ist durch Besucherverkehr beeinträchtigt. Auf dem rechten Ufer hat sich entlang der Aufweitung der Lippe ein „Hundestrand“ entwickelt. Badende Hunde (und Menschen) können besonders die spät in der Saison laichenden Arten wie die Barbe stören sowie Eier und Larven auch anderer Arten gefährden.

Die Flachwasserzonen um die Kiesinsel bei Stegerfeld sind ein Barbenlaichplatz, den die Fischereipächter zeitweise bewachen, weil Bootsfahrer die Insel entgegen der bestehenden Verbote als Rast-, Lager- und Grillplatz nutzen (C. van de Sand mdl., Abb. 393).

Da entsprechende Verbote existieren, müssten ihre Einhaltung besser überwacht und Verstöße geahndet werden.



© Google Earth

Abb. 393: *Kiesinsel bei Hünxe-Stegerfeld mit angelandeten Freizeitbooten*

6.7 Besatz / Wiederansiedlungen

6.7.1 Besatzmaßnahmen

Der LFV ist Eigentümer bzw. Pächter der Fischereirechte weiter Strecken an der Lippe (von Hamm bis Gahlen), in anderen Abschnitten sind einzelne Angelvereine und/oder Fischereigenossenschaften hegeverpflichtet. Der LFV selbst führt in seinen Streckenabschnitten keine Besatzmaßnahmen in der Lippe durch, mit Ausnahme des bestandsstützenden Besatzes von Aal und Quappe. Obwohl der Aal in Teilen der Lippe recht gute Dichten erreicht, sind diese maßgeblich auf den Besatz mit dieser Art zurückzuführen. Solange die Glasaaldichten an unseren Küsten sich nicht stabilisiert haben, ist dieser Besatz zum Bestandsschutz der bedrohten Art weiter erforderlich. Zusätzliche Arten wie etwa Hecht, Karpfen oder Zander, werden von den Vereinen besetzt. Der Hecht erreicht in der Lippe vor allem dort sehr gute Abundanzen, wo Auengewässer mit dem Fluss in Verbindung stehen. In den Stillgewässern selbst ist er häufig vertreten und reproduziert sich eigenständig. Auf weitere Besatzmaßnahmen mit dieser Art sollte daher verzichtet werden, zumal sich gezeigt hat, dass Hechtbesatz bei eigenständiger Fortpflanzung nicht zielführend ist (HÜHN ET AL. 2014). Der Karpfen gilt als nicht heimische, aber eingebürgerte Art, die auch früher bereits weit in der Lippe verbreitet war. Er ist ein beliebter Zielfisch der Angler, reproduziert sich in der Lippe allerdings an nur einer Stelle eigenständig und auch nur in Ausnahmefällen in angebundenen Stillgewässern. Daher kann ein Besatz den Bestand zur Beangelung stärken. Eine eigenständige Populationserhaltung könnte in Zukunft durch den Klimawandel begünstigt werden. Ein Besatz der Lippe mit Zandern ist dagegen als nicht sinnvoll anzusehen, da dieser sich aufgrund der Bedingungen in der Lippe nicht etablieren kann (Kap. 5.4.57), was durch die äußerst geringen Fangzahlen in dieser Studie belegt wird.

Besonders großes Engagement zeigen die Angler bei Hilfsprogrammen, die in Zusammenarbeit mit dem LFV für die Arten Äsche, Bachforelle und die bereits genannte Quappe durchgeführt und im Folgenden kurz vorgestellt werden. Weitere Informationen finden sich zudem unter: https://www.lfv-westfalen.de/content/service/ser_videos.php.



LFV

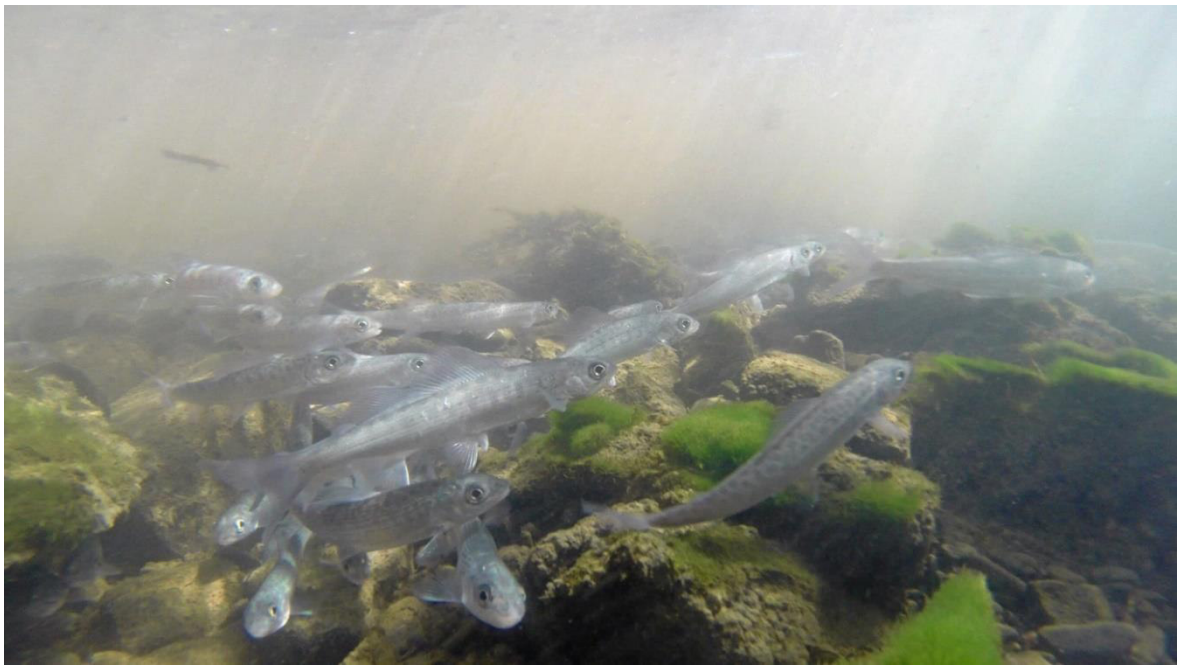
Abb. 394: *Glasaale, die an der Lippe bei Haltern besetzt wurden*

Äsche

Zusammen mit dem LFV und der Oberen Fischereibehörde der Bezirksregierung Detmold initiierten die Angelfreunde Almetal Büren 1974 e.V. im Jahr 2013 die „Hegegemeinschaft Almeäsche“ (Abb. 396) und führen populationsstabilisierende Besatzmaßnahmen durch, um dem Rückgang dieser bedrohten Art entgegenzuwirken. Mittlerweile gehören der Gemeinschaft zusätzlich acht Fischereigenossenschaften, 24 Angelvereine, der WOL, die Biologische Station Paderborn-Senne, der Kreis Paderborn, die Städte Büren, Salzkotten und Bad Wünnenberg sowie die Gemeinde Borchen und die Graf Spee´sche Forstverwaltung an. Die Äsche ist im Anhang V der FFH-Arten gelistet, zusätzlich steht sie auf der Roten Liste NRW (KLINGER et al. 2010). Die Verwendung von regionalen Besatzfischen ist daher besonders wichtig. Zur Gewinnung eines autochthonen Besatzmaterials werden die Laichfischbestände aus Wildfängen der Lippepopulationen gegründet. Der Fischereibetrieb des Ruhrverbandes ist hierbei kompetenter Partner zum Erbrüten der Fischeier und zur Aufzucht der Jungäschen, an der sich auch die Vereine beteiligen.

Im Jahr 2016 konnten erstmals Laichäschen aus der eigenen Zucht genutzt werden, unterstützt durch weitere Wildfänge. In dem Jahr konnten 90.000 Eier produziert werden. Im Jahr 2017 sanken die Produktionszahlen aufgrund von Verlusten auf knapp 18.000 Eier. Besatz von Brütlingen und Sömmerlingen wird in der Lippe, Alme, Afte, Altenau, Pader und Heder durchgeführt. Zudem findet eine wissenschaftliche Begleitung des Projektes durch den LFV statt, die etwa die Markierung von Äschen mittels PIT-Tags (passive integrated transponder) und deren Wanderungsverfolgung in der Alme umfasst (Abb. 397). Weitere Bestandteile der Erfolgskontrolle sind Laichplatzkartierungen und regelmäßige Elektrobefischungen.

Die Bemühungen der Hegegemeinschaft Almeäsche sind aber auch davon abhängig, dass die Kiesbänke als Laichplätze der Äsche nicht durch Sedimente von den Feldern verschlammt und Einträge von Gülle oder Spritzmitteln deutlich reduziert werden.



LFV

Abb. 395: *Junge Äschen, die von der Hegegemeinschaft Almeäsche besetzt wurden*



Hegegemeinschaft Almeäsche

Abb. 396: *Akteure der Hegegemeinschaft Almeäsche: C. Nolting (LFV), H. Bühlbecker (UFB Paderborn), M. Kühlmann (Ruhrverband), K. Laufkötter (ASV Lippstadt e.V.), M. Bischof (Angelfreunde Almetal Büren e.V.), F. Becker (1. Vorsitzender Hegegemeinschaft Almeäsche)*



Hegegemeinschaft Almeäsche

Abb. 397: *Markierte Äsche aus dem Hilfsprogramm der Hegegemeinschaft Almeäsche: Auslesung des Transponders*

Bachforelle

Die Initiierung des „Lippebachforellenprojektes“ fußt auf einem Fischsterben in der Gieseler bei Lippstadt im Jahr 2015. Damals wurden die Salmonidenbestände des Unterlaufes der Gieseler vernichtet. Zur Wiederbesiedlung strebte der örtliche Angelverein einen Besatz mit Bachforellen aus der Region an – allerdings waren geeignete, regionale Besatzfische nicht verfügbar. Daher riefen Siegfried Kuss (SFV Hamm e.V.) und Wolfgang Pilarski (ASV Lippstadt e.V.) das Projekt „Lippe-Bachforelle“ ins Leben. Die Bachforellen für den Bestandsaufbau sollten ein natürliches Verhalten und ein möglichst ursprüngliches Erscheinungsbild aufweisen. Dazu sollten die Fische sich bestmöglich an den regionalen Lebensraum angepasst und sich auch erfolgreich fortgepflanzt haben. Ein Konzept, das von zahlreichen Fachleuten als zukunftsweisend bewertet wird – und zwar für das ganze Lippesystem mit geeigneten Abschnitten und Nebengewässern.

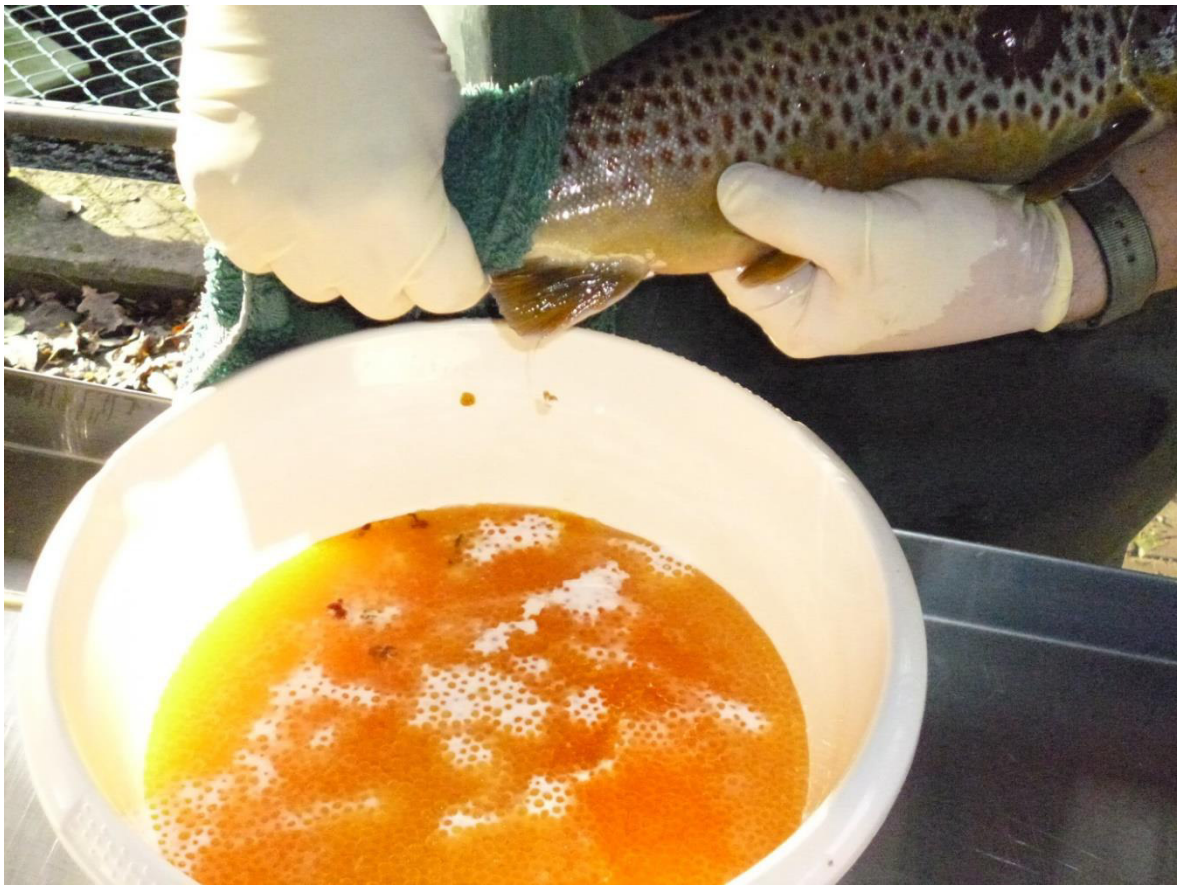
In den Oberläufen einiger fischereilich nicht genutzter Bördebäche im Lippe-Einzugsgebiet konnten die Angler geeignete Laichfische fangen. Nach dem Abstreifen wurden die Wildfische zurückgesetzt (Abb. 398). Die Nachkommen dieser wilden Bachforellen, die sogenannte F1-Generation, bilden nun den Laichfischbestand für den zukünftigen Besatz. Die fachliche Betreuung des Projektes und die Haltung der Laichfische erfolgt im Fischwirtschaftsmeisterbetrieb Ruhrtalforelle, welcher sich auf Besatzfischproduktion und verschiedene Artenschutzprojekte spezialisiert hat.

Besonders wichtig ist eine kontinuierliche Auffrischung des Laichfischbestandes mit Nachkommen von Wildfischen, um einen Domestizierungseffekt in der Zucht zu vermeiden. Ende 2018 konnte der Laichfischbestand erstmalig abgestreift werden. Über 100.000 Brütlinge konnten so im Frühjahr 2019 in das Lippesystem ausgesetzt werden. Im Dezember 2019 war das Ergebnis noch besser, hier sind über 200.000 Brütlinge aus den Eiern geschlüpft.

Der Laichfischbestand besteht derzeit aus 300 Bachforellen (drei- und vierjährig) sowie ca. 800 Laichfischanwärtern. Im Herbst 2019 wurde an zahlreichen Besatzgewässern eine Erfolgskontrolle durch die Projektmitglieder per Elektrobefischung durchgeführt. Trotz des Hitzesommers konnten viele kleine Bachforellen nachgewiesen werden, die gut herangewachsen waren.

In den Kreisen Soest, Paderborn, Hamm und Unna beteiligen sich zahlreiche Vereine an dem Projekt. Durch den Kauf der Brütlinge finanzieren die Angler dieses Artenschutzprojekt selbstständig. Hinzu kommt ein erheblicher ehrenamtlicher Einsatz der Angler beim Besatz, dem Laichfischfang und auch bei den Monitoring-Befischungen zur Erfolgskontrolle.

Parallel versuchen die Projektteilnehmer, die Renaturierung der Fließgewässer voranzutreiben – insbesondere müssen die Durchgängigkeit und die Laichhabitate an vielen Gewässern verbessert werden. Hier sind die unterhaltungspflichtigen Behörden und Wasserverbände gefordert.



P. Ferlemann & W. Pilarski

Abb. 398: *Abstreifen einer Lippe-Bachforelle zur Bestandsunterstützung*

Quappe

Auch für die Quappe existiert seit 2009 ein Artenschutzprojekt des LFV in Kooperation mit dem Ruhrverband und Anglern aus Hamm. Das von BRACKWEHR et al. im Jahr 2016 erschienene Buch „Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung" gibt detaillierte Auskunft über das gesamte Quappenprojekt und ist über die Geschäftsstelle des LFV oder auf der Homepage (https://www.lfv-westfalen.de/content/service/gruene_reihe_lfv.php) zu beziehen. Dank des Projektes ist die Quappe mittlerweile auch flussabwärts des Abschnittes zwischen Lippstadt und Uentrop, in dem die Art überlebt hatte, in der Lippe wieder weit verbreitet - wenn auch in geringeren Abundanzen. Da das Projekt mittlerweile ausgelaufen ist, wird der zukünftige und immer noch nötige Besatz zur Bestandsstützung seitens der Angelvereine durchgeführt. Seit Februar 2020 gilt eine Ausnahmeregelung zur Beangelung und Verwertung der Quappe unter bestimmten Auflagen, wie z.B. einer Schonzeit. Erfolgskontrollen finden seitdem zusätzlich zu regulären Befischungen über die Mitteilung der Quappenfänge durch Angler mittels einer App statt (Abb. 399).

Abb. 399: *Seit Februar 2020 existiert eine Smartphone-Anwendung zur Meldung von Quappenfängen durch Angler.*



LFV

Abb. 400: *Junge Quappe aus Besatzmaßnahmen aus dem renaturierten Auenbereich der Lippe bei Wesel*

6.7.2 Wiederansiedlung

Wie in den Artkapiteln (5.4) erwähnt, empfehlen wir, eine Wiederansiedlung der folgenden verschwundenen Arten zu versuchen:

- **Karausche** (Kap. 5.4.16): Projekt 2019 in der renaturierten Aue zwischen Lippstadt und Eickelborn gestartet,
- **Schneider** (Kap. 5.4.20): geeignete Habitate liegen zwischen Lippstadt und Eickelborn, an den Sandmergelklippen bei Haus Vogelsang und im kiesigen Unterlauf bei Hünxe,
- **Schlammpeitzger** (Kap. 5.4.38): mittlerweile wieder geeignete Habitate zwischen Lippstadt und Hamm-Ost und im Bergsenkungsgebiet HaLiMa.

Auch der **Atlantische Lachs** (Kap. 5.4.46) hätte eine Chance, wenn es gelänge, die (relativ wenigen) noch vorhandenen Wehre zu beseitigen. Eventuell schon heute geeignete Laichhabitate befinden sich im Oberlauf der Lippe (Lippeseeumflut, Tallehof, Abschnitt bei Marienloh) sowie in Zuflüssen des Oberlaufes wie Gieseler, Heder und Alme.

7 Öffentlichkeitsarbeit

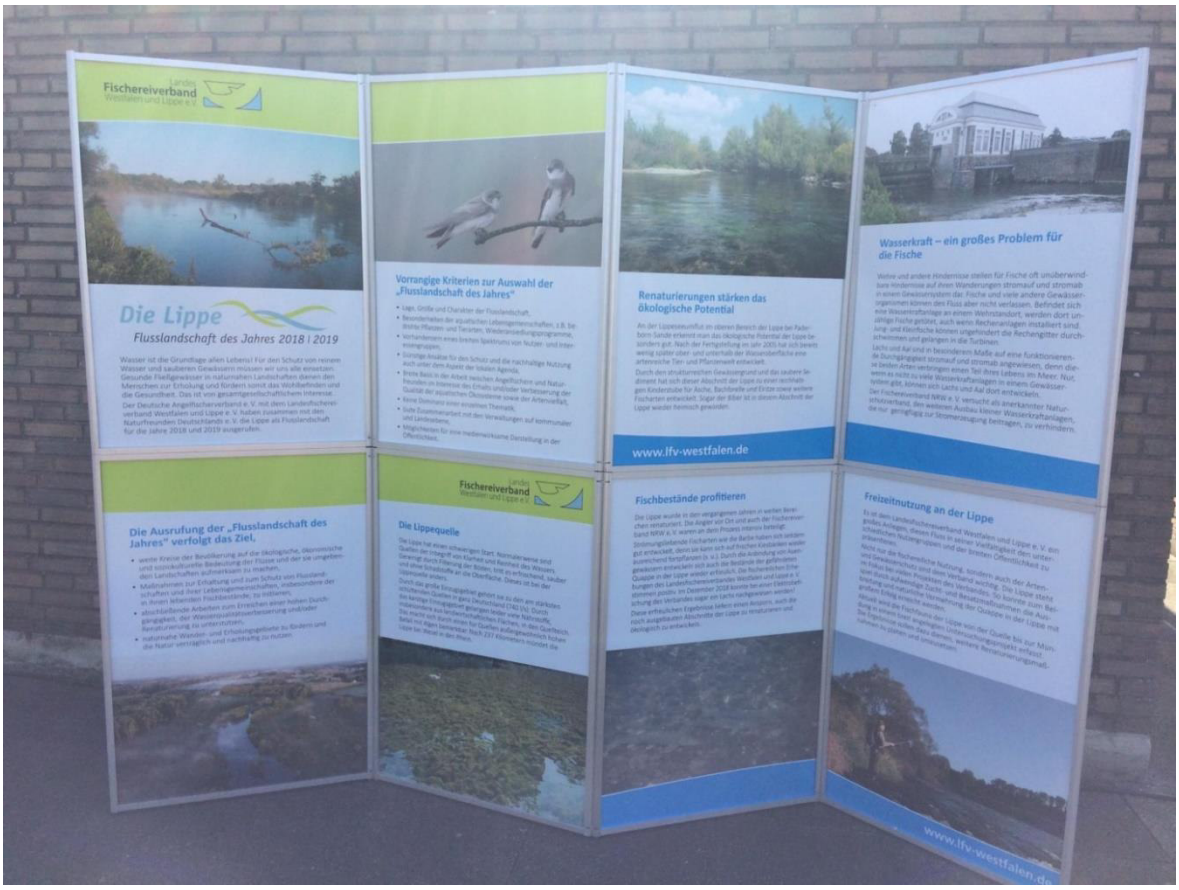
7.1 Flusslandschaft des Jahres 2018/2019

Da das EMFF-Lippeprojekt sich intensiv mit der Lippe von der Quelle bis zur Mündung beschäftigt hat, entstand sehr früh die Idee, die Lippe seitens des LFV zur Flusslandschaft des Jahres 2018/2019 zu bewerben. Dieser Titel wird im Zweijahresrhythmus vom DAFV und den Naturfreunden Deutschlands an Flusslandschaften vergeben, die bereits umfangreiche Renaturierungen erfahren haben oder besonders schutzbedürftig sind (https://dafv.de/projekte/flusslandschaft-der-jahre). Aufgrund unserer Bewerbung wurde der Titel an die Lippe verliehen, wodurch auch von einer höheren öffentlichen Wirksamkeit des EMFF-Projektes ausgegangen werden kann. Im Rahmen eines eigenen Projektes wurden ein Logo und Ausstellungssysteme (Abb. 401 & 402) angefertigt sowie zahlreiche Aktionen an und um die Lippe in dem Zeitraum von März 2018 bis September 2019 durchgeführt (Abb. 403, Tab. 22). Darunter fielen nicht nur medienwirksame, sondern auch politisch relevante Treffen, die die Umsetzung der durch das Projekt geforderten Maßnahmen maßgeblich beschleunigen können. Neben dem LFV führten auch viele Kooperationspartner der Flusslandschaft des Jahres Exkursionen oder ähnliches durch, um die Lippe in den Fokus der Bevölkerung zu rücken. Tabelle 22 zeigt eine Übersicht aller Flusslandschaft des Jahres Aktionen und deren Anbindung an das EMFF-Lippeprojekt. Einige Aktionen haben über den Aktionszeitraum hinaus Informationsinhalte für die Öffentlichkeit, wie etwa die QR-Codes mit Informationen zu Fischaufstiegen oder bedrohten Fischarten in der Lippe. Diese sind im Verlauf der Lippe an gut zugänglichen Orten angebracht und können mit dem Smartphone eingelesen werden, woraufhin sich eine entsprechende Homepage mit den Informationen öffnet, die entweder als Audiodatei angehört oder gelesen werden können. Eine weitere Aktion umfasst die Lippe-Bekenntnisse, die in kleinen Kurzfilmen oder kurzen Sequenzen von Menschen aufgenommen wurden, die sich mit der Lippe verbunden fühlen. Über 25 Spots sind so entstanden, auch NRW-Umweltministerin Ursula Heinen-Esser bekundete, warum sie die Lippe liebt (zu finden unter: https://www.lfv-westfalen.de/flusslandschaft/lippebekenntnisse.php).

Durch den Titel wurden Fachleute und die breite Öffentlichkeit in Aktionen und Veranstaltungen mit eingebunden. Auf lokaler und überregionaler Ebene erfolgte neben Bildungsarbeit ein zukunftsweisender fachlicher Austausch, unterstützt durch vielseitige Informationen zur Lippe in Print- und Onlinemedien. Der bestehende Maßnahmenbedarf an der Lippe wurde somit in den Fokus der breiten Öffentlichkeit und Entscheidungsträger gerückt.



Abb. 401: *Logo zur Lippe als Flusslandschaft des Jahres 2018/2019*



LFV

Abb. 402: *Beispiel des Ausstellungsmaterials zur Flusslandschaft des Jahres mit Inhalten des EMFF-Lippeprojektes.*



LFV

Abb. 403: *Eröffnung der Aktion „Lippe-Lauschen" mit Anbringung des QR-Codes in Lippstadt. Von links nach rechts: Dr. O. Niepagenkemper (LFV), Dr. S. Storm (LFV), Dr. M. Möhlenkamp (LFV), F. Becker und K. Laufkötter (beide Hegegemeinschaft Almeäsche e.V.)*

Tab. 22: *Übersichtstabelle der stattgefundenen Veranstaltungen und Aktionen im Rahmen der Flusslandschaft des Jahres mit Bezug zum EMFF-Lippeprojekt.*

Datum	Hauptveranstalter	Veranstaltung	Ort	Publikum
24.03.2018	LFV	Proklamation der FldJ	Zeche Fürst Leopold, Dorsten	Fachpublikum, Öffentlichkeit, Politik
11.04.2018	NUA	Fachtagung Bisam + Nutria	Haus Vogelsang	Fachpublikum
21.04.2018	LFV	World Fish Migration Day, Reusenkontrolle	Wehr Buddenburg	Öffentlichkeit
06.05.2018	NF	JHV NF, Lippevortrag	Wesel	Fachpublikum & Öffentlichkeit
16. & 17.06.2018	BUND	Biberseminar	Soest	Fachpublikum
19.06.2018	BZR Arnsberg, ABU Soest	Lippstädter Auengang	Hellinghauser Mersch	Öffentlichkeit
25.& 26.06.2018	LANUV	Lumbricus im Lippetal	Gesamtschule Herzfeld	Schüler
27.06.2018	WOL + Biostation Paderborn-Senne	Exkursion NSG Lippeniederung	Paderborn Marienloh	Öffentlichkeit
22.08.2018	LFV	Tag des Fisches, Reusenkontrolle	Wehr Buddenburg	Öffentlichkeit
16.09.2018	FV NRW, LFV	Fischereitag NRW	Ruhrfestspielhaus Recklinghausen	Fachpublikum, Politik, Öffentlichkeit
21.11.2018	BZR Detmold	Gewässerkonferenz	Detmold	Fachpublikum
30.11.2018	Lippeverband	Infostand Lippe	Lünen	Fachpublikum
19.01.2019	WOL	Exkursion Renaturierung Tallehof	Paderborn	Öffentlichkeit
28.01.-03.02.2019	FV NRW, LFV	Fisch & Angel, Standthema Lippe	Dortmund	Öffentlichkeit
19.02.2019	NUA	Beiratssitzung, Vortrag	Recklinghausen	Fachpublikum
24.02.2019	ABU Soest	Exkursion: Biberspuren der Hellinghauser Mersch	Hellinghausen	Öffentlichkeit
22.03.2019	LFV	Lippe Fachtagung	Haus Vogelsang	Fachpublikum
30.03.2019	ABU Soest	Fahrradexkursion Sandlebensräume	Lippstadt	Öffentlichkeit
11.04.2019	ABU Soest	Vortrag Tauchen in der Lippeaue	Hellinghausen	Öffentlichkeit
18.06.2019	BZR Arnsberg + ABU Soest	Exkursion Lippstädter Auengang	Hellinghauser Mersch	Öffentlichkeit
26.06.2019	WOL + Biostation Paderborn-Senne	Exkursion NSG Lippeniederung	Paderborn Marienloh	Öffentlichkeit
03.07.2019	NUA	Ausstellung „Lebendige Gewässer in NRW“	Hamm	Öffentlichkeit
12.07.2019	LFV	Eröffnung der Aktion „Lippe-Lauschen“	Lippstadt	Öffentlichkeit

01.08.2019	LFV	Beginn der Aktion „Lippe-Bekenntnisse“	Facebook, Youtube, Homepage LFV	Öffentlichkeit
22.08.2019	LFV	Tag des Fisches, Reusenkontrolle	Wehr Buddenburg	Öffentlichkeit
24.08.2019	LFV	Sommerfest an der Lippe	Vereinsheim ASV Werne-Lippetal e.V.	Öffentlichkeit
01.09.2019	NF	Eröffnung Fotoausstellung im Glaselefanten	Hamm	Öffentlichkeit
29.09.2019	LFV, NF, DAFV	Abschlussveranstaltung im Maxipark	Hamm	Fachpublikum, Politik, Öffentlichkeit

7.2 Öffentlichkeitsarbeit während der Projektlaufzeit

Im Projektzeitraum wurden das Projekt selbst sowie seine Ergebnisse bei zahlreichen Veranstaltungen der verschiedensten Ausrichtungen einem breiten Publikum vorgestellt. Insgesamt 57 Vorträge fanden im Zeitraum von November 2016 bis Mai 2020 statt, viele weitere zukünftige Präsentationen wie etwa bei der SVK-Tagung zur Binnenfischerei oder dem DAFV Natur- und Gewässerschutzseminar wurden bereits zugesagt. Tabelle 23 gibt einen Überblick über die durchgeführten Informationsveranstaltungen. Teilweise überlappen diese durch ihren verbindenden Charakter mit den Veranstaltungen zur Flusslandschaft des Jahres. Zusätzlich wurden die Ergebnisse des Projektes in dem LFV eigenen Newsletter, auf der Homepage und der Facebookseite des LFV beworben. Zur weiteren Verbreitung der Erkenntnisse dient selbstverständlich dieser Bericht sowie die geplante Veröffentlichung im Rahmen der „Grünen Reihe“ (https://www.lfv-westfalen.de/content/service/gruene_reihe_lfv.php). Eine umfangreiche Buchpublikation, mit Inhalten, die über diesen Bericht hinausgehen, wird ebenfalls angestrebt, wenn eine entsprechende Finanzierung vorliegt.



LFV

Abb. 404: *Öffentliche Reusenkontrolle am Wehr Buddenburg zum World Fish Migration Day im April 2018*



LFV

Abb. 405: *Fischereitag NRW am 16.09.2018 in Recklinghausen begleitet von einem Vortrag zum Lippeprojekt. Im Bild Dr. Michael Möhlenkamp (LFV), Dr. Svenja Storm (LFV), Umweltministerin Ursula Heinen-Esser und Till Seume (LFV).*

Tab. 23: *Übersicht aller Veranstaltungen und Beiträge im Rahmen des EMFF Lippeprojektes*

Datum	Veranstaltung	Beitrag	Ort
21.11.2016	Treffen FG Unna	Vortrag	Unna
05.01.2017	Treffen Angelvereine Kreis Recklinghausen	Vortrag	Dorsten
09.01.2017	Gewässerwartelehrgang Albaum	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
14.02.2017	Treffen AK Rheinfischmo-nitoring	Vortrag	Düsseldorf
09.03.2017	Treffen Angelvereine Kreis Unna	Vortrag	Lünen
28.03.2017	Treffen Angelvereine Kreis Soest & Stadt Hamm	Vortrag	Lippetal
29.03.2017	Treffen Angelvereine Kreis Wesel	Vortrag	Wesel
Juli 2017	Printmedien	Informationsschreiben zum Projekt für UFB und UNBs sowie FB	Kreis Wesel, Recklin-ghausen, Unna, So-est, Paderborn & Stadt Hamm
11.11.2017	Vorstände im Gespräch	Vortrag	Dülmen

08.12.2017	Printmedien	Pressemitteilung Lachsfang Lippe	Überregional
08.01.2018	Gewässerwartelehrgang Albaum	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
17.01.2018	Treffen Angelvereine Kreis Wesel	Vortrag	Wesel
Januar 2018	Printmedien	Artikel Zeitschrift Am Haken	Überregional
14.03.2018	Treffen Fischereiinteressierte	Vortrag	Kreishaus Soest
18.03.2018	MGV LFV	Vortrag	Werl
20.03.2018	AK Lippeprojekt	Vortrag	Münster
24.03.2018	Proklamation FldJ	Vortrag	Dorsten
21.04.2018	World Fish Migration Day	Öffentliche Reusenkontrolle	Wehr Buddenburg
06.05.2018	JHV Naturfreunde	Vortrag	Wesel
17.05.2018	MGV ASV Löhne e.V.	Vortrag	Löhne
Mai 2018	Printmedien	Artikel Zeitschrift Am Haken	Überregional
05.06.2018	Abteilungstreffen Ruhrverband	Vortrag	Möhnesee
Juli 2018	Printmedien	Artikel Zeitschrift Am Haken	Überregional
22.08.2018	Tag des Fisches	Öffentliche Reusenkontrolle	Wehr Buddenburg
10.09.2018	Jahrestagung DGL	Vortrag	Kamp-Lintfort
16.09.2018	Fischereitag NRW	Vortrag	Recklinghausen
22.09.2018	Fortbildung Gewässerwarte	Vortrag	Dülmen
29.09.2018	AFGN Tagung	Vortrag	Bad-Sassendorf
02.10.2018	AK Treffen IGF	Vortrag	Werne
05.11.2018	Gewässerwartelehrgang Albaum	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
28.11.2018	FG Hamm	Vortrag	Hamm-Bönen
30.11.2018	Verbandstag Lippeverband	Infostand	Lünen
08.12.2018	Fortbildung Fischereiberater	Vortrag	Haltern
11.12.2018	Kernarbeitskreis Lippe	Vortrag	Lippstadt
28.01.-03.02.2019	Fisch & Angel Messe	Standthema Lippe, Infomaterialien	Dortmund
06.02.2019	Treffen mit Bundestagsabgeordnetem M. Thews	Vortrag	Münster
19.02.2019	NUA Beiratssitzung	Vortrag	Recklinghausen
März 2019	Printmedien	Artikel in der Natur in NRW 1/2019	Überregional
10.03.2019	MGV Fischerjugend NRW	Vortrag	Herdecke
17.03.2019	MGV LFV	Vortrag	Werl
20.03.2019	Infoveranstaltung UFB Soest	Vortrag	Soest
22.03.2019	Lippefachtagung	Vortrag	Haus Vogelsang

06.04.2019	JHV FV NRW	Vortrag	Haltern
09.04.2019	Fischereibeirat	Vortrag	Düsseldorf
22.05.2019	Projektarbeitskreistreffen	Vortrag	Münster
12.07.2019	Eröffnung QR-Codes Lippe	Infomaterial	Lippstadt
22.08.2019	Tag des Fisches	Öffentl. Reusenkontrolle + Infomaterial	Wehr Buddenburg
24.08.2019	Lippe-Sommerfest	Infomaterial	Werne
07.09.2019	Fortbildung Gewässerwarte	Vortrag	Dülmen
20.09.2019	Fremdwasserfahrt RhFV	Vortrag	Lippetal
23.09.-27.09.2019	DGL-Tagung	Vortrag	Münster
28.09.2019	AFGN-Tagung	Vortrag	Bad Lippspringe
29.09.2019	Abschluss FldJ	Vortrag	Hamm
24.10.2019	Internes Plenum LANUV FB 26	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
04.11.2019	Gewässerwartelehrgang	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
21.11.2019	Treffen Abteilungsleiter LANUV	Vortrag	Albaum-Kirchhundem
22.11.2019	JHV ASV Lippstadt	Vortrag	Lippstadt
24.11.2019	JHV FV Datteln	Vortrag	Datteln
26.11.2019	Treffen mit den Biostationen	Vortrag	Lünen
27.11.2019	Fischereistammtisch OWL	Vortrag	Lemgo
04.12.2019	Fischereistammtisch Eslohe	Vortrag	Eslohe
13.12.2019	Bezirksversammlung Minden	Vortrag	Minden
19.01.2020	JHV ASG Oberwerries	Vortrag	Ahlen-Dolberg
26.01.2020	Flussfilmfest	Vortrag	Düsseldorf
28.01.2020	MGV FG Lippborg	Vortrag	Lippetal
28.01.- 02.02.2020	Fisch & Angel Messe	Infomaterial	Dortmund
13.02.2020	UFB Treffen BZR Düsseldorf	Vortrag	Düsseldorf
27.02.2020	Fachveranstaltung Kieslaichplätze Lippe	Vortrag	Dülmen
28.02.2020	JHV FV Höxter	Vortrag	Höxter
29.02.2020	JHV SFV Lippborg	Vortrag	Lippetal
03.03.2020	Regionalveranstaltung SPD	Vortrag	Hamm

8 Perspektiven des Projektes

Wir sind außerordentlich dankbar, dass es gelungen ist, mit den Mitteln des EMFF und der Fischereiabgabe sowie der Hilfe zahlreicher Personen aus Vereinen und Verwaltung, das vorliegende Projekt durchzuführen. Es ist zumindest in Nordrhein-Westfalen bisher einmalig.

Das Lippeprojekt hat gezeigt, wie viele Erkenntnisse aus der gründlichen Untersuchung der Fischfauna eines Flusses zu gewinnen sind. Allein durch die Befischungen zur WRRL ließe sich ein derartiges Verständnis der Zusammenhänge nicht abbilden. Einzelne Gutachten und bisherige Ergebnisse zur Lippe konnten erstmals in einen großen Kontext gesetzt werden. Dies hat deutlich gemacht, dass viele Maßnahmen erforderlich, aber auch möglich sind, damit die Lippe wieder Lebensraum für einen guten Fischbestand wird und die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erreicht.

Durch die bisher geleistete umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit mit einer großen Reichweite erhoffen wir uns die zeitnahe Umsetzung möglichst vieler unserer Maßnahmenvorschläge. Weitere Veranstaltungen und Treffen mit Entscheidungsträgern sind geplant, um die erforderlichen Maßnahmen weiter voranzutreiben.

Insbesondere für die Forderung, künftig die **Grubenwassereinleitung** bei Haus Aden zu unterlassen, sind jedoch weitere Daten notwendig. Das nun gegebene Zeitfenster von drei bis vier Jahren ohne Einleitung bietet sich einmalig an, um die mögliche Erholung des Fischbestandes flussabwärts der Einleitung zu dokumentieren. Hierfür sind weitere Befischungen in den nächsten Jahren sowohl oberhalb Haus Aden als auch bis in den Unterlauf der Lippe dringend erforderlich. Eine mögliche Finanzierung dieser Untersuchungen wird derzeit seitens des LFV und der ABU Soest gesucht.

Die gesammelten Daten erlauben noch **viele weitere Auswertungen**, die hoffentlich begonnen werden können, wenn eine Finanzierung gelingt. Besonders spannend ist die Untersuchung des Einflusses verschiedener Parameter auf Verbreitung, Abundanz und Fortpflanzung der Arten. In der Lippe können Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten aus den Sonaruntersuchungen der Bezirksregierung Arnsberg zwischen Lippstadt und Wesel verwendet werden, die jede Probestrecke charakterisieren (Abb. 406) ohne allein auf grobe Klasseneinteilungen wie „ausgebaut“ und „naturnah“ oder „eingestaut“ und „freifließend“ angewiesen zu sein. Das LANUV stellte darüber hinaus tägliche Wassertemperaturen zahlreicher Messpunkte aus einem Sondermessprogramm zur Verfügung.

Erste Vergleiche von Längen-Häufigkeitsverteilungen von Arten zeigen, dass die mittlere Länge von 0+ Individuen sich in verschiedenen Lippeabschnitten und Auengewässern deutlich unterscheiden kann. Neben einer Analyse von möglichen Ursachen dafür wie Bestandsdichte und Wassertemperatur kann eine solche Auswertung wichtige Grundlagendaten zur Abgrenzung von 0+ Fischen und älteren Tieren für die Wasserrahmenrichtlinie liefern.

Die **Auengewässer** wurden in dieser Auswertung bisher nur im Hinblick auf ihre Konnektivität in Beziehung zur Fischfauna gesetzt; weitere Parameter wie Größe der Wasserfläche, Tiefe, Alter, aquatische Vegetation und Beschattung wären noch zu prüfen.

Eine Analyse der Bestandsentwicklung verschiedener Arten aus dem FischInfo NRW und weiteren Daten könnte die Frage bearbeiten, ob **invasive Arten** wie der Blauband zum Bestandsrückgang einheimischer Arten geführt haben, oder ob die Neuankömmlinge den Fischbestand vergrößert haben, ohne andere Arten zu beeinträchtigen. Die Auswirkungen der Grundeln, insbesondere auf Gründling und Groppe sollten auch in Zukunft weiter untersucht werden.

Eine Bewertung der Befischungsergebnisse der Lippe mit dem Bewertungsverfahren „fiBS“ bildete den Zustand der Fischfauna der gesamten Lippe im Sinne der **Wasserrahmenrichtlinie** ab. Daraus ergab sich eine Empfehlung zur Überprüfung der Referenzfischfaunen gemeinsam mit dem LANUV

NRW (für den „Forellentyp“ sind bereits in der vorliegenden Analyse Verbesserungsvorschläge enthalten, außerdem die Anregung zu einer Diskussion, den „Brassentyp Lippe“aufzugeben und stattdessen den „Barbentyp Lippe“ entsprechend dem vorherrschenden Sohlsubstrat zu teilen). Außerdem sollten die Abgrenzungen der Wasserkörper und der Umfang der zur Beurteilung notwendigen Befischungen überprüft werden. Zu letzterem Punkt sollten Ergebnisse verschiedener Probestrecken und verschiedener Jahre kumulativ gepoolt werden, um den Effekt der Zusammenfassung von Ergebnissen auf die Bewertung besser zu verstehen und Empfehlungen zur Handhabung des Poolens bei fiBS zu erarbeiten. Dafür sind die Lippedaten mit ihren zahlreichen Probestrecken 2017 und 2018 sowie den langjährigen Monitoringbbefischungen prädestiniert.

Ein weiterer Punkt ist die Untersuchung der Frage, wie die hohen Grundelanteile auf die fiBS-Bewertung wirken. Dazu wären Bewertungen von Befischungen vor und nach dem Einwandern der Grundeln in die Lippe durchzuführen.

Ursprünglich war auch eine Untersuchung zur Entwicklung der **Fisch-Biomasse** in der Lippe in den vergangenen Jahrzehnten vorgesehen. Es zeigte sich jedoch, dass viele der dafür erforderlichen Datensätze im FischInfo NRW für eine solche Analyse nicht unmittelbar verfügbar sind, z.B. weil statt der (tatsächlich registrierten) Individuenzahlen nur ein Nachweis des Vorkommens in die Datei aufgenommen wurde. Hier ist ein Zurückgreifen auf die Originaldaten notwendig, was im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nicht zu leisten war, aber bei einer Fortführung der Auswertungen dringend zu empfehlen ist, damit die wertvollen Altdaten nicht verlorengehen.

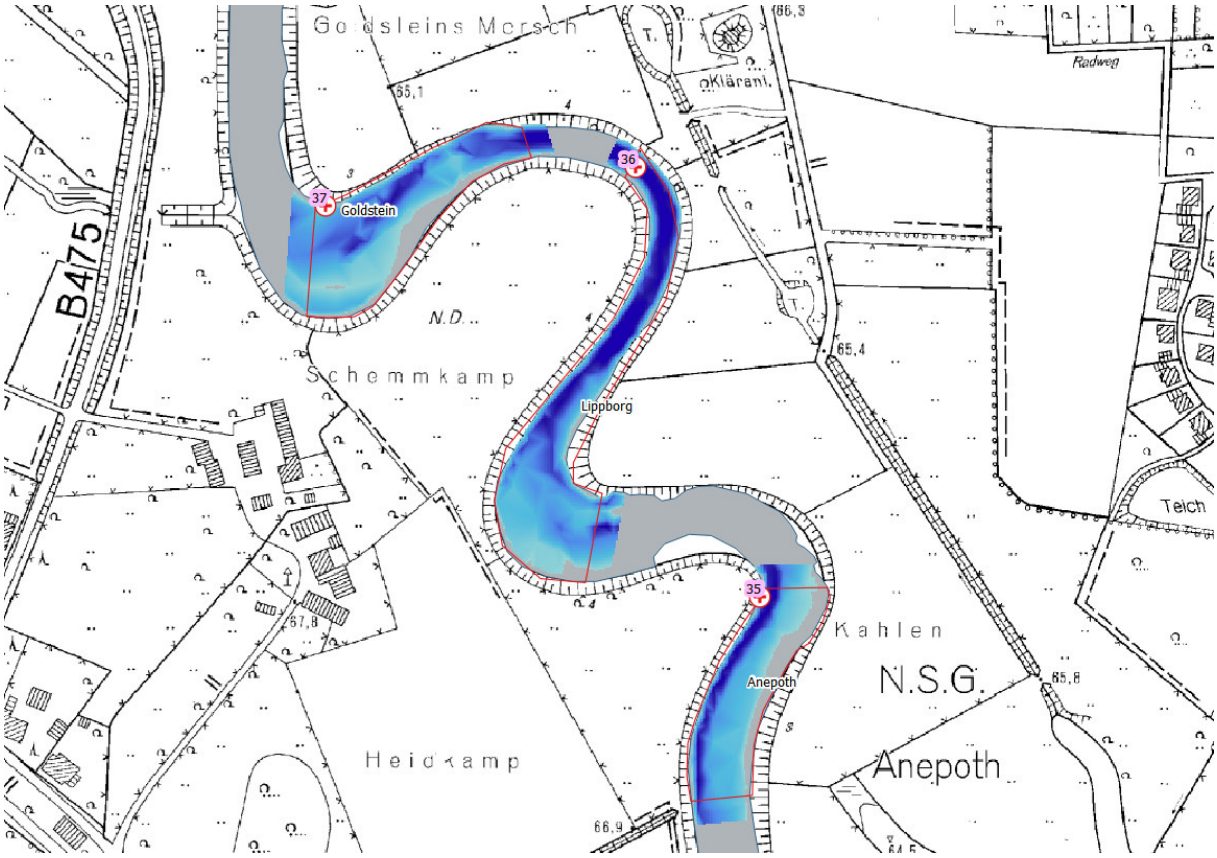


Abb. 406: *Beispiel für die Darstellung der Wassertiefenschichten in drei benachbarten Lippestrecken bei Lippetal-Lippborg aus der Sonaruntersuchung der Bezirksregierung Arnsberg: in der Mitte ausgebaut, ober- und unterhalb davon renaturiert*

Durch die DIDSON-Untersuchungen ergaben sich neue Einblicke in das **Abwanderverhalten von Schwärmen** im Winter von der Lippe in den Rhein. Es blieb allerdings unklar, ob die Tiere nur ein Winterlager aufgesucht haben oder permanent in den Rhein abgewandert sind. Weitere Untersuchungen verteilt über das Jahr wären wünschenswert. Auch der **Neunaugenaufstieg**, der bisher in der Lippe nicht quantifiziert wurde, sollte genauer betrachtet werden, um zu klären, wie viele Tiere insgesamt einziehen (auch im Frühjahr mit Ausdehnung auf potenzielle Meerneunaugenwanderungen) und vor allem, wohin diese Tiere wandern.

Der **Schlammpeitzger** ist eine der wenigen Arten, die der Lippe laut Referenzfauna noch fehlen. Für diese Art sollten Wiederansiedlungsmaßnahmen an der Lippe durchgeführt werden. In der Vergangenheit wurden Auenbereiche geschaffen, die sich als Lebensraum für diese im Lippesystem nicht mehr vorkommende Art eignen würden. Eine Wiederansiedlung kann nur über Besatzmaßnahmen erfolgen, die im Rahmen eines Projektes von Erfolgskontrollen begleitet werden.

Die Bestände der **Karausche** in den Stillgewässern der Lippe sind erschreckend gering. Habitate, die für eine Wiederansiedlung des Schlammpeitzgers ausgesucht werden, können sich auch für eine Bestandsstärkung der Karausche eignen. Diese Maßnahme sollte frühzeitig durchgeführt werden, bevor die verbliebenen Populationen gänzlich erlöschen.

Das EMFF-Lippeprojekt hat zu umfangreichen Ergebnissen geführt, zudem erforderte die Auswertung ein umfassendes Zusammentragen von Fakten über die Lippe, von Gutachten und Befischungsdaten in einer nie dagewesenen Fülle. Aus unserer Sicht ist es sinnvoll, dieses Material als **Buch** zu publizieren, für dessen Texterweiterung, Layout, Satz und Druck eine Finanzierung zu suchen wäre. Das Buch soll auch die Entwicklung der Lippe, ihrer Aue und ihrer Fischfauna vom Eiszeitalter bis heute umfassen, also eine Naturgeschichte der Lippe mit den Fischen im Fokus. Dafür und für eine Rekonstruktion der natürlichen Morphologie des Flachlandflusses, seine Geologie, Hydrologie und Typisierung liegt bereits umfangreiches, noch nicht publiziertes Material vor.

Das Buch soll mit aussagekräftigen und gleichzeitig ästhetisch ansprechenden Bildern und Grafiken ausgestattet sein, so dass zusätzlich zu Personen und Akteuren aus Fischerei und Wasserwirtschaft auch weitere naturkundlich Interessierte, Naturschützer, Heimatkundler, Personen aus der Umgebung der Lippe und hoffentlich auch Politiker angesprochen werden.



M. Bunzel-Drüke

9 Literatur

(ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (1994-1995): Untersuchung der Fischfauna der Lippe in der Klostermersch 1993-1995. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.

(ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (1997-2007): Jahresbericht über Betreuung und Monitoring in der Klostermersch 1996-2006. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Kreises Soest und des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.

(ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (2008-2020): Bericht über das Monitoring-Projekt „Renaturierung der Lippeaue zwischen Lippstadt und Eickelborn“ 2007-2018. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg. ABU, Bad Sassendorf-Lohne.

(ABU) Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (2005b): Monitoring Uferentfesselung der Lippe in der „Disselmersch“. Bericht zu den Untersuchungsjahren 2000 bis 2004. Unveröff. Gutachten im Auftrag von Lippeverband und LOEBF.

ACOU, A., P. LAFAILLE & A. LEGAULT (2008): Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla,* L.) in an obstructed river system. Ecology of Freshwater Fish 17:3, 432-442.

ADÁMEK, Z., J. ANDREJI & J.M. GALLARDO (2007): Food habits of four bottom-dwelling gobiid species at the confluence of the Danube and Hron Rivers (South Slovakia). International Review of Hydrobiology 92, 554-563.

ALMEIDA, D., R. MERINO-AGUIRRE, L. VILIZZI & G.H. COPP (2014): Interspecific aggressive behaviour of invasive pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian fresh waters. PLoS One 9:2, https://dx.doi.org/10.1371%2Fjournal.pone.0088038

ARNOLD, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei; Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 144 S.

BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. - Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32, 821–864.

BARLAUP, B.T., S.E. GABRIELSEN, H. SKOGLUND & T. WIERS (2008): Addition of spawning gravel — a means to restore spawning habitat of atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. River Research and Applications 24, 543–550. DOI:10.1002/rra.1127

BÄTZ, K. (2013): Paderborn: Ottilienquelle sprudelt wieder - Dank einer Bohrung wird die Zapfstelle bald mit Wasser versorgt werden. Neue Westfälische vom 8.12.2013 (http://www.nw.de/lokal/kreis_paderborn/paderborn/paderborn/9834670_Ottilienquelle-sprudelt-wieder.html, abgerufen am 14.01.2018).

BAUER, J.T. (2012): Invasive species: “back-seat drivers” of ecosystem change? Biological Invasions 14, 1295-1304.

BEATTY, S.J., D.L. MORGAN & A.J. LYMBERY (2014): Implications of climate change for potamodromous fishes. Global Change Biology 20:6, 1794-1807.

BEHRMANN-GODEL, J. & R. ECKMANN (2003): A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. Ecology of Freshwater Fish 12, 1-7.

Bezirksregierung Arnsberg, Standort Lippstadt (Hrsg.) (2010): Lippeaue – Eine Flusslandschaft im Wandel. Broschüre, Lippstadt. 47 S.

(BfN) Bundesamt für Naturschutz (2019): *Romanogobio belingi* (Slastenenko, 1934). – Zuletzt gesehen am 20.12.2019; https://www.bfn.de/themen/natura-2000/lebensraumtypen-arten/arten-der-anhaenge/fische/gobio-albipinnatus-lukasch-1933.html (letzte Änderung 12.06.2019).

(BfN & BLAK) Bundesamt für Naturschutz & Bund-Länder-Arbeitskreis FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere), Stand: Oktober 2017. BfN-Skripten 480, 374 S.

BLESS, R. (1992): Einsichten in die Ökologie der Elritze *Phoxinus phoxinus* (L.). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 35, 1-68.

BLESS, R. (1996): Reproduction and habitat preference of the threatened spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) and soufie (*Leuciscus souffia*) under laboratory condition. In: Kirchhofer, A. & D. Hefti (Hrsg.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe, 249-258. Birkhäuser, Basel, Boston, Berlin.

BLOCH, M.E. (1782): Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands, Vol. I.

BODE, H. (1954): Die hydrologischen Verhältnisse am Südrand des Beckens von Münster. Geologisches Jahrbuch 69, 429-454.

BOHL, E. (1993): Rundmäuler und Fische im Sediment – Ökologische Untersuchungen zur Bestands- und Lebensraumsituation von Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in Bayern. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung 22, 1-129.

BOHL, E., M. HERRMANN, B. OTT, B. SEITZ & J. HEISE (2004): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie, Entwicklung und zu den Lebensräumen von Schneider (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH 1782) und Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* VALENCIENNES 1844). Abschlussbericht über die Untersuchungen 2002-2004. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Wielenbach. 96 S.

BORCHARD, B., T. BRENNER & L. STEINBERG (1986): Fische in Nordrhein-Westfalen. Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.), Düsseldorf. 127 S.

BORCHARD, B. & M. BUNZEL-DRÜKE (1992): Die Fischfauna der Lippeaue zwischen Lippstadt und Lippborg – Ichthyologisches Gutachten im Rahmen des Lippeauenprogramms. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt, Kirchhundem-Albaum & Bad Sassendorf-Lohne. 121 S.

BORCHERDING, J., M. BAUERFELD, D. HINTZEN, & D. NEUMANN (2002): Lateral migrations of fishes between floodplain lakes and their drainage channels at the Lower Rhine: diel and seasonal aspects. Journal of Fish Biology 61, 1154-1170.

BORCHERDING, J., M. DOLINA, L. HEERMANN, P. KNUTZEN, S. KRÜGER, S. MATERN, R. VAN TREECK & S. GERTZEN (2013): Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany. Limnologica 43:1, 49-58.

BORCHERDING, J. (2014): Der Nordseeschnäpel ist zurück im Rhein – Geglückte Wiederansiedlung einer ausgestorbenen Wanderfischart in NRW. Natur in NRW 4:14, 32-36.

BORCHERDING, J. & S. GERTZEN (2015): Die Lippemündung im Kreis Wesel – Die Jungfischfauna als Indikator für die Funktionalität dieses neuen Flussauenbereiches (Wiederansiedlungsprogramm Quappe). Gutachten Universität zu Köln. 15 S.

BORCHERDING, J. & S. GERTZEN (2016): Die aktuelle Fischbestandsdynamik am Rhein unter besonderer Berücksichtigung invasiver Grundeln – Monitoring und adaptives Management für eine nachhaltige Fischerei und eine Verbesserung des ökologischen Potentials am Rhein. Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V., Münster. 48 S.

BORCHERDING, J., A. SCHARBERT & R. URBATZKA (2006): Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea houting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). Journal of Fish Biology 68, 1271–1286.

BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster. 104 S.

BREITENSTEIN, M. & A. KIRCHHOFER (1999): Biologie, Gefährdung und Schutz des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Schweiz. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 62, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 46 S.

BREYER, P. & S. STAAS (2019): Die Entwicklung der Fischfauna im Rhein in Nordrhein-Westfalen - Ein standardisiertes Langzeitmonitoring des LANUV dokumentiert die Fischfauna und ihre Entwicklung seit 1984. Natur in NRW 2:2019, 29-33.

BRITTON, J. R., G.D. DAVIES, M. BRAZIER & A.C. PINDER (2007): A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 17:7, 749-759.

BRODERSEN, J., P.A. NILSSON, B.B. CHAPMAN, C. SKOV, L.-A. HANSSON & C. BRÖNMARK (2011): Variable individual consistency in timing and destination of winter migrating fish. Biology letters 8:1, 21-23.

BÜLOW, B.V. & H. VIERHAUS (1984): Gewölleanalysen – ein Weg der Säugetierforschung. In: Schröpfer, R., R. Feldmann & H. Vierhaus (Hrsg.): Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturk. 46:4, 26-37.

BUNZEL, M. (1987): Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) in Mittelwestfalen – Studien zu seiner Brutbiologie, Populationsbiologie, Nahrung und Siedlungsbiologie. Dissertation an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. 236 S.

BUNZEL-DRÜKE, M. (2011): Wie reagieren Fische und Rundmäuler auf den Klimawandel? – Prognosen zur Wirkung des Klimawandels auf Fische und Rundmäuler in Nordrhein-Westfalen. Natur in NRW 4:11, 27-32.

BUNZEL-DRÜKE, M. (2013): Quappe, Nase, Moderlieschen: Fische in der Aue. Auenmagazin 05/2013, 49-53.

BUNZEL-DRÜKE, M. (2017): Einheimisch oder nicht: Fisch-Geschichten aus Mittelwestfalen. ABU Info 39-40, 1-13.

BUNZEL-DRÜKE, M. (2019): Lithophile Fisch- und Rundmaularten in der mittleren und unteren Lippe: Skizze zur Einschätzung der Wirksamkeit möglicher Hilfsmaßnahmen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. 36 S.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (1995): 6.5 Fische. In: Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig (Hrsg.): Ökologisches Gutachten zum Lippeauenprogramm, Planungsabschnitt II: Mantinghausen – Lippstadt: 112-208. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (1999): Untersuchung der Fischfauna der Lippe und einiger Stillgewässer in der Lippeaue zwischen dem Streichwehr Rünthe und dem Naturschutzgebiet „In den Kämpen“ im Kreis Unna 1998. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Büros Stelzig. Büro Iltis, Bad Sassendorf-Lohne. 22 S.

BUNZEL-DRÜKE, M. & M. SCHARF (2004): Wärmeeinleitung in die Lippe: Auswirkungen auf die Fischfauna. LÖBF-Mitteilungen 3:04, 44-51.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2004a): Die Quappe in Nordrhein-Westfalen – Bestandssituation und Schutzeines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. LÖBF-Mitteilungen 3:04, 12-17.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2004b): Zur Biologie der Quappe – Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. Naturschutz und Landschaftsplanung 36, 334-340.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2011): Funktionskontrolle an zwei Fischaufstiegen am Wehr Schloss Heessen (Lippe, Stadt Hamm): an dem im Rahmen des LIFE-Projekts „Lippeaue“ gebauten Umgehungsgerinne und am Schlitzpass des Lippeverbandes. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. ABU, Bad Sassendorf-Lohne. 100 S.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2014): Funktionskontrolle an einem Fischaufstieg am Wehr Hamm (Lippe, Stadt Hamm). Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. ABU, Bad Sassendorf-Lohne. 75 S.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2016a): 4 Gefährdungsursachen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 37-52.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2016b): Hilfsmaßnahmen: 7.1 Revitalisierung von Lebensräumen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. – Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 69-78.

BUNZEL-DRÜKE, M., M. SCHARF & O. ZIMBALL (2017): Revitalisierung von Auengewässern und deren Bedeutung für die Fischfauna. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes e.V. 95, 89-111.

BUNZEL-DRÜKE, M. & S. STORM (2019): Die Lippe: Flusslandschaft des Jahres 2018/2019. Natur in NRW 1:2019, 13-18.

Bürogemeinschaft Vollmer & Stelzig (1995): Lippeauenprogramm – Planungsabschnitt II: Mantinghausen – Lippstadt: Entwicklung der Lippemorphologie in Historischer Sicht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Lippstadt. Geseke. 20 S.

Büro Loske (1993): Ökologisches Gutachten zum Lippeauenprogramm, Abschnitt: Lippstadt – Lippborg. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Wasser- und Abfallwirtschaft Lippstadt. Geseke. 297 S.

BYERS, J.E. (2002): Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. Oikos 97, 449-458.

CAMPOS, F., A. FERNÁNDEZ, F. GUTIÉRREZ-CORCHERO, F. MARTIN-SANTOS & P. SANTOS (2000): Diet of the Eurasian kingfisher (*Alcedo atthis*) in northern Spain. Folia Zoologica 49, 115–121.

ČECH, M. (2017): Key of fish diagnostic bones. - https://www.researchgate.net/publication/313862231_Key_of_fish_diagnostic_bones

ČECH, M. (2017): Lamprey (*Lampetra* sp.) in the diet of common kingfisher (*Alcedo atthis*). 44-47. ZO ČSOP VLAŠIM

ČECH, M. & P. ČECH (2006): Diet of kingfisher at various types of waters. In: ČECH, P. (Hrsg.): Kingfisher (*Alcedo atthis*), Its Conservation and Research: 55–71. Proceedings of the 1st international seminar, 02/19 ZO ČSOP Alcedo, Vlašim, Czech Republic. (Tschechisch mit erweiterter Zusammenfassung in Englisch)

ČECH, M. & P. ČECH (2011): Diet of the common kingfisher (*Alcedo atthis*) in relation to habitat type: a summary of results from the Czech Republic. Sylvia 47, 33–47. (Tschechisch mit erweiterter Zusammenfassung in Englisch)

ČECH, M. & P. ČECH (2013): The role of floods in the lives of fish-eating birds: predator loss or benefit? Hydrobiologia 717, 203–211.

CHITTENDEN, C. M., K. G. BUTTERWORTH, K. F. CUBITT, M. C. JACOBS, A. LADOUCEUR, D. W. WELCH & R. S. MCKINLEY (2009): Maximum tag to body size ratios for an endangered coho salmon (*O. kisutch)* stock based on physiology and performance. Environmental Biology of Fishes 84,129-140.

CHURCH, K., J.C. IACARELLA & A. RICCIARDI (2017): Aggressive interactions between two invasive species: the round goby (*Neogobius melanostomus*) and the spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*). Biological Invasions 19:1, 425-441.

COLAUTTI, R.I., A. RICCIARDI, I.A. GRIGOROVICH & H.J. MACISAAC (2004): Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? Ecological Letters 7, 721-733.

COPP, G. H., K.J. WESLEY, H. VERREYCKEN & I.C. RUSSELL (2007): When an 'invasive' fish species fails to invade! Example of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. Aquatic Invasions 2:2, 107-112.

COPP, G. H., J.R. BRITTON, Z. GUO, V.R. EDMONDS-BROWN, J. PEGG, L. VILIZZI & P.I. DAVISON (2017): Trophic consequences of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* for native pond fishes. Biological Invasions 19:1, 25-41.

CURREY, L. M., M. R. HEUPEL, C. A. SIMPFENDORFER & A. J. WILLIAMS (2015): Assessing fine-scale diel movement patterns of an exploited coral reef fish. Animal Biotelemetry 3:41.

DE LEEUW, J.J. & H.V. WINTER (2008): Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. Fisheries Management and Ecology 15, 409-415.

DE NIE, H.W. (1996): Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. Stichting Atlas Verspreiding Nederlandse Zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem. 151 S.

DETERING, U. (2000): Das Gewässerauenprogramm NRW am Beispiel der oberen Lippe. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie 37, 153-162.

DIDHAM, R.K., J.M. TYLIANAKIS, N.J. GEMMELL, T.A. RAND & R.M. EWERS (2007): Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Trends in Ecology and Evolution 22, 489-496.

DIEKMANN,M., U. DUßLING & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS), 1. Auflage.

DOENNI, W., K.-J. MAIER & H. VICENTINI (2001): Bestandsentwicklung des Aals (*Anguilla anguilla*) im Hochrhein. Mitteilungen zur Fischerei 69, Bundesamt für Natur, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

DOUCET, J. (1969): Coup d'oeil sur le régime alimentaire du Martin-pêcheur. Aves 6, 90-99.

DUBS, D.O.L. & L.D. CORKUM (1996): Behavioral interactions between round gobies (*Neogobius melanostomus*) and mottled sculpins (*Cottus bairdi*). Journal of Great Lakes Research 22, 838-844.

DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS - Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.

EASTMAN, R. (1969): The Kingfisher. – Collins, London.

EBEL, G. (2012): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf Fischbestände in Fließgewässern Sachsen-Anhalts. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 49:1, 26-39.

EDLER, C. (2001): Untersuchungen zur Verbreitung und zu den Habitatstrukturen des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis* L.) in Nordrhein-Westfalen. Unveröff. Studie im Auftrag der LÖBF NRW, Dez. für Fischereiwesen, Bochum. 27 S.

EDLER, C. (2012): Umsetzung der FFH-Richtlinie in Niedersachsen: Neunaugen-Aufstiegsmonitoring an Fischwegen in Bundeswasserstraßen. Tagungsband Bundesanstalt für Gewässerkunde – Veranstaltungen 07/2012.

EGGENSTEIN, G. (2010): Mensch und Fluss – 7000 Jahre Freunde und Feinde. In: EGGENSTEIN, G. (Hrsg.): Mensch und Fluss – 7000 Jahre Freunde und Feinde: 8-28. Kettler, Bönen.

ESPANHOL, R., P. R. ALMEIDA & M. J. ALVES (2007): Evolutionary history of lamprey paired species *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch) as inferred from mitochondrial DNA variation. Molecular Ecology 16, 1909-1924.

FAO (1998): Guidelines for the routine collection of capture fishery data. FAO Fish. Tech. Pap. 382, 113 S.

FELDHAUS, G., G. LAKMANN & L. STEINBERG (2015): Schutz und Erhalt der Bachmuschel – Ein Artenschutzprojekt im Kreis Paderborn. Natur in NRW 1:15, 29-33.

FELDMANN, R. (1980): Zur Verbreitung und Ökologie des Dreistachligen Stichlings und des Zwergstichlings in Westfalen. Natur und Heimat 40, 99-109.

FETTERPLACE, L. C., A. R. DAVIS, J. M. NEILSON, M. D. TAYLOR & N. A. KNOTT (2016): Active acoustic tracking suggests that soft sediment fishes can show site attachment: a preliminary assessment of the movement patterns of the blue-spotted flathead (*Platycephalus caeruleopunctatus*). Animal Biotelemetry 4:15.

FISCHBACH, P. (1983): Die Wasserverhältnisse am Haarstrang zwischen Soest und Salzkotten (Westfalen, NW-Deutschland) - Ausdruck der Verkarstung des Untergrundes. Karst und Höhle 1982/83, 195 - 203.

FOULDS, W.L. & M.C. LUCAS (2013): Extreme inefficiency of two conventional, technical fishways used by European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*). Ecological engineering 58, 423-433.

FREDRICH, F., S. OHMANN, B. CURIO & F. KIRSCHBAUM (2003): Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. Journal of Fish Biology 63:3, 710-723.

FREYHOF, J. (1997): Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the river Sieg, Germany. Folia Zoologica 46: Suppl. 1, 89-96.

FREYHOF, J., M. KOTTELAT & A. NOLTE (2005): Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). Ichthyological Exploration of Freshwaters 16, 107-172.

FRIAS-TORRES, S. & J. LUO (2008): Using dual-frequency sonar to detect juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* in mangrove habitat. Endangered Species Research, doi: 10.3354/esr00138.

GARDINER, R. (2003): Identifying lamprey: a field key for sea, river and brook lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers, Conservation Techniques Series No. 4. English Nature, Peterborough. 27 S.

GERTZEN, S. (2013): Grundeln im Rheinsystem – Invasive Arten auf dem Vormarsch - Nach der Einschleppung von Wirbellosen in den Rhein wird nun auch die Fischfauna durch Neozoen dominiert. Natur in NRW 2:13, 28-31.

GERTZEN, S. (2016a): The ecological niche of invasive gobies at the Lower Rhine in intra- and interspecific competitive and predatory interactions. PhD Thesis University of Cologne. 206 S.

GERTZEN, S. (2016b): Fischereiliches Monitoring des renaturierten Lippemündungbereiches bei Wesel, insbesondere der Wiederansiedlung von Quappen im Lippemündungsbereich. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station im Kreis Wesel. 67 S.

GEßNER, J., M. TAUTENHAHN, H. VON NORDHEIM & T. BORCHERS (2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*). -Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) & Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn. 83 S.

GIERS, R. SR (1932a): Die Entwicklung des Fischereivereins Hamm (Westf.). Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 39-41.

GIERS, R. SR (1932b): Unsere Fischereiwirtschaft. Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 49-51.

GIERS, R. SR (1932c): Unsere Fischgewässer, ihre Wasserverhältnisse, Flora, Fauna, Fischarten. Festschrift zum 100. Jubiläum der Hammer Sportfischer, 43-48. [Mitteilungen der Fischereivereine / Westausgabe 2, 190-196.]

GIERS, R. JR (1967): Die mittlere Lippe als Fischwasser. Naturkunde in Westfalen 3, 73-82.

GIERS, R. JR (ca. 1962): 10. Das Fischwasser in der Lippeaue – Erlebnisraum und Naturschule. Mskr., Veröff. unbekannt.

GILBEY, V., M.J. ATTRILL & R.A. COLEMAN (2008): Juvenile Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in the Thames estuary: distribution, movement and possible interactions with the native crab *Carcinus maenas*. Biological Invasions 10:1, 67-77.

GLA Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (1995): Geologie im Münsterland. GLA NRW, Krefeld. 195 S.

GOUSKOV, A. (2016): Impacts of river fragmentation on the genetic population structure of the chub (*Squalius cephalus*). DOI:10.3929/ethz-a-010634105

GOZLAN, R. E., S. ST-HILAIRE, S.W. FEIST, P. MARTIN & M.L. KENT (2005): Disease threat to European fish. Nature (London) 435:7045, 1046-1046.

GROß, H., C. BURK, G. FELDHAUS, A. MELLIN, S. DARSCHNIK & O. NIEPAGENKEMPER (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flusskrebse – Astacidae et Cambaridae – in Nordrhein-Westfalen, Stand Juli 2010. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. LANUV-Fachbericht 36:2, 653-668.

HALLET, C. (1977): Contribution à l'étude du régime alimentaire du Martin-Pêcheur (*Alcedo atthis*) dans la vallée de la Lesse. Aves 14, 128–144.

HALLET, C. (1978): Le régime alimentaire du Martin-pêcheur: étude qualitative et quantitative. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Licencié en Sciences zoologiques, Fac. N.D. Paix, Namur. 79 S.

HALLET-LIBOIS, C. (1985): Modulations de la stratégie alimentaire d'un prédateur: éco-éthologie de la predation chez le Martin-pecheur *Alcedo atthis* (L., 1758), en periode de reproduction. – Cahiers Ethol. Appl. 5, 1-206.

HARDISTY, M.W. (2006): Lampreys. Life without jaws. - Forrest text, Ceredigion.

HATELEY, J. & J. GREGORY (2008): Evaluation of a multi-beam imaging sonar system (DIDSON) as Fisheries Monitoring Tool: Exploiting the Acoustic Advantage. Technical Report, Environment Agency, U. K.

HEERMANN, L. & J. BORCHERDING (2006): Winter short-distance migration of juvenile fish between two floodplain water bodies of the Lower River Rhine. Ecology of Freshwater Fish 15:2, 161-168.

HEINRICHSBAUER, A. (1936): Die Wasserwirtschaft im rheinische-westfälischen Industriegebiet. Glückauf, Essen. 142 S.

HEMPEL, M., R. NEUKAMM & R. THIEL (2016): Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. Aquatic Invasions 11:2, 167-178.

HERGET, J. (1997): Die Flußentwicklung des Lippetals. Bochumer Geographische Arbeiten 62: 1-132.

HIRSCH, P. E. & P. FISCHER (2008): Interactions between native juvenile burbot (*Lota lota*) and the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in a large European lake. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 65:12, 2636-2643.

HÖLKER, F. & R. THIEL (1998): Biology of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.))—a review of selected aspects from European literature. J. Great Lakes Res. 24, 186-204.

HÜHN, D., K. LÜBKE, C. SKOV & R. ARLINGHAUS (2014): Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 71, 1508–1519.

ILLNER, R. (2007): Untersuchungen zur Ichthyofauna an ganzjährig angebundenen Altarmen der Lippe und im Hauptstrom: Ökologie – Artendiversität – Reproduktion. Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Abteilung für Limnologie. 82 S.

INGENDAHL, D. (2011): Die EG-Aalverordnung und ihre Umsetzung im Rheineinzugsgebiet. Wasser und Abfall 13:11, 21-31.

JÄGER, T.J., W. NELLEN, W. SCHÖFER & F. SHODJAI (1980): Der Einfluß von Salzgehalt und Temperatur auf Eier und Larven der Kleinen und Großen Maräne, der Plötze und der Quappe. Österreichs Fischerei 33, 33-44.

JAKOVLIĆ, I., M. PIRIA, N. ŠPREM, T. TOMLJANOVIĆ, D. MATULIĆ & T. TREER (2015): Distribution, abundance and condition of invasive Ponto-Caspian gobies *Ponticola kessleri* (Günther, 1861), *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), and *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Sava River basin, Croatia. Journal of Applied Ichthyology 31:5, 888-894.

JANÁČ, M. & P. JURAJDA (2007): A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. North American Journal of Fisheries Management 27, 1119–1125.

JANÁČ, M., Z. VALOVÁ & P. JURAJDA (2012): Range expansion and habitat preferences of non-native 0+ tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) in two lowland rivers in the Danube basin. Fundamental Applied Limnology 181:1, 73-85.

JANSSEN, J. & D.J. JUDE (2001): Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus.* Journal of Great Lakes Research 27, 319-328.

JÖBGES, M. & P. HERKENRATH (2017): Zum Vorkommen des Kormorans in Nordrhein-Westfalen. Natur in NRW 2/2017.

JONSSON, N. (1991): Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. Nordic Journal of Freshwater Research 66, 20-35.

JUNGHARDT, S., G. JOHANN, M. SOMMERHÄUSER, B. BECKERS, M. BUNZEL-DRÜKE, H.J. GEYER, L. HAUSWIRTH & A. NEITZKE (2009): Rückbau von Uferbefestigungen: Eine Erfolgsgeschichte an der Lippe in Nordrhein-Westfalen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2009 (2) Nr. 3, 159-165.

JUNGWIRTH M., S. SCHMUTZ & S. WEISS (1998): Fish migration and fish bypasses., 4th edition. Fishing News Books Oxford.

JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas, Wien. 547 S.

JUNKER, J., A. PETER, C.E. WAGNER, S. MWAIKO, B. GERMANN, O. SEEHAUSEN & I. KELLER (2012): River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). Conservation Genetics 13, 545-556.

JURAJDA, P., J. CERNY, M. POLACIK, Z. VALOVÁ, M. JANÁC, R. BLAZEK & M. ONDRACKOVÁ (2005): the recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. Journal of Applied Ichthyology 21, 319-323.

JŮZA, T., P. BLABOLIL, R. BARAN, D. BARTOŇ, M. ČECH, V. DRAŠTÍK, J. FROUZOVÁ, M. HOLUBOVÁ, H.A.M. KETELAARS, L. KOČVARA, J. KUBEČKA, M. MUŠKA, M. PRCHALOVÁ, M. ŘÍHA, Z. SAJDLOVÁ, M. ŠMEJKAL, M. TUŠER, M. VAŠEK, L. VEJŘÍK, I. VEJŘÍKOVÁ, A.J. WAGENVOORT, J. ŽÁK & J. PETERKA (2017): Collapse of the native ruffe (*Gymnocephalus cernua*) population in the Biesbosch lakes (the Netherlands) owing to round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. Biological Invasions, https://doi.org/10.1007/s10530-017-1644-5.

KAISER, A. (1993): Zur Geschichte der Ems. Veröffentlichungen aus dem Kreisarchiv Gütersloh, Reihe 1, Heft 1.

KARLSON, A.M.L., G. ALMQVIST, K.E. SKORA & M. APPELBERG (2007): Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science 64, 479-486.

KEELEY, E. R. & P. A. SLANEY (1996): Quantitative measures of rearing and spawning habitat characteristics for stream-dwelling salmonids: guidelines for habitat restoration. Province of British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks, and Ministry of Forests. Watershed Restoration Project Report 4, 31 S.

KELLY, F.L. & J.J. KING (2001): A review of the ecology and distribution of three lamprey species, *Lampetra fluviatilis* (L.), *Lampetra planeri* (Bloch) and *Petromyzon marinus* (L.): A context for conservation and biodiversity considerations in Ireland. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 101B:3, 165-185.

KEMP, P.S., I.J. RUSSON, A.S. VOWLES & M.C. LUCAS (2011): The influence of discharge and temperature on the ability of upstream migrant adult river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshot and undershot weirs. River Research and Applications 27, 488-498.

KLAAR, M., G.H. COPP & R. HORSFIELD (2004): Autumnal habitat use of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and associations with native fish species in small English streams. Folia Zoologica-Praha, 53:2, 189-202.

KLINGER, H., C. SCHÜTZ, D. INGENDAHL, L. STEINBERG, W. JAROCINSKI & G. FELDHAUS (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Fische und Rundmäuler - Pisces et Cyclostomata - in Nordrhein-Westfalen, Stand Mai 2010. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. LANUV-Fachbericht 36:2, 223-238.

KLINKHARDT, M.B. & H.M. WINCKLER (1989): Einfluß der Salinität auf die Befruchtungs-und Entwicklungsfähigkeit der Eier von vier Süßwasserfischarten – Plötz (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). Wiss. Z. Universität Rostock, N-Reihe 38, 23-30.

KOCOVSKY, P. M., J.A. TALLMAN, D.J JUDE, D.M. MURPHY, J.E. BROWN & C.A. STEPIEN (2011): Expansion of tubenose gobies *Proterorhinus semilunaris* into western Lake Erie and potential effects on native species. Biological Invasions 13:12, 2775-2784.

KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland & Freyhof, Berlin, Germany. 646 S.

KOSBAB, H. (2017): Ottilienquelle in Paderborn sprudelt bald wieder - Reaktivierung: Nach langer Verzögerung können die Paderborner Ende März wieder Wasser abzapfen. Neue Westfälische vom 11.3.2017.

KOTYUKOV, Y.V. (2016): Ökologie des Eisvogels der südlichen Meschera. Veröffentlichungen des Oka Zapovednik 36. Ryazan: NP "Stimme der Provinz". 187 S.

KRAPPE, M., R. LEMCKE, L. MEYER & M. SCHUBERT (2012): Fisch des Jahres 2012: Die Neunaugen. Verband Deutscher Sportfischer e.V. (Hrsg.), Offenbach a.M. 64 S.

KUKUK, P., mit Beiträgen von H. BREDDIN, W. GOTHAN, M. HIRMER, E. HOFFMANN, G. KELLER, F.L. KÜHLWEIN, K. OBERSTE-BRINK, H. SCHMIDT, F. SCHRÖDER, H. WEHRLI, H. WINTER & D. WOLANSKY (1938): Geologie des Niederrheinisch-Westfälischen Steinkohlengebietes: Textband. Springer, Berlin. 706 S.

KULISKOVA, P., P. HORKY, O. SLAVIK & J.I. JONES (2009): Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. Journal of Fish Biology 74:6, 1269-1279.

KUSS, S. (2008): Flussneunaugen in der Lippe – Eine verschollene Fischart kehrt zurück. Angler heute – Mitteilungen des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V.: 7.

KRAKHECKEN, M. (1939): Die Lippe. Arbeiten der Geographischen Kommission im Provinzialinstitut für Westfälische Landes- und Volkskunde. Coppenrath, Münster. 103 S.

LAMPEN, H. (1996): Insula Durstinon? Lippeverlauf bei Dorsten – Entwicklung in der Niederterrasse der Lippe im Raume Dorsten. Stadt Dorsten (Hrsg.). 40 S.

LANDOIS, H., E. RADE & F. WESTHOFF (1892): Westfalens Fische, Pisces. In: Landois, H. (Hrsg.): Westfalens Tierleben, Dritter Band: Die Reptilien, Amphibien und Fische: 161-432. Schöningh, Paderborn.

LANGFORD, T.E. (1981): The movement and distribution of sonic-tagged coarse fish in two British rivers in relation to power station cooling-water outfalls. In Lang, F.M. (ed.): Proceedings of the 3rd International Conference on Biotelemetry. University of Wyoming, 197-232.

LANGFORD, T.E., A.G.P. MILNER, D.J. FOSTER & J.M. FLEMING (1979): The movements and distribution of some common bream (*Abramis brama* L.) in the vicinity of power station intakes and outfalls in British rivers as observed by ultrasonic tracking. Laboratory note RD/L/N 145:78. Central Electricity Research Laboratories, Fawley, 24 S.

LANGKAU, M.C., CLAVÉ, D., SCHMIDT, M.B. & BORCHERDING, J. (2016): Spawning behaviour of Allis shad *Alosa alosa*: new insights based on imaging sonar data. Journal of Fish Biology 88, 2263-2274.

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Neobiota: Kamberkrebs (*Orconectes limosus*). Zuletzt gesehen am 07.05.2020, https://neobiota.naturschutzinformationen-nrw.de/site/nav3/ArtInfo.aspx?Art=Tiere&ID=0903c911-eb1b-4850-afed-8b9e9e07f244.

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2013a): Bericht für AK Kormoran. Endfassung Oktober 2013. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/fischerei/pdf/LANUV_2013_-_Bericht_f%C3%BCr_AK_Kormoran_1_Bericht_mit_Anlagen.pdf

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2013b): Life+ Projekt *Alosa alosa*: Maßnahmen zum Schutz des Europäischen Maifischs – Das Wiederansiedlungsprogramm am Rhein. LANUV-Info 24.

LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2017): Das Äschenhilfsprogramm in Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht Juni 2017. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/fischerei/pdf/LANUV_2017_-_%C3%84schenhilfsprogramm_in_NRW_-_Abschlussbericht_v2017-06-21.pdf

LELEK, A. & G. BUHSE (1992): Fische des Rheins – früher und heute. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 214 S.

LEMMENS, P., J. MERGEAY, T. VANHOVE, L. DE MEESTER & S.A. DECLERCK (2015): Suppression of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* by native pike *Esox lucius* in ponds. Aquatic conservation 25:1, 41-48.

LimnoPlan (2015): Untersuchung des Fischbestandes in der unteren Lippe bei Wesel im Jahr 2014 - Erfolgskontrolle zur naturnahen Umgestaltung der Lippe im Mündungsraum (Lippeverlegung von km 179,9 bis km 183,1). Unveröffentlichte Studie im Auftrag von Emschergenossenschaft/Lippeverband. LimnoPlan, Erftstadt. 34 S. + Anhang.

LimnoPlan (2016): Monitoring der Fischfauna in Fließstrecken und Auenbereichen der unteren Lippe im Jahr 2016 - Erfolgskontrolle zur naturnahen Umgestaltung der Lippe im Mündungsraum (Lippeverlegung von km 179,9 bis km 183,1). Unveröffentlichte Studie im Auftrag von Emschergenossenschaft/Lippeverband. LimnoPlan, Erftstadt. 23 S.

LINDNER, K., A.F. CERWENKA, J. BRANDNER, S. GERTZEN, J. BORCHERDING, J. GEIST & U.K SCHLIEWEN (2013): First evidence for interspecific hybridization between invasive goby species *Neogobius fluviatilis* and *Neogobius melanostomus* (Teleostei: Gobiidae: Benthophilinae). Journal of fish biology 82:6, 2128-2134.

Lippeverband Dortmund (2001): Ansichten eines Flusses – die Lippe: der Lippeverband 1926-2001. Druckerei und Verlag Peter Pomp GmbH, Bottrop.

Lippeverband (2008): Flussgebietsplan Lippe 2008. Lippeverband, Essen. 160 S.

LUCAS, M.C. & E. BATLEY (1996): Seasonal movements and behavior of adult *Barbus barbus,* a riverine cyprinid fish: implications for river management. Journal of Applied Ecology 33: 1345-1358.

LUCAS, M.C. (2000): The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. The Science of the Total Environment 251/252, 223-232.

LUCAS M. C. & E. BARAS (2002): Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford.

LYONS, J. & M.C. LUCAS (2002): The combined use of acoustic tracking and echosounding to investigate the movement and distribution of common bream (*Abramis brama*) in the River Trent, England. Hydrobiologica 483, 265-273.

MAECK, A., T. DELSONTRO, D.F. MCGINNIS, H. FISCHER, S. FLURY, M. SCHMIDT, P. FIETZEK & A. LORKE (2013): Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. Environmental Science & Technology 47, 8130-8137.

MELCHER, A.H. & S. SCHMUTZ (2010): The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. River Syst. 19:1, 33-42.

MERTENS, K.N., L.R. BRADLEY, Y. TAKANO, P.J. MUDIE, F. MARRET, A.E. AKSU, R.N. HISCOTT, T.J. VERLEYE, E.A. MOUSING, L.L. SMYRNOVA, S. BAGHERI, M. MANSON, V. POSPELOVA & K. MATSUOKA (2012): Quantitative estimation of Holocene surface salinity variation in the Black Sea using dinoflagellate cyst process length. Quarternary Science Reviews 39, 45-59.

MERZ, J.E. & J.D. SETKA (2004): Evaluation of a Spawning Habitat Enhancement Site for Chinook Salmon in a Regulated California River. North American Journal of Fisheries Management 24, 397–407.

MITCHELL, L.T.N. (2015): An assessment of rehabilitation gravels for *Salmo trutta* spawning: a case study from a small chalk stream, the River Stiffkey, Norfolk, UK. Thesis at the University College London. 344 S.

MKULNV Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (2015): Hintergrundpapier Steinkohle zum Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. 57 S. Zuletzt gesehen am 14.04.2020, https://www.bezreg-arnsberg.nrw.de/themen/w/wasserwirtschaft_untertagebau/hintergrundpapier.pdf

MÖHLENKAMP, M. (2016): 2 Verbreitung und Bestandssituation der Quappe in Nordrhein-Westfalen. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe

(*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 21-26.

MÖHLENKAMP, M. & S. KUSS (2016): Hilfsmaßnahmen: 7.2 Wiederansiedlung und Monitoring. – In: BRACKWEHR, L., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DETERING, G. JACOBS, M. KÜHLMANN, S. KUSS, K.P. LAMPERT, M. MÖHLENKAMP, B. PEINERT, A. PETRUCK, M. SCHARF, V. SCHULZ, T. SEUME & O. ZIMBALL (2016): Die Quappe (*Lota lota*) im Einzugsgebiet der Lippe: Ökologie, Schutzmaßnahmen, Zucht und Wiederansiedlung. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. (Hrsg.) Band 8, Münster: 78-87.

MOLLS, F. (1999): New insights into migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. Journal of Fish Biology 55, 1187-1200.

MUELLER, A.M., T. MULLIGAN & P.K. WITHLER (2008): Classifying Sonar Images: Can a computer-driven process identify eels? North American Journal of Fisheries Management 28, 1876-1886.

MÜLLER, G. (2007): Mineralquellen des Paderborner Landes – Spiegel der geologische-hydrologischen Vielfalt und Basis für unterschiedliche Entwicklungen und Nutzungen. Westfalen regional. Online-Dokumente der Geographischen Kommission für Westfalen. (https://www.lwl.org/westfalen-regional-download/PDF/S034_Mineralquellen.pdf, abgerufen am 14.01.2018).

MULNV Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2005): Handbuch Querbauwerke. MUNLV, Abteilung IV, Düsseldorf. 212 S.

MULNV Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (2001): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Statusbericht zur ersten Programmphase 1998 bis 2002. MUNLV, Düsseldorf. 110 S.

NEHRING, S., W. RABITSCH, I. KOWARIK & F. ESSL (Hrsg.) (2015): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. BfN-Skripten 409. 222 S.

NEHRING, S. & S. SKOWRONEK (2017): Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr.1143/2014 – Erste Fortschreibung 2017. BfN-Skripten 471. 176 S.

NEMITZ, A. (2019): Die Lippe, ein Gewässer für die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses? Vortrag auf der Fachtagung Lippe „Flusslandschaft des Jahres 2018/19 am 22.03.2019. Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. www.lfv-westfalen.de/flusslandschaft/Vortrag-Nemitz-22.03.2019_.pdf?m=1554724976&

NOLTE, A.W., J. FREYHOF, K.C. STEMSHORN & D. TAUTZ (2005): An invasive lineage of sculpins, *Cottus* sp. (Pisces, Teleostei) in the Rhine with new habitat adaptations has originated from hybridization between old phylogeographic groups. Proceedings of the Royal Society B 272, 2379-2387.

NZO-Gmbh (2005): Die Lippe bei Paderborn-Sande … jetzt wieder im Fluss! Staatliches Umweltamt Lippstadt (Hrsg.), Broschüre, Lippstadt. 21 S.

NZO – Gesellschaft für landschaftsökologische Planung, Bewertung und Dokumentation m.b.H. (2001): Fische unserer Bäche und Flüsse – Aktuelle Verbreitung, Entwicklungstendenzen, Schutzkonzepte für Fischlebensräume in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (Hrsg.), Düsseldorf. 200 S.

NZO GmbH & IfÖ Institut für angewandte Ökologie (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna, Kapitel 9.6 (Steckbriefe Referenzen). Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW. 61 S.

OIDTMANN, B. & R.W. HOFFMANN (1998): Die Krebspest. - Stapfia 58, 187-196.

OKLAND, F., M.A.K. TEICHERT, T.B. HAVN, E.B. THORSTAD, L. HEERMANN, S.A. SAETHER, M. TAMBETS & J. BORCHERDING (2017): Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. NINA Report 1355, 53 S., inklusive Anhang.

OVIDIO, M. (1999): Tactiques et stratégies individuelles d'utilisation spatio-temporelle de l'habitat et des ressoruces alimentaires chez la truite commune (*Salmo trutta* L.): Etude par radio-pistage dans l'Aisne et l'Ourthe. Doktorarbeit an der Universität Liége, 196 S.

OVIDIO, M. & J.C. PHILIPPART (2002): The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Hydrobiologia 483, 55-69.

OVIDIO, M., D. PARKINSON, J.-C. PHILIPPART & E. BARAS (2007): Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbell (*Barbus barbus*). Belgian Journal of Zoology 137:2, 183-190.

OVIDIO, M., C. HANZEN, V. GENOTTE, J. MICHAUX, J.-P. BENITEZ & A. DIERCKX (2015): Is adult translocation a credible way to accelerate the recolonization process of *Chondrostoma nasus* in a rehabilitated river? Cybium 40:1, 43-49.

PANDER, J., M. MUELLER & J. GEIST (2015): A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. River Res. Applic. 31, 239–255.

PARDEY, A., RAUERS, H. & K. VAN DE WEYER (2004): Gräben in Nordrhein-Westfalen - Empfehlungen zur Unterhaltung aus naturschutzfachlicher Sicht. LÖBF-Mitteilungen 4:04, 40-46.

PESCHEL, C., C. SCHOMAKER & C. WOLTER (2013): Das Wachstum der Fische in der Oder. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 10, 129-135.

PETRUSEK, A., L. FILIPOVÁ, Z. ĎURIŠ, I. HORKÁ, P. KOZÁK, T. POLICAR, M. STAMBERGOVA & Z. KUČERA (2006): Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380-381, 903-918.

PILAKOUTA, N., S.S. KILLEN, B.K. KRISTJÁNSSON, S. SKÚLASON, J. LINDSTRÖM, N.B. METCALFE & K.J. PARSONS (2019): Temperature preference does not evolve in sticklebacks despite multigenerational exposure to elevated temperatures. – bioRχiv, doi: https://doi.org/10.1101/615005.

PIRIA, M., G. JAKŠIĆ, I. JAKOVLIĆ & T. TREER (2016): Dietary habits of invasive Ponto-Caspian gobies in the Croatian part of the Danube River basin and their potential impact on benthic fish communities. Science of the total environment 540, 386-395.

POLAČIK, M., M. JANÁČ, P. JURAJDA, M. VASSILEV & T. TRICHKOVA (2008): The sampling efficiency of electrofishing for *Neogobius* species in a riprap habitat: a field experiment. Journal of Applied Ichthyology 24, 601-604.

PULG, U. (2009): Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach – die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung. Dissertation an der Technischen Universität München, 174 S.

PULG, U. & J. SCHNELL (2011): Kieslaichplätze - ein vergessenes Habitat? Laufener Spezialbeiträge 2011, 118-123.

RACKOWITZ, G., B. BERGER, J. KUBECKA & H. KECKEIS (2008): Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). Ecology of freshwater fish 17, 502-514.

RAG (Hrsg.) (2020): Planerische Mitteilung zum Heben und Einleiten von Grubenwasser am Standort Haus Aden in die Lippe. Unveröff. Gutachten des Ingenieur- und Planungsbüros LANGE GbR im Auftrag der RAG Aktiengesellschaft, Essen. 41 S.

RAVEN, P. (1986): The size of minnow prey in the diet of young kingfisher *Alcedo atthis*. Bird Study 33, 6–11.

REISNER, N. (2019): Sonar-based assessment of silver eel downstream migration in the River Lippe. Bachelor Thesis University of Cologne. 36 S.

REYNOLDS, S.J. & M.D.C. HINGE (1996): Food brought to the nest by breeding kingfisher (*Alcedo atthis*) in the New Forest of southern England. Bird Study 43, 96–102.

RICKER, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada 191, 2-6.

RØED, K. H. (2011): The temperature preference of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. (Pisces), collected at different seasons. Sarsia 64, 137-141.

RÖSCH, H. (2013): Die Liaison der Kauzeköpp. Max Planck Forschung 4:13, 56-63.

ROY, R., J. BEGUIN, C. ARGILLIER, L. TISSOT, F. SMITH, S. SMEDBOL & E. DE-OLIVEIRA (2014): Testing the VEMCO Positioning System: spatial distribution of the probability of location and the positioning error in a reservoir. Animal Biotelemetry 2:1.

RUTTE, E. (1962): Schlundzähne von Süßwasserfischen. Palaeontographica Abt. A 120, 165-212.

SAUERLAND, H.-J. (1969): Quellen am Hellweg. Geologisch-hydrographische Überlegungen zum Quellhorizont am Hellweg im Kreise Lippstadt; Auswirkungen auf die Besiedlung dieses Raumes. Beiträge zur Heimatkunde des Landkreises Lippstadt Heft 3. 124 S.

SCHARBERT, A. (2015): Wiederansiedlung des Maifischs im Rhein zeigt erste Erfolge – Zahlreiche Rückkehrer aus dem Meer registriert. Natur in NRW 1:15, 27-28.

SCHARBERT, A., L. HEERMANN, S. STAAS & U. KOENZEN (2019): Fischökologischer Managementplan für den Rhein in NRW und seine Aue, Abschlussbericht. Rheinischer Fischereiverband von 1880 e.V. & LimnoPlan – Fisch- und Gewässerökologie, Siegburg. 95 S.

SCHLEUTER, M. (1991): Nachweis der Groppe (*Cottus gobio*) im Niederrhein. Fischökologie 4, 1-6.

SCHMIDT-FORMANN, O. (2007): Optimisation of the pSCI Lippe flood plain between Hamm and Hangfort. – In: BUNCE, R.G.H., R.H.G. JONGMAN, L. HOJAS & S. WEEL (eds.): 25 years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice. Proceedings oft he 7th IALE World Congress Part 2, 1156.

SCHRIMPF, A., T. SCHMIDT & R. SCHULZ (2014): Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9:2, 203-209.

SCHÜTZ, C., M. FUCHS, M. BUNZEL-DRÜKE & O. ZIMBALL (2005): Sondermessprogramm 2004/2005 „Biologische Monitoringsmethoden an Fließgewässern“ – Bericht Fische, Teil 1: Erprobung neuer Fischbewertungssysteme für die Anwendung in der WRRL. Unveröff. Gutachten im Auftrag des MUNLV NRW, Albaum. 137 S.

SCHÜTZ, C., A. NEITZKE & M. BUNZEL-DRÜKE (2008): Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna. Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege Heft 81, 29-34.

SINDILARIU, P.D. & J. FREYHOF (2003): Food overlap of benthic fishes in the Danube Delta, with special respect to two invasive gobiids (Teleostei: Gobiidae, Percidae, Cyprinidae). Lauterbornia 46, 149-157.

SKUPIN, K., mit Beiträgen von M. HISS, U. KAPLAN, A. LENZ, G. MICHEL & K. STEUERWALD (2002): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000, Erläuterungen zu Blatt C 4314 Gütersloh. 2., völlig neubearbeitete Auflage. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 120 S.

SKUPIN, K., mit Beiträgen von W. HORNIG, B. MEYER, B. OESTERREICH & P. WEBER (2004): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000, Erläuterungen zu Blatt 4315 Benninghausen. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 155 S.

SKUPIN, K., mit Beiträgen von B. JÄGER, G. MICHEL, F. K. SCHNEIDER & A. VIETH-REDEMANN (1995): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000, Erläuterungen zu Blatt 4316 Lippstadt. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 162 S.

SMIRNOV, A.K. & E.S. SMIRNOVA (2019): Final preferred temperature of juvenile three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758). Inland Water Biology 12, 83–87.

SPÄH, H. (1991): Untersuchungen des Fischaufstieges am Wehr Dahl in der Lippe. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. Bielefeld, 16 S.

SPÄH, H. (1999): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen – Beckinghausen, 1. Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. Bielefeld. 20 S.

SPÄH, H. (2000a): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Beckinghausen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 46 S.

SPÄH, H. (2000b): Untersuchungen zur Fischfauna der Lippe zwischen Werne und Lünen-Alstedde (Lippe – KM 74 - 92). Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbands Essen. Bielefeld. 42 S. mit Anhang.

SPÄH, H. (2001a): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Hamm-Uentrop, Abschlussbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der RWE-Power AG, Essen, 35 S.

SPÄH, H. (2001b): Funktionskontrolle am Aalbypass Wasserkraftwerk Hamm-Uentrop, Abschlussbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der RWE-Power AG, Essen, 23 S.

SPÄH, H. (2002): Fischbestände Lippe Bereich Kraftwerk Westfalen in Hamm-Uentrop. Unveröff. Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen, 12 S.

SPÄH, H. (2003): Fischbestände Lippe Bereich Kraftwerk Westfalen in Hamm-Uentrop. Unveröff. Gutachten im Auftrag der RWE Power AG, Essen, 17 S.

SPÄH, H. (2004): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Buddenburg, Zwischenbericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes. Bielefeld. 23 S.

SPÄH, H. (2005): Fischaufstiegskontrollen am Fischaufstieg Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 40 S.

SPÄH, H. (2006a): Fischbestandsuntersuchungen der Fischaufstiege in Lünen-Beckinghausen und Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 12 S.

SPÄH, H. (2006b): Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten Lippe Fischaufstiege Lünen-Beckinghausen und Lünen-Buddenburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Lippeverbandes Essen, 13 S.

SPIKMANS, F., T. VAN TONGEREN, T.A. VAN ALEN, G. VAN DER VELDE & H.J.M. OP DEN CAMP (2013): High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. Aquatic invasions 8, 355-360.

STEINBERG, L. & NZO – Gesellschaft für landschaftsökologische Planung, Bewertung und Dokumentation m.b.H. (1991): Fische unserer Bäche und Flüsse – Verbreitung, Gefährdung und Schutz in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.). Düsseldorf. 121 S.

STAAS, S. (1999): Die ökologische Qualität großer Ströme - die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins. Laufener Seminarbeit 4:99, 83-98.

STAAS, S., P. BREYER & C. SCHÜTZ (2019): Entwicklung und ökologisches Potenzial der Fische des Rheins in NRW – Ergebnisse aus dem Langzeitmonitoring 1984-2017. – LANUV-Fachbericht 99. – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. 95 S.

Stadt Hamm (2005): Optimierung des pSCI Lippeaue zwischen Hamm und Hangfort. – Life-Projekt LIPPE-AUE. – Life-nature 2005 application forms: sections A – C. Antragsunterlagen für das Life-Projekt Lippeaue, Hamm.

Stadt Hamm (Hrsg.) (2009): Lippeaue LIFE-Projekt. Broschüre, Hamm. 33 S.

STÄRK, O.J. (1956): Das Vordringen der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in den Oberrhein. Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz NF 6, 238-240.

STEMMER, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem - Vierte neue Grundelart im nordrhein-westfälischen Rhein nachgewiesen. Natur in NRW 4:08, 57-60.

STEMSHORN, K. (2007): The genomic make-up of a hybrid species – analysis of the invasive *Cottus* lineage (Pisces, Teleostei) in the River Rhine system. Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln. 60 S.

STILLER, H. (2015): Geschichtliche Erinnerungen an den Fischfang in Haltern. Halterner Jahrbuch 2015, 99-111.

StUA Staatliches Umweltamt Lippstadt (2002) (Hrsg.): Die Klostermersch – Ein Fluss erobert seine Aue zurück. Lippstadt, 20 S.

THIEL, R. (2006): Überregionale Vernetzung – die fischökologische Bedeutung des Einzugsgebiets. – Vortrag der Abteilung Ichthyologie, Biozentrum Grindel und des Zoologischen Museums, Universität Hamburg. Zuletzt gesehen am 14.02.2020, https://www.fgg-weser.de/downloads/fisch-fauna_thiel.pdf

TÜRK, P. & J. SCHNELL (2015): Invasive Grundeln in Bayern – Bestandsaufnahme und derzeitiger Erkenntnisstand. 2. überarbeitete Auflage, Landesfischereiverband Bayern e.V., München. 72 S.

UBA Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. UBA, Dessau-Roßlau. 128 S. Zuletzt gesehen am 08.04.2020, https://www.gewaesser-bewertung.de/files/170829_uba_fachbroschure_wasse_rwirtschaft_mit_anderung_bf.pdf

VAN DAMME, D., N. BOGUTSKAYA, R.C. HOFFMANN & C. SMITH (2007): The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. Fish and Fisheries 8, 79-106.

VAN KESSEL, N., M. DORENBOSCH, M.D. BOER, R.S.E.W LEUVEN & G. VAN DE VELDE (2011): Competition for shelter between four invasive gobiids and two native benthic fish species. Current Zoology 57:6, 844-851.

VAN KESSEL, N., M. DORENBOSCH, J. KRANENBARG, G. VAN DER VELDE & G. R.S.E.W. LEUVEN (2016): Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. Aquatic Invasions 11:2, 179-188.

VAN KLEEF, H., G. VAN DER VELDE, R.S.E.W. LEUVEN & H. ESSELINK (2008): Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. Biological invasions 10:8, 1481-1490.

VILCHES, A., R. MIRANDA & J. ARIZAGA (2012): Fish prey selection of the common kingfisher *Alcedo atthis* in Northern Iberia. Acta Ornithol. 47, 169–177.

VILCHES, A., J. ARIZAGA, R. MIRANDA & A. IBBOTSON (2013): Impact of common kingfisher on a salmon population during the nestling period in southern England. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 410, 1–8.

VØLLESTAD, L.A., B. JONSSON, N.A. HVIDSTEN, T.F. NAESJE, O. HARALDSTAD & J. RUUD-HANSEN (1986): Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43, 1909-1916.

VON DEM BORNE, M. (1881): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs, bearbeitet im Auftrage des Deutschen Fischerei-Vereins. Moeser, Berlin. 306 S.

VON SCHÖLER, H., U. CAEMMERER & A.W. THELEN (1766): Lipp Carte von Wesel bis Hamm zu der zwischen Königlich Preusß – Chur Cölln únd HochStifftMünsterischer Seits gemeinschafftlich niedergesetzten Commißion wegen Schiffbarmachúng der Lippe. Erster Theil welcher von Wesel aus dem Rhein bis an die Lipp Insul Nr. 65 gehet; Zweijter Theil welcher von der LippInsul Nr. 65 bis dörsten gehet; Dritter Theil welcher von dörsten bis zur Stever bij Haltern gehet; Vierter Theil welcher von der Stever bij Haltern bis über Rauschenburg gehet; Fünfter Theil welcher von Rauschenburg bis an die Krempings Bach gehet; Sechster Theil fehlt; Siebenter Theil welcher von dem Wernenschen Sichenhausß bis an dasige Mühle gehet; Achter Theil welcher von der Wernenschen Mühle bis Hamm gehet. – Karten. - Landesarchiv Nordrhein-Westfalen, Abt. Westfalen, Kartensammlung A, Nr. 4912, 4913, 4916, 4917, 4918, 4919, 4253.

WHALEN, K.G., L.D. PARRISH & S.D. MCCORMICK (1999): Migration timing of Atlantic Salmon smolts relative to environmental and physiological factors. Trans. Am. Fish. Sic. 128:2, 289-301.

WIELGOSS, S., H. TARASCHEWSKI, A. MEYER & T. WIRTH (2008): Population structure of the parasitic nematode *Anguillicola crassus*, an invader of declining North Atlantic eel stocks. Molecular Ecology 17, 3478-3495.

WIESNER, C., C. WOLTER, W. RABITSCH & S. NEHRING (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels - Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330. BfN-Skripten 279. BMU-Druckerei, Bonn-Bad Godesberg. 192 S.

WILLIAMSON, M.H. & A. FITTER (1996): The characters of successful invaders. Biological Conservation 78, 163-170.

WILMSMEIER, L., N. SCHÖLZEL & A. PETER (2018): Fischwanderung: Kontrollinstrument Zählbecken. Die unterschätzte Bedeutung der Reusenkehle. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU, 48 S.

WINTER, H.V. & F. FREDRICH (2003): Migratory behaviour of ide: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, The Netherlands. Journal of Fish Biology, 63:4, 871-880.

WOLTER, C. (2006): Vorkommen und Verbreitung des Stromgründlings *Romanogobio belingi* (Slastenenko, 1934) in der unteren Oder. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 3, 55-63.

WURFFBAIN, T.R. (1856): Nachrichten über Landes-Meliorationen, insbesondere über die Melioration der Boker-Heide in der Provinz Westfalen durch Ent- und Bewässerung. Z. Bauwes. 6, 7-47.

WÜSTEMANN, O. & B. KAMMERAD (1995): Der Hasel *Leuciscus leuciscus*. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 614. Westarp, Magdeburg. 195 S.

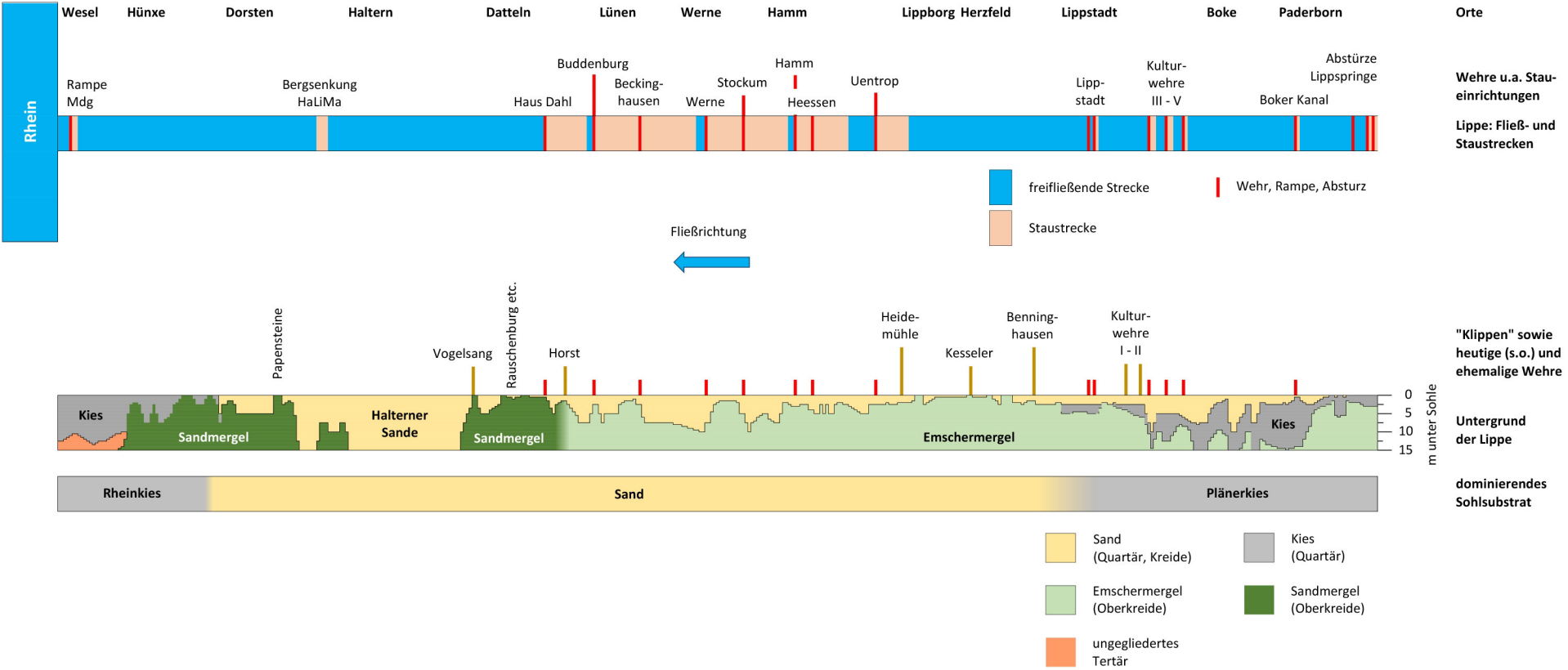


Abb. A1: Übersicht über die Lippe: gestaute Abschnitte, Untergrund und dominierende Sohlsubstrate

Lage der Querbauwerke und Länge der gestauten Abschnitte aus www.elwasweb.nrw.de (Staustrecke des Wehrs Haus Dahl nach flussaufwärts verlängert nach Angaben der Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat 54), außerdem nach eigenen Beobachtungen ergänzt um die Bergsenkung HaLiMa und die Rampe am Lippeschlösschen oberhalb der Mündung

Untergrund der Lippe konstruiert aus Karten des Geologischen Diensts zu den Lagerstätten der Lockergesteine Sand und Kies (www.geoportal.nrw.de). Da der Abraum über den Lagerstätten fast überall mit < 2 m angegeben ist, blieb er unberücksichtigt; die Lippe ist durchgehend mehr als 2 m in den Untergrund eingeschnitten.

Dominierende Sohlsubstrate: eigene Einschätzung der Substrate unter "natürlichen" Bedingungen; tatsächlich ist die Sandschicht über dem Emschermergel anders als in der Schemazeichnung in einigen ausgebauten Flussabschnitten weitgehend abgetragen, die Sohle der Lippe schneidet also tiefer in den Untergrund ein.

ABU Biologische Station