

Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf Fischbestände in Fließgewässern Sachsen-Anhalts

GUNTRAM EBEL



1 Einleitung

Seit etwa zwei Jahrzehnten werden in Sachsen-Anhalt erhebliche Anstrengungen unternommen, um den morphologischen und chemischen Zustand von Fließgewässern zu verbessern und deren Durchwanderbarkeit durch den Rückbau von Querbauwerken oder die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen wieder herzustellen. Nach einer anfänglichen Erholung (z. B. KAMMERAD et al. 1997) zeigen die Fischbestände zahlreicher Gewässer jedoch seit etwa 10 Jahren stark regressive Entwicklungen, so dass die Sinnhaftigkeit weiterer Revitalisierungsmaßnahmen bereits verschiedentlich in Frage gestellt wird. Erhebliche Bestandsrückgänge im Land Sachsen-Anhalt erfolgten beispielsweise in Helme, Kleiner Helme, Bode, Wipper, Wethau, Mulde, Unstrut und Nuthe (z. B. EBEL 2001, 2005, 2007 und 2008, BORKMANN et al. 2009, EBEL 2009, 2010a und 2011a). Analoge Bestandstrends sind auch für zahlreiche andere Regionen Europas dokumentiert (z. B. STAUB et al. 1992, JUNGWIRTH et al. 1995, FRENZ et al. 1997, JÖRGENSEN & SCHWEVERS 1998, BAARS et al. 2001, SCHMALZ & SCHMALZ 2003, SCHWEVERS & ADAM 2003, BLASEL 2004, GÖRLACH & MÜLLER 2005, GÖRLACH & WAGNER 2006, GÖRNER 2006, GUTHÖRL 2006, FÜLLNER & GEORGE 2007, HOLZER et al. 2007, HANFLAND et al. 2011, STEFFENS 2011, GAYE-SIESSEGGER et al. 2011). Die drastischen Rückgänge vieler Fischbestände erfolgten zeitgleich mit der exponentiellen Zunahme des Kormorans in Europa (z. B. KIECKBUSCH et al. 2010, KOHL 2010). Dass diese Koinzidenz einen kausalen Charakter besitzt, wird am Beispiel zahlreicher gewässerbezogener Studien illustriert. Entsprechend den vorliegenden Befunden stellt die Kormoranprädatation in vielen Gewässern die alleinige oder wesentlichste Ursache für den nachgewiesenen Fischrückgang dar (z. B. FRENZ et al. 1997, JÖRGENSEN & SCHWEVERS 1998, SCHMALZ & SCHMALZ 2003, SCHWEVERS & ADAM 2003, GÖRLACH & MÜLLER 2005, GÖRLACH & WAGNER 2006, FÜLLNER &

GEORGE 2007, EBEL 2011b). Unabhängig hiervon zeigt bereits eine generelle Bilanzierung des Nahrungsbedarfs der Vögel einerseits sowie der verfügbaren Gewässerfläche und der kompensatorischen Fähigkeit von Fischbeständen andererseits, dass die gegenwärtige Intensität der Kormoranprädatation einen entscheidenden Einfluss auf die Fischfauna ausüben muss (Kap. 2.1). Aufgrund der Vielzahl und Eindeutigkeit der zwischenzeitlich vorliegenden Ergebnisse ist der ursächliche Zusammenhang zwischen der massiven Zunahme der Kormoranpräsenz und der deutlichen Abnahme von Fischbeständen bei Fachwissenschaftlern unstrittig. Verschiedentlich werden derartige Korrelationen jedoch bis heute in Frage gestellt. So auch von Vertretern der Staatlichen Vogelschutzwarte Sachsen-Anhalts, die in vorliegender Zeitschrift einen Aufsatz über die Nahrungszusammensetzung von Kormoranen an ausgewählten Gewässern in Sachsen-Anhalt veröffentlichten (DORNBUSCH & FISCHER 2010) und hieraus Schlussfolgerungen zu den biologischen und ökonomischen Auswirkungen der Kormoranprädatation sowie zu künftigen Managementmaßnahmen ableiteten. Da diese Schlussfolgerungen auf fehlerhaften Annahmen und unzulässigen Generalisierungen basieren, können sie bei ungeprüfter Übernahme erhebliche Negativeffekte für akut gefährdete aquatische Arten bedingen. Ausgehend hiervon ist es notwendig, die Auswirkungen der Kormoranprädatation in vorliegender Arbeit auf der Grundlage von Studien zur aktuellen Situation und Entwicklung der Fischbestände zu diskutieren. Einen Gegenstand der Diskussion bildet auch die kritische Auseinandersetzung mit den Annahmen von DORNBUSCH & FISCHER (2010). Die vorliegende Arbeit wurde mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Sachsen-Anhalt gefördert (Projekträger: Landesfischereiverband Sachsen-Anhalt e. V.).

2 Mechanismen und Folgen der Kormoranprädation

2.1 Generelle Aspekte

2.1.1 Nahrungsoportunismus und artspezifische Effekte

Als Nahrungsoportunist erbeutet der Kormoran Fische entsprechend ihrer Verfügbarkeit. Diese wird neben der Abundanz der jeweiligen Fischarten auch durch deren Habitatbindungen und Verhaltensmuster bestimmt. Infolgedessen ergibt sich für verschiedene Fischarten ein differenziertes Prädationsrisiko.

Während etwa nachtaktive Arten mit benthischer Lebensweise (z. B. Groppe, Schmerle) nur in geringem Umfang durch den Kormoran erbeutet werden, unterliegen Arten, die den freien Wasserkörper besiedeln (z. B. Äsche, Hasel, Nase), einem intensiven Prädationsdruck (z. B. EBEL 2000 und 2005, GÖRLACH & WAGNER 2006, EBEL 2011b, HANFLAND et al. 2011).

Spezifische Betroffenheiten werden darüber hinaus auch dadurch bedingt, dass Fische mit Körperlängen von etwa 8 bis 30 Zentimetern am häufigsten vom Kor-

moran gefressen werden (RUTSCHKE 1998, GÖRNER 2006, EMMRICH & DÜTTMANN 2010, SIMON 2011). Für Kleinfischarten, die maximale Körperlängen von meist nur 6 bis 10 Zentimetern erreichen (z. B. Dreistachliger Stichling, Bitterling, Elritze) resultiert somit im Regelfall ein vergleichsweise geringes Prädationsrisiko (BORKMANN et al. 2009, EBEL 2011b). Da diese Arten zudem einen kurzen Generationszyklus besitzen, können sie kormoranbedingte Bestandsrückgänge relativ leicht kompensieren. Arten hingegen, die die Geschlechtsreife erst nach mehreren Jahren bei größerer Körperlänge erreichen, werden bereits im juvenilen Lebensabschnitt häufig so gravierend durch den Kormoran reduziert, dass kaum noch Tiere an der Fortpflanzung teilnehmen können. Beispiele hierfür sind Äsche, Barbe oder Nase (z. B. EBEL 2000, BLASEL 2004, HOLZER et al. 2007, EBEL 2011b).

2.1.2 Nahrungsbedarf

Die vorliegenden Befunde zum Nahrungsbedarf des Kormorans zeigen eine saisonale und altersbezogene Differenzierung der aufgenommenen Fischbiomasse

Abb. 1a-d: Während nachtaktive Arten mit benthischer Lebensweise, wie z. B. die Schmerle (links oben), nur in geringem Umfang durch den Kormoran erbeutet werden, unterliegen Arten, die den freien Wasserkörper besiedeln, wie z. B. Barbe (rechts oben und links unten) oder Nase (rechts unten), einem intensiven Prädationsdruck. Fotos links oben und rechts unten: G. Ebel, Fotos rechts oben und links unten: S. Heidler.





Abb. 2: Kormorane am Unterlauf der Mulde in Sachsen-Anhalt. Hier wurden im Mai 2011 kieslaichende Fischarten in ihren Reproduktionshabitaten intensiv durch Kormorane bejagt (mdl. Mitt. H. Pietzsch). Foto: H. Pietzsch.

und variieren zudem entsprechend der gewählten Untersuchungsmethode. Von den meisten Autoren wird ein täglicher Nahrungsbedarf von 400 bis 500 Gramm angegeben. Ein niedrigerer Bedarf ist von Individuen bekannt, die in Gefangenschaft gehalten werden und daher einen geringeren Energieverbrauch als freifliegende Vögel aufweisen (JUNGWIRTH et al. 1995, KELLER et al. 1996, RUTSCHKE 1998, GUTHÖRL 2006).

Die kormoranbedingte Mortalität umfasst darüber hinaus aber auch jene Fische, die bei den Jagdaktivitäten zwar nicht erbeutet, jedoch verletzt werden und infolgedessen oder aufgrund von resultierenden Sekundärinfektionen verenden. Diesbezügliche Schätzungen gehen davon aus, dass jeder Kormoran durch erfolglose Attacken Fische mit einer Gesamtmasse von bis zu 400 Gramm pro Tag verletzt (KORTAN et al. 2008). Untersuchungen von EMMRICH & DÜTTMANN (2010) am Dümmer, einem 12,4 km² großen Binnengewässer in Niedersachsen, zeigen, dass von den im Gewässer nachgewiesenen Aalen 39 Prozent (Juni) bzw. 68 Prozent (September) subletale Bissspuren aufwiesen. Für Salmonidengewässer ist ein Anteil subletal verletzter Fische von 31 Prozent (vor letaler Vergrämung) bzw. 9 Prozent (nach letaler Vergrämung) beschrieben (TÖRRING-JETTENBACH et al. 1995). Der Anteil der nach erfolglosen Attacken verendeten Fische war in den o.g.

Studien aus methodischen Gründen nicht bestimmbar. Wenn für eine exemplarische Veranschaulichung der Prädationswirkung eine Präsenz von 100 Kormoranen über 180 Wintertage unterstellt und eine tägliche Fischmortalität von 500 Gramm pro Kormoran und Tag angenommen wird, ergibt sich ein Mortalitätsumfang von 9.000 Kilogramm. In einem Gewässer mit einem nachhaltig erzielbaren Ertrag von 100 Kilogramm pro Hektar und Jahr ist somit eine Wasserfläche von 90 Hektar erforderlich, um den winterlichen Nahrungsbedarf von 100 Kormoranen zu decken. Bei einer beispielhaft angenommenen Gewässerbreite von 10 Metern entspricht diese Fläche einem Flussabschnitt mit einer Länge von 90 Kilometern. Eine darüber hinausgehende Mortalität überfordert die kompensatorische Fähigkeit des Bestandes und wird bei anthropogener Veranlassung als „Überfischung“ bezeichnet.

2.1.3 Räuber-Beute-Beziehung und ökologisches Gleichgewicht

Räuber-Beute-Beziehungen werden im Allgemeinen durch stabile Oszillationen charakterisiert, die durch wechselseitige Abundanzbegrenzungen der beteiligten Arten entstehen. Diese dynamischen, durch Rückkopplungsmechanismen bedingten Interaktionen sind auch als „ökologisches Gleichgewicht“ bekannt.

Bei Kormoran und Fischfauna werden diese generellen Beziehungen jedoch in sehr spezifischer Form wirksam. Ursache hierfür sind die hohe Mobilität und die opportunistische Jagdstrategie des Kormorans sowie die Tatsache, dass Brutgebiete und winterliche Nahrungsareale räumlich weitgehend entkoppelt sind. So wird der winterliche Prädationsdruck im Binnenland maßgeblich durch die Größe des Brutbestandes der Küstenregion und dessen Reproduktionserfolg bestimmt. Während seines winterlichen Aufenthalts im Binnenland ist der Kormoran aufgrund seiner hohen Mobilität zudem unabhängig vom Nahrungsangebot des jeweiligen Gewässers. Entsprechend wird die Situation des lokalen Fischbestandes vollständig vom Prädator kontrolliert. Die verschiedentlich bestehende Auffassung, dass sich zwischen Kormoranbestand und Fischbestand ein ökologisches Gleichgewicht ausbildet, ist somit aus gewässerbezogener Sicht nicht zutreffend. Eine Ausbildung von artbezogenen Gleichgewichtszuständen ist aufgrund der opportunistischen Jagdstrategie des Kormorans und der selektiven Betroffenheit verschiedener Beutefischarten sowohl auf lokaler als auch auf überregionaler Ebene auszuschließen. So folgte beispielsweise dem dramatischen Rückgang der prädatorengefährdeten Äsche in Deutschland und anderen europäischen Staaten keine analoge Entwicklung des Kormoranbestandes.

Aus dem Fehlen direkter Rückkopplungsmechanismen ergeben sich erhebliche Probleme für die Fischbestände zahlreicher Gewässer. Betroffen sind dabei vor allem die der Forellen-, Äschen- und Barbenregion angehörenden Bäche und Flüsse, werden diese doch von den Kormoranen mit fortschreitender Vereisung der großen Gewässer zunehmend frequentiert. Die Konsequenzen für die hier beheimateten Fischarten werden nachstehend am Beispiel sachsen-anhaltischer Fließgewässer in Kurzform dargestellt.

2.2 Entwicklung der Fischfauna in ausgewählten Gewässern

Im Zeitraum von 2000 bis 2011 wurden vom Verfasser mehr als 600 Fließgewässerabschnitte durch Elektrofischung im Rahmen verschiedener Projekte untersucht. Obgleich die hierbei bearbeiteten Fragestellungen im Regelfall nicht auf die Analyse kormoranbedingter Bestandsveränderungen ausgerichtet waren, ermöglichen die vorliegenden Daten eine Bewertung aktueller Bestandstrends und eine Beurteilung des Kormoraneinflusses auf die Fischfauna. Langzeiterhebungen erfolgten insbesondere an der Kleinen Helme (Landkreis Mansfeld-Südharz), so dass diese Ergebnisse

nachstehend in Kurzform dargestellt werden. Die Ausführungen zu anderen Gewässern beschränken sich auf einige ergänzende Aspekte (Kap. 2.2.2).

2.2.1 Fallstudie Kleine Helme Hintergrund

Die Untersuchungen an der Kleinen Helme sind Bestandteil eines Monitoringprogramms zum Schutz der Bachmuschel (*Unio crassus*), die im Land Sachsen-Anhalt nur noch in diesem Gewässer sowie im Jeetzsystem vorkommt (BUTTSTEDT 2000, 2002 und 2011, HARTENAUER 2006 und 2010).

Die europaweit vom Aussterben bedrohte Bachmuschel ist eine rheobionte Art, die Fließgewässer des Hügel- und Tieflands mit kiesigem Substrat, mittleren sommerlichen Wassertemperaturen von 14 bis 19 °C und geringer bis mäßiger saprobieller Belastung besiedelt (ZETTLER 1995, HOCHWALD 1997, EBEL & BUTTSTEDT 2006). Entsprechend ihrem morphologischen und thermischen Charakter gehören Bachmuschelgewässer der unteren Forellenregion, der Äschenregion oder der oberen Barbenregion an (EBEL & BUTTSTEDT 2006). Die Reproduktion der Bachmuschel setzt das Vorkommen von Fischarten voraus, die als Wirte für das parasitische Larvalstadium der Muschel fungieren können. Als potenzielle Wirte der Bachmuschel wurden folgende Arten identifiziert: Bachforelle, Döbel, Dreistachliger Stichling, Elritze, Groppe, Hasel, Kaulbarsch, Neunstachliger Stichling, Rotfeder. Dabei gelten Elritze und Döbel aufgrund der schwachen Immunantwort und der somit geringen Abstoßungsreaktion gegenüber den parasitischen Glochidien als besonders geeignete Wirtsfischarten (ENGEL & WÄCHTLER 1989, HOCHWALD 1997, NAGEL 2002, DÜPELMANN 2003). Die Finanzierung des Monitoringprogramms erfolgte durch Mittel aus der Fischereiabgabe des Landes Sachsen-Anhalt, Projektträger war die Ökologiestation e. V. Sangerhausen.

Untersuchungsgebiet

Die Kleine Helme, die keine eigene Quellregion besitzt, wird westlich der Ortslage Brücken im Oberwasser einer Sohlgleite aus der Helme abgeschlagen. Nach einer Gesamtlaufstrecke von etwa 18 Kilometern mündet das dem Elbeeinzugsgebiet angehörende Gewässer südwestlich von Artern im Freistaat Thüringen in die Unstrut. Der langjährige Mittelwasserabfluss am Pegel Brücken beträgt 1,43 m³/s. Durch die gewässerkundliche Statistik wird eine mittlere Juli-Wassertemperatur von 16,7 °C belegt.

Das Generalgefälle der Kleinen Helme beträgt 1,0 Promille ist jedoch im Längsverlauf deutlich differenziert.

Während das Gewässer im oberen Teil des Untersuchungsgebietes ein mittleres Gefälle von 1,5 Promille besitzt, ist die durchschnittliche Gerinneneigung im unteren Teil des Untersuchungsgebietes mit 0,8 Promille geringer. Die Gefälleunterschiede korrespondieren mit charakteristischen Veränderungen der Sohlsubstrate. Diese werden im unteren, weitgehend strukturarmen Laufabschnitt überwiegend durch Feinsedimente gebildet, wogegen es sich beim oberen Laufabschnitt um eine kiesdominierte Strecke mit z. T. hoher morphologischer Diversität handelt.

Die hydrochemischen Verhältnisse werden im Rahmen der amtlichen Gewässergüteüberwachung durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) Sachsen-Anhalt erfasst. Eine Detailauswertung für pH-Wert, Stickstofffraktionen (Ammonium, Nitrit, Nitrat) und Gesamtphosphor findet sich bei EBEL & BUTTSTEDT (2006). Im Hinblick auf die saprobielle Belastung ist die Kleine Helme der Güteklasse II (β -mesosaprob) zuzuordnen (Details und Quellenangaben vgl. EBEL & BUTTSTEDT 2006 sowie EBEL 2011b).

Methodik

Gegenstand des Monitorings sind zwei Abschnitte der Kleinen Helme mit einer Gesamtlaufstrecke von 5.134 Metern und einer Gesamtfläche von 2,552 Hektar. Der untere Laufabschnitt befindet sich zwischen Riethnordhausen und Edersleben (Länge: 2.377 m, Fläche: 1,034 ha) und wurde beginnend mit dem Jahr 2001 im zwei-jährigen Turnus bis 2011 untersucht (6 Monitoringphasen). Der obere Laufabschnitt erstreckt sich vom Abschlag der Kleinen Helme an der Sohlgleite Brücken bis zum Abschlag des Mühlgrabens Martinsrieth (Länge: 2.757 m, Fläche: 1,518 ha) und wurde auf Empfehlung von EBEL & BUTTSTEDT (2006) ab dem Jahr 2006 in das Monitoring integriert (4 Monitoringphasen). Einen Überblick über die untersuchten Gewässerabschnitte vermittelt Tabelle 1.

Da bereits die Voruntersuchungen und die ersten Monitoringphasen eine akute Gefährdung des Bachmuschelbestandes belegten, wurden ab dem Jahr 2001 verschiedene Artenschutzmaßnahmen konzipiert und umgesetzt. Aufgrund der nur geringen bis moderaten Dichte potenzieller Wirtsfischarten zielten die Schutzbemühungen vor allem auf eine Förderung dieser Taxa ab. Die diesbezüglich umgesetzten Maßnahmen sind folgenden Komplexen zuzuordnen:

1. Verbesserung der Habitatausstattung (Schaffung von Larval- und Juvenilhabitaten für Wirtsfischarten)
2. Herstellung der Durchwanderbarkeit (Niederlegung und Umbau von Querbauwerken)
3. Wiederansiedlung ausgestorbener Wirtsfischarten (Elritze) aus dem thüringischen Teil des Helmegebietes
4. Entnahme piscivorer Fischarten (Hecht) zur Verbesserung des Wiederansiedlungserfolges der Elritze.

Die Durchführung des Monitorings sowie die Konzeption und Umsetzung der Schutzmaßnahmen erfolgten in enger Zusammenarbeit folgender Institutionen und Personen: Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt (LVwA), Ökologiestation e. V. Sangerhausen, Kreisanglerverein Sangerhausen e. V., Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (Flussbereich Sangerhausen), Lothar Buttstedt (Roßla) und Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie (Halle).

Das nachstehende Kapitel vermittelt einen Kurzüberblick über ausgewählte Ergebnisse des Monitorings. Auf die Wiedergabe von Längen-Häufigkeitsverteilungen und anderen Detailinformationen wird aus Platzgründen verzichtet. Die Berechnung der relativen Abundanzveränderung erfolgt entsprechend nachstehender Beziehung: $\Delta A = [(N_N - N_1) / N_1] \cdot 100$ (ΔA = relative Abundanzveränderung [%], N_N = Individuenzahl im letzten Jahr des Monitorings, N_1 = Individuenzahl im ersten Jahr des Monitorings).

Tab. 1: Untersuchte Gewässerabschnitte im Rahmen des fischökologischen Monitorings (1 = oberer Laufabschnitt, 2 = unterer Laufabschnitt).

lfd. Nr.	Lagebeschreibung (Flusskilometer)	Länge [m]	Fläche [ha]	Jahr der Untersuchung
1	vom Abschlag aus der Helme bis zum Abschlag des Mühlgrabens Martinsrieth (0,109–2,866)	2.757	1,518	2006, 2007, 2009, 2011
2	Brücke Feldmühle bis Ellrichbrücke (7,226–9,603)	2.377	1,034	2001, 2003, 2005, 2007, 2009, 2011
Summe		5.134	2,552	7 Monitoringphasen

Ergebnisse

Im Rahmen der 10-jährigen Monitoringuntersuchungen wurden insgesamt 20.336 Individuen aus 25 Arten nachgewiesen. In Tabelle 2 sind die im oberen und unteren Laufabschnitt der Kleinen Helme registrierten Individuenzahlen für das jeweils erste und letzte Jahr des Monitorings vergleichend gegenübergestellt. Einen Überblick über die festgestellten relativen Abundanzveränderungen vermittelt Tabelle 2 und Abbildung 4. Wie diesen zu entnehmen ist, treten bei zahlreichen Arten gravierende Bestandsrückgänge auf. Das betrifft insbesondere Äsche, Barbe, Döbel, Flussbarsch, Giebel, Gründling, Hasel, Kaulbarsch und Plötze, deren jeweilige Abundanzen sich sowohl im oberen als auch im unteren Laufabschnitt um zumeist 80 bis 100 Prozent verringerten. Im Jahr 2011 betragen die für diese Arten registrierten Gesamtabundanzen nur noch 103,4 Individuen je Hektar bzw. 5,7 Individuen je 100 Meter im oberen Laufabschnitt und 69,6 Individuen je Hektar bzw. 3,0 Individuen je 100 Meter im unteren Laufabschnitt. Die Groppe zeigt im oberen Laufabschnitt eine deutliche Bestandszunahme, die vermutlich aus der rückläufigen Nahrungskonkurrenz sowie dem abnehmenden Prädationsdruck durch andere Fischarten resultiert. Der untere Laufabschnitt wird während des Monitorings durch die Groppe wiederbesiedelt, wobei die ungünstigen Substrateigenschaften die Ausbildung hoher Abundanzwerte limitieren. Für die Schmerle ist im oberen Laufabschnitt eine geringfügige Vergrößerung und im unteren Laufabschnitt eine deutliche Verringerung der Abundanz nachweisbar. Letztere ist vermutlich Folge der zunehmenden Feinsedimentablagerungen in dieser Strecke. Für den Dreistachligen Stichling sind in beiden Untersuchungsabschnitten nur

geringfügige Abundanzveränderungen zu verzeichnen. Auf eine Diskussion der Abundanzentwicklung von Aal, Bachforelle, Elritze und Hecht wird verzichtet, da die Bestände dieser Arten durch anthropogene Einflussnahme (Besatz, Wiederansiedlung, Prädatorenmanagement) deutlich verändert sind (s. oben). Alle übrigen Taxa wurden während des Monitorings nur in geringer Individuenzahl nachgewiesen, so dass eine Diskussion der Bestandsentwicklung gleichfalls entfällt.

Die Gesamtabundanz aller Arten nimmt im oberen Laufabschnitt während des fünfjährigen Monitorings von 3.926 auf 990 Individuen je Hektar ab (Rückgang um 74,8 %). Für den unteren Laufabschnitt ergibt sich im Verlauf des 10-jährigen Monitorings eine Abundanzabnahme von 5.895 auf 88 Individuen je Hektar (Rückgang um 98,5 %). Die separate Datenauswertung für die potenziellen Wirtsfischarten der Bachmuschel belegt gleichfalls stark regressive Tendenzen (Details vgl. EBEL 2011b). Die deutlich zu geringe Wirtsfischdichte stellt einen wesentlichen Gefährdungsfaktor für die im Gewässer akut vom Aussterben bedrohte Bachmuschel dar (vgl. BUTTSTEDT 2011). Insgesamt zeigt sich im Jahr 2011 in den untersuchten Gewässerstrecken eine stark verarmte Zönose mit äußerst geringer Biomasse, die durch eine hohe Groppendominanz bei gleichzeitig fehlendem oder sehr individuenstarkem Vorkommen anderer Arten gekennzeichnet ist (Abb. 6). Gewässermorphologische Aspekte sind als Ursache für die gravierenden Bestandsrückgänge im oberen Gewässerabschnitt auszuschließen, da im betrachteten Zeitraum keine diesbezüglichen Negativentwicklungen auftraten. Vielmehr ist eine vorteilhafte Veränderung der Substrateigenschaften, der Breiten- und Tiefendiversität sowie der Ufer begleitenden Vegetation und

Abb. 3a-b: Für die hochgradig gefährdeten Arten Äsche (links, adultes Tier) und Barbe (rechts, juveniles Tier) wurden in den untersuchten Gewässerabschnitten der Kleinen Helme Bestandsrückgänge von 80 bis 100 Prozent verzeichnet. Foto links: E. Geigl, Foto rechts: G. Ebel.



Art	oberer Laufabschnitt			unterer Laufabschnitt		
	N ₁ (2006)	N _N (2011)	ΔA [%]	N ₁ (2001)	N _N (2011)	ΔA [%]
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>) ¹⁾	12	11	- 8,33	20	0	- 100,00
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>) ²⁾	22	4	- 81,82	5	1	- 80,00
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>) ¹⁾	71	61	- 14,08	2	5	+ 150,00
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	304	24	- 92,11	14	0	- 100,00
Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)	0	1	-	0	0	-
Blei (<i>Abramis brama</i>)	0	0	-	1	0	- 100,00
Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)	49	0	- 100,00	28	0	- 100,00
Dreist. Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	7	9	+ 28,57	7	5	- 28,57
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>) ³⁾	0	13	-	59	0	- 100,00
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	9	0	- 100,00	66	3	- 95,45
Giebel (<i>Carassius gibelio</i>)	362	49	- 86,46	3	1	- 66,67
Graskarpfen (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	0	0	-	2	0	- 100,00
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	615	1.236	+ 100,98	0	4	-
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	43	33	- 23,26	1.540	23	- 98,51
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	1.065	16	- 98,50	326	11	- 96,63
Hecht (<i>Esox lucius</i>) ⁴⁾	5	0	- 100,00	92	3	- 96,74
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)	4	0	- 100,00	21	0	- 100,00
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	106	0	- 100,00	577	0	- 100,00
Moderlieschen (<i>Leucaspius delineatus</i>)	0	0	-	0	1	-
Plötze (<i>Rutilus rutilus</i>)	3.274	31	- 99,05	3.280	33	- 98,99
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	1	0	- 100,00	1	0	- 100,00
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	6	3	- 50,00	4	0	- 100,00
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	4	10	+ 150,00	47	1	- 97,87
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	0	1	-	0	0	-
Wels (<i>Silurus glanis</i>)	1	0	- 100,00	0	0	-
Summe bzw. Mittelwert	5.960	1.502	- 74,80	6.095	91	- 98,51

¹⁾ Förderung durch Besatz

²⁾ Fangverbot Angelfischerei

³⁾ Wiederansiedlung im unteren Laufabschnitt (2001) und im oberen Laufabschnitt (2006)

⁴⁾ Entnahme im unteren Laufabschnitt zur Verringerung des Prädationsdrucks auf Bachmuschel-Wirtsfischarten

Tab. 2: Nachgewiesene Individuenzahlen in der Kleinen Helme (Landkreis Mansfeld-Südharz, Sachsen-Anhalt) im ersten Jahr (N₁) und letzten Jahr (N_N) des Monitorings (ΔA = relative Abundanzveränderung).

des Totholzanteils zu konstatieren. Defizite der Wassergüte kommen als Ursache für die Bestandsrückgänge gleichfalls nicht Betracht, da die hydrochemisch sensible Groppe eine erhebliche Bestandszunahme vollzogen hat und eine vorteilhafte Populationsstruktur mit einem hohen Anteil einsömmriger Jungtiere aufweist. Die Fischereiausübung kann aufgrund der geringen Intensität, sowie der Tatsache, dass es sich bei fast allen rückläufigen Taxa um fischereilich nicht genutzte Arten handelt, als relevanter Parameter gleichfalls aus-

geschlossen werden. Der einzig erkennbare Einflussfaktor für die Bestandsentwicklung ist der Kormoran, der nach Beobachtungen von Anwohnern während der Wintermonate im Untersuchungsgebiet zahlreich auftritt. Die diesbezüglich vorliegenden Schätzungen umfassen das Spektrum von 60 bis 160 Kormoranen pro Tag. Die Bestandsrückgänge im unteren Laufabschnitt werden neben der massiven Kormoranpräädation vermutlich auch durch die in den vergangenen Jahren zunehmende Verschlammung des Gewässers verursacht.

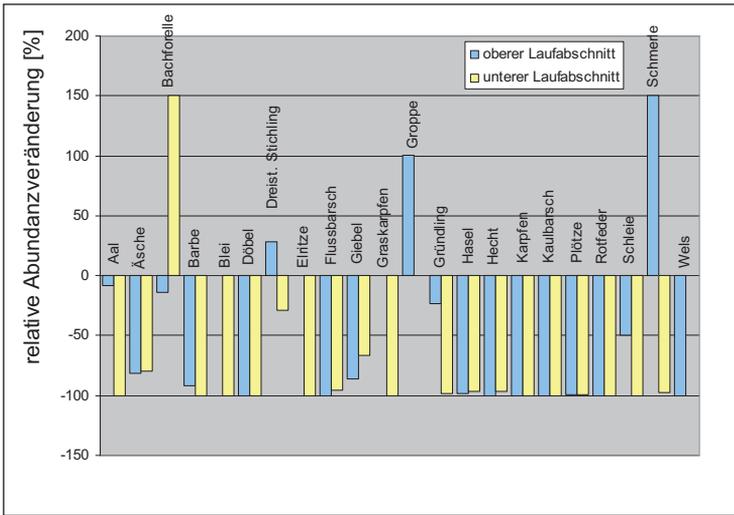


Abb. 4: Relative Abundanzveränderung der jeweiligen Arten in der Kleinen Helme (Untersuchungszeitraum oberer Laufabschnitt: 2006 bis 2011, Untersuchungszeitraum unterer Laufabschnitt: 2001 bis 2011).

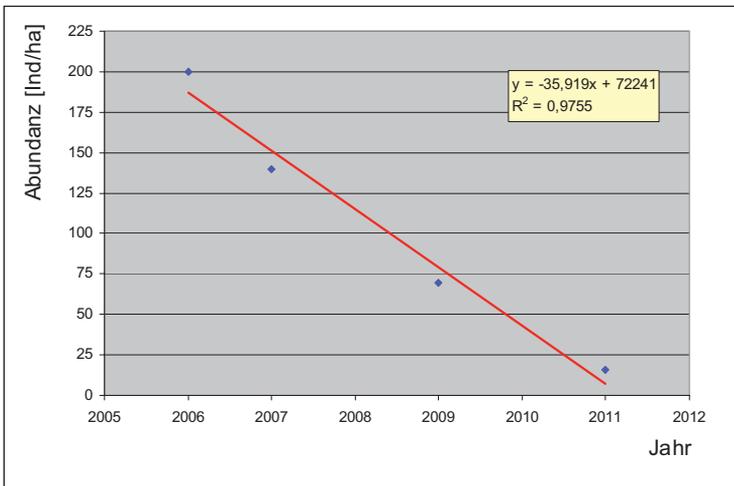


Abb. 5: Absolute Abundanzveränderung im oberen Laufabschnitt der Kleinen Helme am Beispiel der Barbe *Barbus barbus* (Untersuchungszeitraum 2006 bis 2011).

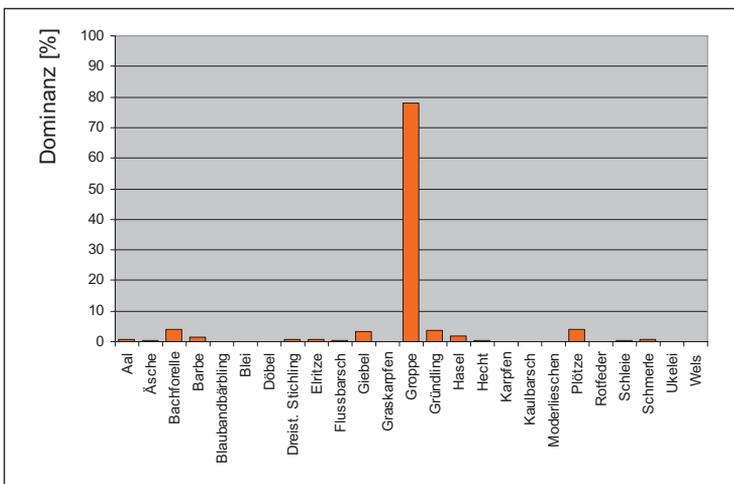


Abb. 6: Dominanz der jeweiligen Arten in der Kleinen Helme im Jahr 2011 (Zusammenfassung für oberen und unteren Laufabschnitt).



Abb. 7: Auch in der Helme stehen die Bestände von Äsche (*Thymallus thymallus*) und Barbe (*Barbus barbus*) aufgrund der starken Bestandsrückgänge in den vergangenen Jahren kurz vor dem Erlöschen. Das Foto zeigt den eigens für den Schutz dieser Arten im Jahr 1998 eingerichteten Laichschonbezirk bei Bennungen (EBEL 1996, VO des RP Magdeburg vom 27.7.1998), in dem jedoch infolge der aktuellen Bestandssituation heute kaum noch eine Reproduktion von Äsche und Barbe stattfindet.

Beobachtungen aus dem Jahr 2011 belegen jedoch, dass sich aufgrund der ausgesetzten Gewässerunterhaltung die Profilbreite durch Aufwuchs sukzessive verringert und infolge der somit erhöhten Schleppspannung eine Remobilisierung der Feinsedimente erfolgt.

2.2.2 Weitere Gewässer

Wie bereits im Kap. 1 ausgeführt, sind auch die Fischbestände in anderen Fließgewässern Sachsen-Anhalts stark rückläufig bzw. bereits erheblich dezimiert. Die Bestandssituation und Bestandsentwicklung ausgewählter Arten wird nachstehend am Beispiel von Helme, Bode, Wipper, Wethau und Mulde in Kurzform dargestellt.

Die **Helme** durchfließt das südwestliche Sachsen-Anhalt auf einer Strecke von 34 Kilometern und gehört entsprechend ihrer hydrographischen Eigenschaften der oberen Barbenregion an (EBEL 2005). Zur Fischfauna des Gewässers liegen verschiedene Erhebungen vor (EBEL 2001, 2005, 2007, 2009, 2011c). Im Zeitraum von 2000 bis 2011 sind für folgende Arten Bestandsrückgänge von 73 bis 99 Prozent zu verzeichnen: Äsche, Barbe, Döbel, Flussbarsch, Giebel, Gründling, Kaulbarsch, Plötze (vgl. auch GABRIEL 2011). Die zur Erhaltung der genetischen Variabilität als erforderlich angesehene Mindestbestandsgröße (UIBLEIN & JAGSCH

2000) wird bei Äsche und Barbe deutlich unterschritten. Stark zunehmende Bestände treten hingegen bei Dreistachligem Stichling, Groppe und Schmerle auf. Die durch Besatz gestützten Arten Aal und Bachforelle zeigen nur geringfügige Bestandsänderungen.

Die **Bode**, die im Oberharz entspringt und nach einer Fließstrecke von ca. 150 Kilometern bei Bernburg linksseitig in die Saale mündet, wird gleichfalls stark durch den Kormoran frequentiert. Der vormals stabile Äschenbestand des Gewässers ist nach aktuellen Befunden akut vom Aussterben bedroht. Bei Untersuchungen, die mehrere Befischungsstrecken mit einer Gesamtlänge von 9.050 Metern in der Äschenregion des Gewässers umfassen, sind lediglich 21 Äschen nachweisbar (EBEL 2009, 2010 und 2011a). Auch andere prädatationsgefährdete Arten, wie Hasel oder Döbel, treten nur noch in geringer Dichte auf.

Die im östlichen Mittelharz entspringende **Wipper** ist ein 81 Kilometer langer linksseitiger Nebenfluss der Saale, für den ebenfalls eine intensive Kormoranpräsenz belegt ist. Untersuchungen am Mittellauf des Gewässers, der aus hydrographischer Sicht als Äschenregion zu klassifizieren ist, lassen auf Bestandsrückgänge in folgendem Umfang schließen (Referenzzeitraum 2005 bis 2006): Äsche 92,4 Prozent, Döbel 76,7 Prozent, Hasel 93,4 Prozent, Plötze 100 Prozent. Die Bestandsänderungen bei den Kleinfischarten Elritze, Gründling und Schmerle sind hingegen vergleichsweise gering.

Für die **Wethau**, einen unterhalb von Naumburg rechtsseitig in die Saale mündenden Niederungsforellenbach, ist nach starkem Kormoranbeflug im Winter 2009/10 eine Abnahme des Bachforellenbestandes um 85,3 Prozent zu verzeichnen. Regressive Bestandsentwicklungen treten auch bei anderen Arten auf (EBEL 2007 und 2010a).

Obgleich die Quantifizierung von Fischbeständen in großen Fließgewässern generell methodische Schwierigkeiten bereitet, sind auch für diese rückläufige Entwicklungen anzunehmen. An der **Mulde**, deren Unterlauf das Land Sachsen-Anhalt auf einer Länge von 61 Kilometern durchfließt und vollständig der Barbenregion angehört, wird der Beginn der massiven Kormoranprädatation durch das Fehlen der mittleren Längengruppen (etwa 15–40 cm) indiziert (FÜLLNER & GEORGE 2007). Da sich die Kormoranprädatation auch in den Folgejahren fortsetzte und die gegen Kormoranprädatation vergleichsweise unempfindlichen Bestände großer, laichfähiger Individuen durch altersbedingte Mortalität zwischenzeitlich abgängig sind (EBEL 2010b und 2011a), ist die Reproduktionskapazität bei vielen Arten heute erheblich reduziert. Eine diesbezüglich

hohe Betroffenheit ist u. a. für die Leitfischart Barbe zu verzeichnen. Die starke Kormoranpräsenz im Mittel- und Unterlauf der Mulde stellt zugleich einen nachteiligen Einflussfaktor für die laufenden Bemühungen zur Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) dar, dessen Jugendstadien (Körperlänge 10 – 25 cm) diese Muldeabschnitte durchwandern müssen, um zu den marinen Nahrungsgründen zu gelangen (vgl. auch EBEL 2010b). Das gilt auch für den europaweit akut vom Aussterben bedrohten Europäischen Stör (*Acipenser sturio*), für den ein Wiederansiedlungsversuch in der unteren Mulde im Jahr 2011 begonnen wurde.

Inwieweit die kormoranbedingten Effekte auch die Bestände der gefährdeten Arten Zährte (*Vimba vimba*) und Zope (*Ballerus ballerus*) in Saale und Elbe betreffen, für deren Erhaltung das Land Sachsen-Anhalt eine hohe Mitverantwortung trägt, ist derzeit nur unzureichend bekannt, kann jedoch aufgrund der generellen Bestandstrends als wahrscheinlich angesehen werden. Das gleiche gilt für den akut gefährdeten Aal (*Anguilla anguilla*), für den aufwändige Besatzmaßnahmen zur Bestandsstabilisierung entsprechend den Zielstellungen der EG-Aal-Verordnung durchgeführt werden (KNÖSCHE et al. 2004, BRÄMICK et al. 2008, BAER et al. 2011). Die Erfahrungen aus den Untersuchungen der vergangenen Jahre zeigen darüber hinaus, dass die Bestandsrückgänge weitgehend unabhängig von gewässermorphologischen Parametern auftreten, naturnahe Abschnitte also ebenso betroffen sind wie ausgebaute Strecken. Lediglich innerhalb von Ortslagen, die meist intensiv ausgebaut sind, war noch bis etwa 2005 häufig eine vergleichsweise vorteilhafte Bestandssituation festzustellen, da diese Bereiche von den Vögeln offenbar weniger stark frequentiert wurden. Aktuell kommt es jedoch auch innerhalb der Ortslagen zu vergleichbaren Bestandsrückgängen wie in den außerorts gelegenen Strecken. Ähnliche Beobachtungen werden auch durch GÖRLACH & WAGNER (2006), HANFLAND et al. (2011) sowie GAYE-SIESSEGGER (2011) beschrieben.

3 Diskussion

3.1 Naturschutzfachliche Aspekte

Die dargestellten Befunde belegen, dass zeitgleich mit der massiven Zunahme der Kormoranpräsenz stark regressive Bestandentwicklungen bei zahlreichen Fischarten auftreten.

Der bereits durch Strukturverarmung und andere Einflüsse beeinträchtigte Äschenbestand der Helme ist nunmehr akut vom Aussterben bedroht. Auch der Be-

stand der Helme-Barbe steht am Rande des Erlöschens. Der vormals stabile Äschenbestand der Bode ist bis auf geringe Reste dezimiert. Auch bei anderen gefährdeten Arten, wie Aal, Zährte und Zope, ist von kormoranbedingten Beeinträchtigungen auszugehen. In welchem Umfang die massive Kormoranpräsenz den Erfolg der aufwändigen Programme zur Wiederansiedlung der diadromen Wanderfischarten Lachs, Meerforelle und Stör gefährdet, kann aus methodischen Gründen derzeit nicht quantitativ beurteilt werden.

Aus der rückläufigen Entwicklung der Fischbestände resultieren zugleich negative Auswirkungen für gefährdete Großmuschelarten. Exemplarische Untersuchungen an der Kleinen Helme weisen den massiven Rückgang von Wirtsfischarten als wesentlichen Gefährdungsfaktor für die akut vom Aussterben bedrohte Bachmuschel aus.

Die in vorliegender Arbeit aufgezeigten Entwicklungen illustrieren beispielhaft, welche Folgen für aquatische Arten durch die gegenwärtige Kormoranpräsenz in der Kulturlandschaft entstehen. Eine Abminderung der dargestellten Konflikte erfordert eine gleichrangige Berücksichtigung der Belange von Vogelschutz und Fischschutz.

3.2 Fischereiwirtschaftliche Aspekte

Auf der Grundlage aktueller Daten zum Kormoranbestand (SCHULZE 2009 und 2010, DORNBUSCH & FISCHER 2010) ist für Sachsen-Anhalt eine jährliche kormoranbedingte Fischmortalität von mindestens 400 Tonnen zu bilanzieren, wobei die tatsächliche Mortalität wahrscheinlich wesentlich größer ist. Für die Bundesrepublik Deutschland wird eine kormoranbedingte Entnahmemenge von 20.000 Tonnen veranschlagt (BRÄMICK 2009). Die im Jahr 2009 in Sachsen-Anhalt durch Fluss- und Seenfischer angelandete Fischbiomasse betrug 72 Tonnen und die durch die Angelfischer entnommene Fischbiomasse 154 Tonnen. Somit überstieg die kormoranbedingte Fischmortalität die Fänge der Fluss- und Seenfischer im Jahr 2009 um das mindestens 5,5-fache und die der Angler um das mindestens 2,5-fache. Sowohl die Erträge der Fluss- und Seenfischerei als auch die der Angelfischerei sind in den vergangenen Jahren stark rückläufig (z. B. BRÄMICK 2009). Mit dem Rückgang der Fischereierträge aus heimischen Gewässern steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die für die menschliche Ernährung nicht mehr verfügbare Fischbiomasse durch Importe, z. B. aus asiatischer Aquakultur, ersetzt wird.

Die Fluss- und Seenfischerei stellt eine alte und kulturhistorisch bedeutsame Form der Nutzung heimischer Nahrungsressourcen dar. Die Angelfischerei, die ne-

ben Nahrungserwerb auch Freizeitbeschäftigung ist, bedingt, dass sich Teile der Bevölkerung trotz zunehmender Urbanisierung mit Gewässerlebensräumen und deren Arten befassen und daher für deren Belange oftmals sensibler sind als andere Bevölkerungsgruppen. Angelfischer sind wesentliche Initiatoren von Gewässerrenaturierungen und anderen Lebensraum verbessernden Maßnahmen sowie die oftmals einzigen Akteure bei der Erhaltung gefährdeter Fischarten durch künstliche Erbrütung autochthoner Stämme oder bei der Wiederansiedlung ausgestorbener Arten. Durch ihre Präsenz vor Ort können nachteilige Entwicklungen an Gewässern erkannt und unterbunden werden (vgl. z. B. JUNGWIRTH et al. 1995, ZITEK & JUNGWIRTH 2004). Diese Bemühungen, die maßgeblich vom persönlichen Engagement der Akteure getragen und oftmals wissenschaftlich begleitet werden, sind im Interesse des aquatischen Artenschutzes zu würdigen und zu fördern. Einseitig ausgerichtete Schutzbestrebungen zugunsten des nicht mehr gefährdeten Kormorans (DORNBUSCH et al. 2004) erzeugen dagegen Unverständnis und können sich daher nachteilig auf die zwingend notwendige Fortsetzung der ehrenamtlichen Aktivitäten zum Schutz aquatischer Arten auswirken.

3.3 Kritik an der Arbeit von DORNBUSCH & FISCHER (2010)

Durch DORNBUSCH & FISCHER erfolgte eine Untersuchung der Mageninhalte von 94 an Fließgewässern Sachsen-Anhalts geschossenen Kormoranen, wobei 69 Vögel an der Helme erlegt wurden. Mit Ausnahme von vier Tieren entfallen alle Abschüsse auf die Jahre 2007 bis 2010 und damit auf einen Zeitraum, in dem die kormoranbedingte Degradation der Fischbestände schon massiv vorangeschritten war. In den Mägen der untersuchten Vögel konnten durch DORNBUSCH & FISCHER 374 Beutefische identifiziert werden, wobei wiederum der größte Teil (330 Beutefische) dem Helmegebiet zuzuordnen war. Die an der Helme geschossenen Kormorane hatten verschiedene Cyprinidenarten (Individuenanteil 43,33 %) sowie Flussbarsche (Individuenanteil 6,06 %), Kaulbarsche (Individuenanteil 13,94 %), Dreistachlige Stichlinge (Individuenanteil 36,36 %) und Groppen (Individuenanteil 0,30 %) gefressen. Die gefährdeten Arten Äsche und Barbe konnten nach Angabe der Autoren nicht in den Kormoranmägen aufgefunden werden. Nach DORNBUSCH & FISCHER „... belegen die Ergebnisse sehr deutlich, dass Kormorane, zumindest jedoch die in den Jahren 2007 bis 2010 getöteten, nicht ursächlich für das Verschwinden naturschutzrelevanter Fischarten wie Äsche, Barbe oder Bachforelle aus den

entsprechenden Fließgewässerabschnitten verantwortlich sein können“.

Die Begründung für diese Schlussfolgerung bleibt allerdings unklar. So ist beispielsweise nicht zu erwarten, dass bei der Untersuchung von 330 Beutefischen auch nur eine Äsche in den Kormoranmägen aufgefunden wird, da deren Individuenanteil in der Helme hierfür zu gering ist. Die Ergebnisse von DORNBUSCH & FISCHER sind weder ein Beweis noch ein Indiz dafür, dass der Kormoran keinen nachteiligen Effekt auf die Bestandsentwicklung gefährdeter Fischarten ausübt. Sie illustrieren vielmehr anschaulich den nach mehrjähriger Kormoranprädaion stark geschädigten Zustand der Fischfauna der Helme, an der sich Kormorane nunmehr überwiegend von Dreistachligen Stichlingen sowie von den aus der Talsperre Kelbra einwandernden Giebeln und Kaulbarschen ernähren. Diese drei Arten besitzen einen Individuenanteil von 62,12 Prozent in der Kormoranahrung. Auf die Vielzahl von Untersuchungsbeutefischen, die gefährdete Arten als Nahrungsbestandteil des Kormorans ausweisen und damit den Ergebnissen von DORNBUSCH & FISCHER widersprechen, sei an dieser Stelle lediglich verwiesen (z. B. SUTER 1991, JUNGWIRTH et al. 1995, KIRCHHOFFER et al. 2002, RIPPIMANN et al. 2005).

Darüber hinaus wird von DORNBUSCH & FISCHER (2010) postuliert, dass „bisherige Ergebnisse aus Sachsen-Anhalt nicht eindeutig belegen können, dass das gehäufte Auftreten von Kormoranen an Fließgewässern im Winterhalbjahr zu erheblichen fischerei- oder sonstigen gemeinwirtschaftlichen Schäden führt. Im Mageninhalt der Kormorane ließen sich keine fischereiwirtschaftlich oder angelsportlich bedeutsamen Arten in entsprechender Anzahl finden“. Auch diese Aussage ist zu kritisieren, da die zugrunde liegende Stichprobe sowohl bezüglich ihrer Größe als auch im Hinblick auf den Probenahmezeitraum und die Gewässerauswahl nicht repräsentativ ist und ohne nachvollziehbare Quantifizierung (Hochrechnung) auf die Grundgesamtheit (wirtschaftliche Folgen der Gesamtprädaion) geschlossen wird. Zudem verzichten DORNBUSCH & FISCHER (2010) vollständig auf eine Diskussion der einschlägigen Fachliteratur.

Ähnlich kritikwürdige Auffassungen zu den Auswirkungen der Kormoranprädaion auf Fischbestände finden sich auch im Positionspapier des Naturschutzbundes Sachsen-Anhalt und des Ornithologenverbandes Sachsen-Anhalt (HELM & SCHÖNBRODT 2012). Das betrifft beispielsweise die fehlerhafte Interpretation der Nahrungsuntersuchungen von DORNBUSCH & FISCHER (2010), die unzutreffenden Ausführungen zu den selektiven Effekten der Kormoranprädaion und die Fehl-

einschätzungen zum Erfolg von Wiederansiedlungsprogrammen für diadrome Wanderfischarten. Darüber hinaus diskreditieren die Autoren des Positionspapiers die aus fischökologischer Sicht geforderten Managementmaßnahmen zur Begrenzung der Kormoranpräda-tion als „Befriedigung der Singulärinteressen von Hobby-Anglern“. Aufgrund der aufgezeigten Defizite sind sowohl die Arbeit von DORNBUSCH & FISCHER (2010) als auch das Positionspapier des Naturschutz-bundes Sachsen-Anhalt und des Ornithologenverbandes Sachsen-Anhalt als Grundlage für künftige Ent-scheidungen zum Kormoranmanagement ungeeignet.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die vorliegende Arbeit vermittelt einen Kurzüberblick über die Bestandssituation und Bestandsentwicklung von Fischarten in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts für den Zeitraum von 2000 bis 2011. Trotz umfangreicher Bemühungen zur Verbesserung des ökologi-schen Zustands treten hier stark regressive Bestandsent-wicklungen auf. Für Äsche, Barbe und andere Arten sind Bestandsrückgänge von 80 bis 100 Prozent belegt. Die dargestellten Befunde indizieren die Folgen der gegen-wärtigen Kormoranpräsenz für Fischbestände in der Kulturlandschaft. Sie stehen in Übereinstimmung mit den Ergebnissen zahlreicher Untersuchungen zum Ein-fluss des Kormorans in anderen europäischen Regionen. Die von DORNBUSCH & FISCHER (2010) auf der Grund-lage von Nahrungsuntersuchungen abgeleiteten Schlussfolgerungen zu den Auswirkungen der Kormo-ranpräda-tion auf Fischbestände basieren auf unzutref-fenden Annahmen und unzulässigen Generalisierungen. Sie können bei ungeprüfter Übernahme erhebliche Negativeffekte für akut gefährdete Arten bedingen und sind als Grundlage für künftige Entscheidungen zum Kormoranmanagement nicht geeignet. Das betrifft auch die Ausführungen im Positionspapier des Naturschutz-bundes Sachsen-Anhalt und des Ornithologenverbandes Sachsen-Anhalt (HELM & SCHÖNBRODT 2012).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen zugleich, dass eine deutliche Reduktion des Kormorans erfor-derlich ist, um dessen nachteilige Auswirkungen auf Fischbestände in der Kulturlandschaft zu begrenzen. Die notwendige Bestandsregulierung ist vorzugsweise auf der Grundlage gesamteuropäischer Modelle und Konzepte vorzunehmen. Bis zum Vorliegen der hier-für notwendigen Voraussetzungen sind Maßnahmen zur Bestandsreduktion auf regionaler Ebene zu ergrei-

fen. Wie durch die vorliegende Arbeit dokumentiert wird, sind die diesbezüglichen Einzelfallregelungen in Sachsen-Anhalt nicht ausreichend, um kormoranbe-dingte Schädigungen der Fischbestände wirkungsvoll zu begrenzen. Um die Belange von Vogelschutz und Fischschutz in Sachsen-Anhalt künftig ausgewogener als bislang zu berücksichtigen, wird daher auch hier die Erarbeitung einer Kormoranverordnung erforderlich, in der die rechtlichen Maßgaben zur Verminderung der Kormoranpräda-tion festgeschrieben werden.

Literatur

- BAARS, M., E. MATHES, H. STEIN & U. STEINHÖRSTER (2001): Die Äsche (*Thymallus thymallus*). – Hohenwarsleben (Westarp Wissenschaften). – Die Neue Brehm-Bücherei, Bd. 640: 128 S.
- BAER, J., U. BRÄMICK, M. DIEKMANN, H. KARL, C. UBL & K. WYSUJACK (2011): Fischereiliche Bewirtschaftung des Aals in Deutschland. Rahmenbedingungen, Status und Wege zur Nachhaltigkeit. – Schriftenreihe Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler 16: 1–140.
- BLASEL, K. (2004): Einfluss der Kormoran-Präda-tion auf den Fischbestand im Restrhein. – Sölden. – Unveröff. Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg: 36 S. u. Anl.
- BORKMANN, I., W.-C. LEWIN & D. RITTERBUSCH (2009): Zur Schädigung von Fischbeständen in ausgewählten Fließge-wässern Sachsen-Anhalts durch Kormorane. – Potsdam-Sacrow (Institut für Binnenfischerei e. V.). – Unveröff. Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt: 55 S.
- BRÄMICK, U. (2009): Jahresbericht zur Deutschen Binnen-fischerei 2009. – Potsdam-Sacrow (Institut für Binnenfische-ri e. V.): 44 S.
- BRÄMICK, U., E. FLADUNG & P. DOERING-ARJES (2008): Aal-ma-nagementplan – Flussgebietsgemeinschaft Elbe. – Potsdam-Sacrow (Institut für Binnenfischerei e. V.): 49 S.
- BUTTSTEDT, L. (2000): Ein aktuelles Vorkommen der Bachmu-schel im südwestlichen Sachsen-Anhalt. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 37 (2): 57–60.
- BUTTSTEDT, L. (2002): Zur Bestandssituation der Großmu-schelarten (*Bivalvia*) in Fließ- und Standgewässern des Landkreises Sangerhausen. – In: ÖKOLOGIESTATION e. V. SANGERHAUSEN (Hrsg.): 10 Jahre Ökologiestation Sanger-hausen: 12–21.
- BUTTSTEDT, L. (2011): Bestandsstützende Maßnahmen für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Kleinen Helme im Landkreis Mansfeld-Südharz. Kontrolle des Bachmuschel-bestandes als Monitoringprogramm – Projektphase 2011 und Endbericht. – Roßla. – Unveröff. Studie im Auftrag der Ökologiestation e. V. Sangerhausen: 23 S. u. Anl.
- DORNBUSCH, G., K. GEDEON, K. GEORGE, R. GNIELKA & B. NI-COLAI (2004): Rote Liste der Vögel (*Aves*) des Landes Sach-sen-Anhalt. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 138–143.
- DORNBUSCH, G. & S. FISCHER (2010): Nahrungsuntersuchun-gen an Kormoranen in Sachsen-Anhalt. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 47 (1+2): 16–25.

- DÜPPELMANN, C. (2003): Artenschutzprojekt Bachmuschel (*Unio crassus*) 2003. – Unveröff. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel (Obere Fischereibehörde): 13 S. u. Anl.
- EBEL, G. (1996): Beobachtungen im Helmegebiet zur Reproduktion der Barbe. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33 (1): 21–28.
- EBEL, G. (2000): Habitatansprüche und Verhaltensmuster der Äsche *Thymallus thymallus* (LINNAEUS, 1758) – Ökologische Grundlagen für den Schutz einer gefährdeten Fischart. – Halle. – Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie 1: 64 S.
- EBEL, G. (2001): Literaturstudie zur Biologie der Barbe *Barbus barbus* (LINNAEUS, 1758) und Erarbeitung von Empfehlungen zur Stabilisierung des Barbenbestandes der Helme im Land Sachsen-Anhalt. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag von Wildfisch- und Gewässerschutz Wernigerode e. V.: 196 S.
- EBEL, G. (2005): Analyse der Bestandssituation, Bestandsentwicklung und Gefährdung von Äsche (*Thymallus thymallus*) und Barbe (*Barbus barbus*) im sachsen-anhaltinischen Laufabschnitt der Helme und Ableitung von Maßnahmen zur Bestandserhaltung. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Kreisanglervereins Sangerhausen e. V.: 202 S.
- EBEL, G. (2007): Fischbestandskundliche Untersuchungen in Fließgewässern Sachsen-Anhalts – Monitoringphase 2007. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt: 548 S.
- EBEL, G. (2008): Erhebung und Bewertung der Fischfauna in Fließgewässern von Sachsen-Anhalt – Monitoringphase 2008. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt: 116 S. u. Anl.
- EBEL, G. (2009): Erhebung und Bewertung der Fischfauna in Fließgewässern von Sachsen-Anhalt – Monitoringphase 2009. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt: 121 S. u. Anl.
- EBEL, G. (2010a): Erhebung und Bewertung der Fischfauna in Fließgewässern von Sachsen-Anhalt – Monitoringphase 2010. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt: 434 S.
- EBEL, G. (2010b): Funktionskontrolle der Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Raguhn (Mulde). – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Enercon GmbH: 97 S.
- EBEL, G. (2011a): Erhebung der Fischfauna in Fließgewässern Sachsen-Anhalts – Monitoringphase 2011. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie) Unveröff. Studie im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt: 417 S.
- EBEL, G. (2011b): Bestandsmonitoring potentieller Wirtsfischarten der Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Kleinen Helme (Sachsen-Anhalt) – Endbericht. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag der Ökologiestation e. V. Sangerhausen: 27 S.
- EBEL, G. (2011c): Untersuchungen zur Fischfauna der Helme in Sachsen-Anhalt – Ergebnisse Elektrofischung 2011. – Halle (Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie). – Unveröff. Studie im Auftrag des Kreisanglervereins Sangerhausen e. V.: 16 S.
- EBEL, G. & L. BUTTSTEDT (2006): Verbreitungs- und Bestandsanalyse von Bachmuschel (*Unio crassus*) und Bachmuschel-Wirtsfischarten im Helmegebiet (Sachsen-Anhalt) und Ableitung von Maßnahmen für den Artenschutz. – Halle (Saale). – Unveröff. Studie im Auftrag der Ökologiestation e. V. Sangerhausen: 160 S.
- EMMRICH, M. & H. DÜTTMANN (2010): Untersuchungen zur Nahrungswahl des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) am Dümmer (Landkreis Diepholz, Niedersachsen) unter besonderer Berücksichtigung von Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Sander lucioperca*). – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 36: 55–67.
- ENGEL, H. & K. WÄCHTLER (1989): Some peculiarities in developmental biology of the freshwater bivalve *Unio crassus* in Northern Germany. – Arch. Hydrobiol. 115: 441–450.
- FRENZ, C., H. KLINGER & H. SCHUMACHER (1997): Zwischenbericht zur Situation von Äsche (*Thymallus thymallus* L.) und Bachforelle (*Salmo trutta* L.) in der Lenne (NRW) – Lebensraum, Kormoran und Angelfischerei. – Natur und Landschaft 72 (9): 401–407.
- FÜLLNER, G. & V. GEORGE (2007): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf den Fischbestand der Mulde in Sachsen. – Fischer & Teichwirt 58 (8): 290–294.
- GABRIEL, F. (2011): Warum fressen Kormorane in Sachsen-Anhalt fast nur noch Stichlinge? – Angler und Fischer in Sachsen-Anhalt 14: 23–24.
- GAYE-SIESSEGGER, J., P. DEHUS, J. BAER, H.-P. BILLMANN, S. BLANK & R. BERG (2011): Bericht zur Vergrämung von Kormoranen im Winter 2010/11 und zu ihrer aktuellen Bestandsentwicklung. – Unveröff. Studie der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: 6 S. u. Anl.
- GÖRLACH, J. & R. MÜLLER (2005): Die Bestandssituation der Äsche in Thüringen. – Unveröff. Studie im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt: 21 S.
- GÖRLACH, J. & F. WAGNER (2006): Überprüfung des winterlichen Kormoraneinflusses auf die Fischbestandssituation in der Ilm / Thüringen. – Schleusingen, Jena. – Unveröff. Studie im Auftrag des Verbandes für Angeln und Naturschutz Thüringen e. V. und des Thüringer Landesfischereiverbandes: 41 S.
- GÖRNER, M. (2006): Der Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) und weiterer piscivorer Vögel auf die Fischfauna von Fließgewässern in Mitteleuropa. – Artenschutzreport (Sonderheft Fischartenschutz): 72–87.
- GUTHÖRL, V. (2006): Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und aquatische Ökosysteme. – St. Ingbert (Wildland Weltweit): 253 S.
- HANFLAND, S., M. SCHUBERT, H. BELANYECZ & M. V. LUKOWICZ (2011): Die Äsche – Fisch des Jahres 2011. – Offenbach. – Hrsg.: Verband Deutscher Sportfischer e. V.: 64 S.
- HARTENAUER, K. (2006): Zum Vorkommen der Bachmuschel in der nordwestlichen Altmark und Hinweise zur Bewer-

- tung des Erhaltungszustandes. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43 (1): 11–20.
- HARTENAUER, K. (2010): *Unio crassus* (PHILLIPSON, 1788) – Bachmuschel. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2: 53–61.
- HOCHWALD, S. (1997): Das Beziehungsgefüge innerhalb der Größenwachstums- und Fortpflanzungsparameter bayerischer Bachmuschelpopulationen (*Unio crassus* PHIL. 1788) und dessen Abhängigkeit von Umweltfaktoren. – Diss. Univ. Bayreuth. – Bayreuther Forum Ökologie 50: 171 S.
- HELM, H. & M. SCHÖNBRODT (2012): Positionspapier zur angekündigten Aufstellung einer Kormoran-Verordnung im Land Sachsen-Anhalt. – Naturschutzbund Sachsen-Anhalt & Ornithologenverband Sachsen-Anhalt e.V.: 13 S.
- HOLZER, G., M. HINTERHOFER & G. UNFER (2007): Ergebnisse der Fischbestandsaufnahmen im Unterlauf der Ybbs (Revier Mitterlehner & Revier Loidl) unter besonderer Berücksichtigung der Äschenpopulation. – Unveröff. Mskr.: 28 S.
- JÖRGENSEN, L. & U. SCHWEVERS (1998): Untersuchungen zum Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände der Ahr. – Unveröff. Mskr.: 21 S.
- JUNGWIRTH, M., G. WOSCHLITZ, G. ZAUNER & A. JAGSCH (1995): Einfluss des Kormorans auf die Fischerei. – Österreichs Fischerei 48 (6): 111–125.
- KAMMERAD, B., S. ELLERMANN, J. MENCKE, O. WÜSTEMANN & U. ZUPPKE (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt. – Hrsg.: Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. – Magdeburg: 180 S.
- KELLER, T., T. VORDERMEIER, M. V. LOKOWICZ & M. KLEIN (1996): Der Einfluss des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter besonderer Berücksichtigung fischökologischer und fischereioökonomischer Aspekte. – Ornithologischer Anzeiger 35 (1): 1–12.
- KIECKBUSCH, J., W. KNIEF & C. HERRMANN (2010): Bestandsanstieg und seine Grenzen: Brutbestandsentwicklung des Kormorans in Deutschland. – Der Falke 57 (SH): 4–9.
- KIRCHHOFER, A., M. BREITENSTEIN & J. GUTHRUF (2002): Äschenpopulationen von lokaler Bedeutung. – Mitteilungen zur Fischerei 70: 1–25.
- KNÖSCHE, R., K. SCHRECKENBACH, J. SIMON, T. EICHHORN, M. PIETROCK & C. THÜRMER (2004): Aalwirtschaft in Brandenburg. – Schriften Institut Binnenfischerei Potsdam-Sacrow 15: 1–75.
- KOHL, F. (2010): Kormoran *Phalacrocorax carbo* in Europa. Bestandsentwicklung 1970 – 2009. – Studie der EAA: 88 S. – www.eaa-europe.org.
- KORTAN, J., Z. ADAMEK, M. FLAJSHANS & V. PIACKOVA (2008): Indirect manifestation of cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* [L.]) predation on pond fish stock. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems (389): 1–11.
- NAGEL, K.-O. (2002): Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Bestandsentwicklung bei Flussmuscheln. – Naturschutz u. Landschaftsplanung 34: 261–269.
- RIPPMMANN, U., W. MÜLLER, M. PETER & E. STAUB (2005): Erfolgskontrolle Kormoran und Fischerei sowie neuer Maßnahmenplan 2005. – Bern (Arbeitsgruppe Kormoran und Fischerei): 95 S.
- RUTSCHKE, E. (1998): Der Kormoran – Biologie, Ökologie, Schadabwehr. – Berlin (Parey): 162 S.
- SCHMALZ, W. & M. SCHMALZ (2003): Gutachten zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in der Saale bei Rudolstadt/ Schwarzra. – Schleusingen (Bauhaus Universität Weimar, Hydrolabor Schleusingen). – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Pachtgemeinschaft Schwarzra/Volkstedt: 44 S.
- SCHULZE, M. (2009): Die Wasservogelzählung in Sachsen-Anhalt 2008/09. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, SH 2: 67–78.
- SCHULZE, M. (2010): Die Wasservogelzählung in Sachsen-Anhalt 2009/10. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, SH 1: 73–84.
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (2003): Zum Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände der Unteren Eder (Hessen). – Fischer & Teichwirt 54 (5): 171–173.
- SIMON, J. (2011): Wenn Jäger zu Gejagten werden – Nahrungsuntersuchungen an Kormoranen in der Havel bei Potsdam. – Fischer & Teichwirt 62 (1): 6–9.
- STAUB, E., A. KRÄMER, R. MÜLLER, C. RUHLE & J. WALTER (1992): Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fischbestände und Fangerträge in der Schweiz. – Schriftenreihe Fischerei 50: 1–138.
- STEFFENS, W. (2011): Kormorane vernichten die Äschenbestände auch in Sachsen. – Fischer & Teichwirt 62 (7): 263–265.
- SUTER, W. (1991): Der Einfluß fischfressender Vogelarten auf Süßwasserfischbestände – eine Übersicht. – J. Orn. 132: 29–45.
- TÖRRING-JETTENBACH, H. V., U. WUNNER & P. WISSMATH (1995): Kormoranschäden an der Traun. – Fischer & Teichwirt 46 (9): 335–337.
- UIBLEIN, F., A. JAGSCH, G. GÖSSNER, S. WEISS, P. GOLLMANN & E. KAINZ (2000): Untersuchungen zu lokaler Anpassung Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. – Österreichs Fischerei 53 (4): 89–165.
- ZETTLER, M. L., D. KOLBOW & F. GOSELCK (1995): Ursachen für den Rückgang und die heutige Verbreitung der Unio-niden im Warnow-Einzugsgebiet (Mecklenburg/Vorpommern) unter besonderer Berücksichtigung der Bachmuschel (*Unio crassus* PHILIPSSON 1788) (Mollusca, Bivalvia). – DGL-Jahrestagung 1994: 597–601.
- ZITEK, A. & M. JUNGWIRTH (2004): Managementkonzept für das EU-LIFE Projektgebiet „Lebensraum Huchen“. – Wien (Universität für Bodenkultur Wien): 18 S.

Anschrift des Autors

Dr. Guntram Ebel
 Öffentlich bestellter und vereidigter Sachverständiger
 für Umweltschutz (Fachgebiet: Gewässerschutz) und
 Fischwirtschaft (Fachgebiet: Fischkrankheiten und
 Gewässer)
 Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie
 Dr. Ebel
 Saalwerderstraße 10 · 06118 Halle (Saale)
 E-Mail: info@bgf-halle.de
 Internet: www.bgf-halle.de